

Ökologische Belastungsgrenzen unter Einfluss des Klimawandels

Schriftenreihe, Heft 12/2010



**Erfassung und Kartierung von ökologischen Belastungsgrenzen
und ihrer Überschreitungen im Freistaat Sachsen
- Einfluss des Klimawandels -**

PD Dr. Ing. habil. Angela Schlutow

Dr. sc. nat. Hans-Dieter Nagel

Thomas Scheuschner

Regine Weigelt-Kirchner

Inhaltsverzeichnis

1	Einführung und Aufgabenstellung	10
2	Das Prinzip der Critical Loads	12
2.1	Überblick der Modellansätze zur Bestimmung von Critical Loads	12
2.2	Ermittlung der Critical Loads für Säureeinträge nach der Massenbilanzmethode	14
2.3	Ermittlung der Critical Loads für eutrophierende Stickstoffeinträge nach der Massenbilanzmethode	27
2.4	Ermittlung der Critical-Load-Funktion für eutrophierende und versauernde Schwefel- und Stickstoffeinträge	29
2.5	Ermittlung der Überschreitungen von Critical Loads durch Depositionen von Luftschadstoffen	30
2.5.1	Bestimmung der Minderungsziele mit Hilfe der Critical-Load-Funktion für Versauerung und Eutrophierung	30
2.5.2	Berechnung der aktuellen Überschreitungen der Critical Loads für versauernde Einträge	34
2.5.3	Berechnung der aktuellen Überschreitungen der Critical Loads für eutrophierende Einträge	34
3	Datengrundlagen	35
3.1	Übersicht über die verwendeten originären Datengrundlagen und Datenquellen	35
3.1.1	Biotoptypen- und Landnutzungskartierung	35
3.1.2	Bodenatlas des Freistaates Sachsen	37
3.1.3	Langjähriges Mittel von Temperatur und Niederschlag (Basisklima 1971 - 2000)	38
3.1.4	Klimaprojektionsszenarien A1B (trocken, feucht) 2010 - 2100	39
3.1.5	Deposition von Luftschadstoffen	40
3.1.6	Depositionsszenarien bis 2100	42
3.2	Ermittlung der Freisetzung basischer Kationen durch Verwitterung	43
3.2.1	Ausgangssubstrat	43
3.2.2	Textur und Skelettanteil	46
3.2.3	Verwitterungsklasse für die Freisetzung der basischen Kationen Ca, K, Mg und Na (BCw)	47
3.2.4	Durchwurzelungstiefe	49
3.2.5	Verwitterungsrate der pflanzenverfügbaren basischen Kationen Ca, K und Mg (Bcw)	51
3.2.6	Klimawandelbedingte Korrektur der Verwitterungsrate	51
3.3	Ermittlung des Netto-Stoffaustrages durch Biomasseentzug	53
3.3.1	Hauptbaumarten der Wälder	53
3.3.2	Holz-Erträge in Wäldern und Forsten	54
3.3.3	Biomasseentzug in halbnatürlichen waldfreien Ökosystemen	57
3.3.4	Stoffgehalte in der Biomasse	60
3.3.5	Korrektur der ermittelten Stoffentzüge im Falle nährstofflimitierter Standorte	62

3.4	Bestimmung der kritischen Austragsrate der Säureneutralisationskapazität mit dem Sickerwasser	63
3.4.1	Ermittlung des sensitivsten Critical Limits	63
3.4.2	Klimawandelbedingte Korrektur der kritischen Austragsrate ANCle(crit).....	67
3.5	Ermittlung der Stickstoff-Immobilisierungsrate	70
3.5.1	Methodischer Ansatz für den Steady state	70
3.5.2	Klimawandelbedingte Korrektur der Stickstoff-Immobilisierungsrate.....	71
3.6	Bestimmung der tolerierbaren Stickstoffaustragsrate mit dem Sickerwasser.....	73
3.6.1	Methodischer Ansatz für den Steady state	73
3.6.2	Klimawandelbedingte Korrektur der tolerierbaren Stickstoffaustragsrate	75
3.7	Ermittlung der Stickstoff-Denitrifikationsrate.....	77
3.7.1	Methodischer Ansatz für den Steady state	77
3.7.2	Klimawandelbedingte Korrektur der Stickstoffdenitrifikationsrate	79
4	Ergebnisse der Critical-Loads-Berechnung.....	81
4.1	Kritische Belastungsgrenzen für Säureeinträge durch Schwefel- und Stickstoffverbindungen	81
4.1.1	Kritische Belastungsgrenzen für Säureeinträge im Basisklima	81
4.1.2	Klimawandelbedingte Korrektur der Critical Loads für Säureeinträge	87
4.2	Kritische Belastungsgrenzen der eutrophierenden Stickstoffeinträge	92
4.2.1	Kritische Belastungsgrenzen der eutrophierenden Stickstoffeinträge im Basisklima	92
4.2.2	Klimawandelbedingte Korrektur der Critical Loads für eutrophierende Stickstoffeinträge	99
5	Die Überschreitung der Critical Loads durch Depositionen	103
5.1	Regionalisierte Darstellung der Überschreitung der Critical Loads durch die aktuellen Depositionen im Jahr 2006.....	103
5.1.1	Belastungstypen/Minderungsziele auf Basis der Critical-Loads-Funktion	103
5.1.2	Überschreitungsdaten der Critical Loads für versauernde Einträge durch Depositionen von Schwefel- und Stickstoffeinträgen	106
5.1.3	Überschreitungsdaten der Critical Loads für eutrophierende Einträge durch Depositionen von Stickstoffeinträgen	109
5.2	Entwicklungen und Trends beim Vergleich der atmosphärischen Schadstoffeinträge mit den Critical Loads in den Jahren 2010 bis 2100	112
5.2.1	Belastungstypen/Minderungsziele auf Basis der Critical-Loads-Funktion	112
5.2.2	Überschreitungsdaten der Critical Loads für versauernde Einträge durch Depositionen von Schwefel- und Stickstoffeinträgen	115
5.2.3	Überschreitungsdaten der Critical Loads für eutrophierende Einträge durch Depositionen von Stickstoffeinträgen	119
6	Zusammenfassung.....	124

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Grundform der Critical-Load-Funktion für Säureeinträge.....	18
Abbildung 2:	Grundform der Critical-Load-Funktion für Säure und Eutrophierung	29
Abbildung 3:	Belastungstyp 0, die Critical Loads werden durch die Depositionen (blaue Punkte für mögliche Wertepaare S_{dep} ; N_{dep}) nicht überschritten	31
Abbildung 4:	Belastungstyp 1; Depositionsminderung vom Depositionspunkt (blauer Punkt für aktuelles Wertepaar S^*_{dep} ; N_{dep}) wahlweise für Schwefel und/oder Stickstoff erforderlich.....	31
Abbildung 5:	Belastungstyp 2, schwefeldominierte Überschreitung der Critical Loads für Säure (blauer aktueller Depositionspunkt für Wertepaar S^*_{dep} ; N_{dep})	32
Abbildung 6:	Belastungstyp 3, stickstoffdominierte Überschreitung beider Critical Loads (blauer aktueller Depositionspunkt für Wertepaar S^*_{dep} ; N_{dep})	33
Abbildung 7:	Belastungstyp 4, beide Critical Loads sind von beiden Schadstoffen überschritten (blauer aktueller Depositionspunkt für Wertepaar S^*_{dep} ; N_{dep})	33
Abbildung 8:	Rezeptoren für die Berechnung von Critical Loads entsprechend BTLNK 2009	37
Abbildung 9:	Verfahren zur Bestimmung der rezeptorspezifischen Gesamtdeposition	41
Abbildung 10:	Freisetzungsrates basischer Kationen – Basisklima	52
Abbildung 11:	Freisetzungsrates basischer Kationen – Klimaszenarium A1B (trocken) 2091-2100	53
Abbildung 12:	Kritische Auswaschungsrate von Säureneutralisationskapazität - Basisklima 1971-2000	69
Abbildung 13:	Kritische Auswaschungsrate von Säureneutralisationskapazität - Klimaszenarium A1B (trocken) 2091-2100	69
Abbildung 14:	Stickstoff-Immobilisierungsrate - Basisklima 1971 - 2000	72
Abbildung 15:	Stickstoff-Immobilisierungsrate - Klimaszenarium A1B (trocken) 2091 - 2100	72
Abbildung 16:	Tolerierbare Stickstoffaustragsrate - Basisklima 1971 - 2000.....	75
Abbildung 17:	Tolerierbare Stickstoffaustragsrate - Klimaszenarium A1B (trocken) 2091-2100 ...	76
Abbildung 18:	Stickstoffdenitrifikationsrate - Basisklima 1971 - 2000.....	80
Abbildung 19:	Stickstoffdenitrifikationsrate – Klimaszenarium A1B (trocken) 2091 - 2100.....	81
Abbildung 20:	Regionale Verteilung der Critical Loads für Säureeinträge im Basisklima 1971 - 2000	83
Abbildung 21:	Critical Loads für Säureeinträge in Deutschland und Europa (CCE 2009)	83
Abbildung 22:	Veränderung der Critical Loads für Säureeinträge unter Einfluss des Klimawandels	89
Abbildung 23:	Critical Loads für versauernde Einträge für das Klimaszenarium A1B (feucht) 2091–2100.....	89
Abbildung 24:	Critical Loads für versauernde Einträge für das Klimaszenarium A1B (trocken) 2091–2100.....	90
Abbildung 25:	Abhängigkeit des CL_{maxS} vom Jahresniederschlag.....	91

Abbildung 26: Abhängigkeit des CL _{maxS} von der Jahresmitteltemperatur	91
Abbildung 27: Regionale Verteilung der Critical Loads für eutrophierende Stickstoffeinträge im Basisklima 1971 – 2000	93
Abbildung 28: Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff in Deutschland und Europa (CCE 2009)	93
Abbildung 29: Veränderung der Critical Loads für eutrophierende Stickstoffeinträge unter Einfluss des Klimawandels	100
Abbildung 30: Critical Loads für eutrophierende Stickstoffeinträge für das Klimaszenarium A1B (feucht) 2091 - 2100	100
Abbildung 31: Critical Loads für eutrophierende Stickstoffeinträge für das Klimaszenarium A1B (trocken) 2091 - 2100	101
Abbildung 32: Abhängigkeit des CL _{nutN} von der Jahresmitteltemperatur	102
Abbildung 33: Abhängigkeit des CL _{nutN} vom Jahresniederschlag	103
Abbildung 34: Regionale Verteilung der Rezeptorflächen auf die Belastungstypen 2006	105
Abbildung 35: Überschreitung der Kritischen Belastungsgrenzen durch Säureeinträge im Jahr 2006	107
Abbildung 36: Überschreitung der Kritischen Belastungsgrenzen durch eutrophierende Stickstoffeinträge im Jahr 2006	110
Abbildung 37: Entwicklung der Flächenanteile [%] in den Belastungstypen der Critical Loads-Funktion an der Gesamt-Rezeptorfläche Sachsens	113
Abbildung 38: Regionale Verteilung der Belastungstypen/Minderungsziele nach dem Klimaszenarium A1B (feucht) und dem MFR-Depositionsszenarium für die Dekade 2091 - 2100	114
Abbildung 39: Regionale Verteilung der Belastungstypen/Minderungsziele nach dem Klimaszenarium A1B (trocken) und dem MFR-Depositionsszenarium für die Dekade 2091 – 2100	114
Abbildung 40: Veränderung der Belastungstypen unter Einfluss des Klimawandels	115
Abbildung 41: Entwicklung der Flächenanteile [%] in den Überschreitungsklassen des CL _{maxS} an der Gesamt-Rezeptorfläche Sachsens	117
Abbildung 42: Regionale Verteilung der Überschreitung der Critical Loads für Säureeinträge nach dem Klimaszenarium A1B (feucht) und dem MFR-Depositionsszenarium für die Dekade 2091 - 2100	118
Abbildung 43: Regionale Verteilung der Überschreitung der Critical Loads für Säureeinträge nach dem Klimaszenarium A1B (trocken) und dem MFR-Depositionsszenarium für die Dekade 2091 – 2100	118
Abbildung 44: Veränderung der Überschreitungsklassen der Critical Loads für Säure unter Einfluss des Klimawandels	119
Abbildung 45: Entwicklung der Flächenanteile [%] in den Überschreitungsklassen des CL _{nutN} an der Gesamt-Rezeptorfläche Sachsens	121

Abbildung 46: Regionale Verteilung der Überschreitung der Critical Loads für eutrophierende Stickstoffeinträge nach dem Klimaszenarium A1B (feucht) und dem MFR-Depositionsszenarium für die Dekade 2091 - 2100	122
Abbildung 47: Regionale Verteilung der Überschreitung der Critical Loads für eutrophierende Stickstoffeinträge nach dem Klimaszenarium A1B (trocken) und dem MFR-Depositionsszenarium für die Dekade 2091 – 2100	122
Abbildung 48: Veränderung der Überschreitungsklassen der Critical Loads für Stickstoff unter Einfluss des Klimawandels	123

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Minderungsziele für die Luftschadstoffe bis zum Jahr 2010 nach UNECE Multikomponenten-Protokoll und EU NEC-Direktive.....	15
Tabelle 2:	Puffersysteme in Böden	15
Tabelle 3:	Untere akzeptable Grenzen des pH-Werts bzw. der Basensättigung der natürlichen Pufferbereiche deutscher Bodenformen.....	26
Tabelle 4:	Übersicht über die vom LfULG für das Projekt übergebenen originären Daten ..	35
Tabelle 5:	Statistik der Jahresmitteltemperaturen und Niederschlagssummen in den Dekaden der Klimaprognose-Szenarien A1B feucht und A1B trocken	39
Tabelle 6:	Landnutzungsklassen zur rezeptorspezifischen Depositionsberechnung.....	42
Tabelle 7:	Zuordnung der Substrattypen der BSA200 zu den Muttergesteinsklassen	43
Tabelle 8:	Matrix zum Zusammenhang zwischen Texturklassen und Tongehalten (abgeleitet nach deVries 1991).....	47
Tabelle 9:	Bestimmung der Verwitterungsklasse (deVries 1991, deVries et al. 1993, ICP Modelling and Mapping 2008)	48
Tabelle 10:	Klassen der Verwitterungsrate.....	48
Tabelle 11:	Bestimmung der Hauptdurchwurzelungstiefe aus Länge der Hauptwurzeltracht und durchwurzelbarer Tiefe	50
Tabelle 12:	Ertragsspannen der Haupt- und Nebenbaumarten.....	54
Tabelle 13:	Grunddaten für die Umrechnung der Zuwachsraten von Festmaß in Tonnen	55
Tabelle 14:	Typische Vegetationsgesellschaften des halbnatürlichen Grünlandes, der Heiden und Moore in den Stamm-Standortstypen Sachsens	57
Tabelle 15:	Spannen der Ertragspotenziale für die Grünland-Vegetationsgruppen (nach Klapp 1965)	60
Tabelle 16:	Stoffgehalte der Hauptbaumarten in Derbholz mit Rinde [eq t-1 TS-1] (Jacobson et al. 2002, deVries et al. 1993).....	61
Tabelle 17:	Stoffentzüge der Vegetationsgesellschaftsgruppen des Grünlandes (abgeleitet von Schlutow 2001 nach Amberger 1988, Petersen 1981, Weymar 1972, Sauerbrey et al. 1993, Rowinski 1993, Succow 1988, Müller 1980).....	62
Tabelle 18:	Kritische, physiologisch wirksame Bc/Al-Verhältnisse bzw. Bc/H-Verhältnisse (nach Sverdrup und Ineson (1993)	64
Tabelle 19:	Untere akzeptable Grenzen des pH-Wertes bzw. der Basensättigung der natürlichen Pufferbereiche sächsischer Bodenformen	66
Tabelle 20:	Grenzwerte der Stickstoffkonzentration in der Bodenlösung (ICP Modelling and Mapping 2008).....	74
Tabelle 21:	Kritische untere Verhältnisse von basischen Kationen zu Stickstoff-Ionen in der Bodenlösung des Wurzelraumes für ausgewählte Waldgesellschaften.....	74
Tabelle 22:	Matrix zur Ermittlung der Denitrifikationsfaktoren (deVries 1991).....	78
Tabelle 23:	Statistische Verteilung der Critical Loads für Säureeinträge im Basisklima	84

Tabelle 24:	Regionale Verteilung der kritischen Belastbarkeitsgrenzen für Säureeinträge in Sachsen	84
Tabelle 25:	Statistische Verteilung der Critical Loads für Säureeinträge für die Klimaszenarien A1B (trocken) und A1B (feucht) im Vergleich zum Basisklima	88
Tabelle 26:	Statistik der Critical Loads für versauernde Einträge (CL _{maxS}) in eq ha ⁻¹ a ⁻¹	90
Tabelle 27:	Statistische Verteilung der Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff im Basisklima 1971-2000	94
Tabelle 28:	Regionale Verteilung der kritischen Belastbarkeitsgrenzen für Stickstoffeinträge im Basisklima.....	94
Tabelle 29:	Statistische Verteilung der Critical Loads für eutrophierende Stickstoffeinträge für die Klimaszenarien A1B (trocken) und A1B (feucht) im Vergleich zum Basisklima	99
Tabelle 30:	Statistik der Critical Loads für eutrophierende Stickstoffeinträge (CL _{nutN}) in kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	101
Tabelle 31:	Flächenanteile der Belastungstypen an der gesamten Rezeptorfläche Sachsens	104
Tabelle 32:	Regionale Schwerpunkte der Rezeptorflächen in den Belastungstypen 2006	105
Tabelle 33:	Statistische Verteilung der Flächen in den Überschreitungsklassen der Critical Loads für Säure in Sachsen 2006	106
Tabelle 34:	Regionale Verteilung der Überschreitung der Kritischen Belastbarkeitsgrenzen für Säureeinträge 2006	107
Tabelle 35:	Statistische Verteilung der Überschreitung der Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff in Sachsen 2006	109
Tabelle 36:	Regionale Verteilung der Überschreitung der Kritischen Belastbarkeitsgrenzen für eutrophierende Stickstoffeinträge 2006	110
Tabelle 37:	Entwicklung der Anteile der Rezeptorflächen [%] in den Belastungstypen in den Dekaden 2011 bis 2100.....	112
Tabelle 38:	Zeitliche Entwicklung der Flächenanteile in den Überschreitungsklassen bei Säureeinträgen	115
Tabelle 39:	Entwicklung der Anteile der Rezeptorflächen [%] in den Klassen der Critical-Loads-Überschreitungen durch versauernde Einträge in den Dekaden 2011 bis 2100	116
Tabelle 40:	Zeitliche Entwicklung der Flächenanteile in den Überschreitungsklassen bei eutrophierenden Einträgen	119
Tabelle 41:	Entwicklung der Anteile der Rezeptorflächen [%] in den Klassen der Critical-Loads-Überschreitungen durch eutrophierende Einträge in den Dekaden 2011 bis 2100.....	120

1 Einführung und Aufgabenstellung

Maßnahmen zur Luftreinhaltung haben in den letzten 30 Jahren national wie international beachtliche Erfolge erzielt. Ein Ausgangspunkt war das Übereinkommen über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigungen (Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, CLRTAP). Am 13. November 1979 unter dem Dach der Wirtschaftskommission der Vereinten Nationen für Europa (UN Economic Commission for Europe, UNECE) unterzeichnet und seit 1983 rechtskräftig vereint diese Konvention 51 Mitgliedsländer aus Europa, die Europäische Union (EU) als Ganzes sowie die Vereinigten Staaten und Kanada¹. Ebenso hat das EU-Programm „Clean Air for Europe“ zur Verminderung atmosphärischer Schadstoffbelastung beigetragen und mit der Richtlinie des Europäischen Parlaments über nationale Emissionshöchstmengen² wurden verbindliche Grenzwerte für alle Länder gesetzt, die bis 2010 zu erreichen sind.

Dem Ziel sauberer Luft verpflichtet hat im Freistaat Sachsen seit 1997 das Sächsische Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) in Zusammenarbeit mit ÖKO-DATA ökologische Belastungsgrenzen - die Critical Loads - für versauernde und eutrophierende Luftschadstoffeinträge ermittelt und deren aktuelle Überschreitungen dargestellt, um daraus Handlungsempfehlungen abzuleiten. Insbesondere im Verlaufe der Jahre 1997 - 2000 hat das LfULG mit dem Projekt **OMKAS (Optimierung emissionsmindernder Maßnahmen bei gleichzeitiger Kontrolle der Aziditäts- und Luftschadstoffentwicklung für die Grenzregionen des Freistaates Sachsen)** verschiedenste Fachrichtungen der Umweltbeobachtung und -analyse zusammengeführt, um die Ursachen und Auswirkungen der nahezu über ein Jahrhundert andauernden hochgradigen Luftverschmutzungen im Dreiländereck von Deutschland, Polen und Tschechien zu untersuchen.

In die Zeit nach der Bearbeitung des Projektes OMKAS fielen weitere wichtige Maßnahmen zur Emissionsbegrenzung von Luftschadstoffen und ein deutlicher Trend der Verbesserung von Luftqualität und Belastungssituation konnte verzeichnet werden. Andererseits ergaben sich aus der Umweltbeobachtung neue Anforderungen an die Luftreinhaltung im Freistaat Sachsen.

Im Zusammenhang mit Fragestellungen zur dauerhaften Sicherung der Funktionsfähigkeit und zur ökologischen Stabilität der Waldökosysteme wurde bereits 2003/2004 das Projekt „Einfluss regionalisierter Klimaprognosen und Stoffhaushaltssimulationen (dynamische Modellierung) auf den Stoffhaushalt repräsentativer Standorts- und Waldbestandstypen in Sachsen“ (KliStWa) von ÖKO-DATA bearbeitet. Darauf aufbauend wird nun ein Update der Berechnung von Critical Loads vorgelegt, das die zwischenzeitlich gewonnenen neuen wissenschaftlichen und methodologischen Er-

¹ Status der CLRTAP siehe www.unece.org/env/lrtap/status/Status%20of%20the%20Convention.pdf

² Richtlinie 2001/81/EG (NEC-Richtlinie)

kenntnisse aus dem Manual des ICP MAPPING AND MODELLING³ einbezieht, die auch Eingang in die Neuberechnung von Critical Loads für Deutschland insgesamt fanden.

Neben den stofflichen Veränderungen in der Atmosphäre, die in den letzten Jahrzehnten insbesondere dadurch geprägt wurden, dass sich das Verhältnis von Schwefel- zu Stickstoffverbindungen in Richtung Stickstoff verschob, gewinnen Einflüsse des Klimawandels an Bedeutung. Deshalb wurde neben der Neuberechnung von Critical Loads nun auch eine Analyse und Prognose der Entwicklung von Critical Loads und deren Überschreitungen unter dem Einfluss des Klimawandels bis 2100 vorgenommen.

Mit diesem Bericht werden folgende Ergebnisse für den Freistaat Sachsen vorgelegt:

- *Berechnung und Kartierung ökologischer Belastungsgrenzen und ihrer Überschreitungen für die gegenwärtige Situation und in Abhängigkeit von Klimaprojektionsszenarien*
Die Entwicklung von Critical Loads für versauernde und eutrophierende Schadstoffeinträge wird für ein Basisklima (30-jähriges Mittel 1971 – 2000) und in Abhängigkeit von dem regionalen Klimaprojektionsszenario (A1B) für die Varianten A1Btrocken und A1Bfeucht berechnet. Regionalisierte Critical-Load-Überschreitungen werden dabei auf Grundlage der derzeit aktuellen Depositionsraten (Stand 2006) analysiert.
- *Trendanalysen und Diskussion der Überschreitungsdaten für den Zeitraum 2010 bis 2100*
Für den Zeitraum 2010 bis 2100 werden Entwicklungen und Trends für den Vergleich der atmosphärischen Schadstoffeinträge mit den Critical Loads aufgezeigt. In die Diskussion werden insbesondere die Ergebnisse der schadstoffspezifischen Überschreitungstypen der Critical-Load-Funktion einbezogenen (SO₂, NO_x, NH₃). Dabei wird auch der Einfluss des Klimawandels aufgezeigt.
- *GIS-Projekt für interaktive Karten zur Präsentation ausgesuchter Ergebnisse im Intranet*
Für die Präsentation aussagekräftiger Ergebnisse im LfULG-Intranet mittels interaktiver Karten wird ein GIS-Projekt (mxd-Datei, Basis ArcGIS 9.3) dem Auftraggeber übergeben. Eine Anleitung für den Nutzer (Kurzdarstellung), die die Inhalte des GIS-Projekts/der interaktiven Karten beschreibt, wird beigefügt.

Hinweis:

Grundlegende Ausführungen zur Ermittlung der Critical Loads (Kap. 2) und zu den Datengrundlagen (Kap. 3) wurden bereits in der Schriftenreihe des LfULG Heft 16/2009 „Ökologische Belastungsgrenzen“ veröffentlicht.

³ siehe www.icpmapping.org

2 Das Prinzip der Critical Loads

2.1 Überblick der Modellansätze zur Bestimmung von Critical Loads

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

In Deutschland wurde, wie in vielen anderen europäischen Ländern auch, zunächst für den Wald und andere naturnahe Ökosysteme der Critical-Load-Ansatz benutzt, um für den Eintrag versauernder Luftschadstoffe und für die eutrophierende Wirkung (Überangebot von Nährstoffen) der Stickstoffeinträge aus der Luft die ökologischen Belastungsgrenzen zu bestimmen und zu kartieren. Dazu benutzt wird eine Massenbilanzmethode, bei der - wie auf einer Waage - den meist anthropogenen Einträgen der betrachteten Stoffe auf der einen Seite die Aufnahme oder Festlegung dieser Stoffe sowie ein unschädlicher oder tolerierbarer Austrag auf der anderen Seite gegenübergestellt werden. Solange diese Waage ausgeglichen ist, werden die ökologischen Belastungsgrenzen - die Critical Loads - nicht überschritten. Jeder weitere Eintrag führt jedoch zu einer Schädigung des Rezeptors und zur Gefährdung der Stabilität des Systems. 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.

Den Critical Loads müssen die tatsächlichen Depositionen atmosphärischer Schadstoffe gegenübergestellt werden, da das Schädigungsrisiko durch Einwirkung von Luftschadstoffen weder allein durch stoffspezifische kritische Schwellenwerte für die Konzentration (Critical Levels) oder die Deposition (Critical Loads) noch allein durch die aktuellen Belastungen (Actual oder Deposition Loads) beschrieben wird. Dies kann nur die Differenz der beiden Größen, also die Überschreitung (Exceedance) der Critical Loads leisten.

Neben der exakten Definition der zu berechnenden stofflichen Komponenten ist die Vergleichbarkeit der räumlichen Bezugsbasis von Critical Loads und Deposition ein wesentlicher Aspekt der Erfassung der Überschreitung. Damit ist gemeint, dass sie sich sowohl auf dieselbe Fläche als auch auf denselben Rezeptor beziehen müssen, wenn ein aussagefähiger Vergleich gezogen werden soll.

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

Methodisch unterscheiden sich bei der Bestimmung der Critical Loads drei hierarchisch verschiedene Ansätze:

Empirische Ansätze

Bei den empirischen Ansätzen werden auf Erfahrungen und Felduntersuchungen beruhende Grenzwerte für einen Schadstoff einem bestimmten ökologischen Rezeptor bzw. einem definierten Ökosystem zugewiesen. Die Zuweisung solcher Erfahrungswerte basiert in der Regel auf langjährigen Beobachtungen. Auf dem Workshop 2002 in Bern wurde von den europäischen Experten unter Federführung von ACHERMANN & BOBBINK (2003) eine empirische Zuweisungstabelle für verschiedene Ökosystemtypen Europas zusammengestellt, die den gegenwärtigen Erkenntnisstand widerspiegelt. Diese empirischen Werte wurden in modifizierter Form auch vom Länderarbeitskreis Immissionsschutz (LAI 2007) zur Bewertung von Stickstoffeinträgen in Deutschland übernommen.

Massenbilanzmethode

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

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

Den anthropogenen Stickstoffdepositionen werden die Stickstoff speichernden bzw. 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.

Einige der Prozesse, die bei der Critical-Loads-Bestimmung Berücksichtigung finden, sind klimabhängig. So stehen z.B. Verwitterungsprozesse und N-Immobilisierung in Wechselwirkung mit der Temperatur, während der akzeptable Austrag von Stickstoff und Säureneutralisationskapazität von

der Sickerwasserrate des Niederschlags abhängen. Somit ergeben sich unterschiedliche Critical Loads für ein und denselben Standort/Rezeptor unter Berücksichtigung des prognostizierten Klimawandels an diesem Standort. Die Massenbilanzmethode wird gegenwärtig in den meisten Fällen einer empirischen Betrachtung vorgezogen. Eine ausreichende Datenverfügbarkeit gewährleistet flächenhafte Aussagen zur Sensitivität von Gebieten, Regionen oder Ländern. Die international verbindlichen Zielstellungen für Emissionsminderungen basieren auf dieser Methode. Ein Nachteil der Massenbilanz ist, dass die Aussagen für einen nachhaltigen Gleichgewichtszustand (steady state) gelten und keine zeitliche Variabilität abbilden.

Dynamische Modelle

Bei den dynamischen Modellen ist der Zeitbezug gewährleistet, damit können auch Entwicklungsszenarien beschrieben und verschiedene Depositionsmengen in ihren Auswirkungen dargestellt werden. Diese dynamischen Modelle stellen sehr hohe Ansprüche an die Datenverfügbarkeit bzw. die modellhafte Abbildung ökosystemarer Zusammenhänge. Deshalb werden dynamische Ansätze in erster Linie in räumlich abgegrenzten, kleineren und wohldefinierten Untersuchungsgebieten angewendet.

Auf **allen drei Ebenen** werden jedoch räumlich differenzierte Critical Loads bestimmt bzw. berechnet und das Ausmaß ihrer Überschreitungen bildet dann die Grundlage für Szenarien zur Verminderung der atmosphärischen Schadstoffbelastung und für die Luftreinhaltepolitik im lokalen oder regionalen Maßstab ebenso wie auf der Ebene der Bundesrepublik. Die Ergebnisse der europaweiten Kartierung von Critical Loads und Critical-Loads-Überschreitungen gingen in die Verhandlungen zum Protokoll über die Verringerung von Versauerung, Eutrophierung und bodennahem Ozon („Multikomponenten-Protokoll“ oder auch „Göteborg-Protokoll“) ein und dienten als Grundlage für wirkungsbezogene Minderungsvereinbarungen in der UNECE und für die NEC-Direktive (vgl. Tabelle 1). Mit der Ratifizierung dieses Protokolls⁴ hat sich die Bundesregierung bis zum Jahr 2010 zu einer SO₂-Emissionsminderung von 90 % gegenüber dem Jahr 1990 verpflichtet. Polen will seine SO₂ Emissionen im gleichen Zeitraum um 56 % und die Tschechische Republik um 85 % mindern (BGB 2004).

2.2 Ermittlung der Critical Loads für Säureeinträge nach der Massenbilanzmethode

In Anlehnung an die generelle Definition der Critical Loads als ökologische Belastungsgrenzen für den Eintrag von Luftschadstoffen nach dem Massenbilanz-Prinzip (auch als „Prinzip der Waage“ bezeichnet) wird hier als „Critical Load für Säureeinträge“ die höchste Deposition von Säure bildenden Verbindungen verstanden, die langfristig keine schädlichen Effekte in Struktur und Funktion der Ökosysteme infolge chemischer Veränderungen hervorruft. Die Höhe der tolerierbaren Deposition richtet sich damit allein nach den Eigenschaften des betrachteten Ökosystems.

⁴ Bundesgesetzblatt Jahrgang 2004 Teil II Nr. 21 vom 08.07.2004

Tabelle 1: Minderungsziele für die Luftschadstoffe bis zum Jahr 2010 nach UNECE Multikomponenten-Protokoll und EU NEC-Direktive

Land	Luftschadstoff	Multikomponenten-Protokoll		NEC-Direktive
		Emissionen 2010 [kt]	Minderung zu 1990 [%]	Emissionen 2010 [kt]
Deutschland	SO ₂	550	90	520
	NO _x	1081	60	1051
	NH ₃	550	28	50
Polen	SO ₂	1397	56	1397
	NO _x	879	31	879
	NH ₃	468	8	468
Tschechische Republik	SO ₂	283	85	265
	NO _x	286	61	286
	NH ₃	101	35	80

nach BGB 2004 und EEA 2009

Dem Eintrag bzw. der Bildung von Protonen wird seitens des Bodens durch diverse Puffermechanismen entgegengewirkt, die pH-Wert abhängig sind (vgl. Tabelle 2). Reicht die Wirkung einer Puffersubstanz nicht mehr aus, den Protoneneintrag zu kompensieren, findet eine Absenkung des pH-Wertes statt und der im folgenden pH-Wertbereich befindliche Puffer wird wirksam. Die Geschwindigkeit der pH-Wertabsenkung ist neben der Menge der deponierten Protonen von diversen Faktoren wie der Bodenverwitterung, dem Klima, der Vegetation u. a. abhängig. Die Summe der im Boden verfügbaren basischen Kationen ist dabei die wichtigste Eingangsgröße.

Tabelle 2: Puffersysteme in Böden

Puffersubstanz	pH-Wertbereich	bodenchemische Veränderung
Karbonat-Puffer (CaCO ₃)	8,6 - 6,2	Basenauswaschung
Silikat-Puffer (primäre Silikate)	> 5,0	Vergrößerung der Kationenaustauschkapazität
Austauscher-Puffer (Tonminerale)	5,0 - 4,5	Reduktion der Kationenaustauschkapazität
Mangan-Oxide	5,0 - 4,5	Reduktion der Basensättigung
Tonminerale	5,0 - 4,2	Reduktion der Basensättigung
n [Al(OH) _x (3-x)+]	4,5 - 4,2	Übergangsphase von Tonmineral- zu Aluminium-Auswaschung
Aluminium-Puffer (n [Al(OH) _x (3-x)+], Aluminium-Hydroxosulfate)	< 4,2	Aluminium-Auswaschung
Aluminium-Eisen-Puffer (wie Aluminium-Puffer, „Boden-Fe(OH) ₃ ⁴⁺ “)	< 3,8	organische Fe-Komplexe
Eisen-Puffer (Eisenhydrit)	< 3,2	Fe ³⁺

nach ULRICH 1985, verändert

In der Critical-Load-Berechnung werden die zwei folgenden verschiedenen Definitionen für die Summe der basischen Kationen verwendet, die deren differenzierter Wirkung auf Boden und Pflanze Rechnung tragen.

(1) Im Boden liegen folgende basische Kationen (BC) vor, die als Summe in die Critical-Load-Berechnung eingehen:

$$BC = Ca^{2+} + Mg^{2+} + K^+ + Na^+$$

(2) Da Natrium nicht pflanzenphysiologisch wirksam ist, wird es bei der Bestimmung pflanzenrelevanter basischer Kationen (Bc) nicht berücksichtigt und es gilt:

$$Bc = Ca^{2+} + Mg^{2+} + K^+$$

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

Der Critical Load für den aktuellen Säureeintrag wird demnach in Anwendung der Massenbilanz-Methode (ICP MAPPING AND MODELLING 2008) nach folgender Gleichung berechnet, die die Quellen und Senken für Protonen berücksichtigt:

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

wobei:

CL	=	Critical Load (Belastungsgrenzwert) [eq ha ⁻¹ a ⁻¹]
S	=	Schwefelverbindungen
N	=	Stickstoffverbindungen
BC_{dep}^*	=	Seesalz korrigierte Rate der Deposition basischer Kationen [eq ha ⁻¹ a ⁻¹]
Cl_{de}^*	=	Seesalz korrigierte Rate der Deposition von Chloridionen [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 (N-Pflanzenaufnahme und N-Immobilisierung), muss die *maximal* zulässige Deposition von Säure-

bildnern ohne diese formuliert werden, sodass der Grenzwert auch unter der Annahme gültig bleibt, dass allein Schwefelverbindungen eingetragen werden [$CL_{max}(S)$].

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

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

Sind jedoch die Anteile von Schwefel- und Stickstoffverbindungen an der aktuellen Gesamtdosition von Säurebildnern z. B. eines Jahres bekannt – wie es aufgrund der Methoden der Depositionserfassung für Deutschland in der Regel und für Sachsen insbesondere der Fall ist – wird die Critical-Load-Funktion gebildet, um eine schadstoffspezifische Bilanz vom aktuellen 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 Sächsischen Datensatz der Critical Loads wird nach beiden Methoden vorgegangen, d.h. sowohl die schadstoffunabhängigen Critical Loads für Säureeinträge $CL_{max}(S)$ werden ermittelt als auch die schadstoffspezifischen nach der Critical-Load-Funktion $CL(S+N)$ mit den Eckwerten für die mindestens erforderliche N-Zufuhr zur Versorgung der Vegetation und der Bodenflora $CL_{min}(N)$ sowie dem maximalen Critical Load für versauernde N-Einträge für den Fall, dass kein Schwefel deponiert wird $CL_{max}(N)$. Die Gleichungen lauten dann wie folgt:

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

$$CL_{max}(N) = CL_{min}(N) + CL_{max}(S)$$

Damit ergibt sich für die Funktion $CL(S+N)$ folgendes Bild (vgl. Abbildung 1):

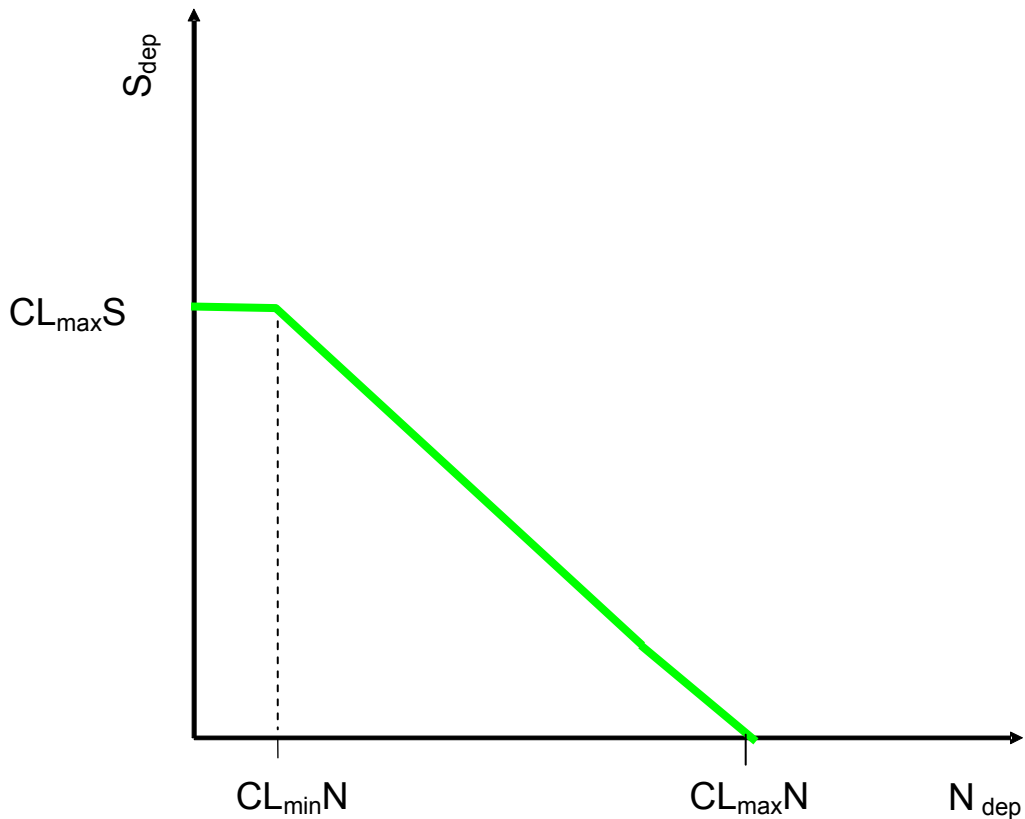


Abbildung 1: Grundform der Critical-Load-Funktion für Säureeinträge

Jeder Punkt auf der grünen Funktionslinie ist ein Critical Load für Säureeinträge $CL(S+N)$. Die Eingangsdaten für die Parameter BC_{dep}^* , Cl_{dep}^* , BC_w , BC_u , N_i , N_u und N_{de} werden unmittelbar oder mittelbar aus Referenzmessungen gewonnen. Die hierfür genutzten Datengrundlagen werden im Kap. 3.1 beschrieben.

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

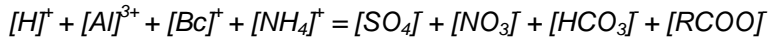
Eine weitere Modifizierung der Formel für den Critical Load ergibt sich aus der Festlegung, dass bei der $ANC_{le(crit)}$ -Berechnung eine Fallentscheidung implementiert ist, die den besonderen Schutz wertvoller und seltener basenreicher Bodentypen garantieren soll. Ohne diese wurden auch basenreiche Böden zwangsläufig einem endversauerten Stadium entgegengehen.

Die für die Ermittlung dieser Parameter notwendigen Erweiterungen der o. g. Critical-Load-Formeln durch Teilmodelle werden deshalb nachfolgend erläutert:

Modellansätze zur Ermittlung der kritischen Auswaschungsrate von Säureneutralisationskapazität

ANC_{le(crit)}

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



$[RCOO]^-$ = Konzentration organischer Anionen [eq m⁻³]

$[HCO_3]^-$ = Konzentration von Hydrogencarbonationen [eq m⁻³]

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

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

Die Auswaschungsrate von Hydrogenkarbonat kann nach folgenden Formeln berechnet werden:

$$HCO_3^-,_{le} = PS [HCO_3]$$

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

wobei:

K_1 = 1. Dissoziations-Konstante

K_H = Henrys Konstante

p_{CO_2} = Partial-Druck von CO₂ in der Bodenlösung

Diese drei Terme sind temperaturabhängig:

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

Vereinfachend kann davon ausgegangen werden, dass für eine Bodentemperatur von 8 °C gilt:

$$K_1 \cdot K_H = 10^{-1.7} = 0.02 \text{ [eq}^2 \cdot \text{m}^{-6} \cdot \text{atm}^{-1}\text{]}$$

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

$$[RCOO^-] = \frac{m \cdot DOC \cdot K_1}{K_1 + [H]}$$

wobei:

DOC = Konzentration gelösten organischen Karbonats [mol C/m^3]

m = Konzentration der funktionalen Gruppen

K_1 = 1. Dissoziations-Konstante

DOC ist eine bodenartsspezifische Größe (vgl. Kap. 3.4).

Der Term m ergibt sich in der durchwurzelten Schicht wie folgt:

	m [$\text{mol mol}^{-1} \text{C}^{-1}$]
für alle A-Horizonte	0,014
Für alle B u. C-Horizonte	0,044

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

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

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

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

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

$$[ANC]_{(crit)} = -[H]^+_{(crit)} - [Al]^{3+}_{(crit)}$$

wobei:

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

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

Dementsprechend ist die kritische Auswaschung der ANC:

$$[ANC]_{le(crit)} = -[H]^+_{le(crit)} - [Al]^{3+}_{le(crit)}$$

wobei:

$[H]_{le(crit)}^+$ = Auswaschung der kritischen H^+ -Ionenkonzentration [$eq\ ha^{-1}\ a^{-1}$]

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

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

Variante 1: Schutz der Pflanzen vor Intoxikation

Variante 1a: Kritisches Basen-/Aluminium-Verhältnis $Bc/Al_{(crit)}$

Basenreiche Böden puffern eingetragene Protonen über die Freisetzung basischer Kationen ab. Bei pH-Werten von pH 5,0 bis pH 4,2 findet eine Änderung der Ausstattung der Böden mit Nährstoffen, insbesondere mit basischen Kationen, statt, da Al^{3+} -Ionen die Bodenaustauscher aufgrund ihrer hohen Ladung blockieren und freigesetzte basische Kationen Auswaschungsprozessen unterliegen (MATZNER 1988, ULRICH 1985). Infolgedessen stehen den Pflanzen weniger basische Kationen zur Aufnahme zur Verfügung, was insgesamt - verstärkt durch hohe Depositionen eutrophierenden Stickstoffs - zu Nährstoffinbalancen und den bekannten Mangelerscheinungen bis hin zu Nekrosen führt (hier ist insbesondere der Mg- und K-Mangel zu nennen). Ein in der Critical-Load-Methodik hierzu eingesetzter Indikator ist das Bc/Al-Verhältnis, da man in verschiedenen Untersuchungen ein Bc/Al-Verhältnis von 0,6 bis 1,2 (in wenigen Ausnahmefällen bis 5) als eine kritische Größe hinsichtlich der zu erwartenden Schädigungen fand (vgl. Variante 1 im Folgenden). Ein gesunder Boden zeichnet sich hingegen durch ein Bc/Al-Verhältnis zwischen 10 und 100 aus (ROST-SIEBERT 1985, SVERDRUP und WARFVINGE 1993).

Eine zu hohe Al^{3+} -Konzentration kann toxisch auf die Pflanzen des Ökosystems wirken, wenn nicht gleichzeitig genügend basische Kationen als Alternative für die Aufnahme durch die Pflanzen in der Bodenlösung zur Verfügung stehen. Grenzkriterium für den Verlust an Säureneutralisationskapazität ist deshalb das Verhältnis der durch Verwitterung freigesetzten pflanzenverfügbaren basischen Kationen $Bc = Ca + Mg + K$ zu Al^{3+} -Ionen. Diese Schwelle zur Schädigung ist pflanzenartspezifisch unterschiedlich hoch. Untersuchungen an verschiedenen Baumarten, die in Deutschland aufgeforstet sind, ergab in der Regel niedrigere Werte bei grundwasserunabhängigen Laubbaumarten ($Bc/Al_{crit(phytotox)} = 0,6$ bis $0,8$), aber höhere Empfindlichkeiten bei Nadelbäumen ($Bc/Al_{crit(phytotox)} = 1,0$ bis $1,2$).

Die kritische Aluminium-Auswaschungsrate, die sich ergibt, wenn ein kritisches (toxisch wirkendes) Bc/Al-Verhältnis in der den Vegetationstyp beherrschenden Pflanzenart erreicht ist, lässt sich wie folgt ermitteln:

$$Al_{le(crit)} = 1,5 \cdot \frac{Bc_{le}}{(Bc / Al)_{crit(phytotox)}}$$

Der Faktor 1,5 ergibt sich aus der Umrechnung von [mol] in [eq] unter Berücksichtigung dessen, dass K im Gegensatz zu Ca und Mg nur einwertig ist, also nur mit dem halben Atomgewicht in die Umrechnung eingeht.

Die Basenauswaschung Bc_{le} ergibt sich aus der Massenbilanz

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

wobei:

Bc_{le} = Auswaschung pflanzenphysiologisch wirksamer basischer Kationen [$\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]

Bc_{dep} = nicht Seesalz korrigierte Rate der Deposition pflanzenphysiologisch wirksamer basischer Kationen (Ca, Mg, K) [$\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]

Bc_w = Freisetzungsrates pflanzenphysiologisch wirksamer basischer Kationen durch Verwitterung [$\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]

Bc_u = Netto-Aufnahmerate pflanzenphysiologisch wirksamer basischer Kationen durch die Vegetation [$\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]

Die Ermittlung der Verwitterungsrate basischer Kationen wird in Kap. 3.2 und der Entzug basischer Kationen in Kap. 3.3 erläutert.

Durch Einsetzen in die Ausgangsgleichung:

$$ANC_{le(crit)} = -[Al]^{3+}_{le(crit)} - [H]_{le(crit)} = -PS\{[Al]^{3+}_{crit} + [H]_{crit}\}$$

ergeben sich in Anwendung der Massenbilanz folgende allgemeine Gleichungen zur Bestimmung des kritischen Austrags von Protonen:

$$ANC_{le(crit)} = -\left(1,5 \cdot \frac{Bc_w + Bc_{dep} - Bc_u}{(Bc / Al)_{crit}}\right) - PS[H]_{crit}$$

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

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

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

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

$$CL(1a)_{\max}(S) = BC_{dep}^* - CL_{dep}^* + BC_w - BC_u \cdot \left(1,5 \cdot \frac{Bc_w + Bc_{dep} - Bc_u}{(Bc/Al)_{crit} \cdot K_{gibb}} \right)^{1/3}$$

wobei:

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

K_{gibb} = Gibbsitkonstante

Bei der Berechnung der kritischen Protonenkonzentration $[H]_{(crit)}^+$ fließt die kritische Aluminiumkonzentration unter Verwendung des Gibbsitgleichgewichtes (negativer Logarithmus der Lösungskonstante für die Löslichkeit von Gibbsit: $Al(OH)_3 + 3 H^+ \rightarrow Al^{3+} + 3 H_2O$) in die Gleichung ein. Für K_{gibb} (Gibbsitkonstante) wird ein Wert von $3 \cdot 100 \text{ [mol m}^{-3}\text{]}^{-2}$ (vgl. ICP MODELLING AND MAPPING 2008) eingesetzt.

Variante 1b Kritisches Basen/Protonen-Verhältnis $Bc/H_{(crit)}$

In einigen wenigen Fällen, z. B. in Böden, die grundwasserbeeinflusst sind (Sümpfe, Moore) und Böden mit einem sehr hohen Anteil organischer Substanz (gemessen als gelöster organischer Kohlenstoffgehalt „Dissolved Organic Carbon“ = DOC > 37 mg l⁻¹), in denen Aluminium so gut wie nicht vorhanden ist oder dessen Wirkung weitgehend abgeschwächt wird, soll als kritische Schwelle für die Toxizität das Verhältnis basischer Kationen zu Wasserstoff $(Bc/H^+)_{crit}$ zur Bestimmung des Critical Load für Säure herangezogen werden. Die kritische Auswaschungsrate von Protonen wird dann bestimmt durch:

$$H_{le(crit)} = 0,5 \cdot \frac{Bc_{le}}{(Bc/H)_{crit}}$$

wobei der Faktor 0,5 sich aus der Umrechnung der Maßeinheiten [mol] in [eq] ergibt. Wenn man also in diesen Fällen davon ausgeht, dass kein Al ausgewaschen werden kann [$Al_{le(crit)} = 0$], ergibt sich folgende Formel für die Berechnung des Critical Load für den Säureeintrag:

$$CL(1b)_{\max}(S) = BC_{dep}^* - CL_{dep}^* + BC_w - BC_u + 0,5 \cdot \left(\frac{Bc_w + Bc_{dep} - Bc_u}{(Bc/H)_{crit}} \right)$$

Das kritische Bc/H-Verhältnis kann

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

gesetzt werden (ICP MODELLING AND MAPPING 2008).

Die Anwendung der Variante 1b kommt in Sachsen bei den Bodeneinheiten Niedermoor, Hochmoor und Moor-Auenboden in Frage. Alle anderen terrestrischen Bodeneinheiten mit überwiegend mineralischen Leitbodenassoziationen der BSA200 wurden nach Variante 1a berechnet.

Variante 2 zur Erhaltung der Bodenstabilität: Kritische Aluminium-Auswaschungsrate im Sickerwasser $Al_{le(crit)}$

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

$$Al_{le(crit)} = Al_w$$

wobei: Al_w = Verwitterungsrate von Al aus primären Mineralien [$eq\ ha^{-1}\ a^{-1}$]

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

$$Al_w = p \cdot BC_w$$

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

$$CL(2)_{\max}(S) = BC_{dep}^* - CL_{dep}^* + (1 + p)BC_w - BC_u + PS^{2/3} \cdot \left(\frac{p \cdot BC_w}{K_{gibb}} \right)^{1/3}$$

wobei:

p = Faktor als Verhältnis von B_{cw} zu Al_w

Untersuchungen an typischen Mineralien in Nordeuropa ergaben Relationen zwischen den Messwerten der Verwitterungsraten basischer Kationen und den gemessenen Verwitterungsraten von Aluminium in einer Spanne von 1,5 bis 3 (ICP MODELLING AND MAPPING 2008). Für p wird deshalb als beste Schätzung der Mittelwert der ermittelten Wertespanne festgesetzt:

$$p = 2.$$

Variante 3 zur Erhaltung des bodentypischen Basenpools: Kritischer pH-Wert, $pH_{(crit)}$

Alle Böden mit Basensättigungswerten (BS) <30 %, das entspricht einem pH-Wert von pH 4,0, können als stabil versauert angesehen werden. Diese befinden sich im Aluminium- bzw. Eisenpufferbereich. Es findet keine Auswaschung basischer Kationen mehr statt.

Böden mit Basensättigungswerten >30 % verfügen über einen größeren Basenpool, der besondere Bedeutung für die Entwicklung von Pflanzengesellschaften und damit von Biozönosen hat, die auf den Basenreichtum angewiesen sind. Diese Böden und mit ihnen die kalkabhängigen Biozönosen sind in Skandinavien nicht zu finden, aber in Deutschland sowie in Österreich und der Schweiz auf großen Flächen noch vorhanden. Bei diesen Böden würde aber nach der Bestimmungsmethode der kritischen Auswaschungsrate von Säureneutralisationskapazität nach den o. g. Methoden (Variante 1 und 2) eine relativ hohe Auswaschungsrate tolerierbar sein, weil zunächst ein großer Basenvorrat zur Verfügung steht, der für die Auswaschung freigegeben würde. Der Basenvorrat dürfte sich somit soweit verringern, bis der pH-Wert auf pH <4,2 abgesunken ist und relevante Mengen an Aluminium und Wasserstoff zur Intoxikation der Pflanzen führen würde.

Nach den zuvor beschriebenen Gleichungen für den Critical Load, die eine Auswaschungsrate von Säureneutralisationskapazität bis zu einem kritischen Grenzpunkt in Abhängigkeit vom Aluminiumgehalt in der Bodenlösung zulassen, würde somit der gesamte Basenvorrat für die Pufferung von Säureeinträgen zur Verfügung gestellt werden. Letztendlich wäre damit eine Degradierung basenreicher Böden zu basenärmeren gestattet, was zum Verlust wertvoller Ökosysteme führen würde (Rückgang der Kalkbuchenwälder, Eschenwälder, mesotroph-kalkreicher Moorwälder, Kalkschotterrasen, Kalktrockenrasen, Halbtrockenrasen, Zwischenmoore, mesotroph kalkreiche Gewässer), die auf der Basis kalk- oder basenreicher Substrate entstanden und auf diese angewiesen sind.

Diese basen- und kalkreichen Böden sind deshalb schutzwürdig und schutzbedürftig. Ein Austrag von Säureneutralisationskapazität darf bei diesen Böden nur zugelassen werden bis zur Erreichung der unteren Grenze der Basensättigung des natürlichen Pufferbereiches, zu dem die Bodenform nach Bodenart, Muttergestein und Horizontfolge im unbelasteten Zustand gehört (vgl. Tabelle 3). Der pH-Wert lässt sich nach der Kartieranleitung KA5 (AG BODENKUNDE 2005, S. 367) direkt in den entsprechenden Basensättigungsgrad umrechnen.

Tabelle 3: Untere akzeptable Grenzen des pH-Werts bzw. der Basensättigung der natürlichen Pufferbereiche deutscher Bodenformen

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

nach ULRICH 1985, angepasst

Der pH_{crit} ist korreliert mit der kritischen Basensättigung.

Der Lösungsweg nach Variante 3 erfolgt unter Nutzung der folgenden Beziehung:

$$pH = 3 - \log_{10}([H]_{crit})$$

wobei:

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

Der kritische pH-Wert entspricht der kritischen Basensättigung für den jeweiligen bodenformspezifischen natürlichen Pufferbereich und kann Tabelle 3 entnommen werden.

Da gilt

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

kann man die Formel

$$ANC_{le(crit)} = -[Al]_{le(crit)}^{3+} - [H]_{le(crit)} = -PS\{[Al]_{crit}^{3+} + [H]_{crit}\}$$

wie folgt umformen:

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

Humusreiche Böden, die nach Variante 1b berechnet werden, unterliegen einer sehr starken räumlichen und zeitlichen Variabilität im Basensättigungsgrad, die nirgends in Kartierungen erfasst wurden. Die Variante 3 wird deshalb nur für die mineralischen Böden berechnet.

Variantenvergleich:

Um die jeweils empfindlichste Komponente des Ökosystems wirksam mit Hilfe des Critical Loads zu schützen, ist nun ein Vergleich der Ergebnisse der Varianten notwendig. Der niedrigste Wert, der sich für ein Ökosystem aus den Variantenrechnungen ergibt, soll als Critical Load gelten:

$$CL_{\max}(S) = \min\{CL^{(1a)}_{\max}(S), CL^{(2)}_{\max}(S), CL^{(3)}_{\max}(S)\}$$

Zusammenfassend ergeben sich folgende Formeln für die Berechnung der Critical Loads für maximal zulässige Säureeinträge:

$$CL_{\max}(S) = \min\{CL^{(1a)}_{\max}(S), CL^{(2)}_{\max}(S), CL^{(3)}_{\max}(S)\} \quad \text{wenn DOC} < 37 \text{ mg l}^{-1}$$

wobei:

$$CL^{(1a)}_{\max}(S) = BC_{dep}^* - Cl_{dep}^* + BC_w - Bc_u + \left(1,5 \cdot \frac{Bc_w + Bc_{dep} - Bc_u}{(Bc / Al)_{crit(phytotox)}}\right) + PS^{2/3} \cdot \left(1,5 \cdot \frac{Bc_w + Bc_{dep} - Bc_u}{(Bc / Al)_{crit(phytotox)} \cdot K_{gibb}}\right)^{1/3}$$

$$CL^{(2)}_{\max}(S) = BC_{dep}^* - Cl_{dep}^* + (1 + p)BC_w - Bc_u$$

$$CL^{(3)}_{\max}(S) = BC_{dep}^* - Cl_{dep}^* + BC_w - Bc_u + \left(1,5 \cdot \frac{Bc_w + Bc_{dep} - Bc_u}{(Bc / Al)_{crit(BS)}}\right) + PS^{2/3} \cdot \left(1,5 \cdot \frac{Bc_w + Bc_{dep} - Bc_u}{(Bc / Al)_{crit(BS)} \cdot K_{gibb}}\right)^{1/3}$$

$$CL^{(1b)}_{\max}(S) = BC_{dep}^* - Cl_{dep}^* + BC_w - Bc_u + 0,5 \cdot \left(\frac{Bc_w + Bc_{dep} - Bc_u}{(Bc / H)_{crit}}\right) \quad \text{wenn DOC} \geq 37 \text{ mg l}^{-1}$$

2.3 Ermittlung der Critical Loads für eutrophierende Stickstoffeinträge nach der Massenbilanzmethode

Die nach Mapping Manual (ICP MODELLING AND MAPPING 2008) zur Anwendung kommende Massenbilanz-Methode geht von folgendem Gleichgewicht der Ein- und Austräge aus:

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

wobei:

N_{dep}	=	Depositionsrage von Stickstoff [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]
N_u	=	Netto-Stickstoff-Aufnahmerate mit der Vegetation [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]
N_i	=	Immobilisierungsrate von Stickstoff [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]
N_{le}	=	Tolerierbare Austragsrate von Stickstoff mit dem Sickerwasser [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]
N_{de}	=	Denitrifikationsrate von Stickstoff [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]

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

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

$$N_{dep} \leq N_{dep(acc)} = CL_{nut}(N)$$

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}	=	Denitrifikationsrate von Stickstoff [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]

Die Datengrundlagen für die flächenbezogene Ermittlung von N_u , N_i , N_{de} und $N_{le(acc)}$ werden aus Referenzdaten abgeleitet. Die Datenbasis hierfür wird in Kap. 3.1 beschrieben.

2.4 Ermittlung der Critical-Load-Funktion für eutrophierende und versauernde Schwefel- und Stickstoffeinträge

Zusätzlich zur versauernden Wirkung der Stickstoffeinträge ist aber auch deren Beitrag zur Eutrophierung zu betrachten. Für den Fall, dass das betreffende Ökosystem hinsichtlich seiner Eutrophierung empfindlicher reagiert als gegenüber dem Eintrag von Säure, wird die CL-Funktion durch den Grenzwert für die eutrophierende Wirkung des Stickstoffs begrenzt (vgl. Abbildung 2). Bei den in Sachsen untersuchten Rezeptoren ist dieser Funktionsverlauf am häufigsten anzutreffen. Deshalb wurde diese Funktion für jeden Rezeptor berechnet.

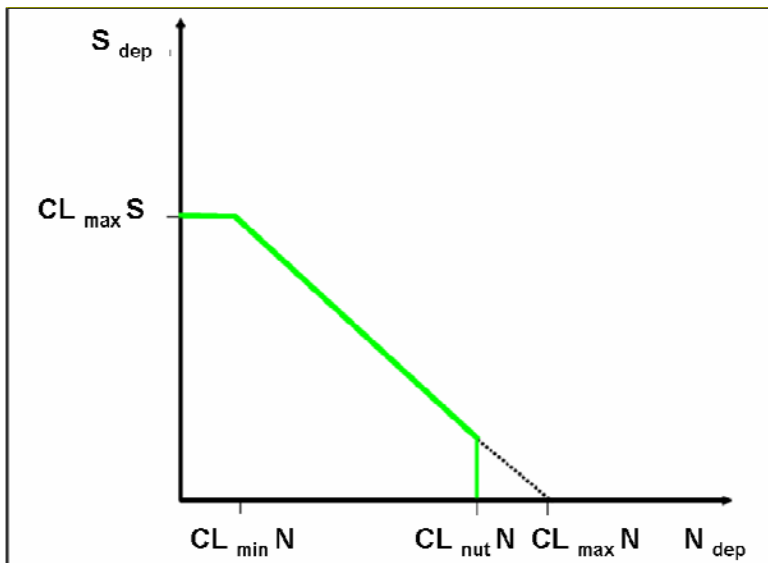


Abbildung 2: Grundform der Critical-Load-Funktion für Säure und Eutrophierung

Auch bei dieser integrierten Critical-Load-Form gilt: Jeder Punkt auf der grünen Funktionslinie ist ein Critical Load mit einem Wertepaar für die zulässigen Schwefel- und Stickstoffeinträge.

Für die Critical-Load-Funktion sind insgesamt also folgende Parameter zu bestimmen:

- Maximal zulässiger Eintrag von versauernden Schwefelverbindungen $CL_{max}(S)$, der unter der Annahme errechnet wird, dass ausschließlich Schwefel- und keine Stickstoffverbindungen ($N_{dep}=0$) zur Versauerung beitragen.
- Critical Load für den zulässigen versauernden Stickstoffeintrag $CL_{max}(N)$, der analog zum maximalen Schwefeleintrag unter der Annahme bestimmt wird, dass ausschließlich Stickstoff zu den Versauerungsprozessen führt ($S_{dep}=0$).
- Maximal zulässige Deposition von eutrophierenden Stickstoffverbindungen $CL_{nut}(N)$,
- Wert für den minimal notwendigen Stickstoffeintrag $CL_{min}(N)$, da dieser als Bedarf des Ökosystems nicht völlig aus dem System herausgenommen und deshalb, anders als beim Schwefel, der Stickstoffeintrag nicht auf den Wert Null reduziert werden sollte.

Wenn auch im sächsischen Datensatz zunächst eine getrennte Kartierung für die Critical Loads Säure ($CL_{\max S}$) und für eutrophierenden Stickstoff ($CL_{\text{nut}N}$) berechnet wurde, so erfolgte doch immer auch die Berechnung der Critical-Load-Funktion für alle ökologischen Rezeptoren. Die Karte der maximal zulässigen Säureeinträge ($CL_{\max S}$) kann z.B. dann verwendet werden, wenn die Zusammensetzung der Einträge nicht bekannt ist oder generell die Säureempfindlichkeit bestimmter Ökosysteme betrachtet werden soll. Beide Karten können auch hilfreich sein, wenn Strategien zur schadstoffbezogenen Minderung von Emissionen zu analysieren sind. Für die Rezeptorflächen im Freistaat Sachsen sind alle genannten Parameter der Critical-Load-Funktion in der Datenbank abrufbar.

2.5 Ermittlung der Überschreitungen von Critical Loads durch Depositionen von Luftschadstoffen

2.5.1 Bestimmung der Minderungsziele mit Hilfe der Critical-Load-Funktion für Versauerung und Eutrophierung

Aus der Kenntnis der Eintragsraten von Schwefel und Stickstoff ergibt sich ein Depositionspunkt [$S_{\text{dep(akt)}}$; $N_{\text{dep(akt)}}$], aus dessen Lage zur Critical-Load-Funktion nun die Einhaltung oder Überschreitung der ökologischen Belastungsgrenzen ersichtlich wird. Ebenso lassen sich Strategien zum Erreichen der Critical Loads ableiten und die Anteile der dafür notwendigen Minderung der Schwefel- und/oder Stickstoffdeposition ableiten. Prinzipiell können dabei die folgenden vier Belastungstypen unterschieden werden:

Belastungstyp 0:

Der Depositionspunkt (S_{dep} ; N_{dep}) befindet sich innerhalb der Critical-Load-Funktion (in der grünen Fläche in Abbildung 3). Die ökologischen Belastungsgrenzen sind eingehalten, es ist weder für Säure noch hinsichtlich der Eutrophierung Handlungsbedarf gegeben und emissionsmindernde Maßnahmen sind nicht erforderlich.

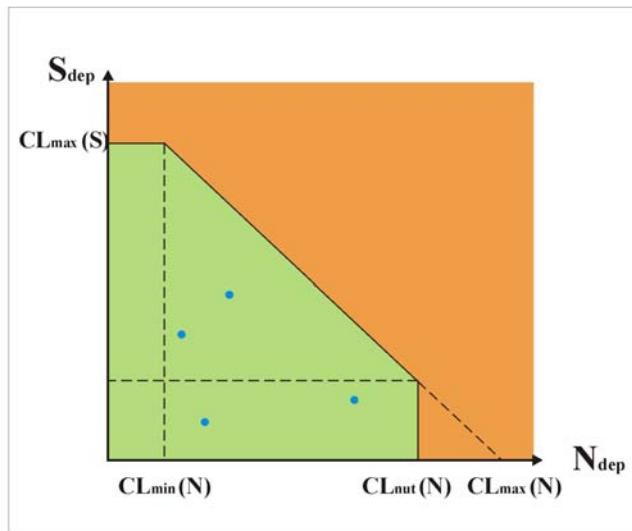


Abbildung 3: Belastungstyp 0, die Critical Loads werden durch die Depositionen (blaue Punkte für mögliche Wertepaare S_{dep} ; N_{dep}) nicht überschritten

Belastungstyp 1:

Befindet sich der Depositionspunkt (S^*_{dep} ; N_{dep}) außerhalb der Critical-Load-Funktion (vgl. Abbildung 4), ist aber kleiner oder gleich $CL_{max}(S)$ und $CL_{nut}(N)$ bzw. $CL_{max}(N)$, dann ist der Critical Load für Säure durch die Summe von Stickstoff- und Schwefeleinträgen überschritten, aber der Critical Load für die Eutrophierung bleibt eingehalten.

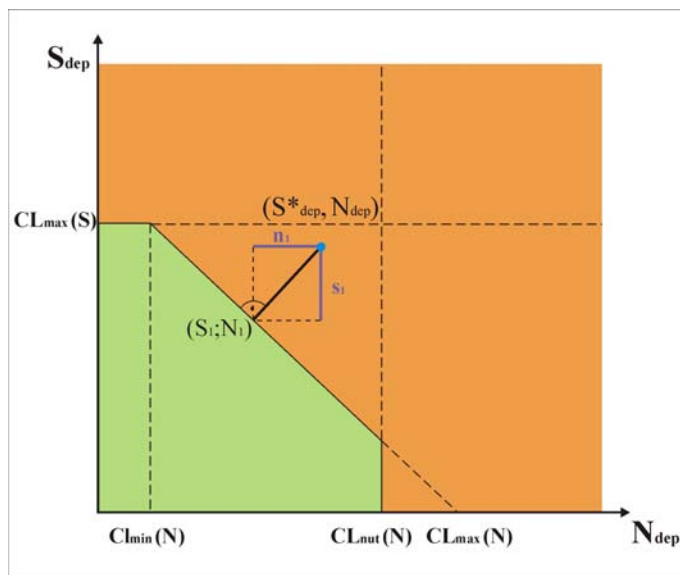


Abbildung 4: Belastungstyp 1; Depositionsminderung vom Depositionspunkt (blauer Punkt für aktuelles Wertepaar S^*_{dep} ; N_{dep}) wahlweise für Schwefel und/oder Stickstoff erforderlich

Zur Vermeidung der versauernden Wirkung sind Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoff- und/oder Schwefeldepositionen erforderlich. Wahlweise kann ein Weg in die Funktion ausgewählt werden, der kürzeste ist die rechtwinklige Verbindung, bei der die Schwefelminderung um den Betrag s_1 und die des Stickstoffs um n_1 erfolgt.

Belastungstyp 2:

Befindet sich der Depositionspunkt $(S^*_{dep}; N_{dep})$ oberhalb von $CL_{max}(S)$, aber unterhalb von $CL_{nut}(N)$ und von $CL_{max}(N)$,

- dann ist der Critical Load für Säure bereits allein durch Schwefel-, zusätzlich aber außerdem noch durch Stickstoffeinträge überschritten,
- der Critical Load für die Eutrophierung wird hingegen eingehalten.

In diesem Fall muss zwangsläufig zunächst die Schwefel-Deposition reduziert werden, und zwar mindestens um den Betrag s_2 . Danach ist nach Belastungstyp 1 zu verfahren, es kann wahlweise die Schwefel- und/oder Stickstoffbelastung reduziert werden (vgl. Abbildung 5).

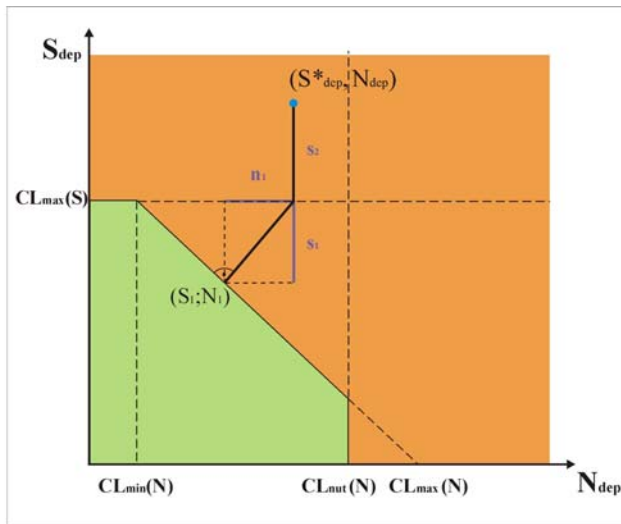


Abbildung 5: Belastungstyp 2, schwefeldominierte Überschreitung der Critical Lods für Säure (blauer aktueller Depositionspunkt für Wertepaar $S^*_{dep}; N_{dep}$)

Belastungstyp 3:

Befindet sich der Depositionspunkt $(S^*_{dep}; N_{dep})$ unterhalb von $CL_{max}(S)$, aber oberhalb von $CL_{nut}(N)$, dann

- ist der Critical Load für die Eutrophierung durch Stickstoffeinträge überschritten,
- und der Critical Load für Säure ist durch die Summe aus Stickstoff- und Schwefeleinträgen überschritten.

Zunächst muss zwangsläufig die Stickstoff-Deposition um mindestens den Betrag n_2 gesenkt werden, bevor wiederum das Verfahren nach Belastungstyp 1 möglich wird (vgl. Abbildung 6).

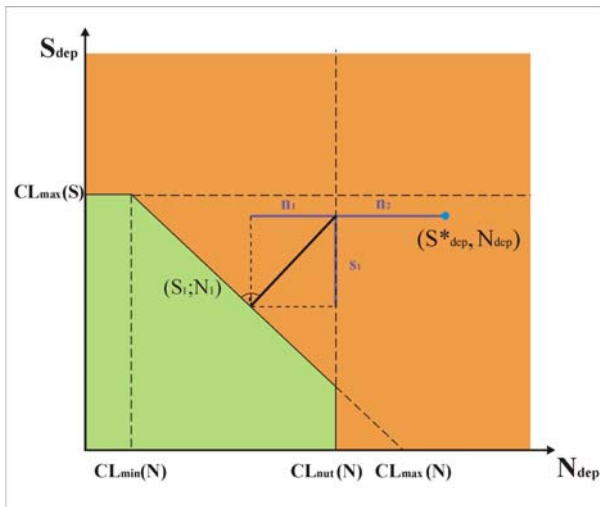


Abbildung 6: Belastungstyp 3, stickstoffdominierte Überschreitung beider Critical Loads (blauer aktueller Depositionspunkt für Wertepaar S^*_{dep} ; N_{dep})

Belastungstyp 4:

Befindet sich der Depositionspunkt (S^*_{dep} ; N_{dep}) oberhalb von $CL_{max}(S)$ und gleichzeitig oberhalb von $CL_{nut}(N)$, dann ist

- der Critical Load für Säure jeweils bereits allein durch die Schwefeleinträge und auch allein durch die Stickstoffeinträge überschritten und
- der Critical Load für die Eutrophierung durch Stickstoffeinträge ebenfalls überschritten.

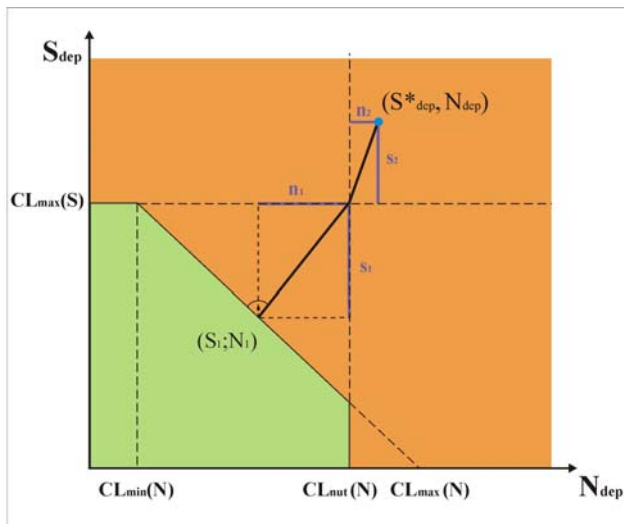


Abbildung 7: Belastungstyp 4, beide Critical Loads sind von beiden Schadstoffen überschritten (blauer aktueller Depositionspunkt für Wertepaar S^*_{dep} ; N_{dep})

Bei diesem Belastungstyp muss zwangsläufig die Schwefel- und die Stickstoffdeposition zunächst um die Beträge n_2 und s_2 reduziert werden. Danach kann wiederum entsprechen Belastungstyp 1 verfahren werden (vgl. Abbildung 7).

2.5.2 Berechnung der aktuellen Überschreitungen der Critical Loads für versauernde Einträge

Die Überschreitungen der kritischen Belastungsgrenzen durch atmosphärische Säureeinträge lassen sich auch mit folgender Gleichung bestimmen, wobei die Säuredeposition als Gesamtsumme der einzelnen Schadstoffe verwendet wird:

$$Exc_{max}(S) = AC_{dep} - CL_{max}(S)$$

mit:

$$AC_{dep} = SO_{xdep}^* + NO_{ydep} + NH_{xdep}$$

wobei:

$Exc_{max}(S)$ = Überschreitung der Kritischen Belastungsgrenzen durch die aktuelle Säuredeposition, normiert auf Schwefeleinheiten [$eq\ ha^{-1}\ a^{-1}$]

AC_{dep} = Gesamtsäureeintrag [$eq\ ha^{-1}\ a^{-1}$]

SO_{xdep}^* = Gesamtsulfatdeposition, korrigiert um den meerbürtigen Anteil [$eq\ ha^{-1}\ a^{-1}$]

NO_{ydep} = Gesamtdeposition oxidierter Stickstoffverbindungen [$eq\ ha^{-1}\ a^{-1}$]

NH_{xdep} = Gesamtdeposition reduzierter Stickstoffverbindungen [$eq\ ha^{-1}\ a^{-1}$]

2.5.3 Berechnung der aktuellen Überschreitungen der Critical Loads für eutrophierende Einträge

Die Überschreitungen der Kritischen Belastungsgrenzen ausschließlich für eutrophierende Stickstoffeinträge werden mit der folgenden Gleichung bestimmt:

$$Exc_{nut}(N) = N_{dep} - CL_{nut}(N)$$

wobei:

$$N_{dep} = NO_{ydep} + NH_{xdep}$$

NO_{ydep} = Gesamtdeposition oxidierter Stickstoffverbindungen [$eq\ ha^{-1}\ a^{-1}$]

NH_{xdep} = Gesamtdeposition reduzierter Stickstoffverbindungen [$eq\ ha^{-1}\ a^{-1}$]

3 Datengrundlagen

3.1 Übersicht über die verwendeten originären Datengrundlagen und Datenquellen

Für die Bestimmung der ökologischen Belastungsgrenzen kamen ausschließlich die aktuellsten Daten zur Anwendung, die spezifisch für den Freistaat und durch die zuständigen Landesämter Sachsens ermittelt wurden. Folgende Datengrundlagen (vgl. Tabelle 4) wurden vom Sächsischen Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und Geologie (LfULG) an ÖKO-DATA zur Verwendung in diesem Projekt übergeben:

Tabelle 4: Übersicht über die vom LfULG für das Projekt übergebenen originären Daten

Daten	Quelle
räumliche Verteilung der natürlichen und halbnatürlichen Ökosysteme	CIR Biotoptypen- und Landnutzungskartierung, (1 : 10 000, digital); Stand: Juli 2009
bodenchemische Parameter	Bodenatlas BSA200 Sachsen
nutzbare Feldkapazität	Bodenatlas BSA200 Sachsen, Stand: August 2009
langjähriges Mittel von Temperatur und Niederschlag 1971-2000	Technische Universität Dresden (2009): Sächsische Klimadaten. Bereitstellung GIS-kompatibler Rasterdaten von räumlich interpolierten Zeitreihen gemessener und simulierter Klimaelemente für den Freistaat Sachsen http://141.30.160.222:8082/RaKliDa_WebServlet/
Klimaprojektionsszenario A1B (trocken, feucht) 2010-2100	Technische Universität Dresden (2009): Sächsische Klimadaten. Bereitstellung GIS-kompatibler Rasterdaten von räumlich interpolierten Zeitreihen gemessener und simulierter Klimaelemente für den Freistaat Sachsen http://141.30.160.222:8082/RaKliDa_WebServlet/
Stoffentzüge durch Biomasseentnahme	Hilfstafel zur sächsischen Forsteinrichtungsdienstanweisung
	Bodenatlas BSA200 Sachsen
	Bodenatlas BSA200 Sachsen

3.1.1 Biotoptypen- und Landnutzungskartierung

Die CIR-Biotoptypen-Kartierung (BTLNK) (1 : 10 000, digital) wurde im Juli 2009 vom LfULG übergeben. Zu diesem Zeitpunkt war die Kartierung flächendeckend abgeschlossen und vom LfULG abgenommen. In den Kartendarstellungen verbliebene weiße Flächen resultieren daraus, dass die Critical Loads nur für naturnahe (Wälder, Moore, Bergbaufolgesukzessionen) und halbnatürliche Biotoptypen (Grünland, Heiden) berechnet werden und nicht für Ackerflächen oder städtische Bebauungsgebiete.

Für folgende Kartiereinheiten auf einer Gesamtfläche von 409.549 ha wurden Critical Loads berechnet:

24700	Uferrasen
31200	Moorheide
32200	Kleinseggenried
32300	Großseggenried
32400	Landröhricht
41200	mesotrophes Grünland, Fettwiese und -weiden, Bergwiesen (extensiv)
41400	Feuchtgrünland, Nassgrünland
55110	Zwergstrauchheide ohne Gebüsch- oder Baumbestand
55200	Borstgrasrasen
56100	Sand- und Silikatmagerrasen
56200	Trocken- und Halbtrockenrasen
71/L	Laubbaumarten (Reinbestand)
72/N	Nadelbaumart (Reinbestand)
73/LN	Laub-Nadel-Mischwald
74/NL	Nadel-Laub-Mischwald
75/LM	Laubmischwald
76/NM	Nadelmischwald
77110	Erlenbruchwald
77210	Weichholzauwald
77220	Hartholzauwald
77230	Erlen-Eschenwald
77300	Schlucht- und Schatthangwald

Die BTLNK-Daten geben Auskunft über den Ist-Zustand der Landschaftsausstattung des Jahres 2005 im Freistaat Sachsen. Die Lage der Geometrien ist an die aktuellen CIR-Orthobilder aus der Befliegung von 2005 angepasst. Die Außengrenze von Sachsen wurde aus dem ATKIS DLM mit Stand Mai 2006 übernommen.

Die BTLNK ist ein flächendeckender Datenbestand mit Flächen-, Linien- und Punktgeometrien, der in TK25(N)-Blattschnitte aufgeteilt ist. Im Unterverzeichnis der entsprechenden TK25(N) gibt es ein Flächen-, Linien- und Punktshape.

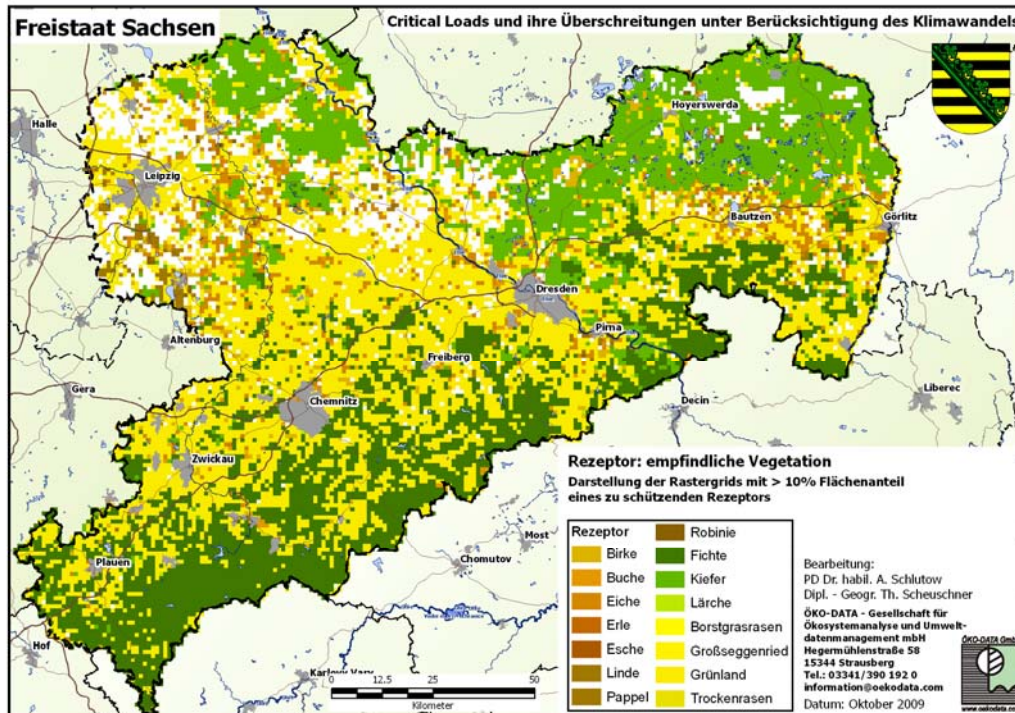


Abbildung 8: Rezeptoren für die Berechnung von Critical Loads entsprechend BTLNK 2009

Abbildung 8 zeigt die regionale Verteilung der empfindlichen, d. h. schutzbedürftigen Rezeptorflächen. Dabei ist jedoch zu beachten, dass jedes Rastergrid vollflächig in der Farbe des schutzbedürftigen Rezeptors erscheint, der den höchsten Flächenanteil aufweist, mindestens jedoch 10% des Rastergrids. Der dargestellte Rezeptor, z. B. Grünland in der Leipziger Tiefebene, ist demnach meist nur eine kleine Grünlandfläche (Ackerrandstreifen) oder eine Hecke in der Feldflur. Der Acker, der bis zu 90 % Flächenanteil im Rastergrid aufweisen kann, wird nicht als schutzbedürftiger Rezeptor in die Bestimmung von Critical Loads einbezogen, also in der Rezeptor-Karte auch nicht dargestellt. Wollte man die realen Rezeptorflächen darstellen, wären diese kleinen, aber ökologisch bedeutenden Rezeptorflächen auf der Karte im Maßstab 1:200.000 nicht mehr erkennbar.

3.1.2 Bodenatlas des Freistaates Sachsen

Auswertungskarten zum Bodenschutz (Teil 4)

Die Auswertungskarten zum Bodenschutz im Maßstab 1:200.000 (BSA200) basieren auf der Bodenübersichtskarte Sachsen (BÜK-SN200). Diese differenziert 219 Bodengesellschaften, die durch Leitbodenformen (LBF) beschrieben werden. 76 Bodengesellschaften werden zusätzlich durch eine ausgewertete Begleitbodenform (BBFa), die eine hohe Flächenrepräsentanz in der Bodengesellschaft hat, beschrieben.

In den **Datenblättern zu den Bodenformen** werden Datengrundlagen und Bewertungsergebnisse zu jeder der 295 Bodenformen (LBF und BBFa) übersichtlich dargestellt. In den **Datenblättern zu**

den Bodengesellschaften werden die Bewertungsergebnisse der ausgewerteten Bodenformen in Abhängigkeit von ihren Flächenanteilen berechnet und auf die 219 Bodengesellschaften bezogen.

Die DVD mit Daten, Karten und Shapes wurde vom LfULG am 20.10.2008 an ÖKO-DATA übergeben. Eine weitere DVD mit aktualisierten Werten der effektiven nutzbaren Feldkapazität auf der Basis der Geometrie des Bodenatlas Sachsen 200 wurde am 17.08.2009 an ÖKO-DATA ausgehändigt. Die Geobasisdaten wurden 2006 vom Landesvermessungsamt Sachsen zur Verfügung gestellt. Die Darstellungen erfolgten auf der Grundlage der Topographischen Karte 1:200.000 sowie auf der Grundlage der fotogrammetrischen Datenerfassung (Luftbilddauswertung) ATKIS-DGM25.

Der Bodenatlas BSA200 enthält 219 Bodengesellschaften mit Informationen, von denen folgende Daten in die Critical-Loads-Berechnung einfließen:

- Leitbodenform (Bodentyp : Substrattyp),
- Begleitbodenformen (Bodentyp : Substrattyp),
- Nutzbare Feldkapazität in 100 cm Tiefe (neu 2009),
- Mittlerer höchster Grundwasserstand,
- Mittlerer niedrigster Grundwasserstand,
- Natürliche Produktionsfunktion.

Zu den 295 Bodenformen sind folgende weitere Daten zugeordnet, die zusätzlich Eingang in die Critical-Loads-Berechnung gefunden haben:

- Durchwurzelungstiefe (max. Wurzelraum),
- Bodenartenschichtung,
- Kalk (bzw. Carbonatgehalt),
- Humusform.

3.1.3 Langjähriges Mittel von Temperatur und Niederschlag (Basisklima 1971 - 2000)

Als Ausgangsdaten für eine Regionalisierung können sowohl gemessene (z. B. DWD 2001) als auch simulierte (z. B. WEREX IV) Datensätze zur Verfügung stehen. Hauptsächlich entstammen die gemessenen Daten aus den Messnetzen des Deutschen Wetterdienstes und des Tschechischen Hydrometeorologischen Dienstes. Die simulierten Datensätze, welche auch eine mögliche Klimazukunft abdecken, wurden von der Climate and Environment Consulting Potsdam GmbH im Auftrag des LfULG entwickelt. Generell stehen die stationsbezogenen Ausgangsdaten als Tageswerte zur Verfügung und werden auf ein Raster von 500 m x 500 m regionalisiert.

3.1.4 Klimaprojektionsszenarien A1B (trocken, feucht) 2010 - 2100

Die Erzeugung der Projektionsdaten beinhaltet Annahmen und Näherungen, die aus dem Blickpunkt des aktuellen Stands der Wissenschaft sinnvoll erscheinen. Weiterer Erkenntnisfortschritt könnte jedoch auch dazu führen, dass die hier getroffenen Annahmen nicht mehr als ausreichend angesehen werden. Diese Unschärfe gilt auch für die der regionalen Klimaszenarien zugrunde liegenden globalen Klimaszenarien. In der Wissenschaft wird versucht, über möglichst plausible Annahmen und Näherungen eine sozio-ökonomische Entwicklung der Menschheit in einem sog. SRES-Szenario (z.B. B1, A1B, A2) abzubilden.

Das in diesem Projekt angenommene IPCC-Emissions-Szenarium A1B beschreibt eine heterogene Entwicklung der Welt. Bevölkerungswachstum und wirtschaftliche Entwicklung unterscheiden sich stark für verschiedene Regionen in der Welt. Daher wächst die Bevölkerung weiter und die Einkommensentwicklung sowie technologische Fortschritte driften weit auseinander. Der weltweite Fortschritt ist langsam. Ein solches Szenario fördert den Klimawandel stärker als andere, wird jedoch zur Mitte des Jahrhunderts von den drastischeren Szenarien A2 und A1F „überholt“. Für die zukünftige Entwicklung ist ein fester zeitlicher Bezug eines Datums innerhalb der Realisierung zu einem realen Datum nicht gegeben. Die Gesamtheit der Realisierungen bildet die Spannbreite für eine mögliche Entwicklung der näheren Klimazukunft ab. Bei der Nutzung der Projektionsdaten muss man sich immer bewusst sein, dass die Realisierungen für die einzelnen Szenarien nur eine Abschätzung der möglichen Entwicklung des Klimas in der Zukunft darstellen für deren Richtigkeit oder Eintreffen keine Garantie übernommen werden kann. Zusätzlich sei darauf hingewiesen, dass bei den simulierten Daten ab dem 01.01.2001 CO₂-Emissionsszenarien vorliegen und keine Messdaten genutzt werden.

Die für den Freistaat Sachsen regionalisierten **Klimaszenarien A1B feucht** und **A1B trocken** zeigen in der Statistik (vgl. Tabelle 5) annähernd den gleichen kontinuierlichen Temperaturanstieg im Mittel für beide Szenarien um ca. 2 °C von 2011 bis 2100. Der Niederschlag schwankt in beiden Szenarien um eine abwärts gerichtete Trendlinie.

Tabelle 5: Statistik der Jahresmitteltemperaturen und Niederschlagssummen in den Dekaden der Klimaprognose-Szenarien A1B feucht und A1B trocken

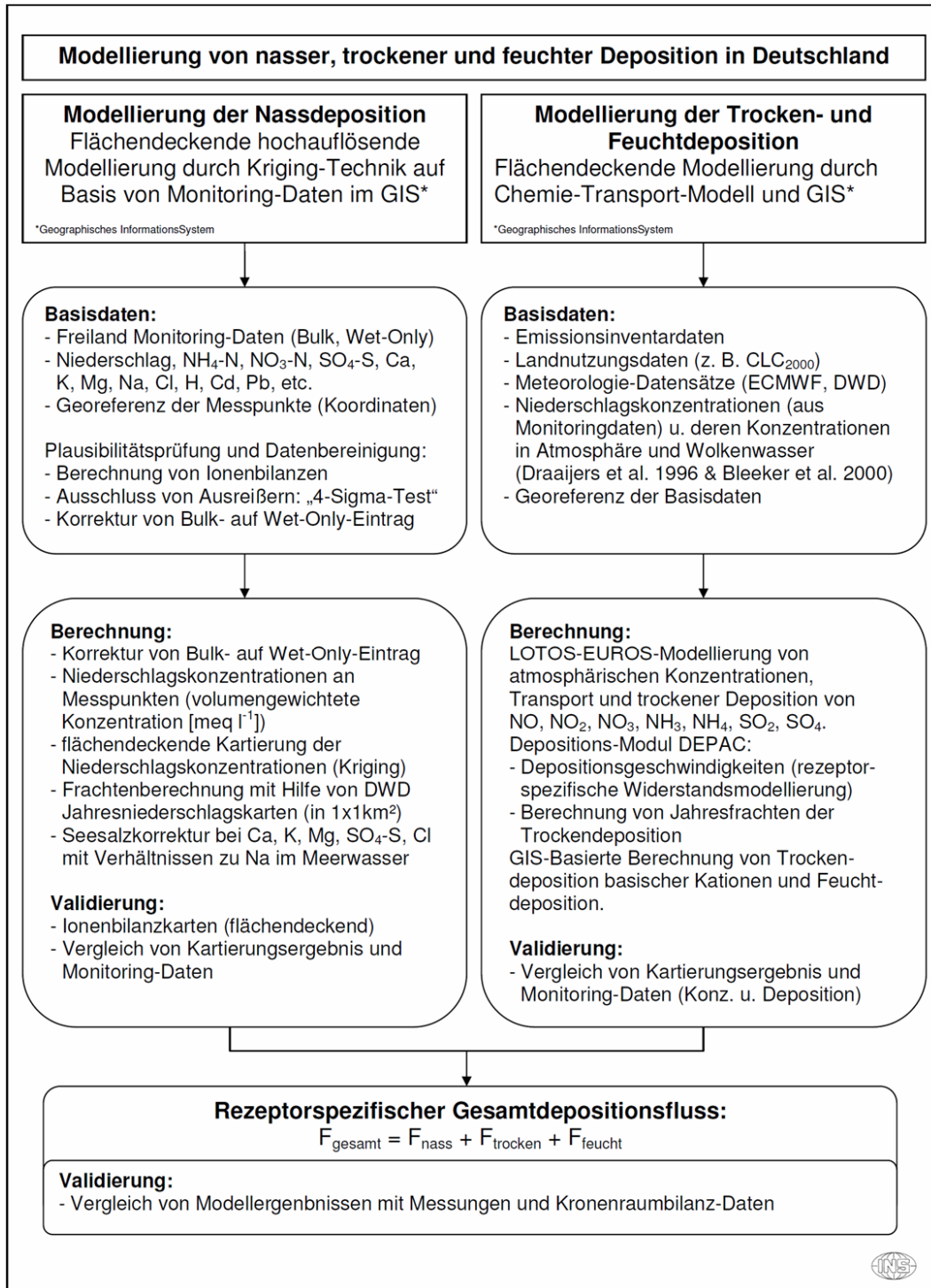
Prognoseszenarium: A1B feucht						
Parameter	Dekade	Min	5er Perz	Median	95er Perz.	Max.
Jahresmitteltemperatur [°C]	2011-2020	3,9	6,5	8,9	9,7	10
	2021-2030	4,4	6,9	9,2	9,9	10,2
	2031-2040	4,6	7,3	9,7	10,5	10,9
	2041-2050	4,8	7,4	9,9	10,7	11,1
	2051-2060	4,7	7,4	9,8	10,7	11
	2061-2070	5,3	8	10,5	11,3	11,7
	2071-2080	5,6	8,3	10,8	11,7	12
	2081-2090	5,8	8,5	11	11,9	12,2

Prognoseszenarium: A1B feucht						
Parameter	Dekade	Min	5er Perz	Median	95er Perz.	Max.
	2091-2100	5,8	8,5	11	11,9	12,2
Jahresniederschlagssumme [mm a ⁻¹]	2011-2020	617	656	751	1034	1339
	2021-2030	604	644	741	1032	1345
	2031-2040	600	640	736	1022	1331
	2041-2050	613	650	741	1011	1303
	2051-2060	601	638	728	994	1282
	2061-2070	605	643	738	1019	1322
	2071-2080	588	627	719	994	1290
	2081-2090	563	598	683	936	1209
	2091-2100	606	642	729	987	1266
Prognoseszenarium: A1B trocken						
Jahresmitteltemperatur [°C]	2011-2020	4	6,6	9	9,8	10,1
	2021-2030	4,3	6,8	9,1	9,9	10,2
	2031-2040	4,7	7,4	9,9	10,7	11
	2041-2050	4,8	7,4	9,9	10,8	11,1
	2051-2060	4,7	7,3	9,8	10,7	11
	2061-2070	5,2	7,9	10,4	11,3	11,6
	2071-2080	5,6	8,3	10,8	11,6	12
	2081-2090	5,7	8,5	11	11,8	12,2
	2091-2100	5,7	8,4	11	11,8	12,1
Jahresniederschlagssumme [mm a ⁻¹]	2011-2020	592	629	720	993	1287
	2021-2030	570	609	704	990	1298
	2031-2040	606	645	737	1016	1316
	2041-2050	597	634	725	997	1290
	2051-2060	585	621	708	970	1252
	2061-2070	619	659	754	1042	1352
	2071-2080	576	615	707	986	1286
	2081-2090	574	609	693	946	1217
	2091-2100	578	615	707	982	1278

3.1.5 Deposition von Luftschadstoffen

Die Daten zur Deposition von Schwefel- und Stickstoffverbindungen, basischen Kationen (Ca, K, Mg, Na) und Chloridionen sind der deutschen Depositionsdatenbank entnommen und für den Freistaat Sachsen angepasst (GAUGER et al. 2008 und GAUGER et al. in Vorbereitung).

Verwendet wurden Daten für die nassen und trockenen sowie okkulten Einträge von oxidiertem Stickstoff (NO_x), reduziertem Stickstoff (NH_y) sowie für SO_x, basischen Kationen und Chloridionen im Raster von 1 km x 1 km. Die verwendeten Methoden und Modelle sind im Überblick in Abbildung 9 dargestellt.



Quelle: GAUGER et al. (in Vorbereitung)

Abbildung 9: Verfahren zur Bestimmung der rezeptorspezifischen Gesamtdeposition

Die rezeptorspezifische Gesamtdeposition wird flächendeckend berechnet als Summe der Flüsse von nasser, trockener und okkultur Deposition in hoher räumlicher Auflösung (1 km x 1 km Raster) für folgende neun Landnutzungsklassen (vgl. Tabelle 6):

Tabelle 6: Landnutzungsklassen zur rezeptorspezifischen Depositionsberechnung

Landnutzungsklassen	
Wiesen und Weiden	semi-natürliche Vegetation
Dünen und Felsfluren etc.	bebaute Gebiete
Ackerland	Laubwald
Nadelwald	Mischwald
Gewässerflächen	

Da sich die Methodik zur Ermittlung der trockenen Deposition geändert hat, sind die trockenen Depositionsraten der Jahre 1990 bis 2005 nicht mehr mit den aktuellsten Werten von 2006 vergleichbar. Insgesamt müssen jetzt niedrigere trockene Depositionsraten angesetzt werden. Das für dieses Projekt angewandte Modell entspricht dem derzeit besten wissenschaftlichen Erkenntnisstand, die Ergebnisse werden jedoch erst 2010 als neuer Datensatz für Deutschland insgesamt öffentlich zugänglich gemacht.

3.1.6 Depositionsszenarien bis 2100

Für die Berechnung der Einhaltung bzw. zu erwartenden Überschreitungen der Critical Loads in den Dekaden 2011 bis 2100 ist es nicht sinnvoll, den klimakorrigierten Critical Load mit den Depositionsdaten des Jahres 2006 zu vergleichen. Deshalb sollte ein plausibles Depositionsszenarium in die Berechnung der zu erwartenden zukünftigen Überschreitungen eingestellt werden.

Zur Auswahl standen zwei international üblicherweise für die dynamische Modellierung eingesetzte Szenarien. Das als „**Current Legislation**“ (CLE) bezeichnete Szenarium beschreibt die Situation nach Erfüllung aller bereits festgelegten Zielstellungen, insbesondere nach Umsetzung des Göteborg-Protokolls und Realisierung der NEC-Richtlinie bis 2010. Mit diesen Annahmen lassen sich Prognosen allerdings höchstens bis zum Jahr 2020 begründen.

Längerfristig orientiert ist das Szenarium „**Maximum Feasible Reduction**“ (MFR). Die Zeitreihe für dieses Szenarium wurde anhand bester absehbarer technischer Entwicklungen zur Reduzierung von Emissionen (bester technischer Standard bei der Abluffilterung, Anwendung der weitestreichenden gesetzlichen Richtwerte und Industrienormen) abgeschätzt. Mit diesen vom International Institute for Applied Systems Analysis Laxenburg in Österreich (IIASA/CIAM) entwickelten zukünftigen Trends in der Deposition wurde für jedes Rastergrid in Sachsen ausgehend von den realen Depositionswerten des Jahres 2006 eine Zeitreihe bis 2100 fortgeschrieben. Die so ermittelten prognostizierten Depositionswerte für die einzelnen Dekaden wurden mit den entsprechenden Critical-Load-Werten des vergleichbaren Zeitraums in die Berechnungen eingestellt.

3.2 Ermittlung der Freisetzung basischer Kationen durch Verwitterung

3.2.1 Ausgangssubstrat

Die Freisetzung basischer Kationen durch Verwitterung (im Folgenden auch kurz als „Verwitterungsrate“ bezeichnet) wird entsprechend Manual (ICP MODELLING AND MAPPING 2008) anhand der Verknüpfung von Ausgangssubstrat (Muttergesteinsklasse) und Tongehalt (Texturklasse) bestimmt. Die Zuordnung der Muttergesteinsklasse erfolgt dabei aus den beschreibenden Angaben der BSA200 durch Zuordnung der Substrattypen, die auch die Angaben zum Ausgangsgestein enthalten, wie folgt (vgl. Tabelle 7):

Tabelle 7: Zuordnung der Substrattypen der BSA200 zu den Muttergesteinsklassen

Muttergesteinsklasse				
0 (Torfe)	1 (Saure Gesteine)	2 (Neutrale Gesteine)		3 (Basische Gesteine)
og-H\f-s	a-s(Sa)	f-(k)\f-sk	p-sö//a-sö	fo-t
og-Hn	a-s//fg-(k)s	ff-kl//c- ln(*M,+Kr,^fe)	p-sö//c-ln(^fe,*caf,+Kr)	fo-u
og-Hn/fg-ks	a-s//f-s	fg-(k)s/g-(k)l	p-sö//c-ns(+Pla,+Pli)	fo-u(Tf)//f-ks
og-Hn/f-s	c-sn\n-^s	f-l//f-s	p-sö//fg-(k)s	fo-u//fo-l
	f-(k)s	fo-l	p-sö//g-(k)l	fo-u//g-l
	fg-ks	fo-s//fo-(k)s(Lhf)	p-sö//g-(k)l(Lg,Gf)	fo-u//ff-ks
	fg-s	oj-(k)l	p-sö//g-kl	oj-(k)(x)s(T)
	fo-s	oj-(z)l	p-sö//g-l(Lg,Mg)	oj-t
	fo-s//f-s	oj-ln (+Kr,+V,*M,^fe,Yiv)	p-sö/f-(k)s	p-(n)/c- ln(+Vb,*Mb)
	f-s	oj-sn\oj-n (*M,+Kr,Ysm)	p-sö/fg-(k)s	p-(n)ö(+B)//c- n(^sa)
	f-s//fg-(k)s	oy-ln//fo-l(Lf)	p-sö/f-l	p-(n)ö/c-ln (+Vb,*Mb,*car,^car)
	oj-(k)s	p-(k)l/g-(k)l	p-zl/c-ln(*M,+Kr)	p-ö//p-sn(^sa,^mk)
	oj-(k)s//fg-ks	p-(k)ö//fg-(k)s	p-zl/c-sn(^sa,^u)	p-ö//p- zl(^mk,d,^s,d)
	oj-(x)l\oj- n(^c,^sa,^stk,Yit)	p-(k)ö/fg-ks	p-zl/p-lz(*caf,^fe)	p-ö/s-t
	oj-s	p-(k)ö/fg-sk	p-zl/p-sz(+Pli,+Pla)	p-t/s-t
	oj-u/oj-(k)s	p-(k)ö/g-(k)l	p-zö//p-zl (*Mi,*Ma,*Pli,*Pla,^fe)	p-un/c-ln(+Ph,+B)
	oy-s(Yab)	p-(k)ö/c-sn(^c)	p-zö/p-ln(*caf,+Kr,^fe)	p-zl/p-ln(+B,+Ph)

Muttergesteinsklasse				
0 (Torfe)	1 (Saure Gesteine)	2 (Neutrale Gesteine)		3 (Basische Gesteine)
	p-(k)l//s-ks	p-(k)ö\fg-ks	p-zu//p-ln(^tsf, ^g, +D)	u-(n)t/cc-tn(^mk, ^t)
	p-(k)s(Sp)/f-(k)s	p-(k)ös/fg-(k)s	u-(n)ö/c-tn(^t)	
	p-(k)s(Sp)/fg-(k)s(Sg)	p-(k)ös/g-(k)l	u-(z)l//uz-zl(+Kr, Lg)	
	p-(k)s/fg-(k)s	p-(k)sö//g-(k)l(Mg)	u-(z)l/cc-zl(csa)	
	p-(k)s/fg-ks	p-(k)sö/f-(k)s	u-(z)l/p-zl(*caf, +Kr)	
	p-(k)s/f-ks	p-(k)sö/fg-sk	uk-ö	
	p-(n)l/c-ln(+Vb, *car, +Kr, *Ma)	p-(k)sö/g-(k)l(Lg)	u-l/nd(^t, ^u)	
	p-(n)s/c-n(^g, *Q)	p-(n)sö//c-ln(+Vi, +Va)	uz-ö	
	p-(n)s/c-sn(^g)	p-(z)l/c-nl(*caf, +Kr)	uz-ö//fg-(k)s	
	p-(z)l,s/c-nl,t(^sa, ^t)	p-(z)l/p-ln(+Kr, *M)		
	p-(z)l/c-sz(*Mi, *Ma, +Pli, +Pla)	p-(z)l/p-lz(^fe, *caf, +Kr)		
	p-(z)ös/p-ln(+R)	p-(z)l\p-lz(*Gr)		
	p-(z)s/c-n(*Q, ^g, ^tsf)	p-(z)ö//cc-zl(csa, *Se)		
	p-(z)s/c-sn(^s)	p-(z)ö//c-sn(^sa)		
	p-(z)s/c-zs(+G)	p-(z)ö//p-lz(+Pli, +Pla)		
	p-(z)sö//p-nl(*Gn, ^g)	p-(z)ö/cc-(z)l(+R, csa)		
	p-(z)sö/c-ln(+Dr, *Gn, ^g)	p-(z)ö/c-ln(+B, +Ph)		
	p-(z)sö/c-n(^g)	p-(z)ö/c-n(^c, ^g)		
	p-(z)u//p-ln(*Ph, *Q, ^tsf, +D)	p-(z)ö/p-(z)l(^tbl, ^sa, ^tsf)		
	p-(z)u//p-lz(*caf, ^fe)	p-(z)ö/p-ln(*M, +Kr, ^fe)		
	p-(z)u/cc-(z)l(^tsf, *Ph, ^g, csa)	p-(z)ö/p-ln(+Vi, +Va)		
	p-kl/s-ks	p-(z)ö/p-lz(*caf, ^fe, +K)		

Muttergesteinsklasse				
0 (Torfe)	1 (Saure Gesteine)	2 (Neutrale Gesteine)		3 (Basische Gesteine)
	p-ks(Sp)/fg-ks	p-(z)ö/p-lz ([^] c, [^] s, [^] to)		
	p-ks(Sp)/f-ks	p-(z)ö/p-lz([^] tsf, [^] Ph)		
	p-ns/c-sn([^] c)	p-(z)ö/p-nl (*M,+Kr, [^] fe)		
	p-s(Sg)/fg-(k)s(Ggf)	p-(z)ö/p-sz(*Gr)		
	p-s(Sg)/fg-s	p-(z)ö/p-sz(+Pli)		
	p-s(Sp)/fg-(k)s	p-(z)ö/p-zi(*Gr)		
	p-s(Sp)/fg-s	p-(z)s/c-ln([^] g, [^] Q)		
	p-s(Sp)/fg-u(b)	p-(z)s/c-ln(+Va,+Vi)		
	p-s/fg-s	p-l/g-l(Lg)		
	p-s/f-s	p-nl/c-ln(+D)		
	p-zi/c-sz(+G)	p-nln-*M,+Kr		
	p-zs/c-sn([^] sa)	p-nulc-n(*M,+Kr)		
	p-zs/c-sz(+Pla)	p-ö		
	p-zs\c-sn(+G)	p-ö//a-ö		
	s-(k)s	p-ö//g-(k)l		
	u-(k)s/f-(k)s	p-ö//p-ln		
	u-(z)l/nd([^] c, [^] s)	p-ö//p-zi (*caf, [^] fe,+Kr)		
	u-(z)s//uz-zi(+Kr)	p-ö/c-n([^] fe,*M)		
	u-(z)s/c-sn([^] g)	p-ö/f-(k)s		
	uhg-n(+G)	p-ö/g-kl(Lg)		
	uhg-ns([^] sa)	p-ös//c- sn(+Pli,+Pla)		
	uhg-zi/c-lz(*Ma)	p-ös/ff-ks		
	uk-s	p-ös/g-(k)l		
	u-ls/f-s	p-ös/s-t		
	u-n(*M,+Kr)	p-s(Sp)//g-(k)l(Lg)		
	u-s(Sp,sdr)//fg-s	p-s(Sp)/g-(k)l(Lg)		
	u-s//fg-(k)s	p-s(Sp)/g-l(Lg)		
	u-s/fg-(k)s	p-s(Sp)/g-l(Mg)		
	u-s\p-sz(+Pla,+Pli)	p-sö		

3.2.2 Textur und Skelettanteil

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

Die Tongehalte, die in der Datenbank zur BSA200 horizontweise für das polygonbezogene Bodenprofil angegeben sind, beziehen sich auf den Gesamtboden. Maßgebend für die Bestimmung der Freisetzung basischer Kationen durch Verwitterung ist jedoch der Tongehalt, der im Feinboden enthalten ist. Die hierzu notwendigen Angaben zum Skelettgehalt, der mit dem Feinboden den Gesamtboden bildet, konnten der Datenbank der BÜK200SN entnommen werden.

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

$$T_{eff} = T_{ges} \cdot \left(1 - \frac{S}{100}\right)$$

wobei:

T_{eff} = effektiver Tongehalt [%]

T_{ges} = Gesamttongehalt [%]

S = Skelettgehalt [%]

Die in der BÜK-Datenbank horizontweisen Angaben der Grobskelett-Gehalt-Klasse (GS_ST) lassen sich entsprechend der Bodenkundlichen Kartieranleitung, 5. Auflage (ARBEITSGRUPPE BODENKUNDE 2005) den absoluten Skelettgehalten (Klassenmittelwerte) zuordnen:

- Grobskelett-Gehalt-Klasse 1 entspricht mittlerem Skelettanteil von 1 %,
- Grobskelett-Gehalt-Klasse 2 entspricht mittlerem Skelettanteil von 9 %,
- Grobskelett-Gehalt-Klasse 3 entspricht mittlerem Skelettanteil von 26 %,
- Grobskelett-Gehalt-Klasse 4 entspricht mittlerem Skelettanteil von 50 %,
- Grobskelett-Gehalt-Klasse 5 entspricht mittlerem Skelettanteil von 72 %,
- Grobskelett-Gehalt-Klasse 6 entspricht mittlerem Skelettanteil von 92 %.

Je höher also der Grobskelett-Gehalt ist, desto geringer ist der effektive Tongehalt und somit die Texturklasse sowie die über die Verknüpfung von Muttergestein und Textur abgeleitete Verwitterungsrate. Für jedes Polygon der BSA200 wurde nun horizontweise aus dem effektiven Tongehalt die entsprechende Texturklasse des Horizonts abgeleitet (vgl. Tabelle 8).

Tabelle 8: Matrix zum Zusammenhang zwischen Texturklassen und Tongehalten (abgeleitet nach DEVRIES 1991)

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

Die Zuordnung des effektiven Tongehalts der einzelnen Horizonte zu den Texturklassen erfolgte über eine Fuzzyfizierung der Zugehörigkeit von Tongehalt zu Texturklassen. Damit werden die sprunghaften Übergänge von einer Klasse in die nächste vermieden und „weiche“ Klassenübergänge erzeugt. Es wird der Zugehörigkeitsgrad eines Tongehaltes zu einer sowie zur benachbarten Texturklasse ermittelt, wobei sich die Klassenspannen jeweils zur Hälfte überlappen.

3.2.3 Verwitterungsklasse für die Freisetzung der basischen Kationen Ca, K, Mg und Na (BC_w)

Die Bestimmung der Freisetzung basischer Kationen durch Verwitterung erfolgte anhand der Verknüpfung von Ausgangssubstrat (Muttergesteinsklasse, vgl. Tabelle 7) und effektivem Tongehalt (Texturklasse, vgl. Tabelle 8) durch Zuordnung zu einer Verwitterungsklasse. Ausgehend von lokalen Untersuchungen haben DEVRIES (1991), DEVRIES et al. (1993) sowie SVERDRUP u. WARFVINGE (1988) auf der Basis von Modellierungen Matrizen zur Bestimmung der Verwitterungsrate bzw. -klasse aus den zuvor erläuterten Parametern Muttergesteinsklasse und Texturklasse erstellt (vgl. Tabelle 9).

Tabelle 9: Bestimmung der Verwitterungsklasse (DEVRIES 1991, DEVRIES et al. 1993, ICP MODELLING AND MAPPING 2008)

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

Laut Mapping Manual (ICP MODELLING AND MAPPING 2008) ist die Texturklasse für die Muttergesteinsklasse 4 verdoppelt worden gegenüber dem Klassenwert, der im Mapping Manual (UBA 1996) angegeben wurde. Dies resultiert aus neueren Studien (BUTZ-BRAUN 1996), aus denen hervorging, dass die Verwitterungsrate von kalkreichen Böden bisher weit unterschätzt wurde.

Für jede Horizont-Schicht werden nun aus dem mittleren effektiven Tongehalt dieser Schicht die Zugehörigkeitsgrade zu zwei Texturklassen und aus dieser die Zugehörigkeitsgrade zu Verwitterungsklassen (unter Berücksichtigung der Muttergesteinsklasse) abgeleitet. Jetzt müssen die Klassenzugehörigkeitsgrade wieder defuzzifiziert werden, um einen konkreten Wert für eine Verwitterungsrate zu ermitteln. Dann erfolgt eine tiefenstufengewichtete Mittelwertbildung über die Verwitterungsklassenmittelwerte jeder Horizontschicht (vgl. Tabelle 10).

Damit ergibt sich eine präzise Widerspiegelung der tatsächlichen Verhältnisse, wie eine Studie zur Ermittlung von Critical Loads auf Basis der Daten der Bodenzustandserhebung für Nordrhein-Westfalen ergab (BECKER 1998).

Tabelle 10: Klassen der Verwitterungsrate

Verwitterungsklasse	Verwitterungsrate (BC _w) nach DEVRIES et al. (1993), bezogen auf 0,5 m Schichtmächtigkeit [eq ha ⁻¹ a ⁻¹]
0 - 1	250
> 1 - 2	500
> 2 - 3	750
> 3 - 4	1 000
> 4 - 5	1 250
> 5 - 6	1 500
> 6 - 10	2 500

Festsetzungen für Ausnahmen:

Die BSA-Polygone mit den Bodentypen Hoch- und Niedermoor-Torf weisen bis in die durchwurzelbare Tiefe einen Tongehalt von 0 aus. Dies trifft auf die intakten Moore mit Torfmächtigkeiten über 1,20 m in der Regel auch zu. Werden aber wie in dem vorliegenden Fall Waldökosysteme und extensives Grünland betrachtet, so muss davon ausgegangen werden, dass Wald nicht auf langfristig überschwemmten Mooren stocken kann und auch Grünland nicht nutzbar wäre. Wenn im CIR-Biotopen-Cover Wald oder natürliches Grünland und in der BSA200 die Bodentypen HH... oder HN... auf derselben Fläche ausgewiesen sind, so muss davon ausgegangen werden, dass das Moor hier mindestens bis auf einen Wasserstand entwässert wurde, bei dem bereits die Mineralisierung des Torfes unter Sauerstoffeinfluss einsetzt.

Auf unbeeinflussten Mooren könnten Bäume und Gräser aufgrund von Nährstoffmangel nicht existieren. Die Torfmächtigkeit hat abgenommen und der Anteil an Mineralstoffen hat durch den vegetativen Umsatz aus tieferen Bodenschichten, die nun nach Torfschrumpfung durchwurzelt werden, zugenommen. Man kann also nicht mehr davon ausgehen, dass der Tongehalt auf bewaldeten bzw. grasbewachsenen Mooren gleich Null ist. Dies bestätigt auch Succow (1988) in seiner Analyse des Zustandes der Moore in Mitteleuropa. Er schätzt ein, dass 95 % der Moorflächen in Deutschland degradiert sind.

Aus diesen Gründen wird bei der Berechnung der Verwitterungsraten für die Critical-Load-Ermittlung im Falle der Bodentypen HH... und HN... von der oben in diesem Kapitel beschriebenen Methode abgewichen und die Verwitterungsrate in Abweichung von der BSA200 abgeschätzt. Dafür wird die niedrigste Klasse angesetzt ($250 \text{ eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), da verlässliche Messwerte nicht vorliegen.

3.2.4 Durchwurzelungstiefe

Die Verwitterungsrate entsprechend der ermittelten Verwitterungsklasse ist von der Standardschichtendicke (0,5 m) auf die tatsächliche Dicke der Schichten bis in die Tiefe des gesamten durchwurzelten Raumes umzurechnen. Deshalb muss die Tiefe des durchwurzelten Raumes bestimmt werden:

Die tatsächlich von Pflanzen durchwurzelte Tiefe hängt zum einen von der durchwurzelbaren Tiefe des Bodens („max. Wurzelraum“ in BSA200-Datenbank zu den Bodenformen), zum anderen von der potenziellen Wurzellänge der dominanten Pflanzenarten im Vegetationstyp ab.

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

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

Hauptbestand/Nebenbestand	Potenzielle Durchwurzelungstiefe [cm]
Magerrasen	40
Heiden	20
Kalktrockenrasen	40
Salzrasen	40
Nass- und Feuchtwiesen	110
Flutrasen	90
Frischwiesen/Frischweiden	60
Kiefer	180
Fichte	80
Europäische Lärche	100
Japanische Lärche	100
Douglasie	100
Rotbuche	80
Stiel- und Trauben-Eiche	180
Roteiche	180
Erle	80
Esche	80
Robinie	100
Winterlinde	100
Ulme	60
Ahorn	90
Pappeln	120
Hainbuche	100
Birke	100
Weiden, alle Arten	60
Tanne	180

Diese potenziellen Wurzellängen werden bei den meisten Vegetationstypen (außer bei Pionierbaumarten) eingeschränkt durch den oberen Rand des terrestrischen Unterbodenhorizontes (C-Horizonte), durch den oberen Rand des sauerstofffreien (reduzierten) Grundwasser- bzw. Stauwasserhorizontes (Gr/Sr-Horizonte) oder durch den oberen Rand des durch Reduktgase geprägten Horizontes (Y-Horizonte). Das bedeutet, die vegetationsstypische potenzielle Wurzellänge wird entsprechend den Angaben zum maximalen Wurzelraum in der BSA200 abgeschnitten in den Fällen, bei denen die potenzielle Wurzellänge größer ist als der maximale Wurzelraum.

3.2.5 Verwitterungsrate der pflanzenverfügbaren basischen Kationen Ca, K und Mg (BC_w)

Dem Manual (ICP MODELLING AND MAPPING 2008) entsprechend, wurde die Verwitterungsrate basischer Kationen zunächst als Summe über alle vorkommenden basischen Kationen bestimmt (BC_w). Die konkrete Ausweisung der einzelnen Anteile der Ionen des Kalziums, des Magnesiums, des Kaliums und des Natriums ist nach dieser Methode nicht möglich und auch anderweitig nicht verfügbar. Deshalb muss der Anteil der pflanzenverfügbaren Kationen Ca, Mg und K an der Gesamtsumme der Verwitterungsrate abgeschätzt werden als Voraussetzung für die Berechnung der Kritischen Austragsrate von Säureneutralisationskapazität mit Hilfe des Bc/Al- bzw. Bc/H-Verhältnisses (vgl. Kap. 2.1). Der Anteil der pflanzenverfügbaren basischen Kationen Ca + Mg + K (BC_w) beträgt laut Manual ca. 70 % bei nährstoffarmen Böden und bis zu 85 % bei nährstoffreichen Böden. Um die Verwitterungsrate für Ca + Mg + K regional zuordnen zu können, wurde eine Abschätzung des natriumfreien Anteils in Abhängigkeit von der Nährkraft des Bodens durchgeführt.

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

$$BC_w = x_{CaMgK} BC_w$$

ergibt und dessen Berechnungsfaktor x_{CaMgK} im Manual (ICP MODELLING AND MAPPING 2008) mit 0,7-0,85 angegeben wird, wurde mit Hilfe der Nährkraftstufen (entnommen aus der Datenbank zu den Bodengesellschaften der BSA200) aufgeschlüsselt in:

Standortpotenzial	x_{CaMgK}
Acker	
> 0 - 1	0,70
> 1 - 2	0,74
> 2 - 3	0,78
> 3 - 4	0,82
> 4 - 5	0,86

3.2.6 Klimawandelbedingte Korrektur der Verwitterungsrate

Die Temperaturabhängigkeit der Verwitterung basischer Kationen wird mittels der Arrheniusgleichung korrigiert (SVERDRUP 1990). Den jeweiligen Verwitterungsraten BC_w werden aus Literaturangaben Referenztemperaturen zugeordnet (DEVRIES 1991). Für Mitteleuropa schwanken diese Referenztemperaturen um 7,5 °C (in Deutschland: 8 °C). Die Temperatur korrigierte Verwitterungsrate wird nach folgender Gleichung berechnet:

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

wobei:

BC_w = temperaturkorrigierte Verwitterungsrate der pflanzenverfügbaren basischen Kationen
[eq ha⁻¹ a⁻¹]

z = Durchwurzelte Tiefe [m]

T = lokale Temperatur im langjährigen Jahresmittel [K]

A = Quotient aus Aktivierungsenergie und idealer Gaskonstante = 3600 K

WR_c = Verwitterungsklasse

Die Verwitterungsrate wird in diesem Projekt wie folgt variiert:

$BC_w(T_{basis})$ = lokale Temperatur [K] im 30-jährigen Mittel 1971-2000 (DEUTSCHER WETTERDIENST 2001)

$BC_w(T_{2100})$ = lokale Temperatur im 10-jährigen Mittel 2091-2100 nach A1B-Szenarium [K]
(annähernd keine Unterschiede der Varianten „trocken“ und „feucht“ hinsichtlich des Temperaturgradienten)

Es zeigen sich keine deutlichen Unterschiede (vgl. Abbildung 10 und Abbildung 11).

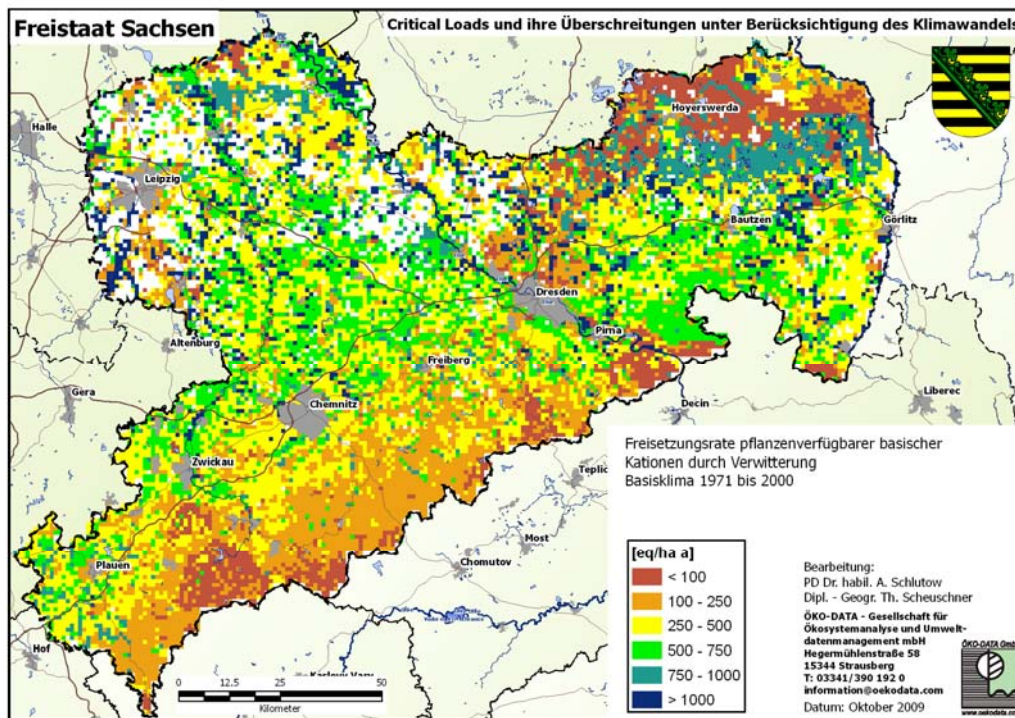


Abbildung 10: Freisetzungsrates basischer Kationen – Basisklima

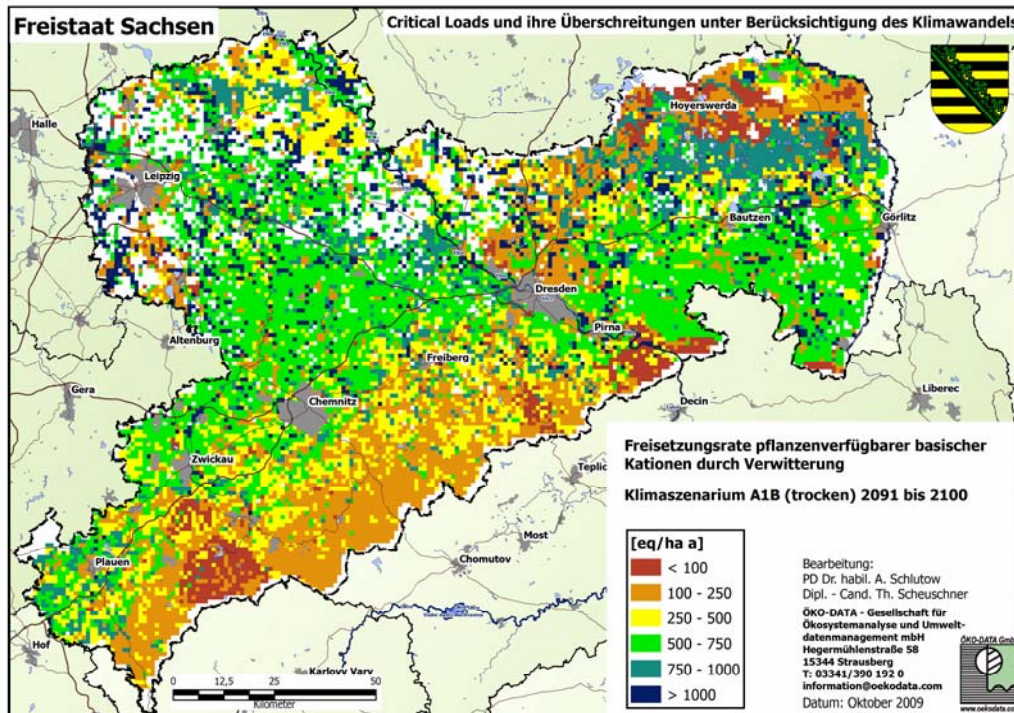


Abbildung 11: Freisetzungsrates basischer Kationen – Klimaszenarium A1B (trocken) 2091 – 2100

3.3 Ermittlung des Netto-Stoffaustrages durch Biomasseentzug

Der Stoffentzug ergibt sich aus dem Produkt der Erntemasse und der Stoffgehalte im Erntegut.

$$X_u = k_{gr} \cdot (ctX_{st} + f \cdot ctX_{as})$$

wobei:

X_u = Aufnahme von Stoff X [eq ha⁻¹ a⁻¹]

k_{gr} = durchschnittliche jährliche Zuwachsrate an Trockensubstanz q bezogen auf Derbholz [t ha⁻¹ a⁻¹]

ctX_{st} = Gehalt von Element X im Stamm [eq kg⁻¹]

ctX_{as} = Gehalt von Element X in der Rinde [eq kg⁻¹]

f = Verhältnis von Rinde zu Stamm [kg kg⁻¹]

3.3.1 Hauptbaumarten der Wälder

Die Hauptbaumarten der Wälder und Forsten lassen sich eindeutig aus dem Biotoptyp ableiten. Insbesondere die Biotoptypen der CIR-Klassifizierung lassen eine direkte Zuordnung zu. Ebenso eindeutig lassen sich die Nebenbaumarten direkt ableiten.

Für das Mischungsverhältnis von Haupt- zu Nebenbaumart wird vereinfachend angenommen, dass die Hauptbaumart zu 60 % und die Nebenbaumart zu 40 % im Mischbestand vertreten sind.

3.3.2 Holz-Erträge in Wäldern und Forsten

Als Grundlage für die standorttypspezifische Abschätzung des potenziellen Holzertrages dienten die in den Hilfstafeln zur Sächsischen Forsteinrichtungsdienstanweisung von der SÄCHSISCHEN LANDESANSTALT FÜR FORSTEN (1999) angegebenen. Von den Hilfstafeln werden die Ertragstafeln des laufenden Zuwachses der Baumarten Fichte, Kiefer, Europäische und Japanische Lärche, Douglasie, Buche, Eiche, Roteiche, Birke, Esche, Robinie, Erle, Pappel und Winterlinde genutzt (ebenda). Über 100 Jahre wird der durchschnittliche Zuwachs pro Jahr für die Ertragsklasse I und für die schlechteste Ertragsklasse der Baumart entsprechend der Forsteinrichtungsdienstanweisung (ebenda) ermittelt. Die so erhaltenen Festmaß-Zuwächse (DGZ 100) wurden in Gewichtsmaß-Zuwächse umgerechnet (vgl. Tabelle 12).

Für Tanne, Ulme, Ahorn, Hainbuche und Weide liegen in den Hilfstafeln zur Sächsischen Forsteinrichtungsdienstanweisung keine Ertragstafeln vor. Deshalb musste für diese Arten auf die Ertragstafeln von SCHOBER (1987), die nicht die spezifischen Wuchsbedingungen in Sachsen berücksichtigen, zurückgegriffen werden.

Bei der Umrechnung von Festmaß [m³] in Gewichtsmaß war zu berücksichtigen, dass die Dichteangaben sich nur auf Derbholz ohne Rinde bezogen, die Ertragstafeln des laufenden Zuwachses aber Derbholz mit Rinde angaben (SÄCHSISCHE LANDESANSTALT FÜR FORSTEN 1999). Für die Berechnung der Stoffentzüge wird angenommen, dass grundsätzlich die Rinde mit den Stämmen aus dem Bestand ausgetragen wird. Die Rinde wird erst am Waldrand geschält, von wo sie abefahren wird. Dies ist die derzeit überwiegend übliche Praxis.

Tabelle 12: Ertragsspannen der Haupt- und Nebenbaumarten

Baumart	durchschnittliche jährliche Zuwachsraten nach 100 Jahren [DGZ 100]				Ertragstafel von:
	Ertragsklasse I für Stammholz mit Rinde		schlechteste Ertragsklasse für Stammholz mit Rinde		
	[m ³ ha ⁻¹ a ⁻¹]	[t TS ha ⁻¹ a ⁻¹]	[m ³ ha ⁻¹ a ⁻¹]	[t TS ha ⁻¹ a ⁻¹]	
Kiefer	7,8	3,2	1,8	0,8	LEMBCKE, KNAPP, DITTMAR 1975
Fichte	15,0	6,0	7,3	3,1	WENK, RÖMISCH, GEROLD 1984
Eur. Lärche	10,2	4,4	5,0	2,3	SCHOBER 1946
Jap. Lärche	10,3	4,4	5,3	2,4	SCHOBER 1953
Douglasie	17,2	7,4	9,9	4,5	BERGEL 1985
Tanne	16,3	7,0	11,5	5,2	HAUSSER 1956 IN SCHOBER 1987

Baumart	durchschnittliche jährliche Zuwachsraten nach 100 Jahren [DGZ 100]				Ertragstafel von:
	Ertragsklasse I für Stammholz mit Rinde		schlechteste Ertragsklasse für Stammholz mit Rinde		
	[m ³ ha ⁻¹ a ⁻¹]	[t TS ha ⁻¹ a ⁻¹]	[m ³ ha ⁻¹ a ⁻¹]	[t TS ha ⁻¹ a ⁻¹]	
Rotbuche	10,7	6,8	5,6	3,6	DITTMAR, KNAPP, LEMBCKE 1983
Stiel- und Trauben-Eiche	7,7	4,6	2,8	1,8	ERTELD 1961
Roteiche	9,2	6,2	5,8	4,0	BAUER 1953
Erle	7,4	3,9	3,4	1,9	LOCKOW1994
Esche	6,2	3,7	4,1	2,5	WIMMENAUER 1919
Robinie	10,5	5,7	5,7	3,3	ERTELT 1952
Winterlinde	8,8	5,2	5,0	3,0	BÖCKMANN 1990
Ulme		4,0		2,8	SCHOBER 1987
Ahorn		3,5		2,5	SCHOBER 1987
Pappeln	13,2	4,5	3,0	1,1	KNAPP 1973
Hainbuche		5,6		2,5	SCHOBER 1987
Birke	4,8	2,5	1,3	0,8	LOCKOW 1996
Weide, alle Arten		2,1		1,6	SCHOBER 1987

Unter Verwendung der Hilfstafeln zur Sächsischen Forsteinrichtungsdienstleistung (SÄCHSISCHE LANDESANSTALT FÜR FORSTEN 1999) wurde der Anteil Rinde am Gesamtvorrat eines 100-jährigen Baumes bestimmt. So konnte unter Beachtung der baumartenspezifischen Angaben zu Raumdichten von Rinde nach KRAMER (1988) der jährliche Gesamtwuchs von Derbholz und Rinde im Durchschnitt über 100 Jahre in Tonnen pro Hektar und Jahr umgerechnet werden (vgl. Tabelle 13).

Tabelle 13: Grunddaten für die Umrechnung der Zuwachsraten von Festmaß in Tonnen

Baumart	Dichte von Stammholz [m ³ /t atro]	Dichte von Rinde [m ³ /t atro]	Verhältnis von Rinde zu Stammholz [t/t]
	LAF 1999	KRAMER 1988	LAF 1999
Kiefer	0,476	0,32	0,17
Fichte	0,455	0,275	0,17
Eur. Lärche	0,476	0,36	0,16
Jap. Lärche	0,476	0,36	0,16
Douglasie	0,476	0,36	0,17

Baumart	Dichte von Stammholz [m ³ /t atro]	Dichte von Rinde [m ³ /t atro]	Verhältnis von Rinde zu Stammholz [t/t]
	LAF 1999	KRAMER 1988	LAF 1999
Tanne	0,476	0,36	0,17
Rotbuche	0,667	0,43	0,08
Stiel- und Trauben- Eiche	0,714	0,44	0,2
Roteiche	0,714	0,44	0,08
Erle	0,625	0,33	0,2
Esche	0,625	0,435	0,08
Robinie	0,625	0,435	0,2
Winterlinde	0,625	0,33	0,08
Ulme	0,625	0,43	0,08
Ahorn	0,625	0,41	0,08
Pappeln	0,417	0,23	0,2
Hainbuche	0,625	0,43	0,08
Birke	0,625	0,42	0,2
Weide, alle Arten	0,526	0,23	0,2

Ertragspotenziale der Standorte

Um baumartenspezifische Ertrags-Spannen unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Standortbedingungen im UG aufgliedern zu können, wurde auf die in der Datenbank zur Bodenkarte BSA200 für Sachsen ausgewiesenen Standortpotenziale für die natürliche Produktionsfunktion zurückgegriffen.

Das **Standortpotenzial** wurde für jedes Polygon der BSA200 in die Berechnung des Holzertrages einbezogen, indem die Differenz aus Minimum und Maximum der Erträge laut Ertragstafeln (vgl. Tabelle 12) in vier äquidistante Teile geteilt und diesen Teilgrößen die Standortpotenzial-Stufen wie folgt zugeordnet werden:

Stufe 1: Ertrag der schlechtesten ausgewiesenen Ertragsklasse (E_{\min})

$$\text{Stufe 2: } \frac{E_{\max} - E_{\min}}{4} + E_{\min} = E_2$$

$$\text{Stufe 3: } 2 \cdot \frac{E_{\max} - E_{\min}}{4} + E_{\min} = E_3$$

$$\text{Stufe 4: } 3 \cdot \frac{E_{\max} - E_{\min}}{4} + E_{\min} = E_4$$

Stufe 5: Ertrag der Ertragsklasse I (E_{\max})

3.3.3 Biomasseentzug in halbnatürlichen waldfreien Ökosystemen

Die Abschätzung der Erträge erfolgt auf der Grundlage der Ertragserwartungen in Abhängigkeit von der Biomasse-Produktivität der zu erwartenden extensiv genutzten Grünland-Pflanzengesellschaft (nach KLAPP 1965) und von der Fruchtbarkeit des Standortes. Deshalb war es zunächst notwendig, die zu erwartende Pflanzengesellschaft bei extensiver Nutzung (als Mähwiese und/oder Weide ohne oder bei minimaler mineralischer Düngung) in Abhängigkeit von den Standortfaktoren Klima-/Höhenstufe, Bodenform/Muttergestein, Bodentyp, Säure-/Basenstatus und Stickstoffstatus abzuleiten (vgl. Tabelle 14). Wichtigste Grundlage hierzu ist die Karte der potenziell natürlichen Vegetation 1:50.000, insbesondere der Erläuterungsband SCHMIDT, HEMPEL et al. (2003) mit Aussagen über die Grünland-Ersatzgesellschaften naturnaher Wälder.

Tabelle 14: Typische Vegetationsgesellschaften des halbnatürlichen Grünlandes, der Heiden und Moore in den Stamm-Standortstypen Sachsens

Vegetationstyp	Code Biotop	Pflanzengesellschaft	Ertrag [t TS ha ⁻¹ a ⁻¹]	Klima-/Höhenstufe	Bodenformen-Gruppe	Nährstoffstatus	Bodentypen der BSA200 Sachsen
Magerrasen	56100	Spergulo vernalis-Corynephorum canescentis	1,3	Tiefland, trocken (Tt)	Regosol aus trockenen, nährstoffarmen Sanden	acidophil/oligotroph	OL-RQ RQn
	56100	Thymo-Festucetum ovinae	1,8	Tiefland, trocken (Tt)	Eisenhumuspodsol aus nährstoffarmen Sanden; Braunerde-Podsol aus trockenen, nährstoffarmen Sanden	acidophil/oligotroph	PPn BB-PP
	56100	Avenetum pratensis	2	Mittlere und höhere Berglagen (Kf, Hf, Mf, Mm)	Podsolierte Braunerde aus sauren magmatischen und metamorphen Gesteinen	acidophil/oligotroph	pBB/LFn
					Braunerde-Podsol aus basenarmen Sandsteinen und Quarziten		PPe
					Podsolierte Braunerde aus lösshaltigen Deckschichten über Sandstein und Quarziten		p3BBn
	56100	Koelerietum glaucae	2,5	Tiefland, trocken (Tt)	Fahlerde aus sandigen Deckschichten über Geschiebelehm	acidophil/mesotroph	BBn/LFn PPn/LFn
	56100	Koelerietum glaucae	2,5	azonal anthropogen	Pararendzinen aus anthropogenen Ablagerungen der Großstädte	acidophil/mesotroph	YO
	56100	Agrostidetum tenuis	2,7	Tiefland, trocken (Tt)	Braunerde aus nährstoffreichen Sanden	acidophil/oligotroph	BBn

Vegetationstyp	Code Biotop	Pflanzengesellschaft	Ertrag [t TS ha ⁻¹ a ⁻¹]	Klima-/Höhenstufe	Bodenformen-Gruppe	Nährstoffstatus	Bodentypen der BSA200 Sachsen
Heiden	55200	Eriophoro-Nardetum strictae	1	Azonale Fluss-Niederung	Hochmoor	acidophil/oligotroph	Hnu
	55110	Cladonio-Callunetum	1	Tiefeland, trocken (Tt)	Braunerde-Podsol aus trockenen, nährstoffarmen Sanden	acidophil/mesotroph	BB-PP
					Regosol aus trockenen, nährstoffarmen Sanden		OL-RQ RQn
	55110	Cytiso-Callunetum	1	Mittlere und höhere Berglagen (Kf, Hf, Mf, Mm)	Podsolige Braunerde aus sauren magmatischen und metamorphen Gesteinen	acidophil/mesotroph	pBB/LFn
	55110	Genisto anglicae-Callunetum	1,1	Tiefeland, trocken (Tt)	Eisenhumuspodsol aus nährstoffarmen Sanden	acidophil/mesotroph	PPn
	55110	Genisto pilosae-Callunetum	1,2	Tiefeland, trocken (Tt)	Braunerde aus nährstoffreichen Sanden	acidophil/mesotroph	BBn
	55110	Cytiso-Callunetum	1,4	Mittlere und höhere Berglagen (Kf, Hf, Mf, Mm)	Braunerde aus sauren magmatischen und metamorphen Gesteinen	acidophil/mesotroph	RNn
	55110	Vaccinio-Callunetum	1,4	Mittlere und höhere Berglagen (Kf, Hf, Mf, Mm)	Braunerde aus lössvermischten Verwitterungsprodukten saurer bis intermediärer Gesteine	acidophil/mesotroph	BBh BBp-PP
	55110	Genisto pilosae-Callunetum	1,5	Tiefeland, trocken (Tt)	Fahlerde aus sandigen Deckschichten über Geschiebelehm	acidophil/mesotroph	BBn/LFn PPn/LFn
	55110	Euphorbio cyparissiae-Callunetum	1,6	Untere Berglagen und Hügelland, feucht (Uff, Uf, Uk, Um)	Parabraunerde aus lössvermischten Verwitterungsprodukten von Silikatgesteinen Braunerde aus sandvermischem Löss	acidophil/mesotroph	SS-LL
							BB-LF
	32100	Salici-Ericetum tetralicis	1,7	Azonale Fluss-Niederung	Niedermoor	acidophil/mesotroph	HNv
	32100	Trichophoro-Ericetum tetralicis	1,8	Tiefeland, trocken (Tt)	Braunerde-Pseudogley aus Deckschichten über Geschiebelehm	acidophil/mesotroph	BB-SS
55110	Genisto anglicae-Callunetum	2	Azonale Fluss-Niederung	Gley-Podsol aus sandigen Flussablagerungen	acidophil/mesotroph	GG-PP GN	
32100	Genisto-Juncetum squarrosum	2,1	Tiefeland, trocken (Tt)	Pseudogley aus Geschiebedecksand über Geschiebelehm	acidophil/mesotroph	SHn	
Kalktrockerrasen	56200	Seslerietum variae	1,1	mitteleuropäische subalpine und alpine Hochgebirge	Syrosem aus Kalk- und Dolomitgesteinen	calciphil/mesotroph-eutroph	FSn OOn
	56200	Mesobrometum	1,5	Mittlere und höhere Berglagen (Kf, Hf, Mf, Mm)	Rendzina aus Verwitterungsprodukten von Kalk-, Mergel- u. Dolomitgesteinen	calciphil/mesotroph-eutroph	RRn RR-BB
	56200	Xerobrometum	2,6	Mittlere und höhere Berglagen (Kf, Hf, Mf, Mm)	Braunerde-Terra fusca aus lehmig-tonigen Verwitterungsprodukten von Kalk-, Mergel- u. Dolomitgesteinen	calciphil/eutroph	BB-CF
	56200	Gentiano-Koelerietum pyramidatae	2,8	Tiefeland, mäßig trocken (Tm)	Parabraunerde aus lehmig-sandigen, kalkhaltigen Moränenablagerungen	calciphil/mesotroph-eutroph	LL-BB BB-RZ
	56200	Stipetum capillatae	2,8	Tiefeland, trocken (Tt)	Pararendzina aus Löss	calciphil/eutroph	RZn BB-TC
Nasswiesen	32200	Sphagno-Juncetum effusi	0,5	Azonale Fluss-Niederung	Hochmoor	acidophil/oligotroph	HHn
	32300	Sphagno-Caricetum lasiocarpae	0,5	Azonale Fluss-Niederung	Hochmoor	acidophil/mesotroph	HHv
	32300	Caricetum canescentis	3,1	Azonale Fluss-Niederung	Niedermoor	acidophil/mesotroph	HNn
	32300	Junco-Molinietum	3,3	Azonale Fluss-Niederung	Braunerde aus lehmigen und sandig-lehmigen Flussablagerungen	acidophil/mesotroph	PP-BB
	32300	Junco-Molinietum	3,5	Tiefeland, mäßig trocken (Tm)	Gley-Pseudogley aus lehmig-sandigem Geschiebemergel	acidophil/mesotroph	GG-BBp GG-RQ

Vegetationstyp	Code Biotop	Pflanzengesellschaft	Ertrag [t TS ha ⁻¹ a ⁻¹]	Klima-/Höhenstufe	Bodenformen-Gruppe	Nährstoffstatus	Bodentypen der BSA200 Sachsen
	32300	Eu-Molinietum	3,7	Tiefland, trocken (Tt)	Pseudogley aus Geschiebedecksand über Geschiebelehm	subneutral/eutroph	SSh SSn
	32300	Caricetum gracilis	4	Azonale Fluss-Niederung	Niedermoor	basiphil/eutroph	GGh
	32300	Caricetum gracilis	4	Tiefland, trocken (Tt)	Pseudogley aus Geschiebedecksand über Geschiebelehm	basiphil/eutroph	SGn SSm
	32300	Scirpetum sylvatici	4,2	Tiefland, mäßig trocken (Tm)	Gley-Pseudogley aus lehmig-sandigem Geschiebemergel	basiphil/eutroph	GG-BB GG-SS GGn SS-GG
Feuchtwiesen	41400	Holcetum lanati	5	untere Berglagen und Hügelland, trocken (Utt, Ut)	Parabraunerde-Pseudogley aus Löss	subneutral/mesotroph	LL-SS
	41400	Brometum racemosae	5,2	untere Berglagen und Hügelland, feucht (Uff, Uf, Uk, Um)	Pseudogley-Tschernosem aus Löss	subneutral/mesotroph	SS-TT
	41400	Brometum racemosae	5,2	Mittlere und höhere Berglagen (Kf, Hf, Mf, Mm)	Pseudogley-Braunerde aus lössvermischten Verwitterungsprodukten von Schluff- und Tonstein	subneutral/mesotroph	SS-BB
	41400	Polygonetum bistortae	5,5	Azonale Fluss-Niederung	Gley aus sandig-lehmigen Sedimenten der Urstromtäler und Niederungen	subneutral/mesotroph-eutroph	YKn
	41400	Cirsietum oleracei	6	Azonale Fluss-Niederung	Niedermoor	subneutral-calciophil/eutroph	HN-GH
Flutrasen	24700	Caricetum vulpinae	3	Azonale Fluss-Niederung	Auenboden (Auengley-Vega) aus kalkhaltigen, tonig-schluffigen Ablagerungen	calciophil/mesotroph-eutroph	AT
	24700	Agrostidetum stoloniferae	3,4	Azonale Fluss-Niederung	Auenboden (Auengley-Auenbraunerde) aus lehmig-tonigen Flusssedimenten	calciophil/mesotroph-eutroph	ABn
	24700	Juncetum subnudolosi	3,6	Azonale Fluss-Niederung	Auenboden (Auengley-Vega) aus lehmig-tonigen Auensedimenten	calciophil/mesotroph-eutroph	aSS
	24700	Glycerietum maximae	4,5	Azonale Fluss-Niederung	Auenboden (Auengley-Vega) aus lehmig-tonigen Auensedimenten	subneutral/eutroph	GGa
	24700	Phalaridetum arundinaceae	7	Azonale Fluss-Niederung	Auenboden (Auengley-Vega) aus lehmig-tonigen Auensedimenten	subneutral/eutroph	SSg
	24700	Phalaridetum arundinaceae	10,5	Azonale Fluss-Niederung	Auenboden (Auengley-Vega) aus kalkhaltigen, tonig-schluffigen Ablagerungen	calciophil/eutroph	GG-AB
Frischwiesen/-weiden	41200	Crepido-Festucetum commutatae	3,4	Mittlere und höhere Berglagen (Kf, Hf, Mf, Mm)	Braunerde aus sauren magmatischen und metamorphen Gesteinen	acidophil/oligotroph	RNn
					Podsol-Braunerde aus Verwitterungsmaterial von harten Ton- und Schluff-schiefer		YY
	41200	Meo-Trisetum flavescens/Festucetum commutatae	4	Mittlere und höhere Berglagen (Kf, Hf, Mf, Mm)	Braunerde aus lössvermischten Verwitterungsprodukten von harten Ton- und Schluffsteinen	acidophil/mesotroph	BB-RN
					Braunerde aus lössvermischten Verwitterungsprodukten saurer bis intermediärer Gesteine		BBh BBp-PP
41200	Geranio-Trisetum flavescens/Festuco commutatae-Cynosuretum	4,2	Mittlere und höhere Berglagen (Kf, Hf, Mf, Mm)	Rotplastosol der tertiären Bodenbildung	subneutral/mesotroph	SSn/VV	

Vegetationstyp	Code Biotop	Pflanzengesellschaft	Ertrag [t TS ha ⁻¹ a ⁻¹]	Klima-/Höhenstufe	Bodenformen-Gruppe	Nährstoffstatus	Bodentypen der BSA200 Sachsen
	41200	Alchemillo-Arrhenatheretum elatioris/Lolio-Cynosuretum	4,7	Untere Berglagen und Hügelland, feucht (Uff, Uf, Uk, Um)	Parabraunerde aus lössvermischten Verwitterungsprodukten von Silikatgesteinen;	subneutral/eutroph	SS-LL
					Tschernosem-Parabraunerde aus Löss		TT-LL
	41200	Dauco-Arrhenatheretum elatioris/Lolio-Cynosuretum	4,8	Untere Berglagen und Hügelland, trocken (Utt, Ut)	Braunerde aus sandvermischem Löss;	subneutral/eutroph	BB-LF
					Fahlerde aus Löss;		LFn
					Tschernosem aus Löss		TTn
	41200	Dauco-Arrhenatheretum elatioris/Lolio-Cynosuretum	4,9	Tiefland, trocken (Tt)	Parabraunerde-Tschernosem aus Geschiebemergel;	subneutral/eutroph	LL-TT
		Parabraunerde aus Geschiebelehm	LLn				
41200	Heracleo-Arrhenatheretum elatioris/Lolio-Cynosuretum	5	Tiefland, mäßig trocken (Tm)	Parabraunerde aus lössvermischten Tertiärablagerungen	subneutral/eutroph	BB-LL	
41200	Cnidio-Arrhenatheretum elatioris/Lolio-Cynosuretum	5,9	Azonale Fluss-Niederung	Braunerde aus lehmigen und sandig-lehmigen Flussablagerungen	subneutral/eutroph	YK-GG	

Zusammenfassend ergeben sich daraus folgende Spannen der Ertragspotenziale für die Vegetations-Gruppen (vgl. Tabelle 15):

Tabelle 15: Spannen der Ertragspotenziale für die Grünland-Vegetationsgruppen (nach KLAPP 1965)

Vegetationsgruppe	oberes Ertragsniveau [t TS ha ⁻¹ a ⁻¹]	unteres Ertragsniveau [t TS ha ⁻¹ a ⁻¹]
Magerrasen	2,7	1,3
Heiden	2,1	1
Kalktrockenrasen	2,8	1,1
Nasswiesen	4,2	0,5
Feuchtwiesen	6	5
Flutrasen	10,5	3
Frischwiesen/Frischweiden	5,9	3,4

3.3.4 Stoffgehalte in der Biomasse

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

ronährstoffe, die mit der Holzernte ausgetragen werden, wird abgeleitet aus Grunddaten nach JACOBSON et al. (2002), jedoch ergänzt um weitere Baumarten nach DEVRIES et al. (1993) wie folgt (vgl. Tabelle 16):

Tabelle 16: Stoffgehalte der Hauptbaumarten in Derbholz mit Rinde [eq t⁻¹ TS⁻¹]
(JACOBSON et al. 2002, DEVRIES et al. 1993)

Baumart	Stoffgehalte Derbholz mit Rinde [eq t ⁻¹ TS ⁻¹]			
	Ca	Mg	K	N
Kiefer	53,9	19,8	16,6	77,8
Fichte	70,4	14,8	19,7	87,1
Eur. Lärche	36,9	21,4	18,7	86,4
Jap. Lärche	36,9	21,4	18,7	86,4
Douglasie	37,4	9,9	22,3	72,1
Rotbuche	89,8	21,4	35,8	110,0
Stiel- und Trauben-Eiche	123,3	14,8	26,9	149,9
Roteiche	123,3	14,8	26,9	149,9
Erle	84,8	24,7	33,3	100,0
Esche	84,8	24,7	33,3	100,0
Robinie	84,8	24,7	33,3	100,0
Winterlinde	84,8	24,7	33,3	100,0
Ulme	84,8	24,7	33,3	100,0
Ahorn	84,8	24,7	33,3	100,0
Pappeln	47,9	18,1	15,6	82,1
Hainbuche	89,8	21,4	35,8	110,0
Birke	59,9	16,5	19,2	121,4
Weiden, alle Arten	149,7	19,8	25,6	100,0
Tanne	57,4	10,7	17,9	144,2

Die Ableitung der stofflichen Entzüge durch Grünland-Mahd bzw. Beweidung beruht überwiegend auf empirischen Daten. Die angegebenen Quellen enthalten Angaben zu Stoffentzügen, die z. T. relativ weit voneinander abweichen. Die in Tabelle 17 angegebenen Werte können deshalb nur als vorläufige grobe Schätzung betrachtet werden. Eine umfassende Validierung durch statistisch abzusichernde Laboruntersuchungen ist noch durchzuführen, um die Werte zu überprüfen und ggf. zu verifizieren.

Tabelle 17: Stoffentzüge der Vegetationsgesellschaftsgruppen des Grünlandes (abgeleitet von SCHLUTOW 2001 nach AMBERGER 1988, PETERSEN 1981, WEYMAR 1972, SAUERBREY et al. 1993, ROWINSKI 1993, SUCCOW 1988, MÜLLER 1980)

Vegetationstyp	Ca-Entzug	Mg-Entzug	K-Entzug	N-Entzug
	[eq t ⁻¹ TS ⁻¹]			
Magerrasen	109,8	41,1	26,2	360
Heiden	109,8	41,1	26,2	285
Kalktrockenrasen	185,3	82,3	33,3	430
Salzrasen	185,3	82,3	33,3	430
Nass- und Feuchtwiesen	169,7	82,3	33,3	500
Flutrasen und Auenwiesen	179,6	82,3	33,3	500
Frischwiesen/Frischweiden	169,7	82,3	33,3	465

3.3.5 Korrektur der ermittelten Stoffentzüge im Falle nährstofflimitierter Standorte

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

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

Für $[Bc_{min}]$ geben WARFVINGE u. SVERDRUP (1992) ermittelte Werte in der Spanne von 0,002 eq m⁻³ bis 0,005 eq m⁻³ an. Die nach der in Kap. 0 beschriebenen Methode ermittelten Entzugsmengen basischer Kationen werden unter Berücksichtigung eventuell vorhandener nährstofflimitierter Standorte daher wie folgt korrigiert:

$$\text{Wenn } Bc_{dep} + Bc_w < Bc_u \text{ dann wird festgesetzt } Bc_u = Bc_{dep} + Bc_w$$

Für Bc_{dep} werden in Ermangelung regionalisierbarer Hintergrunddepositionen aus der Zeit vor einem anthropogenen Einfluss die flächendeckend ermittelten Werte des Jahres 2006 verwendet, dem Jahr mit dem niedrigsten bekannten Depositionsgeschehen in Sachsen.

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

Das heißt:

$$N_u = \max\{N_{dep} - N_i, 0\}$$

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

Wenn $N_{dep} - N_i < N_u$ dann wird festgesetzt $N_u = N_{dep} - N_i$

Die Überprüfung ergab jedoch, dass in keiner Rezeptorfläche die N-Deposition niedriger als die Summe aus unlimitierter Aufnahme in die Vegetation und Immobilisierung (= $CL_{min}N$) ist. Deshalb erübrigte sich die Anpassung der Aufnahme durch die Vegetation an ein limitiertes N-Dargebot.

3.4 Bestimmung der kritischen Austragsrate der Säureneutralisationskapazität mit dem Sickerwasser

3.4.1 Ermittlung des sensitivsten Critical Limits

Die Bestimmung der $ANC_{le(crit)}$ für jedes Polygon der BSA200 erfolgt entsprechend Mapping Manual (ICP MODELLING AND MAPPING 2008) in folgenden Arbeitsschritten:

Die Bestimmung der $ANC_{le(crit)}$ für jedes Polygon der BSA200 wird für die **humusarmen mineralischen Bodenformen in 3 Varianten**, von denen das Minimum gebildet wird, und für die **humusreichen Bodenformen in einer Variante** berechnet. Die Eingangsdaten werden wie folgt abgeleitet (vgl. Kap. 2.2):

Ermittlung des Gehaltes von organischer Substanz im Boden

Es sind die Böden nach ihrem Gehalt an organischer Substanz zu differenzieren (Dissolved Organic Carbon, DOC). Die Grenze zwischen organischen und mineralischen Böden wurde bei $DOC = 100 \text{ mg l}^{-1}$ festgelegt (vgl. ICP MODELLING AND MAPPING 2008). Angaben zum DOC-Gehalt (Konzentration gelösten organischen Kohlenstoffs) sind in der BSA200 bzw. in der Datenbank U-Boden nicht enthalten, jedoch horizontweise Angaben zum Humusgehalt (Datenfeld: HUMUS). Nach DEVRIES & BAKKER 1998 besteht ein Zusammenhang zwischen Humusgehalt (OM) und DOC in folgender Form:

$$\log(DOC_{ss}) = 1,629 + 0,38 \cdot \log [\% OM]$$

Die Bestimmung der Bodenformen mit $DOC \geq 100 \text{ mg l}^{-1}$ erfolgt anhand der Horizont-Datenbank der BÜK200SN. Demzufolge werden die Flächen mit $DOC < 100 \text{ mg l}^{-1}$ in den folgenden Arbeitsschritten nach Variante 1a, 2 und 3 betrachtet, während die Flächen mit $DOC \geq 100 \text{ mg l}^{-1}$ nach Variante 1b berechnet werden.

Variante 1 a: Bestimmung der $ANC_{le(crit)}$ für Flächen mit $DOC < 100 \text{ mg l}^{-1}$ unter Berücksichtigung des phytotoxisch kritischen Bc/Al-Verhältnisses

Dieses kritische, für die Pflanze beginnend toxisch zu wirkende Bc/Al-Verhältnis ist pflanzenartspezifisch. Untersuchungen von SVERDRUP und INESON (1993) haben für die üblichen Hauptbaumarten in Europa und Nordamerika Referenzdaten ergeben, von denen die mittleren kritischen Werte abgeleitet wurden (vgl. Tabelle 18).

Tabelle 18: Kritische, physiologisch wirksame Bc/Al-Verhältnisse bzw. Bc/H-Verhältnisse (nach SVERDRUP und INESON (1993))

Hauptbestand/Nebenbestand	Bc/Al _(crit)	Bc/H _(crit)
Magerrasen	0,8	0,24
Heiden	0,8	0,24
Kalktrockenrasen	0,8	0,24
Salzrasen	0,8	0,24
Nass- und Feuchtwiesen	0,8	0,24
Flutrasen	0,8	0,24
Frischwiesen/Frischweiden	0,8	0,24
Kiefer	1,2	1,2
Fichte	1,2	1,2
Eur. Lärche	2	2
Jap. Lärche	2	2
Douglasie	0,3	0,3
Rotbuche	0,6	0,18
Stiel- und Trauben-Eiche	0,6	0,18
Roteiche	0,6	0,18
Erle	2	1,05
Esche	2	1,05
Robinie	1,2	0,36
Winterlinde	1,4	0,42
Ulme	0,6	0,18
Ahorn	0,6	0,18
Pappeln	6	1,8
Hainbuche	0,6	0,18
Birke	0,8	0,24
Weiden, alle Arten	5	1,5
Tanne	1,4	1,4

Variante 2: Bestimmung der $ANC_{le(crit)}$ für Flächen mit $DOC < 100 \text{ mg l}^{-1}$ unter Berücksichtigung eines kritischen Mindestgehaltes an Aluminium-Ionen zum Aufbau sekundärer Aluminiumkomplexe

Der Austrag an Aluminium-Ionen sollte nicht größer als die Verwitterungsrate von Aluminium sein. Diese kann als linear proportional zur Verwitterungsrate von basischen Kationen mit dem Faktor 2 ($p = 2$) angenommen werden. Es wird für alle Flächen mit $DOC < 100 \text{ mg l}^{-1}$ und $BS < 30 \%$ der $CL(2)_{max}(S)$ entsprechend der Formel in Kap. 2.2 berechnet.

Variante 3: Bestimmung der $ANC_{le(crit)}$ für Flächen mit $DOC < 100 \text{ mg l}^{-1}$ unter Berücksichtigung eines akzeptablen minimalen Basensättigungsgrades im Boden

Der Austrag von basischen Kationen sollte nicht zu einer Unterschreitung einer bodenspezifischen Mindestbasensättigung führen. Diese Mindestbasensättigung ergibt sich aus der unteren pH-Wert-Grenze des Pufferbereichs, in dem sich die standortspezifische Bodenform natürlicherweise befindet. Eine Degradierung der Bodenform soll nicht zugelassen werden. Die Ermittlung der rezent-natürlichen Basensättigung der Bodenformen in Sachsen wurde wie folgt durchgeführt:

Auf der Basis der Bodenform als Kombination aus Substrattyp und Bodentyp entsprechend BSA200 wird zunächst für alle Bodentypen die Spanne der rezent-natürlichen Basensättigung aus veröffentlichten Messdaten aus der Zeit vor 1960 ermittelt.

Für die Bodentypen-Substrattypen-Kombinationen (Bodenformen), wie sie in der Bodenübersichtskarte Sachsens (BSA200) für jedes Polygon enthalten sind, lassen sich rezent natürliche Basensättigungsgrade im unbelasteten Zustand aus älteren Untersuchungen ableiten. Dazu liegt von KLAPP (1965) eine Vielzahl von Bodenuntersuchungen in West-, Mittel- und Süddeutschland mit Angaben zum Basensättigungsgrad vor. Auch Untersuchungsergebnisse von KOPP u. KIRSCHNER (1992) zu einigen Bodenformen des nordostdeutschen Tieflandes konnten zum Vergleich herangezogen werden. Auch WERNER gibt empirisch ermittelte Richtwerte für verschiedene Bodenformen an (in: NAGEL et al. 1995). Aus diesen Quellen konnten ausreichend übereinstimmende Angaben zu den nach der BSA200 ausgewiesenen Bodenformen zusammengeführt werden (vgl. Tabelle 19).

Die Spannen der Basensättigungsgrade eines Bodentyps ergeben sich aus der Zuordnung der Substrattypen zu den Bodentypen in der BSA200. Für unterschiedliche Substrattypen bei gleichem Bodentyp ergeben sich entsprechend der Muttergesteinsklasse Spannen des Basensättigungsgrades für einen Bodentyp (vgl. Tabelle 7).

Die Auswertung von BZE-Daten unter besonderer Berücksichtigung der Nadelwaldflächen (SCHMIDT, WOLFF u. BARITZ 1998) ergab, dass unter Jahrhunderte langer Nadelwaldnutzung die Basensättigung nicht identisch mit der unter Grünland- oder Laubwaldnutzung ist. Bei schnell ver-

sauernden Bodentypen müssen niedrigere Basensättigungsgrade angenommen werden. Die Spannen wurden deshalb unter Berücksichtigung der Referenzdaten von SCHMIDT, WOLFF U. BARITZ (1998) angepasst.

Aus dieser Analyse ergeben sich die Zugehörigkeiten der in Sachsen vorkommenden Bodenformen zu den Puffersystemen nach ULLRICH (1985) (vgl. Tabelle 19).

Tabelle 19: Untere akzeptable Grenzen des pH-Wertes bzw. der Basensättigung der natürlichen Pufferbereiche sächsischer Bodenformen

Puffersubstanz	niedrigster pH-Wert	niedrigste Basensättigung (BS)	BÜK-Bodenform	
			Laubwald und waldfreies Grasland	Nadelwald
Karbonat-Puffer (CaCO ₃)	6,2	83	GG-AB	GG-AB
Silikat-Puffer (primäre Silikate)	5,0	56	ABn, aSS, AT, BB-LL, GGa, GG-BB, GGn, GG-SS, LL-SS, LL-TT, RZn, SGn, SHn, SSg, SS-GG, SSh, SSm, SSn, SSn/VV, SS-TT, TT-LL, TTn	ABn, aSS, AT, BB-LL, GGa, GG-BB, GGn, GG-SS, RZn, SGn, SHn, SSg, SS-GG, SSh, SSm, SSn, SS-TT, TT-LL, TTn
Austauscher-Puffer Mangan-Oxide	4,5	43	BB-LF, GG-BBp, LFn, LLn, OOn, RN-BB, RNn, SS-BB, SS-LL	BB-LF, GG-BBp, OOn, SSn/VV
Tonminerale	4,2	35	FSn, GGh	FSn, GGh, RN-BB, RNn, SS-BB, SS-LL
Aluminium-Puffer (n [Al(OH) _x ^{(3-x)+}], Aluminium-Hydroxosulfate	4,0	30	BBn/LFn, HN-GH, HNn, HNv, YO, YY	BBn/LFn, HN-GH, HNn, HNv, LL-SS, LL-TT, YO, YY
Aluminium-Eisen-Puffer (wie Aluminium-Puffer, „Boden-Fe(OH) ₃ “)	3,6	15	BBh, BBn, BB-RN, GN, RQn, OL-RQ, p3BBn, pBB/LFn, PP-BB, PPn/LFn, BB-PP, BBp-PP, GG-PP, GG-RQ, PPe, PPn, YK-GG, YKn	BBh, BBn, GN, LFn, LLn, BB-PP, BBp-PP, BB-RN, GG-PP, GG-RQ, OL-RQ, p3BBn, pBB/LFn, PP-BB, PPe, PPn, PPn/LFn, RQn, YK-GG, YKn
Eisen-Puffer (Eisenhydrit)	3,2	5	HHn, HHv	HHn, HHv

Variante 1 b: Bestimmung der ANC_{le} für Flächen mit $DOC \geq 100 \text{ mg l}^{-1}$

In Böden mit hohen Gehalten an organischer Substanz ($DOC \geq 100 \text{ mg l}^{-1}$) wird die kritische Austragsrate von Säureneutralisationskapazität unter Berücksichtigung des kritischen physiologisch toxisch wirksamen Bc/H-Verhältnisses bestimmt. Dieses kritische (in der Pflanze beginnend toxisch zu wirken) Bc/H-Verhältnis differenziert sich pflanzenartspezifisch. SVERDRUP und INESON (1993) haben für die Hauptbaumarten in Europa Referenzdaten erhoben (vgl. Tabelle 18).

Variantenvergleich und Bestimmung des sensitivsten Critical Limits

Der Variantenvergleich ergibt auf den sandigen Böden der Dübener-Niederlausitzer Altmoräne, auf den Sandsteinböden des Elbsandstein- und Zittauer Gebirges, der Westlausitzer Platte sowie auf den sauren Gesteinen des Erzgebirges und der Oberlausitz (47,5 % Flächenanteil Sachsens) als sensitivstes Critical Limit das Bc/Al-Verhältnis zum Schutz der Vegetation. Die Löss- und Sand-Lössgebiete im Mittelteil Sachsens (49,8 % Flächenanteil Sachsens) müssen dagegen vor einer weiteren Degradierung ihres natürlichen Puffersystems geschützt werden. Nur ein kleiner Teil (2,6 % Flächenanteil Sachsens) um Klingenthal sowie die Tagebaurestlöcher um Weißwasser weisen so geringe Pufferkapazitäten auf, dass sogar eine Aluminium-Auswaschung nicht mehr zugelassen werden darf. Der Anteil humusreicher Standorte, deren natürliches Bc/H-Verhältnis geschützt werden muss, beträgt in Sachsen nur 0,06 %.

3.4.2 Klimawandelbedingte Korrektur der kritischen Austragsrate $ANC_{le(crit)}$

Da sich die kritische Austragsrate aus dem Produkt von Critical Limit und Sickerwasserrate am Standort ergibt, hat die klimawandelbedingte Änderung der Sickerwasserrate Einfluss auf die Critical-Load-Berechnung.

Die Sickerwasserrate ergibt sich aus dem Niederschlag nach Abzug der Verdunstungsrate.

Karten der aktuellen Sickerwasserraten unter Verwendung der 30-jährigen Mittelwerte der Niederschlagsjahressummen für das Basisklima 1971 - 2000 liegen zwar vor (BODENATLAS SACHSEN 200, KLIMAATLAS DEUTSCHLANDS). Deren Verwendung könnte aber zu Schwierigkeiten beim Vergleich der CL-Ergebnisse unter Berücksichtigung der Klimaprojektion führen, da nicht sichergestellt ist, dass jeweils die gleichen Methoden für die Ermittlung der Sickerwasserrate verwendet wurden. Deshalb wurde im Rahmen dieses Projektes die Sickerwasserrate sowohl für das Basisklima als auch für die Dekaden der Klimaprojektionen neu berechnet.

Die Neuberechnung der Sickerwasserrate erfolgte nach einem einfachen Modell (MEILI, in: ICP Modelling and Mapping 2008) mit:

$$Q_{le} = P - E_{akt}, E_{akt} = \sqrt{\frac{1}{P^2} + \frac{1}{E_{pot}^2}}, E_{pot} = 0,35e^{0,063T}$$

wobei:

Q_{le}	=	Sickerwasserrate in $m a^{-1}$
P	=	Jahressumme des Niederschlags in $m a^{-1}$
E_{akt}	=	Aktuelle Evapotranspiration in $m a^{-1}$
E_{pot}	=	Potenzielle Evapotranspiration in $m a^{-1}$
T	=	Jahresmitteltemperatur in $^{\circ}C$

Im Critical-Load-Ansatz für Versauerung und Eutrophierung wird die Sickerwasserrate zur Berechnung der Auswaschung von Stickstoff und Säureneutralisationskapazität verwendet.

Die Anwendung dieser Berechnungsmethodik sowohl auf die Niederschlagsdaten des Basisklimas als auch auf die Niederschlagsdaten der Klimaprojektion des Szenarium A1B trocken 2090 - 2100 (= worst case) zeigt regionale Unterschiede, insbesondere im Erzgebirgsvorland, im unteren Vogtland, im Sächsisch-Thüringischen Lösshügelland und in der Leipziger Sand-Lössebene, also in der mittleren Westhälfte des Freistaates (vgl. Abbildung 12 und Abbildung 13). In diesen Regionen nimmt die kritische Auswaschungsrate ab, weil der Niederschlag und damit die Sickerwasserrate abnehmen.

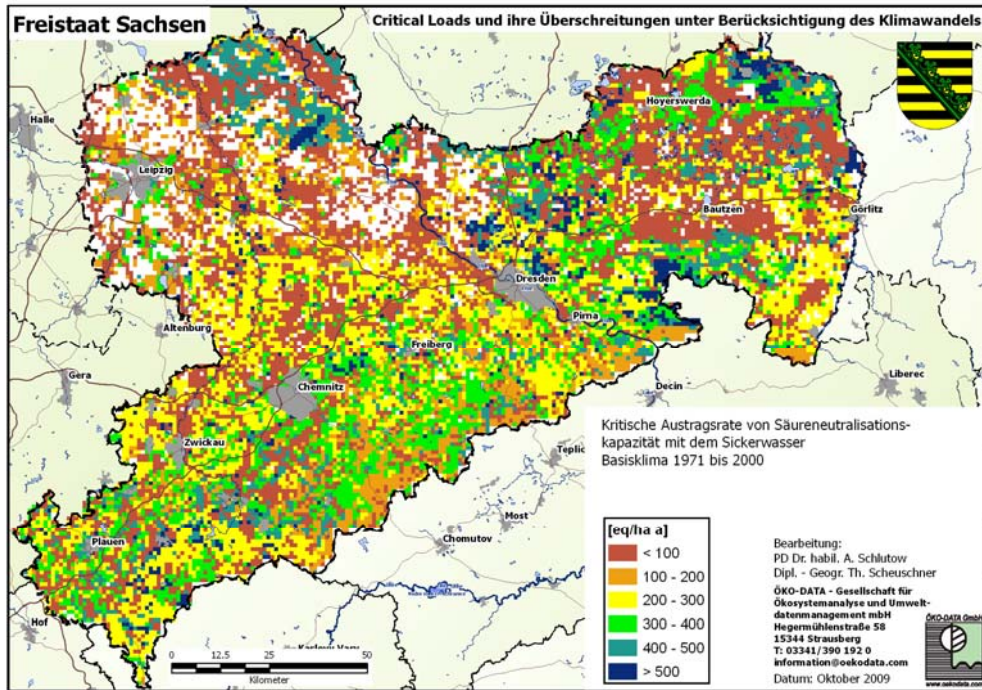


Abbildung 12: Kritische Auswaschungsrate von Säureneutralisationskapazität – Basisklima 1971 - 2000

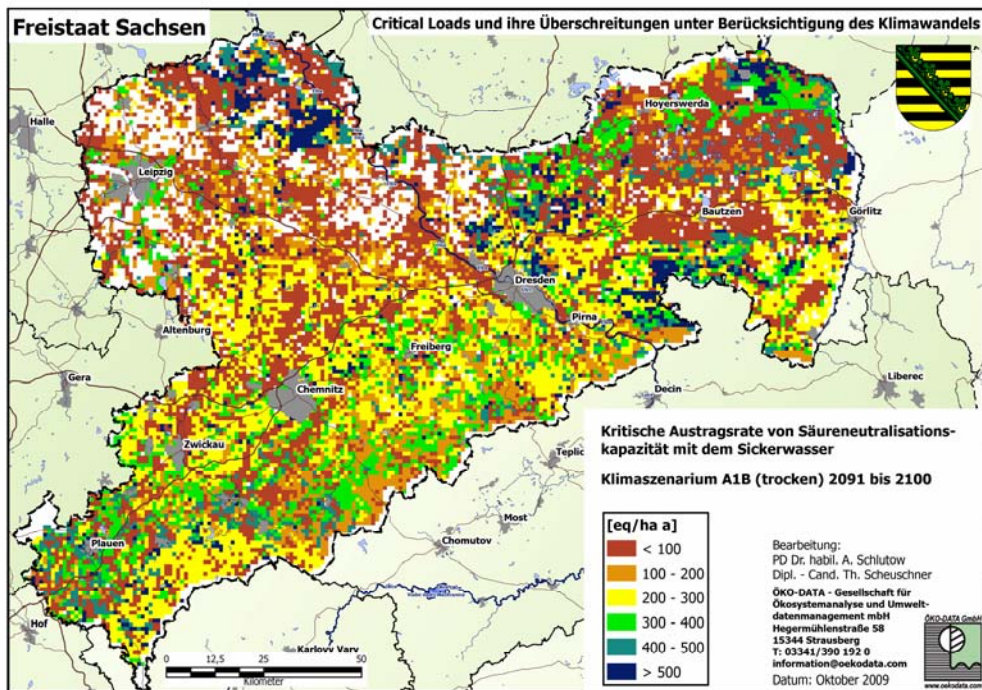


Abbildung 13: Kritische Auswaschungsrate von Säureneutralisationskapazität – Klimaszenarium A1B (trocken) 2091 - 2100

3.5 Ermittlung der Stickstoff-Immobilisierungsrate

3.5.1 Methodischer Ansatz für den Steady state

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

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

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

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

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

bei einer Vegetationszeitdauer im Jahr von	> 185 Tagen	110 – 185 Tagen	<110 Tagen
unter Nadelwald und Heiden	2	2 - 5	5
unter sonstigen Wäldern und Grasland	1	1 - 4	4

Zwischen 110 und 185 Tagen Vegetationszeit wird die Immobilisierungsrate zwischen Maximum und Minimum interpoliert.

Immobilisierungsraten von 27 bis $82 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, wie sie im Solling ermittelt wurden (MATZNER 1988), weisen darauf hin, dass die natürlichen Immobilisierungsraten insbesondere im Humus anthropogen beeinflusst werden können (vgl. auch PUHE u. ULRICH 2001). Auch wenn diese aktuell erhöhten Immobilisierungsraten zu einer Senke in der Massenbilanz führen, sollten solche hohen Immobilisierungsraten nicht über längere Zeiträume toleriert werden, da sie einerseits mit relativ starken Stickstoffausträgen mit dem Sickerwasser gekoppelt sind und andererseits eine Begrenzung dieser Entwicklung dann gegeben ist, wenn der Humusstatus von mullartigem Moder in Mull übergeht (KOPP u. KIRSCHNER 1992). Dann ist die Humusschicht nicht mehr weiter aufnahmefähig und gibt schlagartig und lang anhaltend eine große Menge gelösten Stickstoffs an das Sickerwasser ab.

3.5.2 Klimawandelbedingte Korrektur der Stickstoff-Immobilisierungsrate

Da sich die Stickstoff-Immobilisierungsrate aus der Vegetationszeitlänge ergibt, die wiederum mit den mehrjährigen durchschnittlichen Tagesmitteltemperaturen am Standort korreliert, hat die klimawandelbedingte Änderung der Tagesmitteltemperaturen Einfluss auf den Critical Load.

Die Anwendung der Berechnungsmethodik sowohl auf das Basisklima als auch auf die Klimaprojektion des Szenariums A1B (trocken) 2091 - 2100 ergibt in Sachsen erhebliche Unterschiede für die Stickstoff-Immobilisierungsrate (vgl. Abbildung 14 und Abbildung 15), da die Immobilisierungs-raten aufgrund zunehmender Tagesdurchschnittstemperaturen abnehmen werden, wodurch die Critical Loads sinken.

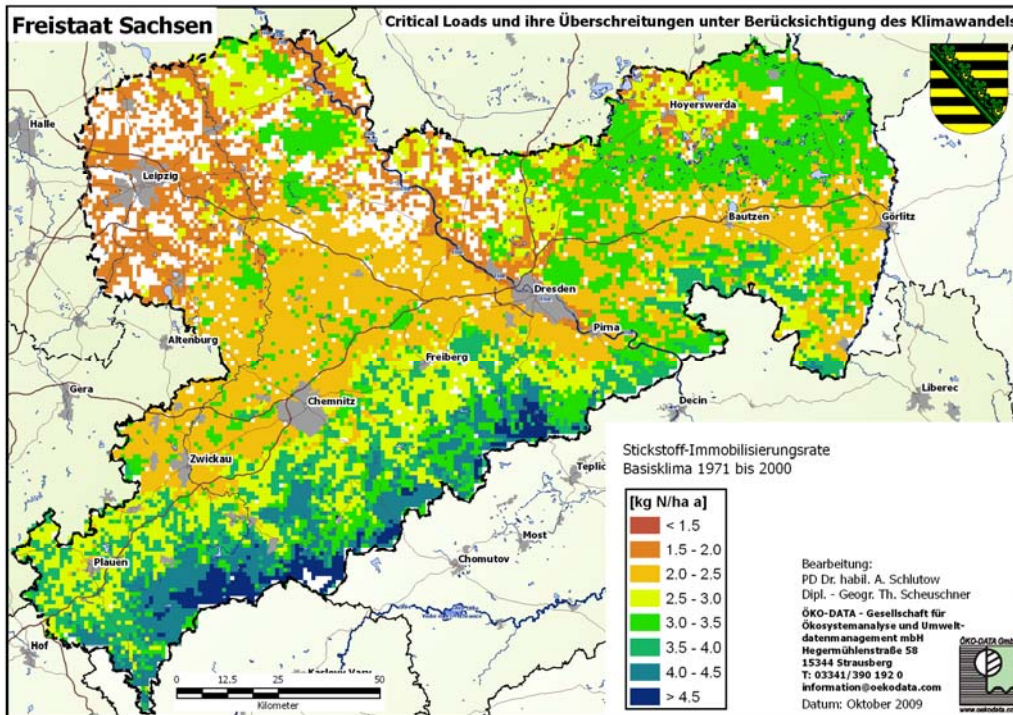


Abbildung 14: Stickstoff-Immobilisierungsrate - Basisklima 1971 - 2000

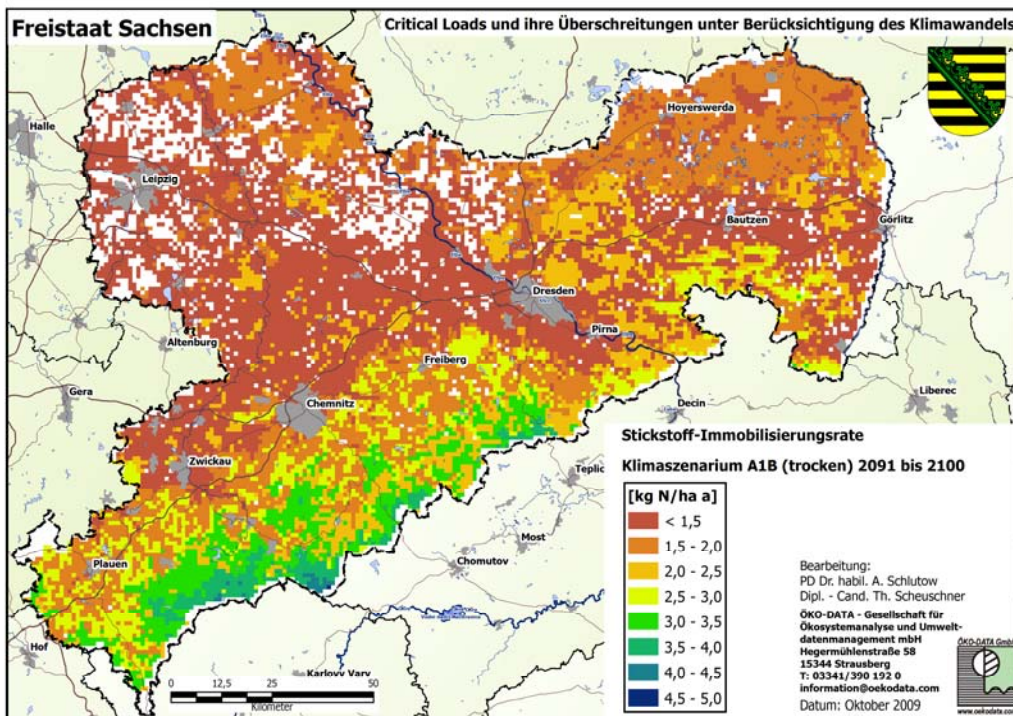


Abbildung 15: Stickstoff-Immobilisierungsrate - Klimaszenarium A1B (trocken) 2091 - 2100

3.6 Bestimmung der tolerierbaren Stickstoffaustragsrate mit dem Sickerwasser

3.6.1 Methodischer Ansatz für den Steady state

Bei der Berechnung der Critical Loads für Stickstoffeinträge wurde davon ausgegangen, dass in intakten, nicht stickstoffübersättigten Waldökosystemen und halbnatürlichen Ökosystemen mit geschlossenem Kreislauf in der Regel kein Stickstoff-Austrag ins Grundwasser erfolgen dürfte bzw. nicht mehr als $1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ausgewaschen wird (MATZNER 1988). Aktuelle Feldergebnisse verschiedener Studien zeigen für Waldgebiete mit durchschnittlichen anthropogenen Stickstoffeinträgen stark voneinander abweichende Austragsraten. Die in einer Literaturrecherche ermittelten Angaben über Stickstoffausträge lagen zwischen $0,1 \text{ kg kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und $70 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Erhebliche Schwankungen wurden dabei vor allem unter Fichten-Forstökosystemen nachgewiesen. Differenzen traten nicht nur zwischen z. T. benachbarten Untersuchungsgebieten auf, sondern wurden auch an einigen Standorten innerhalb der mehrjährigen Messphasen nachgewiesen.

Das Risiko der Nitratauswaschung unter Laub- und Mischbaumbeständen kann aufgrund mehrerer, die Tiefenverlagerung hemmender Einflussgrößen (tiefere Durchwurzelung, keine erhöhte NH_4^+ -Aufnahme, Mineralbodenhumus statt Bildung einer Humusaufgabe) und der geringeren Interzeptionsdeposition generell als niedriger angesehen werden als unter Nadelreinforsten.

In der auf europäischer Ebene vorgeschlagenen Methodik ist ein weiterer Bereich von Werten diskutiert worden (GRENNFELT UND THÖRNELÖF 1992, HORNUNG ET AL. 1995, ICP MODELLING AND MAPPING 2008). Dabei wurden für den tolerierbaren Austrag unter Critical-Load-Bedingungen unter Nadelwäldern Werte zwischen $0,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und $3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ sowie $2\text{-}4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ unter Laubwäldern angenommen. So können für die Begrenzung der Stickstoffauswaschung mit dem Sickerwasser $N_{e(acc)}$ für verschiedene Vegetationstypen bestimmte kritische Stickstoffkonzentrationen in der Bodenlösung herangezogen werden. Bei einer Überschreitung dieser Werte sind Vegetationsveränderungen bzw. ein erhöhter Stickstoffaustrag ins Grundwasser zu erwarten (Gefährdung von Trinkwasser und Oberflächengewässern).

Eine Zusammenstellung der kritischen Stickstoffkonzentrationen in der Bodenlösung und die Strukturveränderungen verschiedener Vegetationstypen bei Überschreitung zeigt Tabelle 20.

Tabelle 20: Grenzwerte der Stickstoffkonzentration in der Bodenlösung (ICP MODELLING AND MAPPING 2008)

Vegetationstyp	$[N]_{crit} [mg\ l^{-1}]$	$[N]_{crit} [eq\ m^{-3}]$
Nadelwald → Nährstoffgleichgewicht	≤ 0,2	≤ 0,0143
Laubwald → Nährstoffgleichgewicht	≤ 0,2 - 0,4	≤ 0,0143 - 0,0276
Flechten → Moosbeeren	≤ 0,2 - 0,4	≤ 0,0143 - 0,0276
Heide → Blaubeeren	≤ 0,4 - 0,6	≤ 0,0276 - 0,0429
Blaubeeren → Gräser	≤ 1 - 2	≤ 0,0714 - 0,1429
Gräser → Krautvegetation	≤ 3 - 5	≤ 0,2143 - 0,3571

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

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

wobei:

$N_{le(acc)}$ = tolerierbare Stickstoffaustragsrate mit dem Sickerwasser [$kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$]

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

$[N]_{crit}$ = Grenzwert für die tolerierbare Stickstoffkonzentration in der Bodenlösung entsprechend natürlichem Bodenvegetationstyp nach ICP MODELLING AND MAPPING (2008)

Die Verwendung einer Grenzkonzentration für einen tolerierbaren Austrag von Stickstoff ins Grundwasser ist insofern gerechtfertigt, als es auch unter unbeeinflussten Landschaften immer schon zu einer Auswaschung von Stickstoff ins Grundwasser nach Austrocknung und Wiedervernässung von hydromorphen Böden im jährlichen oder mehrjährigen Klimazyklus kam. Die verwendeten Grenzwerte der N-Konzentration entsprechen den kritischen Werten für das Verhältnis von basischen Nährkationen zu Stickstoffionen in der Bodenlösung, deren Einhaltung zum Schutz von Vegetationskomplexen vor Nährstoffungleichgewichten ebenfalls empfohlen wird (vgl. Tabelle 21).

Tabelle 21: Kritische untere Verhältnisse von basischen Kationen zu Stickstoff-Ionen in der Bodenlösung des Wurzelraumes für ausgewählte Waldgesellschaften

Baumart	Ca:N	Mg:N	K:N	Summe Bc:N
Fichten-Waldgesellschaften	0,60	0,20	0,20	0,90
Kiefern- Waldgesellschaften	0,50	0,15	0,12	0,70
Rotbuchen- Waldgesellschaften	0,40	0,20	0,20	0,70
Eichen- Waldgesellschaften	0,40	0,20	0,20	0,70

Quelle: UBA 1996

3.6.2 Klimawandelbedingte Korrektur der tolerierbaren Stickstoffaustragsrate

Da sich die tolerierbare Stickstoffaustragsrate aus dem Produkt von Critical Limit und Sickerwasserrate am Standort ergibt, hat die klimawandelbedingte Änderung der Sickerwasserrate Einfluss auf den Critical Load. Die Methodik zur Ermittlung der Sickerwasserrate für das Basisklima und die Klimaprojektion wurde bereits in Kap. 3.4.2 dargelegt.

Die Anwendung dieser Berechnungsmethodik sowohl auf die Niederschlagsdaten des Basisklimas als auch auf die Niederschlagsdaten der Klimaprojektion des Szenarium A1B trocken 2090 - 2100 ergibt regional deutliche Unterschiede für die tolerierbare Stickstoffaustragsrate (vgl. Abbildung 16 und Abbildung 17).

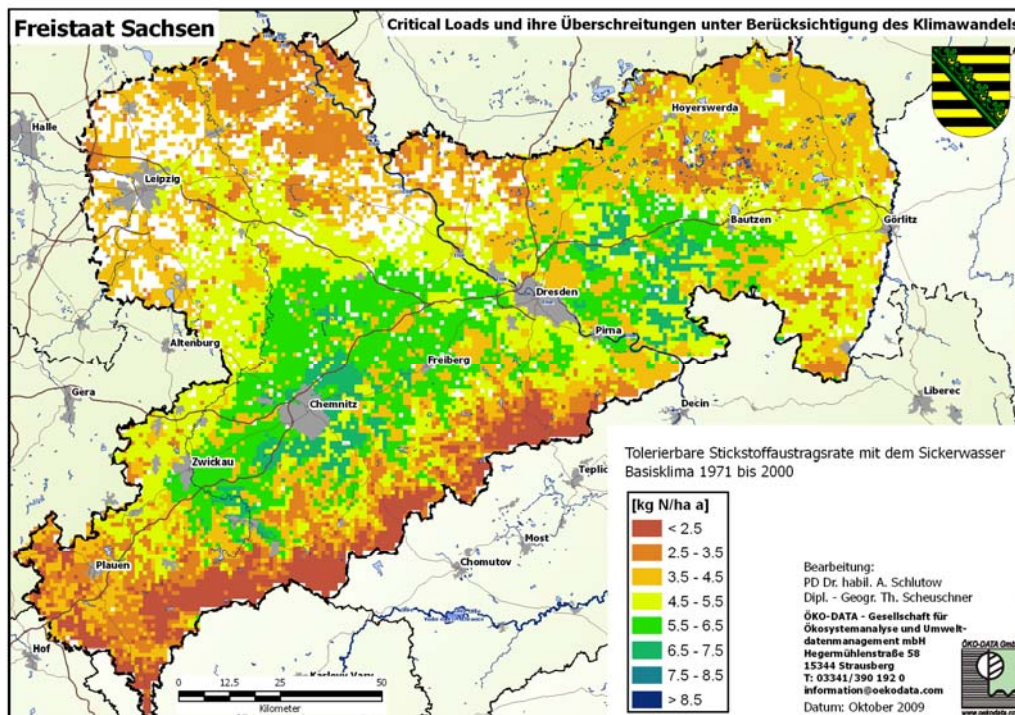


Abbildung 16: Tolerierbare Stickstoffaustragsrate - Basisklima 1971 - 2000

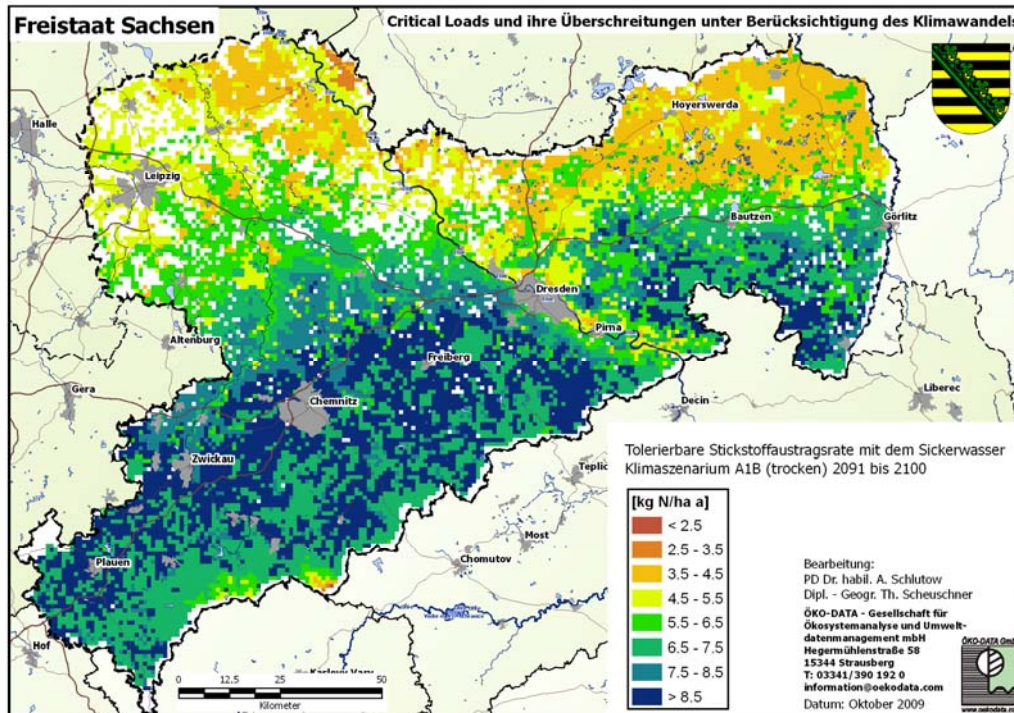


Abbildung 17: Tolerierbare Stickstoffaustragsrate - Klimaszenarium A1B (trocken) 2091 - 2100

Die tolerierbare Austragsrate von Stickstoff mit dem Sickerwasser erhöht sich annähernd flächendeckend. Ursache hierfür ist der leichte Anstieg des Niederschlages in der Jahressumme bis 2100 entsprechend dem Klimaszenarium A1B trocken und feucht in diesen Regionen. Die Jahressumme täuscht jedoch darüber hinweg, dass die Verteilung der Niederschläge im Jahrgang sich in Zukunft verändern wird. Während es in der Vegetationsperiode in den subkontinentalen und intermedialen sommerwarmen Klimazonen (Dübener-Niederlausitzer Altmoräne und im Elbtal) deutlich weniger Niederschläge im Sommer geben wird, wird die Niederschlagssumme der Wintermonate erheblich zunehmen.

In den subatlantischen winterkühlen Klimazonen der Bergregionen wird die tolerierbare Austragsrate von Stickstoff mit dem Sickerwasser abnehmen. Hier überwiegt der Einfluss der Temperaturerhöhung erhöhend auf die Evapotranspirationsrate und damit vermindernd auf die Sickerwasserrate. Somit wird zukünftig die Empfindlichkeit der Vegetation und des Grundwassers gegenüber der Akkumulation von Stickstoff im Bodenwasser besonders im Erzgebirgsvorland sowie in den unteren und mittleren Lagen des Erzgebirges zunehmen.

3.7 Ermittlung der Stickstoff-Denitrifikationsrate

3.7.1 Methodischer Ansatz für den Steady state

Die Stickstoff-Emission aus dem Boden ist in der Regel das Ergebnis mikrobieller Umsetzungsprozesse im Boden, der Denitrifikation (FOLORUNSO U. ROLSTON 1985). Das im Bodenwasser gelöste Nitrat (NO_3^-) wird zu Nitrit (NO_2^-), weiter zu Stickstoffmonoxid (NO), zu Distickstoffoxid (Lachgas = N_2O) und letztendlich zu elementarem Stickstoff (N_2) reduziert. Dies wird von Mikroorganismen durchgeführt, die bei O_2 -Mangel fähig sind, Nitrit- und Nitratsauerstoff anstelle von elementarem Sauerstoff zu verwerten. Als Energiequelle benötigen sie aber leicht verfügbaren organischen Kohlenstoff, wie er in Mineralböden nur in den obersten Bodenschichten vorkommt, in Moorböden jedoch bis in Tiefen von mehreren Metern anzutreffen ist. Die Denitrifikation findet überwiegend bei hoher Wassersättigung des Bodens (60 - 70 %), d. h. bei Sauerstoffmangel statt. In Böden mit sehr hohem organischen Kohlenstoffgehalt können die heterotrophen Bakterien aber auch bei niedrigeren Wassergehalten (< 60 %) eine hohe Denitrifikationsrate erreichen (SCHACHTSCHABEL et al. 1998). Signifikanten Einfluss hat auch die Temperatur auf die Aktivität der denitrifizierenden Bodenorganismen. So beginnen die Mikroorganismen erst bei 5 °C aktiv zu werden und steigern ihre Aktivität mit zunehmender Temperatur. Bei pH-Werten unter 6 nimmt die Aktivität der Mikroorganismen rapide ab. In sauren Böden kann aber auch eine rein chemische Umwandlung von Nitrit in gasförmige Stickoxide (NO, N_2O) erfolgen.

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

Die Stickstoff-Gesamtemission hängt überwiegend vom Gehalt an Stickstoff im Boden ab, indirekt also in hohem Maße von Stickstoffeinträgen, aber auch im hohen Maße vom Bodenwassergehalt als Lebensmilieu und dem verfügbaren Dargebot an basischen Kationen und Kohlenstoff als Nahrungsgrundlage für die Mikroorganismen. Ebenfalls eine wichtige Voraussetzung für eine hohe Aktivität der Mikroorganismen ist eine ausreichende Temperatur. Die Abschätzung der Stickstoff-Gesamtemission muss also sowohl nach nutzungsbedingten als auch nach natürlichen Standortparametern differenziert erfolgen.

Für die modellhafte flächendeckende Ermittlung der Denitrifikationsrate für den Steady state-Ansatz empfiehlt das Manual (ICP MODELLING AND MAPPING 2008) folgende Berechnungsmethode:

Bestimmung des Denitrifikationsfaktors f_{de}

DEVRIES et al. (1991) schlagen die Parameterisierung von f_{de} entsprechend Tabelle 22 vor.

Gemäß den Erkenntnissen über die die Denitrifikation bestimmenden Faktoren wurden zur Abschätzung des Denitrifikationsfaktors f_{de} für die Ökosysteme Sachsens die Eigenschaften der ver-

schiedenen Bodentypen, die entsprechend BSA200 Sachsens vorkommen, v. a. hinsichtlich ihrer Durchlüftung herangezogen.

Je höher der Tonanteil im Boden ist, desto wahrscheinlicher ist eine hohe Denitrifikationsrate. Da unter allen bisher beschriebenen Einflussfaktoren das Vorliegen von sauerstofffreien Verhältnissen und hoher Bodenfeuchte die Denitrifikationsrate am stärksten beeinflussen, erfolgte für die Critical-Load-Berechnung die Ableitung der Denitrifikationsfaktoren f_{de} mittels einer Matrix nach den Tonanteilen der einzelnen Horizontschichten. Die Denitrifikation findet unabhängig von der Vegetation statt. Deshalb ist in diesem Fall nicht die tatsächlich pflanzenartspezifische Durchwurzelungstiefe der Bereich, wo Denitrifikation stattfindet, sondern der gesamte Bereich des maximalen Wurzelraumes. Die Berechnung des mittleren Tonanteils erfolgt hier also über die Horizonte bis zur maximalen Wurzelraumtiefe.

Die Methode zur Bestimmung des effektiven Tonanteils eines Horizontes wurde in Kap. 3.2.2 beschrieben. Die Zuordnung der effektiven Tonanteile zu den Denitrifikationsfaktoren erfolgt wieder mit Hilfe der Fuzzifizierung der Zugehörigkeit, d. h. durch Bestimmung der Zugehörigkeitsgrade zu Klassen und anschließender Defuzzifizierung auf der Grundlage der BSA200, insbesondere auf der Grundlage der Leitbodenprofile der einzelnen Polygone (vgl. Tabelle 22).

Tabelle 22: Matrix zur Ermittlung der Denitrifikationsfaktoren (DEVRIES 1991)

Mittlerer Tonanteil [%]	f_{de}
< 10,5	0,1
≥ 10,5 bis < 20,0	0,1
≥ 25,0 bis < 30,0	0,2
≥ 30,0 bis < 37,5	0,3
≥ 20,0 bis < 25,0	0,2
≥ 37,5 bis < 45,0	0,3
≥ 52,5 bis < 57,5	0,3
≥ 45,0 bis < 52,5	0,3
≥ 57,5 bis < 62,5	0,3
≥ 62,5 bis < 70,0	0,5
≥ 70,0	0,5

Wenn man nun zuerst für jeden Horizont eines BSA200-Polygons einen Denitrifikationsfaktor entsprechend Tabelle 22 durch Fuzzifizierung zuordnet und diese Faktoren anschließend über alle Horizonte bis zur oberen Tiefe des Festgesteins bzw. des Grundwassertiefstandes tiefenstufengewichtet mittelt, erhält man für jedes Boden-Polygon der BSA200 einen mittleren f_{de} -Wert.

Festsetzungen für Ausnahmen:

Abweichend von der zuvor erläuterten Berechnungsvorschrift gibt es für folgende Ausnahmen fixe Festlegungen:

Für Histosole gelten folgende Werte für die f_{de} -Faktoren:

HHn, HHv, HN-GH, HNN, HNV: 0,8

Für Podsole gelten folgende Werte für die f_{de} -Faktoren:

BB-PP, BBp-PP, GG-PP, p3BBn, pBB/LFn, PP-BB, PPe, PPn, PPn/LFn: 0,1

3.7.2 Klimawandelbedingte Korrektur der Stickstoffdenitrifikationsrate

Für die modellhafte flächendeckende Ermittlung der Denitrifikationsrate im Zusammenhang mit der Bestimmung von Critical Loads unter Berücksichtigung des Klimawandels wird der folgende Ansatz angewendet, da er auch den sich im Zuge des Klimawandels verändernden Einfluss von Temperatur und Bodenfeuchte berücksichtigt (im Gegensatz zum Steady state-Ansatz der Bestimmung eines Denitrifikations-Faktors in alleiniger Abhängigkeit vom Tongehalt des Bodens):

Der nichtlineare Ansatz von SVERDRUP u. INESON (1993) basiert auf dem Michealis-Menten-Reaktions-Mechanismus und bezieht die kinetischen Verhältnisse in die Kalkulation der Denitrifikation mit ein.

$$N_{de} = \frac{k(N_{dep} - N_i - N_u)}{K + (N_{dep} - N_i - N_u)}$$

wobei:

K = Sättigungskoeffizient (konstant 2900 eq ha⁻¹ a⁻¹)

k = Denitrifikationsratenkoeffizient

k ist eine Funktion von Temperatur, Bodenfeuchte und pH wie folgt:

$$k = k_0 \cdot f(T) \cdot g(w) \cdot h(pH)$$

wobei:

k₀ = kinetische Ratenkonstante (1710eq ha⁻¹ a⁻¹)

T = Temperatur (°C)

w = relative Wassersättigung des Bodens (auch als relative Feldkapazität bezeichnet) (m³/m³)

pH = pH der Bodenlösung

Die Funktionsvariablen f, g und h werden ermittelt durch:

$$f(T) = 10^{5660 \left(\frac{1}{281} - \frac{1}{273+T} \right)}$$

$$g(w) = \frac{5,96w}{0,96 + w}$$

$$h(pH) = 0,408 \cdot pH^2 - 2,7808 \cdot pH + 5,15$$

Da gelten soll, dass die Deposition von N nur so hoch sein soll, dass sich keine Veränderungen im Ökosystem ergeben, gilt für die Berechnung von N_{de} :

$$N_{dep} = N_{dep(acc)} \text{ mit } N_{dep(acc)} = CL_{nut}(N).$$

wobei:

$N_{dep(acc)}$ = akzeptable Depositionsrate von eutrophierendem Stickstoff ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$); entspricht dem $CL_{nut}N$ für den Steady state-Ansatz (s. Kap. 3.7.1).

Die Anwendung dieser Berechnungsmethodik auf die Klimaprojektion des Szenarium A1B (trocken) 2091 - 2100 (= worst case) ergibt erhebliche Unterschiede für die Stickstoffdenitrifikationsrate (vgl. Abbildung 18 und Abbildung 19). So wird die Denitrifikationsrate der Böden höher aufgrund der zunehmenden Temperaturen (Ausnahme: Hochlagen des Erzgebirges). Gleichzeitig wirkt sich auch der Einfluss zunehmender Niederschläge in der Jahressumme erhöhend auf die Denitrifikationsrate aus. Könnte man saisonale Schwankungen der Niederschlagsarten (im Winter zunehmend, im Sommer abnehmend) in die Critical Loads-Berechnung einbeziehen, würde sich die Entwicklung der Denitrifikationsrate relativieren, d. h. weniger deutlich ansteigen.

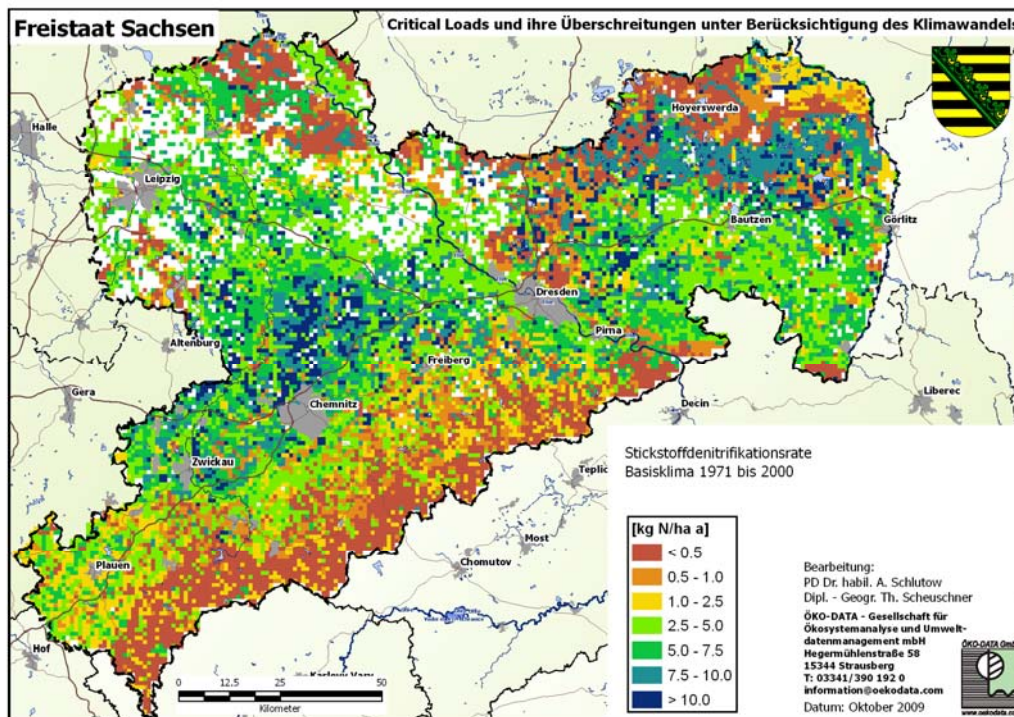


Abbildung 18: Stickstoffdenitrifikationsrate - Basisklima 1971 - 2000

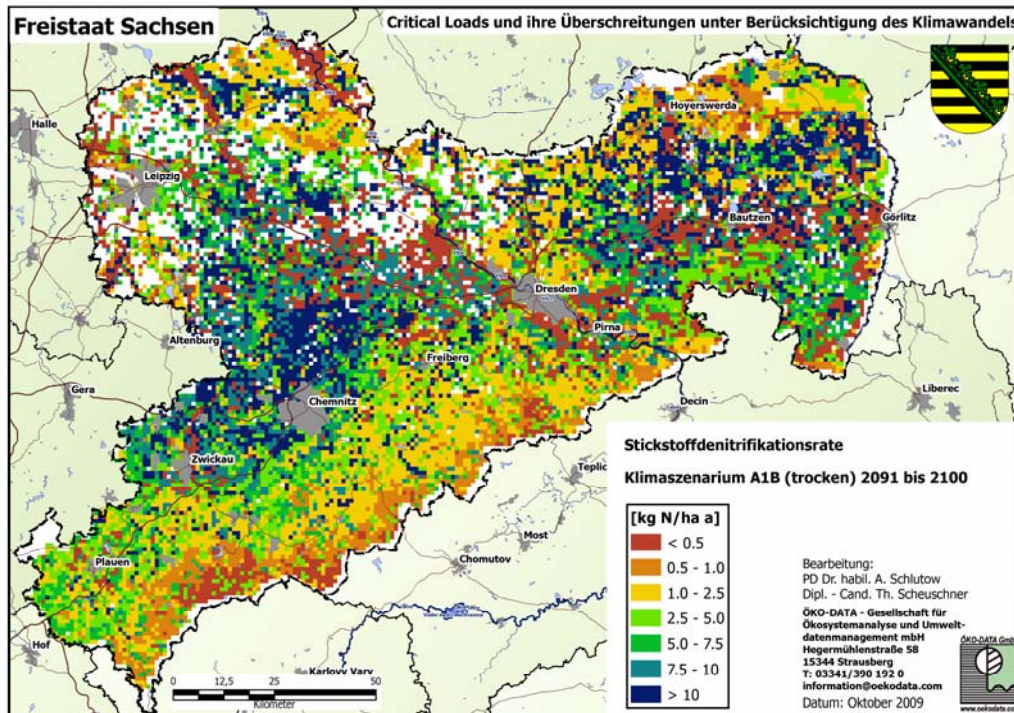


Abbildung 19: Stickstoffdenitrifikationsrate – Klimaszenarium A1B (trocken) 2091 - 2100

4 Ergebnisse der Critical-Loads-Berechnung

4.1 Kritische Belastungsgrenzen für Säureeinträge durch Schwefel- und Stickstoffverbindungen

4.1.1 Kritische Belastungsgrenzen für Säureeinträge im Basisklima

Im Ergebnis der Critical-Loads-Berechnung für die Wälder und waldfreien naturnahen Standorte im Basisklima werden gegenüber früheren Berechnungen erheblich mehr Ökosysteme als sehr sensitiv gegenüber Säureeinträgen ausgewiesen. Das resultiert vor allem daher, dass die Deposition basischer Kationen mit dem jeweils niedrigsten Depositionsniveau im Meßzeitraum 1989-2006 in die Berechnung der Critical Loads für Säureeinträge als Senke der Säurebelastung eingeht. Dadurch soll gewährleistet werden, dass eine möglichst gute Annäherung an eine natürliche (nicht anthropogen beeinflusste) Depositionssituation angenommen wird, was der Definition des Critical Loads für den steady state entspricht. Eine natürliche Deposition basischer Kationen findet immer statt, insbesondere aufgrund von Erosion aus basenreichen Böden oder aus der Flugasche von Waldbränden und ähnlichem. Da im Jahr 2006 sehr viel weniger basische Kationen aus anthropogen bedingten Flugaschen oder sonstigen basischen Stäuben deponiert wurden ($200 \text{ eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bis $400 \text{ eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) als die Jahre vorher, steht weniger Säureneutralisationskapazität im Ökosystem zur Verfügung; der Critical Load verringert sich. Dennoch ist diese rückläufige Entwicklung der anthropogenen Staubbelastungen begrüßenswert. Hinzu kommt, dass genauere Eingangsdaten zur Verfügung standen (vgl. Kapitel 3) und die methodischen Ansätze weiter verfeinert wurden (vgl. Kapitel 2).

Abbildung 20 zeigt die regionale Verteilung der Critical Loads für Säureeinträge im Basisklima. Dabei ist zu beachten, dass die Rastergrids vollflächig in der Klassenfarbe des schutzbedürftigen Rezeptors mit dem größten Flächenanteil (mindestens jedoch 10 % Flächenanteil im Grid) erscheinen. Die dargestellte Klasse des Critical Loads z. B. in der Leipziger Tiefebene bezieht sich demnach meist auf eine kleine Grünlandfläche (Ackerrandstreifen) oder eine Hecke in der Feldflur. Der Critical Load bezieht sich hier nicht auf den Acker selbst, der nicht als schutzbedürftiger Rezeptor in die Bestimmung von Critical Loads einbezogen wurde, aber bis zu 90 % Flächenanteil im Rastergrid aufweisen kann. Wollte man die realen Rezeptorflächen darstellen, wären diese kleinen, aber ökologisch bedeutenden Rezeptorflächen auf der Karte im Maßstab 1:200.000 nicht mehr erkennbar.

Die statistische Flächenverteilung der Critical Loads für Säureeinträge im Basisklima (vgl. Tabelle 23) widerspiegelt jedoch die realen Flächenanteile.

Die aktuelle Kartierung der ökologischen Belastungsgrenzen für Säureeinträge in Sachsen (vgl. Abbildung 20) steht in guter Übereinstimmung mit den entsprechenden deutschen bzw. europaweiten Karten (vgl. Abbildung 21).

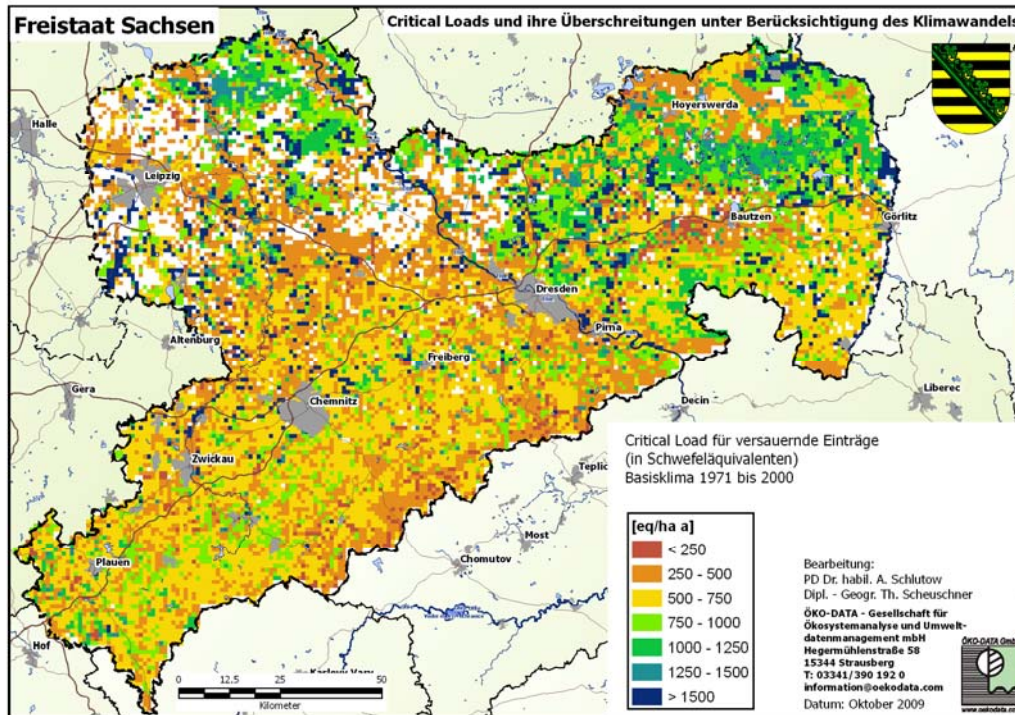
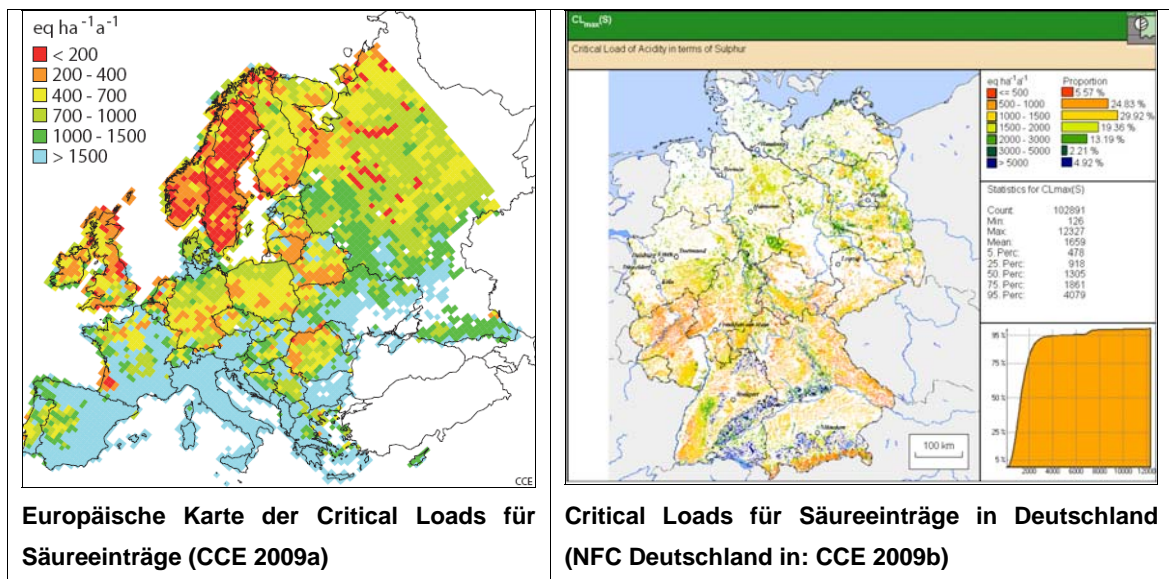


Abbildung 20: Regionale Verteilung der Critical Loads für Säureinträge im Basisklima 1971 - 2000



Europäische Karte der Critical Loads für Säureinträge (CCE 2009a)

Critical Loads für Säureinträge in Deutschland (NFC Deutschland in: CCE 2009b)

Abbildung 21: Critical Loads für Säureinträge in Deutschland und Europa (CCE 2009)

Tabelle 23: Statistische Verteilung der Critical Loads für Säureeinträge im Basisklima

Critical Load [eq ha ⁻¹ a ⁻¹]	Bewertung	Flächenanteil an der Rezeptorfläche Sachsens [%]
<250	sehr niedrig	2,7
≥ 250 bis < 500	niedrig	25,5
≥ 500 bis < 750	niedrig bis mittel	34,5
≥ 750 bis < 1000	mittel	18,3
≥ 1000 bis < 1250	mittel bis hoch	10,8
≥ 1250 bis < 1500	hoch	3,1
≥ 1500	sehr hoch	5,1

Auf einzelne Regionen bezogen werden die Critical Loads in Tabelle 24 diskutiert. Der Einflussfaktor mit der höchsten Sensitivität ist die Freisetzungsrates basischer Kationen aus dem Substrat durch Verwitterung. Aber auch die zulässige Auswaschungsrate kann einen hohen Anteil am Critical Load annehmen.

Tabelle 24: Regionale Verteilung der kritischen Belastbarkeitsgrenzen für Säureeinträge in Sachsen

Belastbarkeitsgrenzwert im Bereich	Betroffene Region Sachsens	Begründung durch die Haupteinflussfaktoren
sehr niedrig	Sandmagerrasen in der nördlichen Niederlausitz (Muskauer Heide-Hoyerswerda-Bernsdorf)	Verwitterungsrate basischer Kationen: sehr gering auf Kippregosol, Ranker oder Braunerde-Podsol ; Ernteentzug basischer Kationen: sehr gering, da geringe Bodenfruchtbarkeit und hohe Trockenheit; Deposition basischer Kationen: gering bis mittel; Critical Limit: Al-Auswaschung für Bodenstabilität (sehr geringe Al-Auswaschung zulässig).
sehr niedrig bis niedrig	Fichtenwälder der hohen Lagen des West-Erzgebirges, oberes Vogtland	Verwitterungsrate basischer Kationen: gering auf Podsol-Braunerden bei sehr niedriger Temperatur; Ernteentzug basischer Kationen: mittel bei geringer Bodenfruchtbarkeit, aber guter Wasserversorgung; Deposition basischer Kationen: mittel bis hoch; Auswaschungsrate von Säureneutralisationskapazität: sehr hoch aufgrund hoher Niederschläge, aber Critical Limit: Al/Bc für Pflanzentoxizität niedrig, sehr empfindliche Nadelholzbestände.

Belastbarkeitsgrenzwert im Bereich	Betroffene Region Sachsens	Begründung durch die Haupteinflussfaktoren
niedrig	natürliches Grünland der Leipziger Sandlössebene, des unteren Vogtlandes und der Westlausitzer Platte	Verwitterungsrate basischer Kationen: niedrig bis mittel ; Ernteentzug basischer Kationen: niedrig bis mittel, da mittlere Bodenfruchtbarkeit; Deposition basischer Kationen: sehr gering; Critical Limit: pH-Wert für Erhalt des Pufferbereiches.
mittel	natürliches Grünland der Oberlausitz, des Sächsisch-Thüringischen Lösshügellandes und Erzgebirgsvorlandes sowie in der Dübener Altmoräne	Verwitterungsrate basischer Kationen: mittel bis hoch; Ernteentzug basischer Kationen: sehr hoch, da gute Bodenfruchtbarkeit; Deposition basischer Kationen: mittel-hoch; Critical Limit: pH-Wert für Erhalt des Pufferbereiches.
mittel	Kiefernwälder der trockenen Sandflächen der nördlichen Niederlausitz, der Westlausitzer Platte und der Dübener Altmoräne	Verwitterungsrate basischer Kationen: gering bis mittel auf trockenen Sandböden; Ernteentzug basischer Kationen: sehr gering, da geringe Bodenfruchtbarkeit; Deposition basischer Kationen: gering; Critical Limit: Bc/Al für Pflanzentoxizität, sehr empfindliche Nadelholzbestände.
mittel	(Kiefern-) Fichtenwälder des Elbsandsteingebirges, Zittauer Gebirges und der mittleren Berglagen des Erzgebirges	Verwitterungsrate basischer Kationen: sehr gering auf Podsol-Braunerden; Ernteentzug basischer Kationen: gering-mittel; Deposition basischer Kationen: hoch; Auswaschungsrate von Säureneutralisationskapazität: mittel-hoch aufgrund mittlerer bis hoher Niederschläge, aber Critical Limit: Al/Bc für Pflanzentoxizität niedrig, sehr empfindliche Nadelholzbestände.

Belastbarkeitsgrenzwert im Bereich	Betroffene Region Sachsens	Begründung durch die Haupteinflussfaktoren
hoch	Kiefernwälder der Niederlausitzer Niederungen (Gürtel zwischen Rottenburg-Königswartha-Kamenz), Niederungen des Moritzburger Hügellandes und der Dübener Altmoräne	Verwitterungsrate basischer Kationen: hoch auf Sand- und Lehmgleyen; Ernteentzug basischer Kationen: sehr gering, da Kiefern auf Gleyen nur ein niedriges Ertragspotenzial aufweisen; Deposition basischer Kationen: gering-mittel; Auswaschungsrate von Säureneutralisationskapazität: sehr gering aufgrund geringer Niederschläge, aber Critical Limit: Al/Bc für Pflanztoxizität niedrig, sehr empfindliche Nadelholzbestände.
mittel	Buchenwälder des Erzgebirgsvorlandes	Verwitterungsrate basischer Kationen: mittel auf Braunerde; Ernteentzug basischer Kationen: mittel bei mittlerer Bodenfruchtbarkeit; Deposition basischer Kationen: hoch; Auswaschungsrate von Säureneutralisationskapazität: mittel-hoch aufgrund mittlerer bis hoher Niederschläge; Critical Limit: Al/Bc für Pflanztoxizität mittel, wenig empfindliche Laubholzbestände.
mittel	Eichenwälder des Lausitzer Lösshügellandes und der Leipziger Sandlöss-Ebene	Verwitterungsrate basischer Kationen: mittel auf Sandlöss; Ernteentzug basischer Kationen: hoch, da hohe Bodenfruchtbarkeit und gute Wasserversorgung; Deposition basischer Kationen: hoch; Auswaschungsrate von Säureneutralisationskapazität: sehr gering aufgrund geringer Niederschläge, und Critical Limit: Al/Bc für Pflanztoxizität hoch, wenig empfindliche Laubholzbestände.

Belastbarkeitsgrenzwert im Bereich	Betroffene Region Sachsens	Begründung durch die Haupteinflussfaktoren
hoch	Fichtenwälder des Lausitzer Lösshügellandes, des Erzgebirgsvorlandes und des Oberlausitzer Berglandes	Verwitterungsrate basischer Kationen: hoch auf Löss; Ernteentzug basischer Kationen: mittel bis hoch, da gute Bodenfruchtbarkeit; Deposition basischer Kationen: hoch bis sehr hoch; Auswaschungsrate von Säureneutralisationskapazität: mittel aufgrund mittlerer Niederschläge, aber Critical Limit: Al/Bc für Pflanzentoxizität niedrig, sehr empfindliche Nadelholzbestände.
sehr hoch	Feuchtgrünland und Erlen-Eschenwälder in den Flussauen des Elbtals, des Neiße-tals, der Leipziger Ebene, im Sächsischen Lösshügelland, im Erzgebirgsvorland	Verwitterungsrate basischer Kationen: sehr hoch auf Auengleyen; Entzug basischer Kationen: gering, da nur sehr extensive Nutzung von Feuchtgrünland, Seggen- u.a. Röhrichten sowie Erlen- und Eschenwäldern; Deposition basischer Kationen: mittel; Auswaschungsrate von Säureneutralisationskapazität: gering bis mittel aufgrund geringer Sickerwasserrate; Critical Limit: Bc/Al für Pflanzentoxizität, überwiegend wenig empfindliche Laubholzbestände und Frischwiesen mit niedrigem Bc/Al-Limit, breiter natürlicher Pufferbereich für Löss- und Auenböden.

4.1.2 Klimawandelbedingte Korrektur der Critical Loads für Säureeinträge

Da ein Teil der Parameter, die Eingang in die Critical-Loads-Formel finden, von Temperatur und Feuchte abhängen, wurde geprüft, ob auch die resultierenden Critical Loads sich mit dem Klimawandel ändern. Mit Blick auf die Statistik der Flächenanteile in den Klassen der Critical Loads (vgl. Tabelle 25) zeigt sich, dass dies für Säureeinträge nicht der Fall ist.

Tabelle 25: Statistische Verteilung der Critical Loads für Säureeinträge für die Klimaszenarien A1B (trocken) und A1B (feucht) im Vergleich zum Basisklima

Critical Load [eq ha ⁻¹ a ⁻¹]	Flächenanteil an der Rezeptorfläche Sachsens [%]		
	Basisklima	A1B (feucht) 2091-2100	A1B (trocken) 2091-2100
<250	2,7	2,5	2,4
≥ 250 bis < 500	25,5	23,9	24,3
≥ 500 bis < 750	34,5	34,2	34,4
≥ 750 bis < 1000	18,3	15,6	15,5
≥ 1000 bis < 1250	10,8	8,9	8,6
≥ 1250 bis < 1500	3,1	9,3	9,3
≥ 1500	5,1	5,6	5,5

Wie in Kap. 3.2.6 ausgewiesen, ergeben sich keine deutlichen Unterschiede hinsichtlich der Freisetzungsrates basischer Kationen durch Verwitterung zwischen dem Basisklima 1971 - 2000 und der Dekade 2091 - 2100 der Klimaszenarien A1B (feucht/trocken). Obwohl die Temperatur Einfluss auf die Verwitterungsrate hat, ist doch dieser Einfluss offenbar nur sehr gering. Der Vergleich der kritischen Austragsrate von Säureneutralisationskapazität zwischen der Verwendung der Niederschlagsdaten des Basisklimas und den Niederschlagsdaten der Klimaprojektion des Szenariums A1B(trocken) 2090 - 2100 ergab regional deutliche Unterschiede (vgl. Kap. 3.4.2). In einigen Regionen nimmt die kritische Auswaschungsrate ab, weil der Niederschlag und damit die Sickerwasser-rate abnehmen, demzufolge steigt hier der Critical Load für Säureeinträge an, weil weniger Säureneutralisationskapazität durch Auswaschung verloren geht.

Insbesondere im Erzgebirgsvorland, im unteren Vogtland, im Sächsisch-Thüringischen Lösshügelland, in der Dübener Heide und in der Leipziger Sandlössebene, also in der mittleren Westhälfte des Freistaates, wirkt sich diese Entwicklung aus. Dabei zeigt die Zunahme der Critical Loads für das Klimaszenarium A1B (feucht) in der Gesamtheit keine wesentlichen Unterschiede zum Szenarium A1B (trocken) (vgl. Abbildung 22, Abbildung 23 und Abbildung 24).

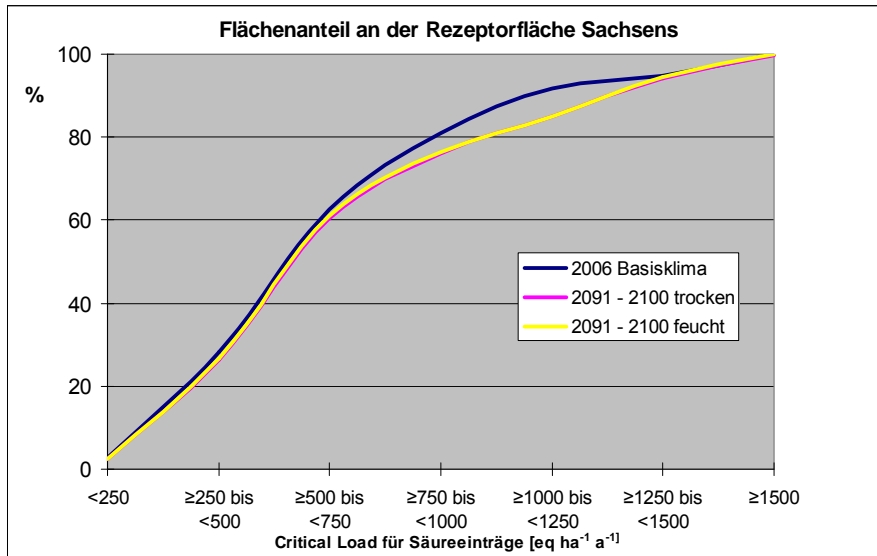


Abbildung 22: Veränderung der Critical Loads für Säureeinträge unter Einfluss des Klimawandels

Insgesamt bleibt aber festzustellen, dass bei den Critical Loads für Säureeinträge im Gegensatz zu denen für Eutrophierung (siehe Kapitel 4.2) keine statistisch signifikanten Veränderungen im Verlauf des Klimawandels zu erwarten sind.

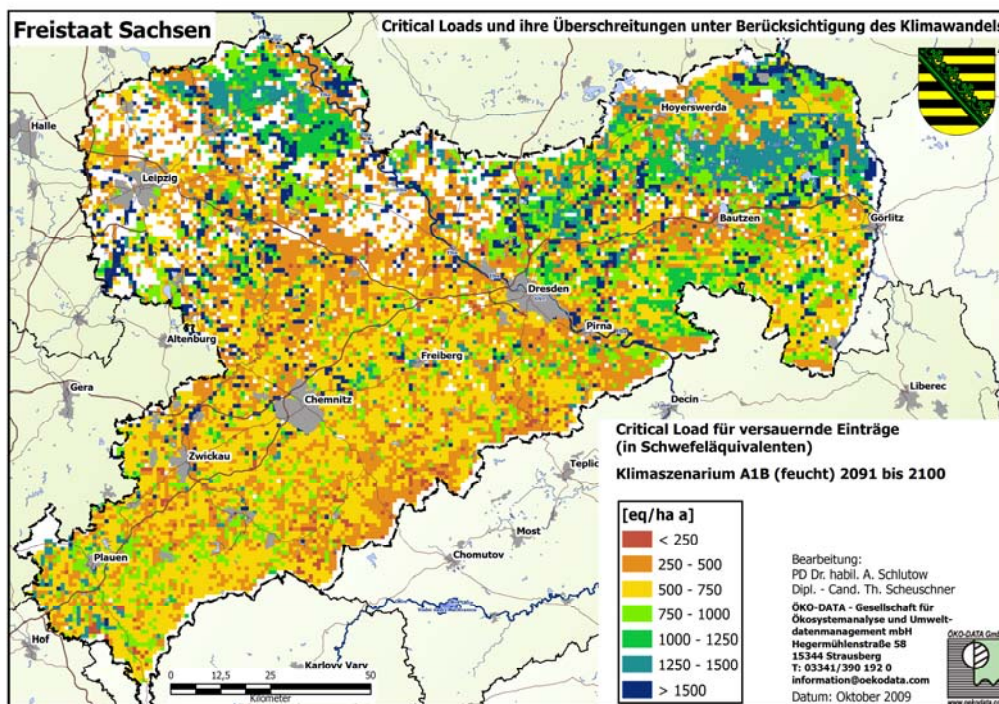


Abbildung 23: Critical Loads für versauernde Einträge für das Klimaszenarium A1B (feucht) 2091 – 2100

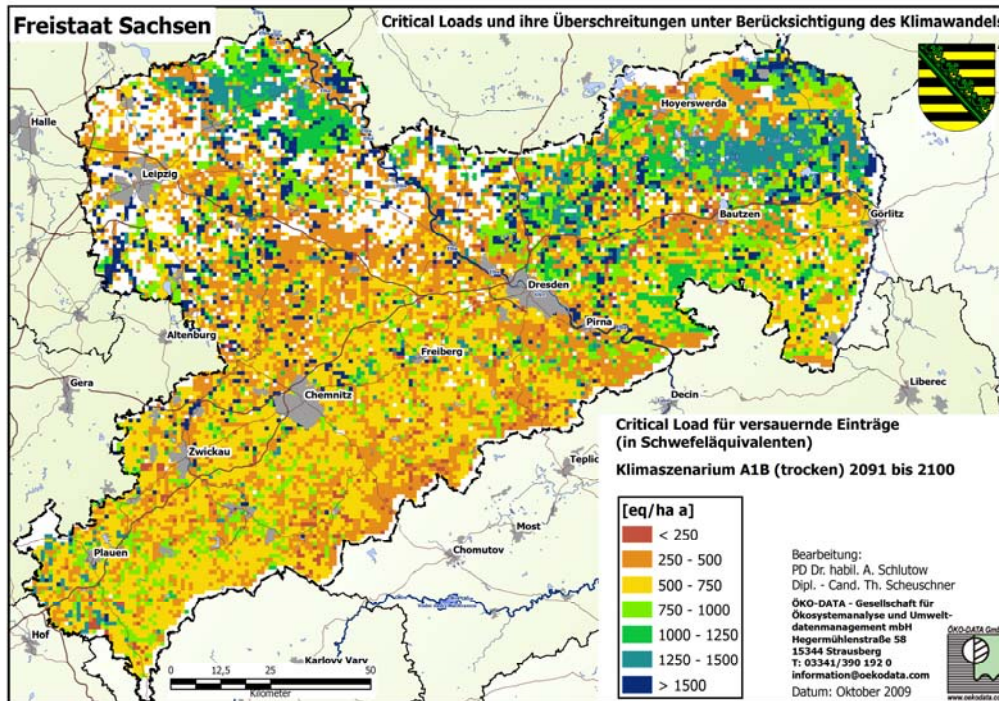


Abbildung 24: Critical Loads für versauernde Einträge für das Klimaszenarium A1B (trocken) 2091 – 2100

Die statistische Auswertung der Critical Loads (vgl. Tabelle 26) zeigt über den gesamten Prognosezeitraum jedoch einen gewissen Trend dahingehend, dass sich nur die Critical Loads erhöhen, die ohnehin auch im Basisklima schon sehr hoch waren. Die Minima bleiben annähernd unverändert, die Mediane haben eher einen leicht abnehmenden Trend.

Tabelle 26: Statistik der Critical Loads für versauernde Einträge ($CL_{max,S}$) in $eq\ ha^{-1}\ a^{-1}$

Klimaszenarium A1B(feucht) und Basisklima					
Zeitraum	Min	5er Perz	Median	95er Perz.	Max.
1971-2000	128	234	438	1563	11670
2011-2020	166	274	633	1673	11823
2021-2030	153	275	628	1681	11993
2031-2040	156	278	624	1704	12355
2041-2050	156	278	623	1714	12442
2051-2060	153	279	618	1710	12435
2061-2070	157	281	619	1746	12814
2071-2080	155	283	611	1759	13033
2081-2090	159	284	599	1768	13201
2091-2100	159	284	612	1772	13146

Klimaszenarium A1B(trocken) und Basisklima					
Zeitraum	Min	5er Perz	Median	95er Perz.	Max.
1971-2000	128	234	438	1563	11670
2011-2020	152	275	621	1669	11930
2021-2030	154	276	617	1672	12015
2031-2040	156	278	623	1711	12431
2041-2050	153	279	618	1714	12483
2051-2060	154	280	612	1708	12448
2061-2070	162	280	626	1744	12750
2071-2080	156	284	609	1758	13040
2081-2090	158	285	602	1767	13170
2091-2100	157	285	608	1764	13135

Die Korrelation der CL-Werte mit dem Niederschlag (vgl. Abbildung 25) ist deutlicher ausgeprägt als die Korrelation mit der Temperatur (vgl. Abbildung 26).

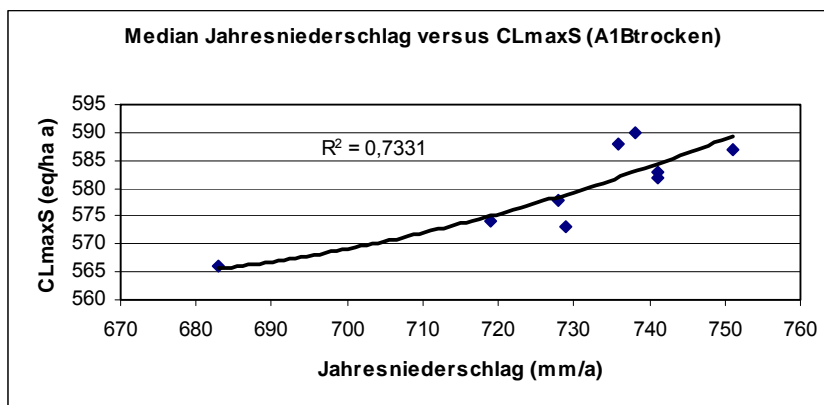


Abbildung 25: Abhängigkeit des CL_{max}S vom Jahresniederschlag (R² = Korrelationskoeffizient)

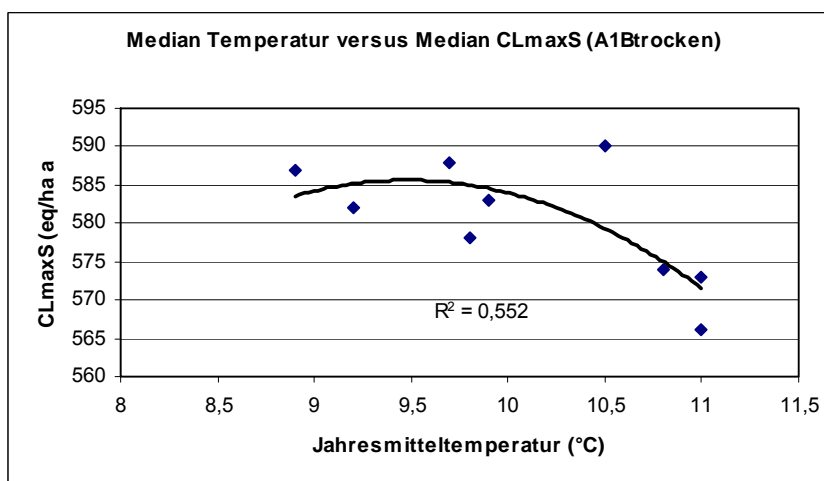


Abbildung 26: Abhängigkeit des CL_{max}S von der Jahresmitteltemperatur (R² = Korrelationskoeffizient)

4.2 Kritische Belastungsgrenzen der eutrophierenden Stickstoffeinträge

4.2.1 Kritische Belastungsgrenzen der eutrophierenden Stickstoffeinträge im Basisklima

Die Critical Loads für eutrophierende Stickstoffeinträge im Basisklima haben sich gegenüber früheren Berechnungen erhöht. Grund hierfür ist ein Methodenwechsel nach der Revision des international abgestimmten Manuals (ICP MAPPING AND MODELLING 2008), wonach die tolerierbare Stickstoffaustragsrate mit dem Sickerwasser nunmehr für viele Ökosystemtypen deutlich höher als bisher angesetzt wird. Der bisher auch in Deutschland verfolgte Ansatz, laterale Stoffflüsse im fließenden Grund- und Stauwasser zu begrenzen, wird nicht weiter verfolgt, seitdem die Qualität der Grund- und Oberflächengewässer sich soweit verbessert hat, dass Grenzwerte der N-Konzentration i.d.R. nicht mehr überschritten werden. Schutzgut ist nunmehr in anhydromorphen Ökosystemen (mit nicht grund- oder stauwasserbeeinflusster Vegetation) die Vegetation selbst (vgl. Kap. 3.6.1) und ihr Anspruch an ein harmonisches Nährstoffgleichgewicht. Die Ergebnisse der CL-Berechnung nach dieser revidierten Methode entsprechen im Wesentlichen nun auch den empirischen Critical Loads nach der Liste von ACHERMANN u. BOBBINK (2003).

Abbildung 27 zeigt die regionale Verteilung der Critical Loads für eutrophierende Stickstoffeinträge im Basisklima. Dabei ist ebenso wie bei den Critical Loads für Säureeinträge zu beachten, dass die Rastergrids vollflächig in der Klassenfarbe des schutzbedürftigen Rezeptors mit dem größten Flächenanteil (mindestens jedoch 10 % Flächenanteil im Grid) erscheinen. Die dargestellte Klasse des Critical Loads z. B. in der Leipziger Tiefebene bezieht sich demnach meist auf eine kleine Grünlandfläche (Ackerrandstreifen) oder eine Hecke in der Feldflur. Der Critical Load bezieht sich hier nicht auf den Acker selbst, der nicht als schutzbedürftiger Rezeptor in die Bestimmung von Critical Loads einbezogen wurde, aber bis zu 90 % Flächenanteil im Rastergrid aufweisen kann. Wollte man die realen Rezeptorflächen darstellen, wären diese kleinen, aber ökologisch bedeutenden Rezeptorflächen auf der Karte im Maßstab 1:200.000 nicht mehr erkennbar.

Die statistische Flächenverteilung der Critical Loads für eutrophierende Stickstoffeinträge im Basisklima (vgl. Tabelle 27) widerspiegelt jedoch die realen Flächenanteile.

Die nach der Neuberechnung für den Freistaat Sachsen ausgewiesenen Critical Load für eutrophierende Stickstoffeinträge finden sich auch in den entsprechenden Karten für Europa bzw. Deutschland wieder, allerdings in gröberer Klassifizierung (vgl. Abbildung 30).

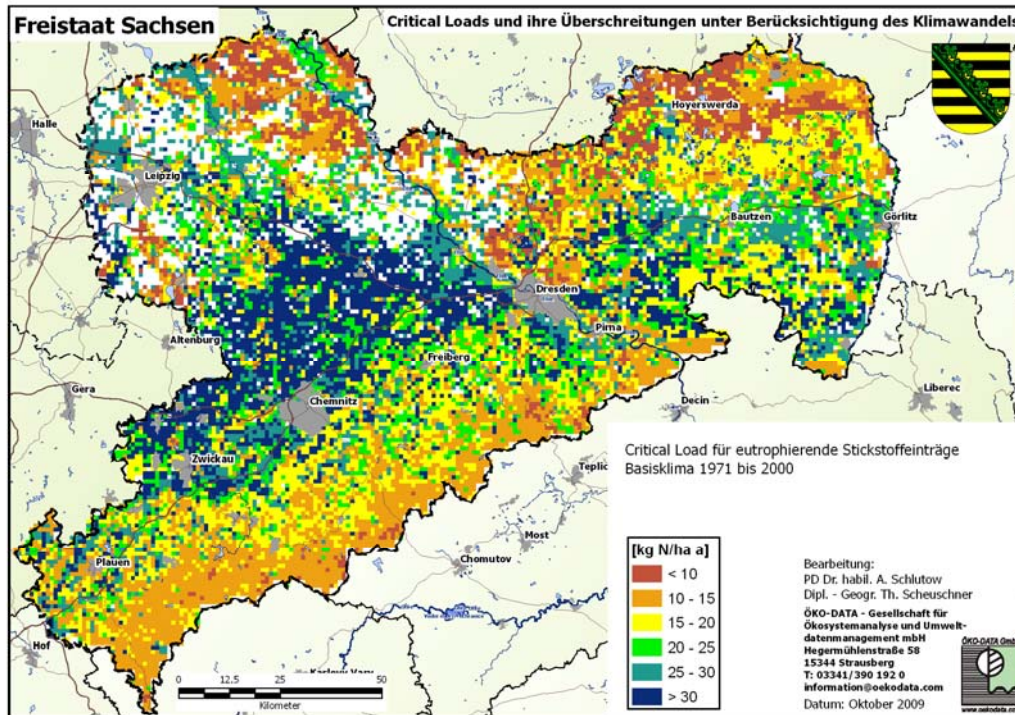


Abbildung 27: Regionale Verteilung der Critical Loads für eutrophierende Stickstoffeinträge im Basisklima 1971 – 2000

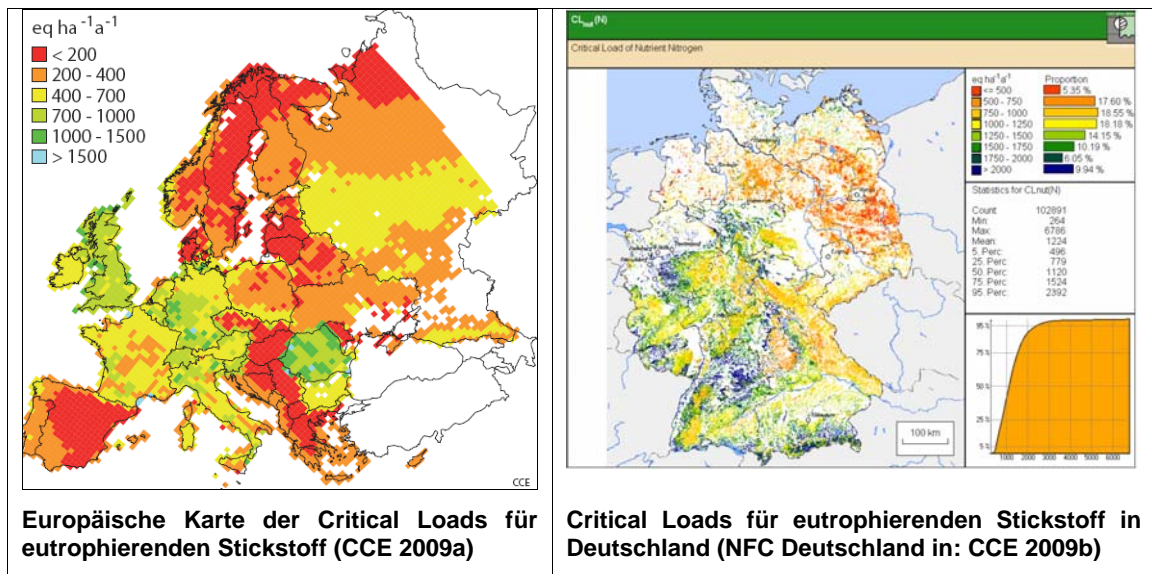


Abbildung 28: Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff in Deutschland und Europa (CCE 2009)

Tabelle 27: Statistische Verteilung der Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff im Basisklima 1971 - 2000

Critical Load [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	Bewertung	Flächenanteil an der Rezeptorfläche Sachsens [%]
< 10	sehr niedrig	22,7
≥ 10 bis < 15	niedrig	37,0
≥ 15 bis < 20	mittel	19,7
≥ 20 bis < 25	hoch	7,4
≥ 25 bis < 30	hoch	6,5
≥ 30	sehr hoch	6,7

Die regionale Differenzierung der Critical Loads wird in Tabelle 28 diskutiert.

Tabelle 28: Regionale Verteilung der kritischen Belastbarkeitsgrenzen für Stickstoffeinträge im Basisklima

Belastbarkeitsgrenzwert im Bereich	betroffene Region Sachsens	Begründung durch die Haupteinflussfaktoren
sehr niedrig	Fichtenwälder der hohen Lagen des Erzgebirges	<p>Ernteentzug N: sehr gering, da</p> <ul style="list-style-type: none"> • Derbholzzuwachsrate sehr gering, da geringe Bodenfruchtbarkeit und kurze Vegetationszeit; • N-Gehalt des Fichtenholzes ist sehr niedrig. <p>Immobilisierungsrate: hoch, da</p> <ul style="list-style-type: none"> • bei überwiegenden podsolierten Braunerden hohe N-Festlegungsrate in der Humusauflage; • aufgrund niedriger Temperaturen; • geringe Mineralisationsrate, da saurer Humus aufgrund Nadelholzstreu (Humusform: überwiegend Rohhumus) und saurem Mineralboden schwer abbaubar ist. <p>Tolerierbare N-Auswaschungsrate: sehr gering, da kritische N-Konzentration für saure Fichtenwälder sehr niedrig sein muss.</p> <p>Denitrifikationsrate: sehr niedrig, da effiziente. Feldkapazität sehr gering.</p>

Belastbarkeitsgrenzwert im Bereich	betroffene Region Sachsens	Begründung durch die Haupteinflussfaktoren
sehr niedrig	Kiefernwälder der trockenen Sandflächen der nördlichen Niederlausitz, der Westlausitzer Platte und der Dübener Altmoräne	<p>Ernteentzug N: sehr gering, da</p> <ul style="list-style-type: none"> • Kiefern geringes Holzertragspotenzial aufweisen; • N-Gehalt des Kiefernholzes sehr niedrig; • Derbholzzuwachsrate gering-mittel, da sehr geringe Bodenfruchtbarkeit. <p>Immobilisierungsrate: niedrig, da</p> <ul style="list-style-type: none"> • niedrige Mineralisationsrate, da saurer Humus aufgrund Nadelholzstreu (Humusform: überwiegend rohhumusartiger Moder) und saurem Mineralboden schwer abbaubar ist; • aufgrund relativ hoher Temperaturen. <p>Tolerierbare N-Auswaschungsrate: gering-mittel, da kritische N-Konzentration für Kiefernwälder mittel sein muss.</p> <p>Denitrifikationsrate: sehr niedrig, da effiziente Feldkapazität sehr gering.</p>
niedrig	(Kiefern-) Fichtenwälder des Elbsandsteingebirges, Zittauer Gebirges, des oberen Vogtlandes und der mittleren Berglagen des Erzgebirges	<p>Ernteentzug N: gering, da</p> <ul style="list-style-type: none"> • Derbholzzuwachsrate gering, da geringe Bodenfruchtbarkeit; • N-Gehalt des Fichten- oder Kiefernholzes ist sehr niedrig. <p>Immobilisierungsrate: mittel-hoch, da</p> <ul style="list-style-type: none"> • bei überwiegenden podsolierten Braunerden hohe N-Festlegungsrate in der Humusaufgabe; • aufgrund mittlerer Temperaturen; • geringe Mineralisationsrate, da saurer Humus aufgrund Nadelholzstreu (Humusform: überwiegend Rohhumus) und saurem Mineralboden schwer abbaubar ist. <p>Tolerierbare N-Auswaschungsrate: gering-mittel, da kritische N-Konzentration niedrig-mittel sein muss.</p> <p>Denitrifikationsrate: sehr niedrig, da effiziente Feldkapazität sehr gering.</p>

Belastbarkeitsgrenzwert im Bereich	betroffene Region Sachsens	Begründung durch die Haupteinflussfaktoren
niedrig-mittel	Sandmagerrrasen und Heiden in der Niederlausitz und Thien-dorfer Heide (ehemalige Truppenübungsgebiete)	<p>Immobilisierungsrate: gering aufgrund relativ hoher Jahresmitteltemperaturen.</p> <p>Ernteentzug N: niedrig, da nur geringfügige Nutzung bei Pflege von Grünland und Heiden in NSG/FFH, aber N-Gehalt in der Erntemasse hoch.</p> <p>Denitrifikationsrate: sehr niedrig, da effiziente Feldkapazität sehr gering.</p> <p>Tolerierbare N-Auswaschungsrate: hoch, da hohe Sickerwasserrate aufgrund niedriger Interzeption.</p>
mittel	Kiefernwälder der Niederlausitzer Niederungen (Gürtel zwischen Rothenburg-Königswartha-Kamenz), Niederungen des Moritzburger Hügellandes und der Dübener Altmoräne	<p>Ernteentzug N: gering-mittel, da</p> <ul style="list-style-type: none"> • Kiefern geringes Holzertragspotenzial aufweisen; • N-Gehalt des Kiefernholzes sehr niedrig; • Derbholzzuwachsrates mittel, da mittlere Bodenfruchtbarkeit aufgrund guter Wasserversorgung. <p>Immobilisierungsrate: mittel, da</p> <ul style="list-style-type: none"> • hoch wegen Sauerstoffmangel im wassergesättigten Boden; • niedrig aufgrund relativ hoher Temperaturen. <p>Tolerierbare N-Auswaschungsrate: gering-mittel, da kritische N-Konzentration für Kiefernwälder mittel sein muss.</p> <p>Denitrifikationsrate: sehr hoch, da Wassergehalt des Bodens sehr hoch.</p>
hoch	Buchenwälder des Erzgebirgsvorlandes	<p>Ernteentzug N: hoch, da</p> <ul style="list-style-type: none"> • Derbholzzuwachsrates mittel, da mittlere Bodenfruchtbarkeit; • Buchen hohes Holzertragspotenzial aufweisen; • N-Gehalt der Buchen hoch. <p>Immobilisierungsrate: gering-mittel, da</p> <ul style="list-style-type: none"> • mittlere Mineralisationsrate; • aufgrund relativ hoher Temperaturen. <p>Tolerierbare N-Auswaschungsrate: hoch, da kritische N-Konzentration für Buchenwälder mittel-hoch sein kann und Sickerwasserrate hoch ist.</p> <p>Denitrifikationsrate: mittel, da effiziente Feldkapazität des Bodens mittel.</p>

Belastbarkeitsgrenzwert im Bereich	betroffene Region Sachsens	Begründung durch die Haupteinflussfaktoren
hoch	Eichenwälder des Lausitzer Lösshügellandes und der Leipziger Sandlöss-Ebene	<p>Ernteentzug N: mittel, da</p> <ul style="list-style-type: none"> • Derbholzzuwachsrates mittel, da mittlere Bodenfruchtbarkeit; • Eichen mittleres Holzertragspotenzial aufweisen; • N-Gehalt des Eichenholzes hoch. <p>Immobilisierungsrate: gering-mittel, da</p> <ul style="list-style-type: none"> • mittlere Mineralisationsrate; • aufgrund relativ hoher Temperaturen. <p>Tolerierbare N-Auswaschungsrate: mittel-hoch, da kritische N-Konzentration für Eichenwälder mittel sein muss.</p> <p>Denitrifikationsrate: hoch, da effiziente Feldkapazität des Bodens hoch.</p>
hoch	Fichtenwälder des Lausitzer Lösshügellandes und des Erzgebirgsvorlandes	<p>Ernteentzug N: mittel-hoch, da</p> <ul style="list-style-type: none"> • Derbholzzuwachsrates hoch, da hohe Bodenfruchtbarkeit; • Fichten hohes Holzertragspotenzial aufweisen; • N-Gehalt des Fichtenholzes gering. <p>Immobilisierungsrate: mittel-hoch, da</p> <ul style="list-style-type: none"> • mittlere Mineralisationsrate; • aufgrund niedriger-mittlerer Temperaturen. <p>Tolerierbare N-Auswaschungsrate: mittel-hoch, da kritische N-Konzentration für Fichtenwälder niedrig sein muss, aber Sickerwasserrate hoch ist.</p> <p>Denitrifikationsrate: mittel, da effiziente Feldkapazität des Bodens mittel.</p>

Belastbarkeitsgrenzwert im Bereich	betroffene Region Sachsens	Begründung durch die Haupteinflussfaktoren
hoch bis sehr hoch	Grasland des Lausitzer und Sächsisch-Thüringischen Lösshügellandes, der Leipziger Sandlöss-Ebene, des Vogtlandes und des Erzgebirgsvorlandes	<p>Ernteentzug N: sehr hoch, da</p> <ul style="list-style-type: none"> • Biomassezuwachsrate sehr hoch, da sehr hohe Bodenfruchtbarkeit; • Frischwiesen und –weiden sehr hohes Ertragspotenzial aufweisen; • N-Gehalt der Grasarten sehr hoch. <p>Immobilisierungsrate: gering-mittel, da</p> <ul style="list-style-type: none"> • mittlere Mineralisationsrate; • aufgrund relativ hoher Temperaturen. <p>Tolerierbare N-Auswaschungsrate: hoch, da kritische N-Konzentration für natürliche Grasland hoch sein kann.</p> <p>Denitrifikationsrate: mittel, da effiziente Feldkapazität des Bodens mittel.</p>
sehr hoch	Feuchtgrünland und Erlen-Eschenwälder in den Flussauen der Leipziger Ebene, im Sächsischen Lösshügelland, im Erzgebirgsvorland	<p>Ernteentzug N: sehr hoch, da</p> <ul style="list-style-type: none"> • Biomassezuwachsrate sehr hoch, da sehr hohe Bodenfruchtbarkeit; • Feuchtgrünland und Erlen-Eschenwälder sehr hohes Ertragspotenzial aufweisen; • N-Gehalt der Gras- und Laubholzarten sehr hoch. <p>Immobilisierungsrate: gering-mittel, da</p> <ul style="list-style-type: none"> • mittlere Mineralisationsrate; • aufgrund relativ hoher Temperaturen. <p>Tolerierbare N-Auswaschungsrate: mittel, da kritische N-Konzentration nicht hoch sein darf.</p> <p>Denitrifikationsrate: sehr hoch, da effiziente Feldkapazität des Bodens sehr hoch.</p>

Den gravierendsten Einfluss auf die Critical Loads hat die Entzugsrate durch Biomasseernte, insbesondere bei Laubbäumen und natürlichem Grünland mit einem annähernd doppelt so hohen N-Gehalt in der Biomasse im Vergleich zu Nadelbäumen.

4.2.2 Klimawandelbedingte Korrektur der Critical Loads für eutrophierende Stickstoffeinträge

Alle Parameter der Critical-Loads-Formel für eutrophierende Stickstoffeinträge sind von Temperatur und Feuchte beeinflusst. So ist zu erwarten, dass auch die resultierenden Critical Loads sich mit dem Klimawandel ändern. Die Statistik der Flächenanteile in den Klassen der Critical Loads (vgl. Tabelle 29) macht deutlich, dass mit einer Verminderung der Empfindlichkeit der Ökosysteme im Verlauf des Klimawandels zu rechnen ist. Liegt im Basisklima bei etwa 60 % der Rezeptoren der verträgliche Stickstoffeintrag unter $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, so trifft dies bei den Klimaszenarien für die Periode 2091 - 2100 nur noch für etwa 25 % der Ökosysteme zu, d.h. die Toleranz gegenüber N-Einträgen nimmt zu.

Tabelle 29: Statistische Verteilung der Critical Loads für eutrophierende Stickstoffeinträge für die Klimaszenarien A1B (trocken) und A1B (feucht) im Vergleich zum Basisklima

Critical Load [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]	Flächenanteil an der Rezeptorfläche Sachsens [%]		
	Basisklima	A1B(feucht) 2091 - 2100	A1B(trocken) 2091 - 2100
< 10	22,7	7,3	9,0
10 - 15	37,0	18,1	17,9
15 - 20	19,7	29,4	30,0
20 - 25	7,4	21,8	21,1
25 - 30	6,5	9,6	9,0
> 30	6,7	13,8	13,0

Obwohl einige Parameter einen gegenläufigen Einfluss auf die Modifizierung der Critical Loads im Zuge des Klimawandels haben, überwiegt doch bei Weitem der Einfluss der in großen Teilen des Freistaates steigenden Denitrifikationsrate auf die Critical Loads, wobei Unterschiede zwischen den Szenarien A1B trocken und feucht (vgl. Abbildung 30 und Abbildung 31) kaum auszumachen sind. Beide Szenarien zeigen jedoch gegenüber dem Basisklima eine deutliche Erhöhung der Belastbarkeitsgrenzen (vgl. Abbildung 29).

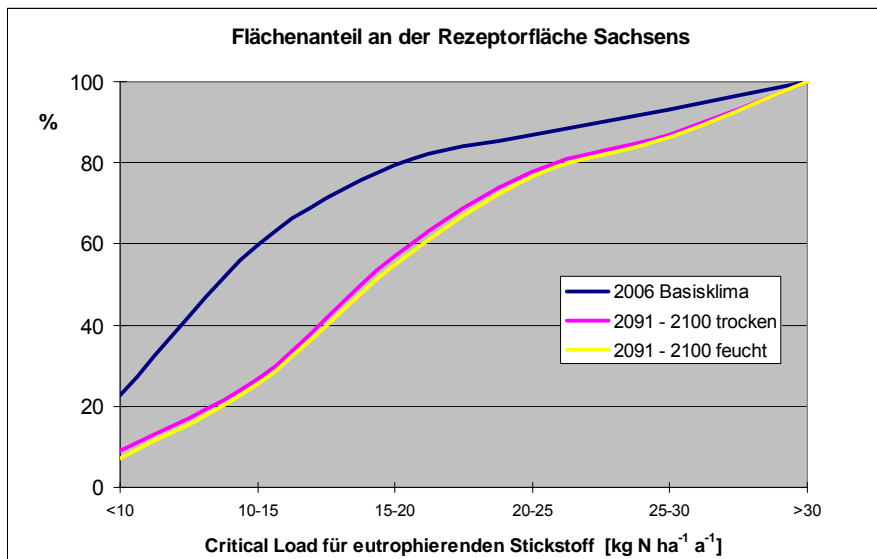


Abbildung 29: Veränderung der Critical Loads für eutrophierende Stickstoffeinträge unter Einfluss des Klimawandels

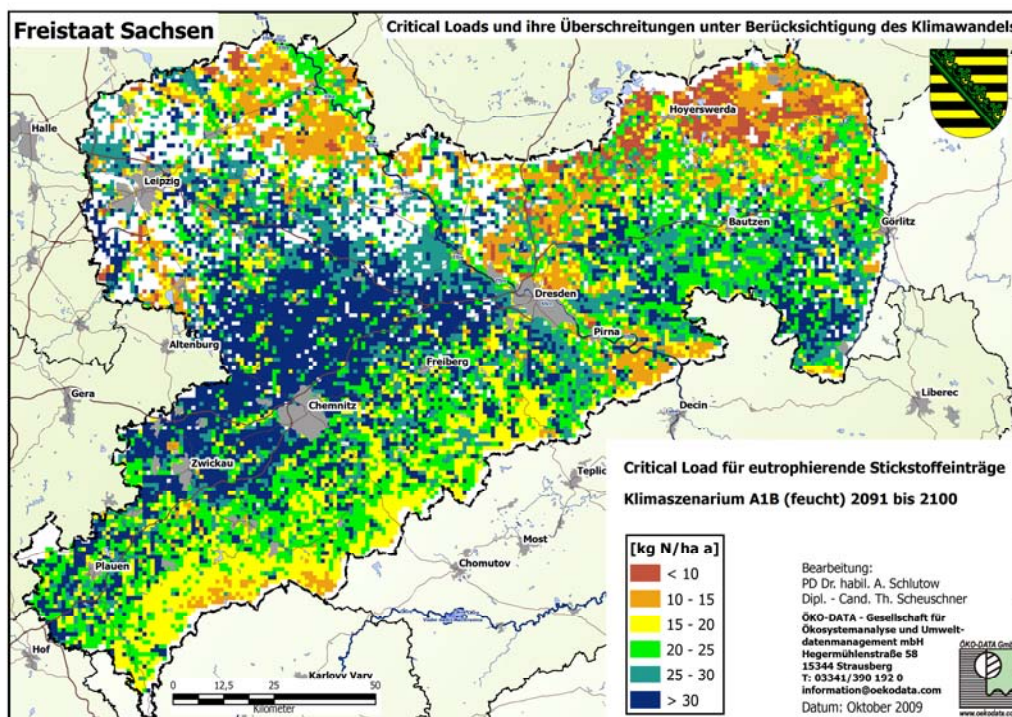


Abbildung 30: Critical Loads für eutrophierende Stickstoffeinträge für das Klimaszenarium A1B (feucht) 2091 - 2100

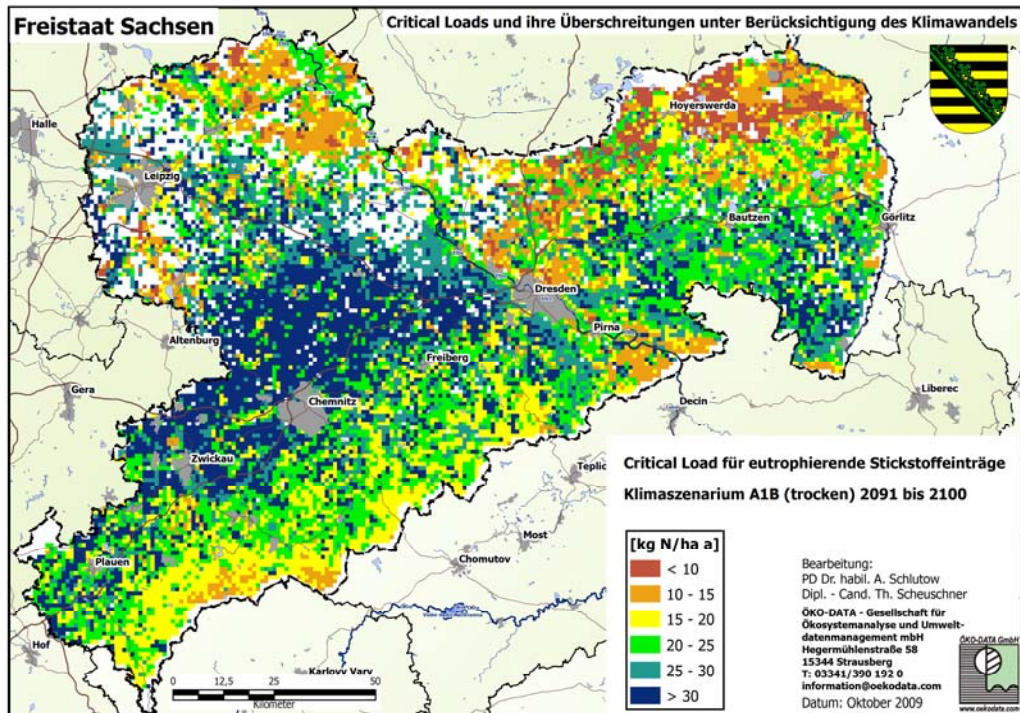


Abbildung 31: Critical Loads für eutrophierende Stickstoffeinträge für das Klimaszenarium A1B (trocken) 2091 – 2100

Die statistische Auswertung der Critical Loads (vgl. Tabelle 30) zeigt über den gesamten Prognosezeitraum einen deutlichen Trend dahingehend, dass sich die Critical Loads flächendeckend erhöhen. Für die Minima trifft dies weniger zu als für die Mediane und höheren Critical Loads.

Tabelle 30: Statistik der Critical Loads für eutrophierende Stickstoffeinträge (CL_{nutN}) in kg N ha⁻¹ a⁻¹

Klimaszenarium A1B (feucht) und Basisklima					
Zeitraum	Min	5er Perz	Median	95er Perz.	Max.
1971-2000	7,7	9,9	20,1	38,9	47,1
2011-2020	8,2	10,5	19,9	35,4	53,8
2021-2030	8,1	10,6	20,5	35,9	53,3
2031-2040	7,9	10,9	21,5	37,2	54,3
2041-2050	8,1	11,1	21,9	37,8	55,0
2051-2060	7,9	10,9	21,6	37,3	54,4
2061-2070	7,6	10,8	22,8	39,1	55,6
2071-2080	7,3	10,5	22,8	39,1	55,5
2081-2090	6,9	10,0	22,3	38,5	54,3
2091-2100	7,5	10,7	23,2	39,6	55,4

Klimaszenarium A1B (trocken) und Basisklima					
Zeitraum	Min	5er Perz	Median	95er Perz.	Max.
1971-2000	7,7	9,9	20,1	38,9	47,1
2011-2020	7,9	10,3	19,8	35,0	53,9
2021-2030	7,6	10,2	19,8	35,0	52,2
2031-2040	7,9	11,0	21,8	37,8	54,7
2041-2050	7,8	10,8	21,7	37,4	54,4
2051-2060	7,7	10,6	21,2	36,8	53,9
2061-2070	7,8	11,1	23,0	39,4	55,9
2071-2080	7,1	10,3	22,6	38,9	54,9
2081-2090	7,0	10,2	22,4	38,7	54,6
2091-2100	7,1	10,3	22,7	39,1	55,1

Die Korrelation der CL-Werte mit der Temperatur (vgl. Abbildung 32) ist sehr viel deutlicher ausgeprägt als die Korrelation mit dem Niederschlag (vgl. Abbildung 33).

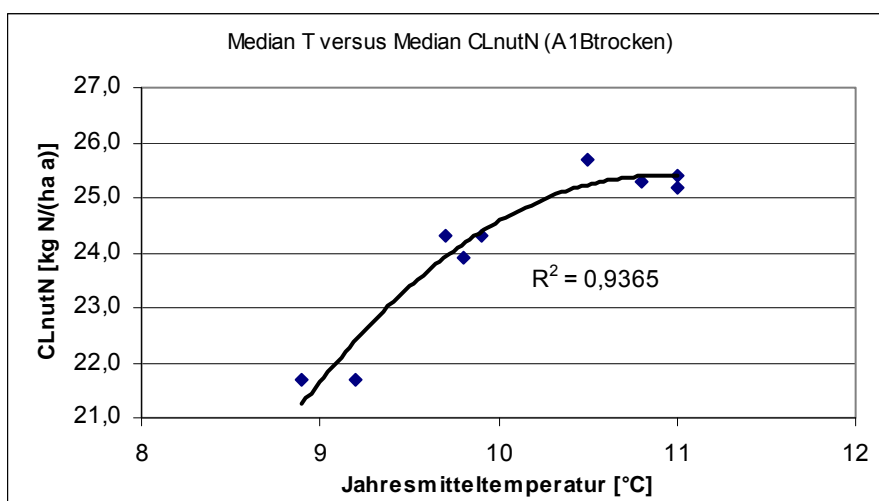


Abbildung 32: Abhängigkeit des CL_{nutN} von der Jahresmitteltemperatur (R^2 = Korrelationskoeffizient)

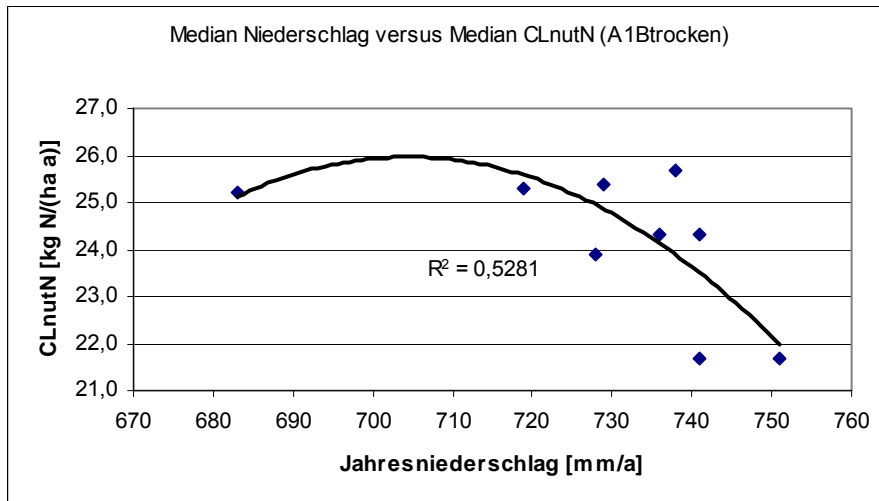


Abbildung 33: Abhängigkeit des $CL_{nut}N$ vom Jahresniederschlag
(R^2 = Korrelationskoeffizient)

5 Die Überschreitung der Critical Loads durch Depositionen

5.1 Regionalisierte Darstellung der Überschreitung der Critical Loads durch die aktuellen Depositionen im Jahr 2006

5.1.1 Belastungstypen/Minderungsziele auf Basis der Critical-Loads-Funktion

Aus dem Vergleich von aktueller Deposition im Jahr 2006 und der Critical-Load-Funktion (siehe Kapitel 2.4 und 2.5) kann geschlussfolgert werden, ob die Grenzwerte für Versauerung und/oder Eutrophierung eingehalten oder überschritten werden (Abbildung 34).

Aus der regionalisierten Darstellung der Belastungstypen kann für 2006 entnommen werden, welche Schadstoffeinträge zu mindern sind und auf welchem Flächenanteil, bezogen auf die gesamte Rezeptorfläche, dieses zutrifft (vgl. Tabelle 31).

Tabelle 31: Flächenanteile der Belastungstypen an der gesamten Rezeptorfläche Sachsens

Be- lastungs- typ	Minderungsziel	Rezeptorflächen Sachsens 2006	Flächenanteil an der gesamten Rezeptorfläche Sachsens 2006
		[ha]	[%]
0	keine Maßnahmen notwendig	6552,8	1,6
1	wahlweise Reduktion von Schwefel- oder Stickstoffverbindungen	9829,2	2,4
2	obligatorische Reduktion von Schwefelverbindungen	53650,9	13,1
3	obligatorische Reduktion von Stickstoffverbindungen	122045,5	29,8
4	obligatorische Reduktion von Schwefel- und Stickstoffverbindungen	217470,3	53,1

Erst auf einem sehr kleinen Teil der Rezeptorflächen werden die Belastungsgrenzen nicht überschritten bzw. sind nahe den Critical Loads (Belastungstypen 0 und 1 mit 4 % Flächenanteil). Auch finden sich weiterhin Rezeptorflächen, die unter zu hohen Schwefeleinträgen leiden. Vorrangig sind es aber Stickstoffverbindungen, die sowohl zur Versauerung als auch zur Eutrophierung der Ökosysteme führen und massiv die Grenzwerte überschreiten. So müssen für über 80 % der Flächen Maßnahmen getroffen werden, um die Stickstoffbelastung deutlich zu senken. Auf zwei Drittel der Fläche trifft dies auch für Schwefelverbindungen zu.

Dennoch ist der Fortschritt bei der Reduzierung der Schwefelemissionen wesentlich deutlicher als bei der Reduzierung von Stickstoffemissionen. Die regionalen Schwerpunkte innerhalb der Belastungstypen werden zusammengefasst in Tabelle 32 diskutiert.

Tabelle 32: Regionale Schwerpunkte der Rezeptorflächen in den Belastungstypen 2006

Belastungs- typ	betroffene Regionen
0	natürliches Grünland in den Auenniederungen der Elbe, der Spree, der Mulde, Neiße, Schwarze und Weiße Elster, Niederungen der Dübener-Niederlausitzer Altmoräne
1	Feuchtgrünland in den Niederungen der Niederlausitzer Altmoräne
2	natürliches Grünland der Lösshügellandschaften, Kiefernwälder in den Niederungen der Niederlausitzer Altmoräne
3	Kiefernwälder in der Thendorfer, Dübener und Dahleener Heide
4	alle sonstigen Wälder, insbesondere Kiefernwälder der Niederlausitzer Dünenlandschaft, des Elbsandsteingebirges, der Westlausitzer Platte und der Leipziger Sandlöss-Ebene, Fichtenwälder der Westlausitzer Platte, der hohen und mittleren Lagen des Erzgebirges, Erzgebirgsvorland, Vogtland, Elbsandsteingebirge, Zittauer Gebirge, Oberlausitzer Bergland

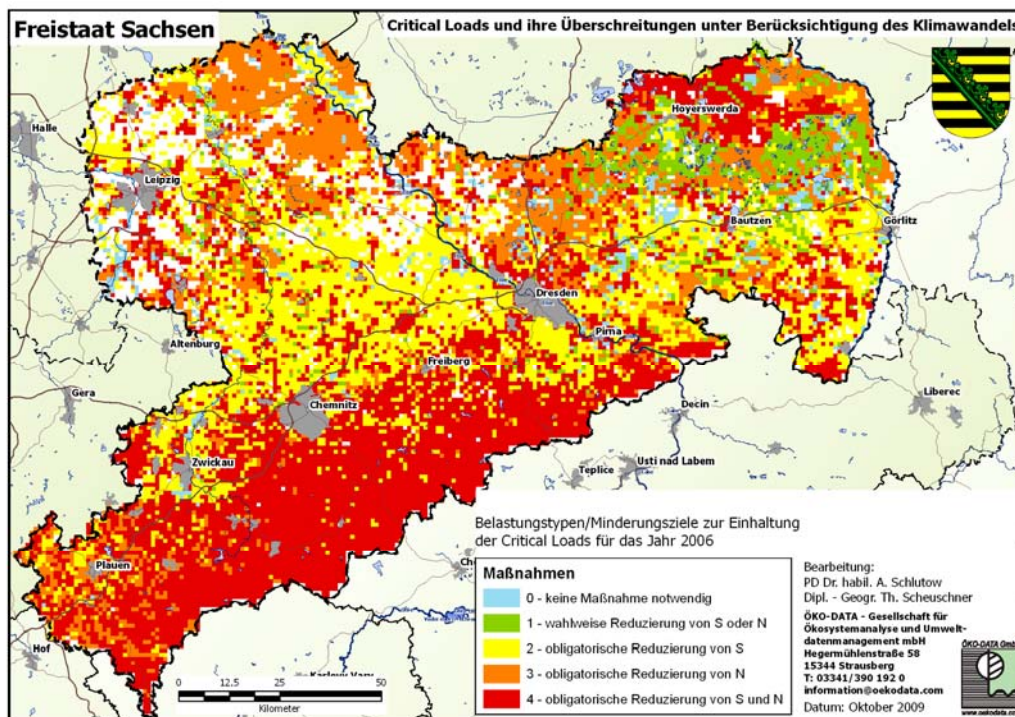


Abbildung 34: Regionale Verteilung der Rezeptorflächen auf die Belastungstypen 2006

5.1.2 Überschreitungsraten der Critical Loads für versauernde Einträge durch Depositionen von Schwefel- und Stickstoffeinträgen

Die Überschreitungen der kritischen Belastbarkeitsgrenzen durch die Säuredepositionen aus der Luft zeigt folgende Flächenverteilung in den Klassen (vgl. Tabelle 33):

Tabelle 33: Statistische Verteilung der Flächen in den Überschreitungsklassen der Critical Loads für Säure in Sachsen 2006

Klassen der Überschreitung der Critical Loads [eq ha ⁻¹ a ⁻¹]		Rezeptorflächen Sachsens 2006	Flächenanteil an der Rezeptorfläche Sachsens [%]
		[ha]	2006
≤ 0	keine	138427,4	33,8
> 0 bis ≤ 150	gering	34402,1	8,4
> 150 bis ≤ 300	gering bis mäßig	47098,1	11,5
> 300 bis ≤ 450	mäßig	90100,7	22,0
> 450 bis ≤ 600	mäßig bis hoch	53650,9	13,1
> 600 bis ≤ 750	hoch	35221,2	8,6
> 750 bis ≤ 900	sehr hoch	8600,5	2,1
> 900	extrem hoch	2047,6	0,5

Auf rund einem Drittel der Rezeptorflächen in Sachsen wurden bereits 2006 die kritischen Belastungsgrenzen für Versauerung nicht mehr überschritten. Auf den verbleibenden Flächen hat sich – im Vergleich zu den Analysen in den 1990er-Jahren – die Höhe der Critical-Loads-Überschreitung deutlich vermindert. So sind 55 % der Rezeptorflächen nur noch mäßig überschritten (bis 600 eq ha⁻¹ a⁻¹).

Erheblich überschritten (600-1000 eq ha⁻¹ a⁻¹) sind noch ca. 10% der Rezeptorflächen. Dennoch sind insgesamt aufgrund der nicht wesentlich reduzierten Gesamtemissionen von Stickstoffverbindungen noch zwei Drittel der Rezeptorfläche auch 2006 durch versauernden Eintrag überbelastet (vgl. Abbildung 35).

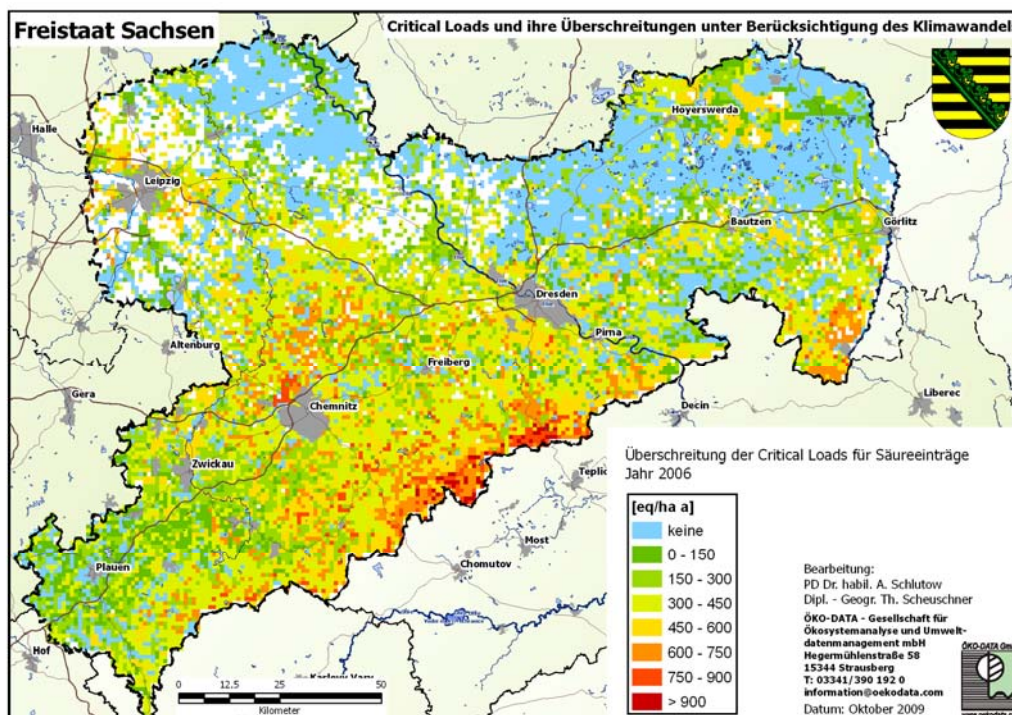


Abbildung 35: Überschreitung der Kritischen Belastungsgrenzen durch Säureeinträge im Jahr 2006

Regionale Differenzierungen bei den Grenzwertüberschreitungen lassen sich im Überblick wie folgt zusammenfassen (vgl. Tabelle 34):

Tabelle 34: Regionale Verteilung der Überschreitung der Kritischen Belastbarkeitsgrenzen für Säureeinträge 2006

Überschreitung	betroffene Region	Begründung durch Hauptparameter:	
		Belastbarkeitsgrenze	aktuelle Deposition von Säureeinträgen
extrem hoch	Sandmagerrasen in der nördlichen Niederlausitz (Muskauer Heide-Hoyerswerda-Bernsdorf)	sehr niedrig	sehr hoch
sehr hoch bis extrem hoch	Fichtenwälder der hohen Lagen des mittleren Erzgebirges	sehr niedrig bis niedrig	sehr hoch
sehr hoch bis extrem hoch	Kiefernwälder der trockenen Sandflächen der nördlichen Niederlausitz	mittel	sehr hoch
mäßig bis hoch	Fichtenwälder der hohen Lagen des West-Erzgebirges und des Osterzgebir-	sehr niedrig bis niedrig	mittel

Überschreitung	betroffene Region	Begründung durch Hauptparameter:	
		Belastbarkeitsgrenze	aktuelle Deposition von Säureeinträgen
	ges		
sehr hoch	Fichtenwälder des Lausitzer Lösshügellandes und des Erzgebirgsvorlandes	hoch	extrem hoch
hoch	(Kiefern-)Fichtenwälder des Elbsandsteingebirges, Zittauer Gebirges und der mittleren Berglagen des Erzgebirges	mittel	sehr hoch
hoch	Buchenwälder des Erzgebirgsvorlandes	mittel	hoch
hoch	Eichenwälder des Lausitzer Lösshügellandes und der Leipziger Sandlöss-Ebene	mittel	sehr hoch
überwiegend hoch	natürliches Grünland der Leipziger Sandlössebene, der Lausitzer Gefilde und der Westlausitzer Platte	niedrig	hoch
mäßig bis hoch	Feuchtgrünland und Erlen-Eschenwälder in den Flussauen des Elbtals, des Neißetals, der Leipziger Ebene, im Sächsischen Lösshügelland, im Erzgebirgsvorland	sehr hoch	mittel bis hoch
mäßig	natürliches Grünland der Oberlausitzer-Erzgebirgsvorland	mittel	hoch bis sehr hoch
gering bis mäßig	natürliches Grünland des Sächsisch-Thüringischen Lösshügellandes	mittel	mittel
gering, z.T. keine	natürliches Grünland des unteren Vogtlandes sowie in der Dübener Altmoräne	mittel	gering
gering bis mäßig	Fichtenwälder des Lausitzer Lösshügellandes, des Erzgebirgsvorlandes und des Oberlausitzer Berglandes	hoch	hoch
gering, z.T. keine	Fichtenwälder des oberen Vogtlandes	sehr niedrig bis niedrig	niedrig
überwiegend keine	Kiefernwälder der Westlausitzer Platte und der Dübener Altmoräne	mittel	wenig bis mittel
überwiegend keine	Kiefernwälder der Niederlausitzer Niederungen (Gürtel zwischen Rothenburg-Königswartha-Kamenz), Niederungen des Moritzburger Hügellandes	hoch	hoch

5.1.3 Überschreitungsraten der Critical Loads für eutrophierende Einträge durch Depositionen von Stickstoffeinträgen

Insgesamt ergibt sich folgende Flächenverteilung in den Klassen (vgl. Tabelle 35):

Tabelle 35: Statistische Verteilung der Überschreitung der Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff in Sachsen 2006

Klassen der Überschreitung der Critical Loads [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]		Rezeptorflächen Sachsens 2006	Flächenanteil an der Rezeptorfläche Sachsens [%]
		[ha]	2006
≤ 0	keine	78223,8	19,1
> 0 bis ≤ 2,5	gering	30716,1	7,5
> 2,5 bis ≤ 5	gering bis mäßig	37268,9	9,1
> 5 bis ≤ 7,5	mäßig	52422,2	12,8
> 7,5 bis ≤ 10	mäßig bis hoch	66346,9	16,2
> 10 bis ≤ 15	hoch	111806,7	27,3
> 15	sehr hoch	32763,9	8,0

Auf ca. 20 % der Rezeptorfläche war für 2006 keine Überschreitung der kritischen Belastbarkeitsgrenzen durch die Stickstoffdepositionen aus der Luft festzustellen. Auf 45 % der Rezeptorflächen betrug die Überbelastung bis zu 10 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Mehr als 10 kg N ha⁻¹ a⁻¹ über dem Grenzwert erhielten noch 35 % der untersuchten Ökosysteme.

Durch weiterhin hohe Gesamtemissionen von Stickstoffverbindungen werden insgesamt auf über 80 % der gesamten Rezeptorfläche auch 2006 noch die Belastbarkeitsgrenzwerte überschritten (vgl. Abbildung 36).

Dabei ergeben sich folgende regionale Differenzierungen bei den Grenzwertüberschreitungen, die im Überblick (vgl. Tabelle 36) diskutiert werden.

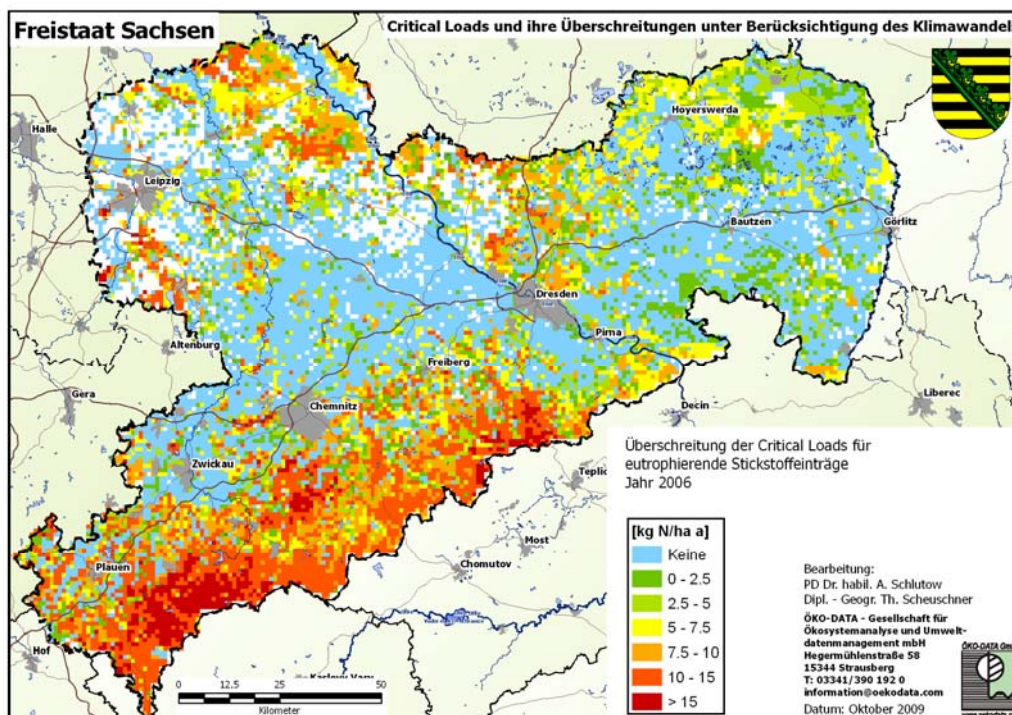


Abbildung 36: Überschreitung der Kritischen Belastungsgrenzen durch eutrophierende Stickstoffeinträge im Jahr 2006

Tabelle 36: Regionale Verteilung der Überschreitung der Kritischen Belastbarkeitsgrenzen für eutrophierende Stickstoffeinträge 2006

Überschreitung	betroffene Region	Begründung durch Hauptparameter:	
		Belastbarkeitsgrenze	aktuelle Deposition von Stickstoffeinträgen 2006
sehr hoch	Fichtenwälder der hohen Lagen des Erzgebirges	sehr niedrig	sehr hoch
hoch	Kiefernwälder der trockenen Sandflächen der nordwestlichen Niederlausitz (Weißwasser-Hoyerswerda), der Westlausitzer Platte und der Dübener Altmoräne	sehr niedrig	gering bis mittel
mäßig bis hoch	(Kiefern-)Fichtenwälder des Elbsandsteingebirges, des oberen Vogtlandes	niedrig	hoch
mäßig	Fichtenwälder des Zittauer Gebirges	niedrig	gering bis mäßig
hoch	Fichtenwälder der mittleren Berglagen des Erzgebirges	niedrig	hoch

Überschreitung	betroffene Region	Begründung durch Hauptparameter:	
		Belastbarkeitsgrenze	aktuelle Deposition von Stickstoffeinträgen 2006
mäßig	Fichtenwälder des Erzgebirgsvorlandes	hoch	sehr hoch
gering bis mäßig	Buchenwälder des Erzgebirgsvorlandes	hoch	hoch
gering bis mäßig	Eichenwälder des Lausitzer Lösshügellandes und der Leipziger Sandlöss-Ebene	hoch	mittel
gering bis mäßig	Kiefernwälder der trockenen Sandflächen der nordöstlichen Niederlausitz (Muskau)	sehr niedrig	gering
gering	Fichtenwälder des Lausitzer Lösshügellandes	hoch	mittel bis hoch
gering	Sandmagerrasen und Heiden in der Niederlausitz und Thendorfer Heide (ehemalige Truppenübungsgebiete)	niedrig-mittel	gering bis mittel
keine bis gering	Kiefernwälder der Niederlausitzer Niederungen (Gürtel zwischen Rothenburg-Königswartha-Kamenz), Niederungen des Moritzburger Hügellandes und der Dübener Altmoräne	mittel	gering bis mittel
keine	Grasland des Lausitzer und Sächsisch-Thüringischen Lösshügellandes, der Leipziger Sandlöss-Ebene, des Vogtlandes und des Erzgebirgsvorlandes	hoch bis sehr hoch	mittel
keine	Feuchtgrünland und Erlen-Eschenwälder in den Flussauen der Leipziger Ebene, im Sächsischen Lösshügelland, im Erzgebirgsvorland	sehr hoch	mittel

5.2 Entwicklungen und Trends beim Vergleich der atmosphärischen Schadstoffeinträge mit den Critical Loads in den Jahren 2010 bis 2100

5.2.1 Belastungstypen/Minderungsziele auf Basis der Critical-Loads-Funktion

Wie in den Kapiteln 4.1.2 und 4.2.2 ausgeführt, werden sich die Critical Loads sowohl für versauernde als auch für eutrophierende Einträge klimawandelbedingt bis 2100 etwas erhöhen. Gleichzeitig vermindern sich die nach dem MFR-Depositionsszenarium prognostizierten Einträge von Luftschadstoffen. In Folge dessen ist bis 2100 mit einer Zunahme des Anteils geschützter Ökosysteme und einer Minderung bei deren Überbelastungen zu rechnen.

Die Verteilung der Rezeptorflächen Sachsens in die Belastungstypen bzw. Minderungsziele wird für die Jahre von 2010 bis 2100 wie folgt erwartet (vgl. Tabelle 37).

Tabelle 37: Entwicklung der Anteile der Rezeptorflächen [%] in den Belastungstypen in den Dekaden 2011 bis 2100

Klimaszenarium A1B (trocken) und Vergleich zu Basisklima										
Bela- stungstyp	2006	2011 - 2020	2021 - 2030	2031 - 2040	2041 - 2050	2051 - 2060	2061 - 2070	2071 - 2080	2081 - 2090	2091 - 2100
0	1,6	6,3	10,0	11,8	11,7	11,6	12,4	12,5	12,6	12,7
1	2,4	8,9	7,8	10,5	10,0	9,2	11,6	9,4	8,8	9,3
2	13,1	15,2	13,8	11,7	12,0	12,3	11,5	12,3	12,6	12,4
3	29,8	31,7	35,4	36,4	36,1	36,1	35,2	34,3	33,8	33,9
4	53,1	37,9	33,0	29,6	30,2	30,8	29,3	31,5	32,2	31,7
Klimaszenarium A1B (feucht) und Vergleich zu Basisklima										
Bela- stungstyp	2006	2011 - 2020	2021 - 2030	2031 - 2040	2041 - 2050	2051 - 2060	2061 - 2070	2071 - 2080	2081 - 2090	2091 - 2100
0	1,6	6,5	10,4	11,6	11,8	11,7	12,4	12,5	12,6	13,0
1	2,4	9,3	9,2	10,4	10,7	10,0	10,7	9,8	8,5	9,9
2	13,1	15,2	13,3	11,7	11,7	12,0	11,8	12,2	12,8	12,1
3	29,8	31,6	34,9	37,0	36,0	36,1	34,9	34,3	33,8	33,4
4	53,1	37,4	32,2	29,3	29,8	30,2	30,2	31,2	32,3	31,6

Der Anteil bereits ausreichend geschützter Rezeptorflächen nimmt bis zur Dekade 2031 - 2040 zu, stagniert jedoch dann, was für das Klimaszenarium A1B (trocken) besonders deutlich zu erkennen ist (vgl. Abbildung 37).

Im Vergleich zum Ausgangsjahr 2006 vervierfachte sich der Anteil von Ökosystemen, bei denen die Grenzwerte eingehalten werden bzw. die Einträge nahe an den Critical Loads sind.

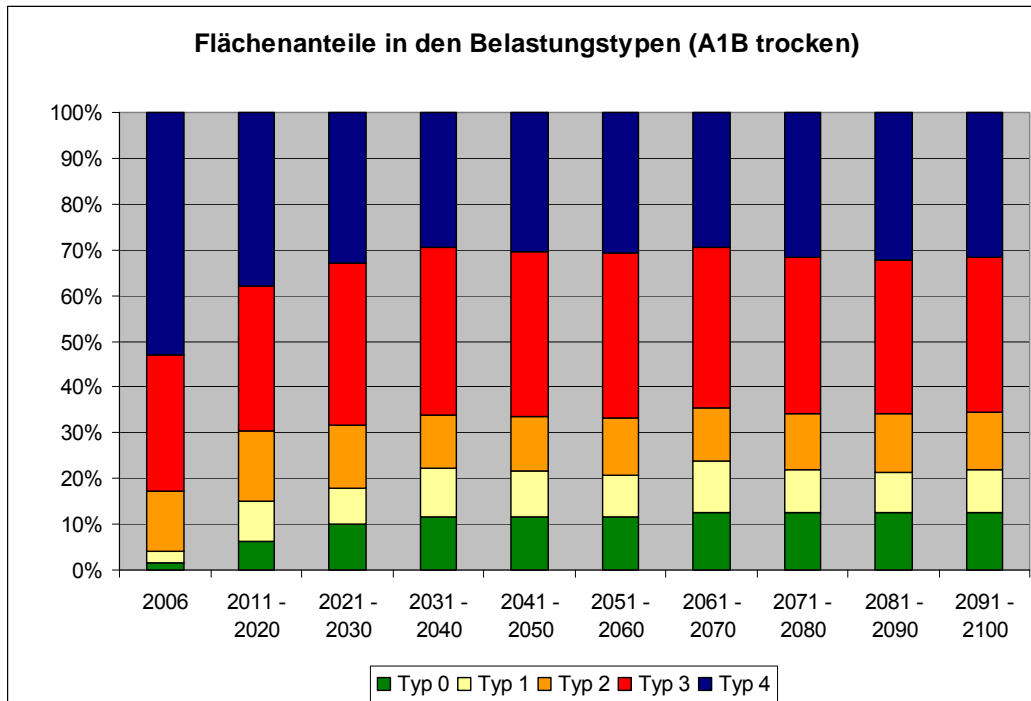


Abbildung 37: Entwicklung der Flächenanteile [%] in den Belastungstypen der Critical-Loads-Funktion an der Gesamt-Rezeptorfläche Sachsens

Der Anteil bereits ausreichend geschützter Rezeptorflächen nimmt insbesondere im Oberlausitzer Bergland, im unteren Vogtland und Teilflächen des Sächsisch-Thüringischen Lösshügellandes zu. Im oberen Vogtland, im Erzgebirgsvorland und in der Thiendorfer Heide/Westlausitzer Platte wird sich die Überbelastung mit Schwefelverbindungen soweit reduzieren, dass dann nur noch eine Überbelastung mit eutrophierendem Stickstoff abgebaut werden muss.

In der südlichen Niederlausitz (Rothenburg – Niesky – Kamenz) wird sich die Wahlmöglichkeit zwischen N- oder S-Reduzierung ergeben, je nach technischer und finanzieller Effektivität. Nach wie vor sowohl durch Schwefel- als auch durch Stickstoffverbindungen stark überbelastet werden auch 2100 noch die Regionen des mittleren und östlichen Erzgebirges, des Elbsandsteingebirges, der westlichen Niederlausitz (Hoyerswerda-Weißwasser), der Leipziger Sandlössebene und das Dresdner Elbtal sein.

Eine Differenzierung dieser Trends zwischen den Klimaszenarien „trocken“ und „feucht“ ist nicht erkennbar (vgl. Abbildung 38, Abbildung 39 und Abbildung 40).

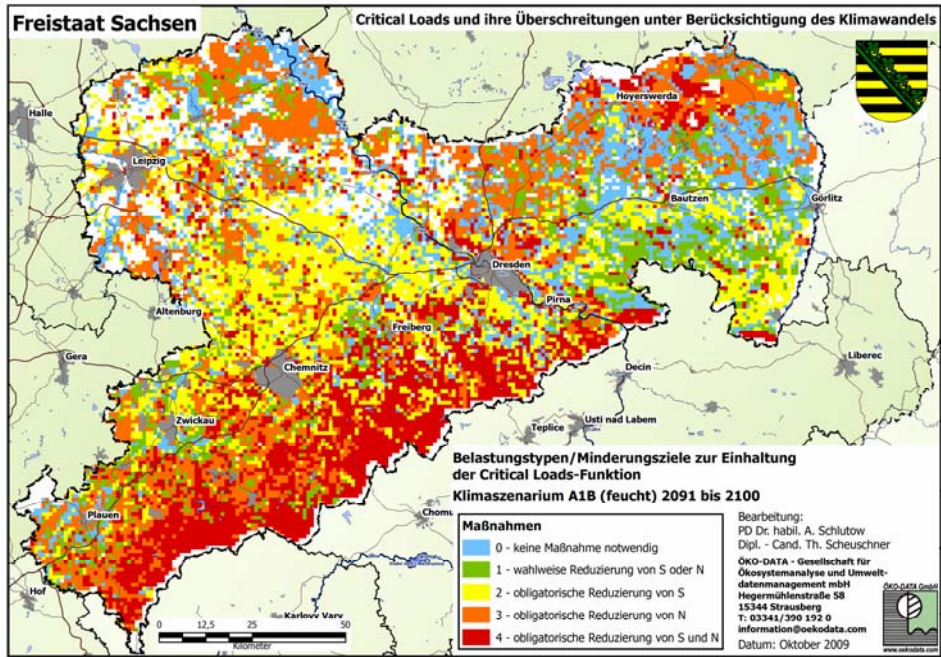


Abbildung 38: Regionale Verteilung der Belastungstypen/Minderungsziele nach dem Klimaszenarium A1B (feucht) und dem MFR-Depositionsszenarium für die Dekade 2091 - 2100

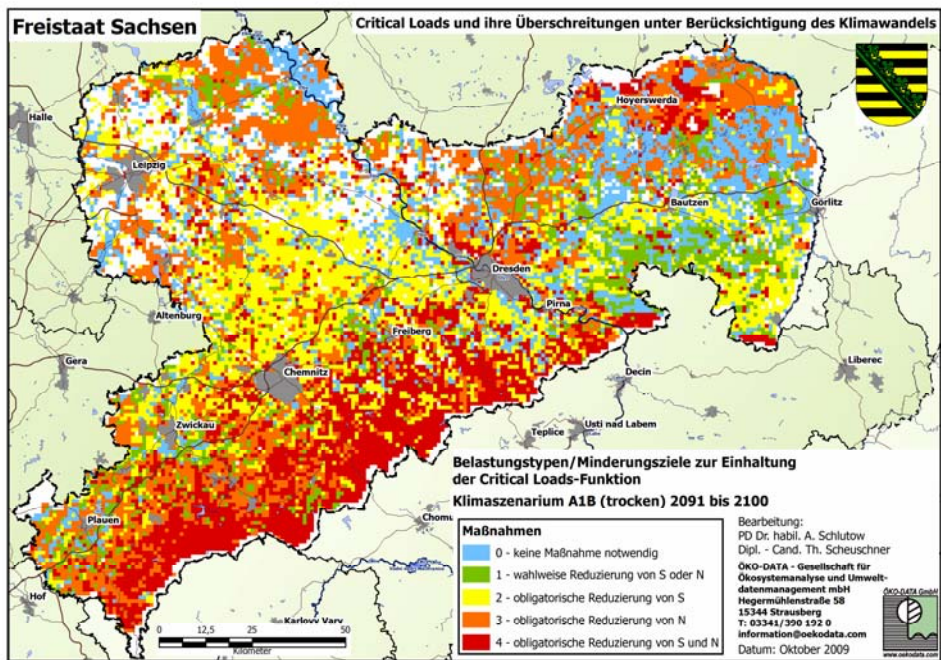


Abbildung 39: Regionale Verteilung der Belastungstypen/Minderungsziele nach dem Klimaszenarium A1B (trocken) und dem MFR-Depositionsszenarium für die Dekade 2091 - 2100

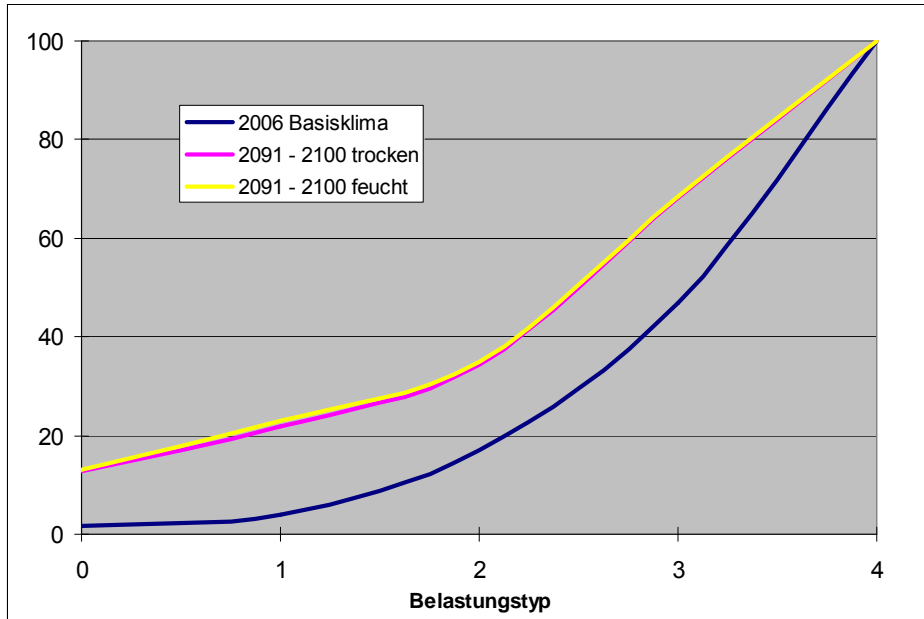


Abbildung 40: Veränderung der Belastungstypen unter Einfluss des Klimawandels

5.2.2 Überschreitungsraten der Critical Loads für versauernde Einträge durch Depositionen von Schwefel- und Stickstoffeinträgen

Die Verteilung der Rezeptorflächen Sachsens in die Klassen der Überschreitungen der Belastungsgrenzwerte für versauernde N+S-Einträge hat sich in den Jahren von 1990 bis 2006 wie folgt entwickelt (vgl. Tabelle 38).

Tabelle 38: Zeitliche Entwicklung der Flächenanteile in den Überschreitungsklassen bei Säureeinträgen

Klassen der Überschreitung der Critical Loads [eq ha ⁻¹ a ⁻¹]	Flächenanteile in den Überschreitungsklassen bei Säureeinträgen [Anteil in % an der Gesamt-Rezeptorfläche]			
	1990	1995	2000	2006
≤0	0,05	0,45	2,05	33,8
> 0 bis ≤ 1 000	0,05	0,23	2,39	65,7
> 1 000 bis ≤ 2 000	0,08	0,33	13,51	0,5
> 2 000 bis ≤ 3 000	0,06	1,18	30,12	0
> 3 000 bis ≤ 4 000	0,08	1,91	32,20	0
> 4 000 bis ≤ 5 000	0,15	3,12	15,90	0
> 5 000	99,53	92,78	3,83	0

Da sich die Critical Loads für versauernde Einträge in Folge des Klimawandels bis 2100 auf einem Teil der Rezeptorflächen etwas erhöhen und gleichzeitig die prognostizierten Einträge sinken, ist bis 2100 mit einer weiteren Senkung der Überbelastungen zu rechnen.

Die Verteilung der Rezeptorflächen Sachsens in die Klassen der Überschreitungen der Belastungsgrenzwerte für versauernde N+S-Einträge wird sich in den Jahren von 2010 bis 2100 wie folgt entwickeln (vgl. Tabelle 39):

Tabelle 39: Entwicklung der Anteile der Rezeptorflächen [%] in den Klassen der Critical-Loads-Überschreitungen durch versauernde Einträge in den Dekaden 2011 bis 2100

Klimaszenarium A1B (trocken) und Vergleich zu Basisklima										
Überschreitungs-klassen eq ha⁻¹ a⁻¹	2006	2011 - 2020	2021 - 2030	2031 - 2040	2041 - 2050	2051 - 2060	2061 - 2070	2071 - 2080	2081 - 2090	2091 - 2100
< 0	33,8	46,9	53,3	58,7	57,7	56,9	59,1	56,1	55,2	55,9
0 - 150	8,4	17,9	23,0	21,4	21,9	22,3	21,2	22,9	22,9	22,9
150 - 300	11,5	17,6	13,3	12,3	12,7	12,9	12,1	13,2	13,8	13,3
300 - 450	22,0	11,3	8,5	6,6	6,7	6,8	6,7	6,8	7,2	6,9
450 - 600	13,1	5,5	1,7	0,9	0,9	1,0	0,8	0,9	0,8	0,9
600 - 750	8,6	0,7	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
750 - 900	2,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
> 900	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Klimaszenarium A1B (feucht) und Vergleich zu Basisklima										
Überschreitungs-klassen [eq ha⁻¹ a⁻¹]	2006	2011 - 2020	2021 - 2030	2031 - 2040	2041 - 2050	2051 - 2060	2061 - 2070	2071 - 2080	2081 - 2090	2091 - 2100
< 0	33,8	47,3	54,4	59,0	58,5	57,8	57,9	56,6	54,9	56,3
0 - 150	8,4	19,2	22,8	21,2	21,4	21,9	21,7	22,5	22,9	22,7
150 - 300	11,5	16,4	12,8	12,2	12,4	12,6	12,7	13,2	14,0	13,2
300 - 450	22,0	10,8	8,0	6,6	6,6	6,6	6,7	6,7	7,2	6,8
450 - 600	13,1	5,4	1,8	0,9	1,0	1,0	0,9	0,9	0,9	0,9
600 - 750	8,6	0,8	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
750 - 900	2,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
> 900	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Der Anteil bereits ausreichend geschützter Rezeptorflächen nimmt bis zur Dekade 2031 - 2040 zu, stagniert dann, was für das Klimaszenarium A1B (trocken) besonders deutlich zu erkennen ist (vgl. Abbildung 41).

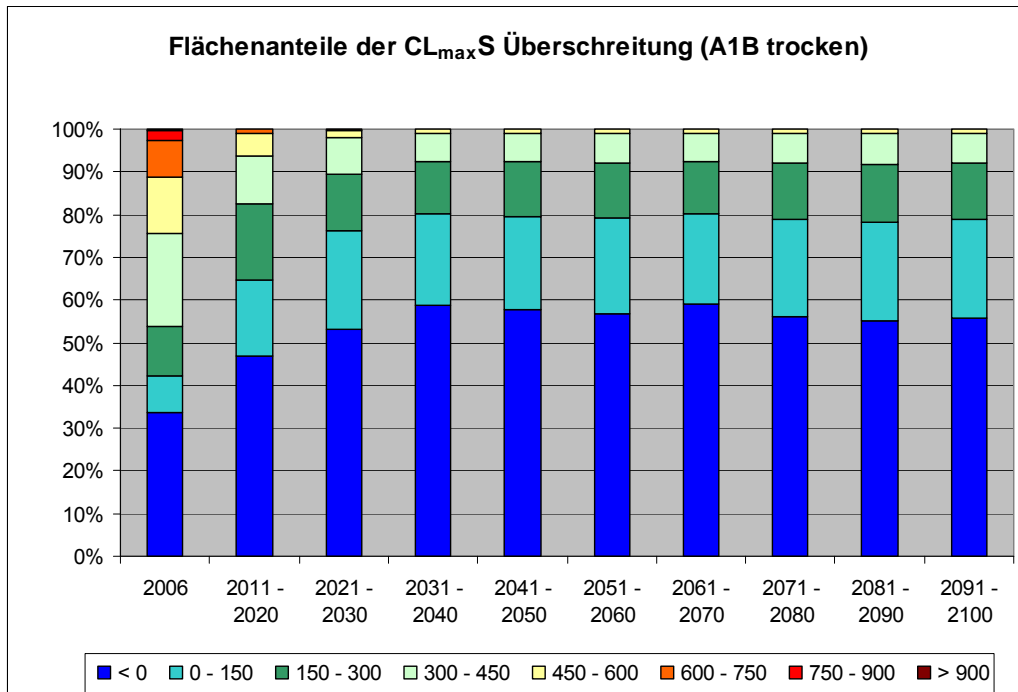


Abbildung 41: Entwicklung der Flächenanteile [%] in den Überschreitungsklassen des CL_{max}S an der Gesamt-Rezeptorfläche Sachsens

Der Anteil nicht überbelasteter Rezeptorflächen nimmt insbesondere in der östlichen und südlichen Niederlausitz, im Oberlausitzer Bergland, in der Thiedorfer Hochfläche, Westlausitzer Platte, Erzgebirgsvorland und im oberen und unteren Vogtland großflächig zu. Auch in allen übrigen Gebieten verringert sich die Überbelastung auf jeweils ca. die Hälfte gegenüber 2006. Erheblich überbelastet werden dann jedoch immer noch die Tagebaurekultivierungsflächen in der Niederlausitz sowie die Kammlagen des mittleren Erzgebirges sein.

Eine Differenzierung dieser Trends zwischen den Klimaszenarien „trocken“ und „feucht“ ist nicht erkennbar (vgl. Abbildung 42 und Abbildung 45), beide Szenarien unterscheiden sich jedoch deutlich vom Basisklima (vgl. Abbildung 44).

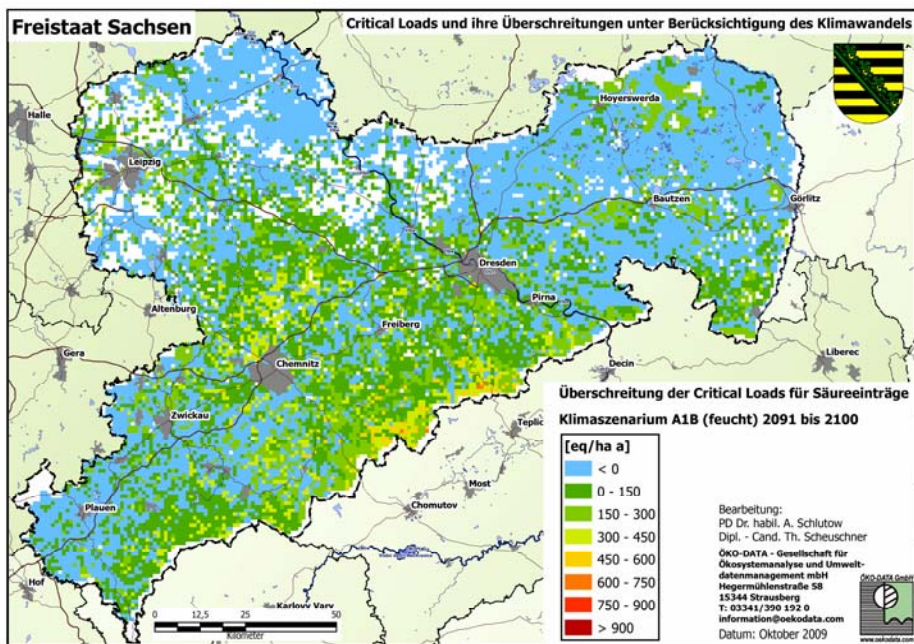


Abbildung 42: Regionale Verteilung der Überschreitung der Critical Loads für Säureeinträge nach dem Klimaszenarium A1B (feucht) und dem MFR-Depositionsszenarium für die Dekade 2091 - 2100

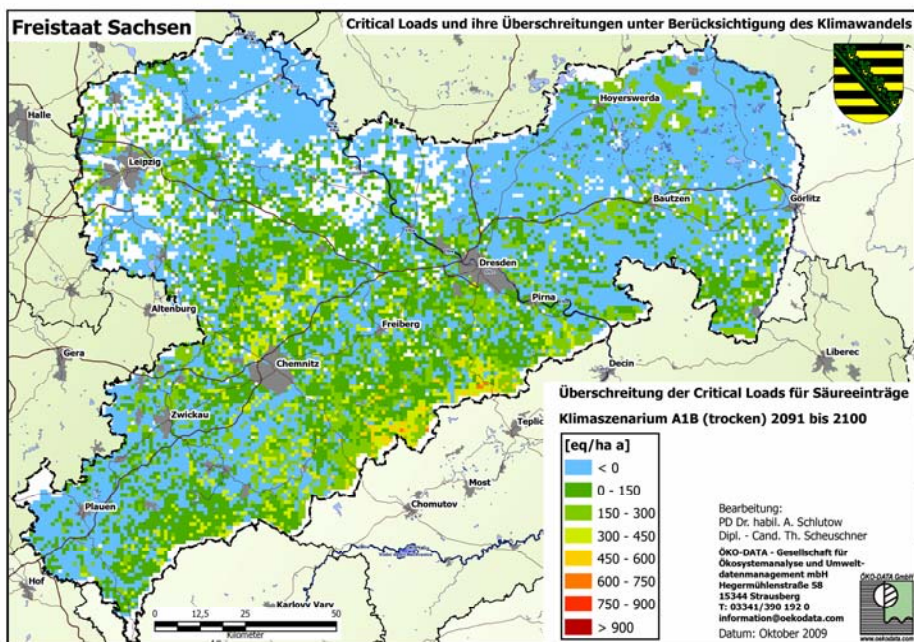


Abbildung 43: Regionale Verteilung der Überschreitung der Critical Loads für Säureeinträge nach dem Klimaszenarium A1B (trocken) und dem MFR-Depositionsszenarium für die Dekade 2091 – 2100

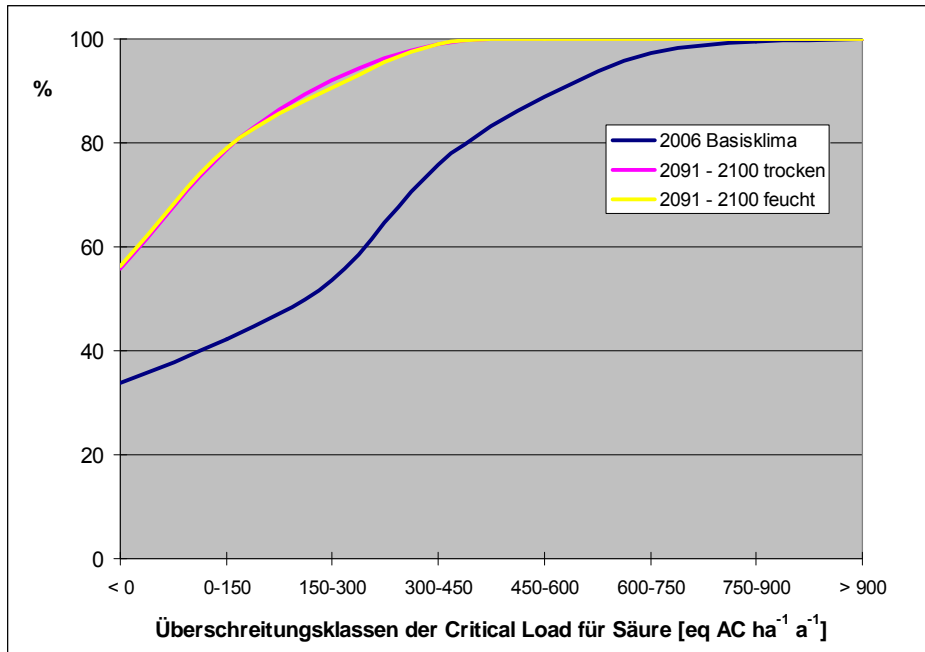


Abbildung 44: Veränderung der Überschreitungsklassen der Critical Loads für Säure unter Einfluss des Klimawandels

5.2.3 Überschreitungsraten der Critical Loads für eutrophierende Einträge durch Depositionen von Stickstoffeinträgen

Die Verteilung der Rezeptorflächen Sachsens in die Klassen der Überschreitungen der Belastungsgrenzwerte für eutrophierende N-Einträge hat sich in den Jahren von 1990 bis 2006 wie folgt entwickelt (vgl. Tabelle 40).

Tabelle 40: Zeitliche Entwicklung der Flächenanteile in den Überschreitungsklassen bei eutrophierenden Einträgen

Klassen der Überschreitung der Critical Loads [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	Flächenanteile in den Überschreitungsklassen bei eutrophierenden Einträgen [Anteil in % an der Gesamt-Rezeptorfläche]				
	1990	1995	2000	Methodenwechsel bei der Depositionsmodellierung! (siehe Kap. 3.1.5)	2006
≤ 0	0	0,2	0,69		19,1
> 0 bis ≤ 10	0,04	0	0		45,6
> 10 bis ≤ 20	1,45	2,26	5,22		35,3
> 20 bis ≤ 30	4,9	4,48	26,17		0
> 30 bis ≤ 40	20,88	15,94	49,54		0
> 40 bis ≤ 50	45,53	42,10	13,42		0
> 50 bis ≤ 60	22,52	22,84	3,76	0	

Unter dem Einfluss des Klimawandels werden sich die Critical Loads für eutrophierende Einträge bis 2100 deutlich erhöhen. Gleichzeitig werden nach dem MFR-Depositionsszenarium verminderte Einträge prognostiziert. In Folge dessen ist bis 2100 für viele Ökosysteme mit einer Senkung der Belastungen zu rechnen.

Die Verteilung der Rezeptorflächen Sachsens in die Klassen der Überschreitungen der Belastungsgrenzwerte für eutrophierende N -Einträge wird sich in den Jahren von 2010 bis 2100 wie folgt entwickeln (vgl. Tabelle 41):

Tabelle 41: Entwicklung der Anteile der Rezeptorflächen [%] in den Klassen der Critical-Loads-Überschreitungen durch eutrophierende Einträge in den Dekaden 2011 bis 2100

Klimaszenarium A1B (trocken) und Vergleich zu Basisklima										
Überschreitungsklassen [kg N ha⁻¹ a⁻¹]	2006	2011 - 2020	2021 - 2030	2031 - 2040	2041 - 2050	2051 - 2060	2061 - 2070	2071 - 2080	2081 - 2090	2091 - 2100
< 0	19,1	35,6	38,1	39,9	40,8	39,8	44,0	44,0	42,1	45,9
0 - 2.5	7,5	10,9	12,7	14,2	14,7	14,1	14,4	14,0	12,2	14,0
2.5 - 5	9,1	16,3	16,4	15,9	15,8	15,9	15,8	16,2	17,0	16,4
5 - 7.5	12,8	13,9	14,0	14,9	15,1	15,0	16,6	17,1	18,2	16,5
7.5 - 10	16,2	11,8	11,2	9,8	9,1	10,0	7,2	7,3	8,7	6,2
10 - 15	27,3	11,0	7,6	5,3	4,5	5,2	2,0	1,4	1,8	1,0
> 15	8,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Klimaszenarium A1B (feucht) und Vergleich zu Basisklima										
Überschreitungsklassen [kg N ha⁻¹ a⁻¹]	2006	2011 - 2020	2021 - 2030	2031 - 2040	2041 - 2050	2051 - 2060	2061 - 2070	2071 - 2080	2081 - 2090	2091 - 2100
< 0	19,1	35,6	38,1	39,9	40,8	39,8	44,0	44,0	42,1	45,9
0 - 2.5	7,5	10,9	12,7	14,2	14,7	14,1	14,4	14,0	12,2	14,0
2.5 - 5	9,1	16,3	16,4	15,9	15,8	15,9	15,8	16,2	17,0	16,4
5 - 7.5	12,8	13,9	14,0	14,9	15,1	15,0	16,6	17,1	18,2	16,5
7.5 - 10	16,2	11,8	11,2	9,8	9,1	10,0	7,2	7,3	8,7	6,2
10 - 15	27,3	11,0	7,6	5,3	4,5	5,2	2,0	1,4	1,8	1,0
> 15	8,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Der Anteil bereits ausreichend geschützter Rezeptorflächen nimmt bis zur Dekade 2061 - 2070 zu und stagniert dann, was für das Klimaszenarium A1B (trocken) besonders deutlich zu erkennen ist (vgl. Abbildung 45).

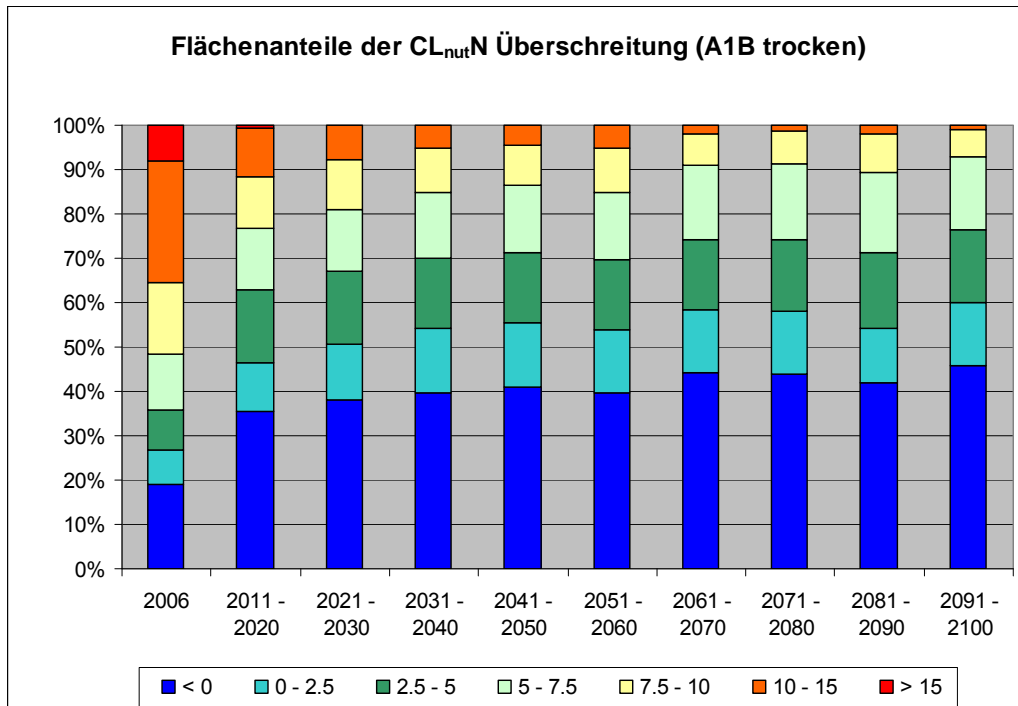


Abbildung 45: Entwicklung der Flächenanteile [%] in den Überschreitungsklassen des CL_{nut}N an der Gesamt-Rezeptorfläche Sachsens

Der Anteil ausreichend geschützter Rezeptorflächen nimmt insbesondere im Oberlausitzer Bergland, im Vogtland, im Erzgebirgsvorland und in der Leipziger Sandlössebene zu. In allen anderen Regionen sinkt die Belastung um etwa $2,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, d.h. um ca. 20 % gegenüber 2006.

Kleinflächige Unterschiede zwischen den Klimaszenarien „trocken“ und „feucht“ sind nur in der Thiendorfer Hochfläche erkennbar (vgl. Abbildung 46 und Abbildung 47), wo das trockenere Szenarium höhere Überschreitungen prognostiziert. Beide Klimaszenarien zeigen jedoch, dass sich der Anteil geschützter Ökosysteme gegenüber dem heutigen Zustand mehr als verdoppelt (vgl. Abbildung 48).

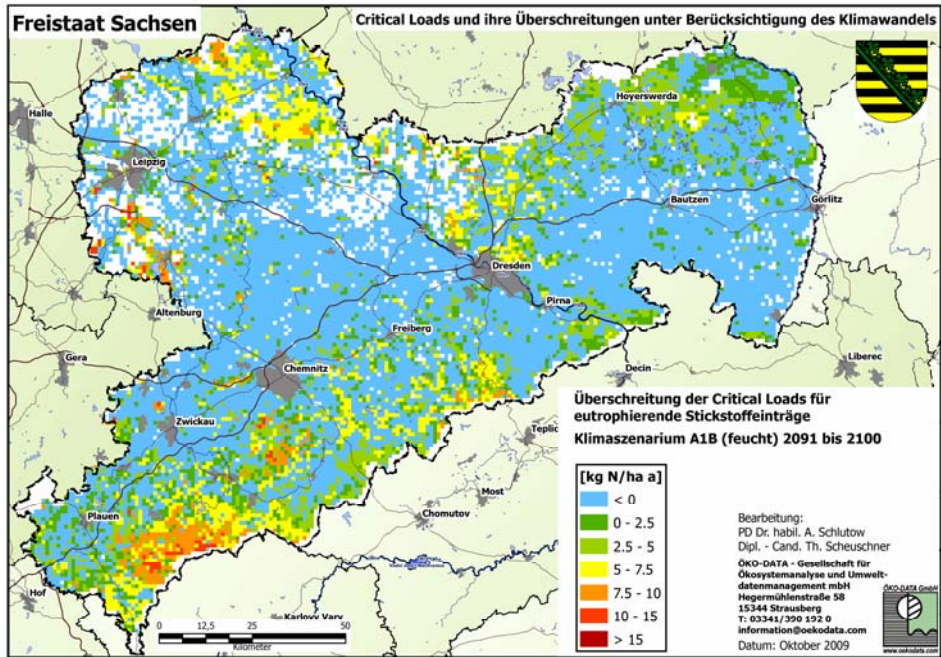


Abbildung 46: Regionale Verteilung der Überschreitung der Critical Loads für eutrophierende Stickstoffeinträge nach dem Klimaszenarium A1B (feucht) und dem MFR-Depositionsszenarium für die Dekade 2091 - 2100

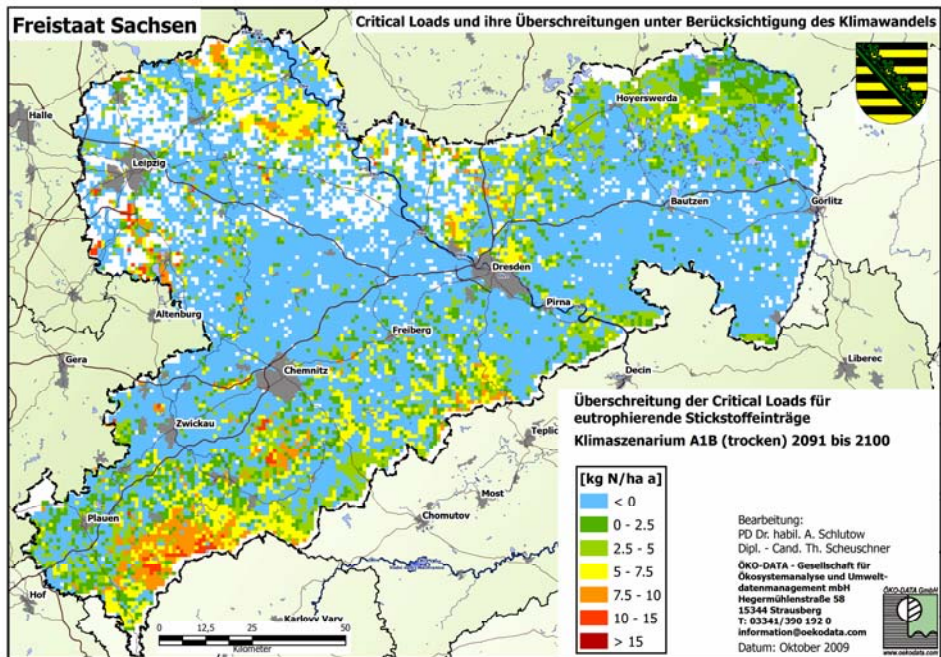


Abbildung 47: Regionale Verteilung der Überschreitung der Critical Loads für eutrophierende Stickstoffeinträge nach dem Klimaszenarium A1B (trocken) und dem MFR-Depositionsszenarium für die Dekade 2091 - 2100

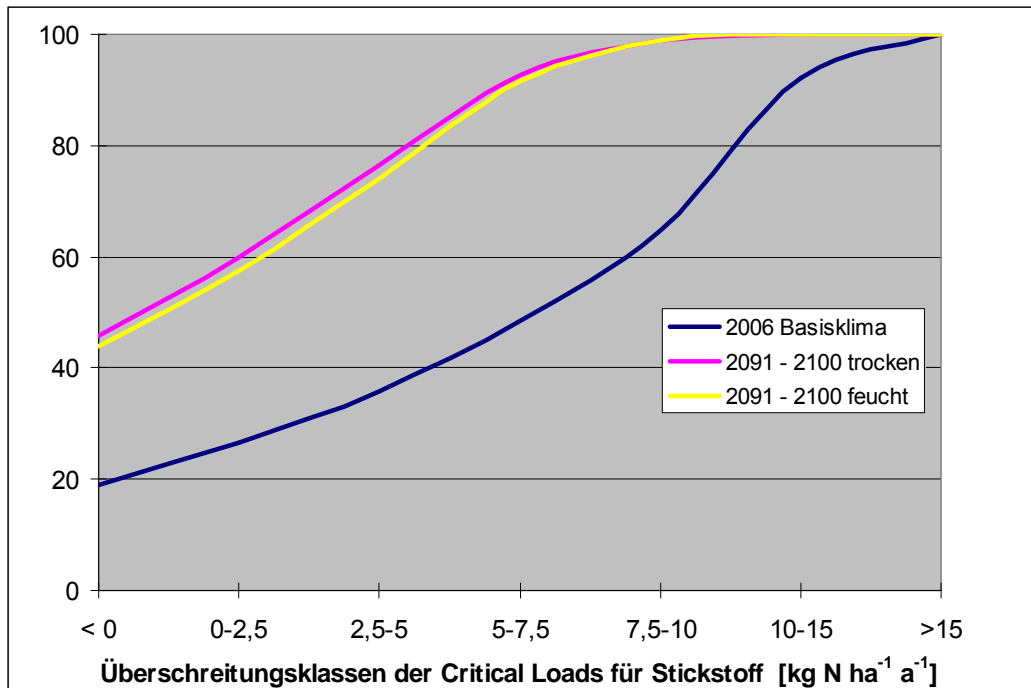


Abbildung 48: Veränderung der Überschreitungsklassen der Critical Loads für Stickstoff unter Einfluss des Klimawandels

Auch wenn sich deutliche Fortschritte bei der Verminderung einer schädigenden Eutrophierung durch zu hohe Stickstoffeinträge abzeichnen, so bleibt doch – insbesondere verglichen mit den Ergebnissen bei der Eindämmung von Schwefelemissionen – die nach wie vor zu hohe Konzentration von oxidierten und reduzierten Stickstoffverbindungen in der Luft ein andauerndes Umweltproblem. Da die Stickstoffverbindungen sowohl zur Säurebelastung als auch zur Eutrophierung beitragen, müssen in naher Zukunft weitere Maßnahmen ergriffen werden, um die Freisetzung dieses Luftschadstoffs zu reduzieren. So wie Deutschland insgesamt seine Verpflichtungen aus der NEC-Direktive bis zum Jahr 2010 hinsichtlich der Emissionsobergrenzen für Stickstoffkomponenten wahrscheinlich verfehlen wird, so bleibt auch im Freistaat Sachsen die Umweltbelastung durch Stickstoffverbindungen ein fortdauerndes Problem.

6 Zusammenfassung

Seit 1997 werden ökologische Belastungsgrenzen, die Critical Loads, im Freistaat Sachsen für sensible naturnahe Ökosysteme ausgewiesen, um die Wälder, Moore, Heiden, Wiesen und Weiden vor versauernden und eutrophierenden Luftschadstoffeinträgen zu schützen.

Ursächlich bedingt werden Versauerung und Eutrophierung von den aus der Atmosphäre eingetragenen Schwefel- und Stickstoffverbindungen (SO_x , NO_x und NH_y), sodass Critical Loads (CL) für die Begrenzung der Versauerung (dargestellt in Schwefeleinheiten als CL_{maxS}) und die Eutrophierung (CL_{nutN}) berechnet werden. Aus der Differenz zwischen diesen ökologischen Belastungsgrenzen und den jeweils aktuellen Einträgen (Depositionen) der entsprechenden Schadstoffe ergibt sich dann, ob die Schutzgüter langfristig gesichert oder aber, bei Überschreitung der Belastungsgrenze, gefährdet sind. Ebenfalls lassen sich Trends hinsichtlich einer Verbesserung der Umweltqualität ablesen und kann der schadstoffspezifische Anteil an der Belastung ausgewiesen werden. Insgesamt geben Critical Loads und Critical-Load-Überschreitungen Hinweise auf den Zustand der Ökosysteme und weisen auf Handlungserfordernisse in der Umweltpolitik hin.

Auf die langjährigen Erfahrungen der Umweltbeobachtung in Sachsen aufbauend wird mit dieser Studie eine weitere Präzisierung der Berechnung von Critical Loads nach der Massenbilanzmethode vorgelegt, da zwischenzeitlich neue wissenschaftliche und methodologische Erkenntnisse erzielt wurden, die im europäischen Handbuch zur Berechnung und Kartierung von Critical Loads (ICP MAPPING & MODELLING 2008) dokumentiert sind. Die Adaptation dieser neuen Methoden auf den Freistaat Sachsen war daher ein Ziel dieses Projektes. Des Weiteren haben auch flächendeckend vervollständigte und aktualisierte Datengrundlagen des Freistaates Sachsen, wie unter anderem die Biotoptypen- und Landnutzungskartierung (BTLNK 10), Eingang in das Critical-Loads-Update gefunden.

Die Ergebnisse der Analyse zeigen, dass hinsichtlich einer Gefährdung durch Versauerung auf rund einem Drittel der Rezeptorflächen in Sachsen bereits 2006 die kritischen Belastungsgrenzen nicht mehr überschritten wurden. Auf den verbleibenden Flächen hat sich – im Vergleich zu den Ergebnissen aus den 1990er-Jahren – die Höhe der Critical-Loads-Überschreitung deutlich vermindert. Allerdings werden auf zwei Drittel der Rezeptorfläche auch 2006 noch die Belastbarkeitsgrenzwerte für den versauernden Eintrag überschritten, dabei auf gut 10 Prozent der Fläche erheblich.

Geringere Fortschritte sind bei der Verminderung einer schädigenden Eutrophierung durch zu hohe Stickstoffeinträge zu verzeichnen. Die nach wie vor zu hohe Konzentration von oxidierten und reduzierten Stickstoffverbindungen in der Luft bleibt ein andauerndes Umweltproblem. Da die Stickstoffverbindungen sowohl zur Säurebelastung als auch zur Eutrophierung beitragen, müssen in naher Zukunft weitere Maßnahmen ergriffen werden, um die Freisetzung dieses Luftschadstoffs zu reduzieren. So wie Deutschland insgesamt seine Verpflichtungen aus der NEC-Direktive bis zum

Jahr 2010 hinsichtlich der Emissionsobergrenzen für Stickstoffkomponenten wahrscheinlich verfehlen wird, so bleibt auch im Freistaat Sachsen die Umweltbelastung durch Stickstoffverbindungen ein fortdauerndes Problem.

Ausgehend von der Bestimmung der Belastung und Belastbarkeit der Ökosysteme in der Gegenwart galt es im Weiteren die Entwicklung von Critical Loads und deren Überschreitungen bis zum Jahre 2100 unter dem Einfluss des Klimawandels und eines veränderten Depositionsgeschehens abzuleiten. Es ist davon auszugehen, dass sich die Critical Loads sowohl für versauernde als auch für eutrophierende Einträge klimawandelbedingt bis 2100 erhöhen werden. Im gleichen Zeitraum vermindern sich die prognostizierten Schadstoffeinträge. In Folge dessen ist bis 2100 mit einer weiteren Abnahme der Überschreitung von Belastbarkeitsgrenzen zu rechnen. Während im Jahr 2006 etwa ein Drittel der Rezeptorflächen vor einer Versauerung und weniger als 20 Prozent vor eutrophierenden Einträgen ausreichend geschützt waren, wird dies im Jahre 2100 bereits auf 56 Prozent der sensitiven Ökosysteme hinsichtlich Versauerung bzw. auf 45 Prozent bei der Eutrophierung zutreffen. Auch in allen übrigen Gebieten verringert sich die Grenzwertüberschreitung bei versauernden Einträgen stärker als die bei eutrophierenden Stickstoffeinträgen. Damit setzt sich der Trend fort, dass die Reduzierung von Schwefelverbindungen in weit größerem Ausmaß realisiert wird als die von Stickstoffverbindungen. Der Anteil an Rezeptorflächen, die sowohl vor versauernden als auch vor eutrophierenden Einträgen geschützt sind, wird sich von unter 2 Prozent im Jahr 2006 auf über 12 Prozent im Zeitraum bis 2100 vergrößern. Größere Fortschritte beim Schutz der Ökosysteme ließen sich insgesamt nur erreichen, wenn zukünftige Maßnahmen zur Luftreinhaltung sich verstärkt einer Reduzierung von Stickstoffemissionen zuwenden würden.

Abstract

In Saxony since 1997 effect based ecological thresholds, the critical loads, were calculated for sensitive natural ecosystems. The critical loads are applied to protect forests, bogs, heathlands, meadows and pastures and to avoid acidification and eutrophication due to air pollutants. A strong causal link exists between the deposition of sulphur and nitrogen compounds (SO_x, NO_x, and NH_y) and the effects of acidification and eutrophication. Therefore, critical loads (CL) of acidification (calculated in sulphur units, CL_{maxS}) and critical loads of eutrophication (CL_{nutN}) are determined separately. From the difference between the ecologically acceptable deposition (critical load) and the actual deposition of the relevant pollutants can be concluded whether the ecosystem is under risk or not. Also trends can be read in terms of improving environmental quality and the pollutant-specific shares of the critical load exceedance are shown. Overall, critical loads and critical load exceedances give an indication of the state of ecosystems and indicate requirements for action in environmental policy.

Based on many years' experience of environmental monitoring in Saxony this study provides an updated calculation of critical loads using the mass balance method. As new scientific findings and methodological developments were included in the European manual for calculation and mapping of critical loads (ICP Modelling & Mapping Manual 2008) their adaptation to the state of Saxony, which was an objective of this project, became necessary. In addition, the data bases of required input variables for critical load calculations such as, inter alia, habitat types and land use mapping (BTLNK 10) also were complemented and updated,

The study concludes that in 2006 in terms of a risk of acidification on approximately one third of the receptor areas in Saxony critical loads were not exceeded. In the remaining areas - in comparison to results from the 90s - the extent of critical load exceedance was considerably reduced. Still, in these two thirds of the receptor area in 2006 rates for acceptable acidifying deposition are exceeded, in over 10 percent of the area substantially.

Less progress has been made in reducing harmful effects of eutrophication caused by inputs of nitrogen compounds. Persisting high concentrations of oxidized and reduced nitrogen in the air cause a lasting environmental problem. Because nitrogen compounds cause both, acidification and eutrophication, in the near future, further steps have to be taken to reduce the emission of this air pollutant. Just as Germany as a whole is likely to fall short with its obligations under the NEC directive in 2010 with regard to emission limits for nitrogen compounds, also in the Free State of Saxony, the environmental pollution caused by nitrogen compounds remains as a continuing problem.

Based on the determination of stress and resilience of ecosystems at present, critical loads and their exceedances were also derived for the period until the year 2100 to assess possible impacts of climate change and altered deposition scenarios. It is expected that due to climate change critical loads for both acidification and eutrophication will increase until 2100. In the same period, a reduc-

tion of pollutant discharges is predicted. In consequence a further decrease of critical load exceedances will be observed.

While in the year 2006, approximately one third of the ecosystems were protected against acidification and less than 20 percent were adequately protected against eutrophying deposition, in 2100 it will be about 56 percent of the sensitive ecosystems with regard to acidification and 45 percent regarding eutrophication. Also in the other areas the extent of the violation of critical loads for acidifying inputs will decrease much stronger than for eutrophying nitrogen deposition. This follows from the ongoing trend in which emissions reduction of sulphur compounds is accomplished to a much greater extent than of nitrogen. The proportion of receptor areas which are protected both from acidification and from eutrophication will grow from less than 2 percent in 2006 to over 12 percent by 2100. Further progress in protecting the ecosystems in general could be achieved only if future activities on air pollution control would aim more at the reduction of nitrogen emissions.

Literaturverzeichnis

- ACHERMANN, B. U. R. BOBBINK (Eds.) (2003): Empirical critical loads for nitrogen: Expert workshop, Berne, 11-13 November 2002. Environmental Documentation 164, Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape.
- AG BODENKUNDE (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. 5. Auflage, S. 367
- AMBERGER, A. (1988): Pflanzenernährung – Ökologische und physiologische Grundlagen, Dynamik und Stoffwechsel der Nährelemente, 3. Überarb. Aufl., Verlag Eugen Ulmer Stuttgart, S. 118 ff.
- BACH, M. (1987): Die potentielle Nitratbelastung des Sickerwassers durch die Landwirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland, Göttinger Bodenkundliche Berichte 93, Göttingen, 186 S.
- BACH, M., HUBER, A., H.-G. FREDE, MOHAUPT, V., ZULLEI-SEIBERT, N. (2000): Schätzung der Einträge von Pflanzenschutzmitteln aus der Landwirtschaft in die Oberflächengewässer Deutschlands, Berichte des Umweltbundesamtes 3/00, Erich Schmidt Verlag, Berlin
- BAUER, F. (1953): Roteichen-Ertragstafel, starke Durchforstung. In: Schober, R. (1987): Ertragstafeln wichtiger Baumarten. 3. erw. Aufl., J. D. Sauerländers Verlag, Frankfurt (a. Main).
- BECKER, R. (1998): Dynamische Modellierung des Stoffhaushalts der Waldstandorte an den Umweltkontrollstationen Merzalben und Idar-Oberstein. Abschlußbericht zum Werkvertrag.
- BERGEL, D. (1985): Douglasien-Ertragstafel, starke Durchforstung. In: Schober, R. (1987): Ertragstafeln wichtiger Baumarten. 3. erw. Aufl., J. D. Sauerländers Verlag, Frankfurt (a. Main).
- BGB (2004): Gesetz zum Protokoll betreffend die Verringerung von Versauerung, Eutrophierung und bodennahem Ozon vom 30. November 1999 im Rahmen des Übereinkommens von 1979 über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigungen, Bundesgesetzblatt Jahrgang 2004 Teil II Nr. 21 vom 08.07.2004
- BOBBINK, R., ACHERMANN, B. (2002) (Hrsg.): Empirical Critical Loads for Nitrogen. Proceedings of the Expert workshop in Berne 11-13 November 2002. Environmental Documentation No. 164 - Air (Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape SAEFL).
- BÖCKMANN, T. (1990): Wachstum und Ertrag der Winterlinde (*Tilia cordata* Mill.) in Niedersachsen und Nordhessen. Diss. Fachbereich Forstwissenschaften. Georg-August-Universität Göttingen.
- BUNDESGESETZBLATT (BGB) (2004) Jahrgang 2004 Teil II Nr. 21 vom 08.07.2004
- BUTZ-BRAUN, R. (1996): Kalkulation von Verwitterungsraten mittels quantitativer Mineralanalysen. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 79: 153-156.
- CCE (2009a): CCE Status Report 2008, Part I Status of Methods and Databases of European Critical Loads, Report No. 500090003 ISBN No. 978-90-6960-211-0
- CCE (2009b): CCE Status Report 2008, Part II National Focal Centre Reports, NFC Germany, Report No. 500090003 ISBN No. 978-90-6960-211-0
- DE VRIES W, J KROS, G J REINDS, W WAMELINK, J MOL, H VAN DOBBEN, R BOBBINK, B EMMETT, S SMART, C EVANS, A SCHLUTOW, P KRAFT, S BELYAZID, HU SVERDRUP, A VAN HINSBERG, M POSCH AND JP HETTELINGH (2007): Developments in modelling critical nitrogen loads for

- terrestrial ecosystems in Europe. Wageningen, the Netherlands, Alterra Green World Research, Report 1382, 206 pp.
- DEUTSCHER WETTERDIENST (2001): Mittlere Tagesmitteltemperatur der Referenzperiode 1971-2000 für Sommer und Winter. Rasterdatei.
- DEVRIES, W. (1991): Methodologies for the assessment and mapping of the Critical Loads and of the impact of abatement strategies on forest soils. 46, Wageningen.
- DEVRIES, W., Bakker, D. J. (1998): Manual for calculating critical loads of heavy metals for terrestrial ecosystems. DLO Winand Staring Centre for Integrated Land, Soil and Water Research (SC - DLO), Wageningen, Report 166, The Netherlands.
- DEVRIES, W., POSCH, M., REINDS, G. J., UND KÄMÄRI, J. (1993): Critical Loads and their exceedance on forest soils in Europe. The Winand Staring Centre for Integrated Land, Soil and Water Research, Wageningen, The Netherlands, 58.
- DITTMAR, O., KNAPP, E., LEMBCKE, G. (1983): DDR-Buchen-Ertragstafel 1983. Inst. f. Forstwissenschaften Eberswalde (IFE-Berichte aus Forschung und Entwicklung 4).
- EEA (2009): NEC Directive status report 2008, European Environmental Agency, EEA Technical report No 11/2009.
- ERTELD, W. (1961): Ertragstafel der Eichen, mäßige Durchforstung. In: Erteld, W. (1963): Ertragstafelauszüge. Für den Gebrauch in der Praxis. 2. neu bearb. u. ergänzte Aufl., Neumann-Verlag Radebeul.
- ERTELT, W. (1952): Ertragstafel der Robinie, mäßige Durchforstung. In: Erteld, W. (1963): Ertragstafelauszüge. Für den Gebrauch in der Praxis. 2. neu bearb. u. ergänzte Aufl., Neumann-Verlag Radebeul.
- FOLORUNSO, O. A. U. ROLSTON, D. E. (1985): Spatial and spectral relationships between field-measured gas fluxes and soil properties. Soil Sci. Soc. Amer. Journ. 49 S. 1087-1093.
- GAUGER, T., HAENEL, H-D., RÖSEMANN, C., NAGEL, H-D., BECKER, R., KRAFT, P., SCHLUTOW, A., SCHÜTZE, G., WEIGELT-KIRCHNER, R., ANSHELM, F. (2008): Nationale Umsetzung der EU-NEC-Richtlinie/CAFE-Strategie und UNECE Luftreinhaltekonvention, Teil 2: Wirkungen und Risikoabschätzungen, Critical Loads, Biodiversität, Dynamische Modellierung, Critical Levels Überschreitungen, Materialkorrosion. Abschlussbericht zum UBA-Projekt FKZ 204 63 252, UBA-Texte39/08, 275 S., <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3647.pdf>.
- GAUGER, T. et al. (in Vorbereitung): Erfassung, Prognose und Bewertung von Stoffeinträgen und ihren Wirkungen in Deutschland, Abschlussbericht zum UBA/BMU Vorhaben FKZ 3707 64 200, vorraussichtliches Erscheinungsdatum 06/2010.
- GRENNFELT, P. UND THÖRNELÖF, E. (Hrsg.) (1992): Critical Loads for Nitrogen. Report from a workshop held at Lökeberg, Sweden April 1992. NORD 1992: 41, Nordic Council of Ministers, Copenhagen.
- HORNUNG, M., SUTTON, M. A. UND WILSON, R. B. (1995): Mapping and Modelling of Critical Loads for Nitrogen: a Workshop Report. Grange-Over-Sands Workshop, 24-26 October 1994.

- ICP MODELLING AND MAPPING (ed.) (2008): Manual on Methodologies and Criteria for Modelling and Mapping Critical Loads & Levels and Air Pollution Effects: Risks and Trends. In: UBA-Texte 52/04. Berlin, Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt). (www.icpmapping.org)
- IIASA (2004): Established deposition trends in Europe for use in dynamic modelling by NFCs. In: Hettelingh J-P, Posch M, Slootweg J (2008): Critical Load, Dynamic Modelling and Impact Assessment in Europe, CCE Status Report 2008, Coordination Centre for Effects, Report No. 500090003, ISBN No. 978-90-6960-211-0
- JACOBSEN, C., RADEMACHER, P., MEESENBURG, H., MEIWES, K. J. (2002): Element-Gehalte in Baum-Kompartimenten - Literatur-Studie und Datensammlung. Report, Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt, Göttingen, Germany, 80 p.
- KLAPP, E. (1965): Grünlandvegetation und Standort – nach Beispielen aus West-, Mittel- und Süddeutschland. Verlag Paul Parey, Berlin und Hamburg.
- KNAPP, E. (1973): Ertragstabern für Schwarzpappelsorten. Forschungsbericht d. Inst. f. Rohholzerzeugung Abt. Waldbau/Ertragskunde. Eberswalde.
- KOPP, D., KIRSCHNER, G. (1992): Fremdstoffbedingter Standortwandel aus periodischer Kartierung des Standortzustandes in den Wäldern des nordostdeutschen Tieflandes nach ergebnissen der Standortserkundung. Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie, 26: 62-71.
- KRAMER, H. (1988): Waldwachstumslehre, Paray, Hamburg Berlin.
- LAI (BUND-LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT IMMISSIONSSCHUTZ) ARBEITSKREIS ERMITTLUNG UND BEWERTUNG VON STICKSTOFFEINTRÄGEN (2007): Kurzbericht zur Ermittlung des Beurteilungswertes für N-Depositionen. Stand vom 13.9.2006. www.immissionsschutzdigital.de/download/pdf/ims_20070207.pdf
- LEMBCKE, G., KNAPP, E., DITTMAR, O. (1975): DDR-Kiefern-Ertragstafel 1975. Inst. f. Forstwiss. Eberswalde. Abt. Waldbau/Ertragskunde.
- LfUG (Landesamt für Umwelt und Geologie) (Hrsg.) (2000): OMKAS (Optimierung emissionsmindernder Maßnahmen bei gleichzeitiger Kontrolle der Aziditäts- und Luftschadstoffentwicklung für die Grenzregionen des Freistaates Sachsen), Projektbericht vom 16. März 2000, Dresden.
- LOCKOW, K.-W. (1994): Ertragstabern für die Roterle (*Alnus glutinosa* [L.] Gaertn.) im nordostdeutschen Tiefland. Landesforstanstalt Eberswalde.
- LOCKOW, K.-W. (1996): Ertragstabern für die Sandbirke (*Betula pendula* Roth) sowie für die Moorbirke (*Betula pubescens* Ehrh.) für das nordostdeutsche Tiefland. Landesforstanstalt Eberswalde.
- MATZNER, E. (1988): Der Stoffumsatz zweier Waldökosysteme im Solling. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Rh. A, 40.
- MÜCKENHAUSEN IN AMBERGER, A. (1988): Pflanzenernährung, Ökologische und physiologische Grundlagen, Dynamik und Stoffwechsel der Nährelemente, Verlag Eugen Ulmer Stuttgart.

- MÜLLER IN AMBERGER, A. (1988): Pflanzenernährung, Ökologische und physiologische Grundlagen, Dynamik und Stoffwechsel der Nährelemente, Verlag Eugen Ulmer Stuttgart.
- MÜLLER, G. (1980): Pflanzenproduktion – Bodenkunde. Deutscher Landwirtschaftsverlag Berlin.
- MÜLLER-WESTERMEIER, G. (1995): Numerisches Verfahren zur Erstellung klimatologischer Karten. Berichte des Deutschen Wetterdienstes (DWD) Nr. 193. Offenbach.
- NAGEL, H.-D., GREGOR, H.-D. (Hrsg.) (1999): Ökologische Belastungsgrenzen – Critical Loads & Levels; ein internationales Konzept für die Luftreinhaltspolitik. Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York Tokio.
- NAGEL, H.-D., KUNZE, F., SCHMIDT, H., SCHÖBER, G. U. L. WERNER (1995): Modellgestützte Bestimmung der ökologischen Wirkungen von Emissionen. Deutscher Beitrag zum UN ECE-Projekt Critical Loads & Levels in Europe. Abschlußbericht zum F/E-Vorhaben 104 01 005 im Auftrag des Umweltbundesamtes, UBA-Texte 79/96 S. 136.
- PETERSEN, A. (1981): Die Gräser als Kulturpflanzen und Unkräuter auf Wiese, Weide und Acker. Akademie-Verlag Berlin.
- Puhe, J., Ulrich, B. (2001): Global Climate Change and Human Impacts on Forest Ecosystems, Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 592 p.
- RENGER, M., KÖNIG, R., SWARTIJES, S., WESSOLEK, G., FAHRENHORST, C. UND B. KASCHIAN (1990): Modelle zur Ermittlung und Bewertung von Wasserhaushalt, Stoffdynamik und Schadstoffbelastbarkeit in Abhängigkeit von Klima, Bodeneigenschaften und Nutzung. Endbericht zum BMFT-Projekt 0374343, Institut für Ökologie, TU Berlin, Berlin
- ROST-SIEBERT, K. (1985): Untersuchungen zur H⁺- und Al-Ionentoxizität an Keimpflanzen von Fichte (*Picea abies* Karst.) und Buche (*Fagus sylvatica* L.) in Lösungskultur. Berichte des Forschungszentrum Waldökosysteme d. Universität Göttingen, 12.
- ROWINSKI, V. (1993): Ökologie und Erhaltung von Kesselmooren an Berliner und Brandenburger Beispielen. Z. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg, Sonderheft Niedermoore.
- SÄCHSISCHE LANDESANSTALT FÜR FORSTEN (Hrsg.) (1999): Hilfstafel zur sächsischen Forsteinrichtung-Dienstanweisung
- SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR GEOLOGIE UND UMWELT (LfUG) (Hrsg.) (1998): Selektive Biotopkartierung der § 26-Biotop und der sonstigen naturschutzfachlich bedeutenden Biotoptypen (1 : 10 000, digital).
- SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR GEOLOGIE UND UMWELT (LfUG) (Hrsg.) (2009): CIR Biotoptypen- und Landnutzungskartierung, (1:10 000, digital). Juli 2009
- SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR GEOLOGIE UND UMWELT (LfUG) (Hrsg.) (2003): Bodenatlas Sachsen 200 -Polygon-Cover + ausgewählte UBODEN-Datenfelder für jedes Polygon.
- SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR GEOLOGIE UND UMWELT (LfUG) (Hrsg.) (2009): Sickerwasser-Raten zu den Polygonen des Bodeatlas´ 200 für Sachsen.
- SAUERBREY, R., SCHMIDT, W. (1993): Bodenentwicklung auf entwässerten und landwirtschaftlich genutzten Niedermooren. Z. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg, Sonderheft Niedermoore.

- SCHACHTSCHABEL, P., AUERSWALD, K., BRÜMMER, G., HARTKE, K. H. UND SCHWERTMANN, U. (1998): Scheffer/Schachtschabel Lehrbuch der Bodenkunde, Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.
- SCHLUTOW, A. (2001): Methods and results of the Calculation of uptakes of Sulphur, Nitrogen and Heavy metals by harvesting in forests, in grasslands, heathlands and fens in Germany. Proceedings of the Workshop "Calculating Critical Loads for Heavy metals" in Chisinau, Moldavia, 20-24th March 2001.
- SCHLUTOW, A., NAGEL, H.-D., EITNER, H. (1999): Ermittlung von ökologischen Belastbarkeitsgrenzen und deren Überschreitungen durch versauernde und eutrophierende Luftschadstoffeinträge in Waldökosysteme des Freistaates Sachsen, Im Auftrag des LfUG Sachsen, Strausberg.
- SCHLUTOW, A., SCHEUSCHNER, T. (2008): Aktualisierung und Präzisierung der Erfassung von ökologischen Belastungsgrenzen und ihrer Überschreitungen im Freistaat Sachsen – Fortschreibung der Critical Loads/Level-Untersuchungen bis 2005. Im Auftrag des LfUG des Freistaates Sachsen. Strausberg
- SCHMIDT, P. A., HEMPEL, W., DENNER, M., DÖRING, N., GNÜCHTEL, A., WALTER, B., WENDEL, D. (2003): Erstellung einer Übersichtskarte der potenziell-natürlichen Vegetation M 1 : 50 000 von Deutschland sowie Erfassung und vegetations-kundliche Erhebungen naturnaher Wälder als Grundlage für nationale und internationale Naturschutzplanungen - Sachsen, 3. Zwischenbericht zum F-E-Vorhaben, TU Dresden, Fachrichtung Forstwissenschaften und Biologie, Tharandt und Dresden.
- SCHMIDT, R., WOLFF, B., BARITZ, R. (1998): Bodenübersichtskarte der Waldflächen der BRD – Bestimmung der Bodenvergesellschaftung und des Datenhintergrundes. Abschlussbericht. Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft Hamburg, Institut für Forstökologie und Walderfassung Eberswalde, Manuskriptkopie.
- SCHOBBER, R. (1946): Ertragstafel der Europäischen Lärche, mäßige Durchforstung. In: Schober, R. (1987): Ertragstafeln wichtiger Baumarten. 3. erw. Aufl., J. D. Sauerländers Verlag, Frankfurt (a. Main).
- SCHOBBER, R. (1953): Ertragstafel der Japanischen Lärche, mäßige Durchforstung. In: Schober, R. (1987): Ertragstafeln wichtiger Baumarten. 3. erw. Aufl., J. D. Sauerländers Verlag, Frankfurt (a. Main).
- SCHOBBER, R. (1987): Ertragstafeln wichtiger Baumarten. 3. erw. Aufl., J. D. Sauerländers Verlag, Frankfurt (a. Main).
- SML - SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, ERNÄHRUNG UND FORSTEN (1994): Messung und Sortierung von Rohholz in den sächsischen Staatsforsten.
- STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDESENTWICKLUNG DES FREISTAATES SACHSEN (SMUL) (1999): Klimatologische Grundlagen für die Landes- und Regionalplanung.
- STATISTISCHEN BUNDESAMT (2003): Landwirtschaft-Statistik regional.
- SUCCOW, M. (1988): Landschaftsökologische Moorkunde. Gustav-Fischer-Verlag, Jena, S. 126.
- SVERDRUP, H. (1990): The kinetics base of cation release due to chemical weathering. Lund University Press, Lund, Sweden.

- SVERDRUP, H. U. INESON, P. (1993): Kinetics of denitrification in forest soils. Unpublished manuscript.
- SVERDRUP, H. UND WARFVINGE, P. (1988): Weathering of primary minerals in the natural soil environment in relation to a chemical weathering model. *Water, Air Soil Pollut.*, **38**, S. 387-408.
- SVERDRUP, H. UND WARFVINGE, P. (1993): The effect of soil acidification on the growth of trees, grass and herbs as expressed by the (Ca+Mg+K)/Al ratio. *Reports in Ecology and Environmental Engineering*, **1993**: 2.
- SVERDRUP, H., DE VRIES, W. UND HENRIKSEN, A. (1990): Mapping Critical Loads: A Guidance Manual to Criteria, Calculation, Data Collection and Mapping, Nordic Council of Ministers, Miljørapport **14**, Copenhagen.
- TECHNISCHE UNIVERSITÄT DRESDEN (2009): Sächsische Klimadaten. Bereitstellung GIS-kompatibler Rasterdaten von räumlich interpolierten Zeitreihen gemessener und simulierter Klimaelemente für den Freistaat Sachsen
- UBA (1996): Manual on methodologies and criteria for mapping Critical Levels & Loads and geographical areas where they are exceeded. UBA-Texte **71/96**.
- ULRICH, B. (1985): Natürliche und anthropogene Komponenten der Bodenversauerung. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*, **43/1**, 159-187.
- UNECE/CCE (1993): Calculation and Mapping of Critical Loads for Europe. Coordination Center for Effects, Status Report 1993. National Institut of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven.
- UNECE/CCE (1999): Protokoll der CRLTAP zur Verminderung von Versauerung, Eutrophierung und des bodennahen Ozons, Göteborg.
- WARFVINGE, P., SVERDRUP, H. (1992): Calculating critical loads of acid deposition with PROFILE – A steady state soil chemistry model. *Water, Air and Soil Pollution* **63**, S. 119-143.
- WENK, G., RÖMISCH, K., GEROLD, D. (1984): DDR-Fichten-Ertragstafel 1984. techn. Universität Dresden, Sektion Forstwirtschaft, Tharandt.
- WEYMAR, H. (1972): *Buch der Gräser und Binsengewächse*. Neumann-Verlag Radebeul.
- WIMMENAUER, K. (1919): Wachstum und Ertrag der Esche. *AFJZ* S. 9-17 und S. 37-40.
- ZÖTTL H W, BRAHMER G, FEGER K-H (1989) Projekt ARINUS: III. Stoffbilanzen und Düngung der Einzugsgebiete. In: *KfK – PEF 50*, April 1989

Herausgeber:

Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
Pillnitzer Platz 3, 01326 Dresden
Telefon: + 49 351 2612-0
Telefax: + 49 351 2612-1099
E-Mail: lfulg@smul.sachsen.de
www.smul.sachsen.de/lfulg

Autoren:

ÖKO-DATA Strausberg
PD Dr.-Ing. habil. Angela Schlutow, Dr. sc. nat. Hans-Dieter Nagel,
Thomas Scheuschner, Regine Weigelt-Kirchner
Hegermühlenstr. 58
15344 Strausberg
Telefon: +49 3341 3901920
Telefax: +49 3341 3901926
E-Mail: Angela.Schlutow@oekodata.com
www.oekodata.com

Redaktion:

Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
Referat Luftqualität
Dr. Andrea Hausmann
Söbrigener Str. 3a, 01326 Dresden
Telefon: +49 351 2612-5100
Telefax: +49 351 2612-5199
E-Mail: andrea.hausmann@smul.sachsen.de

Redaktionsschluss:

05.05.2010

ISSN:

1867-2868

Verteilerhinweis

Diese Informationsschrift wird von der Sächsischen Staatsregierung im Rahmen ihrer verfassungsmäßigen Verpflichtung zur Information der Öffentlichkeit herausgegeben. Sie darf weder von Parteien noch von deren Kandidaten oder Helfern im Zeitraum von sechs Monaten vor einer Wahl zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für alle Wahlen.

Missbräuchlich ist insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen der Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken oder Aufkleben parteipolitischer Informationen oder Werbemittel. Untersagt ist auch die Weitergabe an Dritte zur Verwendung bei der Wahlwerbung. Auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl darf die vorliegende Druckschrift nicht so verwendet werden, dass dies als Parteinahme des Herausgebers zugunsten einzelner politischer Gruppen verstanden werden könnte.

Diese Beschränkungen gelten unabhängig vom Vertriebsweg, also unabhängig davon, auf welchem Wege und in welcher Anzahl diese Informationsschrift dem Empfänger zugegangen ist. Erlaubt ist jedoch den Parteien, diese Informationsschrift zur Unterrichtung ihrer Mitglieder zu verwenden.