

Fachhochschule Eberswalde
Fachgebiet Boden- und Standortkunde
Alfred-Möller-Str. 1, 16225 Eberswalde

in Kooperation mit der

Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft Hamburg
Institut für Forstökologie und Walderfassung
Alfred-Möller-Str. 1, 16225 Eberswalde

Methodenentwicklung zur Ableitung von Maßnahmenempfehlungen für Waldzustandstypen

von

Nicole Wellbrock*, Uwe Kies*, Winfried Riek*, Barbara Wolff**

gemeinsamer Arbeitsbericht 2004/01

* Fachgebiet Boden- und Standortkunde, FH Eberswalde

** Institut für Forstökologie und Walderfassung, BFH Hamburg

Abschlussbericht zum Forschungsauftrag 01HS002 :
„Maßnahmenempfehlungen für Waldzustandstypen unter variierenden
Umweltbedingungen – Modellrechnungen und Szenarien auf der
Grundlage des bundesweiten Forstlichen Monitorings“

Laufzeit: 01.11.2001 – 15.01.2004

Eberswalde, Januar 2004

Inhaltsverzeichnis

1	ZIELE UND AUFGABENSTELLUNG DES PROJEKTES	1
1.1	Planung und Ablauf.....	1
1.2	Wissenschaftlicher Stand zu Projektbeginn	4
2	MATERIAL UND METHODEN	6
2.1	Datengrundlage und Datenaufbereitung	6
2.1.1	Datenbasis BZE und Level II.....	7
2.1.2	Klimadaten	7
2.1.3	Depositionsdaten.....	8
2.1.4	Literaturrecherche	10
2.2	Statistische Verfahren.....	11
2.2.1	Faktorenanalyse.....	11
2.2.2	Clusteranalyse.....	12
2.2.3	Diskriminanzanalyse	12
2.2.4	Nichtlineare Regressionsanalyse	13
2.2.5	Variogrammanalyse und Kriging-Interpolation.....	14
2.2.6	Modellrechnung.....	16
3	ERGEBNISSE.....	18
3.1	Auswertung der Depositionsdaten	18
3.1.1	Prüfung der Datenqualität	18
3.1.2	Regionalisierungsverfahren für Depositionstypen.....	25
3.1.3	Zeitliche Muster der Depositionstypen	30
3.1.4	Regionalisierungsverfahren für meeresbürtige Einträge	33
3.1.5	Regionalisierung am Beispiel Brandenburgs	36
3.2	Stratifizierungseinheiten für die integrierende Auswertung bundesweiter Waldzustandsdaten	41
3.2.1	Verknüpfung Level I / Level II (Upscaling).....	41
3.2.2	Depositionstypen als Stratifizierungseinheiten	44
3.2.3	Waldzustandstypen als Stratifizierungseinheiten	51
3.2.4	Erprobung der Stratifizierung anhand von Vegetations-daten	53
3.3	Ableitung von Maßnahmen anhand von Waldzustandstypen	56
3.3.1	Einführung	56
3.3.2	Literaturstudie zu Maßnahmen im Wald.....	58
3.3.3	Ansätze zur Ableitung von Maßnahmen.....	74
3.3.4	Flächenbezogener Ansatz zur Beurteilung des Risikopotenzials.....	75
3.3.5	Punktbezogene Verfahren zur Beurteilung des Risikopotenzials.....	79
3.3.6	Risikobewertung und Maßnahmeempfehlungen für BZE-Standorte	84
3.4	Szenarien des Regenerationspotenzials.....	91
3.4.1	Auswirkung von veränderten Depositionsraten.....	91
3.4.2	Stoffhaushaltsmodellierung	92
3.5	Voraussichtlicher Nutzen und Verwertbarkeit der Ergebnisse	96
4	ZUSAMMENFASSUNG	97
5	ENGLISH SUMMARY	100
6	ERFOLGSKONTROLLE UND AUSBLICK	103
7	LITERATUR	105
8	ANHANG	113

Tabellenverzeichnis	
Tab.1 : Arbeitspakete und Arbeitsschritte der Projektplanung	2
Tab.2 : Modellansätze und Datengrundlage zur Abschätzung der Deposition	19
Tab.3 : Baumhöhe als Modellinput nach GAUGER et al. (2002)	24
Tab.4 : Prozentualer Rückgang der Gesamtdeposition im Zeitraum von 1990 bis 1997 am Beispiel der Level II-Fläche Bornhöved	24
Tab.5 : Zuordnung der Plots zu Depositionstypen des Jahres 1989 mittels Diskriminanzanalyse	30
Tab.6 : Charakterisierung der seesalzkorrigierten Gesamtdeposition 1989	33
Tab.7 : Mittelwerte und ihre Standardabweichung der Depositionsraten für verschiedene Cluster	34
Tab.8 : Faktorenladungsmatrix der Deposition in Brandenburg in den Jahren 1989, 1993 und 1995 nach Varimax-Rotation	37
Tab.9 : Vergleich der Depositionstypen in Brandenburg	40
Tab.10 : Häufigkeiten der Level I und Level II Standorte je Waldzustandstyp	44
Tab.11 : Ergebnis der Regressionsanalyse für die Bodenreaktion ($r^2= 0,29$), POT.SAEU= potenzielle Säure, PHK_01 = pH-Werte(KCl) 0-10cm	48
Tab.12 : Ergebnis der Regressionsanalyse für den Stickstoffvorrat in der Auflage ($r^2= 0,73$); CMENGE = Auflagemenge, NOX = Eintrag NOx-N, NV_HU = Stickstoffvorrat in der Auflage	50
Tab.13 : Risiken und Folgen für Waldökosysteme	57
Tab.14 : Maßnahmen zur Melioration und Bodenschutz (verändert nach SCHÜLER 1993):	59
Tab.15 : Mögliche Wirkungen auftretenden Schadstoffe auf Pflanzen (SENATSWERWALTUNG BERLIN 2002)	69
Tab.16 : Aus dem Verlauf der Critical Loads-Funktion abgeleitete Belastungstypen	71
Tab.17 : Ansätze zur Beurteilung der Belastungssituation	74
Tab.18 : Kurzbeschreibung der Waldzustandsregionen	75
Tab.19 : Diskriminanzfunktionen zur Ableitung von Risiken	80
Tab.20 : Charakterisierung der Waldzustandstypen (vgl. Wellbrock et al., 2001)	81
Tab.21 : Erläuterung der Handlungsvorgaben	84
Tab.22 : Kurzcharakterisierung der ausgewählten BZE-Standorte	93
Tab.23 : Darstellung der verwendeten Eingabeparameter	94
Tab.24 : Stickstoffbilanzen der untersuchten Standorte	95

Abbildungsverzeichnis

Abb.1	Balkendiagramm des Projektablaufes	4
Abb.2	Lage der Untersuchungsstandorte	6
Abb.3	Geometrische Deutung der Extraktion zweier Faktoren F1 und F2 aus den Merkmalsparametern X, Y und Z im 3-dimensionalen Merkmalsraum	11
Abb.4	Geometrische Darstellung einer Trennfunktion $Y = f(X_1, X_2)$	13
Abb.5	Variogrammfunktion und ihre Parameter	15
Abb.6	Variogramm-Modelle	16
Abb.7	Verteilung der protenzualen Differenzen für NH ₄ -N, NO _x -N, SO _x -S, und Basen im Jahr 1995	20
Abb.8	Räumliche Verteilung der Differenzen der Depositionsraten im Jahr 1995	21
Abb.9	Gesamtdeposition und Trockene Deposition in Schlesig-Holstein, Baden-Württemberg, Berlin und Brandenburg im Jahr 1999	23
Abb.10	Variogramme der Zuordnungswahrscheinlichkeiten zu den verschiedenen Depositionstypen	26
Abb.11	Flächenhafte Darstellung der Zuordnungswahrscheinlichkeiten [%] zu den jeweiligen Depositionstypen des Jahres 1989	28
Abb.12	Regionalisierte Depositionstypen des Jahres 1989	29
Abb.13	Anzahl zugeordneter Plots zu den einzelnen Clustern und Jahren	30
Abb.14	Veränderung des Depositionsgeschehens von 1989 bis 1995 auf der Basis der Depositionstypen von 1989	32
Abb.15	Vergleich der nicht seesalzkorrigierten und seesalzkorrigierten Deposition des Jahres 1989	34
Abb.16	Darstellung des meeresbürtigen Depositionsclusters	35
Abb.17	Räumliche Ausdehnung des meeresbürtigen Einflusses aus den mittleren Einträgen der Jahre 1990 bis 1999	36
Abb.18	Regionalisierte Depositionstypen in Brandenburg des Jahres 1989	38
Abb.19	Zuordnung der Level II- Plots zu den Depositionstypen von 1989 bis 1995	42
Abb.20	Waldzustandstypen der Level I und Level II Standorte (Erläuterungen zu den Typen vgl. Kap. 3.3.6)	43
Abb.21	Kartogramm der für die Stratifizierung ausgewählten Fichtenbestände	45
Abb.22	Box-Whisker Plots verschiedener Bodenkennwerte stratifiziert nach Depositionstypen (nicht seesalzkorrigiert)	47
Abb.23	Box-Whisker Plots verschiedener Bodenkennwerte stratifiziert nach Depositionstypen (seesalzkorrigiert)	49
Abb.24	Beziehung zwischen Residuen der Funktion N-Vorrat=f(Auflagemenge) und NO _x -Einträgen stratifiziert nach Depositionstyp	50
Abb.25	Streudiagramme von – nach Waldzustandstypen stratifizierten – BZE-Daten von Fichten- und Kieferstandorten	52
Abb.26	Box-Whisker-Plots: mittlere N-Deposition pro Depositionstyp (a) und mittlere potenzielle Säuredeposition (b)	54
Abb.27	Zusammenhang zwischen Stickstoff-Deposition und Stickstoffzahl nach Ellenberg (a) und Säure-Deposition und Reaktionszahl nach Ellenberg (b)	54
Abb.28	Box-Whisker-Plot der Verteilung der mittleren Stickstoffzahl	55
Abb.29	Abhängigkeit der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser vom Laubholzanteil (nach ROTHE 1996)	67
Abb.30	Bundesweiter Trend der atmosphärischen Deposition von Schwefelverbindungen im Vergleich zu den Emissionen und den Critical Loads Überschreitungen (EMEP 2003)	70

Abb.31	Bundesweiter Trend der atmosphärischen Deposition von Stickstoffverbindungen im Vergleich zu den Emissionen und den Critical Loads Überschreitungen (EMEP 2003)	70
Abb.32	Beispiel einer Critical -Loads-Funktion (modifiziert nach UBA 1996)	71
Abb.33	Critical Loads und deren Überschreitungen der BZE-Plots für die Jahre 1989 und 1993 (BOLTE & WOLFF 2001)	72
Abb.34	Kartogramm der räumlichen Verteilung der forstlichen Wuchsbezirke, Waldzustandstypen und Waldzustandsregionen	76
Abb.35	Schematische Darstellung der bundesweiten Ableitung von Maßnahmenbündel	82
Abb.36	Anteil der Waldzustandstypen in der BZE-Stichprobe, Stand 1989 (vgl. Tab.20)	84
Abb.37	Kartogramm der potentiell maßnahmebedürftigen Standorte, ermittelt nach unterschiedlichen Ansätzen	87
Abb.38	Prozentuale Verteilung der Vorrangmaßnahmen auf den BZE Standorten, Stand: 1989	88
Abb.39	Kartogramm der BZE-Punkte mit vorrangigen Maßnahmen (Handlungsvorgaben lt. Abb.35)	89
Abb.40	Vergleich des Risikos (ja/nein) durch atmosphärische Einträge anhand von Daten des Jahres 1989 und Daten aus Szenarioabschätzungen	92

Anhang

A-1:	Stratifizierung der atmosphärischen Deposition nach Waldzustandsregionen anhand von Box- Whisker-Plots [$\text{molc}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$]	113
A-2:	Stratifizierung der bodenkundlichen Kennwerte nach Waldzustandsregionen anhand von Box- Whisker-Plots [Vorräte in $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$, AK-Werte $\text{cmolc}\cdot\text{kg}^{-1}$, Basensättigung in %]	114
A-3:	Stratifizierung der bestandes- und ernährungskundlichen Kennwerte von Fichtenbeständen nach Waldzustandsregionen anhand von Box- Whisker-Plots [Nadelspiegelwerte: $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$, SCHAD24-Werte in %]	115
A-4:	Stratifizierung der bestandes- und ernährungskundlichen Kennwerte von Kiefernbeständen nach Waldzustandsregionen anhand von Box- Whisker-Plots [Nadelspiegelwerte: $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$, SCHAD24-Werte in %]	116
A-5:	Stratifizierung der bestandes- und ernährungskundlichen Kennwerte von Buchenbeständen nach Waldzustandsregionen anhand von Box- Whisker-Plots [Blattspiegelwerte: $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$, SCHAD24-Werte in %]	117
A-6:	Stratifizierung der klimatischen Kennwerte nach Waldzustandsregionen anhand von Box- Whisker-Plots [Niederschlag und KWB in mm, Temperatur in °C]	118
A-7:	Stickstoffbilanzen an ausgewählten Standorten der Jahre 1990 bis 1999	119

1 Ziele und Aufgabenstellung des Projektes

1.1 Planung und Ablauf

Einführung

Im vorliegenden Abschlussbericht wird die Durchführung des Forschungsvorhabens 01HS002 „Maßnahmeempfehlungen für Waldzustandstypen unter variierenden Umweltbedingungen – Modellrechnungen und Szenarien auf der Grundlage des bundesweiten Forstlichen Monitorings“ dokumentiert. Das Forschungsprojekt wurde von der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE) gefördert und von 11/2001 bis 1/2004 von Mitarbeitern der Fachhochschule Eberswalde / Fachbereich Forstwirtschaft, FG Bodenkunde und Standortkunde in Kooperation mit der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft (BFH) / Institut für Forstökologie und Walderfassung durchgeführt.

Als Abschlussphase baute das Projekt unmittelbar auf den Ergebnissen zweier vorangegangener Forschungsphasen auf. Das Projekt 98HS016 begann im Jahre 1997 unter dem Titel „Integrierende Auswertung von Waldzustandskenngrößen mittels multivariat-statistischer Modellbildung zur Interpretation neuartiger Waldschäden“ (Phase I) und wurde ab 1999 im Projekt „Analyse des Beziehungsgefüges zwischen Waldzustandskenngrößen und natürlichen sowie anthropogenen Stressfaktoren“ (Phase II) fortgeführt.

Die Grundidee dieser Forschungsvorhaben war, eine integrierende Auswertung bundesweiter Waldzustandsdaten vorzunehmen, um die Möglichkeiten zur multifaktoriellen Beurteilung des Waldzustandes zu eruieren. Hierzu wurden zusätzlich zu dem konventionellen Kennwert „Nadel-/ Blattverlust“ verschiedene Waldzustandsindikatoren aus den Bereichen Boden, Baumernährung, Klima und Deposition herangezogen und Beziehungen zwischen diesen beschrieben. Im Ergebnis resultierten aus diesen Untersuchungen acht sogenannte „Waldzustandstypen“, die sich durch ein spezifisches Merkmalsspektrum und Gefährdungspotenzial voneinander unterscheiden. Sie bildeten die Grundlage für die sich anschließenden Auswertungen im Rahmen der hier dokumentierten Abschlussphase.

Gesamtziel

Das zentrale Ziel dieses Forschungsvorhabens ist die Entwicklung eines multifaktoriellen Bewertungsschlüssels von Waldökosystemen, der als Grundlage für mögliche einzuleitende Maßnahmen fungieren soll. Es soll ein waldzustandstypen-spezifischer Maßnahmenkatalog entstehen, der für politische Entscheidungsträger Informationen und Handlungsempfehlungen zur Sanierung der Waldökosysteme in betroffenen Gebieten liefern kann. Die Maßnahmeempfehlungen sind im regionalen Betrachtungsmaßstab und nicht als Anweisung für lokale Maßnahmen zu formulieren, da die endgültige Entscheidung für die Durchführung von forstlichen Maßnahmen immer am Standort selbst unter Berücksichtigung der lokalen spezifischen Besonderheiten erfolgen sollte.

Arbeitsziele

Zur Erreichung des Gesamtzieles wurden in der Projektplanung weiterhin nachfolgende wissenschaftliche und technische Arbeitsziele des Forschungsvorhabens formuliert. Sie ergaben sich aus den Erfahrungen und Ergebnissen der vorangegangenen Projektphasen (vgl. RIEK & WOLFF 1999 sowie WELLBROCK et al. 2001).

- Geostatistische Analyse von räumlichen Mustern der Depositions- und Waldzustandstypen
- Trendanalyse der Waldzustandsentwicklung auf regionaler Betrachtungsebene
- Überprüfung weiterer Differenzierungsmöglichkeiten zwischen den Waldzustandstypen anhand von vegetationskundlichen Indikatoren
- Entwicklung eines Zuordnungsverfahrens für Depositionsdaten der Level II-Flächen und Depositions- bzw. Waldzustandstypen
- Risikobewertung und Einschätzung der Sanierungsbedürftigkeit von Waldstandorten auf der Grundlage von Waldzustandstypen
- Entwicklung eines Maßnahmenkatalogs auf der Basis von Waldzustandstypen
- Szenariorechnungen zur Bewertung der Regenerationsfähigkeit von Waldstandorten.

Arbeitsplanung und Umsetzung

Zur Erreichung der Arbeitsziele sah die Projektplanung mehrere Arbeitspakete vor, die in einzelne Arbeitsschritte (Teilziele) gegliedert wurden. In Tab.1 sind die Arbeitsschritte mit einem Verweis auf das jeweils zugehörige Kapitel im vorliegenden Bericht zusammengefasst. Bei der Umsetzung der geplanten Arbeitspakete kam es teilweise zu Verschiebungen des Zeitaufwandes, da einzelne Arbeitsschritte mehr Zeit als geplant beanspruchten, andere wiederum schneller erledigt werden konnten. Der geplante und tatsächlich erfolgte Projektverlauf ist in Abb.1 veranschaulicht.

Tab.1 : Arbeitspakete und Arbeitsschritte der Projektplanung

Nr.	Titel	Kapitel
1.	Räumlich-zeitliche Muster von Depositions- und Waldzustandstypen	
1.1	Geostatistische Analyse der Waldzustandstypen (Regionalisierung von Diskriminanzfunktionswerten) sowie zeitlich-räumliche Analyse der Waldzustandsentwicklung	3.3.4
1.2	Verschneidung von Waldzustandstypen mit vorhandenen räumlichen Straten (Wuchsgebiete)	3.3.4
1.3	Beurteilung der Dynamik von Depositionstypen auf der Datenbasis der Jahre 1989, 1993, 1995	3.1.3

2.	Differenzierung zwischen Waldzustandstypen anhand von vegetationskundlichen Indikatoren	
2.1	Prüfung von Plausibilität und Vergleichbarkeit der vegetationskundlichen Daten aus dem Level II-Programm; Berechnung von vegetationskundlichen Zeigerwerten für den Waldzustand*	3.2.4
2.2	Vergleich der vegetationskundlichen Zeigerwerte (Eutrophierung, Versauerung) von unterschiedlichen Waldzustandstypen	3.2.4
3.	Zuordnung zwischen Depositionsdaten der Level II-Flächen und Depositions- bzw. Waldzustandstypen	
3.1	Prüfung der Depositionsraten von Level II-Flächen bezüglich der Vergleichbarkeit mit den für Level I-Punkte modellierten Depositionsraten	3.1.1
3.2	Verknüpfung von Level II-Standorten mit Depositions- und Waldzustandstypen anhand von Diskriminanzfunktionen bzw. durch räumliche Einordnung**	3.2.1
4.	Schadrisiko und Sanierungsbedürftigkeit von Waldzustandstypen sowie Ableitung von Maßnahmen	
4.1	Erstellen einer Literaturdatenbank und Literaturrecherche zum Thema Maßnahmen zur Sanierung von Waldökosystemen	3.3.2
4.2	Entwicklung und Bewertung von möglichen Maßnahmebündeln auf der Grundlage der Literaturrecherche	3.3.3, 3.3.4
4.3	Beurteilung der Sanierungsbedürftigkeit von Waldzustandstypen und Auswahl von typenbezogenen Maßnahmebündeln	3.3.5
4.4	Zusammenschau eines waldzustandstypenspezifischen Maßnahmenkatalogs	3.3.5; 3.3.6
5.	Szenariorechnungen	
5.1	Beurteilung der Maßnahmen bezüglich ihrer Wirksamkeit anhand von Szenarien zum Stoffeintragsgeschehen	3.4.1
5.2	Kalibrierung des Stoffhaushaltsmodells "WASMOD/STOMOD" mit Level II-Daten, die bestimmten Waldzustandstypen zugeordnet werden können (waldzustandstypenbezogene Modellparametrisierung)	3.4.2
5.3	Entwicklung und Berechnung von Modellszenarien (N-Input-Output) zur typenabhängigen Bewertung des Regenerationspotentials	3.4.2

Anmerkungen:

* wurde teilweise von IFOM-Arbeitsgruppe Vegetation / Level II bearbeitet
(IFOM= Integrierende Auswertung Forstliches Umweltmonitoring)

** ersteres erwies sich als nicht praktikabel; deshalb nur räumliche Einordnung

Auswertungen von Level I-Daten werden von LORENZ et al. (2001, 2002 und 2003) dargelegt. Mittels multivariat-statistischer und explorativer Verfahren konnten in Hessen (GÄRTNER et al. 1990), Rheinland-Pfalz (BLOCK et al. 1996) und Schleswig-Holstein (BECHER 1998) plausibel interpretierbare Abhängigkeiten des Kronenzustands von Standortfaktoren, Baumernährung und atmosphärischer Schadstoffbelastung nachgewiesen werden.

Die derzeit praktizierten Maßnahmen zur Luftreinhaltung und zur Überprüfung der Konvention der UN/ECE über weitreichende grenzüberschreitende Luftverunreinigungen für sauerwirksame und eutrophierende Verbindungen (UN/ECE 1979, 1997) basieren auf dem Konzept der Critical Loads und Levels, die den technischen Umweltschutz ergänzen. Die Critical Loads-Berechnungen liegen für alle Level I- und fast alle Level II-Standorte vor. Grundlage des Konzeptes ist die langfristige Belastbarkeit und nicht der aktuelle Zustand der Standorte. Auch die Dynamik der Umweltveränderungen kann bisher nur begrenzt berücksichtigt werden.

Die Auswirkung von standortsspezifischen forstlichen Maßnahmen, wie Kalkungen sind seit längerem Gegenstand der Waldschadensforschung (vgl. MARSCHNER 1990, SCHÜLER 1990, RAPP 1991, v. WILPERT 1993, BLANCK 1995, LUNDELL 2000). Im Projekt wurden diese bisher regionalen Darstellungen in einen bundesweiten Zusammenhang gebracht und so als mögliche Maßnahmen für Waldzustandstypen berücksichtigt. Eine ausführliche Darstellung des wissenschaftlichen Standes hinsichtlich der Wirkung forstlicher Maßnahmen findet sich in Kap.3.3.2.

Methodisch kamen in dem Projekt vorwiegend moderne Verfahren der Geostatistik sowie multivariat-explorativen Datenanalyse zum Einsatz, wie z.B. numerische Ordination und Diskriminierung. Diese Verfahren haben sich bei ähnlichen Fragestellungen wie den hier vorliegenden bereits bewährt. In der bodenkundlichen Literatur finden sich Anwendungen geostatistischer Methoden, wie Variographie und Kriging, beispielsweise bei BURGESS UND WEBSTER (1980), YOST et al. (1982), MC BRATNEY UND WEBSTER (1983), DAHIYA et al. (1985) sowie HENNINGS (1991). Ansätze zur geostatistischen Auswertung bundesweiter BZE-Daten sind bei RIEK (1998b) dargestellt. Auf Einsatzmöglichkeiten der multivariat-statistischen Verfahren im Zusammenhang mit der Auswertung von WSE-Daten wird von KUBLIN (1987) und BECHER (1986, 1998) verwiesen. Eine Zusammenstellung der Verfahren aus bodenkundlicher Sicht findet sich bei NORRIS (1970). Für den Einsatz von Faktoren-, Cluster- und Diskriminanzanalysen zur Standortstypisierung und -differenzierung, gibt es in der Literatur zahlreiche Beispiele (vgl. LAMP 1972, NORRIS 1972, WEBSTER UND BORROUGH 1972, BURROUGH UND WEBSTER 1976, WEBSTER 1979, BORK et al. 1984, OLIVER UND WEBSTER 1987, WICKRAMAGAMAGE UND FISHER 1988, SCHULTE et al. 1991, KÖLBEL 1994, KÖLLING 1999).

2 Material und Methoden

2.1 Datengrundlage und Datenaufbereitung

Im Rahmen des Projektes wurden bundesweit erhobene Daten für die integrierende Auswertung zusammengestellt, die größtenteils aus vorhandenen Datenpools der BFH stammen, zum Teil aber auch von dritten Partnern zur Verfügung gestellt wurden. Die bundesweiten Inventuren BZE und WSE¹ stellen hierbei die Datenbasis, welche durch weitere Umweltdaten zu Klima und Deposition ergänzt wurden. Es konnten maximal 1811 BZE bzw. Level I-Standorte² in die Untersuchungen einbezogen werden (Abb.2). Für spezielle Fragestellungen wurden 89 Level II-Standorte³ in Einzelauswertungen einbezogen.

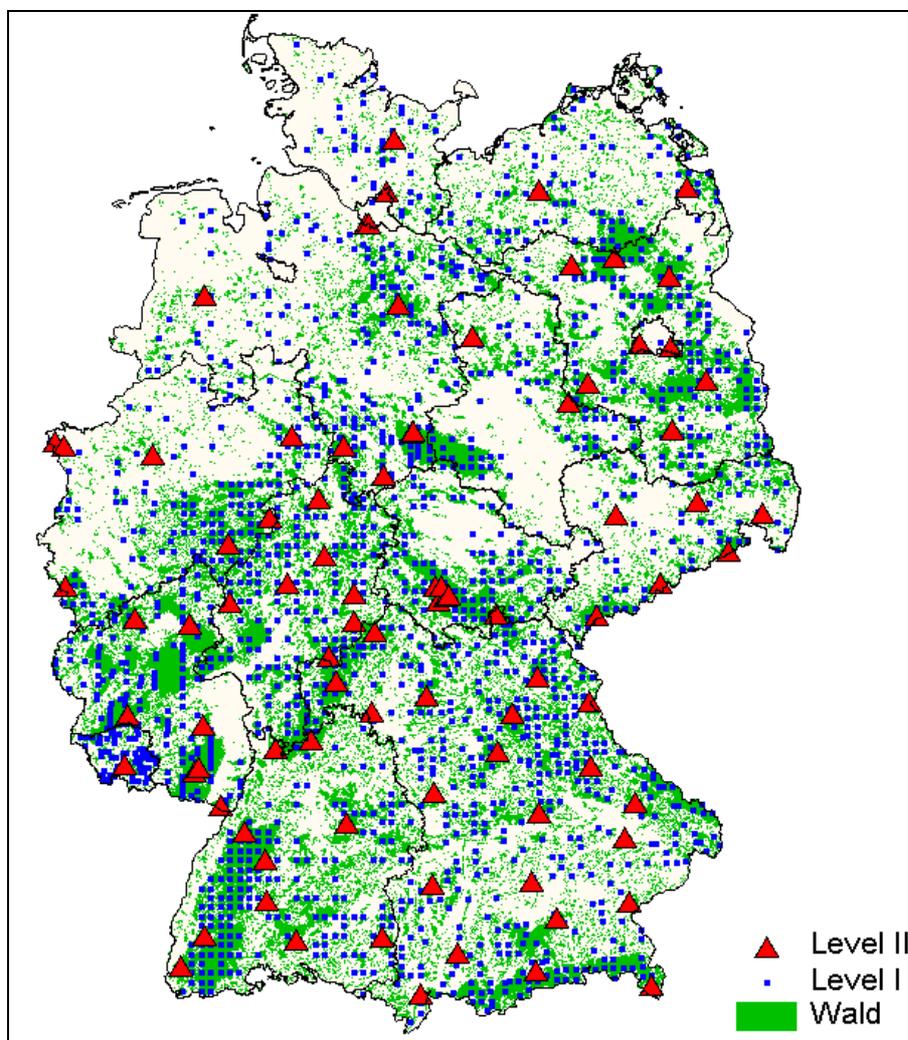


Abb.2 Lage der Untersuchungsstandorte

¹ BZE: Bodenzustandserhebung, WSE: Waldschadenserhebung

² Level I: Flächeninventur im Rahmen des bundesweiten forstlichen Umweltmonitorings

³ Level II: Intensivmeßprogramm des bundesweiten forstlichen Umweltmonitorings

Insgesamt betrachtet stand für die erfolgten statistischen Analysen Datenmaterial zur Verfügung, das in dieser Qualität und Vielfalt bisher für keine andere Auswertung mit ähnlicher Zielsetzung genutzt werden konnte. In den folgenden Kapiteln werden die zusammengestellten Datensätze und die zur Datenaufbereitung angewandten Verfahren erläutert.

2.1.1 Datenbasis BZE und Level II

Es wurde größtenteils auf Daten zurückgegriffen, die am Institut für Forstökologie und Walderfassung der BFH bereits vorlagen oder von den Bundesländern übermittelt wurden. Im einzelnen handelt es sich dabei um folgende Daten, die für BZE-Punkte vorliegen:

- 3-jährige punktbezogene Mittelwerte von Kronenzustandsdaten - differenziert nach Baumarten - für die gesamte BZE-Stichprobe (1800 Punkte)
- Nadel / Blattanalysen zur Beurteilung der Baumernährung
- Bodenchemische Intensitäts- und Kapazitätsparameter bis maximal 200 cm Tiefe (z.B. pflanzenverfügbare Elementvorräte, Kationenaustauschkapazität, Austauscherbelegung, Nähr- und Schadstoffgehalte im Humus und Mineralboden)
- Qualitative Standorts- und Bestandesdaten, die zur Ableitung weiterer Informationen dienen können (z.B. Substrat, Bodentyp, Humusform, Wuchsgebiet, Bestandestyp und -struktur)

Durch die zusätzliche Einbeziehung von Klima- und Witterungsdaten sowie bodenphysikalischen Parametern konnte die vorliegende BZE-Datenbasis um Wasserhaushaltskennwerte ergänzt werden.

Des Weiteren standen Daten von derzeit 88 Dauerbeobachtungsflächen des Level II-Programms zur Umweltkontrolle im Wald zur Verfügung (Boden-, Ernährungs-, Kronenzustandsdaten; ertrags- und vegetationskundliche Erhebungen, Depositions-/ Immissionsmessungen, meteorologische Daten, u.a.).

2.1.2 Klimadaten

Es liegen Jahresmittelwerte zu Temperatur, Niederschlag, Verdunstung, aktueller und potentieller Evapotranspiration der Jahre 1985 bis 1998 für 1811 BZE / Level I-Erhebungspunkte vor, die vom Potsdamer Institut für Klimaforschung (PIK) berechnet und zur Verfügung gestellt wurden. Diese Daten wurden im Rahmen des vorliegenden Projektes für die weitere Auswertung zu Mittelwerten über den gesamten Zeitraum zusammengefasst.

Zusätzlich zu den genannten Zeitreihen sind vom PIK im Oktober 2002 Klimamessreihen der Jahre 1931 bis 2000 für alle BZE-Punkte berechnet worden. Diese Daten umfassen Monatsmittelwerte für Niederschlag, Temperatur und Verdunstung.

Das PIK hat folgende Arbeitsschritte zur Interpolation der Meßdaten des Deutschen Wetterdienstes (DWD) durchgeführt.

A. Ergänzen fehlender Monatswerte an den DWD - Stationen

- Interpolation der langjährigen monatlichen Mittelwerte 1931-60 aus der Cramer - Leemans - Datenbank (PRENTICE UND CRAMER 1992, SYKES UND PRENTICE 1996) unter Berücksichtigung ihrer Höhenabhängigkeit auf die Stationspunkte (tin-plate interpolator, HUTCHINSON 1995)
- Zuweisen der monatlichen Werte zu den Zeitreihen 1985-1998
- Berechnen der Abweichung der Monatswerte vom Mittelwert 1931-60 (Anomalien)
- Pro fehlendem Monat: Ermittlung der nächstgelegenen Station, an der Wert für diesen Monat vorhanden ist
- Berechnung des Monatswertes durch Addition der Anomalie der nächstgelegenen Station auf den Mittelwert des Punktes, an dem der Wert fehlt. Damit bleibt die räumliche Konsistenz der Daten soweit wie möglich erhalten. Es ändert sich nur der absolute Wert entsprechend dem Unterschied zwischen den langjährigen Mittelwerten des Punktes, an dem der Wert fehlt und des Punktes, an dem der Wert vorhanden ist. Die höhenabhängige Veränderung des jeweiligen Wertes ist durch die Interpolation der Mittelwerte berücksichtigt.

B. Berechnung von Zeitreihen für die BZE-Punkte (analog zu A.)

- Interpolation der langjährigen monatlichen Mittelwerte auf diese Punkte
- Zuweisen der Zeitreihe der nächstgelegenen Station auf den entsprechenden BZE - Punkt unter Berücksichtigung der Unterschiede in den Mittelwerten zwischen BZE - Punkt und Meßstationspunkt.

C. Berechnung der realen Verdunstung

- Verwendung der Priestley - Taylor Evapotranspirationsfunktion (SYKES UND PRENTICE 1996) unter Berücksichtigung von monatlicher Mitteltemperatur, Niederschlag, Sonnenscheindauer und nFK. Die nFK wurde anhand von Bodentyp, Bodenart, Grundwasserstand, Substrattyp und Humusgehalt in 3 Gruppen unterteilt, wenn keine gemessenen nFK-Werte vorlagen.

2.1.3 Depositionsdaten

Erfassung der atmosphärischen Stoffeinträge

Der Stoffeintrag in Ökosysteme erfolgt als Nasse, Feuchte sowie als Trockene Deposition, die zusammen die Gesamtdeposition (BRANDING 1997) bilden. Als Nasse Deposition wird der Eintrag mit dem Regen, Hagel oder Schnee verstanden. In Abhängigkeit von der Niederschlagsmenge und von der Entfernung zu einem Emittenten variieren Menge und Qualität der Nassen Deposition. Die Nasse Deposition lässt sich mittels wet-only- bzw. bulk-Sammler bemessen und flächendeckend mit Hilfe geostatistischer Methoden (Kriging) darstellen (GAUGER et al. 1997).

Die Feuchte Deposition liegt gelöst in Nebel- und Wolkentropfen vor. Da ihr Verhalten dem der Trockenen Deposition ähnelt, wird sie der Trockenen Deposition zugeordnet (IBROM 1993, BRANDING 1997). Diese erfolgt in Form von Gasen und Partikeln. Die Trockene Deposition beruht auf turbulenten Austauschprozessen in der bodennahen

Luftschicht, die einen vertikalen Stofffluss von der Atmosphäre zur Rezeptoroberfläche zur Folge haben. Stärke und Richtung des vertikalen Flusses sind abhängig von den aktuellen Turbulenzbedingungen, von den chemischen und physikalischen Charakteristika des transportierten Stoffes und von dem sich in Abhängigkeit von den Akzeptoreigenschaften ausgebildeten Konzentrationsgradienten. Damit ist die Trockene Deposition im Gegensatz zur Nassen ein standortspezifischer Prozess (IBROM 1993).

Die gegenüber dem Freiland deutlich erhöhten Einträge in Waldökosysteme sind auch auf die Trockene Deposition zurückzuführen. Diese ist messtechnisch jedoch nur schwer zu erfassen und muss daher grossräumig über Modelle abgeschätzt werden. Auf europäischer Ebene werden zur Erstellung kleinmassstäbiger Karten der Trockenen Deposition mikrometeorologische Ansätze im Rahmen von EMEP (European Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long Range Transmission of Air Pollutants) verfolgt (EMEP/MSCW 1996). Eine ausführliche Beschreibung der dabei eingesetzten Erfassungs- und Modellierungsmethoden ist bei GAUGER et al. (1997), VAN PUL et al. (1995), VAN LEEUWEN et al. (1995), DRAAJERS et al. (1997), BLEEKER et al. (2000) zu finden.

Seesalzkorrektur

Die Seesalzkorrektur ermöglicht die Bereinigung der Deposition von S, Mg, K, Ca, Na um den meeresbürtigen Anteil, d.h. nicht anthropogenen Anteil. Dies geschieht mit Hilfe des Tracers Natrium von dem angenommen wird, dass es zu 100 Prozent marinen Ursprungs ist. Die Korrektur wird entsprechend dem UN/ECE- Manual (UBA 1996) wie folgt durchgeführt:

$$X = X_{\text{dep}} - \text{Na}_{\text{dep}}(X_{\text{sw}}/\text{Na}_{\text{sw}})$$

wobei:

X	SO _x , basische Kationen [molc ha ⁻¹ a ⁻¹]
X _{dep}	Gesamtdeposition von X [molc ha ⁻¹ a ⁻¹]
Na _{dep}	Deposition von Natrium [molc ha ⁻¹ a ⁻¹]
(X _{sw} /Na _{sw})	Verhältnis von X zu Natrium im Seewasser

Alle Elemente, bei denen eine Seesalzkorrektur vorgenommen wurde, haben im vorliegenden Bericht den Index ssc (seasalt corrected).

Bestimmung der Gesamtsäuredeposition

Die Summe aus oxidierten und reduzierten Stickstoffverbindungen und seesalzkorrigierten Schwefelverbindungen zusammen mit seesalzkorrigiertem Chlorid wird als potentielle Säure bezeichnet. Es gilt:

$$\text{Ac (pot)} = \text{SO}_x\text{-S ssc} + \text{NH}_y\text{-N} + \text{NO}_x\text{-N} + \text{Cl}_{\text{ssc}}$$

wobei:

Ac (pot)	potentielle Säure
SO _x -S _{ssc}	seesalzkorrigierte Sulfatdeposition
NO _x -N	oxidierte Stickstoffdeposition
NH _y -N	reduzierte Stickstoffdeposition
Cl _{ssc}	seesalzkorrigiertes Chlorid

Vorhandene Datengrundlage

Alle im Rahmen des vorliegenden Projektes benötigten Depositionsdaten wurden von der Universität Stuttgart im Auftrag des Umweltbundesamt Berlin (UBA) zur Verfügung gestellt. Die Datenlieferung umfasst alle Komponenten (Gesamtdeposition, Trockene und Nasse Deposition) der atmosphärischen Deposition der Jahre 1990 bis 1999 an ca. 1800 Standorten in der Bundesrepublik. Grundlage für die Modellierung der nassen Deposition bilden die auf den Meßstationen des Bundes, der Länder und der Projekte von Forschungseinrichtungen gemessenen Elementkonzentrationen im Niederschlag, welche anhand der Niederschlagskarte des Deutschen Wetterdienstes in einer Auflösung von 1 x 1 km² räumlich interpoliert wurden. Neben der nassen Deposition spielt in vielen Waldökosystemen der Stoffeintrag als trockene Deposition eine erhebliche Rolle. Eingangsgrößen für das Modell zur Berechnung der Trockendeposition sind neben den atmosphärischen Stoffkonzentrationen klimatische Daten sowie Bestandesdaten, die für die einzelnen BZE-Punkte vorliegen oder abgeleitet werden können.

Die Depositionsdaten wurden im Jahr 2002 vom UBA neu berechnet und im Oktober 2002 an die BFH/ FH Eberswalde weitergeleitet. Eine Neuberechnung der Trockenen Deposition war einerseits notwendig geworden, da sich Algorithmen des verwendeten Modells geändert haben. Andererseits sollte so die Vergleichbarkeit der Daten auf Level I- und Level II- Ebene erzielt werden. Das Jahr 1989 wurde nicht neu berechnet, daher ist die Einbeziehung der neuen Zeitreihe in die Ergebnisse der bisherigen Projektphasen schwierig. Um zu prüfen, inwiefern die neu berechneten Daten mit jenen des Vorläuferprojektes übereinstimmen, wurden Quotienten aus beiden Modellergebnissen des Jahres 1995 gebildet und diese räumlich dargestellt. Die Ergebnisse des Vergleichs sind in einem eigenem Kapitel zur Datenqualität dargestellt (Kap. 3.1.1).

Die letzte Datenlieferung des UBA umfasst auch alle Standorte des Level II-Monitorings. Somit liegen ab 1990 für alle Elemente und erstmals für alle Standorte des forstlichen Umweltmonitorings modellierte Depositionsraten vor. Ein Vergleich der Bemessungsansätze ist in Kapitel 3.1.1 dargestellt.

2.1.4 Literaturrecherche

Um einen Überblick des Stands der Forschung zum Themenkomplex „Maßnahmen gegen Auswirkungen von atmosphärischen Einträgen im Wald“ zu erhalten, wurde eine Literaturrecherche durchgeführt. Die Vorarbeit wurde von einer studentischen Hilfskraft geleistet, die eine Sammlung der verfügbaren Literatur zum Thema in einer ACCESS-Literaturdatenbank zusammenstellte. Die einzelnen Publikationen wurden auf ihre inhaltlichen Schwerpunkte und Relevanz für die vorliegende Studie hin geprüft und fanden dementsprechend Eingang in die Ableitung der Maßnahmeempfehlungen (Kap. 3.3).

2.2 Statistische Verfahren

Zur statistischen Auswertung wurden die multivariaten Verfahren Faktoren-, Cluster-, Diskriminanz- und lineare wie nichtlineare Regressionsanalysen angewandt, die im folgenden beschrieben werden.

2.2.1 Faktorenanalyse

Die Erfassung von Interdependenzen bei den einzelnen Merkmalskomplexen kann mit Hilfe der Faktorenanalyse nach dem Hauptkomponentenverfahren erfolgen. Ausgegangen wird hierbei von einer standardisierten Datenmatrix aus n Objekten (BZE-Punkten) mit p Merkmalen (z.B. Nadelelementgehalten, Bodenzustandskenngrößen, usw.). Die einzelnen Merkmale sind mehr oder weniger hoch korreliert. Das Hauptkomponentenverfahren extrahiert zunächst p stochastisch unabhängige (d.h. nicht korrelierte) Faktoren F_1, \dots, F_p , anhand derer sich die gesamte Varianz der Merkmale erklären lässt. Das Verfahren wird graphisch durch Abb.2 verdeutlicht. Durch Verschieben des Nullpunktes und Rotation der Koordinatenachsen wird ein Faktor F_1 ermittelt, der einen maximalen Anteil an der Gesamtvarianz erklärt, anschliessend ein Faktor F_2 , der die Restvarianz maximal erklärt, usw.. Die Faktoren F_1, \dots, F_p stehen orthogonal zueinander, sind somit stochastisch unabhängig. Ihr Schnittpunkt entspricht dem Schwerpunkt der dargestellten 3-dimensionalen Punktwolke in Abb.1. Um dem Ziel der Datenkomprimierung gerecht zu werden, muss sich die Faktorenextraktion auf k Faktoren mit $k < p$ beschränken. Es werden deshalb nur die jeweiligen Faktoren als Hauptkomponenten ausgewählt, für die der Erklärungsanteil an der Gesamtvarianz >1 ist (Kaiser-Kriterium; vgl. ÜBERLA 1971). Diese Festlegung beruht auf der Tatsache, dass die Gesamtvarianz aufgrund der Standardisierung der Rohdatenmatrix (Mittelwert=0; Standardabweichung=1) exakt p beträgt (Anzahl der Merkmale) und jede einzelne Merkmalsvariable bereits mit einem Anteil von 1 zu deren Erklärung beiträgt. Die nach dem Kaiser-Kriterium ausgewählten Faktoren besitzen mithin einen jeweils höheren Erklärungswert an der Gesamtvarianz als jede einzelne Originalvariable (siehe Abb.3).

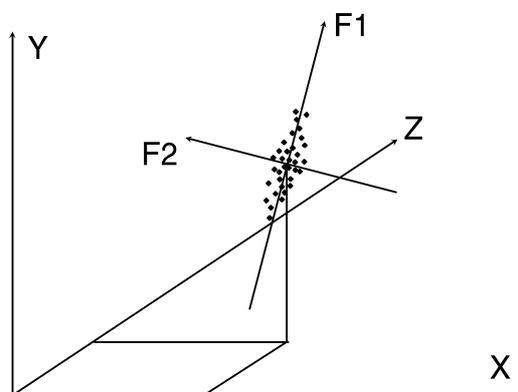


Abb.3 Geometrische Deutung der Extraktion zweier Faktoren F_1 und F_2 aus den Merkmalsparametern X , Y und Z im 3-dimensionalen Merkmalsraum

Die Rohdatenmatrix X kann also dargestellt werden als Linearkombination der Faktormatrix F und einer Ladungsmatrix L : $X=L \cdot F+E$, wobei der Rest E möglichst gering ausfallen sollte. Aus der Faktorladungsmatrix ist die Relation der gefundenen Faktoren zu den einzelnen Merkmalsvariablen zu ersehen. Die Faktorladungen liegen zwischen 0 und ± 1 , wobei Werte nahe ± 1 auf eine enge Korrelation zum entsprechenden Merkmal hinweisen. Die Ladungsmatrix ermöglicht die Interpretation der einzelnen Faktoren. Die ermittelten Faktorwerte stellen aussagekräftige Summenparameter beispielsweise zur komprimierten Beschreibung forstökologischer Zustandsgrößen dar.

2.2.2 Clusteranalyse

Die Clusteranalyse ist ein multivariates Verfahren, das eine Menge von Objekten, die durch spezifische Merkmale beschrieben sind, in Gruppen (Cluster) zerlegt. Das Ziel besteht darin, Cluster (z.B. Standortstypen) zu bilden, die in sich möglichst homogen und untereinander weitestgehend heterogen (separiert) sind. Die Clusteranalyse lässt sich in zwei Schritte unterteilen:

1. Ermittlung der Distanzmatrix

In der vorliegenden Arbeit wurde die quadrierte euklidische Distanz benutzt. Sie lässt sich berechnen aus

$$D_{kl} = \sum_{j=1}^J (X_{kj} - X_{lj})^2 ,$$

mit

D_{kl} = Distanz der Objekte (BZE-Punkte) k und l

X_{lj} = Ausprägung des Parameters j bei Objekt l ($j=1, \dots, j$)

X_{kj} = Ausprägung des Parameters j bei Objekt k ($j=1, \dots, j$).

2. Gruppenfusionierung

Die Distanzmatrix bildet die Grundlage für die Zusammenfassung der Objekte zu Gruppen. Hierbei kann das Fusionierungsverfahren nach WARD (1963) eingesetzt werden, bei welchem mit jedem Fusionierungsschritt diejenigen Objekte bzw. Gruppen zusammengefasst werden, welche die Streuung der Parameter innerhalb der Gruppen am wenigsten erhöhen. Bei sehr hohem Stichprobenumfang muss aus Gründen der Rechenkapazität, das quick-cluster-Verfahren eingesetzt werden, bei dem die Anzahl der Cluster vom Anwender vorzugeben ist. Hierbei ist es empfehlenswert, mehrere Rechengänge für unterschiedliche Clusteranzahlen durchzuführen, um zu einer adäquaten Lösung zu gelangen. Die Clusterzentren werden in einem iterativen Rechenprozess optimiert, wobei jedes Objekt demjenigen Cluster zugewiesen wird, zu dessen Zentrum die euklidische Distanz am geringsten ist.

2.2.3 Diskriminanzanalyse

Die Diskriminanzanalyse kommt zum Einsatz, wenn die Gruppenzugehörigkeit von Objekten (z.B. Standorten) vorgegeben ist und diese Gruppen auf Unterschiede ihrer Merkmalsvariablen (z.B. bodenkundliche Kennwerte) hin untersucht werden sollen. In einem ersten Schritt wird hierzu eine Linearkombination dieser Merkmalsvariablen ermittelt, durch die eine optimale Trennung zwischen den Gruppen erfolgt. Eine

solche Diskriminanzfunktion wird durch die Darstellung in Abb.4 für den einfachsten Fall (zwei Gruppen, zwei Merkmalsvariablen) geometrisch veranschaulicht. Für den mehrdimensionalen Fall (Anzahl der Merkmalsvariablen >2) lassen sich analog Trennebenen und "Hyperebenen" ermitteln, die entsprechend zwischen zwei oder mehreren Gruppen im multidimensionalen Diskriminanzraum zu trennen vermögen. Die Trennkraft einzelner Merkmalsvariablen ergibt sich analog zur multiplen Regressionsanalyse (s.u.) aus dem Betrag ihrer standardisierten Koeffizienten innerhalb der Diskriminanzfunktion.

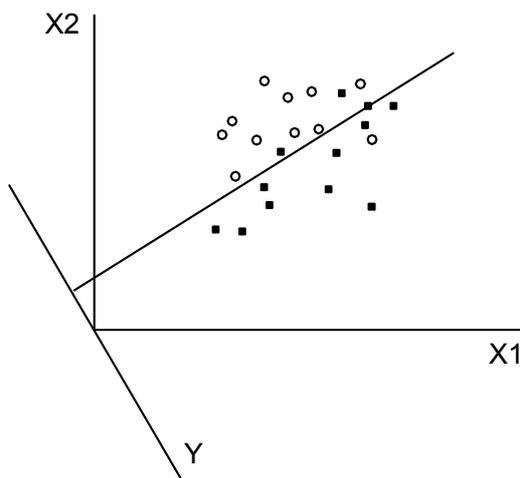


Abb.4 Geometrische Darstellung einer Trennfunktion $Y = f(X_1, X_2)$

Eine gute Diskriminanzfunktion zeichnet sich dadurch aus, dass sich die Mittelwerte der Funktion in den Gruppen deutlich unterscheiden. Als Gütekriterium für die Unterschiedlichkeit der Gruppen und damit für die Trennkraft der ermittelten Diskriminanzfunktion kann der statistische Wert Wilks' Lambda dienen, der sich als Quotient der Streuung innerhalb der Gruppen und der Gesamtstreuung errechnet. Dieses Maß variiert zwischen 0 und 1, wobei kleinere Werte eine höhere Trennkraft anzeigen. Die Bedeutung von Wilks' Lambda besteht darin, dass es sich in eine Variable transformieren lässt, die eine annähernde χ^2 -Verteilung besitzt, wodurch die Durchführung einer statistischen Signifikanzprüfung ermöglicht wird.

Unter Zugrundelegung der ermittelten Diskriminanzfunktion lassen sich dann auch Objekte mit unbekannter Gruppenzugehörigkeit aufgrund ihrer Merkmalsausprägungen in die bestehenden Gruppen einordnen. Die Zuordnung beruht auf dem Wahrscheinlichkeitstheorem von Bayes, das bei BACKHAUS et al. (1987) erläutert wird.

2.2.4 Nichtlineare Regressionsanalyse

Die Abhängigkeiten zwischen Ziel- und Einflussgrößen wurden mittels multipler Regressionsanalysen und mit Hilfe eines nichtlinearen iterativen Verfahrens untersucht. Dieses beruht auf dem Levenberg-Marquardt-Algorithmus, der die Optimierung von Funktionsgleichungen ermöglicht, die sich durch Transformation der Ausgangsvariablen nicht linearisieren lassen (GILL et al. 1981, DRAPER und SMITH 1981).

2.2.5 Variogrammanalyse und Kriging-Interpolation

Geostatistische Verfahren

Die Grundlagen der Geostatistik wurden in den 60er Jahren in der Lagerstättengeologie entwickelt. Im folgenden werden einige theoretische Grundlagen der Geostatistik kurz dargelegt, welche für das Verständnis der Variogrammanalysen in Kap. 3.1.2 notwendig sind. Umfassende Darstellungen der geostatistischen Methoden und deren Anwendungsbereiche finden sich in der Literatur (AKIN & SIEMES 1988, DUTTER 1985).

Regionalisierte Variablen, Autokorrelation

Eine Variable $Z(x_i)$, welche die Werte einer Größe in Abhängigkeit vom Ort x_i angibt, wird als regionalisierte (ortsabhängige) Variable bezeichnet. Geostatistischen Verfahren liegt die Annahme zugrunde, dass sich eine regionalisierte Variable aus einer deterministischen, einer autokorrelativen und einer rein zufälligen Komponente zusammensetzen kann (SCHRÖDER et al. 1994).

Eine regionalisierte Variable wird als autokorreliert bezeichnet, wenn sich die Merkmalsausprägungen nahe beieinanderliegender Punkte durchschnittlich ähnlicher sind, als die weiter entfernt liegender. Die Ursache der Autokorrelation z.B. von Bodeneigenschaften besteht in den - prinzipiell auf jedem Skalenniveau existenten - räumlichen Strukturen pedogener Faktoren.

In der Geostatistik kommt der Autokorrelation regionalisierter Variablen zentrale Bedeutung zu. Ihre Beschreibung erfolgt mit Hilfe des sogenannten Variogramms, das die räumliche Variation in Abhängigkeit von der Entfernung zwischen den Meßpunkten beschreibt.

Das Variogramm

Das Variogramm (exakt: Semi-Variogramm) beschreibt die statistische Abhängigkeit der regionalisierten Variablen $Z(x_i)$ und $Z(x_i+h)$ an den Messpunkten x_i und x_i+h . Dabei ist $N(h)$ die Anzahl der Punktepaare mit dem Abstand h .

$$\gamma(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [z(x_i) - z(x_i + h)]^2$$

Abb.4 zeigt den prinzipiellen Verlauf der Variogrammfunktion autokorrelierter Daten. Der Anstieg der Variogrammkurve gibt den Bereich wieder, innerhalb dessen die Merkmalswerte autokorreliert sind, das heißt einer räumlichen Struktur unterliegen. Die sogenannte *Reichweite* (auch: Range, Erhaltungsneigung, Persistenz) gibt die Entfernung an, in der die Kurve einen bestimmten *Schwellenwert* (engl. Sill) erreicht. Dieser ist gleichzusetzen mit der statistischen Gesamtvarianz der betrachteten Merkmalsausprägungen. Innerhalb der Reichweite unterliegen die Merkmalswerte der Autokorrelation. Messpunkte, deren Abstand größer ist als die Reichweite, sind voneinander unabhängig.

Definitionsgemäß müsste die Variogrammkurve durch den Ursprung des Koordinatensystems gehen. Häufig liegt der Schnittpunkt der extrapolierten Variogrammkurve mit der y-Achse jedoch oberhalb des Ursprungs. Diese Restvarianz zwischen äußerst eng benachbarten Punkten quantifiziert den sogenannten Nuggeteffekt (Abb.5). Der resultiert zum einen aus der Summe der Varianzen der Mess-, Analysen- und Probennahmefehler. Zum anderen beruht er auf

räumlichen Strukturen mit Reichweiten, welche kleiner sind, als die minimalen Messpunktabstände. Bei der Nuggetvarianz der hier untersuchten Daten handelt es sich somit um den quantitativen Ausdruck der kleinräumigen Variabilität, welche durch das BZE-Beprobungsrastrer nicht mehr erfasst werden kann sowie um die durch analytische Messfehler der beteiligten Labors verursachte Streuung.

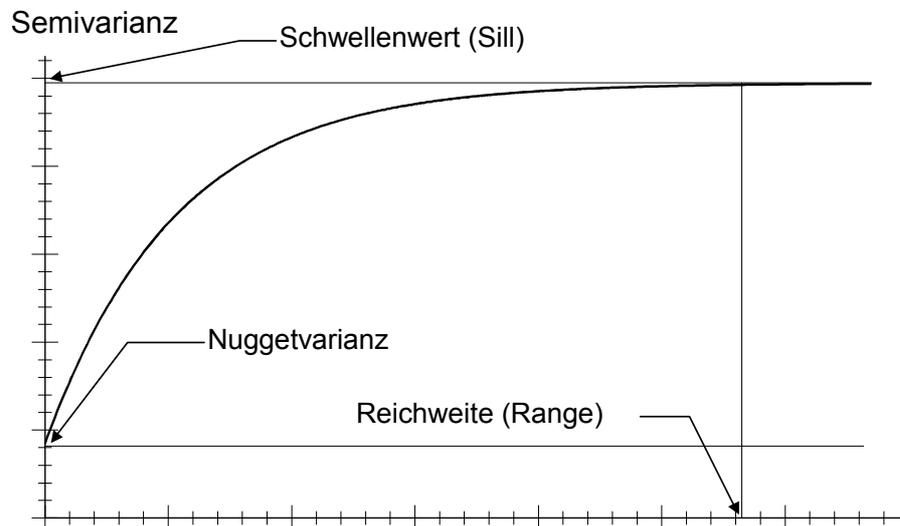


Abb.5 Variogramm-Funktion und ihre Parameter

Variogramm-Modelle

Für die Beschreibung des Variogramms stehen verschiedene Modelle zur Verfügung, deren Anpassung an die empirischen Daten hier mit Hilfe des geostatistischen Programmpaketes Surfer interaktiv am Bildschirm erfolgte. Zum Einsatz kamen die folgenden Modelle, die in Abb.6 graphisch dargestellt sind.

1) Sphärisches Modell

$$\gamma(h) = c \left(\frac{3}{2} \frac{|h|}{a} - \frac{1}{2} \frac{|h|^3}{a^3} \right) \dots \text{für } |h| \leq a$$

$$\gamma(h) = c \dots \text{für } |h| > a$$

2) Exponentielles Modell

$$\gamma(h) = c \left(1 - e^{-\frac{|h|}{a}} \right)$$

3) Gaußsches Modell

$$\gamma(h) = c \left(1 - e^{-\frac{h^2}{a^2}} \right)$$

a = Reichweite; c = Schwellenwert; h = Abstand der Punktepaare

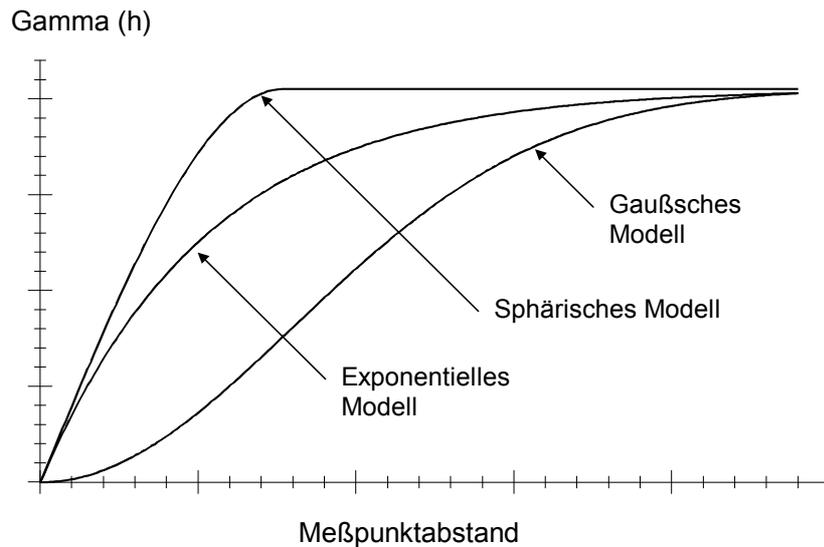


Abb.6 Variogramm-Modelle

2.2.6 Modellrechnung

Um das Verhalten im Stoffflussgeschehen insbesondere von Stickstoff zu verstehen und zu prognostizieren, wurde das dynamische Modellsystem WASMOD/STOMOD (REICHE 1991, 1994) entwickelt. Das Modell beschreibt Transport und Transformationsprozesse mit dem Sickerwasser in der ungesättigten Wurzelzone.

Die Wasserleitfähigkeit ist eine Funktion aus Bodentextur und Gehalt an organischer Substanz. Die Interzeption durch die Vegetation wird aus dem Niederschlag und Blattflächenindex abgeleitet. Die Raten der aktuellen Transpiration ergeben sich aus Bodenwasserspannung und pflanzenspezifischen Parametern wie Durchwurzelungstiefe und -verteilung.

Der mittlere jahreszeitliche Verlauf der trockenen Stickstoffdeposition, als wichtige Steuergröße der Stickstoffmineralisation, wird durch Mittelwertbildung des jährlichen Verlaufes der Trockenen Deposition der einzelnen Untersuchungsjahre von 1989 bis 1997 am Standort Bornhöved, abgeleitet. Wichtig für die Modellierung der Stickstoff- und Kohlenstoffumsetzungen, sind Pflanzenaufnahme und -rückführung über den Streufall. Die Elementaufnahme durch die Vegetation wird für drei verschiedene Baumkompartimente abgeschätzt. Trockenstress und Stickstoffmangel führen zu einer Abnahme der Biomasseproduktion. Die Eingangparameter, die Phänologie und physiologisches Verhalten der Buche bestimmen, wurden von HOFFMANN (1990) basierend auf den Ergebnissen des Solling-Projektes (ELLENBERG ET AL. 1986) abgeleitet.

Die Simulation der Stickstoffaufnahme hängt von der Transpirationsrate, dem Gehalt an löslichem Stickstoff und der maximalen Stickstoffaufnahme ab, die durch das Baumalter in Abhängigkeit von Stressbedingungen berechnet wird. Die Festlegung wird über ein konstantes C/N-Verhältnis im Stamm abgeschätzt.

Die Stickstoffumsetzung in den oberen Bodenhorizonten ist eng mit der Kohlenstoffdynamik verbunden. Dieses Modul beschreibt die Mineralisation und Immobilisation in Verbindung mit dem Modul zur Berechnung des organischen Kohlenstoff-turnovers (HANSEN et al. 1990).

Der organische Kohlenstoffpool ist in drei Pools unterteilt:

- organische Substanz (AOM)
- tote organische Substanz im Boden (SOM)
- mikrobielle Biomasse (BOM)

Die Aufteilung jedes Pools ermöglicht eine Simulation der Umsetzungsraten. Die Idee dieses Konzeptes ist es, daß die physikalischen und chemischen Eigenschaften des organischen Materials sehr stark variieren. Die beiden Pools (SOM/BOM) repräsentieren diese Variation durch eine Fraktion, die langsam und eine weitere die sehr schnell umgesetzt wird. Als eine Konsequenz reguliert das Verhältnis der Pools zueinander die Umsetzungsrate. Die mikrobielle Biomasse wird ebenfalls in zwei Pools, in bezug auf deren Umsetzungsraten, aufgeteilt.

Untersuchung zum Kohlenstoffhaushalt im Buchenwald (KUTSCH ET AL. 1998) zeigen, dass ein Prozent der organischen Substanz zur mikrobiellen Biomasse gehören. Das Verhältnis von aktiver zu weniger aktiver mikrobieller Biomasse ergab sich aus entsprechenden Versuchen von DILLY et al. (1998). Mittels Substrat induzierter Respiration und Fumigation-Extraction konnte zwischen aktiver, Glucose abhängiger (SIR) und Chloroform sensitiven (FE) Mikroorganismen in verschiedenen Horizonten im Boden unterschieden werden.

In einem ersten Schritt der Modellierung wird der Koeffizient K unter standardisierten Verhältnissen (Tongehalt = 0%, Temperatur = 10°C, Wassergehalt = Feldkapazität, pH- Wert ≥ 5) wie folgt berechnet .

$$D_x = k_x C_x$$

D_x = Abbau- und Umsetzungsrate des Pools x [kg C m⁻³ s⁻¹]

k_x = Dekompositionskoeffizient für den Pool x [s⁻¹]

C_x = Kohlenstoffkonzentration des Pools x [kg C m⁻³]

Dieser Koeffizient (k_x) variiert in jedem Horizont entsprechend dem Tongehalt, Bodenwassergehalt, Temperatur, Bodenreaktion und Tongehalt. Die Stickstoffmineralisation ergibt sich aus der Summe der Kohlenstoffumsetzungsraten unter Zugrundelegen fester C/N-Verhältnisse. In Perioden, die durch CO₂ Produktion gekennzeichnet sind, findet eine Stickstoffmineralisation bis zu Ammonium statt. Ansonsten findet bei Streuzufuhr nach einer Phase der Immobilisation eine vollständige Nitrifikation statt. Durch Nitrat- oder Ammoniummangel ist die Kohlenstoffumsetzung gehemmt. Die Teilmodule des Modells lassen sich tabellarisch wie folgt darstellen:

3 Ergebnisse

3.1 Auswertung der Depositionsdaten

Die atmosphärische Deposition stellt einen wichtigen Einflußfaktor für den Waldzustand dar. Im Rahmen des IFOM-Verbundprojektes wurden für jeden BZE-Punkt Gesamtdositionsraten zur Verfügung gestellt. Damit besteht erstmals die Möglichkeit die Auswirkungen der Einträge auf die verschiedenen Ökosystemkompartimente bundesweit flächenrepräsentativ zu untersuchen. Die Befunde können mit Ergebnissen aus Fallstudien, wie sie Level II-Flächen darstellen, verglichen und ggf. übertragen werden. Aus diesem Grund wird der Auswertung der Depositionsdaten im vorliegenden Bericht breiter Raum gegeben.

3.1.1 Prüfung der Datenqualität

Im Rahmen einer Auswertung mittels statistischer Verfahren auf der Grundlage aggregierter, komplexer Datenbestände spielt die Datenqualität für die Interpretation der Ergebnisse eine wichtige Rolle. Die Vergleichbarkeit der Daten und die Eingrenzung von Fehlerbereichen ist hierbei besonders wichtig. Da die Depositionsdaten vom Institut für Navigation (INS) der Universität Stuttgart im Auftrag des Umweltbundesamtes (UBA) geliefert wurden, fand die Qualitätssicherung bereits dort statt (GAUGER et al. 2000).

Datenlage 2000 / 2002

Während der laufenden Projektbearbeitung (Oktober 2002) wurden im Rahmen des IFOM-Vorhabens in Zusammenarbeit mit UBA/INS für alle Level I- und Level II-Punkte neue, bis zum Jahr 1999 reichende Zeitreihen der Deposition erstellt und übermittelt. Die ursprünglich zu Anfang des Projektes verwendeten Depositionsraten der Jahre 1989 bis 1995 basierten auf Modelldaten, die bereits im Jahr 2000 vom UBA zur Verfügung gestellt wurden. Die neuen Daten wurden mit einem veränderten EDACS-Modell, dem sog. IDEM-Ansatz modelliert. Zudem wurden für Level II zusätzlich mit punktgenauen Angaben Eintragsraten der Trocken und der nassen Deposition ermittelt.

In der ersten, hier als Flächenansatz beschriebenen Herangehensweise wurden flächenhafte Karten für die Trockene, Feuchte und Nasse Deposition erstellt und mit Hilfe eines GIS für die Level II-Flächen die Deposition am Punkt ermittelt. Dabei wurde zusätzlich unterschieden nach Baumhöhe pro Bundesland und Nadel- bzw. Laubwald. Für Level II-Flächen wurden im sogenannten Punktansatz am Punkt gemessene Daten wie Baumhöhe und Klimadaten ausgewertet. Im Level II –EU-Programm finden beide Modellansätze nur beschränkt Einsatz (GEHRMANN et al. 2000). Da für die Level II-Flächen detaillierte Messungen der Stoffflüsse vorliegen, wurden an der BFH Eberswalde zusätzlich Depositionsraten mit Hilfe von Kronenraummodellen nach ULRICH (1991, 1993) bzw. nach DRAAJERS et al. (1995) abgeschätzt (vgl. Waldzustandsbericht 2001). Die verschiedenen Ansätze (Widerstandsmodell/ Kronenraummodell) bei der Ermittlung der Deposition sind in Tab.2 zusammengefasst.

Aufgrund dieser neuen Datenlage und der Anforderung Level I-Befunde auf Level II-Ebene zu übertragen ergaben sich folgende Fragen: Sind die „alten“ und „neuen“ Depositionsraten vergleichbar? Sind die Ergebnisse des Punktansatzes,

Flächenansatzes und des Kronenraummodells vergleichbar? Die erste Frage wurde anhand der Gesamtdepositionsraten des Flächenansatzes an den Level I-Flächen des Jahres 1995 untersucht, da für das Jahr 1989 keine neuen Daten vorlagen. Der Vergleich der Modellansätze wurde am Beispiel ausgewählter Level II-Punkte in Schleswig-Holstein, Baden-Württemberg, Brandenburg und Berlin für das Jahr 1999 untersucht.

Tab.2 : Modellansätze und Datengrundlage zur Abschätzung der Deposition

<i>Teilmodelle</i>	<i>Eingangsdaten</i>	<i>Ergebnisse</i>
1. Kronenraummodell		
Nassdeposition durch Krige-Interpolation der Niederschlagsdaten	Punktmessung der Nassdeposition im Freiland bzw. auf Freiflächen als wet-only-Jahresfrachten für SO ₄ -S, NO ₃ -N, NH ₄ -N, Ca, Mg, K, Na, Cl, H; mindestens Monatssummen des am Punkt gemessenen Niederschlages	Nassdepositionsfrachten
Trockendeposition nach ULRICH (1991, 1993) und DRAAIJERS et al. (1997)	Punktmessung der Bestandesdeposition; Berechnung der trockenen Deposition mit Hilfe eines Na-Anreicherungsfaktors für K, Ca, Mg und Mn nach Ulrich (1991, 1993); für NO ₃ -N und SO ₄ -S mittels Kronendachdifferenz; für H ⁺ und NH ₄ -N durch Verrechnung mit Leaching basischer Kationen nach DRAAIJERS et al. (1997)	Trockendepositionsfrachten
2. Widerstandsmodellierung		
Nassdeposition durch Krige-Interpolation der Niederschlagsdaten	wie Kronenraummodell (s.o.)	Nassdepositionsfrachten
Trockendeposition mittels EUTREND und IDEM	Flächendeckende NH ₃ -Emissionen auf Kreisbasis in der BRD für EUTREND	Immissionen sowie bestandesspezifische Trockendepositionsfrachten von NH ₃ -N
	Flächendeckende Immissionen von reduzierten und oxidierten Stickstoffverbindungen sowie von Schwefelverbindungen in zeitlicher Auflösung von 6 h; Meteorologie; Bestandesdaten (IDEM)	Immissionen sowie bestandesspezifische Trockendepositionsfrachten für NO _x -N und SO _x -S
	Flächendeckende Nassdeposition basischer Kationen; Bestandesdaten (IDEM)	Immissionen sowie bestandesspezifische Trockendepositionsfrachten für die Kationen Ca, K, Mg und Na

Vergleich der ursprünglichen mit den neu berechneten Datensätzen

Um die Datensätze zu vergleichen, wurde nach folgender Formel eine Differenz gebildet:

$$X[\%] = \frac{(Dep_{Neu} - Dep_{Alt}) \times 100\%}{Dep_{Alt}}$$

X [%] beschreibt somit die prozentuale Differenz zwischen den neuen und alten Depositionsdaten im Verhältnis zu den alten Werten. Bei X=0 zeigt sich keine Veränderung, bei X<0 finden sich höhere Werte beim alten Datensatz, bei X>0 höhere Werte beim neuen Datensatz. Die Histogramme der Differenzen für verschiedene Verbindungen zeigen z.T. deutliche Unterschiede zwischen den beiden Datenkollektiven (Abb.7). Insbesondere bei den Stickstoffverbindungen sind die Eintragsraten des neuen Datenkollektivs höher. Im Mittel sind sie bei Amoniumstickstoff um 127 % und bei Nitratstickstoff um 101% höher, geringere Eintragsraten sind nicht zu finden. Moderater fallen die Veränderungen bei den Basen und beim Schwefel aus. Im Mittel werden 22 % (Schwefel) bzw. 20 % (Basen) höhere Depositionsraten ermittelt. Dabei fällt auf, dass die neu errechneten Daten teilweise auch geringer als die alten ausfallen.

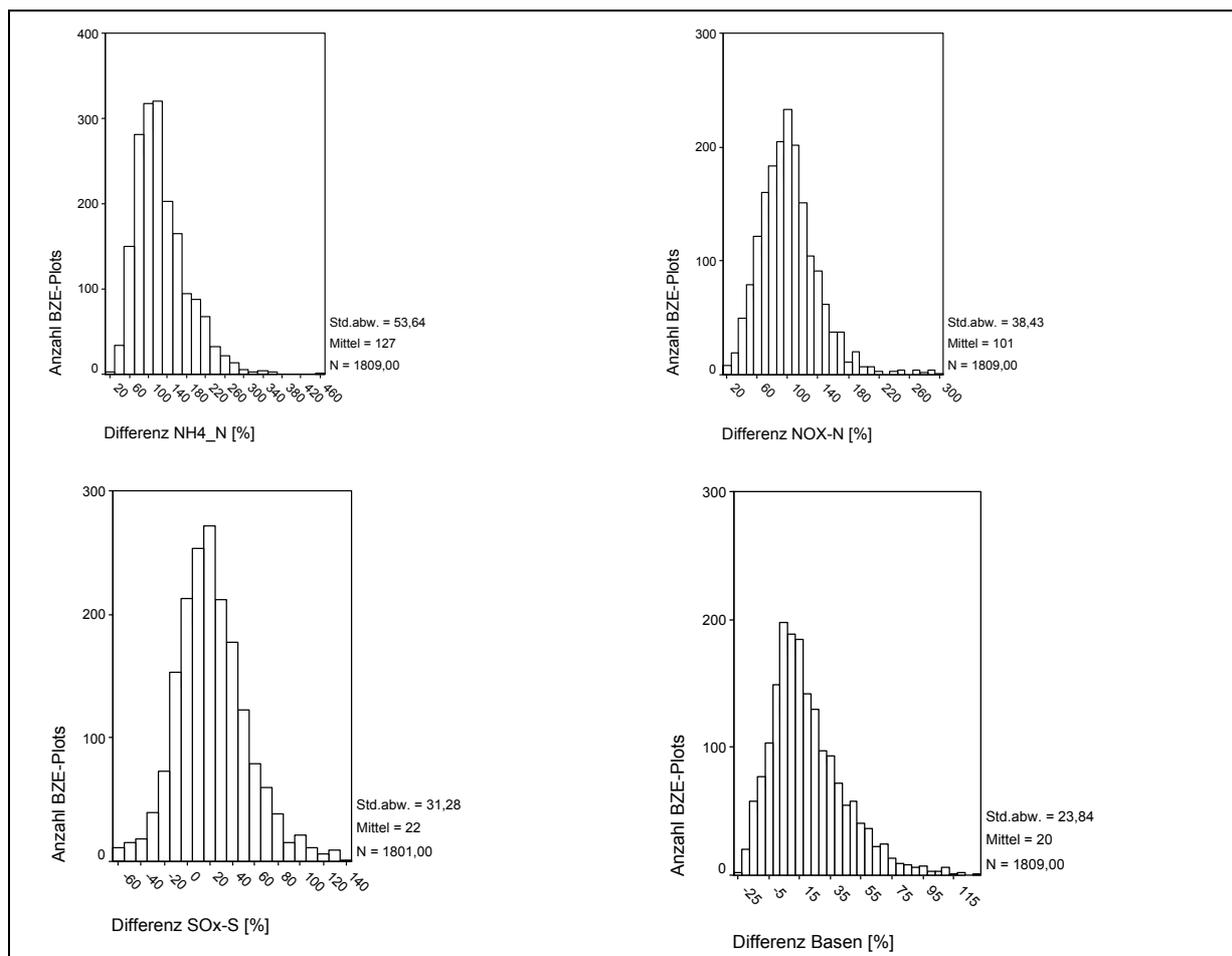


Abb.7 Verteilung der prozentualen Differenzen für NH4-N, NOx-N, SOx-S, und Basen im Jahr 1995

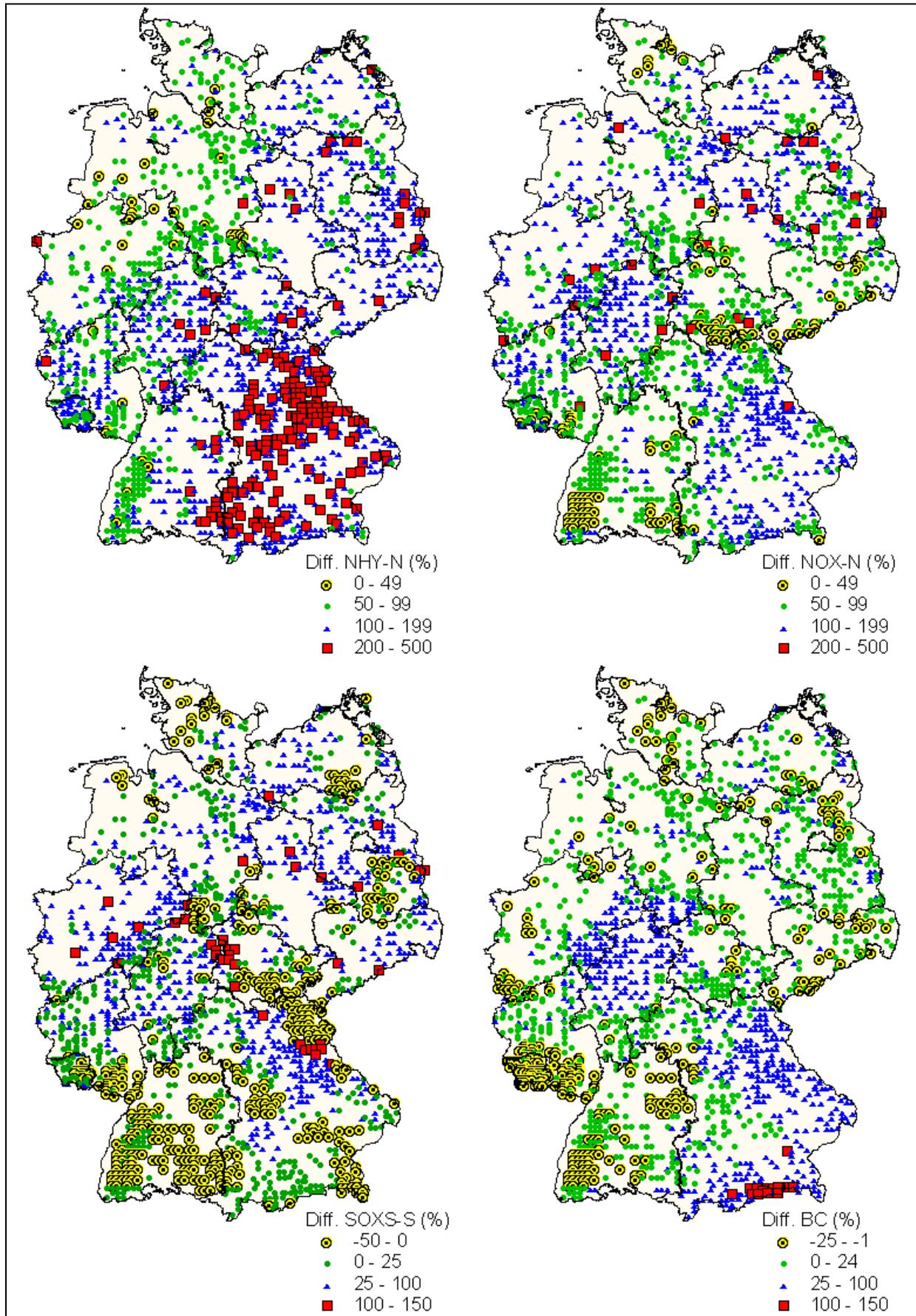


Abb.8 Räumliche Verteilung der Differenzen der Depositionsraten im Jahr 1995

Die räumliche Verteilung der Differenzen für NH₄-N zeigt, dass das neue Datenkollektiv vor allem für Bayern höhere Werte aufweist (Abb.8). Nitratstickstoff ist in Bayern ebenfalls höher ausgefallen, aber auch in Norddeutschland ergaben sich deutlich positive Differenzen. Der räumliche Schwerpunkt Bayern (Alpenrand) weist auch bei den neuen Baseneinträgen für das Jahr 1995 höhere Werte auf. In Norddeutschland gibt es insgesamt Level I-Standorte mit geringen Differenzen. Beim Schwefel treten geringere Werte in den Mittelgebirgslagen in Bayern und im Schwarzwald, aber auch an anderen einzelnen Punkten in Deutschland auf. Nur im Hessischen Bergland sind höhere Eintragsraten zu finden.

Zusammenfassend lässt sich aus diesen Vergleich folgendes **Fazit** ableiten:

1) Die beiden Datensätze des Jahres 1995 sind in Bezug auf Stickstoff nicht vergleichbar. Bei Schwefel und Basen fallen die Unterschiede geringer aus. Welcher Datensatz der "bessere" ist, lässt sich so nur schwer beurteilen. Da die bisherigen Auswertungsphasen auf dem alten Datensatz beruhte, fand dieser im Rahmen des Projektes auch weiterhin Anwendung.

2) Als Konsequenz für das weitere Vorgehen, können die Befunde der integrierenden Auswertung von Level I-Daten nur begrenzt auf die Level II-Punkte übertragen werden. Die Einordnung z.B. zu den Depositionstypen mittels Diskriminanzfunktion ist nicht durchführbar, da vergleichbare Daten vorliegen müssen. Nur eine räumliche Zuordnung anhand der regionalisierten Depositionstypen ist sinnvoll.

Vergleich der verschiedenen Modellansätze

Wie oben dargelegt, werden zur Abschätzung der Deposition unterschiedliche Modelle und Datengrundlagen herangezogen (vgl. Tab.2). Der im folgenden beschriebene Vergleich der drei Verfahrensansätze (Widerstandsmodell: Punktansatz, Flächenansatz und Kronenraummodell) basiert auf den Probeflächen der Bundesländer Schleswig-Holstein, Berlin, Brandenburg und Baden-Württemberg, an denen für das Jahr 1999 Depositionsschätzungen nach allen drei Methoden vorliegen. Die Gesamtstichprobe umfasst 17 Level II-Flächen. Die Flächen zeichnen sich durch unterschiedliche Depositionssituationen und Bestockungen aus. Da die Trockendeposition des Punktansatzes für Schleswig-Holstein und Berlin nicht plausibel sind, werden diese Bundesländer bei dem Vergleich der Trockendeposition nicht berücksichtigt.

Wie der Vergleich der drei Methoden anhand von Box-Whisker-Plots zeigt (Abb.9), ist die Gesamtdeposition, welche mittels Kronenraummodell ermittelt wurde, generell geringer als bei den anderen beiden Ansätzen. Eine Ausnahme bilden NO_x-N-Einträge in Baden-Württemberg. Warum hier die über den Kronenraumansatz höhere Depositionsraten ermittelt wurden, kann nicht geklärt werden. Die Unterschiede zwischen den Ansätzen insgesamt schwanken von Bundesland zu Bundesland und von Element zu Element.

Bei dem Vergleich der Resultate der Widerstandsmodellierung spielt die Baumhöhe eine wichtige Rolle. Sie bestimmt die Rauigkeit der Kronendachoberfläche der Bestände und damit positiv die Depositionsrate, d.h. je höher ein Bestand ist, desto höher ist die Eintragsrate. Wie in Tab.3 dargestellt ist, sind die angenommenen Baumhöhen beim Punktansatzes generell höher. Trotzdem sind die Eintragsraten von Schwefel niedriger. Hier müssen also andere Faktoren einen Einfluss gehabt haben. Eine weitere Erklärung für die Unterschiede wäre die Zuordnung zu einem falschen Landnutzungsraster beim Flächenansatz. Zumindest bei den Flächen 1103

und 808 sprechen die Ergebnisse der Trockendeposition dafür. Diese Standorte sind deutliche Ausreißer aus dem Gesamtkollektiv. Eine Aussage dazu, welcher Ansatz die realistischeren Ergebnisse liefert, lässt sich so nicht treffen. Vielleicht würden Plausibilitätschecks im Rahmen von Ökosystembilanzen weitere Erkenntnisse bringen.

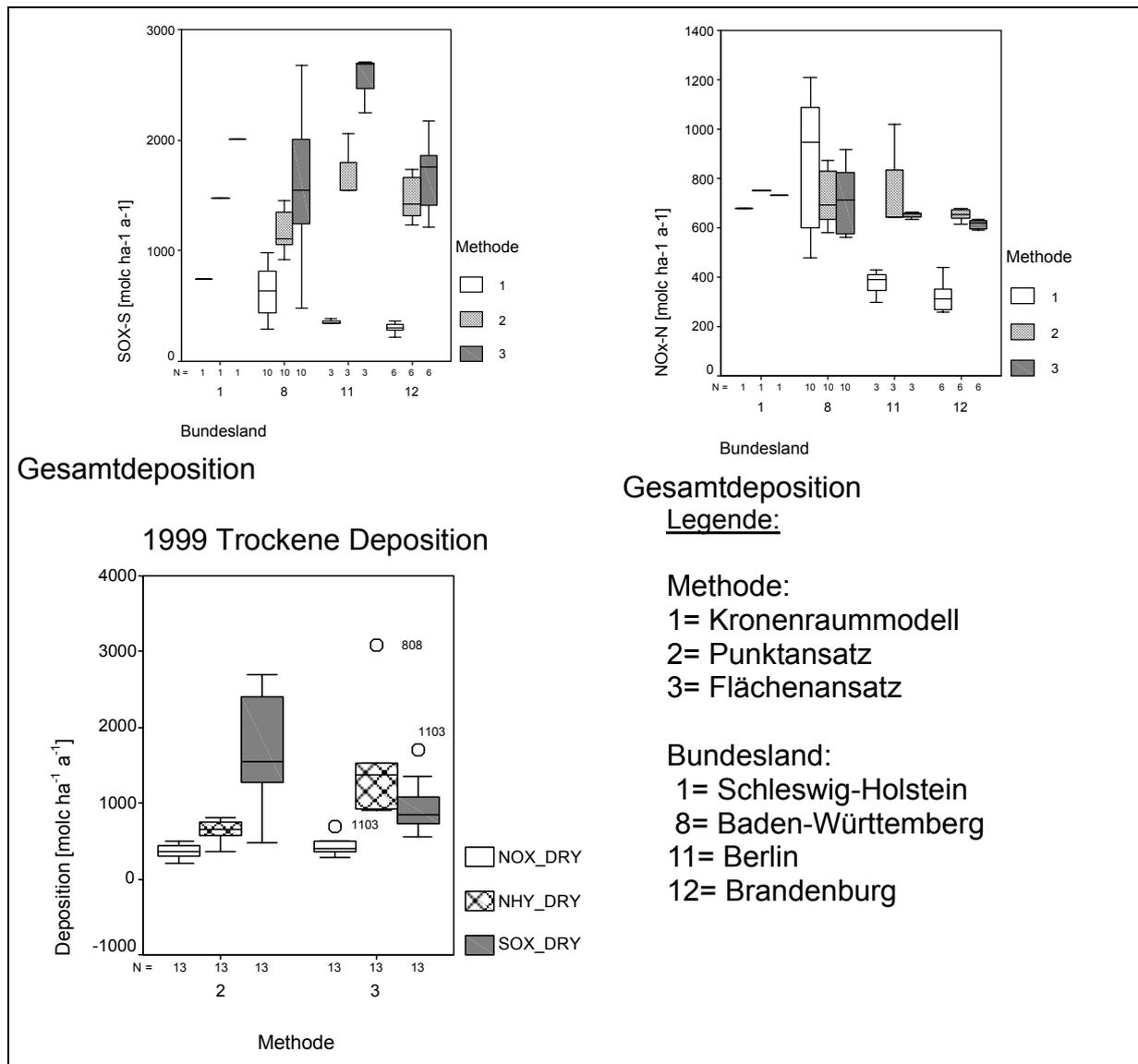


Abb.9 Gesamtdeposition und Trockene Deposition in Schlesig-Holstein, Baden-Württemberg, Berlin und Brandenburg im Jahr 1999

Tab.3 : Baumhöhe als Modellinput nach GAUGER et al. (2002)

FLÄCHENANSATZ mittlere Baumhöhe [m] pro Bundesland				Punktansatz mittlere Baumhöhe [m] pro Level II-Fläche
<i>Bundesland</i>	<i>Laubwald</i>	<i>Nadelwald</i>	<i>Mischwald</i>	<i>Mittelwert</i>
Schleswig-Holstein	19,3	16,4	18,0	32,4 (1 Fläche, Buche)
Berlin *	19,3	14,6	15,3	30,2 (3 Flächen, Kiefer)
Brandenburg	19,3	14,6	15,3	19,3 (3 Flächen, Kiefer)
Baden-Württemberg	21,6	22,1	21,7	28,3 (10 Flächen, Fichte)

* Berlin nicht aufgeführt, Werte aus Brandenburg

Trendvergleich der Gesamtdeposition

Am Beispiel der Gesamtdeposition auf der Level II-Fläche Bornhöved (Probefläche Nr.101 in Schleswig-Holstein) wurden die verschiedenen Ansätze der Depositionsmodellierung unter Berücksichtigung zeitlicher Aspekte miteinander verglichen (Tab.4). Aus der Differenz der Depositionsdaten der Jahre 1990 und 1997 wird deutlich, dass die Eintragsraten von Stickstoff- und Schwefelverbindungen deutlich zurückgegangen sind. Die Unterschiede zwischen den Methoden pausen sich auch hier auf die jeweiligen Befunde durch: insbesondere bei Schwefel ist der Rückgang beim Kronenraummodell geringer als beim Punktansatz. Dies liegt möglicherweise auch am insgesamt geringeren Eintragsniveau, das sich beim Kronenraummodellansatz ergibt.

Tab.4 : Prozentualer Rückgang der Gesamtdeposition im Zeitraum von 1990 bis 1997 am Beispiel der Level II-Fläche Bornhöved

<i>Methode</i>	<i>NOx-N [%]</i>	<i>NHy-N [%]</i>	<i>Nt [%]</i>	<i>SOx-S [%]</i>
Kronenraummodell (WELLBROCK 2002)	36	13	21	17
Gesamtdeposition (GAUGER ET AL. 2002)	27	24	24	55

Zusammenfassend lässt sich folgendes **Fazit** festhalten: Der Vergleich der verschiedenen Ansätze zur Abschätzung der Gesamtdeposition hat deutliche Unterschiede aufgezeigt, deren Ursachen sich nicht endgültig erklären lassen. Es kann jedoch mit Sicherheit gefolgert werden, dass die Kronenraummodelle die Trockene Deposition von Ammonium unterschätzen, was vor allem Ostdeutschland betrifft. Andererseits überschätzen die Widerstandsmodelle die Trockene Deposition. Bedauerlich ist es, dass der Punktansatz mit den punktbezogenen Daten keine deutlich besseren Ergebnisse gebracht hat. Da nur der Ansatz der Widerstandsmodelle auf der Ebene von Level I durchgeführt werden kann, besteht daher auch weiterhin Forschungsbedarf, wenn Level I- und Level II-Befunde übertragen werden sollen.

3.1.2 Regionalisierungsverfahren für Depositionstypen

Aufbauend auf den Ergebnissen der Projektphase II wurde eine Aggregation der ursprünglich punktbezogen abgeleiteten Depositionstypen zu flächenhaften Depositionstypen (Depositionsregionen) durchgeführt. Ziel war es, die Veränderung des Depositionsgeschehens auch flächenhaft quantifizieren zu können. Die gewonnenen regionalisierten Depositionstypen können z.B. als räumliche Straten bei weiteren Auswertungen verwendet werden. Die Grundlage für dieses Vorgehen bildeten die Depositionstypen des Jahres 1989. Die Ableitung dieser Typen ist bei Wellbrock et al. (2001) beschrieben. Die Depositionsdaten wurden hierbei mittels Faktorenanalyse zunächst zu 4 Faktoren komprimiert und anschließend gruppiert (quick-cluster-Verfahren). Eine Tabelle mit den Medianen der Eintragsraten (Ca, N, NO_x, NH_y, SO_x-S, K, Mg, Na, potenzielle Säure) für jeden Typ ist bei WELLBROCK et al. (2001) zu finden.

Mit Hilfe der Diskriminanzanalyse wurden prozentuale Zuordnungswahrscheinlichkeiten für die Jahre 1989, 1993 und 1995 zu diesen Depositionstypen für jeden BZE-Punkt berechnet. Mit Hilfe der Variogrammanalyse wurden Aussagen über die räumliche Heterogenität und Autokorrelation der ermittelten Zuordnungswahrscheinlichkeiten getroffen. Lag eine räumliche Autokorrelation vor, wurde die Zuordnungswahrscheinlichkeit mittels des Kriging-Verfahrens interpoliert, ansonsten wurden das Verfahren "inverse distance" verwendet.

Variogrammanalyse

Die Zuordnungswahrscheinlichkeiten zu jedem Depositionstyp des Jahres 1989 wurde auf räumliche Autokorrelation untersucht (Abb. 10). Depositionstyp 1 weist eine starke kleinräumige Heterogenität auf: die Reichweite liegt bei ca. 120 km. Depositionstyp 2 weist einen zusätzlichen Wendepunkt auf, worin die Tatsache zum Ausdruck kommt, dass zwei räumliche Schwerpunkte (Süd-niedersachsen, südliches Ostdeutschland) vorhanden sind. Um nicht zwischen den Schwerpunkten zu interpolieren, wurde das Modell an den kleineren Range angepasst. Depositionstyp 3 weist eine geringe kleinräumige Heterogenität auf, die Reichweite ist aber sehr hoch. Depositionstyp 4 ist durch eine sehr geringe kleinräumige Heterogenität gekennzeichnet. Depositionstyp 5, der nur eine geringe Ausbreitung besitzt, verfügt dementsprechend über eine geringe Reichweite mit geringer kleinräumiger Heterogenität. Depositionstyp 6 weist die höchste kleinräumige Variabilität auf.

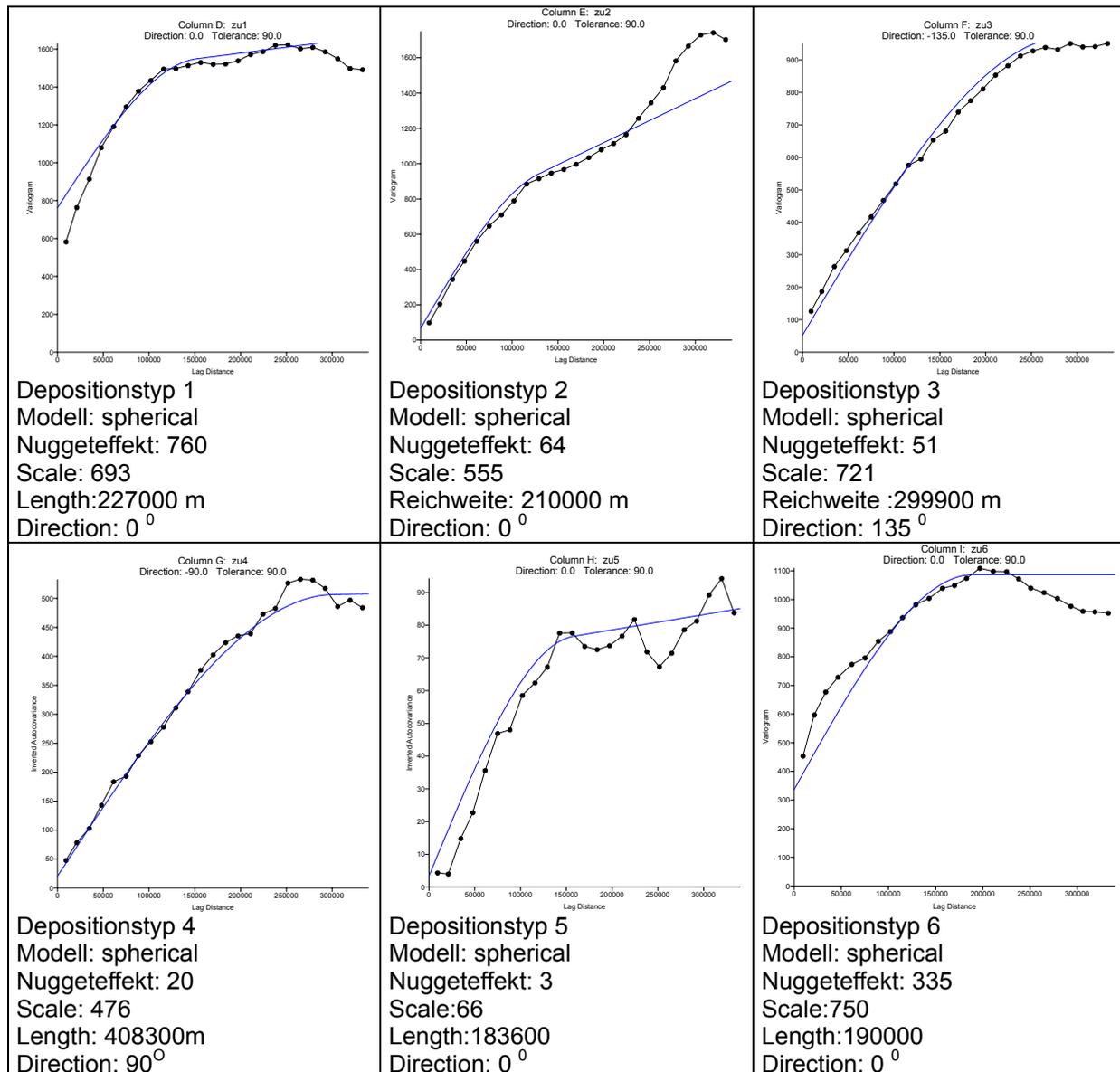


Abb.10 Variogramme der Zuordnungswahrscheinlichkeiten zu den verschiedenen Depositionstypen

Flächenhafte Depositionstypen (Depositionsregionen)

Auf der Grundlage der oben dargestellten Variogramme fand die Kriging-Interpolation der Zuordnungswahrscheinlichkeiten für jeden einzelnen Depositionstyp statt. Die sich ergebenden sechs Kartogramme wurden abschließend miteinander „verschnitten“, um eine Gesamtkarte der regionalisierten Depositionstypen darzustellen (Abb.11, Abb.12). Bei diesem Schritt wurden nur Zuordnungswahrscheinlichkeiten über 60 % verwendet, um ein hohes Maß an Zuordnungssicherheit zu gewährleisten. Bereiche, die nicht mit hoher Sicherheit zugeordnet werden konnten, blieben unberücksichtigt und werden bei der kartografischen Darstellung hell unterlegt.

Depositionstyp 1 weist eine mittlere Belastung durch atmosphärische Einträge auf. Die Werte für die einzelnen Kennwerte liegen im Bereich des Medians aller Standorte. Zum überwiegenden Anteil verteilt sich diese Gruppe von Südwest nach Nordost in einem breiten Band in der Mitte der Bundesrepublik.

Depositionstyp 2 schliesst in südöstlicher Richtung im Raum des Ostdeutschen Tieflandes an das Gebiet des Depositionstyp 1 an. Er weist jedoch doppelt so hohe Säureeinträge und fast dreimal so hohe Schwefeleinträge auf. Auch die Deposition von Calcium ist erhöht. Aufgrund der größeren Entfernung vom Meer sind die Natriumeinträge geringer. Die Stickstoffdeposition ist zu gleichen Teilen aus reduziertem und oxidiertem Stickstoff zusammengesetzt.

Depositionstyp 3 ist deutlich verschieden davon. Er wird gekennzeichnet durch geringe Schwefel-, Natrium- und Säureeinträge. Charakteristisch sind im Vergleich zu anderen Standorten zudem hohe Einträge an reduziertem Stickstoff bei gleichzeitig niedrigen Baseneinträgen. Das Verhältnis von Schwefel- zu Stickstoffverbindungen ist ausgeglichen. Es handelt sich also um ein Cluster, das durch Emissionen aus der Landwirtschaft geprägt ist. Dementsprechend ist diese Gruppe im Nordwestdeutschen Tiefland und in den ländlichen Räumen Bayerns und Baden-Württembergs zu finden.

Depositionstyp 4 bildet als Verbreitungsgebiet ein breites Band im Bereich des Norddeutschen Tieflandes mit Verlauf von Nordosten nach Südwesten. Er ist durch hohe Natrium- und Magnesiumeinträge marinen Ursprungs gekennzeichnet. Auffällig ist auch die hohe NH_y -Stickstoffdeposition an diesen Standorten. Daher kann angenommen werden, dass neben dem Meer als Quelle der Deposition auch die Landwirtschaft eine wichtige Rolle spielt.

Depositionstyp 5 umfasst Gebiete mit extrem hohen Einträgen von Schwefel-Stickstoffverbindungen, potenzieller Säure und basisch wirkenden Stoffen im Gebiet von Erz- und Fichtelgebirge. Die Quotienten aus Gesamtstickstoff zu oxidiertem Stickstoff (65 Prozent) und potentieller Säure zu Schwefelverbindungen (87 Prozent) deuten auf eine extreme Belastung durch Immissionen aus Industrie und Energieumwandlung hin.

Depositionstyp 6 ist durch insgesamt niedrige Einträge gekennzeichnet. Im Gegensatz zur Gruppe 3 ist der Anteil der oxidierten Stickstoffverbindungen am Gesamtstickstoff höher, ebenso wie die Einträge an Basen. Zudem weisen einzelne Standorte sehr hohe Calcium- und Magnesiumwerte auf. Letztere verbleiben aber unter dem Median aller Standorte. Die räumliche Verteilung des Cluster ist auf den Süden (Kalkalpen) und den Südwesten insbesondere die Mittelgebirge beschränkt.

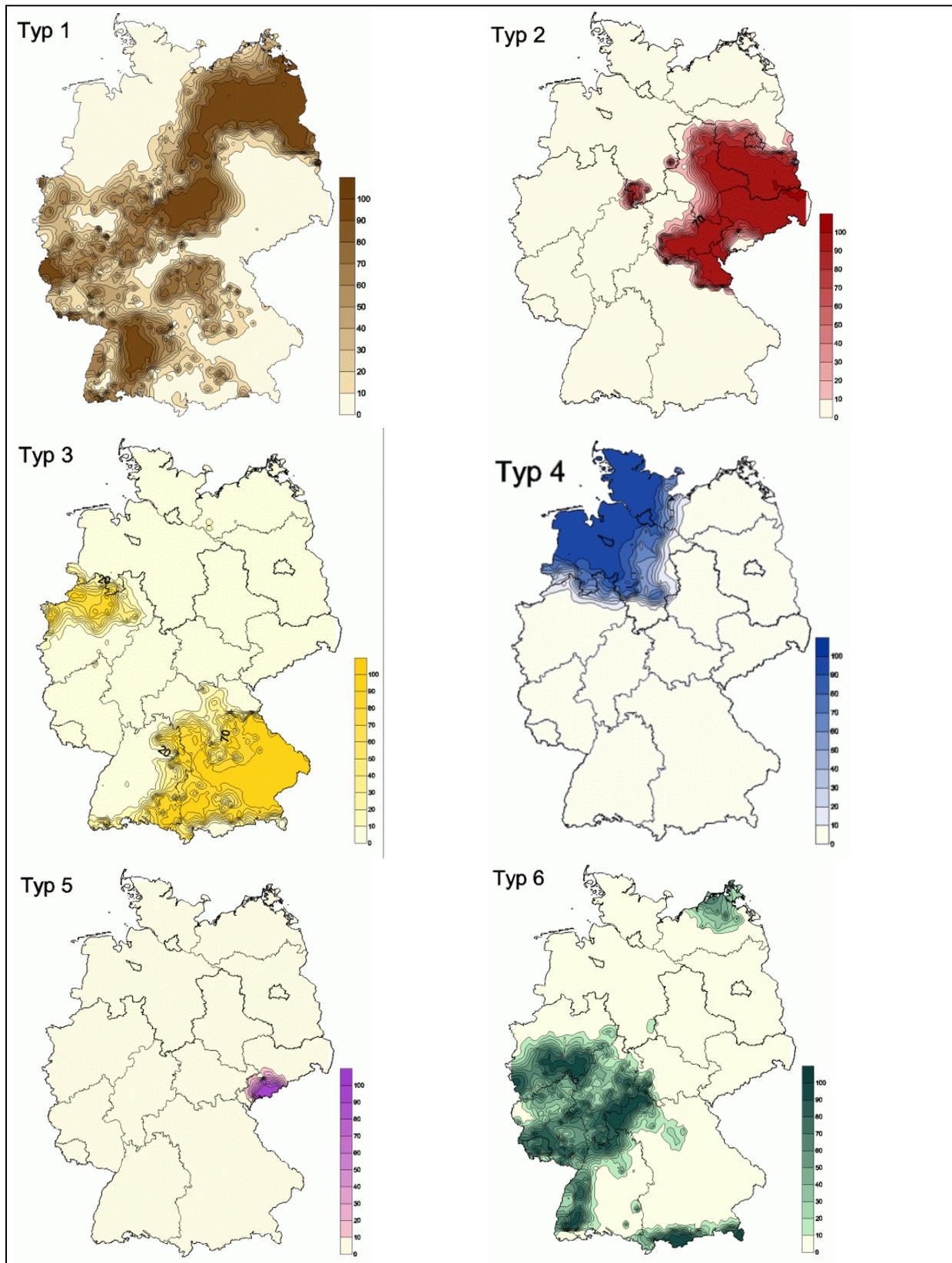


Abb.11 Flächenhafte Darstellung der Zuordnungswahrscheinlichkeiten [%] zu den jeweiligen Depositionstypen des Jahres 1989

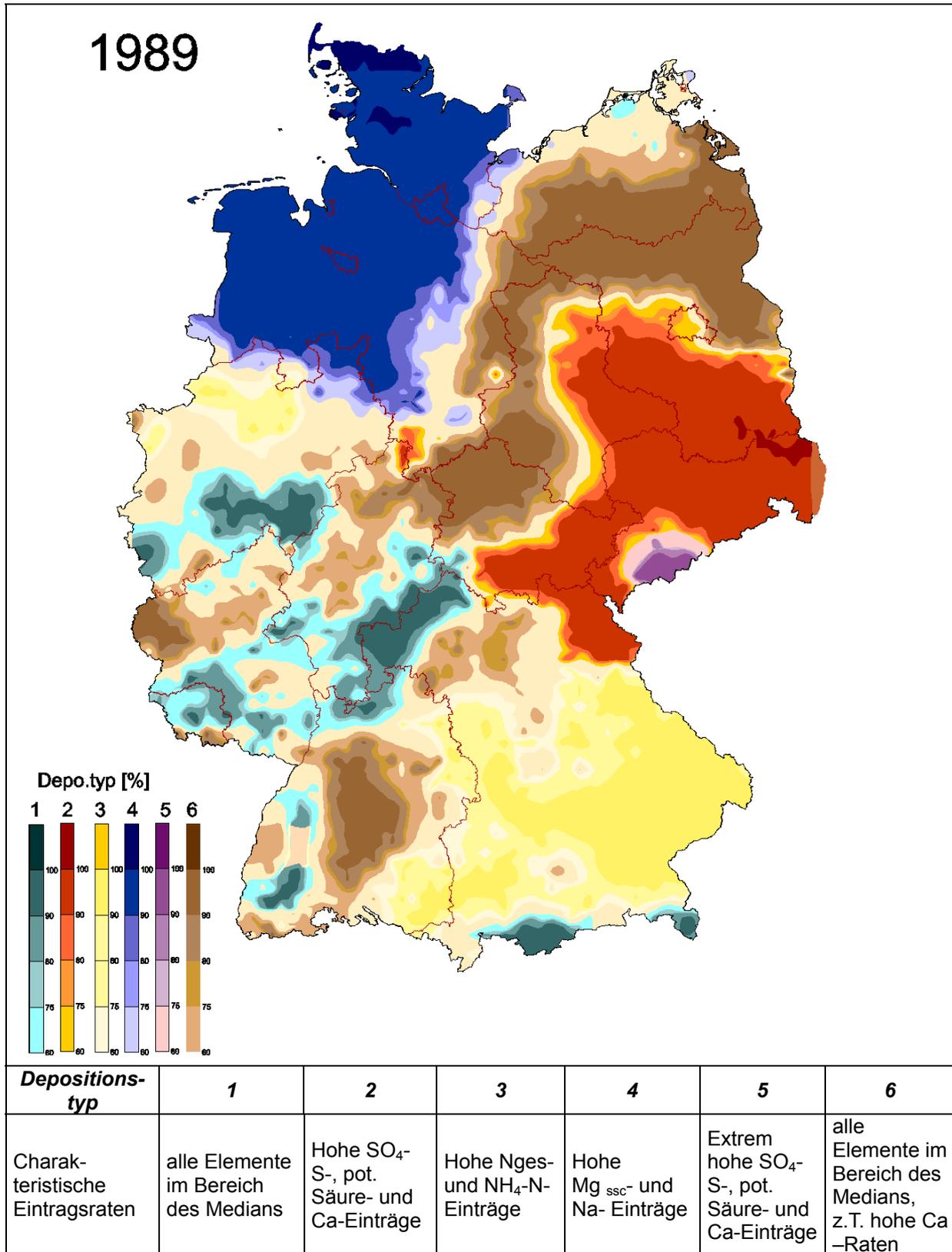


Abb.12 Regionalisierte Depositionstypen des Jahres 1989

3.1.3 Zeitliche Muster der Depositionstypen

Um die Veränderungen des Depositionsgeschehens quantifizieren zu können, wurden Zuordnungswahrscheinlichkeiten zu den sechs Depositionstypen des Jahres 1989 für die Jahre 1993 und 1995 mit Hilfe einer Diskriminanzfunktion berechnet und diese Wahrscheinlichkeitswerte räumlich interpoliert. Dabei wurden nur Zuordnungswahrscheinlichkeiten über 60 % verwendet, um ein hohes Maß an Sicherheit zu gewährleisten. Bereiche, die nicht mit hoher Sicherheit zugeordnet werden konnten, blieben unberücksichtigt.

Mit Hilfe der Diskriminanzanalyse konnten in Projektphase II 99% der Standorte des Jahres 1989 anhand der tatsächlichen Eintragsraten richtig zu den mittels Faktoren- und Clusteranalyse gebildeten Depositionstypen zugeordnet werden. Die Güte der Gruppenzuordnung anhand von Eintragsraten ist also sehr gut; sie kann deshalb auch zur Einordnung der Standorte auf der Datenbasis anderer Jahre verwendet werden (Tab.5).

Tab.5 : Zuordnung der Plots zu Depositionstypen des Jahres 1989 mittels Diskriminanzanalyse

Depositionstyp	Ergebnis der Clusteranalyse 1989	Zuordnung mittels Diskriminanzfunktion		
		1989	1993	1995
1	609	609	1113	1157
2	274	274	175	28
3	293	293	262	312
4	183	183	77	108
5	12	12	0	0
6	431	431	184	198

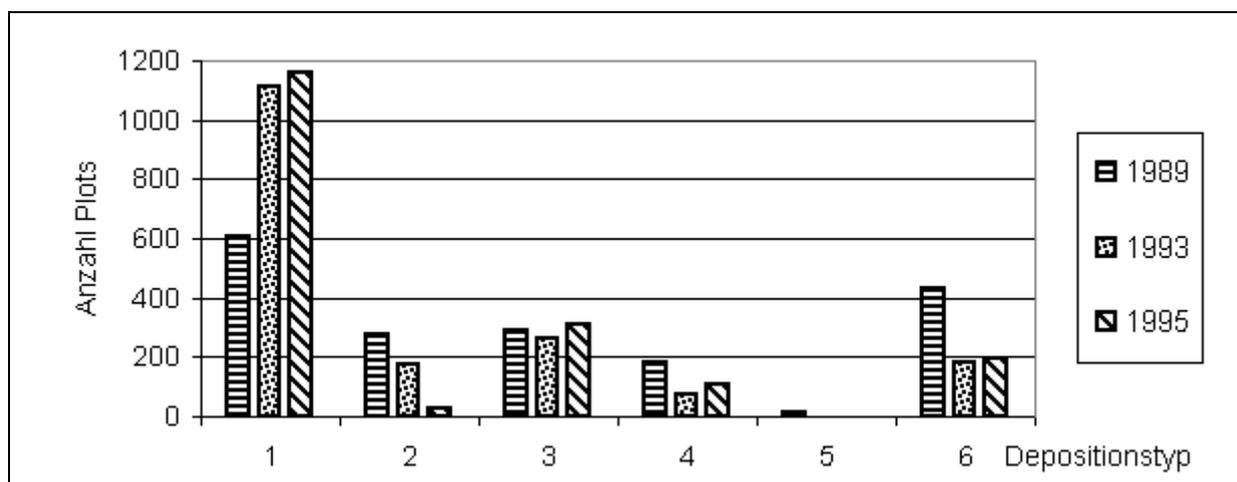


Abb.13 Anzahl zugeordneter Plots zu den einzelnen Clustern und Jahren

Die Darstellung der Zuordnungswahrscheinlichkeiten zu den Depositionstypen des Jahres 1989 deuten auf einen starken Wandel des Depositionsgeschehens hin (Abb.13, Abb.14). Bereiche mit hohen Zuordnungswahrscheinlichkeiten zum **Depositionstyp 1** (Eintragsraten im Bereich des Medians) nehmen deutlich zu. Insbesondere in Ostdeutschland kann eine Veränderung von **Depositionstyp 2** (starke Belastung durch Säure- und Schwefeleinträge) zu Gunsten von Typ 1 festgestellt werden. Die starke Belastung ist 1995 nur noch in wenigen Gebieten in Bayern und Sachsen erkennbar. Im Gegensatz dazu hat die Verbreitung des **Depositionstyp 3** (hohe $\text{NH}_4\text{-N}$ -Belastung vor allem aus Landwirtschaft) in Nordwestdeutschland zugenommen. Die Ausbreitung meeresbürtiger Einträge des **Depositionstyp 4** weist deutliche Schwankungen auf. 1989 kann die weiteste Ausbreitung nach Süden festgestellt werden. In den folgenden Jahren werden statt dessen meeresbürtige Einträge weiter gen Osten getragen. Ursache für die unterschiedliche Verbreitung ist vor allem Stärke und Dauer von Westwinden. Eine weitere Ursache für die Verbreitung nach Osten könnte auch die Inbetriebnahme von Messstandorten in Mecklenburg-Vorpommern sein, die sich auf die Interpolation ausgewirkt haben könnten. Sehr starke Belastungen durch Schwefel und Säure, die durch den **Depositionstyp 5** charakterisiert werden sind ab 1993 nicht mehr zu finden. Zum Teil können die entsprechenden Flächen dem **Depositionstyp 6** zugeordnet werden. Dieser Typ ist durch geringe Belastung gekennzeichnet. Einige Standorte dieses Typs weisen aber auch sehr hohe Ca-Einträge auf. Diese sind in Sachsen wahrscheinlich anthropogenen Ursprungs. In den Kalkalpen sind hingegen geogen bedingt hohe Ca-Eintragsraten zu erwarten.

Fazit: Bisher beruhen die Depositionstypen auf Daten des Jahres 1989. Durch die oben beschriebene statistische Zuordnung der Jahre 1993 und 1995 konnte gezeigt werden, welche Depositionstypen über die Jahre Bestand haben. Wenn zukünftig längere Datenreihen vorliegen werden, wird es möglich sein, den dargestellten Ansatz weiterzuführen, und die Dynamik der Belastungen noch besser wiederzugeben.

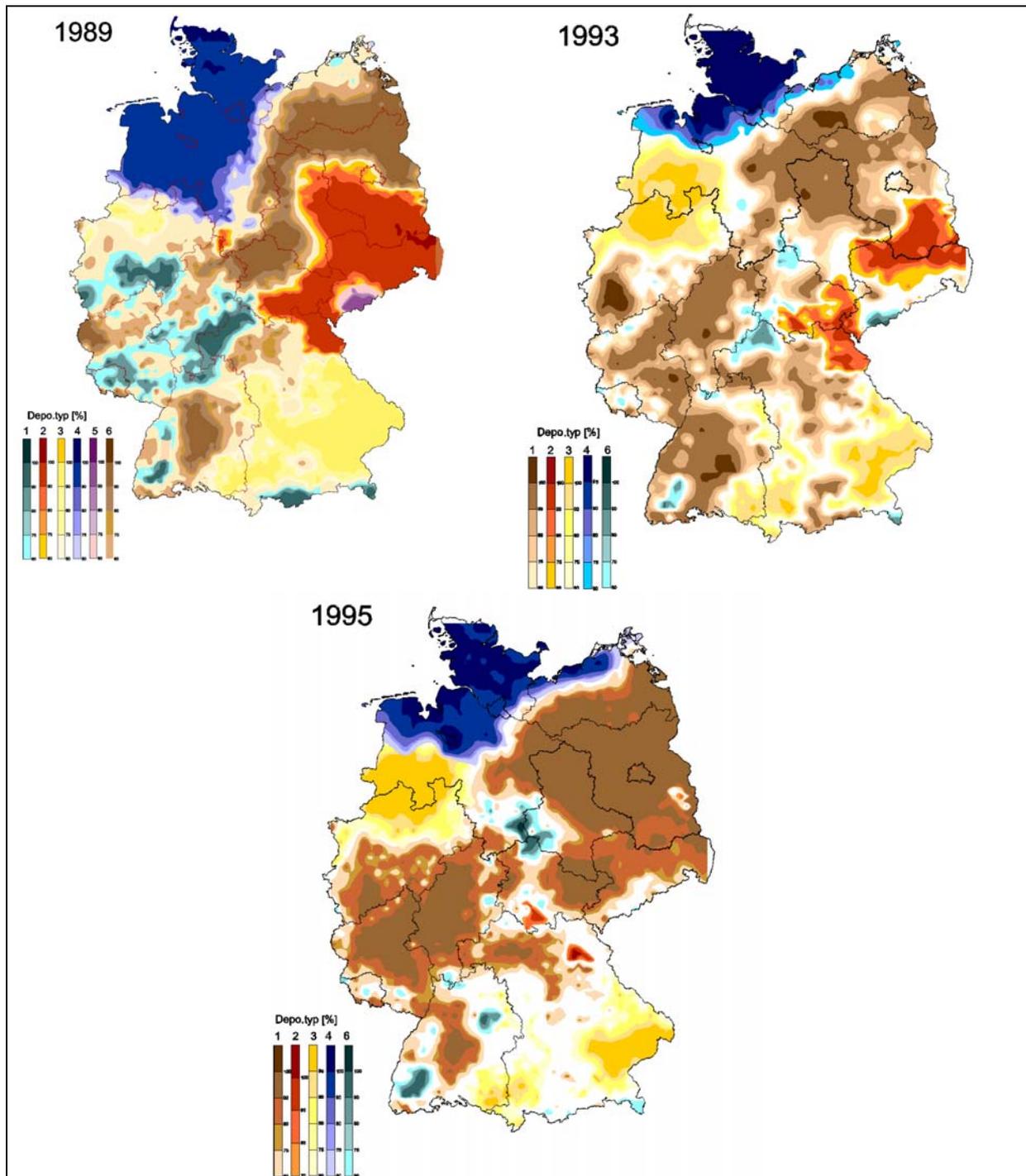


Abb.14 Veränderung des Depositionsgeschehens von 1989 bis 1995 auf der Basis der Depositionstypen von 1989

3.1.4 Regionalisierungsverfahren für meeresbürtige Einträge

Die Seesalzkorrektur ermöglicht die Bereinigung der Deposition um nicht säurewirksame Verbindungen. Meeresbürtige Einträge bestehen vor allem aus Seaspray von Natrium, Sulfat und Magnesium und zu geringeren Teilen aus Calcium und Kalium. Anthropogen bedingt entstehen diese Einträge nur punktuell bei der Verbrennung seesalzhaltiger Braunkohlen oder Müllverbrennung. Daher breiten sich meeresbürtige Einträge von der Nordsee in südöstliche Richtung aus. Diese Verbreitung wird durch die Dauer und Intensität der Westwinde bestimmt, so dass sie von Jahr zu Jahr schwankt. Anwendung findet die Seesalzkorrektur bei der Berechnung der Critical Loads für säurewirksame Verbindungen, da hierbei nur korrigierte Einträge eingehen sollten (UBA 1996).

Tab.6 : Charakterisierung der seesalzkorrigierten Gesamtdeposition 1989

Komponenten	Depositionsfaktoren		
	1	2	3
pot. Säure	0.89		
SO _x -S	0.91		
Ca _{ssc}	0.83		
NH _y -N			0.85
NO _x -N		0.98	
Na			
Nges.		0.84	0.50
Mg _{ssc}	0.88		
K _{ssc}			0.85
Erklärte Varianz [%]	40	23	23

Zuerst wurde die seesalzkorrigierte Deposition im Jahr 1989 mit Hilfe der Faktorenanalyse (Faktorenladungsmatrix der Varimax-Rotation) näher charakterisiert (Tab.6). Es zeigt sich, dass hierbei drei Faktoren ausreichen, um 86 Prozent der Gesamtvarianz zu erklären. Bei den nicht seesalzkorrigierten Depositionsdaten waren demgegenüber vier Faktoren notwendig (WELLBROCK et al. 2001). Anhand der Faktorladungsmatrix lässt sich erkennen, dass tatsächlich kein Faktor durch meeresbürtige Einträge bestimmt. Dies würde sich darin äußern, dass dieser Faktor gleichermaßen durch Natrium- und Magnesiumdepositionen geladen würde.

Auf der Grundlage dieser Faktorenwerte wurde eine Clusteranalyse im quick-cluster-Verfahren durchgeführt. Anhand der Clusteranalyse lassen sich 5 Gruppen abgrenzen. Diesen Gruppen können charakteristische Eintragsraten zugeordnet werden (Tab.7). Die räumliche Verteilung der Gruppen ist kartografisch in Abb.15 dargestellt. Es ergeben sich folgende Depositionstypen: Der **Depositionstyp_(ssc) 1** entspricht dem Depositionstypen 5 der nicht seesalzkorrigierten Deposition. Er zeichnet sich durch insgesamt sehr hohe Depositionsraten aus. Besonders auffällig sind die Einträge an Schwefel und potentieller Säure. Diese Typ ist im Fichtel/Erzgebirge zu finden. Der Vergleich der beiden **Depositionstypen_(ssc) 2** ergibt ebenfalls eine gute Übereinstimmung zwischen dem seesalz-korrigierten und nicht korrigierten Cluster. Geringe Einträge charakterisieren **Depositionstyp_(ssc) 3**. Damit

ist dieser Typ mit dem nicht seesalzkorrigierten Depositionstyp 1 vergleichbar. Hohe Einträge an Natrium und Ammonium -Stickstoff sind typisch für den **Depositionstyp_(SSC) 4**. In Süddeutschland gleicht dieser Typ dem Depositionstyp 3 der nicht seesalzkorrigierten Raten. In Norddeutschland dagegen zeigen sich deutliche Unterschiede. Der Einfluss der Ammoniumeinträge umfasst das gesamte Norddeutsche Tiefland und somit den Bereich meeresbürtiger Einträge. Durch die Seesalzkorrektur können also Einflußfaktoren, die durch die meeresbürtigen Einträge überdeckt würden, erfasst werden. Der **Depositionstyp_(SSC) 5** gleicht dem vorherigen Typ 6, umfasst aufgrund der hohen Natriumeintragsraten aber auch Teile Nordostdeutschlands.

Tab.7 : Mittelwerte und ihre Standardabweichung der Depositionsraten für verschiedene Cluster

Komponente	Ca	Ca _{SSC}	K	K _{SSC}	Mg	Mg _{SSC}	Na	Nt	NHy-N	NO _x	pot. Acid.	SO _x	S/N	Nt/NO _x	
Cluster															
1	MW	1949	1934	160	148	696	496	782	4017	1437	2580	19751	15819	3,9	1,6
n= 12	Std.	167	167	9	9	46	37	45	223	153	178	985	801	0,1	0,1
2	MW	1104	1089	98	88	420	241	675	2408	1285	1123	9572	7164	3,0	2,2
n= 342	Std.	228	232	13	13	65	79	225	364	203	234	2406	2185	0,7	0,3
3	MW	594	571	93	81	281	81	712	2068	1056	1012	4561	2552	1,2	2,1
n= 892	Std.	226	223	13	11	104	51	396	274	227	179	955	816	0,4	0,3
4	MW	533	484	112	90	317	32	1195	2918	1858	1061	5316	2530	0,9	2,8
n= 302	Std.	145	142	23	12	171	37	933	419	383	187	952	791	0,3	0,5
5	MW	820	788	130	115	386	123	930	2627	1227	1401	5498	2958	1,1	1,9
n= 254	Std.	274	273	22	18	149	73	529	398	270	221	1062	924	0,3	0,2
Ins. 1802	MW	722	694	103	89	331	112	817	2367	1260	1106	5872	3569	1,5	2,2
	Std.	320	324	21	18	135	96	554	487	386	266	2583	2379	0,9	0,4

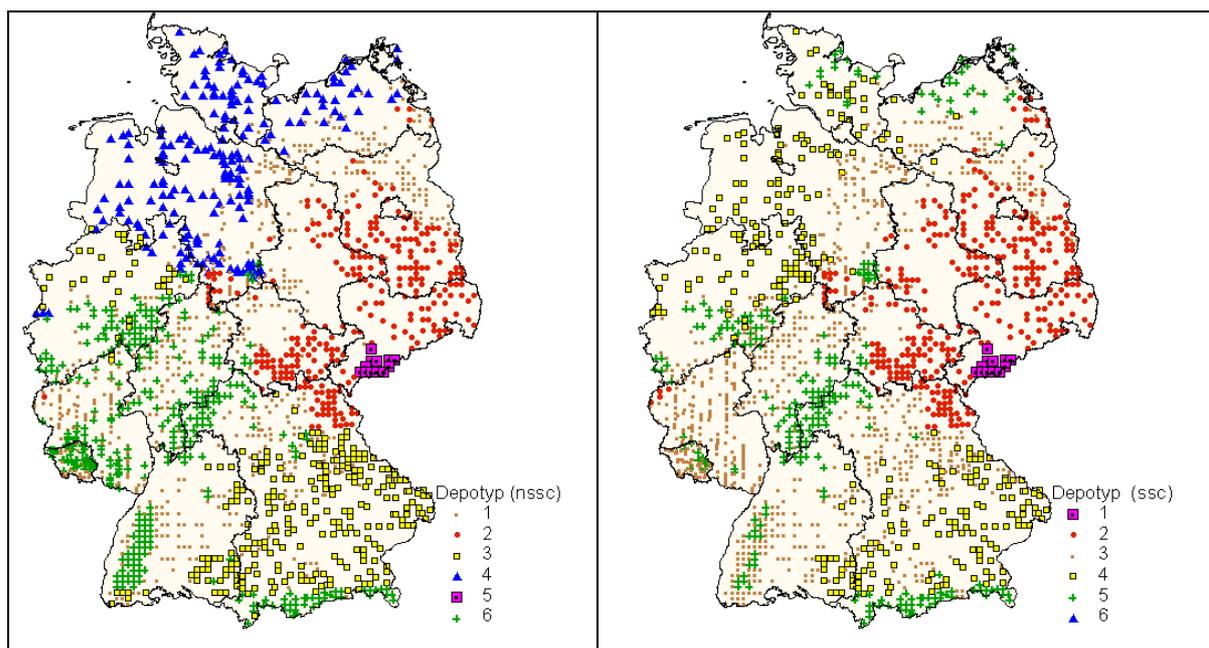


Abb.15 Vergleich der nicht seesalzkorrigierten und seesalzkorrigierten Deposition des Jahres 1989

Bestimmung der Grenze meeresbürtiger Einträge

Um den Bereich abzugrenzen, in dem meeresbürtige Einträge im mehrjährigen Mittel eine Rolle spielen, wurde eine Trennfunktion zwischen dem Depositionstyp, welcher meeresbürtige Einträge charakterisiert (Kollektiv 2, Abb.16) und den Depositionstypen der nicht seesalzkorrigierten Einträge (Kollektiv 1) abgeleitet.

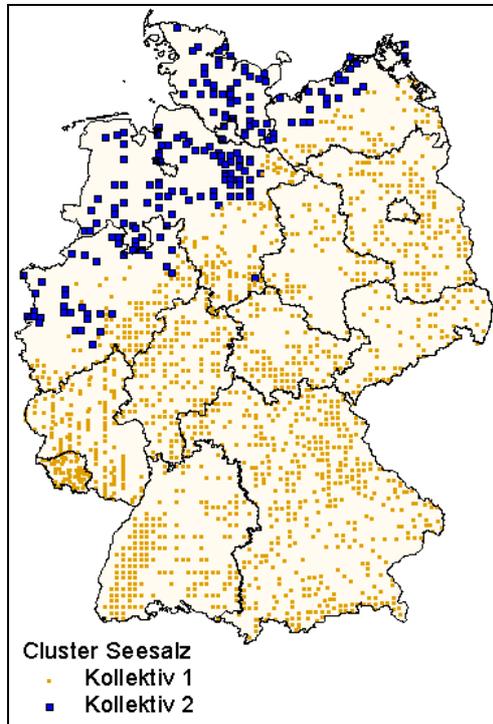


Abb.16 Darstellung des meeresbürtigen Depositionsclusters

Die Trennfunktion wurde anhand der Natrium-, Magnesium- und Chlorideintragsraten mit Hilfe einer Diskriminanzanalyse für das mittlere Eintragsgeschehen der Jahre 1990 bis 1999 berechnet. Es ergab sich folgende Funktion:

$$\text{DISK}_{\text{SSC}} = 0,507 \times \text{Na} - 0,432 \times \text{Mg}_{\text{SSC}} + 0,47 \times \text{Cl}_{\text{wet}} - 17,6$$

wobei:

DISK_{SSC} = Diskriminanzwert

Na = Natriumgesamtdeposition [$\text{molc ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]

Mg_{SSC} = seesalzkorrigierter Magnesiumgesamtdeposition [$\text{molc ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]

Cl_{wet} = nasse Chloriddeposition [$\text{molc ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]

Der Diskriminanzwert, welcher zwischen den beiden Kollektiven trennt, wurde mit 1,567 bestimmt. Der Mittelwerte liegt für das Kollektiv 1 bei 3,16 und für das Kollektiv 2 bei -0,405. Für jeden BZE-Punkt wurde so ein Diskriminanzwert und entsprechende Zuordnungswahrscheinlichkeit zum Kollektiv 2 (meeresbürtiger Einfluss) berechnet. Die punktwisen Zuordnungswahrscheinlichkeiten wurden mittels Variogrammanalyse und Kriging interpoliert und räumlich dargestellt (Abb.17).

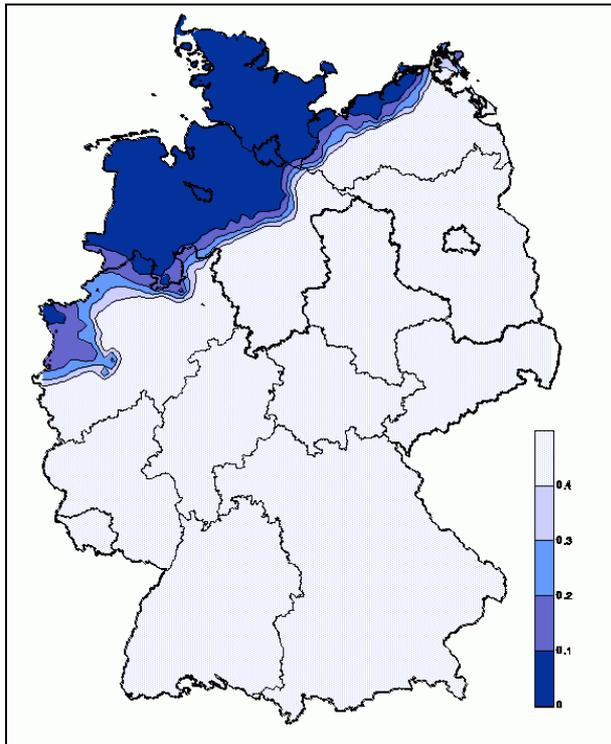


Abb.17 Räumliche Ausdehnung des meeresbürtigen Einflusses aus den mittleren Einträgen der Jahre 1990 bis 1999

3.1.5 Regionalisierung am Beispiel Brandenburgs

In einzelnen Regionen kann das Depositionsgeschehen deutlich von jenem abweichen, das sich bundesweit beschreiben lässt. Dies kann naturräumlich oder aber durch regionale Emissionsquellen begründet sein. Am Beispiel der Eintragsdaten aus Brandenburg soll gezeigt werden, dass kleinräumigere regionale Betrachtungen möglich und sinnvoll sind.

Faktorenanalyse

Die Analyse der Depositionsdaten im Land Brandenburg führt zu vier voneinander unabhängigen Faktoren, die 96,2 Prozent der Gesamtvarianz erklären. Die Interpretation der Faktoren ist mittels der in Tabelle 8 dargestellten Ladungsmatrix möglich. **Faktor 1** erklärt 36 Prozent der Gesamtvarianz und wird überwiegend von Schwefelverbindungen (SO_x-S) geladen, aber auch durch den Einfluss der potentiellen Säure bestimmt. NO_x-N korreliert ebenfalls stark mit Faktor 1. Quellen dieser Einträge sind Emissionen aus Energieumwandlung, insbesondere schwefelhaltiger Kohle, Verkehr und aus der Industrie. **Faktor 2** wird durch das natürlicherweise meeresbürtige Element Natrium bestimmt. Da in Ostdeutschland auch salzhaltige Kohle verbrannt wurde, könnte das Natrium zusammen mit Kalium auch aus Energiegewinnung stammen. Für die These der Kohleverbrennung spricht das gemeinsame Auftreten von NO_x-N, das ebenfalls bei Verbrennungsvorgängen entsteht. Die Kombination der Elemente spricht aber auch für industrielle Kalisalzauflösung als Emissionsquelle. **Faktor 3** charakterisiert die Stickstoffeinträge, die durch Ammonium-Stickstoff bedingt sind. Die wichtigste Quelle hierfür ist landwirtschaftliche Aktivität. **Faktor 4** wird durch Calcium und Magnesium charakterisiert. Er trägt mit 16 Prozent zur Gesamtvariabilität bei. Sehr hohe Werte

von Faktor 4 kennzeichnen Regionen mit Einträgen aus der Kalk- und Zementindustrie (Rüdersdorf).

Veränderung des Depositionsgeschehens in Brandenburg

Die Faktorenladungsmatrix lässt sich für verschiedene Jahre berechnen und interpretieren (Tab.8). Dabei sind folgende Veränderungen zu erkennen: Stickstoffverbindungen gewinnen in den Jahren 1993 und 1995 an Bedeutung für die Erklärung des Gesamtdepositionsgeschehens in Brandenburg. Sie laden ab 1993 den Faktor 1, welcher den höchsten Anteil an der Gesamtvariabilität der Depositionswerte hat. Schwefelverbindungen und potenzielle Säure laden 1995 nur noch Faktor 2, der einen geringeren Erklärungswert besitzt. Auch die Bedeutung von Natriumeinträgen geht zurück. Beide Phänomene sind auf die verminderte Verbrennung von salz- und schwefelhaltiger Braunkohle zurückzuführen. Die Tatsache, dass 1995 nur noch drei Faktoren abgeleitet werden und diese zusammen 92 % der Gesamtvarianz erklärt, deuten darauf hin, dass die Anzahl der lokalen Emittenten abgenommen hat. Zeitreihen zum Eintragungsgeschehen zeigen, dass auch die Menge an Fremdstoffeinträgen, insbesondere an Schwefel und basischen Kationen deutlich zurückgegangen ist, während Stickstoffverbindungen weiterhin vermehrt eingetragen werden (EINERT & BARTH 2001).

Tab.8 : Faktorenladungsmatrix der Deposition in Brandenburg
in den Jahren 1989, 1993 und 1995 nach Varimax-Rotation

Element/ Verbindung	Faktoren 1989				Faktoren 1993				Faktoren 1995		
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3
SOx-S	0,93				0,95					0,92	
pot.Säure	0,91				0,91					0,86	
NOX-N	0,60	0,57			0,52	0,71			0,83		
Na		0,90					0,80				0,51
K		0,87					0,54	0,70	0,72		
NH4-N			0,95			0,92			0,89		
Nges.			0,81			0,86			0,92		
Ca				0,78				0,94	0,70		0,54
Mg				0,72			0,75			-0,69	0,52

Typisierung des Depositionsgeschehens von 1989

Auf der Grundlage der Faktorenwerte wird das Depositionsgeschehen des Jahres 1989 typisiert (Abb. 18). Die Cluster-Analyse ergibt fünf Gruppen. Generell ergibt sich eine deutlich Zweiteilung Brandenburgs. Im Süden dominieren Schwefeleinträge aus Industrie und Energiegewinnung und im Norden eher Einträge aus der Landwirtschaft.

Depositionstyp 1, welcher überwiegend in den Landkreisen Oder-Spree und Dahme-Spreewald vorkommt, ist durch sehr hohe sauer wirkende Einträge von Schwefel- SOx-S und Stickstoffverbindungen gekennzeichnet. Im Norden von Brandenburg (Prignitz und nördliche Uckermark / Schwedt) und nördlich von Berlin ist **Depositionstyp 2** mit hohen Einträgen an Stickstoff und Kalium, Natrium, Magnesium zu finden, welche im Fall von Ammonium und Kalium die starke landwirtschaftliche Aktivität sowie die Düngermittelfabrik anzeigen. Im Raum Berlin ist die Verbrennung salzhaltiger Braunkohle Quelle der hohen Natriumeinträge. Hohe Einträge an NH4-N und an Kalium und geringe Schwefeleinträge werden als

Depositionstyp 3 zusammengefasst. Dieser Depositionstyp hat mehrere räumliche Schwerpunkte. Einer liegt im Landkreis Teltow-Fläming bzw. Potsdam-Mittelmark, ein weiterer befindet sich in der Ost-Prignitz. Kleine Flächen liegen bei Rüdersdorf. Diese Einträge haben verschiedene Quellen. Gemeinsame Ammonium- und Kaliumeinträge sprechen für hohe landwirtschaftliche Aktivität. Besonders hohe anthropogen bedingte Ca-Einträge entstehen bei der Kalkverarbeitung in Rüdersdorf. **Depositionstyp 4** kennzeichnet Waldökosysteme, die sich in Südbrandenburg (Landkreis Oder-Neiße bis Elbe-Elster-Kreis) befinden. Zusätzlich zu hohen Schwefeleinträgen werden hier Flugaschen mit hohen Magnesium- und Calciumgehalten deponiert. Im gesamten nördlichen Landesteil sind Gebiete mit relativ geringen Einträgen zu finden, die zum **Depositionstyp 5** gehören. Eine Kombination verschiedener statistischer Verfahren ermöglicht es, die Depositionstypen auch flächenhaft darzustellen. Zunächst wurden hierzu mit Hilfe der Diskriminanzanalyse Funktionen berechnet, welche die Zuordnungswahrscheinlichkeit jedes BZE-Punktes zu den verschiedenen Depositionstypen wiedergeben. Diese Zuordnungswahrscheinlichkeiten wurden mittels Kriging-Verfahren räumlich interpoliert, so dass für jeden Depositionstyp ein Kartogramm entstand. Abbildung 10 zeigt die Verschneidung dieser Kartogramme. Es sind Isolinien in 10 %-Schritten dargestellt, die Zuordnungswahrscheinlichkeiten über 65 % aufweisen.

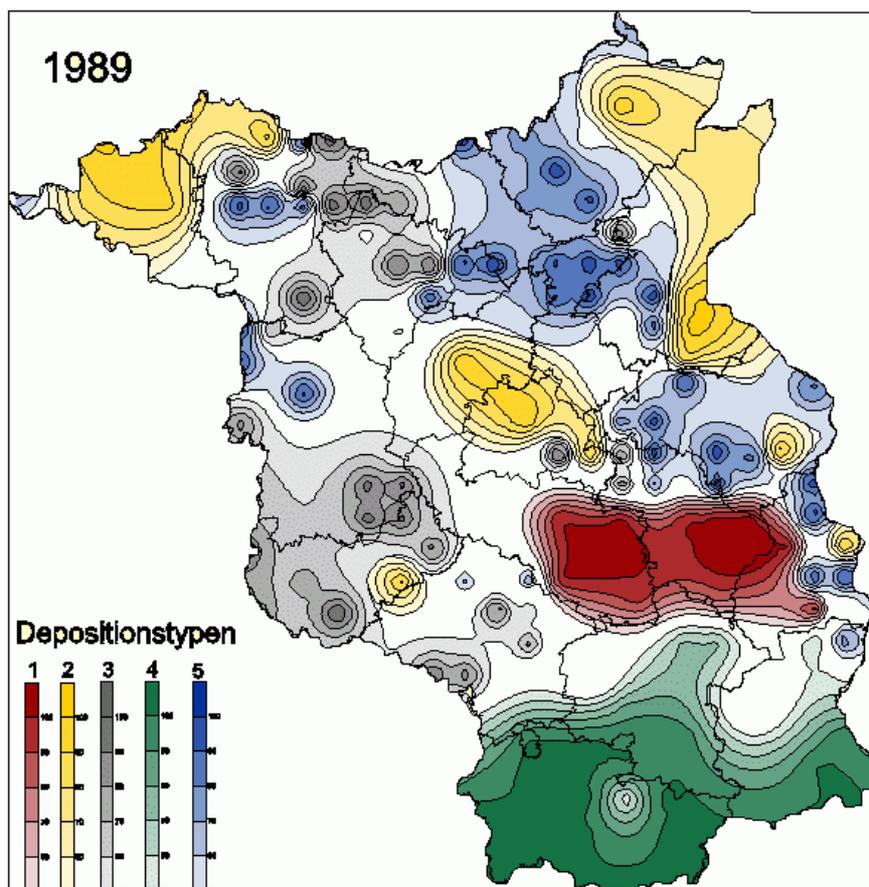


Abb.18 Regionalisierte Depositionstypen in Brandenburg des Jahres 1989

Unterschiede zur bundesweiten Depositionssituation

Die Faktorladungsmatrix zum Depositionsgeschehen des Jahres 1989 in Brandenburg unterscheidet sich deutlich von jener des bundesweiten Gesamtkollektives. Die Faktoren bzw. Depositionstypen von Brandenburg weisen auf die damalige spezielle Belastungssituation in Ostdeutschland hin. Das Depositionsmuster ist weniger durch ferntransportierte Stoffe gekennzeichnet, als vielmehr durch lokale und besonders stark ausgeprägte Emittenten. Dies führt zu kleinräumigen Mustern im Eintragungsgeschehen, welche bei der bundesweiten Auswertung nicht zum Ausdruck kommen.

In der bundesweiten Auflösung dominieren im Süden Brandenburgs Schwefel- und Säureeinträge, während in Nordbrandenburg eher unbelastete Gebiete vorzufinden sind. Bei größerer Auflösung (Landesmaßstab) kann das Depositionsgeschehen kleinräumiger und damit differenzierter dargestellt werden. Die Verbrennung salzhaltiger Braunkohle in Ostdeutschland führte zu Emissionen von Schwefel und Flugaschen. Ein weiterer lokaler Faktor ergibt sich aus kalkhaltigen Staubeinträgen aus der Kalk- und Zementindustrie in Rüdersdorf. Einträge von Kalium zusammen mit Chlorid und NO_x-N deuten auf Emissionen aus der Kalisalzgewinnung hin. Die Mastanlagen der LPGs und Düngemittelfabriken führten - z.B. in der Umgebung von Schwedt - lokal zu sehr hohen Ammoniumeinträgen.

Seit 1990 ist der Wegfall dieser typischen Emittenten und eine Abnahme der Belastungen durch atmosphärische Einträge festzustellen. Dies lässt sich durch die Wirkung von Luftreinhaltemaßnahmen und durch die Stilllegung von Betrieben erklären. Somit hat sich die Eintragungssituation in Brandenburg dem Niveau der gesamten Bundesrepublik angeglichen.

Ergebnisdiskussion

In bisherigen Veröffentlichungen wurden vor allem die Freiland- bzw. Bestandesdepositionen, nicht aber die Gesamtdeposition unter besonderer Berücksichtigung der Trockendeposition in Brandenburg betrachtet (SIMON UND WESTENDORFF 1991, EINERT & BARTH 2001). Dies lag unter anderem an den geschilderten Problemen bei der Bemessung der trockenen Deposition. Weitere Autoren haben anhand standörtlicher Indikatoren wie Elementgehalte in den Blättern und Nadeln der Bäume bzw. anhand des Zustandes der Humusaufgabe die Eintragungssituation in Brandenburg bewertet (HOFMANN & HEINSDORF 1990, HEINSDORF et al. 1991, KONOPATZKY & KALLWEIT 1997).

Die Ergebnisse von HEINSDORF et al. (1991) stimmen mit den hier vorgestellten statistisch abgesicherten Depositionstypen in Brandenburg weitgehend überein. Die Autoren hatten aufgrund der Baumernährung Belastungsräume in der DDR abgegrenzt. Dabei wurden vor allem in Nordbrandenburg erhöhte Gehalte an Stickstoff gefunden. In Südbrandenburg herrschen hohe Schwefelgehalte vor. In Bereichen, die durch Flugaschen beeinflusst werden, sind zudem erhöhte Gehalte an Kalium, Magnesium und vor allem Calcium in den Nadeln festgestellt worden. Da die Ernährungssituation vor allem Extremeinträge gut wiedergibt, wird die Indikatorfunktion mit abnehmenden Einträgen jedoch geringer (RIEK & WOLFF 2000, WELLBROCK et al. 2001, WELLBROCK & RIEK 2002).

Die Kennzeichnung der Eintragungssituation anhand des Stickstoff- und Basenstatus der Humusaufgaben von 459 brandenburgischen Waldböden aus verschiedenen Monitoringnetzen führte KONOPATZKY (2001) durch. Diese Untersuchung basiert auf den Erhebungszeiträumen 1960 bis 1981 sowie 1989 bis 1994. Der Autor stellt fest, dass sich die Stickstoffzustände bis 1994 auf einem ziemlich hohen bis hohen Niveau eingestellt haben. Die Quellen für diese Veränderung werden in landwirtschaftlicher

Aktivität, Industrie und Verkehr sowie den bis in die 70er Jahre erfolgten Stickstoffdüngungen gesehen. Die räumliche Differenzierung des Stickstoffzustandes in Brandenburg stimmt gut mit dem hier vorgestellten Kartogramm der Depositionstypen überein. Der mittlere Säure-Basenzustand der Humusform zeigt nach KONOPATZKY & KALLWEIT (2001) eine Aufbasung im Bereich Rüdersdorf sowie in Südbrandenburg, wo basenreiche Stäube deponiert wurden. Für Nordbrandenburg wird eine Basenverarmung bzw. Stickstoffanreicherung konstatiert. Abweichungen von der räumlichen Verteilung der Depositionstypen ergeben sich zum einen daraus, dass bei den hier vorgestellten Modellierungsansätzen keine lokalen N-Düngungsmaßnahmen berücksichtigt werden konnten. Zum anderen resultiert der Humuszustand generell aus dem Zusammenwirken verschiedenster Prozesse; der atmosphärische Stoffeintrag ist hierbei nur einer der bestimmenden Faktoren.

SIMON UND WESTENDORFF (1991) haben anhand von Messstellen der Freilanddeposition (bulk-Sammler) die Eintragungssituation von 1985 bis 1987 charakterisiert. Sie fanden zum Teil ähnliche Depositionstypen wie die hier vorgestellten (Tab.9). Dies ist nicht selbstverständlich, da die Freilanddeposition bei der Passage durch den Kronenraum verändert wird und sich somit von der Gesamtdeposition deutlich unterscheiden kann. Einer der Gründe für die gute Übereinstimmung sind die extrem hohen Trockendepositionsraten vor 1990, die auch in den Bulk-Sammlern zu finden waren. Indes dürften seit 1990 - nach Abnahme der Eintragungsraten - die Unterschiede zwischen Gesamtdeposition und Freilanddeposition in der Elementverteilung deutlicher sein.

Der „Sea-Spray-Typ“ (Tab.9) mit hoher Na- und Mg-Deposition konnte mit dem vorgestellten statistischen Ansatz zwar deutschlandweit, aber nicht für Brandenburg gefunden werden. Dies kann zum einen daran liegen, dass meeresbürtige Einträge witterungsabhängig sind und nur in Ausnahmejahren Brandenburg erreichen. Die wahrscheinlichere Quelle der Elemente Na und Mg ist die Verbrennung salzhaltiger Braunkohle in Ostdeutschland. Diese ist unter Depositionstyp 3 zusammengefasst. Die Unterscheidung von oxidierten bzw. reduzierten Stickstoffverbindungen und Ableitung von zwei unterschiedlichen Depositionstypen (Typ 2 bzw. Typ 4) ermöglicht es, die Belastung aus der Landwirtschaft (Typ 2) und jener aus Industrie und Verkehr (Typ 4) abzugrenzen.

Tab.9 : Vergleich der Depositionstypen in Brandenburg

Depositionstypen nach SIMON & WESTENDORF (1991)	Depositionstypen Brandenburg 1989 nach WELLBROCK & RIEK (2003)
Stickstofftyp	Depositionstyp 2
Chlorsalztyp	Depositionstyp 3
Schwefel-Flugaschen-Typ	Depositionstyp 4
Schwefel-Flugaschen-Stickstoff-Typ	Depositionstyp 4
Schwefel-Typ	Depositionstyp 1
Sea-Spray-Typ	-

Die räumliche Abgrenzung von Belastungsgebieten mit Hilfe des vorgestellten Interpolationsansatzes (Abb.18), bietet gegenüber der empirischen Abgrenzung die Möglichkeit, Grenzverläufe statistisch abzusichern und Räume mit hoher

Wahrscheinlichkeit für das Auftreten bestimmter Belastungssituationen zu beschreiben.

Fazit: Die Übertragung des statistischen Ansatzes auf den Maßstab von Brandenburg verdeutlicht das besondere landesspezifische Eintragungsgeschehen. Die Ladungsmatrix des Depositionsgeschehens des Jahres 1989 in Brandenburg unterscheidet sich von jener des bundesweiten Gesamtkollektives. In Brandenburg können für das Jahr 1989 Faktoren gebildet werden, welche die spezielle Belastungssituation in Ostdeutschland kennzeichnen. Die Verbrennung salzhaltiger Kohle führte zu Emissionen von „basischen“ Kationen. Ein weiterer Faktor ergibt sich aus kalkhaltigen Staubeinträgen aus der Kalk- und Zementherstellung. Anhand der Kombination von eingetragenen Stoffen können die dazu gehörigen Emittenten charakterisiert werden. Die in der vorliegenden Studie vorgenommene Regionalisierung mittels Variogrammen ermöglicht zudem die statistisch gesicherte räumliche Darstellung des Eintragungsgeschehens. Durch die flächenhafte Darstellung der Depositionstypen ist es möglich, auf der Ebene von Beständen Belastungen anzusprechen und deren Verursacher zu kategorisieren.

3.2 Stratifizierungseinheiten für die integrierende Auswertung bundesweiter Waldzustandsdaten

3.2.1 Verknüpfung Level I / Level II (Upscaling)

Depositionstypen

Ein wichtiges Ziel des Projektes war die Verknüpfung von Daten des Level I- und Level II-Programms des Forstlichen Umweltmonitorings. Wegen der dargelegten unterschiedlichen Ergebnisse der Modellansätze bei der Berechnung der Stoffeinträge ist die Zuordnung zwischen Level II-Daten und den auf Level I definierten Depositionstypen nicht anhand der ermittelten Diskriminanzfunktionen möglich. Daher wurde ein regionaler Ansatz der Verknüpfung angewandt. Bei diesem erfolgte die räumliche Zuordnung von Level II-Flächen zu den oben beschriebenen flächenhaft definierten Depositionstypen (Abb. 19).

Hierzu wurde über eine Punkt-Flächen-Verschneidung den Level II-Punkten der jeweilige Depositionstyp des umliegenden Gebietes zugeordnet. Das Verfahren eignet sich auch zur qualitativen Charakterisierung des Depositionsgeschehens an Standorten, an denen keine direkt erhobenen Daten zum Depositionsgeschehen vorliegen.

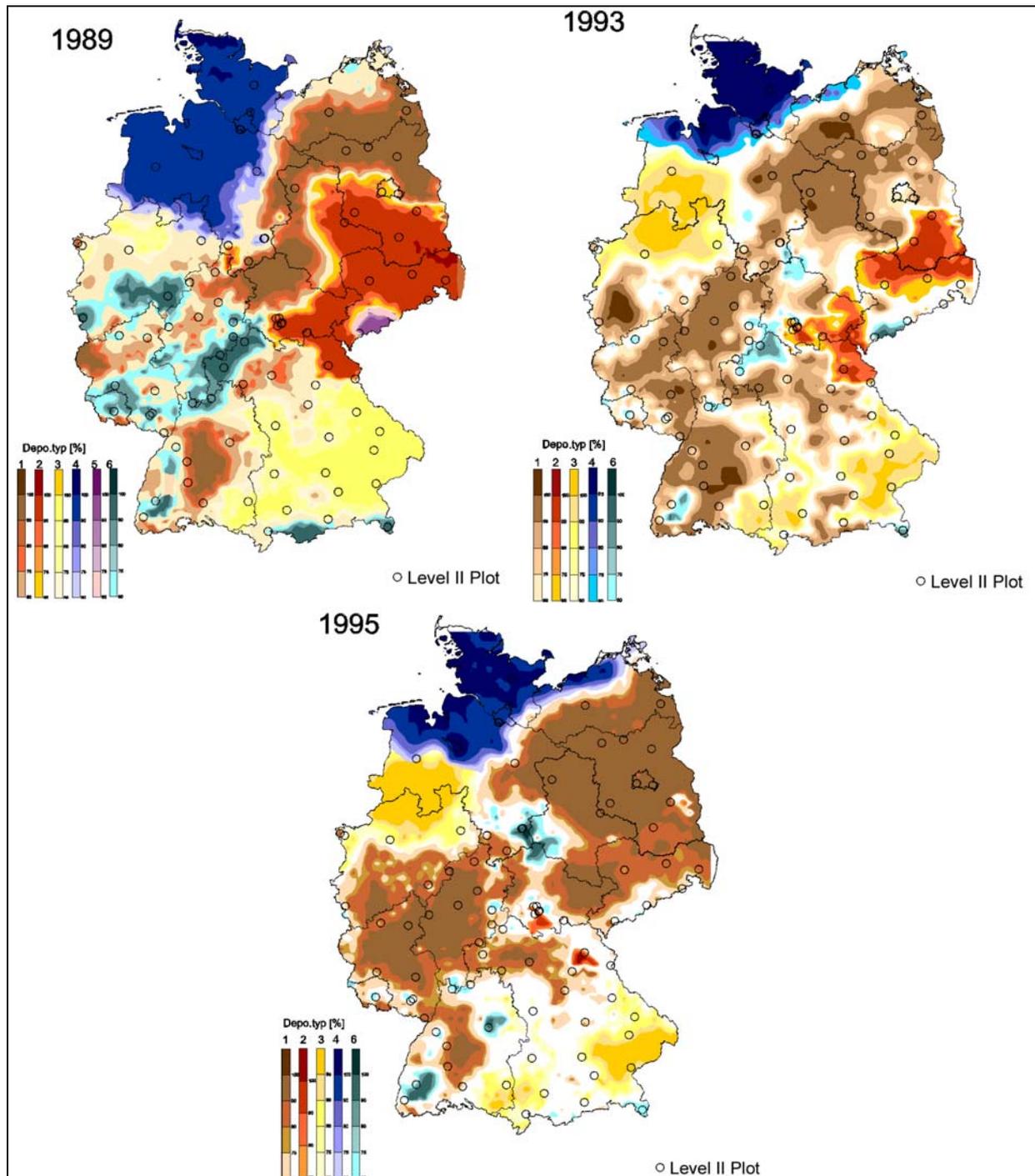


Abb.19 Zuordnung der Level II- Plots zu den Depositionstypen von 1989 bis 1995

Waldzustandstypen

Vorraussetzung für die angestrebte Verknüpfung von Level I und Level II ist die Vergleichbarkeit der Datengrundlage der beiden Netze. Die Klimazeitreihen sind in beiden Fällen vom PIK modelliert worden. Die Bodendaten sind innerhalb der bekannten Methodenunterschiede vergleichbar (KÖNIG & WOLFF 1993).

Allein die Depositionsraten stellen ein Problem dar (vgl. Kap.3.1.1). Die Berechnung der Waldzustandstypen auf Level I-Ebene fand in der zweiten Projektphase mit Depositionsraten des Jahres 1989 statt. Dieses Jahr wurde für Level II nicht berechnet. Die neue Datenreihe beginnt erst 1990, so dass für diese Übertragung keine identischen Jahre und Zeitreihen vorliegen. Daher soll bei der Interpretation der Ergebnisse auch geprüft werden, ob trotz der Schwierigkeiten eine Übertragung vorgenommen werden kann.

Auf der Grundlage, der in Kapitel 3.3.5 beschriebenen Diskriminanzfunktionen und der Ableitung von Waldzustandstypen können zunächst Diskriminanzwerte für Klima-Boden- und Depositionsstress berechnet werden. Jede Funktion besitzt einen Trennwert, der die Gruppen mit und ohne Stress abgrenzt. Es werden also für jeden Level II -Plot an dem vollständige Datensätze vorliegen (n=58), drei Diskriminanzwerte berechnet und das Stressrisiko zugeordnet (Tab. 10). Aus der Kombination der Zuordnung ergeben sich Waldzustandstypen, deren räumliche Verteilung in Abbildung 20 dargestellt ist.

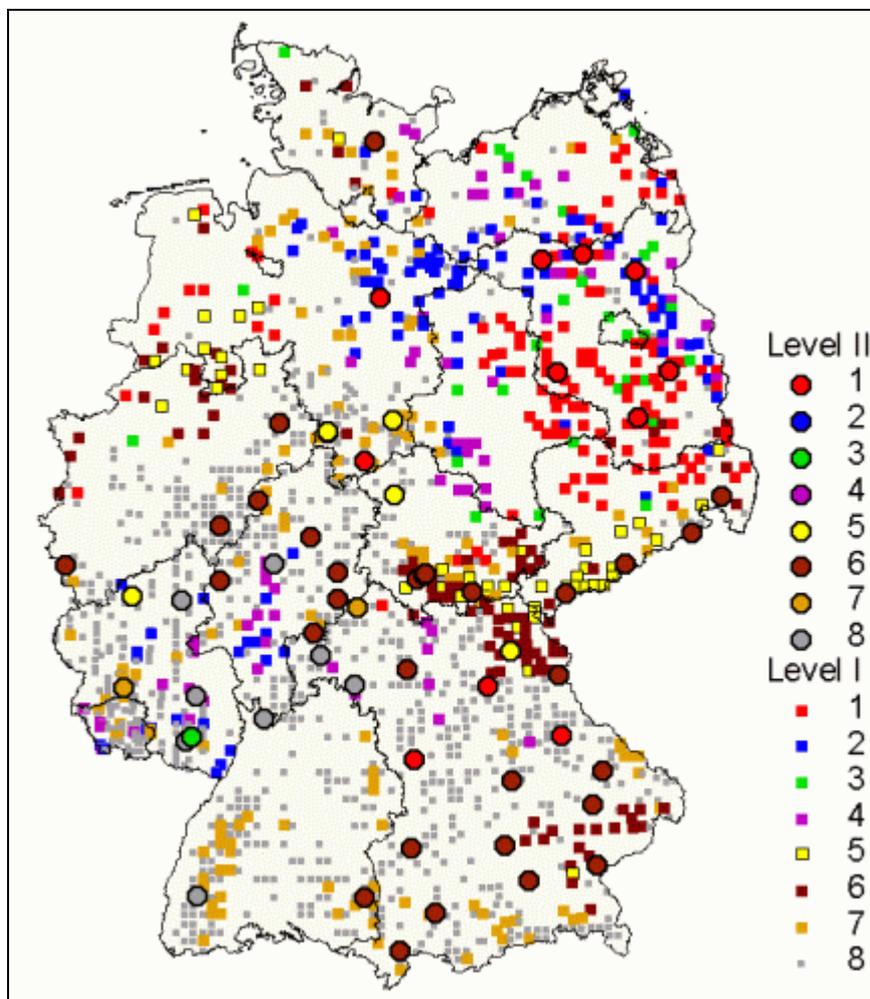


Abb.20 Waldzustandstypen der Level I und Level II Standorte (Erläuterungen zu den Typen vgl. Kap. 3.3.6)

Tab.10 : Häufigkeiten der Level I und Level II Standorte je Waldzustandstyp

WZT	Level I		Level II	
	n	%	n	%
1	128	8	11	19
2	112	7	0	0
3	29	2	1	2
4	70	4	0	0
5	47	3	5	9
6	103	6	30	52
7	155	10	3	5
8	951	60	8	14
gesamt	1595	100	58	100

An 11 Punkten tritt in bezug auf alle Faktoren ein erhöhtes Risiko gegenüber dem Kronenzustand auf (Waldzustandstyp 1). Insgesamt 30 Level II -Flächen weisen ein erhöhtes Risiko von Vitalitätsverlusten (SCHAD24) durch atmosphärische Einträge auf (Waldzustandstyp 6). Die Typen 3, 5 und 7, die auf Boden bedingten Stress hinweisen sind zu geringeren Anteilen vertreten. Immerhin 8 Standorte lassen sich dem Waldzustandstyp 8 zuordnen, der für ein geringes Risiko steht. Die räumliche Verteilung der Waldzustandstypen an Level II Standorten stimmt gut mit jener der BZE -Punkte überein. Auffällige Abweichungen gibt es im Raum Hessen, wo vermehrt Depositionsstress auftritt, obwohl die flächenhafte Darstellung (BZE-Stichprobe) ein insgesamt geringes Stressrisiko feststellt. Dies liegt an den höheren Depositionsraten des Jahres 1990 der neuen Zeitreihe.

Fazit: Für eine Übertragung (upscaling) der Befunde von Level II auf Level I müssten daher vollkommen neue Diskrimanzfunktionen, die für beide Netze gültig sind, berechnet werden.

3.2.2 Depositionstypen als Stratifizierungseinheiten

Im Rahmen der statistischen Auswertung des umfangreichen Datenmaterials aus den verschiedenen bundesweiten Inventuren (BZE, WSE) und Messnetzen (UBA, DWD) stellt sich die Frage nach geeigneten Stratifizierungseinheiten. Diese Befund- bzw. Auswerteeinheiten sind notwendig, da sich Zusammenhänge auf nationaler Ebene oft nur in regionalen oder inhaltlich homogenen Straten erkennen lassen.

Am Beispiel ausgewählter bodenkundlicher Kenngrößen wurde getestet, ob sich die Depositionstypen als Stratifizierungseinheit für deren integrierende Auswertung eignen. In einem ersten Schritt fand eine Einschränkung auf folgende Fragestellung statt: Welche Einflussfaktoren wirken sich auf den Säure-Basen-Status bzw. auf den Stickstoffhaushalt aus ?

Es wurde geprüft, ob sich die Mittelwerte der Bodenparameter zwischen den Depositionstypen unterscheiden. Um möglichst vergleichbare Standortsverhältnisse zu haben, wurden nur Fichtenstandorte der Substratgruppe 8 (intermediäre und saure Magmatite und Metamorphite) in die Analyse einbezogen (Abb. 21). Anhand von Box-Whisker-Plots werden die Unterschiede der Parameter Bodenreaktion (pH-

Wert_{0-10cm}, pH-Wert_{30-60cm}), Basensättigung (BS_{0-10cm}), Stickstoffvorrat (Nt_{Auflage}, Nt_{0-10cm}), Kohlenstoffvorrat (Corg_{Auflage}), C/N-Verhältnis, Auflagemenge untersucht. Zusätzlich geben die Darstellungen die Stratifizierung der Einträge an potentieller Säure und Stickstoff, die S/N-Verhältnisse sowie die Höhe ü. NN der Stichprobenpunkte wieder.

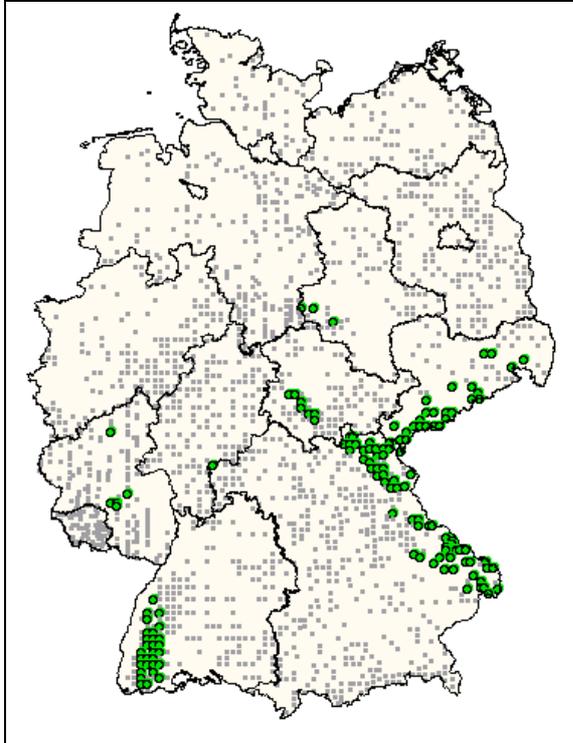


Abb.21 Kartogramm der für die Stratifizierung ausgewählten Fichtenbestände

Bodenreaktion

Wie die grafische Darstellung der Parameter mit Hilfe von Box-Whisker-Plots erkennen lässt (Abb.22), weisen insbesondere Depositionstyp 5 und in geringerem Maße Typ 2 der nicht seesalzkorrigierten Deposition niedrige pH-Werte im Oberboden auf (Abb. 22). Im Unterboden (ab 30-60 cm Tiefe) sind diese Unterschiede nicht mehr zu finden. Die genannten Depositionstypen sind durch hohe säurewirksame Einträge insbesondere durch Schwefel gekennzeichnet. Bei Depositionstyp 2 und 5 ist der Eintrag von Stickstoff gegenüber jenem von Schwefel eher gering. Kaum Unterschiede gibt es bei der Basensättigung. Diese befindet sich insgesamt aber auf sehr niedrigem Niveau. Eine Kohärenz zwischen den stratifizierten pH-Werten und der Höhe ü. NN ist nicht festzustellen; die Depositionstypen 2 bzw. 5 befinden sich im mittleren Höhenbereich.

Die Ausprägung der bodenkundlichen Merkmale legt die Vermutung nahe, dass säurewirksame Verbindungen zu einer Versauerung des Oberbodens geführt haben. Um zu klären, welche der oben genannten Parameter einen statistisch signifikanten Einfluss auf die Bodenreaktion besitzen, wurde eine multiple schrittweise Regressionsanalyse durchgeführt. Es zeigte sich hierbei, dass ausschließlich die säurewirksamen Einträge einen zwar geringen, aber hoch signifikanten Erklärungswert mit $r^2 = 0,29$ (Tab.11) für die Azidität im Oberboden haben. Auffällig ist,

dass die Residuen eine besonders geringe Standardabweichung für den Depositionstyp 5 aufweisen, d.h. dass das ermittelte Regressionsmodell für die Standorte dieses Typs besonders gut angepasst ist.

Fazit: Die Auswertung unterstützt die These, dass säurewirksame Einträge einen Einfluss auf die Bodenreaktion haben. Der geringe Erklärungswert belegt aber auch das komplexe Wirkungsgefüge, in dem noch andere nicht erfasste Parameter eine Rolle spielen dürften. Die Ergebnisse bestätigen die Notwendigkeit, Stratifizierungseinheiten für die Auswertung der bundesweiten Datensätze einzusetzen.

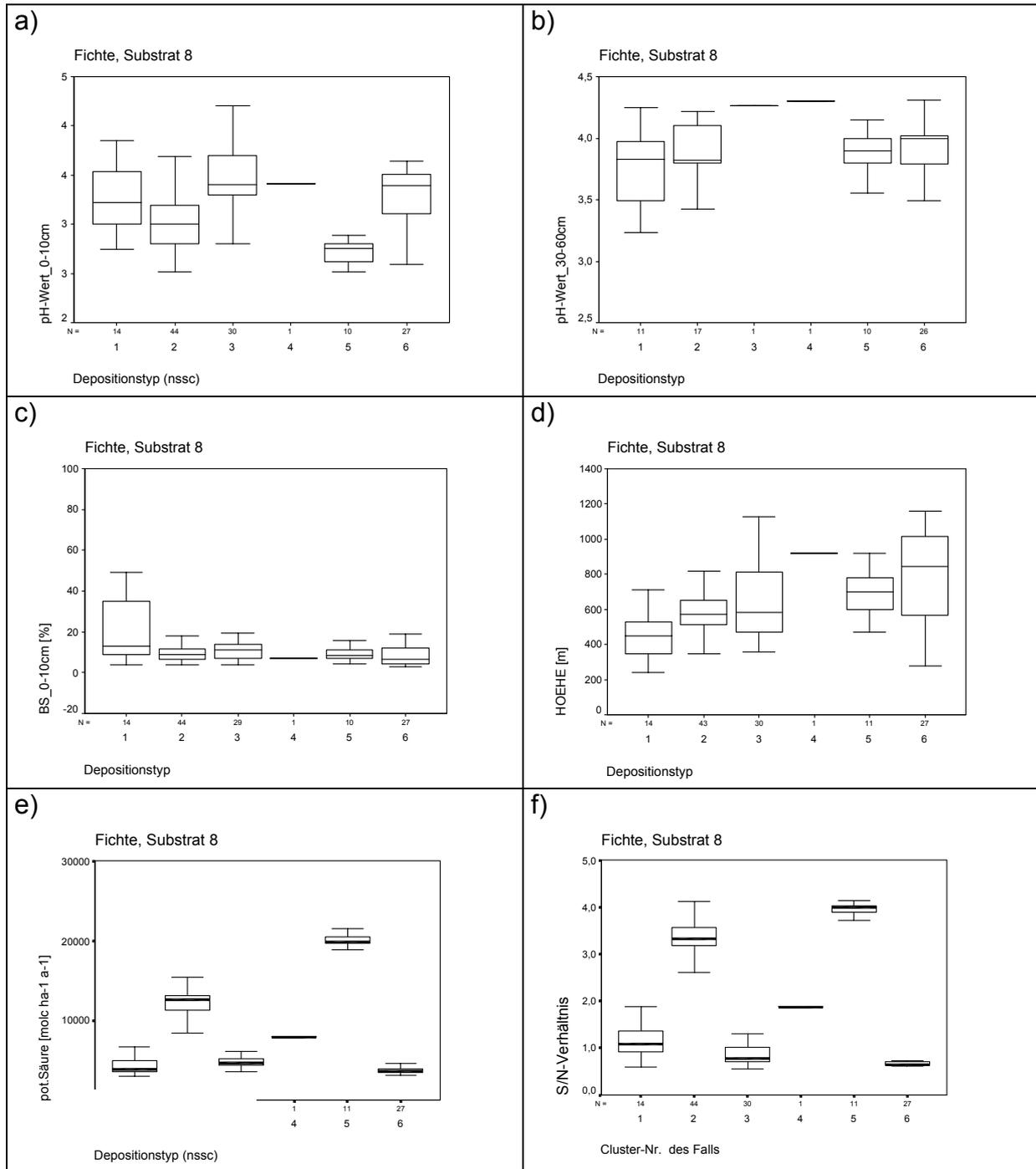


Abb.22 Box-Whisker Plots verschiedener Bodenkennwerte stratifiziert nach Depositionstypen (nicht seesalzkorrigiert)

Tab.11 : Ergebnis der Regressionsanalyse für die Bodenreaktion ($r^2 = 0,29$),
 POT.SAEU= potenzielle Säure, PHK_01 = pH-Werte(KCl) 0-10cm

Koeffizienten^a

Modell	Nicht standardisierte Koeffizienten		Standardisierte Koeffizienten	T	Signifikanz
	B	Standardfehler	Beta		
1 (Konstante)	3,518	,053		66,741	,000
POT.SAEU	-3,91E-05	,000	-,543	-7,197	,000

a. Abhängige Variable: PHK_01

Stickstoffvorrat

Bemerkenswert sind die hohen N-Vorräte in der Auflage des Depositionstyps 1 (seesalzkorrigierte Deposition), der sich darüber hinaus durch hohe Einträge an Stickstoff und potenzieller Säure auszeichnet (Abb.23). Die C-Vorräte in der Auflage und die Auflagemengen weisen diesen Trend in abgeschwächter Form auf. Im mineralischen Oberboden ist der Trend eher gegenläufig, d.h. die Vorräte sind bei Depositionstyp 1 am niedrigsten. Die C/N-Verhältnisse in der Auflage zeigen keine deutlichen Unterschiede zwischen den Depositionstypen.

Die multiple Regressionsanalyse spiegelt den Einfluss der Deposition nur in Teilen wider. Vor allem die Auflagemenge besitzt einen hohen Erklärungswert für den N-Vorrat in der Auflage. Der Stickstoffeintrag und hier insbesondere der Eintrag an oxidierten Stickstoffverbindungen erklärt zu wesentlich geringeren Anteilen als die Auflagemenge den N-Vorrat ($r^2 = 0,73$) (Tab.11).

Dieses Ergebnis legt die Vermutung nahe, dass sich auch die Säurewirksamkeit der Stickstoffeinträge bzw. deren Streuabbauhemmung auf die Auflagemengen auswirken könnte. Eine Hemmung des Streuabbaus aufgrund der Höhe über N.N. und somit niedrigerer Temperatur ist nicht nachzuweisen. Gleichzeitig ließ sich aber auch keine Beziehung zu potentiellen Säureeinträgen mittels Regressionsanalyse feststellen. In diesem Zusammenhang zeigen Untersuchungen aus Niedersachsen, dass bestimmte N-Verbindungen der atmosphärischen Deposition zu einer Hemmung des Streuabbaus führen können (MEIWES ET AL. 2002). Vermutlich lässt sich die Frage der Humus- bzw. Stickstoffakkumulation in der Auflage und deren Abhängigkeit von der atmosphärischen Deposition anhand der vorliegenden Daten nicht endgültig klären.

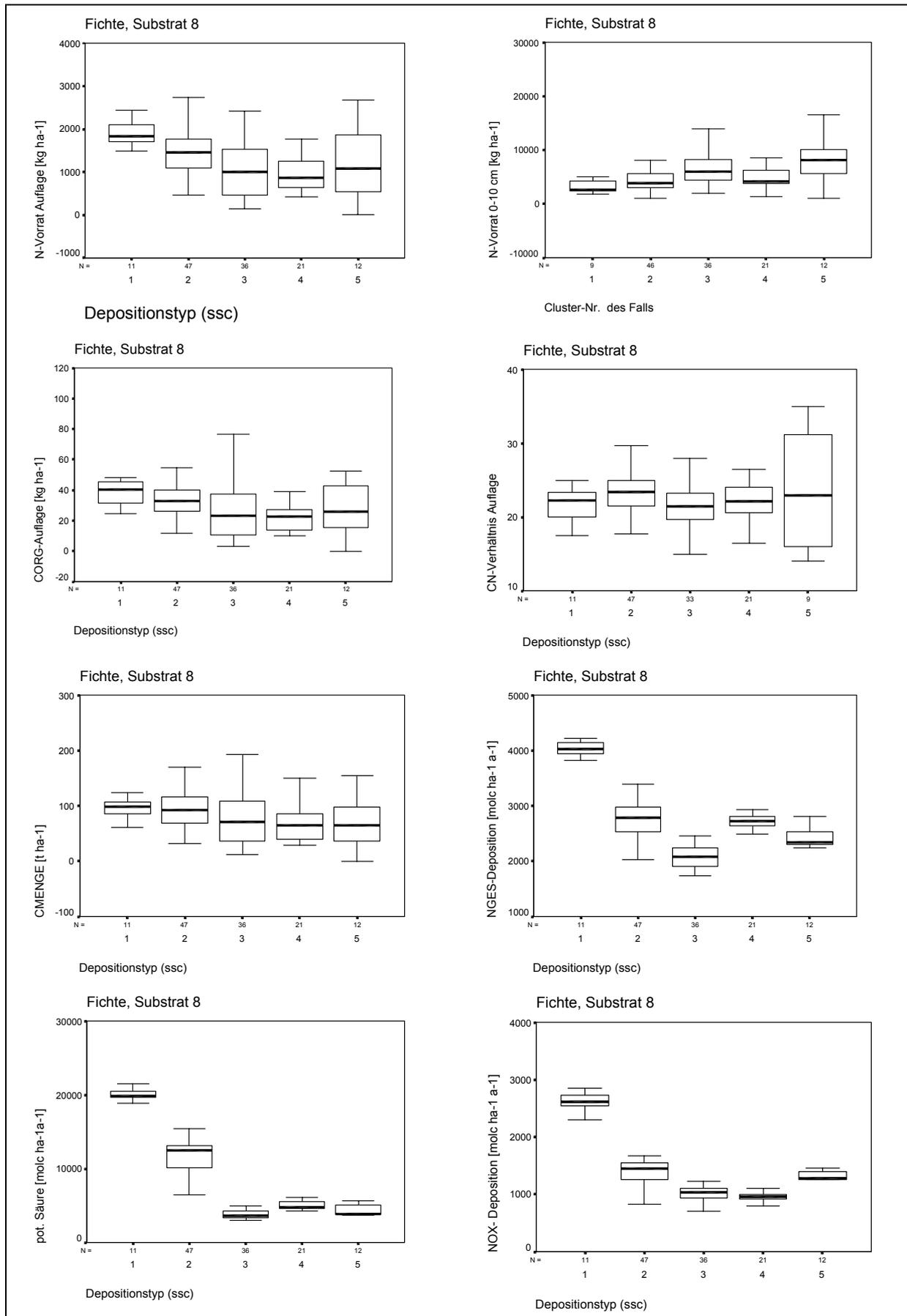


Abb.23 Box-Whisker Plots verschiedener Bodenkennwerte stratifiziert nach Depositionstypen (seesalzkorrigiert)

Tab.12 : Ergebnis der Regressionsanalyse für den Stickstoffvorrat in der Auflage ($r^2 = 0,73$); CMENGE = Auflagemenge, NOX = Eintrag NOx-N, NV_HU = Stickstoffvorrat in der Auflage

Koeffizienten ^a						
Modell		Nicht standardisierte Koeffizienten		Standardisierte Koeffizienten	T	Signifikanz
		B	Standardfehler	Beta		
1	(Konstante)	-81,095	106,544		-,761	,448
	CMENGE	12,121	,710	,809	17,071	,000
	NOX	,270	,069	,186	3,931	,000

a. Abhängige Variable: NV_HU

In einem weiteren Schritt wurde ein Regressionsmodell zur Erklärung der Stickstoffvorräte in der Auflage anhand der Auflagemengen berechnet ($r^2 = 0,68$) und anschließend die Residuen bestimmt. Diese Residuen stehen für über- bzw. unterdurchschnittliche Stickstoffmengen bei konstantem Auflagehumusvorrat und damit für den Stickstoffreichtum des jeweiligen Auflagenmaterials. Eine Gegenüberstellung dieser Residuen mit den oxidierten N-Einträgen zeigt, dass vor allem die Extremwerte des Depositionstyps 1 zur Erklärung der Stickstoffakkumulation in der Humusaufgabe beitragen (Abb. 24). Auf der Grundlage der Daten aller anderen Depositionstypen ist kein Zusammenhang erkennbar. Dieser Befund deckt sich mit den Untersuchungen zu Zusammenhängen zwischen Baumernährung und atmosphärischen Einträgen (WELLBROCK & RIEK 2001), wonach auch bei diesem Typ ausschließlich extrem hohe Eintragsraten einen nachweisbaren Einfluss aufweisen. Anhand von Depositionstypen lassen sich solche Extremeintragsituationen gut fassen.

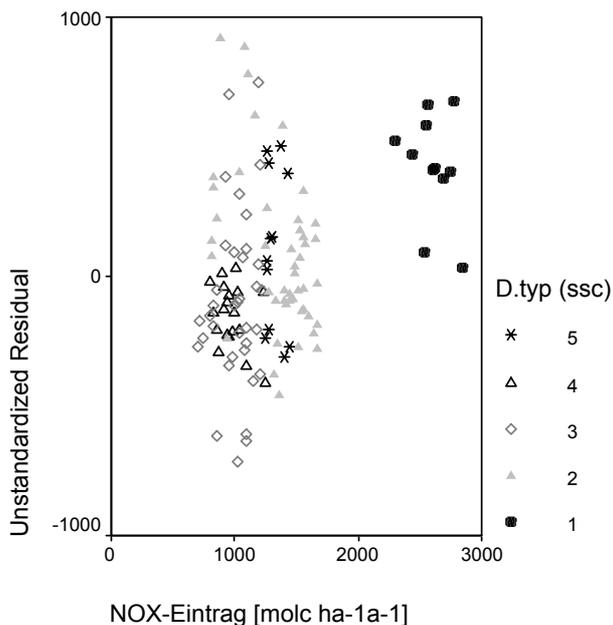


Abb.24 Beziehung zwischen Residuen der Funktion N-Vorrat=f(Auflagemenge) und NOx-Einträgen stratifiziert nach Depositionstyp

Fazit: Die statistischen Auswertungen zu Beziehungen zwischen Bodenkennwerten und Deposition an Fichtenbeständen - stratifiziert nach Depositionstypen - belegen den Einfluss von atmosphärischen Einträgen auf den Bodenzustand. Deutlich werden die Zusammenhänge vor allem bei den extremen Eintragungssituationen im Jahr 1989. Daher stellt sich die Frage, wie sich die Minderung von Säure- und Schwefeleinträgen durch Luftreinhaltemaßnahmen auf den Bodenzustand ausgewirkt hat. Diesbezüglich wird die angestrebte Wiederholung der Bodenzustandserhebung Auskunft geben können. Für die Auswertung der dann anfallenden Bodendaten erscheint die Verwendung von Depositionstypen als Stratifizierungseinheit sinnvoll.

3.2.3 Waldzustandstypen als Stratifizierungseinheiten

Neben der Ableitung von Maßnahmen auf der Grundlage von Waldzustandstypen, stellt sich auch die Frage, ob diese Gruppen geeignet sind, als Stratifizierungseinheiten für weitere Auswertungen herangezogen zu werden. Oft sind Zusammenhänge zwischen verschiedenen Parametern in der Gesamtstichprobe aufgrund der starken standörtlichen Unterschiede oder räumlichen Entfernung nicht erkennbar. Daher kann die Stratifizierung nach Waldzustandstypen helfen, ökosystemare Beziehungen zu darzustellen. Die gezeigten Streudiagramme sollen nicht der exakten Quantifizierung der Beziehungen dienen, sondern lediglich zum Erkennen grundsätzlicher Abhängigkeiten und Muster beitragen. Deshalb werden mit Ausnahme der Bestimmtheitsmaße keine Regressionsmodellparameter angegeben.

Die Untersuchung wurde für die Hauptbaumarten Kiefer und Fichte mit ausreichendem Stichprobenumfang durchgeführt. Es zeigt sich, dass baumartenabhängig Beziehungen darstellbar sind. So ergeben sich auf der Grundlage der stratifizierten Daten je nach Baumart in unterschiedlicher Ausprägung zum Teil enge plausible Beziehungen zwischen dem Kronenzustand (SCHAD24) und potenziellen Stresskenngrößen, wie Stickstoff- und Schwefeleintrag sowie Critical Load-Überschreitung. Zudem steigt mit sinkendem pH-Wert der Anteil stärker geschädigter Fichten und Kiefern. Dieser Zusammenhang ist bei der Kiefer besonders ausgeprägt, obwohl die Beziehungen bei Kiefer ansonsten weniger deutlich sind (Abb. 25).

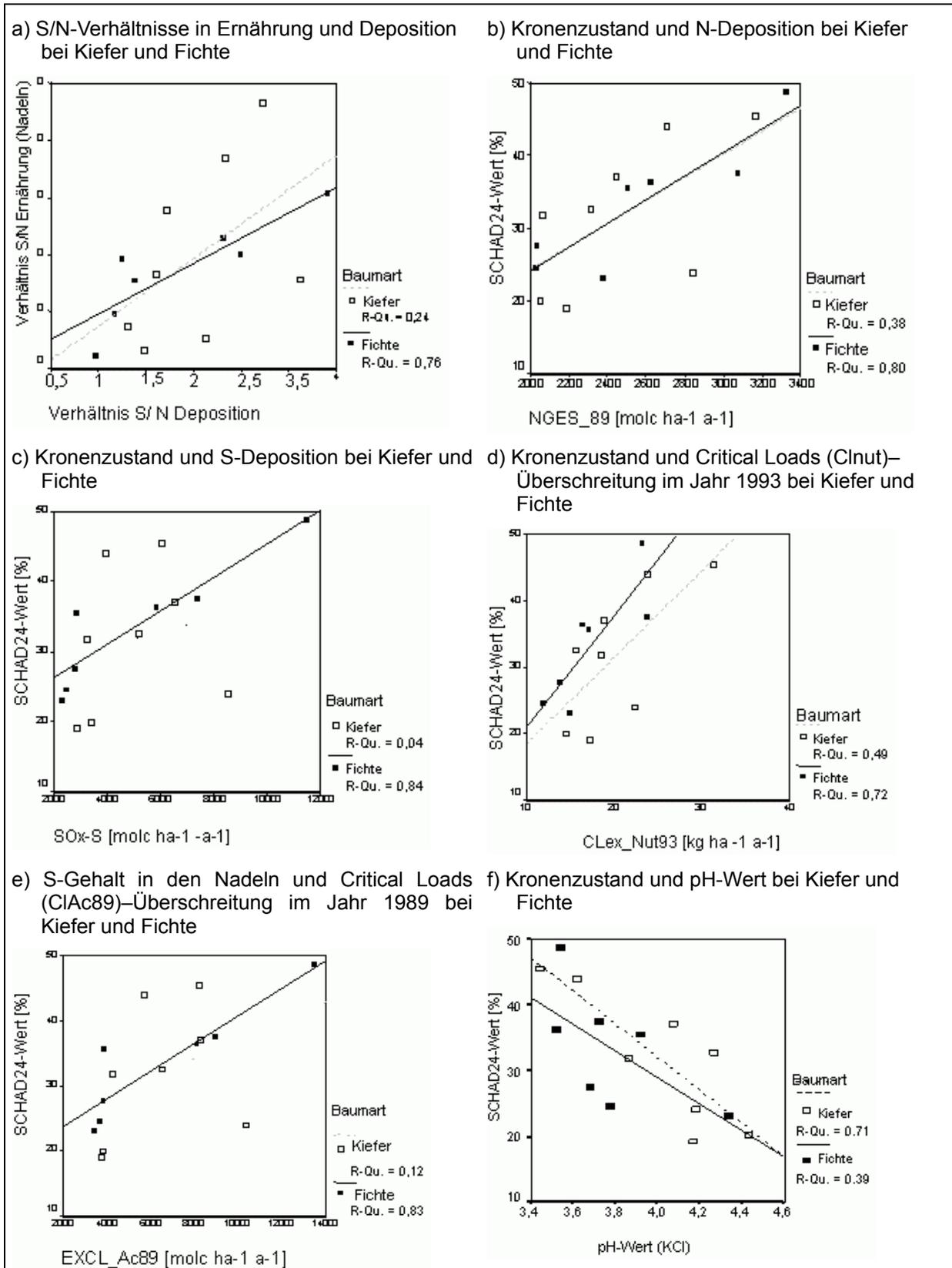


Abb.25 Streudiagramme von – nach Waldzustandstypen stratifizierten – BZE-Daten von Fichten- und Kieferstandorten

3.2.4 Erprobung der Stratifizierung anhand von Vegetationsdaten

Einführung

Sauer- bzw. eutrophierend wirkende Einträge führen zu einer Veränderung der Artenzusammensetzung aufgrund der sich verändernden Standortbedingungen. Indikatoren für Standortansprüche bzw. ökologisches Verhalten der Krautschicht sind die Zeigerwerte nach ELLENBERG ET AL. (1992). Insbesondere die Stickstoff- und Reaktionszahlen sind von Interesse für die vorliegende Untersuchung, da sie den Einfluss der Säure- bzw. Stickstoffdeposition wiedergeben könnten. Das ökologische Verhalten der Arten wird hierbei auf einer Skala von 1 bis 9 bewertet, wobei 1 das geringste und 9 das größte Ausmaß des betreffenden Faktors bedeutet. Im folgenden soll nicht nur der Einfluss einzelner Elemente bzw. Verbindungen der atmosphärischen Deposition beschrieben werden, sondern v.a. der Frage nachgegangen werden, ob bestimmte Eintragungssituationen im Zusammenhang mit der Artenzusammensetzung der Krautschicht stehen. Der folgende Abschnitt untersucht daher Beziehungen zwischen den ausgewiesenen Depositionstypen und mittleren Ellenbergzahlen. Da dem Projekt keine Vegetationsaufnahmen an den BZE-Standorten zur Verfügung stehen, wurden die folgenden Untersuchungen anhand von Level II Plots vorgenommen. Die Übertragung der Depositionstypen auf Level II Standorte wurden in Kap.3.1.1 vorgestellt. Die Berechnung der mittleren Zeigerwerte nach Ellenberg für jede Level II-Fläche wurde im Rahmen des Verbundprojektes IFOM von Dr. W. Seidling durchgeführt und dem vorliegenden Projekt zur Verfügung gestellt.

Ergebnisse

Insgesamt konnten 41 Standorte in die Analyse einbezogen werden. Davon gehören 10 zum Depositionstyp 3 mit hohen Stickstoffeinträgen und 28 Standorte zum Depositionstyp 6 mit eher geringen Einträgen (Abb.26a und 26b). Um eine ausreichende Anzahl an Untersuchungsflächen zur Verfügung zu haben, wurden weitere Analysen auf diese Standorte beschränkt.

Ein direkter Zusammenhang zwischen N-Deposition und Stickstoffzahl bzw. Säuredeposition und Reaktionszahl lässt sich nicht erkennen (Abb. 27a und 27b). Dies war bei dem unterschiedlichen Ausgangsmaterial (Spanne von basenarmen Sanden bis zu carbonathaltigem Festgestein) und der räumlichen Verteilung der Standorte sowie bei dem Upscaling-Verfahren der Depositionstypen über räumliche Zuordnung auch nicht zu erwarten. Es zeigen sich bei Kiefernbeständen aber deutliche Unterschiede zwischen den Depositionstypen bezüglich der Stickstoffzahl (Abb.28). Die Stichprobe ist aber sehr gering (n=8), so dass eine Übertragung der Befunde nur bedingt möglich ist. Bei anderen Untersuchungen im Rahmen des vorliegenden Projektes (Wellbrock et al. 2001) zeigte sich jedoch, dass die Kiefernbestände des BZE-Monitorings in räumlicher Nähe zu den hier untersuchten Level II-Flächen einen deutlichen Zusammenhang zwischen Ernährung der Nadeln, Stickstoffstatus des Bodens und N-Deposition aufweisen. Die basenarmen, sandigen Standorte in Nordwestdeutschland zeigen also eine Stickstoffsättigung an. Somit bestätigen die Befunde auf Level II-Ebene gut jene aus dem BZE-Netz.

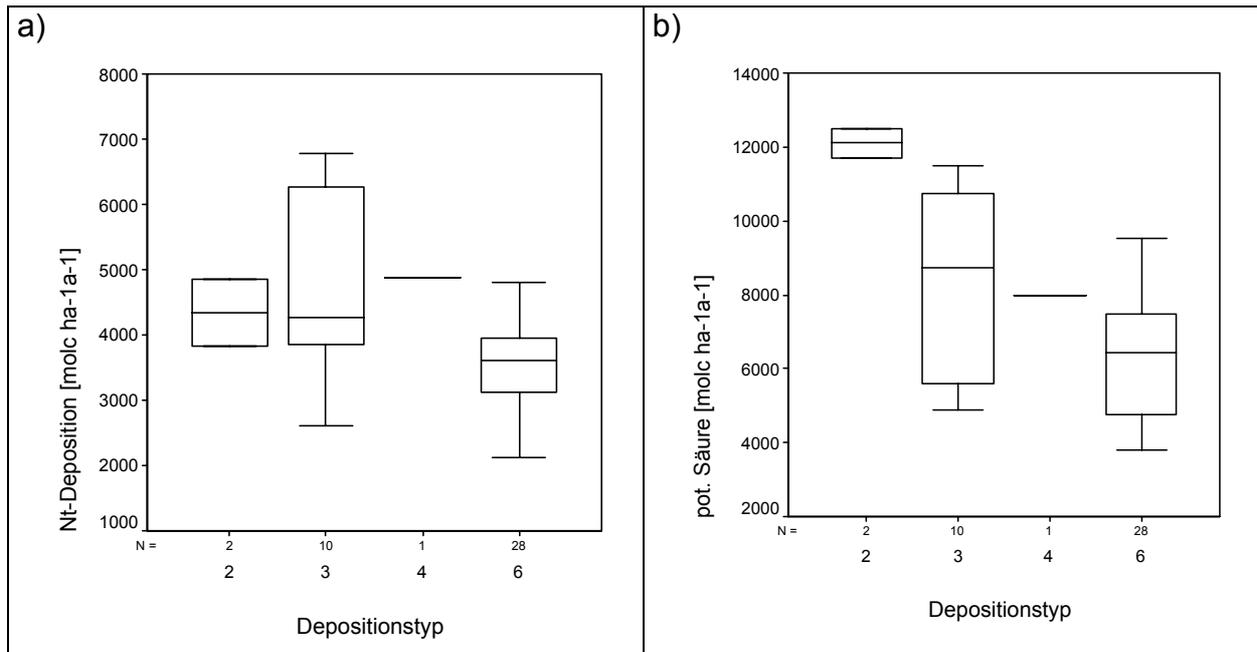


Abb.26 Box-Whisker-Plots: mittlere N-Deposition pro Depositionstyp (a) und mittlere potenzielle Säuredeposition (b)

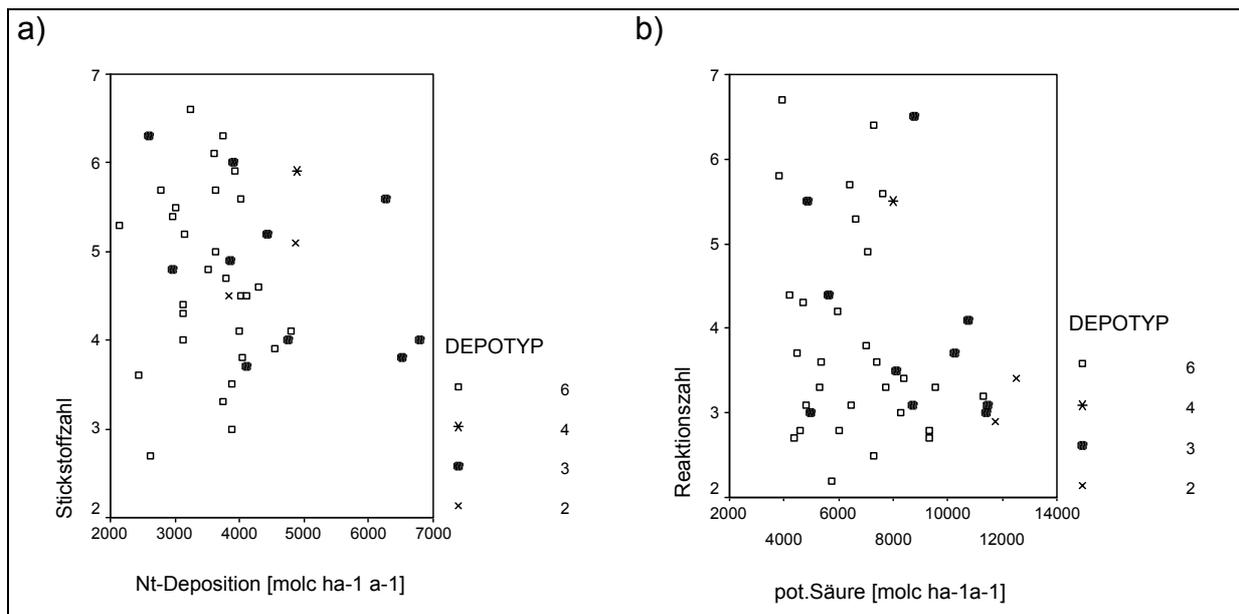


Abb.27 Zusammenhang zwischen Stickstoff-Deposition und Stickstoffzahl nach Ellenberg (a) und Säure-Deposition und Reaktionszahl nach Ellenberg (b)

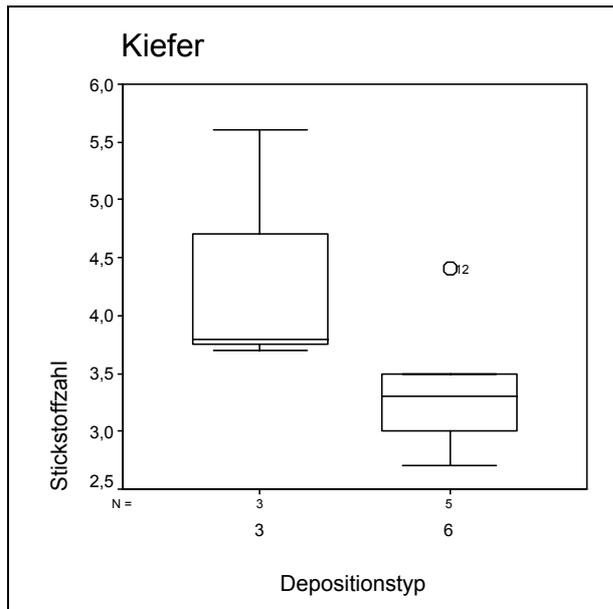


Abb.28 Box-Whisker-Plot der Verteilung der mittleren Stickstoffzahl

3.3 Ableitung von Maßnahmen anhand von Waldzustandstypen

3.3.1 Einführung

Ziele der Maßnahmen

Grundsätzlich ist das Ziel der hier vorgestellten Maßnahmen der Erhalt, die Sicherung und die Herstellung **nachhaltig vitaler** Waldökosysteme, die durch atmosphärische Einträge beeinflusst wurden.

Aus dem Vergleich des angestrebten Zieles mit dem vorgefundenen Ist-Zustand sowie der Feststellung der Ursachen der Abweichung zwischen Ist und Soll- Zustand, resultiert die Auswahl der vorgeschlagenen Maßnahmen. Welcher Soll-Zustand anzustreben ist, muss definiert werden. Dabei spielt der Zeithorizont, in dem die Maßnahmen vorgenommen werden sollen, eine wichtige Rolle. In der Literatur ist ein Zeitraum von 40 Jahren vorgeschlagen worden (NIEDERSÄCHSISCHE LANDESFORSTVERWALTUNG 2003), da in dieser Zeit Maßnahmen wirken und gleichzeitig Änderungen im gesellschaftlichem Kontext berücksichtigt werden können.

Die räumliche Ebene zur Ableitung von Maßnahmen im Rahmen der vorliegenden Studie sind die Waldzustandstypen. Die ausgewählten Indikatoren für eine Beurteilung des Waldzustandes sind auf betrieblicher oder lokaler Ebene nur bedingt geeignet. Im Rahmen des Projektes können daher forstbetriebliche Fragestellungen nicht geklärt werden. Hierzu müsste anhand von konkreten Betrieben die Eignung der Parameter auf den verschiedenen Maßstabsebenen getestet werden.

Zudem findet eine Beschränkung auf Risiken für die Vitalität statt, für die aus bundesweiten Erhebungen Indikatoren ableitbar sind (z.B. keine Schneebruchgefahr oder Insektenkalamitäten) und Risiken auf der Basis des Kennwerts SCHAD24 mittels der vorgestellten Diskriminanzfunktionen abgeleitet wurden (WELLBROCK et al. 2001).

Eine Einschränkung stellt die Tatsache dar, dass die Daten, mit deren Hilfe Belastungen charakterisiert wurden, aus dem Zeitraum 1989 bis 1993 stammen. Die aktuellen Belastungen durch sauer wirkende Einträge dürften deutlich geringer sein.

Da an über 90% bzw. 95 % aller Standorte in Deutschland die Critical Loads sowohl für eutrophierenden Stickstoff als auch säurewirksame Verbindungen überschritten werden, stellt sich die Frage, ob nicht generell die Luftreinhaltung oberstes Ziel sein sollte (NAGEL & GREGOR 1999). Diese Maßnahmen sind jedoch meistens multilateral abzustimmen, da Stoffe in der Atmosphäre dem Transport unterliegen, z.T. weite Strecken zwischen Emittent und Eintragsort zurücklegen können und folglich durch die Forstwirtschaft kaum zu steuern sind.

Im Fall von Schwefel und oxidierten Stickstoffeinträgen müssen europaweite Minderungsstrategien wirken. Die UN/ECE 2001 bzw. die Unterzeichnerstaaten haben zur Minderung von Emissionen von Schwefel und Stickstoff bis 2010 folgendes vereinbart: Schwefel soll um 63%, NO_x um 41% und NH_y um 17% gemindert werden. Mit Hilfe von Szenarioberechnungen kann auf der Grundlage der internationaler Minderungsziele der Luftreinhaltung die Wirksamkeit der Maßnahmen

geprüft werden (Kap. 3.4.1). In Bezug auf Stickstoffeinträge aus der Landwirtschaft ergibt sich die Möglichkeit, Vorranggebiete für die Luftreinhaltung zu definieren, da deren Emissionen kaum dem Ferntransport unterliegen.

Risiken für Wälder

Im folgenden werden die Risiken, denen Wälder ausgesetzt sind und deren Folgen für die Ökosysteme stichpunktartig aufgelistet:

Tab.13 : Risiken und Folgen für Waldökosysteme

<i>Risiko</i>	<i>Auswirkung</i>
Eutrophierung	N-Auswaschung N- Denitrifikation Vegetationsveränderungen Ernährungsmängel und –ungleichgewichte Anreicherung von leichtverfügbaren Stickstoffverbindungen in der Humusauflage aufgrund geringer biologischer Aktivität Änderungen im Zuwachsverhalten
Bodenversauerung	Beeinträchtigung der Mykorrhizafauna Basenauswaschung bzw. Verlust an ANC Al- Toxizität Ernährungsmängel und –ungleichgewichte Anreicherung von Stoffen in der Humusauflage aufgrund geringer biologischer Aktivität Veränderungen der Bodenfauna und –flora Änderungen im Zuwachsverhalten
Trockenstress	Änderungen im Zuwachsverhalten Gehemmte Aufnahme von Nährstoffen

In Phase II der integrierenden Auswertung bundesweiter Waldzustandsdaten wurden anhand multivariater Verfahren Risiken für die Vitalität definiert (WELLBROCK et al. 2001). Es wurden anhand der langfristigen Witterungsverläufe, atmosphärischen Einträge und des Bodenzustandes sogenannte abiotische Waldzustandstypen abgeleitet. Die Waldzustandstypen stellen multivariate Indikatoren für das Schadpotenzial dar. Die biotische Reaktion wurde hierbei über die Ernährungssituation und den Kronenzustand beurteilt (Wellbrock et al. 2001).

3.3.2 Literaturstudie zu Maßnahmen im Wald

Zielsetzung

Aufbauend auf den bisherigen Resultaten der integrierenden Auswertung wurden Maßnahmen zur Sanierung von Waldökosystemen bzw. zur Kompensation von anthropogen verursachten Schäden abgeleitet. Da zum Teil schon seit längerem verschiedene Sanierungsmaßnahmen in Wäldern durchgeführt werden, werden in der Literaturstudie Handlungsempfehlungen aus vorhandenen Untersuchungen diskutiert und hinsichtlich ihrer Übertragbarkeit bewertet. Kalkungen werden als eine bedeutende Maßnahme schon lange im Wald durchgeführt, daher liegt der Schwerpunkt der Studie auf diesem Thema. Aufgrund des umfangreichen Materials zum Thema Kalkung werden vor allem neuere Untersuchungen ab dem Jahr 1985 betrachtet. Als weitere Maßnahmen werden Luftreinhaltung und Waldumbau in die Literaturstudie einbezogen.

Kalkungen zur Bodenbehandlung

Im Laufe ihrer Entwicklung unterliegen Waldböden durch verschiedene ökosysteminterne und externe Protonenquellen einer natürlichen Versauerung (FEGGER et al. 2000). Seit Beginn der Industrialisierung, auch in der Landwirtschaft, hat die Bedeutung externer Protonenquellen zugenommen. Als Folge kam es zu einer beschleunigten Versauerung und Auswaschung kationischer Nährstoffelemente und mit dem pH-Rückgang zu einer ansteigenden Mobilität von Metallen in den Böden. Zusätzlich haben ungünstige Nutzungspraktiken wie z.B. Streunutzung und Waldweide diese Prozesse verstärkt. Über die nachhaltige Wirkung und geeignete Indikatoren für die Notwendigkeit von Kalkungsmaßnahmen ist in der Literatur z.T. kontrovers diskutiert worden (REFUESS 1995, 2000; FEGGER et al. 2000; EBERL et al. 2002).

Im Rahmen des Projektes werden weder gezielt wachstumsfördernde noch andere rein auf die Nutzung abzielende Bearbeitungsvarianten empfohlen. Es wurden hier nur Bodenschutz- oder Kompensationskalkungen betrachtet. Laut AID (1985) sollen mit einer Kompensationskalkung „Wirkungen saurer Niederschläge in den Böden vermieden oder bereits entstandene Nährelementverluste wieder ausgeglichen werden“. Schutzgut ist sowohl der Boden als auch die Bestockung. Kalkungsmaßnahmen ersetzen jedoch nicht die notwendigen Luftreinhaltmaßnahmen. Gleichzeitig soll die standörtliche Heterogenität erhalten bleiben, d.h. z.B. eine Kalkung sollte natürliche pH-Werte-Unterschiede nicht ausgleichen.

Zunächst soll die Frage geklärt werden, welche Art der Kalkung und Düngung für welche Ziele geeignet ist. SCHÜLER (1993) hat hierzu tabellarisch verschiedene Kalkungs- bzw. Düngungsmaßnahmen und ihre Ziele zusammengestellt (Tab14).

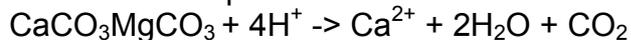
Tab.14 : Maßnahmen zur Melioration und Bodenschutz
(verändert nach SCHÜLER 1993):

<i>Bodenschutz (-kompensation)</i>	<i>Bodenrestauration</i>	<i>Bodenmelioration</i>
-Kompensationskalkung in schwach dosierten Mengen plus waldbauliche Stabilisierungsmaßnahmen	-Einbringung von basischen Substanzen in den Mineralboden mit Mengen, die der Basenneutralisationskapazität entsprechen, plus Walderneuerung	-Gezielte Düngung auch mit Neutralsalzen
-Kompensation der mit der Luftschadstoffbelastung verbundenen Säureeinträge -Unterstützung der biologischen Kreislaufsysteme -Vitalitätsförderung der Waldvegetation -als vorbeugender Sickerwasserschutz -Verbesserung der Lebensbedingungen für Bodenlebewesen und Baumwurzeln	- Restabilisierung von aufgeweiteten und teilweise zerstörten Tonmineralen - Vergrößerung der Austauschkapazitäten an der Bodenmatrix - Erhöhung der Basensättigung im Mineralboden - Stabilisierung von Waldökosystemen - Ermöglichung einer Waldverjüngung - Sanierung der Sickerwasser	-Ausgleich von Nährelementmängeln - Wachstumsförderung -Vitalitätsförderung der Waldvegetation

Art und Menge der Kalkung

Von verschiedenen Autoren (SCHÜLER 1996, SCHMIDT 1993) wurden die unterschiedenen Substanzen und Ausbringungsmöglichkeiten diskutiert. Die meisten Untersuchungen zeigen eine deutlich bessere und vor allem langfristige Wirkung von dolomithaltigen Gesteinsmehlen. Leichtlösliche Hütten- bzw. Branntkalke wurden wegen ihrer kurzfristigen und zumeist nur oberflächlichen Wirkung abgelehnt. Üblicherweise werden heutzutage 3 bis maximal 5 t kohlen-saure Magnesiumkalke pro Hektar ausgebracht.

Zur Neutralisation von Säureeinträgen sind je kmol H⁺ 0,25 kmol CaCO₃MgCO₃ (Dolomit) erforderlich, da gemäß folgender Reaktionsgleichung 1 kmol Dolomit 4 kmol Protonen puffert:



Zu bedenken ist, dass nicht 100 % der ausgebrachten Kalkmenge wirksam wird, sondern ein Teil mit dem Sickerwasser ausgewaschen wird.

Verschiedene Bundesländer haben Merkblätter als Entscheidungshilfe herausgeben. So hat z.B. der Freistaat Sachsen ein Handlungsschema zur Ableitung des Kalkungsbedarfs veröffentlicht (SÄCHSISCHE LANDESANSTALT FÜR FORSTEN 1995) Dieses Schema berücksichtigt das Klima, den Wasserhaushalt, ggf. chemische Bodeneigenschaften und die Bestockung.

Kriterien für die Kalkungswürdigkeit

Zur Ableitung von Maßnahmen vor Ort wurde früher vor allem der pH-Wert und die Basensättigung als Kriterium für die Kalkungswürdigkeit herangezogen. Zusätzlich können mittels Basenneutralisationskapazität (BNK) säureäquivalente Kalkmengen berechnet werden (ULRICH 1991). Hierzu wurden im Rahmen der forstlichen Standortserkundung an ausgewählten Weiserprofilen bodenchemische

Untersuchungen durchgeführt. Seit einiger Zeit bieten zudem die Ergebnisse der Bodenzustandserhebung und anderer Monitoringprogramme eine differenzierte Beurteilung der Standorte.

Zur Ableitung vorrangiger Maßnahmen auf Bundesebene, ist eine flächenhafte Übertragung der Befunde z.B. mit Hilfe der Waldzustandstypen notwendig. Eine abschließende Beurteilung, ob Standorte tatsächlich sanierungsbedürftig sind, kann nur lokal stattfinden. Die in dieser Studie vorgestellten Maßnahmen weisen dagegen vor allem Vorranggebiete aus.

Wirkung von Kalkungen auf Mykorrhizen und Feinwurzeln

GULDER (1998) befürwortet eine Pflanzlochkalkung bzw. -düngung bei der Neubegründung von Waldbeständen. Insgesamt ist der Autor jedoch der Meinung, dass die Kalkung eine einzelbestandsweise Diagnose voraussetzt. Als Entscheidungshilfe schlägt er die Standortskartierung vor.

RASPE et al. (1999) stellten anhand von 10jährigen Stoffhaushaltsuntersuchungen für den ARINUS-Standort Schluchsee fest, dass das Witterungsextrem "frühsommerliche Austrocknung des Oberbodens" eine Schlüsselrolle im Hinblick auf eine Hemmung des Feinwurzelswachstums und Störung des Mg-Kreislaufs hochmontaner Fichtenbestände hat. Zur Überprüfung dieser Hypothese wurden entsprechende Witterungsbedingungen im Freiland durch Trockendächer simuliert und das Feinwurzelswachstum mittels der Einwuchskern-Methode (engl. ingrowth core) untersucht. Die Untersuchungen wurden auf einer unbehandelten Kontrollfläche und einer praxisüblich mit 4 t ha^{-1} Dolomitmalk behandelten Fläche durchgeführt. Die dolomitische Kalkung führte zu einer Verflachung des Feinwurzelsystems. Sieben Jahre nach der Kalkausbringung ist in der organischen Auflage eine deutliche Zunahme und im oberen Mineralboden eine signifikante und kontinuierliche Abnahme der Feinwurzelsbiomasse zu erkennen. Hierdurch wird die Nährstoffaufnahme der Bäume beeinträchtigt, was auf Mg-Mangelstandorten zur akuten Nadelvergilbung führen kann. Auf der gekalkten Fläche war das Feinwurzelswachstum deutlich geringer als auf der ungekalkten Kontrollfläche. Die aufgrund der Verflachung des Feinwurzelsystems erwartete erhöhte Empfindlichkeit gegenüber Oberbodenaustrocknungen nach Kalkung konnte nicht bestätigt werden. Zu gegensätzlichen Ergebnissen kommt ASCHE (1994). Er konnte keine Verflachung des Feinwurzelsystems 7 bis 15 Jahre nach einer Kalkung feststellen. Andere Untersuchungen (KAUPENJOHANN 1995) fanden eine Zunahme der Feinwurzelsmasse im Mineralboden nach 25 bzw. 30 Jahren, wobei allerdings eine sehr hohe Kalkdosierung vorgenommen wurde. Zu ähnlichen Ergebnissen kommen SCHÄFFER et al. (2001). Die Autoren stellten eine Vertiefung des Wurzelraumes fest, wobei sie auch eine zeitlich und räumlich begrenzte Konzentration der Durchwurzelung nicht ausschließen.

Fazit 1: Es gibt keine einheitliche Meinung darüber, ob sich die Kalkung positiv auf Feinwurzelswachstum bzw. -verteilung auswirken.

Wirkung von Kalkungen auf das Wachstum und Kronenzustand

DEROME & PÄTILA (1990) konnten in Finnland eine schnelle Erhöhung der Basensättigung, pH-Werte und der mikrobiellen Aktivität im Oberboden nach praxisüblicher Dolomitmalkung feststellen. Zudem fand eine Zunahme der organischen Substanz in der Auflage statt. Langfristig waren die Auswirkung bei Kiefer (*Pinus sylvestris*) und Fichte (*Picea abies* (L.) Karst) unterschiedlich. Auf feuchteren Standorten stockende Fichten zeigten eine Abnahme des Zuwachses, da sich das Wurzelsystem nicht so schnell anpassen konnte und die Waldbäume somit

bei der Konkurrenz um Nährstoffe mit der Vegetation unterliegen. Die Kiefern zeigten langfristig keine Reaktion. Auch HÜTTL & SCHNEIDER (1998) konnten nicht unbedingt positive Effekte auf das Wachstum oder die Baumvitalität feststellen. KILIAN (1998) fand nur bei jüngeren Beständen eine Zuwachsreaktion, die er auf die Bodenbearbeitung zurückführte.

SCHMITT (1993) stellt zwar eine Zunahme der Mg-Gehalte in den Nadeln von Fichtenbeständen in Rheinland-Pfalz fest, eine klare Vitalitätssteigerung anhand des Kronenzustandes blieb aber aus. In Niedersachsen konnte eine geringere Vergilbung an Fichtenbeständen im Vergleich zu ungekalkten Flächen aufgrund der besseren Mg-Versorgung festgestellt werden.

Fazit 2: Kalkungsmaßnahmen müssen nicht unbedingt zu einer Verbesserung des Kronenzustandes oder des Zuwachses führen.

Kurzfristige Auswirkungen auf die Waldbodenvegetation

WERNER (1995) stellte eine Zunahme der Biomasse von Draht-Schmiele (*Avenella flexuosa*) auf einem sauren Fichtenstandort fest. Zudem veränderte sich das Artenspektrum zu Gunsten nitrophiler Arten. LAMMERSDORF et al. (1998) beobachteten auf einer gekalkten Fläche nach Lochhieb eine schnelle Besiedlung mit Krautschichtarten, wobei vor allem Schlagflurarten in den ersten 5 Jahren nach Bearbeitung zu finden waren. Auch SCHMIDT et al. (1995) stellten fest, dass die Artenzahlen der Vegetation sich auf den gekalkten Flächen seit dem ersten bis zum 6. Jahr deutlich erhöhen. Zwei Jahre nach der Kalkung/Düngung kündigte sich eine Veränderung und Ruderalisierung der Vegetationszusammensetzung an. Stickstoffzeiger wie Brennessel (*Urtica dioica*), Himbeere (*Rubus idaeus*) und Nabelmiere (*Moehringia trinerva*) breiteten sich aus (SEIDLING 1990).

Langfristige Wirkung auf Waldbodenvegetation

SCHMIDT (1992) beschreibt den Einfluss von Kalkungsmaßnahmen auf die Waldbodenvegetation von Fichtenbeständen in Niedersachsen. Der Autor gibt dabei zu bedenken, dass Kalkungsversuche oftmals in Zusammenhang mit Bodenbearbeitung, Auflichtung bei Naturverjüngung und zusätzlicher Düngung vorgenommen werden, so dass eine Beurteilung der Auswirkung auf die Krautschicht stets im Kontext mit allen anderen Maßnahmen gesehen werden muss. Zudem werden die Veränderungen oft schon nach wenigen Jahren bewertet. Die Artenzahlen der Vegetation erhöhten sich auf den gekalkten Flächen vom ersten bis zum 6. Jahr deutlich. Dabei nahm vor allem der Anteil nitrophiler Ruderalarten zu. Langfristige Untersuchungen von SCHMIDT (1995) zeigen, dass rund vierzig Jahre nach einer Behandlung mit Branntkalk, die der heutigen Bodenschutzkalkung gleicht, ein eindeutiger Einfluss auf die Waldbodenvegetation kaum noch zu erkennen ist. Im Gegensatz dazu zeigen mit grobkörnigem Dolomitmalk bearbeitete Flächen eine Zunahme mit anspruchsvolleren Waldarten. Schmidt stimmt einer Kalkung zu, wenn langsame lösliche Kalke verwendet werden.

Fazit 3: Die meisten Untersuchungen zeigen eine auch langfristig anhaltende Zunahme der Artenzahlen der Krautschicht nach Kalkungsmaßnahmen. Zumeist waren diese Arten jedoch nicht standortgerecht.

Kurzfristige Auswirkung auf den Bodenzustand

HUBER (1996) hat im Höglwald auf verschiedenen Fichtenflächen Kalkungsversuche mit Dolomit durchgeführt. Folgende Ergebnisse können festgestellt werden:

a) pH-Wert –Erhöhung der Kalkung beschränkt sich auf den Oberboden

- b) Erhöhung der Ca, Mg und Al-Konzentrationen im Sickerwasser
- c) Veränderung der Humusmorphologie und Förderung des Humusabbaus.
- d) Verlagerung von Schwermetallen
- f) Erhöhung der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser

Eine praxisübliche Kalkung und Kaliumdüngung in den Berliner Forsten führte bis 1988 zu einem maximalen pH-Wert in der Humusaufgabe von pH 6.6, der aber bis 1998 auf pH 5.4 zurückging. Auch im A_{eh} -Horizont ließ sich eine pH-Erhöhung nachweisen. Gleichzeitig kam es zu einer deutlichen Verdrängung des Aluminiums von den Kationenaustauscherplätzen, vornehmlich durch das zugeführte Kalzium und in geringem Maße auch durch Magnesium und Kalium.

In der Bodenlösung aus 50 cm Tiefe kam es nach der Kalkung zu einem raschen Anstieg der Ca-, Mg- und K-Konzentrationen, der auch noch 14 Jahre nach der Kalkung auf einem niedrigeren Niveau bei allen drei Elementen anhält. Auch die NO_3^- -Konzentrationen waren unmittelbar nach der Kalkung signifikant erhöht, lagen aber 1999 nur noch geringfügig über den Werten der Kontrollparzelle. Nach einem Anstieg der pH-Werte in der Bodenlösung nimmt die Kalkwirkung langsam ab und pendelt sich auf die Ausgangswerte ein.

BLOCK (1995a und 1995b) stellte ebenfalls 4 Jahre nach einer sehr hohen Dolomitausbringung erhöhte Mg- und Sulfatausträge mit dem Sickerwasser in Rheinland-Pfalz fest. Eine Erhöhung der pH-Werte wurde nur in der Auflage deutlich. Auf keinem Standort konnte eine Erhöhung der Nitrat austräge beobachtet werden. Beim Aluminium dürfte eine schwache Entlastung bewirkt worden sein. Insgesamt stellt der Autor eine geringfügige Verbesserung der Stabilität von Waldökosystemen fest. VALEUR (2000) stellte in Skandinavien kurz nach der Kalkung eine Zunahme der S-Netto-Mineralisation fest.

FEGER et al. (2001) stellen in den ersten Jahren nach der Dolomitzkalkung folgendes an ihren Untersuchungsstandorten in Baden-Württemberg fest:

- a) Nitratkonzentrationen im Sickerwasser waren deutlich erhöht
- b) Erhöhung der NH_4Cl extrahierbaren Mg^{2+} - und Ca^{2+} -Gehalte in der Auflage und 0-10 cm Bodentiefe.

Fazit 4: Die Untersuchungen wenige Jahre nach Kalkung zeigen deutlich eine pH-Wert- Erhöhung, Zunahme der Basensättigung im Oberboden und Humusabbau in dessen Folge Nitrat ausgewaschen wurde. Zudem nahm vor allem die Mg-Konzentration im Sickerwasser zu.

Langfristige Auswirkung auf den Bodenzustand

Die langfristigen Auswirkungen, d.h. mindestens 10 Jahre nach Ausbringung des Kalks, auf den Bodenzustand werden sehr unterschiedlich beurteilt. Die Probleme bei der Beurteilung sind zum einen die unterschiedlichen Standorteigenschaften und zum anderen die uneinheitliche Dosis und Art des Kalkes. Zudem sind zumeist nur Basensättigung und pH-Werte und in einigen Fällen Elementvorräte verglichen worden. Neuere Arbeiten (NILSSON et al. 2000) beschäftigen sich dagegen auch mit der biologischen Aktivität nach Bearbeitung.

PRIETZEL et al. (1996) stellten fest, dass die Nachhaltigkeit der Kalkungsmaßnahme stark vom Standort (Klima, Bodenwasserhaushalt, Puffer- und Kationenspeicherleistung, Pflanzenaufnahme, N-Haushalt) und von den Säureeinträgen abhängt. Die Ausbringung von dolomitischem Kalk in Kiefernbeständen mit hoher S-Belastung hat noch nach 30 Jahren eine positive Auswirkung auf den Säurestatus (BS, pH-Wert) der Böden gezeigt. Auch MEIWES & MINDRUP (1998) haben auf Kalkungs- und P-Düngungsflächen in der Lüneburger

Heide nach 40 Jahren eine Erhöhung der pH-Werte und Basensättigung im Oberboden beobachtet. Der Gehalt an mikrobiellem Kohlenstoff und Stickstoff hatte sich in der Auflage erhöht. Der Ernährungsstatus der Bäume wurde nicht untersucht. MATZNER (1985) konnte eine Verbesserung des Ca/Al-Verhältnisses in der Bodenlösung von Buchen- und Fichtenbeständen im Solling nach 14 Jahren feststellen. Höhere N-Verluste mit dem Sickerwasser konnte er nicht mehr messen. Vor allem im Oberboden zeigten Nadelanalysen eine Zunahme der Ca- und Mg-Gehalte in den Nadeln. Gleichzeitig wurden geringere K-Gehalte angetroffen. Die Gefahr von K-Mangel aufgrund des Ca-/K-Antagonismus ist möglich.

FEGER et al. (2000) konnten acht Jahre nach der Kalkung ebenfalls keine „dramatischen Auswirkungen“ auf die Zusammensetzung des Sickerwassers erkennen. Die anfänglich hohen Nitratkonzentrationen sind nur noch an wenigen Terminen im Jahr erhöht; liegen aber immer noch über jenen der Vergleichsfläche. Eine Erhöhung der NH₄Cl extrahierbaren Mg²⁺- und Ca²⁺-Gehalte in der Auflage und 0-10 cm Bodentiefe konnte festgestellt werden. Aufgrund des Abbaus bzw. der Umverteilung der Humusvorräte kam es in den gekalkten Auflagen zu geringeren C-, N-, und S-Gehalten. Außerdem stellten die Autoren fest, dass die Auswirkungen auf mikrobielle Biomasse und Aktivität standörtlich außerordentlich differenziert sind und sie vor allem von der Dauer der unmittelbaren Kalkwirkung (pH-Effekt) abhängen.

Dass es Auswirkungen auf die Humusqualität und die mikrobielle Biomasse gibt, belegen Untersuchungen von NILSSON et al. (2000). Sie konnten erhöhte C-Mineralisationsraten der organischen Substanz in der Auflage im Labor feststellen. Die N- und C-Vorräte im Boden insgesamt hatten sich - genauso wie ihre Verteilung in den Horizonten - hingegen kaum verändert. Die Auswaschung von DOC in der Auflage und dem A-Horizont war deutlich auf der gekalkten Variante erhöht. Ob gemeinsam mit dem DOC auch Sulfat langfristig ausgetragen wird, hängt von den Standortsbedingungen ab (VALEUR 2000). Zu gegenteiligen Ergebnissen kommen SCHÄFFER et al. (2001) anhand von Untersuchungen an Fichtenbeständen in Südwestdeutschland. Sie stellten auf gekalkten Flächen eine Verlagerung der N-Vorräte in den Mineralboden fest.

Die Untersuchungen von MARSCHNER (1990) in den Berliner Forsten zeigen deutlich die regionalen Unterschiede in den Effekten. Für den Autor ist „jede Kalkung [...] auch mit massiven Eingriffen in den Boden verbunden, die neben den beabsichtigten Verbesserungen auch ungewollte Begleiteffekte nach sich ziehen können.“ Dazu zählt die Erhöhung der Mineralisierungsleistung nach Anregung der mikrobiellen Aktivität, mit der Folge von Nährstofffreisetzung und -verlusten. Weitere sind Humusabbau, Mobilisierung von Schwermetallen und zunehmende Ruderalisierung der Fauna und Flora. In der Bodenlösung aus 50 cm Tiefe kam es nach der Kalkung zu einem raschen Anstieg der Ca-, Mg- und K-Konzentrationen, der auch noch 14 Jahre nach der Kalkung auf einem niedrigeren Niveau bei allen drei Elementen anhält. Auch die NO₃-Konzentrationen waren unmittelbar nach der Kalkung signifikant erhöht, lagen aber 1999 nur noch geringfügig über den Werten der Kontrollparzelle. Nach einem Anstieg der pH-Werte in der Bodenlösung nimmt die Kalkwirkung langsam ab und pendelt sich auf die Ausgangswerte ein. Trotzdem ist ein Trend zur Konzentrationsabnahme bei säurelöslichen Elementen (z.B. Al, Mn, Zn und Cd) in der Bodenlösung zu erkennen.

Auch DOHLEN (1999) berichtet von erhöhten Stoffausträgen auf einer gekalkten Fläche. „Die Mehrausträge von NO₃-N, SO₄-S, K und Al sind eindeutig Maßnahmeneffekte, allerdings stammt nur das K direkt aus dem zugeführten Dünger, da die kumulativen SO₄-S-Mehrausträge von rund 170 kg ha⁻¹ die mit dem Dünger

zugeführten Mengen von 20 kg/ha weit übersteigen. Dies ist ein Indiz für einen anhaltenden Humusabbau, der auch 1998 noch nicht abgeschlossen war.“

Fazit 5: Trotz der unterschiedlichen Ergebnisse der Untersuchungen zeigt es sich doch deutlich, dass der pH-Wert und die Basensättigung durch Kalkung verbessert werden konnten. Welche Effekte auf die Humusqualität eintreten, hängt von der Dauer des Kalkungseffektes und somit vor allem von den Standorteigenschaften (AKE, Klima, atmosphärische Einträge) und der Kalkungsart ab. Die zunächst auftretende erhöhte Nitratauswaschung nimmt in den meisten Fällen ab.

Wirkung auf den Ernährungszustand

Laut FEGER et al. (2000) kann die Bestandesernährung der Fichte langfristig durch Ausbringen von Dolomit positiv verändert werden. Trotzdem wird, bedingt durch die beobachtete Verflachung des Feinwurzelsystems, möglicherweise über Jahrzehnte hinweg eine Verbesserung der Bestandesstabilität nicht erreicht (RASPE 1998).

SCHMIDT & WILD (1995) stellen hingegen eine deutliche Verbesserung bei der Mg-Ernährung von Eichenbeständen nach Kalkung fest. Bei Ca ist nur eine geringe Veränderung festzustellen. Die Kaliumversorgung wird aufgrund des Ionenantagonismus schlechter. Eine Steigerung der Chlorophyllgehalte konnte nicht festgestellt werden. Fichtenbestände zeigten ähnliche Ergebnisse mit Ausnahme von Kalium, das keine Auswirkung der Kalkung erkennen ließ. Untersuchungen aus Niedersachsen belegen diese Ergebnisse (EBERL et al. 2002). Auch hier konnte bei Fichtenbeständen eine Verbesserung der Mg-Versorgung festgestellt werden.

Auch KILIAN (1989) kann eine positive Wirkung von diagnostischer Blattdüngung mittels Blattdünger oder Harnstoff und Bodendüngung mit Patentkali bei gering vergilbten Fichten festgestellt. Stark vergilbte Bäume zeigten hingegen keine Reaktion. Eine mit Granulat durchgeführte Bodendüngung führte zu einer besseren N- und K-Versorgung. Calcium und Magnesium reagierten kaum. Die Standorte hatten vorher K-Mangel.

Untersuchungen in Ostbayern zeigten zudem, dass der Ernährungszustand der Waldbäume natürlichen jährlichen Schwankungen unterliegt und die Bewertung des Zustandes von diesen Schwankungen überlagert werden kann (ZOLLNER 1995). Außerdem verhalten sich die Bäume individuell. Wie zu erwarten, weisen besser versorgte Bäume kaum eine Steigerung der Nährgehalte nach Düngung auf, schlechter versorgte hingegen schon.

Fazit 6: Entscheidend für die Verbesserung des Ernährungszustandes scheint die Ausgangssituation zu sein. Mg-Mangel kann durchaus durch Kalkung verringert werden. Die Gefahr von Elementmangel durch Ionenantagonismus ist aber durchaus gegeben.

Sonderstandorte

Nährstoffreiche Standorte, z.B. Auenböden, Löss, kalkhaltige Fluss- und Bachstandorte, basische Vulkangesteine und ehemalige Ackerböden, sind Sonderstandorte. Tritt auf diesen Standorten in den obersten Bodenschichten bereits eine leichte Versauerung auf, so ist dem durch waldbauliche Maßnahmen wie z.B. dem Umbau von Nadelbeständen in laubbaumreiche Bestände zu begegnen (REHFUESS 2000). Laut FEGER et al. (2000) sollten stickstoffgesättigte Standorte mit hoher biologischer Aktivität und hohen Stickstoffeinträgen nicht gekalkt werden.

Konzepte zur standortsbezogenen Kalkung

Konsens herrscht darüber, dass Nutzen und Risiken der Kalkung standortsbezogen abgeschätzt werden müssen (ZOLLNER 1995, FEGER et al. 2001, SCHÜLER 1996, REHFUESS 2000). Durch Kalkung können nachweislich irreversible Schäden an den Tonmineralen stark versauerter Böden verhindert werden. Damit erhält die Kalkung die Funktionsfähigkeit des Bodens aufrecht (VEERHOFF 1992; BRÜMMER et al. 1996). In Rheinland-Pfalz wird seit einige Jahren das Konzept der standortdifferenzierten Waldkalkung verfolgt (SCHÜLER 1996). Dort werden Waldkalkungsmaßnahmen gemeinsam mit stabilisierenden waldbaulichen Maßnahmen als eine wesentliche Komponente des Bodenschutzes angesehen. Das Konzept sieht vor, je nach Ausgangssituation und vorherrschender Baumart Bodenschutzmaßnahmen wie Kalkungen den natürlichen Abläufen im Bestand und im Boden anzupassen. In anderen Bundesländern, wie z.B. Brandenburg, werden Kalkungen nur im Zusammenhang mit Waldumbaumaßnahmen durchgeführt. Demnach sollten "Kalkungen derzeit nur in Verbindung mit der Laubholzförderung bei ungünstigen Basenzuständen erwogen werden. Für pauschalisierte großflächige Kalkungen oder Neutralsalzdüngungen ohne Beachtung des Standortes wird momentan kein Bedarf gesehen" (LANDESFORSTANSTALT EBERSWALDE 2001). Auch Sachsen (SÄCHSISCHE LANDESANSTALT FÜR FORSTEN 1995) und Niedersachsen geben in ihren Merkblättern zur Bodenschutzkalkung standortspezifische Handlungsanweisungen als Entscheidungshilfe.

GULDER (1998) sieht in diesem Zusammenhang die Standortkartierung in Kombination mit chemischen Analysen als sinnvolles Instrument der forstlichen Planung an. REHFUESS (2000) bezieht die atmosphärischen Einträge in die Bewertung der Kalkungsbedürftigkeit von Standorten ein: „Im übrigen gilt es herauszufinden, auf welchen Bodenformen in Abhängigkeit vom Depositionstyp auf die Kalkung überhaupt verzichtet und eine langfristige Melioration des Oberbodens allein durch den Übergang zu laubbaum- und tannenreichen Mischbestockungen erzielt werden kann.“ FEGER et al. (2000) folgern aus ihren Untersuchungen, dass auf Standorten mit hoher biologischer Aktivität und gleichzeitig hoher N-Deposition aus Sicht des vorsorgenden Bodenschutzes eine Kalkung unterbleiben sollte.

WENDT & SCHMIDT (2000) schließen aus ihren Arbeiten zu Veränderungen der Vegetation in Kiefernforsten: „Aus Sicht des Naturschutzes wäre es von Vorteil, wenn bei den Flächen, die für eine Kalkung vorgesehen sind, eine gleichmäßige Verteilung der auszubringenden Kalkmengen bewusst nicht gefordert wird, damit in den Wäldern kleinflächig ungekalkte oder wenig gekalkte Rückzugsgebiete für kalkmeidende Arten erhalten bleiben.“

REHFUESS (2000) stellt eine Handlungsanweisung auf, zu welchem Zweck an welchen Standorten gekalkt werden sollte. Auf Böden mit hohen Humus- und Stickstoffvorräten und relativ günstigen Humusformen, wo die N-Versorgung der Bestände gut ist und deshalb Nitratverluste zu befürchten sind, kommt der Einsatz von Mg-Sulfat in Frage. Diese Empfehlung gilt insbesondere dann, wenn bei höheren Ton- und Fe-Al-Oxidgehalten im Unterboden damit zu rechnen ist, dass zugeführtes Sulfat weitgehend ausgefällt wird. Der Verzicht auf carbonatische Düngung ist in diesem Fall ratsam, weil Kalkung auf all jenen Standorten die Nitrifikation beschleunigt und die Nitratauswaschung verstärkt, welche schon zuvor Nitrat in der Bodenlösung führen und deshalb mit Stickstoff gut ernährte Bestände tragen.

Stark saure Böden mit ungünstigem, inaktiven Auflagehumus und schwacher N-Versorgung der Bestockung können dagegen mit dolomitischen Kalken gedüngt werden; denn hier ist eine pH-Erhöhung erwünscht, und es ist damit zu rechnen,

dass der vermehrt freigesetzte Stickstoff von der Bestockung aufgenommen und so eine Nitratauswaschung vermieden wird.

Auf Standorten, auf denen sowohl Nitrat nach Kalkung als auch Sulfat mobil sind und in größeren Mengen ausgewaschen zu werden drohen, z.B. Böden aus oxidarmen Sandgestein in niederschlagsreichen Regionen, kann auf das ökologisch besonders günstige, obschon teure Ausbringen von feinst vermahlenem, Mg-silikatreichem Gesteinsmehl zurückgegriffen werden (v.WILPERT & LUKES 2003).

Das sächsische Merkblatt zur Bodenschutzkalkung schlägt eine dreigeteilte Vorgehensweise bei der Auswahl kalkungsbedürftiger Standorte vor. Zunächst werden die Waldfunktionen betrachtet. Diejenige Standorte, die besonderen Naturschutzziele unterliegen, sollen nicht gekalkt werden. Als nächster Schritt werden Flächen, die keiner dieser Funktion vorbehalten sind anhand der Standortverhältnisse (Klima, Wasserhaushalt, Grundwasserstand, bodenchemische Daten, Trophie, Humusform) bezüglich ihrer Kalkungsbedürftigkeit geprüft. Als letzter Punkt werden die Bestockungsverhältnisse anhand von Baumart, Kronenschluss und Wuchsklassen untersucht.

In Niedersachsen wird zur Zeit ein Konzept erstellt, das neben den standörtlichen Gegebenheit auch versucht, atmosphärische Einträge bei der Ermittlung des Kalkungsbedarf zu berücksichtigen mit dem Ziel, die standörtliche Heterogenität zu wahren (EBERL et al. 2002).

Zusammenfassung der Literaturstudie „Kalkungsmaßnahmen“

Die dargestellten Untersuchungen zeigen deutlich, dass die Auswirkungen der Kalkungsmaßnahmen vom Zeitraum, der bis zur Untersuchung vergangen ist, aber auch von den standörtlichen Ausgangsbedingungen und dem ausgebrachten Material abhängt. Die Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

1. Trotz der unterschiedlichen Ergebnisse der Untersuchungen zeigt es sich doch deutlich, dass der pH-Wert und die Basensättigung durch Kalkung verbessert werden können. Dadurch werden irreversible Schäden durch Säureeinwirkung an Tonmineralen verhindert. So trägt die Kalkung zur Erhaltung der Funktionsfähigkeit der Böden bei.
2. Welche Effekte auf die Humusqualität eintreten, hängt von der Dauer des Kalkungseffektes und vor allem von den Standorteigenschaften (AKe, Klima, atmosphärische Einträge) und der Kalkungsart ab. Die zunächst auftretende erhöhte Nitratauswaschung nimmt in den meisten Fällen ab.
3. Kalkungsmaßnahmen müssen nicht unbedingt zu einer Verbesserung des Kronenzustandes oder einer Erhöhung des Zuwachses führen.
4. Entscheidend für die Verbesserung des Ernährungszustandes scheint die Ausgangssituation zu sein. Mg-Mangel kann durch Kalkung verringert werden. Durch Ionenantagonismen ist aber auch eine Gefahr von Elementmangel gegeben.
5. Es gibt keine einheitliche Meinung darüber, ob sich die Kalkung positiv auf Feinwurzelwachstum bzw. -verteilung auswirkt.
6. Die meisten Untersuchungen zeigen eine auch langfristig anhaltende Zunahme der Artenzahlen nach Kalkungsmaßnahmen.

Kalkung kann in vielen Fällen sinnvoll sein, solange Luftreinhaltemaßnahmen nicht greifen. Es müssen aber stets Risiken und Nutzen gegeneinander abgewogen werden. Bei mittels Nadel- bzw. Blattanalysen festgestelltem Nährelementmangel oder -ungleichgewicht können zusätzlich gezielte Düngungsmaßnahmen zielführend sein. Die Ausbringung sollte möglichst kleinflächig sein und sich nach dem neuesten Stand der Technik richten. Ergänzend können Waldumbaumaßnahmen durchgeführt werden.

Waldumbau/ -entwicklung

Die meisten Bundesländer haben Waldumbau bzw. -entwicklungsprogramme initiiert mit dem Ziel naturnähere standortgerechte Bestände zu fördern, so z.B. das LÖWE-Programm in Niedersachsen (NIEDERSÄCHSISCHE LANDESFORSTVERWALTUNG 2003) Auf der Grundlage von Betriebsziel- oder Waldentwicklungstypen werden die vorhandenen Wälder in möglichst naturnahe Bestockungen überführt. Dabei sollen sowohl ökologische als auch betriebliche Rahmenbedingungen berücksichtigt werden. Begründet wird dies zumeist damit, dass „naturnahe Wälder [sind] weniger empfindlich gegenüber Belastungen sind, wenn sie eine hohe innere Stabilität aufweisen, eine dem Standort angepasste Arten- und Strukturvielfalt besitzen und auf Böden wachsen, die in der Lage sind säurehaltige Einträge abzupuffern. Dies sind in aller Regel Wälder, die den natürlichen Waldgesellschaften ähnlich sind. Ziel der Berliner Forsten und der Landesforstverwaltung Brandenburg ist es beispielsweise standortgerechte, naturnahe und produktive Wälder zu erhalten, zu entwickeln und unter Bewahrung der ökologischen und ökonomischen Nachhaltigkeit mit naturnahen Methoden zu bewirtschaften (SENATSVORWALTUNG BERLIN 2002).“ Auch in Österreich ist „zu vermuten, dass diese Anfälligkeit [gegenüber atmosphärischen Einträgen] nicht nur auf außergewöhnliche Belastungen des Waldes zurückzuführen ist, sondern auch mit einer eingeschränkten Belastbarkeit des Waldes einhergeht. Ursächlich dürfe dies mit der Baumartenzusammensetzung und der Struktur der derzeitigen Bestockung in Zusammenhang stehen“ (MOSANDL 1998).

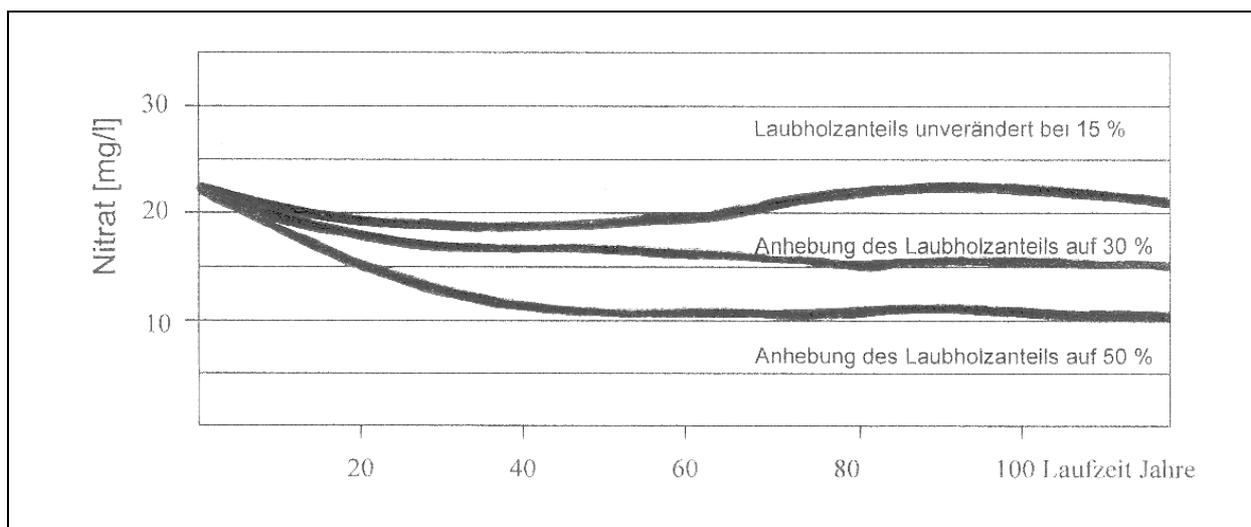


Abb.29 Abhängigkeit der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser vom Laubholzanteil (nach ROTHE 1996)

ROTHE (1996) ist der Meinung, dass auf vielen Standorten ein Bestockungswechsel wie von Fichte zu Buche Kalkungsmaßnahmen ersetzen bzw. überflüssig machen kann. Der Autor hat Szenarioberechnung für verschiedene

Baumartenzusammensetzungen und Verjüngungsverfahren bezüglich der Stickstoffausträge untersucht und kommt zu der Aussage, dass Laubbäume gegenüber den vormals stockenden Fichten geringere Auswaschungsraten aufweisen (Abb.29). In Bezug auf das Verjüngungsverfahren zeigt das Femel-/ und Saumschlagverfahren in Kombination mit Immissionsminderung die geringsten N-Austräge. Eine Nutzungsaufgabe würde in diesem Zusammenhang zu höheren Austrägen mit dem Sickerwasser führen.

Gebiete, die lange Zeit einer hohen Immissionsbelastung ausgesetzt waren, sollten bei einer Neubegründung gekalkt werden. So geht BARTELT (1999) davon aus, dass Fichtenbestände im Erzgebirge, die infolge von SO₂-Immissionen fast abgestorben sind, nur mit Hilfe von Meliorationsmaßnahmen in Mischbestände überführt werden können. Es zeigt sich also, dass Kalkung und Waldumbau teilweise zusammengehören.

Auch die Standortseigenschaften der Böden können positiv durch Umbaumaßnahmen beeinflusst werden. So beschreiben SCHÄFER et al. (2001) für nordostdeutsche Kieferbestände eine Veränderung der Wasserspeicherkapazität: „Für die Wasserspeicherung in Sandböden ist maßgeblich der Gehalt an organischer Bodensubstanz von Relevanz, die primär in den Humusaufgaben und dem humosen Mineralboden gespeichert ist. Da die forstliche Bewirtschaftung direkt den Humushaushalt beeinflusst, hat sie signifikante Auswirkungen auf die Wasserspeicherkapazität. Ein Umbau von Kiefer auf Buche führte zu einer Abnahme der Humusmenge und gleichzeitig fand eine Veränderung der Humuseigenschaften statt. Es wurde eine Zunahme des Benetzungswiderstandes festgestellt, die sich positiv auswirken könnte.“

Auch die Art des Ernteverfahrens zeigt deutliche Auswirkungen auf den Stoffhaushalt, so konnte KATZENSTEINER (2000) dramatische Effekte auf den Stoffhaushalt nach Kahlschlag belegen. Durch Nutzung von Stammholz mit Rinde wurde beinahe ein Viertel an Kalium entzogen, bei Phosphor 10 %, Stickstoff 5 %. Außerdem kam es zu einer starken Auswaschung von Kalium und Stickstoff innerhalb von 2 Jahren. EGLI et al. (1997) stellen Ähnliches fest. Ihre Untersuchungen zeigen, dass die Waldbewirtschaftung Nährstoffumsetzungen und damit die Bodenversauerung mitbestimmen. Vor allem die intensive Biomassenutzung durch Streunutzung und Vollbaumnutzung ist aufgrund des hohen Kationenentzuges mit stark erhöhtem Versauerungsraten verbunden. RADEMACHER et al. (2001) konnten anhand von Nutzungsszenarien zeigen, dass vor allem Ca und Mg durch forstliche Bewirtschaftung schwächerer Standorte in einem Maß entzogen werden, dass dies durch die Nachlieferung aus Verwitterung und wurzelerreichbaren Nährstoffreserven langfristig nicht mehr ausgeglichen werden können.

Fazit: Eine schonende Ernte des Holzes mit Verbleib von Rinde und Feinästen im Bestand scheint sich auf den Stoffhaushalt und damit auf die Nährstoffversorgung positiv auszuwirken. Standortgerechte, naturnahe und strukturreiche Wälder sind belastbarer.

Luftreinhaltung

Erhöhte atmosphärische Einträge vor allem an Schwefel und Stickstoff haben in den letzten Jahrzehnten zu z.T. deutlichen Veränderungen der Waldökosysteme geführt. Zu diesen indirekten Auswirkungen gehören insbesondere Versauerung und Eutrophierung der betroffenen Standorte. Mögliche sichtbare, direkte Schäden aufgrund von verschiedenen Schadstoffen sind in nachfolgender Tabelle zusammengefasst.

Tab.15 : Mögliche Wirkungen auftretenden Schadstoffe auf Pflanzen
(SENATSVERWALTUNG BERLIN 2002)

<i>Schadstoff</i>	<i>Wirkung</i>
Schwefeldioxid (SO ₂)	Chlorosen, Nekrosen, Wachstumsdepressionen, Beeinträchtigung der Reproduktion
Stickoxide (NO, NO ₂)	Chlorosen, Nekrosen, Wachstums- & Qualitätsverluste
Ozon (O ₃)	Chlorosen, Nekrosen, Frostanfälligkeit, Wachstumsdepressionen
Cadmium (Cd)	Chlorosen, Nekrosen, Wachstumsdepressionen
Blei (Pb)	Hemmung des Wachstums, Ertragsminderung, gestörtes Wurzelwachstum
Fluoride (F), Chloride (Cl)	Nekrosen, Akkumulation als Indikation
Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), Polychlorierte Biphenyle (PCB)	Akkumulation als Indikation
Leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe (LCKW)	Nadelschäden bei Koniferen
Dioxine/Furane (PCCD/PCCF)	Akkumulation als Indikation

Verschiedene weltweite Übereinkommen über weiträumige, grenzüberschreitende Luftverunreinigungen wie die „Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (UN/ECE-CLRTAP)“ und nachgeordnete deutsche Verordnungen (TA Luft) zur Luftreinhaltung haben zu einer deutlichen Minderung der Schwefeleinträge seit den achtziger Jahren geführt. Bei Stickstoff sieht die Situation anders aus. Hier verbleiben die Einträge seit Jahren auf hohem Niveau. Insbesondere Einträge, die landwirtschaftlicher Aktivität entstammen, nehmen nicht ab. Daher ist das Ziel der Bundesregierung die Senkung der Emissionen aus der Landwirtschaft (BMVEL 2000). Die BRD verfolgt einen ganzheitlichen Ansatz, um von der Landwirtschaft ausgehende Umweltbelastungen zu vermindern. Ansatzpunkte zur Verringerung der landwirtschaftlichen Stickstoffemissionen aus Ammoniak sind unter anderem a) die Weiterentwicklung und Umsetzung der Technik z.B. bei der Gülleausbringung, b) die Verringerung der Nutztierdichte, c) biologischer Landbau sowie d) die verstärkte Beratung von Landwirten.

Entwicklung der atmosphärischen Deposition

Die atmosphärischen Einträge unterlagen in den letzten Jahrzehnten einer deutlichen Veränderung (Abb. 30 - 31). Die Betrachtung der Zeitreihen von 1989 bis 2000 ermöglicht es einerseits zurückliegende Belastungssituationen und andererseits mögliche Entlastungen mit zu berücksichtigen. Im Auftrag des Umweltbundesamtes werden daher Zeitreihen wesentlicher Depositionsparameter erstellt. Auf deren Grundlage lassen sich standortspezifisch die Überschreitungen der kritischen Belastungsschwellen (Critical Loads) für die BRD modellieren und dadurch Abschätzungen für notwendige Minderungen der Schadstoffemissionen treffen (UBA 1996, Nagel et al. 1999, BOLTE & WOLFF 2001).

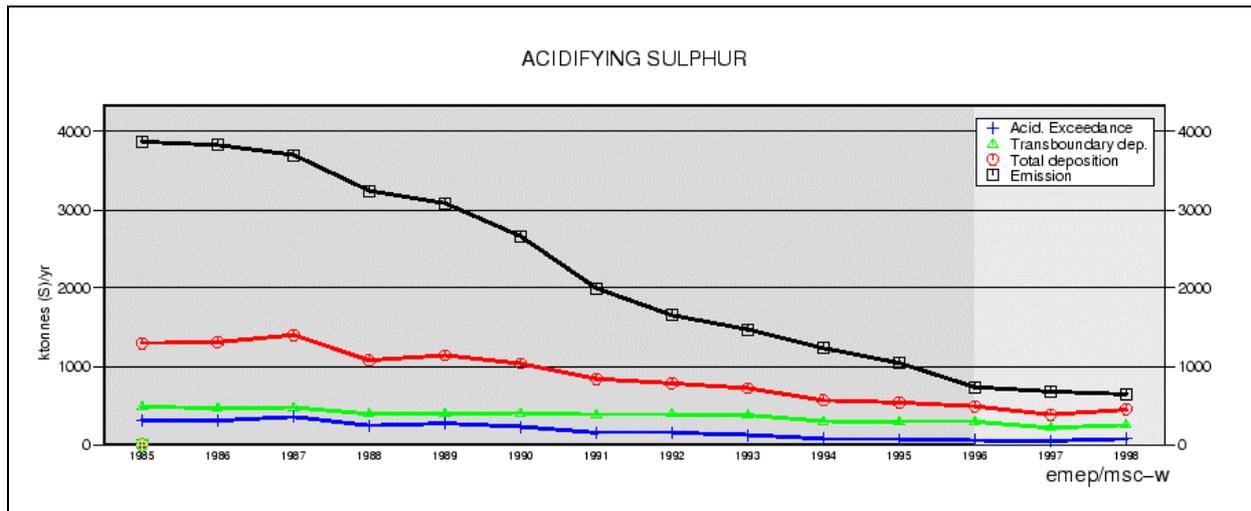


Abb.30 Bundesweiter Trend der atmosphärischen Deposition von Schwefelverbindungen im Vergleich zu den Emissionen und den Critical Loads Überschreitungen (EMEP 2003)

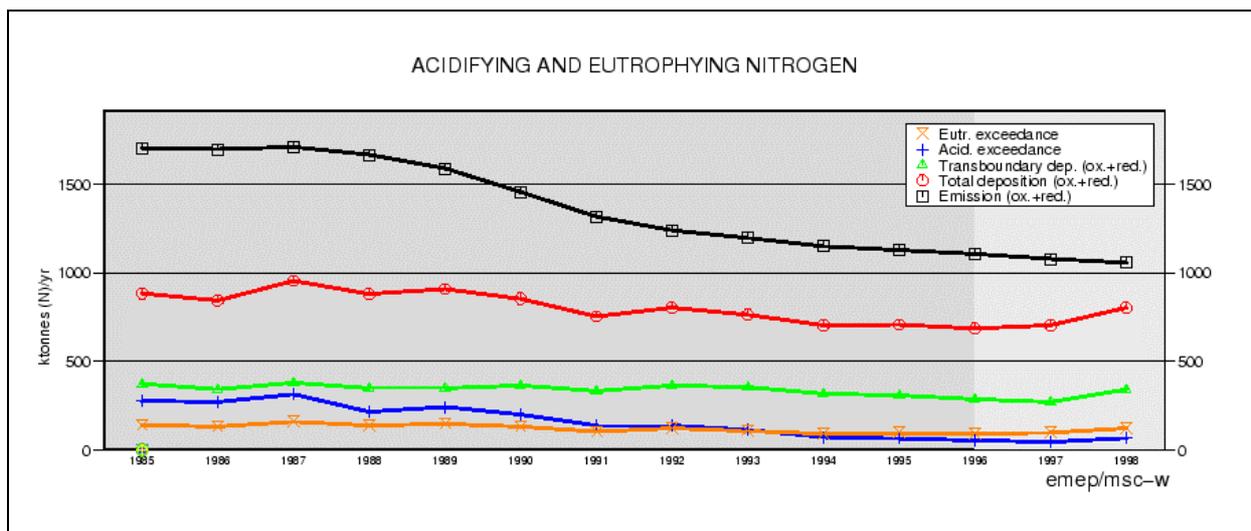


Abb.31 Bundesweiter Trend der atmosphärischen Deposition von Stickstoffverbindungen im Vergleich zu den Emissionen und den Critical Loads Überschreitungen (EMEP 2003)

Bewertung atmosphärischer Einträge

Um die atmosphärischen Einträge in Waldökosysteme bezüglich ihrer Wirksamkeit zu bewerten und Luftreinhaltemaßnahmen vorzunehmen bzw. bezüglich ihrer Effizienz zu überprüfen, wird im Rahmen der EU das Konzept der Critical Loads (CL) und ihrer Überschreitung (CL_{EX}) verwandt. Da sich Schwefel- und in jüngerer Zeit vor allem Stickstoffeinträge als Belastungsfaktoren für Waldökosysteme herausgebildet haben, beschränken sich die folgenden Betrachtungen auf diese Verbindungen. Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff sind definiert als "a quantitative estimate of an exposure to deposition of nitrogen as NH_x and or NO_y below which harmful effects in ecosystem structure and function do not occur according to the present

knowledge" (UBA 1996). Für Säureeinträge (nur Schwefel und Stickstoff) als „The highest deposition of acidifying compounds that will not cause chemical changes leading to long-term harmful effects on ecosystem structure and function“ (NILSSON & GRENFELDT 1988).

Im Rahmen eines durch das UBA geförderten Projektes wurden Critical Loads und ihre Überschreitungen für alle BZE-Punkte berechnet und regionalisiert (Abb.33) (BOLTE & WOLFF 2001). Mit Hilfe dieser regionalisierten Critical Loads Überschreitungen soll im vorliegenden Bericht in Kombination mit anderen Indikatoren beurteilt werden, ob Luftreinhaltemaßnahmen sinnvoll erscheinen.

Eine nach Eintragskomponenten (S oder N) getrennte Minderung ermöglicht die sogenannte Critical Loads-Funktion (Abb.32). Anhand dieser Funktion können die kritischen Belastungsgrenzen für eutrophierenden Stickstoff und für sauerwirkende Verbindungen gemeinsam betrachtet und in Beziehung zur aktuellen Schwefel- und Stickstoffdeposition gesetzt werden, so dass Stickstoff und Schwefel getrennt von einander gemindert werden können. Zudem kann eine Bewertung des Standorts bezüglich Belastungstyp vorgenommen werden (Tab.16). Laut UN/ECE-mapping Manual (UBA 1996) gibt es folgende Belastungstypen, die eine entsprechende Reduzierung der Stoffe zur Folge haben sollten:

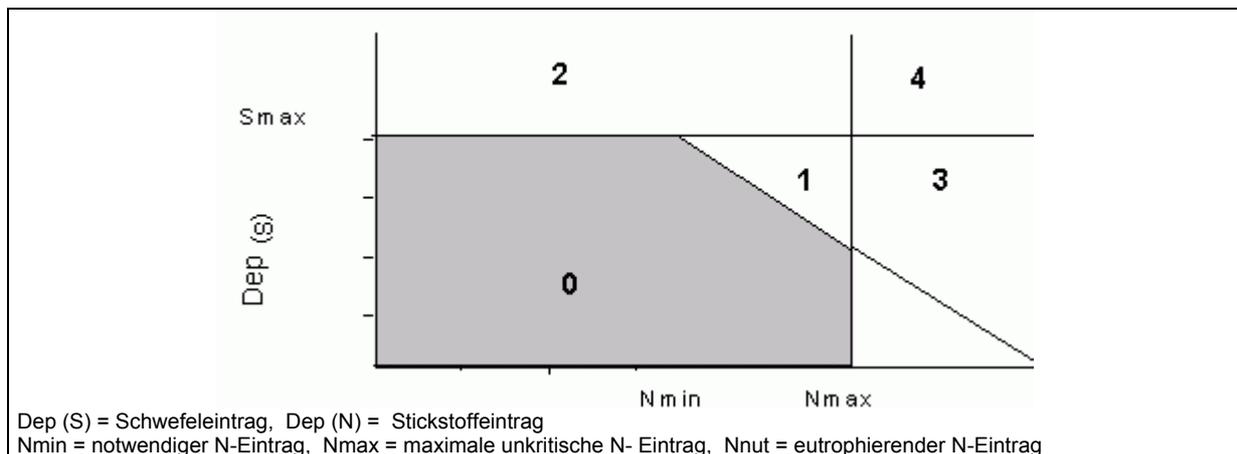


Abb.32 Beispiel einer Critical -Loads-Funktion (modifiziert nach UBA 1996)

Tab.16 : Aus dem Verlauf der Critical Loads-Funktion abgeleitete Belastungstypen

Typ	Belastung	Erforderliche Maßnahme zum Erreichen der Critical Loads
0	keine Überschreitung der Critical Loads	keine Reduzierung
1	Belastung durch Schwefel- und Stickstoffdeposition	Reduzierung von Schwefel <u>oder</u> Stickstoff
2	Belastung durch Schwefeldeposition	Reduzierung von Schwefel
3	Belastung durch Stickstoffdeposition	Reduzierung von Stickstoff
4	Belastung durch Schwefel- und Stickstoffdeposition	Reduzierung von Schwefel <u>und</u> Stickstoff

Zur Ermittlung der Funktion ist es notwendig, die maximal zulässigen Schwefel- und Stickstoffeinträge zu ermitteln. Hierzu wird angenommen, dass entweder nur Schwefel $CL_{max}(S)$ oder Stickstoff $CL_{max}(N)$ zur Versauerung beiträgt. Zur Berechnung der maximalen Stickstoffeinträge wird daher angenommen, dass keine Schwefel-

sondern nur Stickstoffverbindungen zur Versauerung beitragen, d.h. die Schwefeleinträge werden gleich Null gesetzt. Dementsprechend werden die maximal zulässigen Schwefeleinträge berechnet. Da Stickstoff jedoch ein wichtiger Nährstoff ist, wird hierbei ein Eintrag in das System in der Höhe des Holzzuwachses zugelassen und nicht wie im Fall von Schwefel gleich Null gesetzt. Die kritische Belastungsgrenze für eutrophierenden Stickstoff bildet eine weitere Begrenzung der Funktion.

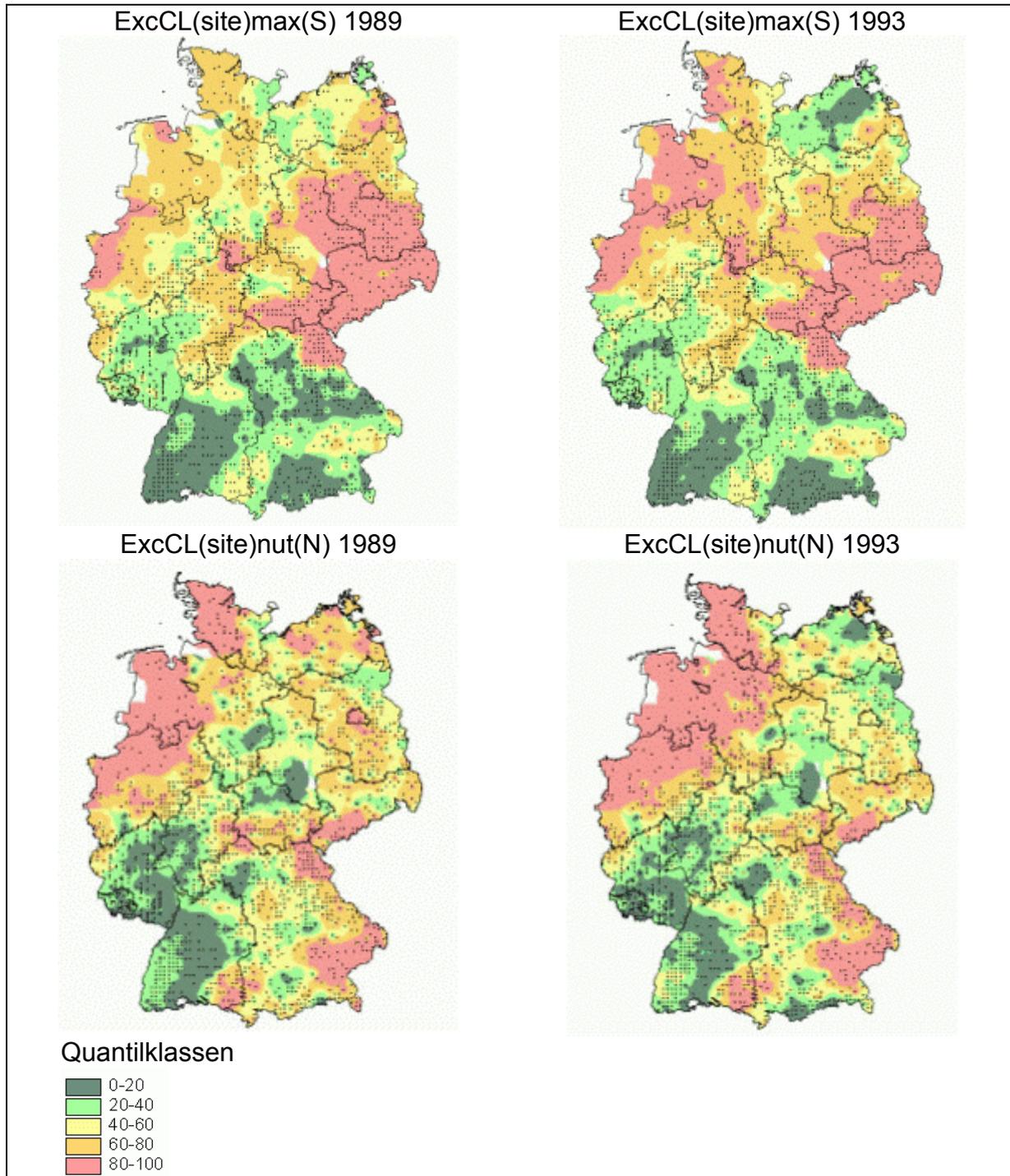


Abb.33 Critical Loads und deren Überschreitungen der BZE-Plots für die Jahre 1989 und 1993 (BOLTE & WOLFF 2001)

Schlußfolgerung aus der Literaturstudie für die Ableitung von Maßnahmen

Auf der Basis der vorliegenden Literaturstudie wurden verschiedene Maßnahmen vorgestellt und ihre Auswirkungen und Möglichkeiten anhand verschiedener Untersuchungen diskutiert. Zu diesen Maßnahmen gehören Kalkung, Waldumbau und Luftreinhaltemaßnahmen.

Grundlage zur Ableitung der vorrangigen Maßnahmen sind die Waldzustandstypen in Kombination mit verschiedenen weiteren Indikatoren (siehe Kap.3.3.3). In den meisten Fällen sind wahrscheinlich mehrere Maßnahmen zur Erhaltung oder Wiederherstellung des Vitalitätszustandes möglich und angebracht. Im vorliegenden Bericht sollen aber die vorrangigen Maßnahmen auf regionaler Maßstabsebene dargestellt werden. Sicherlich ist es sinnvoll, überall dort, wo die Critical Loads überschritten werden, Luftreinhaltemaßnahmen durchzuführen. Da es sich dabei aber vor allem um multilaterale Regelungen handelt, sollten an Punkten / Flächen, deren Zustand schon deutlich anthropogen bedingte Veränderungen aufweisen, zusätzliche Maßnahmen, die schneller greifen, Vorrang haben. Eine Ausnahme stellen NHy-N- Einträge dar, welche vor allem aus landwirtschaftlichen Emissionen stammen und keinem nennenswerten Ferntransport unterliegen. An diesen Punkten sollte Luftreinhaltemaßnahmen Vorrang haben, weil stickstoffgesättigte Ökosysteme bei Kalkung ein erhöhtes Risiko von Stickstoffausträgen aufweisen. Bei der endgültigen Bewertung sollte dem Risikofaktor Stickstoffmobilisierung der Faktor Gefährdung der Bodenstabilität (z.B. irreversible Tonmineralzerstörung) gegenübergestellt werden.

Aus der Literaturstudie ergeben sich folgende generelle Prinzipien, die bei der Ableitung von Maßnahmen angewandt werden. Die ausführliche Ableitung ist in Kapitel 3.3.3 beschrieben.

A. An Punkten/Flächen mit erhöhtem Risiko für die Vitalität der Wälder aufgrund von atmosphärischen Einträgen sollen Luftreinhaltemaßnahmen durchgeführt werden. Dabei wird nach Stickstoff und Schwefel differenziert. Bei sehr hohen Säureeinträgen und wenn der Boden- bzw. Ernährungszustand kritisch ist, kann eine Kalkung in Betracht gezogen werden.

B. An Punkten/Flächen, die unter A als kalkungswürdig eingeschätzt werden, wird überprüft, ob ein erhöhtes Risiko für die Vitalität der Wälder aufgrund von Veränderungen des Bodenzustandes vorliegt.

Es soll gekalkt werden:

1. Wenn die Bestände keine erhöhten N-Einträge aufweisen
2. Wenn die Böden keine erhöhten, leicht verfügbaren N-Vorräte aufweisen

C. An Punkten/Flächen mit erhöhtem Risiko für die Vitalität der Wälder aufgrund von baumartenbedingtem Trockenstress sollen standortgerechte, naturnahe Wälder entstehen. Um anthropogen bedingten Trockenstress insgesamt zu minimieren, können waldbauliche Maßnahmen durchgeführt werden.

3.3.3 Ansätze zur Ableitung von Maßnahmen

Aufbauend auf der Literaturstudie und den Ergebnissen der vorangegangenen Projektphase werden im vorliegenden Kapitel "vorrangige Maßnahmen" abgeleitet. Vorrangige Maßnahmen werden für Standorte empfohlen, an denen bereits deutliche Vitalitätsverluste (Kronenzustand, Ernährung) eingetreten sind. Ursprünglich sollten Maßnahmenbündel auf zwei Ebenen entwickelt werden (Tab. 17). Zum einen können auf der Grundlage von punktbezogenen Daten, wie der Waldzustandstypen bundesweit Vorranggebiete für bestimmte Maßnahmen ausgewiesen werden (Abschnitt 3.3.5), indem Risikopotentiale anhand von Diskriminanzfunktionen errechnet werden (= Punktbezogener Ansatz). Wo keine Einzeldaten vorliegen, sollten auf der Grundlage der regionalisierten Waldzustandstypen (Waldzustandsregionen; vgl. Kap. 3.3.4) ebenfalls Vorrangmaßnahmen entwickelt werden (=Flächenbezogener Ansatz). Da es durch die Regionalisierung zu Informationsverlusten kommt, ist die Aussagekraft der Waldzustandsregionen und damit des zweiten Ansatzes eingeschränkt. Schematisch ist dieses Vorgehen in Tab.17 dargestellt.

Die beiden Ansätze werden im folgenden erläutert.

Tab.17 : Ansätze zur Beurteilung der Belastungssituation

Ansatz	Punktbezogener Ansatz (Waldzustandstypen)	Flächenhafter Ansatz (Waldzustandsregionen)
Daten- grundlage	Kronenzustandsdaten Depositionsdaten und Depositionstypen Bestandesdaten Bodenzustandsdaten Klimadaten	Kronenzustandsdaten Depositionstypen PNV-Karte Regionalisierte Klimakennwerte
		
Ergebnis	Punktgenaue Beurteilung der Belastungssituation	Mittelskalige Beurteilung der Belastungssituation

3.3.4 Flächenbezogener Ansatz zur Beurteilung des Risikopotenzials

Ableitung von Waldzustandsregionen

Da die regionalisierten Waldzustandstypen auf einer naturräumlichen Grundlage ausgewiesen werden sollen, boten sich die forstlichen Wuchsbezirke als kleinste räumliche Einheit zur Regionalisierung an (AK STANDORTSKARTIERUNG 2002). Diese forstlichen Wuchsbezirke sind waldökologische Naturräume, die ähnliche klimatische sowie pedogene Eigenschaften besitzen. Ein geostatistischer Ansatz zur Regionalisierung der Waldzustandstypen bot sich aufgrund der heterogenen räumlichen Verteilung der einzelnen abiotischen Waldzustandstypen nicht an. Meist treten Gruppen von 2 bis 3 unterschiedlichen Waldzustandstypen räumlich benachbart auf.

Auf der Grundlage der Waldzustandstypen, wurden Wuchsbezirke mit gleichen Kombinationen von 2 bis 3 Waldzustandstypen bzw. eines dominanten Waldzustandstyps zusammengefasst zu Waldzustandsregionen (Abb. 34 und Tab. 18). Es ergaben sich 10 Waldzustandsregionen mit ähnlichen standörtlichen Eigenschaften (siehe Abb. A1-A-6 im Anhang) und bestimmten Belastungssituationen, welche im weiteren beschrieben sind. Diese Regionen bilden im folgenden die Einheiten zur Ableitung von vorrangigen Maßnahmen.

Tab.18 : Kurzbeschreibung der Waldzustandsregionen

Waldzustands-region	Beschreibung anhand der Ausprägung von Boden – Deposition - Trockenstress
1	Keine Stressfaktoren identifizierbar
2	Großflächig keine Stressfaktoren identifizierbar; regional tritt bodenchemischer Stress auf
3	Bodenchemischer und depositionsbedingter Stress
4	Bodenchemischer und depositionsbedingter Stress sowie regional Klimastress
5	Klimastress und bodenchemischer Stress; regional depositionsbedingter Stress
6	Bodenchemischer Stress und regional Klimastress
7	Depositionsbedingter Stress und Klimastress
8	Klimastress und regional bodenchemischer Stress
9	Depositionsbedingter Stress und regional Klimastress
10	Lokale Stressfaktoren

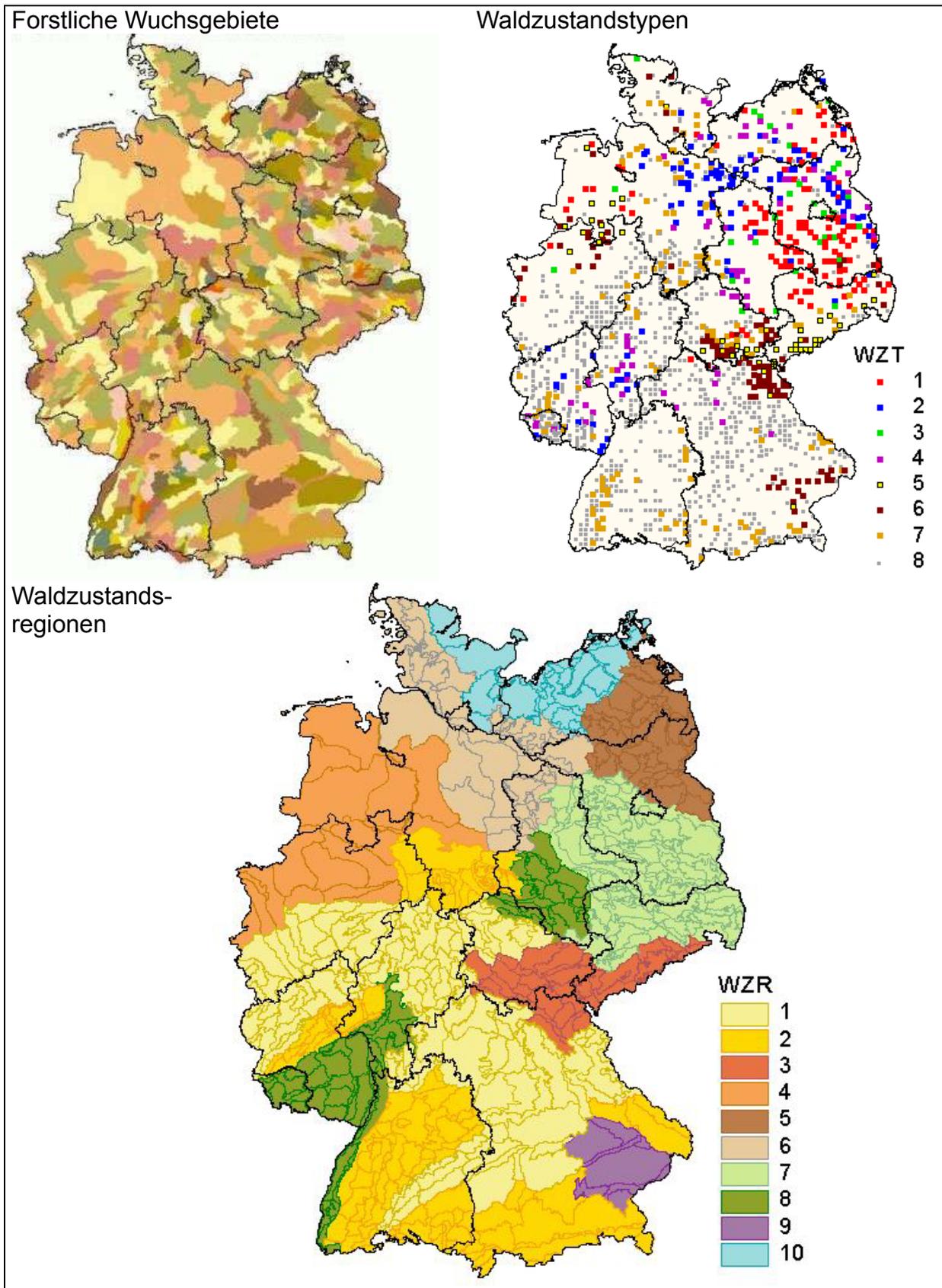


Abb.34 Kartogramm der räumlichen Verteilung der forstlichen Wuchsbezirke, Waldzustandstypen und Waldzustandsregionen

Charakterisierung der Waldzustandsregionen

Die Waldzustandsregionen lassen sich anhand der Daten zum Klima, Kronen-, Boden- und Ernährungszustand sowie zu den atmosphärischen Einträgen charakterisieren. Neben der allgemeinen Beschreibung der Regionen, sollen diese bezüglich ihrer speziellen Belastungssituationen gekennzeichnet werden für die spätere Beurteilung von Sanierungsmaßnahmen. Eine graphische Darstellung der Unterschiede zwischen den Regionen ist in Form von Box-Whisker-Plots im Anhang zu finden (Abb. A1- A-6).

Waldzustandsregion 1: Die größte Region, die zum überwiegenden Teil im Südwestdeutschland gelegen ist, weist keine Stressfaktoren auf und der Kronenzustand ist im Mittel gut, obwohl es sich um alte Bestände handelt. Auch die atmosphärischen Einträge spiegeln die relativ unbelastete Situation dieser Region wider. Die Ernährungssituation weist keine auffällig hohen oder niedrigen Werte auf. Allein die Mn- bzw. Al-Gehalte am Austausch sind regional hoch. Diese Waldzustandsregion umfasst vor allem Gebiete höherer Lagen.

Waldzustandsregion 2: Die Waldzustandsregion 2 umfasst die Mittelgebirge Hunsrück, Taunus Schwarzwald, Harz, Bayerischer Wald und Alpenvorland. Der Kronenzustand ist deutlich schlechter, weist aber hohe Abweichungen vom Mittel auf. Aufgrund der Höhenlage sind die Niederschläge hoch und die mittleren Jahrestemperaturen niedrig. Trotz der hohen Niederschläge ist die Deposition gering. Auch hier ist der Anteil von Al- und Mn- Austauscher relativ hoch. Die C- und N-Vorräte in der Auflage sind dagegen gering. Die Kiefernbestände dieser Region weisen keine besonders auffällige Ernährungssituation auf. Im Gegensatz dazu deuten die Fichtenbestände Ernährungsmangelsituationen an. Die Mg-Versorgung ist sehr heterogen. Deutlich niedrige Werte lassen die S- und N-Ernährung erkennen.

Waldzustandsregion 3: Die Mittelgebirge Erzgebirge, Fichtelgebirge, Thüringer Wald und Nördlicher Bayrischer Wald bilden eine eigene Waldzustandsregion. Auch hier ist der Kronenzustand im Mittel schlecht. Auffällig sind die hohen Schädigungsgrade der Laubbäume, obwohl diese im Durchschnitt geringfügig jünger sind als jene in der Waldzustandsregion 2. Ursache hierfür könnten die hohen atmosphärischen Einträge an Schwefel und dementsprechend an Säure zusammen mit Ca sein. Auch in dieser Region ist der Anteil an Mn- bzw. Al- am Austausch gering. Aufgrund der geringen Basensättigung ist die Pufferkapazität der Böden gegenüber den hohen Einträgen gering. Die Ernährungssituation spiegelt die Eintragungssituation gut wieder. Es wurden auffällig hohe S-Gehalte in den Nadeln festgestellt.

Waldzustandsregion 4: Die Bestände des Nordwestdeutschen Tieflandes bilden die Waldzustandsregion 4. In diesem Gebiet ist der SCHAD24-Wert gering, was durch das geringe Alter der Bestände gefördert wird. Auffällig sind die hohen Ammoniumeinträge und das weite Nges./NOx-N- Verhältnis der atmosphärischen Deposition. Dies deutet auf hohe Einträge aus landwirtschaftlichen Aktivitäten hin. Belegt wird dies durch hohe Stickstoffgehalte in den Kiefernadeln. Nährstoffungleichgewichte zwischen Stickstoff und Ca bzw. Mg werden durch das weite Elementverhältnis angedeutet. Die Bodenverhältnisse sind sehr heterogen.

Waldzustandsregion 5: Waldzustandsregion 5 umfasst die Bestände im Nordostdeutschen Tiefland. Die SCHAD24-Werte weisen eine hohe Spannweite auf, sind aber im Durchschnitt niedrig. Die Werte der klimatischen Wasserbilanz sind gering, bedingt durch die geringen Niederschläge und relativ hohen Sommertemperaturen. Auffällig sind die hohen Einträge an Ca und Mg. Die Ernährung weist hohe S- und Mn-Gehalte in den Assimilationsorganen der Kiefern auf. Die C-Vorräte in der Auflage sind sehr gering.

Waldzustandsregion 6: Die Altmoränenlandschaft Schleswig-Holsteins, Niedersachsens und Mecklenburg-Vorpommerns gehören zur Waldzustandsregion 6. Im Mittel liegen die SCHAD24-Werte bei 20 %; aber auch hier ist die Spannweite sehr hoch. Die Klimakennwerte weisen keine Besonderheit auf. Die Einträge an meeresbürtigen Elementen wie Na und Mg sind hoch. Die Stickstoffeinträge weisen eine hohe Spannweite auf. Die Basensättigung ist gering. Die hohen Stickstoffgehalte in den Nadeln sind charakteristisch für diese Region. Dies führt zu Nährelementungleichgewichten im Verhältnis von Stickstoff zu den basischen Elementen Ca, K und Mg.

Waldzustandsregion 7: In Ostdeutschland bilden die Altmoränengebiete (BB, TH, SN, ST) das Gebiet der Waldzustandsregion 7. Der Kronenzustand der Laubbäume ist relativ gut, im Gegensatz zu jenen der Nadelbäume, die im Durchschnitt eher hohe SCHAD24-Werte aufweisen. Die Einträge an Schwefel und potenzielle Säure sind hoch. Gleichzeitig ist ein weites S/N-Verhältnis der Deposition charakteristisch. Die Nadelspiegelwerte weisen hohe S-Gehalte auf. Auffällig sind die engen C/N-Verhältnisse in der Auflage der Fichtenbestände.

Waldzustandsregion 8: Die Trockengebiete des Rheingrabens und des östlichen Harzvorlandes bilden die Waldzustandsregion 8. Kennzeichnend für die klimatische Situation ist die geringe klimatische Wasserbilanz in den Sommermonaten. Der Kronenzustand ist gut. Die atmosphärischen Einträge sind gering. Das enge Nges/NO_x-Verhältnis deutet den hohen Anteil anthropogen bedingter Stickstoffverbindungen an. Der Bodenzustand ist durch hohe Al- und Mn-Gehalte am Austauscher gekennzeichnet. Die Versorgung der Bäume mit Nährstoffen ist normal.

Waldzustandsregion 9: Waldzustandsregion 9 ist ausschließlich in Bayern zu finden. Die überdurchschnittlich alten Fichtenbestände sind zum Teil stark geschädigt. Die Standorte sind vor allem im Sommer Trockenstress ausgesetzt. Die atmosphärischen Einträge sind durch hohen Ammoniumeinträge gekennzeichnet. Charakteristisch für den Bodenzustand sind die hohe N-Vorräte in der Auflage und im Oberboden bis 10 cm. Die Basensättigung ist im Oberboden eher gering. Der Anteil an leicht verfügbarem Mg ist hoch. Die Ernährung spiegelt die hohen N-Einträge nicht wieder. Auffällig sind allein die hohen Mn-Gehalte in den Nadeln.

Waldzustandsregion 10: Die Küstenregion Norddeutschlands umfasst die Waldzustandsregion 10. Die Bestände sind zum Teil stark geschädigt. Aufgrund der Meeresnähe sind die Einträge an Ca, Mg, und Na besonders hoch. Anthropogen bedingte Einträge an Stickstoff und Schwefel sind dagegen gering. Die Bodenverhältnisse sind sehr heterogen. Im Durchschnitt sind die pH-Werte und die Basensättigung im Oberboden niedrig, die N-Vorräte hoch; es gibt aber auch durchaus Ausnahmen. Nur die C-Vorräte scheinen insgesamt niedrig zu sein.

Schlussfolgerungen des flächenbezogenen Ansatzes

Wie die Beschreibung der Waldzustandsregionen erkennen lässt, ist die Belastungssituation innerhalb einer Region sehr unterschiedlich. Je nach Baumart oder Ausgangssubstrat ergeben sich unterschiedliche Belastungssituationen. Aus diesem Grund ist es auch kaum möglich, Maßnahmen auf dieser Ebene abzuleiten. Dieser Ansatz wurde daher für die Ableitung von Maßnahmen nicht weiter verfolgt. Die Waldzustandsregionen sind jedoch als Stratifizierungseinheiten für Daten des flächenbezogenen Umweltmonitorings (WSE, BZE) geeignet.

3.3.5 Punktbezogene Verfahren zur Beurteilung des Risikopotenzials

Für Standorte, an denen die Parameter komplett vorliegen, welche für die Berechnung von Zuordnungswahrscheinlichkeiten zu den Waldzustandstypen benötigt werden, lassen sich punktbezogen Maßnahmen ableiten.

Ableitung von Waldzustandstypen

Waldzustandstypen sind multivariat definierte Indikatoren für das Gefährdungspotenzial von Waldbeständen. Sie stellen in bezug auf Bodenzustand, atmosphärischer Deposition und Klimafaktoren homogene Gruppen dar. Eine ausführliche Beschreibung der Ableitung ist im Bericht der Phase II der integrierenden Auswertung zu finden (WELLBROCK et al. 2001). Bei dieser Ableitung wurden die faktorenanalytisch komprimierten Primärdaten getrennt für jeden Zustandstyp (z.B. Boden, Ernährung etc.) als Eingangsgrößen für die Clusteranalyse verwendet. Es resultierten sich überlappende Cluster, die als Bodenzustandstypen, Baumernährungstypen usw. zu interpretieren sind. Um daraus Waldzustandstypen abzuleiten, die alle Ökosystemkomponenten berücksichtigen, erfolgte eine Verschneidung der Cluster, so dass sich aus den Schnittmengen neue Typen ergaben. Unter Berücksichtigung der Stichprobenumfänge in diesen Schnittmengen wurde jeweils entschieden, ob die Ausweisung eines Waldzustandstyps für die entsprechenden Standorte sinnvoll erschien.

Die Zuordnung zu den ermittelten Waldzustandstypen erfolgte mittels Diskriminanzfunktionen, die das Risiko von Vitalitätsverlusten für den Standort aufgrund von Trockenstress (D5, vgl. Tab.19), atmosphärischen Einträgen (D2 /D4) und Bodenzustand (D1/D3) repräsentieren. Die Auswahl der Parameter als aussagekräftige Indikatoren für die Vitalität (Kronenzustand) ergaben sich aus Regressionsanalysen in der zweiten Projektphase (Wellbrock et al. 2001). Aus den Diskriminanzfunktionen können Zuordnungswahrscheinlichkeiten berechnet werden. Wahrscheinlichkeiten über 50 % ergeben ein hohes, solche unter 50 % ein niedriges Risiko für Vitalitätsverluste. Aus den in Tab. 20 dargestellten Kombinationsmöglichkeiten resultierenden acht "abiotischen Waldzustandstypen" Diese spiegeln großräumig das Depositionsgeschehen ebenso wider wie kleinräumig die wechselnden Bodenverhältnisse. Dementsprechend können z.T. verschiedene Typen benachbart vorkommen (Abb.34).

Tab.19 : Diskriminanzfunktionen zur Ableitung von Risiken

Funktionen zur Berechnung von Diskriminanzwerten [X] und Zuordnungswahrscheinlichkeiten [Y] zu Risikofaktoren (Trockenstress, Bodenzustand, Deposition; vgl. Tab. 20)	
D1 - Bodenstress bei Standorten, die keinen Wasserstress aufweisen	
$X = 3,681 * \lg \text{Nvorrat Auflage} - 4,988 * \lg \text{C/Nmix} - 3,01$ $Y = 1 / (1 / 100 + (14,6731 * (0,029^X))) * 100\%$	
D2 - Depositionsstress bei Standorten, die keinen Wasserstress aufweisen	
$X = 0,00216 * \text{NH}_y\text{-N} + 0,00028 * \text{pot. Säure} - 4,295$ $Y = 1 / (1 / 100 + (1,7101 * (0,07^X))) * 100\%$	
D3 - Bodenstress bei Standorten, die auch Wasserstress aufweisen	
$X = 4,005 * \lg (\text{Mg Auflage} / (\text{Mg Auflage} + \text{Mg Mineralboden 0-30 cm})) + 1,251$ $Y = 1 / (1 / 100 + (0,0098 * (0,3234^X))) * 100\%$	
D 4 - Depositionsstress bei Standorten, die auch Wasserstress aufweisen	
$X = 0,001296 * \text{NH}_y\text{-N} + 0,000543 * \text{pot. Säure} - 5,417$ $Y = 1 / (1 / 100 + (0,0059 * (0,0763^X))) * 100\%$	
D5 – Wasserstress	
$X = 0,014 \text{ nFK} + 9,525 * \lg (\text{KWB } 4_9 + 500) - 0,019 * \text{Temp. } 4_9 - 27,531$ $Y = 1 / (1 / 100 + (0,8542 * (89,5762^X))) * 100\%$	
Erläuterung zu den Gleichungen D1 bis D5	
X	Diskriminanzwert
Y	Zuordnungswahrscheinlichkeit [%]
NFK	Nutzbare Feldkapazität [mm]
KWB4_9	Klimatische Wasserbilanz von April bis September [mm]
Temp4_9	Langfristiges Temperaturmittel von April bis September [°C]
NHy-N	Atmosphärische Gesamtdeposition NH _y -N nach BLEEKER et al. 2000 des Jahres 1989 [molc ha ⁻¹ a ⁻¹]
pot.Säure	Atmosphärische Gesamtdeposition potenzielle Säure nach BLEEKER et al. 2000 des Jahres 1989 [molc ha ⁻¹ a ⁻¹]
Mg_Mg	Verhältnis Mg-Vorrat in der Auflage zu Mg-Vorrat in der Auflage und den obersten 30 cm des Mineralbodens
Nv_Hu	N- Vorrat in der Auflage [kg *ha ⁻¹]
C/N mix	C/N- Verhältnis in der Auflage

Tab.20 : Charakterisierung der Waldzustandstypen (vgl. Wellbrock et al., 2001)

Waldzustandstyp	Wahrscheinlichkeit für "ökochemischen" Stress		
	<i>Trockenstress</i> (vgl. Funktion D5)	<i>Bodenzustand</i> vgl. Funktion D1, D3	<i>atm. Deposition</i> vgl. Funktion D2, D4
1	hoch	hoch	hoch
2	hoch	hoch	niedrig
3	hoch	niedrig	hoch
4	hoch	niedrig	niedrig
5	niedrig	hoch	hoch
6	niedrig	niedrig	hoch
7	niedrig	hoch	niedrig
8	niedrig	niedrig	niedrig

Verfahren zur schrittweisen Schadensbeurteilung der Standorte und Ableitung von Maßnahmen

Im Rahmen der Literaturstudie (vgl. Kap.3.3.1) wurden verschiedene Maßnahmen wie Kalkung, Minderung von atmosphärischen Stoffeinträgen oder forstliche Maßnahmen vergleichend ausgewertet. Das grundsätzliche Ziel dieser Maßnahmenbündel ist der Erhalt, die Sicherung und die Herstellung nachhaltig vitaler Waldökosysteme auf nationaler Ebene.

Basierend auf den Gleichungen zur Ableitung der Waldzustandstypen werden die Risiken für Vitalitätsverluste definiert und Waldzustandstypen aus der Kombination der Risikofaktoren gebildet. Das Vorgehen zur Ableitung der Maßnahmen erfolgt schrittweise, wie in Abb. 35 dargestellt.

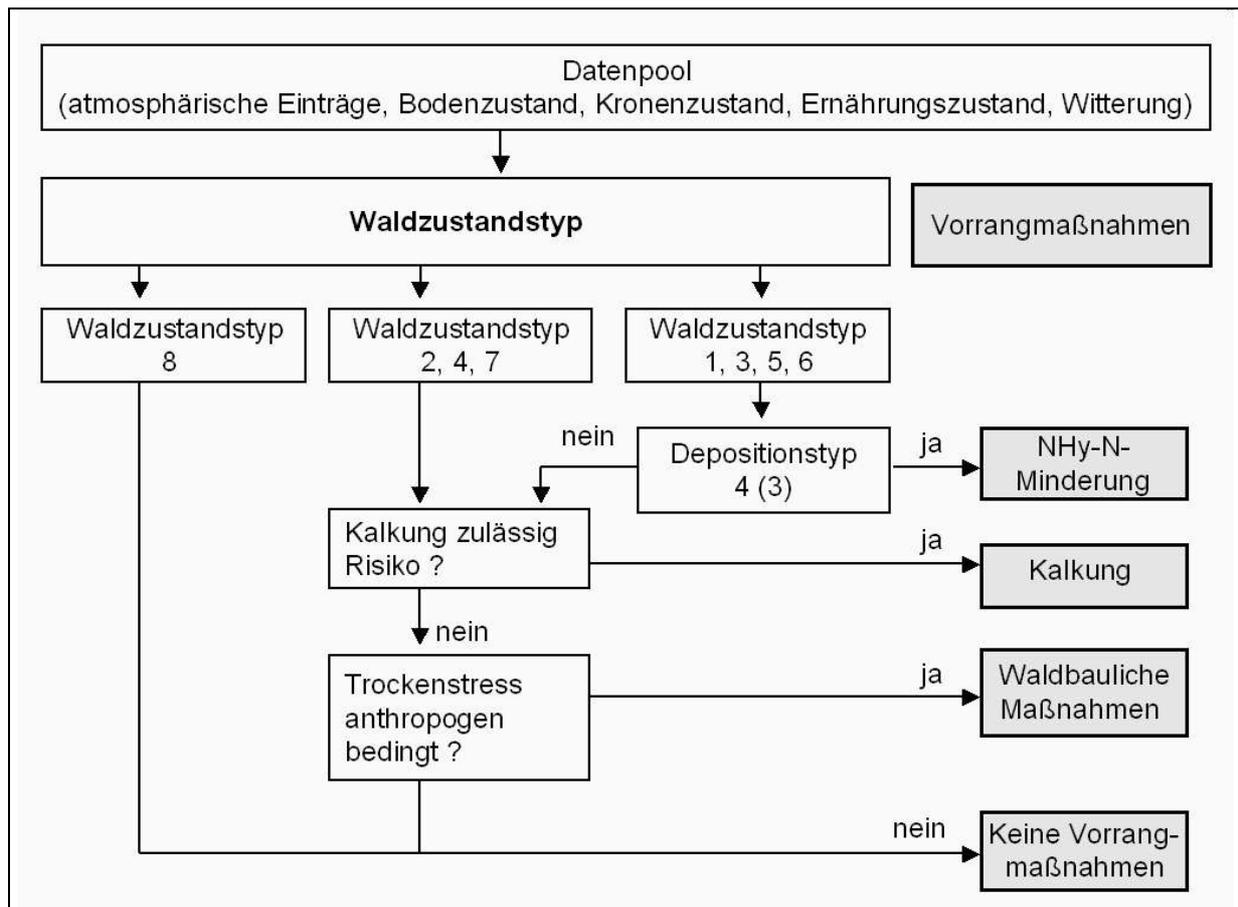


Abb.35 Schematische Darstellung der bundesweiten Ableitung von Maßnahmenbündel

Zunächst wird mit Hilfe der Waldzustandstypen bzw. Zuordnungswahrscheinlichkeit zu den Risikofaktoren untersucht, ob an den vorliegenden BZE-Punkten Sanierungsbedarf besteht, d.h. Vitalitätsverluste eingetreten sind. Dann wird anhand der Schlussfolgerungen der Literaturstudie beurteilt, welche Maßnahmen als vorrangig anzusehen sind. Anschließend wird anhand der Indikatoren zum Bodentyp und -zustand, zur Deposition und zum Trockenstress konkret geprüft, ob und welche Maßnahmen zu ergreifen sind.

1. SCHRITT: RISIKO EINER BELASTUNG DURCH ATMOSPHERISCHE EINTRÄGE

An allen Standorten, für die ein erhöhtes Risiko aufgrund von atmosphärischen Einträgen besteht, d.h. für die Waldzustandstypen 1, 3, 5 und 6, wird geprüft, ob Ammoniumeinträge dominieren. Dies wird anhand der Zuordnung zu Depositionstyp 3 (nicht seesalzkorrigiert) bzw. 4 (seesalzkorrigiert) beurteilt (WELLBROCK & RIEK 2002). Zur Minderung der Belastung an diesen Standorten wird vorgeschlagen, lokal Ammoniumeinträge aus der Landwirtschaft zu mindern, da diese Verbindung in der Atmosphäre nicht sehr weit transportiert werden und bei Ammoniak /Ammonium Minderungspotential bestehen(NEC Richtlinie 2001/81 EG).

2. SCHRITT: RISIKO EINER BELASTUNG DURCH EINEN UNGÜNSTIGEN BODENZUSTAND

Wenn das Risiko durch Ammoniumeinträgen verneint werden kann, wird für diese Standorte das Risiko aufgrund eines ungünstigen Bodenzustandes geprüft. Die

gleiche Prüfung durchlaufen Bestände der Waldzustandstypen 2, 4 und 7, da dort ein erhöhtes Risiko aufgrund des Bodenzustandes wahrscheinlich ist.

Anhand von folgenden Bodenzustandskriterien wird überprüft, ob diese Standorte kalkungsbedürftig sind: pH-Wert im Oberboden unter 3,8 und Basensättigung unter 20 %. Diese beiden Indikatoren werden in der Literatur als einfache aber sensitive Indikatoren für die anthropogen bedingte Oberbodenversauerung angesehen (BLOCK et al. 2000). Der pH-Wert gibt Aufschluss über Art und Wirksamkeit der vorherrschenden Pufferprozesse, während die Basensättigung Aufschluss über die Belegung der Austauschplätze mit Basen gibt.

Ausgenommen von der Kalkung werden Standorte, deren C/N-Verhältnis in der Auflage enger als 20 ist, da hier ein erhöhtes Risiko der Nitratauswaschung im Fall einer Kalkung zu erwarten ist (MATZNER & GROZHOLZ 1997, Dise et al. 1998). Aus dem selben Grund sind hydromorphe Böden bzw. wechselfeuchte Böden ausgenommen. Bei Beständen auf Nieder- und Hochmooren besteht neben dem Risiko der erhöhten Nitratauswaschung auch aus der Sicht des Naturschutzes eine Ausschlussregelung.

3 SCHRITT: RISIKO FÜR TROCKENSTRESS

Wenn die Schritte 1 und 2 zu keinem erhöhtem Risiko geführt haben, werden Standorte der Waldzustandstypen 1 bis 4 (erhöhtes Risiko für Trockenstress) bezüglich ihres Trockenstressrisikos aufgrund einer Fehlbestockung beurteilt. Als standörtlicher Indikator findet die „relative Verdunstung“ als Quotient aus potenzieller (klimabedingt) und aktueller (bestockungs- und standörtlich bedingt) Evapotranspiration Anwendung (HÖRMANN & MEESENBURG 2000, RIEK et al. 1995).

In diesem Fall wird untersucht, ob der Quotient aus aktueller und potenzieller Evapotranspiration über 0,85 liegt. Dieser Wert entspricht dem 75 -Perzentil des Gesamtkollektivs. An betroffenen Standorten sollte untersucht werden, ob die aktuelle Vegetation Trockenstress aufweist. Hier könnte durch Waldumbau oder andere geeignete forstliche Maßnahmen eine Verbesserung der Situation erreicht werden. Generell ist eine naturnahe, standortgerechte Bestockung anzustreben.

4. SCHRITT: KEINE VORRANGMAßNAHMEN

An den Standorten des Waldzustandstyps 8, für die anhand der vorliegenden Datenbasis kein erhöhtes Risiko bezüglich Deposition, Bodenzustand, Trockenstress festgestellt wurde, können keine vorrangigen Maßnahmen empfohlen werden.

Lokale Waldbau- oder Kalkungsprogramme können bei einer weitergehenden Überprüfung der regionalen Vorrangmaßnahmen auf niedrigerer Betrachtungsebenen integriert werden.

Tab.21 : Erläuterung der Handlungsvorgaben

Nr	Kurzbeschreibung	Indikatoren
0	Keine ausreichende Datenbasis	
1	Maßnahme: Minderung der Ammoniumeinträge	Depositionstypen
2	Maßnahme: Kalkung	Basensättigung, pH-Wert, C/N-Verhältnis
3	Maßnahme: Überprüfung Trockenstress	aktuelle Evapotranspiration / potenzielle Evapotranspiration im Sommerhalbjahr
4	Keine Vorrangmaßnahmen ableitbar, da kein Risiko anhand der vorliegenden Datenbasis identifizierbar	
5	Keine Maßnahmen, da grundwassernahe Standorte: Niedermoore, Hochmoor	Bodentyp
6	Keine Maßnahmen, da wechselfeuchte Standorte: Auenböden, Gleye	Bodentyp

3.3.6 Risikobewertung und Maßnahmeempfehlungen für BZE-Standorte

Bestimmung des Gefährdungspotenzials anhand von Waldzustandstypen

Die untersuchten BZE-Standorte wurden nach dem vorgestellten Schema den Waldzustandstypen zugeordnet. Danach ergab sich folgendes Bild (Abb. 36): Immerhin 60 % aller BZE-Standorte gehören zum **Waldzustandstyp 8**, bei dem die Zuordnungswahrscheinlichkeit zu allen Risikofaktoren gering ist. Nur 8 Prozent aller Standorte wiesen dagegen ein hohes Gefährdungspotenzials in Bezug auf alle drei Faktoren (Klima, Boden, Deposition) auf. Ein erhöhtes Risiko für zwei Faktoren ergibt sich an 12 % der Flächen und 20 Prozent weisen noch ein Risiko in Bezug auf einen der Faktoren auf.

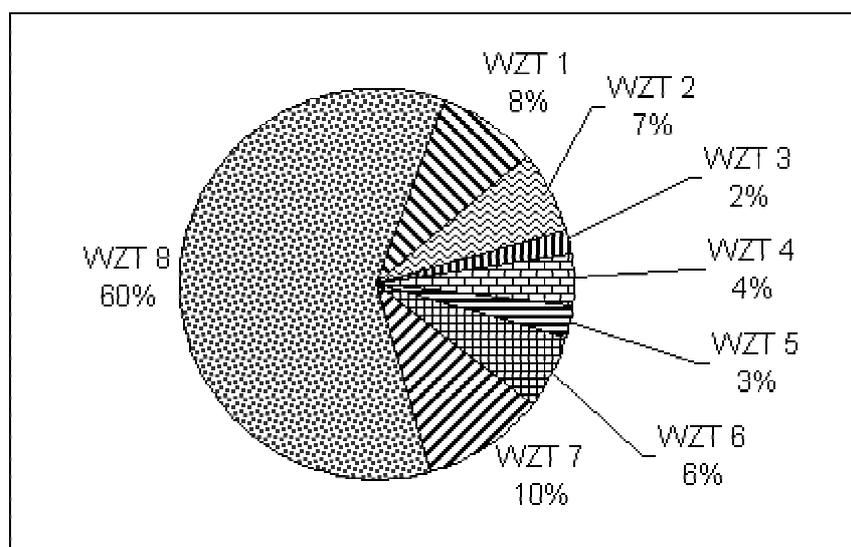


Abb.36 Anteil der Waldzustandstypen in der BZE-Stichprobe, Stand 1989 (vgl. Tab.20)

Die regionale Verteilung der Waldzustandstypen zeigt deutliche räumliche Schwerpunkte (Abb.20, Kap.3.2.1). Der **Waldzustandstyp 1** mit erhöhtem Risiko für alle Faktoren kommt vorwiegend in Ostdeutschland und in Nordwestdeutschland auf den armen sandigen Substraten mit geringer nutzbarer Feldkapazität und mit hohen atmosphärischen Einträgen vor. In Nordwestdeutschland sind hohe Ammoniumeinträge vorherrschend, während in Ostdeutschland Säureeinträge aufgrund hoher Schwefeldepositionsraten zu finden sind. Benachbarte Standorte, die nicht durch hohe Einträge gekennzeichnet sind, wohl aber ein erhöhtes Risiko aufgrund des Bodenzustands besitzen bilden **Waldzustandstyp 2**. Bodenchemisch gesehen bessere Standorte, die ein Risiko durch Trockenstress und durch hohe atmosphärische Einträge aufweisen, werden als **Waldzustandstyp 3** zusammengefasst. Sie besitzen keinen regionalen Schwerpunkt. **Waldzustandstyp 4** ist an Standorten mit geringer nutzbarer Feldkapazität und damit verbunden erhöhtem Risiko für Trockenstress bundesweit verbreitet. Die Standorte des **Waldzustandstyps 5** weisen hohe Depositionsraten und einen ungünstigen Bodenzustand (geringe Basensättigung, geringer pH-Wert) auf. Ein Schwerpunkt liegt im Erz- und Fichtelgebirge, ein weiterer in Nordwestdeutschland. Letzterer ist durch hohe Ammoniumeinträge gekennzeichnet. Ammoniumeinträge charakterisieren auch die Standorte des **Waldzustandstyps 6**. Allerdings ist bei diesem Typ der Bodenzustand deutlich besser. Diese Punkte sind in Bayern und in Nordwestdeutschland zu finden, wo intensive landwirtschaftliche Aktivität mit entsprechend hohen Stickstoffeinträgen vorherrscht. Fichtenbestände, die auf geogen bedingt schlechten Böden stocken, umfassen den **Waldzustandstyp 7**. Sie sind in ganz Deutschland zu finden. Große Anteile Süddeutschlands sind durch den **Waldzustandstyp 8** gekennzeichnet, bei dem sich anhand der ausgewerteten Daten kein Risiko bezüglich der Faktoren Boden, Deposition und Trockenstress erkennen läßt. Dieser Typ ist auch an einzelnen unbelasteten Punkten in Norddeutschland vorhanden.

Vergleich verschiedener Ansätze zur Kennzeichnung der Belastungssituation an den BZE- Punkten

Es gibt seit längerem verschiedene Ansätze um die Belastungssituation von Waldstandorten zu bemessen. Zum einen werden kritische Belastungsgrenzen (Critical Loads) für atmosphärische Einträge in Deutschland berechnet, um Luftreinhaltemaßnahmen abzuleiten und zum anderen besitzen die Bundesländer Handlungsrahmen, um die Kalkungsbedürftigkeit der Bestände anhand von Bodenzustandsindikatoren abzuschätzen. Der folgende Abschnitt soll die Ergebnisse dieser Ansätze den aus der vorliegenden Studie abgeleiteten Indikatoren gegenüberstellen.

Im Jahr 1993 sind die langfristigen kritischen Belastungsgrenzen für säurewirksame Verbindungen (S, N) an fast allen BZE Punkten überschritten und somit müssten die Einträge bis auf Critical Load -Niveau gesenkt werden (BOLTE & Wolff 2001/ Abb.37a). Wie in Abb.37b dargestellt, tritt im Zeitraum 1989 nach der vorliegenden Auswertung an 306 Standorten ein erhöhtes Risiko für Vitalitätsverluste aufgrund von atmosphärischen Einträgen auf. Luftreinhaltemaßnahmen hätten im Jahr 1989 bevorzugt auf diesen Standorten konzipiert werden müssen. Wenn also vorrangige Maßnahmen abgeleitet werden sollen, um bereits geschädigte Waldökosysteme zu sanieren, dann können die im Projekt entwickelten Diskriminanzfunktionen bzw. Waldzustandstypen herangezogen werden. Bis die Minderungen - insbesondere im

Bereich Stickstoff - Wirkung zeigen, ist das Ausweichen auf zusätzliche kurzfristige Maßnahmen sinnvoll. Zu diesen kurzfristigen Maßnahmen gehört die Kalkung.

Würde man als Kriterium für die Empfehlung von Kalkungsmaßnahmen allein den Bodenzustand heranziehen (z.B. Standorte mit pH-Wert < 3,8; Basensättigung < 20 %; C/N > 20) wären immerhin 643 BZE-Standorte betroffen, d.h. mehr als ein Drittel der Stichprobe (Abb.37c). Ein akutes Risiko für Vitalitätsverluste aufgrund des Bodenzustandes (ermittelt nach den hier vorgestellten Diskriminanzfunktionen) weisen indes nur 337 Punkte auf (Abb.37d). An diesen Punkten sollte vorzugsweise gekalkt werden, wenn nicht andere Gründe, wie Grundwasserschutz dagegen sprechen.

Es ist jedoch anzumerken, dass Bäume unter Umständen erst spät auf verschlechterte Bodenzustände mit Vitalitätsverlusten reagieren, die im Kronenzustand sichtbar werden. Zu empfehlen wäre eine stärkere Einbeziehung der Baumernährung als Vitalitätsindikator. In der ausgewerteten Stichprobe erschien die Datengrundlage zur Baumernährung hierfür allerdings zu heterogen (WOLFF & RIEK 1997).

Mittlerweile sind viele Standorte gekalkt worden und die Belastung durch Schwefeleinträge hat deutlich abgenommen, daher sind die dargestellten Belastungssituationen und die darauf aufbauenden Maßnahmen heute nicht mehr aktuell. Der vorgestellte methodische Ansatz ist unter Verwendung aktueller Daten (z.B. BZE II) und langjähriger Zeitreihen (WSE) sinnvoll, um akute Belastungen zu erkennen und adäquate Maßnahmen dagegen zu ergreifen.

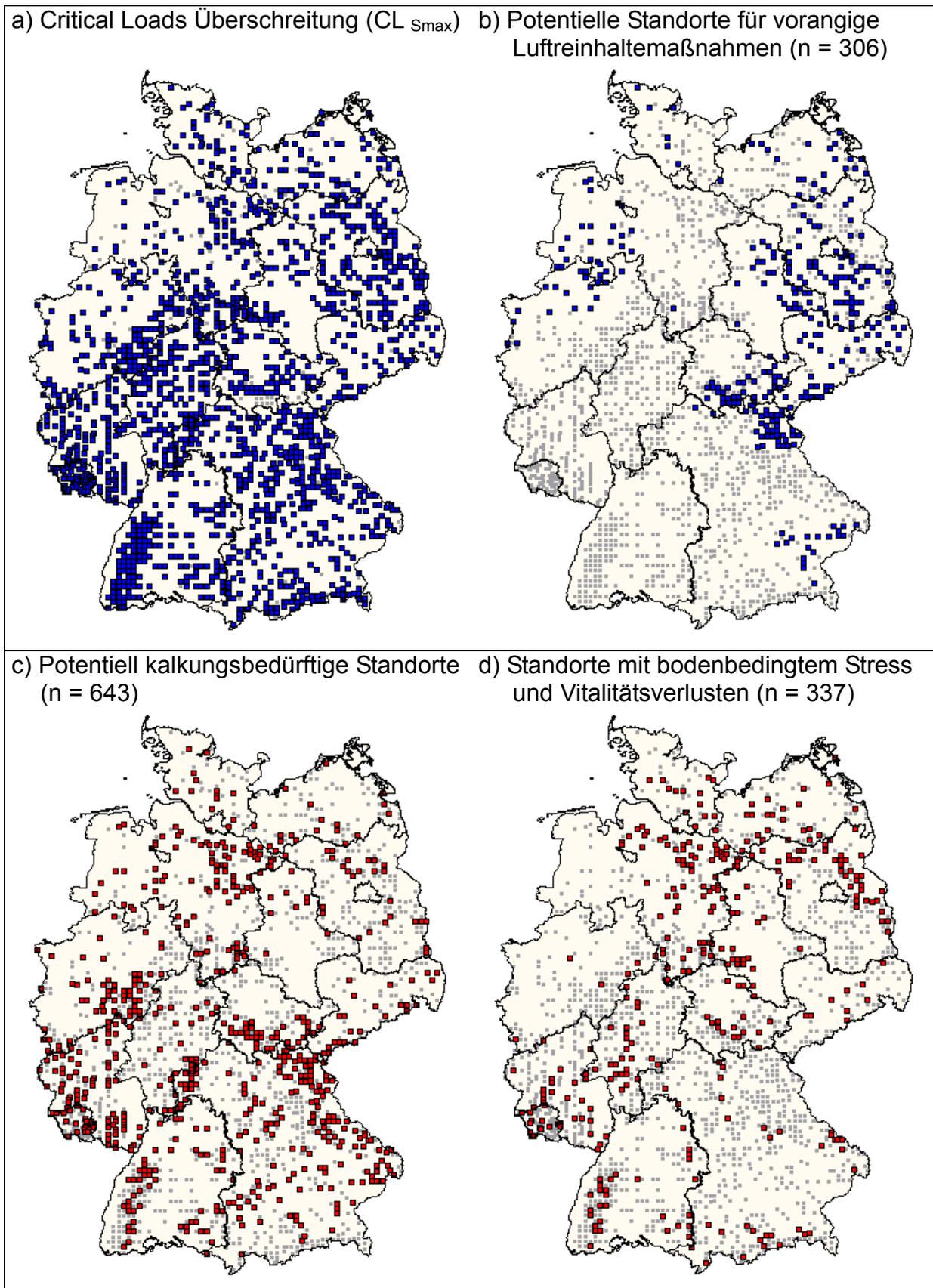


Abb.37 Kartogramm der potentiell maßnahmebedürftigen Standorte, ermittelt nach unterschiedlichen Ansätzen

Vorrangige Maßnahmen für die BZE-Standorte

Anhand des Handlungsschemas zur Ableitung von vorrangigen Maßnahmen ergibt sich folgendes Bild an den untersuchten 1800 BZE- Plots (Abb. 38, Abb.39):

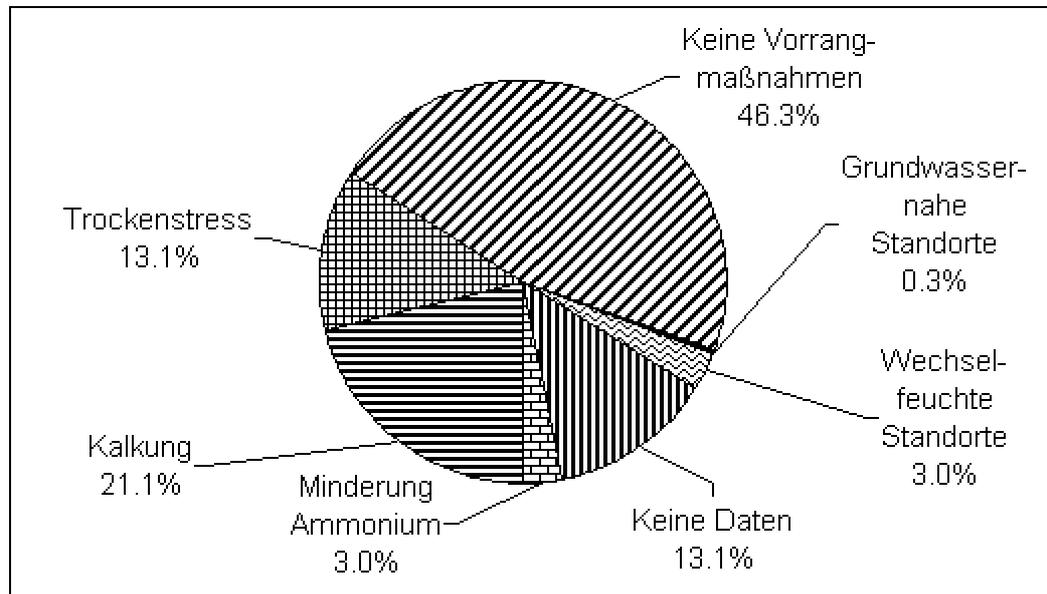


Abb.38 Prozentuale Verteilung der Vorrangmaßnahmen auf den BZE Standorten, Stand: 1989

Maßnahmen zur Minderung der Ammoniumeinträge sollten vorrangig an 20 % der BZE-Punkte durchgeführt werden (Maßnahme 1). Immerhin 21 % der Standorte sind kalkungsbedürftig (Maßnahme 2). Grundwassernahe bzw. wechselfeuchte Standorte, die 3 % der Plots ausmachen, sollten aus Gründen des Grundwasserschutzes nicht gekalkt werden (Maßnahme 5). Aus Naturschutzgründen sollten Niedermoor- und Hochmoorstandorte (0,3 % aller Flächen), ebenfalls nicht gekalkt werden (Maßnahme 6). 13 % der untersuchten Standorte neigen zu Trockenstress (Maßnahme 3). Falls die Bäume an diesen Standorten deutliche Stresssymptome zeigen, sollte ein Baumartenwechsel in Betracht gezogen werden. Anhand des nationalen Datensatzes lässt sich dies jedoch nicht überprüfen. Für 46 % der untersuchten Waldstandorte sind keine vorrangigen Maßnahmen zu identifizieren (Maßnahme 4). Vorrangiger Bedarf zur Minderung von Ammoniumstickstoff ist vor allem in stark durch Landwirtschaft insbesondere Viehhaltung geprägten Gebieten in Süddeutschland und Nordwestdeutschland festzustellen (Abb.38). Kalkungsbedarf besteht vorrangig in den Hoch- und Mittelgebirgslagen mit hoher Depositionsbelastung und geogen bedingt ärmeren Böden. Die zur Vermeidung von Trockenstress notwendigen waldbaulichen Maßnahmen sind insbesondere in Ostdeutschland zu überprüfen. Für einen großen Anteil an Flächen wird im Jahr 1989 kein vorrangiger Bedarf für Maßnahmen gesehen.

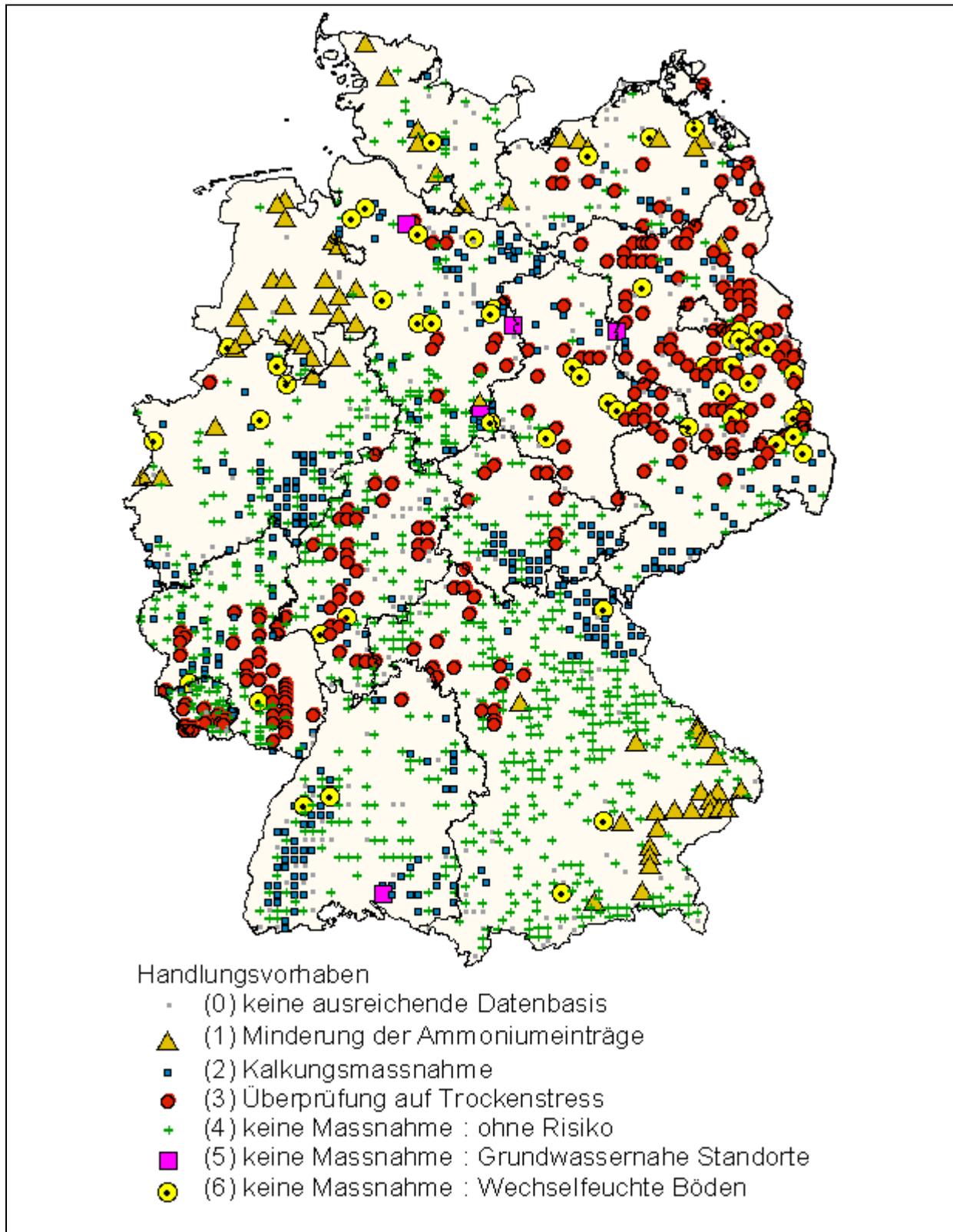


Abb.39 Kartogramm der BZE-Punkte mit vorrangigen Maßnahmen (Handlungsvorgaben lt. Abb.35)

Schlussfolgerung

Anhand der abgeleiteten multivariaten Waldzustandstypen kann das Risiko von Vitalitätsverlusten bundesweit plausibel dargestellt werden. Die räumliche Verteilung der Waldzustandstypen zeigt Schwerpunkträume mit hohem Risiko, die gut mit den großräumigen geogenen und klimatischen Verhältnissen sowie den Belastungsräumen für atmosphärische Einträge des Untersuchungszeitraumes 1989 bis 1992 übereinstimmen. Regionen mit kleinräumig wechselnden Waldzustandstypen verdeutlichen, dass diese nach Baumarten getrennt berechnet wurden und sie auch die standörtliche Heterogenität der BZE-Plots wiedergeben. Diese differenzierte Betrachtungsweise ermöglicht es, Maßnahmen abzuleiten die sowohl großräumige Einflußfaktoren als auch kleinräumigere Gegebenheiten berücksichtigen (Abb.39).

Die Tatsache, dass an rund der Hälfte aller Standorte keine vorrangigen Maßnahmen notwendig sind, widerspricht nicht den Ergebnissen der Critical Loads Berechnungen (SSMB) für eutrophierenden Stickstoff oder sauer wirkende Verbindungen (Schwefel und Stickstoff), wonach die langfristigen kritischen Belastungsschwellen an über 90 % bzw. 95% aller bundesdeutschen Waldökosystemen überschritten sind (Nagel 1999). Die unterschiedlichen Ergebnisse liegen zum einen in den unterschiedlichen Kriterien und zum anderen in den unterschiedlichen Betrachtungszeiträumen begründet. Critical Loads sind langfristige Stoffbilanzen, bezogen auf einen Zeitraum einer Umtriebszeit von ca. 100 Jahren. Die Festsetzung der Critical Limits zur Festlegung der Belastungsgrenze findet anhand verschiedener Parameter der Bodenlösung (ANC, pH-Wert, BC/AL-Verhältnis) statt. Eine Bewertung des Risikos von Vitalitätsverlusten anhand des Kronenzustandes wie es die Waldzustandstypen vorsehen, findet bei den Critical Loads nicht statt. Im Gegensatz zum langfristigen Critical Loads-Ansatz geht es bei der vorliegenden Betrachtung um kurz- bis mittelfristige vorrangige Maßnahmen zur Sicherung der Waldökosysteme, die lokal durchgeführt werden können. Internationale Luftreinhaltekonventionen können diesen Prozess auf jeden Fall unterstützen.

Da die vorliegende Untersuchung auf Daten des Zeitraumes 1989 bis 1993 basiert, viele Standorte zwischenzeitlich bereits gekalkt wurden und sich die Stoffeintragssituation zum Teil drastisch verändert hat, handelt es sich beim vorliegenden Bericht vor allem um eine methodische Studie, in welcher multivariat-statistische Auswertungsansätze entwickelt worden sind, um Maßnahmen anhand des flächendeckenden forstlichen Umweltmonitorings abzuleiten. Ein besonderes Potenzial für den Einsatz dieser statistischen Ansätze bringt die Durchführung der BZE II mit sich, da sie bundesweit einheitliche aktuelle Daten liefern wird.

3.4 Szenarien des Regenerationspotenzials

In den bisherigen Kapiteln ist die räumliche Verteilung der Belastungsräume dargestellt und Maßnahmen zur Sanierung entwickelt worden. Die Frage, ob und wie sich Maßnahmen auf die Wäldökosysteme auswirken könnten, soll im folgenden anhand von Luftreinhaltemaßnahmen diskutiert werden.

3.4.1 Auswirkung von veränderten Depositionsraten

Zur Zeit laufen bereits verschiedene Maßnahmen auf internationaler und nationaler Ebene, welche die Belastung der Waldökosysteme mindern sollen. Im Rahmen der Luftreinhaltekonvention (LTRAP) der UN/ECE sollen die Emissionen von SO_x-S um 67 %, von NO_x-N um 41% und von NH₃-N um 17 % bis zum Jahr 2010 gemindert werden. Grundlage ist das Jahr 1990.

Die mittels der Luftreinhalteszenarien ermittelten Daten zur Deposition können in die Diskriminanzfunktionen D4 bzw. D2 (siehe Kap.3.3.5 Tab.19) zur Ermittlung der Risikopotenziale eingegeben werden. Anhand der so gewonnenen Zuordnungswahrscheinlichkeiten kann gezeigt werden, wie sich die Zuordnung zu den Risikofaktoren und somit zu den Waldzustandstypen an den BZE-Standorten verändert haben. Zuordnungswahrscheinlichkeiten über 50 % führen zu einem erhöhtem Risiko.

Für die Szenarioberechnung wird angenommen, dass die Emissionsminderung sich 1 zu 1 auf die Depositionsraten auswirkt und, dass die Minderung schon heute eintritt. Im Jahr 1989 wiesen 375 Standorte ein erhöhtes Risiko durch atmosphärische Einträge auf (Abb.40). Ein räumlicher Schwerpunkt liegt in Ostdeutschland. Aufgrund der hohen säurewirksamen Einträge, die in die Diskriminanzfunktion einfließen, werden hohe Zuordnungswahrscheinlichkeit zu diesem Risikofaktor berechnet. Durch die hohen Einträge von Ammonium in Nordwestdeutschland und Bayern werden an diesen Standorten ebenfalls hohe Zuordnungswahrscheinlichkeiten berechnet.

Die für die Szenarioberechnung geschätzten Depositionsraten des Jahres 2010 zeigen einen deutlichen Rückgang des Risikos. Nur 22 Punkte zeigen weiterhin ein erhöhtes Risiko durch erhöhte Einträge. Insbesondere die Punkte in Ostdeutschland mit hohen Schwefel- und Säureeinträgen weisen geringe Zuordnungswahrscheinlichkeiten und somit ein geringes Risiko auf. Dies ist auf vorgesehene deutliche Minderung der Schwefeleinträge zurückzuführen. Gefährdet bleiben Standorte mit hohen Einträgen aus der Landwirtschaft in Nordwestdeutschland und Bayern. Diese Aussage deckt sich mit Untersuchungen zu Critical Loads Berechnungen an Level II-Punkten (Becker et al. 2000). Auch hier konnte gezeigt werden, dass an Standorten mit hohen Stickstoffeinträgen weiterer Minderungsbedarf besteht, der über die vorgesehenen Strategien der UN/ECE hinausgehen.

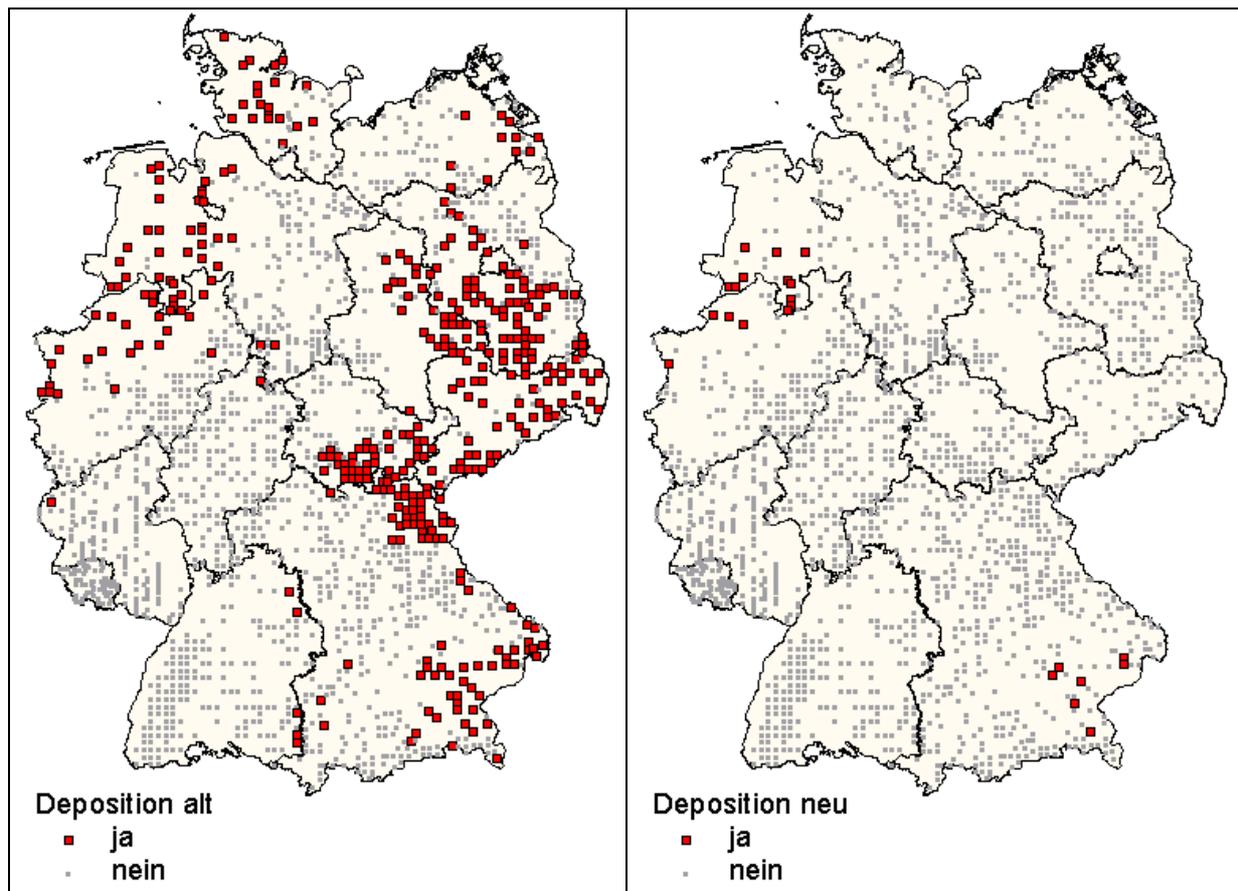


Abb.40 Vergleich des Risikos (ja/nein) durch atmosphärische Einträge anhand von Daten des Jahres 1989 und Daten aus Szenarioabschätzungen

3.4.2 Stoffhaushaltsmodellierung

Der Stoffhaushalt ist ein wichtiger Indikator für den Zustand bzw. die Belastung eines Ökosystems, da im Gleichgewichtszustand die Nährstoffkreisläufe nahezu geschlossen sind. Durch externe Störungen kann es zur Entkopplung von Prozessen kommen, in deren Folge es zu erhöhten Stickstoffausträgen kommt. Daher kann mit Hilfe von Input/Output-Bilanzen auch die Wirksamkeit von Maßnahmen insbesondere Luftreinhaltemaßnahmen überprüft werden. Ziel dieses Kapitels ist aus diesem Grund die Entwicklung und Berechnung von Modellszenarien (N-Input-Output) zur waldzustandstypen-abhängigen Bewertung des Regenerationspotentials mit Hilfe des Stoffhaushaltsmodells WASMOD/STOMOD.

Auswahl der Standorte und der Modellszenarien

Aufbauend auf den Ergebnissen zur Beurteilung des Risikos für Vitalitätsverluste anhand von Diskriminanzfunktionen bei veränderten Depositionsraten, wurde die Auswahl der Standorte und somit auch der Szenarien getroffen. Es sollte anhand der Depositionszeitreihen der Jahre 1990 bis 1999 für jedes Jahr der Stickstoffhaushalt modelliert werden. Anhand der Input/Outputbilanzen wird anschließend der Zustand des Standortes beurteilt. Um das Regenerationspotential von Standorten mit unterschiedlicher Stickstoffdeposition beschreiben zu können, wurden drei Kategorien gebildet, bei denen sich wahrscheinlich Unterschiede im Stoffkreislauf zeigen werden.

Die drei Kategorien lassen sich wie folgt charakterisieren:

- Sehr stark belastete Standorte mit erhöhtem Risiko aufgrund von erhöhten Stickstoffeinträgen im Jahr 1989, die auch nach Szenarioberechnung des Jahres 2010 weiterhin belastet sind.
- Mittel stark belastete Standorte mit erhöhtem Risiko aufgrund von erhöhten Stickstoffeinträgen im Jahr 1989, die nach Szenarioberechnung des Jahres 2010 kein erhöhtes Risiko mehr aufwiesen.
- Relativ unbelastete Standorte mit geringem Risiko aufgrund von Stickstoffeinträgen im Jahr 1989, die daher auch nach Szenarioberechnung des Jahres 2010 als unbelastet gelten.

Als weitere Kriterien sollten möglichst komplette Datensätze vorliegen, und die BZE-Punkte sollten von ihren Standortsverhältnissen ähnliche Eigenschaften (Baumart, Bodentyp, Substrat) aufweisen.

Bei den ausgewählten sechs Standorten handelt es sich ausschließlich um Kiefernbestände in Niedersachsen, die auf armen Sanden stocken. Zumeist haben sich auf dem basenarmen, sauren Substrat Podsole entwickelt. Die Eintragsraten im Jahr 1989 für Stickstoff der relativ gering belasteten Standorte liegen unter $25 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, während der maximale Eintrag bei $50 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ liegt. Kennzeichnend für die Belastungssituation ist der Eintrag an Ammonium-stickstoff am Standort 3173.

Tab.22 : Kurzcharakterisierung der ausgewählten BZE-Standorte

BFH- NUM	Depo.- Szenario ¹	WZT	Bodentyp	SUBSTRAT	pot.Säure (1989) [molc ha ⁻¹ a ⁻¹]	Nges. (1989) [molc ha ⁻¹ a ⁻¹]	NH ₄ -N (1989) [molc ha ⁻¹ a ⁻¹]
3142	3	2	Podsol	Arme Sande	2064,6	25,7	12,2
3144	3	2	Podsol	Arme Sande	2626,2	26,7	14,0
3158	2	1	Braunerde	Arme Sande	3378,0	48,5	22,4
3163	2	1	Podsol	Arme Sande	3376,6	43,8	22,2
3172	2	1	Podsol	Arme Sande	3601,1	50,4	28,7
3173	1	6	Podsol- Gley	Arme Sande	3958,0	55,2	29,1

¹ Depositionsszenario 1= 1989 und 2010 belastet; 2 = nur 1989 belastet; 3 = unbelastet

Ableitung von Eingabeparametern

Das Modell berechnete sowohl Stoffumsetzungsraten also auch Wasserflüsse und somit auch Stoffflüsse. Daher sind horizontbezogene Angaben zu bodenphysikalischen Variablen wie Wassergehalte bei bestimmten pF-Werten notwendig. Diese liegen im allgemeinen an BZE I Standorten nicht vor. Sie wurden anhand von Horizontsubstratgruppen abgeleitet. Die bodenchemischen Kennwerte lagen größtenteils vor. Die modellierten Klimadaten hatten nicht die benötigte zeitliche Auflösung. Aus diesem Grund wurden Daten der Klimamessstation der Level II 307 verwendet. Zur Abschätzung der atmosphärischen Deposition wurden die neuen, vom UBA zur Verfügung gestellten Zeitreihen verwendet. Diese bilden das räumliche Muster der Depositionssituation gut ab, während die Höhe der Einträge überschätzt wird (vgl. Kap.3.1). Für punktbezogene Bilanzierung sind sie nur bedingt

geeignet, da sie die trockene Deposition überschätzen. Somit lagen alle notwendigen Parameter für die Modellierung vor. Die bestehende Genauigkeit dieser Daten ermöglicht eine grobe Abschätzung von Input-Output-Bilanzen. Die Betrachtung von Prozessen innerhalb des Stickstoffkreislaufes ist indes nicht sinnvoll.

Tab.23 : Darstellung der verwendeten Eingabeparameter

<i>Kompartiment</i>	<i>Parameterbeschreibung</i>	<i>Quelle</i>
Standortsverhältnisse		
physikalische Parameter	<ul style="list-style-type: none"> • Korngrößenverteilung • pF-Werte, kf-Wert • Lagerungsdichte 	<p>abgeleitete Werte aus der Bodenart</p> <p>abgeleitet aus Horizontsubstratgruppe (in Anlehnung an RIEK et al. 1992)</p> <p>gemessene Werte</p>
Chemische Kennwerte	<ul style="list-style-type: none"> • C/N-Verhältnis • Gehalt an organischem Kohlenstoff • im Boden längerfristig lagernde organische Substanz • pH-Wert • frische, zugeführte organische Substanz 	<p>gemessene Werte</p> <p>gemessene Werte</p> <p>abgeleitet aus C/N-Verhältnis und Vorratsangaben</p> <p>gemessene Werte</p>
Bestandesdaten	<ul style="list-style-type: none"> • effektive Durchwurzelungstiefe • Blattflächenindex 	<p>geschätzt anhand von Literaturangaben (ANDERS et al.2000)</p> <p>Abschätzung anhand der Bodenart</p> <p>geschätzt</p>
Klimadaten	<ul style="list-style-type: none"> • Niederschlag • Luftfeuchte • max. Lufttemperatur • min. Lufttemperatur 	<p>gemessene Werte der Level II-Fläche 307; Periode 1996-2000, zwei Wiederholungen</p>
Atmosphärische Deposition	<ul style="list-style-type: none"> • Stickstoffinput als Ammonium und Nitrat 	<p>GAUGER et al. 2000, BLEEKER et al. 2000</p>

Regenerationspotential der Standorte

Eine Validierung der Modellergebnisse ist schwierig, da es keine Messwerte zu den N-Austrägen an BZE I-Standorten gibt. Für einen benachbarten Level II –Plot (Nr. 307) wurden mittels Chloridbilanz Wasserflüsse berechnet und zusammen mit den Stoffkonzentrationen, die mittels Saugkerzen gewonnen wurden, Stickstoffausträge mit dem Sickerwasser von 1996 bis 2001 berechnet. Diese Messungen kommen im Mittel zu $9,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Die vorliegenden Modellbefunde kommen mit einer Ausnahme zu Ergebnissen, die zwischen $6,8$ und $11,9 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im Zeitraum von 1990 bis 1999 liegen. Somit sind die Modellergebnisse plausibel.

Die modellierten mittleren Stickstoffausträge mit dem Sickerwasser weisen Unterschiede zwischen den Standorten auf (Tab.25). Diese stehen aber nicht im direkten Zusammenhang mit den atmosphärischen Einträgen. Hohe Depositionsraten gehen einher mit geringen Austrägen und umgekehrt. Auffällig verhält sich Standort 3163. Dieser Standort verfügt über deutlich höhere Auswaschungsraten und Aufnahmeleistungen durch die Baumschicht. Ursache hierfür

könnten die höheren pH-Werte im Oberboden sein, die sich positiv auf die Umsetzungsraten im Boden auswirken. Somit stellen standörtliche Eigenschaften sensitive Eingangsparameter bei der Modellierung dar.

Alle untersuchten Standorte weisen im Mittel über 10 Jahre eine deutlich positive Bilanz auf, d.h. dass Stickstoff im System akkumuliert. In einzelnen Jahren ist die Bilanz bei den BZE-Punkten 3142 und 3144 negativ (siehe Anhang A-7). Hier kommt es also zeitweise zu einem Abbau von Stickstoff. Die Bilanzen als Mittelwert über 10 Jahre zeigen eine gute Übereinstimmung mit den aus Diskriminanzfunktionen abgeleiteten Depositionsszenarien bzw. mit den Waldzustandstypen. Standorte, die dem Szenario 3 (unbelastet) und dem Waldzustandstyp 2 (kein Depositionsrisiko) angehören, weisen deutlich geringere Bilanzwerte auf. Es wird an diesen Standorten also weniger Stickstoff akkumuliert, was vor allem mit den geringeren Einträgen zusammenhängt. Zwischen Szenario 2 und 3 bzw. dem Waldzustandstypen 1 und 6 (Depositionsstress) besteht kein Unterschied. Diese Standorte weisen sehr hohe Werte auf. Auch wenn das Modell wahrscheinlich zu hohe Werte für die Bilanzen angibt, sind die Unterschiede zwischen den Standorten so deutlich, dass dies den Schluss zulässt, dass die Waldzustandstypen des Jahres 1989 ein guter Indikator für die anhaltende Belastung sind.

Tab.24 : Stickstoffbilanzen der untersuchten Standorte

Standort	Depositions-szenario ¹	N-Eintrag [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	N-Austrag mit dem Sickerwasser [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	Pflanzen- entzug [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]	Bilanz [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]
3142	3	25,7	8,9	7,3	7,9
3144	3	26,7	8,9	7,1	9,0
3158	2	48,5	6,8	7,1	34,9
3163	2	43,8	17,3	10,2	23,4
3172	2	50,4	9,5	9,8	31,4
3173	1	55,2	11,9	7,5	35,8

¹ Depositionsszenario 1= 1989 und 2010 belastet; 2 = nur 1989 belastet; 3 = unbelastet

Fazit: Die dargestellten Ergebnisse der Stoffhaushaltsmodellierung können einen groben Überblick über das Regenerationspotenzial der Standorte geben. Die Datenlage erlaubt keine genaueren Aussagen. Insbesondere die Abschätzung der atmosphärischen Einträge ist problematisch, da wahrscheinlich eine Überschätzung der Einträge vorliegt. Insgesamt stellt der gewählte Ansatz jedoch eine zweckdienliche Methode dar, wenn die Datenlage verbessert werden kann.

3.5 Voraussichtlicher Nutzen und Verwertbarkeit der Ergebnisse

Die derzeit praktizierten Maßnahmen zur Luftreinhaltung und zur Überprüfung der Konvention der UN/ECE über weitreichende grenzüberschreitende Luftverunreinigungen für säurewirksame und eutrophierende Verbindungen (UN/ECE 1979) basieren auf dem Konzept der Critical Loads und Levels, die den technischen Umweltschutz ergänzen. Grundlage des Konzeptes ist die langfristige Belastbarkeit und nicht der aktuelle Zustand bzw. die aktuelle Gefährdung der Standorte. Letzteres kann mit Hilfe der im Projekt abgeleiteten multi-faktoriellen Waldzustandstypen beurteilt werden. Auf der Grundlage von Daten zum Bodenzustand, zum Eintragungsgeschehen und zum Klima kann das akute Risiko für Vitalitätsverluste am Standort abgeschätzt werden. Die Waldzustandstypen stellen somit multivariate Schadindikatoren dar, welche den bei der Waldschadenserhebung konventionell verwendeten Indikator "Kronenzustand" ergänzen und unterlegen können.

Anhand von regionalisierten Waldzustandstypen ist es auf nationaler Ebene möglich Belastungsgebiete abzugrenzen. Die im Projekt abgeleiteten Depositions- und Waldzustandsregionen können im Rahmen des Forstlichen Umweltmonitorings als Befund- und Auswerteeinheiten verwendet werden. Insbesondere für die stratifizierte bundesweite Auswertung von Daten der jährlichen Waldzustandserhebung und der ab 2006 anfallenden Daten der zweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II) bilden diese Regionen brauchbare Straten.

Ein wesentliches Ziel des Projektes war die Ableitung eines waldzustandstypenspezifischen Maßnahmenkatalogs, der für politische Entscheidungsträger Handlungsempfehlungen zur Sanierung der Waldökosysteme in betroffenen Schadgebieten liefern kann. Da die zugrundeliegenden Messdaten bereits älter als zehn Jahre sind und sich zum Teil als sehr heterogen erwiesen, schien es zweckmäßig, weniger die Ableitung konkreter Handlungsempfehlungen für BZE-Punkte anzuvisieren, als vielmehr die verallgemeinerungsfähige Methodenentwicklung für einen solchen Ansatz. Durch das Projekt konnte ein Verfahren der statistischen Datenauswertung bereitgestellt werden, welches durch Differenzierung von Belastungstypen die Ableitung eines regelbasierten Maßnahmenkatalogs zur Sicherung der Stabilität der Waldbestände ermöglicht. Das entwickelte Instrumentarium lässt sich bei Vorliegen einer homogeneren Datenbasis in Zukunft für die integrierende Auswertung von Daten des Umweltmonitorings und punktbezogenen Ableitung von Maßnahmeempfehlungen erfolgversprechend einsetzen.

4 Zusammenfassung

Das Forschungsvorhaben „Maßnahmeempfehlungen für Waldzustandstypen unter variierenden Umweltbedingungen“ wurde an der Fachhochschule Eberswalde (FHE) in Kooperation mit der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft (BFH) im Zeitraum 11/2001 bis 01/2004 durchgeführt. Als Folgeprojekt baute es unmittelbar auf die Ergebnisse zweier vorangegangener Forschungsphasen auf, in denen anhand einer integrierenden Auswertung bundesweiter Waldzustandsdaten die Möglichkeiten der multifaktoriellen Beurteilung des Waldzustandes eruiert und acht sogenannte „Waldzustandstypen“ beschrieben wurden. Diese unterscheiden sich durch ein spezifisches Merkmalsspektrum und Gefährdungspotenzial voneinander. Das zentrale Ziel dieser abschließenden Auswertungen war, die Entwicklung eines waldzustandstypenspezifischen Maßnahmenkataloges, der für politische Entscheidungsträger Handlungsempfehlungen zur Sanierung geschädigter Waldökosysteme liefern kann und als Grundlage für mögliche einzuleitende Maßnahmen dienen soll.

Die Datenbasis für die integrierenden Auswertungen stellten die bundesweiten Inventuren BZE und WSE, welche durch von dritten Partnern (PIK, UBA) bereitgestellte, modellierte Umweltdaten zu Klima und Deposition ergänzt wurden. Außerdem wurden Level II Daten mit einbezogen. Methodisch stützt sich die Analyse auf multivariat-statistische Verfahren wie Faktoren-, Cluster- und Diskriminanzanalyse und die geostatistischen Verfahren der Variogrammanalyse und Kriging-Interpolation, welche in einem im Rahmen des Projektes entwickelten Auswertungsansatz kombiniert werden.

Verknüpfung von Level I und Level II-Daten (upscaling)

Für ein "upscaling" von Level II -Befunden auf die flächendeckende Stichprobe des Level I -Programms sind vergleichbare Datensätze – insbesondere zur Deposition – notwendig. Daher wurde eine Gegenüberstellung der mittels Kronenraumbilanzen, Ausbreitungs- bzw. Widerstandsmodellen ermittelten Depositionsdaten durchgeführt. Der Vergleich der drei Ansätze zur Abschätzung der Gesamtdeposition umfasst die Bundesländer Schleswig-Holstein, Berlin, Brandenburg und Baden-Württemberg, für deren Level II-Flächen für das Jahr 1999 Depositionsabschätzungen nach allen drei Methoden vorliegen.

- Der Vergleich hat deutliche Unterschiede für die Depositionswerte aufgezeigt, deren Ursachen sich nicht endgültig klären lassen.
- Die Kronenraummodelle unterschätzen wahrscheinlich die Trockene Deposition insbesondere von Ammonium. Dies trifft vor allem auf Ostdeutschland zu.
- Andererseits überschätzen die Widerstandsmodelle die Trockene Deposition.
- Es besteht daher auch weiterhin Forschungsbedarf, wenn Level I und Level II-Befunde verknüpft werden sollen, da nur der Ansatz der Widerstandsmodelle auf der Ebene von Level I durchgeführt werden kann.
- Eine Verknüpfung von mit der Deposition korrespondierenden Befunden dieses Projektes mit Level II-Daten ist somit im Moment nur auf der Basis der neuen UBA/INS-Daten, welche sowohl für Level I als auch für Level II vorliegen, möglich. Da die neue Datenreihe erst ab 1990 berechnet wurde, findet sie nur in

Ausnahmefällen Anwendung in der vorliegenden Studie, in der die Ergebnisse i.a. auf den „alten“ Daten (1989) beruhen.

- Auf der Grundlage von Karten der flächenhaften (regionalisierten) Depositionstypen des Jahres 1989, wurden Level II-Flächen räumlich diesen Typen zugeordnet.

Depositionstypen/-regionen als Auswertestraten

- Die Depositionstypen der Jahre 1989, 1993 und 1995 konnten mit Hilfe geostatistischer Verfahren bundesweit regionalisiert und regionale Belastungsräume dargestellt werden.
- Auch auf der Ebene von kleineren räumlichen Einheiten, wie Bundesländern können lokale Belastungssituationen anhand von Depositionstypen aufgezeigt werden. Am Beispiel von Brandenburg ergaben sich gute Übereinstimmungen zwischen den mit diesem Ansatz ermittelten Eintragsgebieten und den in der Literatur beschriebenen.
- Mittels Diskriminanzanalyse wurden Veränderungen im Depositionsgeschehen (Depositionsregionen) von 1989 bis 1995 untersucht. Es konnte nachgewiesen werden, dass in diesem Zeitraum Schwefel- und Säureeinträge abgenommen haben. Im Gegensatz dazu verblieben die Stickstoffeinträge auf hohem Niveau.
- Die statistischen Auswertungen zu Beziehungen zwischen Bodenkennwerten und Deposition an Fichtenbeständen - stratifiziert nach Depositionstypen - belegen den Einfluß von atmosphärischen Einträgen auf den Bodenzustand. Deutlich werden die Zusammenhänge vor allem bei den extremen Eintragsituationen im Jahr 1989.

Waldzustandstypen und -regionen als Auswertestraten

- Anhand der Parameter Boden, Deposition und Klima wurden acht Waldzustandstypen abgeleitet, die der multifaktoriellen Beurteilung des Waldzustandes dienen und die (abiotische) Belastungssituation wiedergeben. Sie können als Stratifizierungseinheit für Daten des forstlichen Umweltmonitorings dienen.
- Die Waldzustandstypen konnten auf naturräumlicher Basis der Forstlichen Wuchsgebiete regionalisiert werden. Es entstanden bundesweit zehn Waldzustandsregionen. Die räumliche Verteilung der Waldzustandstypen zeigt Schwerpunktregionen mit hohem Risiko, die mit den großräumigen geogenen und klimatischen Verhältnissen sowie den depositionsbedingten Belastungsräumen des Untersuchungszeitraumes 1989 bis 1992 übereinstimmen.
- Die nach Waldzustandstypen stratifizierte Auswertung ergab plausible Beziehungen zwischen Parametern des Umweltmonitorings, welche anhand des nicht stratifizierten Gesamtdatenkollektivs nur eingeschränkt oder überhaupt nicht nachweisbar sind.

Ableitung von vorrangigen Maßnahmen

- Auf der Basis einer Literaturstudie wurden Maßnahmen herausgearbeitet und deren Anwendbarkeit - unter besonderer Berücksichtigung der Datenlage und des Betrachtungsmaßstabs im vorliegenden Projekt - evaluiert. Als

Vorrangmaßnahmen wurden Kalkung, Waldumbau und regionale / lokale Luftreinhaltemaßnahmen identifiziert.

- Auf der Grundlage von punktbezogenen Waldzustandstypen wurde ein Handlungsschema entwickelt, nach dem Vorrangmaßnahmen an den BZE-Punkten abgeleitet wurden. Ziel ist der kurz- bis mittelfristige Schutz der Ökosysteme. Der langfristige Schutz kann durch die Bewertung der Critical Loads -Überschreitungen erfolgen. Vorrangmaßnahmen wurden nur für Standorte ausgewiesen, an denen der Kronenzustand Vitalitätsverluste anzeigt. Die folgende Häufigkeitsverteilung der BZE-Punkte bezieht sich daher auf Standorte, an denen sich das berechnete Schadpotenzial bereits in realen Vitalitätsverlusten (Kronenzustand) manifestiert; nicht berücksichtigt sind indes vorsorgliche Maßnahmen, wie z.B. Kompensationskalkungen aus Gründen des Bodenschutzes.
 - > Maßnahmen zur Minderung der Ammoniumeinträge sollten vorrangig an 20 % der BZE-Punkte durchgeführt werden.
 - > 21 % der Standorte sind vorrangig kalkungsbedürftig.
 - > 13 % der untersuchten Standorte neigen zu Trockenstress. Hier sollte lokal geprüft werden, ob Maßnahmen des Waldumbaus zur Vermeidung von Trockenstress führen.
 - > Für 46 % der untersuchten Waldstandorte sind keine vorrangigen Maßnahmen zu identifizieren.
- Da die verwendete Datengrundlage bereits mehr als zehn Jahre alt ist, relativ bedeutende Heterogenitäten aufweist, inzwischen bereits zahlreiche Maßnahmen realisiert worden sind und sich insbesondere die Eintragsbedingungen zwischenzeitlich gravierend verändert haben, zielt das beschriebene Vorgehen in erster Linie auf die Entwicklung eines Methodenansatzes und nicht auf aktuelle Handlungsempfehlungen ab.

Szenarien zur Beurteilung des Regenerationspotenzials

- Luftminderungsszenarien auf der Basis der UN/ECE -Vereinbarung LTRAP für das Jahr 2010 zeigen an, dass an einigen BZE-Punkten eine weitere Minderung der Ammoniumeinträge notwendig ist, damit diese Standorte kein erhöhtes Risiko für Vitalitätsverluste aufweisen.
- Mit Hilfe des Stoffhaushaltsmodells WASMOD/STOMOD wurden Stickstoffbilanzen für ausgewählte Standorte erstellt, die bestimmte Waldzustandstypen repräsentieren. Die Modellergebnisse zeigen, dass an langfristig belasteten Standorten erhebliche Stickstoffmengen im Ökosystem akkumulieren. Die Waldzustandstypen sind als Indikatoren für die Stickstoffbelastung geeignet.

5 English Summary

The research project “Methodological approaches for recommendations of measures for Forest condition types” was carried out from November 2001 to January 2004 at the Faculty of Soil- and Site Sciences of the University of Applied Sciences Eberswalde in cooperation with the Institute for Forest Ecology and Forest Inventory of the Federal Research Centre for Forestry and Forest Products in Hamburg. As a follow-up project, it was based upon the results from two previous research phases since 1997, during which the potentials for a multi-factor evaluation of forest condition were investigated through an integrating analysis of forest condition data on federal level. Eight so-called “Forest Condition Types” were described, which are distinguishable through a specific set of characteristics and risk potentials. The central objective of this concluding analysis was to develop a catalogue of forest condition type specific measures, which can provide the political decision-makers with recommendations for the rehabilitation of forest ecosystems.

The data basis for the integrating analysis was provided by the federal forest inventories BZE and WSE, which were complemented by environmental modelling data for climate and deposition by third partners (PIK, UBA). In addition Level II data were incorporated. The analysis is based on multivariate-explorative statistics and geostatistical methods (variogram analysis and Kriging interpolation). In the frame of the research project these methods were combined to develop an applied analysis approach.

Upscaling of Level I and Level II data.

In order to accomplish an upscaling of findings on the Level I plots to the Level II programme, comparable datasets - especially for the deposition - are needed. Therefore the deposition data from a crown space balance model, a spread (dispersion) model and a resistance model was investigated. The comparison of the three approaches for the estimation of the total deposition comprises the federal states of Schleswig-Holstein, Berlin, Brandenburg and Baden-Wuerttemberg, where deposition estimates according to the three models are available on Level II plots for the year 1999.

- The comparison revealed differences among the deposition values, which cannot be explained definitively.
- The crown space models likely underestimate the dry deposition, especially ammonium. This applies especially to eastern Germany.
- On the other hand the resistance models overestimate the dry deposition.
- There is still research need, if Level I and Level II findings shall be related, because alone the approach using the resistance model could be applied successfully to Level I data.
- At the moment an upscaling of the deposition findings within this project is only possible on the basis of the new UBA/INS data, which are available for Level I and Level II. Since the new dataset has been calculated only starting from 1999, it was used only partially. The results from the project are based on the “old” data for the year 1989.
- With maps of the regionalised deposition types, the Level II plots could be assigned to these types.

Deposition Types / Regions as analysis strata

- With the use of geostatistical methods, the deposition types of the years 1989, 1993 and 1995 were successfully regionalised on the federal level and regions of pronounced deposition stress were visualised.
- Also on the level of smaller spatial units such as federal states, the local deposition stress situation could be figured. The example of Brandenburg revealed good correspondence between the literature references and the described deposition input regions.
- The temporal changes in the deposition situation were investigated from 1989 until 1999 using discriminant analysis. It could be proved, that sulfur and acid inputs have decreased during this period. In contrast the nitrogen input remain on a high level.
- The statistical analysis of relationships between soil characteristics and the deposition of selected fir stands – stratified with deposition types – prove the impact of atmospheric inputs on the soil condition. The relationships become very clear with the example of extreme input situations during the year of 1989.

Forest Condition Types / Regions as analysis strata

- With the use of the parameter soil, deposition and climate, eight forest condition types were deducted, which serve for the multifactor evaluation of the forest condition and mirror the abiotic deposition stress situation. They can be adopted as analysis strata for environmental forest monitoring data.
- The forest condition types can be regionalised on the basis of natural spatial units, such as the forest growth regions. On the federal level, ten forest condition regions were described. The spatial distribution of the forest condition types shows focal regions with a high risk, which correspond to the geogenic and climatic situation as well to the deposition stress regions of the research period between 1989 and 1992.
- The analysis stratified with forest condition types resulted in plausible relationships between parameter of the environmental monitoring. With the unstratified complete data collective, these relationships can only be described partially or not at all.

Deduction of recommended measures

- On the basis of a literature review study, optional measures were selected and evaluated for their applicability – with special regard to the data basis and observation scale of the project. As priority measures liming, silvicultural forest conversion and air pollution control were identified.
- Referring to point-based forest condition types, a measure action scheme was developed, which allows a deduction of recommended measures for the BZE-inventory plots. The objective of the measures is the short and middle term protection of ecosystems. The long term protection can be assessed by an evaluation of the Critical Load exceedance. Priority measures were only concluded for sites, where the crown condition indicated vitality losses (rehabilitation measures) . The following frequency distribution of the BZE plots thus relates only to plots, where the damage potential is manifested in real vitality

losses. Not considered however are preventive measures, such as compensation calcifications for reasons of soil protection.

7. Measures for the reduction of ammonium inputs shall be carried out as a priority on 20% of the BZE plots.
 8. 21% of the plots require calcification.
 9. 13% of the investigated plots tend to drought stress. If the trees on these plots present distinct stress symptoms, a change in tree species selection should be considered.
 10. For 46% of the investigated forest site plots no priority measures are to be identified.
- Since the investigated data basis is more than ten years old, while in the mean time several measures were realised and especially because the input situation has changed dramatically in the mean time, the depicted project aims in the first place at the development of a methodological approach rather than on actual measure recommendations.

Scenarios for the evaluation of the regeneration potential

- Air pollution reduction scenarios on the basis of the UN/ECE agreement LTRAP for the year 2010 show, that on several BZE plots a further reduction of ammonium inputs is necessary in order to avoid an elevated risk for vitality losses on these plots.
- With the element budget model WASMOD/STOMOD nitrogen balances for selected plots were calculated, which represent particular forest condition types. The modelling results show, that long-term heavily loaded plots accumulate considerable amounts of nitrogen within the ecosystem. The forest condition types therefore are useful as indicators for nitrogen load.

Acknowledgement

The study was financially supported by the Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft, Germany

6 Erfolgskontrolle und Ausblick

Die Grundidee dieses Forschungsvorhabens war die integrierende Auswertung bundesweiter Waldzustandsdaten zur multivariaten Beurteilung des Waldzustandes und Ableitung von Maßnahmenempfehlungen. Im Mittelpunkt stand die Entwicklung eines Bewertungsschlüssels von Waldökosystemen, der als Grundlage für mögliche einzuleitende Maßnahmen fungieren kann. Der zu entwickelnde waldzustandstypenspezifische Maßnahmenkatalog sollte für politische Entscheidungsträger Informationen und Handlungsempfehlungen zur Sanierung der Waldökosysteme in Schadgebieten bereitstellen.

Im Gesamtaspekt hat das Projekt wichtige Informationen über Möglichkeiten und Grenzen der integrierenden Auswertung von Daten des forstlichen Umweltmonitorings geliefert. Unter Berücksichtigung der diesen Daten inhärenten Heterogenitäten, welche sich z.T. erst im Laufe des Projektes erschlossen, konnten die gestellten Projektaufgaben mit unterschiedlichem Erfolg realisiert werden.

Ein wichtiges Projektergebnis stellen die methodischen Ansätze zur Ableitung von "Waldzustandstypen" dar, welche auch als Belastungstypen und damit als multivariate Schadindikatoren interpretiert werden können. Ihre Herleitung basiert außer auf dem konventionellen Kennwert „Nadel-/ Blattverlust“ auf verschiedenen Parametern aus den Bereichen Boden, Baumernährung, Klima und Deposition. Auf der Grundlage der Waldzustandstypen ließen sich Beziehungen zwischen Kennwerten des forstlichen Umweltmonitorings aus unterschiedlichen Ökosystemkompartimenten plausibel beschreiben, welche anhand des nicht stratifizierten Gesamtdatenkollektivs nur eingeschränkt oder überhaupt nicht nachweisbar sind. Insofern kann das Projektziel der multivariaten Charakterisierung des Waldzustandes als erreicht betrachtet werden.

Anhand von regionalisierten Depositions- und Waldzustandstypen konnten Wege zur Übertragung von Befunden zwischen den beiden Messebenen des Level I- und Level II-Programms im forstlichen Umweltmonitoring aufgezeigt werden. Die dargestellten Depositions- bzw. Waldzustandsregionen können als Befund- und Auswerteeinheiten für Umweltdaten genutzt werden. In Zukunft sollte versucht werden, Flächeninventurdaten des Forstlichen Umweltmonitorings (jährliche WZE, BZE II) auf der Grundlage dieser Regionen stratifiziert auszuwerten, um die Sinn- und Zweckmäßigkeit der hier vorgeschlagenen Differenzierung durch weitere Stichproben überprüfen zu können.

Das Projekt hat gezeigt, dass hinsichtlich der Verknüpfung von Level I und Level II-Befunden auch weiterhin Forschungsbedarf besteht. Für ein "upscaling" von Level II - Befunden auf die flächendeckende Stichprobe des Level I -Programms sind vergleichbare Datensätze – insbesondere zur Deposition – notwendig. Da diese Daten erst ab 1990 vorliegen, die statistischen Algorithmen der vorliegenden Studie aber auf den Depositionsdaten von 1989 beruhen, müssten die Modellparameter für die Zuordnung zu Depositions- bzw. Waldzustandstypen komplett neu berechnet werden. Dies war im Rahmen des Projektes nicht möglich, so dass lediglich eine regionale Zuordnung, d.h. die Verschneidung zwischen Level II-Flächen und Depositionsregionen erfolgen konnte.

Im Projekt wurden auf der vorliegenden Datenbasis mittels multivariat-statistischer Auswertungsansätze Maßnahmenempfehlungen für Waldzustandstypen abgeleitet. Da die Eingangsdaten aus dem Zeitraum 1989 bis 1993 stammen, viele Standorte

zwischenzeitlich bereits gekalkt wurden und sich die Stoffeintragssituation zum Teil drastisch verändert hat, handelt es sich hierbei vor allem um eine verallgemeinerungsfähige Methodenentwicklung. Das entwickelte Instrumentarium für die regelbasierte Maßnahmenherleitung sollte in Zukunft auf eine homogenere Datengrundlage gestellt werden. Ein besonderes Potenzial für den Einsatz dieses Ansatzes bringt die Durchführung der BZE II mit sich, da sie bundesweit einheitliche aktuelle Daten liefern wird.

7 Literatur

- AID (1985): Forstliche Düngung. Auswertung und Informationsdienst für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Bonn.
- AK STANDORTSKARTIERUNG (2002): Waldökologische Naturräume Deutschlands. Karte. BFH
- AKIN, H.; H. SIEMES (1988): Praktische Geostatistik. Berlin New York.
- ASCHE, N. (1994): Elementgehalte von Buchenblättern auf ausgewählten Kalkversuchsflächen. AFZ-Der Wald. Bd. 14.
- BACKHAUS, K., B. ERICHSON, W. LINKE, C. SCHUCHARD-FISCHER (1987): Multivariate Analysemethoden. Berlin, Heidelberg.
- BARTELT, D. (1999): Beeinflussung der Stoffkreisläufe durch Weichlaubebäume. Berichte Freiburger Forstliche Forschung. Bd. 7. Freiburg.
- BECHER G. (1986): Ergebnisse und methodisch-theoretische Überlegungen zur immissionsökologischen Waldzustandserfassung (IWE) – dargestellt am Beispiel Hamburgs. Forstarchiv 57, 167-174.
- BEESE, F. (1996): Parameter des Stoffumsatzes in Ökosystemen mit Böden unterschiedlicher Acidität. Göttinger Bodenkundliche Berichte.
- BLANCK K., (1995): Mittelfristige Auswirkung von Kalkung, Bodenbearbeitung und Hilfspflanzen auf Boden und Bewuchs in Versuchsflächen im Forstamt Syke. Berichte des Forschungszentrums Waldökosystemforschung Göttingen. Reihe A., Heft 122.
- BLEEKER A., DRAAJERS G.P.J., KLAP J.M., VAN JAARVELD J.A. (2000): Deposition of acidifying components and base cations in Germany in the period 1987-1995. RIVM, report 722108027. Bilthoven. pp.124 .
- BLOCK, J. ; EICHHORN, J.; GEHRMANN, J.; KÖLLIG, C.; MATZNER, E.; MEIWES, K.J.; V. WILPERT, K.; WOLFF, B. (2000) Kennwerte zur Charakterisierung des ökochemischen Bodenzustandes und des Gefährdungspotenzials durch Bodenversauerung und Stickstoffsättigung an Level II-Waldökosystemen-Dauerbeobachtungsfläche. Arbeitskreis C der Bund-Länder-Arbeitsgruppe Level II. Hrgs: BML.
- BML (1997): Waldzustandsbericht der Bundesregierung 1997. Ergebnisse der Waldschadenserhebung. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.). Bonn.
- BMVEL (2000): Gesamtwaldbericht der Bundesregierung. Bonn.
- BMVEL (2001): Gesamtwaldbericht der Bundesregierung. Bonn.
- BÖHME, F.; RUSSOW, R. (2001): Quantifizierung des atmosphärischen Stickstoffgesamteintrags in das System Boden/Pflanze an vier Standorten in Sachsen-Anhalt. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft. Bd. 96: 399-400. Oldenburg.
- BOLTE, A.; WOLFF, B. (2001): Validierung von Critical Loads Überschreitungen mit Indikatoren. 1. Teil Waldökosysteme des Abschlußberichtes des UBA-Forschungsvorhabens FKZ 298 423 09
- BORK H.-R., H. ROHDENBURG, W. BRANDTNER (1984): Die landschaftsökologische Bewertung von Waldstandorten mit Hilfe multivariat-statistischer Verfahren. Landschaftsgenese und Landschaftsökologie, Hft.9. Braun-schweig.

- BRANDING A. (1997): Die Bedeutung der atmosphärische Deposition für die Forst- und Agrarökosysteme der Bornhöveder Seenkette. EcoSys Suppl-Bd. 14, Kiel.
- BRÜMMER, G. W.; ROSCHER S., VEERHOFF, M. (1996): Ausmaß und ökologische Gefahren der Versauerung von Böden unter Wald. Berlin.
- BURGESS T.M., R. WEBSTER (1980): Optimal interpolation and isarithmic mapping of soil properties I. The semivariogram and punctual kriging. J. Soil Sci. 31, 315-331.
- BURROUGH P.A., R. WEBSTER (1976): Improving a reconnaissance soil classification by multivariate methods. J. Soil Sci. 27, 554-571.
- DAHIYA I.S., R. ANLAUF, K.C. KERSEBAUM, J.RICHTER (1985): Spatial variability of some nutrient constituents of an Alfisol from Loess: II. Geostatistical analyses. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 148, 268-277.
- DEIBRODT, S.; KLEBER, M.; SCHULZ, E.; JAHN, R.; NEUE, H.-U. (2001): Das Mineralinventar des Statischen Dauerdüngungsversuches V 120 Bad Lauchstädt. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft. Bd. 96. Wien
- DEROME, J.; PÄTILÄ, A. (1990): Alleviation of Forest Soil Acidification Through Liming. In: Kauppi, Anttila and Kenttämies. Acidification in Finland Springer-Verlag. Berlin Heidelberg
- DIESE, N.B.; MATZNER, E.; FORSIUS, M. (1998): Evaluation of organic horizon C:N ratio as an indicator of nitrate leaching in conifer forests across Europe. Environmental Pollution. Bd. 102.
- DIESE, N.B.; MATZNER, E.; GUNDERSEN, P. (1998): Synthesis of nitrogen pools and fluxes from european forests in relation to nitrogen deposition. Forest ecology and management. 71: 153-154.
- DOHLEN, M. (1999): Laboruntersuchungen zu den langfristigen Auswirkungen einer Kalkung auf die N-Mineralisierung in der Humusaufgabe eines Kiefernforstes. Fakultät für Geowissenschaften (unveröff.). Ruhr-Universität Bochum
- DRAAIJERS G.P.J., VAN LEEUWEN E.P., JONG P.G.H., ERISMAN J.W. (1997): Base cation deposition in Europe. Part I - model description, results and uncertainties. Atmospheric Environment 31: 4139-4157.
- DUTTER, R. (1985): Geostatistik. Stuttgart.
- EBERL, C.; MINDRUP, M.; MEIWES, K.J. (2002): Planungsgrundlagen für die Fortführung der Waldkalkung in Niedersachsen. Beitrag zum Seminar der Niedersächsischen Landesforstverwaltung.
- ELLENBERG, H.; WEBER, H.; DÜLL, R.; WIRTH, V.; WERNER, W.; PAULIßEN, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 2.Auflage. Scripta Geobotanica XVIII.
- EMEP/MSCW (1996) Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-Range Transmission of Air pollutants in Europe. <http://www.emep.int>
- ENGLISCH, M.; WEISS, P.; HACKER, R.; MUTSCH, F. (2001): Bodeninformation und das Kyoto- Protokoll: Der Waldboden als Kohlenstoffsенke - Hypothesen und Möglichkeiten der konkreten Messung. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft. Bd. 96. Wien
- FEGER, K.-H.; ARMBRUSTER, M.; ZORNIGER, M.; LORENZ, K. (2001): Waldbodenmelioration in einem stadtnahen Trinkwasserschutzgebiet - Vergleich der bodenchemischen Auswirkungen von dolomitischem Kalk und basaltischem Gesteinsmehl. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft. Bd. 96. Oldenburg

- FEGER, K.-H.; LORENZ, K.; RASPE, S.; ARMBRUSTER, M. (2000): Mittel- bis langfristige Auswirkungen von Kompensations- bzw. Bodenschutzkalkungen auf die Pedo- und Hydrosphäre. Forschungsbericht FZKA - BWPLUS, Förderkennzeichen: PEF 196003.
- GÄRTNER E.J., URFER W., EICHHORN J., GRABOWSKI H., HUSS H. (1990): Die Nadelverluste mittelalter Fichten (*Picea abies* (L.) Karst.) in Hessen in Abhängigkeit von Nadelinhaltsstoffen, Bodenelementgehalten und Standortfaktoren. Forschungsberichte Hessische Forstliche Versuchsanstalt, Bd. 10.
- GAUGER, T., KÖBLE, R., SMIATEK, G. (1997): Kartierung kritischer Belastungskonzentrationen und -raten für empfindliche Ökosysteme in der Bundesrepublik Deutschland und anderen ECE-Ländern. Teil 1: Deposition Loads. Endbericht zum Forschungsvorhaben 10601061 des Umweltbundesamtes: pp.126.
- GAUGER, T.; KÖBLE, R.; SMIATEK, G. (2000): Kritische Luftschadstoff-Konzentrationen und -Eintragsraten sowie ihre Überschreitungen für Wald und Agrarökosysteme sowie naturnahe waldfreie Ökosysteme. Endbericht zum Forschungsvorhaben 29785079 des Umweltbundesamtes: S.131.
- GILL, P., M. MURRAY, M. WRIGHT (1981): Practical optimization. London.
- GULDER, H.-J. (1998): Folgerungen aus der BZE für den Forstbetrieb. AFZ/DerWald. Bd. 10. Freising
- HEINSDORF D., KRAUSS H., HIPPELI P. (1988): Ernährung- und bodenkundliche Untersuchungen in Fichtenbeständen des mittleren Thüringer Waldes unter Berücksichtigung der in den letzten Jahren aufgetretenen Umweltbelastungen. Beitr. Forstwirtschaft 22 (4), 160- 167.
- HENNINGS, V. (1991): Die Bedeutung der räumlichen Variabilität bodenkundlicher Basisdaten für aktuelle und zukünftige Kartiertechniken, dargestellt an einem Beispielsgebiet im nördlichen Harzvorland. Geologisches Jahrbuch Reihe F, Hft.28. Hannover.
- HÖRMANN, G. & MEESENBURG, H. (2000): Die Erfassung und Modellierung des Wasserhaushaltes im Rahmen des Level II-Programms in der Bundesrepublik Deutschland. Forstarchiv 71: 70-75.
- HUTCHINSON M. F. (1995). "Interpolating mean rainfall using thin plate smoothing splines." International Journal for Geographical Information Systems 9(4): 385-403.
- KATZENSTEINER, K. (2000): Wasser- und Stoffhaushalt von Wäldökosystemen in den nördlichen Kalkalpen. Forstliche Schriftreihe Universität für Bodenkultur. Wien.
- KAUPENJOHANN, M. (1995): Wirkung der Kalkung auf Bäume und Bodenvegetation. AFZ-Der Wald.
- KÖLLING C. (1999) : Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen un den Wäldern Bayerns.Ergebnisse aus den Stoffhaushaltsuntersuchungen an den Bayrischen Waldklimastationen 1991-1998.Berichte aus der Bay-rischen Landesanstalt für Wald- und Forstwirtschaft.
- KÖNIG, N.; WOLFF,B. (1993): Abschlußbericht über die Ergebnisse und Konsequenzen der im Rahmen der bindesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) durchgeführten Ringanalysen. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe B, Bd. 33.
- KRAUSS H.H. (1990): Stickstoff- und Schwefelschäden in Kieferbeständen infolge Immissionen aus Hühnermas-sentierhaltung im Bereich des StFB Wermsdorf- in: IFE-Berichte aus Forschung und Entwicklung 20.
- KUBLIN E. (1987): Statistische Auswertungsmodelle für Waldschadensinventuren - Methodische Überlegungen. Forstw. Cbl. 106, 57-68.

- LAMMERDORF, N.; BARTSCH, N.; BLANCK, K.; BREDEMEIER, M.; DEUTSCHMANN, G.; DOHRENBUSCH, A.; IBOM, A.; LUDWIG, B.; MEESENBURG, H.; SCHNITZLER, K.-G. (1998): Ergebnisse langjähriger Stoffflussuntersuchungen im Solling-Wissensstand, Aktuelle Ergebnisse, offene Fragen und Forschungsbedarf.. In: Schaefer. Integriertes Monitoring. -Ergebnisse, Programme, Konzepte. EcoSys. Bd. 16. Kiel.
- LANDESFORSTANSTALT EBERSWALDE (2001): Forstliche Umweltkontrolle. Ergebnisse aus zehnjährigen Untersuchungen zur Wirkung von Luftverunreinigungen in Brandenburgs Wäldern. In: Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg. Eberswalde.
- LORENZ, M., SEIDLING, W., MUES, V., BECHER, G., FISCHER, R. (2001): Forest Condition in Europe: Results of the 2000 large-scale survey. United Nations Economic Commission for Europe, European Commission, Geneva, Brussels, 103 p. + Appendices.
- LORENZ, M., MUES, V., BECHER, G., SEIDLING, W., FISCHER, R., LANGOUCHE, D., DURANT, D., BARTELS, U. (2002): Forest Condition in Europe: Results of the 2001 large-scale survey. United Nations Economic Commission for Europe, European Commission, Geneva, Brussels, 99 p. + Appendices.
- LORENZ, M., MUES, V., BECHER, G., MÜLLER-EDZARDS, C., LUYSSAERT, S., RAITIO, H., FÜRST, A., LANGOUCHE, D. (2003): Forest Condition in Europe: Results of the 2002 large-scale survey. United Nations Economic Commission for Europe, European Commission, Geneva, Brussels, 114 p. + Appendices.
- LUNDELL Y. (2000): Aspects on nutrient availability in Swedish forest soils. Acta Universitatis Agriculturae Sueciae. Sivistria. Heft 135.
- LWF, BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR WALD- UND FORSTWIRTSCHAFT (1997): Auswirkungen des Wasserhaushaltes auf Kronenzustand und Zuwachsverhalten von Fichte, Kiefer, Tanne, Buche und Eiche unter Berücksichtigung des Standortes (unveröffentlichter Abschlußbericht eines Forschungsberichtes der LWF; abschließende Dissertation und Publikation durch F.J. Mayer in Vorbereitung).
- MARSCHNER B. (1990): Elementumsätze in einem Kiefernforstökosystem auf Rostbraunerde unter dem Einfluss einer Kalkung / Düngung. Diss. TU Berlin.
- MC BRATNEY A.B., R. WEBSTER (1983): How many observations are needed for regional estimation of soil properties? Soil Sci. 135, 177-183
- MEIWES, K.J.; MINDRUP, M. (1998): Langzeitwirkung von Kalkung und Phosphordüngung auf den C- und N-Haushalt im Oberboden eines Fichtenbestandes in Nordwestdeutschland. Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt. Göttingen.
- MEIWES, K.J.; MEESENBURG, H.; BARTENS, H.; RADEMACHER, P.; P.K. KHANNA (2002): Akkumulation von Auflagehumus im Solling. Mögliche Ursachen und Bedeutung für den Nährstoffhaushalt. Forst und Holz 13/14, Jgh.57, 428-433.
- MOSANDL, R. (1998): Die neue Zielbestockung: Der Naturnahe Wald. In: ÖGWEB (Öster. Ges. f. Waldökosystemforschung und experimentelle Baumforschung). Forstliche Schriftenreihe, Bd.12: 119-124. Universität für Bodenkultur Wien.
- NAGEL H.-D., H.-D. GREGOR (1999): Ökologische Belastungsgrenzen – Critical Loads & Levels. Ein internationales Konzept für die Luftreinhaltungspolitik. Springer Verlag.
- NAGEL, J. (1999): Critical loads exceedance. In: NAGEL & GREGOR: Ökologische Belastungsgrenzen- critical loads and levels. Springer Verlag Berlin. 232-236.
- NEULAND H., BÖMELBURG J., HANKE H., TENHAGEN P. (1990): Regionalstatistische Analyse des Zusammenhangs zwischen Standortbedingungen und Waldschäden.

- Forschungsbericht der Dornier GmbH, Bereich Planungsberatung, Regionalplanung und Ökologie. Friedrichshafen.
- NIEDERSÄCHSISCHE LANDESFORSTVERWALTUNG (2003) Programm zur Langfristigen ökologischen Wald-Entwicklung (LÖWE). <http://www.forstnds.de> [03.12.2003]
- NILSSON J., GRENNFELT P. (1988): Critical loads for sulphur and nitrogen. Nordic Council of Ministers, Copenhagen (Denmark), Report 1988. pp. 115.
- NORRIS J.M. (1970): Multivariate methods in the study of soils. *Soils and Fertilizers* 33, 313-318.
- NORRIS J.M. (1972): The application of multivariate methods to soil studies – III. Soil variation. *J. Soil Sci.* 23, 62-75.
- OESTEN, G. (1993): Anmerkungen zur Nachhaltigkeit als Leitbild für naturverträgliches Wirtschaften. *Forstw Cbl* 112: 313-319
- OLIVER M.A., R. WEBSTER (1987): The elucidation of soil pattern in the Wyre Forest of the West Midlands, England. I. Multivariate Distribution. *J. Soil Sci.* 38, 279-291.
- PELL, E. J. (1987): Ozone Toxicity - is there more than one mechanism of action?. In: Hutchinson, T. C.; Meema, K.M. *Effects of Atmospheric Pollutants on Forests, Wetlands and Agricultural Ecosystems*: 229-241. Springer-Verlag. Berlin Heidelberg.
- PRENTICE, I.C.; CRAMER, W. (1992): A global biome model based on plant physiology and dominance, soil properties and climate; *Journal of Biogeography* 19(2): 117-134.
- PRIETZEL, J.; GHIDONI, M.; KOLB, E.; REHFUESS, K.-E. (1996): Nachhaltigkeit der Wirkung von Meliorationsmaßnahmen auf den Säurestatus devastierter Waldböden: Ergebnisse eines Langzeitversuches in der Oberpfalz. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*. Bd. 76. Oldenburg.
- RADEMACHER, P.; MEESENBURG, H.; MÜLLER-USING, B. (2001): Nährstoffkreisläufe in einem Eichenwald-Ökosystem des nordwestdeutschen Pleitozäns. *Forstarchiv*. Heft 72.
- RAPP C. (1991): Untersuchung zum Einfluß von Kalkung und Ammoniumsulfat-Düngung auf Feinwurzeln und Ektomykorrhizen eines Buchenaltbestandes im Solling. *Berichte des Forschungszentrums Waldökosystemforschung Göttingen*. Reihe A., Heft 72.
- REHFUESS, K. E. (2000): Anthropogene Veränderungen von Waldböden - Folgerungen für die Bewirtschaftung. *Forst und Holz*.
- RIEK W. (1995): Standortseigenschaften, Wuchsleistung und Schädigung von Kiefern- und Eichenforsten im Berliner Raum. *Bodenökologie und Bodengenese*, Heft 16, 1-144.
- RIEK W., M. RENGER, G. WESSOLEK (1995a): Multivariate explorative Verfahren zur Beschreibung des bodenchemischen Zustandes von Forststandorten. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 76 (II), 1165-1168.
- RIEK W., WESSOLEK G., RENGER M., VETTERLEIN E. (1995b): Luftkapazität, nutzbare Feldkapazität und Feldkapazität von Substrat-Horizontgruppen - eine statistische Auswertung von Labordatenbanken. *Z. Pflanzener-nähr. Bodenk.* 158. 485-491.
- RIEK, W., WOLFF, B. (2000): Ansätze zur Ableitung von Waldzustandstypen auf der Grundlage nationaler Inventurdaten. *Tagung der Biometrischen Gesellschaft*. Arbeitskreis Ökologie.
- ROTHER, A. (1996): Vergleich von Baumarteneffekt (Fichte-Buche) und Kalkungseffekt am Versuchsstandort Höglwald. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*. Bd. 79: 137-140. Freiburg

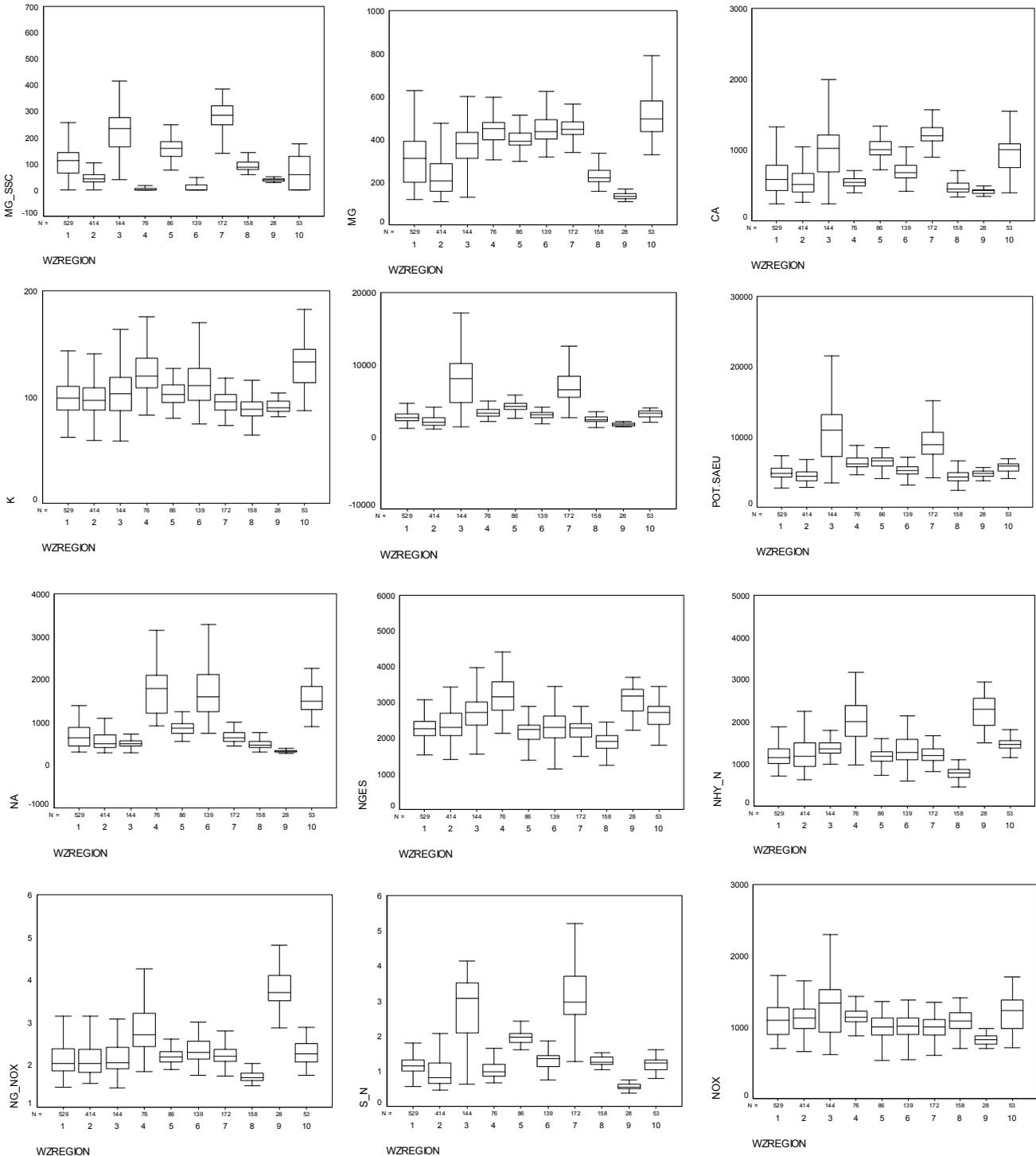
- ROTHER, A. (1999): Abschätzung der flächigen Nitratbelastung für Waldgebiete dargestellt am Beispiel des Eurasburger Forstes. In: Rothe, Brandt und Hurler. Waldbewirtschaftung und Nitratbelastung des Grundwassers. AFZ-Der Wald. Bd. 10.
- SÄCHSISCHE LANDESANSTALT FÜR FORSTEN GRAUPA (1995): Bodenschutzkalkung - Entscheidungshilfen-. 3. Auflage.
- SCHÄFFER, J.; GEIßEN, V.; HOCH, R.; VON WILPERT, K. (2001): Waldkalkung belebt Böden wieder. AFZ-Der Wald. Bd. 21: 1106-1109.
- SCHMIDT, W. (1992): Der Einfluß von Kalkungsmaßnahmen auf die Waldbodenvegetation. Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz. Bd. 1:79-88.
- SCHMIDT, W.; WECKESSER, M. (2002): Structure and species diversity of forest vegetation as indicators of forest sustainability. In: Spellmann. Presentations of the 5th International Workshop of EU-LIFE-Project: "Demonstration of Methods to Monitor Sustainable Forestry" 2001-05-05 - 2001-05-08 Germany. Cuvillier Verlag Göttingen. Göttingen
- SCHMITT, V.; SCHEUERMANN, R.; WILD, A. (1995): Auswirkungen einer Kalkungsmaßnahme auf physiologische und biochemische Parameter unterschiedlich geschädigter Fichten an der Umweltkontrollstation Idar-Oberstein. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz. Bd. 32. Trippstadt.
- SCHMITT, V.; WILD, A. (1995): Auswirkungen einer Düngemaßnahme auf morphologische und biochemische Parameter von Eichen an der Umweltkontrollstation Merzalben. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz. Bd. 32: 66-89. Trippstadt.
- SCHRÖDER, W.; VETTER, L.; FRÄNZLE, O. (1994): Neuere statistische Verfahren und Modellbildung in der Geoökologie. Göttingen.
- SCHÖPFER W., HRADETZKY J. (1985): Luftschadstoffe maßgebliche Ursache der Walderkrankung – eine weitere Untermauerung des „Indizienbeweises“. Der Forst- und Holzwirt 40, 211-219.
- SCHÜLER G. (1990): Der kombinierte Durchforstungs- und Düngungsversuch Kastellaun-angelegt 1959 heute noch aktuell ? Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz. pp.96
- SCHÜLER, G. (1993): Eigenschaften und Eignung basischer Substanzen für Bodenschutzmaßnahmen. LÖLF-Mitteilungen.
- SCHÜLER, G. (1996): Bodenschutz durch standortdifferenzierte Waldkalkung. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft. Bd. 79: 133-136. Freiburg.
- SCHÜLER, G. (1996): Verträglichkeit sulfatisch gebundener Dünger auf tiefreichend versauerten Buntsandstein-Waldböden in Rheinland-Pfalz. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft. Bd. 79: 313-316. Oldenburg.
- SCHULTE M., F.H. SCHWARZENBACH, E. VOGEL, W. URFER (1991): Methodische Erfahrungen bei der Anwendung diskriminanzanalytischer Verfahren zur Charakterisierung von Waldböden auf der Grundlage elementar-chemischer Analysedaten. Forstarchiv 62, 145-152.
- SEIDLING, W. (1993): Zusammenhänge zwischen Reaktionszeigerwerten und bodenchemischen Parametern am Beispiel von Waldbodenvegetation. Phytocoenologia. Bd. 23: 301-318.
- SEIDLING, W. (2000): Multivariate Statistics within Integrated Studies on Tree Crown Condition in Europe –an over-view. BFH Hamburg
- STOCK, R. (1988): Aspekte der regionalen Verbreitung „Neuartiger Waldschäden“ an Fichte im Harz. Forst und Holz. 12, 283-286.

- STRELETZKI H. W. (1986): Erweiterte Auswertung der Waldschadenserhebung 1985 - Analyse von Baum-, Be-standes- und Standortmerkmalen bei deutlich geschädigten Fichten, Kiefern und Buchen. *Der Forst und Holzwirt*. 12, 319-325.
- SYKES M. T., PRENTICE I. C. (1996): A bioclimatic model for the potential distributions of North European tree species under present and future climates; *Journal of Biogeography* 23(2): 203-233.
- UBA (1996) Umweltbundesamt: Manual on methodologies and criteria for mapping critical levels/loads and geographical areas where they are exceeded. UBA-Texte 71/96.
- ÜBERLA, K. (1972): *Faktorenanalyse*. Berlin.
- ULRICH B. (1991): Beiträge zur Methodik der Waldökosystemforschung. *Berichte des Forschungszentrums für Waldökosysteme/ Waldsterben*. Reihe B , Bd. 24. pp. 142.
- ULRICH B. (1994): Nutrient and acid-base budget of central european forest ecosystems. *Effects of Acid Rain on Forest Processes*. Wiley-Liss, Inc:1-50.
- UN/ECE (1979): UN Convention On Long Range Transboundary Air Pollution. Genf
- UN/ECE (1997): Ten Years of Monitoring Forest Condition in Europe: Studies of Temporal Development, Spatial Distribution and Impacts of Natural and Anthropogenic Stress Factors. Overview report. Brüssel, Genf.
- UN/ECE (2001): Forest Condition in Europe. Executive Report. Brüssel.
- VALEUR, I. (2000): Sulphur Dynamics in Forest Soils. Effects of liming. In: Valeur, I..Sulphur Dynamics in Forest Soils. Effects of liming Bd. 138. *Silvestria*. Alnarp.
- VAN LEEUWEN E.P., DRAAIJERS, G.P.J., DE JONG, P.G.H., ERISMAN, J.W. (1996): Mapping dry deposition of acidify-ing components and base cations on a small scale in Germany. RIVM Report Nr.722108012. Bilthoven.
- VAN PUL W.A.J., POTMA C.J.M., VAN LEEUWEN E.P., DRAAIJERS G.P.J., ERISMAN J.W. (1995): EDACS: European Deposition maps of Acidifying Components on a Small scale. Model description and preliminary results. RIVM Report Nr.722401005. Bilthoven.
- VEERHOFF, M. (1992): Silikatverwitterung und –veränderungen des Tonmineralbestandes in Waldböden als Folge von Versauerungsvorgängen. *Bonner bodenkundliche Berichte* Bd. 8.
- VETTER L., SCHRÖDER W. (1989): Darstellung der Waldschäden als komplexes Beziehungsgeflecht. *Die Geowis-senschaften*. 10, 285-298.
- VON WILPERT, K.; LUKES, M. (2003): Ecochemical effects of Phonolite rock powder, Dolomite and Potassium sulfate in a spruce stand on an acidified glacial loam. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*.
- WARD, J.H. (1963): Hierarchical grouping to optimize an obejective function. *J.Amer Stat As..* 58, 236-254.
- WEBSTER R. (1979): *Quantitativ and numerical methods in soil classification and survey*. Oxford.
- WELLBROCK, N.; RIEK, W. (2002): Ernährung von Kiefernbeständen an deutschen BZE-Standorten in Abhängigkeit von der atmosphärischen Stoffdeposition. *Forstarchiv* Heft 4: 131-136.
- WELLBROCK, N.; RIEK, W.; WOLFF, B. (2001): Integrierende Auswertung bundesweiter Waldzustandsdaten. *Arbeitsbericht*: pp. 106. Ebenfalls veröffentlicht unter www.bfafh.de [03.12.2003]
- WELLBROCK, N.; RIEK, W.; WOLFF, B. (2002a): Maßnahmeempfehlungen für Waldzustandstypen unter variierenden Umweltbedingungen. *Zwischenbericht*.

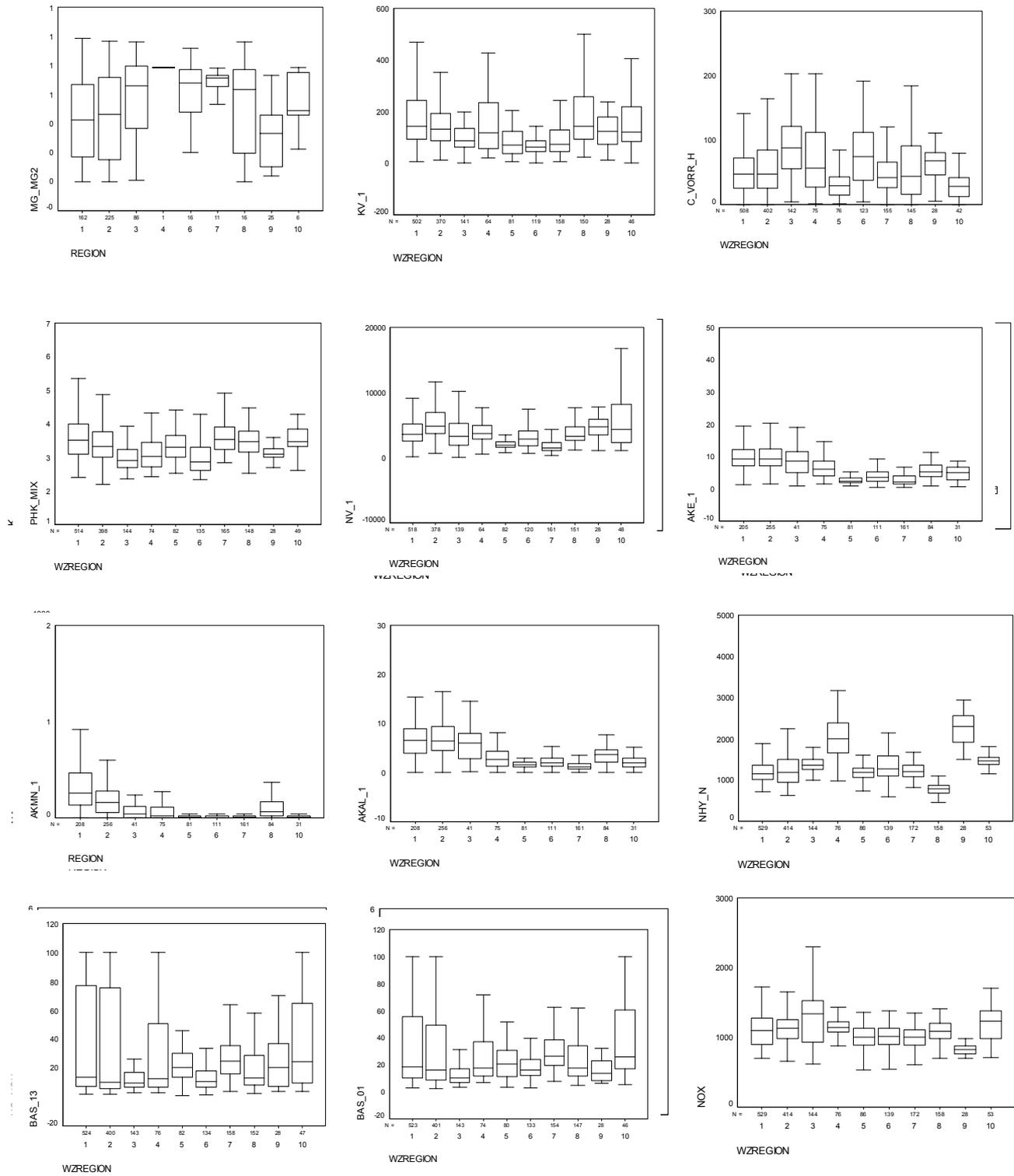
- WERNER, W. (1995): Auswirkungen von Dolomit-Kalkung und Kalium-Düngung auf die Nitratausnutzung, das Wachstum und die Vitalität der Krautschicht des Waldökosystems an der Umweltkontrollstation Idar-Oberstein. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz. Bd.32. Trippstadt.
- WICKRAMAGAMAGE P., G.C. FISHER (1988): The numerical classification of soils: a case study using data from West Sussex, England. J. Soil Sci. 39, 139-152.
- WOLFF, B. (2002): Contributions of National Forest Monitoring Systems to a national set of Criteria and Indicators for Sustainable Forest Management in Germany. In: Spellmann: Presentationen of the 5th International Workshop of EU-LIFE-Project: "Demonstration of Methods to Monitor Sustainable Forestry" 2001-05-05 - 2001-05-08 Germany. Cuvillier Verlag Göttingen. Göttingen.
- WOLFF, B., RIEK, W. (1997): Deutscher Waldbodenbericht 1996. Bonn.
- YOST R.S., G. UEHARA, R.L. FOX (1982): Geostatistical analysis of soil chemical properties of large land areas I + II. Soil Sci. Soc. Am. J. 46, 1028-1037.
- ZOLLNER, A. (1995): Düngeversuche in ostbayerischen Wäldern. Berichte aus der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft. Bd. 6. Freising.

8 Anhang

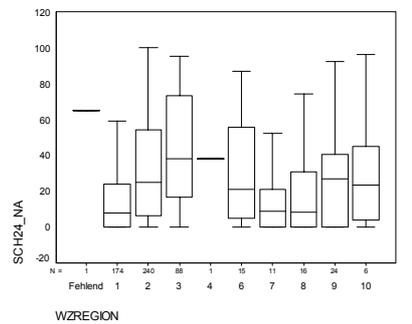
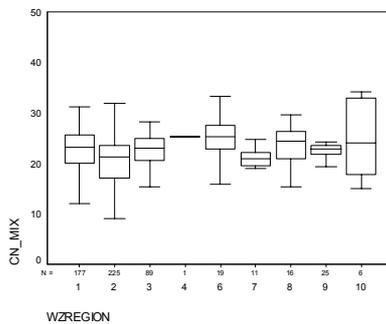
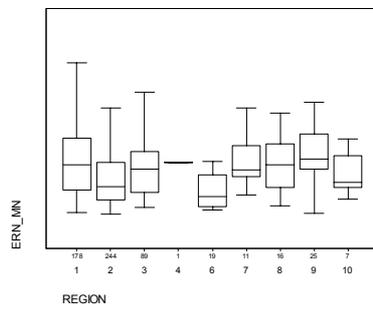
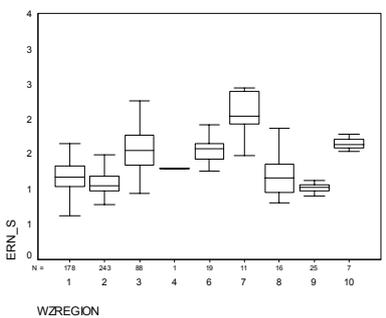
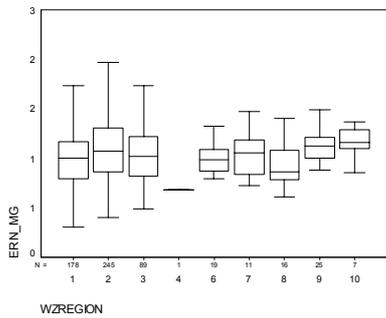
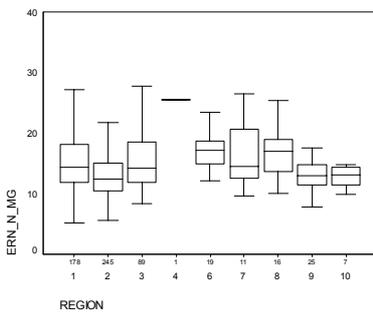
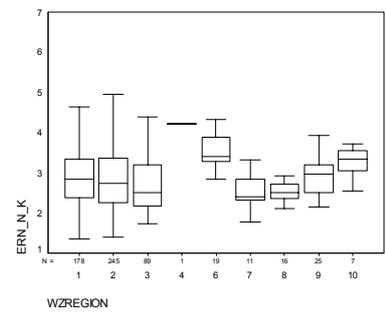
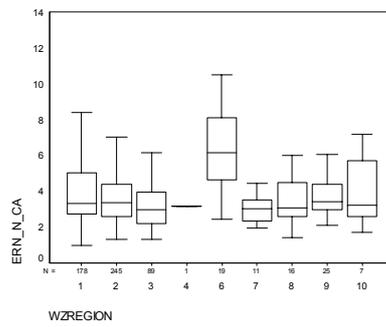
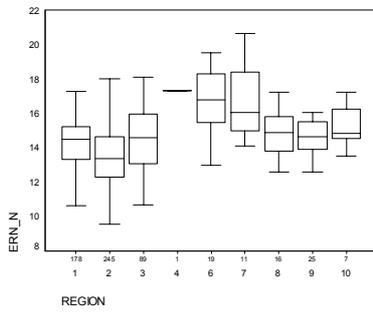
A-1: Stratifizierung der atmosphärischen Deposition nach Waldzustandsregionen anhand von Box- Whisker-Plots [molc*ha-1*a-1]



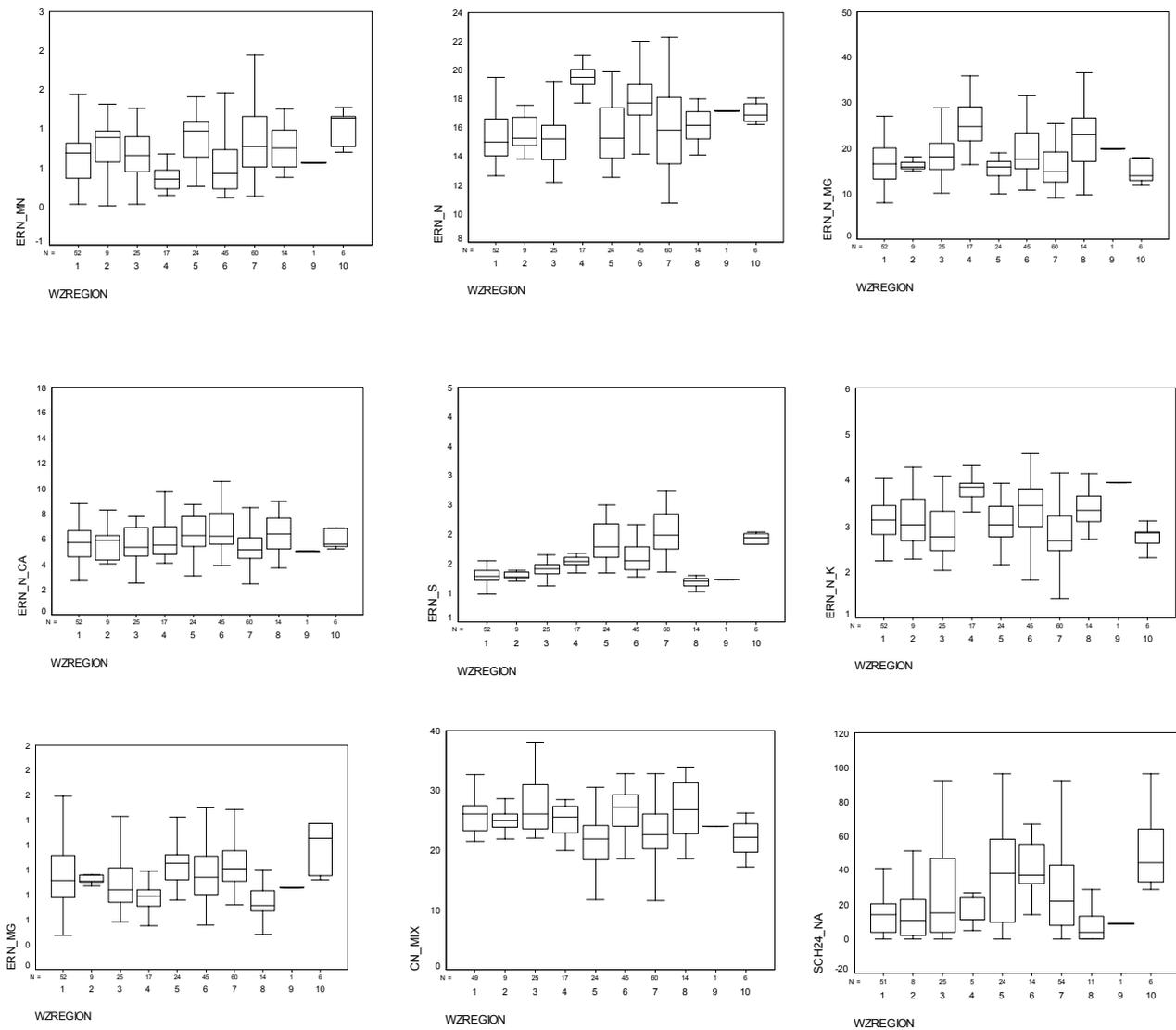
A-2: Stratifizierung der bodenkundlichen Kennwerte nach Waldzustandsregionen anhand von Box- Whisker-Plots
 [Vorräte in kg*ha⁻¹, AK-Werte cmolc*kg⁻¹, Basensättigung in %]



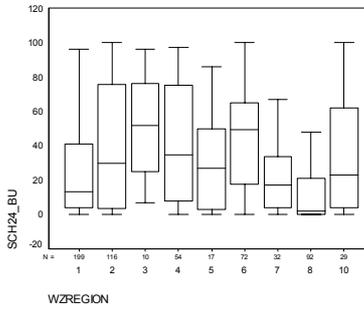
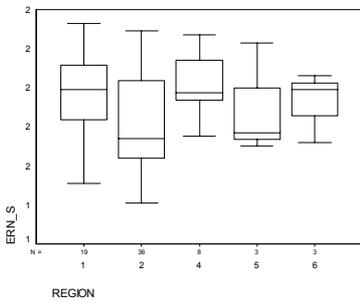
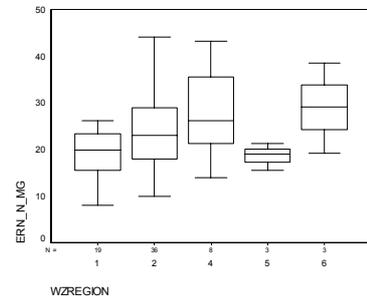
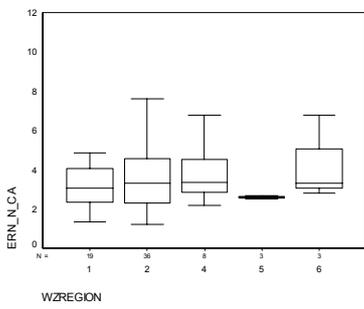
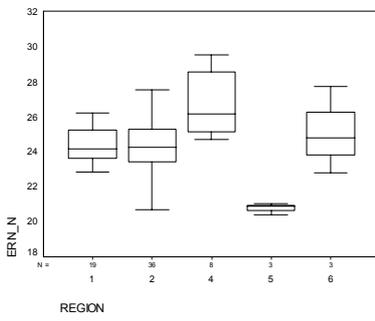
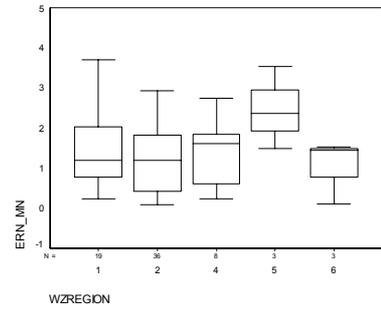
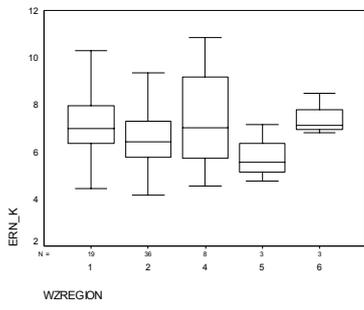
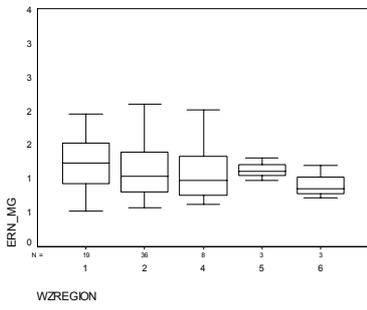
A-3: Stratifizierung der bestandes- und ernährungskundlichen Kennwerte von Fichtenbeständen nach Waldzustandsregionen anhand von Box-Whisker-Plots [Nadelspiegelwerte: $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$, SCHAD24-Werte in %]



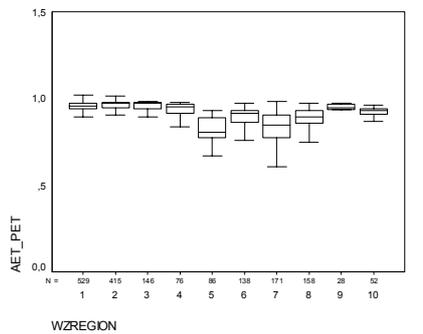
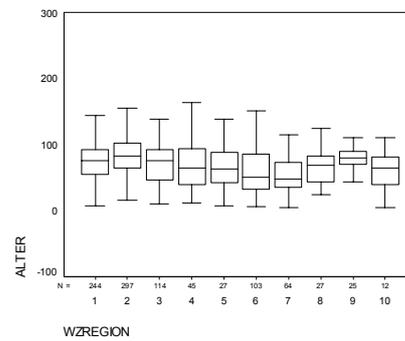
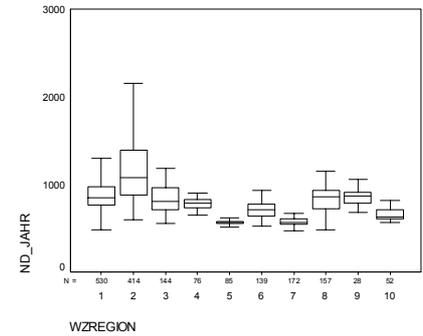
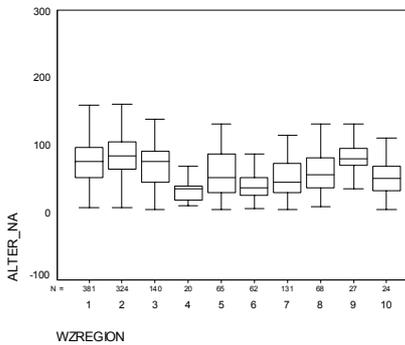
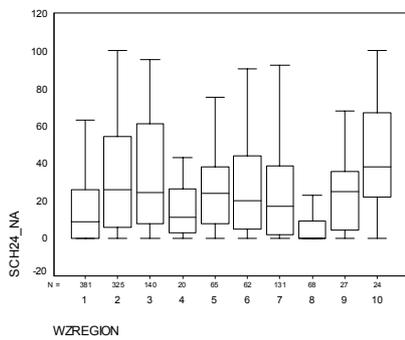
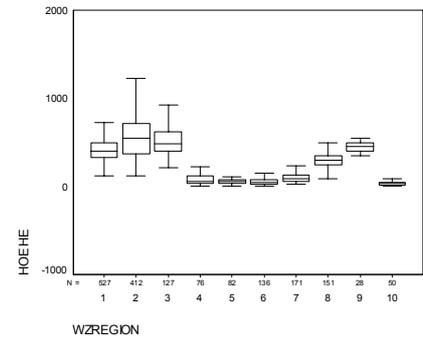
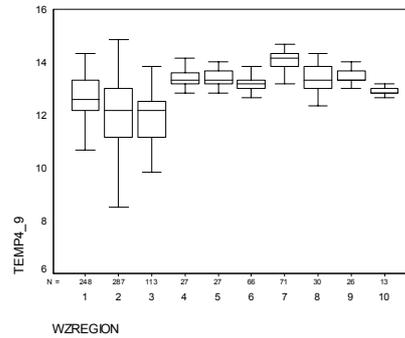
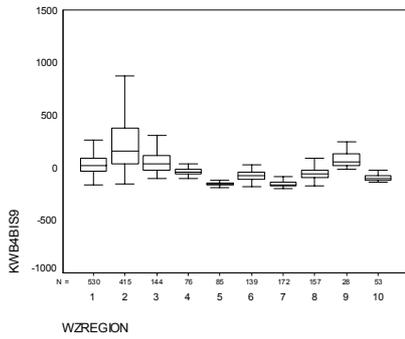
A-4: Stratifizierung der bestandes- und ernährungkundlichen Kennwerte von Kiefernbeständen nach Waldzustandsregionen anhand von Box- Whisker-Plots [Nadelspiegelwerte: $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$, SCHAD24-Werte in %]



A-5: Stratifizierung der bestandes- und ernährungskundlichen Kennwerte von Buchenbeständen nach Waldzustandsregionen anhand von Box-Whisker-Plots [Blattspiegelwerte: $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$, SCHAD24-Werte in %]



A-6: Stratifizierung der klimatischen Kennwerte nach Waldzustandsregionen anhand von Box-Whisker-Plots [Niederschlag und KWB in mm, Temperatur in °C]



A-7: Stickstoffbilanzen an ausgewählten Standorten der Jahre 1990 bis 1999

Jahr	N-Eintrag [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	N-Austrag mit dem Sickerwasser [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	Pflanzenentzug [kg ha-1a-1]	Bilanz [kg ha-1a-1]
Standort 3142				
1990	29,26	6,9	6,1	15,46
1991	24,49	6	6,1	12,49
1992	26,36	4,8	7,8	16,76
1993	27,17	10,3	7,9	6,57
1994	25,89	12,1	7,3	1,69
1995	24,64	13,6	3,3	-2,56
1996	23,91	12,6	12,4	-1,29
1997	23,97	8,1	6,9	7,77
1998	27,37	7,2	6,4	12,97
1999	24,07	7,5	8,8	9,07
Standort 3144				
1990	28,83	5,7	6,5	17,43
1991	25,59	7,9	7,5	9,79
1992	27,94	8,4	7,1	11,14
1993	27,66	11,5	7,7	4,66
1994	26,89	11,4	6,9	4,09
1995	26,26	7,8	6,3	10,66
1996	24,36	12,6	6,4	-0,84
1997	25,35	6,7	8,4	11,95
1998	28,70	7,7	6,7	13,30
1999	25,63	8,8	7,1	8,03
Standort 3158				
1990	57,29	6,4	6,7	44,49
1991	47,24	6,7	5,9	33,84
1992	49,95	3,2	7,9	43,55
1993	50,89	10,3	7,5	30,29
1994	49,27	4,8	7,4	39,67
1995	47,68	8,9	7,9	29,88
1996	43,16	6,4	5,9	30,36
1997	43,16	6,4	5,9	30,36
1998	51,45	9,9	7,7	31,65
1999	45,08	5,3	7,8	34,48
Standort 3163				
1990	49,94	5,4	10,4	39,14
1991	41,90	10,2	14,9	21,50
1992	44,77	4	19,5	36,77
1993	45,30	17,8	19,1	9,70

1994	44,09	7,4	18,3	29,29
1995	42,69	6,7	18,4	29,29
1996	38,68	10,8	15,4	17,08
1997	39,90	4,1	19,8	31,70
1998	45,42	17,8	18,5	9,82
1999	45,42	17,8	18,5	9,82
Standort 3172				
1990	59,30	5,2	6,6	48,90
1991	59,30	5,2	6,6	48,90
1992	50,23	8	11	34,23
1993	53,06	14,6	10,4	23,86
1994	49,42	9,3	12	30,82
1995	46,77	10,4	10,9	25,97
1996	44,07	11,1	8,7	21,87
1997	43,40	7,7	11,4	28,00
1998	52,15	14,7	9,3	22,75
1999	46,30	8,7	11	28,90
Standort 3173				
1990	65,6	9,3	6,4	49,9
1991	54,2	7,3	5,9	41
1992	56,4	9,3	8,1	39
1993	58,6	10,8	8,3	39,5
1994	55,5	12	8,3	35,2
1995	52,1	11,9	7,2	33
1996	49,3	14,1	6,1	29,1
1997	49,1	18,6	8,2	22,3
1998	58,2	15,2	8,4	34,6
1999	52,7	10,1	8,3	34,3