

7 Herleitung flächiger Depositionsdaten

Bernd Ahrends, Markus Wagner & Uwe Klinck

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Abt. Umweltkontrolle

7.1 Einleitung und Problemstellung

Die Zufuhr der basischen Kationen Natrium (Na^+), Kalium (K^+), Magnesium (Mg^{2+}) und Calcium (Ca^{2+}) in Waldböden erfolgt durch die Mineralverwitterung oder die atmosphärischen Stoffeinträge (Lindberg et al. 1986). Der Rückgang der Deposition von basischen Kationen in vielen europäischen Regionen (Hedin et al. 1994, Meesenburg et al. 1995) kompensiert teilweise die positive Wirkung der reduzierten Auswaschungsverluste aufgrund der zurückgegangenen Schwefeldepositionen (Fowler et al. 2007). Entsprechend zeigen die Ergebnisse der BZE II, dass auf ungekalkten versauerungsempfindlichen Standorten eine fortschreitende Versauerung mit entsprechenden Basenverlusten festzustellen ist (Wellbrock et al. 2016). Als Ursache hierfür werden die Säurebelastung durch Stickstoffeinträge und die Remobilisierung von zwischengespeichertem Schwefel angesehen. Darüber hinaus erfordert die gestiegene Nachfrage nach Biomasse aus dem Wald die Berechnung von Nährstoffbilanzen, um die Nachhaltigkeit der unterschiedlichen Ernteintensitäten beurteilen zu können (Akselsson et al. 2007, Klinck et al. 2012). Entsprechend ist die Vorhersage und Regionalisierung der atmosphärischen Stoffeinträge von grundlegender Bedeutung für die Waldbewirtschaftung und die Umweltpolitik.

Die atmosphärische Deposition wird von vielen physikalischen und chemischen Prozessen auf unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Skalen beeinflusst (Pieterse et al. 2007). Der Gesamteintrag in Waldbestände kann als Nass-, Trocken- und Feuchtd deposition erfolgen (Erisman et al. 2005). Der Schwerpunkt in dieser Studie liegt auf der trockenen Deposition, da für die nasse Deposition Unterschiede von Baumarten und Bestandesstrukturen nicht von Bedeutung sind. Die trockene Deposition ist ein Prozess, bei dem Gase und Aerosole direkt aus der Atmosphäre auf Oberflächen abgelagert werden. Es ist hinreichend bekannt, dass die trockene Deposition durch die Elementkonzentrationen in der Luft, durch Luftturbulenzen, durch die chemischen und physikalischen Oberflächeneigenschaften und durch die Fähigkeit der Oberflächen, Gase und Partikel aufzunehmen, maßgeblich beeinflusst wird (Erisman et al. 1994). Die chemische Zusammensetzung und damit auch die Variabilität in den Ionenkonzentrationen unterliegen erheblichen Veränderungen an der Bestandesoberfläche (Matzner 1988). Neben den Austauschprozessen in den Blättern und Nadeln (Ulrich 1994) wird die Variabilität der Ionenkonzentrationen durch die trockene und feuchte Deposition erhöht (Gauger et al. 2008). Die räumliche Variabilität der Depositionsraten innerhalb eines Bestandes wird wesentlich durch (i) Waldrandeffekte (Devlaeminck et al. 2005), (ii) Stammfläche und Abstand zum Stamm (Rothe 1997, Whelan et al. 1998) und (iii) kleinräumliche Unterschiede des Kronendaches (Böttcher et al. 1997, Staelens et al. 2006, von Wilpert 2008) beeinflusst. Die Variabilität zwischen Beständen ist zunächst von der Intensität der atmosphärischen Turbulenzen abhängig. Ne-

ben der Baumart (Augusto et al. 2002, Talkner et al. 2010) sind weitere Bestandeseigenschaften von großer Bedeutung. Zahlreiche Untersuchungen weisen darauf hin, dass die Stoffeinträge linear mit der Bestandeshöhe steigen (Erisman & Draaijers 2003, Mohr et al. 2005, de Schrijver et al. 2008). Auch eine Erhöhung des Blattflächenindex (LAI) kann zu einer Erhöhung der Einträge führen (Vesala et al. 2005). Allerdings zeigen einige Studien auch, dass es hinsichtlich der Zunahme ein Maximum gibt, oder es bei sehr hohen Werten zu einer relativen Reduzierung kommt (Ivens 1990, Katul et al. 2011). Insbesondere in Fichtenbeständen können große Nadelmassen zu einer höheren Trockendeposition führen. Weitere wichtige Faktoren sind die Bestandesdichte, der frontale Flächenindex (FAI), die Kronendichte und das Bestandesvolumen (Simon & Westendorff 1990, Erisman & Draaijers 2003, Nakai et al. 2008).

Die Nassdeposition kann mit hinreichender Genauigkeit gemessen werden. Demgegenüber ist die direkte Erfassung und der kontinuierliche Messbetrieb von Trockendepositionen nach wie vor von großen Unsicherheiten begleitet (Erisman et al. 1994). Trotz der vielen Messungen und Experimente in den letzten Jahrzehnten sind die Fortschritte bei der Erfassung der trockenen Deposition nach wie vor sehr gering. Dies kann auf eine große Anzahl von Prozessen, die z.T. gegenläufige Effekte auf die Depositionsraten haben, zurückgeführt werden (Katul et al. 2011). Die Konzentrationen von basischen Kationen (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+) im Kronendurchlass sind i.d.R. durch Austauschprozesse im Kronendach erhöht (Staelens et al. 2006). Daher erfolgt die Ermittlung der trockenen Deposition dieser Elemente entweder durch Widerstands-Methoden (Tang et al. 2009), mikrometeorologische Methoden (Wesely & Hicks 2000) oder die Messung von Bestandesniederschlägen. Während es sich bei den ersten beiden Methoden um sehr anspruchsvolle und ausrüstungsintensive Verfahren handelt, ist die letztgenannte ein sehr einfaches Messverfahren (Thimonier et al. 2008). Ein weiterer Vorteil bei der Messung von Bestandesniederschlägen ist, dass sie verlässlicher im Gebirge oder Regionen mit inhomogenen Oberflächenstrukturen angewendet werden können (Wesely & Hicks 2000). Entsprechend wird die Gesamtdeposition von basischen Kationen häufig mit diesen Messungen in Kombinationen mit Kronenraumbilanzierungen ermittelt. Für diese Bilanzierung ist die Ableitung des „dry deposition factors“ (DDF), oder auch Natriumfaktors, von elementarer Bedeutung (Ulrich 1994, Draaijers & Erisman 1995). Das einzige hierfür betrachtete Element ist Natrium, da angenommen wird, dass es sich mehr oder weniger inert im Kronenraum verhält (Erisman & Draaijers 1995).

Um die Auswirkungen forstlicher Maßnahmen auf die Stoffeinträge beurteilen und die Stoffeinträge für beliebige Waldbestände regionalisieren zu können, ist es notwendig, die bedeutsamsten Bestandesparameter zu quantifizieren. Für die praktische Anwendung solcher empirischer Modelle sollten in diese nur einfach verfügbare Bestandesparameter (Baumart, Volumen, usw.) und meteorologische Parameter, wie Niederschlag oder Nassdeposition, eingehen. Aus dem dargelegten Stand der Forschung lassen sich folgende Fragestellungen für diese Studie formulieren:

- (1) Lässt sich die trockene Deposition von basischen Kationen mit einem einfachen Modell auf Flächen des Intensiven Monitorings beschreiben?

- (2) Kann die Modellparametrisierung mit Hilfe möglichst einfacher und plausibler Regionalisierungsmodelle auf Basis leicht verfügbarer Daten (z.B. Forsteinrichtung, Klimadaten, Nassdeposition) mit ausreichender Güte durchgeführt werden?

7.2 Material und Methoden

7.2.1 Methodischer Ansatz

Während für die Ableitung von Depositionsraten von Stickstoffverbindungen die Widerstandsmodelle als überlegen angesehen werden (Gehrmann et al. 2001), bestehen insbesondere bei der Abschätzung der Gesamtdosition von basischen Kationen noch erhebliche Unsicherheiten (Spranger 2000). Daher soll im Projekt versucht werden, anhand der Depositionsdaten auf Flächen des Intensiven Umweltmonitorings (Level II, BDF usw.) statistische Modelle für den „dry deposition factor“ (DDF) (Draaijers & Erismann 1995) in Abhängigkeit von klimatischen und bestandsspezifischen Parametern zu entwickeln, mit denen die Gesamtdositionen von basischen Kationen abgeschätzt und regionalisiert werden kann. Hierfür wird als eine wichtige Stützvariable die im Auftrag des Umweltbundesamtes (Buitjes et al. 2011, Schaap et al. 2015) regionalisierte Nassdeposition verwendet. Hieraus ergibt sich das in Abb. 7.1 schematisch dargestellte, methodische Vorgehen, das sich in drei Hauptarbeitsschritte gliedern lässt: die Modellentwicklung, die Evaluierung und die Anwendung des Schätzmodells auf die BZE- und BWI-Standorte unter Berücksichtigung der Bestandesinformationen.

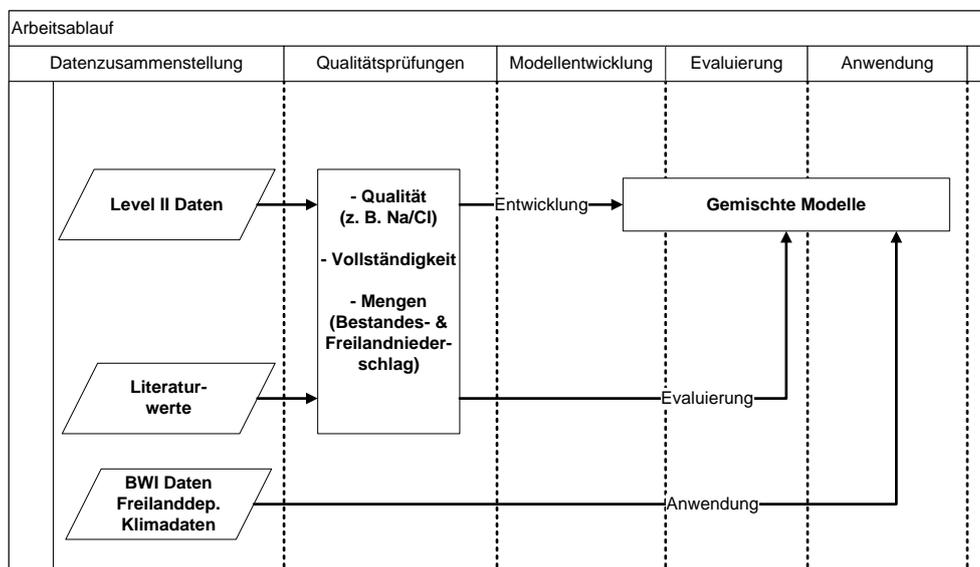


Abb. 7.1: Schematische Darstellung des methodischen Ansatzes.

7.2.2 Datenzusammenstellungen

7.2.2.1 Depositionsdaten

Die beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) angefragte und zur Verfügung gestellte Access-Datenbank enthält Depositionsdaten für über 100 Level-II-Standorte aus dem Zeitfenster 2000–2011 (Abb. 7.2, Tab. 7.1). Diese Daten wurden durch längere und häufig aktualisierte Zeitreihen aus den beteiligten Bundesländern (SH, ST, NI, HE, BY, BW) ergänzt bzw. z.T. aktualisiert. Da die meisten Dauerbeobachtungsflächen Anfang der 90er Jahre eingerichtet wurden (BMELF 1997), die Karten des Umweltbundesamtes frühestens das Jahr 1990 abdecken und da in diesem Projekt vorrangig der Zeitraum von 2000 bis 2010 betrachtet werden soll, wurden Depositionsmessungen vor 1990 von der Auswertung ausgeschlossen, um Inhomogenitäten in der Datenstruktur zu minimieren.



Abb. 7.2: Standorte der 115 untersuchten Depositionsmessbestände in Deutschland; B = Buche, E = Eiche, F = Fichte, K = Kiefer, L = Lärche.

Tab. 7.1: Anzahl der Plots aus Abb. 7.2, sortiert nach berücksichtigten Baumarten.

Buche	Eiche	Fichte	Kiefer	Lärche	Insgesamt
38	10	43	23	1	115

7.2.2.2 Bestandesdaten

Bei den Beständen mit Bestandesinformationen auf Einzelbaumebene wurde zunächst der Durchmesser des Grundflächenmittelstammes (D_g) und aus diesem, unter Berücksichtigung der Stammzahl, die Grundfläche des Bestandes berechnet (Curtis & Marshall 2000). Anschließend wurde mit den Parametern nach Pretzsch & Biber (2005) (Buche = -1,789, Fichte = -1,664, Kiefer = -1,593 und Eiche = -1,424) der Stand Density Index (SDI) nach Reineke (1933) bestimmt. Der SDI hat im Zusammenhang mit den durchzuführenden Untersuchungen den großen Vorteil, dass dieser Parameter häufig nicht so stark mit anderen Bestandesparametern (z.B. Alter, D_g , Grundflächenhöhe, Volumen, Grundfläche) korreliert ist (Solberg et al. 2009).

Zur Abschätzung der Höhe des Grundflächenmittelstammes wurden zunächst verschiedene Höhenkurven (Schmidt 1967) an die Datensätze angepasst und die Höhenkurven mit dem geringsten AIC und höchsten Bestimmtheitsmaß ausgewählt. Anschließend wurde der Hg durch Einsetzen des D_g in die Höhenfunktion ermittelt. Um länderspezifische Effekte bei den Volumenberechnungen zu vermeiden, wurde dem Vorgehen von Solberg et al. (2009) gefolgt und die Volumenberechnungen einheitlich anhand der Schätzfunktionen von de Vries et al. (2003) durchgeführt. Basierend auf diesen grundlegenden Bestandesparametern wurden mit Hilfe von allometrischen Funktionen weitere Bestandescharakteristika wie Blattflächenindex oder die Blatt-/Nadelmasse abgeleitet (Hammel & Kennel 2001, Wirth et al. 2004, Cienciala et al. 2006, Wutzler et al. 2008).

7.2.2.3 Digitales Geländemodell und abgeleitete Parameter

Da alle bundesweit verfügbaren Depositionsmessstellen in die Auswertung integriert werden sollten, wurde das bundesweit verfügbare DGM aus den SRTM Höhendaten mit einer Auflösung von 90 m verwendet (Jarvis et al. 2008). Obwohl es sich hierbei nicht um die beste räumliche Auflösung handelt, sollte diese ausreichen, um z.B. den Luv/Lee-Effekt mit einer ausreichenden Genauigkeit zu quantifizieren (Franke et al. 2008). Bei der Regionalisierung von Klimavariablen kommt dem Luv/Lee-Effekt häufig eine große Bedeutung zu (Schulz et al. 1999, Ferranti et al. 2010). Auf Grundlage dieses DGM wurden mit der Open Source Software SAGA (Olaya 2004, Conrad 2007, Cimmery 2010) der Luv/Lee-Index (Böhner & AntoniĆ 2009) und der effektive Air-Flow-Index (Böhner & AntoniĆ 2009) für verschiedene Hauptwindrichtungen (NW, W, SW) und räumliche Suchbereiche (5, 10, 30 km) berechnet. Die berechneten Indices fanden sowohl in der Modellierung der Windgeschwindigkeit, als auch als potentielle Parameter zur Parametrisierung des Depositionsmodells Berücksichtigung.

Die Hangneigung und die Exposition wurden ebenfalls mit SAGA berechnet. Die Exposition in Grad (ASP) wurde in eine kontinuierliche Variable (ASPINDEX) zwischen 0 und 1 in Anlehnung an Roberts & Cooper (1989) mit der folgenden Gleichung:

$$ASPINDEX = 0,5 \times (\cos(\pi/180 \times ASP^\circ - 30) + 1) \quad (7.1)$$

umgerechnet, wobei 1 den Westen und 0 den Osten beschreibt.

7.2.2.4 Windgeschwindigkeit

Da die Windgeschwindigkeit eine große Bedeutung für die Trockendeposition von Natrium hat (Erisman & Draaijers 2003), wurde diese von den Klimastationen des Deutschen Wetterdienstes auf die Standorte mit Depositionsmessungen regionalisiert. Dem Ansatz von Etienne et al. (2010) folgend, wurde zur Regionalisierung der Windgeschwindigkeit ein generalisiertes additives Modell (GAM) verwendet. Die Regionalisierung erfolgte mit dem R-Paket „*mgcv*“ (Wood 2006). Parametrisiert wurde das Modell mit der Höhe über NHN, dem Luv/Lee-Index für einen Suchradius von 10 km, der in SAGA angegebenen Default-Hauptwindrichtung und den Lagekoordinaten. Parametrisierungen mit anderen Hauptwindrichtungen (W, SW) und Suchradien (5 und 30 km) zeigten keine gravierenden Unterschiede in der Modellgüte. Die gewählte Parametrisierung zeigt in den meisten Jahren zwischen 1990 und 2014 die höchsten Bestimmtheitsmaße.

7.2.2.5 Seesalzkonzentrationen

Seesalzaerosole können insbesondere in Küstenregionen die chemische Partikelzusammensetzung verändern (Tsyro et al. 2011) und sollten daher bei der Analyse der DDF's berücksichtigt werden. Die jährlichen Seesalzkonzentrationen in der Luft wurden aus der EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme)-Datenbank entnommen. Eine detaillierte Beschreibung des EMEP-Modells ist auf der EMEP-Homepage (<http://www.emep.int>) zu finden.

7.2.3 Verwendete Software

Die Datenaufbereitung und Datenhaltung erfolgte mit MS AccessTM und MS ExcelTM. Für die statistischen Analysen und Berechnungen wurde das Statistikpaket R 3.0.1 (R Development Team 2013) benutzt. Die Reliefanalysen wurden mit SAGA (System for Automated Geoscientific Analyses) durchgeführt.

7.2.4 Statistische Methoden

Im Folgenden werden kurz die zur Anwendung gekommenen statistischen Methoden vorgestellt und beschrieben. Soweit nicht anders gekennzeichnet, wurde mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit p von 0,1 % (oder $\alpha = 0,001$) getestet, um besonders einflussreiche Variablen zu identifizieren.

7.2.4.1 Deskriptive Statistik

Zur zusammenfassenden Darstellung der Verteilung des DDF wurden das arithmetische Mittel (X) und der Median (M) verwendet. Zur Beschreibung der Streuung wurden Spannweiten, Standardabweichungen (Std) und Variationskoeffizienten (VK) berechnet. Hierzu wurden die R-Bibliotheken „*Pastecs*“ (Ibanez et al. 2013) und „*Psych*“ (Revelle 2015) verwendet.

7.2.4.2 Korrelationsanalyse

Um die Zusammenhänge zwischen den Variablen zu beschreiben, wurde der Spearmansche Rang-Korrelationskoeffizient (r_{Spear}) ermittelt (Sachs 1999), da nicht von einer Normalverteilung der Datensätze ausgegangen werden kann. Verwendet wurde hierzu die R-Bibliothek „*Hmisc*“ (Harrell 2013).

7.2.4.3 Regressionsmodelle

Zur Abschätzung des DDF wurden additive gemischte Regressionsmodelle verwendet, die im Statistikpaket R 3.0.1 (R Development Team 2013) unter Verwendung der R-Bibliothek „*mgcv*“ 1.7-16 (Wood 2006) durch einen Aufruf der R-Bibliothek „*nlme*“ (Pinheiro et al. 2008) direkt als gemischte Modelle parametrisiert wurden. Additive Modelle erlauben es, nichtlineare Effekte der Prädiktorvariablen (Freilanddeposition, Windgeschwindigkeit, Baumart etc.) auf die Zielvariable (DDF) zu identifizieren, ohne dass Annahmen über eine bestimmte Funktionsform vorgegeben werden müssen. Die Anwendung eines gemischten Modells (mixed model) ist notwendig, da die Zeitreihen von Depositionsmessungen stammen, die in gleichen Beständen durchgeführt wurden und somit nicht unabhängig voneinander sind. Werden solche Zusammenhänge ignoriert, besteht die Gefahr, dass Effekte einzelner Parameter falsch eingeschätzt werden (Suuster et al. 2011). Die allgemeine Form eines verallgemeinerten additiven gemischten Modells (GAMM) lautet für normal und homogen verteilte Beobachtungen wie folgt:

$$DDF_{jb} = b_0 + f_1(x_{1,jb}) + \dots + f_n(x_{n,jb}) + Z_b b_b + \varepsilon_{jb} \quad (7.2)$$

wobei DDF Dry-Deposition-Faktor im Jahr j des Bestandes b bedeutet, b_0 : Regressionskonstante bzw. Faktor, f_1, f_2, \dots, f_n : eindimensionale glättende Funktion, $x_{1,jb}, x_{2,jb}, \dots, x_{n,jb}$: $1 \dots n$ erklärende Variablen des Jahres j und des Bestandes b , Z_b : Modellmatrix der Zufallseffekte auf Bestandesebene, b_b : Vektor mit bestandesspezifischen Zufallseffekten und ε_{jb} : ein unabhängig und identisch verteilter Fehlerterm im Jahr j des Bestandes b .

Als Unterstützung bei der Variablenselektion wurde die R-Bibliothek „*leaps*“ (Lumley 2009) verwendet.

Zur Aufdeckung von Modellverletzungen und der Beurteilung der Modellgüte wurden graphische und numerische Residualanalysen durchgeführt. Die Bewertung der Modelle erfolgte anhand der folgenden statistischen Kenngrößen:

- Akaikes Informationskriterium [AIC] (Kuha 2004)
- Bestimmtheitsmaß (R^2)
- mittlerer Quadratwurzelfehler (RMSE)
- systematische Abweichungen des Modells von Messwerten (Bias)

Zur Beurteilung der Stärke und Signifikanz von räumlichen Autokorrelationen wurde der Moran's I-Test (Lichstein et al. 2002) mit der R-Bibliothek „*ape*“ (Paradis et al. 2004) durchgeführt.

7.2.4.4 Prüfung der Datenqualität und Ausreißer

Das Grundproblem bei der Bestimmung von Ausreißern innerhalb eines Datenkollektives liegt in der Abgrenzung zwischen hohen Werten, die plausibel sind und sehr hohen Extremwerten, die nicht mehr zur Population der plausiblen Daten zählen und somit als Ausreißer zu kennzeichnen und zu behandeln sind. Diese Auswertung konzentriert sich auf Natrium als Tracer zur Berechnung des DDF. Daher wurden an den Depositionsdaten keine zusätzlichen Datenprüfungen vorgenommen. Das ICP Forests Manual gibt einen akzeptablen Wertebereich für das molare Na/Cl-Verhältnis von 0,5 bis 1,5 (Ulrich et al. 2006) an. Bei kurzen Messintervallen gibt es z.T. Gründe, um diesen Gültigkeitsbereich zu erweitern (Thimonier et al. 2008). Beim Überschreiten dieser Grenzwerte auf Jahresebene wird ein ernsthaftes Datenproblem angenommen. Zusätzlich zum Na/Cl-Verhältnis wurden starke Ausreißer anhand der jährlichen Wasser- und Depositionsflüsse identifiziert (Bleeker et al. 2003). Datensätze, die diese Qualitätskriterien nicht erfüllten, wurden von der Auswertung ausgeschlossen. Nach dem Entfernen dieser „auffälligen“ Datensätze mussten im Zuge der Modellentwicklung keine weiteren Daten mehr entfernt werden.

7.3 Ergebnisse

7.3.1 Variabilität und Korrelationen

Der auf Grundlage aller Bestände und Jahre berechnete Variationskoeffizient des DDF beträgt 84 % und die Standardabweichung 0,47. Diese sehr hohe Variabilität ist Ausdruck der hohen inter-annuellen und räumlichen Variabilität des DDF. Die Häufigkeitsverteilung der DDF's ist nahe an einer Normalverteilung, wenngleich bei einigen Baumarten eine leicht rechtsschiefe Tendenz besteht (Abb. 7.3).

Abb. 7.3 zeigt die statistischen Kenngrößen getrennt nach den vier Hauptbaumarten. Wie schon für den Gesamtdatensatz zeigen sich auch innerhalb der Baumarten sehr hohe Variationskoeffizienten. Die Unterschiede der baumartenspezifischen Mittelwerte sollten jedoch mit Vorsicht interpretiert werden, da die Verteilung der Baumarten nicht homogen über vergleichbare Depositionsverhältnisse vorliegt und die Freilanddeposition, die Entfernung zur Nordseeküste und die Windgeschwindigkeit einen entscheidenden Einfluss auf die DDF's haben (Tab. 7.3).

Tab. 7.2: Deskriptive Statistik der DDF's für die vier Hauptbaumarten auf den Depositionsmessflächen in Deutschland. n: Anzahl der Messwerte, X: arithmetisches Mittel, M: Median, Std: Standardabweichung, VK: Variationskoeffizient. Nach Gauger et al. (1997) zählen die Lärchen zu den Depositionsmessungen im Nadelwald. Daher wurde die Lärchenfläche vereinfacht den Fichtenbeständen zugeordnet.

Baumart	n	X	M	Min	Max	Std	VK (%)
Fichte	444	0,7625	0,74697	-0,3250	2,2000	0,48257130	63,28
Buche	379	0,4188	0,36603	-0,4655	2,1364	0,37724536	90,07
Kiefer	192	0,5089	0,48435	-0,5745	3,1282	0,42277551	83,08
Eiche	106	0,1488	0,15789	-0,3750	1,0000	0,20253946	136,14

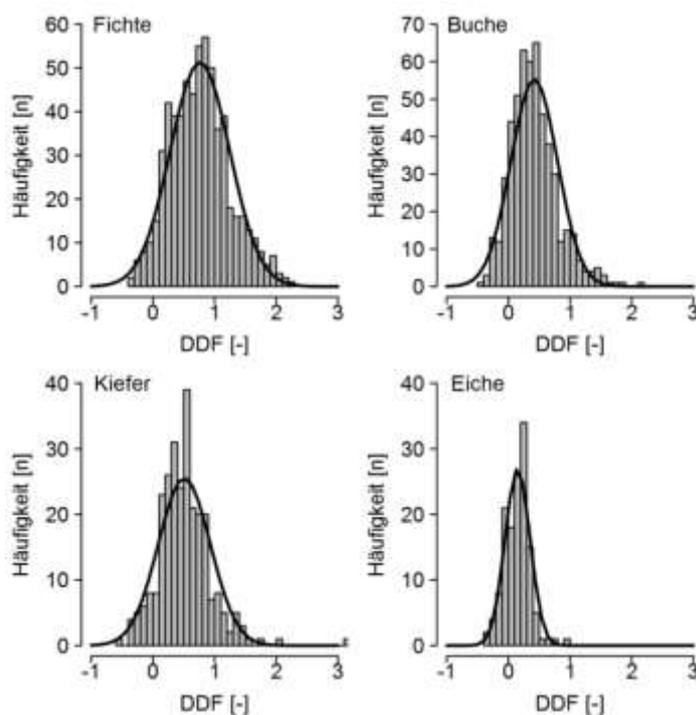


Abb. 7.3: Häufigkeitsverteilungen der DDF's auf den Depositionsmessflächen in Deutschland für die Hauptbaumarten Fichte, Buche, Kiefer und Eiche.

Die Korrelationsanalysen zeigen signifikante Zusammenhänge zu vielen Variablen, die in diese Untersuchung eingeflossen sind (Tab. 7.3). Hervorzuheben ist hier insbesondere die Korrelation zur Windgeschwindigkeit (0,42). Entsprechend gilt es, den Einfluss der Windgeschwindigkeit zu berücksichtigen, um die Standorte hinsichtlich ihrer bestandes-spezifischen Eigenschaften vergleichbarer zu machen. Die Korrelationen der anderen Variablen sind jedoch häufig überprägt von Korrelationen der jeweiligen Variablen untereinander. Entsprechend verbirgt sich hinter der negativen Beziehung des DDF zur Distanz zur Nordseeküste die starke Korrelation zwischen der Seesalzkonzentration und der Distanz zur Nordseeküste (-0,96, $n = 2094$). Des Weiteren sind die Freilanddeposition von Natrium und die Distanz zur Nordseeküste erwartungsgemäß stark negativ miteinander korreliert (-0,65, $n = 1644$). Dies ist auch bei der Interpretation der Regressionsmodelle zu beachten.

Tab. 7.3: Auszug von Korrelationskoeffizienten (Spearman) zwischen den „dry deposition factors“ (DDF's) und verschiedenen standorts- und bestandsspezifischen Variablen. Signif. Schlüssel: '*' 0,1 % '***' 1 % '**' 5 %; 1: geschätzt mit Hilfe von allometrischen Funktionen.**

Variable	Einheit	r _{Spear}	Sig.	n
Rechtswert (RW)	GK3	-0,12	***	1627
Hochwert (HW)	GK3	0,17	***	1627
Höhe über NHN (HOE)	m	0,14	***	1632
Seesalzkonzentration (Mittel) (SK)	µg m ⁻³	0,18	***	1628
Distanz zur Nordseeküste (DK)	km	-0,21	***	1628
LUVLEEINDEX_10_135 (LL10_135)	[-]	0,31	***	1628
LUVLEEINDEX_30_135 (LL30_135)	[-]	0,32	***	1628
LUVLEEINDEX_10_90 (LL10_90)	[-]	0,27	***	1628
Hangneigung (HN)	°	0,10	***	1606
Expositionsindex (EXI)	[-]	0,18	***	1606
Freilandniederschlag (FN)	mm	0,05	n. s.	1633
Freiland Na Deposition (BDNa)	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	-0,08	**	1633
Freiland K Deposition (BDK)	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	-0,28	***	1633
Freiland Mg Deposition (BDMg)	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	-0,19	***	1633
Freiland Ca Deposition (BDCa)	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	-0,33	***	1633
Freiland Cl Deposition (BDCl)	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	-0,04	n. s.	1633
Freiland NO ₃ N Deposition (BDNO ₃ N)	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	0,04	n. s.	1633
Freiland NH ₄ N Deposition (BDNH ₄ N)	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	-0,06	**	1633
Freiland SO ₄ S Deposition (BDSO ₄ S)	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	-0,08	**	1633
Seesalzkonzentration (jährlich) (SKY)	µg m ⁻³	0,15	***	1142
Windgeschwindigkeit (WS)	m s ⁻¹	0,42	***	1591
Stammzahl (S)	n ha ⁻¹	-0,17	***	1010
Grundfläche (G)	m ² ha ⁻¹	0,11	***	1010
Derbholzvolumen (DH)	m ³ ha ⁻¹	0,16	***	943
Kronenschlussindex (KI)	[-]	-0,34	***	1010
Blatt-/Nadelmasse (NM) [†]	kg ha ⁻¹	0,24	***	985
Blattflächenindex (LAI) [†]	m ² m ⁻²	-0,24	***	1009
<i>Hauptbestand</i>				
Bestandesalter (BA)	Jahre	-0,08	**	1506
Brusthöhendurchmesser (Dg)	cm	0,12	***	1017
Bestandesmittelhöhe (Hg)	m	0,11	**	938
Stammzahl (SHB)	n ha ⁻¹	-0,01	n. s.	1010
Grundfläche (GHB)	m ² ha ⁻¹	0,23	***	1010
Stand Density Index (SDI)	[-]	0,18	***	1010
Derbholzvolumen (DHHB)	m ³ ha ⁻¹	0,25	***	932
Kronenschlussindex (KIHb)	[-]	-0,19	***	1010
Blatt-/Nadelmasse [†] (NMHB)	kg ha ⁻¹	0,32	***	960
Blattflächenindex [†] (LAIHB)	m ² m ⁻²	-0,08	*	1010

7.3.2 Statistische Depositionsmodelle

Die einfachen Korrelationen geben Hinweise auf die wichtigsten Einflussfaktoren der Trockendeposition. Entsprechend können einfache Regressionsmodelle eingesetzt werden, um z.B. die Trockendeposition anhand der Windgeschwindigkeit abzuschätzen. Zur Verbesserung der Modellqualität ist es notwendig, mehrere Parameter in die Regressionsmodelle aufzunehmen. Grundlage für die dargestellten Modelle sind umfangreiche Regressionsanalysen. Neben der Einhaltung der Modellvoraussetzungen wurde insbesondere Wert darauf gelegt, dass die Modelle nicht übermäßig viele, sowie flächenhaft verfügbare und gut zu interpretierende Variablen enthalten. Dies ist eine wichtige Voraussetzung für die spätere Anwendbarkeit in der forstlichen Praxis. Die ausgewählten Modelle zeigen neben dem signifikanten Einfluss der klimatischen Bedingungen, des Reliefs und der Baumart auch

signifikante Effekte der bestandesspezifischen Parameter wie Bestandesalter oder Bestandeshöhe (vgl. auch Tab. 7.4, Abb. 7.5).

Tab. 7.4: Struktur der ausgewählten Modelle zur Abschätzung des "dry deposition factors" (DDF). BD_{Na} : Freilanddeposition von Natrium, LL: Luv/Lee-Effekt, WIND: Jahresmittel der Windgeschwindigkeit, DK: Distanz zur Nordseeküste, BART: Baumart (Buche, Fichte, Kiefer, Eiche), Hg: Bestandesmittelhöhe, ALTER: Bestandesalter, SDI: Stand Density Index, VOL: Derbholzvolumen des Hauptbestandes.

Modell	Parameter
1	$DDF = b_0 + f_1(BD_{Na}) + f_2(LL) + f_3(WIND) + f_4(DK)$
2	$DDF = b_0 + f_1(BD_{Na}) + f_2(LL) + f_3(WIND) + f_4(DK) + Faktor(BART)$
3	$DDF = b_0 + f_1(BD_{Na}) + f_2(LL) + f_3(WIND) + f_4(DK) + f_5(Hg) + Faktor(BART)$
4	$DDF = b_0 + f_1(BD_{Na}) + f_2(LL) + f_3(WIND) + f_4(DK) + f_5(ALTER) + Faktor(BART)$
5	$DDF = b_0 + f_1(BD_{Na}) + f_2(WIND) + f_3(DK) + f_4(ALTER) + Faktor(BART)$
6	$DDF = b_0 + f_1(BD_{Na}) + f_2(LL) + f_3(WIND) + f_4(DK) + f_5(SDI) + f_6(VOL) + Faktor(BART)$

Modelle, die neben der Freilanddeposition, der Windgeschwindigkeit und dem Relief auch die Baumart berücksichtigen, unterscheiden sich nur noch geringfügig in ihrer Modellgüte (Tab. 7.5). Die durch die multiplen Regressionsmodelle nicht erklärte Restvarianz wird in Abb. 7.4 durch die Streuung der Datenpunkte um die 1:1-Line deutlich. Mit Ausnahme des Modells 1, das nicht die Baumart berücksichtigt, zeigen alle Modelle mehr oder weniger unsystematische Abweichungen um die 1:1-Linie (vgl. Bias Tab. 7.5). Beim Luv/Lee-Index zeigen Werte unter 1 die geschützten Gebiete und Werte über 1 die dem Wind zugewandten Seiten. Entsprechend zeigen auch die Bereiche mit hohen Indexzahlen höhere DDF's (Abb. 7.5). Vergleichbare Zusammenhänge zeigen sich auch für die Windgeschwindigkeit. Neben dem signifikanten Effekt der Baumart (Fichte > Kiefer > Buche > Eiche) zeigen sich auch lineare Effekte der Bestandeshöhe auf die Deposition (Abb. 7.5).

Tab. 7.5: Statistische Kenngrößen der in Tab. 7.4 ausgewählten Modelle (AIC: Akaikes Informationskriterium, R^2_{adj} : korrigiertes Bestimmtheitsmaß, RMSE: mittlerer Quadratwurzelfehler [-], Bias: systematische Abweichungen der Modelle von den Messwerten [-], Moran's I p-Wert: Wert zur Bewertung der Signifikanz von räumlichen Autokorrelationen, n: Anzahl Messwerte).

Modell	AIC	R^2_{adj}	RMSE	Bias	Moran's I (p-Wert)	n
1	-1272	0,425	0,36	0,032	0,48	1596
2	-1370	0,596	0,30	0,019	0,94	1525
3	-900	0,648	0,25	0,005	0,34	928
4	-1344	0,610	0,30	0,016	0,29	1468
5	-1346	0,600	0,30	0,018	0,35	1468
6	-893	0,642	0,25	0,004	0,34	922

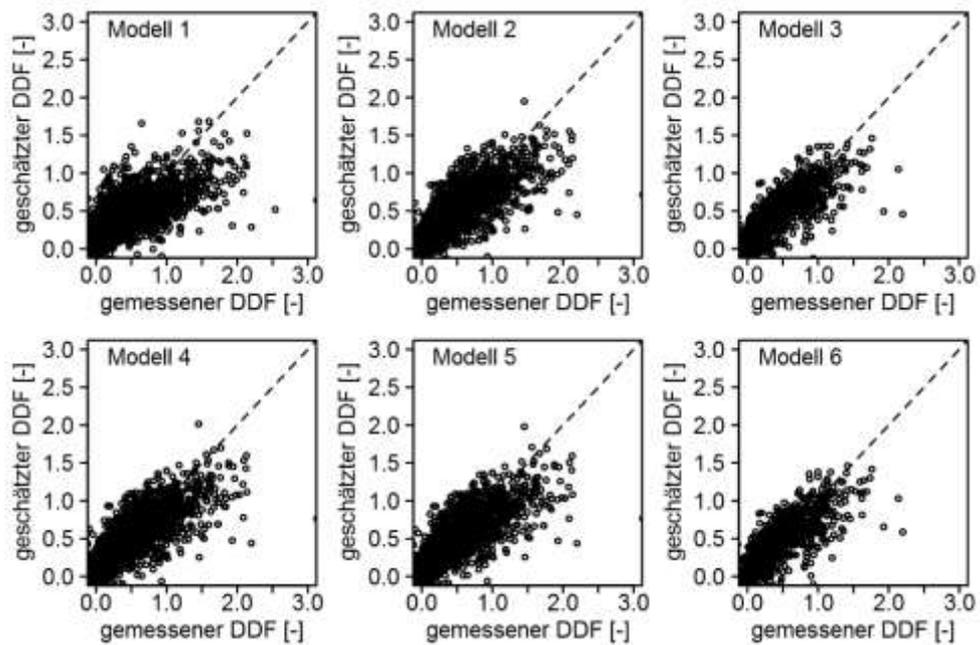


Abb. 7.4: Beziehung zwischen geschätztem und gemessenem „dry deposition factor“ DDF für die in Tab. 7.4 zusammengestellten Modelle.

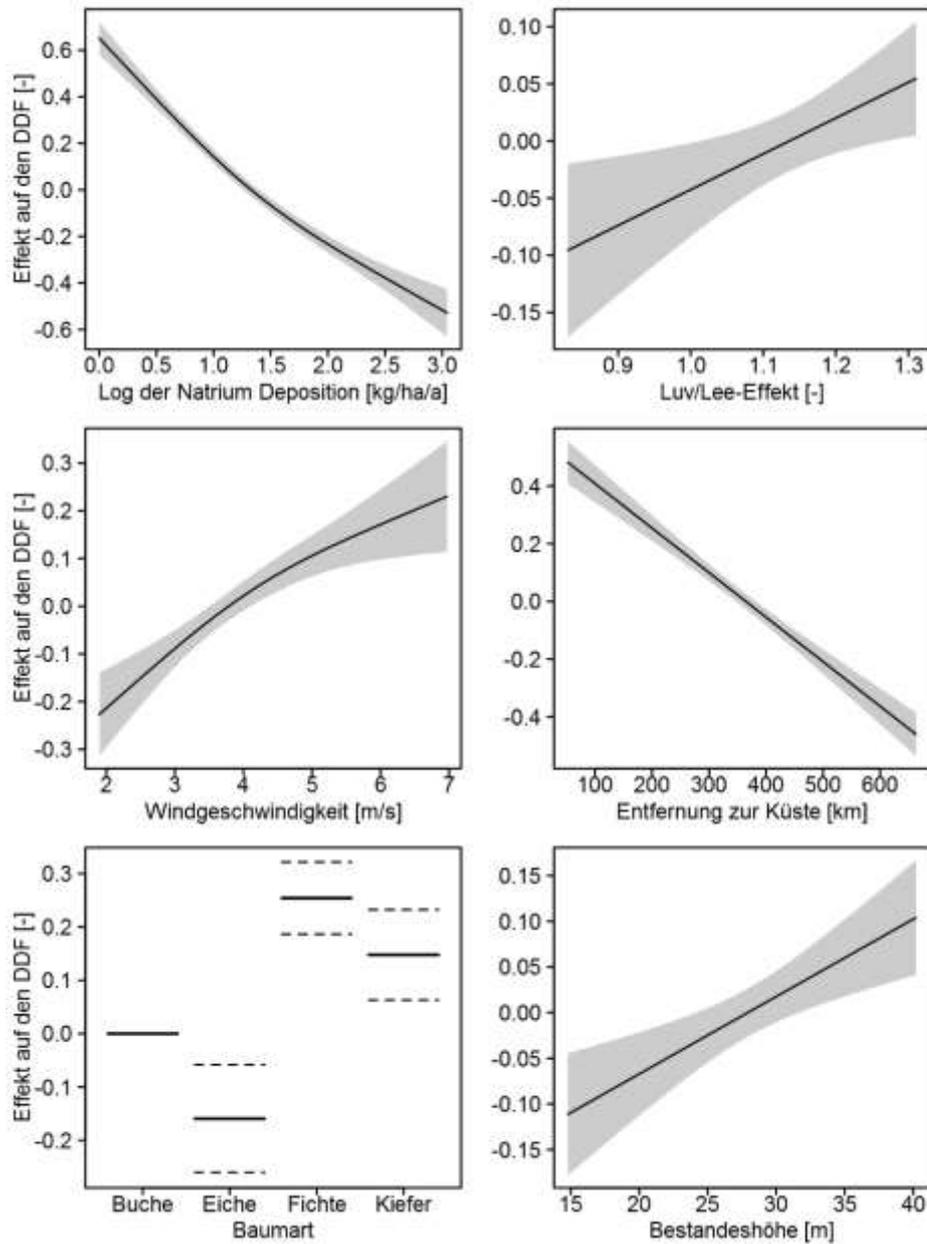


Abb. 7.5: Effekte der Natrium-Freilanddeposition (BDNa), des Luv/Lee-Effektes, der Windgeschwindigkeit, der Entfernung zur Nordseeküste, der Bestandeshöhe und der Baumart auf den „dry deposition factor“ (DDF) in Wäldern. Die grau hinterlegten Flächen bzw. die gestrichelten Linien kennzeichnen das 95 %-Prognoseintervall.

7.3.3 Sonderfall Stickstoffdeposition

Über den DDF kann für alle Elemente die Gesamtdeposition über die Freilanddeposition abgeschätzt werden. Eine Ausnahme hiervon bilden die Stickstoffkomponenten Ammonium und Nitrat. Bei diesen Elementen ist die Berechnung über den DDF nur eine Minimal-schätzung, die jedoch in der überwiegenden Anzahl der Fälle zutrifft (vgl. Abb. 7.6). Da die zur Berechnung notwendigen Informationen aus dem Bestandesniederschlag nur für Dauerbeobachtungsf lächen und nicht flächenhaft vorliegen, wurde zur Berücksichtigung der fehlenden Stickstoffanteile versucht, den zusätzlichen Anteil mit einfachen Schätzfunktionen abzuleiten. Bei der Modellentwicklung wurde entsprechend der Methodik wie bei der Abschätzung der DDF's vorgegangen. Tab. 7.6 gibt eine Kurzübersicht über die entwickelten Korrekturfunktionen.

Tab. 7.6: Kurzübersicht der Struktur der ausgewählten Modelle zur Abschätzung der zusätzlichen Stickstoffdeposition. NO3P: zusätzliche NO3-N Deposition, NH4P: zusätzliche NH4-N Deposition, BD_{NO3N} : Freilanddeposition von Nitrat-N, BD_{NH4N} : Freilanddeposition von Ammonium-N, BD_{Ca} : Freilanddeposition von Calcium, LL: Luv/Lee-Effekt, DDF: Dry Deposition Faktor, BART: Baumart (Fichte, Kiefer, Laubbäume), VOL: Derbholzvolumen des Hauptbestandes.

Modell	Parameter
NO3P	$NO3P = b_0 + f_1(BD_{NO3N}) + f_2(BD_{Ca}) + f_3(LL) + f_4(VOL) + f_5(DDF)$ $R^2_{adj} = 0,31; n = 948$
NH4P	$NH4P = b_0 + f_1(BD_{NH4N}) + Faktor(BART) + f_2(DDF)$ $R^2_{adj} = 0,21; n = 1555$

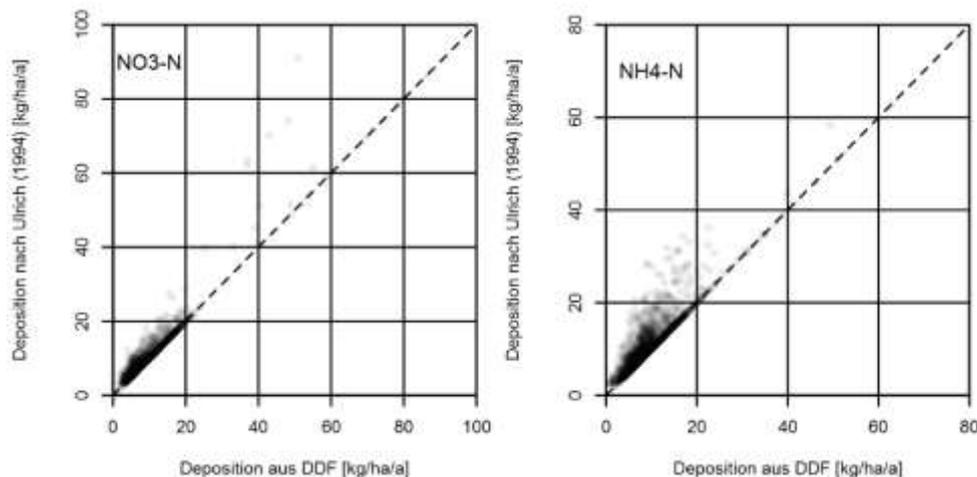


Abb. 7.6: Beziehung zwischen der aus dem DDF ermittelten Stickstoffgesamtdeposition (Nitrat links, Ammonium rechts) und der nach dem Ansatz von Ulrich (1994) geschätzten Gesamtdeposition.

7.3.4 Räumliche Verteilung der Deposition von basischen Kationen

Mit dem vorgestellten Modellsystem wurde die Gesamtdeposition der Hauptkationen und -anionen für alle BZE- und BWI-Standorte in ganz Deutschland berechnet. Angaben zur Umrechnung von Wet-Only in Bulk-Deposition sind der Abb. 7.9 zu entnehmen.

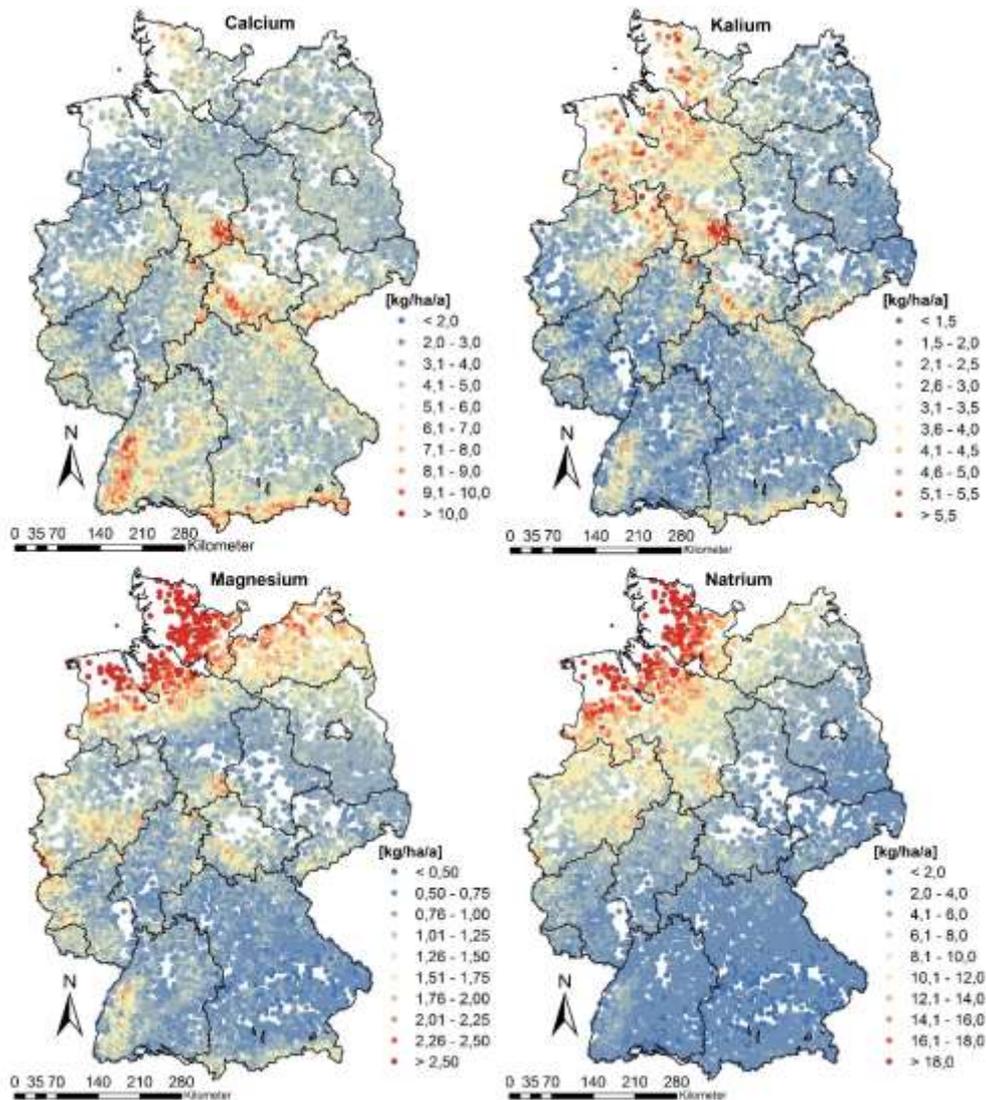


Abb. 7.7: Regionalisierte atmosphärische Stoffeinträge der Elemente Calcium, Kalium, Magnesium und Natrium an den Punkten der Bundeswaldinventur (BWI).

In Abb. 7.7 sind die Ergebnisse für die BWI-Traktecken dargestellt, die einen guten Überblick hinsichtlich der räumlichen Verteilung liefern. Die jeweiligen basischen Kationen zeigen unterschiedliche regionale Verbreitungsmuster. Während Natrium und Magnesium sehr stark meeresbürtig geprägt sind, fällt dieser Einfluss beim Kalium schwächer aus, da

die K^+ -Depositionen stärker durch regionale Quellen beeinflusst werden (Dämmgen et al. 2013). Hier zeigt sich neben dem Einfluss der Niederschlagsmenge und Windgeschwindigkeit in den Mittelgebirgen auch die Bedeutung der Landwirtschaft als Emissionsquelle (vgl. Niedersachsen). Auch Dämmgen et al. (2013) stellten bei ihren Untersuchungen fest, dass mittlerweile die Na^+ und Mg^{2+} -Depositionen in einer Größenordnung liegen, die als anthropogen weitgehend unbeeinflusst charakterisiert werden kann. Bei Calcium sind es vorwiegend die Mittelgebirge, die über maximale Einträge verfügen, wenn auch insgesamt die regionalen Unterschiede nicht mehr so ausgeprägt wie in der Vergangenheit sind, da Minderungen der Einträge vor allem auf höher belasteten Standorten zu beobachten waren (Dämmgen et al. 2013).

7.4 Diskussion und Bewertung

7.4.1 Modellparameter

7.4.1.1 Freilanddeposition

Die dargestellten Zusammenhänge zwischen der Freilanddeposition von Natrium und dem DDF deuten auf eine Art Sättigungseffekt hin, da bei höherer Natriumdeposition geringere DDF's ermittelt werden. Bei der Interpretation der partiellen Effekte müssen jedoch die Korrelationen der Prädiktorvariablen untereinander beachtet werden. Da Natrium vorwiegend meeresbürtig ist, liegt eine sehr enge Beziehung zum gegenläufigen Effekt der Entfernung zur Nordseeküste vor (vgl. Abb. 7.5).

7.4.1.2 Luv/Lee-Effekte

Bei der Berechnung der Luv/Lee-Effekte wurde mit der gleichen Hauptwindrichtung für alle Stationen in Deutschland gearbeitet. Da der DDF auf jährlicher Basis abgeschätzt werden soll, erscheint diese starke Vereinfachung zunächst angemessen. Bei zukünftigen Arbeiten könnte durch eine stärkere Berücksichtigung der regionalen Windrichtungen in jährlicher Auslösung eine deutliche Modellverbesserung im Bergland und den Mittelgebirgen erreicht werden. Dieses setzt aber zunächst eine Regionalisierung der Windrichtungen in jährlicher Auflösung für die Jahre 1990 bis 2014 voraus.

Dennoch erscheinen die mit der aktuellen Version ermittelten Zusammenhänge plausibel. Mohr et al. (2005) weisen darauf hin, dass exponierte Kammlagen höhere Einträge als geschützte Tallagen erwarten lassen.

7.4.1.3 Windgeschwindigkeit

Für die Regionalisierung der jährlichen Windgeschwindigkeiten standen etwa 300 Stationen in Deutschland zur Verfügung. Das Bestimmtheitsmaß liegt im Mittel der Jahre 1990 bis 2012 bei 0,68. Das relativ einfache Modell berücksichtigt neben der Höhe über NHN und den Koordinaten auch einen Luv/Lee-Index. Die Unsicherheiten und Verbesserungsmöglichkeiten durch eine vorherrschende mittlere Windrichtung (vgl. Kapitel 7.4.1.2) sind

vorab schon diskutiert worden. Insgesamt bestätigt die gefundene Beziehung den sehr großen Einfluss der Windgeschwindigkeit auf die Natriumdeposition (Gravenhorst & Waraghai 1990, Erisman & Draaijers 2003).

7.4.1.4 Entfernung zur Nordseeküste

Die Entfernung zur Küste steht als Proxy für die Seesalzkonzentration in der Luft. Da die Seesalzkonzentrationen recht aufwendig zu modellieren sind und in Form der EMEP-Daten nur in einer geringen räumlichen Auflösung zur Verfügung stehen, wurde anstatt der Seesalzkonzentration die einfach zu berechnende und stark korrelierte Distanz zur Nordseeküste verwendet. Ein weiterer Vorteil ist, dass im Nahbereich zur Küste Seesalz in der Deposition überwiegend durch die Gischt verursacht wird (Benassai et al. 2005). Entsprechend kann ein möglicher räumlicher Trend des DDF aufgrund von hohen Seesalzkonzentrationen im Küstenrandbereich, die durch die 50 x 50 km Raster des EMEP Datensatzes nicht erfasst werden, besser berücksichtigt werden.

7.4.1.5 Baumarteneffekt

Hinsichtlich der Baumarteneffekte sind in der Literatur z.T. sehr widersprüchliche Einschätzungen zu finden. Mohr et al. (2005) konnten bei ihren Untersuchungen kaum baumartenspezifische Unterschiede feststellen. Auch Bolte & Müller (2002) fanden bei ihren Untersuchungen in der Region Eberswalde beim Stickstoffeintrag keine ausgeprägten Differenzierungen zwischen den Baumarten Kiefer, Buche und Eiche. Im Gegensatz dazu wurden in verschiedenen anderen Untersuchungen deutliche Unterschiede zwischen den verschiedenen Baumarten festgestellt (Meesenburg et al. 1995, Malessa & Ahrends 2001, Augusto et al. 2002, Rothe et al. 2002). Dieses kann aufgrund der zahlreichen weiteren Einflussgrößen auch damit zusammenhängen, dass häufig die direkte Vergleichbarkeit zweier oder mehrerer Baumarten nicht gegeben ist. Hinzu kommen Unsicherheiten durch die hohe kleinräumliche Variabilität der Deposition (vgl. Kapitel 7.4.3) und die Abhängigkeit der baumartenspezifischen Unterschiede von der lokalen Belastungssituation (Rothe et al. 2002). Diese Unterschiede gelten aber nicht nur zwischen Laub- und Nadelbäumen, sondern z.B. auch zwischen Nadelbaumarten. Während Mohr et al. (2005) kaum Unterschiede zwischen Fichten und Kiefern feststellen konnten, bezeichnen Mellert et al. (2005) die Kiefer aufgrund ihres geringen LAI's als Baumart mit vergleichsweise niedriger Auskämmung von Luftschadstoffen.

7.4.1.6 Bestandeshöhe

Die lineare Beziehung zwischen der Bestandeshöhe und der Deposition zeigt sich auch in zahlreichen weiteren Untersuchungen (Erisman & Draaijers 2003, Mohr et al. 2005, de Schrijver et al. 2008) (vgl. Abb. 7.5). Entsprechend wird häufig in Trockendepositionsmodellen die Bestandeshöhe verwendet, um die Rauheitslänge zu parametrisieren (Gauger et al. 2002).

7.4.1.7 Sonstige Parameter

Nicht berücksichtigt werden können mit diesem Ansatz z.B. Effekte des Bestandesrandes (Devlaeminck et al. 2005). Aber auch Unterschiede in der Deposition durch die Auflichtung (Kronenschlussindex) von Beständen (Simon & Westendorff 1990, Einert 2000) konnten statistisch nicht abgesichert werden. Hier ist es wahrscheinlich, dass die jeweiligen Baumarten sehr unterschiedlich auf die Auflichtung reagieren, und sich dieser Effekt in der beschriebenen Auswertung nicht abbilden lässt. Des Weiteren liegen Wechselwirkungen zum SDI vor, die sich bei dem berücksichtigten Stichprobenumfang mit statistischen Modellen nur schwer abbilden lassen.

7.4.2 Evaluierung anhand von Literaturstudien

Zur Modellevaluierung wurden zwei Chronosequenz-Studien hinsichtlich der Baumarteneffekte auf die Deposition herangezogen (Kues 1985, Mohr et al. 2005). Tab. 7.7 liefert eine Zusammenstellung der statistischen Parameter und Abb. 7.8 eine graphische Übersicht.

Tab. 7.7: Statistischen Kenngrößen (R^2 : Bestimmtheitsmaß, RMSE: mittlerer Quadratwurzelfehler, Bias: Systematische Abweichungen der Modell- von den Messwerten, n: Anzahl Messwerte) der ausgewählten Modelle für die Evaluierungsbestände.

Modell	R^2	RMSE	Bias	n
1	0,20	0,33	-0,14	23
2	0,31	0,36	-0,21	23
3	0,53	0,24	-0,06	23
4	0,57	0,24	-0,08	23
5	0,56	0,24	-0,07	23
6	0,35	0,30	-0,13	23

Es zeigt sich, dass die Modelle 3 bis 5 die DDF's der Bestände am besten abbilden (R^2 , RMSE, Bias). Es sind diejenigen Modelle, die neben der Baumart als weiteren Bestandesparameter entweder die Bestandeshöhe oder das Bestandesalter verwenden. Auffällig sind die schlechten Ergebnisse des Modells 6. Dieses ist anscheinend schon überparametrisiert. Anhand der Evaluierungsbestände lässt sich schlussfolgern, dass die Bestandeshöhe und das Bestandesalter relativ robuste Schätzer für die Trockendeposition sind. Das niedrigere Bestimmtheitsmaß bei Modell 3 gegenüber den Modellen 4 und 5 sollte jedoch nicht überbewertet werden, da es sich bei den beiden Beständen, die im Wesentlichen zu der schlechteren Modellgüte führen, um Douglasienbestände handelt, die wie Fichten parametrisiert wurden. Es zeigt sich also, dass die Übertragung des Modells auf andere Baumarten eventuell mit großen Unsicherheiten behaftet sein kann. Da das Modell 3 neben dem geringsten Bias bei der Validierung auch die besten Gütekriterien bei der Modellentwicklung aufweist, wurde dieses für die weiteren Modellrechnungen ausgewählt (vgl. Tab. 7.5).

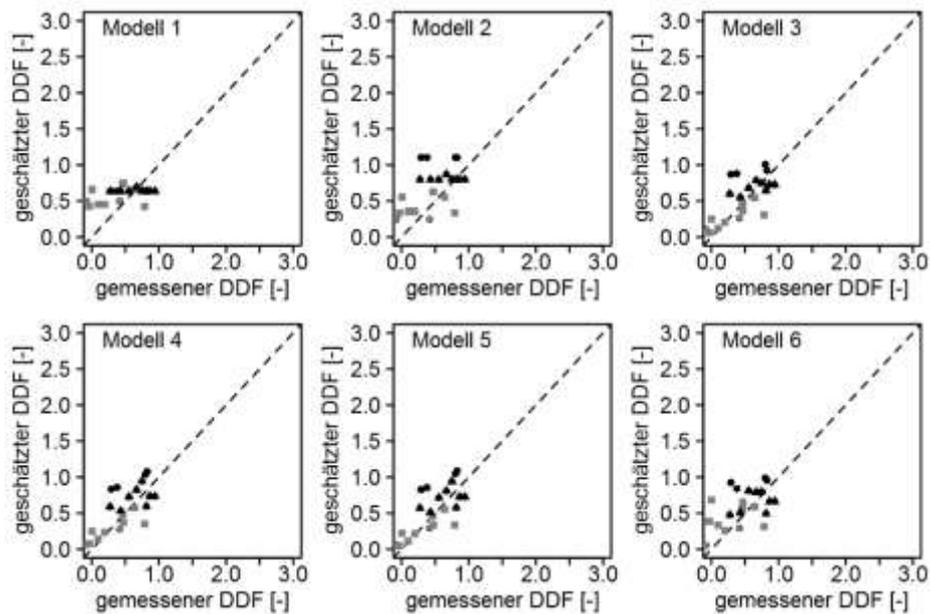


Abb. 7.8: Beziehung zwischen geschätztem und gemessenem DDF für die Validierungsbestände (Kues 1985, Mohr et al. 2005). ●: Fichte (Douglasie), ■: Buche, ▲: Kiefer, ◆: Eiche.

7.4.3 Vergleich mit anderen Ansätzen

Flächendeckende Modellierungen in einer räumlichen Auflösung von 1x1 km werden für Deutschland im Auftrag des Umweltbundesamtes durchgeführt (Gauger et al. 2008, Bultjes et al. 2011, Schaap et al. 2015). Da zwischen den jeweiligen Modellierungen erhebliche methodische Unterschiede bestehen, erfolgt an dieser Stelle nur ein Vergleich mit der aktuellsten Modellierung. Diese deckt jedoch nur das Jahr 2009 ab. Bei den Modellierungen von Schaap et al. (2015) wird die Trockendeposition der basischen Kationen (Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+) mit einer nachgeschalteten Modellierung, dem sog. „Scavenging ratio approach“, ermittelt. Hier werden die kartierten Konzentrationen in der Luft mit den modellierten Depositionsgeschwindigkeiten multipliziert. Damit ist dieser Ansatz, ähnlich wie der Ansatz über den DDF, sehr stark von der kartierten Nassdeposition bzw. den zur Berechnung der Nassdepositionen verwendeten Konzentrationen abhängig. Für den Vergleich der beiden Modellansätze werden diejenigen Flächen des Intensiven Umweltmonitorings berücksichtigt, welche für das Modell 3 notwendige Bestandesparameter für das Jahr 2009 zur Verfügung stellen können (vgl. Tab. 7.4). Die Tab. 7.8 und die Abb. 7.9 geben einen Überblick der statistischen Parameter und der Ergebnisse des Modellvergleiches mit den an den Level-II-Flächen durch den Bilanzierungsansatz von Ulrich (1994) ermittelten Gesamtdositionen.

Die Mittelwerte und Mediane für die Zielgrößen Ca^{2+} , K^+ und Mg^{2+} liegen bei der EnNa-Modellierung sehr viel näher an den Messwerten des Level-II-Messnetzes als diejenigen

der UBA-Modellierung. Bei der EnNa-Modellierung beträgt für Ca^{2+} die Median-Differenz zwischen Messung und Modellierung 0,61 und für die UBA 0,99 $\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$, bei K^+ 0,26 (EnNa) und 1,12 (UBA) $\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ sowie für Mg^{2+} 0,12 (EnNa) und 0,17 (UBA) $\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$. Der RMSE ist in allen Fällen bei der EnNa-Modellierung niedriger und liegt im Bereich von 50–70 % der jeweiligen Mittelwerte und Mediane.

Tab. 7.8: Statistische Kenngrößen der ausgewählten Modelle für die Evaluierungsbestände (R^2 : Bestimmtheitsmaß, RMSE: mittlerer Quadratwurzelfehler [$\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$], Bias: systematische Abweichungen der Modell- von den Messwerten [$\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$], X: arithmetisches Mittel [$\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$], M: Median [$\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$], n: Anzahl der Messwerte). UBA steht als Synonym für Schaap et al. (2015). EnNa beschreibt die Ergebnisse dieses Projektes.

Element	Modell	r^2	RMSE	Bias	X	M	n
Natrium	UBA	0,78	1,60	1,00	4,10	3,59	52
	EnNa	0,79	1,77	-0,82	5,95	5,13	52
	Deposition auf Level-II-Fläche					5,13	4,57
Calcium	UBA	0,16	2,90	1,68	2,38	2,19	52
	EnNa	0,09	2,68	-0,42	4,48	3,79	52
	Deposition auf Level-II-Fläche					4,06	3,18
Kalium	UBA	0,08	1,91	1,37	1,40	1,33	52
	EnNa	0,09	1,54	-0,11	2,88	2,71	52
	Deposition auf Level-II-Fläche					2,77	2,45
Magnesium	UBA	0,12	0,44	0,19	0,59	0,52	52
	EnNa	0,14	0,43	-0,10	0,88	0,81	52
	Deposition auf Level-II-Fläche					0,77	0,69

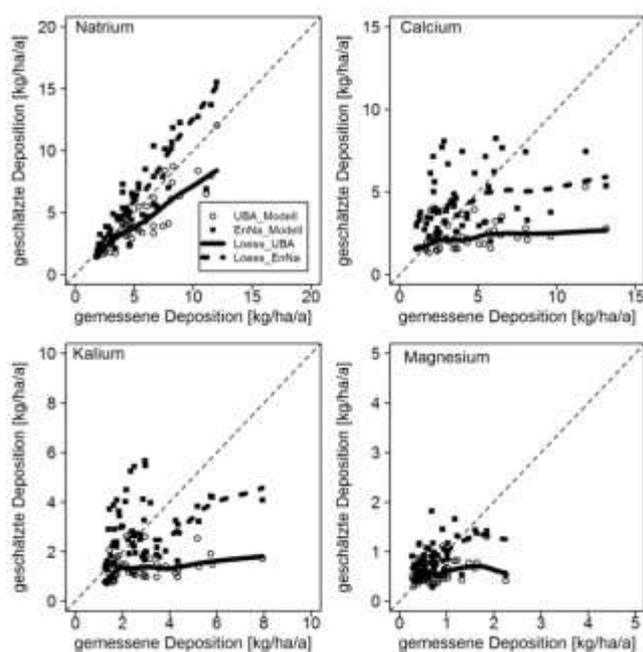


Abb. 7.9: Vergleich der im Projekt EnNa regionalisierten Deposition mit den Regionalisierungen nach Schaap et al. (2015) für basische Kationen für Flächen des Intensiven Umweltmonitorings in Deutschland.

Jede Messung von Deposition ist alleine schon durch die hohe räumliche Variabilität innerhalb von Beständen (Böttcher et al. 1997) mit erheblichen Fehlern behaftet, die sich aus der Anzahl der eingesetzten Sammler ergeben. Nach den Untersuchungen von Beier & Rasmussen (1993), Devlaeminck et al. (2005), Duijsings et al. (1986), Pedersen (1992), Penne (2009), Raat et al. (2002), Seiler & Matzner (1995), Staelens et al. (2006) und Whelan et al. (1998) kann vereinfacht ein mittlerer Variationskoeffizient von 30 % für Ca^{2+} , Mg^{2+} und K^+ Depositionen angenommen werden. Daraus folgt, dass sich mit 15 Sammlern im Bestand (Meesenburg et al. 2014) die mittleren Stoffflüsse mit der Deposition mit einem Fehler von 15 % ermitteln lassen (Mollitor et al. 1980).

Der größte Fehler dürfte jedoch aus den verwendeten Karten der regionalisierten Nassdeposition stammen. Die Grundlage zur Abschätzung der Freilanddeposition bilden Karten der Nassdeposition (Bultjes et al. 2011, Schaap et al. 2015). Die räumliche Verteilung der Nassdeposition ergibt sich hierbei durch die Multiplikation der interpolierten Elementkonzentrationen im Regenwasser mit der Niederschlagsverteilung vom Deutschen Wetterdienst (DWD) in $1 \times 1 \text{ km}^2$ Auflösung. Da Niederschlagsmengen, insbesondere in stark reliefierten Regionen, kleinräumig erheblich schwanken können (Mues et al. 2002), ergeben sich aus diesem Vorgehen alleine schon Unsicherheiten durch die Niederschlagsmenge. Des Weiteren basieren die Interpolationen der Stoffkonzentrationen auf etwa 260 Messstationen in Deutschland (Schaap et al. 2015). Da die basischen Kationen aus sehr unterschiedlichen Quellen emittiert werden (Meerwasser, Böden, Biomasseverbrennung, Waldbrände, Emissionen aus dem Straßenverkehr, Wüstenstaub oder Kalkungen), können mit dieser Datengrundlage kleinräumliche und regionale Besonderheiten des Depositionsgeschehens (Dämmgen et al. 2013) nur sehr unzureichend abgebildet werden (Schaap et al. 2015). Entsprechend können basische Kationen, deren Hauptquelle Seesalz ist, etwas besser abgeschätzt werden, als das stärker anthropogen geprägte (Dämmgen et al. 2013) Kalium. Dieses zeigt sich auch daran, dass bei Natrium deutlich höhere Gütemaße erreicht werden (vgl. Abb. 7.9 und Tab. 7.8). Demgegenüber dürfte der Fehler durch die Umrechnung von Nassdepositionen (Wet-Only) auf Freilanddepositionen (Bulk) deutlich geringer sein, da die gleichen Faktoren wie bei der Modellentwicklung verwendet wurden und in der verwendeten Datenbank nur 40 der 260 Stationen über Wet-Only Sammler verfügen. Entsprechend ist es vereinfacht gesagt ein Hin- und Rückrechnen, das zu keinen größeren Fehlern führen sollte, auch wenn die Variabilität der Umrechnungsfaktoren nicht unerheblich ist (Tab. 7.9).

Tab. 7.9: Mittlere Verhältnisse von wet-only und bulk Depositionsflüssen in Deutschland nach Gauger et al. (2008) aus Bultjes et al. (2011).

	K^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	$\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$	Cl^-	$\text{NO}_3^- \text{-N}$	$\text{NH}_4^+ \text{-N}$
Parallelmessungen, n =	66	65	67	67	87	54	86	79
Mittleres Verhältnis Wet-only/bulk	0,62	0,63	0,76	0,81	0,82	0,85	0,90	0,95
Maximum	1,44	1,77	1,36	1,47	1,07	1,42	2,01	1,79
Minimum	0,09	0,21	0,18	0,22	0,26	0,32	0,30	0,29
Standardabweichung	0,24	0,24	0,25	0,20	0,17	0,19	0,22	0,25

Die Ergebnisse der Tab. 7.8 zeigen, dass der vorgestellte Ansatz im Vergleich zu den Modellierungen von Schaap et al. (2015) nicht zu einer systematischen Unterschätzung der

Depositionen neigt, sondern die Deposition im Mittel etwas höher eingeschätzt wird, auch wenn insgesamt die Streuung nach wie vor erheblich ist (vgl. Bias Tab. 7.8).

7.4.4 Modellanwendung in einem Beispielgebiet

Für die Modellanwendung wurden die bundesweit regionalisierten Nassdepositionen für das Jahr 2009 verwendet (Schaap et al. 2015). Hierfür wurden zunächst die Wet-Only Depositionen in Bulk-Depositionen nach Tab. 7.9 umgerechnet.

Für die Bereitstellung und Aufbereitung der bestandsspezifischen Geometrien und Daten aus der niedersächsischen Forsteinrichtung wird den Bearbeitern des KLIFF (Klimafolgenforschung in Niedersachsen) Projektes Marc Overbeck (Niedersächsisches Forstplanungsamt) und Claus Döring (Universität Göttingen) gedankt. Abb. 7.10 zeigt einige regionalisierte Eingangsdaten für die Modellierung des DDF und Abb. 7.11 den DDF und die Gesamtdeposition der Elemente Ca^{2+} , Mg^{2+} und K^+ . Es zeigt sich, dass die Depositionen ihr Maximum in den Regionen mit den meisten Niederschlägen und höchsten Windgeschwindigkeiten erreichen. Die niedrigsten Einträge sind demgegenüber in den unteren, mit Laubhölzern bestockten Harzrandlagen zu verzeichnen.

Trotz der vorab beschriebenen Unsicherheiten zeigen die Ergebnisse, dass sich mit dem vorgestellten Ansatz insbesondere die kleinräumlichen Unterschiede auf Grund von Bestand, Relief, Niederschlagsverhältnissen und Windgeschwindigkeiten in plausiblen Größenordnungen abbilden lassen.

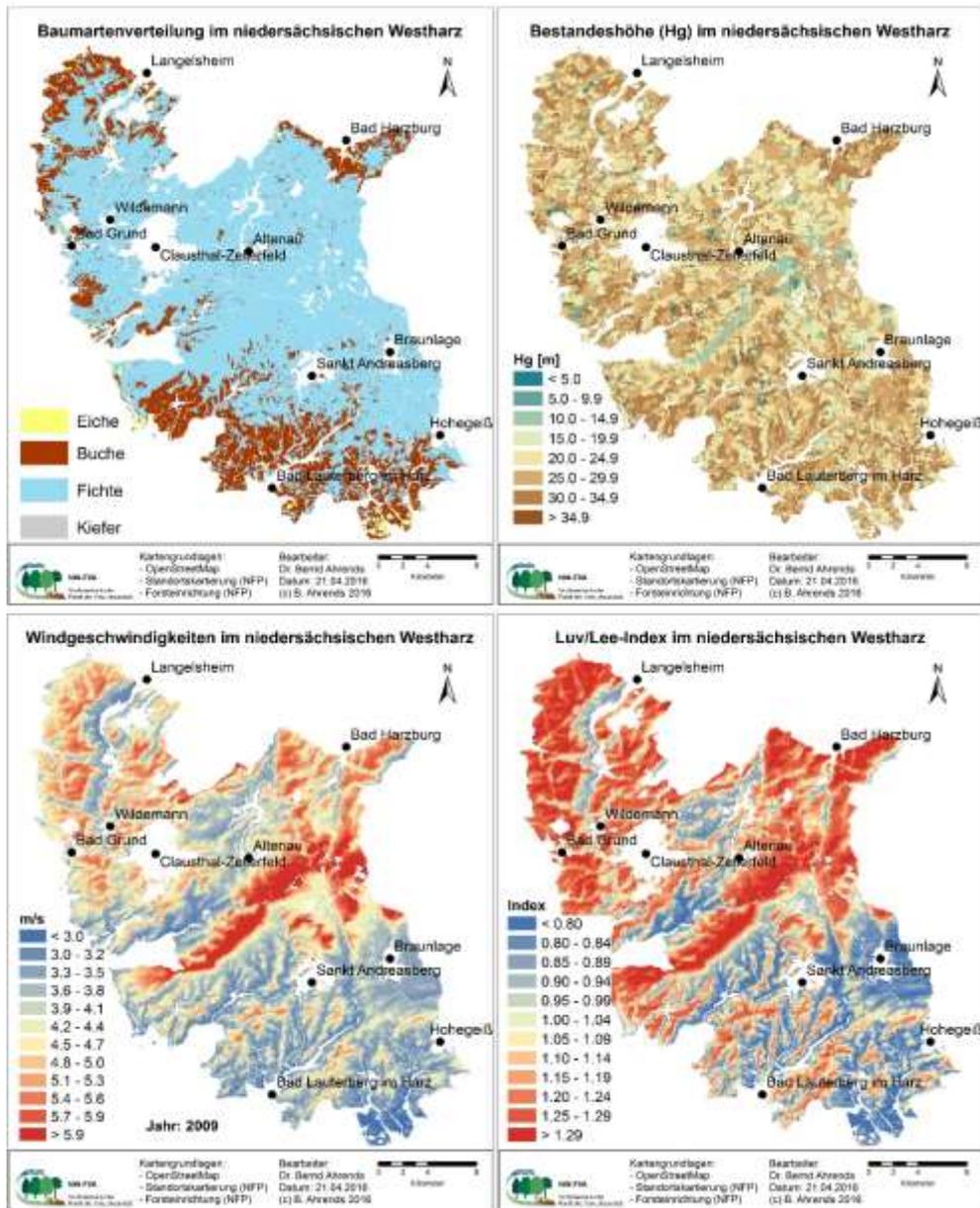


Abb. 7.10: Regionalisierte Grundlagendaten (Windgeschwindigkeit, Luv/Lee-Effekt, Baumart und Bestandeshöhe) zur Modellierung der atmosphärischen Stoffeinträge im niedersächsischen Teil des Harzes.

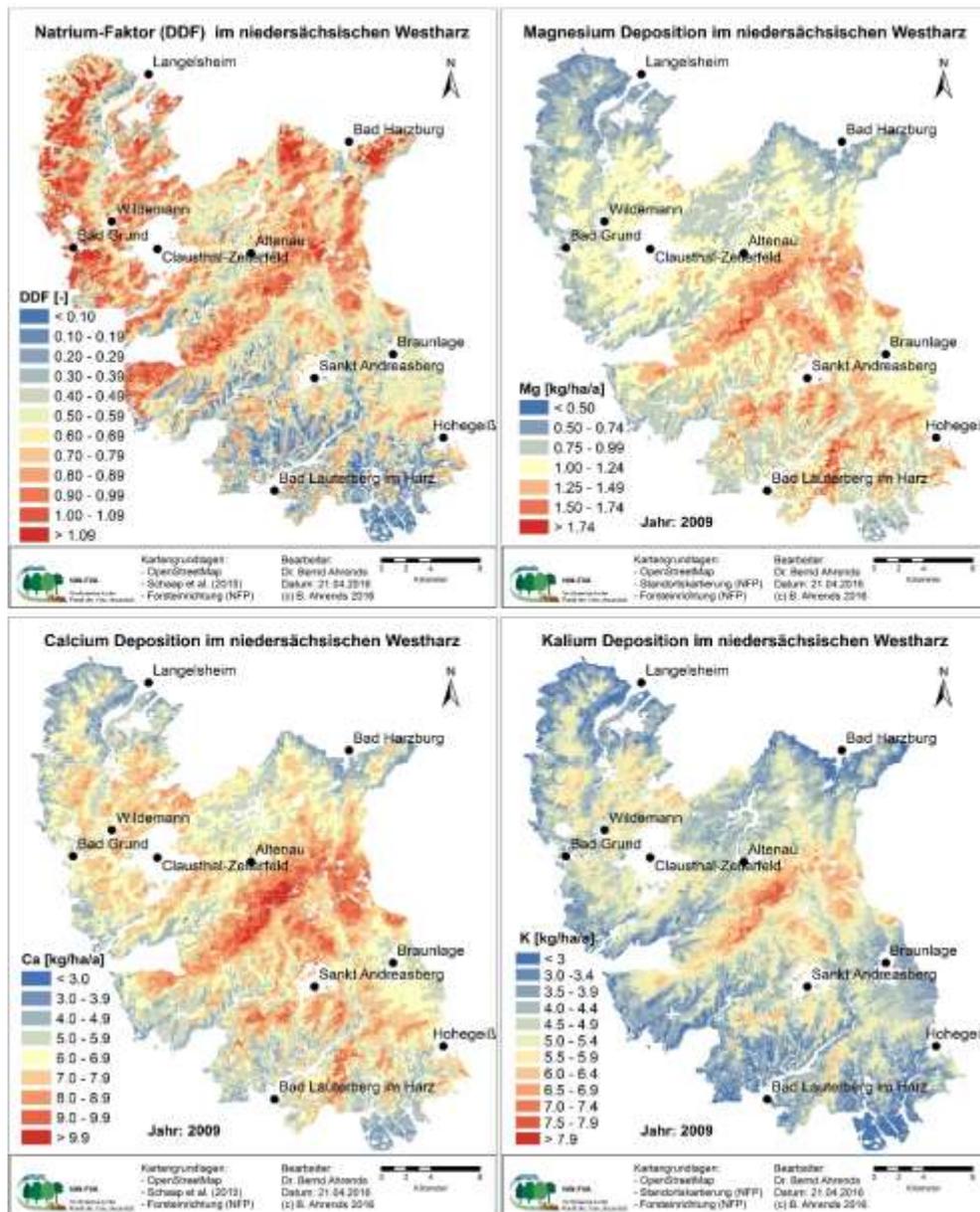


Abb. 7.11: Regionalisierter Natriumfaktor (DDF) und regionalisierte atmosphärische Stoffeinträge der Elemente Calcium, Magnesium und Kalium.

7.5 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Die sehr guten Ergebnisse bei der Validierung der DDF und bei der Regionalisierung von Na^+ (gelten auch für Cl^- und SO_4^{2-} -S) für die Flächen des Intensiven Umweltmonitorings sprechen für die Regionalisierungen der Feuchtdeposition und die Anwendbarkeit des Verfahrens. Mit dem vorgestellten Verfahren können insbesondere Unterschiede der Baumarten und der Bestandesstruktur quantifiziert werden und durch Kombination mit Daten der Forsteinrichtung flächenhaft bzw. direkt für die Standorte der BWI abgebildet werden.

Die geringen Gütemaße bei Ca^{2+} , Mg^{2+} und K^+ spiegeln zum einen die hohe kleinräumliche Variabilität dieser Depositionen wider. Zum anderen resultieren sie auch daraus, dass sie durch die Reduzierung der Emissionen das Depositionsniveau der unterschiedlichen Standorte angenähert hat. Insbesondere K^+ -Depositionsraten sind stark durch regionale Quellen beeinflusst (vgl. Dämmgen et al. 2013), die wiederum zwischen den Jahren erheblich variieren können (Schaap et al. 2015). Insgesamt können mit dem vorgestellten Verfahren die basischen Kationen (Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+}) verzerrungsfreier abgeschätzt werden, als z.B. mit den Modellierungen der Trockendeposition nach Schaap et al. (2015). Dennoch sind die Unsicherheiten immer noch erheblich und die realen Depositionen können an einzelnen Standorten stark abweichen. Der im Vergleich zu den Messwerten von 52 Level-II-Stationen ermittelte mittlere Quadratwurzelfehler (RMSE) liegt für die Zielgrößen Ca^{2+} , K^+ und Mg^{2+} bei 50–70 % der Medianwerte und ist damit unter Berücksichtigung der Unsicherheiten bei der messtechnischen Erfassung der Deposition (vgl. Kapitel 7.4.3) tolerabel.

7.6 Literaturverzeichnis

- Akselsson, C., O. Westling, H. Sverdrup, J. Holmqvist, G. Thelin, E. Uggla, G. Malm. 2007. Impact of harvest intensity on long-term base cation budgets in Swedish forest soils. *Water, Air, and Soil Pollution: Focus* 7 (1): 201-210. <http://dx.doi.org/10.1007/s11267-006-9106-6>
- Augusto, L., J. Ranger, D. Binkley, A. Rothe. 2002. Impact of several common tree species of European temperate forests on soil fertility. *Annals of Forest Science* 59 (3): 233-253.
- Beier, C., L. Rasmussen. 1993. The EXMAN Project: Experimental manipulation of forest ecosystems in Europe. Project period 1988-1991. *Ecosystems Research Report*, 7. Brüssel.
- Benassai, S., S. Becagli, R. Gragnani, O. Magand, M. Proposito, I. Fattori, R. Traversi, R. Udisti. 2005. Sea-spray deposition in Antarctic coastal and plateau areas from ITASE traverses. *Annals of Glaciology* 41 (1): 32-40. <http://dx.doi.org/10.3189/172756405781813285>
- Bleeker, A., G. Draaijers, D. van der Veen, J. W. Erisman, H. Möls, P. Fonteijn, M. Geusebroek. 2003. Field intercomparison of throughfall measurements performed within the framework of the Pan European intensive monitoring program of EU/ICP Forest. *Environmental Pollution* 125 (2): 123-138. [http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491\(03\)00142-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491(03)00142-8)
- BMELF. 1997. Dauerbeobachtungsflächen zur Umweltkontrolle im Wald: Level II – Erste Ergebnisse. Eberswalde: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten.

- Böhner, J., O. Antonić. 2009. Land-Surface Parameters Specific to Topo-Climatology. *Development in Soil Science* 33: 195-226. [http://dx.doi.org/10.1016/S0166-2481\(08\)00008-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0166-2481(08)00008-1)
- Bolte, A., J. Müller. 2002. Bilanzierung von Elemententrägen und -austrägen in Kiefern-, Eichen- und Buchenökosystemen. *Ökologie und Vegetation der Wälder Nordostdeutschlands*. Herausgegeben von S. Anders. Verlag Dr. Kessel. Oberwinter.
- Böttcher, J., S. Lauer, O. Strebel, M. Puhmann. 1997. Spatial variability of canopy throughfall and groundwater sulfate concentrations under a pine stand. *Journal of Environmental Quality* 26 (2): 503-510. <http://dx.doi.org/10.2134/jeq1997.00472425002600020023x>
- Builtjes, P., E. Hendriks, M. Koenen, M. Schaap, S. Banzhaf, A. Kerschbaumer, T. Gauger, H.-D. Nagel, T. Scheuschner, A. Schlutow. 2011. Erfassung, Prognose und Bewertung von Stoffeinträgen und ihren Wirkungen in Deutschland (Modelling of Air Pollutants and Ecosystem Impact – MAPESI) – Zusammenfassender Abschlussbericht. *Texte Umweltbundesamt* 38, Dessau-Rosslau. 97 S.
- Cienciala, E., M. Černý, F. Tatarinov, J. Apltauer, Z. Exnerová. 2006. Biomass functions applicable to Scots pine. *Trees* 20 (4): 483-495. <http://dx.doi.org/10.1007/s00468-006-0064-4>
- Cimmery, V. 2010. User guide for SAGA (version 2.0.5) <http://sourceforge.net/projects/saga-gis/files/>
- Conrad, O. 2007. SAGA-Entwurf, Funktionsumfang und Anwendung eines Systems für Automatisierte Geowissenschaftliche Analysen. Electronic doctoral dissertation, Georg-August-Universität zu Göttingen.
- Curtis, R. O., D. D. Marshall. 2000. Why quadratic mean diameter? *Western Journal of Applied Forestry* 15 (3): 137-139.
- Dämmgen, U., J. Matschullat, F. Zimmermann, M. Strogies, L. Grünhage, B. Scheler, J. Conrad. 2013. Emission reduction effects on bulk and wet-only deposition in Germany - evidence from long-term observations Part 2: Precipitation, potential sea salt, soil and fly ash constituents. *Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft* 72 (1/2): 25-36.
- de Schrijver, A., A. de Schrijver, J. Staelens, K. Wuyts, G. van Hoydonck, N. Janssen, J. Mertens, L. Gielis, G. Geudens, L. Augusto, K. Verheyen. 2008. Effect of vegetation type on throughfall deposition and seepage flux. *Environmental Pollution* 153 (2): 295-303. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2007.08.025>
- de Vries, W., G. J. Reinds, M. Posch, M. J. Sanz, G. H. M. Krause, V. Calatayud, J. P. Renaud, J. L. Duponuey, H. Sterba, P. Gundersen, J. C. H. Voogd, E. M. Vel. 2003. Intensive monitoring of forest ecosystems in Europe. Technical Report. EC, UN/ECE 2003. Brussels, Geneva. 161 S.
- Devlaeminck, R., A. de Schrijver, M. Hermy. 2005. Variation in throughfall deposition across a deciduous beech (*Fagus sylvatica* L.) forest edge in Flanders. *Science of the Total Environment* 337 (1-3): 241-252. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.07.005>
- Draaijers, G. P. J., J. W. Erisman. 1995. A canopy budget model to assess atmospheric deposition from throughfall measurements. *Water, Air, and Soil Pollution* 85 (4): 2253-2258. <http://dx.doi.org/10.1007/BF01186169>
- Duijsings, J. J. H. M., J. M. Verstraten, W. Bouten. 1986. Spatial variability in nutrient deposition under an oak/beech canopy. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 149 (6): 718-727. <http://dx.doi.org/10.1002/jpln.19861490608>

- Einert, P. 2000. Depositionsuntersuchungen im Rahmen des Forschungsprogramms: "Langfristige waldbauliche Untersuchungen in Kiefernbeständen der Berliner Forsten". Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie 34 (3): 109-112.
- Erismann, J. A. N. W., C. Beier, G. Draaijers, S. Lindberg. 1994. Review of deposition monitoring methods. Tellus B 46 (2): 79-93. DOI: 10.1034/j.1600-0889.1994.t01-1-00001.x
- Erismann, J. W., G. P. J. Draaijers. 1995. Atmospheric deposition in relation to acidification and eutrophication. Band 63. Studies in Environmental Science: Elsevier Science B.V. Amsterdam.
- Erismann, J. W., G. Draaijers. 2003. Deposition to forests in Europe: most important factors influencing dry deposition and models used for generalisation. Environmental Pollution 124 (3): 379-388. [http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491\(03\)00049-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491(03)00049-6)
- Erismann, J. W., A. Vermeulen, A. Hensen, C. Flechard, U. Dämmgen, D. Fowler, M. Sutton, L. Grünhage, J. P. Tuovinen. 2005. Monitoring and modelling of biosphere/atmosphere exchange of gases and aerosols in Europe. Environmental Pollution 133 (3): 403-413. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2004.07.004>
- Etienne, C., A. Lehmann, S. Goyette, J.-I. Lopez-Moreno, M. Beniston. 2010. Spatial predictions of extreme wind speeds over Switzerland using generalized additive models. Journal of Applied Meteorology and Climatology 49 (9): 1956-1970. <http://dx.doi.org/10.1175/2010JAMC2206.1>
- Ferranti, E. J. S., J. D. Whyatt, R. J. Timmis, G. Davies. 2010. Using GIS to investigate spatial and temporal variations in upland rainfall. Transactions in GIS 14 (3): 265-282. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-9671.2010.01196.x>
- Fowler, D., R. Smith, J. Müller, J. N. Cape, M. Sutton, J. W. Erismann, H. Fagerli. 2007. Long term trends in sulphur and nitrogen deposition in Europe and the cause of non-linearities. Water, Air, and Soil Pollution: Focus 7 (1): 41-47. <http://dx.doi.org/10.1007/s11267-006-9102-x>
- Franke, J., J. Häntzschel, V. Goldberg, C. Bernhofer. 2008. Application of a trigonometric approach to the regionalization of precipitation for a complex small-scale terrain in a GIS environment. Meteorological Applications 15 (4): 483-490. <http://dx.doi.org/10.1002/met.91>
- Gauger, T., R. Köble, G. Smiatek. 1997. Kartierung kritischer Belastungskonzentrationen und -raten für empfindliche Ökosysteme in der Bundesrepublik Deutschland und anderen ECE-Ländern. Teil 1: Deposition Loads. Institut für Navigation der Universität Stuttgart im Auftrag des Umweltbundesamtes.
- Gauger, T., F. Anshelm, H. Schuster, G. P. J. Draaijers, A. Bleeker, J. W. Erismann, A. T. Vermeulen, H. D. Nagel. 2002. Kartierung ökosystembezogener Langzeittrends atmosphärischer Stoffeinträge und Luftschadstoffkonzentrationen in Deutschland und deren Vergleich mit Critical Loads und Critical Levels, Forschungsvorhaben im Auftrag des BMU/UBA, UBA Report, FE Nr. 29942210. Institut für Navigation, Univ. Stuttgart 207.
- Gauger, T., H. D. Haenel, C. Rösemann, H. D. Nagel, R. Becker, P. Kraft, A. Schlutow, G. Schütze, R. Weigelt-Kirchner, F. Anshelm. 2008. Nationale Umsetzung UNECE-Luftreinhaltkonvention (Wirkung).
- Gehrmann, J., H. Andreae, U. Fischer, W. Lux, T. Spranger. 2001. Luftqualität und atmosphärische Stoffeinträge an Level II-Dauerbeobachtungsflächen in Deutschland. Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (BMVEL), Bonn.

- Gravenhorst, G., A. Waraghai. 1990. Depositionsgeschwindigkeit luftgetragener Partikel für einen Fichtenbestand. VDI Berichte 837: 119-127.
- Hammel, K., M. Kennel. 2001. Charakterisierung und Analyse der Wasserverfügbarkeit und des Wasserhaushalts von Waldstandorten in Bayern mit dem Simulationsmodell BROOK90. Forstliche Forschungsberichte München 185: 148.
- Harrell, F. E. 2013. Hmisc: Harrell Miscellaneous. R package version 3.13-0. <http://CRAN.R-project.org/package=Hmisc>.
- Hedin, L. O., L. Granat, G. E. Likens, T. A. Buishand. 1994. Steep declines in atmospheric base cations in regions of Europe and North America. *Nature* 367: 351-354.
- Ibanez, F., P. Grosjean, M. Etienne. 2013. Pastecs: Package for Analysis of Space-Time Ecological Series. R package version 1.3-15. <http://CRAN.R-project.org/package=pastecs>.
- Ivens, W. P. M. F. 1990. Atmospheric deposition onto forests. An analysis of the deposition variability by means of throughfall measurements. Nederlandse geografische studies, Utrecht.
- Jarvis, A., H. I. Reuter, A. Nelson, E. Guevara. 2008. Hole-filled seamless SRTM data V4, International Centre for Tropical Agriculture (CIAT). Available from <http://srtm.csi.cgiar.org>.
- Katul, G. G., T. Grönholm, S. Launiainen, T. Vesala. 2011. The effects of the canopy medium on dry deposition velocities of aerosol particles in the canopy sub-layer above forested ecosystems. *Atmospheric Environment* 45 (5): 1203-1212. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.06.032>
- Klinck, U., P. Rademacher, B. Scheler, M. Wagner, S. Fleck, B. Ahrends, H. Meesenburg. 2012. Ökosystembilanzen auf forstwirtschaftlich genutzten Flächen. *GeoBerichte* 23 (12): 163-174.
- Kues, J. 1985. Untersuchungen zum Stoffeintrag in den Göttinger Wald. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme der Universität Göttingen, Reihe A, Band 6. 206 S.
- Kuha, J. 2004. AIC and BIC: Comparisons of assumptions and performance. *Sociological Methods & Research* 33 (2): 188-229. <http://dx.doi.org/10.1177/0049124103262065>.
- Lichstein, J. W., T. R. Simons, S. A. Shriener, K. E. Franzreb. 2002. Spatial autocorrelation and autoregressive models in ecology. *Ecological Monographs* 72 (3): 445-463. [http://dx.doi.org/10.1890/0012-9615\(2002\)072\[0445:SAAAMI\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/0012-9615(2002)072[0445:SAAAMI]2.0.CO;2)
- Lindberg, S. E., G. M. Lovett, D. D. Richter, D. W. Johnson. 1986. Atmospheric deposition and canopy interactions of major ions in a forest. *Science* 231 (4734): 141-145. <http://dx.doi.org/10.1126/science.231.4734.141>
- Lumley, T. 2009. Leaps: regression subset selection. R package version 2.9. <http://CRAN.R-project.org/package=leaps>
- Malessa, V., B. Ahrends. 2001. Algorithmus der Wirkung von Waldbaumaßnahmen auf die Gewässerqualität-Waldbaumodul. *Arbeitshefte Boden* 2001 (2): 84-107.
- Matzner, E. 1988. Der Stoffumsatz zweier Waldökosysteme im Solling. Universität Göttingen.
- Meesenburg, H., K. J. Meiwes, P. Rademacher. 1995. Long term trends in atmospheric deposition and seepage output in northwest German forest ecosystems. *Water, Air, and Soil Pollution* 85 (2): 611-616. <http://dx.doi.org/10.1007/BF00476896>
- Meesenburg, H., B. Ahrends, R. Kallweit, B. Scheler, M. Wagner, S. Fleck. 2014. Interzeption in Wäldern: eine (zu) wenig beachtete Größe des Wasserkreislaufs. *Forum für Hydrologie u. Wasserbewirtschaftung* 34: 199-206.

- Mellert, K. H., A. Gensior, C. Kölling. 2005. Stickstoffsättigung in den Wäldern Bayerns– Ergebnisse der Nitratinventur. *Forstarchiv* 76: 35-43.
- Mohr, K., H. Meesenburg, B. Horvath, K. J. Meiwes, S. Schaaf, U. Dämmgen. 2005. Bestimmung von Ammoniak-Einträgen aus der Luft und deren Wirkungen auf Waldökosysteme (ANSWER-Projekt). Sonderheft 279. Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), Braunschweig.
- Mollitor, A. V., A. L. Leaf, L. A. Morris. 1980. Forest soil variability on northeastern flood plains. *Soil Science Society of America Journal* 44 (3): 617-620. <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj1980.03615995004400030037x>
- Mues, V., M. Jansen, B. Sloboda, K. Radler, J. Saborowski. 2002. Regionalization of climatic elements in Lower Saxony. Spatial modelling in forest ecology and management-a case study. Springer, Berlin: 41-67.
- Nakai, T., A. Sumida, K. I. Daikoku, K. Matsumoto, M. K. van der Molen, Y. Kodama, A. V. Kononov, T. C. Maximov, A. J. Dolman, H. Yabuki, T. Hara, T. Ohta. 2008. Parameterisation of aerodynamic roughness over boreal, cool- and warm-temperate forests. *Agricultural and Forest Meteorology* 148 (12): 1916-1925. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2008.03.009>
- Olaya, V. 2004. A gentle introduction to SAGA GIS.
- Paradis, E., J. Claude, K. Strimmer. 2004. APE: analyses of phylogenetics and evolution in R language. *Bioinformatics* 20: 289-290.
- Pedersen, L. B. 1992. Throughfall chemistry of Sitka spruce stands as influenced by tree spacing. *Scandinavian Journal of Forest Research* 7 (1-4): 433-444. <http://dx.doi.org/10.1080/02827589209382736>
- Penne, C. 2009. Räumliche Variabilität der Humusspeicherung in Abhängigkeit von der Kronendachstruktur eines Kiefernbestandes. *Horizonte*, 24. Der Andere Verlag. Tönning, Lübeck & Marburg.
- Pieterse, G., A. Bleeker, A. T. Vermeulen, Y. Wu, J. W. Erisman. 2007. High resolution modelling of atmosphere-canopy exchange of acidifying and eutrophying components and carbon dioxide for European forests. *Tellus B* 59 (3): 412-424. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1600-0889.2007.00266.x>
- Pinheiro, J. C., D. Bates, S. Debroy, D. Sarkar, R. C. Team. 2008. nlme: Linear and nonlinear mixed effects models. R package version 3.1-103.
- Pretzsch, H., P. Biber. 2005. A Re-Evaluation of Reineke's Rule and Stand Density Index. *Forest Science* 51 (4): 304-320
- R Development Team. 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>
- Raat, K. J., G. P. J. Draaijers, M. G. Schaap, A. Tietema, J. M. Verstraten. 2002. Spatial variability of throughfall water and chemistry and forest floor water content in a Douglas fir forest stand. *Hydrology and Earth System Sciences* 6 (3): 363-374.
- Reineke, L. H. 1933. Perfecting a stand-density index for even-aged forests. *Journal of Agricultural Research* 46: 627-638.
- Revelle, W. 2015. Psych: Procedures for Personality and Psychological Research, Northwestern University, Evanston, Illinois, USA, Version = 1.5.1. <http://CRAN.R-project.org/package=psych>
- Roberts, D. W., S. V. Cooper. 1989. Concepts and techniques of vegetation mapping. Pages In: D. Ferguson, P. Morgan, and F. D. Johnson: Land Classifications based on vegetation: applications for resource management. USDA Forest Service General Technical Report INT-257, Ogden, Utah.

- Rothe, A. 1997. Einfluss des Baumartenanteils auf Durchwurzelung, Wasserhaushalt, Stoffhaushalt und Zuwachsleistung eines Fichten-Buchen-Mischbestandes am Standort Höglwald. Forstliche Forschungsberichte München 163: 189.
- Rothe, A., C. Huber, K. Kreuzer, W. Weis. 2002. Deposition and soil leaching in stands of Norway spruce and European Beech: Results from the Höglwald research in comparison with other European case studies. *Plant and Soil* 240 (1): 33-45. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1015846906956>
- Sachs, L. 1999. *Angewandte Statistik* 9 Auflage. Springer-Verlag. Berlin.
- Schaap, M., R. Wichink Kruit, S. Banzhaf, T. Scheuschner, C. Hendriks, R. Kranenburg, A. Serges, P. Bultjes. 2015. Atmospheric deposition to German natural and semi-natural ecosystems during 2009. Project No. (FKZ) 3712 63 240-1, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.
- Schmidt, A. 1967. Der rechnerische Ausgleich von Bestandeshöhenkurven. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 86 (6): 370-382. <http://dx.doi.org/10.1007/BF01821235>
- Schulz, K., B. Huwe, C. Woerlen, R. Eiden. 1999. Wind speed regionalization and its influence on areal evapotranspiration prediction. *International Association of Hydrological Sciences Publication* 254: 97-104.
- Seiler, J., E. Matzner. 1995. Spatial variability of throughfall chemistry and selected soil properties as influenced by stem distance in a mature Norway spruce (*Picea abies*, Karst.) stand. *Plant and Soil* 176 (1): 139-147. <http://dx.doi.org/10.1007/bf00017684>
- Simon, K. H., K. Westendorff. 1990. Ergebnisse der Depositionsmessungen in Waldgebieten des Tieflandes der DDR. *Beiträge Forstwirtschaft* 24 (3): 109-112.
- Solberg, S., M. Dobbertin, G. J. Reinds, H. Lange, K. Andreassen, P. G. Fernandez, A. Hildingsson, W. de Vries. 2009. Analyses of the impact of changes in atmospheric deposition and climate on forest growth in European monitoring plots: A stand growth approach. *Forest Ecology and Management* 258 (8): 1735-1750. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2008.09.057>
- Spranger, T. 2000. Methodische Ansätze zur Ermittlung der Gesamtd deposition in Waldbestände. *Forstarchiv* 71: 39-41.
- Staelens, J., A. de Schrijver, K. Verheyen, N. E. C. Verhoest. 2006. Spatial variability and temporal stability of throughfall deposition under beech (*Fagus sylvatica* L.) in relationship to canopy structure. *Environmental Pollution* 142 (2): 254-263. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2005.10.002>
- Suuster, E., C. Ritz, H. Roostalu, E. Reintam, R. Kölli, A. Astover. 2011. Soil bulk density pedotransfer functions of the humus horizon in arable soils. *Geoderma* 163 (1-2): 74-82. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.04.005>
- Talkner, U., I. Krämer, D. Hölscher, F. O. Beese. 2010. Deposition and canopy exchange processes in central-German beech forests differing in tree species diversity. *Plant and Soil* 336 (1): 405-420. <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-010-0491-2>
- Tang, Y. S., I. Simmons, N. van Dijk, C. Di Marco, E. Nemitz, U. Dämmgen, K. Gilke, V. Djuricic, S. Vidic, Z. Gliha, D. Borovecki, M. Mitosinkova, J. E. Hanssen, T. H. Uggerud, M. J. Sanz, P. Sanz, J. V. Chorda, C. R. Flechard, Y. Fauvel, M. Ferm, C. Perrino, M. A. Sutton. 2009. European scale application of atmospheric reactive nitrogen measurements in a low-cost approach to infer dry deposition fluxes. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 133 (3-4): 183-195. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2009.04.027>

- Thimonier, A., M. Schmitt, P. Waldner, P. Schleppe. 2008. Seasonality of the Na/Cl ratio in precipitation and implications of canopy leaching in validating chemical analyses of throughfall samples. *Atmospheric Environment* 42 (40): 9106-9117. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.09.007>
- Tsyro, S., W. Aas, J. Soares, M. Sofiev, H. Berge, G. Spindler. 2011. Modelling of sea salt concentrations over Europe: key uncertainties and comparison with observations. *Atmospheric Chemistry and Physics* 11 (20): 10367-10388.
- Ulrich, B. 1994. Nutrient and acid-base budget of central European forest ecosystems. In: *Effects of acid rain on forest processes*. Herausgegeben von D. Godbold, A. Hüttermann. Wiley-Liss, New York. 1-50.
- Ulrich, E., R. Mosello, J. Derome, K. Derome, N. Clarke, N. König, G. Lövblad, G. P. J. Draaijers. 2006. Part VI. Sampling and analysis of deposition. In: *Manual on Methods and Criteria for Harmonized Sampling, Assessment, Monitoring and Analysis of the Effects of Air Pollution on Forests*. UN-ECE, Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (LRTAP). International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests (ICP-Forests), Hamburg Available from: <http://www.icp-forests.org>. 74 S.
- von Wilpert, K. 2008. Waldbauliche Steuerungsmöglichkeiten des Stoffhaushalts von Waldökosystemen: Am Beispiel von Buchen- und Fichtenvarianten der Conventwald-Fallstudie. Schriftenreihe Freiburger Forstliche Forschung, Freiburg: Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Abt. Boden und Umwelt.
- Vesala, T., T. Suni, Ü. Rannik, P. Keronen, T. Markkanen, S. Sevanto, T. Grönholm, S. Smolander, M. Kulmala, H. Ilvesniemi, R. Ojansuu. 2005. Effect of thinning on surface fluxes in a boreal forest. *Global Biogeochemical Cycles* 19 (2): 1-11. <http://dx.doi.org/10.1029/2004GB002316>
- Wellbrock, N., A. Lauer, N. Eickenscheidt, J. Höhle, J. Evers, B. Ahrends, C.-G. Schimming, H.-D. Nagel, W. Riek, K. J. Meiwes, H. Meesenburg. 2016. Bodenversauerung und Nährstoffverfügbarkeit. In: Wellbrock, N., A. Bolte & H. Flessa: *Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland: Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 2006 bis 2008*. Thünen Report 43. Johann Heinrich von Thünen-Institut. Braunschweig. 75-134.
- Wesely, M. L., B. B. Hicks. 2000. A review of the current status of knowledge on dry deposition. *Atmospheric Environment* 34 (12-14): 2261-2282. [http://dx.doi.org/10.1016/S1352-2310\(99\)00467-7](http://dx.doi.org/10.1016/S1352-2310(99)00467-7)
- Whelan, M. J., L. J. Sanger, M. Baker, J. M. Anderson. 1998. Spatial patterns of throughfall and mineral ion deposition in a lowland Norway spruce (*Picea abies*) plantation at the plot scale. *Atmospheric Environment* 32 (20): 3493-3501. [http://dx.doi.org/10.1016/S1352-2310\(98\)00054-5](http://dx.doi.org/10.1016/S1352-2310(98)00054-5)
- Wirth, C., J. Schumacher, E.-D. Schulze. 2004. Generic biomass functions for Norway spruce in Central Europe - a meta-analysis approach toward prediction and uncertainty estimation. *Tree Physiology* 24 (2): 121-139. <http://dx.doi.org/10.1093/treephys/24.2.121>
- Wood, S. 2006. *Generalized additive models: an introduction with R*. Texts in Statistical Science, Chapman & Hall, Boca Raton, CRC press.
- Wutzler, T., C. Wirth, J. Schumacher. 2008. Generic biomass functions for Common beech (*Fagus sylvatica*) in Central Europe: predictions and components of uncertainty. *Canadian Journal of Forest Research* 38 (6): 1661-1675. <http://dx.doi.org/10.1139/X07-194>