ECONSTOR
Make Your Publications Visible.

A Service of

ZBW Leibniz-Informationszentrum Wirtschaft
Leibniz Information Centre for Economics

Wellbrock, Nicole (Ed.); Bolte, Andreas (Ed.); Flessa, Heinz (Ed.)

Research Report

Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland: Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 2006 bis 2008

Thünen Report, No. 43

Provided in Cooperation with:
Johann Heinrich von Thünen Institute, Federal Research Institute for Rural Areas, Forestry and Fisheries

Suggested Citation: Wellbrock, Nicole (Ed.); Bolte, Andreas (Ed.); Flessa, Heinz (Ed.) (2016) : Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland: Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 2006 bis 2008, Thünen Report, No. 43, ISBN 978-3-86576-161-3, Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig, https://nbn-resolving.de/urn:nbn:de:gbv:253-201609-dn057211-6

This Version is available at:
https://hdl.handle.net/10419/146940

Standard-Nutzungsbedingungen:

Die Dokumente auf EconStor dürfen zu eigenen wissenschaftlichen Zwecken und zum Privatgebrauch gespeichert und kopiert werden.

Sie dürfen die Dokumente nicht für öffentliche oder kommerzielle Zwecke vervielfältigen, öffentlich ausstellen, öffentlich zugänglich machen, vertreiben oder anderweitig nutzen.

Sofern die Verfasser die Dokumente unter Open-Content-Lizenzen (insbesondere CC-Lizenzen) zur Verfügung gestellt haben sollten, gelten abweichend von diesen Nutzungsbedingungen die in der dort genannten Lizenz gewährten Nutzungsrechte.

Terms of use:

Documents in EconStor may be saved and copied for your personal and scholarly purposes.

You are not to copy documents for public or commercial purposes, to exhibit the documents publicly, to make them publicly available on the internet, or to distribute or otherwise use the documents in public.

If the documents have been made available under an Open Content Licence (especially Creative Commons Licences), you may exercise further usage rights as specified in the indicated licence.

WWW.ECONSTOR.EU

Mitglied der Leibniz-Gemeinschaft

THÜNEN

Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland

Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 2006 bis 2008

Nicole Wellbrock, Andreas Bolte, Heinz Flessa (eds)

Thünen Report 43

Bibliografische Information:
Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikationen in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet unter www.dnb.de abrufbar.

Bibliographic information:
The Deutsche Nationalbibliothek (German National Library) lists this publication in the German National Bibliography; detailed bibliographic data is available on the Internet at www.dnb.de

Bereits in dieser Reihe erschienene Bände finden Sie im Internet unter www.ti.bund.de

Volumes already published in this series are available on the Internet at www.ti.bund.de

Zitationsvorschlag – *Suggested source citation:*
Wellbrock N, Bolte A, Flessa H (eds) (2016) Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland : Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 2006 bis 2008. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, 550 p, Thünen Rep 43, DOI:10.3220/REP1473930232000

Die Verantwortung für die Inhalte liegt bei den jeweiligen Verfassern bzw. Verfasserinnen.

The respective authors are responsible for the content of their publications.

THÜNEN

Thünen Report 43

Herausgeber/Redaktionsanschrift – *Editor/address*

Johann Heinrich von Thünen-Institut
Bundesallee 50
38116 Braunschweig
Germany

thuenen-report@thuenen.de
www.thuenen.de

ISSN 2196-2324
ISBN 978-3-86576-161-3
DOI:10.3220/REP1473930232000
urn:nbn:de:gbv:253-201609-dn057211-6

Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland

Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 2006 bis 2008

Nicole Wellbrock, Andreas Bolte, Heinz Flessa (eds)

Thünen Report 43

An der Bundesauswertung beteiligte Institutionen:

Thünen-Institut für Waldökosysteme
Alfred-Möller-Straße 1 • Haus 41/42 • D 16225 Eberswalde • www.thuenen.de/de/wo/

Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe
Geozentrum Hannover • Stilleweg 2 • D 30655 Hannover • www.bgr.bund.de

Christian-Albrechts-Universität zu Kiel
Ökologie-Zentrum • Olshausenstr. 40 • D 24098 Kiel • www.uni-kiel.de

Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz
Forschungsbereich 6.2 Waldmonitoring und Umweltvorsorge • Hauptstraße 16 • D 67705 Trippstadt
www.fawf.wald-rlp.de

Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg
Abt. Boden und Umwelt • Wonnhaldestr. 4 • D 79100 Freiburg • www.fva-bw.de

Geologischer Dienst NRW
De-Greiff-Straße 195 • D 47803 Krefeld • www.gd.nrw.de

Gottfried Wilhelm Leibniz Universität Hannover
Welfengarten 1 • 30167 Hannover • www.uni-hannover.de

Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde
Schicklerstraße 5 • D 16225 Eberswalde • www.hnee.de

Hochschule Weihenstephan-Triesdorf
Fakultät Wald und Forstwirtschaft, Botanik und Vegetationskunde • Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 3
D 85354 Freising • www.hswt.de

Kompa, Dr. Thomas
Breite Str. 26 • D 39576 Stendal

Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein
Dezernat Boden LLUR 629 • Hamburger Chaussee 25 • D 24220 Flintbek
www.schleswig-holstein.de/LLUR/

Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde
FB2 Alfred-Möller-Straße • D 16225 Eberswalde • www.forst.brandenburg.de

Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen
Leibnizstr. 10 • D 45659 Recklinghausen • www.lanuv.nrw.de

Max-Planck-Institut für Biogeochemie
Hans-Knöll-Str.10 • D 07745 Jena • www.bgc-jena.mpg.de

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt
Sachgebiet Intensives Umweltmonitoring • Grätzelstr. 2 • D 37079 Göttingen • www.nw-fva.de

ÖKO - DATA
Gesellschaft für Ökosystemanalyse und Umweltdatenmanagement mbH • Hegermühlenstraße 58
D 15344 Strausberg • www.oekodata.com

STAATSBETRIEB SACHSENFORST Kompetenzzentrum Wald und Forstwirtschaft
Referat Standortserkundung / Bodenmonitoring / Labor • Bonnewitzer Straße 34 • D 01796 Pirna
OT Graupa • www.sachsenforst.de

Technische Universität München
Wissenschaftszentrum Weihenstephan, Department für Ökologie, Fachgebiet Geobotanik
Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 2 • D 85354 Freising • www.geobotanik.wzw.tum.de

Thünen-Institut für Agrarklimaschutz
Bundesallee 50 • D 38225 Braunschweig • www.thuenen.de/de/ak/

Umweltbundesamt
Fachgebiet II 2.6 - Maßnahmen des Bodenschutzes • Wörlitzer Platz 1 • D 06844 Dessau-Roßlau
www.umweltbundesamt.de

University of Bath
Mathematical Sciences • Claverton Down • Bath BA2 7AY • United Kingdom
www.bath.ac.uk/math-sci/

Zusammenfassung

Der Zustand der Waldböden hat begonnen, sich seit der ersten Bodenzustandserhebung (BZE I) in den 1990er Jahren langsam zu erholen. Ursache hierfür ist in erster Linie die Minderung der atmosphärischen Einträge insbesondere von Schwefel (S) und Blei (Pb) im Rahmen der grenzüberschreitenden Maßnahmen zur Luftreinhaltung. Zudem sind viele Böden aus Gründen des Bodenschutzes gekalkt worden und in den letzten 20 Jahren hat ein Umbau von Nadelwald-Reinbeständen zu Laub- und Mischbeständen stattgefunden. Beide Maßnahmen haben ebenfalls insgesamt positive Wirkungen auf den Waldboden. Basis für die Auswertungen der BZE waren deutschlandweit 1.900 Inventurpunkte. Die Außenaufnahmen der zweiten Bodenzustandserhebung (BZE II) fand von 2006 bis 2008, die Analytik von 2009 bis 2010 statt.

Die flächendeckende Oberbodenversauerung und Basenverarmung, die bei der BZE I festgestellt wurden, sind in dem Maße nicht mehr zu beobachten. Der Säure-Base-Zustand und die Nährstoffversorgung der Oberböden haben sich im Mittel verbessert. Insbesondere gekalkte Standorte und jene mit Laubbaumbestockung weisen deutliche Erholungstendenzen auf. Die Ergebnisse der BZE II zeigen, dass seit der ersten Inventur ein Anstieg der pH-Werte vor allem in den oberen Bodenschichten stattfand. Die S-Vorräte im Auflagehumus sind signifikant zurückgegangen. Die Basensättigung in 0-5 cm Tiefe hat im Mittel zugenommen, während sie in den tieferen Bodenschichten ab 10 cm Tiefe signifikant abgenommen hat. Eine fortschreitende Versauerung des Unterbodens tritt in besonderem Maße für ungekalkte, versauerungsempfindliche Standorte auf. Die mittleren Vorräte an königswasserextrahierbarem Calcium (Ca) und Magnesium (Mg) sowie an austauschbarem Calcium, Magnesium und Kalium (K) weisen regionale Unterschiede auf, die in erster Linie vom Ausgangssubstrat bestimmt werden sowie von der Kalkung. Eine regionale Besonderheit stellt die bis Anfang der 1990er Jahre durch Flugascheeinträge ausgelöste Dynamik der basischen Kationen in Teilen des Nordostdeutschen Tieflands dar, die zwischen BZE I und BZE II einem verstärkten Austrag unterlagen.

Eine Herausforderung stellen die Stickstoff (N)-Einträge dar, die weiterhin hoch geblieben sind und zur Eutrophierung sowie Versauerung der Waldökosysteme beitragen. Die Critical Loads für eutrophierenden N waren 2007 an 59 % der untersuchten Standorte überschritten. Im Vergleich zur BZE I nahmen die N-Vorräte bundesweit und bezogen auf alle Bodenschichten (bis 60 cm Tiefe) um 12 % ab. Während im Auflagehumus keine Veränderung und im Oberboden (0-10 cm) sogar eine Zunahme erkennbar war, wurde eine erhebliche N-Abnahme im Mineralboden ab 30 cm Tiefe beobachtet, die durch eine gesteigerte N-Aufnahme im Baumbestand, einem höheren Nitrataustrag und bzw. oder durch gasförmige N-Verluste verursacht worden sein können. Die Waldernährung, der Kronenzustand und die Bodenvegetation deuten auf eine Überversorgung mit N hin. An etwa der Hälfte der Probepunkte sind Kiefer und Eiche mit N überversorgt. Fichte und Buche an etwa einem Viertel der Inventurpunkte. Bei allen vier Hauptbaumarten haben die N-Gehalte der Nadeln und Blätter in den letzten 20 Jahren zugenommen. Die S-Gehalte haben ebenfalls abgenommen. Die Ernährung mit Ca, Mg und K ist überwiegend normal. Calcium- und Mg-Defizite konnten mit Hilfe der Kalkung behoben werden, es besteht

jedoch das Risiko verringerter K-Gehalte. Phosphordefizite bei Buche und Eiche (an 60 bzw. 38 % der Inventurpunkte) sollten in Zukunft mehr Aufmerksamkeit erhalten. Die Kiefer ist an Hauptnährelementen am besten und die Buche am schlechtesten ernährt. Die Zusammensetzung der Bodenvegetation hängt in erster Linie von der Nährstoffvorräten und dem pH-Wert ab.

In Bezug auf Kohlenstoff (C) zeigen die Böden hohe Speicherkapazität. Die Vorräte des Gesamtprofils (Auflagehumus und Mineralboden bis 90 cm Tiefe) belaufen sich im Mittel auf 117 t ha^{-1} (17 % im Auflagehumus und 58 % im Oberboden bis 30 cm). Somit sind Böden noch vor der Biomasse des Bestands der größte C-Pool der Wälder. Für das Gesamtprofil wurde eine jährliche Zunahme der C-Vorräte von 0,75 t ha^{-1} von BZE I zu BZE II beobachtet. Positive Änderungsraten fanden sich besonders im Auflagehumus und im Oberboden. Insbesondere im Norddeutschen Tiefland lagen hohe C-Zunahmen vor. Die C-Speicherung im Auflagehumus ist für Nadelbaumarten höher als für Laubbaumarten. Mit der Kalkung erhöht sich der im Mineralboden gespeicherte C, während der Auflagehumus C verliert. Bezogen auf das Gesamtprofil führt die Kalkung zu einer stärkeren C-Zunahme als auf ungekalkten Standorten. Infolge der C-Zunahme und N-Abnahme hat sich das C/N-Verhältnis signifikant geweitet.

Die Schwermetallgehalte der Böden werden sowohl durch den geogenen Grundgehalt des Ausgangsgesteins als auch durch atmogene Einträge bestimmt. Der atmogene Eintrag hat im Zeitraum zwischen BZE I und BZE II abgenommen, was bei gleichzeitiger Verlagerung der Schwermetalle in den Oberboden zu einer Abreicherung im Auflagehumus geführt hat. Dieser Effekt wird durch die Kalkung tendenziell verstärkt. Einzig Arsen (13 % der Inventurpunkte) und Pb (22 %) weisen eine nennenswerte Überschreitung der Vorsorgewerte auf. Belastet sind vor allem Bergbauregionen sowie Gebiete mit erhöhten atmogenen Einträgen.

Die abgeleiteten Zeitreihen von Trockenstressindizes und der pflanzenverfügbaren Bodenwasserspeicherfüllung zeigen, dass seit 1990 die Intensität des Wassermangels zugenommen hat und gut mit Wasser versorgte Jahre nur noch sporadisch auftreten. Die Auswertungen zum Kronenzustand bestätigen, dass die direkten Wirkungen der S-Einträge, die bis in die 1980er Jahre erheblich zu hohen Kronenverlichtungen beigetragen haben, zurückgetreten und in den letzten beiden Jahrzehnten unter den gegebenen Vorbelastungen der Waldböden die Folgen des Klimawandels (Trockenstress, Insektenbefall) in den Vordergrund getreten sind.

Auch wenn sich der Zustand des Waldbodens langsam verbessert, sollte ein weiterer Rückgang der Bodenversauerung und von Schadstoffeinträgen regional differenziert angestrebt werden, um unerwünschte Austräge, z.B. von Nitrat ins Sicker- und Grundwasser, zu vermeiden und Stressfaktoren für die Waldbäume zu verringern. Besondere Priorität gilt der Minderung von N-Einträgen (insbesondere von Ammonium-N). Eine Bodenschutzkalkung von Standorten mit eintragsbedingter Versauerung ist weiterhin empfehlenswert.

Schlüsselwörter: Boden, Monitoring, Wald, Kohlenstoff, Stickstoff, Waldernährung, Critical Loads, Schwermetalle, Biodiversität, Bodenversauerung, Wasserhaushalt, Kronenzustand

Summary

The condition of the forest soils in Germany has begun to slowly recover since the first national forest soil inventory (NFSI I) in the 1990ies. The reduction of atmospheric deposition particularly of sulfur (S) and lead (Pb) in the framework of the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution represents the main reason for this trend. In addition, liming of forest soils and forest restructuring from coniferous pure stands to deciduous and mixed stands had an overall positive effect on forest soils. The evaluations of the NFSI are based on 1,900 plots. The field work of the second national forest soil inventory (NFSI II) was carried out between 2006 and 2008 and the laboratory work between 2009 and 2010.

The nationwide acidification of the topsoil and depletion of base cations which was observed during the NFSI I can to that extent not be found any longer. The acid-base status of the topsoil and supply of nutrients on average improved. Especially limed plots and plots with a deciduous stand show a clear tendency of recovery. The results of the NFSI II reveal an increase in pH values primarily of the upper soil layers. The S stocks of the humus layer significantly decreased. The base saturation in 0-5 cm soil depth on average increased whereas a significant decline of the base saturation was observed below 10 cm depth. A proceeding acidification of the subsoil mainly occurred for plots sensitive to acidification that had not been limed. Mean stocks of aqua regia-extractable calcium (Ca) and magnesium (Mg) as well as of exchangeable Ca, Mg and potassium (K) show regional differences, which are primarily determined by the parent material as well as by liming. A regional characteristic is the dynamic of base cations in parts of the Northeastern German Lowland, which was subject to fly ash deposition until the beginning of the 1990ies. Base cations of that region showed enhanced outputs between the first and second NFSI.

The constant high level of nitrogen (N) deposition is still challenging since N contributes to eutrophication and acidification of forest ecosystems. Critical loads for eutrophying N were exceeded at 59 % of the plots in 2007. Nitrogen stocks of all soil layers (up to 60 cm depth) decreased nationwide by 12 % compared to the NFSI I. Although N stocks displayed no changes for the humus layer and for the top soil (0-10 cm) there even was an increase, a substantial decrease of N below 30 cm soil depth was observed. This decrease may be caused by enhanced N uptake by the vegetation, leaching of nitrate and/or gaseous N losses, respectively. The nutrition and the crown condition of the trees as well as the soil vegetation indicate an oversupply with N. Pine and oak trees were oversupplied at approximately half of the plots and spruce and beech trees at one quarter of the plots. The N content of the needles and leaves of all four main tree species increased in the last 20 years; whereas the S content decreased. The Ca, Mg and K nutrition is mainly normal. Deficits of Ca and Mg can be eliminated by liming, however liming may go along with reduced K contents in needles and leaves. In future the issue of phosphorous (P) nutrition should receive more attention since P deficits in beech and oak were found at 60 % and 38 % of the plots, respectively. Pine is the best-nourished and beech is the worst-nourished tree

species concerning the macro nutrients. The composition of the soil vegetation is primarily determined by nutrient stocks and pH value.

Soils show a high storage capacity for carbon (C). Carbon stocks of the total profile (humus layer and mineral soil up to 90 cm depth) amounted to 117 t ha^{-1}, of which 17 % were stored in the humus layer and 58 % in the top soil up to 30 cm. Thus, soils represent the major C pool of forests even ahead of the biomass of the stand. An annual increase in C stocks of 0.75 t ha^{-1} from NFSI I to NFSI II was observed for the total profile. Positive rates of changes were especially detected for the humus layer and top soil. High C inceases in particular occurred in the Northeastern German Lowland. Carbon storage in the humus layer was higher for coniferous trees than for deciduous trees. Liming resulted in an enhanced C storage in the mineral soil whereas the humus layer lost C. Regarding the total profile, C stocks increased on limed as well as on unlimed plots. As consequence of the C increase and the N decrease, C/N ratios of the humus layer and of all mineral soil layers have significantly widened.

The heavy metal content of soils is determined by the geogenic content of the parent material as well as by atmospheric inputs. The latter showed a decline from NFSI I to NFSI II and along with the simultaneous translocation of heavy metals from the humus layer to the top soil, caused a depletion of heavy metals in the humus layer. This effect is generally enhanced by liming. Solely arsenic (13 % of the plots) and Pb (22 % of the plots) notably exceeded the precautionary value. The main areas of pollution are those with mining activities as well as those subject to high atmospheric inputs.

The modelled time series of drought stress indices and plant available soil water storage indicate an increase in the intensity of water deficiency since 1990 and a decrease in the number of years characterized by sufficient water supply. Evaluations of the crown condition further support that under the given preload of the forest soils the impact of climate change (drought stress, insect attacks) on defoliation became more important in the last two decades while the direct impact of the S input, which contributed to high defoliation especially of coniferous trees in the low mountain ranges until the 1980ies, lost importance.

The condition of the forest soil slowly improved, however future measures should be aimed at a further locally differentiated reduction of soil acidification and pollutant input in order to prevent undesirable losses (e.g. of nitrate into the ground water) and to diminish stressors of forest trees. The highest priority should be given to the mitigation of N deposition (in particular of ammonium-N). Soil liming at plots sensitive to atmospheric acidification is further recommended.

Keywords: soil, monitoring, forest, carbon, nitrogen, forest nutrition, critical loads, heavy metals, biodiversity, soil acidification, water budget, crown condition

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung **I**

Summary **III**

Inhaltsverzeichnis **V**

1 Einleitung **1**

1.1 Hintergrund 1

1.2 Die Bodenzustandserhebung als Teil des Forstlichen Umweltmonitorings 3

1.3 Rechtliche Grundlagen 4

1.4 Erhebungsparameter 4

1.5 Zielstellung und Kernfragen 5

2 Methodenüberblick und Qualitätssicherung **6**

2.1 Einleitung 6

2.2 Inventurdesign, Raster und Plotdesign 6
2.2.1 Inventurdesign 6
2.2.2 Plotdesign 9

2.3 Probenahme 10
2.3.1 Beprobung des Auflagehumus 10
2.3.2 Beprobung des Mineralbodens 12
2.3.3 Beprobung der Nadeln und Blätter 13

2.4 Profilansprache 14
2.4.1 Profildaten 14
2.4.2 Klassifikationen 15

2.5 Laboranalytik 15
2.5.1 Qualitätsmanagement bei der BZE im Bereich Analytik 16
2.5.2 Probenvorbereitung 19
2.5.3 Bodenchemische Methoden 20
2.5.4 Bodenphysikalische Methoden 26
2.5.5 Verfahren zur Blatt- und Nadelanalyse 29

2.6 Bestandsbeschreibung 31

2.7 Vegetationskartierung 31

2.8 Kronenzustand 33

2.9 Klimadaten 34
2.9.1 Modellierung der Klimadaten 34

2.9.2 Ariditätsindex nach de Martonne 34

2.10 Deposition 34

2.11 Statistik 39
2.11.1 Wichtungsfaktoren 39
2.11.2 Basisauswertung und Stratifizierung 39

2.12 Entwicklung der Datenbank 41
2.12.1 Grundsatz 41
2.12.2 Aufbau des Datenmodells 42
2.12.3 Datenprüfung, Harmonisierung und Aufbereitung der Auswertungsdatensätze 43

3 Die Waldböden und ihre Einflussfaktoren 44

3.1 Einleitung 44

3.2 Räumliche Gliederung 45
3.2.1 Geologisch-geomorphologische Großlandschaften 45
3.2.2 Klima 46

3.3 Bestandsstruktur der BZE-Standorte 50

3.4 Bodenphysikalische und -chemische Eigenschaften der BZE-Standorte 53
3.4.1 Humusformen 53
3.4.2 Korngrößenverteilung 55
3.4.3 Harmonisierte Wasserhaushaltsklassifikation 58
3.4.4 Bodenphysikalische und -chemische Eigenschaften von Bodensubstratgruppen 59
3.4.5 Bodenphysikalische und -chemische Eigenschaften von Bodenklassen 62
3.4.6 Tiefenprofiltypen der Basensättigung 66

3.5 Auswirkungen anthropogener Stoffeinträge auf Waldböden 70
3.5.1 Stoffeinträge aus Luftverunreinigungen 70
3.5.2 Kalkung von Wäldern 71

4 Bodenversauerung und Nährstoffverfügbarkeit 75

4.1 Einleitung 75

4.2 Bodenreaktion 77
4.2.1 Status und Tiefenverteilung 78
4.2.2 Räumliche Verteilungsmuster 79
4.2.3 Veränderungen zur BZE I 80
4.2.4 Pufferbereiche 80
4.2.5 Einflussgrößen auf die Bodenreaktion 81

4.3 Basensättigung 89
4.3.1 Status und Tiefenverteilung 90
4.3.2 Räumliche Verteilungsmuster 91
4.3.3 Veränderungen zur BZE I 92
4.3.4 Einflussgrößen auf die Basensättigung 93

4.4 Kationensäuren 100

4.4.1 Status und Tiefenverteilung 100
4.4.1 Räumliche Verteilungsmuster 101
4.4.2 Veränderungen zur BZE I 104
4.4.3 Einflussgrößen auf die Kationensäuren 104

4.5 Langfristiges Nährstoffpotenzial 109
4.5.1 Status und Tiefenverteilung 110
4.5.2 Räumliche Verteilung 113
4.5.3 Veränderungen zur BZE I 114
4.5.4 Einflussgrößen auf das langfristige Nährstoffpotenzial 114

4.6 Austauschbare Nährstoffvorräte 116
4.6.1 Status und Tiefenverteilung 116
4.6.2 Einflussgrößen auf die austauschbaren Nährstoffvorräte 119

4.7 Einfluss von Kalkungsmaßnahmen auf den Säure-Base-Status und die Nährstoffvorräte 122
4.7.1 Vorbemerkung 122
4.7.2 Kompensation der Bodenversauerung durch Kalkungsmaßnahmen 122

4.8 Modellierung der Basensättigungsdynamik in Wäldern 124
4.8.1 Modellauswahl und -beschreibung 124
4.8.2 Eingangsdaten und Parametrisierung 124
4.8.3 Ergebnisse und Diskussion 127

4.9 Zusammenfassung 131

5 Stickstoff 135

5.1 Einführung 135

5.2 Stickstoffvorrat im Auflagehumus und Mineralboden 138
5.2.1 Stickstoffstatus und Tiefengradienten 138
5.2.2 Veränderung zur BZE I 139
5.2.3 Räumliche Verteilungsmuster 141

5.3 Einflussgrößen auf aktuelle Stickstoffvorräte 142
5.3.1 Stickstoffvorräte von Bestockungstypen 142
5.3.2 Stickstoffvorräte in Bodensubstratgruppen 143
5.3.3 Wechselwirkungen von Bestockungstyp und Bodensubstratgruppen 145
5.3.4 Einfluss der Temperatur auf die Stickstoffimmobilisierung 147
5.3.5 Einfluss der Kalkung auf Änderungsraten von Stickstoffvorräten 148

5.4 C/N-Verhältnisse im Humus und Mineralboden 150
5.4.1 Status und Tiefengradient der C/N-Verhältnisse im Auflagehumus und Mineralboden 151
5.4.2 Differenzierung des C/N-Verhältnisses nach Humusform 154
5.4.3 Differenzierung des C/N-Verhältnisses nach Bodensubstratgruppen 155
5.4.4 Differenzierung des C/N-Verhältnisses nach Bestockungstypen 156
5.4.5 Differenzierung des C/N-Verhältnisses nach Bestockungstyp und Bodensubstratgruppe 158
5.4.1 Differenzierung des C/N-Verhältnisses nach Bodensubstratgruppe und Bodentyp 158
5.4.2 Einfluss der Kalkung auf das C/N-Verhältnis 160

5.4.3 Zusammenhang zwischen Stickstoffdeposition, Boden-pH-Wert und C/N-Verhältnis 161
5.4.4 Differenzierung nach verschiedenen Einflussgrößen gleichzeitig 162

5.5 Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff und ihre Überschreitungen 163
5.5.1 Critical Loads nach einfacher Massenbilanz (SMB) 163
5.5.2 Methoden zur Berechnung der Critical Loads 164
5.5.3 Ergebnisse 171

5.6 Zusammenfassung 176

6 Kohlenstoff 181

6.1 Einleitung 181

6.2 Kohlenstoffvorräte in den Waldböden Deutschlands 183
6.2.1 Kohlenstoffstatus 183
6.2.2 Veränderungen der Kohlenstoffvorräte 184

6.3 Räumliche Ausprägungen von Kohlenstoffvorräten und deren Änderungsraten in Deutschland 185

6.4 Einfluss von Bestockung und Bodensubstrat auf die Kohlenstoffvorräte 191
6.4.1 Bestandsspezifische Kohlenstoffvorräte 191
6.4.2 Bodensubstratspezifische Kohlenstoffvorräte 192
6.4.3 Kohlenstoffvorräte in Abhängigkeit von der Interaktion zwischen Bestockung und Bodensubstrat 194

6.5 Wirkungspfade von natürlichen und anthropogenen Umweltfaktoren bei der Speicherung von Kohlenstoff 197

6.6 Einflüsse natürlicher Umweltfaktoren 200

6.7 Einflüsse anthropogener Faktoren 202
6.7.1 Struktur des Bestands 202
6.7.2 Fremdstoffeinträge 204
6.7.3 Kalkung von Waldstandorten 205

6.8 Zusammenschau und Folgerungen 208

7 Vorräte und Gehalte von Schwermetallen in Waldböden 210

7.1 Einleitung 210

7.2 Schwermetallvorräte in den Auflagen/Mineralböden 212
7.2.1 Status und Tiefengradienten 212
7.2.2 Räumliche Verteilungen 215
7.2.3 Veränderung der Schwermetallvorräte 218

7.3 Schwermetallgehalte in den Auflagen/Mineralböden 226
7.3.1 Räumliche Verteilungen 226
7.3.2 Bewertung der Schwermetallgehalte in den Mineralböden 237

7.4 Schlussfolgerungen/Handlungsempfehlungen 242

7.5 Zusammenfassung 243

8 Waldernährung 245

8.1 Einleitung 245

8.2 Deskriptive Darstellungen zum Zustand der Baumernährung (BZE II) 246
8.2.1 Makronährelemente 249
8.2.2 Mikronährelemente und Schwermetalle 261
8.2.3 Vergleich der Baumarten 262

8.3 Vergleich von BZE I und BZE II 263
8.3.1 Fichte 264
8.3.2 Kiefer 265
8.3.3 Buche 265
8.3.4 Eiche 267
8.3.5 Vergleich der Baumarten 267

8.4 Erläuterungen und Analysen zu übergeordneten Fragestellungen 268
8.4.1 Einfluss der Bodenschutzkalkung auf den Ernährungszustand 268
8.4.2 Stickstoffüberernährung und Nährstoffdisharmonien durch Stickstoffeintrag 278
8.4.3 Wirksamkeit von Luftreinhaltemaßnahmen 281
8.4.4 Nährelementrelationen zwischen den Nadeljahrgängen von Fichte und Kiefer 282

8.5 Zusammenfassende Bewertung der Ernährungssituation 290

9 Boden als Grundlage biologischer Vielfalt 292

9.1 Einleitung 292

9.2 Zusammensetzung der Waldbodenvegetation an den BZE-Punkten 294
9.2.1 Übersicht über das Artinventar 294
9.2.2 Die Waldgesellschaften an den BZE-Punkten 296
9.2.3 Artenreichtum, Gefährdung, Schutzstatus und Waldbindung 300

9.3 Einfluss der Umwelt auf die Verteilung der Arten 307
9.3.1 Datenvorverarbeitung 308
9.3.2 Voruntersuchungen zur Struktur der Vegetationsdaten 308
9.3.3 Untersuchung der Art-Umweltbeziehung mittels kanonischer Korrespondenzanalyse (CCA) 311

9.4 Standortsamplitude der Waldgesellschaften 316
9.4.1 Klima, Substrat, Bodentyp und Humusform 316
9.4.2 Bodenchemische Standortsamplitude der Waldgesellschaften 323

9.5 Waldstruktur innerhalb der Waldgesellschaften 333

9.6 Zusammenfassung 341

10 Bodenwasserhaushalt und Trockenstress 343

10.1 Einleitung 343

10.2 Bodenkundliche Eingangsgrößen für die Modellierung des Wasserhaushalts 345
10.2.1 Schätzung bodenhydraulischer Funktionen mittels Pedotransferfunktionen 346
10.2.2 Feinwurzelverteilung an BZE-Standorten 357

10.3 Modellierung der dynamischen Wasserverfügbarkeit in Wäldern 363
10.3.1 Modellbeschreibung, Eingangsdaten, Parametrisierung und Zielvariablen 363
10.3.2 Ergebnisse 368

10.4 Ableitung des Trockenstressrisikos 370
10.4.1 Kenngrößen für Wassermangel 372
10.4.2 Reaktion des Dickenwachstums auf Trockenheit 373
10.4.3 Ermittlung der Trockenstresswirkung auf den Wasserverbrauch und das Wachstumsverhalten von Bäumen – ein Fallbeispiel 378
10.4.4 Zukünftige Entwicklung von Trockenheit 382

10.5 Zusammenfassende Schlussfolgerungen 385

11 Kronenzustand – Steuergrößen und Raum-Zeit-Entwicklung von 1989-2015 387

11.1 Einleitung 387

11.2 Daten und Methoden 388
11.2.1 Waldzustandserhebung 388
11.2.2 Datengrundlage und -aufbereitung 388
11.2.3 Statistik 389

11.3 Ergebnisse und Diskussion 398
11.3.1 Basisauswertung 398
11.3.2 Raum-Zeit-Trends 404
11.3.3 Rastervergleich 426
11.3.4 Einflussgrößen 436

11.4 Zusammenfassung und Schlussfolgerung 453

12 Nachhaltige Nutzung und Schutz von Wäldern und Waldböden 457

12.1 Fazit und Ausblick 463

Literatur 465

Abkürzungsverzeichnis 492

Anhang 1

4 Bodenversauerung und Nährstoffverfügbarkeit 1

4.1 Bodensäurezustand 1

7 Vorräte und Gehalte von Schwermetallen 2

7.1 Box Plots der Schwermetallgehalte 2

7.2 Box Plots der Schwermetallvorräte 5

7.3 Box Plots Veränderung des Schwermetallvorrats 8
7.3.1 Veränderung des Schwermetallvorrats in Abhängigkeit von den Humusformen 8
7.3.2 Veränderung des Schwermetallvorrats und des Vorrats des Auflagehumus in Abhängigkeit von den Humusformen 10
7.3.3 Veränderung des Schwermetallvorrats getrennt nach gekalkten und ungekalkten Standorten 12

9 Boden als Grundlage biologischer Vielfalt 15

9.1 Stetigkeiten der Arten 15

11 Kronenzustand 22

11.1 Datengrundlage und -aufbereitung 22

11.2 Statistik 23

11.3 Basisauswertung 24

11.4 Raum-Zeit-Trends und Rastervergleich 28

11.5 Einflussgrößen 33

1 Einleitung

N. Wellbrock, A. Bolte, H. Flessa

Wie steht es heute mit dem Wald und den Waldböden? Wie haben sie sich in den letzten 20 Jahren verändert? Welche Maßnahmen haben sich wie auf den Zustand ausgewirkt? Welche Risiken spielen weiterhin oder zukünftig eine Rolle? Auf diese Fragen antwortet der Bericht zur zweiten Bodenzustandserhebung im Wald und liefert eine bundesweite Bilanz zum Zustand und zur Entwicklung von Wäldern und Waldböden. Die Ergebnisse sollen die Bewertung forst- und umweltpolitischer Maßnahmen und Konzepte wissenschaftlich untersetzen.

1.1 Hintergrund

Waldböden sind die Grundlage produktiver und anpassungsfähiger Wälder und damit einer nachhaltigen und erfolgreichen Forstwirtschaft. Böden liefern Wasser und die Nährstoffe für das Waldwachstum, puffern Schad- und Säureeinträge und gleichen Wassermangel in Trockenphasen aus. Wälder gehören mit ihren Böden zu den naturnahsten Ökosystemen in Deutschland und liefern einen unverzichtbaren Beitrag zur Biodiversität. Waldbestände und Waldböden spielen als Kohlenstoffsenke eine entscheidende Rolle für den Klimaschutz und die Kompensation von Treibhausgas-Emissionen (Leitgeb *et al.* 2013).

Der aktuelle Zustand der Waldböden ist das Ergebnis langfristiger natürlicher Entwicklungen sowie anthropogener Beeinflussung. Weitere bodenbildende Faktoren sind das geologische Ausgangssubstrat, Klima, Relief, sowie die Flora und Fauna (Blume *et al.* 2010).

Die historische Waldnutzung spielt ebenso eine wichtige Rolle für den Bodenzustand europäischer Böden (Härtle 1995, Ludemann 2002, Lüst & Giani 2006, Peters 1990, Rinklebe & Makeschin 2003, Wittich 1951). Infolge jahrhundertelanger menschlicher Nutzungen waren Wälder bis in jüngster Zeit starken Nährstoffausträgen ausgesetzt z.B. durch Entnahme von Brenn- und Leseholz inkl. Rinde, Streunutzung, Waldweide, Kahlschläge und Brandrodung mit nachfolgender Ackernutzung sowie der damit verbundene Bodenerosion (Ellenberg & Leuschner 2010, Kreutzer 1972). Heute ist dieser Belastungspfad bei der üblichen Beschränkung der forstlichen Nutzung auf das Derbholz von geringerer Bedeutung. Die heutigen Wälder sind zum großen Teil das Ergebnis waldbaulicher Entscheidungen, die mehrere Bestandsgenerationen zurückliegen. Besondere Bedeutung haben dabei die Baumartenwahl, die Mischung von Baumarten sowie die Bestandsstruktur. Diese Faktoren üben einen erheblichen Einfluss auf (1) die Menge und Verteilung der organischen Substanz im Boden, (2) die Stoffkreisläufe, das Depositionsgeschehen und das Säure-Base-Verhältnis sowie (3) das Waldinnenklima und den

Wasserhaushalt aus. Die anthropogen verursachte Klimaänderung beeinflusst zunehmend die Waldökosysteme und deren Waldböden einschließlich der in ihnen ablaufenden Prozesse. Allerdings ist noch offen, welche Entwicklungen der klimawandelbedingten Waldboden-veränderungen sich ergeben und welches Ausmaß diese annehmen werden.

Anthropogen bedingte atmosphärische Stoffeinträge haben die Wälder in den vergangenen Jahrzehnten in starkem Maße beeinflusst (Ellenberg 1971, Ulrich 1987a). Ende der 1970er bzw. in den frühen 1980er Jahren wurde dies zunächst am Kronenzustand der Bäume festgestellt und als sogenanntes „Waldsterben“, später als neuartige Waldschäden diskutiert (Kauppi *et al.* 1990, Ulrich 1983). Als Gründe hierfür wurden hauptsächlich folgende drei Wirkungspfade von Luftverunreinigungen durch Schwefel- und Stickstoffverbindungen sowie Ozon angesehen und diskutiert: (1) direkte Schädigungen der Assimilationsorgane durch saure Schwefelimmissionen (Wentzel 1979, 1982) und Ozon (Bucher 1984), (2) Wurzelschädigungen sowie Magnesiummangel infolge von Bodenversauerung, Basenauswaschung und Freisetzung von wurzeltoxischen Aluminium- und Schwermetallionen (Ulrich 1986a, 1995) sowie (3) Nährstoffungleichgewichte durch eutrophierende Stickstoffeinträge (Nihlgård 1985). Die „Stresshypothese“ (Manion 1981, Schütt *et al.* 1984) verknüpfte die Wirkungen von Stoffeinträgen mit zusätzlichen biotischen und klimatischen Einflüssen im Sinne von komplexen Wechselwirkungen zwischen prädisponierenden, auslösenden und begleitenden Stressfaktoren. In diesem Sinne lassen sich auch die interaktiven Wirkungen des Klimawandels mit Effekten von Luftverunreinigungen und Stoffeinträgen beschreiben, wobei sich Effekte verstärken, aber auch abschwächen können (Bytnerowicz *et al.* 2007).

In Folge der Waldschadensdiskussion wurde nicht nur ein Kronenzustandsmonitoring etabliert, sondern es fand Ende der 80er bzw. Anfang der 90er Jahre eine bundesweite Bodenzustandserhebung (BZE) an ca. 1.900 Erhebungspunkten im Wald statt. Als eine bundesweite systematische Stichprobeninventur im 8 x 8 km Rasternetz kann die BZE flächenrepräsentative Aussagen zum Zustand der Waldböden treffen. Sie stellt zusammen mit dem intensiven Monitoring (Level II) ein integrales Element des Forstlichen Umweltmonitorings dar. Die Ergebnisse der ersten Bodenzustandserhebung (BZE I) zeigten eine „flächendeckende, weitgehend substratunabhängige Versauerung und Basenverarmung der Oberböden sowie eine Tendenz zur Nivellierung des chemischen Oberbodenzustandes auf niedrigem Niveau“ (Wolff & Riek 1996). Die Akkumulation von Kupfer und Blei im Auflagehumus war erhöht. Unterstützt wurden die Aussagen durch teilweise kritische Ergebnisse zum Ernährungs- und Kronenzustand der Bäume. Als Ursache wurden erhöhte Schwefel- und Stickstoff- bzw. Schwermetalleinträge gesehen, die zu sehr geringen Magnesiumgehalten insbesondere bei der Fichte führten, die auch erhöhte Nadelverluste zeigten.

Seit dieser Zeit sind durch die grenzüberschreitenden Maßnahmen zur Luftreinhaltung (UNECE 1979) vor allem die Schwefeleinträge zurückgegangen. Auch der Eintrag von Flugaschen hat sich stark reduziert, da nach der Wiedervereinigung die Braunkohleverbrennung als deren Haupt-quelle deutlich zurückgegangen ist. Im Gegensatz dazu konnten die Stickstoffeinträge aber kaum

gemindert werden (Waldner *et al.* 2014). Die atmosphärische Deposition muss danach weiterhin als bedeutsam angesehen werden (Verstraeten *et al.* 2012). Von Säureeinträgen besonders betroffene Waldbestände wurden in Folge der BZE I gekalkt und viele Länder haben den Waldumbau intensiv betrieben.

Die zweite Bodenzustandserhebung (BZE II) im Erhebungszeitraum 2006 bis 2008 ermöglicht erstmals eine flächenrepräsentative Übersicht über die Veränderung des Waldbodenzustandes über einen Zeitraum von ca. 15 Jahren. Die Verknüpfung mit weiteren Erhebungen zum Kronenzustand, zur Ernährung der Bäume und zur Vegetation ermöglicht eine integrierende Auswertung von Wald- und Bodenzustand.

1.2 Die Bodenzustandserhebung als Teil des Forstlichen Umweltmonitorings

Die BZE ist ein Teil des Forstlichen Umweltmonitorings. Die im Rahmen der BZE gewonnenen Daten werden für integrierende Auswertungen genutzt. Gleichzeitig ermöglicht die Berücksichtigung von Ergebnissen aus anderen Teilen der forstlichen Umweltbeobachtung auch eine wesentlich umfassendere Interpretation der BZE-Daten. Entsprechend der föderalen Struktur der Bundesrepublik erheben die Bundesländer die Daten. Diese werden am Thünen-Institut zur bundesweiten Auswertung zusammengestellt. Die Auswertung der BZE II erfolgt in Kooperation zwischen dem Thünen-Institut, Vertretern der forstlichen Versuchsanstalten der Länder oder Umweltbehörden und externen Experten. Spezialauswertungen zu Schwermetallen und organischen Schadstoffen erfolgen durch die Bundesanstalt für Geologie und Rohstoffe bzw. dem Umweltbundesamt.

Die Arbeitsanleitung für die zweite bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II) wurde durch die Bund-Länder-Arbeitsgruppe BZE II erarbeitet (Wellbrock *et al.* 2006). Ziel der Arbeitsanleitung ist es, für die Geländeaufnahmen zur BZE II eine zusammenfassende Arbeitsunterlage zur Verfügung zu stellen. Aufbauend auf der Arbeitsanleitung zur ersten Bodenzustandserhebung (BZE I) im Wald (BMELF 1994) wurden Anpassungen und Erweiterungen an neue Erkenntnisse und Anforderungen eingeführt. Dabei wurden die Vereinbarungen der BZE I bestmöglich berücksichtigt.

Die Vergleichbarkeit der Methoden und deren Harmonisierung ist in einem separaten Band dargestellt (Höhle *et al.* 2016).

Die Arbeitsanleitung für die Geländeaufnahme wird ergänzt durch das vom BMEL-Gutachterausschuss „Forstliche Analytik“ (GAFA) erarbeitete „Handbuch Forstliche Analytik“ (HFA), welches die abgestimmte Methodik der Laboranalysen beschreibt.

1.3 Rechtliche Grundlagen

Die zweite bundesweite BZE wurde im Jahr 2001 durch einen Beschluss der Forstchefkonferenz (FCK) initiiert. Seit der Gesetzesnovelle im Jahr 2010 sieht das Bundeswaldgesetz im § 41a (Walderhebungen) vor, dass das Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft Daten zur Nährstoffversorgung und Schadstoffbelastung der Waldböden durch Rechtsverordnung mit Zustimmung der Länder erheben kann. Eine entsprechende Rechtsverordnung für eine weitere BZE liegt allerdings bisher nicht vor. Daten und Auswertungen der BZE bilden eine wesentliche Grundlage für die nationale Treibhausgasberichterstattung unter der Klimarahmen-Konvention (UNFCCC) und dem Kyoto-Protokoll bzw. Nachfolgeregelungen in der Quellgruppe „Land-use, Land-use-change and Forestry“ (LULUCF) im Bereich Boden und Streu. Die BZE liefert Informationen für eine Umsetzung des Bodenschutzgesetzes (insb. §9) im Sinne einer Gefahrenabwehr bei schädlichen Bodenveränderungen. Eine wichtige Verbindung besteht zum internationalen forstlichen Umweltmonitoring unter dem Übereinkommen über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigungen (sog. Genfer Luftreinhaltekonvention, CLRTAP) der UNECE. Daten der BZE sind Teil des nationalen Beitrags Deutschlands zum „International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests“ (ICP Forests) als waldspezifisches Programm der CLRTAP.

1.4 Erhebungsparameter

Wie innerhalb der Bund-Länderarbeitsgruppe abgestimmt, werden folgende Objektgruppen bei der BZE II erfasst (Wellbrock *et al.* 2006):

- Allgemeine Beschreibung der Aufnahmepunkte: Punktdaten, Georeferenzierung, Daten zur Aufnahmesituation, forstliche Daten und bodenverändernde Einflüsse
- Boden: Profilbeschreibung, Bodenchemie (inkl. Schwermetalle und Organika) sowie Bodenphysik getrennt nach Mineralboden und Auflagehumus
- Nadel-/Blattproben
- Waldwachstumskundliche Erhebung (Zusatzaufnahme nach Hilbrig *et al.* (2014))
- Kronenzustand
- Bodenvegetation

1.5 Zielstellung und Kernfragen

Die BZE soll zuverlässige, flächenrepräsentative und bundesweit vergleichbare Informationen zum aktuellen Zustand und der Veränderung von Waldböden und ausgewählter Waldmerkmale liefern. Um Veränderungen festzustellen, ist ein Vergleich zwischen mehreren, zu unterschiedlichen Zeitpunkten durchgeführten Erhebungen erforderlich. Das flächenrepräsentative Netz der BZE kann genutzt werden, um Schlüsselparameter, die in dem intensiven Monitoring oder anderen Erhebungen identifiziert wurden, auf die Bundesrepublik zu übertragen. Der Zustand und die Veränderungen werden regional differenziert in den Auswertungen betrachtet. Auf der Grundlage der regionalen Auswertung können besondere Risikogebiete erkannt werden. Die BZE kann also zur Einschätzung von Gefahren, die sich für den derzeitigen Waldbestand und für die nächste Waldgeneration aus dem Bodenzustand ergeben, genutzt werden. Darauf aufbauend kann die BZE die Planung und Durchführung von notwendigen Maßnahmen zur Erhaltung und Verbesserung des Bodenzustandes sowie des Nähstoffangebotes im Boden und der Nährstoffaufnahme durch den Bestand unterstützen sowie der Kontrolle von Maßnahmen wie der Kompensationskalkung dienen.

Die Ergebnisse sollen die Bewertung forst- und umweltpolitischer Maßnahmen und Konzepte wissenschaftlich untersetzen. Der Bericht gliedert sich in einen Textband (I) und einen Kartenband (II). Der Textband stellt die Ergebnisse dar und der Kartenband beinhaltet punktbezogene Bewertungen, Summenkurven sowie statistische Kenngrößen. Der Bericht beschäftigt sich im Einzelnen mit Fragen

(1) zur Versauerung des Bodens,

(2) zum Stickstoffstatus von Waldböden und ihrer Empfindlichkeit gegenüber weiteren Stickstoffeinträgen,

(3) zur aktuellen Kohlenstoffspeicherung und Änderungen des Kohlenstoffvorrats in Waldböden (Klimarahmenkonvention und Kyoto-Protokoll),

(4) zur Hintergrundbelastung von Böden mit Schwermetallen und organischen Spurenstoffen,

(5) zum Zusammenspiel von Bodeneigenschaften und Waldernährung, Kronenzustand und Vegetation,

(6) zum Risiko der negativen Veränderungen wie Nährstoffentzug oder Bodenversauerung in Bezug zum Schutz und zur nachhaltigen Nutzung der Wälder,

(7) zur bodenchemischen und ernährungskundlichen Wirkung von Maßnahmen zur Stabilisierung der Waldökosysteme (Erfolgskontrolle, v.a. der Bodenschutzkalkungen und des naturnahen Waldbaus) sowie

(8) zum Ausmaß von Veränderungen des Boden- und Waldzustandes und zur Notwendigkeit einer Wiederholung der Inventur.

2 Methodenüberblick und Qualitätssicherung

J. Höhle, N. König, L. Hilbrig, J. Bielefeldt, D. Ziche, E. Grüneberg, N. Eickenscheidt, B. Ahrends, N. Wellbrock

2.1 Einleitung

Die Methoden der ersten und zweiten bundesweiten Bodenzustandserhebungen (BZE I und BZE II) werden in den jeweiligen Aufnahmeanleitungen detailliert dargestellt (BMELF 1994, Wellbrock *et al.* 2006). In einzelnen Bundesländern wurde davon abgewichen oder die Methoden sowie die Analytik haben sich weiterentwickelt. Die Vergleichbarkeit der Methoden ist im Bericht zur Harmonisierung und Dokumentation der BZE im Wald ausführlich dokumentiert (Höhle *et al.* 2016). An dieser Stelle werden die Methoden und Parameter sowie ihre Vergleichbarkeit in Kürze zusammengefasst.

2.2 Inventurdesign, Raster und Plotdesign

2.2.1 Inventurdesign

Die BZE erfolgte als systematische Stichprobenerhebung, dessen Raster sich über die gesamte Waldfläche Deutschlands erstreckte, wobei grundsätzlich nur Stichprobeneinheiten (BZE-Punkte) der Holzbodenfläche beprobt wurden (Wellbrock *et al.* 2006). Die Mindestdichte der Stichprobenpunkte beträgt 8 x 8 km. Voruntersuchungen haben gezeigt, dass diese Mindestdichte erforderlich ist, um auf Bundesebene räumlich differenzierte und flächenrepräsentative Aussagen treffen zu können (Wolff & Riek 1996). Länderspezifische Fragestellungen bzw. die Berücksichtigung der regionalen Waldverteilung erfordern vielfach regionale und thematische Verdichtungen des Basisnetzes, z.B. 4 x 2 km (z.B. Saarland). Der Umfang der gesamten BZE-Stichprobe in Deutschland beträgt für die BZE I 1936 und für die BZE II 1859 Aufnahmepunkte (Tab. I-2-1).

Um eine integrative Auswertung von Bodendaten, Nadel-/Blattanalysen und Kronenzustandsansprachen zu ermöglichen, wurde die BZE i.d.R. als eine Unterstichprobe in das Gitternetz der Waldzustandserhebung (8 x 8 km) eingehängt. Somit sind die Stichprobenpunkte der BZE im Allgemeinen identisch mit denen der nationalen Waldzustandserhebung (WZE). Die BZE ist außerdem an das 16 x 16 km-Raster der europaweiten WZE gekoppelt, was Auswertungen auf europäischer Maßstabsebene ermöglicht. Allerdings wurde zeitgleich zur BZE II europaweit im Rahmen des BioSoil-Projekts auf der Grundlage des 16 x 16 km-Level I-Netzes die

BioSoil-Beprobung durchgeführt (Hiederer *et al.* 2011). In einigen Fällen gelten für das BioSoil-Vorhaben andere Vorgaben als für die BZE. Vielfach wurde das nationale Verfahren zugunsten der EU-Vorgaben bzw. der internationalen Vergleichbarkeit angepasst. In einigen Fällen wurde das für die BZE II gewählte Verfahren jedoch beibehalten. Die Gründe hierfür lagen zumeist in der Vergleichbarkeit zu vorhandenen Referenzerhebungen wie der BZE I bestehenden Zeitreihen oder der Berücksichtigung von naturräumlichen Besonderheiten (Wellbrock *et al.* 2006).

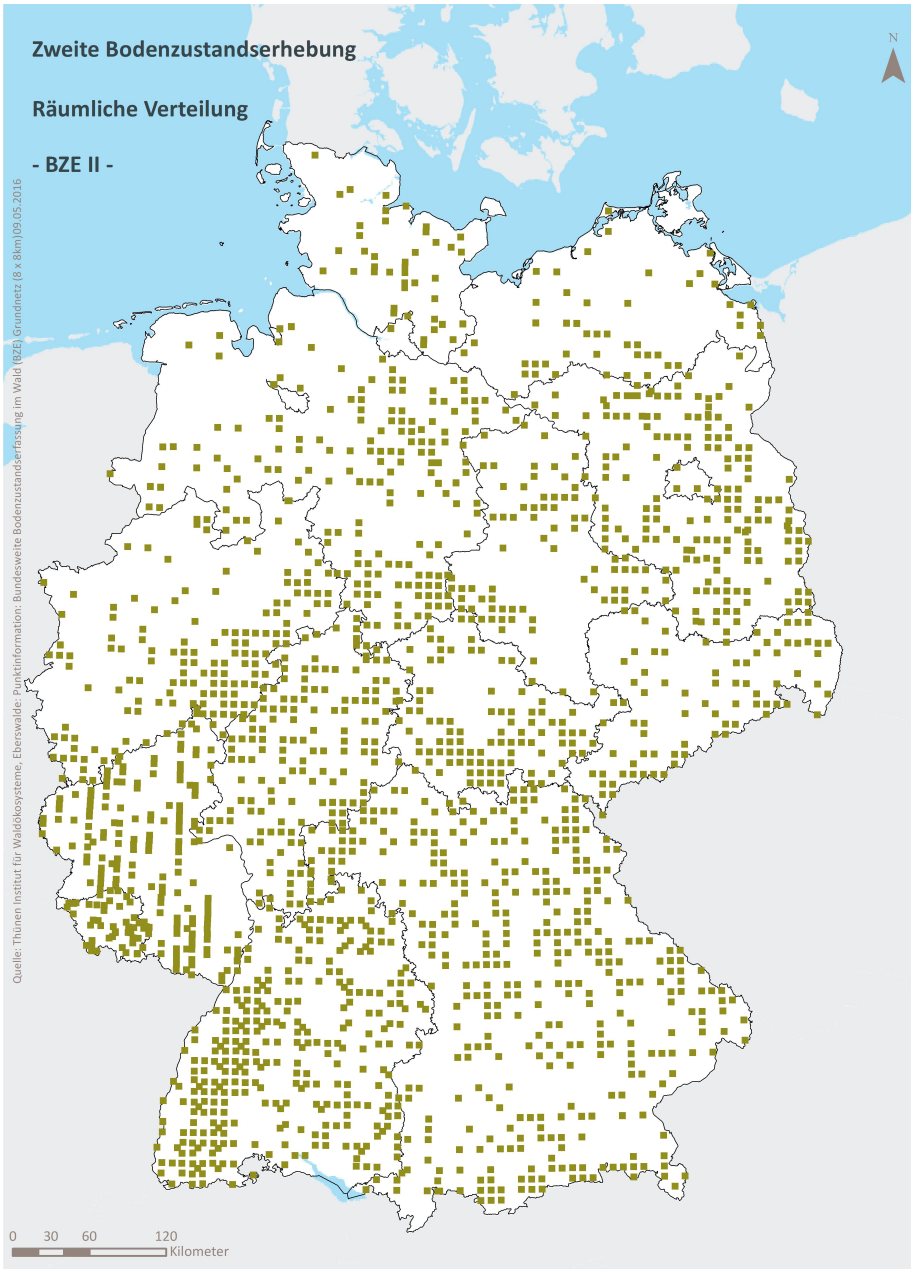


Abb. I-2-1: Räumliche Verteilung der BZE II-Punkte.

Tab. I-2-1: Waldfläche und Anzahl der BZE-Stichprobenpunkte pro Bundesland.

Bundesland	Kürzel	Landes-fläche (km^2)	Wald-fläche (Tsd. ha)	Wald-anteil %	Anzahl der beprobten BZE I-Punkte	Anzahl der beprobten BZE II-Punkte	Anzahl der identen Punkte BZE I und BZE II
Schleswig-Holstein	SH	15.802	137	9	43	41	41
Hamburg	HH	755	3	4	4	2	2
Nieder-sachsen	NI	47.615	970	20	192	169	94
Bremen	HB	419	1	2	4	4	4
Nordrhein-Westfalen	NW	34.110	785	23	140	146	140
Hessen	HE	21.115	851	40	139	139	139
Rheinland-Pfalz	RP	19.854	793	40	143	165	143
Baden-Württemberg	BW	35.751	1362	37	308	304	303
Bayern	BY	70.550	2391	34	424	372	0
Saarland	SL	2.569	87	34	80	50	45
Berlin	BE	892	16	18	4	4	4
Brandenburg	BB	29.654	1035	35	145	165	145
Mecklenburg-Vorpommern	MV	23.214	500	22	73	47	46
Sachsen	SN	18.420	453	25	75	77	75
Sachsen-Anhalt	ST	20.452	440	22	67	76	65
Thüringen	TH	16.202	537	33	95	98	95
gesamt	**BRD**	**357.374**	**10325**	**24,9**	**1936**	**1859**	**1341**

Landesflächen der Bundesländer aus Statistischen Bundesamt (2014), kaufmännisch gerundet. Landeswaldflächen aus Corine Landnutzungsdaten 2006 (EEA 2010b), kaufmännisch gerundet.

Für die BZE II wurde als Mindestdichte ein 8 x 8 km-Inventurnetz als Grundnetz definiert. In einigen Bundesländern fand eine Verdichtung des Erhebungsnetzes statt oder es wurde z.B. auf das Raster der BWI verlegt. Dies hat hinsichtlich der bundesweiten Auswertung Auswirkungen auf die Vergleichbarkeit der erhobenen Daten (Wellbrock *et al.* 2006). Für die bundesweite Auswertung der BZE-Daten wurde eine flächenbezogene Wichtung der einzelnen Stichprobenpunkte durchgeführt (Kapitel 2.11.1).

Länderspezifische Modifikationen

Schleswig-Holstein (SH): Es erfolgte eine Verdichtung des Aufnahmenetzes auf 4 x 4 km, welches in das WZE-Raster eingebunden ist.

Hamburg (HH): Zwei von vier Inventurpunkten aus dem Raster der BZE I wurden wieder beprobt.

Niedersachsen (NI): Die BZE I wurde auf dem Netz der WZE-Unterstichprobe (Raster 12 x 8 km für Bestände unter 60 Jahre und 8 x 4 km für Bestände über 60 Jahre zum Stichjahr 1987) erhoben, die BZE II einheitlich auf dem 8 x 8 km Netz. 94 Punkte sind sowohl in der BZE I und II erhoben worden.

Bremen (HB): Alle vier Punkte der BZE I wurden wiederholt beprobt.

Nordrhein-Westfalen (NW) : Keine Abweichung vom Grundnetz.

Hessen (HE): Keine Abweichung vom Grundnetz.

Rheinland-Pfalz (RP): Das BZE-Raster ist gegenüber dem 8 x 8 km-Standard-Raster auf 12 x 4 km verdichtet. Es bildet teilweise eine Unterstichprobe des WZE- und des europaweiten 16 x 16 km-Rasters.

Baden-Württemberg (BW): Keine Abweichung vom Grundnetz. Das BZE II-Raster bildet keine Unterstichprobe des WZE-Rasters (16 km). Daten zum Waldzustand auf dem BZE II-Raster wurden nur während der Jahre 2006-2008 erhoben.

Bayern (BY): Keine Abweichung vom Grundnetz. In Bayern erfolgte im Vorfeld der BZE II eine Verlegung des BZE-Rasters auf das der BWI. Ein direkter Vergleich der Ergebnisse der BZE I und BZE II ist durch die Verlegung bzw. Neuanlage der Erhebungspunkte bei der BZE II nicht gegeben.

Saarland (SL): Das Erhebungsraster ist, abweichend vom 8 x 8 km-Standard der BZE, ein 4 x 4 km-Raster, welches unter Berücksichtigung regionaler Besonderheiten örtlich verdichtet wurde (2 x 4 km).

Brandenburg/Berlin (BB/BE): Keine Abweichung vom Grundnetz. Nach der ersten Beprobung der BZE II-Punkte wurde eine zweite Erhebung auf den Inventurpunkten der BWI vorgenommen. In die Bundesdatenbank und Auswertung geht die erste Inventur ein.

Mecklenburg-Vorpommern (MV): Keine Abweichung vom Grundnetz. Bei der BZE II wurde nur jeder zweite BZE-Punkt beprobt.

Sachsen (SN) : Keine Abweichung vom Grundnetz.

Sachsen-Anhalt (ST): Keine Abweichung vom Grundnetz.

Thüringen (TH) : Keine Abweichung vom Grundnetz.

2.2.2 Plotdesign

Die Einrichtung eines BZE-Plots wie in Abb. I-2-2 dargestellt ist bundeseinheitlich geregelt und in den Arbeitsanleitungen beschrieben (BMELF 1994, Wellbrock *et al.* 2006). Der Mittelpunkt des

BZE-Punktes ist in der Regel der Mittelpunkt des zugehörigen WZE-Kreuztraktes. Der BZE-Mittelpunkt ist Bezugspunkt für alle im Rahmen der BZE durchzuführenden Probennahmen und Untersuchungen. Der Mittelpunkt des BZE-Punkts wurde mit Hilfe eines GPS-Empfängers eingemessen. In der Datenbank werden die Koordinaten im Gauß-Krüger-Koordinatensystem vorgehalten.

Das Standardverfahren zur bodenkundlichen Beprobung der BZE-Punkte ist die Satellitenbeprobung mit einem Bodenprofil am BZE-Mittelpunkt. Die Profilgrube muss innerhalb des 30 m-Radius der BZE-Fläche liegen. Sie sollte mindestens 1 m tief sein und die senkrecht abgestochene Stirnwand soll mindestens 0,8 m breit sein. Für die Satellitenproben werden, ausgehend vom BZE-Mittelpunkt, vier Bohrungen in einem Abstand von 10 m, in die vier Haupthimmelsrichtungen bis 90 cm Tiefe niedergebracht. Sofern für die Gewinnung von ausreichendem Probenmaterial erforderlich, werden zwischen den Haupthimmels-richtungen – ebenfalls im Abstand von 10 m zum Mittelpunkt der Stirnwand – vier weitere Bohrungen (50 Gon zur Hauptbohrung) vorgenommen. Zur BZE II erfolgen die Bohrungen auf dem ursprünglichen Umkreis mit einem Radius von 10 m um den alten Mittelpunkt und werden gegenüber der BZE I im Uhrzeigersinn um 10 Gon versetzt (Abb. I-2-2).

Die Entnahme von Nadel-Blattproben erfolgt innerhalb des BZE-Probekreises (30 m-Radius) an je drei Probebäumen pro Baumart. Die Vegetationskartierung fand auf einer ungestörten Fläche von 400 m² innerhalb des BZE-Probekreises (30 m-Radius) statt (Kapitel 2.7). Im Kapitel 2.6 wird das Design der harmonisierten Bestandserhebung (HBI)-BZE II behandelt (Hilbrig *et al.* 2014).

2.3 Probenahme

2.3.1 Beprobung des Auflagehumus

Die Beprobung der Auflagehorizonte erfolgte zu beiden Inventuren an acht Satelliten (Achsen der Haupt- und Nebenhimmelsrichtungen) um die Profilgrube (Abb. I-2-2). Die Humusproben wurden mittels Stechrahmen, Stechzylinder oder Murach'schen Wurzelbohrer gewonnen. Zur wieder-holten Beprobung der BZE II wurden die Satelliten um 10 Gon im Uhrzeigersinn versetzt. Die Probengewinnung unterscheidet sich zwischen beiden Inventuren folgendermaßen:

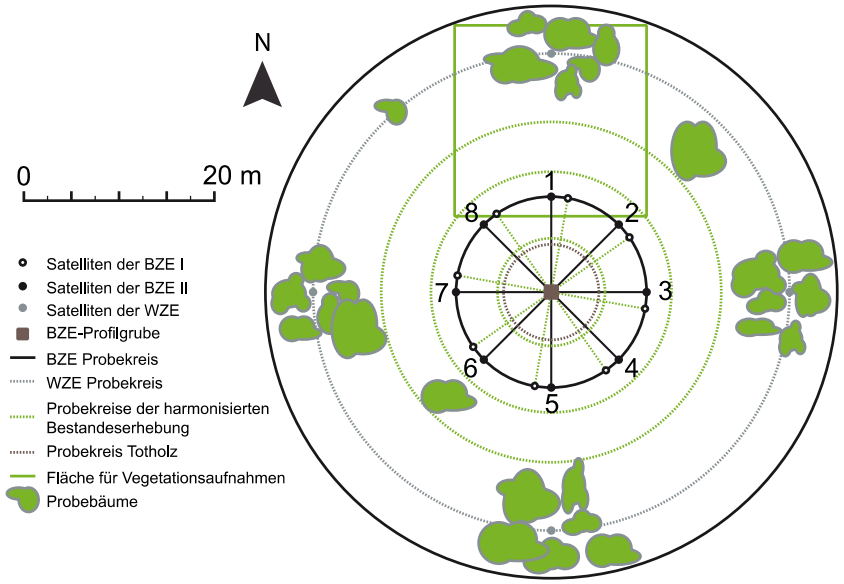


Abb. I-2-2: Beispiel für das Plotdesign der Bodenzustandserhebungen (BZE I, BZE II und HBI).

BZE I

Die acht Satellitenproben der Horizonte L und Of werden zu einer Mischprobe vereinigt. Äste, Zapfen sowie grüne Vegetationsanteile werden aus der Mischprobe entfernt. Eine zweite Mischprobe wird aus den acht Proben des Oh-Horizonts (sofern vorhanden) gebildet.

BZE II

Alle Horizonte des Auflagehumus werden wenn möglich getrennt beprobt. Alle acht Satelliten-proben jedes einzelnen Horizonts werden zu Mischproben vereinigt. Grüne Vegetationsanteile und lebende Wurzeln werden aus der Mischprobe entfernt, wohingegen Äste, Zweige und Fruchtschalen in der Probe verbleiben.

Länderspezifische Modifikationen

BZE I

RP, HH: keine Trennung in L/Of- bzw. Oh-Lage

BW, TH, MV, BB, ST, SL: Beprobung der Humusauflage an repräsentativ erscheinenden Stellen: in Profilnähe (MV, BB, ST, BW, TH), Bildung einer Mischprobe aus mindestens 3 Einzelproben (MV, BB, ST, SL)

HE: Beprobung der Humusauflage i.d.R. an vier Satelliten in den Haupthimmelsrichtungen in 10 m Abstand vom Profil, getrennte Beprobung von Of- und Oh-Lage, keine Beprobung der L-Lage

BY: Probenahme der Humusauflage an 10 gleichmäßig über jeden BZE-Bestand verteilte Entnahmepunkte, keine Trennung in die L/Of- bzw. Oh-Lage, Bildung einer Mischprobe aus 10 Einzelproben

BZE II

BE, BB: Mischprobe aus Of- und Oh-Lage, keine Beprobung der L-Lage

2.3.2 Beprobung des Mineralbodens

BZE I

Für die chemischen Analysen wird pro beprobte Tiefenstufe eine Mischprobe gebildet. Dazu werden die ersten drei Tiefenstufen (0-5, 5-10 und 10-30 cm) an den acht Satelliten und der Profilgrube beprobt. Die darunterfolgenden Tiefenstufen bis 90 cm Bodentiefe werden an den vier Satelliten der Haupthimmelsrichtungen und der Profilgrube beprobt.

Die volumengerechte Beprobung zur Ermittlung der Trockenrohdichte erfolgt für alle BZE-Tiefenstufen bis 90 cm mittels Stechzylinder an der Stirnwand der Profilgrube. Falls die Entnahme von volumengerechten Proben nicht möglich ist, ist auch die Schätzung der TRD zulässig.

BZE II

Für die chemischen Analysen wird pro beprobte Tiefenstufe eine Mischprobe gebildet. Dazu werden die ersten beiden Tiefenstufen (0 - 5 und 5 - 10 cm) an den acht Satelliten beprobt. Die darunterfolgenden Tiefenstufen (10-30, 30-60, 60-90 cm) bis 90 cm Bodentiefe werden wahlweise an den acht Satelliten beprobt oder als Profilbeprobung an jeweils drei Profilwänden durchgeführt. Bis 30 cm Bodentiefe ist eine Mischprobe aus acht Teilproben zu bilden. Unterhalb von 30 cm bis 90 cm ist die Mischprobe aus mindestens vier Teilproben zu bilden. Die Beprobung bis 90 cm Bodentiefe ist obligatorisch vorzunehmen. Die darunterliegenden Tiefenstufen (90-140, 140-200 cm) sind fakultativ zu beproben. Die Probenahme ab 90 cm erfolgt als Tiefenbohrung in der Profilgrube.

Die Ermittlung der bodenphysikalischen Parameter Feinbodenvorrat (FBV), Trockenrohdichte (TRD) und Grobbodenanteil (GBA) war bei der BZE II für die Tiefenstufen 0-5, 5-10 und 10-30 cm obligatorisch und erfolgte entweder durch eine volumengerechte Beprobung oder durch die Fortschreibung der gemessenen BZE I-Werte. Eine Fortschreibung von BZE I-Schätzwerten war nicht zulässig. Die volumengerechte Beprobung erfolgte für die ersten beiden Tiefenstufen (0-5 und 5-10 cm) an den acht Satellitenpunkten. Eine Profilbeprobung der oberen zwei Tiefenstufen war nur in Ausnahmefällen zulässig. Für die Tiefenstufe 10-30 cm konnte die Probenahme an Satelliten oder am Profil durchgeführt werden. Das Probenahmeverfahren unterscheidet sich entsprechend des GBA (Wellbrock *et al.* 2006).

Länderspezifische Modifikationen

BZE I

BY: Probenahme an 10 gleichmäßig über jeden BZE-Bestand verteilte Entnahmepunkte. An allen 10 Entnahmestellen wurde Probenmaterial für jede Tiefenstufe mittel fünf Bohrstockeinschlägen gezogen. Aus den 10 Einzelproben wurden tiefenstufenweise Mischproben gebildet.

BY: Die Beprobung der bayerischen BZE I-Punkte erfolgte in den Tiefenstufen 0-10 cm und 10-30 cm. Unterhalb von 30 cm Bodentiefe liegen für die BZE I in Bayern keine bodenchemischen und -physikalischen Messwerte vor.

BW, HE, TH: Keine Satellitenbeprobung. Die Beprobung des Mineralbodens erfolgte im Auswahlbereich der WSE-Probebäume durch Mischproben aus den drei Profilwänden

SN: Probenahme an acht Satelliten, keine zusätzliche Beprobung der Profilgrube

MV, ST, BB: Beprobung erfolgte mit Ausnahme der ersten Tiefenstufe (0-5 cm) horizontbezogen. Die Entnahme der Mineralbodenhorizonte erfolgte aus den Stirn- bzw. Seitenwänden des Profils. Das Material für die Tiefenstufe 0-5 cm wurde als Mischprobe aus jeweils drei volumengleichen Teilproben an repräsentativen Stellen in Profilnähe (max. 3 m Entfernung) entnommen.

BZE II

HE, BW: In den Bundesländern Baden-Württemberg und Hessen erfolgte während der BZE II die Probenahme für alle Tiefenstufen in der Profilgrube an 3 Profilwänden.

BB: Beprobung erfolgte mit Ausnahme der ersten beiden Tiefenstufen (0-5 und 5-10 cm) horizontbezogen.

2.3.3 Beprobung der Nadeln und Blätter

Die Beprobung von Nadeln und Blättern erfolgte bei der BZE I obligatorisch an Fichte und Kiefer und fakultativ an Buche und Eiche. Bei der BZE II wurden alle vier Hauptbaumarten Fichte, Kiefer, Buche und Eiche obligatorisch beprobt. Die Beprobung von Nebenbaumarten war fakultativ. Die detaillierte Beschreibung der Probenahme ist bei Wellbrock *et al.* (2006) zu entnehmen. Die Probenahme an Laubbäumen sowie Lärche wurde zwischen Mitte Juli bis Mitte August, vor dem Einsetzen der Herbstverfärbung bzw. Rückverlagerung von Nährstoffen, durchgeführt. Entnommen wurden Blätter der vollbelichteten Oberkrone, bei der Lärche die Kurztriebnadeln der Vorjahrestriebe. Bei immergrünen Baumarten erfolgte die Probenahme während der Winterruhe je nach Orographie und Klimazone zwischen Oktober und Februar, rechtzeitig vor Neuaustrieb im Frühjahr. Bei beiden Inventuren wurden Nadeln des ersten Nadeljahrgangs (diesjährige) und zusätzlich dazu bei der BZE II Nadeln des zweiten Nadeljahrgangs gewonnen. Die Einzelproben von jeweils drei Probebäumen einer Baumart (getrennt nach Nadeljahrgang) wurden entweder im Feld oder im Labor zu einer Mischprobe vereinigt. Dazu wurden die feldfrischen oder die aufbereiteten, getrockneten und gemahlenen Proben von jedem Einzelbaum jahrgangsweise zu gleichen Mengenanteilen gemischt und homogenisiert. Sofern die

Einzelbäume getrennt analysiert wurden, entspricht der Mischprobenwert dem statistischen Mittelwert der Einzelanalysen.

2.3.4 Profildaten

Tab. I-2-2: Übersicht über am Profil erhobenen Parameter (Wellbrock *et al.* 2006).

Parameter	Kategorie	Kap.-Nr.
Tiefe der Horizontobergrenze	Horizontobergrenze	IV 2.2.1
	Horizontuntergrenze	IV 2.2.2
Horizontbezeichnung	Haupthorizonte	IV 2.3.1
	Übergangshorizonte	IV 2.3.2
	Verzahnungshorizonte	IV 2.3.3
Bodenart	Feinboden	IV 2.4.1
	Bodenartenuntergruppe	IV 2.4.2
	Grobboden	IV 2.4.4
	Torfarten	IV 2.4.6
Bodenfarbe		IV 2.5
Humusgehalt		IV 2.6
Carbonatgehalt		IV 2.7
Hydromorphiemerkmale	Oxidierte Eisen-/Manganverbindungen	IV 2.8.1
	Reduzierte Eisen-/Manganverbindungen	IV 2.8.2
Bodengefüge	Gefügeformen	IV 2.9.1
	Größe der Aggregatgefüge und Gefügefragmente	IV 2.9.2
Sonstige pedogene Merkmale		IV 2.10
Durchwurzelungsintensität		IV 2.11
Verteilung der Wurzeln		IV 2.12
Physiologische Gründigkeit		IV 2.13
Aktueller Grundwasserstand		IV 2.14
Scheinbarer Grundwasserstand		IV 2.15
Humositätsgrad von Torfen		IV 2.17

Die Kapitelnummerierung (Kap.-Nr.) in der rechten Spalte bezieht sich auf Wellbrock *et al.* (2006).

2.4 Profilansprache

An allen BZE II-Inventurpunkten erfolgte eine umfassende Bodenprofilaufnahme entsprechend der Bodenkundlichen Kartieranleitung (KA 5) (Ad-Hoc AG Boden 2005) bzw. bei einigen Parametern modifiziert nach der BZE II-Arbeitsanleitung für die Außenaufnahmen (Wellbrock *et al.* 2006). An Punkten, an denen bei der BZE II keine Profilansprache erfolgte, wurden, falls vorhanden, die Angaben aus der BZE I übernommen und anhand der Profilbeschreibung an die

KA 5 angepasst. Neben der Angabe der Titeldaten und der Beschreibung der Aufnahmesituation wurden horizontbezogene pedogene und substratspezifische Merkmale erfasst, die eine systematische Einordnung des Profils erlauben.

2.4.1 Klassifikationen

2.4.1.1 Humusform

Humusformen spiegeln die unterschiedliche makroskopische Erscheinung des Humus wider (Ad-Hoc AG Boden 2005). An jedem der acht Satelliten erfolgt die Bestimmung der Humusform, die sich jedoch von Punkt zu Punkt entsprechend der standörtlichen Heterogenität unterscheiden kann. Daher wird gutachterlich für jeden Inventurpunkt eine dominante Humusform benannt. Ausführlich beschrieben werden die Humusformen im Kapite 3.4.1.

2.4.1.2 Bodentypologische Klassifikation

Das Bodenprofil eines jeden Inventurpunkts wird der aktuellen bodensystematischen Einheit der Bundesrepublik Deutschland zugeordnet (Ad-Hoc AG Boden 2005).

2.4.1.3 Ausgangsgestein der Bodenbildung

Das Ausgangsgestein der Bodenbildung umfasst jenes Gestein, aus dem sich der aktuelle Boden entwickelt hat. In der hierarchisch gegliederten Auflistung der Ausgangsgesteine sind Angaben zur Substratgenese integriert (Wellbrock *et al.* 2006).

2.5 Laboranalytik

Die verwendeten Probenvorbereitungs-, Untersuchungs- und Elementbestimmungsverfahren unterscheiden sich teilweise zwischen der BZE I und der BZE II. Außerdem haben einzelne Labore/Länder Verfahrensmodifikationen vorgenommen oder andere Verfahren als vorgesehen verwendet. Im Folgenden wird in Kurzform beschrieben, welche Verfahren bei der BZE I und der BZE II verwendet wurden, welche Abweichungen davon es in einzelnen Ländern gab und inwieweit die Verfahren vergleichbar sind.

Tab. I-2-3: Übersicht über die am Profil (Ausgangsgesteine der Bodenbildung, bodentypologische Klassifikation) und an den Satelliten (Humusform) erhobenen Klassifikationsmerkmale.

Parameter	Kategorie	Kap.-Nr.
Ausgangsgesteine der Bodenbildung	Klassifikationssystem	IV 3.1.1
	Mischsubstrat	IV 3.1.2
	Schichtung	IV 3.1.3
Bodentypologische Klassifikation	Nationale Klassifikation der Bodentypen	IV 3.2.1
	Podsoligkeit	IV 3.2.2
	Internationale Klassifikation der Bodentypen	IV 3.2.3
Humusform	Nationale Klassifikation der Humusform	IV 3.3.1
	Streuart des Auflagehumus	IV 3.3.1.1
	Mächtigkeit der Lagen des Auflagehumus	IV 3.3.1.2
	Lagerungsart des Auflagehumus	IV 3.3.1.3
	Duchwurzelung des Auflagehumus	IV 3.3.1.4
	Gefüge im A-Horizont	IV 3.3.1.5
	Internationale Klassifikation der Humusform	IV 3.3.2

Die Kapitelnummerierung (Kap.-Nr.) in der rechten Spalte bezieht sich auf Wellbrock *et al.* (2006).

2.5.1 Qualitätsmanagement bei der BZE im Bereich Analytik

1988 wurde vom Bundesministerium für Landwirtschaft die Arbeitsgruppe Bodenanalyse gegründet, um durch Methodenvergleiche und -weiterentwicklungen sowie die Durchführung von Ringanalysen eine Methodenvereinheitlichung und -auswahl für die BZE I zu erreichen. Zur Qualitätssicherung wurden drei BZE I begleitende Ringanalysen durchgeführt, deren Ergebnisse zur Ermittlung der Vergleichbarkeit der Daten aus den beteiligten Labors herangezogen wurden (König & Wolff 1993). Eine Zusammenfassung findet sich im Deutschen Waldbodenbericht 1996 (Wolff & Riek 1996). Ein Ergebnis der Vergleichbarkeitsprüfung war, dass die Nährelementgehalte in den Humusproben der BZE I wegen der unterschiedlichen zugelassenen Aufschlussmethoden nicht vergleichbar sind. Deshalb wurden − soweit wie möglich − die Humusproben aus der BZE I, die nicht mit dem Königswasseraufschluss aufgeschlossen worden waren, erneut aufgeschlossen und gemessen. Somit sind nun diese Daten vergleichbar mit denen der BZE II.

Zur Vorbereitung der BZE II wurde im Jahr 2002 vom Bundesministerium für Landwirtschaft und Ernährung der Gutachterausschuss Forstliche Analytik (GAFA) eingesetzt, um zum einen die Analysemethoden zu vereinheitlichen, festzulegen und zu dokumentieren und zum anderen ein Qualitätskontrollprogramm für die BZE II zu entwickeln. Sämtliche Analysenmethoden der BZE I und BZE II sowie des deutschen und des europäischen forstlichen Umweltmonitoring-Programms und die Methoden der Bundesländer wurden daraufhin dokumentiert und im Handbuch forstliche Analytik (HFA) erstmalig 2005 vom GAFA veröffentlicht (GAFA 2005). Das HFA wurde mehrfach ergänzt und liegt in der neusten Version von 2014 vor (GAFA 2014).

Das beschlossene Qualitätssicherungsprogramm umfasste fünf begleitende Ringanalysen (drei Boden- und zwei Humusringanalysen mit je sechs Proben) und die Mitführung von Standardmaterial für jeden Erhebungsparameter, das jeweils mindestens als jede zwanzigste Probe von den Laboren mitgemessen werden musste. Dafür wurden sechs Standardmaterialien hergestellt und festgelegt, welches Material für welchen Parameter mitgemessen werden musste. Die Auswertung der Ringanalysen (zusammenfassende Darstellung in Blum & Heinbach (2010)) und der Untersuchungen der Standardmaterialien ergab, dass mit wenigen Ausnahmen die Analysedaten der Länder/Labors vergleichbar ausgewertet werden können (König *et al.* 2013).

Ausgewertet und verglichen wurden zum einen die Streuungen innerhalb eines Labors und zum anderen die Mittelwerte aller Standardmessergebnisse pro Labor und Parameter (von 2005 bis 2012) sowie ob ein signifikanter zeitlicher linearer Trend bei den Messergebnissen festzustellen ist.

Darüber hinaus wurden aus den Daten der die BZE II begleitenden Ringversuche die Mittelwerte der Z-Scores aller Mittelwerte aus allen Ringversuchen für jede Einzelprobe für jedes Labor ermittelt und verglichen. Der Z-Score wird berechnet aus dem Quotienten der Differenz des jeweiligen Labormittelwerts zum Mittelwert aller Labore und der Standardabweichung aller Labore:

$$Z - Score = \frac{(MW_{Lab} - MW_{ges})}{SD_{ges}} \qquad (2\text{-}1)$$

mit MW_{Lab}= Mittelwert eines Labors, MW_{ges}=Mittelwert aller Labore, SD_{ges}= Standardabweichung aller Labore.

Er ist ein Maß für die Abweichung des Labormittelwerts vom Mittelwert aller Labore in Abhängigkeit von der Streuung unter den Laboren. Ist der Mittelwert der Z-Scores für ein Labor von Null verschieden, deutet das auf eine bedeutsame Abweichung zu Mehr- (Mittelwert positiv) oder Minderbefunden (Mittelwert negativ) im Vergleich zu den anderen Laboren hin.

Ziel dieser Auswertung war es zu prüfen, ob Labore, bei denen stark abweichende Ergebnisse für bestimmte Parameter der Standardmessungen festgestellt wurden, auch bei den Ringversuchen auffällig abweichende Ergebnisse hatten. Findet ein Labor für den über einen längeren Zeitraum mit gemessenen Standard eines Parameters deutlich niedrigere Werte als die anderen Labore, so kann dies im günstigen Fall an der speziellen Zusammensetzung des Standards liegen und somit standardprobenspezifisch sein. Allerdings ist es auch möglich, dass die verwendete Messmethode abweichende Ergebnisse im Vergleich zu den anderen Laboren liefert. Dies würde bedeuten, dass auch die Messergebnisse für die im Rahmen der BZE II gemessenen Proben nicht mit denen der anderen Labore/Länder vergleichbar sind. Dies müsste sich dann auch in den Ringversuchsergebnissen der betroffenen Labore niederschlagen. Das heißt, es müsste ein Trend zu Mehr- oder Minderbefunden wie beim Standard erkennbar sein. Die Überprüfung eines solchen Trends erfolgte anhand der Z-Scores wie oben beschrieben.

Bezüglich der laborübergreifenden Auswertung der Standardmessungen kommt die Studie zu dem Schluss, dass mit wenigen Ausnahmen die BZE II-Datensätze der Labore/Länder unter Berücksichtigung vertretbarer Streuungen gemeinsam auswertbar sind. Nur in zwölf Einzelfällen (Kombination Labor – Parameter) muss damit gerechnet werden, dass für den jeweiligen Parameter die Daten eines Labors/Lands gerichtet von den Daten der übrigen Labore/Länder abweichen. Es handelt sich dabei um Daten jeweils eines Labors/Lands der Parameter (Boden-) Stickstoff (N), Aluminium (Al), Calcium (Ca), Eisen (Fe), Mangan (Mn) und Zink (Zn) im Königswasseraufschluss (Humus), Kalium (K) im Königswasseraufschluss (Boden), K und Natrium (Na) aus der Austauschkapazitätsbestimmung (Humus) sowie pH (H_2O) und pH (KCl) (Humus). Details dazu finden sich im Bericht von König *et al.* (2013). Bei der Auswertung dieser Parameter sollte deshalb jeweils entschieden werden, ob die Daten der genannten Länder/Labore entweder unberücksichtigt bleiben oder mit einem Faktor korrigiert werden oder zumindest bei der Ergebnisdarstellung auf die Problematik der möglichen gerichteten Abweichung der Daten dieser Länder/Labore hingewiesen wird.

Für einige Parameter, deren Daten bei den Standardmessungen und bei den Ringversuchen sehr stark streuen, sollte auf eine vergleichende Auswertung der BZE-Daten verzichtet werden. Dies betrifft ausschließlich für die BZE unbedeutende Parameter: Na in der effektiven Kationenaustauschkapazität, AK_e (Boden), AK_e (Humus) und der potentiellen Kationenaustausch-kapazität Ak_t (Boden) sowie Na im Königswasseraufschluss (Boden und Humus). Problematisch sind die K-Werte im Königswasseraufschluss (Boden und Humus). Hier zeigt sich, dass einzelne Labore große gerichtete Abweichungen aufweisen, welche zumindest für ein Labor so groß sind, dass die Daten nicht mit denen der anderen Labore verglichen werden können. Die Ursache liegt vermutlich am unterschiedlichen Grad der Mahlung der Proben.

Es hat sich gezeigt, dass die Variation sowohl innerhalb als auch zwischen den Laboren mindestens ± 10 % beträgt; nur bei wenigen Parametern ist die Variation etwas geringer (z.B. Elementaranalyse (Boden) Kohlenstoff (C), Königswasseraufschluss (Boden) Ca, Gesamtaufschluss (Boden) Ca, bei vielen jedoch größer. Tab. I-2-4 stellt eine grobe Übersicht dar, welche mittleren Variationen sich bei den Standardmessungen und bei den Ringversuchen zusammengefasst für die jeweiligen Untersuchungsmethoden zeigen und welche einzelnen Parameter innerhalb einer Untersuchungsmethode deutlich stärker variieren. Bei allen übrigen Parametern und Unter-suchungsmethoden kann davon ausgegangen werden, dass die BZE II-Daten aller Labore/Länder gemeinsam ausgewertet werden können.

Tab. I-2-4: Zusammenfassung der tabellarischen Auswertungen für die einzelnen Untersuchungsmethoden (Parametergruppen).

Untersuchungs-methode/ Parametergruppe	Mittlere Variation der Mittelwerte der Standard-messungen	Mittlere Variation der mittleren Abweichung vom Mittelwert bei den Ringversuchen	Parameter mit größeren Variationen	Bemerkungen
Elementaranalytik (C,N)	± 10 %	± 5 %	N bei geringen Gehalten	
Ak_e Boden	± 10 %	± 10 –15 %	Na	Na nicht vergleichbar
Ak_{HU} Humus	± 20 %	± 10 –15 %	H^+, Na	Na nicht vergleichbar
AK_t Boden	± 20 %	± 10 –15 %	Mg, Na	Na nicht vergleichbar
pH Boden und Humus	± 20 %	± 40 –50 %		Achtung: nicht pH, sondern Parameter H+
Königswasseraufschluss Boden Hauptelemente	± 10 %	± 10 %	K, Na	K, Na nicht vergleichbar
Königswasseraufschluss Boden Schwermetalle	± 10 %	± 10 %		
Königswasseraufschluss Humus Hauptelemente	± 10-15 %	± 15 %	Na, Al, K	Na nicht vergleichbar
Königswasseraufschluss Humus Schwermetalle	± 20 %	± 15 %	Cr	
NO_3 im wässrigem 1:2-Extrakt	± 15 %	± 20 %		
Korngrößenbestimmung	± 20 %	± 20 %	gU, mS, gS	
Gesamtaufschluss Boden Hauptelemente	± 10 -20 %	± 5-15 %		
Oxalat-Extrakt	± 10 %	± 15 %		
AK EU-Methode	± 15 -20 %	± 15 %	H^+, Na	

2.5.2 Probenvorbereitung

Die Auflage- und Mineralbodenproben wurden vor der Weitverarbeitung im Kühlraum bei 4 °C gelagert oder eingefroren. Proben aus der Auflage wurden im Trockenschrank bei 60 °C, Mineralbodenproben bei 40 °C und Pflanzenproben bei 60 °C mindestens 48 h getrocknet. Die Siebung der Proben aus der Auflage erfolgte bei der BZE I von Hand oder maschinell durch ein 2 mm-Sieb. Bei der BZE II wurde zuerst die Fraktion > 20 mm abgesiebt, gewogen und verworfen. Der Rest wurde durch ein 2 mm-Sieb gesiebt. Anschließend wurde die Fraktion 2-20 mm mit geeignetem Gerät zerkleinert und zur Fraktion < 2 mm hinzufügt. Im Vergleich zur BZE I wurde bei der BZE II demnach die Fraktion 2-20 mm mitanalysiert. Bei der BZE I wurde je nach Stärke des Reibens der Probe durch das 2 mm-Sieb nur ein Teil dieser Fraktion mitanalysiert oder aber die gesamte Auflagen-Probe gemahlen, was dem Vorgehen bei der BZE II ähnlich ist. Untersuchungen der NW-FVA (Fortmann & König 2014b)) zeigen, dass durch Beimischung der Fraktion 2-20 mm - einer Fraktion mit hohem Holzanteil - zur Fraktion < 2 mm in der Mischprobe

geringere Gehalte an Nährstoffen oder Schwermetallen, aber höhere Gehalte an C gefunden werden. Dieser Effekt ist am stärksten im L-Horizont der Auflage ausgeprägt, da dort die Fraktion zwischen 2-20 mm massenprozentual am größten ist im Vergleich zum Of- und Oh-Horizont. Durch die Berechnung der Vorräte werden die Verdünnungs- und Anreicherungseffekte stark abgeschwächt (< 10 %), da der Humusvorrat der L-Lage gegenüber der Of- und Oh-Lage deutlich geringer ist. Deshalb wird für den Vergleich zwischen BZE I und BZE II empfohlen, Vorräte und weniger Gehalte miteinander zu vergleichen und die Auswertungen auf die gesamte Humusauflage, weniger auf einzelne Auflagehorizonte zu beziehen. Die getrockneten Mineralbodenproben wurden bei BZE I und BZE II von Hand oder maschinell durch ein 2 mm-Sieb gesiebt. Die chemischen Analysen wurden an der Feinbodenfraktion < 2 mm durchgeführt. Ein Aliquot der getrockneten und gesiebten Auflage- und Mineralbodenproben wurde in einer Kugel- oder Scheibenschwingmühle analysefein gemahlen. Die getrocknete Pflanzenprobe wurde mittel Kugel- oder Zentrifugalmühle analysefein gemahlen.

2.5.3 Bodenchemische Methoden

2.5.3.1 Bestimmung der pH-Werte im Mineralboden und im Auflagehumus

Aufnahmestatus

BZE I: pH (H_2O), pH (KCl) - Obligatorisch für Auflage und Mineralboden bis 90 cm Tiefe

BZE II: pH (H_2O), pH (KCl), pH ($CaCl_2$) - Obligatorisch für Auflage (Of, Oh) und Mineralboden bis 90 cm Tiefe

BZE I-Methoden

Die Proben werden im Gewichts- (Mineralboden) bzw. Volumen- (Auflagehumus) Verhältnis Probe: Lösung von 1:2,5 mit H_2O (pH (H_2O)) bzw. 1 M KCl-Lösung (pH (KCl)) verrührt und der pH-Wert mittels Glaselektrode gemessen.

BZE II-Methoden

Die Proben werden im Volumen-Verhältnis Probe: Lösung von 1:5 mit H_2O (pH (H_2O)), 1 M KCl-Lösung (pH (KCl)) bzw. 0,01 M $CaCl_2$-Lösung (pH ($CaCl_2$)) verrührt und der pH-Wert mittels Glaselektrode gemessen.

Länderspezifische Modifikationen

BZE I: SL: bei Auflagehumus-Probe: Lösungs-Verhältnis 1:10

Vergleichbarkeit BZE I-BZE II

BZE I- und BZE II-Verfahren zur Bestimmung der pH-Werte sind nicht vergleichbar. Untersuchungen zum Vergleich der BZE I- mit den BZE II-Methoden zur Messung der pH-Werte haben jedoch gezeigt, dass die Ergebnisse der jeweiligen Methoden mit gleicher Salzlösung bzw. H_2O einen engen linearen Zusammenhang ($R^2 > 0,98$) aufweisen (Fortmann & König 2014a). Die BZE I-Methoden liefern im Mittel geringere pH-Werte als die BZE II-Methoden. In der Auflage weichen die Werte im Mittel um 0,03 bis 0,07 pH-Einheiten und im Mineralboden um 0,04 bis 0,06 pH-Einheiten ab. Die pH-Werte der BZE I wurden mittels Konstanten umgerechnet (GAFA 2014). Somit sind die Daten im Wesentlichen vergleichbar.

Hinsichtlich der pH-Werte der BZE I im SL, wo mit einem modifizierten Proben-Lösungsverhältnis von 1:10 gearbeitet wurde, liegen keine Untersuchungen zur Vergleichbarkeit mit der BZE II-Methode vor.

2.5.3.2 Bestimmung der effektiven Kationenaustauschkapazität im Mineralboden

Aufnahmestatus

BZE I: Ak_e an Proben pH (H_2O) < pH 6,2 - Obligatorisch für Mineralboden bis 90 cm Tiefe und tiefer

BZE II: Ak_e an Proben Ake pH (H_2O) < pH 6,2 - Obligatorisch für Mineralboden bis 90 cm Tiefe

BZE I-Methode

Perkolation mit NH_4Cl-Lösung an getrockneten und gesiebten Proben; anschließende Messung der Kationen im Extrakt

BZE II-Methode

Identisch mit BZE II-Methode

Länderspezifische Modifikationen

BZE I: SH: Perkolation mit $SrCl_2$-Lösung; BY: Extraktion mit NH_4Cl-Lösung

Vergleichbarkeit BZE I-BZE II

Verfahren bis auf SH und BY identisch; vergleichbar

Untersuchungen der NW-FVA und der LWF Bayern zufolge liefern die BZE-Standardmethode zur Bestimmung der Ake im Mineralboden und die länderspezifischen BZE I-Methoden von SH und BY keine gleichwertigen Ergebnisse für saure Kationen (GAFA 2014). Es liegen jedoch enge lineare Korrelationen ($R2 > 0,93$) vor. Die Werte der sauren Kationen aus den bayerischen und schleswig-holsteinischen BZE I-Messungen wurden im Bundesdatensatz auf der Basis der

ermittelten Korrelationen umgerechnet (Höhle et al. 2016). Somit sind auch diese Daten im Wesentlichen vergleichbar.

2.5.3.3 Bestimmung der potenziellen Kationenaustauschkapazität im Mineralboden

Aufnahmestatus

BZE I: Akt an Proben pH (H2O) > pH 6,2 und Carbonatgehalt > 0,3 % - Obligatorisch für Mineralboden bis 90 cm Tiefe und tiefer

BZE II: Akt an Proben pH (H2O) > pH 6,2 und Carbonaten - Obligatorisch für Mineralboden bis 90 cm Tiefe

BZE I-Methode

Perkolation mit BaCl2-Triäthanolamin-Lösung und BaCl-Lösung an getrockneten und gesiebten Proben; Rücktausch mit MgCl2-Lösung; anschließende Messung der Kationen im Extrakt bzw. Rücktausch-Extrakt (Barium); diese Methode wurde nur an carbonathaltigen Mineralbodenproben mit pH (H2O) > 6,2 durchgeführt.

BZE II-Methode

Identisch

Länderspezifische Modifikationen

BZE I: SH: Perkolation mit SrCl2-Lösung unabhängig vom pH-Wert; BY: Extraktion mit NH4Cl-Lösung unabhängig vom pH-Wert; BB, MV: Perkolation mit NH4Cl-Lösung unabhängig vom pH-Wert; BW: bei Mineralbodenproben mit pH(H2O) > 6,2 weder Messung der AKe noch der AKt

Vergleichbarkeit BZE I-BZE II

Verfahren mit Ausnahme der Länder BB, MV und BY identisch und damit vergleichbar; für die in den drei genannten Ländern angewandten AKe-Methoden liegen keine systematischen Vergleichsuntersuchungen zur AKt vor; es ist jedoch davon auszugehen, dass durch Kalkauflösung bei den AKe-Methoden die Austauschkapazität überschätzt wird.

2.5.3.4 Bestimmung des Kohlenstoffs

2.5.3.4.1 Organischer Kohlenstoff

Aufnahmestatus

BZE I: Corg - Obligatorisch für Auflage und Mineralboden bis 90 cm Tiefe

BZE II: Corg - Obligatorisch für Auflage (Of, Oh) und Mineralboden bis 90 cm Tiefe

BZE I-Methode

Es waren mehrere Methoden zugelassen: (1) Elementaranalyse mittels Elementaranalysatoren; (2) trockene Verbrennung mit anschließender konduktometrischer CO2-Bestimmung nach Wösthoff; (3) indirekte Bestimmung über Glühverlustermittlung bei 550 °C und Faktorkorrektur (Faktor 1,72); (4) nasse Verbrennung mit K-Dichromat und Schwefel (S)-Säure mit anschließender fotometrischer Chrom (III)-Bestimmung

BZE II-Methode

Elementaranalyse mittels Elementaranalysatoren

Länderspezifische Modifikationen

BZE I: NI, HB, RP, SL, SN, ST: nur Messung des Gesamt-C

Vergleichbarkeit BZE I-BZE II

Die vier bei der BZE I zum Einsatz gekommenen Verfahren werden als vergleichbar eingestuft. Dies zeigt sowohl die Vorstudie zur BZE II (Evers et al. 2002), in deren Rahmen Proben der BZE I mit Elementaranalysatoren nachanalysiert wurden, für die Verfahren (2) und (3) als auch Untersuchungen des Ökologischen Labors der Fachhochschule Eberswalde (Russ & Riek 2011) für das Verfahren (4).

2.5.3.4.2 Carbonat

Aufnahmestatus

BZE I: Carbonat - Obligatorisch Mineralboden ab pH(H2O) > 6,2 bis 90 cm Tiefe

BZE II: Carbonat - Obligatorisch für Auflage (Of, Oh) ab pH(H2O) > 5,5 und Mineralboden ab pH(H2O) > 6,2 bis 90 cm Tiefe

BZE I-Methode

Gas-volumetrische Carbonatbestimmung nach Scheibler

BZE II-Methode

Carbonatbestimmung mittels Elementaranalysatoren oder Gasvolumetrische Carbonat-bestimmung nach Scheibler

Länderspezifische Modifikationen

BZE I: HH, NI, HB, HE, RP, BW, BY, SL, BB, BE, SN, ST: keine Carbonatbestimmung bzw. Daten nicht rekonstruierbar

Vergleichbarkeit BZE I-BZE II

Soweit Daten vorliegen vergleichbar

2.5.3.5 Bestimmung des Stickstoffs

Aufnahmestatus

BZE I: Nges - Obligatorisch für Auflage und Mineralboden bis 90 cm Tiefe

BZE II: Nges - Obligatorisch für Auflage (Of, Oh) und Mineralboden bis 90 cm Tiefe

BZE I-Methode

Es waren zwei Methoden zugelassen: (1) Elementaranalyse mittels Elementaranalysatoren; (2) Kjeldahl-Aufschluss mit anschließender fotometrischer oder titrimetrischer Bestimmung

BZE II-Methode

Elementaranalyse mittels Elementaranalysatoren

Länderspezifische Modifikationen

Keine

Vergleichbarkeit BZE I-BZE II

Das bei der BZE I zum Einsatz gekommene Kjeldahl-Verfahren wird als vergleichbar mit der Elementaranalyse eingestuft. Dies zeigt die Vorstudie zur BZE II (Evers et al. 2002), in deren Rahmen Proben der BZE I mit Elementaranalysatoren nachanalysiert wurden.

2.5.3.6 Bestimmung von Nährelementen und Schwermetallen

Aufnahmestatus

BZE I: Al, Ca, Cd, Cu, Fe, Mg, Mn, Na, Pb, S, Zn - Obligatorisch für Auflage

P - Obligatorisch für Auflage und Mineralboden bis 90 cm Tiefe

BZE II: Al, Ca, Cd, Cu, Fe, Mg, Mn, Na, Pb, P, S, Zn - Obligatorisch für Auflage (Of, Oh) und Mineralboden bis 10 cm Tiefe

As, Cr, Hg, Ni - Obligatorisch für Mineralboden bis 10 cm Tiefe

BZE I-Methode

Es waren vier Aufschlussmethoden für die Bestimmung der Gehalte an Al, Ca, Fe, K, Magnesium (Mg), Mn und Phosphor (P) sowie der Schwermetalle Cadmium (Cd), Kupfer (Cu), Blei (Pb) und Zn im Auflagehumus sowie P im Mineralboden zugelassen: (1) Königswasseraufschluss (2) Salpetersäure-Druckaufschluss (3) Perchlorsäureaufschluss und (4) Gesamtaufschluss mit Flusssäurezusatz. Die Elementbestimmungen in den Aufschlusslösungen erfolgten mit ICP, AAS und spektrophotometrischen Methoden.

BZE II-Methode

Königswasser-Aufschluss für die Bestimmung der Gehalte an Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn Na, P und S sowie der Schwermetalle Cd, Chrom (Cr), Cu, Quecksilber (Hg), Nickel (Ni), Pb, Zn und Arsen (As) des Auflagehumus und im Mineralboden. Die Elementbestimmungen in den Aufschlusslösungen erfolgten mit ICP, ICP-MS, AAS und spektrophotometrischen Methoden.

Länderspezifische Modifikationen

BZE I: neben den oben aufgelisteten zulässigen Aufschlussverfahren wurden noch mehrere andere oder abgewandelte Verfahren eingesetzt.

Vergleichbarkeit BZE I-BZE II

Die begleitend zur BZE I durchgeführte Ringanalyse von König & Wolff (1993) hat gezeigt, dass schon die vier zur BZE I zugelassenen Aufschlussverfahren für Humusproben mit Standardabweichungen bis zu 35 % und Spannen bis 160 % keine bundesweit vergleichbaren Ergebnisse geliefert haben und dementsprechend nur sehr eingeschränkt bundesweite Auswertungen möglich waren. Um die Vergleichbarkeit der Elementgehalte auf Bundesebene und die Vergleichbarkeit zwischen Erst und Folgeinventur zu gewährleisten, wurden die BZE I-Rückstellproben mittels Königswasseraufschluss erneut aufgeschlossen und nachanalysiert. Vergleichbar sind nun alle Daten aus Königswasseraufschlüssen mit Ausnahme der K-Werte.

2.5.3.7 Wässriger 1:2-Extrakt

BZE I-Methode

Die getrockneten und gesiebten Mineralbodenproben werden im Gewichtsverhältnis 1:2 mit demineralisiertem Wasser verrührt, 24 Stunden stehen gelassen und dann abfiltriert. Die Elementbestimmungen in den Extrakten erfolgen mit elementspezifischen Verfahren wie ICP, ICP-MS, Ionenchromatographie oder Photometrie.

BZE II-Methode

Identisch

Länderspezifische Modifikationen

BZE II: SH: modifizierte Methode mit Zentrifugation; NW, BB, SN, MV, TH: kein 1:2-Extrakt

Vergleichbarkeit BZE I-BZE II

Identische Verfahren, Daten vergleichbar

Die Konzentrationen aus dem 1:2-Extrakt sollen die Eigenschaften der Bodenlösung unterhalb des Wurzelraums abbilden. Wie Schlotter *et al.* (2009) zeigen, trifft dies für die meisten Kationen jedoch nicht zu. Nach bundesweitem Beschluss (BL-AG-BZE) werden deshalb im Rahmen der BZE lediglich Nitrat, Chlorid und Sulfat ausgewertet. Für die NO_3- Konzentrationen im 1:2-Extrakt gibt es eine gute Korrelation zu den Werten aus der Bodenlösung (Saugkerzen) nach Standardisierung der Messwerte auf das Wasser-Bodenverhältnis feldfrischer Proben (Evers *et al.* 2002). Da dieses Wasser-Boden-Verhältnis am BZE-Standort nicht erhoben wird, werden die Nitratkonzentrationen auf Feldkapazität bezogen. Für Chlorid und Sulfat erfolgt keine Umrechnung auf Feldkapazität.

2.5.4 Bodenphysikalische Methoden

2.5.4.1 Humusvorrat

Aufnahmestatus

BZE I: Obligatorisch für Auflage (L, Of, Oh)

BZE II: Obligatorisch für Auflage (Of, Oh)

BZE I-Methode

Die auf einer definierten Fläche entnommene Humusprobe wird bei 60 °C getrocknet und gewogen. Aus dem Quotienten der Masse zur Fläche ergibt sich der Humusvorrat gesamt.

BZE II-Methode

Die auf einer definierten Fläche (Stechzylinder, Stechrahmen) entnommene Humusprobe wird bei 60 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Die Teilfraktion > 2 cm wird aussortiert oder mittels 20 mm-Sieb vom restlichen Teil der Probe getrennt. Der Quotient aus Masse < 2 cm bzw. Masse > 2 cm und der Entnahmefläche ergibt den Humusvorrat < 2 cm und den Humusvorrat > 2 cm (organischer Rest). Die Summe aus beiden Vorräten entspricht dem Humusvorrat gesamt.

Länderspezifische Modifikationen

BZE I: keine bekannt

BZE II: SH, HH, HE, BB, SN, TH: keine separate Bestimmung der Humusvorräte < 2 cm und > 2 cm

Vergleichbarkeit BZE I-BZE II

Infolge der Änderung der Probenahmevorschrift der BZE II gegenüber der Erstinventur, ist davon auszugehen, dass der Parameter Humusvorrat gesamt der BZE I und BZE II unterschiedliche Fraktionen des Auflagehumus beschreibt. Bei der BZE I-Probenahme verblieben Äste und Zapfen im Feld, wogegen bei der BZE II die gesamte Probe entnommen wurde. Da Äste und Zapfen tendenziell > 2 cm sind, wird folglich angenommen, dass der Parameter Humusvorrat gesamt der BZE I am ehesten dem Parameter Humusvorrat < 2 cm der BZE II gleichzusetzten ist. Alle Vorratsberechnungen werden deshalb unter Verwendung von Humusvorrat gesamt der BZE I und mit Humusvorrat < 2 cm für die BZE II vorgenommen. Für sechs Bundesländer (siehe länderspezifische Modifikationen) lagen keine Humusvorräte < 2 cm vor, in diesen Fällen wurden die Humusvorräte gesamt der BZE II verwendet.

2.5.4.2 Trockenrohdichte des Feinbodens und Feinbodenvorrat

Aufnahmestatus

BZE I: Obligatorisch für Mineralboden bis 90 cm (nur TRD des Gesamtbodens)

BZE II: Obligatorisch für Mineralboden bis 90 cm Tiefe (ab 30 cm sind abgeleitete Werte möglich)

BZE I-Methode

Je nach GBA kommen zwei verschiedene Varianten zum Einsatz: (1) Bei homogenen (skelettarmen) Bodenverhältnissen werden ungestörte Bodenproben mittels Stechzylinder entnommen und bei 105 °C getrocknet. Im Anschluss werden größere Steine aussortiert, die restliche Bodenprobe mit einem Backenbrecher vorzerkleinert (fakultativ) und durch ein 2 mm-Sieb abgesiebt. Durch Einbeziehung des am Profil geschätzten GBA wird der FBV auf Basis der TRD des Feinbodens berechnet.

BZE II-Methode

Je nach Korngrößenverteilung des Grobbodens und des GBA kommen fünf verschiedene Verfahren zum Einsatz (GAFA 2014).

Vergleichbarkeit BZE I-BZE II

Mindestens die Hälfte aller Bundesländer haben während der BZE I als Basis zur Berechnung des FBV die TRD des Gesamtbodens verwendet. Dieses Verfahren ist für die BZE II allein für skelettfreie oder -arme Böden (< 5 %) zulässig. In Absprache mit den Bundesländern wurde der bestmögliche Datensatz verwendet. In der Konsequenz erfolgte die Übertragung der Daten von der BZE II auf die BZE I.

Die Beprobung der bayerischen BZE I-Punkte erfolgte in den Tiefenstufen 0-10 und 10-30 cm. Trockenrohdichte und GBA von 0-10 cm wurden auf 0-5 cm und 5-10 cm übertragen und sind demnach identisch. Unterhalb von 30 cm Bodentiefe liegen für die BZE I in BY keine bodenchemischen und -physikalischen Messwerte vor.

2.5.4.3 Trockenrohdichte des Gesamtbodens

Aufnahmestatus

BZE I: Obligatorisch für Mineralboden bis 90 cm

BZE II: Obligatorisch für Mineralboden bis 90 cm Tiefe (ab 30 cm sind abgeleitete Werte möglich)

Methode

Zur Bestimmung der TRD des Gesamtbodens (TRD_{ges}) werden ungestörte Bodenproben mittels Stechzylinder entnommen. Das Bodenmaterial wird anschließend bei 105 °C mindestens 16 h bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und gewogen. Der Quotient aus Trockenmasse und Volumen des Entnahmegeräts ergibt die TRD_{ges}.

Länderspezifische Modifikationen

BZE I: TH: keine bodenphysikalische Probenahme

Vergleichbarkeit BZE I-BZE II

Die BZE I- und BZE II-Methode unterscheidet sich nicht

2.5.4.4 Korngrößenzusammensetzung des Feinbodens

Aufnahmestatus

BZE I: Laboranalytische Bestimmung der Korngrößenzusammensetzung nicht vorgesehen

BZE II: Obligatorisch für Mineralboden bis 90 cm Tiefe (abgeleitete Werte aus Fingerprobe möglich)

Methode

Die BZE I- und die BZE II-Standardmethode unterscheiden sich in ihrer Präzision.

BZE I: Bei der BZE I war die analytische Bestimmung der Korngrößenzusammensetzung nicht vorgesehen. Die bei der Profilansprache per Fingerprobe bestimmte Bodenart liegt hingegen bundesweit für die einzelnen Horizonte vor. Die Übertragung der Bodenart auf die Tiefenstufen ist jedoch nicht möglich.

BZE II: Die Korngrößenverteilung wurde an Proben der BZE-Tiefenstufen analysiert.

Länderspezifische Modifikationen

BZE I: SH, NW und MV (Teildatensatz) -analytische Bestimmung der Korngrößenzusammensetzung mittels Pipette nach Köhn

BZE II: NI, HB, NW, ST: keine analytische Bestimmung der Korngrößenzusammensetzung

HE: keine Carbonatzerstörung bei carbonathaltigen Proben

SH, HH, BW: Carbonatzerstörung auch bei carbonatfreien Proben

BW: Kombination aus Köhn-Methode für die Fraktion Sand, Laser-Methode für die Fraktionen Schluff und Ton

Vergleichbarkeit BZE I-BZE II

Wie die Ergebnisse der Ringanalyse (2007) zeigen, werden in carbonathaltigen Proben, bei fehlender oder unvollständiger Carbonatzerstörung, die Grobschlufffraktion über- und die Tonfraktion unterschätzt, da Carbonate kleinere Teilchen der festen Bodenmatrix zu größeren Aggregaten verkitten können. Eine abschließende Bewertung, ob Proben mit und ohne Carbonatzerstörung vergleichbar sind, steht noch aus.

Für die oben genannten Bundesländer, die auf eine analytische Bestimmung der Korngrößenzusammensetzung bei der BZE II verzichtet haben, wird die mittlere Korngrößenverteilung aus der tiefenstufenspezifischen Ansprache der Bodenart am Profil abgeleitet. Für NW werden die Korngrößenanalysedaten der BZE I übernommen.

Um die Vergleichbarkeit der Laser-Methode und der Köhn-Methode herzustellen, wurden die Daten mit Hilfe der Regressionsgleichungen nach Trefz-Malcher *et al.* (2011) umgerechnet.

2.5.5 Verfahren zur Blatt- und Nadelanalyse

2.5.5.1 Bestimmung des Stickstoffs

Aufnahmestatus

BZE I: N: obligatorisch für Fichte und Kiefer (fakultativ für Laubbäume)

BZE II: N: obligatorisch für Fichte, Kiefer, Buche und Eiche und fakultativ für Nebenbaumarten

BZE I-Methode

Es waren zwei Methoden zugelassen: (1) Elementaranalyse mittels Elementaranalysatoren; (2) Kjeldahl-Aufschluss mit anschließender fotometrischer oder titrimetrischer Bestimmung

BZE II-Methode

Elementaranalyse mittels Elementaranalysatoren

Länderspezifische Modifikationen

BZE I: HE, SL: keine Blatt/Nadel-Analysen

Vergleichbarkeit BZE I-BZE II

Das bei der BZE I zum Einsatz gekommene Kjeldahl-Verfahren wird als vergleichbar mit der Elementaranalyse eingestuft. Dies zeigt die Vorstudie zur BZE II von Evers et al. (2002), in deren Rahmen Proben der BZE I mit Elementaranalysatoren nachanalysiert wurden.

2.5.5.2 Bestimmung von Nährelementen und Schwermetallen

Aufnahmestatus

BZE I: Gehalte an Ca, K, Mg, Mn, P, S: obligatorisch für Fichte und Kiefer (fakultativ für Laubbäume) und Gehalte an Cd, Cu, Pb, Fe, Zn für alle Baumarten fakultativ

BZE II: Gehalte an Ca, Cd, Cu, Fe, K, Mg, Mn, P, Pb, S, Zn: obligatorisch für Fichte, Kiefer, Buche und Eiche und fakultativ für Nebenbaumarten

BZE I-Methode

Es waren fünf Aufschlussmethoden für die Bestimmung der Gehalte an Ca, K, Fe, Mg, Mn, P, S und der Schwermetalle Cd, Cu Pb und Zn zugelassen: (1) Salpetersäure-Druckaufschluss, (2) Gesamtaufschluss mit Flusssäurezusatz, (3) Königswasseraufschluss, (4) Perchlorsäureaufschluss und trockene Veraschung (nicht für Schwermetalle). Die Elementbestimmungen in den Aufschlusslösungen erfolgten mit ICP, AAS und spektrophotometrischen Methoden.

BZE II-Methode

Salpetersäure-Druckaufschluss; die Elementbestimmungen in den Aufschlusslösungen erfolgten mit ICP, ICP-MS, AAS und spektrophotometrischen Methoden

Länderspezifische Modifikationen

BZE I: NW: Röntgenfluoreszenz-Analyse; RP: zweimalige trockene Veraschung bei 450°C; Aufnahme der Asche mit 0,5 M Salzsäure, Messung mittels ICP-AES; BW, MV, SN, TH: angewandte Aufschlussverfahren nicht mehr rekonstruierbar; HE, SL: keine Blatt/Nadel-Analysen

Vergleichbarkeit BZE I-BZE II

Soweit der Salpetersäure-Druckaufschluss bei BZE I und BZE II verwendet wurde, sind die Daten vergleichbar. Der Gesamtaufschluss ist für die Elemente Al und teilweise K nicht vergleichbar. Alle

übrigen Elemente sollten vergleichbar sein, da in der Regel die angewandten Aufschlussverfahren Gesamtgehalte erfassen.

2.6 Bestandsbeschreibung

Die Waldbestände an den Inventurpunkten wurden im Rahmen der BZE I von 1987 bis 1993, der BZE II von 2004 bis 2008 und der HBI an den BZE II-Punkten (HBI-BZE II, von 2011 bis 2012) beschrieben. Als Ergebnis der HBI-BZE II liegt ein bundeseinheitlicher Datensatz (nicht für Bayern) zur ökologischen und ertragskundlichen Bestockungssituation an den Inventurpunkten vor. Es wurde davon ausgegangen, dass die zur HBI-BZE II erfassten ökologischen Verhältnisse schon zur BZE II herrschten.

Alle Parameter der HBI-BZE II sind in der Aufnahmeanweisung von Hilbrig *et al.* (2014) beschrieben. Sie lassen sich in vier Kategorien zusammenfassen: allgemeine Bestockungsbeschreibung, Erfassung des Derbholzes (BHD ≥ 7 cm), Erfassung der Verjüngung (BHD < 7 cm, Baumhöhe > 20 cm) und Erfassung des Totholzes.

Im Rahmen der vorliegenden Auswertung wurden aus den Bestockungsdaten unterschiedliche Parameter abgeleitet:

- fehlende Baumhöhen mittels angepasster Bestandshöhenkurven
- Bonitäten
- Stammzahl je Hektar
- Grundflächenanteile
- Laub- und Nadelholzanteile
- Baumartenanteile

Neben den Daten der HBI-BZE II wird der Parameter Bestockungstyp der BZE II verwendet. Er fasst die zahlreichen Bestockungskombinationen in acht Bestockungstypen zusammen (z.B. Kieferreinbestand (≥ 70 % Kiefer); nadelholzreicher Laubholzbestand (> 30 % Nadelholz)). Dieser Parameter wurde von den Bearbeitern im Feld angesprochen.

2.7 Vegetationskartierung

Zur BZE II-Erhebung (2006-2008) war die Vegetation in vier Schichten (Moosschicht, Krautschicht, Strauchschicht, Baumschicht) auf einer ungestörten Fläche von 400 m² im Bereich des BZE-Mittelpunkts (30 m-Radius) zu erfassen. Die Erfassung sollte im Zeitraum der maximalen phänologischen Ausprägung (i.d.R. von Mitte Juli bis Ende August) stattfinden. Fakultativ konnten zusätzliche Aufnahmen im Frühjahr angefertigt werden (Wellbrock *et al.* 2006).

Es wurden die Rahmenbedingungen wie Aufnahmeteam und -datum sowie Form, Größe und Lage der vegetationskundlichen Aufnahmefläche dokumentiert. Detailliert erfasst wurden die geschätzten Deckungsgrade (senkrechte Projektion aller lebenden Teile) jeder Pflanzenart in jeder Vegetationsschicht und der Schichtdeckungsgrad. Die Gefäßpflanzenarten wurden nach der Flora Europaea von Tutin *et al.* (1968-1980) und (1993) verschlüsselt. Die Determinierung der Moosarten war fakultativ und erfolgte nach Frey *et al.* (1995) und nach Frahm & Frey (2004).

Im Zuge der Auswertung wurde eine Umcodierung der taxonomischen Referenz zur GermanSL durchgeführt (Jansen & Dengler 2008). Folgende Definitionen sind gültig. Die obere Baumschicht (b1) wird aus allen Gehölzen mit mindestens 5 m Wuchshöhe gebildet. In der unteren Baumschicht (b2) stehen Gehölze mit mindestens 5 m Wuchshöhe, die jedoch maximal zwei Drittel der Oberhöhe der oberen Baumschicht erreichen. Zusätzlich wurden die beiden Schichten, b1 und b2, nach Fischer (2015) zu einer Schicht zusammengefasst. Die Strauchschicht umfasst alle Gehölzarten zwischen 0,5 und 5,0 m Wuchshöhe. Alle krautigen Gewächse unabhängig von der Wuchshöhe und die Gehölze bis 0,5 m Wuchshöhe bilden die Krautschicht. In der Moosschicht werden die epigäischen Moose erfasst. Die Kletterpflanzen wurden entsprechend ihrer Wuchshöhe der jeweiligen Vegetationsschicht zugeordnet. Die Form der Aufnahmefläche ist frei wählbar. Die Deckungsgradschätzungen erfolgen in Prozent oder als Klassenmittelwerte bei anderen Schätzskalen (Braun-Blanquet 1964).

Zur Qualitätssicherung wurden zwischen Juli und September 2008 Kontrollstichproben der Vegetationsaufnahmen an ausgewählten Punkten durchgeführt. Im Bericht von Höhle *et al.* (2016) sind unter anderem die Aufnahmemodi der einzelnen Bundesländer in Bezug auf ihre Vergleichbarkeit gegenübergestellt und die länderspezifischen Besonderheiten erfasst. Dies weiterführend sind die durchgeführten Harmonisierungsschritte (Angleichungen, Zusammenfassungen) entwickelt worden und detailliert im technischen Bericht beschrieben (Höhle *et al.* 2016).

Diese Umcodierung zur GermanSL erwies sich für die weiteren Auswertungen als vorteilhaft, da andere, für Deutschland relevante, botanische Datenbanken als taxonomische Referenz ebenfalls die GermanSL nutzen. Den gefundenen Arten konnten so artspezifische Eigenschaften, wie z.B. Ellenberg-Zeigerwert, Kategorie der Waldbindung, Rote Liste Status per Datenbankabfrage zugeordnet werden. Im Rahmen der vorliegenden Auswertung wurden aus den Vegetationsaufnahmen unterschiedliche Parameter abgeleitet. Neben der pflanzensoziologischen Einheit (Jäger & Werner 2005, Oberdorfer 2001, Schubert *et al.* 2001) gehörten dazu Mittelwerte sowie Anteile und Deckungsgradsummen der Zeigerwerte (Ellenberg 2003), der Kategorien der Waldbindung (Schmidt *et al.* 2011), des floristischen Status (BfN 2015, Jäger & Werner 2005, Wisskirchen & Haeupler 1998) und des Gefährdungsgrades (Ludwig & Schnittler 1996).

2.8 Kronenzustand

Der Kronenzustand von Waldbäumen wird im Rahmen der jährlichen WZE erhoben, welche Teil des Forstlichen Umweltmonitorings ist. Der Kronenzustand gilt als wichtiger Indikator für die Vitalität von Wäldern. Die WZE erfolgte erstmalig im Jahr 1984 und wird seit 1990 jährlich im gesamten Bundesgebiet durchgeführt, um die Wirkung von Umweltveränderungen auf den Wald feststellen und bewerten zu können. Die WZE-Aufnahmeverfahren sind zwischen den Bundesländern abgestimmt und es werden Qualitätskontrollen durchgeführt.

Die Beurteilung des Kronenzustands beruht im Wesentlichen auf der Kronenverlichtung. Die Bewertung der Kronenverlichtung geschieht visuell mit Hilfe von Ferngläsern in 5 %-Stufen von 0 % (keine Kronenverlichtung) bis 100 % (Baum ist abgestorben). Die bundesweite Aufnahme wird auf den ca. 430 Level I-Stichprobenpunkten (europaweites systematisches 16 × 16 km-Raster) durchgeführt. In Bayern (2006) und Brandenburg (2009) fand eine Verschiebung des Level I-Rasters im Rahmen von Harmonisierungsprozessen auf die Traktecke A der BWI statt. Von 2006 bis 2008 erfolgte die WZE bundesweit auf dem verdichteten 8 x 8 km-Raster der BZE.

Bei dem Stichprobendesign handelt es sich in der Regel um einen Kreuztrakt. Der Kreuztrakt besteht aus vier Satelliten (jeweils in eine Himmelsrichtung). An jedem Satellitenmittelpunkt werden die sechs Bäume, die sich am nächsten zum Mittelpunkt befinden beurteilt. Neben dem Kreuztrakt findet der Linientrakt (Nordrhein-Westfalen) Anwendung sowie der Quadrattrakt bzw. Quadranten für nicht einsehbare Bestände. Die Bäume der Stichprobe werden dauerhaft markiert oder ihre Lage festgehalten. Ausgefallene Bäume werden dokumentiert und ersetzt.

Die Erhebungen zum Kronenzustand und zu Schadursachen erfolgt jährlich im gleichen Zeitraum in den Sommermonaten. Zu den betrachteten Parametern gehören u.a. Aufnahmedatum, Aufnahmeteam, Baumart, Baumalter, Kronenverlichtung, Fruktifikation, Entnahme und Mortalität sowie die Ansprache von biotischen und abiotischen Schäden. Bis 2009 wurde das Ausmaß des Befalls z.B. mit Insekten oder Pilzen angegeben (nationale Ansprache) und seit 2010 erfolgt eine europaweit einheitliche Schadansprache nach Wellbrock *et al.* (2016). Bei dieser Ansprache werden das Symptom, der betroffene Baumteil, das Alter des Schadens sowie der ursächliche Erreger/Faktor dokumentiert. Eine ausführliche Beschreibung der WZE befindet sich in dem Dokument „Leitfaden und Dokumentation zur Waldzustandserhebung in Deutschland“ (Wellbrock *et al.* 2016). In diesem Dokument werden auch Länderspezifikationen und Abweichungen berichtet.

2.9 Klimadaten

2.9.1 Modellierung der Klimadaten

Für jeden BZE-Punkt wurden in täglicher Auflösung meteorologische Größen interpoliert. Als Basis für die Interpolation standen die in täglicher Auflösung vorliegenden homogenisierten Messreihen des Deutschen Wetterdiensts vom 01.01.1961-31.12.2006 zur Verfügung (Österle *et al.* 2006). Als Interpolationsmethode wurde für die Größen Temperatur (mittel, minimum, maximum), Strahlung, relative Luftfeuchte, Windgeschwindigkeit die Methode Regression Kriging angewandt. Dazu wurde zunächst für jeden Tag der Zeitreihe eine Regression gegen Höhe ü. NN, geographische Breite und Länge angepasst. Anschließend wurde die räumliche Autokorrelation der Residuen aus der Regression mittels Variogrammanalyse untersucht und mit der Methode Ordinary Kriging die Werte für die BZE-Punkte abgeleitet. Nähere Details zur Vorgehensweise sind in Ziche & Seidling (2010) beschrieben. Die Interpolation der Tagessummen der Niederschläge wurde abweichend nur mit Ordinary Kriging durchgeführt, da die Einbeziehung eines Höhentrends vereinzelt zu hohen Abweichungen im Alpenraum führte. Auf Basis der tageweise abgeleiteten Werte wurde die FAO-Grasreferenzverdunstung nach Penman-Monteith berechnet (Allen *et al.* 1998).

2.9.2 Ariditätsindex nach de Martonne

Der Ariditätsindex nach de Martonne (AM) (de Martonne 1926) ist ein Maß für die Trockenheit des Standorts wobei $AM = \frac{JN}{(JT+10)}$ und JN = Jahresniederschlagssumme [mm], JT = Jahresmitteltemperatur [°C] und 10 = rechnerische Konstante ist.

2.10 Deposition

Flächendeckende und räumlich detaillierte Eingangsdaten von atmosphärischen Stoffeinträgen in Deutschland liefern die Daten des Umweltbundesamts (Builtjes *et al.* 2011, Gauger *et al.* 2008, Schaap *et al.* 2015). Da die Depositionsdaten des Umweltbundesamts methodisch homogen (Modellsprünge) nur relativ geringe Zeiträume abdecken, war es notwendig, diese mit zeitlichen Rekonstruktionsverfahren für die Deposition zu koppeln. Dies erfolgte mit einer vereinfachten Version des Modells MAKEDEP (Abb. I-2-3) von Alveteg (1998).

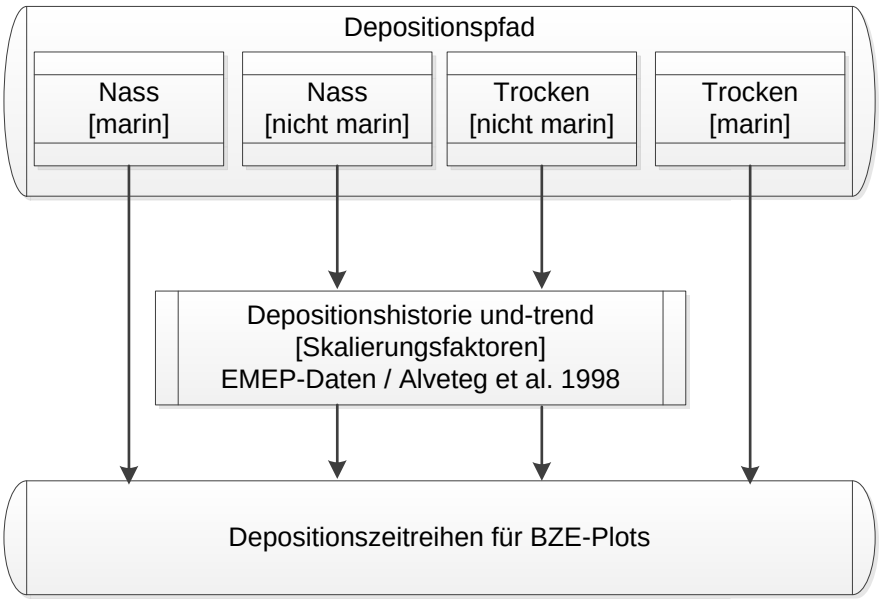


Abb. I-2-3: Flussdiagramm des vereinfachten Modells MAKEDEP zur Entwicklung von Depositionszeitreihen (verändert nach Alveteg *et al.* (1998)).

Die hierfür notwendigen relativen Zeitreihen der Deposition wurden für den Zeitraum von 2000 bis 2013 (methodisch homogene Datensätze) aus den EMEP Daten (UNECE 1979) erstellt und mit den Kurven der Depositionsentwicklung für Mitteleuropa nach Alveteg *et al.* (1998) kombiniert. Diese Depositionszeitreihen liefern zunächst nur Informationen für S-Dioxid, Stickoxide und Ammoniak. Demgegenüber liegen für die langfristige Entwicklung der Emissionen und Deposition von Ca, Mg, K und Chlorid nur sehr wenige Informationen vor. Darüber hinaus gibt es eine Vielzahl unterschiedlicher lokaler Emissionsquellen, die zur Deposition dieser Elemente beitragen können. Diese Quellen können sich in Abhängigkeit von lokalen und regionalen Faktoren sehr unterschiedlich entwickeln (z.B. Waldbrände, Emissionen aus dem Straßenverkehr, Wüstenstaub oder Kalkungen) (Alveteg 1998).

Tab. I-2-5: Verwendete Depositionstrends bei der Berechnung von Depositionszeitreihen für die verschiedenen Depositionskategorien in Anlehnung an Alveteg *et al.* (1998).

Depositionskategorie	Element	Proportional zur Standardkurve
Trockene und Feuchte Marine	BC[a], Na^{+b}, Cl^-, SO_4^{2-}	konstant
Trockene und Feuchte nicht Marine	Ca^{2+}, Mg^{2+}, SO_4^{2-}	SO_4^{2-}
	K^+, Cl^-	1/3 SO_4^{2-}
	NO_3^-	NO_3^-
	NH_4^+	NH_4^+

a: BC (basische Kationen) = Ca^{2+}, Mg^{2+}, und K^+.

b: Für Nord- und Westeuropa kann angenommen werden, dass Na^+ kaum bzw. nur sehr lokal aus anthropogenen Quellen stammt und deshalb zumindest in küstennahen Gebieten zu 100 % meeresbürtig ist (Gauger *et al.* 1997). Auch die Untersuchungen von Dämmgen *et al.* (2013) zeigen bei gleichbleibenden Niederschlagsmengen konstante Natriumeinträge für einen längeren Zeitraum.

Langzeituntersuchungen des Depositionsgeschehens zeigen jedoch, dass Ca und Mg zumindest teilweise dem Trend der S-Deposition folgen (Dämmgen *et al.* 2013, Hedin *et al.* 1994, Meesenburg *et al.* 1995). Daher wird vereinfacht angenommen, dass der nicht marine Anteil der Deposition dieser Elemente zumindest zum Teil (gesteuert über den Anteil am Trend der Standardkurve) mit den menschlichen Aktivitäten in Verbindung gebracht werden kann (Johansson *et al.* 1996) und ihre Deposition dem Trend der S-Deposition folgt (Tab. I-2-5). Für K und Chlorid wird ebenfalls ein Einfluss von emissionsmindernden Maßnahmen auf die Stoffeinträge angenommen der jedoch nicht ganz so stark ausgeprägt ist, wie beim S. Beim K ist zusätzlich die starke Beeinflussung durch regionale Quellen zu beachten (Dämmgen *et al.* 2013).

Beispiele für die Anwendung dieses Verfahrens zur Abschätzung von Depositionszeitreihen von N und S sind bei Ahrends *et al.* (2010), Albert & Schmidt (2010) und Hauck *et al.* (2013) zu finden.

Die Abb. I-2-4a und I-2-4b zeigen Zeitreihen beispielhaft für Level II-Standorte in Niedersachsen, Sachsen-Anhalt und Sachsen. Die dargestellten Standorte wurden vornehmlich unter der Prämisse ausgewählt, anschaulich Probleme und Sonderfälle zu beschreiben und zu diskutieren. Sind die gemessenen und rekonstruierten Werte parallelverschoben (z.B. Augustendorf SO_4-S-Deposition), dann wird der Trend zwar richtig beschrieben, die standörtlichen Verhältnisse durch die regionalisierten Depositionsraten jedoch mit einem gewissen Fehler wiedergegeben. Dieser Fehler ergibt sich teilweise durch die räumliche Auflösung der Depositionsdaten von 1 x 1 km. Hierdurch können kleinräumliche Einflussfaktoren auf die Deposition, wie z.B. Windgeschwindigkeit (Erisman & Draaijers 2003), Baumart (Augusto *et al.* 2002), Bestandshöhe (de Schrijver *et al.* 2008), Randeffekte (Devlaeminck *et al.* 2005) usw. nur aggregiert oder überhaupt nicht abgebildet werden. Wenn eine rekonstruierte Depositionszeitreihe über den gesamten Zeitraum konstant verläuft (z.B. Solling Mg-Deposition), dann resultiert es daraus, dass bei den Modellierungen von Schaap *et al.* (2015) für diesen Standort die entsprechenden Depositionen zu 100 % als seesalzbürtig ausgewiesen wurden. Entsprechend ergeben sich keine Unterschiede zwischen den Jahren (Tab. I-2-5). Die zeitliche Dynamik der S- und N-Verbindungen wird insgesamt sehr plausibel beschrieben. Dies gilt auch mit einigen Einschränkungen für die basischen Kationen. Insbesondere die K-Depositionen am Standort Klingenthal zeigen die große Bedeutung von regionalen Quellen bei den Einträgen dieses Elements (Dämmgen *et al.* 2013).

Die Depositionswerte wurden für die Landnutzungsklassen Laub-, Nadel- und Mischwald berechnet. Bei der Übertragung auf die Standorte der BZE wurden die Landnutzungsklassen der BZE II verwendet. Diese Vereinfachung erscheint zum einen dadurch gerechtfertigt, dass sich der Zeitpunkt des Übergangs z.B. von einem Nadelwald bei der BZE I in einen Mischwald der BZE II nicht ermitteln lässt. Zum anderen sind die Unterschiede zwischen den Landnutzungsklassen für Wald bei den Depositionsmodellierungen nach Schaap *et al.* (2015) im Vergleich zu den anderen Fehlerquellen als äußerst gering einzustufen.

Augustendorf	Solling
Kiefer	Fichte
33 m ü. NN	510 m ü. NN

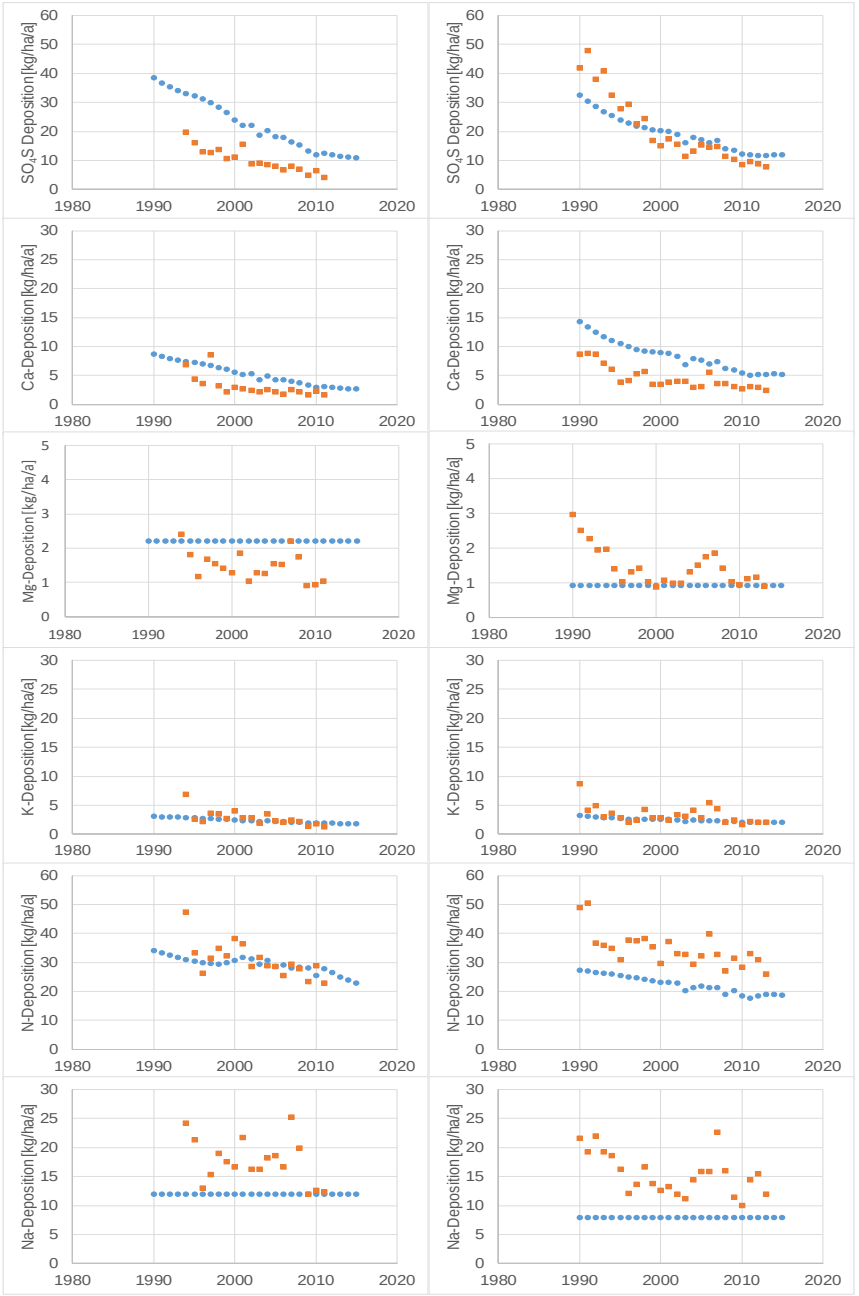


Abb. I-2-4: Vergleich der rekonstruierten Depositionszeitreihen mit „gemessenen" Gesamtdepositionen auf Level II-Flächen des forstlichen Umweltmonitorings. Grundlage der Rekonstruktionen sind die Depositionsdaten von Schaap *et al.* (2015). ■: Gemessene Deposition; ●: Rekonstruierte Deposition. a: die Gesamtdepositionen wurden nach Ulrich (1994) aus den gemessenen Freiland- und Bestandsdepositionen berechnet.

Klötze	Klingenthal
Kiefer 75 m ü. NN	Fichte 840 m ü. NN

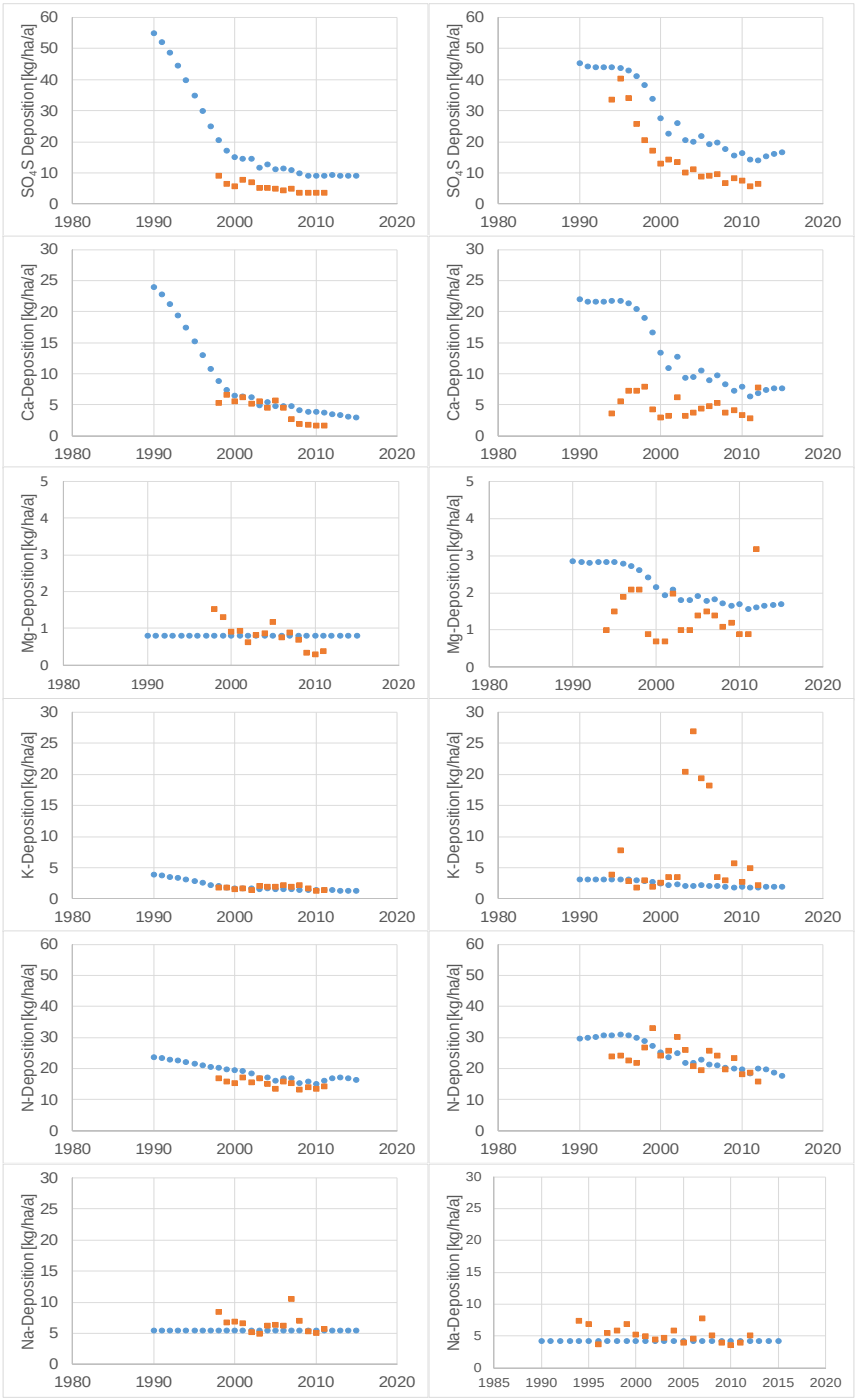


Abb. I-2-5: Vergleich der rekonstruierten Depositionszeitreihen mit „gemessenen" Gesamtdepositionen auf Level II-Flächen des forstlichen Umweltmonitorings. Grundlage der Rekonstruktionen sind die Depositionsdaten von Schaap *et al.* (2015). ■: Gemessene Deposition; ●: Rekonstruierte Deposition. a: die Gesamtdepositionen wurden nach Ulrich (1994) aus den gemessenen Freiland- und Bestandsdepositionen berechnet.

2.11 Statistik

2.11.1 Wichtungsfaktoren

Zur Herleitung einer flächenrepräsentativen Gesamtaussage ist eine Wichtung der BZE-Punkte entsprechend ihres Waldanteils notwendig. Hintergrund sind Rasterdichten, die vom vorgesehenen 8 x 8 km-Raster abweichen. Zur Ermittlung des Wichtungsfaktors wird der Anteil der Landeswaldfläche an der Bundeswaldfläche berechnet und durch die Anzahl der mit Messwerten belegten BZE-Punkte im jeweiligen Bundesland geteilt (Formel 2-2). Bei dieser Berechnungsmethode wird davon ausgegangen, dass die Punktdichte innerhalb der Länder homogen ist, bzw. dass Inhomogenitäten innerhalb der Länder nicht berücksichtigt werden können.

$$w_l = \frac{A_l}{\sum_{l=1}^{16} A_l} \times \frac{1}{n_l} \qquad (2\text{-}2)$$

mit

wl = Wichtungsfaktor der BZE-Punkte im Bundesland l,

Al = Waldfläche von Bundesland l,

nl = Anzahl der BZE-Punkte im Bundesland l,

Die Anteile der Landeswaldflächen an der Bundeswaldfläche stammen aus den Corine Landnutzungsdaten 1990 (EEA 2010a) und 2006 (EEA 2010b). Genutzt wurden jeweils die 100 m-Rasterdatensätze. Es wird davon ausgegangen, dass die aus den Corine Landnutzungs-daten ermittelten Waldflächen zwar von den aus den BWIs ermittelten Waldflächen abweichen, die relativen Anteile aber wesentlich geringere und für die Ermittlung der Wichtungsfaktoren tolerierbare Abweichungen aufweisen.

2.11.2 Basisauswertung und Stratifizierung

Im Rahmen der Basisauswertung für die Kapitel 4 bis 7 werden die statistischen Kenngrößen Anzahl, Minimum, Maximum, arithmetischer Mittelwert, Standardabweichung, Standardfehler sowie Perzentile (10., 25., 50. (Median), 75. und 90. Perzentil) für die jeweilige Zielgröße tiefenstufenweise berechnet. In der Regel liegen die Tiefenstufen Auflagehumus, 0-5 cm, 5-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-90 cm vor. Für einige Zielgrößen wird zusätzlich eine Aggregierung von Tiefenstufen durchgeführt z.B. Auflagehumus + Mineralboden bis 30 cm Bodentiefe oder Gesamtprofil (Auflagehumus und Mineralboden bis maximal 90 cm Bodentiefe).

Die Aggregierung von Gehalten erfolgt vorratsgewichtet (Humusvorrat bzw. FBV). Im Fall von pH-Werten werden diese zunächst delogarithmiert und die gewichtete Aggregierung geschieht auf Basis der H^+-Konzentration.

Neben der Betrachtung des Status der Zielgröße während der BZE II bzw. BZE I erfolgt die Bildung der Differenz zwischen der BZE I und BZE II, die als jährliche Veränderungsrate angegeben wird. Anders als bei der Betrachtung des Status werden bei der Differenz keine Moor- oder organisch geprägten Standorte berücksichtigt (63 Standorte). An einem Großteil der BZE-Inventurpunkte wurden Erhebungen sowohl im Rahmen der BZE I als auch der BZE II vorgenommen, so dass gepaarte Stichproben erzeugt wurden. Für andere Inventurpunkte liegen jedoch keine gepaarten Erhebungen vor. Die BZE-Punkte, für die es keine zwei Erhebungen an identischen Standorten gibt, werden als ungepaart bezeichnet. Die Ermittlung der Differenzen von Werten zwischen der BZE I und BZE II erfolgt für die gepaarte Stichprobe sowie für das Gesamtkollektiv (gepaart und ungepaart). Für das gepaarte Datenkollektiv lässt sich die Differenz zwischen den Werten der BZE I und der BZE II mit einer einfachen Subtraktionsrechnung für jeden einzelnen BZE-Punkt ermitteln. Um die Veränderung pro Jahr zu berechnen, wird der Differenzbetrag durch die vergangene Zeit (in Jahren) zwischen beiden Inventuren dividiert. Für das Gesamtkollektiv erfolgt die Berechnung als Differenzbildung zwischen den Mittelwerten aus allen im Rahmen der BZE I und der BZE II pro Bundesland erhobenen Werten. Um auch hier die Veränderung pro Jahr ermitteln zu können, wird durch die über alle Erhebungen eines Bundeslands gemittelte vergangene Zeit (in Jahren) zwischen den Inventuren dividiert. Anders als bei der gepaarten Stichprobe steht für das Gesamtkollektiv somit maximal ein Wert pro Bundesland (maximal 16 Werte) für die Statistik zur Verfügung.

Bei den statistischen Kenngrößen für den Status und die Differenzen handelt es sich um gewichtete Werte (Formel 2-3), da sie sich auf die gesamte Waldfläche von Deutschland beziehen. Für die Perzentilberechnung werden die Messwerte x_i mit ihren dazugehörigen Wichtungsfaktoren w_i entsprechend ihrer Größe geordnet und mit einem Laufindex versehen. Die Berechnung des Werts y des v-ten Perzentils erfolgt dann nach Formel 2-3:

$$y = \begin{cases} x_1 & ,falls\ w_1 > pW \\ \frac{1}{2}(x_1 + x_{i+1}) & ,falls\ \sum_{j=1}^{i} w_j = pW \\ x_{i+1} & ,falls\ \sum_{j=1}^{i} w_j < pW < \sum_{j=1}^{i+1} w_j \end{cases} \qquad (2\text{-}3)$$

mit

$$W = \sum_{i=1}^{n} w_i$$

$$p = \frac{v}{100}$$

Die Differenzen werden mit Hilfe des Differenzen-t-Tests mit Gewichtung auf Signifikanz geprüft. Der Status und die Differenz werden als Box-Whisker-Plots in Form von Tiefenprofilen dargestellt.

Die Box (gewichtete Werte) wird durch das untere und obere Quartil (25. und 75. Perzentil) begrenzt und beinhaltet somit 50 % der Daten. Die Länge der Box entspricht dem Interquartilsabstand. Ein durchgehender Strich kennzeichnet den Median während eine Raute zusätzlich das arithmetische Mittel andeutet. Die Whiskers repräsentieren den 1,5-fachen Interquartilsabstand der Daten. Datenpunkte, die außerhalb des 1,5-fachen Interquartilsabstands liegen, werden in den Tiefenprofilen nicht eingezeichnet. Signifikante Differenzen werden durch einen Stern links neben den Box-Whisker-Plots markiert.

Des Weiteren umfasst die Basisauswertung prozentuale kumulative Häufigkeitsverteilungen der BZE-Werte. Bei den eingezeichneten Linien handelt es sich um die gewichteten Perzentile der BZE I- und BZE II-Daten. Falls ausschließlich BZE II-Daten vorliegen, werden die Perzentile nur dieser Daten verwendet. Die Darstellung der x-Werte erfolgt in der Regel auf der log-Skala.

Der Status und die Differenzen werden außerdem in Form von Karten präsentiert. Die Einteilung richtet sich wiederum nach den gewichteten Perzentilen der BZE I- und BZE II-Daten (bzw. ggf. nur der BZE II-Daten). Zusätzlich erfolgt für einige Zielgrößen eine Bewertung nach (AK Standortskartierung 2003). Der Anteil an BZE-Punkten, der sich in einer Perzentil- bzw. Bewertungsklasse befindet, wird angegeben.

Des Weiteren werden die Zielgrößen stratifiziert. Es steht eine Reihe von potenziellen Straten zur Verfügung wie z.B. Bestandstyp, Versauerungstyp, Kalkung. Ziel der Stratifizierung ist es, Einflussgrößen und Ursachen zu erkennen, weshalb es sich um ungewichtete Werte handelt. Die Darstellung erfolgt überwiegend mit Hilfe von Box-Whisker-Plots. Der Mittelwertvergleich erfolgt mittels einer ANOVA. Die Gruppenmittelwerte werden untereinander mit nach Bonferroni korrigierten t-Tests verglichen. Weitere kapitelspezifische statistische Verfahren werden in dem jeweiligen Kapitel erläutert.

Statistische Signifikanz wurde für $p < 0{,}05$ festgelegt. Im Text werden Ergebnisse als arithmetisches Mittel ± Standardfehler dargestellt, wenn nicht anders gekennzeichnet. Die statistischen Auswertungen und Abbildungen wurden mit den Programmen R 3.1.2 (R Development Core Team 2015) bzw. SAS 9.4 erstellt. Für die Erstellung der Karten wurden die Geoinformationssysteme ArcGis 10.3.1. for Desktop, QGIS 2.12 und R 3.1.2 verwendet.

2.12 Entwicklung der Datenbank

2.12.1 Grundsatz

Ein bedarfsorientiertes Auswertungskonzept und ein adäquates Datenmanagementsystem sind wesentliche Voraussetzungen für eine sachgerechte und zielführende Auswertung der BZE. Erste Vorarbeiten hierzu wurden im Rahmen des deutschen Level II-Programms und des Verbund-

vorhabens „Entwicklung eines Konzeptes und Durchführung einer Machbarkeitsstudie für die integrierende Auswertung von Daten des forstlichen Umweltmonitorings“ durchgeführt.

In der Vorbereitungsphase zur BZE II wurde ein Konzept der Datenerfassung erarbeitet. In dieser „BZE-Datenbank des Bundes“ sollten die von Bund und Ländern erhobenen Primärdaten erfasst, mit Zusatzinformation verschiedener Quellen zusammengeführt und für die Bundesauswertung verfügbar gemacht werden.

Verschiedene Datenbanksysteme – serverbasiert Oracle und dateibasiert Microsoft Access – sowie Datenmodelle wurden gegenübergestellt. Unter Abwägung der zur Verfügung stehenden Ressourcen fiel die Entscheidung, eine Erfassungsdatenbank auf dem Datenbank-managementsystem Access 2000 zu programmieren. Diese Erfassungsdatenbank besteht aus mehreren Access Datenbankdateien. Einerseits sind das sog. Datencontainer. Das sind Dateien, die ausschließlich thematische Datentabellen enthalten. Darunter sind auch Metadaten zu verstehen, die in einer gesonderten Datei geführt werden. Andererseits wurde ein Anwendungs-programm ebenfalls auf Access VBA programmiert. Dieses Programm beinhaltet Benutzer-oberflächen sowie Routinen zur Verwaltung und Prüfung der Datenbestände. So wurde erreicht, dass die BZE II-Datenbank sowohl logisch nach Daten und Anwendung als auch nach institutioneller Zuständigkeit zu trennen war.

Accessdatenbankdateien sind für die Aufbereitung großer Datenbestände durch mehrere Personen sowie die zentral organisierte Weitergabe an berechtigte Dritte ungeeignet. Deshalb wurden die Rohdatenbestände am Thünen-Institut in eine Serverdatenbank (PostreSQL) überführt. Daraus werden sämtliche Rohdaten sowie abgeleitete Informationen und Basisauswertungen über eine Webapplikation verfügbar gemacht. Der Webzugriff auf die Daten ist derzeit berechtigten Gruppen und Personen passwortgeschützt vorbehalten.

2.12.2 Aufbau des Datenmodells

Das Datenschema der BZE II-Datenbank folgt allgemeinen und anerkannten Regeln relationaler sowie normalisierter Datenbanken. Die Tabellen sind thematisch gegliedert und hierarchisch angeordnet. Datentabellen verfügen über einen – wenn erforderlich zusammengesetzten – sog. sprechenden Primär- oder eindeutigen Schlüssel. Zusätzlich wurde in der serverbasierten Auswertungsdatenbank eine fortlaufende Nummerierung kombiniert mit einem Timestamp als Primärindex eingeführt. So ist jeder Datensatz verständlich lesbar und gleichzeitig liegt eine einfache aber handhabbare Form der Versionierung vor.

Neben den Datentabellen gibt es eine Vielzahl sog. Codetabellen. Darin sind nominale, ordinale und z.T. metrische Parameter definiert und mit einem eindeutigen, numerischen Code versehen. Handelt es sich um ordinale oder metrische Größen, werden auch Klassen und Wertebereiche definiert.

Die thematische Gliederung der Datenbank richtet sich nach den Themenkomplexen der BZE II-Arbeitsanleitung. Innerhalb dieser Kapitel sind die Tabellen je nach Erfordernis hierarchisch aufgebaut. Jeder Themenkomplex an sich kann technisch isoliert betrachtet werden, ohne dass zusätzliche Tabellen anderer Themen eingebunden werden müssen.

Die jeweils oberste Hierarchiestufe bildet der Inventurpunkt, welcher durch die eindeutige Nummer beschrieben wird. Nur in Ausnahmefällen – wenn etwa auch Daten der BZE I geführt werden – kommt oberhalb der Punktnummer die Inventurnummer vor. Darunter werden die Datensätze entsprechend des Themas weiter eindeutig gekennzeichnet, etwa durch die Tiefenangaben der Bodentiefenstufen oder fortlaufende Baumnummern.

2.12.3 Datenprüfung, Harmonisierung und Aufbereitung der Auswertungsdatensätze

Die Qualitätskontrolle der Daten wurde in mehreren Stufen realisiert. An erster Stelle stehen dabei die Indizes sowie nach Datentyp und Wertebereich definierte Attribute in Tabellen. Im nächsten Schritt wurden die Datenzeilen auf Vollständigkeit und Übereinstimmung mit vorhandenen Codetabellen überprüft. Anschließend wurde die Konsistenz der Daten innerhalb von Tabellen sowie zwischen interagierenden Tabellen sichergestellt. Das bedeutet z.B., dass die Abfolge von Tiefenstufen im Mineralboden lückenlos vorliegen muss oder dass Datensätze untergeordneter Tabellen in den übergeordneten (Master-) Tabellen definiert sein müssen.

Ein Großteil der Qualitätskontrolle wurde durch programmierte Routinen und Abfragen teilautomatisiert werden. Dennoch war ein erheblicher Arbeitsaufwand zur inhaltlich-fachlichen Prüfung nötig. Beispielhaft dafür stehen Interaktionen metrischer Variablen, die erst durch fachliche statistische Betrachtung verifiziert werden können.

Der vorläufig letzte Schritt des Datenmanagements bestand in der Aufbereitung einer Auswertungsdatenbank. Hierin werden themenübergreifende Datensammlungen für fachliche Auswertungen in dynamischen Abfragen zusammengestellt und zum Download verfügbar gemacht. Der Zugriff auf diese Daten ist bislang einem eingeschränkten Kreis von Fachleuten zum Zweck der BZE II-Auswertung vorbehalten. Technisch werden die Zugriffsrechte anhand des Rechtesystems von PostgreSQL realisiert.

Im Zuge der Datenaufbereitung waren Harmonisierungen wie z.B. die Umrechnung von bodenphysikalischen und chemischen Daten aus Horizontbeprobungen in einheitliche Tiefenstufen notwendig. Ferner wurden einzelne Parameter aus Messdaten abgeleitet, wie etwa der Gesamt-C aus organischem und carbonatischem C oder der N-Anteil aus gemessenem Nitrat. Des Weiteren wurden Vorratsberechnungen und Aggregationen vorgenommen sowie externe Daten abgelegt und eingefügt. Die Auswertungsdatenbank übernimmt neben der Aufbereitung und Verteilung derzeit auch die Funktion eines BZE-Datenarchivs.

3 Die Waldböden und ihre Einflussfaktoren

E. Grüneberg, C. T. Aydın, R. Baritz, G. Milbert

3.1 Einleitung

Mit einer Fläche von insgesamt 11,4 Mio. Hektar beträgt der Waldanteil in Deutschland 32 % (BMEL 2014). Daher sind Waldböden aufgrund ihres Flächenanteils von zentraler Bedeutung für den Naturhaushalt, zumal die Erhaltung ihrer Leistungsfähigkeit die Erfüllung vieler Funktionen sichert. Waldböden sind nicht nur Produktionsgrundlage der Forstwirtschaft, sondern sie filtern und speichern Wasser (Neary *et al.* 2009), sind Lebensraum für eine vielfältige Bodenlebewelt (Lavelle *et al.* 1995) sowie Standort und Nährstoffquelle für die Vegetation (Ellenberg 1979). Sie puffern eingetragene sowie im Ökosystem gebildete Säuren und sind gleichzeitig Reaktionsraum für bodenchemische Prozesse (Ulrich 1981). Sie speichern erhebliche Mengen an Kohlenstoff (C) und Stickstoff (N) und sind damit ein wichtiges Element im Kreislauf klimarelevanter Spurengase wie Kohlenstoffdioxid (CO_2), Lachgas oder Methan (de Vries & Posch 2011, Janzen 2004). Funktionsfähige Böden sind eine wesentliche Voraussetzung für stabile Waldökosysteme und für eine nachhaltige, naturnahe Waldbewirtschaftung. Im Vergleich zu anderen Ökosystemen werden die Wälder in Deutschland extensiv bewirtschaftet, wodurch sie vergleichsweise naturnahe und ungestörte Ökosysteme darstellen.

Dennoch unterliegen Waldökosysteme einer Belastung, was deren Stabilität und Vitalität einschränkt. Zu Veränderungen der Waldböden führten einerseits Einträge anthropogener Säurebildner (Erkenberg *et al.* 1996) und andererseits Einträge durch Basen als Asche- und Kalkstäube (Hartmann *et al.* 2009). Besonders in jüngster Zeit führte die zunehmende Stickstoff (N)-Fracht in den Depositionen zu Veränderungen des Nährstoffgleichgewichts (Wolff & Riek 1996). Um diesen anthropogenen sauren Stoffdepositionen zu begegnen, wird in einigen Bundesländern eine Erhöhung der Pufferfähigkeit von Waldböden durch die Bodenschutzkalkung angestrebt (Evers *et al.* 2008). Waldböden sind somit trotz einer eingeschränkten direkten Bearbeitung in ihrem Bodenchemismus verändert worden, zumal sie häufig nur schwache Puffereigenschaften besitzen.

Im Folgenden werden die durch die bundesweite Bodenzustandserhebung beprobten Inventurpunkte hinsichtlich ihrer geologischen, pedologischen und ökologischen Eigenschaften beschrieben. Darüber hinaus erfolgt eine Charakterisierung des Klimas, des stockenden Bestands und der anthropogenen Stoffeinträge. Die hier präsentierte Darstellung beruht weitgehend auf ausgewählten Auswertungsstraten und dient in den anschließenden Kapiteln als Basis für themenbezogene Analysen.

3.2 Räumliche Gliederung

3.2.1 Geologisch-geomorphologische Großlandschaften

Die folgenden Abgrenzungen der geologisch-geomorphologischen Großlandschaften für die Waldstandorte beziehen sich auf die waldökologischen Naturräumen Deutschlands (Aldinger & Gauer 2005). Die darin vorgestellten Großlandschaften bilden eine übergeordnete Ebene der naturräumlichen Landschaftsgliederung, die einem typischen von Nord nach Süd verlaufenden stratigrafischen Aufbau folgt (Abb. I-3-1). Dabei lassen sich sechs Großlandschaften unterscheiden. Im Norden erstrecken sich die periglazialen Flachlandschaften des Norddeutschen Tieflands, dass sich in den Einzugsbereichen von Rhein, Ems, Weser, Elbe und Oder erstreckt. Das Gebiet reicht bis zum Mittelgebirgsrand und umfasst sowohl die verflachten Altmoränenlandschaften der Saale- und Elstervereisung als auch die stärker bewegten Jungmoränenlandschaften der Weichselvereisung. Das Norddeutsche Tiefland ist durch unterschiedlichste eiszeitliche Ablagerungen wie Geschiebemergel/-lehm der Grundmoräne, glazilimnische Beckenschluffe und -tone, fluviatile und glazifluviatile Sande und Schotter sowie äolische Bildungen wie Löss- und Flugsande vor. Typische Böden sind Braunerden, Parabraunerden, Fahlerden, Podsole, Pseudogleye, Gleye sowie Nieder- und Hochmoore. Im Übergangsbereich vom Norddeutschen Tiefland zur Mittelgebirgsschwelle ist dieser am Ostrand eine breite Zone von Lösshügelländern vorgelagert. Als geologischer Untergrund dominieren Lössablagerungen, die z.T. an den Rändern von älteren pleistozänen Überschiebungen überlagert werden. Die typischen Landschaftsformen sind Lössbörden, die aufgrund ihrer positiven Bodeneigenschaften bevorzugt landwirtschaftlich und damit weniger als Waldstandorte genutzt werden. Am Nordrand der Deutschen Mittelgebirgsschwelle treten aufgeschleppte Schichten der Trias und des Tertiärs aus dem Untergrund des Norddeutschen Tieflands an die Oberfläche. Im Hessischen und Niedersächsischen Bergland gibt es zahlreiche Becken mit Tertiärfüllungen. Dennoch dominiert Bundsandstein, wobei Basalte und Tuffe häufig vorkommen. Im Westen des Gebiets bildet das Rheinische Schiefergebirge eine kompakte, flachwellige Rumpffläche, die durch Flüsse teilweise steil eingeschnitten ist. Neben der Rumpfflächenbildung sind unterschiedliche Gesteine wie Vulkanite, Quarzite und Karbonatgesteine landschaftsprägend. In südlicher Richtung schließt sich das Saar-Nahe-Bergland mit seinen permokarbonischen Sedimenten und Eruptivgesteinen an. Auf den periglazialen Verwitterungs- und Umlagerungsdecken überwiegen basenreiche bis basenarme, flach- bis mittelgründige Braunerden. Die Deutsche Mittelgebirgsschwelle wird im Norden vom Harz dominiert, an dem sich südlich die Ausläufer des Thüringer Walds und das Thüringisch-Sächsische Mittelgebirge sowie im Randbereich der Böhmischen Scholle der Oberpfälzer und Bayerische Wald anschließen. Diesen Landschaftsraum prägt besonders Kristallingestein, aus dem sich aus periglazial aufgearbeiteten Decklagen häufig Ranker, Braunerden und Podsole entwickelten. Am Ostrand des Oberrheintalgrabens, im Einzugsgebiet von Main und Neckar sowie nördlich der Donau erfolgte eine Anhebung des kristallinen Untergrunds, die im Süden stärker ausgeprägt ist als im Norden. Hierdurch bildete sich die Mesozoische Schichtstufenlandschaft heraus, deren Sedimentdecke entsprechend der Härteunterschiede als Schichtstufen fächerförmig heraus-

präpariert wurde. Den größten Teil dieser Landschaftsform bilden Sedimentgesteine aus dem Trias, dem Jura und der Kreidezeit. Hauptverbreitungsgebiet sind Schwaben, Franken und Südwest-Thüringen. Als Gesteine herrschen überwiegend Kalk- und Mergelgesteine, untergeordnet auch Dolomit sowie sandig-tonige Sedimente vor, allerdings führte tertiärer Vulkanismus zu zahlreichen Tuffschloten und Basaltvorkommen. Aus den karbonatischen Gesteinen entwickelten sich bevorzugt frische bis wechselfeuchte basenreiche lehmig-tonige Pararendzinen, Braunerden, Parabraunerden und Pseudogleye. Im Verbreitungsgebiet der überwiegend karbonatfreien Sand-, Schluff- und Tonsteine entstanden basenarme bis basenreiche frische bis wechselfeuchte Braunerden, Pseudogleye und Pelosole. Mesozoische und tertiäre Sedimentpakete von 3-4 km Mächtigkeit bilden zwischen Donau und Alpennordrand das Deutsche Alpenvorland. Dort haben Alpengletscher mit ihren Vorstößen in den Norden großflächig Moränen und Schotterkörper hinterlassen. Nördlich daran schließen sich bis hin zur Donau weiträumige Löss- und Lösslehmflächen an. Besonders im Altmoränengebiet treten Pseudogley-Parabraunerden auf, während auf den meist sandig-kiesigen Moränensedimenten der Jungmoränengebiete Parabraunerden dominieren. Als natürliche Grenze im Süden Deutschlands haben die Deutschen Alpen einen kleinen Anteil an den eigentlichen Kalkalpen, die überwiegend aus sandigen und kalkigen Sedimentgesteinen der Unteren und Mittleren Trias bis zum Jura bestehen. Nördlich schließen sich Helvetikum- und Flyschzone der Kreidezeit und Voralpenberge mit tonig-mergeligen bis sandig-kiesigen Sedimenten des Alttertiärs an, während sich südlich der Kalkalpen die Zentralalpen mit Gesteinen des Altpaläozoikums erstrecken. Die Standorte werden durch einen engräumigen Wechsel von meist flachgründigen lehmig-steinigen bis grusigen Böden geprägt, wobei die Palette an Bodentypen von Gesteinsrohböden über Ranker und Rendzinen bis zu Pararendzinen und Braunerden reicht.

3.2.2 Klima

Deutschland befindet sich in der Zone des warm-gemäßigten Regenklimas der mittleren Breiten im Übergangsbereich zwischen dem maritim geprägten Klima Westeuropas, in dem westliche Luftströmungen ganzjährig für Niederschläge und einen gedämpften Temperaturjahresgang sorgen, und dem kontinentalen Klima Osteuropas, das durch starke jahreszeitliche Temperaturschwankungen geprägt ist. Die Alpen im Süden schirmen Deutschland gegenüber mediterranen Klimaeinflüssen weitgehend ab, während im Norden Deutschlands die Nord- und Ostsee zur Dämpfung klimatischer Einflüsse aus Nordeuropa beitragen. Die überwiegend aus dem Westen wehenden Winde sorgen durch den Herantransport feuchter Luftmassen ganzjährig für Niederschläge, relativ milde Winter und nicht zu heiße Sommer. Von Nordwest nach Südost nimmt jedoch der ozeanische Einfluss allmählich ab. Die Westströmung kann allerdings auch durch sehr langlebige Hochdruckgebiete blockiert werden, so dass es zu sehr kalten Wintern und heißen, trockenen Sommern kommen kann. Weiterhin wird das Klimageschehen durch die in Deutschland von Nord nach Süd zunehmende Höhe über dem Meeresspiegel bestimmt, wobei sich weitere regionale Differenzierungen der Temperatur- und Niederschlagsverteilung durch die Lage und Höhe der Gebirgszüge und der damit einhergehenden Luv- und Leeeffekte ergeben.

Insgesamt zeichnen sich die Tiefländer durch relativ warmes, trockenes, sonniges Klima aus, während höhere Lagen, wie die Kammzonen der Gebirge, kühl, niederschlags- und wolkenreich sind. In den mittleren Hanglagen der Mittelgebirge findet sich kleinräumig oft ein besonders warmes Klima, da diese Bereiche einerseits durch ihre geringe Höhe relativ windgeschützt und bei normaler Temperaturschichtung mild sind, jedoch bei Inversionslagen aus nebelreicher, kalter Luft herausragen.



Abb. I-3-1: Übersicht der Geologisch-Geomorphologischen Großlandschaften Deutschlands.

Um das Klima in Deutschland regional charakterisieren zu können, beziehen sich im Folgenden die klimatischen Angaben auf Wuchsgebiete (Aldinger & Gauer 2005). Diese Darstellung bietet sich an, da sich Wuchsgebiete als Großlandschaften nicht nur durch ihren geologisch-geomorphologischen Aufbau und durch ihre Landschaftsgeschichte, sondern auch durch ihr Klima deutlich von anderen Großlandschaften unterscheiden. Die Ableitung der Klimavariablen basiert auf einer von Ziche & Seidling (2010) beschriebenen Methode. Die Bewertung der Klimavariablen Jahresmitteltemperatur, Jahresniederschlagssumme und klimatische Wasserbilanz zielt auf mögliche Auswirkungen des Klimas auf das Wachstum von Wäldern und lehnt sich an die Klimaklassifikation nach Schönwiese (1994) an. Als anerkannte Bewertungsmaßstäbe dienen die in der AK Standortskartierung (2003) enthaltenen sowie Neuberechnungen von Wolff *et al.* (2003). Als weitere bewertende Klimavariable wurde der Ariditätsindex von De Martonne, modifiziert nach AK Standortskartierung (2003) herangezogen, welcher auf die Vegetationszeit fokussiert und die hygrische Kontinentalität eines Lebensraums bestimmt.

Auf Wuchsgebietsebene schwanken die Jahresmitteltemperaturen zwischen 5,3 ± 0,2 °C (Bayerischer Wald) und 10,1 ± 0,3 °C (Niederrheinische Bucht), wobei die Wuchsgebiete im Tiefland entlang des Rheins besonders hohe, die Deutschen Alpen oder die Wuchsgebiete innerhalb der Deutschen Mittelgebirgsschwelle wie Bayerischer Wald, Fichtelgebirge, Thüringer Gebirge oder Erzgebirge besonders niedrige Jahresmitteltemperaturen aufweisen. Die Verteilung der BZE-Standorte entsprechend der Temperaturklassifikation zeigt einen sehr geringen Anteil alpiner (N = 10) und einen besonders hohen Anteil kolliner Standorte (N = 824) (Abb. I-3-2a). Ebenfalls häufig kommen submontane Inventurpunkte (N = 537) vor, während montane (N = 223) und planare Inventurpunkte (N = 196) deutlich zurücktreten, hochmontane (N = 46) und warm planare Inventurpunkte (N = 38) indes kaum eine Rolle spielen. Die Jahresmitteltemperaturen an den BZE-Standorten liegen meist im für Deutschland üblichen Bereich zwischen 7 und 9 °C (Wolff *et al.* 2003), jedoch sind Standorte im kollinen Temperaturbereich überrepräsentiert. Der durch die Zunahme der solaren Einstrahlung zu vermutende Trend eines Anstiegs der Jahresmitteltemperatur von Nord nach Süd wird durch die nach Süden hin ansteigende mittlere Höhe über dem Meeresspiegel kompensiert. Die Jahresmitteltemperaturen in den südlichen Wuchsgebieten entsprechen daher annähernd denen im norddeutschen Tiefland.

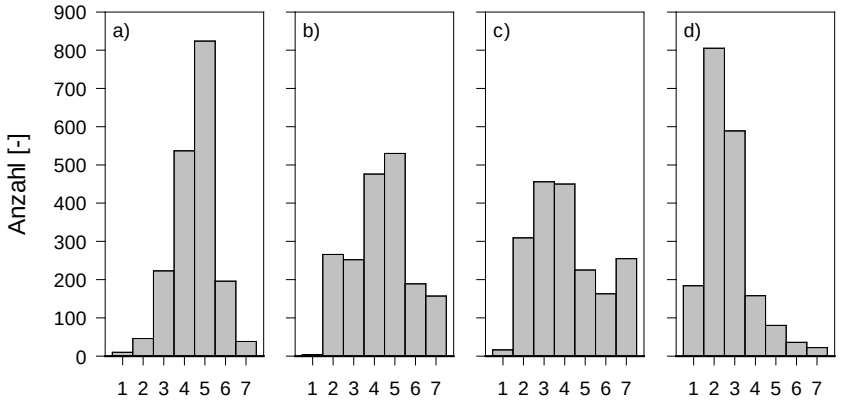


Abb. I-3-2: Verteilung der Klassifikationen der Jahresmitteltemperatur (a: 1 = alpin, < 4 °C; 2 = hochmontan, 4 < 5,5 °C; 3 = montan, 5,5 < 7 °C; 4 = submontan, 7 < 8 °C; 5 = kollin, 8 < 9 °C; 6 = planar, 9 < 10 °C; 7 = warm planar, > 10 °C), der Jahresniederschlagssumme (b: 1 = sehr regenarm, < 500 mm; 2 = regenarm, < 600 mm; 3 = schwach regenarm, < 700 mm; 4 = sehr schwach regenarm, < 800 mm; 5 = schwach regenreich, < 1000 mm; 6 = regenreich, < 1200 mm; 7 = sehr regenreich, > 1200 mm), des modifizierten thermo-hygrischen Indexes von De Martonne (c: 1 = stark subkontinental, < 10; 2 = mäßig subkontinental, < 12; 3 = schwach subkontinental, < 14; 4 = schwach subatlantisch, < 16; 5 = mäßig subatlantisch, < 18; 6 = stark subatlantisch, < 20; 7 = sehr stark subatlantisch, > 20) und der klimatischen Wasserbilanz in der Vegetationsperiode (d: 1 = äußerst gering, < −150 mm; 2 = sehr gering, < −50 mm; 3 = gering, < 50 mm; 4 = mittel, < 150 mm; 5 = hoch, < 400 mm; 6 = sehr hoch, < 500 mm; 7 = äußerst hoch, > 600 mm).

Die Jahresniederschlagssummen in den Wuchsgebieten reichten von 523 ± 9 mm (Nordöstliche Harzvorländer) bis 1645 ± 26 mm (Deutsche Alpen). Dabei lassen sich die Wuchsgebiete im

Regenschatten des Harzes und Thüringer Walds (Nordöstliche Harzvorländer, Mittleres nordostdeutsches Altmoränenland, Thüringer Becken) und in den stärker kontinental geprägten Wuchsgebieten im Osten Deutschlands (Mittelbrandenburger Talsand- und Moränengebiet, Nordostbrandenburger Jungmoränenland) als regenarm kennzeichnen, während hohe Niederschläge in Wuchsgebieten auftreten, die stark vom Steigungsregen betroffen sind (Schwarzwald, Schwäbisch-Bayerische Jungmoräne und Molasseberge). Die Jahresniederschlagssummen sind gleichmäßiger in den verschiedenen Kategorien verteilt als die Jahresmitteltemperaturen (Abb. I-3-2b). Während es so gut wie keine sehr regenarmen Standorte gibt (N = 4), ist die Anzahl regenarmer (N = 266) und schwach regenarmer (N = 252) sowie regenreicher (N = 189) und sehr regenreicher (N = 157) Standorte nur wenig unterschiedlich. Im gemäßigten Niederschlagsbereich von sehr schwach regenarm (N = 476) und schwach regenreich (N = 530) finden sich deutlich mehr Inventurpunkte. Ein Großteil der Wuchsgebiete erhält Jahresniederschläge zwischen 700 und 1000 mm, während sehr trockene und sehr regenreiche Wuchsgebiete deutlich seltener sind. Die Niederschlagsverteilung hängt von der Entfernung zum Meer ab. Dieser durch Fronten geprägte, advektive Niederschlag nimmt jedoch nach Süden und Osten ab. Niederschlagsmengen > 1000 mm treten häufig auf Standorten der Deutschen Mittelgebirgsschwelle auf, wo Stau- und Steigungsregen zu hohen Niederschlägen führen können.

Basierend auf dem thermo-hygrischen Index nach De Martonne, einem relativen Maß für die Aridität, ergibt dieses für die Wuchsgebiete ein ähnliches Muster wie die Jahresniederschlagsverteilung. Die im Regenschatten der Gebirge befindlichen Wuchsgebiete weisen einen deutlich niedrigeren Index auf als die vom Stau- und Steigungsregen betroffenen Wuchsgebiete. Entsprechend des Ariditätsindexes verteilen sich die Inventurpunkte, bis auf die stark subkontinental geprägten Standorte (n = 16), relativ homogen über alle Klassen (Abb. I-3-2c). Sowohl im mäßig (n = 225), stark (n = 163) und sehr stark subatlantischen Bereich (n = 255), als auch im mäßig subkontinentalen Bereich (n = 309) schwankt die Standortsanzahl wenig. Deutlich höher ist die Anzahl an Inventurpunkten, die dem schwach subatlantischen (n = 450) und schwach subkontinentalen Bereich (n = 456) zuzuordnen sind. Dieser Übergangsbereich vom atlantischen zum subkontinentalen kennzeichnet jene Schnittstelle, die den Übergang vom maritimen Klima im Westen zum kontinentalen Klima im Osten beschreibt. In diesem Bereich sind ~50 % aller Inventurpunkte angesiedelt.

Zur Beurteilung der forstlichen Standortsverhältnisse ist die klimatische Wasserbilanz eine hilfreiche Größe, da sie die quantitative Gegenüberstellung von Wassergewinn und -verbrauch des Standorts für einen bestimmten Zeitraum erlaubt, wodurch Auswirkungen der meteorologischen Bedingungen auf den Bodenwasserhaushalt abgeschätzt werden können. Die an den Wuchsgebieten orientierte Auswertung der klimatischen Wasserbilanz ergibt deutliche Überschneidungen mit der Auswertung des Ariditätsindexes nach Wuchsgebieten. Dennoch zeigen sich Unterschiede in der Besetzung der Klassen und Verteilung der Standorte (Abb. I-3-2d). Ein Großteil der BZE-Standorte (~84 %) weist eine negative oder eine nur leicht positive klimatische Wasserbilanz in der Vegetationsperiode auf, wobei die als äußerst gering eingestuften Standorte (n = 184) am seltensten, die als gering eingestuften Standorte (n = 805) indes am häufigsten

auftreten. Eine durchgehend positive klimatische Wasserbilanz in der Vegetationsperiode tritt an 296 Standorten auf, wobei davon die als mittel eingestuften Standorte häufig (53 %), jedoch die als hoch (27 %), sehr hoch (12 %) und äußerst hoch (7 %) eingestuften Standorte nur selten vorkommen. Der überwiegende Teil Deutschlands weist mit weniger als 300 mm einen nur geringen jährlichen Wasserbilanzüberschuss auf, so dass die Bilanz während der Vegetationszeit meist negativ ausfällt (Wolff *et al.* 2003). Von den BZE-Standorten sind ~84 % durch eine klimatische Wasserbilanz in der Vegetationsperiode < 50 mm gekennzeichnet. Dies deutet auf einen überdurchschnittlich hohen Anteil von BZE-Standorten auf z.T. schlecht mit Wasser versorgten Standorten hin. Waldbestände auf Böden mit geringer Feldkapazität, wie sie in einigen Wuchsgebieten Ostdeutschlands vorkommen, sind somit v.a. in niederschlagsarmen Jahren durch Trockenstress gefährdet. Auf diesen Standorten ist zudem mit einer erhöhten Waldbrandgefahr zu rechnen.

3.3 Bestandsstruktur der BZE-Standorte

Die ökologischen Bedingungen am jeweiligen Standort werden maßgeblich durch den stockenden Bestand geprägt. Besonders als Stratifizierungskriterium zur Interpretation der erfassten bodenchemischen, bodenphysikalischen und nadel-/blattanalytischen Auswertungen oder als Eingangsparameter zur Bestimmung von Critical-Loads sowie zur Modellierungen von Stoffeinträgen sind Kenntnisse über die Bestockungssituation essentiell. Die Charakterisierung der Bestockungssituation muss sich auf den Ausschnitt des Bestands beziehen, in dem die Boden- sowie die Blatt-/Nadelproben gewonnen worden sind und in dem auch die Bonitierung des Kronenzustands sowie die Bodenvegetationsaufnahmen erfolgten (Wellbrock *et al.* 2006). Allerdings wurde mit der BZE II kein bundeseinheitliches Aufnahmeverfahren durchgeführt, so dass die Spanne der vorliegenden Daten von einfachen Informationen der Forsteinrichtung bis hin zu Einzelbaummessungen reicht. Dennoch konnte der dominierende und die ökologischen Verhältnisse prägende BZE-Bestockungstyp entsprechend der vorherrschenden Hauptbaumart bzw. den Mischungen verschiedener Baumarten für jeden Inventurpunkt ausgewiesen werden. Spezifische Informationen über eine einheitliche und ausführliche Inventur des Bestands einschließlich der Verjüngung und des Totholzes wurden erst mit einer harmonisierten Bestandsinventur (HBI) auf den Stichprobenpunkten der BZE II erhoben (Hilbrig *et al.* 2014). Eine Ausnahme bildet das Bundesland Bayern, für das die Daten der dritten Bundeswaldinventur (BWI 2012) genutzt werden konnten.

Der Anteil der Inventurpunkte an den jeweiligen BZE-Bestockungstypen zeigt eine deutliche Dominanz von Fichten- (25 %) und Kiefern(rein)beständen (22 %) (Abb. I-3-3a). Die mit Abstand bedeutendste Laubbaumart ist die Buche, deren Anteil 16 % beträgt. Mit einem Anteil von 10 % folgen sonstige Laubbaumarten und nadelholzreiche Laubmischbestände. Eichen(rein)bestände und sonstige Nadelbaumarten treten an 6 % der BZE-Standorte auf. Noch seltener sind laubholzreiche Nadelmischbestände mit einem Anteil von 5 %. Ein Blick auf die räumliche Verteilung zeigt, dass besonders weite Teile des Norddeutschen Tieflands von Kiefern(rein)beständen eingenommen werden (Kartenband Karte II-3-1). Mit dem Übergang zur Deutschen Mittelgebirgs-

schwelle ändert sich die Bestockungsverteilung deutlich hin zu Fichten- und Buchen- bzw. Mischbeständen, wobei erstere vornehmlich die Mittelgebirge prägen während die letzteren besonders in den Hügelländern vorkommen. Eichen(rein)bestände finden sich bevorzugt im Westen Deutschlands, dann allerdings nur vereinzelt.

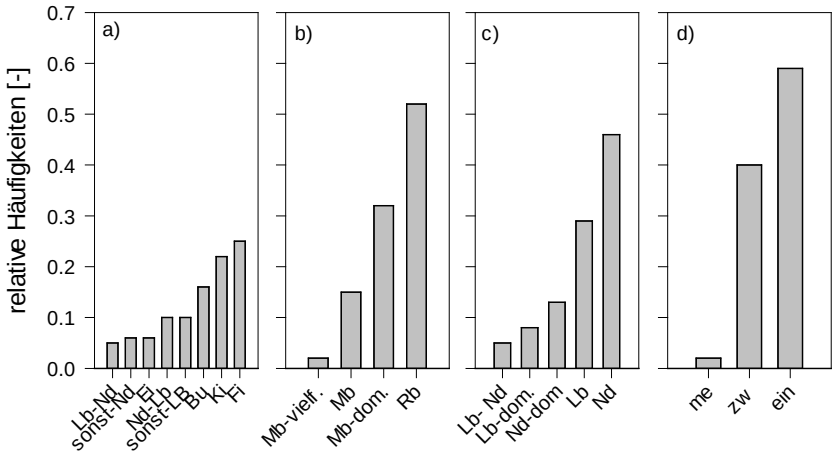


Abb. I-3-3: Relative Häufigkeiten der Bestandsstruktur auf den BZE-Standorten für die BZE-Bestockungstypen (a: Lb-Nd = laubholzreiche Nadelmischbestände; sonst-Nd = sonstige Nadelbaumarten; Ei = Eichen(rein)bestand; Nd-Lb = nadelholzreiche Laubmischbestände; sonst-LB = sonstige Laubbaumarten; Bu = Buchen(rein)bestand; Ki **= Kiefern(rein)bestand; Fi = Fichten(rein)bestand), der HBI-Bestockungstypen (b: Mb-vielf. = vielfältiger Mischbestand; Mb = Mischbestand; Mb-dom. = dominierter Mischbestand; Rb = Reinbestand), der Laub-Nadelholz-Typen (c: Lb-Nd = Laubholz-Nadelholz Mischbestand; Lb-dom. = laubholzdominierter Bestand; Nd-dom. = nadelholzdominierter Bestand;** Lb **= Laubholz-Reinbestand; Nd = NadelholzReinbestand) sowie der Vertikalstruktur (d: me = mehrschichtig; zw = zweischichtig; ein = einschichtig).**

Während die BZE bei einem Hauptbaumartenanteil von 70 % einen Reinbestand ausweist, fallen bei der HBI Bestände mit einem Hauptbaumartenanteil von min. 90 % in diese Kategorie. Somit ergibt die Einteilung in Reinbestände nach BZE-Vorgabe einen Anteil von 69 %, während bei der HBI nur 52 % in diese Gruppe fallen (Abb. I-3-3b). Bei einer lediglich auf die Mischung abzielenden Gruppierung kommen Mischbestände, die von einer Baumart dominiert werden (dominierte Mischbestände) auf 32 % der BZE-Standorte vor. Dabei sollte der Anteil der dominierenden Hauptbaumart zwischen 60 und 90 % betragen, während bei reinen Mischbeständen Hauptbaumarten einen Anteil zwischen 40 und 60 % aufweisen können. Etwa 15 % der Standorte sind von reinen Mischbeständen geprägt. Vielfältige Mischbestände, also Mischbestände, deren Anteil der Hauptbaumart zwischen 10 und 40 % beträgt, kommen auf lediglich 2 % der Standorte vor. Noch stärker gemischte Bestände, sog. Intensivmischungen, sind lediglich auf zwei Standorten vorhanden. Laut HBI sind 46 % aller BZE-Standorte Nadelholzreinbestände (Abb. I-3-3c). Dennoch deckt sich dieses Ergebnis mit den BZE-Bestockungstypen, bei denen der Anteil der Nadelholzreinbestände nur um 1 % höher liegt. Wenn zu den Nadelholzreinbeständen

noch die nadelholzdominierten Bestände (13 %) hinzugerechnet werden, unterstreicht dies die Dominanz von Nadelwald auf BZE-Standorten. Laubholzgeprägte Standorte sind somit deutlich seltener als nadelholzgeprägte Standorte. Die Laubholzreinbestände (29 %) und laubholzdominierten Bestände (8 %) ergeben lediglich einen Anteil von 42 %. Noch seltener sind Standorte mit Mischbeständen von Laub- und Nadelholz, deren Anteil bei nur 4 % liegt.

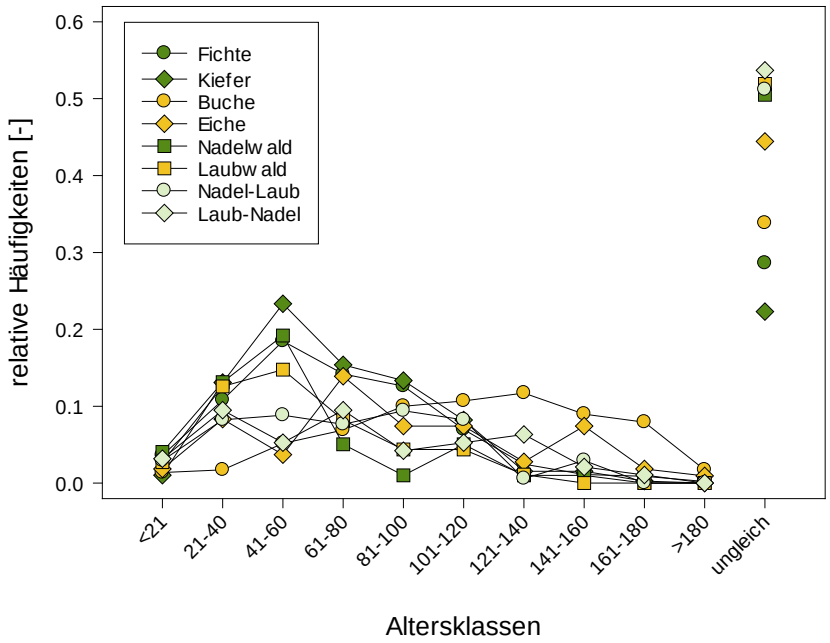


Abb. I-3-4: Relative Häufigkeiten der Altersklassen entsprechend der BZE-Bestockungstypen.

Neben der Mischung von Beständen wird die vertikale Strukturierung innerhalb der Bestände als waldbauliche Anpassungsmaßnahme an den Klimawandel angesehen. Die vertikale Bestockungsstruktur wird an 59 % der Standorte durch einschichtige Bestände geprägt (Abb. I-3-3d). Auf 40 % der Standorte kommen zweischichtige Bestände vor, die durch Vorausverjüngung, Überhälter in der Oberschicht oder durch Unterbau geprägt sind. Weniger als 1 % der Standorte weisen eine mehrschichtige oder plenterartige Vertikalstruktur auf. Die Altersklassenverteilung zeigt einen deutlichen Überhang in der 3. Altersklasse, der auf die Übernutzungen nach dem zweiten Weltkrieg zurückzuführen ist (Abb. I-3-4). Abgesehen davon nimmt der Anteil in den Altersklassen mit zunehmendem Alter der Bestände ab. Auf Bestockungstypenebene zeigt sich, dass in den Beständen, die jünger als 80 Jahre sind, Nadelbaumarten überwiegen, während ältere Bestände häufig durch Laubholz, besonders der Buche geprägt sind. Dennoch ist der relative Anteil von ungleichartigen Beständen am höchsten, wobei neben der Buche Mischwälder dominieren. Dies weist auf einen großflächigen Bestockungswandel – weg von den Nadelholzreinbeständen – zu Mischbeständen mit einem erheblichen Anteil an Laubholz hin.

3.4 Bodenphysikalische und -chemische Eigenschaften der BZE-Standorte

3.4.1 Humusformen

Der Auflagehumus besteht aus Humussubstanzen, die in ihrer Gesamtheit aus abgestorbenen und neu synthetisierten organischen Substanzen (z.B. Pflanzenstreu, Reste von Bodenorganismen) bestehen. Humussubstanzen kommen in verschiedenen Böden in unterschiedlicher Kombination und morphologischer Ausprägung vor. In Abhängigkeit der standörtlichen Faktoren wie Klima, Relief, Bestockung und Boden entstehen charakteristische Humusformen. Die Gliederung des Auflagehumus in Humusformen basiert auf deren makroskopischen Erscheinungsformen, wobei die erkennbaren Merkmale variabel sind und von verschiedenen Faktoren beeinflusst werden können. Die in deutschen Waldböden wichtigsten Humusformen werden entsprechend ihres Wasserhaushalts als aeromorph oder hydromorph angesprochen. Aeromorphe Humusformen entstehen weitgehend unter aeroben Bedingungen und umfassen Mull, Moder und Rohhumus sowie ihre Übergangsformen, während die hydromorphen Humusformen Feuchtmull, Feuchtmoder oder Feuchtrohhumus unter zeitweisen anaeroben Bedingungen entstehen (Tab. I-3-1). Letztere spielen im BZE-Kollektiv kaum eine Rolle, da sie lediglich einen Anteil von 2 % an allen Inventurpunkten aufweisen (Kartenband Karte II-3-2). Feuchthumusformen kommt dennoch aufgrund ihres Zeigerwerts für azonale, feuchte Sonderstandorte eine große Bedeutung im forstlichen Standortsspektrum zu. Ferner verfügen sie über höhere Humus- und damit C-Vorräte als die entsprechenden zonalen, aeroben Humusformen. Von den aeromorphen Humusformen weisen die Auflage-Humusformen, also jene mit Oh-Horizont > 5 mm einen Anteil von 52 % auf. Davon entfallen 16 % auf die Humusformen Rohhumusartiger Moder (MR) und Typischer Rohhumus (ROT), und 37 % auf Typischen Moder (MOT) und Graswurzelfilzmoder (GMO). Für die Humusformen ohne durchgehenden Oh-Horizont den Mineralboden-Humusformen Typischer Mull (MUT), F-Mull (MUO) und Mullartiger Moder (MOM) liegt der Anteil bei 46 %. Die räumliche Verteilung der Humusformen zeigt eine deutliche Differenzierung von Auflage-Humusformen und Mineralboden-Humusformen (Kartenband Karte II-3-2). So dominieren im Norddeutschen Tiefland die Moderhumusformen GMO und MOT. Während MOT auch in den westlichen Landesteilen häufig vorkommt, ist GMO hier kaum verbreitet. Rohhumusformen sind weit verbreitet im nordöstlichen Tiefland und den östlichen Mittelgebirgen einschließlich des Bayerischen Walds. In der Mitte und im Süden des Bundesgebiets herrschen dagegen Mineralboden-Humusformen vor.

Die morphologischen Merkmale einer Humusform korrespondieren nicht immer mit ihren chemischen Kennwerten oder mit anderen standörtlichen Eigenschaften, da Einträge von Fremdstoffen, Bodenbearbeitung, Kalkung, Streunutzung und andere anthropogene Eingriffe zu einer Störung des Gleichgewichts zwischen Streunachlieferung und dem Abbau und/oder Aufbau von Humus führen. Basierend auf den nach natürlichen Gleichgewichtszuständen klassifizierten bodenchemischen Kennwerten lässt sich eine Abnahme der Humusqualität ausgehend von den Mineralboden-Humusformen hin zu den Rohhumusformen erkennen (Tab. I-3-1). In der

klassischen Humusformenkunde werden dabei die bodenchemischen Kennwerte des Mineralbodens mit denen des Oh-Horizonts verglichen. Die Unterschiede zwischen den beiden Gruppen sind zwar einerseits methodisch bedingt, da es sich um unterschiedliche Horizonte handelt, andererseits verdeutlichen sie jedoch auch bodenchemische Unterschiede: weite gemittelte Quotienten aus C und N und niedrigere Basensättigung, Kationenaustauschkapazität und pH-Werte bei den Auflage-Humusformen. Ein deutlicher Gradient der Humusentwicklung lässt sich an der zunehmenden Auflagemächtigkeit von Mull zu Rohhumus erkennen, die an eine Zunahme des Humusvorrats gekoppelt ist. Die Einordnung der morphologisch abgeleiteten Humusformen entsprechend des mittleren C-Gehalts und C/N-Verhältnisses gibt Aufschluss über die Abbaubarkeit der Streureste. Allerdings stimmen die BZE-Inventurergebnisse nur teilweise mit dem klassischen Bewertungsrahmen gemäß AK Standortskartierung (2003) überein. So liegt für die Mineralboden-Humusformen das C/N-Verhältnis (< 20) unmittelbar im Bereich des oberen Schwellenwerts an der Grenze zwischen Mineralboden- und Auflage-Humusformen. Innerhalb beider Humusformengruppen sind Unterschiede nur schwach mit morphologischen Kriterien zu erklären. Bei den BZE-Daten für die Auflage-Humusformen ist allerdings zu berücksichtigen, dass anders als bei der Bewertung nach AK Standortskartierung, die sich ausschließlich auf den Oh-Horizont bezieht, hier je nach Bundesland teilweise Mischproben aus den Auflagehorizonten gebildet wurden. Abweichungen der BZE-Daten von den Angaben in der Standortskartierung bei den Mineralboden-Humusformen resultieren aus der Betrachtung unterschiedlicher Bereiche des oberen Mineralbodens. Während sich die Standortskartierung im Material des Ah-Horizonts auf eine Tiefe ab 3 cm unter Mineralbodenoberfläche bezieht, gehen bei der BZE die kompletten oberen 5 cm des Mineralbodens in die Analyse ein. Somit wird der überaus C-reiche Bereich direkt unterhalb des Oh-Horizonts erfasst, was die höheren C-Gehalte und die weiteren C/N-Verhältnisse der BZE-Daten im Vergleich zu den Angaben der Standortskartierung erklären könnte. Ein weiterer Grund für unterschiedliche Angaben liegt in der Art der Beprobung begründet. An den Inventurpunkten wurden die morphologischen Humusformen an allen acht Satellitenpunkten erfasst und dann zu einer dominierenden Humusform zusammengefasst. Die Satellitenproben des Auflagehumus eines Inventurpunkts wurden zu einer Mischprobe vereinigt. Hierdurch fließen die Werte mächtigerer Auflagen überproportional in das Gesamtkollektiv ein. Somit ergeben sich notwendigerweise Übergangstypen zwischen den Haupthumusformen und mögliche Unterschiede lassen sich durch die Verwendung von Mischproben nicht rekonstruieren.

Dennoch lässt ein Vergleich der relativen Anteile der verschiedenen Humusformen zwischen beiden Inventuren Rückschlüsse auf einen Humusformenwandel zu. Der Anteil der als ökologisch günstig zu bewertenden Mineralboden-Humusformen (MUT, MUO, MOM) hat um 8 % im Vergleich zur Erstinventur zugenommen (Wolff & Riek 1996). Die Zunahme der relativen Anteile der Mineralboden-Humusformen ging zu Lasten der Auflage-Humusformen (MOT, GMO, MR, ROT).Während die Moderformen lediglich um 2 % abnahmen, erfolgte ein 7 %iger Rückgang von Rohhumusformen. Die Verschiebung hin zu ökologisch günstigeren Humusformen könnte durch einen verstärkten Umsatz von Humus und Streu erklärt werden. Mit den Veränderungen in den Anteilen der Humusformen im Zeitraum zwischen beiden Inventuren geht der hohe Anteil von GMO einher. Eine Bewertung dieses Humusformenwandels bleibt jedoch schwierig, da während

der BZE I die Humusform GMO nicht ausgewiesen worden ist, womit die deutliche Abnahme der Rohhumusformen z.T. methodisch bedingt sein kann. Gefördert wird die Entwicklung des GMO durch die Ausbreitung von Gräsern, die mit einer beginnenden Auflichtung v.a. unter jüngeren Kiefernbeständen mit entsprechender Belichtung und Erwärmung des Waldbodens oder/und erhöhten N-Einträge der Vergangenheit in Zusammenhang steht (Russ *et al.* 2011). Der hohe Anteil des GMO resultiert wahrscheinlich aus der Umwandlung von Rohhumus- und anderer Moderhumusformen.

3.4.2 Korngrößenverteilung

Korngrößenanalysen für die Feinbodenarten Ton, Schluff, Lehm und Sand sind nicht vollständig für alle Inventurpunkte über alle Tiefenstufen erhoben worden, so dass sich die Beschreibungen der Textur lediglich auf die am stärksten besetzten Tiefenstufen 10-30 cm (Abb. I-3-5) und 30-60 cm bezieht (Abb. I-3-6). Der Anteil des Grobbodens wird neben den Anteilen der Feinbodenarten ausschließlich für die entsprechenden Stratifizierungseinheiten gezeigt (Kap. 3.4.4 und 3.4.5). Für die Tiefenstufe 10-30 cm liegen von 1369 Inventurpunkten Analyseergebnisse vor, deren Hauptbodenartenanteile im Mittel bei 35 % Sanden, 22 % Schluffen, 13 % Tonen und 30 % Lehmen liegen. Eine ähnliche Verteilung findet sich im Unterboden in der Tiefenstufe 30-60 cm. Von den 1366 Inventurpunkten verteilen sich die Anteile der Hauptbodenarten auf 36 % Sande, 17 % Schluffe, 16 % Tone und 31 % Lehme. Während mit zunehmender Tiefe der Anteil an Schluffen zurückgeht, steigt der Anteil der Tone an. Bis auf die Änderungen des Gehalts an Schluff sind die Unterschiede jedoch nicht signifikant. Die Flächenanteile der Hauptbodenarten in den nicht nutzungsspezifizierten Oberböden Deutschlands ergeben ein anderes Bild (Düwel *et al.* 2007). Es dominieren Schluffe (38 %) gefolgt von Sanden (35 %), Lehmen (20 %) und Tonen (4 %). Dies verdeutlicht, dass Waldstandorte nicht überproportional häufig auf sandigen Standorten vorkommen, sondern bevorzugt auf tonigen Standorten anzutreffen sind. Somit zeigt sich, dass die Standortswahl für Wald- oder für landwirtschaftlich genutzte Flächen nicht ausschließlich von der Bodentextur abhängt, sondern dass vielmehr Parameter wie die Gründigkeit, der Grobbodenanteil oder die Hangneigung eine Rolle spielen. Allerdings sind Inventurpunkte auf Schluffen deutlich seltener unter Wald zu finden, da diese Böden aufgrund ihrer besonderen bodenchemischen und -physikalischen Eigenschaften bevorzugt landwirtschaftlich genutzt werden.

Tab. I-3-1: Bodenphysikalische und -chemische Eigenschaften von Humusformen im Auflagehumus bzw. in den oberen 5 cm des Mineralbodens der BZE II-Punkte.

	MUT	MUO	MOM	MOT	GMO
n	143	508	173	539	117
L (cm)	2,1±0,1	1,6±0	1,5±0,1	1,5±0	0,9±0,1
Of (cm)	0	1,9±0,1	2,5±0,1	2,7±0,1	3,3±0,1
Oh (cm)	0	0	0,7±0,1	2,1±0,1	2,0±0,1
HV (t ha^{-1})	6±0	17±1	32±2	78±2	81±3
OC-Gehalt (g kg^{-1})	61,5±3,5	67,3±1,9	70,9±3,4	350,5±4,0	366,8±5,9
CN-Verhältnis	14,5±0,2	17,1±0,1	19,9±0,6	24,6±0,2	25,9±0,3
ph-Wert (1 M KCl)	5,30±0,12	4,17±0,05	3,60±0,06	3,53±0,03	3,23±0,04
Basensättigung (%)	85±2	60±1	39±0	60±1	49±2
KAK_{eff} (μmol_c g^{-1})	261,0± 4,4	191,4±7,3	144,5±10,5	344,0±5,5	277,3±8,0

	MR	ROT	MUF	MOF	ROF
n	175	110	9	16	6
L (cm)	1,2±0,1	1,4±0,1	0,6±0,1	1,0±0,1	1,4±0,3
Of (cm)	3,2±0,1	3,6±0,1	1,4±0,4	2,7±0,3	3,5±0,4
Oh (cm)	2,9±0,1	3,5±0,2	0	2,2±0,4	7,1±0,9
HV (t ha^{-1})	100±4	136±11	16±6	88±13	166±43
OC-Gehalt (g kg^{-1})	382,4±6,2	386,6±7,2	497,5±10,0	386,6±24,6	369,5±40,0
CN-Verhältnis	25,5±0,3	26,5±0,4	21,2±1,7	22,9±0,7	22,6±2,3
ph-Wert (1 M KCl)	3,26±0,04	3,16±0,04	4,81±0,42	3,39±0,19	3,38±0,12
Basensättigung (%)	50±2	44±2	85±6	57±5	47±8
KAK_{eff} (μmol_c g^{-1})	362,0±9,6	334,5±10,4	568,1±114,5	355,8±21,3	400,3±56,9

MUT = Typischer Mull; MUO = F-Mull; MOM = Mullartiger Moder; MOT = Typischer Moder; GMO = Graswurzelfilzmoder; MR = Rohhumusartiger Moder; ROT = Typischer Rohhumus; MUF = Feuchtmull; MOF = Feuchtmoder; ROF = Feuchtrohhumus

HV = Humusvorrat; OC-Gehalt = organischer Kohlenstoffgehalt

Bodenchemische Werte für die Humusformen beziehen sich auf den Auflagehumus. MUT, MUO und MOM beziehen sich auf den Mineralboden (0-5 cm).

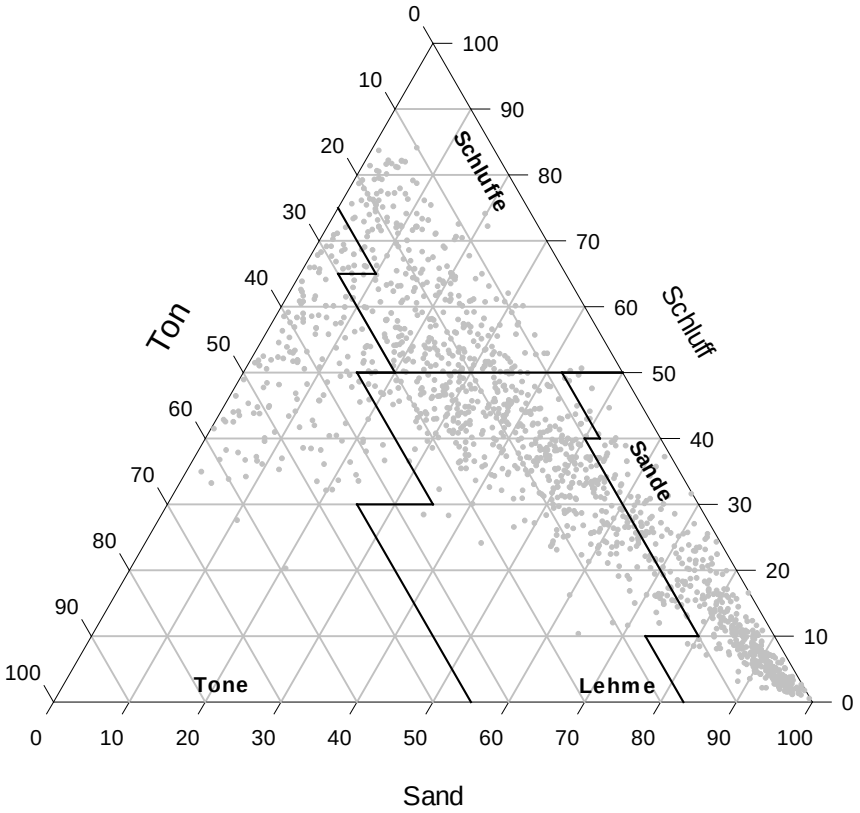


Abb. I-3-5: Korngrößenverteilung (in Masse-%) und Hauptbodenartengruppen der BZE-Inventurpunkte in 10-30 cm Tiefe.

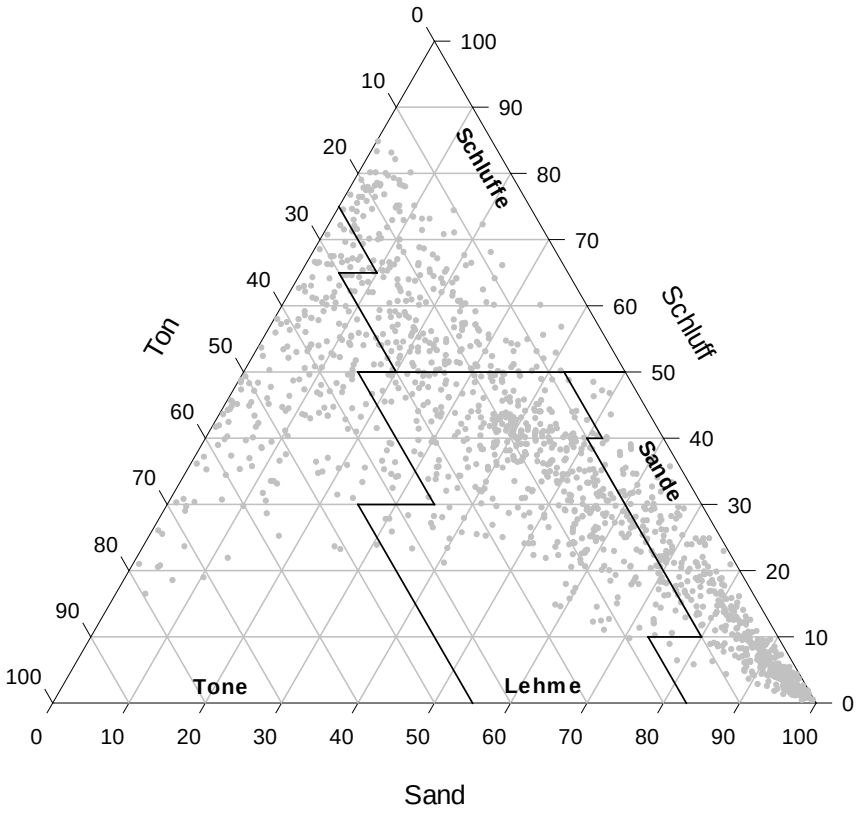


Abb. I-3-6: Korngrößenverteilung (in Masse-%) und Hauptbodenartengruppen der BZE-Inventurpunkte in 30-60 cm Tiefe.

3.4.3 Harmonisierte Wasserhaushaltsklassifikation

Der Wasserhaushalt ist neben der Nährstoffversorgung die wichtigste lokale Standortskomponente, da dieser das Wachstum der forstwirtschaftlich genutzten Hauptbaumarten direkt beeinflusst. Ein bundesweit einheitliches Bewertungssystem für die forstliche Nutzung fehlt jedoch, da unterschiedliche Standortsbewertungssysteme vorherrschen. Bislang differenziert die Standortskartierung den Wasserhaushalt aufgrund der unterschiedlichen Geländebedingungen zwischen Flach-, Hügel- und Bergland. Des Weiteren werden Geländebesonderheiten berücksichtigt, insofern sie sich direkt auf den Wasserhaushalt auswirken. Daneben existieren eine getrennte Verschlüsselung von anhydromorphen und hydromorphen Standorten, sowie eine weitere Unterteilung in Grundwasser- bzw. Stauwasserstandorte.

In den Daten der BZE sind nicht alle Informationen der Standortsbewertungssysteme hinterlegt. Daher wurden für eine einheitliche Klassifizierung die Wasserhaushaltsklassen näherungsweise für jeden Punkt generiert. Hierzu wird zunächst die nutzbare Feldkapazität (nFK) tiefenstufenbezogen mittels Pedotransferfunktion aus der Bodenart, dem Humusgehalt und der TRD abzüglich des Grobbodenanteils abgeleitet (Tab. I-3-2). Für Standorte des Hügel- und Berglands erfolgt dies bis in eine Bodentiefe von max. 90 cm des durchwurzelbaren Bereichs. Für Tieflandstandorte wird eine max. Tiefe von 160 cm angewendet, falls diese durchwurzelbar ist. Grundsätzlich liegen Daten für eine Tiefe bis 90 cm vor, so dass die nFK für diesen Bereich nach Dehner *et al.* (2015) berechnet werden kann. Für tiefere Bodenbereiche liegen jedoch kaum Daten vor. Daher werden die Eigenschaften des untersten Horizonts bis in eine Tiefe von 160 cm extrapoliert. Für diesen Bereich erfolgt die standardmäßige Anwendung der Pedotransferfunktion von Renger *et al.* (2008), wobei nicht abgedeckte Bereiche der TRD für die entsprechenden Bodenarten linear extrapoliert werden müssen. Für Tiefen > 90 cm werden keine Humuszuschläge vergeben. Die Standorte im Hügel- und Bergland werden pauschal um eine Klasse aufgewertet, wenn ein Sw- oder Go-Horizont innerhalb von 30 bis 60 cm beginnt. Dergleichen wird aufgewertet, wenn ein Substratwechsel von sandigem Substrat zu Lehm-, Ton- oder Schluffbodenarten innerhalb von 40 bis 80 cm vorliegt.

Von 1850 BZE-Standorten, die für die Klassifizierung in Frage kamen, konnten 1592 Standorte zugewiesen werden. Davon fiel mit 66 % der größte Anteil auf die Berg- und Hügelländer. In Hinblick auf das standörtliche Wasserregime zeigen die Ergebnisse, dass der Anteil problematischer Standorte weniger als ein Drittel beträgt. So wurden 7 % der Standorte als zu trocken („äußerst gering“ bis „gering“) klassifiziert, während 11 % der Standorte als zu feucht („hoch“ bis „sehr hoch“) eingestuft wurden (Tab. I-3-2). Besonders bei den zu feuchten Standorten zeigt sich ein Überhang im Hügel- und Bergland. Die Böden mit der Wasserhaushaltsstufe „äußerst gering“ sind in Regionen mit weniger als 500 mm Niederschlag im Jahr im Kontext des Klimawandels als kritisch in ihrer Wasserversorgung zu bewerten. Eine besondere Rolle bezüglich des Klimaschutzes spielen die Waldstandorte mit den Wasserhaushaltsstufen „hoch“ und „sehr hoch“. Diese bedürfen eine forstwirtschaftliche Bewirtschaftung, die darauf abzielt, das entweichen klimaschädlicher Gase zu vermeiden. Substrate mit einer ausreichenden Wasser-

versorgung („mäßig gering“ bis „mäßig“) sind mit 48 % häufig vertreten. Eine substratspezifische optimale Wasserversorgung können 33 % der Standorte („leicht erhöht“ bis „erhöht“) vorweisen.

Tab. I-3-2: Anzahl der BZE II-Punkte in den Wasserhaushaltsklassen sowie deren Einstufungen entsprechend der nutzbaren Feldkapazität (nFK, in mm).

		Berg-/Hügelland		Tiefland	
Symbol	**Wasserhaushaltsklasse**	**Anzahl**	**Einstufung**	**Anzahl**	**Einstufung**
a	äußerst gering	4	< 50	1	< 100
b	sehr gering	55	50 bis < 80	10	100 bis < 160
c	gering	42	80 bis < 90	17	160 bis < 180
d	mäßig gering	75	90 bis < 110	201	180 bis < 220
e	mäßig	154	110 bis < 130	200	220 bis < 260
f	leicht erhöht	233	130 bis < 150	77	260 bis < 300
g	erhöht	245	150 bis < 170	29	300 bis < 340
h	hoch	131	170 bis < 190	4	340 bis < 380
i	sehr hoch	98	> 190	0	> 380

3.4.4 Bodenphysikalische und -chemische Eigenschaften von Bodensubstratgruppen

Das Wachstum der Hauptbaumarten wird besonders durch die Eigenschaften bezüglich des Wasserhaushalts und der Nährstoffversorgung bestimmt. Diese Eigenschaften eines Standorts resultieren v.a. aus dem mineralischen Substrat, das neben der Streu das Ausgangsmaterial für die Bodenbildung ist. Die Einteilung des Bodensubstrats in acht Gruppen fokussiert auf das dominante Ausgangsmaterial des Bodens, während wichtige, die pedologischen Prozesse nachhaltig modifizierenden Einflüsse des Klimas, des Reliefs, der Flora und Fauna sowie des Menschen bei dieser Gliederung weitgehend unberücksichtigt bleiben (Tab. I-3-3).

Die Gruppe der Böden aus basenarmem Lockergestein (1) umfasst einen Anteil von 21 % am Gesamtkollektiv aller inventarisierter BZE-Standorte und bezieht besonders die nährstoffarmen, größtenteils sandigen Flugsandablagerungen, Deckschichten oder Terrassenablagerungen des Norddeutschen Tieflands ein (Kartenband Karte II-3-3). Mit einem Anteil von lediglich 3 % kommt die Gruppe semiterrestrische Böden breiter Flusstäler (2) deutlich seltener vor. Typische Standorte bestehen aus sandigen bis tonigen, z.T. kalkhaltigen Ablagerungen und sind in Flusstälern, in Urstromtälern oder in anderen Niederungen verbreitet. Die Tieflandböden aus Lösslehm (3), deren Anteil 13 % beträgt, umfasst eine breite Palette unterschiedlichster Standorte. Hauptverbreitungsgebiete sind die Hügelländer, z.T. die Niederungen im Norddeutschen Tiefland mit lehmig-tonigen, z.T. kalkhaltigen Moränenablagerungen. Zu dieser Bodensubstratgruppe gehören auch Standorte der Lössgebiete. Etwa 9 % aller Inventurpunkte fallen in die Gruppe der Böden aus verwittertem Karbonatgestein (4). Diese Standorte zeichnen sich durch das Auftreten von

Kalk-, Mergel- oder Dolomitgestein sowie deren umgelagerter Verwitterungsprodukte aus. Die Böden aus basisch-intermediärem Festgestein (5) sind durch basenreichere magmatische Gesteine und deren Verwitterungsmaterial und Umlagerungsdecken geprägt. Zusätzlich wurden die aus Verwitterungsprodukten von Mergel- und Tongesteinen bestehenden Böden in diese Gruppe integriert. Insgesamt beträgt der Anteil der v.a. in den Hügel- und Bergländern vorkommenden Bodensubstratgruppe 7 %. Den mit Abstand größten Anteil weisen mit 42 % Böden aus basenarmem Festgestein auf. Hierbei handelt es sich um Standorte auf unterschiedlichsten sauren, kristallinen und sedimentären Ausgangsgesteinen, die z.T. aus lössvermischten Verwitterungsprodukten dieser Gesteine oder aus lösshaltigen Deckschichten bestehen. Bei den Böden der Alpen, deren Anteil lediglich bei 1 % liegt, handelt es sich bevorzugt um Böden der montanen und submontanen Höhenstufen, wobei v.a. Böden aus Kalk- und Dolomitgestein dominieren, in geringerem Maß aber auch Böden aus kalkfreiem Silikatgestein vorkommen können. Moore und Anmoore spielen mit einem Anteil von 2 % ebenfalls eine nur untergeordnete Rolle. Bezogen auf ihre Genese, Eigenschaften und Reaktionen auf Umwelteinflüsse unterscheiden sich diese deutlich von terrestrischen Mineralbodenstandorten.

Größere Unterschiede zwischen den Bodensubstratgruppen zeigen sich bei der Korngrößenverteilung (Tab. I-3-4). Die mittleren Tongehalte schwanken von 3,9 % in den Böden aus basenarmem Lockergestein bis zu 38,3 % in den Böden der Alpen. Nennenswert hohe Anteile an Ton finden sich auch in den Böden aus verwittertem Karbonatgestein. Die hohen Tongehalte sind auf Lösungsrückstände von verwittertem Karbonatgestein zurückzuführen. Ebenfalls eine große Wertespanne umfassen die Gehalte an Schluff, die mit 9,4 % in Böden aus basenarmem Lockergestein und in semiterrestrischen Böden breiter Flusstäler am geringsten sind. Diese Standorte zeichnen sich durch mittlere Sandgehalte von 87 % aus, sind v.a. im Norddeutschen Tiefland verbreitet und oft mit der Kiefer bestockt. Die höchsten Anteile an Schluff finden sich mit 47,1 % in Böden aus verwittertem Karbonatgestein. Ebenfalls ist der Anteil an Schluff in Böden aus basisch-intermediärem Festgestein sowie in Tieflandböden aus Lösslehm und in den Böden der Alpen hoch. Hohe Gehalte von Schluff lassen sich durch Fremdeinträge in Form von Löss erklären. Mit Einbeziehung der durchschnittlichen Steingehalte sind Rückschlüsse auf Standortsmerkmale innerhalb der individuellen Bodensubstratgruppen möglich. Ebenfalls von bodenphysikalischer, jedoch auch bodenökologischer Bedeutung ist der Steingehalt, der mit einem Massenanteil von 2,8 % in den Böden aus basenarmem Lockergestein und in semiterrestrischen Böden breiter Flusstäler am geringsten ist. Diese Bodensubstrate finden sich bevorzugt im Tiefland, während sich hohe Steingehalte v.a. auf Standorte beschränken, die typisch für Hügel- und Bergländer sind wie Böden aus verwittertem Karbonatgestein, Böden aus basenarmem Festgestein oder die Böden der Alpen. Die Trockenrohdichten unterscheiden sich ebenfalls zwischen den Bodensubstratgruppen, wobei besonders die Böden der Alpen sehr geringe Werte von lediglich 0,62 g cm^{-3} aufweisen, während die höchsten Trockenrohdichten mit 1,38 g cm^{-3} in Böden aus basenarmem Lockergestein vorkommen. Unterschiede in der Trockenrohdichte sind vermutlich weniger auf bodenphysikalische Parameter, sondern eher auf die Substratqualität zurückzuführen. Relativ enge C/N-Verhältnisse und höhere pH-Werte begünstigen die biologische Aktivität im Boden und bewirken somit einen Einbau organischer

Bodensubstanz in größere Tiefen, wodurch die Trockenrohdichte abnimmt (Don *et al.* 2007). Die Höhe der C-Gehalte korreliert negativ mit der Trockenrohdichte, da die Bodensubstrate mit der höchsten Bodendichte die geringsten C-Gehalte ausprägen, während die Bodensubstrate mit den höchsten C-Gehalten geringe Trockenrohdichten aufweisen. Die C/N-Verhältnisse orientieren sich stark an der Substratqualität (Vesterdal & Raulund-Rasmussen 1998). Bodensubstrate mit einem hohen Anteil austauschbarer Kationen (KAK_{eff}), einer hohen Basensättigung und hohem pH-Wert weisen dementsprechend enge C/N-Verhältnisse auf. Dies trifft v.a. für Bodensubstrate aus Kalkgestein, Dolomit oder Mergelgestein (Böden aus verwittertem Karbonatgestein, Böden der Alpen, Böden aus basisch-intermediärem Festgestein), als auch für die Tieflandböden aus Lösslehm zu. Sehr saure und schlecht mit Kationen versorgte Standorte zeichnen sich hingegen durch weite C/N-Verhältnisse aus (Böden aus basenarmem Locker- und Festgestein).

Tab. I-3-5: Bodenphysikalische und -chemische Eigenschaften von Bodensubstratgruppen in den oberen 30 cm des Mineralbodens der BZE II-Punkte.

	1	2	3	4	5	6	7	8
n (%-Anteil)	387 (21 %)	63 (3 %)	247 (13 %)	163 (9 %)	134 (7 %)	775 (42 %)	27 (1 %)	43 (2 %)
Ton (Masse-%)	3,9±0,2	12,9±1,6	18,1±1,3	30,8±1,0	22,5±1,0	14,4±0,3	38,3±2,6	20,3±4,7
Schluff (Masse-%)	9,4±0,6	30,1±3,4	44,7±0,7	47,1±1,2	42,7±1,4	35,3±0,6	44,3±2,5	20,8±4,5
Steingehalt (Masse-%)	2,8±0,2	2,8±1,0	5,1±0,5	17,0±1,3	9,9±1,1	18,0±0,6	14,4±1,7	1,2±0,5
TRD ($g\ cm^{-3}$)	1,38±0,01	1,25±0,03	1,16±0,01	1,04±0,02	1,12±0,02	1,07±0,01	0,62±0,04	0,73±0,07
OC-Gehalt ($g\ kg^{-1}$)	16,9±0,6	25,4±3,2	21,2±0,6	34,8±1,5	23,4±1,1	27,3±0,6	82,0±7,3	240,1±27,8
C/N (-)	25,5±0,4	19,1±1,0	16,3±0,3	13,5±0,2	14,2±0,2	18,5±0,2	15,9±0,4	23,8±1,8
pH-Wert (1 M KCl)	3,80±0,03	4,96±0,21	4,05±0,07	5,87±0,10	4,11±0,08	3,70±0,01	6,51±0,15	3,61±0,20
BS (%)	18,2±1,0	52,8±5,2	36,1±2,2	89,6±1,7	50,8±2,8	18,0±0,7	99,8±0,1	55,8±5,9
KAK_{eff} ($\mu mol_c\ g^{-1}$)	34,8±1,5	110,6±13,6	105,6±5,0	293,4±12,8	130,8±6,4	79,3±1,3	395,9±26,7	350,5±58,1

1 = Böden aus basenarmem Lockergestein; 2 = Semiterrestrische Böden breiter Flusstäler; 3 = Tieflandböden aus Lösslehm; 4 = Böden aus verwittertem Karbonatgestein; 5 = Böden aus basisch-intermediärem Festgestein; 6 = Böden aus basenarmem Festgestein; 7 = Böden der Alpen; 8 = Moore und Anmoore

TRD = Trockenrohdichte; OC-Gehalt = organischer Kohlenstoffgehalt; BS = Basensättigung; KAK_{eff} = effektive Kationenaustauschkapazität

Neben der Bodensubstratgliederung wurde mit den Bodenausgangsgesteinen (BAG) eine stärker auf das Ausgangssubstrat der Bodenbildung fokussierende Gruppierung ausgewiesen. Hierdurch lässt sich die Herkunft und Gesteinszusammensetzung im mineralogischen Sinne erfassen. Die Zuordnung der BZE-Standorte nach Bodenausgangsgesteinsgruppen erfolgte durch die bei der Bodenansprache aufgenommenen Substrate nach Wellbrock *et al.* (2006). Die dort verwendete Gliederung entspricht in Grundzügen jener der KA5 (Ad-Hoc AG Boden 2005), allerdings wurde die Substratgenese in die Tabelle der Ausgangsgesteine integriert. Die Zuordnung der einzelnen, in Untergruppen zusammengefassten Substrate ergab 14 Bodenausgangsgesteinsgruppen (Tab. I-3-6). Die Besetzung der einzelnen Klassen ist sehr variabel und reicht von lediglich zwei BZE-Standorten auf Geschiebemergel/-lehme mit sandiger Deckschicht bis 386 BZE-Standorten auf Silikatgesteinen/Sandsteinen. Auffällig ist das ~38 % der Standorte auf Lockersedimenten vorkommen, während ~60 % der Standorte Festgesteinsstandorte repräsentieren. In dieser Verteilung spiegelt sich offensichtlich die Dominanz der Waldstandorte in sub- bis hochmontanen Lagen wider.

Tab. I-3-6: Anzahl der BZE II-Punkte von Gruppierungen der Bodenausgangsgesteine.

ID	Bodenausgangsgesteine	Anzahl
1	Sedimente im Gezeitenbereich	5
2	Auenablagerungen	19
3	Terrassenablagerungen	183
4	Sande	246
5	Geschiebemergel/ -lehme mit sandiger Deckschicht	2
6	Geschiebemergel/ -lehme	156
7	Lösse	91
8	Sandlöss	2
9	Karbonatgesteine	310
10	Tongesteine	223
11	Silikatgesteine/Sandsteine	386
12	Basische Magmatite und Metamorphite	19
13	Bimstuff	8
14	Saure Magmatite und Metamorphite	172
15	Moore	17
15	Anthropogene Böden	11

3.4.5 Bodenphysikalische und -chemische Eigenschaften von Bodenklassen

Anhand der Profilansprachen an den BZE-Standorten lassen sich unterschiedliche Bodenklassen entsprechend ihres bestimmenden Entwicklungsstands sowie ihrer morphologischen Merkmale ausscheiden (Ad-Hoc AG Boden 2005). Die Anzahl der ausgeschiedenen Bodenklassen variiert beträchtlich (Tab. I-3-7). Braunerden sind die am häufigsten besetzte Bodenklasse mit einem

Anteil von 55 %. Diese Böden kommen auf fast allen Substraten flächendeckend über ganz Deutschland vor (Kartenband Karte II-3-4). Während basenreichere Braunerden aufgrund ihrer Flachgründigkeit und ihres hohen Steingehalts häufig aus der landwirtschaftlichen Nutzung ausscheiden, werden die basenarmen Braunerden wegen ihrer mangelnden Bodenfruchtbarkeit landwirtschaftlich wenig genutzt. Die Unterteilung der Braunerden entsprechend der Bodensubstratgliederung (Kap. 3.4.4) mit den Klassen 1 und 6 für basenarme und den Klassen 3, 4 und 5 für basenreiche Braunerden ergab, dass über 73 % der Braunerden als basenarm einzustufen sind (Tab. I-3-8). Grundsätzlich weisen auch die Stauwasserböden und Podsole ein breites Spektrum an standörtlicher Variabilität auf (Tab. I-3-7). Diese Böden kommen sowohl im Norddeutschen Tiefland als auch in den Hügel- und Bergländern Mittel- und Süddeutschlands vor und sind demnach sowohl als Locker- sowie als Festgesteinsstandort präsent (Kartenband Karte II-3-4). Ihr Anteil an der Verbreitung liegt zwischen 7 % (Podsole) und 11 % (Stauwasserböden). Lessivés treten bevorzugt auf mergeligem, z.T. auch auf lehmigen Lockersubstraten der Löss- und Moränenlandschaften auf. Sie kommen trotz ihrer ausgesprochenen landwirtschaftlichen Eignung als Ackerstandort mit 8 % unter Wald vor. Der Anteil der Bodenklasse der AC-Böden ist ähnlich hoch wie der der Lessivés; allerdings umfasst die Bodenklasse der AC-Böden eine Vielzahl in ihren bodenphysikalischen und -chemischen Eigenschaften unterschiedlicher Bodentypen (Tab. I-3-8). Die Bodenklasse der AC-Böden definiert sich unabhängig von den Substrateigenschaften lediglich über ihre geringe Profildifferenzierung. Wegen der häufig ausgeprägten Flachgründigkeit scheiden einige Bodentypen (z.B. Ranker, Regosole) häufig für eine landwirtschaftliche Nutzung aus, während andere Bodentypen u.a. wegen ihrer guten Bearbeitbarkeit (z.B. Schwarzerden, Pararendzinen) hervorragend als Ackerstandorte geeignet sind. Mit einem Anteil von 3 % sind die Böden der Klasse Terra calcis relativ selten. Sie kommen in Deutschland nur vereinzelt auf kaum erodierten altpleistozänen oder tertiären Hügel- und Berglandstandorten aus mesozoischen Karbonatgesteinen vor (Kartenband Karte II-3-4). Pelosole sind mit 1 % noch seltener vertreten, da diese Böden häufig auf Tone und Tonmergel des Hügel- und Berglands, jedoch auch vereinzelt auf pleistozäne tonreiche Ablagerungen des Tieflands beschränkt sind. Das Vorkommen semiterrestrischer Böden ist an das Vorhandensein von Grund- oder Überflutungswasser gebunden. Abgesehen von den Auenböden, deren Vorkommen an Flüsse gekoppelt ist, sind grundwasserbeeinflusste Böden etwas verbreiteter, da ihre Entwicklung unabhängig vom Gestein verläuft. Die Böden dieser Klasse werden häufig als Grünland genutzt oder sind speziell unter Wald nur kleinräumig ausgeprägt. Somit kommen sie an nur 4 % der Inventurpunkte vor. Durch vielfältige anthropogene Tätigkeiten geprägte Böden wie Terrestrische Kultosole v.a. Kolluvisole, Plaggenesch- oder Tiefumbruchsböden sind mit einem Anteil von 2 % vertreten.

In ihren bodenphysikalischen Eigenschaften unterschieden sich die Bodenklassen beträchtlich (Tab. I-3-7). Die Ergebnisse der Korngrößenverteilung zeigen, dass sich v.a. Terrestrische Kultosole und Podsole durch hohe Sandgehalte auszeichneten, während Pelosole und Terra calcis die höchsten Tongehalte aufweisen. Bei Podsolen bedingt die Entwicklung aus sandigen Substraten sandige Bodenarten. Diese Böden kommen im Norddeutschen Tiefland bevorzugt aus sandigen Sedimenten vor. Im Bergland hingegen entwickeln sich Podsole aus quarzreichen Granit- und Sandsteinfließerden. Die in Stauwasserböden vorkommenden hohen Gehalte an Schluff sind dem

häufigen Vorkommen dieser Böden in Löss- und Geschiebemergellandschaften geschuldet. Die höheren Tongehalte von Pelosolen lassen sich auf die Entwicklung aus tonreichen Ausgangsgesteinen zurückführen, während der silikatische tonreiche Lösungsrückstand der Terra calcis durch die Verwitterung von Kalkstein, Dolomit oder Mergelgestein entstand. Terrestrische Kultosole, Gleye, Pelosole, Stauwasserböden und Lessivés weisen geringe Steingehalte auf. Die geringen Steingehalte von Gleyen und Lessivés sind hauptsächlich auf deren Entwicklung aus Lockergesteinen zurückzuführen. Pelosole hingegen entwickeln sich aus Tongestein, dessen Verwitterung nur wenig Grobboden hinterlässt. Die hohen Steingehalte von Podsolen sind dem bevorzugten Vorkommen auf basenarmen Festgestein im Bergland geschuldet.

Die bodenchemischen Parameter variieren ebenfalls zwischen den Bodenklassen (Tab. I-3-7). Mit dem engsten C/N-Verhältnis, einem niedrigen pH-Wert, dem höchsten C-Gehalt sowie der höchsten KAK_{eff} und Basensättigung bietet die Bodenklasse der Terra calcis zunächst günstige ökologische Bedingungen. Allerdings bestehen eine Reihe bodenphysikalischer Einschränkungen, wie einer hohen Plastizität im feuchten Zustand oder einem hohen Totwasseranteil, so dass eine ackerbauliche Nutzung nur begrenzt möglich ist. Ähnlich günstige bodenchemische Eigenschaften weisen Pelosole und Auenböden und Gleye auf, wobei für erstere ähnliche bodenphysikalische Nutzungsbeschränkungen bestehen wie für Terra calcis, während für letztere hochanstehendes Grundwasser zu Nutzungsproblemen führen kann. Lessivés und Stauwasserböden bieten sowohl in bodenphysikalischer als auch bodenchemischer Hinsicht gute Bedingungen für eine Nutzung als Waldstandort. Die C/N-Verhältnisse, die Basensättigung und die Bodenacidität sind moderat, während die C-Gehalte und die KAK_{eff} vergleichsweise gering sind. Starke Versauerung, weite C/N-Verhältnisse und eine geringe Basensättigung kennzeichnen die Bodenklasse der Podsole, so dass diese hauptsächlich als Waldstandorte genutzt werden. Auf Waldstandorten können bei einigen Podsol-Subtypen Mangelsituationen in der Waldernährung auftreten.

Einige Bodenklassen differenzieren häufig nur unzureichend bezüglich bodenphysikalischer und -chemischer Eigenschaften. Dies wird einerseits bei der Klasse der Braunerden deutlich, die unabhängig von den standörtlichen Gegebenheiten im gesamten Bundesgebiet vorkommt. Andererseits weist die Klasse der AC-Böden und Schwarzerden eine extrem breite Spanne hinsichtlich Ausgangssubstrat und Klima auf (Tab. I-3-8). Unter den Braunerden haben die basenreichen Varietäten durchweg günstigere bodenphysikalische und -chemische Eigenschaften als die basenarmen Varietäten. Die basenarmen Braunerden sind deutlich sandiger und mit höheren Steingehalten ausgestattet als die basenreichen Braunerden. Weiterhin ist die Trockenrohdichte in den basenreicheren Varietäten höher, was auf höhere Anteile an Ton und Schluff zurückzuführen ist. Mit der Differenzierung der AC-Böden ergibt sich eine breite Spanne für die dargestellten Parameter. Die bodenphysikalischen und -chemischen Eigenschaften waren für Tschernoseme und Pararendzinen am günstigsten. Diese Böden sind an die Lösslandschaften Mittel- und Süddeutschlands gebunden, wo Landwirtschaft dominiert und somit deren Nutzung als Waldstandorte eher die Ausnahme ist. Rendzinen und Ranker weisen zwar ebenso eine günstige Textur auf, jedoch sind die Steingehalte deutlich erhöht, was deren Nutzung als Ackerstandort einschränkt. Geringe Steingehalte finden sich in Regosolen, die jedoch durch hohe

Sandgehalte und hohe Lagerungsdichten gekennzeichnet sind. Die Bodentypen aus Kalkstein, Dolomit oder Mergelgestein weisen deutlich höhere C-Gehalte, pH-Werte und Basensättigungen auf als Tschernoseme, Regosole oder Ranker. Die aus silikatischem Gestein entstandenen Ranker und Regosole sind in ihren Eigenschaften sehr unterschiedlich zu bewerten. Ranker weisen höhere C-Gehalte und eine höhere Basensättigung sowie niedrigere C/N-Verhältnisse und pH-Werte als Regosole auf. Die Ausprägung dieser bodenchemischen Parameter ist in Tschernosemen moderat ausgeprägt.

Tab. I-3-7: Bodenphysikalische und -chemische Eigenschaften von Bodenklassen in den oberen 30 cm des Mineralbodens der BZE II-Punkte.

	B	S	P	L	R/T
n	996 (55 %)	208 (11 %)	134 (7 %)	154 (8 %)	143 (8 %)
Ton (Masse-%)	13,9±0,3	16,8±0,8	5,5±0,7	14,1±0,9	28,1±1,5
Schluff (Masse-%)	32,0±0,7	42,1±1,4	15,6±1,6	39,9±1,9	38,6±1,7
Steingehalt (Masse-%)	13,5±0,5	5,7±0,6	11,9±1,6	5,3±0,6	19,0±1,5
Trockenrohdichte (g cm^{-3})	1,15±0,01	1,25±0,01	1,19±0,03	1,19±0,02	0,99±0,03
OC-Gehalt (g kg^{-1})	23,9±0,5	20,9±0,7	27,2±1,4	20,2±2,8	43,1±2,6
C/N-Verhältnis	19,2±0,2	17,1±0,4	27,5±0,5	17,1±0,5	15,8±0,5
pH-Wert (1 M KCl)	3,86±0,02	3,72±0,04	3,55±0,03	3,81±0,04	5,95±0,13
Basensättigung (%)	23,0±0,8	26,7±1,9	15,1±1,2	31,1±2,2	80,9±2,9
KAK_{eff} (μmol_c g^{-1})	76,5±1,7	80,9±3,5	54,7±3,4	85,9±5,2	284,7±16,7

	C	D	A/G	Y
n	50 (3 %)	18 (1 %)	79 (4 %)	43 (2 %)
Ton (Masse-%)	29,9±1,8	29,8±3,0	16,8±1,6	4,6±1,2
Schluff (Masse-%)	44,3±2,2	35,3±3,0	32,1±2,3	11,7±4,5
Steingehalt (Masse-%)	14,6±1,9	4,8±1,4	4,9±1,1	1,8±0,5
Trockenrohdichte (g cm^{-3})	1,01±0,04	1,27±0,03	1,14±0,03	1,20±0,06
OC-Gehalt (g kg^{-1})	33,3±1,9	18,9±2,0	29,1±2,0	72,9±19,8
C/N-Verhältnis	13,5±0,3	14,4±0,7	17,8±0,9	23,2±1,2
pH-Wert (1 M KCl)	5,68±0,17	4,46±0,32	5,007±0,19	3,88±0,14
Basensättigung (%)	92,3±2,3	66,4±7,3	59,9±4,5	35,5±5,0
KAK_{eff} (μmol_c g^{-1})	296,0±16,7	177,9±27,4	132,1±12,2	138,8±37,6

B = Braunerden; S = Stauwasserböden; P = Podsole; L = Lessivés; R/T = Ah/C-Böden und Schwarzerden; C = Terra calcis; D = Pelosole; A/G = Auenböden und Gleye; Y = Terrestrische Kultosole
OC-Gehalt = organischer Kohlenstoffgehalt

Tab. I-3-8: Bodenphysikalische und -chemische Eigenschaften von Braunerden und AC-Böden in den oberen 30 cm des Mineralbodens der BZE II-Punkte.

	Braunerden (B)	
	(basenarm)	**(basenreich)**
n	727 (73 %)	269 (27 %)
Ton (Masse-%)	12,4±0,3	17,9±0,8
Schluff (Masse-%)	29,7±0,8	38,2±1,5
Steingehalt (Masse-%)	15,5±0,6	8,0±0,7
Trockenrohdichte (g cm^{-3})	1,13±0,1	1,20±0,01
OC-Gehalt (g kg^{-1})	24,9±0,6	21,1±0,7
C/N-Verhältnis	19,9±0,2	17,5±0,4
pH-Wert (1 M KCl)	3,74±0,01	4,19±0,06
Basensättigung (%)	16,2±0,6	41,5±2,2
KAK_{eff} (μmol_c g^{-1})	67,6±1,4	101,1±4,6

	AC-Böden (R/T)				
	Ranker	**Regosole**	**Rendzinen**	**Pararendzinen**	**Tschernoseme**
n	12 (8 %)	24 (17 %)	84 (59 %)	17 (12 %)	6 (4 %)
Ton (Masse-%)	20,1±3,0	5,2±1,2	34,9±1,5	29,4±3,3	15,6±4,8
Schluff (Masse-%)	34,4±5,7	12,0±4,9	42,6±1,3	48,1±3,6	55,6±8,5
Steingehalt (Masse-%)	30,1±7,0	7,5±3,0	23,6±1,8	11,3±3,3	4,1±1,8
Trockenrohdichte (g cm^{-3})	0,89±0,12	1,38±0,02	0,86±0,03	0,99±0,07	1,22±0,1
OC-Gehalt (g kg^{-1})	48,1±9,1	14,0±2,2	55,8±3,5	30,0±4,0	18,4±1,5
C/N-Verhältnis	15,1±1,5	23,5±1,5	14,2±0,3	13,5±1,0	14,0±1,5
pH-Wert (1 M KCl)	3,63±0,28	4,36±0,23	6,69±0,09	6,81±0,19	4,28±0,64
Basensättigung (%)	32,2±10,2	38,1±7,3	99,4±0,8	99,1±0,8	43,0±14,0
KAK_{eff} (μmol_c g^{-1})	124,2±25,6	41,5±7,0	398,8±18,0	256,6±25,4	110,9±22,4

Die Unterscheidung der Braunerden basiert auf einer Zuordnung von Substratgruppen aus Tabelle I-3-3 für basenarme Braunerden entsprechend Substrate 1 und 6 und für basenreiche Braunerden entsprechend Substrate 2, 3, 4, und 5.
OC-Gehalt = organischer Kohlenstoffgehalt

3.4.6 Tiefenprofiltypen der Basensättigung

Die Versauerung von Böden im Laufe ihrer Entwicklung ist ein natürlicher Prozess, bei dem sich die Puffersysteme der Böden zunehmend und z.T. irreversibel erschöpfen. Versauerungsprozesse können u.a. durch Bildung und Dissoziation von Kohlensäure und organischen Säuren beim Streuabbau, durch organischen Säureeintrag an Standorten mit stark gehemmtem Humusabbau, durch Nährstoffentzug nach Biomassenutzung oder durch die Deposition anthropogener Säurebildner hervorgerufen werden. Mit fortschreitender Bodenversauerung verändert sich die Sättigung des Austauscherkomplexes, da die in den mineralischen Oberböden anteiligen

Basenkationen zunehmend verloren gehen und durch sauer wirkende Kationen (Al^{3+}, Fe^{3+}, Mn^{2+}) und Protonen (H^{+}) am Austauscher ersetzt werden. Je nach Grundausstattung des Ausgangsgesteins und Nachlieferung basisch wirkender Kationen durch Verwitterung ergibt sich eine tiefenspezifische Verteilungen der Basensättigung. Allerdings modifizieren anthropogen verursachte Stoffeinträge die vertikale Verteilung der Basensättigung nachhaltig, indem einerseits Basenverluste durch den Eintrag von Säurebildner forciert werden, andererseits jedoch eine Aufbasung durch Asche- und Staubeinträge oder durch eine Kalkung erfolgt.

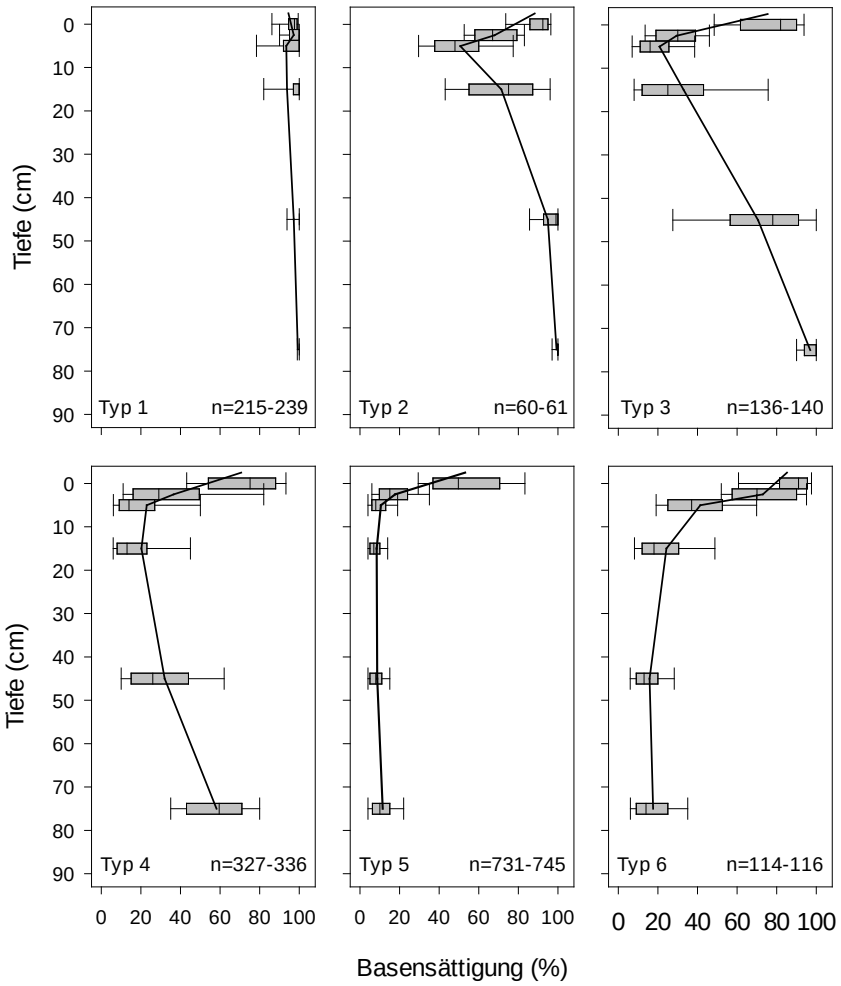


Abb. I-3-7: Tiefenverlauf der Basensättigung der BZE II-Punkte für Versauerungstypen (Typ 1 bis 6) nach (Kölling *et al.* 1996).

Der charakteristische Vertikalgradient der Nährstoffversorgung wurde von Hartmann & von Wilpert (2016) anhand der Daten zum Auflagehumus und dem Mineralboden bis 90 cm Tiefe mittels Clusteranalyse abgeleitet. Die dabei identifizierten Typen der Vertikalgradienten entsprechen im Grundlegenden den von Wilpert (1996) und Kölling *et al.* (1996) beschriebenen Tiefenverlaufstypen; allerdings ist im Bereich der basenarmen Standorte zusätzlich die Kalkung ausgeprägt (Typ 6). Den Typ 1 kennzeichnet eine durchgehend sehr hohe Basensättigung, während den Typ 2 eine nur mäßig hohe Basensättigung im Oberboden, jedoch eine sehr hohe

Basensättigung im Unterboden charakterisiert. Der Typ 3 wird durch mäßige bis geringe Basensättigungen bis in 30 cm geprägt, die durch verstärkte Versauerung bis in 30 cm hervorgerufen wurde. Unterhalb von 30 cm ist die die Entkalkung weniger stark fortgeschritten und mäßig hohe bis sehr hohe Basensättigungen gewährleisten eine ausreichende Basenversorgung. Eine zunehmende Basenverarmung bis in eine Tiefe von 60 cm charakterisiert Typ 4, wenn der darunterliegende Bereich noch basenreich ist. Typ 5 kennzeichnet eine starke Basenverarmung über das gesamte Profil des Mineralbodens. Der durch Kalkung geprägte Typ 6 ist ein neu definierter Tiefenverlaufstyp, der aus Böden mit extremer Basenschwäche hervorgegangen ist, die jedoch durch die Kalkung eine Aufbasung im Auflagehumus und z.T. im Oberboden erfuhren. Laut Hartmann & von Wilpert (2016) werden auch Standorte anderen Typs gekalkt, deren Effekt schlug jedoch nicht so stark auf den Mineralboden durch.

Für die Gruppierung der BZE-Standorte nach Tiefenverlaufstypen werden die zwei am stärksten die Gruppierungen beeinflussenden Bodentiefen 0-5 cm und 60-90 cm herangezogen. Somit können 1649 BZE-Standorte in die Analyse einbezogen werden, wobei Typ 2 mit 4 % am seltensten und Typ 5 mit 46 % am häufigsten vorkommt (Abb. I-3-7). Neben der reinen Betrachtung der Basensättigung ist ebenfalls die Kenntnis über die Belegung des Austauschers mit basischen und sauren Kationen aus dem mobilisierbaren Ionenpool der Böden relevant, da mit abnehmender Austauschkapazität auch die Empfindlichkeit gegenüber Säurebelastungen und damit auch die Fähigkeit, Nährstoffe und Schadstoffe zu binden, zunimmt. Die kombinierte Betrachtung von Basensättigung und Austauschkapazität kann demnach auf die Elastizität von Böden gegenüber einer Säurebelastung hinweisen und aufzeigen, welche Möglichkeiten die Standorte besitzen, diese Säurebelastung ohne negative ökologische Konsequenzen abzupuffern. Die Ionenanteile der einzelnen Tiefenstufen zeigen für die verschiedenen Tiefenverlaufstypen ebenfalls ein charakteristisches Muster (Abb. I-3-8). Die Typen 1 bis 3 differenzieren basierend auf der Basensättigung in der Tiefe 60-90 cm kaum (BS > 85 %), im Oberboden sind die Unterschiede jedoch stark ausgeprägt. Mit der Verteilung der Austauscherbelegung lassen sich die drei Typen etwas stärker differenzieren. Typ 1 weist über alle Tiefenstufen hinweg eine fast gleichbleibend hohe Sättigung mit basisch wirkenden Kationen auf, während die Kationensäuren einen nur sehr kleinen Anteil des Austauschers belegen. Die mittlere Austauscherbelegung von Typ 2 mit basisch wirkenden Kationen ist im Auflagehumus und in 60-90 cm Tiefe ebenfalls sehr hoch. Ein Minimum an Sättigung mit basischen Kationen wird in Tiefenstufe 5-10 cm erreicht, um in tieferen und höheren Bodenbereichen wieder zuzunehmen. Allerdings liegt in 5-10 cm der Anteil sauer wirkender Kationen am Gesamtkomplex leicht über 50 %. Ein ähnliches Muster, jedoch mit deutlich stärkerer Ausprägung des sauer wirkenden Anteils, repräsentiert Typ 3. Mit einer moderaten Basensättigung im Unterboden (BS 30-85 %) lässt sich Typ 4 abgrenzen. Für diesen Typ dient der Oberboden nicht als Kriterium zur Abgrenzung, da dieser über eine Basensättigung < 60 % definiert wird, der Bereich > 60 % jedoch durch keinen anderen Typ belegt ist. Mit Typ 4 findet sich für den Austauscherkomplex ein ähnliches Muster wie für Typ 3, jedoch sinkt die Sättigung von basisch wirkenden Kationen im Unterboden weiter ab. Weiterhin weisen beide Typen für den Oberboden > 50 % Al-Sättigung auf. Der durchgehend basenschwache Typ 5 kann über die Schwellen 50 % Basensättigung im Ober- und 30 % im Unterboden definiert

werden. Die Austauscherbelegung des Typs 5 wird über das gesamte Profil mit > 80 % durch sauer wirkende Kationen bestimmt. Lediglich im Auflagehumus halten sich saure und basische Kationen die Waage. Durch Kalkung geprägte Standorte des Typs 6 können deutlich über einer Basensättigung von 50 % liegen, wodurch sie sich von Standorten des Typs 5 abgrenzen lassen. Besonders der Auflagehumus zeigt einen erhöhten Anteil basisch wirkender Kationen. Im Mineralboden steigt der Anteil der sauren Kationen mit zunehmender Tiefe an, wobei bereits in der Tiefe 5-10 cm der Anteil von sauren Kationen bei ~50 % liegt. Allerdings beläuft sich der Anteil basisch wirkender Kationen auch in der untersten Tiefenstufe noch nicht auf dem Niveau von Typ 5. Mit der Verschneidung der Daten zur Kalkung mit den Tiefenverlaufstypen zeigt sich, dass 70 % der Standorte des Tiefenverlaufstyps 6 gekalkt wurden. Weiterhin erfuhren 22 bzw. 30 % der Tiefenverlaufstypen 4 und 5 eine Kalkung aufgrund einer erhöhten Al-Sättigung des Austauschers. Die v.a. im Unterboden noch gut mit basisch wirkenden Kationen ausgestatteten Versauerungstypen 1 bis 3 wurden nur selten gekalkt. Ihre Anteile liegen zwischen 8 und 13 %.

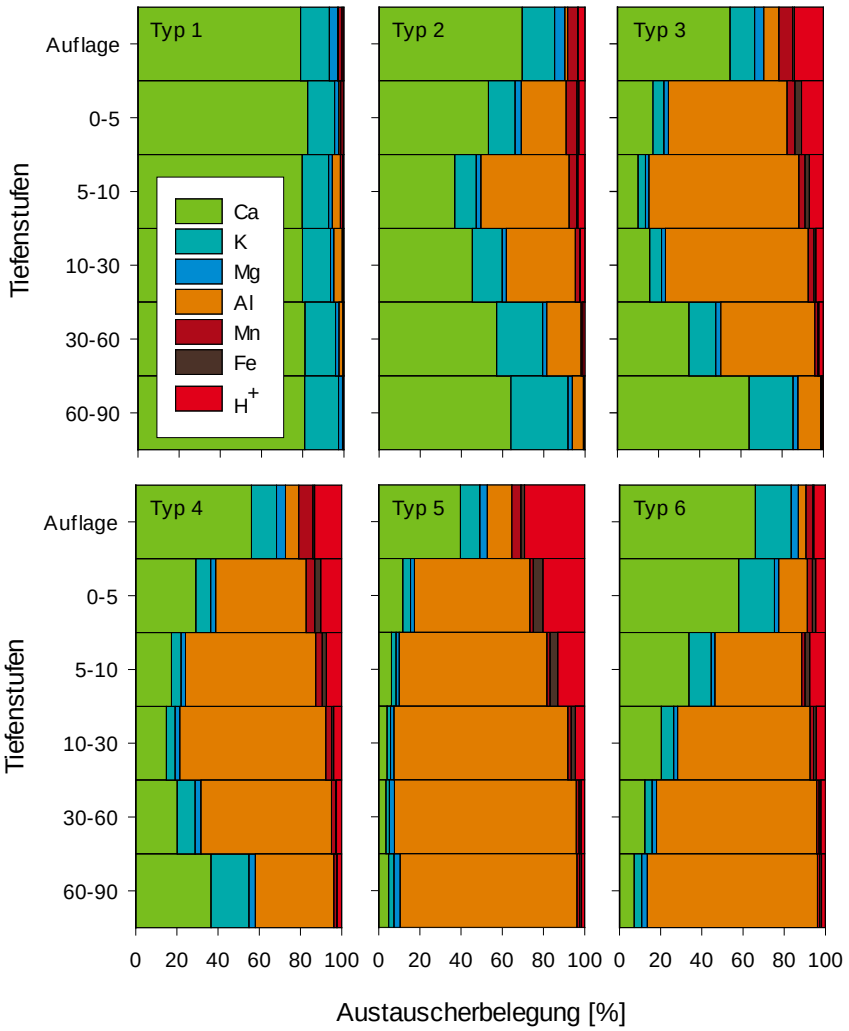


Abb. I-3-8: Mittlerer Anteil der Kationen an der Austauscherbelegung der BZE II-Punkte für Versauerungstypen (Typ 1 bis 6) nach Kölling *et al.* (1996).

3.5 Auswirkungen anthropogener Stoffeinträge auf Waldböden

3.5.1 Stoffeinträge aus Luftverunreinigungen

Mit Beginn der Industrialisierung nahmen in Mitteleuropa die Stoffeinträge kontinuierlich zu. Durch den ständigen Eintrag von anthropogenen Stoffen kommt es zu Änderungen des Stoffhaushalts in den Waldökosystemen, womit diese nicht mehr als konstant sondern als sich ständig verändernde Systeme betrachtet werden müssen. Schlüsseleigenschaften von Waldstandorten, wie der Säure-Base-haushalt oder der N-Haushalt werden nachhaltig verändert. Als dynamische Standortsfaktoren können Stoffeinträge somit nicht unberücksichtigt bleiben. Besonders Schwefel (S)- und N-Verbindungen sowie regionale Depositionen basischer Substanzen beeinflussen die standörtlichen Verhältnisse von Waldstandorten in Deutschland großräumig. Schwefel- und N-Verbindungen in der Atmosphäre entstammen vor allem urbanindustriellen Quellen wie Verkehr (NO_x), Industrieanlagen, Energieumwandlung (SO_x, NO_x) oder der intensiven Landwirtschaft (NH_x). Quellen basischer Kationen v.a. von Kalium sind aufgewehte Bodenpartikel oder atmosphärische Stäube, die in Ostdeutschland als basenreiche Flugaschen auftraten. Meeresnahe Gebiete können ebenfalls durch hohe Einträge an basischen Kationen wie Magnesium, aber auch Sulfat und vor allem Natrium gekennzeichnet sein. Alle in der Atmosphäre befindlichen Stoffe unterliegen Transport- und Transformationsprozessen. Komponenten können mit Wolken- oder Nebeltropfen reagieren oder durch photochemische Reaktionen zur Bildung reaktiver Verbindungen führen.

Die anthropogenen Emissionen von Säurebildnern in die Atmosphäre führen zum Eintrag von Protonen in Waldökosysteme. So werden als Folge der Verbrennung fossiler Energieträger große Mengen an Schwefeldioxid (SO_2) in die Atmosphäre emittiert. Daneben werden beträchtliche Mengen Stickoxide (NO_x) emittiert. In der Atmosphäre bilden diese Gase mit dem darin enthaltenen Wasser starke Säuren, die mit den Niederschlägen in den Boden eingetragen werden. Während der auf den natürlichen CO_2-Gehalt der Atmosphäre zurückzuführende pH-Wert des Niederschlagswassers bei 5,6 liegt, werden in der Atmosphäre anthropogen stark belasteter Gebiete deutlich niedrigere pH-Werte gemessen. Die Deposition von den aus der Landwirtschaft stammenden Ammonium-Ionen (NH_4^+) bewirkt eine zusätzliche Säurebelastung, da Ammonium im Boden durch Nitrifizierung zu Nitrat (NO_3^-) umgewandelt wird, wodurch weitere Protonen freigesetzt werden. In natürlichen Waldökosystemen ist N ein limitierendes Element, weshalb deponierter N zunächst Wachstumsprozesse stimuliert. Bei übermäßiger N-Versorgung kommt es zu Nährstoffungleichgewichten mit der Folge, dass die Artenzusammensetzung von Vegetation und Bodenlebewelt zugunsten nitrophiler Vertreter verändert werden kann. Des Weiteren belastet ausgewaschener N als Nitrat das Grundwasser und führt zu Nährstoffverlusten oder gasförmig entweichender Stickstoff (N_2O) belastet als klimawirksames Gas die Atmosphäre. Wie die Modellierung atmosphärischer Stoffeinträge zeigt (Kap. 2.1.11), sind aufgrund umfangreicher Emissionsminderungsmaßnahmen die Stoffeinträge deutlich rückläufig (Abb. I-3-9). Aufgrund des im Vergleich zu N starken Rückgangs der Schwefeldepositionen hat die

Bedeutung von Ammonium und Ammoniak an der potenziellen Säuredeposition erheblich zugenommen. Somit bleiben die Depositionen reduzierter N-Einträge aus der Landwirtschaft in einigen Regionen Deutschlands auf einem hohen Niveau und sind damit Hauptbelastungsquelle der Wälder.

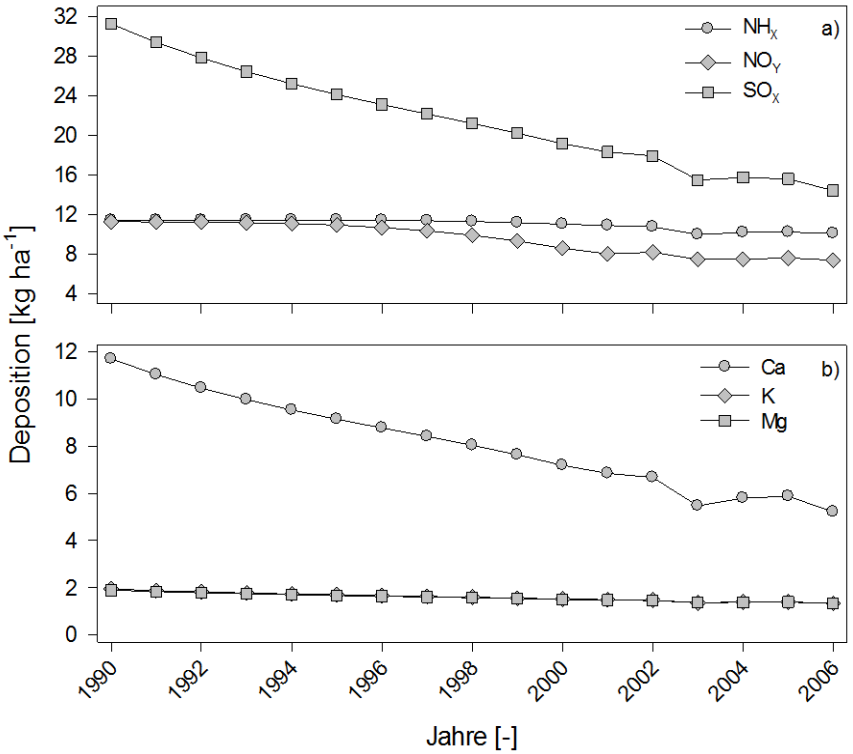


Abb. I-3-9: Zeitliche Entwicklung des jährlichen Eintrags von Luftschadstoffen (a: SO_x, oxidierter S; NH_x, reduzierter N; NO_x, oxidierter N) und basischer Kationen (b: Ca, K, Mg) zwischen 1990 und 2006.

3.5.2 Kalkung von Wäldern

Durch den Eintrag von Luftschadstoffen in Waldökosysteme werden besonders in nicht kalkhaltigen Böden die ökologischen Belastungsgrenzen für Säure und N deutlich überschritten. Hierdurch verarmen die Oberböden an Basen, was mit einer weitgehend substratunabhängigen Versauerung einhergeht (Wolff & Riek 1996). Hinzu kommt, dass bodenökologische Prozesse durch die auf weiterhin hohem Niveau verharrenden N-Depositionen überprägt werden. Die Folgen für die ökosystemaren Funktionen des Walds sind vielfältig. Zum einen nimmt in versauerten Waldböden die biologische Aktivität ab, da sich die Bodenfauna dem hohen Säuregrad mit nur wenigen, dominanten Arten anpasst (Lavelle *et al.* 1995). Andererseits ziehen sich bei säureempfindlicheren Baumarten die Wurzeln aus dem versauerten Mineralboden in den Auflagehumus zurück, da aufgrund der Kronenraumpufferung dem Mineralboden verstärkt Nährelemente entzogen werden. Besonders N-Einträge in Form von Ammonium (NH_4^+) wirken versauernd auf das Ökosystem, da die Pflanze zwangsläufig mehr Kationen als Anionen aufnehmen muss. Zum Ladungsausgleich werden entsprechende Mengen an Protonen über die

Rhizosphäre ausgeschieden. Insofern die in der Biomasse gespeicherten Kationen nicht wieder dem Boden zugeführt werden, sinkt der pH-Wert der Rhizosphäre langfristig ab. Außerdem erfolgt die Aufnahme der Kationen durch die Pflanze im gesamten durchwurzelten Bereich des Bodens, die Neutralisation der Protonen findet jedoch nur in Auflagehumus und Oberboden statt. Demzufolge trägt die Protonenabgabe in der Rhizosphäre zur tieferen Bodenversauerung bei (Bredemeier 1988). Somit entkoppeln sich auch die Nährstoffkreisläufe unter Einbeziehung des tieferen Mineralbodens und der Nährstoffentzug beschränkt sich weitgehend auf die laufende Streuzersetzung im Auflagehumus. Schreitet die Versauerungsfront in die Tiefe fort, werden in den aufgeweiteten Zwischenschichten von Dreischicht-Tonmineralen Nährelemente, wie Calcium und Magnesium durch Al-(hydroxo)-Kationen ersetzt, so dass die Dreischicht-Tonminerale ihre Funktion als Nährelementtauscher verlieren können (Veerhoff & Brümmer 1993). Die damit verbundene starke Aufweitung der Zwischenschichten verursacht eine Destabilisierung, die bei anhaltender Säurebelastung zu einer irreversiblen Auflösung der Kristallgitter führt und in einer Zerstörung der Tonminerale mündet (Veerhoff & Brümmer 1992). Zum Schutz der Bodenqualität wird daher in einigen Bundesländern eine Bodenschutzkalkung durchgeführt, um aktuelle und vergangene Säureeinträge zu kompensieren und somit einer weiteren Bodenversauerung und dem irreversiblen Verlust von Bodenqualität entgegenzuwirken. Für eine effiziente und dauerhafte Regeneration essenzieller Bodenfunktionen werden je nach Bundesland und den dort vorherrschenden Standortsbedingungen verschiedene Konzepte zur Bodenschutzkalkung mit unterschiedlichen Kriterien zur Ausweisung des Kalkungsbedarfs verfolgt.

Die von den Bundesländern als versauerungsempfindlich ausgewiesenen Standorte umfassen jene BZE-Inventurpunkte, die entsprechend bundeslandspezifischer Kriterien durch eine Kalkung vor einer weiteren Bodenversauerung und vor dem irreversiblen Verlust von Bodenqualität geschützt werden können (Abb. I-3-10). In den entsprechenden Leitfäden der Bundesländer werden die zur Anwendung gekommenen Selektionsverfahren ausführlich beschrieben. Ein weiteres, unabhängig von den bundeslandspezifischen Verfahren entwickeltes Konzept zur Begegnung einer weiteren Bodenversauerung und eines irreversiblen Verlusts von Bodenqualität zielt nicht allein auf die Neutralisation aktueller Säureeinträge, sondern auch auf die Wiederannäherung der Bodenreaktion sowie der Basen- und Nährstoffausstattung der Böden an die natürlichen Bodenverhältnisse. Grundlage für dieses an der natürlichen Basenausstattung von Waldstandorten orientierte Konzept ist die Definition eines Sollzustands, der dem der „vorindustriellen“ Basenausstattung der Böden entspricht (von Wilpert *et al.* 2013). Hiernach muss die „Drift“ des Bodens vom natürlichen Versauerungszustand in Richtung höherer Acidität bestimmt werden. Bei der Ableitung des Kalkbedarfs wird unterstellt, dass die Waldböden relativ jung sind und somit im Unterboden durch natürliche Prozesse keine nennenswerten Al-Anteile an der Austauscherbelegung zu finden sind. Eine sich kumulierende anthropogen bedingte Bodenversauerung lässt sich durch einen erhöhten Vorrat austauschbarem Al im Unterboden unterstellen. Für die Neutralisation des Al und damit für die Regeneration der Böden lässt sich wiederum die notwendige Kalkmenge ableiten.

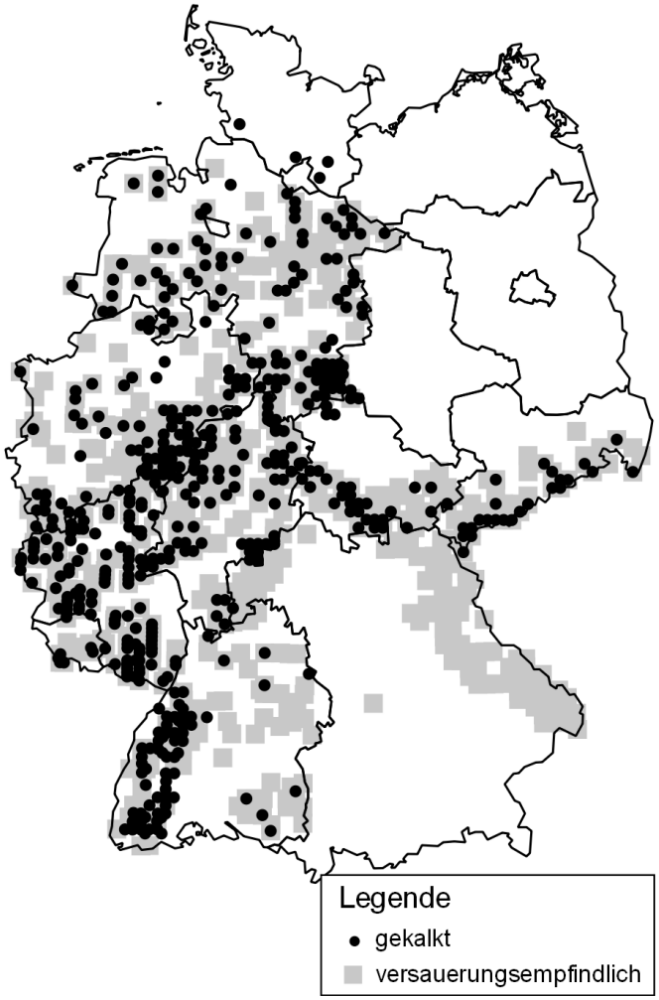


Abb. I-3-10: Verteilung der bundeslandspezifischen Kulisse versauerungsempfindlicher Standorte sowie der bis zum Zeitpunkt der BZE II mindestens einmalig gekalkten BZE-Standorte.

Von den insgesamt 749 von den einzelnen Bundesländern als versauerungsempfindlich eingestuften BZE-Standorten wurden bisher 385 gekalkt. Alternativ hierzu erfolgte, basierend auf dem Vorrat austauschbarer Al-Ionen im Unterboden, die Ableitung eines Kollektivs versauerungsempfindlicher Standorte (Abb. I-3-11). Hierbei beläuft sich die Anzahl solcher Standorte auf 694, von denen bisher 228 Standorte gekalkt worden sind. Der räumliche Vergleich beider Ansätze verdeutlicht, dass der bundeslandspezifische Ansatz der Versauerungsempfindlichkeit weniger räumlich dispers über die Landesfläche verteilt ist als bei Anwendung der Methode austauschbare Al-Vorräte. Weiterhin zeigt sich, dass 197 zur bundeslandspezifischen Kulisse versauerungsempfindlicher Standorte gehörige, bereits gekalkte Standorte nicht als kalkungswürdig entsprechend der Methode austauschbarer Al-Vorräte im Unterboden ausgewiesen worden sind. Umgekehrt finden sich lediglich 40 gekalkte Standorte, die entsprechend der Methode austauschbarer Al-Vorräte ausgewiesen worden sind, jedoch nicht zur bundeslandspezifischen Kulisse versauerungsempfindlicher Standorte gehören. Bei lediglich 188 gekalkten Standorten besteht eine Übereinstimmung basierend auf der Ausweisung beider Ansätze. Hiermit zeigt sich eine Diskrepanz zwischen beiden Ansätzen. Allein für das Bundesland Bayern ergibt sich anhand der

Methode austauschbarer Al-Vorräte ein sehr großer Anteil kalkungswürdiger Standorte, die nicht durch die ausgewiesene bundeslandspezifische Kulisse versauerungsempfindlicher Standorte abgedeckt sind.

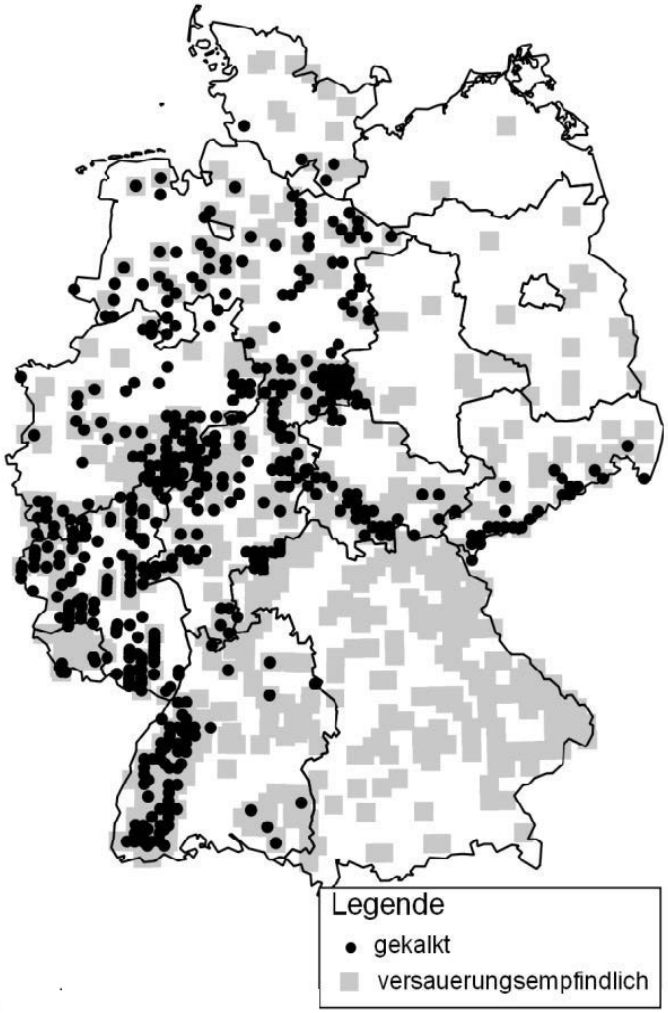


Abb. I-3-11: Verteilung der auf Basis des Vorrats austauschbaren Aluminiums abgeleiteten Kulisse versauerungsempfindlicher Standorte sowie der bis zum Zeitpunkt der BZE II mindestens einmalig gekalkten BZE-Standorte.

4 Bodenversauerung und Nährstoffverfügbarkeit

N. Wellbrock, A. Lauer, N. Eickenscheidt, E. Grüneberg, J. Evers, B. Ahrends, C.-G. Schimming, H.-D. Nagel, W. Riek, K. J. Meiwes, H. Meesenburg

4.1 Einleitung

Der Eintrag von versauernden Luftschadstoffen hat vielerorts die Stoffkreisläufe in Waldökosystemen gravierend verändert (de Vries *et al.* 2014, Ulrich *et al.* 1979). Während seit dem Beginn der Industrialisierung und besonders deutlich in den 1960er Jahren bis in die 1990er Jahre insbesondere durch die Einträge von Schwefel (S) der Säure-Base-Status der Waldböden verändert wurde, trugen später zunehmend Einträge der Stickstoff (N)-Verbindungen Nitrat (NO_3^-) und Ammonium (NH_4^+) zur Säurebelastung bei (Schöpp et al. 2003) und führten zugleich aber aufgrund der Nährstofffunktion von N auch zu einer Eutrophierung der Wälder (Kap. 5).

In Böden eingetragene Säuren bewirken einen Verlust an Säureneutralisationskapazität (SNK). Der Rückgang der SNK ist jedoch nicht mit einer äquivalenten Zunahme freier Säure (Protonen, ausgedrückt als pH-Wert) verbunden, da viele Bodenbestandteile wie insbesondere Minerale eine säureneutralisierende Wirkung haben. In Abhängigkeit von Ausgangssubstrat und Versauerungszustand werden unter dem Einfluss von Säuredeposition verschiedene Puffersysteme in Böden wirksam, die sich hinsichtlich ihrer Pufferreaktionen und -kapazitäten unterscheiden (Tab. I-4-1). Bei Zufuhr von Säuren werden in Abhängigkeit von der Säurebelastung und der jeweiligen Pufferkapazität bzw. SNK verschiedene Pufferbereiche durchlaufen (Ulrich 1987a). Die Zusammensetzung der Kationen der Bodenlösung ändert sich beim Übergang von einem Pufferbereich in einen anderen jeweils in charakteristischer Weise. Wenn der Aluminium (Al)-Pufferbereich erreicht wird, kann die Konzentration an Al-Ionen in der Bodenlösung so hoch werden, dass neben einem sehr niedrigen pH-Wert das Risiko toxisch wirksamer Konzentrationen besteht (Reuss & Johnson 1986). Erhöhte Al-Konzentrationen, insbesondere in Form von freiem Al^{3+}, können die Nährstoffaufnahme durch Baumwurzeln oder deren Mykorrhiza behindern (Wit de *et al.* 2010) und können toxisch für Mikroorganismen sein (Piña & Cervantes 1996). Organisch komplexiertes Al in der Bodenlösung wird als weniger toxisch beurteilt (Hansen *et al.* 2007). Aluminium bildet unter sauren Bedingungen mit Phosphor (P) stabile Komplexe und kann daher die P-Verfügbarkeit im Boden reduzieren. Durch die Ausfällung von gelöster organischer Substanz durch Al kann gleichzeitig deren Abbau verlangsamt werden (Scheel *et al.* 2007). Während alle Böden durch Säureeinträge einen Verlust an SNK erleiden, sind insbesondere mit basenarmen Ausgangssubstraten ausgestattete Waldböden von den negativen Folgen der Bodenversauerung wie pH-Wert-Absenkung und Al-Mobilisierung betroffen.

Die Säuren werden vorwiegend in Form starker Mineralsäuren (Schwefelsäure H_2SO_4, Salpetersäure HNO_3) in die Böden eingebracht bzw. im Boden generiert, wenn NH_4^+ durch Wurzeln aufgenommen und eine äquivalente Menge Protonen abgegeben wird oder durch Nitrifikation zu HNO_3 umgewandelt wird. Da im Boden für die Anionen NO_3^- und Chlorid (Cl^-) keine und für Sulfat (SO_4^{2-}) nur wenige Sorptionsplätze zur Verfügung stehen, werden diese leicht in tiefere Bodenhorizonte verfrachtet. Nach dem Elektroneutralitätsprinzip müssen diese Anionen von einer äquivalenten Menge Kationen begleitet werden, deren Zusammensetzung wiederum u.a. von der Zusammensetzung der austauschbar gebundenen Kationen bestimmt wird (Reuss & Johnson 1985). Im Gegensatz zu den „natürlichen" Komponenten der Bodenversauerung durch Kohlensäure oder organische Säuren (z.B. Huminsäuren und Fulvosäuren), die als schwache Säuren durch Pufferreaktionen protoniert werden, sind damit auch tiefere Bodenhorizonte von einer Versauerung und dem Verlust von basischen (Nährstoff-) Kationen betroffen. Durch die Retention von SO_4^{2-}, bspw. durch die Adsorption an pedogenen Metallhydroxiden oder durch die Ausfällung von schwerlöslichen Al-Hydroxo-Sulfaten, wird die Säurebelastung vorübergehend verringert. Bei der Remobilisierung von zwischengespeichertem S wird jedoch eine äquivalente Säuremenge freigesetzt (Ulrich 1994).

Tab. I-4-1: Säure-Pufferbereiche in belüfteten Böden (Ulrich 1981, 1983) verändert nach AK Standortskartierung (2003).

Pufferbereich	Carbonat ($CaCO_3$)	Silikat	Austauscher (Aust.)	Aluminium (Al)	Al-Fe	Eisen (Fe)
pH-Wert	8,6-6,2	6,2-5,0	5,0-4,2	4,2-3,8	3,8-3,0	<3,0
Pufferrate	hoch	gering	sehr hoch	hoch-mittel	mittel bei der Präsenz wasserlöslicher Huminstoffe	
Boden-chemische Schlüssel-prozesse	Entkalkung	Freisetzung von Gitter-kationen Tonmineral-neubildung	Verlust aus-tauschbarer Kationen, Abnahme der AKe	Lösung von silikatischem Al; Ton-zerstörung Protolyse von Al-Hydrox-iden	Fe-Mobili-sierung als org. Komplex	Bleichung bei hohem O_2-Partial-druck

Direkte Folgen der Bodenversauerung sind der Verlust von „basischen" Kationen (z.B. K, Mg, Ca) als Begleitionen der mobilen Anionen, aber auch die Freisetzung von Protonen (H^+), Al-Ionen (Al^{3+}) und Schwermetallen in die Bodenlösung (Reuss & Johnson 1985). Der Verlust an „basischen" (Nährstoff-)Kationen durch Auswaschung in Verbindung mit mobilen Anionen kann auf basenarmen Standorten zu Nährstoffungleichgewichten führen (de Vries *et al.* 2014).

Die direkten und indirekten Folgen der Bodenversauerung wurden bereits früh als mögliche Ursache der neuartigen Waldschäden, die in Mitteleuropa seit den späten 1970er Jahren beobachtet werden, erkannt (Ulrich 1987a, 1979). Diese Diskussion führte auch zu verschiedenen Luftreinhaltemaßnahmen beginnend mit der ersten Stufe der Großfeuerungsanlagenverordnung in 1983 (BImSchV 1983). Diese und weitere Maßnahmen führten auf nationaler und

internationaler Ebene zu einer deutlichen Reduktion der Deposition von versauernden Substanzen (z.B. Convention of Long-range Transboundary Air Pollution CLRTAP, UNECE (1979)) in Europa (Waldner *et al.* 2014).

Den gesetzlichen Rahmen zur Vermeidung beziehungsweise zur Kompensation von Versauerungsprozessen bildet grundsätzlich das Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG, Kap. 3) und die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (Europäisches Parlament und Europäischer Rat 2000) ab, wo Kriterien bezüglich anzustrebender Zustände von Böden und Gewässern definiert werden. Maßnahmen zur Verminderung von Säureeinträgen zielen darauf ab, diese Einträge auf ein ökosystemverträgliches Maß zu begrenzen. Zur Bewertung der Risiken, denen naturnahe Ökosysteme durch den Eintrag von Luftschadstoffen ausgesetzt sind, werden wirkungsbezogene Belastungsgrenzen, die Critical Loads, ermittelt. Unter dem Begriff Critical Loads sind naturwissenschaftlich begründete Grenzwerte zu verstehen, die sich aus den Wirkungen von Luftschadstoffen ableiten lassen. Die Einhaltung oder Unterschreitung solcher Belastungs-grenzwerte gibt nach heutigem Wissen Gewähr dafür, dass ein ausgewähltes Schutzgut, der ökologische Rezeptor, weder akut noch langfristig in seinen Funktionen geschädigt wird. Dies verdeutlicht die Definition von Critical Loads:

“A quantitative estimate of an exposure to one or more pollutants below which significant harmful effects on specified sensitive elements of the environment do not occur according to present knowledge” (Spranger *et al.* 2015).

Aus dem Vergleich dieser maximal zulässigen Einträge (Critical Loads) mit den aktuell gemessenen oder modellierten Schadstofffrachten kann die Einhaltung bzw. Überschreitung der ökologischen Belastungsgrenzen ermittelt werden. Ebenso können die Fortschritte bei der Luftreinhaltung und die Wirksamkeit eingeleiteter Maßnahmen daran überprüft werden. Generelles Umweltqualitätsziel ist, dass die Critical Loads zukünftig nicht mehr überschritten werden. In Deutschland fordert die Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt bis zum Jahr 2020 alle empfindlichen Ökosysteme vor Versauerung und Eutrophierung zu schützen (BMUB 2014), also die Einträge auf ein Maß unterhalb der Critical Loads zu senken.

Als Indikatoren für den Säure-Base-Status der Waldböden werden der Boden-pH-Wert (als pH(H_2O) und pH(KCl), die Basensättigung sowie die Anteile austauschbarer Kationensäuren (H^+, A, Mn, Fe) herangezogen (Meiwes *et al.* 1986). Die Charakterisierung des Nährstoffpotenzials bzw. der verfügbaren Nährstoffe erfolgt mittels der königswasserextrahierbaren Nährstoffe sowie der austauschbar gebundenen Nährstoff-Kationen.

4.2 Bodenreaktion

Zur Charakterisierung der Bodenreaktion wurde der Boden-pH-Wert in Wasser (H_2O) und in 1 M Kaliumchlorid (KCl) bestimmt. Der in Wasser gemessene pH-Wert (pH(H_2O)-Wert) gibt den

effektiven Säure-Base-Zustand an und unterliegt stärker als der pH(KCl)-Wert jahreszeitlichen Schwankungen. Durch die Verwendung von salzhaltiger Suspension wird der pH-Wert u.a. durch im Boden austauschbar gebundene Al-Ionen und Protonen abgesenkt. Der pH(KCl)-Wert ist um 0,4-1,1 pH-Einheiten niedriger als der pH(H_2O)-Wert (Mineralboden BZE II) und gibt die potenzielle Acidität an (Ulrich 1981).

4.2.1 Status und Tiefenverteilung

Die Ergebnisse der Bodenzustandserhebung zeigen eine große Spannweite der pH-Werte in den Waldböden von Deutschland (Abb. I-4-1 und Abb. I-4-2). Der Auflagehumus der Böden hat im Mittel einen pH(H_2O)-Wert von 4,6 ± 0,02 und einen pH(KCl)-Wert von 3,9 ± 0,02 (Kartenband Tab. II-4-1 und II-4-4). Das 10. Perzentil der Verteilung der pH-Werte liegt im Auflagehumus bei pH(H_2O) 3,7 und pH(KCl) 2,9 und das 90. Perzentil bei pH(H_2O) 5,7 und pH(KCl) 5,2 (Kartenband Tab. II-4-7 und II-4-13). In der ersten Mineralbodenschicht sind die pH-Werte im Mittel etwas niedriger als im Auflagehumus und nehmen dann mit zunehmender Bodentiefe zu. In 30-60 cm haben die Waldböden einen mittleren pH(H_2O)-Wert von 5,2 ± 0,03 und einen mittleren pH(KCl)-Wert von 4,5 ± 0,03. Das 10. Perzentil liegt hier bei pH(H_2O) 4,3 und pH(KCl) 3,6 und das 90.-Perzentil bei pH(H_2O) 7,2 und pH(KCl) 6,6 (Kartenband Tab. II-4-11 und II-4-17).

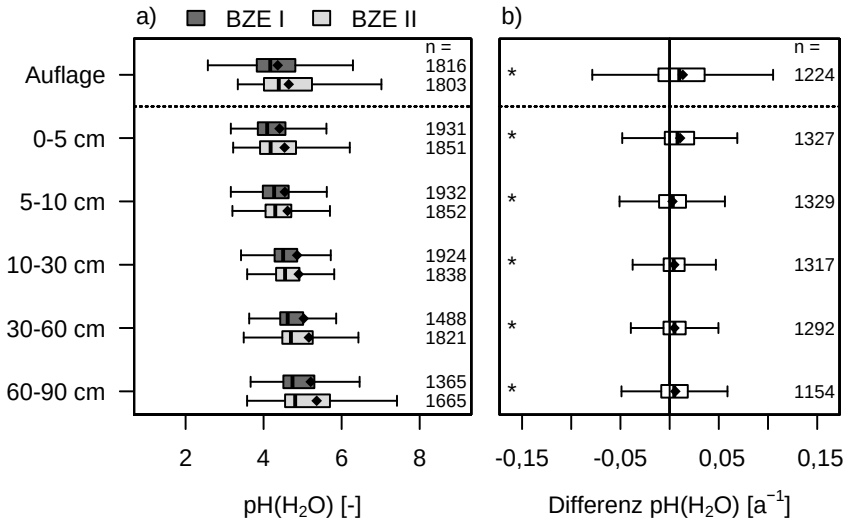


Abb. I-4-1: pH(H_2O)-Werte im Auflagehumus und im Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE I und BZE II (a, gesamte Stichprobe inkl. Moor- und organisch geprägte Standorte) sowie Veränderungen der pH(H_2O)-Werte von der BZE I zur BZE II (b, gepaarte Stichprobe ohne Moor- und organisch geprägte Standorte).

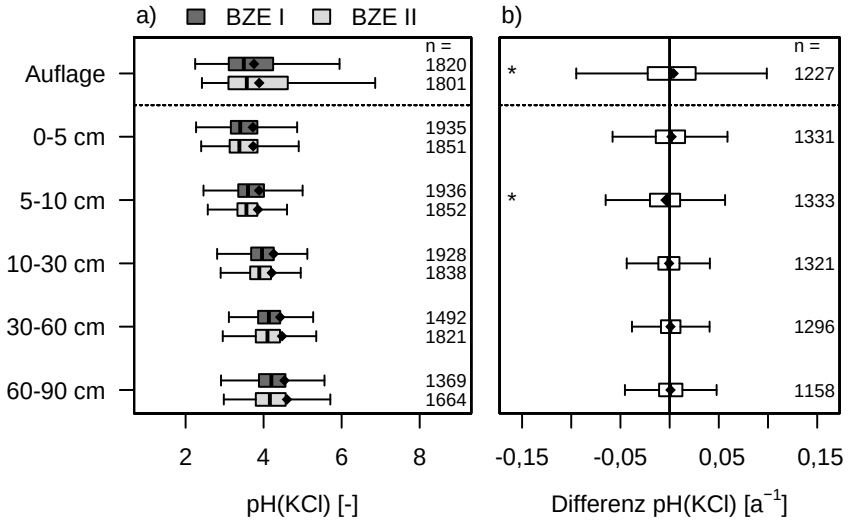


Abb. I-4-2: pH(KCl)-Werte im Auflagehumus und im Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE I und BZE II (a, gesamte Stichprobe inkl. Moor- und organisch geprägte Standorte) sowie Veränderungen der pH(KCl)-Werte von der BZE I zur BZE II (b, gepaarte Stichprobe ohne Moor- und organisch geprägte Standorte).

4.2.2 Räumliche Verteilungsmuster

Die pH(KCl)-Werte sind im Kartenband Karte II-4-13, Karte II-4-15, Karte II-4-17, Karte II-4-19, Karte II-4-21 und Karte II-4-23 anhand von Perzentilgrenzen dargestellt und lassen regionale Unterschiede des potenziellen Säure-Base-Zustands der Waldböden erkennen. Hohe pH(KCl)-Werte kennzeichnen substratbedingt das Bodenprofil der Standorte in der Schwäbischen und Fränkischen Alb, entlang der Fränkischen Platte und im Bayerischen Alpenraum (überwiegend Böden aus verwittertem Karbonatgestein und aus basisch-intermediärem Festgestein). Auch im mitteldeutschen Raum weisen die durch basische Ausgangssubstrate geprägten Standorte überdurchschnittlich hohe pH(KCl)-Werte im gesamten Profil auf, so z.B. um das Thüringer Becken und im südlichen Weserbergland. Die durch basenarme Ausgangssubstrate gekennzeichneten Regionen wie die Mittelgebirge in Ostbayern (Bayerischer, Franken- und Oberpfälzer Wald), der Schwarzwald und große Teile Nord- und Ostdeutschlands zeichnen sich häufig durch niedrige pH(KCl)-Werte im Gesamtprofil aus. In vielen Teilen insbesondere in west- und mitteldeutschen Gebieten ergibt sich ein heterogenes Bild ohne eindeutiges regionales Muster des Waldbodensäurezustands. Bei Betrachtung der einzelnen Tiefenstufen ergeben sich teilweise andere regionale Muster der pH(KCl)-Werte. Während z.B. im Mittel- und Nordbrandenburger Raum in den oberen 5 cm hauptsächlich pH(KCl)-Werte unterhalb des Medians vom Gesamtkollektiv zu finden sind, sind diese Regionen in tieferen Bodenschichten (10-90 cm) von pH(KCl)-Werten oberhalb des Medians gekennzeichnet. An anderen Standorten z.B. im süddeutschen Raum (Neckarland und im Schwarzwald) zeigt sich dieses Muster in umgekehrter Weise.

4.2.3 Veränderungen zur BZE I

Die Ergebnisse der BZE II zeigen, dass seit der ersten Inventur ein Anstieg der pH-Werte vor allem in den oberen Bodenschichten (Auflagehumus-5 cm) des gepaarten Kollektivs stattfand (Abb. I-4-1 und Abb. I-4-2). Dieser Anstieg ist für den pH(H_2O) und den pH(KCl) im Auflagehumus signifikant. Die Änderungsraten des pH(H_2O) (0,013 ± 0,0014 a^{-1} im Auflagehumus und 0,011 ± 0,0011 a^{-1} in 0-5 cm) sind dabei höher als die des pH(KCl) (0,004 ± 0,0014 a^{-1} im Auflagehumus und 0,002 ± 0,0011 a^{-1} in 0-5 cm) (Kartenband Tab. II-4-3 und II-4-6). Während die pH(H_2O)-Werte zwischen beiden Inventuren in 10-90 cm eine leichte, aber signifikante Zunahme zeigen, verändern sich die pH(KCl)-Werte mit der Wiederholungsinventur hier nicht signifikant und nehmen in 5-10 cm Bodentiefe sogar im Mittel mit 0,004 ± 0,001 a^{-1} signifikant ab. Diese Abnahme der pH(KCl)-Werte gegenüber der ersten Inventur zeigt deutliche regionale Muster und betrifft vor allem die Waldböden in Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern, Sachsen-Anhalt und Hessen wohingegen in Sachsen, Rheinland-Pfalz, im Thüringer Wald und teilweise in Baden-Württemberg in 5-10 cm eine leichte Zunahme der pH(KCl)-Werte beobachtet werden kann (Kartenband Karte II-4-18). Der pH-Anstieg im Oberboden dürfte u.a. eine Folge der reduzierten Säureeinträge und von Kalkungsmaßnahmen sein. Die deutlichere und bis in größere Bodentiefe reichende Zunahme des pH(H_2O) gegenüber dem pH(KCl) ist vermutlich auf einen Rückgang der Ionenstärke der Bodenlösung – insbesondere durch die Abnahme der SO_4-Konzentration – zurückzuführen. Bei konstanter Zusammensetzung der Austauscherbelegung führt allein ein Rückgang der Ionenstärke zu einer pH-Erhöhung der Bodenlösung (Reuss & Johnson 1986). Dies betrifft den pH(H_2O) stärker als den pH(KCl), da letzterer auch durch die Austauscherbelegung bestimmt wird. Eine Abnahme der Ionenkonzentration in der Bodenlösung im Zeitraum 1990 bis 2006/2008 konnte für zahlreiche Level II-Standorte in Deutschland belegt werden (Klinck *et al.* 2012).

4.2.4 Pufferbereiche

Anhand der Einteilung der pH-Werte in Pufferbereiche (Tab. I-4-1) lassen sich die Veränderungen des Säure-Base-Zustands der Waldböden zwischen den beiden Inventuren verdeutlichen (Abb. I-4-3). Der Anstieg der pH(H_2O)-Werte im Mineralbodens zeigt sich durch eine Zunahme der Standorte im Austauscher- bis $CaCO_3$-Pufferbereich um 9 % (0-5 cm) bzw. 5 % (5-30 cm) und einer entsprechenden Abnahme im Fe- bis Al-Pufferbereich. Ab 60 cm Bodentiefe sinkt der Anteil der Standorte im Al- und Austauscher-Pufferbereich zugunsten des Silikat- und $CaCO_3$-Pufferbereichs um rund 5 %. Diese Ergebnisse sind einerseits auf die Kalkungsmaßnahmen zwischen den Inventuren, andererseits auch auf den Rückgang der Ionenstärke der Bodenlösung zurückzuführen. Der Anteil gekalkter Standorte im Fe- bis Al-Pufferbereich sinkt zugunsten des Austauscher- bis $CaCO_3$-Pufferbereichs im Oberboden deutlich um 38 % (0-5 cm), 27 % (5-10 cm) und 16 % (10-30 cm) und im Unterboden leicht um 9 % (30-60 cm) und 4 % (60-90 cm) (Anhang Abb. A-4-1 und Abb. A-4-2). Ungekalkte Standorte zeigen eine Abnahme der Anteile im Fe- und Al-Fe-Pufferbereich nur in den oberen 5 cm um 10 % mit entsprechender Zunahme im Al- bis

$CaCO_3$-Pufferbereich, in tieferen Bodenschichten ergibt sich bei ungekalkten Standorten kein eindeutiger Trend. Diese Befunde spiegeln einerseits den Einfluss von Kalkungsmaßnahmen auf die Bodenreaktion im Oberboden wider und andererseits im Mittel ein Gleichgewicht zwischen versauernden und entsauernden Prozessen im Unterboden auf nicht gekalkten Standorten (Kap. 4.5.1).

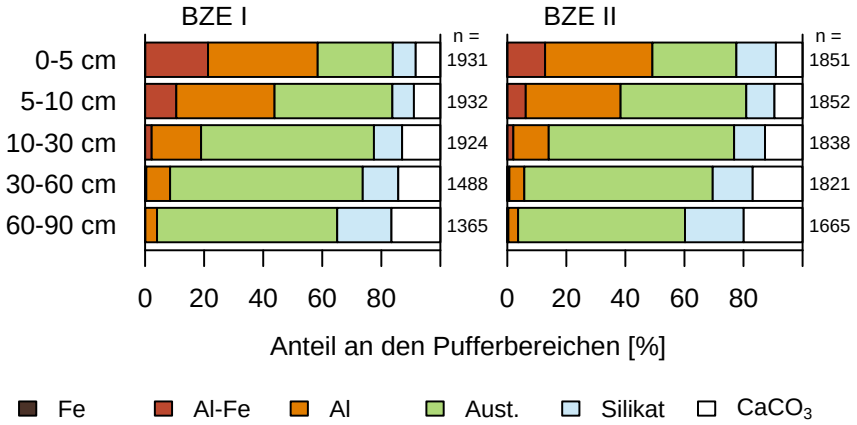


Abb. I-4-3: Anteile der Standorte (gesamte Stichprobe) an den Pufferbereichen (Tab. I-4-1) im Mineralboden.

4.2.5 Einflussgrößen auf die Bodenreaktion

4.2.5.1 Bodenreaktion und Kalkung von Waldstandorten

Den Untersuchungen zum Einfluss der Kalkung auf den Säure-Base-Zustand liegen beide im Kapitel 3 vorgestellten Kollektive versauerungsempfindlicher Standorte zugrunde (Kollektiv 1: die von den Bundesländern ausgewiesenen versauerungsempfindlichen Standorte; Kollektiv 2: die von den austauschbaren Al-Vorräten im Unterboden abgeleiteten versauerungsempfindlichen Standorte).

Zum Zeitpunkt der BZE II zeigen die gekalkten Standorte im Auflagehumus und im Mineralboden bis in 60 cm Bodentiefe signifikant höhere pH(H_2O)-Werte als die ungekalkten Standorte. Dies kann für beide Kollektive versauerungsempfindlicher Standorte nachgewiesen werden (Abb. I-4-4). Bei den pH(KCl)-Werten zeigt sich ein weniger deutliches Bild. Die pH(KCl)-Werte weisen bei den gekalkten Standorten im Vergleich zu den ungekalkten im Auflagehumus und im Mineralboden bis 5 cm bzw. in 30-60 cm Bodentiefe (Kollektiv 1 und 2) und für Kollektiv 2 auch in 60-90 cm Bodentiefe (Abb. I-4-5) signifikant höhere Werte auf.

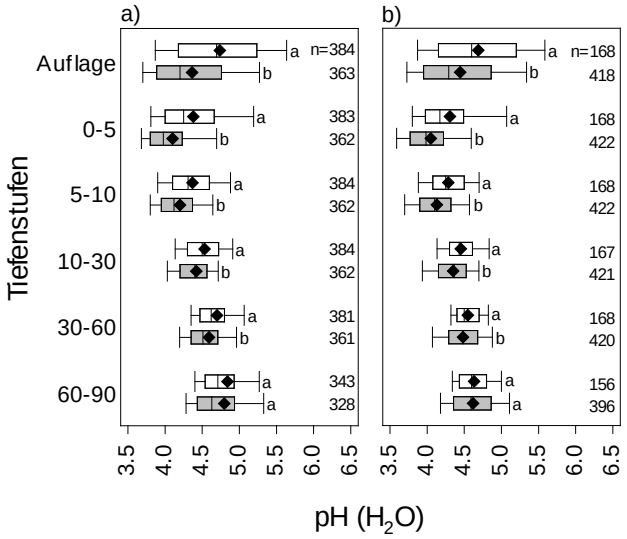


Abb. I-4-4: pH(H_2O)-Werte für gekalkte (weiß) und ungekalkte (grau) Standorte im Auflagehumus und im Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE II nach Tiefenstufen für die Standorte innerhalb der bundeslandspezifischen versauerungsempfindlichen Standorte (Kollektiv 1, a) und die versauerungsempfindlichen Standorte abgeleitet basierend auf den austauschbaren Aluminiumvorräten (Kollektiv 2, b).

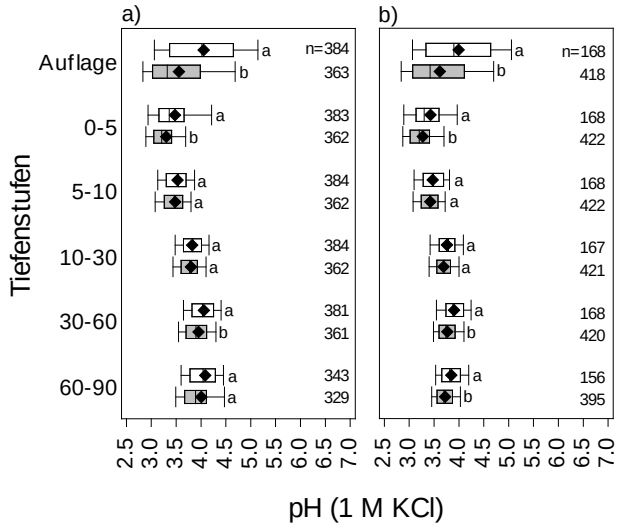


Abb. I-4-5: pH(KCl)-Werte für gekalkte (weiß) und ungekalkte (grau) Standorte im Auflagehumus und im Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE II nach Tiefenstufen für die Standorte innerhalb der bundeslandspezifischen versauerungsempfindlichen Standorte (Kollektiv 1, a) und die versauerungsempfindlichen Standorte abgeleitet basierend auf den austauschbaren Aluminiumvorräten (Kollektiv 2, b).

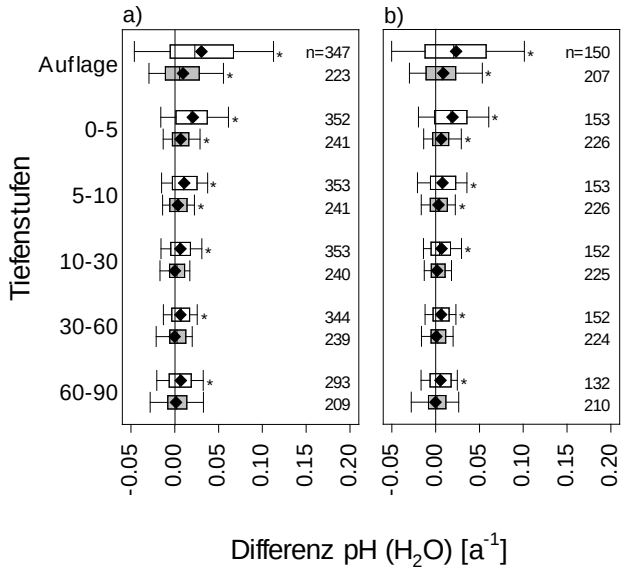


Abb. I-4-6: Jährliche Änderungsraten von pH(H_2O)-Werten für gekalkte (weiß) und ungekalkte (grau) Standorte im Auflagehumus und im Mineralboden zwischen der BZE I und BZE II nach Tiefenstufen für die Standorte innerhalb der bundeslandspezifischen Kulisse versauerungsempfindlicher Standorte (Kollektiv 1, a) und die versauerungsempfindlichen Standorte abgeleitet basierend auf den austauschbaren Aluminiumvorräten (Kollektiv 2, b).

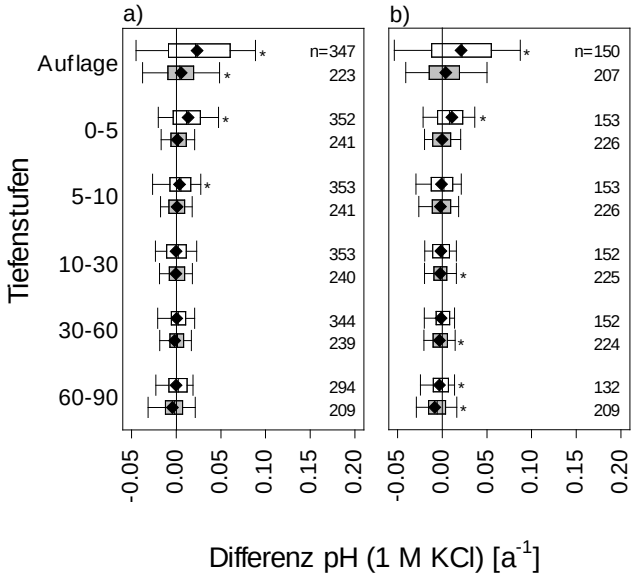


Abb. I-4-7: Jährliche Änderungsraten von pH(KCl)-Werten für gekalkte (weiß) und ungekalkte (grau) Standorte im Auflagehumus und im Mineralboden zwischen der BZE I und BZE II nach Tiefenstufen für die Standorte innerhalb der bundeslandspezifischen Kulisse versauerungsempfindlicher Standorte (Kollektiv 1, a) und die versauerungsempfindlichen Standorte abgeleitet basierend auf den austauschbaren Aluminiumvorräten (Kollektiv 2, b).

Zwischen beiden Inventuren nehmen die pH(H_2O)-Werte bis in 10 cm Bodentiefe sowohl für gekalkte als auch für ungekalkte Standorte seit der Ersterhebung signifikant zu. In tieferen Bodenschichten zeigt sich bei ungekalkten Standorten keine Änderung während die pH(H_2O)-Werte auf gekalkten Standorten weiterhin signifikant ansteigen. Diese Ergebnisse gelten für die Betrachtung

beider Kulissen versauerungsempfindlicher Standorte (Abb. I-4-6). Ein im Mittel signifikanter Anstieg der pH(KCl)-Werte gekalkter Standorte kann im Auflagehumus und im Mineralboden in 0-10 cm (Kollektiv 1) bzw. 0-5 cm (Kollektiv 2) Bodentiefe beobachtet werden, während auf ungekalkten Standorten nur im Auflagehumus bei Betrachtung des Kollektivs 1 ein signifikanter Anstieg der pH(KCl)-Werte festgestellt werden kann (Abb. I-4-7). Ab 10 cm (Kollektiv 1) bzw. 5 cm (Kollektiv 2) zeigt sich bei ungekalkten Standorten eine Abnahme der pH(KCl)-Werte zwischen den Inventuren, die für 10-90 cm Bodentiefe bei Betrachtung des Kollektivs 2 signifikant ist.

4.2.5.2 Bodenreaktion und Bodensubstratgruppen

Böden aus verwittertem Karbonatgestein (4) haben im Mittel die höchsten pH(KCl)-Werte und unterscheiden sich in allen Tiefenstufen des Mineralbodens signifikant von den anderen Bodensubstratgruppen (Abb. I-4-8). Böden aus basenarmem Locker- (1) und Festgestein (6) sowie Tieflandböden aus Lösslehm (3) haben im Mittel die niedrigsten pH(KCl)-Werte. Böden aus basisch-intermediärem Festgestein (5) weisen zusammen mit den semiterrestrischen Böden breiter Flusstäler (2) pH(KCl)-Werte im mittleren Bereich auf und unterscheiden sich im Auflagehumus signifikant von basenarmen (1, 3, 6) und basenreichen Bodensubstratgruppen (4).

Die Zunahme der pH(KCl)-Werte im Auflagehumus zwischen den Inventuren zeigt sich signifikant bei den Tieflandböden aus Lösslehm (3), den Böden aus verwittertem Karbonatgestein (4), den Böden aus basisch-intermediärem (5) und aus basenarmem Festgestein (6) (Abb. I-4-9). Die pH(KCl)-Werte der Böden aus basenarmem Lockergestein (1) sinken hingegen signifikant im Auflagehumus und in den ersten 30 cm des Mineralbodens. Eine signifikante Abnahme im Mineralboden zeigt sich auch bei den Böden aus basisch-intermediärem Festgestein (5) in den Tiefenstufen 5-90 cm. Im Gegensatz dazu steigen im Mineralboden die pH(KCl)-Werte von Böden aus verwittertem Karbonatgestein (4) (alle Tiefenstufen) und Böden aus basenarmem Festgestein (6) (0-10 cm und 30-60 cm) signifikant seit der ersten Inventur. Neben dem direkten Einfluss der Bodensubstrate beeinflusst auch die unterschiedliche Kalkungspraxis auf den verschiedenen Bodensubstraten die pH-Veränderungen. So wurden beispielsweise mehr als 50 % der Standorte auf Böden aus basenarmem Festgestein (6) gekalkt, wohingegen nur wenige Standorte der Böden aus basenarmem Lockergestein (1) als kalkungswürdig eingestuft werden und somit nur 50 von ca. 300 Standorten dieser Bodensubstratgruppe gekalkt wurden. Es zeigt sich, dass der Anstieg der pH(KCl)-Werte der Böden aus basenarmem Festgestein (6) bei gekalkten Standorten in 0-30 cm Bodentiefe signifikant ist, während ungekalkte Standorte dieser Bodensubstratgruppe nur im Auflagehumus signifikant ansteigen (Abb. I-4-10). Auch bei den Böden aus basisch-intermediärem Festgestein (5) und den Böden aus basenarmem Lockergestein (1) führt die Kalkung vor allem in den oberen 10 cm des Bodens zu einer Kompensierung sinkender pH(KCl)-Werte. Es zeigt sich außerdem ein signifikanter Anstieg der pH(KCl)-Werte bei ungekalkten Böden aus basenarmem Festgestein (6) im Auflagehumus. Hier ist zu vermuten, dass dies im Zusammenhang mit dem Rückgang der Säuredeposition in den von basenarmem Kristallingestein geprägten Böden der Mittelgebirge steht (Alewell *et al.* 2001, Bittersohl *et al.* 2014), wodurch die Auswaschung von Basen, die z.B. durch Streu oder Staub in den Auflagehumus

eingetragen werden, stark zurückgegangen ist (Ulrich 1994). Aber auch eine Zunahme der Mineralisation von angereicherter organischer Substanz, bedingt durch waldbauliche Maßnahmen (beispielsweise Einmischung von Laubholz in Nadelholzreinbeständen) oder die N-Zufuhr, können einen Anstieg des pH(KCl)-Werts verursachen (Breemen van *et al.* 1983).

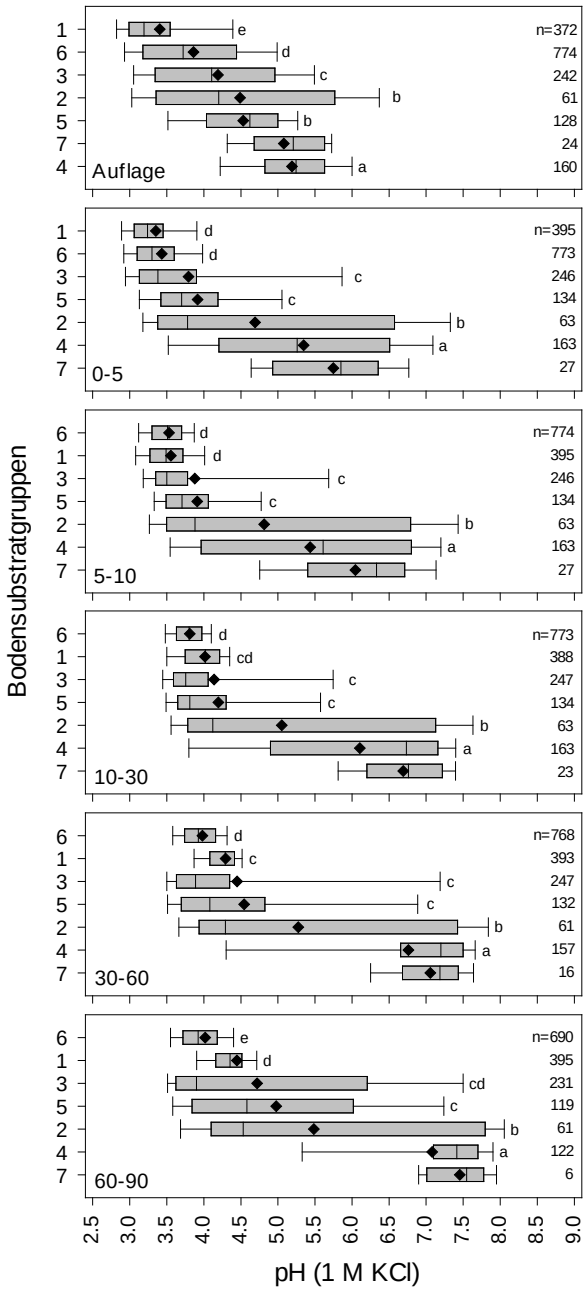


Abb. I-4-8: pH(KCl)-Werte im Auflagehumus und im Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE II nach Tiefenstufen für folgende Bodensubstratgruppen: 1 = Böden aus basenarmem Lockergestein, 2 = semiterrestrische Böden der breiten Flusstäler, 3 = Tieflandböden aus Lösslehm, 4 = Böden aus verwittertem Karbonatgestein, 5 = Böden aus basisch-intermediärem Festgestein, 6 = Böden aus basenarmem Festgestein, 7 = Böden der Alpen (in der Teststatistik nicht berücksichtigt).

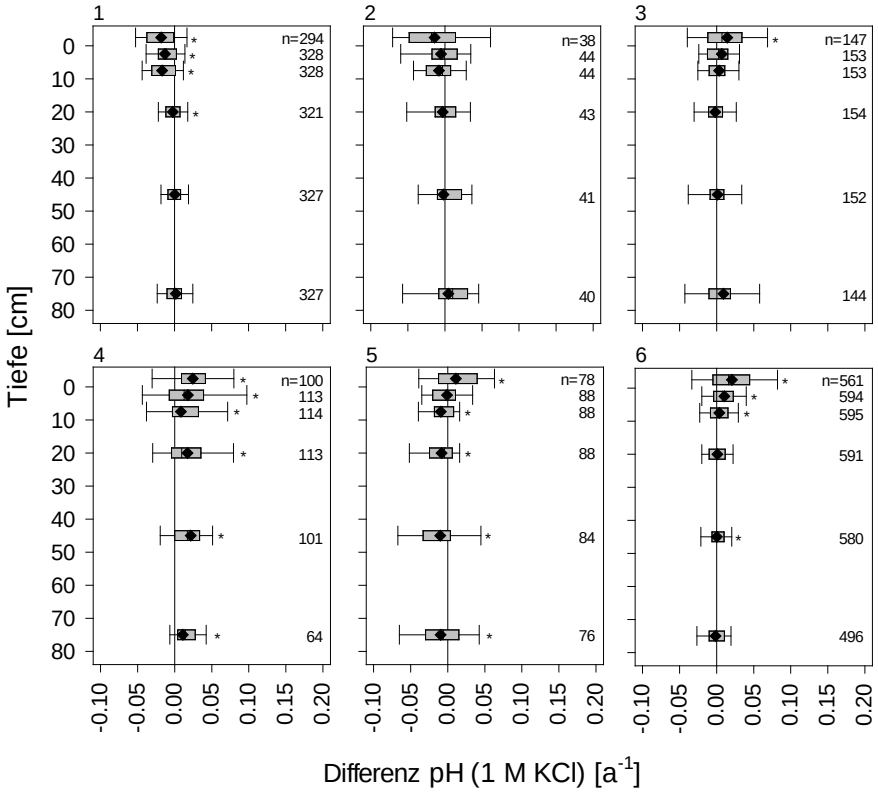


Abb. I-4-9: Tiefenverlauf der jährlichen Änderungsraten der pH(KCl)-Werte im Auflagehumus und im Mineralboden zwischen der BZE I und BZE II für folgende Bodensubstratgruppen: 1 = Böden aus basenarmem Lockergestein, 2 = semiterrestrische Böden der breiten Flusstäler, 3 = Tieflandböden aus Lösslehm, 4 = Böden aus verwittertem Karbonatgestein, 5 = Böden aus basisch-intermediärem Festgestein, 6 = Böden aus basenarmem Festgestein.

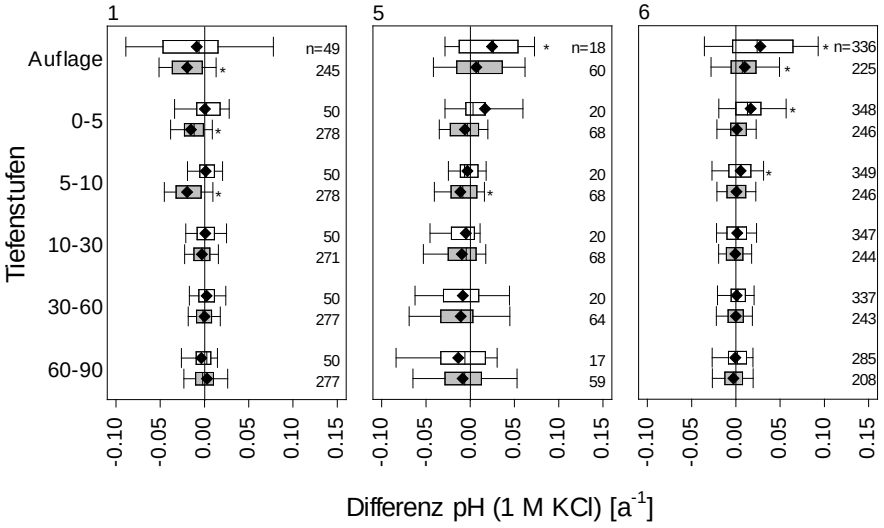


Abb. I-4-10: Jährliche Änderungsraten der pH(KCl)-Werte für gekalkte (weiß) und ungekalkte (grau) Standorte im Auflagehumus und im Mineralboden zwischen der BZE I und BZE II nach Tiefenstufen für ausgewählte Bodensubstratgruppen: 1 = Böden aus basenarmem Lockergestein, 5 = Böden aus basisch-intermediärem Festgestein, 6 = Böden aus basenarmem Festgestein.

4.2.5.3 Bestockung und Bodenreaktion

Die Wechselwirkungen zwischen Bestockung und Bodenreaktion sind vielfältig. Einerseits kommt dem Säure-Base-Zustand der Böden eine besondere Rolle bei der standortsgemäßen Baumartenwahl zu. Andererseits wirken Bewirtschaftungsmaßnahmen in der Vergangenheit wie beispielsweise Baumartenwechsel oder Streunutzung auf die Bodenreaktion. Weiterhin ist die Wirkung unterschiedlicher Bestockung auf die Höhe der atmogenen Säureeinträge oder auf die Bildung von Humusauflagen von Bedeutung. Die Zusammensetzung der Streu variiert in Abhängigkeit von der jeweiligen Bestockung und kann den Säure-Base-Zustand der Böden beeinflussen. Nadelbaumbestände gelten als versauerungsfördernd, da es bei der Zersetzung der Nadeln zur Bildung eines Auflagehumus und somit zur räumlichen Entkopplung von Stoffaufnahme durch die Wurzeln und der Mineralisierung kommt, was mit einer Versauerung des Mineralbodens verbunden ist (Ulrich 1989). Im Gegensatz dazu zersetzt sich die Streu von Laubbäumen schneller und enthält zudem höhere Basenanteile, die die organischen Säuren bei der Zersetzung neutralisieren können (Augusto *et al.* 2002). Die Untersuchungen von Herlitzius & Herlitzius (1977) zeigen jedoch auch, dass die Streu derselben Baumart in Abhängigkeit vom Standort und damit vom Versauerungsgrad der Böden unterschiedliche Elementgehalte und Zersetzungsgeschwindigkeiten aufweist.

Der Auflagehumus von Nadelwäldern hat niedrigere mittlere pH(KCl)-Werte im Vergleich zu Laub- und Mischwäldern (Abb. I-4-11). Diese Unterschiede sind im Auflagehumus für alle Nadelbaumarten (Kiefer, Fichte und sonstige Nadelbaumarten) und in 0-5 cm für die Kiefernbestände signifikant. Fichten- und sonstige Nadelbaumbestände unterscheiden sich in 0-5 cm Bodentiefe signifikant von Buchen- und sonstigen Laubbaum- bzw. Mischwaldbeständen, nicht aber von Eichenbeständen. Ab 5 cm Bodentiefe zeigen sich signifikante Unterschiede nur noch zwischen Misch- bzw. Buchenwäldern und sonstigen Nadelbaumbeständen (5-30 cm) oder Misch- und Kiefernwäldern (5-10 cm). Außerdem zeigen sonstige Laubbaumbestände in allen Tiefenstufen signifikant höhere pH(KCl)-Werte als andere Bestockungstypen. Da auf einigen Bodensubstratgruppen bestimmte Bestockungstypen bevorzugt vertreten sind (Kiefernbestände finden sich z.B. zu 60 % auf Böden aus basenarmem Lockergestein) und der Einfluss der Streu auf den Säure-Base-Zustand zudem durch Kalkung überdeckt werden kann, lässt sich ein Zusammenhang zwischen Bestockung und pH-Wert durch die Auswertung ungekalkter Standorte von Bodensubstratgruppen verdeutlichen. Bei Betrachtung der Standorte auf ungekalkten Böden aus basenarmem Festgestein beispielsweise können die obigen Ergebnisse weitestgehend bestätigt werden (Abb. I-4-12). Niedrigere pH(KCl)-Werte bei Nadel- im Vergleich zu Laub- und Mischbeständen sind im Auflagehumus signifikant. Im Mineralboden unterscheiden sich anders als im deutschlandweiten Vergleich aller BZE-Punkte in 0-5 cm Bodentiefe insbesondere die Fichtenbestände von allen Laubbaumbeständen und die Kiefernbestände von Buchen- bzw. sonstigen Laubbaumbeständen (0-5 cm) signifikant. In 5-10 cm Bodentiefe findet sich ein signifikanter Unterschied nur noch zwischen Fichten- bzw. Kiefernbeständen und sonstigen Laubbaumbeständen. Ab 10 cm Bodentiefe zeigt sich kein signifikanter Zusammenhang zwischen Bestockung und pH(KCl)-Werten von Waldböden aus basenarmem Festgestein.

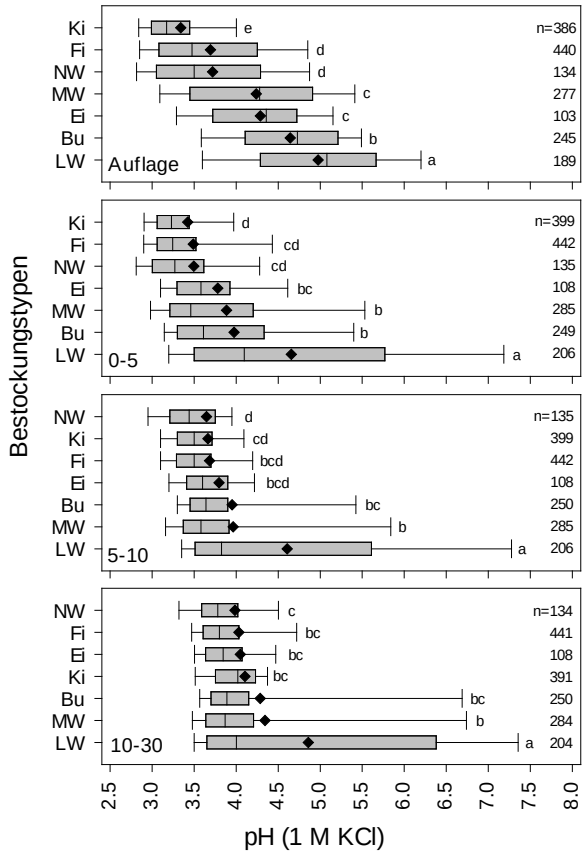


Abb. I-4-11: pH(KCl)-Werte im Auflagehumus und im Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE II nach Tiefenstufen für folgende Bestockungstypen: Bu = Buche, Ei = Eiche, LW = sonstiger Laubwald, MW = Mischwald, Fi = Fichte, Ki = Kiefer und NW = sonstiger Nadelwald.

Die Zunahme der pH(KCl)-Werte im Auflagehumus zwischen den Inventurzeitpunkten zeigt sich bei allen Bestockungstypen signifikant außer bei Kiefernbeständen, dort nehmen die pH(KCl)-Werte im Auflagehumus signifikant ab (Abb. I-4-13). Eine signifikante Abnahme der pH(KCl)-Werte im Vergleich zur BZE I zeigt sich bei Kiefernbeständen auch im Mineralboden bis 10 cm Bodentiefe. Kiefernbestände sind vor allem auf Böden aus basenarmem Lockergestein zu finden, die selten gekalkt werden und bei denen eine Abnahme der pH(KCl)-Werte zu beobachten ist (Kap. 4.2.5.2). Bei Fichtenbeständen ergibt sich ein signifikanter Anstieg der pH(KCl)-Werte im Mineralboden bis 10 cm Bodentiefe was ebenfalls mit den Ergebnissen der Stratifizierung nach den Bodensubstratgruppen übereinstimmt. Fichtenbestände sind verbreitet auf Böden aus basenarmem Festgestein (6) und Tieflandböden aus Lösslehm (3) zu finden, deren pH(KCl)-Werte zwischen den Inventuren in den oberen 10 cm signifikant zugenommen haben (Kap. 4.2.5.2).

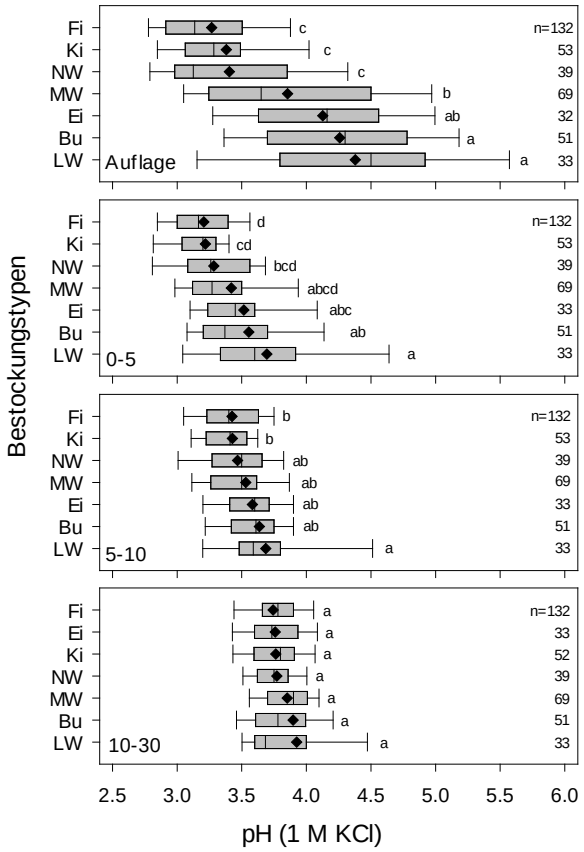


Abb. I-4-12: pH(KCl)-Werte im Auflagehumus und im Mineralboden von ungekalkten Böden aus basenarmem Festgestein zum Zeitpunkt der BZE II nach Tiefenstufen für folgende Bestockungstypen: Bu = Buche, Ei = Eiche, LW = sonstiger Laubwald, MW = Mischwald, Fi = Fichte, Ki = Kiefer und NW = sonstiger Nadelwald.

4.3 Basensättigung

Der Säure-Base-Zustand des Bodens bestimmt maßgeblich die Verfügbarkeit von Nährstoffen im Boden und somit die Ernährung der Waldbäume. Hierbei spielt unter anderem die pH-Wert-abhängige Belegung der Kationenaustauschplätze im Boden eine zentrale Rolle. Die Basensättigung stellt den Anteil „basischer“ Kationen am Austauscher dar und kann als Indikator für den Säure-Base-Zustand herangezogen werden. Im Austauscher-Pufferbereich (4,2-5,0) beginnt die Verdrängung von Alkali- und Erdalkali-Ionen („basische“ Kationen) durch Al-Ionen von den Austauscher-Plätzen. In diesem Bereich können bereits mäßige Säureeinträge zu starken Abnahmen der Basensättigung führen.

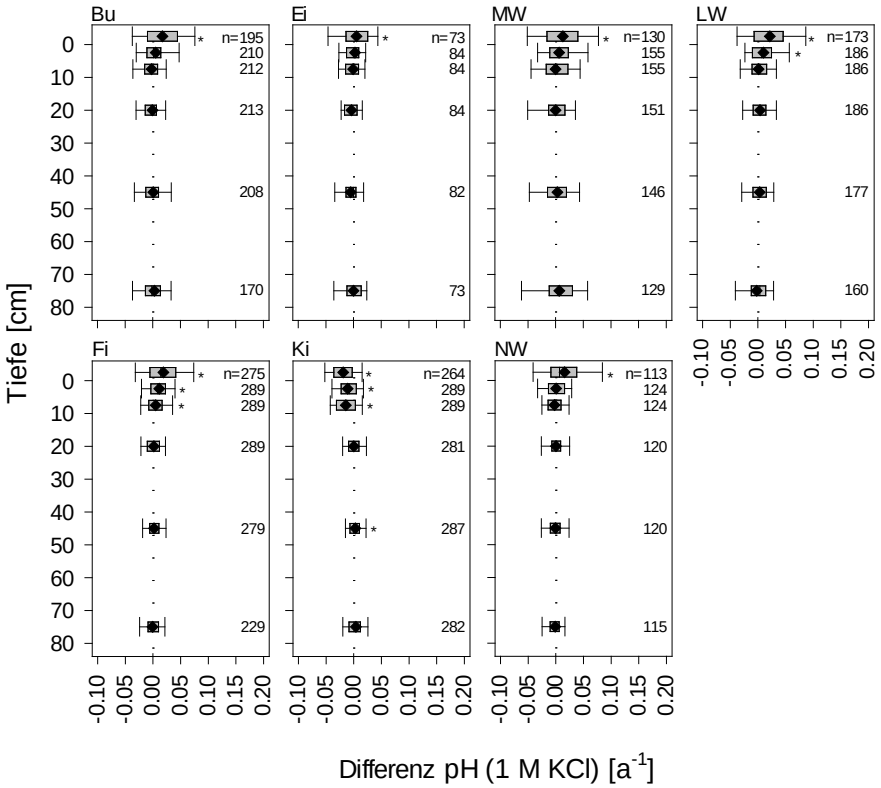


Abb. I-4-13: Tiefenverlauf der jährlichen Änderungsraten der pH(KCl)-Werte im Auflagehumus und im Mineralboden zwischen der BZE I und BZE II für folgende Bestockungstypen: Bu = Buche, Ei = Eiche, MW = Mischwald, LW = sonstiger Laubwald, Fi = Fichte, Ki = Kiefer und NW = sonstiger Nadelwald.

4.3.1 Status und Tiefenverteilung

Die mittlere Basensättigung der Waldböden in Deutschland beträgt in den oberen 5 cm des Mineralbodens 41 ± 0,8 %, in 10-30 cm Bodentiefe ist sie am geringsten (31 ± 0,8 %) und nimmt dann mit zunehmender Bodentiefe wieder zu (Kartenband Tab. II-4-19). In allen Tiefenstufen zeigt sich eine große Spannweite der Basensättigung von < 4-100 % wobei die Mediane und die 25. bzw. 75. Perzentile deutlich in Richtung minimaler Werte verschoben sind (Abb. I-4-14). Der Median liegt in den oberen 0-5 cm des Mineralbodens bei 28 % und in 10-30 cm bei 12 %.

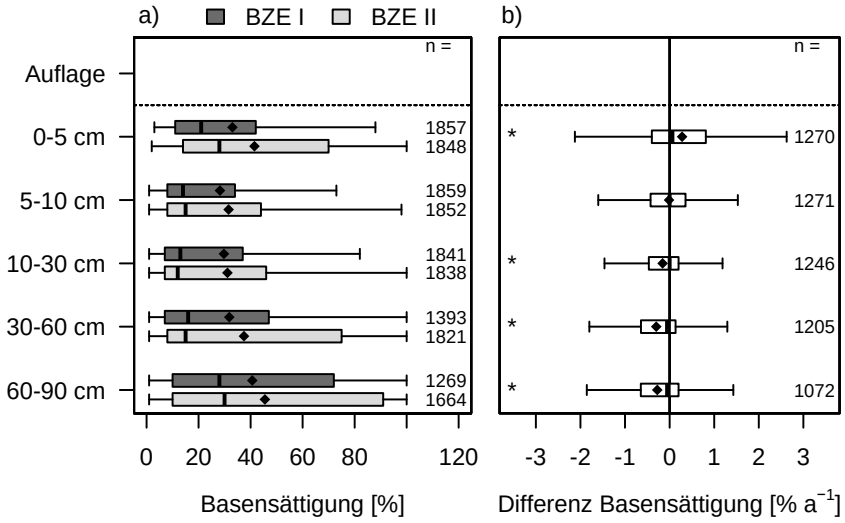


Abb. I-4-14: Basensättigung im Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE I und BZE II (a, gesamte Stichprobe inkl. Moor- und organisch geprägte Standorte) sowie Veränderungen der Basensättigung von der BZE I zur BZE II (b, gepaarte Stichprobe ohne Moor- und organisch geprägte Standorte).

4.3.2 Räumliche Verteilungsmuster

Standorte mit überdurchschnittlich hoher Basensättigung (oberhalb des 75. Perzentils) sind in allen Tiefenstufen vorwiegend in den von carbonathaltigen Ausgangssubstraten geprägten Regionen zu finden (z.B. Bayerische Alpen, Schwäbische und Fränkische Alb und entlang des Thüringer Beckens) (Kartenband Karte II-4-25, Karte II-4-27, Karte II-4-29, Karte II-4-31 und Karte II-4-33). Niedrige Sättigungsgrade (unterhalb des 25. Perzentils) zeigen sich in fast allen Regionen, was eine weit verbreitete Basenverarmung in den Waldböden von Deutschland anzeigt. Besonders betroffen sind in allen Tiefenstufen (0-90 cm) der Schwarzwald, weite Teile der Region Odenwald, Spessart, Süd-Rhön und das Rheinische Schiefergebirge (vor allem Sauerland, Bergisches Land und Nordwesteifel), das Saarland, die bayerischen Mittelgebirge (insbesondere Frankenwald, Fichtelgebirge und Bayerischer Wald), der Thüringer Wald, das Erzgebirge und die altpleistozän geprägten Teile des Norddeutschen Tieflands (Kartenband Karte II-4-35). Des Weiteren fällt das südwestdeutsche Alpenvorland und Teile des Neckarlands bis in 60 cm Bodentiefe und das bayerische und mitteldeutsche Hügelland in 10-30 cm Bodentiefe mit niedrigen Extremwerten auf. In vielen Regionen ist eine heterogene Verteilung der Basensättigung mit Standorten hoher und niedriger Basensättigung direkt nebeneinander zu beobachten. Dieses ist auf die standörtliche Heterogenität und die Durchführung von Kalkungsmaßnahmen zurückzuführen.

4.3.3 Veränderungen zur BZE I

Der Vergleich der gepaarten BZE I- und BZE II-Stichprobe ergibt in den oberen 5 cm eine signifikante Erhöhung der Basensättigung zwischen den Inventuren von 0,28 ± 0,04 % a^{-1} (Abb. I-4-14, Kartenband Tab. II-4-21). Ab einer Bodentiefe von 10 cm nimmt die Basensättigung zwischen den beiden Erhebungen signifikant um 0,16 ± 0,03 % a^{-1} (10-30 cm), 0,30 ± 0,04 % a^{-1} (30-60 cm) und 0,28 ± 0,04 % a^{-1} (60-90 cm) ab. Übereinstimmend zeigt die gesamte Stichprobe in den oberen 5 cm zwischen den Inventuren eine Abnahme des Anteils an Standorten mit Basensättigungen im Bereich „sehr gering“ bis „mäßig“ (Bewertung nach AK Standortskartierung (2003)) von 65 auf 52 % (Abb. I-4-15). Entsprechend nehmen hier die Standorte mit einer mittleren bis sehr hohen Basensättigung zu. In 10-90 cm Bodentiefe ergibt sich entgegen der Ergebnisse bei der gepaarten Stichprobe eine deutliche Zunahme der Standorte mit sehr hoher Basensättigung um 3-7 %-Punkte und eine entsprechende Abnahme der Standorte mit geringer Basensättigung. Eine mögliche Erklärung für die abweichenden Ergebnisse der gesamten von der gepaarten Stichprobe ist, dass bei der gepaarten Stichprobe das Bundesland Bayern fehlt, wo die Standorte nicht gekalkt wurden. Das bei der gepaarten Stichprobe vorgefundene Muster erhöhter Basensättigung im Oberboden (0-5 cm) und verringerter Basensättigung im Unterboden (10-90 cm) deutet auf eine Kalkungswirkung im Oberboden und bei reduzierten direkten Säureeinträgen weiterhin hohe Säurebelastung durch Nitrifikation von Stickstoffverbindungen und Remobilisierung von zwischengespeichertem Schwefel im Unterboden. Zusätzlich dürfte die Entnahme von „basischen“ Kationen mit der Nutzung von Biomasse zum Basenverlust im Unterboden beitragen.

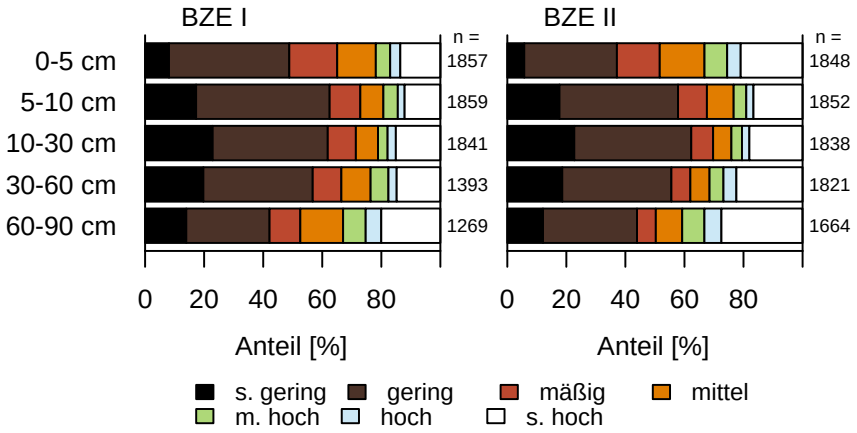


Abb. I-4-15: Anteile der Standorte (gesamte Stichprobe) an den Bewertungsklassen der Basensättigung nach AK Standortskartierung (2003) im Mineralboden.

4.3.4 Einflussgrößen auf die Basensättigung

4.3.4.1 Basensättigung und Kalkung von Waldstandorten

Die Basensättigung gekalkter Standorte ist in allen Tiefenstufen bis 30 cm bei Betrachtung des Kollektivs 1 (die von den Bundesländern ausgewiesenen versauerungsempfindlichen Standorte, Kap. 3.5.2) und in den Tiefenstufen bis 10 cm bei Betrachtung des Kollektivs 2 (die von den austauschbaren Al-Vorräten im Unterboden abgeleiteten versauerungsempfindlichen Standorte, Kap. 3.5.2) signifikant höher als bei den ungekalkten Standorten (Abb. I-4-16). Zu entsprechenden Aussagen kommt auch die Untersuchung von Guckland *et al.* (2012). Hier wurde bei der Auswertung von 45 Kalkungsversuchen aus Hessen, Niedersachsen und Schleswig-Holstein eine signifikante Erhöhung der Basensättigung von 11 %-Punkten für den Tiefenbereich von 0-40 cm ermittelt. Ab 60 cm (Kollektiv 1) bzw. 30 cm (Kollektiv 2) Bodentiefe zeigt sich eine höhere Basensättigung bei den ungekalkten im Vergleich zu den gekalkten Standorten.

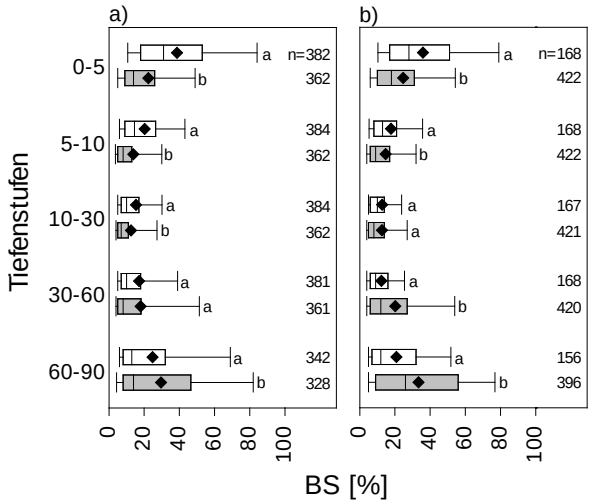


Abb. I-4-16: Basensättigung für gekalkte (weiß) und ungekalkte (grau) Standorte im Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE II nach Tiefenstufen für die Standorte innerhalb der bundeslandspezifischen Kulisse versauerungsempfindlicher Standorte (Kollektiv 1, a) und die versauerungsempfindlichen Standorte abgeleitet basierend auf den austauschbaren Aluminiumvorräten (Kollektiv 2, b).

Die Veränderungsraten zwischen BZE I und BZE II zeigen jedoch, dass auch im Unterboden Basenverluste durch die Kalkung ausgeglichen werden konnten (Abb. I-4-17). Daher sind die niedrigeren Werte der Basensättigung des gekalkten Kollektives im Unterboden kein durch die Kalkung verursachtes Ergebnis, sondern auf die Auswahl der gekalkten Standorte zurückzuführen. Das Kollektiv 2 bezieht zudem ungekalkte Standorte außerhalb der von den Bundesländern ausgewiesenen Kulisse versauerungsempfindlicher Standorte ein. Dies betrifft insbesondere Standorte in Bayern und in Brandenburg, die teilweise substratbedingt (deutsches Alpenvorland)

oder durch den Einfluss von basenreichen Flugaschen aus der Vergangenheit (Brandenburg) in tieferen Bodenschichten eine erhöhte Basensättigung aufweisen können (Riek *et al.* 2012, Wellbrock *et al.* 2005). Zwischen den Inventuren kann auf gekalkten Standorten in den Tiefenstufen von 0-30 cm Bodentiefe eine signifikante Zunahme und auf ungekalkten in den Tiefenstufen 5-90 cm eine signifikante Abnahme der Basensättigung beobachtet werden (Kollektiv 1 und 2).

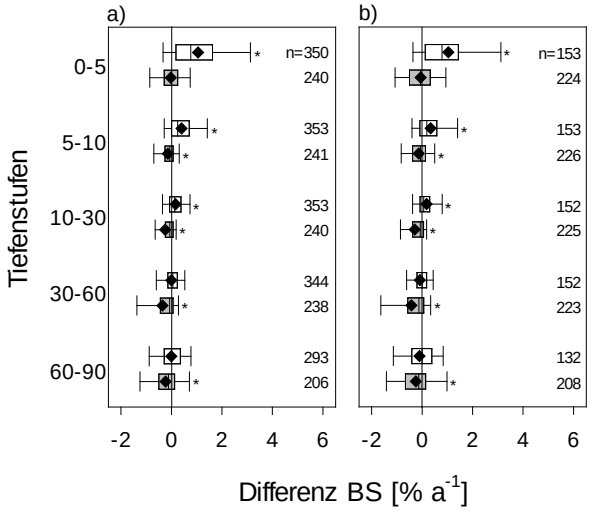


Abb. I-4-17: Jährliche Änderungsraten der Basensättigung für gekalkte (weiß) und ungekalkte (grau) Standorte (gepaarte Stichprobe) im Mineralboden zwischen der BZE I und BZE II nach Tiefenstufen für die Standorte innerhalb der bundeslandspezifischen Kulisse versauerungsempfindlicher Standorte (Kollektiv 1, a) und die versauerungsempfindlichen Standorte abgeleitet basierend auf den austauschbaren Aluminiumvorräten (Kollektiv 2, b).

4.3.4.2 Basensättigung und Bodensubstratgruppen

Zwischen den Bodensubstratgruppen können in allen Tiefenstufen signifikante Unterschiede der Basensättigung festgestellt werden (Abb. I-4-18). Böden aus basenarmem Lockergestein (1) und Böden aus basenarmem Festgestein (6) zeigen im Mittel die niedrigste Basensättigung im Mineralboden (signifikant in 0-90 cm). Die Basensättigung von semiterrestrischen Böden breiter Flusstäler (2) und Tieflandböden aus Lösslehm (3) ist in allen Tiefenstufen signifikant höher als die der basenarmen Böden und signifikant niedriger als die der Böden aus verwittertem Karbonatgestein (4). Dies gilt ebenfalls für die Böden aus basisch-intermediärem Festgestein (5) die sich allerdings in 60-90 cm Bodentiefe nicht mehr signifikant von den Böden aus verwittertem Karbonatgestein (4) unterscheiden. Die Tieflandböden aus Lösslehm (3) haben in 0-30 cm eine signifikant niedrigere Basensättigung als die semiterrestrischen Böden breiter Flusstäler (2) sowie die Böden aus basisch-intermediärem Festgestein (5). Die Böden der Alpen weisen in allen Tiefenstufen eine extrem hohe Basensättigung von fast 100 % auf.

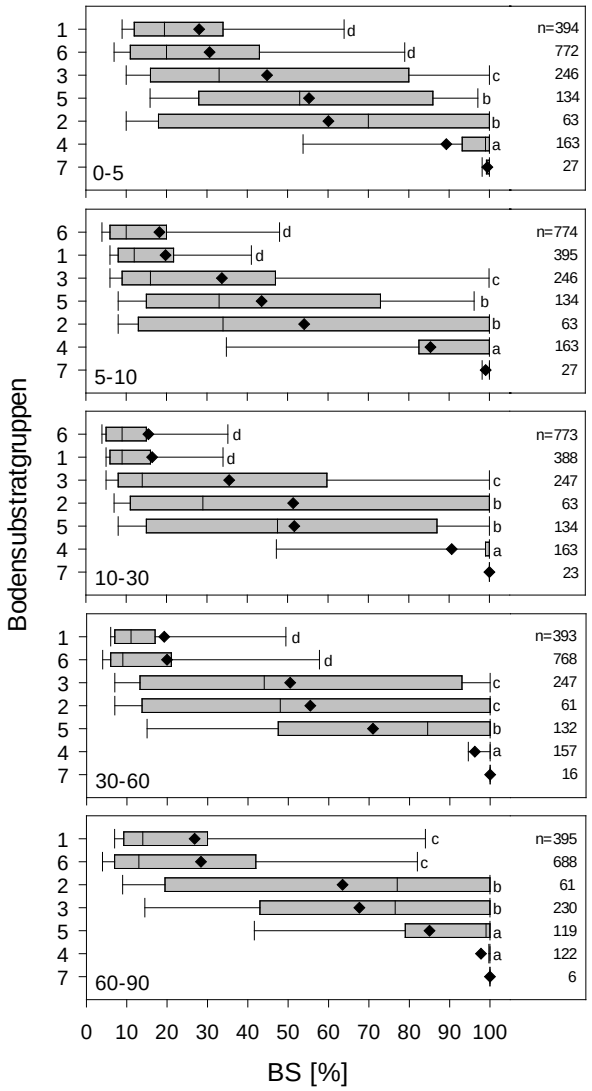


Abb. I-4-18: Basensättigung im Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE II nach Tiefenstufen für folgende Bodensubstratgruppen: 1 = Böden aus basenarmem Lockergestein, 2 = semi-terrestrische Böden der breiten Flusstäler, 3 = Tieflandböden aus Lösslehm, 4 = Böden aus verwittertem Karbonatgestein, 5 = Böden aus basisch-intermediärem Festgestein, 6 = Böden aus basenarmem Festgestein, 7 = Böden der Alpen (in der Teststatistik nicht berücksichtigt).

Im Vergleich zur ersten Inventur steigt die Basensättigung der Tieflandböden aus Lösslehm in 0-5 cm und der Böden aus basenarmem Festgestein (6) und aus verwittertem Karbonatgestein in 0-10 cm signifikant an (Abb. I-4-19). Eine signifikante Abnahme der Basensättigung zwischen den Inventuren ist bei Böden aus basenarmem Lockergestein (1) in allen Tiefenstufen, bei semiterrestrischen Böden breiter Flusstäler (2) ab 10 cm Bodentiefe, bei Tieflandböden aus Lösslehm (3) und bei Böden aus basenarmem Festgestein in 30-60 cm und bei Böden aus basisch-intermediärem Festgestein (5) in 10-30 cm zu beobachten. Kalkung von Böden aus basenarmem Lockergestein (1) führte zu einem signifikanten Anstieg der Basensättigung in den oberen 10 cm des Mineralbodens, wohingegen ungekalkte Böden aus basenarmem Lockergestein (1) in

allen Tiefenstufen (0-90 cm) im Mittel eine signifikant abnehmende Basensättigung zeigen (Abb. I-4-20). Auch bei Böden aus basenarmem Festgestein (6), deren Anteil gekalkter Standorte von allen Bodensubstratgruppen am höchsten ist, zeigen sich in allen Tiefenstufen (0-90 cm) sinkende Werte der Basensättigung bei den ungekalkten und steigende Werte bei gekalkten Standorten. Diese Änderungen sind für die gekalkten Standorte von 0-30 cm und für die ungekalkten Standorte von 10-60 cm signifikant. Es zeigt sich somit auch bei der Basensättigung, dass der Einfluss der Bodensubstrate auf die Veränderung des Säure-Base-Zustands gegenüber dem Einfluss der unterschiedlichen Kalkungspraxis vergleichsweise gering ist.

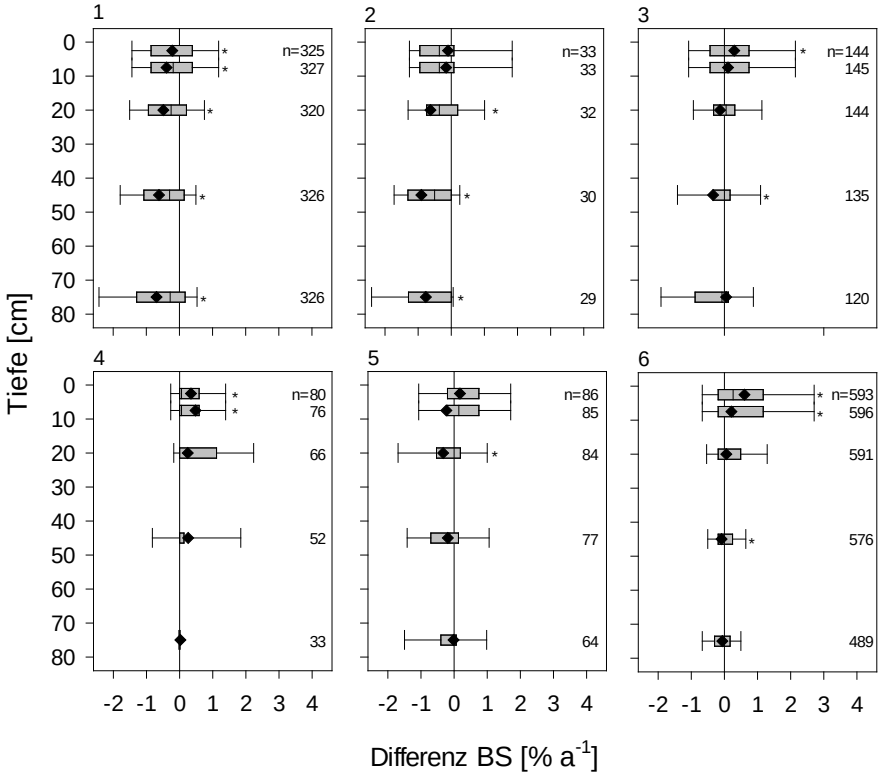


Abb. I-4-19: Tiefenverlauf der jährlichen Änderungsraten der Basensättigung im Mineralboden zwischen der BZE I und BZE II für folgende Bodensubstratgruppen: 1 = Böden aus basenarmem Lockergestein, 2 = semiterrestrische Böden der breiten Flusstäler, 3 = Tieflandböden aus Lösslehm, 4 = Böden aus verwittertem Karbonatgestein, 5 = Böden aus basisch-intermediärem Festgestein, 6 = Böden aus basenarmem Festgestein, 7 = Böden der Alpen.

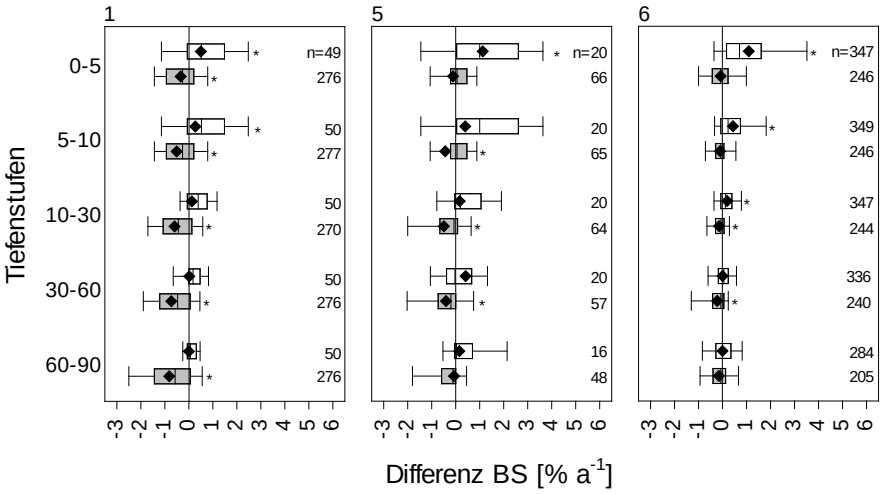


Abb. I-4-20: Jährliche Änderungsraten der Basensättigung für gekalkte (weiß) und ungekalkte (grau) Standorte im Mineralboden zwischen der BZE I und BZE II nach Tiefenstufen für ausgewählte Bodensubstratgruppen: 1 = Böden aus basenarmem Lockergestein, 5 = Böden aus basisch-intermediärem Festgestein, 6 = Böden aus basenarmem Festgestein.

4.3.4.3 Bestockung und Basensättigung

Wie bei den pH-Werten zeigen sich auch bei der Basensättigung deutliche Unterschiede zwischen Laub- und Nadelwäldern vor allem in den oberen 10 cm des Mineralbodens mit einer signifikant höheren Basensättigung in den Böden unter Laub- als unter Nadelbaumbeständen (Abb. I-4-21). Die sonstigen Laubbaumbestände zeigen den Ergebnissen bei den pH-Werten entsprechend die höchste Basensättigung, was für alle Tiefenstufen signifikant ist. Bei Betrachtung des Kollektivs ungekalkter Böden aus basenarmem Festgestein in Abb. I-4-22 zeigen Fichten- und sonstige Nadelbaumbestände in den oberen 5 cm des Mineralbodens die niedrigste Basensättigung mit signifikanten Unterschieden zu Laubbaum- (außer Eichen-) und Mischwaldbeständen, aber auch zu Kiefernbeständen. Die Böden der Wälder mit sonstigen Laubbaumbeständen haben auch auf ungekalkten Böden aus basenarmem Festgestein in allen Tiefenstufen die höchste Basensättigung. Der Unterschied zu den anderen Bestockungstypen ist allerdings nicht in jedem Fall signifikant. Die Tendenz zu sinkender Basensättigung auf ungekalkten Böden aus basenarmem Festgestein zwischen den Inventuren ist bei allen Bestockungstypen außer in den oberen Bodenschichten von sonstigen Laubbaumbeständen und Mischbeständen zu beobachten (Abb. I-4-23). Signifikante Abnahmen der Basensättigung treten z.B. bei Buchenbeständen (0-5 und 10-30 cm) und sonstigen Nadelwaldbeständen (0-5 cm) auf, während sich eine signifikante Zunahme nur bei sonstigen Laubbaumbeständen in 0-5 cm beobachten lässt. Diese Ergebnisse verdeutlichen dass ein Zusammenhang zwischen Bestockungstypen und Basensättigung der Böden eher schwach ist und häufig durch die Bodensubstratgruppe und die unterschiedlichen Kalkungsmaßnahmen überdeckt wird.

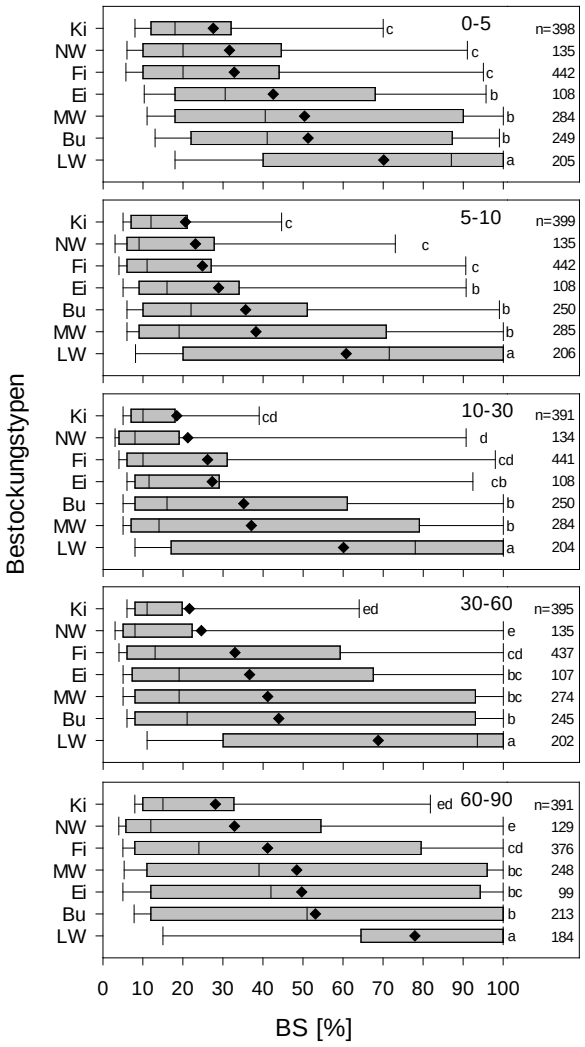


Abb. I-4-21: Basensättigung im Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE II nach Tiefenstufen für folgende Bestockungstypen: Bu = Buche, Ei = Eiche, LW = sonstiger Laubwald, MW = Mischwald, Fi = Fichte, Ki = Kiefer und NW = sonstiger Nadelwald.

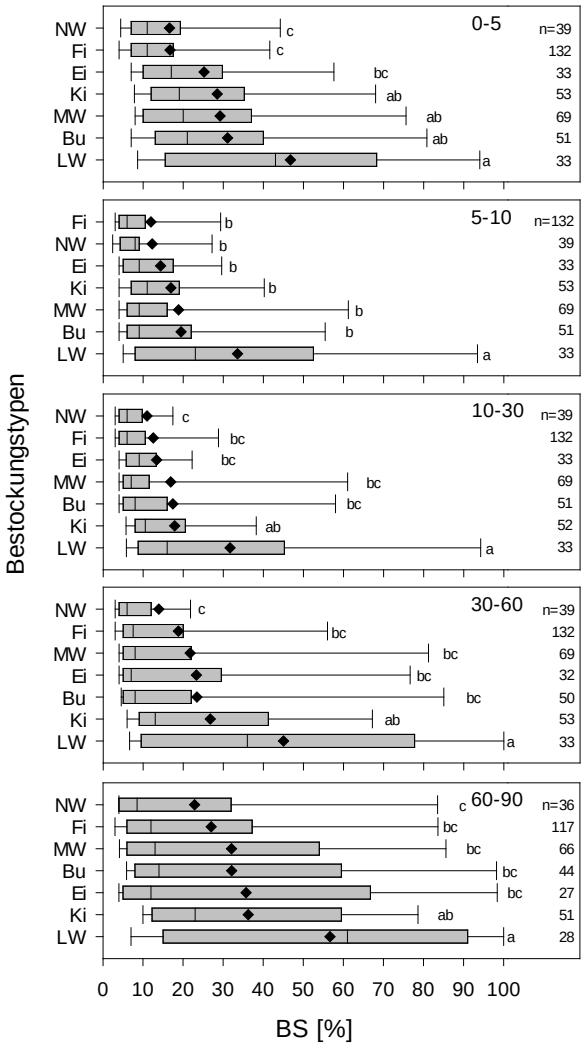


Abb. I-4-22: Basensättigung im Mineralboden von ungekalkten Böden aus basenarmem Festgestein zum Zeitpunkt der BZE II nach Tiefenstufen für folgende Bestockungstypen: Bu = Buche, Ei = Eiche, LW = sonstiger Laubwald, MW = Mischwald, Fi = Fichte, Ki = Kiefer und NW = sonstiger Nadelwald.

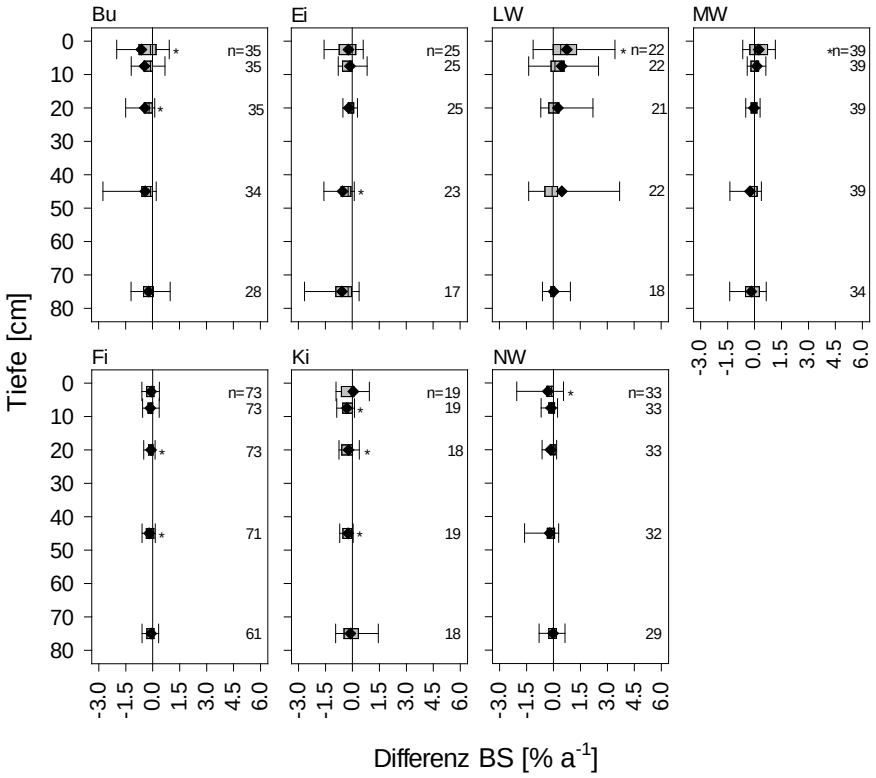


Abb. I-4-23: Tiefenverlauf der jährlichen Änderungsraten der Basensättigung für ungekalkte Böden aus basenarmem Festgestein im Mineralboden zwischen der BZE I und BZE II für folgende Bestockungstypen: Bu = Buche, Ei = Eiche, LW = sonstiger Laubwald, MW = Mischwald, Fi = Fichte, Ki = Kiefer und NW = sonstiger Nadelwald.

4.4 Kationensäuren

Die Sättigung der Austauscher mit Al-, Mangan (Mn)- und Eisen (Fe)-Ionen sowie H^+ nimmt mit sinkenden pH-Werten im Boden zu. Dabei steht die Al-Sättigung im besonderen Fokus, da eine hohe Al-Verfügbarkeit auf viele Pflanzen im Wald eine toxische Wirkung hat (Cronan & Grigal 1995). Aber auch Mn kann ein wichtiger Indikator bei der Beurteilung der Bodenversauerung darstellen, da ein Anstieg der Mn-Sättigung im Austauscher-Pufferbereich die Überschreitung der Pufferkapazitäten der Böden und damit den Beginn der Bodenversauerung bereits anzeigen kann (Augustin; Evers*; et al.* 2005, Ulrich 1991). Eine hohe H^+- und Fe-Sättigung weist auf eine fortgeschrittene Bodenversauerung hin, bei der die Al-Ionen bereits teilweise wieder von den Austauscherplätzen verdrängt wurden.

4.4.1 Status und Tiefenverteilung

Die Waldböden in Deutschland zeigen zum Zeitpunkt der BZE II in der oberen Mineralbodenschicht (0-5 cm) im Mittel eine Al-Sättigung von 40,2 ± 0,6 % (Abb. I-4-24, Kartenband

Tab. II-4-28). Die Tiefenverteilung der Al-Sättigung verläuft gegenläufig dem Tiefengradienten der Basensättigung (Kap 4.2). Entsprechend ist die durchschnittliche Al-Sättigung bei minimaler Basensättigung in 10-30 cm Bodentiefe mit 62,3 ± 0,8 % maximal und nimmt danach mit zunehmender Bodentiefe ab. Die Verteilung der Al-Sättigung ist in allen Tiefenstufen des Mineralbodens linksschief. Die mittlere Mn- und Fe- und H^+-Sättigung ist in der oberen Mineralbodenschicht (0-5 cm) am höchsten (2,5 ± 0,1 % Mn-Sättigung, 3,1 ± 0,1 % Fe-Sättigung und 12,8 ± 0,3 % H^+-Sättigung) und nimmt mit zunehmender Bodentiefe ab (Abb. I-4-25 bis Abb. I-4-27, Kartenband Tab. II-4-31, II-4-34 und II-4-37). Die Fe-, Mn- und H^+-Sättigung ist in allen Tiefenstufen rechtsschief verteilt.

4.4.1 Räumliche Verteilungsmuster

Eine hohe Al-Sättigung ist in allen Tiefenstufen im Schwarzwald, im Rheinischen Schiefergebirge, im Saarland, in den bayerischen Mittelgebirgen, im Thüringer Schiefergebirge und im südwestdeutschen Alpenvorland zu finden (Kartenband Karte II-4-37, Karte II-4-39, Karte II-4-41, Karte II-4-43 und Karte II-4-45). In Bodentiefen ab 10 cm ist zunehmend auch das Norddeutsche Tiefland (ohne jungpleistozäne Gebiete) von Extremwerten oberhalb des 90. Perzentils betroffen. Standorte mit einer hohen Mn-Sättigung oberhalb des 90. Perzentils sind vor allem in den Mittelgebirgen (niedersächsisches und hessisches Bergland, Harz, Rheinisches Schiefergebirge, Saar-Nahe-Bergland, Odenwald, Spessart, Rhön), im südwestdeutschen Stufenland, insbesondere im Neckarland, im Fränkischen Keuper und in der südlichen Fränkischen Alb vertreten (Kartenband Karte II-4-47, Karte II-4-49, Karte II-4-51, Karte II-4-53 und Karte II-4-55). Dies zeigt nach Ulrich (1991) eine mögliche Drift der Waldböden auf diesen Standorten aus dem Austauscher- in den Al-Pufferbereich an. Niedrige Mn-Sättigung finden wir einerseits bei kalkhaltigen Ausgangssubstraten wie z.B. in den Bayerischen Alpen oder der Schwäbischen und Fränkischen Alb. Andererseits weist eine niedrige Mn-Sättigung bei gleichzeitig hoher Al- oder Fe- und H^+-Sättigung, z.B. im Schwarzwald oder im Erzgebirge, auf eine vorangeschrittene Bodenversauerung hin, bei der Mn durch Al-, Fe- und H^+-Ionen ausgetauscht wurde. Dies ist in weiten Teilen Nord- und Ostdeutschlands der Fall, wo hohe Fe- und H^+-Sättigungen der Waldböden weit verbreitet sind. Standorte mit Fe- und H^+-Sättigungen oberhalb der 90. Perzentile in allen Tiefenstufen prägen hier vor allem altpleistozäne Substrate im Norddeutschen Tiefland, das Erzgebirge und die Lausitz (Kartenband Karte II-4-57, Karte II-4-59, Karte II-4-61, Karte II-4-63 und Karte II-4-65). Im Nordostdeutschen Tiefland finden wir eine hohe Fe- und H^+-Sättigung der Waldböden nur bis in 30 cm Bodentiefe. Hohe Fe- und H^+-Sättigungen fallen des Weiteren im Nordschwarzwald, im nördlichen Oberrheingraben und ab 30 cm Bodentiefe vermehrt auch im Rheinischen Schiefergebirge und im Saar-Nahe-Bergland auf.

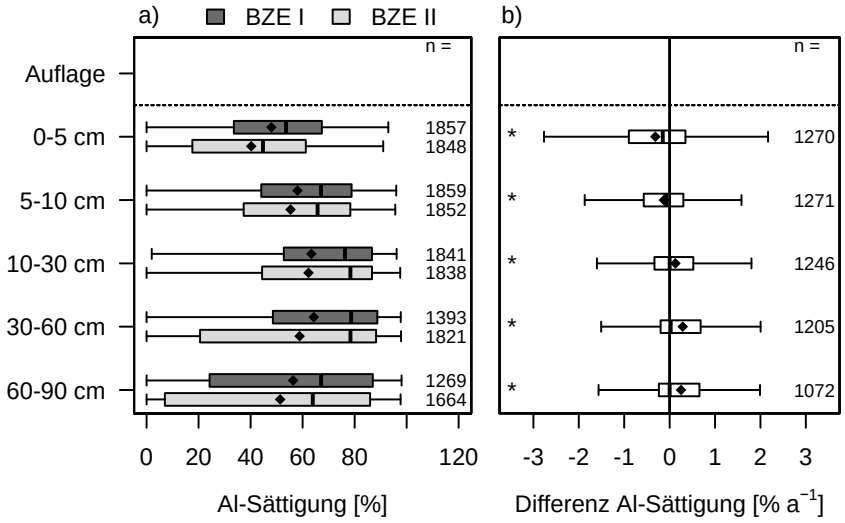


Abb. I-4-24: Aluminiumsättigung im Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE I und BZE II (a, gesamte Stichprobe inkl. Moor- und organisch geprägte Standorte) sowie Veränderungen der Aluminiumsättigung von der BZE I zur BZE II (b, gepaarte Stichprobe ohne Moor- und organisch geprägte Standorte).

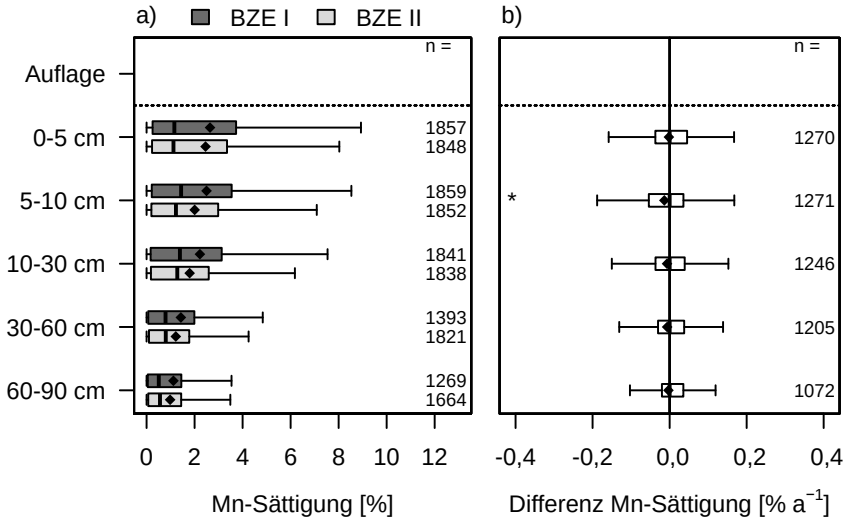


Abb. I-4-25: Mangansättigung im Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE I und BZE II (a, gesamte Stichprobe inkl. Moor- und organisch geprägte Standorte) sowie Veränderungen der Mangansättigung von der BZE I zur BZE II (b, gepaarte Stichprobe ohne Moor- und organisch geprägte Standorte).

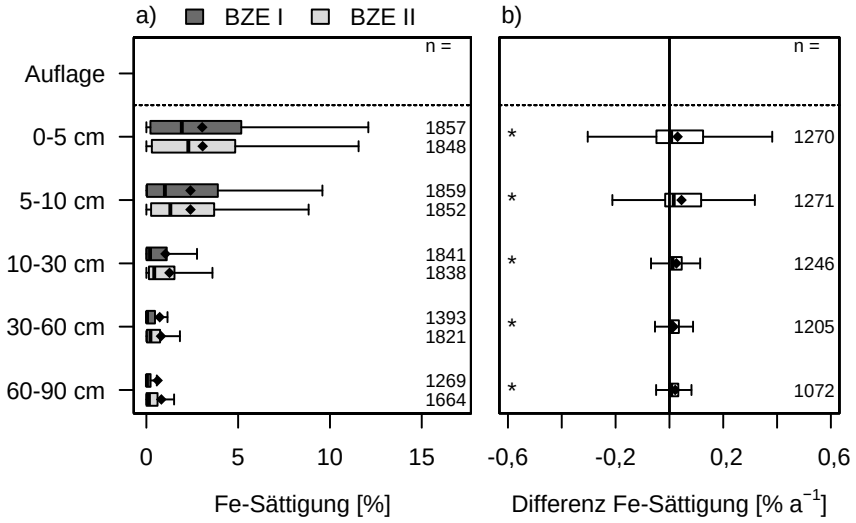


Abb. I-4-26: Eisensättigung im Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE I und BZE II (a, gesamte Stichprobe inkl. Moor- und organisch geprägte Standorte) sowie Veränderungen der Eisensättigung von der BZE I zur BZE II (b, gepaarte Stichprobe ohne Moor- und organisch geprägte Standorte).

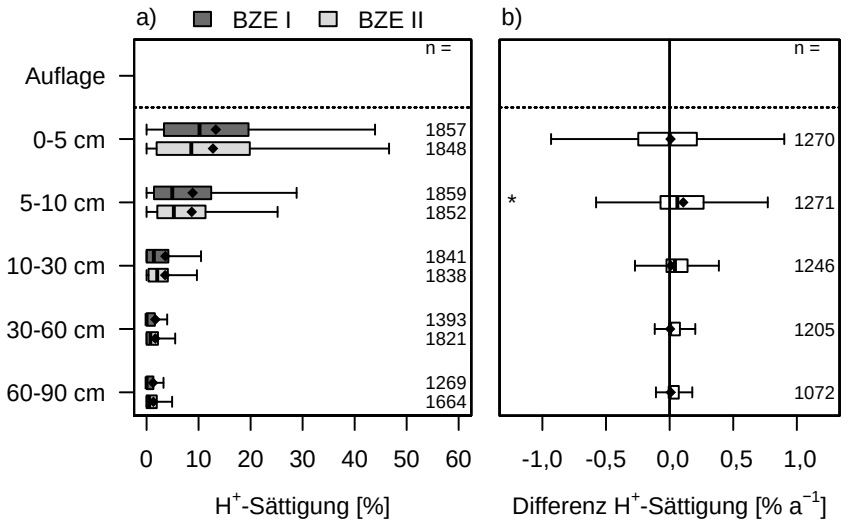


Abb. I-4-27: Protonensättigung im Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE I und BZE II (a, gesamte Stichprobe inkl. Moor- und organisch geprägte Standorte) sowie Veränderungen der Protonensättigung von der BZE I zur BZE II (b, gepaarte Stichprobe ohne Moor- und organisch geprägte Standorte).

4.4.2 Veränderungen zur BZE I

Die Entwicklung der Al-Sättigung zwischen den Inventuren zeigt in den verschiedenen Tiefenstufen ebenfalls meist einen gegenläufigen Trend zur Entwicklung der Basensättigung (Abb. I-4-24, Kap. 3.2, Kartenband Tab. II-4-30). Während die Basensättigung in der oberen Bodenschicht (0-5 cm) zunimmt, nimmt die Al-Sättigung in 0-5 cm mit 0,31 ± 0,04 % a^{-1} und in 5-10 cm mit 0,13 ± 0,04 % a^{-1} signifikant ab. Ab 10 cm Bodentiefe ist eine Zunahme der Al-Sättigung bei gleichzeitiger Abnahme der Basensättigung mit einer maximalen Rate in 30-60 cm Bodentiefe (0,29 ± 0,04 % a^{-1}) zu beobachten. Die Mn-Sättigung nimmt in allen Bodenschichten gegenüber der ersten Inventur tendenziell ab, was aber nur in 5-10 cm mit einer Rate von 0,014 ± 0,005 % a^{-1} signifikant ist (Abb. I-4-25, Kartenband Tab. II-4-33). Die Fe-Sättigung nimmt zwischen den Inventuren in allen Tiefenstufen signifikant zu (Abb. I-4-26, Kartenband Tab. II-4-39). Diese Zunahme war mit einer Rate von 0,045 ± 0,006 % a^{-1} in 5-10 cm Bodentiefe am höchsten. Auch die Protonensättigung zeigt in allen Tiefenstufen eine leicht zunehmende Tendenz gegenüber der BZE I, die ebenfalls in 5-10 cm mit einer maximalen Rate von 0,11 ± 0,02 % a^{-1} signifikant ist (Abb. I-4-27, Kartenband Tab. II-4-36). Eine Übersicht über die Anteile der Kationen an der Austauscherbelegung in den verschiedenen Tiefenstufen zu den beiden Inventurzeitpunkten gibt die Abb. I-4-28.

4.4.3 Einflussgrößen auf die Kationensäuren

4.4.3.1 Kationensäuren und Kalkung von Waldstandorten

Gekalkte Standorte zeigen bis in 30 cm Bodentiefe eine niedrigere Al-Sättigung als ungekalkte Standorte (Abb. I-4-29). Dieser Unterschied ist für die von den Bundesländern ausgewiesene Kulisse versauerungsempfindlicher Standorte (Kollektiv 1) und für die versauerungsempfindlichen Standorte abgeleitet basierend auf den austauschbaren Al-Vorräten (Kollektiv 2) in 0-5 cm am höchsten und bis 10 cm Bodentiefe signifikant. Im Unterboden setzt sich auch beim Einfluss der Kalkung auf die Al-Sättigung der gegenläufige Trend zur Basensättigung fort mit signifikant höherer Al-Sättigung bei gekalkten als bei ungekalkten Standorten in 30-90 cm (Kollektiv 2) bzw. 60-90 cm Bodentiefe (Kollektiv 1). Wie bereits für die Basensättigung in Kapitel 4.3.4.1 erwähnt, ist dies kein durch die Kalkung verursachtes Ergebnis, sondern auf die Auswahl der gekalkten Standorte innerhalb der Kulisse versauerungsempfindlicher Standorte zurückzuführen. Zwischen den Inventuren zeigt sich sowohl im Ober- als auch im Unterboden ein signifikanter Anstieg der Sättigung der Austauscher mit Al vor allem für ungekalkte Standorte (5-90 cm Kollektiv 1 und 0-90 cm Kollektiv 2) und eine signifikante Abnahme für gekalkte Standorte in 0-5 cm (Kollektiv 1 und 2) (Abb. I-4-30). Auch bei gekalkten Standorten zeigt sich teilweise eine Zunahme der Al-Sättigung im Mineralboden, die bei Betrachtung des Kollektivs 2 in 5-10 und 60-90 cm signifikant, allerdings in jedem Fall geringer ist als bei den ungekalkten Standorten. Somit bestätigen die Veränderungsraten zwischen BZE I und BZE II, dass durch die Kalkung auch im Unterboden ein Anstieg der Al-Sättigung vermieden werden konnte.

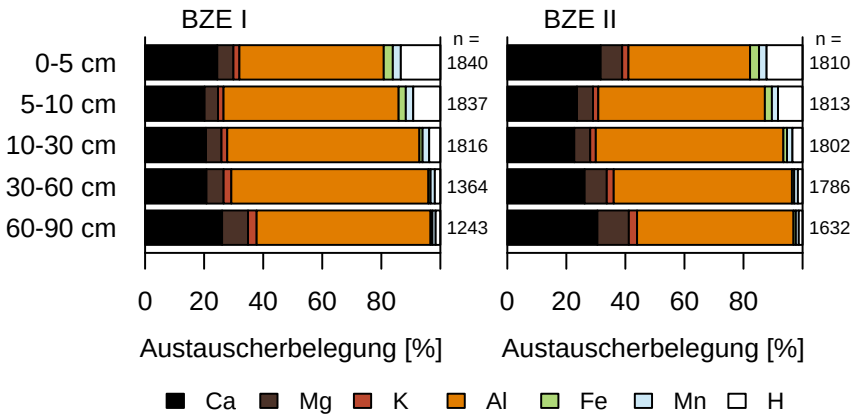


Abb. I-4-28: Austauscherbelegung der Waldböden in Deutschland (gesamte Stichprobe) im Mineralboden.

Die Mn-Sättigung ist zum Zeitpunkt der BZE II bei den gekalkten Standorten der bundesweiten Kulisse versauerungsempfindlicher Standorte (Kollektiv 1) in allen Tiefenstufen des Mineralbodens höher als bei den ungekalkten Standorten mit signifikanten Unterschieden in 30-90 cm. Zwischen den Inventuren zeigt sich bei ungekalkten Standorten eine signifikante Abnahme der Mn-Sättigung 5-30 cm (Kollektiv 1). Eine signifikante Erhöhung der Mn-Sättigung durch die Kalkung zwischen den Inventuren ist nur in den oberen 5 cm des Mineralbodens zu beobachten (Kollektiv 1 und 2). Dies spricht dafür, dass die Mn-Freisetzung durch Mineralverwitterung ein irreversibler Prozess ist, wobei eine Phase erhöhter Mn-Sättigung der Austauscher nur ein intermediäres Stadium darstellt (Ulrich 1991), welches durch Kalkung nicht wieder hergestellt werden kann.

Die H^+- und Fe-Sättigung der Austauscher ist in den oberen 5 cm des Mineralbodens bei gekalkten Standorten signifikant niedriger als bei ungekalkten Standorten (Kollektiv 1 und 2). Zwischen den Inventuren zeigt sich der Einfluss der Kalkung durch eine Abnahme der H^+- und Fe-Sättigung in den oberen 5 cm des Mineralbodens, die bei Betrachtung des Kollektivs 1 signifikant ist. Ab 10 cm Bodentiefe nimmt die H^+- und Fe-Sättigung sowohl bei gekalkten als auch bei ungekalkten Standorten signifikant zu (Kollektiv 1). Bei Betrachtung des Kollektivs 2 zeigt sich jedoch ab 10 cm Bodentiefe eine signifikante Zunahme der H^+- und Fe-Sättigung nur bei gekalkten Standorten.

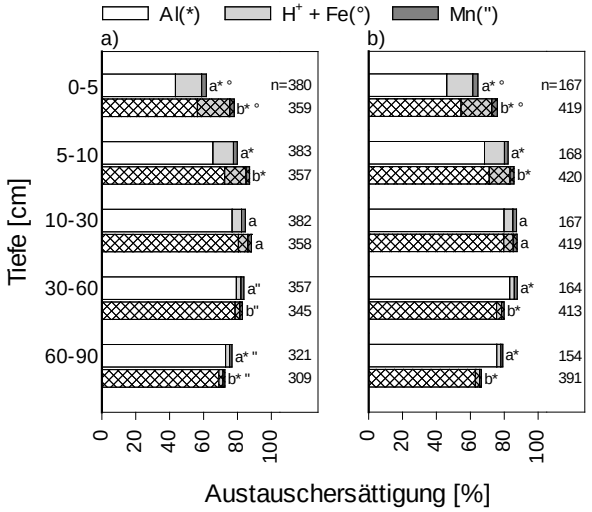


Abb. I-4-29: Aluminium-, Protonen + Eisen- und Mangansättigung für gekalkte (ohne Raster) und ungekalkte (Raster) Standorte im Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE II nach Tiefenstufen für die Standorte innerhalb der bundeslandspezifischen Kulisse versauerungsempfindlicher Standorte (Kollektiv 1, a) und die versauerungsempfindlichen Standorte abgeleitet basierend auf den austauschbaren Aluminiumvorräten (Kollektiv 2, b).

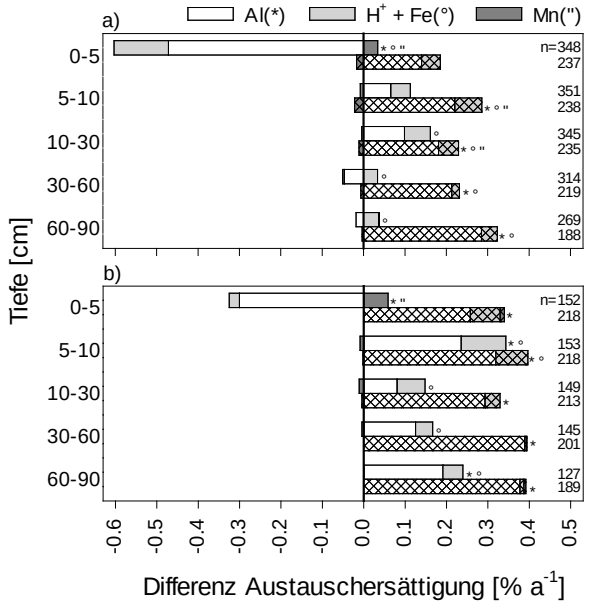


Abb. I-4-30: Jährliche Änderungsraten der Aluminium-, Protonen + Eisen- und Mangansättigung für gekalkte (ohne Raster) und ungekalkte (Raster) Standorte im Mineralboden zwischen der BZE I und BZE II nach Tiefenstufen für die Standorte innerhalb der bundeslandspezifischen Kulisse versauerungsempfindlicher Standorte (Kollektiv 1, a) und die versauerungsempfindlichen Standorte abgeleitet basierend auf den austauschbaren Aluminiumvorräten (Kollektiv 2, b).

4.4.3.2 Kationensäuren und Bodensubstratgruppen

Die Bodensubstratgruppen unterschieden sich in allen Tiefenstufen signifikant hinsichtlich ihrer Austauscherbelegung mit Kationensäuren (Abb. I-4-31). Böden aus verwittertem Karbonatgestein (4) und die Böden der Alpen (7) weisen in allen Tiefenstufen die niedrigste Al-Sättigung auf (die Böden der Alpen sind auf Grund der geringen Standortzahl nicht im statistischen Test inbegriffen). Eine hohe Al-Sättigung zeigt sich in allen Tiefenstufen bei den Böden aus basenarmem Festgestein (6) und aus basenarmem Lockergestein (1) mit signifikanten Unterschieden zu den basenreichen Bodensubstraten (2, 5 und 4). Auch die Tieflandböden aus Lösslehm zeigen in allen Tiefenstufen eine vergleichsweise hohe Al-Sättigung der Austauscher, die sich allerdings nur von den Bodensubstraten 5 und 4 signifikant unterscheidet. Zwischen der BZE I und BZE II (Abb. I-4-32) sinkt die Al-Belastung der Böden aus verwittertem Karbonatgestein (4) in 0-10 cm und der Böden aus basenarmem Festgestein (6) in 0-5 cm signifikant. Ein signifikanter Anstieg der Al-Sättigung findet sich allerdings weiterhin bei den Böden aus basenarmem Lockergestein (1) bis 30 cm, bei den semiterrestrischen Böden breiter Flusstäler (2) in 30-60 cm, bei den Böden aus basisch-intermediärem Festgestein (5) in 10-60 cm und bei den Böden aus basenarmem Festgestein (6) in 5-10 cm Bodentiefe.

Die Mn-Sättigung ist in den oberen 30 cm der Böden aus basenarmem Lockergestein (1) am niedrigsten gefolgt von den semiterrestrischen Böden breiter Flusstäler (2). Alle anderen Bodensubstratgruppen zeigen in den oberen 30 cm des Mineralbodens eine signifikant höhere Mn-Sättigung der Austauscher. Dabei haben die Böden aus basisch intermediärem Festgestein (5) die höchste Mn-Sättigung mit signifikantem Unterschied (0-10 cm) zu den anderen Bodensubstratgruppen außer den Böden aus verwittertem Karbonatgestein (4). Ab 30 cm Bodentiefe sind die Unterschiede zwischen den Bodensubstratgruppen weniger deutlich ausgeprägt. Signifikante Unterschiede finden sich hier zwischen den Böden aus verwittertem Karbonatgestein (4), die ab 30 cm die geringste Mn-Sättigung haben und den Bodensubstratgruppen 6 und 3 (30-90 cm) und 1 (60-90 cm). Zwischen der Erst- und Zweitinventur der BZE nimmt die Mn-Sättigung der Böden aus basenarmem Lockergestein (1) in den oberen 30 cm des Mineralbodens signifikant zu und in 60-90 cm der Böden aus basisch-intermediärem Festgestein (5) signifikant ab. Die mit der Bodentiefe abnehmende H^+- und Fe-Sättigung zeigt sich bei allen Bodensubstratgruppen gleichermaßen. Eine niedrige H^+- und Fe-Sättigung weisen im Allgemeinen die basenreichen Bodensubstrate (5 und 4) auf, die sich im gesamten Profil signifikant von den anderen Substraten unterscheiden. Die Böden aus basenarmem Lockergestein haben mit signifikantem Unterschied zu den anderen Bodensubstratgruppen bis 10 cm Bodentiefe die höchste H^+- und Fe-Sättigung der Austauscher. Die H^+- und Fe-Sättigung nimmt seit der ersten Inventur bei Böden aus basisch-intermediärem Festgestein (5) in allen Tiefenstufen des Mineralbodens und bei semiterrestrischen Böden breiter Flusstäler in 5-10 bzw. 30-60 cm signifikant zu. Bei den Böden aus basenarmem Festgestein (6) zeigt sich in den oberen 5 cm des Mineralbodens eine signifikante Abnahme, wohingegen ab 10 cm Bodentiefe eine signifikante Zunahme der H^+- und Fe-Sättigung der Austauscher seit der BZE I beobachtet werden kann. Ein umgekehrter Trend ergibt sich zwischen den Inventuren für die Böden aus basenarmem Lockergestein, bei

denen in den oberen 10 cm eine signifikante Zunahme der H^+- und Fe-Sättigung beobachtet werden kann und ab 30 cm eine signifikante Zunahme.

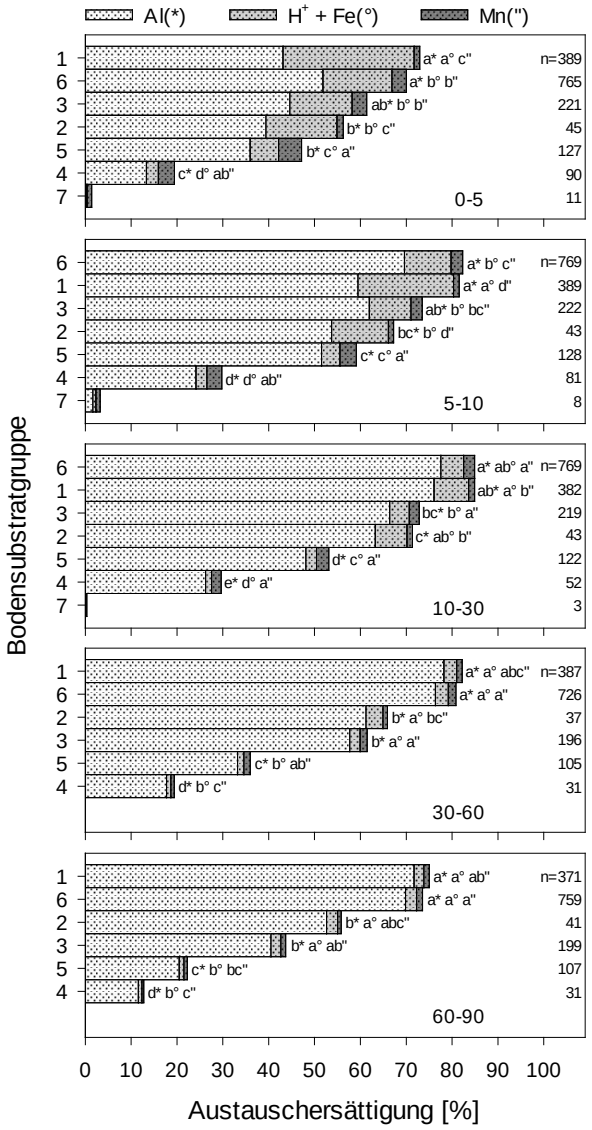


Abb. I-4-31: Aluminium-, Protonen + Eisen- und Mangansättigung im Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE II für folgende Bodensubstratgruppen: 1 = Böden aus basenarmem Lockergestein, 2 = semiterrestrische Böden der breiten Flusstäler, 3 = Tieflandböden aus Lösslehm, 4 = Böden aus verwittertem Karbonatgestein, 5 = Böden aus basisch-intermediärem Festgestein, 6 = Böden aus basenarmem Festgestein, 7 = Böden der Alpen (in der Teststatistik nicht berücksichtigt).

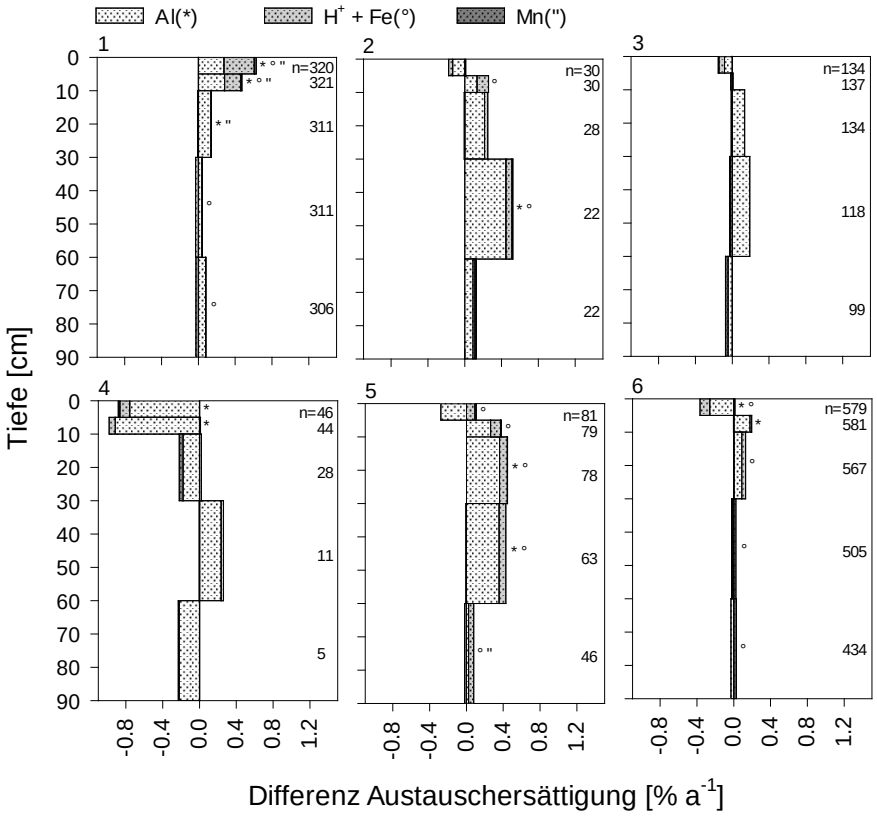


Abb. I-4-32: Jährliche Änderungsraten der Aluminium-, Protonen + Eisen- und Mangansättigung im Mineralboden zwischen der BZE I und BZE II für folgende Bodensubstratgruppen: 1 = Böden aus basenarmem Lockergestein, 2 = semiterrestrische Böden der breiten Flusstäler, 3 = Tieflandböden aus Lösslehm, 4 = Böden aus verwittertem Karbonatgestein, 5 = Böden aus basisch-intermediärem Festgestein, 6 = Böden aus basenarmem Festgestein.

4.5 Langfristiges Nährstoffpotenzial

Calcium (Ca), Kalium (K), Magnesium (Mg), P und S sind neben N wichtige Nährelemente der Pflanzen. Durch zunehmende Bodenversauerung kommt es zur Auswaschung von Ca, K, und Mg. Dabei kommt es kurzfristig zu Veränderungen der Nährstoffverfügbarkeit und langfristig zur Abnahme der Nährstoffvorräte im Boden. Die Nährstoffgesamtvorräte (königswasser-extrahierbare Nährstoffe) sind ein wichtiger Parameter zur Beurteilung des langfristigen Nährstoffpotenzials von Waldböden. Zudem sind die S-Vorräte im Boden ein wichtiger Parameter, der Rückschlüsse auf die sauren S-Einträge aus der Atmosphäre zulässt. Die Vorräte der königswasserextrahierbaren Nährstoffe stehen im Rahmen der BZE II bis 10 cm Bodentiefe und der BZE I nur im Auflagehumus für eine deutschlandweite Auswertung zur Verfügung. Für die anderen Tiefenstufen liegen nur Daten ausgewählter Bundesländer vor (Höhle *et al.* 2016). Eine deutschlandweite Auswertung der königswasserextrahierbaren Nährstoffvorräte erfolgt daher im Folgenden bis 10 cm Bodentiefe und der Vergleich zwischen BZE I und BZE II ausschließlich für

den Auflagehumus. Für Kalium erfolgt aufgrund eingeschränkter Vergleichbarkeit zwischen BZE I und BZE II sowie zwischen verschiedenen Laboren keine Auswertung.

4.5.1 Status und Tiefenverteilung

Die mittleren Vorräte an königswasserextrahierbaren Ca und Mg betragen in den Waldböden von Deutschland zum Zeitpunkt der BZE II im Auflagehumus 288 ± 9 kg Ca ha^{-1} und 73 ± 3 kg Mg ha^{-1} (Abb. I-4-33 und Abb. I-4-34, Kartenband Tab. II-4-55 und II-4-58); die Mediane liegen im Auflagehumus bei 199 kg Ca ha^{-1} und 37 kg Mg ha^{-1}. Mit zunehmender Bodentiefe nehmen die Ca- und Mg-Vorräte im Mittel zu und erreichen in 5-10 cm Bodentiefe durchschnittlich 1894 ± 177 kg Ca ha^{-1} und 1403 ± 62 kg Mg ha^{-1}, mit Medianwerten bei 248 kg Ca ha^{-1} und 685 kg Mg ha^{-1}. Die Verteilungen der Nährstoffvorräte sind rechtsschief und durch natürliche Extremwerte in einigen Bodensubstratgruppen nicht immer normalverteilt. Auch die mittleren S-Vorräte sind im Auflagehumus am geringsten (96 ± 2 kg S ha^{-1}) und nehmen in 0-5 cm 147 ± 3 kg P ha^{-1} in 5-10 cm (Abb. I-4-36, Kartenband Tab. II-4-61). Das C/P-Verhältnis beträgt im Auflagehumus im Mittel 471 ± 4, in 0-5 cm Bodentiefen 209 ± 4 und in 5-10 cm 136 ± 3 (Abb. I-4-37, Kartenband Tab. II-4-67). Das C/P-Verhältnis gibt Aufschluss über den Humusumsatz und somit über die P-Nachlieferung aus der organischen Substanz. Ein enges Verhältnis zeigt dabei eine hohe Mineralisationsrate an. Bei der Bewertung des C/P-Verhältnisses nach AK Standortskartierung (2003) werden wie auch beim C/N-Verhältnis unterschiedliche Bezugshorizonte herangezogen. Dies ist bei den Mull-Humusformen (MU, MOM) der Ah-Horizont und bei Rohhumus (RO) , rohhumusartigem Moder (MR) und typischem Moder (MOT) der Auflagehumus. Der Großteil der Waldstandorte in Deutschland zeigt zum Zeitpunkt der BZE II ein mäßig enges (24 %), mittleres (22 %) oder mäßig weites (38 %) C/P-Verhältnis. Sehr enge, weite und sehr weite C/P-Verhältnisse liegen nur selten vor (Tab. I-4-2).

Tab. I-4-3: Anteile der BZE II-Standorte an den Bewertungsklassen des C/P-Verhältnisses nach AK Standortskartierung (2003). Als Bezugshorizonte gelten für Mull-Humusformen (MU, MOM) der Ah-Horizont und für Rohhumus (RO), rohhumusartigem Moder (MR) und typischem Moder (MOT) der Auflagehumus.

Bewertung	sehr eng	eng	mäßig eng	mittel	mäßig weit	weit	sehr weit
C/P	<50	50-100	100-200	200-400	400-800	800-1200	≥1200
BZE II-Plots (%- Anteil)	2,77	11,81	23,80	21,54	38,21	1,58	0,28

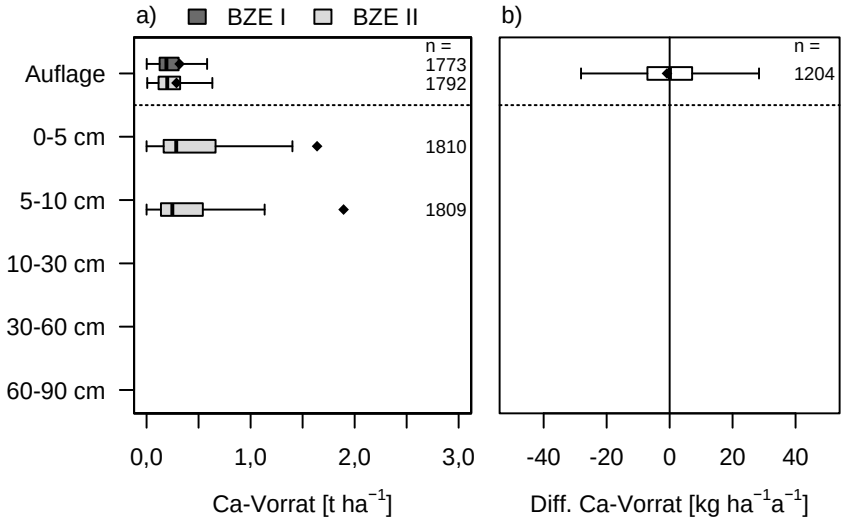


Abb. I-4-33: Calciumvorräte im Auflagehumus und im Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE I und BZE II (a, gesamte Stichprobe inkl. Moor- und organisch geprägte Standorte) sowie Veränderungen der Calciumvorräte von der BZE I zur BZE II (b, gepaarte Stichprobe ohne Moor- und organisch geprägte Standorte).

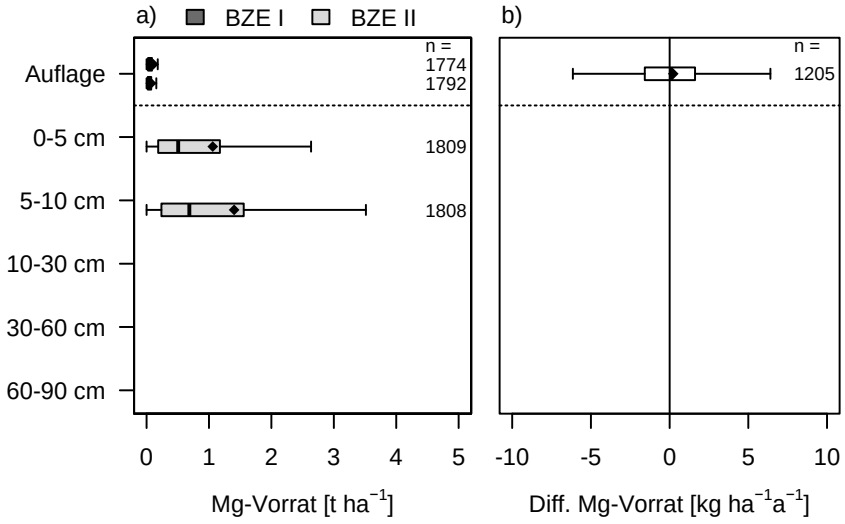


Abb. I-4-34: Magnesiumvorräte im Auflagehumus und im Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE I und BZE II (a, gesamte Stichprobe inkl. Moor- und organisch geprägte Standorte) sowie Veränderungen der Magnesiumvorräte von der BZE I zur BZE II (b, gepaarte Stichprobe ohne Moor- und organisch geprägte Standorte).

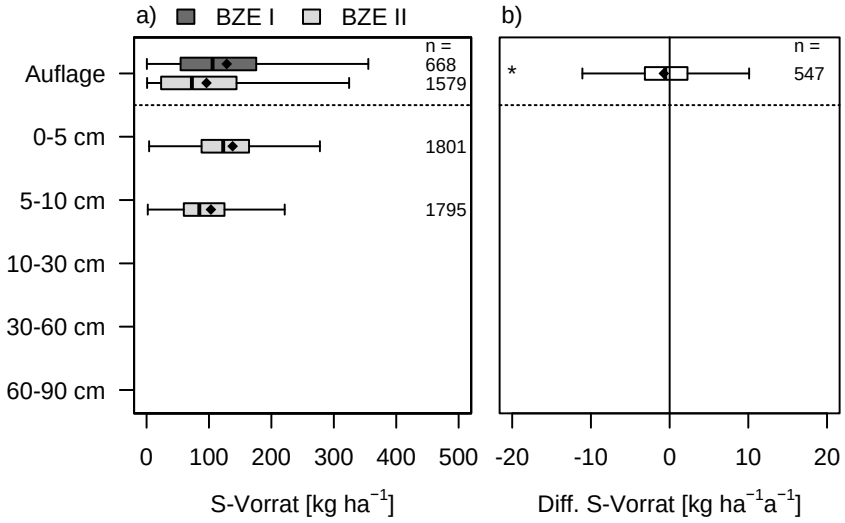


Abb. I-4-35: Schwefelvorräte im Auflagehumus und im Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE I und BZE II (a, gesamte Stichprobe inkl. Moor- und organisch geprägte Standorte) sowie Veränderungen der Schwefelvorräte von der BZE I zur BZE II (b, gepaarte Stichprobe ohne Moor- und organisch geprägte Standorte).

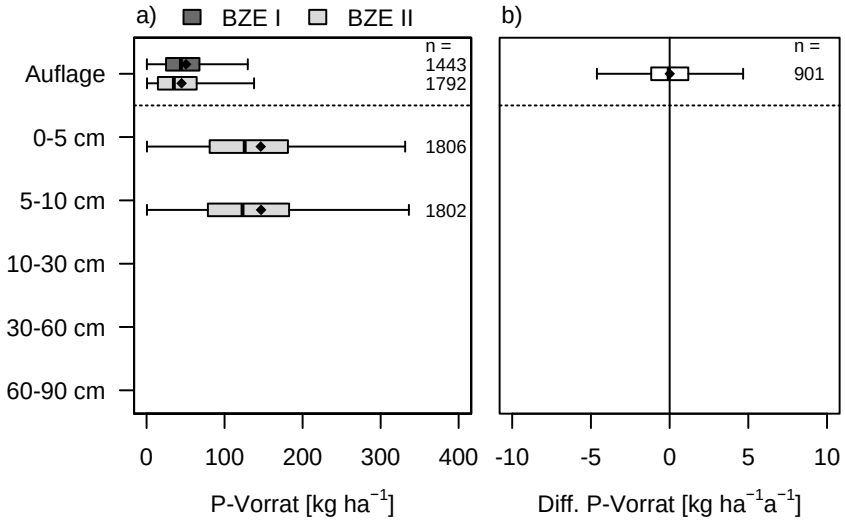


Abb. I-4-36: Phosphorvorräte im Auflagehumus und im Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE I und BZE II (a, gesamte Stichprobe inkl. Moor- und organisch geprägte Standorte) sowie Veränderungen der Phosphorvorräte von der BZE I zur BZE II (b, gepaarte Stichprobe ohne Moor- und organisch geprägte Standorte).

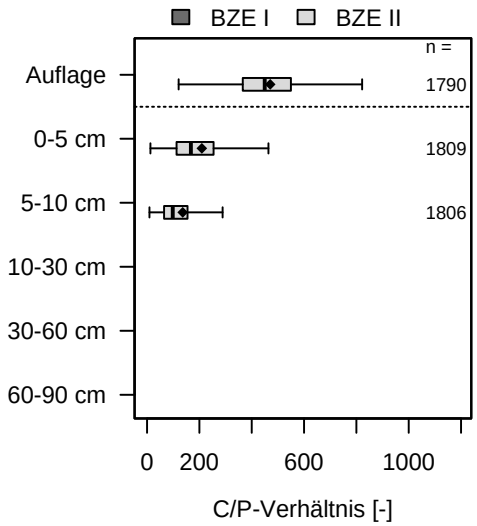


Abb. I-4-37: C/P-Verhältnis im Auflagehumus und im Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE II (gesamte Stichprobe inkl. Moor- und organisch geprägte Standorte).

4.5.2 Räumliche Verteilung

Waldstandorte mit hohen Ca-Vorräten oberhalb des 75. Perzentils und niedrigen unterhalb des 25. Perzentils in den oberen 10 cm des Mineralbodens liegen in allen Regionen Deutschlands oft in direkter Nachbarschaft zueinander (Kartenband Karte II-4-67, II-4-69 und II-4-70). Sehr hohe Ca-Vorräte oberhalb des 90. Perzentils kommen vor allem auf kalkreichen Ausgangssubstraten z.B. in den Bayerischen Alpen, der Schwäbischen und Fränkischen Alb und im mitteldeutschen Raum um das Thüringer Becken vor, aber auch im Osten Schleswig-Holsteins und in Mecklenburg-Vorpommern finden sich häufig hohe Ca-Vorräte. Sehr niedrige Ca-Vorräte unterhalb des 10. Perzentils prägen in 0-10 cm besonders den Schwarzwald, die bayerischen Mittelgebirge, den Thüringer Wald und viele Regionen im west-mitteldeutschen Raum. Die Auswertung der oberen 10 cm des Mineralbodens hinsichtlich der Mg-Vorräte nach Perzentilgrenzen zeigt deutliche regionale Unterschiede (Kartenband Karte II-4-71, II-4-73 und II-4-74). Vorräte unterhalb der deutschlandweiten Mediane prägen mit Ausnahme von Ost-Schleswig-Holstein flächendeckend die oberen 10 cm des mineralischen Waldbodens im Norddeutschen Tiefland. Im deutschen Mittelgebirgsraum sind die oberen 10 cm wesentlich reicher an Mg mit Ausnahme des nördlichen Schwarzwalds, der meisten Standorte im Rhein-Main-Gebiet und im Pfälzer Wald. Auch die P-Vorräte sind in 0-10 cm im Norddeutschen Tiefland vergleichsweise niedrig mit Werten meist unterhalb des 25. Perzentils (Kartenband Karte II-4-75, II-4-77 und II-4-78). Höhere P-Vorräte findet man hier allerdings im Nordbrandenburger- und Mecklenburger Jungmoränenland und ebenso im Osten Schleswig-Holsteins. Die oberen 10 cm des Mineralbodens der Wälder des Mittelgebirgsraums weisen größtenteils höhere P-Vorräte oberhalb des Medians auf, allerdings sind hier auch Regionen mit niedrigen Extremwerten unterhalb des 10. Perzentils wie z.B. im Pfälzer Wald, rund um den

Thüringer Wald und im Schwarzwald zu finden. Die S-Vorräte zeigen in 0-10 cm Bodentiefe ein heterogenes regionales Muster (Kartenband Karte II-4-81 und II-4-82). Hohe und niedrige S-Vorräte finden sich in den meisten Regionen Deutschlands. Das deutsche Alpenvorland, die Schwäbische und Fränkische Alb und die bayerischen Mittelgebirge weisen jedoch meist Waldböden mit S-Vorräten oberhalb des Medians auf. Des Weiteren fallen Regionen wie z.B. das südliche Weserbergland, Süd-Ostbrandenburg, der Pfälzer Wald, Südthüringen und der Schwarzwald mit niedrigen Extremwerten unterhalb des 10. Perzentils und Ost-Schleswig-Holstein, die Nord- und Ostseeküste, der Harz, das Oberrheinische Tiefland, das Sauerland und das Saar-Nahe Bergland mit hohen Extremwerten oberhalb des 90. Perzentils auf.

4.5.3 Veränderungen zur BZE I

Signifikante Veränderungen im Auflagehumus zeigen sich seit der BZE I nur bei den S-Vorräten, die hier mit einer Rate von 0,74 ± 0,27 kg ha^{-1} a^{-1} abgenommen haben (Abb. I-4-33 bis Abb. I-4-36, Kartenband Tab. II-4-57, II-4-60, II-4-63 und II-4-66).

4.5.4 Einflussgrößen auf das langfristige Nährstoffpotenzial

4.5.4.1 Langfristiges Nährstoffpotenzial und Kalkung von Waldstandorten

Die Untersuchungen zum Einfluss der Kalkung auf den Nährstoffzustand der Waldböden sind in Abb. I-4-38 dargestellt. Es liegt als Kollektiv versauerungsempfindlicher Standorte die von den Bundesländern ausgewiesen Kulisse zugrunde (Kap. 3). Gekalkte Standorte zeigen im Auflagehumus signifikant höhere Ca-, und Mg-Vorräte und ab 5 cm Bodentiefe signifikant niedrigere Ca- (0-10 cm) und Mg-Vorräte (5-10 cm) als ungekalkte Standorte. Die P- und S-Vorräte weisen im Auflagehumus und in 0-5 cm auf gekalkten und ungekalkten Standorten keinen signifikanten Unterschied auf, in 5-10 cm sind die P-Vorräte signifikant niedriger bei den gekalkten als bei den ungekalkten Standorten. Wahrscheinlich stehen niedrigere Nährstoffvorräte bei gekalkten im Vergleich zu ungekalkten Standorten im Mineralboden im Zusammenhang mit der bevorzugten Auswahl eher nährstoffarmer Böden für die Kalkung. Die Entwicklung zwischen BZE I und BZE II zeigt jedoch, dass eine Abnahme der Nährstoffverfügbarkeit in allen Tiefenstufen durch Kalkung verhindert wurde (Kap. 4.6.2.1).

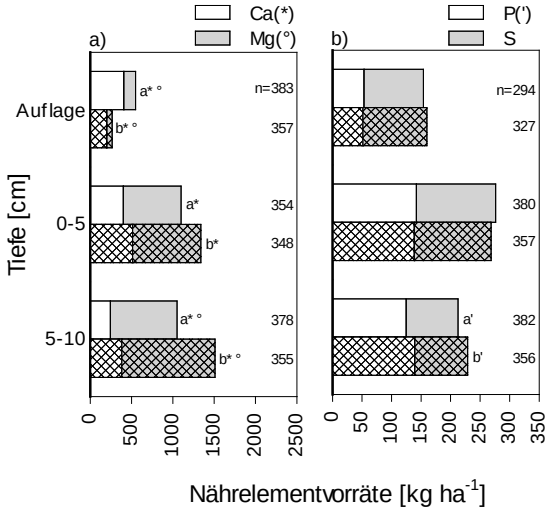


Abb. I-4-38: Nährstoffvorräte von Calcium (Ca), Magnesium (Mg) und Kalium (K) (a) sowie von Phosphor (P) und Schwefel (S) (b) für gekalkte (ohne Raster) und ungekalkte (Raster) Standorte im Auflagehumus und im Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE II nach Tiefenstufen für die Standorte innerhalb der bundeslandspezifischen Kulisse versauerungsempfindlicher Standorte (Kollektiv 1).

4.5.4.2 Langfristiges Nährstoffpotenzial und Bodensubstratgruppen

In den oberen 10 cm des Mineralbodens sind die Ca- und Mg-Vorräte in den basenreichen Ausgangssubstraten (2, 4, 5 und 7) im Allgemeinen höher als in den basenarmen Bodensubstraten (1, 3 und 6) (Abb. I-4-39). Signifikante Unterschiede zwischen den Bodensubstratgruppen finden sich vor allem bei den Ca-Vorräten zwischen allen Substratgruppen außer zwischen Tieflandböden aus Lösslehm (3) und den Böden aus basisch intermediärem Festgestein (5) bzw. zwischen basenarmen Locker- und Festgesteinen (1, 6). Die niedrigsten Ca- und Mg-Vorräte zeigen sich in den oberen 10 cm des Mineralbodens bei den Böden aus basenarmem Lockergestein (1). Die Böden aus verwittertem Karbonatgestein (4) und die Böden aus basisch-intermediärem Festgestein (5) weisen in 0-10 cm die höchsten und die Böden aus basenarmem Lockergestein (1) die niedrigsten P-Vorräte auf mit signifikanten Unterschieden zu den jeweils anderen Bodensubstratgruppen. Die S-Vorräte sind in 0-10 cm der Böden aus basenarmem Locker- (1) und Festgestein (6) vergleichsweise niedrig und unterscheiden sich signifikant von den höheren S-Vorräten der anderen Bodensubstratgruppen.

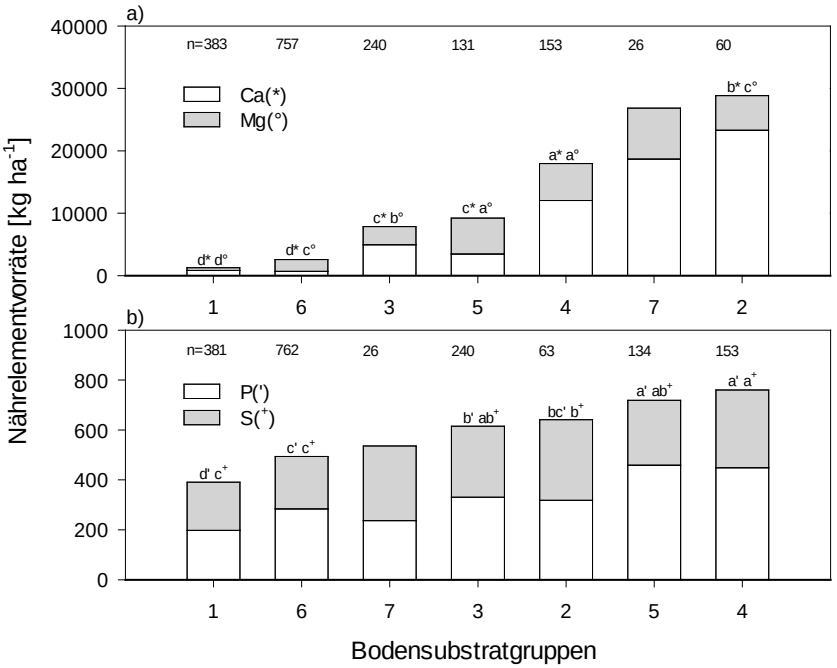


Abb. I-4-39: Nährstoffvorräte von Calcium, und Magnesium (a) sowie für Phosphor und Schwefel (b) im Mineralboden (0-10 cm) zum Zeitpunkt der BZE II für folgende Bodensubstratgruppen: 1 = Böden aus basenarmem Lockergestein, 2 = semiterrestrische Böden der breiten Flusstäler, 3 = Tieflandböden aus Lösslehm, 4 = Böden aus verwittertem Karbonatgestein, 5 = Böden aus basisch-intermediärem Festgestein, 6 = Böden aus basenarmem Festgestein, 7 = Böden der Alpen (in der Teststatistik nicht berücksichtigt).

4.6 Austauschbare Nährstoffvorräte

4.6.1 Status und Tiefenverteilung

Die mittleren Vorräte an austauschbaren Nährstoffen im Profil (0-90 cm) betragen 6,69 ± 0,29 t Ca ha^{-1}, 605 ± 16 kg K ha^{-1} und 1221 ± 64 kg Mg ha^{-1} (Kartenband Tab. II-4-83, II-4-86 und II-4-89). Die Vorräte an austauschbaren Nährstoffen steigen im Allgemeinen mit zunehmender Bodentiefe an (Abb. I-4-40 bis Abb. I-4-42). Allerdings zeigen sich in 5-10 cm Bodentiefe etwas niedrigere austauschbare Vorräte gegenüber 0-5 cm Bodentiefe. Dieses Muster kann durch die Kalkung vieler Standorte, durch die spezifische Bindung von Ca an die organische Bodensubstanz sowie durch die Anreicherung von Ca durch Aufnahme mit dem Transpirationsstrom der Bäume und anschließende Rückführung an den Boden durch den Streufall (sog. Basenpumpe), wodurch eine relative Anreicherung an der Bodenoberfläche bewirkt wird, erklärt werden (Berger *et al.* 2006). Die Verteilung der austauschbaren Vorräte ist rechtsschief und somit nicht normalverteilt. In den oberen 5 cm des Mineralbodens beträgt der prozentuale Anteil der austauschbaren Vorräte an den königswasserextrahierbaren Vorräten im Mittel 48 ± 0,7 % für Ca und 9 ± 0,3 % für Mg. Die Anteile sind in 5-10 cm Bodentiefe deutlich niedriger (Abb. I-4-43).

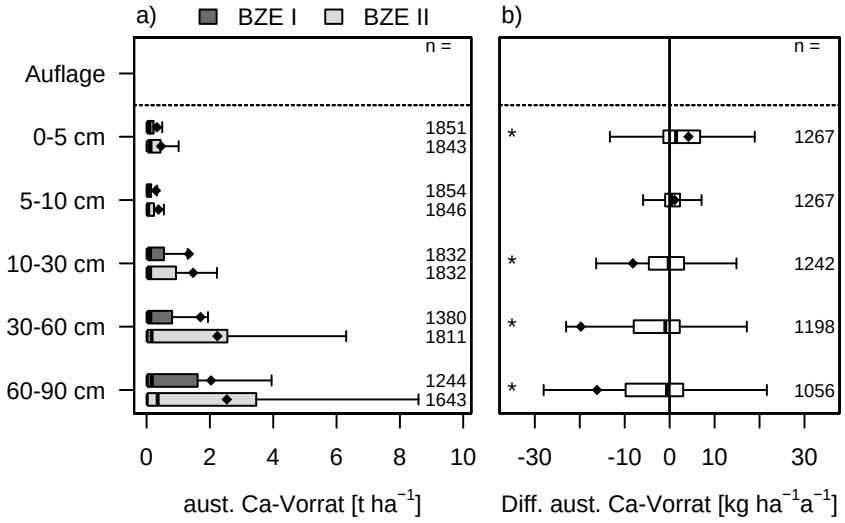


Abb. I-4-40: Vorräte an austauschbarem Calcium (Ca) im Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE I und BZE II (a, gesamte Stichprobe inkl. Moor- und organisch geprägte Standorte) sowie Veränderungen der Vorräte an austauschbarem Ca von der BZE I zur BZE II (b, gepaarte Stichprobe ohne Moor- und organisch geprägte Standorte).

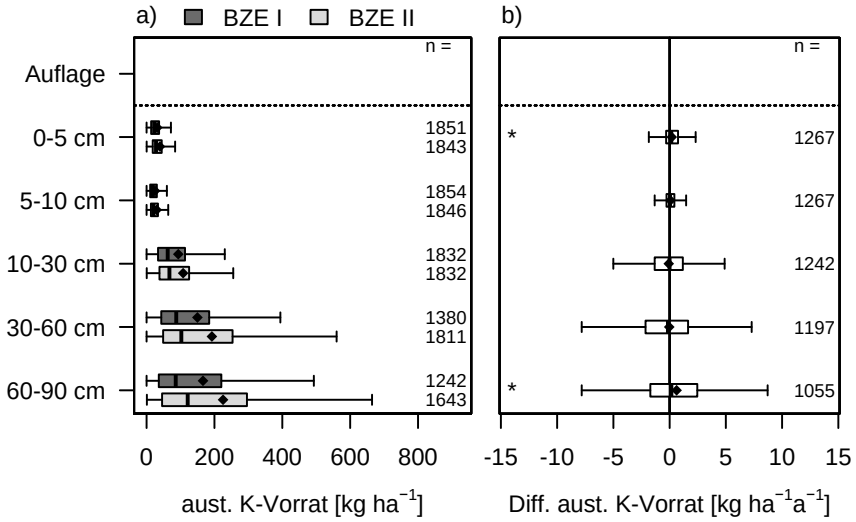


Abb. I-4-41: Vorräte an austauschbarem Kalium im Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE I und BZE II (a, gesamte Stichprobe inkl. Moor- und organisch geprägte Standorte) sowie Veränderungen der Vorräte an austauschbarem K von der BZE I zur BZE II (b, gepaarte Stichprobe ohne Moor- und organisch geprägte Standorte).

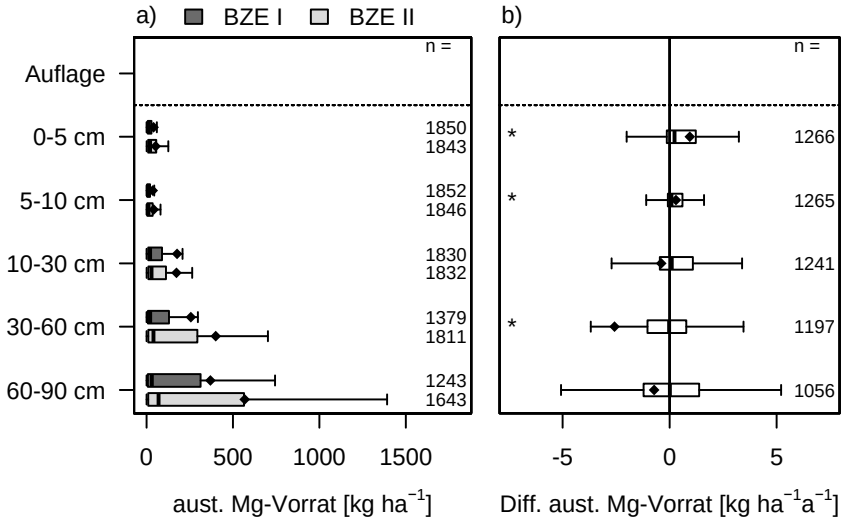


Abb. I-4-42: Vorräte an austauschbarem Magnesium im Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE I und BZE II (a, gesamte Stichprobe inkl. Moor- und organisch geprägte Standorte) sowie Veränderungen der Vorräte an austauschbarem Mg von der BZE I zur BZE II (b, gepaarte Stichprobe ohne Moor- und organisch geprägte Standorte).

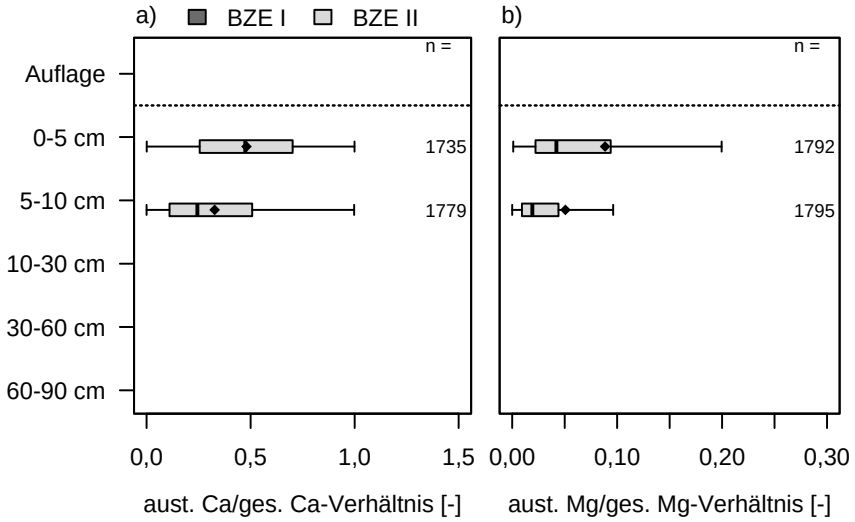


Abb. I-4-43: Verhältnis austauschbarer Vorräte zu Gesamtvorräten (königswasserextrahierbare Vorräte) für Calcium (a) und Magnesium (b) im Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE II für alle BZE II-Standorte.

In den oberen 10 cm des Mineralbodens gibt es einen Trend zunehmender Nährstoffverfügbarkeit seit der BZE I mit einem signifikanten Anstieg der austauschbaren Vorräte von 4,2 ± 0,8 kg Ca ha^{-1} a^{-1} und 0,19 ± 0,07 kg K ha^{-1} a^{-1} in 0-5 cm und 0,94 ± 0,11 und 0,3 ± 0,07 kg Mg ha^{-1} a^{-1} in 0-5 und 5-10 cm Bodentiefe (Abb. I-4-40 bis Abb. I-4-42, Kartenband Tab. II-4-85, II-4-88 und II-4-91). Ab 30 cm Bodentiefe nimmt die Ca-, K- und Mg-Verfügbarkeit

gegenüber der ersten Inventur tendenziell ab, was für Ca in 10-90 cm und für Mg in 30-60 cm signifikant ist. Allerdings sind diese signifikanten Unterschiede zwischen BZE I und BZE II auf Grund der nicht normalverteilten Daten nicht eindeutig und daher vorsichtig zu beurteilen. Der nicht parametrische Test ohne Gewichtung zeigt beispielsweise bei Mg in 30-60 cm Tiefe keinen signifikanten Unterschied.

4.6.2 Einflussgrößen auf die austauschbaren Nährstoffvorräte

4.6.2.1 Austauschbare Nährstoffvorräte und Kalkung von Waldstandorten

Zum Zeitpunkt der BZE II ist die Ca-Verfügbarkeit im Mineralboden bis 5 cm und die Mg-Verfügbarkeit bis 30 cm Bodentiefe bei gekalkten Standorten signifikant höher als bei ungekalkten Standorten (Abb. I-4-44). In 30-90 cm zeigt sich eine signifikant höhere Ca- und Mg-Verfügbarkeit bei ungekalkten Standorten gegenüber den gekalkten. Dies spricht für die gezielte Auswahl nährstoffärmerer Standorte für die Kalkung. Die K-Verfügbarkeit ist ab 5 cm Bodentiefe signifikant niedriger bei gekalkten als bei ungekalkten Standorten. Die Entwicklung zwischen den Inventuren zeigt, dass die Ca- und Mg-Verfügbarkeit auf gekalkten Standorten in den oberen 30 cm des Mineralbodens signifikant ansteigt. Ab 30 cm (Ca und Mg) und ab 5 cm (K) änderte sich die Verfügbarkeit auf gekalkten Standorten nicht signifikant. Auf ungekalkten Waldstandorten nimmt die Nährstoffverfügbarkeit in allen Tiefenstufen allgemein ab, was für K in 10-30 cm und für Ca und Mg in 10-60 cm signifikant ist.

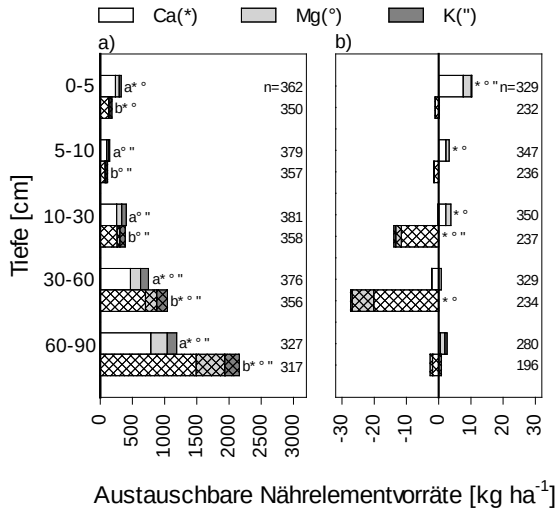


Abb. I-4-44: Austauschbare Nährstoffvorräte (a) an Calcium, Magnesium und Kalium und deren jährliche Änderungsraten (b) für gekalkte (ohne Raster) und ungekalkte (Raster) Standorte im Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE II nach Tiefenstufen für die Standorte innerhalb der bundeslandspezifischen Kulisse versauerungsempfindlicher Standorte (Kollektiv 1).

4.6.2.2 Austauschbare Nährstoffvorräte und Bodensubstratgruppen

Böden aus basenarmem Fest- und Lockergestein (1, 6) weisen im Allgemeinen die niedrigsten und Böden aus verwittertem Karbonatgestein (4) und Böden der Alpen (7) die höchsten Vorräte an austauschbaren Nährstoffen auf (Abb. I-4-46). Dabei zeigt sich eine signifikant niedrigere Nährstoffverfügbarkeiten für alle Nährstoffe bei den Böden aus basenarmem Lockergestein (1) im Vergleich zu den anderen Bodensubstratgruppen und für Ca bei den Böden aus basenarmem Festgestein (6) in allen Tiefenstufen. Die Nährstoffverfügbarkeit der Böden aus verwittertem Karbonatgestein unterscheidet sich in 0-60 cm (Ca) und 0-10 cm (Mg und K) signifikant von den niedrigeren Werten der anderen Bodensubstratgruppen. Ab 10 cm Bodentiefe fallen die Böden aus basisch-intermediärem Festgestein mit hohen Mg- und K-Vorräten auf und ab 60 cm auch die Tieflandböden aus Lösslehm (3).

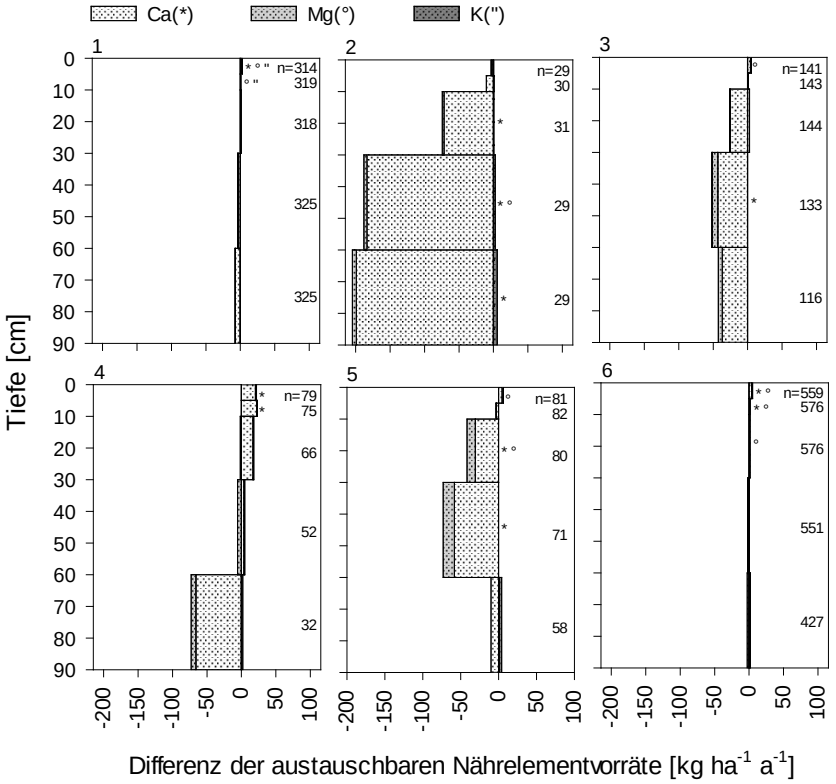


Abb. I-4-45: Tiefenverlauf der jährlichen Änderungsraten der austauschbaren Nährstoffvorräte an Calcium (Ca), Magnesium (Mg) und Kalium (K) im Mineralboden zwischen der BZE I und BZE II für folgende Bodensubstratgruppen: 1 = Böden aus basenarmem Lockergestein, 2 = semiterrestrische Böden der breiten Flusstäler, 3 = Tieflandböden aus Lösslehm, 4 = Böden aus verwittertem Karbonatgestein, 5 = Böden aus basisch-intermediärem Festgestein, 6 = Böden aus basenarmem Festgestein.

Zwischen den Inventuren zeigen die Böden aus basenarmem Lockergestein (1) in den zwei Tiefenstufen des Mineralbodens einen signifikanten Anstieg (Ca 0-5 cm, K und Mg 0-10 cm) der Nährstoffverfügbarkeit (Abb. I-4-45). Des Weiteren steigen die austauschbaren Nährstoffvorräte bei den Böden aus basenarmem Festgestein (6) in 0-30 cm (Mg) und 0-10 cm (Ca), den

Tieflandböden aus Lösslehm (3) und den Böden aus intermediärem Festgestein in 0-5 cm (Mg), und den Böden aus verwittertem Karbonatgestein (4) in 0-10 cm (Ca) signifikant seit der ersten Inventur. Auffallend ist eine starke Tendenz sinkender Ca-Verfügbarkeit in den tieferen Bodenschichten einiger Bodensubstraten, die bei den semiterrestrischen Böden breiter Flusstäler (2) in 10-90 cm, bei den Tieflandböden aus Lösslehm (3) in 30-60 cm und bei den Böden aus basisch-intermediärem Festgestein (5) in 10-60 cm des Mineralbodens signifikant ist.

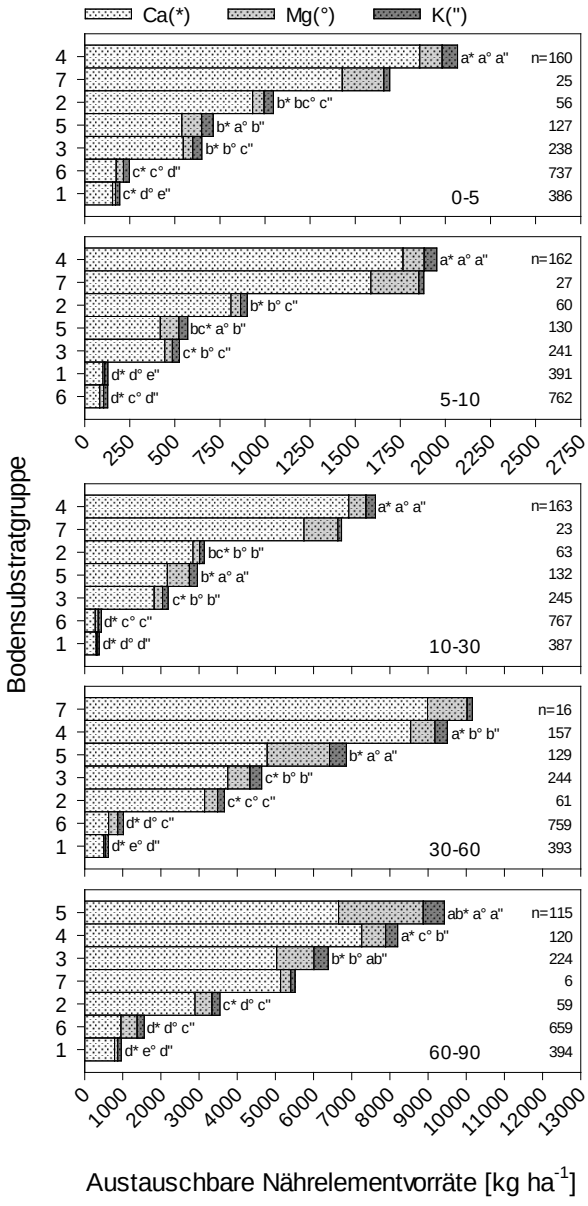


Abb. I-4-46: Austauschbare Nährstoffvorräte an Calcium (Ca), Magnesium (Mg) und Kalium (K) im Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE II nach Tiefenstufen für folgende Bodensubstratgruppen: 1 = Böden aus basenarmem Lockergestein, 2 = semiterrestrische Böden der breiten Flusstäler, 3 = Tieflandböden aus Lösslehm, 4 = Böden aus verwittertem Karbonatgestein, 5 = Böden aus basisch-intermediärem Festgestein, 6 = Böden aus basenarmem Festgestein, 7 = Böden der Alpen.

4.7 Einfluss von Kalkungsmaßnahmen auf den Säure-Base-Status und die Nährstoffvorräte

4.7.1 Vorbemerkung

Durch Bodenversauerung sind in vielen Waldböden kritische Säuregrade und Al-Konzentrationen erreicht worden. Ebenfalls fand eine Mobilisierung von potenziell toxischen Schwermetallen statt. Aufgrund des versauerungsbedingt erhöhten Austrags verarmten viele Standorte an (Nährstoff-)Kationen, teilweise mit der Folge von Störungen des Ernährungsstatus von Waldbäumen.

Ein geeignetes Mittel zur Kompensation unerwünschter Effekte der Bodenversauerung stellt die Bodenschutzkalkung dar. Hierbei wird karbonathaltiges, in der Regel dolomitisches Material meist oberflächig mit Dosagen von meist 2-5 t ha^{-1} auf Waldböden aufgebracht. Die bisherige Kalkungspraxis unterscheidet sich zwischen den Bundesländern, aber auch hinsichtlich unterschiedlicher Besitzverhältnisse, in Bezug auf Ausmaß und Zielsetzung beträchtlich. Während einige Bundesländer Kalkungsmaßnahmen in beträchtlichem Umfang fördern, verhalten sich andere eher restriktiv. Ziel der Kalkungsmaßnahmen ist in den meisten Fällen die Kompensation aktueller und vergangener Säureeinträge. Zusätzlich wird meist ein bodenchemisches Qualitätsziel wie z.B. die Einstellung einer Basensättigung von etwa 15-20 %, die Überschreitung eines Ziel-pH-Werts oder die Minderung von potenziell toxischen Al-Ionen in der Bodenlösung angestrebt. Weiterhin ist die Stabilisierung des Ernährungszustands der Waldbestände ein gewünschter Effekt von Kalkungen. Bei Kalkungsmaßnahmen, die in den 1950er bis 1980er Jahren durchgeführt wurden, standen nicht die Effekte depositionsbedingter Versauerung, sondern die Mobilisierung von N aus zersetzungsgehemmten Rohhumusauflagen als gewünschte Wirkung im Vordergrund (Gussone 1983).

Wirkungen von Kalkungsmaßnahmen lassen sich für den BZE-Datensatz durch den Vergleich von gekalkten und ungekalkten BZE-Plots sowie durch den Vergleich von BZE I und BZE II überprüfen. Der erste Vergleich erfolgt auf der Basis der Kulisse versauerungsempfindlicher Standorte, d.h. der Standorte, die nach länderspezifischer Einschätzung (Kollektiv 1) bzw. nach dem bundesweit einheitlichen Kriterium der austauschbaren Al-Vorräte im Unterboden (Kollektiv 2) kalkungswürdig sind (Kap. 3). Der zeitliche Vergleich gewinnt an Aussagekraft, wenn die Zeitpunkte der Kalkungsmaßnahmen bekannt sind. Der Termin der Kalkausbringung konnten in vielen Fällen jedoch nicht rekonstruiert werden.

4.7.2 Kompensation der Bodenversauerung durch Kalkungsmaßnahmen

Effekte von Kalkungsmaßnahmen auf Waldböden zeigen sich bei den meisten, den Säure-Base-Zustand charakterisierenden Indikatoren. Der Vergleich zwischen ungekalkten und

gekalkten Standorten zeigt für beide Kollektive der Kulisse versauerungsempfindlicher Standorte im Auflagehumus und in allen Mineralbodentiefenstufen mit Ausnahme von 60-90 cm signifikant höhere pH(H_2O)-Werte für gekalkte BZE-Punkte. Erwartungsgemäß sind die Unterschiede im Auflagehumus und im Oberboden aufgrund der oberflächig durchgeführten Kalkungsmaßnahmen größer als im Unterboden (Abb. I-4-4). Bei Betrachtung der pH(KCl)-Werte sind für beide Kollektive signifikant höhere pH-Werte für gekalkte BZE-Punkte im Auflagehumus, den oberen 5 cm des Mineralbodens und in 30-60 cm Bodentiefe festzustellen (Abb. I-4-5). Auch bezüglich der Veränderungen zwischen BZE I und BZE II zeigt der pH(H_2O) eine größere Tiefenwirkung als der pH(KCl). Für alle untersuchten Tiefenstufen ist ein signifikanter pH(H_2O)-Anstieg zu verzeichnen. Auf gekalkten Standorten ist bis 10 cm Bodentiefe ein pH(KCl)-Anstieg zwischen BZE I und BZE II zu beobachten, während auf ungekalkten Standorten nur im Auflagehumus eine pH(KCl)-Erhöhung und im Unterboden eine pH(KCl)-Abnahme zu verzeichnen ist (signifikant für 10-90 cm bei Betrachtung von Kollektiv 2). Der Vergleich der pH(H_2O)- und pH(KCl)-Werte hinsichtlich von Kalkungseffekten zeigt einerseits eine deutlichere Anhebung der pH(H_2O)-Werte, andererseits eine größere Tiefenwirkung. Dies lässt darauf schließen, dass sich Kalkungen – zumindest initial – stärker auf die Bodenlösung als auf die Austauscherbelegung der Böden auswirken.

Die Basensättigung ist bei der BZE II im Oberboden (Kollektiv 1, bis 30 cm und Kollektiv 2, bis 10 cm) auf gekalkten höher als auf ungekalkten Standorten. Im Unterboden ist ein umgekehrtes Muster zu beobachten (Kollektiv 1, 60-90 cm und Kollektiv 2, 30-90 cm), was darauf hindeutet, dass die Standorte in der Kulisse der versauerungsempfindlichen Standorte nicht vollständig homogen verteilt sind (Abb. I-4-18). Der zeitliche Vergleich deutet auf eine Zunahme der Basensättigung auf gekalkten Standorten zwischen BZE I und BZE II hin, während auf ungekalkten Standorten eher eine Abnahme zu verzeichnen ist (Abb. I-4-19). Weitgehend werden hier die Ergebnisse von Guckland *et al.* (2012) bestätigt, die in 45 Kalkungsversuchen aus Hessen, Niedersachsen und Schleswig-Holstein eine signifikante Erhöhung der Basensättigung von 11 % für den Tiefenbereich von 0-40 cm ermittelten.

Ein komplementäres Bild zur Basensättigung zeigt sich bei den Kationensäuren. Insbesondere die Al-Sättigung ist im Oberboden auf den gekalkten Standorten geringer als auf ungekalkten, während im Unterboden ein entgegengesetztes Muster vorliegt (Abb. I-4-31). Da die hohe Al-Sättigung der Grund für die Kalkung ist, findet sich auf gekalkten Standorten im Unterboden eine höhere Al-Sättigung am Austauscher. Im Vergleich zur BZE I sind für die BZE II geringere Werte der Al-Sättigung in 0-5 cm Tiefe zu beobachten, während auf ungekalkten Standorten eine Zunahme im Unterboden zu verzeichnen ist (Abb. I-4-32).

Durch Kalkungsmaßnahmen sind die Vorräte von austauschbarem Ca und Mg bis in eine Bodentiefe von 30 cm signifikant angestiegen. Die gefundene Tiefenwirkung deckt sich mit den anhand von Kalkungsversuchen abgeleiteten Ergebnissen von Guckland *et al.* (2012). Teilweise höhere Vorräte von Ca und Mg im Unterboden ungekalkter gegenüber gekalkten Standorten sind möglicherweise auf nicht vollständig vergleichbare Kollektive zurückzuführen. Es ist zu erwarten,

dass innerhalb der versauerungsempfindlichen Standorte die am stärksten versauerten Standorte bevorzugt gekalkt wurden. Beim Vergleich von BZE I und BZE II zeigt sich dementsprechend eine deutliche Abnahme von Ca und Mg bei ungekalkten Standorten, nicht jedoch bei gekalkten.

Aus den Ergebnissen der BZE kann abgeleitet werden, dass Kalkungsmaßnahmen auf versauerten Standorten (d.h. innerhalb der Kulisse versauerungsempfindlicher Standorte) zu einer deutlichen Verbesserung des Säure-Base-Status im Oberboden (bis ca. 30 cm), teilweise auch im Unterboden führen. Gleichzeitig wird die Nährstoffverfügbarkeit bezüglich Ca und Mg verbessert. Eine Verschlechterung der Verfügbarkeit anderer mineralischer Nährstoffe (z.B. K) wurde nicht gefunden. Bei nicht gekalkten Standorten ist z.T. eine fortschreitende Bodenversauerung festzustellen.

4.8 Modellierung der Basensättigungsdynamik in Wäldern

4.8.1 Modellauswahl und -beschreibung

Für Level II-Flächen in Deutschland, wie auch in zahlreichen anderen Studien, hat sich das VSD-Modell (Very Simple Dynamic) nicht zuletzt wegen seiner verhältnismäßig geringen Datenanforderungen als geeignet erwiesen, die Dynamik des Säure-Base-Status von Waldböden zu beschreiben (Ahner *et al.* 2013, Ahrends 2012, Čakmak *et al.* 2014, Gauger *et al.* 2008, Pecka & Mill 2012, Rowe *et al.* 2014). Das VSD-Modell ist eine dynamische Erweiterung einfacher Massenbilanzmodelle mit Prozessen wie Kationenaustausch und einem detaillierten Kohlenstoff- und Stickstoffkreislauf (Spranger *et al.* 2004). Das Modell besteht aus Massenbilanzgleichungen, die den Eintrag in den Boden und die Stoffausträge mit dem Sickerwasser beschreiben. Ausgangspunkt ist das Ionen-Gleichgewicht in der Bodenlösung an der Untergrenze des betrachteten Bodenkompartiments. Zielgröße dieser Auswertung ist die Basensättigung der BZE II im Mineralboden. Die Modellinitialisierung erfolgte auf Grundlage der BZE I. Die Modellergebnisse wurden hinsichtlich systematischer Abweichungen zur gemessenen Basensättigung der BZE II untersucht. Die Basensättigung eignet sich besonders zur Charakterisierung der Bodenversauerung, da sie im Gegensatz zum pH-Wert einer geringeren kurzzeitlichen Dynamik unterliegt (Meining *et al.* 2010). Des Weiteren ist sie ein wichtiger Indikator für die Ausstattung eines Standorts mit wichtigen Makronährelementen wie Ca, Mg oder K (Meiwes & Meesenburg 2007, Riek & Wolff 2007, Schulte-Bisping *et al.* 2001).

4.8.2 Eingangsdaten und Parametrisierung

Für die dynamische Ableitung einer Stoffbilanz von Waldökosystemen werden die wichtigsten Stoffflüsse wie atmosphärische Stoffeinträge, Nährstoffexport mit der Biomassenutzung und Silikatverwitterungsrate im Modell beschrieben. Als resultierender Stoffffluss ergibt sich der

Austrag mit dem Sickerwasser unterhalb des betrachteten Bodenkompartiments. In dieser Auswertung wurde das Modell VSD+ Version 5.2 verwendet. Die dynamische Abschätzung der atmosphärischen Stoffeinträge ist in Kapitel 2.10 beschrieben. Der Nährstoffentzug durch Biomassenutzung wird im Modellsystem durch das Modul Grow-Up (Version 1.3.2) geschätzt. Die Stoffaufnahme erfolgt als Funktion von Wachstumsrate und Elementgehalt in den unterschiedlichen Baumkompartimenten. Letztgenannte wurden nach Jacobsen *et al.* (2003) abgeschätzt. Die Wachstumsrate und die dynamische Bestandsentwicklung wurden durch eine Rekonstruktion ausgehend von der Harmonisierten Bestandsinventur (HBI) mit Hilfe von Ertragstafeln von Schober (1995) abgeschätzt. Für Biomasseexpansionsfaktoren und die Umsatzraten der Kompartimente wurden die baumartenspezifisch hinterlegten Werte nach Schelhaas *et al.* (2007) verwendet.

Die Silikatverwitterungsraten wurden mit dem Modell PROFILE (Sverdrup & Warfvinge 1993) in der Version 5.1 abgeleitet. Ein sensitiver Modellparameter in PROFILE ist der Wassergehalt (Dultz 2001). Dieser wurde mit dem Wasserhaushaltsmodell LWF-Brook90 (Hammel & Kennel 2001) (Kap. 10) simuliert. Die chemisch wirksame Verwitterungsoberfläche als weitere sensitive Größe wurde nach Phelan *et al.* (2014) ermittelt. Dieses Verfahren erlaubt im Gegensatz zum häufig verwendeten Schätzmodell nach Sverdrup & Warfvinge (1993) auch auf Standorten mit Tongehalten > 20 % plausible Abschätzungen. Die mineralogische Zusammensetzung der Bodenhorizonte wurde mit A2M (Analyses to Minerals) (Posch & Kurz 2007) anhand der Gesamtelementgehalte im Boden abgeschätzt. Bei Vergleichsberechnungen wurden keine signifikanten Unterschiede zwischen Verwitterungsraten aus normativ berechneter und modal bestimmter Mineralogie festgestellt (Koseva *et al.* 2010). Lagen keine Gesamtaufschlüsse vor, wurden die Gesamtgehalte aus den königswasserextrahierbaren Gehalten mittels geeigneter Pedotransferfunktionen abgeschätzt.

Zur Berücksichtigung des kontinuierlichen Eintrags von Ca und Mg durch die Auflösung von ausgebrachtem Kalk, wurde das Kalkungsmodul von Ahrends (2012) in die Simulationsumgebung implementiert. Bei den verfügbaren Kalkmengen wurde die Humusretention nach Guckland *et al.* (2012) berücksichtigt.

Die Klimadaten wurden analog zu Kapitel 10 verwendet. Informationen zum Sickerwasseraustrag und zur dynamischen Entwicklung der Bodenwassergehalte wurden ebenfalls durch das Wasserhaushaltsmodell LWF-Brook90 bereitgestellt. Unter Berücksichtigung der Tagesmitteltemperaturen wurden aus den täglichen Wassergehalten die Reduktionsfaktoren für die Mineralisierung und die (De)Nitrifikation ermittelt (MetHyd 1.5.1).

Da es sich bei VSD um ein Einschichtmodell handelt, wurden die notwendigen Eingangsdaten bis 90 cm Profiltiefe aufsummiert (Kohlenstoff- und Stickstoffvorräte), bzw. nach den Vorgaben von Spranger *et al.* (2004) gewichtet gemittelt (Lagerungsdichte, Kationenaustauschkapazität, Tongehalt und Basensättigung).

Die Gapon-Koeffizienten für den Kationenaustausch wurden nach de Vries & Posch (2003) abgeschätzt. Für alle übrigen Modellparameter wurden die Standardwerte übernommen. Um eine maximale Übertragbarkeit zu gewährleisten, wurden keine Kalibrierungen der Modellparameter durchgeführt.

Entsprechend der Zielsetzung wurden für die Simulationen nur Standorte mit Wiederholungsinventuren berücksichtigt, entsprechend konnten keine BZE-Punkte aus Bayern verwendet werden. Des Weiteren konnten nur für solche Standorte Simulationen durchgeführt werden, für die für alle verwendeten Modelle (VSD, Profile, LWF-Brook90, GrowUp) die notwendigen Eingangsdaten zur Verfügung standen. Weiterhin wurden alle Standorte ausgeschlossen, bei denen sich die erreichte Profiltiefe zwischen BZE I und BZE II verändert hat. Durch diese Restriktionen stehen 799 Standorte in Deutschland zu Verfügung (Abb. I-4-47).

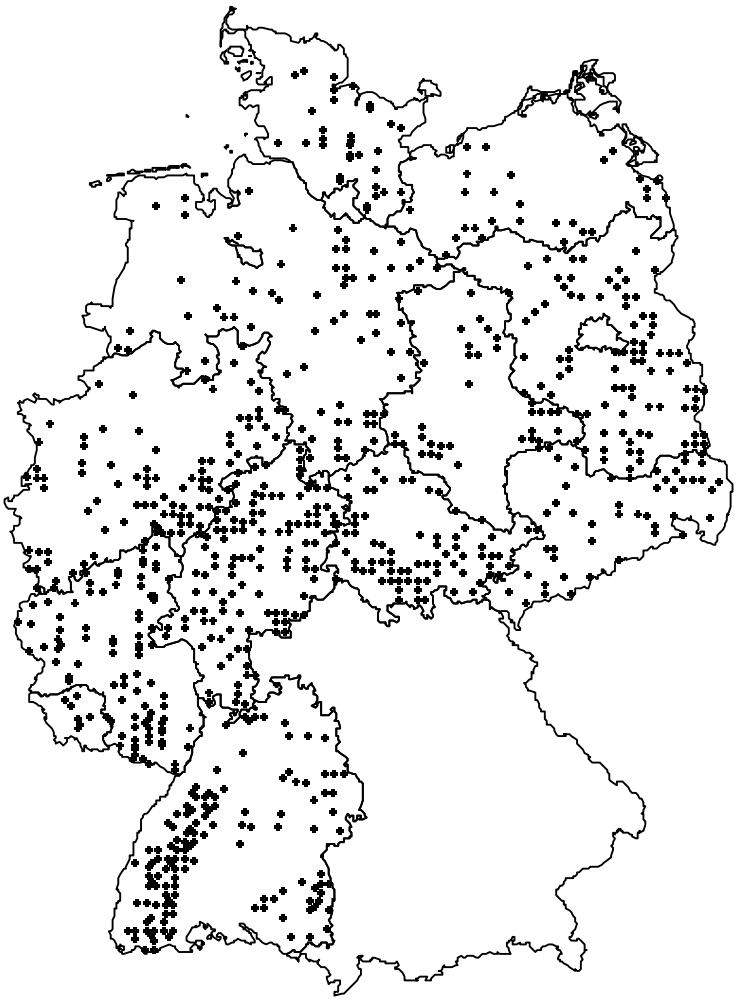


Abb. I-4-47: Räumliche Verteilung der Wiederholungsinventuren mit durchgeführten VSD-Simulationen

4.8.3 Ergebnisse und Diskussion

Die Abb. I-4-48 zeigt beispielhaft die modellierte zeitliche Dynamik der Basensättigung für einen BZE-Standort und die gemessenen Basensättigungen der BZE I und BZE II.

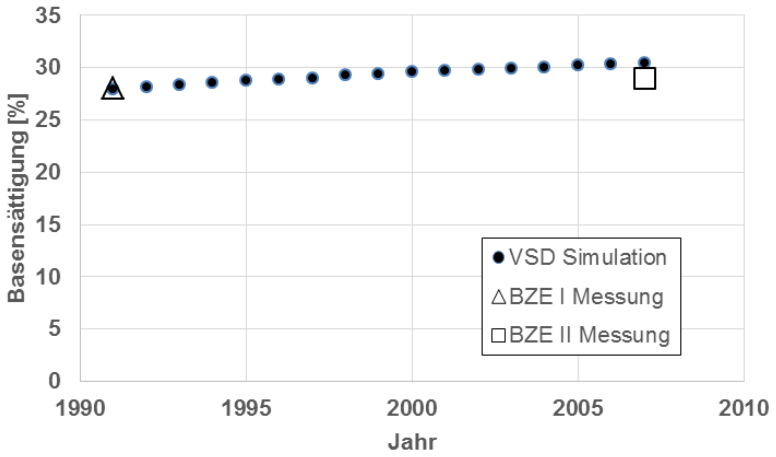


Abb. I-4-48: Modellierte zeitliche Dynamik der gewichtet gemittelten Basensättigung für 90 cm Bodentiefe bei dem BZE-Punkt 80145 (=BFHNUM).

Bei der Bewertung der erzielten Ergebnisse muss zwischen modellbedingten Abweichungen, Abweichungen durch die räumliche Variabilität und der generellen Unsicherheit bei Wiederholungsinventuren differenziert werden. Daher wurde zunächst die Basensättigung der BZE I derjenigen der BZE II gegenübergestellt (Abb. I-4-49). Die Ergebnisse deuten auf eine hohe kleinräumliche Variabilität hin, da sich z.T. auftretende Änderungen (Zunahmen oder Abnahmen) zwischen BZE I und BZE II durch biogeochemische Prozesse allein nicht erklären lassen. Entsprechend weist auch die Gegenüberstellung eine hohe Variabilität auf. Die Regressionslinie liegt nahe an der 1:1 Linie.

Die Abb. I-4-50 zeigt demgegenüber die Basensättigung der BZE II im Vergleich zu den mit VSD modellierten Basensättigungswerten. Hinsichtlich der Verteilungen und der regressionsstatistischen Parameter unterscheiden sich beide Abbildungen kaum. Die geringfügige Erhöhung des R^2 deutet darauf hin, dass sich zumindest ein Teil der messtechnischen Veränderungen durch die VSD-Simulationen erklären lassen. Trägt man die Differenzen zwischen BZE II und BZE I gegen die Differenzen zwischen VSD und BZE I auf (Abb. I-4-51), dann zeigt sich ein signifikanter Zusammenhang (r_{Spear} = 0,3, p = 0,001), so dass die vorab getroffene Aussage bestätigt wird. Es muss jedoch betont werden, dass sich aufgrund der hohen Variabilität, dem kurzen Simulationszeitraum und den geringen Änderungsraten zwischen BZE I und BZE II die VSD-Simulationen nur bedingt verifizieren lassen. Hierbei ist zu beachten, dass die kleinräumliche Variabilität von bodenchemischen Parametern beträchtlich sein kann (Ahner *et al.* 2013, Bruelheide & Udelhoven 2005, Grigal *et al.* 1991, Teichert 2001). So können durch Heterogenitäten des Ausgangsmaterials auf kleinstem Raum Austauscher- und Pufferbereich nebeneinander existieren. Hierdurch kann auf kleiner Fläche bei gleicher Bodentiefe die Basensättigung zwischen > 80 % und < 15 % schwanken (Malessa *et al.* 2001).

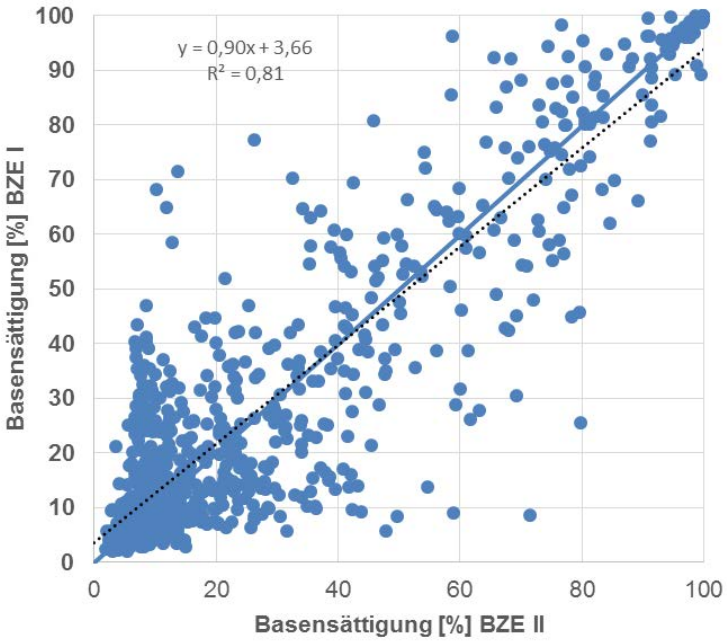


Abb. I-4-49: Beziehung zwischen den gewichtet gemittelten Basensättigungen [%] für 90 cm Profiltiefe der BZE I und BZE II.

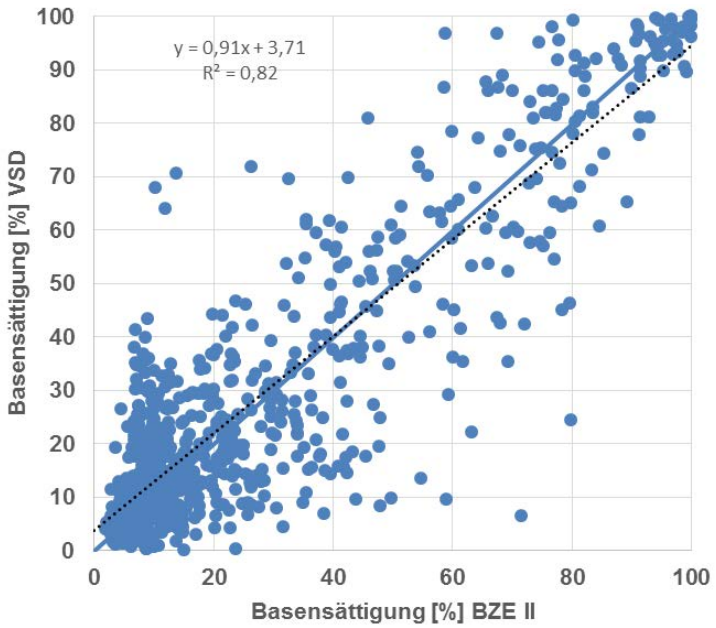


Abb. I-4-50: Beziehung zwischen den gewichtet gemittelten Basensättigungen für 90 cm Profiltiefe der BZE II und den VSD Simulationen zum Zeitpunkt der BZE II.

Um zu untersuchen, welche Eingangsdaten (Deposition, Aufnahme, Verwitterung, Niederschlag usw.) besonders einflussreich bei den simulierten Basensättigungsentwicklungen sind, wurden die Differenzen zwischen Startpunkt (Zeitpunkt BZE I) und Endpunkt (Zeitpunkt BZE II) der Simulationen den Modellparametern gegenübergestellt. Hierfür wurden mit dem R Package

VSURF (Genuer *et al.* 2010) zunächst besonders einflussreiche Variablen identifiziert. Mit den selektierten Variablen erfolgte anschließend die Parametrisierung eines RandomForest-Modells (RF, Breiman (2001)), um ein Variablenranking des Modells zu erzeugen. Die Abb. I-4-52 zeigt die Mean Decrease Accurary (MDA) für die einzelnen Variablen des RF-Modells. Der MDA beschreibt die Abnahme der Modellgenauigkeit, wenn die entsprechende Variable nicht in das Modell eingeht und liefert somit eine wichtige Information über die Bedeutung einzelner Variablen für die Änderung der Basensättigung.

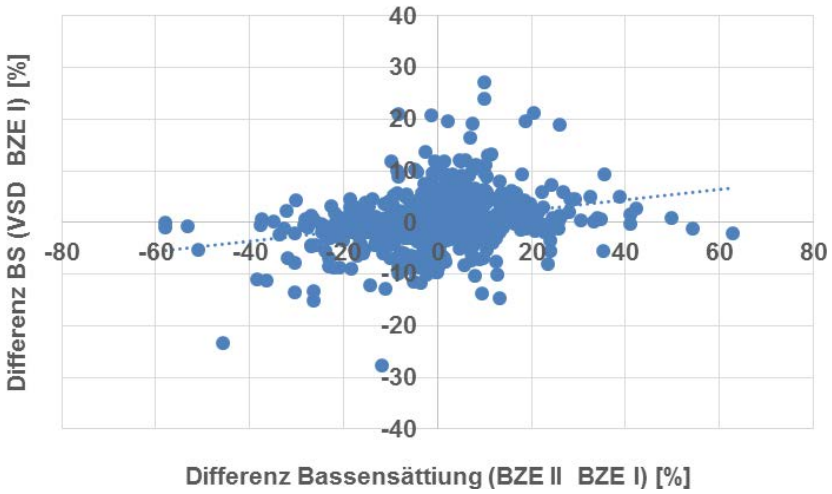


Abb. I-4-51: Beziehung zwischen den Differenzen der gewichtet gemittelten Basensättigungen [%] für 90 cm Profiltiefe zwischen BZE II und BZE I und den Differenzen zwischen den mit VSD simulierten Basensättigungen und der BZE I.

Wie in den vorangegangen Kapiteln beschrieben, zeigen auch diese Analysen die große Bedeutung der Waldkalkung für die Veränderungen in der Basensättigung im Boden. Neben der Kalkung besitzt die effektive Kationenaustauschkapazität (Ak_e) eine große Bedeutung. Bei geringer Ak_e bewirken Veränderungen der Basenvorräte größere Effekte hinsichtlich der Basensättigung. Alle anderen Einflussgrößen unterscheiden sich in ihrer Sensitivität nur noch geringfügig. Dieses kann zum einen damit begründet werden, dass einerseits die S-Einträge in den letzten Jahrzehnten drastisch zurückgegangen sind und damit an Bedeutung verloren haben (Schöpp *et al.* 2003) und sich auf der anderen Seite die Wachstumsbedingungen der Wälder durch Klimawandel und Stickstoffeinträge verbessert haben (Boisvenue & Running 2006, Laubhann *et al.* 2009) und damit zu größeren Nährstoffentzügen führen können. Neben den Nährstoffentzügen hat die Basenfreisetzung durch die Verwitterung eine vergleichbare Bedeutung. Die verhältnismäß große Bedeutung der Sickerwassermenge wird auch durch die Ergebnisse von Guckland *et al.* (2012) bestätigt. Die Bedeutung der Hoch- und Rechtswerte in der Variablenselektion deutet auf regionale Muster in den Ergebnissen hin. Räumliche Schwerpunkte der Differenzen zwischen mit VSD simulierten Basensättigungen und den gemessenen Basensättigungen der BZE II lassen sich in der Abb. I-4-53 erkennen. Insbesondere werden die Basenverluste in Brandenburg und z.T. auch in den angrenzenden ostdeutschen Ländern von den VSD-Simulationen systematisch zu gering eingeschätzt. Dieses ist wahrscheinlich auf die

besondere Situation der hohen Flugascheeinträge in der Vergangenheit zurückzuführen (Riek *et al.* 2012). Nach überschlägigen Kalkulationen von Riek *et al.* (2015) beläuft sich der mittlere kumulative Ca-Eintrag von 1945 bis 1990 in die Wälder des Lands Brandenburg auf 2,2 t ha^{-1}, was einer flächigen Kalkungsmenge von etwa 6 t ha^{-1} ($CaCO_3$-Anteil 90 %) entspricht. Die starken Abnahmen der Basensättigung zwischen BZE I und BZE II korrespondieren nach Riek *et al.* (2015) regional mit dieser vorausgegangenen Aufbasung durch Staubdeposition. Ebenso markant sind die Unterschätzungen der Basensättigung in Teilen Schleswig-Holsteins. Hier wäre als Ursache eine Unterschätzung der Verwitterungsraten der relativ jungen Böden (Holozän, Jungpleistozän) denkbar. Mit Ausnahme dieser beiden regionalen Inhomogenitäten zeigen die räumlichen Abweichungen insgesamt ein relativ homogenes Bild über weite Teile Deutschlands.

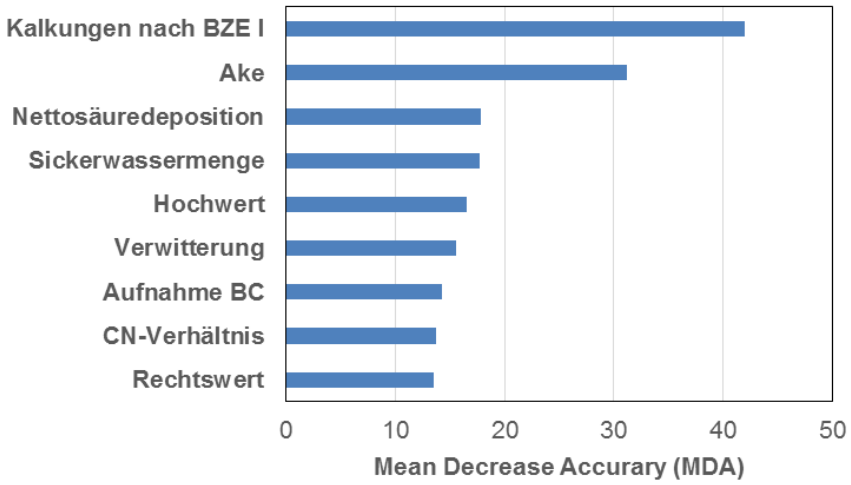


Abb. I-4-52: Bedeutung ausgewählter Parameter für die Veränderung der Basensättigung bei den Simulationen mit dem VSD-Modell. (BC = basische Kationen, Calcium, Kalium und Magnesium; Ak_e = effektive Kationenaustauschkapazität, MDA = Gütemaße der Parameterbewertung - hohe Werte deuten auf eine hohe Relevanz hin).

Da es sich bei VSD um ein Einschichtmodell handelt, kann die Basensättigung nur für das gesamte Profil aggregiert dargestellt und nicht für unterschiedliche Tiefenstufen abgebildet werden. Auf Profilebene zeigt sich für den überwiegenden Teil Deutschlands, dass zwischen den Modellsimulationen und den Ergebnissen der BZE II keine gravierenden systematischen Abweichungen zu erkennen sind. Neben dem herausragenden Einfluss von Kalkung für die Veränderung der Basensättigung, zeigen die Modellsimulationen, dass unter den aktuellen Depositionsbedingungen (drastischer Rückgang der S-Depositionen) der Verwitterung und den Nährstoffentzügen durch den Bestand eine größere Bedeutung in der Stoffbilanz zukommt. Dieses ist insbesondere bei einer Erhöhung der Nutzungsintensität, beispielsweise für energetische Nutzungen, zu beachten. Hervorzuheben ist jedoch die besondere Situation in Brandenburg und dem nördlichen Sachsen, wo die Versauerungsentwicklung vom Modell unterschätzt wird. Hier scheint durch die hohen Flugascheeinträge der Vergangenheit eine besondere Situation vorzuliegen, die so vom Modell nicht abgebildet werden kann. Eine verlässlichere und detailliertere Interpretation dürfte sich durch die Ergebnisse einer dritten BZE ergeben. Hierfür wäre es aber

notwendig, wieder die gleichen Standorte wie bei der BZE I und BZE II zu beproben, um echte Wiederholungsinventuren zu erzeugen.

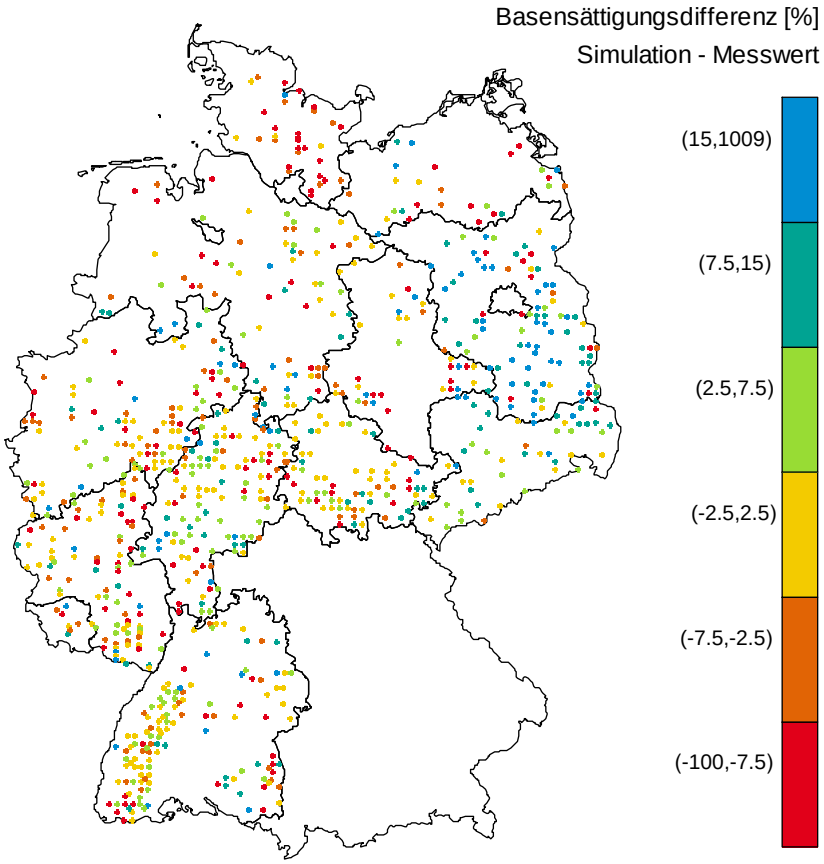


Abb. I-4-53: Differenzen zwischen den mit VSD simulierten Basensättigungen und den gemessenen Basensättigungen der BZE II (VSD-BZEII). Positive Werte bedeuten eine Überschätzung der Basensättigung durch die Simulationen.

4.9 Zusammenfassung

Die Ergebnisse der BZE II im Wald belegen erste Erfolge der Umwelt- und Forstpolitik in Bezug auf versauernde Schadstoffeinträge. Die flächendeckende Oberbodenversauerung und Basenverarmung, die bei der ersten Bodenzustandserhebung festgestellt wurden, sind in dem Maße nicht mehr zu finden. Die Ergebnisse der BZE II zeigen, dass seit der ersten Inventur ein Anstieg der pH-Werte vor allem in den oberen Bodenschichten des gepaarten Kollektivs stattfand. Dieser Anstieg ist im Auflagehumus am höchsten und sowohl für den pH(H_2O) als auch für den pH(KCl) bis zu einer Bodentiefe von 5 cm signifikant. Auf einigen Standorten ist der pH(KCl)-Wert jedoch weiter abgesunken. Diese Abnahme der pH(KCl)-Werte gegenüber der ersten Inventur zeigt deutliche regionale Muster und betrifft vor allem die Waldböden im nordostdeutschen Tiefland, wohingegen in Regionen mit umfangreichen Kalkungsmaßnahmen in 5-10 cm eine leichte Zunahme der pH(KCl)-Werte beobachtet werden kann. Der Anstieg der pH-Werte dürfte durch die

zurückgegangene Säurebelastung und durch Kalkungsmaßnahmen verursacht sein. Teilweise könnte der Anstieg der pH(H_2O)-Werte auch auf eine geringere Ionenstärke der Bodenlösung zurückzuführen sein (Reuss & Johnson 1986).

Entsprechend den Pufferreaktionen im Boden lässt sich das Spektrum der pH-Werte in Pufferbereiche unterteilen (Tab. I-4-1). Mit der Veränderung der pH-Werte ist eine Verschiebung der Anteile der BZE-Punkte an den Pufferbereichen verbunden. Der Anstieg der pH(H_2O)-Werte im Mineralboden zeigt sich durch eine Zunahme der Standorte im Austauscher- bis $CaCO_3$-Pufferbereich und einer entsprechenden Abnahme im Fe- bis Al-Pufferbereich. Ab 60 cm Bodentiefe sinkt der Anteil der Standorte im Al- und Austauscher-Pufferbereich zugunsten des Silikat- und $CaCO_3$-Pufferbereichs. Diese Ergebnisse sind überwiegend auf die Kalkungsmaßnahmen zwischen den Inventuren zurückzuführen. Der Anteil gekalkter Standorte im Fe- bis Al-Pufferbereich sinkt zugunsten des Austauscher- bis $CaCO_3$-Pufferbereichs im Oberboden deutlich und im Unterboden leicht.

Auch die Basensättigung hat sich, bezogen auf das Gesamtkollektiv im Oberboden, gegenüber der ersten Inventur erhöht. Der Vergleich der gepaarten Stichprobe ergibt in den oberen 5 cm eine Erhöhung der Basensättigung zwischen BZE I und BZE II. Ab einer Bodentiefe von 10 cm nimmt die Basensättigung zwischen den beiden Erhebungen jedoch signifikant ab. Die Basensättigung gekalkter Standorte ist in allen Tiefenstufen bis 30 cm signifikant höher als bei den ungekalkten Standorten. Zwischen den Inventuren kann auf gekalkten Standorten in den Tiefenstufen von 0-30 cm Bodentiefe eine signifikante Zunahme und auf ungekalkten eine Abnahme (für 5-60 cm signifikant) der Basensättigung beobachtet werden.

Die Waldböden in Deutschland zeigen zum Zeitpunkt der BZE II in der oberen Mineralbodenschicht (0-5 cm) im Mittel eine Al-Sättigung von 40,2 ± 0,6 %. Die Tiefenverteilung der Al-Sättigung verläuft gegenläufig zu dem Tiefengradienten der Basensättigung. Entsprechend ist die durchschnittliche Al-Sättigung bei minimaler Basensättigung in 10-30 cm Bodentiefe mit 62,3 ± 0,8 % maximal und nimmt danach mit zunehmender Bodentiefe ab. Die mittlere Mn-, Fe- und H^+-Sättigung ist in der oberen Mineralbodenschicht (0-5 cm) am höchsten (2,5 ± 0,1 % Mn-Sättigung, 3,1 ± 0,1 % Fe-Sättigung und 12,8 ± 0,3 % H^+-Sättigung) und nimmt mit zunehmender Bodentiefe ab.

Eine hohe Al-Sättigung ist in allen Tiefenstufen im Schwarzwald, Rheinischen Schiefergebirge, im Saarland, in den bayerischen Mittelgebirgen, im Thüringer Schiefergebirge und im südwestdeutschen Alpenvorland zu finden. In Bodentiefen ab 10 cm sind zunehmend auch im Norddeutschen Tiefland (ohne jungpleistozäne Gebiete) hohe Werte zu finden. Standorte mit einer hohen Mn-Sättigung sind vor allem in den Mittelgebirgen (niedersächsisches und hessisches Bergland, Harz, Rheinisches Schiefergebirge, Saar-Nahe-Bergland, Odenwald, Spessart, Rhön), im südwestdeutschen Stufenland, insbesondere im Neckarland, im Fränkischen Keuper und in der südlichen Fränkischen Alb vertreten.

Die mittleren Vorräte an königswasserextrahierbarem Ca und Mg betragen in den Waldböden von Deutschland zum Zeitpunkt der BZE II im Auflagehumus 288 ± 9 kg Ca ha^{-1} und 73 ± 3 kg Mg ha^{-1}. Mit zunehmender Bodentiefe nehmen die Ca- und Mg-Vorräte im Mittel zu und erreichen in 5-10 cm Bodentiefe durchschnittlich 1894 ± 177 kg Ca ha^{-1} und 1403 ± 62 kg Mg ha^{-1}. Die mittleren Vorräte an austauschbaren Nährstoffen im Profil (0-90 cm) betragen 6,69 ± 0,29 t Ca ha^{-1}, 605 ± 16 kg K ha^{-1} und 1221 ± 64 kg Mg ha^{-1}.

Die räumliche Verteilung von königswasserextrahierbarem Mg folgt der Verteilung des geologischen Ausgangssubstrats. Unterdurchschnittliche Vorräte prägen mit Ausnahme von jungpleistozänen Gebieten des Norddeutschen Tieflands flächendeckend die oberen 10 cm des mineralischen Waldbodens im Norddeutschen Tiefland. Im deutschen Mittelgebirgsraum, mit Ausnahme des nördlichen Schwarzwalds, der meisten Standorte im Rhein-Main-Gebiet und im Pfälzer Wald, sind in den oberen 10 cm wesentlich höhere Mg-Vorräte zu finden. Auch die P-Vorräte sind in 0-10 cm im Norddeutschen Tiefland vergleichsweise niedrig.

Waldstandorte mit hohen und niedrigen Ca-Vorräten in den oberen 10 cm des Mineralbodens liegen in allen Regionen Deutschlands oft in direkter Nachbarschaft zueinander. Sehr hohe Ca-Vorräte kommen vor allem auf kalkreichen Ausgangssubstraten, z.B. in den Bayerischen Alpen, der Schwäbischen und Fränkischen Alb und im mitteldeutschen Raum um das Thüringer Becken vor, aber auch in jungpleistozän geprägten Gebieten des Norddeutschen Tieflands finden sich häufig hohe Ca-Vorräte. Sehr niedrige Ca-Vorräte prägen in 0-10 cm besonders den Schwarzwald, die bayerischen Mittelgebirge, den Thüringer Wald und viele Regionen im west-mitteldeutschen Raum.

Die Kalkung hat einen deutlichen Einfluss auf den Säure-Base-Zustand und die Nährstoffverfügbarkeit der Waldböden. Die gekalkten Standorte weisen sowohl höhere pH-Werte als auch eine höhere Basensättigung auf. Auch sind die Vorräte von austauschbarem Ca und Mg bis in eine Bodentiefe von 30 cm signifikant angestiegen. Nur bei den langfristig verfügbaren P-Vorräten wiesen gekalkte Standorte geringere Werte auf.

Zum Zeitpunkt der BZE II weisen vergleichbare Standorte mit Nadelbaumreinbeständen (Kiefer, Fichte und sonstige Nadelbaumarten) im Auflagehumus und im Mineralboden bis 10 cm Bodentiefe signifikant niedrigere pH(KCl)-Werte auf als die Laubbaumreinbestände (Buche, Eiche, sonstige Laubbaumarten). Beim Vergleich des Säure-Base-Zustands für unterschiedliche Bestockungen auf gleichen Bodensubstraten zeigen sich im Mineralboden weniger eindeutige Unterschiede.

Insgesamt hat sich im Zeitraum zwischen BZE I und BZE II durch die Reduktion der Säureeinträge der Zustand der Wälder in Deutschland in Bezug auf den Säure-Base-Zustand und die Nährstoffversorgung der Oberböden verbessert. Der Prozess der Bodenversauerung wurde verlangsamt, was eine niedrigere Al-Konzentrationen in der Bodenlösung zur Folge hat und somit eine wesentliche Entlastung der Böden darstellt. Insbesondere gekalkte Standorte und jene mit Laubbaum-

bestockung zeigen deutliche Erholungstendenzen. Auf gekalkten Standorten trifft dies auch für die Unterböden zu. Auf ungekalkten versauerungsempfindlichen Standorten ist jedoch eine fortschreitende Versauerung des Unterbodens mit entsprechenden Basenverlusten festzustellen. Ursachen hierfür ist insbesondere die Säurebelastung durch Stickstoffeinträge und nachfolgende Umwandlungsprozesse sowie durch die Remobilisierung von zwischengespeichertem Schwefel. Zusätzlich gewinnt der Entzug von Alkalinität durch die Entnahme von „basischen“ Nährstoffkationen mit der Biomasse eine zunehmende Bedeutung für die Bodenversauerung. Aufgrund der deutschlandweiten Reduktion der Säureeinträge, hat sich die räumliche Differenzierung des Säure-Base-Zustands und seiner Dynamik verstärkt. Eine regionale Besonderheit stellt die bis Anfang der 1990er Jahre durch Flugascheeinträge ausgelöste Dynamik der „basischen“ Kationen in Teilen des nordostdeutschen Tieflands dar, die zwischen BZE I und BZE II einem verstärkten Austrag unterlagen, aber immer noch ein erhöhtes Niveau der Basenvorräte bewirken.

5 Stickstoff

H. Andreae, N. Eickenscheidt, J. Evers, E. Grüneberg, D. Ziche, B. Ahrends, J. Höhle, H.-D. Nagel, N. Wellbrock

5.1 Einführung

Stickstoff (N) ist − vor Phosphor und Kalium − der quantitativ wichtigste wachstumsbegrenzende Nährstoff terrestrischer Ökosysteme (Ellenberg *et al.* 1986). Der N-Vorrat im Boden wird zu mindestens 95 % durch den organischen N-Anteil in Form von abgestorbenem, organischem Bodenmaterial (= Humus) bestimmt (Rohmann & Sontheimer 1985). Nur wenige Prozente am Gesamtvorrat macht hingegen der mineralisierte, anorganische N-Vorrat aus. Nach Fiedler *et al.* (1973) können unter unseren klimatischen Bedingungen jährlich nur 1-2 % des N über den mikrobiellen Prozess der Mineralisierung in die anorganische Bindungsform überführt werden; andererseits wird ständig mineralischer N in organische Formen umgewandelt (Immobilisierung). In der Regel können Wälder ihren Bedarf an verfügbarem, mineralischem N direkt nur über die Fixierung von Luft-N oder über den im Niederschlagswasser vorhandenen N decken. Weit stärker sind sie aber unter natürlichen Verhältnissen auf die Mineralisierungsprodukte aus dem Bodenhumus angewiesen. Ziel waldbaulicher Maßnahmen sollte daher sein, "eine genügende Menge an biologisch tätigem Humus zu erhalten bzw. zu schaffen" (Fiedler *et al.* 1973).

Der N-Umsatz, die Mineralisation und damit die daran anschließende, meist schneller ablaufende Nitrifikation, wird vorrangig durch die Bodentemperatur, das Verhältnis von Kohlenstoff (C) zu Stickstoff (C/N) als Maß für die Zersetzbarkeit der organischen Substanz, den Bodenwassergehalt und die Bodendurchlüftung sowie den pH-Wert in der Bodenlösung bestimmt (Rohmann & Sontheimer 1985). Neben dem mineralischen Substrat (Nährelementausstattung, korngrößenbedingte Luft- und Wasserführung = edaphische Verhältnisse), üben auch die Lage eines Standorts (Höhenlage, Sonnen-/Wind-Exposition, Oberflächenausformung), der (Gelände-) Wasserhaushalt und die Vegetation (Zusammensetzung überschirmender Bestand, Strauch- und Krautschicht) einen merklichen Einfluss aus (Fiedler *et al.* 1973).

Zusammenfassend kann man mit Rohmann & Sontheimer (1985) festhalten, "dass für die Mineralisation umso günstigere Bedingungen vorliegen

- je N-reicher und leichter zersetzbar die organischen Substanzen sind (C/N-Verhältnis < 20)
- je günstiger die Lebensbedingungen für die Bodenorganismen sind, d.h. je wärmer, sauerstoffreicher, feuchter und nährstoffreicher die Böden mit einer pH-Spanne zwischen schwach saurer bis schwach alkalischer Reaktion sind."

Anlass für die Beschäftigung mit dem N-Haushalt von Waldökosystemen war, neben der vorgenannten Erkenntnis, ein weit verbreiteter N-Mangel, der durch Übernutzung (Streuentnahme, Waldweide) bedingt war (BMELF 2000). Seit mehreren Jahrzehnten nun sind die temperaten Waldökosysteme der Nordhalbkugel von erhöhten atmogenen N-Einträgen betroffen. Diese aus anthropogenen Quellen (Verbrennungsprozesse, Tierhaltung) erfolgende Zufuhr des nahezu alleinig in organischer Form speicherbaren Elements führt langfristig zu Änderungen des N-Zustands der Ökosysteme und ist damit vermutlich auch eine Ursache der in den letzten 20 Jahren detektierten höheren Zuwächse der Wälder (Kahle *et al.* 2008, Spiecker *et al.* 1996). Bei rein wirtschaftlicher Betrachtung können N-Einträge vor allem dort nachteilig sein, wo nicht N- sondern Mineralstoffmangel die Produktivität begrenzt (Elling *et al.* 2007). Aus Sorge um unerwünschte Effekte einer N-Überfrachtung der Waldökosysteme (Eutrophierung)

- auf die Artenzusammensetzung der Waldvegetation durch Änderung der Konkurrenz-bedingungen (Kap. 9),
- die mit einer möglichen "N-Sättigung" (Aber et al. 1989) einhergehenden Effekte auf die sekundäre Treibhausgasfreisetzung (Lachgas, N2O) aus Waldböden oder
- auf die diffuse Nitratauswaschung in die im Wasserkreislauf nachgeordneten aquatischen Ökosysteme

hat man sich bereits seit 1988 unter der Genfer Luftreinhaltekonvention bemüht, über geeignete ökologische Indikatoren, wie den kritischen Belastungsraten (Critical Loads), grenzüberschreitend Luftreinhaltemaßnahmen für eutrophierenden N durchzusetzen (de Vries *et al.* 2001, Nilsson & Grennfelt 1988). Im Rahmen des EU Projekts „COST 729“ zur Bewertung der N-Deposition in Natura 2000-Gebiete wurde gleichlautend empfohlen, die kritischen Belastungsraten als wissenschaftlich etablierte Methode zu verwenden.

Die kritischen Belastungsraten sind langfristige Ziele, deren Einhaltung für Wälder über eine Umtriebszeit, also etwa 100 Jahre, dafür sorgen, dass keine negativen Effekte auftreten. Nach Bobbink & Hettelingh (2011) bewegen sie sich zwischen 5 und 20 kg ha^{-1} a^{-1}, was über den Referenzzeitraum bedeutet, dass 500 bis 2.000 kg N-Eintrag in 100 Jahren keine negativen Effekte zeitigen.

Da jedoch im Gegensatz zu den Schwefeleinträgen bisher keine deutliche Minderung des N-Eintrags gelungen ist, warnen Fachleute und Umweltverbände vor unabsehbaren Folgen für terrestrische und aquatische Ökosysteme (BAFU 2014, Ertl & Soentgen 2015, Sutton *et al.* 2011). Auch der Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) der Bundesregierung befasste sich 2015 in einem Sondergutachten zum N mit "Lösungsstrategien für ein drängendes Umweltproblem" und empfahl die Erarbeitung einer nationalen N-Strategie für Deutschland (SRU 2015). Nachfolgend nahmen sich die Umweltminister der Bundesländer in ihrer 85. Konferenz (UMK) am 13. November 2015 in Augsburg des Problems an und sagten ihre Unterstützung zu.

Bei der Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie nimmt man den Wald als vergleichsweise wenig mit N befrachtetes Ökosystem wahr, das Aufgrund seines Flächenanteils nicht unerheblich für sauberes Grund- und Oberflächenwasser sorgt (Zweig *et al.* 2006). Das europäische Natura 2000-Programm nimmt ebenfalls aus vegetationsökologischer Sicht N in den Fokus, wenn z.B. im Rahmen der 2013 von den Mitgliedstaaten geforderten Berichterstattung auch eine diesbezügliche Risikoabschätzung zur potenziellen Gefährdung von Waldlebensraumtypen gegeben wurde.

Die BZE im Wald mit ihren etwa 1.800 systematisch über die Bundesrepublik verteilten Aufnahmepunkten kann feststellen, wie groß der N-Pool in den Waldböden ist, aus dem mineralisiert und z.B. Nitrat freigesetzt werden kann. Zudem wird ermittelt, wie sich die Qualität des mineralisierbaren Substrats (C/N-Verhältnis) in Auflagehumus und Mineralboden über unterschiedliche Standortsregionen und -klimata darstellt. Weiterhin lässt sich aufgrund der mit erhobenen Bestockungs-, Bodenvegetations- und Bewirtschaftungsinformationen (wie z.B. der Bodenschutzkalkung) integrativ prüfen, welchen Einfluss diese im Zusammenspiel mit den o.g. standortskundlichen und substratbürtigen, edaphischen Faktoren (s.o.) auf den N-Status der Waldböden haben.

Diese umfassenden Informationen erlauben auch die Parametrisierung standortsspezifischer Modelle zur Berechnung von Critical Loads für eutrophierenden N, die einerseits den vom Umweltbundesamt (UBA) modellierten Eintragsraten zur Ermittlung möglicher Überschreitungen der Critical Loads gegenübergestellt werden können; andererseits ist man in der Lage die durch das UBA auf groben, kleinmaßstäbigen Grundlagen flächenhaft modellierten Critical Loads mindestens zu ergänzen, wenn nicht zu validieren.

Neben der Erhebung des aktuellen N-Status der Waldböden soll auch versucht werden, Änderungen zwischen den Inventuren der BZE I (1987-1993) und BZE II (2006-2009) zu detektieren. Mellert *et al.* (2007) kamen in ihrer Studie zur erwartbaren Signalstärke von Bodenveränderungen zwischen den Bodenzustandserhebungen zu dem Schluss, dass "aufgrund der hohen zu erwartenden N-Festlegung innerhalb von 20 Jahren (100-400 kg N ha^{-1}) mit einem statistischen Nachweis der N-Sättigung im Rahmen der BZE zu rechnen [sei]. Die Chance zum Nachweis der N-Akkumulation [steige] bei höherer N-Sensitivität (weitem C/N-Verhältnis, Riek & Wolff (1999)) und [sei] daher bei Auflagehumusformen größer als bei Mull. Allerdings führe die schwierige Vorratsermittlung [...] zu hohen Streuungen, die den Nachweis erschweren [...]". Riek & Wolff (1999) wiesen in ihrer Vorstudie hinsichtlich der regionalen Verteilung der nach Humusformen zugeordneten Standorte mit geringem und hohem Veränderungspotenzial zudem darauf hin, dass "praktisch keinerlei regionale Bezüge der Gruppenzuordnung feststellbar" sei.

5.2 Stickstoffvorrat im Auflagehumus und Mineralboden

5.2.1 Stickstoffstatus und Tiefengradienten

Die N-Vorräte im Auflagehumus und im Mineralboden bis 60 cm Bodentiefe betragen durchschnittlich 6,01 ± 0,08 t N ha^{-1} (Abb. I-5-1b, Kartenband Tab. II-5-3); nach der Forstlichen Standortsaufnahme (AK Standortskartierung 2003) entspricht dies dem mittleren Bewertungsbereich. Sieben Prozent der Standorte weisen hohe (> 10 t N ha^{-1}) und 0,5 % der Standorte sehr hohe N-Vorräte (> 20 t N ha^{-1}) im Auflagehumus und im Mineralboden bis 60 cm Bodentiefe auf (Kartenband Tab. II-5-12). Bei diesen Extremstandorten handelt es sich überwiegend um Moor- und organisch geprägte BZE-Standorte. An 4,5 % der Standorte wird nach AK Standortskartierung (2003) der N-Vorrat des Profils als sehr gering (≤ 2,5 t N ha^{-1}) eingestuft (Kartenband Tab. II-5-12). Im Anhang sind neben den N-Vorräten auch die statistischen Kenngrößen der N-Gehalte für die BZE II angegeben (Kartenband Tab. II-5-1).

Die N-Vorräte zeigen einen charakteristischen Tiefengradienten (Abb. I-5-1a, Kartenband Tab. II-5-3). Die N-Vorräte des Auflagehumus betragen bei der Inventur der BZE II im Mittel 0,84 ± 0,02 t N ha^{-1} (Abb. I-5-1a, Kartenband Tab. II-5-3) und nehmen damit einen Anteil von 14 % des Vorrats im Auflagehumus und im Mineralboden bis 60 cm Bodentiefe ein. Als hoch einzustufende N-Vorräte von > 1,75 t N ha^{-1} können an 10 % der Standorte ermittelt werden (Kartenband Tab. II-5-8).

In den oberen 30 cm des Mineralbodens ist mit durchschnittlich 3,84 ± 0,07 t N ha^{-1} (Kartenband Tab. II-5-3) mehr als die Hälfte (64 %) des N-Vorrats des Auflagehumus und des Mineralbodens bis 60 cm Bodentiefe gespeichert. Mit zunehmender Bodentiefe nehmen die N-Vorräte deutlich ab (Kartenband Tab. II-5-3). Da N vor allem in organischer Substanz und damit im oberen Profilbereich gebunden ist, kann diese Verteilung als typisch angesehen werden. Mit einem Anteil von rund 25 % sind die N-Vorräte im Mineralboden des unteren Profilbereichs (30-60 cm) jedoch nicht unbedeutend (1,53 ± 0,03 t N ha^{-1}). In der Tiefenstufe 60-90 cm sind weitere 1,03 ± 0,03 t N ha^{-1} gespeichert. In dieser Tiefenstufe liegt jedoch ein großer Anteil der N-Gehalte (44%) unter oder im Bereich der Bestimmungsgrenze. Daher ist der N-Vorrat dieser Tiefenstufe mit einer hohen Unsicherheit behaftet und der N-Vorrat wird nur bis zu einer Tiefe von 60 cm als gesichert quantifizierbar angesehen (s.u.).

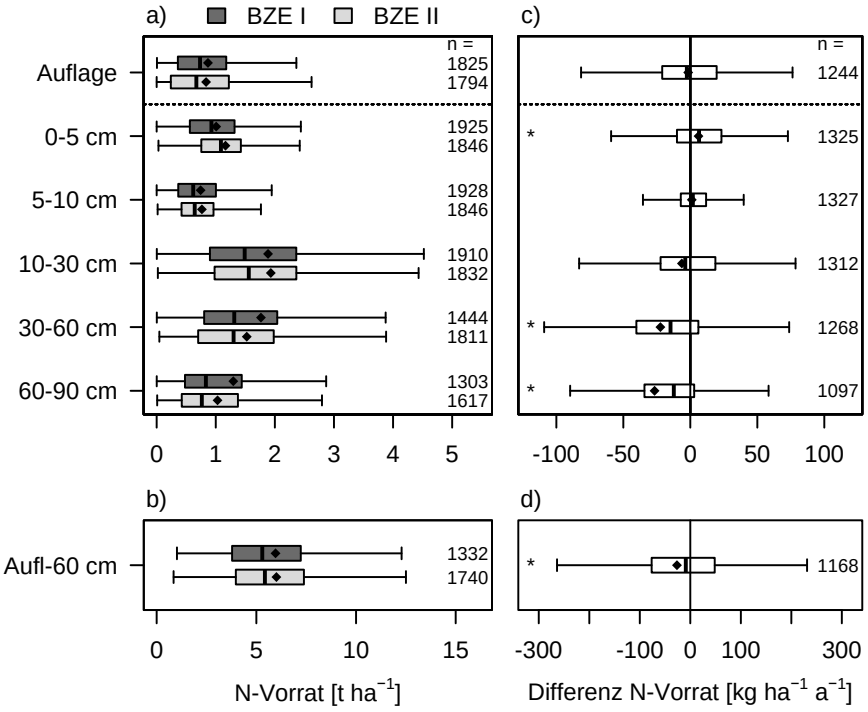


Abb. I-5-1: Stickstoffvorräte im Auflagehumus und den fünf Tiefenstufen (a) sowie im Auflagehumus und im Mineralboden bis 60 cm Bodentiefe (b) in den Wäldern Deutschlands im Zeitraum der BZE I und II sowie Veränderungen der Vorräte in der gepaarten Stichprobe von der BZE II zur BZE I (c + d). Die Vorräte beinhalten Moor- und organisch geprägte Standorte, ebenso wie BZE-Punkte, die nur in einer der beiden BZE-Erhebungen angesprochen wurden. Die abgebildeten Veränderungsraten beziehen sich auf die gepaarte Stichprobe, Moor- und organisch geprägte Standorte werden nicht berücksichtigt. Ausreißer werden nicht abgebildet.

5.2.2 Veränderung zur BZE I

Die Tiefenverteilung ist bei der BZE I ähnlich wie bei der BZE II, durch die Veränderungen hat der obere Mineralboden (0-30 cm) jedoch weiter an Bedeutung für die N-Vorräte gewonnen (BZE I 61 % der N-Vorräte), während im Unterboden (> 30 cm Tiefe) vergleichsweise weniger N gespeichert wird als zum Zeitpunkt der BZE I (Abb. I-5-1a, Tab. I-5-1). Der Anteil des N-Vorrats im Auflagehumus am Vorrat bis 60 cm Tiefe hat sich zwischen beiden Inventuren kaum geändert. Die statistischen Kenngrößen der N-Vorräte und N-Gehalte der BZE I befinden sich im Kartenband (Tab. II-5-4 und II-5-2).

In drei Mineralbodentiefenstufen liegen signifikante Veränderungen im N-Vorrat bei der BZE II im Vergleich zur BZE I für das gepaarte Stichprobenkollektiv vor (Abb. I-5-1c und Abb. I-5-1d, Tab. I-5-1). Der N-Vorrat in der Tiefenstufe 0-5 cm stieg signifikant um 6,1 ± 1,3 kg N ha^{-1} a^{-1}, dies entspricht einer Zunahme um 9,3 % bezogen auf den gesamten Zeitraum zwischen der BZE I und

BZE II. Mit 1,1 ± 1,08 kg N ha^{-1} a^{-1} konnte ebenfalls eine leichte, nicht signifikante Zunahme des N-Vorrats in der Tiefenstufe 5-10 cm beobachtet werden. In den folgenden Tiefenstufen gab es Abnahmen. Es berechneten sich jährliche N-Verluste von 6,3 ± 3,4 kg N ha^{-1} a^{-1} (10-30 cm; nicht signifikant), 22,3 ± 7,0 kg N ha^{-1} a^{-1} (30-60 cm) und 26,7 ± 8,7 kg N ha^{-1} a^{-1} (60-90 cm), welches bezogen auf den gesamten Zeitraum einem N-Verlust um 5,0 % (10-30 cm), 19,0 % (30-60 cm) und 30,9 % (60-90 cm) gleichkommt. Da für die Tiefenstufe 60 bis 90 cm fast die Hälfte der Werte unter der Bestimmungsgrenze liegen und selbst Werte nahe der Bestimmungsgrenze hohen Streuungen unterliegen, ist die Bewertung der Veränderung mit einer hohen Unsicherheit behaftet. Der Trend ist vorhanden, die Höhe der Werte in der untersten Tiefenstufe ist aber unsicher. Veränderungsraten ohne die unterste Tiefenstufe, d.h. nur bis 60 cm Tiefe, werden als gesichert angesehen. Insgesamt ergibt sich damit für den Auflagehumus und den Mineralboden bis 60 cm Bodentiefe ein jährlicher Verlust von im Mittel 26,5 ± 11,9 kg N ha^{-1} a^{-1} und damit ein Verlust um 11,9 % bezogen auf den Vorrat der BZE I. Auch diese Differenz ist signifikant. Im Median liegt der Verlust bei 8,9 kg N ha^{-1} a^{-1}. Da die N-Vorräte insbesondere in den tiefen Bodenschichten schief verteilt sind, gibt der Median die Situation besser wieder. Die Betrachtung der N-Gehalte in den verschiedenen Tiefenstufen bestätigt den oben genannten Trend (ohne Abbildung). Im Gesamtstichprobenkollektiv (gepaart und ungepaart) kann ebenfalls eine signifikante Zunahme in der Tiefenstufe 0-5 cm sowie signifikante Abnahmen in den Tiefenstufen 30-60 cm und 60-90 cm ermittelt werden (Tab. I-5-1 rechts), die Teststatistik beruht jedoch auf einem Stichprobenumfang von nur 15 bzw. 14 (ein Wert pro Bundesland).

Tab. I-5-1: Mittelwert der Stickstoffvorrats-Veränderung [kg N ha^{-1} a^{-1}] im Vergleich zur BZE I sowie Standardfehler, Stichprobenumfang, *p*-Wert des t-Tests mit Gewichtung und Median dargestellt für die gepaarte Stichprobe und das Gesamtkollektiv (gepaart und ungepaart).

	Gepaart					Gesamtkollektiv			
	MW	**SE**	**N**	***p*-Wert**	**Median**	**MW**	**SE**	**N**	***p*-Wert**
Auflage	−1,6	1,4	1244	0,250	−2,57	−2,3	5,0	15	0,550
0-5 cm	6,1	1,3	1325	0,000	6,53	8,7	4,2	15	0,016
5-10 cm	1,1	1,1	1327	0,285	1,87	1,1	3,0	15	0,631
10-30 cm	−6,3	3,4	1312	0,054	−3,77	−0,6	6,8	15	0,908
30-60 cm	−22,3	7,0	1268	0,001	−14,81	−19,5	9,6	14	0,027
60-90 cm	−26,7	8,7	1097	0,001	−12,33	−22,1	10,7	14	0,026
Aufl.-30 cm	−2,2	5,3	1218	0,665	5,66	7,3	14,0	15	0,503
Aufl.-60 cm	−26,5	11,9	1168	0,021	−8,94	−13,4	23,8	14	0,503

Insgesamt haben Extremwerte abgenommen. Der Anteil an Standorten mit nach AK Standortskartierung (2003) sehr geringen N-Vorräten (< 2,5 t N ha^{-1}) ist von 6,2 % auf 4,5 % gesunken und der Anteil von Standorten mit hohen (> 10 t N ha^{-1}) und sehr hohe N-Vorräten (> 20 t N ha^{-1}) ist von 8,0 % auf 7,1 % bzw. 0,53 % auf 0,46 % gesunken (Kartenband Tab. II-5-12). Zugenommen haben dagegen Standorte mit mittleren N-Vorräten (51,0 % auf 51,6 %) sowie Standorte mit geringen N-Vorräten (34,1 % auf 36,3 %). Die nach diesem Bewertungsrahmen

gezogenen Schlüsse werden von der Verteilung von Standorten nach Perzentilen der BZE I und BZE II bestätigt (Kartenband Tab. II-5-11).

5.2.3 Räumliche Verteilungsmuster

Die räumlichen Verteilungen der N-Vorräte sind in den Karten im Kartenband (Karte II-5-1, II-5-3, II-5-5 und II-5-6) abgebildet. Hohe N-Vorräte des Auflagehumus ziehen sich durch das Norddeutsche Tiefland von Schleswig-Holstein und Nord/Mittel-Niedersachen über den Südwesten von Mecklenburg-Vorpommern und den Norden von Sachsen-Anhalt über Brandenburg bis nach Sachsen. Sehr hohe Vorräte liegen des Weiteren im Bereich Thüringer Wald, Frankenwald, Fichtelgebirge sowie im Harz vor. Die niedrigsten N-Vorräte im Auflagehumus kommen in Baden-Württemberg, vor allem außerhalb des Schwarzwalds, sowie im Umland vom Harz vor.

Gegenläufig zu den N-Vorräten im Auflagehumus werden die niedrigsten N-Vorräte im Auflagehumus und im Mineralboden bis 60 cm Bodentiefe in Nord-Ost-Deutschland (Mecklenburg-Vorpommern, Nord-Sachsen-Anhalt, Brandenburg, Ost-Sachsen) beobachtet. Hohe Vorräte liegen wiederum gehäuft im Harz und Umland, sowie in weiten Teilen (Nord-)Westdeutschlands (von Schleswig-Holstein bis zum Saarland), dem Süd-Schwarzwald, der Schwäbischen Alb und dem Bereich Frankenwald-Fichtelgebirge-Oberpfälzer Wald-Bayerischer Wald vor sowie im Bayerischen Alpenvorland und Alpenraum.

Obwohl deutschlandweit keine signifikanten Veränderungen in den N-Vorräten des Auflagehumus seit der BZE I festgestellt werden können, kam es zu Abnahmen dieser Vorräte vor allem im Schwarzwald und Erzgebirge (Kartenband Karte II-5-2). Zunahmen wurden dagegen in Brandenburg und im Osten Sachsen-Anhalts sowie in Süd-Thüringen (inklusive Thüringer Wald) beobachtet.

Bei Betrachtung des Oberbodens zeigt sich, dass die Zunahmen fast im gesamten Bundesgebiet vorliegen; Ausnahmen bilden Baden-Württemberg und Schleswig-Holstein. In diesen beiden Bundesländern dominieren Abnahmen flächendeckend (Kartenband Karte II-5-4). Dort zeigen sich auch deutliche Abnahmen im Unterboden, während in anderen Regionen (vor allem in Mitteldeutschland z.B. Süd-Niedersachsen, Süd-Sachsen-Anhalt, Thüringen, Sachsen) Zunahmen im Unterboden beobachtet werden.

Deutliche Abnahmen in den N-Vorräten des Auflagehumus und des Mineralbodens bis 60 cm Bodentiefe liegen in Baden-Württemberg, dem Saarland und Schleswig-Holstein vor, Zunahmen dagegen in Mitteldeutschland (Süd-Niedersachsen, Süd-Sachsen-Anhalt, Thüringen und Sachsen) (Kartenband Karte II-5-7).

5.3 Einflussgrößen auf aktuelle Stickstoffvorräte

5.3.1 Stickstoffvorräte von Bestockungstypen

Die Gruppierung für den Auflagehumus zeigt eine deutliche Trennung zwischen Laubwaldbeständen mit geringeren N-Vorräten im Gegensatz zu höheren Vorräten unter Mischwald- oder sonstigen Nadelwaldbeständen (Abb. I-5-2a). Dies ist auf die Bindung einer besseren Humusform an die Laubwaldtypen und die damit geringere Mächtigkeit des Auflagehumus zurückzuführen (Kap. 3). Während die Buchenwälder mit 0,38 ± 0,03 t ha^{-1} am geringsten mit N ausgestattet sind, liegen die N-Vorräte in den Kiefernwäldern mit 1,14 ± 0,03 t ha^{-1} am höchsten. Die Teststatistik zeigt, dass bis auf die Vergleiche zwischen Buche und Eiche, Kiefer und Fichte sowie Mischwald und sonstiger Nadelwald alle anderen Kombinationen signifikant unterschiedlich sind.

Das komplementäre Bild ergibt sich bei Betrachtung der N-Vorräte im stark humusbeeinflussten oberen Mineralboden (Abb. I-5-2b). Hier speichern die oberen 10 cm des Mineralbodens unter sonstigem Nadelwald weniger N als unter Misch- und sonstigem Laubwald. Die Werte liegen im Mittel zwischen 1,39 ± 0,06 t N ha^{-1} unter Kiefer und 2,94 ± 0,16 t N ha^{-1} unter sonstigem Laubwald. Die N-Vorräte unter Kiefer und unter sonstigen Nadelwäldern sind signifikant geringer als unter allen anderen Beständen. Allerdings ist in den oberen 10 cm des Mineralbodens signifikant weniger N unter Kiefer im Vergleich zum sonstigen Nadelwald gespeichert. Die N-Vorräte unter sonstigem Laubwald wiederum sind signifikant höher als unter allen anderen Beständen. Verschiedene Studien zeigen einen Einfluss des Bestands auf die N-Vorräte im Mineralboden, wobei besonders der Unterschied zwischen Nadelwald und ausgewählten Laubbaumarten beleuchtetet wird (Berger *et al.* 2002, Fried *et al.* 1990).

Bei Darstellung der Vorräte von Auflagehumus und Mineralboden bis in 60 cm Tiefe wird der Bestandseffekt erwartungsgemäß diffuser (Abb. I-5-2c). Dennoch finden sich mit 4,47 ± 0,12 t ha^{-1} auf Standorten unter Kiefernwäldern geringere N-Vorräte als z.B. in sonstigen Laubwälder, die mit 8,82 ± 0,37 t N ha^{-1} die höchsten Werte aufweisen. Während die Kiefernstandorte signifikant niedrigere N-Vorräte zeigen als alle anderen Bestände, finden sich unter den sonstigen Laubwäldern signifikant höhere N-Vorräte als unter allen anderen Beständen. Weiterhin zeichnen sich die Fichtenbestände durch signifikant höhere N-Vorräte aus als die Buchen- und sonstige Nadelwaldbestände. Die Buche-, Eichen- und Mischwaldstandorte sind hinsichtlich ihrer N-Ausstattung homogen. Die Variabilität der N-Vorräte ist im Auflagehumus + Mineralboden bis 60 cm Tiefe ähnlich stark ausgeprägt wie ausschließlich im Auflagehumus oder im Oberboden (Mineralboden bis 10 cm Tiefe). Für alle Kompartimente deutet die Verteilung der Werte aufgrund ihrer Rechtsschiefe auf Standorte mit hohen und sehr hohen N-Vorräten hin (Abb. I-5-2). Vor allem Standorte mit sehr hohen N-Vorräten spiegeln jedoch besondere Standortbedingungen wider und sind häufig auf Moor- und Sonderstandorte beschränkt, die unabhängig vom Bestockungstyp in die Auswertung einfließen und somit die Variabilität erhöhen.

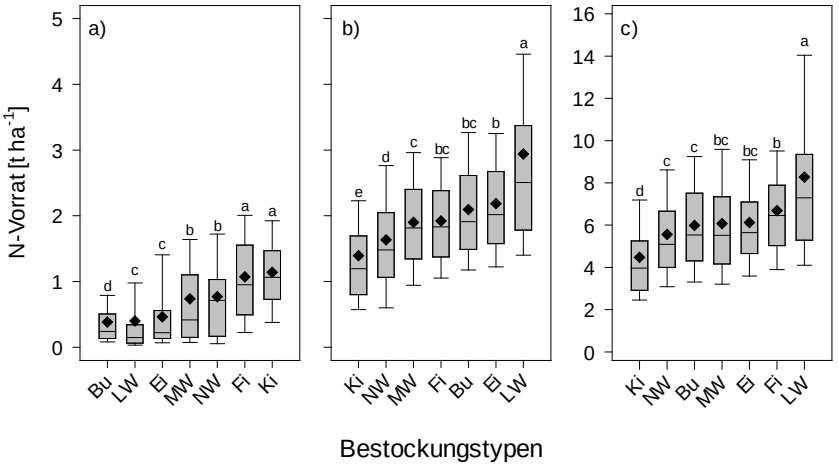


Abb. I-5-2: Stickstoffvorräte im Auflagehumus (a), in 0-10 cm (b) sowie im Auflagehumus + Mineralboden 0-60 cm (c) gruppiert nach dem Bestockungstyp. Definition sowie minimale und maximale Anzahl der Wiederholungen je Bestockungstyp: Bu (Buche mit N = 247/251/242), Ei (Eiche mit N = 104/108/101), Fi (Fichte mit N = 440/443/429), Ki (Kiefer mit N = 387/399/391), LW (Laubwald mit N = 189/208/182), MW (Mischwald mit N = 281/287/267), NW (Nadelwald mit N = 133/135/135). Bestockungstypen mit gleichem Buchstaben sind nicht signifikant verschieden (*p* < 0,05). Median = Strich, Mittelwert = Raute.

5.3.2 Stickstoffvorräte in Bodensubstratgruppen

Die Ergebnisse zeigen, dass die N-Vorräte im Auflagehumus zwischen 0,25 ± 0,02 t ha^{-1} auf Böden aus verwittertem Karbonatgestein (4) und 1,09 ± 0,04 t ha^{-1} auf basenarmem Lockergesteinen (1) schwanken (Abb. I-5-3a). Somit verdeutlicht die Bodensubstratgruppierung, dass in Substraten mit einer potentiell höheren Basenausstattung und einer besseren Nährstoffausstattung wenig N im Auflagehumus gespeichert ist. So speichern Böden aus verwittertem Karbonatgestein (4) und Böden aus basisch-intermediärem Festgestein (5) signifikant weniger N im Auflagehumus als alle anderen Bodensubstrate. Weiterhin weisen die Böden der Alpen (7), Tieflandböden aus Lösslehm (3) und semiterrestrische Böden breiter Flusstäler (2) signifikant geringere N-Vorräte als Böden aus basenarmem Locker- (1) und Festgestein (6) sowie Moore und Anmoore (8) auf.

Im Oberboden (0-10 cm Tiefe) ergibt sich ein entgegengesetztes Bild zum Auflagehumus, da wenig N v.a. auf basen- und nährstoffarmen Standorten gespeichert wird. Die Standorte hingegen mit einer potentiell höheren Basen- und Nährstoffausstattung speichern größere Mengen N (Abb. I-5-3b). Im Oberboden schwanken die N-Vorräte von 1,53 ± 0,04 t ha^{-1} in Böden aus basenarmem Lockergestein (1) bis 2,90 ± 0,11 t ha^{-1} in den Böden der Alpen (7). Die summierten N-Vorräte von Auflagehumus und 0-60 cm des Mineralbodens reichen von 4,77 ± 0,13 t N ha^{-1} in den Böden aus basenarmem Lockergestein (1) bis 10,97 ± 0,50 t N ha^{-1} in den Böden der Alpen (7) (Abb. I-5-3c). Die Verteilung der N-Vorräte in den verschiedenen

Substratgruppen ist für 0-10 cm und für den Auflagehumus + 0-60 cm des Mineralbodens identisch. Die signifikant geringsten Vorräte weisen Böden aus basenarmem Locker- (1) und Festgestein (6) auf. Abgesehen von den Böden der Alpen (7) sowie der Moore und Anmoore (8), deren geringe Anzahl an Wiederholungen keinen statistischen Vergleich mit den anderen Gruppen erlaubt, zeichnen sich die Böden aus verwittertem Karbonatgestein (4) lediglich für 0-10 cm, jedoch nicht für den Auflagehumus + 0-60 cm des Mineralbodens durch signifikant höhere N-Vorräte aus. Die Böden der Alpen speichern trotz ihrer geringen Mächtigkeit deutlich mehr N im Unterboden als alle anderen Substratgruppen. Da sich Moore und Anmoore (8) in Genese, Eigenschaften und Reaktionen auf Umwelteinflüsse deutlich von Mineralbodenstandorten unterscheiden, ist ein Vergleich mit anderen Substratklassen wenig aussagekräftig. Die Moor- und Anmoorstandorte weisen sowohl im Auflagehumus (1,24 ± 0,20 t ha^{-1}) als auch im Auflagehumus + 0-60 cm des Mineralbodens (15,71 ± 1,42 t ha^{-1}) z.T. ausgesprochen hohe N-Vorräte mit einer beträchtlichen Variabilität auf. Dies verdeutlicht die ausgesprochene Sonderstellung der Moore und Anmoore bezüglich der N-Speicherung. Im Vergleich zur Klassifizierung nach Bestockungstypen, bei der Moorstandorte mit ihren hohen N-Vorräten undifferenziert eingehen, bewirkt die Gliederung nach Bodensubstraten dennoch keine deutliche Verringerung der Variabilität.

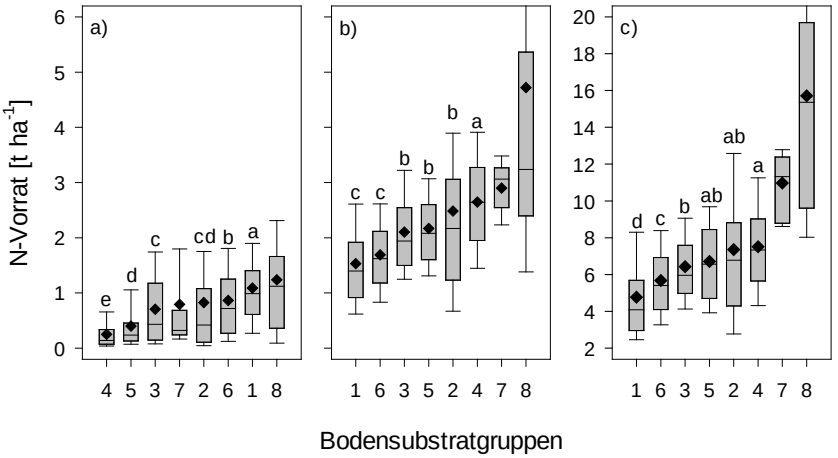


Abb. I-5-3: Stickstoffvorräte im Auflagehumus (a), in 0-10 cm (b) sowie im Auflagehumus + Mineralboden 0-60 cm (c) gruppiert nach Bodensubstratgruppen. Definition sowie minimale und maximale Anzahl der Wiederholungen je Bodensubstratgruppe: 1 (Böden aus basenarmem Lockergestein mit N = 371/394/394), 2 (semiterrestrische Böden breiter Flusstäler mit N = 61/63/63), 3 (Tieflandböden aus Lösslehm mit N = 243/244/245), 4 (Böden aus verwittertem Karbonatgestein mit N = 161/163/163), 5 (Böden aus basisch-intermediärem Festgestein mit N = 131/133/133), 6 (Böden aus basenarmem Festgestein mit N = 772/766/769), 7 (Böden der Alpen mit N = 27/23/27) und 8 (Moore und Anmoore mit N = 31/37/38). Bodensubstratgruppen mit gleichem Buchstaben sind nicht signifikant verschieden (*p* < 0,05). Median = Strich, Mittelwert = Raute.

5.3.3 Wechselwirkungen von Bestockungstyp und Bodensubstratgruppen

Im Folgenden werden die Wechselwirkungen zwischen Bestockungstyp und Substratgruppen untersucht. Dazu erfolgt die Bewertung des Einflusses eines Bestockungstyps auf die N-Vorräte auf unterschiedlichen Bodensubstraten. Wie sich bereits bei der substratunabhängigen Auswertung des Bestands zeigt, weisen, über alle Bodensubstrate hinweg, Laubwaldbestände die geringsten N-Vorräte im Auflagehumus auf (Tab. I-5-2). In Kombination mit Böden aus verwittertem Karbonatgestein (4) und Böden aus basisch-intermediärem Festgestein (5) speichern Laubwälder durchweg geringe Mengen N im Auflagehumus. In diesen Böden ergeben sich sowohl zwischen den verschiedenen Nadelwaldstandorten als auch zwischen den verschiedenen Laubwaldstandorten kaum Unterschiede. Hingegen sind Böden aus basenarmem Lockergestein (1), semiterrestrische Böden breiter Flusstäler (2) sowie Böden aus basenarmem Festgestein (6) prädestiniert für hohe N-Vorräte im Auflagehumus. Dennoch zeigt sich, dass bei den Laubbäumen kein eindeutiger Trend vorliegt, da entsprechend des Bodensubstrats sowohl niedrigste als auch höchste Werte vorliegen. Buchenstandorte tendierten eher zu geringeren N-Vorräten im Vergleich zur Eiche oder zu den sonstigen Laubbäumen. Entsprechende Studien zeigen jedoch, dass Buchenstreu schwieriger zu zersetzen ist als Streu von anderen Laubbaumarten (Guckland *et al.* 2009, Vesterdal *et al.* 2008). Möglicherweise kommen innerhalb einer Substratgruppe bevorzugt Eichen und Edellaubhölzer auf feuchteren und trockneren Standorten vor, wo die Bedingungen des Streuabbaus durch Trockenheit oder Nässe erschwert sind. Auf den Buchenstandorten hingegen findet der Streuabbau unter optimalen Bedingungen statt, was geringere N-Vorräte erklären würde. Eine Ausnahme bilden allerdings Böden aus basisch-intermediärem Festgestein (5), wo unter Eiche und sonstigem Laubwald niedrigere N-Vorräte auftreten als unter Buche. Nadelwaldstandorte sind häufig durch höhere N-Vorräte im Auflagehumus geprägt als Misch- und sonstige Laubwälder. Lediglich auf Böden aus basenarmem Lockergestein (1) werden unter Mischwald deutlich größere Mengen N gespeichert. Ein Vergleich zwischen den verschiedenen Nadelbaumarten verdeutlicht, dass bis auf Böden aus basenarmem Festgestein (6) unter Kiefern größere Mengen N im Boden gespeichert werden als unter Fichte und sonstigen Nadelbaumarten.

Tab. I-5-2: Anzahl (n), Mittelwert (MW) und Standardfehler (SE) der Stickstoffvorräte [t ha^{-1}] im Auflagehumus gruppiert nach Bodensubstratgruppe[1] und Bestockungstyp.

	1		2		3		4		5		6	
	n	MW±SE	n	MW±SE	n	MW±SE	n	MW±SE	n	MW±SE	n	MW±SE
Buche	19	0,40±0,07			35	0,39±0,08	41	0,16±0,02	35	0,30±0,04	118	0,47±0,04
Eiche	16	0,57±0,14	5	0,17±0,03	15	0,69±0,21			12	0,18±0,05	55	0,44±0,07
Fichte	17	1,14±0,24	7	1,19±0,26	71	0,91±0,08	27	0,36±0,06	26	0,69±0,11	274	1,21±0,04
Kiefer	265	1,15±0,04	23	1,39±0,26	18	1,41±0,14	11	0,59±0,12	4	1,22±0,12	68	1,01±0,08
Laubwald	23	0,51±0,18	20	0,37±0,24	46	0,29±0,07	28	0,10±0,02	18	0,23±0,07	46	0,52±0,13
Mischwald	32	1,75±0,28	6	0,24±0,05	44	0,62±0,10	36	0,26±0,04	23	0,25±0,03	128	0,69±0,05
Nadelwald	20	0,86±0,11			12	0,93±0,16	13	0,27±0,09	8	0,50±0,26	79	0,82±0,08

[1] Definition siehe Kapitel 3.4.4

Tab. I-5-3: Anzahl (n), Mittelwert (MW) und Standardfehler (SE) der Stickstoffvorräte [t ha^{-1}] im Mineralboden (0-10 cm) gruppiert nach Bodensubstratgruppe[1] und Bestockungstyp.

	1		2		3		4		5		6	
	n	MW±SE	n	MW±SE	n	MW±SE	n	MW±SE	n	MW±SE	n	MW±SE
Buche	19	2,06±0,16			35	2,03±0,16	41	2,65±0,15	35	2,17±0,12	118	1,91±0,07
Eiche	16	2,04±0,23	5	3,14±0,37	15	2,89±0,22			12	2,46±0,19	55	1,88±0,09
Fichte	17	1,67±0,14	7	2,27±0,43	71	1,97±0,07	28	2,44±0,19	26	2,35±0,14	274	1,75±0,04
Kiefer	266	1,30±0,04	23	2,13±0,92	18	1,59±0,16	11	2,59±0,28	4	1,22±0,09	68	1,24±0,06
Laubwald	23	2,72±0,27	20	3,03±0,23	47	2,53±0,17	28	3,08±0,19	19	2,30±0,26	46	2,12±0,14
Mischwald	32	1,69±0,13	6	2,10±0,28	44	1,91±0,10	37	2,34±0,11	23	1,92±0,12	128	1,64±0,06
Nadelwald	20	1,87±0,28			12	1,85±0,15	13	2,88±0,22	8	2,00±0,18	79	1,29±0,08

[1] Definition siehe Kapitel 3.4.4

Tab. I-5-4: Anzahl (n), Mittelwert (MW) und Standardfehler (SE) der summierten Stickstoffvorräte [t ha^{-1}] im Auflagehumus und im Mineralbodens (0-60 cm) gruppiert nach Bodensubstratgruppe[1] und Bestockungstyp.

	1		2		3		4		5		6	
	n	MW±SE	n	MW±SE	n	MW±SE	n	MW ±SE	n	MW±SE	n	MW±SE
Buche	19	5,07±0,59			35	5,73±0,37	36	7,35±0,42	34	6,61±0,49	116	5,61±0,20
Eiche	16	5,38±1,00	5	7,53±1,55	14	7,10±0,42			9	7,08±0,68	54	5,69±0,25
Fichte	17	6,82±0,50	7	7,69±1,38	71	6,52±0,21	26	7,16±0,46	24	7,38±0,48	268	6,31±0,13
Kiefer	263	4,14±0,12	21	5,26±0,96	17	5,65±0,64	11	7,12±0,50	4	5,13±0,08	66	4,33±0,16
Laubwald	22	7,16±0,65	19	10,35±0,97	42	7,31±0,52	24	8,23±0,52	17	7,00±0,72	42	6,47±0,38
Mischwald	32	6,10±0,45	6	6,64±0,97	43	6,03±0,29	34	7,00±0,48	19	6,23±0,59	124	5,21±0,17
Nadelwald	20	5,58±0,65			12	6,00±0,41	13	8,72±0,77	8	6,52±0,53	79	4,89±0,19

[1] Definition siehe Kapitel 3.4.4

Die N-Vorräte des Oberbodens (0-10 cm) sind ähnlich wie die des Auflagehumus sowohl vom Bestand als auch vom Bodensubstrat abhängig (Tab. I-5-3). Allerdings zeigte sich eine Umkehrung in der Höhe der N-Vorräte im Vergleich zum Auflagehumus. Es ist bekannt, dass Standorte mit nur geringen N-Vorräten im Auflagehumus größere Mengen im Oberboden speichern (Vesterdal *et al.* 2008). Die N-Vorräte auf basenärmeren Standorten (1, 6) mit Nadelbaumbestockung sind geringer als auf allen Böden aus verwittertem Karbonatgestein (4) und zwar unabhängig von der Bestockung. Auf basenreicheren Standorten (2, 5) sind die Vorräte häufig höher als auf Böden aus verwittertem Karbonatgestein (4). Im Mineralboden 0-90 cm zeigen sich ähnliche Muster wie im Oberboden.

Es zeichnen sich niedrige N-Vorräte auf den basenarmen Standorten (1, 6) und höhere Vorräte auf den basenreicheren Standorten (2, 4, 5) ab. Verschiedene Studien zeigen, dass nährstoff- bzw. basenreiche Bodensubstrate zu einem schnelleren Abbau des mit der organischen Substanz assoziierten N führen, während es sich auf weniger nährstoff- und basenreichen

Standorten anreichert (Ladegaard-Pedersen *et al.* 2005, Vesterdal *et al.* 2008). Auffällig ist weiterhin, dass die N-Vorräte eines Bestands über verschiedene Substratgruppen hinweg z.T. stark schwanken. Insgesamt hat sich gezeigt, dass das Bodensubstrat und der Bestand einen bedeutenden Einfluss auf die N-Vorräte sowohl im Auflagehumus als auch im Mineralboden haben.

Die Böden der Alpen (7) sowie die Gruppe der Moore und Anmoore (8) weisen eine nur geringe Stichprobenanzahl auf, was eine verlässliche Auswertung erschwert. Weniger die Böden der Alpen als die Gruppe der Moore und Anmoore zeigen sowohl für den Auflagehumus als auch für den gesamten Mineralboden eine hohe Variabilität unter den entsprechenden Beständen. Unabhängig von Bodenkompartiment oder Bestockungstyp zeichnen sich beide Gruppen durch höchste N-Vorräte aus. Im Auflagehumus unter Fichte reichen die Werte von 0,78 ± 0,29 t ha^{-1} (n = 10) auf den Böden der Alpen bis 1,10 ± 0,30 t ha^{-1} (n = 7) auf Mooren und Anmooren. Unter Mischwald sind die Vorräte auf beiden Substratgruppen noch höher. Die Werte schwanken von 0,96 ± 0,57 t N ha^{-1} (n = 11) auf den Böden der Alpen bis 1,55 ± 0,55 t N ha^{-1} (n = 5) auf Mooren und Anmooren. Auch im Mineralboden speichern Moore und Anmoore mehr N als die Böden der Alpen. Unter Fichte in den Böden der Alpen finden sich im Mineralboden in den oberen 10 cm 2,90 ± 0,11 t N ha^{-1} (n = 10) und in den oberen 60 cm inklusive Auflagehumus 10,52 ± 0,54 t N ha^{-1} (n = 9), während unter Mischwald in den oberen 10 cm 2,90 ± 0,21 t N ha^{-1} (n = 11) und in den oberen 60 cm inklusive Auflagehumus 11,92 ± 1,25 t N ha^{-1} (n = 4) gespeichert sind. Im Vergleich dazu schwanken in Mooren und Anmooren unter Fichte die N-Vorräte von 2,98 ± 0,62 t ha^{-1} (n = 9) in den oberen 10 cm bis 12,16±1,49 t ha^{-1} (n = 7) in den oberen 60 cm inklusive Auflagehumus. Die N-Vorräte unter Mischwald sind wiederum höher und liegen für die oberen 10 cm bei 3,85 ± 1,28 t ha^{-1} (n = 5) bzw. für die oberen 60 cm inklusive Auflagehumus bei 15,49 ± 2,47 t ha^{-1} (n = 5).

5.3.4 Einfluss der Temperatur auf die Stickstoffimmobilisierung

Mit steigender Jahresmitteltemperatur nehmen die summierten N-Vorräte von Auflagehumus und den oberen 10 cm des Mineralbodens bis zur Temperaturklasse 8-9 °C ab, um sich dann auf gleichbleibendem Niveau einzupegeln (Abb. I-5-4). Insgesamt schwanken die Werte zwischen den Klassen von 2,48 ± 0,04 (8-9 °C) bis 3,22 ± 0,15 t ha^{-1} (< 5 °C). Die Änderungen der N-Vorräte zwischen beiden Inventuren sind bis auf die Temperaturklassen 8-9 °C und 9-10 °C durchweg negativ und schwanken von −37,4 ± 25,5 (< 5 °C) bis 9,6 ± 2,8 kg ha^{-1} a^{-1} (8-9 °C). Ein t-Test für gepaarte Stichproben ergab, dass lediglich die N-Vorräte in der Temperaturklasse 8-9 °C signifikant ansteigen ($p < 0,05$). Da nicht alle Gruppen gleichmäßig mit Stichproben besetzt sind, kann die Teststatistik keine eindeutig vergleichbaren Ergebnisse zwischen den Temperaturklassen liefern. Dennoch zeichnet sich eine stärkere Abnahme der N-Vorräte bei geringeren Durchschnittstemperaturen ab. Bei Temperaturen von über 7 °C ist eine Interpretation schwierig (Kap. 5.5.2.5).

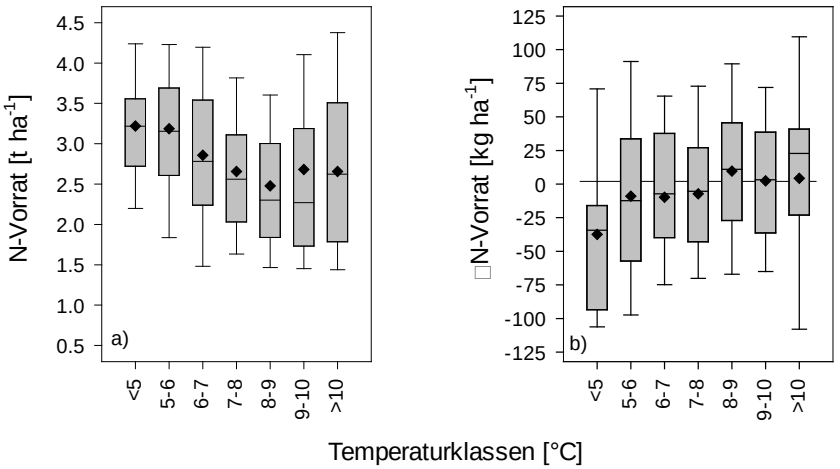


Abb. I-5-4: Stickstoffvorräte (a) und jährliche Änderungsraten von Stickstoffvorräten (b) im Auflagehumus und den oberen 10 cm des Mineralbodens gruppiert nach Temperaturklassen. Median = Strich, Mittelwert = Raute.

5.3.5 Einfluss der Kalkung auf Änderungsraten von Stickstoffvorräten

Im ersten bundesweiten BZE-Bericht sind Hinweise auf eine flächendeckende, weitgehend substratunabhängige Versauerung und Basenverarmung der Oberböden in den Wäldern enthalten (Wolff & Riek 1996). Eine Möglichkeit zur Entgegnung der negativen Folgen der durch Säureeinträge verursachten Bodenversauerung wird in einer standortsspezifischen Kalkung gesehen (Kap. 3). Welche Folgen diese Maßnahme für den Status und die Veränderungen der N-Vorräte im Auflagehumus und Mineralboden hat, lässt sich nun mit der Wiederholungsinventur untersuchen. Um eine vergleichbare Stichprobe auf den Einfluss der Kalkung untersuchen zu können, wurden ausschließlich gekalkte und nicht gekalkte von den Bundesländern als versauerungsempfindlich ausgewiesene Standorte sowie nicht gekalkte Standorte als Kontrolle (außerhalb der Kulisse versauerungsempfindlicher Standorte) ausgewählt.

Im Auflagehumus der versauerungssensitiven Standorte weist das gekalkte Kollektiv mit 7,8 ± 2,4 kg ha^{-1} eine signifikante jährliche Abnahme der N Vorräte auf, während im ungekalkten Kollektiv eine jährliche Abnahme von 0,7 ± 3,2 kg N ha^{-1} zu verzeichnen ist, die nicht signifikant ist (Abb. I-5-5a). Die N-Vorräte im Mineralboden des gekalkten Kollektivs nehmen dagegen innerhalb des betrachteten Zeitraums jährlich in 0-5 cm um 6,9 ± 1,9 kg ha^{-1}, in 5-10 cm um 1,0 ± 1,2 kg ha^{-1} und in 10-30 cm um 3,9 ± 2,6 kg ha^{-1} zu sowie in 30-60 cm um 7,7 ± 3,1 kg ha^{-1} ab (Abb. I-5-5a). Allerdings sind lediglich in den Tiefenstufen 0-5 cm und 30-60 cm signifikante Änderungen zu verzeichnen. Dennoch werden im gekalkten Kollektiv die N-Verluste im Auflagehumus und im Unterboden durch die Zunahmen in 0-30 cm des Mineralbodens kaum kompensiert. Für den Auflagehumus + 0-60 cm Mineralboden ergibt sich gegenüber der BZE I eine jährliche Abnahme von 4,6 ± 6,2 kg N ha^{-1}, was einer Einbuße von ~0,8 % entspricht. Zwar

gibt es keine signifikanten Veränderungen der N-Vorräte im Auflagehumus des nicht gekalkten Kollektivs im Vergleich zum gekalkten Kollektiv; allerdings kommt es im Mineralboden zu noch stärkeren N-Verlusten (Abb. I-5-5b). Die jährliche Abnahme des im Mineralboden gespeicherten N beträgt in 0-5 cm 0,5 ± 2,1 kg ha^{-1}, in 5-10 cm 3,1 ± 1,1 kg ha^{-1}, in 10-30 cm 6,4 ± 3,1 kg ha^{-1} und in 30-60 cm 25,7 ± 3,6 kg ha^{-1}. Demnach steigen die Verluste mit zunehmender Tiefe an, wobei mit Ausnahme der oberen Tiefenstufe alle Änderungen signifikant sind. Die jährlichen N-Verluste für den Auflagehumus + 0-60 cm des Mineralbodens summieren sich innerhalb des betrachteten Zeitraums auf insgesamt 33,5 ± 6,5 kg ha^{-1}, was eine Abnahme um ~8 % bedeutet. Ähnlich wie im ungekalkten Kollektiv auf versauerungssensitiven Standorten sind die ungekalkten Standorte der Kontrolle durch N-Verluste geprägt (Abb. I-5-5c).

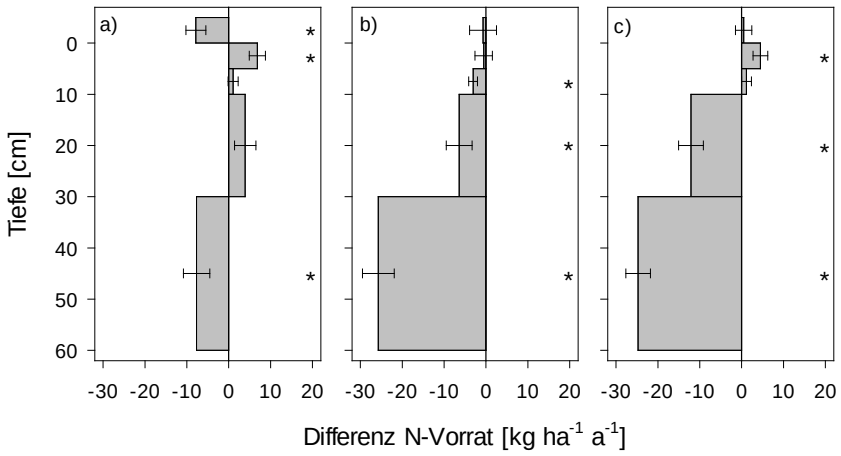


Abb. I-5-5: Jährliche Änderungsraten der Stickstoffvorräte im Auflagehumus und in den Mineralboden-Tiefenstufen für gekalkte (a; N = 261-346) und nicht gekalkte (b; N = 202-241) Standorte sowie nicht gekalkte Standorte der Kontrolle (c; N = 535-637). * Kennzeichnet signifikante Unterschiede *(p* < 0,05) basierend auf einem Einstichproben-t-Test mit H0 = 0.

Zusätzlich zu der rein deskriptiven Auswertung erfolgt in einer multifaktoriellen Kovarianz-Analyse (ANCOVA) die Untersuchung des Einflusses von Kalkung, Tongehalt und Bestockung auf die Änderungsraten von N-Vorräten im Auflagehumus und in den oberen 30 cm des Mineralbodens (Tab. I-5-5). Mit der Einflussgröße Tongehalt steht ein Parameter zur Verfügung, anhand dessen sich von der Kalkung unbeeinflusste Standortbedingungen abbilden lassen. Da die Auswirkungen einer Kalkung in Laub- und Nadelholzreinbeständen unterschiedlich stark sind, wurde auch dieser Bestockungsparameter in das Modell integriert. Letztendlich finden sich im Auflagehumus allein Effekte, die von den Kalkungsmaßnahmen oder der Art des aufstockenden Bestands ausgehen (Tab. I-5-5). Im Gegensatz dazu zeigt das die Veränderungen der N-Vorräte in den oberen 30 cm des Mineralbodens untersuchende Modell ausschließlich eine signifikante Wirkung der Kombination von Tongehalt und Kalkung (Tab. I-5-6). Es ist zu vermuten, dass einerseits die Verlagerung aus dem Humus in tiefere Schichten durch die genannten Faktoren gesteuert wird, während die Kalkung in entsprechenden Mineralböden über Tonmineralstabilisierung die Bildung von Ton-Humus-Komplexen und damit die Speicherung von N-haltigen Huminstoffen in der Bodenmatrix fördert (Kap. 6).

Tab. I-5-5: Einfluss von Tongehalt, Kalkung und Bestand (Laub- und Nadelholzreinbestände) auf die Änderungsraten der Stickstoffvorräte im Auflagehumus anhand einer Kovarianz-Analyse (ANCOVA).

Variablen	DF	MSE (Typ III)	F-Wert	*p*-Wert
Tongehalt	1	201,63	0,09	0,7636
Kalkung	1	10090,72	4,53	**0,0336**
Bestockung	1	11511,12	5,17	**0,0233**
Tongehalt*Kalkung	1	6469,14	2,91	0,0888
Tongehalt*Bestockung	1	3821,72	1,72	0,1906
Kalkung*Bestockung	1	1583,51	0,71	0,3994

DF = Freiheitsgrade; MSE = Mittlerer quadratischer Fehler.

Tab. I-5-6: Einfluss von Tongehalt, Kalkung und Bestand (Laub- und Nadelholzreinbestände) auf die Änderungsraten der Stickstoffvorräte des Mineralbodens (0-30 cm) anhand einer Kovarianz-Analyse (ANCOVA).

Variablen	DF	MSE (Typ III)	F-Wert	*p*-Wert
Tongehalt	1	6865,60	0,93	0,3359
Kalkung	1	16226,54	2,19	0,1392
Bestockung	1	1207,57	0,16	0,6864
Tongehalt*Kalkung	1	41706,83	5,63	**0,0179**
Tongehalt*Bestockung	1	887,79	0,12	0,7292
Kalkung*Bestockung	1	3019,32	0,41	0,5233

DF = Freiheitsgrade; MSE = Mittlerer quadratischer Fehler.

5.4 C/N-Verhältnisse im Humus und Mineralboden

Das C/N-Verhältnis wird traditionell als bedeutsamer Indikator der Bodenfruchtbarkeit benutzt. Es lässt vor allem bei der frisch in das System Boden eingetragenen organischen Substanz darauf schließen, wie leicht diese durch die mikrobielle Gemeinschaft des Bodens aufgeschlossen und umgesetzt werden kann (Ellenberg *et al.* 1986). Das C/N-Verhältnis ist das Ergebnis geogener und biogener Prozesse, die den C- und N-Zyklus und deren Wechselwirkungen steuern. Die mineralische Zusammensetzung des Ausgangsmaterials bildet die Grundlage für die mikrobielle Lebewelt und setzt die Rahmenbedingungen für die Umsetzung der organischen Substanz. Die Zusammensetzung der Streu, bzw. der sie speisenden Vegetation, ist die wichtigste Einflussgröße des C/N-Verhältnisses in Waldböden. Streu und Oberboden unter Laubbäumen tendieren zu engeren C/N-Verhältnisse als unter Nadelbäumen (Fischer *et al.* 2002, Vesterdal *et al.* 2008). Temperatur und Niederschlag sind weitere Faktoren, die die Umsetzung der organischen Substanz und damit das C/N-Verhältnis beeinflussen können. So kann der Umsatz organischer Substanz bei niedrigen Temperaturen oder bei Trockenheit verlangsamt werden. Stickstoffmineralisierung und C-Umsatz können dabei unterschiedlich beeinflusst werden (Allison

& Treseder 2008). Das C/N-Verhältnis ist durch den anthropogenen Einfluss Änderungen unterworfen. Neben Landnutzungsänderungen stellen gegenwärtig fortwährende N-Emissionen aus Landwirtschaft, Verkehr und Industrie eine der größten Herausforderungen dar. Die N-Einträge in Waldböden müssen dabei nicht unbedingt zu einer Verengung des C/N-Verhältnisses führen, wie es sich vor allem bei hohen N-Einträgen zeigt (de Vries *et al.* 2009, Gundersen; Emmett*; et al.* 1998). Es wurde belegt, dass andauernde N-Einträge zu einer Änderung der mikrobiellen Zusammensetzung des Bodens führen (Janssens *et al.* 2010, Treseder 2008), was eine veränderte N-Nutzungseffizienz, also eine Änderung des Verhältnisses von C-Umsatz zu N-Aufnahme der mikrobiellen Gemeinschaft zur Folge haben kann. Die C/N-Verhältnisse könnten daher durch einen verlangsamten C-Umsatz steigen. Zwischen dem C/N-Verhältnis und anderen Indikatoren der Bodenfruchtbarkeit besteht ein enges Verhältnis, wie es z.B. für das ostdeutsche Tiefland herausgearbeitet wurde (Schulze & Kopp 1996). Allerdings zeigte es sich bei der BZE I, das wider den Erwartungen auch bei niedrigen pH-Werten relativ enge C/N-Verhältnisse vorlagen (Wolff & Riek 1996). Es kann angenommen werden, dass der flächendeckende Rückgang bodenversauernder Einträge einen Einfluss auf das C/N-Verhältnis hat. Aus den bisherigen Ausführungen lassen sich die Einflussgrößen herauslesen, deren Einfluss auf das C/N-Verhältnis im Folgenden näher untersucht werden sollte: Baumarten-zusammensetzung, Substrat und Bodentyp, Klima, N-Deposition. Aus dem BZE-Datensatz wurden dazu folgende Variablen ausgewählt: BZE-Bestockungstyp, Bodensubstratgruppe, Bodenklasse, Temperatur, Niederschlag, Evapotranspiration und N-Deposition.

An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, dass traditionell bei der Bewertung des C/N-Verhältnisses unterschiedliche Tiefen im Boden betrachtet werden (AK Standortskartierung 2003). Bei den Humusformen Rohhumus und rohhumusartiger sowie typischer Moder wird das C/N-Verhältnis aus dem Oh-Horizont zur Bewertung herangezogen, bei den Humusformen Mull und mullartiger Moder der Ah-Horizont (Waldner *et al.* 2009). Allerdings wiesen bereits Wolff & Riek (1996) daraufhin, dass es beim pauschalen Vergleich der C/N-Verhältnisse im Oh-Horizont und Ah-Horizont – bei der Auswertung der BZE I wurde hier näherungsweise die Tiefenstufe 0-5 cm verwendet – aufgrund der Materialherkunft zu Interpretationsproblemen (Werte-sprüngen) käme und stratifizierte Betrachtungen des C/N-Verhältnisses davon stark beeinflusst seien. Ein entsprechendes Problem tritt auf, wenn zeitliche Unterschiede zwischen Inventuren betrachtet werden und sich die Humusform an Punkten geändert hat.

5.4.1 Status und Tiefengradient der C/N-Verhältnisse im Auflagehumus und Mineralboden

Eine Übersicht über den Gesamtdatenbestand zeigt, dass sich das C/N-Verhältnis in der Auflage und in allen Tiefenstufen bei der BZE II gegenüber der BZE I leicht erhöht hat (Abb. I-5-6). In der Auflage nahm das C/N-Verhältnis von 23,8 ± 0,1 auf 25,2 ± 0,1 zu; in der ersten Mineralboden-tiefenstufe (0-5 cm) beträgt es durchschnittlich 20,6 ± 0,1 gegenüber 19,8 ± 0,2 in der ersten Inventur (Kartenband Tab. II-5-5 und II-5-6). Fünfzig Prozent aller Werte liegen zwischen 15,7 und

23,3 (Kartenband Tab. II-5-13). Auch die Auswertung der gepaarten Stichprobe ergibt, dass sich an insgesamt 69 % der BZE-Punkte die C/N-Verhältnisse in der Tiefenstufe 0-5 cm gegenüber der BZE I geweitet haben.

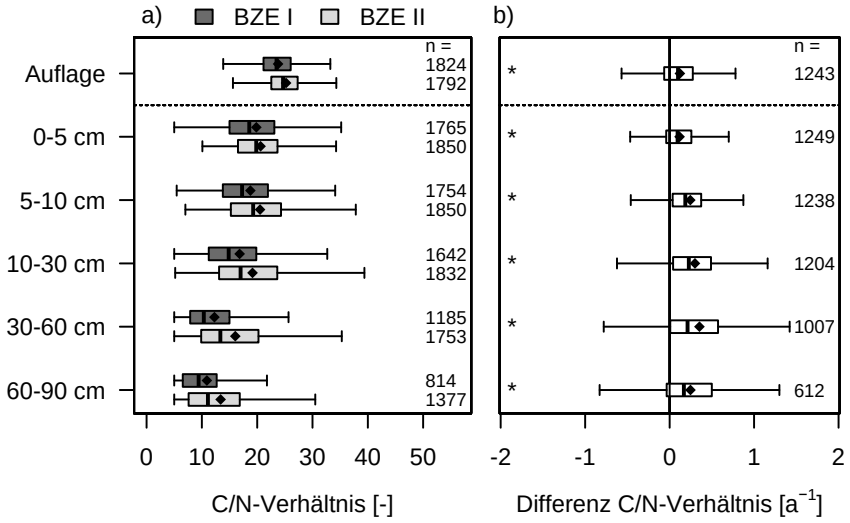


Abb. I-5-6: C/N-Verhältnis in den einzelnen Tiefenstufen zum Zeitpunkt der BZE I und BZE II (linke Seite) und Änderung des C/N-Verhältnisses der gepaart beprobten BZE-Punkte zwischen den Inventuren (rechte Seite). Für die Änderung werden Moor- und organisch geprägte Standorte nicht berücksichtigt. Ausreißer werden nicht abgebildet.

Insgesamt zeigt sich im Bodenprofil ein Gradient mit der Tiefenstufe. Die Werte nehmen kontinuierlich von der Auflage an ab und erreichen in der Tiefenstufe 60-90 cm mit 13,4 ± 0,2 die niedrigsten Werte. Bewertet nach der Klassifikation der AK Standortskartierung (2003) sind 33,9 % der Standorte im Wertebereich mäßig weit (20-25) einzuordnen, 25,2 % weisen weite C/N-Verhältnisse (25-35) auf und bei 1,2 % der Standorte sind die Werte als sehr weit (> 35) zu bezeichnen. Es befinden sich 20,0 % der Standorte im mittleren Bereich (16-20) und 19,6 % in der Klasse mäßig enge und enge C/N-Verhältnisse (< 16). Gegenüber der BZE I hat sich vor allem der Anteil der engen C/N-Verhältnisse von 5,7 auf 1,45 % verringert. In der gepaarten Stichprobe zeigen 49,5 % der Standorte keine Veränderung der C/N-Stufe, während 33,5 % der BZE-Punkte von einer engeren in eine weitere C/N-Stufe steigen; in nur 17 % der Stichproben ist eine Verengung der C/N-Stufe beobachtbar (Abb. I-5-7).

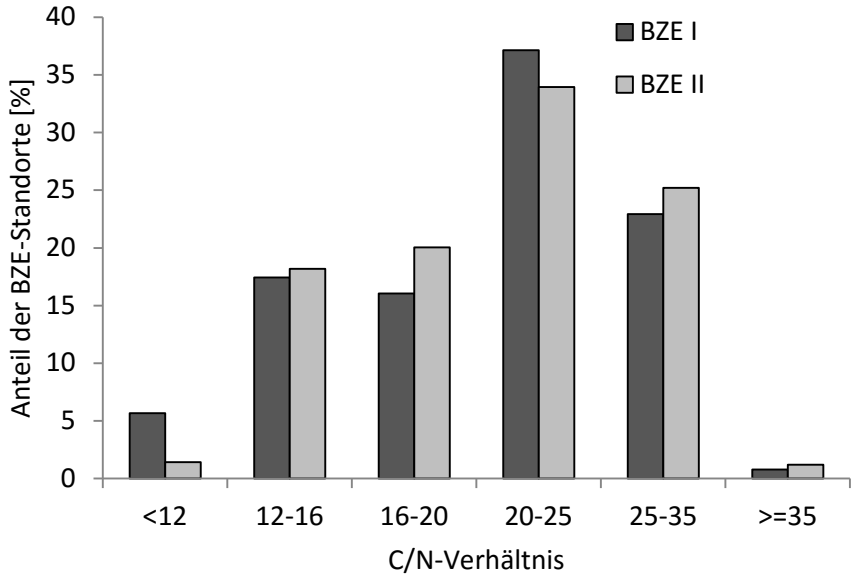


Abb. I-5-7: Prozentuale Anteile an den C/N-Klassen (AK Standortskartierung 2003) zu beiden Inventurzeitpunkten.

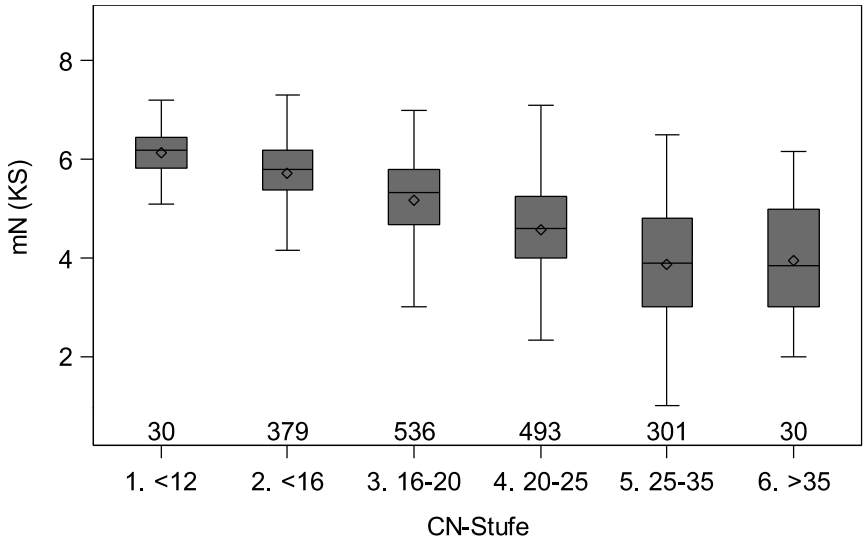


Abb. I-5-8: Mittlere Zeigerwerte der Pflanzenarten in der Krautschicht (N-Zahl) im Verhältnis zur C/N-Stufe.

Am Beispiel der mittleren Zeigerwerte der Pflanzenarten in der Krautschicht (N-Zahl) zeigt sich die Bedeutung, die das C/N-Verhältnis als Indikator der Bodenfruchtbarkeit hat. Der mittlere N-Zeigerwert und somit die Zusammensetzung der Vegetation korrespondiert deutlich mit dem C/N-Verhältnis (Abb. I-5-8). Im Bereich enger C/N-Verhältnisse (< 16) liegen die nach Bestockungstyp gruppierten Mediane der N-Zahl im Bereich zwischen 5,7 und 6,0. Eine Stufe weiter (16-20) liegen die Mediane zwischen 5,0 und 5,5, bei mäßig weiten C/N-Verhältnissen (20-25) zwischen 4,4 und 4,8 und bei weiten C/N-Verhältnissen (25-35) zwischen 3,5 und 4,7. Die

letztgenannte Gruppe unterscheidet sich nicht mehr von der Klasse mit sehr weiten C/N-Verhältnissen (> 35). Diese ist in größerer Anzahl nur unter Kiefernbeständen zu finden.

5.4.2 Differenzierung des C/N-Verhältnisses nach Humusform

In der folgenden Auswertung wurde zur Vermeidung der oben einleitend beschriebenen Interpretationseinschränkungen das entsprechend der morphologischen Humusform ermittelte C/N-Verhältnis jeweils den C/N-Verhältnissen des Auflagehumus und der Tiefenstufe 0-5 cm gegenübergestellt. Werden die C/N-Verhältnisse aus Auflage und Mineralboden entsprechend der Humusform zusammen betrachtet (Abb. I-5-9a), so setzen sich Mull und mullartiger Moder als die Gruppen, bei denen das C/N-Verhältnis des Mineralbodens zur Beurteilung herangezogen wird, deutlich von den übrigen Gruppen ab, die allein das C/N-Verhältnis der Auflage betrachten (Tukey t-Test, log-transf., $p < 0,05$).

Das C/N-Verhältnis in der Auflage bei Mullhumusformen also die L-Lage als kaum zersetzte Streu des Vorjahres – weist geringe Unterschiede zwischen den Humusformen auf (Abb. I-5-9b). So erreicht es bei Mull-Auflagen 25,7 ± 0,2 und ist damit weiter als in den Gruppen mullartiger Moder mit 24,2 ± 0,2, typischer Moder mit 24,7 ± 0,2 und rohhumusartiger Moder mit 25,5 ± 0,3 (Tukey t-Test, log-transf., $p < 0,05$). Die Ursache dafür liegt darin begründet, dass die L-Lage weitere C/N-Verhältnisse hat als die Oh-Lage, die bei den anderen Gruppen einen Großteil des Auflagevorrats ausmacht. Die weitesten C/N-Verhältnisse werden in Rohhumus-Auflagen mit 26,7 ± 0,4 erreicht.

In der Tiefenstufe 0-5 cm des Mineralbodens (Abb. I-5-9) erreichen Mull und mullartiger Moder mit 16,5 ± 0,1 und 19,4 ± 0,3 die engsten C/N-Verhältnisse. In der Gruppe typischer Moder liegt das C/N-Verhältnis bei 21,9 ± 0,2. Im Unterschied zur Auflage sind hier auch die C/N-Verhältnisse unter typischem Moder signifikant niedriger als in der Gruppe rohhumusartiger Moder mit 24,3 ± 0,4 (Tukey t-Test, log-transf., $p < 0,05$). Unter Graswurzelfilz und Rohhumus lagen die Werte bei 24,7 ± 0,5, und 26,6 ± 0,7 und waren damit höher als in allen anderen Gruppen (Tukey t-Test, log-transf. $p < 0,05$).

Mit Ausnahme von Mull korrelierten unter allen Humusformen die C/N-Verhältnisse der Auflage mit denen des Mineralbodens in 0-5 cm Tiefe ($p < 0,001$). Für die BZE I zeigt sich, dass die auflagegebundenen morphologischen Humusformen nicht mit spezifischen C/N-Verhältnissen korrespondieren (Wolff & Riek 1996). Bei Betrachtung der C/N-Verhältnisse der BZE II ergibt sich eine stärkere Differenzierung in Tiefenstufe 0-5 cm als im Auflagehumus (Abb. I-5-9). Hier setzen sich die C/N-Verhältnisse des typischen Moders (3) deutlicher von denen der Humusformen rohhumusartiger Moder (5) und Rohhumus (6) sowie Graswurzelfilz (4) ab. Insgesamt weiten sich in Tiefenstufe 0-5 cm die C/N-Verhältnisse unter allen Humusformen (Wilcoxon-Vorzeichen-Rangtest, $p < 0,05$), die Änderungen fallen unter Mull am geringsten, unter Rohhumus am stärksten aus. Änderungen der Humusform zwischen den Inventuren sind nicht berücksichtigt.

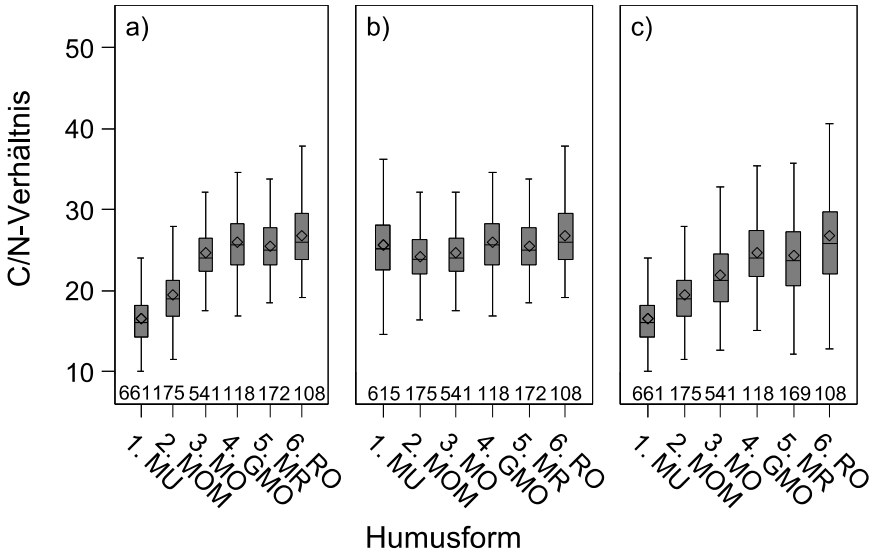


Abb. I-5-9: C/N-Verhältnis stratifiziert nach Humusformen, aus a) der entsprechend der Humusform ausgewählten Lage (Auflagehumus oder Mineralboden in 0-5 cm Tiefe), b) dem Auflagehumus und c) dem Mineralboden in 0-5 cm Tiefe, mit MU = Mull (MUT, MUO), MOM = mullartiger Moder, MO = Moder (MOA, MOT, MOR), GMO = Graswurzelfilz, MR = rohhumusartiger Moder (MRA, MR, MRR), RO = Rohhumus (ROA, ROT, ROR).

5.4.3 Differenzierung des C/N-Verhältnisses nach Bodensubstratgruppen

Das entsprechend der Humusform ausgewählte C/N-Verhältnis weist eine der Tiefenstufe 0-5 cm ähnelnde Verteilung auf (Abb. I-5-10a). Die niedrigsten Werte finden sich in Böden aus verwittertem Karbonatgestein (4) und aus basisch-intermediärem Festgestein (5) mit 16,3 ± 0,3 bzw. 17,7 ± 0,4. Die weitesten C/N-Verhältnisse liegen auf Mooren und Anmooren (8) mit 22,2 ± 1,1, auf Böden aus basenarmem Locker- (1) mit 25,6 ± 0,3 und Festgestein (6) mit 22,1 ± 0,2 vor. Im Auflagehumus sind die Unterschiede weniger deutlich (Abb. I-5-10b), jedoch signifikant (Kruskal-Wallis-Test, $p < 0{,}001$). Hier weisen Böden aus verwittertem Karbonatgestein (4) mit 26,9 ± 0,4 zusammen mit Böden aus basenarmem Lockergestein (1) mit 26,8 ± 0,2 die weitesten C/N-Werte auf. Die engsten C/N-Verhältnisse liegen in Tieflandböden aus Lösslehm (3) mit 23,8 ± 0,2 und Mooren und Anmooren (8) mit 23,1 ± 0,9 vor. Zwischen den Substratgruppen zeigen sich in der Tiefenstufe 0-5 cm deutliche Unterschiede (ANOVA, log-transf, $p < 0{,}001$). Böden aus basenarmen Ausgangsgesteinen (1 und 6), zeichnen sich mit 24,4 ± 0,3 und 20,6 ± 0,2 durch weite C/N-Verhältnisse aus (Abb. I-5-10c). Böden aus verwittertem Karbonat- (4) und aus basisch-intermediärem Festgestein (5) weisen mit 15,7 ± 0,2 und 16,7 ± 0,3 dagegen enge C/N-Verhältnisse auf. Böden aus basenarmem Lockergestein (1) unterscheiden sich deutlich von den übrigen Gruppen (Tukey t-Test, log-transf, $p < 0{,}05$). Die Gruppe der Moore und Anmoore (8)

weist eine sehr weite Spanne auf, was zeigt, dass hier organische Böden verschiedener Trophiestufen vereinigt werden.

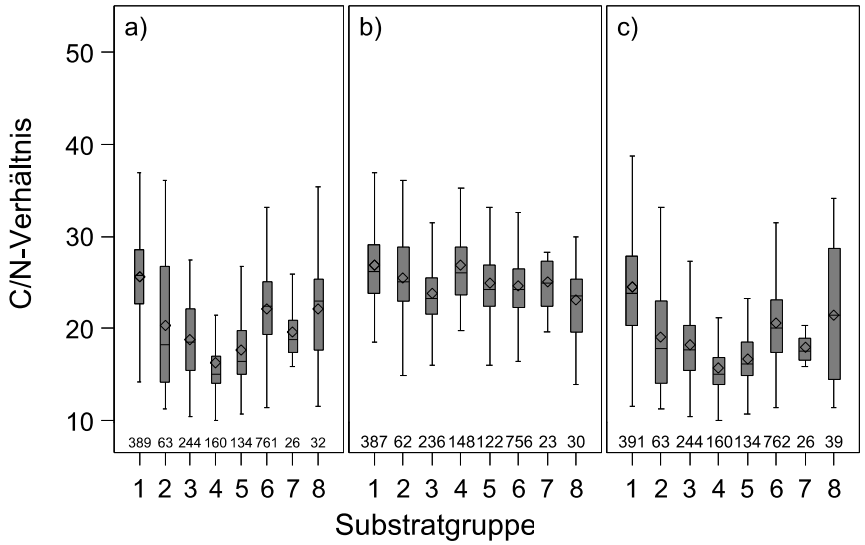


Abb. I-5-10: C/N-Verhältnis stratifiziert nach Bodensubstratgruppe, aus a) der entsprechend der Humusform ausgewählten Lage (Auflagehumus oder Mineralboden in 0-5 cm Tiefe), b) dem Auflagehumus und c) dem Mineralboden in 0-5 cm Tiefe, mit 1 = Böden aus basenarmem Lockergestein, 2 = Semiterrestrische Böden breiter Flusstäler, 3 = Tieflandböden aus Lösslehm, 4 = Böden aus verwittertem Karbonatgestein, 5 = Böden aus basisch-intermediärem Festgestein, 6 = basenarme Böden aus Festgestein, 7 = Böden der Alpen, 8 = Moore und Anmoore.

Die Änderungen zwischen den beiden Inventuren sind in der Auflage nur auf basenarmen Lockergesteinen (1), auf Auenböden und Gleyen breiter Flusstäler (2), auf Tieflandböden aus Lösslehmen (3) und auf basenarmen Böden aus Festgestein (6) signifikant. Hier ist ein Anstieg zu beobachten (Wilcoxon-Vorzeichen-Rangtest, $p < 0{,}05$). In der Tiefenstufe 0-5 cm des Mineralbodens weiten sich die C/N-Verhältnisse in allen Substratgruppen mit Ausnahme der organischen Böden (Wilcoxon-Vorzeichen-Rangtest, $p < 0{,}05$). Alpine Böden werden jeweils nicht berücksichtigt, da hier keine gepaarten Stichproben vorliegen.

5.4.4 Differenzierung des C/N-Verhältnisses nach Bestockungstypen

Werden die C/N-Verhältnisse der Auflage und des Mineralbodens der Tiefe 0-5 cm entsprechend ihrer Humusform zusammen betrachtet (Abb. I-5-11a), so differenzieren Laub- und Nadelbaumbeständen deutlich (Kruskal-Wallis-Test, $p < 0{,}001$). Kiefernbestände haben mit 26,9 ± 0,2 das weiteste C/N-Verhältnis, die Gruppe der sonstigen Laubwaldbestände mit 15,9 ± 0,3 die niedrigsten Werte. Fichtenbestände unterscheiden sich mit 22,3 ± 0,2 deutlich von Buchen- und Eichenbeständen mit C/N = 18,2 ± 0,3 und C/N = 18,6 ± 0,3. In der Auflage sind die

Unterschiede zwischen den Bestockungstypen weniger stark ausgeprägt (Abb. I-5-11b), dennoch setzen sich Kiefernbestände mit 27,6 ± 0,2 wiederum deutlich von den übrigen Bestockungstypen ab (Kruskal-Wallis-Test, $p < 0{,}001$). Die niedrigsten Werte hat die Gruppe der sonstigen Laubwaldarten mit 24,0 ± 0,4. Zwischen Fichtenbeständen mit 24,5 ± 0,1 und Buchenbeständen mit 24,8 ± 0,3 bestehen keine signifikanten Unterschiede. Deutliche Unterschiede im C/N-Verhältnis zeigen sich in der Tiefenstufe 0-5 cm (ANOVA, log-transf., $p < 0{,}001$). Insbesondere Kiefernbestände weisen mit 25,3 ± 0,3 sehr weite C/N-Verhältnisse auf (Abb. I-5-11c), während die Gruppe der sonstigen Laubwaldbestände mit 15,8 ± 0,3 die engsten Werte haben. Auch Fichtenbestände haben mit 20,2 ± 0,2 signifikant weitere C/N-Verhältnisse als Buchenbestände mit 17,8 ± 0,2 und Eichenbestände mit 18,0 ± 0,3 (Tukey t-Test, log-transf., $p < 0{,}05$).

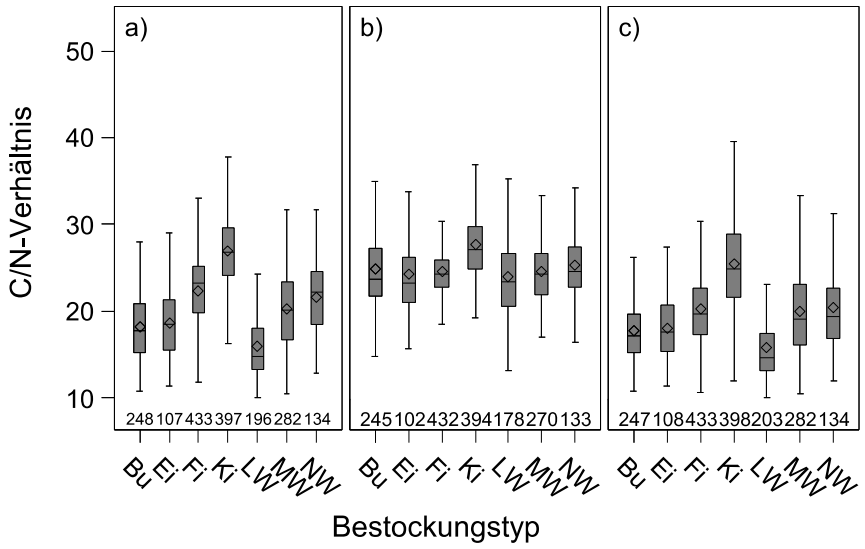


Abb. I-5-11: C/N-Verhältnis stratifiziert nach Bestockungstyp, aus a) der entsprechend der Humusform ausgewählten Lage (Auflagehumus oder Mineralboden in 0-5 cm Tiefe), b) dem Auflagehumus und c) dem Mineralboden in 0-5 cm Tiefe, mit Bu = Buche, Ei = Eiche, Fi = Fichte, Ki = Kiefer, LW = sonstige Laubbaumbestände, MW = Mischbestände, NW = sonstige Nadelbaumbestände.

Zwischen der BZE I und BZE II nimmt das C/N-Verhältnis im Auflagehumus in allen Klassen zu (Wilcoxon-Vorzeichen-Rangtest, $p < 0{,}05$), die Zunahme fällt aber zwischen den Bestockungstypen unterschiedlich stark aus (Kruskal-Wallis-Test, $p < 0{,}001$). Am geringsten ändern sich die C/N-Verhältnisse unter Fichtenbeständen, am stärksten ist die Zunahme unter Kiefernbeständen und in der Gruppe der sonstigen Laubbaum- und Mischbestände. Auch in der Tiefenstufe 0-5 cm nimmt das C/N-Verhältnis zwischen der BZE I und BZE II in allen Klassen zu (Wilcoxon-Vorzeichen-Rangtest, $p < 0{,}001$). Die Änderung zwischen den Inventuren fällt dabei unter Kiefernbeständen am höchsten aus; generell ist die Änderung unter Nadelbaumbeständen höher als unter Laubbaumbeständen (Kruskal-Wallis-Test, $p < 0{,}001$).

5.4.5 Differenzierung des C/N-Verhältnisses nach Bestockungstyp und Bodensubstratgruppe

In der Auflage unterscheiden sich die C/N-Verhältnisse zwischen den Substratgruppen innerhalb der Bestockungstypen Buche, Fichte, Kiefer, Mischwald und der Gruppe der sonstigen Laubbaumbeständen (ANOVA, log-transf., $p < 0,05$). Die Unterschiede zwischen den Bestockungstypen innerhalb gleicher Substratgruppen sind dagegen weniger stark ausgeprägt. Unterschiede ergeben sich nur innerhalb der Böden aus basenarmem Locker- und Festgestein (ANOVA, log-transf., $p < 0,05$). Dabei haben jeweils Kiefernbestände mit 27,9 ± 0,3 und 27,7 ± 0,5 die weitesten und die Gruppe der sonstigen Laubbaumbestände mit 24,4 ± 1,0 und 22,9 ± 0,6 die engsten C/N-Verhältnisse. Der Baumarteneffekt innerhalb gleicher Substratgruppen zeichnet deutlicher in der Tiefenstufe 0-5 cm (Abb. I-5-12). Innerhalb aller Bodensubstratgruppen finden sich zwischen den Bestockungstypen Unterschiede im C/N-Verhältnis (ANOVA, log-transf., $p < 0,05$). Kiefern haben, wo vorhanden, die weitesten und die Gruppe der sonstigen Laubbaumbestände die engsten C/N-Verhältnisse. Insbesondere die Böden aus basenarmem Locker- (a) und Festgestein (f) gleichen sich in der Verteilung der C/N-Verhältnisse nach Bestockungstypen. Auch Bodensubstrateffekte innerhalb gleicher Bestockungstypen sind − mit Ausnahme von Eichenbeständen − unter allen Bestockungstypen zu erkennen (ANOVA, log-transf., $p < 0.05$). So zeigen Buchenbestände auf Böden aus basenarmem Lockergestein (a) C/N-Verhältnisse von 19,9 ± 0,8, auf Böden aus verwittertem Karbonatgestein (d) und Böden aus basisch-intermediärem Festgestein (e) mit besserer Nährstoffaustattung dagegen C/N-Verhältnisse in Höhe von 15,1 ± 0,3 und 16,1 ± 0,5.

5.4.1 Differenzierung des C/N-Verhältnisses nach Bodensubstratgruppe und Bodentyp

Innerhalb der Bodentypen bestehen zwischen den Bodensubstratgruppen deutliche Unterschiede im C/N-Verhältnis (Abb. I-5-13). So erreichen Braunerden auf basenarmem Lockergestein (1) Werte von 23,8 ± 0,4, Braunerden aus verwittertem Karbonatgestein (4) dagegen nur 15,9 ± 0,5. Niedrige Werte haben auch Braunerden aus basisch-intermediärem Festgestein (5) mit 17,0 ± 0,4. Die Braunerden in den übrigen Bodensubstratgruppen erreichen mittlere Werte zwischen 19,2 ± 0,4 (3) und 20,5 ± 0,2 (6). Neben den Mooren und Anmmoren des BZE II-Datensatzes (C/N = 28,7) erreichen Podsole aus basenarmem Locker- und Festgestein die weitesten C/N-Verhältnisse mit 29,1 ± 0,7 bzw. 24,4 ± 0,7. Die Unterschiede zu den anderen Bodentypen sind in den jeweiligen Substratgruppen signifikant (Tukey t-Test, log-transf., $p < 0,05$). In der Gruppe Semiterrestrischer Böden breiter Flusstäler (2) weisen Gleye Werte von 21,0 ± 1,8 auf. Gleye aus basenarmem Lockergesteinen (1) erreichen mit 21,2 ± 1,1 die niedrigsten C/N-Verhältnisse, während Pseudogleye innerhalb dieser Gruppe Werte von 22,0 ± 1,5 aufweisen. Diese sind damit höher als die C/N-Verhältnisse von Pseudogleyen des Tieflands aus Lösslehm (3) mit 18,8 ± 0,6, aus basisch-intermediärem Festgestein (5) mit 17,0 ± 0,7 und aus basenarmem Festgestein (6) mit 20,1 ± 0,5. Parabraunerden zeichnen sich

durch relativ enge C/N-Verhältnisse aus, wobei sie in der Bodensubstratgruppe Tieflandböden aus Lösslehm (3) Werte von 17,5 ± 0,4 einnehmen. Die C/N-Verhältnisse von Parabraunerden aus verwittertem Karbonatgestein (4) liegen bei 15,9 ± 0,7, aus basisch-intermediärem Festgestein (5) bei 16,2 ± 0,7 und aus basenarmem Festgestein (6) bei 19,3 ± 0,6. Die Unterschiede zwischen Braunerden, Parabraunerden und Pseudogleyen sind innerhalb der Bodensubstratgruppen nicht signifikant (Tukey t-Test, log-transf., $p > 0,05$). Insgesamt lässt sich festhalten, dass die Substrateffekte stärker ausgebildet sind, als die der Bodenbildung, ausgedrückt durch den jeweiligen Bodentyp. Lediglich die Podsole durchbrechen dieses Muster und setzen sich durch signifikant höhere Werte ab.

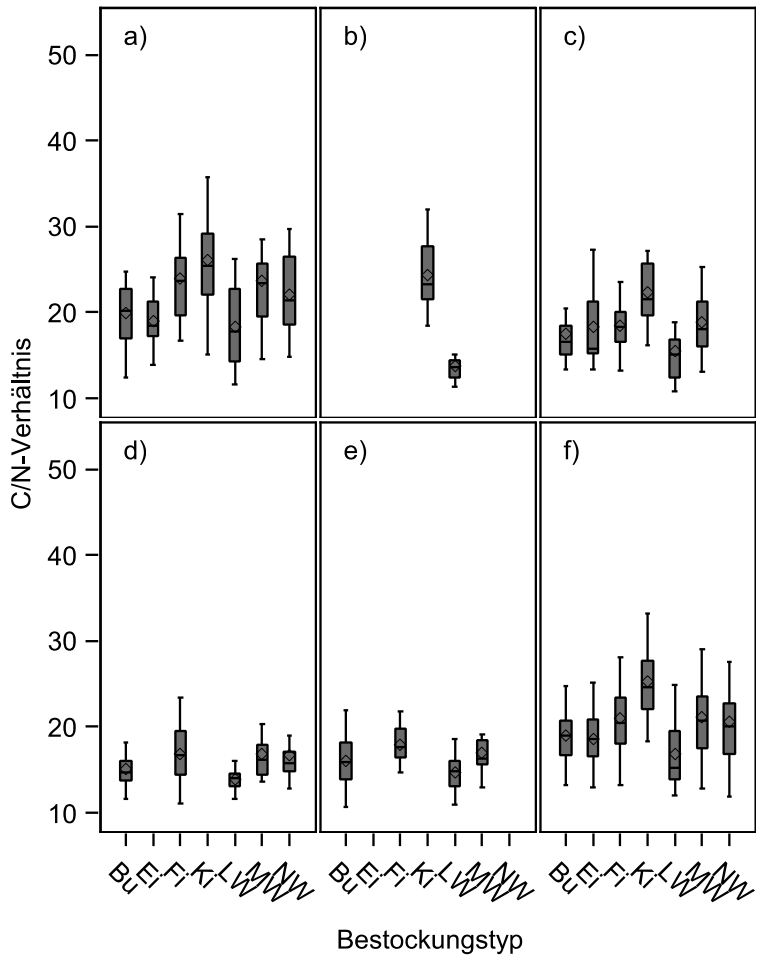


Abb. I-5-12: C/N-Verhältnis stratifiziert nach Bodensubstratgruppe und Bestockungstyp, aus dem Mineralboden in 0-5 cm Tiefe, mit a) = Böden aus basenarmem Lockergestein, b) = Semiterrestrische Böden breiter Flusstäler, c) = Tieflandböden aus Lösslehm, d) = Böden aus verwittertem Karbonatgestein, e) = Böden aus basisch-intermediärem Festgestein, f) = Böden aus basenarmem Festgestein, Bu = Buche, Ei = Eiche, Fi = Fichte, Ki = Kiefer, LW = sonstige Laubbaumbestände, MW = Nadel/Laubwald-Mischbestände, NW = sonstige Nadelbaumbestände. Dargestellt sind nur Gruppen mit N > 12.

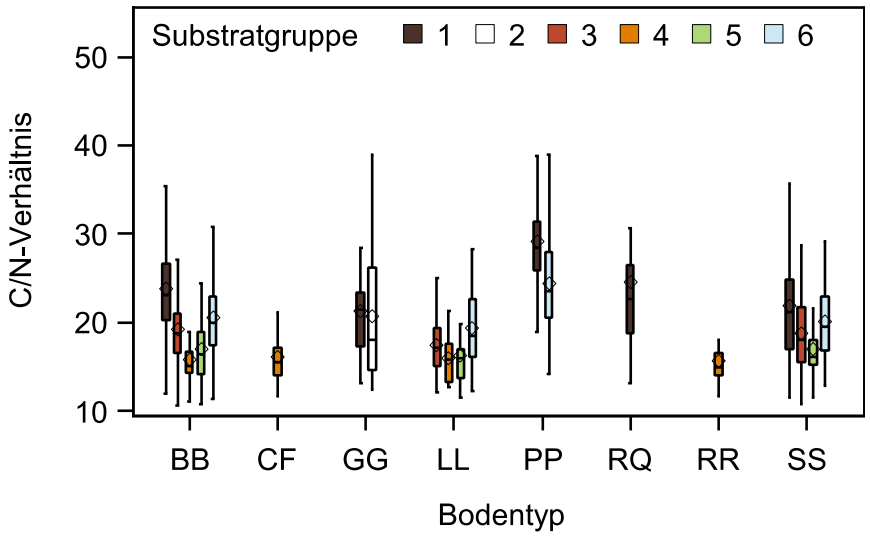


Abb. I-5-13: C/N-Verhältnis im Mineralboden in 0-5 cm Tiefe, mit 1 = Böden aus basenarmem Lockergestein, 2 = Semiterrestrische Böden breiter Flusstäler, 3 = Tieflandböden aus Lösslehm, 4 = Böden aus verwittertem Karbonatgestein, 5 = Böden aus basisch-intermediärem Festgestein, 6 = Böden aus basenarmem Festgestein, BB = Braunerden, CF = Terra fusca, GG = Gleye, LL = Parabraunerden, PP = Podsole, RQ = Regosole, RR = Rendzinen, SS = Pseudogleye. Dargestellt sind nur Gruppen mit n > 12.

5.4.2 Einfluss der Kalkung auf das C/N-Verhältnis

Um den Einfluss Kalkung zu untersuchen, wurden bei versauerungssensitiven Standorten gekalkte und nicht gekalkte Standorte unterschieden. Bei diesen war jeweils die Faktorenkombination aus Bestockungstyp, Substratklasse und Bodenklasse gleich und die Gruppengröße betrug jeweils mindestens 13 Punkte. Um regionale Einflüsse zu minimieren wurden Bundesländer in denen nicht oder nur in Ausnahmefällen gekalkt wird, von der Auswertung ausgeschlossen. Ausgewählt wurden dadurch fast ausschließlich Braunerden aus basenarmem Festgestein (6), jeweils unter Buchen-, Eichen-, Fichten-, sonstige Laub/Nadelbaum- und Mischbeständen, aber auch Braunerden und Podsole aus basenarmem Lockergestein (1) unter Kiefernbeständen (Abb. I-5-14). Die Ergebnisse zeigen, dass sich keine der Paarungen signifikant unterscheidet (t-Test, log-transf., $p > 0{,}05$).

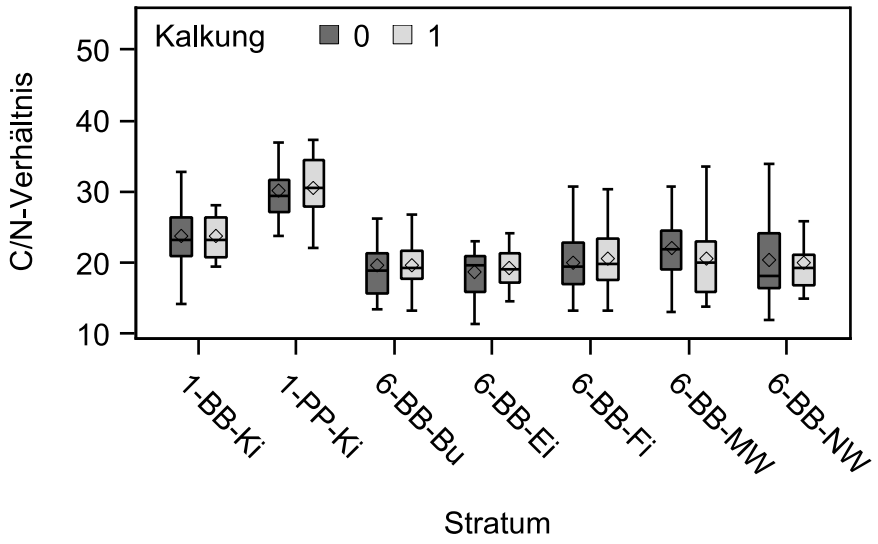


Abb. I-5-14: C/N-Verhältnis in der Tiefenstufe 0-5 cm versauerungssensitiver Standorte stratifiziert nach gekalkten (1) und ungekalkten (0) Flächen für 1-BB-Ki = Braunerden aus basenarmem Lockergestein unter Kiefernbeständen, 1-PP-Ki = Podsole aus basenarmem Lockergestein unter Kiefernbeständen, 6-BB-…= Braunerden aus basenarmem Festgestein unter: Bu = Buchenbeständen, Ei = Eichenbeständen, Fi = Fichtenbeständen, MW = Laub-/Nadelmischbeständen, NW = sonstigen Nadelbaumbestände.

5.4.3 Zusammenhang zwischen Stickstoffdeposition, Boden-pH-Wert und C/N-Verhältnis

Im Auflagehumus hat die N-Deposition sowohl einen leichten Einfluss auf die C/N-Verhältnisse der BZE II ($p < 0{,}001$) als auch auf die Änderung der C/N-Verhältnisse zwischen den Inventuren ($p < 0{,}001$). Je niedriger die Einträge desto höher die Zunahme bzw. desto weiter die C/N-Verhältnisse. Nach Humusformen differenziert, zeigt sich in der Reihe Moder < rohhumusartiger Moder < Rohhumus eine Zunahme in der Stärke des Zusammenhangs auf die aktuellen Verhältnisse, während die Änderungsraten bei Mull und mullartigem Moder nicht signifikant von der N-Deposition beeinflusst werden. In der Tiefenstufe 0-5 cm ergibt sich kein signifikanter Zusammenhang zwischen Änderung bzw. der Höhe des C/N-Verhältnisses und der N-Deposition.

Zwischen dem C/N-Verhältnis und dem pH-Wert besteht in der Tiefenstufe 0-5 cm ein negativer Zusammenhang ($p < 0{,}001$, Abb. I-5-15). Dieser Zusammenhang ist vor allem bei höheren pH-Werten oder der Humusform Mull evident, während bei Rohhumus kein signifikanter Zusammenhang besteht. Die Entwicklung zwischen den Inventuren zeichnet ein undifferenziertes Bild. An 50,8 % der BZE-Punkte ist die Tendenz (Zunahme oder Abnahme) von pH-Wert und C/N-Verhältnis gleichgerichtet, wobei eine Zunahme beider Größen in 40,3 % der Fälle feststellbar ist. An den übrigen Standorten nehmen pH-Wert und C/N-Verhältnis einen entgegengesetzten Verlauf. Werden zur Beurteilung der Entwicklung zwischen den Inventuren

die Änderungen der Bewertungsklassen gemäß AK Standortskartierung (2003) zugrunde gelegt, so ergibt sich, dass sich an 31,3 % der wieder beprobten BZE-Punkte weder die Stufe des C/N-Verhältnisses noch des pH-Werts ändern. An 49,2 % der BZE-Punkte verschiebt sich nur einer der beiden Werte in eine andere Klasse. Bei 12,2 % der Werte ergibt sich eine entgegengesetzte Verschiebung und bei 7,3 % eine gleichläufige Änderung.

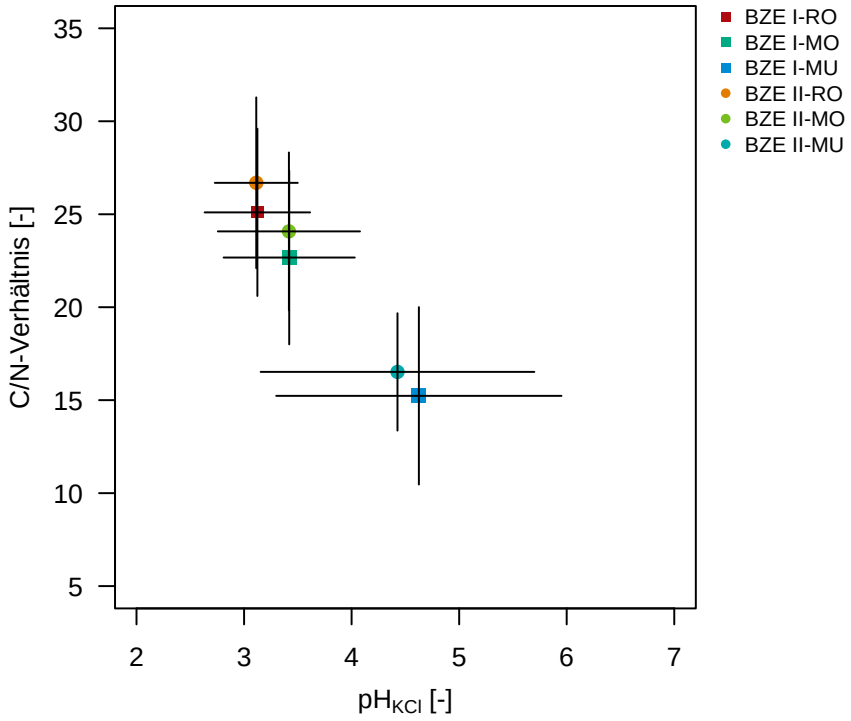


Abb. I-5-15: Beziehung zwischen pH-Wert und C/N-Verhältnis in der Tiefenstufe 0-5 cm des Mineralbodens (Mittelwerte), gruppiert nach Haupthumusform (MU = Mull, MO = Moder, RO = Rohhumus) und Inventur (Quadrate = BZE I, Kreise = BZE II). Die Balken stellen die Standardabweichung dar.

5.4.4 Differenzierung nach verschiedenen Einflussgrößen gleichzeitig

Insgesamt stellt sich bei vielen Einflussgrößen die Frage, wie stark die jeweilige Einflussgröße im Vergleich zu den anderen dazu beiträgt, die Varianz der Zielvariablen zu erklären. Weiterhin ist die Frage, wie die Kombination aus mehreren Eingangsgrößen auf die Zielvariable wirkt und letztlich sollten noch weitere Einflussgrößen wie klimatische Variablen und andere Indikatoren der Bodenfruchtbarkeit wie Tongehalt und Basensättigung berücksichtigt werden. Diesen Fragen sollte mit einem statistischen Ansatz nachgegangen werden. Dazu wurden lineare Modelle an alle Einflussgrößen unter teilweiser Berücksichtigung ihrer Wechselwirkungen angepasst. Dabei wurden per Selektionsverfahren iterativ Größen mit geringem Einfluss gelöscht. Als Selektionskriterium hierfür wurde das Schwarz-Bayes-Kriterium genutzt. Die Modellanpassung wurde solange durchgeführt, bis ein bestangepasstes Modell gefunden war. Dafür wurde als

Kriterium ebenfalls das Schwarz-Bayes-Kriterium genutzt. Als Einflussgrößen gingen ein: BZE-Bestockungstyp, Substratgruppe, Bodentyp, Temperatur, Niederschlag, Evapotranspiration, N-Deposition, Höhe ü. NN, Hangneigung, pH-Wert, Basensättigung und Tongehalt. Für das C/N-Verhältnis der Auflage ergibt sich ein finales Modell aus N-Deposition, Kiefernbestand, Laubwald auf Mooren und Anmmoren (8) und Parabraunerden aus basenarmem Festgestein (6). Die Hangneigung hat nur innerhalb der Tieflandböden aus Lösslehm (3) und der Böden aus verwittertem Karbonatgestein (4) einen Einfluss auf das C/N-Verhältnis der Auflage, die Höhe ü. NN nur in der Klasse der Tieflandsböden aus Lösslehm (3).

In der Tiefenstufe 0-5 cm haben bei Berücksichtigung aller Einflussgrößen die Bestockungstypen Kiefer, Buche und sonstige Laubbaumbestände einen signifikanten Einfluss. An Bodensubstratgruppen allein hatten nur Böden aus basenarmem Festgestein (6) einen signifikanten Einfluss. In Kombination mit dem Bodentyp hatte die Substratklasse einen Einfluss in der Kombination von Podsolen aus basenarmem Locker- (1) und Festgestein (6), Pseudogleye des Tieflands aus Lösslehm (3) und Hochmoorböden. Die Höhe ü. NN. beeinflusste die C/N-Verhältnisse innerhalb von Tieflandböden aus Lösslehm (3). Niederschlag hatte einen Einfluss in den in Mittelgebirgen verbreiteten Bodensustraten Böden aus basisch-intermediärem Festgestein (5) und aus basenarmem Festgestein (6). Die mittlere Jahrestemperatur hatte unter Eichenbeständen einen Einfluss auf die C/N-Werte. Andere Indikatoren der Bodenfruchtbarkeit wie pH-Wert, Basensättigung und Tongehalt korreliert negativ mit dem C/N-Verhältnis.

5.5 Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff und ihre Überschreitungen

5.5.1 Critical Loads nach einfacher Massenbilanz (SMB)

Im Unterschied zu direkten Auswirkungen von Luftschadstoffen auf Waldökosysteme (z.B. Nekrosen und Absterben von Nadeln oder Blättern) sind langfristige und indirekte Schadeffekte wie Bodenversauerung, Eutrophierung und Nährstoffungleichgewichte weniger offensichtlich. Zur Abschätzung ebendieses langfristigen Gefährdungspotenzials werden standortspezifische kritische Belastungsgrenzen, sog. Critical Loads berechnet. Deren Unterschreitung führt nach bisherigem Wissensstand langfristig (100 Jahre) nicht zu schädlichen Veränderungen (harmful effects) des Systems in Struktur und Funktion (Nilsson & Grennfelt 1988). Durch den starken Rückgang der atmosphärischen Säureeinträge in den letzten Jahrzehnten (Fowler *et al.* 2007) sind die atmosphärischen N-Einträge mittlerweile neben dem Klimawandel zu einer der Hauptgefährdungen für die Funktionalität und Stabilität der Waldökosysteme geworden (Glatzel *et al.* 1987, Matson *et al.* 2002, Nilsen 1990). Nährstoffverluste (Calcium, Magnesium, Kalium) und Bodenversauerung durch Anionen eingetragener oder im Boden produzierter starker Säuren (Mobile-Anionen-Konzept) werden in Zukunft mehr von N- als von Schwefelverbindungen bestimmt. Darüber hinaus sind die Verschiebung des Artenspektrums in der Bodenvegetation

(Anders *et al.* 2002, Sverdrup *et al.* 2007) und insbesondere die N-Austräge mit dem Sickerwasser (Gewässereutrophierung und -versauerung) (Ahrends *et al.* 2010, Dise & Wright 1995) bedeutende Gefährdungen der Wälder und ihrer Ökosystemdienstleistungen (Meesenburg *et al.* 2015). Im Folgenden wird nicht die versauernde (Kap. 4), sondern die eutrophierende Wirkung des N betrachtet.

Für die Berechnung der Critical Loads auf BZE-Flächen ist die Definition des zugrunde gelegten Schutzguts bzw. -ziels entscheidend. Auf Grundlage der BZE II-Vegetationsaufnahmen (Kap. 2.7) wurden alle Standorte entsprechend ihrer pflanzensoziologischen Ausprägung charakterisiert (Kap. 9.2.2). Auf BZE-Flächen mit naturnaher standorttypisch ausgeprägter Vegetation, im Folgenden als naturnahe Bestände bezeichnet, wird die Erhaltung dieser Bestände mit lebensraumtypischen Baumarten angestrebt. Auf Standorten mit lebensraumuntypisch ausgeprägten Pflanzengesellschaften, im Folgenden als Forste bezeichnet, wird der Erhalt eines Nährstoffgleichgewichts als Schutzziel definiert. Die Critical Limits, d.h. die standort- und vegetationstypischen Schwellenwerte, deren Über- bzw. Unterschreitung zur Gefährdung des Schutzziels führen kann, werden abhängig von der Naturnähe des Standorts wie folgt festgelegt:

- Naturnahe Bestände: Critical Limits aus dem BERN-Modell von Öko-Data (ARGE StickstoffBW 2014)
- Forste: Critical Limits aus dem ICP Modelling and Mapping (2004-2010) bzw. aus aktuellen BZE II-Daten

Um die Ergebnisse aus dem BERN-Modell auf die naturnahen Bestände der BZE übertragen zu können, ist die Zuordnung der BZE-Pflanzengesellschaften zu ihren Referenz-Standortstypen gemäß BERN-Modell notwendig. Mit Hilfe des BERN-Modells werden aus historischen Pflanzen- und Bodenkartierungen (nicht signifikant anthropogen überprägte Aufnahmen) standortspezifische Parameter für die ökologische Nische der jeweiligen Pflanzengesellschaft ausgewiesen. Dazu ist es notwendig die historischen Referenz-Pflanzengesellschaften den aktuell gebräuchlichen pflanzensoziologischen Bezeichnungen nach BfN (2015) und damit den BZE-Vegetationsaufnahmen zuordnen zu können. Die Critical Limits aus dem BERN-Modell wurden auf unterschiedlichen pflanzensoziologischen Rangstufen als Verband, Unterverband bzw. Assoziation zusammengefasst und den BZE-Standorten zugewiesen.

5.5.2 Methoden zur Berechnung der Critical Loads

Die Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff (CLnut(N)) werden in Übereinstimmung mit dem Methodenhandbuch des ICP Modelling and Mapping (2015) nach folgender Formel berechnet:

$$CL_{nut}(N) = N_i + N_u + \frac{N_{le(acc)}}{1-f_{de}} \quad (5\text{-}1)$$

mit:

N_i = Netto-Immobilisierungsrate von Stickstoff [kg ha^{-1} a^{-1}]

N_u = Netto-N-Aufnahmerate im Baumbestand [kg ha^{-1} a^{-1}]

$N_{le(acc)}$ = Tolerierbarer N-Austrag mit dem Sickerwasser [kg ha^{-1} a^{-1}]

f_{de} = Denitrifikationsfaktor [-]

Die Überschreitung der Critical Loads für eutrophierenden N ($CL_{ex}(N)$) ergibt sich aus der Differenz zwischen atmosphärischer N-Deposition (N_{dep}) und dem ermittelten $CL_{nut}(N)$ am Standort:

$$CL_{ex}(N) = N_{dep} - CL_{nut}(N) \quad (5\text{-}2)$$

Um die Critical Loads zu berechnen und deren Einhaltung bzw. Überschreitung zu bestimmen, werden die notwendigen Eingangsdaten wie folgt ermittelt.

5.5.2.1 Deposition

Die Ableitung der Depositionszeitreihe über das Modell MAKEDEP ist im Methodenkapitel in Abschnitt 2.10 beschrieben.

5.5.2.2 Aufnahmerate von Stickstoff in den Bestand

Im Critical Loads Ansatz wird die N-Aufnahme in das Ökosystem als Senkenprozess verstanden, der aufgenommene N wird also auf Dauer festgelegt bzw. erst durch die Ernte dem System entzogen. Anhand des Zuwachses, der Kompartimentgehalte und der Dichte der einzelnen Baumkompartimente werden die Aufnahmeraten von N (N_u) in den Bestand abgeschätzt (Formel 5-3). Je nach waldbaulicher Nutzungsvariante müssen die Nettoaufnahmeraten verschiedener Kompartimente berücksichtigt werden. Für die BZE-Flächen wird eine mittlere Nutzungsintensität mit dem Entzug von Derbholz inklusive Rinde angenommen. Diese Nutzungsart entspricht der gängigen forstlichen Praxis, da sie die wirtschaftlich interessanteste Variante darstellt (Nebe & Herrmann 1987) und ein Verzicht auf Rindennutzung erntetechnologisch schwer realisierbar ist (Feger 1993, LFW 1997).

$$XA = ZWK \times \rho K \times ctX\ K \quad (5\text{-}3)$$

mit:

XA = Netto-Aufnahmerate des Elements X in den Baumbestand [kg ha^{-1} a^{-1}]

ZWK = Zuwachs des jeweiligen Kompartiments K, hier dGZ_{100} – durchschnittlicher Gesamtzuwachs in 100 Jahren an Derbholz [m^3 ha^{-1} a^{-1}]

ρK = Darr- oder Trockendichte des Kompartiments K [kg m^{-3}]

ctX K = durchschnittlicher Gehalt von Element X im jeweiligen Kompartiment K [kg kg^{-1}]

Die Ermittlung des durchschnittlichen Gesamtzuwachses an Derbholz (Stammholz mit Rinde) bezogen auf 100 Jahre (dGZ_{100}) erfolgt auf Grundlage ertragskundlicher Daten (Alter, Höhe, Baumartenanteil an der Bestandsgrundfläche) aufgenommen im Jahr 2012 im Rahmen der harmonisierten Bestandserhebung (Kap. 2.6) auf den BZE II-Flächen. Die berechneten Oberhöhen (in Einzelfällen auch Mittelhöhen) pro Baumart des Hauptbestands und der Oberschicht werden verwendet um relative Bonitäten (Ertragsklassen) mittels der digitalen Ertragstafelsammlung von Nagel & von Gadow (2014) zu ermitteln. Übersteigt die Produktivität des Standorts die oberste Ertragsklasse wird bis Ertragsklasse 0 extrapoliert. Die Umrechnung des volumenbezogenen Durchschnittzuwachses (Fm a^{-1} ha^{-1}) in Holzsubstanz (kg ha^{-1} a^{-1}) erfolgt mittels der Darrdichten für Derbholz aus Wagenführ (2000) und der Dichte für Rinde aus Kramer (1988) sowie dem Verhältnis von Rinde zu Stammholz (Rademacher *et al.* 1999). Die durchschnittlichen Gehalte an N in Derbholz und Rinde sind Jacobsen *et al.* (2003) entnommen.

5.5.2.3 Tolerierbarer Austrag von Stickstoff mit dem Sickerwasser

Der tolerierbare N-Austrag mit dem Sickerwasser $N_{le(acc)}$ berechnet sich aus der Sickerwasserrate (PS) und der kritischen N-Konzentration in der Bodenlösung (N_{crit}) wie folgt:

$$N_{le(acc)} = PS \times N_{crit} \quad (5\text{-}4)$$

mit:

$N_{le(acc)}$ = Tolerierbarer N-Austrag mit dem Sickerwasser [kg ha^{-1} a^{-1}]

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

N_{crit} = Kritische N-Konzentration in Abhängigkeit von der Empfindlichkeit des jeweils betrachteten Schutzguts [kg m^{-3}]

Die Ermittlung von N_{crit} wird nach Balla *et al.* (2013), modifiziert nach ARGE StickstoffBW (2014) in drei Schritten durchgeführt: Zuerst wird die kritische N-Konzentration in der Bodenlösung für das Schutzgut Pflanze ($N_{crit(plant)}$) auf Grundlage von ICP Modelling and Mapping (2004-2010) modifiziert nach Balla *et al.* (2013) ermittelt. Für naturnahe Wälder werden die $N_{crit(plant)}$-Werte aus dem BERN-Modell von Öko-Data, veröffentlicht in ARGE StickstoffBW (2014), verwendet. Je nach pflanzensoziologischer Charakterisierung der Standorte werden Werte zwischen 0,4 und 4 mg N l^{-1} verwendet. Die mitteleuropäischen Fichten-Wälder (Piceion abietis) weisen die geringsten $N_{crit(plant)}$-Werte auf. Für Forste und BZE-Punkte ohne pflanzensoziologische Zuordnung wird ein $N_{crit(plant)}$ von 3 mg l^{-1} angesetzt.

Im zweiten Schritt wird geprüft, ob der Standort ein erhöhtes Risiko zur Ausbildung eines Nährstoffungleichgewichts aufweist. Dies ist mutmaßlich dann erreicht, wenn der Gehalt an basischen Nährkationen (Ca + Mg + K) im Verhältnis zu N limitierend für das Baumwachstum wird (de Vries *et al.* 2015). Nach derzeitigem Stand der Forschung ist unklar, ob die N-Konzentration im Sickerwasser mit einem Nährstoffungleichgewicht in den Assimilationsorganen der Bäume im Zusammenhang steht. Pauschal können N-Konzentrationen zwischen 0,2-0,4 mg l^{-1} (ICP Modelling and Mapping 2015) als Critical Limit zur Vermeidung von Nährstoffungleichgewichten (in den Bäumen) gesetzt werden. Es wird von de Vries *et al.* (2015) jedoch darauf hingewiesen, dass diese Werte nicht durch die pflanzenphysiologische Literatur fundiert sind. Vielmehr entsprechen diese Konzentrationen – nach einer europaweiten Labor-Auswertung im Rahmen des EU Lifeplus FutMon-Projekts (Andreae 2011, mündliche Mitteilung) – dem Median der summativen Bestimmungsgrenze für anorganischen N in wässrigen Lösungen (0,19 mg/l), stehen also stellvertretend für ein geschlossenes natürliches System mit nur geringem N-Austrag. Das Critical Limit zur Vermeidung von Nährstoffungleichgewicht $N_{crit(nut)}$ wird nach folgenden Formeln bestimmt.

$$Bc_{soil(c)} = Bc_{dep} + Bc_w - \frac{Bc_u}{PS} \quad (5\text{-}5)$$

$$Bc_{soil(p)} = \theta \cdot Bc_{soil}(c) + p \cdot KAK \cdot \left(\frac{BS_{crit}}{100}\right) \quad (5\text{-}6)$$

$$N_{crit(nut)} = \frac{Bc_{soil}(p)}{\frac{\theta \cdot BcN_{crit}}{1000}} \quad (5\text{-}7)$$

mit:

$Bc_{soil(c)}$ = Konzentration basischer Kationen in der Bodenlösung [eq m^{-3}]

Bc_{dep} = seesalzbürtiger Anteil an Deposition von basischen Nährkationen (Ca+Mg+K) [eq ha^{-1} a^{-1}]

Bc_w = Freisetzungsrate basischer Nährkationen durch Verwitterung [eq ha^{-1} a^{-1}]

Bc_u = Netto-Aufnahmerate basischer Nährkationen durch die Vegetation [eq ha^{-1} a^{-1}]

PS = Sickerwasserrate [m³ ha^{-1} a^{-1}]

$Bc_{soil(p)}$ = erforderlicher Mindestgehalt an leicht löslichen pflanzenverfügbaren basischen Kationen (Ca + Mg + K) im Hauptwurzelraum [eq m^{-2}]

Θ = Wassergehalt im Bodenraum bei Feldkapazität [m^3 m^{-3}]

ρ = Bodenrohdichte [g cm^{-3}]

KAK = potentielle Kationenaustauschkapazität [meq kg^{-1}]

BS_{crit} = vegetationstypspezifische erforderliche Basensättigung [%]

BcN_{crit} = kritisches Verhältnis von basischen Nährkationen (Ca + Mg + K) zu N [eq eq^{-1}]

$N_{crit(nut)}$ = kritische N-Konzentration im Bodenwasser der Hauptwurzelzone [eq m^{-3}]

Die Critical Limits für die vegetationstypspezifisch erforderliche Basensättigung (BS_{crit}) und des kritische Verhältnis von basischen Nährkationen zu N-Ionen (BCN_{crit}) naturnaher Wälder entstammen dem BERN-Modell von Öko-Data veröffentlicht in ARGE StickstoffBW (2014). Für Forste und Punkte ohne pflanzensoziologische Zuordnung wird der standortspezifisch gewichtete Mittelwert für die Basensättigung in Auflage und 0-10 cm Bodentiefe und für BCN_{crit} die Werte aus Balla *et al.* (2013). Als N_{crit} wird letztlich das Minimum aus $N_{crit(plant)}$ und $N_{crit(nut)}$ pro BZE-Standort ermittelt. Im aktuellen Projekt wird für N_{crit} zum einen der soeben beschriebene Ansatz nach Balla *et al.* (2013), modifiziert nach ARGE StickstoffBW (2014) getestet, als auch der konservative N_{crit}-Wert von 0,2 mg l^{-1} angewendet. Die N_{crit}-Werte werden mit der Sickerwasserrate aus dem Wasserhaushaltsmodell LWF-Brook90 (Kap. 10.3) multipliziert.

5.5.2.4 Schätzung der Denitrifikation

Die Rate mit der an den BZE-Standorten die Denitrifikation (N_{de}), also die Umwandlung von Nitrat in molekularen N erfolgt, wird durch die folgende Gleichung abgebildet, welche die Denitrifikation in Abhängigkeit von der für diesen Prozess verfügbaren N-Menge beschreibt.

$$N_{de} = N_{le(acc)} \times \frac{f_{de}}{(1-f_{de})} \quad (5\text{-}8)$$

mit:

$N_{le(acc)}$ = Tolerierbarer N-Austrag mit dem Sickerwasser [kg ha^{-1} a^{-1}]

f_{de} = Denitrifikationsfaktor [dimensionslos]

Die Ableitung des Denitrifikationsfaktors (f_{de}) erfolgt entsprechend dem Handbuch von ICP Modelling and Mapping (2015). Der Tongehalt wird hierbei als Summen-Indikator für die Parameter Bodenfeuchte, Humusgehalt und Basensättigung angesehen. Je höher der Tonanteil im Boden ist, desto wahrscheinlicher ist eine hohe Denitrifikationsrate. Histosolen wird pauschal ein f_{de}-Faktor von 0,8 und Podsolen ein f_{de}-Faktor von 0,1 zugewiesen. Bei Verwitterungsraten kleiner 200 eq ha^{-1} a^{-1} m^{-1} wird ein f_{de}-Faktor von 0,1 angesetzt.

5.5.2.5 Schätzung der Immobilisierung

Der Prozess der Immobilisierung von N umfasst die dauerhafte Festlegung von organischen N-Verbindungen durch Akkumulation in der Humusschicht und durch mikrobielle Fixierung. Immobilisierter N liegt in ungelöster Form vor, ist nicht pflanzenverfügbar und trägt somit nicht zur Eutrophierung und zur Auswaschung von basischen Kationen bei. Die langfristige Netto-Immobilisierungsrate ist dabei temperaturabhängig sowie vom Wasser-, Kationen- und C-Angebot beeinflusst. Zur Abschätzung der N-Immobilisierung werden die temperaturabhängige Immobilisierungsrate $N_{i(T)}$ und die vegetationsabhängige Immobilisierungsrate $N_{i(plant)}$ kombiniert.

Ausgehend von einer positiven Korrelation zwischen Bodentemperatur und Mineralisierung von N wird in umgekehrter Weise angenommen, dass niedrige Bodentemperaturen die Akkumulation von organischem N begünstigen. Nach ARGE StickstoffBW (2014) berechnet sich $N_{i(T)}$ nach folgender Formel:

$$N_{i(T)} = 0{,}0804 \cdot T^2 - 1{,}8589 \cdot T + 11{,}204\,, \text{ wenn } T \leq 3°\text{C dann } N_{i(T)} = 6{,}3 \qquad (5\text{-}9)$$

Die Formel befindet sich derzeit in Revision. Auf Grundlage der BZE II-Daten wurde deshalb folgende Berechnung vorgeschlagen (Öko-Data 2015):

$$N_{i(T)} = 0{,}5\ kg\ N\ ha^{-1}\ a^{-1}\,, \qquad \text{wenn } T \leq 2\ °\text{C}$$

$$N_{i(T)} = 1{,}6 \cdot T - 2{,}7\,, \qquad \text{wenn } T > 2\ °\text{C} \leq 4{,}5\ °\text{C}$$

$$N_{i(T)} = 4 \cdot \left(\frac{11 - T}{6{,}5}\right)^2 + 0{,}5\,, \qquad \text{wenn } T > 4{,}5\ °\text{C} < 11\ °\text{C}$$

$$N_{i(T)} = 0{,}5\ kg\ N\ ha^{-1}\ a^{-1}\,, \text{ wenn } T \geq 11\ °\text{C} \qquad (5\text{-}10)$$

mit:

T = langjähriges Mittel der Jahresdurchschnittstemperatur [°C]

Des Weiteren ist die N-Immobilisierung abhängig vom Angebot an organischer Streu und deren Qualität also der Zusammensetzung und Zersetzbarkeit. Im zweiten Schritt wird demnach die vegetationsabhängige Komponente der Immobilisierungsrate $N_{i(plant)}$ bzw. der Immobilisierungsfaktor f_i berechnet. Dazu werden anhand der Bodensubstratgruppen (Kap. 3.4.4) die Spanne des standorttypischen C/N-Verhältnisses ($CN_{min(soil)}$, $CN_{max(soil)}$) zugewiesen. Innerhalb dieser standorttypischen C/N-Spannen entwickeln sich nach Öko-Data (2015) die Pflanzengesellschaften in deutlich engeren C/N-Spannen ($CN_{crit(plant)}$). Für naturnahe Standorte werden die Werte für $CN_{crit(plant)}$ aus dem BERN-Modell abgeleitet, für Forste wird das C/N-Verhältnis aus dem Auflagehumus und 0-10 cm Oberboden als gewichteter Mittelwert aus der BZE II-Erhebung verwendet. Liegt $CN_{crit(plant)}$ unterhalb von $CN_{min(soil)}$, sind die Destruenten ausreichend mit Nährstoffen versorgt und es herrscht N-Mineralisierung, während jedoch $CN_{crit(plant)}$ oberhalb von $CN_{max(soil)}$ liegt, dominiert die Immobilisierung.

Näherungsweise kann der vegetationsabhängige Teil der Immobilisierungsrate nach Balla et al. (2013) wie folgt abgeschätzt werden:

$$N_i = N_{i(T)} + N_{i(plant)}$$

$$N_{i(plant)} = f_{i(plant)} \cdot N_{av}$$

$$f_{i(plant)} = \frac{CN_{crit(plant)} - CN_{min(geo)}}{CN_{max(geo)} - CN_{min(geo)}} \quad \text{für } CN_{min(geo)} < CN_{crit(plant)} < CN_{max(geo)}$$

$$f_{i(plant)} = 1 \quad \text{für } CN_{crit(plant)} \geq CN_{max(geo)}$$

$$f_{i(plant)} = 0 \quad \text{für } CN_{crit(plant)} \leq CN_{min(geo)} \qquad (5\text{-}11)$$

wobei:

$N_{i(T)}$ = temperaturabhängige Immobilisierungsrate [kg ha^{-1} a^{-1}]

$N_{i(plant)}$ = vegetationsabhängige Immobilisierungsrate [kg ha^{-1} a^{-1}]

N_{av} = verfügbarer N ($N_{av} = N_{dep} - N_u - N_{i(T)}$) mit $N_{dep} \equiv CL(N)$ *bzw.* $N_{av} = N_{de} + N_{le}$ [kg ha^{-1} a^{-1}]

$CN_{min(geo)}$ = niedrigstes akzeptables (bodenspezifisches) C/N-Verhältnis [dimensionslos]

$CN_{max(geo)}$ = höchstes akzeptables (bodenspezifisches) C/N-Verhältnis [dimensionslos]

$CN_{crit(plant)}$ = kritischer Schwellenwert für das C/N-Verhältnis (vegetationsgesellschaftsspezifisch) [dimensionslos]

Die veränderte Berechnung der Immobilisierung durch Kombination von temperaturabhängigen und vegetationsspezifischen Komponenten wird hier erstmals auf BZE-Daten angewendet und diskutiert. Diesem modifizierten Ansatz wird vergleichend die Immobilisierungsrate nach Formel 5-9 gegenüber gestellt.

5.5.2.6 Methoden zur Berechnung von $CL_{nut}(N)$ im Vergleich

Im aktuellen Projekt werden die Ergebnisse folgender drei Ansätze zur Berechnung der $CL_{nut}(N)$ gegenübergestellt:

1) konservativer Ansatz: Berechnung von $N_{le(acc)}$ auf Grundlage von $N_{crit} = 0{,}2$ mg l^{-1} und Berechnung von N_i auf Grundlage von Formel 5-9, $N_i = N_{i(T)}$.

2) konservativ-erweiterter Ansatz: Berechnung von $N_{le(acc)}$ auf Grundlage von $N_{crit} = 0{,}2$ mg l^{-1} und Berechnung von N_i auf Grundlage von Formel 5-10 und 5-11, $N_i = N_{i(T)} + N_{i(plant)}$.

3) modifizierter Ansatz: Berechnung der $N_{le(acc)}$ auf Grundlage des Minimums von $N_{crit(nut)}$ und $N_{crit(plant)}$ nach Balla *et al.* (2013), modifiziert nach ARGE StickstoffBW (2014). In der Mehrzahl der Fälle ist $N_{crit} > 0{,}2$ mg l^{-1}. Berechnung von N_i auf Grundlage von Formel 5-10 und 5-11, $N_i = N_{i(T)} + N_{i(plant)}$.

5.5.3 Ergebnisse

Durch die Aufnahme von N in den Bestand (N_u) wird durchschnittlich 5,6 ± 0,04 kg N ha^{-1} a^{-1} in Derbholz und Rinde festgelegt. Kiefernreinbestände weisen im Allgemeinen deutlich niedrigere N_u-Werte (unter dem Mittelwert) auf. Tendenziell nimmt N_u von Kiefer über Fichte über Eiche bis Buche zu. Die Kiefer weist von allen Hauptbaumarten die geringsten N-Gehalte und eine geringe Dichte von Derbholz und Rinde auf, bei hohen relativen Bonitäten (Ertragsklassen) erreicht sie eine durchschnittliche Gesamtwuchsleistung (dgz100) von 8 m^3 ha^{-1} a^{-1}. Das Holz der Fichte zeichnet sich ebenfalls durch einen niedrigen N-Gehalt und eine geringe Dichte aus, weist aber mit 11 m^3 ha^{-1} a^{-1} die höchste durchschnittliche dgz100 aller vier Hauptbaumarten auf. Das Derbholz und die Rinde der Eiche weisen einen hohe N-Gehalt und eine hohe Dichte auf, ihre Zuwachsleistung ist hingegen mit 5 m^3 ha^{-1} a^{-1} deutlich niedriger als bei den anderen Hauptbaumarten. Die Buche zeichnet sich durch mittlere N-Gehalte, eine hohe Dichte und Derbholzzuwachsraten von im Mittel 7 m^3 ha^{-1} a^{-1} aus. Die nahezu doppelt so hohen N-Gehalte in Derbholz und Rinde der Laubbäume führen dazu, dass in Laubholz-dominierten Mischbeständen tendenziell mehr N dem System entzogen wird, als in Nadelholz-dominierten Mischbeständen.

Die Zuordnung der Critical Limits im Allgemeinen und die Abschätzung der kritischen N-Konzentration in der Bodenlösung (N_{crit}) im Speziellen sind entscheidend für die Höhe des berechneten Critical Loads. N_{crit} wird indirekt über die Austragsrate für N ($N_{le(acc)}$) zur Schätzung von Immobilisierung und Denitrifikation verwendet (Formel 5-8 und 5-11). Ein N_{crit} von 0,2 mg l^{-1} stellt eine konservative Einschätzung dar, um in jedem Fall ein Nährstoffungleichgewicht und defizitäre Basenkationenbilanzen am Standort zu vermeiden (Bolte & Wolff 2001, ICP Modelling and Mapping 2015). Sowohl im konservativen Ansatz als auch im konservativ-erweiterten Ansatz wird ein N_{crit} von 0,2 mg l^{-1} verwendet. Im hier getesteten modifizierten Ansatz hingegen werden naturnahen Standorten N_{crit}-Werte im Mittel von 1,6 ± 0,02 mg l^{-1} und Forstökosystemen von im Mittel 2,4 ± 0,03 mg l^{-1} zugeordnet. Durch die Multiplikation mit der Sickerwasserrate ergeben sich durchschnittliche tolerierbare N-Austragsraten von 0,5 ± 0,01 kg ha^{-1} a^{-1} mit N_{crit} von 0,2 mg l^{-1} und von 5,2 ± 0,13 kg ha^{-1} a^{-1} für den modifizierten Ansatz. Im Mittel wird durch die modifizierte Berechnung die tolerierbare N-Austragsrate somit um das 10-fache erhöht. Der Schutz der Ökosysteme vor defizitären Ca-, Mg- und K-Bilanzen ist auf Standorten mit nur geringer Nachlieferung dieser Nährstoffe aus der Mineralverwitterung bei den hohen N-Austrägen der modifizierten Berechnung meist nicht gewährleistet (Kap. 4).

Die Immobilisierungsrate N_i setzt sich im hier verwendeten Ansatz entsprechend Balla *et al.* (2013) aus einer generellen temperaturabhängigen Komponente $N_{i(T)}$ von im Mittel 1,46 ± 0,02 kg ha^{-1} a^{-1} und einer vegetationsbedingten Komponente $N_{i(plant)}$ zusammen. Da diese von der verfügbaren Menge an N abhängt, beträgt sie im Mittel 3,65 ± 0,13 kg ha^{-1} a^{-1} für den modifizierten bzw. 0,38 ± 0,01 kg ha^{-1} a^{-1} für den konservativ-erweiterten Ansatz. Der Anteil von $N_{i(plant)}$ an der Gesamt-Immobilisierungsrate (5,12 ± 0,13 bzw. 1,84 ± 0,02 kg ha^{-1} a^{-1}) beträgt im modifizierten Ansatz im Mittel 50 % (Spanne 0 und 97 %) bzw. 17 % (Spanne zwischen 0 und 74 %) im konservativ-erweiterten Ansatz. Beide Ansätze zeigen vergleichbare Muster hinsichtlich der Bestockungstypen. Kiefernreinbestände zeichnen sich im Allgemeinen durch die niedrigste Immobilisierungsrate aus. Fichtenreinbestände weisen im Allgemeinen die höchsten Immobilisierungsraten auf. Die Immobilisierungsraten von Buchen- und Eichenreinbeständen, von sonstigen Nadel- und Laubwäldern sowie Mischwäldern liegen im mittleren Wertebereich unterscheiden sich kaum voneinander. Die Immobilisierungsrate nach konservativem Ansatz wird mittels Formel 5-9 berechnet und beträgt im Mittel 1,58 ± 0,02 kg ha^{-1} a^{-1}.

Durch den Vergleich von aktuellem C/N-Verhältnis und bodentypischer Spannweite des C/N-Verhältnisses im Oberboden kann der Status der Eutrophierung abgeschätzt werden. Auf 91 % der BZE-Flächen liegen die aktuellen C/N-Verhältnisse innerhalb der bodentypischen Spanne, nur auf je 4 % der Standorte ist die bodentypische Spanne über- bzw. unterschritten. Allerdings werden die vegetationstypischen C/N-Verhältnisse an 41 % der naturnahen Standorte nicht eingehalten. Diese Verletzung des Critical Limits ($CN_{crit(plant))}$ wird dort als reversibel eingeschätzt, wo die bodentypischen C/N-Spannen noch nicht verlassen sind. Die vegetationsbedingte Immobilisierung ist dann 0. Auf mehr als 70 % der Standorte treten Unterschreitungen des aktuellen C/N-Wertes gegenüber dem $CN_{crit(plant)}$-Wert auf; dies betrifft die Waldtypen Alnion glutinosae (Erlen-Bruchwälder), Galio-Fagenion (Waldmeister-Buchenwälder),

Tilio platyphylli-Acerion pseudoplatani (Schlucht- und Hangmischwälder) und Vaccinio-Piceion (mitteleuropäische Fichten- und Lärchenwälder). Auf allen Standorten mit aufstockenden Kalk-Buchenwald (Hordelymo-Fagetum) wird $CN_{crit(plant)}$ durch das aktuellen C/N-Verhältnis unterschritten. Wenige Unterschreitungen treten bei Carpinion betuli (Eichen-Hainbuchen-Wälder) und Dicrano-Pinion (moosreiche Kiefernwälder des Flachlands) auf.

Die Denitrifikation beträgt im Mittel 1,12 ± 0,04 im modifizierten Ansatz bzw. 0,11 ± 0,01 kg ha^{-1} a^{-1} im konservativ-erweiterten und konservativen Ansatz.

Bei Verwendung der modifizierten Berechnung liegt der $CL_{nut}(N)$ im Mittel bei 17 ± 0,3 kg ha^{-1} a^{-1} im Vergleich zu 8 ± 0,06 kg ha^{-1} a^{-1} nach konservativ-erweiterter und 7,88 ± 0,05 kg ha^{-1} a^{-1} nach konservativer Methode. Tab. I-5-7 zeigt die Critical Loads für die drei Methoden nach Klassen und deren Flächenanteile. Mehr als 25 % der BZE-Punkte weisen nach modifizierter Berechnung Critical Loads größer als 20 kg ha^{-1} a^{-1} auf. Nach konservativer und konservativ-modifizierter Methode weist ein einziger BZE-Standort $CL_{nut}(N)$ Werte Critical Loads größer als 20 kg ha^{-1} a^{-1} auf. Vielmehr zeichnen sich 85 % bzw. 78 % der BZE-Punkte durch Critical Loads kleiner 10 kg ha^{-1} a^{-1} aus. Dieser Anteil halbiert sich durch Anpassung der N_{crit}-Werte. Die Anteile für Punkte mit $CL_{nut}(N)$ zwischen 10 bis 15 kg ha^{-1} a^{-1} bleiben nahezu gleich, wohingegen der Anteil der $CL_{nut}(N)$ zwischen 15 bis 20 kg ha^{-1} a^{-1} in der modifizierten Berechnung ansteigt.

Tab. I-5-7: Critical Loads für drei Methoden nach Klassen und deren Flächenanteile.

	konservativer Ansatz		konservativ-erweiterter Ansatz		modifizierter Ansatz	
$CL_{nut}(N)$ [kg ha^{-1} a^{-1}]	n	Flächen-anteil [%]	n	Flächen-anteil [%]	n	Flächen-anteil [%]
>0 - 10	1466	85	1353	78	526	30
>10 - 15	251	15	354	20	392	23
>15 - 20	9	1	19	1	315	18
>20 - 25	1	0	1	0	193	11
>25 - 30	0	0	0	0	112	6
>30	0	0	0	0	189	11

Konservativer Ansatz = Berechnung mit N_{crit} = 0,2 mg l^{-1}; konservativ-erweiterter Ansatz mit N_{crit} = 0,2 mg l^{-1} und $N_i = N_{i(t)} + N_{i(plant)}$; Modifizierter Ansatz = Berechnung mit Minimum aus $N_{crit(nut)}$ und $N_{crit(plant)}$ und $N_i = N_{i(t)} + N_{i(plant)}$.

Alle drei Methoden zeigen vergleichbare Muster hinsichtlich der Bestockungstypen. Kiefern-reinbestände weisen deutlich geringere Critical Loads auf als alle anderen Bestände. Fichten-reinbestände zeichnen sich durch den höchsten Critical Load aus. Mischbestände aus Laubhölzern weisen tendenziell höhere $CL_{nut}(N)$ auf als Nadelbaum-dominierte Mischbestände. Als empirische Critical Loads für eutrophierenden N geben Bobbink & Hettelingh (2011) für mitteleuropäische Buchenwälder Werte zwischen 10-20 kg N ha^{-1} a^{-1}, für bodensaure eichendominierte Wälder Werte zwischen 10-15 kg N ha^{-1} a^{-1}, für meso- bis eutrophe Eichenwälder Werte zwischen 15-20 kg N ha^{-1} a^{-1}, für Fichtenwälder Werte zwischen 10-15 kg N ha^{-1} a^{-1} und für Kiefernwälder

Werte zwischen 5-15 kg N ha^{-1} a^{-1} an. Die hier modellierten Werte liegen weitestgehend innerhalb dieser empirischen Critical Loads.

Zur Beurteilung der Überschreitung der $CL_{nut}(N)$ wurden die Ergebnisse aus den drei Berechnungen zu fünf Gefährdungsstufen zusammengefasst:

Stufe 0 = keine Gefährdung durch eutrophierenden N, keine Überschreitung der Critical Loads für $CL_{nut}(N)$ unabhängig vom Berechnungsweg

Stufe 1 = keine Überschreitung der $CL_{nut}(N)$ nach modifizierter Berechnung, potentielle Gefährdung durch eutrophierenden N durch Überschreitungen bis 10 kg ha^{-1} a^{-1}, Überschreitung der Critical Loads für $CL_{nut}(N)$ für N_{crit} = 0,2 mg l^{-1},

Stufe 2 = keine Überschreitung der $CL_{nut}(N)$ nach modifizierter Berechnung, potentielle Gefährdung durch eutrophierenden N durch Überschreitungen > 10 kg ha^{-1} a^{-1}, Überschreitung der Critical Loads für $CL_{nut}(N)$ für N_{crit} = 0,2 mg l^{-1},

Stufe 3 = Gefährdung durch eutrophierenden N durch Überschreitungen bis 10 kg ha^{-1} a^{-1}, Überschreitung der Critical Loads für $CL_{nut}(N)$ unabhängig vom Berechnungsweg

Stufe 4 = Gefährdung durch eutrophierenden N durch Überschreitungen > 10 kg ha^{-1} a^{-1}, Überschreitung der Critical Loads für $CL_{nut}(N)$ unabhängig vom Berechnungsweg

Tab. I-5-8: Überschreitung der Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff - Anzahl und Anteile der BZE-Standorte.

Gefährdungs-stufe	Überschreitung $CL_{nut}(N)$ Bewertung	n 1990	Anteil 1990	n 2007	Anteil 2007	n 2015	Anteil 2015
0	keine Überschreitung	0	0	8	0	23	1
1	Keine Überschreitung bei mod. Berechnung; potentielle Gefährdung, mit Überschreitungen ≤ 10 kg ha^{-1} a^{-1}	141	8	582	34	772	45
2	Keine Überschreitung bei mod. Berechnung; potentielle Gefährdung , mit Überschreitungen > 10 kg ha^{-1} a^{-1}	262	15	119	7	38	2
3	Überschreitung ≤ 10 kg ha^{-1} a^{-1}	82	5	519	30	691	40
4	Überschreitung > 10 kg ha^{-1} a^{-1}	1242	72	499	29	203	12

Für das Jahr 1990 werden unabhängig von der Berechnungsmethode an 77 % aller BZE-Standorte die $CL_{nut}(N)$ überschritten (Gefährdungsstufe 3 und 4). Die Reduzierung der N-Emissionen führt dazu, dass 2015 noch 52 % der Flächen Überschreitungen aufweisen und mehr als 45 % der BZE-Flächen durch eine potentielle Gefährdung mit Überschreitungen bis zu 10 kg ha^{-1} a^{-1} klassifiziert sind. Gänzlich ungefährdet gegenüber eutrophierenden N sind 2015 1 % der

BZE-Standorte. Die Anzahl an Standorten der Gefährdungsstufe 0 von 1990 bis 2015 ist nahezu gleichgeblieben.

Die Abb. I-5-16 zeigt die Gefährdungsstufen nach Bestockungstypen stratifiziert. Kiefernreinbestände weisen in allen untersuchten Jahren den höchsten Anteil an Überschreitungen (Gefährdungsstufe 3 und 4) auf. Der $CL_{nut}(N)$ ist 1990 für 100 %, 2007 für 93 % und 2015 für 90 % der untersuchten Kiefernreinbestände überschritten. Dabei steigt der Anteil der Kiefernbestände mit Überschreitungen bis 10 kg ha^{-1} a^{-1} (Gefährdungsstufe 3) zwischen 1990 und 2015 von 0 auf 70 %. Kiefernreinbestände die keine Überschreitung aufweisen sind zumindest potentiell gefährdet (Gefährdungsstufe 1 und 2). Der Anteil an ungefährdeten Standorten beträgt auch 2015 0 %. Buchen- und Eichenreinbestände weisen ein vergleichbares Gefährdungsmuster auf. 1990 weisen noch mehr als 70 % der Flächen Überschreitungen, etwa 15 % eine potentielle Gefährdung > 10 kg ha^{-1} a^{-1} und etwa 10 % eine potentiell Gefährdung ≤ 10 kg ha^{-1} a^{-1} auf. 2015 sind 35-40 % der Buchen- und Eichenstandorte durch Überschreitungen und 63 % der Buchen- und 56 % der Eichenreinbestände durch potentielle Gefährdung ≤ 10 kg ha^{-1} a^{-1} klassifiziert. 1 % Buchen- und Eichenstandorte weisen 2015 keine Überschreitung auf. Die Fichtenreinbestände und die Mischwälder ordnen sich dem Gefährdungspotenzial entsprechend zwischen Eichen- bzw. Buchenreinbeständen und Kiefernreinbeständen ein. 30 % der Fichten- und 34 % der Mischbestände weisen 2015 Überschreitungen ≤ 10 kg ha^{-1} a^{-1}, 9 % der Fichten und 12 % der Mischbestände weisen Überschreitungen > 10 kg ha^{-1} a^{-1} auf. 57 % der Fichten- und 51 % der Mischbestände sind durch potentielle Überschreitungen ≤ 10 kg ha^{-1} a^{-1} und weniger als 4 % sind durch potentielle Überschreitungen > 10 kg ha^{-1} a^{-1} gefährdet. Je 1 % der Fichten- und Mischbestände weisen 2015 keine Überschreitungen auf.

Standorte mit sonstigem Laubholz im Reinbestand (LW) weisen 2015 zu 66 % Überschreitungen auf (Gefährdungsstufe 3 und 4). Potentiell gefährdet sind 33 % der LW-Standorte. Standorte mit Bestockung durch sonstiges Nadelholz im Reinbestand (NW) werden am häufigsten gegenüber den anderen Bestockungstypen als ungefährdet gegenüber eutrophierenden N eingestuft. Keine Überschreitungen weisen 2015 17 % der Flächen auf. Hier zeichnen sich vor allem die hohe Gesamtwuchsleistung und die damit verbundenen N_u-Werte von Douglasien und Tannenreinbeständen ab. 60 % der NW-Standorte sind potentiell gefährdet und 23 % der Flächen weisen Überschreitungen auf.

42,6 % der pflanzensoziologisch klassifizierten BZE-Standorte sind naturnahen Waldgesellschaften zuzuordnen, während 57,4 % der Stadnorte Forste sind. Die Zuordnung der Naturnähe ist im Wesentlichen an der Zusammensetzung der Baumschicht unter Berücksichtigung der Bodenvegetation orientiert. Über die Naturnähe anderer Strukturelemente sagt der Begriff hier nichts aus (Kap. 9.2.2). Für 2015 weisen je 1 % der naturnahen Standorte und der Forste keine Überschreitungen auf. 51 % der naturnahen Standorte und 40 % der Forste sind potentiell gegenüber Überschreitungen bis 10 kg ha^{-1} a^{-1} gefährdet. Unter 1 % der naturnahen Standorte und 3 % der Forste sind potentiell durch Überschreitungen > 10 kg ha^{-1} a^{-1} gefährdet und 38 %

der naturnahen Standorte und 42 % der Forste weisen Überschreitungen bis 10 kg ha^{-1} a^{-1} auf. 9 % der naturnahen Standorte und 14 % der Forste weisen Überschreitungen > 10 kg ha^{-1} a^{-1} auf.

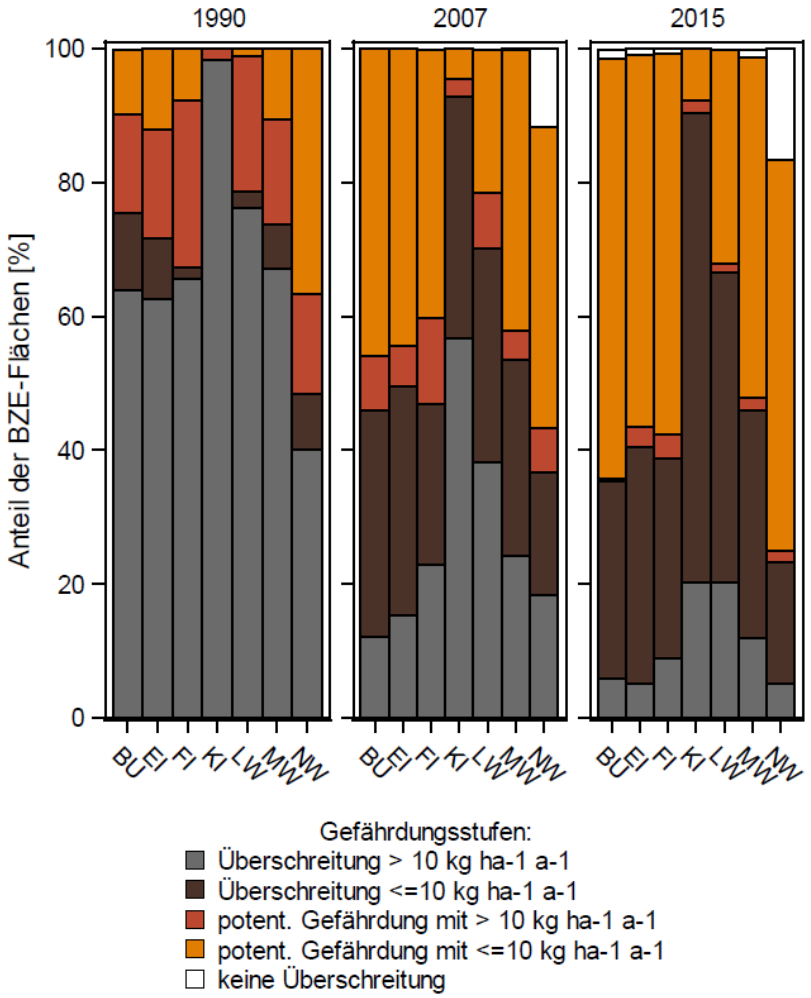


Abb. I-5-16: Gefährdung der BZE-Standorte gegenüber eutrophierenden Stickstoff für die Jahre 1990, 2007 und 2015 stratifiziert nach Bestockungstyp und klassifiziert nach fünf Gefährdungsstufen: 4 = Überschreitung > 10 kg ha^{-1} a^{-1}, 3 = Überschreitung ≤ 10 kg ha^{-1} a^{-1}, 2 = potentielle Gefährdung > 10 kg ha^{-1} a^{-1}, 1 = potentielle Gefährdung ≤ 10 kg ha^{-1} a^{-1}, 0 = keine Überschreitung. BU (Buche mit N = 224), EI (Eiche mit N = 99), FI (Fichte mit N = 416), KI (Kiefer mit N = 349), LW (sonstiger Laubwald mit N = 84), MW (Mischwald mit N = 492) und NW (sonstiger Nadelwald mit N = 60).

5.6 Zusammenfassung

Die aktuellen N-Vorräte im mittleren Gesamtprofil (Auflagehumus und Mineralboden bis 60 cm Tiefe) der BZE betragen rund 6 t. Nach Bewertung des AK Standortskartierung (2003) entspricht dieser Vorrat einem mittleren Vorratsbereich. Sieben Prozent der Standorte weisen hohe

(> 10 t ha^{-1}) und 0,5 % sehr hohe Vorräte > 20 t ha^{-1} sowie 4,5 % sehr geringe Vorräte < 2,5 t ha^{-1} auf.

Die Konzentrationen und damit die Vorräte zeigen einen für Waldböden typischen Gradienten von der Bodenoberfläche bis in 60 cm Tiefe. Im Oberboden bis 30 cm sind 64 % (3,84 t ha^{-1}) des Vorrats im Hauptwurzelraum gebunden. In den Auflagen sind mit etwa 0,8 t N ha^{-1} 14 % des Gesamtvorrats fixiert. In der Untersuchungstiefe 60-90 cm liegen 44 % der Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze, weshalb hierfür keine gesicherten Aussagen getroffen werden können.

Änderungen von der BZE II zur BZE I können nur an Profilen beurteilt werden, die in beiden Erhebungen bearbeitet wurden. In dieser „gepaarten Stichprobe“ ergibt sich für das betrachtete Gesamt-Kompartiment, bezogen auf die erste Bodenzustandserhebung, eine Abnahme der Vorräte um 12 %. In den Auflagen waren keine Veränderungen erkennbar; bezogen auf die ersten 10 cm des Mineralbodens ließ sich sogar eine Zunahme ermitteln. Je nach Bestockungs- und Bodenverhältnissen ergeben sich, nach Auflagen und Mineralböden differenziert, regional unterschiedliche Muster der Vorratshöhen und -änderungen.

Als Einflussgrößen auf die Vorräte wurden die Jahresmitteltemperatur, die Bestockung, das Bodensubstrat sowie der Einfluss der Kalkung untersucht. Der Oberboden (Auflagen und Mineralboden bis 10 cm Tiefe), der traditionell zur Beurteilung der biologischen Aktivität eines Standorts mittels des C/N-Verhältnisses genutzt wird, ist der Temperatureffekt auf die Umsatzraten als am höchsten anzunehmen. So nehmen mit steigender Jahresmitteltemperatur die summierten N-Vorräte von Auflagehumus und den oberen 10 cm des Mineralbodens bis zur Temperaturklasse 8-9 °C ab, um sich dann auf gleichbleibendem Niveau einzupegeln. Die Änderungen der N-Vorräte zwischen beiden Inventuren sind bis auf die Temperaturklassen 8-9 °C und 9-10 °C durchweg negativ. Es zeichnet sich eine stärkere Abnahme der N-Vorräte bei geringeren Durchschnittstemperaturen ab.

Die Bestockungswirkung hängt wiederum vom betrachteten Bodenkompartiment ab. Die Gruppierung für den Auflagehumus zeigt eine deutliche Trennung zwischen Laubwaldbeständen mit geringeren N-Vorräten im Gegensatz zu höheren Vorräten unter Mischwald- oder sonstigen Nadelwaldbeständen. Das komplementäre Bild ergibt sich bei Betrachtung der N-Vorräte im stark humusbeeinflussten oberen Mineralboden. Hier speichern die oberen 10 cm des Mineralbodens unter sonstigem Nadelwald weniger N als unter Misch- und sonstigem Laubwald. Bei Darstellung der Vorräte von Auflagehumus und Mineralboden bis in 60 cm Tiefe wird der Bestandseffekt erwartungsgemäß diffuser. Dennoch finden sich mit 4,5 t ha^{-1} auf Standorten unter Kiefernwäldern geringere N-Vorräte als z.B. in sonstigen Laubwäldern, welche mit 8,8 t N ha^{-1} die höchsten Werte aufweisen.

Die Auswertung nach Bodensubstratgruppen ergibt, dass im Auflagehumus auf Substraten mit einer potentiell höheren Basenausstattung und einer besseren Nährstoffausstattung wenig N gespeichert ist. Die höchsten N-Vorräte weisen Böden aus basenarmem Locker- und Festgestein

sowie Moore und Anmoore auf. Das spiegelverkehrte Bild ergibt sich für Mineralböden bis in 10 cm Tiefe. Die Verteilung der N-Vorräte in den verschiedenen Substratgruppen ist für 0-10 cm und für den Auflagehumus und das Kompartiment 0-60 cm des Mineralbodens identisch.

Bei Betrachtung der Änderungen der N-Vorräte zwischen der BZE I und BZE II im Auflagehumus und in den BZE-Tiefenstufen des Mineralbodens lässt sich ein Einfluss der Kalkung nachweisen. Es findet an gekalkten Standorten eine signifikante Umverteilung von der Auflage in den Mineralboden statt. Die N-Vorräte nehmen dort bis in eine Tiefe von 30 cm zu, um dann abzufallen. Allerdings sind lediglich in den Tiefenstufen 0-5 cm und 30-60 cm signifikante Änderungen zu verzeichnen.

Für den Auflagehumus und 0-60 cm Mineralboden von gekalkten Standorten ergibt sich gegenüber der BZE I eine jährliche Abnahme von 4,6 kg N ha^{-1}, was einer Einbuße von ca. 0,8 % entspricht. Überraschend ist, dass bei ungekalkten Standorten etwa zehn Mal höhere annuelle Verlustraten berechnet werden. Die ungekalkten Standorte in der länderspezifischen Kalkungskulisse verloren demnach pro Jahr 33,5 kg N ha^{-1}.

Bewertet nach der Klassifikation des AK Standortskartierung (2003) dominieren im Beurteilungshorizont mäßig weite und weite C/N-Verhältnisse (59,1 %). In der gepaarten Stichprobe überwiegen neben unveränderten Standorten (49,5 %) diejenigen mit erweitertem C/N-Verhältnis (33,5 %).

Die C/N-Verhältnisse differenzieren deutlich nach Bodenausgangssubstrat und Bestockungstyp. Arme Substrate zeichnen sich durch weite C/N-Verhältnisse aus, reiche Substrate durch enge. Damit unterscheiden sich die Ergebnisse in ihrer Aussagekraft von der BZE I, bei der die Tendenz zwar dieselbe war, insgesamt aber zwischen den Substratgruppen nur geringe Unterschiede gefunden wurden (Wolff & Riek 1996). Der Einfluss des Ausgangssubstrats überprägt die Unterschiede zwischen den Bodentypen. Hier heben sich im Wesentlichen nur die Podsole deutlich ab. Die Artzusammensetzung der Baumschicht hat einen deutlichen Einfluss auf das C/N-Verhältnis. Da die Baumartenwahl in der Regel nach dem Substrat erfolgt, überlagern sich beide Effekte. Ein Kalkungseffekt war nicht nachweisbar.

Ein wesentliches Ergebnis der BZE II ist, dass sich die C/N-Verhältnisse gegenüber der BZE I tendenziell leicht geweitet haben. Stellten Wolff & Riek (1996) für die BZE I noch eine Diskrepanz zwischen den niedrigen pH-Werten (< 4) vieler Standorte und den gleichzeitig auftretenden relativ engen C/N-Werten fest, so ging zur BZE II hin nun die Versauerung zurück (Kap. 4) und gleichzeitig weiteten sich auch die C/N-Verhältnisse. Dies scheint die allgemein festgestellte Abnahme des Eintrags von Säurebildnern, hier insbesondere von Schwefel-, aber auch von N-Verbindungen, als eine plausible Ursache nahe zu legen. Die Entwicklung ist allerdings gegenläufig zu der im BZE II-Datensatz festgestellten negativen Korrelation von pH-Wert und C/N-Verhältnis. Auch der Vergleich der Entwicklung beider Größen zueinander ergibt keinen eindeutigen Zusammenhang.

Die Erweiterungstendenz der C/N-Verhältnisse steht andererseits im Einklang mit Ergebnissen österreichischer Waldbodeninventuren von 1987 und 2007, die Jandl *et al.* (2012) vergleichen. Die Autoren führen die Erweiterung des C/N-Verhältnisses in Österreich trotz der weiterhin hohen N-Einträge auf erhöhten Entzug durch höhere Bestandsdichte und Produktivität der Wälder zurück. Auch wurde eine C-Anreicherung in Waldökosystemen aufgrund von Düngeeffekten durch atmosphärische N-Einträge diskutiert (de Vries *et al.* 2009, Magnani *et al.* 2007, Sutton *et al.* 2008). Cools *et al.* (2014) kamen in einer Auswertung aus dem europäischen BioSoil-Projekt weiterhin zu dem Schluss, dass das C/N-Verhältnis in der Auflage und der Tiefe 0-10 cm im Mineralboden nicht von der N-Deposition, sondern von der Baumart und der Wuchsregion bestimmt wird. Bei stratifizierten Auswertungen auf Baumart-Ebene hingegen war der Einfluss von Umweltvariablen wie der Deposition auf das C/N-Verhältnis bemerkbar. Dise *et al.* (2009) vermuten, dass das Boden-C/N-Verhältnis, trotz guter Prädiktoreigenschaften für den N-Austrag, in europäischen Wäldern wenig durch die Deposition, sondern durch Faktoren wie Klima, Landnutzung und Standortsgeschichte geprägt sei.

Aus der BZE II ergibt sich, dass Humusformen mit günstigem, d.h. niedrigem C/N-Verhältnis − Mull und mullartiger Moder – ebenfalls keinen Zusammenhang zur Deposition aufweisen. Riek & Wolff (1999) ordneten in ihrer Studie übereinstimmend allen Böden mit C/N < 17 − unabhängig von der Humusform − eine geringe Sensibilität zu, auf atmogene Eutrophierung zu reagieren. Hier ist das Potenzial zur N-Immobilisierung offensichtlich niedriger als in den anderen Humusformen. Dieser Befund steht wiederum im Einklang mit Gundersen; Callesen*; et al.* (1998) und Dise *et al.* (2009), die von erhöhten N-Austrägen bei einem C/N-Verhältnis von unter 25 in Auflagehorizonten von Nadelwäldern bzw. bei allen N-reichen Standorten mit einem C/N-Verhältnis ≤ 23 und gleichzeitigem Eintrag von 20 kg N ha^{-1} a^{-1} über den Bestandsniederschlag ausgehen.

Die standortsspezifische Berechnung der Critical Loads für eutrophierenden N (CL_{nut} (N)) an den BZE II-Standorten über die sogenannte Einfache Massenbilanz (SMB) und die Ausweisung der CL-Überschreitungen anhand homogen hergeleiteter Zeitreihen der Deposition ergänzt die kleinmaßstäbigen, zeitlich begrenzt gültigen Modellierungen des Umweltbundesamts. Gleichzeitig können mit den Inventurdaten Annahmen zur Ableitung der einfachen Massenbilanz und zu ökologischen Wirkungen der potenziellen Belastungen geprüft werden.

Es wurden für die Berechnung des CL_{nut} (N) mehrere derzeit in Diskussion befindliche Methoden aus dem offengelegten BERN-Modell und sogenannten konservativen SMB-Ansätzen getestet. Bei Verwendung der modifizierten Berechnung liegt der CL_{nut} (N) im Mittel mit 17 kg N ha^{-1} a^{-1} doppelt so hoch wie derjenige nach konservativ-erweiterter und konservativer Methode und zeigt eine gute Übereinstimmung mit den empirischen Critical Loads nach Bobbink & Hettelingh (2011). Die Unterschiede werden auch bei den Maxima deutlich: mehr als 25 % der BZE-Punkte weisen nach modifizierter Berechnung Critical Loads > 20 kg N ha^{-1} a^{-1} auf, während bei den beiden anderen Methoden dies nur ein einziger BZE-Standort tut. Bei diesen letztgenannten zeichnen sich 85 % bzw. 78 % der BZE-Punkte durch Critical Loads < 10 kg N ha^{-1} a^{-1} aus. Dieser

Anteil halbiert sich im modifizierten Ansatz durch die Nutzung höherer „kritischer“ N-Konzentrationen (N_{crit}-Werte) in der Bodenlösung.

Alle drei Methoden zeigen vergleichbare Muster hinsichtlich der Bestockungstypen. Kiefernreinbestände weisen deutlich geringere Critical Loads auf als alle anderen Bestände. Fichtenreinbestände zeichnen sich durch den höchsten Critical Load aus. Mischbestände aus Laubhölzern weisen tendenziell höhere $CL_{nut}(N)$ auf als Nadelbaum-dominierte Mischbestände.

Zur Beurteilung der Überschreitung der $CL_{nut}(N)$ wurden die Ergebnisse aus den drei Berechnungen zu vier Gefährdungsstufen zusammengefasst. Für das Jahr 1990 werden unabhängig von der Berechnungsmethode an 77 % aller BZE-Standorte die $CL_{nut}(N)$ überschritten (Gefährdungsstufe 3 und 4). Die Reduzierung der N-Emissionen führt dazu, dass 2015 noch 52 % der Flächen Überschreitungen aufweisen und mehr als 45 % der BZE-Flächen durch eine potentielle Gefährdung mit Überschreitungen bis zu 10 kg N ha^{-1} a^{-1} klassifiziert sind.Klassifiziert man die Gefährdungsstufen nach Bestockungstypen, so sind Kiefernreinbestände in allen untersuchten Jahren im höchsten Maße durch Überschreitungen (Gefährdungsstufe 3 und 4) betroffen. Der $CL_{nut}(N)$ ist 1990 für alle, im Jahr 2007 für 93 % und 2015 für 90 % der untersuchten Kiefernreinbestände überschritten. Die Fichtenreinbestände und die Mischwälder ordnen sich dem Gefährdungspotenzial entsprechend zwischen Eichen- bzw. Buchenreinbeständen und Kiefernreinbeständen ein.

Standorte mit Bestockung durch sonstiges Nadelholz im Reinbestand (NW) werden am häufigsten als ungefährdet gegenüber eutrophierenden N eingestuft. 2015 weisen 17 % der Flächen keine Überschreitungen auf, 60 % der NW-Standorte sind potentiell gefährdet und 23 % der Flächen weisen Überschreitungen auf. Hier pausen sich vor allem die hohe Gesamtwuchsleistung und die damit verbundenen N-Aufnahmen von Douglasien- und Tannenreinbeständen durch. Die pflanzensoziologische Klassifizierung ergab, dass 42,6 % der BZE-Standorte naturnahen Waldgesellschaften entsprechen, während 57,4 % der Flächen Forste darstellen. Für 2015 weisen je 1 % der naturnahen Standorte und der Forste keine Überschreitungen auf. 51 % der naturnahen Standorte und 40 % der Forste sind potentiell durch Überschreitungen der CL von bis zu 10 kg ha^{-1} a^{-1} gefährdet. Siebenundvierzig Prozent der naturnahen Standorte und 56 % der Forste sind nach allen Berechnungsmethoden durch Eutrophierung gefährdet, davon jeweils 9 und 14 % in der höchsten Kategorie mit Überschreitungen über 10 kg N ha^{-1} a^{-1}.

6 Kohlenstoff

E. Grüneberg, W. Riek, I. Schöning, J. Evers, P. Hartmann, D. Ziche

6.1 Einleitung

Wälder spielen eine wichtige Rolle im globalen Kohlenstoffkreislauf. Atmosphärisches Kohlenstoffdioxid (CO_2) wird durch Photosynthese in pflanzlicher Biomasse fixiert, wobei etwa die Hälfte des zuvor in der pflanzlichen Biomasse gespeicherten Kohlenstoffs (C) durch die Respiration der Pflanzen wieder an die Atmosphäre abgegeben wird. Auch der verbleibende Anteil an C gelangt nach dem Absterben der Pflanzenbestandteile z.B. in Form von Blattstreu oder Wurzelstreu in den Boden. Böden sind das größte Reservoir im aktiven C-Kreislauf terrestrischer Ökosysteme. Weltweit enthalten diese bis in eine Tiefe von 1 m ca. 1,5-2,0 x 10^{15} t C (Amundson 2001). Waldböden allein speichern ein Drittel des organischen C weltweit und sind somit ein größeres Reservoir für C als Pflanzen und Atmosphäre zusammen (Schlesinger 1997).

Der in unterschiedlichster Form – angefangen von kaum zersetzter Pflanzenstreu, über Holzkohle bis hin zu sehr alten, humifizierten Komponenten – nicht mineralisierte C wird im Boden als organische Bodensubstanz festgelegt. Diese erfüllt wichtige Bodenfunktionen, indem sie u.a. ein wichtiger Sorbent für organische und anorganische Stoffe ist und somit z.B. das Wasserspeichervermögen und die Nährstoffverfügbarkeit für Pflanzen beeinflusst. Weiterhin dient sie den heterotrophen Bodenorganismen als Lebensgrundlage und der Fauna und Mikroflora des Bodens als Energiequelle, was die biologische Aktivität des Bodens beeinflusst. Im Boden kann C z.B. durch Bindung an Bodenminerale über lange Zeit stabilisiert werden. Ein Teil des Boden-C wird ständig durch Mikroorganismen mineralisiert. Damit verbunden ist die Freisetzung von Boden-C in Form von CO_2 und Methan (CH_4). Zudem kann C in Form von gelösten und partikulären C-Komponenten ausgewaschen werden. Mit Blick auf den Klimaschutz wird die Sequestrierung von atmosphärischem C in Böden als stabile organische Bodensubstanz als ein möglicher Beitrag zur Minderung der atmosphärischen CO_2-Konzentrationen diskutiert (Janzen 2004).

Die Mineralisierung von organischer Bodensubstanz ist, wie alle chemischen und biochemischen Prozesse, temperaturlimitiert und von der Wasserverfügbarkeit abhängig. Somit werden die Höhe und Dynamik von C-Vorräten in Böden wesentlich vom Klima und durch Klimaänderungen beeinflusst (Davidson & Janssens 2006, Lal & Lorenz 2012). Es ist jedoch noch weitgehend unklar, warum ein Teil des C im Boden schnell umgesetzt wird, während ein anderer über lange Zeiträume im Boden verbleibt. Bei der Anreicherung von C im Boden wird davon ausgegangen, dass bestimmte Moleküle für abbauende Organismen und ihre Enzyme nur begrenzt verfügbar sind. Weiterhin kann der Mangel an Nährstoffen oder Energiequellen (Oxydation anorganischer Substanzen durch autotrophe Mikroorganismen bzw. Oxidation von Kohlenhydraten oder

anderen energiereichen organischen Verbindungen durch heterotrophe Mikroorganismen) das Wachstum der Mikroorganismen beschränken. Durch Bindung an Bodenmineralien oder durch den Einschluss organischer Substanz in Mikroaggregate können C-Verbindungen vor dem Abbau geschützt werden. Untersuchungen haben gezeigt, dass Böden weniger CO_2 freisetzen, wenn ein großer Teil des C an Minerale gebunden ist (Six *et al.* 2000). Entscheidend für eine langfristige Stabilisierung des organischen C ist die Bindung von organischer Substanz an Bodenminerale in sogenannten Ton-Humus-Komplexen, deren Bildung vom Schluff- und Tongehalt eines Bodens abhängt (Torn *et al.* 1997, Vogel *et al.* 2015). Somit sind die Mineralzusammensetzung der Böden sowie deren bodenphysikalische Eigenschaften bedeutende Faktoren der C-Speicherung (Tan *et al.* 2004). Zudem fördern höhere pH-Werte und eine hohe Austauschkapazität die mikrobielle Umsetzung der organischen Substanz des Bodens, während deren Abbau durch niedrige pH-Werte und eine niedrige Austauschkapazität gehemmt wird (Ladegaard-Pedersen *et al.* 2005, Leuschner *et al.* 2013).

Neben klimatischen sowie bodenphysikalischen und -chemischen Eigenschaften steuern sowohl direkte als auch indirekte Eingriffe des Menschen die C-Dynamik in Waldböden. Die Wahl der Baumart und die damit einhergehende Zusammensetzung der Bestockung üben einen Einfluss auf die C-Vorräte aus, wobei ein umfangreiches Verständnis bezüglich Höhe und Dynamik bisher fehlt (Ladegaard-Pedersen *et al.* 2005, Prietzel & Bachmann 2012). Daneben wirken sich Waldbewirtschaftungspraktiken wie Drainage, Durchforstung, Holzernte, Bodenvorbereitung oder Kalkung auf die Speicherung von C in Waldböden aus. Untersuchungen zum Einfluss der Kalkung auf die C-Vorräte ergeben widersprüchliche Ergebnisse. Häufig wird von einem verstärkten Abbau des Auflagehumus in Folge von Kalkungen und einer damit einhergehenden reduzierten Akkumulation von organischer Substanz berichtet (Andersson & Nilsson 2001). In Kalkungsversuchen zur Buche zeigte sich in den gekalkten Varianten im oberen Mineralboden eine Zunahme von C, was die C-Verluste im Auflagehumus weitgehend ausglich (Evers *et al.* 2008). Andere Studien beobachteten wiederum nach einer initialen Erhöhung eine nach wenigen Wochen bis zu einigen Jahren andauernde Abnahme der Bodenatmung (Illmer & Schinner 1991, Melvin *et al.* 2013). Dies zeigt, dass sowohl die kurzfristigen als auch die langfristigen Folgen einer Kalkung auf die Dynamik des Boden-C noch unzureichend verstanden sind. Weiterhin belegen eine Reihe von Untersuchungen einen indirekten anthropogenen Einfluss auf die C-Vorräte in Waldböden durch Stickstoff-(N)-Depositionen (de Vries & Posch 2011, de Vries *et al.* 2009, Janssens *et al.* 2010). Ein Anstieg der N-Depositionen in Wäldern kann über einen längeren Zeitraum mit einer Reduzierung des Abbaus von organischer Substanz einhergehen. Zudem kann organische Bodensubstanz durch einen Anstieg der Streuproduktion und/oder durch die zunehmende Rekalzitranz (schwer mikrobiell abbaubare makromolekulare Komponenten aufgrund ihrer strukturchemisch bedingten Eigenschaften) einem N-angereicherten Auflagehumus akkumulieren (de Vries *et al.* 2009). Aussagen über den Einfluss von N-Depositionen auf die Speicherung von C in Wäldern sind bisher unsicher und können um ein bis zwei Größenordnungen variieren (Janssens *et al.* 2010).

Bereits mit der Auswertung der ersten bundesweiten Bodenzustandserhebung (BZE I) wurden für die Waldböden Deutschlands räumliche Muster von C-Vorräten sowie Zusammenhänge mit dem Ausgangsgestein, der Textur und den Hauptbodentypen präsentiert (Wolff & Riek 1996). Allerdings zeigten die Ergebnisse auch eine partielle Entkopplung von Stoffkreisläufen auf die Dynamik von C-Vorräten im Boden hinsichtlich depositionsbedingter saurer Niederschläge und N-Einträge. In den letzten Jahren sind einige Studien über C-Vorräte in Waldböden veröffentlicht worden. Auswertungen nationaler Inventuren in Bezug auf zeitliche Änderungen von C-Vorräten sind hingegen selten, obwohl Informationen hierzu für die Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention und dem Kyoto-Protokoll benötigt werden (Jandl *et al.* 2007, Smith 2004). Auf europäischer Ebene variieren die abgeschätzten jährlichen Änderungsraten der C-Vorräte zwischen 0,1-1,0 t ha^{-1}. Die Zunahme der C-Vorräte in Waldböden wird durch höhere N-Depositionen und/oder veränderte Bewirtschaftungsformen erklärt (de Vries *et al.* 2009, Liski *et al.* 2002, Luyssaert *et al.* 2010). Für Deutschland zeigen bereits regionalisierte Ergebnisse der zweiten bundesweiten Bodenzustandserhebung (BZE II) für den Zeitraum zwischen 1990 und 2006 eine marginale jährliche Vorratsabnahme von −0,02 t ha^{-1} im Auflagehumus, jedoch eine Zunahme in den oberen 30 cm des Mineralbodens von jährlich 0,41 t ha^{-1} (Grüneberg *et al.* 2014). Unterzeichnerstaaten des Kyoto-Protokolls sind aufgefordert, Änderungen von C-Vorräten zu dokumentieren, um C-Kredite erhalten zu können. Des Weiteren sind sie verpflichtet, Rechenschaft über landnutzungsbedingte Änderungen von C-Vorräten abzulegen. Mit der Wiederholung der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald war es nun erstmalig möglich, nicht nur den Status von C-Vorräten zu erfassen, sondern auch den Einfluss von verschiedensten Umweltparametern auf die Änderungen der C-Vorräte über die Zeit zu beleuchten.

6.2 Kohlenstoffvorräte in den Waldböden Deutschlands

6.2.1 Kohlenstoffstatus

Die Menge des im Profil (Auflagehumus und Mineralboden bis in eine maximale Tiefe von 90 cm) gespeicherten C beläuft sich im Mittel auf 119,2 ± 1,8 t ha^{-1} (Abb. I-6-1b; Kartenband Tab. II-6-1). Der im Profil vorhandene C-Vorrat liegt nach der Forstlichen Standortsaufnahme (AK Standortskartierung 2003) im mittleren Bewertungsbereich. In Bezug auf diesen Bewertungsrahmen weisen auf Profilebene 5 % der Standorte mit > 200 t ha^{-1} hohe und 1 % der Standorte mit > 400 t ha^{-1} sehr hohe C-Vorräte auf (Kartenband Tab. II-6-4). Häufig sind Standorte mit sehr hohen C-Vorräten organisch geprägt, wie z.B. ehemalige Hoch- oder Niedermoore, die bewaldet sind. Die C-Vorräte von 45 % der Standorte sind als gering (< 100 t ha^{-1}) oder sehr gering (< 50 t ha^{-1}) zu bewerten. Dies trifft besonders für flachgründige Standorte zu. Ähnlich den N-Vorräten (Kap. 5.2) zeigen die C-Vorräte einen typisch abnehmenden Verlauf mit zunehmender Bodentiefe (Abb. I-6-1a, Kartenband Tab. II-6-1). Bezogen auf das Profil sind im Auflagehumus 17 % des gesamten C-Vorrats enthalten. Allerdings streuen im Auflagehumus die C-Vorräte beträchtlich, was die große Spannweite der Werte zwischen 0,2 bis 190,0 t ha^{-1} und der sich

daraus ergebende hohe Variationskoeffizient von 94 % verdeutlichen. Allein in den oberen 30 cm des Mineralbodens sind 58 % des im Profil enthaltenen organischen C enthalten. Mit zunehmender Bodentiefe nehmen die C-Vorräte jedoch deutlich ab. Im Mineralboden in 30-60 cm sind noch 18 % und in 60-90 cm sind noch 9 % des C gespeichert. Gleichzeitig steigt mit zunehmender Profiltiefe die Variabilität der C-Vorräte. Während der Variationskoeffizient in der obersten Tiefenstufe (0-5 cm) bei 50 % liegt, steigt dieser kontinuierlich mit jeder weiteren Tiefenstufe an, um in der Tiefenstufe 60-90 cm ein Maxima bei 169 % einzunehmen. Die Spannweite der Werte in den verschiedenen Tiefenstufen ist sehr unterschiedlich und schwankt von 0,4 bis 142,5 t C ha^{-1} in Tiefenstufe 0-5 cm und von 0,6 bis 590,9 t C ha^{-1} in Tiefenstufe 0-30 cm.

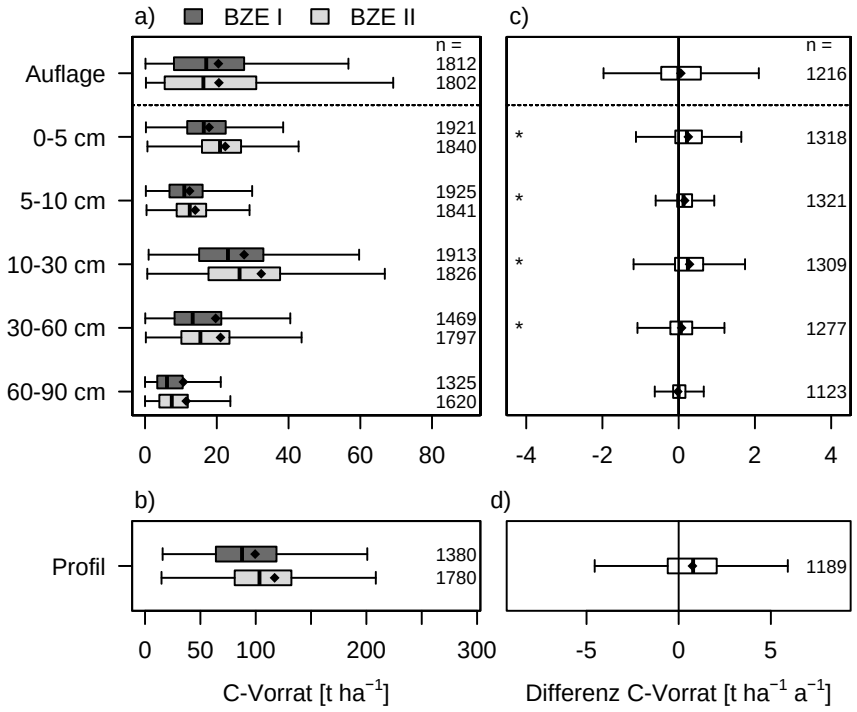


Abb. I-6-1: Kohlenstoffvorräte in der Auflage und den fünf Tiefenstufen (a) und im Profil (b) in den Wäldern Deutschlands im Zeitraum der BZE I und BZE II sowie Veränderungen der Vorräte von der BZE II zur BZE I (c + d). Die Vorräte beinhalten Moor- und organisch geprägte Standorte, ebenso wie BZE-Punkte, die nur in einer der beiden BZE-Erhebungen angesprochen wurden. Die abgebildeten Veränderungsraten beziehen sich auf die gepaarte Stichprobe, Moore und Anmoore werden nicht berücksichtigt. Ausreißer sind nicht abgebildet. Das Profil beinhaltet die Auflage sowie den Mineralboden bis maximal 90 cm Bodentiefe.

6.2.2 Veränderungen der Kohlenstoffvorräte

Die Abschätzung der Veränderungen von C-Vorräten im Auflagehumus und im Mineralboden zwischen den beiden Inventuren bezieht nur Standorte ein, die zu beiden Terminen beprobt

worden sind (gepaarte Stichprobe). Weiterhin werden Hoch- und Niedermoorstandorte nicht in die Auswertung einbezogen, da aufgrund des häufig sehr mächtigen Torfkörpers, der über die Zeit gesehen in seiner Mächtigkeit variiert, keine klare Bezugsebene für Wiederholungsmessungen gegeben ist. Im Auflagehumus sind die C-Vorräte seit der Erstinventur jährlich im Mittel um 0,06 ± 0,03 t ha^{-1} geringfügig gestiegen, wobei diese Veränderung nicht signifikant ist (Abb. I-6-1c). Deutliche Veränderungen finden sich hingegen im Mineralboden, in dem in allen Tiefenstufen bis in 30 cm Tiefe eine Zunahme der C-Vorräte zu verzeichnen ist. In den oberen 5 cm ergibt sich eine signifikante jährliche Änderungsrate von 0,25 ± 0,02 t C ha^{-1} ($p < 0,001$). Weiterhin finden sich jährliche positive Änderungsraten in der Tiefenstufe 5-10 cm von 0,16 ± 0,01 t ha^{-1} ($p < 0,001$), in der Tiefenstufe 10-30 cm von 0,28 ± 0,03 t ha^{-1} ($p < 0,001$) und in der Tiefenstufe 30-60 cm von 0,08 ± 0,04 t ha^{-1} ($p = 0,4694$). Dem gegenüber ist die jährlichen Änderungsraten der C-Vorräte in der Tiefenstufe 60-90 cm mit −0,02 ± 0,03 t ha^{-1} negativ ($p = 0,8098$). Auf Profilebene (Auflagehumus und Mineralboden bis in eine maximale Tiefe von 90 cm) ergibt sich im bundesweiten Mittel eine jährliche signifikante Zunahme der C-Vorräte um 0,75 ± 0,09 t ha^{-1} (Abb. I-6-1d). Dies entspricht für einen durchschnittlichen Zeitraum zwischen den Inventuren von 15 Jahren einer Zunahme von 11,3 t C ha^{-1}. Mit der Auswertung des Datensatzes der BZE zu einem früheren Zeitpunkt wurde der Auflagehumus mit einer jährlichen Änderungsrate von −0,02 t ha^{-1} als C-Quelle identifiziert, während für den Mineralboden in 0-30 cm Tiefe eine jährliche Sequestrierung von 0,41 t C ha^{-1} abgeschätzt wurde (Grüneberg *et al.* 2014). Daneben treten Unterschiede in den C-Vorräten des Auflagehumus und den oberen 30 cm des Mineralbodens auf. Die Abweichungen besonders der Vorräte zwischen beiden Untersuchungen haben unterschiedliche Gründe. In der Studie von Grüneberg *et al.* (2014) wurden sowohl die gepaarten als auch die nicht gepaarten Inventurpunkte einbezogen. Zudem handelte es sich um einen flächenbezogenen Ansatz, bei dem das unterschiedliche Potenzial von Bodensubstratgruppen zur C-Sequestrierung Berücksichtigung fand.

6.3 Räumliche Ausprägungen von Kohlenstoffvorräten und deren Änderungsraten in Deutschland

Die Untersuchung der räumlichen Ausprägung von C-Vorräten im Auflagehumus und Mineralboden und die Änderung von C-Vorräten zwischen BZE I und BZE II erfolgt stratifiziert nach waldökologischen Wuchsräumen (Aldinger & Gauer 2005, Gauer & Kroiher 2012). Die forstlichen Wuchsgebiete basieren im Wesentlichen auf den Standortsfaktoren Klima, Geologie und Geomorphologie. Von diesen Faktoren geht ein bedeutender Einfluss auf den C-Haushalt der Böden aus, der mehr oder weniger stark durch die Nutzung und die Nutzungsgeschichte überlagert wird. Der Einfluss der anthropogenen Faktoren betrifft vor allem den Auflagehumus und den Mineralboden in 0-30 cm Tiefe. Die Humusvorräte im mineralischen Unterboden sind dagegen aufgrund der höheren Persistenz der Huminstoffe stärker von den abiotischen Standortsfaktoren abhängig, deren großräumige Ausprägung durch die Wuchsgebietszugehörigkeit zum Ausdruck kommt. Einer der Vorteile der nach Wuchsgebieten stratifizierten Auswertung besteht darin, dass auch nicht gepaarte BZE-Punkte mit in die statistischen Analysen

einfließen können und somit eine größere Stichprobe für die flächendeckende Beschreibung von regionalen Mustern der C-Vorratsveränderung zur Verfügung steht. Zu beachten ist, dass auch sehr kleine bzw. wenig bewaldete Wuchsgebiete in die Auswertung eingehen, wenn dieses im Text nicht anders angegeben ist. Insgesamt sind in der BZE-Stichprobe 81 Wuchsgebiete vertreten, davon weisen 17 weniger als fünf BZE-Punkte auf. Hierbei handelt es sich entweder um Wuchsgebiete mit sehr geringer Flächengröße (z.B. das Wuchsgebiet Zittauer Gebirge, WG 27) oder um größere Gebiete mit geringer Waldfläche, wie z.B. das nur zu etwa 4 % bewaldete Wuchsgebiet Thüringer Becken (WG 34).

Die Streuung der C-Vorräte innerhalb der Wuchsgebiete lässt sich mittels Variationskoeffizienten beurteilen. Im Auflagehumus ist die Variation der C-Vorräte deutlich größer als im Mineralboden (Abb. I-6-2). Im Durchschnitt liegen die Variationskoeffizienten der Auflage bei 81 % gegenüber 39 % in 0-30 cm bzw. 40 % in 0-90 cm Tiefe. Der geringste mittlere Variationskoeffizient von 35 % ergibt sich bei der Berechnung der Gesamtvorräte (Auflagehumus und Mineralboden bis 90 cm Tiefe). Hierin zeigt sich, dass kleinräumig wirksame Faktoren, wie z.B. unterschiedliche Bestockungstypen, zwar deutlich zur Variabilität der Auflagemassen beitragen, der Mineralboden- und Gesamt-C-Vorrat aber eher das Produkt von langfristig wirksamen, besonders klimabedingten Steuergrößen ist, die durch die Differenzierung nach Wuchsgebieten offensichtlich gut erfasst werden. Ein weiterer bedeutender und v.a. lokal wirksamer Faktor für die Akkumulation von C ist das Grundwasser. Daher sind die höchsten Variationskoeffizienten in Wuchsgebieten zu verzeichnen, in denen aufgrund unterschiedlicher Grundwasserverhältnisse BZE-Standorte mit sowohl stark hydromorph geprägten Böden (v.a. Moore und Anmoore) als auch terrestrischen Böden vertreten sind. Hierzu gehören z.B. das Wuchsgebiet Mittelbrandenburger Talsand- und Moränenland (WG 24) mit humusarmen BZE-Punkten auf trockenen Sandböden sowie Gleyen und (An-)Mooren beispielsweise in der Spreewaldniederung. Ähnliches gilt für das Wuchsgebiet Schwäbisch-Bayerische Jungmoräne und Molassevorberge (WG 81) in dem sich neben terrestrischen Standorten geländemorphologisch bedingt auch zahlreiche Moorstandorte konzentrieren.

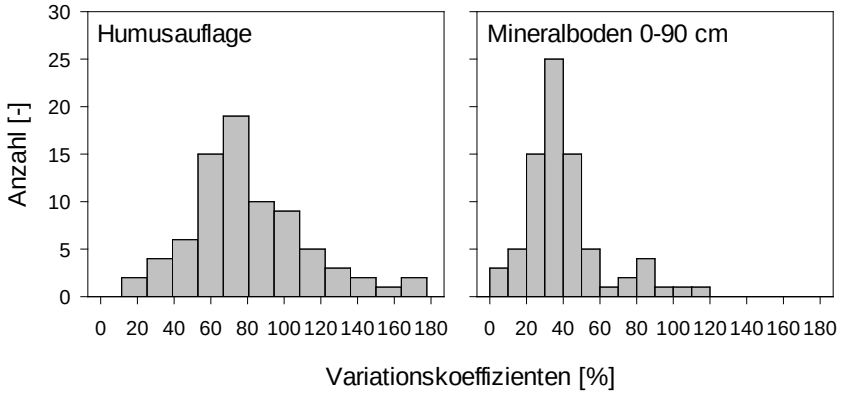


Abb. I-6-2: Histogramme der Variationskoeffizienten von Kohlenstoffvorräten innerhalb der Wuchsgebiete für den Auflagehumus und den Mineralboden in 0-90 cm Tiefe.

Um den heterogenen Standortbedingungen und der unterschiedlichen Bestockung innerhalb der Wuchsgebiete zu begegnen, erfolgte eine flächenbezogene Verschneidung der Wuchsgebiete mit der Bodenübersichtskarte (BGR 1998) und den CORINE Landnutzungsdaten (EEA 2002). Die Verschneidung für die C-Vorräte des Auflagehumus basiert auf den Flächenzuordnungen von Laub-, Misch- und Nadelwald entsprechend der CORINE Landnutzungsdaten sowie den bis auf vier Bodensubstratgruppen aggregierten Leitbodeneinheiten der Bodenübersichtskarte. Für den Mineralboden basiert die Verschneidung lediglich auf den Leitbodeneinheiten der Bodenübersichtskarte, die in 17 Bodensubstratgruppen zusammengefasst wurden. Das methodische Vorgehen basiert auf einer Arbeit von Grüneberg *et al.* (2014) und berücksichtigt, dass Vorratsunterschiede in Auflagehumus und Mineralboden durch den Bestand und/oder das Substrat erklärt werden können (Kap. 6.4). Anhand der mittleren C-Vorräte der Wuchsgebiete lassen sich großräumige Muster der C-Speicherung ableiten. Der Vergleich von C-Vorräten in Auflagehumus (Abb. I-6-3) und Mineralboden (Abb. I-6-4) zeigt oftmals eine Gegenläufigkeit. Dieses entspricht den bekannten Prozessen, wonach bei reduzierter Zersetzertätigkeit Humus in der Auflage akkumuliert und die Vorräte an organischer Substanz im Mineralboden entsprechend gering sind. Exemplarisch zeigt sich dieses sehr anschaulich für zahlreiche Wuchsgebiete des Nordostdeutschen Tieflands oder in den Wuchsgebieten des Alpenvorlands wie z.B. dem Südwestdeutschen Alpenvorland (WG 77) und dem Tertiärem Hügelland (WG 78) oder auch im Wuchsgebiet der Bayerischen Alpen (WG 82).

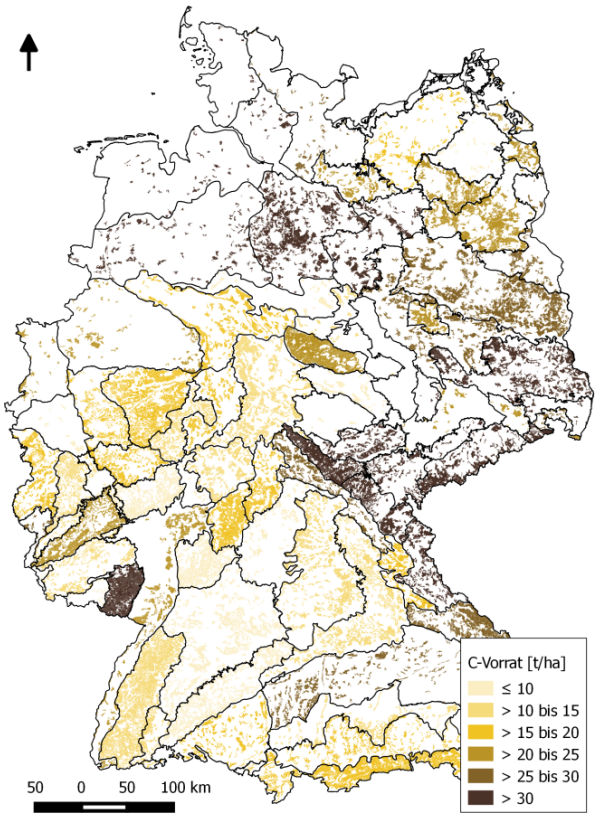


Abb. I-6-3: Räumliche Verteilung der Kohlenstoffvorräte (C-Vorrat) des Auflagehumus auf Wuchsgebietsebene.

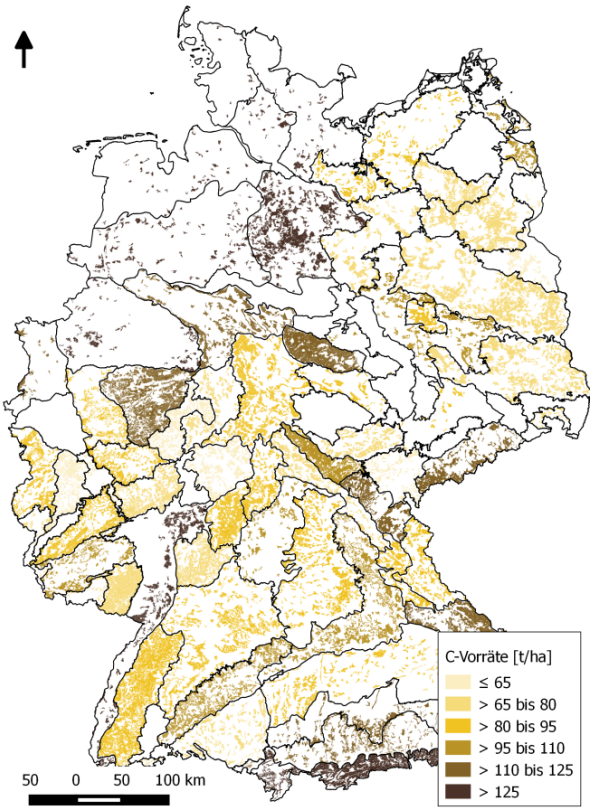


Abb. I-6-4: Räumliche Verteilung der Kohlenstoffvorräte (C-Vorrat) des Mineralbodens in 0-90 cm Tiefe auf Wuchsgebietsebene.

Überwiegend treten im gesamten Tiefland und vor allem im Nordostdeutschen Tiefland im Auflagehumus besonders hohe C-Vorräte zwischen 24,1 und 31,9 t ha^{-1} auf. Davon ausgenommen sind die Wuchsgebiete im nördlichen Mecklenburg-Vorpommern und östlichen Schleswig-Holstein, die jedoch aufgrund des sehr geringen Stichprobenumfangs nicht repräsentativ sind. Im Tiefland Nordwestdeutschlands sind die Mineralbodenvorräte (soweit die Wuchsgebiete ausreichend durch BZE-Punkte repräsentiert werden) vergleichsweise hoch und schwanken zwischen 131,5 t ha^{-1} im Ostniedersächsischem Tiefland (WG 13) und 184,5 t ha^{-1} im Niedersächsischem Küstenraum (WG 14) in 0-90 cm Tiefe. Im östlichen Bereich des Norddeutschjen Tieflands treten abgesehen vom Ostvorpommerschen Küstenland (WG 8) die Werte deutlich zurück. Das Ostholsteinisch-Westmecklenburgische Jungmoränenland (WG 5) sowie die Wuchsgebiete (Mittel-) Mecklenburger Jungmoränenland (WG 6), Nordostbrandenburger Jungmoränenland (WG 09), Ostmecklenburger-Nordbrandenburger Jungmoränenland (WG 10) oder das Ostniedersächsisch-altmärkische Altmoränenland (WG 11) zeichnen sich mit Werten zwischen 57,5 und 85,9 t ha^{-1} eher durch geringe Vorräte in 0-90 cm Tiefe aus. Die höchsten C-Vorräte des Tieflands sind mit 97,9 t ha^{-1} im Mittleren Nordostdeutschen Altmoränenland (WG 22) zu verzeichnen. Die geringen C-Vorräte im Tiefland stimmen mit den Befunden des ersten Waldbodenberichts von Wolff & Riek (1996) überein, wonach sich die Mineralböden besonders der altpleistozänen Sandstandorte durch besonders geringe C-Vorräte auszeichneten. Die anhand der Differenzen der wuchsgebietsbezogenen Mittelwerte aus BZE I und BZE II berechneten Veränderungsraten pro Jahr bestätigen mithin, dass die bundesweit stärksten

C-Zunahmen im norddeutschen Tiefland zu verzeichnen sind. Dieses trifft sowohl für die Vorräte im Auflagehumus (Abb. I-6-5) als auch für die Mineralbodenvorräte in 0-30 cm Tiefe zu (Abb. I-6-6). Bei letzteren konzentrieren sich die stärksten Zunahmen im östlichen Bereich des Tieflands und umfassen jährliche Änderungsraten von > 0,6 t C ha^{-1}. Außerhalb des Tieflands sind vergleichbare Zunahmen der Mineralbodenvorräte nur im nördlichen Bereich des Oberrheinischen Tieflands und der Rhein-Mainebene (WG 65) zu beobachten. Im Bereich der Berg- und Hügelländer sind überwiegend jährliche Abnahmeraten der C-Vorräte von > 0,26 t ha^{-1} im Auflagehumus zu verzeichnen. Als Ausnahme erscheint das gesamte Alpenvorland (WG 77, WG 78, WG 80 und WG 81), wo die im Auflagehumus gespeicherten C-Vorräte jährlich z.T. um > 0,18 t ha^{-1} zugenommen haben. Die Mineralbodenvorräte weisen in der Region der Berg- und Hügelländer überwiegend leichte Zunahmen auf. Davon abweichend treten die Kalkstandorte der beiden Wuchsgebiete Schwäbische Alb (WG 76) sowie Frankenalb und Oberpfälzer Jura (WG 6) mit einer deutlichen jährlichen Abnahme um > 0,3 t ha^{-1} innerhalb der oberen 30 cm des Mineralbodens in Erscheinung. Auch für das nördlich angrenzende Neckarland (WG 75) ist im Durchschnitt eine jährliche C-Abnahmerate im Mineralboden um bis zu 0,3 t ha^{-1} zu verzeichnen.

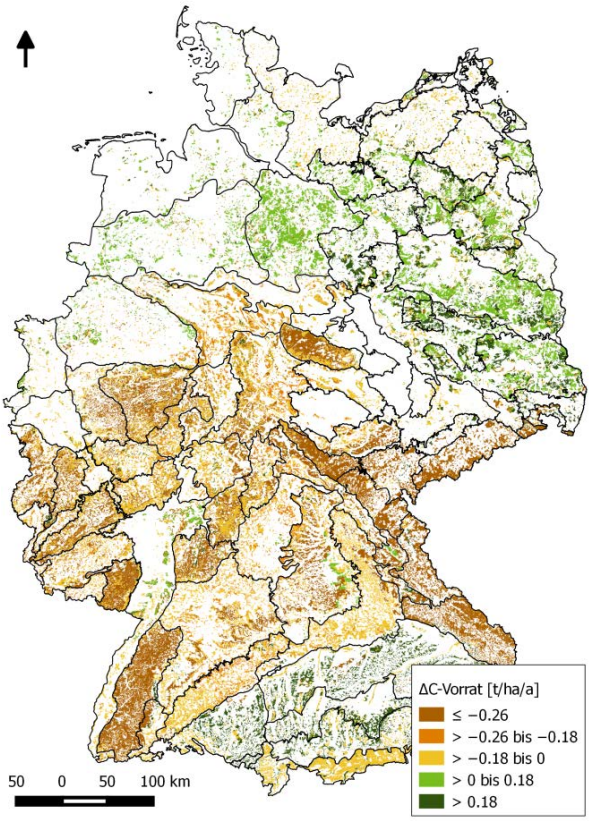


Abb. I-6-5: Räumliche Verteilung der Kohlenstoffvorratsänderungen zwischen beiden Inventuren ($_{\Delta}$C-Vorrat) im Auflagehumus auf Wuchsgebietsebene.

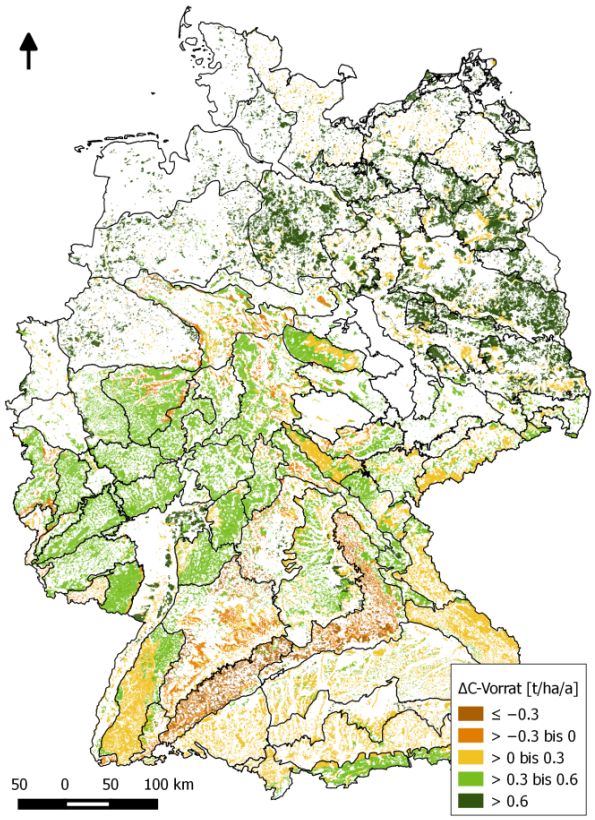


Abb. I-6-6: Räumliche Verteilung der Kohlenstoffvorratsänderungen ($_{\Delta}$C-Vorrat) im Mineralboden in 0-30 cm Tiefe auf Wuchsgebietsebene.

Als Erklärung für die auftretenden mehr oder weniger großräumigen Muster der C-Veränderungsraten kommen regional unterschiedliche Faktoren in Betracht. Im Tiefland waren besonders die von Natur aus schwachen (alt)-pleistozänen Sandböden nach Übernutzung großflächig an organischer Substanz verarmt und die generelle Verbesserung der Standortsqualität durch bewusst bodenpflegliche Waldbewirtschaftung macht sich seit der BZE I auf diesen degradierten Standorten besonders bemerkbar. Im Einzelfall ist aber davon auszugehen, dass weniger generelle als vielmehr lokal wirksame Prozesse für die Veränderungen der C-Gehalte ausschlaggebend sind. So können Zu- und Abnahmen der C-Vorräte sowohl im Auflagehumus als auch im Mineralboden von Einflüssen wie Kalkung, Waldumbaumaßnahmen, klimabedingt zunehmendem Wassermangel oder durch die spezifische Wirkung regional unterschiedlicher N-Einträge abhängen. Diese Faktoren sollen in den folgenden Abschnitten deskriptiv beschrieben und multivariat analysiert werden.

6.4 Einfluss von Bestockung und Bodensubstrat auf die Kohlenstoffvorräte

6.4.1 Bestandsspezifische Kohlenstoffvorräte

Um den Einfluss des Bestands auf die C-Vorräte des Auflagehumus und Mineralbodens zu untersuchen, wurde eine Varianz-Analyse (ANOVA) mit anschließenden Paarvergleichen zwischen den einzelnen Gruppen durch den LSD-Bonferroni Test ($p < 0,05$) durchgeführt. In Bezug auf die Bestockungstypen zeigen sich besonders bei den C-Vorräten im Auflagehumus deutliche Unterschiede (ANOVA; $p < 0,001$). Hierbei schwanken die mittleren Vorräte zwischen $7,8 \pm 1,1$ t C ha^{-1} unter sonstigem Laubwald und $31,4 \pm 0,9$ t C ha^{-1} unter Kiefer beträchtlich (Abb. I-6-7a). Bis auf die Vergleiche von Buchen- mit Eichenbeständen und von sonstigem Nadelwald- mit Mischwaldbeständen sind die Vorratsunterschiede zwischen allen weiteren Gruppen signifikant. Generell weisen Laubwaldbestände (sonstiger Laubwald, Buchen- und Eichenbestände) die geringsten Vorräte und Nadelwaldbestände (sonstiger Nadelwald, Fichten- und Kiefernbestände) um bis zu eine Zehnerpotenz höhere Werte auf. Dies ist dem gehemmten Abbau von Nadelstreu und einer damit einhergehenden Anreicherung organischer Substanz im Auflagehumus geschuldet.

Die mittleren Vorräte im Mineralboden in 0-30 cm Tiefe schwanken zwischen den Gruppen weniger deutlich als im Auflagehumus (ANOVA; $p < 0,001$), wobei Laubmischbestände mit $88,9 \pm 5,0$ t ha^{-1} im Mittel die höchsten Werte aufweisen, während unter Kiefernbeständen mit $60,0 \pm 1,9$ t ha^{-1} die geringsten Werte zu verzeichnen sind (Abb. I-6-7b). Unter den sonstigen Laubwaldbeständen sind die C-Vorräte signifikant höher als unter allen anderen Beständen, während unter Kiefern, abgesehen vom sonstigen Laubwald, signifikant weniger C gespeichert wird als unter den verbleibenden Gruppen. Im Mineralboden in 30-90 cm Tiefe ist die Variation der Vorräte zwischen den Gruppen noch geringer (ANOVA; $p < 0,001$), wobei die C-Vorräte etwa halb so hoch wie in Tiefe 0-30 cm sind (Abb. I-6-7c). Somit ist ein nicht unerheblicher Teil an C in tieferen Bereichen des Bodens angereichert, was die Bedeutung des Unterbodens als langfristigen C-Speicher unterstreicht. Die Streuung der Werte innerhalb der Gruppen ist in der Tiefenstufe 30-90 cm auf ähnlichem Niveau wie in den oberen 30 cm des Mineralbodens. Tendenziell speichern Laubwälder weniger C in 30-90 cm des Mineralbodens als Nadelwälder. Dennoch sind die C-Vorräte mit $24,8 \pm 1,7$ t ha^{-1} unter Kiefernbeständen am geringsten. Die sonstigen Laubwälder weisen mit einem Vorrat von $42,6 \pm 4,0$ t C ha^{-1} dagegen die höchsten Werte auf; jedoch findet sich hier auch die größte Streuung, vermutlich hervorgerufen durch eine sehr hohe Variation der Standorteigenschaften. Ähnlich wie in 0-30 cm zeichnen sich die sonstigen Laubwälder durch signifikant höhere C-Vorräte aus als die verbleibenden Bestände. Weitere signifikante Unterschiede sind nicht ausgeprägt. Dennoch können hinter dem Muster, dass sonstige Laubwälder höhere und Kieferbestände niedrige Vorräte sowohl im Ober- als auch Unterboden aufweisen, auch regionale bzw. durch unterschiedliche Bodensubstrate bedingte Effekte stehen (Kap. 6.4.2 und 6.4.3).

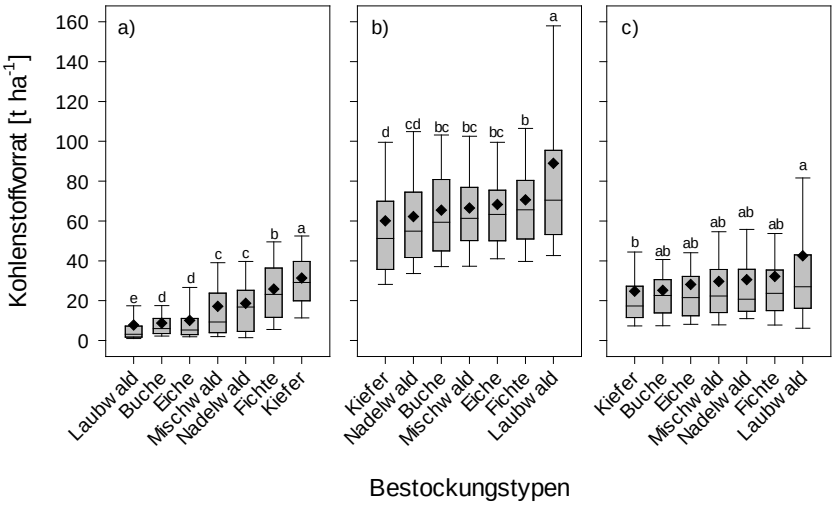


Abb. I-6-7: Kohlenstoffvorräte im Auflagehumus (a), in 0-30 cm (b) sowie in 30-90 cm des Mineralbodens (c) gruppiert nach dem Bestockungstyp. Definition sowie minimale und maximale Anzahl der Wiederholungen je Bestockungstyp: Buche (N = 249-250), Eiche (N = 107-108), Fichte (N = 438-442), Kiefer (N = 394-399), Laubwald (N = 196-208), Mischwald (N = 284-286), Nadelwald (N = 135). Bestockungstypen mit gleichem Buchstaben sind nicht signifikant verschieden ($p < 0,05$). Ausreißer sind nicht abgebildet. Median = Strich, Mittelwert = Raute.

6.4.2 Bodensubstratspezifische Kohlenstoffvorräte

Das Bodensubstrat bestimmt zum großen Teil die bodenphysikalischen und -chemischen Eigenschaften eines Standorts, die wiederum die Höhe und den Umsatz des organischen C sowohl im Auflagehumus als auch im Mineralboden beeinflussen. Durch unterschiedliche Bodensubstrate hervorgerufene Unterschiede in den C-Vorräten werden wie in Kapitel 6.4.1 durch eine ANOVA mit anschließendem Paarvergleichen untersucht. Der Paarvergleich erfolgte jedoch ohne die Bodensubstratgruppen der Moore und Anmoore (8) sowie der Böden der Alpen (7). Aufgrund des geringen Stichprobenumfangs in der Gruppe „Böden der Alpen“ wird auf den Paarvergleich verzichtet. Da sich nicht-mineralische Böden wie Moore und Anmoore hinsichtlich ihrer Genese, Eigenschaften und Reaktionen auf Umwelteinflüsse deutlich von Mineralbodenstandorten unterscheiden, ist ein Paarvergleich innerhalb der Substratklassifizierung ebenfalls nicht sinnvoll. Ausschlaggebend für den C-Vorrat dieser Böden ist die Mächtigkeit des Torfkörpers. Dieser bedingt ausgesprochen hohe C-Vorräte, die mit einer beträchtlichen Variabilität behaftet sind. Durch die bodensubstratspezifische Gruppierung kann die Streuung innerhalb der Klassen im Vergleich zu den Bestockungstypen reduziert werden, da die hohen Vorräte der (An-)Moorstandorte nicht mehr ungefiltert eingehen.

Die Ergebnisse der ANOVA für den Auflagehumus zeigen, dass die Höhe der C-Vorräte mit dem Ausgangssubstrat zusammenhängt (ANOVA; $p < 0{,}001$). Im Auflagehumus schwanken die Mittelwerte zwischen 6,2 ± 0,5 t C ha-1 auf Böden aus verwittertem Karbonatgestein (4) und 29,6 ± 1,1 t C ha-1 auf Böden aus basenarmem Lockergestein (1) (Abb. I-6-8a). Generell werden nährstoff- und basenreiche Standorte durch geringe C-Vorräte im Auflagehumus geprägt, was auf günstige Abbaubedingungen und geringe Verweilzeiten der organischen Substanz hindeutet. Hingegen bei höheren C-Vorräten wie in Böden sowohl aus basenarmem Lockergestein sowie in Mooren und Anmooren wird der Abbau der organischen Substanz bei ersteren durch eine geringere Nährstoffverfügbarkeit und bei letzteren durch anaerobe Bedingungen gehemmt. Die C-Vorräte sind im Auflagehumus von Böden aus basenarmem Lockergestein signifikant höher als in allen anderen Gruppen. Böden aus basenarmem Festgestein (6) weisen signifikant höhere Vorräte im Auflagehumus auf als Böden aus verwittertem Karbonatgestein und aus basisch-intermediärem Festgestein (5), als Tieflandböden aus Lösslehm (3) sowie als semiterrestrische Böden breiter Flusstäler (2). Des Weiteren speichern Böden aus aus verwittertem Karbonat-gestein und basisch-intermediärem Festgestein signifikant weniger C als Semiterrestrische Böden breiter Flusstäler sowie Tieflandböden aus Lösslehm.

Der Mineralboden in den oberen 30 cm ist durch deutlich höhere C-Vorräte und eine weitaus höhere Variabilität gekennzeichnet als der Auflagehumus (Abb. I-6-8b). Darüber hinaus verhalten sich die nach Bodensubstrat stratifizierten Vorräte konträr zum Auflagehumus mit niedrigen Werten für basenarme Standorte und hohen Werten für nährstoffreiche Standorte. Die Spann-breite der Mittelwerte terrestrisch-mineralischer Böden reicht von 60,9 ± 0,9 t C ha^{-1} in Böden aus basenarmem Festgestein bis 110,9 ± 5,7 t C ha^{-1} in den Böden der Alpen. Die hohen Vorräte der Böden der Alpen sind auf die infolge der Höhenlage stark eingeschränkte Humusabbau-bedingungen zurückzuführen. Als organische Böden speichern die Moore und Anmoore mit 216,6 ± 19,0 t ha^{-1} deutlich mehr C als die mineralischen Böden. Die semiterrestrischen Böden breiter Flusstäler und die Böden aus verwittertem Karbonatgestein weisen gegenüber den Böden aus basenarmem Locker- und Festgestein signifikant höhere C-Anreicherungen auf. Im Mineral-boden in 30-90 cm Tiefe differenzieren die terrestrisch-mineralischen Standorte kaum (Abb. I-6-8c). Weiterhin ist im Vergleich zum Mineralboden in 0-30 cm Tiefe die Variabilität innerhalb der meisten Gruppen deutlich geringer. Die mittleren C-Vorräte der Unterböden schwanken von 24,3 ± 0,8 t ha^{-1} in Böden aus basenarmem Festgestein bis 48,2 ± 8,8 t ha^{-1} in semiterrestrischen Böden breiter Flusstäler. Moore und Anmoore speichern mit 179,3 ± 24,8 t ha^{-1} jedoch bedeutend mehr C in 30-90 cm Tiefe. Anders als in 0-30 cm Tiefe speichern die semiterrestrischen Böden breiter Flusstäler signifikant mehr C als Böden aus verwittertem Karbonatgestein. Möglicherweise sind diese Vorratsunterschiede zwischen Ober- und Unterboden den höheren Steingehalten der Karbonatgesteinstandorte geschuldet. Die C-Vorräte in den Tieflandböden aus Lösslehm oder in den Böden aus basisch-intermediärem Festgestein sind nicht signifikant verschieden von basenärmeren Standorten, obwohl diese Böden aufgrund ihrer mineralogischen Ausstattung das Potenzial besitzen, größere Mengen C zu fixieren und somit organische Bodensubstanz auch langfristig zu stabilisieren.

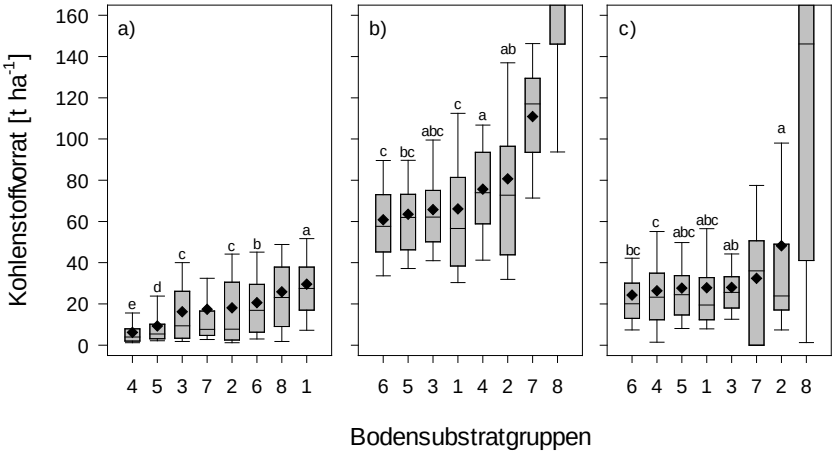


Abb. I-6-8: Kohlenstoffvorräte im Auflagehumus (a), in 0-30 cm (b) sowie in 30-90 cm (c) des Mineralbodens gruppiert nach Bodensubstratgruppe. Definition sowie minimale und maximale Anzahl der Wiederholungen je Bodensubstratgruppe: 1 = Böden aus basenarmem Lockergestein (N = 386-395); 2 = Semiterrestrische Böden breiter Flusstäler (N = 62-63); 3 = Tieflandböden aus Lösslehm (N = 245-246); 4 = Böden aus verwittertem Karbonatgestein (N = 161-163); 5 = Böden aus basisch-intermediärem Festgestein (N = 133-134); 6 = Böden aus basenarmem Festgestein (N = 767-773); 7 = Böden der Alpen (N = 23-27); 8 = Moore und Anmoore (N = 33-40). Bodensubstratgruppen mit gleichem Buchstaben sind nicht signifikant verschieden (*p* < 0,05). Ausreißer sind nicht abgebildet. Median = Strich, Mittelwert = Raute.

6.4.3 Kohlenstoffvorräte in Abhängigkeit von der Interaktion zwischen Bestockung und Bodensubstrat

Die Wechselwirkungen zwischen Bestockung und Bodensubstrat lassen sich durch eine eindimensionale Betrachtung nicht differenzieren, da die Klassen teilweise zu gering besetzt sind und eine hohe Variabilität aufweisen. Die BZE-Methode zur Klassifizierung der Bestockungstypen grenzt die verschiedenen Nadel- oder Laubholzbestände nur unzureichend ab, da die Klassengrenze bei 70 % liegt und diese Reinbestände einen Anteil von bis zu 29 % andere Baumarten enthalten können. Um die Klassenbelegung auf ein statistisch auswertbares Maß anzuheben, erfolgte die Ausweisung von Nadel- und Laubholz(rein)beständen basierend auf einem Reinbestandsanteil von 90 % für die folgenden häufig vorkommenden Bodensubstratklassen: Böden aus basenarmem Festgestein, Böden aus basenarmem Lockergestein, Tieflandböden aus Lösslehm und Böden aus verwittertem Karbonatgestein. Durch die Kombination von Reinbestand und ausgesuchten Bodensubstratgruppen lassen sich nun ökologische Unterschiede deutlicher beleuchten.

Die nach Reinbestand und Bodensubstrat differenzierten mittleren C-Vorräte des Auflagehumus reichen von 3,2 ± 0,3 t ha^{-1} unter Laubwaldbeständen auf Böden aus verwittertem Karbonat-

gestein bis 31,9 ± 1,04 t ha^{-1} unter Nadelwaldbeständen auf Böden aus basenarmem Lockergestein (Abb. I-6-9a). Die Ergebnisse der ANOVA verdeutlichen einen signifikanten Zusammenhang von Bestand und C-Vorrat im Auflagehumus (Tab. I-6-1). Ähnlich wie in der bodensubstratunspezifischen Klassifizierung (Kap. 6.4.2), bei der die Nadelwaldstandorte die höchsten C-Vorräte des Auflagehumus aufweisen, ergeben sich auch hier Maxima unter Nadelwald auf allen Bodensubstraten. Die Unterschiede zwischen den Reinbeständen sind für alle Bodensubstratgruppen signifikant. In Bezug auf die Bodensubstratgruppen lässt sich durch die ANOVA ebenfalls ein signifikanter Zusammenhang von Bodensubstratgruppe und dem im Auflagehumus gespeicherten C zeigen. Unter Nadelwaldbeständen wurden lediglich zwischen den Böden aus basenarmem Festgestein und Tieflandböden aus Lösslehm bzw. Böden aus basenarmem Lockergestein keine signifikanten Unterschiede festgestellt. Bei den Laubwaldbeständen ergeben sich bis auf den Vergleich von Böden aus basenarmem Lockergestein mit Böden aus basenarmem Festgestein signifikante Unterschiede zwischen den Gruppen. Insgesamt bestätigt sich die für Auflagehumus bereits beschriebene Tendenz, dass auf basenarmen Substraten tendenziell höhere C-Vorräte vorliegen als auf basenreichen Substraten.

Tab. I-6-1: Ergebnisse einer Varianz-Analyse (ANOVA) zum Einfluss von Reinbeständen und Bodensubstratgruppen auf Kohlenstoffvorräte im Auflagehumus.

Variablen	DF	MSE (Typ III)	F-Wert	*p*-Wert
Reinbestand	1	260,965	371,43	**<0,0001**
Bodensubstratgruppe	3	112,663	53,45	**<0,0001**
Bestand*Bodensubstratgruppe	3	4,788	2,27	0,0786

DF = Freiheitsgrade, MSE = Mittlerer quadratischer Fehler.

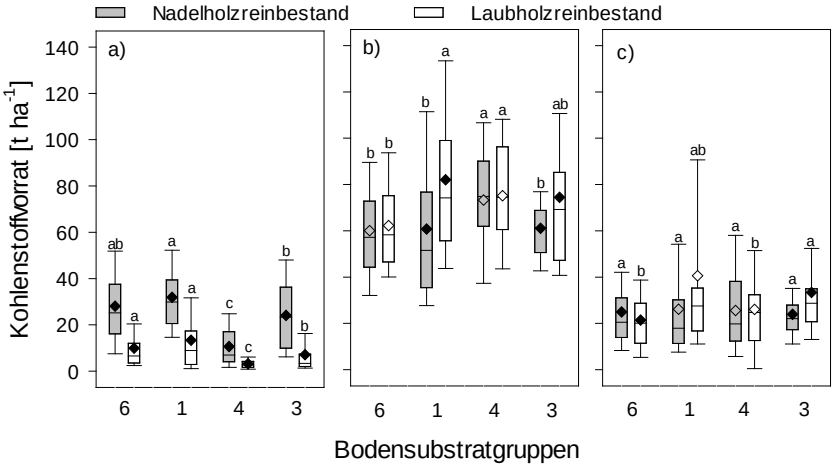


Abb. I-6-9: Kohlenstoffvorräte im Auflagehumus (a), in 0-30 cm (b) sowie in 30-90 cm (c) des Mineralbodens für Nadel- und Laubholzreinbestände in verschiedenen Bodensubstratgruppen. Definition sowie minimale und maximale Anzahl der Wiederholungen je Reinbestand: 1 = Böden aus basenarmem Lockergestein (N = 265-270 für Nadelholz, N = 41-43 für Laubholz); 3 = Tieflandböden aus Lösslehm (N = 75 für Nadelholz, N = 92-93 für Laubholz); 4 = Böden aus verwittertem Karbonatgestein (N = 40-42 für Nadelholz, N = 69 für Laubholz); 6 = Böden aus basenarmem Festgestein (N = 354-358 für Nadelholz, N = 185-186 für Laubholz). Schwarze Rauten kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen Reinbeständen innerhalb einer Bodensubstratgruppe ($p < 0,05$) basierend auf einem Zweistichproben-t-Test. Vergleiche innerhalb eines Reinbestands zwischen Bodensubstratgruppen beruhen auf einem LSD-Bonferroni Test ($p < 0,05$). Gleiche Buchstaben kennzeichnen keine signifikanten Unterschiede. Ausreißer sind nicht abgebildet. Median = Strich, Mittelwert = Raute.

Die differenzierte Betrachtung der durchschnittlichen C-Vorräte des Mineralbodens in 0-30 cm Tiefe nach Reinbestand und Bodensubstratgruppe verdeutlicht, dass die Variabilität innerhalb der Klassen deutlich größer ist als zwischen den Klassen (Abb. I-6-9b). Die Werte reichen von 60,2 ± 1,3 t C ha^{-1} in Böden aus basenarmem Festgestein im Nadelwaldbestand bis 84,9 ± 7,3 t C ha^{-1} in Böden aus basenarmem Lockergestein im Laubwaldbestand. Im Vergleich zum Auflagehumus finden sich entsprechend der ANOVA signifikant höhere C-Vorräte in Laubwaldbeständen als in Nadelwaldbeständen (Tab. I-6-2). Die Betrachtung auf Bodensubstratgruppenebene ergibt lediglich für Böden aus basenarmem Lockergestein und für Tieflandböden aus Lösslehm einen signifikant höheren Vorrat in Laubwaldbeständen (Abb. I-6-9b). Weiterhin zeigt die ANOVA, dass die Menge des in den oberen 30 cm des Mineralbodens gespeicherten C signifikant von der Bodensubstratgruppe bestimmt wird (Tab. I-6-1). Sowohl in Nadel- als auch in Laubwaldbeständen sind die Vorräte an C in Böden aus verwittertem Karbonatgestein signifikant höher als in Böden aus basenarmem Festgestein (Abb. I-6-9b). Zusätzlich speichern Böden aus verwittertem Karbonatgestein unter Nadelwaldbeständen signifikant mehr C als Böden aus basenarmem Lockergestein und Tieflandböden aus Lösslehm. Weiterhin ergeben sich in Laubwaldbeständen signifikant höhere Vorräte in Böden aus basenarmem Lockergestein als in Böden

aus basenarmem Festgestein. Allerdings weisen die Ergebnisse der ANOVA auf signifikante Interaktionen zwischen Reinbestand und Bodensubstratgruppe hin.

Tab. I-6-2: Ergebnisse einer Varianz-Analyse (ANOVA) zum Einfluss von Reinbeständen und Bodensubstratgruppen auf Kohlenstoffvorräte in 0-30 cm des Mineralbodens.

Variablen	DF	MSE (Typ III)	F-Wert	*p*-Wert
Reinbestand	1	2,729	14,93	**0,0001**
Bodensubstratgruppe	3	4,171	7,61	**<0,0001**
Bestand*Bodensubstratgruppe	3	2,323	4,23	**0,0055**

DF = Freiheitsgrade, MSE = Mittlerer quadratischer Fehler.

Im Mineralboden in 30-90 cm Tiefe schwanken die mittleren C-Vorräte von 22,4 ± 1,2 t ha^{-1} in Böden aus basenarmem Festgestein bis 37,8 ± 6,5 t ha^{-1} in Böden aus basenarmem Lockergestein (Abb. I-6-9c). Sowohl die höchsten als auch die niedrigsten Vorräte finden sich unabhängig von den Bodensubstratgruppen im Laubwaldbestand. Die Variabilität der C-Vorräte in 30-90 cm des Mineralbodens entspricht etwa der in 0-30 cm Tiefe, allerdings ist im Unterboden nur etwa halb so viel C gespeichert wie in den oberen 30 cm des Mineralbodens. Die ANOVA verdeutlicht auch für die 30-90 cm Mineralboden einen Zusammenhang zur Bestockung (Tab. I-6-3). Signifikant mehr C speichern Laubwaldbestände in Tieflandböden aus Lösslehm (Abb. I-6-9c). Andererseits sind die C-Vorräte unter Nadelwaldbeständen auf Böden aus basenarmem Festgestein signifikant höher als unter Laubwaldbeständen. Die Höhe der C-Vorräte unter Laubwaldbeständen in 30-90 cm Tiefe ist teilweise mit dem Bodensubstrat verknüpft. So wird in Tieflandböden aus Lösslehm signifikant mehr C gespeichert als in Böden aus basenarmem Festgestein oder in Böden aus verwittertem Karbonatgestein. Hingegen zeigen sich in Nadelwaldbeständen keine Unterschiede zwischen den Bodensubstratgruppen. Wie schon in den oberen 30 cm des Mineralbodens treten signifikante Interaktionen zwischen den untersuchten Gruppen auf.

Tab. I-6-3: Ergebnisse einer Varianz-Analyse (ANOVA) zum Einfluss von Reinbeständen und Bodensubstratgruppen auf Kohlenstoffvorräte in 30-90 cm des Mineralbodens.

Variablen	DF	MSE (Typ III)	F-Wert	*p*-Wert
Reinbestand	1	4,524	8,67	**0,0033**
Bodensubstratgruppe	3	9,521	6,08	**0,0004**
Bestand*Bodensubstratgruppe	3	11,420	7,30	**<0,0001**

DF = Freiheitsgrade, MSE = Mittlerer quadratischer Fehler.

6.5 Wirkungspfade von natürlichen und anthropogenen Umweltfaktoren bei der Speicherung von Kohlenstoff

Mit Strukturgleichungsmodellen (SGM) lässt sich der Einfluss verschiedener Faktoren auf organische C-Vorräte und ihre Änderungsraten in Waldböden untersuchen. Dabei wird zunächst

ein hypothetisches Modell formuliert, bevor die vorab postulierten Ursache-Wirkungsbeziehungen mit Hilfe der BZE-Daten überprüft werden. Strukturgleichungsmodelle können zudem Größen enthalten, die unabhängige und abhängige Variablen zugleich sind, wodurch sich komplexere Beziehungen zwischen den Variablen untersuchen lassen. Dabei werden unabhängige Größen als exogene und abhängige Größen als endogene Variablen bezeichnet. Die Strukturgleichungsmodellierung erfolgte durch das Statistikprogramm R 3.2.3 (R Development Core Team 2015) anhand des Arbeitspakets laavan (Rosseel 2012). Mit einer Pfaddiagrammanalyse lassen sich die Ergebnisse des SGM grafisch darstellen (Abb. I-6-10-Abb. I-6-11). Die Stärke eines kausalen Zusammenhangs wird durch den zugehörigen Pfadkoeffizienten ausgedrückt. Alle im Modell behaupteten direkten Effekte sind durch gerichtete Pfeile dargestellt. Kovarianzen werden hingegen mit einem gebogenen Doppelpfeil beschrieben. Durch Weglassen eines gerichteten Pfeils oder eines gebogenen Doppelpfeils wird der zugehörige Koeffizient gleich Null gesetzt. Aufgrund bisheriger Untersuchungen wird davon ausgegangen, dass die Speicherung von C des Auflagehumus und Mineralbodens u.a. vom Klima sowie von physikalischen und chemischen Bodeneigenschaften abhängt. Darüber hinaus können die Waldbewirtschaftung und die N-Deposition entscheidend sein. Das Modell für den Auflagehumus berücksichtigt daher die Jahresmittelwerte von Temperatur und Niederschlag, das auf einen Hektar bezogene Derbholzvolumen, die N-Deposition sowie den pH-Wert als Variable für die lokalen Standortverhältnisse (Abb. I-6-10). Das komplexere Modell für den Mineralboden schließt als exogene Variable zusätzlich den Tongehalt und als endogene Variable die effektive Kationenaustauschkapazität und die C-Gehalte ein (Abb. I-6-11). Allerdings wird die Kationenaustauschkapazität u.a. durch den C-Gehalt im Boden mitbestimmt.

Das SGM für den Auflagehumus zeigt, dass der pH-Wert (−0,66) am stärksten mit den C-Vorräten korreliert, während die Zusammenhänge mit den Klimavariablen Temperatur (−0,16) und Niederschlag (−0,24) weniger deutlich und mit der N-Deposition (0,10) und dem Derbholzvolumen (0,06) nur noch schwach ausgeprägt sind (Abb. I-6-10). Weiterhin wirken das Derbholzvolumen (0,09), der pH-Wert (−0,17) und der Niederschlag (−0,23) direkt auf die Änderungsrate. Die exogenen Faktoren N-Deposition (0,12), pH-Wert (0,06), Tongehalt (−0,08) und Derbholzvolumen (−0,05) im Modell für den Mineralboden zeigen einen nur schwachen direkten Zusammenhang mit den C-Vorräten (Abb. I-6-11). Eine Schlüsselposition spielt jedoch die endogene Variable C-Gehalt, der stark durch den Tongehalt (0,48) beeinflusst wird. Die C-Gehalte fließen lediglich in das Modell für den Mineralboden ein, da die Höhe der C-Vorräte im Auflagehumus v.a. von der Mächtigkeit und Masse des Auflagehumus, jedoch nicht – wie im Mineralboden – von den C-Gehalten abhängt. Die Pfadkoeffizienten für den Mineralboden zeigen zusätzlich zum direkten Bezug von N-Deposition (0,15) und pH-Wert (0,07) auf den C-Vorrat einen darüber hinaus gehenden indirekten Pfad über die C-Gehalte. Für die N-Deposition (0,10) und den pH-Wert (0,05) ist dieser indirekte Effekt schwächer ausgeprägt als der direkte. Für den Tongehalt ergibt sich ein indirekter Einfluss (0,32) auf den C-Vorrat über die Gehalte, der deutlich größer ist und den negativen direkten Zusammenhang zwischen Tongehalt und Vorrat überprägt.

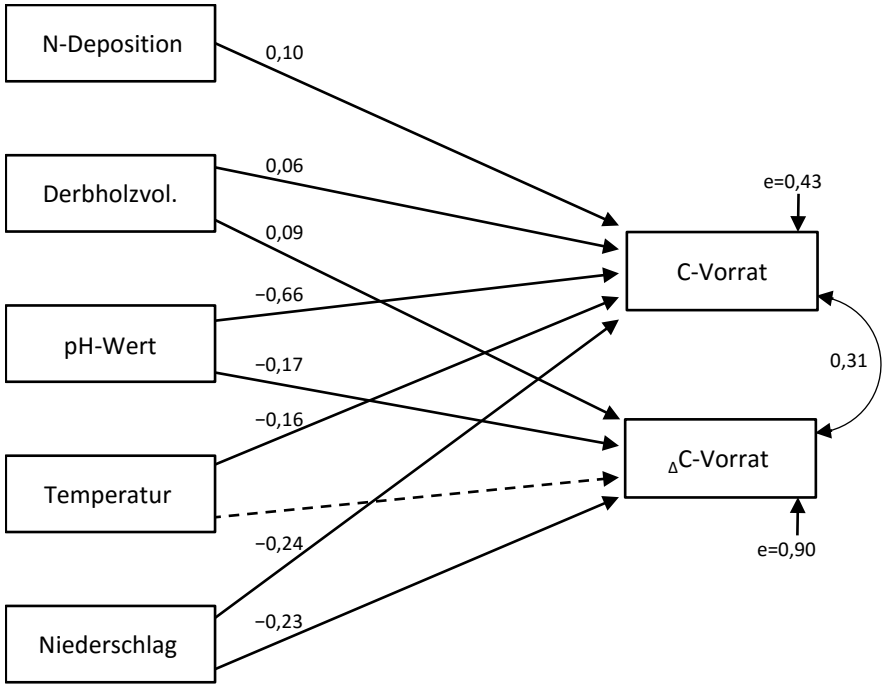


Abb. I-6-10: Ergebnisse des Strukturgleichungsmodells mit N = 1114, P(χ^2) = 0,831, elf Freiheitsgraden und einem RMSEA (Root Mean Square Error of Approximation) von 0 (90 %iges Konfidenzintervall, [0; 0,047]) für den Auflagehumus mit den exogenen (Derbholzvolumen, pH-Wert [1 M KCl], Temperatur = Jahresmitteltemperatur, Niederschlag = mittlerer Jahresniederschlag) und endogenen (C-Vorrat = organischer Kohlenstoffvorrat, $_{\Delta}$C-Vorrat = jährliche Veränderungsrate der organischen Kohlenstoffvorräte) Variablen in den Kästen und den Pfadkoeffizienten mit signifikanten (durchgezogener Pfeil) und nicht signifikanten (gestrichelter Pfeil) Zuweisungen sowie den Fehlervarianzen (e).

Wie die Ergebnisse des SGM für den Mineralboden zeigen, lassen sich Veränderungen von C-Vorräten z.T. auf die N-Deposition (0,14), den Tongehalt (−0,14) und das Derbholzvolumen des stockenden Bestands (−0,07) zurückführen, da alle drei exogenen Variablen einen Zusammenhang aufzeigen. Zusätzlich findet sich eine Kovarianz (0,25) zwischen dem C-Vorrat und der Änderungsrate, deren Einbeziehung einen Zusammenhang zur N-Deposition (0,05) nahelegt. Weitere Zusammenhänge mit der Änderungsrate ergeben sich aus indirekten Effekten der exogenen Variablen N-Deposition (0,04), pH-Wert (0,02) und Tongehalt (0,11) über die C-Gehalte und deren Kovarianzen auf die Änderungsrate. Weiterhin ist der Tongehalt (0,05) über die Kovarianz der effektiven Kationenaustauschkapazität mit der Änderungsrate negativ assoziiert. Allerdings sind alle über die Kovarianzen aufgedeckten Einflüsse deutlich schwächer ausgeprägt als die direkten Effekte. Letztendlich ist das Ausmaß der C-Sequestrierung in beiden Modellen stark von der Höhe der Vorräte abhängig. Es gibt bereits Untersuchungen, die eine negative Beziehung zwischen den initialen C-Vorräten und deren Veränderungen aufzeigen, die entweder durch einen Wechsel der Bewirtschaftung (Goidts & van Wesemael 2007, Riley & Bakkegard 2006) oder durch veränderte Umweltbedingungen (Bellamy et al. 2005, Saby et al. 2008) erklärt wurden. Eine weitere Erklärung hierfür wäre die sog. „Regression zur Mitte“

(Barnett et al. 2005). Dieser rein statistische Effekt führt dazu, dass die Wahrscheinlichkeit höher ist, wenn die erste Messung besonders niedrig (oder hoch) ist, dass die zweite Messung darüber (oder darunter) liegt (Callesen et al. 2015). Dies wird u.a. durch die Kovarianzen zwischen den Änderungsraten und den Vorräten deutlich.

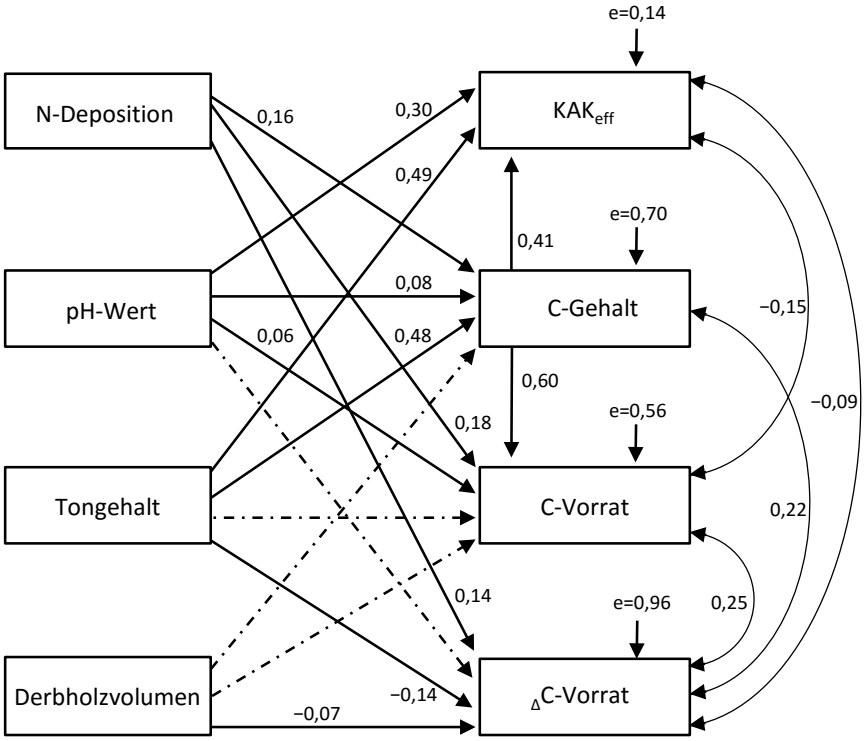


Abb. I-6-11: Ergebnisse des Strukturgleichungsmodells mit N = 886, P(χ^2) = 0,330, 22 Freiheitsgraden und einem RMSEA (Root Mean Square Error of Approximation) von 0,011 (90 %iges Konfidenzintervall, [0; 0,069]) für die oberen 30 cm des Mineralbodens mit den exogenen (Derbholzvolumen, Tongehalt, pH-Wert [M 0,01 KCl], N-Deposition = mittlere Jahresstickstoffdeposition) und endogenen Variablen (KAK$_{eff}$ = effektive Kationenaustauschkapazität; C-Gehalt = organischer Kohlenstoffgehalt; C-Vorrat = organischer Kohlenstoffvorrat, $_{\Delta}$C-Vorrat = jährliche Veränderungsrate der organischen Kohlenstoffvorräte) in den Kästen und den Pfadkoeffizienten mit signifikanten (durchgezogener Pfeil) und nicht signifikanten (gestrichelter Pfeil) Zuweisungen sowie den Fehlervarianzen (e).

6.6 Einflüsse natürlicher Umweltfaktoren

Die Resultate der nach Bodensubstratgruppen stratifizierten Auswertung (Kap. 6.4.2 und 6.4.3) als auch die Ergebnisse des SGM (Kap. 6.5) zeigen, dass die Standortsqualität eine entscheidende Rolle bezüglich der C-Speicherung spielt. Der Auflagehumus basenarmer Standorte (Böden aus basenarmem Locker- und Festgestein) enthalten die höchsten C-Vorräte, während basenreiche Standorte (Tieflandböden aus Lösslehm, Böden aus basisch-intermediärem Festgestein, Böden der Alpen) deutlich geringere C-Vorräte aufweisen. Ein substratspezifischer Einfluss auf die Höhe

der C-Vorräte bestätigen besonders Studien, in denen den nährstoffreicheren Standorten ein stärkerer Streuabbau unterstellt oder die Akkumulation von C auf nährstoffärmeren Standorten durch die Reduzierung des Streuabbaus erklärt wird (Ladegaard-Pedersen *et al.* 2005, Vesterdal *et al.* 2008). Auch der im Mineralboden gespeicherte C hängt mit den Bodensubstratgruppen zusammen. In basenreicheren Böden sind die Vorräte höher als in basenärmeren Böden. Während Untersuchungen von Vesterdal *et al.* (2008) oder Ladegaard-Pedersen *et al.* (2005) ähnliche Ergebnisse präsentieren, ergab eine Studie über Waldböden in Bayern keinen Zusammenhang zwischen dem Bodenausgangsmaterial und der Höhe des C-Vorrats (Wiesmeier *et al.* 2013).

Die verschiedenen Bodensubstratgruppen sind durch unterschiedliche Texturen geprägt. Es ist hinlänglich bekannt, dass tonreiche Böden größere Mengen C speichern als sandige Böden. In den Standardwerten für C-Vorräte in Oberböden warm-temperierter feuchter Klimate des IPCC-Leitfadens wird dies berücksichtigt, indem unterschiedliche Werte für sandige Böden (34 t ha^{-1}) und für Böden mit hohem Anteil von Drei- und Vierschichttonmineralen (88 t ha^{-1}) vorgeschlagen werden (IPCC 2003). Untersuchungen über texturabhängige Vorratsunterschiede deuten darauf hin, dass die Umsetzungszeit von organischer Substanz von Sand über Schluff hin zur Tonfraktion sinkt (Guggenberger *et al.* 1995). Das kann durch den positiven Zusammenhang zwischen dem C- und dem Tongehalt erklärt werden, was der Stabilisierung organischer Bodensubstanz durch die Formierung stabilisierender Komplexe mit Tonmineralen (Six *et al.* 2002, Torn *et al.* 1997) und pedogenen Oxiden (Eusterhues *et al.* 2003, Schöning *et al.* 2005) zugeschrieben wird. Mit zunehmendem Anteil von Ton und pedogenen Oxiden erhöht sich die spezifische Oberfläche des Bodens, wodurch verstärkt organische Bodensubstanz mit der Mineralphase interagieren kann. Des Weiteren begünstigen höhere Tongehalte den Einschluss von organsicherer Substanz im Inneren von Aggregaten, wodurch der Zugang von Mikroorganismen zur organischen Substanz durch räumliche Trennung gehemmt ist und sich der mikrobielle Abbau reduziert (Christensen 2001, Golchin *et al.* 1997). Ein weiterer Grund für eine erhöhte C-Speicherung kann die Abhängigkeit des Wassergehalts vom Tongehalt sein. Tonige Böden sind häufig wassergesättigt, wodurch die mikrobielle Abbautätigkeit herabgesetzt ist (Grüneberg *et al.* 2013). Somit ist der Tongehalt nicht nur eine entscheidende Einflussgröße für den Boden-C und dessen Dynamik sondern auch für bodenchemische Parameter wie der effektiven Kationenaustauschkapazität. So verdeutlicht das SGM eine verstärkte C-Sequestrierung mit abnehmendem Tongehalt (Abb. I-6-11). Ähnlich verhält es sich mit der Kationenaustauschkapazität, die ebenfalls negativ über die Kovarianzen mit den C-Vorräten und Änderungen korreliert.

Mit dem SGM ergaben sich für den Auflagehumus (Abb. I-6-10) deutliche und für den Mineralboden (Abb. I-6-11) geringfügige Hinweise auf einen Zusammenhang zwischen der Bodenacidität (pH-Wert) und dem C-Vorrat. Während im Auflagehumus der Zusammenhang negativ ausfällt, findet sich für den Mineralboden eine positive Korrelation. Weiterhin deuten die Resultate der Auswertungen nach Bestockungstyp (Abb. I-6-7) und dem Bodensubstrat (Abb. I-6-8) besonders für den Auflagehumus auf einen Einfluss des pH-Werts auf die C-Vorräte

hin, da sowohl bei den Bodensubstratgruppen, die ein breites Spektrum der Bodenacidität abdecken, als auch bei den Bestockungstypen, die aufgrund einer unterschiedlichen Ausstattung von Nadeln und Blättern mit Basen- und Säurekationen, ein deutlicher Säuregradient ausgeprägt ist (Kap. 4.2). Darüber hinaus sind im Auflagehumus die Änderungsraten vom pH-Wert abhängig (Abb. I-6-10). Verschiedene Studien belegen, dass die Akkumulation von C im Auflagehumus auf weniger sauren Böden geringer ist als auf stärker versauerten nährstoffärmeren Standorten (Oostra *et al.* 2006, Vesterdal 1999, Vesterdal *et al.* 2013). Höhere pH-Werte sorgen für eine bessere Einarbeitung der oberirdischen Streu in den Mineralboden. Durch die intensive Einarbeitung und einen gleichzeitig höheren mikrobiellen Umsatz im Mineralboden kann dort dementsprechend mehr stabilisiert werden.

6.7 Einflüsse anthropogener Faktoren

6.7.1 Struktur des Bestands

Im Auflagehumus bestehen eindeutige Unterschiede in den C-Vorräten sowohl zwischen den einzelnen Bestockungstypen (Abb. I-6-7a) als auch zwischen Nadel- und Laubholzreinbeständen (Abb. I-6-9a). Das Nadelwälder mehr C im Auflagehumus speichern als Buchenwälder und diese wiederum höhere Vorräte als sonstige Laubbaumarten aufweisen, korrespondiert mit Erkenntnissen aus einer Zusammenschau von verschiedenen europäischen und nordamerikanischen Untersuchungen von Vesterdal *et al.* (2013). Trotz unterschiedlicher methodischer Ansätze sind in den dort betrachteten Arbeiten baumartenspezifische Unterschiede in C-Vorräten festgestellt worden. In den allermeisten Fällen war die Reihenfolge der Anordnung der Baumarten konsistent, wobei Koniferen die höchsten C-Vorräte aufwiesen. Buchenstandorte akkumulierten mehr C als Edellaubhölzer, während Eichenbestände eine Zwischenstellung einnehmen. Die in den Studien vorgestellten Ergebnisse stimmen mit den hier präsentierten Ergebnissen überein. Die Akkumulation von C lässt sich durch die unterschiedliche Streuqualität erklären (Kap. 5.4). Verschiedene Untersuchungen wiesen weitere C/N-Verhältnisse in der Streu von Koniferen im Vergleich zur Laubstreu nach, wobei Buchenstreu weitere C/N-Verhältnisse aufwies als Eichenstreu und die Streu von Edellaubhölzern (Guckland *et al.* 2009, Vesterdal *et al.* 2008). Das C/N-Verhältnis der Streu stellt jedoch auch ein Proxy für andere wichtige chemische Parameter des Auflagehumus wie etwa dem Gehalt an Lignin dar (Hobbie *et al.* 2006). Das Lignin/N-Verhältnis steht wiederum in enger Beziehung zum Umsatz und Anreicherung des Auflagehumus (Vesterdal *et al.* 2013). Basierend auf in der Literatur beschriebenen Lignin/N-Verhältnissen sinkt dieses für die entsprechenden Baumarten in folgender Weise: Fichte, Kiefer, Buche > Eiche > Edellaubhölzer (Kalbitz *et al.* 2006, Lovett *et al.* 2004).

Abgesehen vom Einfluss der Bestockung auf die C-Vorräte des Auflagehumus untermauern die Ergebnisse der BZE-Auswertung auch eine baumartenspezifische Vorratsdifferenzierung im Mineralboden (Abb. I-6-7). Besonders in den Unterböden der Laubholzreinbestände akkumuliert

mehr C als unter Nadelholzreinbeständen (Abb. I-6-9c). Bisher finden sich in nur wenigen Studien Hinweise auf eine baumartenabhängige C-Akkumulation im Mineralboden, da ein solcher Effekt häufig nur schwach ausgeprägt oder wenig konsistent erscheint. Allerdings berichten einige Studien über die Tendenz zu höheren Vorräten unter Laubholzarten im Vergleich zu Koniferen oder unter Edellaubhölzern im Vergleich zu Buchenbeständen (Langenbruch *et al.* 2011, Oostra *et al.* 2006, Vesterdal *et al.* 2008). Mechanismen und Prozesse, die baumartenspezifische Unterschiede im Mineralboden hervorrufen, können jedoch verschiedene Ursachen haben. Zum einen kann Streumaterial durch die Bodenfauna in den Mineralboden eingebracht werden. Untersuchungen zeigen, dass die Variation der Abundanz von Bodenorganismen von der Baumart abhängt (de Schrijver *et al.* 2012, Reich *et al.* 2005, Schrijver de *et al.* 2012). Diese Studien belegen eine Zunahme der Regenwurmabundanz von Fichte über Buche, Eiche und Edellaubhölzer, was mit Unterschieden in den Boden-C-Vorräten und einem entsprechenden Anstieg des Eintrags von Streumaterial in den Mineralboden einhergeht. Ein weiterer Mechanismus des Eintrags von C in den Mineralboden liegt in den baumartenspezifischen Unterschieden der Wurzelbiomasse und dessen Umsatz begründet. Für die temperierten Regionen ist bekannt, dass die Höhe des C-Eintrags durch Wurzeln dem der oberirdischen Streueinträge etwa gleicht (Kleja *et al.* 2007) und dass unter Laubwald die unterirdische Biomasse oft deutlich größer ist als unter Nadelwald (Finér *et al.* 2007). Darüber hinaus ist die Stabilität des über Wurzelstreu und Wurzelexsudate eingetragenen C deutlich größer als der durch die oberirdische Streu eingetragene C (Crow *et al.* 2009). Beide Mechanismen eignen sich zur Erklärung der Unterschiede zwischen den Laub- und den Nadelholzbeständen.

Das in das SGM integrierte Derbholzvolumen hängt nur in geringem Maße mit den C-Vorräten und den Änderungsraten im Auflagehumus zusammen (Abb. I-6-10). Allerdings zeigen die Ergebnisse, dass mit steigendem Derbholzvolumen und einem damit einhergehenden Anstieg des Bestandsalters die C-Vorräte des Auflagehumus ansteigen. Dagegen stellten die meisten Studien kaum Unterschiede im Eintrag von C über den Streufall zwischen verschiedenen Baumarten fest, so dass häufig direkte Auswirkungen auf die C-Vorräte im Auflagehumus nicht nachgewiesen worden sind (Binkley & Valentine 1991, Trum *et al.* 2011, Vesterdal *et al.* 2008). Vielmehr sind als Haupteinflüsse v.a. das Klima und die Bewirtschaftung des Bestands zu nennen, die einen Einfluss auf den Abbau organischer Substanz wie etwa die Aktivität der Zersetzter haben (Augusto *et al.* 2002). Höhere Derbholzvolumen implizieren jedoch auch, dass es seit den letzten größeren Waldbewirtschaftungsmaßnamen eine relative Ruhephase gab, was den Einfluss größerer Störungen ausschließt, was wiederum die Akkumulation von C begünstigt (Schulze *et al.* 1999). Wachstums- und Ertragstafeln legen den Schluss eines Abfalls der Bestandsproduktivität alter Bestände nahe, deren Gleichgewichtszustand sich nach Jahrzehnten einstellt. Untersuchungen von Nadelwaldstandorten belegen einen Anstieg des Auflagehumus mit dem Bestandsalter, wobei sich auch hier ein Gleichgewichtszustand nach mehreren Jahrzehnten einstellt (Böttcher & Springob 2001). Die Altersklassenverteilung der Bestände auf den Standorten verdeutlicht jedoch (Kap. 3.3), dass sich der größte Teil der Bestände in einer Anreicherungsphase und nicht in einem Gleichgewichtszustand befindet. Im Gegensatz zum Auflagehumus zeigt sich für den Mineralboden kein Zusammenhang zwischen dem Derbholzvolumen und den C-Vorräten

(Abb. I-6-11). Untersuchungen zum Einfluss des Bestandsalters – das sich proportional zum Derbholzvolumen verhält – deckten ebenfalls nur marginale Zusammenhänge zum C-Vorrat auf (Böttcher & Springob 2001). Weiterhin ist bekannt, dass das Derbholzvolumen von Nadelbäumen höher als das von Laubbäumen ist, so dass dieser Einfluss durch unterschiedliche Baumarten bedingt sein kann. Hierfür spricht u.a. die höhere C-Akkumulationsleistung des Auflagehumus in Nadelwäldern im Vergleich zu Laubwäldern. Im Mineralboden ergeben sich mit zunehmendem Derbholzvolumen geringere C-Vorräte, da besonders auf den Standorten mit hohen C-Vorräten wie in Böden aus verwittertem Karbonatgestein oder in semiterrestrischen Böden breiter Flusstäler ertragreiche Laubholzbestände etabliert sind, während sich auf den sauren Festgesteinsstandorten im Bergland häufig Nadelwälder finden, die geringere Mengen C speichern. Im Gegensatz zu den Vorräten ergab sich für die Änderungsraten ein schwacher negativer Effekt zwischen Derbholzvolumen und Änderungsraten. Dies ist damit zu erklären, dass sich die Böden unter alten Beständen bereits einem Fließgleichgewicht aus Kohlenstoffzu- und abfuhr angenähert haben, während die Böden unter jüngeren Beständen noch Potenzial aufweisen C zu binden (Covington 1981).

6.7.2 Fremdstoffeinträge

Im ersten bundesweiten BZE-Bericht wurden bereits Disharmonien zwischen pH-Wert, C/N-Verhältnis und Humusform beobachtet, die auf atmogene Einträge von N zurückgeführt wurden (Wolff & Riek 1996). Mit dem SGM unter Verwendung der BZE-Daten lässt sich nun zeigen, dass der im Auflagehumus gespeicherte C positiv mit den N-Depositionen korreliert, während die Änderungsraten der C-Vorräte im Auflagehumus keine Reaktion auf erhöhte N-Depositionen aufweisen (Abb. I-6-10). Im Mineralboden ergeben sich komplexere Zusammenhänge, da sowohl die C-Gehalte und -Vorräte als auch die C-Vorratsänderungen offenbar durch N-Einträge beeinflusst werden (Abb. I-6-11). Dies kann damit erklärt werden, dass der durch Fremdeintrag zusätzlich verfügbare N potentiell die Wachstumsrate des Bestands stimuliert, was zu einer Akkumulation der organischen Bodensubstanz durch höhere Biomasseeinträge führen kann. Weiterhin könnte ein Überangebot an N die Mikroorganismen veranlassen, weniger C abzubauen, um an Nährstoffe heranzukommen. In Langzeitexperimenten wurde gezeigt, dass mit einer erhöhten N-Deposition die Bodenrespiration abnimmt (Bowden *et al.* 2004, Burton *et al.* 2004). Der in dem SGM aufgedeckte Effekt eines den C-Vorrat und die Änderungsraten beeinflussenden N-Eintrags kann jedoch auch auf kollineare Faktoren hindeuten, die bei der Modellierung der N-Deposition eine Rolle spielen (Kap. 2.10). Allerdings ließen sich mögliche Interaktionen z.B. von Höhenlage, geografischer Position oder Bestockungstyp mit den N-Einträgen nicht in das SGM integrieren.

6.7.3 Kalkung von Waldstandorten

Der erste bundesweite BZE-Bericht enthält Hinweise auf eine flächendeckende, weitgehend substratunabhängige Versauerung und Basenverarmung der Oberböden in den Wäldern (Wolff & Riek 1996). In der Durchführung von standortsspezifischen Kalkungsmaßnahmen wurde eine Möglichkeit gesehen, den negativen Folgen der durch Säureeinträge verursachten Bodenversauerung kurzfristig zu entgegnen. Mit der Wiederholungsinventur ist es nun möglich, die Folgen dieser Maßnahmen für den Status und die Veränderungen der C-Vorräte im Auflagehumus und Mineralboden zu untersuchen. Um den Einfluss der Kalkung innerhalb einer vergleichbaren Kulisse untersuchen zu können, wurden ausschließlich gekalkte und nicht gekalkte Standorte auf von den Bundesländern als versauerungsempfindlich ausgewiesenen Standorten ausgewählt. Zusätzlich erfolgte ein Vergleich mit einem versauerungsunempfindlichen Kollektiv. Die Ergebnisse zeigen, dass es mit der Kalkung Veränderungen von C-Vorräten in Auflagehumus und Mineralboden gegeben hat.

Im gekalkten Kollektiv versauerungsempfindlicher Standorte zeigt sich im Auflagehumus eine signifikante jährliche Abnahme der C-Vorräte um 0,19 ± 0,05 t ha^{-1} (Abb. I-6-12a). In den nicht gekalkten Kollektiven auf versauerungsempfindlichen Standorten (Abb. I-6-12b) und auf versauerungsunempfindlichen Standorten (Abb. I-6-12c) sind hingegen positive Änderungen zu verzeichnen, die jedoch nur für die versauerungsunempfindlichen Standorte signifikant sind. Die im Mineralboden akkumulierten C-Vorräte im gekalkten Kollektiv steigen seit der Erstinventur jährlich signifikant um 0,25 ± 0,04 t ha^{-1} in 0-5 cm, um 0,12 ± 0,02 t ha^{-1} in 5-10 cm, um 0,36 ± 0,05 t ha^{-1} in 10-30 cm und um 0,11 ± 0,05 t ha^{-1} in 30-60 cm an. In der untersten Tiefenstufe gab es keine signifikanten Änderungen. Damit werden im gekalkten Kollektiv die C-Verluste im Auflagehumus durch die Zunahmen im Mineralboden mehr als kompensiert. Bezogen auf den C-Vorrat der BZE I im Profil entspricht das einer Zunahme um ~9 %. Im nicht gekalkten Kollektiv varsauerungsempfindlicher Standorte kommt es ebenfalls zu signifikanten jährlichen Zunahmen von C mit 0,11 ± 0,05 t ha^{-1} in 0-5 cm, von 0,07 ± 0,02 t ha^{-1} in 5-10 cm und mit 0,22 ± 0,06 t ha^{-1} in 10-30 cm. Die Zunahmen sind jedoch wesentlich geringer als im gekalkten Kollektiv. Die Abnahme der Werte in den unteren Tiefenstufen ist nicht signifikant. Bezogen auf das Profil zeigt sich eine Zunahme des C-Vorrats um ~6 % im Vergleich zur BZE I. Bei den versauerungsunempfindlichen Standorten ergeben sich sowohl im Auflagehumus mit 0,11 ± 0,04 t ha^{-1} als auch im Mineralboden in 0-5 cm mit 0,23 ± 0,03 t ha^{-1}, in 5-10 cm 0,16 ± 0,02 t ha^{-1} und in 10-30 cm mit 0,20 ± 0,04 t ha^{-1} signifikante Zunahmen der C-Vorräte. Im Unterboden in 30-60 cm und in 60-90 cm sind die Änderungen jedoch nicht signifikant.

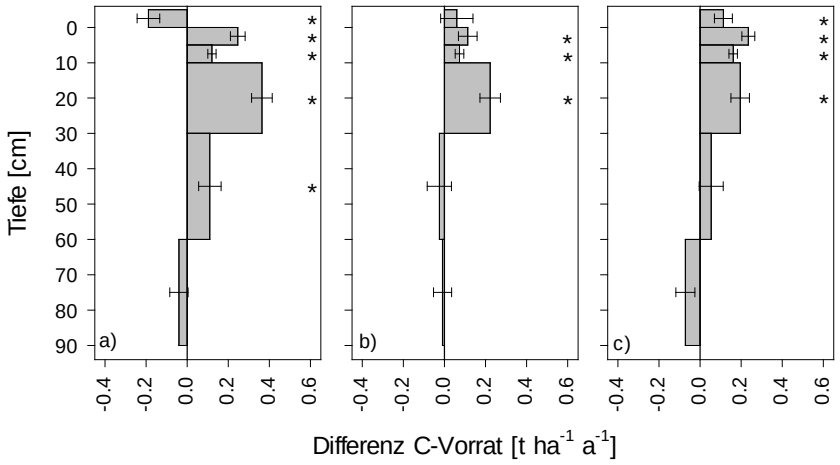


Abb. I-6-12: Tiefenverlauf der jährlichen Änderungsraten der Kohlenstoffvorräte ($_{\Delta}$C-Vorrat) gekalkter (a: N = 265-344) und nicht gekalkter (b: N = 203-240) Standorte innerhalb der Kulisse versauerungsempfindlicher Standorte sowie nicht gekalkter versauerungsunempfindlicher Standorte (c: N = 560-635). *Kennzeichnet signifikante Unterschiede (p < 0,05) basierend auf einem Einstichproben-t-Test mit H0 = 0.

Um innerhalb der Kulisse versauerungsempfindlicher Standorte Wechselwirkungen mit anderen, die Änderungsraten von C-Vorräten beeinflussende Parameter ausschließen zu können, wurde sowohl für den Auflagehumus als auch für den Mineralboden eine multivariate Kovarianz-Analyse (ANCOVA) durchgeführt. Als Eingangsvariablen für den Auflagehumus findet neben dem Kalkungsaspekt der Tongehalt stellvertretend für die Standortsverhältnisse und die Temperatur als Klimavariable Verwendung. Die Ergebnisse zeigen einen deutlichen Einfluss des Tongehalts und der Temperatur auf die Änderungsraten von C-Vorräten (Tab. I-6-4). Im Gegensatz dazu konnte kein Einfluss der Temperatur durch die Strukturgleichungsmodellierung nachgewiesen werden (Abb. I-6-10). Andererseits zeigt die ANCOVA einen deutlichen Effekt bezüglich der Interaktion zwischen Tongehalt und Temperatur. Diese Befunde lassen darauf schließen, dass die Vorratsänderungen im Auflagehumus zwar vom Bodensubstrat abhängt, die Stärke und Richtung des Zusammenhangs aber von der Jahresmitteltemperatur gesteuert wird. Für den Auflagehumus lässt sich anhand der multivariaten Analyse kein Einfluss der Kalkung auf die C-Vorratsänderung bestätigen. Das Modell deckt für den Mineralboden einen Einfluss des Tongehalts und der N-Deposition auf die Änderungsrate auf (Abb. I-6-11). Mit der ANCOVA wurde dieser Befund innerhalb der Kulisse versauerungsempfindlicher Standorte unter Berücksichtigung der Kalkung überprüft (Tab. I-6-5). Abgesehen von einem signifikanten Einfluss der Kalkung auf die Änderungsrate ergeben sich signifikante Interaktionen zwischen dem Tongehalt und der Kalkung sowie zwischen dem Tongehalt und der N-Deposition. Dieser Befund deutet darauf hin, dass die Kalkung die Akkumulation von C im Mineralboden fördert, Richtung und Stärke des Zusammenhangs jedoch vom Tongehalt bzw. von der N-Deposition abhängt. Das SGM bestätigt diese Befunde, da es die indirekten positiven, jedoch auch die direkten negativen Abhängigkeiten aufdeckt. Die Ergebnisse der multivariaten Analysen deuten darauf hin, dass Standorte mit geringem Tongehalt mit einer Akkumulation von C auf die Kalkung reagieren, während Standorte

mit hohem Tongehalt C infolge der Kalkung verlieren. Ähnliches gilt für die N-Deposition. Dies legt den Schluss nahe, dass Standorte die sowohl gekalkt als auch durch hohe N-Einträge geprägt sind, sich bezüglich des Umsatzes von organischer Substanz anders verhalten als Standorte die entweder nur gekalkt oder nur hohe N-Einträge erfahren.

Tab. I-6-4: Ergebnisse einer Kovarianz-Analyse (ANCOVA) zum Einfluss von Tongehalt, Temperatur und Kalkung auf die Änderungsraten von Kohlenstoffvorräten im Auflagehumus.

Variablen	DF	MSE (Typ III)	F-Wert	*p*-Wert
Tongehalt	1	18,800	17,02	**<0,0001**
Temperatur	1	26,552	24,04	**<0,0001**
Kalkung	1	0,004	0,04	0,8433
Tongehalt*Temperatur	1	21,680	19,63	**<0,0001**
Tongehalt*Kalkung	1	1,437	1,30	0,2544
Temperatur*Kalkung	1	0,239	0,22	0,6422

DF = Freiheitsgrade, MSE = Mittlerer quadratischer Fehler.

Tab. I-6-5: Ergebnisse einer Kovarianz-Analyse (ANCOVA) zum Einfluss von Tongehalt, Stickstoffdeposition und Kalkung auf die Änderungsraten von Kohlenstoffvorräten in den oberen 30 cm des Mineralbodens.

Variablen	DF	MSE (Typ III)	F-Wert	*p*-Wert
Tongehalt	1	6,213	2,77	0,0966
N-Deposition	1	0,107	0,05	0,8273
Kalkung	1	16,030	7,14	**0,0077**
Tongehalt*N-Deposition	1	5,887	2,62	0,1058
Tongehalt*Kalkung	1	17,091	7,61	**0,0059**
N-Deposition*Kalkung	1	11,839	5,27	**0,0219**

DF = Freiheitsgrade, MSE = Mittlerer quadratischer Fehler.

Das durch die Kalkung applizierte Kalzium spielt eine wichtige Rolle im Waldökosystem und kann somit direkt die Vorräte und Flüsse von C beeinflussen. Die Abnahme der C-Vorräte im Auflagehumus auf gekalkten Standorten im Vergleich zu den nicht gekalkten Standorten lässt möglicherweise auf Veränderungen in den mikrobiellen und faunistischen Lebensgemeinschaften schließen. Mit einer Zunahme des pH-Werts und der Kalziumgehalte auf den gekalkten Standorten wird die mikrobielle Aktivität stimuliert (Andersson & Nilsson 2001, Illmer & Schinner 1991) und die Regenwurmabundanz erhöht (Hobbie *et al.* 2006, Reich *et al.* 2005). Andererseits spricht der kräftige Anstieg der C-Vorräte im Mineralboden auf gekalkten Standorten für andere Ursachen. Möglicherweise reduziert nach einer Kalkung die erhöhte Kalziumverfügbarkeit im Mineralboden die Mobilität und Löslichkeit von DOC durch die Bildung von Kationenbrücken, die eine Stabilisierung der organischen Substanz und eine Reduzierung der Zersetzung bewirken, was wiederum zu einer größeren Retention der organischen Substanz führt (Oste *et al.* 2002, Römkens *et al.* 1996). Andere Studien berichten über eine C-Akkumulation im Mineralboden

nach der Kalkung im Zusammenhang mit einer über längere Zeit eingeschränkte Bodenatmung, die lediglich zu Beginn der Kalkung erhöht war (Evers *et al.* 2008, Melvin *et al.* 2013). Die Reduzierung der Bodenatmung lässt vermuten, dass die Kalkung die Beziehung zwischen den mikrobiellen Lebensgemeinschaften und der zu mineralisierenden organischen Substanz beeinflusst. Denkbare Einflüsse der Kalkung auf die Interaktion zwischen Boden und Mikroorganismen wären Veränderungen der mikrobiellen Lebensgemeinschaften, eine veränderte Rekalzitranz der produzierten organischen Substanz oder die physikalische Stabilisierung der organischen Substanz.

6.8 Zusammenschau und Folgerungen

Die Auswertung der BZE-Daten ergibt für den Auflagehumus und den Mineralboden bis in eine Tiefe von 90 cm zwischen 1990 und 2006 eine jährliche Änderungsrate der organischen C-Vorräte von 0,75 t ha^{-1}. Positive Änderungsraten finden sich besonders im Auflagehumus und dem Mineralboden bis in 30 cm Tiefe. Der Unterboden (30-90 cm), dessen Potenzial für die C-Sequestrierung häufig unterschätzt wird, weist dagegen im betrachteten Zeitraum nur marginale Änderungen auf. Dennoch ist der Unterboden in Hinblick auf die Langzeitspeicherung von organischen C in der Klimaberichterstattung von Interesse, da dieser allein 25 % der gesamten C-Vorräte aufweist. So belaufen sich die Gesamtvorräte in Auflagehumus und Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE II im Mittel auf 117,1 t ha^{-1}. Davon sind im Auflagehumus 17 % und im Oberboden (0-30 cm) 58 % des organischen C gespeichert.

Die Ergebnisse zeigen, dass die Speicherung von C im Auflagehumus besonders durch die Baumartenwahl beeinflusst wird, indem unter Laubbaumarten geringere Vorräte auftreten als unter Nadelbaumarten. Im Mineralboden hingegen ist der Einfluss der Baumarten vergleichsweise gering ausgeprägt. Die Hauptgründe dürften einerseits in einem Aciditäts-Effekt und andererseits in einer veränderten Nährstoffverfügbarkeit liegen. Dennoch dürften besonders Laubbaumarten im Vergleich zu Nadelbaumarten für eine höhere C-Speicherung im Unterboden und somit einer langfristigen Stabilisierung prädestiniert sein, da der C-Eintrag in tiefe Bodenbereiche durch eine tiefere Durchwurzelung, eine höhere biologische Aktivität oder durch weniger Störungen aufgrund einer erhöhten Stabilität der Bestände begünstigt wird. Weiterhin ist der C-Vorrat im Mineralboden durch die Standortsverhältnisse wie z.B. der Geologie und der daraus resultierenden Bodenart geprägt. Somit ließen sich durch eine gezielte Selektion von Baumart und Standort die C-Vorräte im Boden erhöhen. Ermöglicht werden könnte dies durch eine stärkere Einbringung von Laubbaumarten besonders auf Lockergesteinsstandorte und/oder nährstoffreicheren Festgesteinsstandorten. Um jedoch die Sequestrierung von C besser verstehen zu können, muss neben der Analyse des C-Eintrags und -Austrags (Mineralisierung, Auswaschung etc.) v.a. eine quantitative Abschätzung der Stabilisierung von organischem C erfolgen, was bisher nur unzureichend untersucht ist.

Neben den durch Baumartenwahl, Bodensubstrat und Textur hervorgerufenen Einfluss auf die Änderungsraten von C zeigt das SGM den zusätzlichen Effekt der N-Deposition. Generell reagieren terrestrische Ökosysteme auf erhöhte N-Einträge, wenn sie N-limitiert sind. Da Waldökosysteme häufig N-limitiert sind, reagieren sie sensitiv auf N-Einträge, indem z.B. die pflanzliche Biomassenproduktion gesteigert und damit der Eintrag von pflanzlicher Streu in den Boden erhöht wird, was wiederum zur Sequestrierung von C führen kann. Ein Grund für die Akkumulation von C wird häufig in der Abnahme der Bodenatmung aufgrund erhöhter N-Einträge gesehen. Allerdings sind die Daten der BZE hinsichtlich der Auswertungsmöglichkeiten für biologische Fragestellungen limitiert. Weiterhin spielen bei der Modellierung von N-Einträgen Kovarianzen etwa die zwischen dem Klima und der N-Deposition eine Rolle. So ist die Höhe der N-Deposition an einem Standort von der Niederschlagsmenge abhängig. Dieser Zusammenhang ließe sich durch vergleichbare Messungen von Stickstockvorräten und -flüssen aufdecken, wenn Klima- und Depositionsaspekte wie etwa im intensiven (Level II)-Monitoring verstärkt separat erfasst werden würden.

Ein weiterer stark diskutierter Aspekt der Waldökologie ist die Anwendung der Kalkung zur Begrenzung der negativen Folgen von Säureeinträgen. Die Ergebnisse zeigen, dass die Kalkung einen Einfluss auf den C-Kreislauf von Waldökosystemen haben kann. Mit der Kalkung erhöht sich der im Mineralboden gespeicherte C, während der Auflagehumus C verliert. Bezogen auf das Profil führt die Kalkung nicht zu einer Abnahme, sondern wie auch auf ungekalkten Standorten zu einer Zunahme der C-Vorräte. In der Diskussion über Auswirkungen der Kalkung auf den Boden-C-Kreislauf finden sich unterschiedliche Aussagen bezüglich der Richtung der Änderungen. Aktuelle Erkenntnisse zeigen, dass sich die Kalkung sowohl stimulierend als auch abschwächend auf die Bodenatmung auswirken kann. Zusätzliche Untersuchungen scheinen zur Identifizierung der wichtigsten, die Umsatzraten der organischen Substanz beeinflussenden Faktoren notwendig zu sein, um den Einfluss der Kalkung besonders auf die Dynamik von mikrobiellen Gemeinschaften sowie auf die Rekalzitranz und physikalische Stabilisierung der organischen Substanz näher beleuchten zu können. Auch in Hinblick darauf, dass weite Gebiete Deutschlands aufgrund säurewirksamer Einträge über einen langen Zeitraum eine flächendeckende, weitgehend substratunabhängige Versauerung und Basenverarmung im Boden erfuhren, ist ein nachhaltiger Einfluss auf die C-Speicherung und die Retention von N zu erwarten. Unter diesem Gesichtspunkt bedarf es u.a. einer vertieften Betrachtung der spezifischen Rolle der durch die Kalkung applizierten Kationen hinsichtlich einer Veränderung der C-Flüsse in Waldökosystemen.

7 Vorräte und Gehalte von Schwermetallen in Waldböden

J. Utermann, C. T. Aydın, N. Bischoff, J. Böttcher, N. Eickenscheidt, J. Gehrmann, N. König, B. Scheler, F. Stange, N. Wellbrock

7.1 Einleitung

Schwermetalle sind aus naturwissenschaftlicher Sicht Metalle mit einer Dichte > 5 g cm^{-3}. In diesem Kapitel werden die Elemente Arsen (As), Blei (Pb), Cadmium (Cd), Chrom (Cr), Kupfer (Cu), Nickel (Ni), Quecksilber (Hg) und Zink (Zn) unter dem Begriff „Schwermetalle“ zusammengefasst, wobei Arsen aus chemischer Sicht ein Halbmetall ist.

In der Geosphäre kommen Schwermetalle naturbedingt in sehr unterschiedlicher Konzentration vor. Die Gehalte variieren primär als Funktion der mineralogischen Zusammensetzung der Ausgangsgesteine. Elemente mit geogen bedingt erhöhten Gehalten finden sich vor allem in Festgesteinsböden. In Deutschland sind geogen erhöhte Elementgehalte insbesondere bei Böden aus periglazialen Lagen über basischen Magmatiten und Metamorphiten (Cr, Ni, Cu, Zn), Tongesteinen (v.a. Lias-Tonstein) (As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn), sauren Metamorphiten (Cu, Ni) und Glimmerschiefer (Cr, Cu, Ni, Zn) sowie Karbonatgesteinen als Folge der Residual-Ton Anreicherung bei Böden des Typs Terra Fusca zu erwarten. Hier treten im Vergleich zu den Oberböden höhere Elementgehalte im lössarmen Unterboden und im Untergrund auf, die sich insbesondere im Falle von Cr und Ni bei den basischen Magmatiten und Metamorphiten deutlich in die Oberböden durchpausen (Utermann *et al.* 2006).

Als Folge des Auskämmeffekts von Bäumen gegenüber luftpfadgetragenen Schadstoffen kommt es vor allem in den Oberböden unter Wald zu verstärkten atmogenen Schwermetalleinträgen. Dies kann sowohl regional als auch überregional zu einer signifikanten Überlagerung der naturbedingt in Böden vorhandenen Schwermetallgehalte führen. Insbesondere leeseitig der großen Schwerindustriezentren z.B. in Nordrhein-Westfalen finden sich regional erhöhte Schwermetallgehalte als Folge der langjährigen industriebürtigen Immissionen (Gehrmann 2013). Auch wenn die Schadstoffemissionen aus Kraftwerken und Stahlverarbeitungsbetrieben mittlerweile deutlich abgesenkt wurden, werden sich die resultierenden Belastungen der Böden noch viele Jahrzehnte nachweisen lassen, da Schwermetalle nicht abgebaut werden und im Boden vergleichsweise langsam migrieren. Überregionale Belastungsmuster in den Oberböden sind vor allem für Blei nachweisbar, da dieses Element bis 1988 über Jahrzehnte durch die Verbrennung von Pb-haltigem Kraftstoff diffus-ubiquitär freigesetzt wurde. In der Folge lassen sich deutschlandweit in den Oberböden der Mittelgebirgslagen unter Wald erhöhte Pb-Gehalte nachweisen (BGR 2016).

Neben den Schwermetallbelastungen durch Industrieemissionen und KFZ-Abgase haben auch der Erzbergbau und das damit verbundene Metallhüttenwesen regional, z.B. im Harz, Mansfelder Land, Rheinischen Schiefergebirge oder Erzgebirge, deutliche Belastungsmuster in den Böden hinterlassen (Wippermann 2000). Vielfach werden ehemalige Abraum- und Schlackenhalden in diesen Gebieten geschützt, da Schwermetallstandorte von der FFH-Richtlinie, Anhang I, erfasst sind (Lebensraumtyp 6130 Schwermetallrasen Violetaliacalaminariae) und zu den nach § 30 BNatSchG gesetzlich geschützten Biotoptypen gehören. Weisen sie keine Schwermetallvegetation auf und bleiben sich selbst überlassen, entwickeln sie sich im Zuge der natürlichen Sukzession zu Waldstandorten mit beachtlicher Schwermetallbelastung (Knolle *et al.* 2011).

Wirkungsseitig zählen einige Schwermetalle (z.B. Cu, Zn) im niedrigen Konzentrationsbereich zu essentiellen Nährstoffen, sie haben mithin ernährungsphysiologische Bedeutung. Bei höheren Konzentrationen werden für die Metalle sowohl ökotoxikologische als auch humantoxikologische Wirkungen nachgewiesen (Ohnesorge & Wilhelm 1991, Wilke *et al.* 2003). Für andere Schwermetalle (z.B. Cd, Pb, Hg) sind ausschließlich toxische Wirkungen bekannt (Litz *et al.* 2015). In der Geosphäre setzen ökotoxikologische Wirkungen der Schwermetalle voraus, dass diese in einer bioverfügbaren Form, also in der Bodenlösung gelöst oder an der Bodenfestphase gebunden, vorliegen. Die in diesem Kapitel diskutierten Schwermetallgehalte wurden mit einer starken Säure („Königswasser“) aus dem Boden extrahiert und repräsentieren somit einen Schwermetallgesamtgehalt. Dieser beinhaltet auch die nicht bioverfügbare oder verlagerbare Fraktion, so dass auf dieser Datenbasis wirkungsseitige Aussagen beschränkt bleiben müssen. Grundsätzlich zeigen Schwermetalle mit Ausnahme der eher anionisch im Boden vorliegenden Elemente (z.B. As) eine Tendenz zu steigender Mobilität/Bioverfügbarkeit mit sinkendem pH-Wert des Bodens. Somit stellen erhöhte Schwermetallgehalte gerade in Böden unter Wald, mit, gegenüber den landwirtschaftlich genutzten Böden, zumeist deutlich niedrigeren pH-Werten, ein erhöhtes Risiko sowohl gegenüber der Biosphäre als auch im Hinblick auf die Verlagerung in Richtung des Grundwassers dar. Die verschiedenen Schwermetalle werden unterschiedlich stark an mineralischen Oberflächen adsorbiert und können abhängig vom pH-Wert auch als schwerlösliche Oxide, Hydroxide, Carbonate oder in anderer Form ausgefällt werden. Die Adsorptionsstärke nimmt in der Reihenfolge Cd, Zn < Cu < Ni, Cr < Pb tendenziell zu. Auch die Komplexierung der Schwermetalle mit Huminstoffen ist unterschiedlich ausgeprägt; Cd und Zn bilden nur schwache Komplexe, während Pb, Cr, Ni und Cu stabile Komplexe bilden, wobei Cu stärker an niedermolekulare und Pb an höhermolekulare Huminstoffe und Abbauprodukte gebunden wird (König *et al.* 1986). So wirken sich sowohl die Adsorption als auch die Komplexierung in Abhängigkeit vom pH-Wert auf die Verlagerung der Schwermetalle Richtung Grundwasser aus.

Die Datensätze aus der BZE I beschränken sich bundesweit auf Untersuchungen der Schwermetallgehalte in der organischen Auflage. In der BZE II wurden zusätzlich an allen Probenahmepunkten die Schwermetallgehalte in den ersten beiden Tiefenstufen (0-5 cm, 5-10 cm) des Mineralbodens und an ausgewählten Standorten auch über die gesamte Profiltiefe erfasst. Vergleichende Untersuchungen zwischen der BZE I und der BZE II sind folglich auf der

bundesweiten Skala nur für die organischen Auflagen möglich. Für die Einbeziehung des Mineralbodens wird deshalb exemplarisch auf Daten aus Nordrhein-Westfalen zurückgegriffen, da für dieses Bundesland auch Schwermetallgehalte für die ersten beiden Tiefenstufen des Mineralbodens aus der BZE I vorliegen.

7.2 Schwermetallvorräte in den Auflagen/Mineralböden

7.2.1 Status und Tiefengradienten

In den Abb. I-7-1 bis Abb. I-7-4 sind für alle untersuchten Schwermetalle die Tiefengradienten der Vorräte (Auflage, 0-5 cm, 5-10 cm) sowie für die Elemente Pb, Cd, Cu, Cr, Ni und Zn die Differenz zwischen BZE I und BZE II (Auflage) in Form von Boxplots abgebildet. Die Boxplots sind wie folgt definiert: unteres Quartil (25. Perzentil), Median, oberes Quartil (75. Perzentil) sowie unterer und oberer Whisker (niedrigster bzw. höchster Wert innerhalb des 1,5-fachen Interquartilabstands vom unteren bzw. oberen Quartil beginnend). Ausreißer werden graphisch nicht abgebildet, fließen aber in die Berechnung der Boxplots mit ein. Das arithmetische Mittel ist anhand einer Raute markiert. Bei Mittelwertangaben oder -vergleichen wird sich auf den Median bezogen, wenn nicht anders formuliert. Die Elemente As und Hg wurden in der BZE I nicht flächendeckend im Bundesgebiet analysiert, so dass keine Differenz zwischen BZE I und BZE II angegeben werden kann. Während Daten der BZE II für alle Tiefenstufen eingehen, können Daten der BZE I nur für die Auflage berücksichtigt werden, da der Mineralboden im Rahmen der BZE I nicht deutschlandweit auf Schwermetalle untersucht wurde. Je Abbildung werden zwei Schwermetalle dargestellt; die Gruppierung orientiert sich an vergleichbaren Vorräten der jeweiligen Elemente.

Alle untersuchten Schwermetalle besitzen hinsichtlich der Vorräte eine rechtsschiefe Verteilung, da für alle Elemente einzelne Messwerte mit sehr hohen Werten vorkommen. Das obere Quartil und der obere Whisker sind daher deutlich weiter vom Median entfernt, als das untere Quartil und der untere Whisker. Aus dem gleichen Grund ist das arithmetische Mittel bei allen Schwermetallen größer als der Median (Abb. I-7-1 bis Abb. I-7-4).

Je nach Element sind die Vorräte in ihrer Größenordnung sowie in ihrem Tiefenverlauf unterschiedlich, wobei die Vorräte der Auflage aufgrund der im Vergleich zum Mineralboden fehlenden geogenen Komponente gewöhnlich geringer sind als im Mineralboden. Den geringsten Vorrat, sowohl in der Auflage als auch im Mineralboden, weisen Hg und Cd auf (BZE II, Auflage, Median, Cd: 0,02 kg ha^{-1}, Hg: 0,01 kg ha^{-1}) (Abb. I-7-3), gefolgt von As und Cu (BZE II, Auflage, Median, As: 0,14 kg ha^{-1}, Cu: 0,63 kg ha^{-1}) (Abb. I-7-1) sowie Ni und Cr (BZE II, Auflage, Median, Ni: 0,34 kg ha^{-1}, Cr: 0,43 kg ha^{-1}) (Abb. I-7-4, Kartenband Kap. 7.1). Die höchsten Vorräte besitzen Pb und Zn (BZE II, Auflage, Median, Pb: 2,58 kg ha^{-1}, Zn: 2,86 kg ha^{-1}) (Abb. I-7-2, Kartenband Kap. 7.1). Die Elemente Ni, Cr und As haben in der Auflage deutlich geringere Vorräte als im Mineralboden, was für Ni und Cr auf einen primär geogenen Ursprung hindeutet. Für As ist

zu berücksichtigen, dass dieses Element anionisch im Boden vorliegt und daher schwach in der Auflage gebunden wird, so dass eine rasche Verlagerung in den Mineralboden möglich ist. Die Elemente Ni, Cr, As und Zn weisen die höchsten Vorräte in 5-10 cm auf, was (außer für As) als weiterer Hinweis auf primär geogene Herkunft gedeutet wird. Die Elemente Pb und Hg besitzen die höchsten Vorräte hingegen in 0-5 cm und nehmen in 5-10 cm Tiefe wieder ab, was auf eine deutliche anthropogene Überprägung (atmogene Quellen) der geogen bedingt vorhandenen Vorräte hindeutet. Weniger deutlich ist dieser Trend für Cd und Cu, welche im Mittel ähnliche Vorräte für 0-5 cm und 5-10 cm aufweisen.

Der Vorrat in den Auflagen hat für alle Schwermetalle zwischen BZE I und BZE II im Mittel abgenommen, dies sehr deutlich für Pb. Dabei ist die Vorratsabnahme im Mittel (arithmetisches Mittel) für alle untersuchten Schwermetalle (Pb, Cd, Cu, Cr, Ni, Zn) signifikant (Kap. 7.2.3).

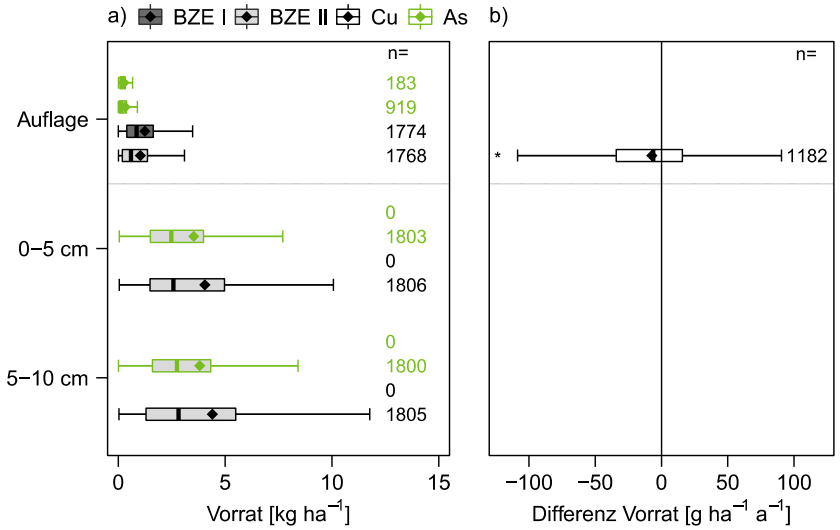


Abb. I-7-1: Tiefengradienten (a) sowie Differenz (b) der Vorräte zwischen BZE I und BZE II für die Elemente Kupfer (Cu) und Arsen (As). Signifikante Unterschiede des arithmetischen Mittels ($p \leq 0{,}05$) zwischen BZE I und BZE II sind mit einem Stern markiert. Moorstandorte werden für die Differenz zwischen BZE I und BZE II nicht berücksichtigt. Die Daten für Arsen sind in der Auflage nicht flächenrepräsentativ für das Bundesgebiet. Da es für Arsen keine Daten im gepaarten Datenkollektiv (BZE I/BZE II) gibt, ist keine Differenz angegeben.

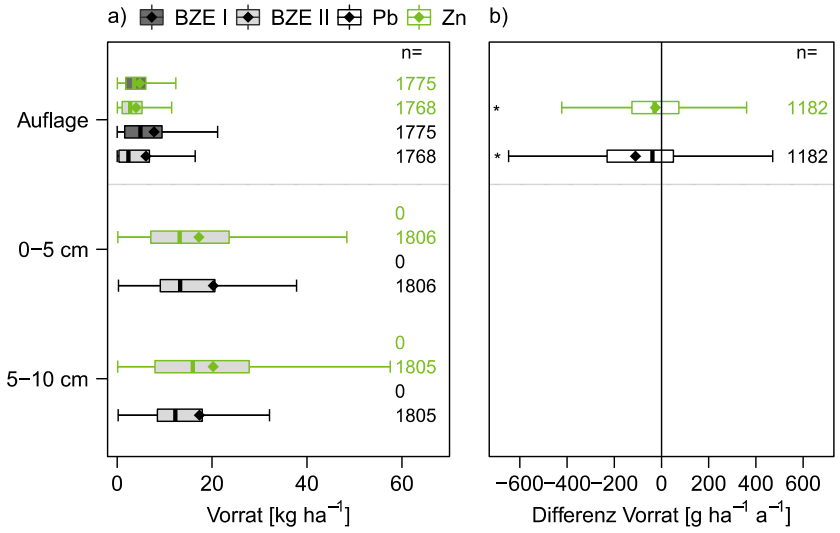


Abb. I-7-2: Tiefengradienten (a) sowie Differenz (b) der Vorräte zwischen BZE I und BZE II für die Elemente Blei (Pb) und Zink (Zn). Signifikante Unterschiede des arithmetischen Mittels ($p \leq 0{,}05$) zwischen BZE I und BZE II sind mit einem Stern markiert. Moorstandorte werden für die Differenz zwischen BZE I und BZE II nicht berücksichtigt.

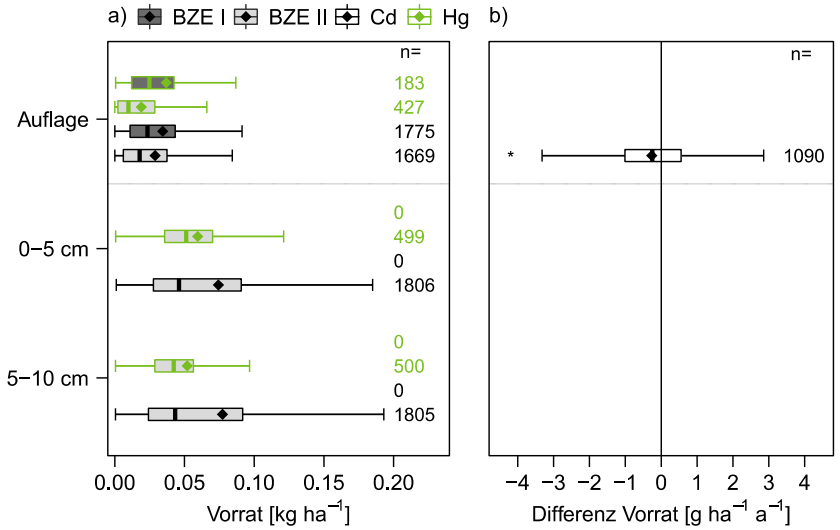


Abb. I-7-3: Tiefengradienten (a) sowie Differenz (b) der Vorräte zwischen BZE I und BZE II für die Elemente Cadmium (Cd) und Quecksilber (Hg). Signifikante Unterschiede des arithmetischen Mittels ($p \leq 0{,}05$) zwischen BZE I und BZE II sind mit einem Stern markiert. Moorstandorte werden für die Differenz zwischen BZE I und BZE II nicht berücksichtigt. Für Cadmium können Daten aus Thüringen nicht berücksichtigt werden. Die Daten für Quecksilber sind nicht flächenrepräsentativ für das Bundesgebiet. Da es für Quecksilber keine Daten im gepaarten Datenkollektiv (BZE I/BZE II) gibt, ist keine Differenz angegeben.

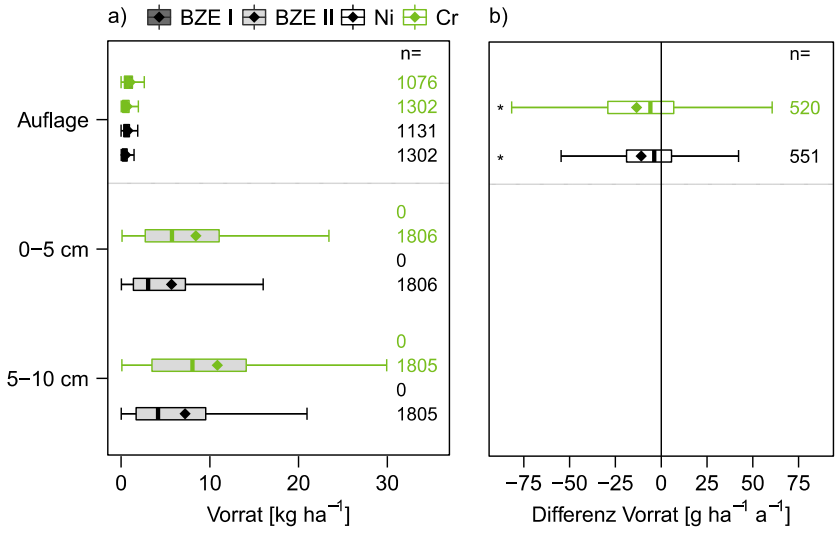


Abb. I-7-4: Tiefengradienten (a) sowie Differenz (b) der Vorräte zwischen BZE I und BZE II für die Elemente Nickel (Ni) und Chrom (Cr). Signifikante Unterschiede des arithmetischen Mittels ($p \leq 0{,}05$) zwischen BZE I und BZE II sind mit einem Stern markiert. Moorstandorte werden für die Differenz zwischen BZE I und BZE II nicht berücksichtigt. Die Daten für Nickel und Chrom sind in der Auflage nicht flächenrepräsentativ für das Bundesgebiet.

In den folgenden Abschnitten werden die Ergebnisse für Pb und Ni beispielhaft für ein eher anthropogen (Pb) bzw. geogen (Ni) geprägtes Element näher erläutert. In den Analysen wurden jedoch alle Schwermetalle berücksichtigt und entsprechende Abbildungen zu sämtlichen Schwermetallen finden sich im Kartenband in den Kapitel 7.2 bis 7.29. Falls einzelne Elemente von typischen Mustern, wie sie bei Pb und Ni zu finden sind, abweichen, wird dies näher erläutert.

7.2.2 Räumliche Verteilungen

Auflagehumus

Die räumliche Verteilung der Schwermetallvorräte im Auflagehumus ist in Abb. I-7-5 exemplarisch für Pb dargestellt. Dazu werden die bestimmten Vorräte in sechs Perzentilklassen eingeteilt. Die Unterschiede zwischen den Vorräten der einzelnen Elemente sind vergleichsweise gering, da die Schwermetallvorräte in besonderem Maße von den Humusvorräten bestimmt werden. Auf Unterschiede zwischen den Schwermetallen in der Auflage wird daher in Kapitel 7.3 eingegangen.

Der Zusammenhang zwischen Humusvorräten und Vorräten der Schwermetalle wird auch durch einen Vergleich mit der Karte der Humusvorräte (Kap. 6) deutlich. So weist der mächtige Auflagehumus saurer Mittelgebirgsböden (z.B. Harz, Hunsrück, Thüringer und Bayerischer Wald) deutlich höhere Schwermetallvorräte auf, als kalkreiche Regionen mit geringmächtigerem

Auflagehumus (z.B. Schwäbische Alb, Fränkische Alb, Niedersächsisches Bergland). Die Böden des Norddeutschen Tieflands zeigen im Vergleich zu den Mittelgebirgsstandorten eine hohe kleinräumige Variabilität bezüglich der Schwermetallvorräte in der Auflage. Den Zusammenhang zwischen Schwermetallvorräten in der Auflage und dem Humusvorrat zeigt auch Abb. I-7-6 am Beispiel Pb. Dementsprechend haben geringmächtigere Humusformen geringere Schwermetallvorräte als Humusformen mit mächtigen Lagen. Für alle Schwermetalle gilt daher die Zunahme des Vorrats in der Reihenfolge MU < MOM < MOT < MR < RO (Anhang Abb. A-7-6 bis Abb. A-7-11).

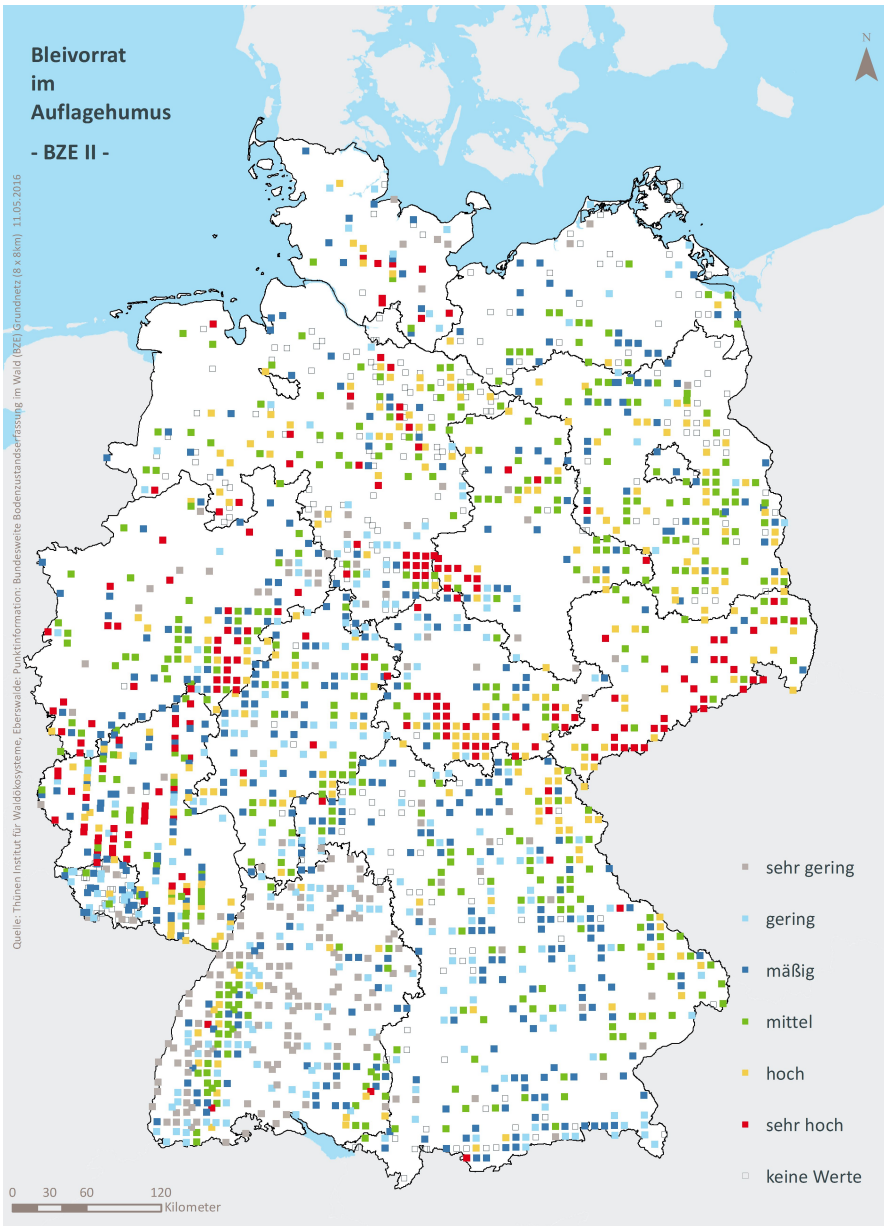


Abb. I-7-5: Einteilung der bestimmten Schwermetallvorräte in der Auflage in sechs Perzentilklassen (Kartenband Tab. II-7-33) für die Waldböden der Bundesrepublik Deutschland am Beispiel Blei.

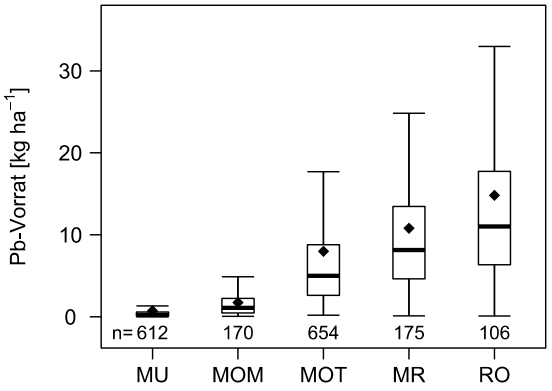


Abb. I-7-6: Blei-Vorrat [kg ha^{-1}] in der Auflage differenziert nach Humusform. MU = Mull, MOM = mullartiger Moder, MOT = typischer Moder, MR = rohhumusartiger Moder, RO = Rohhumus.

Mineralboden

Im Vergleich zu den Vorräten im Auflagehumus werden die Schwermetallvorräte im mineralischen Oberboden viel stärker durch die Schwermetallgehalte geprägt. Dies ist verständlich, da die Trockenrohdichte, mit Ausnahme der organischen Böden, verglichen mit den Schwermetallgehalten in einem viel engeren Bereich schwankt. Durch den Vergleich von Abb. I-7-7 und Abb. I-7-19 wird dies am Beispiel Ni deutlich.

Für die Ni-Vorräte in der obersten Mineralbodenschicht (0-5 cm), wie auch für Cr- und Zn-Vorräte, die eine sehr ähnliche Verteilung zeigen (Kartenband Karte II-7-16 und Karte II-7-28), wird eine Zweiteilung Deutschlands sichtbar. Während das Norddeutsche Tiefland ganz überwiegend Standorte mit einer Zuteilung zu den ersten drei Klassen (0-10 %, 10-25 % und 25-50 %) aufweist, fallen die Standorte im Süden Deutschlands (Mittelgebirge, Alpenvorland, Alpen) überwiegend in die hohen Klassen (50-75 %, 75-90 % und 90-100 %). Dabei weisen die Mineralböden der Wälder im Pfälzer Wald, Odenwald/Spessart und dem nördlichen Schwarzwald im Vergleich zu den anderen Mittelgebirgswäldern geringere Vorräte (und auch Gehalte) auf (Abb. I-7-19). Dies ist in guter Übereinstimmung mit der Verteilung der im Bodenatlas Deutschland dargestellten Hintergrundwerte für Ni im Oberboden (BGR 2016). Auch die Vorräte der Elemente As und Pb zeigen eine ähnliche Verteilung (Kartenband Karten II-7-4 und II-7-8), allerdings mit höheren Klassen für die Standorte im Erzgebirge, im Süderbergland und vereinzelt im Schleswig-Holsteinischen Hügelland. Für das Schleswig-Holsteinische Hügelland befinden sich auch die Cu-Vorräte einiger Standorte in den höheren Perzentilklassen (Kartenband Karte II-7-20). Die Verteilung der Cd-Vorräte (Kartenband Karte II-7-12) zeigt insgesamt eine etwas höhere kleinräumige Variabilität, so treten z.B. auch im Norddeutschen Tiefland verstärkt Vertreter der höheren Klassen auf. Besonders deutlich wird dies im Gebiet der Lüneburger Heide, in der die Klassen 50-75 % und 75-90 % überwiegen.

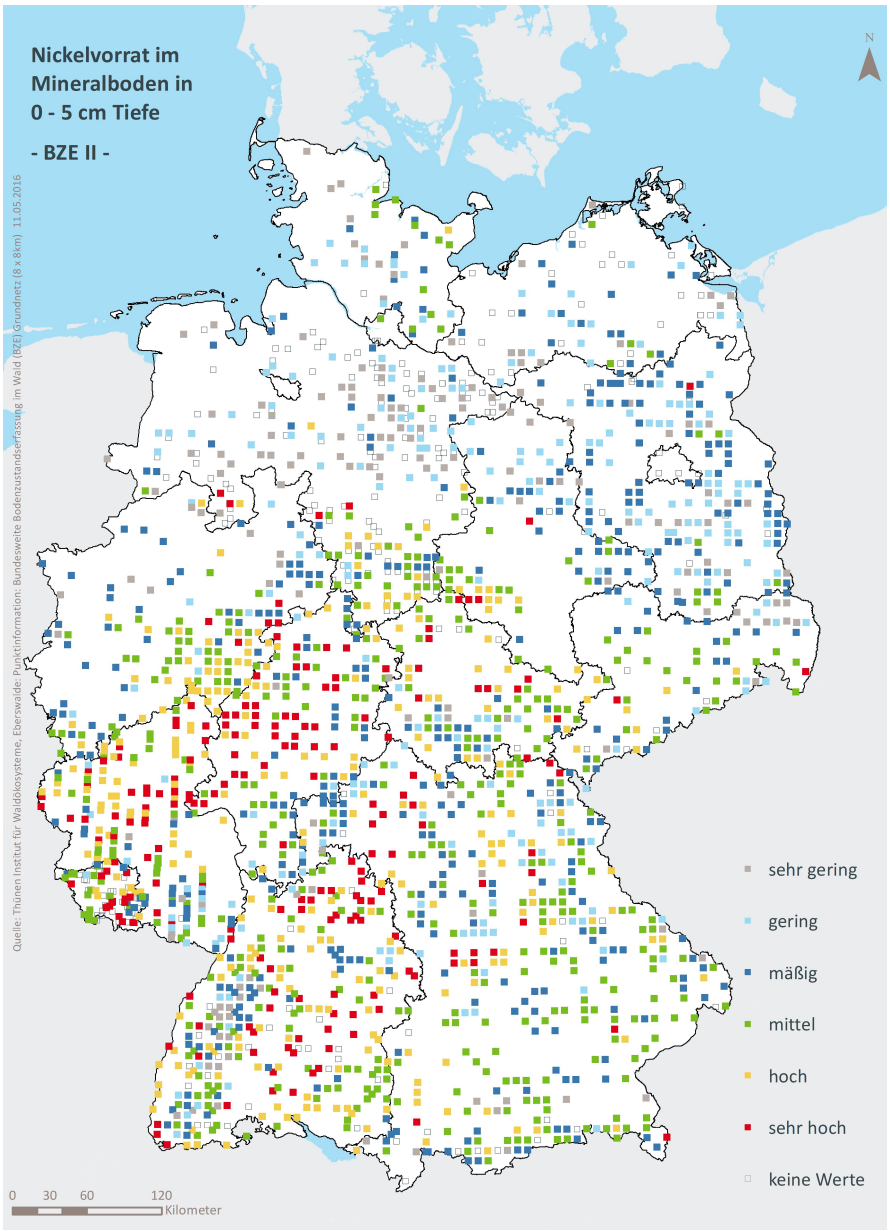


Abb. I-7-7: Einteilung der bestimmten Schwermetallvorräte in der ersten Schicht (0-5 cm) des Mineralbodens in sechs Perzentilklassen (Kartenband Tab. II-7-50) für die Waldböden der Bundesrepublik Deutschland am Beispiel Nickel.

7.2.3 Veränderung der Schwermetallvorräte

Die Differenzen der Vorräte in der Auflage zwischen BZE I und BZE II werden anhand des gepaarten Stichprobenkollektivs berechnet. Da für die Elemente As und Hg keine gepaarten Messungen vorliegen, kann hier nicht auf die Differenzen der Vorräte dieser Elemente eingegangen werden. Die Tab. I-7-1 zeigt die Veränderung der Schwermetallvorräte in der Auflage zwischen BZE I und BZE II für das gesamte Bundesgebiet. Es wird deutlich, dass die

Vorräte aller untersuchten Schwermetalle (Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Zn) sowie des Auflagehumus abgenommen haben. Die größte Vorratsabnahme zeigt Pb mit −33 %, während die Elemente Cd, Cr, Cu und Ni bei etwa −20 % liegen. Die Vorratsabnahme für Zn ist im Vergleich zu den übrigen Schwermetallen am geringsten (−11 %). Insgesamt übersteigt die Abnahme der Schwermetallvorräte jene des Auflagehumus, die im Mittel nur −2 % beträgt.

Tab. I-7-1: Mittlere Vorräte (kg ha^{-1}) der Schwermetalle in der Auflage sowie Vorrat des Auflagehumus des gepaarten Stichprobenkollektivs für BZE I und BZE II sowie Differenz und Veränderung (%).

	Pb	Cd	Cr	Cu	Ni	Zn	Auflage
Median BZE I	4,49	0,024	0,67	0,83	0,48	3,22	47909
Median BZE II	3,01	0,019	0,52	0,68	0,39	2,86	47024
BZE II - BZE I	−1,47	−0,005	−0,14	−0,15	−0,09	−0,36	−885
Veränderung	−33 %	−20 %	−22 %	−18 %	−20 %	−11 %	−2 %
n	1183	1091	520	1183	551	1183	1224

Die Abb. I-7-8 zeigt am Beispiel Pb die Veränderung der Schwermetallvorräte zwischen BZE I und BZE II in g ha^{-1} a^{-1} differenziert nach Humusformen. Dieses Muster findet sich bei allen untersuchten Schwermetallen (Cd, Cr, Cu, Ni, Zn). Die Streuung der absoluten Differenzen der Schwermetallvorräte zwischen BZE I und BZE II nimmt mit abnehmender Mächtigkeit der Humusform ab (MU < MOM < MOT < MR < RO). Grund dafür sind die generell größeren Schwermetallvorräte in mächtigen Humusformen. Im Mittel haben die Schwermetallvorräte des Auflagehumus zwischen BZE I und BZE II am stärksten in der Humusform MOM abgenommen (Pb: −96,3 g ha^{-1} a^{-1}). Im Allgemeinen zeigt geringmächtiger Auflagehumus (MU, MOM) eine Abnahme der Schwermetallvorräte, während in mächtigerem Auflagehumus (RO) eher eine Zunahme der Schwermetallvorräte festgestellt werden kann.

Die Differenz des Vorrats der Schwermetalle und des Auflagehumus pro Jahr relativ zum Gesamtvorrat je Humusform zeigt Abb. I-7-9 beispielhaft für Pb. Es wird deutlich, dass die Streuung der Differenzen differenziert nach Humusformen nun vergleichbar ist. Die Differenzen der Vorräte korrelieren mit den Humusformen, mit den stärkeren Vorratsabnahmen in geringmächtigen Humusformen (Pb, MU: −5,0 %, MOM: −4,2 %) und leichten Vorratszunahmen in mächtigeren Humusformen (Pb, RO: 0,9 %). Die Abnahme der Schwermetallvorräte in den Humusformen MU und MOM ist ein Hinweis auf eine Verminderung der atmogenen Schwermetalleinträge im Zeitraum zwischen BZE I und BZE II, da sich diese Humusformen (durch ihre rasche Mineralisierung) seit der BZE I wahrscheinlich vollständig erneuert haben und demnach den aktuellen (Zeitpunkt kurz vor der BZE II) Zustand des Schwermetalleintrags zeigen. Insgesamt ist die Abnahme der Schwermetallvorräte relativ zur Abnahme des Humusvorrats stärker und die Zunahme der Schwermetallvorräte relativ zur Zunahme des Humusvorrats geringer. Auch das deutet darauf hin, dass die Veränderung der Schwermetallvorräte nicht einzig auf die Veränderung der Humusvorräte zurückzuführen ist, sondern zusätzlich eine Verlagerung

in den Mineralboden und/oder eine Verminderung der atmogenen Deposition stattgefunden hat. Dies ist am deutlichsten für Pb, Cr und Ni und etwas abgeschwächt für Cu und Zn (Anhang Abb. A-7-17 bis Abb. A-7-20). Am geringsten ist dieser Befund für Cd ausgeprägt (Abb. I-7-10).

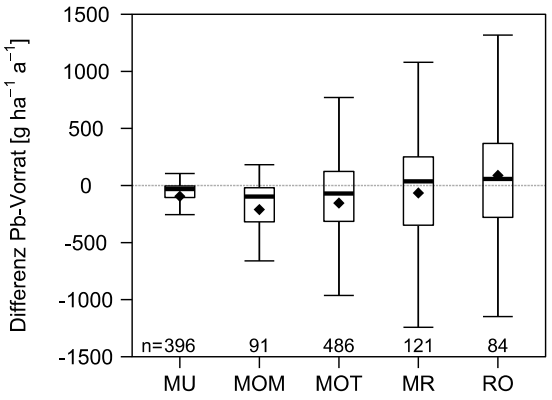


Abb. I-7-8: Veränderung des Blei-Vorrats [g ha^{-1} a^{-1}] in der Auflage zwischen BZE I und BZE II in Abhängigkeit der Humusform. MU = Mull, MOM = mullartiger Moder, MOT = typischer Moder, MR = rohhumusartiger Moder, RO = Rohhumus.

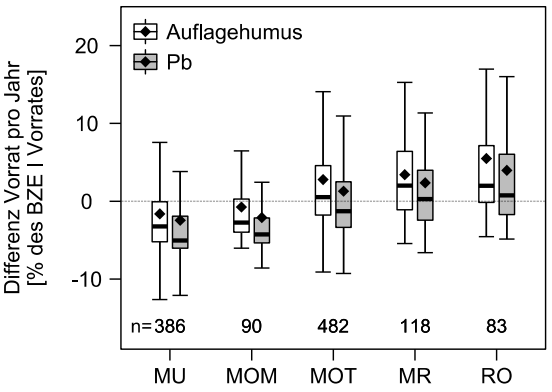


Abb. I-7-9: Veränderung des Vorrats zwischen BZE I und BZE II pro Jahr [% des BZE I Vorrats] für den Auflagehumus und Blei in Abhängigkeit der Humusform. Neun Standorte mit einer Veränderung des Blei-Vorrats pro Jahr > 100 % wurden als Ausreißer entfernt. MU = Mull, MOM = mullartiger Moder, MOT = typischer Moder, MR = rohhumusartiger Moder, RO = Rohhumus.

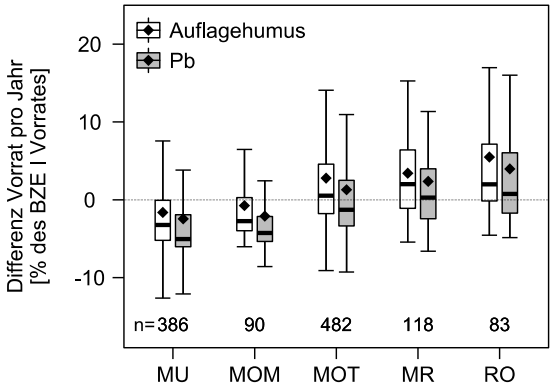


Abb. I-7-10: Veränderung des Vorrats zwischen BZE I und BZE II pro Jahr [% des BZE I Vorrats] für den Auflagehumus und Cadmium in Abhängigkeit der Humusform. Drei Standorte mit einer Veränderung des Cadmium-Vorrats pro Jahr > 100 % wurden als Ausreißer entfernt. MU = Mull, MOM = mullartiger Moder, MOT = typischer Moder, MR = rohhumusartiger Moder, RO = Rohhumus.

Die bei der Betrachtung der Veränderung der Schwermetallvorräte in der Auflage erkennbare Abnahme der atmogenen Schwermetalldeposition im Zeitraum zwischen BZE I und BZE II bestätigt sich in den Abb. I-7-11 und Abb. I-7-12 für die Elemente Pb und Cd. Hier ist differenziert nach Baumarten und Flächen die deutliche Abnahme der Einträge von Pb und Cd auf 20 Versuchsflächen in Niedersachsen und Hessen zwischen 1982 und 2014 dargestellt. Die Gesamteinträge (Kronentraufe + Streufall + Stammablauf) liegen etwa 30-50 % höher als die reinen Kronentraufeeinträge (Keuffel-Türk *et al.* 2012).

Einfluss der Kalkung auf Veränderungen der Schwermetallvorräte in der Auflage

Die Abb. I-7-13 und Abb. I-7-14 stellen den Effekt der Kalkung auf die Schwermetallvorräte in der Auflage dar. Die Kalkung bewirkt im Auflagehumus je nach Humusform einen Humusvorratsabbau bzw. eine Verminderung des Zuwachses mit einer Verlagerung der organischen Substanz in den oberen Mineralboden (Kap. 6). Der Effekt des Schwermetall-Vorratsabbaus wird durch die Kalkung etwas verstärkt. Sie bewirkt also tendenziell eine Abnahme der Schwermetallvorräte im Auflagehumus. Dies gilt nahezu für alle Elemente gleich und ist etwas stärker ausgeprägt bei mächtigen Humusformen wie z.B. Rohhumus (Anhang Abb. A-7-21 bis Abb. A-7-24). Bei Pb ist die Wirkung der Kalkung im Rohhumus am geringsten, was möglicherweise mit der starken Komplexbildung des Pb und der gleichzeitigen pH-Anhebung zusammenhängt.

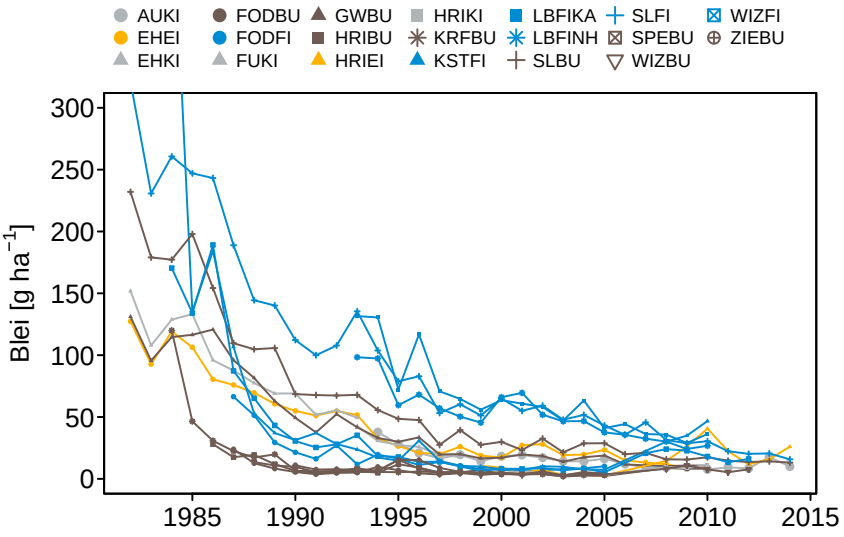


Abb. I-7-11: Einträge von Blei mit der Kronentraufe auf 20 niedersächsischen und hessischen Versuchsflächen: rot = Buchenflächen (BU), blau = Fichtenflächen (FI), grau = Kiefernflächen (KI), gelb = Eichenflächen (EI); Standorte: AU = Augustendorf, FOD = Fürth/Odw, GW = Göttinger Wald, HRI = Hessisches Ried, LB = Lange Bramke (KA = Kamm, NH = Nordhang), WIZ = Witzenhausen, EH = Ehrhorn, SPE = Spessart, ZIE = Zierenberg, KR = Krofdorf, KST = Königstein.

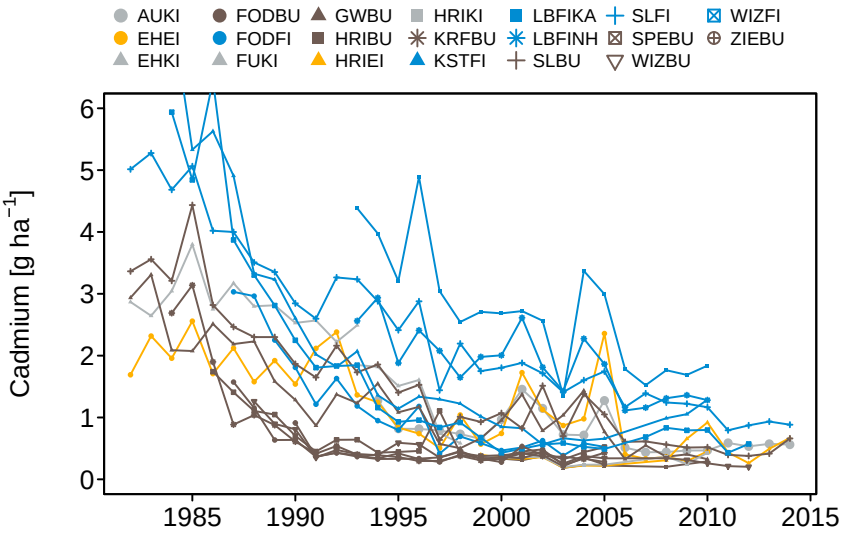


Abb. I-7-12: Einträge von Cadmium mit der Kronentraufe auf 20 niedersächsischen und hessischen Versuchsflächen: rot = Buchenflächen (BU), blau = Fichtenflächen (FI), grau = Kiefernflächen (KI), gelb = Eichenflächen (EI); Standorte: AU = Augustendorf, FOD = Fürth/Odw, GW = Göttinger Wald, HRI = Hessisches Ried, LB = Lange Bramke (KA = Kamm, NH = Nordhang), WIZ = Witzenhausen, EH = Ehrhorn, SPE = Spessart, ZIE = Zierenberg, KR = Krofdorf, KST = Königstein.

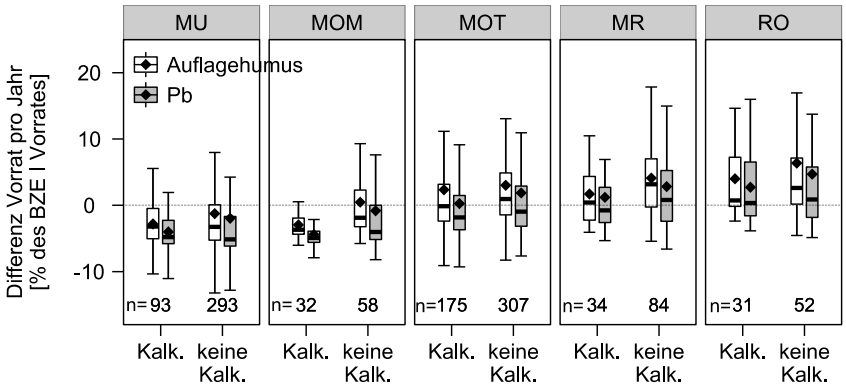


Abb. I-7-13: Veränderung des Vorrats zwischen BZE I und BZE II pro Jahr [% des BZE I Vorrats] für den Auflagehumus und Blei in Abhängigkeit der Humusform sowie getrennt nach Standorten, welche zwischen BZE I und BZE II gekalkt wurden (Kalk.) und welche keine Kalk (keine Kalk.) erfahren haben. Neun Standorte mit einer Veränderung des Blei-Vorrats pro Jahr > 100 % wurden als Ausreißer entfernt. MU = Mull, MOM = mullartiger Moder, MOT = typischer Moder, MR = rohhumusartiger Moder, RO = Rohhumus.

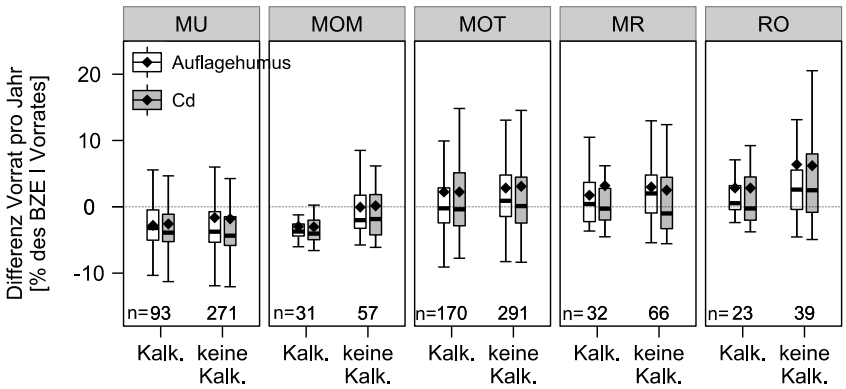


Abb. I-7-14: Veränderung des Vorrats zwischen BZE I und BZE II pro Jahr [% des BZE I Vorrats] für den Auflagehumus und Cadmium in Abhängigkeit der Humusform sowie getrennt nach Standorten, welche zwischen BZE I und BZE II gekalkt wurden (Kalk.) und welche keine Kalk (keine Kalk.) erfahren haben. Drei Standorte mit einer Veränderung des Cadmium-Vorrats pro Jahr > 100 % wurden als Ausreißer entfernt. MU = Mull, MOM = mullartiger Moder, MOT = typischer Moder, MR = rohhumusartiger Moder, RO = Rohhumus.

Vorratsveränderungen im Boden (Auflage und Oberboden) am Beispiel der BZE-Punkte Nordrhein-Westfalen

Für die Interpretation der Veränderung der Schwermetallvorräte zwischen BZE I und BZE II müssen auch die Veränderungen im Mineralboden berücksichtigt werden. Während für das gesamte Bundesgebiet Schwermetalldaten für den Mineralboden lediglich aus der BZE II vorhanden sind, fand in Nordrhein-Westfalen die Analyse von Schwermetallen im Mineralboden sowohl für die BZE I als auch für die BZE II statt. Somit können in Nordrhein-Westfalen Veränderungen der Schwermetallvorräte zwischen BZE I und BZE II auch für den Mineralboden betrachtet werden.

Die Vollstichprobe der BZE II setzt sich in Nordrhein-Westfalen aus dem bundesweiten Raster 8 x 8 km und einer Rasterverdichtung auf 4 x 4 km in den Wäldern des Tieflands sowie im Wuchsbezirk Egge zusammen. Orientiert am mittleren Inventurjahr der BZE I und BZE II, beziehen sich die nachfolgenden Inventurvergleiche auf eine Zeitspanne von 17 Jahren.

Zur Berechnung der Vorräte werden die Humusmengen des Auflagehumus sowie die Humusgehalte im Mineralboden, die bei der BZE I und BZE II direkt gemessen wurden, zugrunde gelegt. Die Feinbodenmenge des Mineralbodens wurde allerdings für jeden Inventurpunkt nur einmalig bestimmt und danach als konstante Größe in den Inventurvergleich übernommen.

Im Auflagehumus haben die Schwermetallvorräte zwischen der BZE I und der BZE II durchgängig abgenommen (Tab. I-7-2). Am deutlichsten sind die Veränderungen bei Pb und Hg zu erkennen. Die mittleren Vorräte haben sich gegenüber der BZE I um 59 % bei Pb bzw. 51 % bei Hg verringert. Die Vorräte der übrigen Schwermetalle sind im gleichen Zeitraum zwischen 33 % bei Cd und 46 % bei Cr zurückgegangen, während sich der Vorrat des Auflagehumus im gleichen Zeitraum nur um 17 % verringert hat.

Aus statistischer Sicht werden die Vorratsveränderungen (arithmetisches Mittel) einem zweiseitigen Gauß-Test für geschichtete Stichproben unterzogen, um die Signalstärke der Veränderungen nach der ersten Wiederholungsinventur besser beurteilen zu können. Der Vorratsabbau von Schwermetallen im Auflagehumus lässt sich mit diesem Test ebenso mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 1 % bestätigen wie die Abnahme der Trockensubstanzmenge in der Auflage.

Im Mineralboden von 0-10 cm (Tab. I-7-2) haben sich die Vorräte bei einigen Schwermetallen abweichend von der Entwicklung im Auflagehumus verändert. Einerseits folgt auf eine Abreicherung in der Auflage eine Anreicherung in den oberen Schichten des Mineralbodens. Eine entsprechende Verlagerung der Schwermetallvorräte in den Mineralboden ist bei As, Pb, Cu, Hg und Zn zu beobachten. Deren mittlere Vorräte haben sich in 0-10 cm Bodentiefe gegenüber der BZE I zum Teil nur gering um 8 % (Cu) und 9 % (Pb), bei Hg allerdings mit 41 % erheblich erhöht. Andererseits setzt sich bei Cd und Cr die Abnahme der Vorräte, die in der Auflage festgestellt wurde, mit −16 % bzw. −14 % auch im oberen Mineralboden weiter fort, während sich die

mittleren Vorräte von As, Ni und Zn gegenüber der ersten Inventur im Mineralboden kaum verändert haben.

Tab. I-7-2: Mittlere Vorräte [kg ha^{-1}] für Schwermetalle und den Auflagehumus sowie Veränderungen zwischen BZE I und BZE II im Auflagehumus, dem Mineralboden (0-10 cm) und dem Gesamtkompartiment (Auflage + Mineralboden) in Nordrhein-Westfalen.

	As	Pb	Cd	Cr	Cu	Ni	Hg	Zn	Auflage
					Auflage				
Median BZE I	0,29	8,12	0,032	0,77	1,09	0,58	0,018	4,95	43084
Median BZE II	0,16	3,34	0,021	0,41	0,61	0,37	0,009	2,93	35672
BZE II - BZE I	−0,13	−4,78	−0,010	−0,35	−0,48	−0,21	−0,009	−2,02	−7412
Veränderung	−45 %	−59 %	−33 %	−46 %	−44 %	−37 %	−51 %	−41 %	−17 %
					Mineralboden				
Median BZE I	8,58	62,7	0,177	23,25	10,00	10,80	0,086	41,68	
Median BZE II	8,90	68,3	0,148	20,05	10,76	11,16	0,121	42,53	
BZE II - BZE I	0,33	5,62	−0,029	−3,19	0,76	0,36	0,035	0,84	
Veränderung	4 %	9 %	−16 %	−14 %	8 %	3 %	41 %	2 %	
					Gesamtvorräte				
Median BZE I	9,00	75,41	0,221	24,33	11,35	11,56	0,115	49,18	
Median BZE II	9,11	74,63	0,176	21,06	11,79	11,80	0,136	48,56	
BZE II - BZE I	0,11	−0,79	−0,045	−3,28	0,44	0,24	0,021	−0,63	
Veränderung	1 %	−1 %	−20 %	−13 %	4 %	2 %	18 %	−1 %	

Die für den Mineralboden errechneten Vorratsänderungen (arithmetisches Mittel) waren aus statistischer Sicht bei As, Cu und Ni nicht signifikant. Wahrscheinlich ist dieses Ergebnis durch den relativ hohen geogenen Anteil in Nordrhein-Westfalen, vor allem bei Ni und As zu erklären. Andererseits unterstreichen die hoch signifikanten Veränderungen bei Cd und Cr, dass sich die rückläufigen atmogenen Einträge bis in die oberen Schichten des Mineralbodens ausgewirkt haben. Die allgemeine Zunahme der Humusgehalte im Mineralboden hat bei diesen Schwermetallen keinen Konzentrationsanstieg bewirkt. Die hochsignifikante Anreicherung von Pb und Hg im Mineralboden ist andererseits auf den Einfluss der Humusdynamik sowie die enge Korrelation der Gehalte dieser Schwermetalle mit der organischen Substanz zurückzuführen. Dieser Zusammenhang wird durch die vermutlich zunehmenden Einträge von Hg weiter verstärkt. Das Signifikanzniveau für die leichte Zunahme der Gehalte bzw. Vorräte von Zn im Mineralboden liegt bei 90 %.

Die Gesamtvorräte im Mineralboden und im Auflagehumus (Tab. I-7-2) werden wegen der relativ geringen Trockensubstanzmenge der Auflage hauptsächlich von den Vorräten im Mineralboden bestimmt. Betrachtet man den gesamten Oberboden bis 10 cm Tiefe, so haben die in der Auflage gebundenen Schwermetallmengen auf Basis der BZE II (Median) maximal einen Anteil von 12 % an den Gesamtvorräten.

Wie sich aus der Gegenüberstellung der mittleren Gesamtvorräte ergibt, haben sich die Vorräte von Pb, Cu, Zn, Ni, und As im Oberboden nicht wesentlich verändert. Die Schwermetallmengen, die in der Auflage freigesetzt wurden, haben sich im Mineralboden bis 10 cm Tiefe, mit Ausnahme von Hg, Cd und Cr wiederfinden lassen. Während der Vorrat von Cr um 13 % abgenommen hat, ist der Vorrat von Cd sogar um 20 % zurückgegangen. Bemerkenswert ist vor allem die Veränderung bei Hg. Für dieses Schwermetall ergibt sich im Gegensatz zum allgemeinen Trend ein Anstieg um 18 %. Damit übertrifft die Anreicherung von Hg im Mineralboden deutlich den Vorratsabbau, der im Auflagehumus stattgefunden hat.

Die Veränderung der Gesamtvorräte von Cd, Cr und Hg im Oberboden hat sich bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 1 % als signifikant erwiesen, während die Veränderungen bei Pb, Cu, Zn, Ni und As nicht signifikant waren. Einerseits sind die Veränderungen aufgrund der hohen Mobilität eines Schwermetalls im Boden wie bei Zn zu gering für eine signifikante Absicherung, andererseits heben sich die Veränderungen der Gehalte, wie bei Pb zu beobachten ist, in der Auflage und im Mineralboden gegenseitig auf.

Für die meisten Schwermetalle hat also keine nennenswerte Tiefenverlagerung in den unteren Mineralboden, sondern lediglich eine Verlagerung vom Auflagehumus in die obere Mineralbodenschicht (0-10 cm) stattgefunden, wo sie zudem fester gebunden sind als in der Auflage. Auf absehbare Zeit ist daher keine Grundwassergefährdung zu erwarten. Lediglich für das vergleichsweise mobile Cd ist es zu einer leichten Verlagerung in den unteren Mineralboden gekommen. Bei Hg ist nach den Daten der BZE zum jetzigen Zeitpunkt von einem Anstieg der atmogenen Einträge auszugehen, der allerdings noch genauer verifiziert werden muss.

7.3 Schwermetallgehalte in den Auflagen/Mineralböden

7.3.1 Räumliche Verteilungen

Auflagehumus

Im Gegensatz zu den räumlichen Verteilungen der Schwermetallvorräte nach Perzentilklassen (Kap 7.2.2) sind in den Verteilungen der Schwermetallgehalte Unterschiede zwischen den einzelnen Elementen im Auflagehumus erkennbar (Kartenband Kap. 7.2 bis 7.29). Um dies zu verdeutlichen werden in diesem Kapitel die Karten von Pb und Zn gegenübergestellt.

Anders als die Gehalte im mineralischen Oberboden (0-5 cm), bei deren Darstellung eine Zweiteilung Deutschlands zu erkennen ist (Kap. 7.3.1), sind die Verteilungen der Gehalte im Auflagehumus kleinräumiger strukturiert und weisen so auch auf kleinräumigere Eintragspfade hin. Am Beispiel Pb kann der atmogene Eintrag über den Luftpfad sowie der direkte Eintrag durch Bergbau erkannt werden (Abb. I-7-15). Beispielsweise zeigen das im Lee der nordrhein-westfälischen Industriezentren gelegene Süderbergland und die Hochlagen der

Mittelgebirge (z.B. Thüringer Wald) die höchsten Pb-Gehalte. Der starke Einfluss des Bergbaus ist im Harz zu sehen und für As (Kartenband Karte II-7-1) auch im Erzgebirge. Der Verteilung von Pb ähnelt auch die Verteilung von Cu (Kartenband Karte II-7-17), allerdings sind einige Standorte in Hessen und im Raum Nürnberg/Fürth in höheren Perzentilklassen. Die Abb. I-7-16 zeigt die Verteilung der Zn-Gehalte im Auflagehumus. Erhöhte Gehalte von Zn sind im Bereich Nürnberg/Fürth und östlich davon bis in den Oberpfälzer Wald zu beobachten. Ebenfalls in den höheren Perzentilklassen sind die Zn- und auch Cd-Gehalte (Kartenband Karte II-7-9) in den Alpen, während die Cr-, Ni- (Kartenband Karten II-7-13 und II-7-21) und Pb-Gehalte in den Auflagen der Alpen unterdurchschnittlich sind. Auffällig niedrige Zn-Gehalte sind in den Auflagen im Nordosten Deutschlands zu finden. In den Auflagen des Schwarzwalds sind die Gehalte der Schwermetalle vergleichsweise gering.

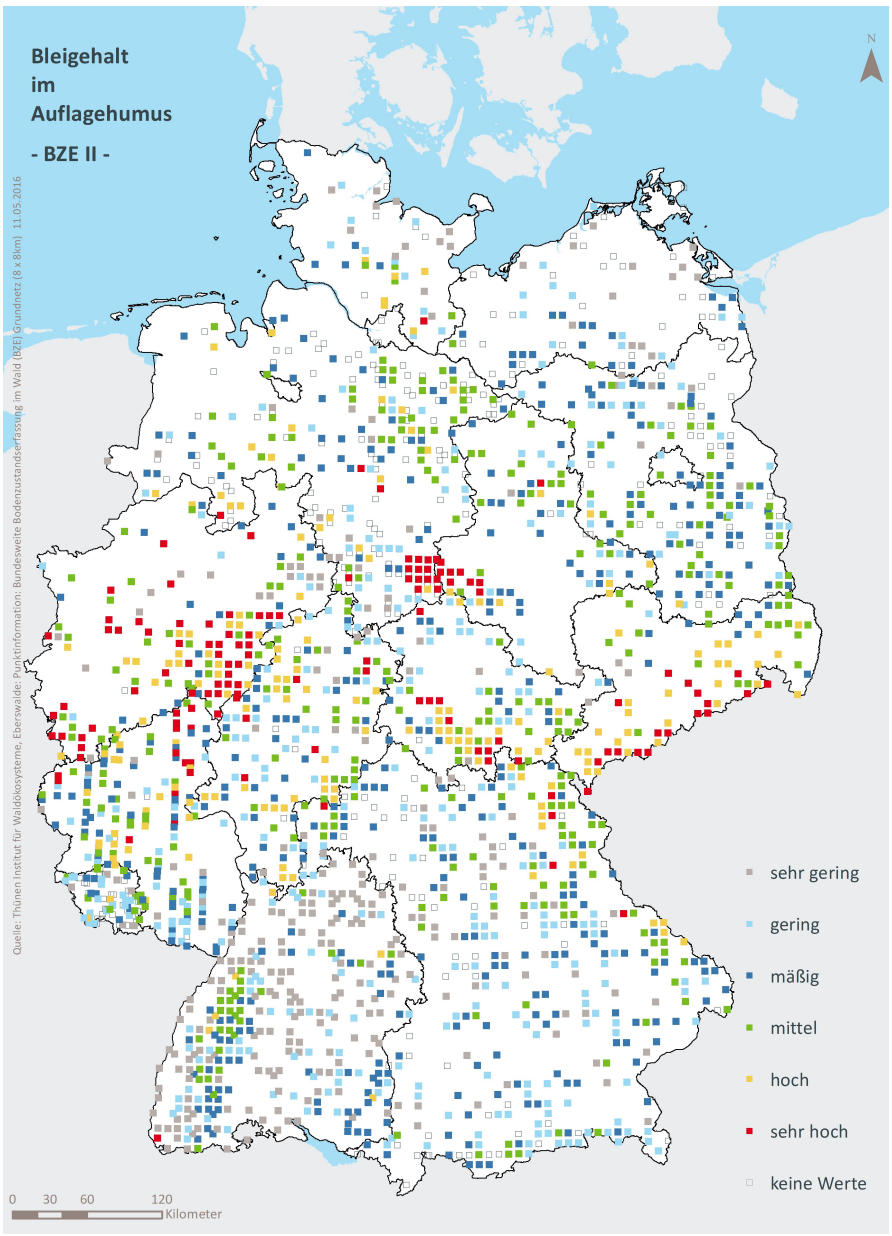


Abb. I-7-15: Einteilung des gemessenen Schwermetallgehalts in der Auflage in sechs Perzentilklassen (Kartenband Tab. II-7-31) für die Waldböden Deutschlands am Beispiel Blei.

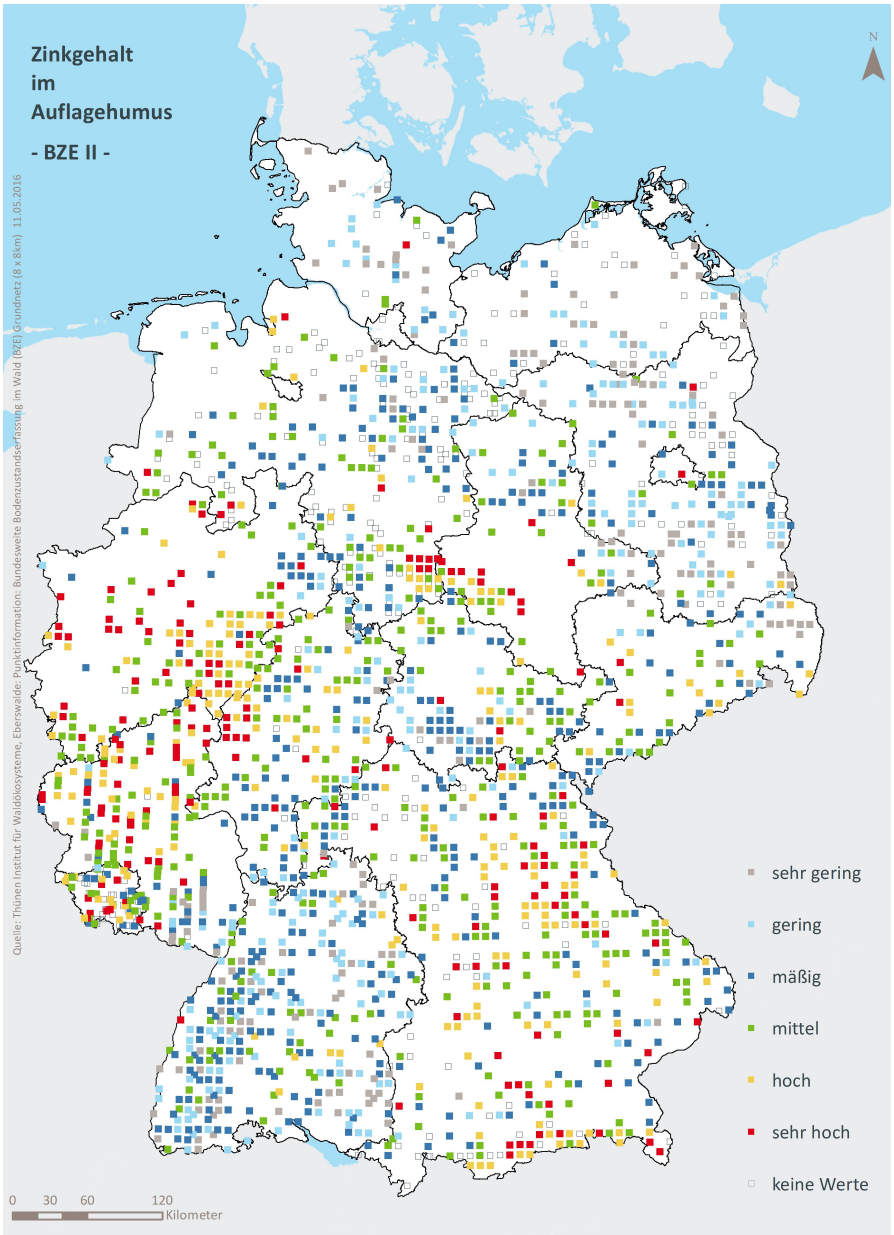


Abb. I-7-16: Einteilung des gemessenen Schwermetallgehalts in der Auflage in sechs Perzentilklassen (Kartenband Tab. II-7-51) für die Waldböden Deutschlands am Beispiel Zink.

Schwermetallgehalte differenziert nach Auflagehorizonten

Die Abb. I-7-17 differenziert die Schwermetalle in der Auflage hinsichtlich ihrer Gehalte in den Auflagehorizonten mittels Hauptkomponentenanalyse. Die Hauptkomponentenanalyse ist geeignet, um eine Vielzahl zum Teil hochkorrelierter Variablen in wenige, nicht korrelierte (orthogonale) Komponenten zusammenzufassen. Weiterhin kann nach einer Faktorvariable (hier: Auflagehorizont) stratifiziert werden, um mögliche Cluster zu erkennen. Es zeigt sich, dass die Varianz der Gehalte der Schwermetalle bereits gut mit zwei Komponenten dargestellt werden kann. Komponente 1 (PC1) und Komponente 2 (PC2) bilden bereits 66,5 % der Gesamtvarianz ab. Dabei erklärt PC1 49,0 % und PC2 17,5 % der Varianz innerhalb der Schwermetallgehalte.

Deutlich erkennbar ist die Differenzierung nach Auflagehorizonten. Von links unten nach rechts oben zeigt sich ein Gradient in der Reihenfolge L - L + Of ≈ Of ≈ L + Of + Oh ≈ Of + Oh - Oh mit einer deutlichen Unterscheidung von L- und Oh-Horizonten sowie Misch- und/oder Of-Horizonten dazwischen. Die Vektoren von As und Pb sowie etwas abgeschwächt Cu, Cr und Ni korrelieren mit diesem Gradienten, während die Vektoren der Elemente Cd und Zn orthogonal zu dem Gradienten der Auflagehorizonte stehen. Das bedeutet, dass Cd und Zn, anders als die übrigen Elemente, nicht nach Auflagehorizonten differenzieren. Die Richtung der Vektoren zeigt weiterhin an, dass die untersuchten Elemente, mit Ausnahme von Cd und Zn, ihre höchsten Gehalte in Oh-Horizonten aufweisen. Erklärt werden kann dieses unterschiedliche Verhalten mit der deutlich schwächeren Bindung von Cd und Zn an die organischen Substanzen des Auflagehumus.

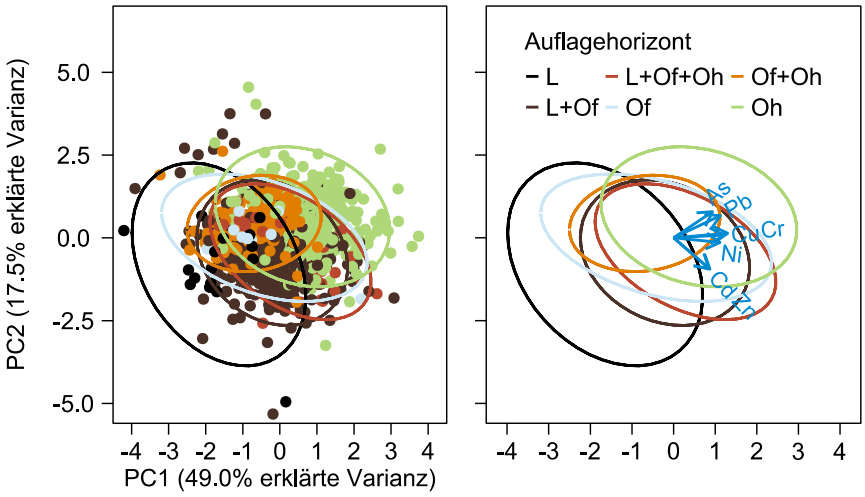


Abb. I-7-17: Hauptkomponentenanalyse (PCA) für Gehalte [mg kg^{-1}] der Schwermetalle im Auflagehumus. Das Element Quecksilber ist aufgrund der geringen Fallzahl in der Auflage nicht aufgeführt. Farblich differenziert sind Auflagehorizonte. Links: alle Messwerte sowie 95 % Konfidenzregionen. Rechts: Vektoren der Schwermetalle sowie 95 % Konfidenzregionen.

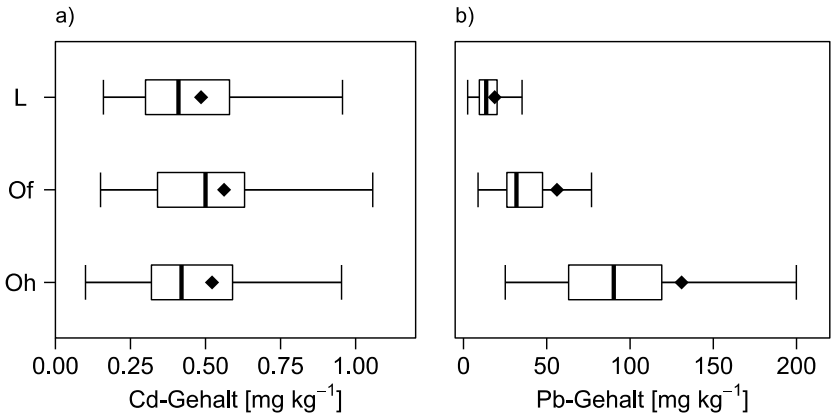


Abb. I-7-18: Differenzierung des Gehalts [mg kg^{-1}] von a) Cadmium und b) Blei nach Horizonten im Auflagehumus. N = 81 pro Boxplot.

Die Differenzierung der Gehalte von Cd und Pb nach Auflagehorizonten ist in Abb. I-7-18 dargestellt. Wie auch in der Hauptkomponentenanalyse deutlich wurde, ist für Cd keine Differenzierung zu erkennen − die Gehalte liegen in allen Auflagehorizonten auf vergleichbar niedrigem Niveau − während sich Pb sehr deutlich in den Oh-Horizonten anreichert.

Mineralboden

Da die Verteilung der Gehalte in der obersten Schicht des Mineralbodens weitgehend der Verteilung der Vorräte entspricht, wird hier auf die Ausführungen in Kap. 7.2.2 verwiesen. Beispielhaft wird in Abb. I-7-19 die räumliche Verteilung der Gehalte des Elements Ni in 0-5 cm des Mineralbodens aufgeführt. Wie schon in Kapitel 7.2.2 erwähnt, ist die beobachtete Verteilung der Ni-Gehalte im Oberboden in guter Übereinstimmung mit der Verteilung der Hintergrundwerte für Ni im Oberboden (BGR 2016). Dies ist ein deutlicher Hinweis auf den Einfluss des Bodenausgangsgesteins auf den Ni-Gehalt des Mineralbodens, auf den im nachfolgenden Kapitel näher eingegangen wird.

Einfluss des Bodenausgangsgesteins auf die Schwermetallgehalte im Mineralboden

Einer der wesentlichen Einflussfaktoren für Schwermetallgehalte im Mineralboden ist das Bodenausgangsgestein (Kap. 3.4.4). Je nach geogenem Grundgehalt der Bodenausgangsgesteine variieren auch die Schwermetallgehalte im Mineralboden. Geogen bedingt sind erhöhte Schwermetallgehalte insbesondere bei Böden aus periglazialen Lagen über basischen Magmatiten und Metamorphiten (Cr, Ni, Cu, Zn), Tongesteinen (v.a. Lias-Tonstein) (As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn), sauren Metamorphiten (Cu, Ni) und Glimmerschiefer (Cr, Cu, Ni, Zn) sowie Karbonatgesteinen als Folge der Residual-Ton Anreicherung zu erwarten.

Die Differenzierung des Gehalts nach Bodenausgansgestein ist in den Abb. I-7-20 und Abb. I-7-21 beispielhaft für Pb bzw. Ni dargestellt. Für die übrigen Schwermetalle finden sich die entsprechenden Abbildungen im Anhang (Abb. A-7-1 bis Abb. A-7-5). Lediglich auf die Darstellung von Hg wird verzichtet, da dieses nur in Rheinland-Pfalz, Nordrhein-Westfalen, Hessen und dem Saarland analysiert wurde und daher nicht flächenrepräsentativ für das Bundesgebiet vorhanden ist. Für die Differenzierung nach Bodenausgangsgesteinen wird die von der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe vorgenommene Klassifizierung der Bodenausgangsgesteine in 16 Klassen herangezogen. Sedimente im Gezeitenbereich (BAG 1), Sandlösse (BAG 8) und Bimstuffe (BAG 13) werden hier nicht dargestellt, da sie flächenmäßig auf Waldstandorten im Bundesgebiet wenig Relevanz haben. Sedimente und Auenböden (BAG 2) werden nicht aufgeführt, da die Schwermetallgehalte dieser Substrate regional sehr verschieden und vom Ursprungsgebiet des Fließgewässers abhängig sind, so dass für diese Gruppe keine allgemeingültigen Aussagen zulässig sind. Da nur der Oberboden betrachtet wird, werden Geschiebemergel und -lehme mit sandigen Deckschichten (BAG 5) für diese Auswertung mit Sanden und mächtigen sandigen Deckschichten (BAG 4) zusammengefasst.

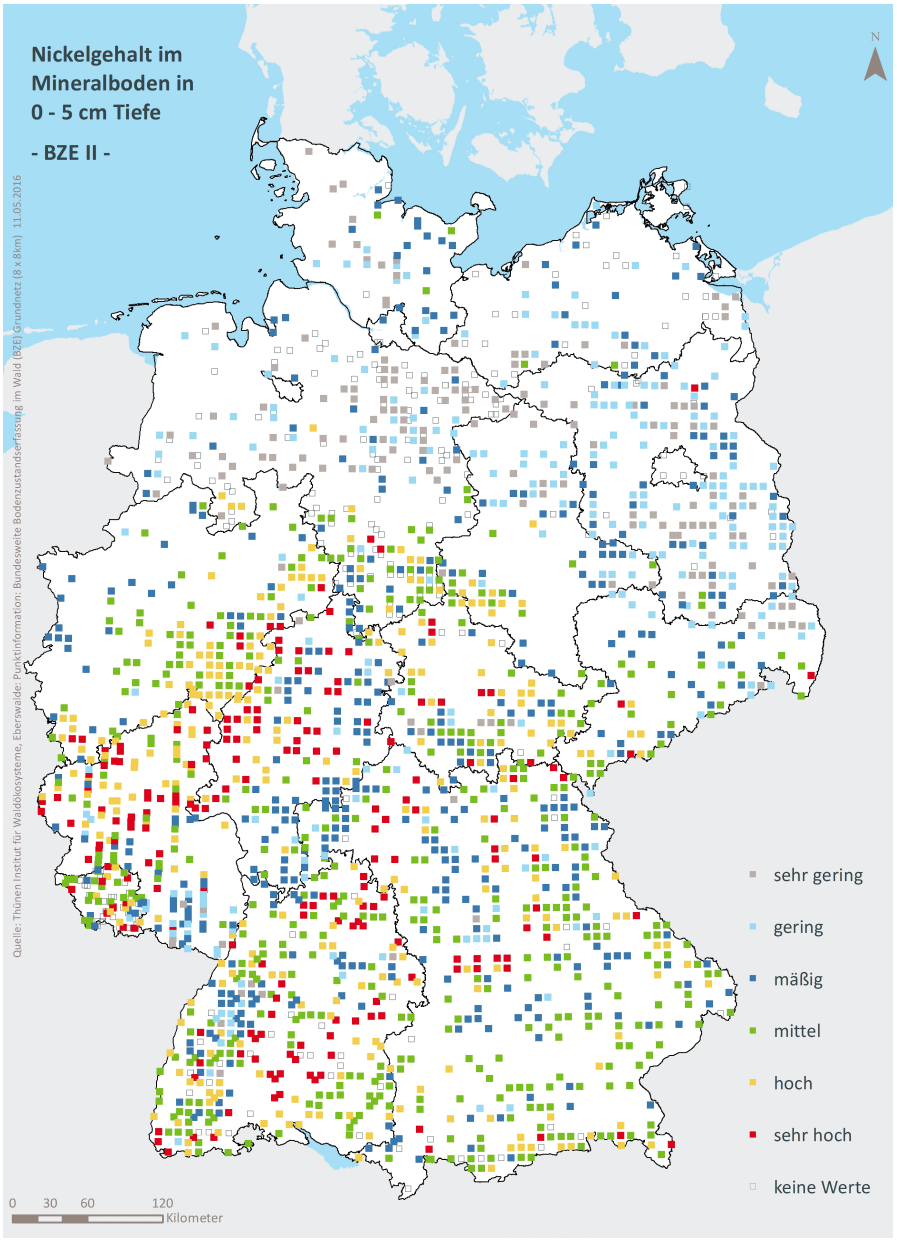


Abb. I-7-19: Einteilung der gemessenen Schwermetallgehalte in der ersten Schicht (0-5 cm) des Mineralbodens in sechs Perzentilklassen (Kartenband Tab. II-7-48) für die Waldböden der Bundesrepublik Deutschland am Beispiel Nickel.

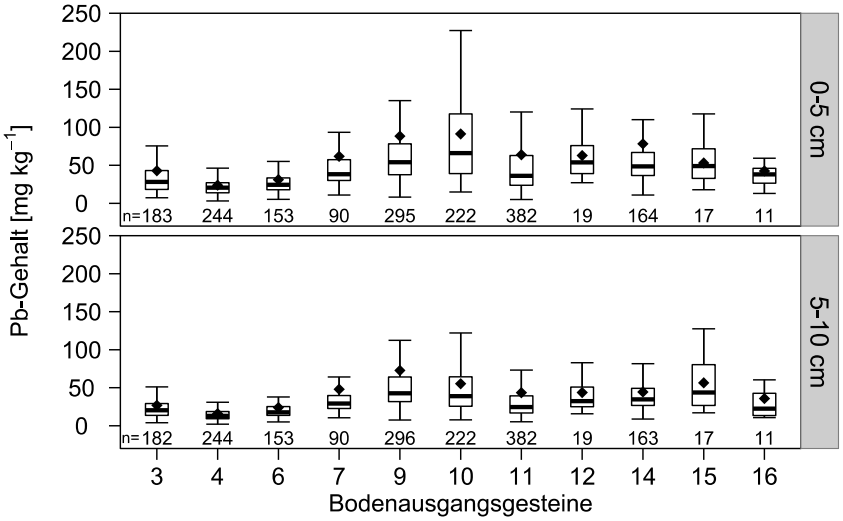


Abb. I-7-20: Blei-Gehalt [mg kg^{-1}] differenziert nach Bodenausgangsgesteinen für die Tiefenstufen 0-5 cm und 5-10 cm. Nummerierung: 3 = Terrassen- und Schotterablagerungen, 4 = Sande und mächtige sandige Deckschichten sowie Geschiebemergel und -lehme mit sandigen Deckschichten, 6 = Geschiebemergel und -lehme, 7 = Lösse und Lössderivate, 9 = Karbonatgesteine, 10 = Tongesteine, 11 = Sandsteine und andere Silikatgesteine, 12 = Basische und intermediäre Magmatite und Metamorphite, 14 = Saure Magmatite und Metamorphite, 15 = Moore, 16 = Anthropogene Böden.

Im Allgemeinen sind die Gehalte differenziert nach Bodenausgangsgesteinen für deutlich anthropogen überprägte Schwermetalle, wie Pb, stark durch immissionsbedingte Einträge überlagert. Dies zeigt sich auch darin, dass die Gehalte in 0-5 cm jene in 5-10 cm übersteigen. Sehr deutlich ist dies für die Tongesteine (BAG 10), auf denen Pb aber auch As die höchsten Gehalte aufweisen. Grund hierfür ist neben einer hohen Bindungskapazität tonreicher Böden die räumliche Verteilung der Tongesteine innerhalb Deutschlands. Da die Tongesteine vor allem im Rheinischen Schiefergebirge leeseitig des durch Industrie und Stahlerzeugung gekennzeichneten Ruhrgebiets vorkommen, sind sie erhöhten Schwermetall-Immissionen ausgesetzt. Überdurchschnittliche Gehalte auf Tongesteinen haben weiterhin die Elemente Cu, Cr, Ni und Zn. Die Elemente Cd und Zn zeigen ihre höchsten Gehalte auf Karbonatgesteinen (BAG 9), was auf das natürliche Vorkommen dieser Elemente in diesen Gesteinen sowie karbonatbedingt auf hohe Boden-pH-Werte zurückgeführt werden kann, die die Bindung von Schwermetallen begünstigen. Auch die Elemente As, Cr, Cu, Ni und Pb zeigen überdurchschnittliche Gehalte auf Karbonatgesteinen (BAG 9).

Ein anderes Bild für die Differenzierung nach Bodenausgangsgesteinen zeichnen die Elemente Ni und Cr, welche primär geogenen Ursprungs sind (Ni: Abb. I-7-20). Hier zeigt sich, dass die Gehalte in 5-10 cm höher sind als die in 0-5 cm. Die höchsten Cr- und Ni-, aber auch Cu-Gehalte haben aufgrund ihres hohen geogenen Grundgehalts die basischen und intermediären Magmatite und Metamorphite (BAG 12). Auch die Elemente Cd, Zn und Pb zeigen für diese Gesteinsgruppe

überdurchschnittliche Gehalte. Durchgehend geringe Schwermetallgehalte haben Terrassen- und Schotterablagerungen (BAG 3), Sande und mächtige sandige Deckschichten (BAG 4) sowie Geschiebemergel und -lehme (BAG 6). Mittlere Gehalte sind für alle Elemente auf Lössen und Lössderivaten (BAG 7) zu finden. Sandsteine und andere Silikatgesteine (BAG 11) zeigen geringe (Cd, Cr, Ni) bis mittlere (As, Cu, Pb, Zn) Schwermetallgehalte, während die Gruppe der sauren Magmatite und Metamorphite (BAG 14) mittlere (Cd, Cu, Zn) bis hohe (As, Cr, Ni, Pb) Gehalte aufweist. Vergleichsweise heterogen ist das Muster für Moore (BAG 15). Diese zeigen für einige Elemente geringe (Cr, Ni) bis mittlere (As, Cu, Zn) aber für Cd und Pb auch hohe Gehalte an. Da für Moore anzunehmen ist, dass diese keine geogen erhöhten Grundgehalte an Schwermetallen haben, kann dies als Hinweis gewertet werden, dass besonders Pb und Cd anthropogen über den Luftpfad eingebracht werden. Anthropogene Böden (BAG 16) besitzen geringe (Cr, Cu, Ni) bis mittlere (As, Pb, Cd, Zn) Schwermetallgehalte.

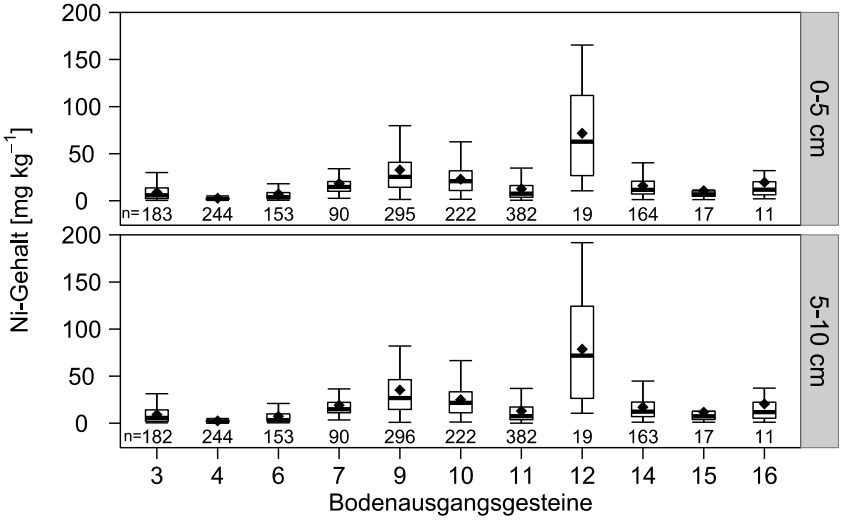


Abb. I-7-21: Nickel-Gehalt [mg kg^{-1}] differenziert nach Bodenausgangsgesteinen für die Tiefenstufen 0-5 cm und 5-10 cm. Eine Legende zur Nummerierung der Bodenausgangsgesteine findet sich in Abb. I-7-20.

Die Tab. I-7-3 zeigt die Stärke des Zusammenhangs zwischen den Schwermetallgehalten und den Bodenausgangsgesteinen anhand der erklärten Varianz (R^2_{adj}) sowie dem F-Wert an. Für diese Analyse wurden alle 16 Klassen der Bodenausgangsgesteine berücksichtigt. Das Element Hg wird aufgrund des geringen Stichprobenumfangs nicht mit aufgeführt. Die Elemente Pb und Cd zeigen die geringsten R^2_{adj} und F-Werte, was auf die deutliche anthropogene Überprägung dieser Elemente in den Oberböden zurückzuführen ist. Die Elemente As und Cu haben mittlere R^2_{adj} und F-Werte, während Cr, Ni und Zn den stärksten Zusammenhang mit den Bodenausgangsgesteinen zeigen. Dies deutet auf die im Wesentlichen geogene Herkunft der Elemente Cr, Ni und Zn hin.

Tab. I-7-3: Anteil der durch das Stratum Bodenausgangsgestein erklärten Varianz [R^2_{adj}] am Schwermetallgehalt sowie F-Wert und *p*-Wert. Da Daten für Quecksilber nur aus den Bundesländern Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz, Hessen und Saarland verfügbar sind, wird Quecksilber nicht mit aufgeführt.

Schwermetall	Bodenausgangsgestein		
	R^2_{adj}	F-Wert	*p*-Wert
Arsen	0,34	126,8	<0,001
Blei	0,25	81,7	<0,001
Cadmium	0,29	100,9	<0,001
Chrom	0,47	211,0	<0,001
Kupfer	0,33	117,7	<0,001
Nickel	0,43	182,0	<0,001
Zink	0,41	167,2	<0,001

Das Verhältnis der Schwermetallgehalte in der Auflage zum Mineralboden (0-10 cm) ist in Abb. I-7-22 dargestellt. Bei gleichem Vorrat unterscheiden sich die Schwermetallgehalte, wegen ihres Massebezugs zwischen dem Auflagehumus und dem Mineralboden, aufgrund der deutlich geringeren Trockenrohdichte des Auflagehumus, um bis zu einem Faktor 5 bis 7, d.h. die Gehalte des Auflagehumus müssten fünf- bis siebenfach höher als die Gehalte im Mineralboden sein. Tatsächlich macht der Schwermetallvorrat im Auflagehumus maximal 12 % des Vorrats im Mineralboden aus (Kap. 7.2.3), so dass sich der Effekt der unterschiedlichen Trockenrohdichten auf die Schwermetallgehalte im Auflagehumus und im Mineralboden näherungsweise aufhebt. Der in Abb. I-7-22 dargestellte Zusammenhang zwischen den Schwermetallkonzentrationen in der Auflage und dem Mineralboden ist aus den oben genannten Gründen eher relativ zu bewerten. Für primär anthropogen (atmogen) eingetragene Elemente ist ein deutlich erhöhtes Verhältnis (>> 1) der Konzentrationen in der Auflage zu den Konzentration im Mineralboden zu erwarten. Es muss allerdings berücksichtigt werden, dass die Ionenladung (anionisch vs. kationisch) der im Boden vorliegenden Schwermetallverbindungen sowie die Elementaufnahme der Pflanzen und damit der durch den Streufall eingebrachte Teil der Schwermetalle dieses Verhältnis beeinflussen. So werden primär anionisch im Boden vorliegende Elemente, wie As, wenig in der Auflage gebunden und rasch in den Mineralboden verlagert. Elemente wie Cu und Zn werden hingegen teilweise von den Pflanzen aus dem Mineralboden aufgenommen und gelangen durch den Streufall wieder in die Auflage („Vegetationspumpe“). Vergleichsweise gering ist das Verhältnis für As, was auf eher geogene Herkunft oder anionische Bindungsformen zurückgeführt werden kann. Ein mittleres Verhältnis < 1 weisen auch Cr und Ni auf, wodurch die vorwiegend geogene Herkunft dieser Elemente bestätigt wird. Verhältnisse deutlich > 1 zeigen Cd, Cu, Zn und Pb, wobei für die Elemente Cu und Zn der Effekt der „Vegetationspumpe“ eine Rolle spielen kann. Für Pb und Cd sind die erhöhten Verhältnisse jedoch eher auf anthropogene (atmogene) Eintragspfade zurückzuführen.

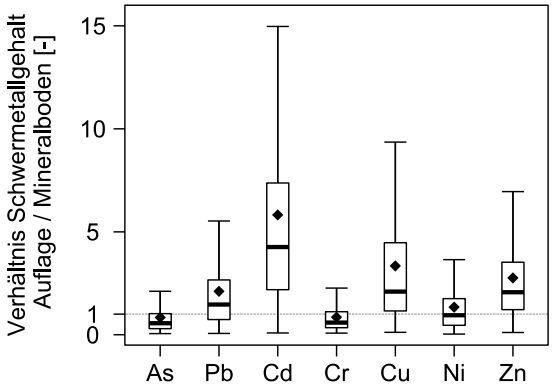


Abb. I-7-22: Verhältnis des Schwermetallgehalts in der Auflage zum Mineralboden (0-10 cm) für sieben Schwermetalle. N = 806 für jedes Element. Da Daten für Quecksilber nur aus den Bundesländern Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz, Hessen und Saarland verfügbar sind, wird Quecksilber nicht mit aufgeführt.

In Abb. I-7-23 ist der Tiefenverlauf des Gehalts eines eher anthropogen geprägten Elements (Pb), einem eher geogen geprägten Element (Ni) über das gesamte Profil auf basischen und intermediären Magmatiten und Metamorphiten (BAG 12) gegenübergestellt. Für Pb sind die Gehalte im Oberboden (0-5 cm) am höchsten und sinken mit zunehmender Tiefe stark, während Ni das entgegengesetzte Bild zeigt. Dies lässt deutlich die anthropogene (atmogene) Überprägung von Pb innerhalb dieser Gesteinsgruppe erkennen und bestätigt den primär geogenen Ursprung des Elements Ni für die Gruppe der basischen und intermediären Magmatite und Metamorphite.

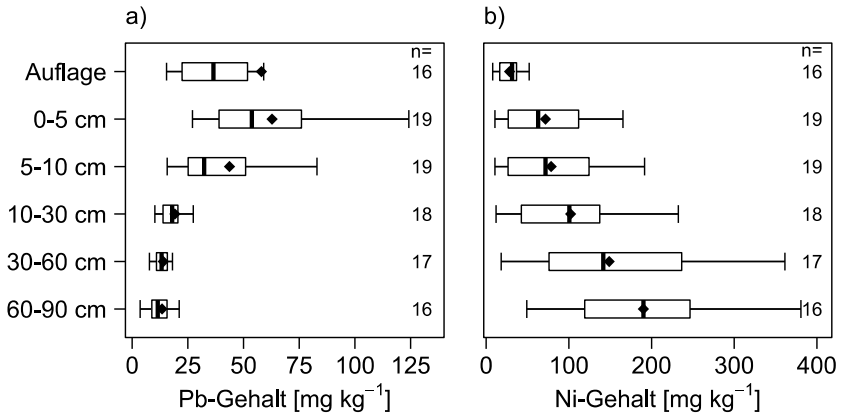


Abb. I-7-23: Tiefenverlauf der Gehalte [mg kg^{-1}] von a) Blei und b) Nickel auf der Bodenausgangsgesteinsgruppe der basischen und intermediären Magmatite und Metamorphite (BAG 12).

7.3.2 Bewertung der Schwermetallgehalte in den Mineralböden

Für die Bewertung der Schwermetallgehalte in Mineralböden können die in der Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV 1999) im Anhang 2 Nr. 4.1 aufgeführten Vorsorgewerte herangezogen werden. Vorsorgewerte sind gemäß § 8 (2) Bundesbodenschutzgesetz (BBodSchG 1998) Bodenwerte, bei deren Überschreiten unter Berücksichtigung von geogenen oder großflächig siedlungsbedingten Schadstoffgehalten in der Regel davon auszugehen ist, dass die Besorgnis einer schädlichen Bodenveränderung gemäß § 9 BBodSchV besteht. Die Vorsorgewerte stellen somit keine Gefahrenschwelle dar, sondern indizieren eine Besorgnisschwelle, deren Überschreiten Vorsorgemaßnahmen im Sinne der Vermeidung oder Verminderung von Stoffeinträgen gebietet.

Die BBodSchV (1999) regelt bisher Vorsorgewerte für sieben Schwermetalle (Cd, Pb, Cr, Cu, Hg, Ni, Zn). In einer novellierten Fassung der BBodSchV werden zudem Vorsorgewerte für As und Tl aufgeführt werden. Für die Bewertung der Schwermetallgehalte in Mineralböden wird auf die im 3. Arbeitsentwurf der Novelle der BBodSchV (2015) vorgeschlagenen Vorsorgewerte zurückgegriffen. Auf diese Weise kann für alle betrachteten Schwermetallgehalte der gleiche Bezugsmaßstab herangezogen werden. Zudem lassen sich mit diesem Bezugsmaßstab alle Mineralböden bewerten, während die BBodSchV (1999) formal die Gültigkeit der Werte auf Böden mit Humusgehalten ≤ 8 % beschränkt. Tab. I-7-4 listet die Vorsorgewerte gemäß 3. Arbeitsentwurf BBodSchV (2015). Für Schwermetalle sind die Vorsorgewerte nach den Bodenartenhauptgruppen Sand, Lehm/Schluff und Ton differenziert.

Tab. I-7-4: Vorsorgewerte für anorganische Stoffe (in mg kg^{-1} Trockenmasse, Feinboden, Königswasseraufschluss).

Schwermetall	Sand	Lehm/Schluff	Ton
Arsen	10	20	20
Blei	40	70	100
Cadmium	0,4	1	1,5
Chrom	30	60	100
Kupfer	20	40	60
Nickel	15	50	70
Quecksilber	0,2	0,3	0,3
Zink	60	150	200

Für die Bewertung der Schwermetallgehalte im Mineralboden werden diese in Bezug zu ihren Vorsorgewerten gesetzt. Dabei werden sechs Klassen gebildet und der Anteil jeden Elements an diesen sechs Klassen prozentual berechnet. Tab. I-7-5 stellt die Ergebnisse dazu dar.

Tab. I-7-5: Anteile [%] von sieben Schwermetallen in Bezug auf Unter- oder Überschreitungsklassen hinsichtlich ihrer Vorsorgewerte. "Sonstige" umfasst fehlende Werte sowie Moore und Standorte mit Humusgehalten > 30 %, für welche keine Vorsorgewerte definiert sind. Da Daten für Quecksilber nur aus den Bundesländern Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz, Hessen und Saarland verfügbar sind, wird Quecksilber nicht mit aufgeführt.

	Anteil [%]						
	As	**Pb**	**Cd**	**Cr**	**Cu**	**Ni**	**Zn**
≤ 50 % des Vorsorgewerts	54,9	32,0	82,0	65,6	77,0	70,1	68,2
> 50 % - ≤ 100 % des Vorsorgewerts	26,8	38,9	8,6	21,8	12,4	16,8	20,3
> 100 % - ≤ 150 % des Vorsorgewerts	6,7	11,3	1,8	3,5	2,4	3,7	3,0
> 150 % - ≤ 200 % des Vorsorgewerts	2,0	4,8	0,4	0,8	0,4	1,1	1,1
> 200 % des Vorsorgewerts	2,5	6,0	0,2	1,4	0,8	1,4	0,4
Sonstige	7,0	6,9	6,9	6,9	6,9	6,9	6,9

Es zeigt sich, dass die Schwermetallgehalte im überwiegenden Teil der Waldböden Deutschlands unterhalb der Vorsorgewerte liegen. Hierbei ist für die Elemente As, Cd, Cr, Cu, Ni und Zn sogar der größte Teil der Gehalte unterhalb oder gleich 50 % des Vorsorgewerts. Dies ist insofern ein positives Ergebnis, als dass es den flächenmäßig überwiegend guten Zustand der Waldböden hinsichtlich von Schwermetallgehalten herausstellt. Lediglich die Elemente As und Pb überschreiten aus bundesweiter Sicht die Vorsorgewerte mit 11,2 % für As und 22,1 % für Pb nennenswert. Die Abb. I-7-24 und Abb. I-7-25 zeigen die räumliche Verteilung von As und Pb hinsichtlich ihrer Unter- oder Überschreitungsklassen von Vorsorgewerten auf. Deutlich wird hier vor allem die bereits in Kapitel 7.2.2 erläuterte Belastung des Erzgebirges mit As, sowie erhöhte As-Gehalte auf einigen Standorten im Harz, im Süderbergland sowie stellenweise im Schwarzwald. Während im Erzgebirge und im Harz insbesondere Bergbau als Ursache für diese Belastung ausgemacht werden kann, ist dies im Süderbergland geogen bedingt und zusätzlich auf atmogene Einträge aus dem Ruhrgebiet zurückzuführen. Im Südschwarzwald können u.a. das Auftreten hydrothermaler Ausfällungen sowie die Verwendung von Kalkarsen zur Bekämpfung von Borkenkäfern als mögliche Ursachen genannt werden.

Bleigehalte oberhalb des Vorsorgewerts zeigen insbesondere Standorte im Harz, dem Rheinischen Schiefergebirge, dem Erzgebirge und teilweise im Thüringer Wald auf. Auch hier kann für den Harz und das Erzgebirge der frühere Bergbau als Ursache genannt werden, während für den Thüringer Wald und das Rheinische Schiefergebirge atmogene Einträge ursächlich sind.

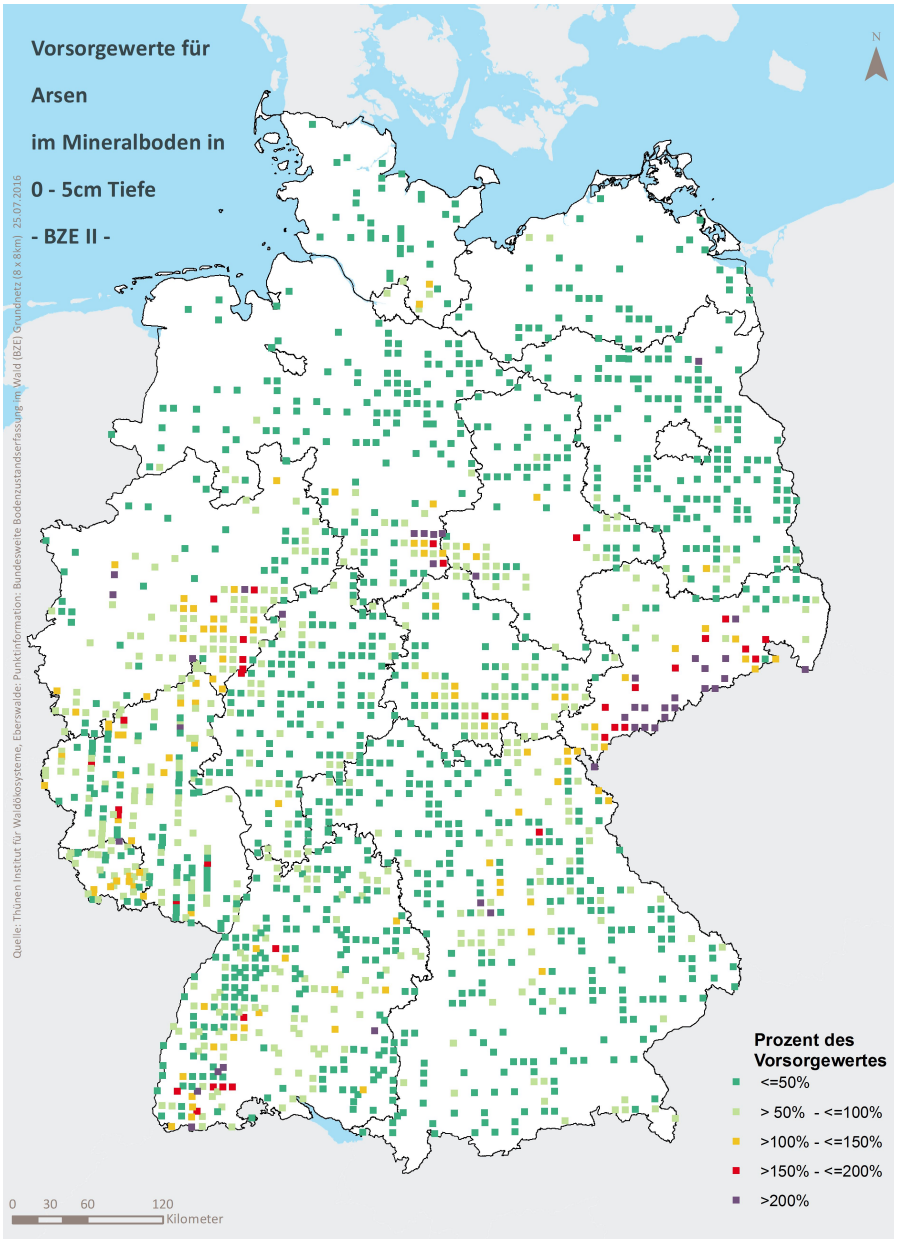


Abb. I-7-24: Räumliche Verteilung von Arsen hinsichtlich Unter- oder Überschreitungsklassen von Vorsorgewerten im Mineralboden (0-5 cm) der Waldböden der Bundesrepublik Deutschland. Vorsorgewerte sind für Moore und Standorte mit Humusgehalten > 30 % nicht definiert, daher sind diese Standorte hier nicht dargestellt.

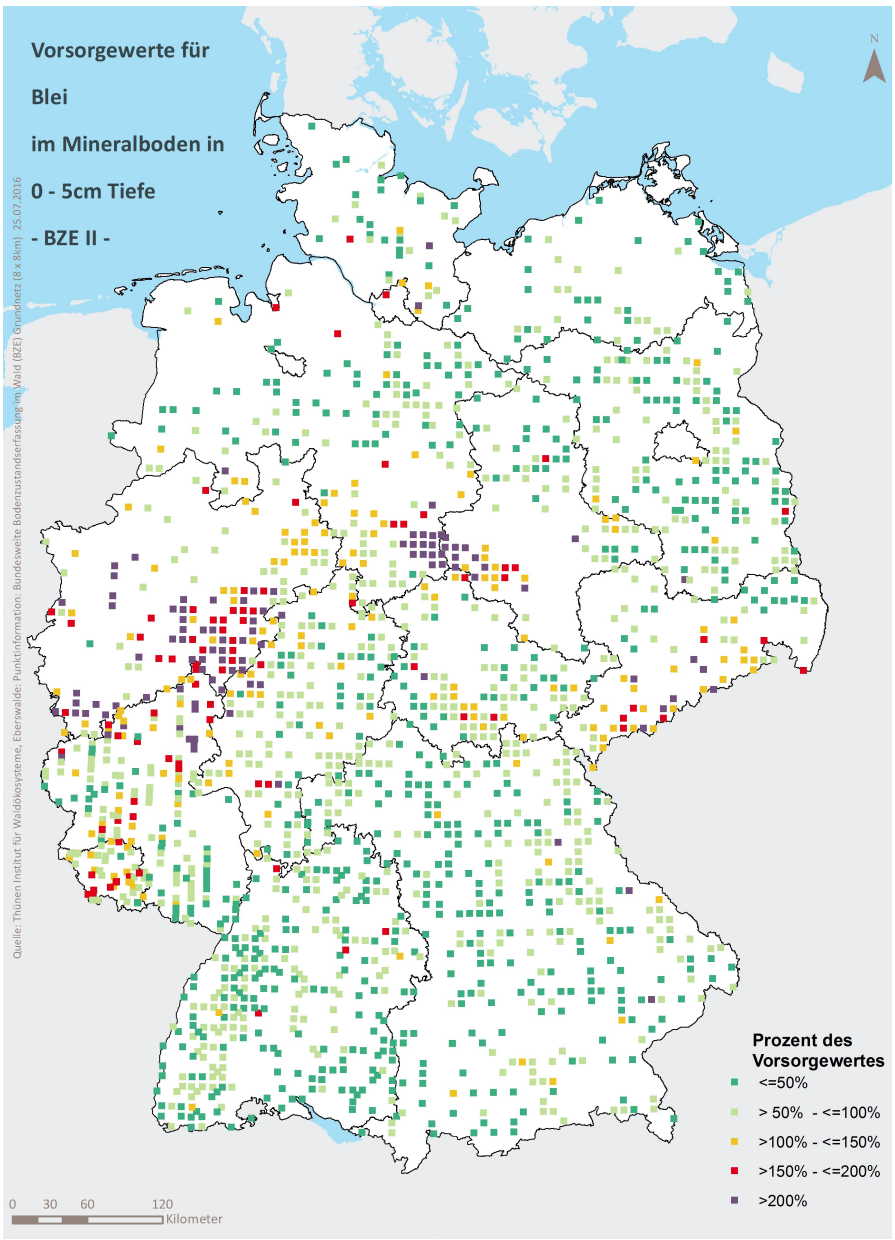


Abb. I-7-25: Räumliche Verteilung von Blei hinsichtlich Unter- oder Überschreitungsklassen von Vorsorgewerten im Mineralboden (0-5 cm) der Waldböden der Bundesrepublik Deutschland. Vorsorgewerte sind für Moore und Standorte mit Humusgehalten > 30 % nicht definiert, daher sind diese Standorte hier nicht dargestellt.

Für Cd sind 82 % der in der BZE II aufgenommenen Standorte unterhalb oder gleich 50 % des Vorsorgewerts und nur 2,4 % der Standorte überschreiten diesen (Tab. I-7-5). Dies zeigt auch Abb. I-7-26, in der deutlich wird, dass nur vereinzelt im Harz, der Westfälischen Bucht und dem Rheinischen Schiefergebirge die Vorsorgewerte für Cd deutlich überschritten werden.

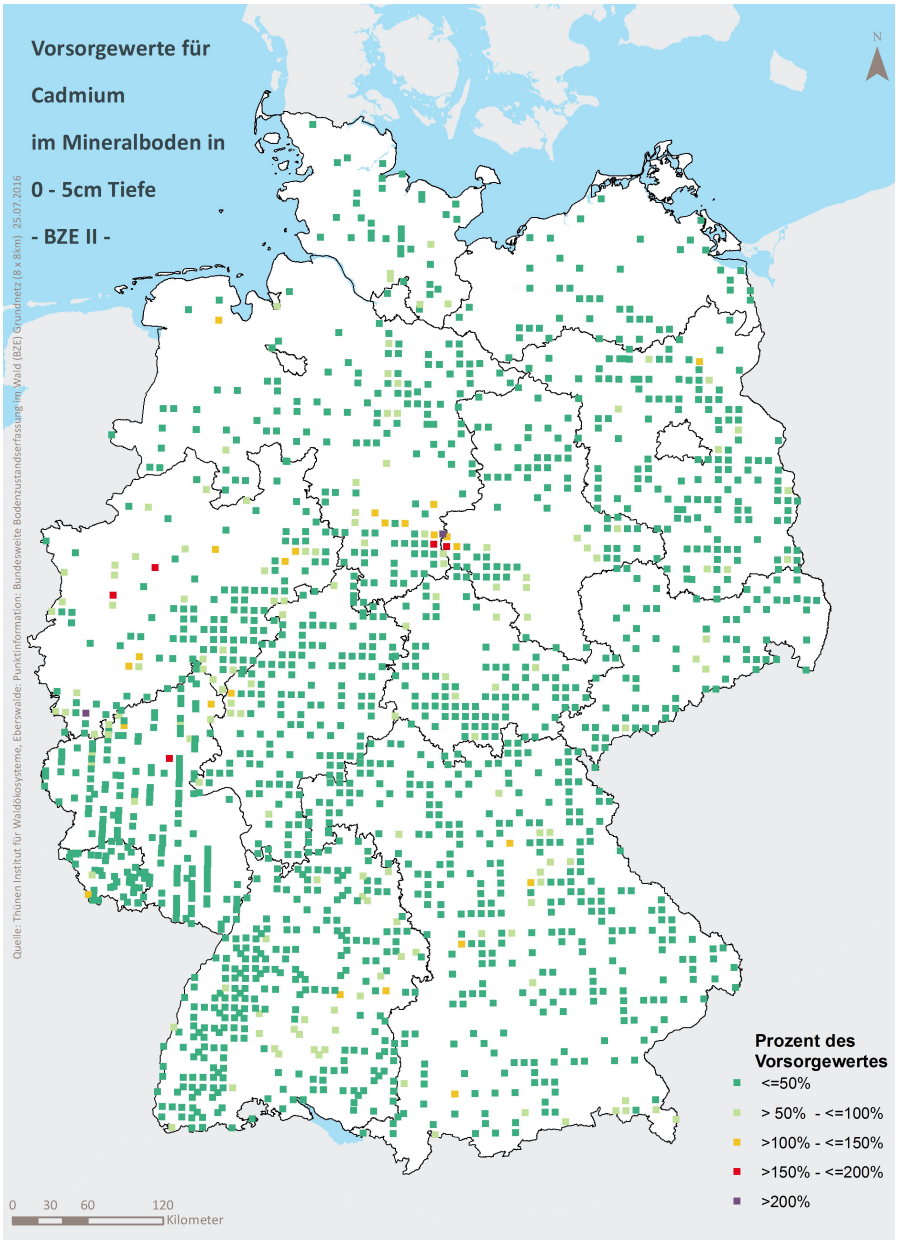


Abb. I-7-26: Räumliche Verteilung von Cadmium hinsichtlich Unter- oder Überschreitungsklassen von Vorsorgewerten im Mineralboden (0-5 cm) der Waldböden der Bundesrepublik Deutschland. Vorsorgewerte sind für Moore und Standorte mit Humusgehalten > 30 % nicht definiert, daher sind diese Standorte hier nicht dargestellt.

Die Karten der übrigen Elemente finden sich im Kartenband Karte II-7-29 bis II-7-32. Für Ni und Cr sind 6,2 % bzw. 5,7 % der Standorte oberhalb des Vorsorgewerts. Dies ist z.T. geogen bedingt (basische Magmatite und Metamorphite am Vogelsberg, Kalkgesteine der Schwäbischen Alb) und teilweise anthropogener Ursache (Rheinisches Schiefergebirge). Für Zn und Cu sind < 5 % der Standorte oberhalb des Vorsorgewerts. Das Auftreten dieser Standorte ist dabei sehr heterogen im Bundesgebiet verteilt.

Sehr stark belastete BZE II-Punkte

Anhand der Vorsorgewerte werden weiterhin sehr stark belastete BZE II-Punkte ausgewiesen, welche die Vorsorgewerte elementspezifisch um das 10-fache überschreiten. Solche Standorte finden sich nur für die Elemente As und Pb (As: BFH-Nr. 80008 (539 mg kg^{-1}), 140034 (170 mg kg^{-1}), 140046 (152 mg kg^{-1}); Pb: BFH-Nr. 30029 (899 mg kg^{-1}), 30032 (1014 mg kg^{-1}), 30033 (1229 mg kg^{-1}), 30037 (790 mg kg^{-1}), 30604 (893 mg kg^{-1}), 30605 (2446 mg kg^{-1}), 50020 (1060 mg kg^{-1}), 70015 (2912 mg kg^{-1}), 90755 (4255 mg kg^{-1}). Gründe für die sehr hohen Belastungen sind z.T. lokale Emittenten (metallverarbeitende und/oder chemische Industrie, Erzabbau, Truppenübungsplatz der Bundeswehr, Autobahn) sowie geogen bedingt stark erhöhte Grundgehalte der Bodenausgangsgesteine.

7.4 Schlussfolgerungen/Handlungsempfehlungen

Die Ergebnisse der BZE zur Schwermetallbelastung der Waldböden sollten Anlass für eine weitere Reduktion der anthropogenen (atmogenen) Schwermetalleinträge sein. Die Notwendigkeit hierfür ergibt sich auch aus dem Umstand, dass Schwermetalle nicht biologisch abbaubar sind. Grundsätzlich nehmen Waldböden eine wichtige Rolle im Naturhaushalt ein. Sie sollen sicherstellen, dass eingetragene Schwermetalle nicht unkontrolliert ins Grund- und Oberflächenwasser gelangen, sondern langfristig und weitgehend unschädlich für Pflanzen, Tiere oder andere Organismen im Waldboden festgelegt werden. Daher wird die bundesweite Durchführung der BZE im Wald auch mit den Risiken, die von einer Schadstoffbelastung für das Grund-, Quell- und Oberflächenwasser ausgehen, begründet. Die Forstwirtschaft benötigt über die ermittelten Schwermetallgehalte und -vorräte hinaus konkrete Hinweise aus der BZE, welche Maßnahmen geeignet sind, die Filter- oder Regulationsfunktion der Waldböden aufrechtzuerhalten. Zentrale Steuergrößen, die das Rückhaltevermögen von Waldböden günstig beeinflussen können, sind Humusgehalt, pH-Wert und Basensättigung. Diese bodenkundlichen Parameter können durch die Art der Waldbewirtschaftung positiv beeinflusst werden.

Unter dem Gesichtspunkt des Boden- und Gewässerschutzes ist eine Waldbewirtschaftung anzustreben, die Auflagehumusformen entgegenwirkt und die Bildung von Humus im Mineralboden begünstigt. Neben dem verstärkten Anbau und der gezielten Pflege von Laubbaumarten in Mischbeständen schafft die Waldkalkung günstige Voraussetzungen für die Anreicherung von Mineralbodenhumus. Laubgehölze liefern hierzu eine leicht zersetzbare Blattstreu und bilden ein feinwurzelreiches, tiefreichendes Wurzelsystem aus. Darüber hinaus hat sich die Waldkalkung als geeignet erwiesen, um die Basensättigung der Böden anzuheben und den Säuregrad zu senken. Sofern diese Maßnahmen optimal aufeinander abgestimmt sind, kann das Potenzial für stabile, ökologisch verträgliche Bindungen zwischen Schwermetallen und Humuspartikeln im Mineralboden noch deutlich gesteigert werden.

Unter Berücksichtigung der ermittelten Schwermetallgehalte und -vorräte sowie der Versauerung der Waldböden können die genannten Maßnahmen regional konzentriert durchgeführt werden.

Insbesondere in Regionen mit einer höheren Schwermetallbelastung der Waldböden und deutlicher Bodenversauerung sollte die Bewirtschaftung der Wälder dem vorsorgenden Boden- und Gewässerschutz einen höheren Stellenwert beimessen als in Regionen mit Waldböden, die eher geringere Schwermetallgehalte im Oberboden aufweisen.

7.5 Zusammenfassung

Die Schwermetallgehalte der Waldböden Deutschlands werden sowohl durch den geogenen Grundgehalt des Ausgangsgesteins als auch durch atmogene Einträge bestimmt, die den geogenen Grundgehalt insbesondere in den Oberböden überprägen können. Deutliche atmogene Überprägungen lassen sich für die Elemente Pb, Cd und Hg nachweisen, während As und Cu weniger stark überprägen. Die Elemente Ni, Cr und Zn werden in ihren Gehalten primär durch den geogenen Grundgehalt bestimmt. Die höchsten Schwermetallgehalte sind auf Tongesteinen, Karbonatgesteinen sowie basischen und intermediären Magmatiten und Metamorphiten zu finden, während Terrassen- und Schotterablagerungen, Sande und mächtige sandige Deckschichten sowie Geschiebemergel und -lehme eher geringe Schwermetallgehalte aufweisen. Dementsprechend sind die Festgesteins-dominierten Mittelgebirge stärker von geogen bedingt erhöhten Schwermetallgehalten betroffen als die Lockergesteins-dominierten Tieflagen. In den Mittelgebirgen kommt es zudem durch den Auskämmeffekt der Wälder zu verstärkten atmogenen Einträgen, so dass sich insbesondere für Pb, primär als Folge der jahrzehntelangen Verwendung von Pb-haltigem Kraftstoff, deutlich erhöhte Vorräte in den Auflagen und im Mineralboden belegen lassen.

Die Schwermetallgehalte im Auflagehumus zeigen v.a. für Elemente, die eine hohe Affinität zur organischen Substanz als Bindungspartner aufweisen, wie Pb, Cu, Cr, Ni und Hg eine klare Differenzierung nach Humushorizonten mit zunehmenden Gehalten von L- über Of- hin zu den Oh-Horizonten. Im Gegensatz hierzu zeigen Cd und Zn keine klare Differenzierung der Gehalte zwischen den Horizonten.

Der atmogene Eintrag der Schwermetalle hat im Zeitraum zwischen BZE I und BZE II abgenommen, was bei gleichzeitiger Verlagerung/Einarbeitung der Schwermetalle in den oberen Mineralboden zu einer Abreicherung im Auflagehumus geführt hat. Dieser Effekt wird durch die Waldkalkung, die eine Humusverlagerung von der Auflage in den oberen Mineralboden bewirkt, tendenziell verstärkt. Anhand einer exemplarischen Auswertung von Daten aus Nordrhein-Westfalen zur Veränderung der Schwermetallvorräte im Auflagehumus und den ersten beiden mineralischen Tiefenstufen kann nachgewiesen werden, dass sich die Schwermetallvorräte vom Auflagehumus in den mineralischen Oberboden verlagern, der Gesamtvorrat an Schwermetallen jedoch weitgehend unverändert bleibt. Die Schwermetalle werden folglich im mineralischen Oberboden vergleichsweise fest gebunden, so dass eine kurz- oder mittelfristige Gefährdung des Grundwassers durch Schwermetallauswaschung grundsätzlich nicht zu besorgen ist. Lediglich für das relativ mobile Element Cd ist auch eine

Verlagerung in den unteren Mineralboden nachweisbar. Aufmerksam beobachtet werden sollte Hg, da sich dieses Element als einziges im Boden angereichert hat, was auf erhöhte diffuse Einträge über die Deposition zurück zu führen ist.

Für die Bewertung der Schwermetallgehalte im Mineralboden werden die Vorsorgewerte nach BBodSchV herangezogen. Es zeigt sich, dass für die meisten Schwermetalle die Gehalte in einem Großteil der Waldböden Deutschlands unterhalb der Vorsorgewerte liegen, so dass im Hinblick auf die Schwermetallbelastung von einem flächenmäßig guten Zustand der Waldböden gesprochen werden kann. Lediglich die Elemente As und Pb überschreiten die Vorsorgewerte flächenmäßig mit 13,2 % für As und 22,1 % für Pb nennenswert. Diese Belastungen treten vor allem im Erzgebirge (As, Pb) sowie im Harz und dem Rheinischen Schiefergebirge (Pb) auf und haben ihre Ursache sowohl in den Bergbauaktivitäten der zurückliegenden Jahrhunderte als auch in erhöhten atmogenen Einträgen.

8 Waldernährung

W. Riek, U. Talkner, I. Dammann, M. Kohler, K. J. Meiwes, A. Göttlein

8.1 Einleitung

Die Durchführung chemischer Nadel- und Blattanalysen an BZE-Punkten soll der flächenrepräsentativen Einschätzung der Ernährungssituation der Waldbäume dienen und Hinweise auf deren zeitliche Veränderungen geben. Zudem eignen sich diese Daten zur Indikation der standörtlichen Belastungssituation durch Immissionen und atmogene Schadstoffeinträge. Während die Kennwerte von Humus- und Mineralbodenproben lediglich Hinweise auf potenzielle Nährstoffengpässe und Belastungen geben, lässt sich anhand der Nadel-/Blattgehalte die tatsächliche Ernährungssituation der Bäume zum Zeitpunkt der Probenahme beurteilen.

Mit Blick auf die regional unterschiedlich starken Belastungen durch atmogene Stoffeinträge, die Nährstoffverarmung der Böden und deren Wandel in den vergangenen Jahrzehnten, aber auch vor dem Hintergrund der durchgeführten forstlichen Maßnahmen zur Stabilisierung der Waldökosysteme (z.B. Waldumbau, Bodenschutzkalkung), sind die flächenrepräsentativen BZE-Daten für die Ernährungsdiagnose als Baustein einer umfassenden Waldzustandskennzeichnung sehr gut geeignet. Unter umweltpolitischen Aspekten lassen sich Aussagen zur Wirksamkeit von Luftreinhaltemaßnahmen insbesondere aus dem Vergleich der Ernährungsdaten von BZE I und BZE II treffen. Letztlich kann eine weitergehende Auswertung der BZE auch Kenntniszugewinne bezüglich der ernährungskundlichen Zusammenhänge zum Baumwachstum und zur nachhaltigen Produktivität der Bestände erbringen. Dieses Wissen kommt auch der Forstpraxis zunutze, z.B. für Entscheidungen zur Intensität der Biomassenutzung.

Schwierig stellt sich die Definition baumartenspezifischer Schwellenwerte für die Ernährungsdiagnose dar. Da die Einschätzung potenzieller Nährstoffunterversorgungen von der lokalen Gültigkeit der verwendeten Bewertungsrahmen abhängig ist, ergeben sich insbesondere bei der über sehr unterschiedliche Wuchsräume integrierenden bundesweiten BZE-Auswertung gewisse Schwierigkeiten, denen durch die Verwendung eines integrierenden Bewertungssystems begegnet wurde. Die vorliegende Auswertung basiert auf den von Göttlein (2015) für die Hauptbaumarten Fichte, Kiefer, Buche und Eiche im Rahmen einer Metaanalyse hergeleiteten Grenzwerten. Der Bereich zwischen der Symptomgrenze und der Untergrenze des Normalbereichs repräsentiert dabei den Bereich des latenten Mangels. Die in der Tab. I-8-1 aufgeführten Grenzwerte entsprechen dem Median der von Göttlein (2015) ausgewerteten Literaturwerte. Der Median beschreibt als Zentralwert (= 50. Perzentil) den mittleren Wert einer ausreißerbehafteten Verteilung deutlich robuster als der arithmetische Mittelwert (Sachs 1997). Durch diesen Ansatz ist man nicht mehr auf die Anwendung eines einzigen Bewertungssystems mit dessen

spezifischen Unzulänglichkeiten angewiesen, sondern der Median aller zur Verfügung stehenden Bewertungssysteme kann als jeweils „wahrscheinlichster“ Grenzwert verwendet werden. Für eine Abschätzung der zeitlichen Entwicklung ernährungskundlicher Parameter zwischen der BZE I und der BZE II müssen die neuen Grenzwerte auch auf die entsprechenden Daten der BZE I angewendet werden.

Die Nadel-/ Blattbeprobung der BZE II fand in den einzelnen Bundesländern in unterschiedlichen Jahren zwischen 2006 und 2008 statt; überwiegend im Jahr 2007. Die Elementgehalte in den Assimilationsorganen von Waldbäumen reagieren sehr sensitiv und auf kurzzeitige Veränderungen des Nährstoffangebots. Sie erlauben Schlussfolgerungen auf die aktuelle Ernährungssituation im Beprobungsjahr. Bedingt durch die unterschiedlichen Erhebungsjahre der Länder ist mit witterungsbedingten Einflüssen auf die Nährstoffverfügbarkeit und entsprechenden Varianzen im Gesamtdatensatz zu rechnen. Der Zeitvergleich zwischen BZE I und BZE II ist daher achtsam zu führen und wird anhand von Zeitreihen der bundesweiten Dauerbeobachtungsflächen überprüft. Untersuchungen aus verschiedenen Bundesländern (Dietrich & Stetter 2015, Riek *et al.* 2015, Russ & Riek 2011) zeigen jedoch, dass Messreihen an Waldklimastationen im Inventurjahr der BZE II (2007) wenig von langjährigen Durchschnittswerten abweichen. Es kann daher davon ausgegangen werden, dass der Ernährungszustand der Wälder durch die BZE II gut abgebildet wurde.

8.2 Deskriptive Darstellungen zum Zustand der Baumernährung (BZE II)

Nachfolgend werden die Ernährungsdaten baumartenspezifisch hinsichtlich ihrer Verteilung auf die Bewertungsklassen von Göttlein (2015) dargestellt und diskutiert. Als Erklärungsbeitrag der Variation der Elementgehalte erfolgen die Darstellungen stratenbezogen. Signifikante Unterschiede ($p < 0{,}05$) zwischen den Straten sind durch unterschiedliche Buchstaben oberhalb der Boxen gekennzeichnet. Für die Stratifizierung werden die im Kapiel vorgestellten Bodensubstratgruppen (Tab. I-8-2), Humusformen (Tab. I-8-3) und Bodenversauerungstypen (Tab. I-8-4) verwendet. Die Nährstoffausstattung und -verfügbarkeit von Waldböden hängt von verschiedenen Faktoren ab. Die Humusform als Ausdruck für den Umsatz der organischen Substanz führt zu Unterschieden in der Nährstoffverfügbarkeit. Versauernde Einträge in die Waldökosysteme haben zu einem Rückgang der Basensättigung und damit der Nährstoffausstattung und -verfügbarkeit von Waldböden geführt. Die Bodenversauerungstypen integrieren die Eintragssituation einerseits und die Puffereigenschaften der Böden andererseits. Hinsichtlich räumlicher Muster der Ernährungsdaten und regionaler Mangelschwerpunkte wird auf den Kartenband II-8 verwiesen.

Tab. I-8-1: Ernährungskundliche Grenzwerte der Hauptbaumarten, abgeleitet als Median für die Grenzen des Bereichs normaler Ernährung und des Auftretens von Mangelsymptomen aus gängigen Bewertungssystemen gemäß einer Empfehlung aus der Sektion Waldernährung des DVFFA (Göttlein 2015); UG = Untergrenze Normalbereich, OG = Obergrenze Normalbereich.

		Fichte	Kiefer	Buche	Eiche
N [mg g^{-1}]	OG Normalbereich	17,00	17,00	25,00	26,00
	UG Normalbereich	13,10	14,05	19,00	20,00
	Symptomgrenze	11,70	12,60	16,65	16,70
P [mg g^{-1}]	OG Normalbereich	2,00	2,00	1,70	2,00
	UG Normalbereich	1,30	1,30	1,20	1,35
	Symptomgrenze	1,05	1,00	0,95	0,90
K [mg g^{-1}]	OG Normalbereich	7,65	7,50	9,35	10,00
	UG Normalbereich	4,50	4,40	6,00	6,10
	Symptomgrenze	3,50	3,50	4,75	3,60
Ca [mg g^{-1}]	OG Normalbereich	5,30	4,00	8,55	8,00
	UG Normalbereich	2,00	2,00	5,00	5,00
	Symptomgrenze	1,00	1,00	4,00	3,00
Mg [mg g^{-1}]	OG Normalbereich	1,40	1,40	1,50	2,60
	UG Normalbereich	0,80	0,80	1,00	1,20
	Symptomgrenze	0,60	0,60	0,70	0,90
S [mg g^{-1}]	OG Normalbereich	1,60	1,60	2,25	2,30
	UG Normalbereich	1,00	1,00	1,50	1,20
	Symptomgrenze	0,80	0,95	1,35	1,00
Fe [µg g^{-1}]	OG Normalbereich	190	200	250	200
	UG Normalbereich	42	40	60	70
	Symptomgrenze	21	30	35	50
Mn [µg g^{-1}]	OG Normalbereich	2000	800	2000	1270
	UG Normalbereich	50	40	60	66
	Symptomgrenze	20	10	50	-
Cu [µg g^{-1}]	OG Normalbereich	7	8	12	16
	UG Normalbereich	2	3	5	6
	Symptomgrenze	2	2	5	5
Zn [µg g^{-1}]	OG Normalbereich	60	70	50	50
	UG Normalbereich	20	20	20	15
	Symptomgrenze	12	10	20	-
B [µg g^{-1}]	OG Normalbereich	30	30	55	70
	UG Normalbereich	14	10	23	20
	Symptomgrenze	8	8	10	10

Tab. I-8-2: Beschreibung der Bodensubstratgruppen.

Bodensubstratgruppe[1]	Beschreibung
1	Böden aus basenarmem Lockergestein
2	Semiterrestrische Böden breiter Flusstäler
3	Tieflandböden aus Lösslehm
4	Böden aus verwittertem Karbonatgestein
5	Böden aus basisch-intermediärem Festgestein
6	Böden aus basenarmem Festgestein
7	Böden der Alpen
8	Moore und Anmoore

[1] Definition siehe Kapitel 3.4.4

Tab. I-8-3: Beschreibung der Humusformen.

Humusform	Beschreibung
MU	Mull
MOM	Mullartiger Moder
MO	Moder
MR	Rohhumusartiger Moder
RO	Rohhumus
FH	Feuchthumus

Tab. I-8-4: Aus der Basensättigung abgeleitete Bodenversauerungstypen.

Bodenversauerungstyp[1]	Beschreibung
1	BS >85 % im gesamten Mineralboden (0-90cm Tiefe)
2	BS 50-85 % im OB und BS >85 % im UB
3	BS <50 % im OB und BS >85 % im UB
4	BS <60 % im OB und BS 30-85 % im UB
5	BS <50 % im OB und BS <30 % im UB
6	BS >50 % im OB und BS <30 % im UB, teilw. gekalkt

BS = Basensättigung, OB = 0-5 cm Tiefe, UB = 60-90 cm Tiefe
[1] Definition siehe Kapitel 3.4.6

Tab. I-8-5: Ernährungsbewertung nach Göttlein (2015).

Grenzen	Symbol
Obergrenze Normalbereich	
Untergrenze Normalbereich	
Symptomgrenze	

8.2.1 Makronährelemente

8.2.1.1 Fichte

Die Stickstoff (N)-Ernährung der Fichte ist an mehr als der Hälfte der BZE-Punkte im Normalbereich. Mehr als ein Viertel der Punkte weist luxuriöse N-Ernährung auf. In den Bereich des (latenten) Mangels werden etwa 10 % der Punkte eingestuft. Die Fichten auf Böden aus basenarmem Festgestein (6) und auf Böden der Alpen (7) haben geringere N-Nadelgehalte als die Fichten auf anderen Bodensubstratgruppen (Abb. I-8-1a). Die N-Nadelgehalte sind an Punkten mit Moder- und Rohhumusform signifikant geringer als an Punkten mit Mull, mullartigem Moder und rohhumusartigem Moder (Abb. I-8-1b). Die N-Nadelgehalte unterscheiden sich je nach Grad der Bodenversauerung; die Unterschiede sind allerdings nicht kausal erklärbar (Abb. I-8-1c).

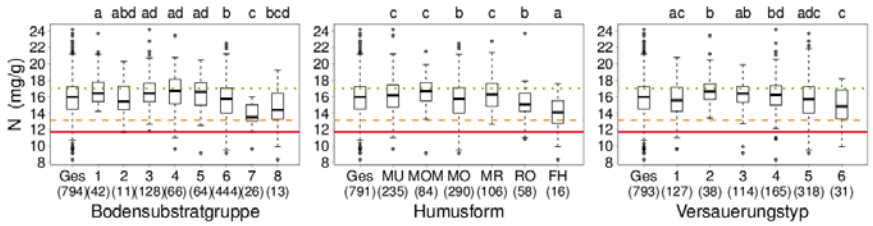


Abb. I-8-1: Stickstoffgehalte in Fichtennadeln in Abhängigkeit der Bodensubstratgruppe (Tab. I-8-2), der Humusform (Tab. I-8-3) und des Versauerungstyps (Tab. I-8-4) mit Bewertungsstufen nach Göttlein (2015) (Tab. I-8-5); signifikante Unterschiede sind durch unterschiedliche Buchstaben oberhalb der Boxen gekennzeichnet.

Die Phosphor (P)-Ernährung der Fichte ist überwiegend normal. An knapp einem Viertel der Punkte liegt sie im Bereich des (latenten) Mangels. Obwohl es signifikante Unterschiede in den P-Nadelgehalten zwischen den Bodensubstratgruppen gibt (Abb. I-8-2a), sind die gefundenen Muster nicht kausal interpretierbar. Tendenziell sind die P-Nadelgehalte an Punkten mit besserer Humusform höher als an Punkten mit schlechterer Humusform (Abb. I-8-2b). Die P-Nadelgehalte spiegeln den Bodenversauerungszustand nicht wider (Abb. I-8-2c).

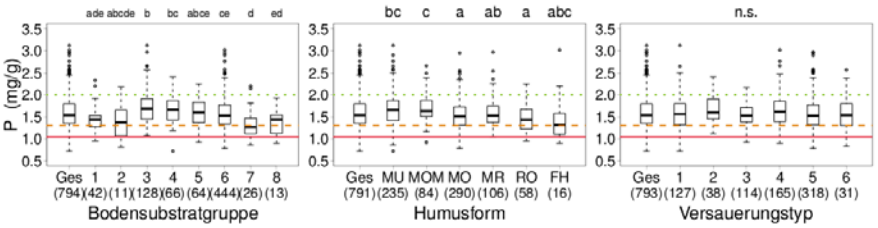


Abb. I-8-2: Phosphorgehalte in Fichtennadeln in Abhängigkeit der Bodensubstratgruppe (Tab. I-8-2), der Humusform (Tab. I-8-3) und des Versauerungstyps (Tab. I-8-4) mit Bewertungsstufen nach Göttlein (2015) (Tab. I-8-5); signifikante Unterschiede sind durch unterschiedliche Buchstaben oberhalb der Boxen gekennzeichnet; n.s. = nicht signifikant.

Die Kalium (K)-Ernährung der Fichte liegt überwiegend im Normalbereich, an knapp einem Viertel der BZE-Punkte allerdings im Bereich des (latenten) Mangels. Fichten auf Böden aus basenarmem Lockergestein (1) haben signifikant geringere K-Nadelgehalte als Fichten auf Kalkverwitterungsböden (4) (Abb. I-8-3a). Die K-Nadelgehalte sind abhängig von der Humusform und nehmen von Mull über mullartigen Moder zu Rohhumus signifikant ab (Abb. I-8-3b). Dieser Zusammenhang ist wahrscheinlich durch die gute K-Verfügbarkeit auf Kalkverwitterungsböden zurückzuführen, die durch optimale Bioturbation die Humusform Mull aufweisen. Die zunehmende Bodenversauerung wird nicht durch abnehmende K-Nadelgehalte widergespiegelt (Abb. I-8-3c).

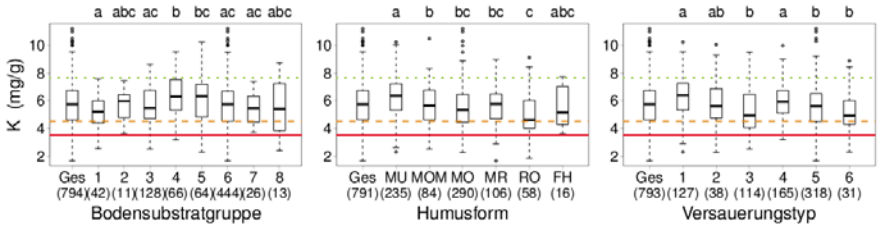


Abb. I-8-3: Kaliumgehalte in Fichtennadeln in Abhängigkeit der Bodensubstratgruppe (Tab. I-8-2), der Humusform (Tab. I-8-3) und des Versauerungstyps (Tab. I-8-4) mit Bewertungsstufen nach Göttlein (2015) (Tab. I-8-5); signifikante Unterschiede sind durch unterschiedliche Buchstaben oberhalb der Boxen gekennzeichnet.

An fast allen BZE-Punkten ist die Calcium (Ca)-Ernährung der Fichte mindestens normal, an knapp der Hälfte der Punkte sogar luxuriös. Erwartungsgemäß werden die höchsten Ca-Nadelgehalte an BZE-Punkten auf Kalkverwitterungsböden (4) gefunden; sie liegen zu über 75 % im luxuriösen Bereich (Abb. I-8-4a). Die geringsten Ca-Nadelgehalte sind auf Böden aus basenarmem Lockergestein (1) und basenarmem Festgestein (6) sowie Moorböden (8) zu finden. Dementsprechend sind die Ca-Nadelgehalte auf Böden mit Mull am höchsten und nehmen über mullartigen Moder zu Rohhumus signifikant ab (Abb. I-8-4b). Auf Böden mit der Humusform Mull liegen knapp 75 % der BZE-Punkte im luxuriösen Bereich der Ca-Ernährung. Die Ca-Nadelgehalte spiegeln sehr deutlich die Bodenversauerung wider und nehmen mit abnehmender Basensättigung signifikant ab (Abb. I-8-4c).

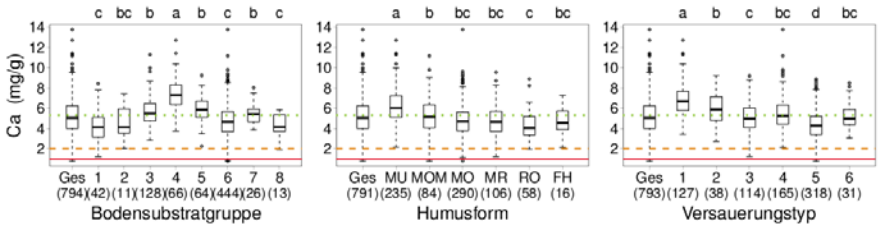


Abb. I-8-4: Calciumgehalte in Fichtennadeln in Abhängigkeit der Bodensubstratgruppe (Tab. I-8-2), der Humusform (Tab. I-8-3) und des Versauerungstyps (Tab. I-8-4) mit Bewertungsstufen nach Göttlein (2015) (Tab. I-8-5); signifikante Unterschiede sind durch unterschiedliche Buchstaben oberhalb der Boxen gekennzeichnet.

Die Magnesium (Mg)-Ernährung der Fichte kann überwiegend als normal bewertet werden. An einem Viertel der BZE-Punkte liegt sie im luxuriösen Bereich. Die Mg-Nadelgehalte sind nicht mit den Bodensubstratgruppen und den Humusformen korreliert. Die Bodenversauerung spiegelt sich leicht in den Mg-Nadelgehalten wider (Abb. I-8-5c). Am auffälligsten sind die signifikant höheren Mg-Nadelgehalte auf Böden, die im Unterboden stark versauert (BS < 30 %) sind, im Oberboden aber durch Kalkung oder basische Staubeinträge eine Basensättigung größer 50 % aufweisen (Versauerungstyp 6), verglichen mit allen anderen leicht bis stark versauerten Böden. Dies zeigt, dass durch Kalkung (und Eintrag basischer Stäube) die Mg-Ernährung deutlich verbessert werden kann. Einschränkend muss allerdings darauf hingewiesen werden, dass auch die Böden anderer Versauerungstypen gekalkt worden sein können.

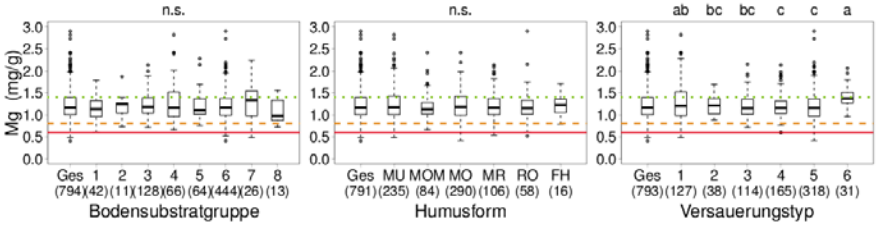


Abb. I-8-5: Magnesiumgehalte in Fichtennadeln in Abhängigkeit der Bodensubstratgruppe (Tab. I-8-2), der Humusform (Tab. I-8-3) und des Versauerungstyps (Tab. I-8-4) mit Bewertungsstufen nach Göttlein (2015) (Tab. I-8-5); signifikante Unterschiede sind durch unterschiedliche Buchstaben oberhalb der Boxen gekennzeichnet; n.s. = nicht signifikant.

Die Schwefel (S)-Ernährung der Fichte liegt an über der Hälfte der BZE-Punkte im Normalbereich; knapp die Hälfte der Punkte werden anhand der zugrunde liegenden Schwellenwerte dem Bereich (latenten) Mangels zugeordnet. Die niedrigsten S-Gehalte finden sich in der Gruppe der Böden der Alpen (7) und der Moore und Anmoore (8) (Abb. I-8-6a). Die geringsten S-Nadelgehalte werden dementsprechend an BZE-Punkten mit Feuchthumus gefunden; BZE-Punkte mit Mull, mullartigem Moder und rohhumusartigem Moder haben dagegen im Mittel höhere S-Nadelgehalte (Abb. I-8-6b). Die Bodenversauerung spiegelt sich nicht in den S-Nadelgehalten wider, obwohl es signifikante Unterschiede zwischen den Bodenversauerungstypen gibt (Abb. I-8-6c).

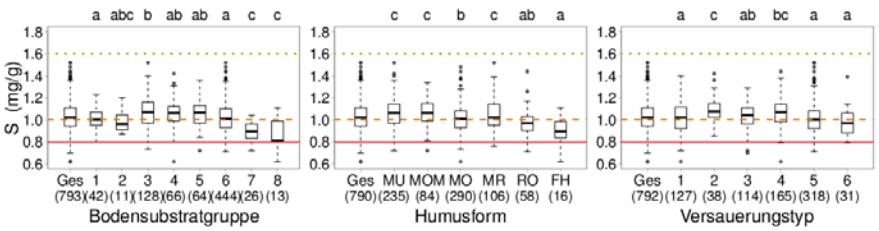


Abb. I-8-6: Schwefelgehalte in Fichtennadeln in Abhängigkeit der Bodensubstratgruppe (Tab. I-8-2), der Humusform (Tab. I-8-3) und des Versauerungstyps (Tab. I-8-4) mit Bewertungsstufen nach Göttlein (2015) (Tab. I-8-5); signifikante Unterschiede sind durch unterschiedliche Buchstaben oberhalb der Boxen gekennzeichnet.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die N-, P-, K-, Ca-, Mg- und S-Nadelgehalte der Fichten je an mindestens der Hälfte der BZE-Punkte normal sind. Die Ca-Gehalte sind an knapp der Hälfte der Punkte luxuriös. Schwefel ist hingegen an knapp der Hälfte der Punkte und P und K an knapp einem Viertel der Punkte im (latenten) Mangel. Die N-Überversorgung ist bei der Fichte nicht so stark ausgeprägt wie bei der Kiefer (Kap. 8.2.1.2).

8.2.1.2 Kiefer

Gut die Hälfte der BZE-Punkte mit Kiefer ist überversorgt mit N; knapp die Hälfte liegt im Normalbereich. Die Kiefern auf Tieflandböden aus Lösslehm (3) haben die höchsten N-Nadelgehalte (Abb. I-8-7a). Die N-Nadelgehalte der Kiefer sind an BZE-Punkten mit Rohhumusform signifikant geringer als an Punkten mit besseren Humusformen (ausgenommen Feuchthumus; Abb. I-8-7b). Die Kiefern von Standorten unterschiedlicher Bodenversauerungstypen unterscheiden sich wenig in der N-Ernährung, allerdings haben die Kiefern der am stärksten versauerten Böden (Versauerungstyp 5) die geringsten N-Nadelgehalte (Abb. I-8-7c). Insgesamt erklären die zur Stratifizierung verwendeten forstlichen Befundeinheiten nur einen geringen Teil der Varianz der N-Nadelgehalte von Kiefer an den BZE-Punkten.

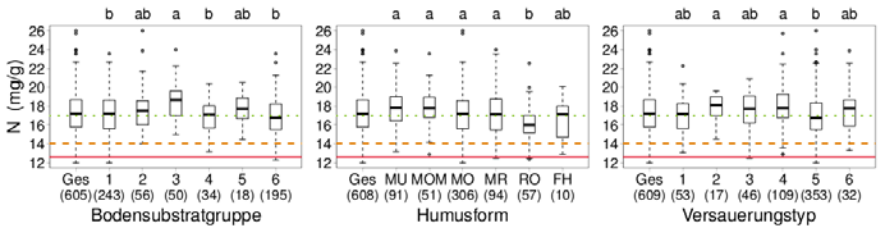


Abb. I-8-7: Stickstoffgehalte in Kiefernnadeln in Abhängigkeit der Bodensubstratgruppe (Tab. I-8-2), der Humusform (Tab. I-8-3) und des Versauerungstyps (Tab. I-8-4) mit Bewertungsstufen nach Göttlein (2015) (Tab. I-8-5); signifikante Unterschiede sind durch unterschiedliche Buchstaben oberhalb der Boxen gekennzeichnet.

Die P-Ernährung der Kiefer liegt an gut drei Vierteln der Punkte im Normalbereich, an knapp einem Viertel ist sie im (latenten) Mangelbereich. Die geringsten P-Nadelgehalte weisen die Kiefern auf Kalkverwitterungsböden (4) auf (Abb. I-8-8a). Kiefern auf Standorten mit den Humusformen Mull, mullartiger Moder und Moder ähneln sich in ihren P-Nadelgehalten und haben insgesamt höhere P-Nadelgehalte als Kiefern auf Standorten mit Rohhumusformen sowie Feuchthumus (Abb. I-8-8b). Da für die P-Ernährung der Bäume die Mineralisierung organischer P-Verbindungen eine bedeutende Rolle spielt, können Rohhumusformen, die auf eine eingeschränkte biologische Aktivität hinweisen, zu geringer P-Verfügbarkeit führen. Die Bodenversauerung scheint keinen Einfluss auf die P-Nadelgehalte zu haben (Abb. I-8-8c).

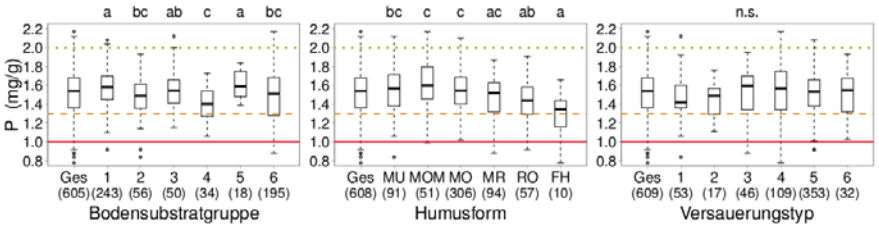


Abb. I-8-8: Phosphorgehalte in Kiefernnadeln in Abhängigkeit der Bodensubstratgruppe (Tab. I-8-2), der Humusform (Tab. I-8-3) und des Versauerungstyps (Tab. I-8-4) mit Bewertungsstufen nach Göttlein (2015) (Tab. I-8-5); signifikante Unterschiede sind durch unterschiedliche Buchstaben oberhalb der Boxen gekennzeichnet; n.s. = nicht signifikant.

Die K-Ernährung der Kiefer ist größtenteils normal. An ca. 10 % der BZE-Punkte liegen die K-Nadelgehalte im latenten Mangelbereich. Der Einfluss des Bodensubstrats auf die K-Ernährung zeigt sich deutlich in signifikant geringeren K-Nadelgehalten auf Kalkverwitterungsböden (4) im Vergleich zu allen anderen Substratgruppen (Abb. I-8-9a). Dementsprechend sind die K-Nadelgehalte der Kiefer auf unversauerten Böden mit hoher Basensättigung im gesamten Mineralboden am geringsten (Versauerungstyp 1) (Abb. I-8-9c). Die Humusform trägt nicht zur Erklärung der Varianz der K-Nadelgehalte bei (Abb. I-8-9b).

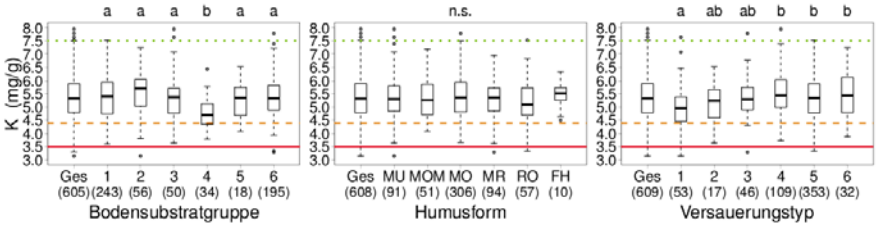


Abb. I-8-9: Kaliumgehalte in Kiefernnadeln in Abhängigkeit der Bodensubstratgruppe (Tab. I-8-2), der Humusform (Tab. I-8-3) und des Versauerungstyps (Tab. I-8-4) mit Bewertungsstufen nach Göttlein (2015) (Tab. I-8-5); signifikante Unterschiede sind durch unterschiedliche Buchstaben oberhalb der Boxen gekennzeichnet; n.s. = nicht signifikant.

Die Ca-Ernährung der Kiefer ist an fast allen BZE-Punkten normal bis luxuriös. Erwartungsgemäß sind die Ca-Nadelgehalte an Punkten auf Kalkverwitterungsböden (4) am höchsten und an Punkten auf Böden aus basenarmem Festgestein (6) am geringsten (Abb. I-8-10a). Ebenso haben die Kiefern an Punkten mit der Humusform Mull die höchsten Ca-Nadelgehalte (Abb. I-8-10b). Die Bodenversauerung spiegelt sich in den Ca-Nadelgehalten insofern wider, als dass Versauerungstyp 1 signifikant höhere Werte aufweist als die anderen Versauerungstypen (Abb. I-8-10c).

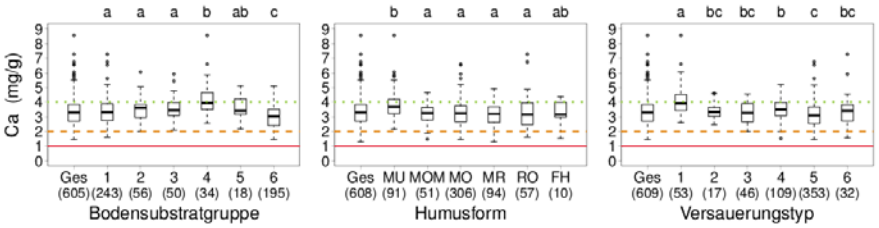


Abb. I-8-10: Calciumgehalte in Kiefernnadeln in Abhängigkeit der Bodensubstratgruppe (Tab. I-8-2), der Humusform (Tab. I-8-3) und des Versauerungstyps (Tab. I-8-4) mit Bewertungsstufen nach Göttlein (2015) (Tab. I-8-5); signifikante Unterschiede sind durch unterschiedliche Buchstaben oberhalb der Boxen gekennzeichnet.

Die Mg-Ernährung der Kiefer ist an drei Vierteln der BZE-Punkte im Normalbereich. Ungefähr ein Viertel der Punkte weist (latenten) Mangel auf. Die Mg-Nadelgehalte der verschiedenen Bodensubstratgruppen unterscheiden sich signifikant (Abb. I-8-11a): Die Kiefern auf Böden aus basenarmem Lockergestein (1) haben die geringsten Mg-Nadelgehalte, gefolgt von den Kiefern auf semiterrestrischen Böden breiter Flusstäler (2), den Tieflandböden aus Lösslehm (3) und den Böden aus basenarmem Festgestein (6), die etwas höhere Mg-Nadelgehalte haben. Die höchsten Mg-Nadelgehalte weisen die Kiefern auf Kalkverwitterungsböden (4) und Böden aus basisch-intermediärem Festgestein (5) auf. Allerdings liegen die Mediane aller Gruppen im Normalbereich. Die Mg-Nadelgehalte der Kiefer sind an Punkten mit der Humusform Mull und mullartiger Moder signifikant besser einzustufen als an Punkten mit den Humusformen Moder, rohhumusartiger Moder und Rohhumus (Abb. I-8-11b). Die Bodenversauerung spiegelt sich insofern in den Mg-Nadelgehalten wider, als dass die Versauerungstypen 1 und 2 deutlich erhöhte Werte aufweisen (Abb. I-8-11c).

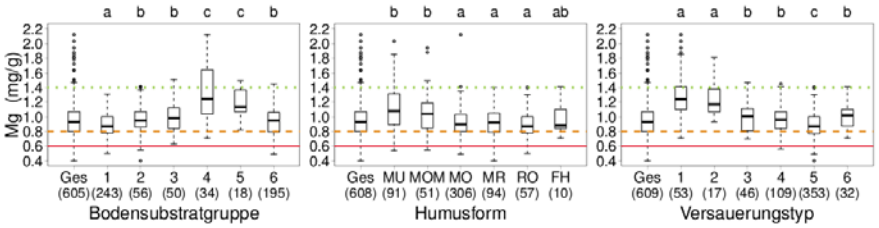


Abb. I-8-11: Magnesiumgehalte in Kiefernnadeln in Abhängigkeit der Bodensubstratgruppe (Tab. I-8-2), der Humusform (Tab. I-8-3) und des Versauerungstyps (Tab. I-8-4) mit Bewertungsstufen nach Göttlein (2015) (Tab. I-8-5); signifikante Unterschiede sind durch unterschiedliche Buchstaben oberhalb der Boxen gekennzeichnet.

Die S-Ernährung der Kiefer liegt überwiegend im normalen Bereich, mit wenigen Ausnahmen im (latenten) Mangelbereich. Die S-Nadelgehalte sind auf den Tieflandböden aus Lösslehm (3) signifikant höher als auf Kalkverwitterungsböden (4) (Abb. I-8-12a). Dies könnte auf eine gute S-Sorptionskapazität der Böden aus Lösslehm zurückzuführen sein, die den eingetragenen S über lange Zeiträume speichern. Der gespeicherte S wird langsam freigesetzt und von den Bäumen aufgenommen. BZE-Punkte mit Rohhumusform haben signifikant geringere S-Nadelgehalte als

Punkte mit ökologisch besseren Humusformen (Abb. I-8-12b). Obwohl es signifikante Unterschiede zwischen den Bodenversauerungstypen gibt, spiegeln die S-Nadelgehalte die Bodenversauerung erwartungsgemäß nicht wider (Abb. I-8-12c).

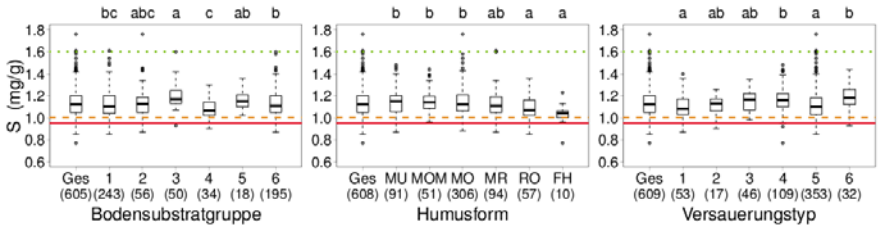


Abb. I-8-12: Schwefelgehalte in Kiefernnadeln in Abhängigkeit der Bodensubstratgruppe (Tab. I-8-2), der Humusform (Tab. I-8-3) und des Versauerungstyps (Tab. I-8-4) mit Bewertungsstufen nach Göttlein (2015) (Tab. I-8-5); signifikante Unterschiede sind durch unterschiedliche Buchstaben oberhalb der Boxen gekennzeichnet.

Insgesamt sind die P-, K-, Ca-, Mg- und S-Nadelgehalte der Kiefer an mindestens je drei Vierteln der BZE-Punkte als normal – für Ca auch luxuriös – zu bewerten. Für alle Elemente ist höchstens an einem Viertel der Punkte (latenter) Mangel vorzufinden; am häufigsten ist das für Mg der Fall. Damit ist die Ernährung – gemessen an den Nadelgehalten der Hauptnährelemente – der Kiefer besser als die der Fichte einzustufen. Allerdings besteht an gut der Hälfte der Punkte ein Überschuss an N, wodurch unausgewogene Nährelementverhältnisse möglich sind. Inwieweit dies der Fall ist, wird in Kapitel 8.4.2 behandelt. Die Nährstoffgehalte dürften für das Wachstum optimal sein, allerdings könnten sich als mögliche Folge unausgewogener Nährstoffverhältnisse Einbußen in der Vitalität bemerkbar machen (Anfälligkeit für Schaderreger, Empfindlichkeit gegenüber Frost), die mittel- bis langfristig ggf. auch zu Wachstumseinbußen führen könnten.

8.2.1.3 Buche

Die N-Ernährung der Buche ist an knapp drei Vierteln der BZE-Punkte normal, an gut einem Viertel der Punkte luxuriös. Es gibt keine signifikanten Unterschiede in den N-Blattgehalten zwischen verschiedenen Bodensubstratgruppen, Humusformen und Bodenversauerungstypen.

Die P-Ernährung der Buche ist an mehr als der Hälfte der BZE-Punkte (latent) mangelhaft. Auf alpinen Böden (7) ist die P-Ernährung signifikant am schlechtesten verglichen mit allen anderen Bodensubstratgruppen (Abb. I-8-13a). Ein Großteil der alpinen Böden liegt in den Kalkalpen. BZE-Punkte mit Rohhumusform haben die geringsten, Punkte mit rohhumusartigem Moder allerdings die höchsten P-Blattgehalte (Abb. I-8-13b). Die Buchen an BZE-Punkten mit sehr hoher Basensättigung (BS > 85 %) im gesamten Mineralboden (Versauerungstyp 1) weisen die geringsten P-Blattgehalte auf, diejenigen Punkte mit einer geringfügig reduzierten Basensättigung (50-85 %) im Oberboden (Versauerungstyp 2) weisen die höchsten P-Blattgehalte auf (Abb. I-8-13c). Die Gruppe der BZE-Punkte mit sehr hoher Basensättigung im gesamten

Mineralboden enthält die Punkte in den Kalkalpen und Punkte auf anderen reinen Kalkböden. Die Gruppe der Punkte mit geringfügig reduzierter Basensättigung im Oberboden enthält oberflächlich leicht versauerte Kalkstandorte.

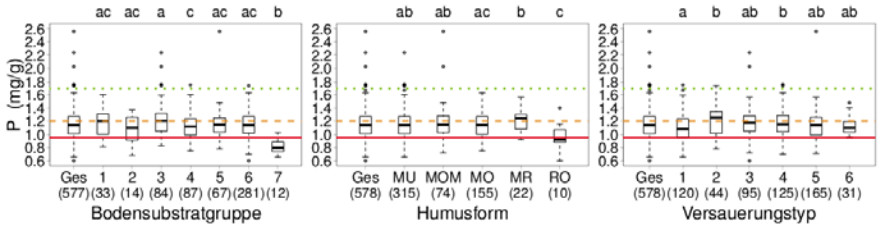


Abb. I-8-13: Phosphorgehalte in Buchenblättern in Abhängigkeit der Bodensubstratgruppe (Tab. I-8-2), der Humusform (Tab. I-8-3) und des Versauerungstyps (Tab. I-8-4) mit Bewertungsstufen nach Göttlein (2015) (Tab. I-8-5); signifikante Unterschiede sind durch unterschiedliche Buchstaben oberhalb der Boxen gekennzeichnet.

Die K-Ernährung der Buche ist an knapp drei Vierteln der BZE-Punkte normal bis luxuriös. An gut einem Viertel der Punkte ist sie (latent) mangelhaft. Die K-Ernährung unterscheidet sich nur zwischen den Böden aus basenarmem Lockergestein (1) einerseits und sowohl den Böden aus basisch-intermediärem (5) als auch basenarmem Festgestein (6) andererseits, wobei die Böden aus Lockergestein die geringsten K-Blattgehalte aufweisen (Abb. I-8-14a). Dies kann unter Umständen auf geringe Tonmineralgehalte in den Sandböden (1) zurückzuführen sein. Buchen an BZE-Punkten mit rohhumusartigem Moder haben im Vergleich zu anderen Humusformen die höchsten K-Blattgehalte; allerdings fallen nur 22 BZE-Punkte in die Gruppe rohhumusartiger Moder (Abb. I-8-14b). Stark versauerte Böden (BS < 30 %) im Unterboden mit erhöhter Basensättigung (BS > 50 %) im Oberboden (Versauerungstyp 6) weisen die geringsten K-Blattgehalte auf (Abb. I-8-14c). Zu dieser Gruppe gehören sowohl gekalkte Böden als auch Böden, die durch Staubeinträge eine Erhöhung der Basensättigung im Oberboden erfahren haben. Allerdings enthalten auch die anderen Versauerungstypen BZE-Standorte, die gekalkt worden sind.

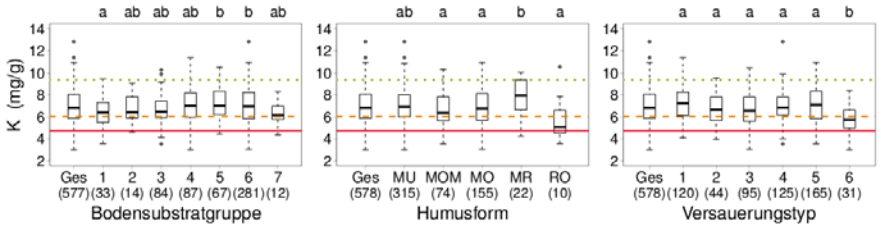


Abb. I-8-14: Kaliumgehalte in Buchenblättern in Abhängigkeit der Bodensubstratgruppe (Tab. I-8-2), der Humusform (Tab. I-8-3) und des Versauerungstyps (Tab. I-8-4) mit Bewertungsstufen nach Göttlein (2015) (Tab. I-8-5); signifikante Unterschiede sind durch unterschiedliche Buchstaben oberhalb der Boxen gekennzeichnet.

An gut der Hälfte der BZE-Punkte haben die Buchen Ca-Blattgehalte, die auf eine normale Ca-Ernährung hinweisen, gut ein Viertel der Punkte liegt im Bereich luxuriöser Ca-Ernährung,

knapp ein Viertel im Bereich des (latenten) Mangels. Erwartungsgemäß sind die Ca-Blattgehalte auf den Kalkverwitterungsböden (4) (Abb. I-8-15a) sowie an Punkten mit den Humusformen Mull und mullartiger Moder (Abb. I-8-15b) am höchsten. Die Ca-Blattgehalte spiegeln die Bodenversauerung wider; die basenreichsten Böden (Versauerungstyp 1) haben die höchsten, die am stärksten versauerten Böden (Versauerungstyp 5) die geringsten Ca-Blattgehalte (Abb. I-8-15c).

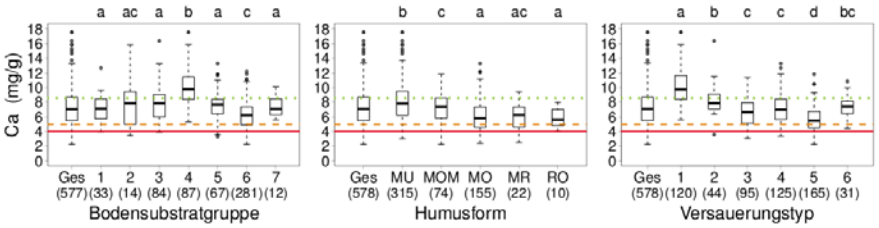


Abb. I-8-15: Calciumgehalte in Buchenblättern in Abhängigkeit der Bodensubstratgruppe (Tab. I-8-2), der Humusform (Tab. I-8-3) und des Versauerungstyps (Tab. I-8-4) mit Bewertungsstufen nach Göttlein (2015) (Tab. I-8-5); signifikante Unterschiede sind durch unterschiedliche Buchstaben oberhalb der Boxen gekennzeichnet.

Die Mg-Ernährung der Buche ist an drei Vierteln der BZE-Punkte normal bis luxuriös, nur ein Viertel der Punkte weist (latenten) Mangel auf. Buchen auf Kalkverwitterungsböden (4) und Böden aus basisch-intermediärem Festgestein (5) haben signifikant höhere Mg-Blattgehalte als Buchen auf Böden aus basenarmem Festgestein (6) (Abb. I-8-16a). Die Humusform hat keinen Einfluss auf die Mg-Blattgehalte (Abb. I-8-16b). Die Mg-Ernährung spiegelt die Bodenversauerung wider: hohe Mg-Blattgehalte finden sich an BZE-Punkten mit sehr hoher Basensättigung im gesamten Mineralboden (Versauerungstyp 1), die geringsten Mg-Blattgehalte sind an den stark versauerten Punkten (Versauerungstyp 5) vorzufinden (Abb. I-8-16c). Die höchsten Mg-Blattgehalte kommen allerdings an Punkten mit starker Versauerung im Unterboden und einer Basensättigung größer 50 % im Oberboden vor (Versauerungstyp 6) und dürften hier auf Kalkungsmaßnahmen oder basische Staubeinträge zurückzuführen sein.

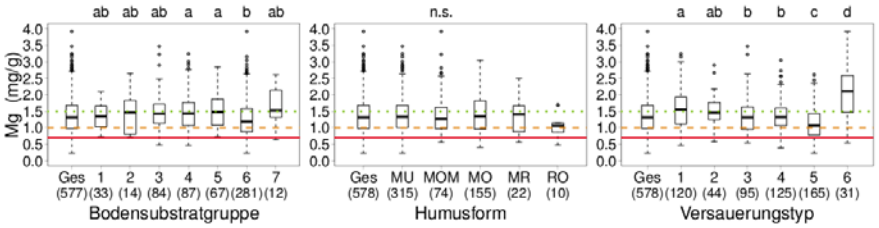


Abb. I-8-16: Magnesiumgehalte in Buchenblättern in Abhängigkeit der Bodensubstratgruppe (Tab. I-8-2), der Humusform (Tab. I-8-3) und des Versauerungstyps (Tab. I-8-4) mit Bewertungsstufen nach Göttlein (2015) (Tab. I-8-5); signifikante Unterschiede sind durch unterschiedliche Buchstaben oberhalb der Boxen gekennzeichnet; n.s. = nicht signifikant.

Die S-Ernährung der Buche liegt im unteren Normalbereich; knapp die Hälfte der BZE-Punkte weist (latenten) Mangel auf. Es gibt keine signifikanten Unterschiede in den S-Blattgehalten zwischen verschiedenen Bodensubstratgruppen, Humusformen und Bodenversauerungstypen.

Die Buche ist die Baumart mit den größten Defiziten in der Ernährung verglichen mit den drei anderen untersuchten Baumarten. Die P-Blattgehalte lassen auf eine (latent) mangelhafte Versorgung an über der Hälfte der Punkte schließen. Auch S ist an knapp der Hälfte der Punkte (latent) mangelhaft. Die Versorgung der Buche mit K, Ca und Mg ist hingegen an ungefähr drei Vierteln der Punkte als normal oder luxuriös, an ungefähr einem Viertel als (latent) mangelhaft zu bewerten. Auch die N-Blattgehalte sind meist im Normalbereich, an gut einem Viertel der Punkte tritt allerdings N-Überversorgung auf.

8.2.1.4 Eiche

Die N-Ernährung der Eiche ist an über der Hälfte der BZE-Punkte im luxuriösen Bereich, an den anderen Punkten ist sie größtenteils im Normalbereich. Es gibt signifikante Unterschiede in der N-Ernährung zwischen den Bodensubstratgruppen: die Böden aus basenarmem Festgestein (6) haben relativ gesehen die geringsten N-Blattgehalte (Abb. I-8-17a). Sowohl die Humusform als auch die Bodenversauerung haben keinen Einfluss auf die N-Blattgehalte.

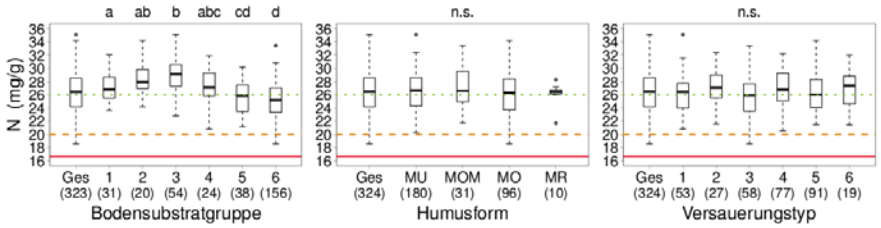


Abb. I-8-17: Stickstoffgehalte in Eichenblättern in Abhängigkeit der Bodensubstratgruppe (Tab. I-8-2), der Humusform (Tab. I-8-3) und des Versauerungstyps (Tab. I-8-4) mit Bewertungsstufen nach Göttlein (2015) (Tab. I-8-5); signifikante Unterschiede sind durch unterschiedliche Buchstaben oberhalb der Boxen gekennzeichnet; n.s. = nicht signifikant.

Die P-Ernährung der Eiche ist an gut der Hälfte der BZE-Punkte im Normalbereich. Knapp die Hälfte der BZE-Punkte weist allerdings (latenten) Mangel auf. Es gibt signifikante Unterschiede in der P-Ernährung zwischen den Bodensubstratgruppen (Abb. I-8-18a). Die Eichen auf Böden aus basenarmem Lockergestein (1), Tieflandböden aus Lösslehm (3) und Böden aus basisch-intermediärem Festgestein (5) haben höhere P-Blattgehalte als die Eichen auf Böden aus basenarmem Festgestein (6). Eichen an BZE-Punkten mit der Humusform Moder haben geringere P-Blattgehalte als Eichen an Punkten mit den Humusformen Mull und mullartiger Moder (Abb. I-8-18b). Das kann bedeuten, dass in Eichenbeständen mit schnellem Umsatz der organischen Substanz den Bäumen mehr P durch Mineralisierung zur Verfügung steht als in Beständen mit langsamerem Umsatz. Die P-Blattgehalte nehmen tendenziell mit zunehmender Bodenversauerung ab; auf Böden mit sehr hoher Basensättigung im gesamten Mineralboden (Versauerungstyp 1) sind die P-Blattgehalte am höchsten (Abb. I-8-18c). Im Gegensatz dazu sind die P-Gehalte der Buchen, die auf unversauerten Böden stocken, am geringsten (Abb. I-8-13).

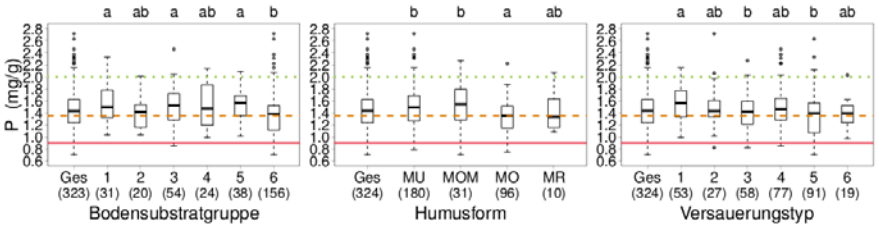


Abb. I-8-18: Phosphorgehalte in Eichenblättern in Abhängigkeit der Bodensubstratgruppe (Tab. I-8-2), der Humusform (Tab. I-8-3) und des Versauerungstyps (Tab. I-8-4) mit Bewertungsstufen nach Göttlein (2015) (Tab. I-8-5); signifikante Unterschiede sind durch unterschiedliche Buchstaben oberhalb der Boxen gekennzeichnet.

Die K-Blattgehalte der Eiche sind an einem Großteil der BZE-Punkte im Normalbereich; ca. 10 % befinden sich im latenten Mangelbereich. Die geringsten K-Blattgehalte kommen an BZE-Punkten auf semiterrestrischen Böden breiter Flusstäler (2) vor (Abb. I-8-19a). An BZE-Punkten mit der Humusform Mull sind die K-Blattgehalte signifikant höher als an Punkten mit Moder (Abb. I-8-19b). Die K-Blattgehalte spiegeln die Bodenversauerung wider; mit zunehmender Bodenversauerung nehmen die K-Blattgehalte ab (Abb. I-8-19c).

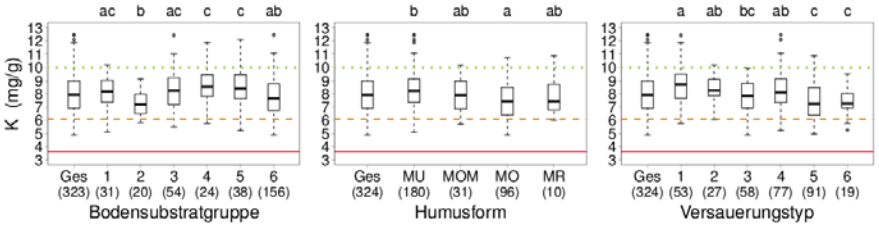


Abb. I-8-19: Kaliumgehalte in Eichenblättern in Abhängigkeit der Bodensubstratgruppe (Tab. I-8-2), der Humusform (Tab. I-8-3) und des Versauerungstyps (Tab. I-8-4) mit Bewertungsstufen nach Göttlein (2015) (Tab. I-8-5); signifikante Unterschiede sind durch unterschiedliche Buchstaben oberhalb der Boxen gekennzeichnet.

Die Ca-Ernährung der Eiche ist an gut der Hälfte der BZE-Punkte normal, an einem Viertel luxuriös und an knapp einem Viertel latent mangelhaft. Auf Kalkverwitterungsböden (4) sind die Ca-Blattgehalte größtenteils im luxuriösen Bereich und damit signifikant höher als auf allen anderen Substraten (Abb. I-8-20a). Dementsprechend sind die Eichen an BZE-Punkten mit Mull signifikant besser mit Ca ernährt als an Punkten mit ökologisch schlechterer beurteilten Humusformen (Abb. I-8-20b). Erwartungsgemäß bilden die Ca-Blattgehalte den Bodenversauerungszustand ab; auf Böden mit sehr hoher Basensättigung sind die Ca-Blattgehalte signifikant höher als auf Böden mit geringer Basensättigung (Abb. I-8-20c).

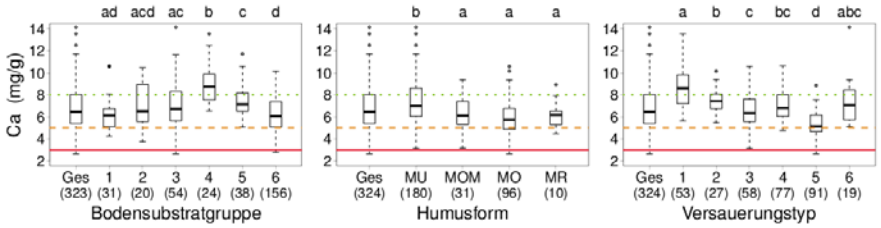


Abb. I-8-20: Calciumgehalte in Eichenblättern in Abhängigkeit der Bodensubstratgruppe (Tab. I-8-2), der Humusform (Tab. I-8-3) und des Versauerungstyps (Tab. I-8-4) mit Bewertungsstufen nach Göttlein (2015) (Tab. I-8-5); signifikante Unterschiede sind durch unterschiedliche Buchstaben oberhalb der Boxen gekennzeichnet.

Die Mg-Ernährung der Eiche ist an gut drei Vierteln der BZE-Punkte im Normalbereich, an knapp einem Viertel im (latenten) Mangelbereich. Weder die Bodensubstratgruppe noch die Humusform haben einen Einfluss auf die Mg-Blattgehalte. Die Mg-Blattgehalte spiegeln aber den Grad der Bodenversauerung wider (Abb. I-8-21c). Ebenso wie bei den Baumarten Fichte und Buche weisen Eichen an stark versauerten BZE-Punkten mit einer erhöhten Basensättigung im Oberboden die höchsten Mg-Blattgehalte auf (Versauerungstyp 6). Diese Punkte sind entweder gekalkt oder durch atmogene basische Einträge beeinflusst worden.

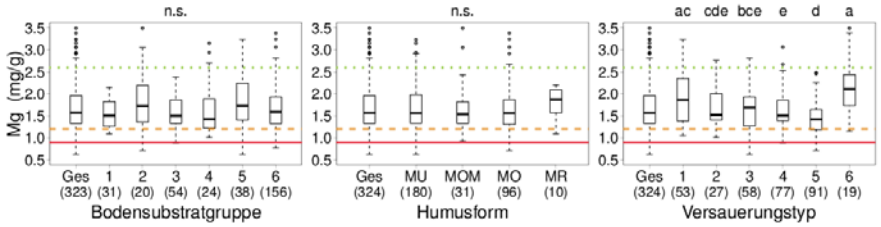


Abb. I-8-21: Magnesiumgehalte in Eichenblättern in Abhängigkeit der Bodensubstratgruppe (Tab. I-8-2), der Humusform (Tab. I-8-3) und des Versauerungstyps (Tab. I-8-4) mit Bewertungsstufen nach Göttlein (2015) (Tab. I-8-5); signifikante Unterschiede sind durch unterschiedliche Buchstaben oberhalb der Boxen gekennzeichnet; n.s. = nicht signifikant.

Die S-Ernährung der Eiche liegt an allen BZE-Punkten im Normalbereich. Zwischen den Bodensubstratgruppen gibt es signifikante Unterschiede; die Böden aus basenarmem Lockergestein (1), basisch-intermediärem Festgestein (5) und basenarmem Festgestein (6) haben relativ gesehen die geringsten S-Blattgehalte (Abb. I-8-22a). Weder die Humusform noch die Bodenversauerung haben einen Einfluss auf die S-Blattgehalte.

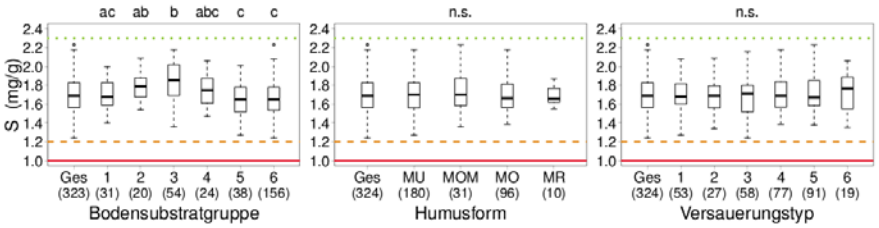


Abb. I-8-22: Schwefelgehalte in Eichenblättern in Abhängigkeit der Bodensubstratgruppe (Tab. I-8-2), der Humusform (Tab. I-8-3) und des Versauerungstyps (Tab. I-8-4) mit Bewertungsstufen nach Göttlein (2015) (Tab. I-8-5); signifikante Unterschiede sind durch unterschiedliche Buchstaben oberhalb der Boxen gekennzeichnet; n.s. = nicht signifikant.

Insgesamt ist die Ernährung der Eiche – gemessen an den Blattgehalten der Hauptnährelemente – an je mindesten der Hälfte der Punkte als normal zu bewerten; für Mg sogar an gut drei Vierteln und für Schwefel an allen Punkten. Die P-Blattgehalte sind am schlechtesten zu bewerten; knapp die Hälfte der Punkte liegt im (latenten) Mangelbereich. Außerdem ist eine N-Überversorgung zu beobachten, die zu unausgewogenen Nährelementverhältnissen führen könnte. Inwieweit dies der Fall ist, wird in Kapitel 8.4.2 behandelt.

8.2.2 Mikronährelemente und Schwermetalle

Die Ernährung aller vier Baumarten (Fichte, Kiefer, Buche, Eiche) mit den Mikronährelementen Eisen (Fe), Mangan (Mn), Kupfer (Cu) und Zink (Zn) kann überwiegend als normal bewertet werden (Tab. I-8-6). Knapp ein Viertel der BZE-Punkte mit Fichte (1. Nadeljahrgang) weist latenten Fe-Mangel auf und auch die Zn-Ernährung ist teilweise mangelhaft. Hingegen ist ein Viertel der Fichtenpunkte überversorgt mit Mn. Wie bei der Fichte weist auch knapp ein Viertel der BZE-Punkte mit Kiefer latenten Fe-Mangel auf und gut ein Viertel der Punkte ist überversorgt mit Mn. Auch an einem Viertel der Buchenpunkte ist eine Mn-Überversorgung zu beobachten. An knapp einem Viertel der Buchen- und Eichenpunkte sind die Cu-Blattgehalte im latenten Mangelbereich. Am auffälligsten ist die Mn-Ernährung der Eiche, mit einer Überversorgung an mehr als der Hälfte der BZE-Punkte. Für Mn ist der Variationskoeffizient aller Baumarten hoch (zwischen 67 und 79 %). Den höchsten Variationskoeffizienten weisen allerdings die Cu-Nadelgehalte der Kiefer auf (124 %).

Die Schwermetallgehalte von Cadmium (Cd) und Blei (Pb) in den Nadeln und Blättern variieren stark (Variationskoeffizient zwischen 51 % und 105 %). Der Mittelwert und der Median der Schwermetallgehalte sind im Vergleich zum Maximum relativ gering, was auf eine geringe Schwermetallbelastung der vier untersuchten Baumarten an den meisten BZE-Punkten hindeutet.

Tab. I-8-6: Mikronährelement- und Schwermetallgehalte in Nadeln und Blättern von Fichten, Kiefern, Buchen und Eichen.

	MW	SD	Median	Min	Max	CV	MW	SD	Median	Min	Max	CV
	(mg kg^{-1})					(%)	(mg kg^{-1})					(%)
	Fichte 1. Nadeljahrgang						Kiefer 1. Nadeljahrgang					
Fe	57	21	52	10	190	36	59	35	54	28	640	60
Mn	1301	1024	1057	8	8070	79	643	429	592	14	2910	67
Cu	3,14	0,77	3,11	0,23	9,09	25	4,45	5,51	3,81	2,14	103,00	124
Zn	30,03	9,70	29,03	11,05	72,00	32	44	11	43	19	117	24
Cd	0,11	0,10	0,08	0	0,57	88	0,17	0,09	0,15	0	0,62	51
Pb	0,35	0,32	0,25	0,02	1,56	90	0,50	0,37	0,34	0,03	2,81	74
	Buche						Eiche					
Fe	90	29	88	45	490	32	108	91	94	46	1526	84
Mn	1423	1112	1170	11	5577	78	1747	1204	1532	25	7920	69
Cu	6,30	1,24	6,21	0,23	12,00	20	7,07	1,44	6,88	4,10	11,57	20
Zn	29,23	9,61	27,83	13,70	132,50	33	23,10	6,21	21,56	13,55	59,96	27
Cd	0,09	0,10	0,06	0,00	0,67	105	0,10	0,08	0,07	0,00	0,33	83
Pb	0,59	0,50	0,39	0,02	6,65	85	0,55	0,48	0,36	0,02	5,18	87

MW = Mittelwert, SD = Standardabweichung, CV = Variationskoeffizient; Ernährungsbewertung nach Göttlein (2015): blau = Luxusbereich, grün = Normalbereich, gelb = latenter Mangelbereich, rot = Mangelbereich

8.2.3 Vergleich der Baumarten

Von allen untersuchten Baumarten ist die anspruchslose Kiefer bezüglich der Nadelgehalte an Hauptnährelementen am besten ernährt. Wie bei der Eiche besteht allerdings eine Überversorgung mit N, die zu Nährelementungleichgewichten und möglicherweise einer Prädisposition gegenüber Schädlingsbefall führen kann. Die anspruchsvolle Buche ist am schlechtesten mit den Hauptnährelementen versorgt. Über alle Baumarten hinweg zeigt sich allerdings überwiegend eine normale K, Ca- und Mg-Ernährung. Die P-Ernährung ist bei der Buche an mehr als der Hälfte und bei der Eiche an knapp der Hälfte der BZE-Punkte (latent) mangelhaft. Die P-Ernährung bedarf bei den Baumarten Buche und Eiche in Zukunft vermehrter Aufmerksamkeit. Die Bedeutung hoher N-Gehalte für die Stabilität der Bestände ist für alle vier untersuchten Baumarten weiter zu klären, insbesondere jedoch für Kiefer und Eiche. Die Versorgung aller vier Baumarten mit den Mikronährelementen Fe, Mn, Cu und Zn ist überwiegend normal. Teilweise tritt jedoch eine Überversorgung mit Mn auf.

Auch wenn grundsätzliche Zusammenhänge zwischen Standort und Ernährungszustand der Bäume zu vermuten sind, lassen sich diese anhand der empirischen BZE-Daten nur eingeschränkt nachweisen. So zeigen sich bei den vier Baumarten teilweise unterschiedliche (Reaktions-) Muster. Dabei ist vor allem die K-Ernährung zu nennen. Fichten auf Kalkverwitterungsböden haben höhere K-Nadelgehalte als Fichten auf anderen Substraten; bei der Kiefer verhält es sich

umgekehrt. Dementsprechend sind die K-Nadelgehalte der Kiefer auf unversauerten Böden am geringsten, wohingegen bei der Eiche die K-Blattgehalte auf unversauerten Böden am höchsten sind. Ähnliches gilt auch für die P-Ernährung der Bäume. Die P-Blattgehalte auf unversauerten Böden sind bei der Buche am geringsten, bei der Eiche hingegen am höchsten. Die verwendeten Befundeinheiten sind möglicherweise ungeeignet, die K- und P-Ernährungssituation hinreichend zu beschreiben. Zu beachten ist ferner, dass der vergangene und gegenwärtige Einfluss der atmogenen Stoffeinträge sowie der Bodenschutzkalkungen die standörtlichen trophischen Beziehungen überlagert. Außerdem sind die Bäume physiologisch in der Lage, die Aufnahme von Nährstoffen zu steuern und somit bestehende Unterschiede in der Nährstoffausstattung der Böden in einem gewissen Maß auszugleichen.

8.3 Vergleich von BZE I und BZE II

Für den Vergleich von BZE I- mit BZE II-Daten haben nur Punkte Berücksichtigung gefunden, die während beider Inventuren beprobt wurden. Für die Fichte (1. Nadeljahrgang) sind das 265, für die Kiefer (1. Nadeljahrgang) 193, für die Buche allerdings nur 40 und für die Eiche nur 19 Punkte. Die Nadel- und Blattgehalte der Hauptnährelemente der BZE I und BZE II aller vier Baumarten wurden mit einem gepaarten t-Test auf signifikante Unterschiede geprüft. Außerdem wurden die Nadel- und Blattgehalte der Hauptnährelemente der BZE I und BZE II aller vier Baumarten nach Göttlein (2015) bewertet und verglichen (Abb. I-8-23, Abb. I-8-24, Abb. I-8-25 und Abb. I-8-26).

Die Variabilität der Nährelementgehalte von Nadeln und Blättern hat eine zeitliche und eine räumliche Komponente. Die räumliche Variabilität wird mittels der BZE-Erhebung gut beschrieben. Über die interannuellen Schwankungen kann man allerdings nur durch Zeitreihen eine befriedigende Auskunft bekommen. Ob die Unterschiede in den Nadel- und Blattgehalten der BZE I und der BZE II auf interannuelle Schwankungen zurückgehen oder einen Trend in der Ernährungssituation darstellen, kann nur geklärt werden, wenn die Information zur zeitlichen Variabilität Berücksichtigung findet. Unterschiede, die im t-Test als signifikant ausgegeben werden, könnten deshalb auch ausschließlich auf interannuelle Schwankungen zurückzuführen sein und keine zeitliche Veränderung in den Werten anzeigen. Aus diesem Grund wurden Zeitreihen von bundesweiten Dauerbeobachtungsflächen des Level II-Programms für den Zeitraum Mitte der 1990er Jahre bis 2008 zur Bewertung der Unterschiede zwischen BZE I und BZE II hinzugezogen. Mittels eines gemischten linearen Modells wurden die räumliche, die zeitliche und die unerklärte Komponente der Varianz in den Daten der bundesweiten Dauerbeobachtungsflächen ermittelt. Die zeitliche und die unerklärte Komponente wurden zur Bewertung der beobachteten Unterschiede zwischen BZE I und BZE II herangezogen; ist die Differenz zwischen den Werten beider Inventuren größer als die zweifache Standardabweichung aus zeitlicher und unerklärter Varianz, wurden die Unterschiede als gesichert gewertet, da sie mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht auf interannuelle oder Schwankungen ungeklärter Ursache zurückzuführen sind. Diese Auswertung wurde nur für die Baumarten Fichte (46 Dauerbeobachtungsflächen) und Buche (35 Dauerbeobachtungsflächen) durchgeführt.

Die P-Nadel- und P-Blattgehalte der BZE I und BZE II können bundesweit nicht verglichen werden, da vermutet wird, dass methodische Abweichungen in einzelnen Bundesländern bei der Ermittlung der P-Gehalte in der BZE I zu unplausiblen Werten geführt haben.

8.3.1 Fichte

In der BZE II gibt es mehr Punkte, an denen die N-Nadelgehalte der Fichte im Normalbereich und im Luxusbereich liegen als in der BZE I (Abb. I-8-23). Diesen Befund bestätigt auch der gepaarte t-Test, der auf eine signifikante Zunahme der N-Nadelgehalte hinweist. Wenn man die zeitliche Variabilität der N-Nadelgehalte aus den Zeitreihen der bundesweiten Dauerbeobachtungsflächen zur Bewertung der Unterschiede heranzieht, sind die N-Nadelgehalte an 42 % der BZE-Punkte unterschiedlich, drei Viertel von ihnen weist Zunahmen von der BZE I zur BZE II auf, ein Viertel hingegen Abnahmen. Auf den bundesweiten Dauerbeobachtungsflächen wurden signifikante Abnahmen gefunden.

Die K-Ernährung hat sich von der BZE I zur BZE II etwas verbessert (Abb. I-8-23). Diesen Befund zunehmender K-Nadelgehalte bestätigt auch der t-Test. An 46 % der BZE-Punkte gibt es gesicherte Unterschiede, davon sind 61 % Zunahmen und 39 % Abnahmen. Auf den bundesweiten Dauerbeobachtungsflächen werden signifikante Abnahmen der K-Nadelgehalte beobachtet.

Sehr deutlich fällt die Verbesserung der Ernährungssituation für Ca und Mg auf (Abb. I-8-23). In der BZE II gibt es einen bedeutenden Anteil an Punkten im Luxusbereich (Ca: 41 % und Mg: 35 %). Diese Beobachtung wird durch die Hinzunahme der zeitlichen Varianz aus den Zeitreihen der bundesweiten Dauerbeobachtungsflächen bei der Bewertung der Unterschiede bestätigt. An 54 % der BZE-Punkte unterscheiden sich die Ca-Nadelgehalte zwischen BZE I und BZE II und an 79 % dieser Punkte nehmen sie zu. An 62 % der BZE-Punkte unterscheiden sich die Mg-Nadelgehalte und an 92 % dieser Punkte nehmen sie zu. Der t-Test weist ebenfalls auf signifikante Zunahmen für beide Elemente hin. Auf den bundesweiten Dauerbeobachtungsflächen nehmen allerdings nur die Mg-Nadelgehalte signifikant zu.

Die S-Nadelgehalte der Fichte nehmen ab. In der BZE I gibt es mehr Punkte im Luxusbereich und mehr Punkte im Normalbereich verglichen mit der BZE II (Abb. I-8-23). Auch der t-Test bestätigt die Abnahme der S-Nadelgehalte. Dieser Unterschied in den S-Nadelgehalten geht nicht nur auf interannuelle Schwankungen zurück, sondern ist unter Berücksichtigung der zeitlichen Varianz aus den Zeitreihen der bundesweiten Dauerbeobachtungsflächen als Abnahme zu bestätigen; an 62 % der BZE-Punkte sind die Unterschiede gesichert und 98 % der Punkte mit gesicherten Unterschieden weisen Abnahmen auf. Auch auf den bundesweiten Dauerbeobachtungsflächen lässt sich eine signifikante Abnahme der S-Nadelgehalte beobachten.

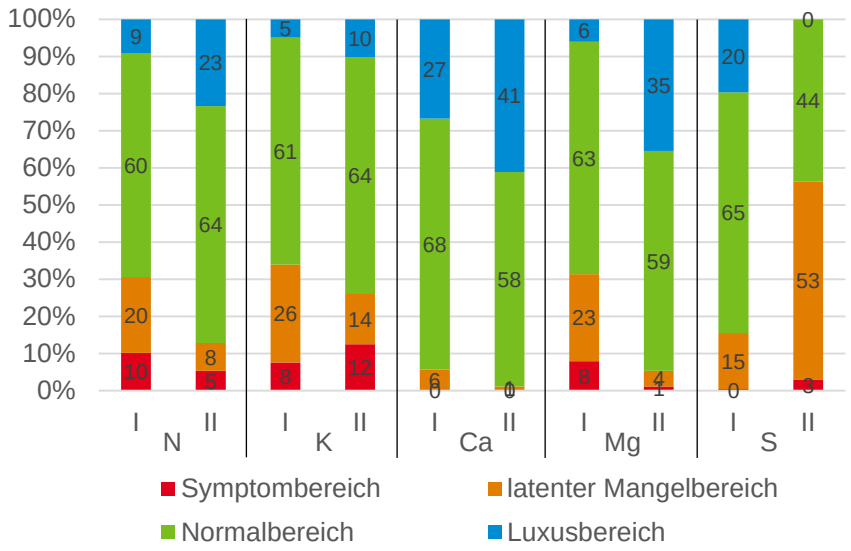


Abb. I-8-23: Paarweiser Vergleich der Stickstoff-, Kalium-, Calcium-, Magnesium- und Schwefelgehalte in Fichtennadeln (1. Nadeljahrgang) der BZE I und der BZE II (N = 265); angegeben ist der Anteil der BZE-Punkte in den vier Bewertungsklassen von Göttlein (2015).

8.3.2 Kiefer

Die N-Ernährung der Kiefer ist luxuriöser geworden (Abb. I-8-24). Die Zunahme in den N-Nadelgehalten ist signifikant. Die K- und die Mg-Ernährung haben sich kaum verändert (Abb. I-8-24). Die Unterschiede zwischen BZE I und BZE II sind nicht signifikant. Die Ca-Ernährung ist etwas luxuriöser geworden; die Zunahmen sind signifikant. Am deutlichsten hat sich die S-Ernährung verändert (Abb. I-8-24). In der BZE I waren mehr als die Hälfte der Punkte luxuriös mit S versorgt, in der BZE II sind es nur noch 2 % der Punkte, während der überwiegende Teil normal mit S versorgt ist. Der t-Test ergibt ebenfalls signifikante Abnahmen in den S-Nadelgehalten der Kiefer.

8.3.3 Buche

Die N-Ernährung der Buche ist an den BZE-Punkten etwas luxuriöser geworden (Abb. I-8-25). Mit dem t-Test lassen sich allerdings keine signifikanten Unterschiede zwischen BZE I und BZE II nachweisen. Die Zuhilfenahme der zeitlichen Varianz aus den Zeitreihen der bundesweiten Dauerbeobachtungsflächen ergibt, dass nur an einem relativ kleinen Teil (17,5 %) der BZE-Punkte gesicherte Unterschiede festzustellen sind. In welche Richtung sich die N-Nadelgehalte an diesen Punkten bewegen, ist allerdings eindeutig. An 86 % der Punkte nehmen die N-Nadelgehalte von der BZE I zur BZE II zu. Auf den bundesweiten Dauerbeobachtungsflächen wurde keine signifikante Veränderung festgestellt.

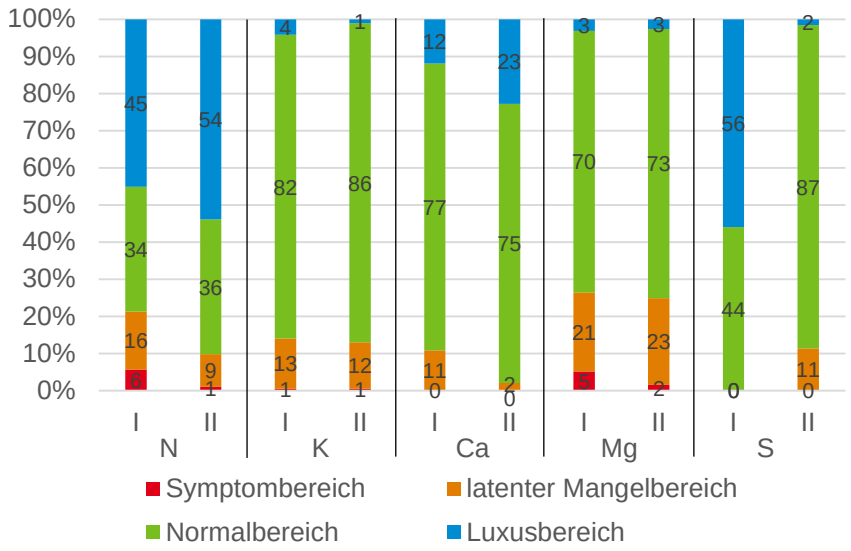


Abb. I-8-24: Paarweiser Vergleich der Stickstoff-, Kalium-, Calcium-, Magnesium- und Schwefelgehalte in Kiefernnadeln (1. Nadeljahrgang) der BZE I und der BZE II (N = 193); angegeben ist der Anteil der BZE-Punkte in den vier Bewertungsklassen von Göttlein (2015).

Die K-Ernährung der Buche hat sich kaum verändert (Abb. I-8-25). Der t-Test ist nicht signifikant. Wenn man die zeitliche Variabilität der K-Blattgehalte aus den Zeitreihen der bundesweiten Dauerbeobachtungsflächen zur Bewertung der Unterschiede heranzieht, ergeben sich nur an 15 % der BZE-Punkte gesicherte Unterschiede, davon weisen 33 % Zunahmen und 67 % Abnahmen auf. Auf den bundesweiten Dauerbeobachtungsflächen wurde keine signifikante Veränderung der K-Blattgehalte mit der Zeit gefunden.

Sowohl die Ca- als auch die Mg-Ernährung hat sich von der BZE I zur BZE II verbessert (Abb. I-8-25). Der t-Test ist allerdings für beide Nährelemente nicht signifikant. An 37,5 % der BZE-Punkte gibt es gesicherte Unterschiede in den Ca-Blattgehalten. Davon weisen 53 % Zunahmen auf. Nur 20 % der BZE-Punkte zeigen gesicherte Unterschiede in den Mg-Blattgehalten, davon weisen 62,5 % Zunahmen auf. Auf den bundesweiten Dauerbeobachtungsflächen sind keine Veränderungen in den Ca- und Mg-Blattgehalten nachzuweisen.

Die S-Ernährung der Buche hat deutlich abgenommen (Abb. I-8-25). Dies bestätigt auch der t-Test. An 45 % der BZE-Punkte gibt es gesicherte Unterschiede, von denen 100 % Abnahmen sind. Auch auf den bundesweiten Dauerbeobachtungsflächen nehmen die S-Blattgehalte signifikant ab.

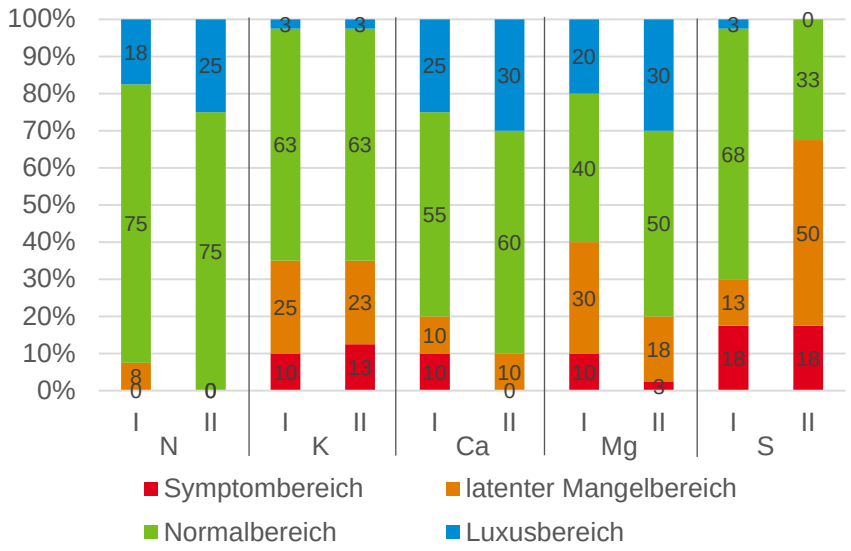


Abb. I-8-25: Paarweiser Vergleich der Stickstoff-, Kalium-, Calcium-, Magnesium- und Schwefelgehalte in Buchenblättern der BZE I und der BZE II (N = 40); angegeben ist der Anteil der BZE-Punkte in den vier Bewertungsklassen von Göttlein (2015).

8.3.4 Eiche

Die N-Ernährung der Eiche ist luxuriöser geworden (Abb. I-8-26). Auch der t-Test weist auf eine Zunahme der N-Blattgehalte hin, wenn das Ergebnis auch nicht signifikant ist (p = 0,0523), was wahrscheinlich durch den geringen Stichprobenumfang zu erklären ist (N = 19). Die Blattgehalte der anderen Hauptnährelemente verändern sich kaum (Abb. I-8-26). Lediglich für Ca weist der t-Test auf eine Zunahme hin (p = 0,05052).

8.3.5 Vergleich der Baumarten

Die N-Ernährung aller vier Baumarten ist im Zeitraum zwischen BZE I und BZE II luxuriöser geworden. Die N-Ernährung hängt einerseits von der Eintragssituation, andererseits von den Standortseigenschaften ab, die den zeitlichen Verlauf bis zum Einsetzen einer N-Sättigung beeinflussen. Bundesweit haben die Stickoxid-Emissionen und damit auch die Einträge in Waldökosysteme in den vergangenen 25 Jahren zwar um ca. 56 % abgenommen (UBA 2015), insgesamt sind die N-Emissionen mit ca. 29 Gigamol NO_x und 32 Gigamol NH_3 pro Jahr immer noch anhaltend hoch (www.umweltbundesamt.de). Die Höhe der N-Einträge und auch ihre Veränderung mit der Zeit können allerdings regional sehr unterschiedlich sein. Die in der BZE beobachteten Zunahmen der N-Nadel- und Blattgehalte deuten auf eine nach wie vor hohe N-Verfügbarkeit in den Waldökosystemen hin.

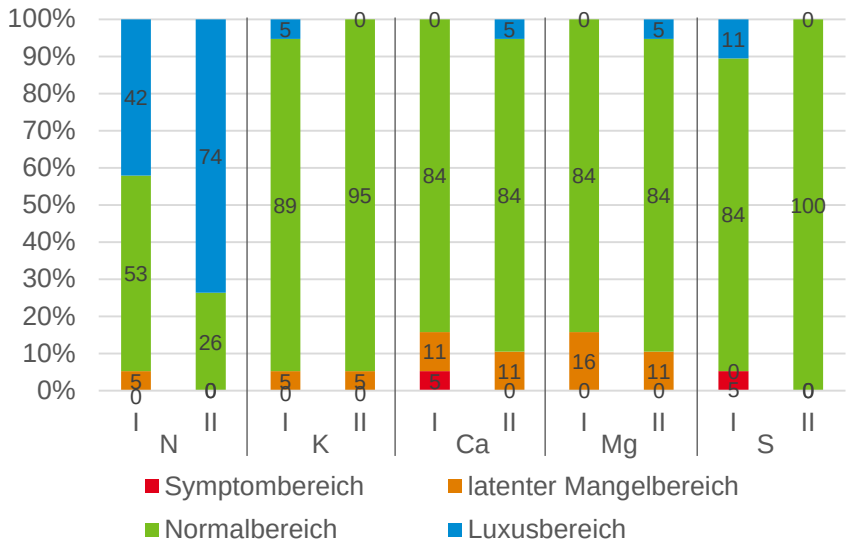


Abb. I-8-26: Paarweiser Vergleich der Stickstoff-, Kalium-, Calcium-, Magnesium- und Schwefelgehalte in Eichenblättern der BZE I und der BZE II (N = 19); angegeben ist der Anteil der BZE-Punkte in den vier Bewertungsklassen von Göttlein (2015).

Die K-Ernährung von Kiefer, Buche und Eiche hat sich nicht wesentlich verändert. Lediglich für die Fichte ist eine Zunahme der K-Nadelgehalte festzustellen. Dies steht im Widerspruch zu den abnehmenden K-Nadelgehalten auf Dauerbeobachtungsflächen. Die Ca-Ernährung aller vier Hauptbaumarten und die Mg-Ernährung von Fichte und Buche haben sich verbessert. Dies ist wahrscheinlich auf einen Rückgang der Bodenversauerung durch verringerte Säureeinträge und Bodenschutzkalkungen zurückzuführen. Sehr deutlich ist der Rückgang der S-(Über)Ernährung aller vier Baumarten zu beobachten. Teilweise sind die Abnahmen so stark, dass latenter Mangel auftritt. Diese Abnahme der S-Gehalte in Nadeln und Blättern geht auf die erfolgreiche Umsetzung der Luftreinhaltepolitik im Bereich der S-Emissionen zurück.

8.4 Erläuterungen und Analysen zu übergeordneten Fragestellungen

Im Folgenden werden ausgewählte Schwerpunktthemen aufgegriffen, die sich zum Teil aus den deskriptiven Analysen der Kapitel 8.2 und 8.3 ergeben oder als Bestandteil der Grundfragestellungen an die BZE II ernährungskundlich differenziert zu bearbeiten sind.

8.4.1 Einfluss der Bodenschutzkalkung auf den Ernährungszustand

Um die negativen Folgen der Säurebelastung abzumildern, wurde in den 1980er Jahren in zahlreichen Bundesländern mit der Bodenschutzkalkung begonnen. Hierbei werden i.d.R. Mg-haltige Carbonatgesteinsmehle ausgebracht. In einigen Waldregionen erfolgte – in hier nicht quantifizierbarem Umfang – eine Zugabe von P bei der Waldkalkung. Dieser Einfluss auf die

P-Gehalte in den Nadeln und Blättern an den gekalkten BZE-Punkten lässt sich daher nicht klar beziffern. Ziele der Bodenschutzkalkung sind u.a. die Abpufferung der luftbürtigen Säureeinträge und die Sicherung der Ernährungssituation der Waldbäume (FVA 2013, LAF 2010). Zu den Entscheidungskriterien der Bodenschutzkalkung gehören u.a. die eingetragenen Säuremengen, die Basensättigung der Standorte und die Ernährungssituation der Waldbäume. Das länderspezifische Vorgehen bei der Umsetzung von Waldkalkungsmaßnahmen beruht unter anderem auf den regional unterschiedlichen Bodenverhältnissen. Obwohl die Säurebelastung insgesamt abgenommen hat, überschreiten die aktuellen Einträge immer noch die kritischen Einträge („Critical Loads“) für Säure und damit das Puffervermögen vieler Waldstandorte. Außerdem werden die im Boden seit Jahrzehnten eingetragenen Säuren noch über sehr lange Zeiträume weiter wirksam sein, d.h. die Nährstoffausträge an basischen Kationen setzen sich weiter fort.

Im Zeitraum von 1980 bis 2012 wurden in Deutschland rund 3,2 Mio ha Wald gekalkt, wobei ein Teil der Waldfläche mehrmals gekalkt wurde. Die Länder mit den flächenmäßig umfangreichsten Bodenschutzkalkungen sind Rheinland-Pfalz > Niedersachsen > Nordrhein-Westfalen > Baden-Württemberg > Hessen > Sachsen > Thüringen (Jacob & Andreae 2012). Für diese Länder wird im Folgenden die Auswertung zu den Effekten der Bodenschutzkalkung auf die Ernährungssituation der Waldbäume dargestellt. Dabei wurden ausschließlich diejenigen BZE II-Punkte berücksichtigt, die zur bundeslandspezifischen Kulisse versauerungsempfindlicher Standorte gehören (Kap. 3), d.h. für eine Kalkung vorgesehen sind. Für die Fichte (1. Nadeljahrgang) wurden 189 gekalkte und 122 ungekalkte BZE-Punkte in die Auswertung einbezogen, für die Kiefer (1. Nadeljahrgang) waren es 101 gekalkte und 79 ungekalkte Punkte, für die Buche 142 gekalkte und 91 ungekalkte und für die Eiche 68 gekalkte und 56 ungekalkte Punkte. Die Auswertung der Bodenanalysen lässt allerdings vermuten, dass von den Standorten innerhalb der Kulisse versauerungsempfindlicher Standorte bevorzugt diejenigen mit den geringsten Nährstoffvorräten für die Kalkung ausgewählt wurden (Kap. 4). Diese Ungleichheit innerhalb des betrachteten Kollektivs der versauerungsempfindlichen Standorte muss bei der Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt werden.

Die gekalkten BZE II-Stichprobenpunkte wurden in die Straten „einmal gekalkt“ und „mehrmals gekalkt“ aufgeteilt, um festzustellen, inwieweit sich mit der Anzahl der durchgeführten Kalkungen die Kalkungseffekte verstärken (Tab. I-8-7). Die Anzahl der BZE II-Punkte mit wiederholten Kalkungen ist für die Baumarten sehr unterschiedlich: Fichte (54), Buche (28), Kiefer (16), Eiche (10). Die Aussagen zu Kiefer und Eiche sind aufgrund der geringen Anzahl an untersuchten BZE II-Punkten entsprechend vorsichtig zu werten.

Die Darstellung der Ergebnisse erfolgt für die Baumarten Fichte, Kiefer, Buche und Eiche. Zusätzlich wird eine Differenzierung nach Bodensubstratgruppen vorgenommen. Hierfür werden die BZE II-Punkte nach dem Bodenausgangssubstrat BÜK1000 stratifiziert (Tab. I-8-2). In den Abb. I-8-27 bis Abb. I-8-30 sind diejenigen Bodensubstratgruppen dargestellt, für die pro Variante (gekalkt bzw. ungekalkt) mindestens zehn BZE II-Punkte vorhanden sind. Für die einzelnen Baumarten werden (nur) die Elementgehalte bzw. N-Quotienten abgebildet, für die signifikante

Unterschiede zwischen den gekalkten und ungekalkten BZE II-Punkten vorliegen (Mann-Whitney-U-Test, Signifikanzniveau $p < 0{,}05$). Zur Bewertung der Elementgehalte werden die Grenzwerte von Göttlein (2015) verwendet (Tab. I-8-1). Zur Bewertung der N-Quotienten werden die aus der BZE-Stichprobe abgeleiteten Grenzwerte, deren Überschreitung mit latentem Elementmangel korrespondiert, verwendet (Tab. I-8-8).

Tab. I-8-7: Signifikante ($p < 0{,}05$) Kalkungseffekte nach einer bzw. mehreren Kalkungsmaßnahmen. Vergleich ungekalkt/einmal gekalkt (0 vs 1), einmal gekalkt/mindestens zweimal gekalkt (1 vs 2), ungekalkt/mindestens zweimal gekalkt (0 vs 2). ↑ nach Kalkung ansteigend, ↓ nach Kalkung abnehmend, - kein signifikanter Effekt.

Element bzw. N-Quotient	Fichte			Kiefer			Buche			Eiche		
	0 vs 1	1 vs 2	0 vs 2	0 vs 1	1 vs 2	0 vs 2	0 vs 1	1 vs 2	0 vs 2	0 vs 1	1 vs 2	0 vs 2
N	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
P	↓	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
K	-	↓	↓	-	-	-	-	↓	↓	-	-	-
Ca	-	-	-	-	-	-	↑	-	↑	↑	-	↑
Mg	↑	↑	↑	↑	-	↑	↑	↑	↑	↑	-	↑
S	↓	-	-	-	-	-	-	-	-	↓	-	-
Fe	↓	-	↓	↓	-	-	↓	-	↓	↓	-	-
Mn	-	↓	↓	-	-	-	-	↓	↓	-	-	-
Zn	↑	-	-	-	-	-	↑		↑	-	-	-
N/P	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
N/K	-	↑	↑	-	-	-	-	↑	↑	-	-	-
N/Ca	-	-	-	-	-	-	↓	-	↓	↓	-	↓
N/Mg	↓	↓	↓	↓	-	-	↓	↓	↓	↓	-	↓

8.4.1.1 Fichte

Die Fichten auf den gekalkten Standorten weisen niedrigere Gehalte an P und K auf als die Fichten auf den ungekalkten BZE II-Punkten (Abb. I-8-27). Während die P-Gehalte auf den gekalkten und ungekalkten BZE-Punkten etwa zu gleichen Teilen im (latenten) Mangel angesiedelt sind, gibt es deutliche Unterschiede in den K-Gehalten, die zu 40 % (gekalkte BZE II-Punkte) bzw. 24 % (ungekalkte BZE II-Punkte) in den Bereich (latenten) K-Mangels entfallen. Die N/K-Quotienten an den gekalkten BZE II-Punkten überschreiten häufiger (39 % gegenüber 29 %) den kritischen N/K-Quotienten. Anzumerken ist, dass nach einer einmaligen Kalkzufuhr die K-Gehalte in der BZE-Stichprobe nicht reduziert sind; zwei oder mehr Kalkungen indes bewirken einen signifikanten negativen Kalkungseffekt. Dies gilt auch für die Mn-Gehalte.

Die Mg-Gehalte der Fichten liegen an den gekalkten BZE II-Punkten höher als an den ungekalkten. Analog zu den Unterschieden in den Mg-Gehalten kommt es auch zu Unterschieden bei den N/Mg-Quotienten. Dabei zeigen sowohl die gekalkten als auch die ungekalkten Standorte überwiegend eine Mg-Ernährung im Normalbereich und ausgewogene N/Mg-Verhältnisse.

Die S-, Fe- und Mn-Gehalte sind an den gekalkten BZE II-Fichtenpunkten niedriger als an den ungekalkten. Die Fe- und Mn-Gehalte liegen unabhängig vom Kalkungsstatus überwiegend im Normalbereich. Die S-Gehalte dagegen befinden sich zu rund 40 % in beiden Varianten im (latenten) Mangelbereich. Die Zn-Gehalte der Fichtennadeln sind an den gekalkten BZE II-Punkten höher, und liegen für beide Varianten überwiegend im Normalbereich.

Während die Fichten insgesamt, und auf Böden aus basenarmem Festgestein (6) meist gleichgerichtete Effekte aufzeigen, sind für die Fichten auf Tieflandböden aus Lösslehm (3) signifikante Kalkungseffekte selten (nur Mn). Dies ist zum einen in der geringen Anzahl der Erhebungspunkte dieser Bodensubstratgruppe begründet, dürfte aber auch durch die Zusammensetzung dieser Gruppe mit reicheren und weniger reichen Lösslehmen bedingt sein.

8.4.1.2 Kiefer

An den Ernährungswerten der bundeslandspezifischen Kulisse versauerungsempfindlicher Standorte sind für die Kiefer (Abb. I-8-28) weniger Kalkungseffekte abzulesen als für Fichte, Buche und Eiche. Ein wesentlicher Befund ist die bessere Mg-Ernährungssituation der Kiefer an gekalkten BZE II-Punkten. Der Unterschied in den Mg-Gehalten der Kiefernnadeln ist zwar relativ gering (0,94 mg g^{-1} an den gekalkten und 0,85 mg g^{-1} an den ungekalkten BZE II-Punkten), er führt jedoch dazu, dass an den gekalkten BZE II-Punkten nur 18 % der Kiefern im Bereich kritischer N/Mg-Quotienten liegen, bei den ungekalkten dagegen 33 %.

Signifikante Kalkungseffekte für einzelne Bodensubstratgruppen gibt es auf den Böden aus basenarmem Lockergestein (1) für die N/P-, N/Ca- und N/Mg-Quotienten. Die N/P- und die N/Ca-Quotienten sind sowohl an den ungekalkten als auch an den gekalkten BZE-Punkten unkritisch. Bei den N/Mg-Quotienten zeigen dagegen rund 40 % der ungekalkten BZE II-Punkte disharmonische Verhältnisse an, während die gekalkten BZE-Punkte nahezu komplett in den unkritischen Bereich fallen. Für die Kiefern auf Böden aus basenarmem Festgestein (6) sind die Unterschiede in den Mg- und den Fe-Gehalten signifikant.

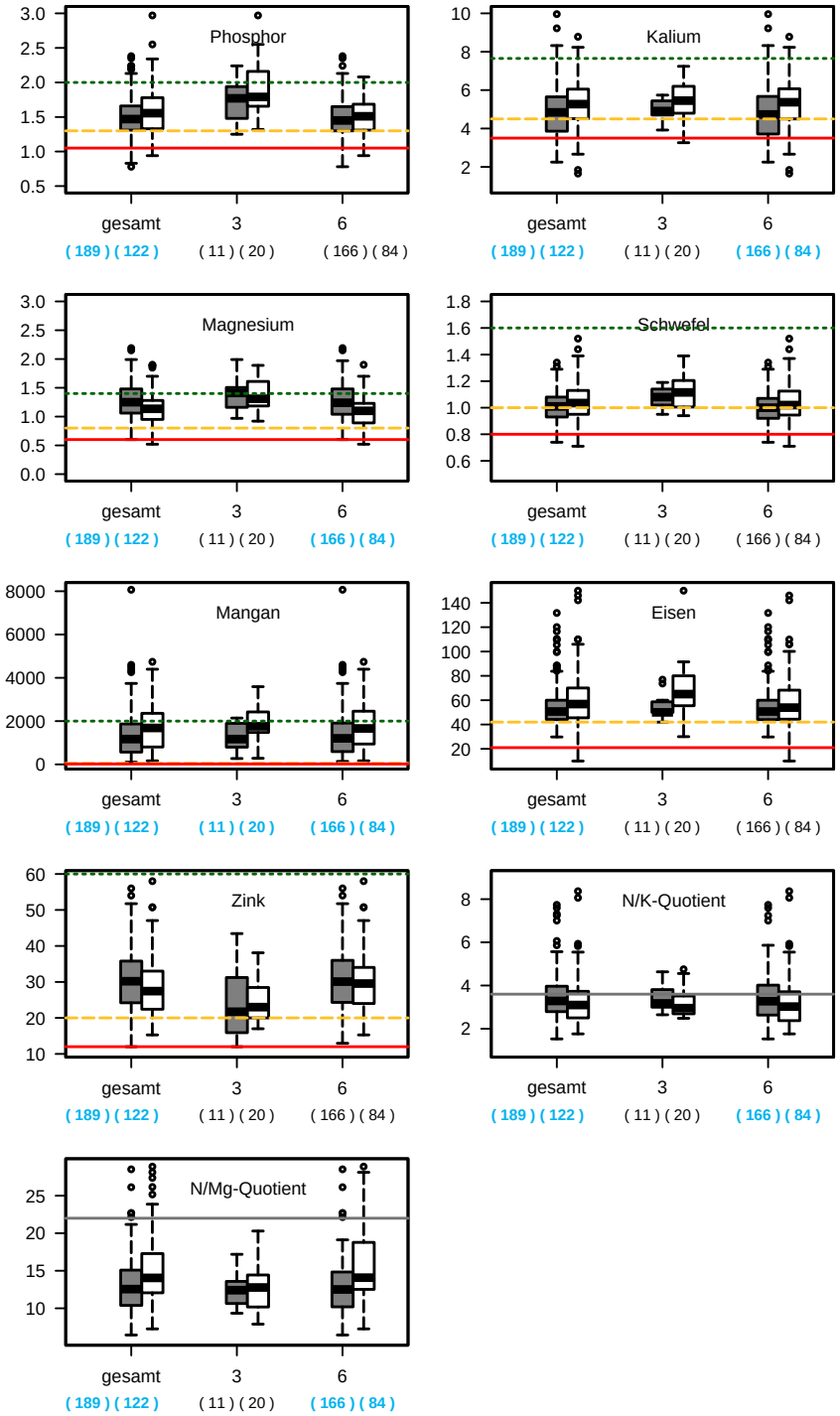


Abb. I-8-27: Kalkungsvergleich Fichte für die bundeslandspezifische Kulisse versauerungsempfindlicher Standorte (Kap. 3) gesamt und die Bodensubstratgruppen 3 und 6: Elementgehalte (P, K, Mg, S: mg g^{-1}; Fe, Mn, Zn: µg g^{-1}) und Elementverhältnisse in Fichtennadeln (1. Nadeljahrgang). Graue Boxplots: gekalkte BZE II-Punkte, weiße Boxplots: ungekalkte BZE II-Punkte. Grüne Linie: obere Grenze des Normalbereichs, orange Linie: untere Grenze des Normalbereichs (latenter Mangel), rote Linie: Symptomgrenze (Bewertung nach Göttlein (2015), Tab. I-8-1). Graue Linie: Kritischer Stickstoffquotient (Tab. I-8-8). Zahlen in Klammern: Anzahl der BZE II-Punkte. Blaue Beschriftung: signifikante Unterschiede zwischen gekalkt und ungekalkt (p < 0,05).

8.4.1.3 Buche

Wie bei der Fichte weisen auch die Buchen auf den gekalkten Standorten niedrigere K-Gehalte auf als die Buchen auf den ungekalkten BZE II-Punkten (Abb. I-8-29). 41 % der Buchen auf gekalkten BZE-Punkten werden dem Bereich des (latenten) Mangels zugeordnet. Auch der Grenzwert kritischer N/K-Quotienten wird häufig überschritten. Anzumerken ist in diesem Zusammenhang, dass nach einer einmaligen Kalkzufuhr die K-Gehalte in der BZE-Stichprobe nicht reduziert sind; zwei oder mehr Kalkungen indes bewirken einen signifikanten negativen Kalkungseffekt (Tab. I-8-7).

Die Fe-Gehalte an den gekalkten BZE II-Buchenpunkten sind niedriger als an den ungekalkten. Die Zn-Gehalte dagegen weisen an den gekalkten BZE II-Punkten höhere Werte auf. Für beide Elemente liegen die Gehalte mehrheitlich im Normalbereich.

Bei der Buche zeigen sich positive Kalkungseffekte bei den Ca- und Mg-Gehalten. Für beide Elemente sind die Gehalte an den gekalkten BZE II-Punkten höher als an den ungekalkten. Während die Ca-Gehalte der Buchen an ungekalkten BZE II-Punkten zu 37 % und die Mg-Gehalte zu 45 % (latenten) Mangel aufweisen, befinden sie sich an den gekalkten BZE II-Punkten überwiegend im Normalbereich. Entsprechend sind Überschreitungen der kritischen N/Ca- und N/Mg-Quotienten an den gekalkten BZE II-Punkten weniger häufig als an den ungekalkten BZE II-Punkten.

8.4.1.4 Eiche

Klare Kalkungseffekte zeigen die Ca- und Mg-Gehalte (Abb. I-8-30). Die Eichen sind an den gekalkten BZE II-Punkten besser mit Ca und Mg versorgt als an den ungekalkten. Ein Drittel der Eichen an ungekalkten BZE II-Punkten weisen latenten Ca-Mangel auf. Die N/Ca-Quotienten liegen hier für 30 % der Eichen oberhalb des kritischen N/Ca-Quotienten. Die S- und Fe-Gehalte der Eichen befinden sich im Normalbereich; an den gekalkten BZE II-Punkten sind sie etwas niedriger als an den ungekalkten. Für die Eichen auf Böden aus basenarmem Festgestein (6) sind auch die Unterschiede in den N/P-Quotienten signifikant. Die Hälfte der Eichen an ungekalkten BZE II-Punkten in dieser Bodensubstratgruppe entfallen in den Bereich kritischer N/P-Quotienten.

8.4.1.5 Vergleich der Baumarten

Für keine der untersuchten Baumarten Fichte, Kiefer, Buche und Eiche wird ein Kalkungseinfluss auf die N-Gehalte in den Nadeln bzw. Blättern festgestellt. Dies stützt die Annahme, dass N-Einträge die Standortseigenschaften überlagern; die N-Versorgung der Bäume wird unter dem Einfluss atmogener N-Einträge nivelliert (Kap. 8.2 und 8.4.2).

Auswirkungen der Bodenschutzkalkung auf die P-Gehalte sind im BZE II-Kollektiv bei der Fichte aufgetreten. Auf den gekalkten BZE II-Punkten werden niedrigere P-Gehalte als auf den ungekalkten BZE II-Punkten vorgefunden. Die P-Defizite der Buche (Kap. 8.2.1.3) und Eiche (Kap. 8.2.1.4) in der BZE II-Stichprobe konnten durch die Bodenschutzkalkung nicht abgemildert werden.

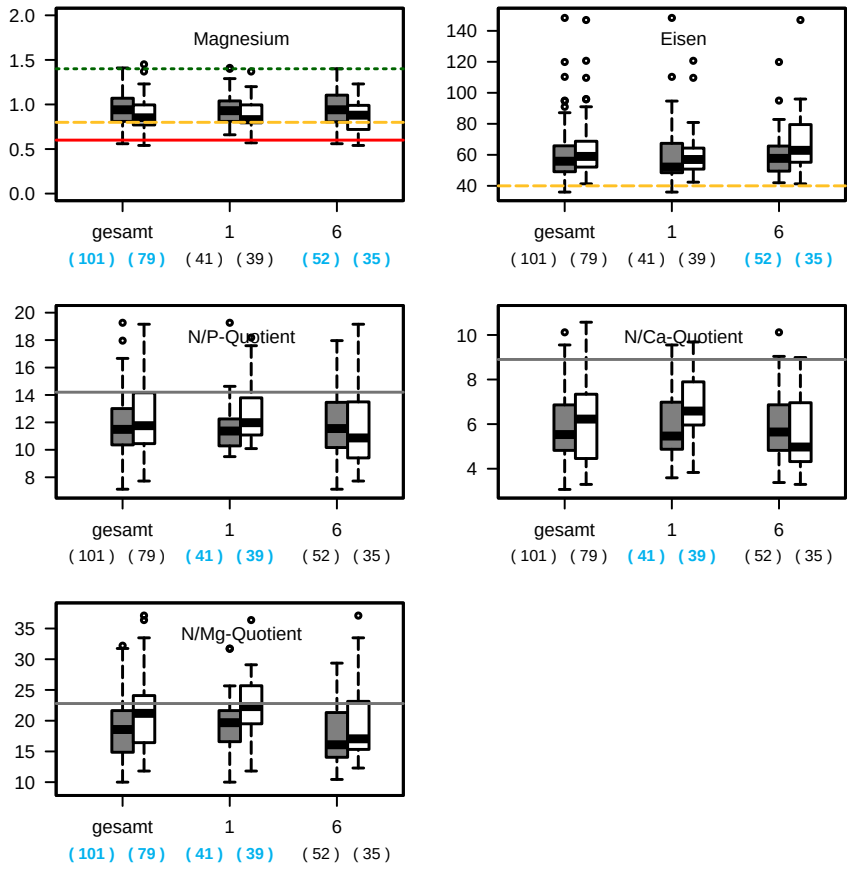


Abb. I-8-28: Kalkungsvergleich Kiefer für die bundeslandspezifische Kulisse versauerungsempfindlicher Standorte (Kap. 3) gesamt und die Bodensubstratgruppen 1 und 6: Elementgehalte (Mg: mg g^{-1}; Fe: µg g^{-1}) und Elementverhältnisse in Kiefernnadeln (1. Nadeljahrgang). Graue Boxplots: gekalkte BZE II-Punkte, weiße Boxplots: ungekalkte BZE II-Punkte. Grüne Linie: obere Grenze des Normalbereichs, orange Linie: untere Grenze des Normalbereichs (latenter Mangel), rote Linie: Symptomgrenze (Bewertung nach Göttlein (2015), Tab. I-8-1). Graue Linie: Kritischer Stickstoffquotient (Tab. I-8-8). Zahlen in Klammern: Anzahl der BZE II-Punkte. Blaue Beschriftung: signifikante Unterschiede zwischen gekalkt und ungekalkt ($p < 0,05$).

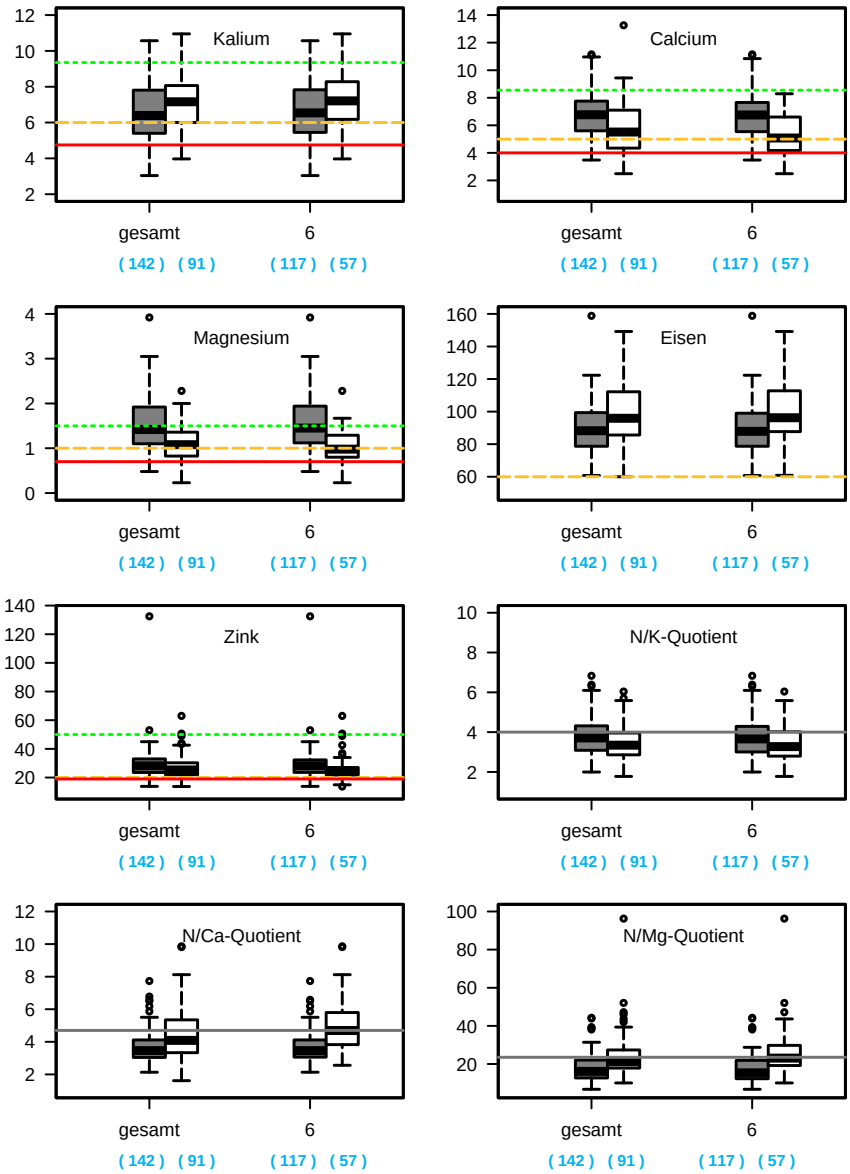


Abb. I-8-29: Kalkungsvergleich Buche für die bundeslandspezifische Kulisse versauerungsempfindlicher Standorte (Kap. 3) gesamt und die Bodensubstratgruppe 6: Elementgehalte (K, Ca, Mg: mg g^{-1}; Fe, Zn: µg g^{-1}) und Elementverhältnisse in Buchenblättern. Graue Boxplots: gekalkte BZE II-Punkte, weiße Boxplots: ungekalkte BZE II-Punkte. Grüne Linie: obere Grenze des Normalbereichs, orange Linie: untere Grenze des Normalbereichs (latenter Mangel), rote Linie: Symptomgrenze (Bewertung nach Göttlein (2015), Tab. I-8-1) Graue Linie: Kritischer Stickstoffquotient (Tab. I-8-8). Zahlen in Klammern: Anzahl der BZE II-Punkte. Blaue Beschriftung: signifikante Unterschiede zwischen gekalkt und ungekalkt ($p < 0,05$).

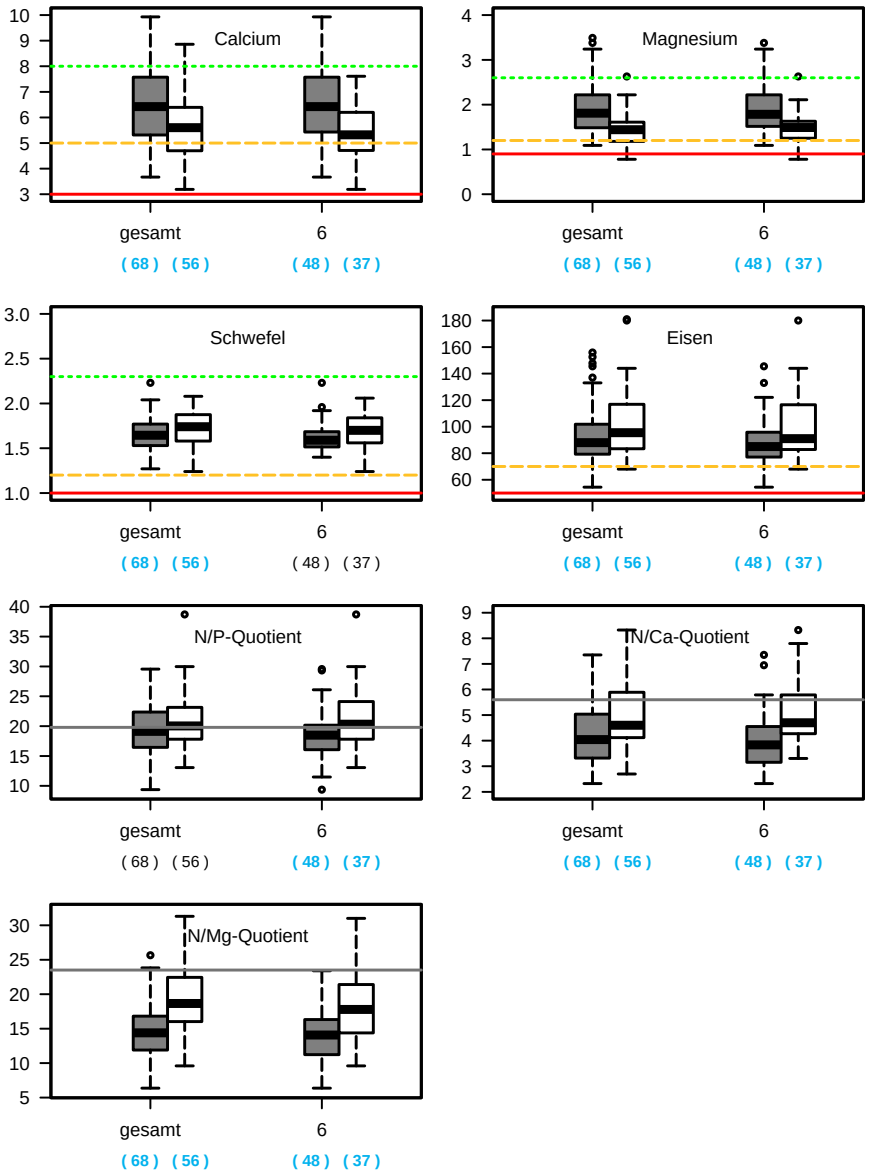


Abb. I-8-30: Kalkungsvergleich Eiche für die bundeslandspezifische Kulisse versauerungsempfindlicher Standorte (Kap. 3) gesamt und die Bodensubstratgruppe 6: Elementgehalte (Ca, Mg, S: mg g^{-1}; Fe: µg g^{-1}) und Elementverhältnisse in Eichenblättern. Graue Boxplots: gekalkte BZE II-Punkte, weiße Boxplots: ungekalkte BZE II-Punkte. Grüne Linie: obere Grenze des Normalbereichs, orange Linie: untere Grenze des Normalbereichs (latenter Mangel), rote Linie: Symptomgrenze (Bewertung nach Göttlein (2015), Tab. I-8-1). Graue Linie: Kritischer Stickstoffquotient (Tab. I-8-8). Zahlen in Klammern: Anzahl der BZE II-Punkte. Blaue Beschriftung: signifikante Unterschiede zwischen gekalkt und ungekalkt (p < 0,05).

In der Literatur werden nach Bodenschutzkalkungen überwiegend keine Reaktionen der P-Gehalte ermittelt (Guckland *et al.* 2011, Jonard *et al.* 2010, von Wilpert 2003). Bei Kulhavy *et al.* (2009) wird ein Anstieg der P-Gehalte in Nadeln und Blättern beobachtet und Huber *et al.* (2006) fanden in älteren Nadeljahrgängen eine Abnahme der P-Gehalte. Dammann *et al.* (2013) stellten

für die Kiefer auf unverlehmten Sandstandorten in Niedersachsen an gekalkten BZE-Punkten höhere P-Gehalte als an ungekalkten BZE-Punkten fest. Als wichtige Faktoren für diesen Unterschied werden die oftmals gleichzeitig erfolgende Applikation von P mit der Bodenschutzkalkung sowie eine Verbesserung der P-Verfügbarkeit durch die Kalkung auf sauren Standorten genannt. Die Verfügbarkeit von P für die Waldbäume bedarf aufgrund vieler Hinweise auf abnehmende P-Gehalte in Nadeln und Blättern weiterer Untersuchungen (Braun *et al.* 2010, Duquesnay *et al.* 2000, Flückiger & Braun 1998, Jonard *et al.* 2015, Talkner *et al.* 2015).

Mit der Kalkung verbesserte sich die Ca-Ernährungssituation von Buche und Eiche hin zu Ca-Gehalten im Normalbereich. Für Fichte und Kiefer tritt dieser Effekt nicht ein. Obwohl auch die Werte der ungekalkten Kiefern- und Fichtenpunkte im Normalbereich liegen, ist dieses Ergebnis erstaunlich, da die Ca-Aufnahme der Bäume in der Regel umso stärker erfolgt, je mehr Ca zur Verfügung steht. Ein Anstieg der Ca-Gehalte in Nadeln und Blättern im Anschluss an Kalkungsmaßnahmen wird in der Literatur häufig beschrieben (Evers *et al.* 2008, Guckland *et al.* 2011, Jonard *et al.* 2010, Kulhavy *et al.* 2009, von Wilpert 2003).

Die für die BZE II-Stichprobe festgestellte Erhöhung der Mg-Gehalte an gekalkten BZE II-Punkten für alle vier Baumarten wird in Versuchen zur Bodenschutzkalkung und in Inventuren bestätigt (Evers *et al.* 2008, Jonard *et al.* 2010, Kulhavy *et al.* 2009). Mg-Defizite treten vor allem an ungekalkten BZE II-Punkten bei Buche, Eiche und Kiefer auf, sind aber an den gekalkten BZE II-Punkten weit weniger verbreitet. Mit der Kalkungshäufigkeit steigen die Mg-Gehalte in den Blättern und Nadeln weiter an (Tab. I-8-7).

Während die Verbesserung der Ca- und Mg-Ernährungssituation durch Kalkungsmaßnahmen zu den erwünschten Effekten gehört und in vielen Untersuchungen bestätigt wird, sind die Ergebnisse zur Verringerung der K-Gehalte in Nadeln und Blättern nach Bodenschutzkalkungen eher widersprüchlich. Die für Buche und Fichte im BZE II-Kollektiv vorgefundene Abnahme der K-Gehalte nach Kalkung ist bedeutsam, da sich ein Teil der Buchen- und Fichtenpunkte im Bereich latenten K-Mangels befindet. Da eine Absenkung der K-Gehalte in der BZE II-Stichprobe nur nach mehrfacher Kalkung auftrat, gilt dies insbesondere für Wiederholungskalkungen. In der Literatur werden sowohl Abnahmen (Evers *et al.* 2008, FVA 2013, Ouimet *et al.* 2013, Weis *et al.* 2009) als auch keine Veränderungen (Huber *et al.* 2006, Jonard *et al.* 2010, Kulhavy *et al.* 2009) beschrieben. Guckland *et al.* (2011) führen die Abnahme der K-Gehalte bei Buche und Fichte nach Kalkungsmaßnahmen auf Ionenkonkurrenz zurück. Möglich ist aber auch, dass pflanzenphysiologische Funktionen von K durch andere Kationen wie Mg ersetzt werden (Greve 2014).

Alle vier ausgewerteten Baumarten zeigen an den gekalkten BZE II-Punkten verringerte Fe-Gehalte, zusätzlich sind bei der Fichte auch die Mn-Gehalte an diesen Punkten niedriger. Fe wird wie Mn im Prozess der Bodenversauerung mobil und tritt dann vermehrt in den Blättern und Nadeln auf. Mn wird als Indikator für Verwitterungs- bzw. Bodenversauerungsprozesse angesehen (Augustin; Stephanowitz*; et al.* 2005, von Wilpert 2003), da es im Bereich pH 4 bis pH 5 verstärkt in Lösung geht (Ulrich 1981). Offenbar ist im Zuge der Kalkungsmaßnahmen der

pH-Wert im Boden angestiegen, so dass die Mobilität von Mn und auch Fe an den gekalkten BZE II-Punkten zurückgegangen ist.

8.4.2 Stickstoffüberernährung und Nährstoffdisharmonien durch Stickstoffeintrag

Einer der Risikofaktoren, denen unsere Wälder ausgesetzt sind, besteht in der Belastung durch atmogene N-Einträge. Während über Jahrhunderte der Biomassenexport durch intensive Holzentnahmen, Streunutzung und Waldweide die N-Vorräte vieler Waldböden reduzierte und in der N-Versorgung für lange Zeit der wesentliche wachstumsbegrenzende Standortsfaktor zu sehen war, hat sich diese Situation durch die atmogene Deposition von Stickoxiden aus Industrie und Verkehr sowie Ammonium aus der Landwirtschaft in den vergangenen Jahrzehnten grundlegend verändert. Wenn aber N nicht mehr als limitierender Faktor in Erscheinung tritt, geraten andere Faktoren in einen relativen Mangel. So hat das durch N-Eintrag angeregte Wachstum zur Folge, dass auch die sonstigen essentiellen Nährelemente sowie Wasser in größeren Mengen aufgenommen werden müssen. Dieser höhere Nährstoff- und Wasserbedarf kann nicht immer gedeckt werden, so dass mit N-bedingter Wachstumssteigerung Ernährungsungleichgewichte z.B. hinsichtlich der N/Mg-, N/K-, N/Ca- oder N/P-Relationen zu verzeichnen sind und Nährstoff- oder Wassermangelsituationen häufiger werden.

Disharmonische Nährelementverhältnisse aufgrund von hohen N-Einträgen deuteten sich bei der ersten bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald für Fichte, Kiefer und Buche insbesondere im nördlichen Teil Deutschlands an (Wolff & Riek 1996). Bei ähnlich hohen N-Einträgen waren jedoch sehr unterschiedliche Wirkungen auf Ernährung und Bodenzustandskenngrößen der verschiedenen Ökosysteme zu beobachten. Dies zeigt, dass die standörtlichen Randbedingungen, die individuelle Nutzungsgeschichte sowie die derzeitige forstliche Bewirtschaftung der Standorte für mögliche Auswirkungen der Einträge auf die Waldernährung von erheblicher Bedeutung sind und sich generelle Ursache-Wirkungsmuster der N-Deposition nur begrenzt darstellen lassen.

Die nach Bodensubstratgruppen und aktuellem Versauerungsstatus der Böden stratifizierten N-Gehalte in Nadeln und Blättern ergeben für die ausgewerteten Baumarten nur sehr geringe Unterschiede zwischen den Straten (Kap. 8.2). Selbst der zu erwartende Zusammenhang zwischen Humusform und N-Ernährung ist − wenn überhaupt − nur schwach ausgeprägt oder nicht plausibel erklärbar. Dies spricht dafür, dass die durch atmogenen Eintrag pflanzenverfügbaren N-Verbindungen die Abhängigkeit der N-Ernährung von den standörtlichen Straten überlagern. Dass die N-Deposition maßgeblich zur Waldernährung beiträgt, kommt zudem in der Bewertung der Nadel- / Blattgehalte zum Ausdruck, wonach für etwa die Hälfte der Kiefern- und Eichenbestände sowie für ein Viertel der Fichten- und Buchenbestände Luxusernährung, d.h. eine Überversorgung an N, zu konstatieren ist (Kap. 8.2). Zu beachten ist

jedoch auch, dass sich bei Fichte ca. 10 % und Kiefer 5 % der Bestände im (latenten) Mangelbereich von N befinden.

Neben den absoluten N-Gehalten in Nadeln und Blättern werden in der Literatur die Relationen von N zu anderen Nährelementen zur Einschätzung von Nährstoffimbalancen empfohlen (Flückiger & Braun 2003, Mellert & Göttlein 2012). Grundsätzlich ist ein guter Ernährungszustand dann gegeben, wenn die Elementgehalte ausreichend sind und in einem ausgewogenen Verhältnis zueinander stehen. Abweichungen von den Referenzwerten „harmonischer" Elementquotienten können Hinweise auf, möglicherweise durch N-Einträge bedingte Disharmonien des Nährstoffangebots im Wurzelraum geben. In den Abb. I-8-31 und Abb. I-8-32 ist beispielhaft für die Baumart Buche der N/Mg-Quotient zum einen dem Mg-Gehalt und zum anderen dem N-Gehalt der Blätter gegenübergestellt. Die horizontalen Linien markieren den Bereich der normalen Ernährung nach Göttlein (2015). Werte unterhalb der niedrigeren Linie weisen auf latenten Elementmangel hin.

Analoge Auswertungen wurden für alle Hauptnährstoffe und Baumarten durchgeführt. Dabei zeigt sich, dass weite Quotienten hinsichtlich einer ausgewogenen Ernährung in allererster Linie mit niedrigen Werten der entsprechenden Elemente Mg, P, K bzw. Ca assoziiert sind. Hohe N-Gehalte weisen hingegen keineswegs automatisch auf weite Quotienten hin. Insbesondere die N-Gehalte, die über dem Normalbereich liegen, korrespondieren nicht ausschließlich mit weiten Quotienten. Für diese Bestände mit N-Überernährung sind bei allen Baumarten sowohl sehr enge als auch sehr weite Quotienten zu verzeichnen. Lediglich die höchsten Einzelwerte der Elementquotienten sind im Allgemeinen auch mit einer besonders hohen N-Ernährung assoziiert. Aus den vorliegenden Daten lassen sich somit keine eindeutig kausalen Zusammenhänge zwischen N-Überernährung und Störungen der Kationenaufnahme ableiten.

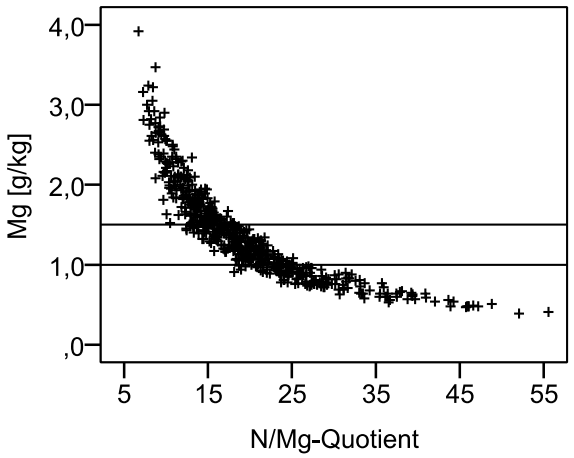


Abb. I-8-31: Beziehung zwischen N/Mg-Quotient und Magnesiumgehalt am Beispiel der Baumart Buche (horizontale Linien = Normalbereich nach Göttlein (2015)).

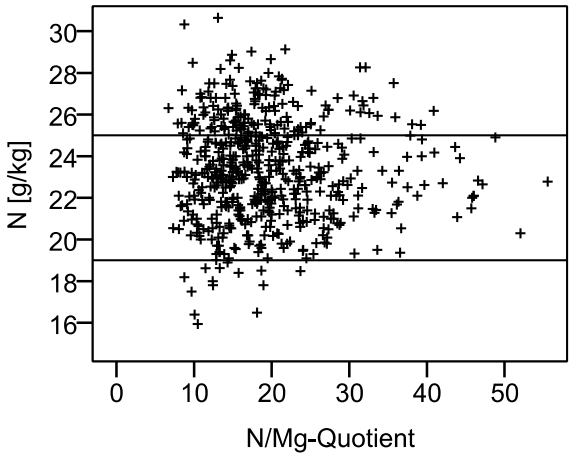


Abb. I-8-32: Beziehung zwischen N/Mg-Quotient und Stickstoffgehalt am Beispiel der Baumart Buche (horizontale Linien = Normalbereich nach Göttlein (2015)).

In den entsprechenden Streudiagrammen aller Baumarten sind mehr oder weniger enge Zusammenhänge zwischen den auf der X- und Y-Achse dargestellten Kennwerten zu erkennen. Die Diagramme weisen prinzipiell auf eine vergleichsweise geringere Variabilität bei den N-Gehalten und höhere Varianzen bei den Elementen Mg, P, K bzw. Ca hin. Die vormals standörtlich bedingt unterschiedlichen N-Gehalte sind durch atmogene Einträge vereinheitlicht worden. Dabei zeigt sich klar, dass latente Elementmängel mit bestimmten Quotienten einhergehen. Um Schwellenwerte für die Quotienten zu ermitteln, bei deren Überschreitung im statistischen Mittel Elementmängel auftreten, wurden die Beziehungen zwischen Element und Elementquotient durch geglättete Ausgleichsfunktionen nach dem in SPSS implementierten LOESS-Verfahren (Jacoby 2000) ermittelt und der Schnittpunkt dieser Ausgleichskurven mit der horizontalen Grenzlinie zwischen Normalernährung und latentem Mangel bestimmt. Die so berechneten Grenzwerte von N-Quotienten, deren Überschreitung im statistischen Mittel mit latentem Elementmangel einhergeht, sind in der Tab. I-8-8 dargestellt.

Tab. I-8-8: Aus der BZE-Stichprobe abgeleitete kritische Stickstoffquotienten, deren Überschreitung mit latentem Elementmangel korrespondiert (Abb. I-8-31).

	Fichte	Kiefer	Eiche	Buche
N/Mg	22,0	22,8	23,5	23,5
N/P	12,2	14,2	19,8	19,7
N/K	3,6	4,3	4,5	4,0
N/Ca	7,8	8,9	5,6	4,7

Die empirisch aus den BZE-Daten abgeleiteten N/Mg-, N/P- und N/K-Quotienten sind nahezu identisch mit den von Mellert & Göttlein (2012) aus Befunden von van den Burgh abgeleiteten Werten. Im Allgemeinen sind die Angaben in der Tab. I-8-8 geringfügig höher als diese. Mit den

Werten von Flückiger & Braun (2003) für Fichte und Buche besteht eine ähnlich gute Übereinstimmung.

Disharmonische N-Quotienten können ein erhöhtes Risiko beispielsweise mit Blick auf den möglichen Befall durch Schadinsekten bedeuten (Flückiger & Braun 2003). Zur Vermeidung von Werten deutlich über den in Tab. I-8-8 angegebenen Schwellen können ggf. durch gezielte Kalkungs-/Düngungsmaßnahmen günstigere Elementrelationen herbeigeführt werden (Kap. 8.4.1).

8.4.3 Wirksamkeit von Luftreinhaltemaßnahmen

Im Rahmen des Übereinkommens über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigungen in Europa (Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution, LRTAP) haben die Bemühungen um die Reinhaltung der Luft in Deutschland bei S und Pb zu einer Verringerung der Emissionen um 90 % geführt (Bezugsjahr 1990). Der Vergleich der Gehalte dieser Elemente in den Blattorganen der Waldbäume von BZE I und BZE II dient der Kontrolle der Wirksamkeit der Maßnahmen zur Luftreinhaltung.

Schwefel kann als Sulfat über die Wurzeln sowie als Schwefeldioxyd (SO_2) über die Stomata aufgenommen werden. Sowohl die Schwefeldioxydkonzentrationen in der Luft als auch die Sulfateinträge in den Boden sind parallel zur Verringerung der Emissionen zurückgegangen. Auf den bundesweiten Boden-Dauerbeobachtungsflächen ist in der Bodenlösung eine Abnahme der Sulfatkonzentrationen zu beobachten. Dementsprechend hat sich das S-Angebot für die Bäume verringert. Dies kommt in den bei der BZE II gegenüber der BZE I signifikant geringeren S-Gehalten in den Blattorganen von Fichte, Kiefer und Buche zum Ausdruck (Abb. I-8-23, Abb. I-8-24 und Abb. I-8-25). Die Reduktion der S-Emissionen hat also einen deutlichen Effekt auf die S-Gehalte in den Blattorganen der Bäume.

In den Nadeln wird Pb zu einem großen Teil im Wachs der Kutikula abgelagert. Gandois & Probst (2012) fanden bei der Weißtanne, dass sich 50-80 % des Pb der Nadeln im Wachs der Kutikula befanden. Deshalb ist der Vergleich der Pb-Gehalte in den Nadeln von Fichte und Kiefer besonders geeignet, die Wirkung der Luftreinhaltemaßnahmen zur Verringerung der Pb-Emissionen zu überprüfen. Im BZE-Datensatz liegen die Pb-Gehalte in den diesjährigen Nadeln von Fichte und Kiefer zur Zeit der BZE II-Aufnahme signifikant niedriger (t-Test) als zur Zeit der BZE I (Tab. I-8-9). Dies bestätigt, dass die Maßnahmen zur Verringerung der Pb-Emissionen eine deutliche Wirkung auf die Gehalte in den Nadeln von Fichte und Kiefer hatten; sie bewegen sich bei der BZE II dennoch oberhalb dessen, was Gandois & Probst (2012) in den wenig belasteten Pyrenäen in Nadeln der Weißtanne festgestellt haben (Median ± SD: 0,2 ± 0,13 mg Pb kg^{-1} TM).

Tab. I-8-9: Bleigehalte in diesjährigen Nadeln von Fichte (N = 139) und Kiefer (N = 170) im Vergleich von BZE I und BZE II.

Pb	Fichte		Kiefer	
[mg kg^{-1} TM]	BZE I	BZE II	BZE I	BZE II
Mittelwert	1,16	0,46	3,18	0,56
SD	0,84	0,32	2,35	0,34
Median	1,00	0,34	2,80	0,45

8.4.4 Nährelementrelationen zwischen den Nadeljahrgängen von Fichte und Kiefer

Neben den Nadelspiegelwerten des jüngsten Jahrgangs wurden bei der BZE auch die Elementgehalte in älteren Nadeljahrgängen bestimmt. Durch die Hinzunahme weiterer Nadeljahrgänge erhofft man sich eine umfassendere Beschreibung des Waldernährungszustands. Darüber hinaus erlaubt die Gegenüberstellung der Elementgehalte von Nadeln unterschiedlicher Jahrgänge auch Rückschlüsse auf physiologische Prozesse, wie z.B. die Element-Retranslokation aus älteren in jüngere Nadeljahrgänge. Der Datensatz der BZE II liefert dazu für die in Deutschland wichtigsten Nadelbaumarten Kiefer und Fichte eine hervorragende Grundlage. Allerdings muss beachtet werden, dass die Elementgehalte in den Nadeljahrgängen der BZE-Punkte eine „unechte“ Zeitreihe darstellen. Das heißt, es wird unterstellt, dass die älteren Jahrgänge im Jahr ihrer Anlage vergleichbare Elementgehalte aufwiesen wie der aktuell jüngste Nadeljahrgang. Doch Nährelementgehalte in den Nadeln können von Jahr zu Jahr erheblich schwanken (Evers 1972), insbesondere nach klimatischen Extremjahren (Göttlein *et al.* 2008). Ein Auswertungsproblem für den BZE-Datensatz wäre dies vor allem dann, wenn eine gleichgerichtete Abweichung der Elementgehalte im jeweiligen Anlagejahr der Nadeln auf allen BZE-Standorten zu vermuten wäre. Dies ist aber sehr unwahrscheinlich, da die Nadelproben in den einzelnen Bundesländern über einen Zeitraum von insgesamt drei Jahren (2006-2008) genommen wurden. Die Mittelwerte größerer Auswertungseinheiten sollten daher trotz eines gewissen „Hintergrundrauschens“ eine ungefähre Abschätzung der Bedeutung und Tendenzen der Elementrelationen innerhalb der Nadelbiomasse erlauben.

In adulten Bäumen ist in der Regel ein großer Anteil der Nährstoffe in der Blatt- bzw. Nadelbiomasse gespeichert (Alriksson & Eriksson 1998, Beets & Pollock 1987, Fife *et al.* 2008). Es liegt daher nahe, dass dieser Nährelementpool für interne Stoffkreisläufe genutzt wird. So konnte Miller (1986) für 40-jährige Schwarzkiefern zeigen, dass zwischen 40 bis 50 % des für das jährliche Wachstum benötigten N und mehr als 50 % des P über vorwiegend innerhalb der Nadelbiomasse stattfindende Translokationsprozesse rekrutiert wurden. Nach Miller (1986) spielen Retranslokationsprozesse mit zunehmendem Bestandsalter eine größere Rolle und sind vor allem in Beständen von Bedeutung, in denen der Bestandsschluss und der maximale Kronenausbau weitgehend erreicht sind.

Grundsätzlich sind Retranslokationprozesse bei den in der Pflanze als relativ mobil geltenden Nährelementen N, P, K, Mg, S, Cu und Zn zu erwarten (Nambiar & Fife 1991). Dabei ist davon auszugehen, dass Verlagerungsprozesse vor allem in alternden Nadeln von Bedeutung sind (Helmisaari 1992). Jedoch wurden auch in sechs Monate alten Nadeln verschiedener Baumarten bereits deutliche Verlagerungen von Nährelementen beobachtet (Fife *et al.* 2008). Hinsichtlich der Frage, welche weiteren Faktoren das Ausmaß der Nährelement-Translokation steuern, liefert die vorliegende Literatur kein einheitliches Bild. So konnte Miller *et al.* (1979) zeigen, dass sich die Translokationsrate von N (Wiederverwertungs-Effizienz) in den Nadeln von Schwarzkiefern bei angespannter N-Versorgung erhöhte. In anderen Studien wurden dagegen höhere Verlagerungsraten mit zunehmender Nährelementverfügbarkeit gefunden. Fife & Nambiar (1997) konnten in N-gedüngten *Pinus radiata*-Beständen bei einem um 45 % erhöhten Wachstum eine um das 4,5-fache erhöhte N-Verlagerung aus den Nadeln beobachten.

Bei allen oben genannten Studien handelt es sich um Fallstudien, die nur einen oder nur eine kleinere Anzahl von Standorten berücksichtigten. Inwieweit sich die Erkenntnisse dieser Fallstudien zur Nährelement-Translokation in der Nadelbiomasse auch im umfangreichen Datensatz der BZE II widerspiegeln, soll im Folgenden für die Baumarten Fichte und Kiefer überprüft werden. Dazu werden die Gehalte der Nährelemente im 2. Nadeljahrgang (Kiefer) bzw. 3. Nadeljahrgang (Fichte) ins Verhältnis zu den entsprechenden Gehalten des 1. Nadeljahrgangs gesetzt. Die daraus resultierenden Verhältnisse werden außerdem entsprechend der im 1. Nadeljahrgang gemessenen Elementgehalte nach dem Bewertungsrahmen von Göttlein (2015) klassifiziert, um auf diesem Wege eine Bewertung von Nährelementrelationen in Abhängigkeit vom Versorgungsgrad des jeweiligen Nährelements zu ermöglichen.

8.4.4.1 Makronährelemente (N, P, K, Mg, Ca, S)

Wie in den Abb. I-8-33 und Abb. I-8-34 ersichtlich, zeigen die Verhältnisse der Elementgehalte zwischen älterem und jüngstem Nadeljahrgang bei den Makronährelementen für Fichte und Kiefer meist sehr ähnliche Muster.

Für Ca werden bei beiden Baumarten im jeweils älteren Nadeljahrgang mit ca. 40 % bei Fichte bzw. 55 % bei Kiefer deutlich höhere Gehalte beobachtet. Diese relative Erhöhung ist im Vergleich der Ernährungsstufen stabil, d.h. sie ist unabhängig von der Ca-Versorgung im 1. Nadeljahrgang. Zu beachten ist allerdings, dass die absolute Differenz der Ca-Gehalte zwischen dem 3. und 1. Nadeljahrgang dagegen mit zunehmender Ca-Versorgung ansteigt. Diese Ergebnisse erscheinen sehr plausibel. Calcium ist in der Pflanze überwiegend organisch gebunden, wird nicht über das Phloem verlagert und mit dem Transpirationsstrom ständig nachgeliefert (Kadereit & Strausburger 2014). Dadurch kommt es zu einer Ca-Anreicherung in den älteren Nadeln. (Auffällig ist, dass in den Abb. I-8-33 und Abb. I-8-34 Ca im Vergleich zu den anderen Hauptnährelementen die größten Streuungen (Spannweiten zwischen den Whiskers) aufweist). Dies passt zu den in vielen Studien beobachteten, im Vergleich mit anderen

Nährelementen hohen jährlichen Fluktuationen von Ca-Nadelspiegelwerten bei Fichten (Evers 1972) und Kiefern (Hippeli & Branse 1992), die sich vermutlich auch im Datensatz der BZE widerspiegeln.

Die in den Abb. I-8-33 und Abb. I-8-34 dargestellten Verhältnisse der N-Gehalte zeigen für Fichte und Kiefer einen unterschiedlichen Verlauf. Für die Fichte ergibt sich eine Abnahme der relativen N-Gehalte im 3. Nadeljahrgang von ca. 10 % auf N-Mangelstandorten. Mit zunehmender N-Versorgung nehmen die relativen N-Gehalte im älteren Jahrgang signifikant ab und erreichen in der Gruppe der Standorte mit Luxusversorgung nur noch 83 % der N-Gehalte des jüngsten Jahrgangs. Stickstoff gilt als in der Pflanze leicht beweglich und somit ist die beobachtete Abnahme der N-Gehalte im 3. Nadeljahrgang aufgrund von Verlagerungsprozessen wahrscheinlich. Jedoch kann auch eine mögliche Gewichtszunahme der älteren Nadeln zum gleichen Effekt führen. Wendet man die Befunde der weiter oben bereits erwähnten Studie von Fife & Nambiar (1997) nun auf die Ergebnisse zur N-Verlagerung in den Nadeln des BZE-Datensatz an, dann bedeutet dies, dass der Rückgang der relativen N-Gehalte in den älteren Nadeln bei zunehmender N-Versorgung vermutlich in zusätzlichem Wachstum begründet ist. Stickstoff scheint damit auf vielen Fichten-Standorten mit normaler oder gar luxuriöser Versorgung noch ein Faktor für zusätzliches Wachstum zu sein. Für die Baumart Kiefer scheint genau dies nicht mehr der Fall zu sein. Hier liegen die N-Gehalte in den älteren Nadeljahrgängen leicht über oder genau auf dem Niveau des jüngsten Nadeljahrgangs, unabhängig von der N-Ernährungsstufe. Das Wachstum der Kiefern auf den gut und sehr gut mit N versorgten Standorten scheint durch andere Faktoren limitiert zu sein. Dies muss man auch für die Kiefern-Standorte mit N-Mangel annehmen, da ansonsten eine Differenz der N-Gehalte zwischen jüngeren und älteren Nadeln, wie bei Miller *et al.* (1979) beschrieben, zu erwarten wäre.

Phosphor zeigt bei Fichte und Kiefer in der Tendenz ein ähnliches Bild. Mit zunehmendem P-Versorgungsgrad nehmen die relativen P-Gehalte im älteren Jahrgang signifikant ab und erreichen in der Gruppe der Standorte mit Luxusversorgung nur noch 72 % der P-Gehalte des jüngsten Nadeljahrgangs bei Fichte bzw. 87 % bei Kiefer. Auch P gilt als in der Pflanze leicht beweglich und somit ist die beobachtete Abnahme der P-Gehalte in den älteren Nadeljahrgängen aufgrund von Verlagerungsprozessen möglich. Andererseits könnte auch, wie bereits oben erwähnt, eine Gewichtszunahme der älteren Nadeln, die sich mit zunehmender P-Versorgung verstärkt, den beobachteten Effekt erklären. Interessant ist in diesem Zusammenhang, dass niedrigere Gehalte in den älteren Nadeln bei Fichte bereits in der Ernährungsstufe mit Mangelsymptomen zu beobachten sind, während sich bei Kiefern mit Mangelsymptomen die Gehalte des 1. und 2. Nadeljahrgangs im Mittel nicht unterscheiden. Vermutlich spielen daher bei den Kiefern mit P-Mangelsymptomen auch andere Faktoren eine Rolle, die das Wachstum auf den Standorten mit P-Mangel limitieren. Mit N = 7 ist diese Ernährungsstufe allerdings im Vergleich mit den anderen Stufen nur sehr schwach belegt.

Auch beim K nehmen die relativen Gehalte in den älteren Jahrgängen bei Fichte und Kiefer mit zunehmendem K-Versorgungsgrad des ersten Nadeljahrgangs deutlich und meist auch statistisch

signifikant ab. Bei beiden Baumarten sinken in der Gruppe mit einer Luxus-K-Versorgung die relativen K-Gehalte der älteren Nadeln auf jeweils knapp unter 80 % der Gehalte der jüngsten Nadeln. Auch K gilt als sehr beweglich in der Pflanze. Zusätzlich zu einer möglichen Absenkung der K-Gehalte durch schwerer werdende, ältere Nadeln ist daher eine zunehmende Verlagerung bei zunehmender K-Versorgung sehr wahrscheinlich und stützt damit die von Nambiar & Fife (1991) erörterte Theorie, dass das Ausmaß der Retranslokation von mobilen Elementen wie K, P und N einen meist positiven Zusammenhang mit der Höhe des Vorrats des jeweiligen Elements in der Nadelbiomasse zeigt. Darüber hinaus kann die leichte Auswaschbarkeit von K (Tukey 1970) ebenfalls Ursache für die Abnahme der K-Gehalte in älteren Nadeln sein.

Magnesium zeigt im Vergleich zu den anderen Hauptnährelementen bei beiden Baumarten die stärksten Rückgänge der relativen Gehalte in den Nadeln der älteren Jahrgänge. So werden in der Ernährungsstufe „latenter Mg-Mangel“ bei Fichte in den älteren Nadeln nur ca. 60 % und bei Kiefer nur ca. 70 % der Gehalte des jüngsten Nadeljahrgangs erreicht. Bei beiden Baumarten nimmt dieser Gradient der Gehalte zwischen älteren und jüngeren Nadeln mit zunehmendem Mg-Versorgungsgrad ab. In der Gruppe mit Luxus-Mg-Versorgung werden bei Kiefer in den älteren Nadeln relative Mg-Gehalte von nahezu 100 % und bei Fichte von knapp 80 % erreicht. Dieser Befund deckt sich mit den Ergebnissen der BZE I-Auswertung (Wolff & Riek 1996) und mit früheren Studien von Goaster *et al.* (1990) und Reemtsma (1986), in denen eine höhere Mg-Verlagerung bei angespannter Mg-Versorgung gefunden wurde.

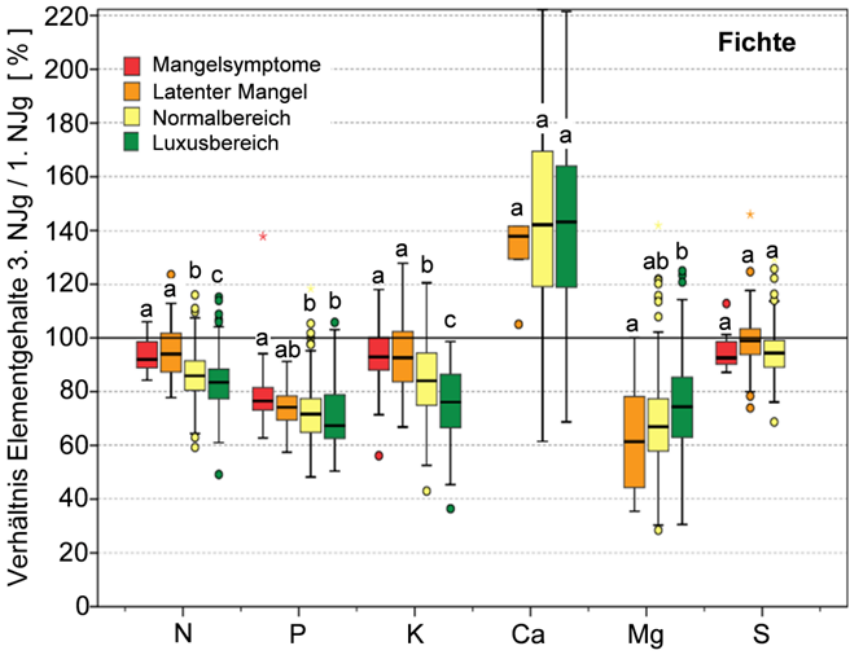


Abb. I-8-33: Gehalte der Makronährelemente im 3. Nadeljahrgang (Fichte) im Verhältnis zu den entsprechenden Gehalten des 1. Nadeljahrgangs gruppiert nach den Ernährungsstufen nach Göttlein (2015). Unterschiedliche Buchstabenkürzel bezeichnen signifikante Unterschiede zwischen den unterschiedlichen Ernährungsstufen des jeweiligen Nährelements (Scheffé-Test, $p < 0{,}05$).

Schwefel liegt in der Pflanze organisch gebunden vor, wird in der Literatur aber dennoch zu den eher mobilen Nährelementen gezählt (Nambiar & Fife 1991). Allerdings sind bei Fichte nur sehr geringe bis gar keine Gradienten der S-Gehalte zwischen älteren und jüngeren Nadeln festzustellen. Bei Kiefer ist sogar in allen Versorgungsstufen von einer leichten Anreicherung von S in den älteren Nadeln auszugehen, die mit zunehmender S-Versorgung im 1. Nadeljahrgang nur wenig abnimmt. Für die Baumart Fichte sind dagegen Unterschiede der relativen S-Gehalte in den älteren Nadeln zwischen den Ernährungsklassen statistisch nicht nachweisbar. Da S auch direkt aus der Luft aufgenommen werden kann, ist eine Anreicherung in den älteren Nadeln − trotz der in den letzten Jahren stark zurückgegangenen S-Belastung in der Luft − nicht auszuschließen.

8.4.4.2 Mikronährelemente (Cu, Fe, Mn, Zn)

Auch bei den Mikronährelementen zeigen die Verhältnisse der Gehalte zwischen älterem und jüngstem Nadeljahrgang für Fichte und Kiefer meist sehr ähnliche Muster. Da bei keinem der Mikronährelemente die Ernährungsgruppe „Mangelsymptome“ und nur in einigen Fällen die Ernährungsgruppe „Luxusversorgung“ ausreichend belegt ist, ist eine Abschätzung der Bedeutung möglicher Translokationsprozesse in Abhängigkeit vom Versorgungsgrad des jeweiligen Mikroelements allerdings weniger gut möglich als dies bei den Makronährelementen der Fall ist (Kap. 8.4.4.1).

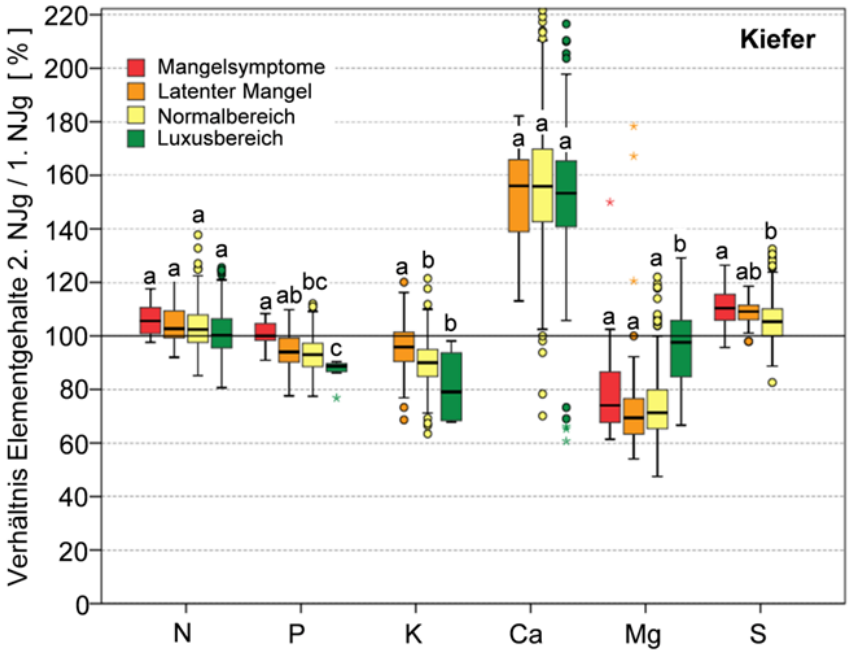


Abb. I-8-34: Gehalte der Makronährelemente im 2. Nadeljahrgang (Kiefer) im Verhältnis zu den entsprechenden Gehalten des 1. Nadeljahrgangs gruppiert nach den Ernährungsstufen nach Göttlein (2015). Unterschiedliche Buchstabenkürzel bezeichnen signifikante Unterschiede zwischen den unterschiedlichen Ernährungsstufen des jeweiligen Nährelements (Scheffé-Test, $p < 0,05$).

Die in den Abb. I-8-35 und Abb. I-8-36 dargestellten Verhältnisse der Cu-Gehalte zeigen für Fichte und Kiefer eine vergleichbare Tendenz. Für die Fichte ergibt sich auf Cu-Mangelstandorten eine Abnahme der relativen Gehalte im 3. Nadeljahrgang um ca. 5 %. Auf Standorten mit normaler Cu-Versorgung nehmen die relativen Cu-Gehalte im älteren Jahrgang signifikant ab und erreichen nur noch ca. 90 % der Cu-Gehalte des jüngsten Jahrgangs. Bei Kiefer ist auch die Ernährungsgruppe „Luxusversorgung“ belegt. Hier werden im älteren Nadeljahrgang nur ca. 85 % der Cu-Gehalte des jüngsten Jahrgangs erreicht, während sich auf Standorten mit Cu-Mangel die Gehalte in den beiden Jahrgängen kaum unterscheiden. Kupfer wird in der Literatur als ein in der Pflanze bewegliches Element beschrieben (Nambiar & Fife 1991) und somit ist die beobachtete Tendenz der Abnahme der Cu-Gehalte in älteren Nadeljahrgängen aufgrund von Verlagerungsprozessen möglich.

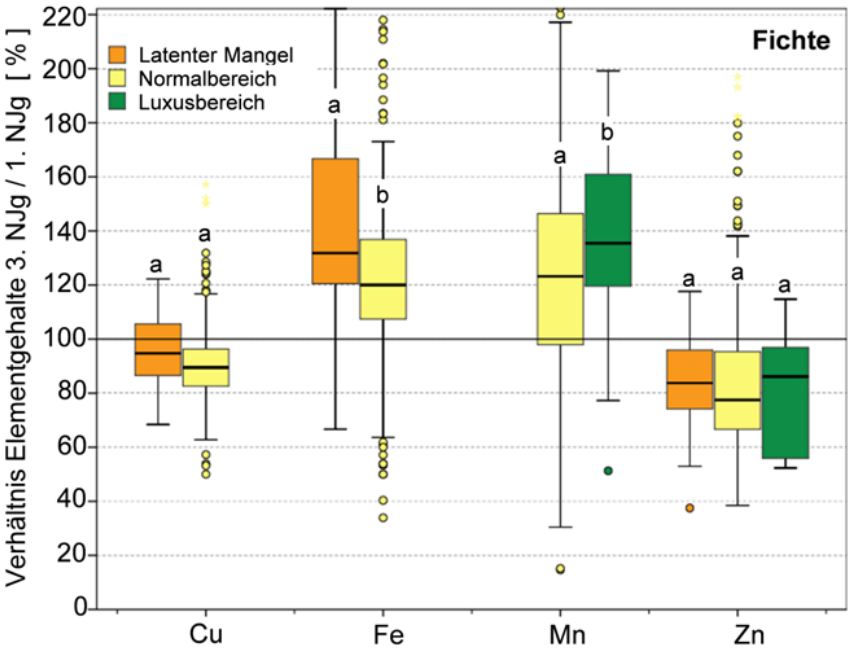


Abb. I-8-35: Gehalte der Mikronährelemente im 3. Nadeljahrgang (Fichte) im Verhältnis zu den entsprechenden Gehalten des 1. Nadeljahrgangs stratifiziert nach den Ernährungsstufen nach Göttlein (2015). Unterschiedliche Buchstabenkürzel bezeichnen signifikante Unterschiede zwischen den unterschiedlichen Ernährungsstufen des jeweiligen Nährelements (Scheffé-Test, $p < 0,05$).

Eisen gilt, vergleichbar zu Ca, als ein in der Pflanze eher immobiles Element. Folglich sind die für beide Baumarten festgestellten, deutlichen Anreicherungen der Fe-Gehalte in den älteren Nadeln sehr plausibel. Diese Anreicherung fällt bei Kiefer mit ca. 70 % auf Standorten mit latentem Fe-Mangel und mit ca. 45 % auf Standorten mit normaler Fe-Versorgung deutlich höher aus als bei Fichte. Hier werden nur Anreicherungen von 30 % in der Gruppe „latenter Mangel“ bzw. von 20 % in der Gruppe mit „normaler Fe-Versorgung“ erreicht. Erstaunlicherweise ist bei beiden Baumarten auf den schlechter versorgten Standorten eine höhere (relative) Fe-Anreicherung festzustellen. Dabei ist allerdings zu beachten, dass die absolute Differenz der Fe-Gehalte zwischen dem älteren und jüngeren Nadeljahrgang auf besser versorgten Standorten (Gruppe

„Normalbereich") − entsprechend der höheren absoluten Werte dieser Gruppe − dennoch höher ausfallen kann als in der Gruppe „latenter Fe-Mangel“.

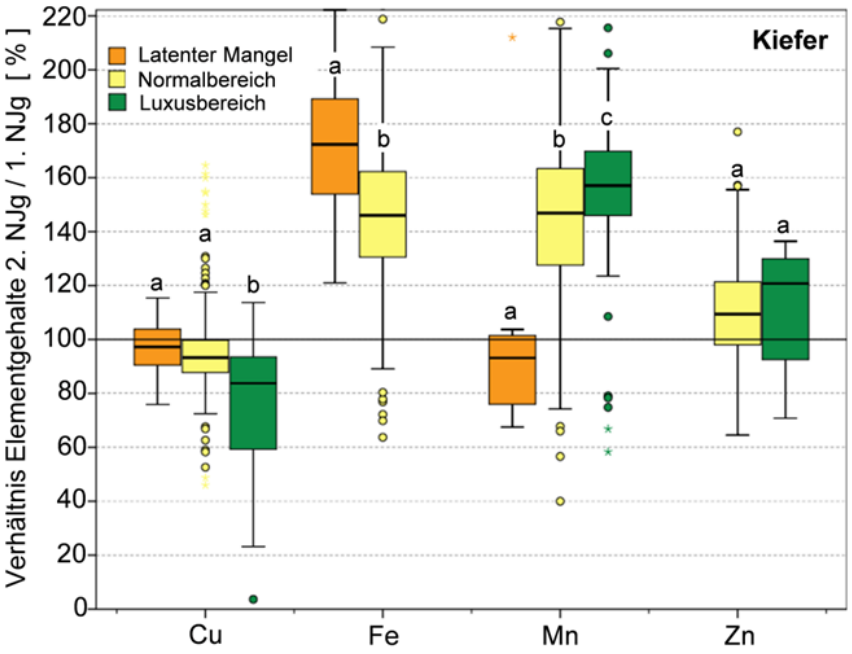


Abb. I-8-36: Gehalte der Mikronährelemente im 2. Nadeljahrgang (Kiefer) im Verhältnis zu den entsprechenden Gehalten des 1. Nadeljahrgangs stratifiziert nach den Ernährungsstufen nach Göttlein (2015). Unterschiedliche Buchstabenkürzel bezeichnen signifikante Unterschiede zwischen den unterschiedlichen Ernährungsstufen des jeweiligen Nährelements (Scheffé-Test, $p < 0,05$).

Auch für Mn zeigen Fichte und Kiefer auf Standorten mit einer Mn-Versorgung im Normal- oder Luxusbereich in den Elementverhältnissen der Nadeljahrgänge ein vergleichbares Bild. Hier kann eine deutliche Mn-Anreicherung in den älteren Nadeljahrgängen beobachtet werden, die mit zunehmendem Mn-Versorgungsgrad signifikant ansteigt. Auf den nur für die Baumart Kiefer vorliegenden Standorten mit latentem Mn-Mangel ist dagegen von einer geringfügigen Mn-Verlagerung aus den älteren in die jüngeren Nadeln auszugehen.

Die bei der Baumart Kiefer in den älteren Nadeln zu beobachtende Verringerung der Mn-Gehalte unter Mangelversorgung steht einer „schlagartigen“ Anreicherung auf normal und üppig mit Mn-versorgten Standorten gegenüber. Dieses Muster erscheint plausibel, da die Veränderung der Verfügbarkeit von Mn im Boden ebenfalls als ein nicht-linearer Prozess zu verstehen ist (Augustin; Stephanowitz*; et al.* 2005). Beim Übergang vom Austauscher- in den Aluminium-Pufferbereich, in dem sich vermutlich zahlreiche, mit Kiefer bestockte Standorte befinden, kommt es zu einer vermehrten Freisetzung von Mn-Ionen, welche ein Signal in Form einer Mn-Anreicherung in den älteren Nadeln auf den gut und sehr gut versorgten Standorten hinterlassen könnten.

Für Zn lassen sich bei Fichte im jeweils älteren Nadeljahrgang geringere, bei Kiefer dagegen höhere Gehalte als in den jüngsten Nadeln beobachten. Bei beiden Baumarten gibt es keine signifikanten Unterschiede der relativen Zn-Gehalte in den älteren Nadeln in Abhängigkeit vom Zn-Versorgungsgrad des jüngsten Nadeljahrgangs. Nur bei Fichte ist die Ernährungsgruppe „latenter Zn-Mangel“ belegt und nur bei Fichte kann auch auf den besser versorgten Standorten von einer Zn-Retranslokation aus den älteren in die jüngeren Nadeln ausgegangen werden. Dies könnte bedeuten, dass bei Fichte im Vergleich zur Kiefer von einer insgesamt angespannteren Zn-Versorgungssituation auszugehen ist.

8.4.4.3 Schlussfolgerungen

Die aus den Relationen der Elementgehalte zwischen den älteren und jüngsten Nadeljahrgängen von Fichte und Kiefer abgeleiteten Rückschlüsse liefern ein insgesamt plausibles Bild. Immobile Elemente wie Fe oder Ca zeigen bei beiden Baumarten eine Anreicherung in den älteren Nadeln, während für die in der Pflanze als eher mobil geltenden Elemente wie z.B. N, P, K vermutlich Translokationsprozesse von den älteren in die jüngsten Nadeln stattfinden. Die anspruchslose und tendenziell besser mit Nährelementen versorgte Kiefer zeigt im Vergleich zur Fichte bei den immobilen Elementen in der Tendenz höhere Anreicherungsraten. Bei den mobilen Nährelementen können bei der Kiefer zwar im Vergleich zur Fichte vergleichbare Tendenzen, in der Höhe aber meist deutlich geringere Nährelementverlagerungen angenommen werden.

Zu der einleitend bereits diskutierten Frage (Kap. 8.4.4), inwieweit der Versorgungsgrad des jeweiligen Nährelements das Ausmaß der Verlagerung steuert, liefern auch die Befunde aus dem umfangreichen Datensatz der BZE keine eindeutigen Hinweise. Es deutet sich jedoch an, dass bei beiden Baumarten für P und K mit zunehmendem Versorgungsgrad von einem Anstieg der Verlagerung ausgegangen werden muss. Bei N ist dies nur bei Fichte der Fall. Bei Kiefer liegen unabhängig vom N-Versorgungsgrad keine Unterschiede der N-Gehalte zwischen den älteren und den jüngsten Nadeln vor.

Zur weiteren Interpretation dieser Befunde wären weitergehende, multivariate Analysen notwendig, die das Ausmaß der Verlagerung eines Nährelements auch in Abhängigkeit des Versorgungsgrads weiterer Nährelemente oder anderer, das Wachstum bestimmender Faktoren analysieren. Außerdem ist zu beachten, dass für eine exakte Bestimmung von Translokationsvorgängen zum einen die Ernährungsdaten der Nadeljahrgänge aus echten Zeitreihen stammen müssten und darüber hinaus auch eine Berücksichtigung des Gewichts der Nadelbiomasse pro Jahrgang erfolgen müsste, um so die Verlagerung auf der Ebene von Veränderungen von Elementvorräten des jeweiligen Jahrgangs bestimmen zu können.

8.5 Zusammenfassende Bewertung der Ernährungssituation

Bei Kiefer und Eiche besteht eine Überversorgung mit N an etwa der Hälfte der BZE-Punkte; Fichte und Buche sind an einem Viertel der Punkte überversorgt. Zwischen den ausgewerteten Bodensubstratgruppen und Versauerungstypen zeigen sich kaum Unterschiede in der N-Ernährung. Zwischen BZE I und BZE II hat für alle vier Baumarten der Anteil von N-Gehalten im Bereich der Luxusernährung zugenommen. Ein Einfluss der Bodenschutzkalkung auf die N-Ernährung wird nicht festgestellt. Unausgewogene N-Quotienten stehen nicht unmittelbar mit hohen N-Gehalten im Zusammenhang, vielmehr ergeben sich kritische N-Quotienten durch niedrige Gehalte an P, K, Ca bzw. Mg. Aus dem Vergleich der N-Gehalte in Fichtennadeln unterschiedlicher Jahrgänge lässt sich schließen, dass N auf gut versorgten Standorten ein Faktor für das Fichtenwachstum ist. Bei der Baumart Kiefer ist dies nicht der Fall.

Phosphordefizite treten bei allen vier untersuchten Baumarten auf; am stärksten sind sie bei der Buche ausgeprägt, gefolgt von der Eiche. Eine Differenzierung der P-Nadel- und -Blattgehalte nach Bodensubstratgruppen und Versauerungstypen führt bei den untersuchten Baumarten zu unterschiedlichen Ergebnissen. Bei Buche und Eiche zeigt sich ein gegensätzlicher Einfluss der Versauerung. Bessere Humusformen sind bei Fichte, Kiefer und Eiche mit höheren P-Gehalten verbunden. Nach Kalkung zeigen Kiefer, Buche und Eiche keine Reaktion der P-Gehalte. Bei Fichte sind geringere P-Gehalte auf den gekalkten BZE-Punkten zu beobachten. Die Abnahme der P-Gehalte in den älteren Nadeljahrgängen gegenüber dem jüngsten Nadeljahrgang von Fichte und Kiefer ist vermutlich auf Verlagerungsprozesse zurückzuführen.

Die K-Ernährungssituation der vier Baumarten ist an ungefähr drei Vierteln der BZE II-Punkte als normal oder luxuriös zu bewerten. Am besten ist sie bei der Kiefer und der Eiche; bei Fichte und Buche ist jeweils ca. ein Viertel der Punkte unterversorgt. Eine Differenzierung der K-Gehalte nach Bodensubstratgruppen führt bei den untersuchten Baumarten zu unterschiedlichen Ergebnissen. Fichten auf Kalkverwitterungsböden (Bodensubstratgruppe 4) weisen die höchsten K-Gehalte auf, bei der Kiefer dagegen sind die K-Gehalte auf Kalkverwitterungsböden am niedrigsten. Auch die stratifizierte Auswertung nach Humusform und Versauerungstyp zeigt kein baumartenübergreifend einheitliches Bild. Die verwendeten forstlichen Befundeinheiten erklären die Varianz der K-Gehalte nur unvollständig. Die K-Ernährungssituation hat sich kaum zwischen BZE I und BZE II verändert; nur bei der Fichte sind Zunahmen der K-Gehalte zu beobachten. Bei Fichte und Buche ist mit (Wiederholungs-)Kalkungen das Risiko verminderter K-Gehalte verbunden. Bei guter K-Versorgung findet bei Fichte und Kiefer vermutlich eine Verlagerung von den älteren zum jüngsten Nadeljahrgang statt.

Über alle Baumarten hinweg ist die Ca-Ernährung an mindestens der Hälfte der BZE-Punkte als normal zu bewerten. Am besten ist sie bei der Fichte mit weiteren 50 % im luxuriösen Bereich. Bei Buche und Eiche liegt jeweils knapp ein Viertel der Punkte im (latenten) Mangelbereich. Die Ca-Ernährungssituation der Baumarten spiegelt klar die Standortseigenschaften wider. Auf Kalkverwitterungsböden (Bodensubstratgruppe 4) sind die Ca-Gehalte in Nadeln und Blättern

erwartungsgemäß am höchsten. Die Ca-Gehalte weisen bei allen vier Baumarten einen deutlich abnehmenden Gradienten von ölkologisch besseren Humusformen (Mull und mullartiger Moder) zum Rohhumus und von Böden mit hoher Basensättigung zu Böden mit geringer Basensättigung auf. Zwischen BZE I und BZE II haben die Ca-Gehalte aller Baumarten zugenommen. Kalkungen verbessern die Ca-Ernährung von Buche und Eiche; bestehende Ca-Defizite konnten durch Kalkung ausgeglichen werden. Unabhängig vom Versorgungsgrad kommt es zu einer Ca-Anreicherung in den älteren Nadeln.

Die Mg-Ernährung ist an mindestens drei Vierteln der BZE II-Punkte als normal oder luxuriös zu bewerten. (Latenter) Mg-Mangel tritt bei Kiefer, Eiche und Buche an jeweils etwa einem Viertel der Standorte auf. Der Einfluss der Bodensubstratgruppen und Humusformen auf die Mg-Ernährung ist baumartenspezifisch. Die Mg-Gehalte nehmen mit steigendem Versauerungsgrad der Böden ab. Bei Fichte und Buche ist eine Zunahme der Mg-Gehalte zwischen BZE I und BZE II zu verzeichnen. Je geringer die Mg-Versorgung ist, desto stärker deutet sich eine Verlagerung von Mg aus den älteren in den jüngsten Nadeljahrgang von Fichte und Kiefer zum Ausgleich möglicher Mg-Defizite an. Alle vier Baumarten reagieren auf Kalkung mit verbesserten Mg-Gehalten in den Nadeln und Blättern. Defizite lassen sich durch Kalkungsmaßnahmen ausgleichen.

Die Schwefelernährung von Fichte und Buche ist an der Hälfte der BZE II-Punkte als normal zu bewerten, von Kiefer an mehr als drei Vierteln und von Eiche an allen Punkten. Die S-Gehalte von Fichte und Buche sind jedoch an jeweils knapp der Hälfte der BZE-Punkte (latent) mangelhaft. Sehr deutlich ist der Rückgang der S-(Über)Ernährung aller vier Baumarten von BZE I zu BZE II zu beobachten. Eine luxuriöse S-Ernährung konnte an fast keinem der Punkte diagnostiziert werden.

9 Boden als Grundlage biologischer Vielfalt

D. Ziche, B. Michler, H. Fischer, T. Kompa, J. Höhle, L. Hilbrig, J. Ewald

9.1 Einleitung

Wälder beherbergen einen bedeutenden Teil der biologischen Diversität Mitteleuropas und stellen die wichtigsten Refugien für Arten natürlicher Lebensräume dar. Infolge der Kultur- und Nutzungsgeschichte in Mitteleuropa ist der Waldanteil stark zurückgegangen und die verbliebenden Wälder wurden durch menschliche Eingriffe geprägt (Ellenberg & Leuschner 2010). Damit gingen einerseits Verluste und eine Fragmentierung der natürlichen Lebensräume, andererseits eine Förderung der Arten von Waldrändern und Gebüschen einher. Die Forstwirtschaft konnte seit Mitte des vorletzten Jahrhunderts den Trend der Entwaldung stoppen und die Waldfläche auf den heutigen Anteil ausdehnen (Härdtle *et al.* 2004, McGrath *et al.* 2015). Jüngere Wiederaufforstungen in stark fragmentierten Landschaften können jedoch aufgrund ausbreitungsbiologischer Hürden nicht ohne weiteres von waldtypischen Arten wiederbesiedelt werden und haben ein gegenüber Altwaldgebieten verarmtes Inventar an Waldarten (Valdés *et al.* 2015, Vellend *et al.* 2007). Waldpflanzen in fragmentierten Wäldern unterliegen einem erhöhten lokalen Aussterberisiko (Kuussaari *et al.* 2009, Tilman *et al.* 1994). Die biogische Vielfalt mitteleuropäischer Wälder weicht also mehr oder weniger stark von den ursprünglichen Verhältnissen ab. Sie bestimmt maßgeblich die Funktionen von Ökosystemen (Hooper *et al.* 2005), die ihrerseits durch Störungsregime und Änderungen der Baumartenzusammensetzung langfristig beeinflusst werden. In Wäldern beeinflusst die Zusammensetzung der Baumschicht den Nährstoff- und Wasserhaushalt des Ökosystems (Leuschner *et al.* 2013, Vesterdal *et al.* 2008) und damit auch den Bodenzustand. Baumartenzusammensetzung und Stoffhaushalt werden ihrerseits durch natürliche (Windwurf, Feuer, Überflutung, Massenbewegungen) und anthropogene Einflüsse (Erschließung, Holzernte) gesteuert.

Die Zusammensetzung der Pflanzendecke wird gerade in naturnahen Wäldern signifikant von Bodeneigenschaften beeinflusst. Während das Klima die Vegetation von Wuchsregionen und Höhenstufen prägt, wirken edaphische Standorteigenschaften auf lokaler Ebene (Diekmann *et al.* 2015, Marage & Gégout 2009). Der Vergleich des Zustands von Vegetation und Boden erlaubt Rückschlüsse auf anthropogene Einflüsse (Gilliam 2007) und auf die Belastbarkeit von Waldökosystemen (Bobbink *et al.* 2010). Daher eignet sich die Vegetation als Indikator des Bodenzustands, was sich die forstliche Standortkartierung (AK Standortskartierung 2016) und das System ökologischer Zeigerwerte von Ellenberg *et al.* (2001) zunutze machen. Dabei stehen die Faktoren Bodenreaktion (R), Nährstoffe (N) und Feuchte (F) in direktem Zusammenhang zu Bodeneigenschaften. Bislang beruht das Wissen um die synökologischen Optima der Zeigerpflanzen auf Erfahrungswissen, es könnte jedoch durch eine deutschlandweite Analyse auf

Basis der BZE-Stichprobe und einer einheitlichen Methodik erstmals statistisch nachgeeicht werden.

Die Pflanzendecke repräsentiert zwar nur einen Teil der Biodiversität, stellt jedoch über die Primärproduktion die energetische und strukturelle Grundlage für alle anderen Organismen des Waldökosystems bereit. Überschirmung und Wurzelkonkurrenz durch Bäume begrenzen die Entwicklung der Bodenvegetation, in der sich der größte Teil der pflanzlichen Artenvielfalt befindet (Ewald 2008). Als ein Indiz für die Diversität weiterer Organismengruppen gilt die strukturelle Diversität der Wälder. Die Waldstruktur beeinflusst die Biodiversität, da ganze Artgruppen von bestimmten Strukturelementen, wie Baumalter und -größe (Müller *et al.* 2015, Nascimbene *et al.* 2013), Überschirmung (Lange *et al.* 2014) oder Totholzangebot abhängen (Hauck *et al.* 2013, Müller & Bütler 2010). Dementsprechend steht die Diversität solcher Artgruppen im Zusammenhang mit der strukturellen Diversität der Wälder (Paillet *et al.* 2010). Totholz bietet xylobionten Lebensgemeinschaften die Lebensgrundlage. Die Menge des Totholzes ist daher ein Indikator für die Biodiversität. Als Richtwert für den Artenschutz werden Totholzvorräte von über 30 m^3 ha^{-1} genannt (Bütler & Schlaepfer 2004, Meyer *et al.* 2009, Müller & Bütler 2010). Neben der Menge spielt die Beschaffenheit des Totholzes eine Rolle (Blaser *et al.* 2013, Müller *et al.* 2015, Seibold *et al.* 2016). Faktoren, die die Zusammensetzung der vom Totholz abhängigen Artgemeinschaft durch Mikroklima und Nahrungsangebot beeinflussen, sind Baumart, Zersetzungsgrad und die Lage (stehend oder liegend). Stehendem Totholz kommt eine besondere Rolle zu, da im Vergleich zum liegenden Totholz andere Wärme- und Feuchtebedingungen vorherrschen und die Mengen insgesamt wesentlich geringer sind.

Im Rahmen der BZE II wurden zwei Aspekte von Biodiversität in deutschen Wäldern erfasst. In den Jahren 2006-2008 wurden an 1838 Probepunkten standardisierte Vegetationsaufnahmen durchgeführt, die Aussagen zur Pflanzenartendiversität (Gefäßpflanzen, epigäische Moose und Flechten) zulassen. Zu jeder Aufnahme liegen die Daten der bodenchemischen und physikalischen Analysen vor und ermöglichen so Untersuchungen zu entsprechenden Zusammenhängen mit Bodeneigenschaften und anderen Standortsfaktoren. Zudem stellen quantitative und qualitative Aspekte der aufstockenden Baumbestände und des Totholzes eine zweite Komponente der Biodiversität dar. Dazu wurde an den BZE II-Punkten im Jahre 2012 eine Bestandsinventur („harmonische Bestandsinventur (HBI)“) durchgeführt, die es erlaubt, Aussagen zur strukturellen Diversität am Inventurpunkt zu treffen. Auch für einige Merkmale der Bestandsstruktur kann angenommen werden, dass sie mit Bodeneigenschaften im Zusammenhang stehen. Damit bietet der Datensatz der BZE II die einzigartige Möglichkeit, den Zusammenhang zwischen Waldbodenvegetation, Bestandsstruktur und Bodeneigenschaften zu untersuchen.

Im Folgenden wird ein Überblick über Artenzusammensetzung, Vegetationstypen und Strukturmerkmale der Wälder Deutschlands gegeben und ihre Abhängigkeit von Boden-eigenschaften wird untersucht.

9.2 Zusammensetzung der Waldbodenvegetation an den BZE-Punkten

9.2.1 Übersicht über das Artinventar

Im Datensatz der BZE II liegen zu 1838 BZE-Punkten Vegetationsaufnahmen vor. 120 Punkte wurden im Jahre 2008 im Rahmen einer Kontrollstichprobe erneut aufgesucht. Insgesamt wurden 819 Gefäßpflanzensippen aufgenommen – das sind 30 % der 2726 von Ellenberg *et al.* (2001) für Mitteleuropa gelisteten Sippen. Dazu kommen 88 Sippen, die nur auf Gattungsniveau angesprochen werden konnten. Weiterhin wurden in den BZE-Vegetationsaufnahmen insgesamt 192 Moos- und Flechtensippen angesprochen, zusätzlich 28 auf Gattungsniveau. 385 Gefäßpflanzensippen wurden an weniger als fünf Orten gefunden, 212 Sippen nur einmal. 425 Arten wurden an fünf oder mehr Orten gefunden. Die fünf häufigsten Arten sind (über alle Vegetationsschichten, Anhang Tab. A-9-1): *Fagus sylvatica* (N = 1149), *Picea abies* (N = 1062), *Sorbus aucuparia* (N = 913), *Dryopteris carthusiana* (N = 910) und *Deschampsia flexuosa* (N = 895).

Bei den Moosen und Flechten wurden 113 Sippen an weniger als an fünf Orten gefunden. 65 Sippen wurden nur einmal gefunden. 79 Sippen traten an fünf oder mehr Orten auf. Die fünf häufigsten Moose waren: *Hypnum cupressiforme* (N = 878), *Polytrichum formosum* (N = 857), *Dicranum scoparium* (N = 502), *Brachythecium rutabulum* (N = 414), *Pleurozium schreberi* (N = 411). Als häufigste Flechte trat *Cladonia coniocraea* (N = 13) auf.

Unter den Gefäßpflanzen waren nach Wisskirchen & Haeupler (1998), ergänzt durch BfN (2015) und Jäger & Werner (2005), 694 indigene Sippen und 42 Archäophyten (Anhang Tab. A-9-2). Neben 22 Kulturpflanzen befanden sich in den Aufnahmen 49 eingebürgerte Neophyten. Darüber hinaus kamen 26 nur lokal eingebürgerte, unbeständige oder in Einbürgerung begriffene Sippen vor. Zu 95 Sippen lagen keine Angaben zum floristischen Status vor oder ihr Status war unklar.

Gemäß Waldartenliste für Deutschland (Schmidt *et al.* 2011) sind von den vorgefundenen Gefäßpflanzen 165 Sippen an vorwiegend geschlossenen Wald gebunden (Kategorie 1.1). 50 Sippen kommen vorwiegend an Waldrändern und Waldlichtungen vor (Kategorie 1.2). 251 Sippen sind sowohl im Wald wie auch im Offenland verbreitet (Kategorie 2.1) und 168 Sippen haben den Schwerpunkt ihrer Verbreitung im Offenland, kommen aber auch im Wald vor (Kategorie 2.2). Insgesamt sind damit 52 % der in der Waldartenliste verzeichneten Arten an den BZE-Punkten aufgenommen worden, wobei der Anteil in den einzelnen Kategorien zwischen 66 % bei Kategorie 1.1, 47 % bei Kategorie 1.2, 61 % bei Kategorie 2.1 und 37 % bei Kategorie 2.2 schwankte. 180 Sippen waren nicht in der Waldartenliste verzeichnet. Darin enthalten sind allerdings auch Neophyten und Sammelarten. Die Stetigkeit, mit der die Sippen gefunden wurden, unterscheidet sich deutlich zwischen den Kategorien (Anhang Tab. A-9-1). Der Median liegt in Kategorie 1.1 bei 18 % und ist damit am höchsten. In Kategorie 2.2 liegt das Auftreten der Arten im Median nur bei 3 %. Die beiden Kategorien 1.2 und 2.1 unterscheiden sich mit

Medianen von 10 % und 9 % nicht wesentlich. Strenge Waldarten sind also steter vertreten und bilden den Kernbestand der Waldflora.

Bei den Moosen und Flechten stammen 57 Sippen aus der Kategorie 1.1, sechs Sippen aus der Kategorie 1.2, 98 Sippen aus der Kategorie 2.1 und 24 Sippen aus der Kategorie 2.2. sieben Sippen finden sich nicht in der Waldartenliste. Von den bodenbesiedelnden Sippen der Waldartenliste wurden damit 43 % der Kategorie 1.1, 14 % der Kategorie 1.2, 36 % der Kategorie 2.1, 10 % der Kategorie 2.2 aufgenommen. Damit lagen deren Anteile unter denen der Gefäßpflanzen.

Unter den Gefäßpflanzen befanden sich nach der Roten Liste für Deutschland (Ludwig & Schnittler 1996) insgesamt 55 gefährdete Sippen, darunter sieben Sippen mit dem Rote-Liste-Status 2 (Anhang Tab. A-9-3). Weiterhin standen 54 Sippen auf der Vorwarnliste. 62 Sippen waren nach der Verordnung zum Schutz wild lebender Tier- und Pflanzenarten (Bundesartenschutzverordnung - BArtSchV) als "besonders geschützt" eingestuft.

Unter den Moosen und Flechten wurden nach Ludwig & Schnittler (1996) 31 Sippen als gefährdet eingestuft (Anhang Tab. A-9-4), davon vier mit der Stufe 2 und mit Stufe 1 die hauptsächlich epiphytisch wachsende Lungenflechte (*Lobaria pulmonaria*). 68 Sippen befanden sich auf der Vorwarnstufe und bei drei Sippen war die Datenlage als unzureichend eingestuft worden.

Häufigste Baumart ist die Buche (*Fagus sylvatica*). Sie kommt auf insgesamt 62 % der BZE-Flächen vor (Abb. I-9-1). In der Baumschicht liegt sie mit 45 % fast gleichauf mit der Fichte (*Picea abies*, 46 %). An dritter Stelle liegt die Kiefer (*Pinus sylvestris*), die in der Baumschicht auf 36 % der BZE-Punkte vorkommt. Hinsichtlich ihres Vorkommens in der Krautschicht unterscheidet sie sich deutlich von der Buche und Fichte: an nur 11 % der Flächen tritt sie neben der Baumschicht auch in der Kraut/Strauchschicht auf und in 3 % der Fläche kommt sie ausschließlich in der Kraut/Strauchschicht vor. Damit gehört sie als Lichtbaumart zusammen mit den beiden Lärchenarten (*Larix decidua*, *L. kaempferi*) sowie der Schwarzerle zu den Baumarten, deren Verbreitung in der Baumschicht höher ist als in der Krautschicht und deren Verjüngung auf lichte Standorte beschränkt ist (Abs *et al.* 2008). Zu den häufigsten neophytischen Baumarten zählen über alle Vegetationsschichten *Prunus serotina* (an 8,8 % der BZE-Punkte), *Pseudotsuga menziesii* (7,3 %), *Quercus rubra* (6,5 %), *Larix kaempferi* (2,0 %), *Juglans regia* (1,6 %), *Robinia pseudoacacia* (1,6 %), *Pinus strobus* (1,1 %), *Picea sitchensis* (0,7 %), *Prunus virginiana* (0,5 *%)* und *Abies grandis* (0,3 %).

In der Strauchschicht kommen an Neophyten neben den genannten Baumarten *Symphoricarpus albus* (0,2 %, einzelne Deckungswerte überschreiten 10 %) und *Mahonia aquifolium* (0,3 %) vor. Die häufigsten krautigen Neophyten (Anhang Tab. A-9-2) waren *Impatiens parviflora* (15,3 %), *I. glandulifera* (1,4 %), *Epilobium ciliatum* (0,9 %), *Juncus tenuis* (0,9 %), *Solidago canadensis* (0,9 %) und *Conyza canadensis* (0,7 %). Davon kommen *Impatiens parviflora, I. glandulifera* und *Solidago canadensis* mit Deckungsgraden von über 10 % vor.

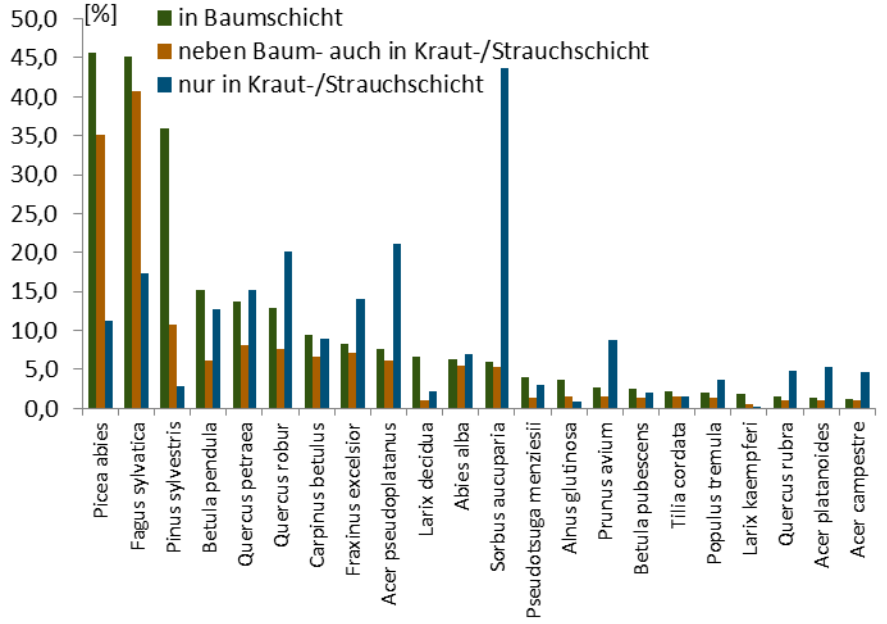


Abb. I-9-1: Vorkommen der häufigsten Baumarten in der Baum- sowie in der Strauch- und Krautschicht in % aller BZE-Punkte, mit: grüne Reihe = Art kommt in der Baumschicht vor, rote Reihe = Art kommt neben der Baum- auch in Kraut- oder Strauchschicht vor, blaue Reihe = Art kommt nicht in der Baum- aber in der Kraut- oder Strauchschicht vor.

9.2.2 Die Waldgesellschaften an den BZE-Punkten

Zur Einordnung der Vegetationseinheiten (Waldgesellschaften)

Die pflanzensoziologische Zuordnung erfolgte mittels klassischer Tabellenarbeit (Dierschke 1994). Dabei wurde die Artenliste nach Klassen-, Ordnungs- und Verbandscharakterarten und anderen, für die jeweilige syntaxonomische Einheit typische Arten gegliedert. Diese Gliederung erfolgte hauptsächlich anhand Oberdorfer (2001) unter Zuhilfenahme von Schubert *et al.* (2001) und Jäger & Werner (2005). Hauptziel war die Zuordnung auf der Ebene des pflanzensoziologischen Verbands (-ion) bzw. Unterverbands (-enion). Die Einordung auf Assoziationsebene wurde als nicht zielführend bzw. nicht realistisch eingeschätzt, da das statistische Design des BZE-Gitternetzes viele Übergangsvarianten einbezieht, die bei klassischer pflanzensoziologischer Herangehensweise nicht aufgenommen worden wären. Assoziationen wurden nur bei einer Minderheit der BZE-Punkte ausgewiesen.

Es wurden 31 Vegetationseinheiten unterschieden, die bei naturnahen Wäldern dem pflanzensoziologischen Verband bzw. Unterverband entsprechen, bei Forsten einem standörtlich definierten Pendant dazu (Tab. I-9-1). Die in 2008 erfolgte Kontrollstichprobe auf knapp 7 % aller BZE-Punkte wurde für die pflanzensoziologische Zuordnung mit herangezogen (zusammenfassende Betrachtung der Erst- und der Kontrollaufnahme).

Tab. I-9-1: Vegetationseinheiten (Waldgesellschaften) an den BZE II-Punkten.

Vegetationseinheit	N	Anteil [%]	Erläuterung
naturnahe Waldgesellschaften			
Alnion glutinosae	17	0,9	Erlenbruchwälder (auch Degradationsstadien)
Betulion pubescentis (=Vaccinio uliginosi-Pinion)	22	1,2	Moorwälder (auch Degradationsstadien), unterteilbar in Moorbirken-, Waldkiefer-, Bergkiefer- und Fichtenmoorwälder
Salicion albae	3	0,2	Weichholzaue
Alno-Ulmion	21	1,1	Fließgewässerbegleitende Erlen-Eschen-Wälder sowie Hartholzauenwälder
Carpinion (feucht)	29	1,6	Stieleichen-Hainbuchenwälder feuchter Standorte (Stellario holosteae-Carpinetum)
Carpinion (frisch bis mäßig trocken)	45	2,4	Eichen-Hainbuchenwälder frischer bis mäßig trockener Standorte (Galio sylvatici-Carpinetum)
Tilio-Acerion	4	0,2	Hang- und Schluchtwälder
Quercenion robori-petraeae (feucht)	19	1,0	bodensaure Eichenwälder auf Sandebenen; feuchte Ausbildung (Molinio-Quercetum)
Quercenion robori-petraeae (frisch bis mäßig trocken)	47	2,6	bodensaure Eichenwälder auf Sandebenen; frische bis mäßig trockene Ausbildung (Betulo-Quercetum syn. Agrostio-Quercetum)
Luzulo-Fagenion	229	12,5	Hainsimsen-Buchenwälder bodensaurer Standorte
Galio odorati-Fagenion	177	9,6	Waldmeister-Buchenwälder mittlerer Standorte unterhalb der montanen Stufe (inklusive Hordelymo-Fagetum)
Galio odorati-Fagenion (montan)	33	1,8	montane Waldmeister-Buchenwälder mittlerer Standorte, tlw. mit Tanne und Fichte (inklusive Lonicero alpigenae-Fagenion und Galio rotundifolii-Abietenion)
Cephalantero-Fagenion	5	0,3	Orchideen-Buchenwälder trockener, kalkreicher Standorte
Erico-Pinion	7	0,4	naturnahe, basiphile Schneeheide-Kiefernwälder der Alpen sowie der Schwäbisch-Fränkischen Alb
Dicrano-Pinion	41	2,2	naturnahe, bodensaure Kiefernwälder v.a. im Tiefland, im Hügelland und im Mittelgebirgsvorland
Vaccinio-Piceenion	41	2,2	bodensaure Fichtenwälder des Berglands
Vaccinio-Piceenion (Kalkstandorte)	3	0,2	Karbonat-Fichtenwälder der Alpen
Vaccinio-Abietenion	26	1,4	bodensaure Fichten-Tannen-Wälder des Berglands
sonstige Nadelholzbestände (Forste) [1]			
bodensauer-arm	356	19,4	-
schwach bodensauer-mesotroph	308	16,8	-
basenbeeinflusst-mesotroph oder reicher	40	2,2	-
schwach charakterisiert	35	1,9	Bestände mit nahezu fehlender Bodenvegetation (z.B. durch Dunkelphase, dichte Streudecke o.ä.)

Vegetationseinheit	N	Anteil [%]	Erläuterung
sonstige Nadel-/Laubholzmischbestände (Forste)			
bodensauer-arm	52	2,8	-
schwach bodensauer-mesotroph	104	5,7	-
basenbeeinflusst-mesotroph oder reicher	30	1,6	-
schwach charakterisiert	18	1,0	Bestände mit nahezu fehlender Bodenvegetation (z.B. durch Dunkelphase, dichte Streudecke o.ä.)
sonstige Laubholzbestände (Forste)			
bodensauer-arm	8	0,4	-
schwach bodensauer-mesotroph	34	1,8	-
basenbeeinflusst-mesotroph oder reicher	37	2,0	-
schwach charakterisiert	30	1,6	Bestände mit nahezu fehlender Bodenvegetation (z.B. durch Dunkelphase, dichte Streudecke o.ä.)
Schlagfluren			
Schlagfluren	17	0,9	-

1 = Fichten- und Kiefernreinbestände wurden in der Auswertung dabei gesondert behandelt.

Sumpf- und Auenwälder (Alno-Ulmion und Salicion albae) werden primär nach der Artenzusammensetzung ausgewiesen. Da das Alno-Ulmion neben Auen- auch Sumpfwälder fernab größerer Fließgewässer einschließt, waren hier neben Auenböden (AO, AQ, AZ, AT, AB, nur an 29 bzw, 1,5 % der BZE-Punkte) auch Gleye, Marschen und Stauwasserböden möglich. Daten zum Abstand zum nächsten Fließgewässer oder zur Überflutungshäufigkeit lagen nicht vor.

Schwarzerlenbestände wurden nur dann dem Alnion glutinosae zugeordnet, wenn Bodentyp und/oder Bodenvegetation einen grundwasserbeeinflussten bzw. überstauten Standort erkennen ließen, sonst erfolgte die Einstufung als Schwarzerlenforst.

Fichten- bzw. Fichten-Tannenbestände wurden nur dann als naturnahes Vaccinio-Piceenion bzw. Vaccinio-Abietenion eingeordnet, wenn sich der Bestand in der hochmontanen oder in einer darüber liegenden Höhenstufe (mindestens jedoch oberhalb 700 m NN) befand. Der Bestand sollte reich an Säurezeigern, insbesondere azidophilen Zwergsträuchern und Moosarten sein. Charakterarten wie *Calamagrostis villosa*, *Blechnum spicant* und *Trientalis europaea* sollten optimalerweise vorhanden sein und es durften keine anspruchsvollen Laubwaldarten vorkommen. Fichten-Bestände unterhalb 700 m NN wurden als Forste klassifiziert, selbst wenn die Bodenvegetation einem naturnahen Vaccinio-Piceenion entsprach. Bestände, bei denen Bodentyp und/oder Bodenvegetation auf einen basenbeeinflusst-mesotrophen (oder reicheren) Standort hinweisen und für den als natürliche Waldgesellschaft z.B. montane Waldmeister-Buchenwälder oder Schneeheide-Kiefernwälder charakteristisch wären, wurden unabhängig von der Höhenlage ebenfalls als Forste eingeordnet. Ausnahmen sind die natürlichen

Karbonat-Fichtenwälder der Alpen (Adenostylo glabra-Piceetum), die hier unter „Vaccino-Piceenion (Kalkstandorte)“ verzeichnet wurden. Das Asplenio-Piceetum (natürlicher Fichtenwald auf Kalk-Blockschutt der Alpen und der Schwäbischen Alb) ist dagegen nicht im Datensatz enthalten.

Als naturnahe, bodensaure Kiefernwälder (Dicrano-Pinion) wurden alle Bestände eingeordnet, deren Bodenvegetation von azidophilen Zwergsträuchern und azidophilen Moosen dominiert wurde und keine nennenswerten Anteile an Ruderalisierungszeigern bzw. Basenzeigern aufwies. Zusätzlich musste der Kiefernbestand in einem Wuchsgebiet liegen, das der "Gebietskulisse *Pinus sylvestris*" der Bundeswaldinventur (Kroiher *et al.* 2010) entspricht; bei abweichender Zusammensetzung der Bodenvegetation bzw. abweichendem Wuchsgebiet wurde der Bestand als Kiefernforst eingeordnet. Abgrenzungsunschärfen zwischen dem Dicrano-Pinion und bodensauren Kiefernforsten waren dabei unvermeidlich (Heinken 2007, 2008).

Als naturnahe, basiphile Schneeheide-Kiefernwälder (Erico-Pinion) wurden Kiefern-dominierte Bestände in den Bayerischen Alpen und ihrem Vorland sowie auf der Schwäbisch-Fränkischen Alb eingeordnet, die auf basenreichen/kalkhaltigen Standorten stocken und über eine entsprechend basiphile Bodenvegetation verfügen (Hölzel 1996a). Diese Bestände entsprechen zugleich der "Gebietskulisse *Pinus sylvestris*" der Bundeswaldinventur (Kroiher *et al.* 2010). Bei abweichender Zusammensetzung der Bodenvegetation bzw. abweichendem Wuchsgebiet wurde der Bestand als Kiefernforst eingeordnet.

An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, dass die Unterteilung in naturnahe Waldgesellschaft und Forst eine künstliche Grenze ist, die sich im Wesentlichen an der Zusammensetzung der Baumschicht unter Berücksichtigung der Bodenvegetation und Standortsmerkmalen orientiert. Über die Naturnähe anderer Strukturelemente sagt der Begriff hier nichts aus.

Prozentuale Anteile der Waldgesellschaften an den BZE-Punkten

Etwa 42,8 % der Aufnahmen konnten naturnahen Waldgesellschaften zugeordnet werden (Abb. I-9-2). Von den naturnahen Waldgesellschaften nahmen Buchenwälder unterhalb der montanen Stufe mit 22,4 % den größten Anteil ein. Davon waren 12,5 % den Hainsimsen-Buchenwäldern (Luzulo-Fagenion) zuzurechnen, 9,6 % den Waldmeister-buchenwäldern (Galio odorati-Fagenion) und 0,3 % den trockenen Kalkbuchenwäldern (Cephalanthero-Fagenion). Naturnahe Waldgesellschaften der montanen Stufe machten 5,6 % aus. Hierzu wurden montane Ausprägungen der Buchenwälder (Galio odorati-Fagenion, 1,8 %), bodensaure Tannen/Fichtenmischwälder (Vaccinio-Abietenion, 1,4 %), bodensaure Fichtenwälder (Vaccinio-Piceenion, 2,2 %) sowie die Karbonat-Fichtenwälder der Alpen (Vaccinio-Piceenion auf Kalkstandorten, 0,2 %) gezählt. Eichen-Hainbuchenwälder (Carpinion, incl. feuchter Ausprägung) und bodensaure Eichenwälder (Quercenion robori-petraeae, incl. feuchter Ausprägung) sind an 4,0 %, bzw. 3,6 % der BZE-Punkte anzutreffen. Bodensaure, zwergstrauchreiche Kiefernwälder (Dicrano-Pinion) nahmen 2,2 % der BZE-Punkte ein. Auen- und Sumpfwälder (Salicion albae, Alno-Ulmion) hatten einen Anteil von 1,3 %, Moorwälder (Betulion pubescentis) 1,2 % und

Bruchwälder (Alnion glutinosae) 0,9 %. Weitere sehr selten angetroffene Waldgesellschaften waren Schneeheide-Kiefernwälder (Erico-Pinion) sowie Hang- und Schluchtwälder (Tilio-Acerion) mit 0,4 % bzw. 0,2 %. An 0,9 % der BZE-Punkte wurden Schlagfluren aufgenommen.

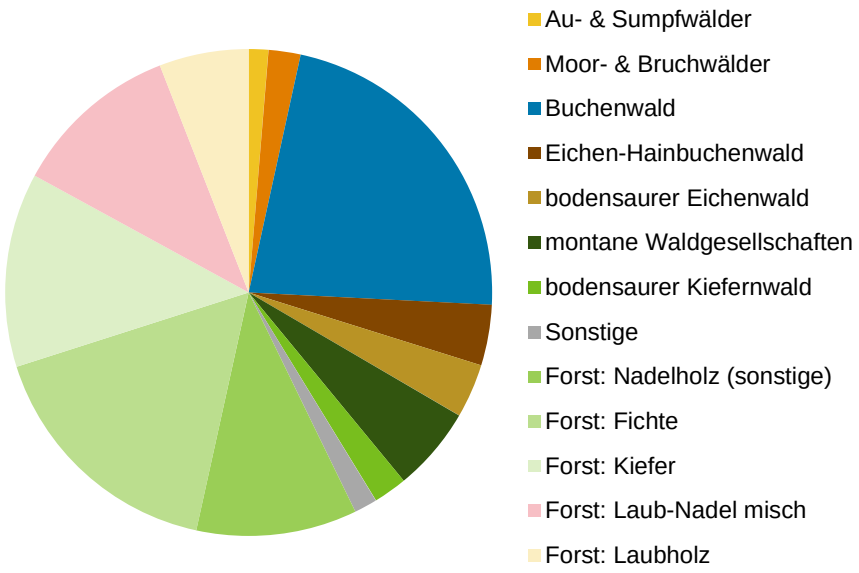


Abb. I-9-2: Anteile vorkommender Waldgesellschaften an den 1838 BZE – Aufnahmepunkten, zur pflanzensoziologischen Eingruppierung siehe Kapitel 9.2.2 und Tab. I-9-1.

Unter den Forsten nahmen Fichtenforste mit 16,6 %, gefolgt von Kiefernforsten mit 12,7 %, die größten Anteile ein. Die übrigen Nadelholzforste hatten insgesamt einen Anteil von 10,7 %. Misch-und Laubholzforste hatten Anteile von 11,1 % bzw. 5,9 %.

9.2.3 Artenreichtum, Gefährdung, Schutzstatus und Waldbindung

Artenreichtum

Im Mittel finden sich 20 ± 1 (Median = 17) Gefäßpflanzensippen pro Aufnahme. Die Anzahl der Gefäßpflanzensippen ist mit über 40 Arten im Tilio-Acerion und im auf Kalkstandorten stockenden Vaccinio-Piceenion am höchsten (Abb. I-9-3). Über 30 Arten sind im Mittel in der montanen Ausprägung des Galio odorati-Fagenion, im Erico-Pinion und in den Schlagfluren zu finden. Zwischen 20 und 30 Arten liegen u.a. in den Aufnahmen von Fichtenforsten, des Galio odorati-Fagenion, des Cephalanthero-Fagenion und des Carpinion vor. Die niedrigsten Artenzahlen finden sich im Kiefernforst, im Vaccinio-Abietenion und im Dicrano-Pinion, sowie im Luzulo-Fagenion und im Vaccinio-Piceenion. Im paarweisen Vergleich unterscheiden sich die Artenzahlen (Bonferroni t-Test, log-transf., $p < 0{,}05$) unter anderem signifikant zwischen dem Luzulo-Fagenion und Kiefernbestände basenarmer Standorte, dem Luzulo-Fagenion und dem Galio odorati-Fagenion, Kiefernbestände basenarmer Standorte und dem Quercenion

robori-petraeae. Dagegen unterscheiden sich die Artenzahlen zwischen natürlichen Buchenwaldgesellschaften und Forsten entsprechender Standorte nicht.

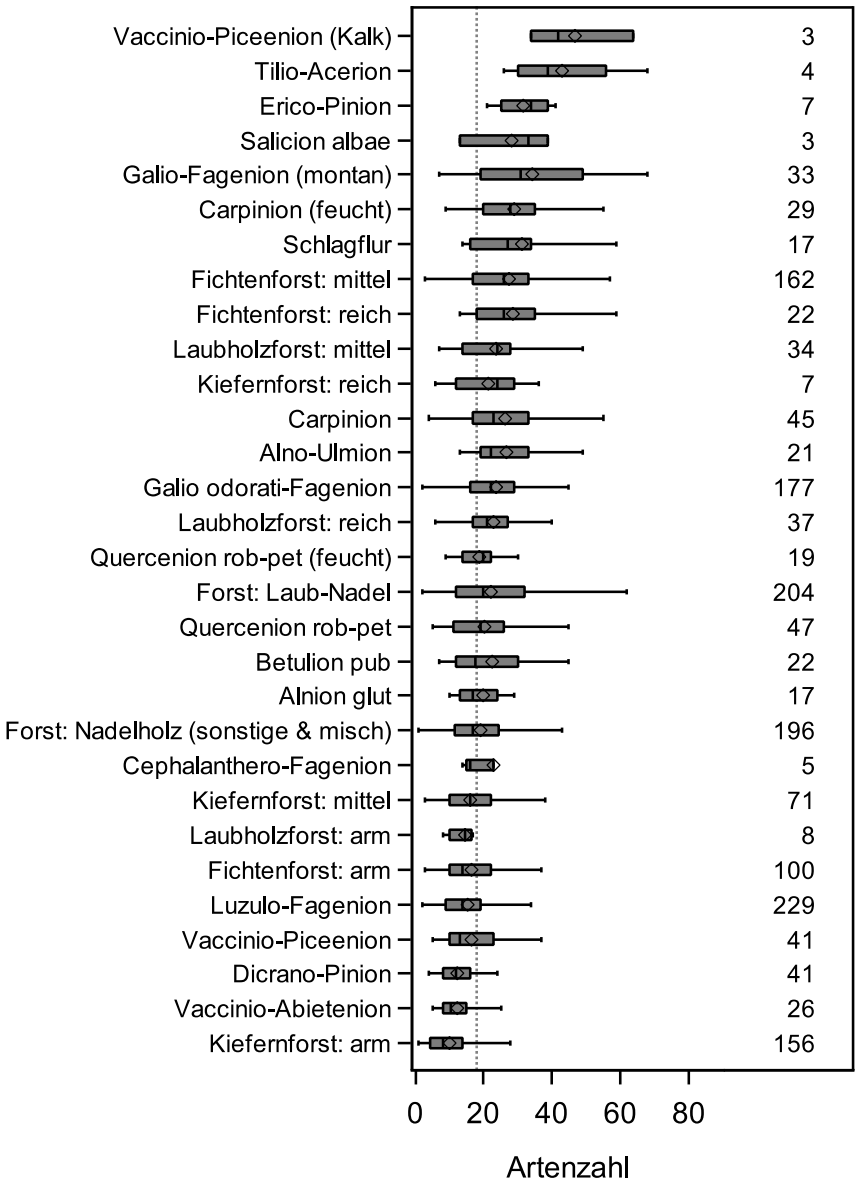


Abb. I-9-3: Artenzahl (Gefäßpflanzen) in den verschiedenen Waldgesellschaften , zur pflanzensoziologischen Eingruppierung siehe Kapitel 9.2.2 und Tab. I-9-1, Zahlenangaben = Aufnahmen pro Waldgesellschaft, ‴ = Median.

Insgesamt zeichnet sich ein positiver Zusammenhang zwischen Artenreichtum und Bodenreaktion bzw. Nährstoffangebot ab, der am Beispiel des C/N-Verhältnisses über den Gesamtdatensatz getestet allerdings schwach, aber signifikant, ausfällt ($R^2 = 0{,}12$, $p < 0{,}001$). Um die Beziehung der Artenzahl der Gefäßpflanzen zu den Standortsbedingungen systematischer zu untersuchen, wurden zunächst Umweltvariablen ausgesucht, von denen angenommen wurde, dass sie einen Einfluss auf das Pflanzenwachstum haben. Dies waren die bodenchemischen Größen

C/N-Verhältnis (0-5 cm Tiefe), pH-Wert (0-5 cm Tiefe), Basensättigung (10-30 cm Tiefe) sowie der Vorrat des Auflagehumus und den aus organischer Auflage und Mineralboden (0-10 cm Tiefe) aufsummierten Vorräten an C, N, P, K, Mg und Ca. Die Tiefenstufe 10-30 cm bei der Basensättigung wurde gewählt, weil Voruntersuchungen ergaben, dass hier die Unterschiede am stärksten ausgeprägt sind. Außerdem wurden die langjährigen Mittel klimatischer Einflussgrößen (Temperatur, Niederschlag, Evapotranspiration) und die nutzbare Feldkapazität ausgewählt. Mit den genannten Prädiktoren wurde eine Hauptkomponentenanalyse durchgeführt. Dabei erreichten fünf Hauptkomponenten einen Eigenwert > 1. Diese Hauptkomponenten gingen als Prädiktoren in einem additiven Modell (Proc Gam, SAS 9.4) gegen die Artenzahl ein. Ein additives Modell wurde genutzt um eine nicht-lineare Beziehung mit einer kubischen Spline der 1. Hauptkomponente zuzulassen. Das Ergebnis zeigte, dass die 1., die 3. und die 5. Hauptkomponente einen signifikanten positiven Einfluss auf die Artenzahl hatte. Dabei zeichnete sich die 1. Hauptkomponente besonders durch eine hohe Ladung des C/N-Verhältnisses (-), des Calcium (Ca)-Vorrats (+), des pH-Werts (+) und der Basensättigung (+) aus. Die nicht-lineare Komponente war dabei ebenfalls signifikant. An der 3. Hauptkomponente hatten die drei klimatischen Eingangsgrößen mittlere Jahrestemperatur (-), Niederschlag (+) und Evapotranspiration (+) die höchste Ladung. Die 5. Hauptkomponente zeichnete sich durch eine hohe Ladung der Phosphor (P)-Vorräte (+) aus. Eine Korrelation von Modell- mit den Messwerten ergab ein R^2 von 0,24.

Gefährdung und Schutzstatus

Die Gesamtzahl der gefundenen Arten, die nach BArtSchV geschützt sind, ist in der montanen Ausprägung des Galio odorati-Fagenion mit 24, in den übrigen Galio odorati-Fagenion-Wäldern mit 20 und in den mesotrophen Fichtenforsten mit 19 am höchsten. Zwischen 1-2 geschützte Arten finden sich im Mittel im Galio odorati-Fagenion montaner Standorte sowie in den nach §30 des Gesetzes über Naturschutz und Landschaftspflege (Bundesnaturschutzgesetz - BNatSchG) besonders geschützten Gesellschaften Cephalanthero-Fagenion, Erico-Pinion, Salicion albae und Tilio-Acerion. Weiterhin finden sich in Nadelholzforsten und Laubholz-/Nadelholz-Mischforsten auf jeweils basenbeeinflussten Standorten im Mittel 0,5-1 geschützte Pflanzenarten. Ein ähnliches Bild ergibt sich bei Betrachtung der durchschnittlichen Anzahl der nach den Roten Listen der Länder gefährdeten Gefäßpflanzen. Dabei wurden die Gefährdungskategorien zusammengefasst, die Kategorie „V“ (Vorwarnliste) ausgelassen und die Baumarten *Abies alba*, *Picea abies* und *Pinus sylvestris* ausgeschlossen, weil vermutet wurde, dass ihre Bestände oft durch Pflanzung begründet werden. Die Ergebnisse zeigen, dass an 90 % der BZE-Punkte keine gefährdete Gefäßpflanze wächst (Abb. I-9-4). Zwischen 0,5-1 gefährdete Arten finden sich im Mittel in den Gesellschaften des Galio odorati-Fagenion montaner Standorte, des Cephalanthero-Fagenion, des Tilio-Acerion, des Alnion glutinosae, des Salicion albae und des Betulion pubescentis. Von den Forsten befinden sich nur Kiefernwälder basenbeeinflusster Standorte darunter. In Erico-Pinion-Wäldern findet sich im Mittel mehr als eine gefährdete Art.

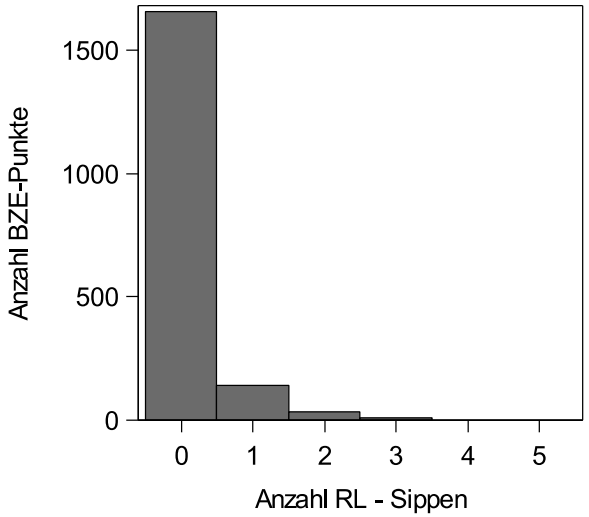


Abb. I-9-4: Anzahl der gefährdeten Gefäßpflanzen (ohne Vorwarnstufe) auf den BZE-Punkten.

Waldbindung

Der Anteil der vorwiegend an geschlossenen Wald gebundenen Gefäßpflanzen-Sippen (Kategorie 1.1) ist im Galio odorati-Fagenion mit 55 % am höchsten und im Kiefernforst bzw. im Dicrano-Pinion mit 12 % bzw. 13 % am niedrigsten. Dabei wurden jeweils nur Flächen berücksichtigt, bei denen mehr als drei Arten in der Krautschicht aufgenommen wurden. Insgesamt weisen reichere Standorte (Mull-Buchenwälder, Eichen-Hainbuchenwälder) einen höheren Anteil der Kategorie 1.1 auf als ärmere Standorte (Hainsimsen-Buchenwälder, bodensaure Eichenwälder). Moor-, Bruch- und Auenwälder haben ebenfalls einen geringeren Anteil. Auch zwischen dem Galio odorati-Fagenion und dem Luzulo-Fagenion unterscheiden sich die Anteile der Kategorie 1.1 mit 55 % zu 39 % signifikant (Bonferroni t-Test, $p < 0{,}005$). Der Zusammenhang zur Nährstoffausstattung lässt sich auch an der Beziehung des Anteils der vorwiegend an geschlossenem Wald gebundenen Sippen (Kategorie 1.1) zum C/N-Verhältnis (Tiefenstufe 0-5 cm) ablesen. Über den gesamten Datensatz ergibt sich ein schwacher, aber signifikanter, negativer Zusammenhang ($R^2 = 0{,}20$, $p < 0{,}001$; nur Böden ohne Hydromorphiemerkmale (s.u.): $R^2 = 0{,}25$). Umgekehrt kommt es bei einer Zunahme des C/N-Verhältnisses zu einer Zunahme des Anteils von Arten die „sowohl im Wald wie auch im Offenland“ (Kategorie 2.1) verbreitet sind ($R^2 = 0{,}24$, $p < 0{,}001$; nur Böden ohne Hydromorphiemerkmale (s.u.): $R^2 = 0{,}27$). Entsprechend haben Galio odorati-Fagenion-Wälder mit 32 % den geringsten Anteil an Arten der Kategorie 2.1 und Kiefernbestände (Dicrano-Pinion mit 79 %; Kiefernforste mit 71 %) den höchsten Anteil. Um den Einfluss der Standortsbedingungen systematischer zu untersuchen, wurden die Ergebnisse der Hauptkomponentenanalyse (s.o.) genutzt. Die fünf Hauptkomponenten gingen als Prädiktoren in einer Poisson-Regression gegen die Anzahl der Arten der Kategorie 1.1 ein. Da die Ergebnisse ergaben, dass eine Überdispersion wahrscheinlich ist, wurde eine generalisierte Poisson-Regression durchgeführt (Proc Glimmix, SAS 9.4). Es zeigt sich, dass die ersten fünf Hauptkomponenten einen signifikanten Einfluss auf die Anzahl der Arten der Kategorie 1.1 haben. Dabei zeichnet sich die 1. Hauptkomponente besonders durch eine hohe Ladung des

C/N-Verhältnisses, des Ca-Vorrats, des pH-Werts und der Basensättigung aus. Die zweite Hauptkomponente wird von Humus-, Kohlen- und Stickstoff (N)-Vorräten bestimmt und hat einen negativen partiellen Einfluss auf die Artenzahl. Die dritte, hauptsächlich von Klimavariablen gebildete Hauptkomponente hat einen positiven Einfluss. An ihr haben die drei klimatischen Eingangsgrößen Temperatur (-), Niederschlag (+) und Evapotranspiration (+) die höchste Ladung. Die vierte Hauptkomponente, auf die vor allem die nutzbare Feldkapazität lädt, hat ebenfalls einen positiven Einfluss auf die Anzahl der Kategorie 1.1 Arten. Die fünfte Hauptkomponente hat einen negativen Einfluss auf die Artenzahl. An ihr haben die P-Vorräte eine hohe Ladung. Die Korrelation der Messwerte mit den von dem statistischen Modell vorhergesagten Werten ergab ein R^2 von 0,35.

In Fichtenwäldern findet sich mit 13 ± 1 % ein gegenüber anderen Waldgesellschaften höherer Anteil an Arten der Kategorie 1.2. Bei den Kategorien 1.2, 2.2 und bei keiner Kategorie zugehörigen Arten zeigen sich ansonsten keine besonderen Muster. Eine Ausnahme stellen diesbezüglich die Schlagfluren dar. Diese weisen jeweils den höchsten Anteil an Arten der genannten Kategorien auf.

Einfluss von Stoffeinträgen

Weiterhin wurde getestet, ob die N-Deposition einen Einfluss auf den Anteil der Arten der Kategorie 1.2, sowie auf den Anteil an Arten mit dem Ellenberg N-Zeigerwert ≥ 7 hat. Dies wurde für jede Waldgesellschaft einzeln untersucht. Die N-Deposition wurde dabei nicht direkt als erklärende Größe genommen, sondern die Differenz aus Deposition und Aufnahmekapazität des Ökosystems. Letztere Größe ergibt sich bei der Berechnung der kritischen Belastungsgrenzen für eutrophierenden N (Kap. 5). Die kritischen Belastungsgrenzen wurden dabei nicht als empirische Critical Loads ermittelt, sondern aus dem SMB-Ansatz abgeleitet. Dabei zeigt sich, dass die Anzahl und der Anteil der eutraphenten Arten in den montanen Fichtenwäldern des Vaccinio-Piceenion (ohne Kalk-Fichtenwälder) (Abb. I-9-5) bei Überschreitung der kritischen Belastungsgrenzen ebenso steigt, wie der Anteil der Arten der Waldsäume und -lichtungen. Bei allen anderen Waldgesellschaften findet sich allerdings kein signifikanter Zusammenhang ($p > 0,05$).

Der Einfluss der Kalkung wurde am Beispiel des Luzulo Fagenion und der Fichtenforste auf Braunerden aus bodensauren Festgesteinen untersucht. Die Auswahl wurde zum einen getroffen, um einen möglichst homogenen Datensatz zu erhalten und zum anderen kamen in beiden Gruppen gekalkte und nicht gekalkte Flächen in größerer Zahl vor. Ferner wurden BZE-Punkte aus Bundesländern, in denen nicht oder nur in Ausnahmefällen gekalkt wird, nicht berücksichtigt. Die Anzahl an Gefäßpflanzen ist in den Fichtenforsten insgesamt höher als im Luzulo-Fagenion. In beiden Gruppen haben gekalkte Flächen jeweils höhere Artenzahlen als nicht gekalkte Flächen (Wilcoxon-Test, $p < 0,05$). Fichtenforste haben auf gekalkten Flächen im Mittel fünf Arten mehr als auf ungekalkten. Im Luzulo-Fagenion finden sich auf gekalkten Flächen drei Arten mehr. Die Anzahl von Gefäßpflanzen mit den Ellenberg N-Zeigerwerten 7-9 ist in beiden Gruppen ebenfalls bei den gekalkten Flächen höher: um zwei Arten bei Fichtenforsten und um eine Art im Luzulo-Fagenion (Wilcoxon-Test, $p < 0,05$). Bei der Anzahl an Gefäßpflanzen mit den Ellenberg

N-Zeigerwerten 1-3 ergeben sich keine Unterschiede. Bei den Säurezeigern (Ellenberg R-Zeigerwerte 1-3) gibt es ebenfalls keine Unterschiede. Demgegenüber ist die Anzahl der Arten mit Ellenberg R-Zeigerwerten zwischen 7-9 in Fichtenforsten auf gekalkten Flächen im Mittel um eine Art höher als auf ungekalkten (Wilcoxon-Test, $p < 0{,}05$). Auch die Anzahl der Arten der Waldsäume und -lichtungen (Waldbindungs-Kategorie 1.2., Abb. I-9-6) ist in beiden Gruppen in gekalkten Flächen jeweils um eine Art höher als in nicht gekalkten Flächen (Wilcoxon-Test, $p < 0{,}05$). Bei Arten der Kategorie 1.1 ergeben sich dagegen keine Unterschiede.

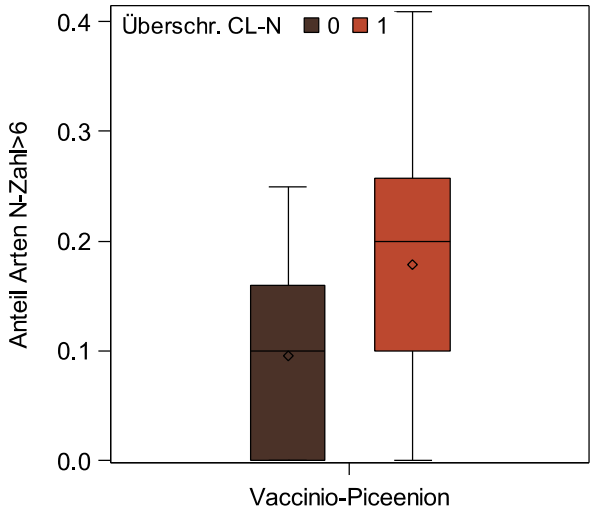


Abb. I-9-5: Anteil eutraphenter Arten (Ellenberg N-Zahl ≥ 7) und Überschreitung der Critical Loads in montanen Fichtenwäldern des Vaccinio-Piceenion (ohne Kalk-Fichtenwälder).

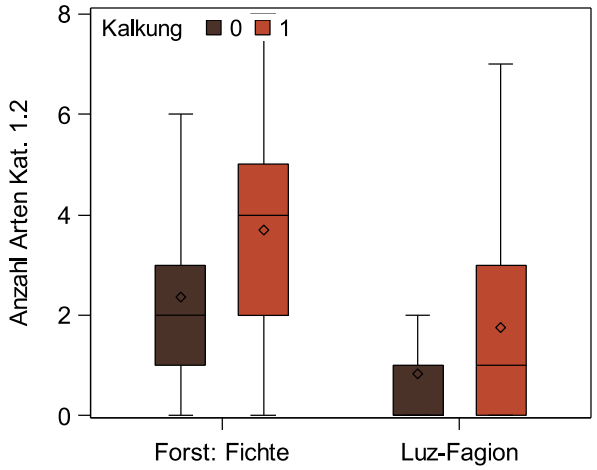


Abb. I-9-6: Vergleich der Anzahl der Gefäßpflanzenarten der Waldsäume und -lichtungen (Waldbindungskategorie 1.2) zwischen gekalkten und nicht-gekalkten Fichtenforsten und Hainsimsen-Buchenwälder, jeweils auf Braunerden aus basenarmen Festgesteinen.

Diskussion

Der Zusammenhang von Trophie und dem Grad der Waldbindung (Waldbindungskategorien 1.1 und 2.1) wird über den Gesamtdatenbestand vermutlich im Wesentlichen durch den Lichteinfall durch das Kronendach verursacht (Ewald 2008). Bei steigender Nährstoffversorgung werden die Kronen entlang des Gradienten Kiefer/Eiche zu Fichte/Buche dichter und der Lichteinfall auf den Waldboden ist geringer. Arten der Kategorie 1.1 sind vorwiegend Schattenpflanzen oder Halbschattenpflanzen (Schmidt *et al.* 2011), wie auch eine Regression zwischen dem Anteil von Kategorie 1.1 und der mittleren Licht-Zahl nach Ellenberg zeigt ($R^2 = 0{,}72$, $p < 0{,}001$). Einen gegenüber anderen Umweltfaktoren dominierenden Einfluss der Kronendichte auf die Zusammensetzung der Bodenvegetation konnten Verheyen *et al.* (2012) und Bernhardt-Römermann *et al.* (2015) aufzeigen. Neben den durch die Lichtverhältnisse vermittelten Effekten gibt es aber auch direkte Effekte der Trophie und des Grades der Waldbindung. Dies wird durch die Unterschiede zwischen den Buchenwaldgesellschaften (Luzulo-Fagenion und Galio odorati-Fagenion) angezeigt, bei denen angenommen werden kann, dass sich die Lichtverhältnisse nicht unterscheiden.

Die gefundene Tendenz der Zunahme des Artenreichtums mit den Nährstoffvorräten und pH-Werten der Böden bestätigt vorangegangene Untersuchungen zu nord- (Pärtel *et al.* 2004) und mitteleuropäischen Wäldern (Ewald 2003, Schuster & Diekmann 2003, Seidling 2005). Diese beruht vor allem auf dem Reichtum an kalkholden Arten (Ewald 2003). Zu beachten ist, dass die tatsächliche Nährstoffversorgung der Pflanzen bei steigenden pH-Werten nicht unbedingt mit dem Nährstoffvorrat korreliert, da sich Bindungsformen oder Oxidationsstufen der Nährelemente ändern können.

Im Gegensatz zu anderen Organismengruppen ist die Artenzahl an Gefäßpflanzen in bewirtschafteten Wäldern nicht niedriger als in unbewirtschafteten Naturwäldern (Paillet *et al.* 2010). Die Naturnähe des Waldes ist in Mitteleuropa somit kein Faktor, der den Artenreichtum an Gefäßpflanzen erhöht. Ein Maß für die Naturnähe der BZE-Standorte ist die Zusammensetzung der Baumschicht. In unserer Untersuchung zeigt sich ebenfalls die (nicht signifikante) Tendenz zu einer höheren Artenzahl in Fichtenforsten gegenüber Buchenwäldern. Auch Zerbe (1993) fand in Fichtenforsten eine höhere Anzahl an Gefäßpflanzen als in Buchenwäldern vergleichbarer Standorte. Weiterhin unterscheidet sich das Artenspektrum hinsichtlich ihrer Waldbindung zwischen diesen Waldgesellschaften. Beim Vergleich mesotropher Fichtenforste mit WaldmeisterBuchenwäldern zeigt sich, dass letztere Gruppe einen höheren Anteil an Arten mit einer engen Bindung an den geschlossenen Wald aufweist, in den Fichtenforsten dagegen Arten der Waldsäume und -lichtungen vermehrt auftreten. Als mögliche Ursachen für ein vermehrtes Auftreten von Schlagflurarten in Fichtenforsten wurden von Härdtle *et al.* (2004) häufigere Störungen durch intensivere Pflegemaßnahmen wie Kalkung oder höhere N-Einträge vermutet. Auch Boch *et al.* (2013) führten höhere Artenzahlen in Wirtschaftswäldern gegenüber ungenutzten Wäldern auf Bewirtschaftungsmaßnahmen zurück. Ein vermehrtes Auftreten von N- und Störzeigern auf gekalkten Flächen wurde bereits von Kraft *et al.* (2003) in Nadelbeständen des Schwarzwaldes nachgewiesen. Bezüglich der N-Einträge konnten Dirnböck *et al.* (2014) zeigen,

dass bei Überschreitung kritischer Belastungsgrenzen durch die N-Deposition die Einwanderung von Nitrophyten begünstigt wird. Ein Zusammenhang von N-Belastung und Zusammensetzung der Krautschicht zeichnet sich im BZE-Datensatz nur für die Aufnahmen des Vaccinio-Piceenion ab. Hier nehmen sowohl die Anzahl der Nitrophyten als auch die der Arten der Waldsäume und -lichtungen mit der Differenz aus N-Deposition und N-Aufnahmekapazität der Waldökosysteme zu. Der Effekt auf montane Fichtenwälder erklärt sich daraus, dass der N-Eintrag durch die hohen Niederschläge im montanen Bereich relativ hoch ist, die N-Aufnahmekapazität des Baumbestands aufgrund der niedrigen Temperaturen dagegen eher gering. Weiterhin wurde im Gegensatz zu der Arbeit von Dirnböck *et al.* (2014) die Deposition an den BZE-Punkten nicht direkt gemessen, sondern als Hintergrundbelastung modelliert. Es kann angenommen werden, dass im montanen Bereich die modellierte Hintergrundbelastung eher der tatsächlichen Deposition entspricht, da hier die Wahrscheinlichkeit des Einflusses lokaler Emittenten geringer ist als im Tiefland. Auch wenn es eine relativ gute Korrelation zwischen gemessenen und modellierten Werten der N-Deposition gibt (Schaap *et al.* 2015), kann doch angenommen werden, dass die aus der Verwendung modellierter Werte resultierenden Unsicherheiten das Erkennen von Zusammenhängen zwischen modellierter Deposition und Vegetationsausprägung erschweren. Dies sollte auch bei der Interpretation von Ergebnissen berücksichtigt werden, die keinen direkten Effekt der N-Deposition auf Änderungen der Bodenvegetation finden (Bernhardt-Römermann *et al.* 2015, Verheyen *et al.* 2012). Es überrascht, dass sich in anderen montanen Waldgesellschaften im Gegensatz zum Vaccinio-Piceenion keine Auswirkung des N-Eintrags auf die Bodenvegetation zeigt. (Ewald *et al.* 2011) zeigten, dass in benachbarten montanen Waldgesellschaften das Auftreten von Arten der Waldsäume und -lichtungen verbreiteter ist als im Vaccinio-Piceenion. Daher kann vermutet werden, dass dort der Einfluss der Deposition auf deren Vorkommen durch andere Umwelteinflüsse überlagert wird.

9.3 Einfluss der Umwelt auf die Verteilung der Arten

Welches sind die hauptsächlichen Gradienten in der Artenzusammensetzung von Wäldern in Deutschland und durch welche Umweltvariablen lassen sie sich erklären? Die Antworten auf diese Fragen sind essentiell, um die Prozesse, die die Zusammensetzung der Pflanzendecke steuern, zu erkennen, ihre Vielfalt zu erhalten und ihren Informationsgehalt für die Bioindikation von Standorteigenschaften und Ökosystemleistungen zu nutzen. Die BZE II bietet die einzigartige Möglichkeit diese Fragen auf der Basis einer repräsentativen, statistisch fundierten Datenerhebung zu beantworten. Daraus leitet sich ab: Welche „driving forces“ (Klima, Luftverschmutzung) gefährden und verändern unsere Wälder? Methoden der multivariaten statistischen Ordination (z.B. Korrespondenzanalyse) ergänzen die Einteilung der Vegetation in Typen. Sie analysieren den Zusammenhang von Vegetation und Standort.

9.3.1 Datenvorverarbeitung

Zur Verwaltung der Daten wurde die Vegetationsdatenbank WeiVegBase (Fischer *et al.* 2014) eingesetzt. Die Analyse der Daten erfolgte mit dem Statistik Packet R (R Development Core Team 2015) und dem Zusatzmodul vegan (Oksanen *et al.* 2011) und corrplot (Wei & Simko 2016). Da die Kleinarten von den Kartierteams mit unterschiedlicher Genauigkeit bestimmt worden waren, wurden sie für alle multivariaten Auswertungen auf Basis der Referenzliste GermanSL (Jansen & Dengler 2008) zu Aggregaten zusammengefasst.

Auswahl der Schichten

Die Artzusammensetzung der Baumschicht spiegelt oft mehr die forstliche Nutzung als die Standortverhältnisse wider. Moose wurden nicht in allen Bundesländern mit Mengenangaben erhoben. Deshalb blieben Baum- und Moosschicht bei der Auswertung unberücksichtigt. Die multivariate statistische Analyse der Vegetationsdaten konzentriert sich auf die Kraut- und Strauchschicht.

Transformation der Vegetationsdaten

Die Vegetationsdaten (Deckungsanteile der einzelnen Pflanzenarten in den Probeflächen) wurden von verschiedenen Bearbeitern durch visuelle Schätzung erhoben. Verschiedene Bearbeiter liefern bekanntermaßen individuelle Schätz-Charakteristiken. Zudem sind die Werte statistisch gesehen extrem schief verteilt (Schiefe = 5,1). Aus diesen Gründen ist es unumgänglich die Deckungswerte für multivariate Analysen zu transformieren. Hier fand die Gewichtung der Deckungen nach Pudlatz (1975) mit einer Potenz von 2×10^{-11}Anwendung, welcher einer Präsenz-Absenz-Transformation sehr nahe kommt.

Maskieren von Arten mit geringer Stetigkeit

Bei der Korrespondenzanalyse ist das Gewicht einer einzelnen Art in der Analyse proportional zur Summe ihrer Deckungswerte. Nach Pudlatz- oder Präsenz-Absenz-Transformationen entspricht die Summe der Deckungswerte näherungsweise der Stetigkeit der Art (ter Braak & Šmilauer 2002). Arten mit geringer Stetigkeit tragen daher kaum zur Ähnlichkeitsstruktur bei. Sie beinhalten in der Summe aber ein beträchtliches Rauschen, das die eigentlichen Strukturen in den Daten überdecken kann. Arten mit geringer Stetigkeit sollten daher von den multivariaten Analysen ausgeschlossen werden. Arten mit einer Stetigkeit von weniger als 1 % wurden deshalb für die Analysen maskiert.

9.3.2 Voruntersuchungen zur Struktur der Vegetationsdaten

DCA zur Bestimmung der Gradientenlänge

Zur Ordination von Vegetationsdaten werden je nach Länge des analysierten Gradienten zwei statistische Modelle eingesetzt (ter Braak 1987): Das lineare Modell (Hauptkomponentenanalyse)

und das unimodale Modell (Korrespondenzanalyse). Die Gradientenlänge wurde mit einer „Trendbereinigten Korrespondenzanalyse“ (detrended correspondance analysis, DCA) bestimmt. Der BZE II-Datensatz hat eine Gradientenlänge von 4,7. Diese überschreitet weit den Grenzwert von 2,0. Deshalb ist die Korrespondenzanalyse die geeignete Methode (ter Braak 1987).

Outlier-Analyse

Bei Ausreißern handelt es sich um Beobachtungen, die den generellen Trend in den Daten völlig verfälschen können. Sie müssten also – wenn solche Ausreißer vorhanden wären – aus der Analyse ausgeschlossen werden. Die Korrespondenzanalyse ist ein sensibles Instrument zur Identifikation von Ausreißern im Datensatz (Wildi 1989). Arten mit geringer Stetigkeit wurden niedrig gewichtet („downweighting of rare species“, (ter Braak & Šmilauer 2002)).

Das Ergebnis der Korrespondenzanalyse wird graphisch in einem Streuungsdiagramm der Aufnahmen und Arten dargestellt. Die einzelnen Probepunkte sind so angeordnet, dass die Abstände zwischen den Punkten ihre Ähnlichkeit bezüglich der Artenzusammensetzung darstellen (Abb. I-9-7). Ausreißer wären in diesem Streuungsdiagramm als weit abseits von der Majorität der Probepunkte gelegene Extreme erkenntlich. Solche sind in diesem Diagramm jedoch nicht vorhanden, störende Ausreißer müssen also nicht eliminiert werden. Im Streuungsdiagramm der Arten (Abb. I-9-8) liegen Arten, die gemeinsam vorkommen, nahe beieinander. Die regelmäßige Verteilung der Arten weist ebenfalls auf eine Stichprobe, die frei von Ausreißern ist, hin.

Mit dem Streuungsdiagramm der Aufnahmen korrespondiert das Streuungsdiagramm der Arten (Abb. I-9-8). Werden kleine Datensätze bearbeitet, können beide Diagramme als „Biplot“ in einem Diagramm dargestellt werden. Die Pflanzenarten stehen dann im Zentrum der Vegetationsaufnahmen, in denen sie vorkommen. Bei großen Datensätzen erstellt man aus Gründen der besseren Lesbarkeit aber besser separate Grafiken. Für die Interpretation legt man sie gedanklich übereinander.

Die Eigenwerte beschreiben die relative Bedeutung der einzelnen Achsen (Gradienten). Die Korrespondenzanalyse der BZE II-Vegetationsdaten ergab Eigenwerte auf den ersten vier Achsen von 0,38, 0,20, 0,17 und 0,15. Da 0,38 deutlich größer als die folgenden Eigenwerte ist, hat der Vegetationsdatensatz der BZE II einen dominierenden Gradienten. Es zeigt sich: die erste Achse (der Hauptgradient) ist auf der linken Seite gekennzeichnet von Arten, die eine gute Nährstoffversorgung und einen relativ hohen pH-Wert anzeigen wie z.B. Waldmeister (*Galium odoratum*, GALUODOH), Naturverjüngung der Esche (*Fraxinus excelsior*, FRAXEXCH) oder das Bingelkraut (*Mercurialis perennis*, MERC#PEH). Auf der rechten Seite des Diagramms finden sich dagegen Arten, die auf saurere, nährstoffarme Verhältnisse hindeuten, wie die Blaubeere (*Vaccinium mytrillus*, VACIMYRH), die Draht-Schmiele (*Deschampsia flexuosa*, DESCFLEH) oder Naturverjüngung der Birke (*Betula alba* agg., BETU#ALH & BETU#ALS).

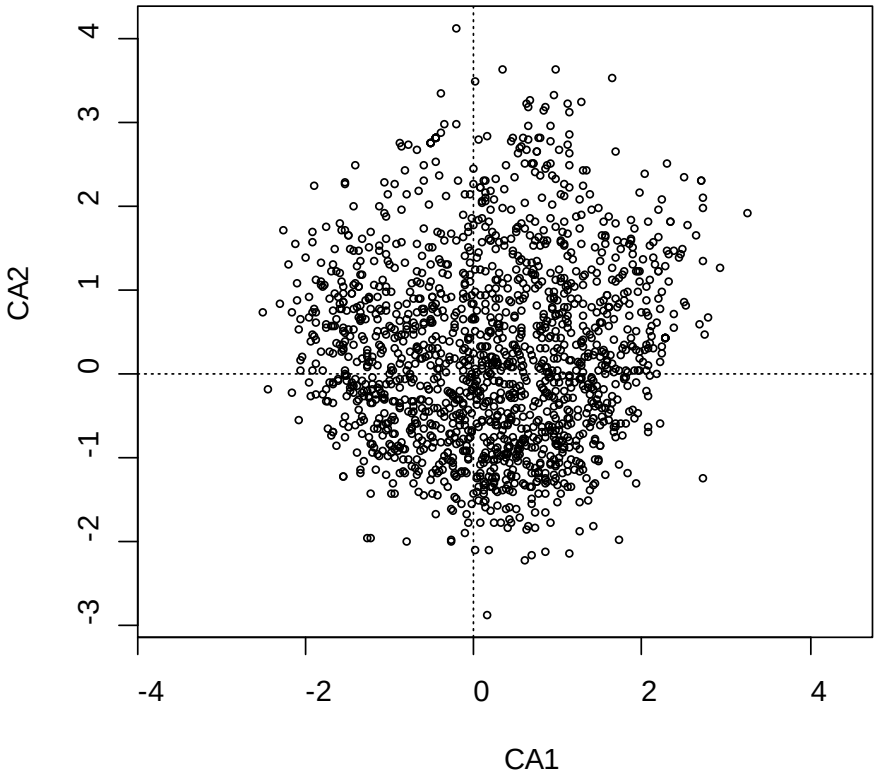


Abb. I-9-7: Streuungsdiagramm der Aufnahmen (Korrespondenzanalyse).

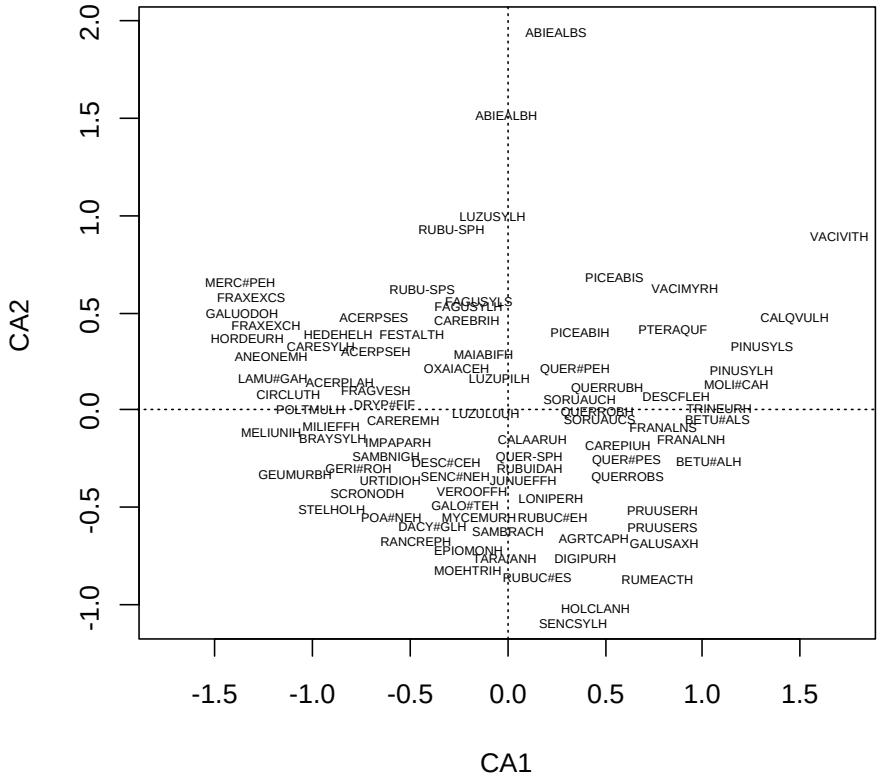


Abb. I-9-8: Streuungsdiagramm der Arten (Korrespondenzanalyse); (nur die Arten mit dem höchsten Gewicht).

9.3.3 Untersuchung der Art-Umweltbeziehung mittels kanonischer Korrespondenzanalyse (CCA)

Die Korrespondenzanalyse in Kapitel 9.3.2 zeigt, dass ein starker Gradient die Vegetation der Wälder beeinflusst. Jetzt stellt sich die Frage: Welche der gemessenen Umweltvariablen beeinflussen am stärksten die floristische Struktur unserer Wälder? Diese Frage kann mit der kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) beantwortet werden. Das ist die Erweiterung der einfachen Korrespondenzanalyse um eine multiple Regression (ter Braak & Šmilauer 2002). Die kanonische Korrespondenzanalyse analysiert die Datenmatrix der Pflanzenarten gleichzeitig mit der Matrix der Umweltvariablen.

Verfügbare Umweltvariablen

Für die Analysen wurden folgende Umweltvariablen auf ihr Potenzial, die Vegetationszusammensetzung zu erklären, getestet: der pH (Mittelwert der verschiedenen Tiefenstufen) gemessen in $CaCl_2$- und KCl-Lösung sowie in wässriger Suspension und die Bodenparameter (Vorrat im Gesamtprofil) organischer Kohlenstoff (C_{org}), Karbonat (C_{co3}), Gesamt-N (N_{ges}), Kohlenstoff-Stickstoff-Verhältnis (C/N), austauschbares Calcium (Ca), Kalium (K), Magnesium (Mg), Natrium (Na), Aluminium (Al), Mangan (Mn), Protonen (H^+), Eisen (Fe), die Kationenaustauschkapazität (KAK), die Basensättigung (BS) sowie der Gesamt-P-Vorrat bis 10 cm Tiefe (as_P) und das Kohlenstoff-Phosphor-Verhältnis (C/P). Ferner wurden die klimatischen Parameter mittlere Jahrestemperatur (Temp) und mittlere, jährliche Niederschlagsummen (Nied) sowie die Höhe (Altitude) genutzt. Von den zur Verfügung stehenden Klimadaten (1961 bis 2010) wurden Mittelwerte der letzten 30 Jahre gebildet, wie es in der Klimatologie üblich ist. Probepunkte, die fehlende Werte enthalten, mussten weggelassen werden. Das reduzierte den Stichprobenumfang auf 1701.

Überprüfung der pH-Werte

Der pH-Wert des Bodens wurde mit drei verschiedenen Methoden bestimmt: In wässriger Suspension sowie in KCl- und $CaCl_2$-Suspension. Diese drei Werte sind hochgradig korreliert, daher darf nur einer von ihnen in die Analyse einbezogen werden. Wir haben mit der Methode „Vorabauswahl der Umweltfaktoren“ („forward selection of environmental variables“) des Programms CANOCO (ter Braak & Šmilauer 2002) getestet, welche der drei Varianten die Vegetation am besten erklärt. Die Kenngröße „extra fit“ ist ein Maß für die Verbesserung des Modells durch die Hinzunahme der jeweiligen Variablen. Es zeigte sich, dass den besten „extra fit“ der pH(H_2O) mit 0,15 hat, gefolgt von pH($CaCl_2$) mit 0,14 und pH(KCl) mit 0,10. Rein formal ist die beste pH-Variante der in wässriger Suspension gemessene Wert. Der in $CaCl_2$-Suspension gemessene Wert ist aber nur geringfügig niedriger. Da der in wässriger Suspension gemessene Wert stärker von jahreszeitlichen Schwankungen beeinflusst wird, haben wir für die folgenden Analysen den in $CaCl_2$-Suspension bestimmten pH-Wert benutzt.

Bivariate Korrelationen

Für die ausgewählten Umweltvariablen wurden bivariate Korrelationen (Pearson, Irrtumswahrscheinlichkeit 1 %) gerechnet und grafisch aufbereitet, um die Beziehung der Umweltvariablen zueinander zu zeigen (Abb. I-9-9). Dabei zeigt es sich, dass die Höhe stark mit klimatischen Parametern korreliert: stark positiv mit Niederschlägen, stark negativ mit Temperatur. Weniger starke, aber signifikante negative Korrelationen bestehen mit dem C/N- Verhältnis und der nFK. Die Variablen, die die Nährstoffverhältnisse beschreiben, sind untereinander positiv und mit dem C/N-Verhältnis negativ korreliert. Besonders stark sind C_{org} und N_{ges} (0,89), der ph-Wert und die Basensättigung (0,77) miteinander korreliert.

Varianzinflationsfaktor

Der Varianzinflationsfaktor (VIF) ist ein Maß für die Kollinearität der Variablen. Liegt er bei einer Variablen über ca. 10, so sind zwei Variablen so hoch korreliert, dass die Analyse numerisch instabil wird, und eine Interpretation der Ergebnisse nicht möglich ist. In solchen Fällen muss eine der beiden Variablen aus der Analyse ausgeschlossen werden. Den höchsten VIF haben der Gesamt-N (N_{ges}) und der organisch Kohlenstoff (C_{org}). Diese Variablen sind hoch korreliert. N_{ges} wurde deshalb nicht in die Analyse einbezogen.

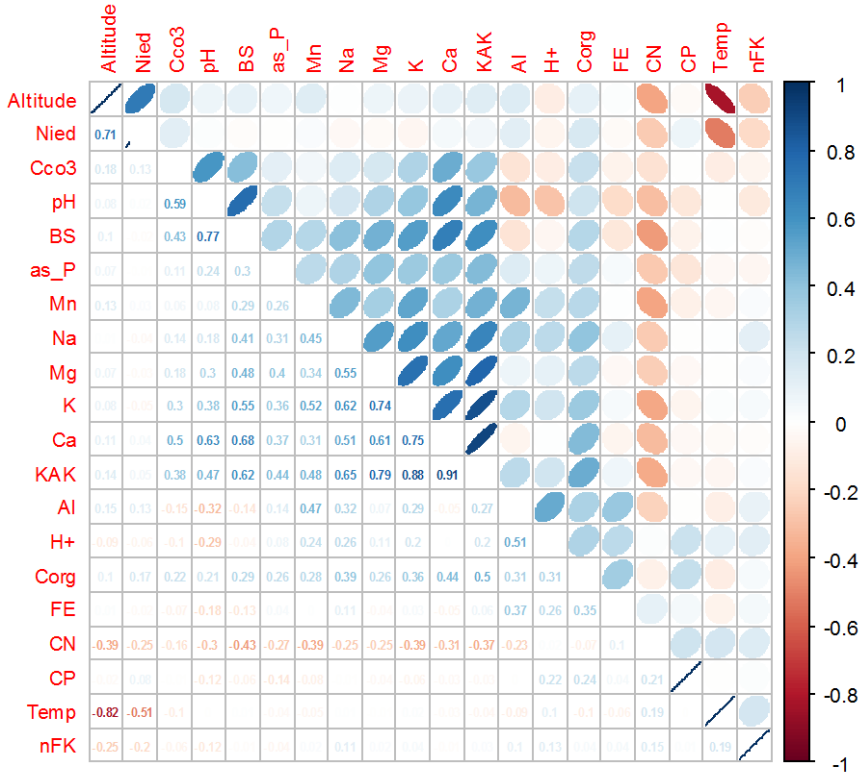


Abb. I-9-9: Korrelationsmatrix der Umweltvariablen; signifikante Korrelation rot bzw. blau; leere Felder nicht signifikant.

Statistische Vorab-Auswahl der relevanten Umweltparameter

Mithilfe der R-Funktion step wurden analog zu einer schrittweisen multiplen Regression die besten Umweltvariablen für das Modell (Kanonische Korrespondenzanalyse) nach der AIC-Statistik ausgewählt. Die Korrelationen der so ausgewählten Variablen mit den von den Artdaten abgeleiteten Ordinationsachsen sind in Abb. I-9-10 grafisch dargestellt („inter-set correlation“, ter Braak & Šmilauer (2002)).

Das Ergebnis der CCA

Die Summe aller uneingeschränkten Eigenwerte („unconstraint inertia“, das Maß für die Variabilität des Datensatzes) beträgt 6,0. Die Summe der durch die Umweltvariablen eingeschränkten Eigenwerte („constraint inertia“: das Maß für die durch die Umweltvariablen erklärte Variabilität) ergibt 0,55. Knapp 10 % der Variabilität der 238 Arten sind also durch die 15 Umweltvariablen erklärt. Der Eigenwert der ersten Achse beträgt 40 %, der Eigenwert der zweiten Achse beträgt 19 % der erklärten Variabilität. Die kumulative, prozentuale Varianz der Art-Umwelt-Beziehung erreicht auf der 2. Achse bereits fast 60 %. Der Großteil der Struktur der Vegetation kann also in den ersten zwei Achsen dargestellt werden.

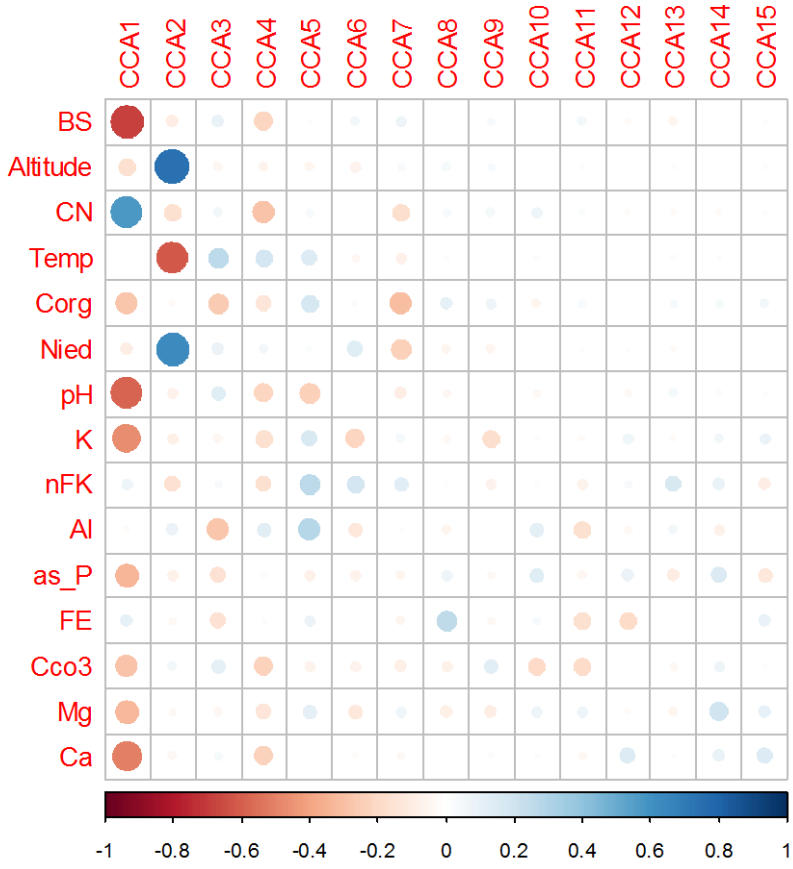


Abb. I-9-10: Bivariate Korrelation (inter-set correlation) der ausgewählten Umweltvariablen mit den Ordinationsachsen (CCA1-CCA15).

Die Abb. I-9-10, Abb. I-9-11 und Abb. I-9-12 zeigen, dass die Hauptinformation auf den ersten zwei Achsen liegt. Mit der ersten Achse sind die Basensättigung, pH, Kalium, Gesamtphosphat, Carbonat, Magnesium und Calcium negativ und das C/N-Verhältnis positiv korreliert. Sie repräsentiert einen Nährstoffgradienten. Senkrecht auf diesem ersten Gradienten stehen die Klimavariablen mit zunehmender Höhe über dem Meer und Niederschlag nach oben (positive Korrelation mit der zweiten Achse), sowie zunehmender Temperatur nach unten (negative Korrelation mit der zweiten Achse).

Das Streuungsdiagramm der Arten (Abb. I-9-12) wird, wie bei der Korrespondenzanalyse, zusammen mit dem Streuungsdiagramm der Umweltfaktoren als Biplot interpretiert. Links im Diagramm stehen Arten, die für eine gute Basenversorgung und einen hohen pH Wert sprechen, wie der kriechende Günsel (*Ajuga reptans*, AJUGREPH), der Waldmeister (*Galium odoratum*, GALUODOH) oder die *Walderdbeere* (Fragaria vesca, FRAGVESH). Rechts im Diagramm, d.h. am "sauren" Ende des Gradienten stehen Arten, die dafür bekannt sind, niedrige pH-Werte anzuzeigen, wie die Blaubeere (*Vaccinium myrtillus*, VACIMYRH), die Preiselbeere (*Vaccinium vitis-ideae*, VACIVITH) oder die Besenheide (*Calluna vulgaris*, CALQVULH). Auf der zweiten Achse oben finden sich entsprechend dem Temperaturgradienten montane Arten wie die Naturverjüngung der Tanne (*Abies alba*, ABIEALBH, ABIEALBS), oder das Hain-Greiskraut (*Senecio nemorensis*, SENC#NEH). Unten stehen Arten der tieferen Lagen wie die Stieleiche (*Quercus robur*, QUERROBS) und die späte Traubenkirsche (*Prunus serotina*, PRUUSERHS).

Diskussion

Die Wälder beherbergen einen bedeutenden Teil der Biodiversität in Deutschland. 41 % der in Deutschland vorkommenden Gefäßpflanzen, 58 % der Moose und 51 % der Flechten finden sich in deutschen Wäldern (Schmidt *et al.* 2011). Die Verteilung dieser Arten im Raum ist nicht zufällig, sondern von den Umweltfaktoren abhängig, die die Vegetation beeinflussen. Der Datensatz der BZE II, bei dem erstmals in Deutschland in einer großen, repräsentativen Stichprobe sowohl bodenkundliche Parameter als auch Vegetationsaufnahmen (Artenlisten von Probeflächen mit Mengenangaben) erhoben wurden, bot die einzigartige Möglichkeit, diese Zusammenhänge zu analysieren.

Es zeigt sich, dass die Vegetation der Wälder in erster Linie von den Nährstoffverhältnissen beeinflusst wird. Hier spielt insbesondere die Basensättigung und der pH-Wert eine herausragende Rolle, wobei der pH-Wert ein Indikator für die Verfügbarkeit der Nährionen Ca, Mg und K sowie für die biologische Aktivität des Bodens (Geschwindigkeit des Abbaus organischer Substanz) ist. Die klimatischen Variablen (Meereshöhe, Niederschlag, Temperatur) stellen ein zweites, unabhängiges Set von Umweltvariablen dar.

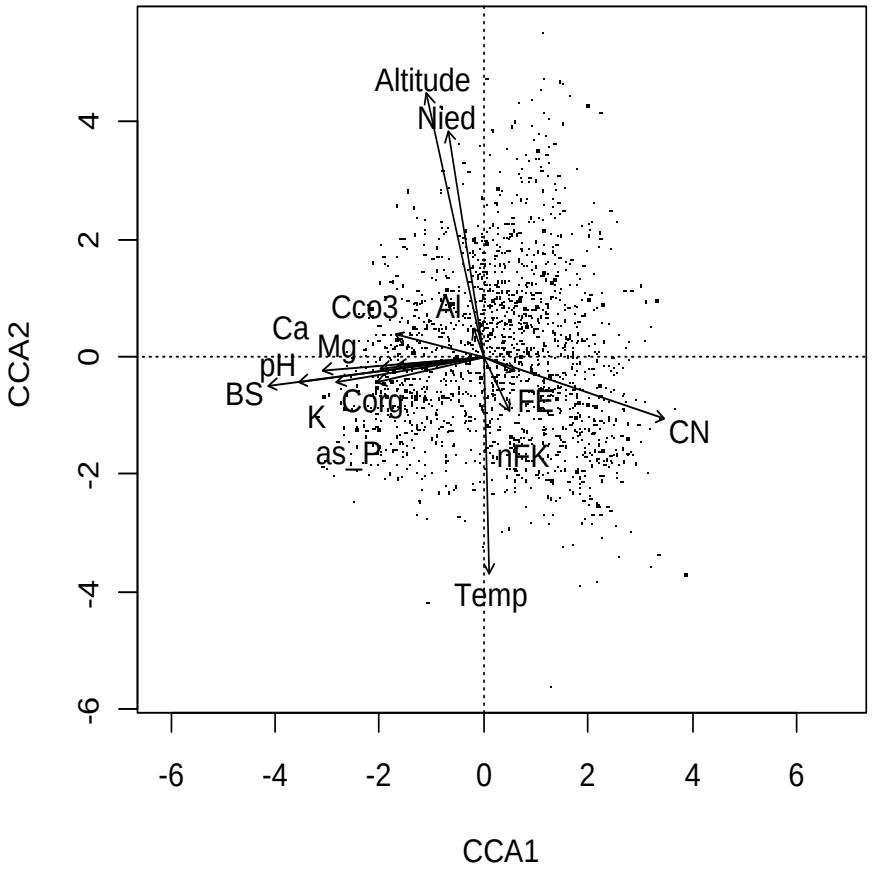


Abb. I-9-11: Streuungsdiagramm der Umweltvariablen (Kanonische Korrespondenzanalyse).

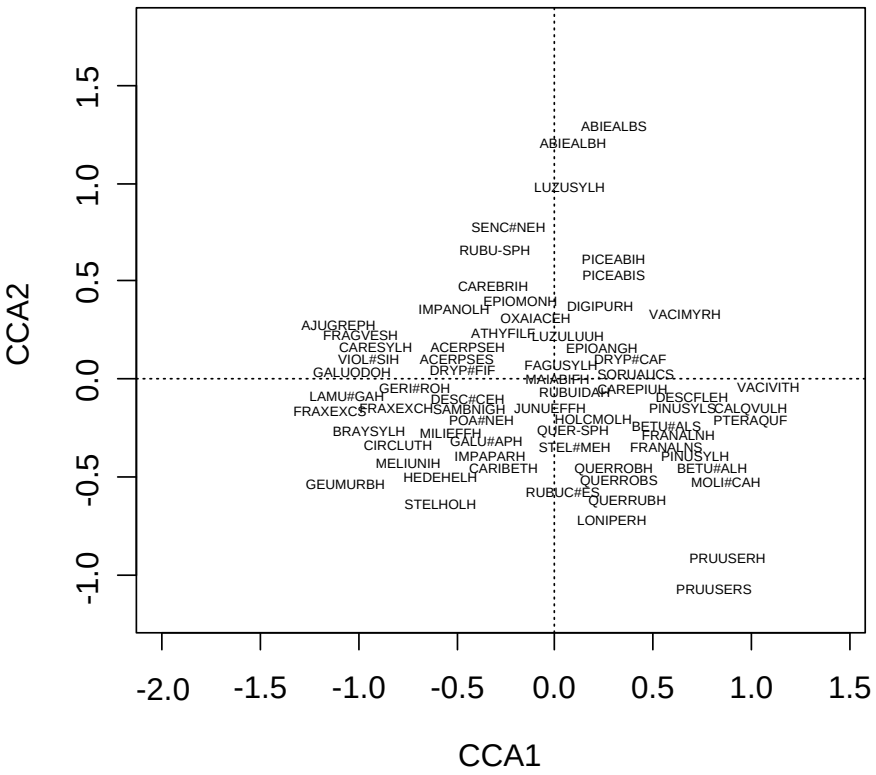


Abb. I-9-12: Streuungsdiagramm der Arten (Kanonische Korrespondenzanalyse).

Während der hohe Stichprobenumfang und die systematische Anordnung der BZE-Punkte enorme Vorteile für das Erkennen von regionalen Mustern geben, ist zu bedenken, dass in der Landschaft seltene und oft ökologisch extreme Waldstandorte wie Moore, Schluchtwälder, Felshänge und Auen gleichwohl nur schwach vertreten sind. Das Potenzial der BZE, die Artengemeinschaften und Umweltbedingungen solcher Sonderstandorte sowie die Beziehungen zwischen beiden zu erforschen, ist deshalb begrenzt. Eine gezielte Verdichtung der Stichprobe wäre aufschlussreich und informativ und würde diese Begrenzung überwinden.

Beide Variablengruppen, die edaphischen wie die klimatischen, unterliegen aktuell globalen Veränderungen, die durch den Menschen verursacht sind. Die Temperaturen steigen, man befürchtet Erhöhungen von bis zu 6 °C. Das wird sich natürlich auch auf die räumliche und zeitliche Verteilung der Niederschläge auswirken. Die Vegetation wird darauf reagieren, wenn auch Veränderungen im Wald im Moment noch(!) kaum sichtbar sind (Jantsch *et al.* 2013). Das erklärt sich durch die Langlebigkeit vieler Waldarten; ist eine Art erst einmal da, verschwindet sie nicht so schnell. Dieser Effekt kann aber zu einer umso gravierenderen Veränderung in naher Zukunft führen (Fischer *et al.* 2013). Auch die Bodennährstoffe unterliegen durch atmosphärische Einträge anthropogenen Veränderungen. Pflanzenarten und Lebensraumtypen, die an nährstoffarme Verhältnisse angepasst sind, sind akut bedroht. Die Flechtenkiefernwälder beispielsweise sind in Deutschland bereits zu über 90 % verschwunden. Nur durch gezielte Maßnahmen sind diese gesetzlich geschützten Biotope im Moment zu erhalten (Fischer 2015).

9.4 Standortsamplitude der Waldgesellschaften

9.4.1 Klima, Substrat, Bodentyp und Humusform

Klima

Bei der Verteilung der mittleren Temperatur und des mittleren Jahresniederschlags treten die Waldgesellschaftsgruppen der montanen und subalpinen Höhenstufe Vaccinio-Abietenion, Vaccinio-Piceenion und Galio odorati-Fagenion (montane Ausprägung) deutlich gegenüber den übrigen Gesellschaften hervor (Abb. I-9-13). Darüber hinaus zeichnen sich die Standorte des Quercenion robori-petraeae und des Carpinion durch höhere Temperaturen im Vergleich zum Luzulo-Fagenion und dem Galio odorati-Fagenion aus. Die Niederschläge sind im Vergleich zu den Standorten des Luzulo-Fagenion geringer; zum Galio odorati-Fagenion ergeben sich keine signifikanten Unterschiede. Ebenfalls höhere Temperaturen und, im Vergleich zu den Buchenwaldgesellschaften, niedrigere Niederschläge lagen an den Standorten der Kiefernforsten und des Dicrano-Pinion vor. Fichtenforste zeichnen sich dagegen gegenüber den Buchenwaldgesellschaften durch höhere Niederschläge und niedrigere Temperaturen aus. Laubwaldforste wiederum haben höhere Temperaturen und niedrigere Niederschläge verglichen mit den Buchenwaldstandorten. Es sei an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass die Temperatur- und Niederschlagswerte nicht vor Ort gemessen wurden, sondern anhand

homogenisierter Zeitreihen des DWD-Messnetzes interpoliert wurden (Ziche & Seidling 2010). Reliefbedingte Modifikationen des Standortklimas, die z.B. bei trockenen Kalk-Buchenwäldern (Cephalanthero-Fagenion) oder dem Vaccinio-Piceenion einen Einfluss haben können, wurden dabei nicht berücksichtigt.

Substrat

Der Buchenwald-Anteil steigt, wie der Laubwaldanteil insgesamt, von basenarmen zu basenreichen Substraten an (Abb. I-9-14). Auf basenarmen Lockergesteinen nehmen Buchenwälder 8 % der BZE-Punkte ein, auf Böden aus verwittertem Karbonatgestein sind es 44 %. Gleichzeitig verschieben sich die Anteile zwischen den Unterverbänden Galio odorati-Fagenion und Luzulo-Fagenion. Während auf basenarmen Locker- und Festgesteinen das Luzulo-Fagenion dominiert, gelangt in den Substratgruppen Tieflandböden aus Lösslehmen, Böden aus verwittertem Karbonatgestein und basisch-intermediäre Böden aus Festgestein das Galio odorati-Fagenion zur Vorherrschaft. Trockene Kalkbuchenwälder sind fast ausschließlich auf Böden aus verwittertem Karbonatgestein anzutreffen.

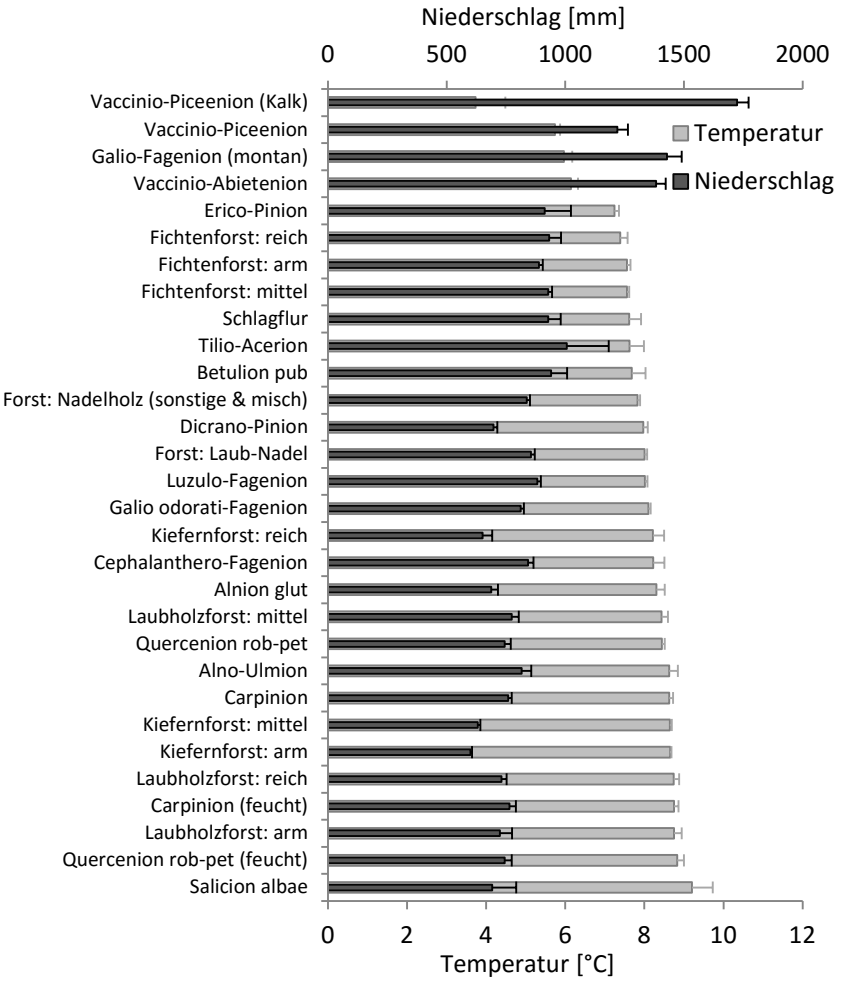


Abb. I-9-13: Temperatur und Niederschlag an den Standorten der Waldgesellschaften.

Der Anteil naturnaher Waldgesellschaften ist auf den organischen Böden mit 65 % sowie in den Alpen und auf Böden aus verwittertem Karbonatgestein mit jeweils 57 % vergleichsweise hoch. Am niedrigsten fällt er auf basenarmen Lockergesteinen mit 21 % aus. Dies ist vor allem dem hohen Anteil an Kiefernforsten von 49 % geschuldet.

Um die Präferenz von Vegetationseinheiten zu Bodensubstratgruppen zu untersuchen, werden im Folgenden die Anteile der Bodensubstratgruppen innerhalb der Vegetationseinheiten der Gesamtverteilung der Bodensubstratgruppen (Kap. 3) gegenübergestellt. Es wird jeweils getestet, ob der Anteil einer Substratgruppe innerhalb einer Vegetationseinheit von dem Anteil der Substratgruppe an der Grundgesamtheit abweicht.

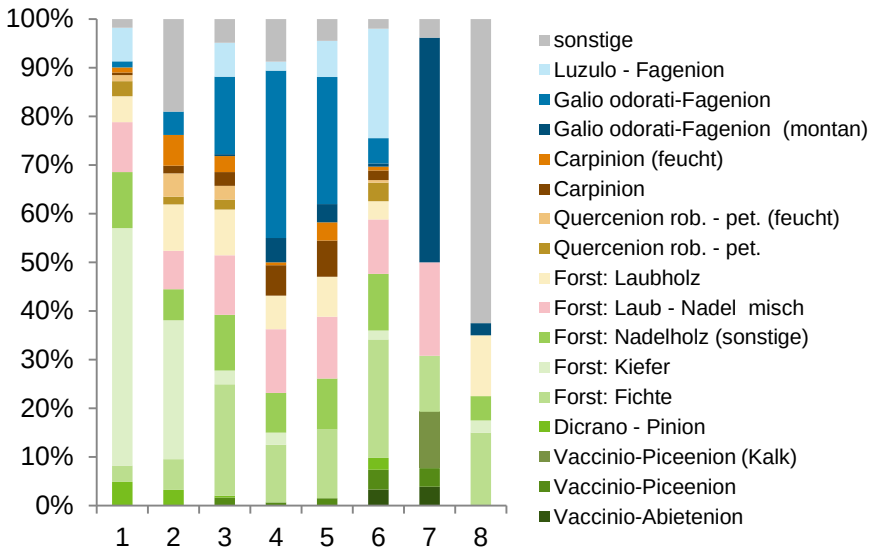


Abb. I-9-14: Anteile der Waldgesellschaften in den einzelnen Substratgruppen, mit 1 = Böden aus basenarmen Lockergestein, 2 = Semiterrestrische Böden breiter Flusstäler, 3 = Tieflandböden aus Lösslehmen, 4 = Böden aus verwittertem Karbonatgestein, 5 = Böden aus basisch-intermediären Festgestein, 6 = Böden aus basenarmen Festgestein, 7 = Böden der Alpen, 8 = Moore und Anmoore, zur pflanzensoziologischen Eingruppierung der Waldgesellschaften siehe Kap. 9.2.2 und Tab. I-9-1.

Das Luzulo-Fagenion hat seinen Verbreitungsschwerpunkt auf basenarmen Ausgangssubstraten. 75 % der Luzulo-Fagenion-Wälder kommen auf basenarmen Festgesteinen vor. Weitere 12 % kommen auf basenarmen Lockergesteinen vor, wobei hier der Anteil allerdings unter dem Durchschnitt liegt. Dagegen findet sich das Galio odorati-Fagenion auf basenreichen Ausgangssubstraten. Wälder dieses Unterverbandes kommen mit 31 % am häufigsten auf Böden aus verwittertem Karbonatgestein vor. Auf Tieflandböden aus Lösslehmen sind es 22 % und auf basisch-intermediären Böden aus Festgestein 20 %. Der Anteil auf basenarmen Festgesteinen ist mit 23 % ebenfalls hoch, liegt aber unter dem Erwartungswert.

Das Quercenion robori-petraeae in der frischen bis mäßig trockenen Ausprägung findet sich mit 62 % vermehrt auf basenarmem Festgestein. 26 % wachsen auf basenarmem Lockergestein und 11 % auf Tieflandböden aus Lösslehm. Diese Werte entsprechen aber der Verteilung der Substratgruppen. Die feuchte Ausprägung des Quercenion robori-petraeae findet sich mit 37 % vermehrt auf Tieflandböden aus Lösslehmen und mit 16 % auf semiterrestrischen Böden breiter Flusstäler. Im statistischen Rahmen befinden sich die Anteile auf Böden aus basenarmem Festgestein mit 26,3 % und basenarmem Lockergestein mit 21 %. Die frische bis mäßig trockene Ausprägung des Carpinion findet sich mit je 22 % vermehrt auf Böden aus verwittertem Karbonatgestein und Böden aus basisch-intermediärem Festgestein. Weiterhin wachsen, entsprechend der Verteilung der Substratklassen, 33 % auf Böden aus basenarmem Festgestein und 16 % auf Tieflandböden aus Lösslehm. Die feuchte Ausprägung des Carpinion kommt zu 38 % auf Tieflandböden aus Lösslehm, 17 % auf Böden aus basisch-intermediärem Festgestein und 14 % auf semiterrestrischen Böden breiter Flusstäler vor. 21 % liegen auf Böden aus basenarmem Festgestein. Dieser Anteil ist allerdings niedriger als der Erwartungswert.

Naturnahe Fichten- bzw. Fichten-Tannenwälder (Vaccinio-Piceenion, Vaccinio-Abietenion) haben mit 75 % bzw. 96 % ihren Verbreitungsschwerpunkt auf Böden aus basenarmem Festgestein. Karbonat-Fichtenwälder kommen ausschließlich auf den Böden der Alpen vor. Montane Buchenwälder des Galio odorati-Fagenion finden sich zu 36 % auf den Böden der Alpen, zu 24 % auf Böden aus verwittertem Karbonatgestein und 15 % auf Böden aus basisch-intermediärem Festgestein. 15 % kommen ebenfalls auf Böden aus basenarmem Festgestein vor. Dieser Wert liegt unter dem statistischen Erwartungswert.

Naturnahe, beerstrauchreiche Kiefernwälder des Dicrano-Pinion finden sich mit 46 % vermehrt auf Böden aus basenarmem Lockergestein. Ebenso groß, aber entsprechend der Verteilungswahrscheinlichkeit, ist der Anteil auf Böden aus basenarmem Festgestein. Kiefernforste haben mit 81 % ihren Schwerpunkt auf Böden aus basenarmem Lockergestein. Der Hauptteil der Fichtenforste stockt mit 60 % auf Böden aus basenarmem Festgestein, der Anteil aus basenarmem Lockergestein ist mit 4 % stark verringert. 18 % der Fichtenbestände stocken auf Tieflandböden aus Lösslehm. Mit je 6 % auf Böden aus verwittertem Karbonatgestein und aus basisch-intermediärem Festgestein ist ein Teil auch auf reicheren Substraten angebaut worden (nicht signifikant abweichend). Laubholzforste finden sich mit 21 % vermehrt auf Tieflandböden aus Lösslehm und vermindert auf Böden aus basenarmem Festgestein mit 27 %. Laubholz-/Nadelholz-Mischforste und sonstige Nadelholzforste sind entsprechend der Substratverteilung verteilt.

Bodentyp

Insgesamt wurden an 53 % der BZE-Punkte Braunerden gefunden. Über diesem Durchschnitt lagen das Luzulo-Fagenion und das Querencion robori-petraeae (frisch bis mäßig trockene Ausprägung) mit jeweils 72 % Braunerden, sowie Fichten- bzw. Kiefernforste mit 64 % bzw. 60 % Braunerden. Signifikant unterdurchschnittlich viele Braunerden lagen an Standorten des Galio odorati-Fagenion mit 32 %, des montanen Galio odorati-Fagenion mit 27 %, sowie den feuchten

Ausprägungen des Querencion robori-petraeae und Carpinion mit 26 % und 24 % vor. Ebenfalls unterdurchschnittlich, bzw. bei null, gibt es Braunerden in Auen-, Moor- und Bruchwäldern.

Podsole lagen an 7 % der BZE-Punkte vor. Überproportional viele Podsole wiesen das Vaccinio-Abietenion (20 %), das Dicrano-Pinion (32 %), Kiefernforste (17 %) und sonstige Nadelholzforste (13 %) auf.

Fahlerden und Regosole lagen mit 4 % und 5 % überdurchschnittlich unter Kiefernforsten vor. Parabraunerden kamen mit 24 % gehäuft unter dem Galio odorati-Fagenion vor. Innerhalb des Galio odorati-Fagenion kamen die Parabraunerden v.a. im Galio odorati-Fagetum mit 30 % vor.

Rendzinen und Terra fuscae kamen überproportional unter dem Galio odorati-Fagenion mit 11 % und 9 % sowie seiner montanen Ausprägung mit 9 % und 6 % vor. Innerhalb des Galio odorati-Fagenion kamen die Rendzinen und Terra fuscae vor allem im Hordelymo-Fagetum mit 33 % und 19 % vor. Auch unter den nur in geringer Zahl vorgefundenen Vegetationstypen Erico-Pinion und Cephalanthero-Fagenion kamen diese Bodentypen überdurchschnittlich, bzw. ausschließlich vor. Unter der frischen bis mäßig trockenen Ausprägung der Eichen-Hainbuchenwälder kamen Terra fuscae mit 15 % ebenfalls gehäuft vor.

Für die Bodenfeuchtigkeit wurden zunächst alle vorkommenden Bodentypen mit Hydromorphie-Merkmalen von den übrigen Bodentypen abgetrennt und gruppiert. Dazu wurden entsprechend der Hauptbodentypengruppen Gleye (GG), Pseudogleye (SS, SH, SG) die Gruppen „Grundwasser“, bzw. „Stauwasser“ gebildet. Auenböden bildeten die eigene Gruppe „Aue“. Nassgleye (GN), Anmoorgleye (GM) und Moorgleye (GH) wurden mit den Moorböden in die Gruppe „nass“ gestellt. Vererdete Moorböden (KV, KM, KH) kamen in eine eigene Gruppe („vererdet“). Subtypen mit Stau- und Grundwassereinfluss wurden in die Gruppen terrestrisch-Stauwassereinfluss bzw. terrestrisch-Grundwassereinfluss gestellt.

Insgesamt 28,9 % der Böden wiesen mit dem Vorhandensein von Grund- und Stauwasserhorizonten, organischen Horizonten und als Auenböden Hydromorphie-Merkmale auf. Die Vegetation unterschied sich dabei anhand ihrer Feuchtezahl von Böden, die keine Hydromorphiemerkmale aufweisen („oh. hydr. Merkmale“, Abb. I-9-15). Die Streuung ist dabei relativ hoch, da die Wasserverfügbarkeit am Standort nicht alleine von den rezenten Bodeneigenschaften abhängt. Neben Bodeneigenschaften spielen dabei Klima und Relief eine Rolle und haben einen Einfluss auf die Zusammensetzung der Bodenvegetation und der daraus resultierenden Feuchtezahl (Häring *et al.* 2013). Es zeigt sich, dass das Vorkommen feuchtebeeinflusster Waldgesellschaften mit dem Vorkommen hydromorpher Böden korrespondierte. So kamen die Waldgesellschaften der Quercenion robori-petraeae (feucht), Carpinion (feucht), Salicion albae, Betulion pubescentis, Alno-Ulmion und Alnion glutinosae vermehrt (Chi^2-Test, $p < 0,05$) bzw. ausschließlich auf hydromorphen Böden vor. Dagegen waren die Anteile des frischen bis mäßig trockenen Carpinion, des Dicrano-Pinion und der Kiefernforste auf hydromorphen Böden geringer als der Erwartungswert.

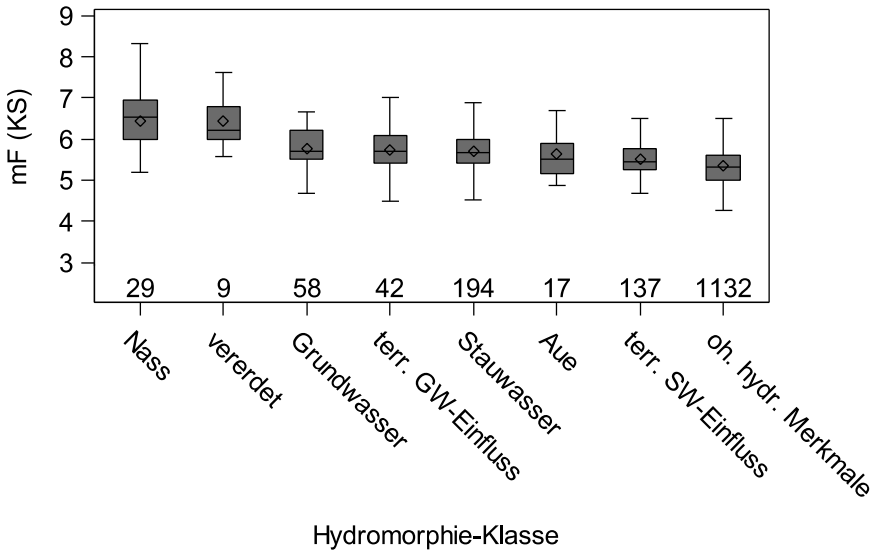


Abb. I-9-15: Vergleich der mittleren ungewichten Feuchte-Zahl nach Ellenberg *et al.* (2001) nach Hydromorphie-Klassen. Zur Eingruppierung siehe Text, Zahlenangaben = Anzahl pro Gruppe.

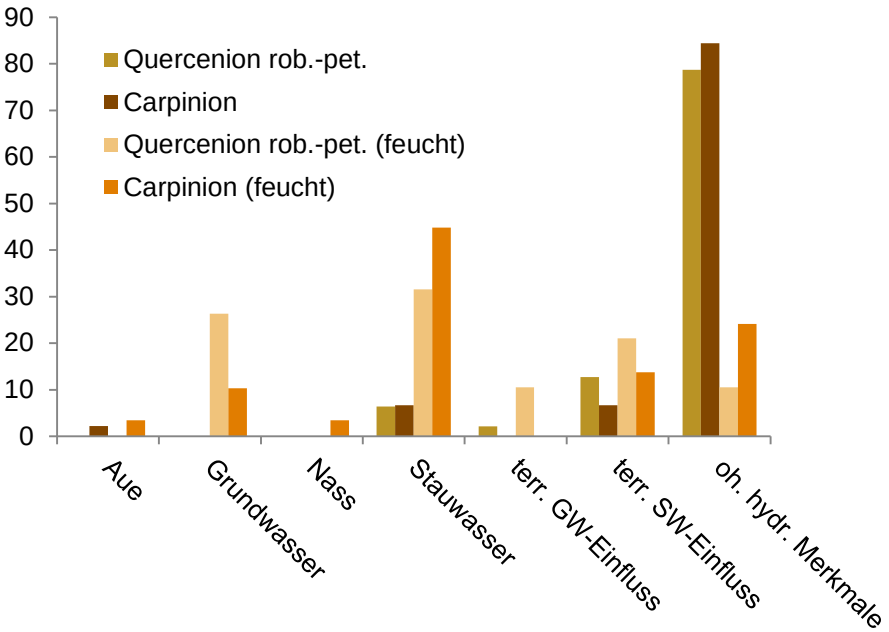


Abb. I-9-16: Anteile Grund- und Stauwasser-beeinflusster Böden, sowie Auen- und organischer Böden an den Standorten des Quercenion robori-petraeae und des Carpinion. Zur Einteilung der einzelnen Klassen siehe Text.

Das Quercenion robori petraeae in der feuchten Ausprägung kam dabei mit 53 % und 32 % gehäuft auf stau- und grundwasserbeeinflussten Böden vor (Abb. I-9-16). Der feuchten Ausprägung des Carpinion zugehörige Wälder standen zu 59 % und 10 % auf stau- und grundwasserbeeinflussten Böden.

Humusform

An den Standorten des Galio odorati-Fagenion finden sich mit 84 % besonders häufig Mull-Auflagen. Der Mull-Anteil ist dabei im Hordelymo-Fagetum höher als im Galio odorati-Fagetum. Das Hordelymo-Fagetum hat zu 19 % typischen Mull und zu 75 % F-Mull. Allerdings erreichen auch Standorte des Unterverbands Luzulo-Fagenion mit 34 % überproportional viele F-Mull-Auflagen. Das Luzulo-Fagenion liegt auch beim mullartigen Moder mit 15 % und beim feinhumusreichen Moder mit 21 % über dem Durchschnitt. 17 % der Wälder des Luzulo-Fagenion und damit ein durchschnittlicher Anteil haben feinhumusarme Moder-Auflagen. Ebenfalls einen Schwerpunkt bei den Mull (inkl. F-Mull)-Auflagen hat das Carpinion mit 89 % mit seiner frischen bis mäßig trockenen Ausprägung bzw. 80 % mit seiner feuchten Ausprägung. Moder-Auflageformen sind hier unterproportional vertreten. Die feuchte Ausprägung des Quercenion robori-petraeae liegt beim feinhumusreichen Moder mit 37 % über dem Durchschnitt. Die übrigen Moder-Formen nehmen einen durchschnittlichen Anteil von 44 % ein. Bei der frischen bis mäßig trockenen Ausprägung des Quercenion robori-petraeae dominieren mit 53 % Moder-Formen und F-Mull, wobei diese Werte im statistischen Mittel liegen. Laubholzforste haben mit 27 % überproportional häufig Auflagen der Humusform typischer Mull. Die Anteile von F-Mull, mullartigem Moder und feinhumusarmen typischen Moder liegen mit 33 %, 15 % und 9 % im Durchschnitt.

Montane Fichtenwälder des Vaccinio-Piceenion weisen einen Schwerpunkt beim rohhumusartigen Moder mit 27 % und Rohhumus mit 24 % auf. Die übrigen Moderhumusformen haben einen Anteil von insgesamt 30 %. Dies liegt im Durchschnitt. Bei Fichtenforsten liegt der Anteil von typischen Moder-Auflagen mit 42 % und von rohhumusartigem Moder mit 15 % über dem Mittel. F-Mull-Auflagen erreichen einen unterdurchschnittlichen Anteil von 17 %. Die Auflagen beerstrauchreicher Kiefernwälder (Dicrano-Pinion) bestehen zu 27 % aus rohhumusartigem Moder und zu 24 % aus Rohhumus-Formen. Die übrigen Moder-Formen nehmen einen durchschnittlichen Anteil von 44 % ein. Die Auflagen der Gruppe der sonstigen Nadelwälder haben überproportionale Anteile bei typischem Moder mit 34 %, davon 21 % feinhumusarmer, bei rohhumusartigem Moder mit 13 % und bei Rohhumus mit 11 %.

Diskussion

Insgesamt werden bekannte Zusammenhänge beim Vergleich der Vegetation mit Substrat, Bodentyp und Auflagehumus bestätigt (AK Standortskartierung 2016, Ellenberg & Leuschner 2010, Härdtle *et al.* 2004). Insgesamt ist die Dichte der Vegetationsaufnahmen gering im Vergleich zu Arbeiten, die sich mit der vegetationskundlichen Charakterisierung einzelner Gebiete und Regionen beschäftigen oder einzelne Pflanzengesellschaften beschreiben. So können „überraschende“ Kombinationen von Boden und Vegetation nicht näher beleuchtet werden, da das Kollektiv zu klein ist. Das Besondere ist allerdings, dass zu jeder Vegetationsaufnahme der Bodentyp und das Substrat vor Ort angesprochen wurden und nicht Kartenmaterial entnommen wurde. Auffallend ist, dass fast ein Drittel der beprobten Standorte des Luzulo-Fagenion, der auch als Moder-Buchenwald bezeichnet wird, die Humusform F-Mull haben. Nach AK Standortskartierung (2016) wären allenfalls bessere Moder-Humusformen mit Übergängen zum

F-Mull zu erwarten. Daher sollte bei der Interpretation die zeitliche Dynamik berücksichtigt werden: Bei 80 % der als F-Mull ausgewiesenen Standorte wurden bei der BZE I Moderhumusformen angesprochen, davon 22 % als mullartiger Moder (MOM). Daraus ergeben sich die folgenden Schlussfolgerungen: Zum einen können zum hohen F-Mull Anteil im Luzulo-Fagenion methodische Ursachen beitragen, die auf Schwierigkeiten bei der Unterscheidung von F-Mull und MOM beruhen. Zum anderen scheinen sich aber auch die Humusformen verbessert zu haben. Dies geht einher mit einem Anstieg der pH-Werte im Auflagehumus und der obersten Schicht des Mineralbodens (Kap. 4) und einer Abnahme der Humusvorräte (Kap. 6) und kann auf einen Rückgang der bodenversauernden Einträge zurückgeführt werden.

9.4.2 Bodenchemische Standortsamplitude der Waldgesellschaften

Im folgenden Abschnitt werden die bodenchemischen Verhältnisse in den einzelnen Waldgesellschaften dargestellt. Die Auswertung des Zusammenhangs von Waldgesellschaften zur Bodenchemie erfolgt sowohl univariat (Tab. I-9-2 und Abb. I-9-17 bis Abb. I-9-19) als auch multivariat mittels kanonischer Diskriminanzanalyse (Abb. I-9-20). Bei der Diskriminanzanalyse wurden neben ausgewählten bodenchemischen Messgrößen (C/N-Verhältnis und pH($CaCl_2$)-Wert (jeweils aus der Tiefenstufe 0-5), Basensättigung und Austauschkapazität (jeweils aus der Tiefenstufe 10-30), Vorräte an C, N, P, K, Mg, Ca (jeweils aus der Tiefenstufe 0-10)) auch der Jahresniederschlag und die mittlere Jahrestemperatur der Standorte mitaufgenommen. Die Werte für Basensättigung und die Austauschkapazität wurden aus der Tiefenstufe 10-30 cm entnommen, da die beiden Größen hier am stärksten zwischen den Waldgesellschaften differenzierten.

Die Artzusammensetzung der in Deutschland zonal dominierenden Buchenwälder differenziert sich im Wesentlichen entlang eines Bodenaziditätsgradienten (Ellenberg & Leuschner 2010). Die pflanzensoziologische Gliederung verläuft von den bodensauren Standorten des Luzulo-Fagenion über das Galio odorati-Fagenion hin zu den trockenen Kalkbuchenwäldern des Cephalantero-Fagenion. Die BZE-Daten zeigen, dass insgesamt die Wertebereiche der bodenchemischen Indikatoren im Galio odorati-Fagenion sehr viel weiter sind als beim bodensauren Luzulo-Fagenion. Mit einem hohen Anteil an pH($CaCl_2$)-Werten unter 3,7 beim Galio odorati-Fagenion ergibt sich eine relativ große Überschneidung der pH-Werte zum Luzulo-Fagenion (Abb. I-9-17). Es zeigt sich, dass die pH-Werte weniger deutlich als die C/N-Verhältnisse (Abb. I-9-18) und die Basensättigung (Abb. I-9-19) zwischen den beiden Unterverbänden differenzieren. Eine teilweise Überschneidung der untersuchten Standortseigenschaften Luzulo-Fagenion und Galio odorati-Fagenion zeigt sich auch in den Ergebnissen der kanonischen Diskriminanzanalyse.

Die Bodenversauerung wird als wesentlichstes Merkmal zur standörtlichen Unterscheidung zwischen Luzulo-Fagenion und Galio odorati-Fagenion gesehen. So werden z.B. bei der Unterteilung der Waldlebensraumtypen 9110 und 9130 pH-Werte von 4,5 angegeben (Ssymank

et al. 1998). Dennoch sind Übergänge zwischen den beiden Waldgesellschaften beschrieben (Dierschke 1985, 1989), die eine Überlagerung der Standortsverhältnisse erklären können. Die teilweise hohen Werte für pH und Basensättigung an Standorten des Luzulo-Fagenion können auch auf die Bodenschutzkalkung zurückgeführt werden. Weiterhin kann angenommen werden, dass in einer so großräumigen Inventur wie der BZE eine sehr viel größere Anzahl an Kombinationen von Standortsfaktoren vorliegen als bei Untersuchungen in kleineren Gebieten, wodurch eine höhere Streuung einzelner Größen ermöglicht wird. In kleineren Untersuchungsgebieten ergab sich bei anderen Arbeiten eine deutlichere Differenzierung des Galio odorati-Fagetum zum Luzulo-Fagetum entsprechend des pH-Werts und eine größere Überschneidung der Werte zum Hordelymo-Fagetum (Peppler-Lisbach 2007). In etwas größeren Untersuchungsgebieten zeigt sich hingegen eine relativ weite Streuung der Standortsparameter des Galio odorati-Fagetum gegenüber dem Hordelymo-Fagetum und den bodensauren Buchenwäldern (Härdtle *et al.* 2005). Hier differenzierten die Buchenwälder deutlicher entsprechend der Basensättigung und des C/N-Verhältnisses und weniger nach dem pH-Wert. Die weite Amplitude der bodenchemischen Größen beim Galio odorati-Fagenion liegt darin begründet, dass der Unterverband standörtlich stark differenzierende Assoziationen umfasst. Aus bodenökologischer Sicht erscheint deshalb, anders als etwa in Anhang I der FFH-Richtlinie (Ssymank *et al.* 1998) eine Differenzierung der Buchenwälder auf Assoziationsniveau (Braunmull- vs. Frische Kalk-Buchenwälder (Ellenberg & Leuschner 2010)) notwendig. Da in den BZE-Aufnahmen die Assoziationen Galio odorati-Fagetum und Hordelymo-Fagetum in ausreichender Zahl angesprochen wurden, kann innerhalb des Galio odorati-Fagenion hier weiter differenziert werden. Dabei zeigen sich deutliche Unterschiede zwischen den beiden Assoziationen (Tab. I-9-2). Der Median des pH($CaCl_2$)-Werts des Galio odorati-Fagetum liegt bei 4,2, beim Hordelymo-Fagetum dagegen bei 5,2. Die C/N-Verhältnisse befanden sich beim Galio odorati-Fagetum zu 50 % unter 15,3 und beim Hordelymo-Fagetum unter 14,2. Die Basensättigung beträgt beim Galio odorati-Fagetum im Median 44 %, beim Hordelymo-Fagetum liegt der Median bei 96 %. Trockene Kalkbuchenwälder (Cephalantero-Fagenion) wurden nur an fünf BZE-Punkten angesprochen. Bei ihnen liegen die pH($CaCl_2$)-Werte zwischen 4,9 und 7,3, die C/N-Verhältnisse zwischen 13,9 und 16,7 und die Basensättigung bei 99 % oder höher.

An feuchteren, bodensauren Standorten werden Buchen durch Stieleichen abgelöst (Heinken 1995, Leuschner *et al.* 1993). Darüber hinaus sind viele der heutigen Eichenbestände historisch aufgrund forstlicher Baumartenselektion, Waldweide und Niederwaldwirtschaft entstanden (Härdtle 1997). Als standortstypisch gelten neben Stau- und Grundwassereinfluss podsolierte Böden, deren pH selten über 4,2 steigt und deren C/N-Verhältnis im Humuskörper bei knapp unter 20 bzw. auf ärmeren Podsolen bei 25 liegt und deren Basensättigung im Oberboden 30 % nicht übersteigt (Härdtle 1997).

Tab. I-9-2: Bodenchemische Kennwerte der Waldgesellschaften.

	Luzulo-Fagenion	Galio odorati-Fagenion	*Galio odorati-Fagetum*	*Hordelymo-Fagetum*	Cephalanth.-Fagenion	Quercenion ro/pe	Quercenion ro/pe(feucht)	Carpinion	Carpinion (feucht)
n	**229**	**177**	**62**	**36**	**5**	**47**	**19**	**45**	**29**
HV (t ha^{-1})	52(58)	16(17)	13(12)	15(13)	11(5)	45(48)	92(83)	16(20)	26(58)
	31(13-71)	10(7-17)	9(6-16)	10(7-15)	13(3-15)	32(11-47)	77(25-160)	8(45-18)	8(5-14)
N-Ratio	0,5(0,6)	0,1(0,1)	0,1(0,1)	0,1(0,1)	0,1(0,1)	0,5(0,6)	0,7(0,6)	0,1(0,2)	0,2(0,5)
	0,3(0,1-0,7)	0,1(0-0,1)	0,1(0-0,1)	0,1(0-0,1)	0,1(0-0,1)	0,2(0,1-0,6)	0,7(0,2-1,3)	0,1(0-0,2)	0,1(0-0,1)
C/N	20,9(4,2)	15,4(2,1)	15,4(1,8)	14,2(1,4)	15,6(1,2)	20,2(4,5)	22,7(4,1)	15,1(2,2)	15,3(3,5)
	20,0(18,2-22,7)	15,2(13,9-16,7)	15,3(14,3-16,4)	14,4(13,2-15,2)	14,8(14,5-17,3)	19,9(17,3-21,7)	22,8(20,3-25,2)	14,5(13,8-16)	14,3(13,3-15,8)
C/P	191(95)	110(51)	95(47)	106(41)	114(4)	178(99)	335(155)	102(44)	128(70)
	175(127-241)	106(74-140)	82(60-122)	109(78-136)	114(110-117)	144(117-215)	327(193-450)	100(69-131)	114(86-146)
pH (H_2O)	4,4(0,6)	5,2(1,0)	5,1(1,0)	5,7(1,1)	6,9(0,9)	4,4(0,6)	4,2(0,6)	5,5(1,1)	5,1(1,0)
	4,2(4-4,5)	5,0(4,4-5,9)	4,9(4,4-5,9)	5,7(5,0-6,3)	6,8(5,5-7,7)	4,3(4,1-4,5)	4,0(3,9-4,6)	5,2(4,7-6,3)	4,9(4,5-5,5)
pH ($CaCl_2$)	3,7(0,6)	4,6(1,1)	4,5(1,0)	5,2(1,1)	6,4(1,0)	3,7(0,6)	3,5(0,6)	4,9(1,2)	4,5(1,1)
	3,5(3,3-3,8)	4,2(3,7-5,4)	4,2(3,7-5,4)	5,2(4,3-5,9)	6,4(4,9-7,3)	3,6(3,3-3,8)	3,4(3,1-3,7)	4,5(3,9-5,8)	4,1(3,8-4,7)
K (kg ha^{-1})	54(34)	121(90)	113(84)	165(95)	94(63)	78(74)	57(36)	172(117)	140(87)
	48(34-65)	100(60-145)	90(53-147)	139(101-202)	90(36-189)	58(42-79)	39(31-70)	131(85-257)	123(78-171)
Mg (kg ha^{-1})	59(98)	157(210)	185(285)	205(201)	405(424)	45(51)	50(67)	168(172)	152(197)
	26(15-52)	99(44-164)	104(44-184)	132(96-186)	165(35-966)	26(14-63)	28(14-56)	109(53-217)	106(59-166)
P (kg ha^{-1})	272(185)	441(229)	447(217)	520(287)	334(80)	271(119)	186(96)	503(328)	454(190)
	246(149-334)	389(286-526)	401(308-526)	450(354-593)	328(258-417)	248(209-322)	176(110-249)	407(330-610)	425(315-540)
Basensät-tigung (%)	12,6(13,9)	56,7(38,5)	53,6(38,0)	83,4(28,3)	100(0)	20,8(26,6)	13,7(10,8)	60,8(37,1)	61,4(34,2)
	9(6-13)	55(15-100)	47,5(15-97)	100(77,5-100)	100()	9(7-19)	9(6-16)	63(23-100)	72(27-96)
KAK_{eff} ($\mu mol_c\ g^{-1}$)	54(29)	153(134)	135(103)	292(187)	327(187)	53(36)	44(19)	138(104)	100(87)
	49(33-67)	95(64-210)	94(69-183)	269(116-406)	290(124-617)	51(29-64)	43(24-57)	102(59-200)	64(45-104)

Statistische Maßzahlen: 1. Zeile = Mittelwert (Standardabweichung); 2. Zeile = Median (25. Perzentil-75. Perzentil).
Die Angaben zu C/N, C/P und den pH-Werten beziehen sich auf die Tiefenstufe 0-5 cm des Mineralbodens, die Angaben zu den Vorräten für Mg, K (jeweils austauschbare) und P (Königswasser-Extrakte) beziehen sich auf die Tiefenstufe 0–10 cm, die Angaben zur Basensättigung und Austauschkapazität (KAK) auf die Tiefenstufe 10-30 cm; N-Ratio = Verhältnis N-Vorräte Auflage/Mineralboden 0-10 cm.

Tab. I-9-2 (Fortsetzung).

	Vaccinio-Abietenion	Vaccinio-Piceenion	Galio-Fageni-on (montan)	Erico-Pinion	Dicrano-Pinion	Kiefernforst arm	Kiefernforst mittel	Kiefernforst reich	Betulion pubescentis
n	26	41	33	7	41	156	71	7	22
HV (t ha^{-1})	73(66)	88(63)	15(11)	28(19)	104(102)	84(46)	84(41)	39(41)	72(68)
	70(29-92)	74(44-105)	13(7-21)	23(10-56)	97(49-126)	76(59-102)	79(56-107)	29(9-127)	62(20-87)
N-Ratio	1,5(2,2)	0,9(0,8)	0,1(0,1)	0,2(0,1)	1,6(1,5)	1,3(1)	1,1(0,9)	0,3(0,4)	0,6(0,6)
	0,6(0,3-1,5)	0,7(0,4-1,2)	0,1(0,1-0,2)	0,2(0,1-0,4)	1,3(0,7-1,8)	1(0,6-1,7)	0,8(0,5-1,5)	0,2(0-1)	0,5(0,2-0,9)
C/N	19,8(3,9)	20,1(3,6)	17,2(2,1)	19,8(4,3)	28(4,4)	27,5(5,7)	23,6(5,3)	17,4(3,7)	24,6(4,7)
	18,8(17,1-22,7)	19,2(17,6-22,6)	17,0(16,0-18,4)	19,5(15-27,5)	28,1(24,7-30,6)	27,2(23,7-30,0)	22,4(20,4-25,8)	17,6(12-22,2)	23,9(21,5-28,8)
C/P	243(133)	166(77)	188(101)	227(82)	338(214)	324(286)	234(187)	165(34)	567(331)
	214(147-319)	143(112-191)	180(112-231)	206(146-382)	307(188-413)	266(175-382)	191(111-312)	167(102-215)	449(291-808)
pH (H_2O)	4,0(0,5)	4,1(0,6)	5,8(1,1)	6,0(1,1)	3,9(0,3)	4,1(0,3)	4,3(0,6)	5,8(1,5)	4(0,6)
	3,9(3,7-4,3)	4,0(3,8-4,2)	6,1(5-6,6)	6,3(4,8-7,4)	3,9(3,8-4,1)	4(3,9-4,2)	4,2(4-4,3)	4,8(4,2-7,5)	3,9(3,6-4,1)
pH ($CaCl_2$)	3,4(0,5)	3,5(0,6)	5,4(1,2)	5,5(1,1)	3,2(0,3)	3,3(0,3)	3,5(0,6)	5,3(1,8)	3,3(0,7)
	3,3(3,1-3,7)	3,4(3,2-3,6)	5,6(4,4-6,1)	5,8(4,4-7)	3,1(3-3,3)	3,2(3,1-3,4)	3,4(3,2-3,5)	4,2(3,4-7,5)	3,2(2,9-3,4)
K (kg ha^{-1})	31(19)	39(26)	76(50)	100(52)	34(14)	33(21)	40(34)	105(94)	49(27)
	30(15-46)	30(24-44)	59(45-81)	124(35-162)	33(24-41)	28(22-36)	31(23-47)	57(17-276)	42(29-51)
Mg (kg ha^{-1})	49(125)	48(45)	338(314)	681(373)	16(18)	15(31)	29(38)	358(518)	47(31)
	14(8-36)	29(18-59)	166(87-613)	759(104-1172)	12(6-19)	7(4-12)	13(6-37)	68(20-1141)	31(27-64)
P (kg ha^{-1})	170(116)	280(121)	306(115)	313(104)	165(99)	149(64)	232(177)	281(93)	142(66)
	165(59-217)	271(194-343)	284(219-346)	333(204-475)	132(95-223)	143(99-177)	198(129-293)	288(189-456)	126(87-200)
Basensät-tigung (%)	10,2(19,5)	16,3(27,6)	73,2(40,5)	100(0)	11,3(10,6)	10,5(11)	19,9(22,6)	72,4(37)	37,7(33,6)
	4,5(3-8)	6(3-14)	100(20-100)	100()	8(5-12)	7(6-11)	11(8-20)	100(21-100)	24,5(9-66)
KAK_{eff} (μmol_c g^{-1})	102(73)	113(84)	309(217)	284(59)	37(22)	20(15)	28(34)	134(130)	227(256)
	86(69-118)	95(77-113)	236(140-496)	283(206-393)	30(18-53)	16(12-22)	19(14-34)	107(17-363)	108(50-344)

Statistische Maßzahlen: 1. Zeile = Mittelwert (Standardabweichung); 2. Zeile = Median (25. Perzentil-75. Perzentil).
Die Angaben zu C/N, C/P und den pH-Werten beziehen sich auf die Tiefenstufe 0-5 cm des Mineralbodens, die Angaben zu den Vorräten für Mg, K (jeweils austauschbare) und P (Königswasser-Extrakte) beziehen sich auf die Tiefenstufe 0–10 cm, die Angaben zur Basensättigung und Austauschkapazität (KAK) auf die Tiefenstufe 10-30 cm; N-Ratio = Verhältnis N-Vorräte Auflage/Mineralboden 0-10 cm.

Tab. I-9-2 (Fortsetzung).

	Fichtenforst arm	Fichtenforst mittel	Fichtenforst reich	Laubholzforst arm	Laubholzforst mittel	Laubholzforst reich	Alno-Ulmion	Alnion glutinosae	Tilio-Acerion
n	**100**	**162**	**22**	**8**	**34**	**37**	**21**	**17**	**4**
HV (t ha^{-1})	99(102)	63(56)	18(11)	121(232)	48(76)	11(14)	16(35)	22(25)	6(6)
	80(48-111)	53(22-80)	16(8-25)	36(4-688)	24(6-52)	6(4-9)	5(3-13)	10(8-21)	4(2-15)
N-Ratio	1(0,8)	0,5(0,5)	0,1(0,1)	0,7(1,2)	1,4(6,8)	0,1(0,1)	0,1(0,2)	0,2(0,2)	0,1(0,1)
	0,8(0,4-1,3)	0,4(0,2-0,7)	0,1(0,1-0,2)	0,3(0-3,5)	0,1(0-0,3)	0(0-0,1)	0(0-0,1)	0,1(0-0,2)	0,1(0-0,1)
C/N	23,1(4,2)	19,0(3,6)	16,2(3,3)	24,2(4,8)	17,7(4,7)	14,7(3)	13,6(1,8)	14,7(2,5)	12,9(1,4)
	22,9(19,9-26)	18,5(16,7-20,9)	16,4(13,8-17,7)	24,9(17,5-33,1)	17,5(14,2-20,1)	14,2(12,3-16)	13,5(12,5-14,6)	14,3(12,8-14,9)	12,3(12,1-15)
C/P	245(167)	163(110)	126(78)	299(129)	191(159)	106(67)	121(55)	263(130)	99(36)
	203(146-274)	144(98-188)	115(80-136)	307(124-502)	148(89-245)	90(57-125)	117(76-149)	276(145-358)	80(77-140)
pH (H_2O)	3,9(0,3)	4,3(0,7)	5,8(1,3)	4,3(0,3)	4,6(0,9)	5,9(1,3)	6,3(1,5)	4,8(1,2)	5,8(1,1)
	3,9(3,8-4,1)	4,1(3,9-4,5)	5,8(4,5-6,9)	4,2(3,8-4,9)	4,5(4,1-4,9)	6,1(4,7-7)	7(5-7,6)	4,4(3,8-5,9)	5,5(4,9-7,4)
pH ($CaCl_2$)	3,3(0,3)	3,7(0,7)	5,3(1,4)	3,5(0,3)	4(1)	5,4(1,4)	5,8(1,6)	4,4(1,3)	5,3(1,3)
	3,2(3,1-3,4)	3,5(3,3-3,8)	5(3,9-6,7)	3,5(3-3,8)	3,8(3,5-4,2)	5,7(4,1-6,8)	6,6(4,5-7,2)	3,9(3,4-5,5)	4,9(4,3-7,1)
K (t ha^{-1})	40(18)	53(31)	124(79)	56(34)	96(72)	194(144)	150(118)	80(39)	108(19)
	38(27-48)	46(34-63)	103(62-175)	48(23-136)	84(56-121)	133(83-322)	120(58-193)	87(44-101)	101(93-136)
Mg (t ha^{-1})	31(34)	95(143)	297(351)	38(35)	107(197)	188(195)	188(96)	129(138)	207(261)
	22(14-40)	39(23-107)	125(86-382)	27(8-108)	47(24-106)	148(74-192)	192(94-253)	96(43-110)	93(49-594)
P (t ha^{-1})	241(151)	333(154)	444(176)	178(84)	362(304)	583(319)	440(163)	419(219)	415(158)
	208(144-286)	299(236-403)	462(324-585)	142(93-296)	296(172-458)	456(376-748)	375(306-524)	390(266-539)	424(252-568)
Basensät-tigung (%)	8,8(7,6)	26,5(30,1)	88,8(24,4)	8,9(4,9)	31,1(28,9)	81,4(32,6)	84,8(27,3)	85,4(28,2)	53,8(35,7)
	7(4-10)	11(8-31)	100(94-100)	6,5(5-18)	20,5(10-41)	100(84-100)	100(92-100)	98,5(88,5-99,5)	50,5(14-100)
KAK_{eff} ($\mu mol_c\ g^{-1}$)	68(33)	89(53)	280(158)	41(16)	94(91)	164(108)	239(264)	477(541)	126(97)
	64(45-85)	73(59-98)	258(148-404)	41(18-65)	68(44-108)	151(87-232)	137(76-270)	236(136-641)	83(67-271)

Statistische Maßzahlen: 1. Zeile = Mittelwert (Standardabweichung); 2. Zeile = Median (25. Perzentil-75. Perzentil).
Die Angaben zu C/N, C/P und den pH-Werten beziehen sich auf die Tiefenstufe 0-5 cm des Mineralbodens, die Angaben zu den Vorräten für Mg, K (jeweils austauschbare) und P (Königswasser-Extrakte) beziehen sich auf die Tiefenstufe 0–10 cm, die Angaben zur Basensättigung und Austauschkapazität (KAK) auf die Tiefenstufe 10-30 cm; N-Ratio = Verhältnis N-Vorräte Auflage/Mineralboden 0-10 cm.

Im Wesentlichen können die Angaben zu Wertebereichen bodenchemischer Kennwerte in Härdtle (1997) bestätigt werden, wobei die Standorte der trockeneren Ausprägung, gemessen an den C/N- und C/P-Verhältnissen, zu reicheren Standortsbedingungen tendieren. An den Standorten der feuchten Ausprägung des Quercenion robori-petraeae liegt ein größerer Anteil der Nährstoffe in der organischen Auflage vor. Dies zeigt sich am Beispiel des Verhältnisses der N-Vorräte der Auflage zu den N-Vorräten in der Tiefenstufe 0-10 cm (Tab. I-9-2). Die teilweise besseren Nährstoffverhältnisse können im Zusammenhang mit Ewald *et al.* (2013) gesehen werden, die eine Zunahme der mittleren N-Zeigerwerte in *Quercus* - und *Pinus* - Beständen feststellten. Die Autoren führten dies auf einen Nutzungswandel und eine damit verbundene Erholung der Nährstoffkreisläufe zurück. Grundsätzlich stimmen die bodenchemischen Kennwerte des Quercenion robori-petraeae mit denen des Luzulo-Fagenion überein.

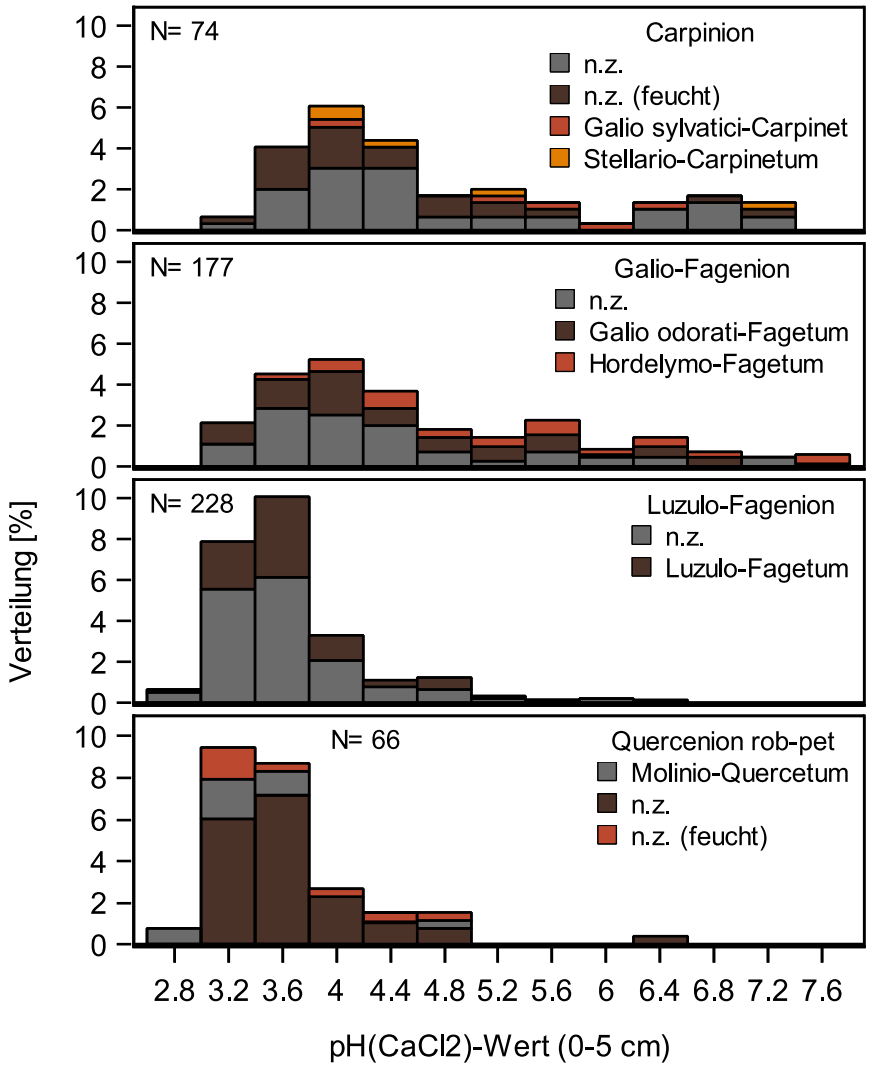


Abb. I-9-17: pH($CaCl_2$)-Werte in der Tiefenstufe 0-5 cm in Böden an Standorten von Buchenwaldgesellschaften, Eichen-Hainbuchenwäldern und bodensauren Eichenwäldern, mit n.z. = Assoziation nicht zugeordnet.

Die bodensauren Kiefernwälder stellen im subkontinentalen Bereich i.d.R. eine anthropogen bedingte Umwandlung bodensaurer Eichen- bzw. Buchenwälder dar. Die Unterscheidung, ob ein Bestand natürlichen oder anthropogenen Ursprungs ist, ist schwierig (Heinken 2007) und wird unterschiedlich gehandhabt (Heinken 2008, Hofmann & Pommer 2013). In der vorliegenden Arbeit werden beerstrauchreiche Kiefernwälder als naturnahes Dicrano-Pinion ausgewiesen und beerstraucharmen Nadelholzforsten unterschiedlicher Trophiestufen gegenübergestellt. Wie sich zeigt, gleichen sich die Standortsbedingungen der als naturnahes Dicrano-Pinion ausgewiesenen Bestände weitgehend mit denen der bodensauren Kiefernforste (Tab. I-9-2). Die Standorte beider Gruppen weisen die geringsten Nährstoffvorräte auf. Die Übereinstimmung der Standortsverhältnisse lässt den Schluss zu, dass die Zuordnung zum Dicrano-Pinion zu weit gefasst wurde.

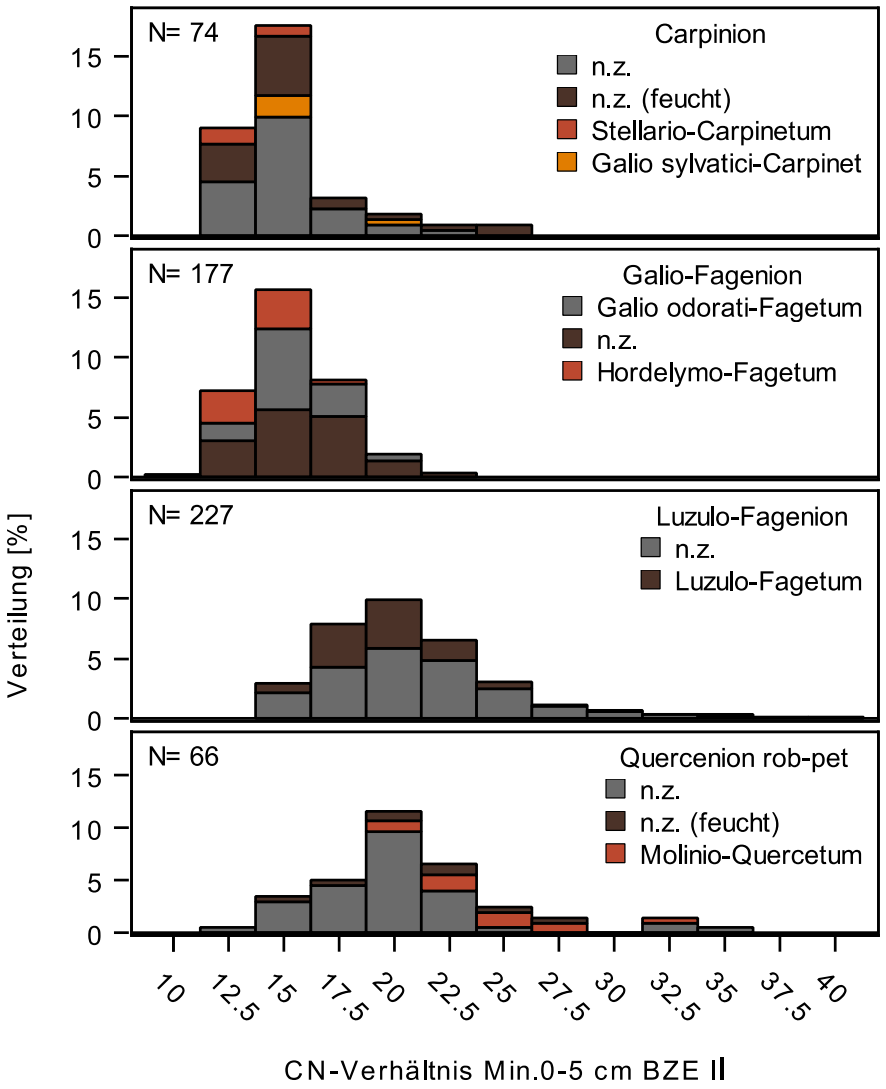


Abb. I-9-18: C/N-Verhältnisse in der Tiefenstufe 0-5 cm in Böden an Standorten von Buchenwaldgesellschaften, Eichen-Hainbuchenwäldern und bodensauren Eichenwäldern, mit n.z. = Assoziation nicht zugeordnet.

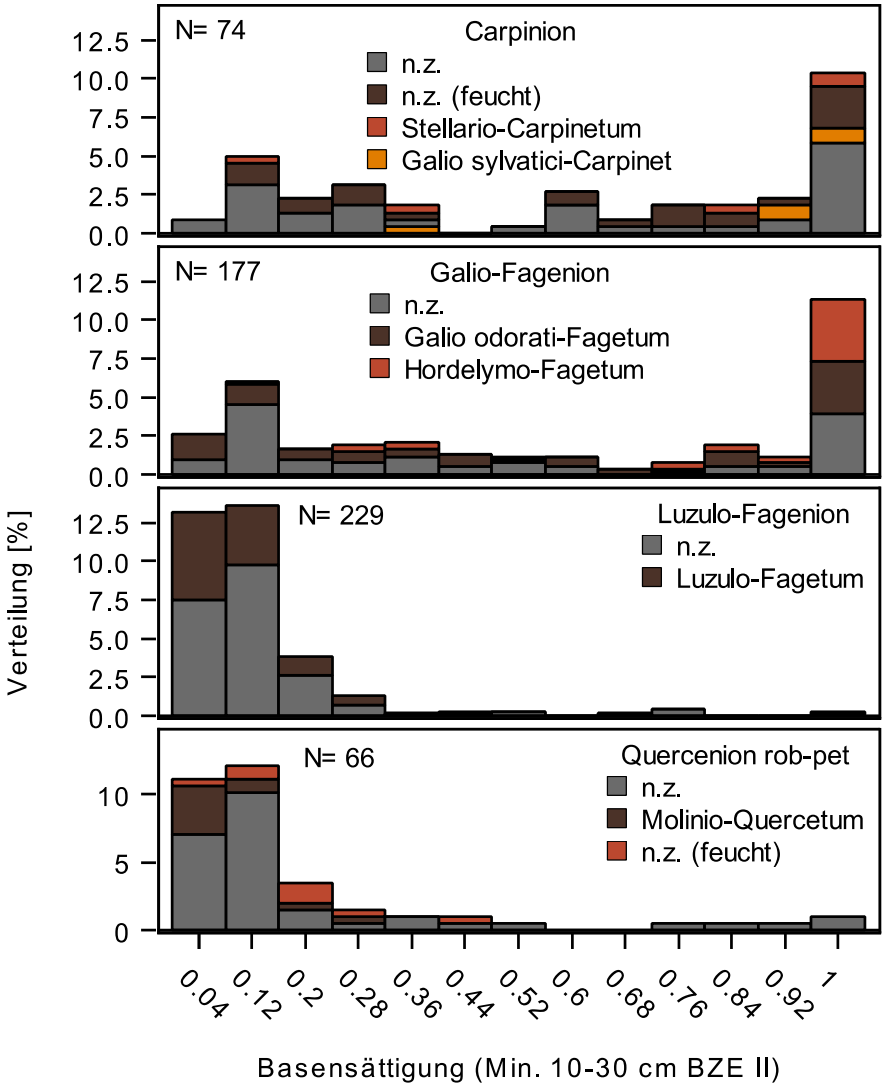


Abb. I-9-19: Basensättigung in der Tiefenstufe 10-30 cm in Böden an Standorten von Buchenwaldgesellschaften, Eichen-Hainbuchenwäldern und bodensauren Eichenwäldern, mit n.z. = Assoziation nicht zugeordnet.

Die als mesotroph ausgewiesenen Kiefernforste unterscheiden sich deutlich bezüglich ihrer bodenchemischen Kennwerte von denen der als arm charakterisierten Bestände. Die Wertespannen basenbeeinflusster Kiefernforste ähnelten denen des Erico-Pinion (Tab. I-9-2).

Buchenwälder mesotropher Standorte werden auf zunehmend feuchter oder trockener werdenden Standorten durch Eichen-Hainbuchenwälder abgelöst. Ebenso wie bei den bodensauren Eichen- und Kiefernwäldern ist das Ausmaß der Natürlichkeit der Bestände umstritten, da durch historisch verbreitete Waldbewirtschaftungsformen die Hainbuche gegenüber der Rotbuche gefördert wurde. Die feuchte Ausprägung des Carpinion kommt auf grund- und stauwasserbeeinflussten Böden der Niederungen bzw. auf nicht mehr überfluteten, ehemaligen Auenstandorten vor. Anhand der Bodenchemie zeigt sich eine weitgehende

Übereinstimmung der Standortsverhältnisse des Carpinion mit denen des Galio odorati-Fagenion. Die Ergebnisse der kanonischen Diskriminanzanalyse (Abb. I-9-20) deuten an, dass die Standorte des Carpinion leicht in wärmere Bereiche zu verordnen sind als die des Galio odorati-Fagenion. Die Unterschiede der mittleren Jahrestemperaturen fallen bei einem univariaten Vergleich aber nicht signifikant aus.

Bei naturnahen montanen Waldgesellschaften zeigen sich im C/N-Verhältnis, den pH-Werten und der Basensättigung sowie den K-Vorräten zwischen dem Vaccinio-Piceenion und dem Vaccinio-Abietenion wenige Unterschiede. Allerdings liegen die P-Vorräte und das C/P-Verhältnis der Standorte des Vaccinio-Abietenion signifikant unter bzw. über denen des Vaccinio-Piceenion (Tab. I-9-2). Gegen die Standorte des Vaccinio-Piceenion und des Vaccinio-Abietenion kontrastiert die montane Ausprägung des Galio odorati-Fagenion bezüglich des C/N-Verhältnis, den pH-Werten und der Basensättigung. Keine Unterschiede ergeben sich aber zum Vaccinio-Piceenion beim C/P-Verhältnis und den P-Vorräten. Die Standorte des montanen Galio odorati-Fagenion zeigen mit Ausnahme der P- und K-Vorräte auch reichere Standortsverhältnisse an als die übrigen, tiefer gelegenen Standorte des Galio odorati-Fagenion. Phosphor- und K-Vorräte sind an den montanen Standorten des Galio odorati-Fagenion niedriger. Ebenso wie in tieferen Lagen umfassen die Gesellschaften des vor allem in den Alpen verbreiteten montanen Galio odorati-Fagenion standörtlich stark variierende Gesellschaften (Ewald 2005).

Wie die Kiefernforste zeigen auch die Fichtenforste entlang des anhand der Bodenvegetation abgeleiteten Gradienten arm – mittel – reich deutliche Unterschiede in der Bodenchemie. Die als arm charakterisierten Fichtenforste weisen dabei reichere Standortsverhältnisse auf als die armen Kiefernforste. Ihre Standortsamplitude überschneidet sich mit der des Luzulo-Fagenion, wobei letztere zu reicheren Standortsverhältnissen tendieren. Fichtenforste mittlerer Standorte tendieren dagegen zu reicheren Standortsverhältnissen als das Luzulo-Fagenion. So weisen sie z.B. signifikant höhere P-Vorräte auf.

Feuchtwäldern der Verbände Alno-Ulmion und Alnion glutinosae verfügen über eine reiche Nährstoffausstattung. Durch die Zufuhr basischer Kationen mit dem Schwemmwasser weisen Auenstandorte des Alno-Ulmion dabei höhere pH-Werte und Kationenvorräte auf. Niedrigste P-Vorräte und höchste C/P-Verhältnisse haben die Moorböden des Betulion pubescentis.

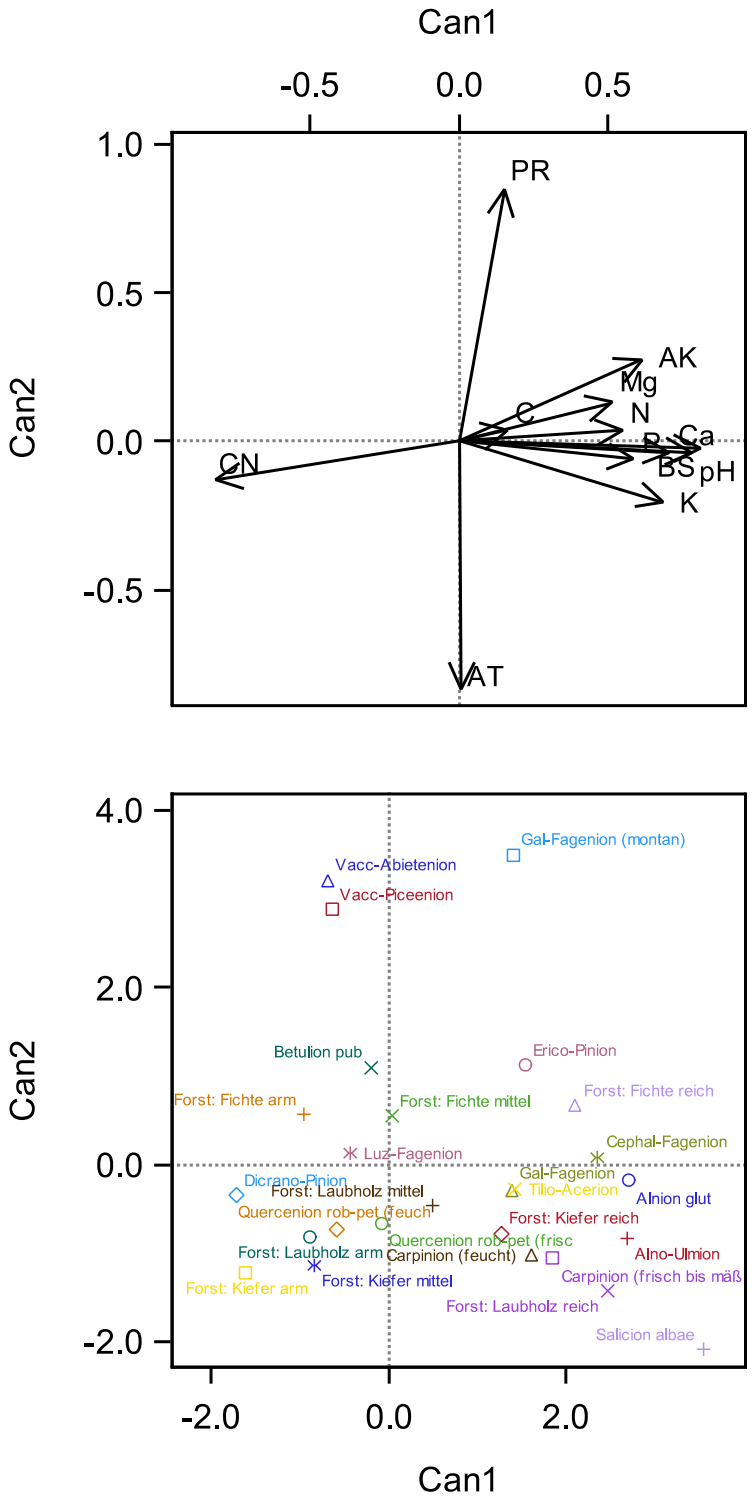


Abb. I-9-20: Ergebnisse der kanonischen Diskriminanzanalyse. Obere Abbildung: Vektoren der Umweltparameter, untere Abbildung: Mittel der Vegetationsgesellschaften, Verhältnis der Eigenwerte Can1/Can2 = 1,4. Die Werte für auf Kalkstandorten vorkommende Vaccinio-Piceenion Bestände wurden aus Gründen der Übersichtlichkeit (Can2 = 6,0) nicht dargestellt. Klassifizierung der Forste: arm = bodensauer, mittel = mesotroph, reich = basenbeeinflusst.

9.5 Waldstruktur innerhalb der Waldgesellschaften

Wuchskraft

Dazu wurde zunächst untersucht, ob sich beim Vergleich der Waldgesellschaften Unterschiede in der Wuchskraft der vier Hauptbaumarten (Fichte, Buche, Kiefer, Eiche) finden. Als Maß für die Wuchskraft wurde die Oberhöhe im Alter 100 (Oberhöhenbonität) ausgewählt. Beim Vergleich der Bonitäten verschiedener Altersklassen und Herstellung eines Standortsbezugs ist darauf zu achten, dass sich die Standortsbedingungen im Laufe des letzten Jahrhunderts, vor allem durch den Eintrag atmogener Fremdstoffe, geändert haben. Die Bestände waren in ihren verschiedenen Wachstumsphasen unterschiedlichen Umweltbedingungen ausgesetzt. Dies kann zu standortsunabhängigen Alterstrends in den Daten führen (Pretzsch *et al.* 2014). In Abb. I-9-21 (oben) zeichnet sich dieser Trend ab: bei jüngeren Beständen liegt ein deutlich größerer Anteil in der besten Ertragsklasse oder höher im Vergleich zu Beständen mittleren Alters.

Um diesen Effekt auszugleichen, wurde anhand des Gesamtdatenbestands der Oberhöhen einer Baumart eine Quantilregression von Oberhöhe gegen Alter angepasst (Abb. I-9-21, unten). Anhand der Quantilsfunktionen wurde die Oberhöhe im Alter von 100 Jahren abgeleitet. Grundlage für diese Vorgehensweise ist die Annahme, dass über die gesamte Altersspanne die Bonität gleich verteilt ist. Da für schwachwüchsige Bestände die Wahrscheinlichkeit ein höheres Alter zu erreichen höher ist als für starkwüchsige Bestände, wurden für die Anpassung der Quantilsfunktion nur Bestände ausgewählt, die innerhalb der forstlichen Umtriebszeiten der betreffenden Baumarten lagen.

Der Vergleich der Bonitäten nach Vegetationseinheit ergab bei der Buche die höchste Bonität innerhalb des Galio odorati-Fagenion (Abb. I-9-22). Die Bonität im Luzulo-Fagenion war geringer (Tukey t-Test, $p < 0{,}01$). Die Buchen der montanen Bestände des Galio odorati-Fagenion lagen wiederum deutlich unter den beiden zuerst genannten Einheiten. Hier zeichnet sich die Temperaturabhängigkeit der Wuchskraft ab. Ebenfalls eine geringere Bonität weisen die Bestände des Cephalanthero-Fagenion auf, wo allerdings nur für vier Bestände Werte vorliegen. An diesen Standorten dürfte die Wasserverfügbarkeit zu einer Einschränkung der Wuchskraft führen. Innerhalb des Galio odorati-Fagenion gab es zwischen dem Hordelymo-Fagetum und dem Galio odorati-Fagetum keine signifikanten Unterschiede in der Bonität.

Bei der Fichte findet sich die höchste Bonität bei mesotrophen Forsten. In Forsten auf bodensauren Standorten liegt die Bonität darunter (Tukey t-Test, $p < 0{,}01$). Ebenso wie bei der Buche erreichen die Bäume montaner Standorte in den Beständen des Vaccinio-Abietenion und Vaccinio-Piceenion eine deutlich geringere Oberhöhe. Auf Forsten reicher Standorte tendiert die Fichte zu einer geringeren Bonität gegenüber mittleren Standorten. Der Unterschied ist jedoch nicht signifikant. Hier kann auf Karbonatstandorten ein ungünstigeres Bodenwasserangebot und eine Nährstofflimitierung zu einer Einschränkung der Wuchskraft führen (Klemmt & Ewald 2012, Mellert & Ewald 2014).

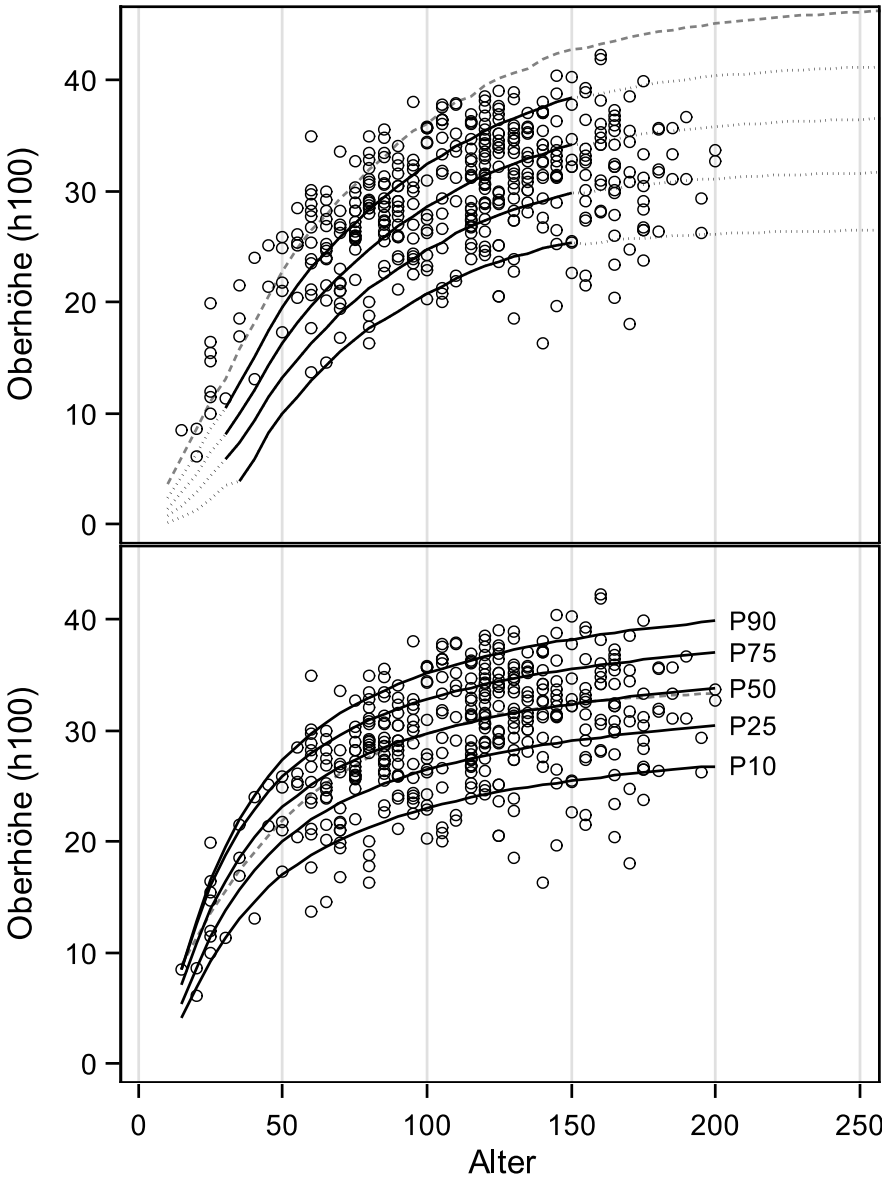


Abb. I-9-21: Oberhöhen und Alter der Buchenbestände (Kreise). Obere Abbildung: durchgezogene Linie = Ertragsklassen (Ertragstafel mäßige Durchforstung Schober (1972), in Nagel & von Gadow (2000)), gepunktete Linien = Verlängerung der Ertragsklassen durch Anpassung Chapman-Richards-Funktion, gestrichelte Linie = linear abgeleitete Ertragsklasse 0. Untere Abbildung: durchgezogene Linie = Perzentile aus Anpassung von Quantilsfunktion, gestrichelte Linie = Mittelkurve aus Anpassung Chapman-Richards-Funktion.

Bei den Eichen fällt auf, dass die Bonitäten in grundwasserfernen Eichen- und Eichen-Hainbuchenwäldern deutlich geringer sind als in allen anderen Gruppen. Dies könnte zum einen mit der ausgeprägteren Trockenheit solcher Standorte, zum anderen aber auch mit historischen Nutzungsformen (Mittel-/Niederwaldwirtschaft) dieser Bestände zusammenhängen. Bestände, die aus überalterten Stöcken hervorgegangen sind, tendieren zu einem schwächeren Wachstum.

Wie auch die Fichte erreicht die Kiefer auf mesotrophen Standorten die höchste Wuchskraft. Die Bonität ist hier signifikant höher als auf bodensauren Standorten. Auf kalkhaltigen Standorten tendieren die Kiefernbestände dagegen wieder zu einer Abnahme der Bonität. Eine extreme Lage in der Standortsamplitude nehmen zum einen die Erico-Pinion-Wälder auf Kalkstandorten und die Moorwälder des Betulion bubescentis ein. Beide Gruppen sind allerdings nur in geringer Zahl vertreten. Vor allem im Erico-Pinion sind die Bonitäten deutlich geringer als in den übrigen Gruppen. Die ermittelten Bonitäten im Erico-Pinion liegen aber z.T. noch über den von Hölzel (1996b) für Primärwälder angegebenen Grenzwerten von 15-20 m. Die als naturnahe Dicrano-Pinion ausgewiesenen Bestände erreichen Oberhöhenbonitäten zwischen 20-30 m und unterscheiden sich damit nicht von den Kiefernforsten armer Standorte. Diese Werte liegen deutlich über den Angaben zu naturnahen, bodensauren Sandkiefernwälder von < 20 m in Hofmann & Pommer (2013). Hier zeigen sich wieder die bereits angesprochenen Schwierigkeiten bei der Abgrenzung des Dicrano-Pinions (Heinken 2007, 2008).

Insgesamt ergibt sich eine gute Übereinstimmung zwischen der durch die Bodenvegetation angezeigten Trophie des Standorts und der Wuchskraft des Bestands. Das ist auf die Tatsache zurückzuführen, dass beides aus der Vegetation abgeleitete Response-Variablen sind, die die pflanzenwirksamen Variablen effizient bündeln. Zeigerarten bringen den für das Wachstum entscheidenden Ökosystemzustand besser zum Ausdruck als physikalisch-chemische Messwerte. Bereits Cajander (1926) und Rubner (1950) zeigten das diagnostische Potenzial von Bodenpflanzen für die Einschätzung des Bestandswachstums.

Wird dagegen die Beziehung der Bonität zu Bodeneigenschaften direkt untersucht, so ergibt sich ein weniger eindeutiges Bild. Bei einer linearen Regression der Bonitäten gegen die fünf Hauptkomponenten aus der Hauptkomponentenanalyse (Kap. 9.2.3) ist das lineare Modell jeweils signifikant, allerdings liegen die R^2 nur bei 0,12 (Fichte), 0,15 (Buche), 0,10 (Kiefer), 0,12 (Stieleiche) und 0,33 (Traubeneiche). Dabei hatte die 4. Hauptkomponente, auf die vor allem die nutzbare Feldkapazität lädt, bei allen Baumarten einen signifikanten Einfluss. Die 3. Hauptkomponente, auf der hauptsächlich die klimatischen Größen laden, hat einen Einfluss auf die Bonität der Buche und Kiefer. Die 5. Hauptkomponente, die vor allem aus der Varianz der P-Vorräte gebildet wird, hat einen Einfluss auf die Bonität von Fichte, Kiefer und Traubeneiche. Die 2. Hauptkomponente (C- und N-Vorräte) hat mit Ausnahme der Eichen einen Einfluss auf die Bonität aller Baumarten. Die 1. Hauptkomponente, auf die vor allem die Nährstoffvorräte und die pH-Werte laden und die den größten Teil der Varianz der Prädiktoren erklärt, hat nur bei der Fichte einen Einfluss. Der Grund dafür könnte darin zu suchen sein, dass die Beziehung zur Bonität einen unimodalen Verlauf hat. Um dies zu untersuchen wurde ein additives Modell (Proc GAM, SAS 9.4) mit den fünf Hauptkomponenten und mit einer kubischen Spline der ersten Hauptkomponente angepasst. Die Ergebnisse zeigten, dass nur bei der Stieleiche die Anpassung der Spline einen signifikanten Effekt hatte. Hier sind noch vertiefende Auswertungen notwendig, um den Standorts-Leistungsbezug detaillierter herauszuarbeiten.

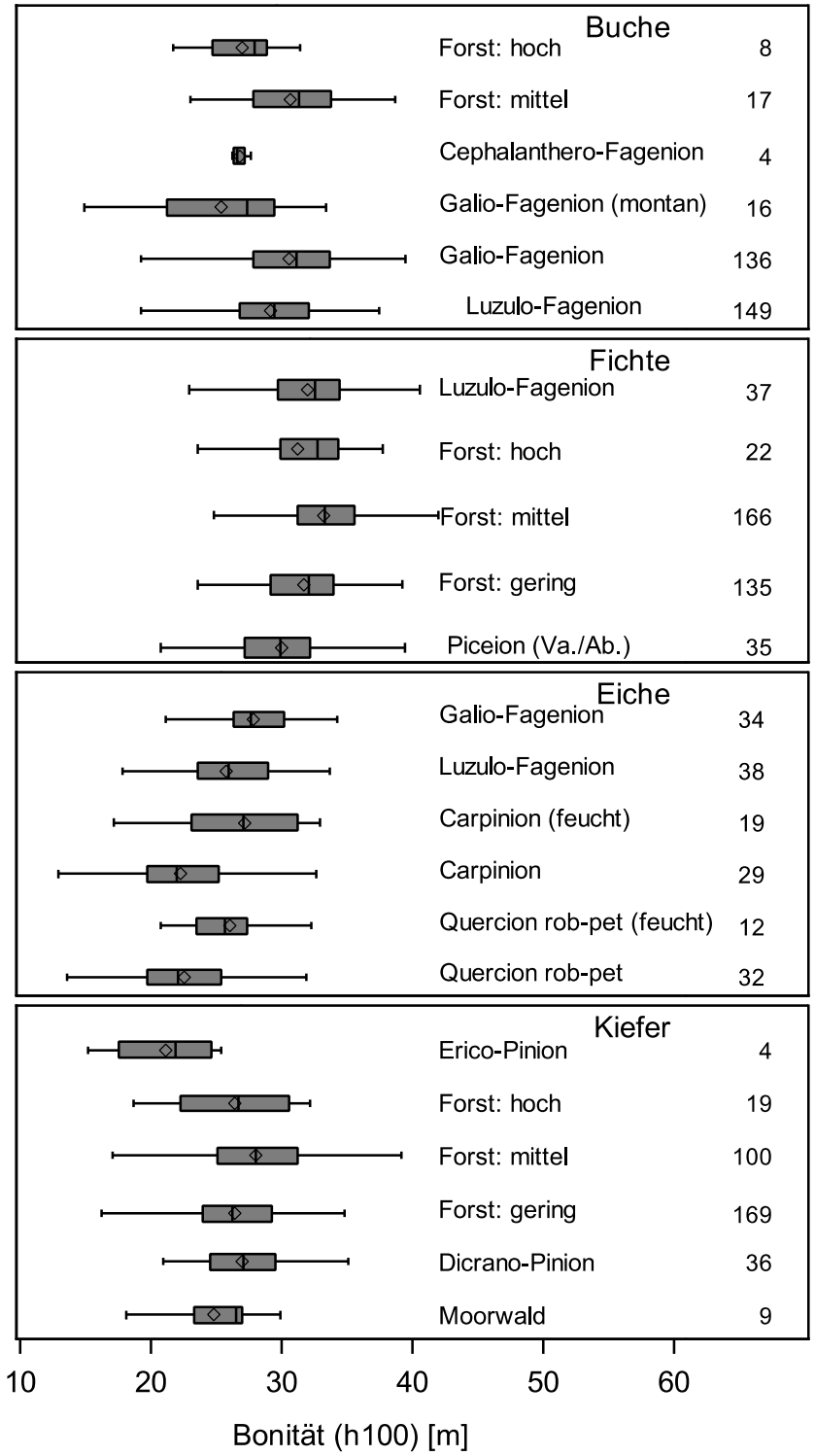


Abb. I-9-22: Bonitäten (Oberhöhe (h100) im Alter von 100 Jahren) der Hauptbaumarten Fichte, Buche, Kiefer, Eiche in den verschiedenen Vegetationseinheiten. Zahlenangaben = Anzahl der Bestände, gestrichelte Linie = Median der jeweiligen Baumart. Klassifizierung der Forste: gering = bodensauer, mittel = mesotroph, hoch = basenbeeinflusst. Die Gruppe Piceion enthält Bestände des Vaccinio-Abietenion und des Vaccinio-Piceenion.

Kohlenstoffvorrat

Um den in der oberirdischen Biomasse der Baumschicht gebundenen C zu ermitteln, wurden einzelbaumbezogene Biomassefunktionen für die einzelnen Baumkompartimente angewandt (Pretzsch *et al.* 2014, Wirth *et al.* 2004, Zianis *et al.* 2005). Anschließend wurde vereinfachend angenommen, dass 50 % der Biomasse aus C besteht. Der in der oberirdischen Biomasse gebundene C-Vorrat beträgt im Mittel 103 (Stabw. = 60) t ha^{-1}. Der Median liegt bei 94 (IQR: 60-137) t ha^{-1}. Zwischen den Waldgesellschaften ergeben sich dabei keine signifikanten Unterschiede. Unter den Waldgesellschaften, die über 15-mal beprobt wurden, haben Kiefernforste armer Standorte mit 61 ± 2 t ha^{-1} die niedrigsten Vorräte, Auenwälder des Alno-Ulmion und Eichen-Hainbuchenwälder in der feuchten Ausprägung mit 127 ± 18 t ha^{-1} und 131 ± 10 t ha^{-1} die höchsten Vorräte.

Altersstruktur

Als Bestandsalter wurde in Beständen mit verschieden alten Bäumen das Alter mit maximalem Grundflächenanteil gewertet. Der Median über den Gesamtdatenbestand beträgt dabei 80 (IQR: 50-110) Jahre. Zwischen den Waldgesellschaften gab es signifikante Unterschiede. Kiefernforste auf bodensauren Standorten waren bei einem Median von 65 (45-85) Jahren signifikant jünger als Buchenwälder, Carpinion-Wälder und Bestände des Vaccinio-Piceenion. Der Anteil der Flächen, bei denen Bäume mit einem Alter von 160 Jahren oder höher vorkommen, beträgt 7,6 %. Am höchsten war der Anteil dabei in der frischen bis mäßig trockenen Ausprägung des Carpinion mit 16 %, im Galio odorati-Fagenion mit 13 %, bei mesotrophen Laubholzforsten mit 12 % und im Vaccinio-Piceenion mit 11 %. Im Dicrano-Pinion und bei Kiefernforsten auf bodensauren Standorten lag der Anteil unter 3 %. Zur Analyse der Altersstruktur wurden Altersklassen gebildet. 48,7 % der Bestände werden aus Bäumen einer Altersklasse zusammengesetzt. 31,2 % bestehen aus zwei, 14,0 % aus drei und 5,4 % aus vier Altersklassen. Einen geringen Anteil (< 40 %) an Flächen mit nur einer Altersklasse weisen die Wälder des Carpinion, Querencion robori-patraeae (feuchte Ausprägung), Vaccinio-Abietenion und Vaccinio-Piceenion auf, während Kiefernforste bodensaurer Standorte mit 69 % deutlich darüber liegen. Insgesamt ist die Tendenz zu erkennen, dass in Laubholzbeständen der Anteil an Altbäumen höher ist, als in Nadelholzbeständen. Dies dürfte vor allem in den unterschiedlichen Umtriebszeiten der Bestände begründet sein. In Bergwäldern dürfte dagegen die geringere Nutzungsintensivität eine Rolle spielen

Totholz

Bei der Totholzerhebung der BZE wurden Totholzdurchmesser ab 10 cm (bei stehendem Totholz BHD von 10 cm) aufgenommen. Die Berechnungsmethoden orientierten sich an Meyer *et al.* (2009). Der Median des Totholzvorrats liegt bei 8,2 (1,6-26,1) m^3 ha^{-1}, bei einem Mittelwert von 21,8 ± 0,9 m^3 ha^{-1}. Damit lag der Wert der BWI 2012 von 20,6 ± 0,3 m^3 ha^{-1} (Kroiher & Bolte 2015) innerhalb der statistischen Unsicherheit. Insgesamt weisen die Werte eine extreme Schwankungsbreite durch Windwürfe mit bis fast 400 m^3 ha^{-1} auf. Ein Vergleich der Totholzvorräte verschiedener Waldgesellschaften kann dadurch stark beeinflusst werden, wie z.B. die schwach besetzte Gruppe der Kalk-Buchenwälder in Abb. I-9-23 zeigt. Signifikante

Unterschiede finden sich zwischen Kiefernbeständen auf armen und mittleren Substraten und bodensauren Eichenwäldern jeweils mit niedrigen Werten und dem montanen Galio odorati-Fagenion und Fichtenforsten auf armen bis mittleren Standorten mit hohen Werten. Montane Waldgesellschaften sowie Fichtenforste tendieren zu höheren Totholzvorräten. Der Median (mit den Quartilen) des montanen Galio odorati-Fagenion beträgt 20,7 (13,9-85,2) m^3 ha^{-1}, des Vaccinio-Abietenion 19,8 (6,8-43,1) m^3 ha^{-1} und des Vaccinio-Piceenion 29,5 (10,1-53,1) m^3 ha^{-1}. Fichtenforste mittlerer Nährkraft haben im Median einen Vorrat von 20,2 (8,4-44,3) m^3 ha^{-1}. Die vergleichsweise hohen Werte dieser Gruppen dürften zum einen mit der Erreichbarkeit der Flächen und dem Alter der Bestände zusammenhängen, zum anderen kann dies mit der Windwurfanfälligkeit der Fichte in Verbindung gebracht werden. Mittlere Totholzmengen finden sich in den Buchenwäldern unterhalb der montanen Stufe. Buchenwälder des Luzulo-Fagenion haben im Median einen Totholzvorrat von 7,7 (2,0-28,2) m^3 ha^{-1} und im Galio odorati-Fagenion liegt der Median bei 6,9 (1,6-23,4) m^3 ha^{-1}. Carpinion-Wälder haben einen den Buchenwäldern vergleichbaren Totholzvorrat. Niedrige Totholzmengen finden sich in bodensauren bis mesotrophen Kiefernbeständen. So liegt der Median im Dicrano-Pinion bei 1,1 (0-5,1) m^3 ha^{-1}, in bodensauren Kiefernforsten bei 2,1 (0-4,9) m^3 ha^{-1}. Auch Laubholzforste und bodensaure Eichenwälder haben vergleichsweise niedrige Totholzmengen. Insgesamt liegt bei 22 % der Flächen der Totholzvorrat bei 30 m^3 ha^{-1} oder mehr.

Stehendes Totholz kommt nur an insgesamt 6,3 % der BZE-Punkte vor. Dessen Vorrat beträgt daher insgesamt, wie auch innerhalb der einzelnen Waldgesellschaften, im Median 0 m^3 ha^{-1}, bei einem Gesamtmittelwert von 3,6 ± 0,6 (Stabw = 23,0) m^3 ha^{-1}. Der Wert umfasst mit seiner Unsicherheit den Bereich des BWI 2012-Ergebnisses von 4,7 ± 0,2 m^3 ha^{-1} (Thünen-Institut 2014). Unterschiede im Vorkommen von stehendem Totholz zwischen den einzelnen Waldgesellschaften zeigen keine ausgeprägten Muster. So kommt in 17 % der Flächen des Vaccinio-Piceenion stehendes Totholz vor, aber nur in 4 % der Flächen des Vaccinio-Abietenion. Im Luzulo-Fagenion sind es 4 %, im Galio odorati–Fagenion 8 % und in der montanen Ausprägung des Galio odorati-Fagenion 13 %. Werden nur BZE-Flächen ausgeschieden, die in FFH-Gebieten liegen (N = 294), so beträgt hier der Anteil an Flächen mit stehendem Totholz 10 %.

Um den Anteil von Totholz mit einem Durchmesser von 30 cm zu ermitteln, wurde jeweils der Mitteldurchmesser der Stücke berechnet. Stubben wurden gesondert berücksichtigt. Ohne Stubben kommt Totholz mit einem Durchmesser von über 30 cm an 9 % der BZE-Punkte vor und nimmt im Mittel einen Anteil von 5 % des Gesamtvolumens ein (Abb. I-9-24). Der mittlere Vorrat beträgt 2,3 ± 0,4 m^3 ha^{-1}. Bei Fichtenbeständen tritt Totholz > 30 cm bei einem höheren Anteil auf (15 %) und die mittleren Vorräte liegen mit 3,5 ± 1,0 m^3 ha^{-1} über dem Durchschnitt. Auch im Luzulo-Fagenion tritt vermehrt, an 11 % der Standorte, Totholz > 30 cm auf. Der mittlere Vorrat liegt mit 4,9 ± 1,9 m^3 ha^{-1} noch über dem der Fichtenbestände. Werden die Stubben mitberücksichtigt, kommt Totholz mit einem Durchmesser von über 30 cm bei einem mittleren Vorrat von 9,0 ± 0,5 m^3 ha^{-1} auf der Hälfte (52 %) der BZE-Punkte vor. Die Totholzmenge > 30 cm inkl. Stubben korreliert dabei mit der Gesamtmenge (R^2 = 0,38). Dementsprechend kommt

Totholz > 30 cm inkl. Stubben in Fichtenbeständen einschließlich montaner (Tannen-) Fichtenwälder (Vaccinio-Abietenion und Vaccinio-Piceenion) auf 74 % der Flächen und damit am häufigsten vor, während es in Kiefernbeständen auf 23 % der Flächen am seltensten ausgeprägt ist. In Buchenwäldern unterscheiden sich die Anteile der Flächen im Galio odorati-Fagenion und Luzulo-Fagenion mit jeweils 57 % nicht voneinander. Innerhalb des Galio odorati-Fagenion hat das Hordelymo-Fagetum mit 79 % der Flächen häufiger Totholz > 30 cm incl. Stubben als das Galio odorati-Fagetum mit 58 % der Flächen.

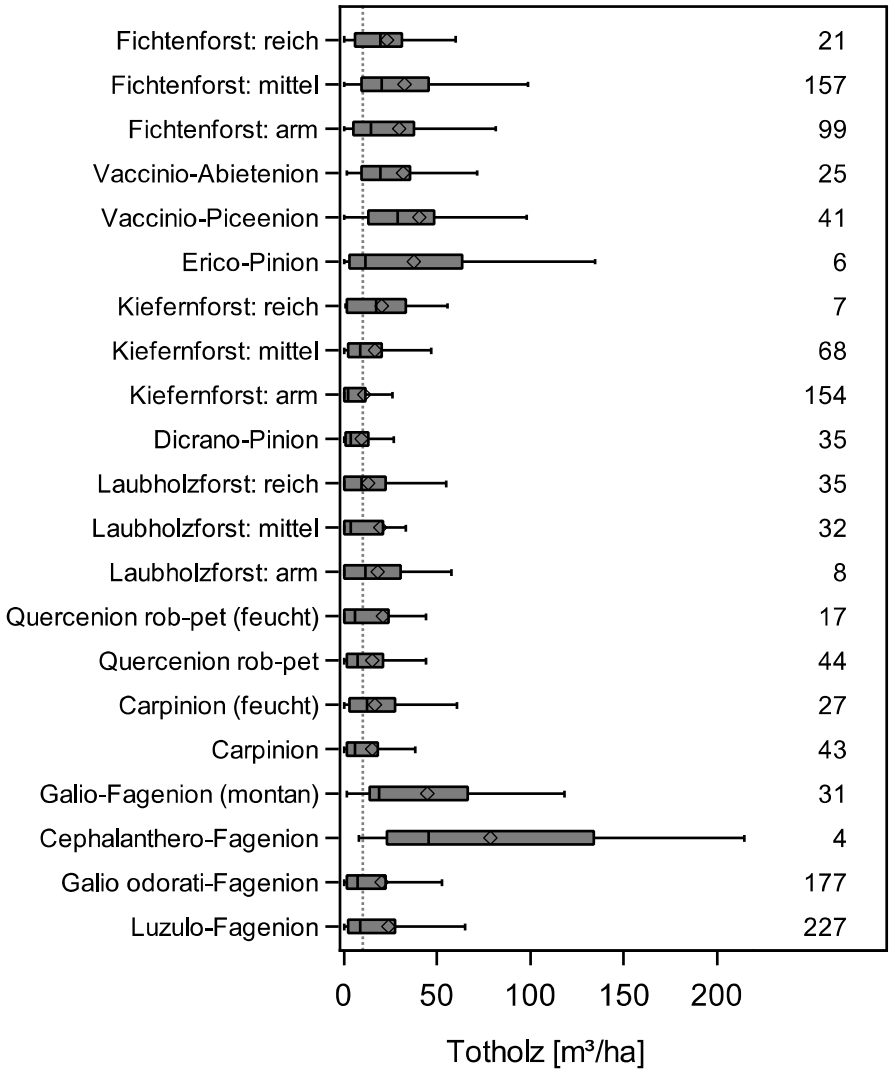


Abb. I-9-23: Totholzmengen [m³ ha^{-1}] an den BZE-Flächen. Klassifizierung der Forste: arm = bodensauer-arm, mittel = schwach bodensauer-mesotroph, reich = basenbeeinflusst-mesotroph oder reicher.

Die Zersetzungsgrade sind relativ gleichmäßig verteilt. 84 % der Flächen enthalten Totholz in einer höheren Zersetzungskategorie als „frisch abgestorben“. 43 % der Flächen enthalten auch Totholz der Kategorie „stark vermodert“. Dieses hat ein durchschnittliches Volumen von 2,5 m³ ha^{-1}. Unterschiede zwischen den Waldgesellschaften finden sich dabei nicht.

Totholzvorräte werden, wie auch andere hier untersuchten Merkmale, im Wesentlichen durch das forstliche Management beeinflusst und weniger durch abiotische Umweltfaktoren wie der Bodenzustand. Dennoch finden sich im Totholzangebot wie auch in den anderen Strukturmerkmalen Unterschiede zwischen den sich aus Boden, Klima und Bewirtschaftungsweise ergebenen Pflanzengesellschaften.

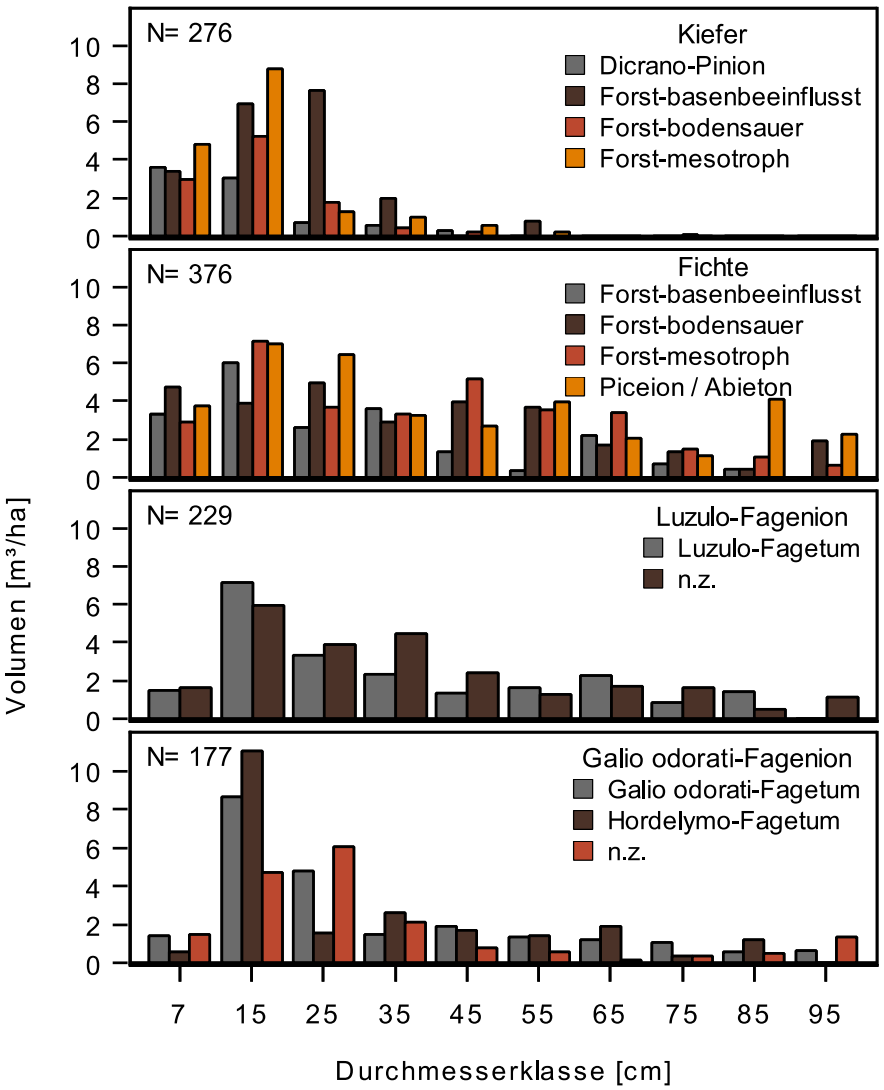


Abb. I-9-24: Mittleres Totholzvolumen [m³ ha^{-1}] in Durchmesserklassen in verschiedenen Waldgesellschaften, mit n.z. = Assoziation nicht zugeordnet.

Die mittleren Vorräte an Gesamttotholz und an stehendem Totholz umfassen mit ihren Unsicherheiten jeweils das Ergebnis der dritten Bundeswaldinventur (Kroiher & Bolte 2015, Thünen-Institut 2014). Es ergeben sich somit keine systematischen Abweichungen aufgrund der kleineren Stichprobe. Ein Vergleich mit europäischen Buchennaturwäldern ergibt, dass dort die Totholzvorräte mit 130 m³ ha^{-1} im Mittel sehr viel höher sind (Christensen *et al.* 2005). Auch dort weisen montane Buchenwälder höhere Vorräte auf als Buchenwälder tieferer Lagen. Auch der

Anteil an stehendem Totholz ist mit 45 % in montanen Wäldern gegenüber 25 % in tieferen Lagen sehr viel höher. Der Totholzvorrat korreliert dabei mit der Zeitspanne, die der Wald aus der Nutzung genommen wurde. Bei 106 niedersächsischen Buchenwäldern, die erst seit maximal 30 Jahren aus der Nutzungen genommen waren, fanden sich dagegen nur Totholzvorräte von 18 $m^3\ ha^{-1}$ (Meyer & Schmidt 2011). Die Rate, mit der Totholz akkumulierte, betrug aber 1 $m^3\ ha^{-1}$ pro Jahr. Der Anteil an stehendem Totholz betrug im Mittel 40 %. In einer europäischen Studie lagen 77 % der 98 untersuchten Flächen in der Vorratsklasse < 25 $m^3\ ha^{-1}$ (Seidling *et al.* 2014). In den drei Untersuchungsgebieten der Biodiversitätsexploratorien betrug der Totholzvorrat im unbewirtschafteten Laubwald 10 $m^3\ ha^{-1}$, im bewirtschafteten Laubwald 15 $m^3\ ha^{-1}$ und im Nadelwald 25 $m^3\ ha^{-1}$ (Müller *et al.* 2015). Damit bestätigen sich zwei Trends in den BZE-Daten, zum einen die höheren Vorräte montaner Wälder und zum anderen die höheren Vorräte in Nadelwäldern.

9.6 Zusammenfassung

Im Rahmen der BZE II wurde an 1838 Punkten parallel zu den Bodenuntersuchungen die Vegetation erfasst. Die Vegetationsaufnahmen wurden mit klassischen vegetationskundlichen Methoden auf einer einheitlichen Flächengröße von 400 m^2 durchgeführt. Zusätzlich erfolgte im Jahr 2012 eine Bestandsinventur, die Aussagen zur strukturellen Diversität der Wälder zulässt.

Die Vegetationsaufnahmen ermöglichen die pflanzensoziologische Zuordnung der BZE-Punkte zu Waldgesellschaften. Auf Verbands- bzw. Unterverbandsebene betrachtet kommen an den BZE-Punkten nahezu alle für Mitteleuropa beschriebenen Waldgesellschaften vor.

Das Artinventar an den BZE-Punkten umfasst einen Großteil der waldtypischen Gefäßpflanzen. An ca. 10 % der BZE-Punkte kommen gefährdete Arten entsprechend der Roten Listen vor. Der Artenreichtum an Gefäßpflanzen steigt mit den Nährstoffvorräten und pH-Werten der Böden. Ebenso nimmt der Anteil der Arten zu, deren Vorkommen an geschlossenen Wald gebunden ist.

In montanen Fichtenwäldern zeigen sich die Auswirkungen atmosphärischer N-Einträge. Sowohl die Anzahl als auch der Anteil der eutraphenten Arten steigt in den montanen Fichtenwäldern mit zunehmender N-Belastung, wie auch der Anteil der Arten der Waldsäume und –lichtungen.

Auch die Stoffeinträge aus der Bodenschutzkalkung haben einen Einfluss auf die Zusammensetzung der Bodenvegetation. Dies konnte bei Luzulo-Fagenion-Wäldern und Fichtenforsten auf Braunerden aus bodensauren Festgesteinen gezeigt werden. In beiden Gruppen haben gekalkte Flächen jeweils höhere Artenzahlen als nicht gekalkte Flächen. Die Anzahl von Gefäßpflanzen mit den Ellenberg N-Zeigerwerten 7-9 und die Anzahl der Arten der Waldsäume und -lichtungen ist in beiden Gruppen ebenfalls bei den gekalkten Flächen höher.

Die Standortsbedingungen haben einen deutlichen Einfluss auf die Verteilung der Gefäßpflanzen. Dies wird mit Hilfe einer kanonischen Korrespondenzanalyse gezeigt. Ein beachtlicher Teil der

Struktur der Vegetation kann dabei in den ersten zwei Achsen dargestellt werden, die Boden und Klima repräsentieren. Es zeigte sich, dass die Vegetation der Wälder in erster Linie von den Nährstoffverhältnissen beeinflusst wird. Den stärksten Einfluss hat ein Gradient mit zunehmenden Nährstoffvorräten und einem ansteigenden pH-Wert. Die wichtigste Umweltvariable ist die Basensättigung, mit dieser Variablen korreliert sind der pH-Wert und die anderen Nährelemente. Von diesem ersten Gradienten unabhängig wirkt etwas weniger stark ein zweiter Gradient aus Klimavariablen mit Niederschlag und Temperatur, sowie Höhe ü.N.N.

Für die Waldgesellschaften wurde ihre standörtliche Amplitude herausgearbeitet. Das Vorkommen von Waldgesellschaften wurde im Zusammenhang zu bodenkundlichen Größen wie Ausgangssubstrat, Bodentyp und Humusform untersucht. Darüber hinaus kann das Vorkommen der Waldgesellschaften in Bezug zu bodenchemischen Messgrößen gesetzt werden. Anhand der pH-Werte, des C/N-Verhältnisses und der Basensättigung zeigt sich eine deutliche Differenzierung der Standortsansprüche der Waldgesellschaften. Die Ergebnisse zu den drei Nährelementen P, K und Mg zeigen, dass sich die Verteilung der Werte zwischen den Waldgesellschaften ähnelt und insgesamt auch mit dem C/N–Verhältnis korrespondiert. Abweichungen von diesem generellen Trend gibt es vor allem bei Böden, die hydromorphe Merkmale zeigen. Dort gleichen sich K- und Mg-Vorräte im Unterschied zu den P-Vorräten an. Auch im montanen Bereich bestehen im Gegensatz zu den Mg- und K-Vorräten zwischen Nadelwaldgesellschaften Unterschiede bezüglich der P-Vorräte. Ebenfalls weisen Nadelholzbestände, mit Ausnahme der von Kiefern dominierten Bestände, im Vergleich zu den Laubwaldgesellschaften geringere Unterschiede bei Mg- und K-Vorräten als bei P-Vorräten auf.

Generell werden viele Merkmale der Bestandsstruktur stärker durch die bei der BZE nicht erfasste, forstliche Bewirtschaftung beeinflusst als durch abiotische Umweltfaktoren. Dennoch finden sich zwischen den Waldgesellschaften Unterschiede bezüglich einiger Bestandsmerkmale. Die Oberhöhenbonität ist auf mittleren Standorten am höchsten. Dies zeigt sich besonders an Fichten und Buchen. Bei den oberirdischen C-Vorräten tendieren Auenwälder zu den höchsten und Kiefernforste zu den niedrigsten Vorräten. Die Unterschiede sind aber nicht signifikant. Über die Hälfte der Bestände enthalten Bäume aus zwei oder mehr Altersklassen. Dabei ist der Anteil von Beständen mit mehreren Altersklassen in Bergwäldern und bodensauren Eichen- bzw. Eichen-Hainbuchenwälder höher. Laubwälder und montane Fichtenwälder weisen das höchste Bestandsalter auf.

Die Vorräte von Totholz ab einem Durchmesser von 10 cm betragen im Mittel 21,8 ± 0,9 $m^3\ ha^{-1}$. Die Verteilung besitzt eine ausgeprägte Rechtsschiefe und durch Windwürfe eine weite Spanne. Fichten-dominierte Bestände weisen höhere Totholzvorräte auf als andere Bestände. Niedrige Totholzvorräte haben Kiefernbestände und bodensaure Eichenwälder. Stehendes Totholz findet sich an 6,3 % der BZE-Punkte. Unterschiede zwischen den Waldgesellschaften zeigen dabei keine ausgeprägten Muster. Die Anteile der Durchmesserklassen an liegendem Totholz korrelieren mit den Gesamttotholzmengen. Auch bei den Anteilen der Zersetzungsgrade liegen keine Unterschiede zwischen den Waldgesellschaften vor.

10 Bodenwasserhaushalt und Trockenstress

K. von Wilpert, P. Hartmann, H. Puhlmann, P. Schmidt-Walter, H. Meesenburg, J. Müller, J. Evers

10.1 Einleitung

Der Wasserhaushalt von Waldökosystemen wird durch den Niederschlag gespeist. Verlustgrößen in Richtung Atmosphäre sind die direkte Verdunstung aus dem Boden (Evaporation), die in Wäldern aufgrund deren hoher Kronenoberfläche wesentlich bedeutendere Transpiration und die Interzeptionsverdunstung, die i.d.R. zur Evapotranspiration zusammengefasst werden. Der klimatische Antrieb dieser Verdunstungsgrößen ergibt sich aus dem Dampfdruckdefizit der Luft, der Lufttemperatur und dem konvektiven Wasserdampftransport. Die zweite bedeutende Wasserhaushalts-Verlustgröße ist der Sickerwasseraustrag, der im Wesentlichen von Textur, Steingehalt und Lagerungsdichte des Bodens bestimmt wird. Im Boden wird eine durch Textur, Lagerungsdichte, Kohlenstoff (C)-Gehalt, Steingehalt und Mächtigkeit der Bodenschicht bestimmte Wassermenge gespeichert. In den meisten Böden ist, abgesehen von stark tonigen Böden, der überwiegende Anteil davon pflanzenverfügbar (nutzbare Feldkapazität). Der dritte Faktor, welcher die Verteilung und die Flüsse des Wassers im Boden bestimmt, ist die Vegetation. Zum einen wird im Kronenraum ein erheblicher Teil des Regenwassers zurückgehalten, das von dort direkt verdunsten kann (Interzeption). Zum anderen wird durch die Wurzelverteilung die Wurzelwasseraufnahme im Boden differenziert und durch die Regelung der Stomata die Transpiration bei Austrocknung eingeschränkt.

Dies zeigt, dass neben dem klimatischen Antrieb die Wasserspeicherkapazität und die Wasserleitfähigkeit des Bodens sowie Wechselwirkungen zwischen Boden- und Vegetations-eigenschaften (z.B. hinsichtlich Wurzelverteilung) den Wasserhaushalt wesentlich bestimmen und variieren.

Die Wasserphase des Bodens ist der Reaktionsraum, in dem Lösungs-, Austausch- und Transport-prozesse stattfinden, welche die meisten Bodenfunktionen zentral bestimmen. Außerdem ist die Wasserverfügbarkeit ein zentrales Merkmal des Wachstums und der Produktivität von Wäldern. Der Sickerwasseraustrag ist der Transportweg für Stoffe zwischen Atmosphäre, Boden und Hydrosphäre. Dies sind einerseits Stoffe, die mit dem Regen eingetragen werden wie z.B. Stickstoffverbindungen, andererseits Reaktionsprodukte der Bodenversauerung wie Aluminium- und Manganionen. Daraus wird erkennbar, dass der Sickerwasseraustrag ganz wesentlich die Filterfunktion der Böden bestimmt. Da nahezu alle Pflanzennährstoffe aus der Bodenlösung aufgenommen werden, gibt es einen engen Zusammenhang zwischen der Waldernährung und dem Wasserhaushalt. So wird auf lehmigen Standorten ein über längere Perioden latenter Kaliummangel in und nach Trockenphasen akut, da sich die Nährstoffe im

Aggregatinneren anreichern, dort aber nur schwer für Pflanzenwurzeln erreichbar sind (von Wilpert & Hildebrandt 1997). Damit ist der Wasserhaushalt auch an der Ernährungsfunktion der Waldböden beteiligt. Die Photosynthesereaktion zeigt, dass Wasser und Kohlendioxid die konstitutionellen Bestandteile des Pflanzenwachstums sind. So ist die Wasserverfügbarkeit eine direkte Grundlage des Wachstums der Waldbäume.

Um Überschneidungen mit anderen Kapiteln des Bundesbodenberichts zu vermeiden, wird die Betrachtung des Wasserhaushalts der Wälder in diesem Kapitel auf die direkten Effekte der Wasserverfügbarkeit fokussiert. Dabei werden den Wasserhaushalt bestimmende Bodeneigenschaften und Bodenprozesse gegenüber Klima- und Vegetationseigenschaften prioritär behandelt, um die durch die Variabilität von Bodeneigenschaften bestimmten Effekte auf Wasserflüsse und Wasserverfügbarkeit herauszuarbeiten. Die hierfür notwendigen Auswertungen wurden weitestgehend auf der Basis der im bundesweiten BZE-Datensatz verfügbaren Bodendaten durchgeführt. Bodenhydraulische Eigenschaften wie Wasserretentions- und Wasserleitfähigkeitsfunktionen müssen aus gemessenen und geschätzten Bodeneigenschaften mittels Pedotransferfunktionen (PTFs) abgeleitet werden (Puhlmann & von Wilpert 2012, Zirlewagen & von Wilpert 2011). Ebenso werden in einer Zusammenhangsanalyse zwischen Feinwurzeldichte (FWD) und Bodeneigenschaften die Tiefenprofile für die Feinwurzeln an den einzelnen BZE-Profilen geschätzt (Hartmann & von Wilpert 2014).

Kapazitive und dynamische Wasserhaushaltsgrößen werden aus Wasserhaushaltsmodellierungen mittels LWF-Brook90 für alle BZE-Profile abgeleitet. Dabei werden für den überwiegenden Teil der Auswertungen die Bestandseigenschaften (Alter, Baumartenmischung, Kronenschlussgrad) weitgehend konstant gehalten, um die Bedeutung der individuellen Bodeneigenschaften an den Bodenprofilen für das Ergebnis der Wasserhaushaltsmodellierung möglichst eindeutig und klar herauszuarbeiten. Lediglich in einem letzten Auswertungsschritt werden die am BZE-Profil beschriebenen Vegetationsmerkmale exemplarisch und zu Vergleichszwecken in die Modellierung einbezogen.

In einem abschließenden Abschnitt werden aus der Wasserhaushaltsmodellierung statische und dynamische Trockenstressmerkmale abgeleitet und in ihrer ökologischen Relevanz anhand von empirischen Daten zu Baumwachstum (inter- und intraannuelle Jahrringmerkmale) und zur Mortalität diskutiert. Damit werden die Daten der BZE für differenzierte Auswertungen in der Klimafolgenforschung aufbereitet und zur Verfügung gestellt. Selbstverständlich sind die Modellierungsergebnisse für eine Vielzahl von Anwendungen wie z.B. die Erstellung von Sickerwasserprognosen einsetzbar. Aktuell sind in mehreren Bundesländern (Baden-Württemberg, Bayern, Nordrhein-Westfahlen, Rheinland-Pfalz und Sachsen) konkrete Modellentwicklungen zur Weiterentwicklung und Objektivierung traditioneller, analoger Standortskartierungsverfahren im Gang. Da in allen bisherigen Standortskartierungsverfahren die Wasserhaushaltsansprache in relativen Ordinalskalen erfolgt, können aus den Standortskarten weder quantitative Wasserhaushaltsinformationen abgeleitet, noch die Standortskarten dynamisch an die sich verändernden Klimabedingungen angepasst werden (Gauer & Kroiher

2012). Bei der Entwicklung modellgestützter Standortskartierungsverfahren spielt deshalb die quantitative und dynamische Modellierung des Wasserhaushalts eine zentrale Rolle. Dafür sind die Daten der BZE prinzipiell geeignet – insbesondere die bodenphysikalischen Messgrößen. Das Messnetz der BZE ist jedoch mit 2430 Messnetzpunkten auf der Waldfläche der Bundesrepublik mit 11,1 Mio. ha für kleinteilige Auswertungen nicht flächenrepräsentativ; die mittlere Rasterdichte ist knapp 6,8 x 6,8 km. Wenn jedoch auf der Basis von Regressionsbeziehungen zwischen Bodenmessgrößen und Geländeprädiktoren multivariate Schätzmodelle mit hinreichender Erklärungsgüte berechnet werden, können mittels der geschätzten Bodeninformationen Wasserhaushaltsmodelle berechnet (Zirlewagen & von Wilpert 2011) und mit den Standortseinheiten-Polygonen verknüpft werden. Dies wird erleichtert und realistischer, wenn der gesamte bundesdeutsche Datensatz einbezogen wird, weil dann die Belegungsdichte der Messgrößen/Geländeprädiktoren-Paarungen höher wird, als dies auf der Datenbasis einzelner Bundesländer möglich wäre. Auf diesem Weg kann es möglich sein, bundesweit die Schätzung der relativen Geländewasserhaushaltsstufen durch modellierte, zeitlich differenzierte quantitative Wasserhaushaltsinformationen zu ersetzen. Damit würden die Standortskunde-systeme der Länder klimasensitiv gemacht.

10.2 Bodenkundliche Eingangsgrößen für die Modellierung des Wasserhaushalts

Bodenkundliche Eigenschaften sind Eingangsgrößen für die Schätzung bzw. Modellierung des Wasserhaushalts von Böden. Diese sind im Parameterumfang der BZE II enthalten oder lassen sich aus den Informationen der BZE ableiten. Gerade hinsichtlich der bodenphysikalischen Charakterisierung wurde der verbindliche Parameterumfang der BZE II gegenüber der Vorgängerinventur deutlich erweitert und die Messung von Größen wie TRD (Erhebung mittels Stechzylindern oder Volumenersatzproben), Skelettgehalt (Messung mittels Volumen-ersatzmethode), Textur (% S, U, T mittels Köhn-Pipett- oder Lasersizer-Methode), C_{org}-Gehalt (elementaranalytisch) vorgeschrieben. Bei Parametern, bei denen die Messung aufwendig ist, wie z.B. die Zählung der FWD mit räumlich hochauflösenden Zählrahmen, haben sich die meisten Bundesländer nach wie vor auf Schätzdaten gestützt; nur in Baden-Württemberg wurden exaktere Wurzelzählungen durchgeführt. Neben den tiefenstufenbezogenen Messdaten wurden in allen Fällen horizontbezogene Schätzdaten, z.B. zu Textur, Steingehalt und Lagerungsdichte, erhoben. Die bodenhydraulischen Eigenschaften Wasserretention und Wasserleitfähigkeit können aus diesen bodenkundlichen Grundlagendaten nur mittels PTFs abgeleitet werden.

Eine deskriptive Darstellung der regionalen Variation der genannten bodenphysikalischen Mess- und Schätzgrößen, sowie eine Übersicht über deren Mess- und/oder Schätzgenauigkeit werden im Kapitel 2 gegeben. In diesem Abschnitt soll lediglich eine einleitende Begründung des Umfangs und der räumlichen Diskretisierung der bodenkundlichen Eingangsgrößen im Bodenprofil insoweit gegeben werden, als für die Wasserhaushaltsmodellierung aus numerischen Gründen konsistente Tiefenprofile dieser Größen benötigt werden.

Für die Wasserhaushaltsmodellierung sollte die beste verfügbare Qualität der bodenkundlichen Eingangsdaten verwendet werden. Das wären Messdaten (gemessene Texturdaten, TRD etc.). Da diese jedoch nicht in allen Bundesländern und nur in ausgewählten Tiefenstufen verfügbar sind, muss als einheitlich verfügbare Datenbasis auf die Schätzdaten der Profilbeschreibungen zurückgegriffen werden. Es wäre theoretisch denkbar und notwendig, die Informationen aus beiden Datenquellen (Schätz- und Messdaten) zusammenzuführen und bezüglich Aufnahmeartefakten (z.B. Schätzbias) zu harmonisieren. Wie entsprechende Harmonisierungsaktivitäten in einzelnen Bundesländern (z.B. Baden-Württemberg) gezeigt haben, sind diese aber sehr arbeitsaufwendig und aufgrund der hohen Heterogenität zwischen den Ländern auf Bundesebene ohne eigenen Projektansatz nicht durchführbar. Deshalb wurden für den Bundesbodenbericht, der ja einen gewissen Pilotcharakter hat, in den Tiefenstufen, in denen Messwerte vorhanden waren, diese genutzt und wo Messwerte fehlten, die horizontbezogenen Schätzdaten. Eine Harmonisierung auf der Basis formalstatistischer Konsistenzprüfungen war aufgrund des damit verbundenen Aufwands nicht möglich.

10.2.1 Schätzung bodenhydraulischer Funktionen mittels Pedotransferfunktionen

10.2.1.1 Einleitung

Messdaten zu bodenhydrologischen Kenngrößen wie der nutzbaren Feldkapazität (nFK) und die Parameter der Retentions- und Leitfähigkeitsfunktion wurden an den BZE-Plots aufgrund des hohen messtechnischen Aufwands nicht vollständig erhoben und müssen zur Charakterisierung des Wasserhaushalts indirekt mithilfe von PTFs aus den gemessenen bodenphysikalischen Parametern (Textur, TRD, C- bzw. Humusgehalt) abgeleitet werden. Die nFK beziffert das pflanzenverfügbare Wasserspeicherungsvermögen von Böden. Sie wird im Allgemeinen als die Differenz der volumetrischen Wassergehalte bei einem Matrixpotenzial von −60 hPa (Feldkapazität, pF 1,8) und −16.000 hPa (Totwassergehalt, pF 4,2) angegeben und dient zur statischen Charakterisierung des Wasserhaushalts eines Standorts. Die Parameter der Retentions- (van Genuchten 1980) und Leitfähigkeitsmodelle (Mualem 1976) – im Folgenden als MvG-Parameter abgekürzt – sind Eingangsgrößen für prozessbasierte Wasserhaushaltsmodelle wie LWF-Brook90 (Hammel & Kennel 2001), welches in diesem Bericht zur dynamischen Quantifizierung der Wasserverfügbarkeit an den BZE-Plots eingesetzt wurde (s. Kap. 10.3).

In der Literatur findet sich eine Vielzahl unterschiedlicher PTFs zur Schätzung der hydrologischen Kennwerte und der MvG-Parameter. In der Vergangenheit gab es bereits verschiedene Projekte und Publikationen zur Validierung von PTFs hydrologischer Kenngrößen; insbesondere die sorgfältigen Arbeiten von Hangen & Scherzer (2004), Schramm *et al.* (2006), Mellert *et al.* (2009) sowie Russ & Riek (2011) sind in diesem Zusammenhang zu erwähnen. Die genannten Studien konnten jedoch zum Teil neuere Entwicklungen wie die von Puhlmann *et al.* (2009) und

Puhlmann & von Wilpert (2011), die den aktuellen Stand der Forschung repräsentieren, noch nicht berücksichtigen. Zusätzlich weisen manche der genannten Autoren in ihren Arbeiten daraufhin, dass die Vorhersagegüte aufgrund der geografischen Herkunft der zur Validierung benutzten Messdaten nur für bestimmte Regionen gültig ist oder dass aufgrund eines zu geringen Stichprobenumfangs manche Bodenartengruppen stark unterrepräsentiert sind. Die Ergebnisse lassen deshalb keine Rückschlüsse zu Auswahl und Anwendung der untersuchten PTFs auf das breite Bodenartenspektrum der BZE-Plots zu. Um die Entscheidung für die Verwendung einer PTF aus dem Kollektiv aktuell verfügbarer PTFs zu erleichtern, wurde daher eine eigene Validierungsstudie anhand eines umfangreichen Datensatzes durchgeführt, der an forstlich genutzten Standorten in ganz Europa erhoben wurde und ein weites Bodenartenspektrum abdeckt.

10.2.1.2Material und Methoden

Der für die PTF-Validierung zur Verfügung stehende Datensatz umfasst insgesamt 2075 pF-Kurven von Mineralbodenhorizonten, 130 pF-Kurven organischer Horizonte sowie 866 Proben, an denen die gesättigte Leitfähigkeit gemessen wurde. Neben den Zielgrößen standen die zugehörigen bodenphysikalischen/-chemischen Parameter (Korngrößenanteile, TRD und C- bzw. Humusgehalt) zur Verfügung, die benötigt werden, um nFK und MvG-Parameter mithilfe der PTFs zu schätzen und mit den Messwerten zu vergleichen. Die Daten stammen aus dem europäischen Level II-Umweltmonitoringnetzwerk (ICP-Forests) und den forstlichen Forschungseinrichtungen und Universitäten in Göttingen, Freiburg, Freising, Eberswalde und Graupa. Bei der Auswahl der Daten wurde sichergestellt, dass keine Datensätze verwendet wurden, die bereits in die Entwicklung der untersuchten PTFs eingeflossen waren. Weiterhin wurden Datensätze, die an Sonderstandorten wie Flugascheeintragsgebieten oder im Zuge von Befahrungsexperimenten erhoben wurden, von den Analysen ausgeschlossen. In vielen Fällen stammten die Stechzylinderproben für die pF-Kurven nicht aus demselben Bodenprofil wie die bodenphysikalischen/-chemischen Parameter, sondern nur von derselben Versuchsfläche. Aufgrund der hierdurch entstehenden Unsicherheiten wurde beschlossen, diese Messdaten ebenfalls von den Auswertungen auszuschließen und nur Proben zu verwenden, bei denen PTF-Eingangsdaten und Zielgrößen aus demselben Bodenprofil und demselben Horizont stammten. Durch diese Einschränkungen reduzierte sich die Datengrundlage zur Validierung von PTFs für die Retentionskurve auf 1641 Mineralbodenproben. Zur Validierung der nFK blieben 1412 Proben, da nicht alle pF-Kurven Angaben zum volumetrischen Totwassergehalt enthielten und die nFK daher nicht berechnet werden konnte. Abb. I-10-1 zeigt die Verteilung der verbliebenen pF-Kurven im Korngrößendreieck; zum Vergleich sind die Korngrößenanteile der Tiefenstufen des BZE II-Datensatzes dargestellt.

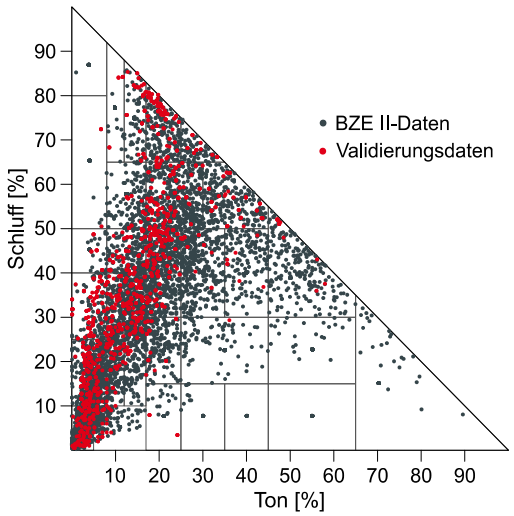


Abb. I-10-1: Verteilung der Retentionsdaten im Korngrößendreieck.

Die Tab. I-10-1 listet die untersuchten PTFs unter ihren im Folgenden verwendeten Kurzbezeichnungen auf, nebst Anmerkungen und Anpassungen bei ihrer Verwendung in dieser Studie. Die Auswahl der untersuchten PTFs stützt sich auf die Arbeit von Hangen & Scherzer (2004), die in einer umfangreichen Literaturrecherche die zur Ableitung hydraulischer Eigenschaften von Waldböden besonders geeignet erscheinenden Ansätze herausgearbeitet haben. Bei den PTFs kann zwischen zwei Typen unterschieden werden. Zum ersten Typ gehören PTFs, die den Wassergehalt ausschließlich für bestimmte Wasserspannungen vorhersagen, typischerweise für pF 1,8 (Feldkapazität) und pF 4,2 (Totwasseranteil). Aufgrund der Vorhersage fixer Punkte der Retentionskurve werden diese PTFs auch Punkt-PTFs genannt. Die in dieser Auswertung untersuchten tabellarischen Ansätze nach Wessolek *et al.* (2009) und Teepe *et al.* (2003) fallen in diese Kategorie. Parametrische PTFs hingegen sagen die Parameter von Retentionsmodellen wie dem van-Genuchten-Modell vorher, mit denen der Wassergehalt kontinuierlich in Abhängigkeit von der Wasserspannung vorhergesagt wird. Die Regressionsgleichungen von Wösten *et al.* (1999), Puhlmann & von Wilpert (2011), Vereecken *et al.* (1989) und Teepe *et al.* (2003) gehören zu diesem Typ. Auch Tabellenwerke, die mittlere MvG-Parameter für verschiedene Textur- und Dichte-Kombinationen auflisten, fallen in diese Kategorie, wie beispielsweise die PTF *Teepe.TexTRD* oder der für diese Untersuchung modifizierte Ansatz nach DIN 4220 (2008-11). Für letzteren Ansatz wurden die bodenartspezifischen MvG-Parameter aus Wessolek *et al.* (2009) mit den Angaben der DIN 4220 (2008-11) den volumetrischen Wassergehalten der pF-Stufen 1,8, 2,5 und 4,2 mithilfe des Programms RETC (van Genuchten *et al.* 1991) rekalibriert. Auf diese Weise standen MvG-Parameter für Retentionskurven nach Textur- und Dichteklassen zur Verfügung, die an den pF-Stufen 1,8 und 4,2 den Werten der DIN 4220 (2008-11) entsprechen.

Tab. I-10-1: Überblick über die untersuchten Pedotransferfunktionen für die nutzbare Feldkapazität.

Bezeichnung/ Literaturquelle	Typ/ Berechnung	Eingangsgrößen	Anmerkungen/ Anpassungen
Wessolek.TexTRD (Wessolek *et al.* 2009)	Punkt-PTF, Ks / Tabelle	Texturklasse (KA5), TRD-Stufe, Humositäts-Klasse	Tabellen 3+5. Dichtestufe 1,1 wurde nicht berücksichtigt und Proben mit TRD < 1,2 g cm^{-3} der Stufe 1,3 zugeordnet. Für nicht definierte Kombinationen von TRD und Texturklasse wurde der Wert der angrenzenden Dichtestufe der jeweiligen Texturklasse angenommen.
DIN4220.TexTRD (DIN 4220 2008-11)	param. PTF / Tabelle	Texturklasse (KA5), TRD-Stufe	MvG-Parameter aus Wessolek *et al.* (2009) (Tab. 10) wurden anhand der pF/WG-Werte aus Tab. A1 der DIN4220 neu angepasst, so dass MvG-Parameter getrennt nach Texturklasse und TRD vorlagen.
Teepe.KGA (Teepe *et al.* 2003)	Punkt-PTF + param. PTF/Formel	%S/%U/%T, TRD	MvG-α wurde mit zehn multipliziert
Teepe.TexTRD (Teepe *et al.* 2003)	Punkt-PTF + param. PTF/Tabelle	Texturklasse (KA5), TRD-Stufe, C_{org}	MvG-α wurde mit zehn multipliziert; Ergänzung der fehlenden Tabellenwerte LK, nFK, PWP für Sande aus DIN4220. Minimum %S, %U, %T auf 0,5 % begrenzt.
PUH2.KGA (Puhlmann und von Wilpert 2011)	Punkt-PTF + param. PTF, Ks/Formel	%S/%U/%T, TRD, C_{org}	
Vereecken.KGA (Vereecken et al. 1989)	param. PTF/Formel	%S/%U/%T, TRD, C_{org}	Anpassung von %S und %U an die Körnungsgrenze bei 50 µm durch log-lineare Interpolation der Korngrößensummenkurve
Hypres.KGA (Wösten et al. 1999)	param. PTF, Ks/ Formel	%S/%U/%T, TRD, Humusgehalt, Ober-/Unterboden	Minimum TRD auf 0,5 g cm^{-3}, Minimum %U, %T auf 0,5 % begrenzt. Als Unterboden wurden alle Proben klassifiziert, die in einer Tiefe von mehr als 30 cm entnommen wurden. Anpassung der Sand-/Schluffgrenze s. *Vereecken.KGA*

Als weitere Modifikationen sind Anpassungen der PTF nach Wessolek *et al.* (2009) zu nennen, so wie Anpassungen der α-Parameter der PTFs *Teepe.TexTRD* und *Teepe.KGA*. Bei letzteren stellte sich heraus, dass die MvG-Retentionskurven mit den α-Parametern in der angegeben Einheit (kPa^{-1}) nicht zu den Tabellenangaben der volumetrischen Wassergehalte bei Feldkapazität (FK) und permanentem Welkepunkt (PWP) passen. Mit den Tabellenwerten konsistente Ergebnisse ergaben sich jedoch, wenn die Einheit der α-Werte als hPa^{-1} angenommen wurde, daher wurden die α-Werte mit zehn multipliziert. Bei der PTF *Wessolek.TexTRD* wurden die Werte der untersten TRD-Stufe 1,1 nicht berücksichtigt, da in Horizonten von Waldböden dieser Dichtestufe oftmals sehr hohe Humusgehalte zu finden sind. Die Humuszuschläge führten in dieser TRD-Stufe zu

starken Überschätzungen des Gesamtporenvolumens, der FK und nFK. Es konnte gezeigt werden, dass bei Proben der TRD-Stufe 1,1 die erhöhten Speichergrößen bereits durch die hohen Humuszuschläge hinreichend berücksichtigt werden, entsprechend wurden für die nFK-Schätzung Proben mit einer TRD unter 1,2 g cm^{-3} die Werte der TRD-Stufe 1,3 zugeordnet.

Zur objektiven Beurteilung der Vorhersagegüte der einzelnen PTFs wurden statistische Maßzahlen verwendet, die auf der Differenz zwischen geschätzten und gemessenen volumetrischen Wassergehalten beruhen. Als Maß für die Akkuranz einer PTF wurden der mittlere Vorhersagefehler (mean error, ME) und der mittlere absolute Vorhersagefehler (mean absolut error, MAE) verwendet:

$$ME = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}(\hat{y}_i - y_i) \tag{10-1}$$

$$MAE = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}(|\hat{y}_i - y_i|) \tag{10-2}$$

Mit dem ME als arithmetischem Mittelwert aller Residuen (Differenz aus Schätzung $\hat{y}$ und Messung y) werden die systematische Über- (positive Werte) und Unterschätzung (negative Werte) der Wassergehalte quantifiziert; im Idealfall einer unverzerrten Schätzung nimmt der ME den Wert 0 an. Die Präzision der Schätzungen wurde mit dem Quadratwurzelfehler (root mean squared error, RMSE)

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}(\hat{y}_i - y_i)^2} \tag{10-3}$$

beurteilt, der die mittlere Streuung und damit den Betrag des durchschnittlich zu erwartenden Gesamtfehlers quantifiziert und im Idealfall ebenfalls den Wert 0 annimmt. Ein statistisches Maß, mit dem einzelne gemessene Retentionskurven mit den von parametrischen PTFs geschätzten verglichen werden können, ist der Pearson-Korrelationskoeffizient (*r*), der sich wie folgt berechnet:

$$r = \frac{\sum_{i=1}^{n}(\hat{y}_i - \bar{\hat{y}})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{\sum_{i=1}^{n}(\hat{y}_i - \bar{\hat{y}})^2 + \sum_{i=1}^{n}(y_i - \bar{y})^2}} \tag{10-4}$$

Dabei geben $\bar{y}$ und $\bar{\hat{y}}$ die Mittelwerte von Messung und Schätzung an. Bei perfekter positiver Korrelation liegen gemessene und geschätzte Wassergehalte der einzelnen Saugspannungspunkte auf einer Linie mit positiver Steigung und r nimmt den Wert 1 an. Der Korrelationskoeffizient kann daher als Ähnlichkeitsmaß für Verlauf und Form zweier Retentionskurven verstanden werden. Ein weiteres Ähnlichkeitsmaß ist der Wilmot-Index (*w*):

$$w = 1 - \frac{\sum_{i=1}^{n}(y_i - \hat{y}_i)^2}{\sqrt{\sum_{i=1}^{n}(|\hat{y}_i - \bar{y}|)^2 + (|y_i - \bar{y}|)^2}} \tag{10-5}$$

Multipliziert mit dem Korrelationskoeffizienten ergibt sich der Confidence-Index ($CI = w * r$), der bei perfekter Übereinstimmung von Messung und Schätzung ebenfalls den Wert 1 annimmt. Dabei werden Werte > 0,85 als exzellente Vorhersagen beurteilt, Werte > 0,75 noch als gut, und Werte ≤ 0,75 als weniger gut (de Camargo & Sentelhas 1997).

Der ME und der RMSE werden zur Beurteilung und Darstellung der Vorhersagegüte für Wassergehalte einzelner Saugspannungsstufen (1, 10, 60, 100, 330, 1000, 2500, 5000, 16.000 hPa) sowie der nFK verwendet. Zur Beurteilung parametrischer PTFs für die Retentionskurve werden der CI, der RMSE und der ME über den gesamten Saugspannungsbereich berechnet. Um Aussagen über die ungefähre Verteilung der Gütemaße der PTFs über den Körnungsbereich treffen zu können, werden die Gütemaße getrennt nach den elf Bodenartengruppen (Ad-Hoc AG Boden 2005) berechnet und eine Rangfolge der PTFs für jedes Gütemaß erstellt. Für die Schätzungen der nFK werden zusätzlich die Differenzen zu den Messwerten mithilfe eines generalisierten additiven Modells als Isolinien im Korngrößendreieck dargestellt, um Rückschlüsse auf das Verhalten der PTFs über die Korngrößenanteile ziehen zu können. Da abschließend eine Aussage getroffen werden soll, welche PTF zur Anwendung auf die Bodendaten der BZE II am geeignetsten erscheint, wird aus den Rängen der Gütemaße der einzelnen Bodenartengruppen ein mit den jeweiligen Beobachtungszahlen der BZE II gewichteter mittlerer Rang für jedes Gütemaß berechnet. Aus diesen werden abschließend einfache ungewichtete Mittelwerte gebildet und so eine finale Rangfolge der PTFs erstellt.

10.2.1.3 Ergebnisse und Diskussion

Die Abb. I-10-2 zeigt für jede PTF die Abweichung zwischen geschätzten und gemessenen Wassergehalten in Abhängigkeit von der Saugspannung, getrennt nach Bodenartengruppen. Zusätzlich ist der ME an den Saugspannungsstufen eingezeichnet, wodurch auf systematische Fehler geschlossen werden kann. Auf die grafische Darstellung der Ergebnisse für Tonlehme (tl), Lehmtone (lt) und Sandschluffe (su) wurde aufgrund der geringen Beobachtungszahlen und aus Platzgründen verzichtet. Die über alle pF-Stufen integrierenden Gütemaße MAE, RMSE und CI aller Bodenartengruppen finden sich jedoch in Tab. I-10-2. Die in Tab. I-10-2 aufgeführten systematischen Fehler einzelner Bodenartengruppen wurden als Mittelwerte der MAE berechnet, damit sich entgegengerichtete Abweichungen in den einzelnen pF-Bereichen nicht aufheben.

Im Allgemeinen nehmen die Streuung und damit der RMSE mit zunehmender Saugspannung aufgrund der geringer werdenden Wassergehalte ab, was durch die enger werdenden Box- und Whiskerbereiche in Abb. I-10-2 deutlich wird. Die für die einzelnen Bodenartengruppen charakteristischen Krümmungen der Retentionskurve können anscheinend nicht von allen PTFs zufriedenstellend nachvollzogen werden. So neigen die PTFs *Hypres.KGA* und *Vereecken.KGA* über fast alle Bodenartengruppen zu steileren Wassergehaltsabnahmen als die Messdaten implizieren, was aus überschätzten Wassergehalten bei geringen Saugspannungen in Kombination mit unterschätzten Wassergehalten bei hohen Saugspannungen deutlich wird

(Abb. I-10-2), und sich auch in den niedrigen Gütemaßen, vor allem im CI widerspiegelt (Tab. I-10-2). Da die Krümmung des Retentionsmodells nach van Genuchten von den Parametern α und N abhängt, und der Wassergehalt nahe Sättigung sowie der Totwassergehalt relativ gut vorhergesagt werden, liegt es nahe, die Schwächen beider Modelle an der unzureichenden Schätzung dieser Parameter festzumachen. Lediglich für die Vorhersage der Retentionsfunktionen von schluffig-tonigen Substraten (lu, tu) erzielen diese PTFs zufriedenstellende Vorhersagen für die van-Genuchten-Retentionsfunktion von Waldböden.

Insgesamt bessere Ergebnisse erzielen die PTFs *Teepe.TexTRD* und *Teepe.KGA*. Diese scheinen ihre Stärken im lehmig-schluffigen Texturbereich zu haben, für den die Form der Retentionskurve, dem CI nach zu urteilen, relativ gut vorhergesagt wird. Insgesamt werden die Wassergehalte jedoch vor allem im niedrigen Druckbereich in fast jeder Texturgruppe überschätzt und sind mit einem weiten Unsicherheitsbereich belegt. Aus diesen Gründen müssen sie anhand ihrer mittleren RMSE- und MAE-Werte (Tab. I-10-2) als die am wenigsten geeigneten PTFs zur Vorhersage der Retentionseigenschaften von Waldböden eingestuft werden.

Die anhand objektiver Kriterien beste PTF zur Vorhersage der Retentionsfunktion der untersuchten Bodenproben ist die PTF *PUH2.KGA* (Tab. I-10-2). Diese liefert über einen weiten Texturbereich völlig unverzerrte, hochpräzise und formgetreue Schätzungen der Retentionsfunktion (Abb. I-10-2). Problematisch erscheint bei *PUH2.KGA* nur die Vorhersage der Retentionseigenschaften von Sanden. Die Wassergehalte der Schluffsande (us) werden im mittleren Saugspannungsbereich deutlich unterschätzt und sind mit hohen Unsicherheiten behaftet. Zusätzlich werden im Gegensatz zu den lehmig-schluffigen Substraten die Wassergehalte der Reinsande (ss) und Lehmsande (ls) im niedrigen pF-Bereich sowie der Totwassergehalt (−16.000 hPa) zum Teil deutlich überschätzt. Relativ deutlich unterschätzt wird zudem die Wasserretention toniger Böden (ut, lt).

Eine PTF, die im Gegensatz zu allen anderen PTFs zufriedenstellende Schätzungen der Retentionsfunktion über alle Bodenartengruppen liefert, ist die PTF *DIN4220.TexTRD*. Diese schätzt beispielsweise als einzige PTF die Retention der Reinsande treffend und liefert auch für tonige Böden robuste, wenn auch leicht überhöhte Schätzungen. Im lehmig-schluffigen Bereich (sl, ll, lu, tu) ist *DIN4220.TexTRD* im Vergleich zu anderen PTFs weniger präzise und neigt zu leicht erhöhten, jedoch bei einem mittleren RMSE von 6,6 Vol % und einem MAE von 3,1 Vol % noch zufriedenstellenden Schätzungen. Der mittlere CI über alle Bodenartengruppen ist mit 0,76 ebenfalls etwas niedriger als der anderer PTFs, was auf die im Allgemeinen höhere mittlere Streuung der Abweichung von tabellarischen PTFs zurückgeführt werden kann. Im Mittel wird jedoch die Form der Retentionskurve zufriedenstellend wiedergegeben, was aus der im Allgemeinen gleichmäßigen und gleichgerichteten Verteilung der Residuen über den Saugspannungsbereich deutlich wird.

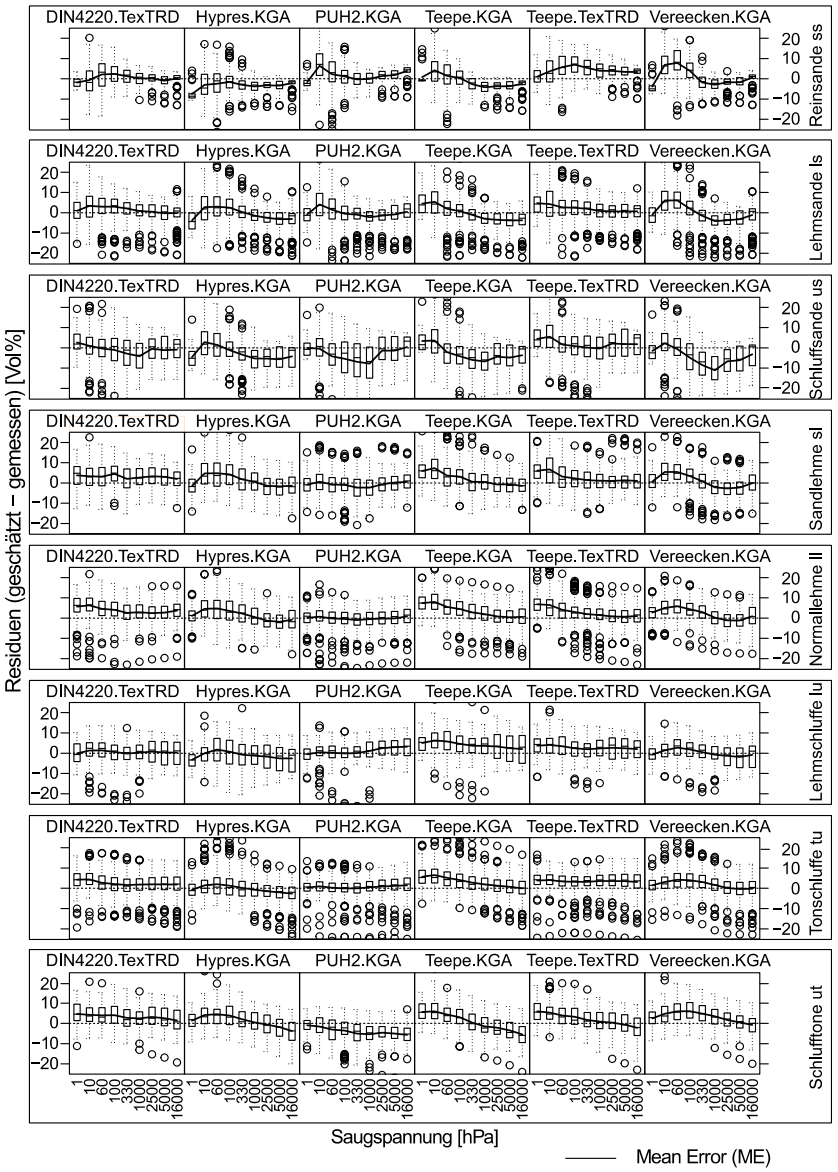


Abb. I-10-2: Boxplots der Abweichungen und mittlere Abweichung (ME, Vol %) zwischen mit Pedotransferfunktionen geschätzten und gemessenen Wassergehalten in Abhängigkeit von der Saugspannung, getrennt nach Bodenartengruppen.

Tab. I-10-2: Mittlerer absoluter Fehler (MAE, Vol %), Quadratwurzelfehler (RMSE, Vol %) und Confidence-Index (CI, ohne Einheit) über alle pF-Stufen für alle Bodenartengruppen. Die in der jeweiligen Bodenartengruppe erzielten Bestwerte der einzelnen Gütemaße sind grau hinterlegt.

Hauptbodenart	Sande			Lehme			Schluffe			Tone		Mittel-wert
Bodenartengruppe	ss	ls	us	sl	ll	tl	su	lu	tu	ut	lt	
n	261	132	400	136	272	261	1	4	79	260	32	
						RMSE [Vol %]						
DIN4220.TexTRD	5,0	5,9	7,9	6,5	6,7	8,8	8,0	6,2	5,7	6,9	5,3	6,6
Hypres.KGA	5,6	6,4	7,6	7,3	6,4	3,6	6,1	7,1	5,8	6,5	5,9	6,2
PUH2.KGA	5,9	6,0	10,1	5,8	4,9	5,4	6,0	5,6	4,6	7,0	13,4	6,8
Teepe.KGA	5,6	6,1	8,8	7,3	7,0	5,5	7,2	8,0	6,7	6,9	8,2	7,0
Teepe.TexTRD	7,0	6,3	7,9	7,5	6,7	5,9	7,8	6,3	5,8	6,8	8,8	7,0
Vereecken.KGA	6,5	6,6	9,9	6,6	5,9	4,5	5,3	5,7	5,7	7,1	5,8	6,3
						MAE [Vol %]						
DIN4220.TexTRD	1,1	1,6	1,6	3,1	3,9	8,5	4,8	0,6	2,5	3,3	2,9	3,1
Hypres.KGA	3,3	2,5	3,8	2,4	2,3	3,1	3,0	1,6	1,4	2,5	3,9	2,7
PUH2.KGA	2,1	1,4	3,1	1,0	0,5	4,2	3,9	1,2	0,6	3,8	12,8	3,1
Teepe.KGA	2,6	3,1	4,3	2,6	3,5	5,2	6,0	4,1	3,1	3,5	7,0	4,1
Teepe.TexTRD	4,2	2,1	2,1	2,7	2,9	5,1	5,9	2,8	3,5	2,7	6,6	3,7
Vereecken.KGA	3,5	3,2	5,0	2,6	2,7	3,9	3,2	1,3	2,0	3,4	2,4	3,0
						CI [-]						
DIN4220.TexTRD	0,82	0,85	0,74	0,81	0,78	0,81	0,82	0,81	0,80	0,60	0,49	0,76
Hypres.KGA	0,81	0,83	0,81	0,78	0,78	0,95	0,87	0,77	0,78	0,66	0,56	0,78
PUH2.KGA	0,78	0,83	0,63	0,82	0,83	0,87	0,91	0,85	0,84	0,61	0,33	0,76
Teepe.KGA	0,83	0,87	0,76	0,81	0,80	0,91	0,92	0,78	0,79	0,65	0,49	0,78
Teepe.TexTRD	0,76	0,84	0,76	0,79	0,80	0,89	0,87	0,84	0,81	0,65	0,31	0,76
Vereecken.KGA	0,77	0,83	0,70	0,82	0,82	0,93	0,91	0,85	0,81	0,64	0,53	0,78

Für die Schätzungen der nFK ergibt sich ein ähnliches Bild wie für die Schätzungen der Retentionskurve. *Hypres.KGA* und *Vereecken.KGA* überschätzen die nFK in allen Bodenartengruppen um durchschnittlich ca. 6 Vol % (Tab. I-10-3), was angesichts der im vorherigen Abschnitt beschriebenen systematischen Überschätzung der Wassergehalte bei niedrigen und Unterschätzung bei hohen Saugspannungen zu erwarten war. Beide PTFs weisen im Mittel auch die höchsten Unsicherheiten auf (*Hypres.KGA*: 9,9 Vol %, *Vereecken.KGA*: 8,4 Vol %) und sind für die Abschätzung der nFK von Waldböden als ungeeignet einzustufen. Etwas besser schneiden die PTFs *Teepe.KGA* und *Teepe.TexTRD* ab, deren Schätzungen ebenfalls große Unsicherheiten aufweisen, jedoch bei einem mittleren ME von 3,6 Vol % (*Teepe.TexTRD*) bzw. 4,5 Vol % (*Teepe.KGA*) weniger verzerrte Schätzungen liefern. Die PTFs *DIN4220.TexTRD* und *Wessolek.TexTRD* zeigen ähnliche Ergebnisse, da sie aus derselben Quelle stammen, wobei die Punkt-PTF *Wessolek.TexTRD* die Humusgehalte der Proben berücksichtigt und *DIN4220.TexTRD*

nicht. Möglicherweise aus diesem Grund ist der RMSE der PTF *Wessolek.TexTRD* mit 6,5 Vol % etwas geringer als bei *DIN4220.TexTRD* (RMSE 7,2 Vol %). Beide PTFs überschätzen die nFK mit durchschnittlich 3,4 Vol % leicht. Im Gegensatz zu allen anderen PTFs, die die nFK fast aller Bodenartengruppen im Mittel mehr oder weniger stark überschätzen, unterschätzt *PUH2.KGA* die nFK im Mittel leicht (−1,6 Vol %). Wie auch für die Retentionskurve liefert diese PTF für die meisten Bodenartengruppen die präzisesten und am wenigsten verzerrten Schätzungen.

Tab. I-10-3: Mittlerer Fehler (ME, Vol %) und Quadratwurzelfehler (RMSE, Vol %) der Schätzung der nutzbaren Feldkapazität für alle Bodenartengruppen. Grau hinterlegt sind die Bestwerte der Gütemaße in der jeweiligen Bodenartengruppe.

Hauptbodenart	**Sande**			**Lehme**			**Schluffe**			**Tone**		**Mittel-**
Bodenartengruppe	ss	ls	us	sl	ll	tl	su	lu	tu	ut	lt	**wert**
n	61	250	67	185	193	0	4	49	210	44	6	
					RMSE [Vol %]							
DIN4220.TexTRD	7,2	7,2	8,6	7,0	5,0		6,1	7,6	5,6	7,3	10,7	7,2
Hypres.KGA	8,7	10	9,8	9,5	8,0		9,2	10,2	7,8	11,0	14,8	9,9
PUH2.KGA	11,5	7,5	6,9	6,1	4,2		3,2	7,5	5,2	5,5	7,6	6,5
Wessolek.TexTRD	6,3	7,1	8,3	6,4	4,5		6,1	7,7	5,5	7,9	12,4	7,2
Teepe.KGA	7,9	8	7,6	7,0	5,5		5,9	7,8	6,1	9,9	14,3	8,0
Teepe.TexTRD	7,6	7,2	6,5	7,3	6,7		3,5	7,9	5,7	10,6	13,1	7,6
Vereecken.KGA	9,7	8,9	8,6	7,9	6,6		9,0	7,8	6,9	9,4	9,4	8,4
					ME [Vol %]							
DIN4220.TexTRD	3	2,6	4,2	1,4	0,6		5,2	0,7	0,9	5	10,4	3,4
Hypres.KGA	0,3	6,1	5,0	4,7	5,4		8,5	4,2	4,5	9,7	14,0	6,2
PUH2.KGA	−9,0	−3,6	−2,5	−1,0	0,0		2,7	−2,2	0,0	2,4	−3,2	−1,6
Wessolek.TexTRD	−1,0	2,4	5,2	2,6	1,3		5,2	0,1	0,6	5,7	12	3,4
Teepe.KGA	4,1	3,9	2,1	2,4	3,1		5,2	0,0	1,8	8,5	13,4	4,5
Teepe.TexTRD	3,6	2,9	1,2	2,5	2,9		2,2	−0,7	0,0	8,4	12,6	3,6
Vereecken.KGA	5,9	6,5	5,6	5,1	4,9		8,8	2,8	4,2	8,1	8,2	6,0

Abb. I-10-3 zeigt die mithilfe eines generalisierten additiven Modells geglätteten Differenzen zwischen den mit den PTFs *PUH2.KGA* (Abb. I-10-3a) und *Wessolek.TexTRD* (Abb. I-10-3b) geschätzten und den gemessenen nFK-Werten im Korngrößendiagramm. Flächen gleicher systematischer Fehler sind dabei mit Isolinien eingefasst. Die Farben der eingefassten Flächen stehen direkt mit den systematischen Fehlern der entsprechenden Bodenartengruppen in Beziehung (Tab. I-10-3), wobei blaue Bereiche mittlere Unterschätzungen < −4 Vol %, gelblich braune Bereiche Überschätzungen > 4 Vol % anzeigen. Wie bereits aus Tab. I-10-3 ersichtlich, liegen die systematischen Abweichungen der PTF *PUH2.KGA* in weiten Bereichen des Korngrößendreiecks zwischen −2 Vol % und +2 Vol %, mit den geringsten Abweichungen in schluffig-lehmigen Bereichen. Mit geringer werdenden Schluff- und Tonanteilen beginnt die PTF die nFK zunächst leicht, ab Sandanteilen von mehr als 60 % stark zu unterschätzen, so dass bei

Schluffanteilen < 10 % die systematischen Unterschätzungen mehr als 8 %, bei Schluffanteilen < 5 % mehr als 10 % betragen. Da der Validierungsdatensatz in diesem Texturbereich viele Proben enthält, kann davon ausgegangen werden, dass es sich bei diesem Verhalten um systematische Fehler der PTF *PUH2.KGA* handelt, deren Begründung in der geringen Belegung mit Reinsand- und Schluffsandproben des zur Entwicklung der PTF eingesetzten Kalibrierungsdatensatzes liegt (Puhlmann & von Wilpert 2011). Bei der Entwicklung ebenfalls mit geringer Probenzahl belegt war die Gruppe der Lehmtone. Dort deutet sich, gemessen am Validierungsdatensatz, eine ebenso starke Unterschätzung wie bei den Sanden an; die Anzahl von Proben mit Tongehalten > 50 % ist jedoch im Validierungsdatensatz zu gering, um für dieses Verhalten gesicherte Aussagen treffen zu können.

Im Gegensatz zu *PUH2.KGA* zeigt Abb. I-10-3b für die PTF *Wessolek.TexTRD* im Bereich toniger Schluffe und toniger Lehme eine systematische Überschätzung zwischen 8 und 12 %. Die am wenigsten verzerrten Schätzungen liegen größtenteils in denjenigen Körnungsbereichen, die gleichzeitig die höchsten Probendichten im BZE-Datenkollektiv aufweisen und ziehen sich in einem Band von den Rein- und Lehmsanden über die Sandlehme zu den Schluffen. Einige ausreichend mit Proben belegte Bereiche sind dennoch von deutlicheren Überschätzungen im Bereich von 4-6 Vol % geprägt, so etwa die Schluffsande und Sandschluffe, sowie Normallehme und Schlufftone. Dieser Umstand kann mit den im Vergleich zu *PUH2.KGA* höheren Unsicherheiten erklärt werden, die diese PTF im Allgemeinen aufweist (Tab. I-10-3). Der größte Unterschied zwischen den *PTFs PUH2.KGA* und *Wessolek.TexTRD* besteht im Bereich der Rein- und Schluffsande, für den die nFK durch *Wessolek.TexTRD* mit Abweichungen < 2 Vol % geschätzt wird, während *PUH2.KGA* die nFK in diesem Texturbereich deutlich unterschätzt.

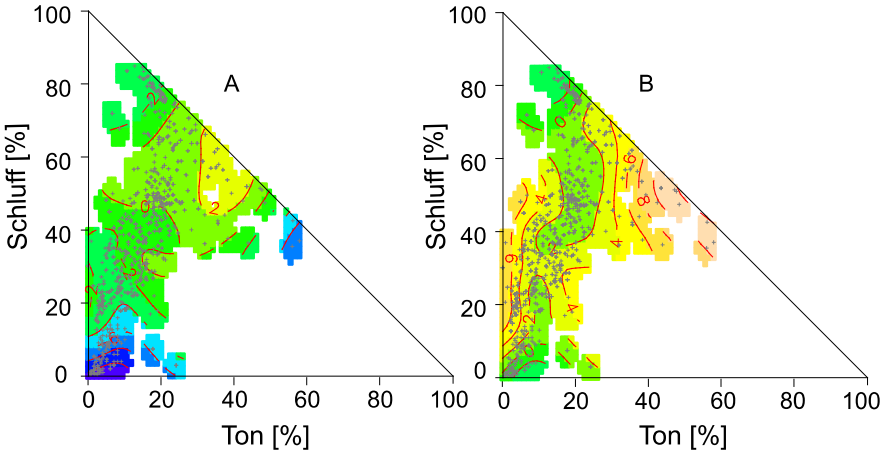


Abb. I-10-3: Mithilfe eines generalisierten additiven Modells erstellte Isoliniendiagramme der geglätteten Abweichungen geschätzter und gemessener nutzbarer Feldkapazität (Vol %) in Abhängigkeit vom Ton- und Schluffgehalt. Dargestellt sind die Pedotransferfuntionen *PUH2.KGA* (A) und *Wessolek.TexTRD* (B). Grüne und gelbgrüne Bereiche entsprechen einer Abweichung im Bereich von ± 2 Vol %, gelbe bis gelbbraune Bereiche weisen auf systematische Überschätzungen, blaugrüne und blaue Bereiche auf eine Unterschätzung der nutzbaren Feldkapazität hin.

10.2.1.4 Schlussfolgerungen zur Wahl der Pedotransferfunktion für die Wasserhaushaltsmodellierungen

Die auf den Gütemaßen der Tab. I-10-2 beruhende, abschließende Rangfolge der PTFs (Tab. I-10-4) weist den Ansatz nach Puhlmann & von Wilpert (2011) hinsichtlich der Schätzung der Retentionskurven für die Tiefenstufen des BZE-Datensatzes als am besten geeignet aus. Die schwache Vorhersagegüte für die im BZE II-Datensatz zahlreich vertretenen sandigen Substrate wird durch die sehr guten Vorhersageeigenschaften für die ebenfalls häufig vorkommenden lehmigen und schluffigen Substrate in der gewichteten Gesamtrangfolge aufgewogen. Der Anspruch an eine PTF, die auf einen so diversen Datensatz wie die BZE II angewandt wird, muss jedoch sein, die Retentionsfunktion nach van Genuchten ungeachtet der Textur zufriedenstellend vorherzusagen. Aus diesem Grund wurde letztlich die PTF nach DIN 4220 (2008-11) für den Einsatz im Wasserhaushaltmodell ausgewählt. Dieser Ansatz ist nach objektiven Kriterien zwar nur zweite Wahl (Tab. I-10-4), jedoch werden damit zufriedenstellende Ergebnisse über ein weites Bodenartenspektrum erzielt. Zusätzlich kann zur Schätzung der bodenhydrologischen Kenngrößen FK, nFK und PWP der nach objektiven Kriterien beste Ansatz *Wessolek.TexTRD* verwendet werden, ohne dass die Werte von denen aus der Retentionsfunktion abgeleiteten Werten in großem Maße abweichen, da beide PTFs aus derselben Quelle stammen.

Tab. I-10-4: Zusammenfassende Gesamtrangfolge der Pedotransferfunktionen für die Retentionskurve und die nutzbare Feldkapazität, basierend auf der Rangfolge der Gütemaße der Tab. I-10-2 und Tab. I-10-3. Die Ränge der Gütemaße in den einzelnen Bodenartengruppen wurden mit den Anzahlen der Beobachtungen der BZE II in den jeweiligen Bodenartengruppen gewichtet, die Platzierung ist in Klammern neben den Rängen angegeben. Als mittlerer Rang über die gewichteten Ränge der einzelnen Gütemaße wurde der Mittelwert verwendet.

	Retentionskurve								nFK					
	Rang RMSE		Rang MAE		Rang CI		Mittlerer Rang		Rang RMSE		Rang ME		Mittlerer Rang	
DIN4220.TexTRD	2,4	(2)	3,1	(3)	3,7	(5)	3,1	(2)	2,6	(3)	2,6	(2)	2,6	(1)
Hypres.KGA	3,5	(3)	2,9	(2)	4,2	(6)	3,5	(3)	6,5	(7)	5,5	(6)	6,0	(7)
PUH2.KGA	2,4	(1)	2,0	(1)	3,0	(1)	2,5	(1)	2,5	(2)	3,0	(3)	2,8	(3)
Wessolek.TexTRD									2,0	(1)	2,6	(1)	2,3	(2)
Teepe.KGA	4,4	(5)	4,7	(6)	3,0	(2)	4,0	(5)	4,3	(5)	4,3	(5)	4,3	(5)
Teepe.TexTRD	4,5	(6)	4,4	(5)	3,6	(4)	4,2	(6)	4,2	(4)	3,4	(4)	3,8	(4)
Vereecken.KGA	3,7	(4)	3,9	(4)	3,4	(3)	3,7	(4)	5,2	(6)	5,8	(7)	5,5	(6)

10.2.2 Feinwurzelverteilung an BZE-Standorten

Feinwurzelverteilungen sind essentiell für die Parametrisierung von Bodenwasserhaushalts-modellen von Waldstandorten, da diese das Bindeglied zwischen Bestand und Bodenmatrix repräsentieren. Das Ideal baumspezifischer Durchwurzelungsmuster ist in der Praxis jedoch nicht

anwendbar, da die tatsächlichen Feinwurzelverteilungsmuster stark von Boden- und Standortseigenschaften gesteuert werden (Hartmann & von Wilpert 2014). Daher ist es notwendig, die tatsächliche Feinwurzeltiefenverteilung zu erfassen oder für Standorte ohne Wurzelinformationen verlässliche Transferfunktionen zu definieren.

10.2.2.1 Erstellung eines Feinwurzeldichtemodells zur Ergänzung fehlender und unplausibler Datensätze

Mittels multivariater statistischer Auswertungen können Zusammenhangsanalysen zwischen der FWD (gemessen in Klassen aus der Profilbeschreibung nach KA5, umgerechnet in Klassenmittelwerte) als Zielgröße und Boden- bzw. Standortseigenschaften durchgeführt werden. Zur Anwendung kam das Verfahren „Boosted Regression Trees“ (BRT), mit Hilfe dessen die entscheidenden Parameter und deren Einfluss auf die FWD identifiziert wurden. Das finale BRT-Modell ist eine lineare Kombination aller berechneten Entscheidungsbäume. Die Modellgüte wird anhand der Korrelation mit den Trainings- als auch Validierungsdaten sowie des Restfehlers bewertet. Der Einfluss der einzelnen Parameter wird anhand des prozentualen Einflusses und anhand des absoluten Effekts auf das Modellergebnis interpretiert. Die Analysen wurden mit dem Paket „dismo“ der Statistiksoftware „R“ durchgeführt (Elith *et al.* 2008).

Das finale Modell wurde auf die fünf wichtigsten Parameter reduziert und weist eine hohe Modellgüte auf (Korrelation Trainingsdaten: 0,701; Korrelation Validierung: 0,695). Der Effekt der einzelnen Parameter auf die Zielgröße FWD ist in Abb. I-10-4 dargestellt. Dabei erklärt die Bodentiefe mit 62,2 % den größten Anteil an der FWD, d.h. das Maximum ist im Oberboden zu finden, mit kontinuierlicher Abnahme mit der Bodentiefe. Als weitere wichtige Größe erwies sich der Humusgehalt, der zum einen, insbesondere im Unterboden, auch Folge der Durchwurzelung ist und zum anderen im Oberboden durch Strukturlockerung die Durchwurzelung erleichtert. Daneben stehen bodenphysikalische Eigenschaften wie TRD und nFK ebenso wie der Reliefparameter Hangneigung in direktem Zusammenhang mit der FWD.

In Anlehnung an Abb. I-10-4 lassen sich die annähernd linearen Modellbeziehungen zu einer PTF zusammenfassen. Dazu wird ein einfaches lineares Gleichungsmodell erstellt. Die resultierende PTF für FWD in N dm^{-2} lautet (adjusted R^2: 0,3973; $p < 0,001$; Prädiktoren Abb. I-10-4):

$$\mathrm{FWD} = 11{,}63 - 0{,}084\ \mathrm{ut} + 3{,}22\ \mathrm{humus} - 3{,}42\ \mathrm{TRD}_{\mathrm{Horizont}} + 0{,}108\ \mathrm{hangneigung} + 0{,}095\ \mathrm{nFK}_{\mathrm{Horizont}} \quad (10\text{-}6)$$

Im Vergleich zur Modellierung mit BRT schneidet die lineare PTF erwartungsgemäß schlechter ab, dennoch ist eine hohe Modellgüte auch bei der schwächeren PTF erzielt worden.

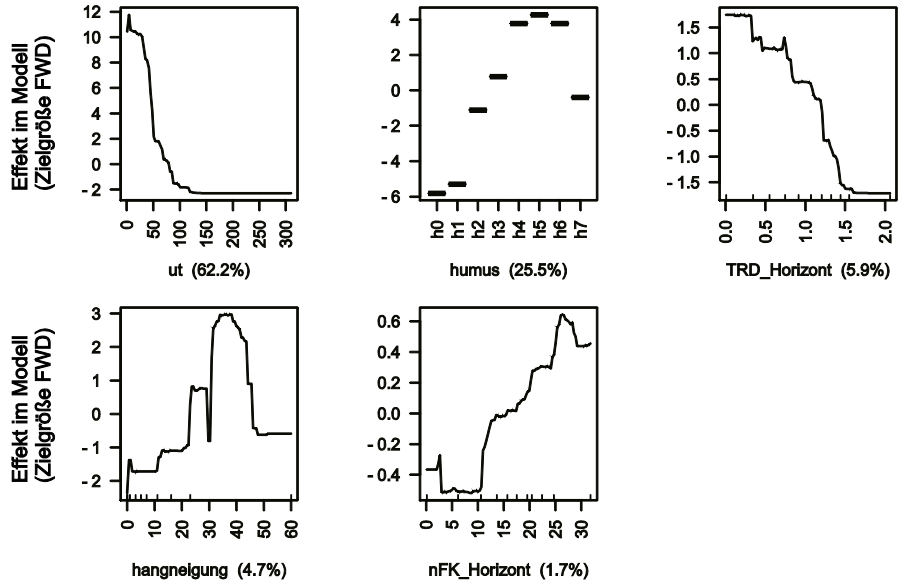


Abb. I-10-4: Ergebnisse der „Boosted Regression Trees“-Analyse: Die Feinwurzeldichte im Horizont ist Zielgröße des Modells. Die Einzelgrafiken zeigen den Einfluss der Parameter (x-Achse) auf die modellierte Feinwurzeldichte (y-Achse). Der prozentuale Anteil bestimmt die Gewichtung des Parameters im Modell; ut = Tiefe der Horizontunterkante (cm); humus = Humusklasse (h1 bis h7); TRD_Horizont: Trockenraumdichte aus Messtiefen auf den Horizont umgerechnet (g cm^{-3}); hangneigung: Hangneigung am Standort (°); nFK_Horizont: nutzbare Feldkapazität aus Messtiefen auf den Horizont umgerechnet (Vol %).

10.2.2.2 Ableitung kontinuierlicher Tiefenprofile der Feinwurzelverteilung

Zur Parametrisierung der Wurzelverteilung in Wasserhaushaltsmodellen ist eine möglichst kontinuierliche Information der FWD notwendig. Dazu kann die Exponentialfunktion nach Gale & Grigal (1987) genutzt werden, mit welcher anhand eines Formparameters die tiefenabhängige, relative Wurzelverteilung kontinuierlich dargestellt wird (Abb. I-10-6). Dies ist insbesondere für inhomogene Datensätze wie den BZE II-Datensatz sinnvoll, da unterschiedliche Aufnahmeverfahren (Bayern: Ansprache am Rammkern, Baden-Württemberg: Feinwurzelzählung im 5 cm-Raster an der Profilwand, Rest: Schätzung an Profilgrube) zu unterschiedlichen Durchwurzelungsintensitäten führen.

Abb. I-10-6 (links oben) stellt die aus den verschiedenen Schätzverfahren resultierende Anzahl an Feinwurzeln im erfassten Wurzelraum für alle BZE-Profile dar. Es fällt auf, dass in Baden-Württemberg überdurchschnittlich hohe Feinwurzelsummen vorkommen, in Bayern z.T. extrem geringe.

Trotz dieser regionalen Differenzen wurden die Schätzwerte der FWD für die weitere Anpassung genutzt, da hierbei auf die relative Tiefenverteilung reduziert wird und somit unterschiedliche Klassifizierungsvorgänge bei der Profilaufnahme „normalisiert“ werden. Wo keine Schätzwerte

vorhanden waren, wurden diese durch die Werte aus der Anpassung mit BRT ergänzt. Zunächst wurden die FWDs pro Horizont berechnet (FWD*Mächtigkeit) und am unteren Ende des Horizonts als kumulative Summe aufgetragen und schließlich mit einem nichtlinearen Anpassungsalgorithmus an das β-Modell nach Gale & Grigal (1987) angepasst (Abb. I-10-5):

$$Y = 1 - \beta^z \qquad (10\text{-}7)$$

wobei *Y* die kumulative relative FWD in der Tiefe *z* ist und β der anzupassende Parameter.

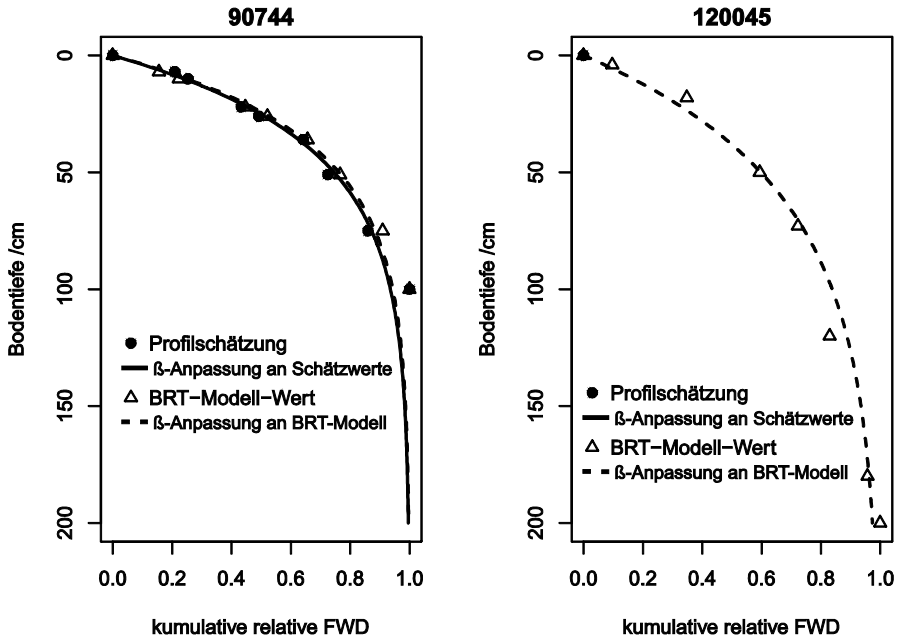


Abb. I-10-5: Beispiel einer guten Anpassung und Kongruenz zwischen Schätzwerten, „Boosted Regression Trees"-Modellwerten und der jeweiligen Anpassung an das β-Modell (links) und Beispiel eines Standorts, bei der das β-Modell an die „Boosted Regression Trees"-Modellwerte aufgrund fehlender Schätzwerte angepasst wurde (rechts).

Anhand dieser Funktion kann dann für jede beliebige Tiefenstufe die relative kumulative Menge an Feinwurzeln berechnet werden. Die resultierenden β-Werte sind in Abb. I-10-6 (rechts oben) dargestellt, wobei hohe Werte für tiefgründigere Verteilungen stehen.

10.2.2.3 Effektive Durchwurzelungstiefe

Die effektive Durchwurzelungstiefe (WReff) lässt sich nach AK Standortskartierung (2003) über die Untergrenze einer FWD > 2 FW dm^{-2} ableiten. Somit fällt für die BZE II-Daten diese Untergrenze immer mit einer Horizontuntergrenze zusammen, da die FWD nur horizontweise definiert ist. Da auch innerhalb eines Horizonts mit einer tiefenabhängigen Abnahme der FWD auszugehen ist, muss diese Grenze verzerrt sein. Des Weiteren bedingen unterschiedliche Aufnahmeverfahren nicht vergleichbare FWDs (Abb. I-10-6 links oben). Der klassische Ansatz in

Abb. I-10-6 links unten dargestellt bestätigt nochmals die aufnahmebedingten Differenzen besonders zwischen Baden-Württemberg und Bayern.

Um einen einheitlichen Wert in Anlehnung an die Grenze Wf2/Wf1 aus dem klassischen Modell für das β-Modell zu generieren, wurde über eine nichtlineare Anpassung derjenige kumulative Anteil Z ermittelt, bei welchem die Tiefe des klassischen WReff-Ansatzes am besten erreicht wird:

$$\frac{\mathrm{WReff(klassisch)} \sim \log(1-Z)}{\log(\beta)} \qquad (10\text{-}8)$$

Dabei ergibt sich ein Wert für Z von 86 %, welcher im Folgenden als Grenzwert für den effektiven Wurzelraum nach dem β-Modell genutzt wird (Abb. I-10-6 rechts unten).

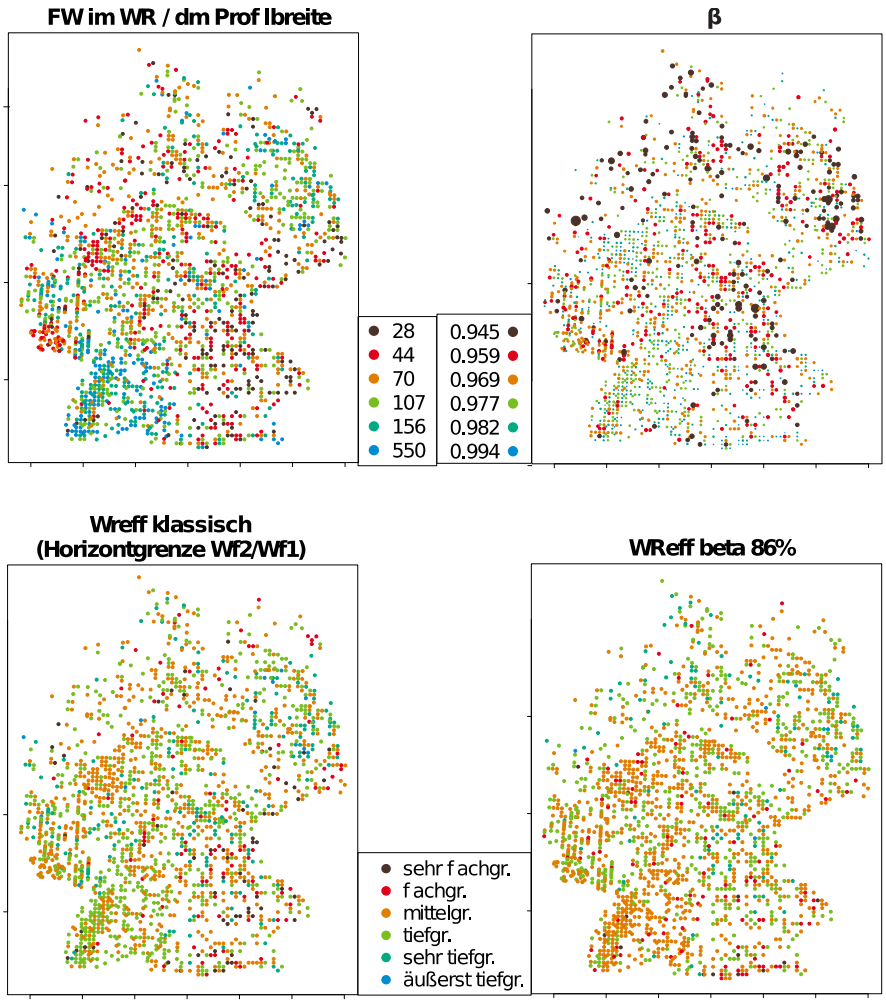


Abb. I-10-6: links oben: Anzahl der Feinwurzeln aufsummiert über das gesamte Bodenprofil auf 1 dm Breite. Die unterschiedlichen Farben definieren Perzentilklassen (10-25-50-75-90-100); rechts oben: β-Werte der BZE II-Profile (Perzentilklassen 10-25-50-75-90-100). Die Größe der Punkte korreliert mit dem β-Wert. Blaue Punkte stehen für tiefgründige Verteilungen, rote für flachgründige; links unten: WReff nach klassischer Definition; rechts unten: WReff ermittelt über die Tiefe, in welcher 86 % der kumulativen Feinwurzelmenge nach dem β-Modell sind.

10.2.2.4 Stratifizierung nach Baumarten, Bodenklassen und Versauerung

Die Bewertung der Wurzelraumerschließung (Abb. I-10-6) basiert auf dem WReff, der im β-Modell der 86 %-Tiefe entspricht. Für die einzelnen Bestandstypen ergaben sich dabei keine deutlichen Unterschiede (Abb. I-10-7). In allen Bestandstypen liegt eine breite Streuung vor, bei medianen Werten um 60 cm. Die Stratifizierung nach Bodensubstratgruppe weist ebenfalls nur eine geringe Differenzierung zwischen den Gruppen auf. Lediglich die basenarmen Sande weisen erhöhte WReff-Werte auf, wohingegen in Kalkverwitterungsböden und insbesondere alpinen Böden z.T. deutlich reduzierte Werte auftreten. Überraschenderweise ist in den WReff kein Indiz für den Fortschritt der Versauerung bzw. den Einfluss einer Waldkalkung zu erkennen, wie die Stratifizierung nach Vertikalgradienten der Basensättigung aufzeigt.

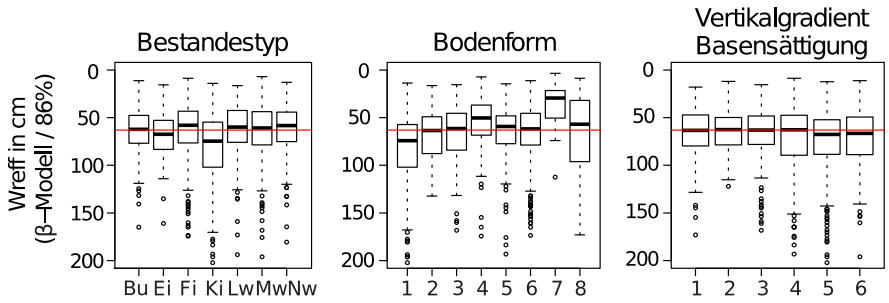


Abb. I-10-7: Boxplots der effektiven Durchwurzelungstiefe (WReff) (abgeleitet nach der Tiefe, in welcher sich 86 % aufsummieren) stratifiziert nach: Bestandstypen (links), Bodenformen (Mitte) und Vertikalgradienten der Basensättigung (rechts); Bu = Buche, Ei = Eiche, Fi = Fichte, Ki = Kiefer, LW = Laubwald, MW = Mischwald, NW = Nadelwald; Bodenformen: 1 = Böden aus basenarmem Lockergestein, 2 = Semiterrestrische Böden breiter Flusstäler, 3 = Tieflandböden aus Lösslehm, 4 = Böden aus verwittertem Karbonatgestein, 5 = Böden aus basisch-intermediärem Festgestein, 6 = Böden aus basenarmem Festgestein, 7 = Böden der Alpen, 8 = Moore und Anmoore; Vertikalgradienten: 1 = vollständige Basensättigung 100 % im Wurzelraum, 2-4 = mit der Tiefe und qualitativ abnehmende Basensättigung im Hauptwurzelraum mit voller Basensättigung im Unterboden, 5 = Basenverarmung im gesamten Profil, 6 = erhöhte Basensättigung im Humus/mineralischen Oberboden durch Kalkung, nach Hartmann & von Wilpert (2016).

10.3 Modellierung der dynamischen Wasserverfügbarkeit in Wäldern

10.3.1 Modellbeschreibung, Eingangsdaten, Parametrisierung und Zielvariablen

Die Wasserhaushaltsmodellierungen für die einzelnen BZE II-Punkte erfolgten mit dem prozessorientierten forsthydrologischen Simulationsmodell LWF-Brook90 (Hammel & Kennel 2001), welches den Wasserhaushalt eines eindimensionalen, mehrschichtigen Bodenprofils mit Vegetationsdecke in täglicher Auflösung berechnet. Bei diesem Modell handelt es sich um eine Weiterentwicklung des Modells Brook90 (Federer *et al.* 2003). Der Wassertransport im Boden wird mit der Richards-Gleichung abgebildet. Quell- und Senkenterme berücksichtigen dabei Prozesse wie Makroporenfluss und Wurzelwasseraufnahme. Die hydraulischen Eigenschaften der einzelnen Bodenschichten werden mit den Funktionen nach Mualem (1976) und van Genuchten (1980) parametrisiert. Die Evapotranspiration wird nach einem Ansatz von Shuttleworth & Wallace (1985) berechnet, mit dem die vom Boden oder einer Schneedecke ausgehenden Verdunstungsströme und die Verdunstungsströme einer einschichtigen Pflanzendecke (Transpiration und Interzeptionsverdunstung) über ein Leitfähigkeitsmodell differenziert abgebildet werden. Eine wichtige steuernde Größe ist dabei der saisonal variierende Blattflächenindex (LAI), welcher für die Aufteilung der für die Verdunstung zur Verfügung stehenden Energie zwischen Boden und Pflanze nach dem Lambert-Beerschen Gesetz, sowie für die Skalierung der Bestandsleitfähigkeit aus der mit den meteorologischen Bedingungen variierenden Stomataleitfähigkeit maßgeblich ist. Die Bestandsleitfähigkeit und die zur Verfügung stehende Energie sind wiederum ausschlagend für den Wasserbedarf der Vegetationsdecke (potentielle Transpiration, T_p), der aus den einzelnen Bodenschichten je nach Wasserverfügbarkeit und Durchwurzelung gedeckt wird (aktuelle Transpiration oder Wurzelwasseraufnahme, T_a).

10.3.1.1 Klimadaten, Boden und Standort

LWF-Brook90 wird mit meteorologischen Eingangsdaten in täglicher Auflösung (Niederschlag, Temperatur, Strahlung, Wasserdampfdruck, Windgeschwindigkeit) angetrieben, die für diese Modellanwendung vom Lehrstuhl für Physische Geographie (Prof. Böhner) der Universität Hamburg in Form eines 250 x 250 m-Rasters bereitgestellt wurden (Weinzierl *et al.* (2013). Die Validierung der regionalisierten Klimagrößen zeigt eine mittlere Abweichung der Monatsmitteltemperaturen im Bereich von ± 0,5 °C für 2002 und ± 0,2 °C für 2003. Monatssummen des Niederschlags weichen im Mittel um weniger als 5 % von den Messwerten ab, gemessene und regionalisierte Monatssummen der Niederschlagsminima und -maxima können im Einzelfall deutlich voneinander abweichen.

Zur Repräsentation der BZE-Profile im Modell wurden die Messwerte der Tiefenstufen verwendet und durch Informationen zu Horizontierung, Textur und Humusgehaltsstufe aus der Profilbeschreibung komplettiert. Aus den Informationen wurden für die BZE-Plots Modellprofile mit einer Bodentiefe von 2 m erstellt, bestehend aus 20 Mineralbodenschichten, deren Mächtigkeit mit der Tiefe zunimmt (2-20 cm), und einer variablen Anzahl von Modellschichten, die den Auflagehumus repräsentieren. Dabei wurden die Angaben zur TRD des Mineralbodens, die nur als Messwerte für Tiefenstufen bis maximal 90 cm vorhanden waren, bis in 2 m Bodentiefe fortgeschrieben. Der Skelettgehalt für tiefere Bodenschichten wurde aus der Profilansprache ergänzt, für anstehende Festgesteinshorizonte wurde ein Grobbodengehalt von 95 % festgelegt, um die Wasserspeicherung in Spalten und Rissen des Gesteins zu berücksichtigen. Die Feinwurzelverteilung über die Modellschichten wurde mithilfe dem an die Feinwurzelverteilung der Profilbeschreibung angepassten β-Modell (Jackson *et al.* 1996) hergeleitet (Kap. 10.2.2.2). Da die maximale Durchwurzelungstiefe in diesem Modell theoretisch unbegrenzt ist, wurde als WReff diejenige Bodentiefe ermittelt, ab welcher der kumulative Wurzelanteil 95 % übersteigt, und die darunter liegenden Bodenschichten als wurzelfrei angenommen. Ebenso wurde die Durchwurzelung bei Profilen mit eingeschränkter Bodentiefe aufgrund anstehenden Festgesteins, Grund- oder Stauwassers auf den anhand der Horizontsymbole regelbasiert abgeleiteten Gründigkeitsparameter beschränkt. Für den Auflagehumus wurde eine tiefenkonstante Durchwurzelungsdichte angenommen, die der nach dem β-Modell berechneten relativen Durchwurzelung der obersten Mineralbodenschicht in 1 cm Bodentiefe entspricht.

Aus den physikalischen Eigenschaften der Mineralbodenschichten wurden in einem letzten Schritt die hydraulischen Eigenschaften mithilfe der PTFs parametrisiert, die sich im Vergleich mit gemessen hydraulischen Eigenschaften (Kap. 10.2.1) als die zuverlässigsten erwiesen haben. Die Parameter zur Bodenwasserretentionsfunktion nach van Genuchten (1980) (θ_s, θ_r, α, n) wurden mithilfe der PTF nach DIN 4220 (2008-11) hergeleitet. Der Parameter m wurde als 1-1/n festgelegt. Die gesättigte Leitfähigkeit (Ks) nach Mualem (1976) wurde mit der PTF von Puhlmann & von Wilpert (2011) geschätzt, der Tortuositätsparameter τ wurde auf 0,5 gesetzt. Zur Ableitung der hydraulischen Eigenschaften der Auflagehumus-Horizonte wurde die PTF nach Hammel & Kennel (2001) verwendet. Neben dem Wassertransport in der Bodenmatrix, für den die Retentions- und Leitfähigkeitseigenschaften maßgeblich sind, wurden im Modell auch präferentielle Fließwege zugelassen. Dabei wurden Einstellungen gewählt, die sich beim Vergleich von gemessenen mit simulierten Bodenwassergehalten auf Intensivmonitoringflächen positiv auf die Modellgüte auswirkten. So wurde einerseits bei Niederschlagsereignissen infiltrierendes Wasser in mit zunehmender Tiefe exponentiell abnehmenden Anteilen auf die Bodenschichten verteilt, die sich oberhalb einer Tiefe von 2/3 der maximalen Durchwurzelungstiefe befinden. Des Weiteren wurde der Anteil des nach unten gerichteten Wassertransports entlang präferentieller Fließwege auf 30 % gesetzt.

Als weitere Variablen wurden aus den Kopfdaten der BZE II die geografische Breite, die Hangneigung und die Exposition übernommen, die den Strahlungshaushalt eines Standorts

bestimmen. Ein möglicher Grundwassereinfluss wurde in den Simulationen nicht berücksichtigt; grundwasserbeeinflusste Profile (Profile mit rezentem Gr-Horizont) werden bei den weiteren Auswertungen aus diesem Grund ausgeschlossen.

10.3.1.2 Vegetationsparametrisierung

Bei der Parametrisierung der Vegetation wurden zwei unterschiedliche Ansätze gewählt. In einem ersten Ansatz wurden Standardparametersätze für eine theoretische Bestockung definiert, die die oberirdischen Charakteristika (LAI, Rindenflächenindex und Bestandshöhe) typischer ausgewachsener Buchen-, Eichen-, Fichten-, Kiefern- und Mischwaldbestände im Modell repräsentieren, um den räumlichen und zeitlichen Einfluss von Boden und Klima auf den Wasserhaushalt zu untersuchen. Diejenigen Modellparameter, in denen sich die Bestockungen unterscheiden, sind in Tab. I-10-5 aufgeführt. Welche theoretische Bestockung zum Einsatz kommt, wurde anhand der in den BZE II-Kopfdaten enthaltenen Informationen zum Bestandstyp festgelegt. Für nicht näher spezifizierte Laubwaldbestände wurden Buchenbestände angenommen, Fichtenbestände für nicht näher spezifizierte Nadelbaumbestände.

In einem zweiten Ansatz wird der Einfluss der realen Bestockung (durch Schätzung von LAI, Rindenflächenindex und Bestandshöhe) an den BZE-Punkten in die Simulationen einbezogen, um neben den mit der theoretischen Bestockung generierten Ergebnissen realistische Wasserhaushaltsgrößen zu erhalten. Die Modellergebnisse dieser zweiten Modellanwendung werden als Jahreswerte anderen Auswertungsgruppen zur Verfügung gestellt und können beispielsweise dazu verwendet werden, Nährstoffausträge mit dem Sickerwasser zu berechnen und so Nährstoffbilanzen zu erstellen. Zur Herleitung des Rindenflächenindex (SAI) aus den Einzelbaumdaten der harmonisierten Bestandsinventur (HBI) wurden die allometrischen Funktionen von Hammel & Kennel (2001) verwendet, die zwischen Laub- und Nadelbäumen unterscheiden. Zur Schätzung des LAI aus Bestandsdaten kamen je nach Baumart unterschiedliche Schätzfunktionen zum Einsatz. Zur Schätzung der Blattflächen von Kiefern und Lärchen wurde ein Streufallmodell eingesetzt (Law *et al.* 2001), parametrisiert für Kiefer nach Ahrends *et al.* (2010). Die Blattflächen von Buchen, Eichen und anderen Laubbäumen wurden mit den Biomassefunktion von Weis *et al.* (2012) geschätzt, die von Fichten, Tannen und Douglasien mit der allometrischen Funktion von Hammel & Kennel (2001), welche auf einer Reanalyse der von Burger (1935) bis (1953) veröffentlichten Blattmasse-Daten beruhen. Anschließend wurden die so geschätzten Blattflächen der Einzelbäume aufsummiert und der LAI berechnet. Die Häufigkeitsverteilung der LAI-Schätzungen ist in Abb. I-10-8 getrennt nach Bestockungstypen (aus BZE-Kopfdaten) dargestellt.

Abgesehen von den oberirdischen Bestandseigenschaften wurden in beiden Modellanwendungen (theoretische Standardbestände und reale Bestockung) dieselben Modelleinstellungen und Parameter verwendet. Die Wahl der Modellparameter und Modelleinstellungen beruht dabei direkt auf den Empfehlungen von Federer *et al.* (2003) (Albedo, Lichtextinktions-

koeffizient, maximale Stomataleitfähigkeit, Interzeptionsraten und Interzeptionskapazitäten), sowie den Empfehlungen von Hammel & Kennel (2001) (Dauer der Laubaustriebs- und Laubfallphasen). Die Zeitpunkte des Blattaustriebs im Frühjahr und des einsetzenden Laubfalls im Herbst wurden für die BZE-Plots dynamisch nach den in Hammel & Kennel (2001) beschriebenen Verfahren bestimmt. Dabei wurde ungeachtet der tatsächlichen vorherrschenden Baumart für jeden BZE-Plot der Blattaustrieb mit dem Parametersatz „Picea abies“ berechnet, da sich anhand phänologischer Beobachtungen gezeigt hat, dass die einzelnen Parametersätze für verschiedene Baumarten nicht deutschlandweit anwendbar sind.

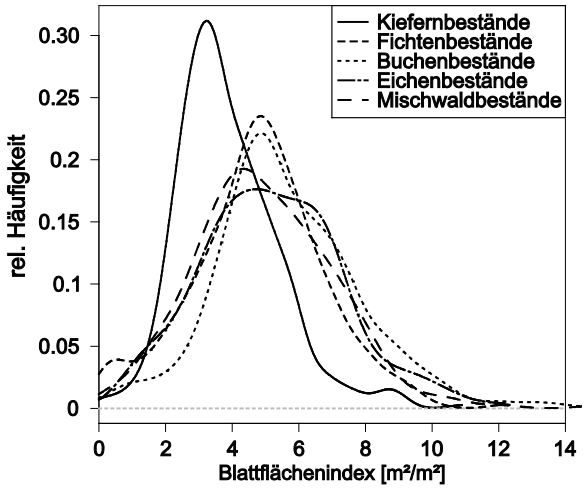


Abb. I-10-8: Dichteplots der aus den Einzelbaumdaten geschätzten Blattflächenindex-Werte an BZE-Plots, getrennt nach Bestockungstypen.

Da an den BZE-Plots keine Wasserhaushaltsmessungen vorliegen (z.B. Bestandsniederschlag, Matrixpotenzial oder Bodenwassergehalt), kann keine direkte Validierung der Wasserhaushaltssimulation erfolgen. Modellanwendungen von LWF-Brook90 auf Intensivmonitoringflächen und der Vergleich mit dort erhobenen Zeitreihen haben jedoch gezeigt, dass die Modellierungen mit den verwendeten Einstellungen und Parametern (LAI, SAI, Bestandshöhe) zufriedenstellende Ergebnisse erzielen (unveröffentlichte Daten). Auch der Vergleich der modellierten Sickerwassermengen unter Standardbestockung mit Werten aus dem hydrologischen Atlas Deutschland zeigte keine systematischen Abweichungen. Daher kann davon ausgegangen werden, dass die verwendeten Modelleinstellungen sinnvolle Abschätzungen der Wasserhaushaltsgrößen und Trockenstressindikatoren liefern, in denen sich physikalisch und physiologisch begründete Einflüsse von Klima, Boden- und Bestandseigenschaften widerspiegeln.

Tab. I-10-5: Modellparameter, in denen sich die Modellbestände voneinander unterscheiden.

Parameter	Kiefer	Fichte	Buche	Eiche	Mischwald	Einheit	Beschreibung
MAXHT	22	32	30	30	32	m	Bestandsoberhöhe
MAXLAI	4,5	6	6	4,5	6	$m^2\ m^{-2}$	Maximaler Blattflächenindex
SAI	1	1	1	1	1	$m^2\ m^{-2}$	Rindenflächenindex
WINLAIFRAC	0,8	0,8	0,0	0,0	0,4	-	Relative Belaubung außerhalb der Vegetationszeit
LWIDTH	0,004	0,004	0,06	0,06	0,01	m	Blattbreite
ALB	0,14	0,14	0,18	0,18	0,16	-	Albedo
ALBSN	0,14	0,14	0,23	0,23	0,21	-	Schnee-Albedo

10.3.1.3 Ergebnisaufbereitung

Die modellierten Tageswerte von Grundwasserneubildung (*GWR*), Evapotranspiration (*ET*), aktuelle Transpiration (T_a), Interzeptionsverdunstung (*I*) und Bodenevaporation (*E*) wurden für die weitere Auswertung zu Jahressummen und Summen über die dynamische Vegetationszeit aggregiert. Zudem wurden verschiedene Trockenstressindikatoren abgeleitet, welche Einschränkungen in der Wasserverfügbarkeit quantifizieren. Ein weitverbreiteter Indikator ist der relative Wassergehalt (*RW*) als das Verhältnis von aktueller Bodenwasserspeicherung S_t zur Bodenwasserfüllung bei FK θ_s: $RW = S_t/FK$. Die relative pflanzennutzbare Speicherfüllung (relative extractable water, *REW*) ist das Verhältnis von aktuell pflanzenverfügbar gespeichertem Wasser ($S_p = S_t - PWP$) zu maximal nutzbarer Wasserspeicherung im Wurzelraum, welche hier der nFK gleichgesetzt wurde: $REW = S_p/nFK$. Aus den tiefendiskreten Ergebnissen der LWF-Brook90-Modellierungen wurden Werte für S_t, S_p, *RW* und *REW* für die folgenden Tiefenstufen aggregiert: 0-10 cm Mineralbodentiefe ($S_{t,010}$, $S_{p,010}$, RW_{010}, REW_{010}), 10-30 cm, 30-60 cm, 60-90 cm, 0-100 cm und für den effektiven Wurzelraum (WReff, Kap. 10.3.1.1). Aus den Tageswerten der Trockenstressindikatoren wurden dann Mittelwerte über die dynamische Vegetationszeit gebildet, um so die mittlere Wasserverfügbarkeit der einzelnen Jahre zu beurteilen.

Ein weiterer häufig verwendeter Indikator für Wassermangel ist die Differenz bzw. der Quotient aus aktueller (T_a) und potentieller Transpiration (T_p). Ein Absinken von T_a unter T_p wird in LWF-Brook90 durch eingeschränkte Wasserverfügbarkeit im Wurzelraum verursacht. Das Verhältnis T_a/T_p (Transpirations-Index, *Tratio*) deutet daher mit Werten < 1, die Differenz $T_p–T_a$ (Transpirationsdifferenz, *Tdiff*) mit Werten > 0 auf Wassermangel im Wurzelraum hin. Die Transpirationsdifferenz kann zusätzlich auf 100 Tage Vegetationszeit normalisiert werden um die Vergleichbarkeit von Standorten zu gewährleisten, die große Unterschiede in der Dauer der Vegetationszeit aufweisen.

Aus den Jahres- und Vegetationszeitsummen der Wasserflüsse und den Trockenstressindikatoren wurden einerseits Verteilungsstatistiken (Mittelwert, Median, Quartile, Minimum, Maximum)

über den Zeitraum 1981-2010 für jeden Plot zur räumlichen Darstellung berechnet. Andererseits wurde für jeden BZE-Plot die relative Abweichung der Jahreswerte zum langjährigen Mittelwert des Zeitraums 1961-1990 berechnet, um mithilfe von Verteilungsstatistiken (Median, Quartile, 90. und 10. Perzentil für jedes Jahr über alle BZE-Plots) zeitliche Veränderungen zu untersuchen.

10.3.2 Ergebnisse

Abb. I-10-9 zeigt Verteilungsstatistiken der mit der Standardbestockung modellierten Evapotranspirationsmenge während der Vegetationsperiode (*ET_vp*, Abb. I-10-9a), der Jahressumme der Grundwasserneubildung (*GWR_y*, Abb. I-10-9b), der Summe der Transpirationsdifferenz pro 100 Tage Vegetationszeit (*Tdiff_vp*, Abb. I-10-9c) und der mittleren relativen pflanzenverfügbaren Bodenwasserspeicherfüllung während der Vegetationszeit (*REW_WReff_vp*, Abb. I-10-9d) an den BZE II-Plots. Dargestellt ist die kumulative Häufigkeitsverteilung der Mediane, sowie die zugehörigen Spannbreiten und Quartile der einzelnen Jahreswerte an BZE II-Plots für den Zeitraum von 1981-2010. Die räumliche Verteilung der Mediane dieser Größen ist in Abb. I-10-10 in Kartenform dargestellt.

Aus Abb. I-10-9a wird ersichtlich, dass die mittlere während der Vegetationszeit realisierte Evapotranspiration für ca. 85 % der BZE-Plots im Bereich von 300-500 mm liegt. Dabei treten vor allem bei Plots mit geringerer mittlerer Verdunstung extreme Schwankungen von bis zu 300 mm zwischen den Jahren auf. In der Hälfte der Jahre liegt die Schwankung jedoch bei unter 60 mm, der mittleren Differenz zwischen oberem und unterem Quartil über alle Plots. Knapp 10 % der BZE-Plots zeigen mittlere Evapotranspirationsraten von mehr als 500 mm (Abb. I-10-9a), diese befinden sich in den bayrischen Jungmoränen- und Molassegebieten und den Voralpengebieten (Abb. I-10-10a; blaue und blaugrüne Punkte). Ebenfalls hohe Verdunstungsraten von mehr als 450 mm finden sich an den Westabdachungen von Schwarzwald, Pfälzerwald, Odenwald und im Bergischen Land. Die genannten Gegenden sind einerseits sehr niederschlagsreich, andererseits aber auch warm mit hohen potentiellen Verdunstungsraten, die in langen Vegetationszeiten zum Tragen kommen. Die niedrigsten Evapotranspirationsraten zeigen kein so ausgeprägtes geografisches Muster. Zwar sind einige Regenschattengebiete (Nordöstliche Harzvorländer, Altmark, Hessisches Schiefergebirge) erkennbar und es scheint, dass nach Norden hin BZE-Plots mit weniger als 350 mm Evapotranspiration (gelbe, orange und rote Punkte) zunehmen. Jedoch treten mehr oder weniger überall verstreut Plots mit sehr geringen mittleren Evapotranspirationsraten von weniger als 250 mm auf. Bei diesen Plots ist die aktuelle Transpiration aufgrund von hohen Skelettgehalten und/oder geringer Durchwurzelungstiefe in jedem Jahr stark eingeschränkt. Abgesehen von diesen Standorten folgt die mittlere Evapotranspiration einer Wechselwirkung von Niederschlag und Temperatur, wodurch räumliche Muster undeutlich werden. So kann beispielsweise ein Standort im kühl-feuchten Hochsauerland (Niederschlag/Temperatur während der Vegetationszeit: 13 °C/420 mm), dessen Evapotranspiration eher durch geringe potentielle Transpirationsraten begrenzt ist, im Mittel dieselbe, vergleichsweise geringe Gesamtverdunstung von unter 350 mm aufweisen wie ein in im Sommerhalbjahr

warm-trockener Wald (16,5 °C/250 mm) in Brandenburg, bei dem die Verdunstungsrate eher durch geringe Niederschläge und Bodenwasserspeicherkapazität begrenzt ist. Die Transpirationsdifferenz (Abb. I-10-10c) ermöglicht es festzustellen, ob die Verdunstung eines Standorts durch Wassermangel begrenzt ist. So liegt die Transpirationsdifferenz im südlichen Brandenburg bei durchschnittlich 70-100 mm, im Hochsauerland wie den Hochlagen der sonstigen Mittelgebirge und in Meeresnähe bei unter 5 mm pro 100 Tage Vegetationszeit. Insgesamt gesehen ist die Transpirationsdifferenz durch eine sehr große Spannbreite gekennzeichnet (Abb. I-10-9c), die verdeutlicht, dass es in Trockenjahren prinzipiell auf allen Plots zu Wassermangel kommen kann, in denen der Wasserbedarf der Vegetation nicht mehr vollständig aus dem Bodenwasservorrat gedeckt werden kann. Standorte, deren Median der Transpirationsdifferenz bei über 50 mm/100 d liegt, gelten dabei bereits als mäßig trocken und sind für den reinen Fichtenanbau ungeeignet (Falk *et al.* 2008). Dies trifft für etwa 40 % aller BZE-Plots zu (Abb. I-10-9c), wobei der mit Abstand größte Anteil der durch die Transpirationsdifferenz als „trocken“ ausgewiesenen Standorte Kiefern- und Eichenwälder sind.

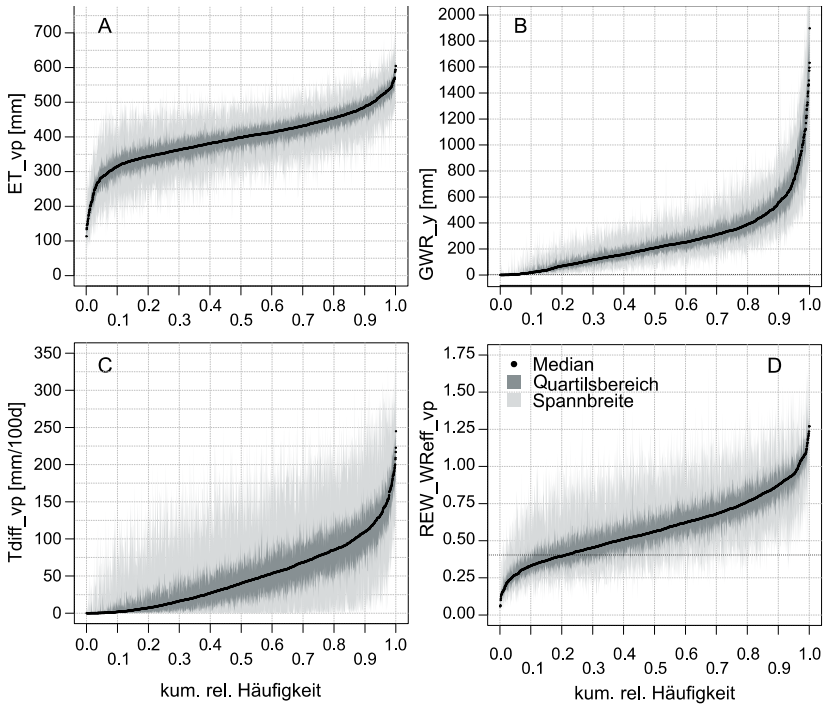


Abb. I-10-9: Verteilungsstatistiken von aktueller Evapotranspiration während der Vegetationszeit (a), jährlicher Grundwasserneubildung (b), Transpirationsdifferenz (c) und mittlerer relativer pflanzenverfügbarer Bodenwasserspeicherfüllung während der Vegetationszeit (d) für den Zeitraum 1981-2010; Modellierung mit Standardbeständen.

Etwa 20 % der BZE-Plots zeigen eine mittlere jährliche Grundwasserneubildung von unter 100 mm (Abb. I-10-9b), 5 % der Plots haben keine nennenswerte Grundwasserneubildung. Der Median liegt dort bei 0 mm, was bedeutet, dass unter der angenommenen theoretischen Bestockung mindestens in der Hälfte der Jahre von 1981-2010 überhaupt keine Grundwasserneubildung stattgefunden hat. Für den Großteil der Plots liegt die jährliche Grundwasserneubildung

bei 50-400 mm, in Extremjahren kann jedoch auch dort die Grundwasserneubildung stark zurückgehen oder gar gänzlich ausbleiben. Auf etwa 10 % der Plots erreicht der mittlere Abfluss mehr als 500 mm jährlich; er kann im Extremfall in einzelnen Jahren bis zu 2400 mm betragen, wenn sich beispielswiese an niederschlagsreichen Standorten im Hochgebirge Schnee akkumuliert und im Frühjahr abtaut. Während die in der Vegetationszeit realisierte Evapotranspiration vor allem ein Produkt aus Temperatur und Niederschlag ist, folgt die Grundwasserneubildung deutlich der Niederschlagsverteilung (Abb. I-10-10b). Plots mit mehr als 400 mm jährlicher Grundwasserneubildung befinden sich fast ausnahmslos in den niederschlagsreichen Hochlagen. Große Gebiete mit sehr geringer (< 25 mm) Grundwasserneubildung befinden sich vor allem in Brandenburg und Sachsen-Anhalt, kleinere Gebiete sind in Ostthüringen, Südhessen und im Rhein-Neckar-Gebiet verortet (Abb. I-10-10b), welche die Gegenden mit den geringsten Niederschlägen sind.

Abb. I-10-9d zeigt die kumulative Häufigkeitsverteilung der mittleren pflanzenverfügbaren Bodenwasserspeicherfüllung im Wurzelraum während der Vegetationszeit. Es wird deutlich, dass die BZE-Plots eine große Spannbreite aufweisen. So haben ca. 10 % der Standorte mittlere pflanzenverfügbare Speicherfüllungen von mehr als 90 % der nFK. Auf diesen Standorten sorgen einerseits Bodenhorizonte mit geringer Wasserleitfähigkeit dafür, dass sich infiltrierendes Wasser im Wurzelraum aufstaut und so die FK regelmäßig überschritten wird. Andererseits sind es hohe Niederschlagsmengen, die dafür sorgen, dass die Wasserbilanz auch während der Vegetationszeit positiv ist und so die Transpirationsverluste regelmäßig durch ergiebige Niederschläge ausgeglichen werden. Auf etwa 20 % der BZE-Plots hingegen sank die mittlere pflanzenverfügbare Wasserspeicherung in mindestens der Hälfte, bei 10 % der BZE-Plots in dreiviertel der Jahre des Zeitraums 1981-2010 unter 40 % des Maximalwerts. Eine Unterschreitung dieses Schwellenwerts (eingezeichnet als Referenzlinie in Abb. I-10-9d) wird von Bréda & Granier (1996) als Wassermangel interpretiert, und tritt in dem Ausmaß vor allem an BZE-Plots auf, die einerseits während der Vegetationszeit geringe Niederschlagsmengen erhalten, oder deren pflanzenverfügbare Bodenwasserspeicherkapazitäten andererseits durch hohe Skelettanteile oder geringe Durchwurzelungstiefen begrenzt sind. Solche BZE-Plots befinden sich vor allem in Teilen Brandenburgs, Thüringens und Sachsen-Anhalts, aber auch verstreut in den Mittelgebirgen auf besonders flachgründigen Standorten. Bei den meisten BZE-Plots tritt Wassermangel nur in Trockenjahren auf, der Granier-Schwellenwert von 40 % wird jedoch bei ca. 70 % der BZE-Plots während des Zeitraums 1981-2010 mindestens in einer Vegetationsperiode unterschritten.

10.4 Ableitung des Trockenstressrisikos

Die Wahrscheinlichkeit der Unterschreitung von baumphysiologisch relevanten Grenzwerten der Bodenwasserverfügbarkeit, wie dem Schwellenwert nach Bréda & Granier (1996), ist ein wesentlicher Indikator zur Vorhersage von durch den Klimawandel verursachten Baumschäden. Die Ergebnisse der Simulationen mit LWF-Brook90 werden im Folgenden zu verschiedenen Kennwerten für Wassermangel aggregiert und mit dem an BZE-Punkten beobachteten Baumwachstum verknüpft (Kap. 10.4.2). Ergänzende Fallstudien werden herangezogen, um neben wachstums-

relevanten Grenzwerten für Trockenstress auch Aussagen zu letalem Trockenstress treffen zu können (Kap. 10.4.3).

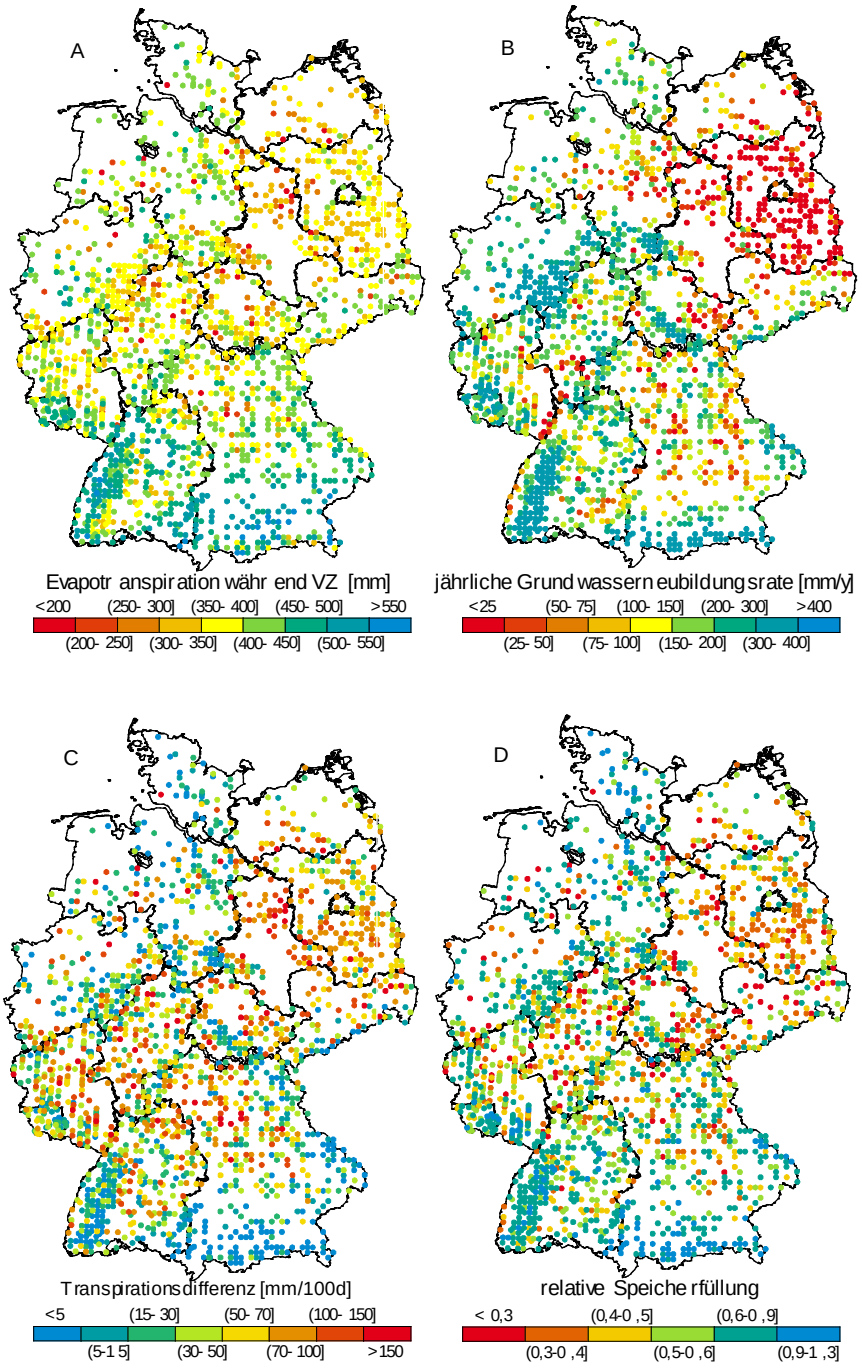


Abb. I-10-10: Medianwerte der aktuellen Evapotranspiration während der Vegetationszeit (a), der jährlichen Grundwasserneubildung (b), der Transpirationsdifferenz während der Vegetationszeit (c) und der mittleren relativen pflanzenverfügbaren Bodenwasserspeicherfüllung während der Vegetationszeit (d) für BZE II-Plots im Zeitraum 1981-2010; Modellierung mit Standardbeständen.

10.4.1 Kenngrößen für Wassermangel

Neben den in Kapitel 10.3.1.3 definierten Kenngrößen für Wassermangel wurden im Folgenden zusätzlich weitere Indikatoren abgeleitet, welche die Intensität und das Andauern von Perioden mit Wassermangel quantifizieren. Der Kennwert d_REW_{CL} gibt die Anzahl der Tage an, an denen ein bestimmter kritischer Wert (Critical Limit, CL_{REW}) der relativen Bodenwasserfüllung (*REW*) innerhalb der Vegetationsperiode unterschritten wird; die Wasserfehlmenge v_REW_{CL} gibt das Fehlvolumen unterhalb des Grenzwerts an:

$$v_REW_{CL} = \sum_{i=vegbeg}^{vegend} \begin{cases} S_{p,i}/nFK < CL_{REW} : 1 - (S_{p,i}/nFK)/CL_{REW} \\ S_{p,i}/nFK \geq CL_{REW} : 0 \end{cases} \quad (10\text{-}9)$$

$$d_REW_{CL} = \sum_{i=vegbeg}^{vegend} \begin{cases} S_{p,i}/nFK < CL_{REW} : 1 \\ S_{p,i}/nFK \geq CL_{REW} : 0 \end{cases} \quad (10\text{-}10)$$

Für die weiteren Auswertungen wurden drei verschiedene Grenzwerte getestet: CL_{REW} = 0,2, 0,4 und 0,6.

Analog dazu wurden schwellenwertbasierte Trockenstressindikatoren auch aus dem Transpirationsverhältnis nach folgenden Formeln berechnet:

$$v_Tratio_{CL} = \sum_{i=vegbeg}^{vegend} \begin{cases} T_a/T_p < CL_{Tratio} : 1 - (T_a/T_p)/CL_{Tratio} \\ T_a/T_p \geq CL_{Tratio} : 0 \end{cases} \quad (10\text{-}11)$$

$$d_Tratio_{CL} = \sum_{i=vegbeg}^{vegend} \begin{cases} T_a/T_p < CL_{Tratio} : 1 \\ T_a/T_p \geq CL_{Tratio} : 0 \end{cases} \quad (10\text{-}12)$$

Als Grenzwerte wurden dabei CL_{Tratio} = 0,8 und CL_{Tratio} = 0,5 verwendet.

Weitere Trockenstressindikatoren wurden aus den im Wurzelraum herrschenden Matrixpotenzialen abgeleitet. Hierfür wurde ein mit den Schichtmächtigkeiten gewichtetes mittleres Matrixpotenzial (ψw) für den Wurzelraum berechnet und die während der Vegetationsperiode auftretenden Tage gezählt, an denen ψw unter einen Grenzwert CL_{ψ} = −1200 hPa (von Wilpert 1991) sinkt sowie analog zu v_REW_{CL} eine „Fehlmenge“ (Integral der Matrixpotenzialzeitreihe unterhalb CL_{ψ}) definiert:

$$v_\psi_{CL} = \sum_{i=vegbeg}^{vegend} \begin{cases} \psi w_i < CL_{\psi} : \psi_{CL} - \psi w_i \\ \psi w_i \geq CL_{\psi} : 0 \end{cases} \quad (10\text{-}13)$$

$$d_\psi_{CL} = \sum_{i=vegbeg}^{vegend} \begin{cases} \psi w_i < CL_{\psi} : 1 \\ \psi w_i \geq CL_{\psi} : 0 \end{cases} \quad (10\text{-}14)$$

Als Maß für einen möglichen Wasserüberschuss wurde die Menge der Tiefenversickerung unterhalb des Wurzelraums (*vrfln*) berücksichtigt. Neben den Output-Größen von LWF-Brook90 wurden auch verschiedene klimatische Größen auf ihren Einfluss auf das Dickenwachstum der Bäume untersucht: Lufttemperatur (Mittelwert *tmean*, Temperatursumme *tsum*, Minimum *tmin*), Anzahl Tage mit Überschreitung eines Temperaturschwellenwerts von 5, 10 oder 20 °C (*gdd*5, *gdd*10, *gdd*20) sowie zugehörige Temperatursummen (*tsum*5, *tsum*10, *tsum*20), Niederschlag (*prec*), Globalstrahlung (*globrad*), Grasreferenzverdunstung (*et0*), klimatische Wasserbilanz (*kwb*), Beginn, Ende und Länge der Vegetationsperiode (*vp_start*, *vp_end*, *vp_dauer*). Für alle Größen wurden aus den Modellierungen Jahreswerte abgeleitet, die sich entweder als Mittelwerte/Summen des Gesamtjahrs (Variablenendung _y), der mit LWF-Brook90 berechneten dynamischen Vegetationsperiode dieses Jahrs (_vp), der Monate April-September oder der Monate Mai-Juli berechnen.

10.4.2 Reaktion des Dickenwachstums auf Trockenheit

Im Folgenden wird diskutiert, inwieweit die Bodenwasserverfügbarkeit das Dickenwachstum von Bäumen beeinflusst. Für diese Auswertung wurden an jedem BZE-Plot der Bundesländer Baden-Württemberg, Hessen, Niedersachsen, Bremen und Sachsen-Anhalt Bohrkerne an ein bis zwei Bäumen der jeweiligen Hauptbaumart gewonnen. Bohrkerne von Fichten liegen für 197 BZE-Plots vor, für Buche an 193, für Tanne an 30, für Kiefer an 174 und für Eiche (Stiel- und Traubeneiche) an 98 Plots. Der ganz überwiegende Teil dieser Plots befindet sich auf Braunerden (Tab. I-10-6); grund- und stauwasserbeeinflusste Böden wurden in die weitere Auswertung nicht einbezogen. Jahrringbreiten wurden in Baden-Württemberg jeweils für den gesamten Bohrkern bis zur Stammmitte vermessen, in den anderen Bundesländern liegen teilweise nur die letzten 15 Jahrringe vor der Probenahme (2006-2008) vor (Thormann 2014). Sämtliche weitere Auswertungen beziehen sich auf den Zeitraum 1961 (Beginn der LWF-Brook90-Modellierung) bis 2005. Neben den Zeitreihen der absoluten Jahrringbreiten wurden auch verschiedene wachstumstrendbereinigte und normierte Zeitreihen auf ihre Korrelationen zu Klima- und Wasserhaushaltsgrößen untersucht. In der Regel waren die Korrelationen zu den absoluten Jahrringbreiten am größten, weshalb im Folgenden nur auf diese eingegangen wird.

Tab. I-10-6: Verteilung der gewonnenen Bohrkerne auf die verschiedenen Baumarten und Bodenklassen an den entsprechenden BZE-Plots.

Bodenklasse		Anzahl Profile				
		Fi	Ta	Bu	Ki	Ei
A	Auenböden	0	0	1	0	1
B	Braunerden	108	21	91	77	43
C	Terrae calcis	9	0	12	1	1
D	Pelosole	5	1	2	0	2
G	Gleye	7	0	2	13	11
H	Naturnahe Moore	1	0	0	1	0
K	Erd- und Mulmmoore	0	0	0	1	1
L	Lessivés	14	0	24	4	8
P	Podsole	18	2	12	49	5
R	Ah/C-Böden	6	3	17	12	5
S	Stauwasserböden	25	3	28	12	17
V	Fersiallit./ferrallit. Paläoböden	0	0	1	0	1
Y	Terrestrische anthropogene Böden	4	0	3	4	3

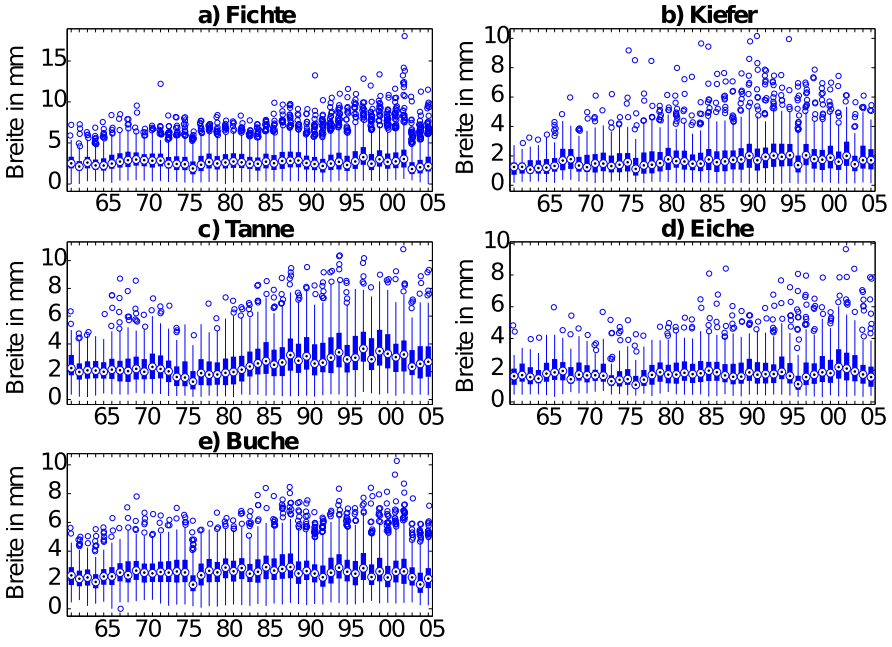


Abb. I-10-11: Boxplots der Jahrringbreiten von Fichte, Tanne, Buche, Eiche und Kiefer über den Zeitraum 1961 bis 2005.

Die Jahrringdaten wurden mit den Ergebnissen der Modellierung mit LWF-Brook90 sowie den weiteren klimatischen Größen verknüpft. Jedem Jahrring wurden hierfür insgesamt 134 verschiedene Klima- und Bodenwassergrößen für den entsprechenden BZE-Punkt und das entsprechende Jahr zugeordnet. Tab. I-10-7 gibt einen Überblick über die Korrelationen zwischen

den Jahrringbreiten und den verschiedenen Klima- und Wasserhaushaltsgrößen; Größen, die für alle Baumarten nur geringe Korrelationen aufwiesen, wurden für eine bessere Übersicht weggelassen. Die Breiten der Jahrringe weisen insgesamt nur schwache unikausale Abhängigkeiten von Klima- und Wasserhaushaltsgrößen auf; in vielen Fällen sind diese Korrelationen aber statistisch signifikant. Zwischen den betrachteten Baumarten zeigen sich deutliche Unterschiede. So wirkt sich die Bodenwasserverfügbarkeit vor allem auf das Dickenwachstum der Buchen aus. Sowohl die absoluten Bodenwasserspeicherfüllungen (S_t, S_p) als auch die abgeleiteten Wassermangelindizes zeigen signifikante Zusammenhänge zu den Jahrringbreiten der Buche. Auch die Eiche zeigt eine Abhängigkeit von der Bodenwasserspeicherfüllung; im Vergleich zur Buche spielen hier aber die unteren Tiefenstufen (30-60 cm, 60-90 cm) eine größere Rolle. Die Korrelationen zu den Wassermangelindizes sind bei der Eiche in den meisten Fällen nicht signifikant; stattdessen scheint sie von einem häufigeren Wasserüberschuss zu profitieren, wie die vergleichsweise starke Korrelation zu den Werten der Tiefenversickerung nahelegt. Unter den Nadelbaumarten weist die Fichte die stärksten Korrelationen zwischen Jahrringbreiten und Bodenwasserspeicherung auf. Die Kiefer zeigt einen engeren Zusammenhang zu den Niederschlagssummen, während das Dickenwachstum der Tanne ein ausgeprägtes Temperatursignal enthält.

Tab. I-10-7: Korrelationen (Pearson-Koeffizient) zwischen Jahrringbreiten und Kennwerten für Klima und Bodenwasserverfügbarkeit an den BZE-Plots; Signifikanz der Korrelationen: dunkelgrau = $p < 0{,}001$, hellgrau = $p < 0{,}01$, weiß = nicht signifikant; weiße Zahlen: Kovariable in Boosted Regression Trees; Variablenendung auf _y: Mittelwerte/Summen über Gesamtjahr, _vp: dynamische Vegetationsperiode aus LWF-Brook90.

			Fichte	Kiefer	Tanne	Eiche	Buche
Lufttemperatur	Minimumtemperatur [°C]	tmin_may	0,054	0,079	0,137	0,178	0,112
	Mitteltemperatur [°C]	tmean_y	0,054	0,088	0,148	0,178	0,113
	Temperatursumme [°C]	tsum_vp	n.s.	0,063	0,139	0,179	0,138
	Anzahl Tage > 5 °C [d]	gdd5_y	0,074	0,105	0,165	0,166	0,107
	Schwellenwertsumme > 5 °C [°C]	gdd5_tsum_y	0,054	0,075	0,158	0,194	0,130
	Beginn der Veg.periode [Kalendertag]	vp_start	−0,060	−0,111	−0,145	−0,122	−0,108
	Länge der Vegetationsperiode [d]	vp_dauer	0,056	0,103	0,130	0,121	0,114
Wasserbilanz	Niederschlagssumme [mm]	prec_y	n.s.	0,139	n.s.	n.s.	0,049
	Niederschlagssumme [mm]	prec_vp	0,039	0,144	n.s.	n.s.	0,167
	Niederschlagssumme [mm]	prec_mayjul	0,036	0,118	n.s.	0,090	0,177
	Grasreferenzverdunstung [mm]	et0_vp	0,029	n.s.	0,151	n.s.	0,125
	Klimatische Wasserbilanz [mm]	kwb_vp	0,034	0,089	n.s.	n.s.	0,099
	Tiefenversickerung [mm]	vrfln_vp	n.s.	n.s.	−0,056	0,263	0,104

			Fichte	Kiefer	Tanne	Eiche	Buche
Bodenwasser	**Pflanzenverfügbares Bodenwasser [mm]**	**$S_{p0,100}$_y**	**n.s.**	**n.s.**	**n.s.**	**0,289**	**0,127**
	Pflanzenverfügbares Bodenwasser [mm]	$S_{p0,100}$_vp	n.s.	n.s.	n.s.	0,323	0,140
	Pflanzenverfügbares Bodenwasser [mm]	$S_{p0,10}$_y	−0,076	0,120	0,045	n.s.	0,106
	Pflanzenverfügbares Bodenwasser [mm]	$S_{p0,10}$_vp	−0,071	0,101	n.s.	n.s.	0,164
	Pflanzenverfügbares Bodenwasser [mm]	$S_{p,1030}$_y	−0,071	0,070	n.s.	n.s.	0,089
	Pflanzenverfügbares Bodenwasser [mm]	$S_{p,1030}$_vp	−0,058	n.s.	n.s.	0,185	0,126
	Pflanzenverfügbares Bodenwasser [mm]	$S_{p,3060}$_y	n.s.	0,038	n.s.	0,259	0,124
	Pflanzenverfügbares Bodenwasser [mm]	$S_{p,3060}$_vp	n.s.	n.s.	n.s.	0,280	0,121
	Pflanzenverfügbares Bodenwasser [mm]	$S_{p,6090}$_y	0,039	n.s.	n.s.	0,314	0,097
	Pflanzenverfügbares Bodenwasser [mm]	$S_{p,6090}$_vp	0,033	n.s.	n.s.	0,285	0,098
	Gesamtes Bodenwasser [mm]	$S_{t,0100}$_y	n.s.	0,051	0,071	0,203	0,119
	Gesamtes Bodenwasser [mm]	$S_{t,0100}$_vp	n.s.	0,042	0,067	0,228	0,126
	Gesamtes Bodenwasser [mm]	$S_{t,010}$_y	−0,089	0,099	0,123	−0,131	0,157
	Gesamtes Bodenwasser [mm]	$S_{t,010}$_vp	−0,088	0,089	0,094	n.s.	0,192
	Gesamtes Bodenwasser [mm]	$S_{t,1030}$_y	−0,078	0,105	0,071	−0,153	0,086
	Gesamtes Bodenwasser [mm]	$S_{t,1030}$_vp	−0,070	0,074	0,056	n.s.	0,108
	Gesamtes Bodenwasser [mm]	$S_{t,3060}$_y	n.s.	n.s.	0,051	0,113	0,077
	Gesamtes Bodenwasser [mm]	$S_{t,3060}$_vp	n.s.	n.s.	0,054	0,127	0,073
	Gesamtes Bodenwasser [mm]	$S_{t,6090}$_y	0,043	n.s.	0,068	0,360	0,112
	Gesamtes Bodenwasser [mm]	$S_{t,6090}$_vp	0,039	n.s.	0,066	0,348	0,112
Wassermangel	Anzahl Tage mit ψw < −1200 hPa [d]	d_Ψw_{1200}_vp	−0,043	−0,107	n.s.	−0,171	−0,157
	Fehlsumme des Matrixpotenzials bei ψw < −1200 hPa [MPa]	v_Ψw_{1200}_vp	0,078	0,119	0,066	n.s.	0,188
	Anzahl Tage mit REW < 0,4 [d]	d_REW40_vp	−0,032	−0,083	n.s.	−0,151	−0,159
	Bodenwassersumme bei REW < 0,4 [mm]	v_REW40_vp	−0,069	−0,111	−0,062	n.s.	−0,180
	Transpirationsquotient [mm mm^{-1}]	Tratio_vp	0,053	0,010	n.s.	n.s.	0,143
	Tratio-Summe bei Tratio < 0,5 [mm mm^{-1}]	v_Tratio50_vp	−0,066	−0,101	n.s.	n.s.	−0,142
	Transpirationsdifferenz [mm]	Tdiff_vp	−0,068	−0,106	n.s.	n.s.	−0,155

Es zeigte sich, dass Mittelwerte über die effektive Wurzeltiefe im Vergleich zu Mittelwerten für BZE-Tiefenstufen bzw. die Standardtiefe 0-100 cm nicht stärker mit den Jahrringbreiten korreliert sind. Ebenso sind die aus den modellierten Bodenwassergehalten und Matrixpotenzialen abgeleiteten Wassermangelindizes nur teilweise stärker korreliert als die absoluten Bodenwasserspeicherwerte. Von den betrachteten Wassermangelindizes zeigt die Unterschreitung eines kritischen Matrixpotenzials im Wurzelraum ($v_\Psi w_{1200}$) die engsten Zusammenhänge zum Dickenwachstum; $v_\Psi w_{1200}$ ist außer für die Eiche mit den Jahrringbreiten aller anderen Baumarten hoch signifikant korreliert.

Aufbauend auf einer Vorauswahl möglicher erklärender Größen wurden BRTs erstellt, welche die Jahrringbreiten einer Baumart als Funktion von Klima und Bodenwassergrößen berechnen (zu den methodischen Grundlagen der BRTs, Kap. 10.2.2.1). Als Kovariablen in den BRTs wurden nur

solche Größen zugelassen, die eine statistisch signifikante Korrelation zur Jahrringbreite aufweisen und deren in den BRTs abgebildeter funktioneller Zusammenhang bodenkundlich und pflanzenphysiologisch sinnvoll und begründbar ist. Bei hoch korrelierten (Pearson-Koeffizient > 0,8) Kovariablen wurde nur die Kovariable im BRT belassen, die den größeren Beitrag zur erklärten Varianz des BRT hat. Die BRTs erklären zwischen 19,3 % (Fichte) und 61,6 % (Eiche) der Varianz in den gemessenen Jahrringbreiten. Die Erklärungsgüten der BRTs für Buche (35,1 %), Kiefer (37,1 %) und Tanne (26,0 %) sind ähnlich. Abb. I-10-12 gibt einen Überblick über die in den BRTs berücksichtigten Kovariablen sowie deren relativen Einfluss auf die erklärte Varianz.

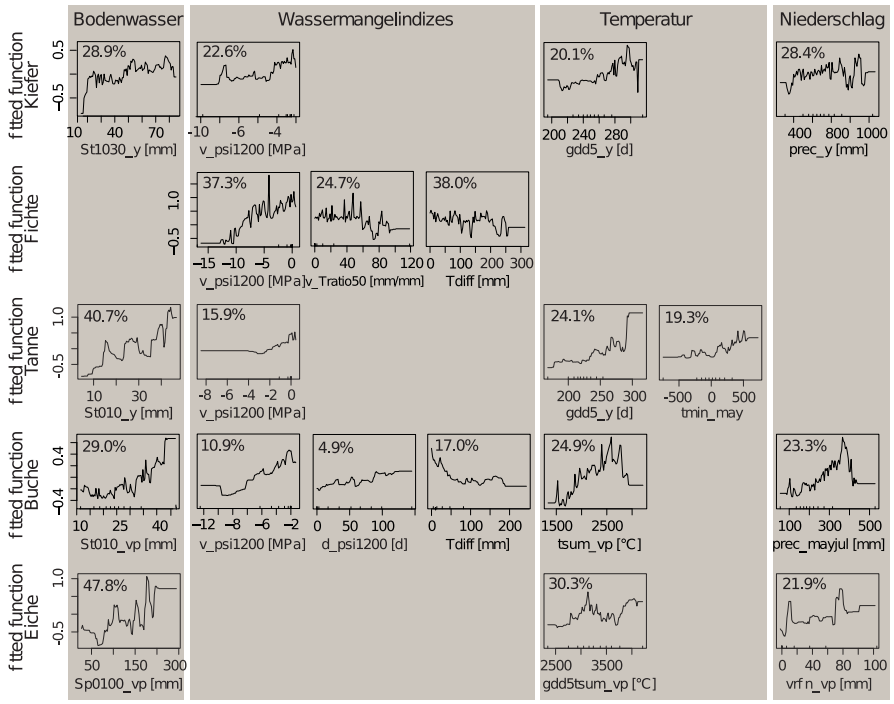


Abb. I-10-12: Zusammenhang zwischen Modellvorhersage (y-Achse) und Kovariablen (x-Achse) der BRTs für die einzelnen Baumarten; Prozentangabe: Anteil der Kovariable an der durch das BRT erklärten Varianz in den Jahrringbreiten.

Angaben zur Bodenwasserspeicherfüllung bzw. daraus abgeleitete Wassermangelindizes sind in allen BRT-Modellen als Kovariablen enthalten. Eine geringere Bodenwasserverfügbarkeit bzw. stärker ausgeprägte Trockenperioden führen erwartungsgemäß zu einem Absinken der Jahrringbreiten. Dieser Zusammenhang wird vor allem bei Fichte und Buche deutlich. Zusammen sind Kovariablen, die die Wasserverfügbarkeit beschreiben, für 48 % (Eiche) bis 100 % (Fichte) der durch die BRTs erklärten Varianz verantwortlich. Die Lufttemperatur ist, bis auf das Fichten-Modell, eine weitere wichtige Kovariable, wobei in den unteren Temperaturbereichen ein Anstieg der Jahrringbreite mit steigenden Temperaturen zu beobachten ist, während sich in höheren Temperaturbereichen bei allen Baumarten ein Abfallen bzw. ein Plateau der Jahrringbreiten zeigt. Der Niederschlag (Kiefer, Buche) bzw. die Tiefenversickerung (Eiche) sind weitere Kovariablen der BRTs.

10.4.3 Ermittlung der Trockenstresswirkung auf den Wasserverbrauch und das Wachstumsverhalten von Bäumen – ein Fallbeispiel

Im Kapitel 10.4.1 wurden Kennwerte des Wasserhaushalts zur Bewertung des Trockenstressrisikos ermittelt. Im weiteren Verlauf erfolgte die Anwendung der Trockenstressindikatoren zur Ermittlung der Auswirkungen abnehmender Bodenwasservorräte auf das Dickenwachstum unterschiedlicher Baumarten auf BZE-Plots. Wassermangel entsteht, wenn der Wasserbedarf der Pflanzen größer als die Wasserverfügbarkeit ist. Damit ergibt sich das Risiko aus den Wechselwirkungen zwischen der Pflanze, dem Boden und den meteorologischen Bedingungen. Dabei haben zwei Witterungswirkungen eine hohe Bedeutung:

- Trockenheit mit zuwachsmindernder Wirkung im Baumholzbestand
- Letale Trockenheit (Dürre) mit Absterbewirkung im Unterstand und der Naturverjüngung

In diesem Kapitel liegt der Schwerpunkt auf der Untersuchung des Ursachen-Wirkungsgefüges von unterschiedlicher Trockenheit auf Wasserverbrauch, Radialzuwachs und den physiologischen Prozessen im Zuge der Austrocknung. Im Fokus der Untersuchungen stehen junge Bäume, die besonders empfindlich gegen Trockenheit sind, weil sie mit ihren Wurzeln noch nicht die tieferen Bodenwasservorräte erreichen können.

10.4.3.1 Hintergrund

Das nordostdeutsche Tiefland ist wegen seiner Niederschlagsarmut und der ausgeprägten Sommertrockenheit hervorragend für Untersuchungen zur Auswirkung von Trockenheit auf das Baumwachstum geeignet. So wurde auf grundwasserfernen Kieferbeständen der Einfluss unterschiedlicher Bodenwasserverfügbarkeit auf den Radialzuwachs von Bäumen ermittelt. Für Kiefernbestände im Baumholzstadium liegen Kurven der innerjährlichen Durchmesserentwicklung für mehrere aufeinanderfolgende Jahre mit unterschiedlichem Witterungsverlauf vor. Abb. I-10-13 zeigt die Abhängigkeit des Dickenwachstums von der REW im Oberboden. Demnach sind die Jahre 1997 und 2000 als für das Waldwachstum günstige Jahre zu werten. Bezüglich des verfügbaren Bodenwasservorrats bestanden keine wesentlichen Einschränkungen für die innerjährliche Durchmesserentwicklung. 1998, noch deutlicher 1999, traten mittsommerliche Trockenperioden auf. Die Bodenwasserverfügbarkeit in 0 bis 50 cm Bodentiefe sank 1999 auf unter 30 %. In direkter Folge stagnierte die Durchmesserentwicklung und es kam durch den eintretenden Wassermangel – offensichtlich durch die Dehydrierung des Stamms – sogar zur Durchmesserabnahme. Dabei reagiert die Kiefer sowohl im Reinbestand als auch im Mischbestand unmittelbar auf den Bodenwassermangel (Müller 2011). In den untersuchten Vegetationsformen der Kiefer verlangsamt sich unterhalb einer verfügbaren Bodenwassermenge im Oberboden von 60 % die Durchmesserzunahme, unter 40 % kommt sie zum Erliegen. Diese Ergebnisse sind typisch für die dominierenden Kiefernforsten der BZE-Plots der grundwasserfernen Sandstandorte des nordostdeutschen Tieflands. Die Frage, inwieweit die zunehmende

Bodenaustrocknung zum Absterben von Bäumen führt, konnte mit diesen Untersuchungen aber nicht beantwortet werden.

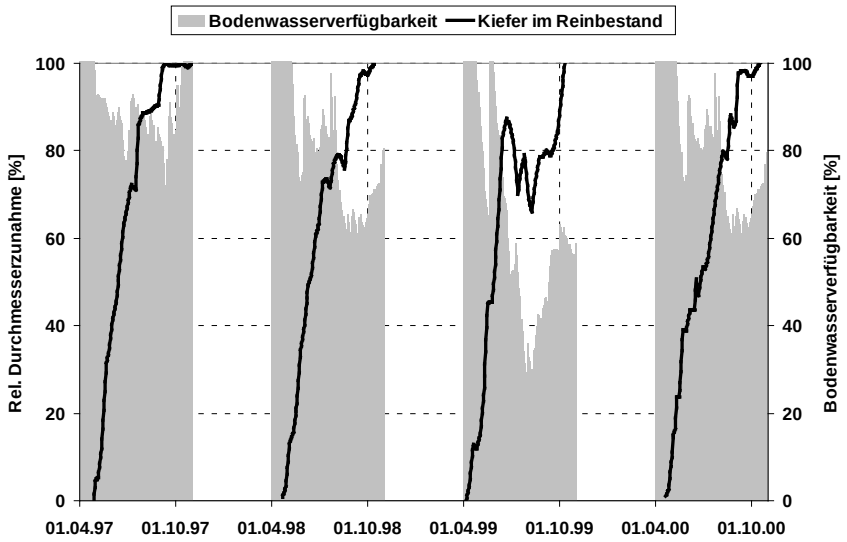


Abb. I-10-13: Vergleich der innerjährlichen Durchmesserentwicklung der Kiefer im Reinbestand in Abhängigkeit von der Bodenwasserverfügbarkeit (REW) in 0-50 cm Bodentiefe.

Das zukünftige Waldbild in Deutschland soll durch möglichst vielfältig strukturierte Mischbestände geprägt sein. Dies trifft auch für Brandenburg zu. Dabei ist zu prüfen, wie sich die im hiesigen Raum für das Waldwachstum häufig als limitierend erweisenden hydrologischen Bedingungen bei Unterbau von Kiefer verändern und wie der begrenzte Bodenwasservorrat das Wachstum und die Mortalität der unterbauten Baumart beeinflusst. Vor diesem Hintergrund wurden für die Untersuchung des Einflusses zunehmender Bodenaustrocknung auf den Wasserverbrauch und das Wachstum kleiner Buchen und Eichen spezielle wägbare Lysimeter (WKL) genutzt (Müller & Seyfarth 1999). Die WKL haben eine Oberfläche von 1 m^2 und sind 1,8 m tief. Der Wasserverbrauch der Bäume kann durch den Einsatz von Wägezellen für die Erfassung der Bodenfeuchteänderung im Monolith und der ausfließenden Sickerwassermengen mit einer Genauigkeit von 0,1 mm bestimmt werden.

10.4.3.2 Trocken- und Austrocknungsversuch

Trockenversuch: Die WKL wurden zur Untersuchung der Auswirkung unterschiedlicher Trockenheit auf das Wachstum und den Wasserhaushalt junger Eichen eingesetzt. Die WKL sind mit einem fahrbaren sensorgesteuerten Dach abgedeckt, das, wenn es regnet, über die Lysimeter fährt. Der Niederschlag für unterschiedliche Szenarien (Trocken- und Kontrollszenario) wird durch Bewässerung gegeben. Die Evapotranspiration der Eichen wird nach der Wasserhaushaltsgleichung ermittelt. Der auffallende Regen, die Feuchteänderung im Monolith und die Sickerwassermenge werden durch Wägung bestimmt. Zusätzlich wird die Bodenfeuchte im

Boden in acht Tiefen gemessen. Die Dynamik des Dickenwachstums wurde mit einem Mikrodendrometer erfasst. Im Kontrollszenario lagen die Bodenwasservorräte im gesamten Tiefenbereich immer zwischen 80 und 100 % nFK. Beim trockenen Szenario erfolgte die Bodenaustrocknung bis zu 30 bis 50 % der nFK. Ein Absterben der Bäume sollte nicht erreicht werden.

Austrocknungsversuch: In einem weiteren Experiment wurden WKL nach dem Blattaustrieb der jungen Buchen und Eichen mit einer Haube abgedeckt. Im Spätsommer reagierten die Buchen auf die Austrocknung mit dem Welken und Abwerfen der Blätter. Messtechnisch wurde die zunehmende Austrocknung begleitet durch die Messung der Bodenwasservorräte, die Erfassung der Dynamik des Dickenwachstums mit Mikrodendrometern und die Messung des pre-dawn-Blattwasserpotenzials mit einer „Scholanderbombe“.

10.4.3.3 Ergebnisse

Aus Tab. I-10-8 werden die Auswirkungen unterschiedlicher Bodenwasserversorgung auf die Evapotranspiration der Bäume und das Baumwachstum deutlich.

Tab. I-10-8: Auswirkung der Bodenwasserversorgung auf die Transpirationsdifferenz und das Baumwachstum.

Indikator		Kontrollszenario	Trockenszenario
Relative Bodenwasserverfügbarkeit von Mitte Mai bis Ende September	Tage unter 50 %	0	75
	Tage unter 40 %	0	24
Kumulative Transpirationsdifferenz von Anfang Mai bis Mitte September in mm		133	288
Durchmesserzunahme von Anfang Mai bis Ende September in mm		3,5	1,5

Die Abb. I-10-14 zeigt die in Tab. I-10-8 dargestellten Auswirkungen unterschiedlicher Bodenwasserversorgung auf die kumulative Evapotranspiration für ein Beispieljahr. Infolge der größeren Niederschlagsreduzierung beim Trockenszenario (55 % des Kontrollszenarios) kommt es zur Transpirationseinschränkung. Die Evapotranspiration beträgt im Betrachtungszeitraum nur 40 % des Kontrollszenarios. Bei vergleichbaren Temperatur- und Strahlungsverhältnissen bestimmen die verfügbaren Bodenwassermengen die Transpirationshöhe und somit die Wachstumsaktivität. Der Rückgang der Evapotranspiration ist verbunden mit der Reduzierung des Radialzuwachses (Abb. I-10-15).

Abb. I-10-15 zeigt den innerjährlichen Gang der Durchmesseränderung in Abhängigkeit von der Bodenwasserverfügbarkeit (bis 50 cm Bodentiefe) für beide Szenarien. Die unterschiedliche Trockenheit führte zum differenzierten Verlauf der verfügbaren Bodenwassermengen in den Lysimetern. Beim Kontrollszenario liegen die Bodenwassermengen im Untersuchungszeitraum im Bereich von 80 bis 100 % der nFK. Beim Trockenszenario haben wir bis auf einen kleinen Zeitraum

Juni/Juli eine stetige Bodenwasserabnahme. Am Ende des Experiments liegt die REW kurzzeitig unter 30 %.

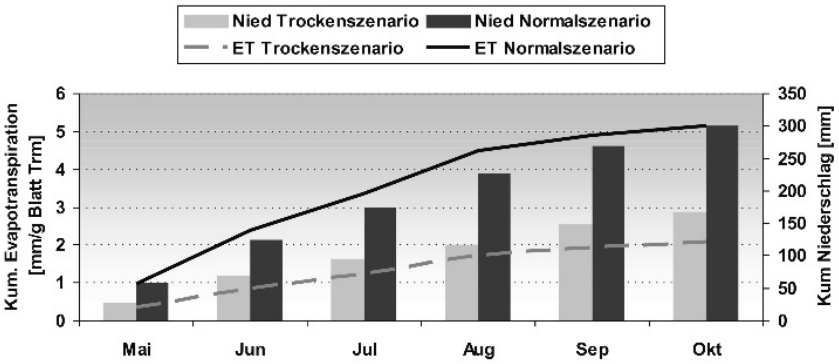


Abb. I-10-14: Kumulative Evapotranspiration für beide Niederschlagsszenarien von Mai bis Oktober.

Die Bodenaustrocknung beeinflusst signifikant die Wachstumsaktivität. Beim Kontrollszenario mit nur geringer Austrocknung zeigt die Kurve einen typischen Verlauf, d.h. einen intensiven Radialzuwachs im Mai/Juni, danach geringeres, jedoch stetiges Radialwachstum bis Mitte August. Beim Trockenszenario verläuft die intensive Zuwachsphase im Juni flacher, steigt infolge der Niederschlagszufuhr an, um danach nach Bodenaustrocknung unter 40 % Verfügbarkeit abzuflachen. Bereits Anfang Juli wird der Wachstumsendwert erreicht. Es kommt zur Einstellung und Reduktion des Wachstums. Bei Unterschreiten eines Schwellenwerts von 50 % Bodenwasserverfügbarkeit ist eine stärkere Reduzierung des Radialzuwachses zu erkennen.

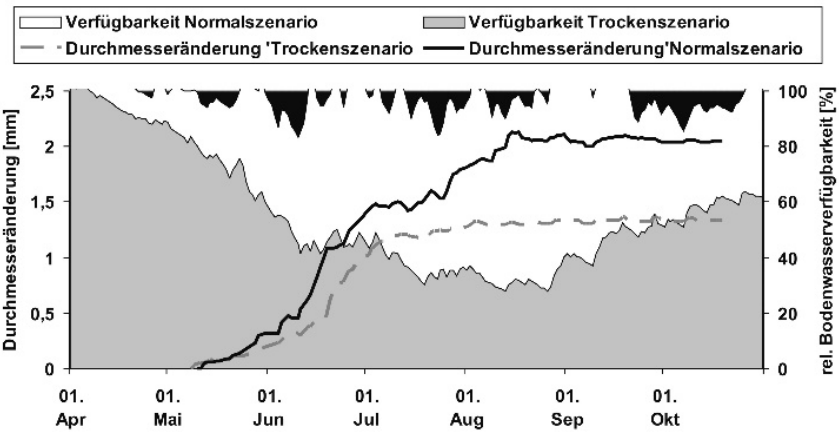


Abb. I-10-15: Innerjährlicher Gang der Durchmesseränderung in Abhängigkeit von der Bodenwasserverfügbarkeit (bis 50 cm Bodentiefe) für beide Niederschlagsszenarien.

Mit dem Abdecken der Lysimeter und der Blattentfaltung an den Eichen ab Anfang Mai reduzierten sich die Bodenwassermengen in den Lysimetern stetig. Abb. I-10-16 zeigt den Verlauf der Durchmesserentwicklung in Abhängigkeit von der Bodenwasserverfügbarkeit. Es wird deutlich, dass oberhalb von 50 % Bodenwasserverfügbarkeit noch ein Dickenzuwachs erkennbar

ist, das sich unterhalb von 50 % verlangsamt und bei einer weiteren Abnahme der Bodenwassermengen stagniert. Nach 70 Tagen ohne Niederschlag kommt es zur Schrumpfung des Stamms und der Welkeprozess der Blätter setzt ein. Mit zunehmender Bodenaustrocknung reduziert sich die aktuelle Transpiration, das heißt durch die Stomataregulierung schützt sich der Baum vor dem „Verdursten“. Nach 90 Tagen Trockenheit liegt die Transpirationsdifferenz bei minus 230 mm.

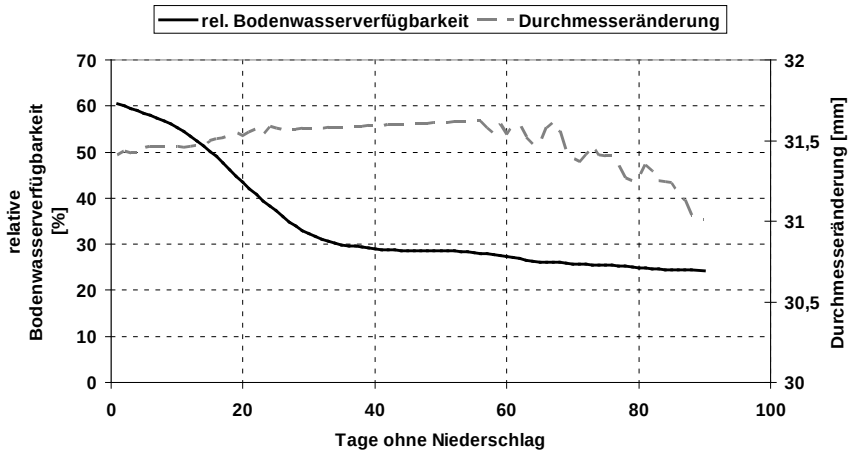


Abb. I-10-16: Zusammenhang zwischen Dauer der Trockenheit, abnehmender Bodenwassermenge und Baumwachstum.

10.4.4 Zukünftige Entwicklung von Trockenheit

In Kapitel 10.4.2 wurde gezeigt, dass die Bodenwasserverfügbarkeit einen maßgeblichen Einfluss auf die Jahrringbreite der verschiedenen untersuchten Baumarten hat. Bis auf das BRT-Modell für die Eiche war $v_\Psi w_{1200}_vp$ (Formel 10-13), also das Ausmaß von Trockenperioden mit Matrixpotenzialen von weniger als −1200 hPa im Wurzelraum, eine wichtige Kovariable in den BRT-Modellen aller Baumarten. Im Folgenden werden die Ergebnisse der LWF-Brook90-Modellierung (Kap. 10.3.1.3) im Hinblick auf die Raum-Zeit-Dynamik des Wassermangelindexes $d_\Psi w_{1200}_vp$ dargestellt, der mit $v_\Psi w_{1200}_vp$ stark korreliert, im Gegensatz zu diesem jedoch in einer anschaulicheren Einheit (Anzahl der Unterschreitungstage während der Vegetationszeit) angegeben ist. Abb. I-10-17 zeigt für den Zeitraum 1961-2013 die Jahreswerte für $d_\Psi w_{1200}_vp$ an jedem BZE-Punkt, wobei rote Symbole intensiven Wassermangel und blaue Symbole unkritische Matrixpotenziale markieren. In extremen Trockenjahren (1976, 2003) wird an nahezu allen BZE-Punkten ein – teilweise sehr starkes und lang andauerndes – Unterschreiten der kritischen Bodenwasserspannung modelliert. In mittleren Jahren fällt ein ausgeprägtes räumliches Muster des modellierten Wassermangels auf. Bereiche mit besonders intensivem Wassermangel sind zum einen die grobbodenreichen Mittelgebirgslagen, in denen die aufgrund des hohen Steingehalts niedrige nFK schnell durch Pflanzentranspiration aufgezehrt ist, und zum anderen Regionen im Bereich des Regenschattens von Gebirgen (z.B. östlich des Harzes,

Thüringer Becken). Betrachtet man die Modellergebnisse für die einzelnen Jahre, so scheint das Jahr 1990 einen Wendepunkt in der Wasserversorgung der Bestände zu markieren (Kap. 10.3.1.3). Seit Beginn der 1990er Jahre häufen sich Jahre mit erhöhtem Wasserstress. So liegt unter den zehn Jahren mit der besten Wasserversorgung – also dem höchsten Anteil an Plots ohne Wasserstress (d_Ψw_{1200}_vp = 0) – nur ein Jahr nach 1990. In der Dekade 1970-1979 liegt in vier der zehn Jahre der Median von $d_\Psi w_{1200}_vp$ über alle Plots unter dem langjährigen Median, d.h. im Mittel über alle Plots sind vier der zehn Jahre überdurchschnittlich trocken. Dieser Wert ist für die Dekade 1980-89 besonders niedrig (drei von zehn Jahren) und steigt seitdem an (1990-1999: sieben von zehn Jahren, 2000-2009: sechs von zehn Jahren, 2010-2013 drei der vier Jahre). Neben der Zunahme besonders trockener Jahre zeigen die Modellergebnisse auch eine tendenzielle Abnahme der Varianz zwischen den BZE-Plots, was vor allem darauf zurückzuführen ist, dass normalerweise gut wasserversorgte Plots in der zweiten Hälfte der Simulationsperiode ebenfalls Trockenstress erfahren.

Die langfristige Entwicklung von Wassermangelperioden wird ebenfalls aus Abb. I-10-18 ersichtlich, in der die zeitliche Entwicklung der pflanzenverfügbaren Speicherfüllung (*REW_WReff_vp*) im Wurzelraum als Verteilungsstatistik der relativen Abweichungen zum Referenzzeitraum 1961-1990 dargestellt ist. So können Jahre identifiziert werden, die in der Vegetationszeit gegenüber dem Referenzzeitraum überdurchschnittlich feucht oder trocken waren. Insgesamt zeigt sich auch hier, dass Vegetationszeiten mit unterdurchschnittlicher Wasserversorgung seit dem Ende der 1980er Jahre zugenommen haben. In den meisten Jahren seit 1989 liegt der Median im negativen Bereich, woraus ersichtlich wird, dass hier für die Mehrzahl der BZE-Plots im Vergleich zu 1961-1990 unterdurchschnittliche Speicherfüllungen verzeichnet wurden. In der Zeit von 1989 bis 1992 liegt sogar das 90. Perzentil im negativen Bereich, hier weisen also in vier aufeinanderfolgenden Vegetationsperioden 90 % der BZE-Plots eine unterdurchschnittliche Wasserversorgung auf. Ein Viertel der Plots hatte eine Speicherfüllung, die gegenüber dem Referenzzeitraum um mehr als 25 % geringer ausfiel. In den extremen Trockenjahren 1976 und 2003 zeigten sogar 75 % der BZE-Plots eine um mindestens 25 % niedrigere mittlere Speicherfüllung. Bei einem Viertel der Plots betrug die mittlere Speicherfüllung während der Vegetationszeit weniger als die Hälfte der mittleren Speicherfüllung im Zeitraum 1961-1990. Seit 1988 lagen die Mediane der pflanzenverfügbaren Speicherfüllung nur noch für die fünf Jahre 1995, 2002, 2007, 2010 und 2013 deutlich über dem Referenzwert der Periode 1961-1990, in 20 Jahren lag er deutlich darunter.

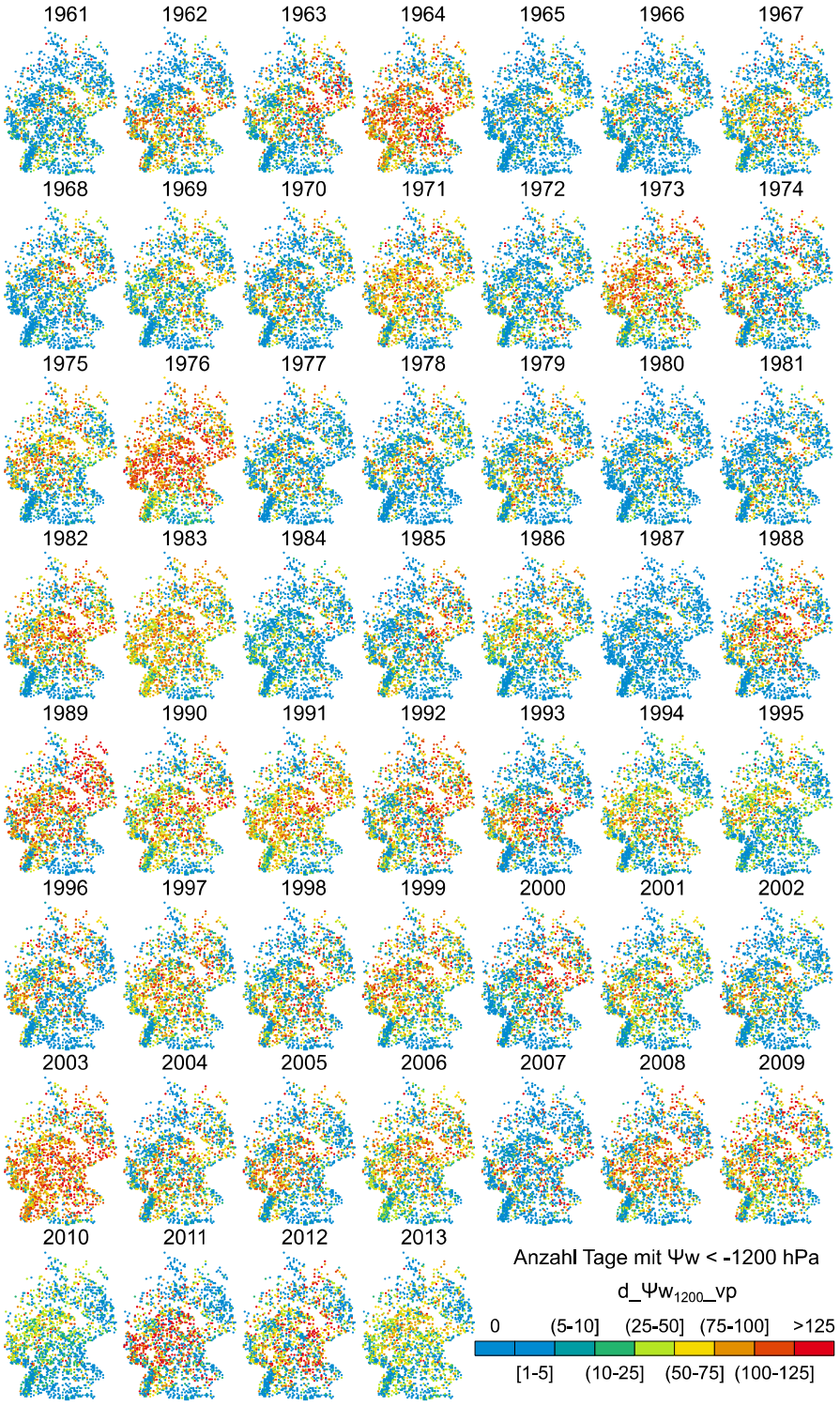


Abb. I-10-17: Aus LWF-Brook90-Modellierungen abgeleiteter Wassermangelindex d_*Ψw$_{1200}$_vp* (Formel 11-14) als Indikator für die Unterschreitung eines kritischen Matrixpotenzials (*CL*ψ = −1200 hPa) im Wurzelraum für die Jahre 1961-2013.

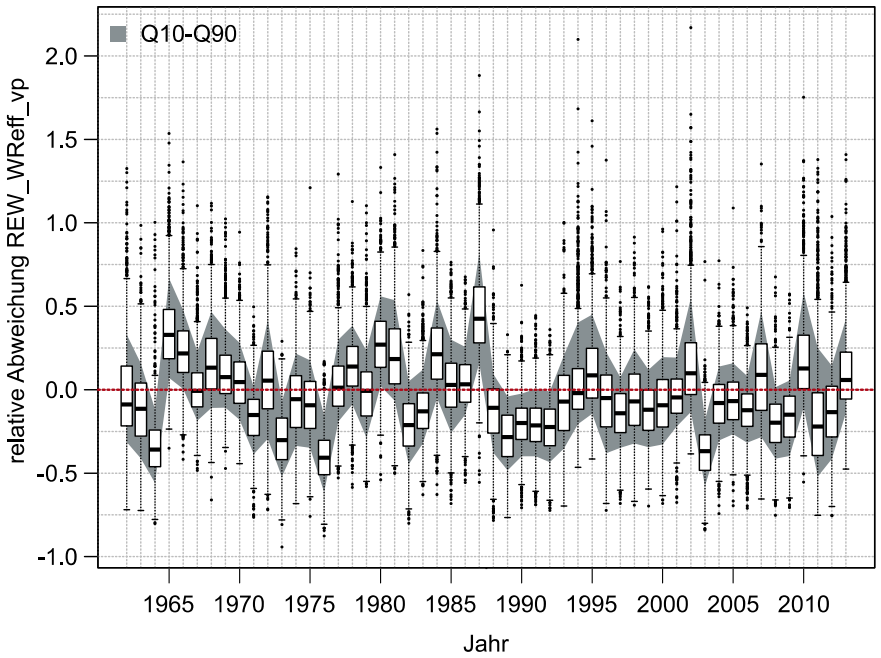


Abb. I-10-18: Verteilungsstatistik (Mediane, Quartilsbereiche, 10. und 90. Perzentil) der pflanzenverfügbaren Bodenwasserspeicherfüllung in der Vegetationsperiode, dargestellt als relative Abweichung vom langjährigen Mittelwert des Zeitraums 1961-1990.

10.5 Zusammenfassende Schlussfolgerungen

Durch die Aufarbeitung und Kombination von Boden-, Wurzel- und Bestandsparametern ist es gelungen, die Steuergrößen im Wasserhaushalt an den einzelnen BZE-Profilen verlässlich zu schätzen und auf dieser Basis das eindimensionale Wasserhaushaltsmodell LWF-Brook90 zu parametrisieren. Besonderes Augenmerk wurde darauf gelegt, mittels Bodeninformationen parametrisierte PTFs zur Schätzung bodenhydraulischer Eigenschaften zu bewerten und die für den außerordentlich heterogenen BZE-Datensatz am besten den gesamten Wertebereich abbildenden Funktionen zu identifizieren. Dafür wurde für die Schätzung der van Genuchten-Parameter die PTF nach DIN 4220 (2008-11) und für die Schätzung von FK, nFK und PWP die PTF von Wessolek *et al.* (2009) ausgewählt, obwohl, abgesehen von den Sanden, die PTF von Puhlmann & von Wilpert (2011) die besten und stabilsten Schätzungen in allen anderen Texturbereichen aufwies.

Eine ähnlich intensive Auswertung wurde hinsichtlich der Schätzung von relativen Wurzel-Tiefenverteilungen auf der Datenbasis der Wurzelschätzungen bzw. Wurzelzählungen an den BZE-Profilen durchgeführt. Es wurde ein multivariates BRT-Modell erstellt, das die Tiefenverteilung der Feinwurzeln (< 2 mm) befriedigend mit den Einflussgrößen BZE-Tiefenstufe, Humusgehalt, Trockenraumdichte, Hangneigung und nFK erklärt. Unerwartet war, dass kaum Abhängigkeiten vom Bestandstyp und dem Versauerungszustand (Basensättigungs-Tiefenprofil)

und nur eine schwache Abhängigkeit von der Bodensubstratgruppe bestanden. Das sind die Einflussgrößen, denen schulmäßig ein erheblicher Einfluss auf die Tiefendurchwurzelung zugesprochen wird. Eine mögliche Erklärung für das nicht hypothesenkonforme Durchwurzelungsverhalten könnte sein, dass die chemischen Standortseigenschaften durch Bodenversauerung so stark nivelliert sind, dass sowohl Baumarten als auch die Trophie der Standorte nicht mehr differenzierend auf die Feinwurzel-Tiefenprofile wirken und nur deutliche Unterschiede in Bodenphysik und -struktur (TRD, Hangneigung, nFK, C-Gehalt) zeichnen.

Auf der Basis dieser Eingangsgrößen wurden zwei Versionen von Wasserhaushaltsmodellierungen mittels LWF-Brook90 durchgeführt, die sich durch die Behandlung der Vegetationseigenschaften unterscheiden – eine Version wurde mit regional angepassten Standard-Bestandseigenschaften gerechnet (Buchen- Eichen-, Fichten- Kiefern- und Mischbestände), um auf die den Wasserhaushalt variierenden Bodeneigenschaften zu fokussieren. In einer zweiten Version wurden der LAI, die Rauigkeit der Rinde und die Bestandshöhe aus den am BZE-Punkt vorliegenden Bestandsinformationen abgeleitet, um den tatsächlich am BZE-Punkt auftretenden Trockenstress möglichst realistisch abzubilden. Alle Modellierungen wurden in Tagesauflösung durchgeführt, so dass aus den Modellläufen Zielgrößen wie Sickerwasseraustrag, Bodenwasservorratsänderung, Evapotranspiration etc. in Tagesauflösung oder gröber zur Verfügung stehen und für Anwendungen wie Sickerwasserprognosen für Schad- und Nährstoffausträge, Wasserverfügbarkeit zur Parametrisierung von klimasensitiven Wachstumsmodellen oder auch Untersuchungen zur Bedeutung von Trockenjahren für Baumwachstum und Waldgesundheit verwendet werden können. In diesem Kapitel wurde der Schwerpunkt der Betrachtung auf die Ableitung und Bewertung von Trockenstresskennwerten gelegt. Die Zeitreihen der pflanzenverfügbaren Bodenwasserspeicherfüllung und der verschiedenen Trockenstressindizes zeigen gleichlaufend, dass seit 1990 die Intensität des Wassermangels zugenommen hat und gut versorgte Jahre nur noch sporadisch auftraten, während davor Jahre, in denen der Bodenwasserspeicher über- bzw. unterdurchschnittlich aufgefüllt war, zu etwa gleichen Anteilen vertreten waren.

Für die empirische Beurteilung der Auswirkungen von Trockenheit auf das Baumwachstum sind außer der Höhe des Wasserdefizits Zeitpunkt, Dauer und die Intensität der Trockenheit entscheidend. Bei gleicher Witterung ist neben der Baumart in erster Linie der Boden mit seiner Speicherkapazität ausschlaggebend für das Ausmaß der Trockenheitswirkung. An Experimenten mit jungen Buchen und Eichen konnte nachgewiesen werden, dass bei einer Bodenwasserverfügbarkeit von unter 20 % die Bäume unter akuten Trockenstress geraten, der zum Absterben der Bäume führen kann.

11 Kronenzustand – Steuergrößen und Raum-Zeit-Entwicklung von 1989-2015

N. Eickenscheidt, N. Augustin, N. Wellbrock, P. Dühnelt, L. Hilbrig

11.1 Einleitung

Die Waldzustandserhebung (WZE) stellt neben der BZE und dem Intensiven Forstlichen Monitoring einen fundamentalen Bestandteil des Forstlichen Umweltmonitorings dar. Die WZE wurde in Folge der Diskussion um die neuartigen Waldschäden in den 1980er Jahren ins Leben gerufen. Als Ursache für die neuartigen Waldschäden wurden im Wesentlichen anthropogene Stoffeinträge in die Waldökosysteme, insbesondere von Schwefel- und Stickstoff (N)-Verbindungen, diskutiert (Schöpfer & Hradetzky 1984, Schütt *et al.* 1983, Ulrich 1984, 1987b). Eine detailliertere Beschreibung der Folgen dieser versauernd bzw. eutrophierend wirkenden Einträge auf die Waldbäume und ihren Kronenzustand sowie möglicher Wechselwirkungen mit biotischen und klimatischen Einflussgrößen lässt sich bereits in den Kapiteln 1, 3 und 4 nachlesen (de Vries *et al.* 2014). Während die Schwefeldioxidemissionen aufgrund von Maßnahmen zur Luftreinhaltung (z.B. Rauchgasentschwefelungsanlagen) eine drastische Reduzierung erfahren haben, bleiben die N-Emissionen, die zum einen aus der intensiven Landwirtschaft und zum anderen aus Verbrennungsprozessen stammen, weiterhin auf einem hohen Level (de Vries *et al.* 2014, Waldner *et al.* 2014). Die WZE erfolgte erstmalig im Jahr 1984 und wird seit 1990 jährlich im gesamten Bundesgebiet durchgeführt. Sie basiert im Wesentlichen auf der Kronenverlichtung, die den gebräuchlichsten Indikator für die Vitalität der Bäume darstellt (Ferretti 1997, Ghosh *et al.* 1995, Innes *et al.* 1994). Zusätzlich erfolgt eine Ansprache von biotischen und abiotischen Schäden. Die Bewertung der Kronenverlichtung erfolgt visuell mit Hilfe von Ferngläsern und seit 1989 in 5 %-Stufen von 0 % (keine Kronenverlichtung) bis 100 % (Baum ist abgestorben). Die Aufnahme wird verpflichtend auf den Level I-Flächen (europaweites 16 × 16 km Raster) durchgeführt und erfolgt europaweit nach einem einheitlichen Verfahren, welches im Kapitel IV des ICP Forests Handbuchs beschrieben wird (Eichhorn *et al.* 2010). Zusätzlich liegen Modifikationen für Deutschland vor, die in Wellbrock *et al.* (2016) dokumentiert sind. Neben dem europaweiten 16 × 16 km Raster (im Folgenden als EU-Raster bezeichnet) kommen vom Bundesland abhängige Rasterverdichtungen vor. Im Laufe der Jahre gab es außerdem Veränderungen des Rasters wie z.B. Rasterverschiebungen. Von 2006 bis 2008 erfolgte die WZE bundesweit auf dem verdichteten Raster der BZE (zumeist 8 x 8 km). Unregelmäßige Raster stellen nur eine der verschiedenen Eigenschaften der Kronenverlichtungsdaten dar, aufgrund derer die Raum-Zeit-Auswertung zu einer statistischen Herausforderung wird. Im Allgemeinen wird daher meist ausschließlich auf deskriptive Statistik zurückgegriffen (BMEL 2016). Für die Raum-Zeit-Modellierung dieser Daten und entsprechende schließende Statistik sind Generalisierte Additive Gemischte Modelle (GAMMs) vielversprechend

(Augustin *et al.* 2009, Wood 2006a). Generalisierte Additive Gemischte Modelle können des Weiteren dazu benutzt werden, die Eignung von Rasterdichten zu prüfen und Schwachstellen zu erkennen. Auch für die Bestimmung von Einflussgrößen, die auf die Kronenverlichtung wirken, können GAMMs verwendet werden. Neben den kontinuierlich erfassten Einflussgrößen wie Insektenbefall und Fruktifikation stehen für den BZE-Zeitraum eine große Menge potenzieller Einflussgrößen für die Kronenverlichtung zur Verfügung, zu denen Bodeneigenschaften und der Ernährungszustand der Bäume zählen. Witterungsdaten sowie Stoffeinträge liegen ebenfalls von 1990 bis 2010 für die BZE-Stichprobenpunkte vor. Ziele der vorliegenden Studie sind daher, (1) die Raum-Zeit-Modellierung der bundesweiten Kronenverlichtungsdaten von 1989 bis 2015 mit Hilfe von GAMMs für die vier Hauptbaumarten Gemeine Fichte (*Picea abies*), Gemeine Kiefer (*Pinus sylvestris*), Rotbuche (*Fagus sylvatica*) und Eiche (*Quercus robur* und *Q. petraea*), (2) die Untersuchung des Vorhersagefehlers für das 16 x 16 km EU-Raster sowie für das 8 x 8 km Raster mittels einer Simulationsstudie, um eine Aussage über die generelle Eignung und mögliche Schwachstellen des EU-Rasters für die Raum-Zeit-Auswertung der bundesweiten Waldzustandserhebung treffen zu können und (3) die Bestimmung von Einflussgrößen für die Kronenverlichtung unter Berücksichtigung der BZE-Daten. Diese Studie soll Regionen mit hohem Risiko für Kronenverlichtungen bestimmen, Ursachen hierfür ermitteln und somit dazu beitragen, Maßnahmen für ein nachhaltiges Forstmanagement treffen zu können.

11.2 Daten und Methoden

11.2.1 Waldzustandserhebung

Im Kapitel Methodenüberblick und Qualitätssicherung (Kap. 2.8) werden die wichtigsten Aspekte der WZE kurz aufgeführt. Eine ausführliche Beschreibung der WZE (u.a. Ziele, Anlage von WZE-Stichprobenpunkten, Vorgehen für die Erhebung und Codierung von obligatorischen oder fakultativen Parametern, Qualitätssicherung und -kontrolle) findet sich in „Leitfaden und Dokumentation zur Waldzustandserhebung in Deutschland“ (Wellbrock *et al.* 2016).

11.2.2 Datengrundlage und -aufbereitung

In die Auswertung fließen Einzelbaumdaten aus allen Bundesländern und allen Rasterdichten ein, welche im Zeitraum von 1989 bis 2015 erhoben wurden und eine Kronenverlichtung zwischen 0 % und 100 % aufweisen. Auf Basis dieses Datensatzes (als Gesamtdatensatz bezeichnet) werden die Baumartenverteilung, die Baumanzahl sowie die Baumartenanzahl pro Stichprobenpunkt betrachtet (16 x 16 km EU-Raster bzw. alle Rasterdichten). Die im Folgenden beschriebenen auf den GAMMs beruhenden Auswertungen werden ausschließlich für die vier Hauptbaumarten Gemeine Fichte (*Picea abies*), Gemeine Kiefer (*Pinus sylvestris*), Rotbuche (*Fagus sylvatica*) und Eiche (*Quercus robur* und *Q. petraea*) durchgeführt (Hauptbaumarten-Gesamtdatensatz), da die

Eignung der GAMMs an diesen häufig vorkommenden Arten getestet wird. Zu beachten ist jedoch, dass ca. 16 % der Bäume des 16 x 16 km EU-Rasters nicht zu den Hauptbaumarten zählen und somit für diese Auswertungen nicht berücksichtigt werden. Die Trauben- und die Stieleiche werden zusammengefasst, da häufig keine eindeutige Zuordnung möglich ist. Die Einzelbaumdaten werden nach Baumart für jeden Stichprobenpunkt aggregiert. Die Koordinaten stammen, wenn vorhanden, aus der BZE und werden mit Koordinaten aus der WZE aufgefüllt. Das Bestandsalter errechnet sich aus den Einzelbaumaltern. Falls der jüngste oder älteste Baum um mehr als 20 Jahre vom Mittelwert abweicht, wird der Stichprobenpunkt als „unregelmäßig“ eingestuft. Für Stichprobenpunkte, für die keine Einzelbaumalter angegeben sind (25 % der Stichprobenpunkte; fehlt z.B. systematisch für Bayern von 1989-2005), wird das in der Datenbank vorliegende Bestandsalter (welches nicht artenspezifisch ist) verwendet. Somit konnte 98 % der Stichprobenpunkte des Hauptbaumarten-Gesamtdatensatzes ein Alter (anders als „unregelmäßig“) zugeordnet werden. Der Datensatz für die vier Hauptbaumarten, für den ein Alter vorliegt und dieses nicht „unregelmäßig“ lautet, wird als Maximaldatensatz bezeichnet. Der Maximaldatensatz wird für die Raum-Zeit-Modellierung verwendet.

Für den Hauptbaumarten-Gesamtdatensatz ist die Anzahl an Stichprobenpunkten pro Jahr und Bundesland im Anhang in Tab. A-11-1 dargestellt und die räumliche Lage der Punkte (16 x 16 km EU-Raster sowie Rasterverdichtungen) nach Baumart ist im Kartenband (Karte II-11-1 bis II-11-16) für ausgewählte Jahre ersichtlich. In Bayern fand 2006 eine Rasterverschiebung auf die Traktecke 1 des Rasters der Bundeswaldinventur (BWI) statt. In Brandenburg erfolgte 2009 eine Rasterverschiebung ebenfalls auf das BWI-Raster. Neben dem 16 x 16 km Grundraster gibt es Rasterverdichtungen (Abb. I-11-1). Von 2006 bis 2008 (BZE-Zeitraum) liegt für alle Bundesländer mit Ausnahme von Schleswig-Holstein (8 x 4 km), Rheinland-Pfalz (4 x 12 km + 16 x 16 km) und dem Saarland (2 x 4 km) ein 8 x 8 km Raster vor. Das 8 x 8 km Raster steht zusätzlich für Baden-Württemberg, Hessen, Niedersachsen und Sachsen-Anhalt für den gesamten Zeitraum 2005 bis 2015 zur Verfügung sowie für Mecklenburg-Vorpommern von 1991 bis 2015. In Mecklenburg-Vorpommern wurden 2014 einige Punkte neu eingerichtet bzw. Raster für die Eiche und Buche verdichtet. Ein Teildatensatz aus dem verdichteten Raster liegt außerdem für Bayern von 2009 bis 2015 vor. Aus Rheinland-Pfalz liegen Daten aus dem 4 x 12 km + 16 x 16 km Raster zusätzlich zum BZE-Zeitraum für die Jahre 2009 und 2010 vor und aus dem Saarland Daten aus dem 2 x 4 km Raster zusätzlich für die Jahre 2009 bis 2015.

11.2.3 Statistik

Die Auswertungen erfolgen mit dem Statistik-Programm R 3.2.2 (R Development Core Team 2015).

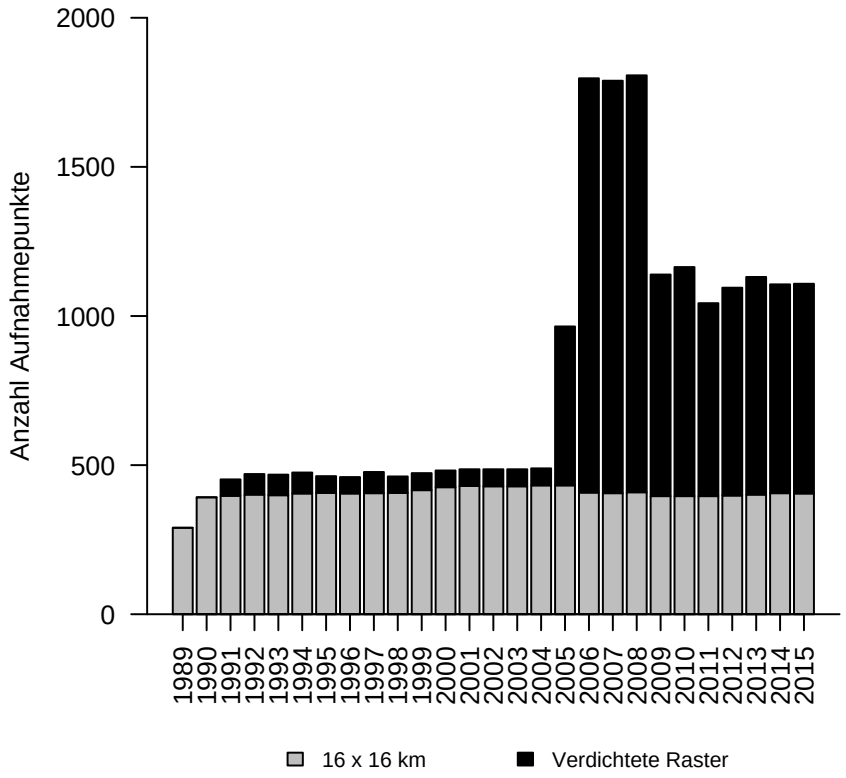


Abb. I-11-1: Anzahl Stichprobenpunkte pro Jahr des 16 x 16 km EU-Rasters und Anzahl Punkte auf verdichteten Rastern für den Hauptbaumarten-Gesamtdatensatz.

11.2.3.1 Explorative Datensichtung

Die explorative Sichtung der Daten beinhaltet neben den in Kapitel 11.2.2 (Datengrundlage) und Kapitel 11.3.1 (Basisauswertung) dargestellten Ergebnissen auch die Betrachtung der Variabilität der Kronenverlichtung innerhalb und zwischen Stichprobenpunkten. Ziel ist die Überprüfung, ob eine Raum-Zeit-Modellierung auf Stichprobenpunktebene sinnvoll ist. Hierzu wurde ein Modell mit zufälligen Effekten angepasst, in dem der Stichprobenpunkt als Zufalls-Parameter angenommen wurde (Augustin *et al.* 2009). Betrachtet wird das 95 %-Konfidenzintervall der Standardabweichung zwischen und innerhalb der Stichprobenpunkte für jedes Jahr. Für die Fichte ist die Variabilität zwischen den Punkten deutlich höher als innerhalb der Punkte. Von den vier Hauptbaumarten weist die Fichte auch die höchste Variabilität zwischen den Punkten auf. Für die Buche und Eiche gilt im Wesentlichen ebenfalls, dass die Variabilität zwischen den Punkten höher ist als innerhalb der Punkte, nur in den ersten Beobachtungsjahren gibt es gelegentlich Überscheidungen der Konfidenzintervalle. Für die Kiefer liegen häufiger Überschneidungen zwischen den Konfidenzintervallen vor, vor allem bis 2004. Die Jahre 2003-2004 weisen für die Kiefer eine sehr niedrige Variabilität zwischen den Stichprobenpunkten auf. Für die Kiefer wurde daher zusätzlich ein Modell, das auf Einzelbaumdaten beruht, getestet (Ergebnisse werden nicht

dargestellt). Das Ziel der vorliegenden Studie ist jedoch nicht die Raum-Zeit-Modellierung der Einzelbäume, daher erfolgt die Modellierung für die vier Hauptbaumarten auf der Stichprobenpunktebene.

11.2.3.2 Generalisierte Additive Gemischte Modelle

Für die Raum-Zeit-Modellierung werden Generalisierte Additive Gemischte Modelle (GAMM) verwendet (Lin & Zhang 1999, Wood 2006a). Die Vorteile dieser Modelle sind vielfältig (Augustin *et al.* 2009). Ein wichtiger Aspekt ist, dass das Modell den Raum-Zeit-Trend und die Raum-Zeit-Wechselwirkung handhaben können muss. Dies kann bei Verwendung von GAMMs durch eine Glättung der Raum-Zeit-Dimension (3-D) mit Hilfe des skaleninvarianten Tensorprodukts („tensor product“) erfolgen (Wood 2006a, b). GAMMs benötigen daher keine regelmäßigen Raster bzw. kontinuierliche Zeitreihen. Sie können für jede Zielgröße angewendet werden, die einer Verteilung aus der exponentiellen Familie folgt, und sie erlauben eine weite Spanne an Korrelationsstrukturen. Im vorliegenden Fall der Kronenverlichtungsdaten gibt es zum einen den zeitlichen Trend in Abhängigkeit von Eigenschaften am Stichprobenpunkt (z.B. Boden, Niederschlag, Luftschadstoffe), der durch die Raum-Zeit-Glättung berücksichtigt wird, zum anderen gibt es die zufällige Variabilität auf Baum- bzw. Punktebene, die zeitlich korreliert ist und der Messwiederholung entstammt. Zum Beispiel bleiben die Nadeln von Nadelbäumen normalerweise mehrere Jahre am Baum und es kann davon ausgegangen werden, dass ein stark geschädigter Baum auch im Folgejahr davon beeinträchtigt sein wird. Diese zeitliche Korrelation muss im Modell berücksichtigt werden. Des Weiteren können nicht-lineare Effekte von Einflussgrößen mit Hilfe von Glättungsfunktionen modelliert werden. Das Baum-/Bestandsalter gilt als eine der relevantesten Einflussgrößen für die Kronenverlichtung (Klap *et al.* 2000, Seidling 2007). Trends, die ausschließlich durch das Alter hervorgerufen werden, können somit von den zeitlichen Trends der Kronenverlichtung, die durch andere Größen bestimmt werden (z.B. Luftschadstoffe, Witterung), separiert werden.

Ein GAMM entspricht einem Generalisierten Linearen Gemischten Modell (GLMM), in dem ein Teil des linearen Prädiktors als Glättungsfunktionen von Kovariaten berechnet wird. Ein GAMM kann wie folgt definiert werden (Formel 11-1):

$$y_i = \mathbf{X}_i \, ß + f_1(x_{1i}) + f_2(x_{2i}, x_{3i}) + \cdots + \mathbf{Z}_i \, \mathbf{b} + \in_{\boldsymbol{i}} \qquad (11\text{-}1)$$

y_i stellt die eindimensionale Responsevariable dar; der Vektor **ß** enthält die fixen Parameter; $\mathbf{X}_i$ repräsentiert eine Reihe der Modellmatrix der fixen Effekte; f_j sind Glättungsfunktionen der Kovariaten x_k; $\mathbf{Z}_i$ repräsentiert eine Reihe der Modellmatrix der zufälligen Effekte; der Vektor **b** enthält die Koeffizienten der zufälligen Effekte und ist $N(0,\boldsymbol{\psi})$ verteilt mit unbekannter positiv-definiter Kovarianzmatrix $\boldsymbol{\psi}$; $\epsilon \sim N(\mathbf{0},\boldsymbol{\Lambda})$ ist der residuale Fehlerterm mit Kovarianzmatrix $\boldsymbol{\Lambda}$, die die angenommene Fehlerstruktur widerspiegelt.

Für die Parameterschätzung ist eine Reparametrisierung notwendig, so dass jede Glättung eine geringe Anzahl an festen Effekten und eine große Anzahl an zufälligen Effekten benutzt (Augustin *et al.* 2009, Wood 2006b). Hieraus ergibt sich (Formel 11-2):

$$y_i = \mathbf{X}_i \, ß + \mathbf{X}_{fi} \, ß_f + \mathbf{Z}_i \, \mathbf{b} + \mathbf{Z}_{fi} \, \mathbf{b}_f + \in_{\boldsymbol{i}} = \mathbf{X}_i^* ß^* + \mathbf{Z}_i^* \mathbf{b}^* + \in_{\boldsymbol{i}} \quad (11\text{-}2)$$

Die Terme $\mathbf{X}_{fit}\mathbf{ß}_f$ und $\mathbf{Z}_{fit}\mathbf{b}_f$ stellen reparametrisierte Formen der festen und zufälligen Effekte in Bezug auf die Glättung dar. Die Komponenten der festen Effekte von f_1, …, f_j (unpenalized coefficients with improper priors) werden in den Term $\mathbf{X}_i^*\mathbf{ß}^*$ aufgenommen, während die Komponenten der zufälligen Effekte von f_1, …, f_j (penalized coefficients with proper priors) in den Term $\mathbf{Z}_i^*\mathbf{b}^*$ aufgenommen werden. Neben den üblichen festen und zufälligen Komponenten kommen somit in der reparametrisierten Form des Modells Glättungskomponenten hinzu.

Im vorliegenden Fall der Kronenverlichtungsdaten wird folgendes Grundmodell für die Raum-Zeit-Modellierung verwendet (Formel 11-3 und 11-4) (Augustin *et al.* 2009):

$$logit\, E(y_{it}) = logit(\mu_{it}) = f_1(Bestandesalter_{it}) + f_2(Rechtswert_i, Hochwert_i, Jahr_t) \quad (11\text{-}3)$$

$$logit(\mu_{it}) = \mathbf{X}_{fit} ß_f + \mathbf{Z}_{fit}\mathbf{b}_f = \mathbf{X}_{it}^* ß^* + \mathbf{Z}_{it}^* \mathbf{b}^* \quad (11\text{-}4)$$

Mit mittlerer Kronenverlichtung als Responsevariable (Formel 11-5):

$$y_{it} = E(y_{it}) + \in_{it} = \mu_{it} + \epsilon_{it} \quad (11\text{-}5)$$

für Stichprobenpunkt i = 1, …, n und für Jahr t = 1, …,27. Der logit-Link wird verwendet, da die Kronenverlichtung einen geschätzten, prozentualen Anteil darstellt. Somit wird sichergestellt, dass sich die gefitteten Werte auf den Bereich (0,1) beschränken. Die Funktion f_1 ist eine eindimensionale Glättungsfunktion des Bestandsalters$_{it}$. Als Glättungsfunktion wird eine kubische Spline-Regression mit Strafterm („penalized cubic regression spline“) verwendet. Die Funktion f_2 ist eine dreidimensionale Glättungsfunktion der Koordinaten (Rechtswert und Hochwert im Gauß-Krüger-Koordinatensystem, Meridianstreifen 4) und des Jahrs. Die Glättung der Raum-Zeit-Dimension erfolgt mit Hilfe des skaleninvarianten Tensorprodukts (Wood 2006a, b). Der Grund für die Verwendung diese Glättungsfunktion liegt in den verschiedenen Einheiten von Raum (Meter) und Zeit (Jahre), welche eine von den verschiedenen Skalen der Kovariaten unabhängige Auswahl der Glättungsparameter erfordert. Für die Glättung mit Hilfe des Tensorprodukts werden verschiedene Strafterme genutzt: für die Koordinaten handelt es sich um eine isotrope „thin plate regression spline“-Basisfunktion und für die Zeitdimension handelt es sich um eine „cubic regression spline“-Basisfunktion (Augustin *et al.* 2009). Im Fall der Buche erfolgt die Raum-Zeit-Modellierung (1999-2015) zusätzlich unter Hinzunahme des Faktors Fruktifikation als festen Effekt. Für den Fehlerterm ϵ wird eine Normalverteilung angenommen, es gilt N($\mathbf{0}$, $\sigma^2\,\mathbf{\Lambda}$). Hierbei ist die Kovarianzmatrix $\mathbf{\Lambda}$ eine Blockdiagonalmatrix und der i-te Subvektor ϵ_i hat die Kovarianzmatrix $\mathbf{\Lambda}_i$, welche sich auf die Residuen an einem Stichprobenpunkt

i über die Zeit bezieht. Die Kovarianzmatrix $\mathbf{\Lambda}_i$ beinhaltet des Weiteren die Gewichtung α_{it}, wobei α_{it} die Anzahl an Bäumen am Stichprobenpunkt *i* im Jahr *t* repräsentiert. Die zeitliche Korrelation wird als „autoregressiv-moving average"-Prozess erster Ordnung (ARMA(1,1)) modelliert (Pinheiro & Bates 2000), d.h. $\epsilon_{it} = \phi\epsilon_{it-1} + pc_{it}\text{-}1 + c_{it}$ wobei ϕ und p die Korrelationsparameter darstellen und c_{it} weißes Rauschen mit einem Erwartungswert von Null. Dieser Prozess erster Ordnung wird für alle vier Hauptbaumarten gewählt (nach Modellselektion am geeignetsten). Die zusammengefasste Beschreibung des Modells befindet sich im Anhang in Tab. A-11-2.

Die Parameterschätzung erfolgt wie für die GLMMs mittels „penalized quasi-likelihood" (PQL)-Funktion (Wood 2006a). Für die Schätzung der Varianzkomponenten wird auf den Bayessche Ansatz zurückgegriffen. Da die posterior-Verteilung der Modellparameter bekannt ist, lassen sich mit diesem Ansatz die Vertrauensbereiche erstellen (Silverman 1985, Wahba 1983, Wood 2006c). Das genaue Vorgehen bei den Schätzungen wird in Augustin *et al.* (2009) beschrieben. Die Raum-Zeit-Modellierung erfolgt mit Hilfe der gamm()-Funktion des R-Pakets mgcv (Version 1.8-10; Wood (2015)).

Die Überprüfung des Modells geschieht mit Hilfe von diagnostischen Abbildungen, in denen die Residuen räumlich und zeitlich betrachtet werden (näheres siehe Augustin *et al.* (2009)). Hierzu zählen u.a. empirische Semi-Variogramme (variogram()-Funktion aus dem R-Paket geoR von Ribeiro & Diggle (2015)) sowie empirische (partielle) Autokorrelationsfunktionen (acf()- und pacf()-Funktion aus dem R-Paket nlme von Pinheiro *et al.* (2015)). Es werden die normalisierten Residuen verwendet. Die Parameter Bestandsalter und Jahr wurden auf das Vorliegen von Kollinearität geprüft, was nicht der Fall war.

Für den Modellvergleich bzw. die Modellselektion wird das „Bayesian Information Criterion" (BIC) benutzt (Schwarz 1978), das sich für eine große Stichprobenanzahl im Vergleich zu den Modellparametern besser eignet als das „Akaike Information Criterion" (AIC) (Akaike 1973).

11.2.3.3 Berechnung des Zeittrends

Der Zeittrend kann auf zwei Wege errechnet werden. Zum einen ergeben sich durch Anwendung der geschätzten Parameter auf die beobachteten Daten die gefitteten Werte $\hat{\mu}_{it}$, aus denen sich durch Mittelwertbildung der Zeittrend berechnen lässt (Augustin *et al.* 2009). Zum anderen kann der Bayessche Ansatz genutzt werden, da sich das GAMM auch als Bayessches Modell darstellen lässt. Bei diesem Ansatz werden aus der posterior-Verteilung der Schätzer Daten generiert (Augustin *et al.* 2009, Wood 2006a). Dieser zweite Ansatz wird in der vorliegenden Studie aus folgenden Gründen gewählt. Die mit dem Bayesschen Ansatz generierten Vertrauensbereiche haben in diesem Kontext eine bessere nominale Abdeckung und sind somit verlässlicher als die üblich verwendeten Konfidenzintervalle. Wir erhalten eine posterior-Stichprobe von der posterior-Verteilung der Schätzer. Diese Verteilung ist eine multivariate Normal-Verteilung (Formel 11-6):

$$\left(ß_p^{*T}, \boldsymbol{b}_p^{*T}\right) \sim MVN\left(\left(\widehat{ß}^*, \widehat{\boldsymbol{b}}^*\right), \widehat{Cov}(ß^*, b^*)\right) \quad (11\text{-}6)$$

Hiermit können Daten aus der Vorhersage-Verteilung („predictive distribution“) der Responsevariable generiert werden (Formel 11-7):

$$\hat{y}_{itp} = logit^{-1}\left(\boldsymbol{X}_{it}^{*}\widehat{ß}_p^{*} + \boldsymbol{Z}_{fit}\widehat{\boldsymbol{b}}_{fp}\right) \quad (11\text{-}7)$$

Mittelwertbildung über *i* ergibt die Vorhersage-Verteilung von $\hat{\bar{y}}_t$ (Formel 11-8):

$$\hat{\bar{y}}_{tp} = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}(\hat{y}_{itp}) \quad (11\text{-}8)$$

Hieraus werden der Median und das 2,5. und 97,5. Perzentil (Vertrauensbereich) für den räumlichen $(\hat{y}_{itp})$ und zeitlichen Trend $(\hat{\bar{y}}_{tp})$ berechnet. Für die dargestellte Trendberechnung erfolgt keine Gewichtung nach Baumanzahl am Stichprobenpunkt. Eine Gewichtung würde eine Aussage über die gesamten Bäume in Deutschland ermöglichen. Ziel ist jedoch, eine Aussage über die gesamte Fläche von Deutschland zu treffen (d.h. räumliche Vernetzung). Die Gewichtung würde das Gewicht bestimmter Stichprobenpunkte, an denen keine Reinbestände wachsen, reduzieren, was eine unerwünschte Eigenschaft des Schätzers wäre (Augustin *et al.* 2009). Die Zeittrends wurden vergleichshalber für den gewichteten und ungewichteten Fall geschätzt, es liegen jedoch keine größeren Unterschiede vor.

Während für die Modellierung Daten aus allen Jahren und allen Rasterdichten verwendet werden (Maximaldatensatz mit 16 x 16 km EU-Raster sowie Rasterverdichtungen), erfolgt die Zeittrendberechnung für Deutschland auf Grundlage eines repräsentativen Rasters (Anhang Tab. A-11-3). Folgende Raster werden gewählt: (1) 16 x 16 km EU-Punkte des entsprechenden Jahrs (Raster 1), (2) 16 x 16 km EU-Raster von 2014 (Raster 2) und (3) 4 x 4 km Raster der Bundeswaldinventur (BWI) von 2012 (Raster 3). Für das Raster 1 fließt das im vorliegenden Jahr am Stichprobenpunkt ermittelte Bestandsalter (bzw. gegebenenfalls zusätzlich die ermittelte Fruktifikationsklasse) in die Zeittrendberechnung ein. Das Raster 1 beinhaltet somit Rasterverschiebungen und einzelne Ausfälle/Hinzunahmen von Stichprobenpunkten über die Jahre. Eine Auswertung nach Bestandsalter (≤ und > 60 Jahre) ist möglich. Das Raster 2 wird für die Zeittrendberechnung auf die Jahre 1989 bis 2015 übertragen, d.h. es wird davon ausgegangen, dass es keine Änderung in der Baumartenverteilung gibt. Als mittleres Bestandsalter wird der gewichtete Median der 16 x 16 km EU-Punkte für alle Jahre angenommen. Da sich das mittlere Alter von 1989 bis 2015 wenig verändert hat, wurde das Alter nicht um die 27 Beobachtungsjahre variiert. Zusätzlich zum mittleren Bestandsalter wird das Alter des 25. und 75. Perzentils verwendet. Mit Hilfe von Raster 2 kann somit der Raster- und Alterseffekt herausgenommen werden. Das 16 x 16 km EU-Raster der WZE besitzt keine bundesweit einheitliche Aufhängung, außerdem weichen das Bestandsalter sowie der Anteil an Hauptbaumarten im Mittel von dem bundesweiten Durchschnitt ab. Zum Vergleich wird daher das flächenrepräsentative Raster der Bundeswaldinventur gewählt (BMEL 2014) (Raster 3). Verwendung findet die Traktecke 1 des bundesweiten 4 x 4 km Rasters (Kartenband

Karte II-11-17). Auf diesem Raster liegen auch die WZE-Stichprobenpunkte von Bayern seit der Rasterverschiebung 2006. Es werden nur die Rasterpunkte gewählt, an denen mindestens eine der vier Hauptbaumarten stockt. An 31,9 % der Punkte stockt die Fichte, an 23,8 % der Punkte die Kiefer, an 15,1 % der Punkte die Buche und an 8,8 % der Punkte die Eiche. Das Raster von 2012 wird auf die Jahre 1989 bis 2015 übertragen. Für das Bestandsalter wird das Jahr 2012 pro Rasterpunkt vorliegende Bestandsalter der Hauptbaumarten verwendet. Zum Vergleich wird außerdem der gewichtete Median des Alters im Jahr 2012 genutzt. Das jeweilige Alter wird auf die Jahre 1989 bis 2015 übertragen. Da an einem Teil der Rasterpunkte kein Bestandsalter vorliegt, werden im ersten Fall weniger Rasterpunkte berücksichtigt als bei Verwendung des Medians. Zum Vergleich wird außerdem das mittlere Alter von Raster 2 für das Raster 3 verwendet, um eventuelle Unterschiede, die allein auf Altersunterschieden basieren, zu erkennen. Für die Kiefer liegen keine Unterschiede in den Zeitreihen der drei Varianten des Rasters 3 vor (Anhang Tab. A-11-5). Für die Buche liegt die Kronenverlichtung bei Verwendung des Median-Alters der BWI mit 1,0 % Kronenverlichtung etwas über der Kronenverlichtung der beiden anderen Varianten (Anhang Tab. A-11-6). Für die Fichte liegt die Kronenverlichtung des Median-Alters des EU-Rasters (70 Jahre statt 64 Jahre auf dem BWI-Raster) um 1,3 % über der Kronenverlichtung der beiden anderen Varianten, hier liegt ein klarer Alterseffekt vor (Anhang Tab. A-11-4). Für die Eiche ist die Kronenverlichtung bei Verwendung des tatsächlichen Alters am Punkt 1,85 % Kronenverlichtung niedriger als für die beiden anderen Varianten (Anhang Tab. A-11-7). Für den Vergleich des Zeittrends der Kronenverlichtung auf dem WZE-EU-Raster mit dem BWI-Raster wird im Ergebnisteil nur das BWI-Raster mit dem am Stichprobenpunkt vorliegenden Bestandsalter verwendet (als Raster 3 bezeichnet).

11.2.3.4 Simulationsstudie zum Rastervergleich

Die Bundesländer sind verpflichtet, jährlich die WZE-Daten für das 16 x 16 km EU-Rasters für die Bundesauswertung zu liefern. Es stellt sich jedoch die Frage, ob dieses Raster ausreicht, um Aussagen über räumliche und zeitliche Trends der Kronenverlichtung mit Hilfe von GAMMs für das gesamte Bundesgebiet treffen zu können. Deshalb schätzen wir den mittleren Vorhersagefehler (MPE) der Kronenverlichtungsschätzwerte mit Hilfe von Simulationen für das 16 x 16 km sowie für das 8 x 8 km Raster (Augustin 2006). Verwendet wird das zuvor beschriebene GAMM (alle Bundesländer und Rasterdichten werden berücksichtigt). Des Weiteren wird angenommen, dass die gefitteten Werte $\hat{\mu}_{it}$ den wahren Werten entsprechen. Die Daten werden dann aus der posterior-Verteilung der Schätzer generiert (Formel 11-6 und 11-7). Es gilt (Formel 11-9):

$$logit\ E(y_{it}^{s}) = \eta_{it}^{s} = \boldsymbol{X}_{it}^{*}\widehat{\beta}_{p}^{*} + \boldsymbol{Z}_{it}^{*}\widehat{\boldsymbol{b}}_{p}^{*} \qquad (11\text{-}9)$$

mit η_{it}^{s} als linearer Predictor und (Formel 11-10):

$$y_{it}^{s} = \frac{\exp(\eta_{it}^{s})}{1+\exp(\eta_{it}^{s})} + \varepsilon_{it}^{s} \quad (11\text{-}10)$$

Für die Generierung des Fehlerterms werden die Parameterschätzer des ARMA-Fehler-Modells $\varepsilon_i^s \sim N(\mathbf{0}, \hat{\sigma}^2 \widehat{\mathbf{\Lambda}}_i)$ verwendet. Neben der ARMA-Korrelationsstruktur sind ebenfalls die Gewichte $1/\alpha_{it}$ berücksichtigt. Bei Verwendung dieses Simulationsschemas können Kronenverlichtungswerte < 0 und > 1 entstehen, die auf 0 bzw. 1 gesetzt werden. Als Stichprobenpunkte für die Simulationsstudie werden alle bundesweit vorliegenden Punkte aus dem Jahr 2008 genutzt (inklusive Verdichtungen; die Bundesländer Schleswig-Holstein, Rheinland-Pfalz und Saarland werden aufgrund der vom 8 x 8 km Raster abweichenden höheren Rasterdichte nicht berücksichtigt). Für das Bestandsalter wird das 2008 am Stichprobenpunkt vorliegende Alter auf alle Jahre übertragen. Im nächsten Schritt wird eine Stichprobe entnommen und das GAMM an diesen Datensatz angepasst. Bei der entnommenen Stichprobe handelt es sich entweder um die Stichprobe aus dem 16 x 16 km Raster (EU-Raster von 2008, ohne die Bundesländer Schleswig-Holstein, Rheinland-Pfalz und Saarland) oder aus dem 8 x 8 km Raster (Raster von 2008 ohne die erwähnten Bundesländer). Anschließend wird der Raum-Zeit- und Zeittrend geschätzt. Der Zeittrend wird für jedes Bundesland aus den simulierten Daten geschätzt (Formel 11-11):

$$\hat{\mu}_{ta}^{s} = \frac{1}{n}\sum_{i \in a}(\hat{\mu}_{it}^{s}) \quad (11\text{-}11)$$

und dann mit dem wahren Wert, $\hat{\mu}_{ta}$, verglichen, um den mittleren Vorhersagefehler pro Jahr *t* und Bundesland *a* zu schätzen (Formel 11-12):

$$MPE_{ta} = \frac{1}{nsim}\sum_{s=1}^{nsim}(\hat{\mu}_{ta}^{s} - \hat{\mu}_{ta})^2 \quad (11\text{-}12)$$

Der Zeittrend wird außerdem für das gesamte Bundesgebiet aus den simulierten Daten geschätzt (Formel 11-13):

$$\hat{\mu}_{t}^{s} = \frac{1}{n}\sum_{i}(\hat{\mu}_{it}^{s}) \quad (11\text{-}13)$$

und dann mit dem wahren Wert, $\hat{\mu}_t$, verglichen, um den mittleren Vorhersagefehler pro Jahr *t* zu schätzen (Formel 11-14):

$$MPE_{t} = \frac{1}{nsim}\sum_{s=1}^{nsim}(\hat{\mu}_{t}^{s} - \hat{\mu}_{t})^2 \quad (11\text{-}14)$$

Der mittlere Vorhersagefehler pro Stichprobenpunkt *i* und Jahr *t* wird wie folgt geschätzt (Formel 11-15):

$$MPE_{ti} = \frac{1}{nsim}\sum_{s=1}^{nsim}(\hat{\mu}_{it}^{s} - \hat{\mu}_{it})^2 \qquad (11\text{-}15)$$

Im Folgenden wird der Vorhersagefehler als Wurzel aus dem Vorhersagefehler (RMPE) verwendet. Die Aussage beruht auf 40 Simulationen.

11.2.3.5 Einflussgrößen

Ziel dieser Studie ist neben der Raum-Zeit-Modellierung und der Untersuchung der Eignung des Rasternetzes die Bestimmung von Einflussgrößen für die Responsevariable Kronenverlichtung. Die Betrachtung erfolgt getrennt für die vier Hauptbaumarten und (1) für den Zeitraum der BZE (BZE-Zeitraum) sowie (2) für den Zeitraum 1990 bis 2010 (Zeitreihe). Im ersten Fall des BZE-Zeitraums wird ein Mittelwert für die Kronenverlichtung über die drei Jahre 2006 bis 2008 pro Stichprobenpunkt und Baumart berechnet. Die Kronenverlichtung der Stichprobenpunkte ist über die drei Jahre relativ gleichbleibend mit Ausnahme von den Kronenverlichtungen der Buche, die 2006 aufgrund der starken Fruktifikation höher sind. Sämtliche Rasterdichten werden einbezogen. Im zweiten Fall der Zeitreihe werden die Jahresmittelwerte der Stichprobenpunkte des 16 x 16 km EU-Rasters verwendet. Für diese Zeitreihe stehen maximal die Jahre 1990 bis 2010 zur Verfügung.

Für den BZE-Zeitraum liegt eine große Anzahl an potenziellen Einflussgrößen vor. Hierzu zählen Informationen über den Baum (Bestandsalter, Fruktifikation, Insekten-/Pilz- und Wildschäden), die Lage (Exposition, Höhe ü.N.N.), die Witterung (Niederschlag, Temperatur, Verdunstung, Ariditätsindex über das gesamte Jahr und in der Vegetationsperiode), die Deposition (Ca, Cl, K, Mg, Na, N_{ges}, NH_x, NO_y, SO_z; ggf. seesalzkorrigiert) gemittelt über den Zeitraum 1990-2007 bzw. 2004-2007, Kalkung, Nadel-Blattspiegelwerte (Makro- und Mikronährelement sowie Schwermetalle und Verhältnisse z.B. N/K-Verhältnis) sowie Informationen über den Boden (Bodengroßlandschaft, Bodensubstratgruppen, Bodenausgangsgestein, Humusformen, Bodenart bzw. Sand-/Tongehalt, Versauerungstyp, Wasserkapazität, Makro- und Mikronährelement sowie Schwermetalle (austauschbare Vorräte, Gesamtvorräte, Verhältnisse), Kohlenstoffvorrat, pH-Wert und Basensättigung). Für Bodeninformationen, die für mehrere Tiefenstufen vorliegen, wird eine repräsentative Tiefe gewählt. Für die Zeitreihe stehen weniger potenzielle Einflussgrößen zur Verfügung. Diese sind: Bestandsalter, Fruktifikation (steht erst ab 1999 in der Bundesdatenbank zur Verfügung), Insekten-/Pilz- und Wildschäden (auch des Vorjahrs), Deposition, sich wenig ändernde Bodeninformationen (Bodengroßlandschaft, Bodensubstrat-gruppen, Wasserkapazität, Bodenart), Exposition, Höhe ü.N.N. und Witterungsinformationen (Niederschlag, Temperatur, Verdunstung jeweils für das aktuelle und vorherige Jahr als Jahreswerte).

Für die Untersuchung der Einflussgrößen finden wiederum GAMMs Anwendung. Somit ist es möglich, Faktoren sowie kontinuierliche Variablen einzubeziehen, lineare und nicht-lineare Effekte zu erfassen, die Gewichtung α_{it} zu berücksichtigen und im Fall der Zeitreihe die zeitliche

Korrelation als „autoregressiv-moving average“-Prozess erster Ordnung zu modellieren. Die Beschreibung der Modelle findet sich im Anhang in Tab. A-11-2. In Formel 11-16 ist das finale Modell der Buche beispielhaft als ein Modell des BZE-Zeitraums dargestellt:

$$E(y_i) = \mu_i = f_1(Bestandesalter_i) + f_2(N - Blattgehalt_i) + Fruktifikation_i \qquad (11\text{-}16)$$

für Stichprobenpunkt $i = 1, \ldots, n$. Die Funktionen f_1 und f_2 sind eindimensionale Glättungsfunktionen („penalized cubic regression spline“) des Bestandsalters bzw. des N-Gehalts im Blatt am Stichprobenpunkt *i*. Der Faktor Fruktifikation geht als fester Effekt in das Modell ein. In Formel 11-17 ist das finale Modell der Eiche beispielhaft als ein Modell der Zeitreihe abgebildet:

$$E(y_{it}) = \mu_{it} = f_1(Bestandesalter_{it}) + f_2(K - Deposition_{it}) + Insektenbefall_{it} \qquad (11\text{-}17)$$

für Stichprobenpunkt $i = 1, \ldots, n$ und für Jahr $t = 1, \ldots, m$. Bei den Funktionen f_1 und f_2 handelt es sich um eindimensionale Glättungsfunktionen („penalized cubic regression spline“) des Bestandsalters bzw. Kaliumdeposition am Stichprobenpunkt *i* im Jahr *t*. Der Faktor Insektenbefall geht als fester Effekt in das Modell ein.

Das Bestandsalter stellt für die vier Hauptbaumarten mit Abstand die wichtigste Einflussgröße für die Kronenverlichtung dar. Daher erfolgt eine Vorselektion von Variablen, bei der ein Modell mit dem Bestandsalter und der zu testenden Variable gegen ein Modell nur mit dem Bestandsalter bei gleichem Stichprobenumfang getestet wird. Für die Modellselektion wird das BIC verwendet. Nach der Vorauswahl werden die wenigen Variablen, die übrig bleiben, auf Kollinearität geprüft. Bei starker Abhängigkeit zwischen Variablen wird die Variable gewählt, die in Bezug auf die Kronenverlichtung den höchsten Erklärungswert besitzt. Das finale Modell wird mit Hilfe der Vorwärtsselektion, der Berücksichtigung des BIC und der Prüfung der Residuen ermittelt.

11.3 Ergebnisse und Diskussion

11.3.1 Basisauswertung

Die Gemeine Fichte stellt die am häufigsten untersuchte Baumart im Rahmen der WZE dar (Gesamtdatensatz). Auf dem 16 x 16 km EU-Raster macht sie 32 % aller Bäume aus, gefolgt von der Gemeinen Kiefer mit 29 %, der Rotbuche mit 16 % und den Eichen mit 6 % (Tab. I-11-1). Im Vergleich dazu ergibt die Bundeswaldinventur Flächenanteile von 25 % (Fichte), 22 % (Kiefer), 15 % (Buche) und 10 % Eiche in Bezug auf die bundesweite Waldfläche (BMEL 2014). Die Nadelbäume sind somit bei der WZE überrepräsentiert, während die Eichen unterrepräsentiert sind. Die Fichte findet man häufig in Höhenlagen (z.B. Harz, Thüringer Wald, Erzgebirge, Schwarzwald, Alpenvorland) und kaum in Nordostdeutschland (Kartenband Karte II-11-1 bis 4).

Die Kiefer dagegen wächst schwerpunktmäßig im nordostdeutschen Tiefland, aber auch in Mittel- und Süddeutschland meist außerhalb der Höhenlagen (Kartenband Karte II-11-5 bis 8). Die Buche findet man vor allem in den Mittelgebirgen, aber auch in weiten Bereichen Süddeutschlands, jedoch wenig in Nord- und Nordostdeutschland (Kartenband Karte II-11-9 bis 12). Die Eiche wächst im gesamten Bundesgebiet, jedoch weniger in Höhenlagen (Kartenband Karte II-11-13 bis 16).

Tab. I-11-1: Baumartenverteilung für die Stichprobenpunkte des 16 x 16 km EU-Rasters der WZE (EU) und für die Stichprobenpunkte aller Rasterdichten (alle; 16 x 16 km Raster sowie Rasterverdichtungen). Grundlage bildet der Gesamtdatensatz. Anteil an allen untersuchten Bäumen in Prozent [%].

	GFi	GKi	RBu	Ei	WTa	GEs	SEr	SBi	Dgl	ELa	BAh	Sonstige
EU	32,0	29,1	16,2	6,2	2,1	1,6	1,6	1,4	1,4	1,3	0,9	6,2
alle	28,1	26,7	17,8	8,4	2,7	2,0	1,4	1,5	1,3	1,7	1,1	7,2

GFi = Gemeine Fichte; GKi = Gemeine Kiefer; RBu = Rotbuche; Ei = Stiel- und Traubeneiche; WTa = Weißtanne; GEs = Gemeine Esche; SEr = Schwarzerle; SBi = Sandbirke, Dgl = Douglasie; ELa = Europäische Lärche; BAh = Bergahorn.

Die Anzahl an Bäumen pro Stichprobenpunkt variiert. An 78,5 % der Stichprobenpunkte (16 x 16 km EU-Raster sowie Rasterverdichtungen) des Gesamtdatensatzes werden 24 Bäume untersucht (Kap. 11.2.2). In Nordrhein-Westfalen findet der Linientrakt Anwendung; hier befinden sich 25 Bäume (5,2 % aller Punkte) bzw. 15 Bäume pro Punkt (1,5 %). In Hessen werden seit 2012 24 Bäume pro Punkt angesprochen; zuvor stehen i.d.R. Bewertungen für 30 Bäume in der Bundesdatenbank zur Verfügung. In Bayern wurden vor 1997 ebenfalls 30 Bäume pro Punkt untersucht. Somit liegen an 5,3 % aller Stichprobenpunkte 30 Bäume vor. Von 1997 bis 2005 wurden in Bayern häufig mehr als 30 Bäume pro Punkt bewertet und von 2005 bis 2009 in Hessen bis 78 Bäume (0,4 %). Die Anzahl der angesprochenen Bäume einer Hauptbaumart (nur Kraft'sche Klasse 1-3) pro Stichprobenpunkt variierten ebenfalls (Abb. I-11-2; Hauptbaumarten-Gesamtdatensatz). Bei den beiden Nadelbaumarten stehen oft 24 Bäume einer Art an einem Punkt, während i.d.R. weniger als 24 Bäume einer Laubbaumart an einem Punkt vorkommen.

Hieraus wird deutlich, dass auch die Anzahl an Baumarten pro Stichprobenpunkt schwankt (in Bezug auf die angesprochenen Bäume; Unter- und Zwischenstand sind hierbei nicht berücksichtigt). Auf dem 16 x 16 km EU-Raster befindet sich an 34 % der Stichprobenpunkte des Gesamtdatensatzes nur eine Baumart, an 25 % der Punkte befinden sich zwei Baumarten, an 19 % drei Baumarten, an 12 % vier Baumarten und an 7 % der Punkte fünf Arten. Die Artanzahl hängt in erster Linie von der Waldgeschichte und den gegebenen Standortsverhältnissen ab. Während in Brandenburg und Sachsen-Anhalt eine Baumart bei den angesprochenen Bäumen dominiert, befinden sich in Baden-Württemberg und Bayern meist zwei bis vier Arten, oft sogar sechs Arten, an einem Stichprobenpunkt. In Schleswig-Holstein, Hessen, Rheinland-Pfalz und Saarland kommen Stichprobenpunkte mit ein, zwei oder drei Baumarten zu gleichen Anteilen vor.

In den übrigen Bundesländern befindet sich meist eine Art am Stichprobenpunkt, gefolgt von zwei und dann drei Arten.

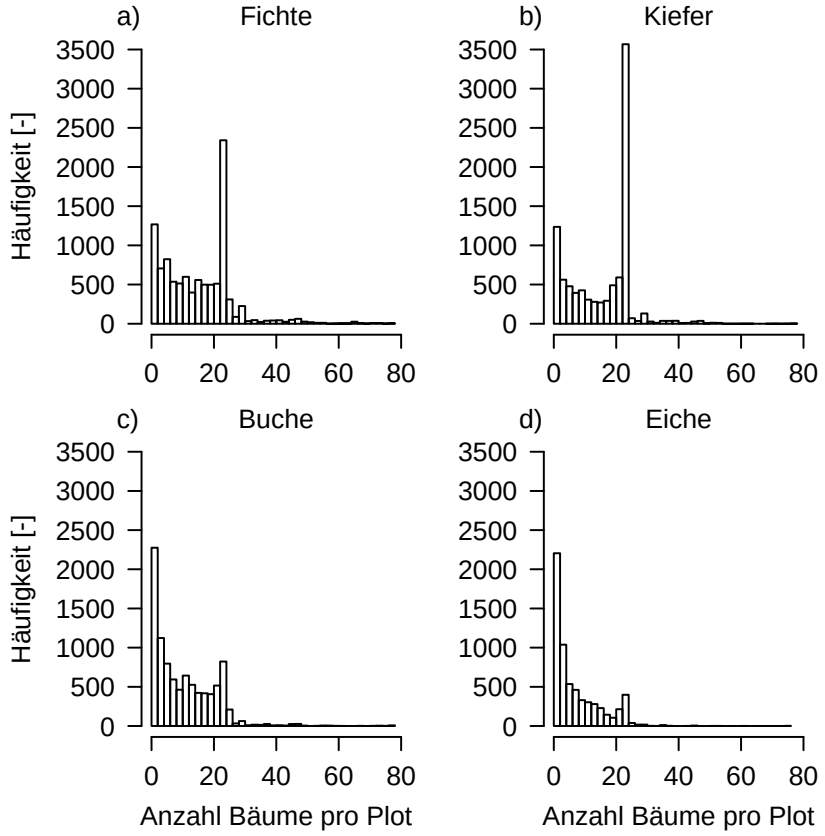


Abb. I-11-2: Häufigkeit der Anzahl von Bäumen einer Hauptbaumart pro Stichprobenpunkt für die Fichte a), Kiefer b), Buche c) und die Eiche d) (16 x 16 km EU-Raster sowie Rasterverdichtungen).

Über den gesamten Zeitraum betrachtet gibt es im Mittel über alle Baumarten auf dem 16 x 16 km EU-Raster des Gesamtdatensatzes 36 tote Bäume (100 % Kronenverlichtung) in der Stichprobe pro Jahr. Diese Anzahl ist seit 1994 recht konstant, davor variierten die Werte jedoch stärker mit einer Spanne zwischen fünf toten Bäumen 1992 und 82 toten Bäumen 1993 (vor allem Bäume von jeweils einem Stichprobenpunkt in Bayern und Hessen; unbekannte Todesursache). Seit 1993 bleiben tote Bäume im Stichprobenkollektiv, solange sie noch Feinreisig tragen.

Für die Zeitreihenauswertung ist es von Interesse, über wie viele Jahre Plots beobachtet wurden. Die Betrachtung des 16 x 16 km EU-Rasters in Bezug auf die Hauptbaumarten (Hauptbaumarten-Gesamtdatensatz) zeigt, dass Stichprobenpunkte am häufigsten die gesamten 27 Jahre von 1989 bis 2015 untersucht wurden (Abb. I-11-3b). Am zweithäufigsten wurden Punkte 17 Jahre beobachtet (Bayern vor der Rasterverschiebung), am dritthäufigsten 10 Jahre (Bayern nach der Rasterverschiebung), am vierthäufigsten 26 Jahre (neue Bundesländer), gefolgt von 19 Jahren

(Brandenburg vor der Rasterverschiebung) und sieben Jahren (Brandenburg nach der Rasterverschiebung). Bei Betrachtung der Stichprobenpunkte von allen Rasterdichten stechen die drei Jahre BZE-Zeitraum hervor (Abb. I-11-3a).

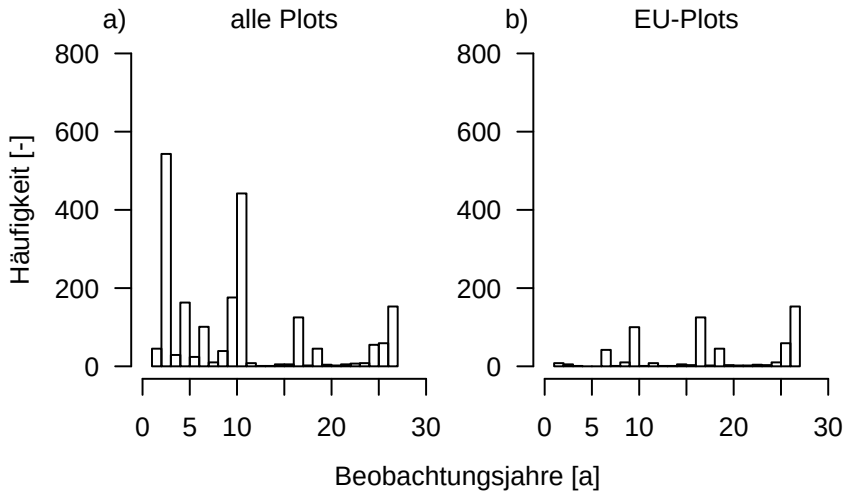


Abb. I-11-3: Häufigkeit der Beobachtungsjahre pro Stichprobenpunkt für alle Rasterdichten a) und für das 16 x 16 km EU-Raster b) (Hauptbaumarten-Gesamtdatensatz).

Das mittlere Bestandsalter unterscheidet sich zwischen den vier Hauptbaumarten (Anhang Abb. A-11-1 und Abb. I-11-4) und zwischen den Bundesländern (Anhang Abb. A-11-2) (Maximaldatensatz). Die beiden Nadelbaumarten sind die im Mittel jüngsten Baumarten. Der nach Baumanzahl am Stichprobenpunkt gewichtete Median für das 16 x 16 km EU-Raster liegt für die Fichte und für die Kiefer bei 70 Jahren (25. Perzentil: 50 Jahre (Fichte) bzw. 49 Jahre (Kiefer) und 75. Perzentil: 90 Jahre bzw. 91 Jahre). Altersschwankungen liegen für beide Baumarten für das EU-Raster von 1989 bis 2015 kaum vor. Bei Betrachtung aller Rasterdichten kann für die Fichte 2005 ein Altersspung beobachtet werden (Anhang Abb. A-11-1a und Abb. I-11-4a), der aus der Rasterverdichtung in Baden-Württemberg resultiert. Von 2009 bis 2015 kann ein leichter Anstieg im Bestandsalter der Fichte verzeichnet werden, der wiederum auf Verdichtungen zurückgeführt werden kann. Die Bundesländer Baden-Württemberg (hier vor allem der Schwarzwald) und Bayern (hier vor allem der Alpenraum) weisen die im Mittel ältesten Fichtenbestände auf (Anhang Abb. A-11-2a und Kartenband Karte II-11-18). Bei Betrachtung aller Rasterdichten steigt das mittlere Bestandsalter der Kiefer ab 2005 an (Anhang Abb. A-11-1b und Abb. I-11-4b). Auch hier spielt die Hinzunahme der Rasterverdichtungen in Mittel- und Süddeutschland die wesentliche Rolle. Die Altersverteilung der Kiefer weist deutliche großräumige Unterschiede auf. Im Norddeutschen Tiefland dominieren jüngere Kiefern um die 50-60 Jahre, während in Mittel- und Süddeutschland ältere Kiefern um die 90 Jahre dominieren (Anhang Abb. A-11-2b; Kartenband Karte II-11-19).

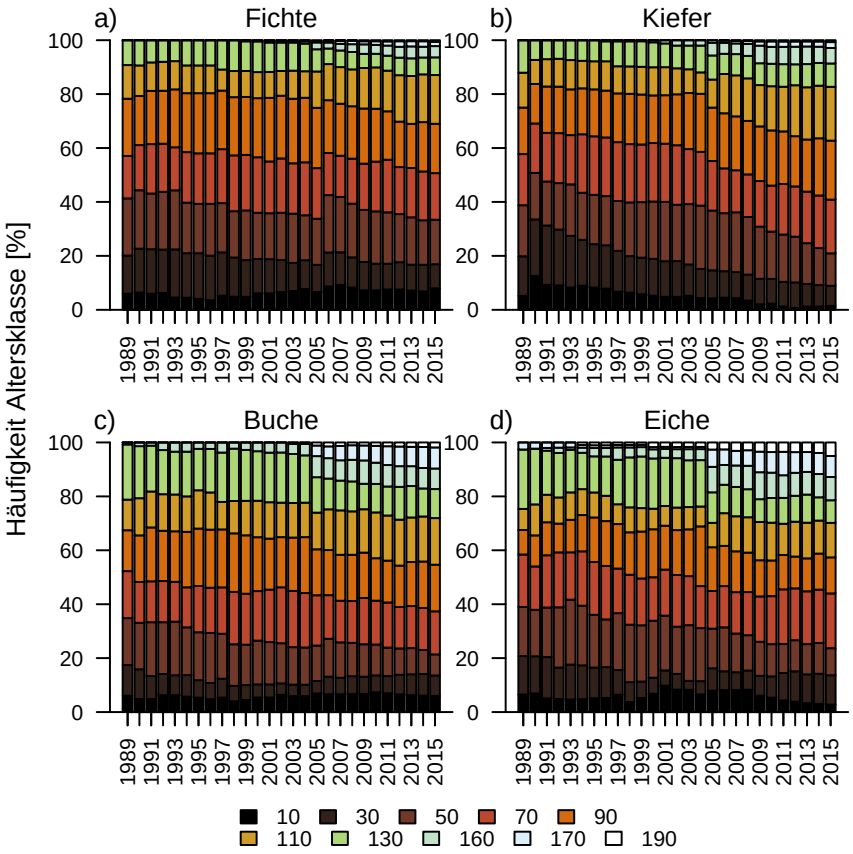


Abb. I-11-4: Häufigkeit der Altersklassen von 1989 bis 2015 für die vier Hauptbaumarten und alle Rasterdichten des Maximaldatensatzes (16 x 16 km EU-Raster sowie Rasterverdichtungen). Die Einteilung nach Altersklassen aus dem Bestandsalter erfolgt wie folgend: Altersklasse 10: 0-≤ 20 Jahre, Altersklasse 30: > 20-≤ 40 Jahre usw., Altersklasse 190: > 180 Jahre.

Die Buche stellt mit 90 Jahren (EU-Raster; 25. Perzentil: 62 Jahre und 75. Perzentil: 130 Jahre) die zweitälteste Baumart dar und auch hier liegen kaum Veränderungen im Median über den Zeitraum vor. Dies ist ebenfalls bei Betrachtung der gesamten Rasterdichten der Fall (Anhang Abb. A-11-1c). Die Einteilung nach Altersklassen zeigt, dass die Altersklasse 130 (> 120-≤ 140 Jahre) seit 2005 (Rasterverdichtungen sind hinzugekommen) abnimmt, gleichzeitig aber die Altersklassen über 130 zunehmen (Abb. I-11-4c). Deutliche Unterschiede in der Altersverteilung und dem mittleren Bestandsalter der Buche zwischen den Bundesländern liegen nicht vor, die ältesten Bestände befinden sich jedoch in Mitteldeutschland (Anhang Abb. A-11-2c; Kartenband Karte II-11-20). Die Eiche stellt die im Mittel älteste Baumart dar. Der gewichtete Median liegt für das EU-Raster bei 103 Jahren (25. Perzentil: 66 Jahre und 75. Perzentil: 130 Jahre). Dieses mittlere Alter weist über den Zeitraum von 1989 bis 2015 kaum Schwankungen auf, auch nicht bei Hinzunahme aller Rasterdichten (Anhang Abb. A-11-1d). Ähnlich wie bei der Buche nehmen die Bestände der Altersklasse 130 seit 2005 ab, während die Altersklassen über 130 zunehmen (Abb. I-11-4d). In den jüngeren Altersklassen gibt es nur wenige Veränderungen über die Zeit. Die im Mittel jüngsten Eichenbestände befinden sich im Osten von Deutschland

(Sachsen, Sachsen-Anhalt, Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg) (Anhang Abb. A-11-2d; Kartenband Karte II-11-21).

Im Folgenden werden die für die Raum-Zeit-Modellierung verwendeten Kronenverlichtungsdaten präsentiert. Die Daten stammen von sämtlichen Rasterdichten des Maximaldatensatzes. Die Kronenverlichtungen variieren nach Baumart und Jahr (Anhang Abb. A-11-3) sowie nach Bundesland (Anhang Abb. A-11-4). Die Fichte weist im Mittel relativ gleich bleibende Kronenverlichtungen von 1989 bis 2015 auf (Anhang Abb. A-11-3a). Eine Ausnahme bilden die Jahre 2004 und 2005 mit höherer mittlerer Kronenverlichtung. Die Kronenverlichtung der Kiefer ist im Mittel am niedrigsten und ist ebenfalls recht konstant über die Jahre (Anhang Abb. A-11-3b). Nur das Jahr 1991 zeigt höhere Kronenverlichtungen. Die Bundesländer unterscheiden sich deutlich voneinander (Anhang Abb. A-11-4b). Wie für die Altersverteilung ist auch für die Kronenverlichtung der Kiefer eine deutliche räumliche Teilung zwischen dem norddeutschen Tiefland (niedrigere Kronenverlichtung) und Mittel-/Süddeutschland (höhere Kronenverlichtung) zu erkennen. Die Kronenverlichtung der Buche nimmt von 1989 bis 2015 im Mittel zu (Anhang Abb. A-11-3c). Höchste mittlere Kronenverlichtungen liegen in Mastjahren vor (z.B. 2004, 2009, 2011, 2014). Unterschiede zwischen den Bundesländern kommen wenig vor (Anhang Abb. A-11-4c). Die Eiche zeigt im Mittel die höchste Kronenverlichtung (Anhang Abb. A-11-3d). Ähnlich wie bei der Buche steigt die Kronenverlichtung über die Jahre an, es ist jedoch ein abnehmender Trend in den letzten Jahren zu erkennen. Bundeslandunterschiede sind vorhanden (Anhang Abb. A-11-4d).

Im Rahmen der WZE wird die Fruktifikation der Bäume erhoben. Sie liegt ab 1999 in der Bundesdatenbank vor. Während die Fichte und die Buche ausgesprochene Mastjahre aufzeigen (z.B. 2009, 2011, 2014), ist die Fruktifikation der Eiche zum Zeitpunkt der Aufnahme aufgrund der kleinen Früchte unzureichend abschätzbar (Abb. I-11-5). Die Kiefer fruktifiziert jährlich in etwa in gleichem Ausmaß (Abb. I-11-5), eine Auswirkung auf die Kronenverlichtung der Kiefer ist nicht feststellbar. Die Buche ist die einzige Baumart, bei der sich die Fruktifikation deutlich sichtbar in der Kronenverlichtung widerspiegelt (Anhang Abb. A-11-3c). Für die Fichte liegt ebenfalls ein Einfluss vor, der jedoch weniger ausgeprägt ist als bei der Buche. Räumlich kann die Fruktifikation stark variieren wie z.B. 2014. In diesem Jahr ist eine mittlere und starke Fruktifikation der Fichte fast ausschließlich im Schwarzwald zu verzeichnen (Kartenband Karte II-11-22). Im gleichen Jahr liegt für die Buche deutschlandweit eine mittlere oder starke Fruktifikation vor (Kartenband Karte II-11-23).

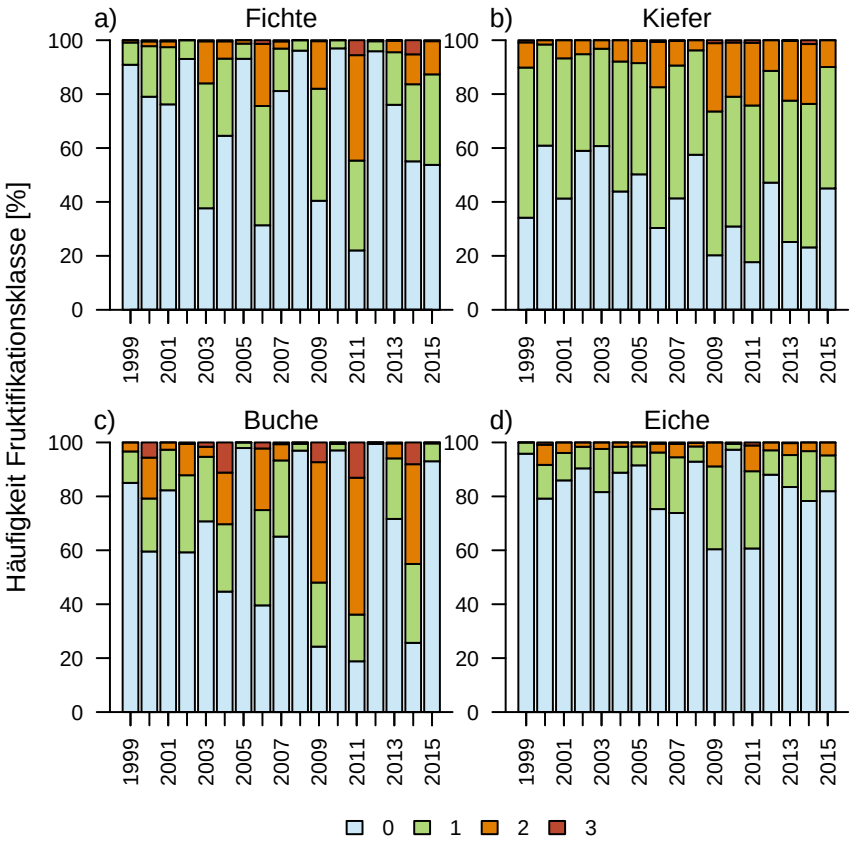


Abb. I-11-5: Häufigkeit der Fruktifikationsklassen von 1999 bis 2015 für die vier Hauptbaumarten. Berücksichtigt wurden alle Rasterdichten. Erläuterung zur Fruktifikationsklasse: 0: keine Fruktifikation, 1: spärliche Fruktifikation, 2: mittlere Fruktifikation, 3: starke Fruktifikation.

11.3.2 Raum-Zeit-Trends

Fichte

Das Raum-Zeit-Modell beschreibt die Kronenverlichtungsdaten der Fichte gut (adjustiertes R^2 von 0,55; Anhang Tab. A-11-8). Sowohl das Bestandsalter als auch die Raum-Zeit-Komponente haben einen hochsignifikanten Effekt auf die Kronenverlichtung ($p < 0{,}0001$). Mit zunehmendem Bestandsalter nimmt auch die Kronenverlichtung zu. Bis zu einem Bestandsalter von rund 60 Jahren nimmt die Kronenverlichtung jedoch etwas stärker zu als in älteren Beständen (Abb. I-11-6).

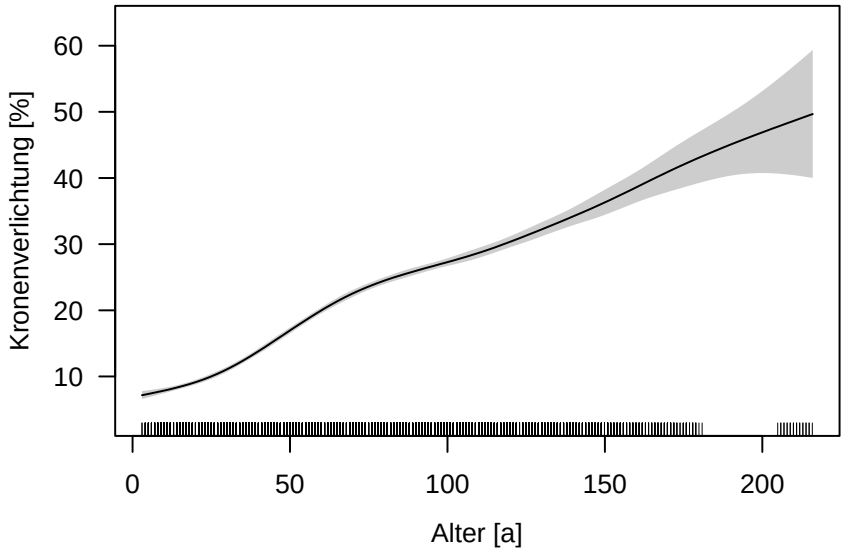


Abb. I-11-6: Effekt des Bestandsalters auf die Kronenverlichtung der Fichte. Die Striche an der x-Achse spiegeln die Stichprobenbelegung wider. Der grau schattierte Bereich kennzeichnet den Vertrauensbereich.

Zu Beginn der 1990er Jahre zeigt die Fichte in Nordostdeutschland mittlere Kronenverlichtungen von 25-45 % bis hohe Kronenverlichtungen > 45 % (Abb. I-11-7 und Abb. I-11-8; mit Altersbereinigung). Hierbei handelt es sich vermutlich um eine Folge des Trockenjahrs 1989, welches vor allem in Nordostdeutschland zu Wassermangel geführt hat (Kap. 10). Die Fichte ist jedoch in dieser Region wenig vertreten. Für das Trockenjahr 1992, welches insbesondere die Osthälfte Deutschlands getroffen hat, liegen außerdem im Vergleich zu den Vorjahren etwas erhöhte Kronenverlichtungen in Südostdeutschland (Bayern) vor. Ab dem Extrem-Trockenjahr 2003 kommen in Süd- und Südwestdeutschland vermehrt Kronenverlichtungen im Übergangsbereich zwischen < 25 % und 25-45 % vor (Meining *et al.* 2015). Erhöhte Kronenverlichtungen von 25-45 % wurden vor allem in Baden-Württemberg in dem Jahr 2007 ausgemacht. Die erhöhten Kronenverlichtungen sind vermutlich eine Folge des Trockenjahrs 2006. Insgesamt zeigen die Vegetationszeiten nahezu aller Jahre der untersuchten Zeitreihe positive Abweichungen vom langjährigen Mittel in Bezug auf die Wärme und Trockenheit (Kap. 10).

Im Zeittrend (ohne Altersbereinigung) sind die beiden Zeiträume mit erhöhter Kronenverlichtung nach den Trockenjahren 1992 und 2003 deutlich zu erkennen (Abb. I-11-9). Die mittlere Kronenverlichtung der Fichte liegt bei 21,1 % und schwankt in einem relativ engen Bereich von 18,4 % im Jahr 1989 bis 24,3 % im Jahr 2004. Die relativ hohe Kronenverlichtung 2004 resultiert aus der extremen Trockenheit im Vorjahr. Junge Bestände mit einem Bestandsalter ≤ 60 Jahre weisen mit im Mittel 13,2 % geringere mittlere Kronenverlichtungen auf als alte Bestände (> 60 Jahre) mit im Mittel 26,2 % (Abb. I-11-9). Zusätzlich gibt es im Zeittrend der jungen Bestände weniger Schwankungen.

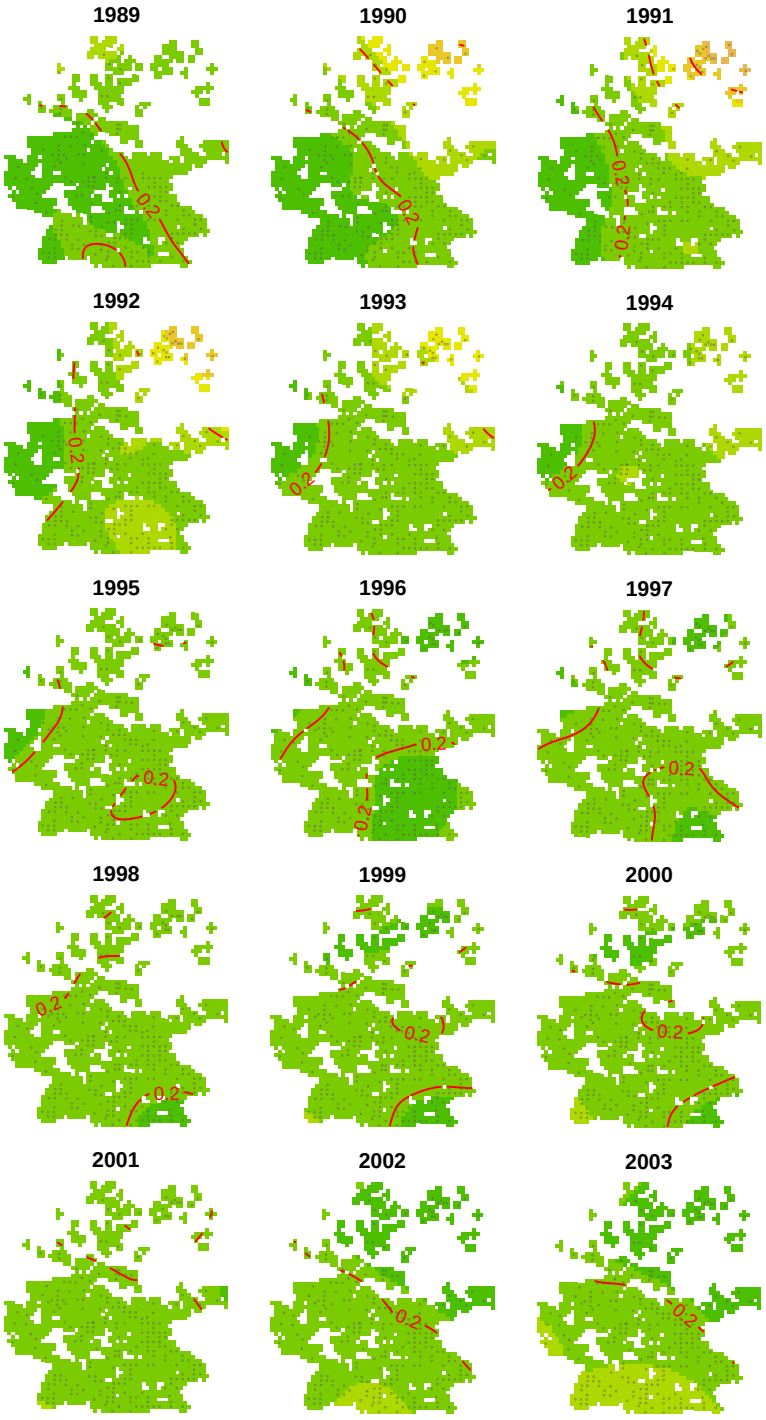


Abb. I-11-7: Räumliche Darstellung der Kronenverlichtung für die Fichte von 1989 bis 2003 bei Verwendung eines bundesweit einheitlichen Bestandsalter von 70 Jahren. Kronenverlichtungsklassen sind farblich gekennzeichnet (Abb. I-11-8). Die Isolinien geben die Kronenverlichtungen wieder (z.B. 0,2 bedeutet 20 %). Die Stichprobenpunkte des jeweiligen Jahrs werden als schwarze Punkte dargestellt.

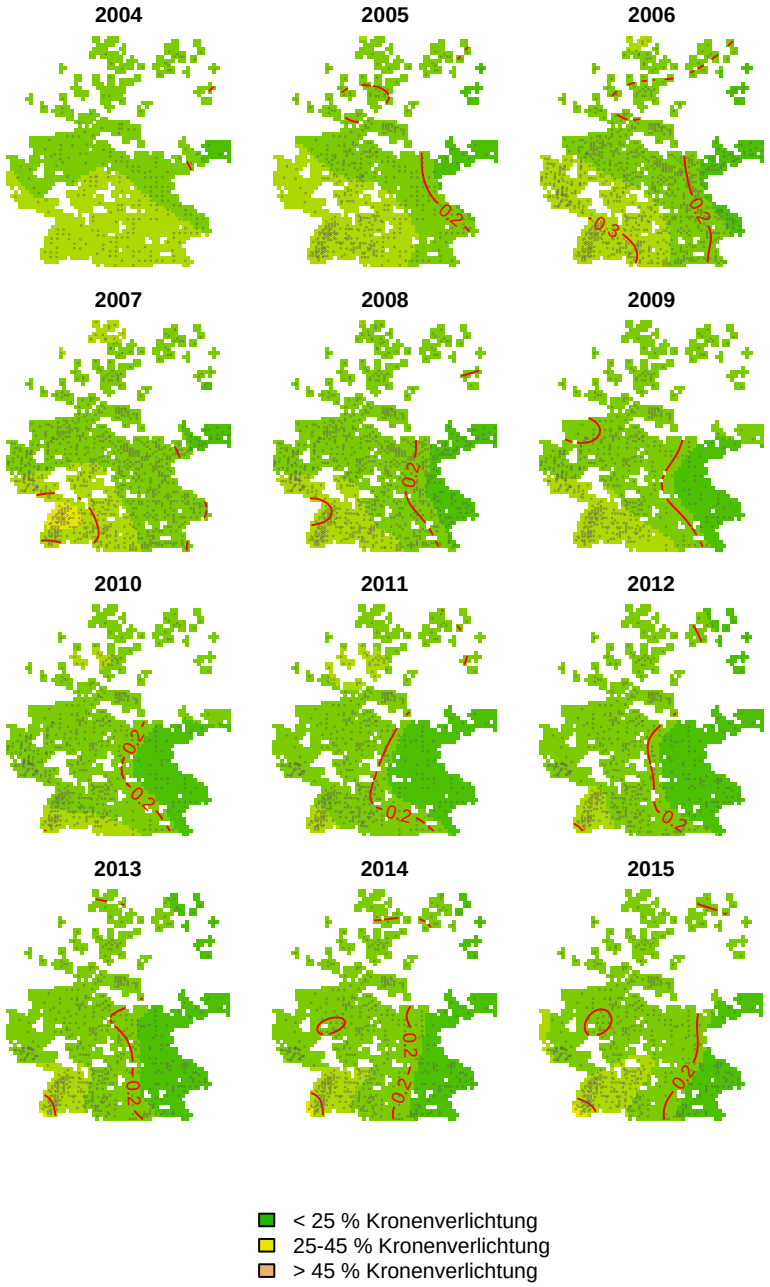


Abb. I-11-8: Räumliche Darstellung der Kronenverlichtung für die Fichte von 2004 bis 2015 bei Verwendung eines bundesweit einheitlichen Bestandsalter von 70 Jahren. Kronenverlichtungsklassen sind farblich gekennzeichnet. Die Isolinien geben die Kronenverlichtungen wieder (z.B. 0,2 bedeutet 20 %). Die Stichprobenpunkte des jeweiligen Jahrs werden als schwarze Punkte dargestellt.

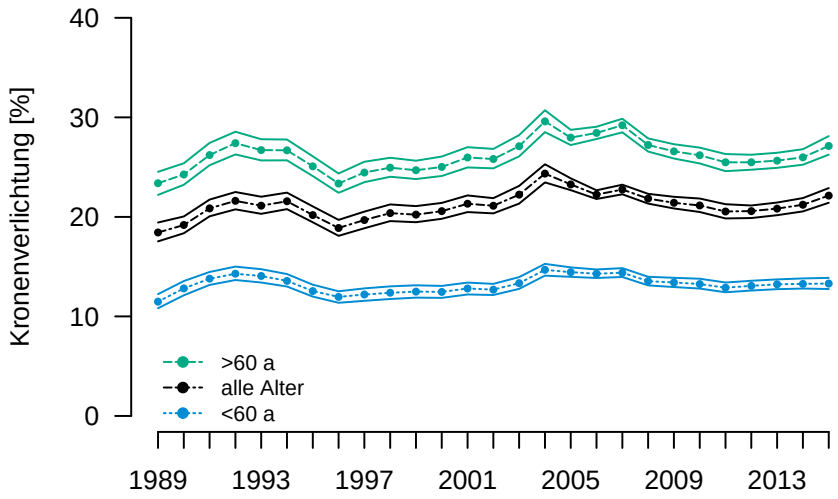


Abb. I-11-9: Geschätzte mittlere Kronenverlichtung mit Vertrauensbereich für die Fichte von 1989 bis 2015 unter Verwendung von Raster 1. Das Raster 1 entspricht dem pro Jahr vorliegenden 16 x 16 km EU-Raster. Berücksichtigt werden die tatsächlich pro Jahr am Stichprobenpunkt vorliegenden Bestandsalter. Der Zeittrend für Bestände ≤ 60 Jahre und > 60 Jahre ist ebenfalls dargestellt.

Die Verwendung eines einheitlichen Rasters über alle Jahre (Raster 2, d.h. 16 x 16 km EU-Raster von 2014) sowie die Verwendung des mittleren Fichtenalters der EU-Punkte von 70 Jahren (d.h. mit Altersbereinigung) führt zu rund 1 % höheren mittleren Kronenverlichtungen (Mittel: 22,0 %, Spanne: 19,7-25,1 %) (Abb. I-11-10, Anhang Tab. A-11-4). Unter Verwendung des flächenrepräsentativen BWI-Rasters von 2012 (Raster 3) wird ein sehr ähnlicher Zeittrend geschätzt wie bei Verwendung des 16 x 16 km EU-Rasters (Mittel: 20,5 %, Spanne: 18,7-23,4 %) (Abb. I-11-11, Anhang Tab. A-11-4). Die Schätzung der Modellparameter beruht in den oben genannten Fällen auf sämtlichen Daten des Maximaldatensatzes (16 x 16 km EU-Raster sowie Rasterverdichtungen). Der Vergleich des Zeittrends basierend auf dem Modell sämtlicher Daten mit dem Zeittrend basierend auf dem Modell ausschließlich der 16 x 16 km EU-Daten zeigt ebenfalls eine gute Übereinstimmung (Anhang Tab. A-11-4). Somit kann eine repräsentative Aussage bzgl. des Zeittrends der Kronenverlichtung für die gesamte Bundesrepublik auf Basis des 16 x 16 km EU-Rasters der WZE für die Fichte getroffen werden.

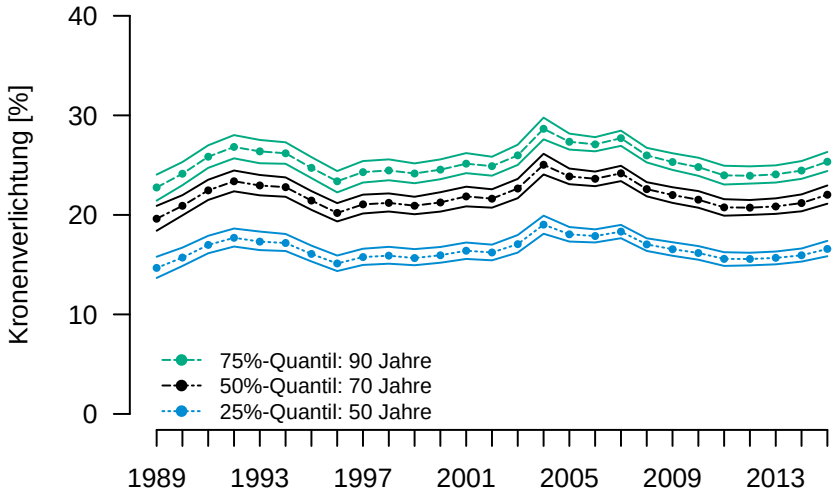


Abb. I-11-10: Geschätzte mittlere Kronenverlichtung mit Vertrauensbereich für die Fichte von 1989 bis 2015 unter Verwendung von Raster 2. Das Raster 2 entspricht dem 16 x 16 km EU-Raster von 2014. Für das Bestandsalter wird der gewichtete Median des 16 x 16 km EU-Raster (1989-2015) bzw. das 25. und 75. Perzentil verwendet.

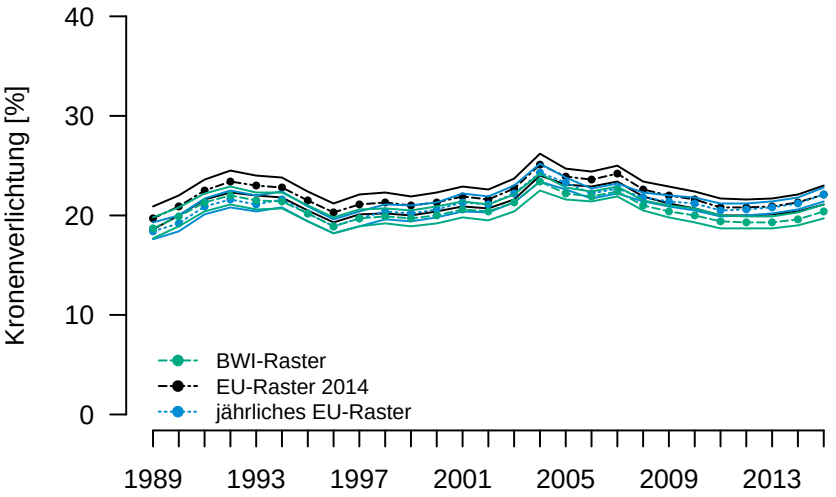


Abb. I-11-11: Vergleich der geschätzten mittleren Kronenverlichtung mit Vertrauensbereich für die Fichte von 1989 bis 2015 bei Verwendung des Rasters 1, 2 und 3. Das Raster 1 entspricht dem pro Jahr vorliegenden 16 x 16 km EU-Raster (jährliches EU-Raster). Für das Bestandsalter wird das jährliche Alter am Punkt verwendet. Das Raster 2 entspricht dem 16 x 16 km EU-Raster von 2014 (EU-Raster 2014). Für das Bestandsalter wird der gewichtete Median des 16 x 16 km EU-Raster (1989-2015) verwendet. Das Raster 3 entspricht dem flächen-repräsentativen 4 x 4 km BWI-Raster von 2012 (das Bestandsalter der Stichprobenpunkte von 2012 wurde für alle Jahre übernommen).

Kiefer

Das Raum-Zeit-Modell beschreibt die Kronenverlichtungsdaten der Kiefer mit einem adjustierten R^2 von 0,41 etwas schlechter als die der Fichte (Anhang Tab. A-11-8). Sowohl das Bestandsalter als auch die Raum-Zeit-Komponente haben einen hochsignifikanten Effekt auf die Kronenverlichtung der Kiefer ($p < 0{,}0001$). Bis zu einem Bestandsalter von rund 40 Jahren nimmt die Kronenverlichtung zu, während in älteren Beständen kaum eine Abhängigkeit der Kronenverlichtung vom Bestandsalter zu erkennen ist (Abb. I-11-12).

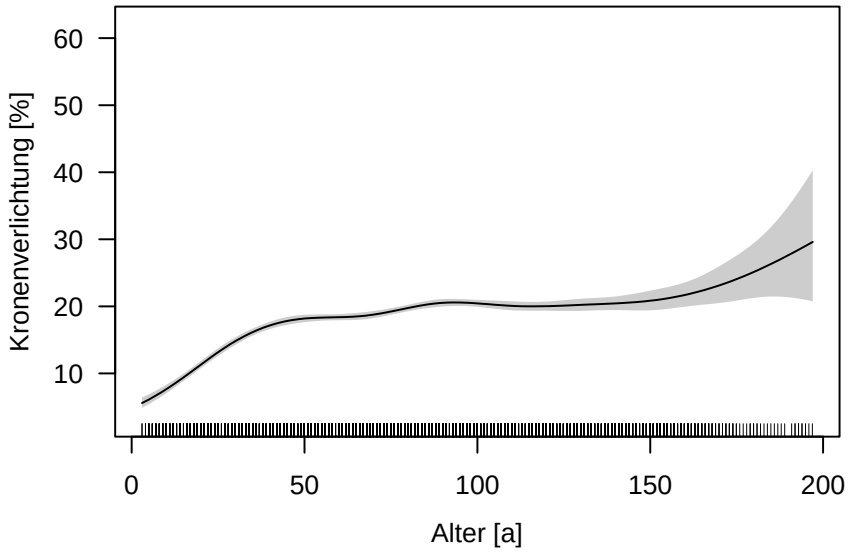


Abb. I-11-12: Effekt des Bestandsalters auf die Kronenverlichtung der Kiefer. Die Striche an der x-Achse spiegeln die Stichprobenbelegung wider. Der grau schattierte Bereich kennzeichnet den Vertrauensbereich.

Zu Beginn der 1990er Jahre zeigte die Kiefer in Nordostdeutschland sowie am südlichen Rand Deutschlands, vermutlich als Folge des Trockenjahrs 1989, das insbesondere den Nordosten von Deutschland betraf, und den folgenden ebenfalls vergleichsweise trockenen Jahren, mittlere Kronenverlichtungen von 25-45 % (Abb. I-11-13 und Abb. I-11-14; mit Altersbereinigung). Ab Ende der 1990er Jahre prägt sich ein klarer Unterschied zwischen den Kiefern im Norddeutschen Tiefland und den Kiefern im Mittelgebirge und Süddeutschland aus. Erstere zeichnen sich durch sehr geringe Kronenverlichtungen aus, während letztere etwas höhere Kronenverlichtungen aufweisen. Als Folge des Trockenjahrs 2003 werden in den Folgejahren erhöhte Kronenverlichtungen in Mittel- und Süddeutschland (vor allem in Baden-Württemberg) beobachtet. Ab 2010 liegen auch außerhalb des Norddeutschen Tieflands zum Teil wieder niedrige Kronenverlichtungen vor (z.B. Südostdeutschland); nicht jedoch im Südwesten von Baden-Württemberg.

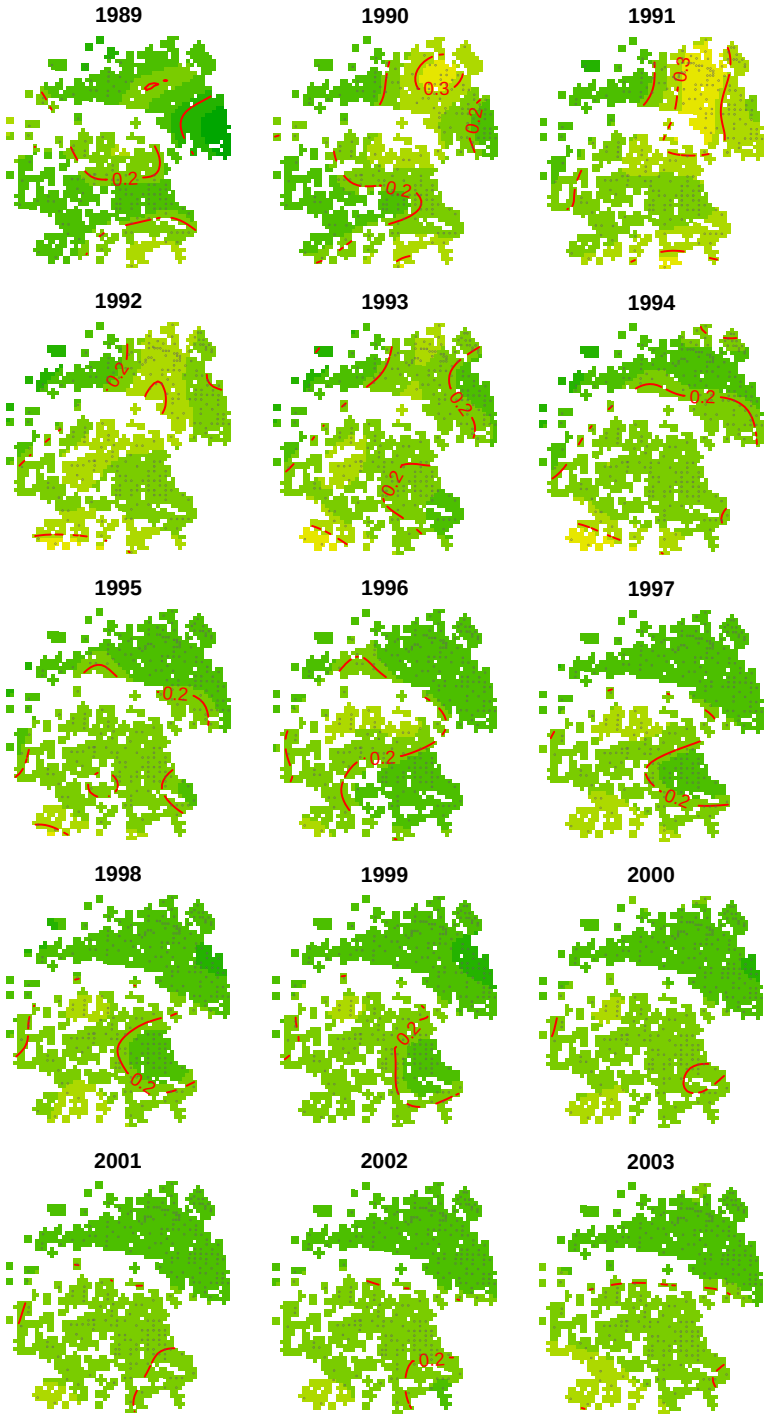


Abb. I-11-13: Räumliche Darstellung der Kronenverlichtung für die Kiefer von 1989 bis 2003 bei Verwendung eines bundesweit einheitlichen Bestandsalter von 70 Jahren. Kronenverlichtungsklassen sind farblich gekennzeichnet (Abb. I-11-14). Die Isolinien geben die Kronenverlichtungen wieder (z.B. 0,2 bedeutet 20 %). Die Stichprobenpunkte des jeweiligen Jahrs werden als schwarze Punkte dargestellt.

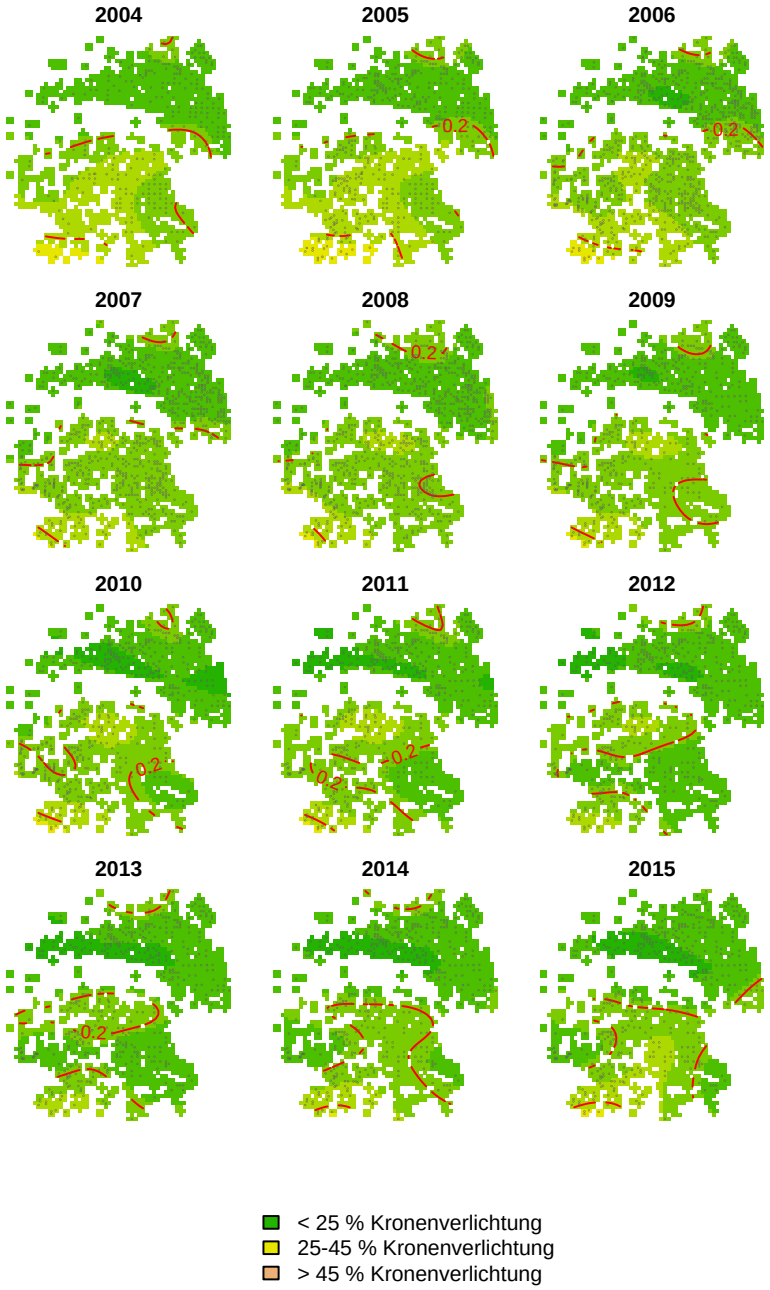


Abb. I-11-14: Räumliche Darstellung der Kronenverlichtung für die Kiefer von 2004 bis 2015 bei Verwendung eines bundesweit einheitlichen Bestandsalter von 70 Jahren. Kronenverlichtungsklassen sind farblich gekennzeichnet. Die Isolinien geben die Kronenverlichtungen wieder (z.B. 0,2 bedeutet 20 %). Die Stichprobenpunkte des jeweiligen Jahrs werden als schwarze Punkte dargestellt.

Im Zeittrend sind bei der Kiefer wie bei der Fichte die beiden Zeiträume mit erhöhter Kronenverlichtung zu Beginn der 1990er Jahre sowie Mitte der 2000er Jahre deutlich zu erkennen (Abb. I-11-15; ohne Altersbereinigung). Die Kiefer weist mit 18,8 % die niedrigste mittlere

Kronenverlichtung der Hauptbaumarten auf (Spanne: 16,8 % (1996)-23,0 % (1991)). Seit Mitte der 1990er Jahren gibt es wenige Veränderungen in der mittleren Kronenverlichtung. Junge Bestände mit einem Bestandsalter ≤ 60 Jahre weisen mit im Mittel 15,1 % geringere mittlere Kronenverlichtungen auf als alte Bestände (> 60 Jahre) mit im Mittel 21,1 % (Abb. I-11-15).

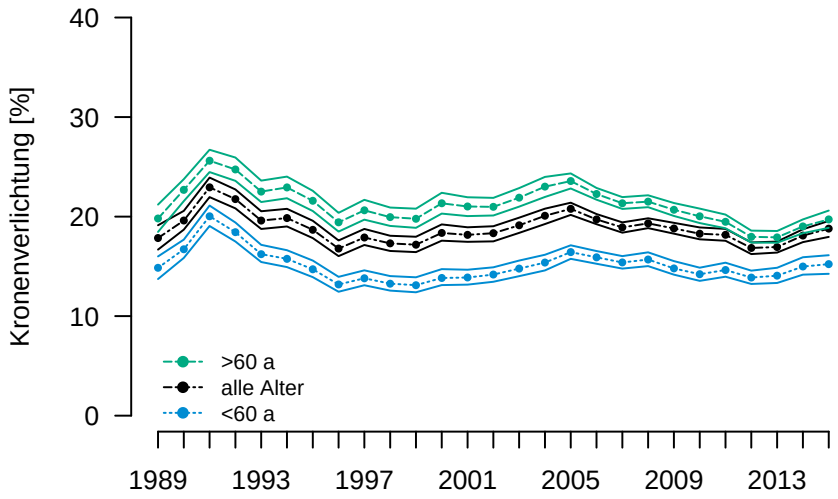


Abb. I-11-15: Geschätzte mittlere Kronenverlichtung mit Vertrauensbereich für die Kiefer von 1989 bis 2015 unter Verwendung von Raster 1. Das Raster 1 entspricht dem pro Jahr vorliegenden 16 x 16 km EU-Raster. Berücksichtigt werden die tatsächlich pro Jahr am Stichprobenpunkt vorliegenden Bestandsalter. Der Zeittrend für Bestände ≤ 60 Jahre und > 60 Jahre ist ebenfalls dargestellt.

Die Verwendung eines einheitlichen Rasters über alle Jahre (Raster 2, d.h. 16 x 16 km EU-Raster von 2014) sowie die Verwendung des mittleren Kiefernalters der EU-Punkte von 70 Jahren (d.h. mit Altersbereinigung) führt im Mittel zu ähnlichen mittleren Kronenverlichtungen (Mittel: 19,1 %, Spanne: 16,3-25,6 %) (Abb. I-11-16, Anhang Tab. A-11-5). Auch die Verwendung des flächenrepräsentativen BWI-Rasters von 2012 (Raster 3) resultiert in einem sehr ähnlichen Zeittrend wie bei Verwendung des 16 x 16 km EU-Rasters (Mittel: 18,9 %, Spanne: 16,1-25,2 %) (Abb. I-11-17, Anhang Tab. A-11-5). Des Weiteren liegen kaum Unterschiede zwischen dem Zeittrend basierend auf dem Modell sämtlicher Daten und dem Zeittrend basierend auf dem Modell ausschließlich der 16 x 16 km EU-Daten vor (Anhang Tab. A-11-5). Für den bundesweiten Zeittrend der Kronenverlichtung kann daher eine repräsentative Aussage basierend auf dem 16 x 16 km EU Rasters der WZE im Fall der Kiefer getroffen werden.

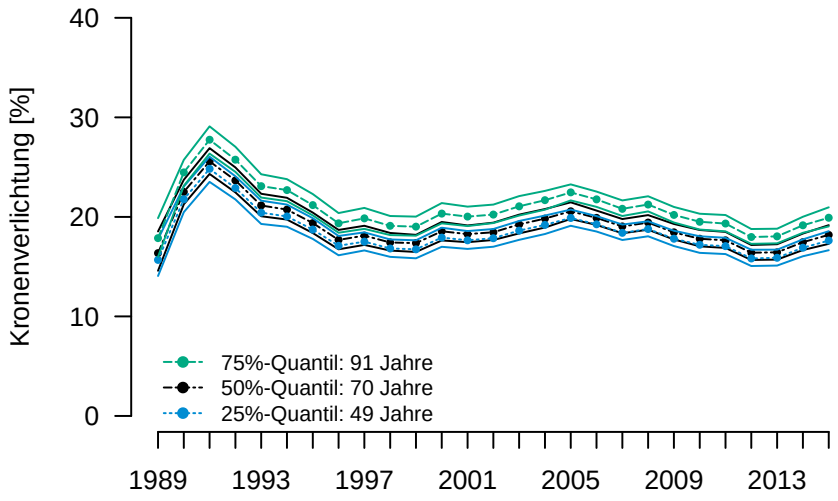


Abb. I-11-16: Geschätzte mittlere Kronenverlichtung mit Vertrauensbereich für die Kiefer von 1989 bis 2015 unter Verwendung von Raster 2. Das Raster 2 entspricht dem 16 x 16 km EU-Raster von 2014. Für das Bestandsalter wird der gewichtete Median des 16 x 16 km EU-Rasters (1989-2015) bzw. das 25. und 75. Perzentil verwendet.

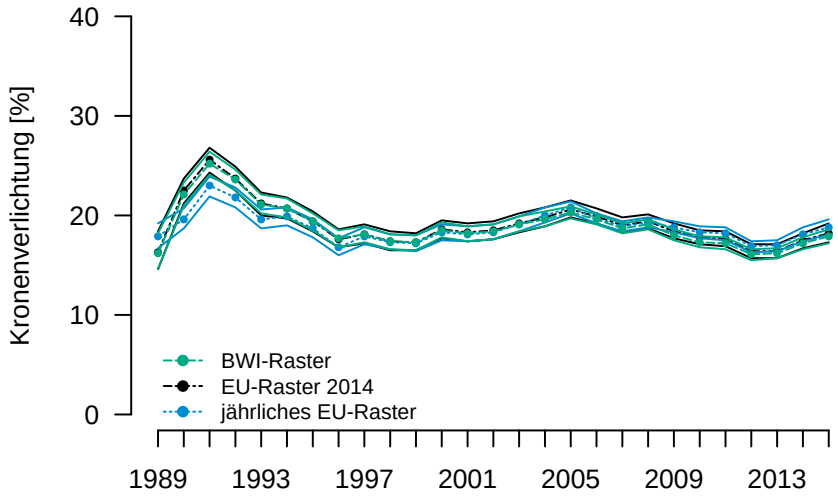


Abb. I-11-17: Vergleich der geschätzten mittleren Kronenverlichtung mit Vertrauensbereich für die Kiefer von 1989 bis 2015 bei Verwendung des Rasters 1, 2 und 3. Das Raster 1 entspricht dem pro Jahr vorliegenden 16 x 16 km EU-Raster (jährliches EU-Raster). Für das Bestandsalter wird das jährliche Alter am Punkt verwendet. Das Raster 2 entspricht dem 16 x 16 km EU-Raster von 2014 (EU-Raster 2014). Für das Bestandsalter wird der gewichtete Median des 16 x 16 km EU-Raster (1989-2015) verwendet. Das Raster 3 entspricht dem flächen-repräsentativen 4 x 4 km BWI-Raster von 2012 (das Bestandsalter der Stichprobenpunkte von 2012 wurde für alle Jahre übernommen).

Buche

Für die Buche liegt eine gute Anpassung des Raum-Zeit-Modells an die Daten mit einem adjustierten R^2 von 0,47 vor (Anhang Tab. A-11-8). Auch in diesem Modell haben das Bestandsalter wie die Raum-Zeit-Komponente einen hochsignifikanten Effekt auf die Kronenverlichtung der Buche ($p < 0{,}0001$). Anders als bei den beiden Nadelbaumarten nimmt die Kronenverlichtung nahezu linear mit zunehmendem Bestandsalter zu (Abb. I-11-18).

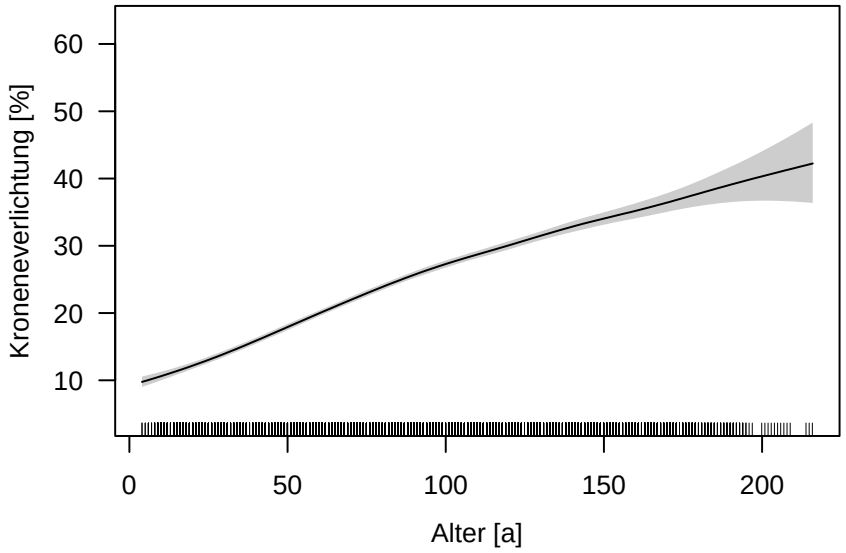


Abb. I-11-18: Effekt des Bestandsalters auf die Kronenverlichtung der Buche. Die Striche an der x-Achse spiegeln die Stichprobenbelegung wider. Der grau schattierte Bereich kennzeichnet den Vertrauensbereich.

Zu Beginn der Kronenverlichtungsaufnahmen 1989 bis 1991 zeichnen sich mittlere Kronenverlichtungen von 25-45 % bis hohe Kronenverlichtungen > 45 % in Nordostdeutschland ab (Abb. I-11-19 und Abb. I-11-20; mit Altersbereinigung). Es handelt sich vermutlich um die Folge des insbesondere in Nordostdeutschland aufgetretenen Trockenjahrs 1989 sowie den folgenden vergleichsweise trockenen Jahren. Im Trockenjahr 1992, das vor allem in der Osthälfte Deutschlands stark ausgeprägt war, liegen mittlere Kronenverlichtungen in Mitteldeutschland sowie am Südrand vor. Die mittleren Kronenverlichtungen am südlichen Rand von Deutschland sind ebenfalls im Jahr 1993 zu verzeichnen. Im Jahr 2000 liegen mittlere Kronenverlichtungen in Nordwestdeutschland vor. Vermutlich als Folge des Trockenjahrs 2003 werden in den beiden Folgejahren mittlere Kronenverlichtungen in Südwest- und Mitteldeutschland (vor allem in Baden-Württemberg, aber auch in Saarland, Rheinland-Pfalz, Thüringen und Bayern) beobachtet. Auch das Trockenjahr 2006 führt in Südwestdeutschland zu mittleren Kronenverlichtungen von 25-45 %. Erhöhte Kronenverlichtungen liegen außerdem in den Jahren 2009-2011 und 2013-2015 in Südwestdeutschland vor (Meining *et al.* (2015). In den Jahren 2004, 2006, 2009, 2011 und 2014 sind außerdem ausgesprochene Mastjahre zu beobachten (Abb. I-11-5). Die Fruktifikation weist einen engen Zusammenhang zur Witterung auf und führt in Mastjahren zu vergleichsweise hohen Kronenverlichtungen der Buche.

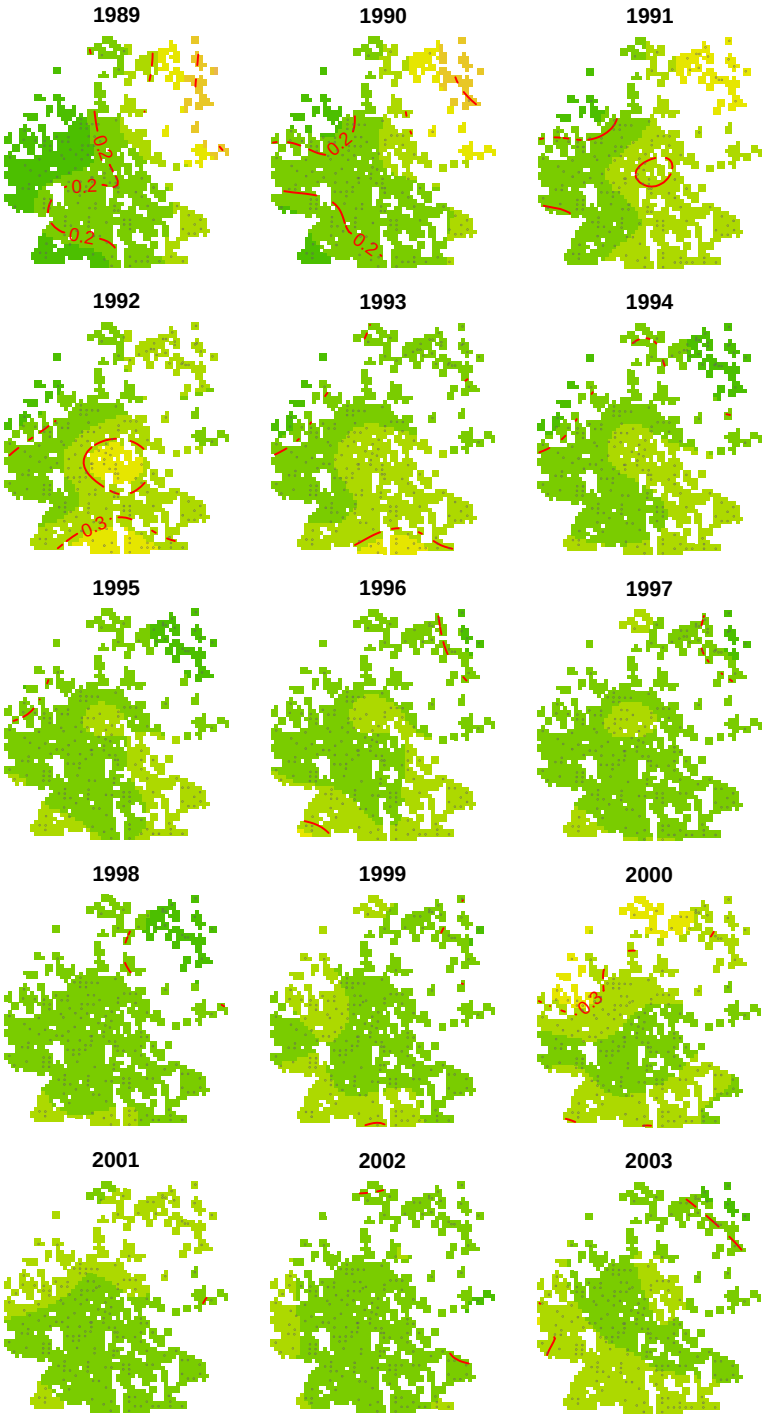


Abb. I-11-19: Räumliche Darstellung der Kronenverlichtung für die Buche von 1989 bis 2003 bei Verwendung eines bundesweit einheitlichen Bestandsalter von 90 Jahren. Kronenverlichtungsklassen sind farblich gekennzeichnet (Abb. I-11-20). Die Isolinien geben die Kronenverlichtungen wieder (z.B. 0,2 bedeutet 20 %). Die Stichprobenpunkte des jeweiligen Jahrs werden als schwarze Punkte dargestellt.

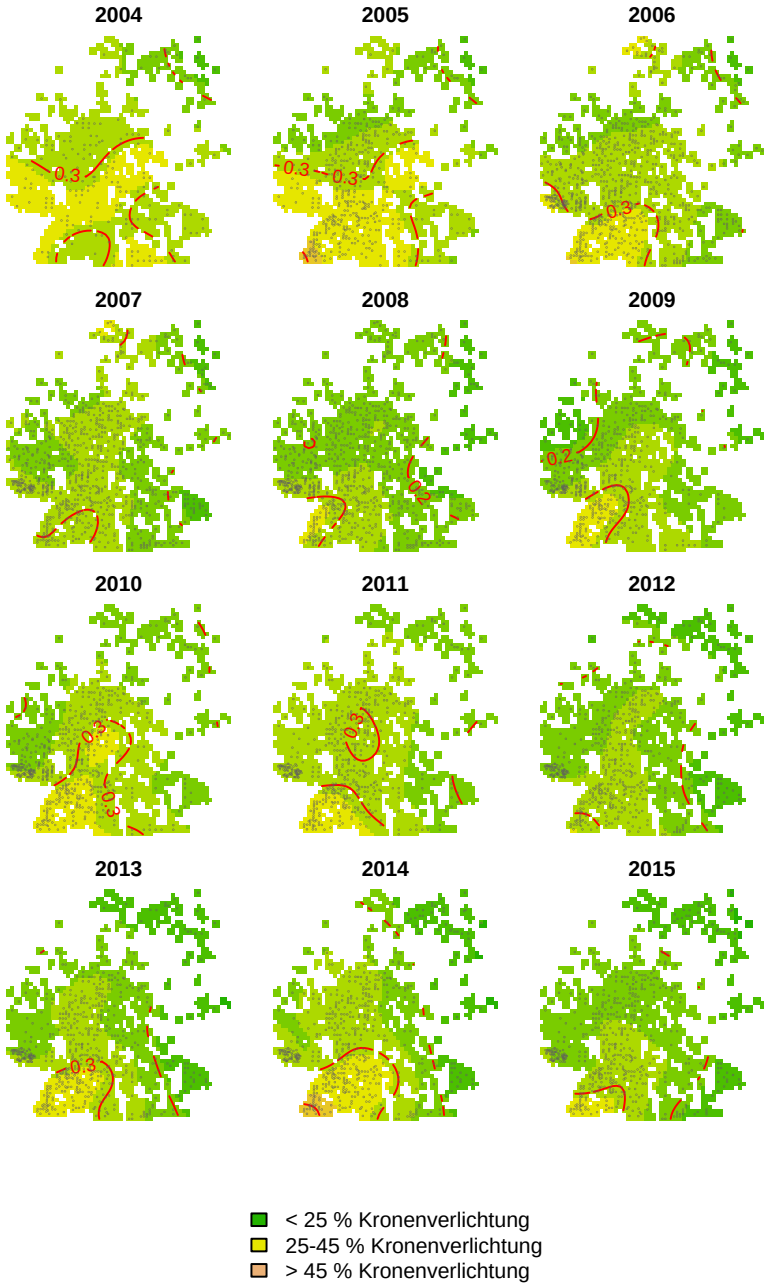


Abb. I-11-20: Räumliche Darstellung der Kronenverlichtung für die Buche von 2004 bis 2015 bei Verwendung eines bundesweit einheitlichen Bestandsalter von 90 Jahren. Kronenverlichtungsklassen sind farblich gekennzeichnet. Die Isolinien geben die Kronenverlichtungen wieder (z.B. 0,2 bedeutet 20 %). Die Stichprobenpunkte des jeweiligen Jahrs werden als schwarze Punkte dargestellt.

Im Zeittrend der Buche ist insgesamt eine Zunahme der mittleren Kronenverlichtung zu erkennen, die jedoch durch starke Schwankungen in Einzeljahren (Mastjahre) gekennzeichnet ist (Abb. I-11-21; ohne Altersbereinigung). Die niedrigsten Kronenverlichtungen ≤ 20 % werden zu

Beginn der Aufnahmen beobachtet (1989: 18,0 %), die höchsten mit 28,2 % in den Jahren 2004 und 2005. Im Mittel liegt die Kronenverlichtung der Buche bei 23,7 %. Junge Bestände mit einem Bestandsalter ≤ 60 Jahre weisen mit im Mittel 15,4 % geringere mittlere Kronenverlichtungen auf als alte Bestände (> 60 Jahre) mit im Mittel 26,7 % (Abb. I-11-21).

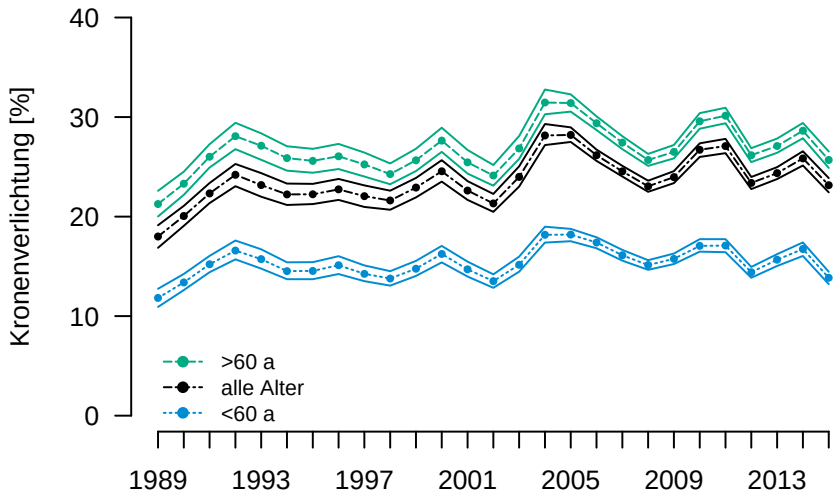


Abb. I-11-21: Geschätzte mittlere Kronenverlichtung mit Vertrauensbereich für die Buche von 1989 bis 2015 unter Verwendung von Raster 1. Das Raster 1 entspricht dem pro Jahr vorliegenden 16 x 16 km EU-Raster. Berücksichtigt werden die tatsächlich pro Jahr am Stichprobenpunkt vorliegenden Bestandsalter. Der Zeittrend für Bestände ≤ 60 Jahre und > 60 Jahre ist ebenfalls dargestellt.

Die Verwendung eines einheitlichen Rasters über alle Jahre (Raster 2, d.h. 16 x 16 km EU-Raster von 2014) sowie die Verwendung des mittleren Buchenalters der EU-Punkte von 90 Jahren (d.h. mit Altersbereinigung) führt im Mittel zu 1,2 % höheren mittleren Kronenverlichtungen (Mittel: 24,9 %, Spanne: 21,3-29,2 %), wobei Abweichungen nur bis Anfang der 2000er Jahre zu beobachten sind (Abb. I-11-22, Anhang Tab. A-11-6). Auch die Verwendung des flächenrepräsentativen BWI-Rasters von 2012 (Raster 3) resultiert in einem sehr ähnlichen Zeittrend wie bei Verwendung des 16 x 16 km EU-Rasters (Mittel: 24,9 %, Spanne: 21,5-29,0 %) (Abb. I-11-23, Anhang Tab. A-11-6). Die Zeittrends basierend auf dem Modell sämtlicher Daten und dem Modell der 16 x 16 km EU-Daten weisen kaum Unterschiede auf (Anhang Tab. A-11-6). Die gute Übereinstimmung der Zeittrends zeigt, dass auch für die Buche eine repräsentative Aussage bzgl. des bundesweiten Zeittrends der Kronenverlichtung auf Basis des 16 x 16 km EU-Rasters der WZE getroffen werden kann.

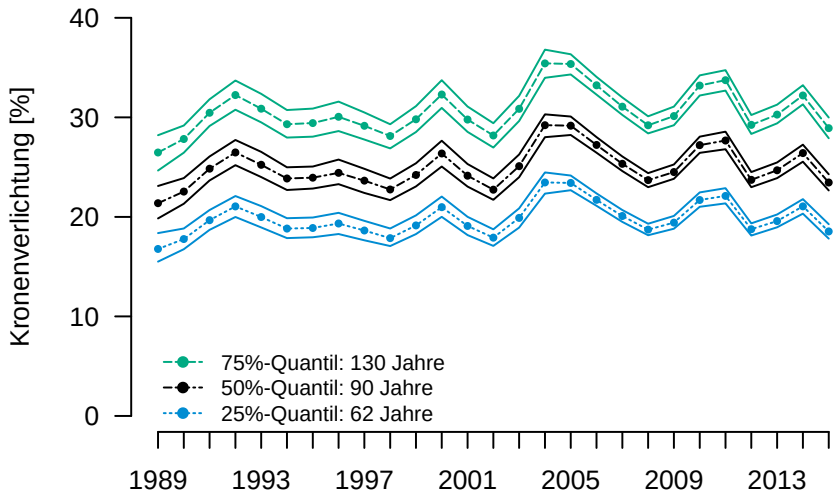


Abb. I-11-22: Geschätzte mittlere Kronenverlichtung mit Vertrauensbereich für die Buche von 1989 bis 2015 unter Verwendung von Raster 2. Das Raster 2 entspricht dem 16 x 16 km EU-Raster von 2014. Für das Bestandsalter wird der gewichtete Median des 16 x 16 km EU-Raster (1989-2015) bzw. das 25. und 75. Perzentil verwendet.

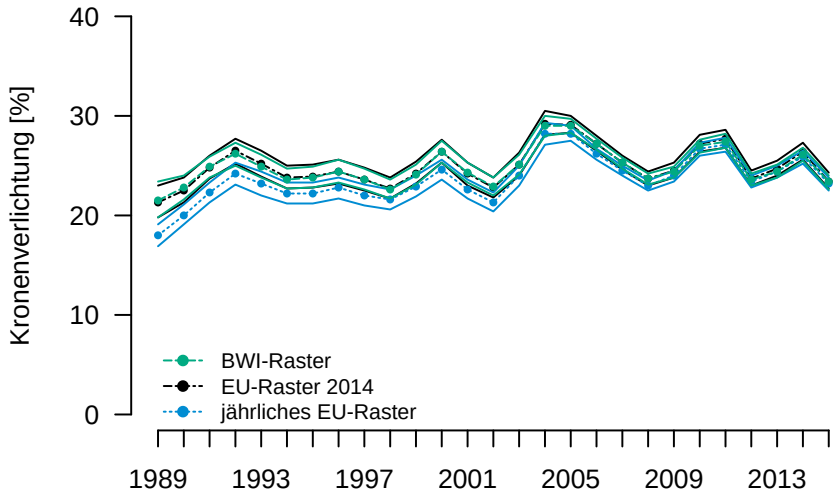


Abb. I-11-23: Vergleich der geschätzten mittleren Kronenverlichtung mit Vertrauensbereich für die Buche von 1989 bis 2015 bei Verwendung des Rasters 1, 2 und 3. Das Raster 1 entspricht dem pro Jahr vorliegenden 16 x 16 km EU-Raster (jährliches EU-Raster). Für das Bestandsalter wird das jährliche Alter am Punkt verwendet. Das Raster 2 entspricht dem 16 x 16 km EU-Raster von 2014 (EU-Raster 2014). Für das Bestandsalter wird der gewichtete Median des 16 x 16 km EU-Raster (1989-2015) verwendet. Das Raster 3 entspricht dem flächenrepräsentativen 4 x 4 km BWI-Raster von 2012 (das Bestandsalter der Stichprobenpunkte von 2012 wurde für alle Jahre übernommen).

Für die Höhe der Kronenverlichtung der Buche spielt die Fruktifikation eine entscheidende Rolle. Mit zunehmender Fruktifikation nimmt auch die Kronenverlichtung zu (Abb. I-11-24). Die Hinzunahme der Fruktifikation in das Raum-Zeit-Modell ($p < 0{,}0001$) spiegelt den starken Einfluss wider (Abb. I-11-25). Da die Fruktifikation selbst eine Responsevariable darstellt, die z.B. von der Witterung abhängt, wird sie für die Trendschätzung jedoch nicht berücksichtigt.

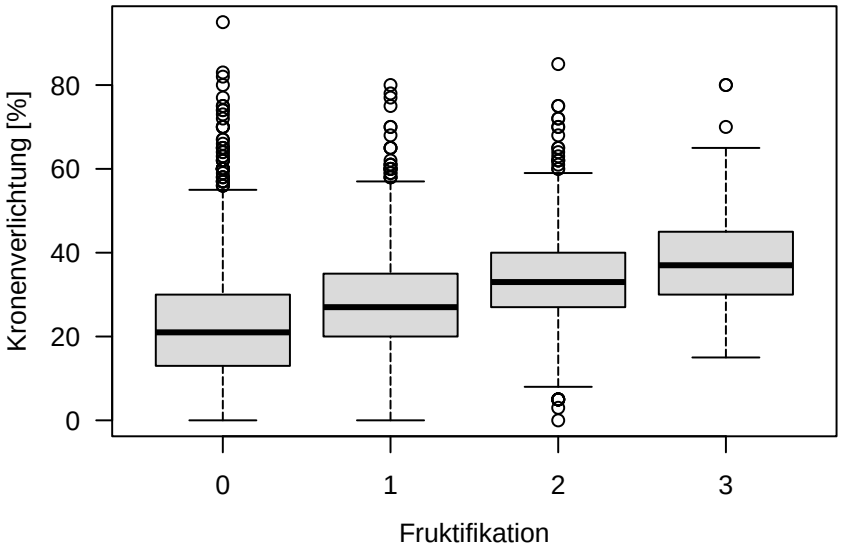


Abb. I-11-24: Kronenverlichtung der Buche nach Fruktifikationsklasse. Berücksichtigt werden alle Rasterdichten. Erläuterung zur Fruktifikationsklasse: 0: keine Fruktifikation, 1: spärliche Fruktifikation, 2: mittlere Fruktifikation, 3: starke Fruktifikation.

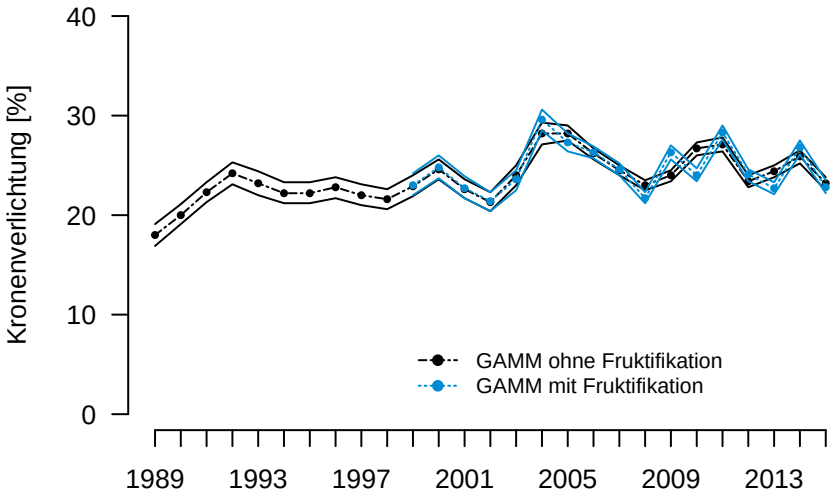


Abb. I-11-25: Geschätzte mittlere Kronenverlichtung mit Vertrauensbereich für die Buche unter Verwendung von Raster 1 a) von 1989 bis 2015 ohne Berücksichtigung des Faktors Fruktifikation und b) von 1999 bis 2015 mit Berücksichtigung des Faktors Fruktifikation.

Eiche

Für die Eiche liefert das Raum-Zeit-Modell eine ähnlich gute Anpassung wie für die Buche (adjustiertes R^2 von 0,48; Anhang Tab. A-11-8). Auch in diesem Modell haben das Bestandsalter wie die Raum-Zeit-Komponente einen hochsignifikanten Effekt auf die Kronenverlichtung der Eiche ($p < 0{,}0001$). Die Kronenverlichtung nimmt in jungen Beständen (ca. 60 Jahre) zunächst deutlich zu, während sie in Beständen > 60 Jahren nur wenig weiter ansteigt (Abb. I-11-26). In Altbeständen > 200 Jahren ist wiederum eine Abnahme der Kronenverlichtung zu beobachten.

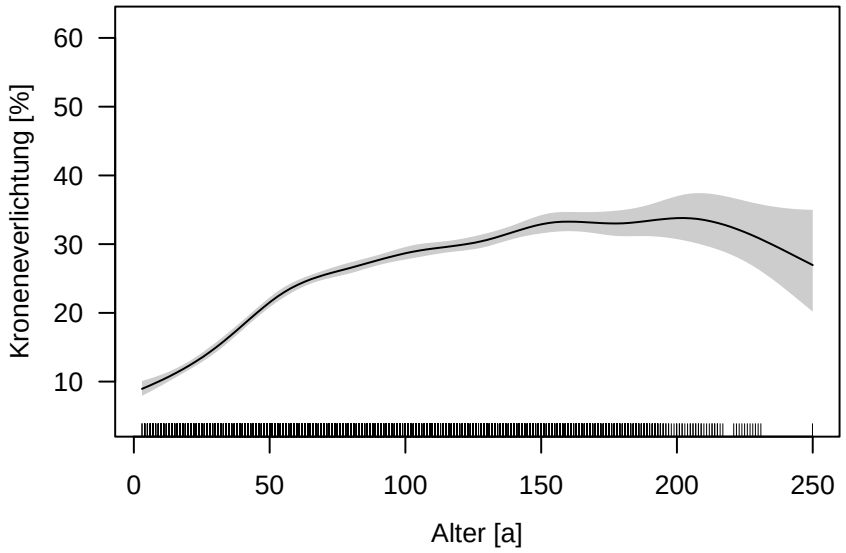


Abb. I-11-26: Effekt des Bestandsalters auf die Kronenverlichtung der Eiche. Die Striche an der x-Achse spiegeln die Stichprobenbelegung wider. Der grau schattierte Bereich kennzeichnet den Vertrauensbereich.

Im Gegensatz zu den anderen Hauptbaumarten findet man bei der Eiche in jedem Jahr über größere Gebiete mittlere Kronenverlichtungen von 25-45 % (Abb. I-11-27 und Abb. I-11-28; mit Altersbereinigung). Zu Beginn 1989 liegen bundesweit die niedrigsten Kronenverlichtungen vor. Zu diesem Zeitpunkt findet man nur im Südosten von Deutschland erhöhte Kronenverlichtungen. In den Folgejahren steigt die Kronenverlichtung auch in den anderen Teilen Deutschlands. Sehr hohe Kronenverlichtungen > 45 % kommen vermutlich als Folge des Trockenjahrs 1989 in Nordostdeutschland vor. Ab Mitte der 1990er ist das Gebiet nördlich der Mittelgebirge (vor allem in Nordrhein-Westfalen) von mittleren und teils hohen Kronenverlichtungen betroffen. Nach dem Trockenjahr 2003 nimmt die Kronenverlichtung auch in Südwestdeutschland deutlich zu. In den Jahren 2005 bis 2009 ist ein Unterschied zwischen Nord- und Süddeutschland zu erkennen, mit erhöhten Kronenverlichtungen im Süden (vor allem Südwesten) und (sehr) geringen Kronenverlichtungen im Norden. Von 2010 bis 2013 sind wiederum bundesweit Gebiete mit erhöhten Kronenverlichtungen auszumachen (Nordrhein-Westfalen, Süd(west)deutschland, Ostdeutschland). In den Jahren 2014 und 2015 liegen vergleichsweise niedrige Kronenverlichtungen vor (Ausnahme Südwestdeutschland). Neben hohen Verlichtungen in Süddeutschland stellt die Westfälische Bucht einen Hotspot langfristiger hoher Kronenverlichtungen dar.

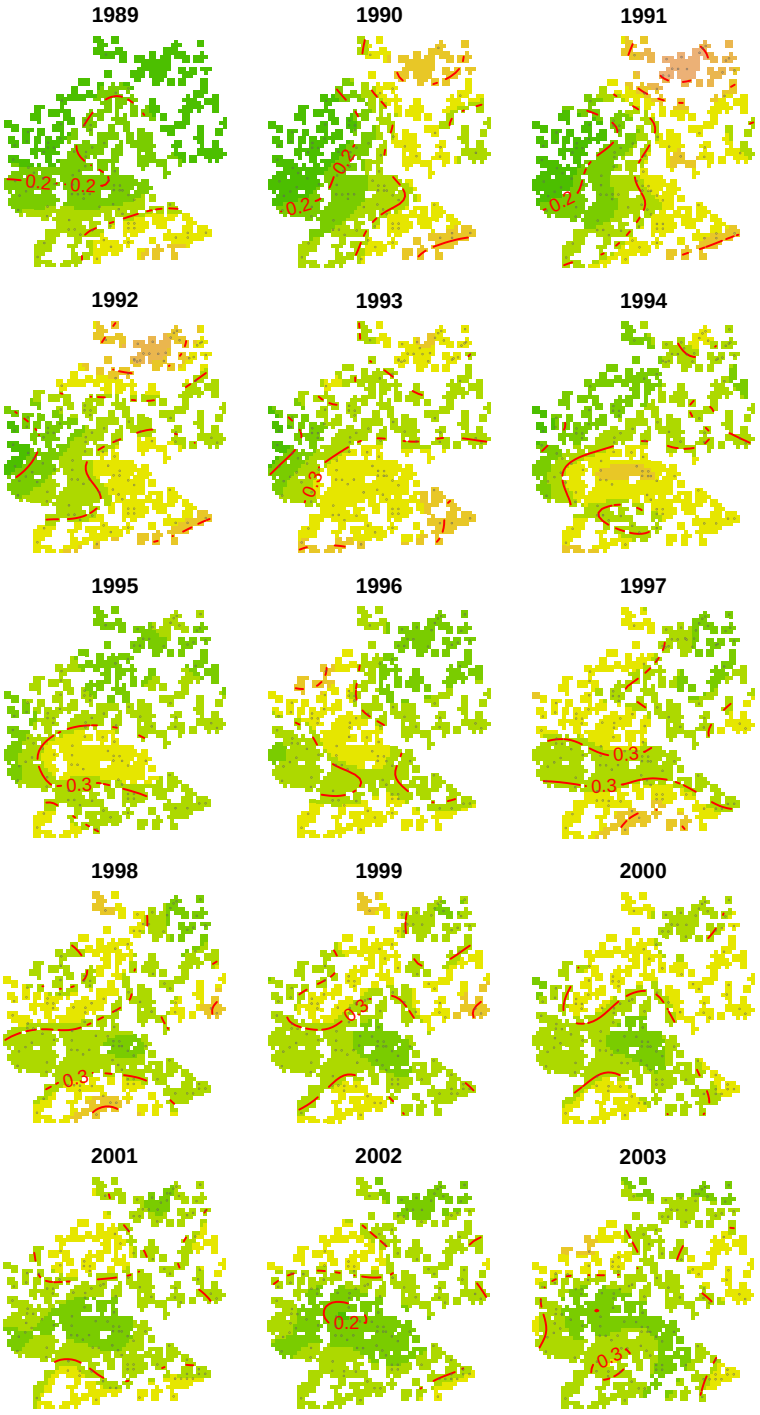


Abb. I-11-27: Räumliche Darstellung der Kronenverlichtung für die Eiche von 1989 bis 2003 bei Verwendung eines bundesweit einheitlichen Bestandsalter von 103 Jahren. Kronenverlichtungsklassen sind farblich gekennzeichnet (Abb. I-11-28). Die Isolinien geben die Kronenverlichtungen wieder (z.B. 0,2 bedeutet 20 %). Die Stichprobenpunkte des jeweiligen Jahrs werden als schwarze Punkte dargestellt.

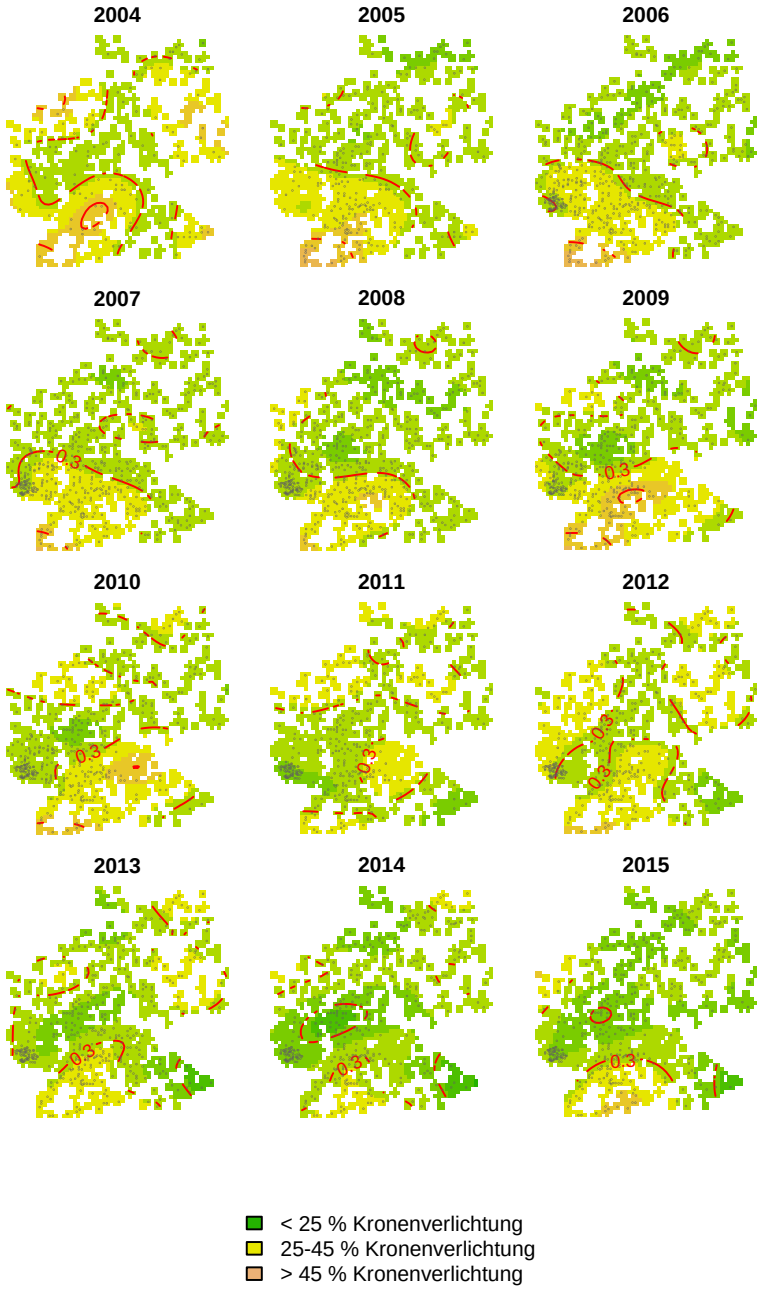


Abb. I-11-28: Räumliche Darstellung der Kronenverlichtung für die Eiche von 2004 bis 2015 bei Verwendung eines bundesweit einheitlichen Bestandsalter von 103 Jahren. Kronenverlichtungsklassen sind farblich gekennzeichnet. Die Isolinien geben die Kronenverlichtungen wieder (z.B. 0,2 bedeutet 20 %). Die Stichprobenpunkte des jeweiligen Jahrs werden als schwarze Punkte dargestellt.

Die Eiche weist die im Mittel höchste Kronenverlichtung auf (25,3 %) (Abb. I-11-29; ohne Altersbereinigung). Bis Mitte der 1990er Jahre ist ein Anstieg zu verzeichnen, von da an schwankt

die Kronenverlichtung. Die niedrigste Kronenverlichtung von 19,9 % wird 1989 beobachtet, die höchsten 2004 (28,7 %). Junge Bestände mit einem Bestandsalter ≤ 60 Jahre weisen mit im Mittel 17,9 % geringere mittlere Kronenverlichtungen auf als alte Bestände (> 60 Jahre) mit im Mittel 28,6 % (Abb. I-11-29). In den jüngeren Beständen lässt sich außerdem eine Abnahme der Kronenverlichtung seit Mitte der 2000er Jahre ausmachen. Die Eiche stellt die im Mittel älteste Hauptbaumart dar.

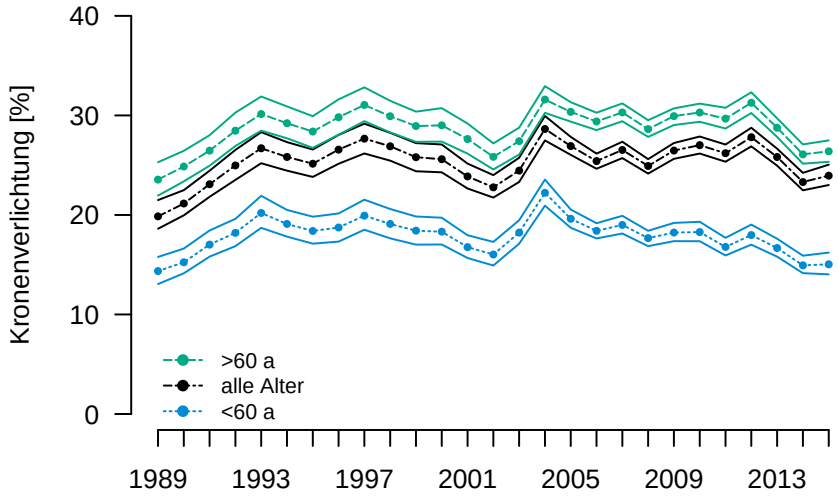


Abb. I-11-29: Geschätzte mittlere Kronenverlichtung mit Vertrauensbereich für die Eiche von 1989 bis 2015 unter Verwendung von Raster 1. Das Raster 1 entspricht dem pro Jahr vorliegenden 16 x 16 km EU-Raster. Berücksichtigt werden die tatsächlich pro Jahr am Stichprobenpunkt vorliegenden Bestandsalter. Der Zeittrend für Bestände ≤ 60 Jahre und > 60 Jahre ist ebenfalls dargestellt.

Die Verwendung eines einheitlichen Rasters über alle Jahre (Raster 2, d.h. 16 x 16 km EU-Raster von 2014) sowie die Verwendung des mittleren Eichenalters der EU-Punkte von 103 Jahren (d.h. mit Altersbereinigung) führt im Mittel zu 3,6 % höheren mittleren Kronenverlichtungen (Mittel: 28,9 %, Spanne: 21,9-32,4 %) (Abb. I-11-30, Anhang Tab. A-11-7). Der Zeittrend, der sich unter Verwendung des flächenrepräsentativen BWI-Rasters von 2012 (Raster 3) ergibt, liegt zwischen den Zeittrends der beiden 16 x 16 km EU-Raster (Mittel: 26,9 %, Spanne: 20,0-30,2 %) (Abb. I-11-31, Anhang Tab. A-11-7). Die Zeittrends basierend auf dem Modell sämtlicher Daten und dem Modell der 16 x 16 km EU-Daten weisen von 1989 bis 2007 nur geringe Unterschiede auf (Anhang Tab. A-11-7). Unterschiede von ca. 2 % Kronenverlichtung bestehen jedoch ab 2008. Für die Eiche liegen insgesamt größere Unterschiede zwischen den Zeittrends im Vergleich zu den anderen Hauptbaumarten vor. Die Aussage bzgl. des bundesweiten Zeittrends der Kronenverlichtung auf Basis des 16 x 16 km EU-Rasters der WZE weist somit größere Unsicherheiten auf als für die drei anderen Hauptbaumarten.

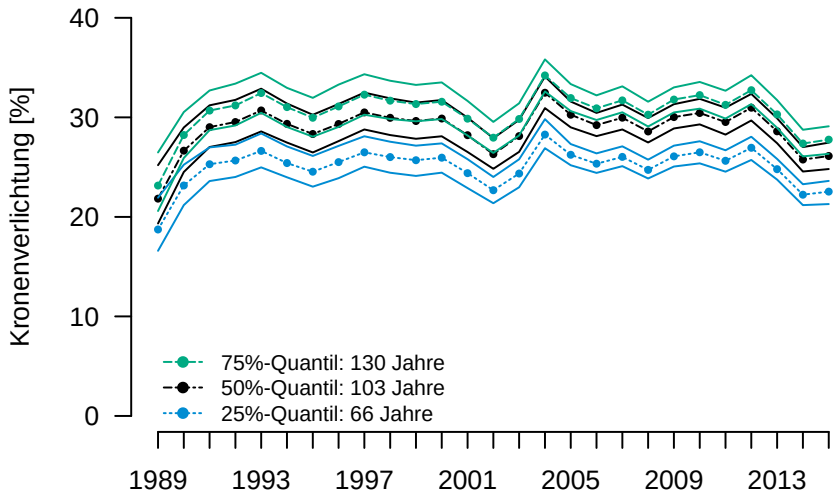


Abb. I-11-30: Geschätzte mittlere Kronenverlichtung mit Vertrauensbereich für die Eiche von 1989 bis 2015 unter Verwendung von Raster 2. Das Raster 2 entspricht dem 16 x 16 km EU-Raster von 2014. Für das Bestandsalter wird der gewichtete Median des 16 x 16 km EU-Raster (1989-2015) bzw. das 25. und 75. Perzentil verwendet.

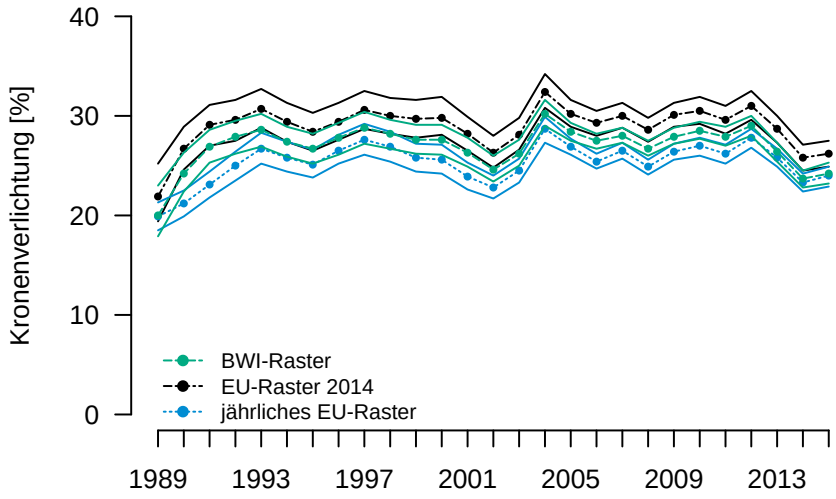


Abb. I-11-31: Vergleich der geschätzten mittleren Kronenverlichtung mit Vertrauensbereich für die Eiche von 1989 bis 2015 bei Verwendung des Rasters 1, 2 und 3. Das Raster 1 entspricht dem pro Jahr vorliegenden 16 x 16 km EU-Raster (jährliches EU-Raster). Für das Bestandsalter wird das jährliche Alter am Punkt verwendet. Das Raster 2 entspricht dem 16 x 16 km EU-Raster von 2014 (EU-Raster 2014). Für das Bestandsalter wird der gewichtete Median des 16 x 16 km EU-Raster (1989-2015) verwendet. Das Raster 3 entspricht dem flächen-repräsentativen 4 x 4 km BWI-Raster von 2012 (das Bestandsalter der Stichprobenpunkte von 2012 wurde für alle Jahre übernommen).

11.3.3 Rastervergleich

In diesem Teilkapitel wird der Frage nachgegangen, ob das 16 x 16 km EU-Raster, für das jährlich verpflichtend WZE-Daten für die Bundesauswertung von den Bundesländern geliefert werden, ausreicht, um Aussagen über räumliche und zeitliche Trends der Kronenverlichtung mit Hilfe von GAMMs für das gesamte Bundesgebiet treffen zu können.

Für die Fichte beträgt der mittlere Vorhersagefehler pro Jahr und Stichprobenpunkt für die Kronenverlichtung des 8 x 8 km Rasters nur 1,4 % Kronenverlichtung (Median von $RMPE_{ti}$; Spanne: 0,5-6,4 %), während der Vorhersagefehler des 16 x 16 km Rasters mit 1,8 % (Median von $RMPE_{ti}$; Spanne: 0,6-8,7 %) etwas höher ist (Abb. I-11-32, Anhang Tab. A-11-8). Die Fichte ist die häufigste Baumart in Deutschland und der Vorhersagefehler $RMPE_{ti}$ ist für beide Raster geringer als für die drei weiteren Hauptbaumarten. Der Vorhersagefehler pro Jahr ($RMPE_t$) des 8 x 8 km Rasters der Fichte liegt für alle Jahre ab 1990 unter dem Vorhersagefehler des 16 x 16 km Rasters (Abb. I-11-33, Anhang Tab. A-11-8).

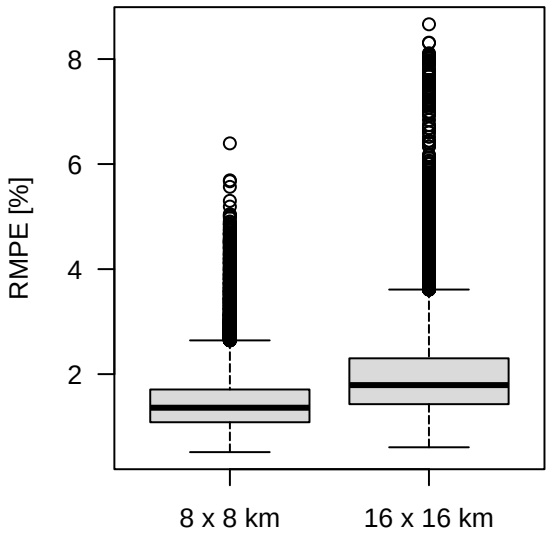


Abb. I-11-32: Vorhersagefehler pro Jahr und Stichprobenpunkt ($RMPE_{ti}$) für die Kronenverlichtung der Fichte in Deutschland für das 8 x 8 km Raster und das 16 x 16 km EU-Raster.

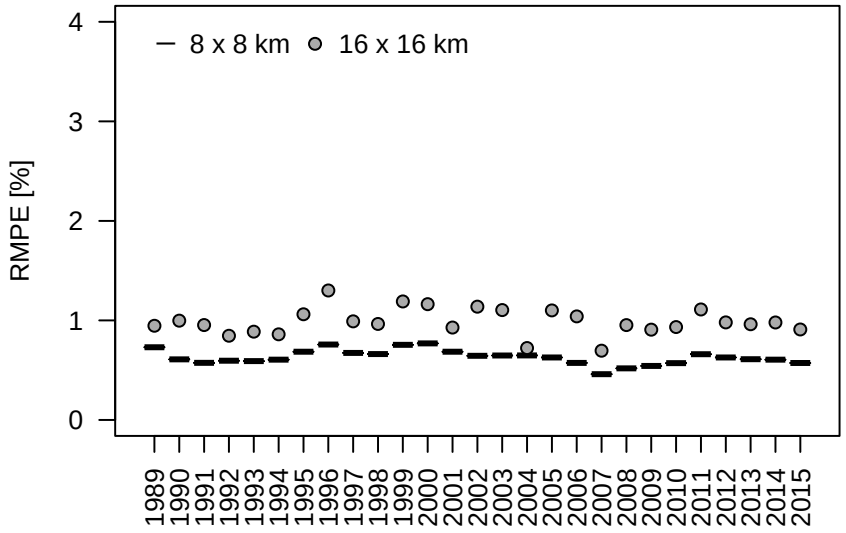


Abb. I-11-33: Mittlerer Vorhersagefehler pro Jahr ($RMPE_t$) für die Kronenverlichtung der Fichte in Deutschland von 1989 bis 2015 für das 8 x 8 km Raster und das 16 x 16 km EU-Raster.

Über den gesamten Zeitraum betrachtet gibt es wenige Schwankungen des Vorhersagefehlers. Trotz des insgesamt niedrigen Vorhersagefehlers für beide Raster für das gesamte Bundesgebiet lassen sich regionale Unterschiede feststellen (Abb. I-11-34). Bei Betrachtung des 8 x 8 km Rasters 2006 bis 2015 liegen an keinem Stichprobenpunkten in Deutschland Vorhersagefehler ($RMPE_{ti}$) > 5 % Kronenverlichtung vor. Die regionale Betrachtung basiert auf den Vorhersagefehlern von 2006 bis 2015, da Verbesserungen des aktuellen Rasters im Vordergrund stehen. Vorhersagefehler > 5 % Kronenverlichtung für das 16 x 16 km Raster findet man vereinzelt im Schwarzwald, im bayerischen Alpenraum, im Harz, bei Wilhelmshaven und in Mecklenburg-Vorpommern sowie gehäuft an der Landesgrenze von Rheinland-Pfalz mit Nordrhein-Westfalen (Eifel) bzw. Hessen. Unter Einbezug der Bundesländer mit einer vom 8 x 8 km abweichenden Verdichtung (Rheinland-Pfalz, Saarland, Schleswig-Holstein) bleiben die Vorhersagefehler > 5 % Kronenverlichtung im Südwesten von Nordrhein-Westfalen bestehen und liegen zusätzlich im gesamten Bereich der Eifel vor, während die erhöhten Vorhersagefehler in Hessen nicht bestehen bleiben (ohne Abbildung).

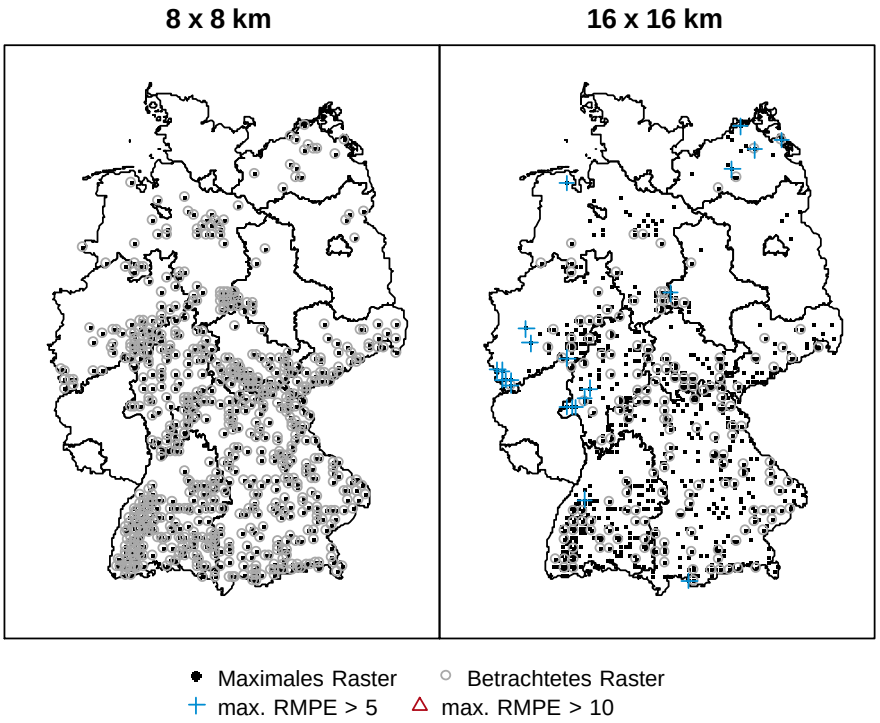


Abb. I-11-34: Höchster geschätzter Vorhersagefehler ($RMPE_{ti}$) für die Kronenverlichtung der Fichte in den Jahren 2006 bis 2015 für das 8 x 8 km Raster und das 16 x 16 km EU-Raster. Die schwarzen Punkte signalisieren sämtliche Stichprobenpunkte (entspricht dem 8 x 8 km Raster). Die grauen Kreise zeigen die für die Schätzung des Vorhersagefehlers berücksichtigten Punkte (8 x 8 km bzw. 16 x 16 km Raster). Blaue Kreuze kennzeichnen Vorhersagefehler > 5 % und rote Dreiecke Vorhersagefehler > 10 % Kronenverlichtung. Die Bundesländer Rheinland-Pfalz, Saarland und Schleswig-Holstein wurden aufgrund vom 8 x 8 km Raster abweichenden Rastern nicht berücksichtigt.

Bei der Kiefer ist der mittlere Vorhersagefehler pro Jahr und Stichprobenpunkt (Median von $RMPE_{ti}$) ebenfalls gering mit 1,7 % Kronenverlichtung für das 8 x 8 km Raster (Spanne: 0,5-6,1 %) und 2,2 % für das 16 x 16 km Raster (Spanne: 0,7-9,4 %; Abb. I-11-35, Anhang Tab. A-11-8). Der Vorhersagefehler pro Jahr ($RMPE_t$) des 16 x 16 km Rasters ist stets größer als der Fehler des 8 x 8 km Rasters (Abb. I-11-36, Anhang Tab. A-11-8). Insgesamt ist eine leichte Abnahme der Vorhersagefehler für beide Raster zu erkennen und die Kiefer weist den niedrigsten Vorhersagefehler pro Jahr auf. Bei Betrachtung des 8 x 8 km Rasters 2006 bis 2015 zeigt sich, dass keine erhöhten Vorhersagefehler ($RMPE_{ti}$) vorkommen (Abb. I-11-37). Im Gegensatz dazu findet man für das 16 x 16 km Raster großflächig Vorhersagefehler > 5 % Kronenverlichtung für große Bereiche Süddeutschlands (Süden von Bayern und Baden-Württemberg), für das Grenzgebiet Nordrhein-Westfalen bzw. Hessen zu Rheinland-Pfalz sowie für Gebiete in Mecklenburg-Vorpommern. Unter Hinzunahme der Bundesländer Rheinland-Pfalz, Saarland und Schleswig-Holstein kommen zusätzlich Vorhersagefehler > 5 % (bzw. sogar > 10 %) Kronenverlichtung im Pfälzer Wald und in Schleswig-Holstein vor (Abb. I-11-38).

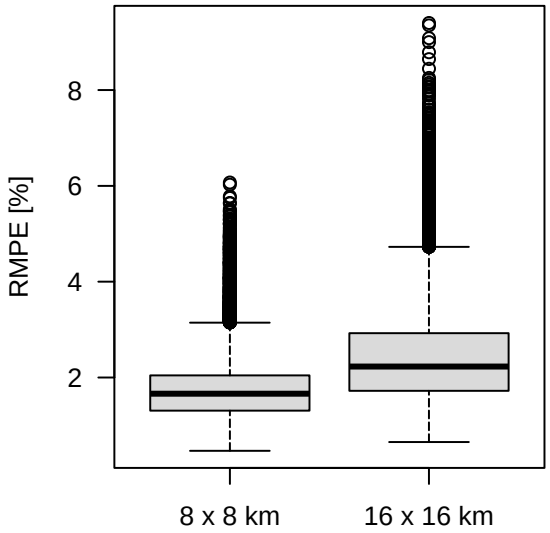


Abb. I-11-35: Vorhersagefehler pro Jahr und Stichprobenpunkt ($RMPE_{ti}$) für die Kronenverlichtung der Kiefer in Deutschland für das 8 x 8 km Raster und das 16 x 16 km EU-Raster.

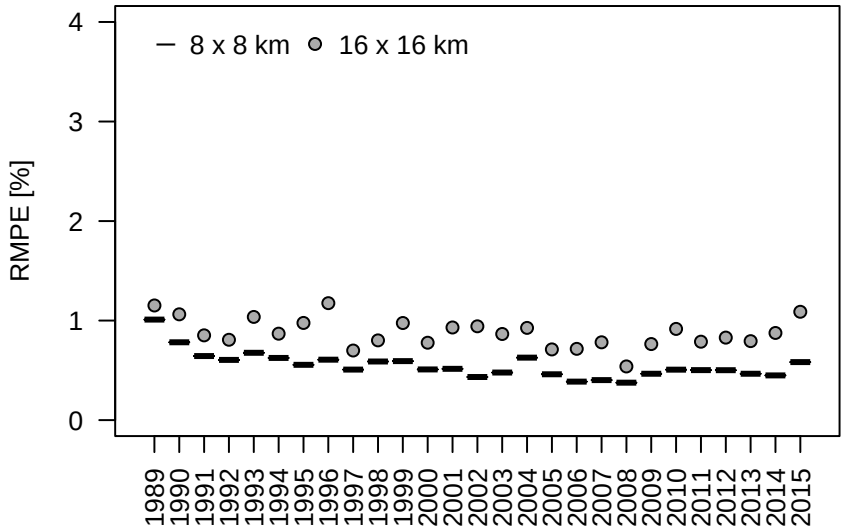


Abb. I-11-36: Mittlerer Vorhersagefehler pro Jahr ($RMPE_t$) für die Kronenverlichtung der Kiefer in Deutschland von 1989 bis 2015 für das 8 x 8 km Raster und das 16 x 16 km EU-Raster.

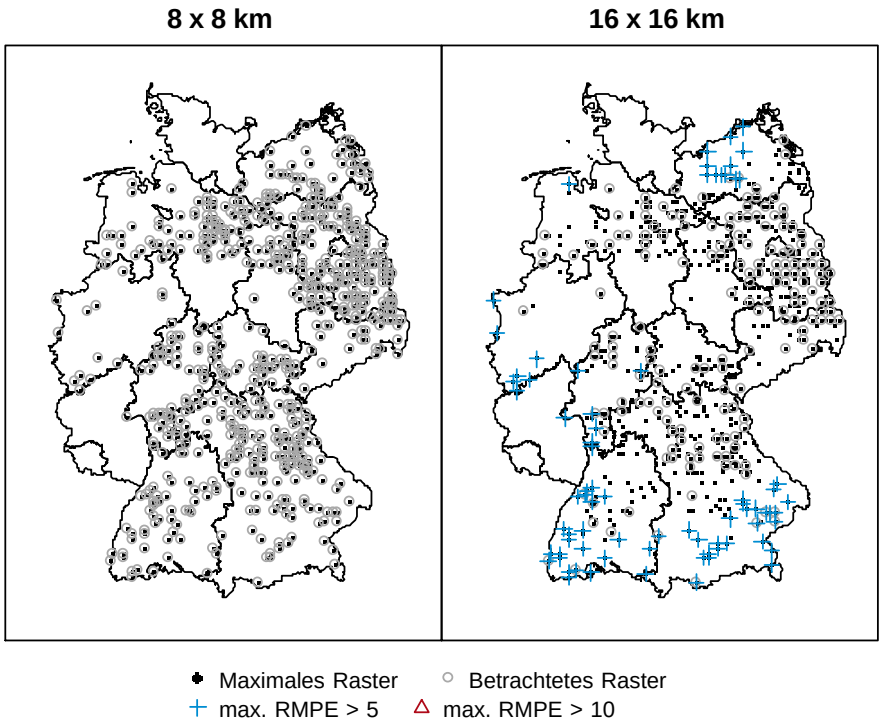


Abb. I-11-37: Höchster geschätzter Vorhersagefehler ($RMPE_{ti}$) für die Kronenverlichtung der Kiefer in den Jahren 2006 bis 2015 für das 8 x 8 km Raster und das 16 x 16 km EU-Raster. Die schwarzen Punkte signalisieren sämtliche Stichprobenpunkte (entspricht dem 8 x 8 km Raster). Die grauen Kreise zeigen die für die Schätzung des Vorhersagefehlers berücksichtigten Punkte (8 x 8 km bzw. 16 x 16 km Raster). Blaue Kreuze kennzeichnen Vorhersagefehler > 5 % und rote Dreiecke Vorhersagefehler > 10 % Kronenverlichtung. Die Bundesländer Rheinland-Pfalz, Saarland und Schleswig-Holstein wurden aufgrund vom 8 x 8 km Raster abweichenden Rastern nicht berücksichtigt.

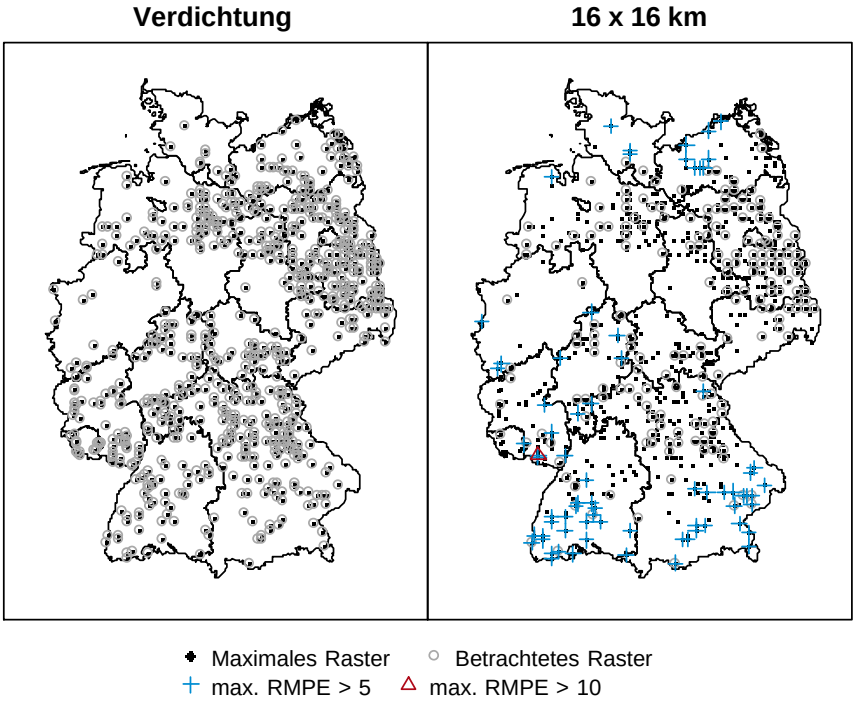


Abb. I-11-38: Höchster geschätzter Vorhersagefehler ($RMPE_{ti}$) für die Kronenverlichtung der Kiefer in den Jahren 2006 bis 2015 für das verdichtete Raster und das 16 x 16 km EU-Raster. Die schwarzen Punkte signalisieren sämtliche Stichprobenpunkte. Die grauen Kreise zeigen die für die Schätzung des Vorhersagefehlers berücksichtigten Punkte (Verdichtung bzw. 16 x 16 km Raster). Blaue Kreuze kennzeichnen Vorhersagefehler > 5 % und rote Dreiecke Vorhersagefehler > 10 % Kronenverlichtung. Die Bundesländer Rheinland-Pfalz, Saarland und Schleswig-Holstein besitzen vom 8 x 8 km Raster abweichende Rasterverdichtungen.

Die Buche weist einen mittleren Vorhersagefehler pro Jahr und Stichprobenpunkt für die Kronenverlichtung des 8 x 8 km Rasters von 1,7 % Kronenverlichtung (Median von $RMPE_{ti}$; Spanne: 0,6-10,3 %) auf (Abb. I-11-39, Anhang Tab. A-11-8). Der mittleren Vorhersagefehler des 16 x 16 km Rasters ist etwas höher und beträgt wie für die Kiefer 2,5 % (Spanne: 0,9-11,7 %). Die Betrachtung des mittleren Vorhersagefehlers pro Jahr ($RMPE_t$) zeigt, dass der Vorhersagefehler des 16 x 16 km Rasters größer ist als der des 8 x 8 km Rasters (Abb. I-11-40, Anhang Tab. A-11-8). Für das 8 x 8 km Raster der Buche 2006 bis 2015 liegen bundesweit zwei erhöhte Vorhersagefehler im Norden Niedersachsens vor ($RMPE_{ti}$, Abb. I-11-41). Für das 16 x 16 km Raster findet man großflächig Vorhersagefehler > 5 % Kronenverlichtung in den Randlagen des Bundesgebiets bzw. an der Bundeslandgrenze zu Schleswig-Holstein oder Rheinland-Pfalz (z.B. Bayerischen Wald, Alpenraum, im Norden der Eifel). Unter Hinzunahme von Rheinland-Pfalz, Saarland und Schleswig-Holstein liegen für das verdichtete Raster keine Vorhersagefehler > 5 % Kronenverlichtung vor und für das 16 x 16 km Raster kommen anders als ohne Berücksichtigung dieser Bundesländer keine Vorhersagefehler > 5 % Kronenverlichtung in Nordrhein-Westfalen vor, jedoch zusätzlich zu den bereits erwähnten Regionen in Schleswig-Holstein und im Saarland sowie in Rheinland-Pfalz im an das Saarland angrenzende Gebiet (ohne Abbildung).

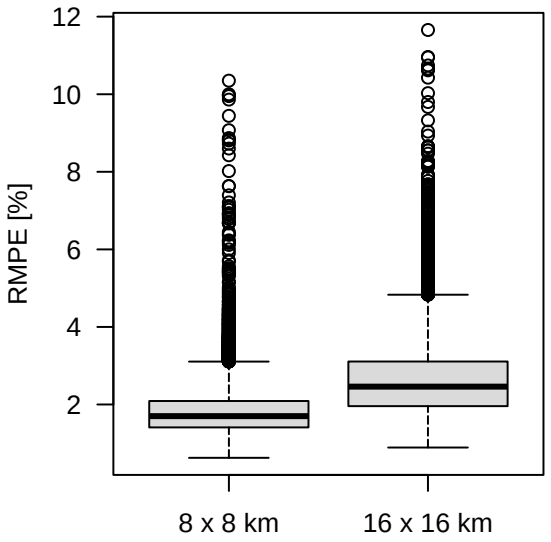


Abb. I-11-39: Vorhersagefehler pro Jahr und Stichprobenpunkt ($RMPE_{ti}$) für die Kronenverlichtung der Buche in Deutschland für das 8 x 8 km Raster und das 16 x 16 km EU-Raster.

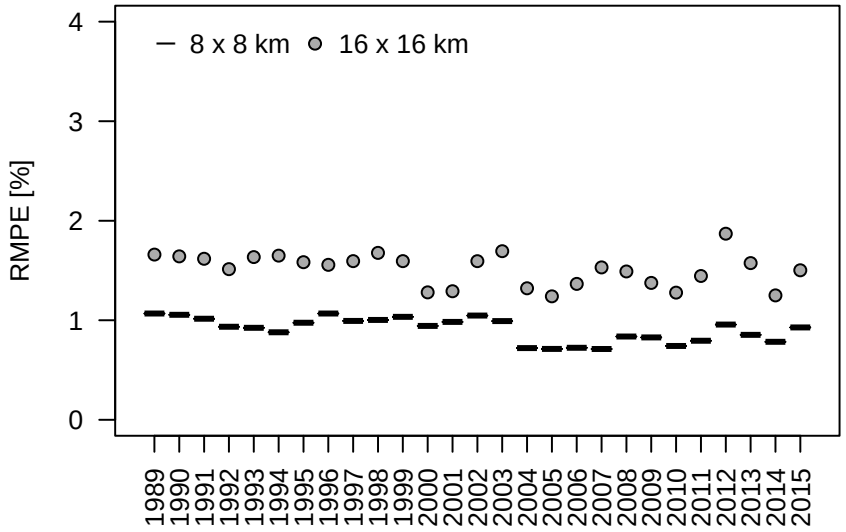


Abb. I-11-40: Mittlerer Vorhersagefehler pro Jahr ($RMPE_t$) für die Kronenverlichtung der Buche in Deutschland von 1989 bis 2015 für das 8 x 8 km Raster und das 16 x 16 km EU-Raster.

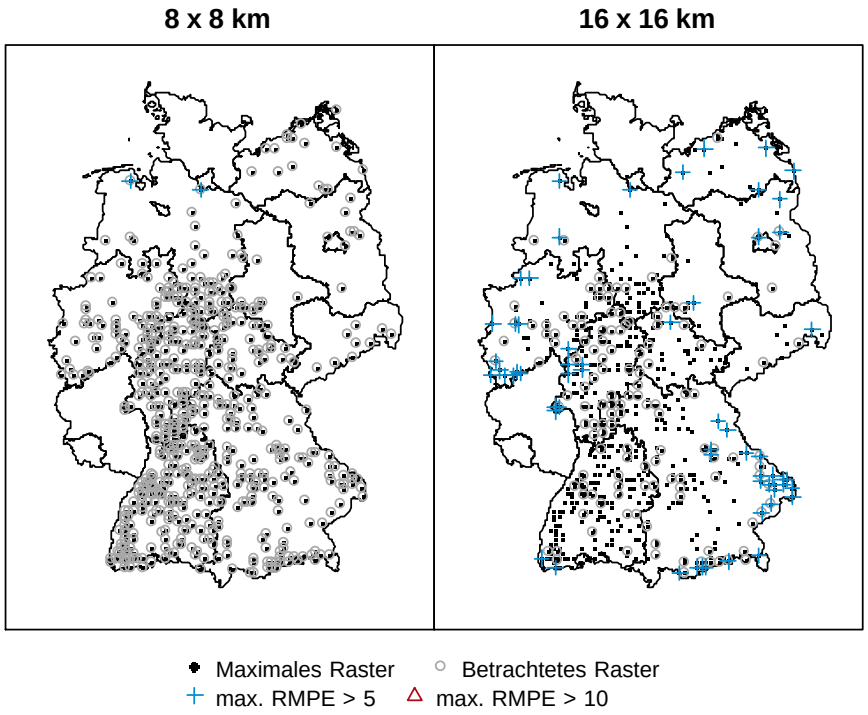


Abb. I-11-41: Höchster geschätzter Vorhersagefehler ($RMPE_{ti}$) für die Kronenverlichtung der Buche in den Jahren 2006 bis 2015 für das 8 x 8 km Raster und das 16 x 16 km EU-Raster. Die schwarzen Punkte signalisieren sämtliche Stichprobenpunkte (entspricht dem 8 x 8 km Raster). Die grauen Kreise zeigen die für die Schätzung des Vorhersagefehlers berücksichtigten Punkte (8 x 8 km bzw. 16 x 16 km Raster). Blaue Kreuze kennzeichnen Vorhersagefehler > 5 % und rote Dreiecke Vorhersagefehler > 10 % Kronenverlichtung. Die Bundesländer Rheinland-Pfalz, Saarland und Schleswig-Holstein wurden aufgrund vom 8 x 8 km Raster abweichenden Rastern nicht berücksichtigt.

Die Eiche repräsentiert die Hauptbaumart mit dem geringsten Vorkommen in Deutschland. Sie weist die höchsten mittleren Vorhersagefehler pro Jahr und Stichprobenpunkt für die Kronenverlichtung sowohl für das 8 x 8 km Raster (2,5 % (Median von $RMPE_{ti}$); Spanne: 1,0-9,7 %) als auch für das 16 x 16 km Raster (3,3 %; Spanne: 1,3-14,7 %) auf (Abb. I-11-42, Anhang Tab. A-11-8). Der Vorhersagefehler pro Jahr ($RMPE_t$) des 16 x 16 km Rasters liegt in allen Jahren über dem des 8 x 8 km Rasters (Abb. I-11-43, Anhang Tab. A-11-8). Für das 16 x 16 km Raster 2006 bis 2015 liegen fast bundesweit hohe Vorhersagefehler ($RMPE_{ti}$) > 5 % bzw. z.T. > 10 % Kronenverlichtung (z.B. Bayerischer Wald) vor (Abb. I-11-44). Für diese Baumart sollte ein 8 x 8 km Raster in Betracht gezogen werden, um eine sicherere Aussage über räumliche und zeitliche Trends der Kronenverlichtung mit Hilfe von GAMMs für das gesamte Bundesgebiet treffen zu können. Auch in den Bundesländern Rheinland-Pfalz, Saarland (gesamtes Bundesland) sowie Schleswig-Holstein (gesamtes Bundesland) finden sich Vorhersagefehler > 5 % bzw. > 10 %, wenn diese Bundesländer mit einbezogen werden (ohne Abbildung).

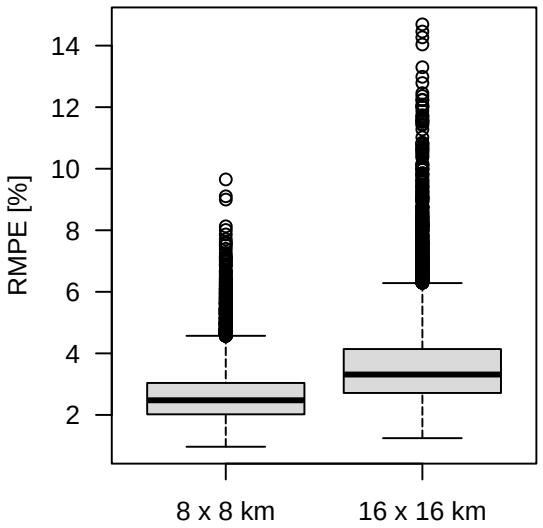


Abb. I-11-42: Vorhersagefehler pro Jahr und Stichprobenpunkt ($RMPE_{ti}$) für die Kronenverlichtung der Eiche in Deutschland für das 8 x 8 km Raster und das 16 x 16 km EU-Raster.

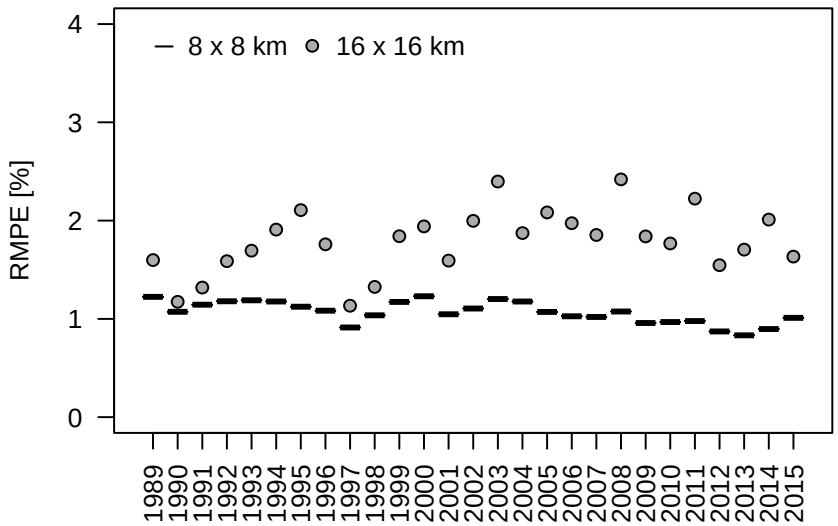


Abb. I-11-43: Mittlerer Vorhersagefehler pro Jahr ($RMPE_t$) für die Kronenverlichtung der Eiche in Deutschland von 1989 bis 2015 für das 8 x 8 km Raster und das 16 x 16 km EU-Raster.

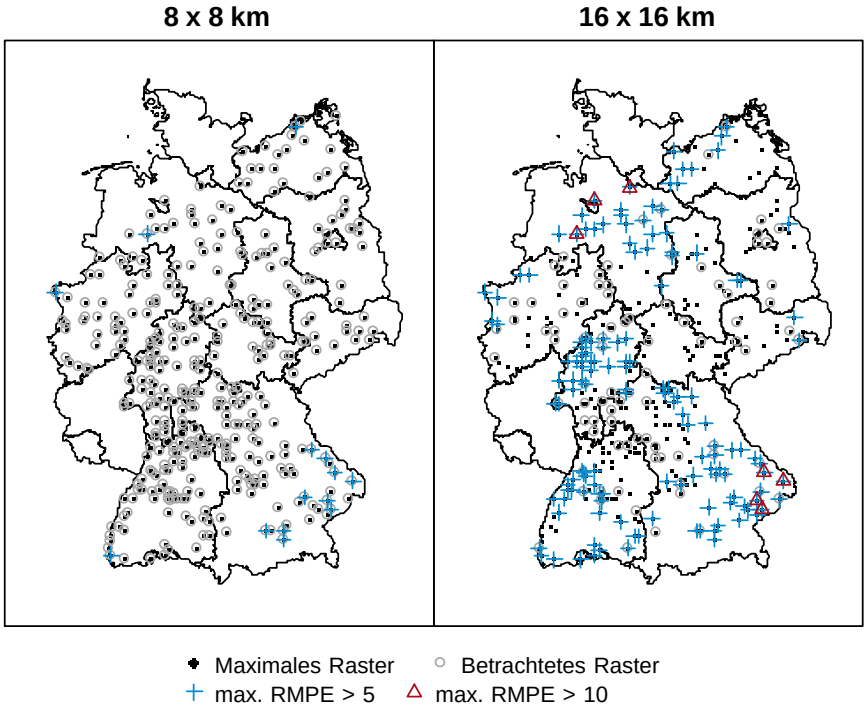


Abb. I-11-44: Höchster geschätzter Vorhersagefehler ($RMPE_{ti}$) für die Kronenverlichtung der Eiche in den Jahren 2006 bis 2015 für das 8 x 8 km Raster und das 16 x 16 km EU-Raster. Die schwarzen Punkte signalisieren sämtliche Stichprobenpunkte (entspricht dem 8 x 8 km Raster). Die grauen Kreise zeigen die für die Schätzung des Vorhersagefehlers berücksichtigten Punkte (8 x 8 km bzw. 16 x 16 km Raster). Blaue Kreuze kennzeichnen Vorhersagefehler > 5 % und rote Dreiecke Vorhersagefehler > 10 % Kronenverlichtung. Die Bundesländer Rheinland-Pfalz, Saarland und Schleswig-Holstein wurden aufgrund vom 8 x 8 km Raster abweichenden Rastern nicht berücksichtigt.

Der geschätzte Vorhersagefehler wird den tatsächlichen Fehler eher unterschätzen als überschätzen, da die Simulation der Daten und die Vorhersage anhand der simulierten Daten auf demselben Modell beruhen. Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass das 16 x 16 km Raster im Allgemeinen ausreicht, um eine bundesweite Aussage über zeitliche Trends der Kronenverlichtung treffen zu können. Dies wird zusätzlich durch den Vergleich der Zeitreihen auf Basis der BWI-Daten und der WZE-Daten sowie durch den Vergleich des Modells basierend auf Daten sämtlicher Rasterdichten mit dem Modell basierend auf den 16 x 16 km EU-Daten bekräftigt (Anhang Tab. A-11-4 bis Tab. A-11-7). Für die Eiche liegen jedoch höhere Unsicherheiten für den Zeittrend vor. Für eine bundesweite Aussage über zeitliche und räumliche Trends der Kronenverlichtung mit Hilfe von GAMMs, die z.B. notwendig ist, um Risikogebiete frühzeitig zu erkennen, sollten je nach Baumart Anpassungen vorgenommen werden. Die Fichte weist für beide Rasterdichten die niedrigsten Vorhersagefehler auf, die Eiche dagegen die höchsten. Im Detail betrachtet liegen für jede der vier Hauptbaumart jedoch regionale Schwachpunkte vor. Für die Kiefer wäre für den Süden von Baden-Württemberg und Bayern sowie für Mecklenburg-Vorpommern ein 8 x 8 km Raster und für Schleswig-Holstein und den

Pfälzer Wald ebenfalls ein verdichtetes Raster wünschenswert. Diese Bundesländer haben diese Daten zum Teil in den letzten Jahren bereits an den Bund geliefert. Für die Buche wäre ein 8 x 8 km Raster für die Bundesrandlage im Osten von Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg, sowie für den Bayerischen Wald, den Alpenraum und die Südwestspitze von Baden-Württemberg angebracht. Die Daten des 8 x 8 km Rasters wurden in den letzten Jahren z.T. schon von den entsprechenden Ländern geliefert. Auch für das Saarland und Schleswig-Holstein wären Verdichtungsdaten erforderlich. Für die Fichte wären 8 x 8 km Verdichtungen ggf. in Mecklenburg-Vorpommern, im Bereich der Eifel und im Alpenraum wünschenswert. Auch diese Verdichtungen wurden z.T. bereits in den letzten Jahren an den Bund geliefert. Im Fall der Eiche sollte eine bundesweite Verdichtung auf das 8 x 8 km Raster in Erwägung gezogen werden. Zu beachten ist, dass sich die Ergebnisse für die Rasterdichten ausschließlich auf die vier Hauptbaumarten beziehen.

11.3.4 Einflussgrößen

11.3.4.1 BZE-Zeitraum 2006-2008

Fichte

Für die Fichte können insgesamt 58 % der Variabilität der Kronenverlichtung erklärt werden (N = 544). Das Bestandsalter erklärt fast 56 % der gesamten Variabilität und stellt somit die wichtigste Einflussgröße dar ($p < 0{,}0001$), gefolgt von der N-Deposition (Mittel 2004-2007; $p < 0{,}0001$) und dem Sandanteil im Boden (10-30 cm Tiefe; $p = 0{,}002$) (Anhang Tab. A-11-9). Die Kronenverlichtung nimmt mit zunehmendem Bestandsalter nicht-linear (Abb. I-11-6) und mit zunehmendem Sandanteil linear zu (Abb. I-11-45). Mit steigender N-Deposition nimmt sie jedoch nicht-linear ab (Abb. I-11-46).

Die höchsten flächendeckenden Kronenverlichtungen im BZE-Zeitraum liegen in Baden-Württemberg (vor allem im Schwarzwald), im bayerischen Alpenraum, sowie im Süden von Schleswig-Holstein vor. Vereinzelt treten hohe Kronenverlichtungen in Saarland, Rheinland-Pfalz, Hessen, Nordwestbayern (Spessart) bis zum Harz und Teutoburger Wald auf. In diesen Regionen findet man auch gehäuft ein hohes Bestandsalter von über 120 Jahren. In Schleswig-Holstein dominieren des Weiteren Böden mit hohen Sandanteilen (> 60 % Sand). Im Schwarzwald findet man ebenfalls häufig Böden mit hohen Sandanteilen. Der bayerische Alpenraum ist durch geringe N-Depositionen (< 15 kg N ha^{-1} a^{-1}) geprägt. In Schleswig-Holstein findet man dagegen hohe N-Deposition zwischen 17 und 26 kg N ha^{-1} a^{-1}. Niedrige Kronenverlichtungen können im gesamten Bundesgebiet beobachtet werden, es handelt sich hierbei i.d.R. um junge Bestände.

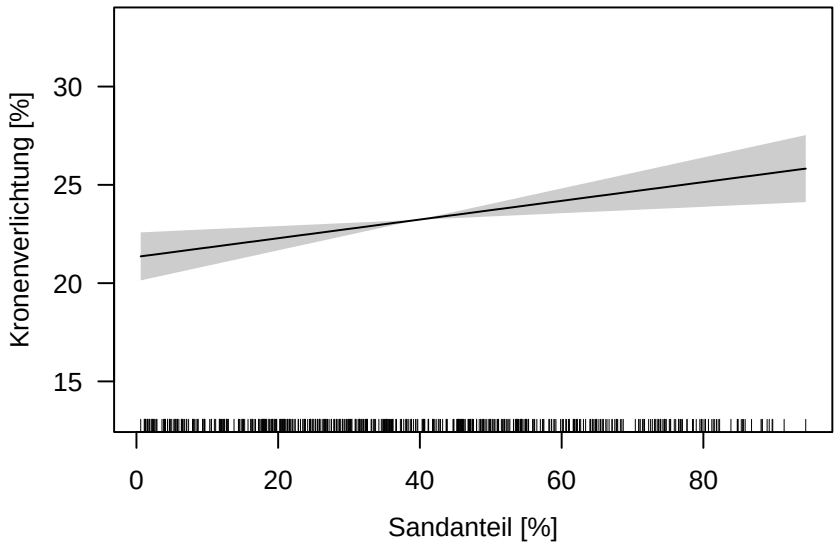


Abb. I-11-45: Effekt des Sandanteils im Boden (10-30 cm Tiefe) auf die Kronenverlichtung der Fichte. Die Striche an der x-Achse spiegeln die Stichprobenbelegung wider. Der grau schattierte Bereich kennzeichnet den Vertrauensbereich.

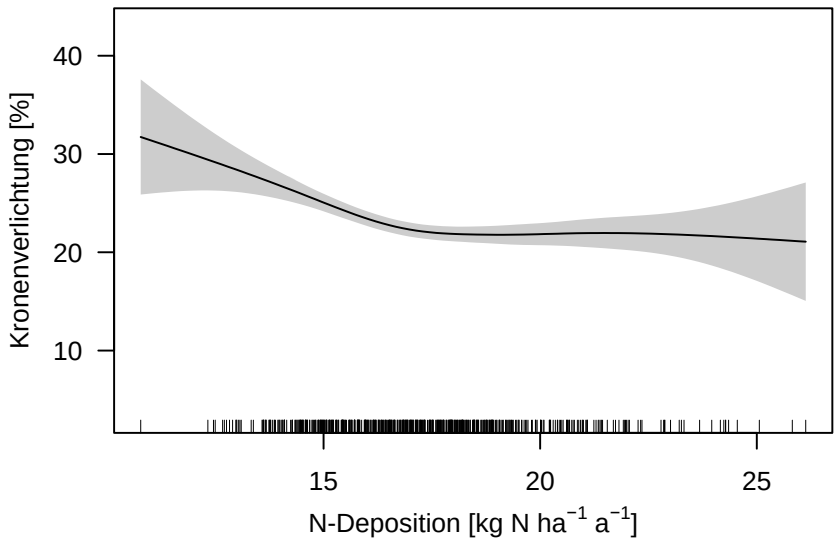


Abb. I-11-46: Effekt der Stickstoffdeposition (Mittel 2004-2007) auf die Kronenverlichtung der Fichte. Die Striche an der x-Achse spiegeln die Stichprobenbelegung wider. Der grau schattierte Bereich kennzeichnet den Vertrauensbereich.

Kiefer

Das Modell für die Kiefer erklärt mit 42 % weniger Variabilität der Kronenverlichtung (N = 522; ohne Baden-Württemberg) als das Modell für die Fichte (Anhang Tab. A-11-9). Eine noch vorhandene Autokorrelation der Residuen legt nahe, dass in dem Modell mindestens eine relevante Einflussgröße fehlt, die jedoch in dem vorhandenen Datensatz nicht zur Verfügung

steht. Das Bestandsalter erklärt die Hälfte der erklärten Gesamtvariabilität (adjustiertes R^2 = 0,21; p < 0,0001). Die zweitwichtigste Einflussgröße ist die Höhe ü.N.N. (p < 0,0001), wobei die Höhe durch andere Einflussgrößen wie organischer Kohlenstoff im Auflagehumus, das C/N-Verhältnis, den Niederschlag oder die Natriumdeposition ersetzt werden könnte, da diese in einer engen Korrelation mit der Höhe stehen und ebenfalls einen signifikanten Zusammenhang zur Kronenverlichtung aufweisen. Die drittwichtigste Einflussgröße ist der Bleigehalt im aktuellen Nadeljahrgang (p < 0,0001) und die viertwichtigste das austauschbare Calcium im Boden (5-10 cm Tiefe; p < 0,0001). Das austauschbare Calcium im Boden ist wiederum ersetzbar mit anderen Einflussgrößen, die den Aciditätsstatus widerspiegeln wie die Basensättigung und der pH-Wert, aber vor allem die Calciumdeposition, Calcium im aktuellen Nadeljahrgang und die Calciumsättigung. Die Kronenverlichtung nimmt bis zu einem Bestandsalter von rund 40 Jahren zu, während in älteren Beständen keine Abhängigkeit der Kronenverlichtung vom Bestandsalter zu erkennen ist (Abb. I-11-12). Das Tiefland weist niedrige Kronenverlichtungen auf, während die höchsten Kronenverlichtungen bei ca. 350 m ü.N.N vorliegen (Abb. I-11-47). Zwischen der Kronenverlichtung und dem Bleigehalt besteht ebenfalls ein nicht-linearer Zusammenhang (Abb. I-11-48). Kiefern mit Bleigehalten zwischen 1,0 und 1,5 mg kg^{-1} im aktuellen Nadeljahrgang zeigen die niedrigsten Kronenverlichtungen, während für niedrigere Bleigehalte (vor allem < 0,5 mg kg^{-1}) höhere Kronenverlichtungen vorliegen. Hohe Kronenverlichtungen werden jedoch auch bei sehr hohen Bleigehalten beobachtet, hier liegt jedoch eine geringe Stichprobenanzahl vor. Die Kronenverlichtung steigt überdies linear mit steigendem austauschbarem Calcium im Boden (Abb. I-11-49).

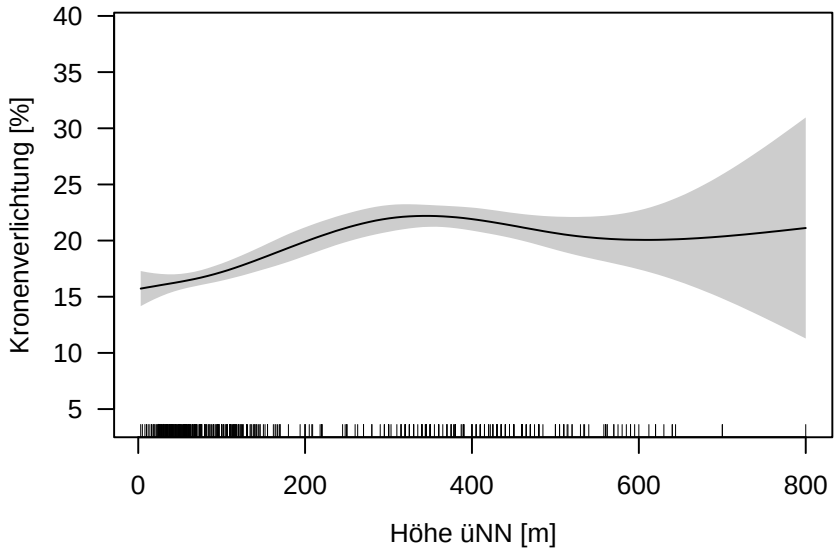


Abb. I-11-47: Effekt der Höhe ü.N.N. auf die Kronenverlichtung der Kiefer. Die Striche an der x-Achse spiegeln die Stichprobenbelegung wider. Der grau schattierte Bereich kennzeichnet den Vertrauensbereich.

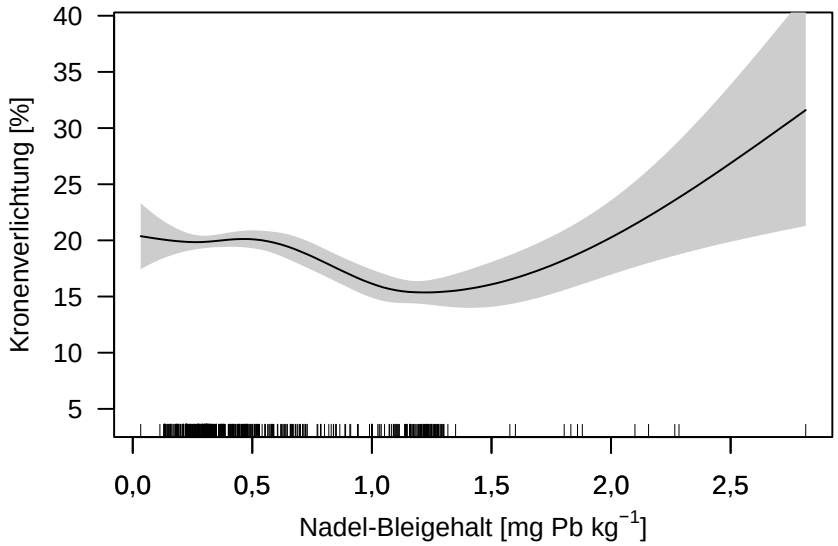


Abb. I-11-48: Effekt des Bleigehalts im aktuellen Nadeljahrgang auf die Kronenverlichtung der Kiefer. Die Striche an der x-Achse spiegeln die Stichprobenbelegung wider. Der grau schattierte Bereich kennzeichnet den Vertrauensbereich.

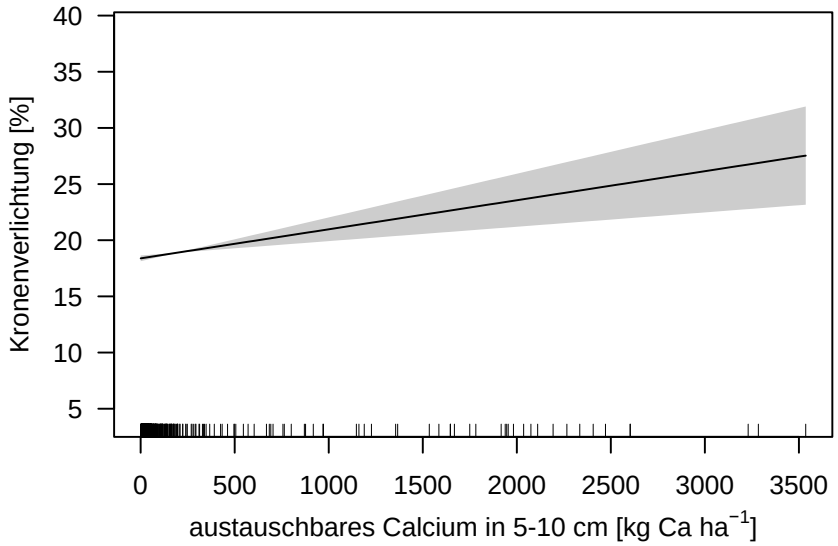


Abb. I-11-49: Effekt des austauschbaren Calciums im Boden (5-10 cm Tiefe) auf die Kronenverlichtung der Kiefer. Die Striche an der x-Achse spiegeln die Stichprobenbelegung wider. Der grau schattierte Bereich kennzeichnet den Vertrauensbereich.

Das Norddeutsche Tiefland weist i.d.R. Kiefernbestände mit geringen Kronenverlichtungen auf, während Kiefernbestände in Mitteldeutschland (insbesondere in Thüringen) und auch in Süddeutschland höhere Kronenverlichtungen zeigen. Die Höhe ü.N.N. nimmt mit wenigen Ausnahmen (z.B. der Rhein-Main-Ebene) von Nord nach Süd zu. In beiden Regionen (Nord vs Mittel/Süd) kommen Alt- wie Jungbestände vor, wobei letztere häufiger im Norden zu finden

sind. Hier liegt auch ein niedrigeres mittleres Alter vor. Hohe Vorräte an austauschbarem Calcium kommen zum Teil in den Mittelgebirgen und im Alpenraum vor, sind jedoch selten im Norddeutschen Tiefland. Die höchsten Bleigehalte in den Nadeln werden im Saarland und in Nordrhein-Westfalen beobachtet sowie vereinzelt in Süd-Brandenburg, die großflächig niedrigsten in Nordostdeutschland, Thüringen, Bayern und dem Pfälzer Wald. Im Gegensatz zum Nordostdeutschen Tiefland weist das Nordwestdeutsche Tiefland höhere Bleigehalte und auch niedrigere Kronenverlichtungen auf.

Buche

Das Modell für die Buche erklärt 51 % der Variabilität der Kronenverlichtung (N = 463; ohne Saarland) (Anhang Tab. A-11-9). Das Bestandsalter erklärt mit 45 % den größten Teil der Gesamtvariabilität ($p < 0{,}0001$). Die zweitwichtigste Einflussgrößen ist der N-Gehalt im Blatt ($p < 0{,}0001$), gefolgt von der Fruktifikation ($p = 0{,}002$). Die Kronenverlichtung steigt nicht-linear mit zunehmendem Bestandsalter an (Abb. I-11-18). Des Weiteren nimmt die Kronenverlichtung mit zunehmendem N-Gehalt im Blatt linear ab (Abb. I-11-50). Der N-Gehalt im Blatt könnte durch die NH_x-Deposition oder die gesamte N-Deposition als Einflussgröße ersetzt werden. Buchen die fruktifizieren weisen im Mittel 2,4 ± 0,8 % höhere Kronenverlichtungen auf als Buchen, die nicht fruktifizieren (Abb. I-11-24). Zu beachten ist, dass die Fruktifikation über die drei BZE Jahre gemittelt wurde.

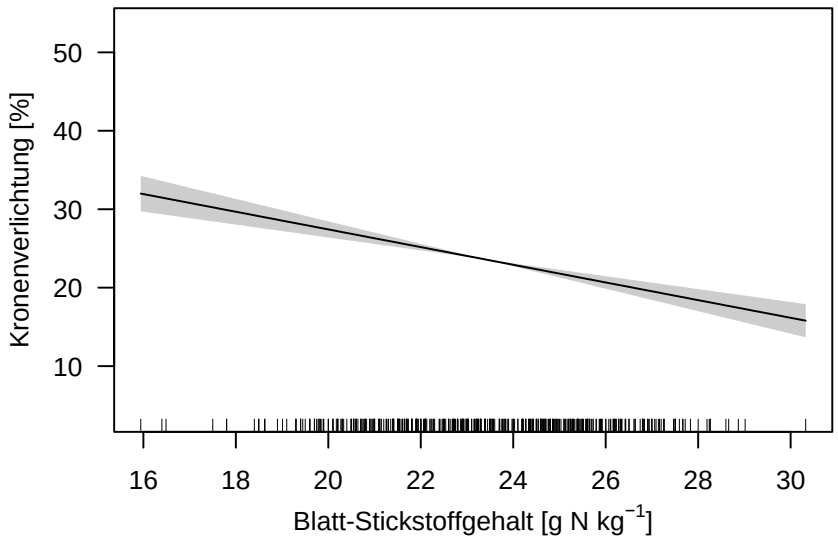


Abb. I-11-50: Effekt des Stickstoffgehalts im Blatt auf die Kronenverlichtung der Buche. Die Striche an der x-Achse spiegeln die Stichprobenbelegung wider. Der grau schattierte Bereich kennzeichnet den Vertrauensbereich.

Hohe Kronenverlichtungen werden mit Ausnahme von Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg/Berlin vereinzelt in allen Bundesländern beobachtet. Schwerpunktmäßig kommen hohe Kronenverlichtungen in Mitteldeutschland (Ländereck Nordrhein-Westfalen, Niedersachsen, Sachsen-Anhalt, Hessen, Thüringen) sowie in Baden-Württemberg (Nord-,

Südschwarzwald, Neckarland) im bayerischen Alpenraum und im Nordosten Schleswig-Holsteins vor. Häufig handelt es sich um alte Buchenbestände. Alte Buchenbestände findet man jedoch im gesamten Bundesgebiet. Fruktifikation kann ebenfalls im gesamten Bundesgebiet beobachtet werden. In Mitteldeutschland (Ländereck Nordrhein-Westfalen, Niedersachsen, Sachsen-Anhalt, Hessen) und Baden-Württemberg (vor allem Schwarzwald) tritt die Fruktifikation jedoch im BZE-Zeitraum im Mittel besonders gehäuft auf. In Baden-Württemberg, aber auch in Rheinland-Pfalz, dem Saarland und Hessen sowie dem bayerischen Alpenraum liegen vermehrt niedrige Blatt-N-Gehalte vor. Hier finden wir auch die bundesweit niedrigsten NH_x-Depositionen.

Eiche

Die Eiche stellt die Hauptbaumart dar, für die der größte Anteil der Variabilität (67 %) mit Hilfe der vorhandenen Einflussgrößen erklärt werden kann (N = 285; ohne Bayern und Saarland) (Anhang Tab. A-11-9). Das Bestandsalter erklärt 49 % der Variabilität und stellt somit die wichtigste Einflussgröße dar ($p < 0{,}0001$), gefolgt von der Kaliumdeposition (Mittel 2004-2007; $p < 0{,}0001$), dem Kupfervorrat im Boden (5-10 cm Tiefe; $p < 0{,}0001$) und dem Insektenbefall ($p = 0{,}004$). Die Kronenverlichtung nimmt mit zunehmendem Bestandsalter nicht-linear zu (Abb. I-11-26). In jungen Beständen (bis ca. 70 Jahre) nimmt die Kronenverlichtung zunächst deutlich zu, während sie in Beständen > 70 Jahren nur wenig ansteigt. Mit steigender Kaliumdeposition nimmt die Kronenverlichtung nicht-linear ab (Abb. I-11-55, hier lineare Abnahme). Zum Kupfervorrat besteht ein nicht-linearer Zusammenhang (Abb. I-11-51). Die höchsten Kronenverlichtungen liegen bei ca. 6 kg Cu ha^{-1} vor, während sowohl bei niedrigeren als auch bei höheren Vorräten niedrigere Kronenverlichtungen beobachtet werden. Der Kupfervorrat lässt sich statistisch durch den Chrom-, Nickel- oder Zinkvorrat ersetzen. Eichen, die Insektenbefall aufweisen, besitzen zudem 2,4 ± 0,8 % höhere Kronenverlichtungen als gesunde Bäume. Zu beachten ist, dass der Insektenbefall über die drei Jahre der BZE gemittelt wurde.

Bundesweit können sowohl Eichenbestände mit niedriger als auch mit hoher Kronenverlichtung beobachtet werden, ebenfalls finden sich bundesweit unterschiedliche Bestandsalter. Gehäuft treten hohe Kronenverlichtungen in Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz auf sowie nördlich der Mittelgebirge von Nordrhein-Westfalen über Niedersachsen, Sachsen-Anhalt bis ins Thüringer Becken. In diesen Regionen wird im BZE-Zeitraum gehäuft Insektenbefall beobachtet. Mittlere Kupfergehalte um die 6 kg Cu ha^{-1} treten in vielen Mittelgebirgen auf. Im Norddeutschen Tiefland liegen dagegen im Allgemeinen niedrige Kupfervorräte vor. Eine Ausnahme bildet insbesondere das Tiefland in Nordrhein-Westfalen (z.B. Westfälische Bucht bis nach Niedersachsen) und Sachsen-Anhalt (z.B. südöstlich des Harzes bis nach Thüringen). Die höchsten Kaliumdepositionen findet man in erster Linie in Regionen intensiver Landwirtschaft und somit großflächig in Schleswig-Holstein, Niedersachsen und Teilen von Nordrhein-Westfalen. Die niedrigsten Depositionen liegen im BZE-Zeitraum großflächig in Rheinland-Pfalz, Südhessen, Baden-Württemberg und Bayern vor.

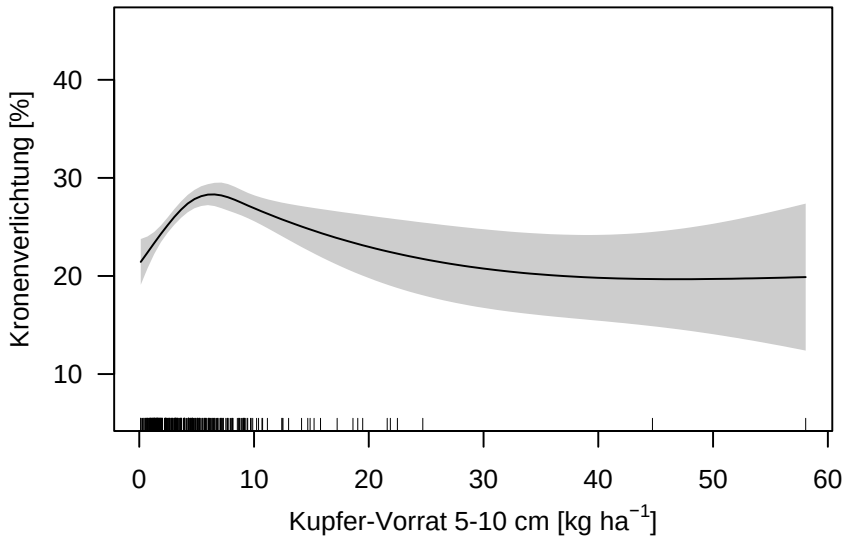


Abb. I-11-51: Effekt des Kupfervorrats in 5-10 cm Bodentiefe auf die Kronenverlichtung der Eiche. Die Striche an der x-Achse spiegeln die Stichprobenbelegung wider. Der grau schattierte Bereich kennzeichnet den Vertrauensbereich.

11.3.4.2 Zeitreihe 1990-2010

Die Betrachtung der Einflussgrößen für die Zeitreihe resultiert bei der Fichte in einem ähnlichen Ergebnis wie für den BZE-Zeitraum. Mit 58 % kann der gleiche Anteil der Variabilität der Kronenverlichtung erklärt werden (N = 2503; Zeitreihe von 1991-2010; ohne Brandenburg und Bayern erst ab 2006) (Anhang Tab. A-11-9). Das Bestandsalter stellt wiederum die wichtigste Einflussgröße dar ($p < 0{,}0001$, adjustierten R^2 von 0,57), gefolgt von der Bodenart (10-30 cm Tiefe; $p < 0{,}0001$), der Verdunstung des Vorjahrs ($p = 0{,}0004$) und der NH_x-Deposition ($p = 0{,}0095$). Die Kronenverlichtung nimmt mit zunehmendem Bestandsalter nicht-linear zu (Abb. I-11-6). Bestände auf Sandböden weisen mit im Mittel 22,1 % die höchsten Kronenverlichtungen auf, Bestände auf Schluffböden dagegen mit im Mittel 16,9 % die niedrigsten (Tab. I-11-2). Die Kronenverlichtung steigt linear an mit zunehmender Verdunstung des Vorjahrs (Abb. I-11-52). Des Weiteren zeigt die Kronenverlichtung einen nicht-linearen Zusammenhang mit der NH_x-Deposition (Abb. I-11-53). Höchste Kronenverlichtungen treten bei NH_x-Deposition < 7 kg N ha^{-1} a^{-1} auf, während niedrigste Kronenverlichtungen bei Kronenverlichtungen um 11 kg N ha^{-1} a^{-1} beobachtet werden. Bei höherer NH_x-Deposition steigt die Kronenverlichtung wiederum etwas an.

Tab. I-11-2: Gleichungsparameter der festen Effekte für das Modell, das die Einflussgrößen für die Kronenverlichtung der Fichte in der Zeitreihe 1991-2010 betrachtet. Die Parameter beziehen sich auf die Kronenverlichtung in Prozent. Im Fall von kategorialen Parametern wird die erste Kategorie als Referenz verwendet (hier Lehm).

Parameter	Mittelwert	Standardfehler
Interzept	20,6	0,6
Bodenart Sand	1,5	0,9
Bodenart Ton	−2,4	1,2
Bodenart Schluff	−3,8	0,9

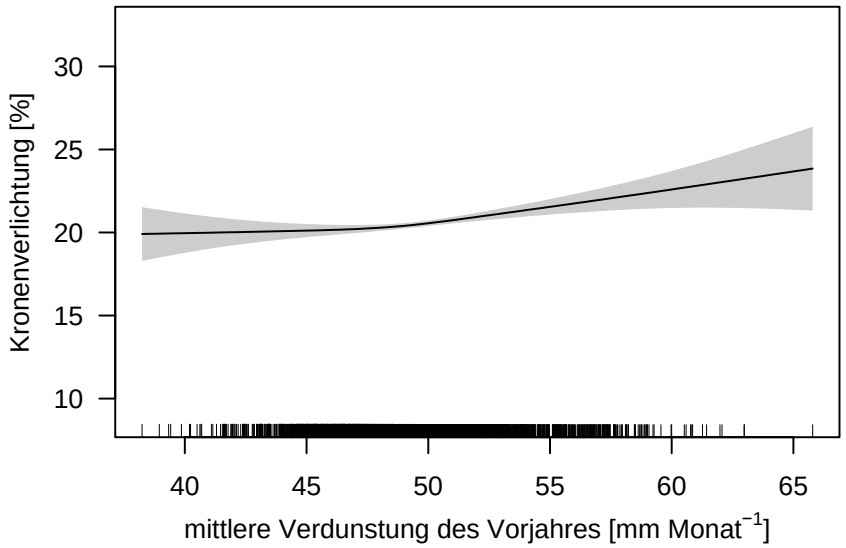


Abb. I-11-52: Effekt der mittleren Monatsverdunstung des Vorjahrs auf die Kronenverlichtung der Fichte. Die Striche an der x-Achse spiegeln die Stichprobenbelegung wider. Der grau schattierte Bereich kennzeichnet den Vertrauensbereich.

Zu Beginn der 1990er Jahre werden gehäuft in Ost-, Mittel- und Süddeutschland erhöhte Kronenverlichtungen beobachtet. Zur gleichen Zeit liegen teilweise hohe Verdunstungen des Vorjahrs vor. In den Gebirgen von Mitteldeutschland spielt außerdem der Alterseffekt eine Rolle. Im Laufe der Zeit kristallisiert sich Süddeutschland und dort vor allem das Gebiet vom Pfälzer Wald über den Schwarzwald, das Neckarland, Schwäbische Alb bis hin zum bayerischen Alpenraum als besonders betroffen von erhöhten Kronenverlichtungen heraus. In diesem Gebiet treffen, anders als im Großteil von Bayern, hohe Verdunstungsraten des Vorjahrs mit sandigen oder tonigen Böden zusammen. Gleichzeitig finden wir in dieser Region (Süd-Südwest-deutschland und Alpenraum) seit den 2000er Jahren auch die bundesweit niedrigsten NH_x-Depositionen. Im bayerischen Alpenraum, aber auch in Teilen des Schwarzwalds stehen überdies sehr alte Fichtenbestände. Die Altersbereinigung (Abb. I-11-7 und Abb. I-11-8) zeigt jedoch, dass das Gebiet der erhöhten Kronenverlichtungen auch unabhängig vom Alter besteht.

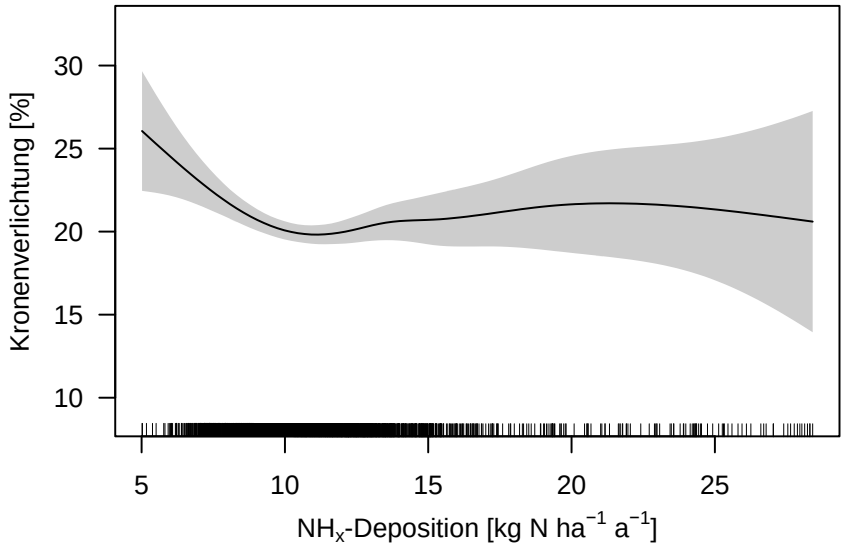


Abb. I-11-53: Effekt der NH_x-Deposition auf die Kronenverlichtung der Fichte. Die Striche an der x-Achse spiegeln die Stichprobenbelegung wider. Der grau schattierte Bereich kennzeichnet den Vertrauensbereich.

Kiefer

Für die Kiefer führt die Betrachtung der Einflussgrößen für die Zeitreihe zu einem Modell, das nur 24 % der Variabilität erklärt (N = 2772; Zeitreihe von 1990-2010) (Anhang Tab. A-11-9). Anders als im BZE-Zeitraum spielt neben dem Bestandsalter ($p < 0{,}0001$, adjustierten R^2 von 0,20; Abb. I-11-12) und der Höhe ü.N.N. ($p < 0{,}0001$; Abb. I-11-47) der aktuelle Insektenbefall eine Rolle ($p < 0{,}0001$). Mit Insekten befallene Kiefern weisen im Mittel 3,3 ± 0,5 % höhere Kronenverlichtungen auf als gesunde Kiefern.

Zu Beginn der 1990er Jahre ist die Kronenverlichtung der Kiefer in Ostdeutschland und Bayern am höchsten. Vermutlich spielt hier die direkte oder indirekte Folge der Trockenjahre 1989 und 1992 eine Rolle. Ab Mitte der 1990er Jahre kommen vor allem in Thüringen, Hessen, Bayern und Baden-Württemberg erhöhte Kronenverlichtungen bei der Kiefer vor. Insektenbefall der Kiefer wird bundesweit beobachtet und kann die Kronenverlichtung des Einzelstichprobenpunkts erklären. Die deutlichen geographischen Unterschiede in der Kronenverlichtung spiegeln zum Teil die Altersunterschiede der Kiefern im Norddeutschen Tiefland (im Mittel jüngere Bestände) und dem restlichen Bundesgebiet (im Mittel ältere Bestände als im Tiefland) wider. Die Verwendung eines bundesweit einheitlichen Bestandsalters für die Kiefer über alle Jahre zeigt jedoch, dass der Hauptgrund für den Unterschied Norddeutsches Tiefland und restliches Bundesgebiet nicht im Alter begründet liegt (Abb. I-11-13 und Abb. I-11-14).

Buche

Das Modell der Einflussgrößen für die Zeitreihe bei der Buche erklärt mit 39 % etwas weniger Variabilität als das Modell für den BZE-Zeitraum (N = 1924; Zeitreihe nur von 1999 bis 2010, da

die Fruktifikation erst ab 1999 erfasst wird) (Anhang Tab. A-11-9). Das Bestandsalter stellt wiederum die wichtigste Einflussgröße dar ($p < 0{,}0001$, adjustierten R^2 von 0,38), gefolgt von der Fruktifikation ($p < 0{,}0001$) und dem Niederschlag des Vorjahrs ($p < 0{,}0001$). Die Kronenverlichtung steigt nicht-linear mit zunehmendem Bestandsalter an (Abb. I-11-18). Die Kronenverlichtung nimmt außerdem mit steigender Fruktifikation zu (Tab. I-11-3 und Abb. I-11-24). Buchen mit starker Fruktifikation zeigen 7,2 ± 1,0 % höhere Kronenverlichtungen als Buchen ohne Fruktifikation. Mit der Niederschlagsumme des Vorjahrs besteht ein nicht-linearer Zusammenhang (Abb. I-11-54). Die niedrigste Kronenverlichtungen findet man bei etwa 1500 mm Niederschlag des Vorjahrs und die höchsten Kronenverlichtungen bei niedrigen (< 750 mm) sowie bei sehr hohen Niederschlagssummen (> 2300 mm).

Tab. I-11-3: Gleichungsparameter der festen Effekte für das Modell, das die Einflussgrößen für die Kronenverlichtung der Buche in der Zeitreihe 1999-2010 betrachtet. Die Angaben beziehen sich auf die Kronenverlichtung [%]. Im Fall von kategorialen Parametern wird die erste Kategorie als Referenz verwendet (hier 0: keine Fruktifikation).

Parameter	Mittelwert	Standardfehler
Interzept	23,0	0,4
1: spärliche Fruktifikation	1,7	0,4
2: mittlere Fruktifikation	4,2	0,5
3: starke Fruktifikation	7,2	1,0

Von 1999 bis zum Jahr 2004 können vereinzelt im gesamten Bundesgebiet hohe wie niedrige Kronenverlichtungen beobachtet werden. Hohe Kronenverlichtungen treten dabei gehäuft in Mitteldeutschland (Ländereck Nordrhein-Westfalen, Niedersachsen, Hessen, Thüringen, Sachsen-Anhalt) sowie im bayerischen Alpenraum auf. Als Folge des Trockenjahrs 2003 werden mit Ausnahme des Norddeutschen Tieflands im Jahr 2004 bundesweit hohe Kronenverlichtungen beobachtet. Auch in den Folgejahren treten wiederkehrend hohe Kronenverlichtungen vor allem in Baden-Württemberg und Mitteldeutschland auf. Insgesamt liegen für weite Teile Mittel- und Süddeutschland ab 2003 niedrigere Niederschlagssummen vor als zuvor. Die Jahre 2004, 2006 und 2009 sind außerdem deutliche Mastjahre. Über alle Jahre betrachtet, wird die großräumig stärkste Fruktifikation von Nordwest-, West- über Mittel- bis Südwestdeutschland beobachtet.

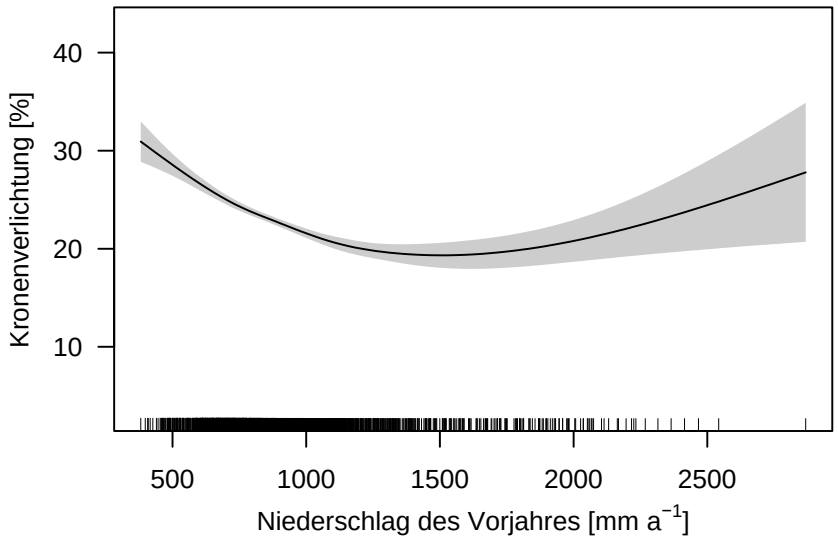


Abb. I-11-54: Effekt der Niederschlagsumme des Vorjahrs auf die Kronenverlichtung der Buche. Die Striche an der x-Achse spiegeln die Stichprobenbelegung wider. Der grau schattierte Bereich kennzeichnet den Vertrauensbereich.

Eiche

Die Betrachtung der Einflussgrößen für die Zeitreihe resultiert bei der Eiche in einem Modell (N = 1745; Zeitreihe von 1990-2010), das mit 35 % deutlich weniger Variabilität erklärt als das Modell des BZE-Zeitraums (Anhang Tab. A-11-9). Das Bestandsalter stellt wiederum die wichtigste Einflussgröße dar ($p < 0{,}0001$, adjustierten R^2 von 0,32), gefolgt von dem Insektenbefall ($p < 0{,}0001$) und der Kaliumdeposition ($p < 0{,}0001$). Die Kronenverlichtung nimmt mit zunehmendem Bestandsalter nicht-linear zu (Abb. I-11-26). Ein vorhandener Insektenbefall erhöht die Kronenverlichtung um 3,4 ± 0,4 % und die Kronenverlichtung nimmt linear ab mit zunehmender Kaliumdeposition (Abb. I-11-55).

Bis Mitte der 1990er Jahre werden hohe Kronenverlichtungen vor allem im südlichen Bereich Deutschlands (inklusiv Rheinland-Pfalz bis Thüringen) beobachtet. Seit Mitte der 1990er treten auch in dieser Region immer wieder Bestände mit hohen Kronenverlichtungen auf, zusätzlich weisen aber auch Eichenbestände nördlich der Mittelgebirge von Nordrhein-Westfalen über Niedersachsen, Sachsen-Anhalt, das Thüringer Becken bis Brandenburg und Sachsen hohe Kronenverlichtungen auf. Dieser „Streifen“ der sich von West nach Ost durch Deutschland zieht, dehnt sich im Laufe der Jahre tendenziell weiter nach Norden aus. Hierbei handelt es sich häufig um Bestände, die im Laufe der Zeit ein Alter von 120 Jahren überschreiten bzw. um Altbestände, die neu in der Stichprobe auftauchen. Die beobachteten erhöhten Kronenverlichtungen dieses Gebiets bestehen jedoch auch nach Altersbereinigung (Abb. I-11-27 und Abb. I-11-28). Bestände mit hohen Kronenverlichtungen weisen häufig Insektenbefall auf. Während zu Beginn der 1990er Jahre in vielen Regionen Deutschlands hohe Kaliumdepositionen (> 1,5 kg K ha^{-1} a^{-1}) vorlagen, sind diese zunehmend gesunken, so dass in den Jahren 2009 und 2010 nur noch in Niedersachsen

und Schleswig-Holstein hohe Kaliumdepositionen beobachtet wurden und vor allem in Süd- und Südwestdeutschland niedrige Kaliumdepositionen dominieren.

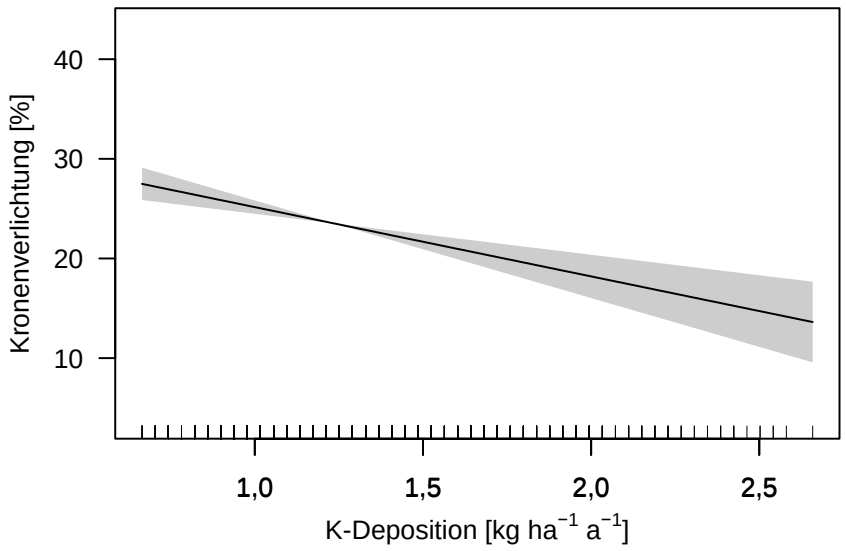


Abb. I-11-55: Effekt der Kaliumdeposition auf die Kronenverlichtung der Eiche. In der Abbildung wird das Interzept nicht berücksichtigt. Die Striche an der x-Achse spiegeln die Stichprobenbelegung wider. Der grau schattierte Bereich kennzeichnet den Vertrauensbereich.

11.3.4.3 Resümee zu den Einflussgrößen

Für die Fichte lässt sich ein großer Anteil der Variabilität der Kronenverlichtung erklären, da das Alter die entscheidende Einflussgröße darstellt. Mit zunehmendem Alter steigt die Kronenverlichtung nicht-linear an. Bis zu einem Bestandsalter von rund 60 Jahren nimmt die Kronenverlichtung jedoch stärker zu als in älteren Beständen. Der starke Einfluss des Bestandsalters wurde bereits mehrfach in der Literatur erwähnt (Engels 2014, Klap et al. 2000, Musio et al. 2007, Seidling 2007, Vitale et al. 2014). Für die Fichte spielt des Weiteren die Versorgung mit N eine wesentliche Rolle. Stickstoff stellt ein Hauptnährelement der Pflanzen dar, das essentieller Bestandteil vieler primärer Pflanzeninhaltsstoffe ist (Marschner & Marschner 2012). Natürlicherweise wird das Pflanzenwachstum in Europa durch N limitiert (Marschner & Marschner 2012). Der Großteil der im Rahmen der BZE II untersuchten Fichten wies allerdings eine gute bis luxuriöse Versorgung mit N auf (Kap. 8). Die Nadelwerte spiegeln die hohen N-Einträge in die Waldökosysteme wider, die nur eine geringe Reduzierung in den letzten Jahren erfahren haben (de Vries *et al.* 2014, Waldner *et al.* 2014). Die Folgen einer N-Überversorgung, zu der sowohl Wachstumszunahmen als auch Wachstumseinbußen durch z.B. Nährstoffungleichgewichte zählen, werden aufgrund der komplexen Zusammenhänge (z.B. im Zusammenhang mit einer Klimaveränderung) viel diskutiert (de Marco *et al.* 2014, de Vries *et al.* 2014, Etzold *et al.* 2014, Kandler & Innes 1995). Ein negativer Effekt einer N-Überversorgung kann anhand der Kronenverlichtung in dieser Studie nachgewiesen werden. Fichten mit N-Gehalten oberhalb des Normal-

bereichs (Göttlein (2015), Kap. 8) zeigen höhere Kronenverlichtungen, während Fichten mit Gehalten im Normalbereich (13,2-17,0 g kg^{-1}) niedrigere Kronenverlichtungen aufweisen. Hinweise auf Effekte durch z.B. disharmonischen N/K-Verhältnissen als Folge von Nährstoffungleichgewichten (Augustin *et al.* 2007, Ferretti *et al.* 2015, Musio *et al.* 2007) liegen nicht vor. Mit N mangelversorgte Fichten haben ebenfalls hohe Kronenverlichtungen. Aufgrund des engen Zusammenhangs zwischen Deposition und Nadelgehalten an N sind Fichten in Gebieten mit niedrigen Depositionen (z.B. dem bayerischen Alpenraum) vermehrt von höheren Kronenverlichtungen betroffen, da N hier wachstumslimitierend wird (Kap. 8). Ein ähnlicher Effekt der N-Depositionen auf die Kronenverlichtungen (negative Korrelation) wurden z.B. auch von Seidling *et al.* (2015) gefunden. Neben dem Alter und der Nährstoffversorgung hat die Wasserversorgung einen deutlichen Einfluss auf die Kronenverlichtung der Fichte. Indikatoren hierfür sind die Verdunstung (vor allem des Vorjahrs) und der Sandanteil des Bodens. In dem Modell des BZE-Zeitraums ist die mittlere Verdunstung der drei Jahre ebenfalls hoch signifikant, ist jedoch im finalen Modell nicht mehr berücksichtigt. Die Fichte, die eine Baumart der kälteren Regionen ist, gilt im Allgemeinen als wenig resistent bezüglich Trockenstress. Im Kapitel 10 wird von einem engen Zusammenhang zwischen Indikatoren der Wasserversorgung und den Jahresringbreiten berichtet. In den letzten Jahren lassen sich bundesweit vermehrt hohe Temperaturen (positive Abweichung vom langjährigen Mittel) sowie auf der einen Seite ausgedehnte Trockenperioden und auf der anderen Seite eine Zunahme von Starkregenereignissen in den Sommermonaten beobachten (Dammann *et al.* 2015, Meining *et al.* 2015, MLUL 2015), welche als Folge des Klimawandels interpretiert werden. Im Jahr 2003 lag ein ausgesprochenes Trockenjahr vor. Fichtenbestände in Regionen, die von hohen Verdunstungen betroffen sind (Kap. 8) und gleichzeitig auf sandigen (häufig zusätzlich von chronischer Versauerung belasteten) Böden stocken, sind somit besonders von hohen Kronenverlichtungen betroffen (z.B. in Teilen des Schwarzwalds) (Meining *et al.* 2015). Im Gegensatz zu Untersuchungen in den 1980er und 1990er Jahren, die von einem deutlichen Einfluss anthropogener Einträge von Schwefeldioxid (direkt sowie gelöst), auf die Kronenverlichtung der Fichte berichteten (Kap. 1), lässt sich dieser Einfluss kaum mehr nachweisen. Dies zeigt sich zum Beispiel an dem heutzutage ausgesprochen guten Kronenzustand der Fichte im Erzgebirge, das hinsichtlich der Belastungsdauer und -intensität durch Luftschadstoffe insbesondere durch Schwefeldioxid eine Sonderstellung einnimmt (Liebold & Drechsler 1991, SMUL 2015). Die drastischen Reduzierungen der Schwefeldioxidemissionen im Rahmen der Luftreinhaltemaßnahmen (de Vries *et al.* 2014, Waldner *et al.* 2014) haben bundesweit betrachtet zu einer allmählichen Erholung der Waldböden beigetragen (Kap. 4 und 8). Zusätzliche Maßnahmen gegen die Bodenversauerung und Nährstoffmängel wie die Bodenschutzkalkung haben regional ebenfalls zu einem besseren Bodenzustand geführt. Von Magnesiummangel der Fichte als Folge der Bodenversauerung wurde in den 1980er und 1990er Jahren vermehrt berichtet (Musio *et al.* 2007, Riek & Wolff 1999), dieser spielt für die Kronenverlichtung der Fichte heutzutage bundesweit keine wesentliche Rolle. Zu beachten ist jedoch, dass deponierte Säuren im Boden lange nachwirken und Säureeinträge heutzutage vor allem aus der N-Deposition stammen. Die reduzierte Nährstoff- und Wasserversorgung von Bäumen, die auf die langjährige Schädigung von Feinwurzeln zurückzuführen ist, stellt z.B. eine Folge der chronischen Bodenversauerung dar (Meining *et al.* 2015). Es lässt sich somit feststellen, dass die Herausforderung für die Fichte und

ihre Bewirtschaftung heutzutage Trockenstress unter den vorhandenen Vorbelastungen ist sowie dessen Folgen wie z.B. Borkenkäferbefall, der vermutlich im Rahmen des Klimawandels zunehmend an Bedeutung gewinnen wird. Dies wird ebenfalls von de Marco *et al.* (2014) bekräftigt. Auch dem chronisch hohen N-Eintrag in die Waldökosysteme sollte aufgrund seines Beitrags zur Eutrophierung und Bodenversauerung weiterhin Beachtung geschenkt werden. Eine N-Überversorgung kann wiederum zu einer erhöhten Anfälligkeit gegenüber Trockenstress und biotischem Schädlingsbefall führen (de Vries *et al.* 2014).

Die Kronenverlichtung der Kiefer lässt sich, anders als bei der Fichte, deutlich schlechter erklären. Das Bestandsalter spielt in älteren Beständen kaum eine Rolle und somit hat das Alter im Vergleich zu den anderen Hauptbaumarten eine vergleichsweise geringe Erklärungskraft. Dies wird ebenfalls von anderen Studien berichtet (MULEWF 2015, Seidling 2007). Seit Mitte der 1990er Jahre lässt sich ein Unterschied in der Kronenverlichtung der Kiefer im Norddeutschen Tiefland (niedrige Kronenverlichtungen) und im restlichen Bundesgebiet (höhere Kronenverlichtung) ausmachen. Die Höhe ü.N.N. erklärt daher einen deutlichen Anteil der Variabilität der Kronenverlichtung (Seidling 2007). Die Höhe steht jedoch wiederum für verschiedene Einflussgrößen wie Niederschlag, Deposition und Temperatur. Auch das Alter ist im Fall der Kiefer zum Teil mit in der Höhe erfasst, da im Mittel jüngere Kiefern um die 50-60 Jahre im Tiefland und im Mittel ältere Kiefern in höheren Lagen wachsen (Kap. 11.3.1). Des Weiteren besteht ein statistischer Zusammenhang zwischen den Bleigehalten in den Kiefernnadeln und der Kronenverlichtung. Vermutlich handelt es sich nicht um einen kausalen Zusammenhang. In Westdeutschland (Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Hessen, Rheinland-Pfalz bis Saarland) sowie im Tiefland nördlich der Mittelgebirge in Sachsen-Anhalt und Sachsen werden höhere Bleigehalte beobachtet als in Nordostdeutschland, Thüringen und Süddeutschland. Obwohl die Kronenverlichtung der Kiefer im gesamten Norddeutschen Tiefland niedriger ist als im restlichen Bundesgebiet, ist sie im Nordwestdeutschen Tiefland und im Ostdeutschen Tiefland nördlich der Mittelgebirge noch etwas niedriger als im restlichen Nordostdeutschen Tiefland. Der Bleigehalt spiegelt wahrscheinlich diesen Unterschied des Kronenzustands im Norddeutschen Tiefland wider. Der tatsächliche Grund für diesen Unterschied kann anhand der vorliegenden Daten nicht bestimmt werden. Die Kiefer stellt eine relativ anspruchslose Baumart in Bezug auf die Wasser- aber auch Nährstoffversorgung dar und wächst daher häufig auf trockenen und nährstoffarmen Standorten. Es zeigt sich jedoch, dass Kiefernbestände mit hohen austauschbaren Calciumvorräten höhere Kronenverlichtungen aufweisen als Kiefernbestände, deren Böden niedrige Vorräte zeigen. In der Literatur wird von geringem Wachstum der Kiefer sowie Chlorosen auf kalkreichen Böden berichtet (Zech 1970) (Kap. 9). Der Grund liegt in einem Mangel an Kalium, Mangan oder Eisen, deren Aufnahme in kalkreichen Böden erschwert wird (Antagonismus). In der vorliegenden Studie liegt eine negative Korrelation zwischen dem austauschbaren Calcium im Boden und dem Nadel-/Blattgehalt an Kalium, Mangan und Eisen vor. Kiefernnadeln mit niedrigen Kaliumgehalten haben außerdem signifikant höhere Kronenverlichtungen als solche mit hohen Kaliumgehalten. Signifikante Zusammenhänge zwischen dem Mangan- oder Eisengehalt und der Kronenverlichtung können im vorliegenden Datensatz nicht beobachtet werden. Der signifikante Einfluss des austauschbaren Calciums auf die Kronenverlichtung spiegelt somit vermutlich den

Kalium-Calcium-Antagonismus wider (Evers & Hüttl 1992). Die Kaliumaufnahme wird außerdem durch Austrocknung von Böden erschwert (Evers & Hüttl 1992). Bei den kalkreichen Standorten handelt es sich häufig um flachgründige Böden, die zur Austrocknung neigen, und somit wird die Kaliumaufnahme der Kiefer durch den Kalium-Calcium-Antagonismus bei Trockenheit besonders erschwert. Auch der Insektenbefall spielt für die Kronenverlichtung am Stichprobenpunkt eine wesentliche Rolle. Neben der Witterung spielen suboptimale Standortseigenschaften und eine unausgewogene Nährstoffsituation eine Rolle in Bezug auf die Anfälligkeit gegenüber Insekten (Kap. 8). Im Kapitel 8 wird auf eine Überversorgung der Kiefer mit N an vielen Stichprobenpunkten und von potenziellen Nährstoffungleichgewichten berichtet. Die Relevanz des Insektenbefalls für die Kronenverlichtung der Kiefer wurde bereits in anderen Studien erwähnt (Wenk & Apel 2007). Zu den wichtigsten Schadinsekten zählen Waldgärtner, Nonne, Kiefernspinner, Kiefernspanner, Forleule, Kiefernprachtkäfer und Kieferbuschhornblattwespe. Insbesondere das Nordostdeutsche Tiefland, das von Kiefern-Reinbeständen geprägt ist, ist von teilweise großflächigem Insektenbefall betroffen. Insgesamt lässt sich feststellen, dass die Kiefer bundesweit betrachtet die Hauptbaumart mit den geringsten Kronenverlichtungen im letzten Jahrzehnt darstellt. Trockenstress spielt eine geringere Rolle als z.B. bei der Fichte. Die Extremsituation, die zum einen Ende der 1980er und Anfang der 1990er Jahre vorlag (sehr trockenes Jahr 1989 (Nordostdeutschland) sowie vergleichsweise trockene Jahre 1988, 1990-1992) und zum anderen 2003 (Extremtrockenjahr) führte jedoch auch bei der Kiefer zu erhöhten Kronenverlichtungen. Die Gründe für den seit Mitte der 1990er Jahre bestehende Unterschied zwischen den Kiefern des Norddeutschen Tieflands und den Kiefern des restlichen Bundesgebiets konnten nicht abschließend ausfindig gemacht werden. Der Unterschied wird wahrscheinlich in den kommenden Jahren wieder verschwinden wie die Ergebnisse der Raum-Zeit-Modellierung andeuten.

Für die Kronenverlichtung der Buche spielen ähnliche Einflussgrößen eine Rolle wie für die Fichte. Ein relativ großer Anteil (rund 40 %) lässt sich durch das Bestandsalter erklären. Hier liegt eine relativ stetige Zunahme der Kronenverlichtung mit zunehmendem Alter vor. Der Einfluss des Alters wurde bereits mehrfach in der Literatur berichtet (Eichhorn *et al.* 2005, Klap *et al.* 2000, Seidling 2007). Zusätzlich ist die Versorgung mit N ein wesentlicher Faktor. Anders als bei der Fichte besteht ein negativer, linearer Zusammenhang zwischen der Kronenverlichtung und dem Blatt-N-Gehalt der Buche. Dies bedeutet, dass auch oberhalb des Normalbereichs (Normalbereich: 19,0-25,0 g kg^{-1}; Göttlein (2015) und Kap. 8) die Kronenverlichtung weiter abnimmt und kein negativer Effekt einer Überschussversorgung im Bereich der vorliegenden Werte zu erkennen ist. Stickstofflimitierte Bestände kommen zwar nur selten vor, hier finden sich aber die höchsten Kronenverlichtungen. Aufgrund des engen Zusammenhangs zwischen dem N-Gehalt der Blätter und der N-Deposition lässt sich die Aussage übertragen. Ein negativer Zusammenhang zwischen der Kronenverlichtung der Buche und der N-Deposition wurde auch von Seidling *et al.* (2015) für die europäischen Level-I-Standorte berichtet. Im Gegensatz dazu zeigten Ferretti *et al.* (2015) eine positive Korrelation für die Buchenbestände des europäischen Level II-Monitorings. In der Literatur finden sich vermehrt Hinweise auf eine Mangelernährung der Buchen mit Phosphor (Kap. 8, Talkner *et al.* (2015)). Der Phosphorgehalt der Blätter wurde nicht als Einflussgröße des finalen Modells gewählt, es liegt jedoch eine signifikante negative, lineare Abhängigkeit vor (Riek

& Wolff 1998), d.h. Buchen mit Phosphorgehalten unterhalb des Normalbereichs (Normalbereich: 1,2-1,7 g kg^{-1}; Göttlein (2015) und Kap. 8) weisen erhöhte Kronenverlichtungen auf, während überversorgte Buchen (dieser Bereich ist jedoch wenig abgedeckt) die niedrigsten Kronenverlichtungen aufweisen. Wie in Kapitel 8 dargelegt, stellt die Buche die am schlechtesten mit Nährelementen versorgte Hauptbaumart dar. Zusätzlich zur Nährstoffversorgung spielt die Witterung eine wesentliche Rolle für die Kronenverlichtung der Buche. Eine nicht-lineare Abhängigkeit zu dem Niederschlag (des Vorjahrs) besteht mit hohen Kronenverlichtungen sowohl bei niedrigen als auch bei hohen Niederschlägen. Der Empfindlichkeit der Buche in Bezug auf Trockenstress wurde bereits in der Literatur Beachtung geschenkt (Kap. 10, Ferretti *et al.* (2015), Seidling (2007)). Erhöhte Kronenverlichtungen der Buche bei sehr hohen Niederschlägen wurde ebenfalls von Seidling (2007) berichtet. Zum einen liegt eine mögliche Ursache in der reduzierten Sauerstoffversorgung der Wurzeln in sehr feuchten bzw. nassen Böden. Zum anderen befinden sich die Gebiete mit sehr hohen Niederschlägen oft in großer Höhe in der schlechtere Wuchsbedingungen aufgrund niedriger Temperaturen vorliegen (z.B. Alpenraum). Im finalen Modell des BZE-Zeitraums wurden keine Witterungsvariablen ausgewählt, die Verdunstung zeigte jedoch einen signifikanten positiven linearen Zusammenhang. Ein weiterer wichtiger Faktor ist die Fruktifikation, die ihrerseits wiederum von der Witterung gesteuert wird (MULEWF 2011, Seidling 2007). Bei zunehmender Fruktifikation liegt auch eine zunehmende Kronenverlichtung vor. Häufig wiederkehrende Fruktifikation führt zu einer veränderten Kronenstruktur (MULEWF 2011). Die Buchen bilden außerdem häufig kleine Blätter, da viel Energie und Nährstoffe in die Bildung der Blüten und Früchte investiert wird (MULEWF 2011). In den letzten beiden Jahrzehnten wurden vermutlich als Folge der zunehmenden warmen und trockenen Sommer außerordentlich viele Mastjahre beobachtet (z.B. 2004, 2006, 2009, 2011, 2014). Die Witterungsbedingungen zum Zeitpunkt der Knospenanlage (Frühsommer des Vorjahrs) entscheiden maßgeblich über die Entwicklung von Blüten- oder Triebknospen. Ein Einfluss der ausgesprochen guten N-Versorgung sowie allgemein verbesserten Nährstoffversorgung im Zuge der Erholung der Böden auf die Zunahme der Mastjahre ist ebenfalls denkbar (MULEWF 2011). Zusammenfassend lässt sich sagen, dass für die Buche insbesondere direkte und indirekte Effekte der Klimaveränderung zukünftig eine Herausforderung darstellen.

Die Eiche ist die Hauptbaumart mit den bundesweit höchsten Kronenverlichtungen. Das Alter hat einen signifikanten Einfluss, der auch von anderen Studien berichtet wird (Eichhorn *et al.* 2005, Klap *et al.* 2000, Seidling 2007). Im Gegensatz zur Fichte und Buche scheint ein direkter Witterungseinfluss (Niederschlag, Temperatur, Verdunstung) weniger relevant zu sein. Obwohl ein hoch signifikanter nicht-linearer Zusammenhang zwischen der Verdunstung und der Kronenverlichtung besteht, taucht die Verdunstung nicht im finalen Modell auf. Seit dem Trockenjahr 2003 werden jedoch wie auch für die anderen Baumarten erhöhte Kronenverlichtungen in Südwestdeutschland (aber auch in anderen Regionen Deutschlands) beobachtet. Es muss jedoch erwähnt werden, dass unter dem Begriff Eiche die Trauben- und Stieleiche zusammengefasst werden. Verschiedene Autoren berichten über unterschiedliche Standortsansprüche und Trockentoleranzen (de Marco *et al.* 2014, Sanders *et al.* 2014). Im Allgemeinen gilt die Eiche aufgrund ihres ausgeprägten Pfahlwurzelsystems als relativ trockenheitsresistent. Die Witterung

ist jedoch indirekt im Modell vertreten, da der Insektenbefall eine entscheidende Rolle für die Kronenverlichtung der Eiche spielt (Eichhorn *et al.* 2005, Meining *et al.* 2015). Nach dem Trockenjahr 2003 konnte bundesweit ein starker Insektenbefall beobachtet werden insbesondere in Westdeutschland. Als Hauptschadinsekten gelten folgende Arten: Eichenwickler, Kleiner und Großer Frostspanner, Schwammspinner und Eichenprozessionsspinner (die genannten Arten zählen zu der sogenannten Eichenfraßgesellschaft) sowie der Eichenprachtkäfer und Frühjahrseulen. Die Johannistriebe und Regenerationsbelaubung werden zudem häufig durch den Eichenmehltau (Blattpilz) befallen. Zusätzlich zum Alter und zum Insektenbefall besteht ein statistischer Zusammenhang zwischen der Kronenverlichtung der Eiche und der Kaliumdeposition. Es handelt sich hierbei wahrscheinlich nicht um einen kausalen Zusammenhang. Der Kaliumgehalt des Blatts hat z.B. keinen signifikanten Einfluss auf die Kronenverlichtung. Erhöhte Kaliumdepositionen treten insbesondere in Regionen intensiver landwirtschaftlicher Bewirtschaftung auf (Staubaufwirbelung, Düngung) und zeigen generell einen engen Zusammenhang mit den Ammoniumdepositionen. Während in den 1990er Jahren noch verbreitet höhere Kaliumdepositionen bundesweit vorlagen, findet man diese heute vor allem in Nordwestdeutschland, eine Region mit vergleichsweise niedrigen Kronenverlichtungen. Niedrige Kaliumdepositionen kommen in Südwest- und Süddeutschland vor, d.h. in Regionen mit häufig erhöhten Kronenverlichtungen der Eiche. Auch zu den Bodenvorräten von Kupfer (bzw. Zink, Nickel, Chrom) besteht ein statistischer Zusammenhang. Die Kronenverlichtung nimmt mit zunehmendem Kupfervorrat zu (im Bereich sehr hoher Vorräte sinkt die Kronenverlichtung, hier steht allerdings eine niedrige Stichprobenanzahl zur Verfügung). Die Blattspiegelwerte von Kupfer und Zink weisen eine negative Korrelation zur Kronenverlichtung auf, d.h. hohe Blattspiegelwerte gehen mit einer niedrigen Kronenverlichtung einher. Die Blattspiegelwerte befinden sich außerdem fast ausschließlich im Normalbereich (Kap. 8). Somit handelt es sich vermutlich nicht um einen direkten Effekt der Schwermetallvorräte auf die Kronenverlichtung der Eiche. Geogene Bodenvorräte dieser Schwermetalle kommen insbesondere im Rheinischen Schiefergebirge und Harz vor (Kap. 7). Im angrenzenden Tiefland finden sich ebenfalls hohe Vorräte. In diesem Tieflandgebiet („Streifen“ von West nach Ost) werden seit Mitte der 1990er Jahre vermehrt hohe Kronenverlichtungen beobachtet – neben seit längerem bestehenden hohen Verlichtungen in den Mittelgebirgen. Der Kupfervorrat spiegelt somit das Ausgangsgestein wider. Aus Nordrhein-Westfalen wird berichtet, dass insbesondere Eichen auf sauren, trockenen Standorten des Tieflands von hohen Kronenverlichtungen betroffen sind (Gehrmann 2015, mündliche Mitteilung). Die Kombination verschiedener Stressfaktoren (z.B. erhöhter Trockenstress auf chronisch versauerten Böden) führt vermutlich zu einer Anfälligkeit gegenüber Insektenbefall. Auch das sachsen-anhaltinische Bördenland sowie das Thüringer Becken repräsentieren aufgrund ihrer Lage im Regenschatten des Harzes eher trockene Standorte (Kap. 3). In dem bundesweiten Modell spielen die Einflussgrößen Witterung und Versauerung jedoch keine direkte Rolle. Zusammenfassend lässt sich sagen, dass im BZE-Zeitraum ein Großteil der Variabilität der Kronenverlichtung der Eiche erklärt werden kann, die im Modell gewählten Einflussgrößen jedoch zum Teil schwer interpretierbare Indikatoren darstellen und vermutlich keine kausale Erklärung liefern.

Den vier Hauptbaumarten ist ein starker Zusammenhang zwischen der Kronenverlichtungen und dem Bestandsalter gemein. Neben dem physiologischen Alterungsprozess spielt eine erhöhte Anfälligkeit gegenüber Schädigungen eine Rolle wie z.B. eine mit dem Alter zunehmende Schädigung der Feinwurzeln auf versauerten Böden, die eine reduzierte Wasser- und Nährstoffaufnahme zur Folge haben kann (Meining *et al.* 2015). Die Höhe der mittleren Kronenverlichtung ist somit in erster Linie von dem Bestandsalter und der Beziehung zwischen Alter und Kronenverlichtung abhängig. Die bundesweite Gleichsetzung der Bestandsalter über sämtliche Jahre für die vier Hauptbaumarten zeigt, dass auch Kiefernbestände, die alt sind (hier 120 Jahre) niedrigere Kronenverlichtungen aufweisen als gleich alte Fichten-, Buchen- oder Eichenbestände (Anhang Abb. A-11-5 bis Abb. A-11-13). Um Fehlinterpretationen zu vermeiden, muss das Bestandsalter Grundlage jedes Modells sein, welches Raum-Zeit-Trends oder Einflussgrößen analysiert. Erwähnt werden muss jedoch, dass die Einflussgröße Bestandsalter auch die Bestandssituation beinhaltet und somit die forstwirtschaftliche Behandlung. Eine Studie in Rheinland-Pfalz und dem Saarland zeigt, dass alte Bäume in einem geschlossenen Bestand niedrigere Kronenverlichtungen aufweisen als alte Bäume, die plötzlich durch Nutzung oder Absterben der Nachbarbäume freigestellt wurden (MULEWF 2015). Überdies kann auch bei alten Bäumen zumindest in begrenztem Maße eine Regeneration beobachtet werden, wenn keine zusätzlichen Stressfaktoren hinzukommen (MULEWF 2015). Die vorliegende Auswertung zeigt des Weiteren, dass die BZE-Parameter nur wenig zur Erklärung der Kronenverlichtung beitragen. Neben Parametern, die den Baum direkt betreffen wie Alter, Fruktifikation und Befall mit Schaderregern, spielen Witterungsparameter die Hauptrolle. Diesen Parameter werden bereits seit Jahren im Rahmen der jährlichen Waldzustandsberichte der Bundesländer Beachtung geschenkt. Einen klaren Mehrwert der BZE für die WZE stellt sicherlich die umfangreiche Aufnahme der Bodenphysik dar, die die Modellierung von Wasserhaushaltsgrößen ermöglicht (Kap. 10). Für zukünftige Auswertungen sollen diese Wasserhaushaltsgrößen mit in die Modellierung der Kronenverlichtung einbezogen werden, da die vorliegende Auswertung die Bedeutung der Wasserversorgung unterstreicht.

11.4 Zusammenfassung und Schlussfolgerung

Der vorliegenden Studie liegen drei Auswertungsziele zugrunde. Das erste Ziel war die Raum-Zeit-Modellierung der bundesweiten Kronenverlichtungsdaten von 1989 bis 2015 getrennt nach den vier Hauptbaumarten mit Hilfe von Generalisierten Additiven Gemischten Modellen (GAMM). Das zweite Ziel war die Untersuchung des 16 x 16 km Rasters der Waldzustandserhebung mit Hilfe einer Simulationsstudie auf generelle Eignung und Schwachstellen. Das dritte Ziel war die Bestimmung der Einflussgrößen für die Kronenverlichtung der vier Hauptbaumarten unter Hinzunahme der BZE-Daten.

Die GAMMs erwiesen sich als hervorragend geeignet für die Raum-Zeit-Auswertung der Kronenverlichtungsdaten der vier Hauptbaumarten, die aufgrund von verschiedenen Eigenschaften eine statistische Herausforderung darstellen. Ein wesentlicher Aspekt ist die Handhabung des

Raum-Zeit-Trends und der Raum-Zeit-Wechselwirkung, welche mit Hilfe einer dreidimensionalen Glättungsfunktion erfolgt. Dies bedeutet auch, dass der Raum- und Zeit-Effekt nicht wie bisher für die GAMM-Anwendung üblich additiv ins Modell aufgenommen werden muss (Kneib & Fahrmeir 2006, MacNab & Dean 2001). Das Modell besitzt somit eine hohe Flexibilität bezüglich Veränderungen des Aufnahmerasters. Vorliegende Unterschiede in den Rasterdichten der Einzeljahre wie auch Rasterverschiebungen sind handhabbar. Positiv ist außerdem, dass sich der Alterseffekt herausrechnen lässt.

Im Rahmen der vorliegenden Studie wurde der Fokus auf die vier Hauptbaumarten gelegt. Die Gemeine Fichte stellt mit 32 % die häufigste Baumart auf dem 16 x 16 km Raster der Waldzustandserhebung dar, gefolgt von der Gemeinen Kiefer mit 29 %, der Rotbuche mit 16 % und den Eichen (Trauben- und Stieleiche) mit 6 %. Das 16 x 16 km Raster reicht im Allgemeinen aus, um eine bundesweit repräsentative Aussage über zeitliche Trends der Kronenverlichtung der Hauptbaumarten treffen zu können. Für die Eiche liegen jedoch aufgrund der geringeren Anzahl an Stichprobenpunkten höhere Unsicherheiten für den Zeittrend vor. Für eine bundesweite Aussage über zeitliche und räumliche Trends der Kronenverlichtung mit Hilfe von GAMMs, die z.B. notwendig ist, um Risikogebiete frühzeitig zu erkennen, liegen jedoch Schwachstellen für alle vier Hauptbaumarten und insbesondere der Eiche vor. Hier sollten je nach Baumart Anpassungen vorgenommen werden. Die meisten betroffenen Bundesländer haben in den letzten Jahren bereits 8 x 8 km Verdichtungen für diese Schwachstellen an das Thünen-Institut geliefert. Im Fall der Eiche sollte eine bundesweite Verdichtung auf das 8 x 8 km Raster in Erwägung gezogen werden.

Buche und Eiche weisen im bundesweiten Mittel höhere Kronenverlichtungen auf als die Fichte und Kiefer. Fichte und Kiefer sind mit im Mittel 70 Jahren außerdem jünger als die Buche (90 Jahre) und Eiche (103 Jahre). Das Bestandsalter repräsentiert unter den untersuchten Einflussgrößen die relevanteste Einflussgröße für die Kronenverlichtung der vier Hauptbaumarten. Bis etwa die Hälfte der beobachteten Variabilität der Kronenverlichtung kann durch das Bestandsalter erklärt werden. Der Zusammenhang ist nicht-linear. In jungen Bestände (i.d.R. < 60 Jahre) nimmt die Kronenverlichtung bei allen vier Hauptbaumarten mit dem Alter stetig und deutlich zu, während in Beständen ab ca. 60 Jahren eine schwächere Zunahme der Kronenverlichtung (Fichte, Buche) oder eine sogar annähernd gleichbleibende Kronenverlichtung (Kiefer, Eiche) vorliegt. Dieser enge Zusammenhang zwischen Bestandsalter und Kronenverlichtung liefert somit einen Großteil der Erklärung für die beobachteten mittleren Kronenverlichtungen. Es muss jedoch erwähnt werden, dass die Einflussgröße Bestandsalter z.T. auch die Bestandssituation beinhaltet. Die Kiefer weist mit im Mittel 18,8 % die niedrigste Kronenverlichtung im Zeitraum 1989 bis 2015 auf. Die höchsten Kronenverlichtungen traten Anfang der 1990er Jahre auf (1991: 23,0 %). Betroffen war insbesondere der Nordosten von Deutschland. Seit Mitte der 1990er Jahre ist ein Unterschied zwischen den Kiefern im Norddeutschen Tiefland (niedrigere Kronenverlichtungen) und den Kiefern im restlichen Bundesgebiet (höhere Kronenverlichtungen) zu erkennen. Die Ursache für diesen Unterschied konnte nicht abschließend geklärt werden. Im Vergleich zu den anderen Hauptbaumarten konnten für die relativ trocken-resistente Kiefer wenig Anzeichen von Trockenstress beobachtet werden. Eine Ausnahme bildet der Zeitraum zu Beginn

der Zeitreihe (mehrere Trockenjahre infolge) und das Extremtrockenjahr 2003. Eventuell spielte zu Beginn der 1990er Jahre die Vorbelastung durch die Luftverschmutzung in Ostdeutschland ebenfalls eine Rolle. Im Jahr 2004 und in den Folgejahren wurden als Folge des Trockenstresses in Südwestdeutschland erhöhte Kronenverlichtungen beobachtet. Der Insektenbefall, der wiederum zum Teil von der Witterung gesteuert wird, spielt eine entscheidende Rolle für die Höhe der Kronenverlichtung der Kiefer. Insbesondere das Nordostdeutsche Tiefland, in dem Reinbestände von Kiefern vorherrschen, ist von Insektenbefall betroffen. In der vorliegenden Studie konnte außerdem ein negativer Effekt von hohen austauschbaren Calciumvorräten im Boden auf die Kronenverlichtung der Kiefer gezeigt werden, der als erschwerte Kaliumaufnahme in Folge des Kalium-Calcium-Antagonismus insbesondere bei Trockenheit auf kalkreichen Standorten interpretiert wird. Die Fichte weist im Mittel über die Zeitreihe ebenfalls relativ niedrige Kronenverlichtungen mit 21,1 % auf. Von 2003-2007 (2004: 24,3 %) liegen die bundesweit höchsten Kronenverlichtungen für die Fichte vor. Einen deutlichen Einfluss haben die Trockenjahre 1989, 1992 und insbesondere 2003. Während zu Beginn vor allem Nordostdeutschland betroffen war, bildet sich Südwestdeutschland (insbesondere Teile des Schwarzwalds) seit dem Trockenjahr 2003 als Schwerpunktgebiet erhöhter Kronenverlichtungen heraus. Die Beobachtung verdeutlicht die Empfindlichkeit der Fichte gegenüber Trockenstress insbesondere unter den gegebenen Vorbelastungen der Böden. Vermutlich als Folge des Klimawandels wurden in den letzten Jahren bundesweit vermehrt positive Temperaturabweichungen vom langjährigen Mittel sowie eine Zunahme an Extremereignissen wie Trockenperioden und Starkregen beobachtet. Fichtenbestände in Regionen, die von hohen Verdunstungen betroffen sind und gleichzeitig auf sandigen Böden stocken, sind somit besonders von hohen Kronenverlichtungen betroffen wie z.B. in Teilen des Schwarzwalds. Des Weiteren spielt die N-Deposition und N-Versorgung der Fichte eine Rolle. Negative Effekte auf die Kronenverlichtung lassen sich sowohl bei Mangel als auch bei Überschuss nachweisen. Die Kronenverlichtung der Buche (im Mittel 23,7 %) zeigt ein ähnliches Bild wie das der Fichte mit höheren Kronenverlichtungen in Nordostdeutschland zu Beginn der Zeitreihe 1989 (Trockenjahr) und 1990, in Mittel- und Süddeutschland (hier vor allem die östlichen Gebiete) im Trockenjahr 1992 sowie im Folgejahr und weiträumig, jedoch von Jahr zu Jahr deutlich schwankend, in Südwestdeutschland seit dem Trockenjahr 2003. Seit Anfang der 1990er Jahre und insbesondere in den 2000er Jahren werden gehäuft Mastjahre beobachtet (2004, 2006, 2009, 2011, 2014). Aufgrund des engen negativen Zusammenhangs zwischen Fruktifikation und Kronenverlichtung liegen in den Mastjahren besonders erhöhte Kronenverlichtungen vor (höchste mittlere Kronenverlichtung von > 27 % in den Jahren 2004, 2005, 2011). Für die Buche lässt sich ein deutlicher Witterungseinfluss feststellen, der sich zum einen indirekt über die Fruktifikation zeigt und zum anderen direkt in Form von Trockenstress. Die N-Versorgung der Buche spielt ebenfalls eine entscheidende Rolle. Anders als bei der Fichte konnten für die Buche keine negativen Effekte einer N-Überversorgung, sondern nur einer Mangelernährung festgestellt werden. Nur wenige Buchen weisen jedoch eine unzureichende N-Versorgung auf. Die Eiche stellt die Hauptbaumart mit der höchsten mittleren Kronenverlichtung dar (25,3 %). Hohe Verlichtungen finden sich über die Jahre im gesamten Bundesgebiet. Schwerpunktmäßig liegen hohe Kronenverlichtungen in Süd- und Mitteldeutschland vor, seit Mitte der 1990er Jahre jedoch auch im an die Mittelgebirge

angrenzenden Tiefland. Besonders betroffen ist das Tiefland in Nordrhein-Westfalen (Westfälische Bucht) und das Umland des Harzes. In den letzten Jahren (seit 2003) kristallisiert sich neben diesen beiden Gebieten auch wieder Südwestdeutschland als besonders betroffen von hohen Kronenverlichtungen heraus. Die Eiche zeigt jedoch weniger Trockenstress im Vergleich zur Fichte und Buche. Der Insektenbefall spielt hier eine wichtige Rolle in Bezug auf die Kronenverlichtung und ist weit verbreitet im Bundesgebiet. In den beiden Tieflandgebieten, bei denen es sich auch um alte Bestände handelt, tritt Insektenbefall vermehrt auf.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die Kronenverlichtungen der Fichte und Kiefer seit den 1980er Jahren niedriger geworden sind, während die Kronenverlichtungen der Buche und Eiche zugenommen haben. Im Fall der beiden Laubbäume spielt u.a. der Alterseffekt eine Rolle. Im Laufe der WZE-Zeitreihe sind die direkten Wirkungen der Schwefeleinträge, die vor ihrer Reduzierung im Rahmen des Luftreinhalteprogramms in den 1980er Jahren erheblich zu hohen Kronenverlichtungen vor allem der Nadelbäume in den Mittelgebirgen beigetragen haben, zurückgetreten. In den Vordergrund rücken nun unter den gegebenen Vorbelastungen der Waldböden die Folgen des Klimawandels, der sich in der untersuchten Region durch positive Abweichungen vom langjährigen Temperaturmittel sowie durch Witterungsextreme wie Hitze- und Trockenheitswellen, Starkregenereignisse oder Stürme auszeichnet. Besonders auf das Extremtrockenjahr 2003 reagierten alle vier Hauptbaumarten mit unterschiedlicher Intensität und Dauer mit erhöhten Kronenverlichtungen. Neben dem direkten Effekt von Trockenstress spielen auch indirekte Effekte über zunehmende Fruktifikation und Insektenmassenvermehrung bzw. die Ausbreitung wärmeliebender Insekten und Pilze eine entscheidende Rolle. In dem untersuchten Zeitraum sind negative Effekte der Witterungsveränderung auf die Kronenverlichtung insbesondere in Südwest- und Mitteldeutschland zu beobachten. Anders als im niederschlagsarmen Nordosten, in dem vor allem trockenheitsresistentere Kiefern stocken, findet man z.B. im Südwesten auf sandigen oder auch tonigen Böden die deutlich gegenüber Trockenstress empfindlichere Fichte und Buche. Alle vier Hauptbaumarten zeigen jedoch zu Beginn der Zeitreihe erhöhte Kronenverlichtungen in Nordostdeutschland, die vermutlich ebenfalls eine Folge des vorausgehenden Trockenjahrs (1989) sind. Vorbelastungen durch Luftverschmutzungen im Osten Deutschlands spielen hier eventuell ebenfalls eine Rolle. Im Rahmen des zukünftigen Waldmanagements sollten trockenheitsresistentere und wärmeliebende Baumarten mehr Beachtung finden und die Verbreitung und Vermehrung von Insekten und Pilzen insbesondere in Regionen mit großflächigen Reinbeständen im Auge behalten werden. Eine höhere Diversität an standortsangepassten Baumarten, Mischwälder und die Regulierung des Wasserbedarfs als Maßnahmen des Waldumbaus sollte im Allgemeinen angestrebt werden. Auch den chronisch hohen N-Einträgen in die Waldökosysteme und möglichen Wechselwirkungen mit Klimaänderungen sollten weiterhin Beachtung geschenkt werden. Ziel sollten ein weiterer Rückgang der Bodenversauerung und eine weitere Reduzierung von Schadstoffeinträgen sein, um Stressfaktoren für die Waldbäume zu verringern und somit eine bessere Regenerationsfähigkeit und Anpassungsfähigkeit an den Klimawandel zu fördern.

12 Nachhaltige Nutzung und Schutz von Wäldern und Waldböden

A. Bolte, J. Eichhorn, J. Block

Der Aufbau von Wäldern, ihr Wachstum und die Möglichkeiten, die vielfältigen Ansprüche an die Erhaltung und Nutzung von Wäldern zu erfüllen, hängt im entscheidenden Maße von den Umweltbedingungen ab. Die mit der Bodenzustandserhebung vorliegenden Ergebnisse zum Zustand und der Entwicklung von Wäldern und Waldböden spiegeln Klima und Witterung sowie das Eintragsgeschehen von Nähr- und Schadstoffen wider. Der Mensch ändert einerseits durch die Emission von Treibhausgasen und Luftschadstoffen die Klima-, Witterungs- und bodenchemischen Bedingungen für das Waldwachstum. Andererseits gestaltet und bewirtschaftet er die Wälder z.B. durch Änderung der Baumartenzusammensetzung sowie Holznutzung und die Waldböden durch Kalkung und ggf. Düngung. Sowohl veränderte Umweltbedingungen als auch Maßnahmen der Waldbewirtschaftung zeigen sich im Bodenzustand. Für eine nachhaltige Nutzung von Wäldern sind der Schutz und die Pflege der Waldböden neben der nachgewiesen sorgsamen Nutzung nachwachsender Holzvorräte (BMEL 2014, Kroiher & Bolte 2015) zentrale Bestandteile.

Die Bodenzustandserhebung (BZE) untersucht insbesondere morphologische, physikalische und chemische Eigenschaften der Waldböden in Deutschland. Mit ihrer methodisch vergleichbaren Wiederholung nach 15 Jahren ermöglicht sie einen fundierten Blick auf zeitliche Veränderungen des Bodenzustands in einem für Böden vermeintlich kurzen Zeitraum. Da die Bodenzustandserhebung an den gleichen Beobachtungspunkten mit Informationen zum Kronen- und Baumzustand der Wälder, zur Waldernährung sowie zur Vegetation vernetzt ist, stellt sie ein wertvolles und unverzichtbares Instrument zur Darstellung von Leistungen und Risiken der Waldentwicklung dar.

Nachfolgend werden die wichtigsten Ergebnisse der BZE im Hinblick auf eine nachhaltige Bewirtschaftung der Wälder in Deutschland und den Schutz der wichtigen Ressource Boden zusammenfassend diskutiert und bewertet. Dabei wird auf politische Maßnahmen Bezug genommen.

Luftreinhaltung und Waldkalkung wirken gegen Bodenversauerung

Die Diskussionen um die „neuartigen Waldschäden“ ab dem Ende der 1970er Jahren stellte die Wirkungen von versauernden Schwefel (S)- und Stickstoff (N)-Einträgen auf den Waldboden, seine Chemie und die Waldernährung in den Fokus der Betrachtungen. Eine Tiefenversauerung und Entbasung der Waldböden, die Freisetzung von wurzeltoxischen Aluminiumionen und Magnesium (Mg)-Mangelversorgung wurden als ernste Gefährdungen für Waldböden und

Wälder identifiziert (Hüttl 1991, Ulrich 1981, 1986b). Die seit den 1980er Jahren ergriffenen politischen nationalen und internationalen Gegenmaßnahmen der Luftreinhaltung, die z.B. zur Entschwefelung von Abgasen aus Kraftwerken, zur Einführung geregelter Katalysatoren für Kraftfahrzeuge sowie zu verschärften Bestimmungen von Feuerungsanlagen geführt haben, zeigten insbesondere bei den S-Dioxid-Emissionen Wirkung. Die Sulfat-S-Einträge in Wälder haben sich nach den Befunden des forstlichen Umweltmonitorings in den Jahren 1996 bis 2010 deutschlandweit deutlich verringert. Die ebenfalls versauernden Nitrat-N-Einträge haben sich dagegen nur leicht und gebietsweise vermindert (UBA 2013). Eine weitere politisch unterstützte und geförderte Maßnahme der Forstbetriebe ist die Bodenschutzkalkung, die in vielen Regionen Deutschlands seit den 1980er Jahren zum Teil bereits wiederholt erfolgte. Die Ergebnisse der BZE, mit einem signifikanten Anstieg der pH-Werte in der Auflage und den obersten Bodenschichten, zeigen den Erfolg der Maßnahmen bei der Reduzierung der Bodenversauerung auf. Dabei wirkt sich die Kalkung mit Calcium (Ca) und ggf. Mg insbesondere positiv auf die Basensättigung und den Basenvorrat versauerter Waldstandorte aus. Die Notwendigkeit der Bodenschutzkalkung auf säureempfindlichen Standorten wird auch durch die Tatsache unterstrichen, dass auf ungekalkten Standorten im Mineralboden (Tiefe 5-60 cm) eine deutliche Abnahme der Basensättigung festzustellen ist. Im Hinblick auf die Säurebelastung der Wälder zeigen sich Fortschritte bei der Reduktion der S-Belastung der Waldböden, weiterhin sollte aber eine noch deutlichere Reduktion der N-Einträge erreicht werden. Entsprechende Maßnahmen der Luftreinhaltung sollten weiter vorangetrieben und umgesetzt werden. Eine Kalkung von Standorten mit eintragsbedingter Versauerung ist weiterhin empfehlenswert und förderungswürdig, um negative Auswirkungen auf die Waldbodenfunktionen, die Vitalität und das Wachstum von Wäldern auszugleichen.

Die Stickstoffeutrophierung der Wälder ist weiterhin eine Herausforderung

Neben der Bodenversauerung wird die N-Eutrophierung von Wäldern und Waldböden als Hauptverursacher von möglichen Schäden durch Luftverunreinigungen angesehen. In natürlich N-limitierten Waldökosystemen können erhöhte N-Einträge, neben bereits genannten Versauerungseffekten, zu Nährstoffungleichgewichten im Nährstoffangebot, d.h. zu relativer Mangelversorgung anderer Nährelemente führen (Aber *et al.* 1998, Vitousek *et al.* 1997). Hierbei spielen Ammonium-N-Einträge eine wichtige Rolle (Nihlgård 1985). Werden durch stark erhöhte Einträge die Grenzen der Aufnahmefähigkeit der Waldökosysteme erreicht, tritt eine N-Sättigung ein (Agren & Bosatta 1988). Dementsprechend definieren Eichhorn (1995), Cole *et al.* (1992) und van Miegroet *et al.* (1992), dass Waldökosysteme N-gesättigt sind, wenn der Input aus N-Mineralisierung und Atmosphäre die Rückhaltefähigkeit der Systeme übersteigt und regelmäßige Nitratausträge beginnen (> 5 kg ha^{-1} a^{-1}, Block *et al.* (2000)). Ein weiterer Effekt des N-Eintrags ist die Veränderung der Artenzusammensetzung der Waldvegetation mit dem Verlust von häufig seltenen Arten, die an N-arme Standorte angepasst sind (Bobbink *et al.* 1998). Hier können bereits die Überschreitung von Raten von 10 bis 15 kg ha^{-1} a^{-1} zur Veränderung der Artenzusammensetzung, erhöhter Anfälligkeit gegenüber Schaderreger und geänderter Mykorrhizierung führen (Bobbink *et al.* 2010). Die Ergebnisse des forstlichen Umweltmonitorings (Level II) in ausgewählten Wäldern zeigen zwar über alle Standorte in Deutschland eine leichte

Abnahme der Einträge an oxidiertem N (NO_x-N), die Einträge an reduziertem N (Ammonium, NH_4-N) aber zeigen an der weit überwiegenden Anzahl der Messflächen keine Abnahme. Typische regional ausgewählte Flächen weisen in der Summe von oxidierten und reduzierten N-Einträgen (NO_x-N + NH_4-N) Raten von über 10 kg ha^{-1} a^{-1} auf (UBA 2013). An vielen Erhebungspunkten der BZE fanden sich, entsprechend für den Erhebungszeitraum, Überschreitungen der kritischen Eintragsraten für eutrophierenden N (Critical Loads, CL_{nut}), die auf ein Überangebot an N für die Waldernährung hinweisen. Damit im Einklang steht ein Zusammenhang der Überschreitung von kritischen Eintragsraten der eutrophierenden N-Einträge (CL_{nut}) und dem zunehmenden Anteil vorkommender Pflanzenarten, die an eutrophe Standorte angepasst sind (Beispiel: Montane Fichtenwälder). Dazu passt, dass der Bodenvorrat an N seit der ersten BZE im oberen Mineralboden angestiegen ist (Tiefenstufe 0-5 cm deutlich, Tiefenstufe 5-10 cm leicht). Die erhebliche Abnahme an N-Vorräten in tieferen Mineralbodenschichten (ab 30 cm Bodentiefe) kann durch eine gesteigerte N-Aufnahme im Baumbestand, höherem Nitrataustrag und bzw. oder gasförmige N-Austräge verursacht worden sein. Auswertungen aus dem Intensiven Forstlichen Umweltmonitoring (ForUmV Level II) zeigen die Gefahr erhöhter Nitrat-N-Austräge mit dem Sickerwasser (> 5 kg ha^{-1} a^{-1}) bei kontinuierlich hohen Ammonium-N-Einträgen (UBA 2013). Eine Bodenschutzkalkung wirkt sich eher günstig auf die Entwicklung der N-Vorräte im Mineralboden aus. Die ernährungskundlichen Ergebnisse der BZE zeigen eine ausgesprochene Überversorgung mit N bei den Baumarten Kiefer und Eiche, etwas schwächer stellt sich die Überversorgung bei Fichte und Buche dar. Zwischen BZE I und BZE II haben die N-Gehalte in den Fichtennadeln und in den Buchenblättern zugenommen. Ein Einfluss der Bodenschutzkalkung auf die N-Ernährung wird nicht festgestellt. Die hohen N-Einträge sind in der Waldernährung auch von Bedeutung, weil für das Pflanzenwachstum die Relation verschiedener Nährstoffe von Bedeutung ist. Hier sind insbesondere Entwicklungen in der Phosphor (P)- und in der Kalium (K)-Ernährung zu nennen. Phosphordefizite treten bei allen Hauptbaumarten auf, besonders bei Buche. Die K-Ernährung von Kiefer und Eiche ist gut, allerdings sind etwa ein Viertel der Fichten und Buchen in der Stichprobe unterversorgt.

Diese Befunde machen deutlich, dass der Eintrag von N in weiten Teilen Deutschlands die Wälder eutrophiert und weiträumig mit ungünstigen Wirkungen von zuviel N in Wäldern zu rechnen ist. Aus dieser Sicht hat die Reduktion von N-Einträgen, insbesondere auch von Ammonium-N, eine besondere Priorität bei weiteren politischen Anstrengungen zur Luftreinhaltung (z.B. Einhaltung und Unterschreitung der Emissions-Höchstmengen laut UN/ECE CLRTAP-Multikomponenten-protokoll; Richtlinie über nationale Emissionshöchstmengen EU-NEC-RL).

Die Standortnachhaltigkeit muss bei der Holzernte und Entnahme von Biomasse beachtet werden

Stickstoff, P, Mg, Ca sowie K sind wachstumsnotwendige und teilweise -begrenzende Nährstoffe terrestrischer Ökosysteme (Ellenberg *et al.* (1986)). Nährstoffe, die nicht über die atmosphärische Deposition eingetragen werden, müssen beim Export der Nährstoffe mit Holz- oder Biomassenutzung aus der Mineralverwitterung nachgeliefert werden. Die Ergebnisse der BZE II zeigen für das Nordostdeutsche Tiefland unterdurchschnittliche Nährstoffvorräte in den oberen

10 cm des Mineralbodens. Eine Ausnahme bilden dabei jungpleistozäne Standorte mit höheren Vorräten. Im deutschen Mittelgebirgsraum sind die oberen 10 cm wesentlich reicher an K- und Mg-Vorräten mit Ausnahme des nördlichen Schwarzwalds, der meisten Standorte im Rhein-Main-Gebiet und im Pfälzer Wald. Auch die P-Vorräte sind in 0-10 cm im Nordostdeutschen Tiefland vergleichsweise niedrig mit Werten meist unterhalb des 25. Perzentils. Durch die Verlagerung der organischen Substanz von der Auflage in den Mineralboden wurden seit der BZE I auch viele Nährstoffe in den Mineralboden transportiert. Dort können Sie bevorzugt von den Bäumen aufgenommen werden. Die Auswertung der Baumernährung zeigt eine Abnahme der P- und S-Werte. Auch K-Mangel tritt vereinzelt auf. Viele Waldböden verfügen nach diesen Ergebnissen über nur einen begrenzten Bestand an verwitterbaren Mineralen und dementsprechend eine nur geringe Nachlieferung an Ca, Mg und K aus der Mineralverwitterung. Durch die hohen Austragsraten dieser basischen Kationen in Verbindung mit der Überflutung der Böden durch mobile Anionen (Nitrat und Sulfat) sind die Bilanzen dieser Nährstoffe häufig defizitär. Zudem sind die P-Vorräte in den Böden häufig nur gering. Die Intensität der Holznutzung muss daher insbesondere auf Flächen ohne Bodenschutzkalkung sorgsam an das standortsverträgliche Ausmaß angepasst werden (Block & Meiwes 2013). Vollbaumernten, welche die stark nährstoffhaltige Rinde, Reisig und Nadeln/Blätter entnehmen, sollten daher nur in Betracht gezogen werden, wenn dies auf dem jeweiligen Standort mit der Nährstoffnachhaltigkeit vereinbar ist und nicht zu einer Beeinträchtigung der Standortsproduktivität führen kann.

Waldböden binden Schwermetalle

Die Schwermetallgehalte der Waldböden Deutschlands werden sowohl durch den geogenen Grundgehalt des Ausgangsgesteins als auch durch atmogene Einträge bestimmt, die den geogenen Grundgehalt insbesondere in den Oberböden überprägen können. Der atmogene Eintrag der Schwermetalle hat im Zeitraum zwischen BZE I und BZE II abgenommen, was bei gleichzeitiger Verlagerung der Schwermetalle in den oberen Mineralboden zu einer Abreicherung in den Humusauflagen geführt hat. Dieser Effekt wird durch die Waldkalkung, die eine Humusverlagerung von der Auflage in den oberen Mineralboden bewirkt, tendenziell verstärkt. Die Befunde der BZE II zeigen, dass lediglich die Elemente Arsen (As) und Blei (Pb) eine nennenswerte Überschreitung der Vorsorgewerte flächenmäßig mit 13,2 % für As und 22,1 % für Pb aufweisen. Diese Belastungen treten vor allem im Erzgebirge (As, Pb) sowie im Harz und dem Rheinischen Schiefergebirge (Pb) auf und haben ihre Ursache sowohl in den Bergbauaktivitäten der zurückliegenden Jahrhunderte als auch in erhöhten atmogenen Einträgen. Generell werden die Schwermetalle im Mineralboden gebunden und vor der Verlagerung in das Grundwasser geschützt. Der Verzicht auf Kahlschläge und Bodenbearbeitung und ein störungsarmer Waldbau hilft eine Verlagerung der organischen Substanz, an die viele Stoffe gebunden sind, zu vermeiden.

Die Kohlenstoffspeicherung der Waldböden leistet einen wichtigen Beitrag zum Klimaschutz

Die Wälder und Waldböden in Deutschland tragen mit einer Festlegungsrate von jährlich etwa 52 Mio. t CO_2-Äquivalenten (Zeitraum 1990-2012) zum Klimaschutz bei (UBA 2014, Wellbrock *et al.* 2014). Bei der Einbeziehung der Klimaschutzwirkung von Holz aus Waldnutzung erhöht sich

der Beitrag nochmal um ca. 36 Mio. t CO_2-Äquivalenten für den Ersatz fossiler Brennstoffe und fast 57 Mio. t CO_2-Äquivalenten durch die Substitution von energieintensiven Materialien durch Holzprodukte (Zeitraum 2005-2009, Rüter (2011)). Dies ist ein bemerkenswerter Gegensatz zur Situation in vielen anderen Regionen der Welt, in denen Abholzung und Entwaldung zu einer globalen Netto-Emission von 4,9 Mill. t CO_2-Äquivalenten (Stichjahr 2010) geführt haben (Tubiello *et al.* 2015). Allein der Auflagehumus und die oberen 30 cm des Mineralbodens speicherten zum Zeitpunkt der BZE II ca. 850 Mio. t C, was nach der Biomasse des Bestands den zweitgrößten C-Pool der Wälder ergibt. Mit der deutschlandweiten Hochrechnung anhand der BZE II-Daten von Grüneberg *et al.* (2014) wurde für den Mineralboden bis in eine Tiefe von 30 cm eine jährliche Zunahme der C-Vorräte zwischen 1990 und 2006 von 0,41 t ha^{-1} abgeschätzt. Im Auflagehumus nahm der C-Vorrat im gleichen Zeitraum jährlich um 0,02 t ha^{-1} ab. Hieraus lässt sich für den Waldboden (Auflagehumus und 0-30 cm des Mineralbodens) eine Senkenleistung in der Größenordnung von jährlich rund 15 Mio. t CO_2-Äquivalenten ableiten. Auch der hier dargestellte direkte Standortsvergleich auf Gesamtprofilebene (Auflagehumus und 0-90 cm des Mineralbodens) ergibt im bundesweiten Mittel eine jährliche signifikante Zunahme (0,75t C ha^{-1}). Allerdings bestehen zwischen der flächigen Hochrechnung und dem Mittelwert des Standortsvergleichs methodische Unterschiede.

Insgesamt zeigen die Ergebnisse, dass die bestehende nachhaltige Bewirtschaftung der Wälder in Deutschland in den letzten gut 20 Jahren sowohl zur Festlegung von C in den Wäldern und den Waldböden als auch zur Erzeugung klimaschonender Holzprodukte beigetragen hat. Dieser Zweiklang von bewusster, nachhaltiger Waldnutzung mit doppelter Klimaschutzwirkung sollte daher unbedingt weiter gefördert werden. Bewirtschaftungseinschränkungen und Aufgabe der Holznutzung führen durch die geminderte oder entgangene Substitutionswirkung von Holzprodukten zu einer geringeren Klimaschutzwirkung von Wäldern (Rock & Bolte (2011)). Die Waldbewirtschaftung mit den in der BZE untersuchten Komponenten Baumartenwahl und Kalkung haben keinen deutlichen Einfluss auf die Menge an in Auflage und Mineralboden gespeichertem C. Allerdings tragen Kalkung und Erhöhung der Laubwaldanteile zu einer Verlagerung von C-Vorräten aus der Auflage in den Mineralboden bei. Dies kann eine stabilisierende Wirkung auf die C-Speicherung haben. Die Vorteile einer Laubwalderhöhung müssen aus Klimaschutzsicht aber mit den Nachteilen einer geringeren Nachfrage von Laubholz bei der stofflichen Verwertung und daraus resultierender Nachteile für den Klimaschutz abgewogen werden (Frühwald & Knauf 2013). Die Intensität der derzeit praktizierten Waldbewirtschaftung ohne Kahlschläge hat nach Ergebnissen von Einzelstudien keinen deutlichen Einfluss auf die Speicherfähigkeit der Waldböden für C (Grüneberg *et al.* 2013, Jandl *et al.* 2011, Mund & Schulze 2006, Wäldchen *et al.* 2013). Insgesamt ist ersichtlich, dass die bestehenden Normen und Regeln einer nachhaltigen Forstwirtschaft zu einer positiven Klimaschutzwirkung der Wälder in Deutschland geführt haben. Dies sollte so weitergeführt werden und Einschränkungen in der Holznutzung sollten auf ein absolut notwendiges Maß beschränkt bleiben.

Wechselwirkungen von Klimawandel und Luftverunreinigung sind erkennbar

Wirkungen von Luftverunreinigungen und Stoffeinträgen auf Wälder können mit Extremwitterung und -wetterlagen wie z.B. Hitze und Trockenheit interagieren (Paoletti *et al.* 2007). Bytnerowicz *et al.* (2007) sprechen in diesem Zusammenhang eine erhöhte Empfindlichkeit von N-überversorgten Bäumen gegenüber Spätfrost, Schaderregern und Trockenheit an. Auch eine geringere Wurzelerschließung durch Bodenversauerung kann die Trockenheitsempfindlichkeit erhöhen (Ulrich (1986a). Die Kronenansprache der Waldzustandserhebung (WZE) stellt auf den Flächen der Bodenzustandserhebung einen wichtigen Bestandteil in der Risikobewertung der Waldentwicklung gegenüber Umweltbedingungen wie Immissionen und Witterung dar. So zeigen Fichten mit überhöhten N-Gehalten in den Nadeln deutlich erhöhte Nadelverluste. Auch sind Fichtenbestände in Regionen, die von hoher Verdunstung betroffen sind und gleichzeitig auf Böden mit geringer Wasserhaltekraft stehen, besonders von hohen Nadelverlusten betroffen. Es lässt sich feststellen, dass Risiken für die Fichte heute vor allem durch N-Einträge und durch Klimaveränderung bestehen, die sich gegenseitig verstärken können. In diesem Zusammenhang ist von Bedeutung, dass im Zuge der Waldzustandserhebung jährlich eine Bonitur biotischer Faktoren wie Pilze und Insekten erfolgt. Die Mortalität von Fichten in der Stichprobe steigt häufig nach extrem warm-trockenen Jahren in Folge von Borkenkäfervermehrungen für mehrere Jahre. Die Beobachtung verdeutlicht die Empfindlichkeit der Fichte gegenüber Trockenstress und Luftverunreinigungen. Für die Kronenverlichtung der Buche spielen ähnliche Einflussgrößen eine Rolle wie für die Fichte, wobei biotische Schaderreger eine untergeordnete Rolle spielen. Auch die Eiche kann bundesweit nicht als Hoffnungsträger im Klimawandel angesehen werden: Sie stellt die Hauptbaumart mit den bundesweit höchsten Kronenverlichtungen dar und zeigte sich ebenfalls empfindlich nach der extremen Trockenheit des Jahres 2003. Wie bei der Fichte, kommt auch bei der Eiche wärmebegünstigten Schaderregern, hier der Eichenfraßgesellschaft, eine Schlüsselrolle in der Stabilitätsentwicklung zu. Die Ergebnisse machen deutlich, dass eine Verminderung der Treibhausgasemissionen dringend erforderlich ist, um den laufenden Klimawandel auf ein Ausmaß (2 °C-Ziel) zu begrenzen, an den sich die Wälder in Deutschland anpassen können. Dies ist umso wichtiger, da viele Wälder durch die zurückliegenden und aktuellen Wirkungen von Luftverunreinigungen vorbelastet sind.

Waldumbau hat positive Wirkungen auf die Waldböden

Der Umbau von Nadelbaum-Reinbeständen mit Fichte und Kiefer zu Laub- und Mischwaldbeständen hat den Waldaufbau in den letzten 20 Jahren in vielen Regionen verändert. Ausdruck hiervon ist die Abnahme der Waldflächen mit Fichte und Kiefer um 329.000 ha (rechnerischer Reinbestand) und die Zunahme derer mit Buche, Eiche und anderen Laubwaldarten (ALH, ALN) um 315.000 ha im Zeitraum zwischen 2002 und 2012 (Kroiher & Bolte 2015). Dieser Waldumbau hat insgesamt positive Wirkungen auf die Waldböden, da Laubwälder insgesamt eine geringere Versauerung und höhere Basensättigung als Nadelwälder aufweisen sowie mehr organische Substanz und C im Mineralboden binden. Diese Bindung in tieferen Bodenschichten führt zu einer Stabilisierung der C-Festlegung gegenüber Störungen der Auflage und des Oberbodens und zur leichteren Verfügbarkeit der organisch gebundenen Nährstoffe. Im

Zusammenhang mit der überragenden wirtschaftlichen Bedeutung von Nadelholz für die holznutzenden Unternehmen (Dieter & Janzen 2015) und einer notwendigen Risikostreuung gegenüber Risiken des Klimawandels (Bolte *et al.* (2009)) sollte ein Fokus allerdings auf dem Aufbau von Mischwäldern und der Erhaltung eines ausreichenden Anteils von Nadelbaumarten sein, die an zukünftige Klimabedingungen angepasst sind. Hier sollten politische Maßnahmen darauf abzielen, diese Mischwald-Mehrung auch unter Einbeziehung toleranter heimischer wie auch eingeführter Baumarten wie der Weißtanne, Douglasie und Küstentanne gezielt zu fördern. Dabei sind die berechtigten Belange des Naturschutzes zu wahren.

12.1 Fazit und Ausblick

Anthropogene Umweltveränderungen wie Säure- und N-Einträge sowie der Klimawandel modifizieren die Eigenschaften der Waldböden rascher als dies noch vor wenigen Jahren zu erwarten war. Mit veränderten Bodeneigenschaften entstehen veränderte Wälder mit Leistungen und Risiken.

Die vielfältigen Ergebnisse der zweiten bundesweiten Bodenzustandserhebung (BZE II) im Wald bieten herausragende, neue Möglichkeiten, die Wirkungen von Umwelteinflüssen und Bewirtschaftung auf Wälder und Waldböden zu bewerten. Mit den Auswertungen der BZE II im Wald können zum ersten Mal Veränderungen im Zustand der Waldböden und korrespondierender Waldmerkmale systematisch und repräsentativ für Deutschland auf nationaler und regionaler Ebene dargestellt werden. Sowohl die Anzahl der untersuchten ca. 1900 Standorte als auch der Umfang der Erhebungsgrößen zu den Bereichen Kronenzustand, Bestand, Vegetation, Ernährung und Boden sind einzigartig. Die Vernetzung der BZE Wald mit der laufenden Bodenzustandserhebung Landwirtschaft und anderen Erhebungen des Forstlichen Umweltmonitorings ermöglicht einen Überblick über alle Landnutzungen in Deutschland und verknüpft Informationen zur nachhaltigen Nutzung unserer Wälder mit den ökologischen Grundlagen des Waldwachstums. Damit wird ein umfassender Blick sowohl auf den Schutz unserer Ressourcen und auch deren nachhaltige Nutzungsmöglichkeit geworfen.

Mit der Wiederholungsinventur hat sich die BZE von einer Boden-Inventur zu einem wertvollen Instrument im Forstlichen Umweltmonitoring entwickelt, das als integraler Bestandteil der im Bundeswaldgesetz normierten Walderhebungen (§ 41a BWaldG) von sehr hoher Bedeutung ist. Ausmaß und Geschwindigkeit sowie die Veränderungen der räumlichen Muster lassen sich nur durch methodisch vergleichbare Zeitreihen aufzeigen. Die Bedeutung der Ergebnisse für die Politikberatung und die Berichtspflichten der Bundesregierung sowie die zurückliegenden Änderungen für ausgewählte Bodenparameter (Abb. I-12-1) spricht für eine Wiederholung (BZE III) im Zeitraum von 15 bis 20 Jahren nach dem Erhebungszeitraum der BZE II. Entsprechende Weichen sollten mit einer Bundesverordnung in Abstimmung mit den Ländern gestellt werden.

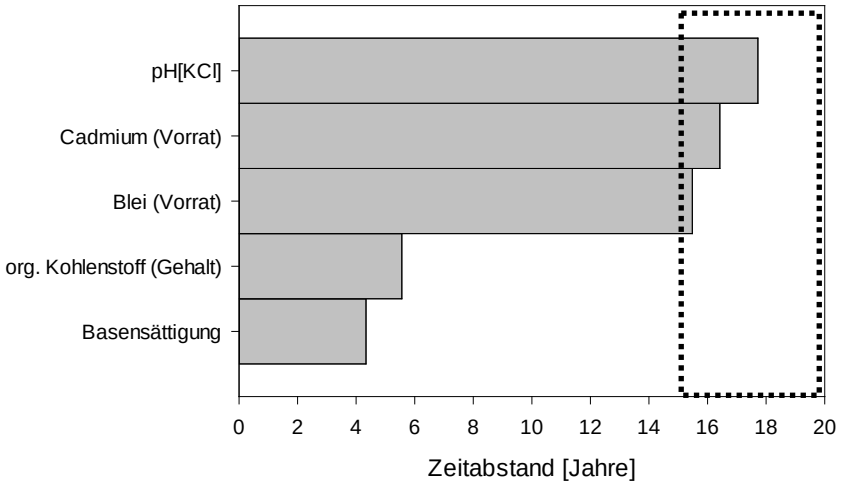


Abb. I-12-1: Zeitabstand zur BZE II für die Wahrscheinlichkeit einer signifikanten Veränderung verschiedener Parameter in den Waldböden Deutschlands. Die Cadmium- und Bleivorräte entstammen der Humusauflage, während sich der pH[KCl]-Wert, der organische Kohlenstoffgehalt und die Basensättigung auf die Tiefenstufe 0-10 cm beziehen. Der gestrichelt umrahmte Bereich (15 bis 20 Jahre Zeitabstand) zeigt das Wiederholungsintervall an, in dem signifikante Veränderungen für alle gezeigten Bodenparameter erfasst werden können.

Die vorliegenden Ergebnisse der BZE II zeigen, dass weitere Anstrengungen zur Luftreinhaltung, insbesondere bei der Emission von N-Verbindungen, und die konsequente Beibehaltung einer nachhaltigen und bodenschonenden Waldwirtschaft wichtig für die Erhaltung und weitere Entwicklung leistungsfähiger Wälder und fruchtbarer Waldböden sind. Hier sind die Weiterentwicklung und konsequente Umsetzung politischer Maßnahmen von großer Bedeutung. Die Erfolge bei der Reduktion der Säurebelastung durch Luftreinhaltung und Waldkalkung zeigen dabei die Möglichkeiten von konzertiertem politischem Handeln auf und werden durch bodenschützendes adaptives Management der Forstbetriebe unterstützt. Ohne die BZE II wären diese Erfolge nicht nachweisbar gewesen.

Die Bodenzustandserhebung ist auch Beispiel für eine erfolgreiche Zusammenarbeit von Bund und Ländern. Aber nicht alle Fragen können mit dem Verfahren systematischer Stichproben geklärt werden. Weitere Fragen werden gestellt. Wichtige Aspekte, wie die Erhaltung der Nährstoffnachhaltigkeit der Böden durch Begrenzung der Vollbaumernte auf Standorte mit ausreichender Nährstoffnachlieferung und die Vermeidung von Bodenverdichtung durch schwere Erntetechnik, erfordern ergänzende Forschungsanstrengungen. Letztlich entsteht der Wert der Bodenzustandserhebung durch die Umsetzung der Ergebnisse in Politik, Verwaltungsabläufen und in Betrieben.

Literatur

Aber, J.D.; McDowell, W.; Nadelhoffer, K.J.; Magill, A.; Berntson, G.; Kamakea, M. *et al.* (1998) Nitrogen saturation in temperate forest ecosystems. BioScience, 48 (11): 921-934.

Aber, J.D.; Nadelhoffer, K.J.; Steudler, P. & Melillo, J.M. (1989) Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. BioScience, 39 (6): 378-386.

Abs, C.; Ewald, J.; Walentowski, H. & Winter, S. (2008) Untersuchung der Schattentoleranz von Baumarten auf Grundlage der Datenbank bayerischer Naturwaldreservate. Tuexenia: Mitteilungen der Floristisch-Soziologischen Arbeitsgemeinschaft, Band 28: 23-40.

Ad-Hoc AG Boden (2005) Bodenkundliche Kartieranleitung (KA 5): 438 pp. (Ed. Eckelmann, W.; Sponagel, H.; Grottenthaler, W. *et al.*) Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. Stuttgart.

Agren, G.I. & Bosatta, E. (1988) Nitrogen saturation of terrestrial ecosystems. Environmental Pollution, 54 (3-4): 185-197.

Ahner, J.; Ahrends, B.; Engel, F.; Hansen, J.; Hentschel, S.; Hurling, R. *et al.* (2013) Waldentwicklungsszenarien für das Hessische Ried: Entscheidungsunterstützung vor dem Hintergrund sich beschleunigt ändernder Wasserhaushalts-und Klimabedingungen und den Anforderungen aus dem europäischen Schutzgebietssystem Natura 2000. Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt, 10: 398 pp. Universitätsverlag. Göttingen.

Ahrends, B. (2012) Dynamische Modellierung der Auswirkungen von Kalkungen und Nutzungsintensitäten auf die Basensättigung im Wurzelraum. In: Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt, 9: 95-114 pp. Universitätsverlag. Göttingen.

Ahrends, B.; Meesenburg, H.; Döring, C. & Jansen, M. (2010) A spatio-temporal modelling approach for assessment of management effects in forest catchments. In: Status and perspectives of hydrology in small basins (Proceedings of the workshop held at Goslar-Hahnenklee, Germany, 30. March-02. April 2009): 32-37 pp. International Association of Hydrological Sciences. Wallingford.

AK Standortskartierung (2003) Forstliche Standortsaufnahme - Begriffe, Definitionen, Einteilungen, Kennzeichnungen, Erläuterungen, 6: 352 pp. IHW-Verlag. Eiching bei München.

AK Standortskartierung (2016) Forstliche Standortsaufnahme - Begriffe, Definitionen, Einteilungen, Kennzeichnungen, Erläuterungen, 7: 400 pp. IHW-Verlag. Eiching bei München.

Akaike, H. (1973) Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. In: Proceedings of the second international symposium on information theory: 267-281 pp. (Ed. Petrov, B.N. & Caski, F.) Akademiai Kiado. Budapest.

Albert, M. & Schmidt, M. (2010) Climate-sensitive modelling of site-productivity relationships for Norway spruce (Picea abies (L.) Karst.) and common beech (Fagus sylvatica L.). Forest Ecology and Management, 259 (4): 739-749.

Aldinger, E. & Gauer, J. (2005) Waldökologische Naturräume Deutschlands: forstliche Wuchsgebiete und Wuchsbezirke - mit Karte 1:1000000. Mitteilungen des Vereins for Forstliche Standortskunde und Forstpflanzenzüchtung, 43: 324 pp. Freiburg.

Alewell, C.; Armbruster, M.; Bittersohl, J.; Evans, C.D.; Meesenburg, H.; Moritz, K. *et al.* (2001) Are there signs of acidification reversal in freshwaters of the low mountain ranges in Germany? Hydrology and Earth System Sciences, 5 (3): 367-378.

Allen, R.G.; Pereira, L.S.; Raes, D. & Smith, M. (1998) Crop evapotranspiration - Guidelines for computing crop water requirements. FAO Irrigation and Drainage Paper, 56: 300.

Allison, S.D. & Treseder, K.K. (2008) Warming and drying suppress microbial activity and carbon cycling in boreal forest soils. Global Change Biology, 14 (12): 2898-2909.

Alriksson, A. & Eriksson, H.M. (1998) Variations in mineral nutrient and C distribution in the soil and vegetation compartments of five temperate tree species in NE Sweden. Forest Ecology and Management, 108 (3): 261-273.

Alveteg, M. (1998) Dynamics of forest soil chemistry. Department of Chemical Engineering II. Lund: 77 pp.

Alveteg, M.; Walse, C. & Warfvinge, P. (1998) Reconstructing historic atmospheric deposition and nutrient uptake from present day values using MAKEDEP. Water, Air and Soil Pollution, 104 (3): 269-283.

Amundson, R. (2001) The carbon budget in soils. Annual Review of Earth and Planetary Sciences, 29: 535-562.

Anders, S.; Beck, W.; Bolte, A.; Hofmann, G.; Jenssen, M.; Krakau, U. *et al.* (2002) Ökologie und Vegetation der Wälder Nordostdeutschlands: 283 pp. Verlag Dr. Kessel. Oberwinter.

Andersson, S. & Nilsson, S.I. (2001) Influence of pH and temperature on microbial activity, substrate availability of soil-solution bacteria and leaching of dissolved organic carbon in a mor humus. Soil Biology and Biochemistry, 33 (9): 1181-1191.

ARGE StickstoffBW (2014) Ermittlung standortspezifischer Critical Loads für Stickstoff - Dokumentation der Critical Limits und sonstiger Annahmen zur Berechnung der Critical Loads für bundesdeutsche FFH-Gebiete. ID Umweltbeobachtung U26-S7-N12: 187 pp. Arbeitsgemeinschaft Stickstoff Land Baden-Württemberg. Karlsruhe.

Augustin, N. (2006) Terrestrial inventory survey (TWI): Simulation study to investigate different sampling schemes: 13 pp. University of Bath. Department of Mathematical Sciences. Bath.

Augustin, N.; Musio, M.; von Wilpert, K.; Kublin, E.; Wood, S. & Schumacher, M. (2009) Modeling spatio-temporal forest health monitoring data. Journal of the American Statistical Association, 104 (487): 899-911.

Augustin, N.H.; Lang, S.; Musio, M. & von Wilpert, K. (2007) A spatial model for the needle losses of pine-trees in the forests of Baden-Württemberg: an application of Bayesian structured additive regression. Journal of the Royal Statistical Society. Series C (Applied Statistics), 56 (1): 29-50.

Augustin, S.; Evers, J.; Dietrich, H.P.; Eichhorn, J.; Haussmann, T.; Icke, R. *et al.* (2005) Concept and feasibility study for the integrated evaluation of environmental monitoring data in forests. European Journal of Forest Research, 124 (4): 251-260.

Augustin, S.; Stephanowitz, H.; Wolff, B.; Schröder, J. & Hoffmann, E. (2005) Manganese in tree rings of Norway spruce as an indicator for soil chemical changes in the past. European Journal of Forest Research, 124 (4): 313-318.

Augusto, L.; Ranger, J.; Binkley, D. & Rothe, A. (2002) Impact of several common tree species of European temperate forests on soil fertility. Annals of Forest Science, 59 (3): 233-253.

BAFU (2014) Stickstoff - Segen und Problem. Umwelt - Natürliche Ressourcen in der Schweiz, 2: 64 pp. Bundesamt für Umwelt. St. Gallen.

Balla, S.; Uhl, R.; Schlutow, A.; Lorentz, H.; Förster, M.; Becker, C. *et al.* (2013) Untersuchung und Bewertung von straßenverkehrsbedingten Nährstoffeinträgen in empfindliche Biotope. Bericht zum FE 84.0102/2009 der Bundesanstalt für Straßenwesen, Forschung, Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, 1099: 364 Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung. Bonn.

Barnett, A.G.; van der Pols, J.C. & Dobson, A.J. (2005) Regression to the mean: what it is and how to deal with it. International Journal of Epidemiology, 34 (1): 215-220.

Beets, P.N. & Pollock, D.S. (1987) Accumulation and partitioning of dry matter in *Pinus radiata* as related to stand age and thinning. New Zealand Journal of Forestry Science, 17 (2-3): 246-271.

Bellamy, P.H.; Loveland, P.J.; Bradley, R.I.; Lark, R.M. & Kirk, G.J.D. (2005) Carbon losses from all soils across England and Wales 1978-2003. Nature, 437 (7056): 245-248.

Berger, T.W.; Neubauer, C. & Glatzel, G. (2002) Factors controlling soil carbon and nitrogen stores in pure stands of Norway spruce (*Picea abies*) and mixed species stands in Austria. Forest Ecology and Management, 159 (1-2): 3-14.

Berger, T.W.; Swoboda, S.; Prohaska, T. & Glatzel, G. (2006) The role of calcium uptake from deep soils for spruce (*Picea abies*) and beech (*Fagus sylvatica*). Forest Ecology and Management, 229 (1–3): 234-246.

Bernhardt-Römermann, M.; Baeten, L.; Craven, D.; de Frenne, P.; Hédl, R.; Lenoir, J. *et al.* (2015) Drivers of temporal changes in temperate forest plant diversity vary across spatial scales. Global Change Biology, 21 (10): 3726-3737.

BfN (2015) floraweb - http://www.floraweb.de/index.html - Daten und Informationen zu Wildpflanzen und zur Vegetation Deutschlands. Bundesamt für Naturschutz.

BGR (1998) Nutzungsdifferenzierte Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland : 1:1.000.000 (BÜK 1000 N). Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe. Hannover.

BGR (2016) Bodenatlas Deutschland – Böden in thematischen Karten. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe. Hannover.

BImSchV (1983) Dreizehnte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Großfeuerungsanlagen – 13. BImSchV) vom 22. Juni 1983. BGBl. I: 719 pp.

Binkley, D. & Valentine, D. (1991) Fifty-year biogeochemical effects of green ash, white pine, and Norway spruce in a replicated experiment. Forest Ecology and Management, 40 (1–2): 13-25.

Bittersohl, J.; Walther, W. & Meesenburg, H. (2014) Gewässerversauerung durch Säuredeposition in Deutschland – Entwicklung und aktueller Stand. Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, 58 (4): 260-273.

Blaser, S.; Prati, D.; Senn-Irlet, B. & Fischer, M. (2013) Effects of forest management on the diversity of deadwood-inhabiting fungi in Central European forests. Forest Ecology and Management, 304: 42-48.

Block, J.; Eichborn, J.; Gehrmann, J.; Kölling, C.; Matzner, E.; Meiwes, K.J. *et al.* (2000) Kennwerte zur Charakterisierung des ökochemischen Bodenzustandes und des Gefährdungspotenzials durch Bodenversauerung und Stickstoffsättigung an Level II-Waldökosystemen-Dauerbeobachtungsflächen. Arbeitskreis C der Bund-Länder-Arbeitsgruppe Level II: 167 pp. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Bonn.

Block, J. & Meiwes, K.J. (2013) Erhaltung der Produktivität der Waldböden bei der Holz- und Biomassenutzung. In: Bodenschutz - Ergänzbares Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser, VII/13: 1-50 pp. (Ed. Bachmann, G.; König, W. & Utermann, J.) Erich Schmidt Verlag. Berlin.

Blum, U. & Heinbach, R. (2010) Gesamtauswertung der Datengrundlage sämtlicher BZE Ringversuche 2005 bis 2009: 700 pp. Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft. Freising.

Blume, H.-P.; Brümmer, G.W.; Horn, R.; Kandeler, E.; Kögel-Knabner, I.; Kretzschmar, R. *et al.* (2010) Scheffer/Schachtschabel - Lehrbuch der Bodenkunde, 16: 570 pp. Spektrum Akademischer Verlag. Heidelberg.

BMEL (2014) Der Wald in Deutschland - Ausgewählte Ergebnisse der dritten Bundeswaldinventur: 54 pp. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft. Berlin.

BMEL (2016) Ergebnisse der Waldzustandserhebung 2015: 49 pp. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft. Berlin.

BMELF (1994) Arbeitsanleitung zur ersten Bodenzustandserhebung im Wald, 2: 147 pp. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Berlin.

BMELF. 2000. Bericht über den Zustand des Waldes 1999. In Ergebnisse des forstlichen Umweltmonitoring. Bonn: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten.

BMELV (2007) Zielsetzung und Konzeption der zweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II-Konzeptpapier). Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. Bonn.

BMUB 2014. Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. Kabinettsbeschluss vom 7. Nov 2007: 179 pp. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit. Berlin.

Bobbink, R. & Hettelingh, J.-P. (2011) Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. In: Proceedings of an Expert Workshop. Coordination Centre for Effects and National Institute for Public Health and the Environment. Noordwijkerhout.

Bobbink, R.; Hicks, K.; Galloway, J.; Spranger, T.; Alkemade, R.; Ashmore, M. *et al.* (2010) Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis. Ecological Applications, 20 (1): 30-59.

Bobbink, R.; Hornung, M. & Roelofs, J.G.M. (1998) The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. Journal of Ecology, 86 (5): 717-738.

Boch, S.; Prati, D.; Müller, J.; Socher, S.; Baumbach, H.; Buscot, F. *et al.* (2013) High plant species richness indicates management-related disturbances rather than the conservation status of forests. Basic and Applied Ecology, 14 (6): 496-505.

Boisvenue, C. & Running, S.W. (2006) Impacts of climate change on natural forest productivity - evidence since the middle of the 20th century. Global Change Biology, 12 (5): 862-882.

Bolte, A.; Eisenhauer, D.-R.; Ehrhart, H.-P.; Groß, J.; Hanewinkel, M.; Kölling, C. *et al.* (2009) Klimawandel und Forstwirtschaft - Übereinstimmungen und Unterschiede bei der Einschätzung der Anpassungsnotwendigkeiten und Anpassungsstrategien der Bundesländer. Landbauforschung - vTI Agriculture and forestry research, 59 (4): 269-278.

Bolte, A. & Wolff, B. 2001. Validierung von Critical Load-Überschreitungen und Indikatoren des aktuellen Wirkungsgeschehens. Abschlußbericht zum UBA-Forschungsprojekt FKZ 298 43209: 289 pp. Bundesanstalt für Forst- und Holzwirtschaft. Eberswalde.

Böttcher, J. & Springob, G. (2001) A carbon balance model for organic layers of acid forest soils. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 164 (4): 399-405.

Bowden, R.D.; Davidson, E.; Savage, K.; Arabia, C. & Steudler, P. (2004) Chronic nitrogen additions reduce total soil respiration and microbial respiration in temperate forest soils at the Harvard Forest. Forest Ecology and Management, 196 (1): 43-56.

Braun-Blanquet, J. (1964) Pflanzensoziologie - Grundzüge der Vegetationskunde, 3: 866 pp. Springer. Berlin Wien New York.

Braun, S.; Thomas, V.F.D.; Quiring, R. & Fluckiger, W. (2010) Does nitrogen deposition increase forest production? The role of phosphorus. Environmental Pollution, 158 (6): 2043-2052.

Bréda, N. & Granier, A. (1996) Intra- and interannual variations of transpiration, leaf area index and radial growth of a sessile oak stand (*Quercus petraea*). Annals of Forest Science, 53 (2-3): 521-536.

Bredemeier, M. (1988) Forest canopy transformation of atmospheric deposition. Water, Air and Soil Pollution, 40 (1): 121-138.

Breemen van, N.; Mulder, J. & Driscoll, C.T. (1983) Acidification and alkalinization of soils. Plant and Soil, 75 (3): 283-308.

Breiman, L. (2001) Random Forests. Machine Learning, 45 (1): 5-32.

Bruelheide, H. & Udelhoven, P. (2005) Correspondence of the fine-scale spatial variation in soil chemistry and the herb layer vegetation in beech forests. Forest Ecology and Management, 210 (1–3): 205-223.

Bucher, J.B. (1984) Bemerkungen zum Waldsterben und Umweltschutz in der Schweiz. Forstwissenschaftliches Centralblatt, Tharandter Forstliches Jahrbuch, 103 (1): 16-27.

Builtjes, P.; Hendriks, E.; Koenen, M.; Schaap, M.; Banzhaf, S.; Kerschbaumer, A. *et al.* (2011) Erfassung, Prognose und Bewertung von Stoffeinträgen und ihren Wirkungen in Deutschland : Anhang 17 (FKZ 3707 64 200). UBA Texte, 38/2011: 97 pp. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau.

Burger, H. (1935) Kap. II Douglasie. Mitteilungen der Schweizerischen Anstalt für das forstliche Versuchswesen, 14 (1). Eidgenössische Anstalt für das Forstliche Versuchswesen. Zürich.

Burger, H. (1945) Kap. I, Lärche. Mitteilungen der Schweizerischen Anstalt für das forstliche Versuchswesen, 24 (1). Eidgenössische Anstalt für das Forstliche Versuchswesen. Zürich.

Burger, H. (1947) Kap. III, Eiche. Mitteilungen der Schweizerischen Anstalt für das forstliche Versuchswesen, 25 (1). Eidgenössische Anstalt für das Forstliche Versuchswesen. Zürich.

Burger, H. (1948) Kap. IV, Föhre. Mitteilungen der Schweizerischen Anstalt für das forstliche Versuchswesen, 25 (2). Eidgenössische Anstalt für das Forstliche Versuchswesen. Zürich.

Burger, H. (1950) Kap. II, Buche. Mitteilungen der Schweizerischen Anstalt für das forstliche Versuchswesen, 26 (2). Eidgenössische Anstalt für das Forstliche Versuchswesen. Zürich.

Burger, H. (1951) Kap. IV, Tanne. Mitteilungen der Schweizerischen Anstalt für das forstliche Versuchswesen, 26. Eidgenössische Anstalt für das Forstliche Versuchswesen, Zürich.

Burger, H. (1952) Kap. III, Fichten im Plenterwald. Mitteilungen der Schweizerischen Anstalt für das forstliche Versuchswesen, 28. Eidgenössische Anstalt für das Forstliche Versuchswesen. Zürich.

Burger, H. (1953) Kap. III, Fichten im gleichaltrigen Hochwald. Mitteilungen der Schweizerischen Anstalt für das forstliche Versuchswesen, 29 (1). Eidgenössische Anstalt für das Forstliche Versuchswesen. Zürich.

Burton, A.J.; Pregitzer, K.S.; Crawford, J.N.; Zogg, G.P. & Zak, D.R. (2004) Simulated chronic NO3– deposition reduces soil respiration in northern hardwood forests. Global Change Biology, 10 (7): 1080-1091.

Bütler, R. & Schlaepfer, R. (2004) Wie viel Totholz braucht der Wald? Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen, 155: 31-37.

Bytnerowicz, A.; Omasa, K. & Paoletti, E. (2007) Integrated effects of air pollution and climate change on forests: A northern hemisphere perspective. Environmental Pollution, 147 (3): 438-445.

Cajander, A.K. (1926) The Theory of forest types. Acta Forestalia Fennica, 29 (4): 108.

Čakmak, D.; Beloica, J.; Perović, V.; Kadović, R.; Mrvić, V.; Knežević, J. *et al.* (2014) Atmospheric Deposition Effects on Agricultural Soil Acidification State - Key Study: Krupanj Municipality. Archives of Environmental Protection, 40 (2): 137-148.

Callesen, I.; Stupak, I.; Georgiadis, P.; Johannsen, V.K.; Østergaard, H.S. & Vesterdal, L. (2015) Soil carbon stock change in the forests of Denmark between 1990 and 2008. Geoderma Regional, 5: 169-180.

Christensen, B.T. (2001) Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover. European Journal of Soil Science, 52 (3): 345-353.

Christensen, M.; Hahn, K.; Mountford, E.P.; Ódor, P.; Standovár, T.; Rozenbergar, D. *et al.* (2005) Dead wood in European beech (*Fagus sylvatica*) forest reserves. Forest Ecology and Management, 210 (1–3): 267-282.

Cole, D.W.; van Miegroet, H. & Foster, N.W. (1992) Retention and loss of N in the IFS sites and evaluation of the relative importance of processes: 196-199. In: Atmospheric Deposition and Nutrient Cycling in Forest Ecosystems — A Synthesis of the Integrated Forest Study. (Ed. Johnson, D.W. & Lindberg, S.E.) Springer. New York.

Cools, N.; Vesterdal, L.; de Vos, B.; Vanguelova, E. & Hansen, K. (2014) Tree species is the major factor explaining C:N ratios in European forest soils. Forest Ecology and Management, 311: 3-16.

Covington, W.W. (1981) Changes in forest floor organic-matter and nutrient content following clear cutting in northern hardwoods. Ecology, 62 (1): 41-48.

Cronan, C.S. & Grigal, D.F. (1995) Use of Calcium/Aluminum Ratios as Indicators of Stress in Forest Ecosystems. Journal of Environmental Quality, 24 (2): 209-226.

Crow, S.E.; Lajtha, K.; Filley, T.R.; Swanston, C.W.; Bowden, R.D. & Caldwell, B.A. (2009) Sources of plant-derived carbon and stability of organic matter in soil: implications for global change. Global Change Biology, 15 (8): 2003-2019.

Dammann, I.; Evers, J.; Paar, U. & Eichhorn, J. (2013) Ernährung von Buche und Kiefer in Nordwestdeutschland. AFZ-DerWald, 68 (14): 4-10.

Dammann, I.; Paar, U.; Weymar, J.; Spielmann, M. & Eichhorn, J. (2015) Waldzustandsbericht 2015: 40 pp. Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. Göttingen.

Dämmgen, U.; Matschullat, J.; Zimmermann, F.; Strogies, M.; Grünhage, L.; Scheler, B. *et al.* (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, 73 (1-2): 25-36.

Davidson, E.A. & Janssens, I.A. (2006) Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. Nature, 440 (7081): 165-173.

de Camargo, A.P. & Sentelhas, P.C. (1997) Performance evaluation of different methods for estimating potential evapotranspiration in the state of Sao Paulo, Brazil – An analytical review of potential evapotranspiration. Revista Brasileira de Agrometeorologia, 5 (1): 89-97.

de Marco, A.; Proietti, C.; Cionni, I.; Fischer, R.; Screpanti, A. & Vitale, M. (2014) Future impacts of nitrogen deposition and climate change scenarios on forest crown defoliation. Environmental Pollution, 194: 171-180.

de Martonne, E. (1926) Une Nouvelle fonction climatologique. L'Indice d'aridité: 449-458 pp. In: La Meteorologie. Impr. Gauthier-Villars. Paris.

de Schrijver, A.; de Frenne, P.; Staelens, J.; Verstraeten, G.; Muys, B.; Vesterdal, L. *et al.* (2012) Tree species traits cause divergence in soil acidification during four decades of postagricultural forest development. Global Change Biology, 18 (3): 1127-1140.

de Schrijver, A.; Staelens, J.; Wuyts, K.; Van Hoydonck, G.; Janssen, N.; Mertens, J. *et al.* (2008) Effect of vegetation type on throughfall deposition and seepage flux. Environmental Pollution, 153 (2): 295-303.

de Vries, W.; Dobbertin, M.H.; Solberg, S.; van Dobben, H.F. & Schaub, M. (2014) Impacts of acid deposition, ozone exposure and weather conditions on forest ecosystems in Europe: an overview. Plant and Soil, 380 (1-2): 1-45.

de Vries, W.; Hettelingh, J.-P. & Posch, M. (2015) Critical loads and dynamic risk assessments: Nitrogen, acidity and metals in terrestrial and aquatic ecosystems, 25: 662 pp. Springer. Berlin Heidelberg New York.

de Vries, W. & Posch, M. (2003) Derivation of cation exchange constants for sand, loess, clay and peat soils on the basis of field measurements in the Netherlands, 701: 50 pp. Alterra. Wageningen.

de Vries, W. & Posch, M. (2011) Modelling the impact of nitrogen deposition, climate change and nutrient limitations on tree carbon sequestration in Europe for the period 1900–2050. Environmental Pollution, 159 (10): 2289-2299.

de Vries, W.; Reinds, G.J.; van der Salm, C.; Draaijers, G.P.J.; Bleeker, A.; Erisman, J.W. *et al.* . 2001. Intensive monitoring of forest ecosystems in Europe. In Technical Report. UN/ECE, EC. Forest Intensive Monitoring Coordinating Institute. Geneva Brussels.

de Vries, W.; Solberg, S.; Dobbertin, M.; Sterba, H.; Laubhann, D.; van Oijen, M. *et al.* (2009) The impact of nitrogen deposition on carbon sequestration by European forests and heathlands. Forest Ecology and Management, 258 (8): 1814-1823.

Dehner, U.; Renger, M.; Bräunig, A.; Lamparter, A.; Bauriegel, A.; Burbaum, B. *et al.* . 2015. Neue Kennwerte für die Wasserbindung in Böden - Ergebnisse der Abstimmung zwischen dem Personenkreis Wasserhaushaltstabellen der Ad-hoc-AG Boden und dem DWA. Jahrestagung der DBG, Kom. V. Unsere Böden – Unser Leben: 14 pp. Berichte der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft. München.

Devlaeminck, R.; de Schrijver, A. & Hermy, M. (2005) Variation in throughfall deposition across a deciduous beech (*Fagus sylvatica L.*) forest edge in Flanders. Science of The Total Environment, 337 (1-3): 241-52.

Diekmann, M.; Michaelis, J. & Pannek, A. (2015) Know your limits – The need for better data on species responses to soil variables. Basic and Applied Ecology, 16 (7): 563-572.

Dierschke, H. (1985) Pflanzensoziologische und ökologische Untersuchungen in Wäldern Süd-Niedersachsens: 2. Syntaxonomische Übersicht der Laubwald-Gesellschaften und Gliederung der Buchenwälder. Tuexenia: Mitteilungen der Floristisch-Soziologischen Arbeitsgemeinschaft, 5: 491-521.

Dierschke, H. (1989) Artenreiche Buchenwaldgesellschaften Nordwest-Deutschlands. In: Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft, 1: 107-148 pp. Reinhold-Tüxen-Gesellschaft. Hannover.

Dierschke, H. (1994) Pflanzensoziologie : Grundlagen und Methoden: 683 pp. Ulmer Verlag. Stuttgart.

Dieter, M. & Janzen, N. (2015) Deutsches Cluster Forst und Holz im internationalen Wettbewerb. AFZ-DerWald, 70 (17): 13-15.

Dietrich, H.P. & Stetter, U. 2015. Messreihen des forstlichen Intensivmonitoring an Bayerischen Waldklimastationen ermöglichen zeitlich differenzierte Einordnung ernährungskundlicher Befunde der BZE II. Tagung der Sektion Waldernährung des DVFF. Schleswig.

DIN 4220 (2008-11) Bodenkundliche Standortbeurteilung - Kennzeichnung, Klassifizierung und Ableitung von Bodenkennwerten (normative und nominale Skalierungen): 50 pp.

Dirnböck, T.; Grandin, U.; Bernhardt-Römermann, M.; Beudert, B.; Canullo, R.; Forsius, M. *et al.* (2014) Forest floor vegetation response to nitrogen deposition in Europe. Global Change Biology, 20 (2): 429-440.

Dise, N.B.; Rothwell, J.J.; Gauci, V.; van der Salm, C. & de Vries, W. (2009) Predicting dissolved inorganic nitrogen leaching in European forests using two independent databases. Science of The Total Environment, 407 (5): 1798-1808.

Dise, N.B. & Wright, R.F. (1995) Nitrogen leaching from European forests in relation to nitrogen deposition. Forest Ecology and Management, 71 (1–2): 153-161.

Don, A.; Schumacher, J.; Scherer-Lorenzen, M.; Scholten, T. & Schulze, E.-D. (2007) Spatial and vertical variation of soil carbon at two grassland sites — Implications for measuring soil carbon stocks. Geoderma, 141 (3–4): 272-282.

Dultz, S. (2001) Veränderung des mineralogischen Stoffbestandes in Böden aus pleistozänen Sedimenten Nordwestdeutschlands und deren Bedeutung für die Elementfreisetzung. Berichtsbände des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, A 172: 201. Selbstverlag der Universität Göttingen.

Duquesnay, A.; Dupouey, J.L.; Clement, A.; Ulrich, E. & Le Tacon, F. (2000) Spatial and temporal variability of foliar mineral concentration in beech (*Fagus sylvatica*) stands in northeastern France. Tree Physiology, 20: 13-22.

Düwel, O.; Siebner, C.S.; Utermann, J. & Krone, F. (2007) Bodenarten der Böden Deutschlands - Bericht über länderübergreifende Auswertungen von Punktinformationen im FISBo BGR: 39 pp. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe. Hannover.

EEA 2002. Corine land cover update 2000 - Technical Guidelines. In Technical Report, 89: 56 pp. European Environment Agency. Kopenhagen.

EEA 2010a. Raster data on land cover for the CLC 1990 inventory (Version 13 of Feb 2010). European Environment Agency. Kopenhagen.

EEA 2010b. Raster data on land cover for the CLC 2006 inventory (Version 13 of Feb 2010). European Environment Agency. Kopenhagen.

Eichhorn, J. (1995) Stickstoffsättigung und ihre Auswirkungen auf das Buchenwaldökosystem der Fallstudie Zierenberg. Berichtsbände des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, A 124: 175 pp. Selbstverlag der Universität Göttingen.

Eichhorn, J.; Icke, R.; Isenberg, A.; Paar, U. & Schönfelder, E. (2005) Temporal development of crown condition of beech and oak as a response variable for integrated evaluations. European Journal of Forest Research, 124 (4): 335-347.

Eichhorn, J.; Roskams, P.; Ferretti, M.; Mues, V.; Szepesi, A. & Durrant, D. (2010) Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. Manual part IV - Visual assessment of crown condition and damaging agents: 49 pp. UNECE ICP Forests Programme. Hamburg.

Elith, J.; Leathwick, J.R. & Hastie, T. (2008) A working guide to boosted regression trees. Journal of Animal Ecology, 77 (4): 802-813.

Ellenberg, H. (1971) Integrated experimental ecology: Methods and results of ecosystem research in the German Solling Project. Ecological Studies, 2: 214 pp. Springer. Berlin, New York.

Ellenberg, H. (1979) Zeigerwerte der Gefässpflanzen Mitteleuropas: 122 pp. Scripta Geobotanica 9. Erich Goltze Verlag. Göttingen.

Ellenberg, H. (2003) CD der tabellarischen Übersichten: Zeigerwerte von Pflanzen Mitteleuropas. Scripta Geobotanica 18. Erich Goltze Verlag. Göttingen.

Ellenberg, H. & Leuschner, C. (2010) Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen, 6. Aufl.: 1333 pp. UTB für Wissenschaft. Ulmer. Stuttgart.

Ellenberg, H.; Mayer, R. & Schauermann, J. (1986) Ökosystemforschung - Ergebnisse des Sollingprojekts 1966-1986: 507 pp. Ulmer Verlag. Stuttgart.

Ellenberg, H.; Weber, H.E.; Düll, R.; Wirth, V.; Werner, W. & Paulißen, D. (2001) Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa, 3. Aufl.: 262 pp. Scripta geobotanica 18. Erich Goltze Verlag. Göttingen.

Elling, W.; Heber, U.; Polle, A. & Beese, F. (2007) Schädigung von Waldökosystemen: 422 pp. Springer Spektrum. München.

Engels, F. (2014) Waldzustandserhebung in Rheinland-Pfalz – Alterseinfl uss bei der Kronenverlichtung. AFZ-DerWald, 69 (9): 16-17.

Erisman, J.W. & Draaijers, G. (2003) Deposition to forests in Europe: most important factors influencing dry deposition and models used for generalisation. Environmental Pollution, 124 (3): 379-388.

Erkenberg, A.; Prietzel, J. & Rehfuess, K.-E. (1996) Schwefelausstattung ausgewählter europäischer Waldböden in Abhängigkeit vom atmogenen S-Eintrag. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 159 (1): 101-109.

Ertl, G. & Soentgen, J. (2015) N Stickstoff – ein Element schreibt Weltgeschichte: 272 pp. Oekom Verlag. München.

Etzold, S.; Waldner, P.; Thimonier, A.; Schmitt, M. & Dobbertin, M. (2014) Tree growth in Swiss forests between 1995 and 2010 in relation to climate and stand conditions: Recent disturbances matter. Forest Ecology and Management, 311: 41-55.

Eusterhues, K.; Rumpel, C.; Kleber, M. & Kögel-Knabner, I. (2003) Stabilisation of soil organic matter by interactions with minerals as revealed by mineral dissolution and oxidative degradation. Organic Geochemistry, 34 (12): 1591-1600.

Evers, F.H. (1972) Jahrweisen Fluktuationen der Nahrelementkonzentrationen in Fichtennadeln und ihre Bedeutung fur die Interpretation nadelanalytischer Befunde. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung, 143 (3/4): 68-74.

Evers, F.H. & Hüttl, R.F. (1992) Magnesium-, Calcium- und Kaliummangel bei Waldbäumen - Ursachen, Symptome, Behebung. Merkblätter der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, 42: 8 pp. Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg. Freiburg.

Evers, J.; Dammann, I.; Noltensmeier, A. & Nagel, R.-V. (2008) Auswirkungen von Bodenschutzkalkungen auf Buchenwälder (*Fagus sylvatica L.*). In: Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt, 03: 21-50 pp. Universitätsverlag Göttingen.

Evers, J.; König, N.; Wolff, B. & Meiwes, K.J. (2002) Vorbereitung der Zweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II) : Untersuchungen zur Laboranalytik, Stickstoffbestimmung und zeitlichen Variabilität bodenchemischer Parameter: 243 pp. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz & Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt. Bonn.

Ewald, J. (2003) The calcareous riddle: Why are there so many calciphilous species in the Central European flora? Folia Geobotanica, 38 (4): 357-366.

Ewald, J. (2005) Schlusswaldgesellschaften des Werdenfelser Landes (Bayerische Alpen). In: HOPPEA, 66: 377-406 pp. Denkschriften der Regensburger Botanischen Gesellschaft. Regensburg.

Ewald, J. (2008) Plant species richness in mountain forests of the Bavarian Alps. Plant Biosystems, 142 (3): 594-603.

Ewald, J.; Hennekens, S.; Conrad, S.; Wohlgemuth, T.; Jansen, F.; Jenssen, M. *et al.* (2013) Räumliche und zeitliche Muster von Ellenberg-Nährstoffzahlen in Wäldern Deutschlands und angrenzender Gebiete - eine Untersuchung auf Grundlage pflanzensoziologischer Datenbanken. Mitteilungen der Floristisch-Soziologischen Arbeitsgemeinschaft. Tuexenia, 33: 93-109,

Ewald, J.; Jehl, H.; Braun, L. & Lohberger, E. (2011) Die Vegetation des Nationalparks Bayerischer Wald als Ausdruck von Standort und Walddynamik. Tuexenia: Mitteilungen der Floristisch-Soziologischen Arbeitsgemeinschaft, Band 31: 9-38.

Falk, W.; Dietz, E.; Grünert, S.; Schultze, B. & Kölling, C. (2008) Wo hat die Fichte genügend Wasser? Neue überregional gültige Karten des Wasserhaushalts von Fichtenbeständen verbessern die Anbauentscheidung. LWF Aktuell, 5 (66): 21-25.

Federer, C.A.; Vörösmarty, C. & Fekete, B. (2003) Sensitivity of Annual Evaporation to Soil and Root Properties in Two Models of Contrasting Complexity. Journal of Hydrometeorology, 4 (6): 1276-1290.

Feger, K.-H. (1993) Bedeutung von ökosysteminternen Umsätzen und Nutzungseingriffen für den Stoffhaushalt von Waldlandschaften. Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen 31: 237 pp.

Ferretti, M. (1997) Forest health assessment and monitoring – Issues for consideration. Environmental Monitoring and Assessment, 48 (1): 45-72.

Ferretti, M.; Calderisi, M.; Marchetto, A.; Waldner, P.; Thimonier, A.; Jonard, M. *et al.* (2015) Variables related to nitrogen deposition improve defoliation models for European forests. Annals of Forest Science, 72 (7): 897-906.

Fiedler, H.J.; Nebe, W. & Hoffmann, F. (1973) Forstliche Pflanzenernährung und Düngung. Jena: VEB Verlag Gustav Fischer.

Fife, D.N.; Nambiar, E.K. & Saur, E. (2008) Retranslocation of foliar nutrients in evergreen tree species planted in a Mediterranean environment. Tree Physiol, 28 (2): 187-96.

Fife, D.N. & Nambiar, E.K.S. (1997) Changes in the canopy and growth of Pinus radiata in response to nitrogen supply. Forest Ecology and Management, 93 (1–2): 137-152.

Finér, L.; Helmisaari, H.S.; Lõhmus, K.; Majdi, H.; Brunner, I.; Børja, I. *et al.* (2007) Variation in fine root biomass of three European tree species: Beech (*Fagus sylvatica L.*), Norway spruce (*Picea abies L. Karst.*), and Scots pine (*Pinus sylvestris L.*). Plant Biosystems - An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology, 141 (3): 394-405.

Fischer, A.; Marshall, P. & Camp, A. (2013) Disturbances in deciduous temperate forest ecosystems of the northern hemisphere: their effects on both recent and future forest development. Biodiversity and Conservation, 22 (9): 1863-1893.

Fischer, H. (2015) On the combination of species cover values from different vegetation layers. Applied Vegetation Science, 18 (1): 169-170.

Fischer, H.; Bens, O. & Hüttl, R. (2002) Veränderung von Humusform, -vorrat und -verteilung im Zuge von Waldumbau-Maßnahmen im Nordostdeutschen Tiefland. Forstwissenschaftliches Centralblatt vereinigt mit Tharandter forstliches Jahrbuch, 121 (6): 322-334.

Fischer, H.; Michler, B.; Schwall, M.; Kudernatsch, T.; Walentowski, H. & Ewald, J. (2014) Was wächst denn da? Weihenstephaner Vegetationsdatenbank stärkt künftig die interdisziplinäre Zusammenarbeit in der Freilandökologie. LWF Aktuell, 103: 34-37.

Flückiger, W. & Braun, S. (1998) Nitrogen deposition in Swiss forests and its possible relevance for leaf nutrient status, parasite attacks and soil acidification. Environmental Pollution, 102: 69-76.

Flückiger, W. & Braun, S. (2003) Critical limits for nutrient concentrations and ratios for forest trees - a comment. In: Empirical critical loads for nitrogen - proceedings, 164: 273-280 pp. Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape. Bern.

Fortmann, H. & König, N. (2014a) Methode A1.3.2, Anhang 1 - Auswirkungen der unterschiedlichen Siebmethoden für Humusproben bei der BZE I und II auf die Vorratsberechnungen in der Humusauflage. In: Handbuch Forstliche Analytik (HFA). (Ed. Gutachterausschuss Forstliche Analytik) Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz & Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt. Berlin.

Fortmann, H. & König, N. (2014b) Methode A3.1.1.1, Anhang 1 - Vergleich der pH-Bestimmung im Boden und Humus zwischen den Methoden A3.1.1.1 und A3.1.1.2. In: Handbuch Forstliche Analytik (HFA). (Ed. Gutachterausschuss Forstliche Analytik): Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz & Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt. Berlin.

Fowler, D.; Smith, R.; Muller, J.; Cape, J.N.; Sutton, M.A.; Erisman, J.W. *et al.* (2007) Long term trends in sulphur and nitrogen deposition in Europe and the cause of non-linearities. Water, Air and Soil Pollution, 7 (1): 41-47.

Frahm, J.-P. & Frey, W. (2004) Moosflora, 4. Aufl.: 538 pp. Ulmer. Stuttgart.

Frey, W.; Frahm, J.-P.; Fischer, E. & Lobin, W. (1995) Die Moos- und Farnpflanzen Europas, 6. Aufl.: 426 pp. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart, Jena, New York.

Fried, J.S.; Boyle, J.R.; Tappeiner, J.C. & Cromack, K. (1990) Effects of bigleaf maple on soils in douglas-fir forests. Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere, 20 (3): 259-266.

Frühwald, A. & Knauf, M. (2013) Verlust an Wertschöpfung und Klimaschutz droht. Holz-Zentralblatt, 12: 291-293.

FVA (2013) Regenerationsorientierte Bodenschutzkalkung, Merkblatt 54/2013: 39 pp. Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg. Freiburg i. Br.

GAFA (2005) Handbuch Forstliche Analytik (HFA), Grundwerk des Gutachterausschuss Forstliche Analytik. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz & Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt. Bonn.

GAFA (2014) Handbuch Forstliche Analytik (HFA), 1. - 5. Ergänzung des Gutachterausschuss Forstliche Analytik. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz & Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt. Bonn.

Gale, M.R. & Grigal, D.F. (1987) Vertical root distributions of northern tree species in relation to successional status. Canadian Journal of Forest Research, 17 (8): 829-834.

Gandois, L. & Probst, A. (2012) Localisation and mobility of trace metal in silver fir needles. Chemosphere, 87 (2): 204-210.

Gauer, J. & Kroiher, F. (2012) Waldökologische Naturräume Deutschlands - Forstliche Wuchsgebiete und Wuchsbezirke - Digitale Topographische Grundlagen - Neubearbeitung Stand 2011, Sonderheft 359: 39 pp. Landbauforschung vTI Agriculture and Forestry Research. Braunschweig.

Gauger, T.; Haenel, H.D.; Rösemann, C.; Nagel, H.-D.; Becker, R.; Kraft, P. *et al.* (2008) Nationale Umsetzung UNECE-Luftreinhaltekonvention (Wirkungen) Teil 2: Wirkungen und Risikoabschätzungen (FKZ 204 63 252). UBA Texte, 39/2008: 291 pp. Umweltbundesamt. Berlin.

Gauger, T.; Köble, R. & Smiatek, G. 1997. Kartierung kritischer Belastungskonzentrationen und -raten für empfindliche Ökosysteme in der Bundesrepublik Deutschland und anderer ECE-Länder. Teil 1: Deposition Loads: 126 pp. Institut für Navigation. Stuttgart

Gehrmann, J. (2013) Schwermetalle in nordrhein-westfälischen Waldböden auf Basis der Bodenzustandserhebung (BZE): 48-57 pp. In: Waldzustandsbericht 2013 – Bericht über den ökologischen Zustand des Waldes in NRW Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. Düsseldorf.

Genuer, R.; Poggi, J.-M. & Tuleau-Malot, C. (2010) Variable selection using random forests. Pattern Recognition Letters, 31 (14): 2225-2236.

Ghosh, S.; Innes, J.L. & Hoffmann, C. (1995) Observer Variation as a Source of Error in Assessments of Crown Condition Through Time. Forest Science, 41 (2): 235-254.

Gilliam, F.S. (2007) The Ecological Significance of the Herbaceous Layer in Temperate Forest Ecosystems. BioScience, 57 (10): 845-858.

Glatzel, G.; Kazda, M.; Grill, D.; Halbwachs, G. & Katzensteiner, K. (1987) Ernährungsstörungen bei Fichte als Komplexwirkung von Nadelschäden und erhöhter Stickstoffdeposition – Ein Wirkungsmechanismus des Waldsterbens? Allgemeine Forst- und Jagdzeitung, 158 (5-6): 91-97.

Goaster, S.; Dambrine, E. & Ranger, J. (1990) Mineral supply of healthy and declining trees of a young spruce stand. Water, Air and Soil Pollution, 54 (1): 269-280.

Goidts, E. & van Wesemael, B. (2007) Regional assessment of soil organic carbon changes under agriculture in Southern Belgium (1955–2005). Geoderma, 141 (3–4): 341-354.

Golchin, A.; Baldock, J.A. & Oades, J.M. (1997) A model linking organic matter decomposition, chemistry and aggregate dynamics: 245-266 pp. In: Soil processes and the carbon cycle. (Ed. Lal, R.; Kimble, J.M.; Follett, R.F. & Stewart, B.A.) CRC Press. Boca Raton Boston New York Washington London.

Göttlein, A. (2015) Grenzwertbereiche für die ernährungsdiagnostische Einwertung der Hauptbaumarten Fichte, Kiefer, Eiche, Buche. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung, 186 (5/6): 110-116.

Göttlein, A.; Rodenkirchen, H.; Häberle, K.H. & Matyssek, R. (2008) Nutritional effects triggered by the extreme summer 2003 in the free air ozone fumigation experiment at the Kranzberger Forst. European Journal of Forest Research, 128 (2): 129-134.

Grigal, D.F.; McRoberts, R.E. & Ohmann, L.F. (1991) Spatial variation in chemical properties of forest floor and surface mineral soil in the north central United States. Soil Science, 151 (4): 282-290.

Grüneberg, E.; Schöning, I.; Hessenmöller, D.; Schulze, E.D. & Weisser, W.W. (2013) Organic layer and clay content control soil organic carbon stocks in density fractions of differently managed German beech forests. Forest Ecology and Management, 303: 1-10.

Grüneberg, E.; Ziche, D. & Wellbrock, N. (2014) Organic carbon stocks and sequestration rates of forest soils in Germany. Global Change Biology, 20 (8): 2644-2662.

Guckland, A.; Ahrends, B.; Paar, U.; Dammann, I.; Evers, J.; Meiwes, K.J. *et al.* (2012) Predicting depth translocation of base cations after forest liming: results from long-term experiments. European Journal of Forest Research, 131 (6): 1869-1887.

Guckland, A.; Jacob, M.; Flessa, H.; Thomas, F.M. & Leuschner, C. (2009) Acidity, nutrient stocks, and organic-matter content in soils of a temperate deciduous forest with different abundance of European beech (Fagus sylvatica L.). Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 172 (4): 500-511.

Guckland, A.; Paar, U.; Dammann, I.; Evers, J.; Meiwes, K.J. & Mindrup, M. (2011) Am Beispiel von Fichte und Buche: Einfluss der Kalkung auf die Bestandesernahrung. AFZ-DerWald, 66 (6): 23-25.

Guggenberger, G.; Zech, W.; Haumaier, L. & Christensen, B.T. (1995) Land-use effects on the composition of organic matter in particle-size separates of soils: II. CPMAS and solution 13C NMR analysis. European Journal of Soil Science, 46 (1): 147-158.

Gundersen, P.; Callesen, I. & de Vries, W. (1998) Nitrate leaching in forest ecosystems is related to forest floor CN ratios. Environmental Pollution, 102 (1, Supplement 1): 403-407.

Gundersen, P.; Emmett, B.A.; Kjønaas, O.J.; Koopmans, C.J. & Tietema, A. (1998) Impact of nitrogen deposition on nitrogen cycling in forests: a synthesis of NITREX data. Forest Ecology and Management, 101 (1–3): 37-55.

Gussone, H.A. (1983) Die Praxis der Kalkung im Walde der Bundesrepublik Deutschland. Forst und Holz, 38: 63-71.

Hammel, K. & Kennel, M. (2001) Charakterisierung und Analyse der Wasserverfügbarkeit und des Wasserhaushalts von Waldstandorten in Bayern mit dem Simulationsmodell BROOK90. Forstliche Forschungsberichte München, 185: 135 pp. Heinrich Frank. München.

Hangen, E. & Scherzer, J. (2004) Ermittlung von Pedotransferfunktionen zur rechnerischen Ableitung von Kennwerten des Bodenwasserhaushalts (FK, PWP, nFK, kapillarer Aufstieg). Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft. Bonn.

Hansen, K.; Vesterdal, L.; Bastrup-Birk, A. & Bille-Hansen, J. (2007) Are indicators for critical load exceedance related to forest condition? Water Air and Soil Pollution, 183 (1-4): 293-308.

Härdtle, W. (1997) Querco Fagetea (H5) - Sommergrüne Laubwälder. Teil 1. Quercion roboris - Bodensaure Eichenmischwälder. Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands, 2. (Ed. Dierschke, H.) Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft und Reinhold-Tüxen-Gesellschaft, Göttingen.

Härdtle, W.; Ewald, J. & Hölzel, N. (2004) Wälder des Tieflandes und der Mittelgebirge: 252 pp. Ulmer. Stuttgart.

Härdtle, W.; von Oheimb, G. & Westphal, C. (2005) Relationships between the vegetation and soil conditions in beech and beech-oak forests of northern Germany. Plant Ecology, 177 (1): 113-124.

Häring, T.; Reger, B.; Ewald, J.; Hothorn, T. & Schröder, B. (2013) Predicting Ellenberg's soil moisture indicator value in the Bavarian Alps using additive georegression. Applied Vegetation Science, 16 (1): 110-121.

Härtle, W. (1995) Vegetation und Standort der Laubwaldgesellschaften (*Querco-Fagetea*) im nördlichen Schleswig-Holstein. Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg, 48: 441 pp. Kiel.

Hartmann, P.; Fleige, H. & Horn, R. (2009) Veränderung bodenphysikalischer Eigenschaften von Humusauflagen auf ehemals flugaschebeeinflussten Waldstandorten der Oberlausitz. Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz, 2009 (8): 41-52.

Hartmann, P. & von Wilpert, K. (2014) Fine-root distributions of Central European forest soils and their interaction with site and soil properties. Canadian Journal of Forest Research, 44 (1): 71-81.

Hartmann, P. & von Wilpert, K. (2016) Statistisch definierte Vertikalgradienten der Basensättigung sind geeignete Indikatoren für den Status und die Veränderungen der Bodenversauerung in Waldböden. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung, 187 (3-4)

Hauck, M.; de Bruyn, U. & Leuschner, C. (2013) Dramatic diversity losses in epiphytic lichens in temperate broad-leaved forests during the last 150 years. Biological Conservation, 157: 136-145.

Hedin, L.O.; Granat, L.; Likens, G.E.; Buishand, T.A.; Galloway, J.N.; Butler, T.J. *et al.* (1994) Steep declines in atmospheric base cations in regions of Europe and North-America. Nature, 367 (6461): 351-354.

Heinken, T. (1995) Naturnahe Laub- und Nadelwälder grundwasserferner Standorte im niedersächsischen Tiefland: Gliederung, Standortsbedingungen, Dynamik. Dissertationes Botanicae, 239: 311 pp. J. Cramer. Berlin.

Heinken, T. (2007) Sand- und Silikat-Kiefernwälder (Dicrano-Pinion) in Deutschland – Gliederungskonzept und Ökologie. In: Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft, 19: 84-100 pp. Hannover.

Heinken, T. (2008) Die natürlichen Kiefernstandorte Deutschlands und ihre Gefährdung. In: Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt, 2: 19-41 pp. Universitätsverlag Göttingen.

Helmisaari, H.-S. (1992) Nutrient retranslocation in three *Pinus sylvestris* stands. Forest Ecology and Management, 51 (4): 347-367.

Herlitzius, R. & Herlitzius, H. (1977) Streuabbau in Laubwäldern. Oecologia, 30 (2): 147-171.

Hiederer, R.; Durrant-Housten, T. & Micheli, E. 2011. Evaluation of BioSoil demonstration project - Soil Data Analysis. JRC63301: 155 pp. Publications Office of the European Union. Ispra.

Hilbrig, L.; Wellbrock, N. & Bielefeldt, J. (2014) Harmonisierte Bestandesinventur. Zweite Bundesweite Bodenzustandserhebung BZE II: Methode. Thünen Working Paper, 26: 52 pp. Johann Heinrich von Thünen-Institut. Braunschweig.

Hippeli, P. & Branse, C. (1992) Veränderungen der Nährelementkonzentrationen in den Nadeln mittelalter Kiefernbestände auf pleistozänen Sandstandorten Brandenburgs in den Jahren 1964 bis 1988. Forstwissenschaftliches Centralblatt vereinigt mit Tharandter forstliches Jahrbuch, 111 (1): 44-60.

Hobbie, S.E.; Reich, P.B.; Oleksyn, J.; Ogdahl, M.; Zytkowiak, R.; Hale, C. *et al.* (2006) Tree species effects on decomposition and forest floor dynamics in a common garden. Ecology, 87 (9): 2288-2297.

Hofmann, G. & Pommer, U. (2013) Die Waldvegetation Nordostdeutschlands. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, (54): 596.

Höhle, J.; Bielefeldt, J.; Hilbrig, L.; Wellbrock, N.; Eickenscheidt, N.; Kompa, T. *et al.* (2016) Bodenzustandserhebung im Wald. Dokumentation und Harmonisierung der Methoden. Thünen Working Paper, unveröffentl. Johann Heinrich von Thünen-Institut. Braunschweig.

Hölzel, N. (1996a) Erico-Pinetea : alpisch-dinarische Karbonat-Kiefernwälder. In: Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands : H, Gehölz-Gesellschaften, 6: 49 pp. (Ed. Dierschke, H.) Selbstverlag für die Floristisch-Soziologische Arbeitsgemeinschaft. Göttingen.

Hölzel, N. (1996b) Schneeheide-Kiefernwälder in den mittleren Nördlichen Kalkalpen. Laufener Forschungsberichte, 3: 192 pp. Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege. München.

Hooper, D.U.; Chapin, F.S.; Ewel, J.J.; Hector, A.; Inchausti, P.; Lavorel, S. *et al.* (2005) Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge. Ecological Monographs, 75 (1): 3-35.

Huber, C.; Weis, W. & Gottlein, A. (2006) Tree nutrition of Norway spruce as modified by liming and experimental acidification at the Höglwald site, Germany, from 1982 to 2004. Annals of Forest Science, 63 (8): 861-870.

Hüttl, R.F. (1991) Die Nährelementversorgung geschädigter Wälder in Europa und Nordamerika. Dissertation. Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen, 28: 440 pp. Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre der Albert-Ludwigs-Universität. Freiburg i. Br.

ICP Modelling and Mapping. 2004-2010. Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads and levels and air pollution effects, risks and trends, 52: 4 pp. Umwelbundesamt. Berlin.

ICP Modelling and Mapping. 2015. Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads & levels and air pollution effects, risks and trends. www.icpmapping.org.

Illmer, P. & Schinner, F. (1991) Effects of lime and nutrient salts on the microbiological activities of forest soils. Biology and Fertility of Soils, 11 (4): 261-266.

Innes, J.L.; Bohm, J.P.; Bucher, J.B.; Dobbertin, M.; Jansen, E.; Kull, P. *et al.* (1994) Der Zustand des Schweizer Waldes. Sanasilva-Bericht 1993, 339: 60 pp. Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft. Birmensdorf.

IPCC (2003) Good practice guidance for land use, land-use change and forestry: 576 pp. IPCC National Greenhouse Gas Inventories Programme. (Ed. Penman, J.; Gytarsky, M.; Hiraishi, T. *et al.*) Institute for Global Environmental Strategies. Hayama Kanagawa.

Jackson, R.B.; Canadell, J.; Ehleringer, J.R.; Mooney, H.A.; Sala, O.E. & Schulze, E.D. (1996) A global analysis of root distributions for terrestrial biomes. Oecologia, 108 (3): 389-411.

Jacob, F. & Andreae, H. (2012) Medizin für den Wald. Forstliche Bodenschutzkalkungen – Ein bundesdeutscher Überblick (Poster). 1. Deutsches Kalkungssymposium. Dresden.

Jacobsen, C.; Rademacher, P.; Meesenburg, H. & Meiwes, K.J. (2003) Gehalte chemischer Elemente in Baumkompartimenten - Literaturstudie und Datensammlung. Berichtsbände des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Reihe B/69: 81 pp. Selbstverlag der Universität Göttingen.

Jacoby, W.G. (2000) Loess: a nonparametric, graphical tool for depicting relationships between variables. Electoral Studies, 19 (4): 577-614.

Jäger, E.J. & Werner, K. (2005) Exkursionsflora von Deutschland : Gefäßpflanzen : Kritischer Band, 10. Aufl., 4: 980 pp. Spektrum Akademischer Verlag. Heidelberg Berlin.

Jandl, R.; Alm, J.; Vesterdal, L.; Olsson, M.; Weiss, P.; Sjögersten, S. *et al.* (2011) Soil carbon in sensitive European ecosystems: from science to land management – a summary: 267-281pp. In: Soil carbon in sensitive European ecosystems: from science to land management. (Ed. Jandl, R.; Rodeghiero, M. & Olsson, M.) John Wiley & Sons Ltd. Chichester.

Jandl, R.; Lindner, M.; Vesterdal, L.; Bauwens, B.; Baritz, R.; Hagedorn, F. *et al.* (2007) How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? Geoderma, 137 (3–4): 253-268.

Jandl, R.; Smidt, S.; Mutsch, F.; Fürst, A.; Zechmeister, H.; Bauer, H. *et al.* (2012) Acidification and nitrogen eutrophication of austrian forest soils. Applied and Environmental Soil Science, 2012: 1-9.

Jansen, F. & Dengler, J. (2008) GermanSL - A universal taxonomic reference list for phytosociological databases in Germany. Tuexenia: Mitteilungen der Floristisch-Soziologischen Arbeitsgemeinschaft, Band 28: 239-254.

Janssens, I.A.; Dieleman, W.; Luyssaert, S.; Subke, J.A.; Reichstein, M.; Ceulemans, R. *et al.* (2010) Reduction of forest soil respiration in response to nitrogen deposition. Nature Geoscience, 3 (5): 315-322.

Jantsch, M.C.; Fischer, A.; Fischer, H.S. & Winter, S. (2013) Shift in plant species composition reveals environmental changes during the Last decades: A long-term study in beech (*Fagus sylvatica*) forests in Bavaria, Germany. Folia Geobotanica, 48 (4): 467-491.

Janzen, H.H. (2004) Carbon cycling in earth systems - a soil science perspective. Agriculture Ecosystems & Environment, 104 (3): 399-417.

Johansson, M.; Alveteg, M.; Walse, C. & Warfvinge, P. (1996) Derivation of deposition and uptake scenarios: 15 pp. In: Exceedance of critical loads and levels. (Ed. Knoflacher, M.; Schneider, J. & Soja, G.) Conference paper. Wien.

Jonard, M.; André, F.; Giot, P.; Weissen, F.; Perre, R. & Ponette, Q. (2010) Thirteen-year monitoring of liming and PK fertilization effects on tree vitality in Norway spruce and European beech stands. European Journal of Forest Research, 129 (6): 1203-1211.

Jonard, M.; Fürst, A.; Verstraeten, A.; Thimonier, A.; Timmermann, V.; Potocic, N. *et al.* (2015) Tree mineral nutrition is deteriorating in Europe. Global Change Biology, 21 (1): 418-30.

Kadereit, J.W. & Strausburger, E. (2014) Strasburger Lehrbuch der Pflanzenwissenschaften: 931 pp. Springer Spektrum. Berlin.

Kahle, H.-P.; Karjalainen, T.; Schuck, A.; Å., G.I.; Kellomäki, S.; Mellert, K.H. *et al.* (2008) Causes and Consequences of Forest Growth Trends in Europe - Results of the Recognition Project. European Forest Institute Research Report.

Kalbitz, K.; Kaiser, K.; Bargholz, J. & Dardenne, P. (2006) Lignin degradation controls the production of dissolved organic matter in decomposing foliar litter. European Journal of Soil Science, 57 (4): 504-516.

Kandler, O. & Innes, J.L. (1995) Air pollution and forest decline in Central Europe. Environmental Pollution, 90 (2): 171-180.

Kauppi, P.; Anttila, P. & Kenttaemies, K. (1990) Acidification in Finland. Finnish acidification research programme HAPRO 1985-1990: 1237 pp. Springer. Berlin Heidelberg.

Keuffel-Türk, A.; Janowski, A.; Scheler, B.; Rademacher, P. & Meesenburg, H. (2012) Stoffeinträge durch Deposition. In: Tagungsband 20 Jahre Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen, GeoBerichte 23: 254 pp. Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie. Hannover.

Klap, J.M.; Oude Voshaar, J.H.; de Vries, W. & Erisman, J.W. (2000) Effects of environmental stress on forest crown condition in europe. Part IV: Statistical analysis of relationships. Water, Air and Soil Pollution, 119 (1): 387-420.

Kleja, D.B.; Svensson, M.; Majdi, H.; Jansson, P.-E.; Langvall, O.; Bergkvist, B. *et al.* (2007) Pools and fluxes of carbon in three Norway spruce ecosystems along a climatic gradient in Sweden. Biogeochemistry, 89 (1): 7-25.

Klemmt, H.-J. & Ewald, J. (2012) Wachstumskundliche Unterschiede der Waldtypen in den Bayerischen Alpen. LWF Aktuell, 87: 18-19.

Klinck, U.; Rademacher, P.; Scheler, B.; Wagner, M.; Fleck, S.; Ahrends, B. *et al.* (2012) Ökosystembilanzen auf forstwirtschaftlich genutzten Flächen. In: Tagungsband 20 Jahre Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen, GeoBerichte 23: 163-174 pp. Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie. Hannover.

Kneib, T. & Fahrmeir, L. (2006) Structured additive regression for categorical space-time data: a mixed model approach. Biometrics, 62 (1): 109-118.

Knolle, F.; Ernst, W.H.O.; Dierschke, H.; Becker, T.; Kison, H.-U. & Kratz, S. (2011) Schwermetallvegetation, Bergbau und Hüttenwesen im westlichen GeoPark Harz – eine ökotoxikologische Exkursion. Braunschweiger Naturkundliche Schriften, 10 (1): 44 pp. Braunschweig.

Kölling, C.; Hoffmann, M. & Gulder, H.-J. (1996) Bodenchemische Vertikalgradienten als charakteristische Zustandsgrößen von Waldökosystemen. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 159 (1): 69-77.

König, N.; Baccini, P. & Ulrich, B. (1986) Der Einfluß der natürlichen organischen Substanzen auf die Metallverteilung zwischen Boden und Bodenlösung in einem sauren Waldboden. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 149 (1): 68-82.

König, N.; Schönfelder, E. & Blum, U. (2013) Auswertung der Standardmessungen und der Ringversuche im Rahmen der BZE II: 187 pp. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. Berlin.

König, N. & Wolff, B. (1993) Abschlussbericht über die Ergebnisse und Konsequenzen der im Rahmen der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) durchgeführten Ringanalysen. Berichtsbände des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben Reihe B, 33: 334 pp. Selbstverlag der Universität Göttingen.

Koseva, I.S.; Watmough, S.A. & Aherne, J. (2010) Estimating base cation weathering rates in Canadian forest soils using a simple texture-based model. Biogeochemistry, 101 (1): 183-196.

Kraft, M.; Reif, A.; Schreiner, M. & Aldinger, E. (2003) Veränderungen der Bodenvegetation und der Humusauflage im Nordschwarzwald in den letzten 40 Jahren. Forstarchiv, 74 (1): 3-15.

Kramer, H. (1988) Waldwachstumslehre: Ökologische und anthropogene Einflüsse auf das Wachstum des Waldes, seine Massen- und Wertleistung und die Bestandessicherheit: 374 pp. Parey. Hamburg Berlin.

Kreutzer, K. (1972) Über den Einfluß der Streunutzung auf den Stickstoffhaushalt von Kiefernbeständen (*Pinus silvestris L.*). Forstwissenschaftliches Centralblatt vereinigt mit Tharandter forstliches Jahrbuch, 91 (1): 263-270.

Kroiher, F.; Aldinger, E.; Baumgart, A.; Boddenberg, J.; Hinrichsen, R.P.; Homann, M. *et al.* (2010) Haupt-, Neben- und Pionierbaumartenatlas für die Identifizierung der Waldlebensraumtypen bei der BWI³. unveröffentl.: 298 pp.

Kroiher, F. & Bolte, A. (2015) Naturschutz und Biodiversität im Spiegel der BWI 2012. AFZ-DerWald, 70 (21): 23-27.

Kulhavy, J.; Markova, I.; Drapelova, I. & Truparova, S. (2009) The effect of liming on the mineral nutrition of the mountain Norway spruce (*Picea abies L.*) forest. Journal of Forest Science, 55 (1): 1-8.

Kuussaari, M.; Bommarco, R.; Heikkinen, R.K.; Helm, A.; Krauss, J.; Lindborg, R. *et al.* (2009) Extinction debt - a challenge for biodiversity conservation. Trends in Ecology & Evolution, 24 (10): 564-571.

Ladegaard-Pedersen, P.; Elberling, B. & Vesterdal, L. (2005) Soil carbon stocks, mineralization rates, and CO_2 effluxes under 10 tree species on contrasting soil types. Canadian Journal of Forest Research, 35 (6): 1277-1284.

LAF 2010. Leitfaden Forstliche Bodenschutzkalkung in Sachsen, 21/2000: 60 pp. Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Forsten. Graupa.

Lal, R. & Lorenz, K. (2012) Carbon sequestration in temperate forests: 187-201 pp. In: Recarbonization of the biosphere: ecosystems and the global carbon cycle. (Ed. Lal, R.; Lorenz, K.; Hüttl, F.R. *et al.*) Springer. Dordrecht.

Lange, M.; Türke, M.; Pašalić, E.; Boch, S.; Hessenmöller, D.; Müller, J. *et al.* (2014) Effects of forest management on ground-dwelling beetles (Coleoptera; Carabidae, Staphylinidae) in Central Europe are mainly mediated by changes in forest structure. Forest Ecology and Management, 329: 166-176.

Langenbruch, C.; Helfrich, M. & Flessa, H. (2011) Effects of beech (*Fagus sylvatica*), ash (*Fraxinus excelsior*) and lime (*Tilia spec.*) on soil chemical properties in a mixed deciduous forest. Plant and Soil, 352 (1): 389-403.

Laubhann, D.; Sterba, H.; Reinds, G.J. & De Vries, W. (2009) The impact of atmospheric deposition and climate on forest growth in European monitoring plots: An individual tree growth model. Forest Ecology and Management, 258 (8): 1751-1761.

Lavelle, P.; Chauvel, A. & Fragoso, C. (1995) Faunal activity in acid soils: 201-211 pp. In: Plant-Soil Interactions at Low pH: Principles and Management: Proceedings of the Third International Symposium on Plant-Soil Interactions at Low pH, Brisbane, Queensland, Australia, 12–16 September 1993. (Ed. Date, R.A.; Grundon, N.J.; Rayment, G.E. & Probert, M.E.) Springer. Dordrecht.

Law, B.E.; van Tuyl, S.; Cescatti, A. & Baldocchi, D.D. (2001) Estimation of leaf area index in open-canopy ponderosa pine forests at different successional stages and management regimes in Oregon. Agricultural and Forest Meteorology, 108 (1): 1-14.

Leitgeb, E.; Reiter, R.; Englisch, M.; Luscher, P. & Feger, K.H. (2013) Waldböden: ein Bildatlas der wichtigsten Bodentypen aus Österreich, Deutschland und der Schweiz, 1. Aufl.: 412 pp. WILEY-VCH. Weinheim.

Leuschner, C.; Rode, M. & Heinken, T. (1993) Gibt es eine Nährstoffmangel-Grenze der Buche im nordwestdeutschen Flachland? Flora, 188 (2): 239-249.

Leuschner, C.; Wulf, M.; Bäuchler, P. & Hertel, D. (2013) Soil C and nutrient stores under Scots pine afforestations compared to ancient beech forests in the German Pleistocene: The role of tree species and forest history. Forest Ecology and Management, 310: 405-415.

LFW 1997. Grundwasserversauerung in Bayern. In Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft, 1/97: 184 pp. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft. München.

Liebold, E. & Drechsler, M. (1991) Schadenszustand und -entwicklung in den SO_2-geschaedigten Fichtengebieten Sachsens. AFZ-DerWald, 46 (10): 492-494.

Lin, X. & Zhang, D. (1999) Inference in generalized additive mixed models by using smoothing splines. Journal of the Royal Statistical Society. Series B (Statistical Methodology), 61 (2): 381-400.

Liski, J.; Perruchoud, D. & Karjalainen, T. (2002) Increasing carbon stocks in the forest soils of western Europe. Forest Ecology and Management, 169 (1–2): 159-175.

Litz, N.; Wilcke, W. & Wilke, B.-M. (2015) Bodengefährdende Stoffe. Bewertung - Stoffdaten - Ökotoxikologie - Sanierung. Loseblattsammlung: 82 pp. WILEY-VCH. Weinheim.

Lovett, G.M.; Weathers, K.C.; Arthur, M.A. & Schultz, J.C. (2004) Nitrogen cycling in a northern hardwood forest: Do species matter? Biogeochemistry, 67 (3): 289-308.

Ludemann, T. (2002) Historische Holznutzung und Waldstandorte im Südschwarzwald. Freiburger Forstliche Forschung, 18: 194-207.

Ludwig, G. & Schnittler, M. (1996) Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. Schriftenreihe für Vegetationskunde, 28: 744 pp. Bundesamt für Naturschutz Bonn Bad Godesberg.

Lüst, C. & Giani, L. (2006) Merkmale von Böden unter rezenten Wäldern, die auf ehemals landwirtschaftlich genutzten Flächen stocken. Drosera: 27-34.

Luyssaert, S.; Ciais, P.; Piao, S.L.; Schulze, E.D.; Jung, M.; Zaehle, S. *et al.* (2010) The European carbon balance. Part 3: forests. Global Change Biology, 16 (5): 1429-1450.

MacNab, Y.C. & Dean, C.B. (2001) Autoregressive spatial smoothing and temporal spline smoothing for mapping rates. Biometrics, 57 (3): 949-956.

Magnani, F.; Mencuccini, M.; Borghetti, M.; Berbigier, P.; Berninger, F.; Delzon, S. *et al.* (2007) The human footprint in the carbon cycle of temperate and boreal forests. Nature, 447 (7146): 849-851.

Malessa, V.; Ahrends, B. & Schall, P. (2001) Erfassung des Tiefengradienten der physikalischchemischen Bodeneigenschaften, Lage der Versauerungsfront. In: AcidProgress: Das Planungsverfahren für die Forst- und Wasserwirtschaft zur Prognose des Eintritts von Gewässerversauerung in bewaldeten Einzugsgebieten. (Ed. Malessa, V. & Müller, U.) Arbeitshefte Boden, 2001/2: 53-68 pp: Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. Stuttgart.

Manion, P.D. (1981) Tree disease concepts: 399 pp. Prentice-Hall. Englewood Cliffs New Jersey.

Marage, D. & Gégout, J.-C. (2009) Importance of soil nutrients in the distribution of forest communities on a large geographical scale. Global Ecology and Biogeography, 18 (1): 88-97.

Marschner, P. & Marschner, H. (2012) Marschner's mineral nutrition of higher plants, 3: 672 pp. Academic Press. Amsterdam.

Matson, P.; Lohse, K.A. & Hall, S.J. (2002) The globalization of nitrogen deposition: consequences for terrestrial ecosystems. Ambio, 31 (2): 113-119.

McGrath, M.J.; Luyssaert, S.; Meyfroidt, P.; Kaplan, J.O.; Bürgi, M.; Chen, Y. *et al.* (2015) Reconstructing European forest management from 1600 to 2010. Biogeosciences, 12 (14): 4291-4316.

Meesenburg, H.; Klinck, U.; Scheler, B. & Ahrends, B. (2015) Schutz vor luftgetragenen Bodenbelastungen. Bodenschutz im Wald. Beiträge Forum Boden - Gewässer - Altlasten. 15: 21-35.

Meesenburg, H.; Meiwes, K.J. & Rademacher, P. (1995) Long term trends in atmospheric deposition and seepage output in northwest German forest ecosystems. Water Air and Soil Pollution, 85 (2): 611-616.

Meining, S.; von Wilpert, K.; Hölscher, A.; Augustin, N.; Hallsworth, C.; Schumacher, J. *et al.* (2015) Waldzustandsbericht 2015 für Baden-Württemberg: 62 pp. Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg. Freiburg.

Meining, S.; von Wilpert, K.; Schröter, H.J. & Hanewinkel, M. (2010) Waldzustandsbericht 2010 für Baden-Württemberg: 53 pp. Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg. Freiburg.

Meiwes, K.J.; Khanna, P.K. & Ulrich, B. (1986) Parameters for describing soil acidification and their relevance to the stability of forest ecosystems. Forest Ecology and Management, 15 (3): 161-179.

Meiwes, K.J. & Meesenburg, H. (2007) Säurebildner. Bodenqualitätszielkonzept Niedersachsen, Teil 2: Schwermetalle, organische Belastungen und Säurebildner. GeoBerichte.

Mellert, K.H. & Ewald, J. (2014) Nutrient limitation and site-related growth potential of Norway spruce (Picea abies [L.] Karst) in the Bavarian Alps. European Journal of Forest Research, 133 (3): 433-451.

Mellert, K.H. & Göttlein, A. (2012) Comparison of new foliar nutrient thresholds derived from van den Burg's literature compilation with established central European references. European Journal of Forest Research, 131 (5): 1461-1472.

Mellert, K.H.; Rückert, G.; Weis, W.; Tiemann, J. & Brendel, J. (2009) Validierung von Pedotransferfunktionen: 131 pp. Johann Heinrich von Thünen Institut. Braunschweig.

Mellert, K.H.; Weis, W. & Rücker, G. 2007. Ermittlung der (potenziell) zu erwartenden Signalstärke von Bodenveränderungen - Grundlagen für die Bewertung und Interpretat ion von Ergebnissen der BZE I I. In Ergebnisse einer Literaturstudie im Auftrag der Bundesforschungsanstalt für Forst und Holzwirtschaft. Eberswalde.

Melvin, A.M.; Lichstein, J.W. & Goodale, C.L. (2013) Forest liming increases forest floor carbon and nitrogen stocks in a mixed hardwood forest. Ecological Applications, 23 (8): 1962-1975.

Meyer, P.; Menke, N.; Nagel, J.; Hansen, J.; Kawaletz, H.; Paar, U. *et al.* (2009) Entwicklung eines Managementmoduls für Totholz im Forstbetrieb. Abschlussbericht des von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) geförderten Projektes: 109 pp. Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt. Göttingen.

Meyer, P. & Schmidt, M. (2011) Accumulation of dead wood in abandoned beech (*Fagus sylvatica L.*) forests in northwestern Germany. Forest Ecology and Management, 261 (3): 342-352.

Miller, H.G. (1986) Carbon nutrient interactions - the limitations to productivity. Tree Physiology, 2 (1 2 3): 373-385.

Miller, H.G.; Cooper, J.M.; Miller, J.D. & Pauline, O.J.L. (1979) Nutrient cycles in pine and their adaptation to poor soils. Canadian Journal of Forest Research, 9 (1): 19-26.

MLUL (2015) Waldzustandsbericht 2015 des Landes Brandenburg: 26 pp. (Ed. Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft des Landes Brandenburg Landesbetrieb Forst Brandenburg). Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde.

Mualem, Y. (1976) A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. Water Resources Research, 12 (3): 513-522.

MULEWF (2011) Waldzustandsbericht 2011: 80 pp. Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Ernährung, Weinbau und Forsten. Mainz.

MULEWF (2015) Waldzustandsbericht 2015: 106 pp. Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Ernährung, Weinbau und Forsten. Mainz.

Müller, J. (2011) Veränderung wachstumsrelevanter hydroökologischer Parameter im Prozess des Waldumbaus von Kiefernforsten zu Buchenwäldern auf grundwasserfernen Sandstandorten: 111-117 pp. Lysimeter in der Klimafolgenforschung und Wasserwirtschaft. Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein.

Müller, J.; Boch, S.; Blaser, S.; Fischer, M. & Prati, D. (2015) Effects of forest management on bryophyte communities on deadwood. Nova Hedwigia, 100 (3-4): 423-438.

Müller, J. & Bütler, R. (2010) A review of habitat thresholds for dead wood: A baseline for management recommendations in European forests. European Journal of Forest Research, 129 (6): 981-992.

Müller, J. & Seyfarth, M. (1999) Methode zur Ermittlung des Wasserverbrauches unterschiedlicher Waldbodenvegetationsdecken mit Hilfe von wägbaren Lysimetern. BAL Bericht, 8: 177-178 pp. Bundesanstalt für Alpenländische Landwirtschaft. Gumpenstein.

Mund, M. & Schulze, E.-D. (2006) Impacts of forest management on the carbon budget of European beech (Fagus sylvatica) forests. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung, 177 (3-4): 47-63.

Musio, M.; von Wilpert, K. & Augustin, N.H. (2007) Crown condition as a function of soil, site and tree characteristics. European Journal of Forest Research, 126 (1): 91-100.

Nagel, J. & von Gadow, K. (2000) Forest Tools - Forstliche Software-Sammlung CD-ROM. J. Nagel Selbstverlag. Göttingen.

Nagel, J. & von Gadow, K. (2014) Forest Tools 3 - Forstliche Software-Sammlung. J. Nagel Selbstverlag. Göttingen.

Nambiar, E.K.S. & Fife, D.N. (1991) Nutrient retranslocation in temperate conifers. Tree Physiol, 9 (1_2): 185-207.

Nascimbene, J.; Thor, G. & Nimis, P.L. (2013) Effects of forest management on epiphytic lichens in temperate deciduous forests of Europe – A review. Forest Ecology and Management, 298: 27-38.

Neary, D.G.; Ice, G.G. & Jackson, C.R. (2009) Linkages between forest soils and water quality and quantity. Forest Ecology and Management, 258 (10): 2269-2281.

Nebe, W. & Herrmann, U.J. (1987) Das ökologische Meßfeld der Sektion Forstwirtschaft der TU Dresden VI. Zur Verteilung der Nährelemente in der oberirdischen Dendromasse eines 100jährigen Fichtenbaumholzes. Wissenschaftliche Zeitschrift der TU Dresden, 36 (6): 235-241.

Nihlgård, B. (1985) The ammonium hypothesis - An additional explanation for the forest dieback in Europe. Journal of the Human Environment, 14 (1): 2-8.

Nilsen, P. (1990) Effect of nitrogen on drought resistance of Norway spruce and Scots pine. Science of the Total Environment, 96 (1-2): 189-198.

Nilsson, J. & Grennfelt, P. (1988) Critical loads for sulphur and nitrogen. Report from a workshop held at Skokloster, Sweden, 19-24 March, 1988. Miljörapport, 15. UN-ECE - Nordic Council of Ministers. Kopenhagen.

Oberdorfer, E. (2001) Pflanzensoziologische Exkursionsflora für Deutschland und angrenzende Gebiete: 1051 pp. Ulmer. Stuttgart.

Ohnesorge, F.K. & Wilhelm, M. (1991) Zinc. In: Metals and their Compounds in the Environment: 1309-1342 pp. (Ed. Merian, E.) VCH Publishers. Weinheim.

Öko-Data (2015) Information on ongoing work to assess the term Nitrogen immobilization, Konferenzvortrag von Angela Schlutow & Hans-Dieter Nagel zum 26. CCE Workshop und 32. Meeting der Task Force des ICP Modelling & Mapping, Dessau, Germany, 19-22 April 2016 (siehe http://icpmapping.org/Activities).

Oksanen, J.; Blanchet, F.G.; Kindt, R.; Legendre, P.; Minchin, P.R.; O'Hara, R.B. *et al.* (2011) vegan: Community ecology package. R Package Version 1.17-11.

Oostra, S.; Majdi, H. & Olsson, M. (2006) Impact of tree species on soil carbon stocks and soil acidity in southern Sweden. Scandinavian Journal of Forest Research, 21 (5): 364-371.

Oste, L.A.; Temminghoff, E.J. & van Riemsdijk, W.H. (2002) Solid-solution partitioning of organic matter in soils as influenced by an increase in pH or Ca concentration. Environmental Science & Technology, 36 (2): 208-214.

Österle, H.; Werner, P.C. & Gerstengarbe, F.-W. (2006) Qualitätsprüfung, Ergänzung und Homogenisierung der täglichen Datenreihen in Deutschland, 1951-2003: ein neuer Datensatz. 7. Deutsche Klimatagung. Klimatrends: Vergangenheit und Zukunft. http://www.meteo.physik.uni-muenchen.de/dkt/poster.html. .

Ouimet, R.; Moore, J.D.; Duchesne, L. & Camire, C. (2013) Etiology of a recent white spruce decline: role of potassium deficiency, past disturbances, and climate change. Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere, 43 (1): 66-77.

Paillet, Y.; Bergés, L.; Hjältén, J.; Ódor, P.; Avon, C.; Bernhardt-Römermann, M. *et al.* (2010) Biodiversity differences between managed and unmanaged forests: Meta-analysis of species richness in Europe. Conservation Biology, 24 (1): 101-112.

Paoletti, E.; Bytnerowicz, A.; Andersen, C.; Augustaitis, A.; Ferretti, M.; Grulke, N. *et al.* (2007) Impacts of air pollution and climate change on forest ecosystems - emerging research needs. The Scientific World Journal, 7 (S1): 1-8.

Pärtel, M.; Helm, A.; Ingerpuu, N.; Reier, Ü. & Tuvi, E.-L. (2004) Conservation of Northern European plant diversity: the correspondence with soil pH. Biological Conservation, 120 (4): 525-531.

Pecka, T. & Mill, W. (2012) Modelling of atmospheric nitrogen deposition effects to polish terrestrial ecosystems for various emission scenarios until the target year 2020. Environment Protection Engineering, 38 (3): 133-143.

Peppler-Lisbach, C. (2007) Statistische Modelle und räumlich explizite Vorhersage natürlicher Waldgesellschaften im Unteren Werraland (Nordhessen). Hercynia - Ökologie und Umwelt in Mitteleuropa, 40 (2): 213-234.

Peters, M. (1990) Nutzungseinfluss auf die Stoffdynamik schleswig-holsteinischer Böden - Wasser-, Luft-, Nähr-und Schadstoffdynamik. Dissertation. Schriftenreihe - Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 8. Kiel.

Phelan, J.; Belyazid, S.; Kurz, D.; Guthrie, S.; Cajka, J.; Sverdrup, H. *et al.* (2014) Estimation of soil base cation weathering rates with the PROFILE model to determine critical loads of acidity for forested ecosystems in Pennsylvania, USA: Pilot application of a potential national methodology. Water, Air and Soil Pollution, 225 (9): 1-19.

Piña, R.G. & Cervantes, C. (1996) Microbial interactions with aluminium. Biometals, 9 (3): 311-316.

Pinheiro, J.C. & Bates, D.M. (2000) Mixed-effects models in S and S-PLUS: 528 pp. Springer. New York.

Pinheiro, J.C.; Bates, D.M.; DebRoy, S.; Sarkar, D. & The R Core Team (2015) nlme: R Package Version 3.1-127.

Posch, M. & Kurz, D. (2007) A2M—A program to compute all possible mineral modes from geochemical analyses. Computers & Geosciences, 33 (4): 563-572.

Pretzsch, H.; Biber, P.; Schütze, G.; Uhl, E. & Rötzer, T. (2014) Forest stand growth dynamics in Central Europe have accelerated since 1870. Nature Communications, 5 (4967): 1-10.

Prietzel, J. & Bachmann, S. (2012) Changes in soil organic C and N stocks after forest transformation from Norway spruce and Scots pine into Douglas fir, Douglas fir/spruce, or European beech stands at different sites in Southern Germany. Forest Ecology and Management, 269: 134-148.

Pudlatz, H. (1975) Zur Transformation der Variablen bei mangelnder Normalverteilung. Gießener Geographische Schrriften, 32: 29-33.

Puhlmann, H. & von Wilpert, K. (2011) Test und Entwicklung von Pedotransferfunktionen für Wasserretention und hydraulische Leitfähigkeit von Waldböden. Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz, 2011 (12): 61-71.

Puhlmann, H. & von Wilpert, K. (2012) Pedotransfer functions for water retention and unsaturated hydraulic conductivity of forest soils. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 175 (2): 221-235.

Puhlmann, H.; von Wilpert, K.; Lukes, M. & Dröge, W. (2009) Multistep outflow experiments to derive a soil hydraulic database for forest soils. European Journal of Soil Science, 60 (5): 792-806.

R Development Core Team (2015) R: A language and environment for statistical computing. Wien, Austria: R Foundation for Statistical Computing.

Rademacher, P.; Buss, B. & Müller-Using, B. (1999) Waldbau und Nährstoffmanagement als integrierte Aufgabe in der Kiefernwirtschaft auf ärmeren pleistozänen Sanden. Forst und Holz, 54 (11): 330-335.

Reemtsma, J.B. (1986) Der Magnesium-Gehalt von Nadeln niedersächsischer Fichtenbestände und seine Beurteilung. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung, 157 (10): 196-200.

Reich, P.B.; Oleksyn, J.; Modrzynski, J.; Mrozinski, P.; Hobbie, S.E.; Eissenstat, D.M. *et al.* (2005) Linking litter calcium, earthworms and soil properties: a common garden test with 14 tree species. Ecology Letters, 8 (8): 811-818.

Renger, M.; Bohne, K.; Facklam, M.; Harrach, T.; Riek, W.; Schäfer, W. *et al.* (2008) Ergebnisse und Vorschläge der DBG-Arbeitsgruppe "Kennwerte des Bodengefüges" zur Schätzung bodenphysikalischer Kennwerte: 51 pp. Selbstverlag der Technischen Universität Berlin.

Reuss, J.O. & Johnson, D.W. (1985) Effect of soil processes on the acidification of water by acid deposition. Journal of Environmental Quality, 14 (1): 26-31.

Reuss, J.O. & Johnson, D.W. (1986) Acid deposition and the acidification of soils and waters. Ecological Studies, 59: 119 pp. Springer. Berlin New York.

Ribeiro, J.P.J. & Diggle, P.J. (2015) geoR: R Package Version 1.7-5.1.

Riek, W.; Russ, A. & Kühn, D. (2015) Waldbodenbericht Brandenburg - Zustand und Entwicklung der brandenburgischen Waldböden - Ergebnisse der landesweiten Bodenzustandserhebungen BZE-2 und BZE-2a - Band 1. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, 60: 172 pp. Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde.

Riek, W.; Russ, A. & Martin, J. (2012) Soil acidification and nutrient sustainability of forest ecosystems in the northeastern German lowlands - Results of the national forest soil inventory. Folia Forestalia Polonica, Series A, 54 (3): 187-195.

Riek, W. & Wolff, B. (1998) Verbreitung von Nährstoffmangel bei Waldbäumen in Deutschland. Ergebnisse der Nadel-/Blattanalysen im Rahmen der BZE. AFZ-DerWald, 53 (10): 507-510.

Riek, W. & Wolff, B. (1999) Integrierende Auswertung bundesweiter Waldzustandsdaten. Abschlussbericht zum Projekt: Integrierende Auswertung bundesweiter Waldschadens-, Bodenzustands-, Klima- und Immissionsdaten mittels multivariat-statistischer Modellbildung zur Interpretation neuartiger Waldschäden und Ableitung von Massnahmeempfehlungen. Arbeitsbericht des Instituts für Forstökologie und Walderfassung, 99 (2): 141 pp. Eberswalde.

Riek, W. & Wolff, B. (2007) Bodenkundliche Indikatoren für die Auswertung der Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II). Berichtsbände des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Reihe B 74: 132 pp. Selbstverlag der Universität Göttingen.

Riley, H. & Bakkegard, M. (2006) Declines of soil organic matter content under arable cropping in southeast Norway. Acta Agriculturae Scandinavica, Section B — Soil & Plant Science, 56 (3): 217-223.

Rinklebe, J. & Makeschin, F. (2003) The impact of arable and forest land use on soil and vegetation – a comparison after 27 years. Forstwissenschaftliches Centralblatt vereinigt mit Tharandter forstliches Jahrbuch, 122 (2): 81-98.

Rock, J. & Bolte, A. (2011) Auswirkungen der Waldbewirtschaftung 2002 bis 2008 auf die CO_2-Bilanz. AFZ-DerWald, 66 (15): 22-24.

Rohmann, U. & Sontheimer, H. (1985) Nitrat im Grundwasser. Ursachen- Bedeutung- Lösungswege: 468 pp. DVGW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institt der Universität Karlsruhe.

Römkens, P.F.; Bril, J. & Salomons, W. (1996) Interaction between Ca2+ and dissolved organic carbon: implications for metal mobilization. Applied Geochemistry, 11 (1–2): 109-115.

Rosseel, Y. (2012) Lavaan: An R Package for structural equation modeling. Journal of Statistical Software, 48 (2): 1-36.

Rowe, E.C.; Tipping, E.; Posch, M.; Oulehle, F.; Cooper, D.M.; Jones, T.G. *et al.* (2014) Predicting nitrogen and acidity effects on long-term dynamics of dissolved organic matter. Environmental Pollution, 184: 271-282.

Rubner, K. (1950) Moostypen als Vegetationsweiser. Forstarchiv, 21: 87-89.

Russ, A.; Rieck, W. & Martin, J. (2011) Zustand und Wandel der Waldböden Mecklenburg-Vorpommerns - Ergebnisse der zweiten bundesweiten Bodenzustandserhebung in Mecklenburg-Vorpommern. Mitteilungen aus dem Forstlichen Versuchswesen Mecklenburg-Vorpommern, 9: 108. Schwerin.

Russ, A. & Riek, W. (2011) Pedotransferfunktionen zur Ableitung der nutzbaren Feldkapazität - Validierung für Waldböden des nordostdeutschen Tieflands. Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz, 2011 (11): 5-17.

Rüter, S. (2011) Welchen Beitrag leisten Holzprodukte zur CO_2-Bilanz? AFZ-DerWald, 66 (15): 15-18.

Saby, N.P.A.; Bellamy, P.H.; Morvan, X.; Arrouays, D.; Jones, R.J.A.; Verheijen, F.G.A. *et al.* (2008) Will European soil-monitoring networks be able to detect changes in topsoil organic carbon content? Global Change Biology, 14 (10): 2432-2442.

Sachs, L. (1997) Angewandte Statistik: Anwendung statistischer Methoden, 8. Aufl.: 885 pp. Springer. Berlin Heidelberg.

Sanders, T.G.M.; Pitman, R. & Broadmeadow, M.S.J. (2014) Species-specific climate response of oaks (*Quercus spp.*) under identical environmental conditions. iForest - Biogeosciences & Forestry, 7 (2): 61-69.

Schaap, M.; Kruit, R.W.; Hendriks, C.; Kranenburg, R.; Segers, A.; Builtjes, P. *et al.* (2015) Atmospheric deposition to German natural and semi-natural ecosystems during 2009. Umweltforschungsplan Projekt No. (FKZ) 371263240-1 UBA-FB00. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit. Berlin.

Scheel, T.; Dörfler, C. & Kalbitz, K. (2007) Precipitation of dissolved organic matter by aluminum stabilizes carbon in acidic forest soils Soil Science Society of America Journal, 71 (1): 64-74.

Schelhaas, M.-J.; Eggers, J.; Lindner, M.; Nabuurs, G.-J.; Pussinen, A.; Päivinen, R. *et al.* (2007) Model documentation for the European forest information scenario model (EFISCEN 3.1. 3), EFI Technical Report 26. Alterra. Wageningen.

Schlesinger, W. (1997) Biogeochemistry: An analysis of global change, 2. Aufl.: 588 pp. Academic Press. San Diego.

Schlotter, D.; Hildebrand, E.E. & Schack-Kirchner, H. (2009) Die Bodenlösung – Monitor für den Boden oder für die Methode ihrer Gewinnung?: 4 pp. Berichte der Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft. Bonn.

Schmidt, M.; Kriebitzsch, W.-U. & Ewald, J. (2011) Waldartenlisten der Farn-und Blütenpflanzen, Moose und Flechten Deutschlands. BfN-Skripte, 299. Bundesamt für Naturschutz. Bonn.

Schober, R. (1972) Die Rotbuche 1971. Schriftenreihe der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt, 43 (44): 333 pp. J. D. Sauerländer's Verlag. Frankfurt a. M.

Schober, R. (1995) Ertragstafeln wichtiger Baumarten bei verschiedener Durchforstung, 4. Aufl.: 166 pp. J. D. Sauerländer's Verlag. Frankfurt a. M.

Schöning, I.; Morgenroth, G. & Kögel-Knabner, I. (2005) O/N-alkyl and alkyl C are stabilised in fine particle size fractions of forest soils. Biogeochemistry, 73 (3): 475-497.

Schönwiese, C.-D. (1994) Klimatologie, 1. Aufl.: 436 pp. UTB für Wissenschaft. Ulmer. Stuttgart.

Schöpfer, W. & Hradetzky, J. (1984) Der Indizienbeweis: Luftverschmutzung maßgebliche Ursache der Walderkrankung. Forstwissenschaftliches Centralblatt, 103 (1): 231-248.

Schöpp, W.; Posch, M.; Mylona, S. & Johansson, M. (2003) Long-term development of acid deposition (1880–2030) in sensitive freshwater regions in Europe. Hydrology and Earth System Sciences, 7 (4): 436-446.

Schramm, D.; Schultze, B. & Scherzer, J. (2006) Validierung von Pedotransferfunktionen zur Berechnung von bodenhydrologischen Parametern als Grundlage für die Ermittlung von Kennwerten des Wasserhaushaltes im Rahmen der BZE II: 8 pp. Technische Universität Bergakademie Freiberg.

Schrijver de, A.; Frenne de, P.; Staelens, J.; Verstraeten, G.; Muys, B.; Vesterdal, L. *et al.* (2012) Tree species traits cause divergence in soil acidification during four decades of postagricultural forest development. Global Change Biology, 18 (3): 1127-1140.

Schubert, R.; Hilbig, W. & Klotz, S. (2001) Bestimmungsbuch der Pflanzengesellschaften Deutschlands: 472 pp. Spektrum Akademischer Verlag. Berlin Heidelberg.

Schulte-Bisping, H.; Bredemeier, M. & Beese, F.O. (2001) Nachhaltigkeit der Regelungsfunktion von Waldökosystemen: Bodeneigenschaften und Stoffhaushalt. Forst und Holz, 56 (15): 479-482.

Schulze, E.-D.; Lloyd, J.; Kelliher, F.M.; Wirth, C.; Rebmann, C.; Lühker, B. *et al.* (1999) Productivity of forests in the Eurosiberian boreal region and their potential to act as a carbon sink - a synthesis. Global Change Biology, 5 (6): 703-722.

Schulze, G. & Kopp, D. (1996) Anleitung für die forstliche Standortserkundung im nordostdeutschen Tiefland (Standortserkundungsanleitung) SEA 95: 300 pp. Mecklenburg-Vorpommern, Landwirtschaftsministerium. Schwerin.

Schuster, B. & Diekmann, M. (2003) Changes in species density along the soil pH gradient — evidence from German plant communities. Folia Geobotanica, 38 (4): 367-379.

Schütt, P.; Blaschke, H.; Hoque, E.; Koch, W.; Lang, K.J. & Schuck, H.J. (1983) Erste Ergebnisse einer botanischen Inventur des “Fichtensterbens”. Forstwissenschaftliches Centralblatt, 102 (1): 158-166.

Schütt, P.; Blaschke, H.; Ottmar, H.; Koch, W.; Lang, K.J.; Schuck, H.J. *et al.* (1984) Der Wald stirbt an Streß: 264 pp. Bertelsmann. München.

Schwarz, G. (1978) Estimating the dimension of a model. The Annals of Statistics, 6 (2): 461-464.

Seibold, S.; Bässler, C.; Brandl, R.; Büche, B.; Szallies, A.; Thorn, S. *et al.* (2016) Microclimate and habitat heterogeneity as the major drivers of beetle diversity in dead wood. Journal of Applied Ecology, Not yet Printed, Online-Version Only: 10.1111/1365-2664.12607.

Seidling, W. (2005) Ground floor vegetation assessment within the intensive (Level II) monitoring of forest ecosystems in Germany: chances and challenges. European Journal of Forest Research, 124 (4): 301-312.

Seidling, W. (2007) Signals of summer drought in crown condition data from the German Level I network. European Journal of Forest Research, 126 (4): 529-544.

Seidling, W.; Haelbich, H. & Sanders, T. (2015) Relationsships between defoliation of forest trees and modelled nitrogen deposition: 50-60 pp. In: Forest Condition in Europe. 2015 Technical Report of ICP Forests. Report under the UNECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (CLRTAP). BFW-Dokumentation 21/2015. (Ed. Michel, A. & Seidling, W.) Austrian Research Centre for Forests. Wien.

Seidling, W.; Travaglini, D.; Meyer, P.; Waldner, P.; Fischer, R.; Granke, O. *et al.* (2014) Dead wood and stand structure - relationships for forest plots across Europe. iForest - Biogeosciences and Forestry, 7 (5): 269-281.

Shuttleworth, W.J. & Wallace, J.S. (1985) Evaporation from sparse crops – an energy combination theory. Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society, 111 (469): 839-855.

Silverman, B.W. (1985) Some aspects of the spline smoothing approach to non-parametric regression curve fitting. Journal of the Royal Statistical Society. Series B (Methodological), 47 (1): 1-52.

Six, J.; Conant, R.T.; Paul, E.A. & Paustian, K. (2002) Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. Plant and Soil, 241 (2): 155-176.

Six, J.; Elliott, E.T. & Paustian, K. (2000) Soil structure and soil organic matter II. A normalized stability index and the effect of mineralogy. Soil Science Society of America Journal, 64 (3): 1042-1049.

Smith, P. (2004) Monitoring and verification of soil carbon changes under Article 3.4 of the Kyoto Protocol. Soil Use and Management, 20 (2): 264-270.

SMUL (2015) Waldzustandsbericht 2015 Sachsen. Dresden: Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft.

Spiecker, H.; Mielikäinen, K.; Köhl, M. & Skovsgaard, J.P. (1996) Growth trends in european forests - studies from 12 countries. Berlin Heidelberg: Springer.

Spranger, T.; Lorenz, U. & Gregor, H.-D. (2004) ICP Modelling & Mapping: Manual on methodologies and criteria for Modelling and Mapping Critical Loads & Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends. UBA Texte | 52/2004. Berlin: Umweltbundesamt (UBA).

Spranger, T.; Lorenz, U. & Gregor, H.-D. (2015) ICP Modelling & Mapping: Manual on methodologies and criteria for Modelling and Mapping Critical Loads & Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends. UBA Texte | 52/2004, ergänzte Fassung aus 2015. Berlin: Umweltbundesamt (UBA).

SRU (2015) Stickstoff: Lösungsstrategien für ein drängendes Umweltproblem: 560 pp. Sondergutachten. Sachverständigenrat für Umweltfragen. Berlin.

Ssymank, A.; Hauke, U.; Rückriem, C. & Schröder, A. (1998) Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000: BfN-Handbuch zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (92/43/EWG) und der Vogelschutzrichtlinie (79/409/EWG). Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, 53: 560 pp. Bundesamt für Naturschutz. Münster.

Statistisches Bundesamt (2014): Bundesländer mit Haupstädten nach Fläche, Bevölkerung und Bevölkerungsdichte am 31.12.2014. Stand 17.12.2015 aufgerufen am 06.09.2016

Sutton, M.A.; Oenema, O.; Erisman, J.W.; Leip, A.; van Grinsven, H. & Winiwarter, W. (2011) Too much of a good thing. Nature, 472 (7342): 159-161.

Sutton, M.A.; Simpson, D.; Levy, P.E.; Smith, R.I.; Reis, S.; van Oijen, M. *et al.* (2008) Uncertainties in the relationship between atmospheric nitrogen deposition and forest carbon sequestration. Global Change Biology, 14 (9): 2057-2063.

Sverdrup, H.; Belyazid, S.; Nihlgård, B. & Ericson, L. (2007) Modelling change in ground vegetation response to acid and nitrogen pollution, climate change and forest management at in Sweden 1500–2100 A.D. Water Air & Soil Pollution Focus, 7: 163–179.

Sverdrup, H. & Warfvinge, P. (1993) Calculating field weathering rates using a mechanistic geochemical model PROFILE. Applied Geochemistry, 8 (3): 273-283.

Talkner, U.; Meiwes, K.J.; Potočić, N.; Seletković, I.; Cools, N.; de Vos, B. *et al.* (2015) Phosphorus nutrition of beech *(Fagus sylvatica L.*) is decreasing in Europe. Annals of Forest Science, 72 (7): 919-928.

Tan, Z.X.; Lal, R.; Smeck, N.E. & Calhoun, F.G. (2004) Relationships between surface soil organic carbon pool and site variables. Geoderma, 121 (3–4): 187-195.

Teepe, R.; Dilling, H. & Beese, F. (2003) Estimating water retention curves of forest soils from soil texture and bulk density. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 166 (1): 111-119.

Teichert, A. (2001) Raum-Zeit-Strukturen von Messgrössen des Stoffhaushalts eines grundwassernahen sauren Sandbodens unter Kiefernwald. Horizonte: Herrenhäuser Forschungsbeiträge zur Bodenkunde, 5: 169 pp. Der Andere Verlag. Osnabrück.

ter Braak, C.J.F. (1987) Unimodal models to relate species to environment, 1178: 152 pp. Agricultural Mathematics Group. Wageningen.

ter Braak, C.J.F. & Šmilauer, P. (2002) CANOCO reference manual and CanoDraw for windows user's guide - software for canonical community ordination (version 4.5). Wageningen: Biometris.

Thormann, B. (2014) Zuwachsverhalten von Buche und Fichte im Hinblick auf die Trockenjahre 1976 und 2003: Eine Analyse von dendrochronologischen Zuwachsdaten der Bodenzustandserhebung in Nord-West Deutschland: 105 pp. Georg-August-Universität Göttingen.

Thünen-Institut (2014) Dritte Bundeswaldinventur - Ergebnisdatenbank - https://bwi.info - (Aufruf am: 28.02.2016, Auftragskürzel: 69Z1JI_L202of_2012_L203, Archivierungsdatum: 2014-5-26 11:47:39, Überschrift: Totholzvorrat [m³/ha] nach Land und Totholztyp, Filter: Jahr=2012).

Tilman, D.; May, R.M.; Lehman, C.L. & Nowak, M.A. (1994) Habitat destruction and the extinction debt. Nature, 371 (6492): 65-66.

Torn, M.S.; Trumbore, S.E.; Chadwick, O.A.; Vitousek, P.M. & Hendricks, D.M. (1997) Mineral control of soil organic carbon storage and turnover. Nature, 389 (6647): 170-173.

Trefz-Malcher, G.; Puhlmann, H. & von Wilpert, K. (2011) Vergleich von Texturanalysen mit Lasersizer und Köhnpipette. Bodenzustandserfassung, aktuelle Gefährdungen und Trends. Berichte Freiburger Forstliche Forschung, (88): 63-70.

Treseder, K.K. (2008) Nitrogen additions and microbial biomass: A meta-analysis of ecosystem studies. Ecology Letters, 11 (10): 1111-1120.

Trum, F.; Titeux, H.; Ranger, J. & Delvaux, B. (2011) Influence of tree species on carbon and nitrogen transformation patterns in forest floor profiles. Annals of Forest Science, 68 (4): 837-847.

Tubiello, F.N.; Salvatore, M.; Ferrara, A.F.; House, J.; Federici, S.; Rossi, S. *et al.* (2015) The contribution of agriculture, forestry and other land use activities to global warming, 1990–2012. Global Change Biology, 21 (7): 2655-2660.

Tutin, T.G.; Heywood, V.H.; Burger, N.A.; Moore, D.M.; Valentine, D.H.; Walter, S.M. *et al.* (1968-1980) Flora Europaea. Cambridge University Press.

UBA (2013) Genug getan für Mensch und Umwelt? Wirkungsforschung unter der Genfer Luftreinhaltekonvention: 59 pp. (Ed. Schütze, G.) Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau.

UBA (2014) Climate change - Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2014. Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 - 2012: 965 pp. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau.

UBA (2015) Daten zur Umwelt 2015: 144 pp. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau.

Ulrich, B. (1981) Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 144 (3): 289-305.

Ulrich, B. (1983) Soil acidity and its relations to acid deposition. Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems. (Ed. Ulrich, B. & Pankrath, J.) Springer. Göttingen Dordrecht.

Ulrich, B. (1984) Effects of air pollution on forest ecosystems and waters: the principles demonstrated at a case study in Central Europe. Atmospheric Environment, 18 (3): 621-628.

Ulrich, B. (1986a) Die Rolle der Bodenversauerung beim Waldsterben - Langfristige Konsequenzen und forstliche Möglichkeiten. Forstwissenschaftliches Centralblatt vereinigt mit Tharandter forstliches Jahrbuch, 105 (1): 421-435.

Ulrich, B. (1986b) Natural and anthropogenic components of soil acidification. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 149 (6): 702-717.

Ulrich, B. (1987a) Stability, elasticity, and resilience of terrestrial ecosystems with respect to matter balance. In: Potentials and Limitations of Ecosystem Analysis. Ecological Studies. (Ed. Schulze, E.-D. & Zwölfer, H.) S. 11-49. Springer. Berlin Heidelberg.

Ulrich, B. (1987b) Stability, Elasticity, and Resilience of Terrestrial Ecosystems with Respect to Matter Balance. In: Potentials and Limitations of Ecosystem Analysis. Ecological Studies Vol. 61. (Ed. Schulze, E.-D. & Zwölfer, H.) S. 11-49. Berlin, Heidelberg: Springer Verlag.

Ulrich, B. (1989) Waldökosystemforschung, Konzepte und Wege. Mitteilungen der Deutschen Verbands für Wasserwirtschaft und Kulturbau, 17: 7-23.

Ulrich, B. (1991) Beiträge zur Methodik der Waldökosystemforschung. Berichtsbände des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Reihe B 24: 242 pp Selbstverlag der Univ. Göttingen.

Ulrich, B. (1994) Nutrient and acid-base budget of central European forest ecosystems: 1-50 pp. In: Effects of acid rain on forest processes. (Ed. Godbold, D.L. & Huttermann, A.) WILEY-VCH. New York.

Ulrich, B. (1995) The history and possible causes of forest decline in central Europe, with particular attention to the German situation. Environmental Reviews, 3 (3-4): 262-276.

Ulrich, B.; Mayer, R. & Khanna, P.K. (1979) Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Solling. Schriftenreihe der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt, 58: 291 pp. J. D. Sauerländer's Verlag. Frankfurt a. M.

UNECE (1979) Convention on long-range transboundary air pollution (CLRTAP): 7. United Nations Economic Commission for Europe. Geneva.

Utermann, J.; O., D. & Möller, A. (2006) Geogen erhöhte Spurenelementgehalte in Böden Deutschlands – Ausmaß und Bedeutung für den Vollzug der BBodSchV. Tagungsband der 4. Marktredwitzer Bodenschutztage: 6 pp.

Valdés, A.; Lenoir, J.; Gallet-Moron, E.; Andrieu, E.; Brunet, J.; Chabrerie, O. *et al.* (2015) The contribution of patch-scale conditions is greater than that of macroclimate in explaining local plant diversity in fragmented forests across Europe. Global Ecology and Biogeography, 24 (9): 1094-1105.

van Genuchten, M.T. (1980) A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Science Society of America Journal, 44 (5): 892-898.

van Genuchten, M.T.; Leij, F.J. & Yates, S.R. (1991) The RETC code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils. EPA Report, 600 (2-91) 65: 93 pp. U. S. Environmental Protection Agency. Riverside.

van Miegroet, H.; Cole, D.W. & Foster, N.W. (1992) Nitrogen distribution and cycling: 178-196 pp. In: Atmospheric deposition and nutrient cycling in forest ecosystems — A synthesis of the integrated forest study. (Ed. Johnson, D.W. & Lindberg, S.E.) Springer. New York.

Veerhoff, M. & Brümmer, G.W. (1992) Silicatverwitterung und -zerstoerung in Waldböden als Folge von Versauerungsprozessen und deren ökologische Konsequenzen. Natur- und Landschaftskunde, 28 (2): 25-32.

Veerhoff, M. & Brümmer, G.W. (1993) Bildung schlechtkristalliner bis amorpher Verwitterungsprodukte in stark bis extrem versauerten Waldböden. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 156 (1): 11-17.

Vellend, M.; Verheyen, K.; Flinn, K.M.; Jacquemyn, H.; Kolb, A.; van Calster, H. *et al.* (2007) Homogenization of forest plant communities and weakening of species–environment relationships via agricultural land use. Journal of Ecology, 95 (3): 565-573.

Vereecken, H.; Maes, J.; Feyen, J. & Darius, P. (1989) Estimating the soil moisture retention characteristic from texture, bulk density and carbon content. Soil Science, 148 (6): 389-403.

Verheyen, K.; Baeten, L.; de Frenne, P.; Bernhardt-Römermann, M.; Brunet, J.; Cornelis, J. *et al.* (2012) Driving factors behind the eutrophication signal in understorey plant communities of deciduous temperate forests. Journal of Ecology, 100 (2): 352-365.

Verstraeten, A.; Neirynck, J.; Genouw, G.; Cools, N.; Roskams, P. & Hens, M. (2012) Impact of declining atmospheric deposition on forest soil solution chemistry in Flanders, Belgium. Atmospheric Environment, 62: 50-63.

Vesterdal, L. (1999) Influence of soil type on mass loss and nutrient release from decomposing foliage litter of beech and Norway spruce. Canadian Journal of Forest Research, 29 (1): 95-105.

Vesterdal, L.; Clarke, N.; Sigurdsson, B.D. & Gundersen, P. (2013) Do tree species influence soil carbon stocks in temperate and boreal forests? Forest Ecology and Management, 309: 4-18.

Vesterdal, L. & Raulund-Rasmussen, K. (1998) Forest floor chemistry under seven tree species along a soil fertility gradient. Canadian Journal of Forest Research, 28 (11): 1636-1647.

Vesterdal, L.; Schmidt, I.K.; Callesen, I.; Nilsson, L.O. & Gundersen, P. (2008) Carbon and nitrogen in forest floor and mineral soil under six common European tree species. Forest Ecology and Management, 255 (1): 35-48.

Vitale, M.; Proietti, C.; Cionni, I.; Fischer, R. & de Marco, A. (2014) Random forests analysis: A useful tool for defining the relative importance of environmental conditions on crown defoliation. Water, Air and Soil Pollution, 225 (6): 1-17.

Vitousek, P.M.; Aber, J.D.; Howarth, R.W.; Likens, G.E.; Matson, P.A.; Schindler, D.W. *et al.* (1997) Human alteration of the global nitrogen cycle: causes and consequences. Issues in Ecolgy, 7 (3): 737-750.

Vogel, C.; Heister, K.; Buegger, F.; Tanuwidjaja, I.; Haug, S.; Schloter, M. *et al.* (2015) Clay mineral composition modifies decomposition and sequestration of organic carbon and nitrogen in fine soil fractions. Biology and Fertility of Soils, 51 (4): 427-442.

von Wilpert, K. (1991) Intraannual variation of radial tracheid diameters as monitor of site specific water stress. Dendrochronologia, (9): 95-113.

von Wilpert, K. (1996) Aus der BZE abgeleitete Indizien einer bodenchemischen Drift in Baden-Württemberg. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 79: 189-192.

von Wilpert, K. (2003) Drift des Stoffhaushaltes im Fichte-Düngeversuch Pfalzgrafenweiler. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung, 174 (2/3): 21-30.

von Wilpert, K.; Hartmann, P. & Schäffer, J. (2013) Regenerationsorientierte Bodenschutzkalkung. Merkblätter der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, 54: 39 pp. Freiburg.

von Wilpert, K. & Hildebrandt, E.E. (1997) Kaliummangel in Wäldern durch selektive Kaliumverarmung von Aggregatoberflächen. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundl. Gesellschaft, Band 85 (Heft 1): 449-452.

Wagenführ, R. (2000) Holzatlas, 5. Aufl.: 707 pp. Hanser Verlag. München.

Wahba, G. (1983) Bayesian "confidence intervals" for the cross-validated smoothing spline Journal of the Royal Statistical Society. Series B (Methodological), 45 (1): 133-150.

Wäldchen, J.; Schulze, E.-D.; Schöning, I.; Schrumpf, M. & Sierra, C. (2013) The influence of changes in forest management over the past 200 years on present soil organic carbon stocks. Forest Ecology and Management, 289: 243-254.

Waldner, P.; Marchetto, A.; Thimonier, A.; Schmitt, M.; Rogora, M.; Granke, O. *et al.* (2014) Detection of temporal trends in atmospheric deposition of inorganic nitrogen and sulphate to forests in Europe. Atmospheric Environment, 95: 363-374.

Waldner, P.; Schmitt, M.; Schaub, M.; Graf Pannatier, E. & Thimonier, A. (2009) Stickstoffeintrag und Ozonbelastung im Schweizer Wald aus der Sicht der Langfristigen Waldökosystem-Forschung: 113–124 pp. Langzeitforschung für eine nachhaltige Waldnutzungpp. (Ed. Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald Schnee und Landschaft) Eigenverlag. Birmensdorf.

Wei, T. & Simko, V. (2016) Corrplot: Visualization of a correlation matrix. R package version 0.79.

Weinzierl, T.; Conrad, O.; Böhner, J. & Wehberg, J. (2013) Regionalization of baseline climatologies and time series for the Okavango catchment. Biodiversity & Ecology, 5: 235–245.

Weis, W.; Gruber, A.; Huber, C. & Gottlein, A. (2009) Element concentrations and storage in the aboveground biomass of limed and unlimed Norway spruce trees at Hoglwald. European Journal of Forest Research, 128 (5): 437-445.

Weis, W.; Hertel, C.; Wagner, A. & Raspe, S. (2012) Verbesserung der Wasserhaushaltsmodellierung mit Daten des forstlichen Umweltmonitorings im Projekt FUTMON (LIFE+). Abschlussbericht ST241: 25. Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft. Freising.

Wellbrock, N.; Aydın, C.T.; Block, J.; Bussian, B.; Deckert, M.; Diekmann, O. *et al.* (2006) Arbeitsanleitung für die zweite bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II). Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. Bonn.

Wellbrock, N.; Eickenscheidt, N.; Hilbrig, L.; Dühnelt, P.-E.; Holzhausen, M.; Bauer, A. *et al.* (2016) Leitfaden und Dokumentation zur Waldzustandserhebung in Deutschland. (in Vorbereitung). Thünen Report. Braunschweig.

Wellbrock, N.; Grüneberg, E.; Stürmer, W.; Rüter, S.; Ziche, D.; Dunger, K. *et al.* (2014) Wälder in Deutschland speichern Kohlenstoff. AFZ-DerWald, 69 (18): 38-39.

Wellbrock, N.; Riek, W. & Wolff, B. (2005) Characterisation of and changes in the atmospheric deposition situation in German forest ecosystems using multivariate statistics. European Journal of Forest Research, 124 (4): 261-271.

Wenk, M. & Apel, K.H. (2007) Die Regenerationsfähigkeit von durch Fraß des Kiefernspinners (*Dendrolimuspini L.*) und der Nonne (*Lymantria monacha L.*) geschädigten Kiefernbeständen in Brandenburg. Die Kiefer im Nordostdeutschen Tiefland. In: Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, 32: 280-287 pp Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde. Eberswalde.

Wentzel, K.F. (1979) Die Schwefel-Immissionsbelastung der Koniferenwälder des Raumes Frankfurt/Main - zugleich Beitrag über die Anwendung und Aussagekraft der Blattanalyse zur Diagnose von Luftverunreinigungs-Wirkungen. Forstarchiv, 50 (6): 112-121.

Wentzel, K.F. (1982) Immissionen oder Saurer Regen-Wovon sterben Wälder und Seen. Der Forst- und Holzwirt, 37: 410-413.

Wessolek, G.; Kaupenjohann, M. & Renger, M. (2009) Bodenphysikalische Kennwerte und Berechnungsverfahren für die Praxis. Rote Reihe, 40: 82 pp. Berlin: Selbstverlag der Technischen Universität Berlin.

Wiesmeier, M.; Prietzel, J.; Barthold, F.; Spörlein, P.; Geuß, U.; Hangen, E. *et al.* (2013) Storage and drivers of organic carbon in forest soils of southeast Germany (Bavaria) – Implications for carbon sequestration. Forest Ecology and Management, 295: 162-172.

Wildi, O. (1989) A new numerical solution to traditional phytosociological tabular classification. Vegetatio, 81 (1/2): 95-106.

Wilke, B.M.; Hund-Rinke, K.; Pieper, S.; Kratz, W. & Römbke, J. (2003) Entwicklung ökotoxikologischer Orientierungswerte für Böden. Abschlussbericht UFOPLAN 299 71 207: 397 pp. Umweltbundesamt. Berlin.

Wippermann, T. (2000) Bergbau und Umwelt: Langfristige geochemische Einflüsse: 239 pp. (Ed. Gesellschaft für UmweltGeowissenschaften - Deutsche Geologische Gesellschaft). Springer, Berlin Heidelberg Hannover.

Wirth, C.; Schulze, E.-D.; Schwalbe, G.; Tomczyk, S.; Weber, G.-E. & Weller, E. (2004) Dynamik der Kohlenstoffvorräte in den Wäldern Thüringens. Abschlussbericht zur 1. Phase des BMBF-Projektes: Modelluntersuchung zur Umsetzung des Kyoto-Protokolls: 308 pp Thüringer Landesanstalt für Wald, Jagd und Fischerei - Max-Planck-Institut für Biogeochemie. Gotha Jena.

Wisskirchen, R. & Haeupler, H. (1998) Die Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands 1 - Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands: 765 pp. Ulmer. Stuttgart.

Wit de, H.A.; Eldhuset, T.D. & Mulder, J. (2010) Dissolved Al reduces Mg uptake in Norway spruce forest: Results from a long-term field manipulation experiment in Norway. Forest Ecology and Management, 259 (10): 2072-2082.

Wittich, W. (1951) Der Einfluß der Streunutzung auf den Boden. Forstwissenschaftliches Centralblatt, 70 (2): 65-92.

Wolff, B.; Erhard, M.; Holzhausen, M. & Kuhlow, T. (2003) Das Klima in den forstlichen Wuchsgebieten und Wuchsbezirken Deutschlands. Mitteilungen der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, 211: 29 pp. Hamburg: Kommissionsverlag Max Wiedenbusch. Hamburg.

Wolff, B. & Riek, W. (1996) Deutscher Waldbodenbericht 1996 - Ergebnisse der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald von 1987-1993 (BZE): 141 pp. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Bonn.

Wood, S.N. (2006a) Generalized additive models. An introduction with R: 410 pp. Chapman & Hall/CRC Press. Boca Raton.

Wood, S.N. (2006b) Low-rank scale-invariant tensor product smooths for generalized additive mixed models. Biometrics, 62 (4): 1025-1036.

Wood, S.N. (2006c) On confidence cntervals for generalized additive models based on penalized regression splines. Australian & New Zealand Journal of Statistics, 48 (4): 445-464.

Wood, S.N. (2015) mgcv: R Package Version 1.8-10.

Wösten, J.H.M.; Lilly, A.; Nemes, A. & Le Bas, C. (1999) Development and use of a database of hydraulic properties of European soils. Geoderma, 90 (3–4): 169-185.

Zech, W. (1970) Nadelanalytische Untersuchungen über die Kalkchlorose der Waldkiefer (*Pinus silvestris*). Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 125 (1)

Zerbe, S. (1993) Fichtenforste als Ersatzgesellschaften von Hainsimsen-Buchenwäldern. Berichtsbände des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Reihe A 100: 173 pp. Göttingen.

Zianis, D.; Muukkonen, P.; Mäkipää, R. & Mencuccini, M. (2005) Biomass and stem volume equations for tree species in Europe. Silva Fennica Monographs, (4): 1-2,5-63.

Ziche, D. & Seidling, W. (2010) Homogenisation of climate time series from ICP Forests Level II monitoring sites in Germany based on interpolated climate data. Annals of Forest Science, 67 (8): 804p1-804p6.

Zirlewagen, D. & von Wilpert, K. (2011) Regionalisierung bodenphysikalischer eingangsgrössen für bodenhydraulische pedotransferfunktionen. Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz, 2011 (12): 73-83.

Zweig, M.; Bufe, J. & Andreae, H. (2006) Diffuse Belastungen von Grundwasserkörpern in Sachsen. Wasserwirtschaft, 96 (6): 20-25.

Abkürzungsverzeichnis

A

AAS ..... Atom-Absorptionsspektrometrie
AB ..... Auenböden - Vega
AG ..... Arbeitsgemeinschaft
AIC ..... Akaike Informationskriterium/Akaike Information Criterion
AK ..... Arbeitskreis
AK_e ..... effektive Kationenaustauschkapazität
AK_t ..... potentielle Kationenaustauschkapazität
Al ..... Aluminium
Al^{3+} ..... Alumiumionen
AM ..... Aridităitsindex (nach De Martonne)
ANCOVA ..... Kovarianz Analyse / analysis of covariance
ANOVA ..... Varianz-Analyse / analysis of variance
AO ..... Auenböden - Rambla
AQ ..... Auenböden - Paternia
ARMA ..... Auto-Regressiver-Gleitender Durchschnitt-Prozess/autoregressiv-moving average
As ..... Arsen
AT ..... Auenböden - Tschernitza
AZ ..... Auenböden - Kalkpaternia

B

BAG ..... Bodenausgangsgestein
BB ..... Braunerden, Brandenburg
BC ..... basische Kationen
BE ..... Berlin
BHD ..... Brusthöhendurchmesser
BIC ..... Bayesianische Informationskriterium/Bayesian Information Criterion
BL ..... Bund-Länder
BRT ..... Boosted Regression Trees
BS ..... Basensättigung
Bu ..... Buche
BW ..... Baden-Württemberg
BWI 2012 ..... Dritte Bundeswaldinventur
BZE ..... Bodenzustandserhebung im Wald
BZE I ..... Erstinventur der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald von 1987-1993
BZE II ..... Folgeinventur der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald von 2004-2008

C

C ..... Kohlenstoff
Ca ..... Calcium
Cd ..... Cadmium
CF ..... Terra fusca
CH_4 ..... Methan
CI ..... Confidence-Index
Cl ..... Chlor
Cl^- ..... Chlorid
CO_2 ..... Kohlenstoffdioxid
CORINE ..... Koordinierung von Informationen über die Umwelt / coordination of information on the environment
Cr ..... Chrom
Cu ..... Kupfer
CV ..... Variationskoeffizient

D

DOC ... Gelöster organischer Kohlenstoff / dissolved organic carbon

E

E ..... Bodenevaporation
Ei ..... Eiche
ET ..... Evapotranspiration
et0 ..... Grasreferenzverdunstung

F

FBV ..... Feinbodenvorrat
f_{de} ..... Denitrifikationsfaktor
Fe ..... Eisen
Fi ..... Fichte
FK ..... Feldkapazität
FWD ..... Feinwurzeldichte

G

GAFA ..... Gutachterausschuss Forstliche Analytik

GAMM ..... Generalisiertes additives gemischtes Modell / ..... generalized additive mixed model
GBA ..... Grobbodenanteil
GG ..... Gleye
GH ..... Moorgleye
GLMM ..... Generalisiertes Lineares Gemischtes ..... Modell/generalized linear mixed model
globrad ..... Globalstrahlung
GM ..... Anmoorgleye
GMO ..... Graswurzelfilzmoder
GN ..... Nassgleye
Go ... oxidierende Eigenschaften durch Grundwassereinfluß
gS ..... Grobsand
gU ..... Grobschluff
GWR ..... Grundwasserneubildung

H

H^+ ..... Wasserstoffprotonen
H_2O ..... Wasser
H_2SO_4 ..... Salpetersäure
HB ..... Hansestadt Bremen
HBI ..... Harmonisierte Bestandesinventur
HE ..... Hessen
Hg ..... Quecksilber
HH ..... Hansestadt Hamburg
HNO_3 ..... Salpetersäure
HV ..... Humusvorrat

I

I ..... Interzeptionsverdunstung
ICP ..... Induktiv gekoppeltes Plasma/ inductively coupled ..... plasma, International Co-operative Programme on ... Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on ..... Forests
ICP-AES ..... Atomemissionsspektrometrie mit induktiv ..... gekoppeltem Plasma
ICP-MS ..... Massenspektrometrie mit induktiv gekoppeltem . Plasma/ inductively coupled plasma mass spectrometry

J

JN ..... Jahresniederschlagssumme
JT ..... Jahresmitteltemperatur

K

K ..... Kalium
KAK_{eff} ..... effektive Kationenaustauschkapazität
KCl ..... Kaliumchlorid
KH ..... Erdhochmoor
Ki ..... Kiefer
km ..... Kilometer
KM ..... Mulmniedermoor
Ks ..... Gesättigte Leitfähigkeit
KV ..... Erdniedermoor
kwb ..... Klimatische Wasserbilanz

L

LAI ..... Blattflächenindex
Lb ..... Laubholz
Ld-Nd ..... laubholzreiche Nadelmischbestände
ll ..... Normallehme
LL ..... Parabraunerden
LOESS Lokal lineares Resgressionsmodell / locally weighted ..... scatterplot smoothing
LRTAP ..... Übereinkommen über weiträumige . grenzüberschreitende Luftverunreinigungen in Europa / .... Convention on long-range transboundary air pollution
ls ..... Lehmsande
lt ..... Lehmtone, Lehmtone
lu ..... Lehmschluffe
LW ..... Laubwald
LWF Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft

M

MAE ..... mean absolut error – mittlerer absolute ..... Vorhersagefehler
MAKEDEP ..... Model berechnet Depositionszeitreihen
Mb ..... Mischbestand
MDA ..... Mean Decrease Accurary
ME ..... mean error – mittlerer Vorhersagefehler
Mg ..... Magnesium
Mn ..... Mangan
MOF ..... Feuchtrohhumus
MOM ..... Mullartiger Moder
MOT ..... Typischer Moder
MPE ..... Mittlerer Vorhersagefehler/mean prediction error

MR ..... Rohumusartiger Moder
mS ..... Mittelsand
MUO ..... F-Mull
MUT ..... Typischer Mull
MV ..... Mecklenburg-Vorpommern
MW ..... Mischwald, Mittelwert

N

N ..... Stickstoff
N2O ..... Distickstoffmonoxid
Na ..... Natrium
Nd ..... Nadelholz
Nd-Lb ..... nadelholzreiche Laubmischbestände
nFK ..... nutzbare Feldkapazität
N_{ges} ..... Gesamt-Stickstoff
NH_4^+ ..... Ammonium
NH_x ..... reduzierte Stickstoffverbindungen
Ni ..... Nickel
NI ..... Niedersachsen
NO_3^- ..... Nitrat
NO_x ..... Stickoxide
NW ..... Nadelwald, Nordrhein-Westfalen
NW-FVA ..... Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt

O

OC ..... Organischer Kohlenstoffgehalt

P

P ..... Phosphor
Pb ..... Blei
PP ..... Podsole
PTF ..... Pedotransferfunktion
PWP ..... Permanenter Welkepunkt

R

Rb ..... Reinbestand
REW ..... Relative Bodenwasserfüllung
RF ..... RandomForest-Modell - Klassifikationsverfahren
RMPE ... root mean prediction error / Wurzel des Mittleren ..... Vorhersagefehlers
RMSE ..... root mean squared error - Quadratwurzelfehler
RO ..... Rohhumus
ROF ..... Feuchtrohhumus
ROT ..... Typischer Rohhumus
RQ ..... Regosole
RR ..... Rendzinen
RW ..... Relative Wassergehalt

S

S ..... Schwefel
SAI ..... Rindenflächenindex
SD ..... Standardabweichung
SE ..... Standardfehler
SG ..... Stagnogley
SGM ..... Strukturgleichungsmodell
SH ..... Haftpseudogley, Schleswig-Holstein
sl ..... Sandlehme
SL ..... Saarland
SN ..... Sachsen
SNK ..... Säureneutralisationskapazität
SO_4^{2-} ..... Sulfat
sonst-LB ..... sonstige Laubbaumarten
sonst-Nd ..... sonstige Nadelbaumarten
SOx ..... Schwefeloxide
ss ..... Reinsande
SS ..... Pseudogleye
ST ..... Sachsen-Anhalt
su ..... Sandschluffe
Sw ..... Teilweise wasserführend und Stauwasserbeeinflusst

T

T Langjähriges Mittel der Jahresdurchschnittstemperatur
T_a ..... Aktuelle Transpiration
Tdiff ..... Transpirationsdifferenz
TH ..... Thüringen
tl ..... Tonlehme
Tl ..... Thallium
tmean ..... Lufttemperatur Mittelwert
tmin ..... Lufttemperatur Minimum
T_p ..... Potentielle Transpiration
Tratio ..... Transpirations-Index
TRD ..... Trockenrohdichte
tsum ..... Lufttemperatur Temperatursumme
tu ..... Tonschluffe

U

UBA ..... Umweltbundesamt

UNECE .... United Nations Economic Commission for Europe

ut Schlufftone

V

VIF ..... Varianzinflationsfaktor

vp_dauer ..... Dauer der Vegetationsperiode

vp_end ..... Ende der Vegetationsperiode

vp_start ..... Start der Vegetationsperiode

vrfln ..... Tiefenversickerung unterhalb des Wurzelraums

VSD .....Very Simple Dynamic-Modell

W

w .....Wilmot-Index

WG ..... Wuchsgebiet

WKL ..... Wägbare Lysimeter

WReff ..... Effektive Durchwurzelungstiefe

WZE ..... Waldzustandserhebung

Z

Zn .....Zink

T

τ ..... Tortuositätsparameter

Anhang

4 Bodenversauerung und Nährstoffverfügbarkeit

4.1 Bodensäurezustand

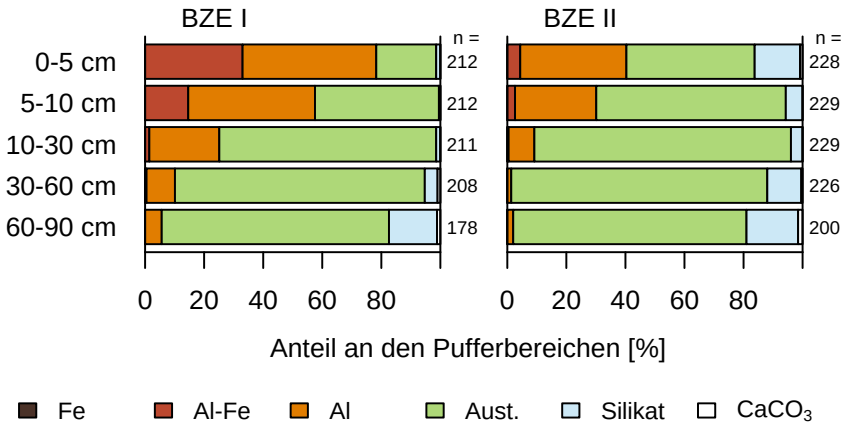


Abb. A-4-1: Prozentuale Anteile der gekalkten Standorte (gesamte Stichprobe) an den Pufferbereichen (nach Kap. 4 Tab. I-4-1) im Mineralboden.

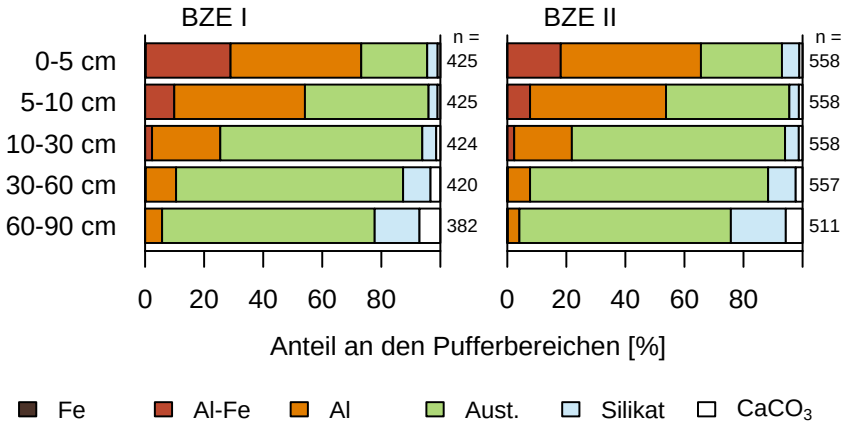


Abb. A-4-2: Prozentuale Anteile der ungekalkten Standorte (gesamte Stichprobe) an den Pufferbereichen (nach Kap. 4 Tab. I-4-1) im Mineralboden.

7 Vorräte und Gehalte von Schwermetallen

7.1 Box Plots der Schwermetallgehalte

Tab. A-7-1: Bodenausgangsgestein.

Nummerierung	Bodenausgangsgestein
3	Terrassen-und Schotterablagerungen
4	Sande und mächtige sandige Deckschichten sowie Geschiebemergel und -lehme mit sandigen Deckschichten
6	Geschiebemergel und -lehme,
7	Lösse und Lössderivate,
9	Karbonatgesteine,
10	Tongesteine,
11	Sandsteine und andere Silikatgesteine,
12	Basische und intermediäre Magmatite und Metamorphite,
14	Saure Magmatite und Metamorphite
15	Moore
16	Anthropogene Böden

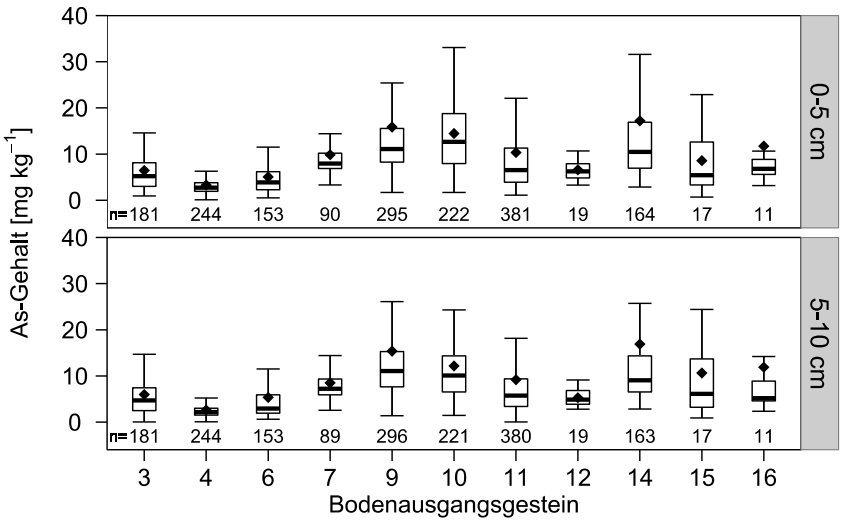


Abb. A-7-1: Arsengehalt [mg As kg^{-1}] der BZE II im Mineralboden in 0-5 cm und 5-10 cm Tiefe differenziert nach Bodenausgangsgesteinen. Eine Legende zur Nummerierung der Bodenausgangsgesteine findet sich in Tab. A-7-1.

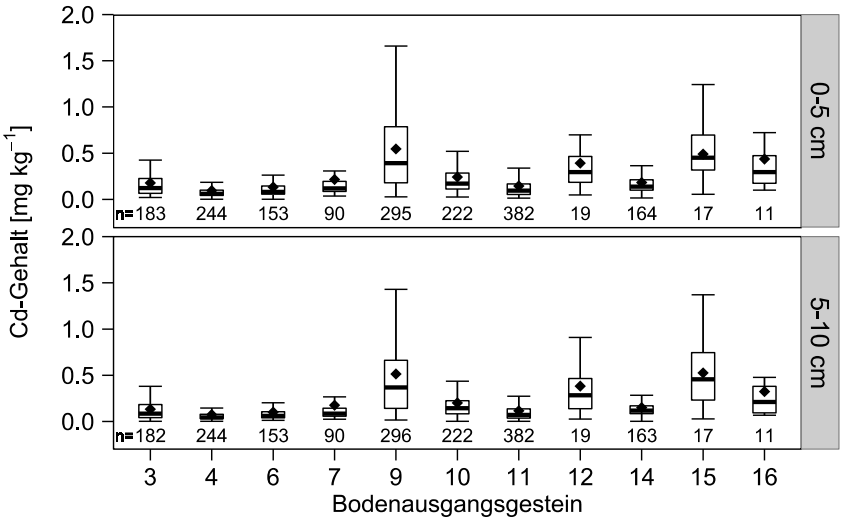


Abb. A-7-2: Cadmiumgehalt [mg Cd kg^{-1}] der BZE II im Mineralboden in 0-5 cm und 5-10 cm Tiefe differenziert nach Bodenausgangsgesteinen. Eine Legende zur Nummerierung der Bodenausgangsgesteine findet sich in Tab. A-7-1.

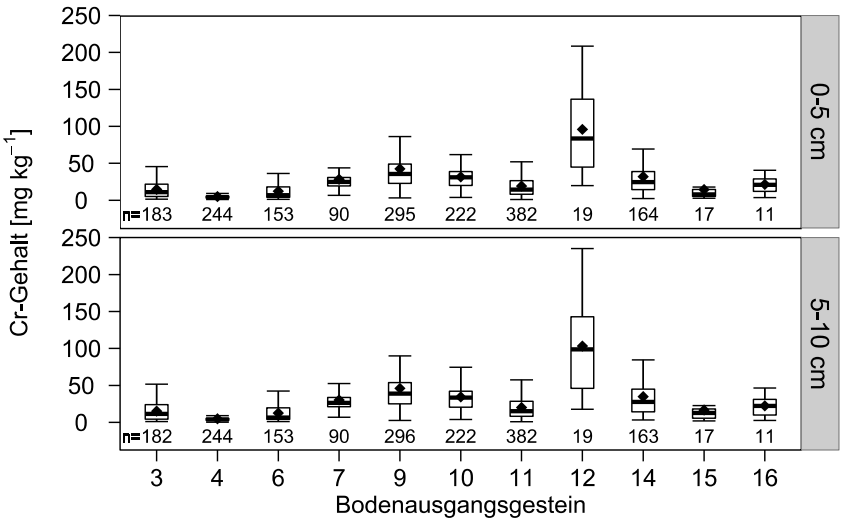


Abb. A-7-3: Chromgehalt [mg Cr kg^{-1}] der BZE II im Mineralboden in 0-5 cm und 5-10 cm Tiefe differenziert nach Bodenausgangsgesteinen. Eine Legende zur Nummerierung der Bodenausgangsgesteine findet sich in Tab. A-7-1.

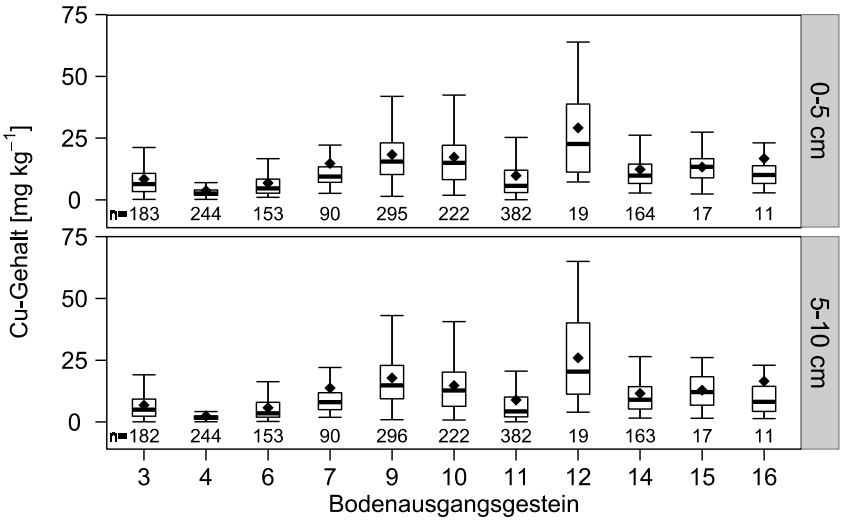


Abb. A-7-4: Kupfergehalt [mg Cu kg^{-1}] der BZE II im Mineralboden in 0-5 cm und 5-10 cm Tiefe differenziert nach Bodenausgangsgesteinen. Eine Legende zur Nummerierung der Bodenausgangsgesteine findet sich in Tab. A-7-1.

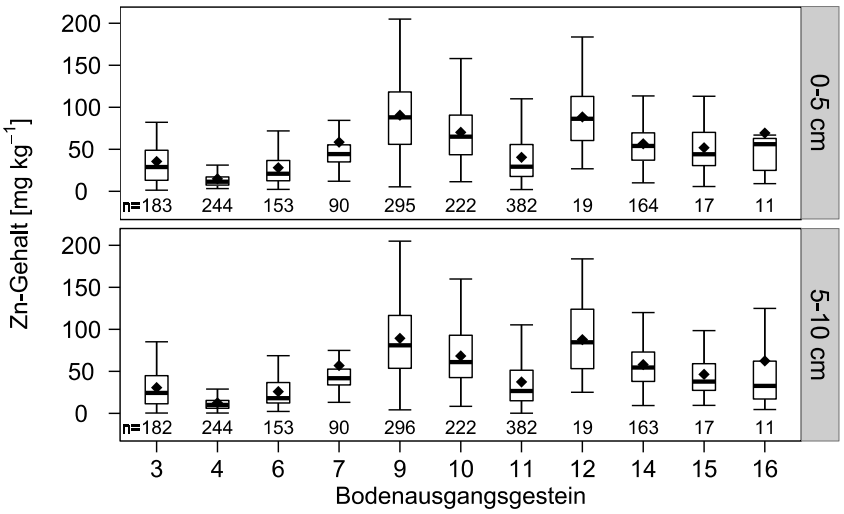


Abb. A-7-5: Zinkgehalt [mg Zn kg^{-1}] der BZE II im Mineralboden in 0-5 cm und 5-10 cm Tiefe differenziert nach Bodenausgangsgesteinen. Eine Legende zur Nummerierung der Bodenausgangsgesteine findet sich in Tab. A-7-1

7.2 Box Plots der Schwermetallvorräte

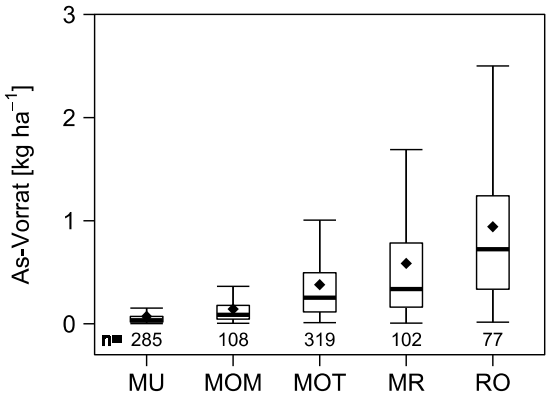


Abb. A-7-6: Arsenvorrat [kg As ha^{-1}] der BZE II im Auflagehumus differenziert nach Humusformen. Da Daten im Auflagehumus für Arsen nicht aus allen Bundesländern vorhanden sind, sind die Ergebnisse nicht flächenrepräsentativ für das Bundesgebiet. MU = Mull, MOM = mullartiger Moder, MOT = typischer Moder, MR = rohhumusartiger Moder, RO = Rohhumus.

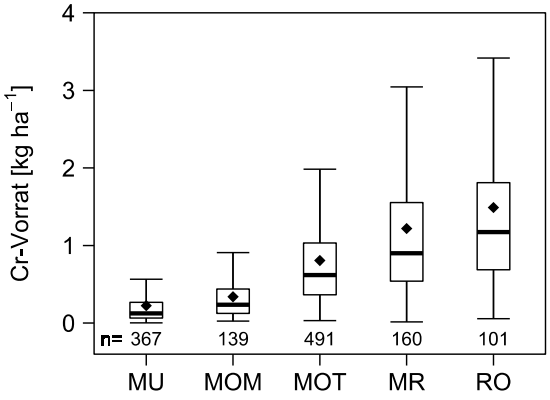


Abb. A-7-7: Chromvorrat [kg Cr ha^{-1}] der BZE II im Auflagehumus differenziert nach Humusformen. Da Daten im Auflagehumus für Chrom nicht aus allen Bundesländern vorhanden sind, sind die Ergebnisse nicht flächenrepräsentativ für das Bundesgebiet. MU = Mull, MOM = mullartiger Moder, MOT = typischer Moder, MR = rohhumusartiger Moder, RO = Rohhumus.

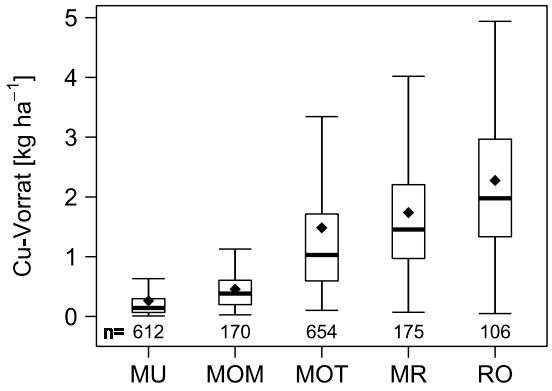


Abb. A-7-8: Kupfervorrat [kg Cu ha^{-1}] der BZE II im Auflagehumus differenziert nach Humusformen. MU = Mull, MOM = mullartiger Moder, MOT = typischer Moder, MR = rohhumusartiger Moder, RO = Rohhumus.

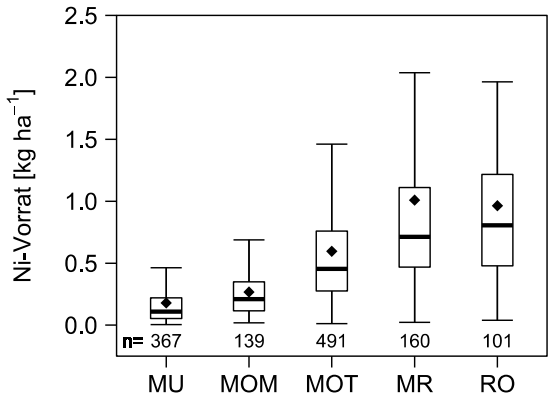


Abb. A-7-9: Nickelvorrat [kg Ni ha^{-1}] der BZE II im Auflagehumus differenziert nach Humusformen. Da Daten im Auflagehumus für Nickel nicht aus allen Bundesländern vorhanden sind, sind die Ergebnisse nicht flächenrepräsentativ für das Bundesgebiet. MU = Mull, MOM = mullartiger Moder, MOT = typischer Moder, MR = rohhumusartiger Moder, RO = Rohhumus.

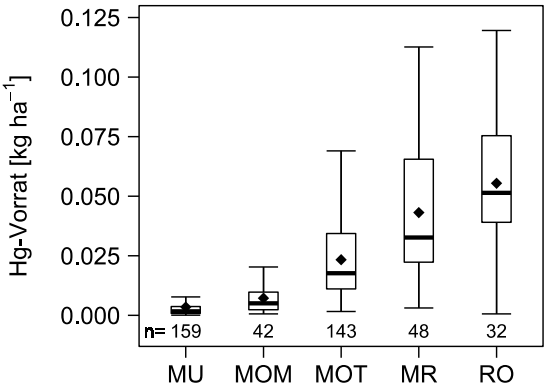


Abb. A-7-10: Quecksilbervorrat [kg Hg ha^{-1}] der BZE II im Auflagehumus differenziert nach Humusformen. Da Daten im Auflagehumus für Quecksilber nicht aus allen Bundesländern vorhanden sind, sind die Ergebnisse nicht flächenrepräsentativ für das Bundesgebiet. MU = Mull, MOM = mullartiger Moder, MOT = typischer Moder, MR = rohhumusartiger Moder, RO = Rohhumus.

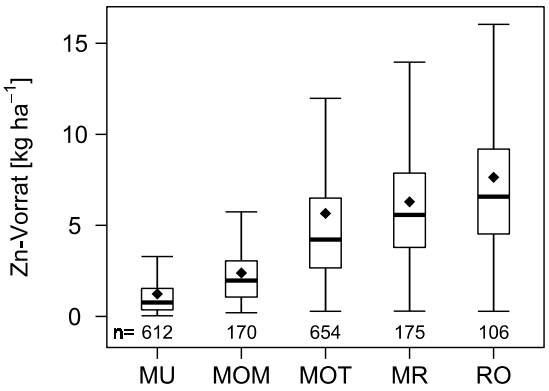


Abb. A-7-11: Zinkvorrat [kg Zn ha^{-1}] der BZE II im Auflagehumus differenziert nach Humusformen. MU = Mull, MOM = mullartiger Moder, MOT = typischer Moder, MR = rohhumusartiger Moder, RO = Rohhumus.

7.3 Box Plots Veränderung des Schwermetallvorrats

7.3.1 Veränderung des Schwermetallvorrats in Abhängigkeit von den Humusformen

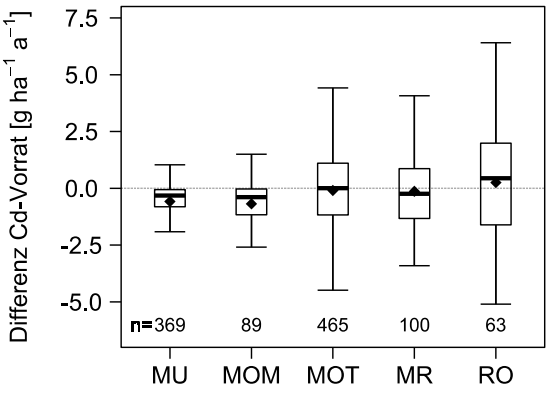


Abb. A-7-12: Veränderung des Cadmiumvorrats [g Cd ha^{-1} a^{-1}] von BZE I zu BZE II im Auflagehumus in Abhängigkeit von den Humusformen. MU = Mull, MOM = mullartiger Moder, MOT = typischer Moder, MR = rohhumusartiger Moder, RO = Rohhumus.

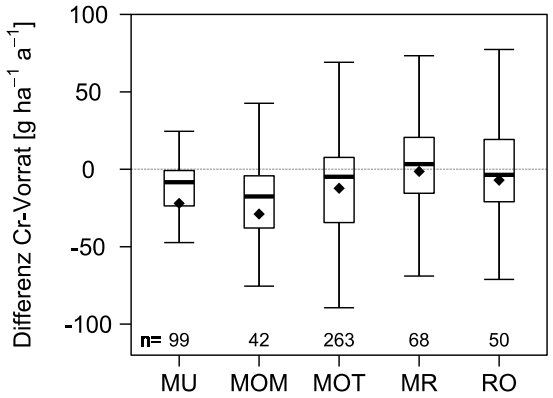


Abb. A-7-13: Veränderung des Chromvorrats [g Cr ha^{-1} a^{-1}] von BZE I zu BZE II im Auflagehumus in Abhängigkeit von den Humusformen. MU = Mull, MOM = mullartiger Moder, MOT = typischer Moder, MR = rohhumusartiger Moder, RO = Rohhumus.

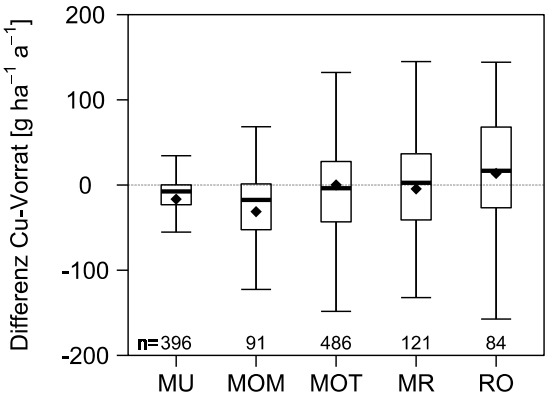


Abb. A-7-14: Veränderung des Kupfervorrats [g Cu ha^{-1} a^{-1}] von BZE I zu BZE II im Auflagehumus in Abhängigkeit von den Humusformen. MU = Mull, MOM = mullartiger Moder, MOT = typischer Moder, MR = rohhumusartiger Moder, RO = Rohhumus.

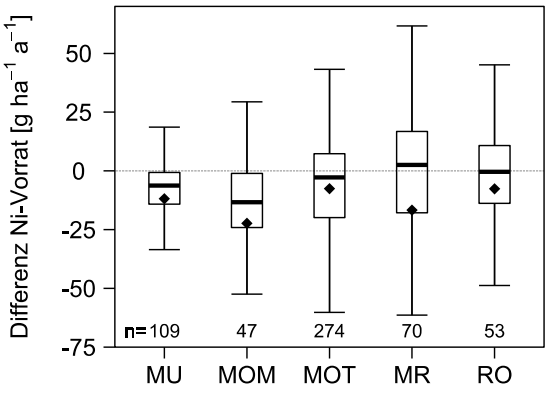


Abb. A-7-15: Veränderung des Nickelvorrats [g Ni ha^{-1} a^{-1}] von BZE I zu BZE II im Auflagehumus in Abhängigkeit von den Humusformen. MU = Mull, MOM = mullartiger Moder, MOT = typischer Moder, MR = rohhumusartiger Moder, RO = Rohhumus.

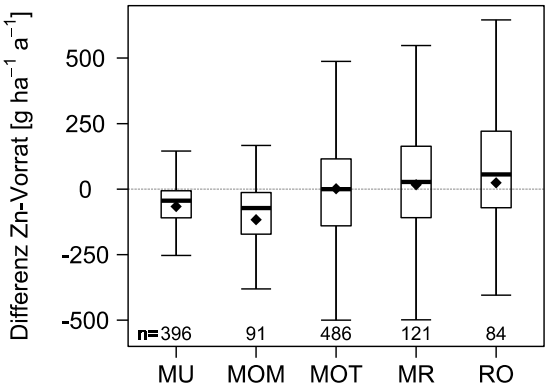


Abb. A-7-16: Veränderung des Zinkvorrats [g Zn ha^{-1} a^{-1}] von BZE I zu BZE II im Auflagehumus in Abhängigkeit von den Humusformen. MU = Mull, MOM = mullartiger Moder, MOT = typischer Moder, MR = rohhumusartiger Moder, RO = Rohhumus.

7.3.2 Veränderung des Schwermetallvorrats und des Vorrats des Auflagehumus in Abhängigkeit von den Humusformen

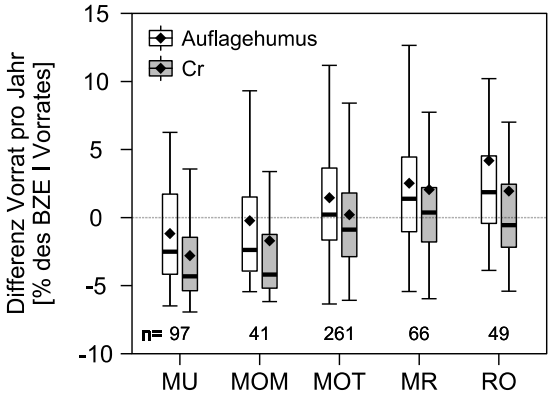


Abb. A-7-17: Veränderung des Auflagehumus und des Chromvorrats im Auflagehumus pro Jahr [% des BZE I-Vorrats] von BZE I zu BZE II in Abhängigkeit von den Humusformen. Ein Standort mit einer Veränderung des Chromvorrats pro Jahr > 100 % wurde als Ausreißer entfernt. MU = Mull, MOM = mullartiger Moder, MOT = typischer Moder, MR = rohhumusartiger Moder, RO = Rohhumus.

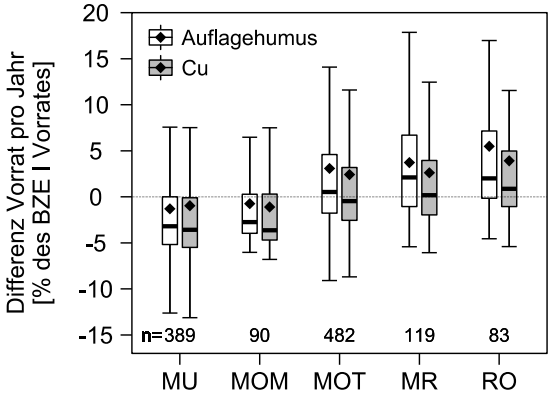


Abb. A-7-18: Veränderung des Auflagehumus und des Kupfervorrats im Auflagehumus pro Jahr [% des BZE I-Vorrats] von BZE I zu BZE II in Abhängigkeit von den Humusformen. Fünf Standorte mit einer Veränderung des Kupfervorrats pro Jahr > 100 % wurden als Ausreißer entfernt. MU = Mull, MOM = mullartiger Moder, MOT = typischer Moder, MR = rohhumusartiger Moder, RO = Rohhumus.

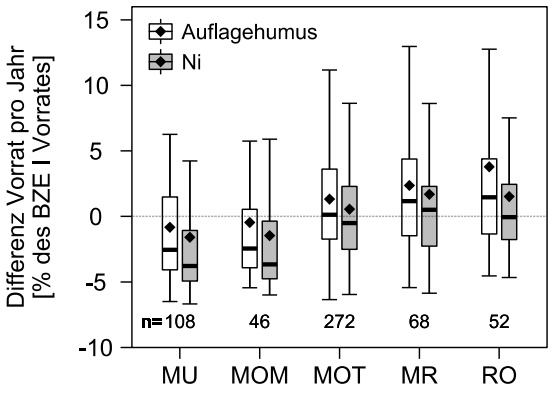


Abb. A-7-19: Veränderung des Auflagehumus und des Nickelvorrats im Auflagehumus pro Jahr [% des BZE I Vorrats] von BZE I zu BZE II in Abhängigkeit von den Humusformen. MU = Mull, MOM = mullartiger Moder, MOT = typischer Moder, MR = rohhumusartiger Moder, RO = Rohhumus.

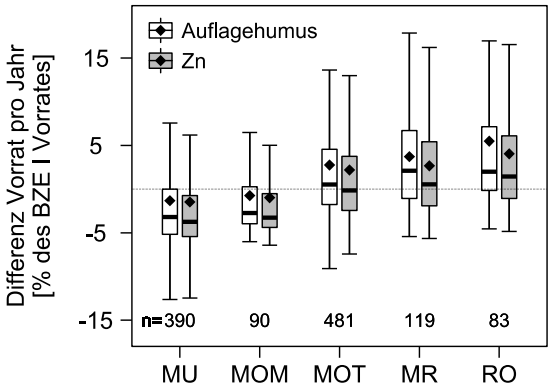


Abb. A-7-20: Veränderung des Auflagehumus und des Zinkvorrats im Auflagehumus pro Jahr [% des BZE I Vorrats] von BZE I zu BZE II in Abhängigkeit von den Humusformen. Fünf Standorte mit einer Veränderung des Zinkvorrats pro Jahr > 100 % wurden als Ausreißer entfernt. MU = Mull, MOM = mullartiger Moder, MOT = typischer Moder, MR = rohhumusartiger Moder, RO = Rohhumus.

7.3.3 Veränderung des Schwermetallvorrats getrennt nach gekalkten und ungekalkten Standorten

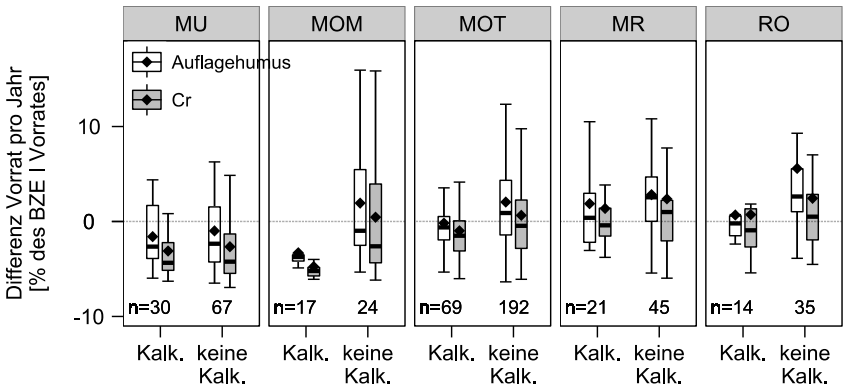


Abb. A-7-21: Veränderung des Auflagehumus und des Chromvorrats im Auflagehumus pro Jahr [% des BZE I Vorrats] von BZE I zu BZE II in Abhängigkeit von den Humusformen sowie getrennt nach Standorten, welche zwischen BZE I und BZE II gekalkt wurden (Kalk.) und welche keine Kalkung (keine Kalk.) erfahren haben. Ein Standort mit einer Veränderung des Chromvorrats pro Jahr > 100 % wurde als Ausreißer entfernt. MU = Mull, MOM = mullartiger Moder, MOT = typischer Moder, MR = rohhumusartiger Moder, RO = Rohhumus.

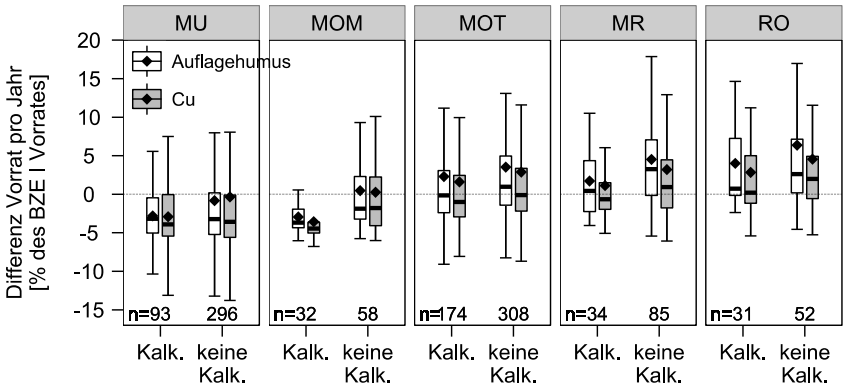


Abb. A-7-22: Veränderung des Auflagehumus und des Kupfervorrats im Auflagehumus pro Jahr [% des BZE I Vorrats] von BZE I zu BZE II in Abhängigkeit von den Humusformen sowie getrennt nach Standorten, welche zwischen BZE I und BZE II gekalkt wurden (Kalk.) und welche keine Kalkung (keine Kalk.) erfahren haben. Fünf Standorte mit einer Veränderung des Kupfervorrats pro Jahr > 100 % wurden als Ausreißer entfernt. MU = Mull, MOM = mullartiger Moder, MOT = typischer Moder, MR = rohhumusartiger Moder, RO = Rohhumus.

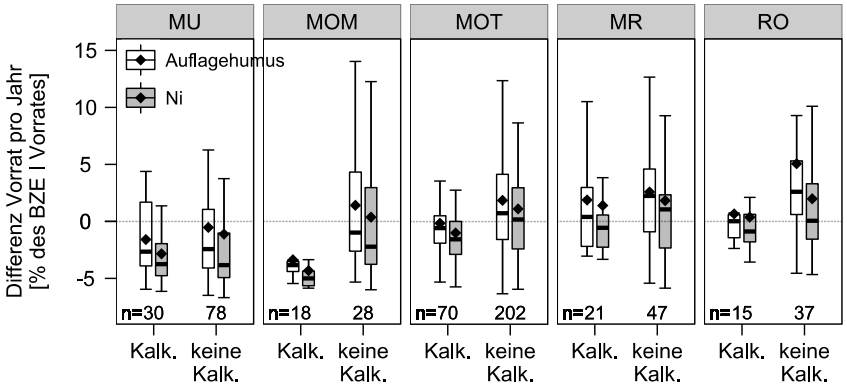


Abb. A-7-23: Veränderung des Auflagehumus und des Nickelvorrats im Auflagehumus pro Jahr [% des BZE I Vorrats] von BZE I zu BZE II in Abhängigkeit von den Humusformen sowie getrennt nach Standorten, welche zwischen BZE I und BZE II gekalkt wurden (Kalk.) und welche keine Kalkung (keine Kalk.) erfahren haben. MU = Mull, MOM = mullartiger Moder, MOT = typischer Moder, MR = rohhumusartiger Moder, RO = Rohhumus.

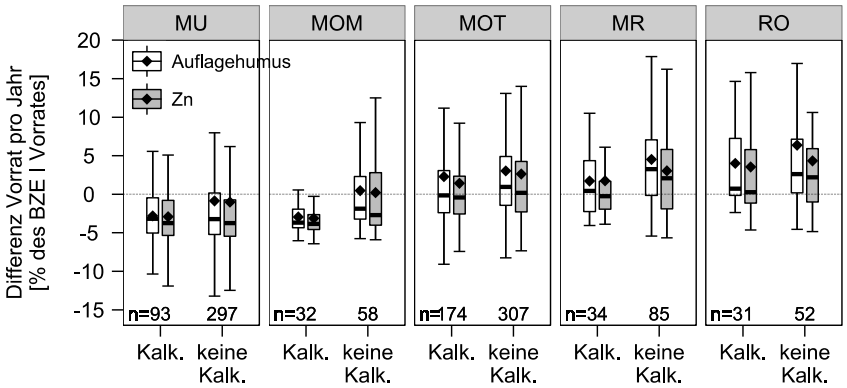


Abb. A-7-24: Veränderung des Auflagehumus und des Zinkvorrats im Auflagehumus pro Jahr [% des BZE I Vorrats] von BZE I zu BZE II in Abhängigkeit von den Humusformen sowie getrennt nach Standorten, welche zwischen BZE I und BZE II gekalkt wurden (Kalk.) und welche keine Kalkung (keine Kalk.) erfahren haben. Fünf Standorte mit einer Veränderung des Kupfervorrats pro Jahr > 100 % wurden als Ausreißer entfernt. MU = Mull, MOM = mullartiger Moder, MOT = typischer Moder, MR = rohhumusartiger Moder, RO = Rohhumus.

9 Boden als Grundlage biologischer Vielfalt

9.1 Stetigkeiten der Arten

Tab. A-9-1: Stetigkeit der häufigsten Arten im BZE II-Gesamtdatensatz (in %), unterteilt nach Vegetationsschichten und Waldbindung (Schmidt *et al.* 2011); angezeigt sind nur Arten mit mindestens 10 % Stetigkeit (mit Ausnahmen).

Art	Stetigkeit im Gesamtdatensatz (%)
Baumschicht	
Fagus sylvatica (1.1)	45,6
Picea abies (2.1)	45,2
Pinus sylvestris (2.1)	35,9
Betula pendula (2.1)	15,1
Quercus petraea (2.1)	13,7
Quercus robur (2.1)	12,8
Strauchschicht	
Fagus sylvatica (1.1)	42,0
Picea abies (2.1)	28,7
Sorbus aucuparia (2.1)	22,0
Sambucus nigra (2.1)	15,2
Frangula alnus (2.1)	14,6
Rubus idaeus (1.2)	13,7
Betula pendula (2.1)	11,8
Acer pseudoplatanus (2.1)	11,3
Krautschicht: Waldarten der Kategorie 1.1	
Fagus sylvatica	44,2
Oxalis acetosella	31,1
Dryopteris dilatata	29,2
Athyrium filix-femina	23,0
Dryopteris filix-mas	20,8
Luzula luzuloides	18,8
Milium effusum	16,1
Carex sylvatica	15,1
Impatiens parviflora	15,1
Viola reichenbachiana	14,3
Brachypodium sylvaticum	13,3
Poa nemoralis	13,1

Art	Stetigkeit im Gesamtdatensatz (%)
Carpinus betulus	12,8
Galium odoratum	12,6
Moehringia trinervia	12,4
Circaea lutetiana	11,0
Abies alba	10,8
Krautschicht: Waldarten der Kategorie 1.2	
Rubus idaeus	39,7
Rubus fruticosus agg.	26,9
Epilobium angustifolium	15,1
Digitalis purpurea	11,1
Fragaria vesca	10,2
Krautschicht: Waldarten der Kategorie 2.1	
Dryopteris carthusiana	48,2
Deschampsia flexuosa	48,1
Sorbus aucuparia	40,0
Vaccinium myrtillus	35,6
Picea abies	34,7
Urtica dioica	24,2
Acer pseudoplatanus	23,1
Quercus robur	23,1
Carex pilulifera	22,5
Quercus petraea	20,9
Fraxinus excelsior	18,1
Agrostis capillaris	14,7
Calamagrostis epigejos	14,5
Mycelis muralis	14,3
Deschampsia cespitosa	13,2
Galeopsis tetrahit	12,8
Frangula alnus	12,8
Galium aparine	12,7
Juncus effusus	12,5
Sambucus nigra	12,1
Betula pendula	11,7
Geranium robertianum	11,4
Krautschicht: Waldarten der Kategorie 2.2 (angezeigt sind die 10 häufigsten Arten)	
Stellaria media	8,1
Holcus lanatus	7,7
Dactylis glomerata	7,7
Cytisus scoparius	4,4
Rumex acetosella	4,1
Agrostis stolonifera	3,6
Cirsium vulgare	2,8

Art	Stetigkeit im Gesamtdatensatz (%)
Arrhenatherum elatius	2,6
Galeopsis pubescens	2,6
Plantago major subsp. major	2,3
Moose	
Hypnum cupressiforme (2.1)	47,5
Polytrichum formosum (2.1)	45,5
Dicranum scoparium (2.1)	25,6
Pleurozium schreberi (2.1)	21,8
Brachythecium rutabulum (2.1)	19,7
Scleropodium purum (2.1)	15,9
Dicranella heteromalla (2.1)	15,2
Atrichum undulatum (2.1)	14,3
Thuidium tamariscinum (1.1)	12,4
Mnium hornum (1.1)	10,8
Flechten (angezeigt sind alle kartierten Arten)	
Cladonia coniocraea (2.1)	0,4
Cladonia pyxidata subsp. pyxidata (2.1)	0,3
Cladonia macilenta subsp. macilenta (2.1)	0,2
Cladonia fimbriata (2.1)	0,2
Cladonia digitata (2.1)	0,1
Peltigera praetextata (2.1)	0,1
Cladonia glauca (2.1)	0,1
Cladonia rangiferina (2.1)	0,1
Lepraria incana (2.1)	0,1
Lobaria pulmonaria (1.1)	0,1

Tab. A-9-2: Stetigkeit der häufigsten Arten im BZE II-Gesamtdatensatz (in %), unterteilt nach floristischem Status (Wisskirchen & Haeupler 1998) (Wisskirchen & Haeupler 1998); angezeigt sind jeweils die 10 häufigsten Arten.

Art	Stetigkeit im Gesamtdatensatz (%)
Archäophyten	
Plantago lanceolata	0,7
Bellis perennis	0,3
Dipsacus fullonum	0,2
Fallopia convolvulus	0,2
Lamium purpureum	0,2
Vinca minor	0,2
Anthriscus caucalis	0,2
Lamium album	0,2
Bromus sterilis	0,1
Carduus acanthoides	0,1
Eingebürgerte Neophyten	
Impatiens parviflora	15,3
Prunus serotina	8,8
Juglans regia	1,6
Robinia pseudoacacia	1,6
Impatiens glandulifera	1,4
Pinus strobus	1,1
Epilobium ciliatum	0,9
Juncus tenuis	0,9
Solidago canadensis	0,9
Conyza canadensis	0,7
Indigene	
Fagus sylvatica	62,5
Picea abies	57,8
Sorbus aucuparia	49,7
Dryopteris carthusiana	49,5
Deschampsia flexuosa	48,7
Rubus idaeus	43,3
Pinus sylvestris	40,4
Vaccinium myrtillus	35,7
Quercus robur	33,5
Oxalis acetosella	31,6

Art	Stetigkeit im Gesamtdatensatz (%)
Unbeständige, in Einbürgerung befindliche oder nur lokal eingebürgerte Neophyten	
Pseudotsuga menziesii	7,3
Quercus rubra	6,5
Larix kaempferi	2,0
Picea sitchensis	0,7
Prunus virginiana	0,5
Abies grandis	0,3
Pinus nigra	0,3
Angelica archangelica	0,2
Phytolacca americana	0,1
Triticum aestivum	0,1

Tab. A-9-3: Stetigkeit der Rote-Liste-Arten (Gefäßpflanzen) im BZE II-Gesamtdatensatz (in %), unterteilt nach Gefährdungskategorien (Ludwig & Schnittler 1996).

Art	Stetigkeit im Gesamtdatensatz (%)
Kategorie 2 (angezeigt sind alle vorkommenden Arten)	
Arctostaphylos uva-ursi	0,1
Carex diandra	0,1
Chimaphila umbellata	0,1
Fumaria parviflora	0,1
Hypochaeris glabra	0,1
Scutellaria hastifolia	0,1
Woodsia ilvensis	0,1
Kategorie 3 (angezeigt sind die 10 häufigsten Arten)	
Abies alba	13,3
Taxus baccata	0,8
Gentiana asclepiadea	0,5
Ulmus minor	0,5
Gentianella ciliata	0,2
Lycopodium clavatum	0,2
Hypochaeris maculata	0,2
Parnassia palustris	0,2
Platanthera bifolia	0,2
Platanthera chlorantha	0,2
Kategorie V (angezeigt sind die 10 häufigsten Arten)	
Primula elatior	2,4
Luzula campestris	1,3
Lycopodium annotinum	1,1
Juniperus communis	0,5
Primula veris	0,5
Viscum album subsp. austriacum	0,5
Hypericum humifusum	0,4
Hypericum montanum	0,4
Carex canescens	0,4
Orthilia secunda	0,4
Kategorie R (angezeigt sind alle vorkommenden Arten)	
Alchemilla alpina (fragliche Angabe)	0,1
Gentiana purpurea	0,1

Tab. A-9-4: Stetigkeit der Rote-Liste-Arten (Moose und Flechten) im BZE II-Gesamtdatensatz (in %), unterteilt nach Gefährdungskategorien (Ludwig & Schnittler 1996).

Art	Stetigkeit im Gesamtdatensatz (%)
Kategorie 1 (angezeigt sind alle vorkommenden Arten)	
Lobaria pulmonaria	0,1
Kategorie 2 (angezeigt sind alle vorkommenden Arten)	
Antitrichia curtipendula	0,1
Cladonia rangiferina	0,1
Dicranum bergeri	0,1
Sphagnum molle	0,1
Kategorie 3 (angezeigt sind die 10 häufigsten Arten)	
Sphagnum quinquefarium	0,8
Palustriella commutata	0,2
Radula complanata	0,2
Dicranum spurium	0,2
Mnium spinosum	0,2
Plagiomnium ellipticum	0,2
Sphagnum magellanicum	0,2
Barbilophozia lycopodioides	0,1
Campylium stellatum	0,1
Dicranum flagellare	0,1
Kategorie V (angezeigt sind die 10 häufigsten Arten)	
Hylocomium splendens	9,6
Rhytidiadelphus loreus	7,2
Leucobryum glaucum	5,1
Polytrichum commune	4,6
Plagiothecium undulatum	3,4
Rhytidiadelphus triquetrus	2,6
Bazzania trilobata	2,2
Dicranodontium denudatum	1,7
Ctenidium molluscum	1,7
Plagiochila asplenioides	1,5

11 Kronenzustand

11.1 Datengrundlage und -aufbereitung

Tab. A-11-1: Anzahl Stichprobenpunkte pro Jahr und Bundesland für das 16 x 16 km EU-Raster (EU) und für alle Rasterdichten (alle; 16 x 16 km sowie Rasterverdichtungen) des Hauptbaumarten-Gesamtdatensatzes.

	SH		HH		NI		NW		HE		RP		BW		BY		SL		BE		BB		MV		SN		ST		TH	
	EU	alle	EU	alle	EU	alle	EU	alle	EU	alle	EU	alle	EU	alle	EU	alle	EU	alle	EU	alle	EU	alle	EU	alle	EU	alle	EU	alle	EU	alle
1989	4	4	1	1	32	32	34	34	28	28	22	22	50	50	117	117	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1990	4	4	1	1	32	32	34	34	28	28	20	20	50	50	117	117	2	2	0	0	43	43	13	13	16	16	13	13	19	19
1991	4	4	1	1	32	32	34	34	28	28	20	20	49	49	118	118	3	3	1	1	42	42	13	68	16	16	13	13	23	23
1992	4	4	1	1	31	31	34	34	29	29	20	20	48	48	120	120	3	3	1	1	42	42	14	83	17	17	14	14	23	23
1993	4	4	1	1	31	31	34	34	29	29	20	20	48	48	120	120	3	3	1	1	43	43	14	83	14	14	14	14	23	23
1994	4	4	1	1	31	31	34	34	29	29	21	21	47	47	123	123	3	3	1	1	43	43	14	84	16	16	15	15	23	23
1995	4	4	1	1	31	31	34	34	29	29	22	22	47	47	124	124	3	3	1	1	43	43	13	69	16	16	15	15	24	24
1996	4	4	0	0	31	31	34	34	29	29	23	23	45	45	124	124	3	3	1	1	43	43	13	68	16	16	15	15	24	24
1997	4	4	1	1	31	31	34	34	29	29	23	23	46	46	123	123	3	3	1	1	43	43	13	84	16	16	15	15	24	24
1998	4	4	1	1	31	31	34	34	29	29	23	23	45	45	124	124	3	3	1	1	43	43	13	68	16	16	16	16	24	24
1999	4	4	1	1	39	39	34	34	29	29	23	23	45	45	124	124	3	3	1	1	43	43	13	70	17	17	16	16	24	24
2000	4	4	1	1	39	39	34	34	29	29	24	24	46	46	124	124	3	3	1	1	51	51	13	69	17	17	16	16	24	24
2001	4	4	1	1	39	39	36	36	29	29	24	24	46	46	124	124	3	3	1	1	52	52	14	70	17	17	16	16	24	24
2002	4	4	1	1	39	39	36	36	29	29	24	24	46	46	124	124	3	3	1	1	52	52	13	70	17	17	16	16	24	24
2003	4	4	1	1	39	39	36	36	29	29	24	24	46	46	124	124	3	3	1	1	52	52	13	70	17	17	16	16	24	24
2004	4	4	1	1	39	39	37	37	29	29	24	24	45	45	124	124	3	3	1	1	52	52	13	70	19	19	16	16	25	25
2005	4	4	1	1	39	157	37	37	29	134	24	24	45	250	124	124	3	3	1	1	52	52	13	71	19	19	16	63	25	25
2006	5	38	1	1	39	160	37	136	29	137	23	158	45	259	95	358	3	88	4	4	53	148	13	71	19	74	17	70	25	95
2007	4	37	1	1	39	160	35	131	28	129	23	157	45	259	95	363	5	91	4	4	53	148	13	72	19	74	17	69	25	94
2008	5	38	1	1	39	160	36	131	28	131	23	157	45	261	95	365	5	99	4	4	53	150	14	73	19	74	17	69	25	94
2009	4	5	0	0	39	160	37	37	28	130	23	157	45	252	95	95	5	72	4	4	41	41	14	73	19	19	17	69	25	25
2010	4	4	0	0	39	160	37	37	28	130	23	155	45	254	95	95	5	99	4	4	41	41	14	72	19	19	17	69	25	25
2011	4	4	0	0	39	159	37	37	28	128	23	23	45	267	95	96	5	99	4	4	41	41	14	72	19	19	17	69	25	25
2012	4	4	0	0	38	157	37	37	28	127	23	23	48	264	95	153	5	100	4	4	41	41	14	72	19	19	17	69	25	25
2013	4	4	0	0	38	158	37	37	28	127	23	23	50	278	96	175	5	100	4	4	41	41	14	71	19	19	17	69	25	25
2014	4	4	0	0	38	158	36	36	28	127	23	23	50	277	96	136	5	91	4	4	41	41	20	95	19	19	17	70	25	25
2015	4	4	0	0	38	158	36	36	28	129	21	21	50	278	96	136	5	91	4	4	42	42	20	95	19	19	17	70	25	25

Bundesländer-Abkürzungen: SH: Schleswig-Holstein, HH: Hamburg; NI: Niedersachsen, NW: Nordrhein-Westfalen; HE: Hessen; RP: Rheinland-Pfalz; BW: Baden-Württemberg; BY: Bayern; SL: Saarland; BE: Berlin, BB: Brandenburg; MV: Mecklenburg-Vorpommern; SN: Sachsen; ST: Sachsen-Anhalt; TH: Thüringen

11.2 Statistik

Tab. A-11-2: Beschreibung der Modelle für die Raum-Zeit-Trendschätzung und die Schätzung der Effekte der Einflussgrößen.

Modell	Ziel	Daten		Korrelation in Residuen		Raum-(Zeit-) Trend
		Response	Einflussgrößen	Zeit	Raum	
Formel 11-3	Raum-Zeit-Trend-schätzung	Maximaldaten-satz alle Raster-dichten	Rechtswert, Hochwert, Jahr, Bestandsalter	ARMA(1,1) innerhalb Stich-probenpunkt	unab-hängig	f2(Rechtswert, Hochwert, Jahr)
Formel 11-16 (Bsp.)	Schätzung der Effekte der Einflussgrößen 2006-2008	Mittel 2006-2008	Siehe 11.2.3.5	-	unab-hängig	Raum-Trend durch Einflussgrößen erklärt
Formel 11-17 (Bsp.)	Schätzung der Effekte der Einflussgrößen 1990-2010	Maximaldaten-satz (16x16km, 1990-2010)	Siehe 11.2.3.5	ARMA(1,1) innerhalb Stich-probenpunkt	unab-hängig	Raum-Zeit-Trend durch Einfluss-größen erklärt

Tab. A-11-3: Beschreibung der Raster für die Zeittrendberechnung.

Bezeichnung	Raster	Rasterdichte	Bestandsalter	Besonderheit
Raster 1	EU-Raster von 1989 bis 2015	16 x 16 km	Jährlicher Wert des Stichprobenpunktes	Rasteränderungen enthalten; Auswertung nach Bestandsalter möglich
Raster 2	EU-Raster von 2014	16 x 16 km	Median des 16 x 16 km Rasters 1989 bis 2015	Vereinheitlichtes Raster und Bestandsalter (Raster- und Alterseffekt kann betrachtet werden)
Raster 3	BWI-Raster von 2012 (Tracktecke 1)	4 x 4 km	Wert des Stichproben-punktes von 2012	flächenrepräsentativ

11.3 Basisauswertung

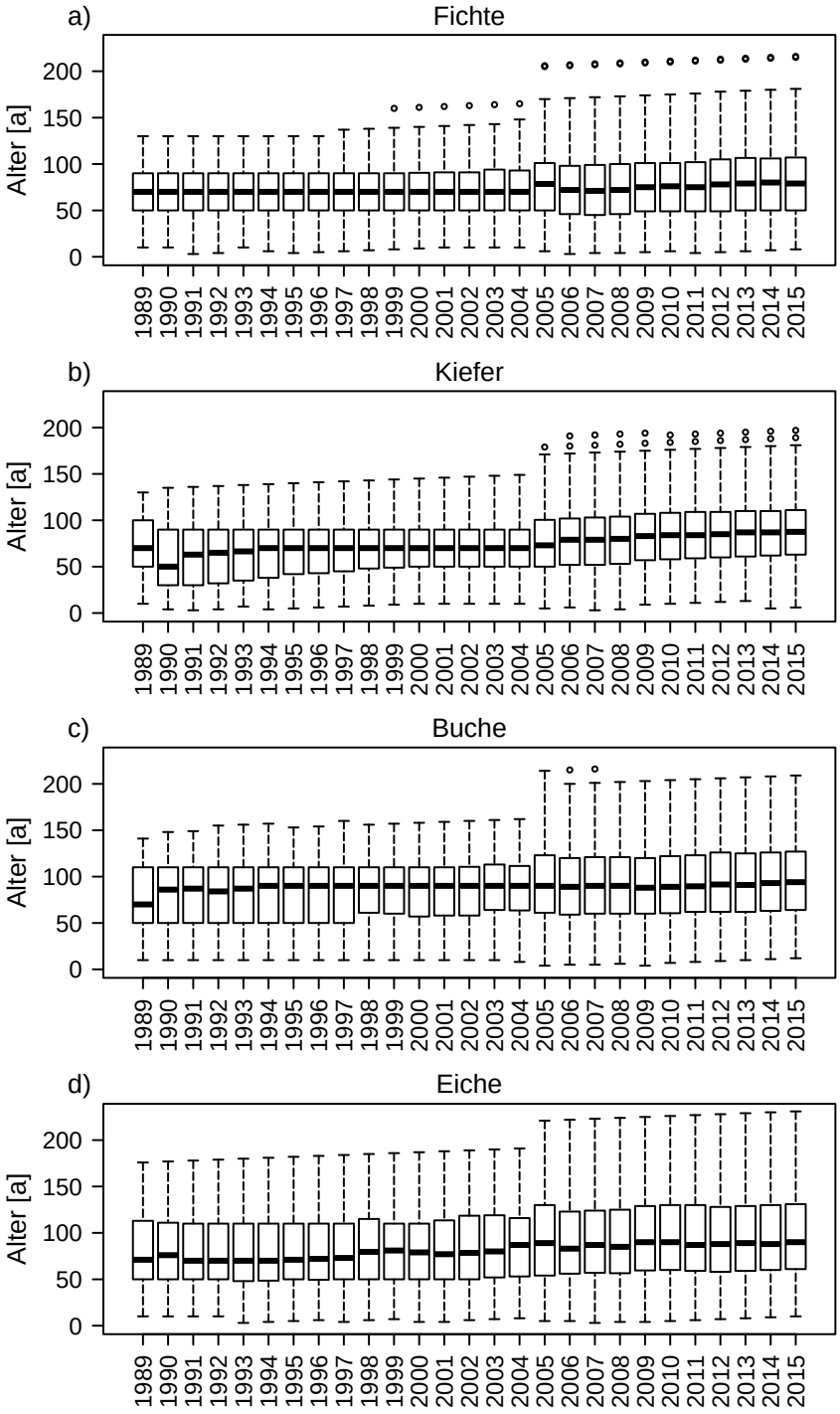


Abb. A-11-1: Boxplots des Bestandsalters für die vier Hauptbaumarten von 1989 bis 2015. Berücksichtigt werden alle Rasterdichten des Maximaldatensatzes.

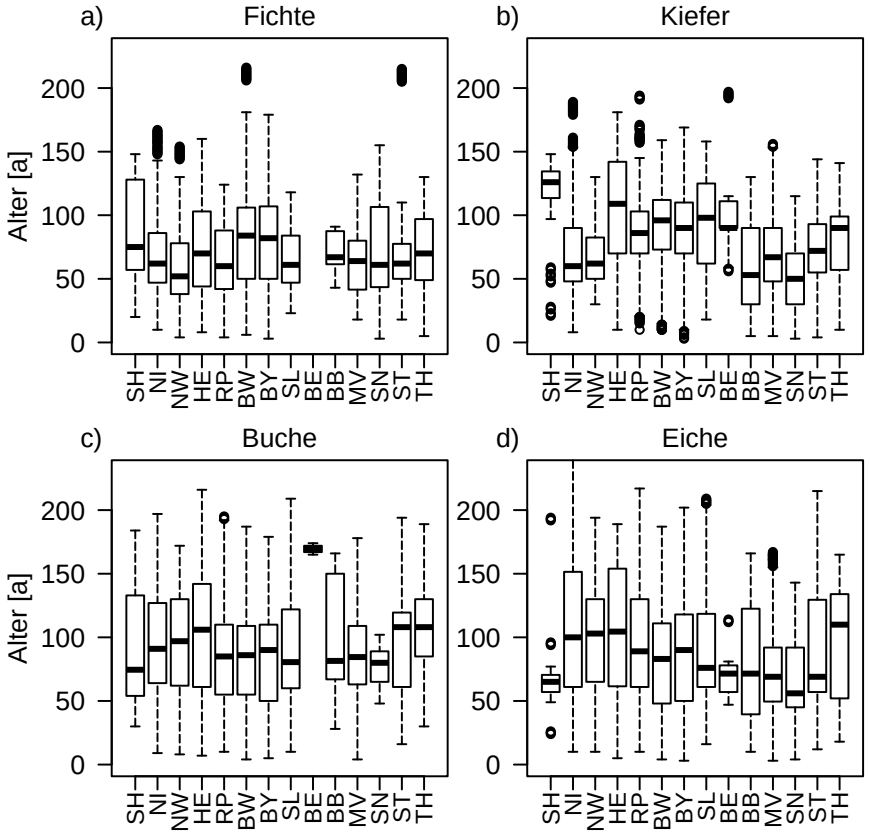


Abb. A-11-2: Verteilung des Bestandsalters der vier Hauptbaumarten nach Bundesland. Berücksichtigt werden alle Rasterdichten des Maximaldatensatzes (16 x 16 km EU-Raster sowie Rasterverdichtungen). Länderabkürzungen siehe Anhang Tab. A-11-1.

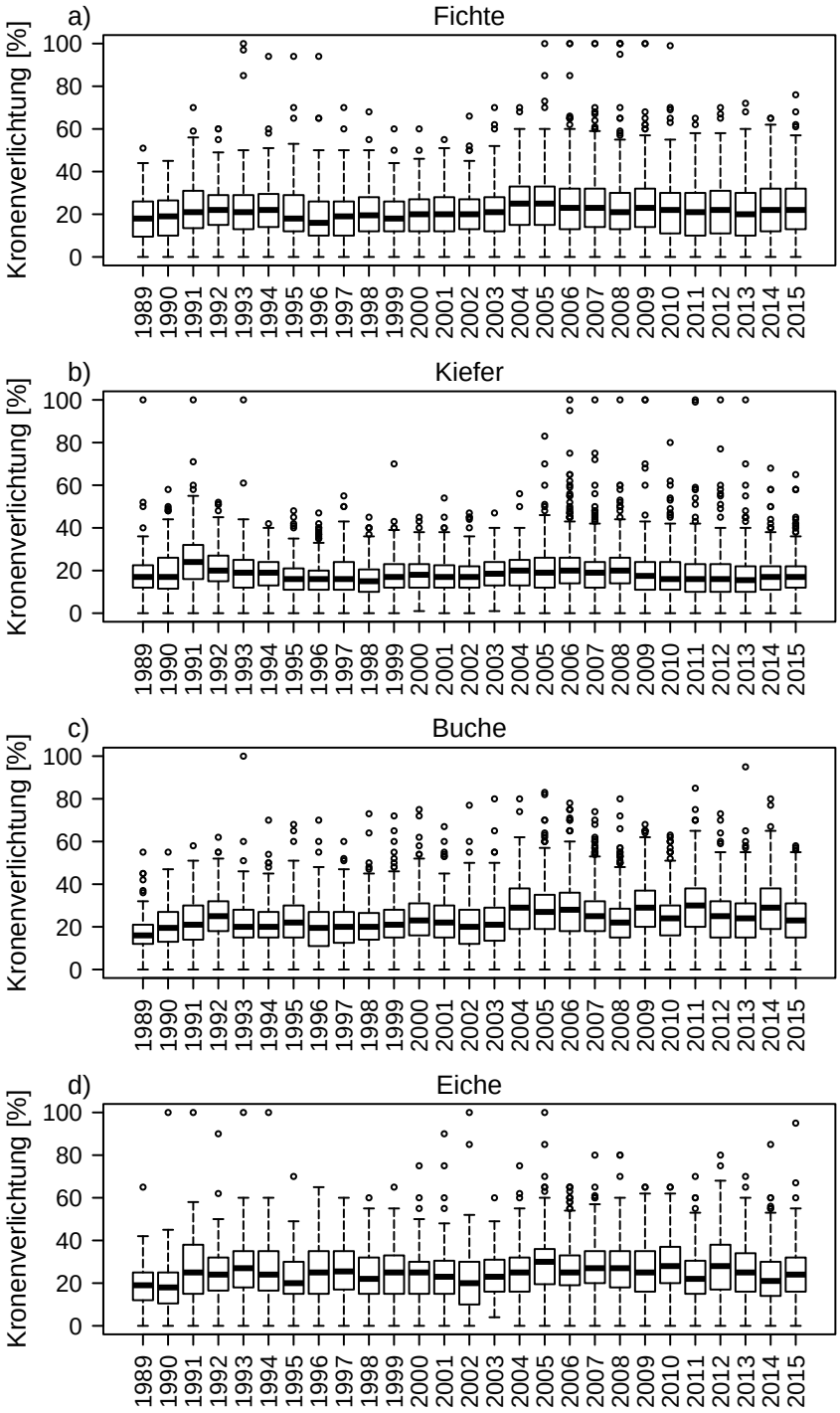


Abb. A-11-3: Boxplots der Kronenverlichtung für die vier Hauptbaumarten von 1989 bis 2015. Berücksichtigt werden alle Rasterdichten des Maximaldatensatzes.

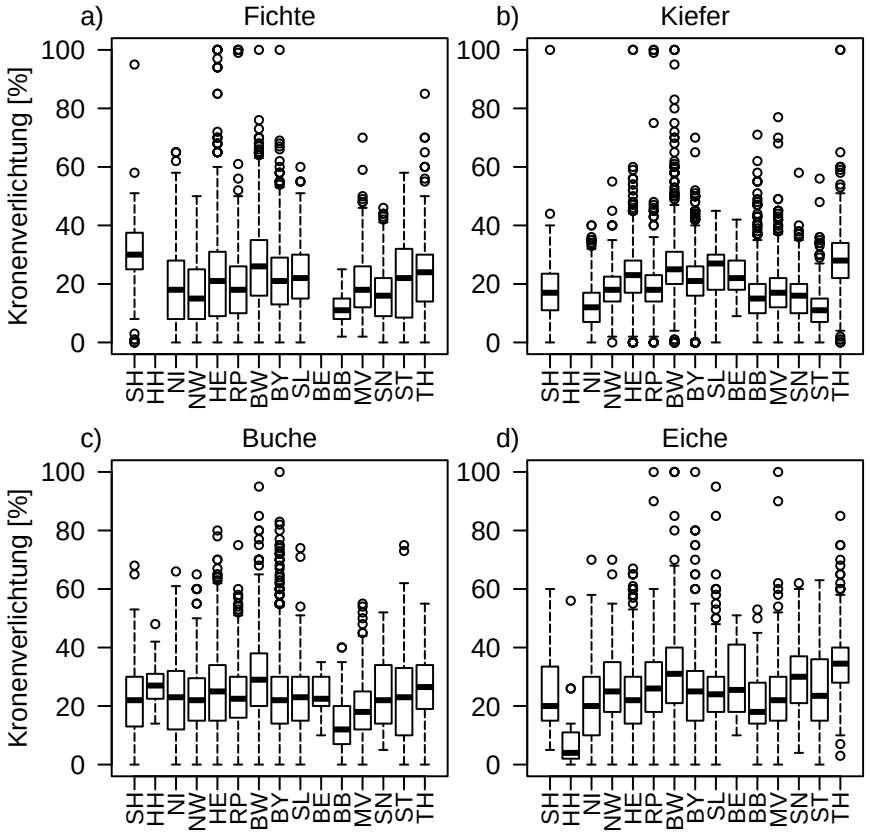


Abb. A-11-4: Verteilung der Kronenverlichtung der vier Hauptbaumarten nach Bundesland. Berücksichtigt werden alle Rasterdichten des Maximaldatensatzes (16 x 16 km EU-Raster sowie Rasterverdichtungen). Länderabkürzungen siehe Anhang Tab. A-11-1.

11.4 Raum-Zeit-Trends und Rastervergleich

Tab. A-11-4: Geschätzte mittlere Kronenverlichtung [%] für die Fichte in Deutschland von 1989 bis 2015 unter Verwendung verschiedener Raster und Bestandsalter für die Zeittrendschätzung bzw. unter Verwendung verschiedener Datensätze des Maximaldatensatzes für die Modellierung (sämtliche Rasterdichten (alle) oder 16 x 16 km EU-Raster (EU)).

Modelldaten	alle	alle	alle	alle	alle	EU
Zeittrendraster	16 x 16 km 1989-2014	16 x 16 km 2014	4 x 4 km BWI 2012	4 x 4 km BWI 2012	4 x 4 km BWI 2012	16 x 16 km 1989-2014
Bestandsalter	Jährlich am Punkt	Median von 2014 (70 a)	2012 am Punkt	Median 2012 (64 a)	Median EU 2014 (70 a)	Jährlich am Punkt
	Raster 1	Raster 2	Raster 3			
1989	18,4	19,7	18,7	18,4	19,7	18,4
1990	19,2	20,9	19,9	19,6	21,0	18,9
1991	20,9	22,5	21,3	21,0	22,5	20,6
1992	21,6	23,4	22,0	21,7	23,2	21,6
1993	21,1	23,0	21,5	21,3	22,7	21,0
1994	21,6	22,8	21,4	21,2	22,6	21,2
1995	20,2	21,5	20,2	19,9	21,3	20,1
1996	18,9	20,3	18,9	18,7	20,0	19,1
1997	19,7	21,1	19,7	19,5	20,8	19,6
1998	20,4	21,3	19,9	19,7	21,1	20,3
1999	20,2	21,0	19,7	19,5	20,8	20,2
2000	20,6	21,3	20,0	19,8	21,2	20,4
2001	21,3	21,9	20,6	20,4	21,8	21,1
2002	21,1	21,6	20,4	20,2	21,6	21,0
2003	22,2	22,7	21,3	21,1	22,5	22,0
2004	24,3	25,1	23,4	23,2	24,8	24,0
2005	23,3	23,9	22,2	22,1	23,6	23,1
2006	22,2	23,6	21,9	21,8	23,3	21,4
2007	22,7	24,2	22,4	22,3	23,8	21,9
2008	21,8	22,6	21,0	20,8	22,3	22,2
2009	21,4	22,0	20,4	20,3	21,7	20,9
2010	21,2	21,6	20,0	19,8	21,2	20,2
2011	20,5	20,8	19,4	19,2	20,6	20,6
2012	20,6	20,8	19,3	19,2	20,5	20,4
2013	20,8	20,9	19,3	19,2	20,5	20,5
2014	21,2	21,3	19,6	19,5	20,8	21,0
2015	22,1	22,1	20,4	20,2	21,6	21,8

Tab. A-11-5: Geschätzte mittlere Kronenverlichtung [%] für die Kiefer in Deutschland von 1989 bis 2015 unter Verwendung verschiedener Raster und Bestandsalter für die Zeittrendschätzung bzw. unter Verwendung verschiedener Datensätze des Maximaldatensatzes für die Modellierung (sämtliche Rasterdichten (alle) oder 16 x 16 km EU-Raster (EU)).

Modelldaten	alle	alle	alle	alle	alle	EU
	16 x 16 km	16 x 16 km	4 x 4 km	4 x 4 km	4 x 4 km	16 x 16 km
Zeittrendraster	1989-2014	2014	BWI 2012	BWI 2012	BWI 2012	1989-2014
Bestandsalter	Jährlich am Punkt	Median von 2014 (70 a)	2012 am Punkt	Median 2012 (72 a)	Median EU 2014 (70 a)	Jährlich am Punkt
	Raster 1	Raster 2	Raster 3			
1989	17,9	16,3	16,2	16,4	16,2	17,6
1990	19,6	22,5	22,1	22,3	22,1	19,5
1991	23,0	25,6	25,2	25,5	25,2	22,7
1992	21,8	23,7	23,6	23,7	23,6	21,6
1993	19,6	21,2	21,1	21,3	21,2	19,4
1994	19,9	20,7	20,7	20,9	20,8	19,7
1995	18,7	19,4	19,4	19,5	19,4	18,7
1996	16,8	17,6	17,7	17,8	17,7	16,8
1997	17,9	18,1	18,1	18,2	18,1	17,8
1998	17,3	17,4	17,4	17,5	17,3	17,2
1999	17,2	17,3	17,3	17,4	17,2	17,1
2000	18,3	18,6	18,5	18,6	18,5	18,3
2001	18,1	18,3	18,2	18,3	18,1	18,1
2002	18,3	18,5	18,4	18,5	18,3	18,1
2003	19,1	19,2	19,1	19,2	19,0	18,8
2004	20,0	19,8	19,6	19,8	19,6	19,8
2005	20,8	20,6	20,3	20,4	20,2	20,2
2006	19,7	19,9	19,6	19,7	19,5	19,5
2007	18,9	19,0	18,7	18,8	18,6	19,1
2008	19,3	19,4	19,1	19,2	19,0	19,2
2009	18,8	18,4	18,0	18,1	17,9	18,1
2010	18,3	17,8	17,3	17,4	17,2	17,6
2011	18,2	17,6	17,2	17,3	17,1	17,8
2012	16,9	16,4	16,1	16,1	16,0	16,3
2013	17,0	16,4	16,2	16,3	16,1	16,5
2014	18,1	17,5	17,2	17,3	17,1	17,9

Tab. A-11-6: Geschätzte mittlere Kronenverlichtung [%] für die Buche in Deutschland von 1989 bis 2015 unter Verwendung verschiedener Raster und Bestandsalter für die Zeittrendschätzung bzw. unter Verwendung verschiedener Datensätze des Maximaldatensatzes für die Modellierung (sämtliche Rasterdichten (alle) oder 16 x 16 km EU-Raster (EU)).

Modelldaten	alle	alle	alle	alle	alle	EU
	16 x 16 km	16 x 16 km	4 x 4 km	4 x 4 km	4 x 4 km	16 x 16 km
Zeittrendraster	1989-2014	2014	BWI 2012	BWI 2012	BWI 2012	1989-2014
Bestandsalter	Jährlich am Punkt	Median von 2014 (90 a)	2012 am Punkt	Median 2012 (96 a)	Median EU 2014 (90 a)	Jährlich am Punkt
	Raster 1	Raster 2	Raster 3			
1989	18,0	21,3	21,5	22,4	21,5	18,0
1990	20,0	22,5	22,8	23,7	22,8	20,0
1991	22,3	24,8	24,9	25,9	25,0	22,2
1992	24,2	26,5	26,2	27,3	26,3	23,9
1993	23,2	25,2	24,9	26,0	25,0	23,1
1994	22,2	23,8	23,6	24,5	23,6	22,4
1995	22,2	23,9	23,8	24,7	23,8	22,4
1996	22,8	24,4	24,4	25,4	24,4	22,7
1997	22,0	23,6	23,6	24,5	23,6	22,1
1998	21,6	22,7	22,6	23,5	22,6	21,7
1999	22,9	24,2	24,1	25,0	24,1	23,0
2000	24,6	26,4	26,4	27,4	26,4	24,5
2001	22,6	24,2	24,3	25,3	24,3	22,6
2002	21,3	22,8	22,9	23,7	22,9	21,1
2003	24,0	25,1	25,1	26,1	25,1	24,0
2004	28,2	29,2	29,0	30,2	29,1	29,0
2005	28,2	29,1	29,0	30,2	29,2	28,0
2006	26,2	27,2	27,2	28,3	27,3	25,4
2007	24,5	25,3	25,3	26,3	25,3	24,4
2008	23,0	23,7	23,7	24,6	23,7	23,0
2009	24,0	24,5	24,4	25,4	24,4	22,9
2010	26,7	27,2	27,0	28,1	27,1	25,5
2011	27,1	27,7	27,4	28,6	27,6	27,0
2012	23,4	23,7	23,6	24,5	23,6	23,3
2013	24,4	24,7	24,4	25,4	24,5	23,9
2014	25,9	26,4	26,1	27,2	26,2	25,1

Tab. A-11-7: Geschätzte mittlere Kronenverlichtung [%] für die Eiche in Deutschland von 1989 bis 2015 unter Verwendung verschiedener Raster und Bestandsalter für die Zeittrendschätzung bzw. unter Verwendung verschiedener Datensätze des Maximaldatensatzes für die Modellierung (sämtliche Rasterdichten (alle) oder 16 x 16 km EU-Raster (EU)).

Modelldaten	alle	alle	alle	alle	alle	EU
Zeittrendraster	16 x 16 km 1989-2014	16 x 16 km 2014	4 x 4 km BWI 2012	4 x 4 km BWI 2012	4 x 4 km BWI 2012	16 x 16 km 1989-2014
Bestandsalter	Jährlich am Punkt	Median von 2014 (103 a)	2012 am Punkt	Median 2012 (105 a)	Median EU 2014 (103 a)	Jährlich am Punkt
	Raster 1	Raster 2	Raster 3			
1989	19,9	21,9	20,0	21,6	21,5	20,0
1990	21,2	26,7	24,2	26,0	25,9	20,6
1991	23,1	29,1	26,9	28,8	28,8	22,2
1992	25,0	29,6	27,9	29,9	29,8	24,5
1993	26,7	30,7	28,6	30,6	30,5	26,2
1994	25,8	29,4	27,4	29,2	29,1	25,9
1995	25,1	28,4	26,7	28,5	28,4	25,7
1996	26,5	29,4	27,8	29,7	29,6	26,8
1997	27,6	30,6	28,8	30,8	30,7	27,4
1998	26,9	30,0	28,2	30,1	30,1	26,7
1999	25,8	29,7	27,6	29,6	29,4	25,8
2000	25,6	29,8	27,6	29,5	29,5	25,6
2001	23,9	28,2	26,3	28,1	28,0	23,7
2002	22,8	26,3	24,6	26,4	26,2	23,3
2003	24,5	28,1	26,2	28,0	27,9	24,9
2004	28,7	32,4	30,2	32,2	32,0	27,8
2005	26,9	30,2	28,4	30,3	30,1	27,4
2006	25,4	29,3	27,5	29,3	29,2	26,3
2007	26,5	30,0	28,0	29,9	29,8	27,2
2008	24,9	28,6	26,7	28,6	28,5	27,2
2009	26,4	30,1	27,9	29,9	29,7	28,4
2010	27,0	30,5	28,5	30,4	30,3	28,5
2011	26,2	29,6	27,9	29,8	29,7	27,7
2012	27,8	31,0	29,0	31,0	30,8	28,5
2013	25,8	28,7	26,4	28,1	28,0	27,1
2014	23,3	25,8	23,7	25,3	25,2	25,3

Tab. A-11-8: Ergebnisse des Raum-Zeit-Modells (Kap. 11.3.2) und der Simulationsstudie (Kap. 11.3.3) für die vier Hauptbaumarten. Das Modell der Raum-Zeit-Modellierung basiert auf dem Maximaldatensatz und sämtlichen Rasterdichten. Es berücksichtigt die Raum-Zeit-Komponente (Koordinaten und Jahr) sowie das Bestandsalter. Der angegebene *p*-Wert gilt für beide Komponenten. Das Raum-Zeit-Modell wird für die Simulationsstudie als wahres Modell angenommen. Für die Simulation werden die Bundesländer Schleswig-Holstein, Rheinland-Pfalz und Saarland nicht berücksichtigt. $RMPE_{ti}$ > 5 % gibt die Anzahl an Stichprobenpunkte (einmalig gezählt) wieder, die 2006 bis 2015 einen $RMPE_{ti}$ > 5 % aufweisen.

Baum-	Raum-Zeit-Modell		Simulations-	$RMPE_t$ [%]		$RMPE_{ti}$ [%]		$RMPE_{ti}$ > 5 %
art	R^2	*p*-Wert	raster	Median	Spanne	Median	Spanne	
Fichte	0,55	< 0,0001	8 x 8 km	0,6	0,5-0,8	1,4	0,5-6,4	0
Fichte	0,55	< 0,0001	16 x 16 km	1,0	0,7-1,3	1,8	0,6-8,7	22
Kiefer	0,41	< 0,0001	8 x 8 km	0,5	0,4-1,0	1,7	0,5-6,1	0
Kiefer	0,41	< 0,0001	16 x 16 km	0,9	0,5-1,2	2,2	0,7-9,4	75
Buche	0,47	< 0,0001	8 x 8 km	0,9	0,7-1,1	1,7	0,6-10,3	2
Buche	0,47	< 0,0001	16 x 16 km	1,6	1,2-1,9	2,5	0,9-11,7	60
Eiche	0,48	< 0,0001	8 x 8 km	1,1	0,8-1,2	2,5	1,0-9,7	14
Eiche	0,48	< 0,0001	16 x 16 km	1,8	1,1-2,4	3,3	1,3-14,7	141

11.5 Einflussgrößen

Tab. A-11-9: Einflussgrößen im finalen Modell und adjustiertes Bestimmtheitsmaß für den BZE-Zeitraum und die Zeitreihe für die vier Hauptbaumarten.

	Fichte	Kiefer	Buche	Eiche
BZE-Zeitraum:				
Bestandsalter [a]	***	***	***	***
Fruktifikation [ja/nein]	-	-	*	-
Insektenbefall [ja/nein]	-	-	-	*
Höhe ü.N.N. [m]		***	-	-
N-Deposition [kg ha^{-1} a^{-1}]	***	-	-	-
K-Deposition [kg ha^{-1} a^{-1}]	-	-	-	***
Sandanteil [%]	*	-	-	-
Cu-Vorrat 5-10 cm [kg ha^{-1}]	-	-	-	***
Aust. Ca-Vorrat 5-10 cm [kg ha^{-1}]	-	***	-	-
N-Nadel-/Blattgehalt [g kg^{-1}]	-	-	***	-
Pb-Nadel-/Blattgehalt [mg kg^{-1}]	-	***	-	-
R^2	0,58	0,42	0,51	0,67
Zeitreihe:				
Bestandsalter [a]	***	***	***	***
Fruktifikation [Klassen]	-	-	***	-
Insektenbefall [ja/nein]	-	***	-	***
Höhe ü.N.N. [m]	-	***	-	-
Bodenart [Klassen]	***	-	-	-
NH_x-Deposition [kg ha^{-1} a^{-1}]	*	-	-	-
K-Deposition [kg ha^{-1} a^{-1}]	-	-	-	***
Mittlere Verdunstung Vorjahr [mm $Monat^{-1}$]	**	-	-	-
Niederschlagssumme Vorjahr [mm a^{-1}]	-	-	***	-
R^2	0,58	0,24	0,39	0,35

* = $p < 0,01$, ** = $p < 0,001$, *** = $p < 0,0001$.

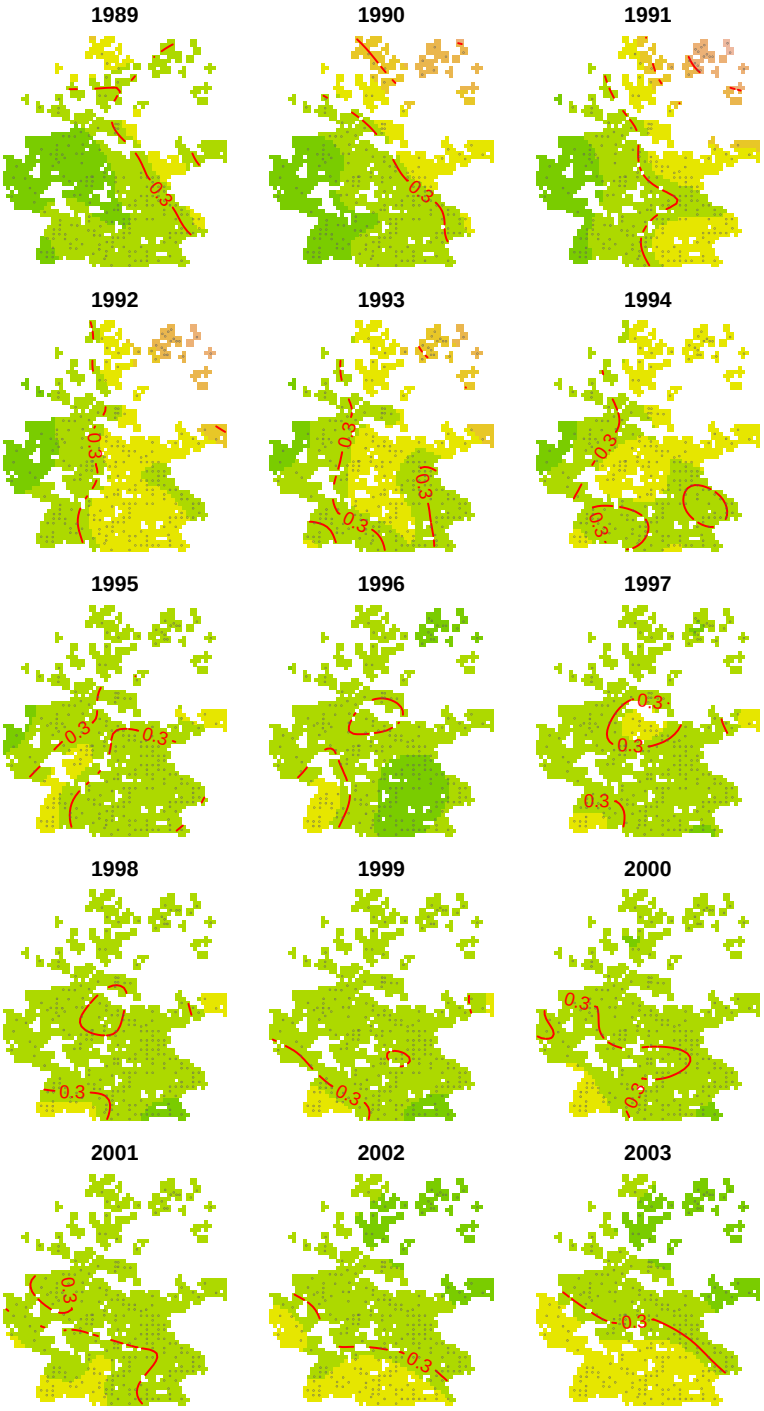


Abb. A-11-5: Räumliche Darstellung der Kronenverlichtung für die Fichte von 1989 bis 2003 bei Verwendung eines bundesweit einheitlichen Bestandsalters von 120 Jahren. Kronenverlichtungsklassen sind farblich gekennzeichnet. Die Isolinien geben die Kronenverlichtungen wieder (z.B. 0,2 bedeutet 20 %). Die Stichprobenpunkte des jeweiligen Jahrs werden als schwarze Punkte dargestellt.

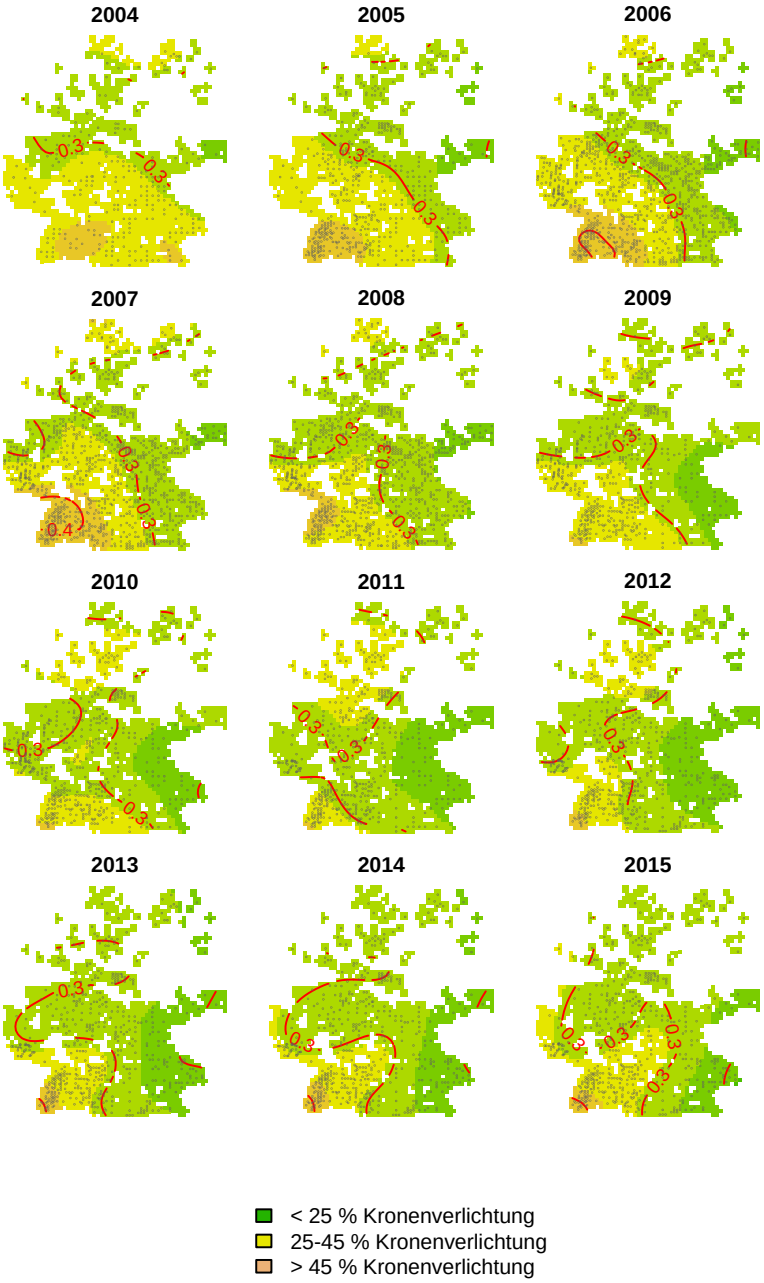


Abb. A-11-6: Räumliche Darstellung der Kronenverlichtung für die Fichte von 2004 bis 2015 bei Verwendung eines bundesweit einheitlichen Bestandsalter von 120 Jahren. Kronenverlichtungsklassen sind farblich gekennzeichnet. Die Isolinien geben die Kronenverlichtungen wieder (z.B. 0,2 bedeutet 20 %). Die Stichprobenpunkte des jeweiligen Jahrs werden als schwarze Punkte dargestellt.



Abb. A-11-7: Räumliche Darstellung der Kronenverlichtung für die Kiefer von 1989 bis 2003 bei Verwendung eines bundesweit einheitlichen Bestandsalter von 120 Jahren. Kronenverlichtungsklassen sind farblich gekennzeichnet. Die Isolinien geben die Kronenverlichtungen wieder (z.B. 0,2 bedeutet 20 %). Die Stichprobenpunkte des jeweiligen Jahrs werden als schwarze Punkte dargestellt.

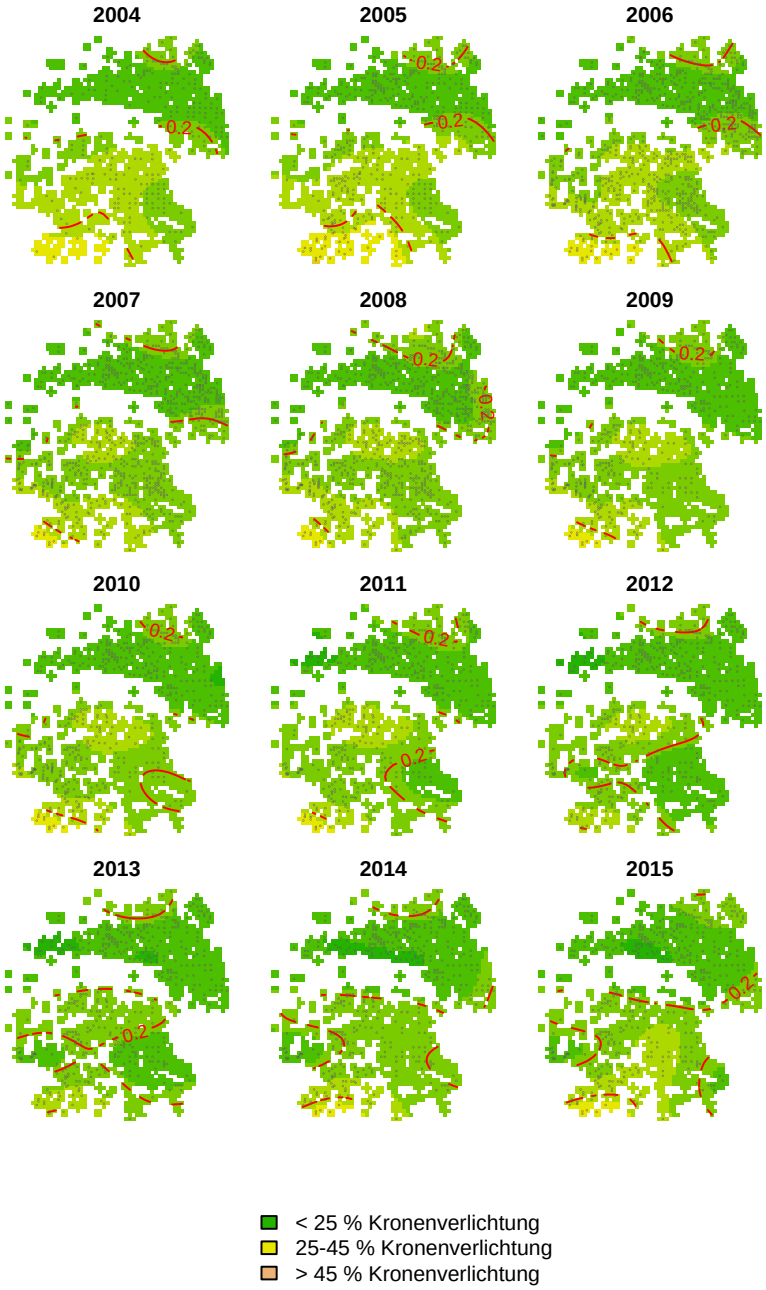


Abb. A-11-8: Räumliche Darstellung der Kronenverlichtung für die Kiefer von 2004 bis 2015 bei Verwendung eines bundesweit einheitlichen Bestandsalter von 120 Jahren. Kronenverlichtungsklassen sind farblich gekennzeichnet. Die Isolinien geben die Kronenverlichtungen wieder (z.B. 0,2 bedeutet 20 %). Die Stichprobenpunkte des jeweiligen Jahrs werden als schwarze Punkte dargestellt.

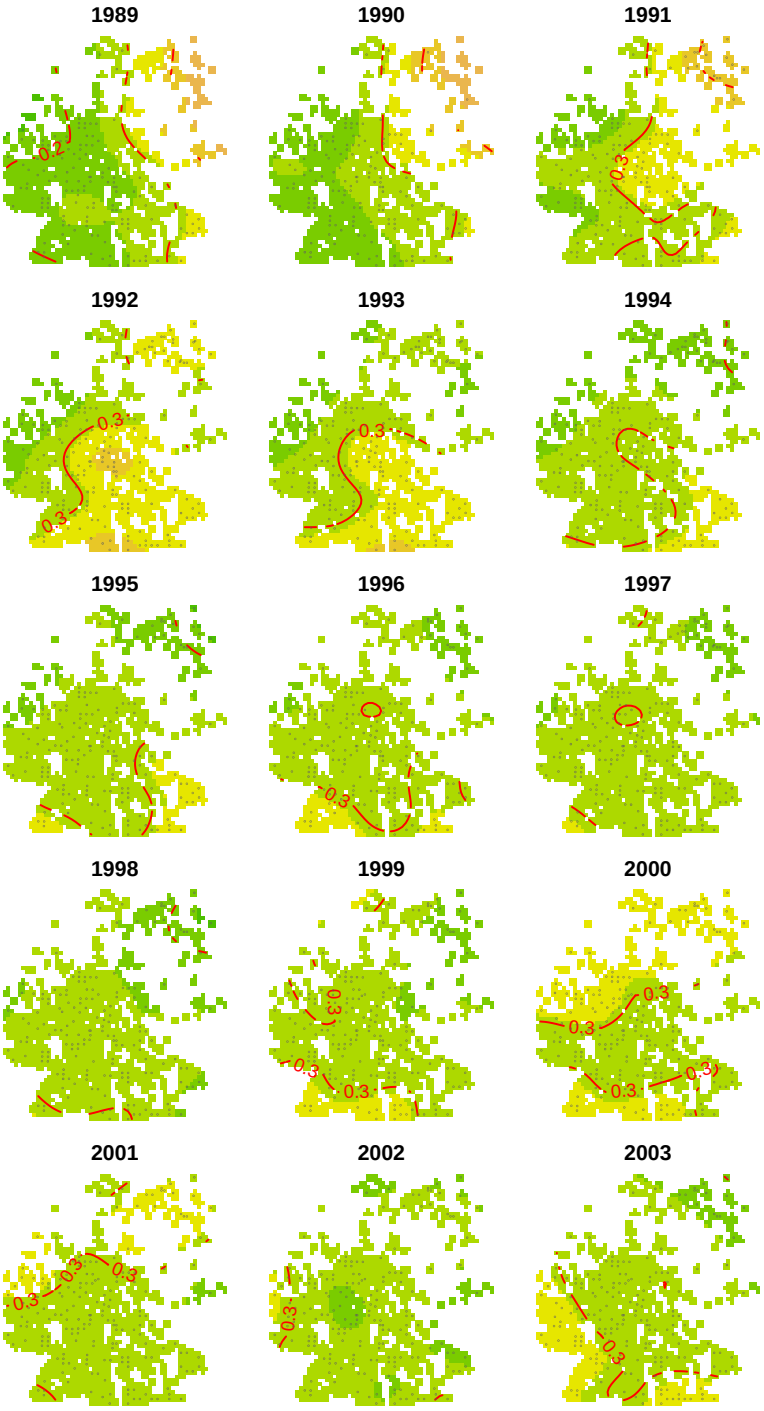


Abb. A-11-9: Räumliche Darstellung der Kronenverlichtung für die Buche von 1989 bis 2003 bei Verwendung eines bundesweit einheitlichen Bestandsalter von 120 Jahren. Kronenverlichtungsklassen sind farblich gekennzeichnet. Die Isolinien geben die Kronenverlichtungen wieder (z.B. 0,2 bedeutet 20 %). Die Stichprobenpunkte des jeweiligen Jahrs werden als schwarze Punkte dargestellt.

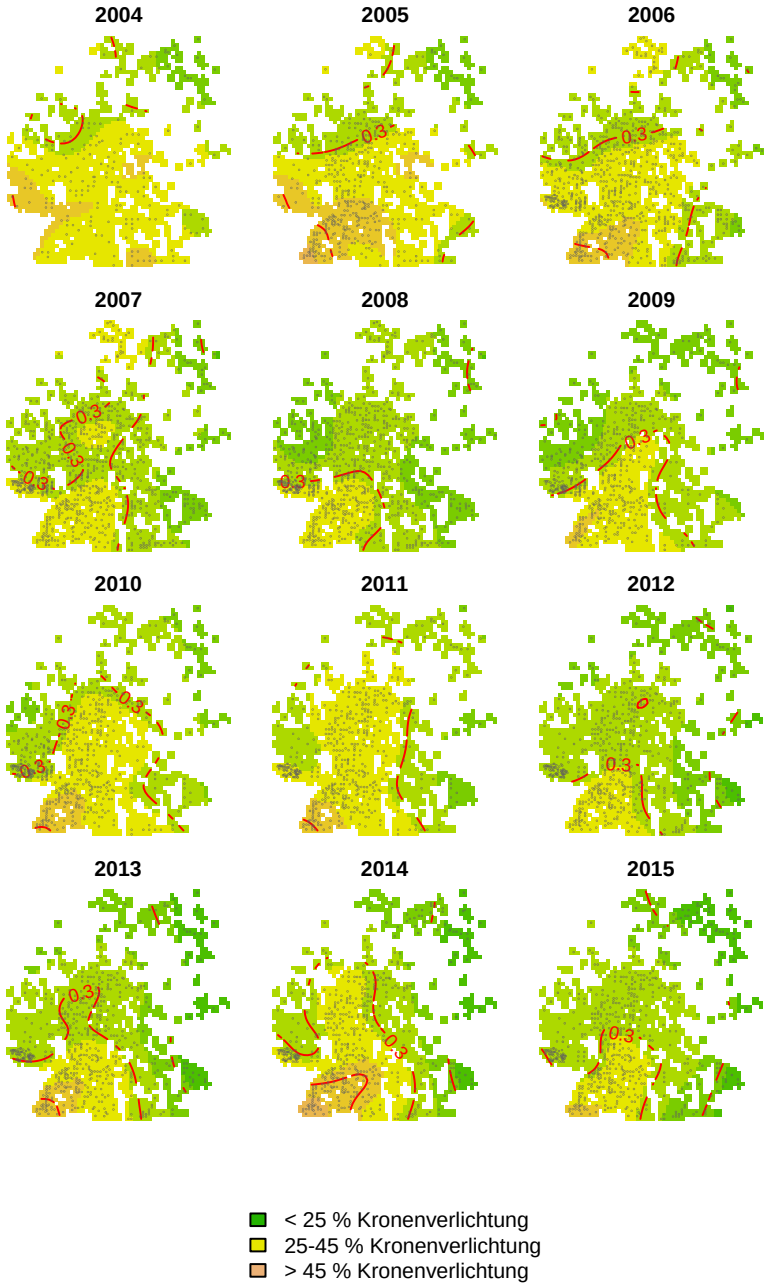


Abb. A-11-10: Räumliche Darstellung der Kronenverlichtung für die Buche von 2004 bis 2015 bei Verwendung eines bundesweit einheitlichen Bestandsalter von 120 Jahren. Kronenverlichtungsklassen sind farblich gekennzeichnet. Die Isolinien geben die Kronenverlichtungen wieder (z.B. 0,2 bedeutet 20 %). Die Stichprobenpunkte des jeweiligen Jahrs werden als schwarze Punkte dargestellt.

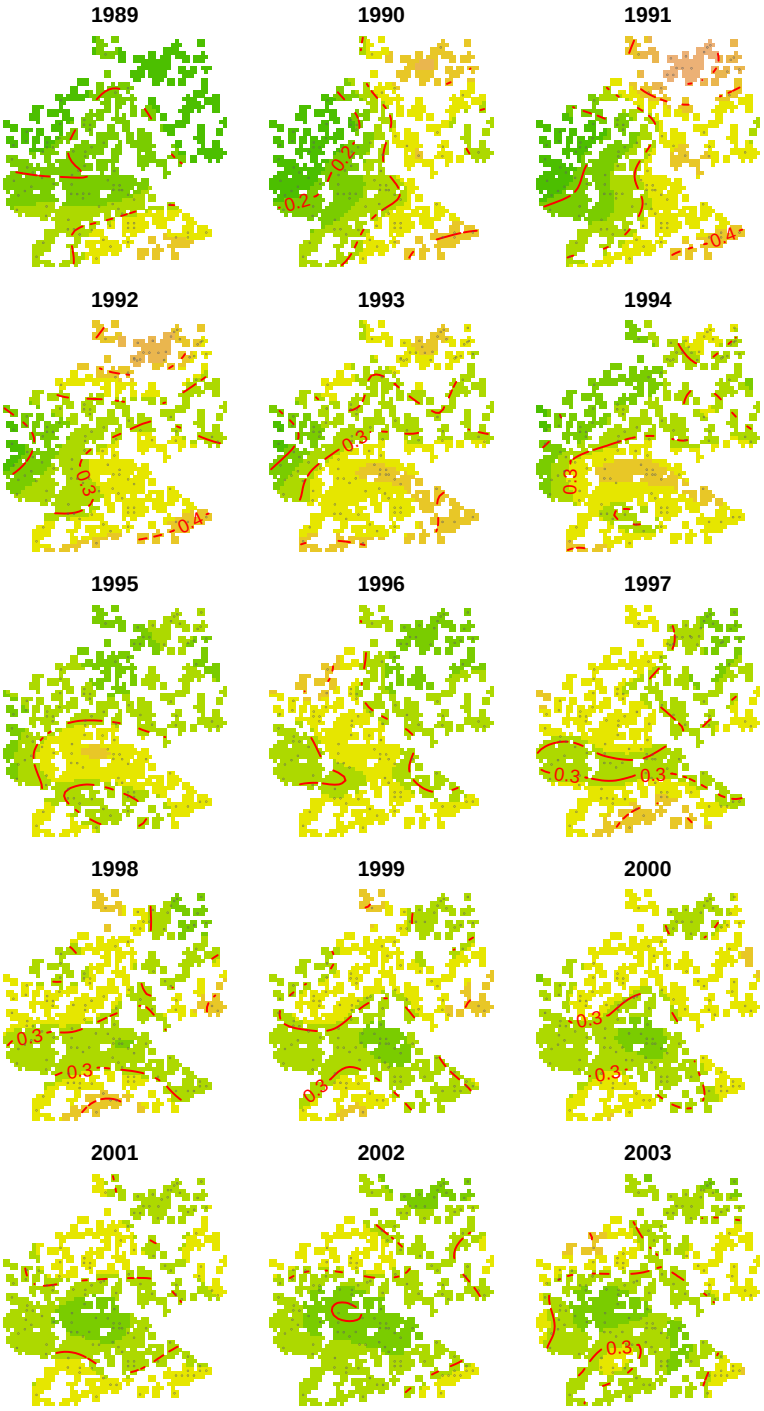


Abb. A-11-11: Räumliche Darstellung der Kronenverlichtung für die Eiche von 1989 bis 2003 bei Verwendung eines bundesweit einheitlichen Bestandsalter von 120 Jahren. Kronenverlichtungsklassen sind farblich gekennzeichnet. Die Isolinien geben die Kronenverlichtungen wieder (z.B. 0,2 bedeutet 20 %). Die Stichprobenpunkte des jeweiligen Jahrs werden als schwarze Punkte dargestellt.

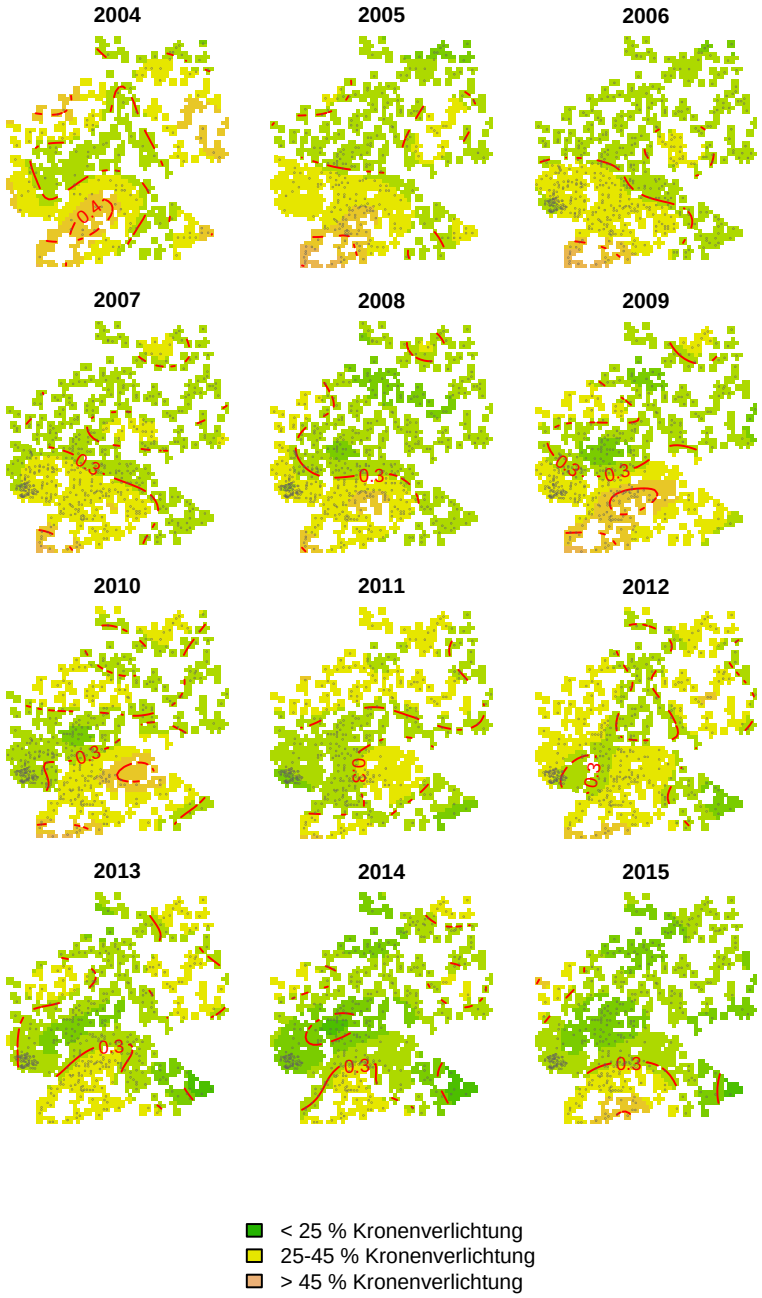


Abb. A-11-12: Räumliche Darstellung der Kronenverlichtung für die Eiche von 2004 bis 2015 bei Verwendung eines bundesweit einheitlichen Bestandsalter von 120 Jahren. Kronenverlichtungsklassen sind farblich gekennzeichnet. Die Isolinien geben die Kronenverlichtungen wieder (z.B. 0,2 bedeutet 20 %). Die Stichprobenpunkte des jeweiligen Jahrs werden als schwarze Punkte dargestellt.

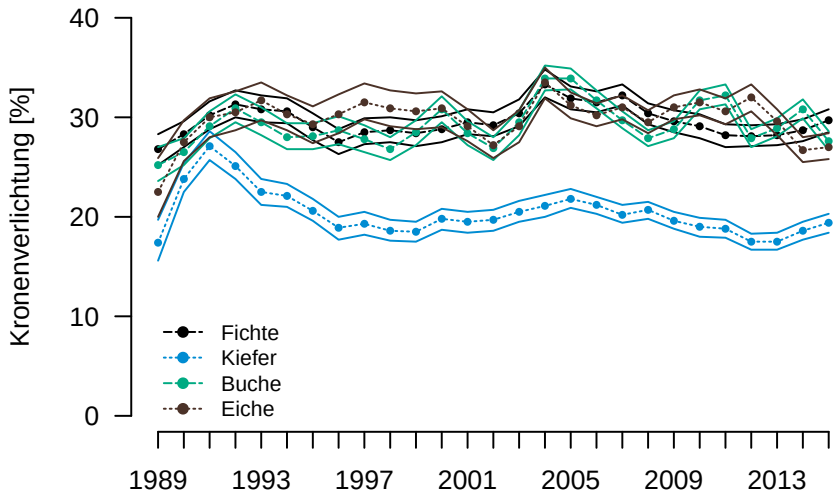


Abb. A-11-13: Geschätzte mittlere Kronenverlichtung mit Vertrauensbereich für die vier Hauptbaumarten von 1989 bis 2015 unter Verwendung von Raster 2 (16 x 16 km EU-Raster von 2014) und einem bundesweit einheitlichen Bestandsalter von 120 Jahren.

Thünen Report

Bereits in dieser Reihe erschienene Hefte – *Volumes already published in this series*

1 - 24	siehe http://www.thuenen.de/de/infothek/publikationen/thuenen-report/
25	Ute Petersen, Hans-Joachim Weigel **Klimaresilienz durch Agrobiodiversität?** Literaturstudie zum Zusammenhang zwischen Elementen der Agrobiodiversität und der Empfindlichkeit von landwirtschaftlichen Produktionssystemen gegenüber dem Klimawandel
26	Mirko Liesebach (Hrsg.) **FastWOOD II: Züchtung schnellwachsender Baumarten für die Produktion nachwachsender Rohstoffe im Kurzumtrieb** – Erkenntnisse aus 6 Jahren FastWOOD
27	Claus Rösemann, Hans-Dieter Haenel, Ulrich Dämmgen, Annette Freibauer, Sebastian Wulf, Brigitte Eurich-Menden, Helmut Döhler, Carsten Schreiner, Beate Bauer, Bernhard Osterburg **Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 - 2013** **Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 – 2013**
28	Martin T. Bohl, Hervé Ott und Ernst-Oliver von Ledebur **Kurzfristige Dynamik von Preisbildungsprozessen deutscher Agrarrohstoffe -** Abschlussbericht im Auftrag der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung für das Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft
29	Kurt-Jürgen Hülsbergen, Gerold Rahmann (Hrsg.) **Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben,** Forschungsergebnisse 2013-2014
30	Horst Gömann, Andrea Bender, Andreas Bolte, Walter Dirksmeyer, Hermann Englert, Jan-Henning Feil, Cathleen Frühauf, Marlen Hauschild, Sandra Krengel, Holger Lilienthal, Franz-Josef Löpmeier, Jürgen Müller, Oliver Mußhoff, Marco Natkhin, Frank Offermann, Petra Seidel, Matthias Schmidt, Björn Seintsch, Jörg Steidl, Kathrin Strohm, Yelto Zimmer **Agrarrelevante Extremwetterlagen und Möglichkeiten von Risikomanagementsystemen,** Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL)
31	Jan L. Wenker und Sebastian Rüter **Ökobilanz-Daten für holzbasierte Möbel**
32	**Ländliche Lebensverhältnisse im Wandel 1952, 1972, 1993, 2012** Luisa Vogt, Ralf Biernatzki, Michael Kriszan und Wolf Lorleberg **Volume 1 – Dörfer als Wohnstandorte** Simone Helmle und Carmen Kuczera **Volume 2 – Typisch ist das vermeintlich Untypische: Alltag von Dorfbewohnern** Andreas Keil, Charlotte Röhner, Ina Jeske, Michael Godau, Stefan Padberg, Jennifer Müller, Nur Seyfi und Mira Schraven **Volume 3 – Kindheit im Wandel** Stephan Beetz unter Mitarbeit von Alexander Voigt, Anna-Clara Gasch und Sarah Rodriguez-Abello **Volume 4 – Soziale Unterstützungsstrukturen im Wandel** Michaela Evers-Wölk, Britta Oertel, Sie Liong Thio, Carolin Kahlisch und Matthias Sonk **Volume 5 – Neue Medien und dörflicher Wandel** Gesine Tuitjer **Volume 6 – Ländliche Arbeitsmärkte: Chancen für Frauen – Frauen als Chance**

33	Anja-Kristina Techen, Elke Ries, Annett Steinführer **Evaluierung der Gewässerschutzberatung in Hessen im Kontext der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Auswirkungen auf Wissen und Handeln von Landwirten**
34	Jan T. Benthien, Sabrina Heldner, Martin Ohlmeyer, Christian Bähnisch, Jörg Hasener, Clemens Seidl, Alfred Pfemeter, Christian Kathmann **Untersuchung der Faserqualität von TMP für die MDF-Produktion –** Abschlussbericht zum FNR-Vorhaben „Fiber-Impact“ (FKZ: 22013211)
35	Andreas Tietz **Überregional aktive Kapitaleigentümer in ostdeutschen Agrarunternehmen: Bestandsaufnahme und Entwicklung**
36	Nicole Wellbrock, Erik Grüneberg, Daniel Ziche, Nadine Eickenscheidt, Marieanna Holzhausen, Juliane Höhle, Rainer Gemballa, Henning Andreae **Entwicklung einer Methodik zur stichprobengestützten Erfassung und Regionalisierung von Zustandseigenschaften der Waldstandorte**
37	Andrea Ackermann, Claudia Heidecke, Ulrike Hirt, Peter Kreins, Petra Kuhr, Ralf Kunkel, Judith Mahnkopf, Michael Schott, Björn Tetzlaff, Markus Venohr und Frank Wendland **Der Modellverbund AGRUM als Instrument zum landesweiten Nährstoffmanagement in Niedersachsen**
38	Hermann Achenbach und Sebastian Rüter **Ökobilanz-Daten für die Erstellung von Fertighäusern in Holzbauweise**
39	Hans-Dieter Haenel, Claus Rösemann, Ulrich Dämmgen, Annette Freibauer, Ulrike Döring, Sebastian Wulf, Brigitte Eurich-Menden, Helmut Döhler, Carsten Schreiner, Bernhard Osterburg **Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 - 2014** **Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 – 2014**
40	Frank Offermann, Martin Banse, Claus Deblitz, Alexander Gocht, Aida Gonzalez-Mellado, Peter Kreins, Sandra Marquardt, Bernhard Osterburg, Janine Pelikan, Claus Rösemann, Petra Salamon, Jürn Sanders **Thünen-Baseline 2015 – 2025: Agrarökonomische Projektionen für Deutschland**
41	Stefan Kundolf, Patrick Küpper, Anne Margarian und Christian Wandinger **Koordination, Lernen und Innovation zur Entwicklung peripherer ländlicher Regionen** **Phase II der Begleitforschung zum Modellvorhaben *LandZukunft***
42	Sebastian Rüter, Frank Werner, Nicklas Forsell, Christopher Prins, Estelle Vial, Anne-Laure Levet **ClimWood2030 ‘Climate benefits of material substitution by forest biomass and harvested wood products: Perspective 2030’ Final Report**
43	Nicole Wellbrock, Andreas Bolte, Heinz Flessa (eds) **Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland – Ergebnisse der Boden-zustandserhebung im Wald 2006 bis 2008**

THÜNEN

Thünen Report 43

Nicole Wellbrock et al., 2016

Kartenband der Bodenzustandserhebung im Wald 2006 bis 2008

Der Kartenband ist verfügbar unter:
https://www.thuenen.de/media/institute/wo/Waldmonitoring/bze/Kartenband.pdf



THÜNEN

Thünen Report 43

Herausgeber/Redaktionsanschrift

Johann Heinrich von Thünen-Institut
Bundesallee 50
38116 Braunschweig
Germany

www.thuenen.de

ISBN 978386576161-3