



Universität Stuttgart
Germany



Umweltforschungsplan
des Bundesministeriums für Umwelt,
Naturschutz und Reaktorsicherheit

Abschlußbericht
FKZ 204 63 252

National Implementation of the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air
Pollution (Effects)

Zusammenfassung

Teil 2: Wirkungen und Risikoabschätzungen:
Critical Loads, Biodiversität, Dynamische Modellierung, Critical Levels Überschreitungen,
Materialkorrosion

Thomas Gauger^(1,4), Hans-Dieter Haenel⁽¹⁾, Claus Rösemann⁽¹⁾
Hans-Dieter Nagel⁽²⁾, Rolf Becker⁽²⁾, Philipp Kraft⁽²⁾, Angela Schlutow⁽²⁾,
Gudrun Schütze⁽²⁾, Regine Weigelt-Kirchner⁽²⁾
Frank Anshelm⁽³⁾

⁽¹⁾ Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Institut für Agrarökologie (FAL-AOE), Braunschweig

⁽²⁾ ÖKO-DATA, Gesellschaft für Ökosystemanalyse und Umweltdatenmanagement mbH, Strausberg

⁽³⁾ Geotechnik Südwest Frey Marx GbR, Bietigheim-Bissingen

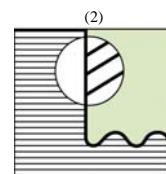
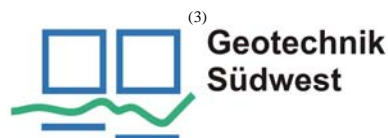
⁽⁴⁾ Institut für Navigation, Universität Stuttgart (INS)

Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft
Institut für Agrarökologie
FAL-AOE

Institutsleiter: Dir. u. Prof. Dr. U. Dämmgen

IM AUFTRAG DES
UMWELTBUNDESAMTES
(UBA, Dessau)

2008



Inhaltsverzeichnis

Z2 Zusammenfassung Abschlußbericht Teil 2: Wirkungen und Risikoabschätzungen: CriticalLoads, Dynamische Modellierung, CriticalLevels Überschreitungen, Matrialkorrosion	3
Z2.1 NFC Deutschland, Critical Loads, Biodiversität, Dynamische Modellierung.....	3
Z2.1.1 NFC Deutschland für das ICP Modelling und Mapping	3
Z2.1.2 Expert Panel für Schwermetalle.....	3
Z2.2 Ergebnisse der Arbeiten für das Multikomponenten-Protokoll: Critical Loads und deren Überschreitung	4
Z2.2.1 Ergebnisse der Critical Loads-Berechnung für Säure-Einträge	6
Z2.2.2 Critical Loads für eutrophierende Stickstoffeinträge	7
Z2.2.3 Critical Load-Überschreitungen (Schwefel, Stickstoff)	9
Z2.2.3.1 Berechnungsmethodik	11
Z2.2.3.2 Ergebnisse der Berechnung der Critical Loads Überschreitungen.....	12
Z2.3 Ergebnisse der Arbeiten für das Schwermetallprotokoll Critical Loads Überschreitungen (Pb, Cd, Hg)	16
Z2.3.1 Erarbeitung des deutschen Datensatzes der Critical Loads (Pb, Cd, Hg).....	17
Z2.3.2 Critical Loads für Schwermetalle in Deutschland (Pb, Cd, Hg)	18
Z2.3.3 Critical Loads Überschreitungen (Pb, Cd, Hg)	21
Z2.4 Ergebnisse der Arbeiten zur Einbeziehung von Biodiversität (BERN).....	23
Z2.5 Weiterentwicklung und Anwendung der Dynamischen Modellierung	25
Z2.5.1 Modellvergleiche	25
Z2.5.2 Modellvergleiche, Ergebnisse und deren Bewertung.....	25
Z2.5.3 Erstellung des deutschen dynamischen Datensatzes	27
Z2.5.4 Erarbeitung einer operationalen Schnittstelle zum BERN-Modell	30
Z2.6 Ergebnisse der Kartierung der aktuellen Korrosion in Deutschland, der Schweiz und der Tschechischen Republik.....	31
Z2.6.1 Zusammenfassung der wesentlichen Ergebnisse.....	31
Z2.7 Ergebnisse der Kartierung der Überschreitung der Critical Levels für SO ₂ , NO _x und O ₃	33
Z2.7.1 Zusammenfassung der wesentlichsten Ergebnisse	33

Abbildungsverzeichnis

Abb. Z2.1: Regionale Verteilung der Critical Loads für Säureeinträge in Deutschland	6
Abb. Z2.2: Regionale Verteilung der Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff in Deutschland.....	8
Abb. Z2.3: Zeitliche Verzögerungen bei der Reaktion von Ökosystemen auf die Überschreitung der Critical Loads (Damage Delay Time, DDT) und bei der Erholung nach erfolgter Minderung der Schadstoffeinträge unter die Belastungsgrenzen (Recovery Delay Time, RDT)	10
Abb. Z2.4: Anteil der vor Versauerung geschützten sensitiven Ökosysteme in den Jahren 2010, 2030 und 2050, Ergebnisse der Prognoserechnungen mit dem VSD-Modell	11
Abb. Z2.5: Berechnung der Critical Load-Überschreitung nach der Lage des Depositionspunktes und Bestimmung der unterschiedlichen Belastungstypen (0 bis 4).....	12
Abb. Z2.6: Die regionale Verteilung der Flächen mit den Belastungstypen 0 bis 4 im Jahr 2004.....	13
Abb. Z2.7: Entwicklungstrend bei der Überschreitung der Critical Load Funktion durch Schwefeleinträge.....	14
Abb. Z2.8: Entwicklungstrend bei der Überschreitung der Critical Load Funktion durch Stickstoffeinträge	14
Abb. Z2.9: Überschreitung der Critical Load Funktion durch Schwefel- und Stickstoffeinträge im Jahr 2004 ...	14
Abb. Z2.10: Critical Loads zum Schutz der menschlichen Gesundheit ($CL(M)_{human}$) für Pb, Cd und Hg in Deutschland.....	19
Abb. Z2.11: Critical Loads zum Schutz von terrestrischen Ökosystemen ($CL(M)_{eco}$) für Pb, Cd und Hg in Deutschland	21
Abb. Z2.12: pH-Wert an den Level-II-Plots im Ergebnis der VSD-Modellierung 1950, 1980, 2000, 2030	26
Abb. Z2.13: Versauerungseffekte an 3 Level-II-Plots im Ergebnis der SAFE-Modellierung für 1900 - 2050.....	27
Abb. Z2.14: Schema zur dynamischen Ermittlung von Target Loads in Abhängigkeit von den festgesetzten Eckwerten.....	28
Abb. Z2.15: Entwicklung des pH-Wertes unter verschiedenen Depositionsszenarien	29
Abb. Z2.16: Räumliche Entwicklung des pH-Wertes unter verschiedenen Depositionsszenarien	30
Abb. Z2.17: Überschreitung der Background Corrosion Rate 1990 und 2000 in Deutschland, der Schweiz und der Tschechischen Republik für Portland Kalkstein, Zink, Bronze und Kupfer	32
Abb. Z2.18: O ₃ -AOT ₄₀ Überschreitung im Fünfjahresdurchschnitt 2000-2004 in Deutschland.....	34

Tabellenverzeichnis

Tabelle Z2.1: Critical Loads Typen für terrestrische Ökosysteme - Rezeptoren und Indikatoren	17
Tabelle Z2.2: Statistische Kennwerte der Critical Loads Pb, Cd, Hg für unterschiedliche Rezeptoren und Ökosystemtypen.....	18

Z2 Zusammenfassung Abschlußbericht Teil 2: Wirkungen und Risikoabschätzungen: CriticalLoads, Dynamische Modellierung, CriticalLevels Überschreitungen, Materialkorrosion

Z2.1 NFC Deutschland, Critical Loads, Biodiversität, Dynamische Modellierung

Kurzfassung aus:

Hans-Dieter Nagel, Rolf Becker, Philipp Kraft, Angela Schlutow, Gudrun Schütze, Regine Weigelt-Kirchner:
Nationale Umsetzung der EU-NEC-Richtlinie/CAFE-Strategie und UNECE Luftreinhaltekonvention: NFC
Deutschland, Critical Loads, Biodiversität, Dynamische Modellierung
ÖKO-DATA, Gesellschaft für Ökosystemanalyse und Umweltdatenmanagement mbH, Hegermühlenstr. 58, 15344 Strausberg

Zusammenstellung: *Thomas Gauger*

Federal Agricultural Research Centre, Institute of Agroecology (FAL-AOE), Bundesallee 50, D-38116 Braunschweig
Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Institut für Agrarökologie (FAL-AOE), Bundesallee 50, 38116 Braunschweig

Z2.1.1 NFC Deutschland für das ICP Modelling und Mapping

Die Aufgaben des Deutschen National Focal Centers (NFC-DE) für das ICP Modelling & Mapping unter der CLRTAP, wie sie im Medium-term work-plan der Working Group on Effects (WGE) verbindlich formuliert sind, wurden im Berichtszeitraum wahrgenommen. Die Wesentlichen Arbeiten umfassen:

- Ausstattung des Umweltbundesamtes mit gesicherten Grundlagen für die Vertretung der Interessen der Bundesrepublik Deutschland im internationalen Rahmen (ICP Modelling & Mapping, WGE)
- Aktualisierung der ICP Modelling & Mapping Homepage
- Bearbeitung, Aktualisierung des Mapping Manual nach Ergebnissen der internationalen Fachdiskussion
- Auswertung der Dokumente der WGE Sitzungen und Erarbeitung der Beiträge für das deutsche NFC nach deren Vorgaben
- Auswertung des ‚Joint ICP Reports‘, des ‚Work-Plan for the Effect-Oriented Activities‘ und des ‚Status Reports on the Call for European Critical Loads...‘ und Übertragung der Strategieentwicklung in die deutschen Aktivitäten
- Aufbereitung von Beiträgen auf jährlichen Beratungen des NFC und Abstimmung mit Aktivitäten der anderen ICPs
- Erstellung von Critical-Load-Datensätzen und von Ergebnissen aus der dynamischen Modellierung, Datenbereitstellung an das Coordination Center of Effects (CCE), Aufbereitungen für den CCE-Report

Mit der Einbindung der neuen Daten wurden die Anforderungen zur Realisierung der EU CAFE-Zielstellungen; zur Analyse der Auswirkungen von Vorgaben der NEC-Richtlinie (Vergleich zu Critical Loads) und zur Ableitung von Maßnahmenempfehlungen erfüllt.

Die Arbeitsergebnisse dienen national der Umsetzung der NEC-Richtlinie, auf nationaler und regionaler Ebene weiteren, durch die Wirkung von Luftschadstoffen (mit)bedingten Risikobewertungen anhand der erarbeiteten Depositions- und Critical Loads-Modelldaten (z.B. Risikobewertung innerhalb von Genehmigungsverfahren nach der TA-Luft 2002) sowie (Modell-)Anwendungen im Bereich der Ökosystemforschung, Planung, Sicherstellung nachhaltiger Entwicklung und der Formulierung von Umweltqualitätszielen.

Das NFC beteiligte sich an der Erarbeitung des Konzeptpapiers und des Methodenhandbuchs der zweiten Waldbodenzustandserhebung (BZE II), um in der späteren Auswertung mit den Erhebungsdaten dort auch Critical Load Ansätze einbinden zu können.

Z2.1.2 Expert Panel für Schwermetalle

Zum Projektstart bestand die dringlichste Aufgabe für den Expert Panel in der Fertigstellung des Kapitels des *Modelling and Mapping Manual* (2004) über Schwermetalle rechtzeitig für eine Datenanfrage des CCE zu Critical Loads für Schwermetalle (CL(M)) im Herbst 2004. Danach konzentrierte sich die Arbeit der

Expertengruppe auf die Auswertung der Ergebnisse der europäischen CL(M)-Kartierung mit dem Ziel, die Steady-state-Ansätze für Metalle weiter zu entwickeln und erste einfache Methodiken für die dynamische Modellierung zu erarbeiten und abzustimmen. Ein Expert Panel-Treffen fand vom 23 - 25. Januar 2006 in Berlin statt.

Die Koordinatorin des Expert Panel hat als Bestandteil der Aufgabenstellung dieses Projektes fachliche Beiträge für die offizielle Berichterstattung der WGE und die unter der Working Group on Strategy and Review (WGSR) agierende Expert Group on Heavy Metals, später Task Force on Heavy Metal, geleistet. Diese Berichterstattungen erfolgten in Zusammenarbeit mit dem CCE und in Abstimmung mit der Task Force on ICP Modelling and Mapping. Darüber hinaus erfolgten Zuarbeiten zum Review Report der Task Force on Health Effects of Air Pollution über Gesundheitswirkungen von Pb, Cd, Hg.

Über die Ergebnisse der Arbeit des Expert Panel und Beiträge für die Überarbeitung des Schwermetallprotokolls wird im zusammenfassend im Kapitel Z2.3 berichtet.

Z2.2 Ergebnisse der Arbeiten für das Multikomponenten-Protokoll: Critical Loads und deren Überschreitung

Kurzfassung aus:

Hans-Dieter Nagel, Rolf Becker, Philipp Kraft, Angela Schlutow, Gudrun Schütze, Regine Weigelt-Kirchner:

Nationale Umsetzung der EU-NEC-Richtlinie/CAFE-Strategie und UNECE Luftreinhaltekonvention: NFC

Deutschland, Critical Loads, Biodiversität, Dynamische Modellierung

ÖKO-DATA, Gesellschaft für Ökosystemanalyse und Umweltdatenmanagement mbH, Hegermühlenstr. 58, 15344 Strausberg

Zusammenstellung: *Thomas Gauger*

Federal Agricultural Research Centre, Institute of Agroecology (FAL-AOE), Bundesallee 50, D-38116 Braunschweig

Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Institut für Agrarökologie (FAL-AOE), Bundesallee 50, 38116 Braunschweig

Unter dem Begriff Critical Loads sind naturwissenschaftlich begründete Belastungsgrenzen zu verstehen, die für die Wirkung von Luftschadstoffen auf unsere Umwelt ermittelt werden. Die Schutzgüter oder Rezeptoren können ganze Ökosysteme sein oder Teile davon. Als Wert für die Critical Loads wird in quantitativer Abschätzung derjenige Schadstoffeintrag bestimmt, bei dessen Unterschreitung nach derzeitigem Kenntnisstand schädliche Effekte am ausgewählten Schutzgut nicht zu erwarten sind.

Mit einer einfachen Massenbilanz werden die Ein- und Austräge von Schadstoffen für ein Ökosystem abgeschätzt. 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 herausragen.

Versauernd wirkende Stoffeinträge z. B. dürfen danach höchstens der gesamten Säureneutralisationskapazität des Systems entsprechen.

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

Im Vergleich mit der aktuellen Luftbelastung durch diese Schadstoffe zeigt sich dann, in welcher Größenordnung und in welchen Regionen weitere Maßnahmen notwendig sind, um auf Dauer stabile Ökosysteme zu erhalten. Die Einhaltung ökologischer Belastungsgrenzen wird damit Kriterium und Ziel der Maßnahmen im Umweltschutz. Das Critical Load-Konzept beinhaltet als Grundgedanken einen langfristigen Stabilitätsansatz, der dem Begriff der Nachhaltigen Entwicklung (Sustainability) gleichzusetzen ist. Critical Loads und das Ausmaß ihrer Überschreitungen bilden die Grundlage für Szenarien zur Verminderung atmosphärischer Schadstoffbelastung.

Ausgangsdaten für die Berechnung der Critical Loads nach der Massenbilanzmethode sind zusammengefasst:

- Bodenübersichtskarte Deutschlands (BÜK 1000) und Wald-BÜK
- Karte der Landnutzungsverteilung (Corine Land Cover 2000)
- Klima-Daten Deutschlands (DWD 2001)
- Karte der Sickerwasserrate (Hydrologischer Atlas Deutschlands)

Der Berechnung der Critical Loads für Säureeinträge liegt der methodische Ansatz zugrunde, wonach dem Eintrag bzw. die Bildung von sauren Protonen im Boden durch diverse pH-Wert abhängige Puffermechanismen entgegengewirkt wird. Reicht die Wirkung einer Puffersubstanz nicht mehr aus, den Protoneneintrag zu kompensieren, findet eine Absenkung des pH-Wertes statt und der im folgenden pH-Bereich befindliche Puffer wird wirksam. Die Geschwindigkeit der pH-Wertabsenkung ist sowohl von der Menge der deponierten Protonen als auch von diversen Faktoren wie der Verwitterung basischer Kationen, dem Klima, der Vegetation u. a. abhängig.

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 Manual (*ICP Mapping and Modelling* 2004) nach folgender Gleichung berechnet:

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

wobei:

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

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 Säureinträge unter allen möglichen Depositionsbedingungen gelten und nicht die N-bezogenen Senkenprozesse für den Ausgleich von S-Einträgen herangezogen werden können:

$$CL_{max}(S) = BC^*_{dep} - Cl^*_{dep} + BC_w - Bc_u - ANC_{le(crit)}$$

Sind die Anteile von Schwefel- und Stickstoffverbindungen an der aktuellen Gesamtdeposition von Säurebildnern bekannt (vgl. Deposition Loads in Teil 1 dieses Abschlussberichtes BMU/UBA FKZ 204 63 252), 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 und somit die Ableitung der effektivsten schadstoffspezifischen Minderungsmaßnahmen an den Emittenten gewährleistet.

Für den Deutschen Datensatz der Critical Loads und Exceedances 2005 werden sowohl die schadstoffunabhängigen Critical Loads für Säureinträge, $CL_{max}(S)$ berechnet, als auch die schadstoffspezifischen Critical Load-Funktionen, $CL(S+N)$, mit den Eckwerten für die mindestens erforderliche N-Zufuhr zur Versorgung der Vegetation und der Bodenflora, $CL_{min}(N)$, und dem maximalen Critical Load für versauernde N-Einträge für den Fall, dass kein Schwefel deponiert wird, $CL_{max}(N)$:

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

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

wobei:

f_{de} = Denitrifikations-Faktor

Die zulässige Stickstoffdeposition $CL_{nut}(N)$ kann als die Einstellung des Gleichgewichts zwischen Stoffein- und -austrägen beschrieben werden. Zeitweilige Abweichungen vom Gleichgewichtszustand sind nur tolerierbar, solange das System aus sich selbst heraus regenerationsfähig bleibt (quasi-stationärer Zustand). Eine modellhafte Beschreibung des Stickstoffhaushalts von Ökosystemen unter diesen Bedingungen stellt die folgende Gleichung dar:

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

wobei:

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

Die angewandten Verfahren der Berechnung sind im Einzelnen ausführlich in der Langfassung Teil 2 dieses Abschlußberichtes dargestellt (Nagel et al.2007, Kap.3.3 und 3.4).

Z2.2.1 Ergebnisse der Critical Loads-Berechnung für Säure-Einträge

Die Ermittlung der Belastungsgrenzwerte für den Säureeintrag (CL_{maxS}) ergibt in Deutschland folgende regionale Verteilung (vgl. Abbildung Z2.1):

Da 95,8 % der untersuchten Rezeptorflächen mit Wald bestanden sind, gibt Abbildung Z2.1 überwiegend die regionale Verteilung der Belastbarkeitsklassen der **Wälder** wieder.

Das Rheinische Schiefergebirge, der Bayrische, Oberpfälzer und Frankenwald, Thüringer Wald, Erzgebirge, Sauerland, Südschwarzwald, Ostharz, Steigerwald und Frankenhöhe weisen natürlich saure Böden 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 Tieflehm Böden 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.

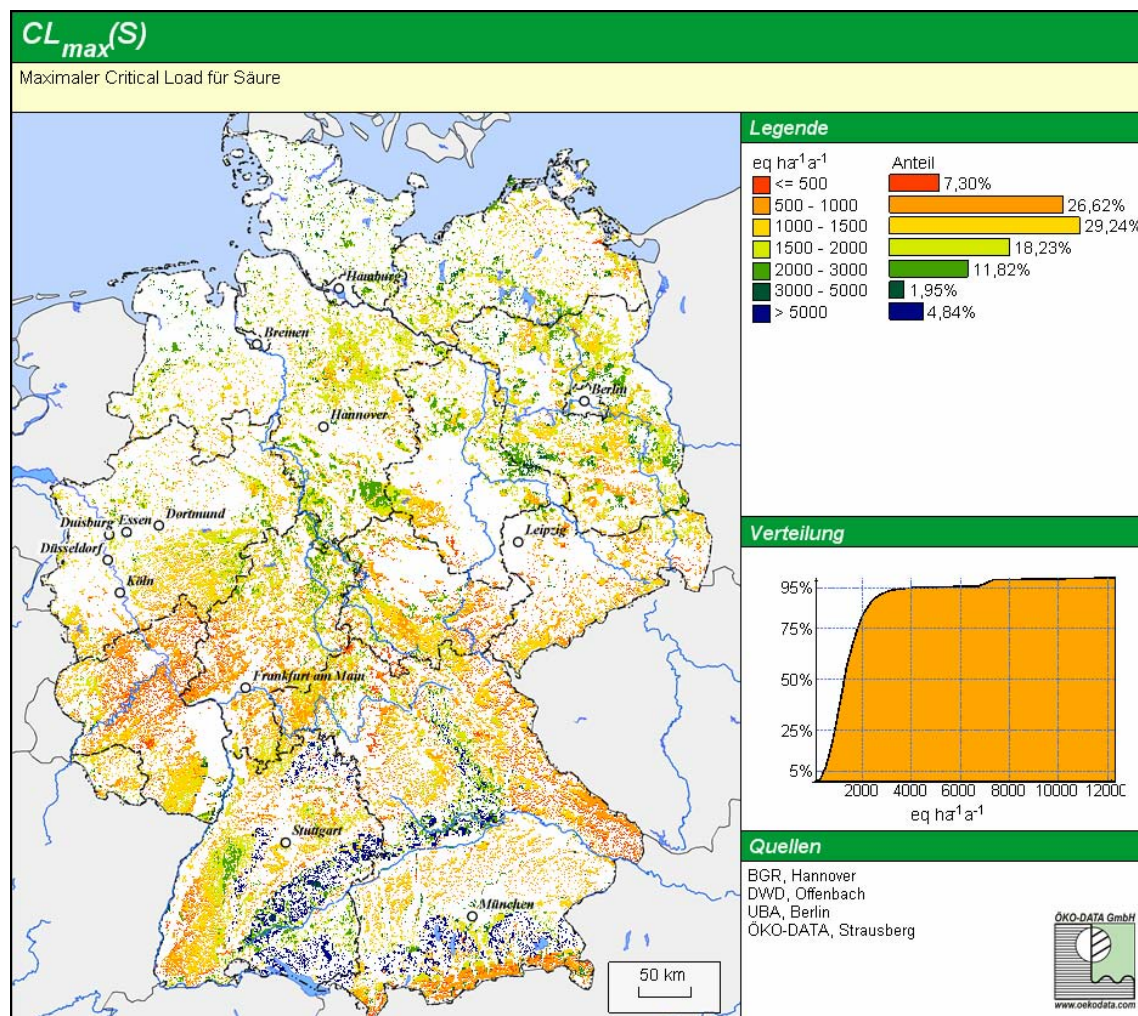


Abbildung Z2.1: Regionale Verteilung der Critical Loads für Säureeinträge in Deutschland

Hohe Critical Loads können den basenreichen Mergel- und Tonböden der Schwäbischen und Fränkischen Alb, 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 Säureinträge. 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 Säureinträgen: 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 Kalkmulde entwickeln sich z. B. schutzwürdige Traubentrespen- und Kalkbinsenrasen. Diese wertvollen Vegetationstypen sind gegenüber Säureinträgen 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 Säureinträgen relativ unempfindlich. Wenn die Säureinträge 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 $1000 \text{ eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ 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 $1500 \text{ eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ 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 $2500 \text{ eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Hohe Critical Loads über $3000 \text{ eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ kommen nicht vor, weil die natürliche Basensättigung ($> 30 \%$) als Schutzziel berücksichtigt wird.

Heiden- und Moorheiden-Vegetationskomplexe sind relativ unempfindlich gegenüber Säureinträgen. 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 Säureinträge 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 - $1500 \text{ eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf.

Wie bei Grünland muss man hinsichtlich der Empfindlichkeit gegenüber Säureinträgen auch bei **Sümpfen** in natürlich basenreiche Kalkzwischenmoore bzw. Niedermoore auf Kalkmulde 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 Säureinträge 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 - $1500 \text{ eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ 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 Säureinträgen. Aluminium wird zur Stabilisierung des Bodens nicht benötigt, da der Boden aus aluminiumfreiem Hochmoortorf besteht.

Z2.2.2 Critical Loads für eutrophierende Stickstoffinträge

Das Ergebnis der Critical Load-Berechnung für die Wald- und waldfreien naturnahen Standorte in Deutschland zeigt Abbildung Z2.2.

Etwa ein Drittel des Bundesgebietes (28 %) weist besonders schutzbedürftige ökologische Rezeptoren (Belastbarkeit unter $7,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) auf, darunter sind etwa 3 % der Rezeptorfläche mit Belastbarkeitsgrenzen

für Stickstoffeinträge unter $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, 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 Spreerstromtals, des Baruther Urstromtals, der Dahmeseenkette und in der Prignitz mit Belastbarkeitsgrenzen von $2,5 - 5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ liegen. Dies resultiert aus der hier sehr niedrigen Sorptionsfähigkeit (Immobilisierungsrate) der sorptionsschwachen armen und sauren Podsole und Podsol-Braunerden. Der Entzug von Stickstoffverbindungen aus dem Boden bei der Holzernte ist aufgrund relativ geringer Produktivität der nährstoffarmen trockenen Böden in der subkontinentalen trockenen Klimazone ebenfalls nur gering.

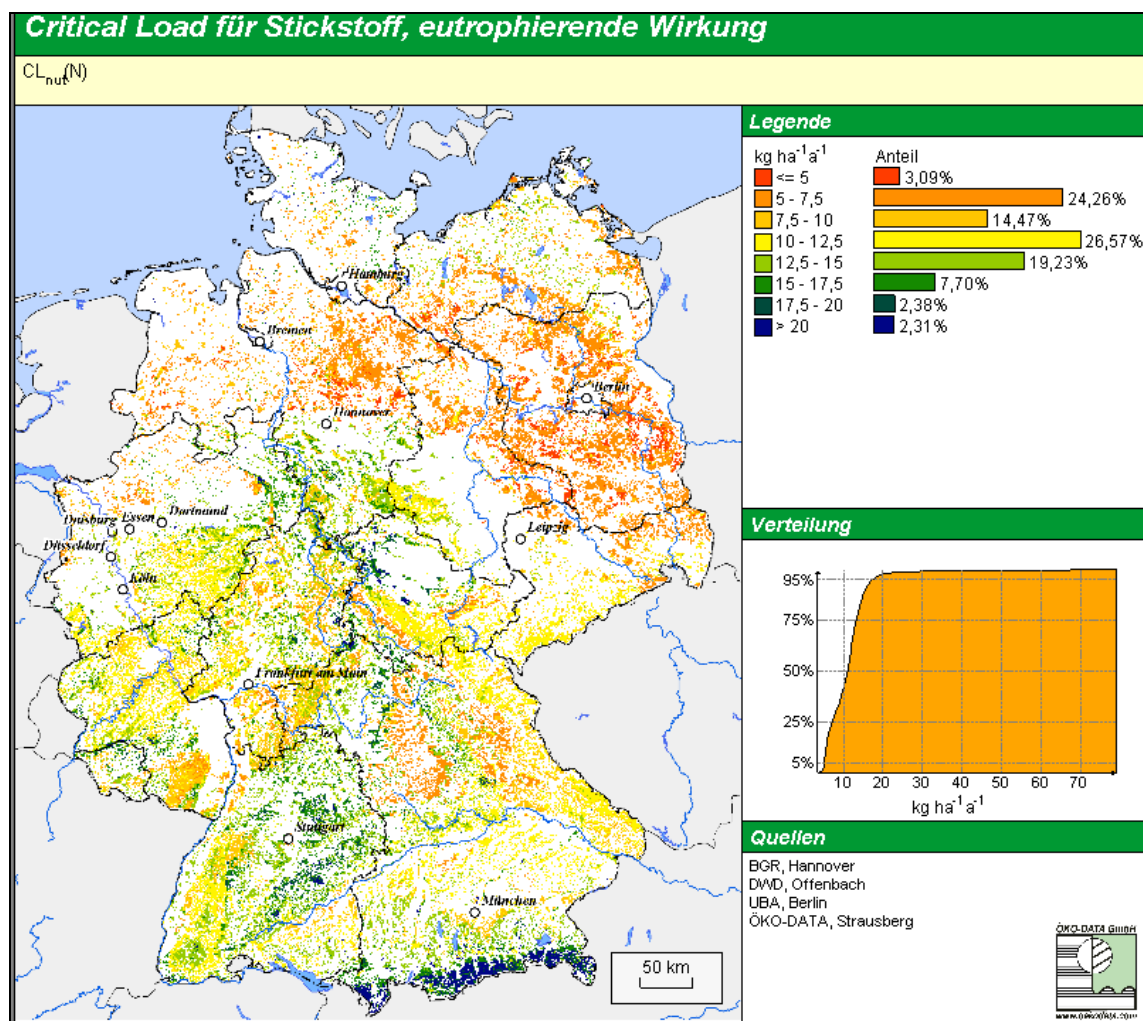


Abbildung Z2.2: Regionale Verteilung der Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff in Deutschland

Diese Extremstandorte sind eingebettet in ein Band sehr empfindlicher Standorte (Belastbarkeit $5 - 7,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), 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, der sächsische 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.

Große Teile der Wälder in den deutschen Mittelgebirgen weisen Belastbarkeitsgrenzen von $10 - 12,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf, auf den Kammlagen vereinzelt sogar bis zu $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ aufgrund der klimabedingten hohen Immobilisierungsraten.

In den küstennahen Bereichen von Mecklenburg, Holstein und Ostfriesland wirken sich die maritimen Klimateinflüsse günstig auf das Pflanzenwachstum und damit auf die Stickstoffentzüge aus, so dass hier teilweise $12,5\text{--}15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ verkraftet 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. dem Doppelten.

So liegen die empfindlichsten Grünlandstandorte mit Critical Loads von $5\text{--}10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ 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 ($15\text{--}20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$).

Die nährstoffarmen, aber grundwasserbeeinflussten Sand-Grundgleye z. B. in der Niederlausitz weisen ebenfalls einen mittleren Ertrag, das bedeutet mittlere Critical Loads ($5\text{--}15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), 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 ($>20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) 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 $5\text{--}10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (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 $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ tiefer anzusetzen. So weist die große Sumpffläche bei Berchtesgaden einen Critical Load von $10\text{--}15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ 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 $3\text{--}5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ 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 $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ gekennzeichnet.

Z2.2.3 Critical Load-Überschreitungen (Schwefel, Stickstoff)

Drei Jahrzehnte europäischer Luftreinhaltepolitik, getragen von den Protokollen der UNECE Konvention über weitreichende, grenzüberschreitende Luftverunreinigungen und den EU Direktiven, insbesondere der zur Festsetzung nationaler Emissionsobergrenzen (NEC-Direktive) sowie dem EU Programm „Clean Air for Europe (CAFE)“ haben wie in kaum einem anderen Bereich des Umweltschutzes zu einem deutlichen Trendwechsel

geführt. Auch in Deutschland wurden die europäischen Zielstellungen und Verpflichtungen in nationales Recht umgesetzt bzw. mit nationalen Maßnahmen unteretzt. Der seit 1990 stattfindende schnelle Strukturwandel, der in der Industrie und den Haushalten die Kohle, insbesondere die Braunkohle, verdrängt und die erfolgreiche Schadstoffminderung im Zuge der Durchsetzung der Großfeuerungsanlagenverordnung führte insgesamt zu einem deutlichen Rückgang bei den Säureeinträgen. Auf der anderen Seite wurden Gütertransporte vor allem auf die Straße verlegt und die allgemeine Verkehrsdichte hat zugenommen. Den Stickoxiden (NO_x) und dem Ammoniak (NH_x), gilt hierbei besondere Aufmerksamkeit, weil sie die Ursache für eine fortdauernde Versauerung und die Eutrophierung von Ökosystemen bewirken. So hat sich auch in Deutschland bei den Luftschadstoffen das Gewicht deutlich von den Schwefel- zu den reaktiven Stickstoffverbindungen verlagert (GAUGER et al. 2007, Abschlussbericht Teil 1 zum UBA-Projekt FKZ 204 63 252).

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. Wie in Zeiten zunehmender Belastung reagieren die Ökosysteme auch auf die Entlastung erst nach geraumer Weile.

Zu dem Zeitpunkt, als die Critical Loads durch die Deposition überschritten wurden, waren in der Regel die Ökosysteme zunächst in der Lage, diese Belastung mehr oder weniger lange zu kompensieren. Die chemische Reaktion (z. B. ein fallender pH-Wert in der Bodenlösung) und die biologische Antwort des Ökosystems darauf, die sich in einer Verschlechterung ökosystemarer Kennwerte (z. B. Stabilität, Biodiversität, Ertrag etc.) bemerkbar macht, treten erst mit einer gewissen Verzögerung auf, "Damage Delay Time" genannt (DDT). Sinken die Schadstoffeinträge infolge von Maßnahmen zur Emissionsminderung wieder unter die Critical Loads, muss wiederum mit einer verzögert erfolgenden Erholung der Ökosysteme gerechnet werden, die als „Recovery Delay Time“ (RDT) bezeichnet wird (Abbildung Z2.3).

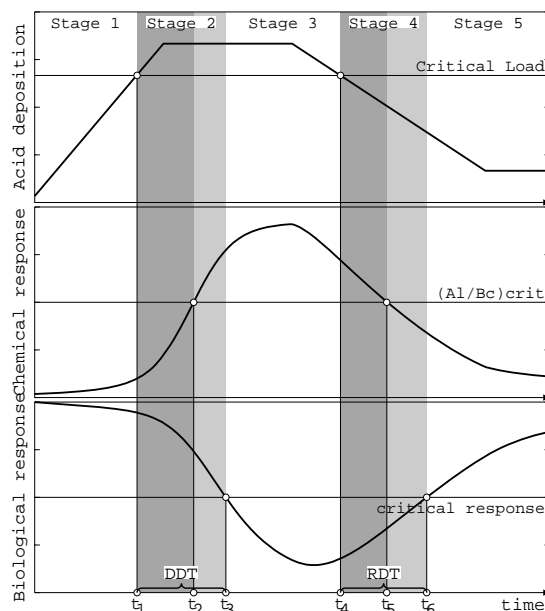


Abbildung Z2.3: Zeitliche Verzögerungen bei der Reaktion von Ökosystemen auf die Überschreitung der Critical Loads (Damage Delay Time, DDT) und bei der Erholung nach erfolgter Minderung der Schadstoffeinträge unter die Belastungsgrenzen (Recovery Delay Time, RDT), vgl. ICP Modelling and Mapping 2004

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 und auch bis zum Jahr 2010 nach den bisher vorliegenden Konzepten und Zielstellungen nur etwa 45 % der sensitiven Ökosysteme nachhaltig geschützt werden (Abbildung Z2.4). Diese mit einem einfachen dynamischen Modell (VSD) des CCE durchgeführten Prognoserechnungen zeigen auch, dass ohne zusätzliche Maßnahmen bis 2030 nur weitere 12 % Rezeptorflächen hinzukommen, also insgesamt etwas unter 60 % geschützt sein werden und 2050 immer noch über 40 % der sensitiven Ökosysteme eine zu hohe Belastung erfahren.

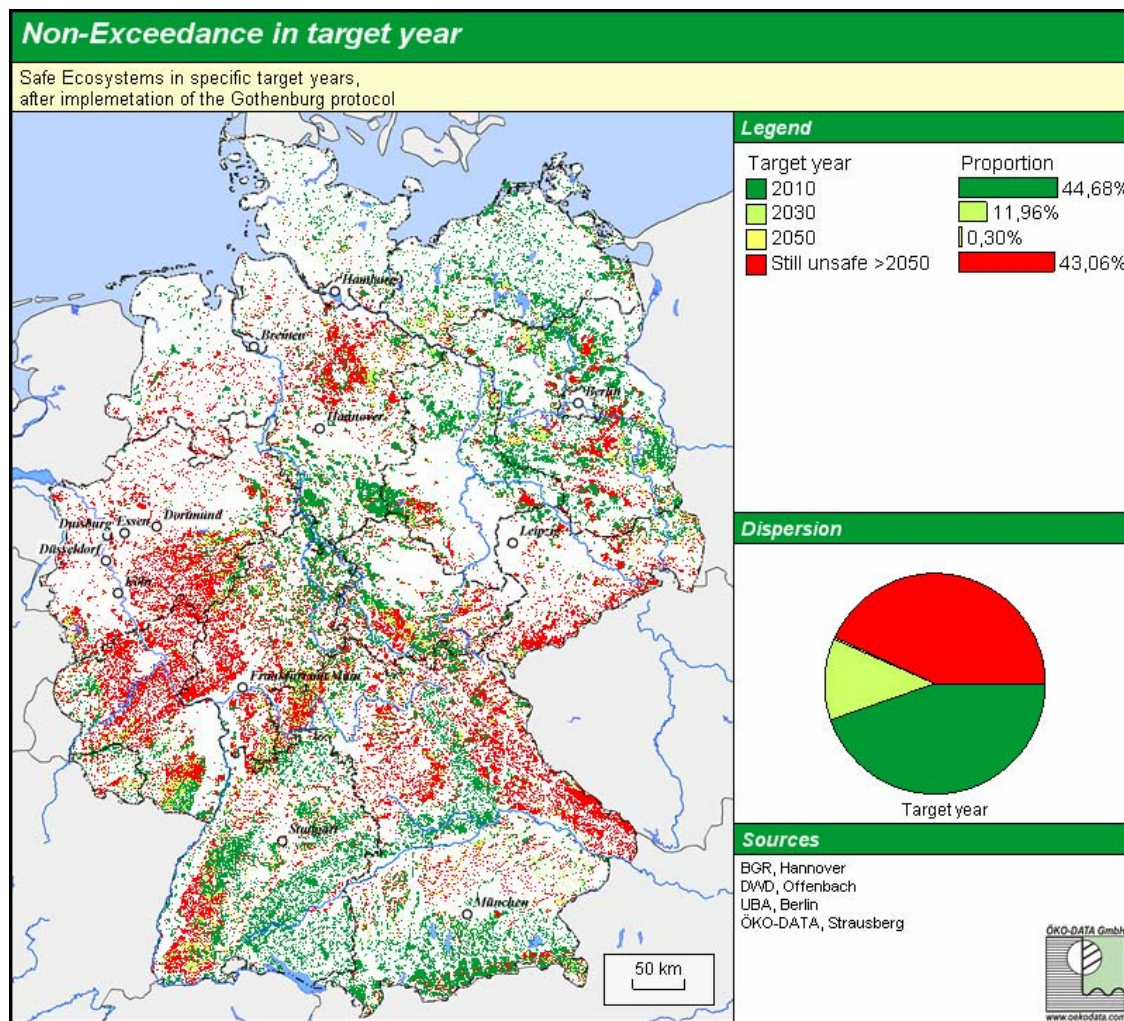


Abbildung Z2.4: Anteil der vor Versauerung geschützten sensitiven Ökosysteme in den Jahren 2010, 2030 und 2050, Ergebnisse der Prognoserechnungen mit dem VSD-Modell

Z2.2.3.1 Berechnungsmethodik

Schwefel- und Stickstoffverbindungen bewirken eine Versauerung der Ökosysteme, insbesondere des Bodens, aber auch von Grund- und Oberflächengewässern. Die oxidierten und reduzierten Stickstoffverbindungen als Nährstoffe tragen zusätzlich zur Eutrophierung der Ökosysteme bei, was u.a. auch zu Veränderungen bzw. dem Verlust von Biodiversität führt.

In der internationalen Wissenschaftlertgemeinschaft hat sich schon seit 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 schadstoffspezifisch zu bestimmen. Ausgangspunkt für die Ableitung der Critical Loads-Funktion ist die bereits oben beschriebene Gleichung 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 bestimmt durch: $CL_{max}(S)$.

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 (s. Abbildung Z2.5).

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 Z2.5 dargestellt und im Mapping Manual (*ICP Modelling and Mapping 2004*) beschrieben.

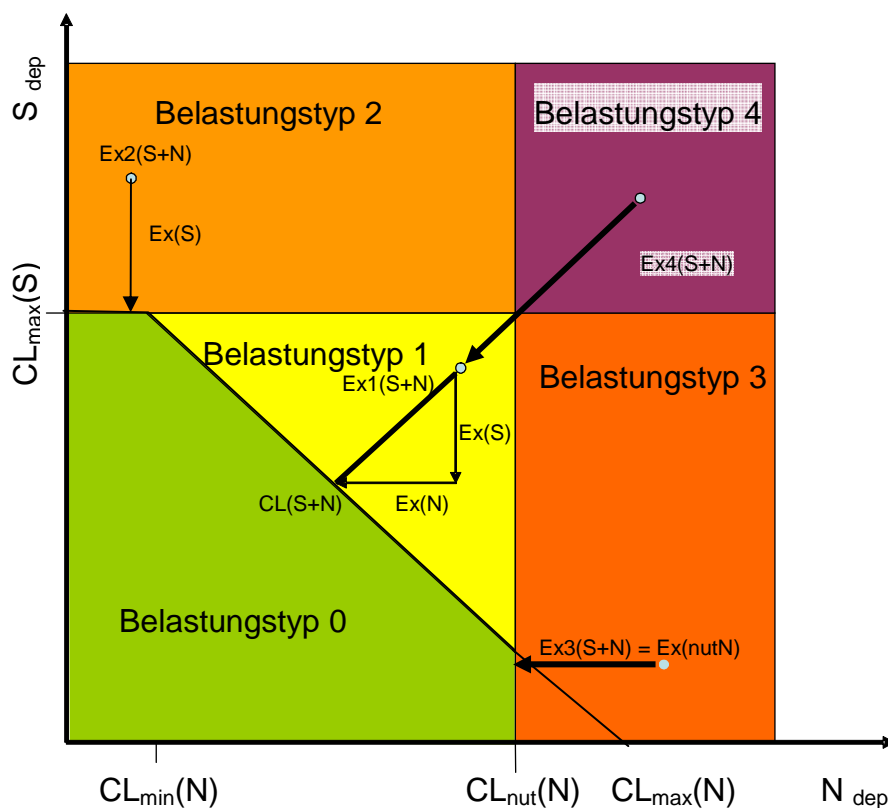


Abbildung Z2.5: Berechnung der Critical Load-Überschreitung nach der Lage des Depositionspunktes und Bestimmung der unterschiedlichen Belastungstypen (0 bis 4)

Z2.2.3.2 Ergebnisse der Berechnung der Critical Loads Überschreitungen

Die regionalen Verteilungen der Flächen mit den Belastungstypen 0 bis 4 für das Jahr 2004 (vgl. Abbildung Z2.6) zeigt, dass nur auf wenigen Flächen, so z.B. im Grünland auf der Schwäbischen Alb und in der Colbitz-Letzlinger Heide, die ökologischen Belastungsgrenzen eingehalten und weder Überbelastungen mit Schwefel oder Stickstoff zu verzeichnen sind (Belastungstyp 0).

Es gibt auch äußerst wenig Rezeptorflächen in Deutschland, auf denen zwischen Schwefel- oder Stickstoffreduzierung gewählt werden könnte (Belastungstyp 1). Solche Gebiete sind einige kleinflächige Grünlandstandorte in der Elb-Aue unmittelbar südlich von Magdeburg und im oberen Rheintal.

Auch den Belastungstyp 2 weisen nur wenige Rezeptorflächen auf. Dabei muss zunächst die Schwefel-Depositionen vermindert werden, bevor kombinierte Maßnahmen zur Verminderung des Schwefel- und Stickstoffeintrags angewendet werden können. Allerdings zeigen sich hier und insbesondere beim Belastungstyp 3 (Stickstoffeinträge müssen reduziert werden) die Veränderungen bei den Gewichten von Schwefel- und Stickstoffverbindungen deutlich. Während der Anteil von Rezeptorflächen mit zwingend erforderlicher Minderung des Schwefeleintrags von 2,24 % im Jahr 1995 auf 0,75 % im Jahr 2004 abgenommen hat, steigt der Anteil von Flächen mit obligatorischer Stickstoffreduzierung von 20,45 % (1995) auf 49,2 % im Jahr 2004.

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 über den Critical Loads liegen und beide Schadstoffe zwingend zu reduzieren sind.

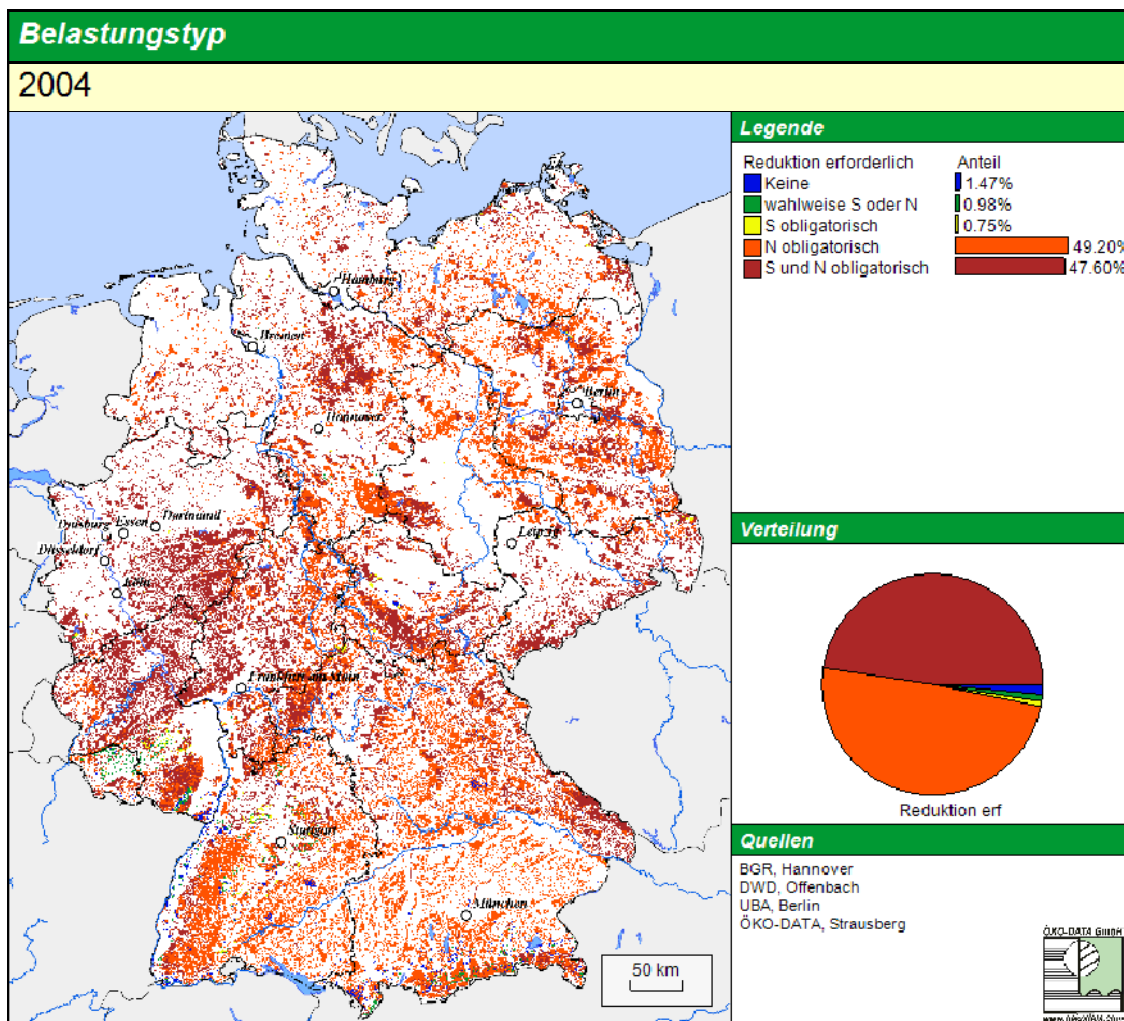


Abbildung Z2.6: Die regionale Verteilung der Flächen mit den Belastungstypen 0 bis 4 im Jahr 2004

Die Überschreitungen der Grenzwerte zum Schutz vor Versauerung und Eutrophierung (Critical Loads-Funktion) durch die aktuellen Schwefel- und Stickstoff-Einträge zeigen zwischen 1995 und 2004 einen eindeutigen Trend der Verlagerung des Haupteinflusses von Schwefel in den 90er Jahren zum Stickstoff seit Ende der 90er Jahre und bis 2004.

Allerdings reichen auf kaum einer Rezeptorfläche in Deutschland die bisher durchgeführten Minderungsmaßnahmen bereits aus, um die empfindlichen Ökosysteme langfristig zu schützen. Jedoch sind die Erfolge bei der Reduzierung von Schwefelemissionen wesentlich deutlicher als die bei der Minderung von Stickstoffemissionen. Im Jahr 1995 waren auf mehr als drei Viertel der Rezeptorflächen noch Maßnahmen zur Reduzierung von Schwefel- **und** Stickstoffemissionen erforderlich. Seither ist eine bedeutende Reduzierung der Schwefelemissionen realisiert worden, so dass heute (in 2004) mehr als doppelt so viele (37 %) Rezeptorflächen nicht mehr, wie noch 1995, durch Schwefel überbelastet werden (vgl. Abbildung Z2.9).

Auch der Entwicklungstrend weist auf eine deutliche Abnahme bei den Flächenanteilen mit den höchsten Überschreitungen hin. Seit 1990 vermindert sich ständig der Anteil der ökologischen Rezeptoren, die von einer hohen Überbelastung mit Schwefeleinträgen betroffen sind. Gleichzeitig erhöhte sich der Anteil an nicht überbelasteten Rezeptorflächen ständig, wobei ein deutlicher Minderungstrend bis zum Jahr 1997 festzustellen ist und danach keine weitere Entlastung erfolgt (Abbildung Z2.7).

Bei der Belastung durch die Stickstoffverbindungen ist im zeitlichen Trend keine Verminderung der Critical Loads-Überschreitungen festzustellen, so dass auch 2004 noch alle Rezeptorflächen durch Stickstoffeinträge überbelastet sind (Abbildung Z2.8). Ursache dafür ist vor allem, dass die Stickstoffemissionen nicht in gleichem Maße wie Schwefel reduziert wurden. So bestimmt heute die versauernde und eutrophierende Wirkung des Stickstoffs die Überbelastung der Ökosysteme.

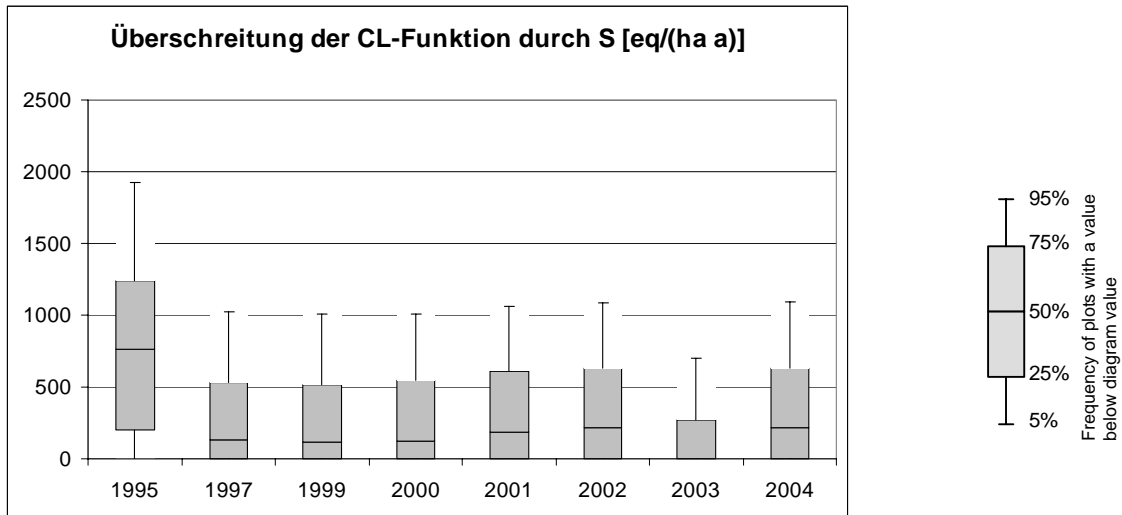


Abbildung Z2.7: Entwicklungstrend bei der Überschreitung der Critical Load Funktion durch Schwefeleinträge

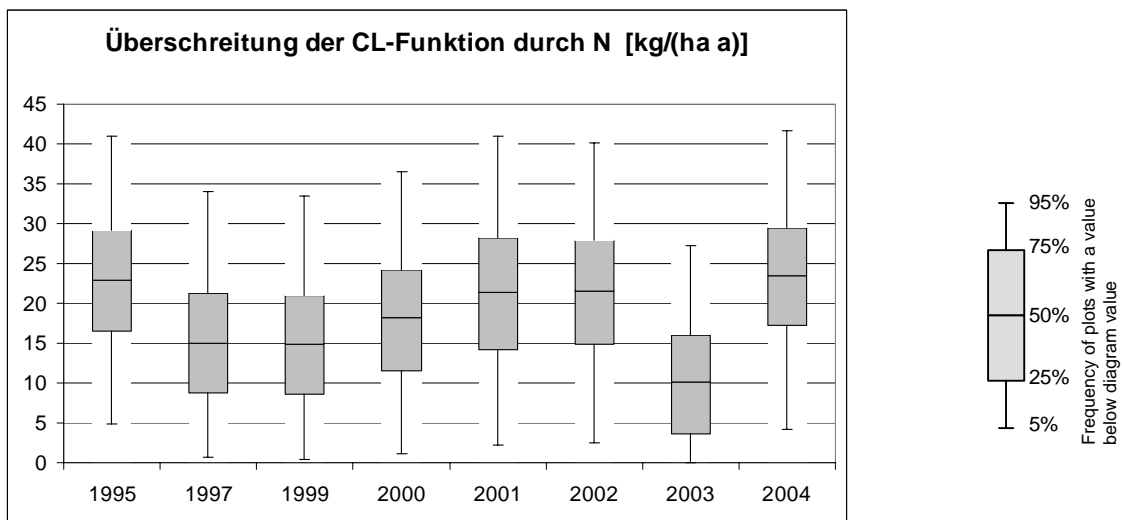


Abbildung Z2.8: Entwicklungstrend bei der Überschreitung der Critical Load Funktion durch Stickstoffeinträge

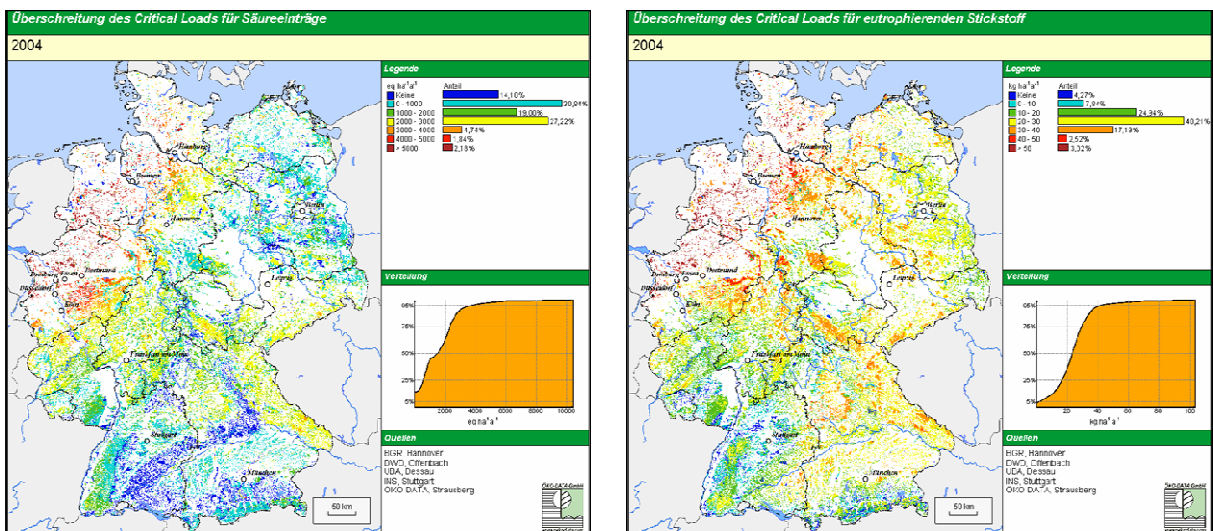


Abbildung Z2.9: Überschreitung der Critical Load Funktion durch Schwefel- (li.) und Stickstoffeinträge (re.) im Jahr 2004

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 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 Belastbarkeits-Grenzwerte zu erhöhen.

Zusammenfassend kann der Trend bei der Überschreitung von ökologischen Belastungsgrenzen in Deutschland im Zeitraum 1995 bis 2004 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 und
- kompletter Wechsel des Belastungstyps von der vorwiegend durch den Schwefeleintrag verursachten Überschreitung der Critical Loads zur stickstoffdominierten Belastung.

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.

Deutschland wird nach den bisherigen Prognosen nur bei der Reduzierung von Schwefelemissionen 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 (0,9 % am Anfang und 1,5 % am Ende des Untersuchungszeitraums) bedürfen keiner Schadstoffminderung mehr. Allerdings verminderte sich der Anteil von Flächen, wo beide Schadstoffe (Schwefel und Stickstoff) oberhalb der Grenzwerte lagen von 1995 mit etwa 76 % bis 2004 auf ca. 48 %. Dahingegen nahm der Flächenanteil mit einer obligatorischen Verminderung der Stickstoffeinträge im selben Zeitraum von 20 % (1995) auf 49 % (2004) zu.

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 (CAFE Programm, 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. 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.

Z2.3 Ergebnisse der Arbeiten für das Schwermetallprotokoll Critical Loads Überschreitungen (Pb, Cd, Hg)

Kurzfassung aus:

Hans-Dieter Nagel, Rolf Becker, Philipp Kraft, Angela Schlutow, Gudrun Schütze, Regine Weigelt-Kirchner:
Nationale Umsetzung der EU-NEC-Richtlinie/CAFE-Strategie und UNECE Luftreinhaltekonvention: NFC
Deutschland, Critical Loads, Biodiversität, Dynamische Modellierung
ÖKO-DATA, Gesellschaft für Ökosystemanalyse und Umweltdatenmanagement mbH, Hegermühlenstr. 58, 15344 Strausberg

Zusammenstellung: *Thomas Gauger*

Federal Agricultural Research Centre, Institute of Agroecology (FAL-AOE), Bundesallee 50, D-38116 Braunschweig
Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Institut für Agrarökologie (FAL-AOE), Bundesallee 50, 38116 Braunschweig

Die Arbeiten für das Schwermetallprotokoll innerhalb des Forschungsvorhabens umfassen insbesondere

- Koordination des Expert Panel for Heavy Metals (EP-HM),
- Methodenentwicklung und Empfehlungen für ICP Modelling and Mapping nach Maßgabe der internationalen Entwicklungen
- Workshopbeiträge und Zuarbeiten zur offiziellen Berichterstattung der WGE

Dies schließt die Abschließende Bearbeitung des Schwermetall-Kapitels im Modelling and Mapping Manual (UBA-Texte 52/2004, Kap. 5.5) und Unterstützung des CCE bei einer Datenanfrage zu Critical Loads für Schwermetalle mit ein. Die Aufgaben zur Überarbeitung des Manual-Kapitels umfassten:

- die Überprüfung der Critical Limits hinsichtlich Schutz der Lebensmittelqualität (Cd im Weizen, Hg im Fisch)
- die Prüfung der Möglichkeiten, bei der Ableitung ökotoxikologisch begründeter Critical Limits für Oberflächengewässer den Chemismus der Gewässer, der die Wirkung bestimmter Metallkonzentrationen auf Organismen beeinflusst, zu berücksichtigen und
- die Beschreibung verbesserter Datengrundlagen für wichtige Input-Daten der CL(M)-Berechnung im Manual-Kapitel, insbesondere für DOC-Konzentrationen in Boden- und Oberflächenwasser

Das Schwermetall-Kapitel ist seit Januar 2005 auf der Homepage des ICP Modelling and Mapping veröffentlicht.

Ferner wurden Arbeiten zu folgenden Schwerpunkten erbracht:

- Weiterentwicklung der Steady-state Modelle:
Ziel eines Treffens des Expert Panel on Heavy Metals im Januar 2006 war es, den Forschungsbedarf und notwendige weitere Schritte zu identifizieren, um Critical Loads für Schwermetalle (CL(M)) - Modelle und dynamische Modelle für die Aufgaben des ICP Modelling and Mapping weiter zu entwickeln
- Methodische Grundlagen für einfache dynamische Modelle:
Entsprechend des von der Task Force on ICP Modelling and Mapping bestätigten Arbeitsplans für den EP-HM (TF Meetings 2005 und 2006) wurden methodische Grundlagen für dynamische Modelle für Schwermetalle für zukünftige Anwendungen im Europäischen Maßstab erarbeitet und für Deutschland getestet. Das Interesse der Länder an diesen Berechnungen für Schwermetalle ist groß, bisher gibt es aber seitens des ICP Modelling and Mapping neben der weiteren Methodenentwicklung keine konkreten Anforderungen bezüglich europaweiter Anwendungen dieser einfachen dynamischen Modelle.
- Workshopbeiträge und Zuarbeiten für die offizielle Berichterstattung der WGE:
Der Stand der Methodenentwicklung wurde auf dem 15. und 16. CCE-Workshop und dem 21. und 22. Meeting der Task Force on ICP Modelling and Mapping von der Koordinatorin Frau Gudrun Schütze berichtet und 6. Subregional Workshop of the Effects-oriented Activities in East and South-East European Countries (Moskau/Pushchino, September 2004) vorgestellt. Ferner wurden Beiträge und Zuarbeiten zu der offiziellen Berichterstattung der WGE (EB.AIR/WG.1/2004/10/Add.1, EB.AIR/WG.1/2005/10/Add.1, EB.AIR/WG.1/2006/10), sowie zum Substantive Report der WGE „Review and Assessment of Air Pollution Effects and their Recorded Trends“ (WGE 2004) geleistet.
- Erarbeitung von fachlichen Beiträgen für die Expert Group / Task Force on Heavy Metals (WGSR):
Zuarbeiten und Kommentare innerhalb der Berichterstattung (Report on the Sufficiency and Effectiveness of the Heavy Metals Protocol) und Präsentation aktualisierter Ergebnisse bei der 3. Task Force Sitzung, Mai 2006 in Ottawa, Beschreibung im technischen Bericht des ICP Modelling and Mapping und 25. Tagung der WGE (ECE.EB.AIR/WG.1/2006/10).

Z2.3.1 Erarbeitung des deutschen Datensatzes der Critical Loads (Pb, Cd, Hg)

Unter Critical Loads für Schwermetalle (CL(M)) wird die höchste Gesamteintragsrate des betrachteten Metalls verstanden (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 Funktionen von Ökosystemen zu erwarten sind.

Die Berechnung von Critical Loads 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 Schädwirkungen 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 werden bei der Quantifizierung der Stoffflüsse für die Massenbilanzen möglichst langjährige Mittelwerte der Parameter von Standorten ohne oder mit nur geringer Belastung verwendet.

In Tabelle Z2.1 ist angegeben, welche Berechnungen für welche Metalle und Indikatoren relevant sind. Die in dieser Tabelle (kursiv, grau) angegebenen, auf freiwilliger Basis zu berücksichtigenden Indikatoren, werden für Deutschland nicht herangezogen.

Tabelle Z2.1: Critical Loads Typen für terrestrische Ökosysteme - Rezeptoren und Indikatoren (Mapping Manual 2004)

Critical Loads bezogen auf	zu betrachtende Metalle	zu betrachtende Landnutzungstypen	Indikatoren
Wirkungen auf die menschliche Gesundheit CL(M) _{human}	Cd, <i>Pb^{*)}</i>	Acker	Gehalt in Nahrungspflanzen (<i>Weizenkorn</i>) und Futterpflanzen
	Cd, <i>Pb</i>	<i>Grünland</i>	<i>Gehalt in Grünlandpflanzen bzw. in Tierproduktion</i>
	Cd, Pb, Hg	Alle Ökosysteme	Gesamtkonzentration der Metalle im Sickerwasser (unterhalb der Wurzelzone)
Wirkungen auf Ökosysteme CL(M) _{eco}	Pb, Cd	Alle Ökosysteme	Konzentration freier Ionen hinsichtlich Wirkung auf Boden-Mikroorganismen, -Invertebraten und Pflanzen
	Hg	Wälder	Gesamtgehalt Hg bezogen auf den Gehalt an organischer Substanz im Hinblick auf Wirkungen auf Boden-Mikroorganismen (und Invertebraten)

*) *Kursiv und grau gedruckte Betrachtungen können auf freiwilliger Basis durchgeführt geführt werden.*

Für alle Ökosystemtypen werden Critical Loads zum Schutz des Trinkwassers kartiert. Da für Cd zwei unterschiedliche Indikatoren für die Berechnung der CL(M)_{human} herangezogen werden, ist vorgesehen, das Minimum von beiden in der entsprechenden Critical Loads-Karte (CL(Cd)_{human}) darzustellen.

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 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:

$$CL(M) = M_u + M_{le(crit)} \quad [\text{in g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}]$$

mit:

CL(M) = Critical Load des Metalls M

M_u = Nettoaufnahme des Metalls M in erntbare Pflanzenteile unter Critical Loads-Bedingungen

$M_{le(crit)}$ = tolerierbare Auswaschung des Metalls M aus der betrachteten Bodenschicht bei ausschließlicher Betrachtung vertikaler Flüsse (Sickerwasser)

Bei der aktuellen Methode werden die natürlichen Einträge durch Verwitterung aufgrund der geringen quantitativen Bedeutung vernachlässigt. Die Re-emission von Hg aus Böden ist bereits in der Berechnung der Netto-Gesamtdeposition bilanziert. Je nach betrachtetem Rezeptor werden unterschiedliche Mineral-

bodenschichten zur Bestimmung der relevanten Schwermetall-Konzentrationen betrachtet: z_b für die biologisch aktivste obere Zone (A_h bzw. A_p Horizonte), z für die Bodenschicht unterhalb des Wurzelraumes, die für das Grundwasser relevant ist. Für Humusaufgaben werden $CL(M)_{eco}$ optional gesondert berechnet, um dann das Minimum im Vergleich mit z_b für die Bestimmung des $CL(M)_{eco}$ heranzuziehen. Letzteres ist aufgrund der bisher unzureichenden Datenlage über Humusaufgaben in Deutschland nicht möglich. Für die Berechnung von $CL(Hg)_{eco}$ werden ausschließlich Humusaufgaben in Wäldern berücksichtigt. Aufgrund der mangelhaften Datenlage in Deutschland wurde unterstellt, dass in allen Wäldern eine Humusaufgabe vorhanden ist, was eine Berechnung zumindest mithilfe von Standardwerten ermöglicht.

Die Erhebung und Berechnung von Eingangsdaten ist detailliert im ausführlichen Abschlußbericht Teil 2, Kapitel 4.3 dargestellt. Zu bestimmen sind:

- der Nettoentzug von Schwermetallen durch Ernte und Biomasse (M_u) mithilfe von
 - Netto-Biomasseerträgen (Y_{ha})
 - Schwermetallgehalten in der erntbaren Biomasse ($[M]_{ha}$)
 - Faktor zur Berücksichtigung der betrachteten Bodenschicht (f_{Mu}) in unterschiedlicher Bodenschicht
- der Tolerierbare Austrag von Schwermetallen mit dem Wasserabfluss ($M_{le(crit)}$) mithilfe von
 - Wasserabfluss aus der betrachteten Bodenschicht ($Q_{le,z}, Q_{le,zb}$)
 - Kritischer Gesamtkonzentration des Schwermetalls im Boden u./o. Sickerwasser ($[M]_{ss(crit)}$)

Z2.3.2 Critical Loads für Schwermetalle in Deutschland (Pb, Cd, Hg)

Tabelle Z2.2 gibt einen Überblick über die Ergebnisse der Critical Loads-Berechnung für die Metalle Pb, Cd und Hg (statistische Kennwerte) in Bezug auf die unterschiedlichen Rezeptoren und ihre Relevanz für bestimmte Ökosystemtypen.

Tabelle Z2.2: Statistische Kennwerte der Critical Loads Pb, Cd, Hg für unterschiedliche Rezeptoren und Ökosystemtypen

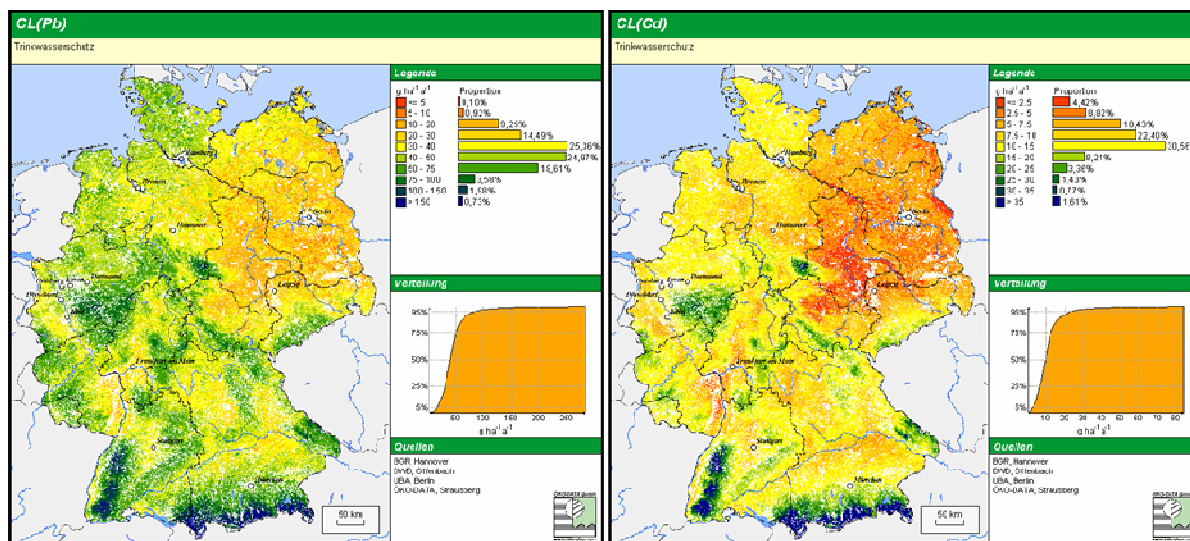
Rezeptor	n	Arith. Mittel	σ (Stdabw.)	Min.	5-Perz.	50-Perz.	95-Perz	Max.
Blei, alle Ökosysteme:								
Mensch (Trinkwasser)	281137	43,0	531,6	2,4	16,0	40,0	81,1	283,9
Ökosystem-Funktionen	281137	42,6	2563,2	8,0	16,6	22,9	165,6	662,1
Cadmium, alle Ökosysteme:								
Mensch (Trinkwasser)	281137	10,72	49,94	0,47	2,80	9,58	22,78	83,99
Ökosystem-Funktionen	281137	9,81	44,04	0,64	3,96	7,81	23,97	68,02
Cadmium, nur Acker								
Mensch (Nahrungsweizen)	133850	4,02	0,78	2,02	2,64	4,03	5,45	9,81
Mensch (Trinkwasser)	133850	8,25	12,27	0,98	2,10	8,28	13,77	31,14
Ökosystem-Funktionen	133850	6,09	3,91	2,63	3,51	5,71	9,63	19,73
Quecksilber, alle Ökosysteme:								
Mensch (Trinkwasser)	281137	3,31	5,45	0,12	0,66	2,96	7,26	28,0
Quecksilber, nur Wald:								
Mensch (Trinkwasser)	101246	3,92	8,37	0,12	0,85	3,33	9,22	27,19
Ökosystem-Funktionen	99436	0,25	0,01	0,08	0,12	0,25	0,43	0,91

Critical Loads (Pb, Cd, Hg) zum Schutz der menschlichen Gesundheit ($CL(M)_{human}$)

Blei

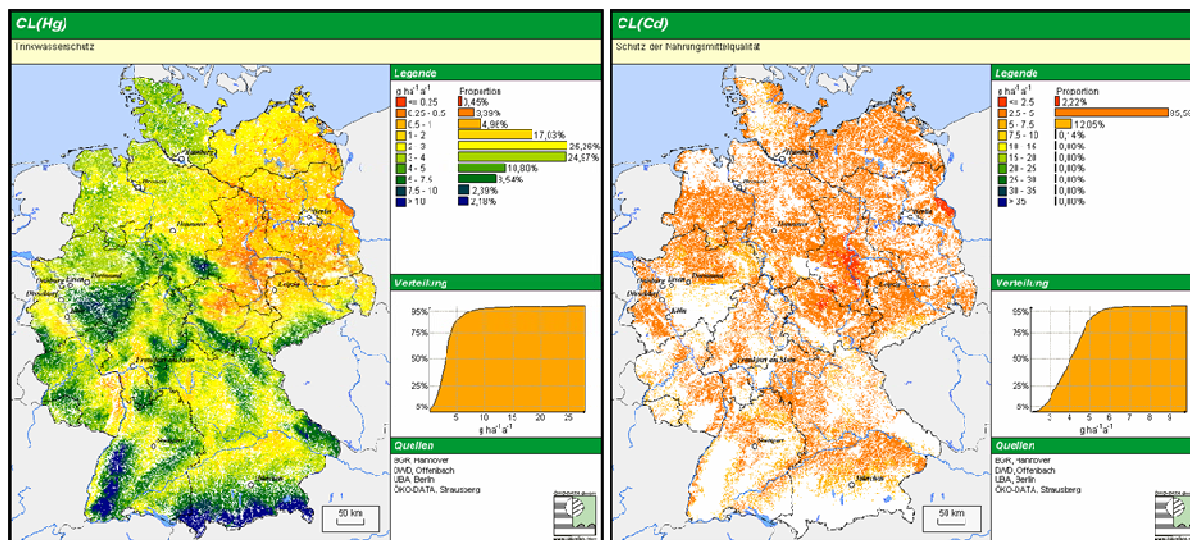
Die Critical Loads zum Schutz des Grundwassers hinsichtlich der potenziellen Nutzung als Trinkwassers ($CL(Pb)_{human}$ Trinkwasser, Abbildung Z2.10) liegen zu etwa 50 % unterhalb 40 [$g\ ha^{-1}\ a^{-1}$] und zu ca. 95 % niedriger als 75 [$g\ ha^{-1}\ a^{-1}$]. Sie sind insgesamt höher als die $CL(Pb)_{eco}$ (vgl. Abbildung Z2.11). Der Median der $CL(Pb)_{human}$ (Trinkwasser) liegt bei 40,0 [$g\ ha^{-1}\ a^{-1}$], während er für $CL(Pb)_{eco}$ 22,9 [$g\ ha^{-1}\ a^{-1}$] beträgt. Die höheren Werte für $CL(Pb)_{human}$ (Trinkwasser) werden vor allem durch die meist höhere kritische Pb-Konzentration im Sickerwasser $[Pb]_{ss(crit)}$ bestimmt. Die angenommene um 50 % niedrigere Sickerwasserrate unterhalb der Wurzelzone (im Vergleich zum versickernden Wasser unterhalb des A-Horizontes) wirkt dem entgegen, gleicht den Effekt der Konzentration überwiegend aber nicht aus. Die Karte der $CL(Pb)_{human}$ (Trinkwasser) wird eindeutig durch die tolerierbare Auswaschung dominiert und Nutzungseinflüsse sind nur schwer zu erkennen. Die Eigenschaften des Bodenspielen bei der Berechnung der tolerierbaren Auswaschungsraten für diesen Critical-Loads-Typ keine Rolle, so dass letztendlich die Verteilung der

Sickerwasserraten das Muster der Critical Loads-Karte bestimmt. Demzufolge ist die Differenzierung der Werte für alle 281137 Datensätze geringer als bei $CL(Pb)_{eco}$, aber auch die Unterschiede zwischen den Nutzungsarten fallen geringer aus, da nutzungstypische Bodeneigenschaften (pH, OM, DOC) hinsichtlich der Critical Loads-Berechnung nicht zur Wirkung kommen.



CL(Pb)_{human} Trinkwasserschutz

CL(Cd)_{human} Trinkwasserschutz



CL(Hg)_{human} Trinkwasserschutz

CL(Cd)_{human} Schutz Nahrungsmittelqualität

Abbildung Z2.10: Critical Loads zum Schutz der menschlichen Gesundheit ($CL(M)_{human}$) für Pb, Cd und Hg in Deutschland

Cadmium

Die Critical Loads zum Schutz des Trinkwassers ($CL(Cd)_{human}$, Abbildung Z2.10) liegen zu etwa 50 % unterhalb 10 [g ha⁻¹ a⁻¹], etwa 95 % der Werte sind kleiner als 23 [g ha⁻¹ a⁻¹]. Sie sind insgesamt etwas höher als die $CL(Cd)_{eco}$. So betragen der Median der $CL(Cd)_{human}$ (Trinkwasser) 9,58 [g ha⁻¹ a⁻¹] und das arithmetische Mittel 10,72 [g ha⁻¹ a⁻¹], während die entsprechenden Werte der $CL(Cd)_{eco}$ bei 7,81 [g ha⁻¹ a⁻¹] und 9,81 [g ha⁻¹ a⁻¹] liegen. Die Karte der $CL(Cd)_{human}$ (Trinkwasser) wird, wie die entsprechende Karte für $CL(Pb)_{human}$, klar durch die Sickerwasserkarte bestimmt. Die Eigenschaften des Bodens spielen nur eine untergeordnete Rolle. Sie beeinflussen lediglich die Höhe der für die Nettoaufnahme in die Biomasse zugrunde gelegten Erträge. Diese Nettoaufnahmeraten sind mit denen für die Berechnung der $CL(Cd)_{eco}$ identisch.

Die Critical Loads bezogen auf den Schutz der Nahrungsqualität - $CL(Cd)_{human}$ (Weizenkorn) - sind in Abbildung Z2.10 unten rechts dargestellt. Diese Karte zeigt nur Ackerstandorte. Die $CL(Cd)_{human}$ (Weizenkorn) liegen überwiegend unterhalb 5 [g ha⁻¹ a⁻¹]. Die hohen Werte, wie sie bei den $CL(Cd)_{eco}$ auftreten (die auch andere

Nutzungen als Acker einbeziehen), sind großenteils deshalb ausgeschlossen, weil in den Gebieten mit sehr hohen Abflussraten (große Höhen über NN) und niedrigen Boden-pH-Werten (die zu hohen $[Cd]_{ss(crit)}$ führen) Ackerbau nicht betrieben wird.

Vergleicht man die Werte der beiden Critical Loads-Typen $CL(Cd)_{human}$ begrenzt auf Ackerstandorte, sind die Werte (Trinkwasser) eindeutig weniger empfindlich. Bei der Erstellung einer Karte der Minima zwischen diesen beiden $CL(Cd)_{human}$ würde also der Rezeptor Nahrungsweizen auf der überwiegenden Fläche die Critical Loads bestimmen. Das ist in den niedrigeren kritischen Entzügen durch das Weizenkorn gegenüber dem Durchschnitt aktueller Cd-Entzüge von Fruchtfolgen und in der niedrigeren kritischen Konzentrationen im Bodenwasser (einheitlich $0,8 \text{ [mg l}^{-1}\text{]}$ anstelle von einheitlich $3 \text{ [mg l}^{-1}\text{]}$) begründet. Die höhere Abflussrate aus dem A-Horizont gegenüber der Versickerungsrate unterhalb der Wurzelzone gleicht das meist nicht aus. Wie die Minima und 5-Perzentile der beiden $CL(Cd)_{human}$ (Weizenkorn, nur Acker) zeigen, gibt es aber Ausnahmen von dieser Regel (vgl Tab. Z2.2).

Quecksilber

Die $CL(Hg)_{human}$ (Trinkwasser) liegen im Wesentlichen zwischen $0,7 \text{ [g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}\text{]}$ (5-Perzentil = $0,66 \text{ [g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}\text{]}$) und $7,3 \text{ [g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}\text{]}$ (95-Perzentil = $7,26 \text{ [g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}\text{]}$). Diese Werte werden klar durch die tolerierbaren Austräge mit dem Sickerwasser bestimmt. Der Anteil der Hg-Aufnahme in die Biomasse am $CL(Hg)_{human}$ (Trinkwasser) beträgt bezogen auf die Mittelwerte für alle Ökosysteme weniger als 5 Prozent. Dabei ist der Anteil des Hg auf Ackerflächen mit ca. 8 % gegenüber anderen Ökosystemtypen am höchsten. Da die $[Hg]_{ss(crit)}$ für alle Standorte einheitlich $1 \text{ [mg m}^{-3}\text{]}$ beträgt, ist die Sickerwasserrate der Faktor mit dem größten Einfluss auf die tolerierbare Auswaschungsrate von Hg. Die räumliche Verteilung ist in Abbildung Z2.10 oben rechts dargestellt.

Critical Loads zum Schutz von terrestrischen Ökosystemen ($CL(M)_{eco}$)

Blei

Die $CL(Pb)_{eco}$ sind in Abbildung Z2.11 links dargestellt. Die Spanne 5-Perzentil bis 95-Perzentil umfasst eine Zehnerpotenz, d.h. die Variabilität der $CL(Pb)_{eco}$ ist auch bei Vernachlässigung der Extremwerte außerordentlich hoch. Die Werte liegen weit überwiegend zwischen $10 \text{ [g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}\text{]}$ und $30 \text{ [g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}\text{]}$. Allerdings hat auch die höchste in der Karte dargestellte Klasse ($> 150 \text{ [g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}\text{]}$) noch einen Flächenanteil von $> 6 \%$. Eine Analyse der Ergebnisse zeigt, dass sowohl die Bodeneigenschaften, die Landnutzung als auch die berechneten Abflüsse von Bodenwasser aus dem A-Horizont Einfluss auf die räumliche Verteilung der Werte haben.

Es werden pro Standort die gleichen Pb-Nettoaufnahmeraten in die Biomasse wie für $CL(Pb)_{human}$ zugrunde gelegt. Die etwas höheren Pb-Aufnahmen auf landwirtschaftlichen Nutzflächen gegenüber Wald und naturnahen, waldfreien Ökosystemen hat nur geringen Einfluss. Die nutzungsspezifische Differenzierung der Werte beruht überwiegend auf der Verknüpfung bestimmter Nutzungen mit bestimmten Bodeneigenschaften. Im Ergebnis haben landwirtschaftliche Nutzflächen deutlich niedrigere $CL(Pb)_{eco}$. Das arithmetische Mittel der $CL(Pb)_{eco}$ für Ackerflächen beträgt $22,6 \text{ [g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}\text{]}$, im Vergleich zu $93,9 \text{ [g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}\text{]}$ für Nadelwald, $47,8 \text{ [g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}\text{]}$ für Laubwald und $56,4 \text{ [g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}\text{]}$ für die naturnahen waldfreien Ökosysteme. Die höchsten $CL(Pb)_{eco}$ sind in den Kammlagen der Gebirge mit hohen Abflüssen und Wald als Landnutzung zu finden. Niedrige Werte ($< 20 \text{ [g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}\text{]}$) sind vor allem in Ostdeutschland verbreitet.

Cadmium

Die $CL(Cd)_{eco}$ sind in Abbildung Z2.1 Mitte dargestellt. Das 5er Perzentil liegt bei $4 \text{ [g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}\text{]}$, der Median bei rund $8 \text{ [g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}\text{]}$. Etwa 95 % der Werte sind kleiner als $8 \text{ [g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}\text{]}$. Das 95-Perzentil liegt bei $24 \text{ [g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}\text{]}$. Besonders hohe $CL(Cd)_{eco}$ ($> 20 \text{ [g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}\text{]}$) finden sich in den Hochlagen der Mittelgebirge und der Alpen, wo auch auf Grund hoher Niederschläge der Wasserabfluss aus der betrachteten Bodenschicht hoch ist. Dementsprechend sind niedrige Werte (bis $7,5 \text{ [g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}\text{]}$) zu einem hohen Anteil in den regenarmen Gebieten in Ostdeutschland anzutreffen.

Neben den Sickerwasserraten werden die $CL(Cd)_{eco}$ stark vom pH-Wert der Böden beeinflusst (je niedriger der pH-Wert, desto höher die kritischen Konzentrationen im Bodenwasser). Andere Bodenparameter wirken schwächer modifizierend. Deshalb wird in Kammlagen von Mittelgebirgen der durch hohen Abfluss bedingte hohe tolerierbare Austrag noch durch hohe kritische Konzentrationen verstärkt, sofern das Gestein sauer ist. So treten beispielsweise im Nordschwarzwald bei Sickerwasserraten $> 1000 \text{ mm}$ und kritischen Konzentrationen im Bodenwasser von $> 4 \text{ mg m}^{-3}$ $CL(Cd)_{eco}$ von $> 35 \text{ [g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}\text{]}$ auf. In den Kalkalpen treten dagegen die höchsten Werte für den Wasserabfluss auf, nicht aber für die tolerierbare Cd-Auswaschung, da diese durch niedrige kritische Konzentrationen im Bodenwasser begrenzt wird.

In Bezug auf die Nutzungsarten ist festzustellen, dass landwirtschaftlich genutzte Flächen niedrigere $CL(Cd)_{eco}$ aufweisen als Wälder und naturnahe Ökosysteme. Dabei sind Ackerflächen noch etwas empfindlicher als intensiv genutztes Grünland. Nadelwälder haben im Allgemeinen höhere $CL(Cd)_{eco}$ als Laubwälder. Die

naturnahen und natürlichen Ökosystemtypen (natürliches Grasland, Moore, Heiden usw.) haben geringfügig niedrigere Mittelwerte als die Nadelwälder bei allerdings deutlich niedrigerem Flächenanteil.

Quecksilber

Die Abbildung Z2.11 rechts zur Darstellung der $CL(Hg)_{eco}$ beinhaltet die Gesamtheit der Waldstandorte. Die Berechnung erfolgte unter der Annahme, dass alle Waldstandorte eine Humusaufgabe haben. Die gesamte Wertespanne beträgt 0,08 [g/(ha a)] bis 0,91 [g/(ha a)] und umfasst somit mehr als eine Zehnerpotenz. Die Variation der Werte wird im Wesentlichen durch die unterschiedlichen Abflussraten von Bodenwasser aus dem Humushorizont (A_h) bestimmt. Der Einfluss der unterstellten Nettoaufnahme von Hg in das Holz und damit der standortabhängig unterschiedlichen Holzträge ist geringer als der Einfluss der tolerierbaren Auswaschraten. allerdings erreichen die berücksichtigten Nettoaufnahme (Mittelwerte) 30 % bis 40 % der $CL(Hg)_{eco}$. In Anbetracht der Unsicherheiten bei der Quantifizierung der berücksichtigten Hg-Flüsse ist deshalb eine Verbesserung der Datenlage zu Hg-Gehalten im Holz von Waldbäumen dringend erforderlich.

Die $CL(Hg)_{eco}$ sind im Vergleich zu den $CL(Hg)_{human}$ (Trinkwasser), beschränkt auf die Waldstandorte, deutlich empfindlicher. Mit Ausnahme der Minimum-Werte sind alle in Tabelle Z2.2 angegebenen statistischen Kennwerte für die $CL(Hg)_{eco}$ fünf bis mehr als zwanzig mal geringer als für die $CL(Hg)_{human}$ (Trinkwasser).

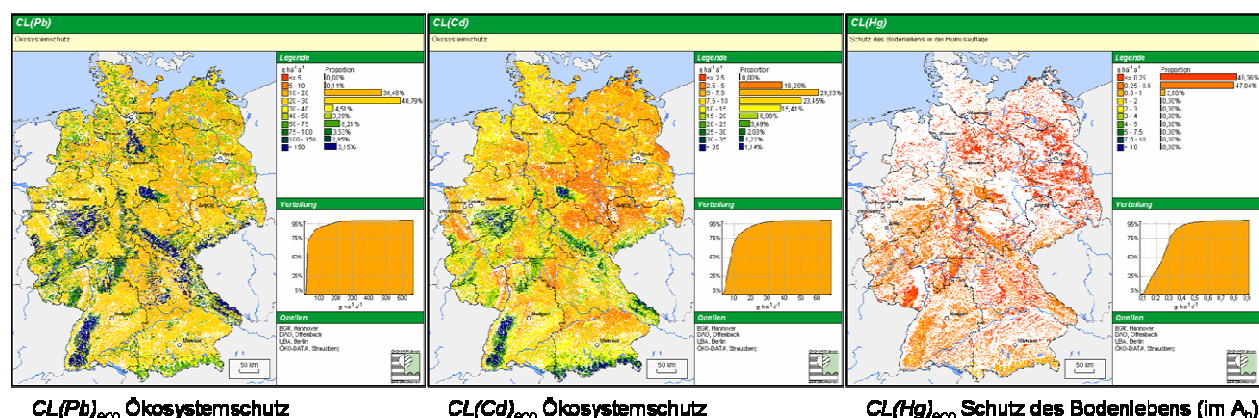


Abbildung Z2.11: Critical Loads zum Schutz von terrestrischen Ökosystemen ($CL(M)_{eco}$) für Pb, Cd und Hg in Deutschland

Ansatzpunkte für die Weiterentwicklung der Methodik, die Unsicherheiten der methodischen Grundlagen und Unsicherheiten aufgrund unzureichender Datenverfügbarkeit, sind im ausführlichen Abschlußbericht Teil 2, Kap. 4.3.1.4 detailliert wiedergegeben und diskutiert.

Z2.3.3 Critical Loads Überschreitungen (Pb, Cd, Hg)

Im ausführlichen Abschlußbericht Teil 2, Kap. 4.3.1.5 werden die Überschreitungen durch Schwermetalleinträge aus atmosphärischer Deposition und die Überschreitungen bei Berücksichtigung der Schwermetalleinträge durch Bewirtschaftung verbal wiedergegeben und diskutiert.

Aufgrund der zu gegenwärtigem Stand noch größeren Unsicherheiten bei den Ergebnissen der Modellierung und Kartierung des atmosphärischen Eintrags der Schwermetalle Pb und Cd, die den Gesamteintrag insbesondere über den trockenen Depositionspfad aufgrund der verfügbaren Emissionen unterschätzen, wurde von einer Quantitativen Darstellung von Überschreitungskarten Abstand genommen. Aus den bisherigen Ergebnissen lassen sich dennoch folgende vorsichtige Einschätzungen ableiten:

- Bei Anwendung der berechneten Gesamtdosition (basierend auf offiziellen Emissionsdaten) $CL(Pb)$ -Überschreitungen nur selten auftreten, mit der höchsten Wahrscheinlichkeit in Ballungsgebieten. Nimmt man eine doppelt bis dreifach höhere Deposition an als auf Grundlage der berichteten Emissionswerte kalkuliert, ist häufiger mit $CL(Pb)$ -Überschreitungen zu rechnen, insgesamt dürfte aber der überwiegende Teil der Fläche ebenfalls frei von Überschreitungen bleiben.
- Die empfindlichsten von allen $CL(Cd)$ -Werten beziehen sich auf den Schutz der menschlichen Gesundheit und liegen im Wertebereich 0,5 bis 2,5 [g/(ha a)]. Sie kommen auf weniger als 5 % der Gesamtfläche Deutschlands vor. Diese Gebiete liegen nicht in den Gebirgen und höchstens ausnahmsweise in den Ballungszentren, so dass Critical Loads-Überschreitungen allein durch die Deposition äußerst selten sein dürften. Das trifft auch noch zu, wenn die Unterschätzung der Deposition mit berücksichtigt wird, d.h. Depositionen von etwa 0,15 bis 0,7 [g/(ha a)] zu Grunde gelegt werden.

Critical Loads-Überschreitungen wurden auch im Bericht des CCE an die 25. Tagung der WGE, September 2006, in Genf (EB.AIR/WG.1/2006/10) beschrieben. Diese Werte beinhalten die Integrated Accumulated Exceedance (flächengewichtete Critical Loads-Überschreitung) für das Jahr 2000, wobei exakt die gleichen Critical Loads-Werte zugrunde liegen. Für die Deposition wurden Werte des TNO (Stand Frühjahr 2006) basierend auf offiziellen Emissionsdaten verwendet. Die Überschreitungen für Deutschland betragen in diesem Bericht für Pb 48 % (Ökosystemschutz) bzw. 25 % der Fläche (Trinkwasserschutz). Für Cadmium wurden analoge Werte in Höhe von 0,0 % (Ökosystemschutz) bzw. 0,03 % (Gesundheitsschutz) berechnet.

Für Quecksilber liegen keine eigenen Depositionsberechnungen für Deutschland vor. Deshalb sollen hier zur Vervollständigung die Ergebnisse des CCE erwähnt werden. In Bezug auf den nachhaltigen Schutz des Grundwassers ergaben sich für 2,7 % der Gesamtfläche Deutschlands Risiken durch Hg-Deposition. Dagegen ist auf fast allen Waldböden (96 %) die Hg-Deposition zu hoch um langfristig den Schutz des Bodenlebens in der humosen Schicht zu garantieren.

Die Überschreitungen bei Berücksichtigung der Schwermetalleinträge durch Bewirtschaftung, d.h durch die Anwendung von Wirtschaftsdünger, Mineraldünger, Kompost und Klärschlamm in der Landwirtschaft, lässt sich aufgrund von Angaben in der Literatur abschätzen. Die Gesamtspannen der möglichen Einträge durch Düngung betragen demnach für Pb ca. 1,8-316 [g/(ha a)], für Cd ca. 0,4-4,1 [g/(ha a)] und für Hg ca. 0,01-1,2 [g/(ha a)].

Daraus lassen sich dennoch folgende vorsichtige Einschätzungen ableiten:

- Durch Mineraldünger oder Wirtschaftsdünger-Anwendung allein kommt es also auf der überwiegenden Ackerfläche nicht zur Überschreitung der $CL(Pb)$. Bei Einträgen in gleicher Höhe aus atmosphärischer Deposition können die $CL(Pb)$ jedoch überschritten werden. Berücksichtigt man die Unterschätzung der atmosphärischen Deposition der bisher vorliegenden Modellierungs- und Kartierungsergebnissen und geht von doppelten bis dreifachen Einträgen aus, sind Critical Loads-Überschreitungen auf einem nicht zu vernachlässigenden Anteil der Flächen wahrscheinlich.
- Bei Kompost bzw. Klärschlamm liegen die Pb-Einträge immer über 40 [g/(ha a)] und überschreiten somit die 50-Perzentile der $CL(Pb)$ für Ackerflächen (sowohl hinsichtlich Ökosystemschutz als auch Trinkwasserschutz). Bei diesen Düngeregimes hat der Pb-Eintrag durch die atmosphärische Deposition in der Regel eine untergeordnete Bedeutung.
- Der größte Teil der Ackerfläche in Deutschland hat $CL(Cd)$ zum Schutz der Nahrungsqualität zwischen 2,5 und 5. Bei 75 von 173 möglichen Kombinationen von Anbautyp und Düngungsregime sind die Cd-Einträge höher als 2 [g/(ha a)]. Die höchsten Werte (oft über 3 [g/(ha a)]) treten überwiegend beim Düngungsregime Kompost auf. Aber auch die Düngestrategie Mineraldünger führt häufig zu Einträgen über 2 [g/(ha a)] und damit auch ohne zusätzliche atmosphärische Deposition zum Erreichen der empfindlichsten $CL(Cd)$. Bei atmosphärischer Deposition von 0,2 bis 0,7 [g/(ha a)] werden die $CL(Cd)$ demnach z. T. erreicht bzw. geringfügig überschritten.
- Beim Quecksilber sind bei den Düngestrategien Mineraldünger und Wirtschaftsdünger generell niedrigere Einträge zu verzeichnen als bei Kompost und Klärschlamm. Sie liegen generell unterhalb 0,1 [g/(ha a)], bei Mineraldünger meist unterhalb 0,05 [g/(ha a)]. Die Managementtypen Kompost und Klärschlamm führen dagegen meist zu Einträgen um 1 [g/(ha a)]. $CL(Hg)$ für Äcker beziehen sich nur auf den Schutz des Trinkwassers. Die 5-Perzentilwerte dieser $CL(Hg)$ liegen bei 0,5 [g/(ha a)], die 50-Perzentile bei 2,6 [g/(ha a)]. Das Schutzgut Trinkwasser ist also durch die Einträge mit Düngung auf der überwiegenden Ackerfläche nicht gefährdet. Der Beitrag der Deposition von 0,08 - 0,2 [g/(ha a)] auf der überwiegenden Fläche in Deutschland (EMEP country report, Stand Nov. 2006) führt zusammen mit Mineraldünger und Wirtschaftsdünger ebenfalls kaum zur Überschreitung der $CL(Hg)$ auf Äckern. Die Düngestrategien Kompost und Klärschlamm führen dagegen auf einem nicht zu vernachlässigenden Teil der Flächen zur $CL(Hg)$ -Überschreitung und sind dabei gegenüber der atmosphärischen Deposition der entscheidende Eintragspfad für Hg.

Z2.4 Ergebnisse der Arbeiten zur Einbeziehung von Biodiversität (BERN)

Kurzfassung aus:

Hans-Dieter Nagel, Rolf Becker, Philipp Kraft, Angela Schlutow, Gudrun Schütze, Regine Weigelt-Kirchner:
Nationale Umsetzung der EU-NEC-Richtlinie/CAFE-Strategie und UNECE Luftreinhaltekonvention: NFC
Deutschland, Critical Loads, Biodiversität, Dynamische Modellierung
ÖKO-DATA, Gesellschaft für Ökosystemanalyse und Umweltdatenmanagement mbH, Hegermühlenstr. 58, 15344 Strausberg

Zusammenstellung: *Thomas Gauger*

Federal Agricultural Research Centre, Institute of Agroecology (FAL-AOE), Bundesallee 50, D-38116 Braunschweig
Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Institut für Agrarökologie (FAL-AOE), Bundesallee 50, 38116 Braunschweig

Eine der Aufgaben bei der Weiterentwicklung des Critical Loads-Ansatzes und auch dynamischer Modelle für Säure und Stickstoff besteht in der stärkeren Berücksichtigung biologischer Indikatoren bei der Ursache-Wirkungsbetrachtung. Um dieser Anforderung zu entsprechen, wurde das **BERN-Modell** (Bioindication for Ecosystem Regeneration towards Natural conditions) entwickelt.

Das BERN-Modell (*Schlutow und Hübener (Kraft) 2004, De Vries et al. 2007*) baut auf folgenden Grundlagen auf: Da sich quasi alle biologischen Ökosystem-Komponenten an ein standorttypisches harmonisches Nährstoffverhältnis (Stickstoff, Phosphor, Kohlenstoff, basische Kationen wie Kalzium, Kalium und Magnesium) über Jahrtausende evolutionär angepasst haben, kann man insbesondere die spontane Vegetationsstruktur als Indikator für endogene Veränderungen in den letzten Jahrzehnten nutzen. In der BERN-Datenbank sind zunächst die Arten 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 mehrerer Standortfaktoren für eine Art ergibt sich die n-dimensionale unscharfe Hyperwolke ihrer Existenzmöglichkeit. Im zweiten Schritt wurden vom BERN-Modell die realen Nischen der in Deutschland repräsentativen natürlichen und halbnatürlichen Vegetationsgesellschaften berechnet durch Kombination der unscharfen Nischen ihrer konstanten Arten. Die real existierenden Kombinationen von Standortfaktoren-Bereichen wurden klassifiziert zu Standortstypen und ihnen wurden die jeweils typischen naturnahen Pflanzengesellschaften zugeordnet, wobei einem Standorttyp mehrere Pflanzengesellschaften mit unterschiedlichem Zugehörigkeitsgrad zugeordnet sein können.

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 Vegetationsgesellschaften
- die Rekonstruktion und Prognose des Vegetationswandels in Abhängigkeit von der Nutzungs- und Depositions-Geschichte bzw. deren Zukunftsszenarien und der Prognose des Klimawandels

Mit Hilfe des BERN-Modells können entweder die Vegetationszusammensetzung anhand vorliegender Messdaten von abiotischen Standortfaktoren ermittelt werden. Oder es werden die Standortfaktoren Basensättigung, C/N-Verhältnis und Bodenfeuchte vom BERN-Modell anhand von vorliegenden Vegetationsaufnahmen ermittelt.

Eine ausführliche Darstellung der Ergebnisse der Arbeiten im Projektzeitraum ist im ausführlichen Abschlußbericht Teil 2, Kap. 5 nachzulesen. Die wesentlichen Arbeiten bestehen in der

- Recherche, Akquisition und Integration von Ökosystemdaten
- Modell-Validierung und –verifizierung und der
- Erfassung des möglichen Interpretationsrahmens nach Kopplung mit Dynamischer Modellierung

Nach Recherche, Akquisition und Integration von Ökosystemdaten sind die Datenbanken des BERN-Modells für die Gesamtfläche Deutschlands erweitert worden.

Die durchgeführte Modell-Validierung und –verifizierung erfolgt anhand von Vergleichen von modellierten und gemessenen aktuellen Bodenzustands-Parametern und durch Vergleich von historischen Zeitreihen von Vor-Ort-Aufnahmen mit BERN-Modell-Ergebnissen

Der Erfassung des möglichen Interpretationsrahmens nach Kopplung mit Dynamischer Modellierung geht die Implementierung des BERN-Modells in die dynamische Modellierung von Ökosystemen voraus. Zur Anwendung kommen das SAFE- und VSD-Modell.

Anhand der Daten ausgewählter Level II Wald-Standorte wird dies für Zeitreihen mit der Spanne zwischen 1900 bis 2100 berechnet. Die Vegetationsentwicklung in der Vergangenheit wird etwa bis 1880 bzw. 1900 rekonstruiert. Auf der Grundlage der Bestandesgeschichte werden nutzungsbedingte Veränderungen der Zustandsparameter bis 1960 berechnet. Das BERN-Modell gibt die natürliche Stamm-Pflanzengesellschaft aus. Bodenveränderungen aufgrund extensiver Nutzungen werden dabei berücksichtigt.

Für eine zukünftige Entwicklung der Standortseignung für Waldgesellschaften entscheidend sind die Bodenparameter C/N-Verhältnis, Basensättigung, Temperatur und Niederschlag. Diese stützt sich auf Annahmen

(Szenarien) von Depositionsentwicklung, Klimaveränderungen und Nutzungsweise.

Das BERN-Modell ist ebenfalls in der Lage, potenziell natürliche Vegetationsgesellschaften aufgrund von prognostizierten Veränderungen von Stoffhaushalt und Klima zu ermitteln. Die in Frage kommenden Zielgesellschaften an den Standorten werden vom Modell ermittelt, indem die den Parameter-Dupeln BS/CN und Kontinentalitätsindex/Vegetationszeitlänge am nächsten gelegenen Möglichkeitsfelder von Waldgesellschaften des gleichen Stamm-Standortstyps für den betrachteten Zeitschnitt ermittelt und angezeigt werden.

Die Ergebnisse der Berechnungen werden im ausführlichen Abschlußbericht hinsichtlich Aktueller Regenerierungspotenziale, Zeitlich-dynamischer Entwicklung der Vitalität von Arten und Artengruppen, der Regenerierungsziele in Varianten (Gegenüberstellung und Vergleich), der Ableitung von Empfehlungen für ein naturschutzfachlich begründetes Ökosystemmanagement (Kalkung in Wäldern und Forsten, Ökologischer Waldumbau, Totholzanteil im Wald) beispielhaft dargestellt.

Abschließend wird die Anwendung des BERN-Modells zur Berechnung von Biodiversitäts-Parametern dargestellt. Mit Hilfe des BERN-Modells wird das Artenzahl-Potenzial eines Standortes ermittelt, d. h. die Anzahl an Arten, die aufgrund ihrer hohen Standorttreue (> 60 % Stetigkeit) am Standort zu erwarten wären. Diesem Potenzial wird im zweiten Schritt aus aktuellen Vegetationsaufnahmen der rezente Stammarten-Anteil als Biodiversitäts-Parameter gegenübergestellt. Bewertet wird dabei aus der dynamischen Betrachtung der Vegetationsentwicklung in der Vergangenheit die Entwicklung der Biodiversität folgendermassen:

$$\begin{array}{l} \text{relative rezente Stamm-} \\ \text{Diversität} \end{array} = \frac{\text{Anzahl der aktuell aufgenommenen Arten (A}_{\text{akt}}) \text{ eines Habitats, die einer hochsteten (standorttreuen) Art der potenziell natürlichen Pflanzengesellschaft des entsprechenden Naturraumtyps entsprechen}}{\text{Stamm-Diversität (potenziell mögliche Anzahl der hochsteten Arten der potenziell natürlichen Pflanzengesellschaft)}}$$

Z2.5 Weiterentwicklung und Anwendung der Dynamischen Modellierung

Kurzfassung aus:

Hans-Dieter Nagel, Rolf Becker, Philipp Kraft, Angela Schlutow, Gudrun Schütze, Regine Weigelt-Kirchner:
Nationale Umsetzung der EU-NEC-Richtlinie/CAFE-Strategie und UNECE Luftreinhaltekonvention: NFC
Deutschland, Critical Loads, Biodiversität, Dynamische Modellierung
ÖKO-DATA, Gesellschaft für Ökosystemanalyse und Umweltdatenmanagement mbH, Hegermühlenstr. 58, 15344 Strausberg

Zusammenstellung: *Thomas Gauger*

Federal Agricultural Research Centre, Institute of Agroecology (FAL-AOE), Bundesallee 50, D-38116 Braunschweig
Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Institut für Agrarökologie (FAL-AOE), Bundesallee 50, 38116 Braunschweig

Z2.5.1 Modellvergleiche

Veranlassung zur Durchführung dynamischer Modellierung ist die Beantwortung der Frage nach Möglichkeit und erforderlicher Zeit zur Regeneration von Ökosystemen nach Absinken der Depositionsbelastungen unter die durch Critical Loads gegebenen Schwellenwerte. Für die Umsetzung der Luftreinhaltekonvention sind dynamische Modelle erforderlich, die den Zeitverzug von Schädigung (Damage delay time - DDT) und den Zeitverzug der Regenerierung (Recovery delay time – RDT) prognostizieren können.

Verfügbare Modelle sind:

- Versauerungsmodelle mit einfachem Stickstoffkreislauf:
 - MAGIC7 (Model of Acidification of Groundwater in Catchments)
 - VSD-Modell (Very Simple Dynamic soil acidification model, www.mnp.nl/cce)
 - SAFE zur Bestimmung des Stoffhaushalts (Versauerung) an Waldstandorten
- Versauerungs- /Eutrophierungsmodelle (kompletter Kreislauf)
 - SMART2 (Simulation Model for Acidification's Regional Trends)
 - ForSAFE (Kombination von PnET-CN, Decomp und SAFE, simuliert C-/N-Zyklus und Bodenchemie)
- Stickstoffmodelle ohne Kationenaustausch
 - MERLIN (Model of Ecosystem Retention and Loss of Inorganic Nitrogen)
 - PnET (biogeochem. Modell für Forsten, simuliert C-, N-, Wasser-Zyklus ohne Säure-/Basen-Dynamik)
 - Forest-DNDC (mechanistisches biogeochem. Modell, N- und C-Umsetzungen in Waldökosystemen)
 - CENTURY (biogeochem. für C-, N-, S- Zyklus in Boden u. Vegetation, ohne Säure-/Basen-Dynamik)

Anwendbarkeit und Aussagequalität der Modelle richtet sich nach Verfügbarkeit und Qualität der Eingangsdaten. Mit SAFE, VSD, MAGIC7, bei denen die Versauerungs-Dynamik ohne Berücksichtigung des vollständigen Stickstoff-Zyklus modelliert wird (der auch zur eutrophierenden Wirkung führt), ist keine Kopplung mit einem biologischen Response-Modell möglich. PnET, Forest DNDC, CENTURY bilden den Stickstoff-Zyklus in mehr oder weniger allen Einzel-Prozessen ab, vernachlässigen aber die Kopplung vieler biochemischer Prozesse an den Kationen-Kreislauf, wodurch die nachvollziehbare Vorhersage der Reaktionen von Bodenorganismen und Pflanzen nicht möglich ist.

Den fachlichen Anforderungen genügen nur die Modelle, in denen der Nährstoffhaushalt als Bedingungsgefüge aus C-, N-, Bc- (und möglicherweise weiteren) Nährstoffen simuliert wird unter Berücksichtigung der gegenseitigen Abhängigkeit und Limitierung (ForSAFE). Auch SMART II scheint nach gegenwärtigen Aussagen der Autoren viel versprechend, das Modell ist jedoch noch nicht anwendungsreif veröffentlicht. ForSAFE ist zwar auch noch in der Testphase, steht jedoch schon für potenzielle Tester zur Verfügung. Die Datenanforderungen von ForSAFE, insbesondere die mineralogischen Analysen, sind nur für ganz wenige, besonders gut untersuchte Forst Level-II Standorte vorhanden.

Z2.5.2 Modellvergleiche, Ergebnisse und deren Bewertung

Auswahlkriterium für das am besten geeignete dynamische Modell für die dynamische Berechnung des deutschen Datensatzes ist die Anwendbarkeit auf jeden Rezeptorpunkt, das heißt die Verfügbarkeit notwendiger Eingangsdaten in einer Auflösung von 1x1 km über die gesamte Waldfläche Deutschlands. Getestet wurde die Anwendung von SAFE, ForSAFE und VSD. Die Berechnung erfolgt an ICP Forest Level-II-Flächen, deren Daten vom ICP Forest PCC zur Verfügung gestellt werden, zusätzlich auch Daten aus ergänzenden Studien des Forst-Monitoring. Das VSD-Modell erwies sich als einziges anwendbar auf eine Reihe von Level-II- Flächen. Dynamische Bodenchemie-Modelle wie VSD zeigen einen deutlichen und plausiblen zeitlichen Verlauf der Wirkungen von Säureeinträgen und Waldbewirtschaftung auf die Element-Konzentrationen in der Bodenlösung. Die Schlüsselprozesse wie Element-Flüsse der Depositionen, Nährstoff-Aufnahme durch Waldbäume, Nährstoffkreisläufe einschließlich N-Immobilisierung, Verwitterungsprozesse basischer Kationen und von Aluminium sowie die Auswaschung von Elementen ins Grundwasser werden vom Modell abgebildet. Dabei

werden auch die Gleichgewichts-Reaktionen innerhalb der Bodenlösung berücksichtigt. Die Kalkulation stützt sich auf die Level-II-Datenbank und auf historische Depositionsreihen aus der Literatur. Die zukünftigen Depositions-Zeitreihen basieren auf dem Szenarium der Einhaltung der im UNECE-Protokoll von Göteborg (1999) abgegebenen Reduktions-Verpflichtungen Deutschlands (IIASA 2001).

Das Ergebnis der VSD Modellrechnungen an ca. 64 Forst Level II Flächen zeigen eine Zunahme der Versauerung von 1950 bis 1980 und eine Verminderung bis 2030 (Abbildung Z2.12). Dieses Modellergebnis entspricht weitgehend den Beobachtungen, die europaweit aus Forst Monitoring-Programmen mitgeteilt werden. Die berechnete Minderung der Versauerung ist auf die prognostizierte Reduzierung versauernd wirkender Einträge mit der atmosphärischen Deposition zurückzuführen. In Abhängigkeit von standorts- und vegetationspezifischen Bedingungen variiert die Reaktion der Ökosysteme: in kalkreichen Regionen mit hohem natürlichem Säurepuffer verändern sich pH-Werte kaum, empfindliche Böden zeigen deutliche Versauerung und nur teilweise Erholungstendenzen, an Standorten, an denen Depositions-Reduzierungen zu einer Anhebung des pH-Wertes auf die historische Ausgangsbedingung führt, lässt eine volle Regenerierung erwarten.

Dabei ist zu berücksichtigen, dass das VSD-Modell auf die Chemie der Bodenlösung fokussiert ist, die eng mit der Deposition verbunden ist und deshalb sehr rasche Reaktionen auf Veränderungen zeigt. Die Erholung der festen Bodenphase ist dagegen deutlich langsamer und kann mehrere Jahrzehnte dauern

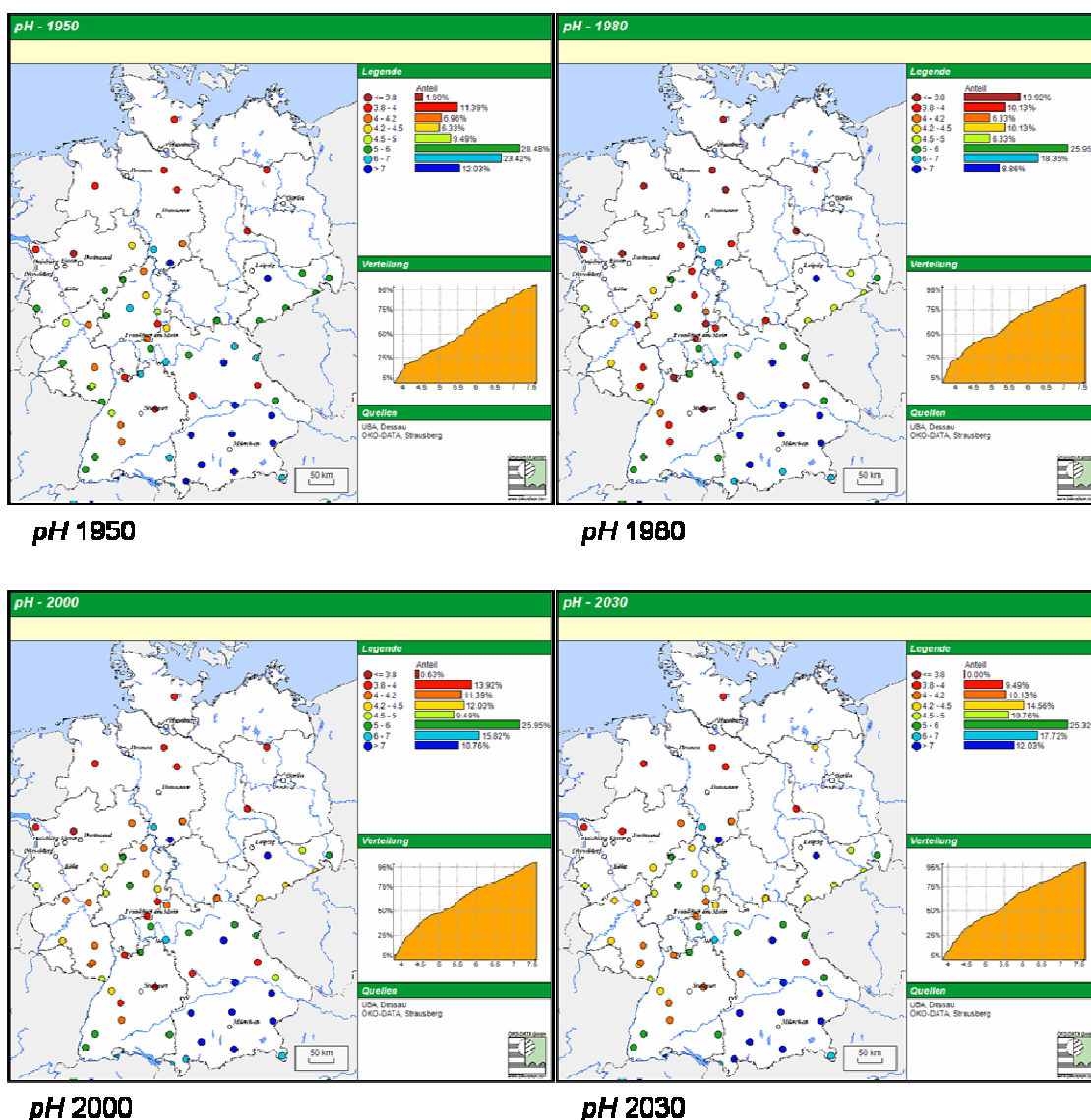


Abbildung Z2.12: pH-Wert an den Level-II-Plots im Ergebnis der VSD-Modellierung 1950, 1980, 2000, 2030

Das SAFE-Modell wird an 8 Level-II-Standorten in Deutschland getestet. Die Ergebnisse (vgl. Abbildung Z2.13) zeigen zu erwartende, mehr oder weniger starke Erholungstendenzen einiger Standorte nach Erreichen der im Göteborg-Protokoll festgelegten Depositions-Minderungsziele.

An den Forst Level-II Standorten 502 und 1404 schreitet die Versauerungsfront im Boden weiter voran und wird in Zukunft noch tiefere Bodenschichten erreichen. Der Standort 502 reagiert langsam aufgrund seiner primär natürlichen hohen Neutralisationskapazität. Standort 1404 reagiert dagegen der sehr rasch. Am Standort 507 ist eine Regenerierung des pH-Wertes bis 2050 zu erwarten, die auch in den tieferen Bodenschichten bis fast zum primär natürlichen pH-Wert zurückführen wird.

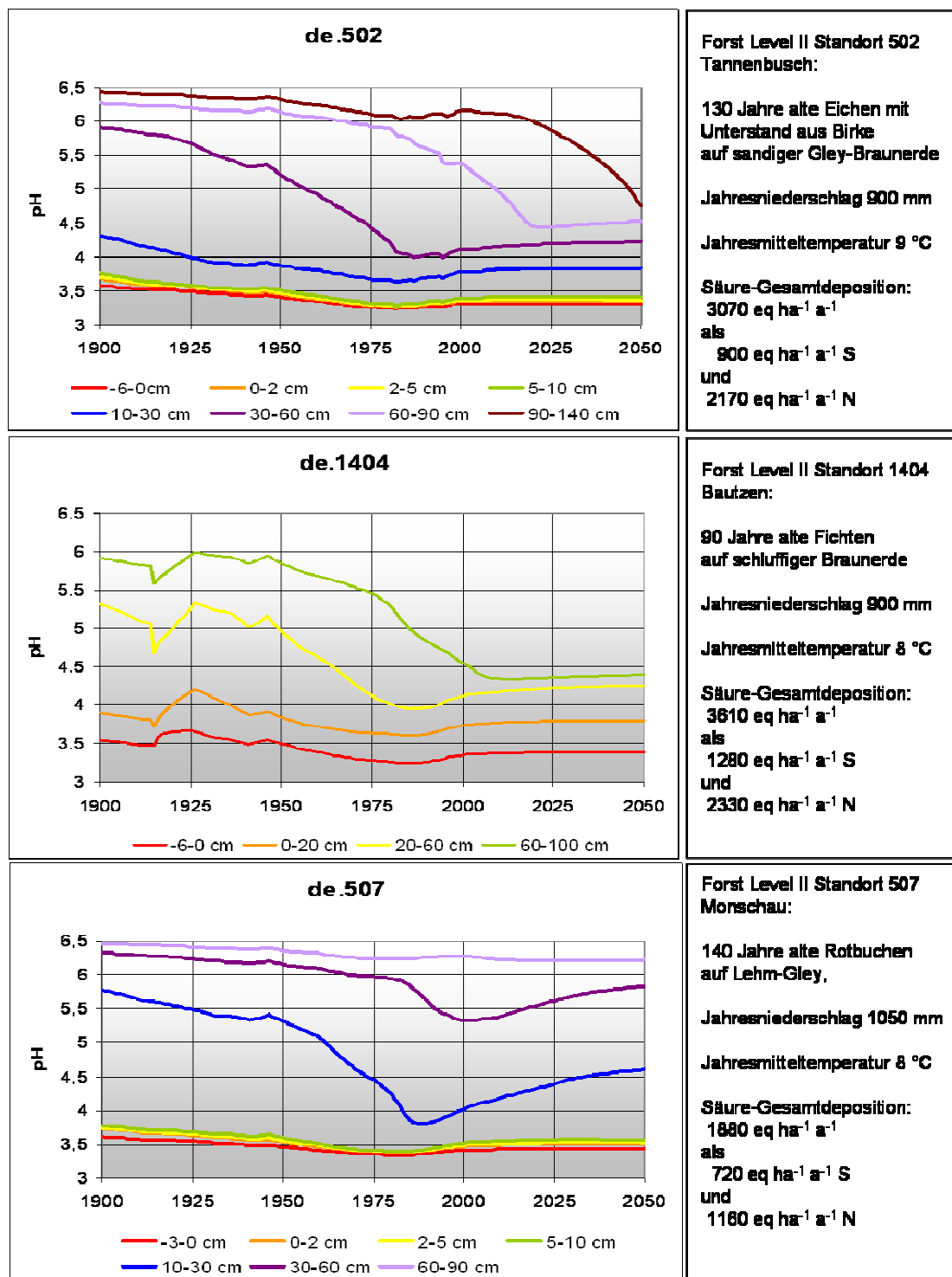


Abbildung Z2.13: Versauerungseffekte an 3 Level-II-Plots im Ergebnis der SAFE-Modellierung für 1900 - 2050

Z2.5.3 Erstellung des deutschen dynamischen Datensatzes

Das VSD (Very Simple Dynamic)-Modell wurde ausgewählt und zur Erarbeitung eines nationalen Datensatzes angewendet. Eine detaillierte Darstellung der Ermittlung der Modell-Eingangsdaten ist im ausführlichen Abschlußbericht, Teil 2, Kap. 6.3 nachzulesen.

Das VSD-Modell ist entwickelt worden mit dem Ziel, so genannte Target Loads auszugeben. Zu einem frei wählbaren Implementierungsjahr („Implementation year“) berechnet das Modell die maximal zulässige Deposition („Target Load“), die unter Beachtung der RDT (Recovery Delay Time) zur (Wieder-)Einhaltung der kritischen bodenchemischen Kriterien (z. B. $Bc/Al_{akt} \geq Bc/Al_{crit}$ und $N_{le(akt)} \geq N_{le(crit)}$) führen wird. Wenn ein Standort seit langem durch Depositionen erheblich über dem Critical Load belastet wurde, wird der Target Load niedriger sein müssen als der Critical Load, damit aufgrund der RDT die kritischen bodenchemischen Kriterien im Zieljahr (target year) erreicht werden können. Je kürzer die Zeit bis zum target year und je höher die CL-Überschreitungen bis 2010, desto niedriger wird der Target Load sein müssen.

Genauso wie bei den Critical Loads für versauernde Einträge ist die Funktion (Target Load function) zu berechnen, die sich ergibt für die Anteile von Stickstoff und Schwefel an den versauernden Wirkungen.

Folgende Eckwerte der Target Load-Funktionen sind anzugeben (vgl. Abbildung):

Das **Protokoll-Jahr** ist für die dynamische Modellierung das Jahr, bis zu dem die Depositionsanteile von Schwefel und Stickstoff an der Versauerung bekannt sind und sich auch nicht ändern werden. Das kann das gegenwärtige Jahr sein oder z. B. das Jahr 2010, bis zu dem die Depositionen der einzelnen Schadstoffe protokollarisch festgeschrieben sind (Göteborg-Protokoll) oder andere Jahre, für die nationale Depositionsziele festgelegt sind.

Das **Implementierungs-Jahr** ist für die dynamische Modellierung das Jahr, in dem alle Reduzierungsmaßnahmen zur Erreichung der maximal zulässigen Deposition (Target Load) durchgeführt worden sind.

Das **Target-Jahr** ist dann das Jahr, in welchem die kritischen bodenchemischen Kriterien (z. B. Bc/Al_{crit} in der Bodenlösung) sich nach der entsprechenden RDT eingestellt haben müssen.

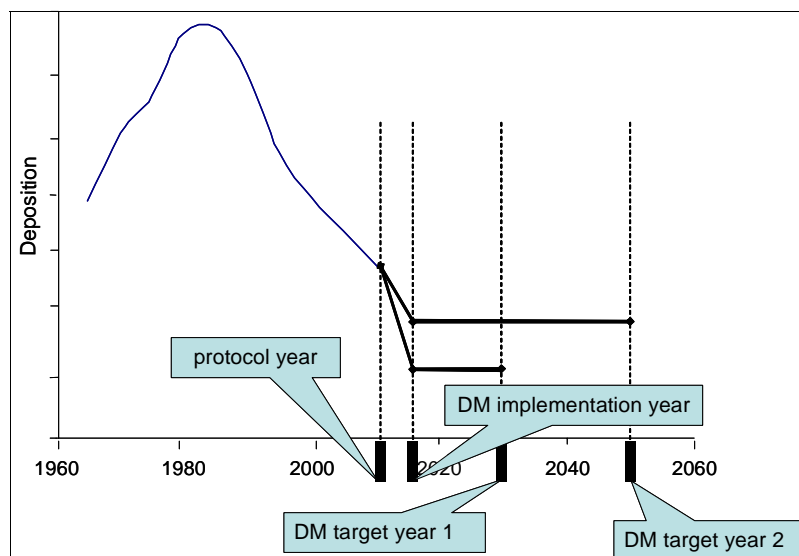


Abbildung Z2.14: Schema zur dynamischen Ermittlung von Target Loads in Abhängigkeit von den festgesetzten Eckwerten (Protokoll-Jahr, Implementierungs-Jahr und Target-Jahre in 2 Varianten)

Nachdem ein Target-Jahr und ein Implementierungs-Jahr vorgegeben worden sind, berechnet VSD den Target Load in iterativen Annäherungsschritten solange, bis das ebenfalls vorgegebene kritische chemische Kriterium erreicht wird.

Die CCE Datenanforderungen aus den Jahren 2004 und 2005 wurden erfüllt (vgl. CCE Report 2005 und 2006) und es wurden entsprechende Datensätze der Targetloads für Stickstoff und Schwefel für die target years 2030, 2050 und 2100 erstellt. Die Datenanforderung 2006, erfüllt im Jahr 2007, fordert keine Targetload Funktionen an, sondern die Effekte einer Vielzahl unterschiedlicher Szenarien der Depositionsentwicklung nach 2010.

Als Indikator der Versauerung wird in Abbildung Z2.15 die Verteilung der pH Werte sowohl in der Rekonstruktion in der Vergangenheit, als auch unter einer Auswahl der Szenarien gezeigt.

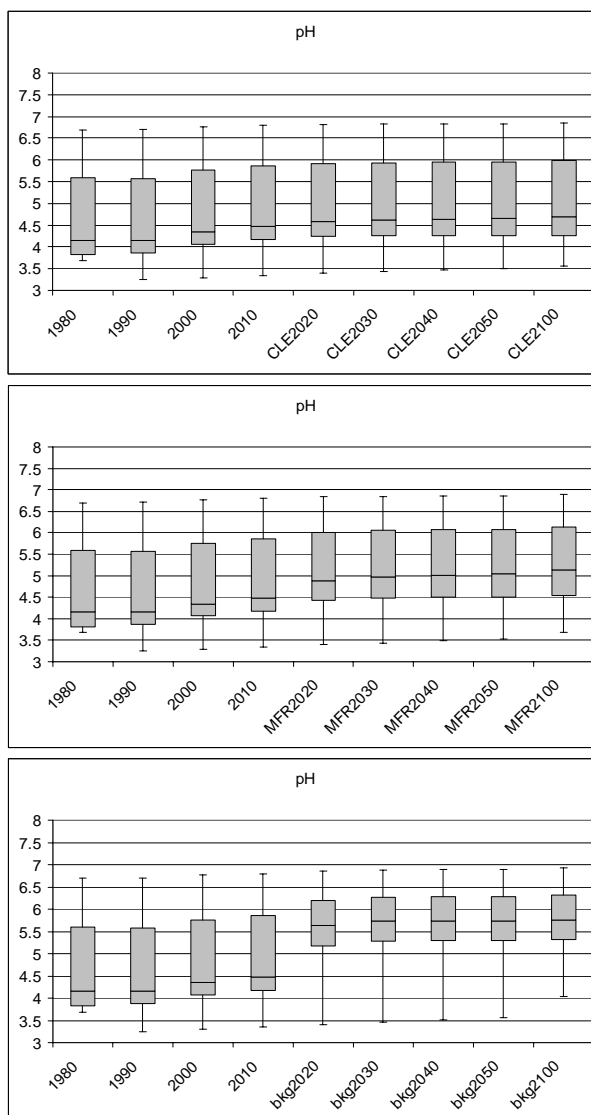
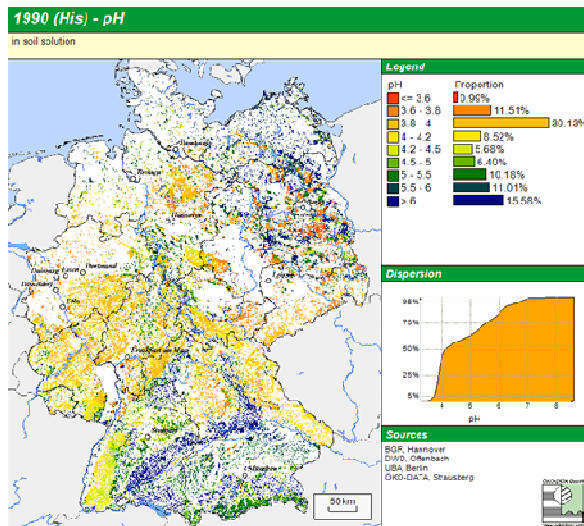
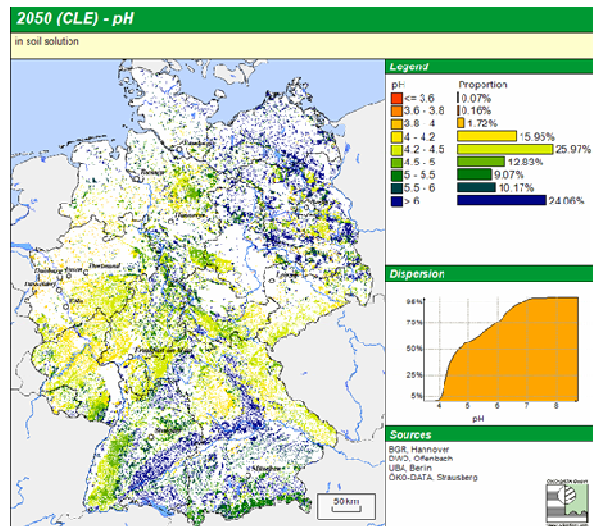


Abbildung Z2.15: Entwicklung des pH-Wertes unter verschiedenen Depositionsszenarien (CLE=current legislation, MFR = maximum feasible reduction, bkg = Background als Depositionsminderung auf die natürliche Deposition)

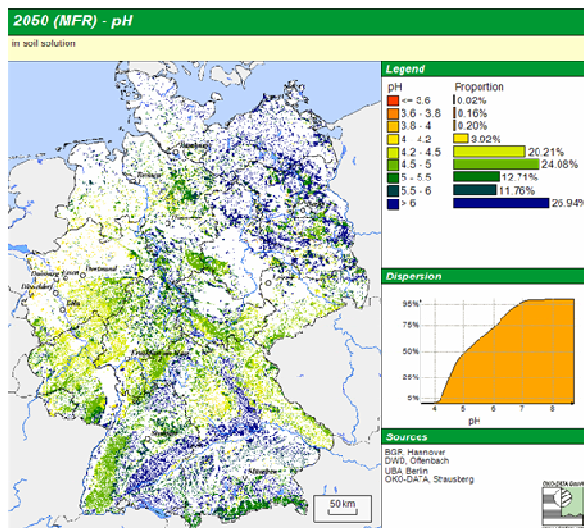
Abbildung Z2.16 zeigt die regionale Verteilung der pH Werte im Jahr 2050 nach den drei Hauptszenarien im Vergleich zur Ausgangssituation der Depositionsminderung im Jahr 1990. Ausgehend von über 50% der Fläche mit einem pH-Wert unter dem oft als kritische Grenze gesetzten Wert von 4,2, scheint eine Verringerung auf etwa 18% der Fläche mit den in Kraft getretenden Protokollen möglich. Werden, unabhängig von den ökonomischen Kosten, alle zur Verfügung stehenden Maßnahmen zur Emissionsminderung ergriffen, kann dieser Anteil auf 4% verringert werden. Das Szenario mit natürlicher Deposition zeigt jedoch, dass auch Werte unter pH 4,5 äußerst selten unter natürlichen Bedingungen sind, und somit etwa 44% der Fläche (CLE) bzw. 24 % der Fläche sich in einem Zustand befinden würden, der unter natürlichen Bedingungen nicht auftritt.



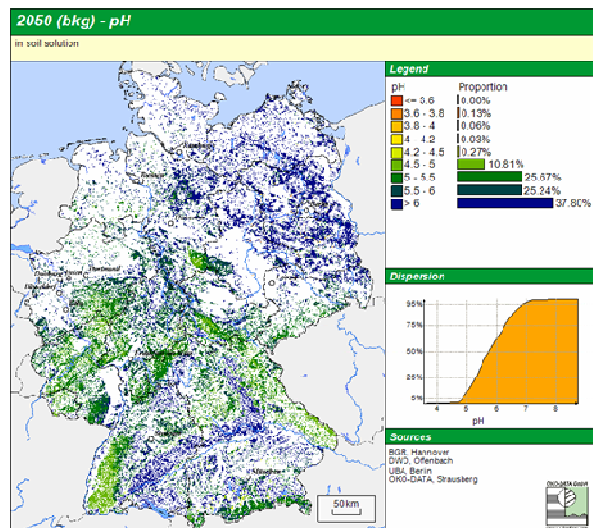
pH in soil solution 1990



pH in soil solution 2050 (CLE)



pH in soil solution 2050 (MFR)



pH in soil solution 2050 (bkg)

Abbildung Z2.16: Räumliche Entwicklung des pH-Wertes unter verschiedenen Depositionsszenarien (CLE=current legislation, MFR = maximum feasible reduction, bkg = Background als Depositionsminderung auf die natürliche Deposition)

Z2.5.4 Erarbeitung einer operationalen Schnittstelle zum BERN-Modell

An drei Level-II-Plots wurde die Tauglichkeit einer Schnittstelle zur Vorhersage der dynamischen Entwicklung der Biodiversität durch Kopplung der Ergebnisse des geochemischen Modells VSD mit dem BERN-Modell getestet. Basierend auf den Resultaten der VSD-modellierten Zeitreihen für die Basensättigung und für das C/N-Verhältnis funktioniert das BERN-Modell als ein Aufsatz-Modell. Dabei hat sich herausgestellt, dass sowohl Unzulänglichkeiten des VSD-Modells als auch des BERN-Modells zu Ergebnissen führen, die nicht in jedem Fall real festzustellen sind.

Durch eine zukünftig zu realisierende Verknüpfung des deterministischen Modells Forest-DNDC mit dem BERN-Modell können jedoch Aussagen zum Einfluss von N-Deposition auf die floristische Artenvielfalt getroffen und für ganz Deutschland zusammenhängend dargestellt werden.

Ergebnisse der biogeochemischen Modellierung können in eine Datei oder Datenbank geschrieben werden, die dann in BERN eingelesen wird. Als Eingangsformat werden bis jetzt Access-, SQL-Server und dBase-Datenbanken sowie Excel- und Text-Dateien zugelassen. Eine direkte Unterstützung weiterer Datenbankformate, wie Oracle, MySQL, DB2 oder PostgreSQL ist leicht möglich.

Z2.6 Ergebnisse der Kartierung der aktuellen Korrosion in Deutschland, der Schweiz und der Tschechischen Republik

Zusammenfassung der wichtigsten Ergebnisse aus:

Claus Rösemann⁽¹⁾, *Thomas Gauger*⁽¹⁾, *Frank Anshelm*⁽²⁾:

Nationale Umsetzung der UNECE Luftreinhaltkonvention: Kartierung von Materialkorrosion

⁽¹⁾ Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Institut für Agrarökologie (FAL-AOE), Bundesallee 50, 38116 Braunschweig

⁽²⁾ Geotechnik Südwest Frey Marx GbR, Im Weilerlen 10, 74321 Bietigheim-Bissingen

Z2.6.1 Zusammenfassung der wesentlichen Ergebnisse

Thomas Gauger, Claus Rösemann

Federal Agricultural Research Centre, Institute of Agroecology (FAL-AOE), Bundesallee 50, D-38116 Braunschweig

Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Institut für Agrarökologie (FAL-AOE), Bundesallee 50, 38116 Braunschweig

Es wird die Materialkorrosion der Jahre 1990 und 2000 in Deutschland, der Schweiz, der Tschechischen Republik, sowie in ausgewählten Agglomerationsräumen (Berlin, Mailand, Paris, Wien) der Materialien Stahl (Carbon Steel, unlegierter Stahl), Zink, Bronze, Kupfer und Kalkstein kartiert. Für diese Materialien stehen neue Dosis-Wirkungsfunktionen zur Abschätzung der Materialkorrosion aus dem EU MULTI-ASSESS-Programm zur Verfügung. Die Anwendung dieser Formeln zur Kartierung von Materialkorrosion setzt die Verfügbarkeit eines umfangreichen Pools räumlich hochaufgelöster (Raster-) Daten folgender Klima- und Luftschadstoff-Parameter voraus: mittlere relative Luftfeuchte (%), Jahressumme der Niederschläge ($l\ m^{-2}$), Jahresmitteltemperatur ($^{\circ}C$), mittlere jährliche SO_2 -, O_3 -, NO_2 -, HNO_3 - und PM_{10} - Immissionskonzentration ($\mu g\ m^{-3}$), und die jährliche Konzentration von freien Protonen im Niederschlag (H^+ , $mg\ l^{-1}$).

In vielen Fällen, insbesondere bei der Kartierung der Materialkorrosion in Agglomerationsräumen, ist die von verschiedenen national, sub-national und lokal arbeitenden Institutionen zur Verfügung gestellte Grundlage an notwendigen gemessenen Daten leider nicht hinreichend für eine zufrieden stellende räumliche Repräsentativität und Differenzierung. Hier muss auf Modelldaten anderer Quellen zurückgegriffen werden, z. B. von LRT-Modellen wie EMEP, oder die Berechnung aus anderen vorhandenen Daten durchgeführt werden. Die HNO_3 -Immission musste durchgehend aus O_3 -Konzentration, NO_2 -Konzentration, Temperatur und relativer Luftfeuchte berechnet werden. Bei einigen klimatischen Eingangsparametern gingen statt differenzierter Karten Konstanten in die Berechnungen ein. In manchen Fällen mussten darüber hinaus statt der Daten des betrachteten Jahres langjährige Mittelwerte oder die Daten eines anderen Jahres verwendet werden.

Die Kartierungsergebnisse zeigen, dass die im Laufe der 90er Jahre aufgetretenen Veränderungen bezüglich der Konzentration und Deposition von Luftschadstoffen wirkungsseitig nicht ohne Folgen geblieben sind. Die aktuellen Korrosionsraten sind im Zeitraum 1990 bis 2000 bei vier der fünf hier betrachteten Materialien merklich zurückgegangen. Dies trifft in besonderem Maße für die Materialien zu, für deren Schädigung die SO_2 -Konzentration der Luft von besonderer Bedeutung ist. Klare Trends hin zu einer Verbesserung zeigen sich außer bei Kupfer bei allen untersuchten und kartierten Materialien (vgl. Abbildung Z2.17).

Die kartierten Korrosionsraten werden für jedes Material mit einer „Background Corrosion Rate“ (BCR) verglichen. Die BCR ist eine festgelegte Korrosionsrate von der angenommen wird, dass sie in einer anthropogen weitestgehend unbelasteten Umgebung auftritt. Das 1,5 bis 2-fache der BCR wird als kritischer Schwellenwert für eine „tolerierbare“, weil auch unter natürlichen, nicht durch anthropogene Emissionen beeinflusste bedingungen auftretende Korrosion, angenommen. Mit Ausnahme von Bronze wird dieser Schwellenwert auch 2000 in den meisten Fällen großräumig überschritten (vgl. Abbildung Z2.17).

Eine Sensitivitätsanalyse der Inputparameter der Dosis-Wirkungsfunktionen zeigt, dass der bei weitem einflussreichste Parameter bei allen betrachteten Materialien die relative Luftfeuchte ist. Zu den nächstwichtigsten Eingangsparametern zählt fast immer SO_2 , beim Stahl spielt die Temperatur, beim Kalkstein und beim Zink die HNO_3 -Konzentration eine wichtigere Rolle. Die Korrosionsrate von Kupfer wird am stärksten von der O_3 -Konzentration beeinflusst danach von der relativen Luftfeuchte.

Die Durchführung der Kartierungsarbeiten zur Materialkorrosion hat gezeigt, dass die im Rahmen des MULTI-ASSESS-Programms neu entwickelten Dosis-Wirkungsfunktionen in verschiedenen räumlichen Maßstäben (national, international, regional) gut anwendbar sind. Differenzierte Aussagen im Sinne einer Risikoabschätzung für die betrachteten exponierten Materialien sind damit möglich. Die Dosis-Wirkungsfunktionen wurden insbesondere unter der Maßgabe entwickelt, realistische Abschätzungen unter den inzwischen gegebenen, aufgrund von bereits erfolgten Emissionsminderungen in Europa deutlich niedriger gewordenen Luftschadstoff-Niveaus zu liefern, während die in früheren Projekten verwendeten ICP-Materials Dosis-Wirkungsfunktionen auf der Basis höherer Luftschadstoff-Konzentrationen, und dabei insbesondere im Hinblick auf die Wirkung von SO_2 entwickelt wurden. Außerdem berücksichtigen die neuen Dosis-Wirkungsfunktionen weitere, unter den veränderten luftchemischen Verhältnissen für die Korrosion von exponierten Materialien relevanter gewordene Eingangsparameter (PM_{10} , HNO_3).

Notwendig erscheint neben der Aktualisierung des Zeitbezuges der Kartierungsergebnisse auch eine

Verbesserung der Eingangsdatenbasis. Dies ist aufgrund der mittlerweile besser zugänglichen Luftschadstoff-Daten, z.B. durch die Veröffentlichung der Luftschadstoffdaten europäischer Staaten im Internet durch das European Topic Centre on Air and Climate Change (ETC/ACC, AirView) auch zu erwarten. Die hier erarbeiteten Ergebnisse und Erkenntnisse dieser Studie finden Eingang in das EU-CULTSTRAT-Programm. Sie werden dort weiterentwickelt und aktualisiert. Eine abschließende Publikation der dann innerhalb des gesamten CULTSTRAT Programms erstellten Ergebnisse ist für Ende 2007 geplant.

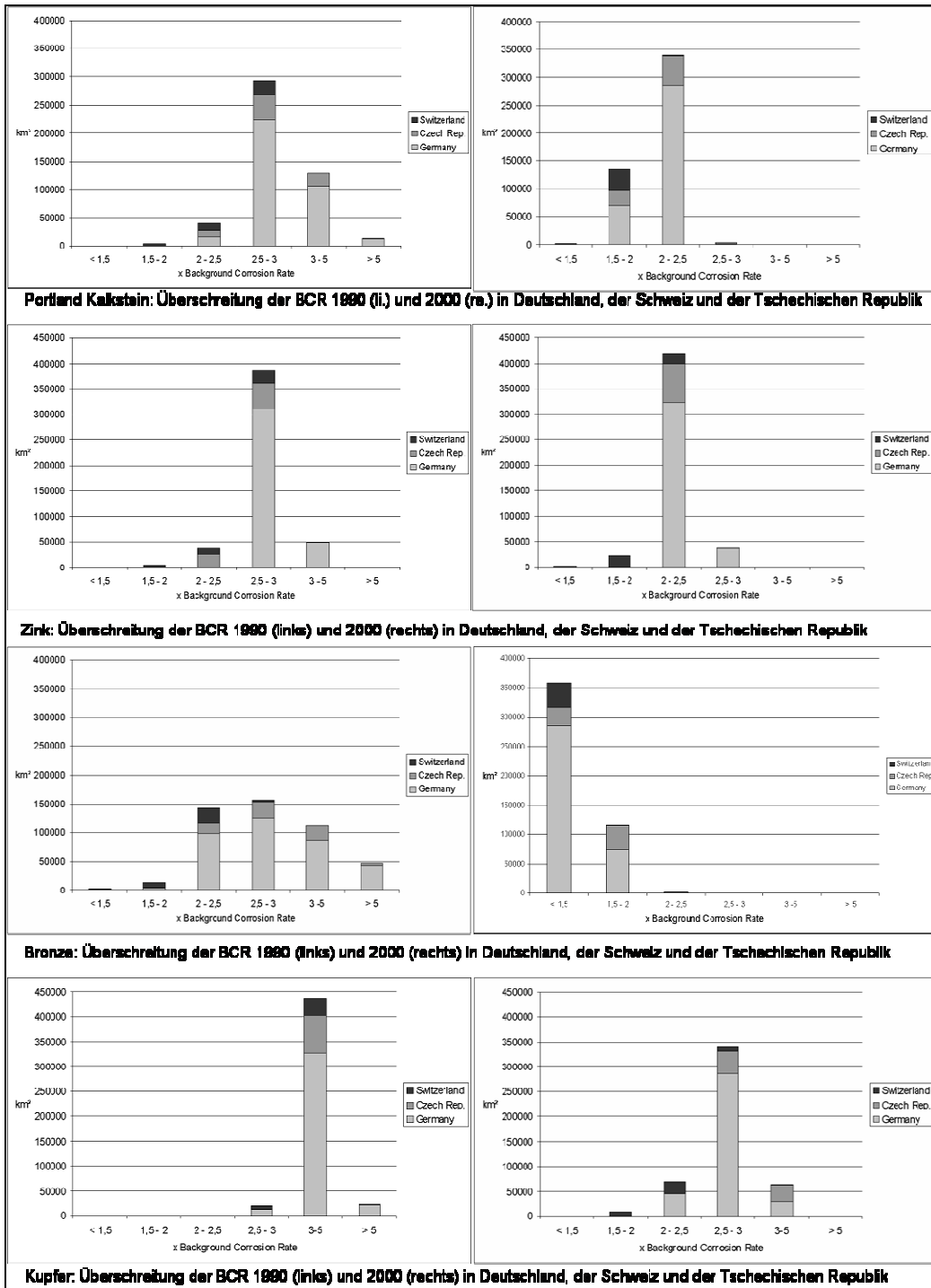


Abbildung Z2.17: Überschreitung der Background Corrosion Rate 1990 und 2000 in Deutschland, der Schweiz und der Tschechischen Republik für Portland Kalkstein, Zink, Bronze und Kupfer

In einem umfangreichen Kartenanhang im ausführlichen Abschlußbericht Teil 2, Kartierung von Materialkorrosion sind die Kartierungsergebnisse im Einzelnen dokumentiert. Fortschritte in der Kenntnis der tatsächlich exponierten Materialien (Stock at Risk) sind dringend erforderlich, um die Anwendbarkeit der bisher nur potentiellen Risikoabschätzungen mit Hilfe der Kartierung nach Dosis-Wirkungs-Funktionen zu konkretisieren und komplett in das international angewandte Konzept der Critical

Loads und Critical Levels zu integrieren. Die Aufgabe der Zusammenstellung von exponierten Rezeptoren (Stock at Risk) wird ebenfalls innerhalb des EU-CULTSTRAT Projektes von der beteiligten Projektgruppe bearbeitet.

Die Ergebnisse und Erkenntnisse der hier vorgelegten Studie werden ausgewertet und zusammen mit weiteren Ergebnissen des EU-CULTSTRAT-Projektes über das ICP Materials u.a. in eine Aktualisierung des Mapping Manual (ICP Modelling & Mapping, <http://www.icpmapping.org/>) einfließen.

Z2.7 Ergebnisse der Kartierung der Überschreitung der Critical Levels für SO_2 , NO_x und O_3

Zusammenfassung der wichtigsten Ergebnisse aus:

Claus Rösemann⁽¹⁾, Thomas Gauger⁽¹⁾, Hans-Dieter Haene⁽¹⁾:

Nationale Umsetzung der UNECE Luftreinhaltekonvention: Kartierung von Critical Level Überschreitungen

⁽¹⁾ Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Institut für Agrarökologie (FAL-AOE), Bundesallee 50, 38116 Braunschweig

Z2.7.1 Zusammenfassung der wesentlichsten Ergebnisse

Thomas Gauger, Claus Rösemann

Federal Agricultural Research Centre, Institute of Agroecology (FAL-AOE), Bundesallee 50, D-38116 Braunschweig

Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Institut für Agrarökologie (FAL-AOE), Bundesallee 50, 38116 Braunschweig

Im Rahmen dieses Forschungsvorhabens wurden nationale Karten angefertigt, die die Konzentration der Luftschadstoffe Schwefeldioxid (SO_2), Stickstoffdioxid (NO_2), Stickstoffmonoxid (NO), deren Summe Stickstoffoxid (NO_x), Ozon (O_3) sowie die Überschreitung der Critical Levels für Schwefeldioxid, Stickstoffoxid und Ozon (AOT40) darstellen.

Die SO_2 Konzentration sind für die Jahre 2000-2004 berechnet und kartiert. Eine Zeitreihe mit statistischen Kennwerten (Minimum, Maximum, Mittelwert, Median und Perzentile) der Konzentrationen liegt bis zurück in das Jahr 1985 vor. Seit 1987 ist bei den Jahresmittelwerten ein abnehmender Trend feststellbar, seit etwa 2001 liegt die mittlere Immission in etwa konstant bei $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dementsprechend kann für Deutschland in dem betrachteten Fünfjahreszeitraum keine Überschreitung der Critical Levels für landwirtschaftliche Nutzpflanzen ($30 \mu\text{g}/\text{m}^3$) und Waldökosysteme und (semi-)natürliche Vegetation ($20 \mu\text{g}/\text{m}^3$) festgestellt werden. Der Critical Level für Flechten ($10 \mu\text{g}/\text{m}^3$) wird nur kleinflächig im Ruhrgebiet überschritten.

Die NO_2 Konzentration wurde für die Jahre 2000-2004 berechnet und kartiert, statistische Kennwerte liegen bis zurück in das Jahr 1985 vor. Die mittleren Konzentrationen nehmen von ca. $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 1985 wellenförmig bis etwa 1999 ab um sich seit dem bei ca. $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zu stabilisieren. Die NO Konzentrationen liegen für die Jahre 2000-2004 vor und haben sich in diesem Zeitraum nicht verändert. Sie erreichen einen Mittelwert von etwa $9 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Somit liegt deren Summe, die NO_x Konzentration, in etwa bei $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Durchschnitt. Dies entspricht genau dem Critical Level für Vegetation, der dementsprechend auf etwa der Hälfte der Fläche Deutschlands in jedem Jahr überschritten wird, wobei die höchsten Überschreitungen (bis über 160%) in den Ballungsgebieten entlang des Rheins auftreten.

Die Ozonkonzentration wurde für die Jahre 2000-2004 berechnet und kartiert, statistische Kennwerte liegen bis zurück in das Jahr 1990 vor. Wetterabhängig schwanken die Extremwerte sehr stark, die mittlere Konzentration scheint jedoch tendenziell anzusteigen. Sowohl der Critical Level für landwirtschaftliche Nutzpflanzen (AOT40 crops: 3000 ppb-h) als auch der für Waldökosysteme bzw. (semi-)natürliche perennierende Vegetation (AOT40 forests: 5000 ppb-h) wird in allen kartierten Jahren fast flächendeckend überschritten. Ausnahmen gibt es nur in Nordwestdeutschland in den Jahren 2001, 2002 (nur AOT40 crops) und 2004. Im Fünfjahresmittel wird der AOT40 deutschlandweit überschritten, in Nordwestdeutschland bis zu etwa 100% in Süddeutschland bis über 300% z. B. im Schwarzwald (vgl. Abbildung Z2.18).

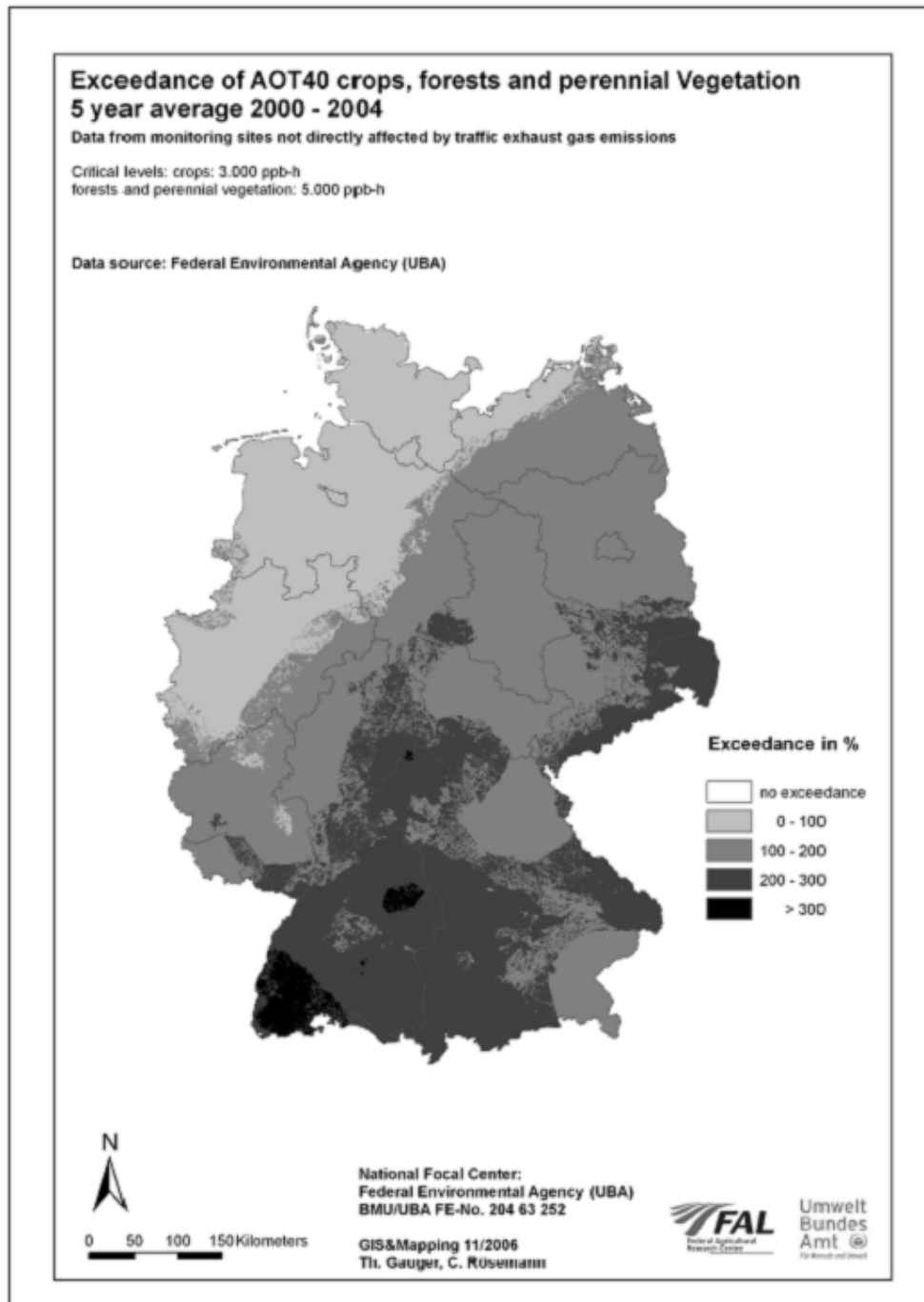


Abbildung Z2.18: O₃-AOT40 Überschreitung im Fünfjahresdurchschnitt 2000-2004 in Deutschland