

Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft (MLUL) des Landes Brandenburg

Henning-von-Tresckow-Str. 2-13, Haus S
14467 Potsdam
Telefon: 0331 866-0
Fax: 0331 866-8368
E-Mail: poststelle@mlul.brandenburg.de
Internet: www.mlul.brandenburg.de

Landesbetrieb Forst Brandenburg
Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (LFE)

Alfred-Möller-Straße 1
16225 Eberswalde
Telefon: 03334 2759-100
Fax: 03334 2759-206
E-Mail: lfe@lfb.brandenburg.de
Internet: www.forst.brandenburg.de

**WALDWIRTSCHAFT
ABER NATÜRLICH**

Waldbodenbericht Brandenburg – Band 1

EFS – Band 60



Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Band 60

Waldbodenbericht Brandenburg

Ergebnisse der landesweiten Bodenzustands-
erhebungen BZE-2 und BZE-2a

Band 1

Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Band 60

Waldbodenbericht Brandenburg

Zustand und Entwicklung der brandenburgischen
Waldböden

Ergebnisse der landesweiten Bodenzustandserhebungen
BZE-2 und BZE-2a

Band 1

Autoren: Prof. Dr. Winfried Riek^{1,2}
Dr. Alexander Russ^{1,2}
Dr. Dieter Kühn³

mit Beiträgen von: Dr. Falk Stähr¹
Dr. Reinhard Kallweit¹

1 Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde

2 Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde

3 Landesamt für Bergbau, Geologie und Rohstoffe Brandenburg



FORSTWIRTSCHAFT IN DEUTSCHLAND

Vorausschauend aus Tradition

Impressum

Herausgeber: Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft (MLUL)
des Landes Brandenburg
Landesbetrieb Forst Brandenburg

Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (LFE)

Redaktion: J. Engel, LFE

Verantwortlicher Autor: Prof. Dr. Winfried Riek

Gesamtherstellung: Brandenburgische Universitätsdruckerei und Verlagsgesellschaft Potsdam mbH
Karl-Liebknecht-Straße 24/25
14476 Potsdam (OT Golm)

1. Auflage: 1.200 Exemplare

Gedruckt auf PEFC-Papier.

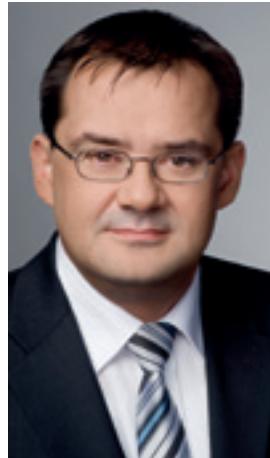
Fotos: Von den Autoren der Beiträge, wenn nicht anders vermerkt.

Titelbilder: Wolfgang Hölzer, Dr. Jens Hannemann

Eberswalde, im Dezember 2015

Diese Druckschrift wird im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit des Ministeriums für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft (MLUL) des Landes Brandenburg kostenlos abgegeben und ist nicht zum Verkauf bestimmt. Sie darf weder von Parteien noch von Wahlwerbern während des Wahlkampfes zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für Landtags-, Bundestags- und Kommunalwahlen. Missbräuchlich sind insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen von Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken oder Aufkleben parteipolitischer Informationen und Werbemittel. Untersagt ist gleichfalls die Weitergabe an Dritte zum Zwecke der Wahlwerbung. Unabhängig davon, wann, auf welchem Weg und in welcher Anzahl diese Schrift dem Empfänger zugegangen ist, darf sie auch ohne zeitlichen Bezug zu einer Wahl nicht in einer Weise verwendet werden, die als Parteinaahme der Landesregierung Brandenburgs zugunsten einzelner Gruppen verstanden werden könnte.

Vorwort



Gesunde Wälder brauchen gesunde Böden!

Das Jahr 2015 wurde von der Generalversammlung der Vereinten Nationen zum „Internationalen Jahr der Böden“ erklärt. In Brandenburg wurde dieses Themenjahr durch zahlreiche Veranstaltungen und Publikationen begleitet. Auch das Brandenburger Agrar- und Umweltministerium hat 2015 das Thema Boden als Schwerpunkt begleitet. Jetzt geht es darum, dass die erlangten Erkenntnisse wie hier über die Waldböden in Brandenburg zu einem weiterhin sorgsamen Umgang mit der Naturressource Boden und zur Sicherung seiner Ökosystemfunktionen für heutige und künftige Generationen beitragen.

Für den Wald ist der Boden buchstäblich fundamental. Er gibt den Bäumen Halt, versorgt sie mit lebenswichtigen Mineralstoffen und speichert das Niederschlagswasser, um es bedarfsgerecht in Trockenzeiten wieder zur Verfügung zu stellen. Als Lebensraum trägt der Waldboden zur Biodiversität bei und nicht zuletzt bestimmt er maßgeblich den Holzertrag der forstwirtschaftlichen Produktion.

Der Erhalt der Waldbodenfruchtbarkeit ist daher von essenzieller Bedeutung in einer auf Nachhaltigkeit ausgerichteten Forstwirtschaft. Als Instrument des forstlichen Umweltmonitorings liefert die nun für Brandenburg ausgewertete zweite bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) flächenrepräsentative Informationen zur Beschaffenheit unserer Waldböden und deren Veränderung seit der ersten Erhebung im Jahr 1992.

Mögliche Gefahren für die Böden zu erkennen, in ihrer Bedeutung regional differenziert zu beurteilen und daraus Vorschläge zur Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit und Stabilität der Forststandorte abzuleiten – dieses sind die Ziele der wissenschaftlichen Auswertungen im vorliegenden ersten Band des Waldbodenberichts. Schwerpunktmäßig werden in ihm Fragen der nachhaltigen forstlichen Nutzung vor dem Hintergrund möglicher Nährstoffungleichgewichte durch Bodenversauerung und einem aufgrund wachsender Holznachfrage zunehmenden Nutzungsdruck auf die Böden behandelt. Im geplanten zweiten Band soll es dann um die Konkretisierung von Empfehlungen für die praktische Waldbewirtschaftung gehen.

A handwritten signature in black ink, appearing to read "Jörg Vogelsänger".

Jörg Vogelsänger
Minister für Ländliche Entwicklung, Umwelt
und Landwirtschaft des Landes Brandenburg

Kurzfassung

Die Bodenzustandserhebung im Wald ist integraler Bestandteil des Forstlichen Umweltmonitoring und eingebunden in bundes- und europaweite Bodenzustandsinventuren. Im Land Brandenburg erfolgte in den Jahren 1992/93 die erste Bodenzustandserhebung auf dem 8x8-km-Grundraster der Waldzustandserhebung (BZE-1). Die Wiederholungsinventur auf diesen Erhebungspunkten wurde in den Jahren 2006 – 2009 durchgeführt (BZE-2). Mit dem Ziel einer Vereinheitlichung der Erhebungsnetze erfolgte 2009 – 2011 die Bodenzustandserfassung auf brandenburgischen Flächen der Bundeswaldinventur ebenfalls im 8x8-km-Raster (BZE-2a). Die Gesamtstichprobe der Erhebungsnetze umfasst 322 Punkte. Als gepaarte Stichprobe hinsichtlich der beiden Inventuren BZE-1 und BZE-2 können insgesamt 147 Erhebungspunkte verwertet werden. Im vorliegenden Band 1 des Waldbodenberichtes stehen Fragen der Bodenversauerung und nachhaltigen Nährstoffversorgung der brandenburgischen Waldstandorte im Fokus.

Die untersuchten Standorte wurden durch teils intensivste Nutzung in zurückliegenden Jahrhunderten sowie durch atmogene Fremdstoffeinträge in den vergangenen Jahrzehnten, die sich in den Böden angereichert haben, stark beeinflusst. Anhand von diversen Indikatoren lässt sich beobachten, dass die natürlichen Bodenprozesse bis heute in hohem Maße von diesen Faktoren geprägt sind. Die Wiederholungsinventur der Bodenzustandserhebung verdeutlicht, dass die Böden einem fortdauernden Zustandswandel unterliegen. Dieser manifestiert sich signifikant messbar in den Kennwerten der Bodenfestphase, die zudem mit den kontinuierlichen Aufzeichnungen der Bodenlösungsphase von Dauerbeobachtungsflächen des Forstlichen Umweltmonitoring übereinstimmen.

Aktuell birgt die Kombination aus forschreitender Bodenversauerung, Stickstoffeintrag und Klimawandel ein wachsendes Gefahrenpotenzial, das sich zwar gegenwärtig in den Vitalitätsansprüchen und Ernährungsdaten der Bäume noch nicht wiederfindet, zukünftig aber ein Risiko für die Stabilität der Waldbestände darstellen kann. Eine akute Notwendigkeit für die Kalkung von Waldflächen zur Säurekompensation lässt sich aus den aktuellen BZE-Daten, insbesondere aus der Ernährungssituation der Hauptbaumarten, nicht systematisch ableiten. Szenarische „Input-Output-Bilanzen“ haben sich als ein adäquates Mittel erwiesen, um im Sinne des vorsorgenden Bodenschutzes regionalspezifisch Empfehlungen zur ressourcenschonenden Nutzung zu generieren. Zur Verhinderung von Bodendegradation gilt es, die Intensität der forstlichen Nutzung an die Nährstoffausstattung der Standorte sinnvoll anzupassen.

*„Der Zustand eines Waldes gibt immer ein Bild
der Verhältnisse, unter denen er erwachsen ist;
erst die Berücksichtigung des Bodens lässt
erkennen, was für die Zukunft zu erwarten ist ...“*

Emil Ramann¹

¹ Emil Ramann (1851-1926): Professor für Waldbodenkunde an der Königlichen Forstakademie zu Eberswalde und Dirigent der chemisch-physikalischen Abteilung des Versuchswesens in Eberswalde; gilt als Gründer der wissenschaftlichen Bodenkunde in Deutschland

Inhaltsverzeichnis

Seite

Band 1

1. Einleitung

1.1	Funktionen der Waldböden	11
1.2	Gefährdungspotenziale und Bodenschutz	11
1.3	Bodenmonitoring im Rahmen der Forstlichen Umweltkontrolle	14
1.3.1	Aufgaben und Zielsetzung	14
1.3.2	Einbindung in die Landeswaldinventur	15
1.3.3	Flächenaussagen und Regionalisierung	16
1.4	Bedeutung für die Waldbewirtschaftung	17

2. Vorgehen und Methoden der Bodenzustandserfassung

2.1	Organisation und Kooperationen	19
2.2	Auswahl der Erhebungspunkte	21
2.2.1	Stichproben der BZE-1, BZE-2 und BZE-2a	21
2.2.2	Flächenrepräsentanz	22
2.3	Geländearbeiten	25
2.3.1	Standortsaufnahme und Bodenprofilansprache	25
2.3.2	Beprobungsdesign	26
2.3.2.1	Bodenprobenentnahme	26
2.3.2.2	Gewinnung von Nadel-/Blattproben	27
2.3.3	Ergänzende Aufnahmen am BZE-Punkt	28
2.3.3.1	Bestockungsaufnahmen	28
2.3.3.2	Kronenzustandserfassung	28
2.3.3.3	Bodenvegetation und Totholz	29
2.4	Laboranalytik und Qualitätskontrolle	29
2.5	Datenauswertung und Modelle	30
2.5.1	Aggregierung der Rohdaten	30
2.5.2	Auswertungseinheiten (Stratifizierung)	31
2.5.3	Wasserhaushaltsmodellierung	35
2.5.4	Modellierungen mit PROFILE	36
2.5.5	Statistik und Bewertungsrahmen	36

3. Allgemeine Charakterisierung des Untersuchungsraums

3.1	Klimakennwerte	38
3.2	Landschaftsentwicklung und Geomorphologie	40
3.3	Ausgangsgesteine der Bodenbildung	42
3.3.1	Äolische Substrate	42
3.3.2	Fluss- und Niederungssande	42
3.3.3	Sedimente der lehmigen Moränen	43
3.3.4	Auenablagerungen	43
3.3.5	Beckenablagerungen	44
3.3.6	Torfablagerungen	44
3.3.7	Anthropogen ab- und umgelagerte Sedimente	44
3.4	Bodengenese und Bodenverbreitung	44
3.4.1	Klasse der A/C-Böden	44
3.4.2	Klasse der Braunerden	45
3.4.3	Klasse der Lessivés	45
3.4.4	Klasse der Podsole	46
3.4.5	Klasse der Stauwasserböden	47
3.4.6	Klasse der terrestrischen anthropogenen Böden	47

	Seite
3.4.7 Klasse der Gleye	48
3.4.8 Klasse der Moore	48
3.5 Landschaftswasserhaushalt	49
3.5.1 Grundwasserflurabstand	49
3.5.2 Wasserverfügbarkeit und Wassermangel	51
3.6 Forstliche Standortseinheiten	52
3.6.1 Forstliche Wuchsräume	52
3.6.2 Geologische Serie	53
3.6.3 Feinbodenform und Stammnährkraftstufe	53
3.7 Bestockungssituation	55

4 Bodenchemische Kennwerte und Indikatoren

4.1 Säure-Basen-Zustand und Versauerungsdynamik	58
4.1.1 Bodenreaktion	58
4.1.1.1 Stratifizierte Darstellungen	58
4.1.1.2 Azidität und Humusbeschaffenheit	61
4.1.1.3 Puffersysteme	62
4.1.1.4 Vergleich von BZE-1 und BZE-2(a)	65
4.1.2 Carbonatgehalt	66
4.1.3 Kationenaustauschkapazität	68
4.1.3.1 Bewertung und stratifizierte Darstellungen	69
4.1.3.2 Einflussfaktoren	70
4.1.3.3 Vergleich von BZE-1 und BZE-2(a)	71
4.1.4 Austauscherbelegung	72
4.1.4.1 Basensättigung und Versauerungsdynamik	72
4.1.4.2 Stratifizierte Auswertungen	75
4.1.4.3 Aluminium und Mangan	79
4.1.4.4 Bewertung der Ca^{2+} -, Mg^{2+} - und K^+ -Anteile	82
4.1.4.5 Kationenbelag und Bodenreaktion	84
4.1.5 Vorratsumme basischer Kationen (S-Wert)	87
4.1.5.1 Bewertung und stratifizierte Darstellungen	88
4.1.5.2 Einflussfaktoren und Schätzmodell	91
4.1.5.3 Relation Mineralboden / Humusauflage	92
4.1.6 Pflanzenverfügbare Ca^{2+} -, Mg^{2+} - und K^+ -Vorräte	93
4.1.6.1 Beitrag zum S-Wert	94
4.1.6.2 Bewertung im Vergleich von BZE-1 und BZE-2(a)	94
4.1.6.3 Stratifizierte Bewertungsstufen	98
4.1.6.4 Dynamik in Auflage und Mineralboden	100
4.1.6.5 Bedeutung des effektiven Wurzelraums	101
4.1.6.6 Relation Mineralboden / Humusauflage	103
4.1.7 Waldernährung (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+)	106
4.1.7.1 Dynamik der Nadel-/Blattgehalte	106
4.1.7.2 Calciumversorgung	109
4.1.7.3 Magnesiumversorgung	110
4.1.7.4 Kaliumversorgung	112
4.2 Regenerationsfähigkeit und Standortsnachhaltigkeit	114
4.2.1 Nachlieferbare Basenreserve	114
4.2.1.1 Vergleich von Flusssäure und Königswasseraufschluss	115
4.2.1.2 Stratifizierte Bewertungsstufen	116
4.2.1.3 Relationen zu den pflanzenverfügbaren Elementen	119
4.2.1.4 Mineralienzusammensetzung der Böden	122
4.2.1.5 Modellierung von Verwitterungsraten	124
4.2.2 Beurteilung von Bodenschutzkalkungen	126
4.2.2.1 Allgemeine Rahmenbedingungen der Waldkalkung	126
4.2.2.2 Situation im Land Brandenburg	127
4.2.2.3 Bemessung der Kalkungsbedürftigkeit	130
4.2.2.4 Kompensation kumulierter Säurevorräte	134
4.2.2.5 Kriterienkatalog für die Waldkalkung in Brandenburg	135
4.2.2.6 Weiteres Vorgehen: Etablierung von Kalkungsversuchen	138

	Seite
4.2.3 Beurteilung der stofflichen Nachhaltigkeit	141
4.2.3.1 Elementvorräte im Bestand.....	141
4.2.3.2 Vergleich von Elementmengen in Bestand und Boden.....	143
4.2.3.3 Betrachtung der Nährstoffflüsse	146
4.2.3.4 Indikator für die stoffliche Nachhaltigkeit.....	149
5 Zusammenfassung und Ausblick.....	152
Literaturverzeichnis	158
Bisher erschienene Bände der Eberswalder Forstlichen Schriftenreihe.....	167

Band 2

- 6 Kohlenstoff, Stickstoff, Phosphor**
- 7 Spurenelemente und Schadstoffe**
- 8 Wasserhaushalt im Klimawandel**
- 9 Baumvitalität und Bodenzustand**
- 10 Gefährdungspotenziale und Maßnahmen**

Anhang

Beschreibung von exemplarischen Bodenprofilen

1. Einleitung

Mit einer Waldfläche von ca. 1,1 Mio. Hektar (37 % der Landesfläche) zählt Brandenburg zu den vier waldreichsten Bundesländern. Neben seiner ökonomischen und sozialen Relevanz übernimmt der Wald hier wichtige Aufgaben im Landschaftshaushalt und ist für die Erhaltung und Förderung der Biodiversität von Bedeutung. Um Informationen zu den Umweltbedingungen der brandenburgischen Wälder und zu Auswirkungen von Umweltveränderungen auf den Waldzustand zu gewinnen, wurde bereits Anfang der 1980er Jahre das System der „**Forstlichen Umweltkontrolle**“ eingerichtet. Inzwischen ist dieses in entsprechende **bundes- und EU-weite Monitoringprogramme** integriert und wurde an aktuelle politische und gesetzliche Aufgaben sowie wissenschaftliche Erfordernisse angepasst und strategisch ausgerichtet. **Einen integralen Bestandteil des forstlichen Umweltmonitoring bildet die Bodenzustandserhebung im Wald (BZE).**

1.1. Funktionen der Waldböden

Der Boden gilt als Reaktionsraum für vielfältige biochemische Prozesse und ist im Wald die wichtigste Schnittstelle der verschiedenen Ökosystemkomponenten. Er übernimmt sowohl auf ökosystemarer Ebene als auch im Landschaftsmaßstab **Regel- und Steuerfunktionen**, die für das Funktionieren des Wasser-, Stoff- und Wärmehaushalts essenziell sind. Für die auf Nachhaltigkeit ausgerichtete Forstwirtschaft darf der Waldboden als Standortsfaktor nicht vernachlässigt werden. Insbesondere unter den klimatischen und geologischen Rahmenbedingungen des Landes Brandenburg orientieren sich Anbaeignung und Leistungspotenzial der Baumarten an den physikalischen und chemischen Bodeneigenschaften. Diese sind im System der forstlichen Standorterkundung operational aggregiert und finden solcherart praxisnah Eingang in waldbauliche Entscheidungsprozesse.

Viele Funktionen der Waldböden lassen sich unter dem klassischen Begriff der Bodenfruchtbarkeit subsumieren. Dabei wird der Boden vorrangig als Pflanzenstandort betrachtet. Im Kontext von Produktivität und Stabilität beinhaltet Bodenfruchtbarkeit vor allem die Fähigkeit der Böden, den Pflanzen dauerhaft Wasser und Nährstoffe zur Verfügung zu stellen und sie vor Stoffen zu schützen, die das Pflanzenwachstum beeinträchtigen könnten. Auf der Waldfläche Brandenburgs werden derzeit etwa 4 m³ Holz pro Hektar und Jahr zur Werkstoffproduktion und Energiegewinnung genutzt (Kap. 3.7). Die stoffliche Nachhaltigkeit dieser zukünftig voraussichtlich noch weiter zunehmenden Holznutzung setzt eine ausgewogene Versorgung der Wirtschaftsbaumarten mit Pflanzennährstoffen voraus und ist unmittelbar an

die ökologische Funktionsfähigkeit des Waldbodens als Filter, Puffer und Stofftransformator geknüpft.

Die wechselseitigen Abhängigkeiten im Beziehungsgefüge Wald induzieren, dass die Bodenfruchtbarkeit in einem weit gefassten Sinne mit sämtlichen Steuer- und Regelungsfunktionen der Böden als Teile globaler Stoffkreisläufe und des Klimasystems verzahnt ist. Intakte Böden garantieren die Neubildung schadstofffreien Grundwassers, steuern in den Einzugsgebieten der Gewässer mit ihren physikalischen und hydraulischen Eigenschaften den Landschaftswasserhaushalt und tragen durch ihre Senkenfunktion für Kohlenstoff zur Verringerung des klimawirksamen Kohlendioxids in der Atmosphäre bei.

Der regionale **Klimawandel** lässt in Brandenburg einen deutlich erhöhten Verdunstungsanspruch der Atmosphäre sowie verringerte Sommerniederschläge erwarten (Riek & Russ 2014a). Damit wächst die Bedeutung der Böden als Speichermedium zur Deckung des Wasserdefizits in der Vegetationszeit. Da Klimaszenarien zudem darauf hindeuten, dass die Niederschlagsmengen im Winter tendenziell ansteigen werden, hängt es in Zukunft verstärkt vom Wasserretentionsvermögen der Böden ab, in welchem Maß die Pflanzen noch in der Vegetationsperiode von den Winterniederschlägen zehren und damit potenziellen Trockenstress puffern können.

Waldböden sind im Allgemeinen naturnäher als Böden unter landwirtschaftlicher Nutzung. Sie erfüllen daher besonders wichtige Aufgaben als Lebensraum für Organismen und dienen der Artenerhaltung und Biodiversität. Bei intakter Zersetzungsgemeinschaft und hoher bodenbiologischer Aktivität führen die vielfältigen Um- und Abbauprozesse von Mineralen und organischem Streumaterial zu stofflichen Neubildungen, die sich positiv auf die Struktur der Böden, deren Austauscher- und Filtereigenschaften und somit insgesamt auf die Bodenfruchtbarkeit und Produktivität der Standorte auswirken. Aus Gründen der Biodiversität erfüllen aber auch natürlicherweise nährstoffarme Böden mit geringer biologischer Aktivität, wie sie in brandenburgischen Wäldern besonders häufig vorkommen, eine ökologische Schlüsselfunktion: sie garantieren in hohem Maße die Existenz seltener und schützenswerter Organismen, die an diese sauren Standorte angepasst sind.

1.2. Gefährdungspotenziale und Bodenschutz

Trotz ihrer heute vergleichsweise größeren Naturnähe wurden in der Vergangenheit bereits viele Waldböden

durch menschliche Einwirkungen überprägt und teilweise in ihrer ökologischen Funktionsfähigkeit dauerhaft beeinträchtigt. In Brandenburg und anderen Bundesländern werden Gefährdungspotenziale von Waldböden seit Jahren im Zusammenhang mit den Auswirkungen von atmogenen Fremdstoffeinträgen, nutzungsbedingten Nährstoffentzügen und mechanischen Belastungen sowie der Landschaftsentwässerung oder den möglichen Folgen des zu erwartenden Klimawandels in Fachkreisen diskutiert. Diese wesentlich vom Menschen ausgehenden Einflüsse induzieren Prozesse in Böden, die der Gewährleistung ihrer natürlichen Funktionen als Puffer, Nährstoffquelle, Kohlenstoff- und Wasserspeicher sowie der generellen Erhaltung der Vielfalt an Böden als Lebensraum potenziell entgegen gerichtet sind. Zur Verringerung von Gefährdungspotenzialen sind ein nachhaltiges Waldbodenmanagement und dessen Verankerung in der forstlichen Planung und Bewirtschaftungspraxis unabdingbar. Das forstliche Monitoring hilft hierbei, mögliche Risiken frühzeitig zu erkennen und diese regionalspezifisch zu quantifizieren. Gesetzliche Regelungen des Bodenschutzes können darüber hinaus eine Grundlage zur Umsetzung von praktischen Maßnahmen der Gefahrenabwehr bilden.

Bis zu Beginn der 1990er Jahre zählte insbesondere das südliche Brandenburg zu den am stärksten immissionsbelasteten Gebieten Mitteleuropas. Neben der fast flächendeckenden Stickstoffdeposition überlagerten sich regional in unterschiedlichen Intensitäten Einträge saurer Schwefelverbindungen mit pufferwirksamen basischen Staubeinträgen aus Flugaschen der Braunkohleindustrie (Kap. 4.2.2.2). Die in die Forstökosysteme eingetragsenen Stoffe reicherteten sich in den Waldböden an, zumal durch die besonderen klimatischen Bedingungen von nur geringen Sickerwasserraten und demzufolge auch geringen Stoffausträgen auszugehen ist. **Der Oberbodenzustand zu Zeiten der ersten Bodenzustandserhebung im Wald (Probennahme: 1992/93) war somit maßgeblich das Ergebnis der in Raum und Zeit variierenden atmogenen Stoffdepositio-**nen. Besondere Bodenbelastungen wurden damals in den Wirkungen anhaltender Einträge von Stickstoffverbindungen aus landwirtschaftlichen Quellen und der Düngemittelindustrie erkannt (Konopatzky & Kallweit 1997). Die Waldböden erschienen vielerorts in ihrem Speicherpotenzial für Stickstoff erschöpft und der Begriff der „N-Sättigung“ hatte sich etabliert. Bekannte negative Folgen dieser Stickstoffeutrophierung waren Nährstoffungleichgewichte im Boden und bei der Baumernährung, Risiken durch Nitratverlagerung für die Gewässerökologie und Trinkwasserversorgung sowie die Verringerung der Artenvielfalt infolge der Vereinheitlichung von Lebensräumen. Das Problem der Bodenversauerung hatte indes in Brandenburg zur Zeit der BZE-1 nicht den Stellenwert wie in anderen Bundesländern.

Unter Naturschutzaspekten und hinsichtlich der Erhaltung von Biodiversität ist die mit den hohen

atmogenen Stoffeinträgen verbundene Dynamik der bodenchemischen Zustandsgrößen an sich als problematisch zu sehen. Natürliche und naturnahe Wälder haben sich aufgrund ihrer standörtlichen Rahmenbedingungen hinsichtlich der Ressourcenquantität und -qualität und der Interaktionen zwischen den Arten herausgebildet. Die Böden dieser Waldformationen weisen daher charakteristische Stickstoff- und Säure-Basen-Zustände auf. Pflanzenarten reagieren auf Standortsveränderungen mit dem Verschwinden oder Neuauftreten; Pflanzengesellschaften können durch Umstrukturierungen in der Artenkombination reagieren. Eine langfristige Anpassung der Waldökosysteme wurde jedoch über Jahrzehnte durch die hohe Geschwindigkeit der standörtlichen Veränderungen verhindert. Nicht die optimal an die „Stammeigenschaften“ eines Standortes wie Relief, Substrat und Klima angepassten Arten, sondern die anpassungsfähigsten Arten, d.h. diejenigen Arten, die am flexibelsten auf die Standortsveränderungen reagieren können, überdauern unter diesen Bedingungen. Es ist davon auszugehen, dass sich die Stabilität der Systeme hierdurch insgesamt verringert hat.

Zustand und Dynamik von Waldböden sind stets im Kontext der jeweiligen Ökosysteme zu sehen, mit deren Komponenten sie funktional vernetzt sind. Zudem muss die Bewertung von Gefährdungspotenzialen vor dem Hintergrund der aktuellen und der früheren Nutzungen der Standorte erfolgen. **Die Nutzungs geschichte der vergangenen Jahrhunderte war der Fruchtbarkeit unserer heutigen Waldböden nicht selten massiv abträglich. Ungeordnete Biomasseentzüge durch Brandrodung, Beweidung, Streu entnahme und Ganzbaumernte zogen mannigfache Devastierungen des Bodenzustands nach sich, wie Humus- und Nährstoffverarmung, Verringerung der Pufferkapazität und damit einhergehende Bodenversauerung, Verminderung der biologischen Aktivität und Strukturverlust sowie Bodenabtrag durch Wind- und Wassererosion.** Während die Einführung der Stallfütterung und neuer Haustierrassen im 19. Jahrhundert weitgehend zur Abschaffung der Waldbeweidung führten, blieb die Streunutzung noch bis zur Mitte des 20. Jahrhunderts bestehen. In den 1960er Jahren galten etwa 800.000 ha Waldböden im Tiefland der ehemaligen DDR aufgrund der historischen Übernutzung als degradiert (Kopp & Brost 1964). Kennzeichnend für diese Böden war ihre auffällige Verarmung an organischer Substanz. Für die Erfüllung der Bodenfunktionen spielt diese eine essenzielle Rolle und trägt besonders bei den sorptions schwachen Sanden der brandenburgischen Wald standorte bedeutend zur Ertragsfähigkeit bei.

Gegenwärtig ist davon auszugehen, dass es durch den forcierten Waldumbau mit humusförderlichen Baumarten und durch bodenpflegliche Bewirtschaftung der Bestände verstärkt zur Humusanreicherung und dadurch zu einer generellen Verbeserung des Bodenfruchtbarkeitszustandes kommt. Zu den Grundsätzen bodenschonender Forstpraxis gehört, dass die Humusakkumulation unterstützt

wird und humusverringernde Maßnahmen, wie Kahlschlag oder zu starke Lichtstellung der Bestände, falsche Baumartenwahl und Baumartenentmischung wie auch mechanische Bodenbelastungen oder Entwässerungsmaßnahmen im Einzugsgebiet von Nassstandorten vermieden werden. Diese Prämissen einer ökologischen Waldbewirtschaftung werden in den brandenburgischen Wäldern umgesetzt. **Andererseits gehen aktuell steigende gesellschaftliche Ansprüche an den Wald mit einem zunehmenden Nutzungsdruck einher. Nährstoffverarmungen aufgrund von zu hohen Biomasseentnahmen könnten die stoffliche Nachhaltigkeit der Nutzung zukünftig in Frage stellen und gezielte Düngungsmaßnahmen zur Sicherung der Baumernährung langfristig notwendig machen.** Abschätzungen der Nährstoffbilanz auf der Grundlage von BZE-Punkten in Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg geben in Abhängigkeit von der Nutzungsintensität erste Hinweise, welche Gefährdungspotenziale bestehen (Riek et al. 2012, Riek & Russ 2015). Eines der Ziele der vorliegenden BZE-Auswertung besteht darin, diese Ergebnisse anhand der erweiterten BZE-Stichprobe (BZE-2a, Kap. 2.2.1) für Brandenburg zu fundieren, Gefährdungspotenziale für bedeutende Waldbodenfunktionen zu identifizieren und Maßnahmen für die nachhaltige Funktionserfüllung der Waldböden zu empfehlen.

Eine der größten Herausforderungen bei der Bewirtschaftung der brandenburgischen Wälder könnte sich in Zukunft aus den Folgen des regionalen Klimawandels und seinen Wirkungen auf Wasser-, Wärme- und Stoffhaushalt der Ökosysteme ergeben. Die Zeitreihe der Lufttemperatur an der Klimamessstation Potsdam macht exemplarisch sichtbar, dass sich die globale Klimaveränderung bereits seit Jahren auf die regionalen Witterungsbedingungen durchpaust. Die in Abb. 1.1 dargestellten Temperaturanomalien deuten bereits seit den 1990er Jahren in zunehmendem Maße auf überdurchschnittliche Jahresmitteltemperaturen. Vom Bodenzustand und seiner Funktionsfähigkeit hängt es zukünftig verstärkt ab, ob sich das Produktionspotenzial der Standorte durch die Verlängerung der Vegetationszeitdauer bei weiter ansteigenden CO_2 -Gehalten in der Atmosphäre und ggf. anhaltenden Stickstoffeinträgen erhöhen wird oder ob das möglicherweise vermehrte Auftreten instabiler

Systemzustände diesem entgegen wirkt. Namentlich die Wasserverfügbarkeit wird noch mehr, als dies aktuell schon der Fall ist, auf den meisten Forststandorten zum limitierenden Wachstumsfaktor, wenn bei steigendem Verdunstungsanspruch der Atmosphäre die Niederschläge der Vegetationszeit gegenüber heute gleich bleiben oder sich sogar verringern werden. Eine derzeit noch unbeantwortete Frage der Waldbodenkunde ist in diesem Zusammenhang: werden erhöhte Bodentemperaturen zu Humusabbau führen und den Waldboden zur Quelle von Kohlenstoff machen, oder wird Wassermangel die mikrobielle Aktivität der Bodenorganismen und die Freisetzung des klimawirksamen Kohlenstoffs begrenzen?

Ausdrücklich ist im Bundesbodenschutzgesetz die Nutzungsfunktion der Böden als Standort für die Forstwirtschaft verankert (BBodSchG §2). Nach dem Grundsatz der Vorsorge gilt es, potenzielle Beeinträchtigungen der Bodenfunktionen abzuwenden bzw. die Funktionsfähigkeit zu sichern oder wiederherzustellen. Eine der rechtlichen Grundlagen für die bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald ergibt sich aus § 9 des Bundesbodenschutzgesetzes. Demnach sind die zuständigen Behörden im Sinne der Gefährdungsabschätzung verpflichtet, Maßnahmen zur Informationsgewinnung hinsichtlich schädlicher Bodenveränderungen zu ergreifen. Nach aktuellem Kenntnisstand wird davon ausgegangen, dass der langjährige und zum Teil immer noch anhaltende Eintrag von Luftverunreinigungen in die Waldböden nachteilige Bodenveränderungen ausgelöst hat. Dazu zählen insbesondere die Wirkungspfade der Stickstoffeutrophierung, Bodenversauerung und Schadstoffbelastung. Zur Klärung der Sachverhalte und zur Bewertung der daraus resultierenden Gefährdungspotenziale für die Waldbodenfunktionen ist die wiederholte Durchführung einer bundesweiten Bodenzustandsinventur erforderlich (BMELV 2005).

Das Landeswaldgesetz Brandenburgs schützt die Böden bzw. deren Funktionen mit Blick auf die Schaffung stabiler Waldökosysteme. Nach § 1 des LWaldG ist der Wald unter anderem wegen seiner Bedeutung für die natürlichen Bodenfunktionen zu erhalten und seine ordnungsgemäße Bewirtschaftung zu sichern. Die ordnungsgemäße Forstwirtschaft soll der

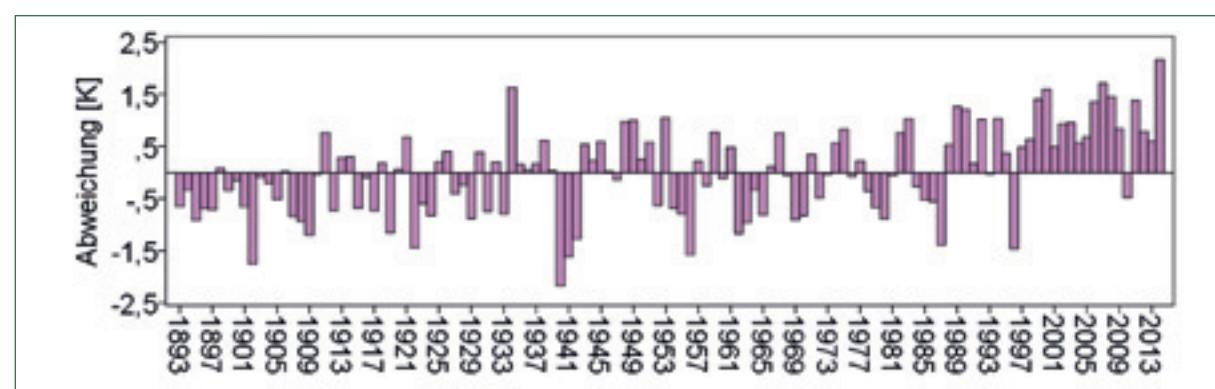


Abb. 1.1: Temperaturrentwicklung an der DWD-Klimastation Potsdam seit Beginn der Zeitreihe bis 2014 (dargestellt sind die Abweichungen vom langjährigen Mittelwert dieses Zeitraums in Kelvin) (Datenquelle: Deutscher Wetterdienst)

Erhaltung und der Wiederherstellung der Fruchtbarkeit von Waldböden sowie der Sicherung von Bodenfunktionen dienen (§ 4 LWaldG). Für die Erfassung und Beobachtung des Boden- und Waldzustandes können nach § 30 entsprechende Inventuren durchgeführt werden.

1.3. Bodenmonitoring im Rahmen der Forstlichen Umweltkontrolle

1.3.1. Aufgaben und Zielsetzung

Ziel des Forstlichen Umweltmonitoring ist die Gewinnung von Informationen zum Waldzustand und zur Waldentwicklung für die Politikberatung. Es dient dazu, Ursache-Wirkungs-Beziehungen zu erklären und vor Gefahren für den Wald zu warnen. Darüber hinaus können die Funktionsfähigkeit der Wälder und der Waldzustand an sich als eigenständige Indikatoren für die Qualität von Umweltstandards und für die Wirksamkeit von Umweltschutzmaßnahmen herangezogen werden. **Die Bodenzustandserhebung trägt in diesem Kontext maßgeblich zur Aufklärung über den aktuellen Status der Waldböden und deren Veränderung im Laufe der Zeit bei.** Sie dient der flächenrepräsentativen Beschreibung von waldökologisch und waldbaulich wichtigen Eigenschaften der Böden und deren statistischer Analyse als Grundlage für eine nachhaltige Waldbewirtschaftung. Kernpunkte bilden unter anderem Stickstoffzustand der Böden und Sensitivität gegenüber weiteren N-Einträgen, Kohlenstoffspeicherung, Bodenversauerung und Nährstoffverarmung, Schadstoffbelastung sowie Wasserhaushalt unter veränderten Klimabedingungen. Alle Erhebungen im Rahmen der BZE erfolgen nach bundes- und teilweise europaweit abgestimmten Methoden. Insgesamt eröffnet der BZE-Datenpool somit umfassende Auswertungsmöglichkeiten von hoher sowohl forstpraktischer als auch wissenschaftlicher Relevanz.

Die **rechtliche Grundlage** für die Durchführung der bundesweiten Bodenzustandserhebung bilden gesetzliche Verpflichtungen im Rahmen des Bundes-Bodenschutzgesetzes (siehe Kap. 1.2) sowie internationale Berichtspflichten. Beispiele für letztere sind der Bericht zur Treibhausgas-Emission für den Sektor Boden im Rahmen der Berichterstattung nach der Klimarahmenkonvention und dem Kyoto-Protokoll sowie weitere Verpflichtungen im Rahmen der Aktivitäten der Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa (MCPFE). Die BZE stellt zudem eine wesentliche Grundlage für die Informationsgewinnung zur biologischen Vielfalt in Wäldern dar, die für die Umsetzung des Gesetzes zum „Übereinkommen über die biologische Vielfalt“ notwendig ist.

Neben den umweltspezifischen Gesichtspunkten steht der Boden vor allem als natürliche Produktionsgrundlage der Forstwirtschaft im Mittelpunkt der Bodenzustandserhebung. **Langfristig wird mit der Durchführung der BZE eine verlässliche Datengrundlage zur Beantwortung forstökologischer Fragestellungen geschaffen, die den regionalen Forstbehörden, Waldbesitzern und Forstbetrieben als Entscheidungshilfe für waldbauliche Planungen zur Sicherung der Waldbodenfunktionen und zur Stabilisierung der Waldökosysteme dienen soll.** Aus dem Kontext der bundes- und europaweiten Aufgabenstellungen lassen sich im Einzelnen die folgenden **Themenfelder** mit spezifischer Bedeutung für das Land Brandenburg herausfiltern:

gen geschaffen, die den regionalen Forstbehörden, Waldbesitzern und Forstbetrieben als Entscheidungshilfe für waldbauliche Planungen zur Sicherung der Waldbodenfunktionen und zur Stabilisierung der Waldökosysteme dienen soll. Aus dem Kontext der bundes- und europaweiten Aufgabenstellungen lassen sich im Einzelnen die folgenden **Themenfelder** mit spezifischer Bedeutung für das Land Brandenburg herausfiltern:

- Ausmaß und Dynamik der Bodenversauerung insbesondere nach Wegfall von pufferwirksamen basischen Staubdepositionen aus der Braunkohleverbrennung
- Belastung der Böden durch eutrophierend wirkende Stickstoffdepositionen aus Landwirtschaft und Verkehr – Bedeutung für die ausgewogene Nähr-elementversorgung der Waldbäume
- Böden als Senke für Kohlenstoff
- Schwermetallgehalte der Waldböden – Hintergrundwerte der in Brandenburg vorkommenden Substrate sowie Belastungen
- Risiken für Grund- und Quellwasser durch Stoff-asträge mit dem Sickerwasser
- Bodenwasserhaushalt und Ausprägung von Kenngrößen für das Trockenstressrisiko
- Einfluss des regionalen Klimawandels auf die Wasserversorgung der Waldbäume und Analyse von Risiken für die Baumvitalität
- Waldernährung und Kronenzustand als Funktion von Boden- und Standorseigenschaften
- Waldböden als Produktionsgrundlage forstlicher Nutzung – Nährstoffbilanzen und Kennzeichnung der stofflichen Nachhaltigkeit
- Maßnahmenempfehlungen zur Erhaltung und Verbesserung des Bodenzustandes und zur Entwicklung stabiler Waldökosysteme

Die genannten Themenkomplexe werden im Rahmen des Waldbodenberichtes Brandenburg (Band 1 und Band 2) bearbeitet. Soweit es die Daten zulassen, werden Folgerungen und Handlungsempfehlungen formuliert, die unmittelbar Eingang in administrative und forstpolitische Diskussionsprozesse finden können oder aber Hinweise auf weiteren Untersuchungsbedarf geben.

Generell ist das Bodenmonitoring vom Ansatz her durch sein breit angelegtes Parameterspektrum so ausgerichtet, dass es auch in Zukunft flexibel auf mögliche Verschiebungen der Interessenenschwerpunkte für landesspezifische Fragestellungen und Informationsbedürfnisse reagieren kann. Durch die Integration von Boden- und Waldwachstumsdaten (vgl. Kap. 1.3.2) ergeben sich zukünftig zudem vielfältige weitere Auswertungsmöglichkeiten beispielsweise zum Standort-Leistungs-Bezug der Hauptbaumarten unter Berücksichtigung der regionalen Klimaänderungen (Wallor et al. 2016).

Seit 12/2014 erfolgt im Auftrag des brandenburgischen Ministeriums für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft (MLUL) eine Zusammenführung aller

Aktivitäten im Bereich des landesweiten Waldmonitoring in einem integrierenden Konzept (Kallweit 2014). Informationen zum Waldboden Zustand werden darin durch mehr als 20 Indikatoren repräsentiert, die im Rahmen der Bodenzustandserhebung gewonnen wurden. Für die Erhebung dieser Indikatoren ist planmäßig eine Inventurperiode von 10 – 15 Jahren vorgesehen.

1.3.2. Einbindung in die Landeswaldinventur

Zuverlässige und verzerrungsfreie Informationen über räumliche Daten werden idealerweise durch eine systematisch angelegte einheitliche Rasterstichprobe gewonnen. Historisch bedingt bestehen im Land Brandenburg – wie auch bundesweit – zwei parallele Aufnahmeraster, auf denen unterschiedliche Parameter zur Kennzeichnung des Waldzustands erhoben werden; zum einen das Erhebungsnetz der Bundeswaldinventur (BWI) und zum anderen das der Boden- und Waldzustandserhebung (BZE, WZE). **Um zwischen den unterschiedlichen Erhebungen in Brandenburg größere Synergieeffekte zu erzielen und Ressourcen kostensparender einsetzen zu können, erfolgte im Rahmen einer Neukonzeption des Forstlichen Umweltmonitoring die Harmonisierung der bestehenden Inventurnetze auf Grundlage des an der BWI orientierten Netzes der Landeswaldinventur (LWI).**

Die Vereinheitlichung der Erhebungsnetze brachte zahlreiche Vorteile mit sich. So verbessern sich die Möglichkeiten für die interdisziplinäre Analyse von ökosystemaren Ursache-Wirkungs-Beziehungen, insbesondere der Bereiche Waldwachstum, Baumvitalität / -ernährung, Waldstruktur und Diversität, Bodenchemie und Wasserhaushalt. Für die Regionalisierung von Inventurdaten und deren schlüssiger Darstellung im Landschaftszusammenhang erweitert sich die Datengrundlage und es ergeben sich zusätzliche Möglichkeiten zur Abschätzung der Flächenbedeutung von Befunden aus Fallstudien, insbesondere der Intensivmessflächen des Level-II-Programms. Darüber hinaus ist das LWI-Netz auch für weitere Inventuraufnahmen (z. B. zu biotischen Schadfaktoren) und deren interdisziplinäre Auswertung geeignet. Durch die in den Jahren 2008/2009 realisierte Vereinheitlichung der Monitoringnetze und abgestimmte Zeitplanung für die Aufnahmefrequenzen wurde somit erstmalig die Grundlage für eine landesweite Zusammenschau vieler Einzelerhebungen geschaffen. **Eine systematische Unterstichprobe des LWI-Erhebungsnetzes wird fortan auch die Basis aller bundes- und EU-weiten Bodenzustandserhebungen im Land Brandenburg bilden.**

Die **BWI** umfasst in Brandenburg 898 Waldtrakte im 4x4-km-Raster. Für die **LWI** wurde das Stichprobennetz auf 2x2 km verdichtet. An jedem dieser Trakte werden im Abstand von 150 m vier Traktecken berücksichtigt, sofern sich diese im Wald befinden. Insgesamt wurden an 11.363 Traktecken Daten aufgenommen. Die BWI-Ersterhebung erfolgte im Jahr 2002 (BWI II),

die erste Wiederholung (BWI III) fand 2011/12 und auf den (zusätzlichen) LWI-Punkten 2012/13 statt. Für die Auswahl der Punkte für die Bodenzustandserhebung wurden alle südwestlichen BWI-Waldtraktecken (sog. Traktecke A) im 8x8-km-Raster zugrunde gelegt. In Summe sind dieses 155 Erhebungspunkte (vgl. Kap. 2.2.1). An diesen Punkten erfolgte 2008 auch eine Aufnahme im Rahmen der bundesweiten Inventurstudie zum „Treibhausgasinventar Wald“, die an allen Traktecken des gleichen 8x8-km-Rasters durchgeführt wurde. Somit liegen für diese Unterstichprobe der BWI mit insgesamt drei Aufnahmen zeitlich besonders hoch aufgelöste Bestockungsdaten vor.

Für die Bodenzustandserhebung hatte die Neukonzeption des forstlichen Umweltmonitoring erhebliche Konsequenzen. Mit der Entscheidung, die BZE-Punkte auf BWI-Punkte zu verlagern, war die Aufgabe der bis dato zweimal beprobten BZE/WZE-Stichprobe verbunden. **Um die Vergleichbarkeit von BZE-1 und BZE-2 mit zukünftigen Bodenzustandserhebungen nicht zu gefährden, musste eine kurzfristige Zwischeninventur zum Bodenzustand auf dem BWI-Netz veranlasst werden. Diese sog. BZE-2a wurde im Jahr 2009, also drei Jahre nach Abschluss der BZE-2 durchgeführt.** Der Grundgedanke bestand darin, dass sich die Befunde der flächenrepräsentativen Stichproben von BZE-2 und BZE-2a aufgrund der nahezu zeitgleichen Durchführung nicht signifikant unterscheiden und die Kontinuität der Zeitreihe aus BZE-1 (1992/93), BZE-2/BZE2a (2006/2009) und BZE-3 (ca. 2020) somit gewahrt bleibt.

Die Methodik der BZE-2a ist weitgehend identisch mit derjenigen der BZE-2, d. h. sie folgt wie diese den Anweisungen der abgestimmten bundesweiten Arbeitsanleitung. Damit werden zukünftig zwar keine punktbezogenen vergleichbaren Daten mehr vorliegen, doch lassen sich die Mittelwerte verschiedenster Straten unter der Voraussetzung vergleichend auswerten, dass die Stratenmittelwerte aus BZE-2 und BZE-2a identisch bzw. statistisch nicht signifikant unterschiedlich sind. Eine entsprechende exemplarische Überprüfung der Daten ergab, dass diese Bedingung erfüllt ist. Insbesondere die Mittelwerte der Parameter Kohlenstoffvorrat und Basensättigung, bei denen zwischen BZE-1 und BZE-2 deutliche Veränderungen konstatiert wurden, sind in den Erhebungen 2006 und 2009 nahezu identisch. Geringfügige Veränderungen entsprechen sogar der um drei Jahre fortgesetzten Tendenz der Veränderung zwischen 1992 (BZE-1) und 2006 (BZE-2) (Riek & Russ 2014b).

Die Vereinheitlichung von BWI, BZE und WZE wird zukünftig flächenrepräsentativ kausale Aussagen zu den Wechselwirkungen zwischen Bestand, Boden und Klima erlauben. Die generierte brandenburgische LWI-Stichprobe kann der Quantifizierung von Nutzungspotenzialen und Risikoprognosen dienen, ermöglicht die Ableitung von Maßnahmenempfehlungen zur Risikominimierung und lässt sich für die Erfolgskontrolle von Maßnahmen heranziehen. Das Erhebungsnetz stellt somit eine

essenzielle Planungsgrundlage für die forstliche Produktion und Sicherung der Nachhaltigkeit des Naturhaushaltes dar. Der regelmäßigen Untersuchung des Bodens als zentraler Schnittstelle von Wasser- und Stoffhaushalt kommt in diesem Kontext insbesondere aufgrund der zu erwartenden Klimaveränderungen (Wasserspeicherfunktion des Bodens) und für Fragen der Kohlenstoffspeicherung im Bestand und Waldboden eine wichtige Bedeutung zu. Für die LWI-Punkte sollte angestrebt werden, die komplette brandenburgische Stichprobe sukzessiv durch Regionalisierung von Bodeneigenschaften (Kap. 1.3.3) und gezielte zusätzliche Neubeprobungen der Standorte mit Bodendaten zu ergänzen.

Die genannten Auswertungspotenziale sind auch Inhalt des derzeit länderübergreifend umgesetzten und von der Bundesregierung im Rahmen des Waldklimafonds geförderten Forschungsprojektes „**Waldproduktivität-Kohlenstoffspeicherung-Klimawandel (WP-KS-KW)**“. Dieses Projekt startete mit einer Laufzeit von ca. vier Jahren im Dezember 2013. Im Fokus des Vorhabens stehen die Waldproduktivität und Kohlenstoffspeicherung unter verschiedenen Szenarien einer möglichen Klimaentwicklung. Das Projekt zielt speziell darauf ab, einheitliche Boden- und Klimadaten für die bundesweit 26.450 Rasterpunkte umfassende BWI-Stichprobe zu generieren. Diese Boden- und Standortsdaten sollen als sogenannter „Umweltvektor“ in eine entsprechend bundesweit vereinheitlichte Datenbank einfließen. Das LFE ist in dieses Vorhaben ebenfalls involviert und wird im Zuge der Projektbearbeitung für diejenigen brandenburgischen Punkte der BWI, die nicht Bestandteil der BZE-2a sind, Bodendaten mittels statistischer Interpolations- und Regionalisierungsmethoden (Kap. 1.3.3) und/oder durch zusätzliche Erhebungen im Gelände generieren. Für die BZE-2a-Punkte können die bereits vorliegenden Analysedaten zum Bodenzustand direkt in das gemeinschaftliche Vorhaben einfließen. Umgekehrt werden die im Laufe der Projektrealisierung neu geschaffenen Daten aus dem Vorhaben heraus in den Landesdatensatz der BZE/LWI einfließen und die Auswertungsmöglichkeiten zu landesspezifischen Fragestellungen erweitern. Dieses betrifft beispielsweise Klimadaten unterschiedlicher Klimamodelle und -szenarien sowie mit verbesserten Simulationsmodellen generierte Kennwerte des Bodenwasserhaushalts.

Darüber hinaus stehen auch für die „alte“ BZE-Stichprobe (BZE-2) Bestandesinventurdaten zur Verfügung, die zum einen im Zuge der BZE-2 selbst und zum anderen im Rahmen der vom Bund organisierten sog. „**harmonisierten Bestandenserhebung**“ nach BWI-Standards aufgenommen worden sind (Hilbrig et al. 2014). Damit lässt sich für viele interdisziplinäre Fragestellungen auch das Gesamtkollektiv aus BZE-2 und BZE-2a-Punkten zukünftig gezielt als Auswertungsgrundlage heranziehen.

1.3.3. Flächenaussagen und Regionalisierung

Als systematische Stichprobenerhebung erlaubt die BZE Aussagen zum Zustand der Waldböden anhand von Punktinformationen. Da es sich dabei um eine flächenrepräsentative Stichprobe handelt, sind diese Daten für die Beantwortung zahlreicher Fragestellungen mit Bezug auf die Gesamtwaldfläche Brandenburgs sehr gut geeignet. Um weiteren Ansprüchen insbesondere aus der forstlichen Praxis und hinsichtlich regionaler und lokaler Aspekte des Bodenzustands gerecht zu werden, sind allerdings flächenhafte Bodeninformationen erforderlich, wie sie auch durch die Forstliche Standortskarte im Maßstab 1:10.000 bereitgestellt werden. **Der Entwicklung von Regionalisierungsmodellen auf der Grundlage von BZE-Inventurdaten, Forstlicher Standortskarte sowie zusätzlichen Geodaten und einem digitalen Höhenmodell ist daher aktuell ein Schwerpunkt der Forschungs-kooperation zwischen LFE und HNEE gewidmet (Projekt „Dynamische Regionalisierung“).**

Aus der Forstlichen Standortskarte sind derzeit für ca. 70 % der Waldfläche geeignete Informationen zur Feinbodenform verfügbar. Aus dieser lassen sich qualitative Substrat- und Bodeneigenschaften ableiten. Bei der restlichen Waldfläche handelt es sich um Sonder- und sog. Komplexstandorte, Altkartierungen sowie nicht kartierte Flächen. Letztere umfassen vor allem Bundeswald und Sonderliegenschaften und machen ca. 20 % der Waldfläche aus. Die Forstliche Standortskarte ermöglicht für die kartierten Gebiete räumlich hoch aufgelöste Standortsinformationen, die im Verlauf von mehreren Jahrzehnten erarbeitet wurden. Die räumlich wesentlich geringer aufgelöste BZE liefert hingegen zeitlich konsistente Bodendaten mit einem breiten Spektrum an bodenchemischen und physikalischen Kennwerten. **Besonders erforderlich sind die Stichprobendaten der BZE somit für die Regionalisierung von zeitlich variablen Bodeneigenschaften sowie von nur mit aufwendigen Laborverfahren zu ermittelnden Kennwerten.**

Vor diesem Hintergrund zielen die derzeitigen Aktivitäten im Bereich der Regionalisierung darauf ab, bodenchemische und -physikalische Flächendaten unter Nutzung der BZE-Informationen zu erzeugen und zu ökologisch aussagekräftigen Kennwerten zu aggregieren. Diese lassen sich beispielsweise als Eingangsgrößen für Wasserhaushaltssimulationen und Auswertungen zum Stoffhaushalt für unterschiedliche Klimaprojektionen und forstliche Nutzungsstrategien einsetzen (Riek & Russ 2014a, Riek & Russ 2015). Exemplarisch zeigt Abb. 1.2 die nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum für die gesamte Waldfläche Brandenburgs. Der bei der Kartenerstellung verwendete Regionalisierungsalgorithmus ist als Synthese verschiedener flächenhaft vorliegender Geoinformationen und Angaben zur Be- stockungssituation aufzufassen, bei deren statistischer Verknüpfung die BZE-Ergebnisse eine zentrale Rolle spielten.

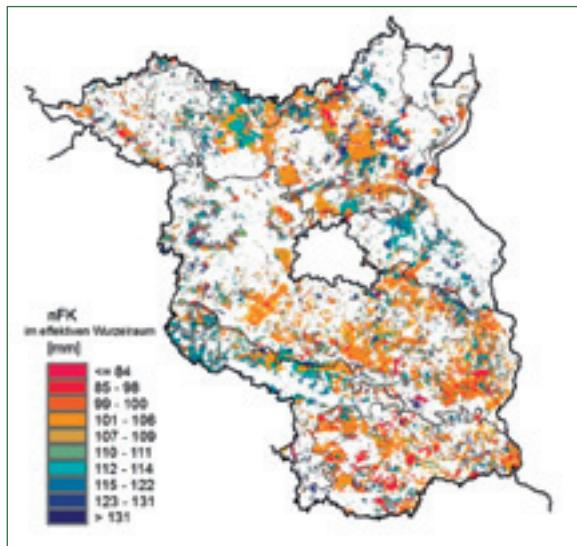


Abb. 1.2: Karte der nutzbaren Feldkapazität im effektiven Wurzelraum für die Waldfläche Brandenburgs (weiterführende Informationen zum verwendeten Regionalisierungsansatz vgl. Russ 2015).

Für die Regionalisierung von Bodenkennwerten aus der BZE stehen prinzipiell mehrere Ansätze zur Verfügung, deren Einsatzmöglichkeit sich im Wesentlichen nach der räumlichen Variabilität der zu regionalisierenden Kennwerte richtet. So können lediglich großräumig variierende, in der Regel durch atmosphärische Stoffeinträge gesteuerte Kennwerte mit Hilfe räumlicher Interpolation der Inventurdaten regionalisiert werden. Ein Beispiel hierfür sind die Gehalte an organischen Schadstoffen im Boden, die ebenfalls im Rahmen der BZE-2 erfasst und bundesweit in Regie des Umweltbundesamts zentral hinsichtlich regionaler Muster ausgewertet wurden (Aichner et al. 2013). Besonders geeignet für solche Anwendungen sind geostatistische Verfahren, die neben der Interpolation der Kennwerte in die Fläche auch eine räumlich differenzierte Einschätzung der Vorhersagegenauigkeit ermöglichen.

Dagegen lassen sich kleinräumig variierende Bodeneigenschaften, deren Variabilität meist durch mehrere Faktoren bedingt ist, nicht einfach durch Interpolation zwischen den BZE-Inventurpunkten in die Fläche übertragen. Die Stichprobendaten erlauben hier jedoch die Identifizierung und Quantifizierung der Variabilität einer Bodeneigenschaft bedingenden Faktoren. Auf der Grundlage der Analyse dieser Zusammenhänge lassen sich dann zusammen mit weiteren flächenhaft vorliegenden Geodaten geeignete Regionalisierungsmodelle entwickeln. Der früher verbreitete und zugleich einfachste Ansatz besteht in der Berechnung von Mittelwerten für flächenhaft vorliegende Straten, beispielsweise Boden- oder Substratarten, die sich aus den Legendeneinheiten entsprechender Karten ableiten lassen. Bewährte konzeptionelle Ansätze zur Regionalisierung von Bodeneigenschaften sind darüber hinaus in der sogenannten **scorpan-Modellierung** (McBratney et al. 2003) und im Einsatz von **Pedotransferfunktionen** zu sehen.

Scorpan-Modellierung baut auf dem Konzept der fünf bodenbildenden Faktoren Klima, Ausgangsgestein, Relief, Organismen und Zeit auf und berücksichtigt zusätzlich den Einfluss bereits bekannter Bodeneigenschaften und die räumliche Lage. Zur Abbildung dieser sieben scorpan-Faktoren für die brandenburgische Waldfläche kann neben Klimadaten, Bestockungsinformationen aus dem Datenspeicher Wald und Reliefkennwerten aus digitalen Geländemodellen vor allem die Forstliche Standortskarte herangezogen werden. Diese erlaubt räumlich hoch aufgelöste Ableitungen zu den scorpan-Faktoren Zeit, Ausgangsgestein und Boden. Für die Ermittlung des Einflusses der einzelnen scorpan-Faktoren werden vorrangig multivariate statistische Methoden wie die Regressionsanalyse, Entscheidungsbäume und neuronale Netze eingesetzt. Für die Analyse der Abhängigkeiten zur räumlichen Lage werden diese Ansätze in der Regel zusätzlich mit geostatistischen Methoden gekoppelt (vgl. z. B. Russ 2015).

Pedotransferfunktionen nutzen zur Vorhersage einer Bodeneigenschaft dagegen ausschließlich Abhängigkeiten zu anderen bereits vorliegenden oder einfacher zu erhebenden Kennwerten und werden bislang vorrangig zur Vorhersage bodenhydraulischer Eigenschaften eingesetzt. Das umfangreiche Kennwertspektrum der BZE bietet hier eine ideale Datenbasis für die Validierung und Kalibrierung bestehender sowie für die Entwicklung neuer Pedotransferfunktionen. Aufgrund der flächenrepräsentativen Erhebung ist die BZE-Stichprobe zugleich für Sensitivitätsanalysen hinsichtlich der Verwendung unterschiedlicher Pedotransferfunktionen gut geeignet.

Neben diesen unmittelbaren Anwendungen für die Regionalisierung von Bodeneigenschaften stellt die BZE auch eine erstklassige Datengrundlage für die **Validierung von Prognosemodellen** zur Vorhersage bodenkundlicher Legendeneinheiten sowie bestehender Bodenkarten dar. Die BZE ermöglicht aufgrund ihres flächenrepräsentativen Beprobungskonzepts in Form einer systematischen Zufallsstichprobe – im Gegensatz zu den im Rahmen herkömmlicher bodenkundlicher Kartierungen gewonnenen Punktdaten – eine unverzerrte Schätzung der von den Karten und Prognosemodellen erreichbaren Vorhersagegenauigkeiten.

1.4. Bedeutung für die Waldbewirtschaftung¹

Die wichtigste waldbauliche Entscheidungsgrundlage – insbesondere mit Blick auf die Wahl der am jeweiligen Standort zu bewirtschaftenden Baumarten – ist die forstliche Standortskartierung, namentlich die Bewertung und vielschichtige Klassifizierung der Standortsmerkmale Nährstoffausstattung, Wasserhaushalt und Klimastufe.

¹ Die Textvorlage für das Kapitel 1.4 wurde von Dr. Falk Stähr, Fachteam Waldbau im LFE zur Verfügung gestellt

Da über die Baumartenwahl und die jeweiligen baumartenspezifischen Bewirtschaftungskonzepte die Nettoprimärproduktion und die Wertentwicklung des Waldes gelenkt werden, wirken der Waldboden als forstliche Produktionsgrundlage und die Standortsgüte als Maßstab für die produktiv nutzbaren Nährstoff- und Wasserressourcen direkt und entscheidend auf das Betriebsergebnis der forstlichen Produktion. Die maßgeblich von den Bodenkennwerten abgeleitete Standortsbewertung nimmt demnach waldbaustrategisch und waldwirtschaftlich eine Schlüsselstellung ein.

Allerdings basieren die als waldbauliche Entscheidungsgrundlage herangezogenen Bodenmerkmale in der forstlichen Praxis weitgehend auf den sehr stabilen sogenannten Stammstandortseigenschaften (Stammnährkraft und Stammfeuchte). Massive anthropogene und atmogene Überprägungen des Standortes, vor allem die daraus resultierende Oberbodendegradierung oder -aggradation, werden zwar erfasst, fließen aber bislang kaum in die standortsdeterminierte Baumartenwahl (Stähr et al. 2006) oder andere waldbauliche und waldbautechnologische Entscheidungen ein. Gleichwohl beeinflusst die Veränderung des Standortszustandes den ökosystemspezifischen Stoffkreislauf und damit den Vitalitätsstatus, das Wuchsverhalten und letztendlich die Nettoprimärproduktion erheblich. Perspektivisch erscheint daher eine verstärkte Einbeziehung des Standortszustandes in waldbauliche und waldbaustrategische Entscheidungen unumgänglich.

Für die waldbaulichen Maßnahmeempfehlungen und somit für die forstliche Praxis liefert die Bodenzustandserhebung über die forstliche Standortskartierung hinaus wertvolle Zusatzinformationen. Zum einen werden Standortsgüte und bodenkundliche Charakteristika, insbesondere die bodenphysikalischen und -chemischen Kenngrößen, wesentlich exakter quantifiziert als bei der standortskundlichen Einwertung sowie weiterführende Merkmale und Parameter wie beispielsweise detaillierte, belastbare Angaben zu den Nährstoffverhältnissen oder zur Bodendichte einbezogen. Zum anderen bieten die periodischen Erhebungen der Bodenzustandserfassungen die Option, Kenngrößenentwicklungen und ökosystemare Prozesse zu erkennen, kausale Zusammenhänge zwischen erhobenen Daten bzw. Datenveränderungen offenzulegen und schließlich waldwirtschaftlich-waldökologische Prognosen und Empfehlungen abzuleiten. Zudem erlauben die Daten der Bodenzustandserhebung eine kausale Bewertung von Standortsveränderungen, vor allem bei atmogen bedingten Standortsüberprägungen. Prognostisch eignen sich die Daten für die Abschätzung der Nährstoffnachhaltigkeit bei unterschiedlichen Nutzungsszena-

rien. Schließlich lässt sich zusammenfassen, dass sich einerseits die Bodenzustandserhebung zu einem waldbaulich wertvollen Instrument mit praxisrelevanten Zielen, Aufgaben und Parametern entwickelt hat. Andererseits werden aber die im Zuge der BZE erhobenen Informationen derzeit noch nicht ausreichend in die waldbaulichen Maßnahmenempfehlungen und Handlungsanleitungen (z. B. Waldbaurichtlinie, Bestandeszieltypenerlass) einbezogen, so dass diesbezüglich Optimierungspotenzial besteht.

Folgende **konkrete waldbauliche Fragestellungen** ergeben sich aus der Durchführung der Bodenzustandserhebung:

- Erfordern die neu erhobenen Bodenkennwerte veränderte waldbauliche Konzepte oder Ziele, um stabile Waldökosysteme zu entwickeln, die nicht nur an die Stammstandortsmerkmale, sondern auch an die aktuellen und zu erwartenden Veränderungen des Standortszustandes und der standortspezifischen Klimamerkmale angepasst sind?
- Welche Konsequenzen haben die im Land Brandenburg festgestellten Veränderungen der bodenphysikalischen, -chemischen und -hydrischen Waldbodenmerkmale für die wirtschaftlich und ökologisch relevanten Maßnahmen der gelenkten Waldentwicklung?
- Welche waldbaulichen Maßnahmen dienen in besonderem Maße dem Bodenschutz bzw. der Verringerung oder Kompensierung von Gefährdungspotenzialen für Waldböden? Sind Düngemaßnahmen zur Wiederherstellung der Bodenfruchtbarkeit erforderlich?
- Ist die Verbesserung des Landschafts-/Standortswasserhaushalts vor dem Hintergrund des Klimawandels durch waldbauliche Maßnahmen notwendig (z. B. Erhöhung der Grundwasserneubildungsrate durch Anbau hierfür besonders geeigneter Baumarten)?
- Welche forstwirtschaftlich nutzbaren Leistungspotenziale lassen die Waldböden im Land Brandenburg erwarten?

Im vorliegenden Auswertungsband können die genannten Fragen noch nicht beantwortet werden; doch bildet er die wissenschaftliche Grundlage für entsprechend einzuleitende Diskussionen darüber, in welcher Form die Befunde der BZE konkrete forstpraktische Handlungsanweisungen notwendig machen und in solche überführt werden können.

2 Vorgehen und Methoden der Bodenzustandserhebung

Bei der **BZE-2** kamen länderübergreifend harmonisierte Methoden zum Einsatz, die in der „Arbeitsanleitung für die zweite bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II)“ (BMELV 2006) sowie im „Handbuch Forstliche Analytik“ (GAFA 2005) im Detail dargelegt werden. Die Methoden der BZE-1 sind in der entsprechenden bundesweiten Arbeitsanleitung des BML (1990) beschrieben. Zeitgleich mit der nationalen BZE wurden im Rahmen der EU-Demonstrationsvorhaben „BioSoil“ und „BioDiv“ an jedem vierten Erhebungspunkt, der sog. Level-I-Stichprobe im 16x16-km-Raster, ergänzende Untersuchungen durchgeführt. Um Synergieeffekte zu schaffen, erfolgten diese Erhebungen in enger Verknüpfung mit der BZE. Bei Abweichungen zwischen den methodischen Vorgaben der EU und denen der nationalen Bodeninventur kamen in der Regel beide Verfahren zum Einsatz.

Die **BZE-2a** wurde vollständig in der Eigenregie des Landes Brandenburg und methodisch in Anlehnung an die bundesweite BZE-2 realisiert. Die Feldaufnahmen erfolgten hier in Kooperation mit dem Landesamt für Geologie und Rohstoffe Brandenburg (LBGR) nach geltenden Standards dessen hauseigener „Erfassungsvorschrift für die Aufnahme bodenkundlicher Aufgrabungen ...“ (Kühn & Bauriegel 2005). Die daraus resultierenden Feldbefunde konnten nachträglich weitgehend in die BZE-Nomenklatur überführt werden. Für den Fall, dass dieses nicht möglich war, wurden im vorliegenden Bericht die Angaben des LBGR übernommen, da diese sowohl für die BZE-2a- als auch für die BZE-2-Stichprobe verfügbar sind. Möglicherweise auftretende Unterschiede zwischen den im vorliegenden Bericht und den in der BZE-Bundesauswertung dargestellten brandenburgischen Daten lassen sich ggf. durch dieses konzeptionelle Vorgehen begründen.

2.1 Organisation und Kooperationen

Die bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald ist eine Gemeinschaftsaufgabe des Bundes und der Länder, die erstmalig in den Jahren 1987 bis 1993 realisiert wurde (BZE-1). Die bundesweiten Ergebnisse der Erstinventur sind im „Deutschen Waldbodenbericht 1996“ von Wolff & Riek (1997) dokumentiert; die brandenburgische Auswertung findet sich bei Konopatzky & Kallweit (1997). Bereits im Oktober 1997 sprachen sich die Leiter der Landesforstverwaltungen grundsätzlich für eine Wiederholung der BZE aus. Der genaue Inventurzeitraum wurde zunächst von den Ergebnissen verschiedener Vorstudien abhängig gemacht, u. a. zur räumlichen und zeitlichen Variabilität der Bodeneigenschaften, zur Repräsentanz und Messnetzdichte sowie zu den im Rahmen der Laboranalytik zukünftig anzuwendenden

Verfahren. **Im April 2003 stimmte die Forstchefkonferenz schließlich definitiv einer Wiederholungsinventur im Zeitraum 2006 bis 2008 auf der Grundlage des 8x8-km-Rasters der Ersterhebung zu.**

Die inhaltliche Ausrichtung der BZE-2 wurde im Rahmen der **Bund-Länder-Arbeitsgruppe „Bodenzustandserhebung“** abgestimmt, um die Vergleichbarkeit der Untersuchungsergebnisse über die Ländergrenzen hinweg zu garantieren. Die Vorbereitung, die fachliche Begleitung und die Koordination der Inventur erfolgten auf Bundesebene durch die **Bund-Länder-AG** unter der Federführung des **Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft** sowie dem **Thünen-Institut für Waldökosysteme** in Eberswalde. Aus der Arbeit der **Bund-Länder-AG** resultierte eine gegenüber der BZE-1 maßgeblich überarbeitete und erheblich detaillierter gestaltete Aufnahmeanleitung sowie ein bundesweites Datenbank- und Auswertungskonzept. In Zusammenarbeit mit dem **Gutachterausschuss Forstliche Analytik (GAFA)** erfolgte die Weiterentwicklung, Standardisierung und eingehende Beschreibung der Probenvorbereitungs- und Analyseverfahren und die Entwicklung einer differenzierten Methodencodierung (GAFA 2005). Neben den genannten Einrichtungen und den Vertretern der **Forstlichen Forschungs- und Versuchsanstalten der Länder** wirkten zudem die **Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR)**, das **Umweltbundesamt (UBA)**, die **Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft „Bodenschutz“ (LABO)** sowie zahlreiche externe Experten an der methodischen Ausgestaltung der BZE-2 mit.

Im Land Brandenburg obliegt dem **Landeskommunikationszentrum Forst Eberswalde (LFE)** die Gesamtkoordination für die Feldaufnahmen, Probengewinnung und Analytik sowie die Datenauswertung und die anschließende Erstellung des Bodenzustandsberichtes. Eine enge Zusammenarbeit bei den Geländeaufnahmen, der inhaltlichen Diskussion und Bearbeitung von Teilen des vorliegenden Berichtes besteht hierbei zum Dezernat Bodengeologie des brandenburgischen **Landesamts für Geologie und Rohstoffe Brandenburg (LBGR)** im Rahmen der gemeinsamen Kooperationsvereinbarung.

Sowohl bei der Realisierung der BZE-2 als auch der BZE-2a in Brandenburg war die interdisziplinäre Zusammenarbeit und Arbeitsteilung zwischen den beteiligten Einrichtungen in hohem Maße erfolgreich. Für beide Erhebungen konnten die Bodengruben im Vorfeld der Geländeaufnahmen durch **Waldarbeiter des Landesbetriebs Forst Brandenburg (damals: Ämter für Forstwirtschaft)** angelegt werden. Hierzu gab es

Einweisungsveranstaltungen mit konkreten Maßgaben für die Bodenprofilanlage, die sich an den Vorgaben des bundesweiten BZE-Methodenleitfadens orientiert. Überdies unterstützten ausgewählte Ämter für Forstwirtschaft im Rahmen des brandenburgischen Versuchsfächenerlasses auch die Absicherung der Zapfenpflückereinsätze zur Entnahme von Nadel-/Blattproben.

Für jeden BZE-Punkt wurden Anfahrt- und Lageskizzen erstellt. Sofern sich die Aufnahmepunkte nicht im Landeswald befanden, wurden die jeweiligen Waldeigentümer gemäß brandenburgischer Waldinventurverordnung durch das damalige **Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz (MLUV)** über die anstehende Maßnahme informiert. Alle potenziellen Munitionsverdachtsflächen mussten in Absprache zwischen Landesbetrieb Forst Brandenburg und dem **Kampfmittelbeseitigungsdienst** pünktlich zu den Geländeterminen geprüft und ggf. beräumt werden. Hiervon waren ca. 15 % aller BZE-Punkte betroffen.

Die sich anschließende Entnahme von Bodenproben wurde bei BZE-2 und BZE-2a im Auftrag des LFE als Dienstleistung an private Firmen vergeben. Hierzu wurden die Firmen „Forstcontor“ / W. Hölzer, Göttingen (BZE-2) sowie „Boden und Bodenwasser“ / Ingenieurbüro Dr. R. Michel, Bad Freienwalde (BZE-2a) beauftragt. Bei der BZE-2 erfolgten auch die feldbodenkundlichen Ansprachen durch die Firma „Forstcontor“; bei der BZE-2a wurden die Bodenprofile indes komplett durch Geländeteams des brandenburgischen **Landesamts für Bergbau, Geologie und Rohstoffe (LBGR)** bodenkundlich angesprochen. Das LBGR war bereits an der BZE-2 insofern beteiligt, als dass die Inventurpunkte zusätzlich zur BZE bodengenetisch angesprochen und für die LBGR-eigenen Bodenanalysen beprobt wurden. Zwischen den Kooperationspartnern LFE und LBGR besteht ein intensiver Austausch hinsichtlich aller an den Waldstandorten aufgenommenen Bodenkennwerte. Gegenüber der BZE-2 war bei der BZE-2a insgesamt ein deutlich geringerer Zeitaufwand im Gelände erforderlich, da Arbeiten teilweise entfielen oder gesondert erfolgten. Dieses betrifft beispielsweise die zusätzliche Probennahme im Rahmen von BioSoil, die Aufnahmen der Bodenvegetation sowie die Erhebung von Bestockungsdaten, die bei der BZE-2 der BWI-Datenbank entnommen werden konnten.

Alle boden- und waldkundlichen Aufnahmen wurden stichprobenweise von Qualitätssicherungsmaßnahmen des Bundes begleitet. Es fanden zentrale Schulungen zu den Probennahmeverfahren und zur Bodenansprache nach nationaler und internationaler Nomenklatur an Referenzprofilen statt. Seitens der EU dienten zudem umfangreiche Fragebogenerhebungen zu methodischen Details dem Qualitätsmanagement.

Auch das **Landesumweltamt Brandenburg** war in die Durchführung der BZE-2 direkt involviert. An den Inventurpunkten des 16x16-km-Erhebungsnetzes wurden spezielle Proben zur Analyse des Gehalts an organischen Schadstoffen im Bodenhumus entnommen. Das Geländeteam im Auftrag des LFE musste hierbei

besondere Kühlvorschriften einhalten: bevor die Proben an das Landesumweltamt weitergeleitet werden konnten, wurden sie in Kühlräumen der **Landesoberförstereien** zwischengelagert. Die Analysen der Organika erfolgten anschließend unter der Koordination des **Umweltbundesamtes** zentral an der **Bundesanstalt für Materialforschung**, Berlin.

An die Bodenbeprobung schlossen sich die Entnahme von Nadel- und Blattproben der Hauptbaumarten an den Inventurpunkten an. Die Kronenzustandsansprachen erfolgten routinemäßig im Rahmen der jährlichen Waldzustandserhebung (WZE). Die Teams der WZE erhoben darüber hinaus noch an jedem Inventurpunkt des pan-europäischen Programms „BioDiv“ (16x16-km-Raster) Daten zum Totholzvorkommen. Alle Untersuchungen an den BioSoil- bzw. BioDiv-Punkten zu Boden, Vegetation und Totholz wurden im Rahmen einer EU-Verordnung kofinanziert.

Nach Abschluss der Außenarbeiten zur BZE-2 begann bereits die logistische Vorbereitung der BZE-2a. Bei dieser erfolgten die Bodenbeprobungen über den Zeitraum von Frühjahr bis Herbst 2009. Die Profilansprachen waren bis 2010 fertig gestellt. Nadel-/Blattproben wurden in der Vegetationszeit 2010 bzw. während der Winterruhe 2010/2011 entnommen.

An die Außenaufnahmen schlossen sich unmittelbar die Laboranalysen an. Die Probenvorbereitung (Trocknung, Siebung) erfolgte am LFE, die chemischen Analysen anschließend im Zentralen Ökologischen Labor (ZÖL) der **Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde (HNEE)**. Mit dieser wurde eine erweiterte Kooperationsvereinbarung zur Bearbeitung der BZE-Proben vertraglich fixiert. Für die Durchführung der umfangreichen Analysen konnten befristete Laborstellen über einen Zeitraum von mehreren Jahren geschaffen werden. Bodenphysikalische Analysen zur Porengrößenverteilung aller gewonnenen Horizontproben wurden im Fachgebiet Standortskunde und Bodenschutz der **Technischen Universität Berlin** im Auftrag des LBGR durchgeführt.

Die Laboranalysen an der HNEE waren von EU- und bundesweiten Ringtests begleitet. Die erfolgreiche Teilnahme an diesen Erhebungen zur Qualitätskontrolle war Voraussetzung dafür, dass das Eberswalder Labor für die Analysen der BZE- bzw. des BioSoil-Programms zugelassen werden konnte. Ein Teil der Bodenproben wurde nach der Aufbereitung unmittelbar an die **Bundesanstalt für Geologie und Rohstoffe (BGR)** in Hannover weitergereicht, wo zusätzliche Schwermetalluntersuchungen an Bodenhorizontproben erfolgten. Das besondere Ziel hierbei war die Ermittlung bundesweiter Bodenhintergrundwerte für Schwermetalle. Auch wurden Bodenproben an das **Thünen-Institut für Waldökosysteme** in Eberswalde zur Archivierung sowie an ein **Europäisches Zentrallabor** für das EU-weite Qualitätsmanagement weitergeleitet. Dort erfolgten Paralleluntersuchungen aller Parameter an 10 % der Bodenproben von BioSoil-Stichprobepunkten. Weiteres Rückstellprobenmaterial

von BZE-1, BZE-2 und BZE-2a lagert aktuell im Probenkeller des LFE.

Nach den Laboranalysen wurden alle Gelände- und Labordaten in eine bundesweite vom Thünen-Institut bereitgestellte Datenbank eingespeist. Die Messergebnisse an den BioSoil-Punkten wurden für die europaweite Datenanalyse im vorgeschriebenen Format an die **EU-Kommission** übermittelt.

Erste Auswertungen der brandenburgischen Daten, die zum Teil zeitnah publiziert wurden (z. B. Riek 2009a,b, 2010, 2011; Riek & Russ 2011, 2012, 2014a,b, 2015; Riek et al. 2012), dienten Plausibilitätskontrollen oder bezogen spezielle Teilaufgaben wie Versauerung, Kohlenstoffspeicherung und Nährstoffbilanz ein. Von der Herausgabe des brandenburgischen BZE-2-Berichtes zu diesem Zeitpunkt wurde zugunsten eines Gesamtbuches auf der umfangreicheren Datenbasis von sowohl BZE-2 als auch BZE-2a (322 Stichprobepunkte, vgl. Kap. 2.2.1) zunächst abgesehen. Dieses erschien aus Effektivitätsgründen und wegen der erhöhten Repräsentativität der Ergebnisse im Gesamtkollektiv vorteilhafter, hatte aber einen zeitlichen Aufschub des finalen Berichts zur Konsequenz, da die BZE-2a-Analysen erst Ende 2013 komplett zur Verfügung standen.

Große Teile der brandenburgischen BZE-Datensätze konnten auch in aktuell unter der Beteiligung des LFE laufende Drittmittelprojekte eingebunden und entsprechend aufbereitet werden. Im Einzelnen handelt es sich dabei um die folgenden vom Bund finanzierten Forschungsvorhaben, deren Realisierung u. a. auf den BZE-Daten Brandenburgs basiert:

- **Nachhaltiges Landmanagement im norddeutschen Tiefland (NaLaMa-nT)**

In diesem interdisziplinären Verbundprojekt werden vor dem Hintergrund sich ändernder ökologischer, ökonomischer und gesellschaftlicher Rahmenbedingungen Wissens- und Entscheidungsgrundlagen für ein nachhaltiges Landmanagement im Norddeutschen Tiefland erarbeitet sowie Handlungsstrategien aufgezeigt. Die BZE-Daten tragen bei der Kennzeichnung von Prozessen des Wasser- und Stoffhaushalts als essenzielle Eingangsgrößen der Simulationsmodelle zum Gelingen des Projektes bei. (Förderung: BMBF, Laufzeit: 2010-2015)

- **DSS-RiskMan**

Dieses Vorhaben zielt auf die Entwicklung eines Entscheidungsfindungssystems für die standortsbezogene Risikoabschätzung und Anpassung der Waldbewirtschaftung an den Klimawandel ab. Das Projektgebiet bildet Norddeutschland, die methodischen Ansätze lassen sich prinzipiell aber auch auf andere Regionen in Deutschland ausdehnen. Die BZE-Daten werden hierbei zusammen mit Informationen aus digitalen Höhenmodellen und Forstlichen Standortskarten zur Regionalisierung von Bodeneigenschaften eingesetzt. (Förderung: BMEL/BMU, Laufzeit: 2013-2017)

- **Waldproduktivität-Kohlenstoffspeicherung-Klimawandel (WP-KS-KW)**

Eines der wesentlichen Ziele dieses Forschungsvorhabens ist es, in einer länderübergreifenden Kooperation einheitliche Boden- und Klimadaten für die 26.450 Datenpunkte der Bundeswaldinventur zu generieren. Die brandenburgischen BZE-Daten werden für die Regionalisierung der benötigten Standortsinformationen benötigt und dienen zudem der boden- und klimasensitiven Weiterentwicklung von Waldwachstumsmodellen zur Prognose von potenziellem Rohholzaufkommen und Kohlenstoffspeicherpotenzial. (Förderung: BMEL/BMU, Laufzeit: 2013-2017)

- **Modellvorhaben zur Förderung von Maßnahmen zur nachhaltigen Nährstoffversorgung und Gesunderhaltung von Wäldern**

Ziel dieses Verbundprojektes sind experimentelle Untersuchungen zur Kompensationskalkulation und Nährstoffrückführung für die Abstimmung von Kriterien der Kalkungswürdigkeit von Forststandorten. Auf 16 brandenburgischen BZE-Punkten werden in diesem Rahmen langfristig zu beobachtende Versuchsflächen neu eingerichtet, die als Referenz für ungekalkte und gekalkte Sandstandorte des nordostdeutschen Tieflands dienen. Weitere Ausführungen zu diesem Vorhaben finden sich in Kap. 4.2.2.6. (Förderung: BMEL, Laufzeit 2014-2017)

2.2 Auswahl der Erhebungspunkte

2.2.1 Stichproben der BZE-1, BZE-2 und BZE-2a

In Brandenburg erfolgte in den Jahren 1992/93 die erste Bodenzustandserhebung auf dem 8x8-km-Grundraster der Waldzustandserhebung (**BZE-1**). Die Wiederholungsinventur auf diesen Erhebungspunkten wurde im Jahr 2006 durchgeführt (**BZE-2**). Darüber hinaus erfolgte im Jahr 2009 die Bodenzustandserhebung auf brandenburgischen Flächen der Bundeswaldinventur ebenfalls im 8x8-km-Raster (**BZE-2a**). Die **Gesamtstichprobe** der beiden Erhebungsnetze umfasst 330 Punkte, wobei auf insgesamt 8 Punkten (2 BZE-2- und 6 BZE-2a-Punkte) keine Bodenproben entnommen werden konnten (Abb. 2.1). Gründe hierfür waren die Unzugänglichkeit der Flächen aufgrund der hohen Gefährdung infolge Munitionsbelastung (militärische Sperrflächen) oder wegen Überflutung von Moorstandorten. Als **gepaarte Stichprobe** hinsichtlich der beiden Inventuren BZE-1 und BZE-2 können insgesamt 147 **Erhebungspunkte** verwertet werden. Zur BZE-2-Stichprobe gehören darüber hinaus 8 Intensivmessflächen des Level-II-Programms sowie weitere 12 Flächen, die bei der BZE-1 nicht untersucht worden waren.

Ausschlaggebend für die **Auswahl der BWI-Punkte im Rahmen der BZE-2a** war das Vorkommen einer bewaldeten Traktecke A am jeweiligen Trakt. Durch diese Einschränkung wurden von den insge-

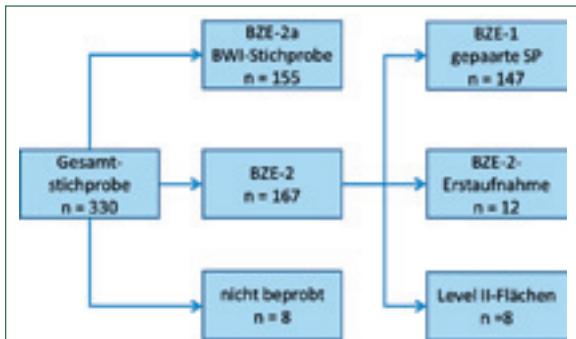


Abb. 2.1: Übersicht der verfügbaren BZE-Datensätze

samt 219 möglichen Trakten des 8x8-km-Netzes nur 161 Punkte in die BZE-2a einbezogen. Hiervon konnten 6 Punkte aufgrund der o. g. Unzugänglichkeit nicht bodenkundlich beprobt werden. Gegenwärtig wird im Rahmen des Drittmittelprojektes WP-KS-KW (Kap. 2.1) eine Ergänzung des Datensatzes angestrebt. An den bislang nicht einbezogenen Trakten soll dann auf eine der Traktecken B, C oder D ausgewichen werden, um das 8x8-km-Raster der BWI-Stichprobe mit feldbodenkundlichen Daten und einem ggf. reduzierten Spektrum an Laboranalysen zu vervollständigen. Damit wird sich der Gesamtstichprobenumfang mittelfristig je nach Zugänglichkeit der Punkte noch um weitere ca. 60 Erhebungspunkte erhöhen.

Eine Übersicht der BZE-2 und BZE-2a Punkte sowie die Lage der Level-II-Flächen gibt das Kartogramm in Abb. 2.2. Aus Darstellungsgründen wurden sehr eng benachbarte Punkte leicht versetzt abgebildet.

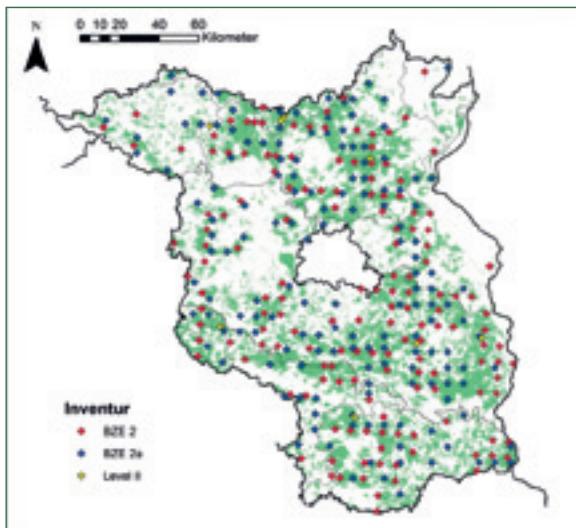


Abb. 2.2: Lage der brandenburgischen Inventurpunkte von BZE-2 und BZE-2a sowie Punkte des Intensivmessnetzes (Level-II) und Waldfläche

Durch die Überlagerung der Erhebungsraster von BWI und BZE-2 sowie infolge des regional variierenden Schlussgrads der Waldfläche ergeben sich zwischen jeweils benachbarten Rasterpunkten unterschiedliche Abstände. Im Extremfall beträgt diese Strecke nur etwa 350 m. Die **Abstände aller Erhebungspunk-**

te zum jeweils nächsten Punkt sind der prozentualen kumulativen Häufigkeitserteilung in Abb. 2.3 zu entnehmen. Die Level-II-Flächen wurden dabei nicht berücksichtigt. Nach dieser Darstellung weisen 10 % der Stichprobe Abstände zum Nachbarpunkt von weniger als 1,5 km auf. Der durchschnittliche Abstand liegt bei ca. 5 km (Median: 4,6 km). Die besonders großen Entfernungen zwischen 8 km bis maximal 18 km betreffen Punkte in Gebieten mit starker fragmentierter Waldfläche. Dieses sind ca. 10 % der BZE-Stichprobe (Abb. 2.3).

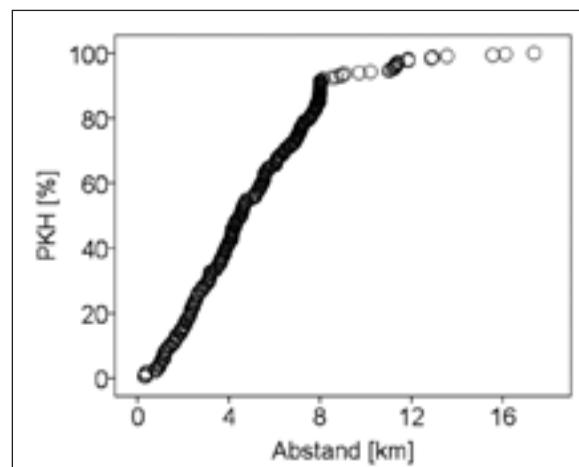


Abb. 2.3: Prozentuale kumulative Häufigkeitsverteilung (PKH) der Entfernungen zwischen benachbarten BZE-Punkten

2.2.2 Flächenrepräsentanz

Durch die BZE sollen flächenrepräsentative Aussagen zum Waldboden Zustand ermöglicht werden. Die Grundlage hierfür bilden im Land Brandenburg die Stichproben von BZE-2 und BZE-2a abzüglich der untersuchten Level-II-Flächen, die nicht Bestandteil der beiden Erhebungsnetze sind sowie abzüglich der Rasterpunkte, für die keine Bodenbeprobung durchgeführt werden konnte (Kap. 2.2.1). Im Ergebnis bilden vollständige Datensätze einer systematischen Zufallsstichprobe von insgesamt 314 Inventurpunkten die Basis zur Kennzeichnung des aktuellen Bodenzustands der Gesamtwaldfläche auf Landesebene.

Dem Erhebungsdesign der systematischen Zufallsstichprobe wurde bei der BZE der Vorzug gegenüber einem stratenbezogenen Ansatz gegeben, weil es bislang nicht realistisch erschien, für die vielfältigen, aktuellen und zukünftig ggf. noch neu hinzukommenden Fragestellungen an die BZE-Daten geeignete, den Repräsentativitätsansprüchen gerecht werdende Straten zu definieren. Insbesondere erschienen standortskundliche Einheiten, wie Standortsform und Standortsgruppe, als Grundlage für eine stratifizierte Punktauswahl wenig geeignet, nachdem Untersuchungen von BZE-1-Daten aufzeigten, dass die Bodenzustandsparameter diesbezüglich kaum differenzieren: die Mittelwerte von C/N-Verhältnis, Basensättigung und pH-Wert verschiedener Feinbodenformen ließen nur in sehr geringem Maße plausibel interpretierbare Unterschiede zwischen den

Stammnährkraftstufen M, Z und A erkennen (Riek et al. 2007). Wenn gleich davon ausgegangen werden kann, dass die Oberbodenzenstände zur Zeit der BZE-1 stärker durch atmogene Einträge überprägt waren, als dies aktuell noch der Fall ist, wurde von einer Reduktion der BZE-Stichprobe nach standortkundlichen Kriterien, die im Vorfeld der BZE-2a für die Punktauswahl aus der BWI-Stichprobe erwogen und diskutiert wurde, letztendlich abgesehen.

Die nach standortkundlichen Einheiten stratifizierte Analyse der aktuellen BZE-2- bzw. BZE-2a-Daten erfolgt im Ergebnisteil des vorliegenden Berichtes an unterschiedlichen Stellen. Im Vergleich zu den BZE-1-Daten zeigen sich hier insgesamt plausiblere und teilweise enge Abhängigkeiten. **Für zukünftige (Zwischen-)Inventuren zum Boden- und insbesondere Ernährungsstatus könnte die Auswahl eines BZE-Teilkollektivs unter Verwendung standortkundlicher a priori Kenntnisse entgegen bisheriger Annahmen durchaus sinnvoll sein.** Die Grundlage für eine solche Flächenauswahl sollten kausal begründbare Verbreitungsmuster pedogener Faktoren sein, die sich anhand der Forstlichen Standortskarte bzw. den im LFE-Projekt „Dynamische Regionalisierung“ generierten Kartengrundlagen (Riek & Russ 2014a) ableiten lassen. Grundsätzlich hat das stratifizierte Erhebungsdesign den Vorteil, durch Reduktion der Stichprobe den Kostenaufwand zu verringern und damit eine höhere Aufnahmefrequenz zu ermöglichen, die vor allem bei der Erhebung der sich jährlich bedeutsam verändernden Ernährungsdaten sehr sinnvoll wäre.

Eine Stichprobe kann als repräsentativ bezeichnet werden, wenn von ihr der Schluss auf die Grundgesamtheit erlaubt ist, deren Heterogenität und Vielfalt sie möglichst genau abbilden soll. Gemessen an den landesbezogenen Flächenanteilen unterschiedlicher Standorttypen und naturräumlicher Einheiten müssen die Inventurpunkte der Bodenzustandserhebung einen repräsentativen Querschnitt der brandenburgischen Waldfläche wiedergeben, um die angestrebten statistischen Auswertungen zum Bodenzustand zu ermöglichen. Im Folgenden wird die Repräsentanz der BZE-Stichprobe (312 Punkte) anhand der Verbreitung der potenziellen natürlichen Vegetation (PNV) untersucht.

Die Grundlage für die Repräsentanzanalyse bilden die Legendeneinheiten der von Hofmann & Pommer (2005) geschaffenen Karte zur potenziell-natürlichen Vegetation (PNV) in Brandenburg. Deren Herleitung stützt sich nach Angaben der Autoren auf Standortinformationen aus bestehenden Kartenunterlagen (geologische Landesaufnahme, forstliche Standorterkundung, u. a.), Luftbildauswertungen zur aktuellen Baumartenverteilung sowie Vegetationskarten und -aufnahmen insbesondere in naturnahen Waldbeständen des Nordostdeutschen Tieflands. Im Ergebnis kann die PNV als Summenausdruck der ökologisch wirksamen Standortseigenschaften und Naturraumressourcen betrachtet werden. Sie spiegelt indirekt die natürliche standörtliche Vielfalt der aktuellen

Waldfläche wider, die vorherrschenden Bodentypen und deren Ausgangsmaterialien, die makro- und mesoskaligen Klimaausprägungen sowie die daraus resultierenden Bodenwasserhaushaltsbedingungen und standörtlichen Nährstoffverfügbarkeiten.

Wenn gleich viele Bodeneigenschaften anthropogen überprägt wurden, erscheint dies nicht als Widerspruch für die Begründung der Flächenrepräsentanz anhand der potenziell-natürlichen Standortvielfalt, weil sich die durch Nutzungseinflüsse und Fremdstoffeinträge hervorgerufenen Zustandseigenschaften gerade anhand einer hinsichtlich der natürlichen Bedingungen repräsentativen Stichprobe gut herausarbeiten lassen. Zudem wird im Rahmen der aktuellen waldbaulichen Programme in Brandenburg eine größere Naturnähe der Wälder angestrebt, die sich maßgeblich an der PNV als Leitbild einer nachhaltig und ökologisch orientierten Waldbewirtschaftung ausrichtet.

Die brandenburgische BZE-Stichprobe aus BZE-2 und BZE-2a gibt die Flächenanteile der potenziellen natürlichen Vegetation gut wieder (Tab. 2.1). In ihrer Darstellung der PNV differenzieren Hofmann & Pommer (2005) zwischen sog. Haupttypen und Untergruppen. Alle flächenmäßig relevanten Haupttypen der PNV sind in der BZE-Stichprobe anteilig in akzeptablem Umfang vertreten (Abb. 2.4). Die in der BZE nicht vorkommenden Haupttypen machen nur ca. 0,25 % der aktuellen Waldfläche aus. Dabei handelt es sich um die folgenden Haupttypen: (i) Wälder oligotroper Moore, (ii) Wärmeliebende Eichenwälder, (iii) Bingelkraut-Buchenwälder und (iv) Bodensaure Fichtenwälder.

In Summe machen auch die Flächenanteile der nicht in der BZE-Stichprobe berücksichtigten Untergruppen lediglich 0,92 % aus. Es handelt sich allerdings um 18 der insgesamt 39 in Tab. 2.1 gelisteten Untergruppen. Aus dieser Gegenüberstellung wird deutlich, dass zahlreiche der floristisch klar unterscheidbaren Grundeinheiten wegen ihres sehr geringen Flächenanteils von der BZE nicht erfasst werden. Diese sind oft – entgegen ihres landeskulturellen oder naturschutzfachlichen Wertes – forstwirtschaftlich von geringerer Bedeutung. Den größten Flächenanteil der nicht repräsentierten Untergruppen haben (i) Leberblümchen-Winterlinden-Hainbuchenwald mit 0,20 %, (ii) Moorbirkenwälder und -gehölze mit 0,15 % sowie (iii) Eschen-Ulmen-Hainbuchenwälder eingedeichter Auen mit 0,14 % der Landesfläche. Die nicht vertretenen Untergruppen sind überwiegend sehr selten und machen an der gesamten Landesfläche meist weniger als 500 ha, in sieben Fällen sogar weniger als 100 ha, aus.

Für die Untersuchung der seltenen Ökosystemtypen erscheint die Flächeninventur generell als nicht geeignetes Instrument. Die Zielsetzung der BZE besteht primär nicht darin, Bodeninformationen an besonderen Waldstandorten zu erlangen, sondern repräsentative Auswertungen zum Waldbodenzustand auf Landesebene und für verbreitete Straten möglich zu machen.

Dieses ist durch die aktuelle BZE-Stichprobe absolut realisierbar. Informationen zu speziellen und eher seltenen Waldökosystemen können aus Fallstudien gewonnen werden, denen insofern eine wichtige ergänzende Rolle zum Forstlichen Monitoring zukommt. Interessante Fallstudien stellen die **Naturwald-** und

Naturwaldvergleichsflächen Brandenburgs dar oder die im Rahmen der **Ökosystemaren Umweltbeobachtung (ÖUB) des LUGV** gezielt ausgewählten Waldstandorte in Biosphärenreservaten Brandenburgs (ca. 40 Flächen; vgl. Wolff et al. 2007).

Tab. 2.1: Vergleich von Flächenanteilen der potenziellen natürlichen Vegetation an der Waldfläche mit dem Anteil in der BZE-Stichprobe

Haupttyp		Untergruppe		Fläche [ha]	Fläche [%]	BZE [%]
C	Wälder oligotropher Moore	C1	Moorbirkenwälder und -gehölze	1606	0,15	0,00
		C2	Kiefern-Moorwälder und -gehölze	203	0,02	0,00
D	Schwarzerlenwälder der Niedermoore	D1	Torfmoss-Schwarzerlen-Sumpf- und Bruchwald	2773	0,26	0,31
		D2	Seggen-Schwarzerlen-Sumpf-Bruch- und Quellwälder	17732	1,67	0,93
		D3	Krautreicher Schwarzerlen-Niederungswald	16056	1,51	1,87
E	Auen- und Niederungswälder	E1	Eschenwälder des Tieflandes	18366	1,73	0,93
		E2	Weidenauen (Weichholzauen) des Tieflandes	1046	0,10	0,00
		E3	Ulmenauen (Hartholzauen) des Tieflandes	464	0,04	0,00
		E4	Eschen-Ulmen-Hainbuchenwälder eingedeichter Auen	1514	0,14	0,00
		E5	Auenbegleitende Ulmen-Hangwälder	503	0,05	0,31
F	Grundfeuchte Stieleichen-Hainbuchenwälder	F1	Pfeifengras-Stieleichen-Hainbuchenwald	8540	0,80	0,62
		F2	Sternmieren-Stieleichen-Hainbuchenwald	18795	1,77	1,87
		F3	Waldziest-Stiefmütterchen-Hainbuchenwald	72	0,01	0,00
G	Grundwasserferne Traubeneichen-Hainbuchenwälder	G1	Waldreitgras-Winterlinden-Hainbuchenwald	95581	9,00	10,59
		G2	Hainrisengras-Winterlinden-Hainbuchenwald	19116	1,80	1,87
		G3	Leberblümchen-Winterlinden-Hainbuchenwald	2121	0,20	0,00
H	Moorbirken-Stieleichenwälder	H1	Moorbirken-Stieleichenwald	30378	2,86	2,49
J	Bodensaure Drahtschmieden-Eichenwälder	J1	Straußgras-Eichenwald	47188	4,44	4,36
		J2	Horstgras-(Kiefern-) Eichenwälder	122925	11,57	12,46
		J3	Weißmoos-Eichenwald	11	0,00	0,00
K	Wärmeliebende Eichenwälder	K1	Subkontinentale bodensaure Sand-Eichen-Trockenwälder	65	0,01	0,00
		K2	Subkontinentale Kalk-Eichen-Trockenwälder	0	0,00	0,00
L	Bodensaure Hainsimsen-Buchenwälder	L1	Hainsimsen-Buchenwälder des Tieflands	164855	15,52	17,13
		L2	Grundfeuchte Hainsimsen-Buchenwälder	6161	0,58	0,31
L'	Bodensaure Traubeneichen-Buchenwälder	L3	Straußgras-Traubeneichen-Buchenwald	152754	14,38	15,26
M	Waldmeister-Buchenwälder	M1	Sauerklee-Buchenwälder	64758	6,10	5,61
		M2	Goldnessel-Buchenwälder	8766	0,83	0,62
		M3	Grundfeuchte Waldmeister-Buchenwälder	397	0,04	0,00
M'	Hainbuchen-Buchenwälder	M4	Leimkraut-Eichen-Buchenwald	16	0,00	0,00
		M5	Hainrisengras-Hainbuchen-Buchenwald	29641	2,79	2,80
N	Bingelkraut-Buchenwälder	N1	Frühlingsplatterbse-Buchenwald	204	0,02	0,00
		N2	Grundfeuchte Bingelkraut-Buchenwälder	10	0,00	0,00
		N3	Orchideen-Buchenwälder	28	0,00	0,00
N'	Bingelkraut-Winterlinden-Buchenwälder	N4	Bingelkraut-Winterlinden-Buchenwald	1073	0,10	0,00
P	Kiefern-Traubeneichenwälder und Kiefernwälder	P1	Bodensaure Sand-Kiefern-Traubeneichenwälder	210748	19,84	18,69
		P2	Bodensaure Sand-Kiefernwälder	438	0,04	0,00
		P3	Subkontinentale Sand-Kiefern-Trockenwälder	38	0,00	0,00
S	Bodensaure Fichtenwälder	S	Grundfeuchte Fichtenwälder des Tieflandes	507	0,05	0,00
Z	Nachhaltig veränderte Landschaften	Z1	Bergbaufolgelandschaften mit Kiefern-Eichen-Sukzessionskomplex	16632	1,57	0,93

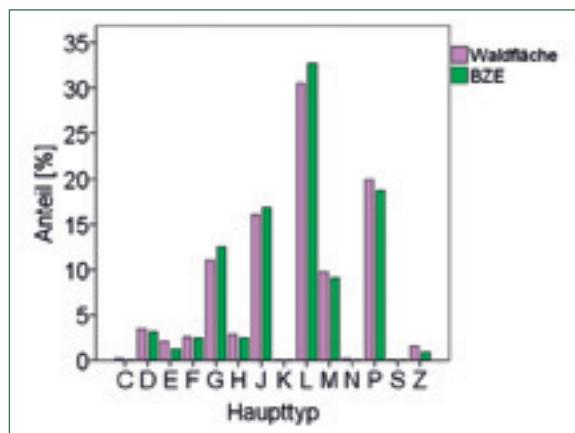


Abb. 2.4: Haupttypen der potenziell natürlichen Vegetation nach Hofmann & Pommer (2005) im Vergleich ihres Anteils an der Waldfläche Brandenburgs und innerhalb der BZE-Stichprobe

2.3 Geländeearbeiten

Die vorliegenden Daten zum aktuellen Bodenzustand entstammen den beiden Aufnahmekampagnen der BZE-2 und BZE-2a, die von verschiedenen Geländeteams und zeitlich um drei Jahre versetzt sowie mit leicht divergierenden Feldmethoden durchgeführt wurden. Bei der **BZE-2** folgten die Geländeerhebungen und die Bodenprobenentnahmen den Vorgaben der „Arbeitsanleitung für die zweite bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald“ (BMELV 2006) und entsprachen weitgehend den bei der Ersterhebung angewandten Verfahren. Einzelheiten zu letzteren finden sich in der entsprechenden bundesweiten Arbeitsanleitung (BML 1990), dem brandenburgischen Landesbericht zur BZE-1 (Konopatzky & Kallweit 1997) sowie dem „Deutschen Waldbodenbericht 1996“ (Wolff & Riek 1997). Im Rahmen der BZE-2 wurden ferner Felddaten für die europäischen Programme **BioSoil** und **BioDiv** aufgenommen, die sich an den Vorschriften der entsprechenden europäischen Manuale orientieren (UN/ECE & ICP Forests 2006, Working Group on Forest Biodiversity 2006). Die Geländeerhebungen der **BZE-2a** wurden durch das Team des LBGR nach dessen interner Arbeitsanleitung durchgeführt (Kühn & Bauriegel 2005). Zusätzlich wurde für die Entnahme von Bodenproben an BZE-2a-Punkten eine externe Firma vom LFE beauftragt. Die methodischen Unterschiede bei den Erhebungen von BZE-2 und BZE-2a stellen kein Hindernis für die Auswertung des kompletten Datensatzes dar. Einzelne Kennwerte mussten hierfür jedoch nachträglich vereinheitlicht bzw. ineinander überführt werden.

2.3.1 Standortsaufnahme und Bodenprofilansprache

An jedem BZE-2-Punkt wurde zunächst die **Aufnahmesituation** (sog. Titeldaten der BZE-Bundesdatenbank) nach den in der bundesweiten Arbeitsanleitung beschriebenen Standards erfasst (BMELV 2006). Im Einzelnen handelt es sich um Angaben zum Relief und um die Kennzeichnung von Störungen durch boden-

verändernde Einflüsse, wie Bodenbearbeitung, Nachbarschaftseinwirkungen durch landwirtschaftliche Emittenten u. a. Die Verschlüsselung der Reliefkennwerte erfolgte bei der BZE-2 streng nach der BZE-Anleitung, bei der BZE-2a hingegen nach der Erfassungsvorschrift des LBGR (Kühn & Bauriegel 2005). Beide Nomenklaturen konnten nachträglich harmonisiert werden, da sie sich im Wesentlichen auf die bodenkundliche Kartieranleitung der Ad-hoc-AG Boden (2005) zurückführen lassen.

An allen BZE-Punkten erfolgte die **Profilaufnahme und Bodenklassifikation** an 1,5 bis 2 m tiefen Bodengruben bzw. bei Grundwassernähe bis zum aktuell anstehenden freien Wasser. Für die Lokalisierung der Profilgrube konnte bei der Wiederholungsinventur auf Lageskizzen aus der Waldzustandserhebung (WZE) zurückgegriffen werden. Im Allgemeinen dürfte von einer guten Übereinstimmung der Lage der Bodengruben aus BZE-1 und BZE-2 ausgegangen werden, wenngleich in zahlreichen Fällen die alte zwischenzeitlich zugefallene oder verfüllte Bodengrube nicht mit letzter Sicherheit lagegenau wiedergefunden werden konnte. Nur in Ausnahmefällen, z. B. bei unmittelbarer Waldrandnähe, kreuzenden Wegen oder sonstigen gravierenden Störungen, wurde die Bodengrube abweichend vom BZE-Sollpunkt angelegt. Um die Wiederauffindbarkeit zu gewährleisten, erfolgten die Einmessung der Flächenmittelpunkte mit GPS und die dauerhafte Markierung des Grubeneinstiegs mit einem 50 cm langen Metallrohr. Die finale Lage der Bodengrube wurde bei der BZE-2 erneut in einer Skizze festgehalten, die digital in der Bundesdatenbank abgelegt ist. Das Bodenprofil als auch der Bestand wurden fotografisch erfasst.

Bei der BZE-2a erfolgte die Platzierung der Bodengrube exakt um 20 m vom jeweiligen Trakteckenmittelpunkt der Bundeswaldinventur nach Nordosten versetzt. Sofern an dieser Stelle keine Möglichkeit bestand, die Grube anzulegen, wurde ein neuer Ort durch Rotation in 45°-Schritten im Uhrzeigersinn ermittelt. Eine dauerhafte Markierung der Bodengruben war auf den BWI-Flächen nicht vorgesehen.

Neben der **Horizontbenennung** erfolgten im Gelände die horizontweise Schätzung von **Bodenart**, **Bodenfarbe** und **Grobodenanteil**, die Bestimmung des **Carbonatgehalts**, die Ansprache der **Gefügeform** sowie die Angabe von **Eisen- und Mangankonkretionen**. Zudem wurden die **Durchwurzelungsverhältnisse** sowie der **Stand freien Wassers** erfasst. Das Ausgangssubstrat der Bodenbildung wurde für jeden Horizont angesprochen. Die Kennzeichnung der Bodenhorizonte und die Ansprache des Bodentyps erfolgten nach der bundesweiten BZE-Anleitung unter Hinzunahme weiterer einschlägiger Literatur (DBG 1998, AK Standortskartierung 2003, Ad-hoc-AG Boden 2005). Die Ansprache der Böden nach der internationalen Nomenklatur des **WRB-Systems** (World Reference Base for Soil Resources; IUSS Working Group WRB 2007) erfolgte ebenfalls im Gelände, wurde aber erst nach Vorliegen der Laborbefunde final festgelegt.

Hierbei fanden die teils unterschiedlichen Ansprüchen der Geländeteams sowohl des LBGR und als auch des LFE Berücksichtigung und wurden miteinander abgeglichen.

Die Kennzeichnung der Humusauflage erfolgte bei der BZE-2 strikt nach BZE-Arbeitsanleitung, d. h. es wurden an acht Satellitenpunkten die Mächtigkeiten der Auflagehorizonte sowie Angaben zur morphologischen Humusform und -qualität aufgenommen und dokumentiert. Anschließend ließen sich daraus die jeweils „dominannten“ beziehungsweise „untergeordneten“ Humusformen, Streuarten und Lagerungsarten an einem Aufnahmepunkt ableiten. An den BZE-2a-Punkten erfolgte die Ableitung der Humusform und Auflagehorizonte ausschließlich an der Bodenegrube und nach der spezifischen Nomenklatur des LBGR (Kühn & Bauriegel 2005). **Bei der Auswertung zeigte sich, dass die Humusansprache von BZE-2 und BZE-2a nicht ohne weiteres ineinander überführbar sind. Für die Auswertungen des Gesamtkollektivs wurden die Humusformansprachen des LBGR-Teams verwendet, da diese für beide Inventuren verfügbar sind.** Das Verfahren der LBGR orientiert sich an der Nomenklatur der Ad-hoc-AG Boden (2005). Hierbei wird neben der für die Ansprache der Auflagehorizonte wichtigen diagnostischen Charakterisierung (z. B. Farbausprägung, Lagerungsart, Feinsubstanzanteil), insbesondere auch dem Auftreten, der Abfolge und den Mächtigkeiten der Auflage- und mineralischen Oberbodenhorizonte entscheidende Bedeutung für die Ansprache der Humusform beigemessen. Wesentliches Unterscheidungskriterium bei den aeromorphen Humusformen ist das Vorhandensein und die Mächtigkeit des Oh-Horizontes. Dieser fehlt beim L-Mull (MUT) und F-Mull (MUO) und tritt vom mullartigen Moder (MOM) über den typischen (MO) und rohhumusartigen Moder (MR) bis zum Rohhumus (RO) in steigenden Mächtigkeiten auf. In dieser Folge nimmt i.d.R. auch die Intensität der eluvial und illuvial beeinflussten Mineralbodenhorizonte als Ausdruck eines steigenden Podsolisierungsgrades zu.

Die im Gelände angesprochenen Bodentypen wurden für die vorliegende Auswertung zu Gruppen zusammengefasst, für deren Zuordnung alle von den verschiedenen Geländeteams verfügbaren Bodenansprüchen Berücksichtigung fanden. Die finale Zuordnung erfolgte für jedes Bodenprofil manuell unter Einbeziehung der verfügbaren Horizontansprachen und Profilfotos. Im vorliegenden Band werden nur diese aggregierten Bodentypengruppen verwendet (Kap. 2.5.2). Eine stärker boden-genetisch ausgerichtete Auswertung der analytischen BZE-Daten unter Verwendung der genauen Bodentypansprachen und profilmorphologischen Eigenschaften sollte zu einem späteren Zeitpunkt erfolgen.

In der vorliegenden Auswertung dienten die Gelände- und Labordaten auch dazu, **Feinbodenformen sowie Stamm- und Zustandsnährkraftstufen nach dem Standortserkundungsverfahren für das nordostdeutsche Tiefland (SEA95)** abzuleiten. Diese wurden

anhand der Profilbeschreibungen und chemischen Kennwerten unter Berücksichtigung der aus der Forstlichen Standortskarte abgeleiteten geologischen Serie (KMgCaP-Serie) ermittelt. Diese Nährkraftstufen werden für stratifizierende Auswertungen der analytischen Bodenzustandsdaten verwendet (Kap. 2.5.2).

2.3.2 Beprobungsdesign

2.3.2.1 Bodenprobenentnahme

Das Standardverfahren der bodenkundlichen Beprobung ist die Satellitenbeprobung mit einer Bodenprofilgrube am BZE- bzw. WZE-Mittelpunkt. Die acht Satelliten liegen in den Haupt- und Nebenhimmlersrichtungen auf einem Kreis mit 10 m Radius (BZE-2) bzw. 5 m Radius (BZE-2a) um die Profilgrube. Das exakte Vorgehen der Probennahme wurde im Vorfeld der Erhebungen im Rahmen von Geländeschulungen abgestimmt und optimiert. Bei der BZE-1 wurden lediglich drei Satelliten für die Humusbeprobung verwendet, die an drei repräsentativ erscheinenden Stellen maximal 3 m vom Bodenprofil entfernt platziert wurden.

Bei der Probenentnahme war zu beachten, dass Probenmaterial für verschiedene einander ergänzende Untersuchungen gewonnen werden musste, für die z. T. unterschiedliche Vorgaben galten. Im Einzelnen wurden bei der BZE-2 Bodenproben gewonnen für die Bestimmung von (i) bodenphysikalischen Parametern wie Trockenrohdichte, Bodenart und Feinbodenmenge, (ii) bodenchemischen Kennwerten nach BZE-Anleitung, (iii) persistenten organischen Schadstoffen und (iv) bodenchemischen und -physikalischen Kennwerten im Rahmen des EU-Demonstrationsvorhaben BioSoil. Darüber hinaus wurden vom LBGR-Team sowohl an BZE-2- als auch BZE-2a-Punkten ungestörte Proben der wichtigsten Bodenhorizonte entnommen, die für die Bestimmung von Wasserretentionskurven im bodenphysikalischen Labor der TU Berlin benötigt wurden.

Das Beprobungsschema nach bundesweiter BZE-Anleitung bildet die Grundlage auch des brandenburgischen Beprobungsdesigns, das aber geringfügig abgewandelt wurde. Die Beprobung des **Auflagehumus und des Mineralbodens in 0-5 cm und 5-10 cm Tiefe** erfolgte bei BZE-2 und BZE-2a an den Satellitenpunkten. Im Mineralboden wurden aus den genannten Tiefenstufen jeweils drei Stechzylinderproben entnommen. Die Analyse der Trockenrohdichte und der chemischen Eigenschaften erfolgten in diesen Tiefenstufen an einer und derselben Probe.

Die **Humusproben** wurden mittels Stechrahmen flächenbezogen gewonnen. Die Größe des Stechrahmens wurde in Abhängigkeit von der Mächtigkeit des Auflagehumus gewählt. Für Mull bzw. mullartigen Moder erwies sich ein Stechrahmen mit einer Seitenlänge von 20-30 cm als günstig. Für Moder und Rohhumus fanden Stechzylinder und Wurzelbohrer mit einem Durchmesser von ca. 10 cm Verwendung. Die

Humusproben der acht Satellitenpunkte wurden zu Mischproben vereint. Aufgrund der kleinräumigen Bodenvariabilität erschien eine Differenzierung zwischen unterschiedlichen Auflagehorizonten nicht sinnvoll bzw. nicht machbar. Es wurde deshalb das komplette Humusmaterial aus Of- und Oh-Schicht für die Herstellung von Mischproben verwendet. Lebende Vegetationssteile und Wurzeln wurden aus der Probe entfernt, Äste, Zweige sowie Fruchtschalen von der Oberfläche bzw. aus der Litterschicht vorab abgesammelt. Bei der BZE-1 wurde indes zwischen L/Of- einerseits und Oh-Horizont andererseits unterschieden, wenn ein ausgeprägter Oh-Horizont vorhanden war. Für alle Auswertungen des vorliegenden Berichtes wurden die Analysedaten rechnerisch auf die Gesamtauflage bezogen.

Die weiteren **mineralischen Proben** wurden ausschließlich aus den Stirn- und Seitenwänden des Bodenprofils entnommen ohne Verwendung zusätzlichen Bohrstockmaterials aus Satellitenbohrungen. Der oberste an der Profilwand zu beprobende Horizont begann somit in 10 cm Tiefe. Ab hier wurden bei der **BZE-2** alle Horizonte beprobt, wobei Horizonte mit einer Mächtigkeit >50 cm grundsätzlich in gleiche Teile unterteilt wurden. Die unterste Bodenprobe des C-Horizontes war stets aus dem Tiefenbereich 150-200 cm zu entnehmen, sofern eine Beprobung in dieser Tiefe möglich war. Das Material für die chemischen Analysen im Unterboden wurde als Schlitzprobe aus dem betreffenden Horizont gewonnen. Zusätzlich wurden bei der BZE-2 aus den jeweiligen Tiefenbereichen 100 cm^3 Stechzylinderproben für bodenphysikalische Analysen (Trockenrohdichte, Textur, Feinskelett) in fünffacher Wiederholung entnommen. Bei der BZE-1 wurden indes sowohl die chemischen als auch physikalischen Analysen direkt an den volumengerecht gewonnenen Stechzylinderproben durchgeführt, die komplett horizontweise am Bodenprofil entnommen wurden. An den **BioSoil-Punkten** (16x16-km-Unterstichprobe) wurde zusätzlich nach den Vorgaben der EU-Anleitung verfahren (UN/ECE & ICP Forests 2006). Hier erfolgte auch die Beprobung der Tiefenstufen 0-5 cm, 5-10 cm, 10-20 cm, 20-40 cm und 40-80 cm an den Satelliten. Nur die Proben aus 0-5 cm und 5-10 cm Tiefe sind somit für die nationale BZE und BioSoil identisch.

Bei der **BZE-2a** wurden die Unterbodenproben für die chemischen Analysen aus dem Bodenprofil tiefenstufenweise entnommen. Eine horizontbezogene Beprobung wie bei BZE-2 und BZE-1 kam nicht in Frage, da bei der BZE-2a Horizontansprache und Probenentnahme für die chemische Analytik durch unterschiedliche Teams erfolgten (LBGR, LFE bzw. beauftragte Firma) und es durch uneinheitliche Einschätzungen der Horizontgrenzen ggf. zu Verzerrungen der Befunde gekommen wäre. Die bei der Beprobung zugrunde gelegten Tiefenstufen sind identisch mit denen der bundesweiten Arbeitsanleitung: 10-30 cm, 30-60 cm, 60-90 cm, 90-140 cm, 140-200 cm. Für die bodenphysikalischen Analysen wurden darüber hinaus auch bei der BZE-2a zusätzliche horizontbezogene Proben aus den Bodenprofilwänden entnommen.

Die horizontweise Bestimmung des **Grobbodenanteils von skelettreichen Materialien** erfolgte in Anlehnung an die Vorgaben des Handbuchs Forstliche Analytik (GAFA 2005) bzw. des ICP-forests-Manual (UN/ECE 2006) und konform mit der BZE-Anleitung durch Schätzung der Fraktion >63 mm (Steine, Blöcke, Großblöcke) an der Profilwand und horizontbezogener Entnahme von nicht volumengerechten Proben (ca. 2 kg Schuppenprobe) für die Ermittlung der Fraktion 20-63 mm (Grobbries/-grus). Die Fraktion 2-20 mm (Feinskelett) wurde aus den für die bodenphysikalischen Analysen volumengerecht gewonnenen Stechzylinderproben im Labor ermittelt. Ferner wurde aus skelettreichen Horizonten Grobbodenmaterial entnommen, um per Tauchwägung die **Festsubstanzdichte** zu bestimmen (Abb. 2.5). Für diese wurde letztlich aufgrund geringer bzw. nicht nachweisbarer standortspezifischer Unterschiede ein Einheitswert von $2,65 \text{ g/cm}^3$ festgelegt, was der Dichte von humusfreiem überwiegend von Quarz geprägtem Ausgangsmaterial entspricht.

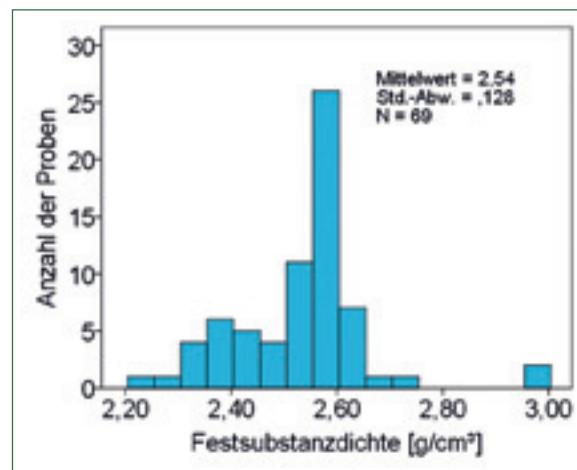


Abb. 2.5: Häufigkeitsverteilung der Festsubstanzdichte von Grobbodenproben aus B- und C-Horizonten (n=69)

2.3.2.2 Gewinnung von Nadel-/Blattproben

Die Nadel-/Blattprobennahme zur Charakterisierung der Baumernährung erfolgte an Bäumen im Radius von ca. 30 m um die Bodenprofilgrube. Die Beprobung wurde von Zapfenpflücken des Landesbetriebs Forst Brandenburg durchgeführt. Die Beprobungszeiträume waren bei der BZE-2 die Monate Juli/August 2007 (Laubbäume) bzw. Januar 2008 (Nadelbäume) und bei der BZE-2a Juli/August 2010 bzw. Januar / Februar 2011. Bei der BZE-1 wurden Proben von November 1992 bis März 1993 bzw. im September 1993 genommen. Die Probengewinnung, Probenvorbereitung und Analytik erfolgten jeweils nach Vorschrift der BZE-Anleitung (BML 1990 bzw. BMELV 2006). Im Rahmen der bundesweiten BZE mussten mindestens drei Bäume jeder Hauptbaumart aus dem herrschenden Bestand beprobt werden. Bei der BZE-2a wurden i. A. **10-15 Bäume** der Hauptbaumarten beprobt. Für die landesweite BZE wurde festgelegt, dass die Baumarten **Kiefer, Eiche und Buche** grundsätzlich immer zu berücksichtigen sind und andere Baumarten nur aus-

nahmsweise. Bei der Kiefer wurde jeweils eine Probe des ersten und zweiten Nadeljahrgangs entnommen. Bei den Laubbäumen erfolgte die Probenentnahme aus dem Maitrieb. Die Proben wurden aus der voll besonnten Lichtkrone entnommen.

2.3.3 Ergänzende Aufnahmen am BZE-Punkt

2.3.3.1 Bestockungsaufnahmen

Die Basisangaben zur Bestockung an den BZE-2-Punkten orientieren sich an der BZE-Anleitung (BMELV 2006). Für die BZE-2a-Punkte liegen die vom LFE aufgenommenen **BWI- bzw. LWI-Informationen** vor. Darüber hinaus sind auch für alle BZE-2-Punkte Daten der sog. „**Harmonisierten Bestandeserhebung**“ des Thünen-Instituts für Waldökosysteme verfügbar, die in enger Anlehnung an die BWI-Vorschriften durchgeführt wurde.

Als Bezugsfläche für die Bestockungsaufnahmen an BZE-2-Punkten gilt ein Kreis mit Radius 30 m um den Mittelpunkt der BZE-Fläche. Der Umfang der erhobenen Daten sowie die dafür einzusetzenden Verfahren variieren in Abhängigkeit von der jeweiligen Bestockungssituation. **Die Aufnahme von ertragskundlichen Basisdaten für den Hauptbestand in vorratsreicherer Beständen (Oberhöhe des Hauptbestandes >8 m) erfolgte durch das in der BZE-Arbeitsanleitung dargelegte Verfahren der konzentrischen Probekreise.** Als Hauptbestand ist hierbei der Bestand, auf dem das wirtschaftliche Hauptgewicht liegt (i.d.R. die Oberschicht), definiert. Bei der Aufnahme der konzentrischen, kreisförmigen Probeflächen werden alle lebenden Bäume, die einen BHD von mindestens 7 cm aufweisen, auf ineinander geschachtelten kreisförmigen Probeflächen mit ihrem Durchmesser und der Baumart erfasst. Hierbei werden Bäume mit unterschiedlichen Durchmessern auf unterschiedlich großen Probekreisen aufgenommen: dünnere Bäume werden auf kleineren, dickere Bäume – die auch einen größeren Standraum einnehmen – auf größeren Kreisen erfasst. Durch dieses Vorgehen konnte der Aufnahmeaufwand, insbesondere in strukturreichen, mehrschichtigen oder ungleichaltrigen Beständen, gegenüber Probekreisen mit nur einem festen Radius deutlich reduziert werden, ohne dass dabei die Genauigkeit der Ergebnisse bedeutsam verändert wird.

In Anlehnung an die im Rahmen des europäischen BioDiv-Programms vorgegebenen Probekreisradien und Kluppschwellen wurden aus Gründen der Arbeitsersparnis diese auch für alle übrigen BZE-2-Punkte übernommen. Im Biodiversitäts-Modul sind folgende Radien vorgegeben (Working Group on Forest Biodiversity 2006):

Probekreisradius:	Kluppschwelle:
r1: 3,09 m (30 m ²)	BHD > 0 cm
r2: 11,28 m (400 m ²)	BHD >= 10 cm
r3: 25,24 m (2000 m ²)	BHD >= 50 cm

Zur Vorratsermittlung war die Oberhöhe der den Hauptbestand bildenden Baumarten zu erfassen. Die Oberhöhe sollte durch die Messung von zwei oder drei Baumhöhen im Oberhöhenkollektiv möglichst genau geschätzt werden. Des Weiteren war gutachtlich der Flächenanteil der Verjüngung für die BZE-Aufnahmefläche auf einem Kreis mit 30 m Radius um den BZE-Mittelpunkt zu erfassen. Erhoben wurden getrennt nach Baumarten obligatorisch die Mischungsanteile und die Oberhöhen für alle Bäume mit mindestens 20 cm Höhe und einem BHD kleiner als 7 cm.

Für Bestände mit geringerem Holzvorrat (Oberhöhe des Hauptbestandes < 8 m) wurde ein vereinfachtes Verfahren angewandt. Hierbei erfolgte nach Baumarten getrennt eine gutachtliche Einschätzung der Mischungsanteile und der Oberhöhen anstelle der oben genannten Messverfahren. Erfasst wurden alle Baumarten ab 20 cm Höhe. Eine nach Baumarten getrennte Schätzung erschien ausreichend, da in diesen Beständen nicht mit nennenswertem Derbholzvorrat zu rechnen ist.

Über die Vorratsdaten hinaus liegen standardmäßig für alle BZE-Punkte folgende Bestockungsdaten nach der Nomenklatur der BZE-Anleitung vor: Bestockungstyp, Vertikalstruktur, Schlussgrad von Hauptbestand und zweiter Baumschicht, Mischungsform sowie eine verbale Bestockungsbeschreibung.

2.3.3.2 Kronenzustandserfassung

Im Rahmen der seit 1991 durchgeführten Waldzustandserhebung (WZE) dient der Kronenzustand als Weiser für die Vitalität der Wälder. Die Ergebnisse werden im jährlich erscheinenden Waldzustandsbericht publiziert (z. B. MIL & SenStadtUm 2013). In der jeweils aktuellen Berichterstattung wird stets auf die Daten der vergangenen Jahre zurückgegriffen und die Entwicklung der Waldzustandsindikatoren als Zeitreihe dargestellt. Der Indikation des Waldzustands dienen die mittlere Kronenverlichtung, der Anteil deutlicher Schäden, die Vergilbung von Nadeln und Blättern, die Mortalität, die Intensität der Fruktifikation der Bäume, die Intensität biotischer Schäden durch Insekten und Pilze sowie die Bestandesdichte bzw. der Überschirmungsgrad der WZE-Punkte durch Blätter (Blattflächenindex) und Holz. Die Rasterweite des landesweiten Stichprobennetzes betrug in Brandenburg bis 2003 4x4 km, von 2003 bis 2008 8x8 km mit Verdichtung auf 4x4 km in Laubholz- und Mischbeständen. Beginnend in 2009 wurde die Waldzustandserfassung auf das Netz der Bundes-Waldinventur verlegt und gleichzeitig auf 16x16-km ausgedünnt.

Im Waldbodenbericht Band 2 soll versucht werden, Abhängigkeiten des langfristigen Kronenzustands von Boden- und Standorteigenschaften aufzuzeigen. Hierzu werden die Kronenverlichtungen von >40-jährigen Kiefern als 5-jährige Mittelwerte der Jahre 2003-2008 für die BZE-2-Punkte und der Jahre 2009-2014 für die BZE-2a-Punkte sowie deren

Varianz als Indikator für die Sensitivität der Reaktionsnorm verwendet.

2.3.3.3 Bodenvegetation und Totholz

Die Erfassung der Bodenvegetation und ihrer Deckungsgrade war im Rahmen der bundesweiten Bodenzustandserhebung fakultativ. In Brandenburg wurden an allen BZE-2-Punkten Vegetationsaufnahmen durchgeführt, die sich an den Vorgaben der BZE-Anleitung orientieren (BMELV 2006). Für das europäische BioDiv-Vorhaben war die Vegetationsaufnahme an den 16x16-km-BioSoil-Punkten obligatorisch. Die für dieses Programm benötigten Angaben konnten aus den Aufnahmen, die nach der nationalen Arbeitsanleitung erfolgten, nachträglich problemlos extrahiert werden.

Darüber hinaus musste im Rahmen des BioDiv-Projektes auch Totholz aufgenommen werden. Die Methodik ist im „BioSoil Forest Biodiversity Field Manual“ der Working Group on Forest Biodiversity (2006) beschrieben. Hierbei wurden stückweise Durchmesser, Länge und Zersetzunggrade von Totholz – differenziert nach liegendem und stehendem Totholz sowie Stubben – auf Probekreisen mit 11,3 m (400 m²) bzw. 25,2 m (2000 m²) Durchmesser erfasst.

Für die BZE-2a-Punkte liegen Angaben zu Vegetation und Totholz entsprechend der Aufnahmeanweisung für die Bundeswaldinventur II (BMVEL 2001) vor. Kleinere methodische Modifikationen im Rahmen der Inventurstudie 2008 (z. B. hinsichtlich Kluppschwellen bei der Totholzaufnahme) sind in Oehmichen et al. 2011 dokumentiert.

2.4 Laboranalytik und Qualitätskontrolle

Die Laboranalysen im Rahmen der brandenburgischen BZE erfolgten bei allen Inventuren im Zentralen

Ökologischen Labor der HNEE, das sich durch die erfolgreiche Teilnahme an entsprechenden **nationalen und EU-weiten Ringtests** für die Analytik aller BZE-Parameter qualifizierte (z. B. FSCL Interlaboratory Comparison Test, GAFA BZE II EU-Ringanalyse Boden, WEPAL International Soil-Analytical Exchange). In der Mehrzahl der im Rahmen der BZE-2 bzw. BZE-2a untersuchten Parameter wurden die Analysemethoden der BZE-1 beibehalten. Auf Abweichungen wird im Folgenden eingegangen.

Die Laborverfahren für Elementgesamtgehalte mussten zum einen aufgrund der notwendigen Harmonisierungen gemäß der bundesweiten Methoden (Elementgehalte im Königswasser-Extrakt) und zum anderen aufgrund der nicht mehr dem aktuellen technischen Standard entsprechenden Verfahren (C- und N-Gesamtgehalte) durch neue ersetzt werden. Die Elementgesamtgehalte von Humusauflagen im Königswasser-Extrakt (GAFA 2005, Bd. A 3.3.3) sind mit den zum Zeitpunkt der BZE-1 mit Fluss- und Salpettersäureaufschlüssen ermittelten Gesamtgehalten nicht vergleichbar. **Für den zeitlichen Vergleich von Kalium-, Magnesium- und Calciumvorräten im Auflagerhumus wurden an Archivproben der BZE-1-Nachanalysen durchgeführt. Im vorliegenden Bericht werden nur die Ergebnisse dieser Nachanalysen verwendet.**

Die Umstellung von der nasschemischen Ermittlung der Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte (nasse Oxidation mit Kaliumdichromat/Schwefelsäure bzw. Kjeldahl-Aufschluss; vgl. Walkley & Black 1934) auf die effizientere und zeitgemäße Verbrennungsanalyse (vgl. GAFA 2005, Bd. D 31.2 und 58.1) wurde an einem 400 Datensätzen umfassenden Probenkollektiv des Zentralen Ökologischen Labors der HNEE untersucht. Die Darstellung in Abb. 2.6 zeigt, dass **keine systematischen Abweichungen** zwischen den beiden Laborverfahren beste-

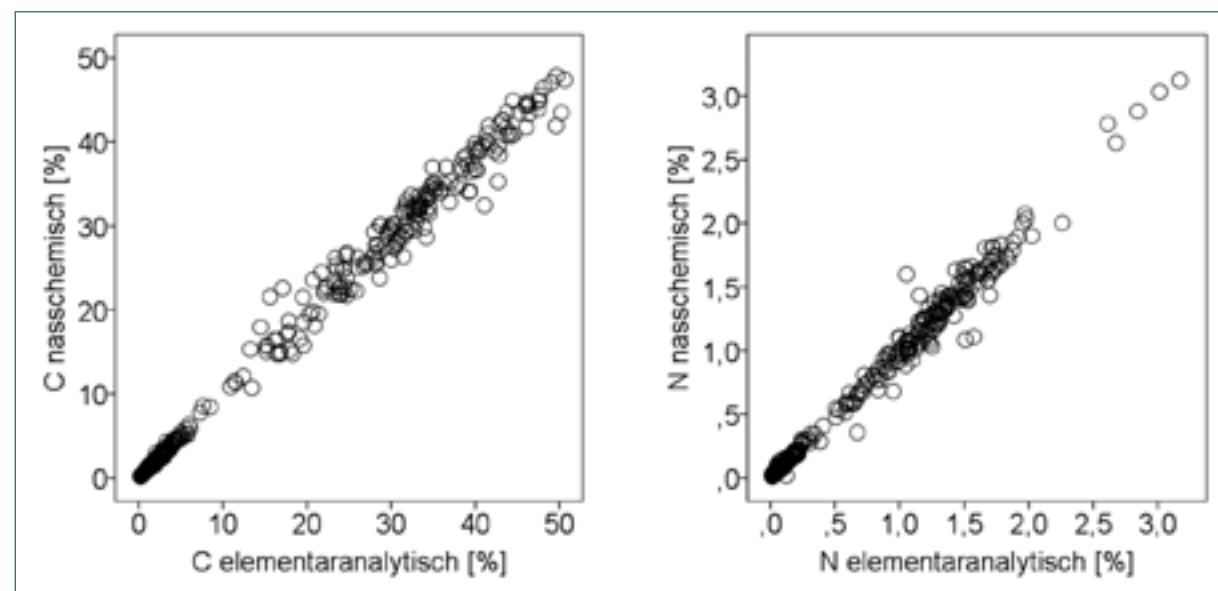


Abb. 2.6: Vergleichbarkeit nasschemischer Verfahren der Kohlenstoff- und Stickstoffbestimmung mit der Bestimmung durch Verbrennungsanalyse

hen und sich die zufälligen Abweichungen ebenfalls auf einem geringen Niveau befinden. Insgesamt kann davon ausgegangen werden, dass die sehr geringen, aus der Umstellung des Laborverfahrens resultierenden Messwertunterschiede bei der Interpretation von zeitlichen Veränderungen der Kohlenstoff- und Stickstoff-Gehalte zu vernachlässigen sind.

Neben den genannten Abweichungen der bodenchemischen Analytik unterscheiden sich die Datenbestände der BZE-1 vor allem im Beprobungskonzept sowie in den Verfahren zur Ermittlung von Trockenrohdichte, Abschätzung der Grobbodengehalte und Berechnung der Feinbodenvorräte von der aktuellen Erhebung. Im Rahmen der BZE-1 wurden die Grobbodenanteile als Flächenanteile am Profil geschätzt und die Trockenrohdichte sowie die zugehörigen Feinbodenvorräte auf Basis der Trockenrohdichte des Mineralbodens (TRDges) ermittelt. Hierbei wird die Trockenrohdichte für die gesamte im Stechzylinder enthaltene Bodenmasse einschließlich des Grobbodens ermittelt (vgl. GAFA 2005, Bd. A 2.7). Im Rahmen der BZE-2 wurde der Skelettanteil bei der Berechnung des Feinbodenvorrats indes prinzipiell nach der Methode von Riek (2007) berücksichtigt, welche unter den Methodencodes A 2.7 und A 2.8 im Handbuch Forstliche Analytik (GAFA 2005) sowie im EU-Manual des UN / ECE & ICP Forests (2006) beschrieben ist. Hierbei wird die Trockenrohdichte aus der Feinbodenmasse im Stechzylinder und dem um das Grobbodenvolumen reduzierten Stechzylinder-volumen berechnet. Zusätzlich wird der durch Schätzung an der Profilwand und einer ggf. zusätzlich zu entnehmenden Schuppenprobe abgeleitete Grobbodenanteil berücksichtigt. Da die Skelettanteile bei den untersuchten Böden im Allgemeinen unter 5 % liegen, konnte nach GAFA (2005) die Trockenrohdichte des Feinbodens (TRD_{FB}) der Trockenrohdichte des Gesamtbodens (TRD_{ges}) gleichgesetzt werden. **Da bei der BZE-1 grundsätzlich TRD_{ges} für die Ermittlung der Feinbodenmenge verwendet wurde, gibt es – von wenigen Ausnahmen mit erhöhtem Skelettanteil abgesehen – keine methodischen Unterschiede zwischen den beiden Inventuren.**

Wichtige Hinweise zur Reproduzierbarkeit der BZE-Ergebnisse gibt eine vom Thünen-Institut für Waldökosysteme beauftragte **Studie zur intra- und interstandörtlichen Variabilität der Kohlenstoffgehalte im Boden** unter Berücksichtigung verschiedener Beprobungsvarianten (Grüneberg et al. 2014). Hintergrund dieser Studie waren die Ergebnisse von ersten bundeslandübergreifenden BZE-2-Auswertungen zur Veränderung der Kohlenstoffvorräte. Insbesondere bei sandigen Bodensubstraten zeigten sich für den Zeitraum zwischen BZE-1 und BZE-2 sehr hohe Zunahmen des im Mineralboden und Humus gespeicherten Kohlenstoffs. Die initiierte Studie sollte diesen Befund in Hinblick auf Unsicherheiten, wie sie z. B. durch unterschiedliche Methoden der Beprobung oder durch unterschiedliche Analysenmethoden hervorgerufen werden können, überprüfen. Zu diesem Zweck wurden entlang eines Klimagradienten im Norden Deutsch-

lands an 55 von pleistozänen Sanden geprägten BZE-Standorten erneut Bodenproben entnommen und analysiert. In Brandenburg liegen 30 dieser BZE-Punkte (Abb. 2.7). **Die Ergebnisse der Studie bestätigten die für Brandenburg konstatierten hohen C-Zunahmen. Sie sind zudem Beleg für die gute Reproduzierbarkeit und Validität der Analysedaten und daraus abzuleitenden Folgerungen zur Kohlenstoffdynamik** (Grünberg et al. 2014, Riek & Russ 2014b).

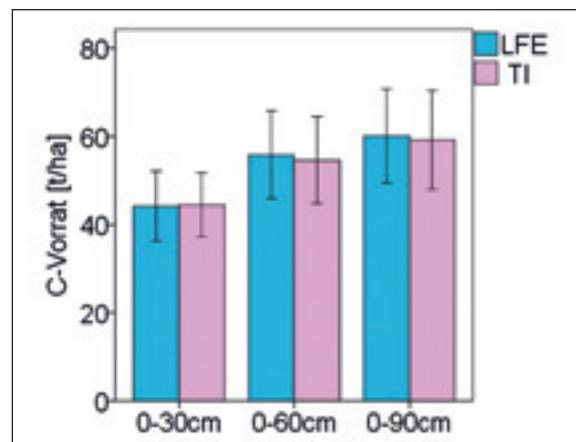


Abb. 2.7: C-Vorräte von 30 ausgewählten BZE-Punkten im Vergleich der Beprobung durch LFE (Probenentnahme mittels Stechzylinder) und TI (Beprobung mit Wurzelbohrer)

2.5 Datenauswertung und Modelle

2.5.1 Aggregierung der Rohdaten

Für die **Umrechnung der Horizontdaten in einheitliche Tiefenstufen** wurden die einzelnen Profile rechnerisch zunächst in 1 cm mächtige Schichten zerlegt. Die Horizonte der Humusaufklage wurden ebenfalls zu einer Tiefenstufe zusammengefasst. Für jeden BZE-2-Punkt liegt somit ein Datensatz für die Humusaufklage sowie maximal 200 Datensätze für den Mineralboden mit den Analysewerten der Bodenschichten 0-1 cm, 1-2 cm, ... 199-200 cm Tiefe vor. Bei der Aggregierung dieser Datensätze zu Tiefenstufen wurden die Konzentrationen jeder 1 cm mächtigen Schicht mit der Trockenrohdichte gewichtet. Bei diesem Vorgehen wurde innerhalb der Bodenhorizonte bzw. der beiden beprobten Tiefenstufen 0-5 cm und 5-10 cm von konstanten Merkmalsausprägungen ausgegangen. Die pH-Werte wurden für die Berechnung dekogarithmiert, aggregiert und anschließend wieder logarithmiert.

Bei der Ermittlung der effektiven Kationenaustauschkapazität (AKe) blieb das **Element Natrium** grundsätzlich unberücksichtigt. Dieses entspricht dem Diskussionsstand in der Bund-Länder-Arbeitsgruppe „Bodenzustandserhebung“, wonach die Vergleichbarkeit der Na-Konzentrationen generell als unsicher eingestuft wurde. Die Basensättigung wurde dementsprechend als Summe der Anteile von Calcium-, Magnesium- und Kaliumgehalt an der AKe berechnet. Für die BZE-1 wurden die Basensättigung und die Kationenaustauschkapazität anhand der Originalanalysedaten neu kalkuliert.

Der Vergleich der Vorratswerte zwischen BZE-1 und BZE-2 erfolgt konventionell anhand des jeweiligen bis zu einer bestimmten Bodentiefe berechneten Elementvorrats, d. h. volumenbezogen. In der Bundesländer-AG wurde thematisiert, dass es bei diesem Vorgehen zu Artefakten kommen kann, wenn sich zwischen BZE-1 und BZE-2 die Bodendichte und damit die Feinbodenmenge der betrachteten Tiefenspanne verändert haben. Zu einer Bodenverdichtung kann es im Zuge der forstlichen Nutzung (z. B. durch Befahrung) kommen; eine Verringerung der Bodendichte ergibt sich infolge natürlicher Prozesse der Pedogenese.

Vor diesem Hintergrund wurde von Riek (2011) ein **Vergleich der Elementvorräte auf der Grundlage konstanter Feinbodenmassen zwischen BZE-1 und BZE-2** vorgestellt. Ausgangspunkt des zugrunde gelegten Rechenansatzes bilden die bei der BZE-2 ermittelten Feinbodenmengen in Auflage und Mineralboden bis 100 cm Tiefe. Für jeden BZE-Punkt wurde berechnet, bis in welche Tiefe bei der BZE-1 entsprechend hohe Feinbodenmengen vorlagen. Die ermittelten Tiefenangaben variieren zwischen 90-118 cm und liegen im Durchschnitt bei 104 cm. Bei Standorten, für die ein Wert <100 cm ermittelt wurde, hat die Bodendichte zwischen BZE-1 und BZE-2 abgenommen; bei Werten >100 cm fand eine Verdichtung statt. Anhand des Durchschnittswertes aller untersuchten BZE-Punkte (104 cm) lässt sich somit auf eine tendenzielle Verdichtung der brandenburgischen Waldböden schließen. In einem weiteren Schritt wurden Elementmengen (Ca^{2+} , Mg^{2+}) der BZE-1-Erhebung unter Berücksichtigung der ermittelten Bodentiefen berechnet. Diese Werte wurden den einheitlich bis in 100 cm Tiefe berechneten Mengen gegenüber gestellt. Hierbei zeigten sich nur geringfügige Unterschiede zwischen den mit verschiedenen Ansätzen berechneten Elementvorräten. Auch von Russ et al. (2011) wurden auf der Grundlage von mecklenburgischen BZE-Daten Änderungen von Kohlenstoffvorräten jeweils zum einen mit konstanter Masse und zum anderen mit konstantem Volumen kalkuliert. Im Ergebnis zeigte sich auch hier, dass die methodischen Unterschiede vernachlässigbar sind. **Somit wurde in den Auswertungen weiterhin der konventionelle Ansatz der Volumenkonsistenz verwendet.**

2.5.2 Auswertungseinheiten (Stratifizierung)

Die statistische Analyse von zentralen Bodeneigenschaften erfolgt im Allgemeinen nicht für die Gesamtheit der Datensätze, sondern stratifiziert für verschiedene Teilkollektive. Diese wurden in Abhängigkeit vom auszuwertenden Kennwert mit unterschiedlichen inhaltlichen Bezügen gebildet. Zentrale und im Inventurdesign immanente Straten sind dabei stets die Kompartimente organische Humusaufgabe und Mineralboden sowie die weitere Unterteilung des Mineralbodens in die definierten Tiefenstufen der BZE-2. Zusätzlich wurden folgende boden- und standortsökologisch begründeten Straten, insbesondere unter Gesichtspunkten einer praktikablen, regionalen und

kausalen Interpretierbarkeit der statistischen Analyseergebnisse, gebildet:

- Bodentypen (Bodentypengruppen)
- morphologische Humusformen
- Stammnährkraftstufen nach SEA 95
- geologische Serie (KMgCaP-Serie nach SEA 95)
- Wuchsgebiete
- Baumartenzusammensetzung (Bestandestypen)

Die finale Festlegung und Definition der einzelnen Klassen innerhalb der gewählten Stratifizierungsparameter folgt, neben der vorrangig inhaltlich orientierten Einteilung, auch dem sich aus dem Stichprobenumfang ergebenden Zwang, bestehende Einteilungen weiter zusammenfassen zu müssen. Begleitend zur Festlegung der einzelnen Klassen wurden die Auswirkungen unterschiedlicher Varianten der Stratifizierung für wichtige analytische Kennwerte betrachtet und anschließend bei der endgültigen Festlegung der Klassengrenzen berücksichtigt. Dadurch sollten möglichst homogene Merkmalsausprägungen innerhalb und gute Differenzierungen zwischen den jeweiligen Klassen erreicht werden. Im Folgenden wird ein Überblick über die Stratifizierungsparameter und die Belegung der einzelnen Klassen in der Gesamtstichprobe aus BZE-2 und BZE-2a gegeben.

Die Stratifizierung nach **Bodentypengruppen** beinhaltet angesichts der in Brandenburg auftretenden Substrate teilweise auch eine Differenzierung unterschiedlicher Ausgangsmaterialien der Bodenbildung. Dieses betrifft vor allem die Unterscheidung zwischen den kräftigen Lehmstandorten der Grund- und Endmoränen mit Lessivés und reichen Braunerden, den silikatreicher Schmelzwasser- und Geschiebesanden mit mehr oder weniger podsoligen Braunerden sowie den überwiegend auf Flugsandüberwehungen und -dünen auftretenden Braunerde-Podsolen und Norm-Podsolen. An den Punkten der BZE-2 wurden insgesamt 33 Boden(sub)typen nach der Nomenklatur der bundesweiten BZE-Arbeitsanleitung angesprochen (Kap. 3.4). Mit Abstand am häufigsten tritt die Norm-Braunerde in Erscheinung. Zwischen den sehr unterschiedlichen Ausprägungen der Braunerden erwies sich deren Podsoligkeitsgrad als ein wesentliches morphologisches Differenzierungskriterium. Daher wurde in den bereits durchgeführten und publizierten Auswertungen der brandenburgischen BZE-2-Standorte erfolgreich nach folgenden auf morphogenetische Eigenschaften des Oberbodens basierende Straten differenziert (Riek 2009a, Riek 2011):

- Parabraunerden, Fahlerden und Übergänge zum Pseudogley (n=20)
- schwach podsolige Braunerden (n=52)
- mäßig podsolige Braunerden (n=37)
- stark podsolige Braunerden sowie Podsole und Übergangstypen (n=32)

Weitere Gruppen bildeten die hydromorphen Böden (Gleye, Anmoore, Moore) sowie anthropogen sehr stark überprägte Böden, wie Aufschüttungen u. ä.

Diese Gruppeneinteilung erwies sich als vorteilhaft, weil sie innerhalb der großen Gruppe der sauren Braunerden gut differenzierte. Bei der übergreifenden Auswertung von BZE-2- und BZE-2a-Daten ergaben sich jedoch Probleme, da aufgrund unterschiedlicher Nomenklaturen und Bearbeiter der beiden Aufnahmekampagnen eine Vergleichbarkeit speziell hinsichtlich der Ausprägung der Podsoligkeit nicht mehr gewiss war.

Aus diesem Grund wurde im Anhalt an Russ et al. (2011) die bereits bei der BZE-Auswertung von Mecklenburg-Vorpommern erfolgreich eingesetzte Bodentypeneinteilung übernommen. Hierbei werden folgende Gruppen differenziert:

– Lessivés

Im Einzelnen handelt es sich um folgende nach Ad-hoc-AG Boden (2005) definierte Bodentypen bzw. Übergänge: DD-BB, LL-BB, LLd, SS-LL, BB-LF

– Reiche (carbonathaltige) Braunerden

Hierbei handelt es sich um Braunerden sowie Übergangstypen mit Hauptboden Typ Braunerde. Entscheidend für die Zuordnung in diese Gruppe ist der Nachweis von Carbonat innerhalb von 0-2 m Tiefe.

– Saure (carbonatfreie) Braunerden

Diese Gruppe umfasst die mindestens bis 2 m Tiefe entkalkten Braunerden.

– Podsole

Im Einzelnen handelt es sich um folgende nach Ad-hoc-AG Boden (2005) definierten Bodentypen bzw. Übergänge: PP-BB, BB-PP, GG-PP, PP

Die Ausweisung von hydromorphen Böden (Bodenotypen nach Ad-hoc-AG Boden: AGSSn, SSh, GHn, HNn)

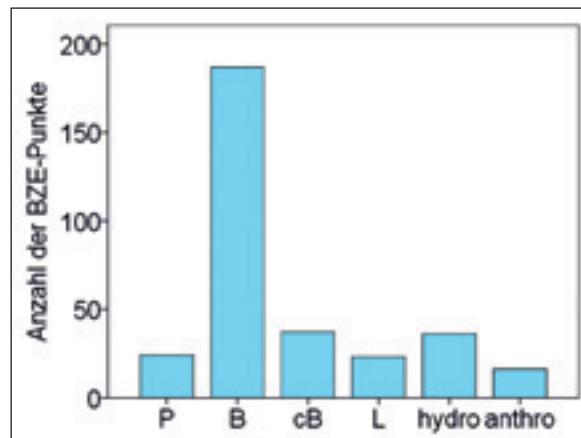


Abb. 2.8: Belegung der Klassen der Bodentypengruppe im BZE-2- und BZE-2a-Kollektiv (P=Podsole, B=saurer Braunerden, cB=carbonathaltige Braunerden, L=Lessives, hydro=hydromorphe Böden, anthro=anthropogen stark überprägte Böden)

sowie anthropogen stark überprägten Böden wurde auch für das Gesamtkollektiv von BZE-2 und BZE-2a beibehalten.

Die Belegung der Klassen der genannten Bodentypengruppen geht aus Abb. 2.8 hervor.

Für die Klasseneinteilung der morphologischen **Humusform** dienten wie in Kap. 2.3.1 begründet die Humusansprachen des LBGR nach dessen an der Ad-hoc-AG Boden (2005) angelehnten Nomenklatur (Kühn & Bauriegel 2005). Es wurden sechs Humusformgruppen ausgewiesen. Die Zuordnung der gemäß Ad-hoc-AG Boden (2005) bei der Geländeaufnahme angegebenen Codes fand wie folgt statt:

- Mull (Codes: MU, MUT, MUO)
- mullartiger Moder (Code: MOM)
- typischer Moder (Codes: MOA, MOR, MO)
- rohhumusartiger Moder (Codes: MR, MRA, MRR)
- Rohhumus (Codes: RO, ROA, ROR)
- hydromorphe Humusformen (Codes: MUF, AMO, MOF)

Die Belegung dieser Klassen geht aus Abb. 2.9 hervor.

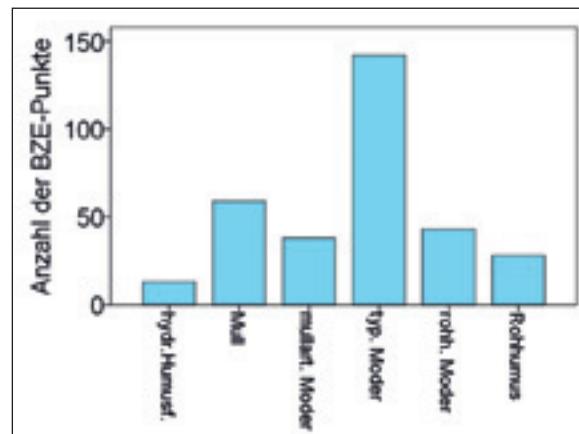


Abb. 2.9: Belegung der Klassen der Humusformengruppe im BZE-2- und BZE-2a-Kollektiv

Die **Stammnährkraftstufe** lässt sich nach SEA 95 anhand der folgenden Boden- bzw. Substrateigenschaften ableiten: Horizontfolgetyp, Substratfolgetyp, geologische Serie, Entkalkungstiefe, Bindigkeit im B-Horizont sowie in speziellen Fällen (z. B. bei Gleyen) die Säure-Basenstufe. Die Stammnährkraftstufe charakterisiert den Standort hinsichtlich seiner schwer veränderbaren Nährkraft und bildet eine der maßgeblichen Grundlagen für die standörtlich begründete Baumartenwahl. Ihr steht die **Zustandsnährkraftstufe** gegenüber, die sich unmittelbar aus pH-Wert, V-Wert (Basensättigung nach Kappen-Adrian; vgl. GAFA 2005) und C/N-Verhältnis im Humus bzw. mineralischen Oberboden oder ersatzweise über die Vegetationsansprache im Gelände ableiten lässt. Die Zustandsnährkraftstufe wurde aufgrund der vorliegenden Analysedaten für alle BZE-Punkte bestimmt. Da bereits zu ihrer Ableitung maßgebliche Kennwerte des Oberbodenzustands verwendet werden, ist sie für

stratifizierende Auswertungen der Laboranalysedaten im Gegensatz zur Stammnährkraftstufe wenig geeignet.

Die Stammnährkraftstufen wurden anhand aller Befunddaten aus der Geländeansprache, den Laboranalysen sowie unter Berücksichtigung von Angaben der Forstlichen Standortskarte manuell für jedes Einzelprofil hergeleitet. Die Herleitung erfolgte – begleitet durch die Autoren – im Rahmen einer Bachelorarbeit an der HNEE (Krause 2013). Die Belegung der Stammnährkraftsstufen im Gesamtkollektiv von BZE-2 und BZE-2a geht aus Abb. 2.10 hervor.

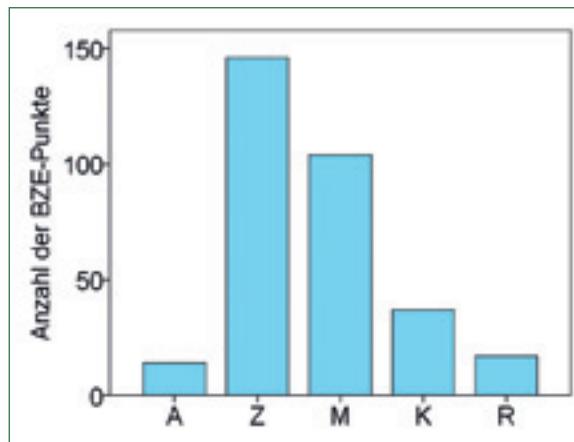


Abb. 2.10: Belegung der Stammnährkraftstufen im BZE-2- und BZE-2a-Kollektiv (A = arm, Z = ziemlich arm, M = mäßig nährstoffhaltig, K = kräftig, R = reich)

Die **geologische Serie (sog. KMgCaP-Serie nach SEA95)** wurde für alle BZE-Punkte aus der Forstlichen Standortskarte abgeleitet. Sie steht im Wesentlichen für das Alter des Ausgangsmaterials der Bodenbildung und spiegelt die standörtliche Nährkraft insofern wider, als davon ausgegangen wird, dass die Böden umso älter sind, desto älter die eiszeitlichen Lockersedimente und fortgeschritten der deren Verwitterung. Nach Schulze (1996) lässt sich dieses anhand der körnungsspezifischen Gesamtgehalte von Bodenproben, im Wesentlichen der Elemente Kalium und Calcium, nachvollziehen. Aus den Arbeiten der forstlichen Standortskartierung ist bekannt, dass Unterschiede der körnungsabhängigen Nährstoffgesamtgehalte an die Stratigrafie der pleistozänen und tertiären Lockersedimente des Tieflandes gebunden sind und sich aus diesen Analysedaten Aussagen zur geologischen Herkunft der Substrate erstellen lassen (Kap. 3.6.2). Für die konkrete Zuordnung der BZE-Punkte spielten die analytischen Werte (Flusssäureaufschluss) der jeweiligen Bodenproben allerdings keine Rolle, da sie ausschließlich anhand der räumlichen Lage und den Informationen der Forstlichen Standortskarte erfolgte. **Die Grundlage für die Festlegung der geologischen Serie bilden die in der Standortskarte angegeben Feinbodenformen am und im Umfeld der BZE-Punkte, die Rückschlüsse auf die lokale räumliche Serienverbreitung erlauben.**

Im vorliegenden Bericht wurde bei der stratifizierten Darstellung von Bodenkennwerten zwischen folgenden KMgCaP-Serien unterschieden:

- **Serie I** = Substrate des Pommerschen Stadiums und der Frankfurter Staffel des Brandenburger Stadiums der Weichselkaltzeit
- **Serien II, VI** = Ablagerungen des Brandenburger Stadiums der Weichseleiszeit, Mischsedimente aus Weichsel- und Saaleeiszeit sowie fluviatile Ablagerungen der Oderterrassen
- **Serien III, V** = saaleeiszeitliche Ablagerungen sowie Sandersande der Frankfurter Staffel und Mischsedimente aus Pommerschem Stadium und tertiären Ablagerungen
- **Serie VIII** = tertiäre Sedimente einschließlich ihrer pleistozänen und holozänen Umlagerungen

Das geologische Alter wächst tendenziell von Serie I zu Serie VIII und geht mit einer entsprechenden Abnahme der Nährkraft dieser Substrate einher.

Die Belegung der genannten Klassen geht aus Abb. 2.11 hervor. Zwei BZE-Punkte der Serie VII (Sedimente des Elbestroms) wurden bei den stratifizierenden Auswertungen nicht berücksichtigt.

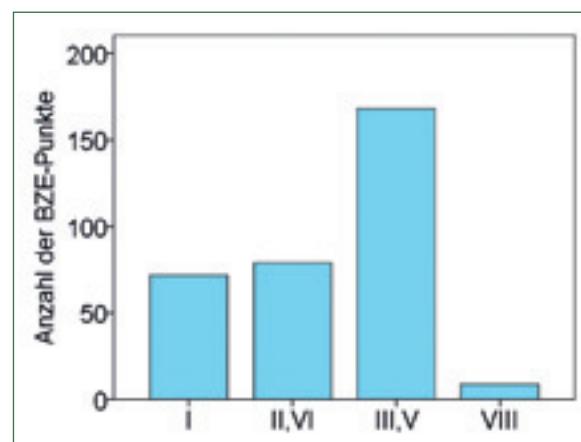


Abb. 2.11: Belegung der Klassen der geologischen Serie (KMgCaP-Serie) im BZE-2- und BZE-2a-Kollektiv (abgeleitet aus der Forstlichen Standortskarte)

Die **forstlichen Wuchsgebiete** bilden eine Möglichkeit zur räumlichen Differenzierung von Bodenzustandsdaten. Verwendet wurden hier die Bezeichnungen der bundesweiten Nomenklatur nach Aldinger et al. (2005). Mit Ausnahme von Wuchsgebiet 23 (n=5) werden die bedeutenden Wuchsgebiete Brandenburgs ausreichend durch die BZE-Stichprobe abgedeckt. Um den Stichprobenumfang zu erhöhen, wurde das Wuchsgebiet 23 (Hoher Fläming) mit dem Wuchsgebiet 22 (Mittleres nordostdeutsches Altmoränenland) zusammengelegt. Die Belegung der Klassen geht aus Abb. 2.12 hervor. Die kartografische Darstellung der Wuchsgebiete findet sich in Kap. 3.6.1.

Ein für waldbauliche Interpretationen wichtiges Stratifizierungskriterium der BZE-Daten ist der **Bestandestyp**, der sich aus der Baumartenzusammensetzung der aktuellen Bestockung ableitet. Wegen der in

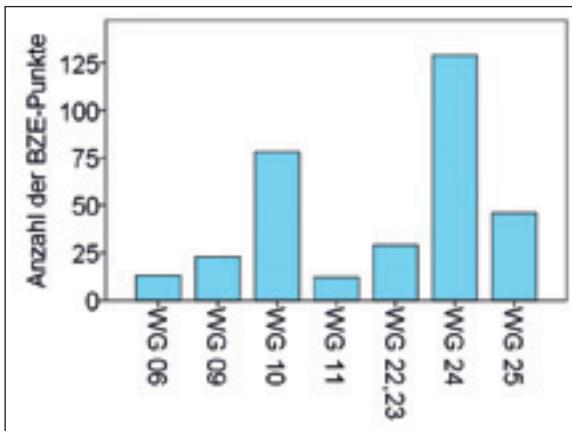


Abb. 2.12: Belegung der Wuchsgebiete im BZE-2- und BZE-2a-Kollektiv; Bezeichnungen nach Aldinger et al. (2005):
 WG 06 = (Mittel-)Mecklenburger Jungmoränenland, WG 09 = Nordostbrandenburger Jungmoränenland, WG 10 = Ostmecklenburg-Nordbrandenburger Jungmoränenland, WG 11 = Ostniedersächsisches altmärkisches Altmoränenland, WG 22 = Mittleres Nordostdeutsches Altmoränenland, WG 23 = Hoher Fläming, WG 24 = Mittelbrandenburger Talsand- und Moränenland, WG 25 = Düben-Niederlausitzer Altmoränenland

Brandenburg überwiegend vorkommenden Kiefernbestände waren die Stichprobenumfänge weiterer Bestandestypen problematisch. Nach verschiedenen Versuchen der Klassenbildung führte die in Tab. 2.2 dargestellte Gruppierung zu einem konsistenten Ergebnis mit hinreichenden Stichprobenumfängen in allen berücksichtigten Gruppen (Abb. 2.13).

Tab. 2.2: Gruppierung der Bestandestypen

Bestandestyp	Abkürzung (Code)	Kriterien
Kiefer	Kiefer	Kiefernanteil $\geq 80\%$
Sonstige Nadelholzbestände	Sonst.Ndh.	$>80\%$ Nadelholz und $<80\%$ Kiefer
Laubholz-Nadelholz-Mischbestände	Lbh.-Nhz.-Mischb.	20-80 % Laubholz
Eiche	Eiche	100 % Laubholz mit $\geq 50\%$ Eiche
Buche	Buche	100 % Laubholz mit $\geq 50\%$ Buche
Sonstiges Laubholz	Sonst.Lbh.	$\geq 80\%$ Laubholz mit $<50\%$ Buche und $<50\%$ Eiche

Für diese Einstufung wurde der jeweilige Anteil der Baumarten an der Bestandesgrundfläche nach den im Rahmen der BZE-2 durchgeföhrten Bestandsaufnahmen bzw. gemäß der BWI-Aufnahmevergebnisse der Inventurstudie 2008 auf den BZE-2a-Punkten (Oehmichen et al. 2011) verwendet.

Die genannten Kriterien der Grenzziehung zwischen den Gruppen sind nicht identisch mit denen der bundesweiten BZE-Auswertung. Aufgrund der spezifischen Bestockungssituation erscheint sie jedoch für die stratifizierte Auswertung der Bodenzustandserhebung in Brandenburg besser geeignet.

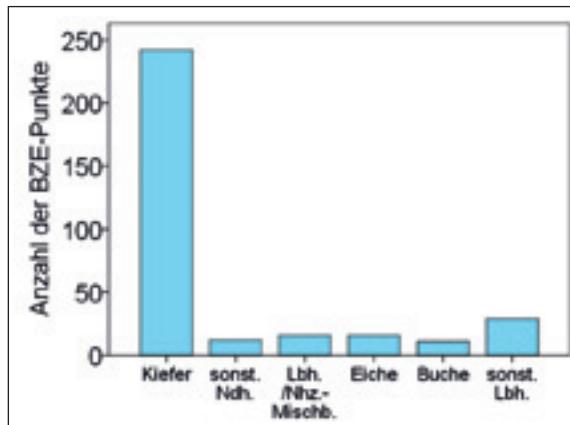


Abb. 2.13: Belegung der Klassen des Bestandestyps im BZE-2- und BZE-2a-Kollektiv

Zwischen allen vorgestellten Straten bestehen mehr oder weniger ausgeprägte Kohärenzen. Dieses lässt sich exemplarisch anhand der Stamm-

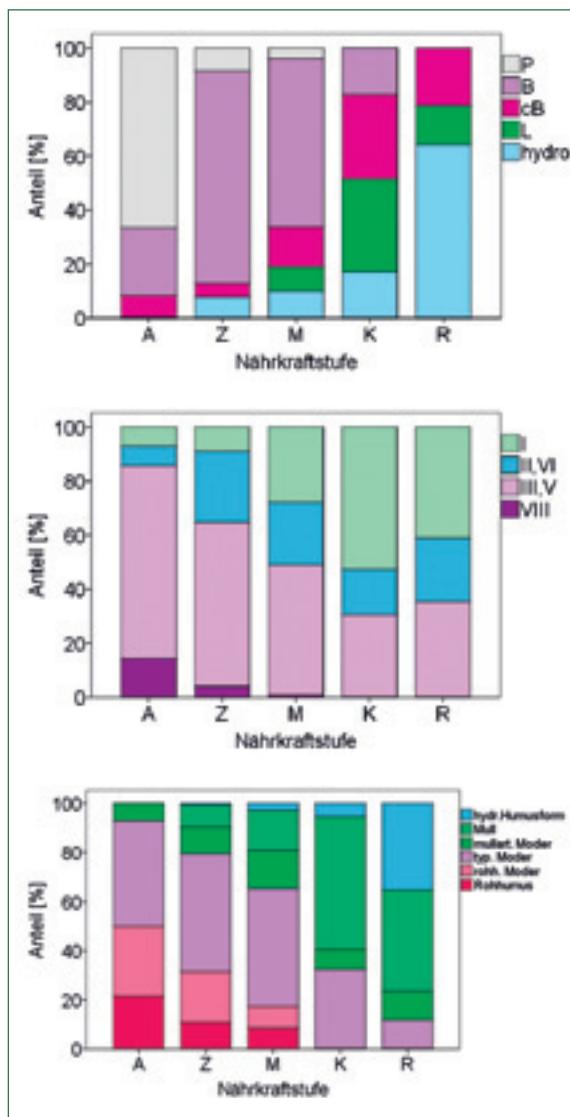


Abb. 2.14: Verteilung der Bodentypengruppe, geologischen Serie sowie morphologischen Humusform auf die Stamm-nährkraftstufen

nährkraftstufe nach SEA95 verdeutlichen, die eine besonders hoch integrierende und mit zahlreichen Standorteigenschaften korrespondierende Kenngröße darstellt. Ihre Abhängigkeit von den geologischen und pedologischen Eigenschaften wie auch ihr Einfluss auf die humusmorphologischen Klassen zeigt sich anschaulich in den in Abb. 2.14 dargestellten Stapeldiagrammen. Generell sind hier plausible Zusammenhänge zwischen der aufgrund von Bodentyp, geologischer Serie und Humusform zu erwartenden Nährstoffverfügbarkeit einerseits und der Stammnährkraftstufe andererseits zu erkennen.

2.5.3 Wasserhaushaltsmodellierung

Zu den Themenfeldern der bundesweiten Bodenzustandserhebung gehört auch der Bodenwasserhaushalt, der sowohl zur Kennzeichnung des Trockenstressrisikos als auch zur Berechnung von Stoffausträgen und -bilanzen benötigt wird. Die Wasserhaushaltsmodellierung erfolgte mit dem **Simulationsmodell TUB-BGR** (Wessolek et al. 2008, Wessolek et al. 2009). Eingangsgrößen sind Bodenart, nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum, Grundwasserflurabstand, Bestandestyp, Niederschlag und potenzielle Evapotranspiration (vgl. Tab. 2.3). Zur Schätzung der **nutzbaren Feldkapazität (nFK)** wurde die für den Untersuchungsraum validierte Pedotransferfunktion von Renger et al. (2009) eingesetzt (vgl. Russ & Riek 2011a). Als Steuergroße bei der Wasserhaushaltsmodellierung wurde die nFK tiefenstufenweise bis zur **effektiven Durchwurzelungstiefe** aufsummiert. Zur Abschätzung des effektiven Wurzelraums wurde auf Tiefenfunktionen für die Berechnung der ausschöpfbaren Bodenwassermenge nach Riek (1995) zurückgegriffen. Diese Funktionen erlauben die Abschätzung der durch den Bestand in jeder Bodentiefe effektiv ausschöpfbaren Bodenwassermenge in Abhängigkeit von Bestandesalter und hydrischen Anreizen zur Tiefendurchwurzelung. In Anlehnung an die Zuwachsentwicklung der meisten Hauptbaumarten

wurde davon ausgegangen, dass die vertikale Erstreuung des Wurzelraumes im Alter von 40 Jahren i.d.R. abgeschlossen und der Einfluss des Bestandesalters entsprechend limitiert ist. Auf Grundlage dieser für jeden Punkt ermittelten Tiefenfunktion konnte der effektive Wurzelraum dann – dem Ansatz von Renger & Strel (1980) entsprechend – ermittelt werden (Russ 2015).

Im Fall von **grundwasserbeeinflussten Böden** erfolgte eine Begrenzung des berechneten effektiven Wurzelraums auf die jeweilige Grundwasserspiegeltiefe. Als minimaler Wurzelraum wurde hierbei unabhängig vom Grundwasserflurabstand eine Durchwurzelungstiefe von 30 cm unterstellt. Bei Grundwasseranschluss trägt zusätzlich zur nutzbaren Feldkapazität der kapillare Aufstieg aus dem Grundwasser zur Wasserversorgung der Pflanzen bei. Für die Schätzung der **kapillaren Aufstiegsraten** wurden die Tabellen und Gleichungen von Wessolek et al. (2009) verwendet. Auf deren Grundlage lässt sich der kapillare Aufstieg aus dem Grundwasser anhand von Grundwasserflurabstand zur Untergrenze des effektiven Wurzelraums, der Bodenart, der nutzbaren Wasserspeicherkapazität im effektiven Wurzelraum sowie potenzieller Verdunstung und Niederschlag im Sommerhalbjahr abschätzen.

Bei der **Wasserhaushaltsmodellierung** werden Kenngrößen des Klimas (Niederschlag, potenzielle Verdunstung) und physikalischen Bodeneigenschaften (Wasserspeicherkapazität, kapillare Leitfähigkeit und Grundwasserflurabstand) rechnerisch miteinander verknüpft. Als integrierende Kenngrößen des Wasserhaushalts liefert das Modell die **Sickerwasserraten** und die **reale Verdunstung (aktuelle Evapotranspiration AET)** pro Zeiteinheit. Letztere dient in Verbindung mit der potenziellen Verdunstung (PET) in Form des Quotienten **AET/PET** oder der Differenz **AET – PET** zur Quantifizierung von Wassermangel und ggf. Trockenstress bei Waldbäumen (Riek & Russ 2014a).

Tab. 2.3: Eingangsgrößen der Wasserhaushaltsmodellierung

Komponente	Kennwert	Parametrisierung
Klima	<ul style="list-style-type: none"> ■ jährliche Niederschlagshöhe ■ Niederschlagshöhe im Sommerhalbjahr ■ jährliche FAO-Grasreferenzverdunstung (Allen et al. 1998) ■ FAO-Grasreferenzverdunstung im Sommerhalbjahr 	langjährige modellierte Klimakennwerte nach Riek et al. (2013), Kreienkamp & Spekat (2009)
Bestockung	<ul style="list-style-type: none"> ■ Laubholzbestand (boolescher Wert) ■ Nadelholzbestand (boolescher Wert) 	prozentuale Laubholzanteile mit einem Schwellenwert von 50 % für die Einordnung als Laub- bzw. Nadelholzbestand
Relief	<ul style="list-style-type: none"> ■ Hangneigung ■ Exposition 	Berechnung mit dem Ansatz von Zevenbergen & Thorne (1987) auf Grundlage des DGM-25-3-LBGR
Bodenwasserspeicher	■ nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum	Berechnung mit Hilfe von Schätzfunktionen nach Renger et al. (2009) und Riek (1995)
kapillarer Aufstieg	<ul style="list-style-type: none"> ■ Bodenartenprofil zwischen effektiven Wurzelraum und Grundwasserdruckfläche ■ Grundwasserflurabstand 	Ableitung aus bodenkundlichen Feldbefunden und vorliegenden Korngrößenanalysen; Schätzung aus den bodenkundlichen Feldbefunden (Obergrenze Gr-Horizont in Anlehnung an Ad-hoc-AG Boden 2005)

2.5.4 Modellierungen mit *PROFILE*

Mit Hilfe des geochemischen Modells *PROFILE* (Version 4.3, ÖKO-DATA 2002) wurden an exemplarischen BZE-Punkten, für die Informationen zur Tonmineralzusammensetzung vorliegen, Silikatverwitterungsraten kalkuliert (Kap. 4.2.1.5). Die Höhe der Verwitterungsrate wird im Modell *PROFILE* durch eine Vielzahl an Parametern gesteuert, für die insbesondere auf den Standorten des Level-I-Netzes oft keine direkten Messwerte vorliegen. Zum Parametrisieren des Modells mussten somit viele Parameter und Eingangsgrößen für die BZE-Punkte geschätzt oder auf Grundlage von Literaturwerten angenommen werden.

So wurde der **Bestandesniederschlag** auf Grundlage der regionalisierten Niederschlagsdaten von Kreienkamp & Spekat (2009) und dem am BZE-Punkt erfassten prozentualen Laubholzanteil als Steuergröße für den Interzeptionsverlust ermittelt. Als Grundlage für die Schätzung des Interzeptionsverlustes aus dem Laubholzanteil wurden langjährige Beobachtungen an Flächen des Level-II-Programms genutzt. Die **Sickerwasserrate** wurde mit dem TUB-BGR-Verfahren modelliert (vgl. Kap. 2.5.3). Die **Bodentemperatur** wurde mit der Lufttemperatur (Kreienkamp & Spekat 2009) gleichgesetzt, die in Abhängigkeit von der Bodentiefe zwar zeitlich stark versetzt zur Bodentemperatur verläuft, im langjährigen Mittel dieser jedoch weitgehend entspricht. Als **Depositionswerte** konnten die auf Grundlage von Messnetzen der Nassdeposition und Chemie-Transportmodellen modellierten Daten zur Gesamtdeposition von Builtjes et al. (2011) für den Zeitraum 2004 bis 2007 verwendet werden. Die **Netto-Nährstoffaufnahme** durch die Vegetation (einschließlich von dauerhaften Stoffentzügen durch Holzernte) wurde anhand der am BZE-Punkt erfassten Baumartenzusammensetzung, Baumhöhen und Bestandesalter auf Grundlage der Regressionsgleichungen von Heinsdorf & Krauß (1990) (Kiefer), Krauß & Heinsdorf (2008) (Buche), Klinner & Körner (2014) (Eiche) sowie den zugehörigen im Nordostdeutschen Tiefland etablierten Wuchsmodellen (Lembcke et al. 2000, Dittmar et al. 1986, Erteld 1962) berechnet. Zur Abschätzung der **Nährstofffracht im Streufall** wurde analog zur Schätzung der Netto-Nährstoffaufnahme ebenfalls auf die Regressionsgleichungen von Heinsdorf & Krauß (1990), Krauß & Heinsdorf (2008) und Klinner & Körner (2014) zurückgegriffen. Die sich aus den Regressionsgleichungen ergebenden Elementgehalte in Nadeln und Blättern wurden jedoch zusätzlich entsprechend der von ÖKO-DATA (2002) für Streufall angegebenen baumartenspezifischen Wertespannen skaliert. Die **Reduktion der Nährstoffaufnahme bei zunehmender Aluminiumtoxizität** wurde entsprechend der Empfehlungen von Sverdrup & Warfvinge (1993a) für Kiefern, Buchen und Eichen mit Hilfe der Vanselow-Funktion beschrieben. Zum Parametrisieren der Reduktionsfunktion wurden die Exponenten der Vanselow-Funktion und die baumartenspezifischen Koeffizienten für Kiefer mit $2 \cdot 10^{-5}$ sowie für Buche und Eiche mit $4 \cdot 10^{-6}$ entsprechend Sverdrup & Warfvinge (1993a) gewählt. Die für die Modellierung der **Nitrifikation**

benötigten Parameter der Michaelis-Menton-Gleichung wurden mit einer Michaeliskonstante von $0,0005 \text{ mmol}_c/\text{m}^3$ (Warfvinge & Sverdrup 1995) und einer maximalen Reaktionsgeschwindigkeit von $0,01 \text{ mmol}_c/\text{m}^3/\text{s}$ gewählt. Nach ÖKO-DATA (2002) entsprechen diese Parameter einer „mittleren“ Nitrifikationsrate. Die Verwendung dieser Parameter führte an allen untersuchten BZE-Punkten zur vollständigen Nitrifikation von Ammonium bis 30 cm Bodentiefe.

Zur Beschreibung der tiefenstufenweisen **Mineralgehalte** konnte auf die quantitativen Mineralanalysen von Butz-Braun (2008) zurückgegriffen werden, welche für die Verwendung in *PROFILE* 4.3 entsprechend der dort verwendeten Mineralgruppen zusammengefasst bzw. aufgeteilt wurden. Die Anteile von Plagioklasen und Kalifeldspäten sowie der Anorthit-Anteil an der Gruppe der Feldspäte wurde anhand der molaren Verhältnisse aus den vorliegenden Gesamtanalysen geschätzt. Für die Modellierung wurde ein einheitlicher Anorthit-Anteil von 20 % verwendet. Die **Stöchiometrie** der einzelnen Minerale, sowie deren reaktionsspezifische **Verwitterungs-Koeffizienten**, **Reaktionsordnungen**, Parameter der **Arrhenius-Gleichung** und Referenz-Bodenlösungs Konzentrationen zur **Begrenzung der Löslichkeit der Minerale** wurden vollständig entsprechend der Standardwerte aus *PROFILE* 4.3 übernommen.

Als Schätzer für den mittleren **chemisch wirksamen Wassergehalt** wurde in Anlehnung an ÖKO-DATA (2002) auf die nutzbare Feldkapazität (Kap. 2.5.3) zurückgegriffen. Die **Wurzelwasseraufnahme** in den einzelnen Tiefenstufen konnte mit Hilfe der Tiefenfunktionen zur Berechnung der effektiv nutzbaren Bodenwassermenge von Riek (1995, 1998) aus den Tiefengradienten der nutzbaren Feldkapazität berechnet werden. Die Anteile der Wurzelwasseraufnahme in einer Schicht an der gesamten Transpiration wurden auch für die **Wurzelaufnahme von Basen und Stickstoff** übernommen. Die **verwitterungswirksame Oberfläche** der Minerale in den einzelnen Tiefenstufen wurde in Anlehnung an Warfvinge & Sverdrup (1995) aus den gemessenen Grobboden-, Sand-, Schluff-, Ton- und Humusgehalten sowie der Trockenrohdichte geschätzt. Die **DOC-Konzentration** in der Bodenlösung, Gleichgewichtskonstanten für die **Löslichkeit von Gibbsit** sowie der **CO₂-Partialdruck** wurden in Abhängigkeit von der Bodentiefe aus ÖKO-DATA (2002) übernommen. Diese Werte stimmen gut mit den von Spranger et al. (2004) vorgeschlagenen Werten überein. Ausgehend von eigenen Beobachtungen an brandenburgischen Level-II-Flächen wurden für die DOC-Konzentrationen im tieferen Mineralboden jedoch höhere Konzentrationen von minimal 5 mg/l angenommen.

2.5.5 Statistik und Bewertungsrahmen

Der Schwerpunkt des vorliegenden Berichtes beruht auf einfachen und überwiegend deskriptiv-statistischen Darstellungen der BZE-Daten sowie auf robusten und parameterfreien Analyseansätzen.

Zur **Visualisierung** der Ergebnisse werden Histogramme, Balkendiagramme, Box-Plots sowie Streudiagramme verwendet. In den Balkendiagrammen sind – wenn nicht anders angegeben – Mediane und deren 95 %-Konfidenzbereiche als Fehlerbalken abgebildet. In den Box-Plots ist der Median als horizontaler Strich dargestellt; die Box-Länge entspricht dem unteren und oberen Quartil (25- bzw. 75-Perzentil) und die Länge der Balken dem unterem bzw. oberen „Whisker“ (= 1,5-facher Interquartilabstand ober- bzw. unterhalb der Box). Ausreißer wurden i. A. aus Darstellungsgründen ausgeblendet.

Kartogramme wurden für alle untersuchten und berechneten Kenngrößen erstellt und ausgewertet, sind im Bericht aber nur dann abgebildet, wenn damit eine erwähnenswerte Aussage zu möglichen räumlichen Mustern verbunden war und diese durch die kartografische Darstellung visualisiert werden konnte.²

Bei der Stratifizierung der Merkmalsausprägungen nach **Tiefenbereichen** wird zwischen

- Oberboden (Tiefenstufen: 0-5 cm, 5-10 cm, 10-30 cm)
- Unterboden (Tiefenstufen: 30-60 cm, 60-90 cm)

² Die Erstellung von Kartogrammen erfolgte durch Unterstützung von Frau Rea Schneider, stud. Hilfskraft an der Hochschule für nachhaltige Entwicklung

- Untergrund (Tiefenstufen: 90-140 cm, 140-200 cm)
- unterschieden.

Als **Signifikanztest** für Mittelwertunterschiede wird der Wilcoxon-Test für gepaarte bzw. der Mann-Whitney-U-Test für ungepaarte Stichproben verwendet (z. B. Köhler et al. 1996, Engel 1997). Zur Einschätzung der Signifikanz erfolgt i. A. die Angabe der entsprechenden Irrtumswahrscheinlichkeit α .

Bei der Ableitung von Schätzfunktionen kommen ferner (multiple) **Regressionsanalysen** zum Einsatz. Alle statistischen Auswertungen wurden mit dem Statistikpaket SPSS Statistics 17.0 durchgeführt (SPSS 2007). **Kurvenanpassungen** in Streudiagrammen erfolgten entweder nach der Methode der kleinsten Fehlerquadrate oder durch geglättete Ausgleichsfunktionen nach dem in SPSS implementierten LOESS-Verfahren (Jacoby 2000).

Die **Bewertung** der Messparameter und aggregierten Bodenzustandsindikatoren erfolgte nach den von Riek & Wolff (2007) für die BZE-Bundesauswertung aus Literaturangaben zusammengestellten und kommentierten Bewertungsschlüsseln. Die Bewertung der Ernährungsdaten basiert auf dem ebenfalls bei der BZE-Bundesauswertung eingesetzten Bewertungssystem von Göttlein (2015), auf dessen Besonderheiten in Kap. 4.1.7 eingegangen wird. Die Bewertungsklassen aus der Literatur sind im Text *kursiv* dargestellt.

3 Allgemeine Charakterisierung des Untersuchungsraums

Klima, Ausgangsgestein, Grundwasser und Vegetation sind wesentliche bodenbildende Faktoren, die sich direkt oder indirekt auf die bodenökologischen Eigenarten der Waldstandorte durchpausen. Im Folgenden werden Kenngrößen des Klimas für die Waldfläche Brandenburgs dargestellt sowie die eiszeitliche Landschaftsentwicklung und Entstehung unterschiedlicher Böden im Untersuchungsraum beschrieben. Die regionale Bedeutung des Grundwassers und verschiedene Hilfsgrößen der Forstlichen Standortskartierung, die auch zur Stratifizierung von BZE-Daten dienen, werden in ihrer großräumigen Variation dargestellt. Abschließend folgen Angaben zur aktuellen Bestockungssituation in den brandenburgischen Wäldern.

3.1 Klimakennwerte

Im Rahmen des LFE-Projektes „Dynamische Regionalisierung“ konnte eine Vielzahl von ökologisch wirksamen Klimakenngrößen für die Gesamtwaldfläche Brandenburgs generiert werden (Riek et al. 2013, Riek & Russ 2014a). Die Grundlage dafür bilden **Klimasimulationen mit dem Modell WettReg** in der Version von 2006 für die Dekaden von 1961 bis 2100 an Klimastationen und deren Übertragung in die Fläche mittels abstandsgewichteter Interpolation (Kreienkamp & Spekat 2009). Im WettReg-Modell wird – von der Beziehung zwischen Großwetterlagen und der regionalen Ausprägung meteorologischer Kenngrößen ausgehend – von den Ergebnissen der Globalmodelle auf regionale Klimaänderungen geschlossen (Spekat et al. 2007, Enke et al. 2005a,b). Vergleiche der regionalen Klimaszenarien für das Land Brandenburg von Linke et al. (2010) haben eine recht gute Übereinstimmung unterschiedlicher regionaler Projektionen der Klimamodelle STAR, CLM, REMO und WettReg für die Mitte und das Ende unseres Jahrhunderts bestätigt und kamen auch beim Vergleich der Grundaussagen von WettReg2006 und WettReg2010 zu prinzipiell übereinstimmenden Tendenzen (Linke & Stanislawsky 2010).

Für die im Folgenden dargestellten räumlichen Verteilungen von Temperatur, Niederschlag und Verdunstung wurden die Angaben eines „Normaljahres“ der Dekade 2001-2010 zugrunde gelegt. Mögliche Abweichungen zu Literaturangaben langjähriger Klimakenngrößen Brandenburgs sind zum einen durch dieses spezielle Vorgehen und das betrachtete Zeitfenster begründet; zum anderen ist zu beachten, dass sich die vorliegenden Daten explizit und ausschließlich auf die Waldfläche beziehen. **Die dargestellten Klimakenngrößen der Dekade 2001-2010 wurden im vorliegenden Bericht für die Wasserhaushaltmodellierung und Abschätzung der Nitratverlagerung sowie zur Kalkulation von Nährstoffausträgen an**

BZE-Inventurpunkten verwendet. Im Projekt „Dynamische Regionalisierung“ wurden die Dekaden 2001-2010, 2051-2060 und 2091-2100 für das globale Klimaszenario A1B vergleichend ausgewertet, um den Einfluss des regionalen Klimawandels auf Standortskenngroßen und Bestandeszieltypen zu beschreiben (Riek & Russ 2014a).

Brandenburg liegt im Übergangsbereich von ozeanisch zu kontinental geprägtem Klima. Die räumlichen Muster der Niederschlagsverteilung, potenziellen Verdunstung und Klimatischen Wasserbilanz sind Abb. 3.1 zu entnehmen. Der auf die brandenburgische Waldfläche bezogene **Niederschlagsmittelwert** liegt demnach zur Zeit der BZE-2(a) bei **543 mm** (Median). Regional treten jährliche Niederschläge von **<498 mm bis >596 mm** auf (10- bzw. 90-Perzentil), wobei die geringsten Werte im Nordosten des Landes zu verzeichnen sind. Den Niederschlägen stehen **potenzielle Verdunstungsraten** von durchschnittlich **568 mm** mit räumlichen Schwankungen von **<534 mm bis >599 mm** (10- bzw. 90-Perzentil) gegenüber. Bei diesen Angaben handelt es sich um die „Grasreferenzverdunstung“ nach Allen et al. (1998). Die **Klimatische Wasserbilanz** als Differenz von langjährigem Niederschlag und potenzieller Verdunstung liegt im Mittel bei **-20 mm**. In den besonders trockenen Gebieten liegt sie bei Werten **<-82 mm**, in den regenreicherem Waldregionen bei Werten **>+36 mm**. Bezogen auf die **Vegetationszeit** ist die Klimatische Wasserbilanz weit im negativen Bereich und variiert überwiegend zwischen **-75 mm und -175 mm** (10- bzw. 90-Perzentil). Insgesamt ist die räumliche Variabilität der den Wasserhaushalt bestimmenden Klimagrößen im Vergleich zur zeitlichen Variabilität gering. Größere Unterschiede des standörtlichen Wasserhaushalts werden indes durch unterschiedliche Ausprägungen des Bodenwasserspeichers sowie variierende Grundwasserflurabstände herbeigeführt (Kap. 3.5.2).

Im Norden und Nordwesten Brandenburgs sind die Winterniederschläge relativ hoch, so dass hier von maximaler Sickerung und einer vergleichsweise erhöhten Grundwasserneubildung auszugehen ist. Die Sommerniederschläge sind indes gering und die Klimatische Wasserbilanz weist für manche Regionen Nordbrandenburgs erhöhte Sommertrockenheit aus. Bei dieser Einschätzung anhand der klimatischen Daten ist zu berücksichtigen, dass die Wasserverfügbarkeit in den nördlichen sommertrockenen Bereichen teilweise durch den kapillaren Aufstieg aus dem Grundwasser verbessert wird. Für den Süden Brandenburgs weist die Klimatische Wasserbilanz zwar geringeren Wassermangel aus, doch herrschen hier überwiegend grundwasserferne Bedingungen vor, so

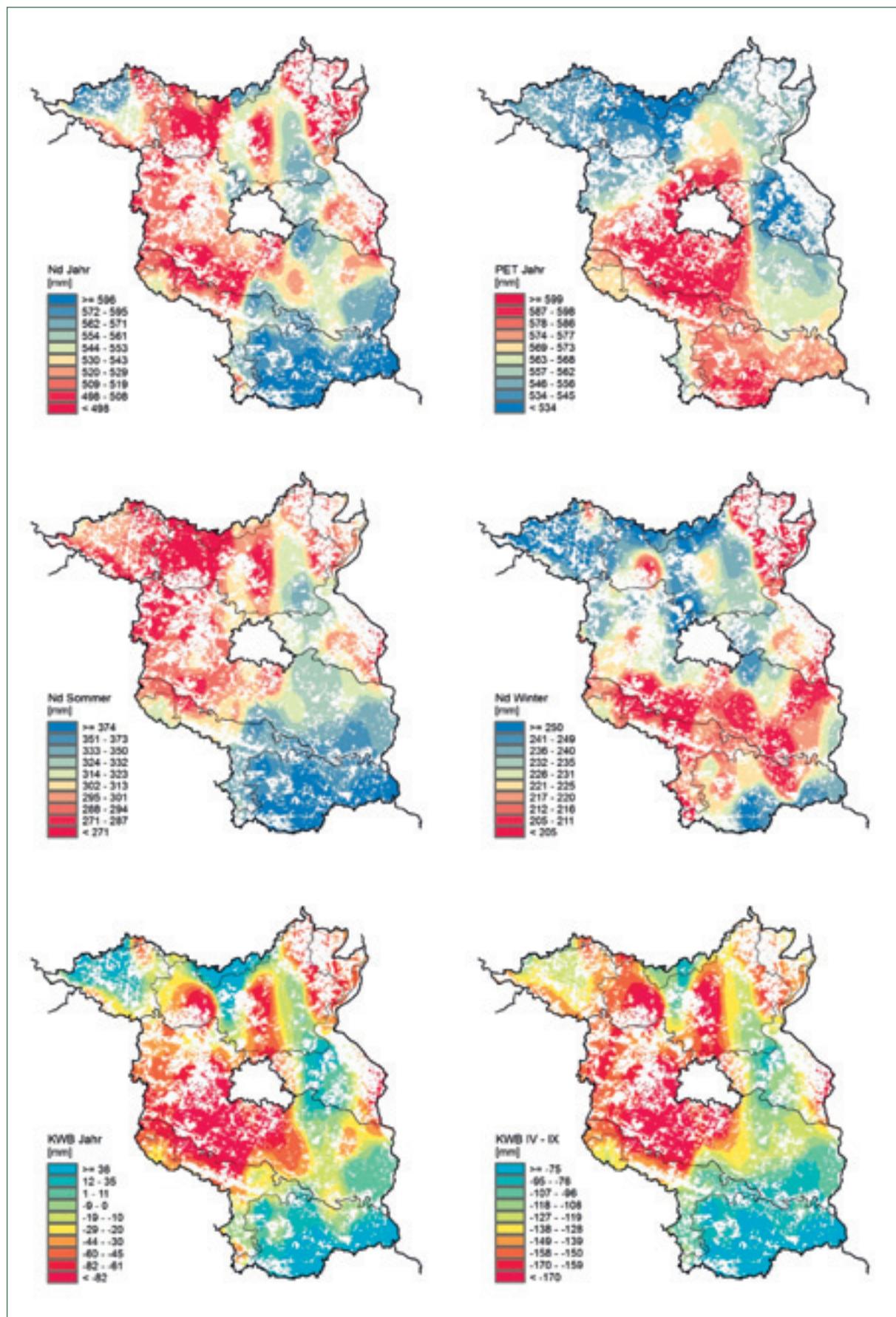


Abb. 3.1: Räumliche Verteilung von Niederschlag, potenzieller Verdunstung sowie Klimatischer Wasserbilanz im Jahr und in der Vegetationsperiode (Dezile)

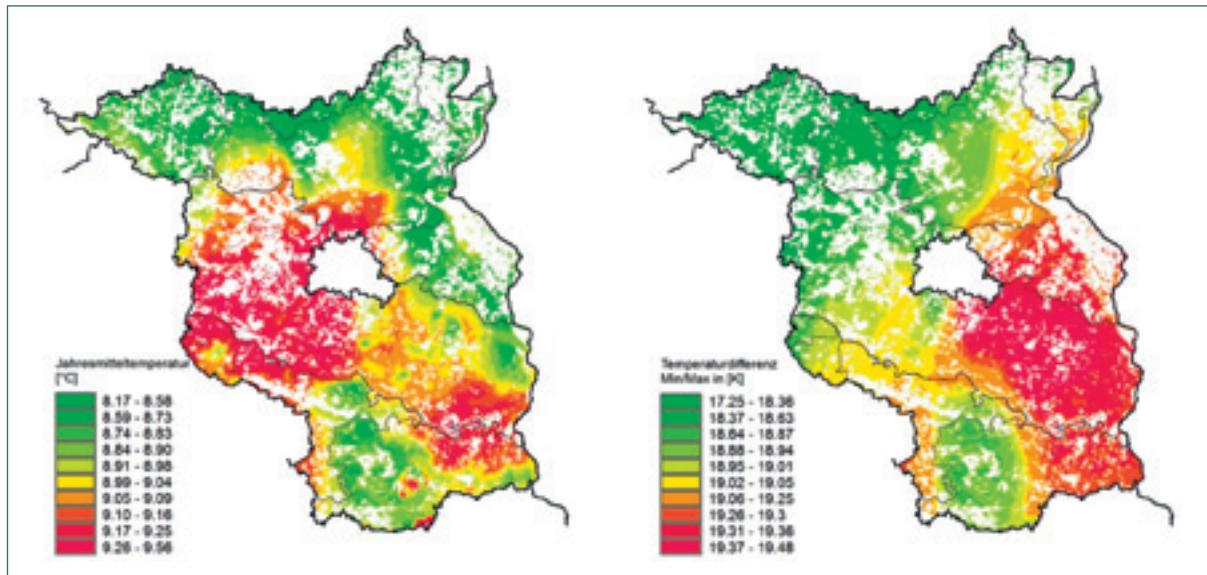


Abb. 3.2: Räumliche Verteilung von Lufttemperatur und Temperaturdifferenz zwischen wärmstem und kältestem Monat (Dezile)

dass insbesondere in Trockenjahren ebenfalls von einer angespannte Wasserversorgung für die Vegetation auszugehen ist.

Die räumliche Verteilung der Jahresmittelwerte der **Lufttemperatur** geht aus Abb. 3.2 hervor. Je nach Region variieren die Werte zwischen **<8,6°C und >9,3°C** (10- bzw. 90-Perzentil). Die wärmeren Regionen befinden sich westlich des Berliner Raums sowie im Südosten Brandenburgs. Über die gesamte Waldfläche berechnet liegt die Lufttemperatur im Mittel (Median) bei **9,0°C**. Die Kontinentalität des Klimas kommt durch die **Temperaturspanne zwischen kältestem und wärmstem Monat** zum Ausdruck. Sie beträgt im Mittel aller Waldstandorte **19 K** und variiert regional zwischen der stärker kontinental geprägten Lausitz im Südosten mit **>19,4 K** und der atlantisch geprägten Prignitz im Nordwesten mit **<18,4 K**.

3.2 Landschaftsentwicklung und Geomorphologie

Kein anderes Bundesland in Deutschland ist in seiner heutigen Gestalt so stark durch die verschiedenen Eisvorstöße der letzten großen Vereisungsphasen, insbesondere des Weichselglazial, geprägt worden, wie Brandenburg. So gibt es nur sehr wenige Areale mit **Festgesteinen** im Bodenbereich bis 2 m Tiefe, die vor dem Pleistozän entstanden sind. Dort wo sie auftreten, sind sie noch von periglazären Deckschichten überlagert. Durchragungen der **Lockergesteine des Tertiärs** sind ebenfalls selten bzw. kleinflächig und fallen morphologisch nicht weiter auf. Sie treten dort auf, wo die Gletscher den tertiären Untergrund bei Stauchungen mit erfasst haben und an die Oberfläche drückten. So kann es sein, dass sogar Braunkohle im Bodenbereich vorkommt, wie z. B. in den Rauenschen Bergen oder im Muskauer Faltenbogen. Da Brandenburg fast ausschließlich durch die Eiszeiten geprägt wurde, ist die heutige Morphologie der Landschaften nach dem Rückzug der Gletscher nur noch durch die

aktiven Fließgewässer und den Wind verändert worden. Abb. 3.3 entstammt dem Atlas zur Geologie Brandenburgs und zeigt die wesentlichen Randlagen der Eisvorstöße.

Von den pleistozänen Vergletscherungsphasen spielen vorelsterzeitliche Inlandsvereisungen mit ihren Ablagerungen in Brandenburg keine Rolle bzw. wurden bisher nicht in Böden aufgeschlossen. Die **elsterzeitliche Vereisung** bedeckte jedoch ganz Brandenburg und hinterließ im Untergrund vorwiegend mächtige Ablagerungen, da aufgrund des sehr weit nach Süden reichenden Eisvorstoßes auch viel Lokalmaterial aufgenommen wurde. Diese Ablagerungen liegen in der Norddeutschen Senke meist unter Normalnull und damit im permanenten Grundwassereinfluss.

Die **saalezeitliche Vereisung** mit den beiden zugehörigen Eisvorstößen, auch als **Drenthe- und Warthe-Stadium** bezeichnet, bedeckte ebenfalls fast die gesamte Landesfläche mit Sedimenten. Vom jüngeren Warthe-Vorstoß zeugt morphologisch recht deutlich der Lausitzer Grenzwall. Das Verbreitungsgebiet saalezeitlicher Ablagerungen wurde sowohl nach dem Gletscherrückzug im Periglazial der Saalekaltzeit als auch im nachfolgenden Weichselperiglazial durch reliefausgleichende Prozesse überprägt. Die Reliefernergie ist dementsprechend geringer als im Jungmoränengebiet, insbesondere gegenüber dem Teil nördlich der Pommerschen Hauptwandlage, wo periglazäre Prozesse am kürzesten wirken konnten.

Saalezeitliche Sedimente sind wegen ihrer meist 30-40 m umfassenden Grundmoränen sehr mächtig (Lippstreu et al. 1995). Der Formenschatz dieser Eiszeit ist bis heute in großen Teilen Mittelbrandenburgs zu erkennen. Saalekaltzeitliche Stauchungskomplexe, wie die Fünfeichener Hochfläche oder die Rauenschen Berge, weisen vorwiegend noch die alte Morphologie auf und sind kaum von weichselzeitlichen Sedimenten bedeckt. Fast immer sind sie jedoch von jüngeren peri-



Abb. 3.3: Wesentliche Eisrandlagen Brandenburgs (Stackebrandt & Manhenke 2010)

glaziären Deckschichten überlagert, die aber überwiegend durch Sedimentumbildung entstanden und nur zum Teil auf Sedimentzufuhr wie Flugsand zurückzuführen sind.

Nördlich des Baruther Urstromtals herrschen **weichselzeitliche Ablagerungen** vor. Die Gletscher dieser Kaltzeit waren geringmächtiger und hinterließen dementsprechend auch geringmächtigere und z. T. lückige Grundmoränen. Die Wirkung auf den Untergrund, z. B. in Form von Stauchungen, war deshalb schwächer, wodurch insbesondere im südlichen Teil der Weichselvereisung saalezeitlich angelegte Reliefformen weitgehend erhalten blieben (z. B. Fünfeichener Hochfläche). Die Verbreitung der flächenhaft dominierenden weichselkaltzeitlichen Ablagerungen im Jungmoränengebiet

ist von **holozänen Ablagerungen** der Vorfluter und der Moore unterbrochen. Lokal sind die Landschaftsstrukturen durch den Bergbau generell verändert worden, so dass **Bergbaufolgelandschaften** gänzlich andere Strukturen aufweisen. Auch gibt es holozäne Flugsandüberwehungen, die durch Rodungen für den Ackerbau in historischen Zeiten ausgelöst wurden. Weiter verbreitet sind Flugsandgebiete, die vorwiegend in Schmelzwassersand- und Urstromtalsandgebieten im Spätglazial und frühen Holozän entstanden, als die Vegetation noch weitgehend fehlte.

Auch die Weichselvereisung lässt sich in mehrere Stadien unterteilen. Am markantesten sind jene des **Brandenburger Stadiums** (Maximalvorstoß) und des **Pommerschen Stadiums**. Letzteres unterteilt das

Verbreitungsgebiet wechselzeitlicher Ablagerungen in **älteres und jüngeres Jungmoränengebiet**. Weitere Randlagen, wie das **Frankfurter** und das **Rosenthaler Stadium** hinter den beiden zuvor genannten Hauptstädten, sind weniger von Bedeutung.

Die Zweiteilung des Jungmoränengebietes ergibt sich aus den markanten morphologischen und hydrologischen Unterschieden. So ist die Reliefenergie nordöstlich des Pommerschen Stadiums deutlich stärker. Das Gewässersystem ist noch nicht voll entwickelt. Dieses dokumentiert sich in vielen geschlossenen Hohlformen und Seen, die noch nicht an die Vorflut angeschlossen sind. In diesem Raum wirkte das Periglazial über einen geringeren Zeitraum und konnte das Relief weniger einebnen als dies südlich des Pommerschen Stadiums der Fall war.

3.3 Eigenschaften der Ausgangsgesteine

Für die Eigenschaften und die Verbreitung der Ausgangsgesteine der Bodenbildungen war die in Kap. 3.2 beschriebene Entstehungsgeschichte der Landschaften verantwortlich. Die wesentlichen Substratgruppen Brandenburgs sind in Abb. 3.4 kartografisch dargestellt. Ihre Eigenschaften werden im Folgenden mit Blick auf ihre Genese und in Verbindung mit den betreffenden Landschaftseinheiten ihres Vorkommens beschrieben.

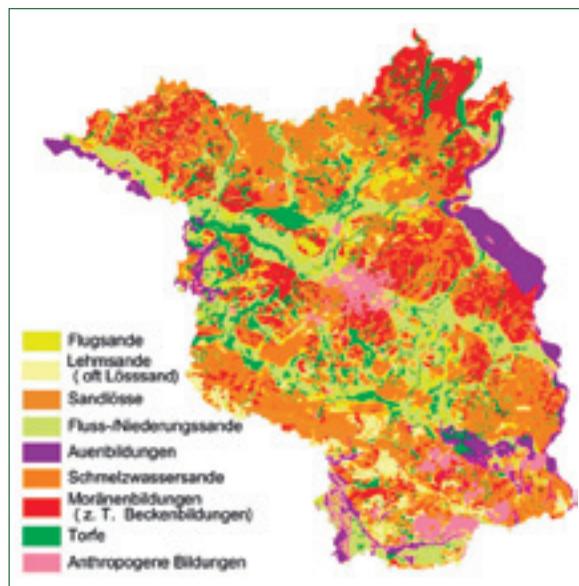


Abb. 3.4: Wesentliche Substratgruppen Brandenburgs (Stackebrandt & Franke 2015)

3.3.1 Äolische Substrate (Flugsande, Löss-sande und Sandlössse)

Die Oberböden der meisten Böden in Brandenburg sind sandig und damit Liefergebiete für die Flugsandentstehung. Großflächige Liefergebiete sind die Schmelzwassersandregionen im Vorland der ehemaligen Gletscherfronten und die Urstromtäler, soweit diese nicht durch Auenbildungen überprägt sind. Am häufigsten befinden sich Dünen und Flugsanddecken

innerhalb der genannten Verbreitungsgebiete der anderen Sande selbst, jedoch reichen sie in Randbereichen der Sandverbreitungsgebiete überlappend auch auf andere Substrate wie Moränengebiete und sogar Moore.

Voraussetzung für die Flugsandentstehung sind vegetationsfreie Flächen. Am Übergang der letzten Eiszeit zum Holozän sind deshalb viele der Flugsande entstanden. Jüngere Flugsande konnten erst nach dem historischen Eingriff des Menschen durch großflächige Rodungen entstehen.

Physikalisch bedingt werden die größeren Fraktionen weniger weit mit dem Wind transportiert als die feinen Komponenten wie Schluff und Ton. Mit zunehmender Entfernung von den ehemaligen Gletscherfronten nahm die Geschwindigkeit der über dem Gletschereis entstandenen Fallwinde ab, so dass sich im Süden Brandenburgs Lösssande und Sandlössse insbesondere im Raum des Fläming und Umgebung ablagern konnten.

Der Übergang von Flugsanddecken zu Geschiebedecksanden ist fließend, da Flugsand in geringem Umfang auch immer über Moränengebiete geweht wurde. Man kann heute bei den Decksanden, die noch periglaziar überprägt sind, feststellen, dass es eine Art lokalen Körnungsausgleich gab. Decksande über Moränen nahmen etwas Flugsand auf, der kryoturbat eingemischt wurde und somit kaum nachweisbar ist. Andererseits wurden aus den Moränen feinere Bestandteile ausgeweht und mit dem Flugsand verlagert. So konnten reine Sandflächen in direkter Nachbarschaft zu Moränenflächen einen Decksand ausbilden, welcher einen um wenige Prozent höheren Feinanteil als beispielsweise der unterlagernde Schmelzwasser- oder Flusssand in Niederungen aufweist.

Neben diesen lokalen Nachbarschaftseffekten der Substrate waren die großräumigen eher zonal. So schließen sich nach Süden an die Zone der Decksande und Flugsande Zonen mit Lösssand und Sandlöss an. Ihr Körnungsspektrum reicht in Brandenburg von schluffigen Sanden bis zum sandigen Lehm. Bei den Lösssanden liegen die Schluffgehalte über 10 % und die Tongehalte bis über 5 %. Bei den Sandlössen sind die Schluffgehalte z. T. deutlich größer als 50 % und die Tongehalte meist noch unter 10 %.

3.3.2 Fluss-, Niedeungs- und Schmelzwassersande

Hierunter werden alle durch fließendes Wasser um- und abgelagerten Sande mit Ausnahme der Auensande (s. u.) zusammengefasst. Damit werden auch Sande unterschiedlichen Alters gemeinsam betrachtet.

Zu den Schmelzwassersedimenten zählen alle Ablagerungen, die im unmittelbaren Zusammenhang bzw. Vorfeld eines Gletschers durch Schmelzwässer abgelagert werden. Es handelt sich dabei um die Sedimente der vom Gletscher weg fließenden Schmelzwässer,

bevor diese sich in großen Tälern sammeln. Letztere können als Urstromtäler ausgeprägt sein und mehr oder weniger parallel zur ehemaligen Gletscherfront verlaufen oder aber in Nord-Süd-Richtung verlaufen, weil sie die gesammelten Schmelzwässer zu einem entfernteren Urstromtal transportierten. Holozäne Flussläufe haben sich in diese pleistozänen Ablagerungen eingeschnitten und Flusssande abgelagert.

Gemein ist allen eine gute Sortierung durch den Ablagerungsprozess. Dieser ist stark von der Fließgeschwindigkeit abhängig. Ihre Verbreitung zeigt, dass die Fließgeschwindigkeiten in pleistozänen und holozänen Fließgewässern ähnlich waren, die Sedimentfrachten sich aber stark unterschieden. Natürlich gibt es lokal auch bindigere Einlagerungen, z. B. wenn Flussschlingen abgeschnitten und Stillwasserbereiche aufsedimentiert wurden. Oft gibt es sedimentär bedingte schluffige Bänder in den ansonsten überwiegend feinsandigen Mittelsanden. Auch Feinkiesbänder, die bei höheren Fließgeschwindigkeiten abgelagert wurden, kommen in den Substratabfolgen insbesondere in Schmelzwassersanden in der Nähe ehemaliger Eisrandlagen lokal vor.

Bei den pleistozänen fluviatilen Ablagerungen weist der Oberboden in der Regel einen deutlich abgrenzbaren Decksand auf, der von der kryoturbaten Vergangenheit des Oberbodens bzw. der ehemaligen periglaziären Hauptlage zeugt. Diese an der Oberfläche beginnende Lage kann einige Massenprozent mehr an Schluff- und Tonanteilen aufweisen. In der Nähe von Moränenflächen sind an der Basis dieser Hauptlage auch Fein- bis Mittelkiese auffindbar. Der periglaziäre Einfluss war in dieser Lage am intensivsten. Er reicht aber durch sporadisches tiefes Auftauen des ehemaligen Dauerfrostbodens oft bis in eine Tiefe bis ca. 1 m.

In der Nachbarschaft zu Moränen weist der Decksand über dem Schmelzwassersand Körnungen bis zum schwach schluffigen Sand auf. In der Regel besteht der Decksand jedoch aus feinsandigem Mittelsand, der abgesehen von geringfügigen äolischen Einträgen aus dem liegenden Schmelzwassersand hervorging und durch seine kryoklastische Vorverwitterung ebenfalls einen leicht erhöhten Schluff- und Tongehalt gegenüber dem Liegenden besitzt.

Bei den Sanden der Urstromtäler sind die Schluff- und Tongehalte geringfügig niedriger als bei den Schmelzwassersanden. Noch niedriger sind sie mit 2-3 % bei den meisten holozänen Sanden.

3.3.3 Sedimente der lehmigen Moränen

Die Entstehung der Moränen am Grund der ehemaligen Gletscher bringt es mit sich, dass deren Zusammensetzung davon bestimmt wurde, über welche Materialien sich der Gletscher geschoben hatte. Sowohl die Gletscher der Saale- wie auch der Weichselkaltzeit bewegten sich vorwiegend über ältere pleistozäne Ablagerungen. Allerdings brachten sie auch Geschiebe und kalkhaltige Lehme aus dem Norden mit und ver-

mischten diese mit den lokalen ehemaligen Ablagerungen der vorherigen Eiszeiten. Dieses waren neben den Sanden auch ältere Moränen unterschiedlicher Bindigkeit sowie Beckenablagerungen. Letztere waren in Eisstauseen entstanden und sind deshalb feinklastisch, d. h. schluffig bis tonig. Trassenaufschlüsse zeigten, dass die Materialmischung durch den Schub des Gletschers nicht immer zu einer Homogenisierung führte. Im Gegenteil, oft liegen sehr unterschiedliche Materialien in den Moränen über- und nebeneinander.

Im jüngeren Jungmoränengebiet sind die Substrate der Moräne bindiger und unter dem Solum durchgängig kalkhaltig. Im älteren Jungmoränengebiet hat der Gletscher auf seinem Weg mehr lokal vorhandene Sande eingearbeitet, so dass die Moränen überwiegend in die Bodenartenhauptgruppe der Sande fallen (Bodenarten: SI3 und z. T. SI2). In Stauchungsgebieten kann das Moränenmaterial auch aus reinen Sanden bestehen. Hatte der Gletscher jedoch Beckenablagerungen überfahren, kann die Moräne lokal deutlich bindiger sein.

Im Altmoränengebiet hat das Periglazial zweimal gewirkt und entsprechend ausgeprägt sind die periglaziären Lagen. Auch wirkten die Frostwechselprozesse stärker und meist auch tiefer in den Untergrund, z. T. bis nahe 2 m unter Flur. Durch die deutlichen Fließ- und Verwürgungsstrukturen sind hier ebenfalls unterschiedliche Materialien nebeneinander gelagert. Das betrifft sowohl in den Untergrund eingearbeitete Decksande als auch bei geringer Moränenmächtigkeit in die Verwürgung einbezogene liegende Schmelzwassersande. Meist sind diese saalezeitlichen Moränen und deren Reste tiefer als das Solum entkalkt. Aufgrund der langanhaltenden Frostwechselprozesse sind die periglaziären Lagen unter dem Decksand sehr kompakt und stark verkittet. Sie neigen deshalb tendenziell eher zur Staunässebildung.

3.3.4 Auenablagerungen

Unter Auen sollen hier alle größeren Niederungen verstanden werden, die von Fließgewässern potenziell überflutet werden können. Der heutige Hochwasserschutz hat alle gefährdenden Flüsse eingedeicht, so dass die Auen heute, außer bei einem Deichbruch, nur noch selten durch Rückstauwasser der Nebenflüsse oder durch Qualmwasser überflutet werden können. Das charakteristische für Auen sind die feinklastischen (ton- und schluffreichen) Stillwassersedimente. Die Körnung schwankt in der Aue ebenfalls stark. So gibt es in breiten Auen ein seitliches Körnungsgefälle vom Sand zum Ton. Je weiter das Überflutungswasser vom Stromstrich mit der höchsten Fließgeschwindigkeit entfernt ist, desto feinkörniger ist das Sediment. Es gibt aber auch ein Körnungsgefälle vom Gröberen zum Feineren flussabwärts, was ebenfalls mit der Abnahme der Fließgeschwindigkeit zu tun hat. Da die Auenflüsse vor der Eindeichung mäandrierten konnten, haben sich verschiedeneklastische Sedimente neben- und übereinander abgelagert. Die Sedimentation in den großen Auen Brandenburgs wurde nach der Eiszeit

zudem maßgeblich vom Stand des Meeresspiegels beeinflusst. Erst mit Einstellung des heutigen Meeresspiegels bildeten sich die Täler in der heutigen Form endgültig aus.

3.3.5 Beckenablagerungen

Unter dieser Bezeichnung werden hier alle durch eine Sedimentation in ehemaligen Eisstauwasserseen gebildeten Sedimente verstanden. Sie treten nur lokal auf, wobei sie am häufigsten und großflächiger im Altmoränengebiet vorkommen. Die Erfahrungen bei der Untersuchung derartiger Standorte zeigen, dass die älteren der Beckenbildungen meist auch bindiger und oft tonhaltiger sind. Demgegenüber sind die Beckenbildungen insbesondere im Jungmoränengebiet eher als Schluffe zu bezeichnen. Im jüngeren Jungmoränengebiet sind sie meist kalkhaltig. Aufgrund ihrer pleistozänen Entstehung weisen sie z. T. eine periglaziäre Überprägung auf, insbesondere betrifft dies Beckenbildungen im Altmoränengebiet. Dort ist die Deckschicht der Hauptlage deutlich sandiger als das schluffig-tonige Liegende, was auf den längeren Einfluss der periglaziären Bedingungen zurückzuführen ist. Beckenablagerungen im Unterboden wirken für Sicker- und Grundwasser als Sperrsicht.

3.3.6 Torfablagerungen

Die Verbreitung der Torfe hängt mit den hydrologischen Verhältnissen zusammen. Der Anteil an mineralischen Beimengungen ist je nach Genese unterschiedlich. Oft spielt der Kalkgehalt des Grundwassers eine große Rolle. Bei Verlandungsmooren können Kalkmudden die Torfe direkt unterlagern. Aber auch die Torfe selbst können einen gewissen Kalkanteil besitzen. Besonders bei Überflutungsmooren können die klastischen Anteile erhöht sein und in einzelnen Schichten in der Abfolge sogar dominieren, so dass Torf mit Lagen von schluffig-tonigen Sedimenten abwechselt.

3.3.7 Anthropogen ab- und umgelagerte Sedimente

Bei diesen Materialien ist prinzipiell zwischen natürlich entstandenen aber durch den Menschen umgelagerten Sedimenten einerseits und Ablagerungen aus überwiegend künstlichen Materialien (z. B. Bau- schutt, Aschen usw.) zu unterscheiden. Insbesondere in Bergbaufolgelandschaften kommen großflächig anthropogen umgelagerte natürliche Materialien vor. Braunkohleraftwerksaschen bilden nur lokal die Ausgangsmaterialien für die neue Pedogenese. Aufgrund der Rekultivierungsziele sind die bergbaubetreibenden Betriebe bemüht, je nach Wiedernutzbarmachungsziel, kulturfreundliche Schichten nach Abschluss als Bodenüberzug mit unterschiedlicher Zusammensetzung und Mächtigkeit abzulagern. Tertiäre Abraummaterialien gelten aufgrund ihres hohen Versauerungspotenzials allgemein als kulturfestlich und werden während der Rekultivierung meist mit pleistozänen kulturfreundlicherem Abraummaterial überzogen.

3.4 Bodengenese und Bodenverbreitung

Im Folgenden sollen charakteristische Bodenbildungen für Brandenburg beschrieben werden. Nicht alle in der Bodenkundlichen Kartieranleitung (Ad-Hoc-AG Boden 2005) definierten Klassen bodensystematischer Einheiten sind unter Waldnutzung in Brandenburg vorhanden. Auf die in der flächenrepräsentativen BZE-Stichprobe Brandenburgs nicht vorkommenden Klassen wird in der vorliegenden Beschreibung verzichtet.

3.4.1 Klasse der A/C-Böden (einschließlich Lockersyroseme)

Die **Regosole und kalkfreien Lockersyroseme** kommen vorwiegend auf Dünen und anthropogen bedingt in den Bergbaufolgelandschaften vor. Meist handelt es sich dabei um sehr junge Bodenbildungen, nachdem die Substrate um- oder abgelagert wurden. Kleinflächig entstehen sie aber auch auf Flächen mit starkem Bodenabtrag, nachdem die Horizonte eines zuvor entwickelten Bodens abgetragen wurden. Sie zeichnen sich durch eine beginnende Humusakkumulation aus. Auf pufferschwachem Ausgangssubstrat bildet sich unter der Humusaflage von Waldvegetation am häufigsten ein Aeh-Horizont aus. **In der BZE-Stichprobe wurden an 23 Inventurpunkten (=7,1 %) Regosole (Abb. 3.5) sowie ein Lockersyrosem angesprochen.**



Abb. 3.5: Bodenprofil am BZE-Punkt 12099 mit Regosol aus anthropogenen Ablagerungen

Gekippte Substrate können sehr unterschiedlich sein. Wieder nutzbar gemachte Flächen weisen im Oberboden kulturfreundliche oder auch meliorierte Oberböden auf. Lockersyroseme sind mit einem Ai-Horizont (Humusgehalt <1 %) die am geringsten entwickelten Böden und treten in der kalkfreien Version deshalb nur kleinflächig und meist vergesellschaftet mit den weiter entwickelten Regosolen auf. Deren Ah- und Ap-Horizonte haben Humusgehalte >1 %.

Waldflächen mit **Pararendzinen und kalkhaltigen Lockersyrosemen** sind in Grundmoränenplatten mit hoher Reliefenergie und Bergbaufolgelandschaften zu finden. Bei diesen Böden handelt es sich um ebenfalls gering entwickelte Böden, die lediglich einen Ah- bzw. Ai-Horizont aufweisen, der aus carbonathaltigen Ausgangsgesteinen entstanden ist. Diese Böden können durch den Abtrag ehemaliger Bodenhorizonte bei der Bewirtschaftung von Großflächen auf geneigten Jungmoränenstandorten entstehen. Auch die Beeinträchtigung des Oberbodens durch carbonathaltige Baumaterialien in Siedlungen oder die Verkippung carbonathaltiger Materialien mit anschließender Rekultivierung in Tagebaufolgelandschaften führen oft zur Ausbildung von Pararendzinen und kalkhaltigen Lockersyrosemen. **Die BZE-Stichprobe enthält nur einen Standort mit Pararendzina.**

3.4.2 Klasse der Braunerden

Braunerden sind die in Brandenburg am weitesten verbreiteten Böden. **Auf 205 BZE-Punkten (63,7 % der Gesamtstichprobe) wurden Norm-Braunerden und Subtypen der Braunerde mit unterschiedlichen Podsoligkeitsgraden angetroffen (Abb. 3.6).** Braunerden dominieren in den Bodengesellschaften auf den trockeneren Sanden und z. T. auch auf den Moränenflächen vor allem dann, wenn die Geschiebebedecksandmächtigkeit für eine tiefere Entwicklung des diagnostischen Bv-Horizontes ausreichend war. Braunerden kommen nicht auf holozänen Bildungen vor (Auenböden, Gleye aus Flusssand, Moore, junge Dünen, Kippböden). Die Ursache hierfür könnte sein, dass bei diesen Standorten ohne eine kryoklastische Vorverwitterung bzw. ohne periglaziale Überprägung eine Verbraunung wesentlich länger dauert. Durch die holozäne Umlagerung der meisten dieser Substrate mit erneuter Kornsortierung fehlen verwitterungsfähige Feinbodenanteile. Braunerden mit farblich sehr schwach ausgeprägten Bv-Horizonten in Urstromtälern stellen gewissermaßen einen Übergang zwischen den oben erwähnten nicht verbraunten Standorten und den typischen intensiv verbraunten Decksanden dar. Die Oberböden in den Urstromtälern waren größtenteils am Ende des Pleistozän entstanden und deshalb nur wenig den periglazialen Bedingungen ausgesetzt.

Häufig ist die Verbraunung nicht der einzige Bodenbildungsprozess auf den entsprechenden Substraten, so dass es oft Übergangssubtypen und Varietäten gibt. Die Verbraunung ist auch auf den Moränenstandorten verbreitet, sofern ein gut ausgebildeter Geschiebebedecksand erhalten geblieben ist. Braunerden

auf Moränenstandorten weisen im Unterboden meist deutliche Zeichen einer Lessivierung auf. Die Tonverlagerung aus dem Geschiebebedecksand führt entweder zu einer Tonanreicherung ab der Grenze zur unterlagernden Moräne oder bei sehr mächtigem Decksand zur Ausfällung von Tonanreicherungsbändern, wenn kein kontinuierlicher Sickerwasserstrom einen Weitertransport sicherstellt. Schreitet die Versauerung in den Bv-Horizonten auf Moränenstandorten weiter voran, entwickeln sich meist in Kiefernwäldern unter der Humusauflage nach der Lessivierung und anschließenden Verbraunung podsolige Horizonte.



Abb. 3.6: Bodenprofil am BZE-Punkt 12013 mit mäßig podsoliger Braunerde aus Decksand über glazifluviatilem Sand

3.4.3 Klasse der Lessivés

Die Lessivés zeichnen sich durch eine Tonverlagerung vom Oberboden in den Unterboden aus. Sie kommen in Brandenburg großflächig in den Böden immer dann vor, wenn Decksand bzw. Geschiebebedecksande noch ausreichend Anteile von Ton und Schluff besitzen, die mit dem Sickerwasserstrom in Form von Kolloiden verlagert werden können. Die kryoklastische Verwitterung schuf im Periglazial dafür die Voraussetzung. Viele Braunerden auf reinen Sandstandorten weisen deshalb im Unterboden Tonanreicherungsbänder auf. Geologisch bedingt treten die meisten Lessivés auf Moränenflächen auf. Die bedeckenden Geschiebebedecksande sind meist schwach schluffig, seltener schwach lehmig. Damit neigen sie zur Tonverlagerung. Sie werden in der Chronologie zuerst entkalkt, was Voraussetzung für die Tonverlagerung ist. Die in der Regel deutlich bindigeren unterlagernden Moränen entkalken langsamer, so dass die Toneinwaschungstiefe auch von der Entkalkungstiefe abhängt. Altmorä-

nen sind in der Regel tiefer entkalkt. Kühn (2003) hat auch an Brandenburger Standorten nachweisen können, dass die Lessivierung bereits in Wärmephasen der letzten Eiszeit abließ. Entsprechende Tonkutane bzw. Anreicherungshorizonte (Bt) unterlagen unter Umständen mehrmals einer periglazären Überprägung bis zum Holozän. Systematisch können **Parabraunerden** als die schwächere Ausprägung eines Lessivés betrachtet werden. Es gibt klimatisch begründete Tendenzen hinsichtlich der Profilausprägung. In einem mehr atlantisch geprägten Klimaraum führt ein kontinuierlicher Sickerwasserstrom im Boden zu weniger scharfen Horizontübergängen. Demgegenüber sind die klimatischen Bedingungen in Brandenburg kontinentaler. Dies bedeutet, dass es im Verlauf eines Jahres öfter zum Abriss des Sickerwasserstromes im Boden kommt. An den Sickerwasserfronten scheiden sich transportierte Bestandteile aus dem Oberboden ab. Im Wiederholungsfall können sich derartige Absätze verstärken. Im Fall eines unterlagernden Schmelzwassersandes führt dies zu einer Bänderung im Unterboden. Massive Bt-Horizonte werden gebildet, wenn unter dem Geschiebedecksand ein lehmiger Sand oder Lehm einer Moräne folgt.

Typisch für die verfaulten Oberböden der **Fahlerden** ist, dass sie einer anschließenden Verbraunung unterlagen. Teilweise werden die Bv-Horizonte dominant und führen teilweise zur systematischen Einstufung in die Klasse der Braunerden. Aber auch bei den anderen Flächen mit dominanter Fahlerde ist häufig eine schwächere Verbraunung vorhanden. Insbesondere unter Kiefernforsten neigen die Decksande im oberen



Abb. 3.7: Bodenprofil am BZE-Punkt 12146 mit Braunerde-Fahlerde aus Geschiebedecksand über carbonatfreien Moränenablagerungen (Geschiebelehm); streifengepflügt

Teil dieser Böden zur weiteren Versauerung. Oft ist der oberste Mineralbodenhorizont ein Aeh-Horizont, der eine beginnende Podsolierung andeutet.

Wie oben beschrieben ist die Ursache für einen scharfen Horizontübergang vom Ael- zum Bt-Horizont mit dem Schichtwechsel zur bindigeren Moräne verbunden. Die Toneinwaschung ist durch den Schichtwechsel schwer quantifizierbar. Gegenüber dem Liegenden ist allerdings die Tonanreicherung über die Bodenart und makromorphologische Merkmale identifizierbar. Entscheidend für die Einstufung als Fahlerde ist deshalb der ausgeprägte fahle Ael-Horizont im Vergleich zum Bt. Oberhalb des Bt-Horizontes können bei größerer Geschiebedecksandmächtigkeit Tonanreicherungsbänder auftreten. Oft korreliert die Untergrenze des Bt-Horizontes mit der Entkalkungstiefe. Sie kann aber auch vorauslaufen. Tiefer reichende periglazäre Wirkungen unter der regelmäßigen Auftauzone (Hauptlage) haben das Substrat für die im holozän ablaufenden Bodenbildungsprozesse aufbereitet.

In der BZE-Stichprobe befinden sich 8 Fahlerden, 2 Parabraunerden sowie 34 (10,6 %) andere Bodentypen mit Übergangsform zu den Lessivés (Abb. 3.7). Hierbei handelt es sich meist um den Übergangstyp Braunerde-Fahlerde. Diese Subtypen der Braunerde wurden bei der Stratenbildung (Kap. 2.5.2) entweder den Lessivés (L), den reichen Braunerden (cB) oder seltener den sauren Braunerden (B) zugeordnet.

3.4.4 Klasse der Podsole

Podsole kommen auf besonders armen bzw. reinen Sanden vor, die aufgrund des geringen Puffervermögens leicht zur Versauerung neigen. Damit konzentriert sich ihre Verbreitung auf Standorte der Flugsande und der ärmeren Decksande über periglazär-fluviatilen Flusssanden der Urstromtäler und über Schmelzwassersanden. Podsole treten in den Bodengesellschaften oft als Begleiter auf, bevorzugt in Kombination und in systematischen Übergängen zu Braunerden und seltener zu Gleyen. In Braunerden entwickeln sie sich mit fortschreitender Versauerung und dem Mobilwerden der Sesquioxide in den Bv-Horizont hinein. Dabei sinken die pH-Werte der ehemaligen Bv-Horizonte in den entstehenden Horizonten des Podsol weiter ab. Systematisch spricht man erst von Podsole, wenn ihre Entwicklungstiefe 15 cm in einer Braunerde überschreitet (Untergrenze des Bs- bis Bh-Horizontes mit Sesquioxid- und/oder Humusanreicherung). Folgt auf die Podsolhorizonte kein Bv-Horizont wie oft auf Flugsanden, werden auch bei geringerer Gesamtmaßigkeit die betreffenden Horizontabfolgen bereits als reine Podsole eingestuft (Ad-hoc-AG Boden 2005).

Es gibt auf den brandenburgischen Waldstandorten alle Übergänge zwischen **Eisen- bis Humuspodsole**. Oft sind aber sowohl Sesquioxide und Humusverbindungen an der Ausprägung der diagnostischen Horizonte eines Podsol beteiligt. Die Entwicklungstiefen hängen sowohl vom vorherigen Grad der Ver-

sauerung als auch von der Entwicklungsdauer ab. Der Grad der Versauerung vor der Podsolierung hängt von der Substratzusammensetzung bzw. dessen Puffervermögen ab. Geringfügige Anteile an Schluff und Ton in den Sanden führen selten zur kompletten Ausprägung einer Podsolhorizontfolge. Flugsande tendieren schneller zu einer stärkeren Versauerung. Handelt es sich jedoch um junge Dünen, die zudem einen geringen Humusanteil besitzen, haben sich in der Regel noch keine vollständigen Podsolhorizontabfolgen entwickelt.

Die BZE-Stichprobe umfasst 24 Inventurpunkte mit Podsol (7,5 %) (Abb. 3.8). Bei den Übergangsformen handelt es sich vorwiegend um Übergänge zu Braunerde, in selteneren Fällen zu Gley.



Abb. 3.8: Bodenprofil am BZE-Punkt 12156 mit Podsol aus Decksand über periglaziär-fuvialem Sand

3.4.5 Klasse der Stauwasserböden

Von den Böden dieser Klasse haben in Brandenburg eigentlich nur die **Pseudogleye** eine flächenhafte Bedeutung. Haftpseudogleye und Stagnogleye sind aufgrund der verbreiteten Substrate und klimatischen Verhältnisse selten. Pseudogleye treten vorrangig in schluffigen bis tonigen Substraten auf, beispielsweise in den Auen und auf pleistozänen Beckenbildungen sowie über stark verdichteten Moränen (z. B. im Altmorenengebiet) oder in Senkenpositionen mit lateralem Wasserzufluss.

In den Auen kommen die feinkörnigsten Substrate mit Pseudogleyen in den Unterläufen vor, wie im unteren Odertal oder der an die Prignitz angrenzenden Elbauen im Nordwesten Brandenburgs. Das Tal der Spree be-

sitzt mit Eintritt in das Baruther Urstromtal aufgrund des sich verringernden Gefälles einen Auencharakter. Wo sich dort schluffig-tonige Ablagerungen befinden, treten ebenfalls Pseudogleye in ihren Übergängen zu Vegen und Gleyen auf. Das spezifische der Pseudogleye in Auen ist ihr „Grundwasserfuß“, d. h. es handelt sich oft um Gley-Pseudogleye. Auch die in der BZE-Stichprobe insgesamt gefundenen zwei Stauwasserböden sind Gley-Pseudogleye.

3.4.6 Klasse der terrestrischen anthropogenen Böden

Zu dieser Klasse gehören Böden, die durch einen anthropogenen oder anthropogen ausgelösten Auftrag oder durch eine tiefreichende und damit profilverändernde Bearbeitung entstanden sind. Für kleine und mittlere Maßstäbe sind nur die **Kolluviole** aus dieser Klasse flächenhaft bedeutsam. Sie treten jedoch in den Bodengesellschaften meist nur begleitend auf. Systematisch sind Böden als Kolluviole anzusprechen, wenn ein M-Horizont mit einer Mindestmächtigkeit von 4 dm und mit einem Humusgehalt wie in einem Ah-Horizont vorhanden ist. Der M-Horizont selbst sollte nicht in einem einzigen Vorgang entstanden sein, so dass bei wiederholter Sedimentation von humosem Bodenmaterial Bodenprozesse wie die Bioturbation zu einer Strukturbildung führen können.

Speziell auf Forststandorten treten darüber hinaus **Treposele** (Tiefumbruchböden) mit einer meist einmaligen Störung des Profilaufbaus bis in tiefere Bodenschichten auf. Diese sind durch Pflügen bei der



Abb. 3.9: Bodenprofil am BZE-Punkt 12009 mit Kolluvisol aus Decksand über fluvioglazialem Sand

Bestandesbegründung zum Zwecke der Untergrund-auflockerung entstanden.

In der BZE-Stichprobe befinden sich insgesamt 23 Profile (7,1 %), die der Klasse terrestrischer anthropogener Böden zuzuordnen sind. Hierbei kann zwischen 20 Kolluvien (Abb. 3.9) und 3 Treposolen differenziert werden.

3.4.7 Klasse der Gleye

Gleye sind vorwiegend in den Urstromtälern, Auen sowie normalen Fluss- und Bachtälern verbreitet, wo der Grundwassereinfluss bis in den Oberboden reicht. In Randbereichen können Gleye auch auf pleistozänen Sedimenten auftreten. In der Klasse der Gleye gibt es Übergänge zu den Mooren.

Durch die großflächige Entwässerung von Niederungen, die bereits im Ausgang des Mittelalters begann, wurden viele der ursprünglichen Gleyböden zu Reliktgleyen mit unterschiedlich stark abgesenkten Grundwasserständen. In den holozänen Sedimenten mit Grundwasserabsenkung fanden in der Regel noch keine morphologisch erkennbaren terrestrischen Bodenbildungsprozesse statt, so dass ehemalige Gleye heute bodensystematisch als Gley-Reliktgleye oder als vergleyte Reliktgleye anzusprechen sind. Auch die in den Niederungen ehemals vorhandenen Mooren durchliefen nach ihrer Trockenlegung verschiedene Degradationsstadien bis zum Gley oder Reliktgley.

Die meisten Gleye in Brandenburg haben sich in Sanden entwickelt. Oft ist deshalb die charakteristische Rostfleckung im Grundwasserschwankungsbereich wegen geringer Gehalte an Eisenverbindungen nur schwach ausgeprägt. Bei sehr geringen Eisenge-

halten in diesen Böden und mit kaum noch sichtbaren Oxidationsflecken spricht man von Bleichgleyen. Heutige Gleyböden weisen z. T. eine Entwicklung auf, die auf ehemalige flache Verlandungs Moore hinweist. Dies lässt sich meist dadurch belegen, dass in einer ansonsten sandigen Umgebung im Oberboden neben höheren Humusgehalten auch Muddereste vorkommen. Eisenreiche Gleye mit Bänken von Raseneisenstein sind heute selten. Sie wurden in historischen Zeiten bereits abgebaut.

Das Grundwasser in den Niederungen wird aber auch von den entkalkenden Moränenplatten gespeist. So kommt es vor, dass manchmal nur wenige Oxidationsflecken sichtbar sind, dafür aber deutliche Kalkausfällungen im Grundwasserschwankungsbereich auftreten, die bei höheren Gehalten als Wiesenmergel bezeichnet werden. Dieser unterscheidet sich von am Seegrund ausgefällten Kalkmudden durch die mineralische, meist sandige Komponente, in der die Ausfällung stattfand.

Bei der BZE wurden 24 Gleye angesprochen (7,5 % der Gesamtstichprobe), wobei die Moorgleye der Klasse der Moore zugeordnet sind (s. u.). Bei den Übergängen zu anderen Bodentypen handelt es sich größtenteils um Braunerde-Gley (9 BZE-Punkte). Die Fotos in Abb. 3.10 zeigen einen Gley mit hoch anstehendem Grundwasser sowie einen reliktischen Nassgley.

3.4.8 Klasse der Moore (einschließlich Moorgleye)

Gehölzfreie Waldmoore sind meist recht kleinflächig und demzufolge in ihrer Gesamtheit nur schwer zu erfassen. Ihr Hauptvorkommen konzentriert sich auf



Abb. 3.10: Bodenprofile der BZE-Punkte 12159 und 12083 mit Gley bzw. reliktischem Nassgley (grundwasserabgesenkt) jeweils aus fluviatilem Sand

feuchte Senken im Bereich der eiszeitlichen Grund- und Endmoränen. Typologisch sind sie häufig den Kessel-, Verlandungs- und Quellmooren zuzurechnen.

Im Bereich der Urstromtalniederungen und Sanderflächen finden sich indes bevorzugt großflächige Überflutungs-, Durchströmungs-, Versumpfungs- und Verlandungsmoore. Ausgedehnte Niedermoorenflächen mit nährstoffreichen Schwarzerlenwäldern liegen im Havelländischen Luch und Rhinluch, im Oberspreewald, im Randow-Welse-Bruch und im Ückertalmoor.

Insgesamt ist in Brandenburg von einer Waldmoorfläche in der Größenordnung von ca. 30.000 ha auszugehen (Riek et al. 2014). Fast alle aktuell noch wachsenden – das heißt Torfsubstanz akkumulierenden – Moore in Brandenburg sind Waldmoore, d. h. ihre Wasserspeisung wird überwiegend durch bewaldete Einzugsgebiete bestimmt. Den in Waldgebiete eingebetteten Mooren kommt durch ihren stabilisierenden Einfluss auf den Landschaftswasserhaushalt und das Lokalklima eine zentrale Bedeutung für das Funktionieren der Waldökosysteme zu. Als natürliche Bestandteile der pleistozänen Landschaft tragen sie aufgrund ihrer Schwammfunktion in Wäldern in besonderem Maße zur Wasserrückhaltung bei.

Die BZE-Stichprobe umfasst 4 Moore (Abb. 3.11) sowie 4 Moorgleye.

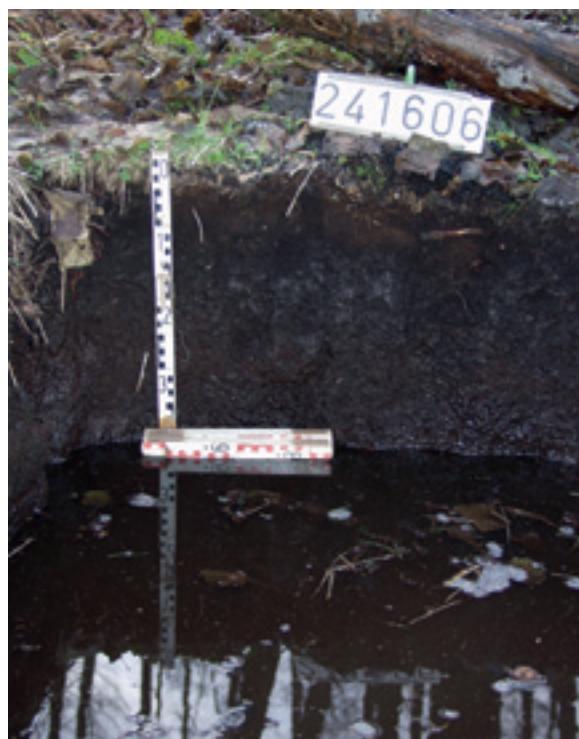


Abb. 3.11: Erdniedermoor am BZE-Punkt 241606

3.5 Landschaftswasserhaushalt

3.5.1 Grundwasserflurabstand

Der Einfluss des Grundwassers auf die Vegetation hängt von der artspezifischen Durchwurzelungstiefe

und vom kapillaren Aufstiegsvermögen als Funktion der physikalischen Bodeneigenschaften und somit maßgeblich von der Bodenart ab. Der sogenannte „Grenzflurabstand“, bei dem Grundwasser je nach Baumart für die Pflanze nutzbar ist, kann bis zu vier Meter betragen. Vor allem in Feuchtbiotopen ist die Vegetation in ihrem Wasserbedarf auf die kontinuierliche und weitgehend gleich bleibende Nachlieferung aus dem Grundwasser angewiesen.

Im norddeutschen Lockergesteinsgebiet ist der Flurabstand des Grundwassers als der lotrechte Höhenunterschied zwischen der Geländeoberkante und der „Grundwasseroberfläche“ des obersten Grundwasserleiters definiert. Wird der Grundwasserleiter von schlecht durchlässigen bindigen Schichten (z. B. Geschiebemergel) so überlagert, dass das Grundwasser nicht so hoch ansteigen kann, wie es seinem hydrostatischen Druck entspricht, liegt „gespanntes Grundwasser“ vor. Im Rahmen des LFE-Projektes „Dynamische Regionalisierung“ (Kap. 1.3.3) erfolgte die Berechnung des Grundwasserflurabstandes für die Waldfläche Brandenburgs für hydrologisch typische Stichzeiträume. Der Terminbezug ist bei der Ermittlung der Grundwasseroberfläche eine unverzichtbare Größe, da das Grundwasser in Brandenburg klimatisch bedingt saisonal und überjährlich um mehrere Dezimeter bis Meter schwanken kann. Die Grundlage der Berechnungen bilden terminbezogen gemessene Grundwasserstände sowie Pegelstände der oberirdischen Gewässer und zusätzlich Angaben zur Grundwasserstufe in der Forstlichen Standortskarte.

Zur räumlichen Interpolation der Grundwasserstände wurden alle in Brandenburg verfügbaren Grund- und Oberflächenwasserdaten herangezogen (ca. 16.500 Stützstellen). Die Regionalisierung erfolgte mit Hilfe von geostatistischen Verfahren für die Waldgebiete mit ungespanntem Grundwasser (Hannappel & Riek 2011a). Die Bereiche mit gespanntem Grundwasser wurden hierbei zunächst nicht bearbeitet, da die bedeckten und gespannten Grundwasserleiter nicht zur Wasserversorgung der Bäume beitragen können. Gleichwohl weist die Standortskarte auch in diesen Gebieten lokal grundwasserbeeinflusste Zonen aus. Hierbei handelt es sich nach obiger Definition nicht um Grundwasser, sondern um Schichten- und Hangzuschusswasser, das aber bei entsprechender Mächtigkeit ebenfalls zur nachhaltigen Wasserversorgung der Pflanzen beitragen kann. Für diese Waldbereiche wurde der Flurabstand des Schichtenwassers aus den Feuchteangaben der Forstlichen Standortskarte entnommen (Russ & Riek 2011b). Die Übergänge zwischen den gespannten und ungespannten Gebieten wurden hinsichtlich auftretender Grund- bzw. Schichtenwasserlagen abgeglichen (Hannappel & Huber 2010). Im Ergebnis dieser Arbeiten liegen konsistente Flurabstandsdaten zum oberflächennahen Grund- bzw. Schichtenwasser für die gesamte Waldfläche Brandenburgs vor. Dabei zeigt sich, dass zur Zeit der BZE-2 fast ein Viertel aller Waldstandorte grundwasserbeeinflusst war (Flurabstän-

de <3 m auf 24 % der Gesamtwaldfäche). Bei 10 % der Waldfäche traten Grundwasserflurabstände von weniger als 1,5 m auf. Die kumulative prozentuale Häufigkeitsverteilung der im Aufnahmezeitraum der BZE-2(a) auftretenden Flurabstände bis 6 m Tiefe geht aus Abb. 3.12 hervor.

Für die Wasserhaushaltsmodellierung auf den BZE-Inventurpunkten wurde der Grundwasserflurabstand prinzipiell anhand der Obergrenze des rezenten Gr-Horizontes aus den Befunden der Geländeansprache abgeleitet. Dieses Vorgehen entspricht den Empfehlungen der Arbeitsgruppe Boden (2005). Ergänzend erfolgte ein Abgleich mit der im Gelände ebenfalls angesprochenen Tiefe des „freien Wassers“. Die aus dem Projekt „Dynamische Regionalisierung“ flächenhaft vorliegenden Grundwasserflurabstände wurden an den BZE-Punkten berücksichtigt, wenn das Grundwasser unterhalb der jeweiligen BZE-Aufschlussstiefe lag und unter Berücksichtigung der bodenphysikalischen Eigenschaften zum kapillaren Aufstieg beitrug.

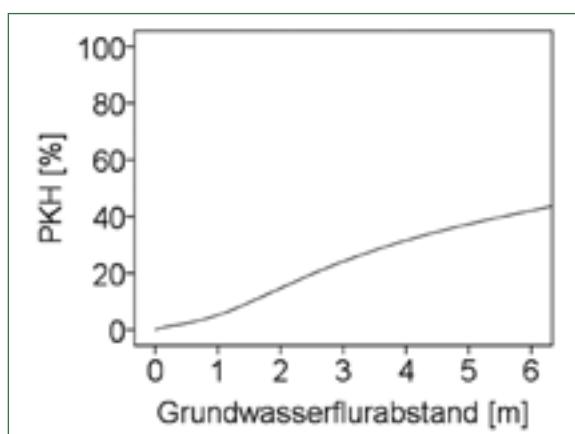


Abb. 3.12: Prozentuale kumulative Häufigkeitsverteilung (PKH) des Grundwasserflurabstands auf der Gesamtwaldfäche Brandenburgs im Frühjahr 2008 (Datenquelle: Riek & Russ 2014a)

Der langjährige Vergleich der Grundwasserstände zeigt, dass in den vier Jahrzehnten vor Durchführung

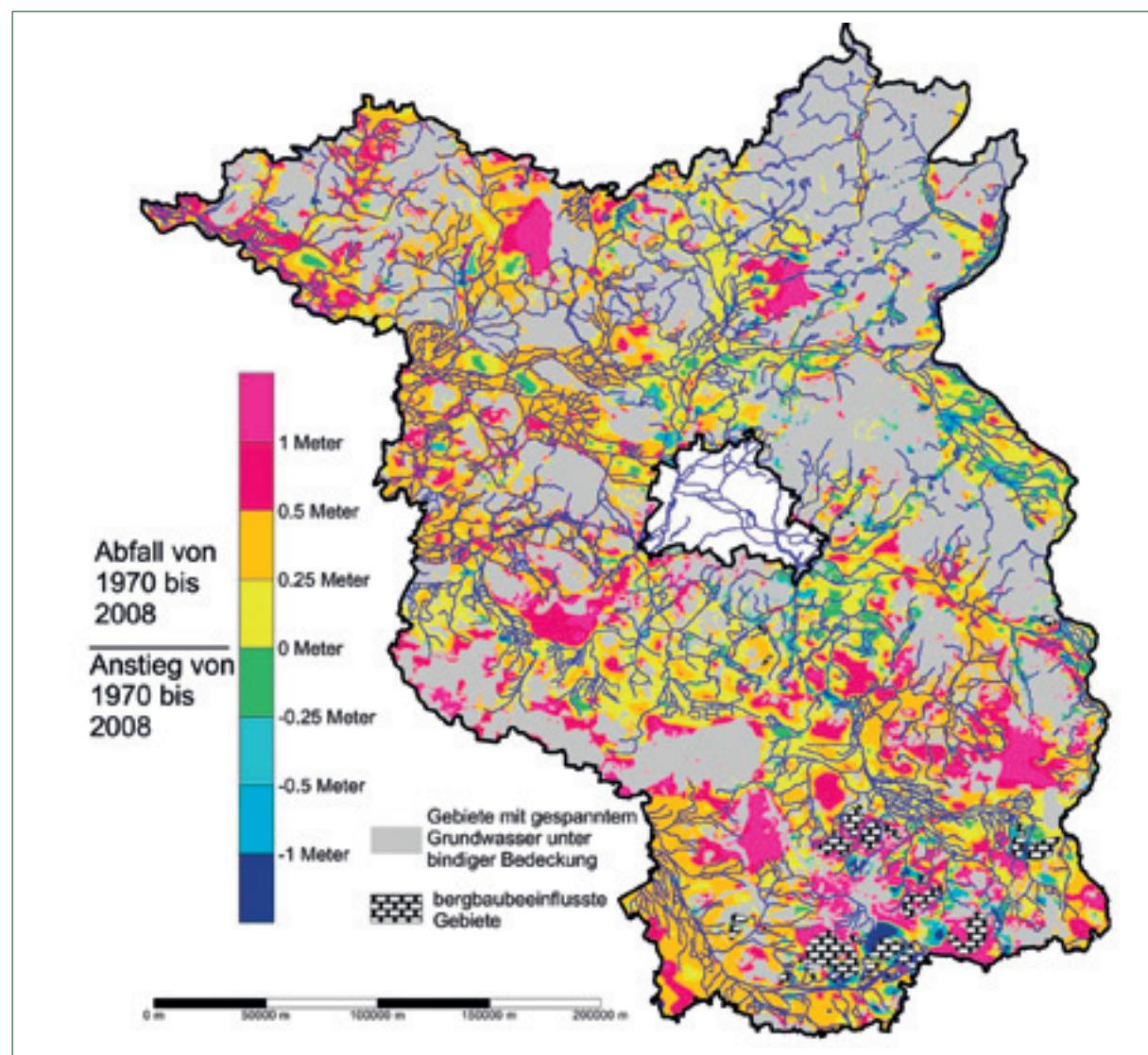


Abb. 3.13: Veränderung des Grundwasserstandes im Zeitraum 1970 bis 2008 im Bereich von ungespanntem Grundwasser (Hannappel & Riek 2011b)

der BZE-2 brandenburgweit erhebliche Grundwasserabsenkungen zu verzeichnen waren (Abb. 3.13). Als deren Ursachen kommen zum einen die künstliche Entwässerung der Kulturlandschaften, insbesondere im Zuge der Komplexmelioration der 1960er bis 1980er Jahre, durch die zusammenhängende intensiv nutzbare Grünlandflächen geschaffen werden sollten, in Frage. Zum anderen könnten in den Grundwasserabsenkungen die Folgen von reduzierten Grundwasserneubildungsraten aufgrund des regionalen Klimawandels zu sehen sein.

Im Vergleich von April 1970 zu April 2008 liegen die terminbezogenen Unterschiede der Grundwasserflurabstände durchschnittlich bei 0,40 m absoluter Differenz, was einem durchschnittlichen saisonbereinigten Abfall von 1,1 cm/Jahr entspricht. Hierbei muss regional zwischen verschiedenen hydrogeologischen Lagerungspositionen unterschieden werden, da die Differenzen in den Niederungen mit 0,68 cm/Jahr deutlich unterdurchschnittlich und im

Bereich von Hochflächen in den Neubildungsgebieten mit 1,3 cm/Jahr überdurchschnittlich ausfallen. Lokal können zudem stark abweichende Werte auftreten. Der zeitliche und regionale Vergleich der Grundwasserflurabstände dokumentiert für einige Landesteile die dort bekannten Tendenzen des langjährigen Wasserhaushaltes (z. B. absinkende Grundwasserstände in der Schorfheide) und liefert landesweit eine statistisch abgesicherte Grundlage für effektive Anpassungsmaßnahmen.

3.5.2 Wasserverfügbarkeit und Wassermangel

Die Berechnung des Wasserhaushalts für die Waldfläche Brandenburgs erfolgte im Rahmen der Promotionsarbeit von Russ (2015). Im Ergebnis liegen flächendeckend als Punktkarte für ein 100x100-m-Raster die Komponenten des Wasserhaushaltes vor. Die in Abb. 3.14 dargestellten Kenngrößen lassen sich wie folgt definieren:

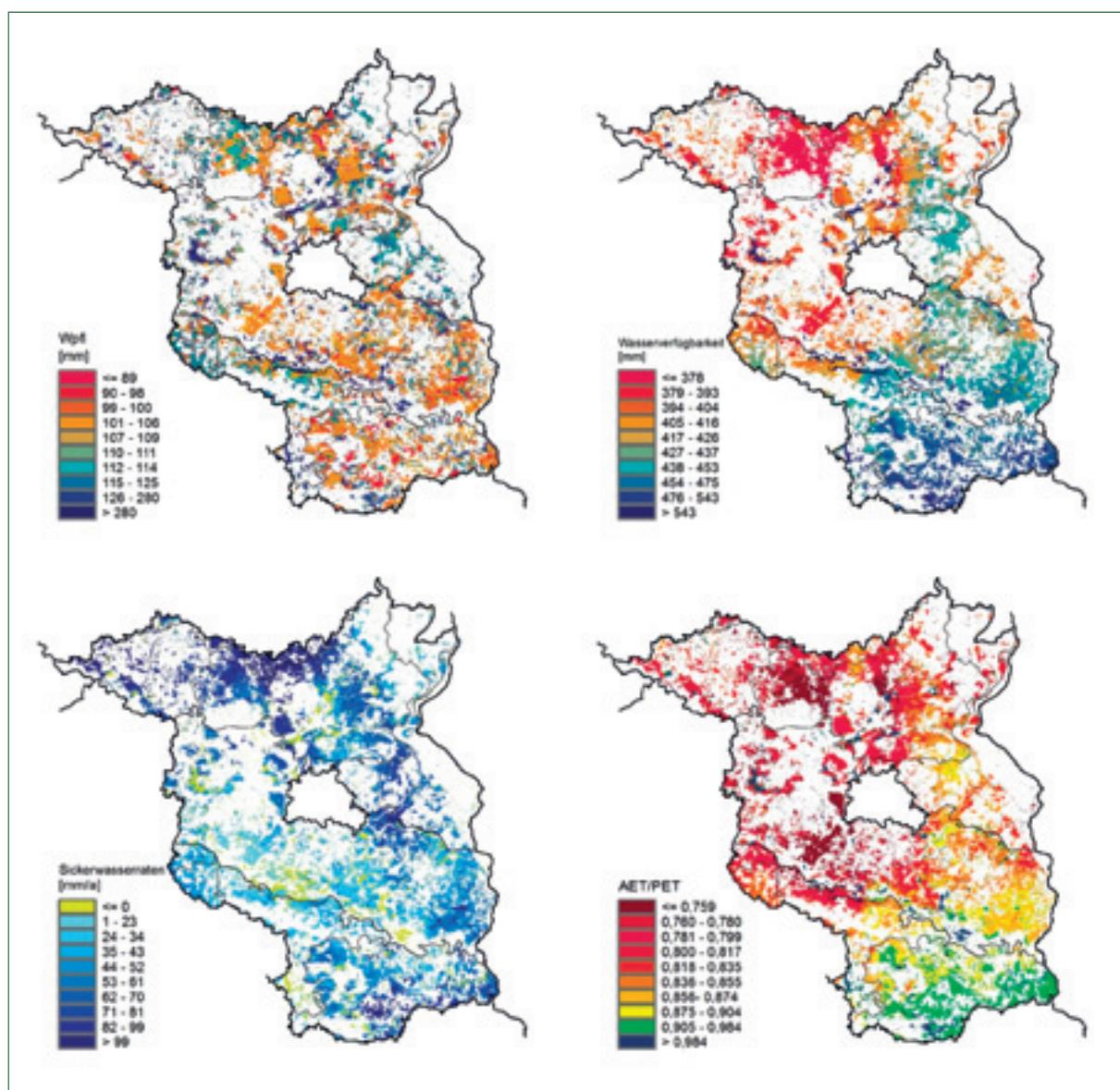


Abb. 3.14: Komponenten des Wasserhaushaltes für die Waldfläche von Brandenburg (Dezile nach Daten von Russ 2015)

- pflanzenverfügbares Bodenwasser (Wpfl): Summe aus nutzbarer Feldkapazität im effektiven Wurzelraum und jährlicher kapillarer Aufstiegsrate [mm/a]
- Wasserverfügbarkeit: gesamte Menge des dem Bestand für die Verdunstung zur Verfügung stehenden Bodenwassers berechnet als Summe aus kapillarer Aufstiegsrate, nutzbarer Feldkapazität im effektiven Wurzelraum und dem Niederschlag im Sommerhalbjahr [mm/a]
- Sickerwasserrate: Wassermenge, die den Wurzelraum nach unten verlässt (abzüglich ggf. vorhandenen kapillaren Aufstiegs) und zur Grundwasserneubildung beiträgt [mm/a]
- AET/PET: Quotient aus tatsächlicher (AET) und potenzieller Verdunstung (PET, hier: Grasreferenzverdunstung) zur Charakterisierung des Evapotranspirationsdefizits

Gemessen anhand dieser Kennwerte ist Brandenburg generell durch eine hohe Variabilität des Wasserhaushalts zu charakterisieren. Die Darstellungen in Abb. 3.14 weisen auf besonders geringe **Kennwerte des Wasserangebots innerhalb der Vegetationszeit** in grundwasserfernen Bereichen westlich Berlins hin. Dagegen sind die Bereiche der Urstromtäler und der Süden des Landes durch deutlich feuchtere Bedingungen gekennzeichnet. Ein etwas abweichendes Bild zeigt sich für die stärker von der Witterung im Win-

terhalbjahr abhängige **Sickerwasserrate**. Tendenziell höhere Raten finden sich hier im Norden, während sich geringe Sickerwasserraten im westlichen Mittelbrandenburg häufen. Negative Sickerwasserraten treten bei hohen kapillaren Aufstiegsraten auf und finden sich vornehmlich im Bereich der Urstromtäler. Die Darstellung des **pflanzenverfügbaren Bodenwassers**, welches nur relativ wenig von klimatischen Effekten beeinflusst wird, zeichnet sich im Vergleich zu den anderen Kennwerten durch das Fehlen großräumiger klimatischer Gradienten aus. **Neben den großräumigen klimatisch und geologisch bedingten Unterschieden zeigen sich bei allen Kennwerten in Abhängigkeit von den örtlichen Textur-, Grundwasser- und Geländeverhältnissen zudem hohe kleinräumige Unterschiede. So findet sich oft das gesamte Wertespektrum bereits innerhalb sehr kleiner Gebiete wieder.**

3.6 Forstliche Standortseinheiten

3.6.1 Forstliche Wuchsräume

Mit Blick auf die waldökologische Naturraumgliederung werden Landschaftsausschnitte von einheitlichem physiografischem Charakter zu Wuchsbezirken und Wuchsgebieten zusammengefasst. Kriterien für deren Ausweisung sind **Klima, Ausgangssubstrate, Topografie, Vegetation und Landschaftsgeschichte**. Die für Brandenburg beschriebenen Wuchsgebiete, die im vorliegenden Bericht auch bei der stratifizierenden Auswertung der BZE-Daten

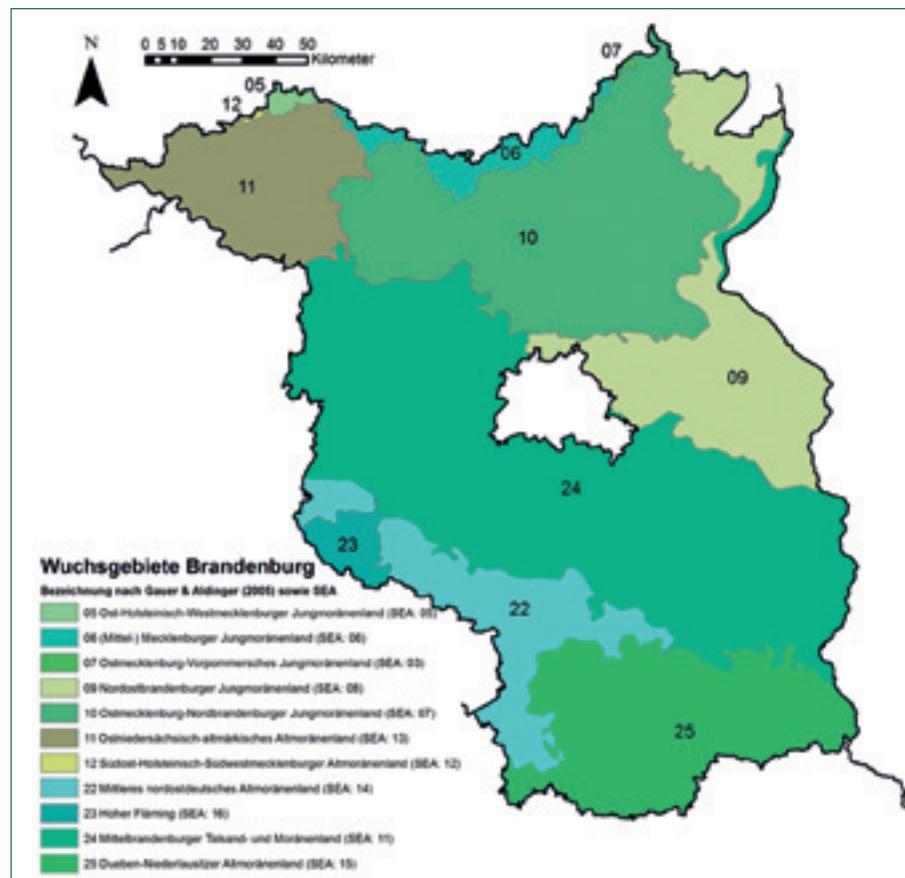


Abb. 3.15: Forstliche Wuchsgebiete im Land Brandenburg

verwendet werden, sind in Abb. 3.15 als Karte dargestellt. Aus der zugehörigen Legende gehen zum einen die landeseigene Kennnummer hervor und zum anderen die Kennnummer nach der bundesweiten Nomenklatur nach Aldinger et al. (2005). Letztere wird auch im Auswertungsteil des vorliegenden Berichtes verwendet.

Die Wuchsgebiete korrespondieren mit den von Kopp & Schwancke (1994) abgegrenzten Großklimabereichen, die wiederum zu den drei Klimastufen *feucht* im äußersten Norden Brandenburgs, *mäßig trocken* (Wuchsgebiete 11, 10, 23 und 25) sowie *trocken* (Wuchsgebiete 9, 24 und 14) zusammengefasst werden. Vor dem Hintergrund des regionalen Klimawandels erfolgt derzeit am LFE eine Dynamisierung der forstlichen Wuchsräume unter Verwendung von szenarischen Klimadaten und regionalisierten Kennwerten zum Wärme-, Wasser- und Nährstoffhaushalt (Riek & Russ 2014a). **Neben der klimatischen Differenzierung der Wuchsgebiete unterscheiden sich die Wuchsräume substratbedingt durch die vielfältigen eiszeitlichen Ablagerungen und deren variierende Nährkraft. Hierbei lassen sich insbesondere die Bereiche mit altpaleozänen Sedimenten im Nordwesten (Wuchsgebiet 11) und im Süden Brandenburgs (Wuchsgebiete 22, 23, 25) von den übrigen Landesteilen mit überwiegend jungpaleozänen Ablagerungen unterscheiden.**

3.6.2 Geologische Serie (KMgCaP-Serie)

Die geologische Serie bringt nach Kopp et al. (1969) die substratbedingten Unterschiede im Gesamtgehalt an Kalium, Magnesium, Calcium und Phosphor zum Ausdruck. **Unter der Serie wird nach Kopp et al. (1969) eine Gruppe von Substraten mit einheitlichen Beziehungen zwischen den im Flusssäureaufschluss gemessenen K-, Mg-, Ca- und P-Gehalten verstanden.** Die Messung erfolgt hierbei an Proben aus dem humusfreien mineralischen Unterboden und die Ableitung der Serie geschieht unter Berücksichtigung der Bodenart (Körnungsgruppe).

KMgCaP-Serie I ist gekennzeichnet durch einen hohen Gehalt an allen vier Elementen. Innerhalb dieser Serie liegen die Elementgehalte der Grobsandfraktion über den Gehalten der Mittel- und Feinsandfraktion. **Bei Serie II** liegen die Elementgehalte niedriger als bei Serie I und der Anstieg mit wachsendem Grobsandanteil ist weniger ausgeprägt als bei dieser. **Bei Serie III** ist zwischen den Elementgehalten der Grobsandfraktion und denen der Mittel- und Feinsandfraktion kein Unterschied festzustellen. Die **Serien IV und V** sind den Serien II und III ähnlich und werden bei der Stratenebildung im vorliegenden Bericht (Kap. 2.5.2) diesen zugeschlagen. **Serie VII** ähnelt bei allen Elementen der Serie I. Bei der Stratenebildung wird Serie VII nicht berücksichtigt, da nur zwei BZE-Punkte dieser Serie zugeordnet werden können (Kap. 2.5.2). **Serie VIII** zeichnet sich durch die geringsten Calcium- und Magnesiumgehalte aus. Der Kaliumgehalt variiert je nach Teilserie (VIII+, VIII0, VIII-).

Der Vergleich der Verbreitungskarte der KMgCaP-Serie mit geologischen Karten zeigt nach Kopp et al. (1969) eine enge Bindung an die Stratigrafie der quartären und tertiären Lockersedimente, die daher bei der Ansprache der geologischen Serie konventionell als Hilfsmerkmal eingesetzt wird. Die fazielle Bindung der geologischen Serie ist indes nach den Ergebnissen der Analysen von Kopp et al. (1969) gering. Die Unterschiede der Elementgehalte im Material von Grundmoräne, Sander, Tal- und Dünenständen sind demnach rein körnungsbedingt und bei gleicher Körnungsgruppe identisch.

Die geologische Serie dient im Standortserkundungsverfahren für das nordostdeutsche Tiefland als wichtige Grundlage für die Standortsbewertung mit Blick auf die Stammnährkraft. Im vorliegenden Bericht bildet sie ein Merkmal für die stratifizierte Auswertung der BZE-Daten, das den Einfluss des geologischen Alters auf die nachlieferbare Nährstoffreserve zum Ausdruck bringt. Die räumliche Verbreitung der geologischen Serie wurde anhand von Daten aus dem Projekt „Dynamische Regionalisierung“ (Kap. 1.3.3) für die gesamte brandenburgische Waldfläche als Karte dargestellt (Abb. 3.16).

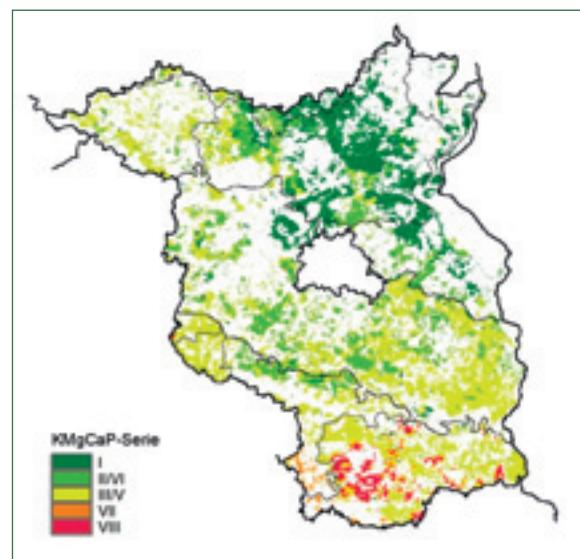


Abb. 3.16: Verbreitung der geologischen Serie auf der Waldfläche Brandenburgs (Datengrundlage: 100x100-m-Rasterdaten des Projekts „Dynamische Regionalisierung“, Riek & Russ 2014a)

3.6.3 Feinbodenform und Stammnährkraftstufe

Ein wichtiger Grundsatz des nordostdeutschen Standortserkundungsverfahrens (SEA95) ist die Trennung zwischen Stamm- und Zustandseigenschaften. Die im Rahmen der BZE erhobenen laboranalytischen Bodeneigenschaften sind in diesem Zusammenhang vorrangig in den Bereich der leicht veränderlichen insbesondere durch anthropogene Einwirkungen wandelbaren Zustandseigenschaften einzuordnen. Dagegen basieren die bei der Ableitung von Feinbodenform und zugehöriger Stammnährkraftstufe verwendeten

Kriterien auf langfristig stabilen Parametern, wie Bodenart, Nährstoffgesamtgehalte sowie Carbonatgehalt bzw. Entkalkungstiefe. **Die Kenntnis der Stammeigenschaften in Kombination mit dem aktuellen Bodenzustand ist für die waldbauliche Planung von außerordentlicher Wichtigkeit.** Im vorliegenden Band werden die Stammnährkraftstufen für stratifizierende Auswertungen der BZE-Daten eingesetzt. Zudem bilden die der Forstlichen Standortskarte zu entnehmenden Stammeigenschaften potenzielle Grundlagen für die Regionalisierung von Befunden, die vom BZE-Punkt-Kollektiv in die Fläche übertragen werden sollen (vgl. Kap. 1.2.3).

Anhand der Ergebnisse aus dem LFE-Projekt „Dynamische Regionalisierung“ (Kap. 1.3.3) lassen sich für das zugrunde liegende 100x100-m-Raster Aussagen zur regionalen Verbreitung der Feinbodenformen treffen, wenn für jeden Rasterpunkt eine Waldfläche von 1 ha angesetzt wird. Die Gesamtwaldfläche beläuft sich nach dieser Prämisse auf 1.076.222 ha. Der statistische Ansatz zur Regionalisierung von Feinbodenformen für die nicht kartierte Waldfläche ist bei Russ (2015) ausführlich beschrieben. **In Brandenburg finden sich 539 Feinbodenformen, die in Tab. 3.1 nach ihrem flächenhaften Auftreten stratifiziert sind.** Aus der Zusammenstellung wird deutlich, dass die Flächenanteile der Feinbodenformen einer logarithmischen Häufigkeitsverteilung unterliegen: wenige unterschiedliche Feinbodenformen decken einen Großteil der Waldfläche ab, während

zahlreiche Feinbodenformen eher selten auftreten. Nachfolgend werden die zehn häufigsten Feinbodenformen gemäß ihres absoluten Anteils an der Waldfläche Brandenburgs aufgeführt (Bezeichnungen nach Schulze 2005):

Bärenthorener Sand-Braunerde (BäS, 201.064 ha)
Nedlitzer Sand-Braunerde (NeS, 98.822 ha)
Grubenmühler Sand-Braunerde (GmS, 93.282 ha)
Lienewitzer Sand-Braunerde (LwS, 74.863 ha)
Finowtaler Sand-Braunerde (FtS, 37.866 ha)
Kersdorfer Sand-Ranker (KdS, 36.176 ha)
Bodenseichener Sand-Braunerde (BoS, 35.491 ha)
Sonnenburger Bändersand-Braunerde (SoS, 26.719 ha)
Bergrader Sand-Braunerde (BgS, 22.497 ha)
Rüthnicker Sand-Rumpfrosterde (RüS, 20.267 ha)

Allein die drei verbreitetsten Feinbodenformen machen mit fast 400.000 ha rund 37 % der Waldfläche aus. In Summe decken die genannten zehn Feinbodenformen 647.047 ha, d. h. ca. 60 % der Waldfläche Brandenburgs ab.

Tab. 3.1: Flächenanteile der Feinbodenformen in Brandenburg

Fläche der einzelnen Feinbodenform [ha]	Anzahl der betroffenen Feinbodenformen [n]	Gesamtfläche der betroffenen Feinbodenformen [ha]	Flächenanteil der Feinbodenformen an der Gesamtwaldfläche [%]
1 – 10	121	529	0,05
10 – 100	184	7.389	0,69
100 – 1.000	143	49.121	4,56
1.000 – 10.000	70	239.105	22,22
> 10.000	21	780.078	72,48

Zwischen der Feinboden- bzw. Stammstandortsform und der Stammnährkraftstufe (arm, ziemlich arm, mäßig nährstoffhaltig, kräftig und reich) besteht nach SEA95 eine direkte Zuordnung. Die Flächenanteile der fünf Stammnährkraftstufen an der Gesamtwaldfläche Brandenburgs können auf der Basis des o. g. 100x100-m-Rasters wie folgt bestimmt werden:

- A-Standorte: 91.197 ha (8,5 % der Waldfläche)
Z-Standorte: 449.384 ha (41,8 % der Waldfläche)
M-Standorte: 413.911 ha (38,5 % der Waldfläche)
K-Standorte: 108.273 ha (10,1 % der Waldfläche)
R-Standorte: 13.457 ha (1,3 % der Waldfläche)

Die regionale Verbreitung der Nährkraftstufen geht aus der Karte in Abb. 3.17 hervor. Deutlich sind die Unterschiede zwischen Alt- und Jungpleistozän zu

erkennen. **Arme Standorte finden sich vorrangig im Bereich älterer Dünengebiete und den an diese angrenzenden Talsandbereichen. Z-Standorte können gehäuft auf älteren Schmelzwassersanden und jungpleistozänen Dünenbildungen kartiert werden. M-Standorte sind ebenfalls vorrangig auf Schmelzwassersanden anzutreffen. Dagegen finden sich kräftige Standorte vorrangig im Bereich organischer Bildungen und Moränen. Die insgesamt sehr wenigen R-Standorte treten ebenfalls vorrangig im Bereich organischer Bildungen und Moränen auf, wurden aber auch in den Flussauen gebildet.**

In der Forstpraxis werden im Wesentlichen diese fünf Nährkraftstufen unterschieden. Deren weitere Unterteilung in sog. „Fünftelnährkraftstufen“ kann beispielsweise zum Zwecke der Regionalisierung von BZE-Befunden sinnvoll sein (Kap. 1.2.3). Fünftelstufen werden vor allem für terrestrische Standorte ausgewiesen. Ihre Anteile an der Waldfläche gehen aus dem

Histogramm in Abb. 3.18 hervor. In den dargestellten Häufigkeiten pausen sich die oben beschriebenen in Brandenburg dominierenden Feinbodenformen sehr deutlich durch. So zeigen sich für die Nährkraftstufen Z³ (Bäs), M⁵ (Nes, Fts), M⁴ (LwS, BoS) und Z² (GmS) die mit einem Abstand größten Häufigkeiten. Dagegen treten Nährkraftstufen wie beispielsweise Z¹, denen nur wenige der Feinbodenformen zugeordnet sind, vergleichsweise selten auf. Leicht erhöhte Häufigkeiten zeigen sich zudem im Bereich der jeweiligen Klassenmitten (A³, Z³, M³, K³, R³), weil alle Nährkraftstufen der vollhydromorphen Standorte diesen Fünftelstufen zugeordnet wurden.

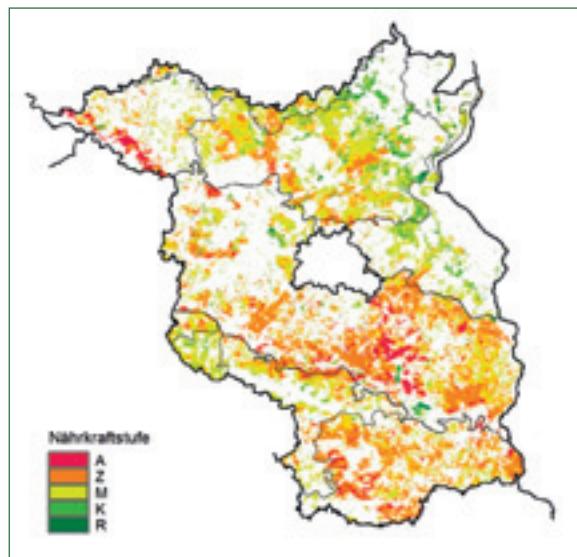


Abb. 3.17: Räumliche Verbreitung der Stammnährkraftstufen brandenburgischer Waldstandorte im 100x100-m-Raster (nach Daten von Riek & Russ 2014a)

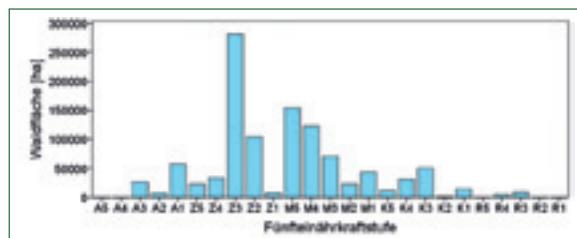


Abb. 3.18: Histogramm der „Fünftelnährkraftstufen“ brandenburgischer Waldstandorte (nach Daten von Riek & Russ 2014a)

3.7 Bestockungssituation

Im Vergleich zu anderen Bundesländern zeichnet sich Brandenburg durch den mit Abstand höchsten Flächenanteil von Kiefern(rein)beständen an der Gesamtwaldfläche aus. Als Wirtschaftsbaumart, die sich insbesondere auf degradierten Böden leicht verjüngt ließ und dabei relativ gute Erträge erbrachte, erfolgte über Jahrhunderte hinweg die bevorzugte Wiederaufforstung entsprechender Standorte mit Kiefer. Die dadurch entstandenen gleichaltrigen und einschichtigen Forstbestände erwiesen sich andererseits in hohem Maße anfällig gegenüber biotischen und abiotischen Schäden, wie Massenvermehrungen von Kiefern-

schadinsekten und Waldbrand. Deshalb besteht aktuell eine der wichtigsten forstlichen Aufgaben im Umbau von nicht standortgerechten Kiefernreinbeständen in naturnahe Mischbestände. Diese gelten als anpassungsfähiger und somit widerstandskräftiger gegenüber den sich ändernden Umweltbedingungen und sollen so zur Risikominimierung bei der Waldbewirtschaftung beitragen.

Gegenwärtig beträgt die Gesamtfläche der Baumart Kiefer im Land Brandenburg gemäß der ersten landesweiten Waldinventur im Jahr 2012 734.845 ha (mündl. Mitt. Keil, LFE), was einem Anteil von 70,6 % an der begehbarsten bestockten Holzbodenfläche gleichkommt. Bedingt durch die genannten Waldumbaumaßnahmen reduziert sich die Kiefernfläche jährlich bei entsprechend zunehmenden Anteilen der Laubbaumarten. Bei Betrachtung der Baumarten des Hauptbestandes wird sich der Waldumbau aber erst nach Jahrzehnten in den Inventurstatistiken der Baumartenverteilung auffallend widerspiegeln. **Gemäß der Ergebnisse der Landeswaldinventur tritt aktuell als zweithäufigste Baumart Brandenburgs die Eiche mit 6,7 % der Holzbodenfläche auf. Die Buche macht 3,3 % der Fläche aus, sonstige Laubholzbestände 15,8 % und sonstige Nadelholzbestände 3,6 %.**

Der jährliche Holzzuwachs in brandenburgischen Wäldern beträgt über alle Eigentumsformen hinweg nach Angaben der BWI3 10,4 m³/ha, die jährliche Holznutzung beläuft sich demgegenüber auf 4,2 m³/ha (Keil 2015). Die aktuellen Zuwächse sind in der Altersklasse 41 bis 60 Jahre am höchsten. **Vor diesem Hintergrund erscheint es erwähnenswert, dass sich zwischen den Inventurzeitpunkten der BZE-1 und BZE-2(a) überproportional viele Bestände in dieser zuwachsstarken Altersklasse befanden, bedingt durch umfangreiche Wiederaufforstungen von Reparationshiebflächen Anfang der 1950er Jahre.** Im Zusammenhang mit den zwischen BZE-1 und BZE-2(a) zu beobachtenden Veränderungen von Elementvorräten im Boden (Nährstoffverarmung, Kohlenstoffzunahme) erscheint dieser Gesichtspunkt mit Blick auf die einerseits durch Stoffaufnahme und andererseits durch Humusbildung induzierten Umverteilungsprozesse zwischen den Ökosystemkompartimenten Boden und Bestand möglicherweise von größerer Bedeutung.

Für alle BZE-Punkte liegen Bestockungsangaben aus den Aufnahmen des BZE-Geländeteams (BZE-2) bzw. aus der Bundeswaldinventur (BZE-2a) vor. Zusätzlich wurden vom Thünen-Institut für Waldökosysteme Eberswalde im Rahmen der sogenannten „harmonisierten Bestandesinventur“ (Hilbrig et al. 2014) nach BWI-konformen Verfahren entsprechende Daten an allen BZE-2-Punkten aufgenommen sowie zusätzlich im Rahmen der „Inventurstudie 2008“ an allen BZE-2a Punkten (Oehmichen et al. 2011).

Die häufigsten Baumarten an den BZE-2(a)-Punkten sind, gemessen anhand ihres prozentualen durch-

schnittlichen Anteils an der Grundfläche des Oberstands: Kiefer (75,4 %), Eiche (5,2 %), Buche (4,4 %), Erle (3,5 %) und Birke (3,4 %). Die prozentualen Anteile dieser Baumarten an der Bestandesgrundfläche der BZE-Inventurpunkte zeigt Abb. 3.19 stratifiziert nach Stammnährkraftstufe, Bodentyp, geologischer Serie und morphologischer Humusform. Berücksichtigt wurden in dieser Auswertung alle 330 Inventurpunkte, d. h. auch diejenigen, an denen keine Bodenproben entnommen werden konnten (Kap. 2.2.1). Erkennbar sind für alle Straten relativ deutliche Gradienten der einzelnen Baumartenanteile. Hierin spiegeln sich die bei der Waldbewirtschaftung und Ausweisung von Bestandeszieltypen berücksichtigten standörtlichen Grundlagen und in gewissem Maße auch das natürliche Standortsspektrum dieser Baumarten innerhalb Brandenburgs wider.

Bei der Stratifizierung der Baumarten nach der **Stammnährkraftstufe** zeigt sich eine deutliche und kontinuierliche Abnahme der Kiefern- und sonstigen Nadelholzanteile mit steigender Nährkraft. Die mittleren prozentualen Eichen- und Buchenanteile haben ihr Maximum bei den Nährkraftstufen R und K; im Bereich der M-Standorte des BZE-Kollektivs sind sie von deutlich geringerer Bedeutung. Die häufig stark von nährstoffreichem Grundwasser beeinflussten R-Standorte

werden von der Baumart Erle dominiert und stellen sich bezüglich aller anderen Baumarten sehr heterogen dar.

Ein der Stratifizierung nach Nährkraftstufen analoges Muster ist auch bei der Betrachtung der **Bodentypengruppen** erkennbar. Auf den meist als A-Standorte einzuordnenden Podsolen kommen fast ausschließlich Kiefernreinbestände vor und auch die sauren Braunerden werden stark von der Kiefer dominiert. Auf den besser nährstoffversorgten eutrophen Braunerden treten erhöhte Eichenanteile auf und in der Gruppe der noch besser ausgestatteten Lessivés finden sich die höchsten prozentualen Buchenanteile. Die Baumart Erle ist erwartungsgemäß mit der Gruppe der hydro-morphen Standorte assoziiert. Auf anthropogen überprägten Böden finden sich höhere Anteile an sonstigen Laubbaumarten. Hierbei handelt es sich überwiegend um Robinie und teilweise auch um Weiden. Erhöhte Birkenanteile finden sich in der Klasse der hydromorphen Standorte (ggf. Moorbirke) sowie auf anthropogen stark überprägten Böden. Dagegen sind in der BZE-Stichprobe auf A-Standorten bzw. Podsolböden keine erhöhten Birkenanteile zu verzeichnen.

In der **geologischen Serie** paust sich die Stammnährkraft der Standorte im Sinne ihrer „nachschaffenden

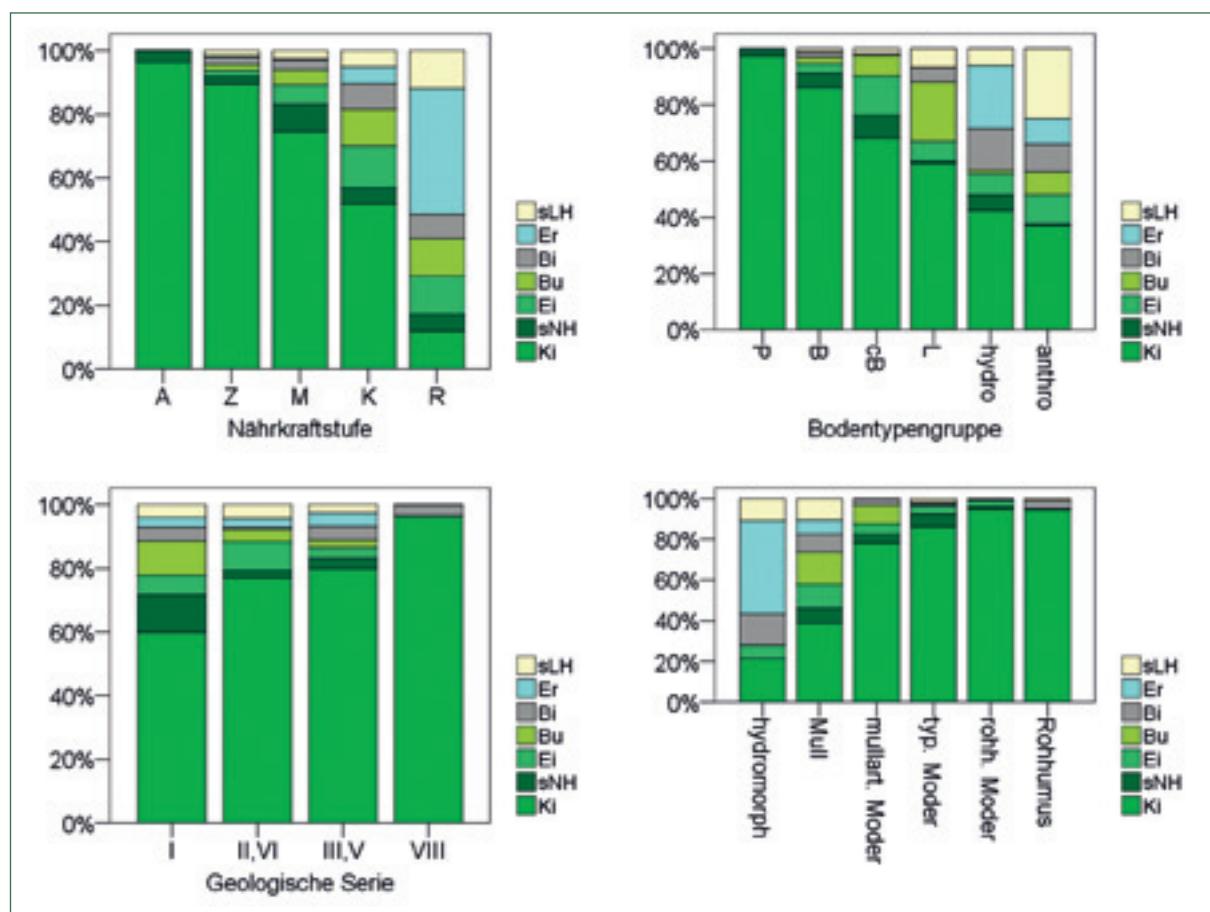


Abb. 3.19: Durchschnittliche Anteile der Baumarten an der Bestandesgrundfläche von BZE-2(a)-Punkten (n=330) stratifiziert nach Stammnährkraftstufe, Bodentypengruppe, geologischer Serie und morphologischer Humusform; GKi = Gemeine Kiefer (*Pinus sylvestris*), EI = Eiche (*Quercus rubra* und *Q. petraea*), Rbu (Rotbuche), Er (Erle), sNH = sonstiges Nadelholz und sLH = sonstiges Laubholz

Kraft“, d. h. ihrer verwitterbaren Nährelementreserven, auf die Baumartenverteilung durch. Von den jungpleistozänen zu den altpaläozänen Sedimenten bis hin zu tertiären Ablagerung und einem entsprechenden Verarmungsgradienten der Böden nimmt der prozentuale Anteil der Kiefer an der Bestandesgrundfläche der BZE-Punkte deutlich zu. Auf den jüngsten und vergleichsweise fruchtbaren Sedimenten der geologischen Serie I ist das Baumartenspektrum insgesamt am höchsten. Der Kiefernanteil an der Bestandesgrundfläche liegt hier im Mittel bei nur knapp 60 %.

Die unterschiedlichen morphologischen **Humusformen** sind im terrestrischen Spektrum nur wenig differenziert. Davon unterscheiden sich die hydromorphen Humusformen mit erhöhten Anteilen an Erle, Birke und

sonstigen Laubbaumarten. Bei den terrestrischen Humusformen finden sich Unterschiede zwischen Mull sowie eingeschränkt mullartigem Moder einerseits und den Humusformen Moder, rohhumusartiger Moder und Rohhumus andererseits. Bei letzteren dominieren Kiefer und sonstige Nadelbaumarten. Dies spiegelt den Einfluss der Baumartenzusammensetzung auf die Humusform wider, wobei generell zwischen Laub- und Nadelbaumarten Unterschieden werden muss. Insgesamt lässt sich somit differenzieren zwischen i) den Feuchthumusformen mit erhöhten Anteilen an Erle, Birke und sonstigen Laubbaumbeständen, ii) der Humusform Mull, bei der prinzipiell Laubbaumarten dominieren, sowie iii) allen anderen überwiegend durch hohe Kiefernanteile an der Bestandesgrundfläche geprägten Humusformen.

4 Bodenchemische Kennwerte und Indikatoren

Die Erhebung und Bewertung zahlreicher Bodenzustandsindikatoren konnte durch die langjährige Tätigkeit der Bund-Länder-Arbeitsgruppe „Bodenzustands-erhebung“ methodisch vereinheitlicht werden. Im Zuge der Bundes- und Länderauswertungen der ersten und zweiten Waldbodeninventur wurden die jeweiligen Klasseneinteilungen und Bewertungsstufen dieser Kennwerte empirisch hinsichtlich ihrer Plausibilität und Aussagekraft validiert. Eine Literaturzusammenstellung der für die BZE geeigneten Indikatoren findet sich bei Riek & Wolff (2007). Die darin zusammengefassten **Bewertungssysteme für den Bodenzustand** auf Bundesebene werden auch im vorliegenden Bericht überwiegend eingesetzt.

Über die Darstellung des aktuellen Status hinaus besteht mit den Inventuren der BZE-2 und BZE-2a erstmals auch die Möglichkeit eines Zeitvergleichs wesentlicher Bodenzustandsindikatoren und damit flächenrepräsentativ **Veränderungstendenzen** zu analysieren und besonders gefährdete Standorte oder Wuchsräume für ggf. zu ergreifende Bodenschutzmaßnahmen zu identifizieren. Zur Analyse von Veränderungen werden zum einen Häufigkeiten der Bewertungsklassen aus BZE-1 und BZE-2 als **gepaarte** Stichprobe und zum anderen die Mittelwerte (Mediane) der Bodenzustandskennwerte aus BZE-1 mit denen aus BZE-2 sowie BZE-2a als **ungepaarte** Stichprobe verglichen.

Eine Auswahl von 20 aussagekräftigen Bodenzustandsindikatoren und deren Veränderung wurde bereits im Rahmen des **Monitoringberichts des Landesbetriebs Forst** (Kallweit 2014) in Kurzform präsentiert und hinsichtlich der zu ergreifenden Maßnahmen zur Erreichung von Zielwerten dargelegt.

4.1 Säure-Basen-Zustand und Versauerungsdynamik

4.1.1 Bodenreaktion

Von der Bodenreaktion hängen viele (bio-)chemische Prozesse und daraus resultierende Bodeneigenschaften ab. Der pH-Wert steuert die Löslichkeit und Verwitterung von anorganischen Verbindungen, die Zusammensetzung der Artengemeinschaft von Bodenorganismen sowie zahlreiche Stoffumsetzungs- und Verlagerungsvorgänge im Bodenprofil. In sauren Waldböden sind die biologische Aktivität und die damit zusammenhängenden Prozesse der Zersetzung und Humifizierung von organischer Substanz in hohem Maße pH-abhängig. Die Bodenreaktion gilt daher als eine der Schlüsselkenngrößen des Bodenzustands.

Mit sinkendem pH-Wert treten in der Vegetation zunehmend säureverträgliche Arten auf. Die durch Bodenversauerung induzierte Verschiebung der Konkurrenzverhältnisse führt daher oftmals zum Verlust von Spezies und insgesamt zur Einschränkung der Biodiversität. Gleichwohl ist zu beachten, dass natürlicherweise nährstoffarme und saure Waldstandorte potenziell Lebensraum für schützenswerte Organismen bieten, die speziell an diese Bedingungen angepasst sind.

Der pH-Wert ist eine Maßzahl für die Konzentration der H_3O^+ -Ionen in der Bodenlösung und somit für die Säurestärke im Boden. Im Rahmen der BZE wurde der pH-Wert in wässriger und salzhaltiger Suspensionen mit KCl gemessen. Je nach Menge der vorhandenen Bodenkolloide befindet sich der in Salzsuspension gemessene pH-Wert um bis zu 1 pH-Einheit unter dem in H_2O gemessenen. Während die pH(H_2O)-Werte den aktuellen Säurezustand dokumentieren, werden bei der Messung des pH-Wertes in KCl zum Teil auch die an den Austauschern festgelegten H⁺-Ionen und Kationsäuren erfasst. Die pH(KCl)-Werte können somit als ein Maß für die unter ungünstigen Bedingungen maximal mögliche Säurestärke interpretiert werden. Sie werden weniger von jahreszeitlichen Schwankungen beeinflusst und sind daher reproduzierbar und insbesondere für Vergleiche zwischen BZE-1 und BZE-2(a) besser als die pH(H_2O)-Werte geeignet. **Für eine möglichst stabile Dokumentation des Säurepotenzials der Bodenfestphase erfolgen im vorliegenden Bericht alle Auswertungen auf der Grundlage der pH(KCl)-Werte.**

4.1.1.1 Stratifizierte Darstellungen

Die stratenbezogene Darstellung der Bodenreaktion in unterschiedlichen Tiefenstufen verdeutlicht eine starke Überprägung des Ausgangsmaterials der Bodenbildung durch pedogene Faktoren: eine Abhängigkeit der pH-Werte von der **geologischen Serie** (nach SEA95) ist erst in größerer Tiefe erkennbar (Abb. 4.1.1). Im Untergrund (Tiefe 90-140 cm) unterscheiden sich die höheren pH-Werte der jüngsten eiszeitlichen Sedimente (geologische Serie I) signifikant von denen aller anderen glazialen Ablagerungen. Dieses lässt sich mit erhöhter Puffersubstanz und insbesondere höheren Carbonatgehalten im vergleichsweise jungen eiszeitlichen Material erklären. Die pH-Werte im darüber liegenden Bodenkörper spiegeln die Eigenschaften des geologischen Ausgangsmaterials nicht mehr nachweislich wider und wurden offensichtlich durch die pedogenen Faktoren überprägt. Der größte Einfluss auf die Oberbodeneigenschaften dürfte hierbei vom Menschen ausgegangen sein: zum einen durch die historische

Landnutzung über Jahrhunderte (z. B. Streunutzung) und zum anderen durch die aktuelle atmogene Stoffdeposition während der letzten Jahrzehnte.

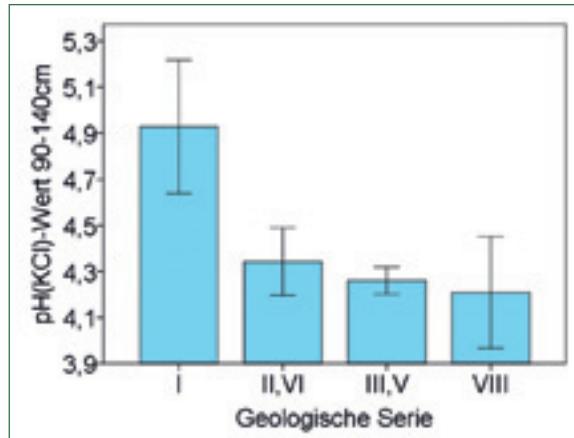


Abb. 4.1.1: Stratifizierung des pH(KCl)-Wertes in Tiefenstufe 90-140 cm nach der geologischen Serie nach SEA95 (Kap. 2.5.2)

Zwischen den **Bodentypengruppen** Podsol (P), saure bzw. eutrophe Braunerde (B bzw. cB) sowie *Les-sivé* (L) bestehen lediglich in der Humusaufklage und im mineralischen Oberboden pH-Wert-Unterschiede (Abb. 4.1.2). Hierin wird der sogenannte „Basenpumpen-Effekt“ deutlich. So werden auf den besseren Standorten mit dem Streufall verstärkt basisch wirkende Kationen aus dem tieferen Untergrund nach oben „gepumpt“. Mit zunehmender Bodentiefe im Hauptwurzelraum schwächen sich diese Effekte ab. Bereits in der Tiefenstufe 10-30 cm sind keine Unterschiede mehr zwischen diesen terrestrischen Hauptbodentypen mehr erkennbar. Nur die hydromorphen Böden weisen bei großer Streuung über alle untersuchten Bodentiefen höhere pH-Werte auf als alle anderen Bodentypen.

Zur **Stammnährkraftstufe** (SEA95), die als Summenausdruck von Bodentyp und geologischem Ausgangsmaterial verstanden werden kann, lässt sich eine vergleichsweise enge Abhängigkeit des pH-Werts der Humusaufklage feststellen (Abb. 4.1.3). Im Mineralboden unterscheiden sich lediglich einerseits die armen (A) und andererseits die reichen Standorte (R) von der Gruppe der ziemlich armen, mittleren und kräftigen Standorte (Z, M, K), zwischen denen selbst keine Unterschiede bestehen. Ab der Tiefenstufe 10-30 cm differieren nur noch die R-Standorte von allen anderen. Insbesondere fällt auf, dass zahlreiche K-Standorte im Unterboden (30-60 cm, 60-90 cm) stark versauert sind und sogar niedrigere pH-Werte als viele A-Standorte aufweisen. Die Ursachen hierfür sind in der höheren Kationenaustauschkapazität dieser Böden durch bindige Schichten und deren Belegung mit sauer wirkenden Kationen durch Tiefenversauerung zu sehen. Von Wilpert et al. (2010) machen für die unterhalb des Hauptwurzelraums kumulierte Säuremenge vor allem anthropogene Depositionen verantwortlich und bemessen daraus die zu applizierende CaCO_3 -Menge bei Bodenschutzkalkungen (Kap. 4.2.2.4).

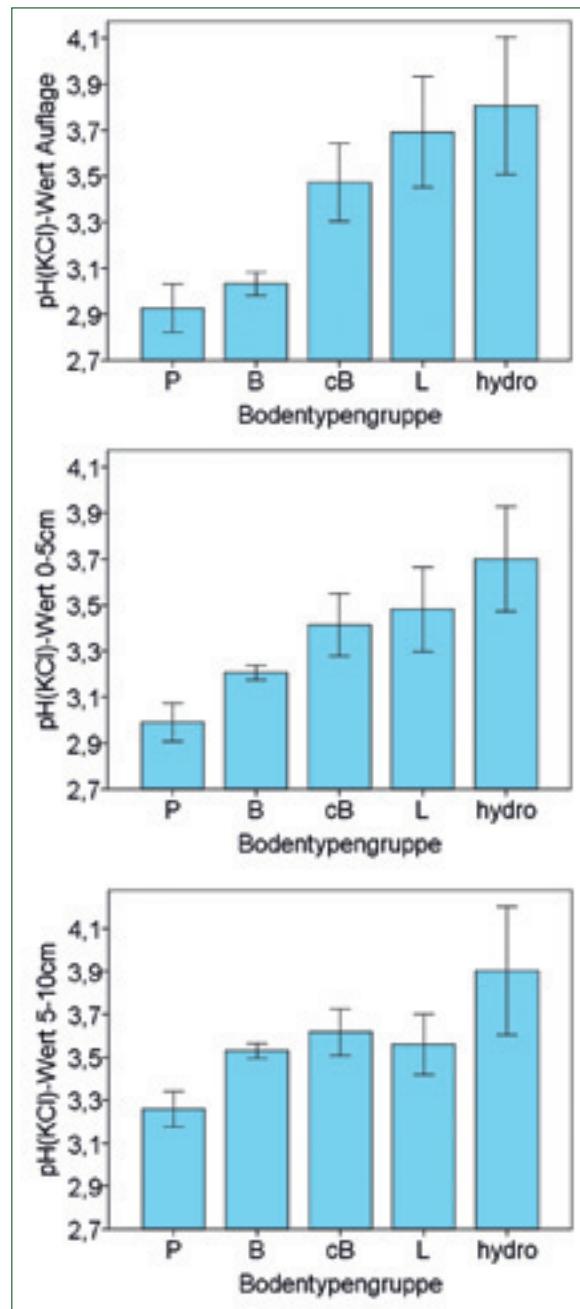


Abb. 4.1.2: Stratifizierung des pH(KCl)-Wertes in Auflage, 0-5 cm und 5-10 cm Tiefe nach der Bodentypengruppe (Kap. 2.5.2)

Über die Streuzusammensetzung und spezifische Nährstoffentnahmen besteht allgemein ein Einfluss der Vegetation auf die chemischen Eigenschaften des Oberbodens. Dieses bestätigen auch die vorliegenden BZE-Daten: die Bedeutung der aktuellen Vegetation für die Ausprägung der Bodenazidität kommt hier durch eine enge Beziehung zwischen **Bestandestyp** und pH-Wert in der Humusaufklage zum Ausdruck. Allerdings bestehen diese Zusammenhänge nur für die Humusaufklage und nicht für die Mineralbodentiefenstufen. Lediglich die Gruppe der „sonstigen Laubholzbestände“, die überwiegend Erlenbestände auf Grundwasserstandorten repräsentiert, zeichnet sich in allen Tiefenstufen des Mineralbodens durch gegenüber dem

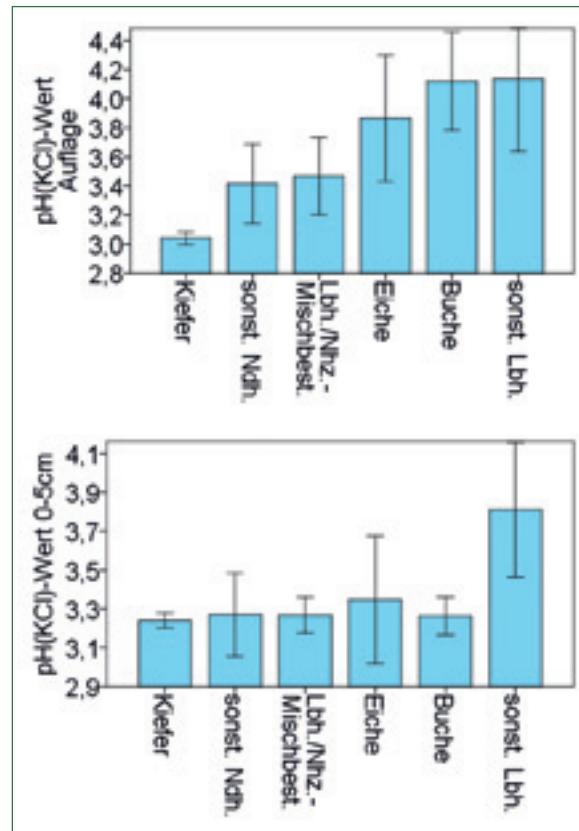
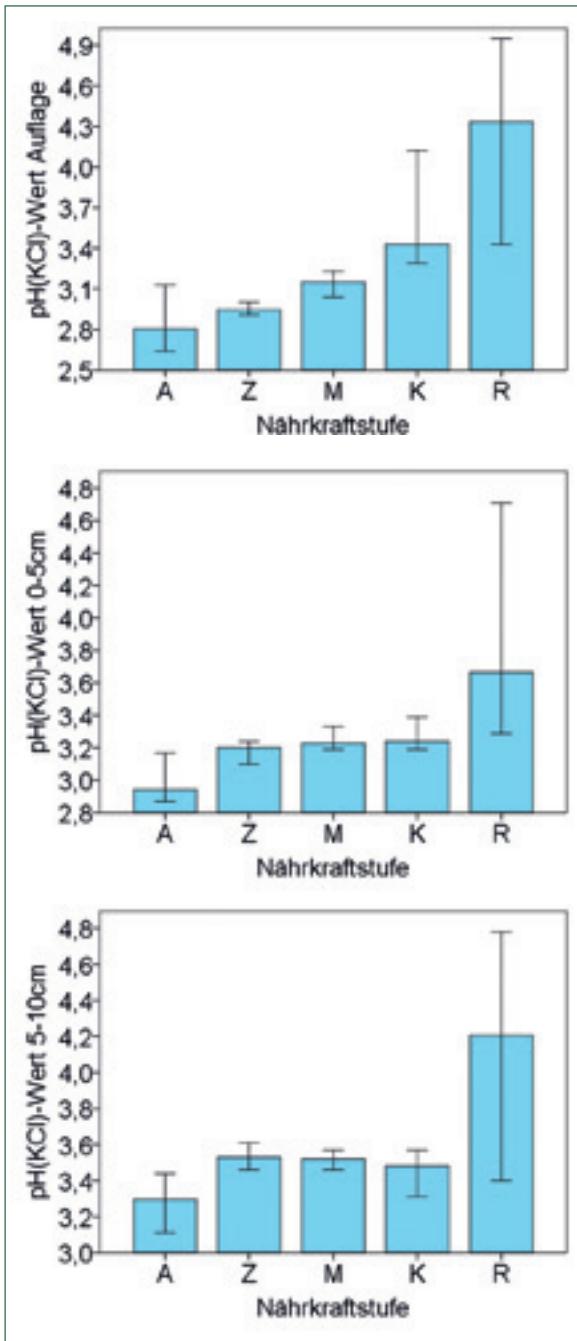


Abb. 4.1.4: Stratifizierung des pH(KCl)-Wertes in Auflage und 0-5 cm Tiefe nach dem Bestandestyp (Kap. 2.5.2)

hydromorphen Humusformen sowie der Humusform Mull sind gegenüber den anderen (ungünstigeren) Humusformen erhöht (Abb. 4.1.5).

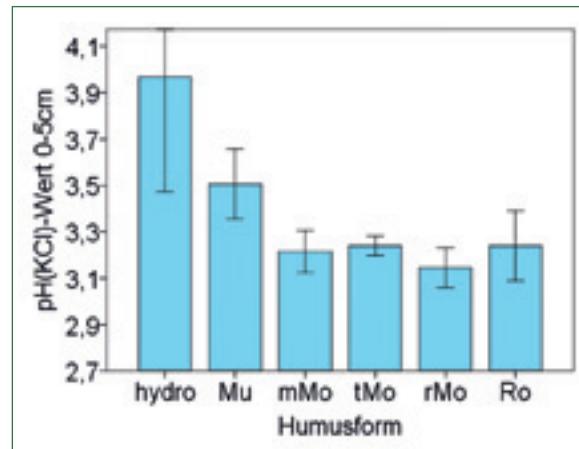


Abb. 4.1.5: Stratifizierung des pH(KCl)-Wertes in 0-5 cm Tiefe nach der Humusform (hydro=hydromorphe Humusform, Mu=Mull, mMo=mullartiger Moder, tMo=typischer Moder, rMo=rohhumusartiger Moder, Ro=Rohhumus)

Gesamtkollektiv erhöhte pH-Werte aus (Abb. 4.1.4). Diese sind im Wesentlichen eine Folge des auf den Nassstandorten vorwiegend aufwärts gerichteten Bodenwasserstromes und der somit von allen anderen Bodentypengruppen grundsätzlich abweichenden Tiefengradienten chemischer Eigenschaften.

Zwischen den **morphologischen Humusformen** bestehen nur schwache Unterschiede der Bodenreaktion. So unterscheiden sich die pH-Werte der Tiefenstufe 0-5 cm zwischen den Humusformen mullartiger Moder, typischer Moder, rohhumusartiger Moder und Rohhumus nicht voneinander. Nur die pH-Werte der

Die **kartografische Darstellung** der pH(KCl)-Werte in 0-5 cm und 60-90 cm Tiefe lässt anhand der in Abb. 4.16 ausgewiesenen Quintile diverse Besonderheiten erkennen. Hohe pH-Werte im Oberboden bei gleichzeitig geringen pH-Werten im Untergrund sind sowohl ganz im Süden Brandenburgs als auch östlich von Berlin zu beobachten und geben hier Hinweise auf

die anhaltende Wirksamkeit basischer Staubeinträge insbesondere aus der Zeit der 1970er und 1980er Jahre. Diese resultieren im ersten Fall aus der Flugasche von Kraftwerken im Bereich des Lausitzer Braunkohletagebaus und im zweiten Fall aus den Emissionen der Rüdersdorfer Kalk- und Zementindustrie (Kap. 4.2.2.2). Die betroffenen Gebiete zeichnen sich auch heute noch durch eine stark ausgeprägte künstliche Aufbasung der normalerweise sauren Oberböden aus, so dass der Tiefengradient der Bodenazidität dem üblichen Verlauf entgegen gerichtet ist.

Neben diesen Einflüssen von atmogenen Staubeinträgen spiegeln die pH-Werte im Unterboden auch die Verteilung des geologischen Ausgangsmaterials der Böden wider. So sind erhöhte pH-Werte beispielsweise gehäuft im Jungpleistozän nördlich des Berliner Urstromtals (Wuchsgebiet Ostmecklenburg-Nordbrandenburger Jungmoränenland; vgl. Abb. 3.1.5, Kap. 3.6.1) zu verzeichnen. Die pH-Werte des Oberbodens befinden sich hier indes eher im unteren Wertebereich.

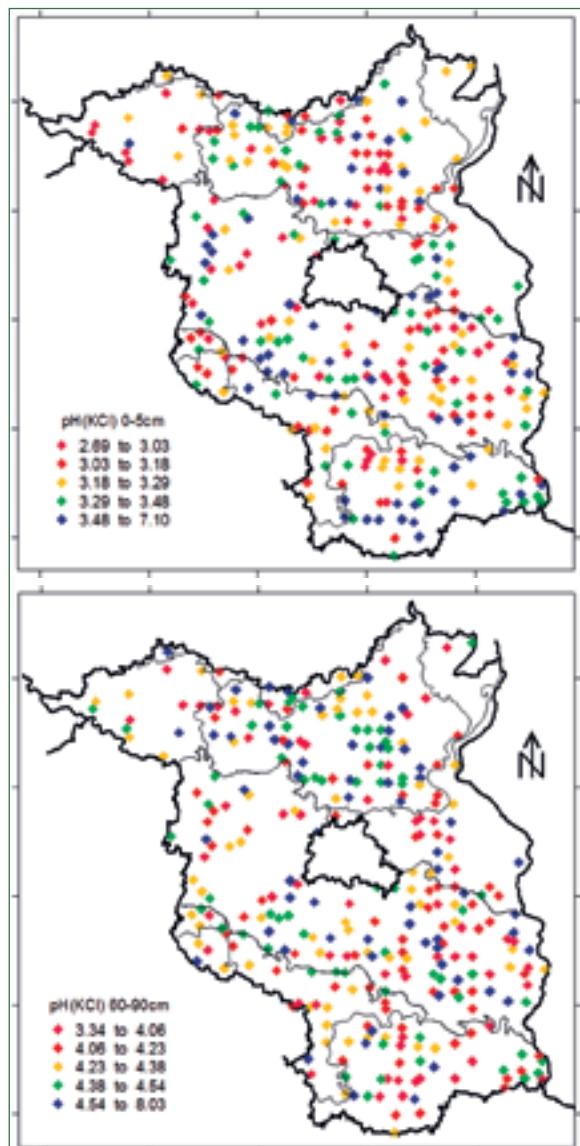


Abb. 4.1.6: Quintile der pH(KCl)-Werte in 0-5 cm und 60-90 cm Tiefe als Kartogramme

reich des brandenburgischen Gesamtspektrums. Hierin zeigt sich der Nutzungseinfluss auf den Oberboden und die damit einhergehende Nivellierung des Hauptwurzelraums auf einem stark sauren Aziditätsniveau.

4.1.1.2 Azidität und Humusbeschaffenheit

Anhand des Streudiagramms von **Auflagemächtigkeit** und pH-Wert der Auflage (Abb. 4.1.7) zeigt sich, dass zwischen der morphologischen Humuskennzeichnung und Bodenazidität nur schwache Zusammenhänge bestehen. Der sichtbare Aufbau des Humusprofils spiegelt die Bodenazidität praktisch nur für relativ hohe pH-Werte wider. Im niedrigen pH-Bereich (pH ca. 2,5-3,5) treten ganz unterschiedliche Auflagemächtigkeiten ohne Zusammenhang zum pH-Wert auf. Die profilmorphologische Oberboden- und Humusansprache erlaubt offensichtlich nur eingeschränkte Folgerungen in Bezug auf den aktuellen Aziditätsstatus. Indes besteht eine engere Abhängigkeit zwischen dem in der Humusaufgabe akkumulierten **Kohlenstoffvorrat** und dem pH-Wert der Auflage (Abb. 4.1.8). Mit abnehmendem pH-Wert steigt zudem der **Anteil des in der Auflage gespeicherten Kohlenstoffs am Kohlenstoffvorrat des Gesamtprofils** (Mineralboden + Auflage) deutlich an (Abb. 4.1.9). In diesen analytischen Kenngrößen kommt die aktuell durch die Bodenazidität limitierte Zersetzeraktivität und dadurch induzierte Bildung von Auflagehumus somit besser zum Ausdruck als durch die morphologische Bodenansprache. Dieses könnte u. a. auch mit den Anspracheschwierigkeiten der Humusform insbesondere bei vergrasten Oberböden mit Wurzelhilf und der insgesamt schwierigen Erfassung der oft kleinräumig variierenden Auflagemächtigkeiten im Gelände zu erklären sein.

Aus den beiden Darstellungen in Abb. 4.1.8 und Abb. 4.1.9 wird deutlich, dass es bei niedrigen pH-Werten zu verzögertem Streuabbau und zur Akkumulation von organischer Substanz als Auflagehumus kommt. Die C-Menge im Humus ist exponentiell steigend, was insbesondere bei pH-Werten um 3,0 und darunter auf eine starke Entkopplung des Kohlenstoffkreislaufs hinweist. Bei derart niedrigen pH-Werten erscheint die Transformationsfunktion des Bodens beeinträchtigt: der ökosystemare Elementkreislauf wird durch die Ausbildung der mächtigen Humusaufgabe unterbrochen. Gleichzeitig können durch die Einschränkung der Bioturbation auch die bodenphysikalischen Bedingungen negativ verändert werden. So führen verringerte Humusgehalte im Mineralboden zur Einschränkung der pflanzenverfügbaren Wasserspeicherfähigkeit. Bei bindigerem Substrat kann die verminderte Bioturbation eine Ursache für Bodenverdichtungen sein und die Beeinträchtigung der Bodenbelüftung zur Folge haben (Gaertig et al. 2000, 2003).

Auch der in der Humusaufgabe festgelegte **Stickstoffvorrat** nimmt sehr deutlich mit der Bodenazidität zu (Abb. 4.1.10). Unter natürlichen Bedingungen ist zu erwarten, dass sich bei Rohhumusbildung und entsprechend hohen C-Vorräten in der Auflage die N-Gehalte der organischen Substanz in Relation zum

Kohlenstoff reduzieren, d. h., dass sich die C/N-Verhältnisse erweitern. Die N-Vorräte der Auflage würden unter diesen Bedingungen nicht im selben Maße ansteigen wie die C-Vorräte. In der BZE-Stichprobe

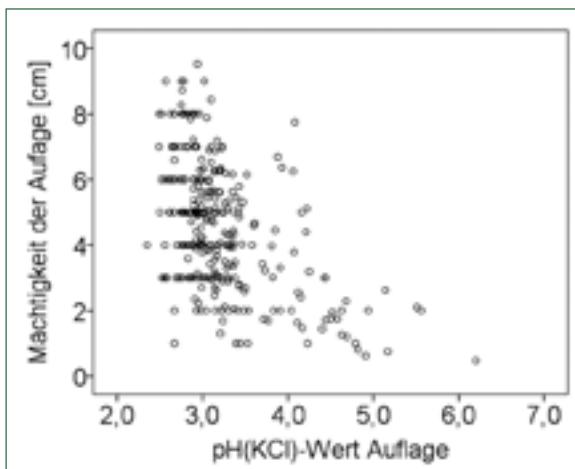


Abb. 4.1.7: Streudiagramm von pH(KCl)-Wert in der Humusauflage und Mächtigkeit der Humusauflage

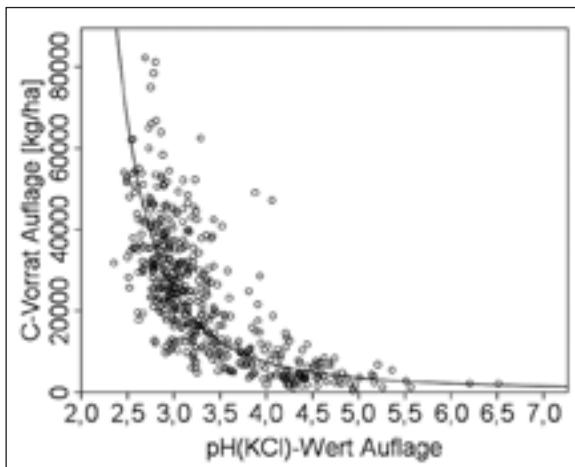


Abb. 4.1.8: Beziehung zwischen pH(KCl)-Wert und C-Vorrat in der Humusauflage; Ausgleichsfunktion: $Y = \exp(5,2415 + 14,6604 / X)$ mit $R^2=0,67$

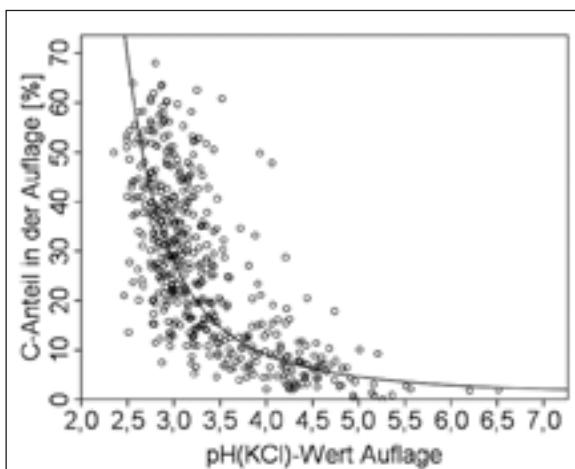


Abb. 4.1.9: Anteil des in der Auflage gespeicherten Kohlenstoffvorrats am gesamten C-Vorrat (Auflage bis 90 cm Tiefe) in Prozent; Ausgleichsfunktion: $Y = \exp(-1,2040 + 13,6067 / X)$ mit $R^2=0,58$

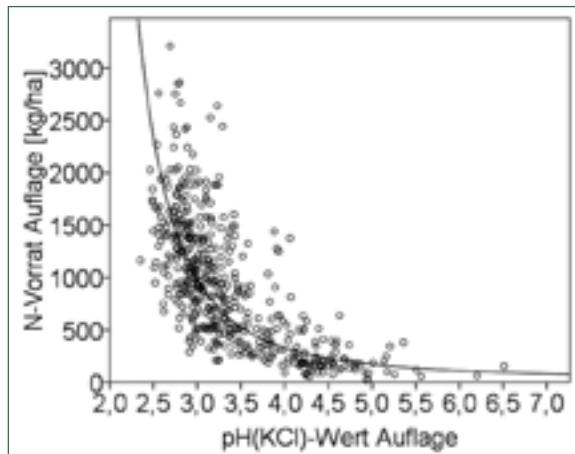


Abb. 4.1.10: Beziehung zwischen pH(KCl)-Wert und N-Vorrat in der Humusauflage; Ausgleichsfunktion: $Y = \exp(2,5478 + 13,0257 / X)$ mit $R^2=0,63$

ist genau dieses aber der Fall. Hier stellt das mit zunehmender Bodenversauerung als Auflage akkumlierende – mutmaßlich durch Stickstoffeinträge N-anreicherte Streumaterial – einen labilen N-Pool dar, von dem ein Gefahrenpotenzial ausgeht: die hohen Stickstoffmengen können durch Temperaturerhöhung nach Sturmwurf, Insektentumulten und Holzernte oder ggf. auch durch Kalkungsmaßnahmen infolge einer plötzlichen Ankurbelung der biologischen Aktivität freigesetzt werden. Mögliche Folgen sind Verlust von basischen Kationen, Belastung des Grundwassers, Nährstoffungleichgewichte sowie generell die Eutrophierung saurer Waldstandorte. **Die Kombination aus Oberbodenversauerung und Stickstoffeintrag birgt mittelfristig somit ein Risikopotenzial, das im zeitlichen Verlauf weiter zu beobachten ist.**

4.1.1.3 Puffersysteme

Im Boden sind verschiedene Puffersysteme wirksam, die den pH-Wert bei Säurezufuhr konstant halten. Definitionsgemäß ist ein Boden umso besser gepuffert, desto geringer die pH-Abnahme bei gleichem Säureeintrag ist. Die eingetragenen freien H^+ -Ionen werden im Boden in Abhängigkeit vom pH-Wert durch unterschiedliche chemische Reaktionen gebunden und das Absinken der pH-Werte entsprechend gepuffert. Zur Kennzeichnung der Puffermechanismen in Böden und zur Beurteilung der Pufferkapazität erfolgt die Zuordnung zu Pufferbereichen nach Ulrich (1986). Je nach Pufferbereich sind verschiedene Stoffe an der Pufferung der Protonen beteiligt: Calciumcarbonat, verwitternde primäre Silikate, organische Kolloide sowie Tonminerale und Sesquioxide. Ausgehend von den in verschiedenen pH-Bereichen vorrangig an der Pufferung beteiligten Substanzen lassen sich in Anlehnung an Ulrich (1986) Puffersysteme unterscheiden, die wie folgt charakterisiert werden können:

– Calciumcarbonatpufferbereich ($pH > 6,3$)

Kalk ($CaCO_3$) als Puffersubstanz, optimale Bedingungen für Mikroorganismen, rasche Umsetzung der Streu, Humusform: Mull

– **Silikatpufferbereich ($6,3 \geq \text{pH} > 5,0$)**

Säurepufferung an primären Silikaten, Entstehung sekundärer Minerale (Tonmineralneubildung), Freisetzung von Alkali- und Erdalkali-Ionen aus den Silikatgittern, wirksam im gesamten pH-Spektrum (ab pH < 5,0, aber nicht mehr dominierend); optimale Nährstoffverfügbarkeit, Humusform: Mull bis mullartiger Moder

– **Austauscherpufferbereich ($5,0 \geq \text{pH} > 4,2$)**

Säurepufferung durch Verwitterung der Restgitter primärer Silikate sowie Freisetzung von Al-Ionen aus den Tonmineralen, Entstehung polymerer Al-Hydroxokationen und Einlagerung in die Tonmineralzwischenschichten; Reduktion der effektiven Kationenaustauschkapazität sowie Verdrängung und Auswaschung von Alkali- und Erdalkali-Ionen (Basenauslaugung) durch Al^{3+} , Rückgang der biotischen Aktivität, Bildung von Auflagehumus (Moder)

– **Aluminium-Pufferbereich ($4,2 \geq \text{pH} > 3,8$)**

Säurepufferung durch Auflösung der sekundären Tonminerale und Al-Hydroxo-Komplexe, zunehmende Freisetzung von Al^{3+} -Ionen und toxische Kationensäurekonzentrationen in der Bodenlösung

– **Aluminium-Eisen-Pufferbereich ($3,8 \geq \text{pH} > 3,2$)**

Säurepufferung durch Auflösen von Eisenhydroxiden, Mobilisierung von Eisen und Huminstoffen, zunehmend H^+ und Fe^{3+} in der Bodenlösung, Säurestress und Wachstumsstörungen

– **Eisen-Pufferbereich ($\text{pH} < 3,2$)**

Säurepufferung durch Auflösen der Fe-Oxide, Fe-Verlagerung (Podsolierung)

Die durch konkrete pH-Werte definierten Pufferbereiche stellen ein vereinfachtes und stark schematisiertes Einteilungsprinzip aufgrund der sich über weite pH-Bereiche überlagernden Pufferprozesse dar. Zudem be-

ziehen sich die pH-Schwellen der Puffersysteme originär auf die Bodenlösung, im Folgenden werden sie wie konventionell üblich jedoch auf die pH(KCl)-Werte der Bodenfestphase angewandt. Für einen Vergleich der in der Bodenlösung und im Bodenextrakt gemessenen pH-Werte können die Daten von Level-II-Flächen herangezogen werden. In Abb. 4.1.11 sind die während des Jahres 2006 gemessenen minimalen und maximalen pH-Werte der Bodenlösung von sechs brandenburgischen Level-II-Flächen dargestellt. Im selben Jahr fand auf diesen Flächen im Zuge der BZE-2 auch eine Beprobung der Bodenfestphase statt. Die pH(KCl)-Werte dieser Bodenproben sind in Abb. 4.1.11 ebenfalls ausgewiesen. Ohne Differenzierung zwischen den jeweiligen Beprobungstiefen liegen diese zwar in etwa in derselben Größenordnung wie die Bodenlösungs-pH-Werte, tendenziell sind im Oberboden die pH(KCl)-Werte aber niedriger als die pH-Werte der Bodenlösung. Im Unterboden ist dies umgekehrt. Im Oberboden spiegeln die pH(KCl)-Werte die durch zurückliegende Versauerungsschübe akkumulierten Kationsäuren am Austauscher wider, die in der Salzsuspension in Lösung gebracht werden. Im Unterboden hingegen besitzt das sandige Ausgangssubstrat dieser Standorte kaum Austausch- und Pufferkapazität. Die pH-Werte des Sickerwassers entsprechen hier den pH(KCl)-Werten des Oberbodens. Legt man diese der Zuordnung zu Pufferbereichen zugrunde, besteht eine gute Übereinstimmung zwischen Lösungsphase und dem konventionellen pH(KCl)-Wert der Bodenfestphase. In beiden Fällen kommt man zu dem Schluss, dass sich diese Standorte aktuell im Übergangsbereich vom Austauscher- zum Aluminiumpufferbereich befinden. **Die standardisierte Einteilung der pH(KCl)-Werte nach Pufferbereichen erscheint somit für die ökologische Standortsbeurteilung mit Blick auf den Versauerungszustand des Bodens im Grundsatz geeignet.**

Die prinzipielle Wirksamkeit von Pufferbereichen wird auch durch die Häufigkeitsdarstellung aller pH-Werte des BZE-Kollektivs bestätigt (Abb. 4.1.12): das Histogramm weist eine zweigipflige Verteilungsfunktion mit Maxima in den Bereichen von pH 3,9-4,4 und pH 3,2,

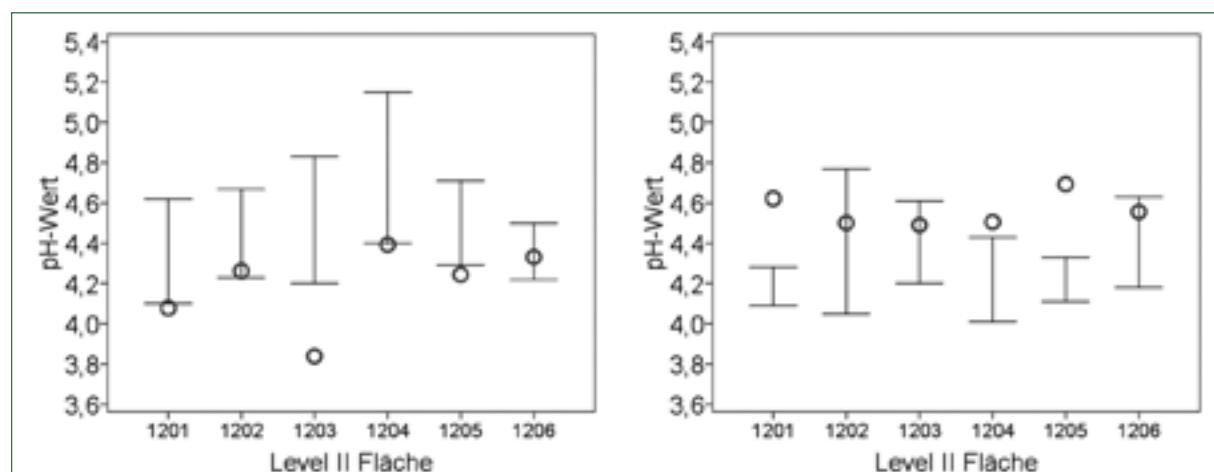


Abb. 4.1.11: Spanne der minimalen und maximalen pH-Werte in der Bodenlösung auf Level-II-Flächen (links: Messtiefe 15 cm; rechts Messtiefe 70 cm) sowie pH(KCl)-Wert der Bodenfestphase (Kreise); alle Daten aus dem Jahr 2006

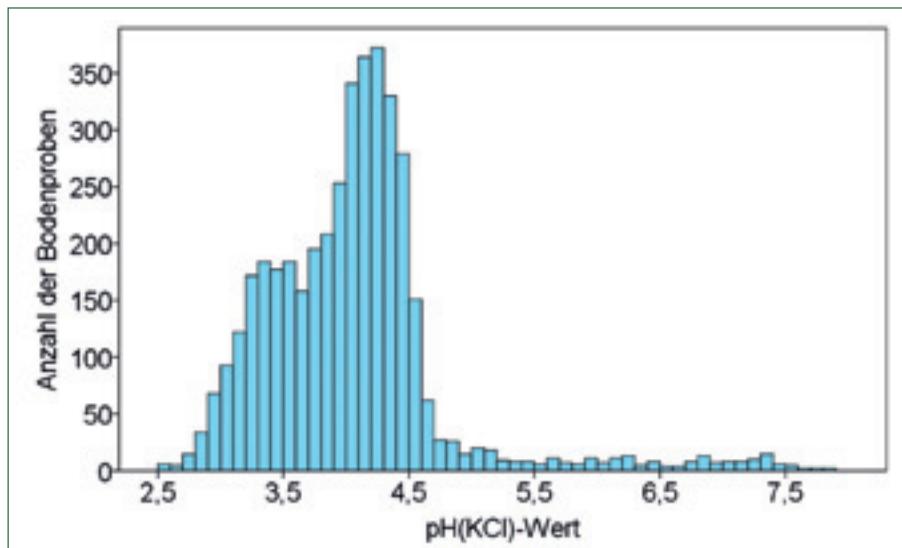


Abb. 4.1.12: Histogramm der pH(KCl)-Werte von Mineralbodenproben aus 0-5 cm, 5-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-90 cm Tiefe; Proben der BZE-1 und BZE-2(a) sowie zusätzlicher Erhebungen nach BZE-Methodik (n=3039)

3,6 auf. Das erste Maximum ist dem von Ulrich (1986) definierten Aluminium-Puffersystem zuzuordnen, in dem sich die Mehrheit der Böden befindet. Der zweite Bereich entspricht in etwa dem von Ulrich (1986) definierten Aluminium-Eisen-Pufferbereich. Bei diesen niedrigen pH-Werten erfolgt die Säurepufferung durch die Auflösung von Al- und Fe-(Hydr-)Oxiden und sekundären Mineralen. Es handelt sich um äußerst effektive Puffersysteme, in denen die Böden aufgrund der entsprechenden Pufferprozesse länger verweilen, was sich in einer erhöhten Häufigkeitsdichte im Histogramm widerspiegelt. Im Mittel liegt der pH-Wert über alle dargestellten Proben bei pH 4,0.

Die Zuordnung zu den Pufferbereichen von Ulrich (1986) in Abhängigkeit von der Beprobungstiefe geht aus Abb. 4.1.13 hervor. Deutlich ist der Tiefengradient zu erkennen, wonach sich bereits ab 10 cm Tiefe, d. h. etwa mit Übergang vom A- zum B-Horizont, der Anteil des Al/Fe- und Fe-Pufferbereichs stark reduziert. Es dominiert dann zunächst der Al-Puffer und mit zunehmender Tiefe erfolgt beim Übergang vom B- zum C-Horizont häufig der Wechsel in den Austauscherpuf-

ferbereich. Dieser liegt ab 30 cm Tiefe bis in den Untergrund (140 cm Tiefe) bei mehr als 50 % aller Standorte vor.

Kalkhaltige Waldböden sind selten. Das Auftreten des Carbonatpufferbereiches im Oberboden beschränkt sich auf die anthropogen überprägten Standorte der Bodentypengruppe „anthro“ (Kap. 2.5.2) und ist dort z. B. auf Bauschuttablagerungen zurückzuführen. Auch der Silikatpufferbereich spielt im gesamten untersuchten Mineralboden praktisch keine Rolle. Die Böden sind durchweg bereits stärker versauert und haben das mit diesem Puffer assoziierte Verbraunungsstadium der Bodenentwicklung bereits durchlaufen.

In Abb. 4.1.14 sind die Anteile der Pufferbereiche tiefenstufenweise nach Stammnährkraftstufen stratifiziert dargestellt. Im Oberboden ist ein eindeutiger Trend der Zunahme saurerer Standorte von R- zu A-Standorten zu erkennen. Insbesondere der Anteil des Fe-Pufferbereiches innerhalb der Nährkraftstufen zeigt in 0-5 cm Tiefe eine markante Zunahme von 0 % bei den R-Standorten auf ca. 50 % bei den A-Standorten.

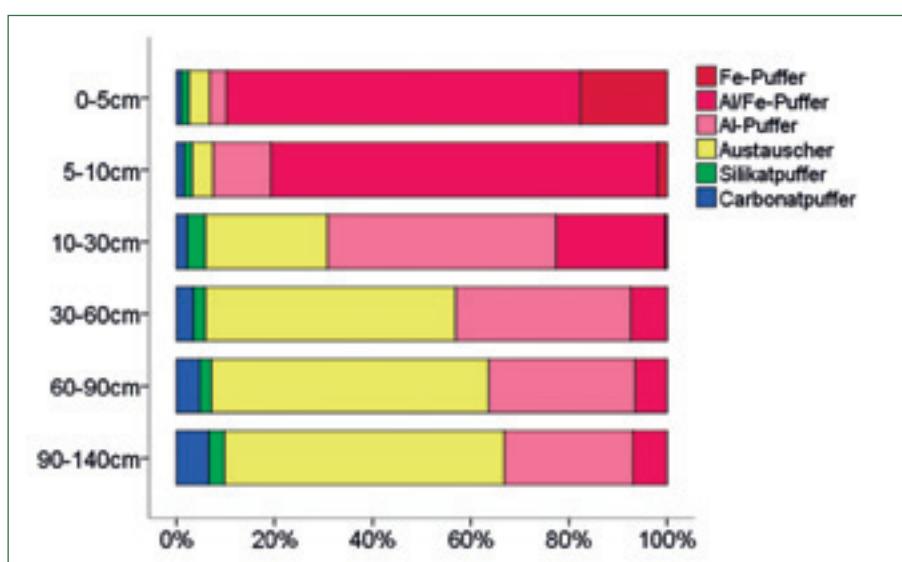


Abb. 4.1.13: Prozentualer Anteil der Pufferbereiche nach Ulrich (1986) in Abhängigkeit von der Tiefenstufe (alle Erhebungspunkte der BZE-2 und BZE-2a)

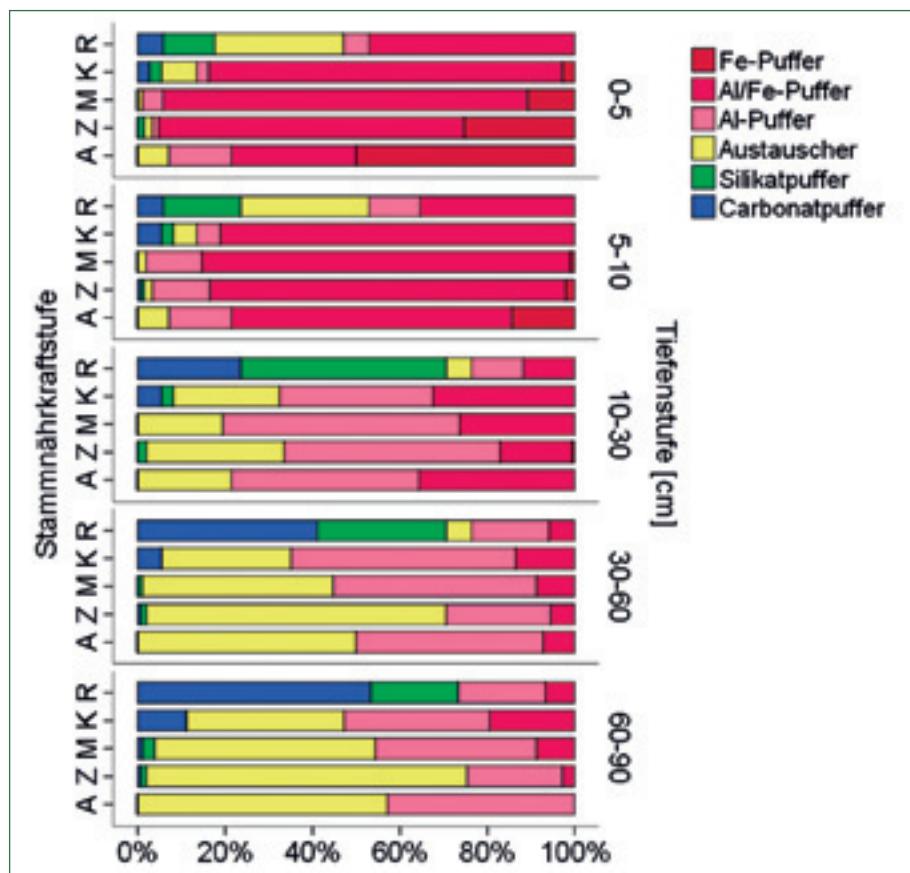


Abb. 4.1.14: Prozentualer Anteil der Pufferbereiche nach Ulrich (1986) in Abhängigkeit von der Tiefenstufe und stratifiziert nach Stammnährkraftstufe (alle Erhebungspunkte der BZE-2 und BZE-2a)

Im Unterboden ist dieser Zusammenhang keineswegs so einheitlich. Zwar nehmen die Anteile der BZE-Punkte im Carbonat- und Silikatpufferbereich im Unterboden mit besserer Nährkraftstufe deutlich zu, doch zeigt sich gleichzeitig, dass der Anteil der tiefgründig sauren Standorte (Al/Fe- und Fe-Pufferbereich) in 30-60 cm und 60-90 cm bei den K-Standorten am höchsten ist. Dieses ist in der höheren Speicherkapazität dieser meist bindigen Böden und deren durch Tiefenversauerung überwiegend durch Protonen und saure Kationen belegtem Sorptionskomplex bedingt. **Die am pH-Wert und Pufferbereich gemessene Versauerung des Wurzelraums betrifft somit nahezu alle Waldböden in Brandenburg, gleich welche substratspezifische Vorprägung sie besitzen.** Lediglich die R-Standorte scheinen hier von einer Ausnahme zu bilden. Sie sind im Besitz von ausreichend vorhandener Pufferkapazität, so dass die Versauerung weitgehend auf den Hauptwurzelraum beschränkt bleibt.

4.1.1.4 Vergleich von BZE-1 und BZE-2(a)

Der **Vergleich der pH-Werte von BZE-1 und BZE-2(a)** zeigt, dass die Versauerung insbesondere des Oberbodens zwischen den beiden Inventuren weiter fortgeschritten ist (Abb. 4.1.15). Die pH(KCl)-Abnahmen sind bis 30 cm Tiefe signifikant. Durch die deutliche Absenkung der pH-Werte bis 10 cm Tiefe ergeben sich im Vergleich zur BZE-1 auch veränderte Tiefengradienten des pH-Wertes. Während bei der ersten Inventur der pH-Wert der Auflage im Mittel noch gegenüber der ersten Tiefenstufe des Mineralbodens erhöht

war, ist dies zum Zeitpunkt der BZE-2(a) nicht mehr zu beobachten. Vermutlich kann dies auf zwischenzeitlich veränderte Einträge basischer Stäube (Flugaschen) zurückgeführt werden.

Aus Tab. 4.1.1 geht hervor, wie sich die Veränderungen in den jeweiligen Zuordnungen der Oberbodenproben zu Pufferbereichen widerspiegeln. Zugrunde gelegt wurden dieser Betrachtung nur pH-Werte der gepaarten Stichprobe. Mehrheitlich liegen die Standorte, die sich zur Zeit der BZE-1 noch im Al-Pufferbereich befanden ($n=16$) nunmehr im Al-Fe-Pufferbereich ($n=12$). Standorte im Fe-Pufferbereich kommen in der BZE-1-Stichprobe gar nicht vor. Bei der BZE-2 indes befinden sich neun Punkte im Fe-Pufferbereich, die in der Erstinventur dem Al-Fe-Pufferbereich zugeordnet

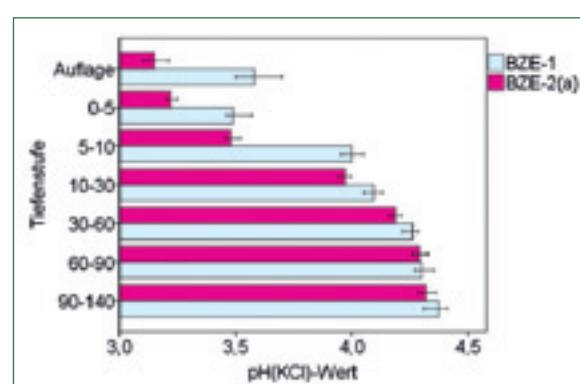


Abb. 4.1.15: Vergleich der pH-Werte der Inventuren BZE-1 und BZE-2(a) nach Tiefenstufen

worden sind. Von den 16 Punkten im Austauscherpufferbereich zur Zeit der BZE-1 verteilen sich 11 Punkte nunmehr auf den Al-, Al/Fe und Fe-Pufferbereich. **Insgesamt wird deutlich, dass in der Versauerung**

ein rezenter dynamischer Prozess zu sehen ist, der aktuell im Boden, durch entsprechende Pufferreaktionen bedingt, Stofftransformationen und -verlagerungen induziert.

Tab. 4.1.1: Vergleich der Zuordnung zu Pufferbereichen von pH-Werten in der Tiefenstufe 0-5cm für BZE-1 und BZE-2 (gepaarte Stichprobe)

		BZE-2						Σ
		Fe	Al/Fe	Al	Aust.	Silikat	Carbonat	
BZE-1	Fe	0	2	0	0	0	0	2
	Al/Fe	9	96	1	0	0	0	106
	Al	0	12	4	0	0	0	16
	Aust.	1	7	3	5	0	0	16
	Silikat	0	0	0	1	3	0	4
	Carbonat	0	0	0	1	1	0	2
Σ		10	117	8	7	3	1	146

4.1.2 Carbonatgehalt

Bei Anwesenheit von Carbonat (z. B. CaCO_3) erfolgt die Säurepufferung primär durch die Verwitterung des carbonathaltigen Ausgangsmaterials. In Brandenburg treten als solches der in Bereichen der Grund- und Endmoränen anstehende **Geschiebemergel sowie carbonathaltige Geschiebe- und Schmelzwassersande** in Erscheinung. Beim Geschiebemergel handelt es sich im BZE-Kollektiv um lehmige Sande (Bodenarten SI3 und SI4) mit durchschnittlich 10 % CaCO_3 . Die Carbonate verwittern sehr leicht, wobei Säuren unter Freisetzung von äquivalenten Mengen an Calciumionen vollständig neutralisiert werden. Der Sorptionskomplex ist in diesem Fall zum größten Teil mit Ca^{2+} belegt. Der Carbonatpufferbereich gilt als stabil und in seiner Wirkung als der effizienteste aller Pufferbereiche.

In Konkurrenz zur landwirtschaftlichen Landnutzung wurde der Wald historisch weitgehend auf die nährstoffärmeren pleistozänen Sandstandorte verdrängt. Kräftige Mergelböden finden sich unter forstlicher Nutzung noch lokal im Endmoränenbereich, wo aufgrund der hohen Reliefenergie keine landwirtschaftliche Nutzung möglich ist. Die überwiegende Mehrheit

der bei der BZE untersuchten Böden ist daher kalkfrei.

Bis 200 cm Tiefe wurde Kalk bei 58 von 315 BZE-Punkten (18 %) nachgewiesen. Abb. 4.1.16 zeigt als kumulative Darstellung die oberste Tiefenstufe, in der Kalk nachgewiesen werden konnte. Die wenigen Standorte mit Kalk im Oberboden sind entweder von kalkhaltigem Grundwasser beeinflusst oder gehören zur Gruppe der anthropogen stark überprägten Böden, bei denen beispielsweise der dort abgelagerte Bau schutt Kalk enthält.

Stratifizierte Darstellungen der BZE-Punkte nach ihrer Entkalkungstiefe finden sich in Abb. 4.1.17. Bei der Stratifizierung nach Bestandestyp und Wuchsgebiet wurden anthropogen stark überprägte Böden (Hauptbodentyp „anthro“, Kap. 2.5.2) nicht berücksichtigt. Bei der Stratifizierung nach Stammnährkraftstufe, geologischem Substrat sowie morphologischer Humusform wurden zudem grundwasserbeeinflusste Standorte (Hauptbodentyp „hydro“) ausgeschlossen.

Bei den **Bodentypen** zeigt sich, dass sämtliche Podsole und definitionsgemäß die sauren Braunerden (Kap. 2.5.2) sowie Böden mit den **Humusformen** Rohhumus und rohhumusarmem Moder tiefgründig carbonatfrei sind. Bei fast der Hälfte der Lessivés steht im Untergrund Mergel an und auch die hydromorphen Standorte sind etwa zu einem Drittel durch kalkhaltiges Grundwasser geprägt. Damit einher geht häufig die Ausbildung von Mull.

Die Stratifizierung nach **Bestandestyp** zeigt sehr deutlich, dass sich die Baumartenwahl in der Forstpraxis nach dem Standort richtet und hier die Entkalkungstiefe ein wichtiges Kriterium darstellt. Die höchsten Anteile kalkhaltiger Standorte finden sich in den Buchenbeständen, die geringsten erwartungsgemäß unter Kiefer.

Sehr deutlich spiegelt auch die **Stammnährkraftstufe**, für deren Ableitung der Kalkgehalt bei vielen Standortsformen ein wichtiges Definitionsmerkmal ist, die

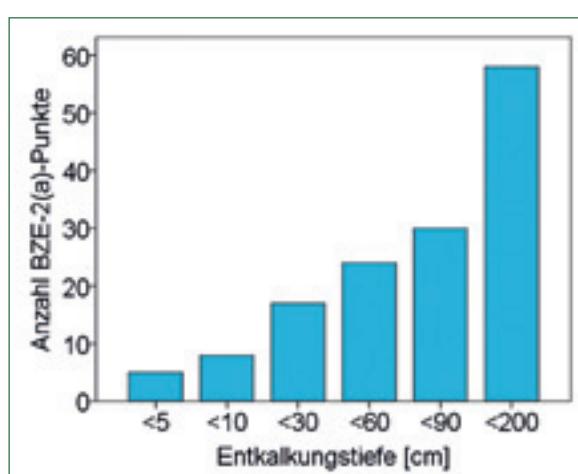


Abb. 4.1.16: Entkalkungstiefe (kumulativ) aller BZE-Punkte mit CaCO_3 innerhalb von 200 cm Tiefe (n=58)

Entkalkung der Böden wider. So nimmt der Anteil der kalkhaltigen Standorte graduell von den A-Standorten (0 %) zu den R-Standorten (100 %) zu. Die A-, Z- und M-Standorte unterscheiden sich wenig voneinander und in der Gruppe der K-Standorte finden sich bereits mehrheitlich nicht entkalkte Standorte. Die **KMgCaP-Serie** als Ausdruck des geologischen Alters der Substrate paust sich auf die Entkalkungstiefe ebenfalls durch: erwartungsgemäß finden sich in den jüngeren eiszeitlichen Ablagerungen mehr noch nicht entkalkte Böden als in den älteren Sedimenten. Dieses spiegelt sich auch in der stratifizierten Darstellung der **Wuchsgebiete** wider: die BZE-Stichprobe aus dem Bereich altpaläozäner Ablagerungen im Nordwesten (WG11)

und im südlichen Brandenburg (WG22, WG23 und WG25) ist fast komplett tiefgründig entkalkt. Erhöhte Anteile nicht entkalkter Böden finden sich in den jungpaläozänen Sedimenten im nördlichen Brandenburg (WG6, WG9 und WG10).

Die Befunde der nach Wuchsgebieten stratifizierten Entkalkungstiefen stimmen weitgehend mit der Karte der Entkalkungstiefen bis 300 cm nach Daten von Russ et al. (2013) überein. Bei der Darstellung in Abb. 4.1.18 handelt es sich um definierte Entkalkungstiefen von Feinbodenformen nach SEA95, die im Rahmen des LFE-Projektes „Dynamische Regionalisierung“ (Kap. 1.3.3) für die Gesamtwaldfläche Branden-

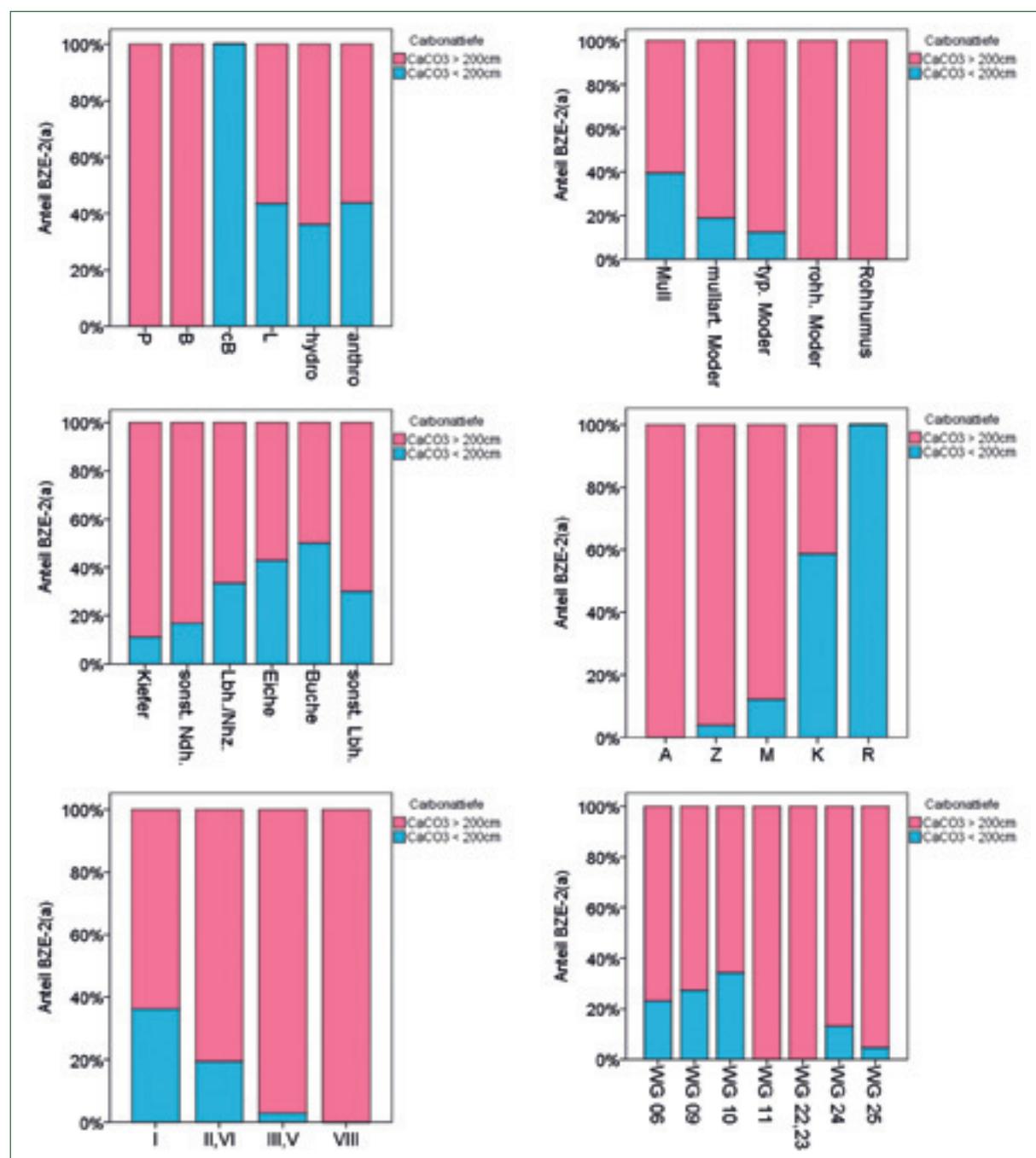


Abb. 4.1.17: Anteil der BZE-Punkte mit CaCO_3 in <200 cm Tiefe; stratifiziert nach Hauptbodentyp, Humusform, Bestandestyp, Stammnährkraftstufe, geologischer Serie und Wuchsgebiet (Kap. 2.5.2)

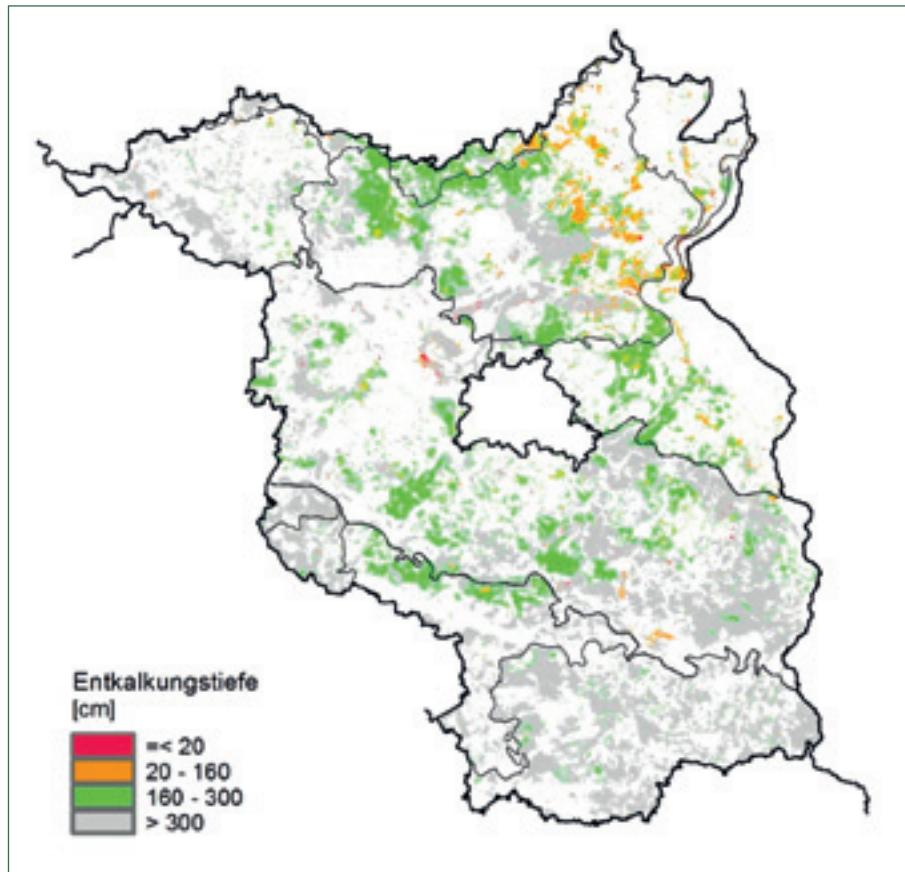


Abb. 4.1.18: Definitions-
mäße Entkalkungstiefen
von Feinbodenformen bran-
denburgischer Waldstand-
orte im 100x100-m-Raster
(nach Daten von Russ
et al. 2013)

burgs auf Grundlage der Forstlichen Standortskarte regionalisiert wurden.

4.1.3 Kationenaustauschkapazität

Im laboranalytischen Untersuchungsprogramm der BZE wurde für carbonatfreie Bodenproben die effektive Kationenaustauschkapazität (AKe) und für carbonathaltige Proben die potenzielle Austauschkapazität (AKt) bestimmt. Für die Auswertung wurden AKe und AKt, je nachdem, welches Verfahren angewendet wurde, als „AKe“ zusammengeführt. Die wenigen Proben, für welche die AKt bestimmt wurde, besitzen aufgrund ihres Carbonatgehaltes in der Regel einen hohen pH-Wert. Entsprechend der Definition von AKe und AKt stimmen in diesem hohen pH-Bereich (pH 7,0 – 7,5) beide Kennwerte überein. Gemäß den Festlegungen der Bund-Länder-Arbeitsgruppe „Bodenzustandserhebung“ wurden Na^+ -Kationen für die vorliegende Auswertung aufgrund der schwierigen Interpretation der Ergebnisse und der untergeordneten Bedeutung von Natrium als Nährelement nicht berücksichtigt. Dies betrifft sowohl die Berechnung der effektiven Kationenaustauschkapazität als auch die Berechnung von Basensättigung (Kap. 4.1.4.1) und S-Wert (Kap. 4.1.5).

Die Kationenaustauschkapazität ist eine wichtige Komponente der Bodenfruchtbarkeit. Maßgebend für ihre Höhe sind die inneren und äußeren Oberflächen der kolloidalen Bodenbestandteile, die in erster Linie vom Gehalt an Tonmineralen und organischen Bodenkolloiden und ferner vom An-

teil an Schluff und Sesquioxiden abhängen. Die effektive Kationenaustauschkapazität korrespondiert somit wesentlich mit dem Tonanteil der pleistozänen Ausgangsmaterialien und der im Mineralboden infolge der Pedogenese akkumulierten Humusmenge. In den humusreichen Oberböden von sandigen Substraten ist sie dementsprechend deutlich höher als im humusarmen Unterboden. **Zusätzlich hat der pH-Wert Einfluss auf die variable Ladung von organischer Substanz und Sesquioxiden.** Dabei reduziert sich die effektive Kationenaustauschkapazität mit abnehmenden pH-Werten im Lauf der Bodenversauerung. Bei fortgeschrittenem Säureangriff lagern sich ab pH <4,2 (Al-Pufferbereich) zudem Al-Hydroxy-Polymeren in den Zwischenschichten der Tonminerale ein. Diese verlieren dadurch ihre Aufweitbarkeit und Kontrahierbarkeit und werden zunehmend in ihrer Fähigkeit zur Kationenbindung beeinträchtigt.

Umso geringer die effektive Kationenaustauschkapazität der Böden ist, desto empfindlicher reagieren sie auf Säurebelastung. Andererseits benötigen stark versauerte Böden mit hoher AKe mehr basische Kationen, um ihren Puffer durch Nachlieferung aus der Mineralverwitterung, atmosphärischen Stoffeinträgen oder ggf. Bodenschutzkalkungen wieder aufzufüllen. Bei Sandböden mit geringer AKe kann das Speichervermögen für applizierte basische Kationen hingegen so gering sein, dass größere Kationenmengen nach der Kalkung mit dem Sickerwasser das System verlassen. **Die effektive Kationenaustauschkapazität ist daher auch eine wichtige Kenngröße bei der**

Einschätzung der Kalkungsbedürftigkeit und Sinnhaftigkeit von Kalkungsmaßnahmen versauerter Standorte (Kap. 4.2.2.4).

4.1.3.1 Bewertung und stratifizierte Darstellungen

Abb. 4.1.19 zeigt die Histogramme der effektiven Kationenaustauschkapazität des BZE-Kollektivs nach Tiefenstufen getrennt. Es ist ein deutlicher Tiefengradient zu erkennen: im humusfreien Unterboden der überwiegend sandigen Substrate befindet sich die AKe mit Werten <10 mmol/kg im *sehr geringen* Wertebereich (Bewertung nach AK Standortskartierung 2003). Die Mediane liegen hier bei nur 6,3 mmol/kg. Durch Humusakkumulation erhöht sich die AKe im Oberboden, was in Abb. 4.1.19 ab der Tiefenstufe 10-30 cm und darüber deutlich zu erkennen ist. Die Mediane in den obersten beiden Mineralbodenhorizonten befinden sich mit 42 mmol/kg bzw. 28 mmol/kg im Wertebereich von *gering bis mittel*. Die Darstellung umfasst die BZE-2(a)-Stichprobe ohne anthropogenen überprägten Böden und grundwasserbeeinflusste Standorte (Hauptbodenarten „anthro“ bzw. „hydro“; Kap. 2.5.2).

Infolge der durch Sauerstoffmangel induzierten Humusakkumulation und teilweise auch aufgrund von bindigen Substraten (Auen- und Beckensedimente) ist die AKe der Grundwasserstandorte wesentlich höher als die der terrestrischen Standorte. Vor allem im Oberboden befinden sich die Mediane mit 103 mmol/kg (0-5 cm) bzw. 84 mmol/kg (5-10 cm) im Wertebereich von *mittel/hoch*. Im Unterboden (30-60 cm) liegt der Median der AKe bei 17 mmol/kg und damit noch leicht über den entsprechenden Werten grundwasserferner Böden. Ebenfalls deutlich erhöht ist die AKe auf anthropogenen überprägten Böden (Hauptbodenart „anthro“, Kap. 2.5.2), wo im Oberboden Mediane von 84 mmol/kg (0-5 cm) bzw. 56 mmol/kg (5-10 cm) erreicht werden.

Die stratifizierte Auswertung der effektiven Kationenaustauschkapazität zeigt kaum Unterschiede zwischen den verschiedenen Straten (Kap. 2.5.2). Lediglich bei den **Hauptbodenarten** lassen sich signifikante Mittelwertunterschiede feststellen: insbesondere die Lessivés und hydromorphen Standorte unterscheiden sich bei hoher Streuung von allen anderen Gruppen. Zwischen Podsol und sauren Braunerden bestehen keine signifikanten Unterschiede und auch

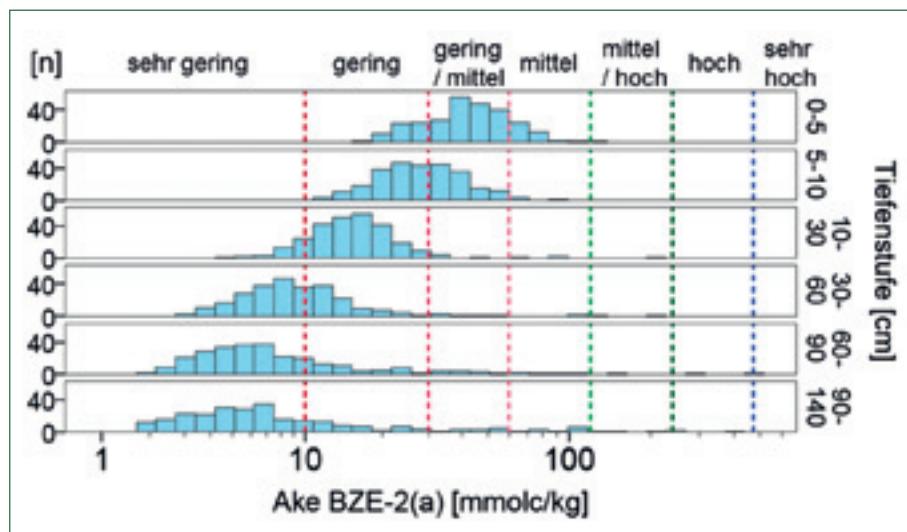


Abb. 4.1.19: Histogramme der effektiven Kationenaustauschkapazität (AKe) grundwasserferner Böden nach Tiefenstufen (Bewertung nach AK Standortskartierung 2003 für B/C-Horizonte)

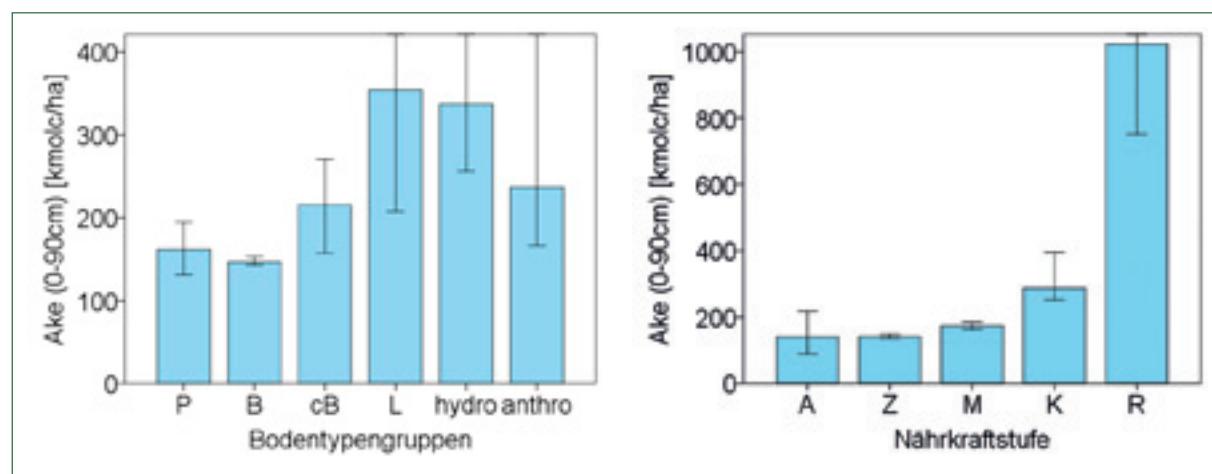


Abb. 4.1.20: Stratifizierung der effektiven Kationenaustauschkapazität (AKe) in 0-90 cm Tiefe nach Bodentypengruppe und Stammnährkraftstufe

die AKe der eutrophen Braunerden ist vergleichsweise nur wenig erhöht. Die gegenüber den sauren Braunerden geringfügig erhöhte AKe der Podsole lässt sich durch die höhere Humusanreicherung im Unterboden infolge vertikaler Stoffverlagerungsprozesse erklären. Die Stratifizierung nach Stammnährkraftstufe zeigt eine große Übereinstimmung zwischen A-, Z- und M-Standorten. Die AKe der K-Standorte ist demgegenüber leicht erhöht und die R-Standorte weisen deutlich höhere Werte bei großer Streuung auf (Abb. 4.1.20).

4.1.3.2 Einflussfaktoren

Die Höhe der Kationenaustauschkapazität wird gemeinhin durch die Textur, den Gehalt an organischer Substanz und den pH-Wert gesteuert (z. B. Renger 1965, Curtin & Rostad 1997, Horn et al. 2005). Die Bedeutung der organischen Substanz für die Höhe der AKe geht aus Abb. 4.1.21 klar hervor. Für die Tiefenstufen des mineralischen Oberbodens besteht eine starke Abhängigkeit der AKe vom Kohlenstoffgehalt ($R^2=0,74$). In der Darstellung im doppellogarithmischen Maßstab sind sowohl terrestrische Böden als auch organische und mineralische Nassstandorte berücksichtigt. Die enge Beziehung weist auf die überwiegend relativ ähnlichen Sandsubstrate hin, deren Kationenaustauschkapazität sehr stark durch die Humusmenge und -qualität gesteuert wird. **Durch die Anhebung des Humusgehaltes der tonarmen Sandböden kann somit eine beträchtliche Steigerung des Speichervermögens für Kationen und damit eine Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit erzielt werden.**

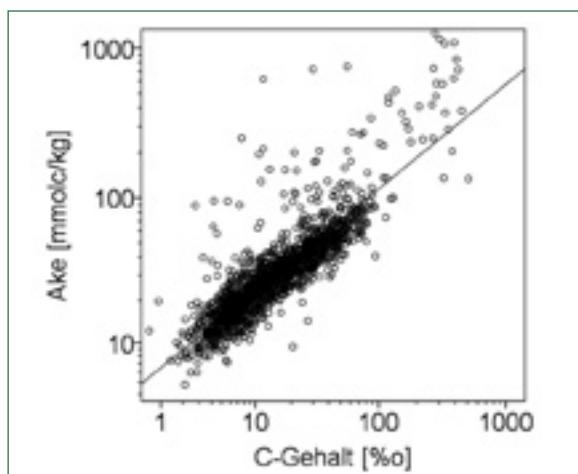


Abb. 4.1.21: Beziehung zwischen organischem Kohlenstoffgehalt im Hauptwurzelraum (Proben der Tiefenstufen 0-5 cm, 5-10 cm und 10-30 cm) und effektiver Kationenaustauschkapazität (AKe) ($R^2=0,74$)

Neben der Humusqualität spielt der pH-Wert für die **variable Ladung der organischen Substanz** und daher auch für die effektive Kationenaustauschkapazität eine wichtige Rolle. Die Bedeutung der Bodenreaktion für die AKe im BZE-Kollektiv geht aus Abb. 4.1.22 hervor. Hier besteht ein Zusammenhang zwischen der auf den Gehalt an organischer Substanz (o.S.) bezogenen effektiven Kationenaustauschkapazität [mmol_c/g o.S.]

von Sandbodenproben und dem pH-Wert. Die Berechnung der Menge organischer Substanz erfolgte durch Multiplikation der C_{org}-Gehalte mit dem Faktor 1,72. Es kann davon ausgegangen werden, dass sich die Oberböden überwiegend in einem pH-Bereich befinden, in dem die variable Ladung weitgehend protoniert ist. Gleichwohl besteht auch innerhalb des Bereichs der häufigsten pH-Werte ein deutlicher Gradient der auf die organische Substanz bezogenen effektiven Kationenaustauschkapazität. Die Säurepufferung durch Protonierung von variabler Ladung erfolgt also auch in diesem niedrigen pH-Bereich. Zusätzlich dürfte die in Abb. 4.1.22 dargestellte Beziehung auch die Abhängigkeit der AKe von der Qualität der organischen Substanz – d. h. im Wesentlichen deren Humifizierungsgrad – widerspiegeln, die ihrerseits mit dem pH-Wert indirekt positiv korreliert ist.

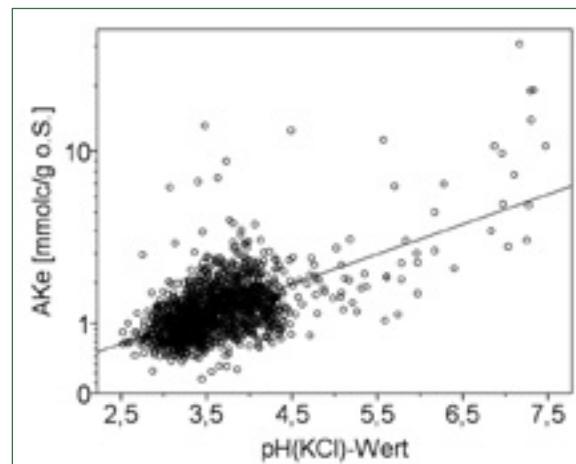


Abb. 4.1.22: Beziehung zwischen der auf den Gehalt an organischer Substanz (o.S.) bezogenen effektiven Kationenaustauschkapazität [AKe in mmol_c/g o.S.] und dem pH_{KCl}-Wert von Sandbodenproben ($R^2=0,35$)

Die Kationenaustauschkapazität der mineralischen Bodensubstanz variiert bei der Bodenart Sand zwischen 0,5-28,0 mmol_c/kg. Das Histogramm in Abb. 4.1.23 zeigt ausschließlich carbonatfreie Unterbodenproben mit C-Gehalten <5 %. Für diese humusarmen und humusfreien B- und C-Horizonte der pleistozänen Sandböden kann von einer mittleren effektiven Kationenaustauschkapazität von 6,8 mmol_c/kg (Median) ausgegangen werden. Die breite Streuung der AKe dieser Reinsandbodenproben lässt sich im Wesentlichen auf minimale Unterschiede des Humusgehaltes zurückführen. Carbonatfreie Sande mit C-Gehalten von 0 % haben eine mittlere AKe von nur 4,8 mmol_c/kg; bei C-Gehalten von 5 % liegt die AKe hingegen bei durchschnittlich 13,5 mmol_c/kg. Daraus folgt, dass geringe Erhöhungen der Humusmengen beispielsweise in Bv-Horizonten die Austauschereigenschaften dieser Horizonte in hohem Maß verbessern können, nämlich rechnerisch um 1,7 mmol_c/kg bei einer Zunahme des Kohlenstoffgehalts um 1 %. **Dies zeigt, dass alle waldbaulichen Anstrengungen, den Humusgehalt im Wurzelraum von sorptionsschwachen Sandböden zu erhöhen, bereits bei sehr kleinen Humuszugewinnen im Unterboden große Wirkungen auf**

dessen Kationenspeicher- und Pufferkapazität induzieren.

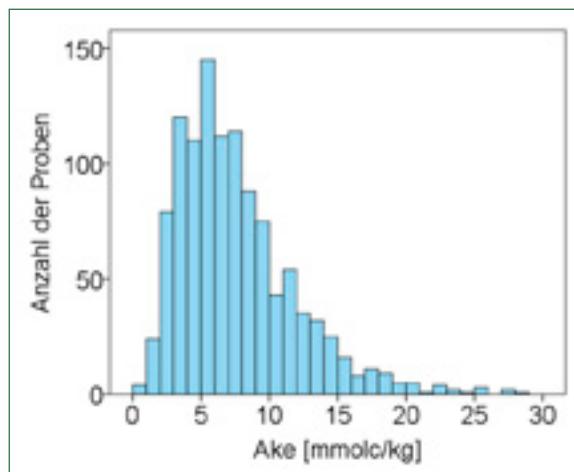


Abb. 4.1.23: Histogramm der effektiven Kationenaustauschkapazität (AKe) von carbonat- und weitgehend humusfreien Sandbodenproben (Ton <5 %, Schluff <10 %, C-Gehalt <5 %)

Um auf die effektive Kationenaustauschkapazität weiterer Bodenarten des Untersuchungsraums zu schließen, wurde die AKe regressionsanalytisch für Proben mit C-Gehalten <3 % aus dem Tongehalt der jeweiligen Bodenart geschätzt. Hierzu konnte folgende Regressionsgleichung aus dem vorliegenden Datenkollektiv abgeleitet werden:

$$AKe \text{ [mmol}_c/\text{kg}] = 3,576 * \text{Tongehalt [\%]} + 4,276 \quad (R^2 = 0,68)$$

Bei der Berechnung der AKe von humusfreien Horizonten der bindigeren Sande und sandigen Lehme anhand dieser Regressionsbeziehung wurden die jeweiligen Tongehalte aus dem Körnungsdreieck der Bodenarten (Ad-hoc-AG Boden 2005) entnommen. Diese stimmen überwiegend auch sehr gut mit den Tongehalten der Bodenarten im BZE-Kollektiv überein. Eine

Ausnahme bildet lediglich die Bodenart toniger Sand (St), bei der laut Körnungsdreieck von einem mittleren Tongehalt von 11 % auszugehen ist, während die empirischen Proben nur 5,9 % Ton aufweisen. In diesem Fall wurde im Regressionsmodell der empirische Wert verwendet.

Damit ergeben sich für carbonatfreie und nahezu humusfreie Unterbodenhorizonte folgende bodenartspezifische Werte der effektiven Kationenaustauschkapazität:

Reinsand (Ss)	7 mmol _c /kg
Su2	13 mmol _c /kg
Su3	19 mmol _c /kg
St2	25 mmol _c /kg
Sl2	28 mmol _c /kg
Sl3	40 mmol _c /kg
Slu	49 mmol _c /kg
Sl4	56 mmol _c /kg
Ls2, Ls3, Ls4	79 mmol _c /kg

Vergleicht man diese Werte mit den durch die organische Bodensubstanz erhöhten Werten von Reinsanden (Abb. 4.1.21), so wird die herausragende Bedeutung der Humusakkumulation noch augenfälliger: die AKe von Reinsand erreicht die Größenordnung der sandigen Lehme (Ls2 bis Ls4) bei einem C-Gehalt von 60 %. Um die AKe eines mittellehmigen Sandes (Sl3) zu erzielen, würde ein Reinsand rechnerisch einen C-Gehalt von nur 23 % benötigen. **Daraus folgt, dass im Wurzelraum von silikatarmen Flug-, Tal- und Geschiebesanden durch Humusakkumulation Kationenaustauschkapazitäten erreicht werden, die denen der kräftigen Lehme des Untersuchungsraums nahekommen.**

4.1.3.3 Vergleich von BZE-1 und BZE-2(a)

Die Veränderung der effektiven Kationenaustauschkapazität zwischen BZE-1 und BZE-2(a) wurde anhand

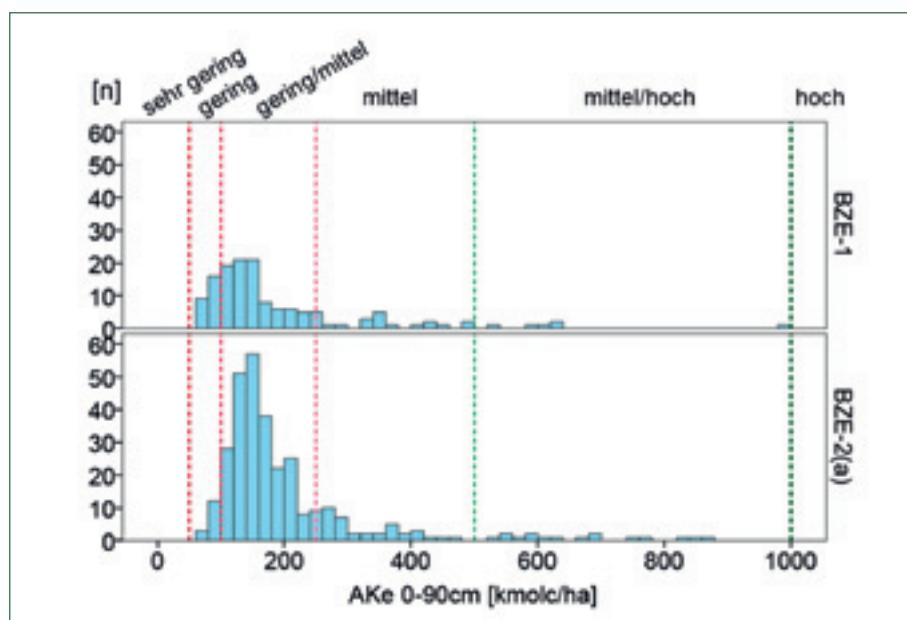


Abb. 4.1.24: Bewertung der effektiven Kationenaustauschkapazität (AKe) in 0-90 cm Tiefe [kmolc/ha] im Vergleich von BZE-1 und BZE-2(a)

der auf den gesamten mineralischen Bodenkörper von 0-90 cm bezogenen AKe [kmolc/ha] analysiert. Im Ergebnis des Vergleichs der beiden Inventuren lassen sich keine signifikanten Unterschiede absichern (Abb. 4.1.24). Die Histogramme der AKe von BZE-1 und BZE-2(a) weisen jedoch auf eine leichte Abnahme des Anteils der Punkte mit besonders niedrigen Werten hin. Hierin spiegelt sich die Kohlenstoffzunahme der Stichprobe wider (Riek & Russ 2014b), da die organische Substanz wie dargelegt als Austauscher wirkt. Die Mehrheit der BZE-Punkte befindet sich aktuell im Bereich der Bewertungsstufen *gering/mittel* (100-250 kmolc/ha) und *mittel* (250-500 kmolc/ha). Werte im *geringen* und *sehr geringen* Bereich (AKe <100 kmolc/ha bzw. <50 kmolc/ha) treten bei der BZE-1 auf 19 % der Inventurpunkte und bei der BZE-2(a) nur noch bei 5 % der Stichprobe auf. Insbesondere für Sandböden ist dieser Befund der Zunahme von Austauscherpotenzial positiv zu bewerten.

4.1.4 Austauscherbelegung

Vorausgeschickt wird, dass die Begrifflichkeiten „Basen“ bzw. „basische Kationen“ im vorliegenden Bericht, wie in der Bodenkunde allgemein üblich, auf die Ionen Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ und Na^+ angewandt werden. Dieses ist nach den geltenden Definitionskonzepten von Säuren und Basen sachlich inkorrekt und vor allem historisch begründet.

Eine differenzierte Beurteilung des Säure-Basen-Zustands der Böden erlaubt die Analyse des am Boden austauscher gebundenen Kationenbelags, d. h. der anteilmäßigen Zusammensetzung der Kationen Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , (Na^+) , Al^{3+} , Fe^{3+} , Mn^{2+} und H^+ an der effektiven Kationenaustauschkapazität. Anhand der Belegung der Austauscheroberfläche mit basischen Kationen einerseits sowie Kationsäuren und Protonen andererseits lässt sich auf den Säure-Basen-Zustand der Bodenlösungsphase schließen. Hierbei sind nach Ulrich (1988) die prozentualen Anteile der Elemente, also deren Sättigungsgrade, von größerer Aussagekraft als die absolut extrahierbaren Elementmengen.

Unter humiden Klimaverhältnissen stellen **Basenverarmung und Bodenversauerung** einen natürlichen Vorgang dar. Die Ausbildung unterschiedlicher Bodentypen und Humusformen ist unter anderem eine Folge dieses pedogenen Prozesses. Bei konstantem pH-Wert können im Boden aufgrund der Pufferung unterschiedliche Basensättigungsgrade vorliegen. Die Basensättigung ist daher im Vergleich zur Bodenreaktion besser geeignet, den Verlauf der Bodenversauerung zu beschreiben.

Die Versauerungsdynamik ergibt sich unter **natürlichen Bedingungen** aus der Bilanz von interner Säureproduktion und Säurepufferung. Säuren entstehen im Boden natürlicherweise vor allem durch das beim mikrobiellen Abbau von Biomasse und der Wurzelat-

mung freigesetzte CO_2 sowie bei der Nitrifizierung und Humifizierung. Böden versauern, wenn die an der Pufferung maßgeblich beteiligten basischen Kationen von den Bodenaustauscherplätzen verdrängt werden, mit dem Sickerwasser das System verlassen und dieser Verlust nicht durch die Stofffreisetzung aus der Silikatverwitterung oder durch atmosphärische Stoffeinträge mit Stäuben und Niederschlag kompensiert wird.

Die natürliche Entbasung der Böden wird durch **anthropogene Faktoren** beschleunigt. Dieses sind vor allem atmosphärische Säureeinträge und der Biomassenexport mit der Ernte. Durch die **atmosphärische Deposition** von Stickstoff- und Schwefeloxiden mit dem Niederschlag entstehen starke Mineralsäuren, welche im Boden Pufferreaktionen auslösen. Gebunden an die Säurereste der Salpeter- und Schwefelsäure (SO_4^{2-} , NO_3^-) werden basische Kationen als Begleitonen verstärkt ausgewaschen, wodurch die vorhandene Pufferkapazität abnimmt. Neben diesen Auswaschungsverlusten stellt der Export von basischen Kationen durch **Biomasseentnahme** eine weitere wichtige Ursache für die Verringerung von Pufferkapazität – insbesondere auf von Natur aus nährstoffarmen Standorten – dar. Bei der Aufnahme von Nährstoffkationen werden durch die Pflanzenwurzeln äquivalente Mengen an H^+ -Ionen in den Boden abgegeben. Nach vollständigem Abbau der Biomasse **innerhalb** des Ökosystems können diese durch die freigesetzten Kationen wieder gepuffert werden.

Die Dynamik der Versauerung ist somit abhängig von Standortseigenschaften wie Klima (Klimatische Wasserbilanz, Sickerwassermenge), Bodentyp und Ausgangssubstrat (Wasserleitfähigkeit, Silikatverwitterungsrate) sowie von der Vegetation (Abbaubarkeit der Streu), der Nutzungsintensität (Ernteentzug) und dem atmosphärischen Eintragsgeschehen (Säurebildner, basische Staubeinträge). Umfassende Darstellungen zu den von der Bodenversauerung ausgehenden Wirkungen auf Waldökosysteme finden sich z. B. bei Veerhoff et al. (1996) und Gryscho & Horlacher (1997).

4.1.4.1 Basensättigung und Versauerungsdynamik

Nach dem Bewertungsrahmen des AK Standortskartierung (2003) befinden sich die brandenburgischen Waldböden bis 140 cm Tiefe überwiegend im Wertebereich geringer Basensättigungsgrade (Abb. 4.1.25). Bezogen auf den Hauptwurzelraum (0-30 cm Tiefe) weisen ca. 10 % der Inventurpunkte sehr geringe Basensättigungen (BS <5 %) auf. Zwischen den beiden Inventuren BZE-1 und BZE-2(a) hat die Basensättigung in starkem Maße abgenommen. Dieses betrifft das gesamte Bodenprofil und insbesondere auch den Untergrund, der sich hinsichtlich der Austauscherbelegung in vielen Fällen kaum noch vom Oberboden unterscheidet. Das heißt, es treten zunehmend flache Tiefengradienten der Basensättigung in Erscheinung, was auf insgesamt nur geringe Pufferreserven hinweist.

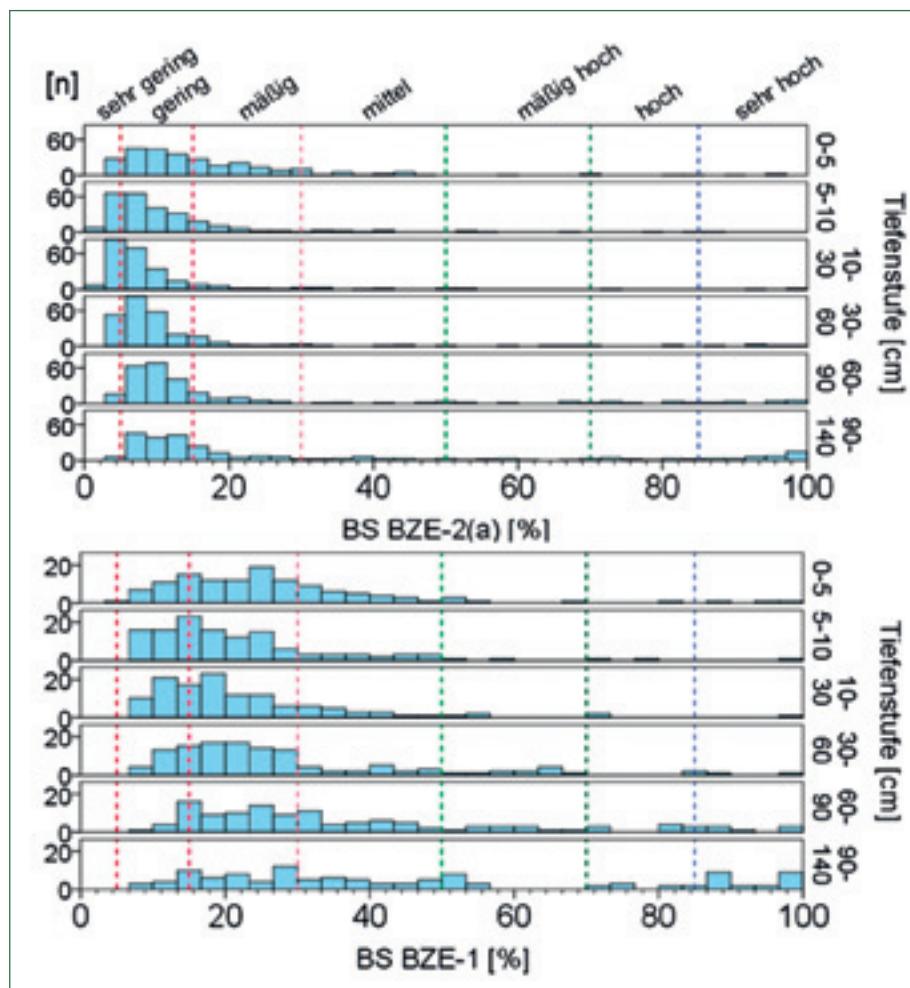


Abb. 4.1.25: Bewertung der Basensättigung nach AK Standortskartierung (2003) für Tiefenstufen im Vergleich von BZE-1 und BZE-2(a)

Im Rahmen einer länderübergreifenden Auswertung von BZE-Daten Brandenburgs und Mecklenburg-Vorpommerns (Riek et al. 2012) konnte gezeigt werden, dass die zu beobachtende Versauerungsdynamik im südlichen Brandenburg stärker als im nördlichen ausgeprägt ist sowie in ganz Brandenburg stärker als im angrenzenden Mecklenburg-Vorpommern. Dieser räumliche Gradient der Versauerungsdynamik korrespondiert mit der Immissionssituation der 1980er Jahre in den ausgewerteten Regionen. **Als mögliche Erklärung für die erheblichen Abnahmen der Basensättigungen dient daher die spezielle Immissionssituation im Zeitraum vor der Erstinventur, als v. a. das südliche Brandenburg von hohen Staubeinträgen aus Flugaschen der Braunkohleverbrennung geprägt war (Kap. 4.2.2.2).**

Auch die folgenden Darstellungen und Überlegungen bestätigen grundsätzlich diese Erklärungsmöglichkeiten für die festgestellten Basenabnahmen zwischen den BZE-Inventuren. Abb. 4.1.26 zeigt tiefenstufenweise die Differenzen der Basensättigungsgrade zur Zeit der BZE-2 und der BZE-1. Negative Werte weisen auf eine Abnahme der Basensättigung, positive Werte auf eine Zunahme. Die Darstellung erfolgt zudem stratifiziert nach den Bewertungsstufen der Basensättigung zur Zeit der BZE-1. **Es wird deutlich, dass eine Abnahme der Basensättigung vor allem**

bei denjenigen Standorten erfolgt ist, die zur Zeit der BZE-1 erhöhte Sättigungsgrade aufwiesen. Bei Vorliegen geringer Sättigungsgrade ist keine oder nur eine geringe weitere Abnahme zu verzeichnen. Lagen die Basensättigungen zur Zeit der BZE-1 im mäßigen Wertebereich, sind die Abnahmen bereits deutlicher und bei mittleren oder mäßig hohen Ausgangsbasesättigungen insbesondere im Unterboden mit Werten von -30 % besonders stark ausgeprägt. Am markantesten sind die Abnahmen in der Tiefenstufe 30-60 cm. In diesem wenig gepufferten Unterbodenabschnitt ist generell davon auszugehen, dass sich Veränderungen des chemischen Milieus stärker als im humusreichen und sorptionsstärkeren Oberboden abzeichnen.

Eine analoge Darstellung der Basensättigungsunterschiede stratifiziert nach Bodentypengruppen zeigt Abb. 4.1.27. Die Mediane zwischen den Gruppen unterscheiden sich im Oberboden nur minimal. Aufgrund der hohen Streuungen sind diese Unterschiede im Allgemeinen nicht abzusichern. Eine pedogene Differenzierung bei der aktuell ablaufenden Basenverarmung – im Sinne einer Prädisposition durch das Ausgangsmaterial und die pedogenen Faktoren – ist hier nicht zu belegen. Erst mit größerer Bodentiefe werden die Einflüsse des Bodentyps auf die Dynamik der Entbasung deutlicher. Insbesondere bei der Gruppe der Podsole ist die Entbasung zwischen BZE-1 und BZE-2(a)

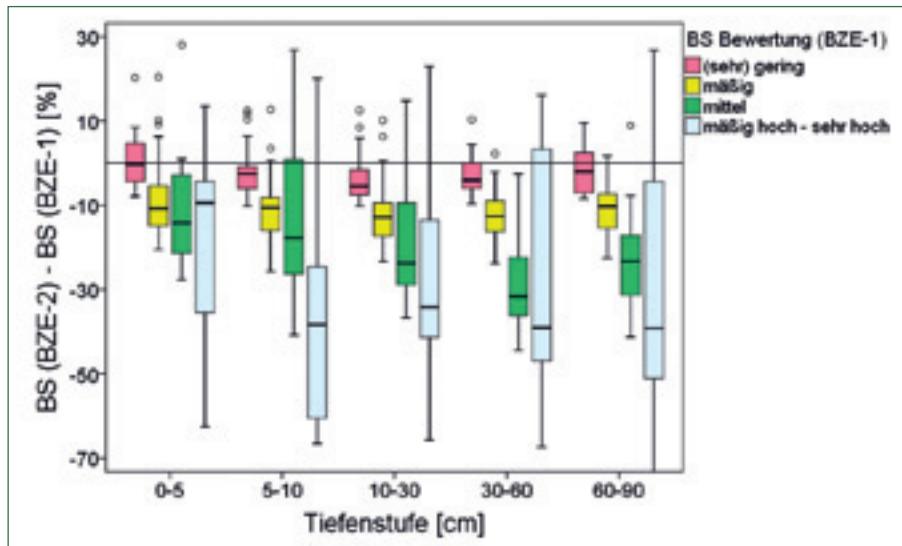


Abb. 4.1.26: Differenz der Basensättigung aus BZE-2 und BZE-1 stratifiziert nach Tiefenstufe und Bewertungsstufe der Basensättigung zur BZE-1; Stichprobe ohne hydro-morphe und anthropogen stark überprägte Böden (Bodenotypengruppe „hydro“ bzw. „anthro“, Kap. 2.5.2) und ohne carbonathaltige Proben

im Unterboden stark ausgeprägt. Anhand der Werte der Tiefenstufe 60-90 cm wird deutlich, dass das Fortschreiten der Versauerungsfront mit abnehmender Nährkraft des Bodentyps stärker ausgeprägt ist. Eutrophe Braunerden und Lessivés sind im Vergleich zu Podsol und sauren Braunerden im Unterboden deutlich besser gepuffert, so dass die durchschnittliche Abnahme der Basensättigung bei ersteren deutlich gebremst ist. Allerdings weisen diese Bodentypen eine besonders hohe Streuung im Unterboden auf, was auf sehr unterschiedliche Puffervoraussetzungen schließen lässt. Hier wirken sich offensichtlich die in unterschiedlicher Tiefe anstehenden kalkhaltigen Schichten und tonangereicherten Bodenhorizonte mit entsprechend erhöhten Verwitterungsraten für basische Kationen aus.

Die beiden Befunde, dass zum einen die Basenverluste vor allem Böden mit vergleichsweise erhöhten Basensättigungen zur Zeit der BZE-1 betreffen und zum anderen alle Bodentypen betroffen sind, unterstützen die These, dass es sich vor allem um anthropogen eingetragene Basenkationen handelt,

die zwischen BZE-1 und BZE-2 verloren gegangen sind. Auf den von Natur aus besonders pufferschwachen Böden muss durch den Aufbrauch der depositionsbedingten Basenkationen mit einem Fortschreiten der Versauerung in die Tiefe ausgegangen werden, bis sich ein neues Fließgleichgewicht einstellt (Kap. 4.2.2.2).

Die anhand der flächenrepräsentativen BZE-Daten abgeleiteten Ergebnisse werden auch durch Zeitreihenanalyse der Bodenlösungschemie von brandenburgischen Level-II-Monitoringflächen unterstützt (Früh et al. 2015): Die im südlichen Brandenburg gelegene altpleistozäne Messfläche Neusorgefeld ist natürlicherweise stark versauert und tiefgründig entbast. Sie wurde jedoch in den 1970er und 1980er Jahren aufgrund ihrer Lage in hohem Maße durch atmosphärische Stoffeinträge – insbesondere basische Stäube aus Flugaschen – belastet. Die kontinuierliche Auswaschung der atmogen eingetragenen Basenkationen lässt sich anhand der chemischen Kennwerte des Sickerwassers im Messzeitraum 2000-2014 gut nachvollziehen (Kap. 4.2.2.2).

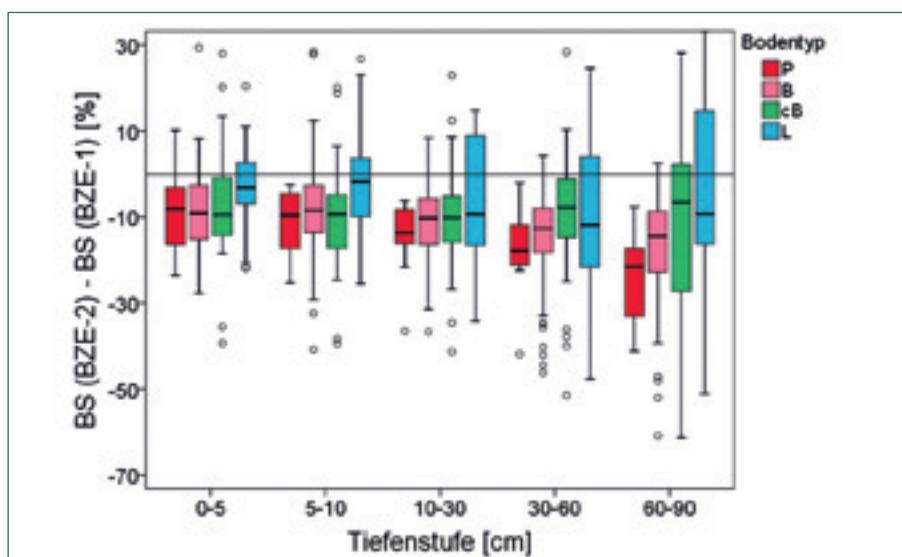


Abb. 4.1.27: Differenz der Basensättigung aus BZE-2 und BZE-1 stratifiziert nach Tiefenstufe und Boden-typengruppe; Stichprobe ohne hydromorphe und anthropogen stark überprägte Böden (Bodenotypengruppe „hydro“ bzw. „anthro“, Kap. 2.5.2) und ohne carbonathaltige Proben

4.1.4.2 Stratifizierte Auswertungen

Beispielhaft für die Tiefenstufen 0-5 cm und 90-140 cm sind in Abb. 4.1.28 die Basensättigungen der BZE-2(a) stratifiziert für alle in diesem Bericht verwendeten Auswertungsstrategien dargestellt (Kap. 2.5.2). **Auffallend ist zunächst, dass es zwischen den mittleren Basensättigungen im Oberboden und denen in 90-140 cm Tiefe je nach betrachtetem Stratum mehr oder weniger große Unterschiede gibt.** Grundsätzlich lässt sich erkennen, dass die Unterschiede umso deutlicher werden, desto besser die

standörtlich vorgegebene Nährkraft ist. Große Unterschiede der Basensättigungen zwischen Oberboden und Untergrund bestehen beispielsweise bei Lessivés und eutrophen Braunerden, K- und R-Standorten sowie jüngeren eiszeitlichen Ablagerungen (geologische Serie I). Dieses paust sich entsprechend auch auf die Straten der Humusform und des Bestandestyps durch. Das Ausgangssubstrat der Bodenbildung spiegelt sich letztlich auch bei der Stratifizierung nach Wuchsgebieten wider: die Böden der altpleistozänen Ablagerungen (WG11, WG22, WG23 und WG25) weisen im Untergrund nahezu dieselben Basensättigungen wie

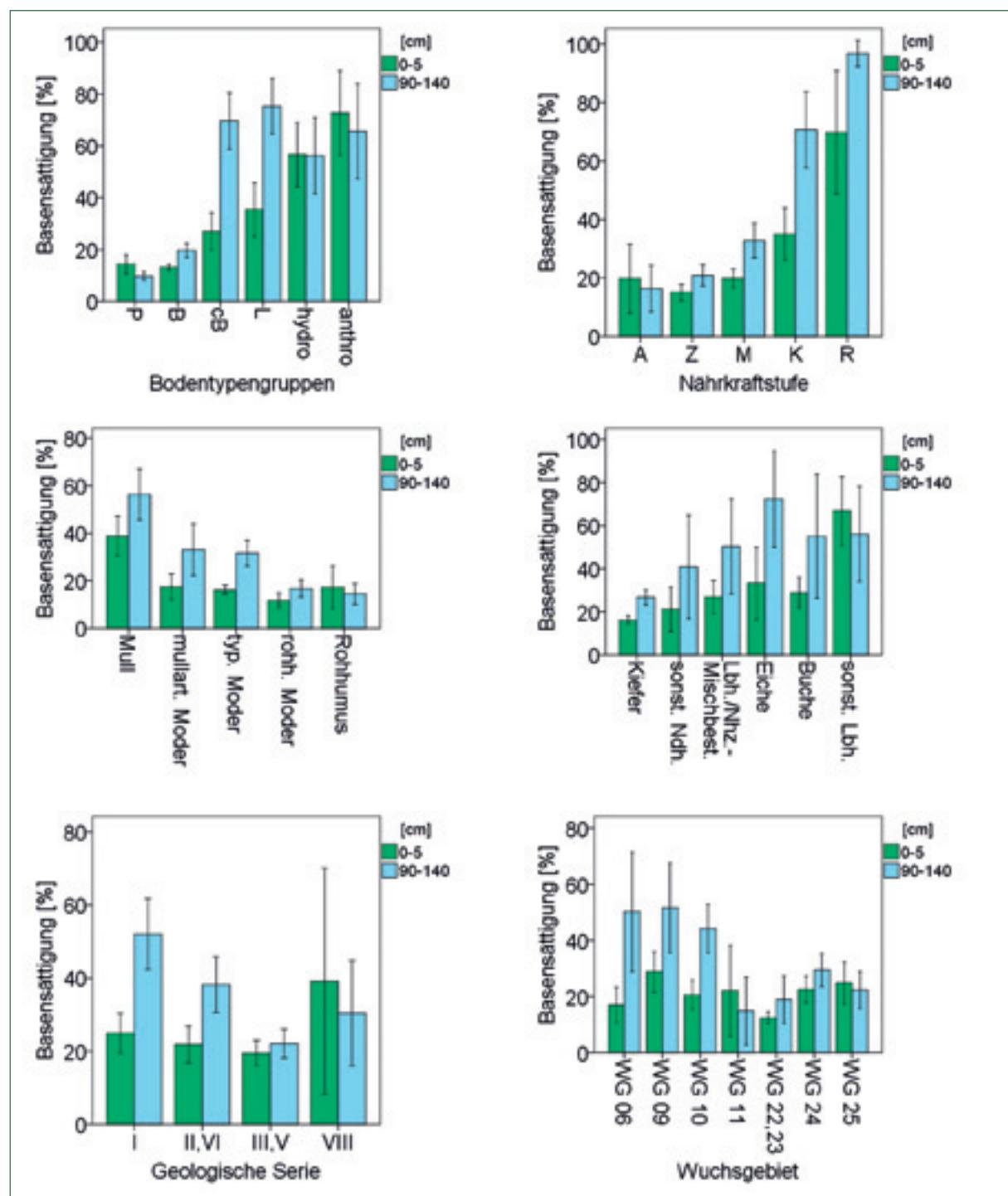


Abb. 4.1.28: Stratifizierte Auswertung der Basensättigung in 0-5 cm und 90-140 cm Tiefe

im Oberboden auf. In den Regionen mit jüngeren Sedimenten (WG6, WG9 und WG10) liegen die Basensättigungen in 90-140 cm Tiefe hingegen weit über den Werten des Oberbodens.

Beim Vergleich zwischen den Straten muss ebenfalls nach Oberboden und Untergrund differenziert werden. Im Allgemeinen sind die sich im Oberboden bereits abzeichnenden Unterschiede zwischen den Straten im Untergrund noch deutlich stärker ausgeprägt. In einigen Fällen sind Unterschiede auch nur im Untergrund sichtbar. Dieses betrifft verständlicherweise vor allem diejenigen Straten, die vom Ausgangssubstrat geprägt werden, wie Bodentyp, Nährkraftstufe, geologische Serie und Wuchsgebiet. Interessanterweise zeichnen sich aber auch bei der Humusform und dem Bestandestyp vergleichsweise stärker ausgeprägte Unterschiede der Basensättigung im Untergrund als im Oberboden ab. Dieses ist Beleg für die enge Verknüpfung von Bestand (Vegetation) und Standort, der offensichtlich auch bei waldbaulichen Entscheidungen Rechnung getragen worden ist. **Die hohen Basensättigungen im Untergrund von Laubbaumbeständen (bei vergleichbaren Basensättigungen im Oberboden) spiegeln mithin zum einen die standörtlich orientierten waldbaulichen Entscheidungen wider (Nährkraft des Untergrunds entscheidet über die Baumartenwahl) und zum anderen ist es Zeugnis einer trotz angepasster Baumarten fortgeschrittenen Nivellierung des chemischen Oberbodenzustandes.** Letztere kommt auch darin zum Ausdruck, dass zwischen den Humusformen mullartiger Moder bis Rohhumus und auch zwischen den meisten Bestandestypen keine Unterschiede bei der Basensättigung auftreten. Ursachen dieser Oberbodennivellierung können in der historischen Übernutzung sowie atmogenen Fremdstoffeinträgen gesehen werden.

Die in Abb. 4.1.28 dargestellten Zusammenhänge zwischen der Basensättigung und den verschiedenen Straten sind alle insofern plausibel, als sich deren theoretisch zu erwartenden besseren bzw. schlechteren Nährstoffausstattungen auch im analytischen Kennwert der Basensättigung sehr gut widerspiegeln. Eine Ausnahme bildet die geologische Serie VIII, für die aufgrund ihrer tertiären Herkunft sehr geringe Basenausstattungen zu erwarten wären. Tatsächlich sind die Mediane hier vergleichbar mit denen der anderen Serien, weisen aber auch extrem hohe Streuungen auf. In den hohen Basensättigungen dürfte sich der atmogene Baseneintrag der im südlichen Brandenburg gelegenen Regionen der Serie VIII widerspiegeln.

Der Einfluss von basischen Staubdepositionen tritt auch in dem Kartogramm der Basensättigung in 0-30 cm Tiefe in Erscheinung (Abb. 4.1.29). Die höchsten Basensättigungen sind in den Aufbasungsgebieten durch Staubaschen aus Braunkohlekraftwerken ganz im Süden Brandenburgs sowie im Bereich der Rüdersdorfer Kalk- und Zementindustrie östlich von Berlin zu verzeichnen. Diese Gebiete korrespondieren mit den in Abb. 4.1.6 (Kap. 4.1.1.1) dargestellten und erläuterten pH(KCl)-Werten des Oberbodens. Für die Basenan-

reicherung östlich von Berlin können zusätzlich noch Staubaschen aus dem Hausbrand des in Hauptwindrichtung gelegenen Berliner Stadtgebiets eine Rolle spielen, da auch hier bis zu Beginn der 1990er Jahre Braunkohle Verwendung fand. Die basischen Stoffeinträge aus der Luft erklären die in Abb. 4.1.28 tendenziell erhöhte Basensättigung im Wuchsgebiet WG09, das sich unmittelbar östlich des Berliner Stadtgebiets erstreckt (Abb. 3.15, Kap. 3.6.1). Neben dem früheren atmogenen Stoffeintragsgeschehen pausen sich die unterschiedlichen geologischen Substrate auf die Verteilung der Basensättigung innerhalb Brandenburgs durch. So finden sich hohe Sättigungsgrade ganz im Nordosten Brandenburgs, wo die jüngsten eiszeitlichen Sedimente oberflächlich anstehen. Südwestlich hiervon ist die Situation heterogener: auf den großen Sandergebieten des nördlich von Berlin gelegenen *Ostmecklenburg-Nordbrandenburger Jungmoränenlandes* (WG10; Abb. 3.15, Kap. 3.6.1) sind vergleichsweise geringe Basensättigungen zu verzeichnen, während die Grund- und Endmoränen hier durch hohe Werte herausstechen. Anders verhält es sich bei den weiter östlich in der Prignitz gelegenen saaleeiszeitlichen Ablagerungen. Hier zeichnen sich auch bindige Substrate der Grundmoräne durch vergleichsweise geringe Basensättigungen aus. Besonders niedrig sind die Basensättigungen im gesamten südlich von Berlin gelegenen Teilbereich des *Mittelbrandenburger Talsand- und Moränenlandes* (WG24; Abb. 3.15, Kap. 3.6.1). Hier im älteren Jungpleistozän herrschen ärmere Sander und Talsande vor, während im nördlichen Teil dieses Wuchsgebiets auch Waldstandorte auf Grund- und Endmoränen punktuell vorhanden sind. Die Basensättigungen sind hier vergleichbar mit den sich südlich daran anschließenden Bereichen des Altmoränenlandes, die nicht unmittelbar von atmogener Aufbasung betroffen sind.

Um in Bezug auf die Baumernährung versauerungsbedingte Engpässe der Nährstoffversorgung offenzu-

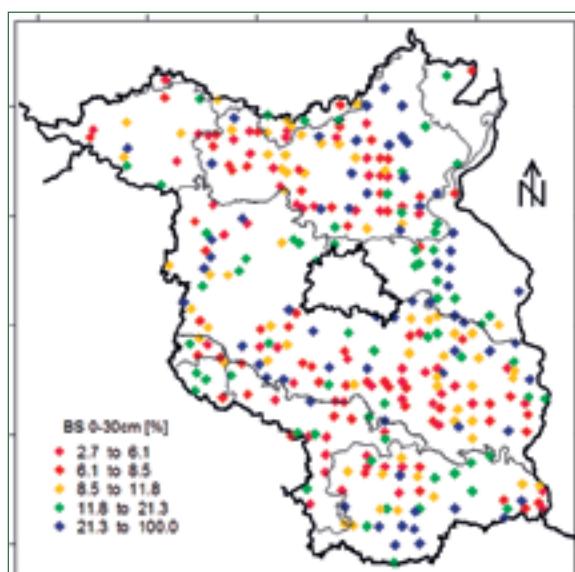


Abb. 4.1.29: Kartogramm der Quintile der Basensättigung in 0-30 cm Tiefe

legen, sind neben der Betrachtung der Basensättigung analoge Auswertungen für jedes einzelne Nährlementkation zu empfehlen. **Abb. 4.1.30 zeigt die prozentualen Anteile der austauschbaren Kationen in der Humusaufgabe.** Ein Standardverfahren für die entsprechende Humusanalyse konnte im Nachgang der BZE-1 entwickelt werden und kam bei der BZE-2 erstmals in den Bundesländern zum Einsatz. Die Elementzusammensetzung im Humus weicht deutlich von der des mineralischen Oberbodens ab (s. u.). Anstelle von Aluminium stellt Calcium das dominierende Element am Austauscher dar. Die K^+ -, Mg^{2+} -, Mn^{2+} - und H^+ -Anteile sind mit der Zusammensetzung des Kationenbelags in der obersten Tiefenstufe des Mineralbodens vergleichbar. Eisen ist im Auflagehumus kaum am Austauscher vorhanden. Die geringen Aluminium- und Eisengehalte erklären sich über die Herkunft dieser Elemente aus primären und sekundären Mineralen, die im Auflagehumus unbedeutend sind. Die Dominanz von Calcium ist zudem auf die selektive Bindung der Ca^{2+} -Ionen an die organische Substanz und deren Anreicherung mit dem Streufall zurückzuführen.

Zwischen den in Abb. 4.1.30 dargestellten Straten zeigen die austauschbaren Elementanteile der Auflage mehr oder weniger deutliche elementspezifische Unterschiede. Während Kalium in allen Straten etwa gleich starke Anteile einnimmt, differenzieren Calcium und Magnesium deutlich zwischen den **nährstoffär-**

meren Gruppen (Podsole, saure Braunerden sowie A- bzw. Z-Standorte) einerseits und den besser versorgten andererseits. Eine Trennung innerhalb der ersten Gruppe saurer Standorte deutet sich nur für das Element Mangan an, worauf noch näher eingegangen wird (Kap. 4.1.4.3). Innerhalb der besseren Standorte heben sich die R-Standorte bzw. hydromorphen Böden durch vergleichsweise sehr hohe Basenanteile von den anderen Gruppen ab.

Die austauschbaren H^+ -Ionen haben einen bedeutenden Anteil an der Austauscherbelegung, spiegeln jedoch bei allen Straten im Wesentlichen nur die bereits beschriebenen Zusammenhänge zum pH(KCl)-Wert wider (Kap. 4.1.1), mit dem sie eng korreliert sind.

Zwischen den verschiedenen **Humusformen** zeigen sich erstaunlich geringe Unterschiede. Lediglich die Humusform Mull sowie die hydromorphen Humusformen unterscheiden sich von den anderen. Die geringe Differenzierung könnte auf die bereits erwähnten Schwierigkeiten bei der Humusformansprache zurückzuführen sein.

Sehr deutlich sind die Unterschiede indes zwischen den verschiedenen **Bestandestypen**. Demnach treten in Kiefernbeständen die mit Abstand geringsten Anteile an austauschbaren Nährstoffkationen im Humus sowie die höchsten Protonenanteile auf. Die bes-

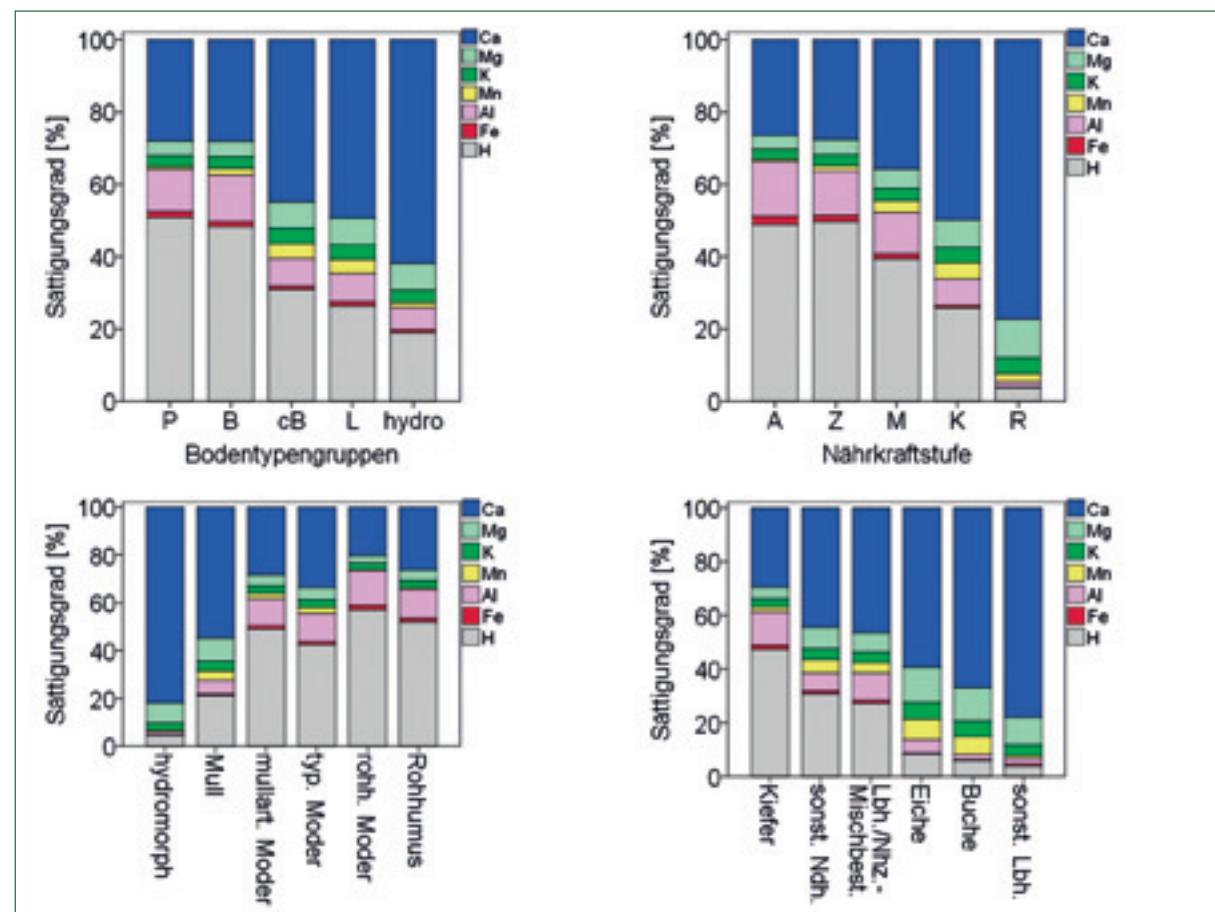


Abb. 4.1.30: Austauscherbelegung in der Humusaufgabe stratifiziert nach Bodentypengruppen, Stammnährkraftstufe, Humusform und Bestandestyp

te Ausstattung mit basischen Kationen findet sich bei den sonstigen Laubbaumarten, die v. a. Erlenbestände auf grundwasserbeeinflussten Böden repräsentieren. Nahezu vergleichbar günstige Verhältnisse liegen in den Auflagen von Buchenbeständen vor. Dann folgen die Eichenbestände. Mit einem Anteil von ca. 80 % dominieren bei diesen Laubholzbeständen die basischen Kationen den Austauscher des Auflagehumus.

Aus diesen Befunden wird das mit Blick auf die Streuqualität recht ungünstige Abschneiden der Kiefer deutlich, zumal die aktuelle Kiefernbestockung im BZE-Kollektiv weite Bereiche des Standortsspektrums hinsichtlich der **Stamnnährkraft** abdeckt:

5 % A-Standorte

55 % Z-Standorte

32 % M-Standorte

8 % K- (und R-) Standorte

Für den Mineralboden bis 90 cm Tiefe ist der Kationenbelag der Austauscher nach Stamnnährkraftstufen stratifiziert in Abb. 4.1.31 dargestellt. Dominierend sind bei den A- bis K-Standorten die sauer wirkenden Kationen, insbesondere das Element Aluminium. Auffallend sind zudem die hohen Anteile der H⁺-Ionen im humosen Oberboden. Mit zunehmender Bodentiefe reduziert sich die H⁺-Sättigung rasch, was sich dadurch erklärt, dass H⁺ stark an die organische Substanz gebunden ist. In den am stärksten versauerteren Bodentiefen von A- und Z-Standorten erreicht der gemeinsame Anteil von H⁺- und Al³⁺ mehr als 90 % der

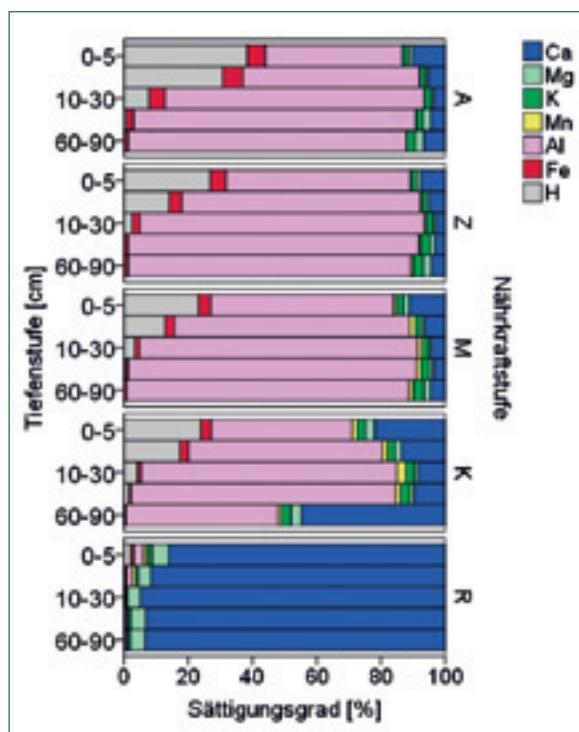


Abb. 4.1.31: Austauscherbelegung im Mineralboden stratifiziert nach Tiefenstufen und Stamnnährkraftstufen

AKE. Eisen tritt mit etwas erhöhtem Anteil in den Oberböden der A-Standorte auf.

Der Anteil basischer Kationen wird von Calcium dominiert. Magnesium und Kalium nehmen nur einen geringen Anteil ein, wobei Kalium deutlich weniger zwischen den Tiefen und Nährkraftstufen variiert als Magnesium. Bei den M- und vor allem K-Standorten pausen sich gegenüber A- und Z-Standorten bessere Nährstoffversorgungen durch. Der Unterschied ist bei den M-Standorten nur gering und über das gesamte Profil gleichermaßen bestehend. Bei den K-Standorten ist vor allem ein Sprung mit der Tiefe zu verzeichnen: ab 60 cm nehmen die Nährstoffkationen etwa die Hälfte des Sorptionskomplexes ein. Dieses ist auf den bei vielen K-Standorten typischen Wechsel des Substrats (Tieflehm) in dieser Tiefe zurückzuführen. Des Weiteren spiegeln die ebenfalls hohen Basensättigungen im Oberboden funktionierende Basenpumpeneffekte wider. R-Standorte bilden eine gänzlich andere Einheit mit überwiegend Calcium am Austauscher und nur sehr geringen Anteilen saurer Kationen.

Die **räumliche Verteilung** der basischen Kationen am Austauscher geht aus den **kartografischen Darstellungen** in Abb. 4.1.32 hervor. Wie bereits anhand der Basensättigung gezeigt wurde (s. o.), spielen die ehemaligen Staubeinträge aus Flugaschen im Süden Brandenburgs und aus der Kalk- und Zementindustrie im Großraum Rüdersdorf bis heute eine erhebliche Rolle für den Säure-Basen-Zustand der betroffenen Waldstandorte. Insbesondere die räumlichen Verteilungsmuster der Calcium- und abgeschwächte der Magnesiumsättigung spiegeln diese durch Staubeinträge geprägten Regionen sehr gut wider. Im südlichen, natürlicherweise nährstoffarmen Altmoränenland des Wuchsgebiets 25 (Abb. 3.15, Kap. 3.6.1) finden sich zahlreiche BZE-Punkte mit vergleichsweise stark erhöhten Calciumanteilen am Austauscher und auch die Magnesiumsättigung ist bei einigen betroffenen Böden deutlich erhöht. Insgesamt sind sich die Verteilungsmuster von Calcium und Magnesium aufgrund ihrer Assoziation in den geologischen Materialien und dem gemeinsamen Vorkommen in Staubemissionen sehr ähnlich. Eine Ausnahme bildet der Bereich des Hohen Fläming, wo die Calciumsättigungen relativ hoch sind, die Magnesiumsättigungen sich jedoch eher am unteren Ende der auftretenden Wertespanne befinden. Als mögliche Ursachen kommt hier zum einen die Verarmung des altpleistozänen Ausgangsmaterials an Magnesium und zum anderen die höhenbedingt stärkere Exposition gegenüber calciumreichen Staubemissionen aus dem nahe gelegenen Bitterfelder Raum Sachsen-Anhalts in Frage.

Das Element Kalium folgt insgesamt nicht den großen Verteilungsmustern von Calcium und Magnesium und überhaupt sind regionale Zusammenhänge kaum ausgebildet. Auffallend ist lediglich eine Häufung von vergleichsweise sehr geringen Kaliumsättigungen nördlich von Berlin bis zur Landesgrenze nach Mecklenburg-Vorpommern. Hier im zentralen Bereich des Wuchsgebiets **Ostmecklenburg-Nordbrandenburger**

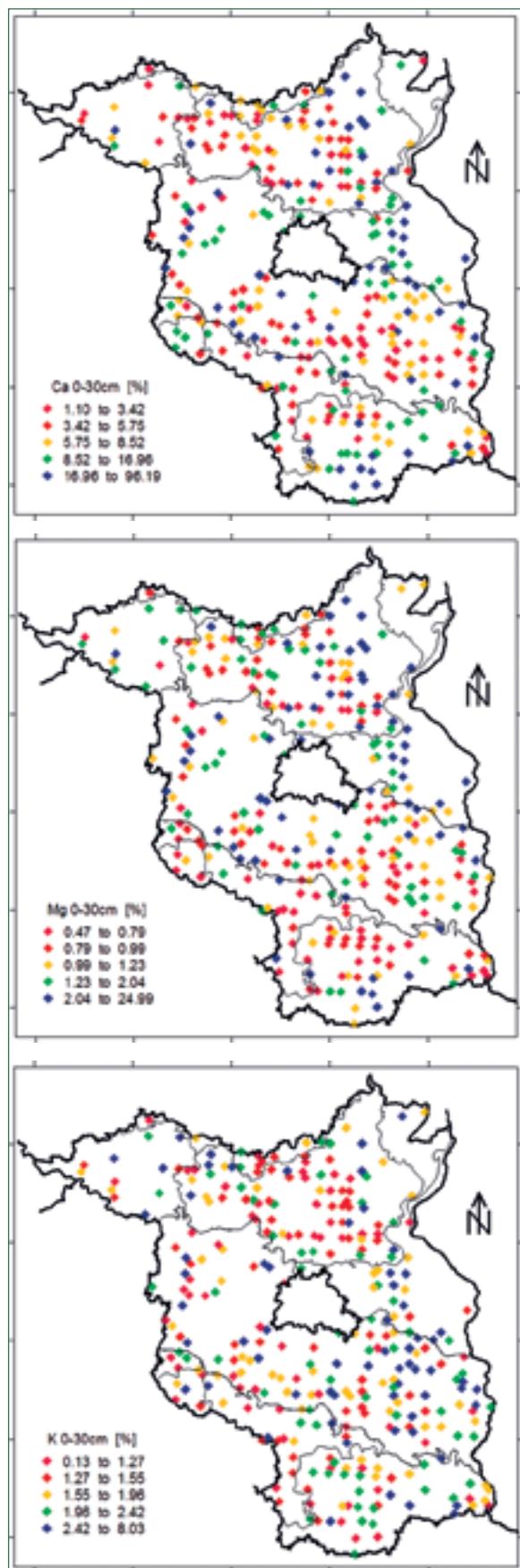


Abb. 4.1.32: Kartogramm der Quintile der Ca²⁺-, Mg²⁺- und K⁺-Sättigungsgrade in 0-30 cm Tiefe

Jungmoränenland sowie im angrenzenden Mecklenburger Jungmoränenland (WG10 bzw. WG06, vgl. Abb. 3.15, Kap. 3.6.1) kann Kaliumverarmung und Ionenkonkurrenz auf tendenziell calciumreicherem Materialien zur Reduktion der austauschbaren Kaliumanteile geführt haben. Insgesamt sind die austauschbaren Basenanteile in dieser jungpleistozänen Region mit Blick auf alle drei dargestellten Elemente lokal auffällig gering und verweisen auf nutzungsbedingte Oberbodenivellierung auf stark saurem Aziditätsniveau, wie dieses für die pH(KCl)-Werte in dieser Region ebenfalls bereits konstatiert wurde (Kap. 4.1.1.1).

4.1.4.3 Aluminium und Mangan

In Abb. 4.1.33 sind die Tiefengradienten der austauschbaren Kationen nach Bodentypen stratifiziert zu sehen. Mit zunehmender Tiefe nehmen die Ca²⁺- und Mg²⁺-Sättigung bei den Lessivés, eutrophen Braunerden und hydromorphen Böden zu und die Al-Sättigung ab. Bei den stark anthropogen überprägten Böden („anthro“, Kap. 2.5.2) ist dieser Tiefengradient umgekehrt, was darauf hinweist, dass von der Ablagerung nährstoffreicher Fremdmaterials, wie zum Beispiel kalkhaltigem Bauschutt oder Gartenabfällen, auszugehen ist. Bei Podsol und saurer Braunerde verlaufen die Mediane der Ca²⁺- und Mg²⁺-Sättigung mit der Tiefe praktisch unverändert. Lediglich in den obersten beiden Tiefenstufen liegen leicht erhöhte Sättigungsgrade vor, die auf die selektive Bindung von Calcium an der organischen Substanz zurückzuführen sind. Ca²⁺-Sättigungen deutlich unter 10 % der AKe korrespondieren bei Podsol und Braunerde mit entsprechend hohen Al³⁺-Sättigungen >80 %. Dieses ist mit Blick auf das Pflanzenwachstum von Bedeutung, da sich im Zusammenhang mit voranschreitender Bodenversauerung unter Umständen zunehmend toxisch wirkende Aluminiumkonzentrationen einstellen können.

Generell kommt Aluminium im Boden vor allem als freies Al³⁺-Ion, in Form von Al-Hydroxid-Komplexen sowie als Al-Chelat-Komplex vor. Im humosen Oberboden dominieren lösliche Al-Chelate, in denen das Al-Ion eingebunden und damit für Feinwurzeln und Organismen unschädlich ist. Im humusfreien Unterboden macht ionares Al³⁺ fast das ganze lösliche Aluminium aus. Es ist besonders toxisch und reduziert das Wurzelwachstum von Al-empfindlichen Pflanzen zu deren Verdrängung es kommt. Al-tolerante Arten wie Blaubeere und andere Zwergsträucher behaupten sich hingegen auf den stark sauren Standorten.

Zur Abschätzung toxischer Wirkungen des Aluminiums auf Pflanzen ist das Verhältnis von Aluminium zu den basisch wirkenden Kationen in der Bodenlösung (BC/Al-Verhältnis) ein besser geeigneter Kennwert als die Aluminiumkonzentration selbst. So gehen die negativen Effekte von Aluminiumionen auf Pflanzen bei steigenden Gehalten basischer Kationen in der Bodenlösung deutlich zurück (Block et al. 2000). Da für die BZE-Punkte keine Daten zu Stoffgehalten in der

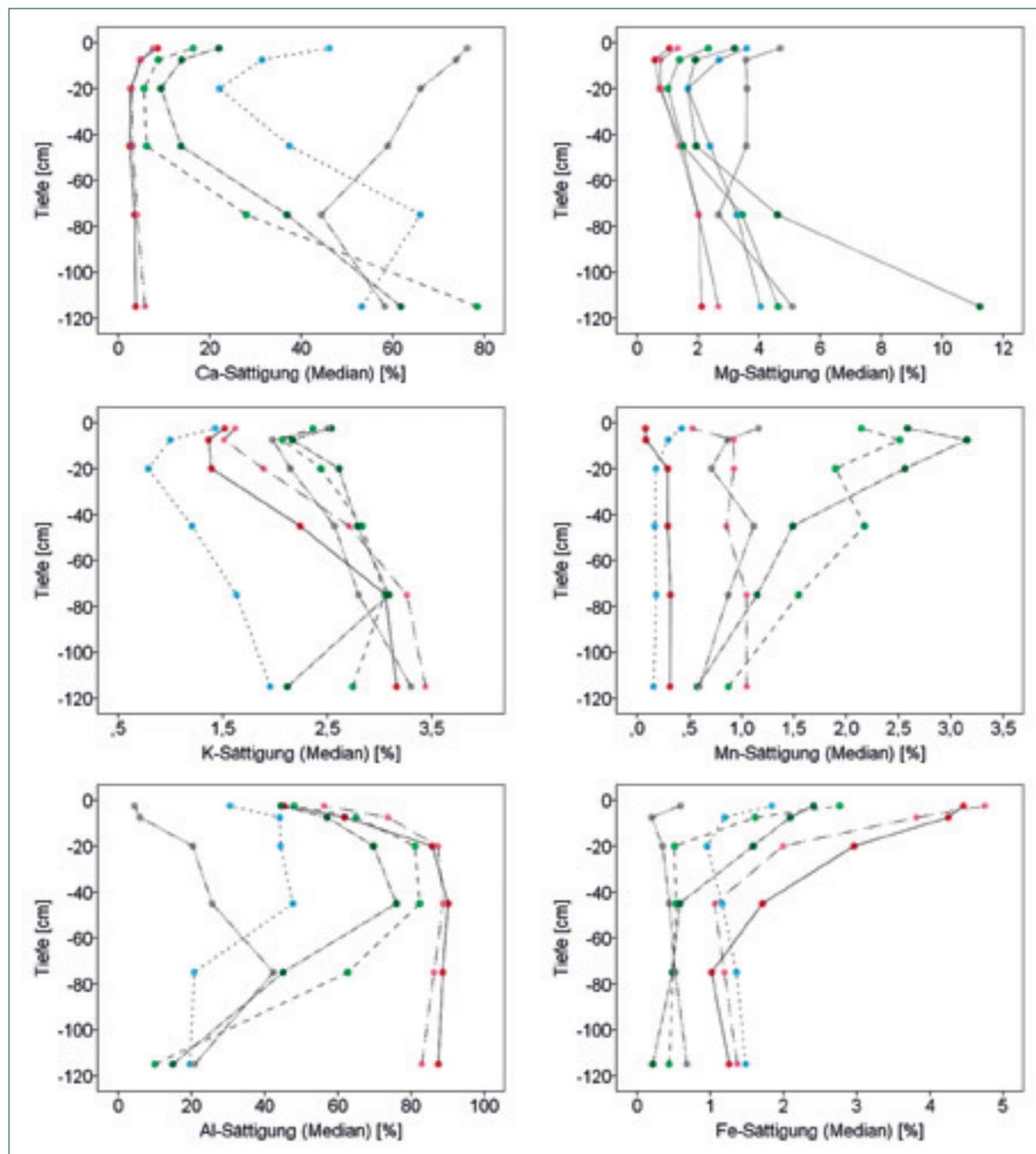


Abb. 4.1.33: Mediane der Sättigungsgrade von Ca, Mg, K, Mn, Al und Fe als Funktion der Tiefe stratifiziert nach Bodentypen- gruppen

Bodenlösung zur Verfügung stehen, wurde nach Waltlert et al. (2004) als BC/Al-Verhältnis der Quotient aus der Summe austauschbar gebundener Ca^{2+} -, Mg^{2+} -, K^+ - und Al^{3+} -Ionen verwendet. Waltlert et al. (2004) gehen ab einem **BC/Al-Verhältnis der Bodenfest- phase <0,2** von einer potenziellen Beeinträchtigung des Pflanzenwachstums aus.

Bei der BZE-1 traten auf 99 der untersuchten 167 Stichprobenpunkte (=59 %) im Tiefenbereich 0-90 cm in mindestens einer Tiefenstufe kritische BC/Al-Verhältnisse <0,2 auf. Bei der BZE-2(a) waren dies 278 von 323 Punkten (=86 %). An 98 BZE-2(a)-Punkten wird der kritische Wert in allen fünf

Tiefenstufen des Mineralbodens bis 90 cm Tiefe unterschritten (=30 %). Bei der BZE-1 waren es nur 9 Fälle (=5 %). Diese Gegenüberstellungen von BZE-1 und BZE-2(a) in Bezug auf das Auftreten potenziell toxischer Al^{3+} -Konzentrationen macht die Dynamik der aktuellen Bodenversauerung und des daraus resultierenden Risikos für säuresensitive Pflanzenarten sichtbar.

Bei den Tiefengradienten der meisten Elemente lässt sich zwischen Lessivés und eutropher Braunerde einerseits und Podsol und saurer Braunerde andererseits unterscheiden (Abb. 4.1.33). Die hydromorphen und anthropogen stark überprägten Bö-

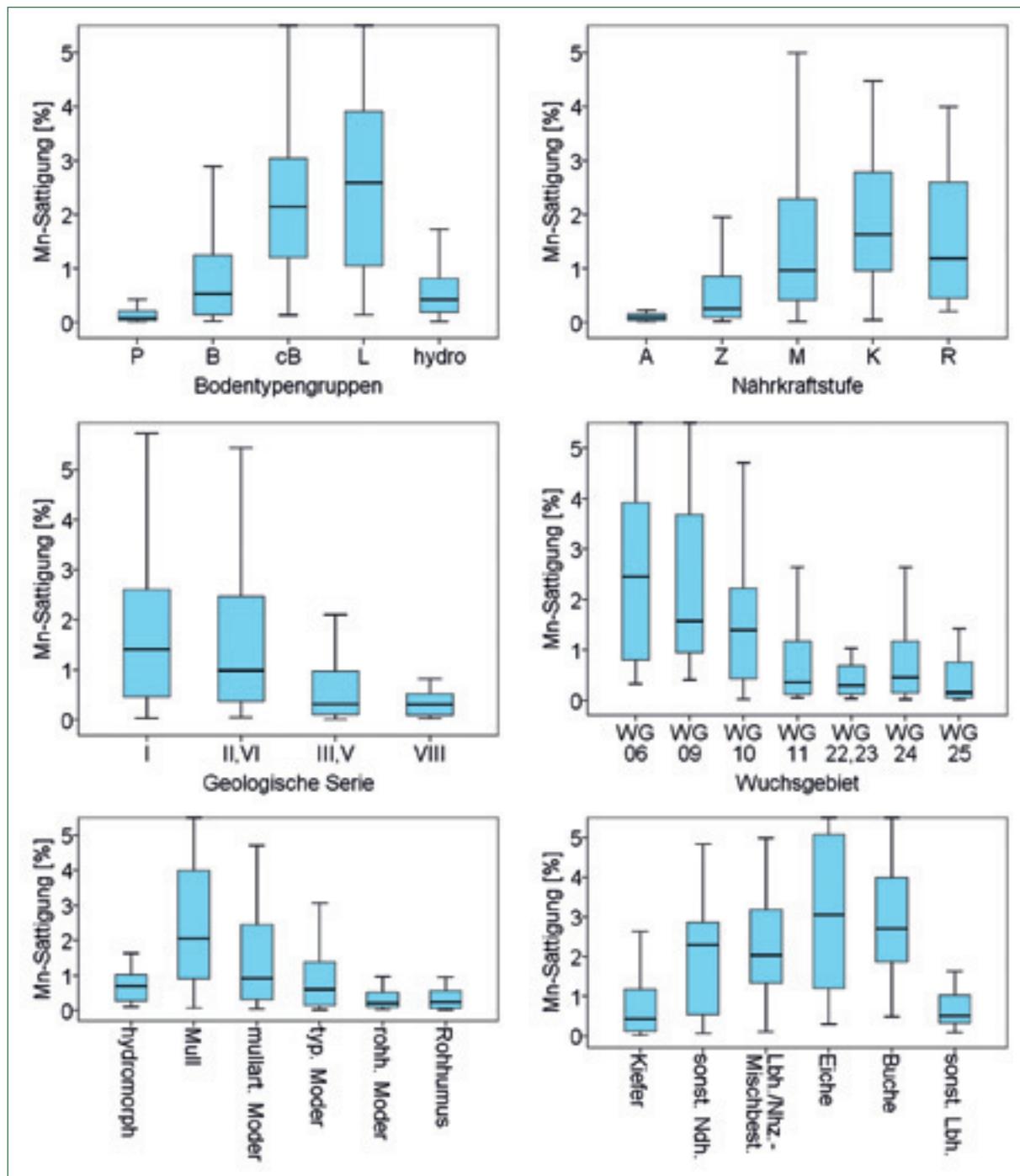


Abb. 4.1.34: Mangansättigung in 0-5 cm Tiefe stratifiziert nach Bodentyp, Stammnährkraftstufe, geologischer Serie, Wuchsgebiet, Humusform und Bestandestyp

den nehmen insgesamt jeweils eine Sonderrolle ein. Die Trennkraft der einzelnen Elemente zwischen den Straten ist unterschiedlich. So befinden sich die K⁺-Sättigungen bei allen terrestrischen Bodentypen in einer ähnlichen Größenordnung. Nur hydromorphe Böden weisen geringere K⁺-Sättigungen auf, was durch Ca-K-Antagonismen bedingt sein dürfte. Leicht reduzierte K⁺-Werte sind für Podsole im Oberboden festzustellen.

Bemerkenswert ist die hohe Trennkraft der Mn²⁺-Sättigung insbesondere zwischen saurer Brauner-

de und Podsol. Diese beiden Bodentypengruppen, die im Gesamtkollektiv den weitaus größten Anteil ausmachen, lassen sich ausschließlich anhand der Mn²⁺-Sättigungen differenzieren. Dem Element Mangan kommt im Boden insofern eine besondere Bedeutung zu. Mn²⁺ gilt als besonders mobiles Kation, das bei Anwesenheit von Al³⁺ leicht vom Sorptionskomplex verdrängt und ausgewaschen wird. Eine hohe Mn²⁺-Sättigung kann ein Anzeichen für einen Boden sein, der am Beginn der Versauerung steht; eine sehr geringe Mn²⁺-Sättigung weist aber auch auf weit fortgeschrittene Versauerung hin. Beim Bodentyp

Podsol kann aufgrund der spezifischen Horizontabfolge eine weitgehend natürliche in historischer Zeit erfolgte Versauerung unterstellt werden. **Das austauschbare Mangan erscheint somit geeignet, den (natürlichen) Versauerungsgrad der Standorte im fortgeschrittenen Versauerungsstadium zu quantifizieren.**

Die niedrigsten Mn²⁺-Werte liegen bei den hydromorphen Böden vor, was nicht auf deren Versauerung zurückzuführen ist, sondern durch Redox-Vorgänge bedingt ist. In grundwasserbeeinflussten Böden liegt Mangan überwiegend als Mn⁴⁺ in schwerlösliche Konkretionen eingebunden vor und ist daher am Sorptionskomplex nur in geringer Menge vorhanden.

Da Mangan eine wichtige pedogene Indikatorrolle spielt, sind die Mn²⁺-Sättigungen in Abb. 4.1.34 für alle Straten als Box-Plots dargestellt. Es zeigt sich eine erstaunlich gute Trennung zwischen den wesentlich durch Substratunterschiede vorgegebenen Eigenschaften, wie Bodentyp, Stammnährkraft, geologische Serie und indirekt Wuchsgebietzugehörigkeit. Insbesondere die A-Standorte und Podsole lassen wie auch die altpleistozänen Wuchsgebiete (WG11, WG22, WG23 und WG25) sehr niedrige Mn²⁺-Sättigungen erkennen. Mangan spiegelt die durch armes Ausgangsmaterial bedingte Disposition gegenüber Versauerung und Elementverarmung explizit wider. Zudem zeigt Mangan auch deutlich plausible Unterschiede zwischen den Humusformen und Bestandestypen. Zwischen Mull und Rohhumus ist eine Abstufung zu erkennen, wie bei keinem anderen chemischen Kennwert. Bei den Baumarten besteht ein ausgeprägter Gradient von den Kiefernreinbeständen zu Buche und Eiche, wobei mit zunehmendem Laubanteil die Mn²⁺-Sättigung steigt. Auch hier paust sich das Ausgangsmaterial durch, das offensichtlich für die Baumartenwahl ausschlaggebend war. Bei der Gruppe der sonstigen Laubholzbestände wird deutlich, dass es sich hier überwiegend um Erlenbestände auf Grundwasserstandorten mit schlechter Mn²⁺-Verfügbarkeit handelt (s. o.). Im Gesamtergebnis kann festgehalten werden, dass Mangan für die laboranalytische quantitative Beurteilung des Ausgangsmaterials und dessen Einfluss auf die internen Stoffumsätze wie kein anderes Element geeignet ist. **Hohe Mn²⁺-Sättigungen weisen auf günstige Substrate hin; geringe Mn²⁺-Sättigungen hingegen geben Hinweise auf armes Ausgangsmaterial sowie auf infolge fortgeschrittenen (natürlicher) Versauerung stark degradierte Böden.**

4.1.4.4 Bewertung der Ca²⁺-, Mg²⁺- und K⁺-Anteile

Während die im vorigen Abschnitt dargestellte Mangansättigung unter pedogenetischen Aspekten von größerem Interesse ist, kommt den Elementen Ca²⁺, Mg²⁺ und K⁺ vor allem für die Waldernährung und als ökologische Indikatoren des Bodenzustands Bedeutung zu. Die Kennzeichnung der BZE-Punkte kann anhand der nach AK Standortskartierung (2003) in Tab. 4.1.2 zusammengestellten Bewertungsklassen erfolgen, die zur **Beurteilung der Elastizität des Bodens bezüglich Säurebelastung** dienen. Die benötigten Kennwerte wurden hierbei durch Aggregierung der Elementkonzentrationen über den gesamten Wurzelraum (0-90 cm Tiefe) berechnet. Im Vergleich der Elemente ergeben sich die unkritischsten Verhältnisse, wenn man die K⁺-Sättigungsgrade der Bewertung zugrunde legt. Die Mg²⁺- und Ca²⁺-Sättigungen weisen hingegen auf überwiegend geringe Elastizitäten hin. Bemerkenswert ist, dass trotz des überwiegend (sehr) nährstoffarmen Ausgangssubstrats der Böden dennoch ein relativ breites Spektrum an Bewertungsklassen gegeben ist.

Die stratifizierte Darstellung der Bewertungsstufen der Mg²⁺-Sättigung soll Aufschluss darüber geben, worin sich die räumliche Variabilität dieses Indikators begründet (Abb. 4.1.35). Auf die herausragende Rolle von Magnesium als potenziellem Mangellement ist bereits in verschiedenen Auswertungen der brandenburgischen und bundesweiten BZE-Daten hingewiesen worden (Riek & Wolff 1998a, Riek 2011). Insbesondere auch im Zusammenhang mit den Ernährungsdaten lässt sich für Magnesium ein im Vergleich zu anderen Nährelementen erhöhtes Mangelrisiko feststellen. In Abb. 4.1.35 sind die nach Bodentypengruppe, Stammnährkraftstufe und aktuellem Bestandestyp stratifizierten Bewertungsstufen für das BZE-1- und BZE-2(a)-Kollektiv dargestellt.

Insgesamt zeichnet sich auf der Grundlage der **Magnesiumsättigungsgrade** eine Bodenzustandsentwicklung ab, die mögliche Mangelsituationen wahrscheinlicher werden lässt. Bei den **Bodentypen** haben sich vor allem die Podsole und sauren Braunerden verschlechtert. Die Anteile sehr geringer und geringer Elastizität gegenüber weiterer Versauerung sind hier sehr deutlich angestiegen. Bei den eutrophen Braunerden tritt dieser Trend abgeschwächt in Erscheinung und bei den Lessivés sind keine Unterschiede zwischen BZE-1 und BZE-2(a) zu erkennen. Ähnlich verhält es sich bei

Tab. 4.1.2: Bewertung der anhand der Elastizität bezüglich Säurebelastung relativen Austauscherbelegung bezogen auf die AKs von Mineralbodenhorizonten im Tiefenbereich 0-90 cm der BZE-2(a)-Stichprobe (Riek & Wolff 2007)

Bewertung	Ca+Mg [%]	Anteil BZE-2(a) [%]	Mg [%]	Anteil BZE-2(a) [%]	K [%]	Anteil BZE-2(a) [%]
sehr gering	<5	25	<1	14	<1	8
gering	5-15	46	1-2	59	1-2	35
mäßig – mittel	15-50	14	2-4	15	2-4	52
hoch	50-85	8	4-8	9	4-8	5
sehr hoch	>=85	7	>=8	3	>8	0

der Stratifizierung nach **Stamnnährkraftstufen**: bei A-, Z- und M-Standorten hat sich die Mg^{2+} -Versorgung und die Elastizität gegenüber weiterer Versauerung verschlechtert. Die K-Standorte zeichnen sich durch einen entsprechend abgeschwächten Trend aus und bei R-Standorten sind die Zuordnungen bei BZE-1 und BZE-2(a) identisch.

Die Stratifizierung der Bewertungsstufen nach **Bestandestypen** weist vor allem in den Kiefernreinbeständen auf eine sehr starke Abnahme der Elastizität gegen-

über Säurebelastung und Verfügbarkeit von Magnesium hin. Die Bewertungsstufen sehr gering und gering sind deutlich angestiegen und treffen jetzt auf mehr als 80 % der Teilstichprobe zu. Dagegen ist in Eichen-, Buchen- und sonstigen Laubholzbeständen so gut wie keine Veränderung zwischen BZE-1 und BZE-2(a) zu erkennen. Auffallend ist die erhebliche Verschlechterung bei den Laubholz-Nadelholz-Mischbeständen, die großenordnungsmäßig mit den Veränderungen bei Kiefernbeständen vergleichbar ist. Aus der genauen Betrachtung der Bestandesdaten lässt sich ableiten,

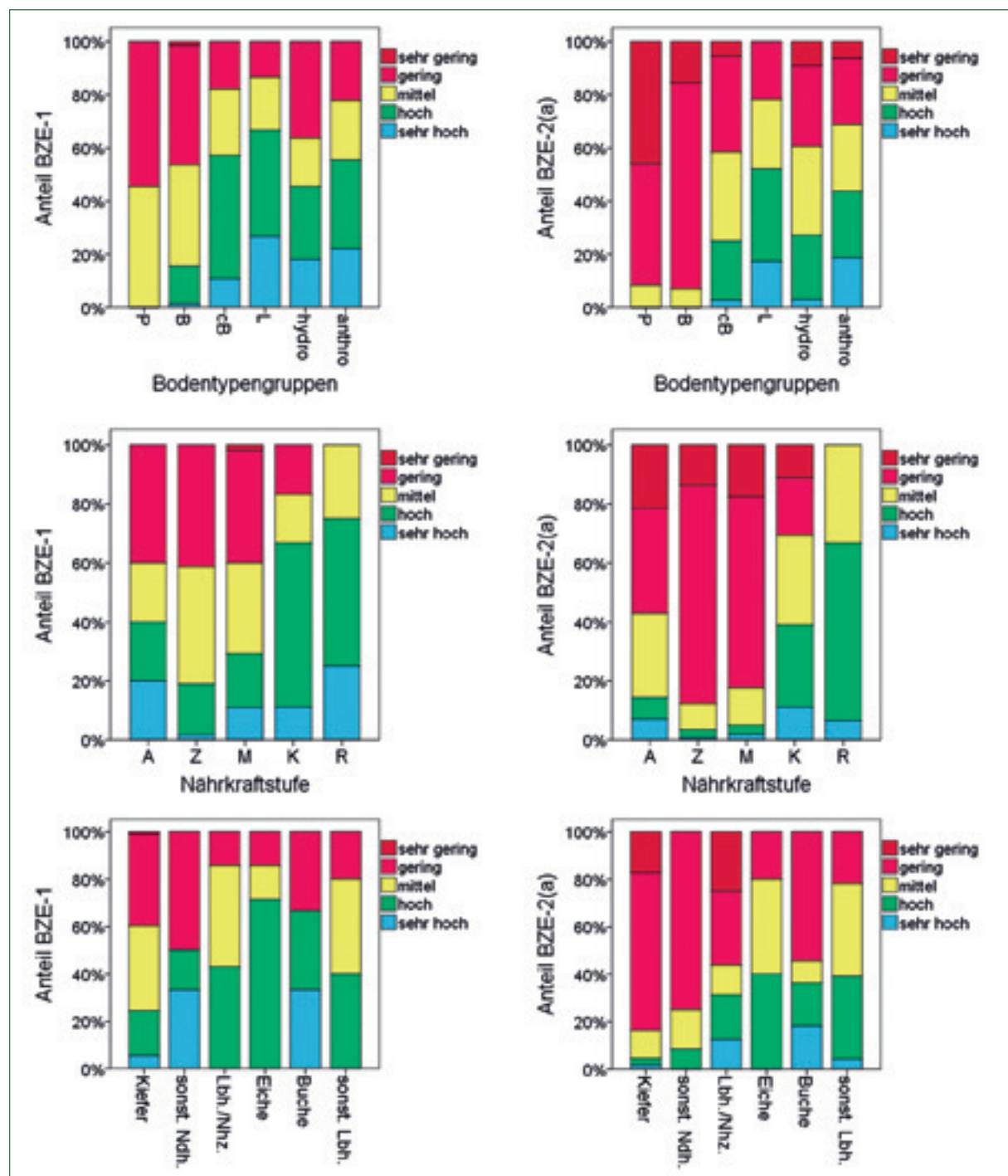


Abb. 4.1.35: Bewertung der Elastizität gegenüber weiterer Säurebelastung anhand der Mg^{2+} -Sättigung bezogen auf die effektive Kationenaustauschkapazität in 0-90 cm Tiefe und stratifiziert nach Bodentypengruppe, Stamnnährkraftstufe sowie aktuellem Bestandestyp; links: BZE-1, rechts: BZE-2(a)

dass es sich bei diesen Mischbeständen überwiegend um alte Kiefernbestände mit jüngeren Laubholzunterbau handelt. Es kann somit davon ausgegangen werden, dass hier noch mehr oder weniger mächtige Humusaufslagen mit hohen Mengen akkumulierten Stickstoffs vorhanden sind. Durch die sich vollziehende Verbesserung der biologischen Aktivität dürfte es in diesen Beständen bis zum Erreichen eines neuen Humusgleichgewichts verstärkt zu Nitratauswaschung kommen, wodurch aktuell auch Magnesium als Begleitton dem System verstärkt entzogen wird. **Insbesondere infolge der durch atmogene N-Einträge erhöhten Stickstoffmengen in mächtigen sauren Humusaufslagen (Abb. 4.1.10, Kap. 4.1.1) könnte vorübergehend die Magnesiumverarmung im Boden nach Waldumbau zunehmen. Zudem ist in Mischbeständen von verstärktem Magnesiumeinbau in die Biomasse (bei Buche deutlich höher als bei Kiefer) auszugehen.**

4.1.4.5 Kationenbelag und Bodenreaktion

Zur Veranschaulichung der **grundlegenden Zusammenhänge zwischen Bodenreaktion und austauschbaren Kationsäuren** wurden anhand aller verfügbaren Bodenanalysedaten Mediane der Al^{3+} -, Fe^{3+} -, Mn^{2+} - und H^+ -Sättigungen für sich überlagernde Intervalle des pH(KCl)-Wertes gebildet. Zwischen diesen Medianen wurden erneut Mittelwerte über pH-Wert-Klassen berechnet, um die sich ergebenden Kurven zu glätten. Das aus der Zeitreihenanalyse stammende Glättungsverfahren der „**gleitenden Mittelwerte**“ führt zu den in Abb. 4.1.36 dargestellten Kurvenverläufen und lässt die prinzipiellen Relationen zwischen pH-Wert und austauschbaren Kationsäuren gut erkennen. Die Kurven können dazu dienen, die wirksamen Pufferreaktionen und den zeitlichen Verlauf der damit einhergehenden Entbasung des Bodens zu beschreiben. Zudem wurde aus den dargestellten Verläufen der Mediane die typische Austauscherbelegung als Funktion des pH(KCl)-Werts konstruiert (Abb. 4.1.37). In der Darstellung in Abb. 4.1.37 verlaufen die pH-Werte auf der X-Achse in umgekehrter Reihenfolge. Dadurch sollen die **Austauscherbelegung und die pH-Wert-Abnahme als zeitliche Entwicklung** über der X-Achse interpretiert werden und schematisch den Entbasungsprozess und Umbau der am Austauscher dominierenden Kationsäuren als Funktion der Zeit aufzeigen. Die ausgewiesenen Prozentanteile der Kationsäuren entsprechen den mit Hilfe der „gleitenden Mittelwertbildung“ kalkulierten Medianen aus Abb. 4.1.36. Die Basensättigung als Summe von Ca^{2+} , Mg^{2+} und K^+ wurde hierbei als Differenz der Kationsäuren zu 100 Prozent errechnet.

Zu beachten ist, dass alle dargestellten Kurven die durchschnittlichen Kationenanteile am Austauscher wiedergeben, d. h. sie spiegeln prinzipielle Beziehungen wider, von denen es im Einzelfall mehr oder weniger starke Abweichungen gibt. So kulminiert die Al^{3+} -Sättigung in Abb. 4.1.36 bei ca. 75 %; in der Stichprobe der Einzelstandorte treten hingegen teilweise Werte >90 % auf. Die schematische Darstellung zeigt

jedoch die Dynamik bekannter funktionaler Zusammenhänge auf, die nunmehr konkret für durchschnittliche Standortsbedingungen des brandenburgischen BZE-Kollektivs quantifizierbar sind.

Die Kationen Aluminium, Eisen und Mangan zählen zu den sogenannten Kationsäuren, weil sie in der Bodenlösung durch Hydrolyse Protonen bilden können. Mengenmäßig haben die Al^{3+} -Ionen im sauren pH-Bereich die größte Bedeutung. Sie bilden im Wesentlichen den Gegenpol zur Basensättigung. Zu Beginn der Bodenbildung spielen Kationsäuren noch kaum eine Rolle. Für das abgelagerte Ausgangsmaterial der Bodenentwicklung kann eine Basensättigung von 100 % und ein pH-Wert zwischen 5,5 und 6,0 angenommen werden (Abb. 4.1.37). Dies entspricht dem pH von natürlichem Regenwasser. Im Zuge der Bodenversauerung durch natürliche Versauerungsprozesse treten dann Kationsäuren zunehmend in Erscheinung. Im BZE-Kollektiv tritt Al^{3+} erstmals ab pH(KCl)-Werten <5,3 auf. Bis pH 4,7 sind aber nur minimale austauschbare Aluminiummengen zu verzeichnen. In der engen Spanne zwischen pH 4,7 bis pH 4,4 steigt dann die Al^{3+} -Sättigung rapide an und übernimmt durch Basenverdrängung rasch die Dominanz am Austauscher. Aus den brandenburgischen BZE-Daten ergeben sich keine Hinweise dafür, dass Mangan bereits vor Aluminium freigesetzt wird. Im Bundesdatensatz der BZE-1 konnte hingegen ein dem Al-Pufferbereich vorangehender „Mn-Pufferbereich“ beschrieben werden (Wolff & Riek 1997). Nach den aktuellen BZE-Daten von Brandenburg tritt Mn^{2+} zusammen mit Al^{3+} erst bei pH-Werten <4,7 in Erscheinung, erreicht bei pH 3,8 ein Maximum und wird dann wieder vom Austauscher verdrängt (Abb. 4.1.36). Die Manganverarmung spiegelt also Böden hoher Versauerung wider, was sich mit den Befunden in Kap. 4.1.4.3 gut deckt.

Das Maximum der Al^{3+} -Sättigung ist rechnerisch bei einem pH(KCl)-Wert von 4,25 (Abb. 4.1.36) erreicht. Dies stimmt sehr gut mit dem von Ulrich (1986) definierten Al-Pufferbereich (Kap. 4.1.1) überein, wobei für diesen definitionsgemäß die pH-Werte der Bodenlösung gelten. Auch Eisen tritt bei starker Versauerung zunehmend am Austauscher auf; die Fe^{3+} -Sättigungen fallen jedoch größtenteils kaum ins Gewicht. Vielmehr reduziert sich im stark sauren Bereich die Al-Dominanz zugunsten der Protoneinsättigung. Diese steigt auf maximale Anteile >40 % an und übertrifft damit mengenmäßig die Aluminiumsättigung. Hierin deutet sich an, dass die Pufferung von eingetragenen Protonen durch Auflösung von Fe- und Al-(Hydr-)oxyden unter diesen äußerst sauren Bedingungen allmählich zum Erliegen kommt.

Ein wichtiges Ergebnis dieser Auswertung ist der Befund, dass die höchste Dynamik bodenchemischer Veränderungen bei den untersuchten brandenburgischen Waldböden im pH(KCl)-Bereich von 4,4 bis 4,7 auftritt. Werte in dieser Spanne kommen im BZE-Kollektiv ab der Tiefenstufe 30-60 cm vor. Betroffen sind in dieser Tiefenstufe 17 % aller BZE-Punkte. Weiter im Untergrund – d. h. in allen Tiefen-

stufen zwischen 60-200 cm – befinden sich jeweils ca. 30 % des BZE-Kollektivs im Bereich dieser pH-Wert-Spanne. Für die Einschätzung des Ausmaßes der (Tiefen-)Versauerung lassen sich die pH(KCl)-Werte anhand der Tiefenstufe 60-90 cm heranziehen und wie folgt beurteilen:

pH(KCl) <4,4:

- Versauerung des gesamten Wurzelraumes weit fortgeschritten
- Entbasung bis auf eine „eiserne Reserve“ vollzogen

4,4< pH(KCl) <4,7:

- aktuell hohe Dynamik durch Pufferreaktionen und Entbasung
- Oberbodenversauerung schlägt zunehmend in den Unterboden durch
- kritische Versauerungsphase wegen erhöhter Auswaschungsverluste von Nährstoffkationen

pH(KCl) >=4,7:

- im Wurzelraum noch mehr oder weniger hohe Pufferreserven vorhanden
- Versauerung nicht bis in den Untergrund fortgeschritten

Bei 62 % der BZE-Punkte finden sich in der Tiefenstufe 60-90 cm bereits geringere pH-Werte als

pH 4,4. Der dynamische Bereich der Versauerung wurde somit bei diesen Punkten bereits durchlaufen. 29 % des BZE-Kollektivs liegen in der Spanne zwischen 4,4 und 4,7. Die betroffenen Böden sind unmittelbar von Prozessen der Tiefenversauerung, die zu bedeutenden Basenverlusten führen können, betroffen. Waldbauliche Maßnahmen erscheinen hier prioritätär, um den Versauerungsstatus nicht zu verschlechtern und freigesetzte Basen in die Biomasse einzubinden. Über dem pH-Wert von 4,7 befinden sich lediglich 9 % der BZE-Inventurpunkte.

Die zusammenfassende Darstellung in Abb. 4.1.37 veranschaulicht, wie im fortgeschrittenen Stadium der Versauerung der Al^{3+} -Anteil zugunsten von H^+ - und Fe^{3+} -Ionen abnimmt. Die mittlere Basensättigung erscheint indes auch bei starker Versauerung relativ konstant und zeigt nur im extrem sauren Bereich ($\text{pH}<3$) andeutungsweise einen leichten Trend der Verringerung auf. Die Kationsäurezusammensetzung bietet somit die Möglichkeit auch auf Böden mit niedriger Basensättigung das weitere Fortschreiten der Versauerung dokumentieren zu können. Die Zusammenhänge zwischen pH-Wert und Kationsäuren sind insgesamt und besonders bei starker Versauerung viel deutlicher ausgeprägt als die zwischen pH-Wert und den basischen Kationen. Gleichwohl verändern sich

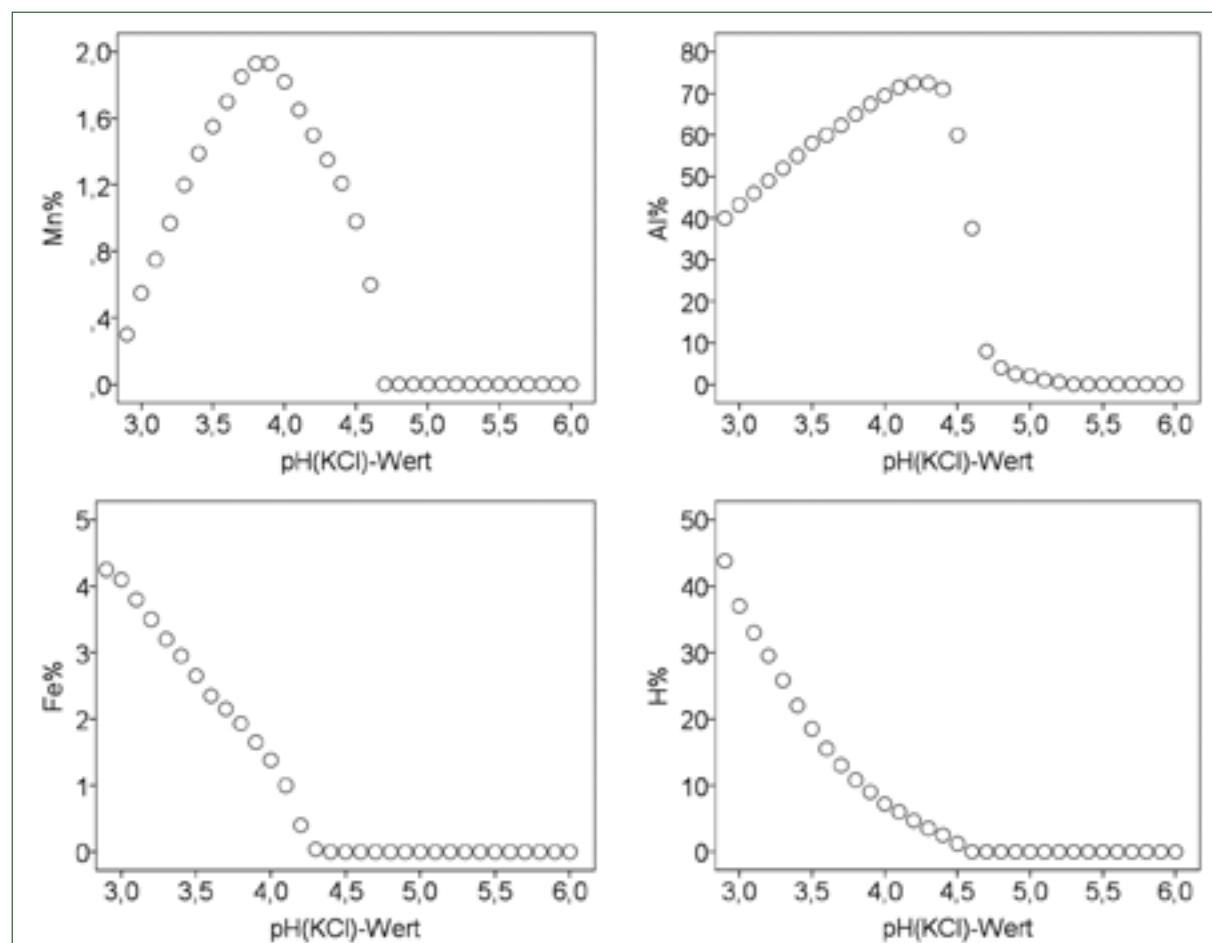


Abb. 4.1.36: Beziehung von Mn^{2+} -, Al^{3+} -, Fe^{3+} - und H^+ -Sättigung zum pH(KCl)-Wert als „gleitende Mediane“ von pH-Wert-Klassen; n=3518

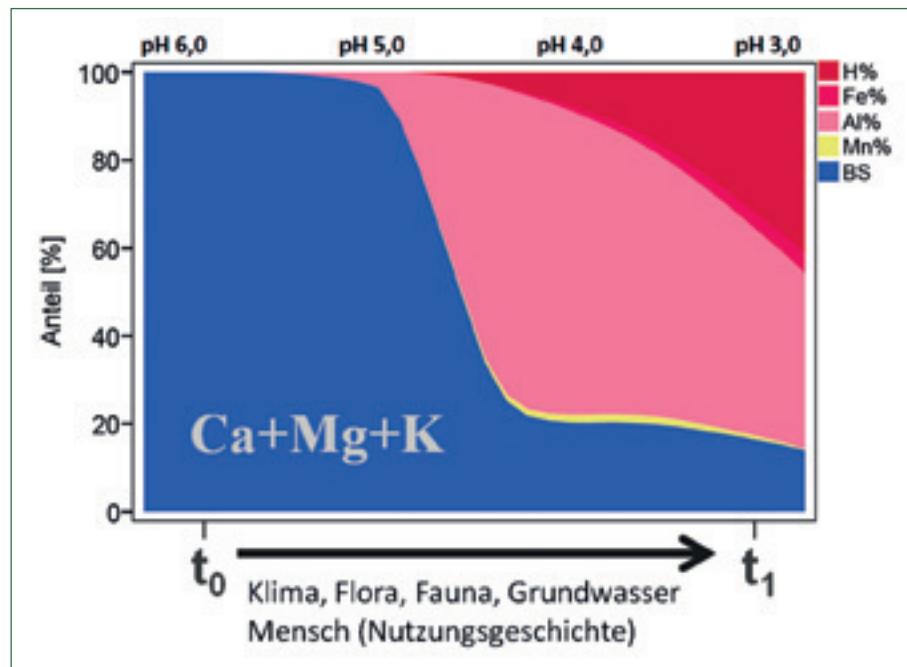


Abb. 4.1.37: Austauscherbelegung schematisch als Funktion der pedogenen Faktoren auf der Grundlage von „gleitenden Medianen“ über dem pH(KCl)-Wert (vgl. Abb. 4.1.36)

die Anteile der Kationen Ca^{2+} , Mg^{2+} und K^+ innerhalb der Basensättigung. Diese Veränderungen der Einzelkationen können ebenfalls als „gleitende Mediane“ gut dargestellt werden, wobei sich anstelle des pH-Wertes hier die Basensättigung zur Klassierung der Werte

besser eignet (Abb. 4.1.38). Die durchschnittliche prozentuale Belegung des Austauschers mit den Elementen Ca^{2+} , Mg^{2+} und K^+ bei gegebener Basensättigung zeigt schematisch Abb. 4.1.39. Auch in dieser Darstellung kann die X-Achse quasi als Zeit-

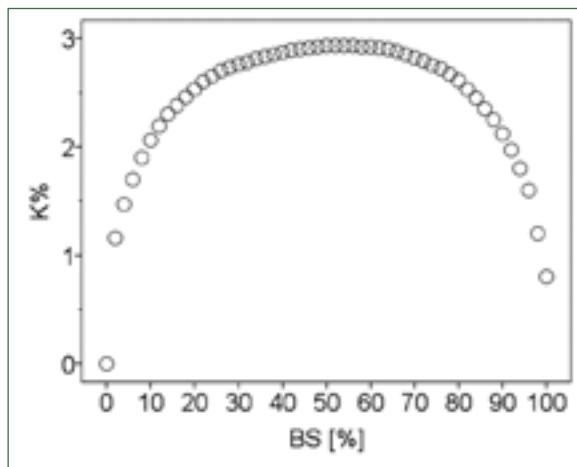
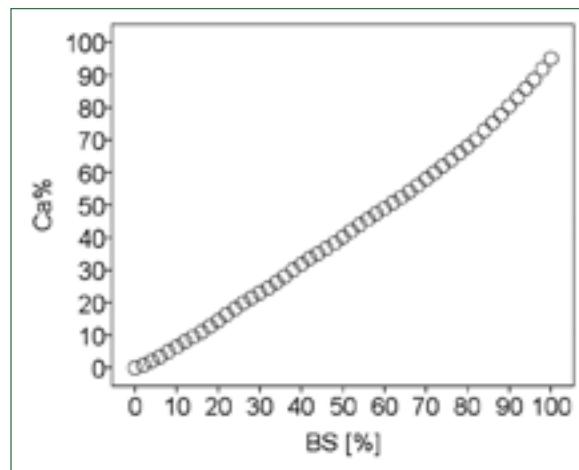
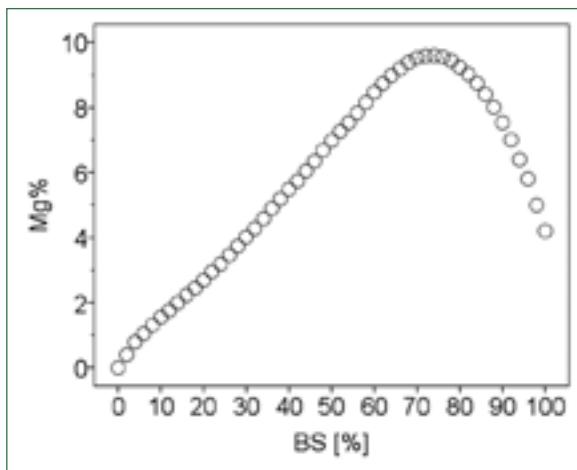


Abb. 4.1.38: Beziehung von Mg^{2+} -, Ca^{2+} - und K^+ -Sättigung zur Basensättigung (BS) als „gleitende Mediane“ von Basensättigungsklassen; $n=3.518$

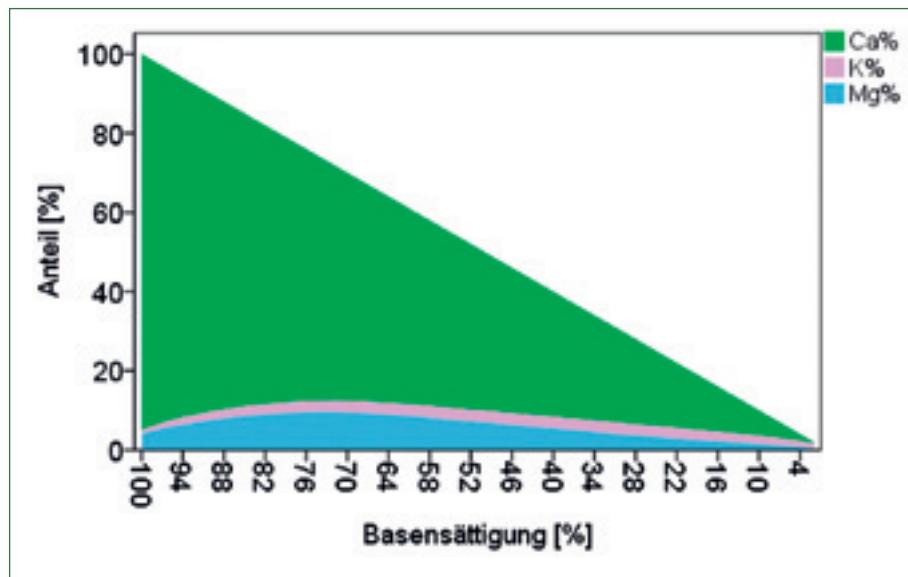


Abb. 4.1.39: Basische Kationen schematisch als Funktion von „gleitenden Medianen“ der Basensättigung (vgl. Abb. 4.1.38)

achse interpretiert werden und steht für den Prozess der Entbasung als Funktion der Zeit.

Entsprechend der jeweiligen Eintauschstärken der basischen Kationen erfolgt deren Sorption in unterschiedlichen Anteilen. Auch bei reduzierter Basensättigung nimmt Calcium als eintauschstärkstes Element einen hohen Anteil der Austauscherplätze ein. Dieses wird durch die hohe Affinität der organischen Substanz für Calcium und die daraus resultierende spezifische Bindung verstärkt. Niedrige Ca^{2+} -Sättigungen sind demzufolge ein Anzeichen für eine fast vollständige Verarmung an basischen Kationen. Magnesium wird weniger effektiv am Austauscher gebunden als Calcium. Bei Basensättigungen um 70 % hat die Magnesiumsättigung ihr Maximum. Kalium wird nur schwach von den Austauschern sorbiert. Über große Bereiche der Basensättigung hinweg liegen die K^{+} -Sättigungsgrade deutlich unter denen von Ca^{2+} und Mg^{2+} . Insbesondere bei hohen Basensättigungen übertrifft die Mg^{2+} -Sättigung die K^{+} -Sättigung um ein mehrfaches. Nimmt die Basensättigung Werte unter 18 % an, sinkt der Magnesiumanteil jedoch unter den Kaliumanteil. Bezogen auf ihren jeweils maximalen Anteil am Austauscher ist Kalium bei sehr niedriger Basensättigung viel weniger stark reduziert als Magnesium. **Im äußerst basenarmen Bereich (BS 5-20 %) kommt es daher eher zur Verknappung an Mg^{2+} als an K^{+} .** Dieses lässt sich über die durch Verwitterung im stark sauren Bereich freigesetzten Elementmen gen erklären. Aufgrund des Vorherrschens von Kalifeldspäten ist die „nachsprechende Kraft“ für Kalium hier eher gewährleistet als für Magnesium. Dieses wird durch die vorliegenden Mineralanalysen an BZE-Punkten und die Modellierung der elementspezifischen Verwitterungsraten mit dem Modell PROFILE bestätigt (Kap. 4.2.1.5). Auch die Auswertungen der Baumernährungsdaten sind Beleg dafür, dass auf potenziellen Mangelstandorten am ehesten mit Magnesiummangel zu rechnen ist (Kap. 4.1.7.3).

4.1.5 Vorratssumme basischer Kationen (S-Wert)

Die austauschbaren Elementgehalte und Sättigungsgrade sind für generelle Aussagen zum bodenchemischen Milieu und zur Einschätzung der **Intensität** von „Säurestress“ geeignet. Demgegenüber geben die **Elementvorräte als kapazitive Bodenmerkmale Auskunft über die Fähigkeit der Waldböden zur Säurepufferung und Nährstoffnachlieferung.** Durch die Relation der mobilisierbaren Nährelementvorräte im Boden und den in der Biomasse der Waldbestände gebundenen Vorräte besteht die Möglichkeit, die aktuelle bis mittelfristige Nährstoffhaushaltssituation der Wälder abzuschätzen. Insbesondere das Risiko durch den Ernteentzug von Nährelementen lässt sich durch diesen Vergleich annähern. Hierauf beruhen etablierte Bewertungssysteme, die in den folgenden Abschnitten angewandt werden. In der Humusauflage wurden hierfür die ökologisch bedeutsamen Nährstoffgesamtgehalte mittels Königswasseraufschluss bestimmt. Für die Proben der BZE-1 wurden diese wegen methodischer Abweichungen durch entsprechende Nachanalysen an Rückstellproben gewonnen. Da nicht für alle BZE-1-Punkte Rückstellproben vorlagen, reduziert sich die BZE-1-Stichprobe auf $n=131$ Inventurpunkte. Die Vorratsangaben im Mineralboden leiten sich aus den austauschbar gebundenen Elementgehalten her. Somit sind insgesamt die im Boden **kurz- und mittelfristig verfügbaren Vorräte** erfasst.

Neben den Vorratsbetrachtungen der verfügbaren Einzelkationen (Ca^{2+} , Mg^{2+} und K^{+}) eignet sich deren Summe zur umfassenden Kennzeichnung der Gesamtmenge basischer Kationen, die für die Säurepufferung und Pflanzenernährung zur Verfügung stehen. In der Bodenkunde wird diese Summe als S-Wert bezeichnet und ist ein wichtiges Maß der Bodenfruchtbarkeit. Der S-Wert ergibt sich durch Multiplikation der effektiven Kationenaustauschkapazität mit der Basensättigung unter Einbeziehung von Bodendichte und Skelettanteil und kann in der Einheit kmol/ha angegeben werden.

Die Summierung erfolgt im Folgenden für die komplette Humusaufgabe (ohne L-Lage) und den Mineralboden bis 90 cm Tiefe.

4.1.5.1 Bewertung und stratifizierte Darstellungen

Die Bewertung des S-Wertes für die BZE-1 und BZE-2(a) erfolgt in Abb. 4.1.40 nach Bewertungsstufen von Riek & Wolff (2007). Die S-Werte unterliegen im logarithmischen Maßstab einer rechtsschiefen Verteilung, was auf das sehr weite Wertespektrum, bedingt durch wenige extrem hohe Werte, hinweist. Die Maximalwerte betragen mehr als 1.000 kmol_c/ha. Die Mehrheit der Werte (10- bis 90-Perzentil) befindet sich aber in der deutlich engeren Spanne von 20-230 kmol_c/ha, wobei die größte Häufigkeit im Bereich *niedriger* Werte zu verzeichnen ist. *Sehr hohe* S-Werte treten auf Grundwasserstandorten auf, wo basenreiches Grundwasser zur Anreicherung des Mineralbodens mit basischen Kationen führt. In dem als *sehr niedrig* eingestuften Wertebereich (<20 kmol_c/ha) befanden sich zur Zeit der BZE-1 4 % der Erhebungspunkte, bei der BZE-2-Aufnahme 13 %. Bei Berücksichtigung der gepaarten Stichprobe hat sich der Median des S-Wertes im Zeitraum zwischen den Inventuren von 46 kmol_c/ha auf 29 kmol_c/ha reduziert. Der Median der gesamten BZE-2(a)-Stichprobe liegt bei 32 kmol_c/ha. Sowohl der statistische Vergleich der gepaarten Stichprobe als auch der Gesamtstichprobe weist die Unterschiede der Mediane zwischen BZE-1 und BZE-2(a) als hoch signifikant aus (Wilcoxon-Test bzw. Mann-Whitney-U-Test, $\alpha < 0,000$).

Der Vergleich zwischen BZE-1 und BZE-2 zeigt vor allem für Böden, deren Unterboden sich in der in Kap. 4.1.4 erläuterten dynamischen pH-Wert-Spanne befindet (pH 4,2 – pH 4,7 in 60-90 cm Tiefe), deutliche Abnahmen des S-Wertes (Abb. 4.1.41). Für die Gruppe der Böden mit pH < 4,2 treten bei vergleichbarer Streuung ebenfalls signifikante Abnahmen des S-Wertes auf, diese sind jedoch nicht so markant wie die der ersten Gruppe. Böden mit höheren pH-Werten als pH 4,7 lassen keine Veränderungen des S-Wertes erkennen, die Streuung des S-Wertes ist hier deutlich größer als bei den weniger tiefgründig versauerten Böden. **Diese Befunde bestätigen, dass sich die aktuelle Sensitivität der Böden für fortschreitende Entbasung anhand des pH(KCl)-Wertes im Unterboden gut typisieren lässt.**

Die stratifizierte Auswertung des S-Wertes erfolgt für die BZE-2(a)-Daten in Abb. 4.1.42. **Auffällig ist die insgesamt eher geringe Differenzierung des S-Wertes anhand von standörtlichen Merkmalen.** Bei den Bodentypen lässt sich zwischen Podsol und Braunerde einerseits und Lessivés, hydromorphen sowie anthropogenen überprägten Böden andererseits unterscheiden. Die eutrophen Braunerden nehmen eine intermediäre Stellung ein. Offensichtlich haben saure Braunerden und Podsole einen vergleichbaren Versauerungszustand erreicht, von dem sich alle anderen Bodentypen relativ deutlich unterscheiden. Ursache der erhöhten Basenvorräte bei Lessivés sind höhere Austauscherkapazitäten und Verwitterungsraten durch bindigeres und silikatreicheres Material im Untergrund. Bei den hydromorphen Böden („hydro“) mit hohen S-Werten ist von Baseneinträgen mit dem Grundwasser auszugehen.

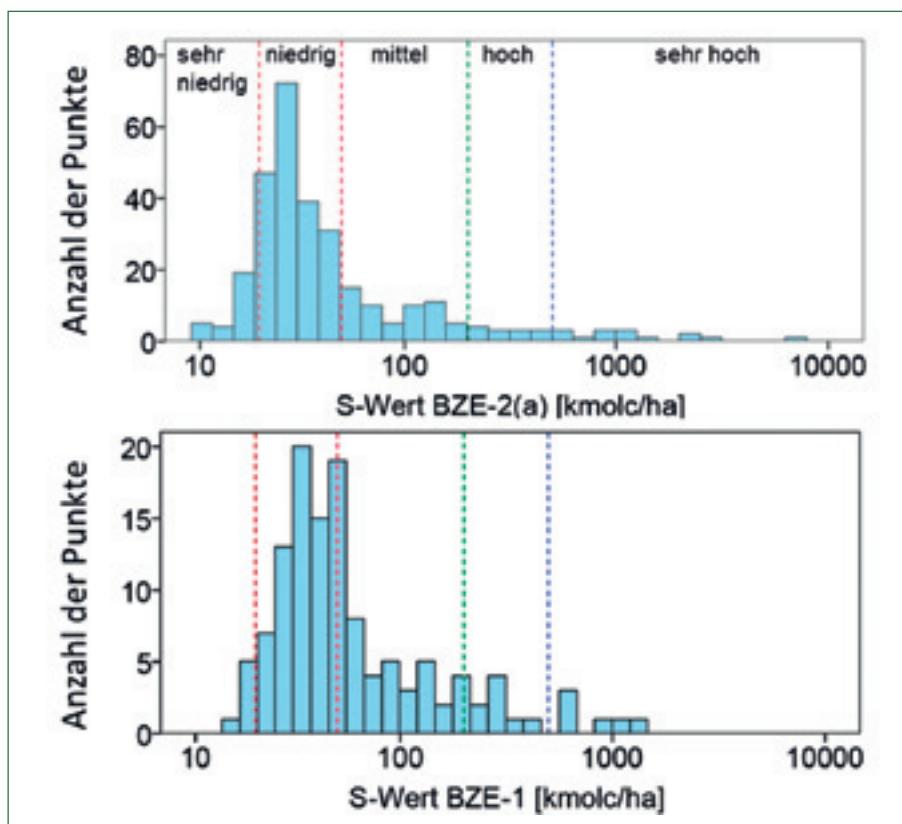


Abb. 4.1.40: Bewertung des S-Werts (Auflage bis 90 cm Tiefe) über alle BZE-Punkte im Vergleich von BZE-1 und BZE-2(a)

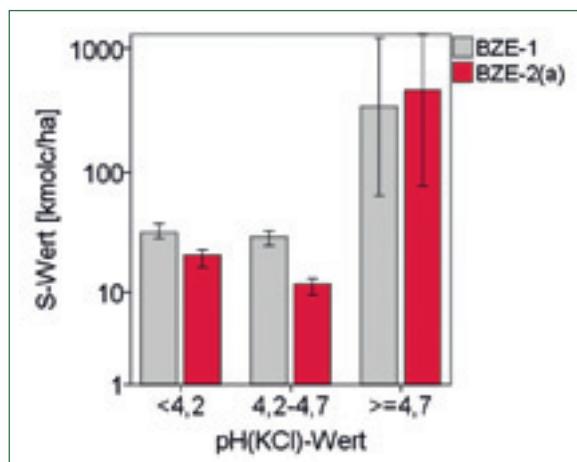


Abb. 4.1.41: Veränderung des S-Wertes im Mineralboden (0-90 cm Tiefe) stratifiziert nach pH-Bereichen in 60-90 cm Tiefe (vgl. Kap. 4.1.4)

Bei den stark anthropogen überprägten Böden („anthro“, Kap. 2.5.2) wurde offensichtlich basenreiches Fremdmaterial, wie z. B. Bauschutt, aufgebracht.

Bemerkenswert ist zudem die geringe Differenzierung der S-Werte sowohl bezüglich der **Stamnnährkraftstufe** als auch der **Humusform**. Die Stamnnährkraftstufe ist eine im Wesentlichen das Substrat widerspiegelnde stabile Bodeneigenschaft. Die morphologische Humusform hingegen ist den Zustandseigenschaften

im Sinne des Nordostdeutschen Standortserkundungsverfahrens (SEA95) zuzurechnen. Zwischen A-, Z- und M-Standorten – also Standorten mit den im Untersuchungsraum häufigsten Nährkraftstufen – lassen sich keinerlei Unterschiede des S-Wertes erkennen. Bei den morphologischen Humusformen heben sich lediglich die hydromorphen Humusformen sehr deutlich von allen anderen ab. Mull weist leicht erhöhte S-Werte auf. Zwischen mullartigem, typischem und rohhumusartigem Moder sowie Rohhumus bestehen indes keinerlei Unterschiede. **Es werden hier die Grenzen der qualitativen Standortsansprache im Rahmen der Standortserkundung sichtbar, die bei der Einschätzung der standörtlichen Nährstoffreserven nicht den Genauigkeitsgrad von laboranalytischen Untersuchungen erreicht. Insbesondere bei der Beurteilung der stofflichen Nachhaltigkeit unterschiedlicher forstlicher Nutzungsszenarien bilden die aus Laboranalysen ermittelten Nährlementmengen eine im Vergleich zu überwiegend aus Feldbefunden stammenden Standortsdaten zuverlässiger Rechengrundlage.** Die Schätzung von Basenvorräten anhand der flächenhaft vorliegenden standörtlichen Nährkraftstufe bietet sich für die Regionalisierung analytischer Daten an (vgl. Riek & Russ 2015 sowie Kap. 4.2.3.4); insbesondere im Bereich von A- bis M-Standorten ist sie jedoch nur eine erste Annäherung an die infolge der individuellen Nutzungsgeschichte und anderer Faktoren sehr heterogen ausgeprägte Nährstoffausstattung.

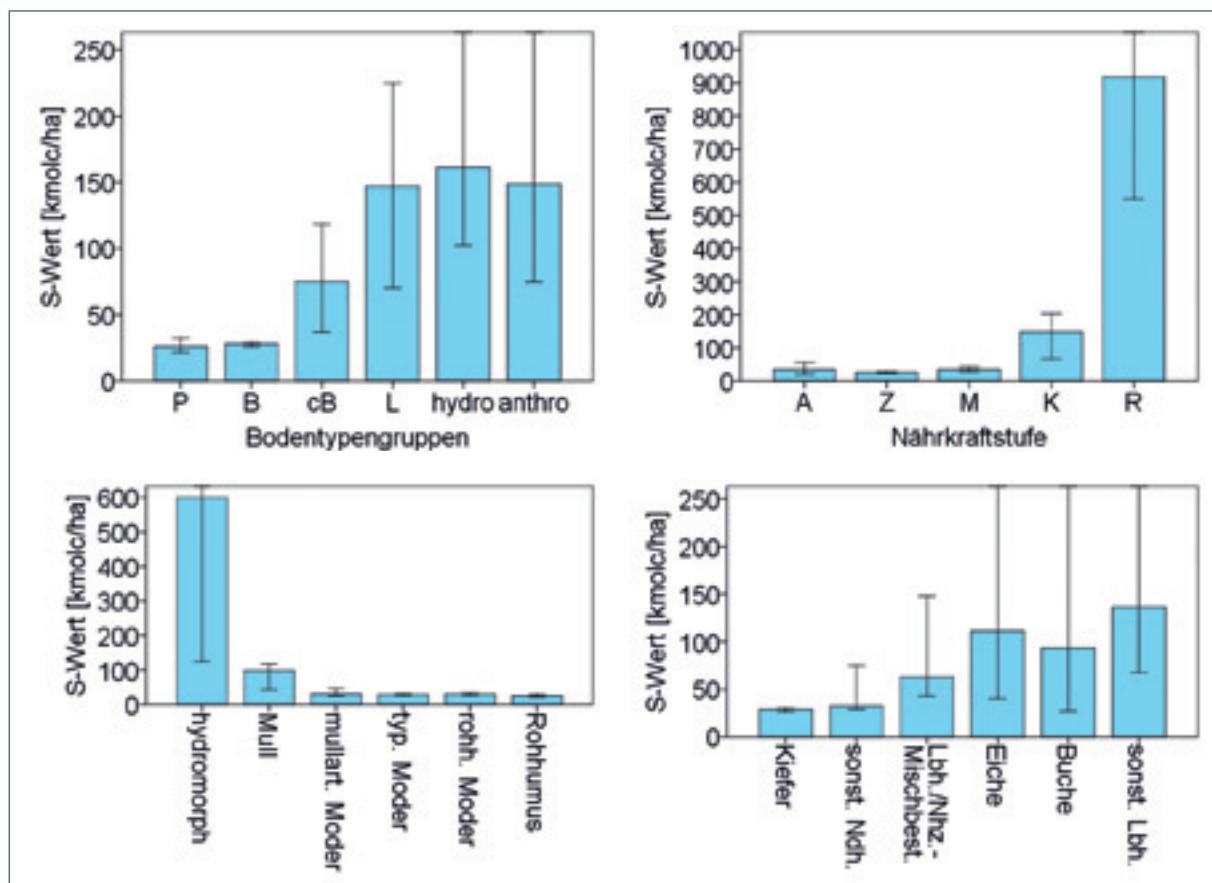


Abb. 4.1.42: Stratifizierte Darstellung des S-Wertes (Auflage bis 90 cm Tiefe) nach Bodentypengruppe, Stamnnährkraftstufe, morphologischer Humusform und Bestandestyp

Die **baumartenspezifische Stratifizierung** lässt trotz teilweise hoher Streuung innerhalb der Straten eine Differenzierung zwischen Laub- und Nadelholzbeständen erkennen. Die hohe Streuung der S-Werte bei Buche, Eiche und sonstigen Laubbaumarten weist darauf hin, dass deren Standortsspektrum weiter gefasst ist als das der Kiefernbestände, bei denen die S-Werte in einem erstaunlich geringen Wertespektrum streuen. Letzteres ist auch in der vergleichsweise deutlich höheren Stichprobenzahl in dieser Gruppe begründet.

Neben den Darstellungen in Abb. 4.1.42 wurden die S-Werte auch für **Wuchsgebiete** und **geologische Serien** stratifiziert. Hierbei treten allerdings nur sehr geringe Unterschiede zwischen den Straten auf und in keinem Fall sind diese signifikant.

Die Anteile der Bewertungsstufen für den S-Wert nach Riek & Wolff (2007) sind in Abb. 4.1.43 für alle verwendeten Straten grafisch dargestellt. **Unterschiede zwischen den Straten sind anhand der Bewertungsstufenanteile teilweise deutlicher erkennbar**.

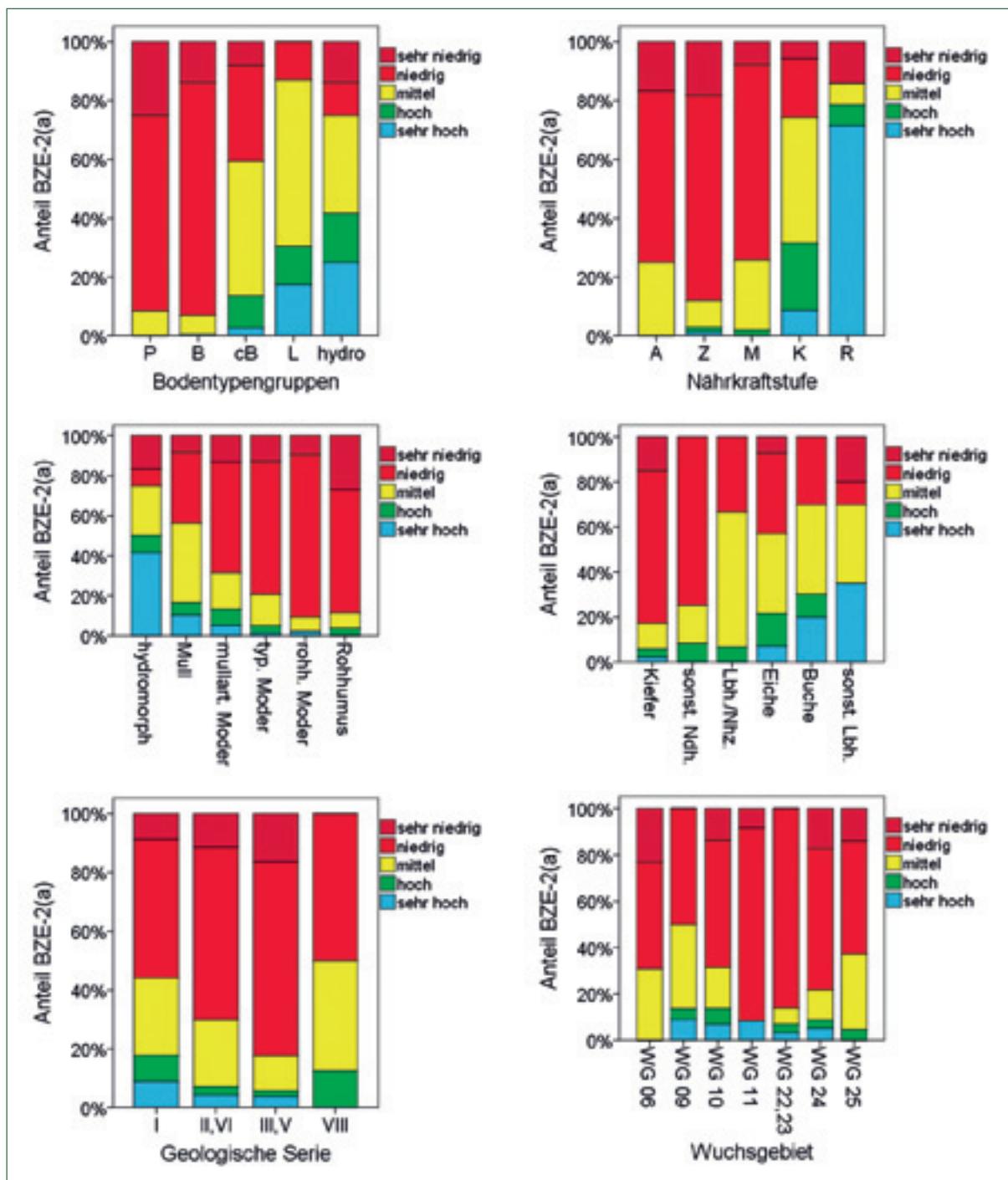


Abb. 4.1.43: Stratifizierung der Bewertungsstufen für den S-Wert (Auflage bis 90 cm Tiefe) nach Bodentypengruppe, Stammnährkraftstufe, morphologischer Humusform, Bestandestyp, geologische Serie und Wuchsgebiet (Bewertungsstufen: <20 kmol_c/ha = sehr niedrig, 20-50 kmol_c/ha = niedrig, 50-200 kmol_c/ha = mittel, 200-500 kmol_c/ha = hoch, >=500 kmol_c/ha = sehr hoch)

bar als aufgrund der Daten selbst. So zeigen sich beispielsweise plausible graduelle Unterschiede der Bewertungsstufen über alle Humusformen und zwischen den Bestockungstypen. Deutlich wird auch, dass als sehr hoch eingestufte Werte im Wesentlichen auf grundwasserbeeinflussten R-Standorten auftreten sowie teilweise auf Buchenstandorten der Nährkraftstufe K, bei denen es sich häufig um Lessivés mit der Humusform Mull handelt. Auch die Unterschiede der geologischen Serien spiegeln den Einfluss der geologisch jüngeren bzw. älteren Substrate wider. Bei den als mittel eingestuften Standorten der Serie VIII könnte es sich aufgrund ihrer Lage in Südbrandenburg um natürlicherweise nährstoffarme Substrate handeln, die durch Staubeinträge aufgebaut wurden.

4.1.5.2 Einflussfaktoren und Schätzmodell

Die dargestellten Abhängigkeiten des S-Wertes von den betrachteten standörtlichen Straten sind mehr oder weniger indirekter Natur. In ihnen drücken sich die ursächlichen Steuergrößen des S-Wertes nur mittelbar aus. **So hängt der S-Wert primär von der Kationenaustauschkapazität ab, die wiederum eine Funktion der Ton- und Humusgehalte sowie des pH-Wertes darstellt (Kap. 4.1.3.2).** Darüber hinaus spiegeln sich im S-Wert die Verwitterungsraten des Ausgangsgesteins und damit dessen mineralische Zusammensetzung sowie weitere pedogene Faktoren direkt wider. Zu letzteren zählt vor allem der **menschliche Einfluss, der sich einerseits in der anthropogenen Nutzungsgeschichte und zum anderen in den atmosphärischen Fremdstoffeinträgen der vergangenen Jahrzehnte äußert.** Während die vom Menschen ausgehenden Einflüsse modellmäßig kaum zu fassen sind, können die sich aus Bodenart, Humusgehalt und pH-Wert ergebenden direkten Steuergrößen, hinsichtlich ihres quantitativen Einflusses auf den S-Wert mittels Regressionsanalyse untersucht werden. Mittelbar wird hierbei auch die Nutzungsgeschichte berücksichtigt, da sich diese beispielsweise im C-Gehalt und pH-Wert bereits niedergeschlagen hat.

Bei der folgenden multiplen Regressionsanalyse wurde zwischen humosem Oberboden und Unterboden bzw. Untergrund differenziert. Der S-Wert wird hierbei zunächst nicht als Vorratsgröße, sondern tiefenstufenweise als Summe der austauschbaren Ca^{2+} , Mg^{2+} und K^+ -Gehalte (Einheit mmol_c/kg) berücksichtigt. Carbonathaltige Bodenproben wurden generell ausgeschlossen. Aufgrund teilweise sehr geringer Tonanteile (<5 %) und damit einhergehender steigender Unsicherheiten bei der laboranalytischen Erfassung, wurde neben dem Tonanteil auch die Summe aus Ton- und Schluffgehalt als Feinsubstanzanteil in der Regressionsanalyse berücksichtigt.

Für die Tiefenstufen 0-5 cm, 5-10 cm und 10-30 cm kann in der Regel davon ausgegangen werden, dass sowohl die Kationenaustauschkapazität als auch der S-Wert in hohem Maße von der Menge und Qualität der organischen Substanz erklärt werden. Dieses bestätigt sich in der schrittweisen multiplen Regres-

sionsanalyse, in der sich der **C-Gehalt** als wichtigste Einflussgröße erweist. Es folgt der **Feinsubstanzanteil** mit einem deutlich geringeren Erklärungsbeitrag. Als weiterer signifikanter Kennwert wird der **Grobsandanteil** in das Modell aufgenommen. Dieser dürfte die verwitterbare Nährstoffreserve der dominierenden Sandsubstrate zum Ausdruck bringen. Gerade noch signifikant ist der **pH-Wert**; er erhöht das Bestimmtheitsmaß des Regressionsmodells jedoch fast nicht. Es wurde daher aus operationalen Überlegungen auf die Berücksichtigung des pH-Wertes verzichtet und ein neuer Modellansatz mit per Voreinstellung auf 0 gesetzter Konstante verwendet. Der Vorteil dieses ausschließlich für den humosen Oberboden anwendbaren Modells besteht vor allem darin, dass negative Schätzer vermieden werden. Es gilt:

$$\begin{aligned} \text{S-Wert} [\text{mmol}_c/\text{kg}] = & \\ 0,181 \text{ C-Gehalt [\%]} + 0,085 & (\text{Schluff- und Tongehalt [\%]} + 0,044 \text{ Grobsandgehalt [\%]}) \\ R^2 = 0,86 \end{aligned}$$

Da Kohlenstoffgehalte und Bodenarten tiefenstufenweise bereits für die gesamte brandenburgische Waldfläche regionalisiert vorliegen (Russ 2015), lassen sich anhand dieser Regressionsbeziehung S-Werte für den humosen Oberboden flächendeckend schätzen. Der Ansatz von Russ (2015) zur Schätzung der Bodendichte aus C-Gehalten kann darüber hinaus dazu dienen, auch Vorräte des S-Wertes [kmol_c/ha] flächendeckend abzuleiten.

Im humusfreien Unterboden konnten nur sehr geringe Erklärungswerte anhand der Korngrößenfraktionen und des pH-Wertes als Eingangsgrößen eines multiplen Regressionsmodells erzielt werden. Insbesondere bei den stärker bindigen Böden der Nährkraftstufen K und R treten extrem hohe Streuungen der S-Werte auf. Es wurde daher vereinfacht eine Schätzung der Mediane des S-Werts im Unterboden über die Stammnährkraftstufen vorgenommen. Der Median hat hier den Vorteil, dass er den Erwartungswert dieser ausreißerbehafteten und stark schief verteilten Werte deutlich robuster beschreibt als dies bei Verwendung des arithmetischen Mittelwerts der Fall wäre. **Den in Tab. 4.1.3 aufgeführten Schätzern liegen die über den Fünftelnährkraftstufen (Kap. 3.6.3) aggregierten und geglätteten Mediane des S-Wertes in 30-90 cm bzw. 30-140 cm Tiefe [kmol_c/ha] zugrunde.** Die Einzelwerte des S-Wertes in 30-90 cm Tiefe in Abhängigkeit von den Fünftelnährkraftstufen gehen aus Abb. 4.1.44 hervor. Bei der Herleitung der Glättungsfunktion wurde die rangskalierte zwischen 1 ($\text{A}^{''''}$) und 25 (R') varierende Fünftelnährkraftstufe wie eine metrisch skalierte Variable behandelt. Fünftelnährkraftstufen sind für die gesamte Waldfläche Brandenburgs verfügbar, so dass sich mit Hilfe dieser Tabellenwerte und der o. g. Regressionsfunktion S-Werte [kmol_c/ha] für den Mineralboden in 0-90 cm bzw. 0-140 cm Tiefe regionalisieren lassen.

Damit können anhand der dargestellten Regressionsansätze S-Werte für 0 cm bis maximal 140 cm

Tiefe regionalisiert werden. Diese sollen in Band 2 des Waldbodenberichtes als Kartengrundlage waldbaulicher Maßnahmeempfehlungen dienen.

Tab. 4.1.3: Schätzer des S-Wertes in 30-90 cm und 30-140 cm Tiefe [kmolc/ha] anhand der geglätteten Mediane über Fünftelnährkraftstufen

Stamm-Nährkraftstufe	S-Wert (30-90 cm) [kmolc/ha]	S-Wert (30-140 cm) [kmolc/ha]
A ^{.....} – Z ^{...}	4,5	7,8
Z ^{..}	4,5	8,3
Z [.]	5,0	10,1
M ^{....}	5,8	12,6
M ^{...}	6,4	15,0
M ^{..}	6,9	19,2
M [.]	8,1	33
M [']	12	55
K ^{....}	18	86
K ^{...}	32	132
K ^{..}	42	182
K [.]	69	264
K [']	120	345
R ^{....}	210	470
R ^{...}	350	640
R ^{..}	450	800
R [.] , R'	600	1000

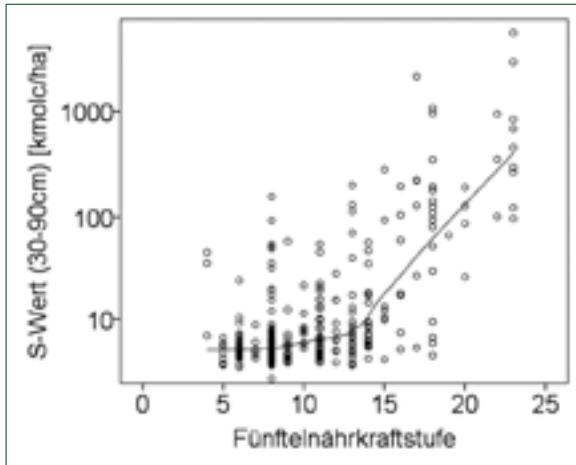


Abb. 4.1.44: Streudiagramm der S-Werte im Unterboden [mmolc/ha] in 30-90 cm Tiefe und Fünftelnährkraftstufen (1 = A^{.....}, ..., 25 = R') sowie geglättete Ausgleichsfunktion (LOESS-Glättung)

4.1.5.3 Relation Mineralboden / Humusauflage

Neben der absoluten Höhe der pflanzenverfügbaren Basenkationen ist das Verhältnis der Elementvorräte in der Humusauflage zu den Vorräten im Mineralboden von Interesse. Diese Relation kann auf Störungen der bodeninternen Stoffkreisläufe hinweisen und erlaubt Rückschlüsse auf die Baumernährung. Wird mehr als die Hälfte der basischen Kationen im Auflagehumus gebunden, ist eine ausgeglichenere

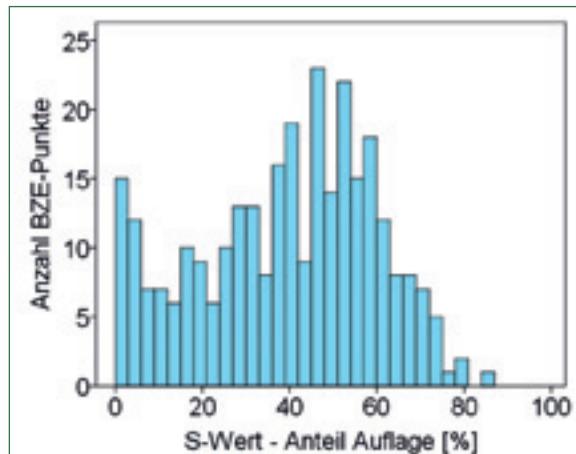


Abb. 4.1.45: Histogramm des prozentualen Anteils der basischen Kationen in der Humusauflage am S-Wert (Humusauflage + Mineralboden bis 90 cm Tiefe)

Baumernährung nach Block et al. (2000) gefährdet. Das Histogramm in Abb. 4.1.45 zeigt den prozentualen Anteil der im Auflagehumus festgelegten basischen Kationen am S-Wert. Der Median liegt bei 40,2 %. Vergleichsweise hohe Werte (Median: ca. 50 %) treten in der Gruppe der Kiefernbestände auf; durchschnittlich nur ca. 10 % bei Laubbaumbeständen. Die Streuung innerhalb dieser Straten ist jedoch äußerst hoch. Bei der Mehrheit aller BZE-Punkte ist der größere Teil

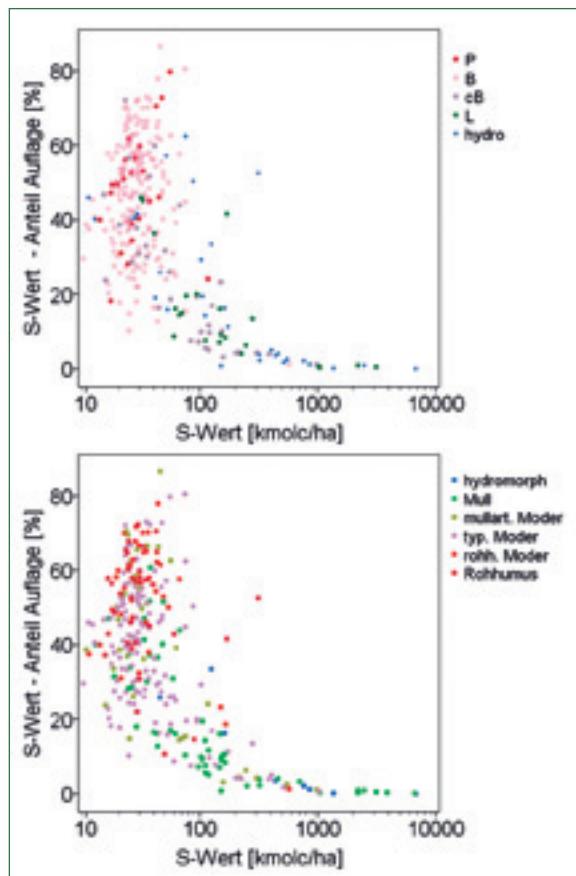


Abb. 4.1.46: Anteil des S-Wertes in der Auflage in Relation zum S-Wert (Mineralboden 0-90 cm + Auflage) für unterschiedliche Bodentypengruppen und Humusformen

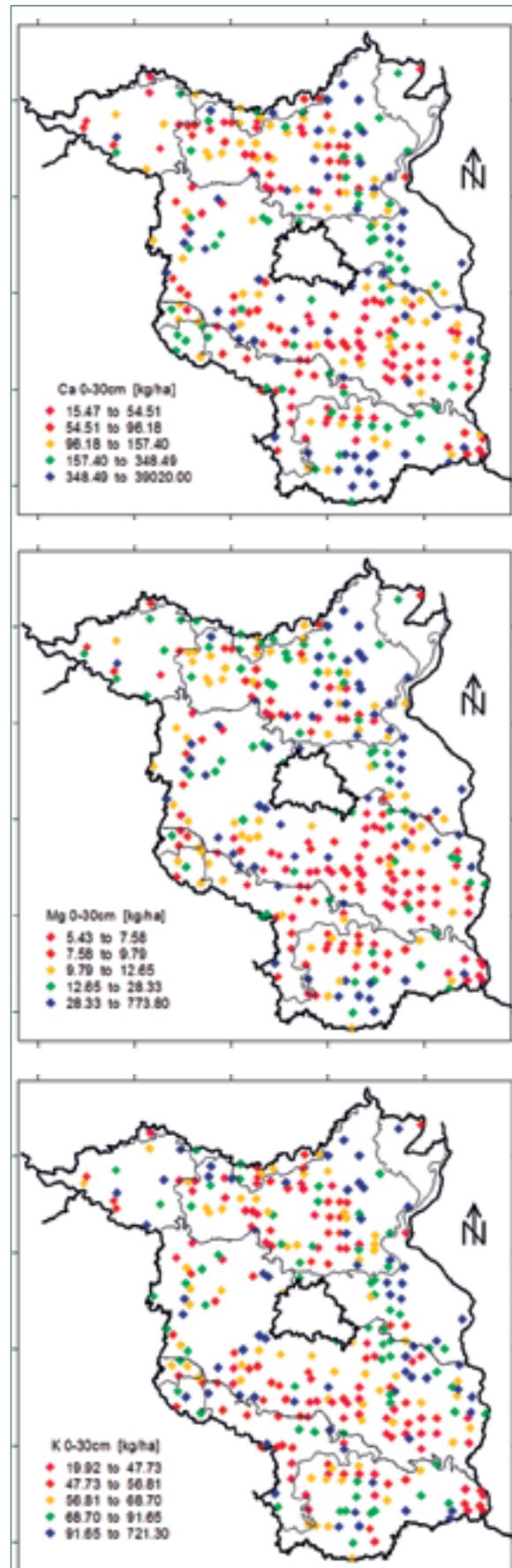
der zum S-Wert beitragenden basischen Kationen im Mineralboden bis 90 cm Tiefe gebunden. Kritische Werte von >50 % basischer Kationen in der Humusaufklage werden bei 34 % der BZE-Stichprobepunkte erreicht. Die maximalen Anteile in der Aufklage liegen bei 80 % der gesamten kurz- und mittelfristig verfügbaren Basenvorräte.

Analoge nach **Bodentyp** und **Stammnährkraft** stratifizierte Auswertungen (ohne Abbildung) zeigen, dass es sich bei den BZE-Punkten mit sehr hohen Anteils-werten häufig um Podsole und saure Braunerden der Nährkraftstufen A und Z handelt. Innerhalb der meisten Straten ist die Streuung jedoch recht hoch, so dass signifikante Unterschiede nur zwischen wenigen Straten abzusichern sind. Hierbei sind dieselben groben Muster zu erkennen wie beim S-Wert (s. o.). So kann im Wesentlichen jeweils nur zwischen A-, Z- und M-Standorten bzw. Podsolien und sauren Braunerden einerseits und den K- und R-Standorten und allen anderen Bodentypengruppen andererseits unterschieden werden. Bei zunehmend insgesamt schlechter mit Basen versorgten Standorten steigt der Anteil der im Auflagehumus fixierten Basenmenge an. Die Streudiagramme in Abb. 4.1.46 zeigen diesen Zusammenhang unter Berücksichtigung der jeweiligen Bodentypengruppe bzw. Humusform. Die Zusammenhänge zu Bodentyp und Humusform sind nur schwach ausgeprägt. Gleichwohl zeigen die Darstellungen, dass die Humusaufklage insbesondere bei sauren Braunerden und Podsolien bzw. rohhumusartigem Moder und Rohhumus zunehmend an Bedeutung als Senke für Basen gewinnt. Somit stellt sich die Frage, ob die real pflanzenverfügbaren Basenvorräte nicht überschätzt werden, wenn die in der Humusaufklage gebundenen Mengen als „mittelfristig verfügbar“ (AK Standortskunde 2003) zur austauschbaren Reserve im Mineralboden addiert werden. Um die Basenverarmung explizit im Mineralboden besser zu verdeutlichen, erfolgt daher bei der Betrachtung der Einzelkationen (Kap. 4.1.6.4) zusätzlich zur konventionellen Ermittlung der Vorräte auch eine getrennte Darstellung der im Mineralboden und in der Humusaufklage gespeicherten Elementmengen (Abb. 4.1.54-56).

4.1.6 Pflanzenverfügbare Ca^{2+} -, Mg^{2+} - und K^{+} -Vorräte

Für die Einschätzung der standörtlichen Nähr-elementversorgung und zur Beurteilung der Nachhaltigkeit der forstlichen Nutzung ist der S-Wert allein nicht ausreichend. Hierfür ist zusätzlich die differenzierte element-spezifische Betrachtung der verfügbaren Einzelelemente Ca^{2+} , Mg^{2+} und K^{+} unerlässlich. Deren räumliche Verteilung geht aus Abb. 4.1.47 hervor.

Die Darstellungen der Elementvorräte in Abb. 4.1.47 bestätigen die bezüglich der prozentualen Sättigungsgrade dieser Elemente gefundenen großräumigen Muster (Kap. 4.1.4.2). Deren Ursachen werden – wie bereits in Kap. 4.1.4.2 erläutert – im Wesentlichen in atmogenen Baseneinträgen aus



Flugaschen (Südbrandenburg) bzw. der Kalk- und Zementindustrie (Rüdersdorf) sowie in den geologisch unterschiedlichen Ausgangsmaterialien bzw. deren Stratigrafie gesehen. Die regionalen Muster der Sättigungsgrade pausen sich auf die Elementvorräte offensichtlich durch, weil zum einen die für die Vorratsberechnung ausschlaggebende Kationenaustauschkapazität über die meist sandigen Substrate hinweg nur geringfügig variiert und zum anderen die (u. a. nutzungsbedingten) Humusgehalte eher kleinräumig variieren, so dass sich durch den Einfluss dieser Komponenten keine neuen Verteilungsmuster der Elementvorräte ergeben.

4.1.6.1 Beitrag zum S-Wert

Je nach Gesamtmenge der austauschbaren Basen sind unterschiedliche Mengen an Ca^{2+} , Mg^{2+} und K^+ am Austauscher vertreten. In der Übersicht in Tab. 4.1.4 wurde zwischen 9 Klassen des S-Wertes unterschieden. Die Klasseneinteilung erfolgte anhand der empirischen BZE-Daten. Unter Berücksichtigung der Stichprobenumfänge wurde darauf geachtet, dass zwischen den gebildeten S-Wert-Klassen möglichst signifikante Unterschiede hinsichtlich der drei Einzelementvorräte bestehen. Anhand dieser tabellarischen Zusammenstellung lassen sich die Vorräte der Einzelkationen flächenhaft schätzen, wenn der S-Wert aus Pedotransferfunktionen regionalisiert (vgl. Kap. 4.1.5.1) vorliegt. **Die Schätzer der Elementvorräte auf der Gesamtwaldfläche Brandenburgs sollen im Band 2 des Waldbodenberichtes bei der Ermittlung von standörtlichen Nutzungspotenzialen und zur Ableitung waldbaulicher Empfehlungen berücksichtigt werden.**

Die Übersicht in Tab. 4.1.4 verdeutlicht die mengenmäßig herausragende Bedeutung von Calcium für die Ausprägung des S-Werts. Am geringsten sind die Ionenäquivalentmengen des Elements Magnesium und damit dessen Anteil am S-Wert. Die arithmetischen Mittelwerte korrespondieren innerhalb der Klassen bei allen Elementen meist mit deren Medianen. Größere Unterschiede treten nur bei sehr hohen S-Werten auf und verweisen hier auf schiefe Verteilungen infolge gehäuft auftretender Ausreißer. In der Klasse mit S-Werten $>250 \text{ kmol}_c/\text{ha}$ liegt dessen arithmetischer Mittelwert bei $1.203 \text{ kmol}_c/\text{ha}$ gegenüber dem Median von nur $793 \text{ kmol}_c/\text{ha}$. Diese Verteilungsschiefe des S-Wertes und dessen Behaftung mit Ausreißern paust sich auch auf die Streuung der Einzelementvorräte (insbesondere von Ca^{2+}) innerhalb der Klassen durch.

Insgesamt entsprechen die Befunde zu den Elementvorräten gut den Darstellungen der prozentualen Austauscherbelegung in Kap. 4.1.4. Der Anstieg der Einzelemente mit zunehmendem S-Wert ist elementspezifisch unterschiedlich. Von einer S-Wert-Klasse zur nächsten verdoppeln sich die Calciumvorräte in mehreren Fällen. Bei Magnesium ist die Zunahme außer im sehr hohen S-Wert-Bereich deutlich geringer. Kalium variiert insgesamt noch weniger und im hohen S-Wert-Bereich treten uneinheitliche Werte auf. Hier nehmen die Kaliumvorräte sogar teilweise mit steigendem S-Wert wieder ab, was auf eine Verdrängung durch Calcium hinweist. Bei der Verwendung der Tabellenwerte für die Regionalisierung von Kaliumvorräten ist es aufgrund dieser hohen Streuung empfehlenswert, für alle Klassen $>50 \text{ kmol}_c/\text{ha}$ von einem mittleren Vorratswert für Kalium von $6,45 \text{ mmol}_c/\text{ha}$ (Median) auszugehen.

Tab. 4.1.4: Austauschbare Ca^{2+} , Mg^{2+} und K^+ -Vorräte in Abhängigkeit vom S-Wert im Mineralboden (0-90 cm Tiefe) [kmol_c/ha]

S-Wert [kmol _c /ha]	Ca^{2+} [kmol _c /ha]		Mg^{2+} [kmol _c /ha]		K^+ [kmol _c /ha]	
	Med	MW	Med	MW	Med	MW
< 10 (n=73)	3,90	3,87	1,62	1,62	2,53	2,56
10-15 (n=76)	7,02	7,09	1,79	1,82	3,42	3,49
15-20 (n=41)	10,95	10,80	2,02	2,16	4,31	4,33
20-30 (n=27)	15,58	15,60	2,24	2,54	4,91	5,16
30-50 (n=21)	27,73	28,01	3,70	3,80	5,08	5,40
50-100 (n=17)	62,54	63,00	6,22	6,59	4,49	5,16
100-250 (n=25)	119,61	122,26	12,10	16,82	8,19	8,87
≥ 250 (n=22)	744,25	1126,60	32,32	67,37	6,59	8,60

4.1.6.2 Bewertung im Vergleich von BZE-1 und BZE-2(a)

Die Summe aus austauschbarem Elementvorrat im Mineralboden und säurelöslichem Vorrat in der Humusauflage kann nach AK Standortskartierung (2003)

bewertet werden. Dieser Bewertung liegen die durchschnittlichen Elementmengen in der Biomasse von Waldbeständen im Baumholzalter zugrunde, die für Calcium und Kalium mit 400 kg/ha und für Magnesium mit 100 kg/ha angesetzt werden. Diese Werte bilden jeweils die Obergrenze für die Bewertungsstufe

gering. Stehen weniger als halb so hohe Vorräte zur Verfügung wird von *sehr geringen* kurz- und mittelfristig nutzbaren Elementvorräten ausgegangen. In den folgenden Histogrammen der Ca^{2+} -, Mg^{2+} - und K^+ -Vorräte (Abb. 4.1.48 bis Abb. 4.1.45) wurden jeweils die Gesamtstichproben von BZE-1 und BZE-2(a) berücksichtigt.

Der Median des austauschbaren **Calciumvorrats** im Mineralboden plus säurelöslichen Calciums im Auflagehumus liegt aktuell bei 405 kg/ha und befindet sich damit im Grenzbereich von *gering* und *gering-mittel* (Abb. 4.1.44). Die austauschbaren Vorräte im Mineralboden wurden hierbei bis einschließlich der Tiefenstufe 60-90 cm ermittelt. Aufgrund der schiefen Verteilungsfunktion und mehrerer extremer Ausreißer durch carbonathaltige Böden unterscheidet sich der arithmetische Mittelwert mit 3.173 kg/ha sehr deutlich vom Median und ist als Mittelungsmaß der Gesamtstichprobe nicht aussagekräftig. Die höchsten Werte carbonathaltiger Standorte liegen bei mehr als 100 t/ha. In der BZE-1-Stichprobe befindet sich der Median mit 677 kg/ha zentral im Bereich der Bewertungsstufe *gering-mittel*. Der arithmetische Mittelwert lag bei der BZE-1 bei 3.562 kg/ha.

Gemessen anhand der 10- und 90-Perzentile der Verteilungsfunktionen variieren die Werte aktuell überwiegend zwischen 225 kg/ha und 3.731 kg/ha (BZE-1: 281 - 4.066 kg/ha). Die geringsten Werte (5-Perzentil) liegen aktuell unter 186 kg/ha (BZE-1: 244 kg/ha). Das absolute Minimum beträgt 102 kg/ha (BZE-1: 126 kg/ha).

Die häufigsten Bewertungsstufen der kurz- und mittelfristig verfügbaren Calciumvorräte sind gegenwärtig die Stufen *gering* mit einem Anteil von 40 % aller Inventurpunkte (BZE-1: 19 %), *gering-mittel* mit 23 % (BZE-1: 42 %) sowie *mittel* mit 13 % (BZE-1: 17 %). **Es hat somit zwischen den beiden Inventuren eine Verschiebung von ehemals überwiegend gering-mittleren zu geringen Calciumvorräten stattgefunden. Der Anteil sehr geringer Werte hat zwischen den Inventuren von 1,5 % auf 7,6 % zugenommen.** Aus Darstellungsgründen sind in den Histogrammen in Abb. 4.1.48 nur Calciumvorräte bis 2 t/ha, d. h. Werte bis zur Bewertungsstufe *mittel*, dargestellt. Insgesamt befinden sich in dem darüber liegenden Wertebereich noch 16,7 % der Inventurpunkte (BZE-1: 20,6 %). Diese verteilen sich zu 7,6 % auf *mittel-hohe* Vorräte (BZE-1: 9,9 %), 2,5 % auf *hohe* Vorräte (BZE-1: 4,6 %) und 6,6 % auf *sehr hohe* Vorräte (BZE-1: 6,1 %).

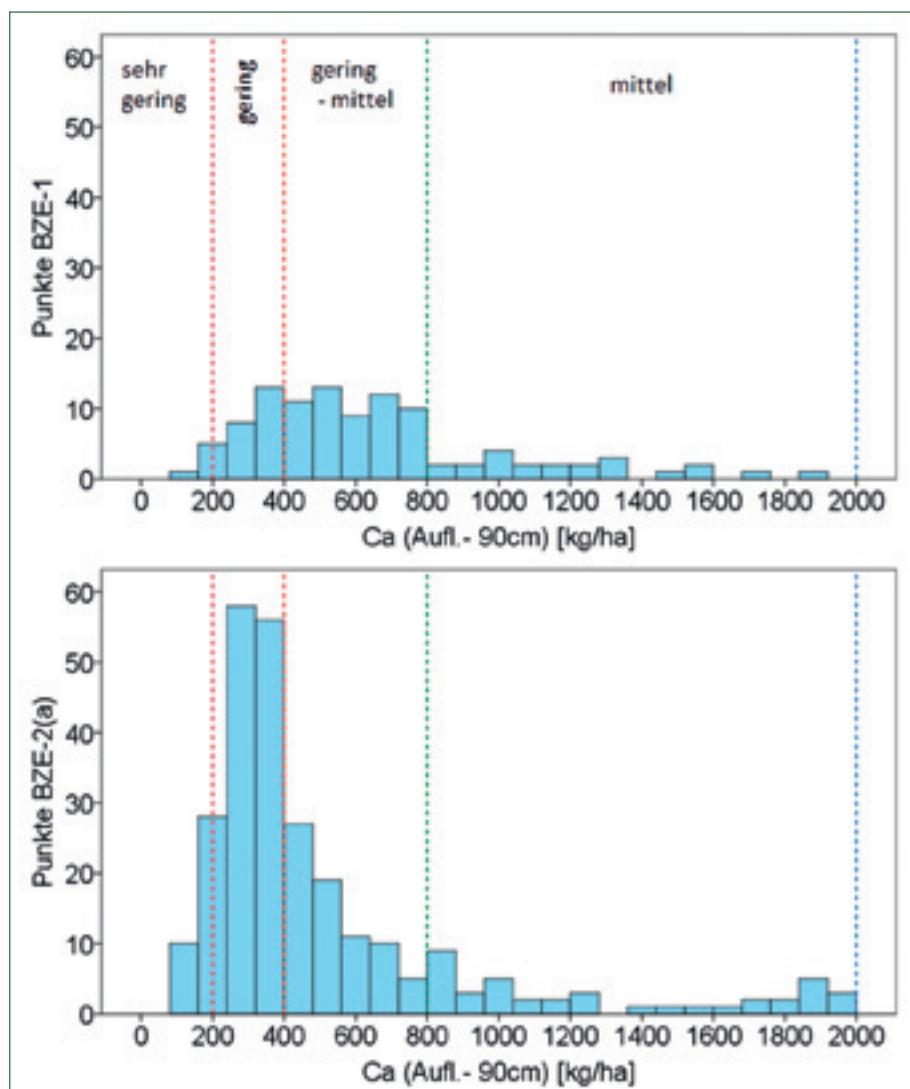


Abb. 4.1.48: Histogramme und Bewertung der Summe aus austauschbaren Calciumvorräten im Mineralboden (0-90cm Tiefe) und säurelöslichem Calcium in der Humusauflage im Vergleich von BZE-1 und BZE-2(a); Gesamtstichprobe (BZE-1: n=131, BZE-2(a): n=317)

Der Median der kurz- und mittelfristig verfügbaren **Magnesiumvorräte** liegt in der BZE-2(a)-Stichprobe bei 73 kg/ha und befindet sich damit im Bereich *geringer* Werte (Abb. 4.1.49). Die Verteilungsfunktion ist rechtsschief. Der arithmetische Mittelwert unterscheidet sich daher mit 171 kg/ha deutlich vom Median. Die Extreme erreichen maximal ca. 4 t/ha. In der BZE-1-Stichprobe liegt der Median mit 81 kg/ha ebenfalls in der Bewertungsstufe *gering*; der arithmetische Mittelwert beträgt 196 kg/ha.

Gemessen anhand der 10- und 90-Perzentile der Verteilungsfunktionen variieren die Werte aktuell überwiegend zwischen 41 kg/ha und 273 kg/ha (BZE-1: 37 - 504 kg/ha). Die geringsten Werte (5-Perzentil) liegen aktuell unter 34 kg/ha (BZE-1: 27 kg/ha). Das absolute Minimum beträgt 24 kg/ha (BZE-1: 18 kg/ha).

Die häufigsten Bewertungsstufen der kurz- und mittelfristig verfügbaren Magnesiumvorräte sind gegenwärtig die Stufen *sehr gering* mit einem Anteil von 20 % aller Inventurpunkte (BZE-1: 20 %), *gering* mit 49 % (BZE-1: 42 %) sowie *gering-mittel* mit 19 % (BZE-1: 17 %). Mittlere Magnesiumvorräte werden aktuell bei

7 % der Inventurpunkte festgestellt (BZE-1: 11 %); im Bereich noch höherer Werte befinden sich nur ca. 5 % der Stichprobe (BZE-1: 10 %). Zwischen den Inventuren ist anhand dieser sich auf die jeweilige Gesamtstichprobe beziehenden Zahlen keine signifikante Veränderung festzustellen. Eine hoch signifikante Abnahme der Magnesiumvorräte lässt sich jedoch anhand des statistisch robusteren Vergleichs für die gepaarte Stichprobe nachweisen. Zudem ist der Unterschied zwischen BZE-1 und BZE-2(a) auch in der Gesamtstichprobe hoch signifikant, wenn man nur die Vorräte des Mineralbodens betrachtet (s. u.).

Der Median der **Kaliumvorräte** liegt aktuell bei 205 kg/ha und damit im Grenzbereich von *sehr geringen* und *geringen* Werten (Abb. 4.1.50). Die Verteilung ist weniger schief als bei den Elementen Calcium und Magnesium und es treten weniger extreme Ausreißer auf. Der arithmetische Mittelwert liegt daher mit 244 kg/ha nahe dem Median. Der Maximalwert beträgt 1,6 t/ha. In der BZE-1-Stichprobe befindet sich der Median mit 234 kg/ha im Bereich der Bewertungsstufe *gering*. Der arithmetische Mittelwert lag bei der BZE-1 bei 279 kg/ha.

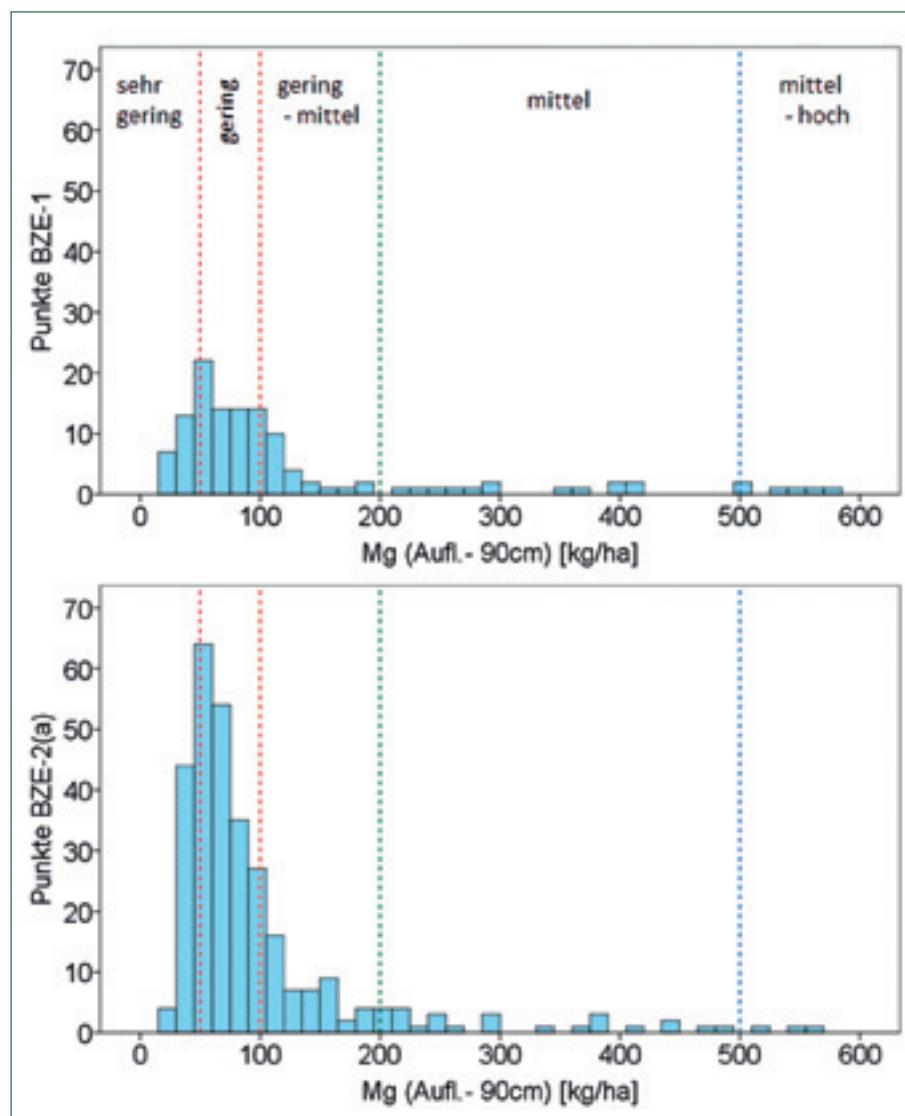


Abb. 4.1.49: Histogramme und Bewertung der Summe aus austauschbaren Magnesiumvorräten im Mineralboden (0-90 cm Tiefe) und säurelöslichem Magnesium in der Humusauflage im Vergleich von BZE-1 und BZE-2(a); Gesamtstichprobe (BZE-1: n=131, BZE-2(a): n=317)

Gemessen anhand der 10- und 90-Perzentile der Verteilungsfunktionen variieren die Werte aktuell überwiegend zwischen 134 kg/ha und 382 kg/ha (BZE-1: 100 - 530 kg/ha). Die geringsten Werte (5-Perzentil) liegen aktuell unter 116 kg/ha (BZE-1: 73 kg/ha). Das absolute Minimum beträgt 76 kg/ha (BZE-1: 53 kg/ha).

Die häufigsten Bewertungsstufen der kurz- und mittelfristig verfügbaren Kaliumvorräte sind die Stufen sehr gering mit einem Anteil von 47 % aller Inventurpunkte (BZE-1: 43 %) und gering mit 45 % (BZE-1: 40 %). **Zwischen den Inventuren hat somit eine leichte Verschiebung hin zu schlechteren Bewertungsstufen stattgefunden. Eine signifikante Abnahme der Kaliumvorräte lässt sich aber nicht nachweisen.** Die Häufigkeiten der einzelnen Bewertungsstufen variieren bei Kalium deutlich weniger als dies bei Calcium und Magnesium beobachtet werden konnte. So befinden sich in den Klassen *mittel*, *mittel-hoch*, *hoch* und *sehr hoch* jeweils weniger als 2 % der Inventurpunkte.

Mit fast 50 % der BZE-Stichprobe als *sehr gering* eingestufte Vorräte erscheint Kalium somit aufgrund des hier verwendeten Bewertungsschlüssels als das

kritischste der drei betrachteten Nährstoffkationen. Dieser Befund betrifft sowohl die BZE-2(a)- als auch die BZE-1-Stichprobe und wurde auch schon bei der Auswertung der bundesweiten BZE-Erstinventur im Deutschen Waldbodenbericht explizit erwähnt und gleichzeitig in Frage gestellt (Wolff & Riek 1997). Die dem Bewertungsrahmen des AK Standortskartierung (2003) zugrunde liegenden Kaliumvorräte in der Bestandesbiomasse (400 kg/ha) erschienen den Autoren bereits bei der BZE-1 auf den als kritisch eingestuften Standorten als zu hoch angesetzt. Es wurde darauf verwiesen, dass auf den betroffenen Standorten überwiegend ertragsschwächere Kiefernforsten stocken, deren durchschnittlicher Kaliumvorrat in der Biomasse mit maximal 200 kg/ha angenähert werden kann. Da mit dem Datenbestand der BZE-2(a) für alle brandenburgischen Inventurpunkte mit lokal geeichten Modellen Elementvorräte im Bestand berechnet werden konnten (Kap. 4.2.3.1), lassen sich diese nunmehr für eine differenzierte Bewertung heranziehen. Demnach ist der vom AK Standortskartierung (2003) veranschlagte Referenzwert von 400 kg/ha gegenüber dem brandenburgischen Mittelwert von 154 kg/ha deutlich zu hoch angesetzt. Dieses betrifft explizit das Element

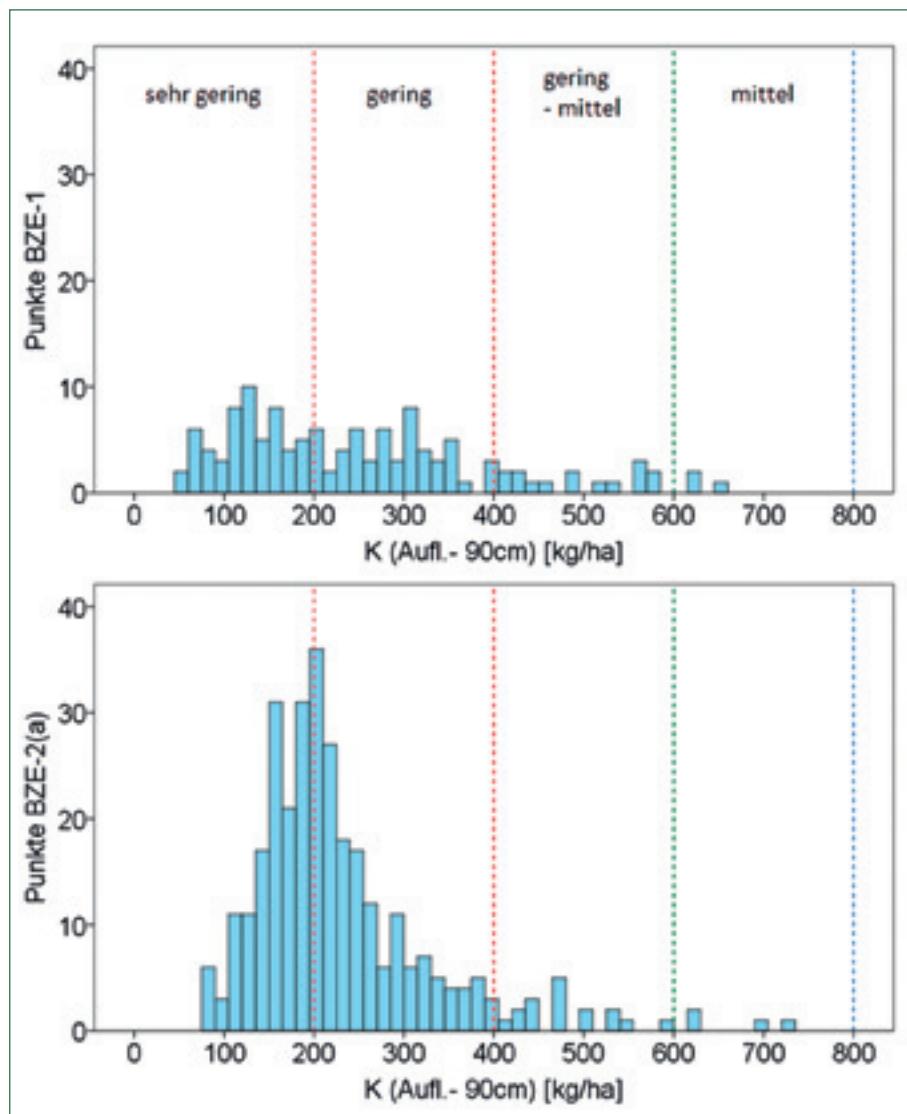


Abb. 4.1.50: Histogramme und Bewertung der Summe aus austauschbaren Kaliumvorräten im Mineralboden (0-90 cm Tiefe) und säurelöslichem Kalium in der Humusauflage im Vergleich von BZE-1 und BZE-2(a); Gesamtstichprobe (BZE-1: n=131, BZE-2(a): n=317)

Kalium; bei Calcium und Magnesium besteht eine bessere Übereinstimmung zwischen den berechneten und dem vom AK Standortskartierung für die Bewertung zugrunde gelegten Elementvorräten in der Biomasse. **Die überwiegend als sehr gering eingestuften kurz- und mittelfristig pflanzenverfügbaren Kaliumvorräte werden nach AK Standortskartierung (2003) daher tendenziell zu negativ bewertet und sind stattdessen im Bereich von gering bis gering-mittel einzurordnen (Abb. 4.1.50).**

4.1.6.3 Stratifizierte Bewertungsstufen

In Abb. 4.1.51 sind die Bewertungsklassen der Ca^{2+} -, Mg^{2+} - und K^+ -Vorräte nach **Stammnährkraftstufen** stratifiziert für die BZE-2(a)-Stichprobe dargestellt. Die Bodentypengruppe der anthropogen stark überprägten Böden (Boden Typ „anthro“, Kap. 2.5.2) wurde dabei ausgeschlossen. Hinsichtlich aller drei Elemente besteht die ungünstigste Situation offensichtlich bei den Z-Standorten. Hingegen dürfte bei einigen in Südbadenburg gelegenen altpleistozänen A-Standorten von erhöhten Calcium- und Magnesiumvorräten (Bewertungsklasse: *gering-mittel* und *mittel*) infolge atmogener Staubeinträge auszugehen sein. Für alle Elemente sind die Unterschiede zwischen A-, Z- und M-Standorten relativ gering. Die K-Standorte unterscheiden sich von diesen indes recht deutlich für Calcium, weniger deutlich für Magnesium und kaum für Kalium. Bei Calcium und Magnesium heben sich die R-Standorte sehr klar von den anderen ab; für Kalium ist auch dieser Unterschied viel weniger ausgeprägt. Somit spiegelt Calcium die Unterschiede der Standorte mit Blick auf die Stammnährkraftstufe am deutlichsten wider. Bei Magnesium ist die Verbesserung der Nährelementausstattung mit zunehmender Stammnährkraft schwächer ausgeprägt und bei Kalium spiegeln sich die Nährkraftstufen kaum in der Bewertung des K^+ -Vorrats wider.

Eine entsprechende Darstellung der Bewertungsstufen der BZE-1-Aufnahme findet sich in Abb. 4.1.52. Auffallend ist vor allem die noch besser eingestufte Nährkraftstufe A mit einem gegenüber dem aktuellen Zustand höheren Anteil an *mittleren* und *mittel-hohen* Calciumvorräten. *Geringe* und *sehr geringe* Gehalte fehlen hier. Für die bevorzugt in Südbadenburg liegenden altpleistozänen A-Standorte lässt sich dieses gut über die dort wirksamen atmogenen Baseneinträge erklären. **Dieses kann als Indiz dafür gesehen werden, dass die Verschlechterung der Calciumbevorratung zwischen BZE-1 und BZE-2(a) vor allem auf diesen A-Standorten stattfand. Bei dieser Calciumverarmung handelt es sich somit offensichtlich überwiegend um Calcium, das auf den von Natur aus armen Standorten im Zeitraum vor der BZE-1 über die Staubdeposition eingetragen worden ist.**

Darüber hinaus lassen sich aus dem Vergleich der Bewertungsstufen von BZE-1 und BZE-2(a) keine Aussagen darüber machen, ob bestimmte Nährkraftstufen besonders stark oder gering von der zu konstatieren-

den Entbasung betroffen sind. Die für die unterschiedlichen Elemente und Nährkraftstufen jeweils vorliegenden Tendenzen sind uneinheitlich. Dieses dürfte vor allem auch in den deutlich geringeren Stichprobengrößen innerhalb der BZE-1-Straten begründet sein.

Die Ergebnisse weiterer stratifizierter Auswertungen werden exemplarisch anhand des Elements Magnesium für die BZE-2(a)-Stichprobe vorgestellt

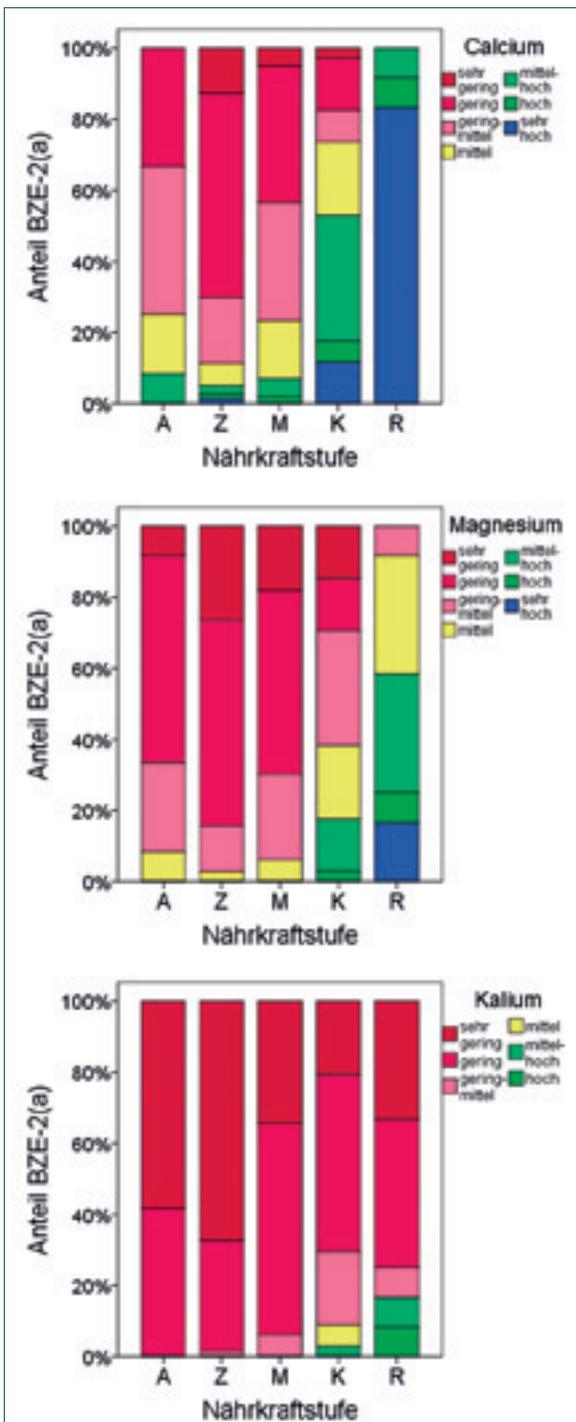


Abb. 4.1.51: Bewertung der Vorräte an Ca^{2+} , Mg^{2+} und K^+ in Auflage und Mineralboden bis 90 cm Tiefe in der BZE-2(a)-Stichprobe nach AK Standortskartierung (2003) stratifiziert nach Stammnährkraftstufen

(Abb. 4.1.53). Zwischen den **Bodentypengruppen** zeigen sich etwas stärker ausgeprägte Unterschiede als zwischen den Stammnährkraftstufen. Zwar sind sich saure Braunerden und Podsole ähnlich und mit überwiegend *geringen* und *sehr geringen* Vorräten ausgestattet, doch unterscheiden sich hiervon deutlich carbonathaltige Braunerden und vor allem Lessivés und hydromorphe Standorte mit einem hohen Anteil der Bewertungsklassen *gering-mittel* bis *sehr hoch*.

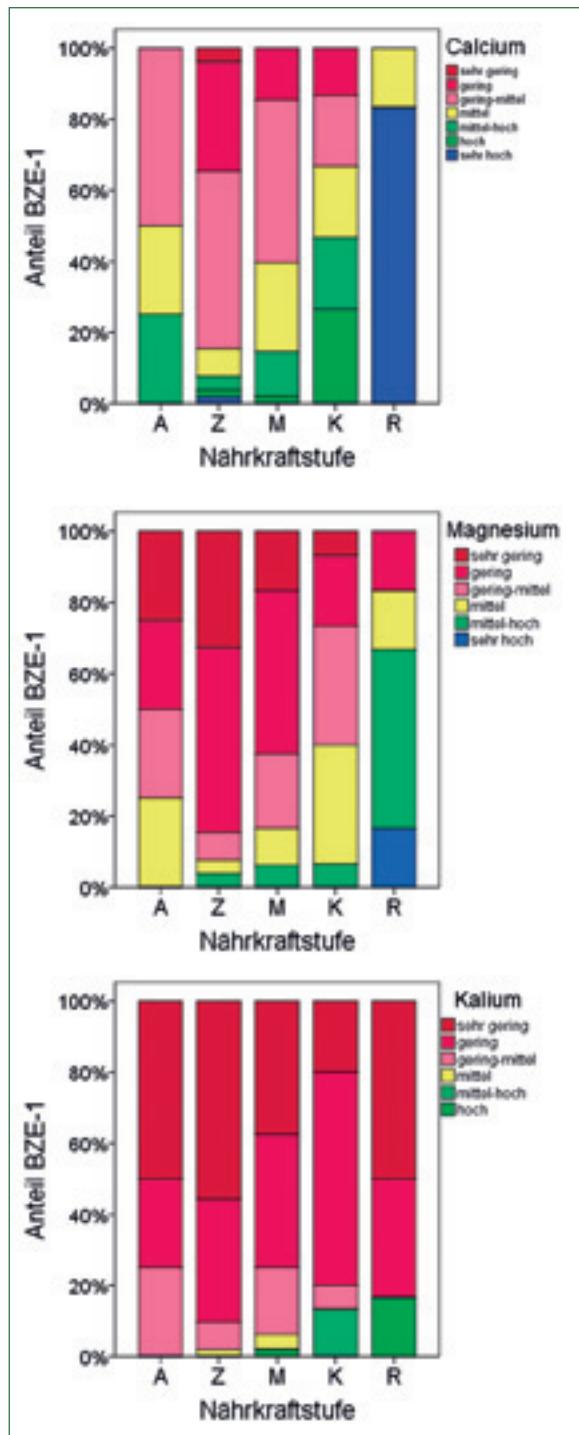


Abb. 4.1.52: Bewertung der Vorräte an Ca^{2+} , Mg^{2+} und K^+ in Auflage und Mineralboden bis 90cm Tiefe in der BZE-1-Stichprobe nach AK Standortskartierung (2003) stratifiziert nach Stammnährkraftstufen

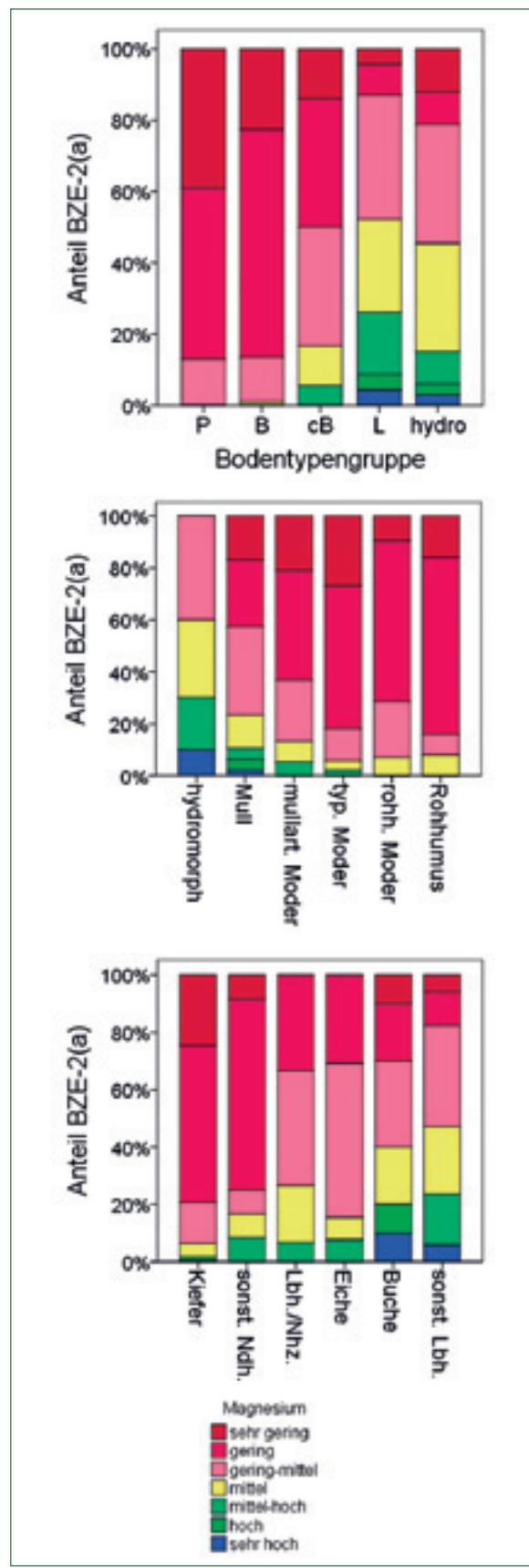


Abb. 4.1.53: Bewertung der Magnesiumvorräte in Auflage und Mineralboden bis 90 cm Tiefe nach AK Standortskartierung (2003) stratifiziert nach Bodentypengruppe, Humusform und Bestandestyp

Sehr deutlich spiegelt sich auch die **Humusform** in der standörtlichen Magnesiumausstattung wider. Der Gradient von hydromorphen Humusformen und Mull bis hin zu Rohhumus ist vor allem bei Betrachtung der Anteile von einerseits *sehr geringen* und *geringen* Vorräten und andererseits *gering-mittleren* bis sehr hohen Vorräten auffällig.

Ebenfalls relativ stark ausgeprägt sind die Unterschiede der Magnesiumvorräte zwischen den unterschiedlichen **Bestandestypen**. Die stratifizierte Auswertung der Bewertungsklassen zeigt, dass Standorte mit Kiefer und sonstigen Nadelgehölzen deutlich erhöhte Anteile an *geringen* bzw. *sehr geringen* Magnesiumvorräten aufweisen. Alle anderen Straten unterscheiden sich diesbezüglich nicht sehr. Bemerkenswert ist die äußerst breite Spanne unterschiedlicher Bewertungsstufen bei der Baumart Buche. Hier treten sowohl Einstufungen von sehr gering als auch von *sehr hoch* und *hoch* gleichermaßen zahlreich auf. Dieses spiegelt das breite Standortspektrum des Buchenanbaus wider. Das Spektrum der Kiefernstandorte innerhalb der BZE-Stichprobe ist ebenfalls weit, paust sich jedoch nicht wie bei der Buche auf die Bewertungsstufen der Mg^{2+} -Vorräte durch. **Das relativ einheitliche Auftreten von fast nur sehr geringen, geringen und gering-mittleren Vorräten kann vor diesem Hintergrund als Beleg für eine Nivellierung der Oberbodenzustände und einer damit einhergehenden Verschlechterung der Nährelementausstattung speziell auf den mit Kiefer bestockten (potenziell nährstoffreicheren) Standorten gesehen werden.**

Analoge stratifizierende Darstellungen für die BZE-1-Stichprobe (ohne Abbildung) zeigen keine nennenswerten Unterschiede zu den genannten Befunden der BZE-2(a). Aufgrund der vergleichsweise geringen Stichprobenanzahlen der BZE-1-Straten sind entsprechende Auswertungen für diese Straten zudem kaum aussagekräftig.

4.1.6.4 Dynamik in Auflage und Mineralboden

Für die Absicherung von Unterschieden zwischen BZE-1- und BZE-2 wird im Folgenden die gepaarte Stichprobe verwendet, d. h., es werden ausschließlich BZE-Punkte berücksichtigt, für die aus beiden Inventuren Daten vorliegen. Als Test auf Signifikanz dieser Unterschiede wird der nicht-parametrische Wilcoxon-Test für gepaarte Stichproben verwendet. Es werden für die Elemente Calcium, Magnesium und Kalium Unterschiede hinsichtlich i) der säurelöslichen Elementvorräte in der Humusaufklage, ii) der austauschbaren Vorräte im Mineralboden bis 90 cm Tiefe sowie iii) der Summe aus säurelöslichen Vorräten in der Auflage und austauschbaren Elementen des Mineralbodens geprüft. Die Angaben erfolgen in $kmol/ha$. Im Ergebnis zeigen die Balkendiagramme in den Abb. 4.1.54 bis Abb. 4.1.56 die Mediane und deren 95 %-Konfidenzintervalle.

Der Zeitvergleich der Elementvorräte in den verschiedenen Bodenkompartimenten verdeutlicht das Wirksamwerden unterschiedlicher und scheinbar sogar gegenläufiger Prozesse. So ist bei Betrachtung der Vorratssumme aus Auflage und Mineralboden eine **Abnahme** für alle drei Elemente zu verzeichnen, die bei Calcium und Magnesium hoch signifikant ist ($\alpha < 0,000$). Bei ausschließlicher Betrachtung der Humusaufklage ist hingegen bei allen Elementen eine Zunahme zu verzeichnen, die bei Calcium und Kalium hoch signifikant ist. Vergleicht man nur die Vorräte des Mineralbodens, ist für alle Elemente von einer hoch signifikanten Abnahme auszugehen ($\alpha < 0,000$). Insgesamt sind die Unterschiede zwischen BZE-1 und BZE-2 bei Betrachtung der Elementvorräte im Mineralboden am markantesten. **Die Entbasung der Standorte manifestiert sich somit zum einen in abnehmenden Mineralbodenvorräten und zum anderen in wachsenden Auflagevorräten, die u. a. mit der versauerungsbedingt reduzierten Humusmineralisation zu begründen sein dürfte. Die Akku-**

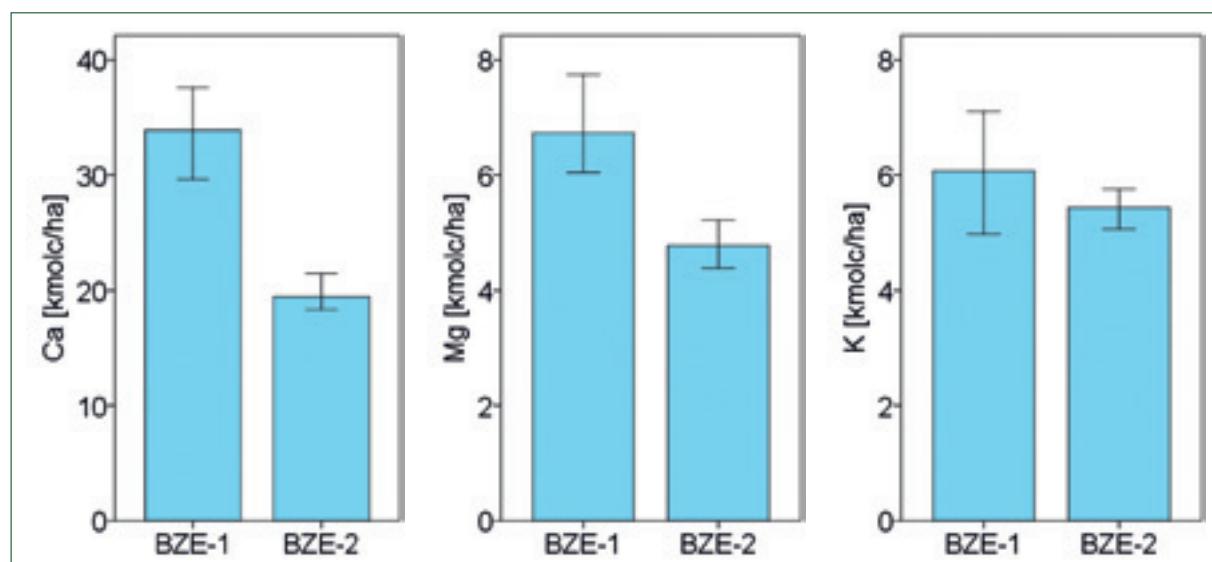


Abb. 4.1.54: Vergleich der Ca^{2+} -, Mg^{2+} - und K^+ -Vorräte (Auflage und Mineralboden bis 90 cm Tiefe) zwischen BZE-1 und BZE-2(a) als gepaarte Stichprobe

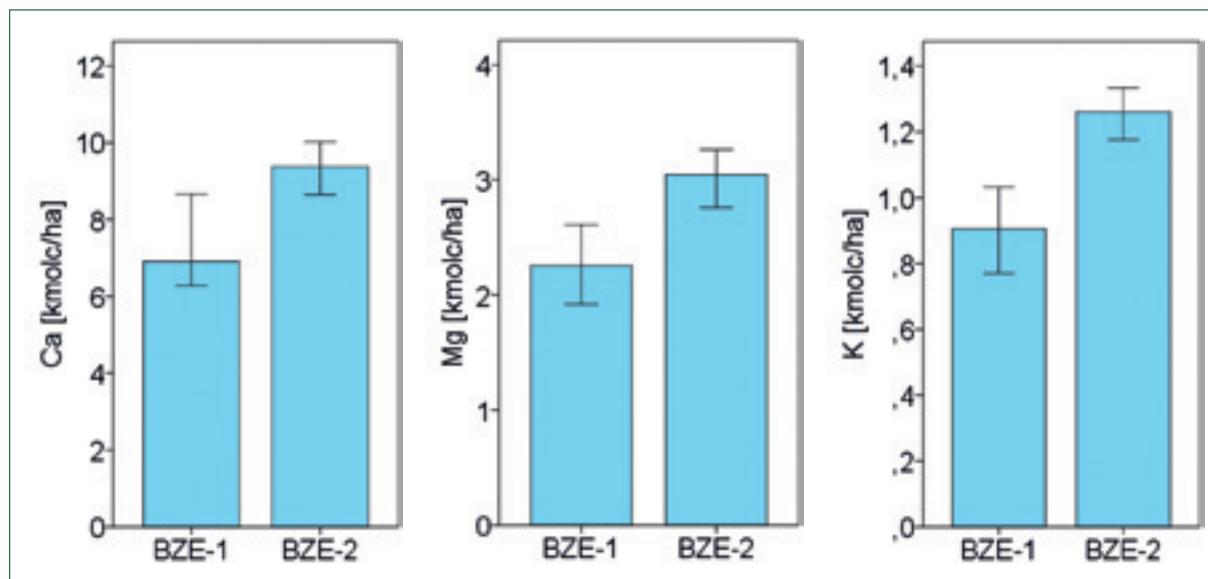


Abb. 4.1.55: Vergleich der Ca^{2+} -, Mg^{2+} - und K^+ -Vorräte in der Auflage zwischen BZE-1 und BZE-2(a) als gepaarte Stichprobe

mulation in der Humusaufage ist am stärksten bei Kalium ausgeprägt.

Auch in der Gesamtstichprobe haben die Mineralbodenvorräte aller Elemente signifikant abgenommen (ohne Abbildung): bei Calcium von 24,3 kmol/ha auf 9,8 kmol/ha, bei Magnesium von 3,6 kmol/ha auf 1,9 kmol/ha und bei Kalium von 5,5 kmol/ha auf 3,8 kmol/ha. Gleichzeitig nahmen die Calciumvorräte der Humusaufage signifikant von 6,9 kmol/ha auf 9,4 kmol/ha zu, die Magnesiumvorräte von 2,2 kmol/ha auf 3,1 kmol/ha und die Kaliumvorräte von 0,9 kmol/ha auf 1,3 kmol/ha. Diese Angaben beziehen sich auf die jeweiligen Medianen der Gesamtstichprobe und stimmen in etwa mit den entsprechenden Medianen der gepaarten Stichprobe (Abb. 4.1.54-56) überein.

Diese Beobachtungen deuten darauf hin, dass seit der BZE-1 nur noch geringe Elementmengen

aus der Humusaufage für die Pflanzenernährung verfügbar geworden sind. Aufgrund der in Mineralboden und Auflage gegenläufigen Trends sollten sich Aussagen zum Ausmaß von Nährstoffverarmung und Bodenversauerung daher in erster Linie auf die Mineralbodenvorräte des Wurzelraums stützen. Zu beachten ist jedoch, dass die Trennung zwischen Auflage und Mineralboden bei der Probenahme methodisch insbesondere bei gestörten Profilen schwierig ist, so dass Aussagen zur Dynamik immer auch anhand der Gesamtvorräte von Auflage und Mineralboden (Abb. 4.1.54) überprüft werden müssen.

4.1.6.5 Bedeutung des effektiven Wurzelraums

Für die Kalkulation der Elementvorräte im Mineralboden ist es nicht unerheblich, bis in welche Tiefe diese aufsummiert werden. Bei der bundesweiten BZE-1-Auswertung wurden für die Beurteilung der Element-

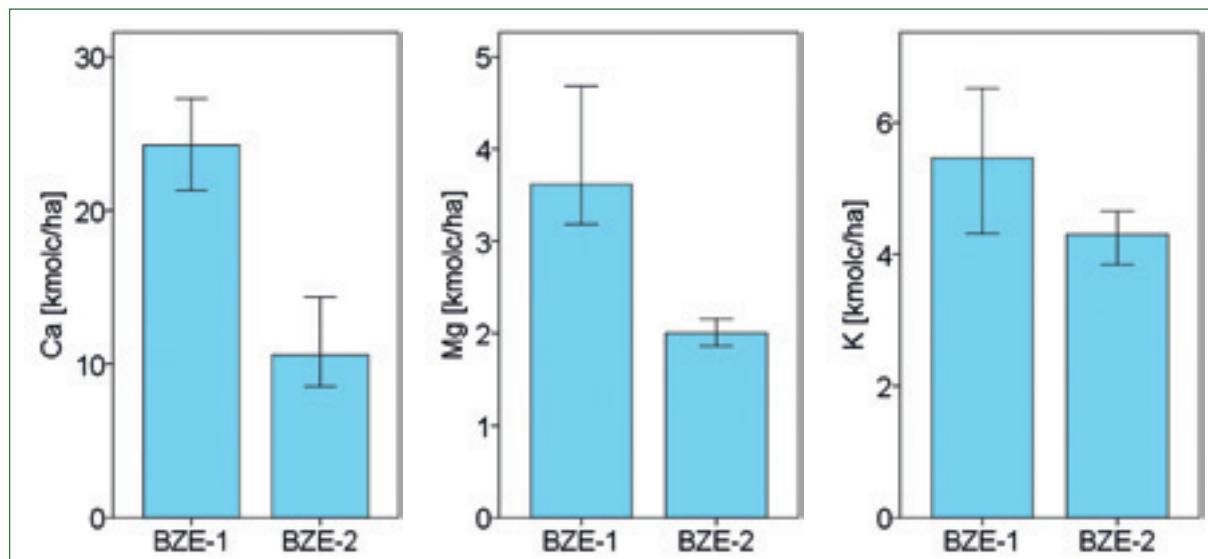


Abb. 4.1.56: Vergleich der Ca^{2+} -, Mg^{2+} - und K^+ -Vorräte im Mineralboden (0-90 cm Tiefe) zwischen BZE-1 und BZE-2(a) als gepaarte Stichprobe

vorräte die Bewertungssysteme des AK Standortskartierung (2003) auf die Tiefenstufen 0-30 cm, 0-60 cm sowie 0-90 cm angewandt. Generell sollte hierfür die sogenannte effektive Durchwurzelungstiefe verwendet werden (Renger 1980). Dieses ist die rechnerisch bestimmte Äquivalenttiefe des Bodenbereiches, aus dem die nutzbare Feldkapazität von den Pflanzenwurzeln ausgeschöpft werden kann. Für die Tieflandstandorte auf Lockersedimenten kann von einer durchschnittlichen effektiven Durchwurzelungstiefe von etwa 1 m ausgegangen werden. Dieser Wert ergibt sich aus Berechnungen von Russ (2015) auf Grundlage der von Riek (1998) entwickelten Tiefenfunktionen zur Schätzung des effektiv nutzbaren Bodenwassers. Mit diesem Ansatz können sowohl hydrische Anreize für die Tiefendurchwurzelung als auch der Einfluss des Bestandesalters auf die fortschreitende Erschließung des Bodenkörpers durch die Baumwurzeln berücksichtigt werden. Die Anwendung dieses Verfahrens auf die Gesamtwaldfläche Brandenburgs unter Berücksichtigung realer Bestockungs- und Standortsverhältnisse führt zu dem in Abb. 4.1.57 wiedergegeben Histogramm effektiver Durchwurzelungstiefen. Ausgehend von der Annahme, dass der wassergesättigte Porenraum aufgrund von Luftmangel nicht durchwurzelt wird, wurde im Fall von grundwasserbeeinflussten Böden der berechnete effektive Wurzelraum auf die Tiefe des Grundwasserflurabstandes begrenzt. Als minimaler Wurzelraum wurde unabhängig vom Grundwasserflurabstand eine Durchwurzelungstiefe von 30 cm unterstellt. **Der Median der dargestellten Häufigkeitsverteilung des effektiven Wurzelraums liegt bei 107 cm, der arithmetische Mittelwert bei 98 cm. Die Werte variieren überwiegend zwischen 68 cm und 118 cm (10- und 90-Perzentile). Die geringsten Werte kommen auf grundwassernahen Standorten oder im Falle sehr junger Bestände vor. Auf den anhydromorphen Standorten liegt die effektive Durchwurzelungstiefe maximal bei 130 cm (Abb. 4.1.57).**

Die Bedeutung der im mineralischen Unterboden und Untergrund austauschbar gespeicherten Basenreserve geht aus der Zusammenschau von Elementvorräten bis 30 cm, 60 cm, 90 cm sowie 140 cm Tiefe in Tab. 4.1.5 hervor. Bezogen auf die im Intensivwurzelraum (0-30 cm) der untersuchten BZE-Standorte verfügbaren Elementmengen werden diese überwiegend

als *sehr gering* und *gering* eingestuft (Ca: 61 %, Mg: 83 %, K: 100 % der BZE-Punkte). Legt man indes die Tiefe 0-140 cm der Bewertung zugrunde reduzieren sich diese Anteile deutlich (Ca: 32 %, Mg: 55 %, K: 79 %). **Insbesondere reduzieren sich die Anteile der BZE-Punkte, für die sehr geringe Magnesiumvorräte konstatiert werden, beträchtlich, wenn mit einem effektiven Wurzelraum von 140 cm gerechnet wird. Hierin besteht eine Erklärungsmöglichkeit dafür, dass die anhand von Nadel-/Blattanalysen bewertete Ernährungssituation der Bäume häufig nicht die schlechte Nährstoffausstattung des Hauptwurzelraums widerspiegelt. In diesen Fällen dürften Nährelementreserven im tieferen Untergrund durch die Bäume erschlossen worden sein, durch welche der Bedarf auf entsprechend ausgestatteten Standorten offensichtlich hinreichend gedeckt werden kann.**

Tab. 4.1.5: Bewertung der kurz- und mittelfristig nachlieferbaren Elemente (Bewertungsstufen nach AK Standortskartierung 2003)

Calciumvorrat	Anteil der Bewertungsstufen an der BZE-2(a) Stichprobe [%]			
	Aufl. bis 30 cm	Aufl. bis 60 cm	Aufl. bis 90 cm	Aufl. bis 140 cm
sehr gering	12	9	8	3
gering	49	46	40	29
gering-mittel	22	21	23	29
mittel	7	11	13	12
mittel-hoch	3	3	8	11
hoch	2	3	2	4
sehr hoch	5	6	6	12

Magnesiumvorrat	Anteil der Bewertungsstufen an der BZE-2(a) Stichprobe [%]			
	Aufl. bis 30 cm	Aufl. bis 60 cm	Aufl. bis 90 cm	Aufl. bis 140 cm
sehr gering	44	30	20	8
gering	39	48	49	47
gering-mittel	9	12	19	21
mittel	6	6	7	13
mittel-hoch	2	2	3	6
hoch	0	2	1	2
sehr hoch	0	0	1	3

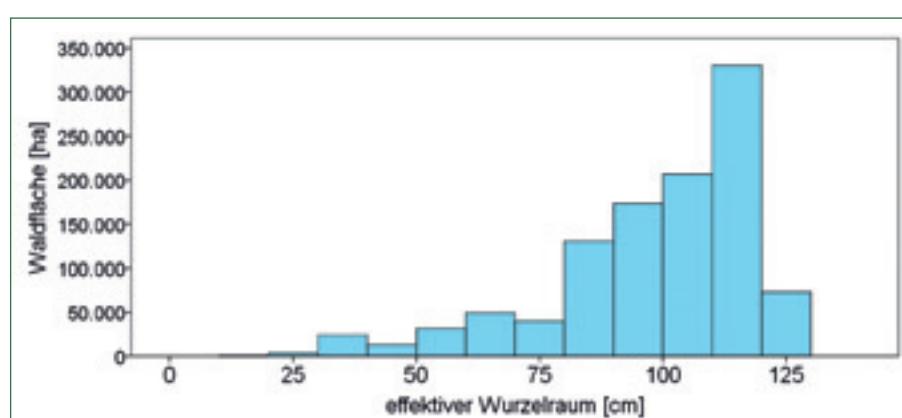


Abb. 4.1.57: Histogramm des regionalisierten effektiven Wurzelraums der Gesamtwaldfläche Brandenburgs (Datengrundlage: Riek & Russ 2014)

Kaliumvorrat	Anteil der Bewertungsstufen an der BZE-2(a) Stichprobe [%]			
	Aufl. bis 30 cm	Aufl. bis 60 cm	Aufl. bis 90 cm	Aufl. bis 140 cm
sehr gering	92	76	47	19
gering	8	21	45	60
gering-mittel	0	2	6	11
mittel	0	0	1	5
mittel-hoch	0	0	1	4
hoch	0	0	0	0
sehr hoch	0	0	0	1

4.1.6.6 Relation Mineralboden / Humusaufage

Neben der Tiefe des effektiven Wurzelraumes ist es für die aktuelle Verfügbarkeit der basischen Kationen wichtig, inwieweit diese anteilmäßig in der Humusaufage fixiert sind. Für den S-Wert wurde gezeigt, dass bei ca. einem Drittel aller BZE-Punkte mehr als 50 % der Basen im Auflagehumus gebunden sind (Kap. 4.1.5.3). Der Orientierungswert von 50 %, bei dessen Überschreitung nach Block et al. (2000) mit einer zunehmenden Gefährdung der Baumernährung zu rechnen ist, tritt bei den einzelnen Basenkationen jedoch mit sehr unterschiedlicher Häufigkeit auf. Bei Calcium wird der Wert auf 47 % der BZE-Punkte überschritten, bei Magnesium auf 59 % und bei Kalium nur auf 5 % der Punkte. **Die Problematik nicht geschlossener interner Stoffkreisläufe durch Akkumulation von Auflagehumus und daraus folgender Nährstoffverarmung im Mineralboden stellt sich somit für das Element Magnesium am kritischsten und für Kalium am wenigsten kritisch dar.** Mehrheitlich befindet sich der Anteil der in der Auflage gespeicherten Elementvorräte bei 4-73 % (Ca^{2+}), 10-76 % (Mg^{2+}) bzw. 8-47 % (K^+) der gesamten säurelöslichen bzw. austauschbaren Vorräte in Auflage und Mineralboden (10- und 90-Perzentil). In Extremfällen sind sowohl bei Calcium als auch bei Magnesium bis zu maximal ca. 90 % der konventionell als „kurz- und mittelfristig verfügbar“ definierten Nährelementvorräte in der Humusaufage gebunden.

Die nach **Stamnnährkraftstufen** stratifizierten mittleren prozentualen Anteile der in der Auflage säurelöslich bzw. im Mineralboden austauschbar gespeicherten Elementmengen gehen aus Abb. 4.1.58 hervor. Erwartungsgemäß heben sich die K- und R-Standorte bei den Elementen Calcium und Magnesium deutlich von den A-, Z- und M-Standorten durch besonders geringe Elementmengen in der Humusaufage ab. Zwischen letzteren sind nur geringe Unterschiede zu erkennen. Insbesondere bei Magnesium sind sowohl auf A- und Z- als auch auf M-Standorten im Durchschnitt höhere Elementvorräte in der Humusaufage als im Mineralboden gebunden. Bei Calcium stellen sich vor allem die M-Standorte etwas besser dar und bei Kalium befinden sich grundsätzlich in allen Nährkraftstufen durchschnittlich höhere Elementmengen im Mineralboden als im Humus.

Für das Element Magnesium zeigt Abb. 4.1.59 analoge Darstellungen für weitere Straten. Bei den **Bodenarten** lässt sich im Wesentlichen zwischen Podsolen und sauren Braunerden einerseits und carbonathaltigen Braunerden, Lessivés und hydromorphen Böden andererseits differenzieren. Auffällig ist hierbei, dass zwischen den Podsolen und sauren Braunerden kein Mittelwertunterschied besteht. Wie auch bereits für andere Indikatoren konstatiert, ist die aktuelle Nährkraft der im Untersuchungsraum verbreitetsten sauren Braunerde derjenigen von Podsol nahezu gleichzusetzen.

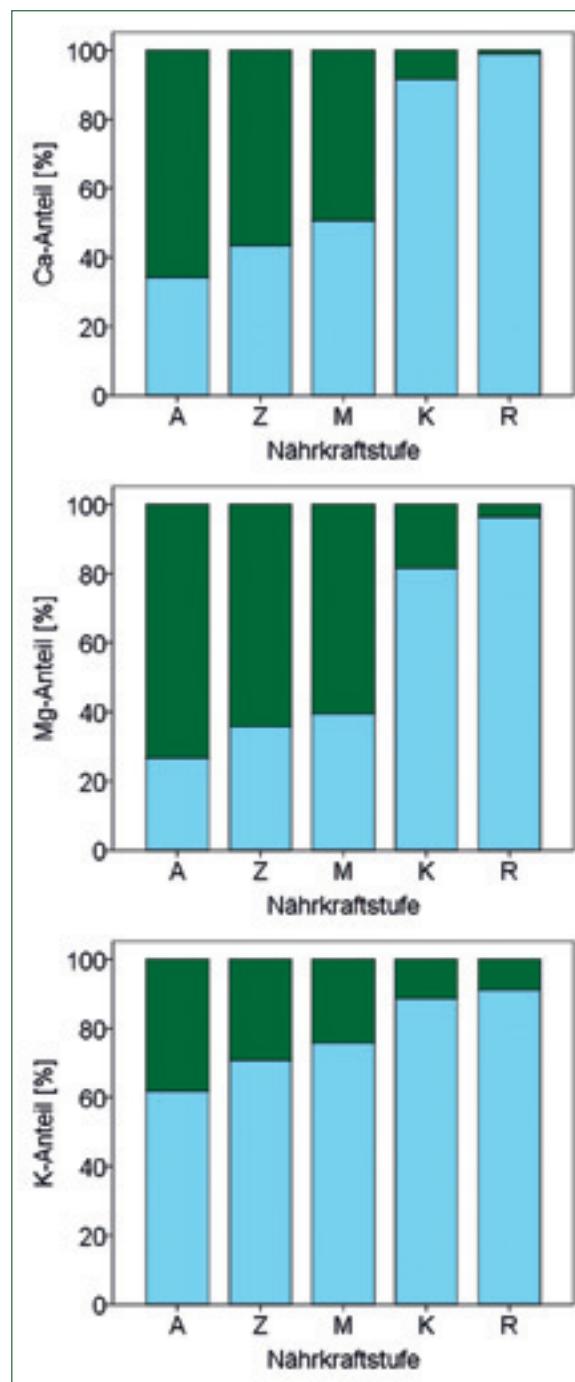


Abb. 4.1.58: Prozentualer Anteil des Ca^{2+} -, Mg^{2+} - und K^+ -Vorrats in der Humusaufage (grün) und im Mineralboden bis 90 cm Tiefe (blau) stratifiziert nach Stamnnährkraftstufe

Erwähnenswert ist auch, dass sich selbst bei der Stratifizierung nach **Humusformen** lediglich zwei Gruppen deutlich trennen lassen. So ist die Magnesiummenge im Auflagehumus bei Mull und vor allem bei hydromorphen Humusformen erwartungsgemäß zwar deutlich geringer als die im Mineralboden. Bei allen anderen Humusformen sind diesbezüglich jedoch kaum Unterschiede zu erkennen und die Anteile des Magnesiums in der Auflage sind stets höher als im Mineralboden. Die Humusform indiziert die Ausprägung der Akkumulation von Auflagehumus. Die Befunde deuten somit darauf hin, dass mit wachsender Auflagemächtigkeit bei ungünstigen Humusformen, wie rohhumusartigem

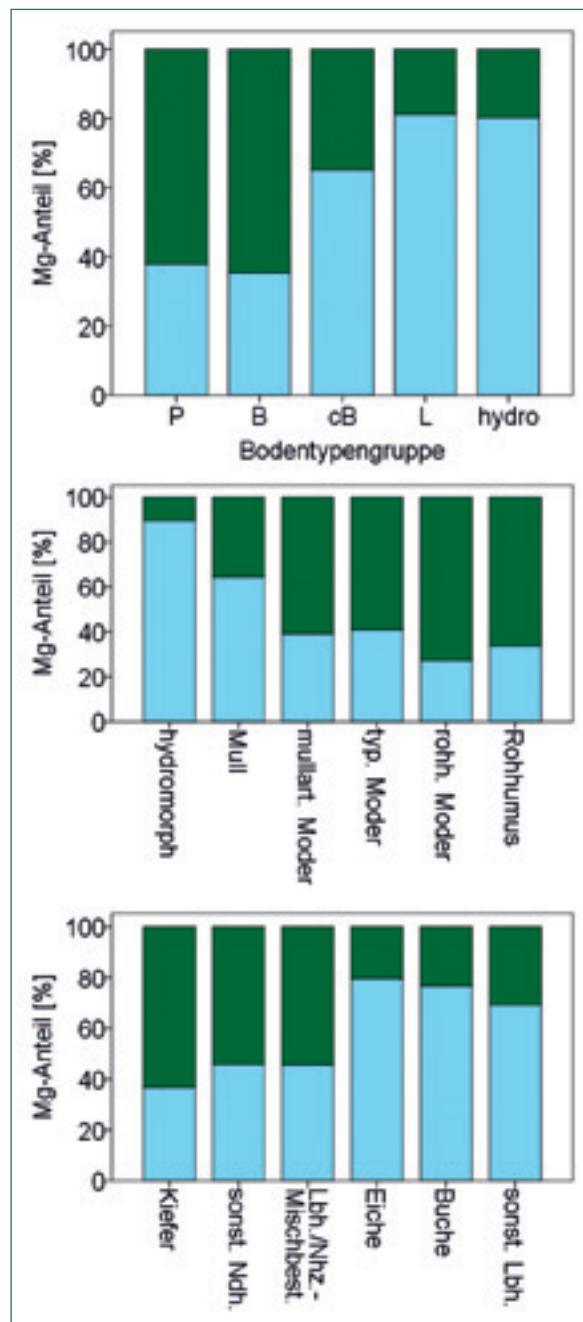


Abb. 4.1.59: Prozentualer Anteil des Mg^{2+} -Vorrats in der Humusaufgabe (grün) und im Mineralboden bis 90 cm Tiefe (blau) stratifiziert nach Bodentypengruppen, Humusform und Bestandestyp

Moder und Rohhumus, zwar höhere Mengen an organischer Substanz als Auflage gespeichert werden, doch dieses Material gegenüber besseren Humusformen ärmer an Magnesium ist.

Bei der Stratifizierung nach **Bestandestypen** ist die relativ deutliche Differenzierung zwischen Nadelbäumen und Laubbäumen auffällig. Diese ist insofern bedeutsam, als die standörtliche Spanne insbesondere bei Kiefer, Buche und Eiche relativ breit ist und sich dieses offensichtlich nicht nivellierend auf die baumartenspezifischen Mittelwerte auswirkt. Die Unterschiede zwischen den Straten sind somit wahrscheinlich primär durch die baumartenspezifischen Einflüsse auf den Standort und weniger durch die Standortsabhängigkeit des Anbaus der Baumarten zu erklären. Die entsprechende Darstellung in Abb. 4.1.59 kann dahingehend interpretiert werden, dass sich Eichen- und Buchenbestände deutlich günstiger als Kiefernbestände auf die Relation der Magnesiummengen zwischen Auflage und Mineralboden auswirken. **Auf den geogen bedingt ärmsten Standorten dürften die zu beobachtenden Relationen der Magnesiumvorräte in Auflage und Mineralboden dem sich natürlicherweise unter Kiefer einstellenden Fließgleichgewicht von Streuanfall und -abbau entsprechen.** Dagegen ist auf allen etwas besseren Standorten von Störungen der Streumsetzung auszugehen, die ursächlich mit dem Kiefernabbau im Zusammenhang stehen dürften.

Die stratifizierten Auswertungen der in der Humusaufgabe fixierten Nährelementanteile zeigen als generelle Tendenz, dass auf Standorten mit insgesamt besserer Nährstoffversorgung sowie auf Standorten mit Laubholzbestockung die Basenkationen überwiegend im Mineralboden als austauschbare Reserve zur Verfügung stehen. Dagegen zeichnen sich nährstoffärmeren Standorte durch hohe Basenanteile im Auflagehumus aus. Auf diesen Standorten ist somit in doppelter Hinsicht von einer eingeschränkten Nährstoffnachlieferung für die Waldbäume auszugehen. Diese Zusammenhänge werden für Calcium und Kalium auch anhand der Streudiagramme in Abb. 4.1.60 deutlich. Hier wurden die prozentualen Anteile der Elementvorräte im Auflagehumus den Gesamtvorräten in Auflage und Mineralboden bis 90 cm Tiefe gegenüber gestellt und die Zusammenhänge mit Glättungskurven ausglichen. In dem Verlauf der Ausgleichskurven spiegelt sich die bekannte Tatsache wider, dass mächtige Auflagen unter sauren und basenarmen Bedingungen entstehen und dann auch entsprechend höhere Anteile der kurz- und mittelfristig verfügbaren Basenvorräte im Auflagehumus gespeichert sind. Diese allgemeine Tendenz ist bei dem Element Magnesium nur zu erkennen, wenn man die Gesamtstichprobe betrachtet. Die dargestellte Ausgleichsfunktion knickt jedoch bei geringen Magnesiumvorräten abrupt ab. Reduziert man die Stichprobe auf Standorte mit *sehr geringen* und *geringen* Magnesiumvorräten (Werte <8 kmol_c/ha), stellt sich der Zusammenhang genau umgekehrt zum Verlauf im Gesamtkollektiv dar. Der Magnesiumanteil in der Auflage steigt in diesem Wertebereich nahezu

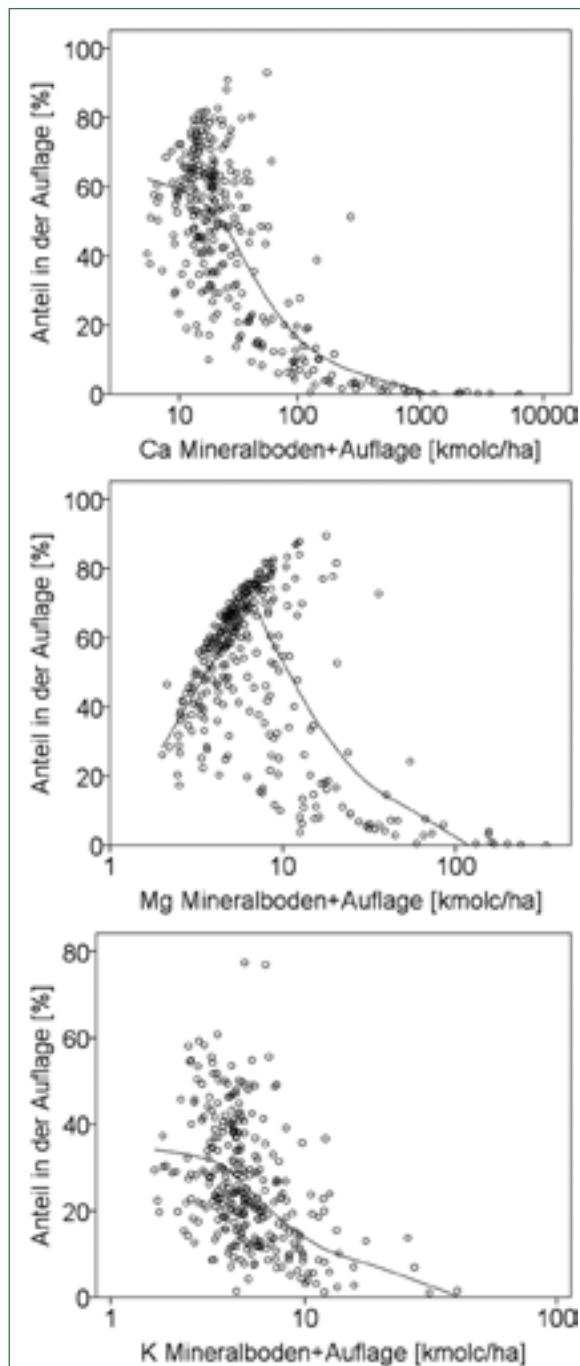


Abb. 4.1.60: Anteil des in der Humusauflage gespeicherten Calcium, Magnesium und Kalium in Abhängigkeit vom jeweiligen Vorrat in Auflage (säurelöslich) und Mineralboden (austauschbar) bis 90 cm Tiefe sowie geglättete Ausgleichsfunktion (LOESS)

linear mit der Summe des Magnesiumvorrats in Auflage und Mineralboden an. Explizit für die nährstoffarmen Bodentypen Podsol und saure Braunerden ist der Zusammenhang nochmals in Abb. 4.1.61 dargestellt. Der nahezu lineare Anstieg der Ausgleichskurve belegt für diese Bodentypen, dass zunehmende Magnesiumvorräte in Mineralboden und Auflage proportional mit steigenden Magnesiumanteilen im Auflagehumus einhergehen. Bei den betroffenen Standorten ist somit von einem minimalen, relativ konstanten

Grundvorrat an Magnesium im Mineralboden auszugehen; Unterschiede der kurz- und mittelfristig verfügbaren Elementmengen erklären sich vor allem durch unterschiedliche Auflagevorräte. Die Nachlieferung von Magnesium aus der Verwitterung spielt auf diesen sauren und insgesamt magnesiumarmen Böden nur eine sehr geringe Rolle und insbesondere unter Kiefernbestockung erfolgt eine verstärkte Magnesiumbindung im Auflagehumus. Für die Elemente Calcium und Kalium sind derartige Zusammenhänge nicht zu erkennen. Dieses unterstreicht die Bedeutung des Elements Magnesium und dessen Verarmung als potenziell primär in Frage kommenden ökosystemaren Mangelfaktor hinsichtlich Wachstum und Stabilität der Waldbestände.

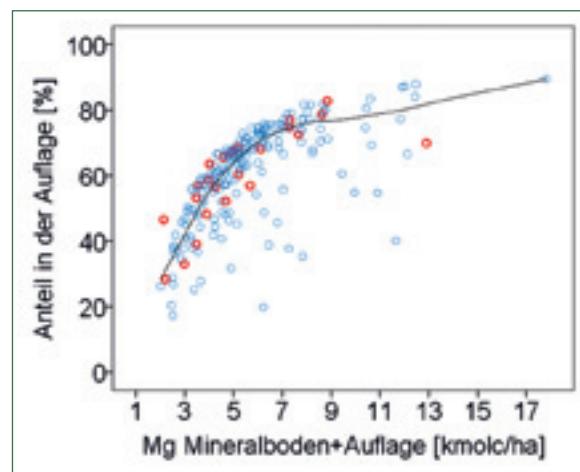


Abb. 4.1.61: Anteil des in der Humusauflage gespeicherten Magnesium in Abhängigkeit vom Magnesiumvorrat in Auflage (säurelöslich) und Mineralboden (austauschbar) bis 90 cm Tiefe sowie geglättete Ausgleichsfunktion (LOESS) für Podsole (rot) und saure Braunerden (blau)

Unter den dargestellten Bedingungen wächst die ökosystemare Bedeutung der Humusauflage als Elementspeicher, da die Ernährung der Waldbäume zunehmend über den „kleinen Stoffkreislauf“ aus Nährstoffaufnahme, Streufall und Mineralisation gedeckt werden muss. Gleichzeitig ist zu erwarten, dass das Gesamtsystem an Magnesium verarmt, was sich im Nährelementgehalt der organischen Substanz manifestieren und anhand dessen zu quantifizieren sein sollte. Hierzu wurden die in der Humusauflage eingebundenen Basenmengen in Relation zum dort akkumulierten Humusvorrat betrachtet. Als Zeichen zunehmender Verarmung des Gesamtsystems geben die auf die organische Substanz bezogenen Elementgehalte (Einheit: g/kg) Hinweise auf die aktuelle Situation der Nährstoffverfügbarkeit und -versorgung. Die Berechnung des Vorrats organischer Substanz erfolgte hierbei durch Multiplikation der Kohlenstoffvorräte mit dem konventionellen Faktor 2,0. Es wird somit nach Ad-hoc-AG Boden (2005) von einem C-Gehalt der organischen Substanz von 50 % ausgegangen. Der Gehalt der organischen Substanz der Humusauflage an säurelöslichem Calcium, Magnesium und Kalium in Abhängigkeit vom pH-Wert der Auflage geht aus den Darstellungen in Abb. 5.1.62 hervor.

Die Bestimmtheitsmaße der in Abb. 5.1.62 dargestellten Exponentialfunktionen liegen bei $R^2=0,77$ (Calcium), $R^2=0,44$ (Magnesium) und $R^2=0,49$ (Kalium). Die Kurvenverläufe zeigen, dass sich die auf die organische Bodensubstanz bezogenen Basenkonzentrationen mit sinkendem pH-Wert einem minimalen Wert nähern. Ab pH-Werten um 3,0 befinden sich die Elementkonzentrationen nahezu konstant auf diesem Minimalniveau und nehmen bei noch niedrigeren pH-Werten praktisch nicht mehr weiter ab. **Unter diesen extrem sauren Oberbodenzuständen ist offen-**

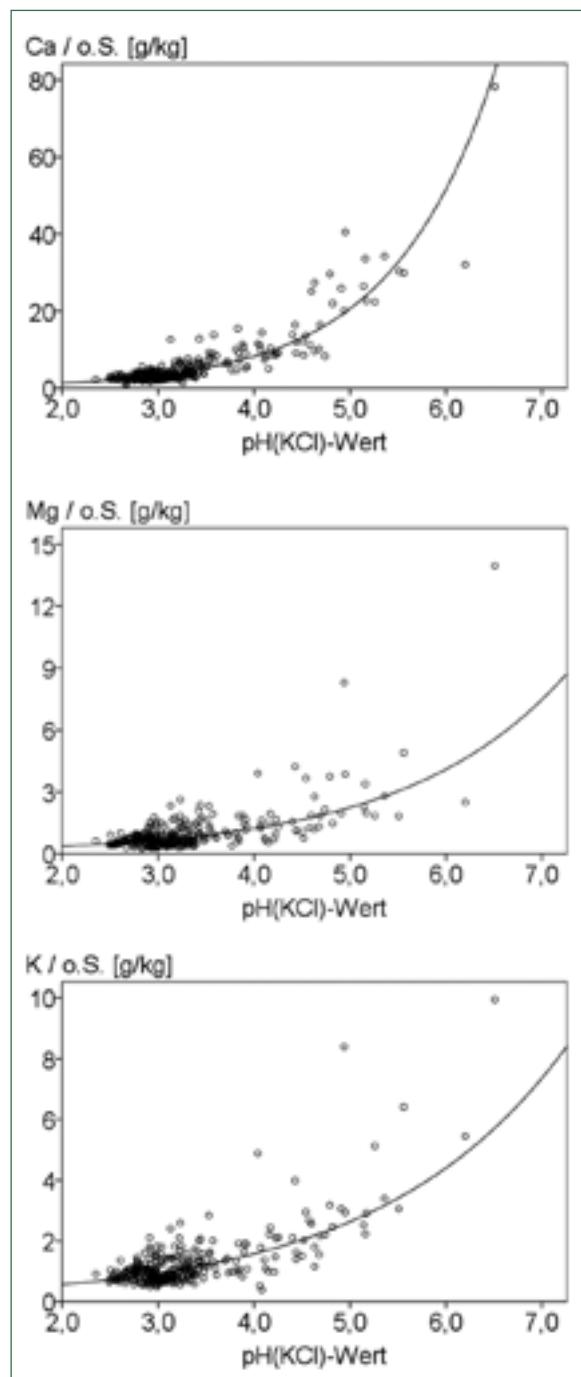


Abb. 4.1.62: Calcium-, Magnesium- und Kaliumgehalte der organischen Substanz in der Humusauflage in Abhängigkeit vom pH-Wert; Kurvenausgleich durch Exponentialfunktion; Stichprobe: BZE-2(a)

sichtlich von einem basalen Restgehalt aller basischen Kationen in der Streu auszugehen, der sich auf einem konstant niedrigen Niveau einstellt.

Zusammenfassend ist somit festzustellen, dass es unter den im Untersuchungsraum vorherrschend sauren Waldböden der sandigen Substrate sowohl Standorte mit Nährelementreserven im tieferen Untergrund gibt, als auch Standorte, die eine tiefgründige Entbasung durchlaufen haben und bei denen die Versauerung bis in den tiefen Untergrund reicht. Wenn die sogenannte „Basenpumpe“ nicht funktioniert, liegt dieses entweder daran, dass die Entbasung den potenziellen effektiven Wurzelraum der verschiedenen Baumarten vollständig erfasst, oder daran, dass die aufstockenden Kiefernbestände nicht in der Lage sind, diese Funktion zu erfüllen. Das Ziel der Regionalisierung von bodenchemischen Standortskennwerten sollte es sein, flächenhaft die Information, zu welcher Gruppe ein Standort gehört, zur Verfügung zu stellen, um daraus Nachhaltigkeitskonzepte der Nutzung und waldbauliche Maßnahmenempfehlungen für die Regeneration der Böden abzuleiten. In jedem Fall sollte der Umbau von Kiefernreinbeständen in Laubmischbestände dazu dienen, die Streumumsetzung zu aktivieren, um in der Auflage gebundene Nährstoffkationen dem internen Stoffkreislauf zuzuführen.

4.1.7 Waldernährung (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+)

In Ergänzung zu den hier vorgestellten Kennwerten des Säure-Basen-Zustands der Böden geben die im Rahmen der BZE durchgeführten Nadel-/Blattanalysen Auskunft über die aktuelle Versorgung der Hauptbaumarten mit den basischen Nährstoffkationen Ca^{2+} , Mg^{2+} und K^+ zum Zeitpunkt der Probennahme. Aufgrund der realisierten Stichprobenumfänge bei den einzelnen Baumarten lassen sich Aussagen zur Ernährungssituation der Kiefer, Buche und Eiche treffen. **Die BZE-Daten sind für eine flächenrepräsentative Ernährungsdiagnose mit Blick auf potentielle durch Bodenversauerung und Entbasung bedingte Nährstoffengpässe gut geeignet.** Für die BZE-2(a)-Stichprobe liegen Nadelanalysen der Kiefer an 227 Inventurpunkten, Blattanalysen der Buche an 13 und der Eiche an 17 Punkten vor. Ein Vergleich mit BZE-1-Daten ist für die Baumart Kiefer möglich, die auf 35 Punkten (gepaarte Stichprobe) **beprobt worden ist**. Insbesondere interessiert hier die Frage, ob sich die Befunde einer verschlechterten Magnesiumausstattung der BZE-Standorte in den Ernährungsdaten widerspiegeln und Magnesiummängel zu verzeichnen sind bzw. ob sich die Magnesium- und ggf. Calciumernährung zwischen den Inventuren entsprechend der zu verzeichnenden Basenabnahme im Boden ebenfalls verschlechtert hat.

4.1.7.1 Dynamik der Nadel-/Blattgehalte

Die Elementgehalte in den Assimilationsorganen der Waldbäume reagieren sehr sensiv auf kurzzeitige Veränderungen des Nährstoffangebots. Sie erlauben Schlussfolgerungen für die aktuelle Ernährungssituati-

on im Beprobungsjahr. Bei den BZE-Ernährungsdaten in Brandenburg handelt es sich strenggenommen um drei Momentaufnahmen (BZE-1, BZE-2 und BZE-2a) mit jeweils unterschiedlichen witterungsbedingten Einflüssen auf die Nährstoffverfügbarkeit. Für den Zeitvergleich zwischen den BZE-1- und BZE-2(a)-Ernährungsdaten sind daher auch längere Messreihen mit höherer zeitlicher Auflösung zu berücksichtigen. Derartige Zeitreihen liegen für Brandenburg beispielsweise von forstlichen Versuchsflächen für die Jahre 1964 bis 1999 (Heinsdorf & Branse 2002) und von Dauerbeobachtungsflächen des Level-II-Programms für den Zeitraum 1994 bis heute vor. **Gemäß dieser langjährigen Zeitreihen und unter Berücksichtigung entsprechender Witterungsdaten fällt die in der Nichtvegetationszeit 1992/93 erfolgte Nadelprobennahme der BZE-1 in kein auffälliges Jahr.** Zudem finden Heinsdorf & Branse (2002) für den kompletten von ihnen betrachteten Zeitraum keine gesicherten Einflüsse der Witterungsdaten auf die Elementgehalte in Kiefernneedeln. **Die Witterungssituation in den Jahren der BZE-2(a)-Beprobung (2007 bzw. 2010) war – abgesehen von einem generell gehäuften Auftreten wärmerer Temperaturen seit den 1990er Jahren – ebenfalls nicht als außergewöhnlich zu beurteilen (Kallweit 2015).**

In der BZE-2(a)-Stichprobe liegen sowohl der Median als auch der arithmetische Mittelwert der **Calciumgehalte** von Kiefernneedeln bei **3,3 g/kg**. Die Einzelwerte variieren überwiegend in der Spanne von **2,4 g/kg bis 4,3 g/kg** (10- bzw. 90-Perzentil). Die **Magnesiumgehalte** befinden sich im Mittel bei **0,95 g/kg** und streuen größtenteils von **0,77 g/kg bis 1,14 g/kg**. Auch hier sind Median und arithmetischer Mittelwert identisch. **Kalium** weist in der BZE-2(a)-Stichprobe einen Median von **6,0 mg/kg** auf. Der arithmetische Mittelwert liegt bei **5,9 mg/kg**. Die Einzelwerte variieren von **4,4 g/kg bis 7,4 g/kg** (10- bzw. 90-Perzentil). Der Vergleich dieser Ergebnisse aus der BZE-Stichprobe mit entsprechenden Zeitreihen von Untersuchungsflächen des Level-II-Programms ist anhand der Darstellung in Abb. 4.1.63 möglich. Die Box-Plots zeigen die Wertestreuung von jährlich insgesamt ca. 35 beprobenen Einzelbäumen auf sechs Kiefernreferenzflächen.

Der Vergleich der BZE-Momentaufnahme mit den kontinuierlichen Messungen zeigt mit Blick auf die räumliche (BZE) und zeitliche (Level-II) Variabilität der Daten eine relativ gute Übereinstimmung. Bei den Fallstudien betragen die langjährigen Mediane für Ca^{2+} 2,9 g/kg, für Mg^{2+} 0,8 mg/kg und für K^+ 5,4 g/kg. Im Erhebungsjahr der BZE-2 (2007) sind die Level-II-Werte von Calcium leicht erhöht, die Werte von Magnesium und Kalium nahezu durchschnittlich. Zur Zeit der BZE-2(a)-Aufnahme (2010) sind die Magnesium- und Kaliumgehalte in der Zeitreihe gegenüber dem langjährigen Mittelwert tendenziell erhöht. In Summe von BZE-2 und BZE-2(a) erscheint die Flächenstichprobe somit sehr gut den mittleren Ernährungszustand der vergangenen nahezu zwei Dekaden wiederzugeben. **Bemerkenswert ist, dass die zeitliche Variabilität der Einzelbäume auf den sechs Level-II-Flächen**

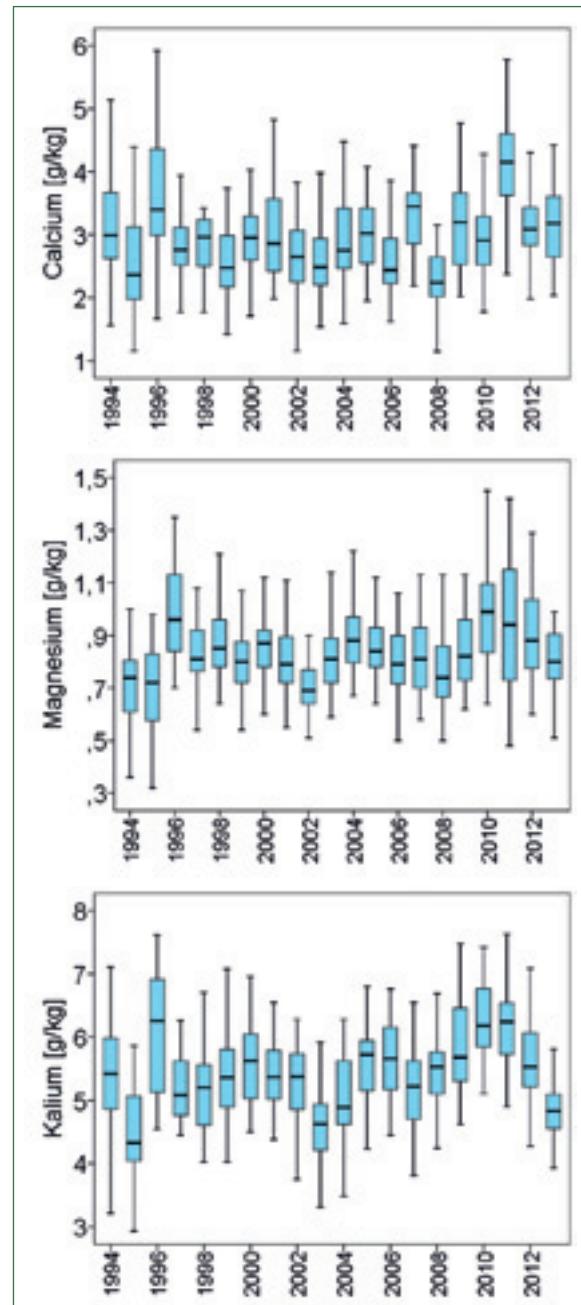


Abb. 4.1.63: Zeitreihe der Calcium-, Magnesium- und Kaliumgehalte von Kiefernneedeln von sechs Level-II-Flächen in Brandenburg (Zeitraum 1994-2013)

in Summe nahezu der räumlichen Variabilität über die Gesamtwaldfläche entspricht. Somit lassen sich anhand der umfassenden und flächenrepräsentativen BZE-Datenbasis indirekt auch die durch besondere Witterungsbedingungen in Einzeljahren auf typischen Standorten (Level-II) auftretenden Extreme der Nährstoffversorgung abbilden.

Der Vergleich der Ca^{2+} -, Mg^{2+} - und K^+ -Ernährung der Kiefer in den Inventurzeiträumen BZE-1 und BZE-2(a) geht aus Abb. 4.1.64 und Abb. 4.1.65 hervor. Die Mediane von Kalium und Calcium im ersten Nadeljahrgang sind im Zeitraum der BZE-2(a) höher als zur BZE-1. Dieser Befund trifft sowohl auf die gepaarte als auch

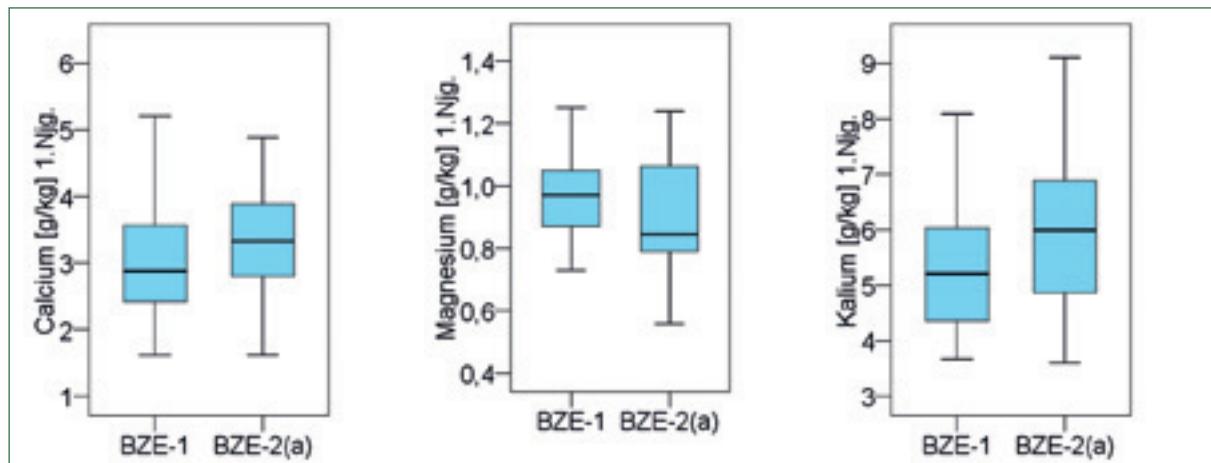


Abb. 4.1.64: Calcium, Magnesium und Kaliumgehalte im ersten (jüngsten) Nadeljahrgang von Kiefern

auf die ungepaarte Stichprobe zu. Signifikanzprüfungen weisen für alle Mittelwertunterschiede ein geringes Signifikanzniveau aus (Wilcoxon-Test, $\alpha<0,01$ bis $\alpha<0,1$). Für das Element Magnesium stellt sich die Situation hingegen anders dar. Hier ist insbesondere im zweiten Nadeljahrgang eine hoch signifikante Abnahme der Gehalte sowohl für die gepaarte als auch für die ungepaarte Stichprobe festzustellen (Mann-Whitney-U- bzw. Wilcoxon-Test, $\alpha<0,000$). Dieser Befund korrespondiert mit der in Kap. 4.1.4.4 anhand der entsprechenden Bodenzustandsindikatoren konstatierten Verschlechterung der Magnesiumverfügbarkeit zwischen den Inventuren BZE-1 und BZE-2(a).

Im Kontext des in den vorigen Kapiteln dargelegten Säure-Basen-Zustands der Böden und dessen Veränderung im Zeitraum zwischen BZE-1 und BZE-2(a) werden im Folgenden die Ca^{2+} -, Mg^{2+} - und K^+ -Gehalte der Baumarten bewertet. Generell stellt sich die Definition baumartenspezifischer Schwellenwerte zur Ernährungsdiagnose als schwierig dar. Auf Widersprüche bei den in der Literatur genannten Bewertungsrahmen und bislang im forstlichen Umweltmonitoring angewandten Grenzwerten wurde bereits bei der bundesweiten BZE I-Auswertung und bei Auswertungen der Ernährungsdaten von Level-II-Flächen hingewiesen (Riek &

Wolff 1998b; Riek & Dietrich 2000). Im Rahmen der Auswertung von BZE II-Daten auf Bundesebene erfolgte nach Voruntersuchungen des bundesweiten Datensatzes und einer intensiven Diskussion der Problematik im Rahmen der Tagung der Sektion Waldernährung des DVFFA im Mai 2015 die Entscheidung für die Verwendung eines neueren Bewertungssystems, das auf Literaturauswertungen basiert und sich explizit als Integration einer Vielzahl verschiedener Einzelsysteme versteht (Göttlein 2015).

Bei den neu definierten Schwellenwerten handelt es sich um die Mediane von Schwellenwerten aus zahlreichen in der Literatur verfügbaren und gängigen ernährungskundlichen Bewertungssystemen. Für jede Baumart und jedes Nährelement wurde die obere und untere Grenze des Bereichs normaler Ernährung sowie der Grenzwert, unterhalb dessen sichtbare Mangelsymptome auftreten, in einen Datensatz übernommen, der die Grundlage der Medianbildung darstellt. Der Bereich zwischen der Symptomgrenze und der Untergrenze des Normalbereichs repräsentiert dabei den Bereich des latenten Mangels. Insgesamt wurde dementsprechend zwischen den Ernährungsstufen „Mangelernährung“, „latenter Mangel“, „Normalbereich“ und „Luxusernährung“ differenziert. Der explizit statistische Ansatz von Göttlein

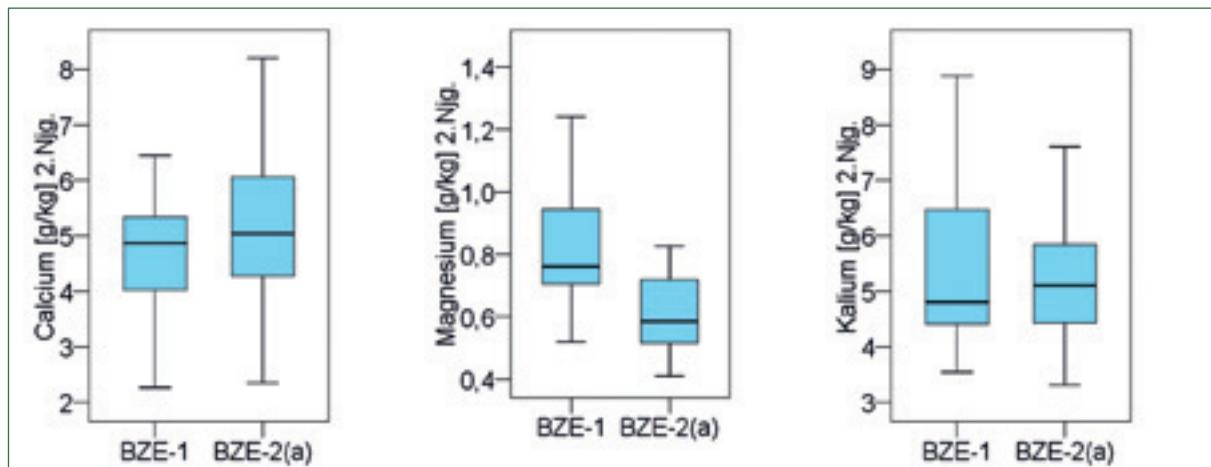


Abb. 4.1.65: Calcium, Magnesium und Kaliumgehalte im zweiten Nadeljahrgang von Kiefern

lein (2015) induziert, dass die ermittelten Wertebereiche mit Blick auf das aktuell vorherrschende Gesamtwissen eine korrekte Ernährungsdiagnose quasi mit maximaler Wahrscheinlichkeit erlauben.

Das neue Bewertungssystem weicht element- und baumartenspezifisch von dem etablierten System nach AK Standortskunde (2003) und auch von dem bis in die 1990er Jahren in Brandenburg überwiegend verwendeten System von Krauss & Heinsdorf (2005) mehr oder weniger stark ab. Ein Vergleich der Bewertungssysteme von Göttlein (2015) und AK Standortskunde (2003) erfolgte auf der Grundlage der BZE-Stichprobe im Rahmen der bundesweiten BZE II-Auswertung und zeigt insbesondere für die Einstufung der Magnesiumversorgung bei der Baumart Kiefer größere Diskrepanzen auf. **So fällt ein erheblicher Teil der nach AK Standortskartierung als mangelernährt oder latent mangelernährt eingestuften Bestände von BZE-Punkten in den Bereich der normalen Ernährung, wenn nach dem System von Göttlein (2015) bewertet wird (Talkner et al. 2015).** Vor dem Hintergrund der konstatierten Magnesiumverarmung der Waldböden in Brandenburg und der damit einhergehenden Notwendigkeit einer validen Diagnose der Magnesiumversorgung ist bei der Interpretation der Nadel-/Blattgehalte im Rahmen des vorliegenden Berichtes zu beachten, dass explizit für dieses Element derartige Abweichungen und damit möglicherweise auch gewisse Unsicherheiten bei der Bewertung bestehen.

4.1.7.2 Calciumernährung

In Bezug auf das Pflanzenwachstum ist Calcium für den Aufbau der Zellgerüste von großer Bedeutung sowie als Enzymaktivator bei Stoffwechselprozessen. Die Calciumernährung gibt Aufschluss über den Säure-/Basenstatus im Wurzelbereich und das potenzielle Auftreten von Säureschäden. Die Pufferkapazität gegenüber Säureeinträgen im Kronenraum korrespondiert mit den Calciumvorräten in den Assimilationsorganen und auf der Blattoberfläche. Calcium ist ferner ein wichtiger Antagonist zum Kalium. Es wirkt diesem durch Entquellen des Zellplasmas entgegen und kann bei hoher Konzentration in der Rhizosphäre die Kaliumaufnahme der Wurzeln behindern (K^+/Ca^{2+} -Antagonismus auf kalkreichen Böden).

Calcium ist in der Pflanze überwiegend fest eingebunden und nur schwer verlagerbar. Es reichert sich demzufolge in den älteren Nadeln an. Umso besser die Calciumversorgung insgesamt ist, desto größer ist auch der Unterschied zwischen den Calciumgehalten im ersten und zweiten Nadeljahrgang. Dieses wird durch das Streudiagramm in Abb. 4.1.66 verdeutlicht, in dem die Anpassungsgerade ein Bestimmtheitsmaß von $R^2=0,69$ aufweist. Bei angespannter Calciumernährung kann der Unterschied zwischen den Nadeljahrgängen gegen Null tendieren (Wolff & Riek 1997), was in der aktuellen brandenburgischen BZE-Stichprobe jedoch bei keinem der untersuchten Bestände der Fall ist.

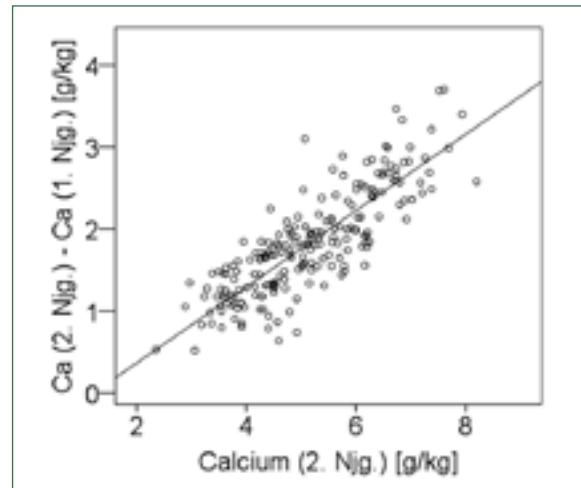


Abb. 4.1.66: Streudiagramm zwischen der Differenz der Ca-Gehalte im ersten und zweiten Nadeljahrgang und Ca-Gehalt im zweiten Nadeljahrgang von Kiefern ($R^2=0,69$)

Für die Bewertung der Calciumernährung werden die in Tab. 4.1.6 dargestellten Grenzwerte verwendet. Demnach befinden sich 78 % der Kiefernbestände im *Normalbereich* und 20 % sogar im *Luxusbereich*. *Latenter Mangel* ist nur bei 2 % der Kiefernbestände zu verzeichnen. Bei der Baumart Buche ist insgesamt von einer optimalen Ernährungssituation auszugehen mit 39 % der Bestände im *Normal-* und 61 % im *Luxusbereich*. Bei der Eiche ist mit 6 % der höchste Anteil von Beständen mit *latentem Mangel* in der BZE-Stichprobe zu verzeichnen. Überwiegend befinden sich die Eichenbestände im *Normal-* (53 %) oder *Luxusbereich* (41 %). **Insgesamt kann somit davon ausgegangen werden, dass in der Ernährung mit dem Element Calcium kein nennenswerter Mangelfaktor für die betrachteten Baumarten zu sehen ist.** Dieser Befund korrespondiert mit den überwiegenden Literaturaussagen, wonach Calciumunterversorgung bei Waldbäumen generell und Waldkiefer im Besonderen als eher seltenes Phänomen auftritt (Heinsdorf & Branse 2002, Riek & Dietrich 2000).

Tab. 4.1.6: Grenzwerte für das Element Calcium in Nadeln bzw. Blättern von Kiefer, Buche und Eiche nach Göttlein (2015)

[g/kg]	Kiefer	Buche	Eiche
Obergrenze Normalbereich	4,00	8,55	8,00
Untergrenze Normalbereich	2,00	5,00	5,00
Symptomgrenze	1,00	4,00	3,00

Die stratifizierte Darstellung der Bewertungsklassen von Calcium für die Baumart Kiefer zeigt nur schwache Unterschiede zwischen den Straten (Abb. 4.1.67). Der höchste Anteil an Beständen mit *Luxuskonsum* findet sich bei den K-Standorten sowie carbonathaltigen Braunerden und Lessivés. **Bemerkenswert ist, dass auch auf A-Standorten und Podsolböden Bestände mit Luxuskonsum zu verzeichnen sind.** Dieses könnte durch die Lage dieser Standorte in

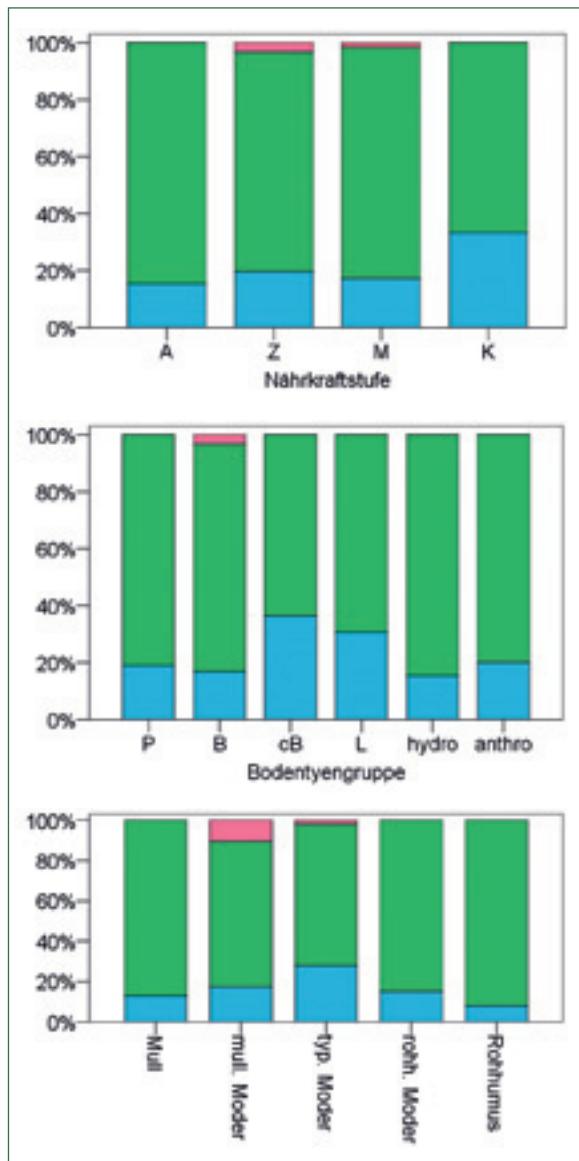


Abb. 4.1.67: Bewertungsstufen der Calciumernährung von Kiefern der BZE-2(a)-Stichprobe stratifiziert nach Stammnährkraftstufe und Bodentypengruppe (dunkelrot = Mangelernährung, hellrot = latenter Mangel, grün = Normalbereich, blau = Luxusnährung)

den ehemaligen Staubeintragsgebieten begründet sein, dürfte aber auch generell darauf hinweisen, dass hinsichtlich der Calciumversorgung selbst auf den natürlicherweise sauren Standorten kaum Ernährungsprobleme zu erwarten sind.

4.1.7.3 Magnesiumernährung

Magnesium ist das Zentralelement des Chlorophylls und hat somit große Bedeutung für die Assimulationsleistung der Bäume. Magnesiummangel kann zu Chlorophyllabbau und Wachstumsstörungen führen. Als wichtiger Enzymaktivator ist Magnesium von großer Bedeutung für zahlreiche Stoffwechselprozesse. Bei Magnesiummangel kommt es in Folge von Chlorophyllabbau zu typischen Vergilbungssymptomen an den Assimilationsorganen.

Der größte Teil des Magnesiums liegt in der Pflanze locker gebunden oder in gelöster Form vor und ist demzufolge sehr mobil. Die Gegenüberstellung der Magnesiumgehalte im ersten und zweiten Nadeljahrgang der Kiefer gibt Hinweise auf Magnesiummangel, da ionares Mg^{2+} in kritischen Versorgungssituationen verstärkt von den älteren in die jüngeren Nadeln transloziert wird. Ein starker Abfall des Magnesiumgehalts in älteren Nadeln gilt daher als wichtige Kenngröße für Magnesiummangel. In der BZE-Stichprobe ist die Differenz aus zweitem und ersten Nadeljahrgang im Allgemeinen deutlich negativ und es besteht ein starker Zusammenhang dieser Differenzen zu den absoluten Magnesiumgehalten der Nadeln (Abb. 4.1.68). Demnach unterscheiden sich die Magnesiumkonzentrationen der Nadeljahrgänge besonders stark bei einer tendenziell angespannten Ernährungssituation; die Umverlagerung von Magnesium in den jüngsten, ökophysiologisch aktiveren Nadeljahrgang, ist dann am stärksten ausgeprägt.

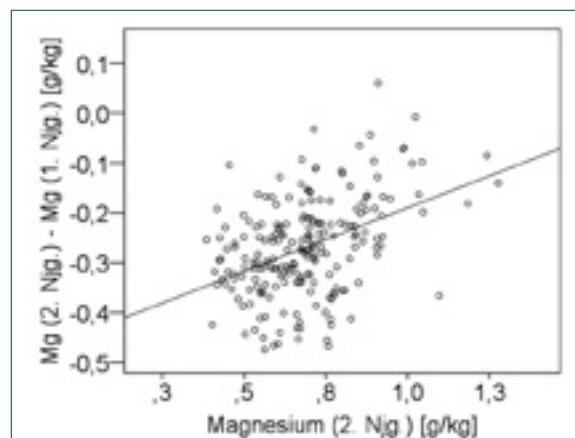


Abb. 4.1.68: Streudiagramm zwischen der Differenz der Mg-Gehalte im ersten und zweiten Nadeljahrgang und Mg-Gehalt im zweiten Nadeljahrgang ($R^2=0,20$)

Die Bewertung der Magnesiumernährung im Zeitraum der BZE-2(a) erfolgt anhand der in Tab. 4.1.7 dargestellten Grenzwerte von Göttsche (2015). Demnach befindet sich einer der untersuchten Kiefernbestände im *Mangelbereich* und an 14 % der BZE-Punkte tritt *latenter Mangel* auf. Die überwiegende Mehrheit der untersuchten Kiefernbestände sind *normal* ernährt (85 %) und zwei Bestände befinden sich im *Luxusbereich*. Bei der Baumart Buche ist von einer überwiegend guten Magnesiumernährung auszugehen. 54 % der Bestände liegen im Normal- und 38 % im *Luxusbereich*. *Latenter Mangel* ist an 8 % der BZE-Punkte zu ver-

Tab. 4.1.7: Grenzwerte für das Element Magnesium in Nadeln bzw. Blättern von Kiefer, Buche und Eiche nach Göttsche (2015)

[g/kg]	Kiefer	Buche	Eiche
Obergrenze Normalbereich	1,40	1,50	2,60
Untergrenze Normalbereich	0,80	1,00	1,20
Symptomgrenze	0,60	0,70	0,90

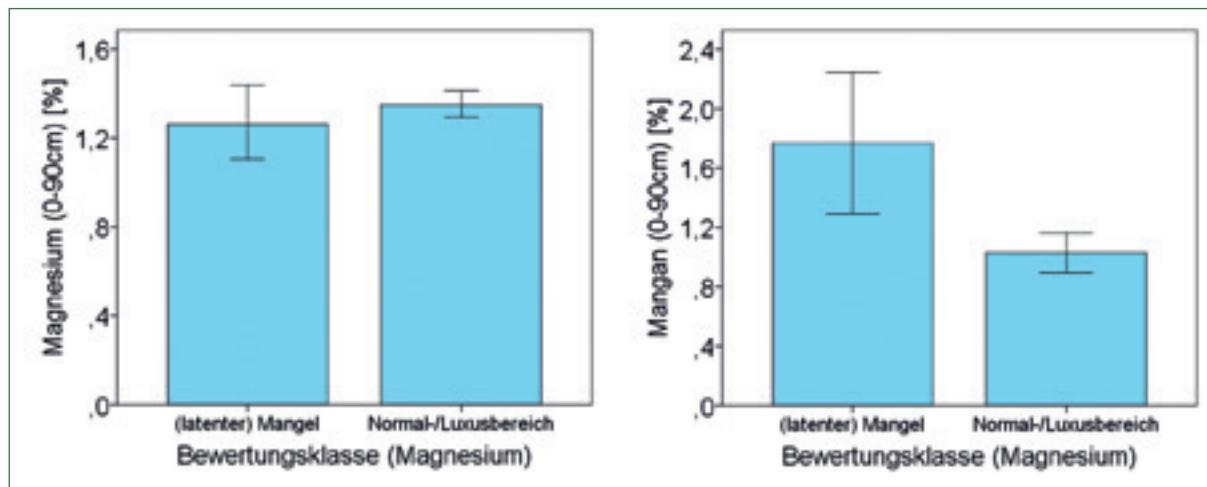


Abb. 4.1.69: Mittelwerte und 95 %-Konfidenzbereiche der Mangan- bzw. Magnesiumsättigung in 0-10 cm Bodentiefe für Bewertungsklassen der Magnesiumernährung von Kiefern der BZE-2(a)-Stichprobe (n=227)

zeichnen. Die untersuchten Eichenbestände befinden sich mit einem Anteil von 94 % fast ausschließlich im Bereich *normaler* Magnesiumgehalte. Die restlichen 6 % der Stichprobe sind dem *Luxusbereich* zuzuordnen. **Somit stellt sich die Magnesiumernährung für Kiefer und Buche kritischer dar als die Calciumernährung.**

Um den möglichen Einfluss von Bodenkennwerten auf die Magnesiumernährung der Kiefer zu untersuchen, wurden zunächst die Klassen *Mangel* und *latenter Mangel* bzw. *Normal-* und *Luxusernährung* jeweils zusammengefasst. Anschließend wurden alle den Säure-Basen-Zustand kennzeichnenden Bodenkennwerte tiefenstufenweise sowie für verschiedene Bodenblöcke hinsichtlich signifikanter Mittelwertunterschiede zwischen diesen beiden Ernährungsgruppen getestet. Im Ergebnis zeigt sich, dass kaum Gruppenunterschiede der Bodenkennwerte bestehen und sich insbesondere auch die Gehalte und Sättigungsgrade von Magnesium sowie die im Boden vorrätigen Magnesiummengen nur geringfügig und schwach signifikant zwischen den Ernährungsgruppen unterscheiden. **Im Vergleich aller Bodenkennwerte weist indes den bei weitem größten Unterschied zwischen den beiden Gruppen der Magnesiumernährung die Mangansättigung für jede der untersuchten Tiefenstufen auf.** Dieses untermauert die bereits in Kap. 4.1.4.3 dargelegte besondere Indikatoreignung des Elements Mangan am Bodenaustauscher für ökosystemare Versauerungs- und Entbasungsprozesse und damit einhergehende unterschiedliche Magnesiumverfügbarkeiten. Exemplarisch zeigt Abb. 4.1.69 vergleichend die Gruppenmittelwerte der prozentualen austauschbaren Anteile von Magnesium- und Mangan an der Kationenaustauschkapazität in 0-90 cm Tiefe.

Wie in Kap. 4.1.4.3 gezeigt wurde, kennzeichnet eine höhere Mn²⁺-Sättigung vor allem diejenigen Böden, die am Beginn der Versauerung stehen, während eine sehr geringe Mn²⁺-Sättigung eine fortgeschrittenen, insbesondere auch in historischen Zeiten erfolgte Versauerung anzeigen, wie dies auf Podsolböden bzw.

Standorte der Nährkraftstufe A zutrifft. Die Mangansättigung gibt somit Hinweise auf den (natürlichen) Versauerungsfortschritt der Standorte. Auch nach Augustin et al. (2005) ist Mangan als Bioindikator geeignet und markiert, als Konzentration in Baumjahrtringen gemessen, den Zeitpunkt, als der Boden vom Austauscher- zum Aluminium-Pufferbereich wechselte. Bemerkenswert ist, dass in der BZE-Stichprobe entsprechend stark versauerte Böden, d. h. Böden mit insgesamt geringen austauschbaren Manganmengen, hinsichtlich der Magnesiumernährung der darauf stöckenden Kiefernbestände deutlich besser zu bewerten sind, als die weniger stark versauerten Böden. Die mittlere Mangansättigung ist in der Gruppe der *normal* ernährten Kiefern hoch signifikant geringer als in der Gruppe von Kiefern mit *latentem Mangel* und *Mangel* (Abb. 4.1.69). In diesem Zusammenhang sei auf die Ergebnisse von Muchin (2005) verwiesen, der den Einfluss verschiedener Bodenkennwerte auf das Wachstum von Eichen im Nordostdeutschen Tiefland untersucht und die Mangansättigung im Oberboden als diejenige Einflussvariable mit dem höchsten Erklärungswert für die Bonität der Bestände identifiziert. Die Ursachen dieses statistischen Zusammenhangs konnten anhand der Datenbasis von Muchin (2005) jedoch nicht weiter aufgeklärt werden.

Der Befund einer besseren Magnesiumernährung der Kiefer auf den natürlicherweise sauren und nährstoffarmen Standorten wird auch durch die stratifizierte Auswertung belegt (Abb. 4.1.70). Hier bestätigt sich eine tendenziell erhöhte Anzahl an *latent mangelernährten* Beständen in den Gruppen der M- und K-Standorte bzw. der Lessivés und eutrophen Braunerden. **Auf den Podsolnen sowie A- und Z-Standorten ist der Anteil *normal* versorgter Kiefernbestände indes am höchsten.** Dieses könnte teilweise über die Einträge von basischen Stäuben in den 1970er und 1980er Jahren erklärt werden, die insbesondere in Südbrandenburg altpleistozäne und damit natürlicherweise nährkraftarme Standorte betrafen. Jedoch wird ein vergleichbares Phänomen auch von Russ et al. (2011) im BZE-Bericht von Mecklen-

burg-Vorpommern geschildert, wo Staubeinträge kaum eine Rolle spielen. Zudem besteht keinerlei Zusammenhang zwischen der Calcium- und Magnesiumernährung von Kiefern (Abb. 4.1.71), während im Boden Sättigungen und Vorräte von Ca^{2+} und Mg^{2+} stets eng miteinander assoziiert sind und auch über Staubeinträge sowohl Magnesium als auch Calcium gleichermaßen in die Böden gelangen. **Die Kiefernernährung spiegelt also keineswegs den Säure-Basen-Zustand der Böden unmittelbar wider. Vielmehr erscheint es wahrscheinlich, dass hier in hohem Maße ernährungsphysiologische Effekte von Bedeutung sind, die mit Blick auf das Standortsanpassungspotenzial der Bäume bzw. ihrer Provenienzen dafür sorgen, dass die ausgeglichene Magnesiumernährung gerade auf eher schlecht mit Basen ausgestatteten Böden aufrechterhalten bleibt bzw. sich genetisch optimiert hat.**

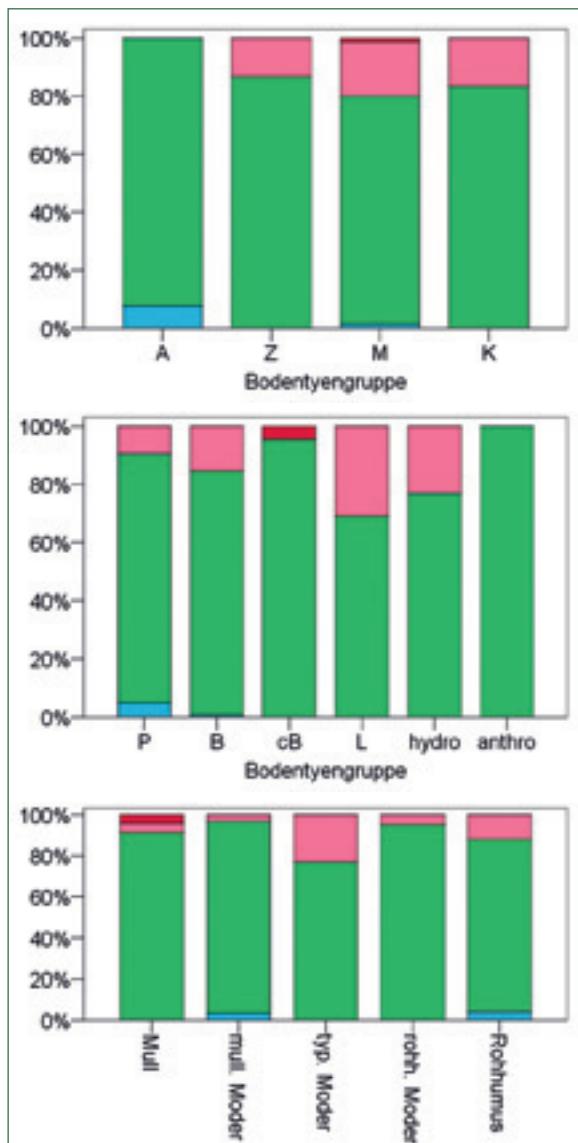


Abb. 4.1.70: Bewertungsstufen der Magnesiumernährung von Kiefern der BZE-2(a)-Stichprobe stratifiziert nach Stammnährkraftstufe und Bodentypengruppe (dunkelrot = Mangelernährung, hellrot = latenter Mangel, grün = Normalbereich, blau = Luxusernährung)

Vor diesem Hintergrund soll im Rahmen eines aktuell anlaufenden Kalkungsexperiments (Kap. 4.2.2.6) auf 16 BZE-Flächen unterschiedlicher Trophie u. a. auch untersucht werden, wie sich das durch die applizierten dolomitischen Kalke verbesserte Magnesiumangebot auf die Ernährung der Kiefer auswirkt und inwieweit diese davon ernährungsphysiologisch überhaupt profitiert.

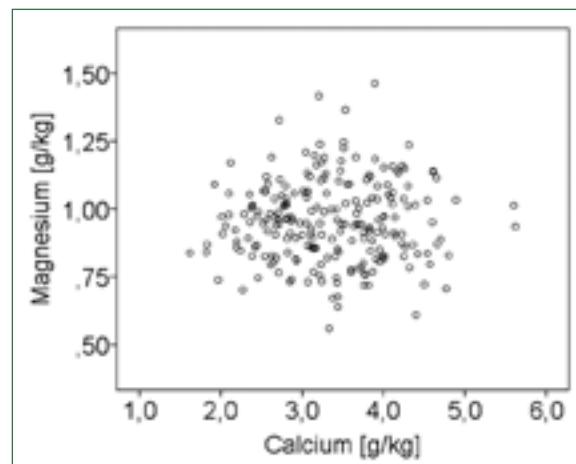


Abb. 4.1.71: Streudiagramm von Calcium- und Magnesiumgehalten im ersten Nadeljahrgang von Kiefern der BZE-2(a)-Stichprobe

4.1.7.4 Kaliumernährung

Kalium wirkt in den Pflanzen im Wesentlichen in Ionenform und hat als Enzymaktivator Bedeutung für zahlreiche Stoffwechselvorgänge. Es reguliert den Quellungszustand des Zellplasmas (Turgordruck) und steuert über die Regulation der stomatären Wasserleitfähigkeit die Transpiration der Pflanzen. Die Kaliumversorgung ist somit für den Wasserhaushalt von entscheidender Bedeutung. Kaliummangel erhöht ferner die Anfälligkeit gegenüber Krankheitserregern und beeinträchtigt die Frostresistenz der Bäume.

Kalium ist in der Pflanze ein sehr bewegliches Nähr-element. Da es nicht fest in die organische Substanz eingebaut wird, kann es mit dem Saftstrom verlagert und bei Bedarf in die neuen Triebe transloziert werden. Die Kaliumgehalte der Kiefernnadeln in der BZE-2(a)-Stichprobe spiegeln dieses wider und sind dementsprechend im zweiten Nadeljahrgang meist geringer als im ersten Nadeljahrgang. Die in Abb. 4.1.72 dargestellten Differenzen zwischen den Gehalten der Nadeljahrgänge sind überwiegend negativ. Der Betrag des Unterschieds zwischen erstem und zweitem Nadeljahrgang gibt jedoch keine Hinweise auf mögliche Unterversorgungen, wie dieses für das Element Magnesium angenommen werden kann. So sind die größten Differenzen zwischen den Nadeljahrgängen tendenziell sogar eher bei hoher Kaliumversorgung festzustellen (Abb. 4.1.72). Auch finden sich mehrere Fälle, wo die Differenz der Gehalte zwischen den Jahrgängen nahe Null tendiert oder gar positiv ist.

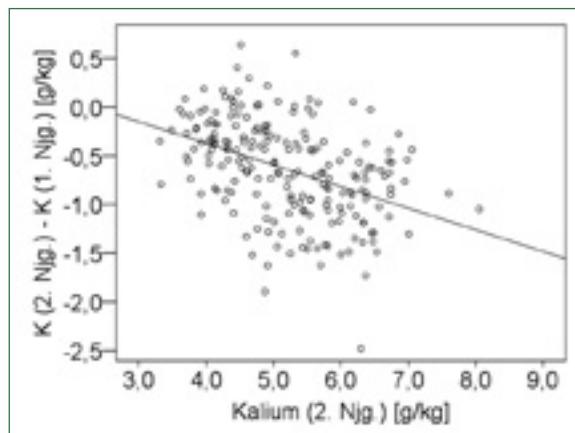


Abb. 4.1.72: Streudiagramm zwischen der Differenz der K-Gehalte im ersten und zweiten Nadeljahrgang und Mg-Gehalt im zweiten Nadeljahrgang ($R^2=0,18$)

Die Bewertung der Kaliumernährung erfolgt anhand der in Tab. 4.1.8 dargestellten Grenzwerte. Nach diesen Grenzwerten besteht für die Kiefer auf 14 % der BZE-Punkte *latenter Kaliummangel*. 77 % der Bestände sind *normal* ernährt und 9 % befinden sich im Bereich von *Luxusernährung*. Die Buchenbestände befinden sich zu 85 % im *Normalbereich* und zu 15 % im *Luxusbereich* und die Eichen zu 53 % im *Normalbereich* und zu 41 % im *Luxusbereich*. *Latenter Mangel* tritt bei der Eiche bei 6 % der Stichprobe auf.

Gegenüber der BZE-1 hat sich die Kaliumernährung der Kiefer tendenziell verbessert (Abb. 4.1.64). Bezogen auf den ersten Nadeljahrgang verringerte sich der prozentuale Anteil der Bestände mit *latentem Mangel* zwischen den Inventuren leicht. Der Befund, dass sich aktuell immer noch 14 % der Kieferbestände und 6 % der Eichenbestände im *latenten Mangelbereich* befinden, entspricht nicht den Erwartungen, da aufgrund des Vorherrschens von Kalifeldspäten auch auf den ärmeren Substraten davon ausgegangen wird, dass durch die „nachschaflende Kraft“ der Böden Kalium in ausreichender Menge verfügbar ist (Kap. 4.1.4.5) und die Pflanzenversorgung auf sauren Standorten tendenziell weniger als bei Magnesium gefährdet ist.

Gleichwohl werden die Kaliumvorräte im Boden überwiegend als gering bis sehr gering eingestuft (Kap. 4.1.6.2). **Es ist daher weiter zu beobachten, inwiefern Kalium als Mangelement in Erscheinung tritt und ob sich gegebenenfalls entsprechende Trends der Kaliumverarmung aus den Zeitreihen der Level-II-Flächen erschließen lassen.** Nach dem Verlauf der bislang vorliegenden Zeitreihe (Abb. 4.1.63) beurteilt, variiert Kalium in besonders langfristigen Amplituden und weist aktuell sinkende Werte auf. Die Mediane der Einzeljahre der Level-II-Zeitreihe befinden sich nach dem Bewertungsrahmen von Göttlein (2015) innerhalb der Spanne der *Normalernährung*. Die aktuellen Messungen an Einzelbäumen (Jahr 2013) weisen einen erhöhten Anteil im Bereich *latenten Mangels* auf (Abb. 4.1.65).

Tab. 4.1.8: Grenzwerte für das Element Kalium in Nadeln bzw. Blättern von Kiefer, Buche und Eiche nach Göttlein (2015)

[g/kg]	Kiefer	Buche	Eiche
Obergrenze Normalbereich	7,50	9,35	10,00
Untergrenze Normalbereich	4,40	6,00	6,10
Symptomgrenze	3,50	4,75	3,60

Die stratifizierte Darstellung der Kaliumbewertungsklassen in Abb. 4.1.73 lässt nur wenige Zusammenhänge erkennen. So sind insbesondere zwischen den fünf **Stammnährkraftstufen** keinerlei Unterschiede zu erkennen. Bemerkenswert ist allenfalls, dass sich in der Stratifizierung nach **Bodentypengruppen** die Standorte mit *latentem Mangel* auf die Podsole sowie sauren und eutrophen Braunerden beschränken. Kiefern auf Lessivés sowie hydromorphen Böden sind

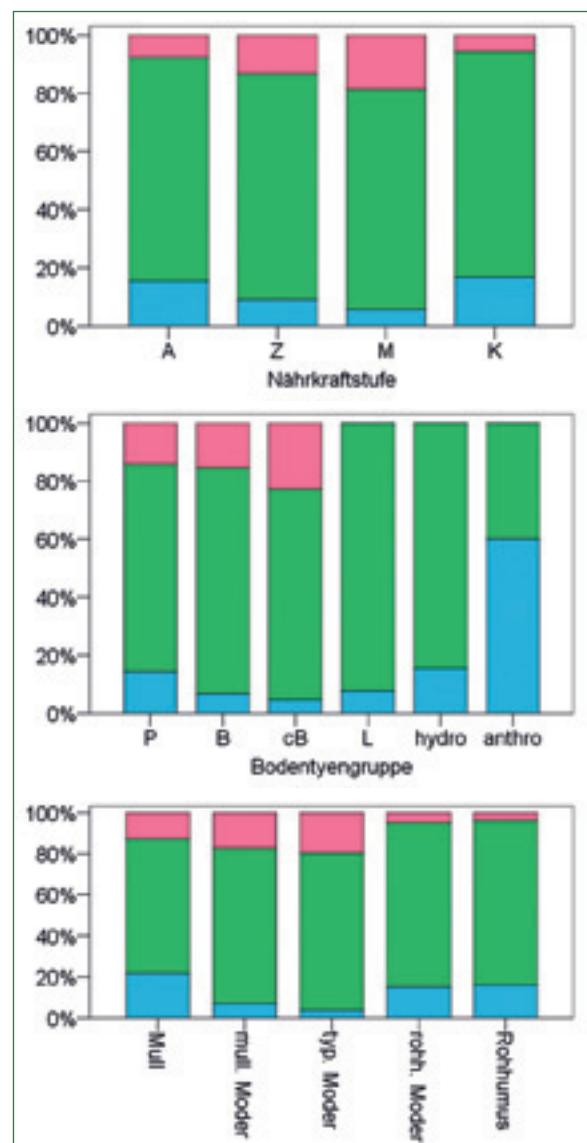


Abb. 4.1.73: Bewertungsstufen der Kaliumernährung der BZE-2(a)-Stichprobe stratifiziert nach Stammnährkraftstufe und Bodentypengruppe

indes durchweg gut mit Kalium ernährt. Ferner sind tendenziell etwas ungünstigere Kaliumernährungen bei den besseren **Humusformen** zu verzeichnen.

Insgesamt erscheinen die Aussagemöglichkeiten der Nadel-/Blattgehalte hinsichtlich der Elemente Calcium, Magnesium und Kalium im Kontext der Bodenanalysen begrenzt. Zwar spiegelt sich die Verschlechterung des Säure-Basen-Zustands der Böden und insbesondere der Magnesiumverfügbarkeit zwischen den Inventuren BZE-1 und BZE-2(a) in der Abnahme der Magnesiumgehalte insbesondere des zweiten Nadeljahrgangs der Kiefer sehr deutlich wider, doch ist die absolute Bewertung der Gehalte anhand des neuen und integrierenden Bewertungsrahmens von Göttlein (2015) mit leichten Unsicherheiten belegt, da dieser explizit bei Magnesium bedeutsam vom Bewertungsrahmen des AK Standortskartierung (2003) abweicht. Es ist daher angeraten, die Dynamik und zukünftige Entwicklung der Ernährung auf Intensivmessflächen durch jährliche Aufnahmen weiter zu verfolgen und diese Zeitreihen mit Blick auf Trends der Verarmung auszuwerten. Die Kennzeichnung der Dynamik hat gegenüber sporadischen Momentaufnahmen wesentliche Vorteile bei der Ernährungsdiagnose, da anzunehmen ist, dass Mängelsituationen infolge von Nährstoffverarmung und Entbasung im Boden sich kontinuierlich und selten abrupt einstellen. Regelmäßige Ernährungsinventuren auf BZE-Punkten dienen vor allem dazu, die flächenrepräsentative Stichprobe der BZE in die dynamische Zeitreihe der Level-II-Standorte „einzuhängen“ und umgekehrt deren Flächenbedeutung zu validieren. **Trotz** dieser Einschränkungen machen die dargestellten Auswertungen deutlich, dass wahrscheinlich pflanzenphysiologische Anpassungsmechanismen an saure basenarme Standorte einer Mangelernährung mit den entsprechenden Nährelementen (insbesondere Magnesium) effektiv entgegen wirken, so dass nur schwache Zusammenhänge zwischen Ernährung und Standort erkennbar sind und die aktuell eher günstige Ernährungssituation nicht die überwiegend von Entbasung und Versauerung geprägten Bodenzustände widerspiegelt.

4.2 Regenerationsfähigkeit und Standortsnachhaltigkeit

Aufbauend auf den Ausführungen zum Säure-Basenzustand der Böden und den Ergebnissen zur Waldernährung geht es im folgenden Kapitel unter dem Aspekt des Bodenschutzes um Fragen der Bodendegradation und der Nachhaltigkeit des Fruchtbarkeitszustands der Böden. Hierzu werden die Vorräte an mittel- und langfristig nachlieferbaren Nährelementreserven untersucht und bewertet sowie Ergebnisse von Mineralanalysen und Modellierungen von Mineralverwitterungsraten vorgestellt.

Darüber hinaus stehen in diesem Zusammenhang die Positionierung in Bezug auf die Durchführung großflächiger Kalkungsmaßnahmen sowie die Einschätzung der forstlichen Nachhaltigkeit von forstlichen Nutzungsszenarien anhand der empirischen BZE-Daten

im Fokus. Diese Aspekte werden zunächst anhand der BZE-Stichprobe punktbezogen bearbeitet. In Band 2 des Waldbodenberichtes sollen die Befunde dann durch Regionalisierung flächenscharf auf die Gesamtwaldfläche übertragen und mit entsprechenden Maßnahmenempfehlungen unterlegt werden (Kalkungskulisse, Übersichtskarten zu Nutzungspotenzialen, Nutzungsrestriktionen u. a.).

Einer der wesentlichen Aspekte, den es zunächst zu bearbeiten gilt, bildet die traditionell als „nachschaffende Kraft“ der Standorte umschriebene Nährstoffnachlieferung durch die Mineralverwitterung. Die langfristige Basenverfügbarkeit ist standortsbezogen abhängig vom Mineralbestand des Ausgangsgesteins, dem Fortschritt der Bodendegradation, der Entwicklung atmogener Stoffdepositionen und dem Klima bzw. Wasserhaushalt der Zukunft. Die Verfügbarkeit austauschbarer Basen aus der Basennachlieferung durch atmogenen Eintrag und die Mineralkinetik sollten die wesentlichen Leitplanken sein für die Festlegung und Begründung von forstlichen Nutzungsintensitäten sowie waldbaulicher und ggf. technischer Maßnahmen (Kompensationskalkung) des Bodenschutzes für gegebene Standortseinheiten.

4.2.1 Nachlieferbare Basenreserve

Die Bestimmung von säurelöslichen Elementgehalten dient dazu, die „nachschaffende Kraft“ des Bodens zu charakterisieren, d. h. einen Eindruck davon zu gewinnen, mit welcher Nährstoffnachlieferung aus der Mineralisation der organischen Substanz und aus der Mineralverwitterung zu rechnen ist. Methodisch wird die nachlieferbare Ca^{2+} -, Mg^{2+} - und K^+ -Menge über den Aufschluss der Bodenproben in Säure ermittelt. Als „mittel- bis langfristig mobilisierbare Reserve“ werden konventionell die im Königswasseraufschluss bestimmten Elementmengen bezeichnet; die durch Mineralverwitterung „langfristig mobilisierbare Reserve“ steht üblicherweise für die im Flusssäureaufschluss gemessenen Gesamtgehalte der Elemente. Im Rahmen der bundesweiten Bodenzustandserhebung gehören die im Königswasseraufschluss ermittelten Elementkonzentrationen im Oberboden (0-5 cm, 5-10 cm) zu den obligatorischen Parametern. Für weitere Tiefenstufen wird deren Messung von der Bundes-Länder-AG „Bodenzustandserhebung“ dringend empfohlen. Die Bestimmung von Gesamtgehalten ist für alle Tiefenstufen fakultativ; von der Bundes-Länder-AG wird aber ebenfalls dringend dazu geraten, entsprechende Messungen durchzuführen.

Die säurelöslichen Nährelementmengen geben Hinweise auf die Mineralzusammensetzung der Substrate und leisten Hilfe bei der Abschätzung von Verwitterungsraten, die für Aussagen zur Nachhaltigkeit der forstlichen Bewirtschaftung von Interesse sind. Die im Säureaufschluss bestimmten Nährstoffe werden über sehr lange Zeiträume freigesetzt und sind in ihrer Gesamtheit wahrscheinlich nie vollständig pflanzenverfügbar. Ihre Relation zu den im NH_4Cl -Extrakt ermittelten

(pflanzenverfügbaren) Gehalten lässt wichtige Aussagen zur „nachsprechenden Kraft“ des Bodens zu. Sind die Unterschiede zwischen den aktuell pflanzenverfügbaren Elementgehalten und der mittel- bis langfristig verfügbaren Reserve gering, muss von einem niedrigen Potenzial der Nährstoffnachlieferung durch die Silikatverwitterung ausgegangen werden. Im vorliegenden Abschnitt werden daher neben der Bewertung der absoluten Elementvorräte nach AK Standortskartierung (2003) auch die Elementquotienten aus NH_4Cl -extrahierbaren und im Königswasseraufschluss gemessenen Mengen berechnet und stratifiziert ausgewertet.

4.2.1.1 Vergleich von Flusssäure und Königswasseraufschluss

In Brandenburg wurden für alle Tiefenstufen bzw. Bodenhorizonte diverse Elemente im Königswasseraufschluss bestimmt. Für die Tiefenstufen im Unterboden bzw. im Untergrund (30-60 cm, 60-90 cm und 90-140 cm) liegen zudem Elementanalysen im Flusssäureaufschluss (HF-Aufschluss) vor. **Einen Vergleich der Elementmengen im Königswasser- und Flusssäureaufschluss zeigen die Streudiagramme in Abb. 4.2.1.** Aufgrund der breiten Streuung dieser Daten sind alle Diagramme logarithmisch skaliert.

Alle drei betrachteten Elemente weisen höhere Gesamtgehalte auf als die Werte des Königswasseraufschlusses. Bei einigen wenigen Wertepaaren trifft das nicht zu, was in diesen Fällen vermutlich auf Fehlmes- sungen zurückzuführen ist. Die Relationen zwischen den Werten aus den unterschiedlichen Analyseverfahren sind bei Ca^{2+} und Mg^{2+} recht einheitlich. Im Mittel sind die Magnesiumgehalte im HF-Aufschluss um den Faktor 1,3 höher als im Königswasseraufschluss, bei Calcium um den Faktor 3,3. Im sehr hohen Wertebereich nähern sich die Messwerte der beiden Aufschlussverfahren einander an; d. h. der genannte Umrechnungsfaktor wird geringer. Bei Calcium und Magnesium ist dieser Effekt wahrscheinlich auf die im hohen Wertebereich zunehmende Bindung dieser Elemente in Kalkspat und Dolomit zurückzuführen, da anzunehmen ist, dass diese Minerale von beiden Aufschlussverfahren vollständig gelöst werden.

Die Spanne des Umrechnungsfaktors über alle BZE-Punkte hinweg ist besonders bei Magnesium sehr gering und variiert – gemessen anhand der 10- und 90-Perzentile – lediglich zwischen 1,1 und 1,5. Das Element Kalium unterscheidet sich mit einem durchschnittlichen Faktor von 16,6 sehr deutlich von den Elementen Calcium und Magnesium. Bei Kalium werden also im Königswasseraufschluss wesentlich niedrigere Anteile an den Gesamtgehalten erfasst, als dies bei Calcium und Magnesium der Fall ist. Bei den niedrigsten Kaliumgehalten erreicht der Umrechnungsfaktor Werte von maximal 30; bei sehr hohen Gehalten liegt er bei minimal 3. Die Verschiebung des Faktors lässt sich bei Kalium wahrscheinlich auf zunehmende Anteile an leichter löslichem Kalium aus Zwischen- schichten von Tonmineralen und entsprechend abneh-

mende Anteile an Glimmern (Muskovit, Biotit) sowie Feldspäten zurückführen.

Für die in Brandenburg verbreiteten Böden und Substrate mit deren spezifischer Mineralzusammensetzung bildet der im Rahmen der bundesweiten Bodenzusandserhebung als Standardverfahren festgelegte Königswasseraufschluss somit die langfristig verfügbare Ca^{2+} und Mg^{2+} -Reserve gut ab. Für das Element Kalium wird die nachlieferbare Reserve anhand des Königswasseraufschlusses jedoch unterschätzt.

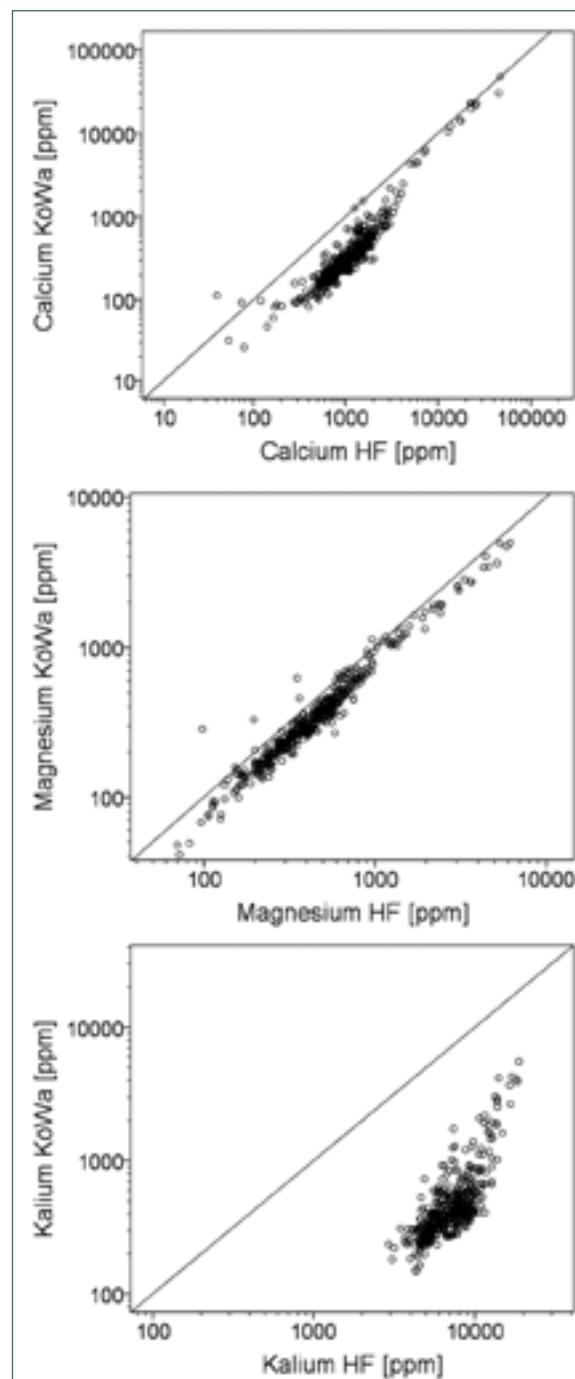


Abb. 4.2.1: Vergleich von Elementgehalten im Königswasser- und Flusssäureaufschluss (Einzelproben der Tiefenstufen 30-60 cm, 60-90 cm und 90-140 cm; Linie: $Y=X$)

4.2.1.2 Stratifizierte Bewertungsstufen

Die Bewertung der mittel- und langfristig verfügbaren Ca^{2+} -, Mg^{2+} - und K^+ -Vorräte erfolgt nach AK Standortskartierung (2003). Hierzu werden die säurelöslichen Elementmengen in der Humusaufklage und im Mineralboden bis 90 cm Tiefe herangezogen (angenommener effektiver Wurzelraum). Grundlage des Bewertungsrahmens des AK Standortskartierung (2003) bildet eine Klasseneinteilung anhand von Vielfachen (50, 100, 200, 500 Jahre) einer angenommenen jährlichen Verwitterungsrate von 1 kmol_c/ha (Tab. 4.2.1).

In Abb. 4.2.2 bis Abb. 4.2.4 werden die mittel- bis langfristig verfügbaren Ca^{2+} -, Mg^{2+} - und K^+ -Vorräte – berechnet als Summe aus Humusaufklage und Mineralboden – stratifiziert dargestellt und gleichzeitig nach AK Standortskartierung (2003) bewertet. Grundwasserbeeinflusste Böden sowie die anthropogen stark überprägten Böden der Bodentypengruppe „anthro“ (Kap. 2.5.2) werden in den Darstellungen nicht berücksichtigt. Bei den ausgewählten Straten handelt es sich um solche, die eng mit der Geologie verknüpft sind und demzufolge elementspezifisch mehr oder weniger deutliche Unterschiede zwischen den Gruppen erkennen lassen. Bei den anderen Straten (Humusform, Bestandestyp) lassen sich nur geringe und vermutlich

durch indirekte Zusammenhänge bedingte Muster erkennen.

Tab. 4.2.1: Bewertungstabelle für die säurelöslichen Elementvorräte im effektiven Wurzelraum nach AK Standortskartierung (2003)

kg/ha	sehr gering	Gering	mittel	hoch	sehr hoch
K, Ca	<2.000	<4.000	<8.000	<20.000	≥ 20.000
Mg	<1.250	<2.500	<5.000	<12.000	≥ 12.000

Die mittel- bis langfristig verfügbaren **Calciumvorräte** des in Brandenburg verbreitetsten Bodentyps, der sauren Braunerde, variieren im Bereich von *sehr geringen* bis *mittleren* Werten. Die Podsole sind mit überwiegend geringen Werten nur minimal schlechter ausgestattet. Eutrophe Braunerden und Lessivés unterscheiden sich hiervon deutlich und liegen überwiegend im *mittleren* bis *hohen* Wertebereich. Die Unterschiede zwischen den Stammnährkraftstufen A bis K korrespondieren recht gut mit denen der Bodentypen (A: Podsol, ... K: Lessivé). Hiervon wiederum unterscheiden sich deutlich die R-Standorte mit *hohen* bis *sehr hohen* Calciumvorräten.

Die geologische Serie spiegelt erwartungsgemäß die im Königswasserausschluss extrahierten Calciumvor-

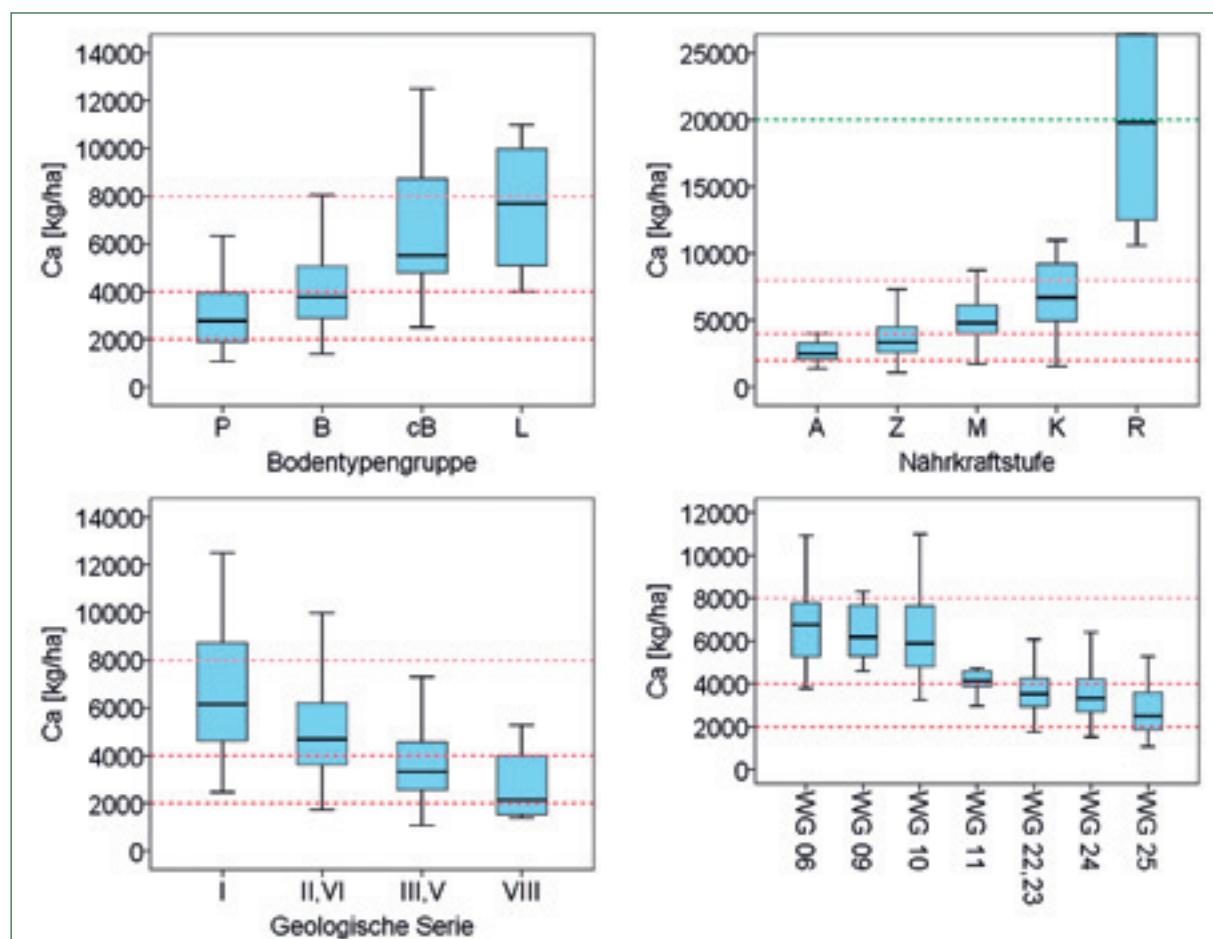


Abb. 4.2.2: Mittel- und langfristig freisetzbare Calciumvorräte (Königswasseraufschluss) in Humusaufklage und Mineralboden bis 90 cm Tiefe stratifiziert nach Bodentypengruppe, Nährkraftstufe, geologischer Serie und Wuchsgebiet; ohne Grundwasserstandorte und anthropogen stark überprägte Böden (Bodentypengruppe „anthro“, Kap. 2.5.2); Bewertung nach Tab. 4.1.6.

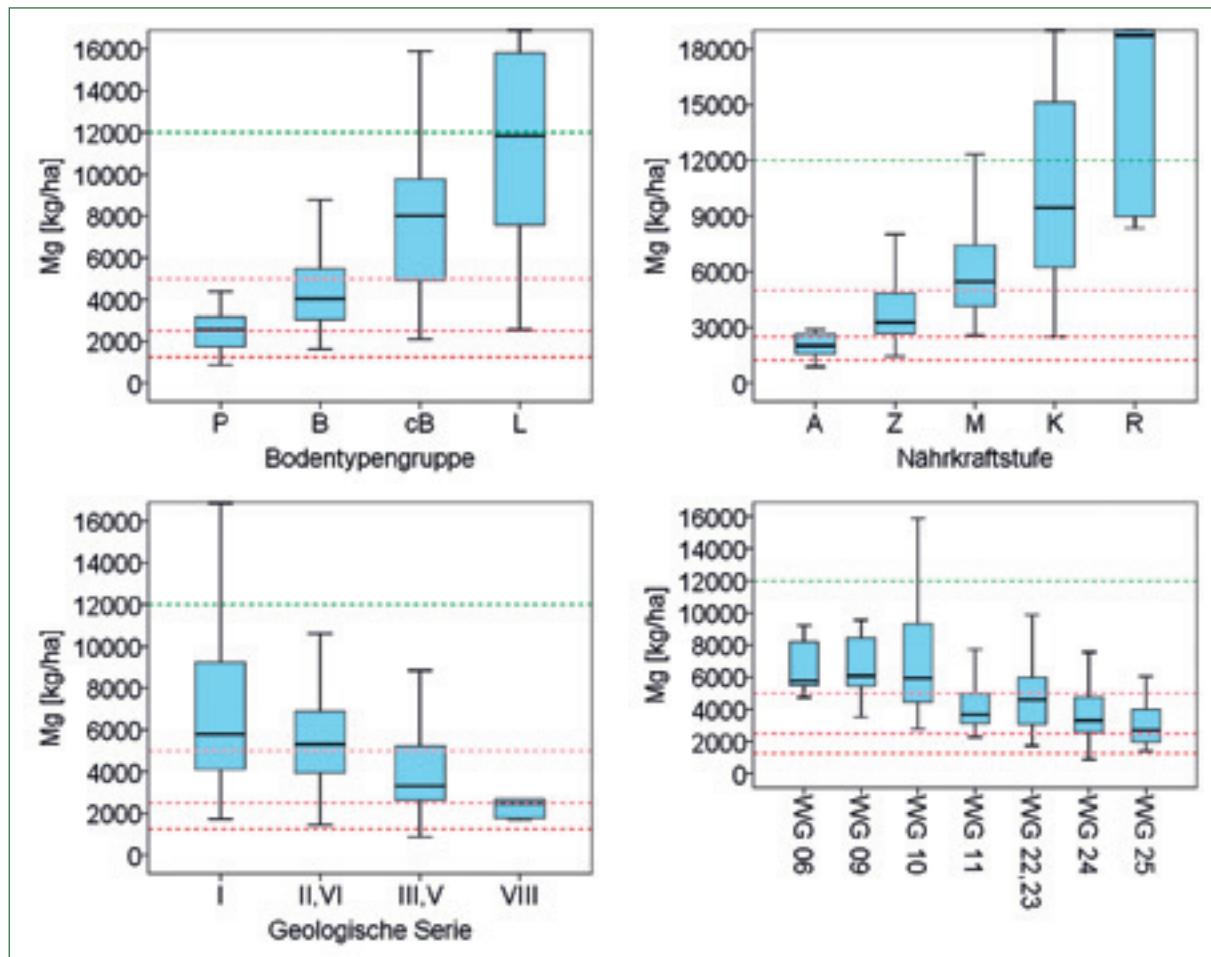


Abb. 4.2.3: Mittel- und langfristig freisetzbare Magnesiumvorräte (Königswasseraufschluss) in Humusaueflage und Mineralboden bis 90 cm Tiefe stratifiziert nach Bodentypengruppe, Nährkraftstufe, geologischer Serie und Wuchsgebiet; ohne Grundwasserstandorte und anthropogen stark überprägte Böden (Bodentypengruppe „anthro“, Kap. 2.5.2); Bewertung nach Tab. 4.1.6

räte gut wider. Es ist ein klarer Gradient von den jungpleistozänen Sedimenten der Serie I über die älteren weichsel- sowie saaleeiszeitlichen Ablagerungen bis hin zu den tertiären Sedimenten der Serie VIII zu beobachten. Die Variationsbreite ist innerhalb der jüngsten Sedimente am größten. Die Werte liegen hier überwiegend im *mittleren* bis *hohen* Bereich, wobei auch *geringe* Werte zu verzeichnen sind. Mit zunehmendem Alter der Ablagerungen reduziert sich die Streuung der Werte. Hier zeigt sich die Vielfalt der jungpleistozänen Substrate gegenüber den stärker verwitterten und in ihrer chemisch-mineralogischen Zusammensetzung nivellierten, älteren Sedimenten.

Die eiszeitliche Herkunft der Substrate paust sich auch auf die Stratifizierung nach Wuchsgebieten durch: die jungpleistozänen Wuchsgebiete WG06, WG09 und WG10 liegen im *mittleren* Wertebereich und unterscheiden sich zusammen deutlich von den altpleistozänen Ablagerungen im Nordwesten (WG11) und im Süden Brandenburgs (WG22, WG23 und WG25).

Die stratifizierte Auswertung der nachlieferbaren **Magnesiumvorräte** führt zu weitgehend denselben Ergebnissen wie die Auswertung der Calciumvorräte (Abb. 4.2.3). Die für Calcium beschriebenen Zusam-

menhänge finden sich auch für Magnesium wieder und sind hier im Allgemeinen sogar noch deutlicher ausgeprägt. Insbesondere besteht ein bemerkenswerter Gradient der Magnesiumvorräte bei den Stammnährkraftstufen mit markanten Unterschieden zwischen sämtlichen Klassen. Dieses belegt, dass die Stammnährkraftstufen im Wesentlichen die langfristig verfügbaren Nährelemente und das durch das Ausgangsmaterial vorgegebene standörtliche Nährkraftpotenzial wiedergeben. Andere Kennwerte, wie pflanzenverfügbare Nährstoffvorräte, Basensättigung, Kationenaustauschkapazität und pH-Wert spiegeln demgegenüber stärker den aktuellen bodenchemischen Zustand wider und differenzieren deutlich weniger zwischen den Stammnährkraftstufen (vgl. Kap. 4.1.1.1, Kap. 4.1.3.1, Kap. 4.1.4.2, Kap. 4.1.5.1). Häufig lassen diese bodenchemischen Zustandsmerkmale insbesondere zwischen den Stammnährkraftstufen A, Z und M kaum eine Differenzierung erkennen. Diese Differenzierung ist bei den im Königswasseraufschluss bestimmten Magnesiumvorräten indes gegeben. Mit Blick auf die wesentlich auf Stammeigenschaften beruhende waldbauliche Entscheidungsfindung folgt aus diesen Ergebnissen, dass sich die Baumartenwahl im ärmeren bis mittleren Standortsspektrum indirekt in hohem Maße an den langfristig verfügbaren Basenvorräten

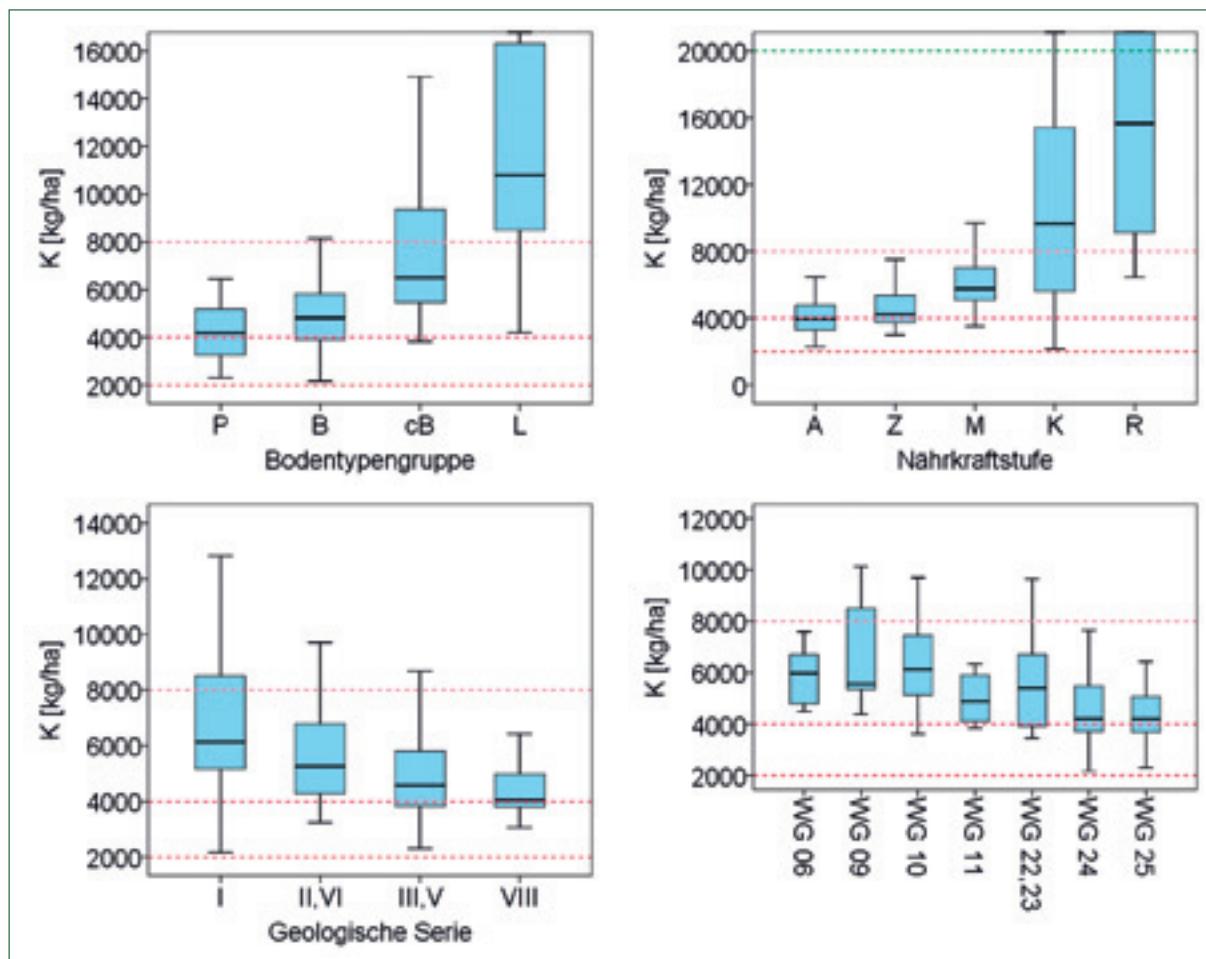


Abb. 4.2.4: Mittel- und langfristig freisetzbare Kaliumvorräte (Königswasseraufschluss) in Humusaufklage und Mineralboden bis 90 cm Tiefe stratifiziert nach Bodentypengruppe, Nährkraftstufe, geologischer Serie und Wuchsgebiet; ohne Grundwasserstandorte und anthropogen stark überprägte Böden (Bodentypengruppe „anthro“, Kap. 2.5.2); Bewertung nach Tab. 4.1.6

insgesamt und hierbei ganz besonders an den Mg^{2+} -Vorräten orientiert.

Für das Element **Kalium** lässt die stratifizierte Auswertung analoge Muster wie für Calcium und Magnesium erkennen (Abb. 4.2.4). Gegenüber den anderen beiden Elementen sind die Unterschiede zwischen den Straten jedoch fast immer deutlich schwächer ausgeprägt. Vor allem im nährstoffärmeren Bereich treten kaum Unterschiede zwischen den Straten auf und auch zwischen den eiszeitlich unterschiedlichen Wuchsregionen lässt sich anhand der mittel- und langfristig verfügbaren Kaliumvorräte entweder aufgrund von hohen Streuungen oder wegen zu geringer Mittelwertunterschiede kaum differenzieren.

Die Ergebnisse der stratifizierten Auswertung werden auch durch die **kartografische Darstellung** der säurelöslichen Elementvorräte bestätigt. In den Kartogrammen der Abb. 4.2.5 sind die mittel- und langfristig freisetzbaren Vorräte an Ca^{2+} , Mg^{2+} und K^+ im Mineralboden (0-90 cm Tiefe) als Quintile dargestellt. Sehr deutlich zeigen sich hier die räumlichen Zusammenhänge zu den verschiedenen geologischen Ablagerungen bzw. deren Stratigrafie, insbesondere hinsichtlich der Differenzierung zwischen jüngerem und älterem

Weichselglazial (Kap. 3.2). Grob lässt sich demnach für ganz Brandenburg eine Zweiteilung ausmachen, mit besonders hohen Vorräten an säurelöslichen Kationen im Norden bzw. Nordosten Brandenburgs. Als Schwelle zwischen hohen und geringeren Vorräten kann die jeweils südliche Grenze der Wuchsgebiete *Ostmecklenburg-Nordbrandenburger Jungmoränenland* und *Nordostbrandenburger Jungmoränenland* (WG10 bzw. WG09; vgl. Abb. 3.15, Kap. 3.6.1) betrachtet werden. Die im nördlichen Brandenburg bis zum Frankfurter Gürtel (Abb. 3.3, Kap. 3.2) reichen den jungpleistozänen Ablagerungen sind hinsichtlich ihrer langfristig verwitterbaren Calciumreserven wenig differenziert, unterscheiden sich aber bedeutend von den Ablagerungen des älteren Weichselglazials und den saalezeitlichen Sedimenten. Hierin bestätigt sich vor allem der Befund der stratifizierten Auswertung, wonach sich die geologische Serie I durch stark erhöhte säurelösliche Elementmengen auszeichnet (s. o.). Auch die Elemente Magnesium und Kalium sind im Bereich der geologisch jüngsten Sedimente des Pommerschen Stadiums deutlich erhöht; in den etwas älteren Ablagerungen südlich hiervon bis zum Frankfurter Gürtel sind sie jedoch stärker reduziert als Calcium. **Insgesamt bestätigt sich in diesen Auswertungen im Grundsatz die von Kopp et al. (1969)**

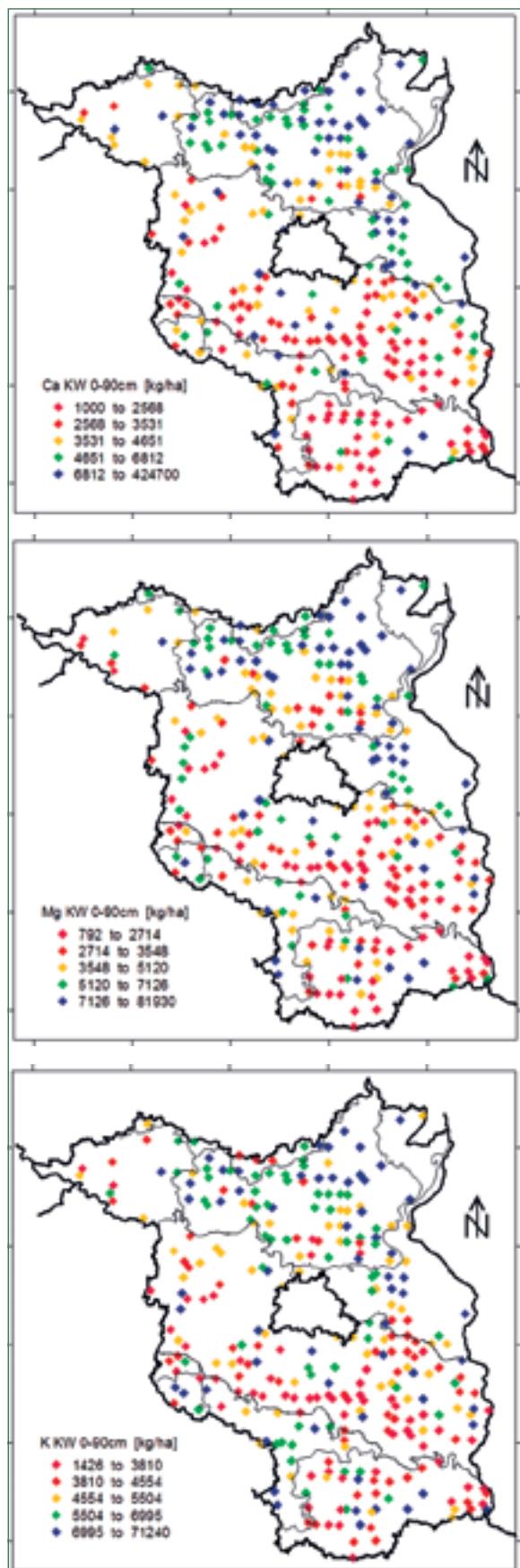


Abb. 4.2.5: Quintile der im Königswasseraufschluss löslichen Ca^{2+} , Mg^{2+} - und K^{+} -Vorräte in 0-90 cm Tiefe als Kartogramme

konstatierte Bindung der langfristig freisetzbaren Nährstoffreserve an die Stratigrafie der Standorte.

4.2.1.3 Relationen zu den pflanzenverfügbaren Elementen

Vor dem Hintergrund, dass sich die Baumartenwahl gemäß der geltenden waldbaulichen Entscheidungsmodelle in Brandenburg neben den Klima- und Feuchtestufen in erster Linie an der standörtlichen Stammnährkraftstufe zu orientieren hat, welche sich im Wesentlichen aus den säurelöslichen Basenkationen ableitet, stellt sich hier die Frage, inwieweit diese auch mit den jeweiligen pflanzenverfügbaren Elementvorräten korrespondieren. Für die kurz- und mittelfristige Nährstoffversorgung der Waldbestände ist dieses insbesondere mit Blick auf die zunehmende Versauerung der Standorte und der damit einhergehenden potenziellen Nährstoffengpässe von Brisanz und wird im Folgenden untersucht.

In den Streudiagrammen der Abb. 4.2.6 sind die säurelöslichen und austauschbaren Elementvorräte im Mineralboden (0-90 cm Tiefe) gegenübergestellt. Die eingezeichnete diagonale Linie kennzeichnet die Lage identischer Werte ($Y=X$). Aus den Darstellungen geht hervor, dass für alle betrachteten Elemente noch größere nachlieferbare Reserven vorhanden sind. Die Korrelation zwischen den pflanzenverfügbaren Vorräten des NH_4Cl -Extrakts und den in Königswasser löslichen langfristig verfügbaren Vorräten ist insgesamt jedoch nur schwach ausgeprägt und vor allem im Bereich niedriger austauschbarer Elementmengen besteht praktisch kein Zusammenhang zu den mittel- bis langfristig aus der Verwitterung und Humusmineralisation freisetzbaren Mengen. Am deutlichsten zeigt sich dieses für Magnesium: die austauschbaren Vorräte variieren hier bei der Mehrheit der BZE-Punkte in einer sehr engen Spanne um den Median (= 24 kg/ha), während die entsprechenden Werte des Königswasseraufschlusses zwischen etwa 1.000 kg/ha und 10.000 kg/ha variieren. Die aktuell pflanzenverfügbaren Mg^{2+} -Vorräte befinden sich überwiegend auf niedrigstem Niveau und sind offenbar vollkommen unabhängig von der nachlieferbaren Reserve. Die Mineralzusammensetzung und spezifischen Verwitterungsraten der Ausgangssubstrate sind gegenüber den externen Faktoren, wie Nutzungs geschichte und atmosphärischem Basen- und Säure eintrag, offensichtlich für die Magnesiumverfügbarkeit nur von sehr untergeordneter Bedeutung.

Zwischen den pflanzenverfügbaren und nachlieferbaren Basenvorräten besteht eine elementspezifische und in Abhängigkeit von den jeweiligen Standortsbedingungen mehr oder weniger stark ausgeprägte Diskrepanz. Umso größer diese Unterschiede sind, desto höher erscheint das Potenzial, dass aus dem Ausgangsmaterial durch die Verwitterung von Mineralen noch Basen freisetzbar sind, die mittel- bis langfristig zur Verbesserung der Versorgung mit Nährstoffkationen beitragen können. Rechnerisch lassen sich die aktuell und langfristig verfügbaren Basen durch Quoti

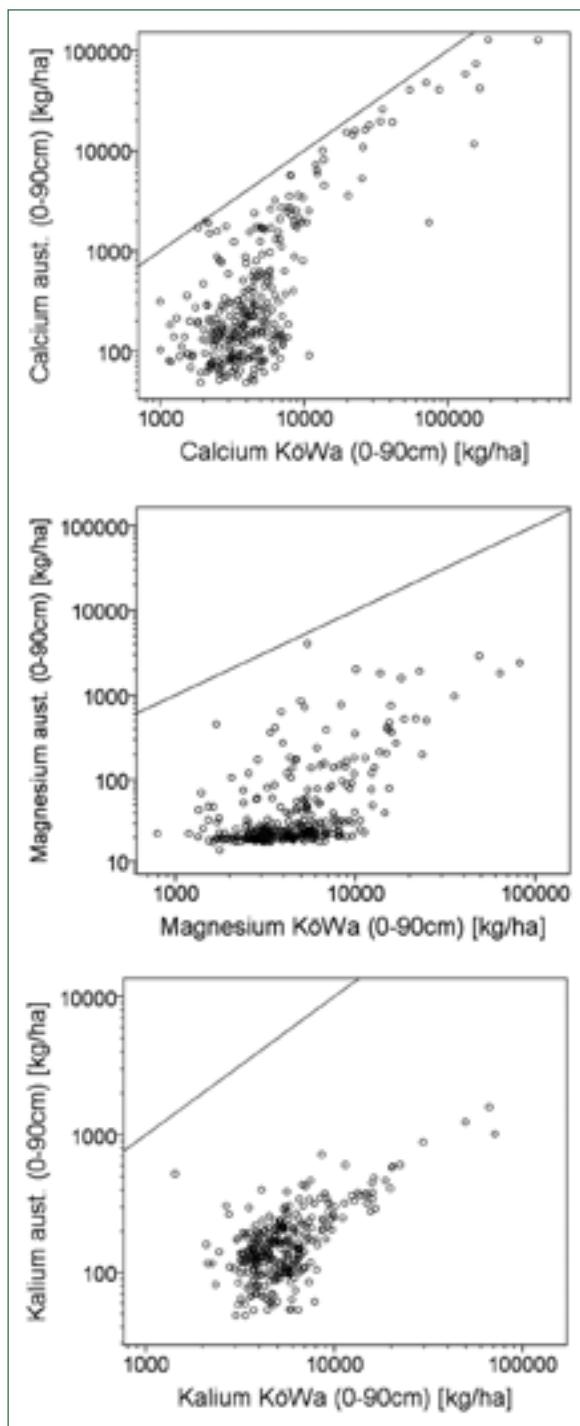


Abb. 4.2.6: Gegenüberstellung von pflanzenverfügbareren und säurelöslichen Ca^{2+} , Mg^{2+} und K^{+} -Vorräten (NH_4Cl -Extrakt bzw. Königswasseraufschluss) im Mineralboden bis 90 cm Tiefe (Linie: $Y=X$)

entenbildung miteinander in Beziehung setzen. Die Relation zwischen der mittel- bis langfristig verfügbaren Elementmenge und der aktuell pflanzenverfügbareren Menge steht für das Potenzial der Nährstoffnachlieferung durch Mineralverwitterung. Die Häufigkeitsverteilungen dieser für die drei Elemente Ca^{2+} , Mg^{2+} und K^{+} berechneten Quotienten gehen aus Abb. 4.2.7 hervor. Gemessen anhand der 10- und 90-Perzentile variieren diese Quotienten elementspezifisch unterschiedlich

zwischen 2 und 50 (Calcium), 20 und 59 (Kalium) bzw. davon stark abweichend zwischen 32 und 273 (Magnesium). Auch die Mediane unterscheiden sich bei Calcium (16) und Kalium (34) sehr deutlich vom Median bei Magnesium (137).

Es bestätigt sich somit, dass gegenüber den aktuell verfügbaren Magnesiumvorräten wesentlich höhere Mengen noch im Ausgangsgestein gebunden sind. Hierin spiegeln sich zum einen die insgesamt sehr geringen pflanzenverfügbareren Magnesiumvorräte wider. Zum an-

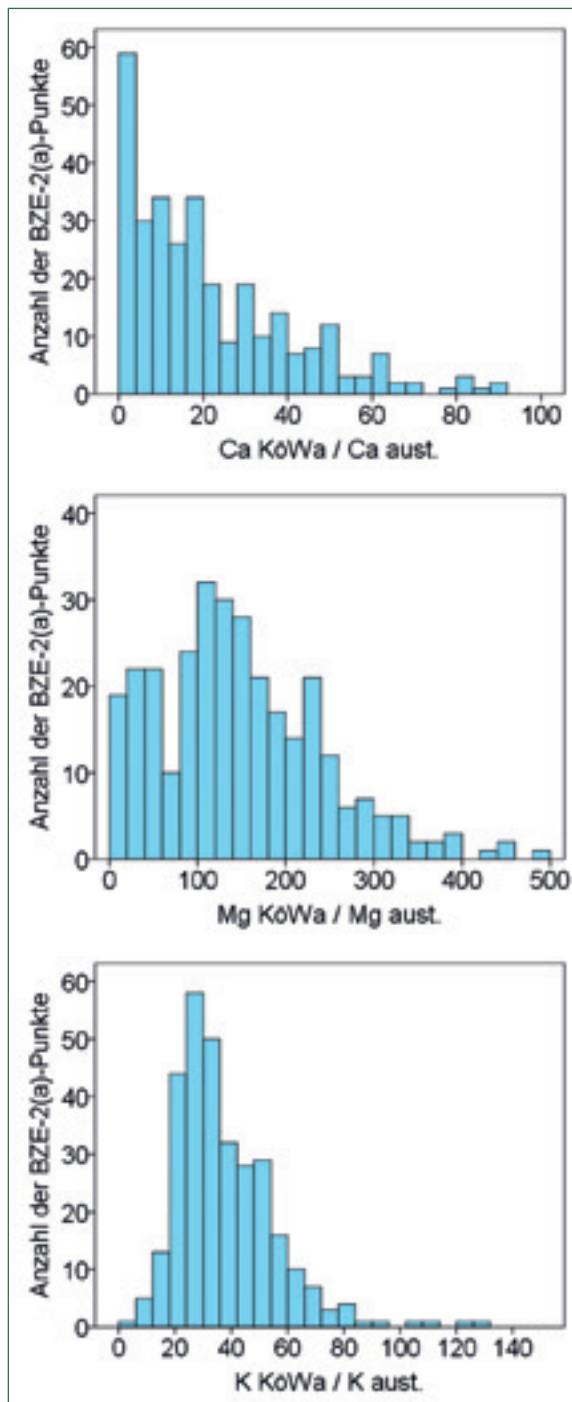


Abb. 4.2.7: Histogramme der Ca^{2+} -, Mg^{2+} - und K^{+} -Quotienten aus Elementgehalt im Königswasseraufschluss und Elementgehalt im NH_4Cl -Extrakt im Mineralboden bis 90 cm Tiefe

deren zeigt sich darin auch, dass die im Königswasser extrahierten Magnesiummengen nahezu den Gesamtmengen des HF-Aufschlusses entsprechen (s. o.).

Die stratifizierten Darstellungen der berechneten Quotienten aus nachlieferbarer und pflanzenverfügbarer Elementmenge zeigen elementspezifisch weitere bemerkenswerte Zusammenhänge (Abb. 4.2.8, Abb. 4.2.9). Auffällig ist zunächst, dass die für das Element Kalium berechneten Quotienten zwischen den

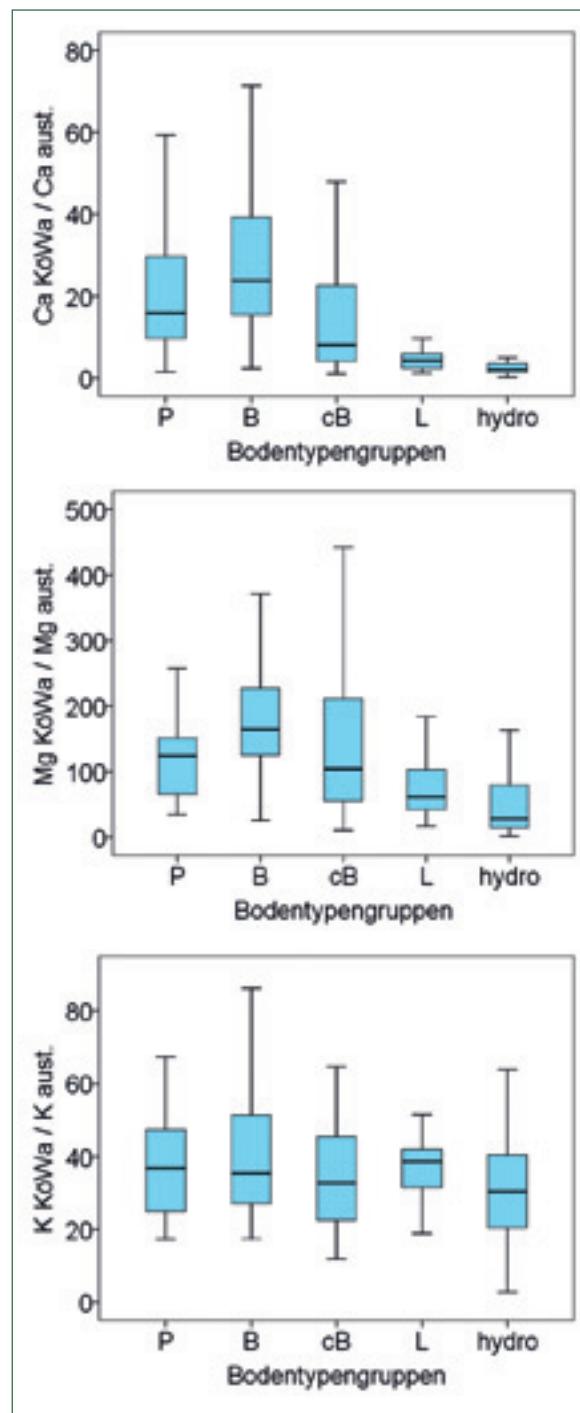


Abb. 4.2.8: Nach Bodentypen stratifizierte Quotienten aus Ca^{2+} -, Mg^{2+} - und K^+ -Vorräten (Königswasserextrakt) im Mineralboden (0-90 cm Tiefe) und den entsprechenden austauschbaren Elementvorräten (NH_4Cl -Extrakt)

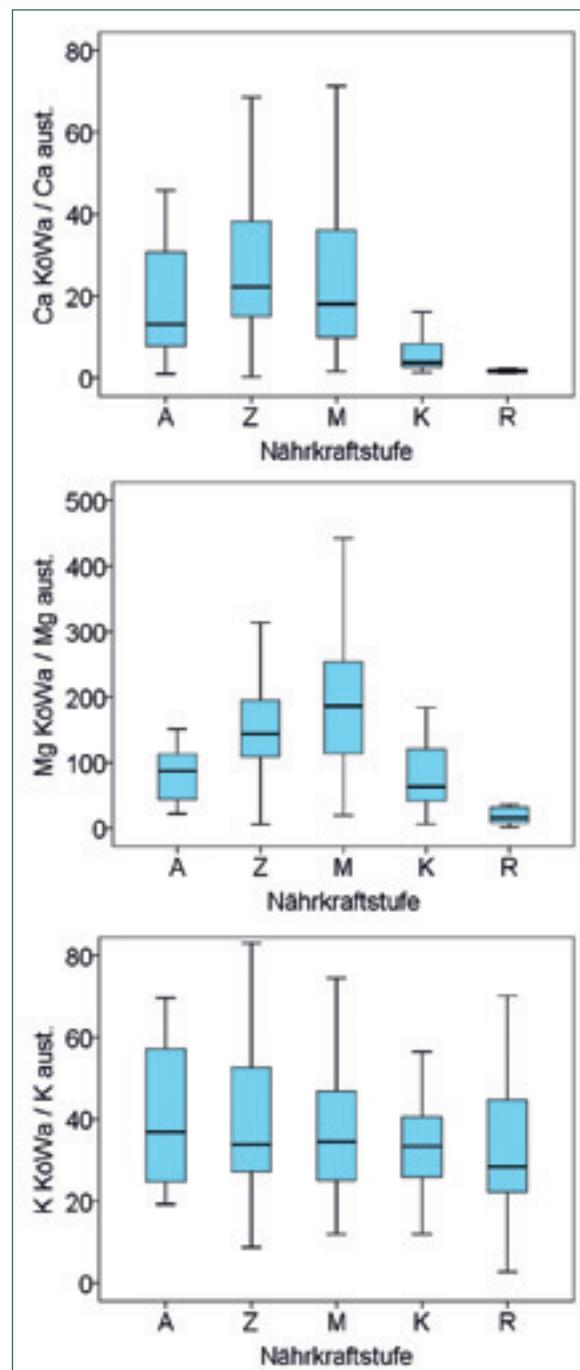


Abb.4.2.9: Nach Stammnährkraftstufe stratifizierte Quotienten aus Ca^{2+} -, Mg^{2+} - und K^+ -Vorräten (Königswasserextrakt) im Mineralboden (0-90 cm Tiefe) und den entsprechenden austauschbaren Elementvorräten (NH_4Cl -Extrakt)

Straten in keinem Fall differenzieren. Die Mediane sind über alle Klassen hinweg nahezu identisch und auch die Ausprägung der Streuung lässt keine interpretierbaren Schlüsse zu.

Während der im HF-Aufschluss bestimmte Kaliumgehalt ein wichtiger Kennwert zur Ableitung der KMgCaP-Serie und damit auch der forstlichen Stammnährkraftstufe ist, kann diese definitionsbedingte Abhängigkeit zur Nährkraftstufe anhand der berechneten – auf dem Königswasseraufschluss basierenden – Quotienten

nicht nachvollzogen werden. Als eine der möglichen Ursachen hierfür kommt in Betracht, dass im Königswasseraufschluss ggf. vorrangig das in Tonmineralen bzw. deren Zwischenschichten fixierte Kalium aufgeschlossen wird. Diese Annahme deckt sich auch mit dem Befund, dass die Unterschiede zwischen den königswasser- und flussäurelöslichen Gehalten bei Kalium am größten sind (s. o.). Hohe austauschbare Elementvorräte (bei hohen Gehalten an Tonmineralen und entsprechend hohen Kationenaustauschkapazitäten) stehen somit in engem Zusammenhang mit hohen Elementgehalten im Königswasseraufschluss und führen zu vergleichsweise konstanten Quotienten.

Bemerkenswert ist des Weiteren, dass minimale Quotienten für Calcium und besonders für Magnesium einerseits bei den nährstoffärmeren Böden (Podsole bzw. Böden der Stammnährkraftstufe A) auftreten und andererseits aber auch bei den reicherden Böden (Lessivés und grundwasserbeeinflusste Böden der Nährkraftstufe R bzw. K) zu verzeichnen sind. Demgegenüber finden sich maximale Quotienten im zentralen und moderaten Bereich des Nährkraftspektrums, d. h. bei den sauren Braunerden bzw. der Stammnährkraftstufe M. Die reichen Standorte heben sich, wie in Kap. 4.1.5.1 gezeigt wurde, von allen anderen Standorten durch sehr deutlich höhere austauschbare Basenvorräte ab. Dementsprechend ist hier die Relation zwischen pflanzenverfügbarer und nachlieferbaren Basen eng. Bei den ärmeren Standorten befinden sich insbesondere die austauschbaren Magnesiumvorräte auf niedrigstem Niveau, was dazu führt, dass auch hier sehr enge Relationen zwischen pflanzenverfügbarer und nachlieferbaren Basen vorliegen.

Zusammenfassend kann gefolgert werden, dass die Analyse im Königswasseraufschluss nur bedingt geeignet ist für die Abschätzung der sogenannten „nachschaffenden Kraft“ von Bodensubstraten, d. h. der durch die Mineralverwitterung nachlieferbaren Nährstoffreserve. Die durch den Königswasseraufschluss erfassten Anteile an den Gesamtgehalten (Messung im Flussäureaufschluss) sind elementspezifisch unterschiedlich und zudem ist selbst bei den Gesamtgehalten nicht klar, in welchen Zeiträumen die einzelnen Minerale verwittern und in welchen Raten hierbei Mineralstoffe freigesetzt werden. Dieses bedingt größere Unsicherheiten bei der Bewertung der stofflichen Nachhaltigkeit der forstlichen Nutzung von Waldböden. Bei der Bestimmung von Elementanteilen an der geschätzten Gesamtverwitterungsrate (Kap. 4.2.3.3) empfiehlt es sich aufgrund dieser Ergebnisse, die flussäurelöslichen Elementgehalte und deren Relationen zueinander zu verwenden.

4.2.1.4 Mineralienzusammensetzung der Böden

Im Zusammenhang mit den durch die Verwitterung mittel- und langfristig nachlieferbaren Nährelementmengen ist die mineralische Zusammensetzung der Bodenfestphase von Bedeutung. Von der Menge an primären Mineralen und dem Entwicklungszustand

der Tonmineralneubildungen hängen zudem die Pufferkapazität und damit der Widerstand der Böden gegenüber weiterer Versauerung ab. Gemeinhin bestimmen die am leichtesten verwitterbaren Minerale die Elementfreisetzung und damit die Verfügbarkeit dieser Elemente für die Pflanzennährung. Um einen Einblick in die Mineralzusammensetzung von Böden brandenburgischer Waldstandorte zu erhalten, wurden bereits im Jahr 2005 im Auftrag des LFE insgesamt 110 ausgewählte Waldbodenproben mittels **quantitativer Röntgenphasenanalyse** am Landesamt für Bergbau, Geologie und Rohstoffe Brandenburg untersucht. Die Darstellung der Einzelbefunde sowie die Darlegung der Methodik der Röntgenphasenanalyse finden sich bei Luckert (2005).

Bei dem analysierten Material handelt es sich um Bodenproben von einschließlich untersuchten Waldstandorten, die vollständig bei Riek & Stähr (2004) beschrieben sind. Die Proben entstammen sowohl Bv- und C-Horizonten aus sandigem Substrat als auch Bt-, Sw- und Sd-Horizonten aus mäßig bis stark bindigen Materialien, wie Geschiebelehm und Beckenton und umfassen somit ein für das Untersuchungsgebiet maximal mögliches Körnungsspektrum. Die überwiegende Mehrheit der Bodenproben des BZE-Kollektivs bilden indes Reinsande und der mittlere Anteil der Körnungsfraktionen Schluff+Ton liegt in den Horizonten des Ober- und Unterbodens bei 9,5 % (Median: 7,0 %). 10 Prozent aller Bodenproben weisen Schluff+Ton-Gehalte von 20 % und mehr auf.

Quarz bildet die Hauptkomponente der eiszeitlichen Sandablagerungen. Bei den Sandbodenproben liegt der Quarzgehalt bei über 80 % (Abb. 4.2.10). Er reduziert sich mit zunehmendem Anteil der Schuff- und Tonfraktion an der Korngrößenzusammensetzung auf etwa 60 % Quarz bei den Lehmsubstraten. An Feldspäten treten sowohl Orthoklas (Kalifeldspat) als auch Plagioklas (Kalknatronfeldspat) in allen Horizonten zu etwa gleichen Anteilen auf (Abb. 4.2.11). Feldspäte sind aufgrund ihrer Gerüststruktur vergleichsweise stabil und weisen nur geringe Verwitterungsraten auf. Dennoch dürfte ihre Verwitterung auf vielen Sandböden insbesondere für die langfristige Kaliumernährung der Waldbäume von beträchtlicher Bedeutung sein. Die Freisetzung von Magnesium ist indes vor allem an die Verwitterung von Glimmern und Tonmineralen bzw. deren Umwandlungsprozesse gebunden. Der Anteil der Feldspäte ist bei den untersuchten Sandbodenproben kaum geringer als bei den Substraten mit höheren Schluff- und Tonanteilen (Abb. 4.2.10). Carbonate (Calcit, Dolomit) waren in acht der von Luckert (2005) untersuchten Proben zu finden. Im BZE-Kollektiv sind Carbonate bis 2 m Tiefe bei 18 % der Inventurpunkte und überwiegend im Jungpleistozän nachzuweisen (Kap. 4.1.2). Die Carbonate verfügen im Vergleich aller Minerale über äußerst hohe Verwitterungs- und Säurepufferraten. Der in Abb. 4.2.11 ausgewiesene hohe bis sehr hohe Quarzanteil der A-, B- und C-Horizonte weist grundsätzlich auf eine weit fortgeschrittene Verwitterung der anstehenden Ausgangssubstrate hin.

Abb. 4.2.10: Massenanteile von Quarz, Feldspat sowie Illit-Smektit-Wechsellschlagerungen in Abhängigkeit vom Anteil der Schluff- und Tonfraktion (Korngröße <63 µm) von 110 röntgenologisch untersuchten Waldbodenproben mit geglätteten Ausgleichsfunktionen (LOESS-Glättung)

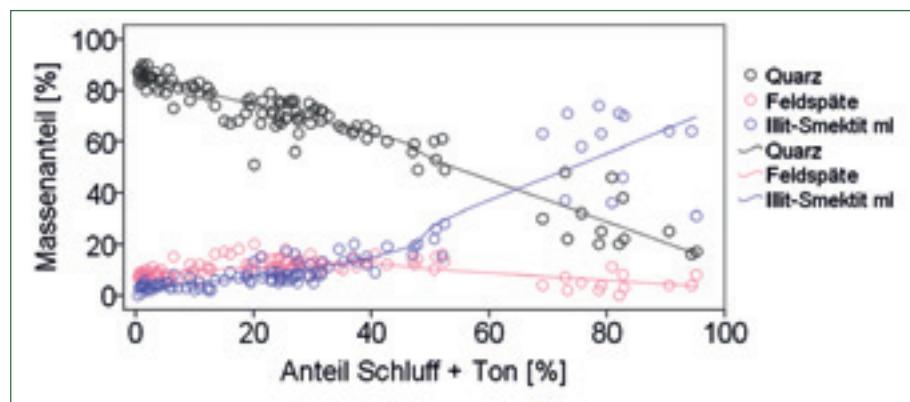
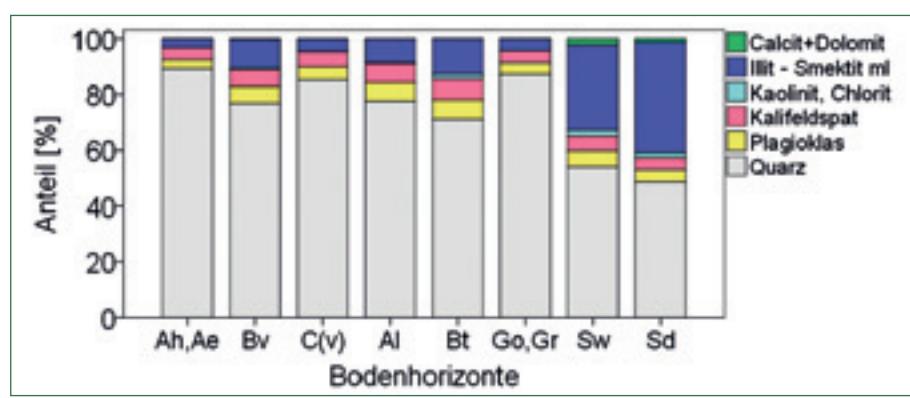


Abb. 4.2.11: Prozentuale Anteile von Bodenmineralen (ohne amorphe Bestandteile) von 110 röntgenologisch untersuchten Waldbodenproben nach Bodenhorizonten stratifiziert



In allen untersuchten Bodenproben wurden neben Quarz und Feldspäten auch **Tonminerale** nachgewiesen. So findet sich vor allem Illit, der häufig zusammen mit Smektit in Wechsellschlagerung auftritt (Abb. 4.2.10, Abb. 4.2.11). Diese Illit/Smektit-mixed-layer-Minerale bilden die tonmineralogische Hauptkomponente, wobei die Smektit-Anteile der Sandbodenproben und sandigen Lehme stets unter 50 % liegen (Abb. 4.2.12). Im Vergleich zu den Feldspäten weisen die Tonminerale höhere Verwitterungsraten auf und tragen mehr zur Kalium-, Calcium- und Magnesiumversorgung bei.

nografischen Bestimmungen der Gesamtprobe grundsätzlich sehr gut geeignet sind, um die pedogenen Veränderungen in den Bodenprofilen der brandenburgischen Waldstandorte sichtbar zu machen. So wurden Tonmineralneubildungen, wie Chlorit/Vermiculit-Wechsellschlagerungen und Tonmineralumbildungen (randlich aufgeweitete Illite) erwartungsgemäß vor allem in Bv-Horizonten nachgewiesen, während die C-Horizonte geringere Verwitterungseinflüsse zeigen und weitestgehend den Tonmineralbestand des geogenen Untergrunds widerspiegeln.

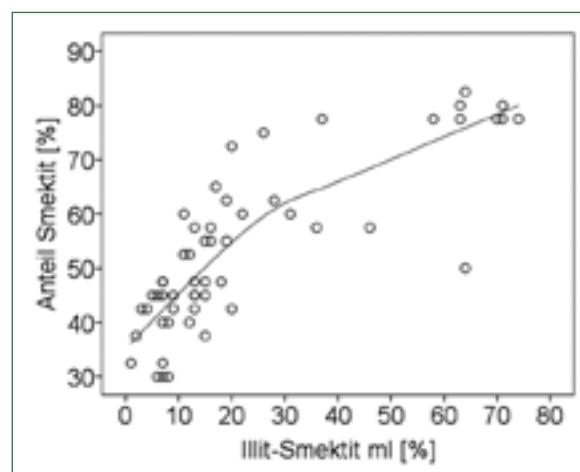


Abb. 4.2.12: Anteil der Smektit-Schichten innerhalb der Illit-Smektit-Wechsellschlagerungen in Abhängigkeit vom Gehalt an Illit-Smektit-Wechsellschlagerungen

Es bestätigt sich, dass mineralogische Analysen der Tonfraktion in Kombination mit quantitativen rönt-

Anhand der Vergesellschaftung der untersuchten Minerale weist Luckert (2005) verschiedene **Paragenesestypen** aus. Etwa die Hälfte der ausgewerteten Bodenproben muss demnach einem Paragenesestyp zugeordnet werden, der durch das weitgehende Fehlen von Illit-Smektit-Wechsellschlagerungen gekennzeichnet ist und bei dem degradierte Illite und Chlorit-Vermiculit-Wechsellschlagerungen die tonmineralogische Hauptkomponente bilden (Abb. 4.2.13). Diese Tonminerale sind nach Luckert (2005) durch langanhaltende pedogene Prozesse von vermutlich mehreren 1.000 Jahren im Postpleistozän entstanden. Ein weiterer in drei Untergruppen unterteilter Paragenesestyp kennzeichnet die Proben im Übergangsbereich von pedogener und nicht pedogener Beeinflussung der Tonmineralzusammensetzung. Die Untergruppen weisen eine kontinuierliche Abnahme der Wechsellschlagerungsminerale sowie des Smektit-Schicht-Anteils innerhalb dieser auf. Parallel dazu erfolgt eine stete Zunahme der Gehalte an degradiertem Illit, Kaolinit und Chlorit sowie Chlorit/Vermiculit-Wechsellschlagerungen und Vermiculit als Zeichen fortgeschritten der Verwitterung.

Insgesamt lassen die durchgeführten Analysen jedoch nicht den Schluss zu, dass es als Folge einer anthropogenen Bodenversauerung in jüngerer Zeit zu bedeutenden Veränderungen des Tonmineralbestandes gekommen ist, wie zum Beispiel zur Bildung von Al-Chloriten durch Einlagerung von Al-Hydroxo-Kationen sowie Tonmineralzerstörung (Veerhoff et al. 1996). Bei den nachgewiesenen Chloriten konnte aufgrund der geringen Mengen nicht ermittelt werden, inwieweit es sich neben primärem Chlorit auch um pedogen neugebildete sekundäre Chlorite handelt. Für den Nachweis der Wirkungen von jüngeren Versauerungsvorgängen durch anthropogen eingetragene Säurebildner wären weitere Verfahren hinzuzuziehen. So kann über die genaue Zusammensetzung der amorphen Phase, die hier nicht dargestellt ist, keine Auskunft gegeben werden. Sie errechnete sich durch Differenzbildung der untersuchten Minerale zu 100 % und macht in den untersuchten (i. A. humusfreien) Proben einen Anteil von 0 bis ca. 10 % aus. Darunter dürften sich vor allem auch mutmaßlich durch extrem starke Versauerung und Tonmineralzerstörung gebildete amorphe Abbauprodukte (Al-Hydroxide) befinden.

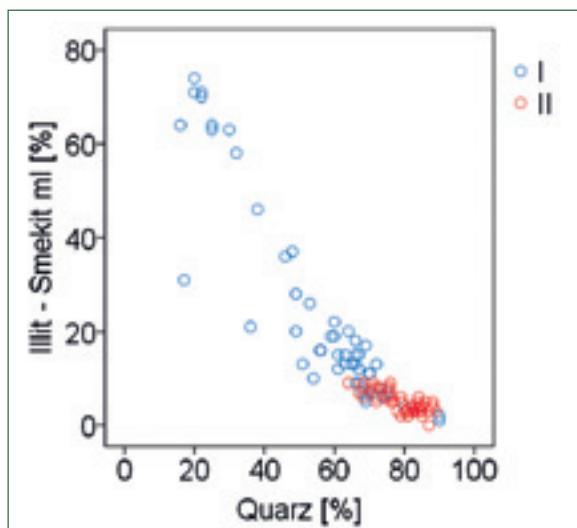


Abb. 4.2.13: Streudiagramm des Anteils von Illit/Smektit-Wechsellagerungen und Quarz stratifiziert nach Paragene-setyp I (Übergangsbereich von pedogener und nicht pedogener Beeinflussung) und II (Prägung durch langanhaltende pedogene Prozesse) nach Luckert (2005)

Über die Untersuchungen von Luckert (2005) hinaus wurden an ausgewählten brandenburgischen BZE-Punkten im Rahmen von bundesweiten Studien zur Entwicklung einer mineralogisch basierten Substratklassifikation (Butz-Braun et al. 2009) Tonmineralanalysen an Bodenprofilen durchgeführt. An 20 BZE-Inventurpunkten erfolgte die Analyse der Mineralzusammensetzung der Bodenhorizonte. Diese Punkte können daher für exemplarische Schätzungen der Verwitterungsraten mit dem Modell PROFILE herangezogen werden (Kap. 4.2.1.5). Über alle Bodentiefen und Standorte hinweg ergeben sich die in Tab. 4.2.2 dargestellten Mineralanteile in der un-

tersuchten BZE-Punkteauswahl. Die Angaben zu den Tonmineralen beziehen sich auf die rechnerische Summe von Smektit, Illit, Muskovit, Vermiculit und Kaolinit sowie Wechsellagerungen von Chlorit/Vermiculit und Illit/Vermiculit. An drei Punkten wurden Carbonate gemessen. Insgesamt zeigen die exemplarischen BZE-Proben eine gute Übereinstimmung mit den Analysen von Luckert (2005) für A-, B- und C-Horizonte (Abb. 4.2.11). Von der Zusammensetzung und Verwitterungsstabilität dieser Minerale hängt die Menge der durch Verwitterung freigesetzten Nährstoffkationen (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+) pro Zeiteinheit ab, die im folgenden Kapitel geschätzt wird.

Tab. 4.2.2: Anteile ausgewählter Minerale in den Bodenhorizonten von 20 exemplarischen BZE-Punkten (n=60)

[%]	Quarz	Kalifeldspat	Plagioklas	Tonminerale
Mittelwert	81,5	5,6	2,3	7,3
Median	87,0	6,0	2,0	4,5
SD	15,9	2,1	0,9	8,4
Minimum	13,0	0,0	1,0	1,5
Maximum	92,0	10,0	5,0	42,0

4.2.1.5 Modellierung von Verwitterungsraten

Die Verwitterungsraten im Wurzelraum von Waldbeständen bewegen sich bei unterschiedlichen silikatischen Gesteinen etwa in der Größenordnung von 0,2 und 2,0 $\text{kmol}_{\text{c}}/\text{ha/a}$ (Feger 1996). Bei den im Untersuchungsbiet auftretenden quarzreichen und tonmineralarmen Substraten kann davon ausgegangen werden, dass die Werte deutlich im unteren Bereich dieser Spanne liegen. Eine punktspezifische Schätzung der Verwitterungsraten lässt sich bei bekannter Tonmineralzusammensetzung mit dem Modell PROFILE (Sverdrup & Warfvinge 1993b, Warfvinge & Sverdrup 1995) durchführen. Im Rahmen der brandenburgischen BZE-Auswertung konnten beispielhaft für 20 BZE-Punkte (Tab. 4.2.2, Kap. 4.2.1.4) entsprechende Modellierungen realisiert werden. Eine ausführliche Beschreibung des Vorgehens bei der Generierung der für das Modell der Version 4.3 (ÖKODATA 2002) benötigten Modelleingangsgrößen findet sich in Kap. 2.5.4.

Die Berechnung von Verwitterungsraten erfolgte für die Elemente Calcium, Magnesium, Kalium, Natrium, Aluminium, Silizium und Phosphor für verschiedene Bodenblöcke, die bis in die Mineralboden tiefen 30 cm, 60 cm, 90 cm, 140 cm und 200 cm reichen. Ein stark carbonathaltiger R-Standort ist als extremer Ausreißer aus Darstellungsgründen in den folgenden Abbildungen nicht berücksichtigt. Dieser Standort weist beispielsweise für den Tiefenblock bis 90 cm eine Gesamtverwitterungsrate von 84 $\text{kmol}_{\text{c}}/\text{ha/a}$ auf (zum Vergleich: der Mittelwert aller anderen Punkte beträgt 0,4 $\text{kmol}_{\text{c}}/\text{ha/a}$).

Als wichtiges Ergebnis dieser exemplarischen PROFILE-Modellierungen zeigt sich für carbonatfreie Böden, dass die Verwitterungsraten im Hauptwurzelraum im

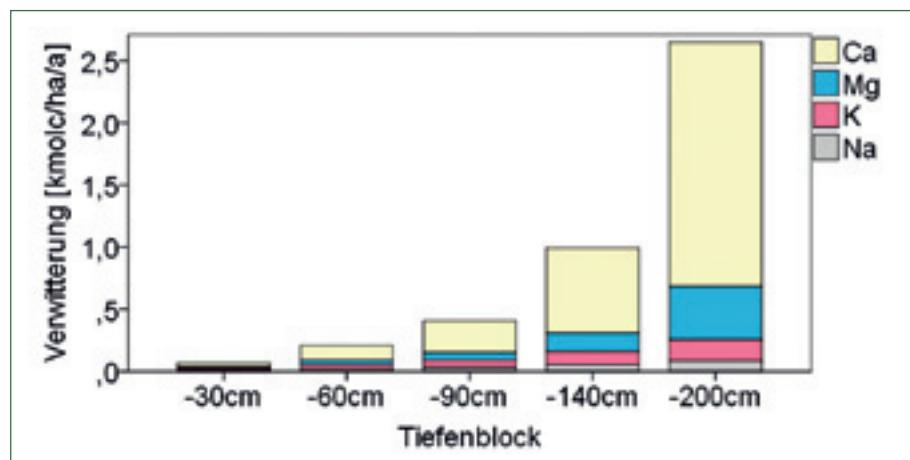


Abb. 4.2.14: Verwitterungsraten von Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ und Na^+ kumulativ für verschiedene Bodenblöcke von 19 exemplarischen BZE-Punkten

Vergleich zur Verwitterungsrate im Bodenkörper bis maximal 200 cm äußerst gering sind (Abb. 4.2.14). Die Mittelwerte und Streuungen der Elemente Calcium, Magnesium und Kalium sowie der Gesamtverwitterungsrate (Summe aus Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ und Na^+) gehen aus Tab. 4.2.3 hervor. Erst in größeren Tiefen treten mineralreichere und weniger verwitterte Bodenschichten auf, für die höhere Verwitterungsraten ermittelt werden. Hier nimmt die Diskrepanz zwischen arithmetischem Mittelwert und Median stark zu, was auf zunehmend schiefe Verteilungskurven hinweist und die Zweispaltung des Kollektivs in einerseits (wenige) Standorte mit günstigeren Untergrundeigenschaften und andererseits reinsandige, silikatarme Substrate veranschaulicht.

Nach diesen Befunden wird die Bewertung der Standorte anhand ihrer Gesamtgehalte bis maximal 90 cm Tiefe, wie dieses nach AK Standortskunde (2003) konventionell erfolgt (Tab. 4.2.1, Kap. 4.2.1.2), einer umfassenden Einschätzung der Nährstoffreserve nur bedingt gerecht, da es vor allem die darunter liegenden Schichten in 1-2 m Tiefe sind, die auf den brandenburgischen Lockersedimenten für die „nachschaffende Kraft“ der Standorte sorgen. Bei der Betrachtung von Nährstoffbilanzen stellt die Durchwurzelungstiefe und die damit einhergehende Erschließung eines maximalen Bodenvolumens deshalb nebst der Mineralzusammensetzung des Untergrunds eine ganz wesentliche Steuergröße des Nährstoffinputs dar.

Tab. 4.2.3: Statistische Kennwerte der modellierten Verwitterungsraten von 19 BZE-Punkten

Bodenblock		Ca+Mg+K+Na [kmol _c /ha/a]	Ca [kmol _c /ha/a]	Mg [kmol _c /ha/a]	K [kmol _c /ha/a]
-60 cm	Mittelwert	0,2076	0,1186	0,0357	0,0339
	Median	0,0410	0,0063	0,0026	0,0213
-90 cm	Mittelwert	0,4063	0,2553	0,0608	0,0587
	Median	0,0562	0,0083	0,0042	0,0279
-140 cm	Mittelwert	0,9914	0,6835	0,1498	0,1045
	Median	0,0899	0,0132	0,0081	0,0510
-200 cm	Mittelwert	2,6483	1,9653	0,4298	0,1685
	Median	0,1458	0,0221	0,0122	0,0710

Die Differenzierung zwischen den verschiedenen Mineralbeständen der Ausgangsgesteine und deren Verwitterungsfortschritt, kommt auch durch die stratifizierte Darstellung der Verwitterungsraten nach KMgCaP-Serie und Stammnährkraftstufe in Abb. 4.2.15 zum Ausdruck. Die über alle Blockberechnungen gemittelten Gesamtverwitterungsraten (Summe Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ und Na^+) zeigen deutliche Abhängigkeiten von den standörtlichen Straten, obwohl aufgrund der geringen Stichprobenumfänge erhebliche Unsicherheiten der Mittelwerte bestehen. Auch wenn die Verwitterungsraten insgesamt sehr gering sind, kommt zum Ausdruck,

dass die jungpleistozänen Standorte bezüglich der Nährstoffnachlieferung durch Mineralverwitterung bessere Werte liefern als die älteren weichseleiszeitlichen Ablagerungen und diese wiederum günstiger einzustufen sind als die saaleeiszeitlichen Sedimente. Unter Aspekten der stofflichen Nachhaltigkeit unterstützen die aus den quantitativen Mineralanalysen abgeleiteten Befunde somit die übliche Praxis, sich bei waldbaulichen Entscheidungen primär an den Stammegenschaften, namentlich der Stammnährkraftsstufe und damit assoziierten geologischen Serie, zu orientieren.

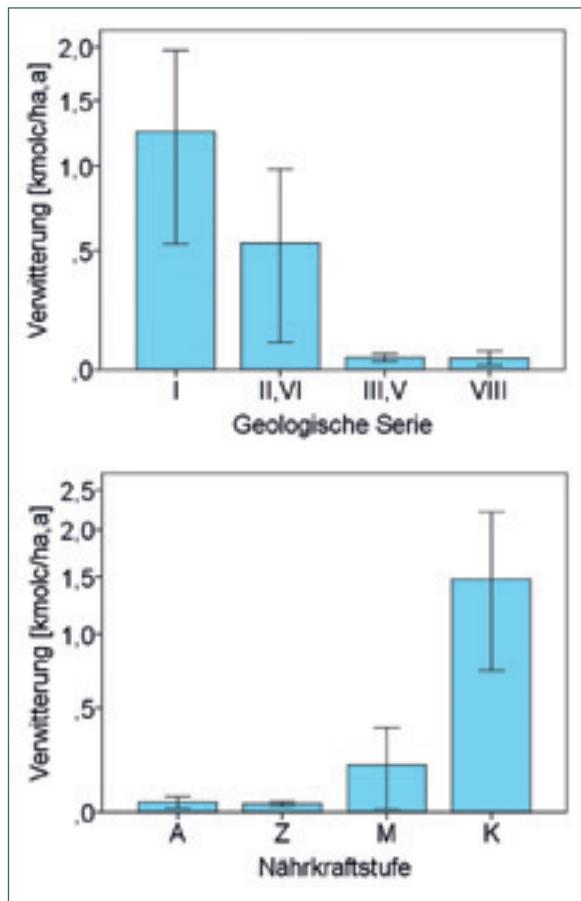


Abb. 4.2.15: Mittlere modellierte Gesamtverwitterungsraten (Ca+Mg+K+Na) stratifiziert nach geologischer Serie und Stammnährkraftstufe von 19 exemplarischen BZE-Punkten

4.2.2 Beurteilung von Bodenschutzkalkungen

Die in den meisten Bundesländern seit den 1980er Jahren umgesetzten Programme zur Durchführung großflächiger Kalkungsmaßnahmen im Wald dienten im Grundsatz dazu, Gefährdungen der Waldökosysteme durch Säuretoxizität und versauerungsbedingte Nährelementmängel zu verhindern bzw. abzumildern. Die Prüfung der Wirksamkeit dieser Maßnahmen sowie ggf. auftretender nicht erwünschter Nebeneffekte stellt in den betroffenen Ländern eine der zentralen Zielsetzungen bei der Auswertung der zweiten bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald dar (z. B. Block & Gauer 2012).

Im Land Brandenburg wurden bislang aufgrund der standörtlichen Besonderheiten (Kap. 4.2.2.2) keine Bodenschutzkalkungen durchgeführt. Der Bodendegredation durch atmogene Stoffeinträge soll hier vorrangig im Rahmen von Waldumbauprogrammen durch eine bodenpflegliche Baumartenwahl entgegengewirkt werden. **Gleichwohl war das Thema Waldkalkung insbesondere nach Durchführung der BZE-2 in Brandenburg mehrfach Gegenstand von wissenschaftlichen Auseinandersetzungen (Riek 2009a, 2011, Russ et al. 2014, Jacob et al. 2013) und von Anfragen aus Politik und Verwaltung, z. B. in der**

Kleinen Anfrage Nr. 1677 zur „Bodenschutzkalkung im Wald“ vom 12.03.2007 (Landtag Brandenburg 2007). Eine finale (Neu-)Positionierung zur Waldkalkung im Land Brandenburg, insbesondere vor dem Hintergrund sich ändernder Standorts- und Stoffeintragsbedingungen und unter Berücksichtigung neuer Befunde aus der Bodenzustandserhebung, steht bislang noch aus. Dieses ist darin begründet, dass die BZE-2(a)-Auswertung zum Säure-Basen-Zustand und dessen Dynamik jetzt erst vollständig vorliegt. Dem Anliegen nach einer wissenschaftlich fundierten Stellungnahme zur Kalkungsfrage wird hiermit auf der Grundlage der flächenrepräsentativen BZE-Daten nachgekommen.

4.2.2.1 Allgemeine Rahmenbedingungen der Waldkalkung

Die natürliche Bodenversauerung unter humiden Klimaverhältnissen ergibt sich aus der bei der Bodenatmung entstehenden Kohlensäure sowie sich bei der Umsetzung von organischer Substanz bildenden Humin- und Fulvosäuren. Diese natürliche Versauerung kann durch anthropogene Faktoren beschleunigt verlaufen. Ursachen anthropogener Versauerung sind zum einem der Verlust an basisch wirksamen Kationen mit dem Sickerwasser als Begleitonen der mit dem Niederschlag eingetragenen mobilen Anionen starker Mineralsäuren (v. a. SO_4^{2-} , NO_3^-) und zum anderen die Aufnahme von Kationen durch wachsende Pflanzen und Biomassenentnahme bei intensiver Holzernte. Folgen der anthropogenen Versauerungsprozesse sind das Fortschreiten der Versauerungsfront bis weit unter den Hauptwurzelraum der Baumvegetation und die Verarmung an austauschbaren Basen selbst auf natürlicherweise nährstoffreicher Standorten beispielsweise der Stammnährkraftstufen K und M⁺. Versauerungsprozesse können über wenige Jahre bereits zu messbaren Bodenveränderungen führen oder aber Jahrhunderte andauern. Die Dynamik hängt maßgeblich von der Menge der beteiligten mobilen Anionen, der Kationenaustauschkapazität und Austauscherbelegung sowie der Verwitterungsrate des Ausgangssubstrats ab.

Bei sehr niedrigen pH-Werten kommt es zur irreversiblen Zerstörung der Kristallgitter von Tonmineralen durch das Herauslösen von Al^{3+} -Ionen. In der Bodenlösung wirken sich hohe H^+ - und Al^{3+} -Konzentrationen negativ auf die Wurzelentwicklung der Pflanzen aus (Marschner 1989). Schäden an Feinwurzeln durch Aluminiumtoxizität wurden Anfang der 1980er Jahre als eine der Ursachen für das Auftreten der „neuartigen Waldschäden“ vermutet. Die Frage, ob die aus Lösungskulturversuchen mit Fichten- und Buchenwäldchen abgeleiteten Toxizitätsgrenzwerte von Rost-Siebert (1985) auf Freilandbedingungen übertragbar sind, ist allerdings bis heute ungeklärt. So verfügen an saure Standorte angepasste Baumarten über Anpassungsmechanismen, die sie gegen toxische Al^{3+} -Konzentrationen in der Bodenlösung schützen (Marschner 1991). Gleichwohl kann eine hohe Aluminiumkonzentration die Aufnahme von Magnesium- und Calciumionen behindern und so bei bereits knappem Basen-

angebot insbesondere Magnesiummangel hervorrufen (Feger 1996). Zudem führen zunehmende Konzentrationen von nicht organisch komplexierten Al^{3+} -Ionen in der Bodenlösung zur Verdrängung von säuresensitiven Bodenorganismen und Pflanzenarten und damit zur Einschränkung der standörtlichen Biodiversität. Die Hemmung des mikrobiellen Streuabbau bei erhöhtem Versauerungsdruck führt bekanntermaßen zur Akkumulation von Auflagehumus und einer Entkopplung des internen Nährstoffkreislaufs. In Summe ist davon auszugehen, dass sich der Fruchtbarkeitszustand der Waldböden, als bestimmende Steuergröße von Wachstum, Vitalität und Stabilität der Bestände, durch die anthropogene Bodenversauerung verschlechtert.

Die Waldkalkung gilt als probates Mittel zur Regeneration anthropogen versauerter Waldböden. Eine Literaturübersicht von (überwiegend positiven) Kalkungswirkungen sowie möglichen Risiken findet sich bei Leube (2000). Bei der Kalkungsplanung der Bundesländer wird heute gemeinhin ein ganzheitliches und ökologisches Konzept verfolgt, das im unmittelbaren Zusammenwirken mit der Erneuerung einer standortsgerechten Baumartenzusammensetzung und Waldstruktur gesehen wird. Waldumbau und Bodenschutzkalkung werden insofern als Wirkungseinheit verstanden, um über die Pufferung atmogener Säureeinträge hinaus eine langfristige Stabilisierung und Regeneration der Waldökosysteme zu erzielen (Jacob et al. 2013). **Nach einer bundesweiten Recherche von Jacob & Andreea (2013) beträgt die aufsummierte Kalkungsfläche (einschließlich der Mehrfachkalkungen) im Zeitraum 1980 bis 2012 ca. 3,34 Mio. Hektar. Entsprechend dem prozentualen Anteil der gekalkten Fläche an der jeweiligen Gesamtwaldfläche ergibt sich folgende Reihung der Länder: Rheinland-Pfalz (81 %), Sachsen (68 %), Nordrhein-Westfalen (55 %), Niedersachsen (51 %), Hessen (50 %), Thüringen (46 %), Baden-Württemberg (34 %), Saarland (18 %), Bayern (3 %) und Sachsen-Anhalt (1 %). In den Ländern Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern und Schleswig-Holstein wurden bislang keine großflächigen Waldkalkungen realisiert.**

Aufgrund der inzwischen erheblich reduzierten Säureeinträge erfolgt gegenwärtig eine zunehmend **kontroverse Diskussion** über die weitere Notwendigkeit von Bodenschutzkalkungen. Hierbei wird auf mögliche Nebenwirkungen von Kalkungsmaßnahmen und damit verbundene Risiken verwiesen, wie Humusverlust, CO_2 -Freisetzung, erhöhte Nitratauswaschung und damit einhergehender Austrag von basischen Kationen sowie Verdrängung kalkmeidender Organismen bei gleichzeitiger Zunahme von Nitrophyten und Ruderalarten in der Vegetation (z. B. Kompa & Weckesser 2014). Nach Reif et al. (2014) stellt vor dem Hintergrund der aktuellen Immissionssituation nicht die Versauerung, sondern die Stickstoffeutrophierung die bedeutendste Ursache für die standörtliche und biozönotische Drift der Wälder und die Gefährdung von Arten und Lebensräumen dar. Die Kalkung der stickstoffbelasteten Wälder verschärft nach den Autoren die Auswirkungen dieser Eutrophierung.

4.2.2.2 Situation im Land Brandenburg

Wie in anderen Bundesländern hat sich auch in Brandenburg die **Schwefeldeposition** seit Ende der 1980er Jahre extrem reduziert. Jedoch muss auch hier davon ausgegangen werden, dass die Auswaschung der über Jahrzehnte eingetragenen und in den Böden akkumulierten Sulfationen noch über längere Zeiträume hinweg zu Verlusten an basischen Nährstoffkationen mit dem Sickerwasseraustrag und damit zur Bodenversauerung führen. Nur so lassen sich auch die erheblichen Abnahmen der Basensättigungen und der Basenvorräte zwischen den Inventuren BZE-1 und BZE-2(a) erklären (Kap. 4.1.4.1, Kap. 4.1.6.4). Zudem befindet sich die **Stickstoffdeposition** auf den Level-II-Flächen – bewertet anhand der Critical Loads (CL) für eutrophierenden Stickstoff – nach wie vor auf *kritischem Niveau* (Einert 2015).

Als Ergebnis der PROFILE-Modellierungen in Kap. 4.2.1.5 liegen für die hierfür verwendeten 20 exemplarischen BZE-Punkte Brandenburgs Kennwerte der Bodenlösung im Fließgleichgewichtszustand (steady-state) vor, anhand derer sich kritische Belastungen der Feinwurzeln von Waldbäumen durch **Aluminiumtoxizität** beurteilen lassen (vgl. Meiwas et al. 1986). Ein besonders geeigneter Kennwert ist das BC/Al-Verhältnis, d. h. der Quotient aus basischen Kationen und der Aluminiumkonzentrationen im Bodensickerwasser (Warfvinge & Sverdrup 1995):

$$\text{BC/Al [mol/mol]} = (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{K}^+) / \text{Al}^{n+}.$$

Abb. 4.2.16 zeigt die modellierten Werte für einzelne Tiefenstufen sowie Schwellenwerte unterhalb derer Beeinträchtigungen der Waldbäume durch Wurzelschäden und die Behinderung der Nährstoffaufnahme zunehmend wahrscheinlich werden. Die dargestellten Schwellenwerte basieren auf Untersuchungen von Sverdrup & Warfvinge (1993a) an Sämlingen und geben den Bereich an, ab dem das Wachstum auf 80 % des ohne Al^{3+} -Stress zu beobachtenden Wachstums reduziert wird. Bei der Interpretation dieser Schwellenwerte ist zu berücksichtigen, dass die Auswirkungen auf das Wachstum in den Untersuchungen von Sverdrup & Warfvinge (1993a) zusätzlich durch die absolute Konzentration von Basen in der Bodenlösung variiert werden. So wirken sich niedrige BC/Al-Verhältnisse bei entsprechend hohen Basenkonzentrationen weniger nachteilig auf das Wachstum aus.

Ab 60 cm Tiefe befinden sich die Mediane der BC/Al-Verhältnisse für die dargestellte BZE-Punktauswahl im Bereich der kritischen Schwellenwerte (Abb. 4.2.16). Die Möglichkeit der Erschließung von verwitterbaren Nährstoffreserven des tieferen Untergrunds, die für die nachhaltige Nährstoffversorgung als besonders wichtig erachtet wird (Kap. 4.1.6.5, Kap. 4.2.1.5), ist durch die zunehmenden toxischen Effekte an Feinwurzeln erschwert. Derartige Verhältnisse dürften auf die Mehrheit der BZE-Gesamtstichprobe übertragbar sein.

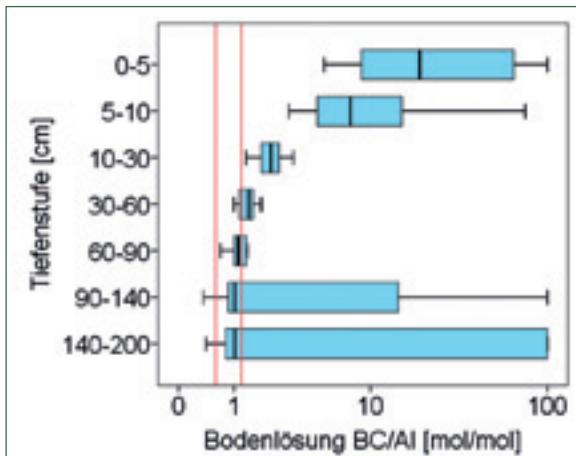


Abb. 4.2.16: Modelliertes BC/Al-Verhältnis von 20 exemplarischen BZE-Punkten unter steady-state-Bedingungen (PROFILE, vgl. Kap. 4.2.1.5); Schwellenwerte: 1,2 für Kiefer bzw. 0,6 für Eiche und Buche nach Sverdrup & Warfvinge (1993a)

Die Kalkung als Maßnahme zur Säurekompensation wird von verschiedenen Autoren speziell auf **Sandböden**, wie sie in Brandenburg unter Wald vorherrschen, als kritisch gesehen (Feger 1998, Cornelius et al. 1997). Hier bildet die organische Substanz den bedeutendsten Sorptionsträger. Humusabbau durch Kalkung würde sich daher besonders gravierend auf die Kationenaustauschkapazität der Böden auswirken. Äußerst problematisch erscheint demnach vor allem die Kalkung von sauren Sandstandorten, bei denen atmogene Einträge zur **Stickstoffakkumulation** in der Humusauflage geführt haben. Durch die Kalkungsmaßnahme kann es bei diesen Standorten zu beschleunigter Mineralisation und erhöhter Nitratauswaschung mit einem entsprechenden Risiko der Grundwasserbelastung kommen.

Andererseits ist gerade auf Sandstandorten eine besondere Tiefenwirkung hinsichtlich der Verbesserung des Basenzustands im Mineralboden zu erwarten, wie Ergebnisse von Kalkungsversuchsflächen in Niedersachsen und Schleswig-Holstein von Eberl (2001) belegen. Die Wirkung der Kalkung im Unterboden ist demnach stark von der Kationenaustauschkapazität im Hauptwurzelraum abhängig. Auf humusarmen Sandstandorten zeigten sich sieben Jahre nach der Kalkung bis in 40 cm Bodentiefe Veränderungen der pH-Werte und Basensättigungen, die den bodenchemischen Zielvorstellungen der Kalkungsmaßnahmen nahe kamen. Auf humusreichen Schluff- und Lehmböden mit hoher Kationenaustauschkapazität waren nachweisbare Kalkungswirkungen indes auf die obersten maximal 10 cm beschränkt. Übertragen auf brandenburgische Verhältnisse wäre dieser Effekt unter bestimmten Standortsbedingungen günstig zu bewerten, da die Kalkungswirkung bei Sandsubstrat rasch den kompletten Wurzelraum durchdringt und insbesondere auf Standorten mit bindigem Material im Unterboden könnten die Calcium- und Magnesiumionen vergleichsweise schnell bis in diese Schichten vordringen. Dort würden sie aufgrund ausreichend vorhandenen Sorptionspo-

tenzials gebunden. Im Allgemeinen besteht in diesen Bodenschichten auch eine erhöhte Durchwurzelungsintensität durch Wurzelabsenker und die Ausbildung von horizontalen Feinwurzellagen. Bei dem Substratyp **Tieflehm sowie bei lehmunterlagerten Sanden bzw. Standorten der Nährkraftstufen M+ und Z+** wären somit durchaus günstigere Kalkungseffekte als auf Reinsand zu erwarten. Zu beachten sind jedoch auch hier die Ausführungen in Kap. 4.1.1.2, wonach bei niedrigen pH-Werten sehr hohe Stickstoffmengen in der Humusauflage akkumulieren (Abb. 4.1.10), die bei Kalkung ein erhöhtes Risiko für Nitrataustrag darstellen. Die tatsächliche Nitratauswaschung ist aber wiederum von zahlreichen standörtlichen und biotischen Rahmenbedingungen (z. B. Sickerrate, Stickstoffeinführung in die Bodenvegetation) abhängig. **Für die Frage der Kalkungsdurchführung sind somit immer exakte Informationen zu den spezifischen lokalen Standorts- und Bodenverhältnissen, aber auch weiteres Wissen über die Wirkungsprozesse unter brandenburgspezifischen Voraussetzungen (vgl. Kap. 4.2.2.4) notwendig.**

Trotz möglicher toxischer Al^{3+} -Konzentrationen in der Bodenlösung und geringer pflanzenverfügbarer Nährstoffkationenvorräte (Kap. 4.1.6.3) lässt sich aus den **Ernährungsdaten** der flächenrepräsentativen BZE-2(a)-Stichprobe bislang keine akute Notwendigkeit der Kalkung ableiten (Kap. 4.1.7). So besteht, von wenigen Einzelfällen abgesehen, kein Mangel an Calcium oder Magnesium, der eine sofortige Kalkung notwendig machen würde. Zudem sprechen auch die zu verzeichnenden hohen **Wuchsleistungen** (Noack 2011, 2012; Müller 2015, Schröder 2015) nicht dafür, dass Waldkalkungen zur Verbesserung der Standorts- bzw. Wuchsbedingungen der Bestände durchzuführen sind. In diesem Zusammenhang ist jedoch zu sehen, dass fast die gesamte Waldfläche Brandenburgs in der Vergangenheit von **atmogenen Baseneinträgen** betroffen war. Die Verfügbarkeit der eingetragenen Basen in Verbindung mit moderaten bis hohen Stickstoffeinträgen dürfte sich in den letzten Jahrzehnten auf der Mehrheit der Standorte optimal auf die Nährstoffversorgung und das Wachstum der Bäume ausgewirkt haben, sofern nicht Wassermangel witterungsbedingt als limitierender Standortsfaktor wirkte. Aus der Tatsache, dass der atmogene Elementeintrag selbst heute noch überwiegend den Nährstoff-Input aus der Mineralverwitterung übertrifft (Kap. 4.2.1.5), wird die erhebliche Bedeutung der Staubdeposition für die optimale Versorgung der Bäume in der Vergangenheit insbesondere mit Calcium und Magnesium deutlich.

Nach dem Ende des zweiten Weltkriegs lag die **Braunkohleförderung auf dem Gebiet der ehemaligen DDR** bei 85,2 Mio. Tonnen und erreichte Mitte der 1980er Jahre einen Maximalwert von 312,2 Mio. Tonnen (Buck 1996). Der Einsatz der Braunkohle in Kraftwerken stieg bis zum Jahr 1989 kontinuierlich an. Sie wurde zunehmend als Rohbraunkohle in den industriellen Ballungsgebieten Mitteldeutschlands, der Lausitz und Berlin verbrannt. Die Staubemission aus stationären Anlagen war im Jahr 1988 in Berlin (Ost)

mit rd. 740 kg/ha am höchsten, gefolgt von den Bezirken Cottbus (580 kg/ha), Halle (540 kg/ha) und Leipzig (480 kg/ha) (Buck 1996). Nach Untersuchungen von Koch et al. (2001) im Bitterfelder Raum bestanden die Flugaschen zu hohen Anteilen aus Calcium- und Magnesiumoxid. Die Stäube wurden im Nahbereich und durch hohe Schornsteine auch über weite Strecken emittiert und in die Waldöksysteme aufgrund deren hoher Oberflächenrauhigkeit bevorzugt eingetragen. Anhand von Depositionsmessungen seit den 1960er Jahren (Möller & Lux 1992), Förderstatistiken (Statistik der Kohlenwirtschaft e. V. 2015) und Erhebungen von Borkenproben im Rasternetz der ökologischen Waldzustandskontrolle der ehemaligen DDR in den Jahren 1985 und 1988 lässt sich sowohl die zeitliche als auch die räumliche Dynamik der Baseneinträge kalkulieren (Kallweit 2015, unveröffentlicht).

Bei den durchgeföhrten **Borkenanalysen zur Bioindikation der Fremdstoffbelastung** (Stöcker & Gluch 1992) erfolgte nach Kallweit et al. (1985) die Entnahme der äußereren Borkenschicht von 0-3 mm Dicke an Probebäumen in 130-180 cm Stammhöhe. An dem getrockneten und gemahlenen Probenmaterial wurden im wässrigen Extrakt (1g/10 ml) die SO_4^{2-} und Ca^{2+} -Konzentrationen gemessen und die elektrische Leitfähigkeit sowie der pH-Wert (0,1 n KCl) bestimmt. In Relation zur Bulk-Deposition an 32 Freiflächen-Stationen des Niederschlagsmessnetzes des Meteorologischen Dienstes der DDR von 1985 bis 1989 sowie im Vergleich mit Ergebnissen der Untersuchung von Freiland- und Unterkronen-Depositionen in Kiefernbeständen (Westendorff und Simon 1992) erfolgte eine flächendeckende Schätzung der Ca^{2+} -Einträge an den Inventurpunkten, für die Borkenanalysen vorlagen (in Brandenburg: n=691).

Zur Zeit der höchsten Immissionsbelastung in den 1980er Jahren wurden nach diesen Kalkulationen in Brandenburg durchschnittlich ca. 48 kg/ha/a Calcium in die Kiefernbestände eingetragen. Die räumliche Verteilung der Eintragsraten geht aus den berechneten Werten an den Punkten der Ökologischen Waldzustandskontrolle hervor (Abb. 4.2.17). Die Darstellung macht deutlich, dass die Einträge stark auf den Süden Brandenburgs konzentriert waren und hier etwa viermal höher lagen als im industrieferneren Norden. **Für die Belastung mit basischen Stäuben sind sowohl die im Süden gelegenen Braunkohlekraftwerke als auch der Braunkohleeinsatz für den Hausbrand insbesondere in Berlin sowie regional das Rüdersdorfer Zementwerk östlich von Berlin verantwortlich. Bemerkenswert ist, dass auch die Basen-Einträge im nördlichen Brandenburg die heutigen Einträge um das Fünffache übertreffen. Das räumliche Muster der Baseneinträge spiegelt sich deutlich in der regionalen Verteilung der basischen Kationen im Boden, wie in Kap. 4.1.4.2 und Kap. 4.1.6 (Abb. 4.1.32, Abb. 4.1.47) dargestellt, wider.** Die Häufigkeitsverteilungen der Schätzgrößen für die Calciumdeposition an den zugrundeliegenden Inventurpunkten zeigt Abb. 4.2.17 für das Jahr 1988.

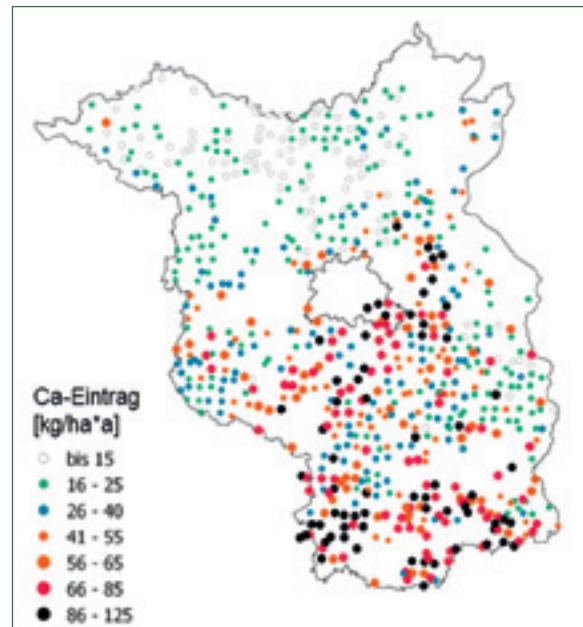


Abb. 4.2.17: Kalkulierte Unterkronen-Einträge an Calcium für das Jahr 1988 auf der Basis von Kiefern-Borkenanalysen (Kallweit 2015, unveröffentlicht)

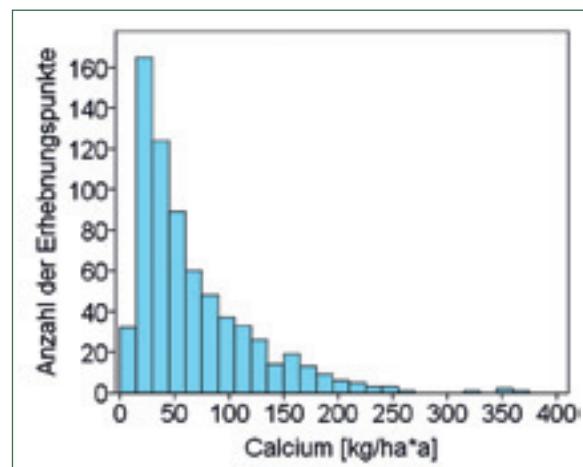


Abb. 4.2.18: Histogramme der kalkulierten Unterkronen-Einträge an Calcium in Kiefernbestände mittleren Alters an den Punkten der Ökologischen Waldzustandskontrolle im heutigen Gebiet des Landes Brandenburg im Jahr 1988

Unter der Annahme einer etwa gleichbleibenden Relation der Flugstaubemission zur Braunkohlenförderung wurde von Kallweit (2015 unveröffentlicht) die Förderstatistik des Mitteldeutschen und des Lausitzer Braunkohlenreviers (Statistik der Kohlenwirtschaft e. V. 2015) als zeitlicher Bezug zur Dynamik der Einträge basischer Flugaschen genutzt. In den Jahren 1980 bis 1988 lagen die Staubemissionen der ehemaligen DDR relativ konstant in der Größenordnung von 220 kg/ha. Die Braunkohleförderung der beiden Reviere betrug im gleichen Zeitraum im Mittel 285 Mio. Tonnen. Diese Relation wurde als konstant angenommen und mit dem gewogenen Mittel der Calciumgehalte beider Reviere (Lausitzer Revier 1,4 % Ca, Mitteldeutsches Revier 12 % Ca) daraus eine Zeitreihe der Calciumemissionen berechnet. Die zur Zeit der Borkenproben-

nahme (1984 und 1988) bestehende mittlere Relation der Staubemissionen zum Calciumunterkroneneintrag in Kiefernbestände mittleren Alters wurde zur Ermittlung eines empirischen Faktors (Faktor 4,0) der Calciumdeposition genutzt. **Der mittlere kumulative Calciumeintrag von 1945 bis 1990 errechnet sich demnach in der Größenordnung von 2,2 t/ha.** Dieses entspricht einer Kalkmenge von im Mittel 6 t/ha (CaCO₃-Anteil 90 %) im Zeitraum von 45 Jahren, womit ein großer Teil der sauren Schwefeleinträge abgepuffert werden konnte.

Diese überschlägigen Kalkulationen sind für die Bewertung der zwischen BZE-1 und BZE-2(a) zu beobachtenden Abnahmen der Basensättigungen (Kap. 4.1.4.1) von erheblicher Bedeutung. In den früheren Staubdepositionsgebieten ist davon auszugehen, dass die bei der BZE-2(a) konstatierten reduzierten Calciumvorräte im Boden einen wahrscheinlich naturnäheren Zustand repräsentieren als die künstlich erhöhten Werte zur Zeit der BZE-1 (vgl. auch Kap. 4.1.4.1). Die länderübergreifenden Auswertungen von BZE-Daten Brandenburgs und Mecklenburg-Vorpommerns von Riek et al. (2012) zeigen in diesem Zusammenhang einen deutlich abnehmenden Gradienten der Entbasung zwischen BZE-1 und BZE-2(a) von Süd nach Nord, was dem Gradienten der vorausgegangenen atmogenen Staubeinträge entspricht (Abb. 4.2.17). **Andererseits belegen die BZE-2-Daten, dass auch bei den deutlich weniger von Staubeinträgen betroffenen Inventurpunkten im Norden Brandenburgs teilweise von Abnahmen der Basensättigung zwischen BZE-1 und BZE-2 ausgegangen werden muss, die sich nicht durch vorausgegangene atmogene Aufbasung erklären lassen.** Hier korrespondiert die Bodenversauerung mit Befunden aus anderen Bundesländern, wo Langzeitstudien von Kalkungsversuchen für die nicht gekalkten Referenzflächen einen Anstieg des Aziditätsgrades der Bodenlösung und eine Zunahme des Risikos für Aluminiumtoxizität belegen (z. B. Greve 2014). Auch anhand von BZE II-Daten weisen vergleichende Auswertungen von gekalkten und ungekalkten Inventurpunkten bei letzteren auf sich reduzierende Basensättigungen (von Wilpert et al. 2010). Eine tiefergehende Untersuchung der Zusammenhänge zwischen dem Grad der Bodenversauerung seit Durchführung der BZE I und der ehemaligen Aufbasung durch atmogene Staubdeposition erfolgt derzeit im Rahmen der BZE II-Bundesauswertung übergreifend für alle Länder des nordostdeutschen Tieflands.

Anhand von **Fallstudien des Level-II-Programms** in Brandenburg lässt sich die aktuelle Dynamik der Bodenversauerung auch mit größerer zeitlicher Auflösung verfolgen. Messreihen der Bodenlösungschemie im Zeitraum 2000 bis 2014 zeigen insbesondere auf der ehemals durch Staubeinträge aus der Braunkohleverbrennung stark aufgebasten Level-II-Fläche Neusorgefeld eine stete Abnahme des BC/Al-Verhältnisses und eine entsprechende Zunahme des Aziditätsgrades der Bodenlösung (Früh et al. 2015). Der über Jahre hinweg zu beobachtende Basenaustausch mit

dem Sickerwasser führte dazu, dass sich der Wurzelraum aktuell – gemessen anhand der genannten Bodenlösungsparameter – auf einem für anspruchsvolle Baumarten kritischen Versauerungsniveau befindet. Dieses dürfte aufgrund geringer Verwitterungsraten des vorliegenden altpleistozänen Ausgangsmaterials wahrscheinlich dem natürlichen Säure-Basen-Zustand des Bodens nahekommen. Jedoch deuten aktuelle Messungen von anhaltend hohen Sulfatkonzentrationen in der Bodenlösung auf eine Fortführung des Entbasungsprozesses hin.

Nach den Depositionsmessungen auf Level-II-Flächen im Zeitraum 1998 bis 2013 variieren die **potenziellen Gesäureeinträge** in Kiefernbestände zwischen 0,6 – 2,0 kmol/ha/a und liegen im langjährigen Mittel über alle sechs Flächen bei 1 kmol/ha/a (Einert 2015). Sie sind damit deutlich höher als die in Kap. 4.2.1.5 für Sandböden kalkulierten Pufferraten durch die Silikatverwitterung, wenn man die für die Mehrheit der Sandböden gültigen Medianwerte zugrunde legt (Pufferrate 0-200 cm: Median=0,16 kmol/ha/a; vgl. Tab. 4.2.3). Lediglich auf Böden mit silikatreichem Untergrund erreicht und übersteigt die Pufferrate des Ausgangsgesteins die atmogene Säureeintragsrate. Da zumindest in den früheren Haupteintragsgebieten – wie bei der Level-II-Fläche Neusorgefeld zu beobachten – auch aktuell noch mobile Sulfationen quasi als „Altlast“ der früheren Säureeinträge ausgewaschen werden, dürfte sich auch der Basenexport mit dem Sickerwasser regional weiterhin in mehr oder weniger hohem Maße fortsetzen. Ein Fortschreiten von Bodenversauerung und Entbasung auf ärmeren Sandsubstraten in Verbindung mit hohen Biomasseentnahmen (Kap. 4.2.3) könnte trotz aktuell noch weitgehend günstiger Nährstoffversorgung zukünftig zu Ernährungsgängen führen. Dieses ist aufgrund der genannten Unsicherheiten bei der Quantifizierung der Pufferkapazität für den Einzelfall aber kaum vorhersagbar. Durch den **lokalen Klimawandel** erhöht sich das Risiko von Nährstoffunterversorgung zudem durch die zu erwartende stärkere sommerliche Austrocknung des Wurzelraums und der dadurch reduzierten Möglichkeit der Nährstoffaufnahme. Unter diesen Bedingungen könnte eine Kalkung durch Vertiefung des Wurzelraums, Erhöhung von Mineralbodenhumus, Verringerung von Säurestress und die Bindung von Basen und Nährrelementen an die Bodenaustauscher zu einer Systemstabilisierung beitragen. **Es erscheint deshalb angeraten, für das Land Brandenburg bodenspezifische Kriterien für die Kalkungswürdigkeit der Standorte auszuarbeiten und darauf aufbauend eine potenzielle Kalkungskulisse zu entwickeln; für die jeweilige Vor-Ort-Prüfung konkreter Kalkungsmaßnahmen ist zusätzlich die Frage nach dem Auftreten von akutem Nährstoffmangel als wesentliches Entscheidungsmoment einzubeziehen.**

4.2.2.3 Bemessung der Kalkungsbedürftigkeit

Entsprechend der föderalen Struktur in Deutschland existieren mehrere unterschiedliche Konzeptionen für die Beurteilung der Kalkungsbedürftigkeit von Wald-

standorten, die auf die speziellen Rahmenbedingungen der einzelnen Bundesländer, mit Blick auf deren naturräumliche Gegebenheiten sowie der jeweils anwendbaren boden- und standortspezifischen Kriterien, ausgelegt sind. In den Ländern, in denen Bodenschutzkalkungen im Wald vorgesehen sind und durchgeführt werden, richtet sich die Kalkungswürdigkeit mit unterschiedlicher Schwerpunktsetzung nach dem Versauerungsstatus der Böden, der atmogenen Säurebelastung und dem Ernährungszustand der aufstöckenden Bestände. Bei der Kalkungsplanung werden bundeslandspezifisch unterschiedliche Schwellenwerte bodenchemischer Kenngrößen zur Bewertung der Nährstoffausstattung und des Puffervermögens der Böden, wie Unterschreitungsgrenzen für pH-Werte und Basensättigungen und/oder Grenzwerte für minimale Calcium- und Magnesiumgehalte im Hauptwurzelraum zugrunde gelegt. Auch die C/N-Verhältnisse oder die Waldbodenvegetation als Weiser für die Stickstoffbelastung werden teilweise mit in die Einschätzung einbezogen, um das Risiko für Nitratauswaschung gering zu halten.

Eine 1:1-Übertragung der Kriterien anderer Länder auf das Land Brandenburg ist problematisch (vgl. Russ et al. 2014); gleichwohl kann die Anwendung der im Einzelnen wissenschaftlich begründeten Länderrahmen im Sinne eines integrierenden Expertensystems als Orientierung dienen und erste Hinweise auf die potenzielle Kalkungsfläche im Land Brandenburg liefern. Daher erfolgt zunächst eine Bewertung jedes BZE-Punktes nach den länderspezifischen Kriterien für die Kalkungsempfehlung anderer Bundesländer. Das Ziel ist es letztlich, eine Auswahl an Indikatoren der Kalkungswürdigkeit aus verschiedenen Länderrahmen, die besonders für das Land Brandenburg geeignet erscheinen, zu übernehmen und die jeweiligen Schwellenwerte an die spezifischen Standortsbedingungen (z. B. ausschließlich tiefgründige Lockergesteine, junges silikatarmes Ausgangsmaterial der Bodenbildung, hohe atmogene Stoffbelastung in der Vergangenheit) anzupassen. Zur Anwendung kommen sechs Kalkungskonzeptionen aus unterschiedlichen Bundesländern. Im Einzelnen handelt es sich dabei um das Kalkungsprogramm Baden-Württembergs (Von Wilpert et al. 2010, Von Wilpert et al. 2011a), die Kalkungskulisse für Bayern (Stetter 2010), das Merkblatt zu Bodenschutzkalkungen in Niedersachsen und Sachsen-Anhalt (NW-FVA 2010), Informationen zur Bodenschutzkalkung in Nordrhein-Westfalen (Asche 1998) sowie der Leitfaden zur Bodenschutzkalkung im Land Sachsen (Leube 2000) (Tab. 4.2.4).

Prinzipiell lassen sich die Kriterien der ausgewerteten Kalkungskonzeptionen nach den vier Bereichen Regionalbezug, Hydromorphie, Bodenchemie sowie forstliche Standortseinheiten gliedern. Zudem spielen rechtliche Ausschlusskriterien, wie die Lage in Schutzgebieten, eine Rolle, die bei der Einstufung der brandenburgischen BZE-Punkte zunächst jedoch nicht berücksichtigt wurden. Die Anzahl der BZE-Punkte mit Kalkungsempfehlung wäre somit real geringer als

im Folgenden berechnet. In allen berücksichtigten Kalkungskonzeptionen werden hydromorphe Standorte grundsätzlich ausgeschlossen. Dementsprechend wurde auch die Auswahl der brandenburgischen BZE-Punkte in einem ersten Schritt auf alle terrestrischen Standorte reduziert (n=278). **Einen Überblick über die in den einzelnen Kalkungskonzeptionen berücksichtigten bodenchemischen Schwellenwerte und forstlichen Standortseinheiten zur natürlichen Standortstrophie gibt Tab. 4.2.4.**

In der langfristigen Bodenschutzkalkungsstrategie in **Baden-Württemberg** (Wilpert et al. 2010; Von Wilpert et al. 2011a) wird der Umfang von Kalkungsmaßnahmen anhand des Vorrates an Kationsäuren in der Tiefenstufe 60-90 cm ermittelt. Das Ziel ist die Kompensation der kumulierten Säurewirkung von anthropogenen Depositionen (Kap. 4.2.2.4). Hierzu wird ladungsbezogen die Säuremenge (H-Wert in kmol_c/ha) der zu applizierende CaCO_3 -Menge gleichgesetzt; die Umrechnung in t/ha erfolgt dann nach:

$$\text{CaCO}_3 [\text{t/ha}] = \text{H-Wert} [\text{kmol}_c/\text{ha}] \times 0,05.$$

Für die brandenburgischen BZE-Punkte wird im Folgenden eine Kalkungsempfehlung angenommen, wenn die so ermittelte CaCO_3 -Menge mehr als 3,0 t/ha beträgt.

Die Kalkungskulisse für **Bayern** (Stetter 2010) differenziert die Möglichkeit von Kalkungen anhand von Tiefenprofiltypen der Basensättigung. Kalkungen sind in Bayern auf Standorten vorgesehen, die auch in tieferen Bodenschichten nur geringe Basensättigungen aufweisen („Versauerungstyp“ 4 und 5). In Anlehnung an Kölling (2010) wurde vereinfachend für alle Standorte der BZE in Brandenburg, die in der Tiefenstufe 60-90 cm eine Basensättigung $\leq 20\%$ aufweisen, die Kalkung als möglich bewertet.

Für **Niedersachsen** (NW-FVA 2010) wird die Kalkungsbedürftigkeit anhand der Bodenchemie in der Tiefenstufe 30-60 cm festgelegt. Als kalkungsbedürftig werden Standorte mit einem pH(KCl)-Wert $< 4,5$ eingeschätzt. Sehr nährstoffreiche (Nährstoffzahlen 4 bis 6) und ausgesprochen arme Standorte (Nährstoffzahl 1) werden von der Kalkung ausgeschlossen. Für die Anwendung dieser Kalkungskonzeption wurde den Nährstoffzahlen 2, 3 und 4 der niedersächsischen Standortskartierung vereinfachend die in etwa gleichwertigen Standortseinheiten des nordostdeutschen Tieflands (SEA95) in Form der Stammnährkraftstufen Z, M und K zugeordnet. Analog zum Bewertungsrahmen für Sachsen-Anhalt werden somit ersatzweise für die Auswertung der BZE-Stichprobe die R- und A-Standorte als ausgesprochen nährstoffreiche bzw. nährstoffarme Standorte von der Kalkung ausgeschlossen.

In den Informationen zur Bodenschutzkalkung **Nordrhein-Westfalens** (Asche 1998) wird zwischen Standorten, auf denen Kalkungen „erforderlich“ und „dringend erforderlich“ sind, unterschieden. Auf Standorten mit pH(KCl)-Werten $< 4,2$ und $\text{Ca} + \text{Mg}$ -

Sättigung <15 % im Mineralboden werden Kalkungen als erforderlich, auf Standorten mit pH(H₂O) <4,2, pH(KCl) <3,8, Ca+Mg-Sättigung <5 % und H+Fe-Sättigung >5 % als dringend erforderlich eingestuft. Ergänzend zu den analytischen Kennwerten wird für Standorte mit ausgesprochen nitrophiler Bodenvegetation eine einzelfallbezogene Abwägung der Vorteile und Risiken einer Bodenschutzkalkung empfohlen. Bei der Anwendung des nordrhein-westfälischen Kalkungsrahmens auf die brandenburgische BZE-Stichprobe wurden die Schwellenwerte für eine „dringend erforderliche“ Kalkung verwendet, wobei Hinweise der Bodenvegetation auf Stickstoffbelastung nicht berücksichtigt wurden. Die bodenchemischen Schwellenwerte für den Mineralboden wurden jeweils als wahr gewertet, wenn sie in einer der BZE-Tiefenstufen (0-5 cm, 5-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm oder 60-90 cm) erfüllt wurden.

Tab. 4.2.4: Bodenchemische und standeskundliche Kriterien für die Auswahl kalkungswürdiger Standorte in den Bundesländern Baden-Württemberg, Bayern, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Sachsen und Sachsen-Anhalt

Land	Quellen	Bodenchemische Schwellenwerte	Standortseinheiten
BW	Von Wilpert et al. (2010, 2011a)	CaCO ₃ [t/ha] = (Ake _{60...90} – S-Wert _{60...90}) * M _{CaCO3} /2	
BY	Stetter (2010)	BS _{60...90} <20 %	
NI	NW-FVA (2010)	pH(KCl) _{30...60} <4,5	Nährkraftstufe Z, M oder K
NW	Asche (1998)	pH(H ₂ O) _{MB} <4,2 und pH(KCl) _{MB} <3,8 und Ca% _{MB} + Mg% _{MB} <5 % und H% _{MB} + Fe% _{MB} >5 %	
SN	Leube (2000)	C/N _{Auflage} >20 und C/P _{Auflage} >250 und pH(H ₂ O) _{0...30} <4,2 und pH(KCl) _{0...30} <3,8 und BS _{0...30} <15 %	Nährkraftstufe Z oder M
ST	NW-FVA (2010)	BS _{30...60} <15 %	Nährkraftstufe Z, M oder K

Abkürzungen: Ake = effektive Kationenaustauschkapazität [kmol₊/ha], M_{CaCO3} = molare Masse von CaCO₃ [t/kmol], S-Wert = austauschbare Ca²⁺, Mg²⁺- und K⁺-Ionen [kmol₊/ha], BS = Basensättigung [%], Ca%_{MB} + Mg%_{MB} = Ca+Mg-Sättigung im Mineralboden [%], H%_{MB} + Fe%_{MB} = H+Fe-Sättigung im Mineralboden [%], xx...xx = Tiefenbereich der Mineralbodenschicht [cm]

Im Ergebnis erhalten **19** der brandenburgischen grundwasserfreien BZE-Punkte (=7 % der Stichprobe) durch keinen der Länderrahmen eine Kalkungsempfehlung. Nur **eine** Kalkungsempfehlung wird für **23** Punkte (=8 % der Stichprobe) und **zwei** Empfehlungen werden für **42** Punkte (=15 %) ermittelt. Aus Abb. 4.2.19 geht hervor, dass es sich hierbei im Wesentlichen um die Kalkungskulissen der Länder Niedersachsen und Bayern handelt, nach denen Empfehlungen ausgesprochen werden.

Für **125** BZE-Punkte (=45 %) erfolgen nach **drei** Kalkungsansätzen Empfehlungen; dieses sind zu fast

Für Mittelgebirgsstandorte **Sachsens** (Leube 2000) werden zur Auswahl von Kalkungsflächen ergänzend zu den Indikatoren des Säure-Basen-Status in 0-30 cm Tiefe (pH(H₂O) <4,2, pH(KCl) <3,8 und Basensättigung <15 %) auch Kennwerte zur Qualität der Humusaufgabe (C/N-Verhältnis >20, C/P-Verhältnis >250) verwendet. Hierdurch soll gewährleistet werden, dass auf stickstoffreichen Standorten keine Kalkungsmaßnahmen durchgeführt werden. Zusätzlich erfolgt der generelle Ausschluss von reichen, kräftigen sowie armen Standortseinheiten (R-, K- und A-Standorte).

Für die Waldstandorte **Sachsen-Anhalts** (NW-FVA 2010) werden Böden mit Basensättigungen von ≤15 % in der Tiefenstufe 30-60 cm als kalkungsbedürftig eingestuft. Nährstoffreiche (R-Standorte) und naturgegebene ausgesprochen arme Böden (A-Standorte) werden von der Bodenschutzkalkung ausgeschlossen.

gleichen Teilen die Ansätze von Bayern, Niedersachsen und Sachsen-Anhalt (Abb. 4.2.19). Für **40** BZE-Punkte (=14 %) ergeben sich jeweils **vier** Empfehlungen und für **28** Punkte (=10 %) Empfehlungen von **fünf** Bundesländern. Als sechstes Bundesland fehlt hierbei vor allem Baden-Württemberg, das durch seinen kapazitären Ansatz von der allgemeinen Einschätzung der brandenburgischen Stichprobe am stärksten abweicht (Kap. 4.2.2.4). Nur auf **einem** BZE-Punkt erfolgt eine Empfehlung durch alle Länder. Berücksichtigt wurden hierbei 278 anhydromorphe der insgesamt 322 brandenburgischen BZE-Punkte.

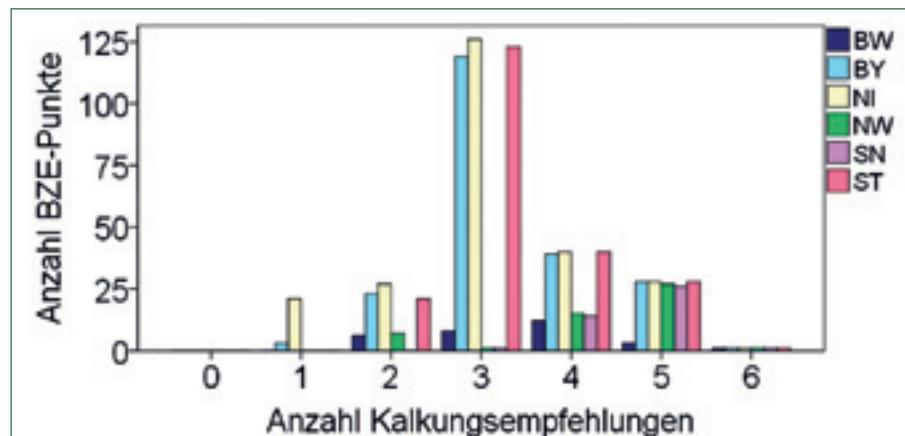


Abb. 4.2.19: Kalkungsempfehlungen nach den Kriterien der Bundesländer für BZE-Punkte in Brandenburg stratifiziert nach der Anzahl dieser Kalkungsempfehlungen pro Punkt

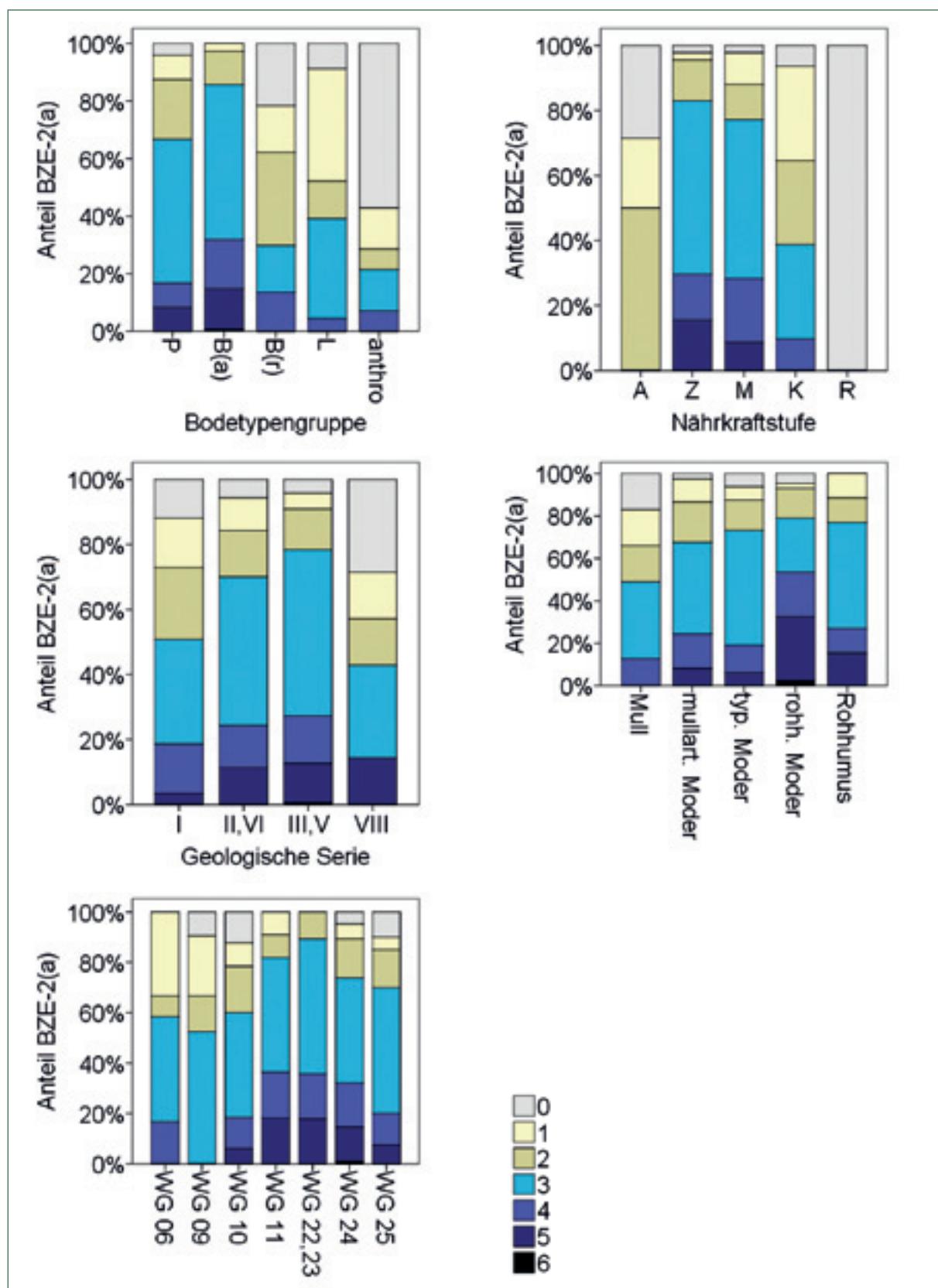


Abb. 4.2.20: Anzahl der Kalkungsempfehlungen (0, ..., 6) nach den Kriterien der Bundesländer für BZE-Punkte in Brandenburg stratifiziert nach Bodentypengruppe, Stammnährkraftstufe, geologische Serie, Humusform und Wuchsgebiet

Die Anzahl der Kalkungsempfehlungen pro BZE-Punkt (minimal 0, maximal 6) kann als Index gewertet werden, der die Gesamteinschätzung der Kalkungswür-

digkeit brandenburgischer Standorte nach den Kriterien der verschiedenen Bundesländer semi-quantitativ zum Ausdruck bringt. In Abb. 4.2.20 ist dieser Wert

stratifiziert dargestellt. Die Mehrheit der Kalkungsempfehlungen betreffen demnach saure Braunerden der Stammnährkraftstufe Z mit rohhumusartigem Moder. **Die Zusammenhänge der Kalkungswürdigkeit zu Pedogenese (Bodenotyp) und Stratigrafie (geologische Serie) sind plausibel, aber bemerkenswerterweise nur schwach ausgeprägt.** Dieses spiegelt deutlich wider, dass die Kalkungsempfehlungen der Länder, eher auf die durch anthropogene Faktoren (historische Übernutzung, atmogene Stoffeinträge) bedingten Versauerungszustände als auf den (natürlichen) durch das Substrat vorgegebenen Säure-Basen-Zustand abzielen. Dieses zeigt sich auch darin, dass sich die jungpleistozänen Wuchsgebiete 24 und 10 hinsichtlich der Kalkungswürdigkeit kaum von den altpleistozänen Gebieten (11, 22, 23, 25) unterscheiden.

4.2.2.4 Kompensation kumulierter Säurevorräte

Bezüglich der Kalkungsstrategien lassen sich im Grundsatz zwei Ansätze bei der Indikatoren- und Kriterienauswahl unterscheiden: zum einen ergeben sich Schwellenwerte aus dem Potenzial unmittelbarer Beeinträchtigungen der Waldbäume, z. B. durch Schäden an den Feinwurzeln infolge hoher Al^{3+} - und H^+ -Konzentrationen oder durch akuten Nährstoffmangel bei geringer Calcium- oder Magnesiumverfügbarkeit. Hier wird sich vor allem auf **Intensitätskenngrößen** (Grad der Bodenazidität, Basensättigung) bei der Entscheidungsfindung fokussiert. Davon unterscheidet sich der aktuell in Baden-Württemberg realisierte Ansatz der sogenannten „regenerationsorientierten Bodenschutzkalkung“, bei dem die Zielrichtung darin besteht, die durch anthropogene Säureeinträge im Boden akkumulierte Säuremenge durch Basenzufuhr zu kompensieren. Bei diesem Ansatz wird auch das Sorptionsvermögen der Standorte für die Kalkulation der applizierten Kalkmenge berücksichtigt und die Kalkungsentscheidung auf der Basis von **Kapazitätskenngrößen** (Vorrat an Kationsäuren im Unterboden / Untergrund) getroffen.

Der kapazitäre Ansatz geht davon aus, dass in pedogenetisch jungen Böden keine Aluminiumanteile an der Austauscherbelegung des Unterbodens zu erwarten sind und die angereicherte Al^{3+} -Menge in 60-90 cm Tiefe vereinfachend als die kumulierte Wirkung anthropogen bedingter Bodenversauerung aufgefasst werden kann (Von Wilpert 2013). Der austauschbare Aluminiumvorrat wird daher zur Abschätzung der für die Regeneration der Böden benötigten Kalkungsmenge verwendet. Ziel der auf dieser Prämisse aufbauenden „regenerationsorientierten Bodenschutzkalkung“ in Baden-Württemberg ist die Wiederannäherung der Basenausstattung an den natürlichen (= vorindustriellen) Zustand (Von Wilpert et al. 2010, 2011a; Von Wilpert 2013). **Durch Kalkung soll die natürliche Vielfalt an Standortsqualitäten wiederhergestellt werden, die durch eine allgemeine Nivellierung des Bodenzustands durch anthropogene Säureeinträge verloren gegangen ist.**

Auch für die tiefgründige Entbasung und Versauerung von teilweise bindigen Böden der Stammnährkraftstufen K und M+ in Brandenburg bis weit unter den Hauptwurzelraum waren nach diesem Ansatz erhöhte Konzentrationen mobiler Anionen von stärkeren Mineralsäuren (Schwefel- und Salpetersäure) notwendig, da die Freisetzung von Aluminium durch natürliche Versauerung (Bildung von Fulvosäuren) und Silikatverwitterung auf den Hauptwurzelraums bis ca. 60 cm begrenzt ist (Von Wilpert et al. 2011a). Für die brandenburgische BZE-Stichprobe geben die in Abb. 4.2.21 in Abhängigkeit vom pH-Wert dargestellten Aluminiumvorräte Hinweise auf die durch Pufferung interner Säureproduktion und atmogen eingetragener Säuren akkumulierten Al^{3+} -Mengen im Mineralboden bis 90 cm Tiefe. Bemerkenswert ist, dass sich zwischen den natürlichen geo- und pedogenen Straten der Bodentypen und Stammnährkraftstufen (Abb. 4.2.22) für die natürlicherweise besser gepufferten Standorte keine Unterschiede der Al^{3+} -Vorräte absichern lassen. So weisen die Lessivés bzw. K- und R-Standorte lediglich erhöhte Streuungen der Al^{3+} -Mengen, aber keine signifikanten Unterschiede zu den anderen Straten auf. Die Werte sind hier tendenziell sogar noch höher als bei den standortskundlich als ärmer eingestuften Böden. Der Aluminiumvorrat hängt also stark von dem Bindungspotenzial für Kationen ab und weist über alle Nährkraftstufen hinweg auf starke Versauerung hin. Daraus lässt sich ableiten, dass die Al^{3+} -Akkumulation ganz wesentlich die Folge von anthropogener Bodenversauerung und damit einhergehender Pufferprozesse ist, die vielfach auch die Wurzelräume der natürlicherweise gut gepufferten Substrate erfasst hat. Der Vorrat an austauschbaren Al^{3+} -Ionen scheint insbesondere im Unterboden und Untergrund zur Indikation der anthropogenen Bodenversauerung gut geeignet.

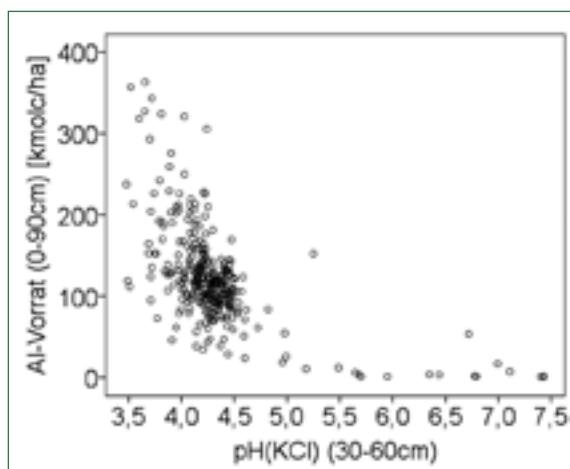


Abb. 4.2.21: Streudiagramm des Aluminiumvorrats in 0-90 cm Tiefe und pH(KCl)-Wert in 30-60 cm Tiefe

In Abb. 4.2.23 sind die Al^{3+} -Sättigungen tiefenstufenweise als Histogramme dargestellt. Es zeigt sich mit zunehmender Bodentiefe eine stärkere Ausprägung der zweigipfligen Verteilung, wonach der größte Teil der Stichprobe bei Aluminiumsättigungen um 90 % liegt und ein kleinerer Teil Werte nahe 0 % einnimmt.

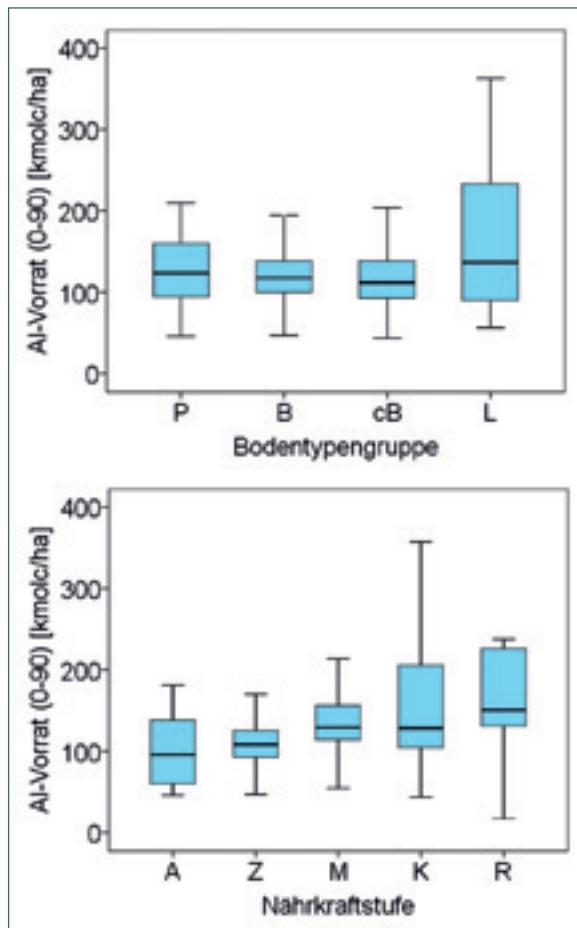


Abb. 4.2.22: Al^{3+} -Vorrat in 0-90 cm Tiefe von terrestrischen Böden stratifiziert nach Hauptbodentyp und Stammnährkraftstufe (ohne anthropogen stark überprägte Böden)

Betrachtet man nur die Teilstichprobe der stark sauren Böden (Selektionskriterium: Al^{3+} -Sättigung $>40\%$), so ist deren Häufigkeitsverteilung im Tiefenbereich von 30 cm bis 140 cm fast identisch und sinkt mit zunehmender Tiefe nur sehr geringfügig ab: Median der Al^{3+} -Sättigung in 30-60 cm Tiefe 88 %, in 60-90 cm Tiefe 86 % und in 90-140 cm Tiefe 84 %. Die maximalen Werte liegen in diesen Tiefenstufen stets bei ca. 94 %.

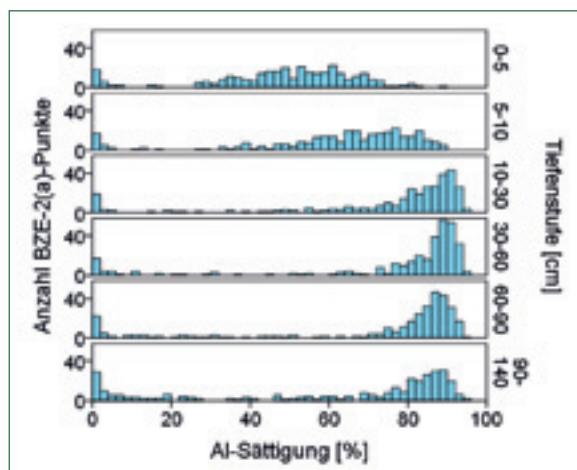


Abb. 4.2.23: Histogramme der Aluminiumsättigung in Abhängigkeit von der Tiefenstufe

Erst in 140-200 cm Tiefe reduziert sich die Al^{3+} -Sättigung deutlich auf ca. 70 %, wobei für diese Tiefe nur noch für etwa die Hälfte aller BZE-Punkte Probenmaterial gewonnen und analysiert worden ist und damit kein gepaarter Vergleich der Tiefenstufen erfolgen kann. Aus diesen Ergebnissen lässt sich schließen, dass die „Versauerungsfront“ bei den brandenburgischen Standorten i. A. mindestens bis zur Tiefenstufe 90-140 cm reicht und daher für die konservative Kalkulation von Kalkungsmengen (Kap. 4.2.2.5) der komplette Bereich unterhalb des Hauptwurzelraums bis in diese Tiefe – d. h. die Tiefenstufen 60-90 cm und 90-140 cm – zugrunde zu legen ist.

Ein kapazitärer Ansatz, der auf die Kompensation des durch anthropogene Versauerung bedingten Al^{3+} -Vorrates im Boden abzielt, würde in Brandenburg prinzipiell vor allem Standorte mit bindigen Schichten im Untergrund, deren Austauscherplätze überwiegend mit Kationsäuren belegt sind, als kalkungswürdig erfassen. Für diese Böden wurde bereits in Kap. 4.2.2.2 eine vergleichsweise gute Kalkungseignung konstatiert. Es ist überdies davon auszugehen, dass es sich bei diesen Standorten aufgrund ihrer Stammeigenschaften gehäuft um potenziell für den Waldumbau geeignete Flächen handelt, sofern sie aktuell mit Kiefer bestockt sind. Die Kalkung würde hier initiale Standortsvorteile für die Etablierung von gegenüber der Kiefer anspruchsvoller Mischbeständen mit sich bringen. Für reine Sandböden, die sich durch eine natürlicherweise starke Oberbodenversauerung und Basenarmut auszeichnen, würde indes nur ein geringer Kalkungsbedarf deutlich unter der Praktikabilitätsschwelle von 3 t/ha ermittelt. Damit würden die durch ihren besonders nährstoffarmen Status naturschutzrelevanten Waldflächen auf Sandsubstrat von der Kalkung ausgeschlossen.

4.2.2.5 Kriterienkatalog für die Waldkalkung in Brandenburg

Wie in den vorangegangenen Abschnitten erläutert, sollte ein adäquater Kriterienkatalog für die Waldkalkung in Brandenburg sowohl Schwellenwerte für kritische Bedingungen hinsichtlich Säuretoxizität und Basenversorgung (Intensitätsgrößen) berücksichtigen als auch den im Boden akkumulierten Kationsäurevorrat bei der Kalkulation der kompensatorischen Kalkungsmenge einbeziehen (Kapazitätsgröße). Die konkreten Schwellenwerte sollten sich generell an den bewährten Kalkungsrahmen der Länder, in denen Waldkalkung bereits praktiziert wird, orientieren und sind im Detail an die spezifischen Bedingungen im Tiefland anzupassen und ggf. zu modifizieren. Vor diesem Hintergrund wurden die für Brandenburg geeigneten Parameter und Schwellenwerte wie folgt ausgewählt bzw. definiert.

Hydromorphie

In allen Bewertungsrahmen der Bundesländer werden auf Mooren sowie mineralischen Standorten mit ge-

ringen Grundwasserflurabständen ausdrücklich keine Kompensationskalkungen durchgeführt. Zum einen sind diese Böden wegen ihrer geringen bis negativen Sickerwasserraten und zusätzlichen Baseneinträge aus dem Grundwasser in der Regel selten von Versauerung betroffen. Zum anderen ist die Gefahr von Belastungen des Grundwassers durch Nitrat sowie durch mit der Kalkausbringung ggf. eingebrachter Spurenelemente hier besonders hoch. **Grundwassernahe und grundwasserbeeinflusste Standorte (Moore, Gleye) sind auch in Brandenburg daher grundsätzlich von möglichen Kalkungsmaßnahmen auszuschließen.**

Stammnährkraftstufe

Natürlicherweise sehr arme Standorte sollten von der Kalkung ausgeschlossen werden, was auch dem üblichen Vorgehen der anderen Bundesländern entspricht. In Brandenburg lässt sich dieses durch den **Ausschluss von Standorten der Stammnährkraftstufe A (SEA95) bewerkstelligen.**

pH-Wert

Die für die Kalkung empfohlenen Waldböden sollten sich durch kritische Säurebedingungen im Wurzelraum und eine fortgeschrittene Entbasung auszeichnen. Ein adäquater Indikator für die Bodenazidität ist der pH(KCl)-Wert. Dabei ist zu berücksichtigen, dass bei der Berechnung von Critical Loads für Säureeinträge für den pH-Wert in der Bodenlösung konventionell ein Schwellenwerten von pH 4,0 angenommen wird (Nagel & Gregor 1999; Spranger et al. 2004). Wird dieser Wert in einer Schicht innerhalb des Wurzelraums unterschritten, muss von einer Überschreitung der Critical Loads für Säureeinträge ausgegangen werden. Der Schwellenwert von pH 4,0 geht dabei ursprünglich auf kritische Al³⁺-Konzentrationen in der Bodenlösungen zurück, ab deren Überschreiten mit schädlichen Effekten zu rechnen ist (Hettelingh et al. 1991). Der pH-Wert der Bodenlösung lässt sich mittels der von Spranger et al. (2004) angegebenen Pedotransferfunktion aus dem pH-Wert der Festphase (KCl-Salzlösung) abschätzen:

$$\text{pH(Lsg.)} = 0,97 * \text{pH(KCl)} + 0,62.$$

Für pH(Lsg.) 4,0 ergibt sich aus dieser Gleichung pH(KCl) = 3,48.

Als Voraussetzung für eine Kalkungsempfehlung muss der kritische pH(KCl)-Wert von annähernd pH 3,5 somit in mindestens einer der BZE-Tiefenstufen des Mineralbodens unterschritten werden.

Basensättigung

Die Basensättigung dient als Kennwert für die Verfügbarkeit der Nährstoffkationen Ca²⁺, Mg²⁺ und K⁺. Im humusarmen und -freien Unterboden fungiert sie zudem als Indikator für das Vorhandensein nicht komplexierter und daher potenziell toxischer Al³⁺-Ionen

(Kap. 4.1.4.3). In den Bewertungsrahmen der Bundesländer werden als Kriterium für Waldkalkung unterschiedliche Schwellenwerte sowie verschiedene Tiefenstufen als Bezugsbasis angegeben. Für Brandenburg erscheint es sinnvoll, auch den Untergurnd zu beachten, da sich die Baumwurzeln wegen der Lockersedimente und tiefgründigen Böden günstige Schichten normalerweise gut zu erschließen vermögen. Dieses wird durch den Befund belegt, dass die Versorgung mit basischen Nährstoffkationen, bewertet anhand der Baumernährung, im BZE-Kollektiv oft günstiger erscheint als aufgrund der Basenvorräte zu erwarten ist (Kap. 4.1.7). Die große Bedeutung der effektiven Durchwurzelungstiefe für die Basenversorgung wurde in Kap. 4.1.6.5 bereits ausführlich dargelegt. Aufgrund der überwiegend silikatarmen Substrate sollte der Schwellenwert für die Basensättigung im Vergleich mit anderen Bundesländern eher niedrig angesetzt werden. Während zur Zeit der BZE-1 noch zahlreiche Basensättigungen im *mäßigen* sowie *mittleren* Bereich (15 % < BS < 50 %) zu verzeichnen waren, wurden bei der BZE-2(a) überwiegend *geringe* und *sehr geringe* Werte (BS < 15 %) ermittelt (Abb. 4.1.25, Kap. 4.1.4.1). Der konventionelle Schwellenwert von 15 % zur Trennung zwischen *geringer* und *mäßiger* Basensättigung (AK Standortskartierung 2003) erscheint für die Einschätzung der Notwendigkeit von Kalkungsmaßnahmen auch für Brandenburg adäquat, da er die Grenze markiert, ab der mit phytotoxischen Wirkungen durch Al³⁺-Ionen zu rechnen ist (Reuss & Johnson 1985, 1986). **Voraussetzung für die Waldkalkung sind somit Basensättigungen < 15 % in jeder der Tiefenstufen im Bereich 0 cm - 140 cm Tiefe.**

C/N-Verhältnis

Bei der Einschätzung der Kalkungswürdigkeit sollte die atmogene Stickstoffbelastung der Standorte berücksichtigt werden, da sich durch Mineralisierung von Auflagehumus das Austragsrisiko für Nitrat durch Kalkung erhöhen kann (Kreutzer 1995). Nach Auswertungen von Riek (2009b) hat das Risiko für Nitratauswaschung durch „Stickstoffsättigung“ auf den BZE-Punkten zwischen den Inventuren BZE-1 und BZE-2 zwar stark abgenommen; doch weisen hohe N-Vorräte im Boden sowie teilweise sehr hohe N-Nadelgehalte der Kiefer auf ein immer noch bestehendes Gefahrenpotenzial hin. Auf die Stickstoffakkumulation in der Humusaflage mit zunehmender Bodenazidität wurde in Kap. 4.1.1.2 (Abb. 4.1.10) verwiesen. So nimmt der Humusvorrat in der Auflage bei sich verringernden pH-Werten im niedrigen pH-Bereich rechnerisch exponentiell zu.

Als Indikator für die Humusqualität kann das C/N-Verhältnis dienen; enge Werte weisen auf eine stickstoffreiche organische Substanz hin. Diese kann nur durch hohe Stickstoffeinträge erklärt werden, wenn davon ausgegangen wird, dass es sich durch die Anwendung der bereits genannten Kalkungskriterien pH(KCl)-Wert und Basensättigung um eine Auswahl stark saurer Standorte handelt, für die natürlicherweise weite C/N-

Verhältnisse zu erwarten sind (Wolff & Riek 1997). Eine Unterbindung der Kalkung sollte daher in Anlehnung an Leube (2000) auf Standorten mit C/N-Verhältnissen <20 in Auflage und mineralischem Oberboden (0-5 cm, 5-10 cm) erfolgen.

Anhand der genannten Kriterien wurden aus dem BZE-Gesamtkollektiv (n=322) insgesamt 84 Punkte (=26 %) ausgewählt, für die eine Kalkungsmaßnahme aufgrund von kritischen Bedingungen hinsichtlich Säuretoxizität und Basenversorgung in Frage kommen.

Bei diesen BZE-Punkten handelt es sich überwiegend um saure Braunerden (n=76) und seltener um Podsole (n=8).

Die Stammnährkraftstufen der Punktauswahl sind Z (n=59), M (n=23) und K (n=2).

Die ausgewählten Punkte verteilen sich auf die geologischen Serien I (n=12), II+VI (n=15) sowie III+V (n=57).

Es sind alle Humusformen vertreten, wobei schwerpunktmaßig typischer Moder (n=38) und rohhumusartiger Moder (n=19) auftreten.

Mehrheitlich liegen die ausgewählten Punkte in den jungpleistozänen Wuchsgebieten WG24 (n=38) und WG10 (n=17) (Abb. 3.15, Kap. 3.6.1).

Kumulierter Kationsäurevorrat

Aus den in Kap. 4.2.2.4 dargelegten Gründen erscheint es besonders sinnvoll, im Kriterienkatalog für die Kalkungsempfehlung auch die kumulierte Kationsäuremenge nach dem Vorbild von Baden-Württemberg (Von Wilpert et al. 2010, 2011a) einzubeziehen. Um der teilweise stark ausgeprägten Tiefenversauerung bei den brandenburgischen Lockersedimenten Rechnung zu tragen, ist der erweiterte Tiefenbereich von 60 cm bis 140 cm der Kalkulation von Kationsäuren zugrunde zu legen (Kap. 4.2.2.4). Bei der Bewertung der kalkulierten Kalkungsmengen [t/ha] sollte im Detail wie folgt differenziert werden:

0-2 t/ha => keine Kalkungsempfehlung

2-3 t/ha => latent kalkungswürdig

3-4 t/ha => Kalkungsempfehlung bei Ernährungsstörungen / Mangelernährung

> 4 t/ha => Kalkungsempfehlung (bei Ernährungsstörungen / Mangelernährung)

Voraussetzung für die Empfehlung einer Waldkalkung ist somit, dass die aus dem Kationsäurevorrat in 60-140 cm Tiefe nach dem in Kap. 4.2.2.4 beschriebenen Ansatz kalkulierte Kalkungsmenge mindestens 3 t/ha umfasst.

Die berechneten Kalkungsmengen der ausgewählten 84 BZE-Punkte gehen aus dem Histogramm in

Abb. 4.2.24 hervor. Die größte Häufigkeit liegt im Bereich um 3 t/ha (Median = 2,9 t/ha, arithmetischer Mittelwert = 3,3 t/ha). Dieses belegt, dass im Durchschnitt bereits durch eine einmalige Kalkung rechnerisch die nach den zugrundeliegenden Modellannahmen anthropogen eingetragene Säuremenge auf den für die Kalkung in Frage kommenden Standorten kompensiert werden könnte.

In Abb. 4.2.25 sind die gruppierten Kalkungsmengen stratifiziert nach Stammnährkraftstufen dargestellt. Die beiden farbig gekennzeichneten Gruppen, für die Kalkungsmengen >3 t/ha ermittelt werden, umfassen zusammen 53 BZE-Punkte (16 % des BZE-Kollektivs). Aus der Darstellung geht hervor, dass Z- und M-Standorte in dieser Auswahl etwa gleichermaßen vorkommen.

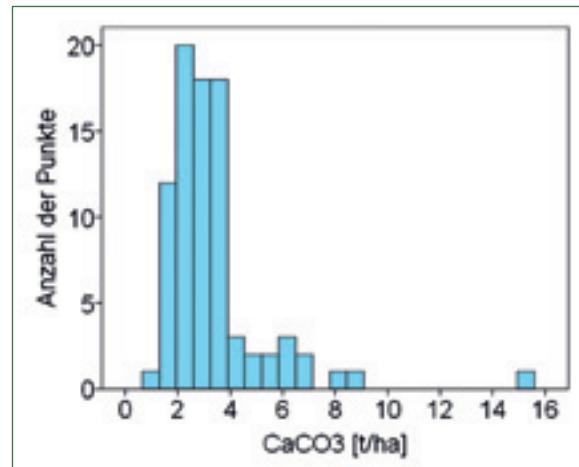


Abb. 4.2.24: Histogramm der für die Kompensation saurer Kationen im Untergrund von BZE-2(a)-Punkten kalkulierten CaCO₃-Menge (n=84)

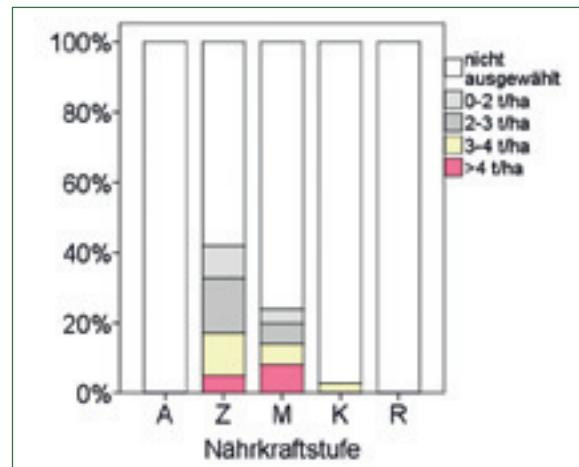


Abb. 4.2.25: Stratifizierung der für die Kompensation saurer Kationen im Untergrund von BZE-2(a)-Punkten kalkulierten CaCO₃-Menge nach Stammnährkraftstufen

Baumernährung

Die abgeleitete Auswahl an BZE-Punkten ist das Resultat rein bodenchemischer Entscheidungskriterien. Bei den ermittelten Punkten kann angenommen wer-

den, dass wesentliche Bodenfunktionen durch anthropogene Säurebelastung beeinträchtigt sind. Für die Bestände ist somit von einer erhöhten Wahrscheinlichkeit für instabile Zustände durch Wurzelschäden und daraus resultierende Ernährungsstörungen und verschlechterte Wasserverfügbarkeiten auszugehen. Auf eine akute Gefährdung der Bestände lassen die Bodenkennwerte allerdings nicht eindeutig schließen.

Insbesondere unter Kosten-Nutzen- bzw. Aufwands- und Ertragsabwägungen erscheint es daher absolut zwingend, auch biotische Kennwerte in die Betrachtung einzubeziehen, um sich ein Gesamtbild der Ökosystemzustände zu verschaffen. Wie im Land Bayern (Stetter 2010) sollte daher auch in Brandenburg die Frage der Waldernährung als wesentliches Entscheidungsmoment vor Durchführung von Kalkungsmaßnahmen geprüft werden. Als geeignete Bioindikatoren geben die Nadel-/Blattgehalte der Hauptnährelemente Hinweise auf Nährstoffmangel (Kap. 4.1.7).

Nach entsprechender Prüfung der biotischen Komponente, kann die Durchführung von Kalkungsmaßnahmen sinnvoll erscheinen. In Abb. 4.2.26 sind die Magnesiumgehalte von Kiefern auf den potenziell kalkungswürdigen BZE-Punkten stratifiziert nach der kalkulierten kompensatorischen Kalkungsmenge dargestellt. Es lassen sich für diese Stichprobe keine Ernährungsdefizite erkennen, aus denen eine akute Notwendigkeit von Kompensationskalkungen abzuleiten wäre. Aktuell liegen die Mg^{2+} -Nadelgehalte für Kiefer noch deutlich im Bereich von normaler Ernährung (Schwellenwert zu latenter Mangel = 0,8 mg/g, Göttlein 2015).

Die Ernährungssituation könnte sich jedoch zum einen zukünftig ändern und zum anderen könnten sich für andere Baumarten ungünstigere Ernährungswerte ergeben. Letzteres lässt sich für die ausgewählten BZE-Punkte nicht überprüfen, da der Stichprobenumfang der Blattanalysen von beispielsweise Buche und Eiche hier zu gering ist. **Die stark reduzierten Mg^{2+} -Gehalte**

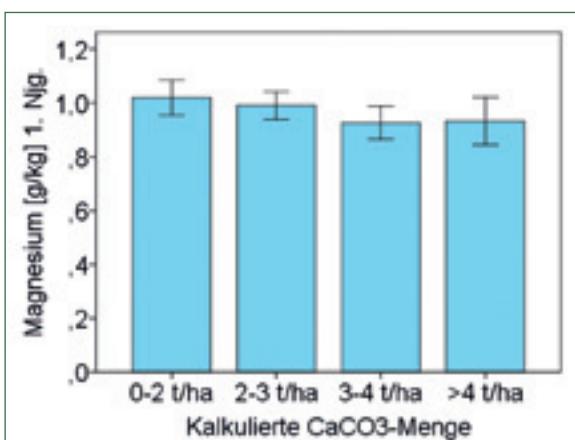


Abb. 4.2.26: Mittlere Magnesiumgehalte in Kiefernadeln (1. Nadeljahrgang) in Abhängigkeit von der für die Kompensation saurer Kationen im Untergrund kalkulierten $CaCO_3$ -Menge

te im zweiten Nadeljahrgang von Kiefernadeln zwischen BZE-1 und BZE-2(a) (Kap. 4.1.7) weisen auf eine tendenzielle Verschlechterung der Magnesiumverfügbarkeit hin. Die Fortsetzung dieses Trends ist in Zukunft, auch im Zusammenhang mit möglicherweise notwendig werdenden Kalkungsmaßnahmen, verstärkt zu überwachen.

Sonstige Hinweise

Bei der Durchführung gezielter Kalkungsmaßnahmen sind die Grundsätze von Zweckmäßigkeit und Unbedenklichkeit auf der Grundlage einer sorgfältigen Standortsdiagnose zu beachten. Dieses dürfte durch den vorgestellten Kriterienkatalog erfüllt sein. Wegen der hohen kleinräumigen Standortsvielfalt ist hierbei ein nach Standort und Bestand lokal sehr differenziertes Vorgehen bei der Entscheidungsfindung anzustreben und einem großflächigen Ansatz der Bodenschutzkalkung unbedingt vorzuziehen.

Darüber hinaus müssen auch die in anderen Bundesländern üblichen rechtlichen Einschränkungen der Waldkalkung beachtet werden bzw. sind entsprechende Regelungen im Detail für Brandenburg ggf. noch festzulegen. So ist beispielsweise zu klären, wie mit den verschiedenen Natur- und Gewässerschutzonen zu verfahren ist. Entsprechende Regelungen der Kalkung für Trinkwasserschutzonen, Vogelbrutgebiete, Pufferstreifen entlang von Gewässern, bestimmte Lebensraumtypen mit natürlichen azidophytischen Lebensgemeinschaften, Totalreservate usw. wären ggf. zu treffen.

Letztlich ist im Einzelfall auch die waldbauliche Planung für die potenziellen Kalkungsflächen zu berücksichtigen. Kalkungsmaßnahmen sollten Flächen bevorzugen, für die der Aufbau von artenreichen (Laub-) Mischbeständen angestrebt wird. In Kiefernreinbeständen, die nicht für den Waldumbau vorgesehen sind, ist von einer Kalkung generell eher abzuraten. Diese Flächen sind meist natürlicherweise arme Standorte, für die ohnehin nach den definierten Kriterien keine Kalkung empfohlen würde.

4.2.2.6 Weiteres Vorgehen: Etablierung von Kalkungsversuchen

In den vorigen Abschnitten wurde die nach boden- und standortskundlichen Kriterien abgeleitete potenzielle Kalkungsfläche im Land Brandenburg anhand der flächenrepräsentativen BZE-Stichprobe mit 16 % der Waldfläche (ohne Berücksichtigung des Ernährungszustandes der Bäume) grob umrissen. Unabhängig von der zukünftigen Entwicklung der Waldernährung lassen sich die Prioritäten der Kalkungsnotwendigkeit anhand der kalkulierten Kalkungsmengen vom BZE-Netz in die Fläche übertragen. Dieses sollte nach einer breiteren Diskussion der Befunde durch die Regionalisierung der Punktergebnisse geschehen. **Es wird angestrebt im Band 2 des Waldbodenberichtes flächendeckend die Kalkungspotenziale weiter zu konkretisieren und nach dem Stand des gegen-**

wärtigen Wissens sowie ohne Hinzuziehung der Ernährungszustände als Karten abzubilden (Kalkungskulisse). Entsprechende statistische Regionalisierungsalgorithmen sind hierzu zu entwickeln und hinsichtlich der erreichten Vertrauensbereiche zu überprüfen.

Da es aus der BZE-2(a) keine Hinweise auf akuten, durch Mangelernährung begründeten Kalkungsbedarf gibt (Kap. 4.2.2.5), besteht noch Zeit, um die Wirkung der Kalkung im Versuch zu studieren. Es wurde daher in 2015 ein Kalkungsprojekt gestartet, bei dem auf insgesamt 16 BZE-Punkten (10 % der BZE-2-Stichprobe) jeweils eine Fläche von 5-10 ha per Hubschrauber gekalkt wird. Die im vorliegenden Bericht abgeleiteten Kriterien der Kalkungsnotwendigkeit wurden hierbei angewandt, um geeignete Kalkungsversuchsflächen zu ermitteln. Zusätzlich soll eine Kalkungsmaßnahme

auf einer der Dauerbeobachtungsflächen des Level-II-Programms durchgeführt werden. In Summe werden dann brandenburgweit ca. 150 ha Waldfläche zur weiteren Beobachtung zur Verfügung stehen.

Die Durchführung der Kalkungsmaßnahmen und Neueinrichtung der 16 Versuchsflächen erfolgt durch das länderübergreifende „Modellvorhaben zur Förderung von Maßnahmen zur nachhaltigen Nährstoffversorgung und Gesunderhaltung von Wäldern“, das vom Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft für die Laufzeit von 2015-2017 finanziell unterstützt wird. Die Zielsetzung besteht darin, langfristige Kalkungsreferenzflächen neu zu installieren und Erfahrungen zum einen mit der technischen Durchführung der Kalkung als auch mit der Kalkungswirkung unter den spezifischen brandenburgischen Standorts- und

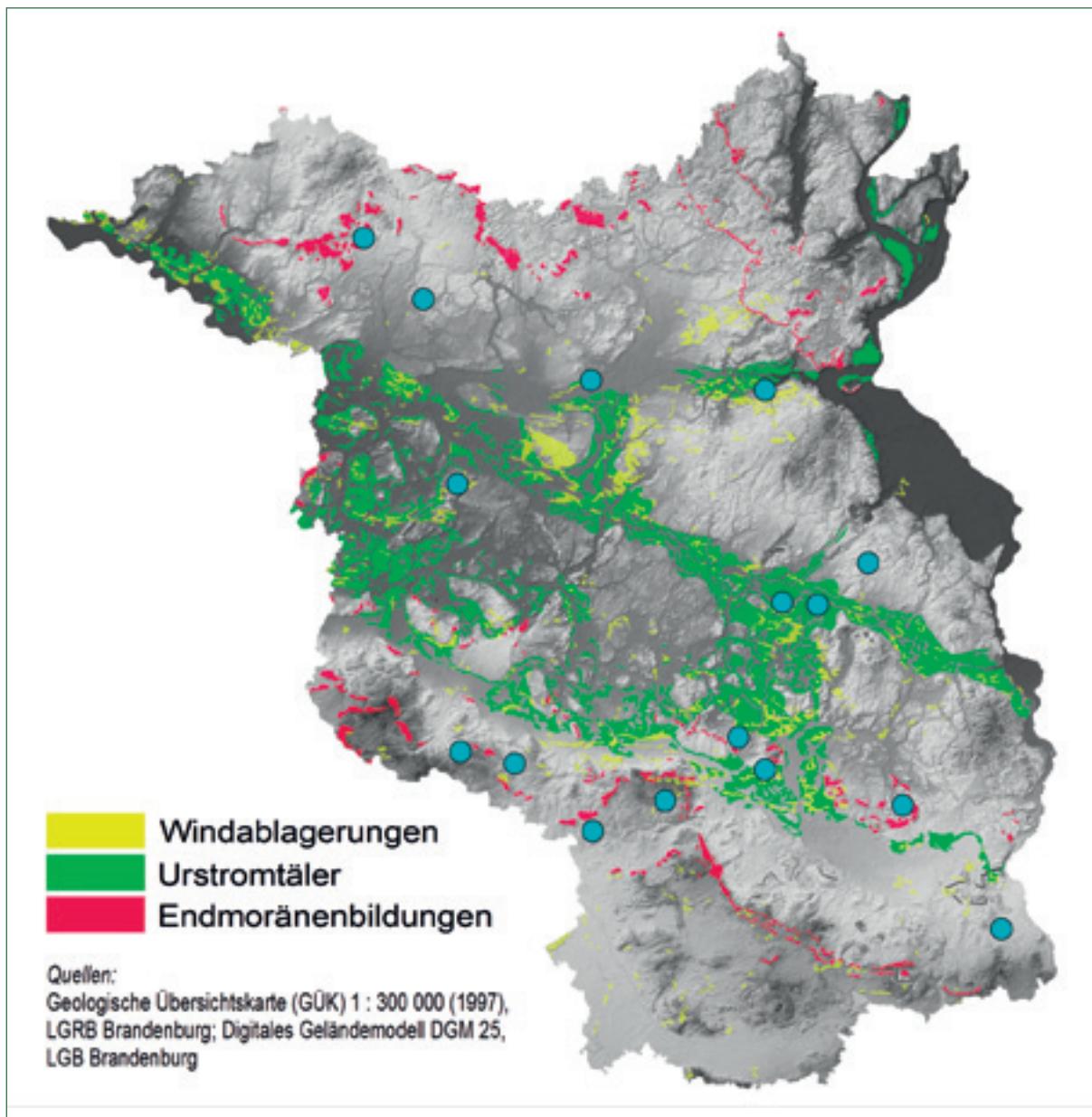


Abb. 4.2.27: Lage von 16 brandenburgischen Kalkungsversuchsflächen im Rahmen des „Modellvorhabens zur Förderung von Maßnahmen zur nachhaltigen Nährstoffversorgung und Gesunderhaltung von Wäldern“

Bestockungsbedingungen zu sammeln, um darauf aufbauend im Kontext des Gesamtvorhabens verallgemeinerbare Handlungsempfehlungen zu entwickeln. Im Vordergrund sollte sowohl die Wirksamkeit der Kalkungsmaßnahmen auf die Nährlementversorgung der Wirtschaftsbaumarten und die Verbesserung der Nährstoffverfügbarkeit im Boden als auch das Risiko möglicher negativ zu beurteilender Nebenwirkungen auf die Humusdynamik und die Vegetationsentwicklung stehen.

Anhand der Kalkungsreferenzflächen wird sich der Fortschritt der Versauerung auf den standörtlich vergleichbaren BZE-Inventurpunkten zukünftig besser einschätzen lassen. Auf den gekalkten Flächen soll regelmäßig der Bodenzustand, die Baumernährung und temporär die Bodenlösung sowie Vegetationsveränderungen erfasst werden, um positive und negative Kalkungseffekte auf den Bodenzustand, die Baumernährung und das Wachstum aber auch auf die Dynamik der Vegetationsentwicklung und Biodiversität zu untersuchen.

Die Lage der für die Kalkungsmaßnahmen ausgewählten BZE-Punkte geht aus Abb. 4.2.27 hervor. Die Flächen wurden bereits vegetationskundlich aufgenommen und werden derzeit vertiefend bodenkundlich untersucht (Stand: Okt. 2015). Anfang 2016 ist planmäßig die Durchführung der Kalkungen vorgesehen.

Über die Neuanlage von Kalkungsflächen hinausgehend wird angestrebt, mögliche ältere Kalkungsversuche auszuwerten. Dieses erscheint jedoch problematisch, da Düngungsversuche im nordostdeutschen Tiefland in den 1950er bis 1980er Jahren in der Regel nach Kahlschlag, Stockrodung und Vollumbruch angelegt wurden. Selbst die minimalen Kalkgaben bei Düngungssteigerungsversuchen betragen bereits ein Vielfaches der heute gängigen Kompensationskalkungsmengen von 3 t/ha. Zudem erfolgten die Düngungsvarianten meist bei gleichzeitigem Mitanbau von Hilfspflanzen, wie Lupine, Winterroggen usw. Diese Versuche sind somit nicht mit der heutigen Kalkungspraxis vergleichbar.

Zwar gibt es zahlreiche aus Kalkungsversuchen in anderen Bundesländern abgeleitete Befunde zur Kalkungswirkung, doch sind die Rahmengrößen (z. B. Sickerwasserraten und Oberboden Zustände) der in der Literatur zu findenden Versuche i. A. nicht mit den spezifischen Bedingungen in Brandenburg (Sande bis lehmige Sandsubstrate, negative Klimatische Wasserbilanz, spezielle historische Eintragssituation und Nutzungsgeschichte) zu vergleichen und die Ergebnisse daher nur eingeschränkt übertragbar.

Ein beispielhafter Kalkungsversuch in Brandenburg ist der auf ca. 3 ha angelegte Versuch Heegermühle der Obf. Eberswalde, der 1954 angelegt wurde und hinsichtlich seiner bodenmeliorativen Wirkungen von Finger (1973), Krauss (1992) und im Rahmen einer Diplomarbeit an der HNEE von Boczek (2005) untersucht wurde. Auf den Ergebnissen

nissen 38 Jahre nach Kalkausbringung aufbauend, empfiehlt Krauss (1992) Kalkgaben in Abhängigkeit vom pH(KCl)-Wert in der Humusauflage. Die von ihm empfohlene Kalkmenge [t/ha] leitet sich direkt aus dem pH(KCl)-Wert ab, wobei bei dem empfohlenen Kalkmergel (Kalkwerk Rüdersdorf) von 82 % CaCO₃ bzw. 36 % Ca²⁺ ausgegangen wird. Krauss (1992) kommt zu folgendem Zusammenhang:

$$\text{Kalkungsmenge [t/ha]} = 12,28 - 2,89 * \text{pH(KCl)}$$

Eine heute übliche Kalkungsmenge von 3 t/ha würde demnach bei pH(KCl)-Werten in der Humusauflage von pH 3,2 und darunter in Betracht kommen.

Von Boczek (2005) wurden die Null- und Kalkungsvarianten des Heegermühler Versuchs ohne Hilfspflanzenanbau erneut boden- und ernährungskundlich untersucht. 50 Jahre nach der Kalkung waren die pH-Werte und die Basensättigung im Tiefenbereich von 0-100 cm der Kalkungsvarianten (15 t/ha Rüdersdorfer Kalkmergel) hoch signifikant höher als auf der Nullvariante. Der Anstieg der Basensättigung beruht auf einer höheren Ca²⁺-Sättigung, während die anderen basischen Kationen (insbesondere auch Magnesium) sich kaum verändert hatten. Die Al³⁺-Sättigung hat sehr deutlich und hoch signifikant abgenommen. Die Elementgehalte in Kiefernadeln unterscheiden sich ebenfalls zwischen den Versuchsflächen: auf der Kalkungsvariante sind Calcium und Magnesium signifikant erhöht und Mangan signifikant reduziert. Auch hat sich die Durchwurzelungsintensität (Anzahl der Feinwurzelspitzen pro dm² an der Profilwand) im Hauptwurzelraum auf der Kalkungsvariante sehr deutlich erhöht.

Wissenschaftlich dokumentiert und von Analysen zum Wasser- und Stoffhaushalt begleitet, existiert ein in den 1980er Jahren im Berliner Grunewald im Rahmen des Forschungsvorhabens „Ballungsraumnahe Waldökosysteme“ (BallWÖS) durchgeführter Kalkungsversuch (z. B. Cornelius et al. 1997). Die Befunde des stadtnahen Forstes lassen sich aber nur eingeschränkt übertragen. Die Bearbeiter des BallWÖS-Projektes hielten im Ergebnis des Gesamtvorhabens eine Kalkung zum Zeitpunkt der Projektdurchführung für wenig empfehlenswert. Als positive Effekte der Kalkung konnten i) die Herabsetzung der Al³⁺-Sättigung und damit der Gefahr toxischer Aluminiumwirkungen in den durchwurzelten Bodenhorizonten, ii) die Erhöhung von pH-Wert und effektiver Kationenaustauschkapazität durch Erhöhung der variablen Ladung sowie iii) die Erhöhung der Säureneutralisationskapazität bestätigt werden. Als negative Nebenwirkungen wurden i) die Änderung der Vegetationszusammensetzung mit einer Zunahme von Stickstoffzeigern und Ruderalarten sowie ii) eine Aktivitätssteigerung von Mikroflora und Bodenfauna, die als Störung des natürlichen Artengefüges bewertet wurde und zur forcierten Mineralisierung mit erhöhten Schwermetall- und kurzfristig Nitratausträgen führte, konstatiert. Die Kalkung erfolgte auf dieser Fläche mit 6 t/ha dolomitischem Kalk, ergänzt durch eine Düngung von 150 kg/ha Kalisulfat. Die Autoren der BallWÖS-Studie betonen, dass

sich eine Kalkungsnotwendigkeit zukünftig ergeben kann, wenn sich die atmosphärische Eintragssituation gegenüber der Situation zu Beginn der 1990er Jahren weiter verändere und es durch reduzierte Baseneinträge zu erhöhten Gesamtsäureeinträgen komme.

4.2.3 Beurteilung der stofflichen Nachhaltigkeit

Während allen bisherigen Auswertungen der BZE-Daten eine weitgehend statische Betrachtungsweise bodenchemischer Kapazitätskenngrößen zugrunde liegt, stehen in diesem Kapitel die **Flussgrößen** zur Kennzeichnung des Nährstoffhaushalts im Vordergrund. Hierbei liegt der Fokus zunächst weiterhin auf den basischen Nährstoffkationen Ca^{2+} , Mg^{2+} und K^{+} . Der pflanzenverfügbare Nährelementvorrat im Boden bildet die Grundlage für unterschiedliche Szenarien der Biomassenutzung unter Berücksichtigung von Elementeinträgen durch Silikatverwitterung und atmogene Deposition sowie Elementausträgen mit dem Sickerwasser und durch die Holzernte. Oberstes Ziel einer nachhaltigen forstlichen Nutzung ist die Vermeidung von langfristig kritischen Nährstoffentzügen durch eine standortsadäquate Nutzungsintensität. **Der Vergleich von Vorratsgrößen und durch Modelle geschätzten Nährstoffflüssen erlaubt standörtlich differenziert die Beurteilung von Nutzungsvarianten hinsichtlich ihrer stofflichen Nachhaltigkeit.**

Aktuell lassen sowohl die im Rahmen der BZE-2(a) ausgewerteten Ernährungsdaten (Kap. 4.1.7) als auch die generell zu verzeichnenden hohen Zuwächse (Noack 2011, 2012; Müller 2015, Schröder 2015) auf eine ausgewogene Versorgungssituation der Hauptbaumarten schließen. Gleichwohl führt das v. a. durch hohe Stickstoffeinträge gesteigerte Wachstum (Riek et al. 2007) dazu, dass auch andere essenzielle Nährstoffe in großen Mengen aufgenommen werden. **Bei anhaltenden Wachstumssteigerungen und gleichzeitig hohen bzw. infolge zunehmender Holznachfrage potenziell noch gesteigerter Biomasseentnahmen (z. B. durch Vollbaumnutzung) steigt daher mittelfristig das Risiko der Nährstoffverarmung des Bodens und damit die Gefahr von Ernährungsgleichgewichten oder gar Nährstoffmangel.** Vor diesem Hintergrund sind Entscheidungshilfen mit Blick auf Potenziale und Restriktionen der Waldbewirtschaftung standörtlich differenziert für die Gesamtwaldfläche Brandenburgs gefordert. Die flächenrepräsentative Datengrundlage der BZE-2(a) ist aufgrund ihres breit ausgerichteten Parameterspektrums aus den Bereichen Standort/Boden, Ernährung und Bestand/Wachstum gut geeignet, verallgemeinerbare Befunde zu generieren, die dann über entsprechende Regionalisierungssätze auf die Gesamtwaldfläche des Landes Brandenburg übertragen werden können. Ein erster Versuch der Regionalisierung, auf der Grundlage von „Fünftelnährkraftstufen“ (SEA95), wurde von Riek & Russ (2015) auf dem Winterkolloquium des LFE im Februar 2015 in Eberswalde vorgestellt. Ziel wird es sein, diesen Ansatz durch die Verknüpfung mit Daten

aus dem LFE-Projekt „Dynamische Regionalisierung“ (Kap. 1.3.3) weiter zu verfeinern und daraus Kartengrundlagen für waldbauliche Empfehlungen im Band 2 des Waldbodenberichtes auszuarbeiten.

Zur Beurteilung der Nachhaltigkeit forstlicher Nutzung stehen verschiedene Indikatoren zur Verfügung. Im Vergleich können diese zu teilweise abweichenden Ergebnissen führen, weshalb Klinck et al. (2014) nahelegen, die Ableitung von standortsspezifischen Empfehlungen für eine angemessene Nutzungsintensität nicht allein auf Basis eines einzigen Indikators vorzunehmen. Im Folgenden erfolgt die Abschätzung einer stofflichen Limitierung der forstlichen Nutzung zunächst anhand des Vergleichs von Elementvorräten im Boden und jeweiligen Baumbestand. Anschließend werden die Komponenten des Nährstoffhaushalts (Stoffeinträge und -austräge) unter Verwendung von Bodentransferfunktionen und langjährigen Zeitreihen von Intensivmessflächen des Level-II-Programms grob abgeschätzt. In einem weiteren Ansatz werden die Ergebnisse der Ein- und Austragsberechnungen mit den pflanzenverfügbaren Elementvorräten im Boden rechnerisch zu einem standortsspezifischen Indikator der Nährstoffnachhaltigkeit verknüpft. Die verschiedenen Ansätze werden diskutiert und das weitere Vorgehen in Band 2 des Waldbodenberichts daraus abgeleitet.

4.2.3.1 Elementvorräte im Bestand

Für alle BZE-Punkte liegen ertragskundliche Daten aus den Geländeerhebungen vor (Kap. 2.3.3.1). Die Elementvorräte in den oberirdischen Bestandeskompartimenten (Stammholz, Rinde, Zweige, Nadeln/Blätter) lassen sich baumartenspezifisch mittels Transferfunktionen aus ertragskundlichen Angaben schätzen. Die Berechnung erfolgte mit den auf Brusthöhen-durchmesser und Bestandeshöhe basierenden Regressionsgleichungen von Heinsdorf & Krauß (1990) für Kiefer, Krauß & Heinsdorf (2008) für Buche sowie Klinner & Körner (2014) für Eiche. Die sonstigen Laubbaumarten wurden wie Buche behandelt, die sonstigen Nadelholzarten wie Kiefer. Vergleichsweise kamen auch Regressionsmodelle von Pretzsch et al. (2013) zum Einsatz, die zum Teil zu leicht abweichen den Nährstoffmengen in der Biomasse führten. Dieses kann u. a. auf die unterschiedlichen den Regressionsmodellen zugrunde liegenden Wuchsräume zurückgeführt werden.

Die im Bestand festgelegten Elementvorräte wurden für jeden Inventurpunkt separat für alle im Rahmen der BZE aufgenommenen „Zeilen“ (= Anteile der Bestockung mit einheitlicher Baumart, Schichtzugehörigkeit und Alter) aus Mittelhöhe, Mitteldurchmesser und Stammzahl berechnet. Die im gesamten Bestand festgelegten Elementvorräte wurden abschließend als Summe der zeilenweisen Vorräte ermittelt.

Exemplarisch für das Element Magnesium sind die in der gesamten Dendromasse gebundenen Elementvorräte in Abb. 4.2.28 nach Bodentyp, Stammnährkraftstufe, Humusform und Bestandestyp stratifiziert dar-

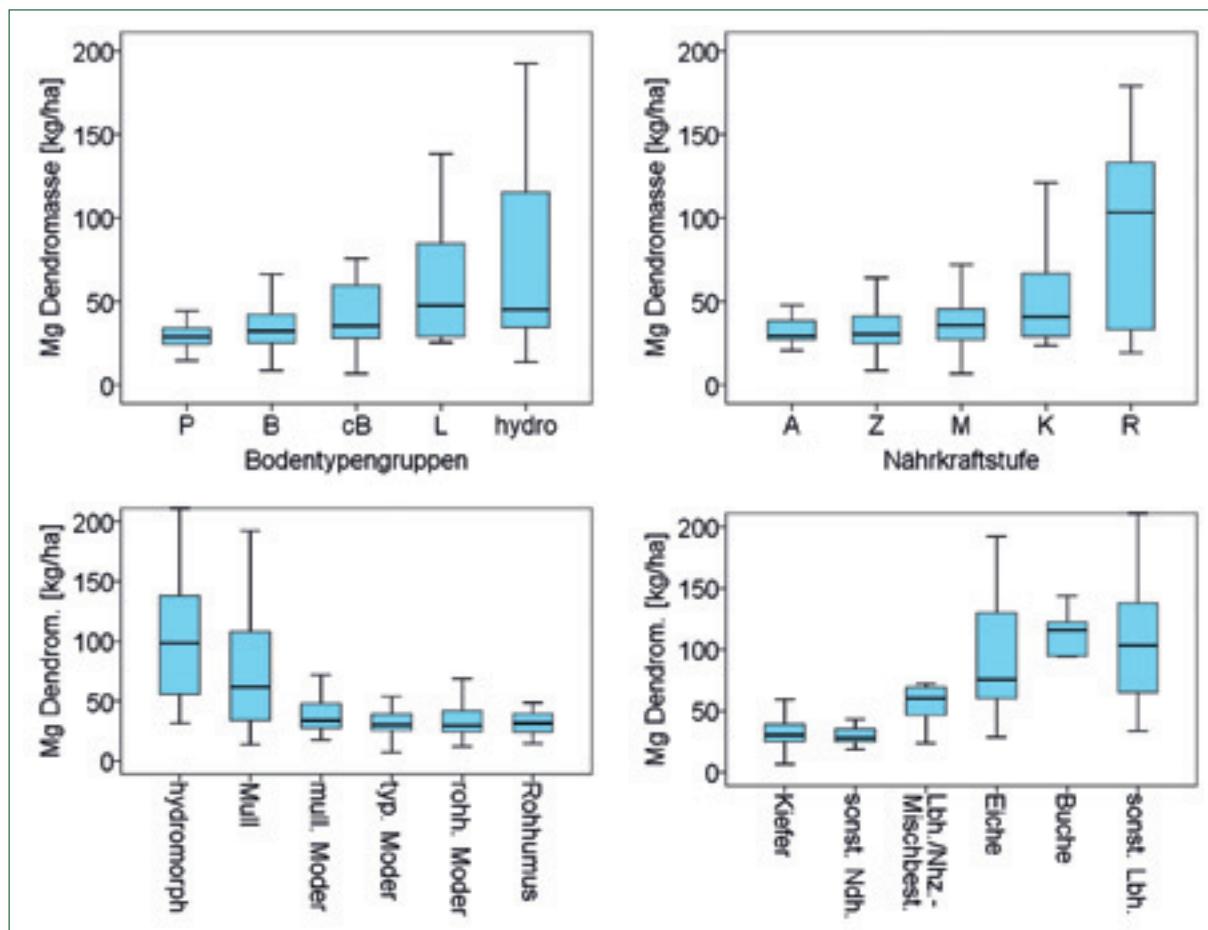


Abb. 4.2.28: Magnesiumvorrat in der Dendromasse stratifiziert nach Bodentyp, Stammnährkraftstufe, Humusform und Bestandestyp

gestellt. Mehr oder weniger stark erhöhte Mediane bei gleichzeitig starker Streuung treten bei den Lessivés und hydromorphen Böden, den Stammnährkraftstufen K und R sowie bei Mull und Feuchthumusformen auf. Bei diesen Straten stellt der gegenüber den verbreiteten Kiefernbeständen größere Anteil an Laubholzbeständen die wesentlichste Ursache für die höheren

Elementmengen im Bestand dar. Die höchsten Mg^{2+} -Vorräte werden für Buchenbestände und sonstige Laubholzbestände (v. a. Erle) konstatiert. Bei den Eichenbeständen ist die Streuung besonders hoch.

Die relative Verteilung der Elementvorräte in den Bestandeskompartimenten geht aus Abb. 4.2.29 hervor.

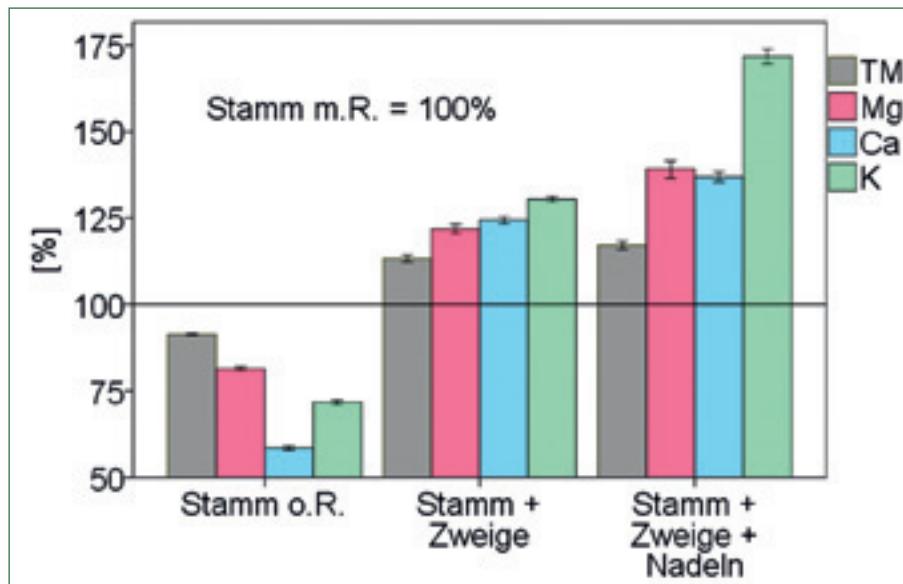


Abb. 4.2.29: Ca^{2+} -, Mg^{2+} - und K^{+} -Vorräte sowie Trockenmassen (TM) von Kiefernbeständen der BZE-2(a)-Stichprobe in Prozent vom jeweiligen Vorrat im Kompartiment Stamm mit Rinde

Hierbei wurden die Vorräte an Ca^{2+} , Mg^{2+} und K^+ in den verschiedenen Kompartimenten auf den Vorrat im Stamm mit Rinde bezogen. Zusätzlich sind die entsprechenden Werte der gesamten Trockenbiomasse dargestellt. Die Abbildung veranschaulicht, dass bei intensivierter Holznutzung der Nährelementexport im Vergleich zum Biomasseexport überproportional zunimmt. So liegt der Ertrag (Trockenmasse) bei Vollbaumnutzung gegenüber der Stammholznutzung mit Rinde bei ca. 113 %. Der dadurch bewirkte Verlust an Nährelementen erhöht sich hingegen auf 130 % bei Magnesium und Calcium und auf fast 170 % bei Kalium.

4.2.3.2 Vergleich von Elementmengen in Bestand und Boden

Um mögliche Grenzen für forstliche Nutzungen im Land Brandenburg abzuschätzen und gegenüber intensiver Nutzung besonders empfindliche Standorte zu lokalisieren, wurden die im Bestand festgelegten Elementvorräte den Bodenvorräten gegenübergestellt. Von langfristig stabilen Verhältnissen kann ausgegangen werden, wenn die Bodenvorräte die Bestandesvorräte deutlich übertreffen.

Für die Elementvorräte im Boden werden die zum Zeitpunkt der BZE-2(a) erfassten austauschbar gebundenen Vorräte an Ca^{2+} , Mg^{2+} und K^+ im Mineralboden bis 90 cm Tiefe verwendet. Die königswasserlöslichen Gehalte im Auflagehumus werden nicht berücksichtigt. Somit wird von den methodischen Vorgaben der für die Bewertung der Ergebnisse verwendeten Schwellenwerte nach dem Ansatz von Meiweis et al. (2008) abgewichen, was durch die in Kap. 4.1.6.4 dargelegten Ergebnisse begründet ist. Danach gibt es wegen der anhaltenden Akkumulation von Nährelementen im Auflagehumus keine Hinweise dafür, dass der Vorrat in der Auflage als kurz- bis mittelfristig verfügbar zu verbuchen ist. Durch die Anwendung der Schwellenwerte von Meiweis et al. (2008) auf die Mineralbodenvorräte handelt es sich im Folgenden um eine konservative Einschätzung der stofflichen Nachhaltigkeit.

Die Gegenüberstellung von Elementvorräten in der Dendromasse und im Boden zeigt für die Elemente Calcium und Magnesium eine klare Differenzierung zwischen einerseits Podsol und sauren Braunerden und andererseits reichen Braunerden, Lessivés und hydromorphen Böden (Abb. 4.2.30). Bei letzteren ist der Elementvorrat im Boden trotz starker Streuung der Werte meist deutlich höher als im Bestand. Die Ca^{2+} - und Mg^{2+} -Vorräte von Podsol und sauren Braunerden liegen indes in derselben Größenordnung wie die im Bestand gespeicherten Mengen bzw. sind etwas geringer als diese. Für die Kaliumvorräte werden i. A. höhere Boden- als Bestandesvorräte ermittelt. Lediglich bei den hydromorphen Standorten überlagern sich die Wertebereiche stärker.

Zur Bewertung der Nährstoffmengen wird nach Meiweis et al. (2008) der Quotient aus Elementvorrat im Boden und Vorratssumme aus Bestand plus Boden berechnet:

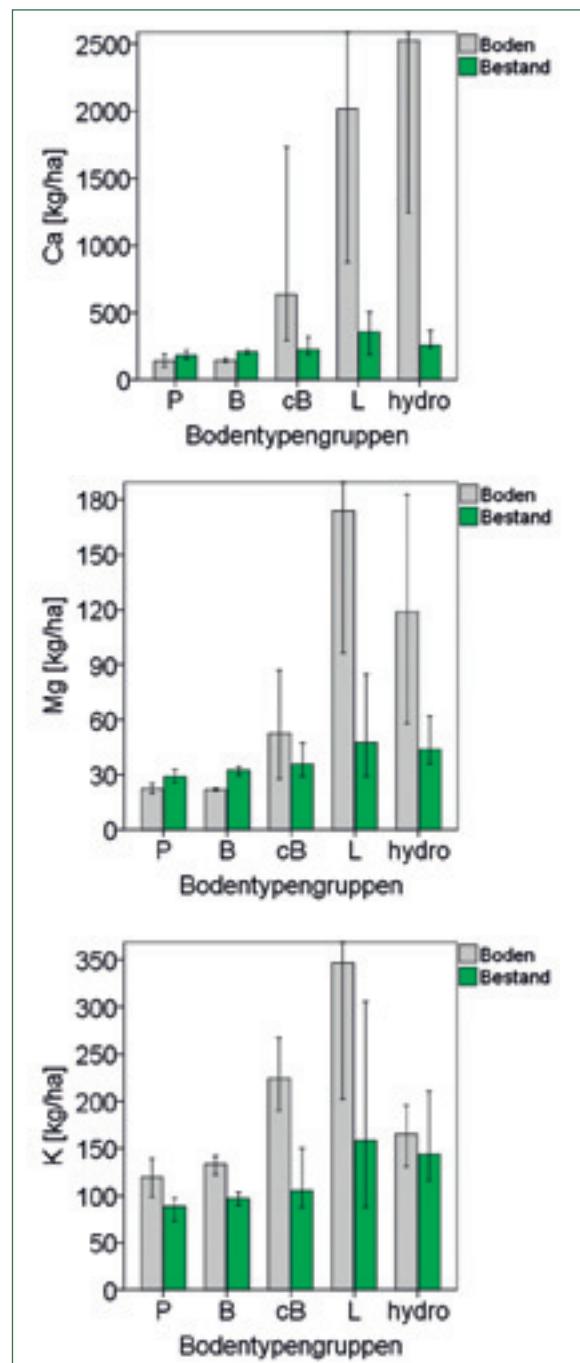


Abb. 4.2.30: Vorräte der Elemente Ca^{2+} , Mg^{2+} und K^+ in der Bestandesbiomasse und im Mineralboden bis 90 cm Tiefe, stratifiziert nach Bodentypengruppen

Nährelementquotient:

$$Q = \frac{\text{Elementvorrat}_{\text{Bestand}}}{\text{Elementvorrat}_{\text{Bestand}+\text{Boden}}}$$

Für hohe Werte des Elementquotienten ($Q > 0,50$) empfehlen Meiweis et al. (2008) **starke** Nutzungsrestriktionen. Die Ernte ist in diesem Fall auf das stärkere Stammholz zu beschränken. Für $0,50 > Q > 0,25$ werden **mäßige** Nutzungsrestriktionen empfohlen. Auf die Ernte von Nadeln, Blättern und Feinreisig ist in diesem Fall zu verzichten. Nur bei noch kleineren Quotienten ($Q < 0,25$) sind auch höhere Nährstoffentzüge (Vollbaumnutzung) tolerabel. **Die Histogramme der be-**

rechneten Quotienten (Abb. 4.2.31) bestätigen insbesondere mit Blick auf die Elemente Magnesium und Calcium für die Mehrheit der Standorte die bereits anhand der rein bodenchemischen Auswertungen sichtbar gewordene Basenverarmung der Mineralböden (Kap. 4.1.4.1). Gleichzeitig sind die relativ großen Bestandessvorräte auch ein Hinweis auf hohe Wuchsleistungen (Bonitäten) und bislang gute Verfügbarkeiten basischer Nährstoffkationen, die vielfach aus atmogenen Baseneinträgen in der

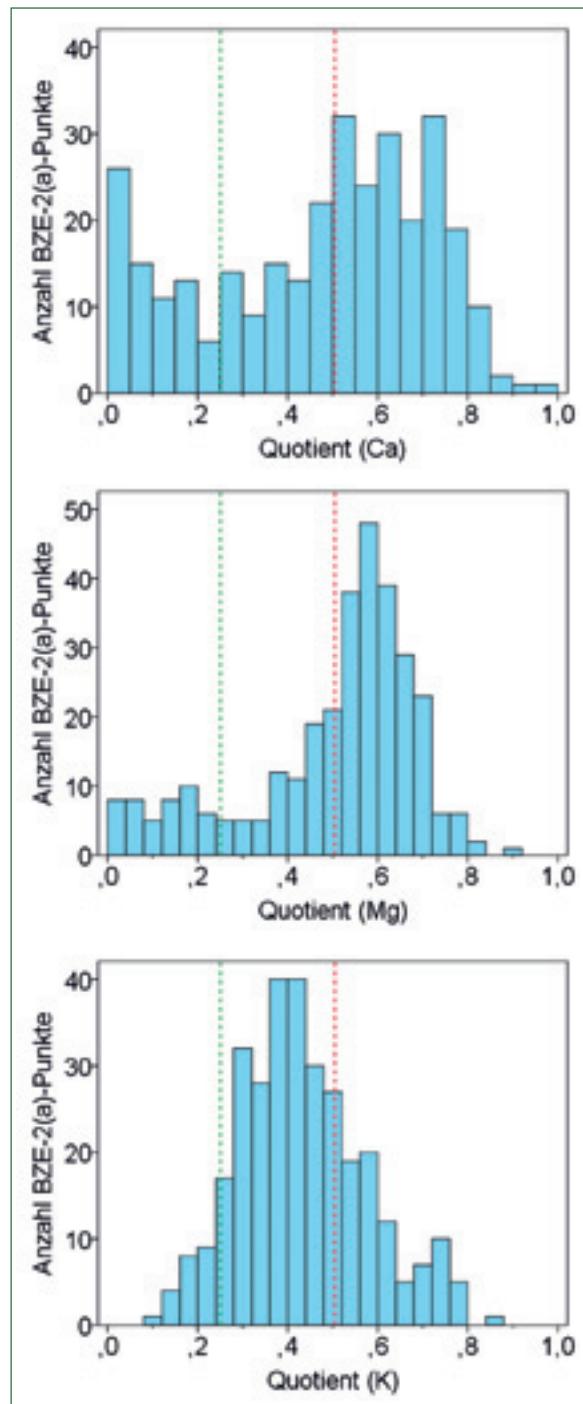


Abb. 4.2.31: Histogramme der Nährelementquotienten ($=\text{Vorrat}_{\text{Bestand}} / \text{Vorrat}_{\text{Bestand+Boden}}$) für die Elemente Ca^{2+} , Mg^{2+} und K^{+} ; vertikale Schwellenwerte: Bewertungsstufen nach Meiwes et al. (2008), vgl. Fließtext

Vergangenheit resultieren dürften (Kap. 4.2.2.2). Um die nachhaltige Nutzung dieser natürlicherweise nährstoffarmen Standorte ($Q > 0,50$) zu gewährleisten, sollten Nährstoffentzüge durch angepasste Holzernte minimiert werden.

In Abb. 4.2.32 sind die Elementquotienten für Calcium, Magnesium und Kalium nach Stammnährkraftstufen stratifiziert dargestellt und in Abb. 4.2.33 exemplarisch die Mg^{2+} -Quotienten für weitere Straten (Boden-

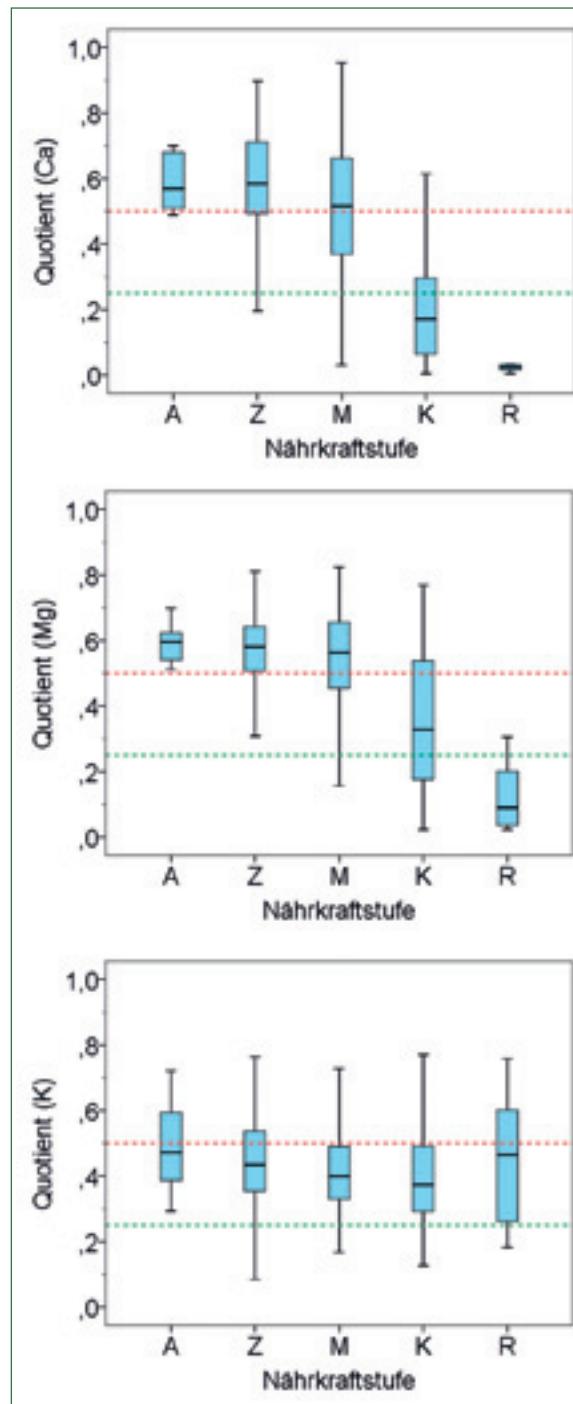


Abb. 4.2.32: Berechnete Nährelementquotienten ($=\text{Vorrat}_{\text{Bestand}} / \text{Vorrat}_{\text{Bestand+Boden}}$) für die Elemente Ca^{2+} , Mg^{2+} und K^{+} stratifiziert nach Stammnährkraftstufen; horizontale Schwellenwerte: Bewertungsstufen nach Meiwes et al.

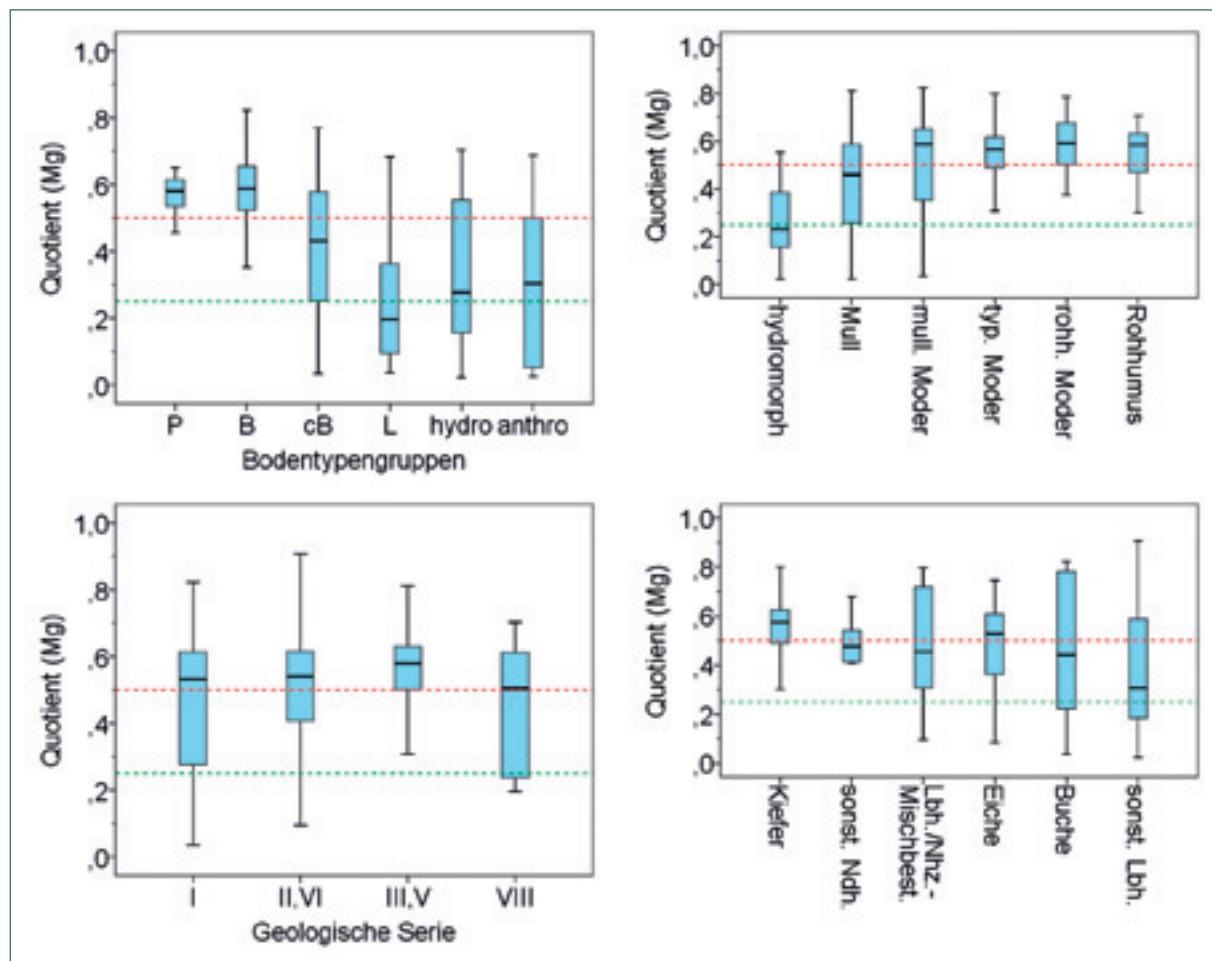


Abb. 4.2.33: Berechnete Nährelementquotienten (=VorratBestand / VorratBestand+Boden) für das Element Magnesium stratifiziert nach Bodentyp, Humusform, geologischer Serie und Bestandestyp; horizontale Schwellenwerte: Bewertungsstufen nach Meiwes et al. (2008), vgl. Fließtext

pengruppe, Humusform, geologische Serie, Bestandestyp). Aus den Darstellungen wird deutlich, dass innerhalb der Nährkraftstufen insbesondere im Bereich Z bis K große Variabilitäten auftreten. Eine eindeutige Zuordnung zwischen dem Ausmaß von Nutzungsrestriktionen und der Nährkraftstufe erscheint kaum möglich. Insbesondere unterscheiden sich A-, Z- und M-Standorte nur wenig. Die Mediane der Elemente Calcium und Magnesium liegen für Standorte dieser Nährkraftstufen im Bereich hoher Nutzungsrestriktionen. Die R- und K-Standorte fallen überwiegend in den Bereich geringer Restriktionen. Hier wurden zwar hohe Elementvorräte in den Dendromassen kalkuliert (Abb. 4.2.28), doch können die Bodenvorräte noch um ein Mehrfaches höher liegen. Für Kalium ergeben sich nur mäßige Einschränkungen der Nutzung; Unterschiede zwischen den Nährkraftstufen sind nicht vorhanden.

Bemerkenswert sind die insgesamt sehr großen Streuungen zwischen den Nährkraftstufen im Z-, M- und K-Bereich, die fast immer das gesamte Spektrum der drei Bewertungsklassen überlappen. Dies macht deutlich, dass es nur bedingt möglich

ist, anhand vorliegender Flächendaten, wie der aus der Forstlichen Standortskarte zu entnehmenden Stammnährkraftstufe, mittels einfacher Zuordnung auf Nutzungsrestriktionen zu schließen. Neben den Stammeigenschaften ist es vor allem der aktuelle chemische Bodenzustand, der für die Ausprägung der Elementquotienten ausschlaggebend ist. So zeigt sich für Magnesium zwar eine gewisse Abhängigkeit der Quotienten vom Bodentyp, aber praktisch kein Zusammenhang zur geologischen Serie (Abb. 4.2.33). Bei den Humusformen sind typischer Moder, rohhumusartiger Moder und Rohhumus vergleichbar ungünstig einzurordnen; die anderen Humusformen variieren jedoch über alle drei Bewertungsklassen. Auffallend ist, dass sich die Elementquotienten zwischen den Baumarten grundsätzlich nur wenig unterscheiden. Bei allen Laubholz- und Laubholzmischbeständen variieren die Werte stark und überlappen die Bewertungsklassen. Die Mediane befinden sich überwiegend im mittleren Bereich, für den mäßige Nutzungsrestriktionen empfohlen werden (s. o.). Die Gruppe der Kiefernbestände hebt sich hiervon durch eine geringere Streubreite der Einzelwerte und einen Median im Bereich starker Nutzungsrestriktionen etwas ab.

4.2.3.3 Betrachtung der Nährstoffflüsse

Um die Bedeutung unterschiedlicher Nutzungsintensitäten auf den Nährstoffexport standörtlich differenziert abschätzen zu können, ist über die reinen Vorratsbetrachtungen hinausgehend die Abschätzung von Stoffflüssen notwendig. Sowohl die Ermittlung von Stoffeinträgen durch Depositionen und Verwitterung als auch von Stoffausträgen mit dem Sickerwasser und durch die Holzernte sind jedoch mit erheblichen Unsicherheiten behaftet. Exakte Aussagen zu den Teilgrößen der „Input-Output-Bilanz“ sind für den einzelnen BZE-Punkt daher nicht möglich. Gleichwohl lassen sich aus der aggregierten Darstellung der Schätzgrößen mit Blick auf stratenbezogene Mittelwertunterschiede Hinweise auf die stoffliche Nachhaltigkeit bestimmter Nutzungsszenarien ableiten.

Die Schätzung der benötigten Stoffflüsse erfolgt nach den folgenden Ansätzen (Riek & Russ 2015):

Deposition

Die Grundlage für die Schätzung der Deposition bilden die mittleren Elementeinträge von acht Intensivmessflächen des Level-II-Programms seit dem Jahr 1997. Kronenraumprozesse wurden durch Korrekturfaktoren zur Anreicherung des Bestandes gegenüber dem Freilandniederschlag auf der Grundlage von Riek et al. (2006) berücksichtigt. Die regionale Anpassung an die BZE-Punkte erfolgte bei Magnesium und Kalium über langjährige mittlere Jahresniederschläge (Nd), die aus Daten des Deutschen Wetterdienstes für alle BZE-Punkte interpoliert vorliegen.

Folgende Gleichungen zur Berechnung der Deposition von Calcium, Magnesium und Kalium wurden verwendet:

$$\text{Ca}^{2+} [\text{kg/ha/a}] = 5.8447$$

$$\text{Mg}^{2+} [\text{kg/ha/a}] = 0.00198 * \text{Nd} [\text{mm}] + 0.18558$$

$$\text{K}^+ [\text{kg/ha/a}] = 0.01596 * \text{Nd} [\text{mm}] - 0.5669$$

Über alle BZE-Punkte variieren die Gesamtdepositio nen unter Berücksichtigung von Kronenraumprozessen durch Korrekturfaktoren bei Magnesium zwischen 0,74 kg/ha/a und 1,15 kg/ha/a (Median = 0,94 kg/ha/a) und bei Kalium zwischen minimal 1,88 kg/ha/a und maximal 3,28 kg/ha/a (Median = 2,56 kg/ha/a). Für Calcium wird bei allen Flächen eine Eintragsrate von 7,47 kg/ha/a angenommen.

Verwitterung

Die Grundlage für die Schätzung der Verwitterung bilden exemplarische Modellierungen mit dem geochemischen Modell PROFILE (vgl. Kap. 2.5.4) von Bolte & Wolff (2001) für Sand- und Lehmsubstrate. Die Übertragung auf die gesamte BZE-Stichprobe erfolgte in Anlehnung an Von Wilpert et al. (2011b) durch lineare Interpolation zwischen den minimal (Flug-

sand: 0.25 kmol/ha/a) und maximal (Geschiebelehm: 2.5 kmol/ha/a) zu erwartenden Verwitterungsraten anhand des austauschbaren Vorrats basischer Kationen im Unterboden. Die Aufteilung der Gesamtverwitterungsrate auf die einzelnen Elemente wurde anhand der entsprechenden Elementrelationen der Gesamtgehalte (Flusssäureaufschluss) vorgenommen, die hierfür am besten geeignet erscheinen (vgl. Kap. 4.2.1.3). Ergänzend wurden die in Kap. 4.2.1.5 dargelegten Ergebnisse von PROFILE-Modellierungen an ausgewählten BZE-Punkten für Plausibilitätsprüfungen verwendet. Die Übereinstimmung der Werte ist für Calcium und Magnesium akzeptabel; für Kalium liegen die in Kap. 4.2.1.3 ermittelten Verwitterungsraten (Tab. 4.2.3) deutlich unter den hier geschätzten Werten.

Sickerwasseraustrag

Unter Verwendung der Beziehung zwischen austauschbaren Konzentrationen der Bodenfestphase und Bodenlösungskonzentrationen, die aus Messdaten des Level-II-Programms abgeleitet wurden, erfolgte die Schätzung der Elementkonzentrationen im Sickerwasser. So wurden die Konzentrationen der für den Sickerwasseraustrag relevanten Bodenlösung [mg/l] aus den aus NH_4Cl extrahierbaren Elementkonzentrationen [mmol_c/kg] im Unterboden entsprechend der folgenden logistischen und logarithmischen Funktionen ermittelt:

$$\text{K}^+ [\text{mg/l}] = 1 / (1 / 2.1 + 1.925 * (0.00000016 ** \text{K}^+ [\text{mmol}_c/\text{kg}]))$$

$$\text{Ca}^{2+} [\text{mg/l}] = 1 / (1 / 23 + 0.2382 * (0.3671 ** \text{Ca}^{2+} [\text{mmol}_c/\text{kg}]))$$

$$\text{Mg}^{2+} [\text{mg/l}] = 1.9075 + 0.1518 * \text{LN} (\text{Mg}^{2+} [\text{mmol}_c/\text{kg}] + \text{Ca}^{2+} [\text{mmol}_c/\text{kg}])$$

Die genannten Gleichungen erlauben v. a. eine Differenzierung der Lösungskonzentrationen zwischen der Mehrheit der basenarmen (Sand-)Böden und den basenreichen sowie ggf. carbonathaltigen bindigeren Böden. Die Rolle der mobilen Anionen insbesondere aus dem Vorrat früherer Sulfatdepositionen wird bei diesem vereinfachten Ansatz nicht berücksichtigt.

Für die Berechnung der durchschnittlichen jährlichen Austragsraten wurden die Lösungskonzentrationen mit Sickerwasserraten multipliziert, die mit Hilfe des Wasserhaushaltmodells TUB-BGR für alle BZE-Punkte aus regionalisierten langjährigen Klimadaten und bodenphysikalischen Daten der BZE ermittelt wurden (Kap. 2.5.3).

Ernteentzug

Die Ermittlung von Höhe, Durchmesser und Stammzahl des zu erntenden Bestandes erfolgte anhand der aktuellen Bonität mittels einschlägiger Ertragstafeln für 5-jährige Durchforstungsintervalle nach Lembcke et al. (2000) für Kiefer, Dittmar et al. (1986) für Buche sowie Erteld (1962) für Eiche.

Mit Regressionsgleichungen von Heinsdorf & Krauss (1990) für Kiefer, Krauss & Heinsdorf (2008) für Buche und Klinner & Körner (2014) für Eiche wurden dann die Elementgehalte der einzelnen Baumkompartimente aus Höhe und Durchmesser abgeschätzt.

Die Ableitung von durchschnittlichen jährlichen Stoffentzügen erfolgte bezogen auf einen „unendlichen Nutzungszeitraum“, wobei nach folgenden drei Nutzungsintensitäten unterschieden wurde:

– **Nutzungsszenario 1 (geringe Nutzungsintensität \approx „Derbholz o. R.“):**

Ausschließliche Nutzung des entrindeten Schaftholzes bei Nadelholz (bei Laubholz: Schaftholz mit Rinde), Holznutzung ab 15 m Bestandeshöhe, teilweiser Verzicht auf Nutzung von Bäumen im Endbestand (5 Bäume / ha).

– **Nutzungsszenario 2 (mittlere Nutzungsintensität \approx „Derbholz m. R.“):**

Nutzung des Schaftholzes mit Rinde, Holznutzung ab 12 m Bestandeshöhe.

– **Nutzungsszenario 3 (hohe Nutzungsintensität \approx „Vollbaumnutzung“):**

Nutzung des gesamten Ast- und Schaftholzes (einschließlich der Zweige) mit Rinde, Export aller nach Ertragstafel vorgesehenen Nutzungen.

Für alle brandenburgischen BZE-Punkte zeigt Abb. 4.2.34 die Kenngrößen des Nährstoffhaushalts für die Elemente Calcium, Magnesium und Kalium. Dargestellt sind jeweils die **Medianen und Spannen zwischen dem 25- bis 75-Perzentil**, d. h. der Bereich um den Zentralwert, innerhalb dessen sich die Hälfte der flächenrepräsentativen BZE-Stichprobe befindet. Alle Flussraten sind auf einen **Zeitraum von 100 Jahren** hochgerechnet, um eine bessere Vergleichbarkeit mit den Bodenvorräten zu erreichen. Zu beachten ist, dass es sich dabei um die Extrapolation einer Momentaufnahme des aktuellen Zustandes handelt. Tatsächlich sind die geschätzten Flussgrößen in ihrem zeitlichen Verlauf jedoch nie als konstant zu betrachten und zudem voneinander abhängig. So würden sich bei Verarmung des Systems alle Einzelkomponenten verändern: die Nährstoffauswaschung mit dem Sickerwasser würde abnehmen infolge geringerer Lösungskonzentrationen, der Nährstoffexport mit der Biomasse würde sich durch abnehmende Nährstoffeinbindung in die Dendromasse sowie geringere Zuwächse reduzieren usw. **In der Folge dieser ökosysteminternen Prozesse stellen sich permanent neue Fließgleichgewichte zwischen den Haushaltsgrößen ein, so dass die Summe der dargestellten Flüsse systembedingt stets gegen null strebt. Die anhand der aktuellen Eingangsdaten berechneten „Input-Output-Bilanzen“ geben dennoch einen Eindruck davon, bei welchen Elementen und auf welchen Standortstypen unter den gegenwärtigen, durch die BZE-**

Stichprobe flächenrepräsentativ wiedergegebenen Bestockungsverhältnissen, mit An- bzw. Abreicherungen von Nährstoffen im Boden zu rechnen ist. Durch die Möglichkeit, den Nährstoffentzug für unterschiedliche Bewirtschaftungsvarianten szenarisch zu berechnen, spiegeln die Werte insbesondere auch den Einfluss der Nutzungsintensität auf den Stoffhaushalt wider und eignen sich für praktische Folgerungen. Im Einzelnen lassen sich die Diagramme in Abb. 4.2.34 wie folgt interpretieren:

Die mit der **Deposition** eingetragenen Magnesiummengen liegen auf grundwasserfernen Standorten durchschnittlich in der Größenordnung des Austrags mit dem **Bodensickerwasser**. Bei Kalium sind selbst die höchsten Sickerwasserausträge weit geringer als die Einträge mit der Deposition. Bei Calcium übertrifft der Eintrag mit der Deposition auf ärmeren Standorten die Austräge. Auf besser versorgten Böden nimmt der Sickerwasseraustrag indes Werte an, die über den Depositionseinträgen liegen können. Die grundwasserbeeinflussten Standorte, die sich überwiegend im Bereich der Stammnährkraftstufe R befinden, weisen negative Sickerraten und damit eine zumeist starke Anreicherung mit allen Nährelementen auf.

Der Calciumeintrag aus der **Verwitterung** spielt bei den ärmeren Standorten gegenüber dem Eintrag aus der Deposition eine geringe Rolle. Nur bei kräftigen und reichen Standorten erreicht die Verwitterung Werte ähnlicher Größenordnungen, die insbesondere bei carbonathaltigen Böden um ein Mehrfaches über den Werten der Deposition liegen können. Der Magnesiumeintrag aus der Verwitterung macht bei den ärmeren bis mäßig nährstoffversorgten Standorten etwa die Hälfte sowohl der Deposition als auch der Sickerung aus. Auf kräftigen und reichen Standorten können die Verwitterungsraten von Magnesium den Eintrag aus der Deposition weit übertreffen. Auch die Austräge mit dem Sickerwasser sind in diesen Fällen geringer als die Magnesiumfreisetzung bei der Silikatverwitterung. Die Kaliumfreisetzung bei der Verwitterung übertrifft die Sickerraten auf allen Standorten vielfach, was mit der spezifischen, an Kalifeldspäten reichen Mineralzusammensetzung vieler pleistozäner Substrate korrespondiert (Kap. 4.2.1.4). Andererseits wurde bereits darauf hingewiesen, dass die Kaliumverwitterung möglicherweise überschätzt wurde, wie der Vergleich mit den Werten aus der **PROFILE**-Modellierung in Kap. 4.2.1.5 zeigt (s. o.). Gleichwohl liegen auch die mit **PROFILE** unter Verwendung von Tonmineralanalysen modellierten Werte noch deutlich über den Sickerraten von Kalium.

Zusammenfassend zeigt sich somit für die betrachteten Elemente, dass bei **Calcium** hohe atmogene Einträge auf den ärmeren Böden sowie zusätzlich hohe Verwitterungsraten auf den besseren, insbesondere carbonathaltigen Standorten einer Systemverarmung entgegen wirken. Bei **Kalium** sind es vor allem die hohen Verwitterungsraten, durch die Verluste problemlos ausgeglichen werden können. Bei **Magnesium** hingegen ist die Verwitterung von geringerer Bedeutung bzw. trägt lediglich auf besseren Standorten maßgeb-



Abb. 4.2.34: Median, 25- und 75-Perzentil von Ca²⁺-, Mg²⁺- und K⁺-Flüssen sowie Mineralbodenvorrat (0-90 cm Tiefe) von Standorten der Stammnährkraftsstufen A...R (Angaben in kg/ha/100a bzw. kg/ha)

lich zur Kompensation von Stoffausträgen bei. Dieses ist ab der Stammnährkraftsstufe K der Fall. Insgesamt stellen sich die „Input-Output-Bilanzen“ für Magnesium vergleichsweise am kritischsten dar, wenngleich sich bei allen Elementen und Standortstypen ohne Berücksichtigung von Ernteverlusten rechnerisch positive Salden zwischen den Einträgen und den Austragsraten ergeben.

Bezieht man die **Nährstoffverluste durch Holzernte** szenarisch in die Bilanzierung mit ein, so werden für Kalium auch bei größter Nutzungsintensität (Szeneario 3) immer noch deutlich positive Salden errechnet. Dieses ist selbst dann der Fall, wenn die Kaliumverwitterung ggf. überschätzt worden ist (s. o.). Für das Element Calcium sind die mittleren Salden sowohl für Nutzungsszenario 1 („Derbholz o. R.“) als auch

Szenario 2 („Derbholz m. R.“) über alle Stammnährkraftstufen hinweg deutlich positiv. Nur für Szenario 3 („Vollbaumnutzung“) kommt es zu teils negativen Salden der Calciumbilanz. Diese können auf allen Standortstypen außer auf Standorten der Stammnährkraftstufe R auftreten. Für das Element Magnesium sind negative Salden bei K- und R-Standorten für alle drei Nutzungsszenarien unwahrscheinlich. Auf A-, Z- und M-Standorten hingegen wächst die Wahrscheinlichkeit negativer Salden mit zunehmender Nutzungsintensität. Für Szenario 1 liegen die Salden der mittleren Ein- und Austräge bei den genannten Nährkraftstufen nur knapp unter 0; für Szenario 3 errechnet sich hingegen ein Wert von -50 kg/ha/100a. Demgegenüber liegen die durchschnittlichen Mineralbodenvorräte der Stammnährkraftstufen A, Z und M lediglich bei 20 kg/ha bis 24 kg/ha.

Aus diesen überschlägigen Bilanzierungen von mittleren aktuellen Stoffeinträgen und szenischen Austragsmengen und unter Berücksichtigung der Angaben zur Variabilität dieser Werte (Abb. 4.2.34) lässt sich erkennen, dass bei Extrapolation der gegenwärtigen Rahmenbedingungen in die Zukunft Versorgungsgpässe bei Magnesium zunehmend wahrscheinlicher werden. Dies bedeutet, dass hier die aktuellen Zustände am wenigsten stabil sind und ökosysteminterne Effekte der Selbstregulation Veränderungen der Systemkenngrößen bewirken werden, die zu neuen Fließgleichgewichtszuständen führen. Diese Dynamik erklärt die im Rahmen des Vergleichs von BZE-1 und BZE-2(a) bereits gefundenen Bodenzustandsveränderungen (z. B. Kap. 4.1.4.1). In Folge der Systemverarmung ist, aufgrund geringer werdender Lösungskonzentrationen, wie sie auch eindrucksvoll an den exemplarischen Zeitreihen der ehemals aufgebauten Level-II-Fläche Neusorgefeld beobachtet werden können (Kap. 4.2.2.2), mit sich reduzierenden Auswaschungsverlusten über den Sickerwasserstrom zu rechnen. Aber auch die aktuell teils sehr hohen Wuchsleistungen selbst auf natürlicherweise ärmeren Standorten, die mit Stickstoff- und vor allem im südlichen Brandenburg mit atmogenen Baseneinträgen ursächlich zusammenhängen (Kap. 4.2.2.2), dürften sich hier als Anpassungsreaktion an sich verringernde Nährstoffverfügbarkeiten zukünftig reduzieren. Dieser Prozess wird darüber hinaus durch schlechtere Nährstoffverfügbarkeiten bei infolge des regionalen Klimawandels häufiger sommerlicher Bodenaustrocknung begünstigt. Bei anhaltenden Stickstoffeinträgen sowie weiterhin hohen Zuwachsen und entsprechenden Nährstoffentnahmen bei intensivierter Holzernte könnten sich indes mittelfristig Nährstoffungleichgewichte und ggf. instabile Zustände einstellen.

4.2.3.4 Indikator für die stoffliche Nachhaltigkeit

Bei der Anwendung von Nährstoffbilanzen zur Abschätzung der stofflichen Nachhaltigkeit, wie sie in der aktuellen Literatur mehrfach beschrieben wird (vgl.

Greve et al. 2014, Hagemann et al. 2008, Klinck et al. 2011, Lemm et al. 2010, Meiwas et al. 2008, Pretzsch et al. 2014, Von Wilpert et al. 2011b, Weis et al. 2009), muss auf generelle Schwierigkeiten des Verfahrens verwiesen werden. Nach Klaminder et al. (2011) sind insbesondere die Unsicherheiten der mit verschiedenen Modellen ermittelten Verwitterungsraten in Relation zum Niveau der Stoffentzüge bei unterschiedlicher Nutzungsintensität zu hoch, um anhand von Stoffbilanzen maximal mögliche Erntemengen abzuleiten. Auf die vielfältigen Schwierigkeiten bei der Schätzung und Regionalisierung der Deposition und Sickerwasserausträge verweisen auch Pretzsch et al. (2013). Gleichwohl kommen die Autoren zu dem Schluss, dass der aktuelle Kenntnisstand und die derzeitige Datenlage schon jetzt ausreichen, um Empfehlungen für die forstliche Praxis erstellen zu können.

Im vorliegenden Waldbodenbericht dient die Bilanzierung der Stoffflussraten zur Ableitung eines Indikators der stofflichen Nachhaltigkeit, der sich zum einen aus den groben Ein- und Austrags schätzungen und zum anderen aus den im Boden austauschbar gespeicherten Nährstoffmengen zusammensetzt. Bei der Berechnung von „Input-Output-Bilanzen“ fällt auf, dass im Einzelfall selbst auf kräftigen Standorten und bei geringer Nutzungsintensität negative Bilanzen für Calcium und Magnesium auftreten können. Diese Standorte sind häufig mit großen austauschbaren Nährstoffmengen ausgestattet. Es ist daher zu erwarten, dass trotz aktuell negativ kalkulierter Salden in vielen Fällen über mehrere Bestandesgenerationen keine Nährstoffengpässe auftreten werden. Hieran wird deutlich, dass die alleinige Betrachtung der Nährstoffbilanz für eine umfassende Bewertung der stofflichen Nachhaltigkeit nicht ausreichend ist. Es bedarf zusätzlich der Berücksichtigung des pflanzenverfügbaren Elementvorrats im Boden und des Faktors Zeit, wie dies schematisch durch Abb. 4.2.35 veranschaulicht wird. In der Darstellung kommt es bei negativer Nährstoffbilanz zur sukzessiven Aufzehrung der im Waldboden pflanzenverfügbar gebundenen Nährelemente. Real ist davon auszugehen, dass die dargestellte vollständige Entbasung des Bodens nie eintreten wird, da im Diagramm von konstanten und unabhängigen Flüssen ausgegangen wird. Wie bereits dargelegt, korrespondieren diese jedoch miteinander und reagieren auf sich verändernde Ressourcenverfügbarkeiten (vgl. Kap. 4.2.3.3). In Abb. 4.2.35 soll hierauf durch die Ganglinie der Zuwachseinbußen hingewiesen werden.

Dennoch ist der berechnete Zeitraum bis zur theoretisch vollständigen Ausschöpfung des Nährstoffvorrats im Boden als Indikator für die Nachhaltigkeit der Nutzung verwendbar, weil er Bilanzgrößen mit Vorratsgrößen in einen logischen Zusammenhang stellt. Der Wert hat nach Abb. 4.2.35 die Einheit [Jahre]; es empfiehlt sich aber, ihn als (dimensionslosen) Index zu betrachten.

Von Riek und Russ (2015) wurde der beschriebene Index für einen ersten Ansatz der Regionalisierung von

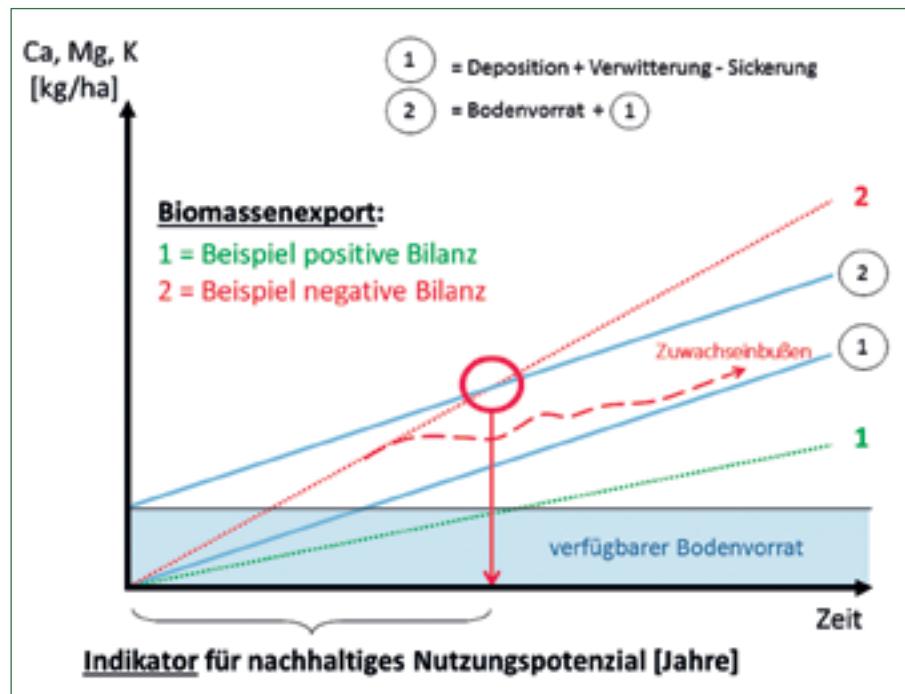


Abb. 4.2.35: Schema zur Berechnung eines Nachhaltigkeitsindikators

Nutzungspotenzialen und -risiken unter Berücksichtigung der aktuellen Bestockung verwendet. Für jeden BZE-Punkt und jedes der drei in Kap. 4.2.3.3 definierten Nutzungsszenarien wurde hierzu zunächst geprüft, ob die jeweiligen Bilanzen der Elemente Calcium, Magnesium (und Kalium) positiv sind. In einem weiteren Schritt wurde für den Fall eines negativen Saldo ermittelt, ob dieser langfristig (=150 Jahre) durch den aktuell im Waldboden verfügbaren Nährstoffvorrat ausgeglichen werden kann. Somit wurde für die Erstellung einer „Ampelkarte der stofflichen Nachhaltigkeit“ zwischen drei Kategorien unterschieden.

- **Gruppe 1:** Für alle Nährelemente besteht eine positive Bilanz. Die stoffliche Nachhaltigkeit ist langfristig gesichert (blau in Abb. 4.2.36 und Abb. 4.2.37).
- **Gruppe 2:** Für mindestens eines der betrachteten Nährelemente ist die Bilanz negativ, die Versorgung ist dennoch durch die austauschbare Nährstoffreserve >150 Jahre gewährleistet. Die stoffliche Nachhaltigkeit ist bedingt gesichert (grün in Abb. 4.2.36 und Abb. 4.2.37).
- **Gruppe 3:** Die austauschbare Nährstoffreserve ist in <150 Jahren erschöpft. Die Nachhaltigkeit ist nicht gesichert (rot in Abb. 4.2.36 und Abb. 4.2.37).

Die Regionalisierung der drei Gruppen erfolgte für das im Projekt „Dynamische Regionalisierung“ (Kap. 1.3.3) verwendete brandenburgweite 100x100-m-Rasternetz mit einem zunächst noch univariaten Ansatz auf der Grundlage von „Fünftelnährkraftstufen“ (Abb. 3.18, Kap. 3.6.3). Hierbei wurden folgende Beziehungen zwischen den als numerische Variablen behandelten „Fünftelnährkraftstufen“ ($A' = 1, A'' = 2, \dots, R'''' = 25$) und dem in Abb. 4.2.35 dargestellten Nachhaltigkeitsindex ermittelt:

Szenario 1: $Y = 8,2825 * 1,681^X$ ($R^2=0,92$)

Szenario 2: $Y = 14,733 * 1,332^X$ ($R^2=0,89$)

Szenario 3: $Y = 4,538 * 1,358^X$ ($R^2=0,69$)

(Y = Nachhaltigkeitsindex, vgl. Abb. 4.2.35; X = „Fünftelnährkraftstufe“)

Den Regressionsgleichungen und Angaben der Bestimmtheitsmaße liegen die über „Fünftelnährkraftstufen“ aggregierten Mediane des Nachhaltigkeitsindexes in der BZE-2(a)-Stichprobe zugrunde ($n=23$), wobei für die Ableitung der Gleichungen die Werte bis max. 1.000 (Jahre) berücksichtigt wurden.

Die Häufigkeitsverteilung der Gruppen in der BZE2(a)-Stichprobe zeigt Abb. 4.2.36 für die drei Nutzungs-szenarien „Derbholz o. R.“, „Derbholz m. R.“ und „Vollbaumnutzung“ (Kap. 4.2.3.3). Die aus der Regionalisierung resultierenden „Ampelkarten“ sind auf der Basis der Punkte des 100x100-m-Rasternetzes ($n=1.076.222$) in Abb. 4.2.37 dargestellt.

Die dargestellten Auswertungen beziehen sich bislang ausschließlich auf die aktuellen Bestockungsverhältnisse an den BZE-Punkten und an den Punkten des 100x100-m-Rasters der Regionalisierung. Im Band 2 des Waldbodenberichtes sollen auf der Basis der BZE-Daten waldbauliche Maßnahmenempfehlungen abgeleitet werden. Für flächenhafte Aussagen zur Nachhaltigkeit unterschiedlicher Nutzungsvarianten und Bestandeszieltypen sind daher auch Modellrechnungen losgelöst von der tatsächlichen Bestockung durchzuführen und entsprechende detaillierte Kartengrundlagen zu forstlichen Nutzungsszenarien zu generieren.

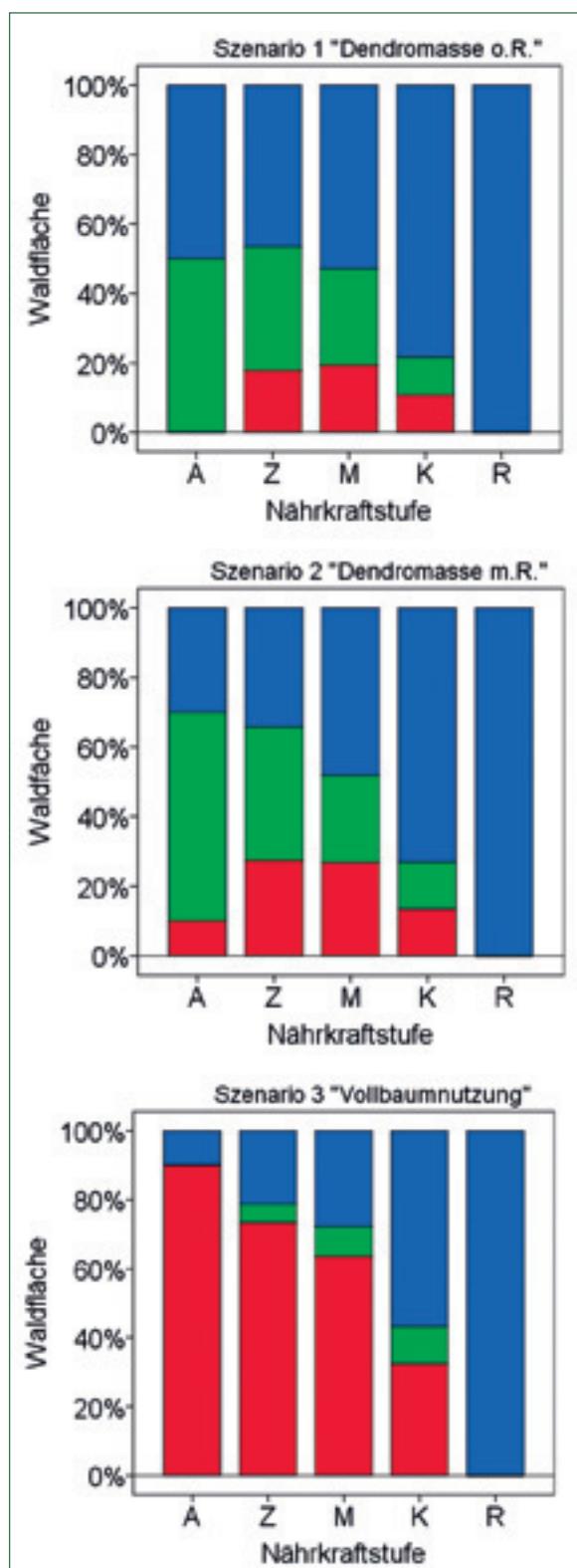


Abb. 4.2.36: Anteile der Nachhaltigkeitsgruppen (Gruppe 1 = blau, Gruppe 2 = grün, Gruppe 3 = rot; vgl. Fließtext) in der BZE-2(a)-Stichprobe

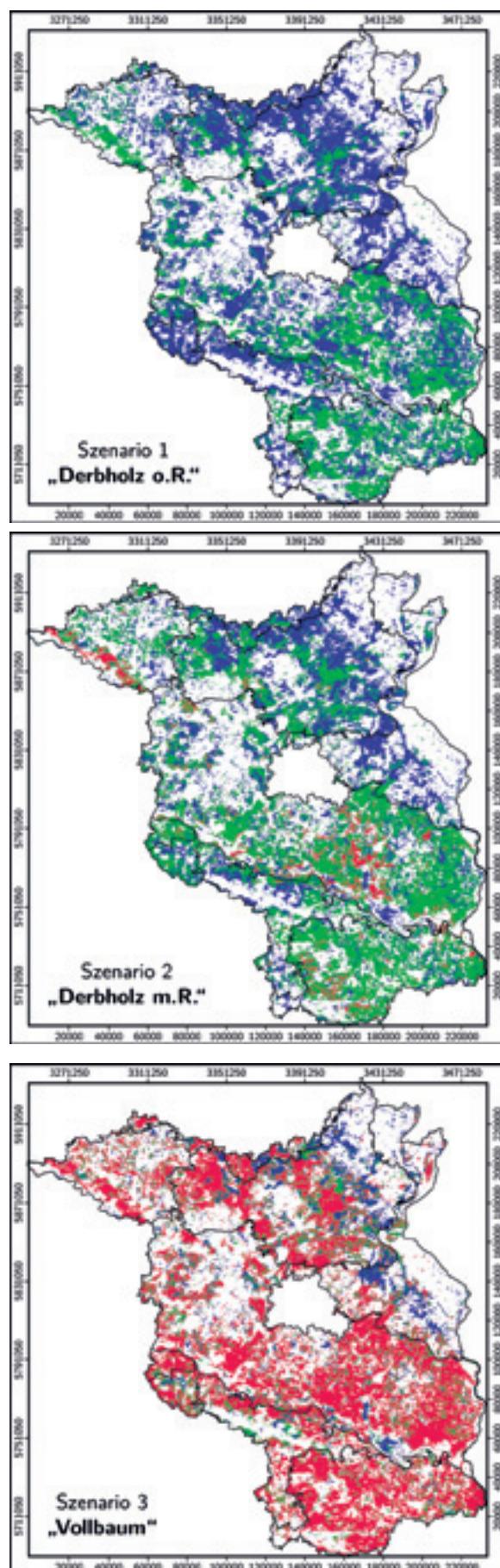


Abb. 4.2.37: Karten der regionalisierten Nachhaltigkeitsgruppen (Gruppe 1 = blau, Gruppe 2 = grün, Gruppe 3 = rot; vgl. Fließtext) für drei Nutzungsszenarien für die Gesamtwaldfläche Brandenburgs; berechnet anhand von „Fünfelnährkraftstufen“ ►

5 Zusammenfassung und Ausblick

Die Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) soll über den aktuellen Status der Waldböden und deren Veränderung im Laufe der Zeit informieren. Als fester Bestandteil der Forstlichen Umweltkontrolle liefert sie eine verlässliche und flächenrepräsentative Datengrundlage der wesentlichen waldökologisch und waldbaulich bedeutenden Bodeneigenschaften zur Beantwortung von Fragestellungen, die u. a. den regionalen Forstbehörden, Waldbesitzern und Forstbetrieben als Entscheidungshilfe für waldbauliche Planungen dienen soll. Im Vordergrund stehen die Stabilisierung der Waldökosysteme und die Sicherung der Waldbodenfunktionen als natürliche Produktionsgrundlage der Forstwirtschaft. Das breit angelegte Parameterspektrum ist so ausgerichtet, dass auch in Zukunft flexibel auf mögliche Verschiebungen der Interessenschwerpunkte und Informationsbedürfnisse bei der Auswertung der Daten reagiert werden kann.

Im vorliegenden **Band 1** des Waldbodenberichtes stehen Fragen der Bodenversauerung und nachhaltigen Nährstoffversorgung der brandenburgischen Waldstandorte im Fokus. Vorweg werden das Vorgehen und die Methoden der Bodenzustandserhebung einschließlich der angewandten Auswertungsansätze und Modelle detailliert dargestellt (**Kap. 2**). Unter Einbeziehung der Informationen an den Inventurpunkten der BZE erfolgt die Beschreibung der wesentlichen naturräumlichen Merkmale des Untersuchungsgebiets auf der Grundlage von: Klima, Geomorphologie, Ausgangsgestein, Böden, Landschaftswasserhaushalt sowie forstlichen Standortseinheiten und aktueller Bestockungssituation (**Kap. 3**). Den Kern des Berichtes bildet die deskriptive und analytische Darstellung bodenchemischer Kennwerte zum Säure-Basen-Zustand und deren Bewertung auf der Grundlage der Vorschläge von Riek & Wolff (2007) und des AK Standortkartierung (2003). Darüber hinaus werden Nadel-/Blattspiegelwerte der Hauptbaumarten Kiefer, Eiche und Buche zur Kennzeichnung der Waldernährung an den BZE-Punkten hinzugezogen und nach Göttlein (2015) bewertet. Für Aussagen zur Dynamik der Boden- und Ernährungseigenschaften erfolgt der Vergleich von Daten aus der BZE-Ersterhebung (1992/93) und der Wiederholungsinventur (2006 bzw. 2009). Der ausführlichen Darstellung entsprechender allgemeiner Kenngrößen und Bodenzustandsindikatoren (**Kap. 4.1**) folgen spezielle Auswertungen zu Fragen der Standortsnachhaltigkeit und Regenerationsfähigkeit der Böden (**Kap. 4.2**). Hierzu werden die BZE-Punkte hinsichtlich der langfristigen Nährstoffnachlieferung anhand von Elementgesamtgehalten, Mineralanalysen und der Modellierung von Verwitterungsraten charakterisiert und die Frage der Kalkungsbedürftigkeit brandenburgischer Waldböden diskutiert.

Für die Beurteilung der stofflichen Nachhaltigkeit der forstlichen Nutzung erfolgen Schätzungen von „Input-Output-Bilanzen“ auf der Grundlage der aktuellen Bestockungssituationen und Bonitäten der Bestände an den BZE-Inventurpunkten.

Die brandenburgischen Waldböden sind tiefgrün-dig versauert und an basischen Nährstoffkationen verarmt. Hierfür sind einerseits natürliche und andererseits anthropogene Faktoren verantwortlich. Wichtigste natürliche Ursache ist das überwiegend silikatarme Ausgangsgestein der Böden, die demzufolge nur geringe Säureneutralisationskapazitäten aufweisen und dadurch vergleichsweise stark zur Versauerung tendieren. Der Mensch verstärkte diese natürliche Versauerungstendenz durch intensive Bodennutzung und nicht nachhaltige Biomassenutzungen während der vergangenen Jahrhunderte. Streunutzung und ungeregelte Holzentnahmen (Ganzbaumnutzung) ließen die Böden an Puffersubstanz verarmen.

Im Ausgangsgestein der brandenburgischen Waldböden sind Carbonate, als besonders effektive Säurepuffersubstanzen, nur selten vorhanden und überwiegend nur im tieferen Untergrund relevant. Bis 200 cm Tiefe wurde Kalk bei 18 % der BZE-Punkte nachgewiesen. Die **mineralogische Hauptkomponente** bildet Quarz mit einem Anteil von 80-90 % bei den Sandsubstraten. Dieses verdeutlicht die weit fortgeschrittene Verwitterung des anstehenden Ausgangsmaterials. An Feldspäten treten Orthoklas und Plagioklas in allen Bodenhorizonten zu etwa gleichen Anteilen auf und bilden auf vielen Sandböden die wichtigste Quelle der Kaliumernährung. Die Freisetzung von Magnesium ist indes vornehmlich an die Verwitterung von Glimmer und Tonmineralen gebunden. Unter letzteren sind v. a. Illite und Smektit in Wechsellagerung verbreitet. Das Vorkommen von degradierten Illiten und Chlorit-Vermiculit-Wechsellagerungen lässt sich als Folge der über Jahrtausende wirksamen pedogenen Prozesse während der Nacheiszeit deuten.

Die **mittel- bis langfristig pflanzenverfügbaren Nährstoffreserven** (Königswasseraufschluss) zeigen eine deutliche Abhängigkeit von den durch die Geologie und Pedogenese vorgegebenen „Stamm-eigenschaften“ der Standorte. Auch die regionalen Unterschiede der Elementvorräte sowie der Entkalzungstiefen der Böden bestätigen im Grundsatz die bereits von Kopp et al. (1965) konstatierte Bindung der „nachsprechenden Kraft“ an die Stratigrafie der Standorte: mit zunehmendem Alter der Ausgangsgesteine nehmen deren nachlieferbaren Nährstoffreserven ab.

Die **aktuellen pH(KCl)-Werte** zeigen nur noch im Untergrund eine Abhängigkeit vom geologischen Ausgangsmaterial: ab 90 cm Tiefe unterscheiden sich die jüngsten eiszeitlichen Sedimente des Pommerschen Stadiums der Weichselkaltzeit durch signifikant höhere pH-Werte von den älteren Substraten aus der Weichsel- und Saalekaltzeit. Im Ober- und Unterboden (0-90 cm Tiefe) hingegen ist der Säurezustand durch pedogene Prozesse und anthropogene Nutzungseinflüsse überprägt und weitgehend nivelliert. Auf Standorten mit bindigen Schichten im Unterboden (Stammnährkraftstufe K) haben sich häufig große Mengen an **Kationsäuren** angereichert, die dann sogar zu niedrigeren pH-Werten als bei den austauscherarmen Sandstandorten der Nährkraftstufe A führen können. Die Versauerung des Wurzelraums betrifft somit nahezu alle terrestrischen Waldböden in Brandenburg, gleich welche substratspezifische Vorprägung sie besitzen. Hierin spiegelt sich ein erhöhter Grad der **Degradation** der Böden durch die historische Übernutzung der Wälder wider.

Ungeachtet der allgemeinen Oberbodenversauerung lassen sich auf Bodentypen mit nährstoffreicherem Untergrund, insbesondere unter Laubholzbestockung, „**Basenpumpeneffekte**“ nachweisen. Diese führen in Humusauflagen und humosen Oberböden zu erhöhten Pufferkapazitäten und entsprechend signifikant geringeren Aziditätsgraden. Die höchsten pH(KCl)-Werte werden in Humusauflagen von Buchenbeständen gemessen. Die Tiefenwirkung in den Mineralböden hinein ist allerdings als gering zu betrachten.

Aus dem Vergleich der pflanzenverfügbaren Nährstoffkationen für unterschiedliche effektive Durchwurzelungstiefen kann die große Bedeutung der **im tieferen mineralischen Untergrund austauschbar gebundenen Basenreserve** für die Pflanzennährung gezeigt werden. So reduzieren sich die Anteile der BZE-Punkte, für die sehr geringe Magnesiumvorräte zu verzeichnen sind, beträchtlich, wenn mit einem effektiven Wurzelraum von mindestens 140 cm anstelle von 90 cm oder gar 60 cm gerechnet wird. Hierin besteht eine der Erklärungsmöglichkeiten dafür, dass die anhand von Nadel-/Blattanalysen bewertete Ernährungssituation der Bäume (s. u.) häufig nicht die schlechte Nährstoffausstattung des Hauptwurzelraums widerspiegelt. In diesen Fällen dürften Nährelementreserven im tieferen Untergrund durch die Bäume erschlossen worden sein, durch welche der Bedarf auf entsprechend ausgestatteten Standorten offensichtlich hinreichend gedeckt werden kann.

Seit etwa fünf Jahrzehnten werden die ökosystemaren Stoffflüsse und damit auch der Säure-Basen-Zustand der Böden in hohem Maße durch den atmogenen Stoffeintrag gesteuert bzw. überprägt. Dieser trat zwischenzeitlich vielerorts als maßgeblichster Standortsfaktor in Erscheinung. Wesentliche Komponenten bildeten in den 1970er und 1980er Jahren die basische Staubdeposition durch Flugaschen aus der Braunkohleverbrennung sowie Schwefel- und Stickstoffeinträge, die sich im Boden anreicherten und bis heute aktiv sind.

Hohe pH(KCl)-Werte im mineralischen Oberboden bei gleichzeitig geringen Werten im Unterboden und Untergrund geben in der BZE-2(a)-Stichprobe deutliche Hinweise auf die **noch anhaltende Wirksamkeit der atmogenen Baseneinträge** aus Flugaschen v. a. im südlichen Brandenburg bzw. aus der Kalk- und Zementindustrie im Großraum Rüdersdorf.

Unter Verwendung von Depositionsmessungen seit den 1960er Jahren, Kohleförderstatistiken der ehemaligen DDR und flächendeckenden Borkenanalysen zur Bioindikation der Fremdstoffbelastung (Kallweit et al. 1985) können die kumulierten Calciumeinträge im Zeitraum 1945 bis 1990 auf etwa 2,2 t/ha geschätzt werden. Dieses entspricht brandenburgweit einer durchschnittlichen Kalkungsmenge von etwa 6 t/ha im Zeitraum von 45 Jahren. Bemerkenswert ist, dass auch die Baseneinträge im weniger belasteten nördlichen Brandenburg die heutigen Einträge um das Fünffache übertreffen.

Zu den Hauptbestandteilen der Flugaschen gehören Calcium- und Magnesiumoxide. Diese spiegeln sich auch in der räumlichen Verteilung der Bodenvorräte an basischen Kationen sowie der Basensättigung in 0-30 cm Tiefe wider und sind Beleg für den fortbestehenden Einfluss der ehemaligen Staubeinträge auf den aktuellen Bodenchemismus. So sind in der BZE-2(a)-Stichprobe – rund 20 Jahre nach der höchsten Immissionsbelastung der Wälder – immer noch **maximale Basenvorräte und Sättigungsgrade in den ehemaligen Staubdepositionsgebieten** zu verzeichnen. Insbesondere die räumlichen Verteilungsmuster der Calcium- und abgeschwächte der Magnesiumsättigung spiegeln die durch Staubeinträge geprägten Regionen sehr gut wider. So finden sich beispielsweise im natürlicherweise nährstoffarmen Düben-Niederlausitzer Altmoränenland aktuell noch immer zahlreiche BZE-Punkte mit stark erhöhten Calcium- und Magnesiumanteilen am Austauscher.

Mit dem Wegfall der pufferwirksamen Flugaschen durch Anlagenstilllegungen, den Einsatz von Staubfiltern und emissionsärmeren Energieträgern setzte seit den 1990er Jahren eine verstärkte Versauerung der Böden ein. Diese spiegelt sich in dem Vergleich von BZE-1- und BZE-2(a)-Daten sehr deutlich wider. Die Akkumulation mobiler Anionen (SO_4^{2-} , NO_3^-) durch die ehemalige Deposition von Schwefel- und Stickstoffverbindungen trägt bis heute zur erhöhten Auswaschung basischer Kationen bei. Die Stickstoffdeposition ist zudem auch aktuell noch immer auf hohem Niveau.

In der Humusauflage und im mineralischen Oberboden bis 30 cm Tiefe hat zwischen den Inventuren BZE-1 und BZE-2(a) eine signifikante **Abnahme der pH(KCl)-Werte** stattgefunden. Diese ist auf die **generelle Basenverarmung** der Böden im Beobachtungszeitraum und den Verlust an Pufferkapazität zurückzuführen. Die Basensättigung hat im gesamten Bodenkörper (0-140 cm) deutlich abgenommen. Eine Entbasung ist vor allem für diejenigen Böden zu ver-

zeichnen, die zur Zeit der BZE-1 erhöhte Sättigungsgrade aufwiesen und dürfte daher ursächlich mit den hohen atmogenen Stoffeinträgen im Zeitraum vor der Erstinventur zusammenhängen.

Aktuell befinden sich die Oberböden im Übergang vom **Aluminium- zum Eisenpufferbereich**. Mit zunehmender Bodentiefe erfolgt der Wechsel in den **Austauscherpufferbereich**. Diesem sind die pH-Werte ab 30 cm Tiefe bis in den Untergrund (140 cm Tiefe) bei mehr als 50 % aller Standorte zuzuordnen.

Die Basenverarmung spiegelt sich auch im **S-Wert** als Summe der Calcium-, Magnesium- und Kaliumvorräte wider. Signifikante Abnahmen sind bei Betrachtung der Einzelkationen für **Calcium** und **Magnesium** zu verzeichnen. Hierdurch ergeben sich Verschiebungen von ehemals überwiegend *gering-mittleren* zu *geringen* Calciumvorräten bzw. von *geringen* zu *sehr geringen* Magnesiumvorräten.

Bemerkenswert ist, dass **altpleistozäne A-Standorte im südlichen Brandenburg** im besonderen Maße von Calciumabnahmen betroffen sind. Dieses lässt sich gut über die dort wirksamen ehemaligen Staubeinträge erklären und kann als weiteres Indiz dafür gesehen werden, dass es sich hierbei überwiegend um Calcium handelt, das auf den von Natur aus armen Standorten im Zeitraum vor der BZE-1 über die Staubdeposition eingetragen worden ist. Vor allem in den früheren Hauptdepositionsgebieten im südlichen Brandenburg ist daher davon auszugehen, dass die bei der BZE-2(a) ermittelten Calcium- und Magnesiumvorräte im Boden einen naturnäheren Zustand repräsentieren als die künstlich erhöhten Werte zur Zeit der BZE-1.

Allerdings belegen die BZE-2-Daten, dass auch bei den weniger von Staubeinträgen betroffenen **Inventurpunkten z. B. im nördlichen Brandenburg** teilweise von Abnahmen der Basensättigung zwischen BZE-1 und BZE-2 ausgegangen werden muss, die sich somit nicht durch vorausgegangene atmogene Aufbasung erklären lassen. Hier korrespondiert die Bodenversauerung mit Befunden aus anderen Bundesländern, wo Langzeitstudien von Kalkungsversuchen für die nicht gekalkten Referenzflächen einen Anstieg des Aziditätsgrades der Bodenlösung und eine Zunahme des Risikos für Aluminiumtoxizität belegen (z. B. Greve 2014).

Der Säure-Basen-Zustand spielt für die Erfüllung der Waldbodenfunktionen eine essenzielle Rolle. Durch den aktuellen Trend einer Versauerung und Entbasung der Böden könnten sich zukünftig in regional unterschiedlichem Ausmaß Beeinträchtigungen ihrer Funktionsfähigkeit ergeben.

Die Bodenversauerung wirkt sich auf die Beschaffenheit der **organischen Bodensubstanz** und die spezifische Ausbildung des **Humuskörpers** aus. Mit der aktuellen Oberbodenversauerung einher geht nachweislich verzögerter Streuabbau und Akkumulation von organischer Substanz in Form von Auflagehumus.

In der BZE-2(a)-Stichprobe zeigt sich, dass der in der Humusauflage gebundene Stickstoffvorrat mit sinkenden pH(KCl)-Werten exponentiell zunimmt. Diese hohen Stickstoffmengen können durch Temperaturerhöhung nach Sturmwurf, Insektenkalamitäten und Holzernte oder ggf. auch durch Kalkungsmaßnahmen infolge einer plötzlichen Ankurbelung der biologischen Aktivität freigesetzt werden. Mögliche Folgen sind Belastung des Grundwassers, Verlust von basischen Kationen mit dem Sickerwasser, Nährstoffungleichgewichte sowie generell die Eutrophierung von sauren Waldstandorten. Die Kombination aus Oberbodenversauerung und Stickstoffeintrag birgt mittelfristig somit ein Gefährdungspotenzial, das weiter zu beobachten ist.

Insgesamt lässt sich festhalten, dass die Humusauflage als Senke für Basen zwischen den Inventuren an Bedeutung gewonnen hat, da sich die Bodenversauerung zum einen in abnehmenden Basenvorräten im Mineralboden, zum anderen aber auch in **wachsenden Basenvorräten im Auflagehumus** manifestiert. Waldbauliche Maßnahmen sollten besonders darauf abzielen, die Mineralisationsbedingungen in der Auflage behutsam zu verbessern, um damit die Freisetzungsraten von Nährstoffen zu erhöhen und den Auflagehumus für die Nährstoffversorgung der Bäume nutzbar zu machen.

Die Gegenüberstellungen der BZE-1- und BZE-2(a)-Daten gibt Hinweise auf ein zunehmendes **Risiko durch potenziell toxische Al³⁺-Konzentrationen** in der Bodenlösung. Zur Quantifizierung möglicher Aluminiumtoxizität wurden die Quotienten aus basischen Kationen und Al³⁺-Ionen für die BZE-1- und BZE-2-Stichprobe vergleichend gegenübergestellt. Kritische Quotienten (Werte <0,2) haben demnach im Zeitraum zwischen den Inventuren sehr deutlich zugenommen. Durch die Säurebelastung kann es zur Verdrängung von sensiblen Bodenorganismen und Pflanzenarten und damit zur Einschränkung der standörtlichen Biodiversität kommen. Die Hemmung des mikrobiellen Streuabbaus führt zur Entkopplung des internen Nährstoffkreislaufs und Akkumulation von Auflagehumus. In Summe ist davon auszugehen, dass sich bei fortschreitender Versauerung der Fruchtbarkeitszustand der Waldböden durch steigende Mengen an austauschbaren Kationsäuren verschlechtern wird. Die Bedeutung der Bodenversauerung für das Auftreten von potenziell toxischen **Schwermetallkonzentrationen** soll Gegenstand von Band 2 des Waldbodenberichtes sein (Kap. 7).

Die **Elastizität gegenüber weiterer Säurebelastung** lässt sich nach AK Standortkartierung (2003) anhand der prozentualen Calcium-, Magnesium- und Kaliumanteile an der Kationenaustauschkapazität beurteilen. Bezogen auf den Bereich von 0-90 cm Tiefe zeichnet sich ein kritischer Trend vor allem bei Bewertung auf der Grundlage der Magnesiumsättigungsgrade ab. Bei Podsol und Braunerde sind die Anteile *sehr geringer* und *geringer* Elastizität gegenüber weiterer Versauerung zwischen BZE-1 und BZE-2(a) sehr deutlich

angestiegen. Die Stratifizierung der Bewertungsstufen nach Bestandestypen weist vor allem in den Kiefernreinbeständen auf eine sehr starke Abnahme der Elastizität gegenüber Säurebelastung hin. Die Bewertungsstufen *sehr gering* und *gering* sind deutlich angestiegen und treffen jetzt auf mehr als 80 % der Teilstichprobe zu. Dagegen ist in Eichen-, Buchen- und sonstigen Laubholzbeständen so gut wie keine Veränderung zwischen BZE-1 und BZE-2(a) zu erkennen.

Statistische Auswertungen der **Austauscherbelastung** in Abhängigkeit von der Bodenazidität verdeutlichen, dass Calcium auch bei reduzierter Basensättigung als eintauschstärkstes Element einen hohen Anteil der Austauscherplätze einnimmt. Dieses wird durch die hohe Affinität der organischen Substanz für Calcium und die daraus resultierende spezifische Bindung verstärkt. Magnesium wird weniger effektiv am Austauscher gebunden. Bei Basensättigungen um 70 % hat die Magnesiumsättigung ihr Maximum. Kalium wird nur schwach von den Austauschern sorbiert. Im sehr basenarmen Bereich (BS 5-20 %) ist dennoch vor allem eine Verknappung an Magnesium und weniger an Kalium zu verzeichnen. Dieses lässt sich über die durch Verwitterung auf sauren Standorten freigesetzten Elementmengen erklären. Aufgrund des Vorherrschens von Kalifeldspäten ist die Freisetzung von Kalium hier eher gewährleistet. Somit ist davon auszugehen, dass es im Zuge von weiterer Entbasung und Versauerung zukünftig primär zu **Mangelsituationen bei dem Element Magnesium** kommen kann.

Als Zeichen zunehmender **Nährstoffverarmung des Gesamtsystems** geben die auf die organische Substanz bezogenen Elementgehalte in der Auflage weitere Hinweise auf die aktuelle Nährstoffverfügbarkeit und -versorgung. Mit sinkendem pH-Wert nähern sich die humusbezogenen Basengehalte einem minimalen Wert. Ab pH(KCl) 3,0 befinden sich die Elementkonzentrationen nahezu konstant auf diesem Minimalniveau und nehmen bei noch niedrigeren pH-Werten praktisch nicht mehr weiter ab. Unter diesen äußerst sauren Oberbodenzuständen ist offensichtlich von einem basalen Restgehalt an Calcium, Magnesium und Kalium im Humus auszugehen, der sich im Fließgleichgewicht von Elementeinträgen mit der Streu, Mineralisierung und Elementaufnahme durch die Pflanzenwurzeln auf einem konstant niedrigen Niveau hält.

In Verbindung mit den Bodenanalysen ermöglichen die auf den BZE-Inventurpunkten erhobenen Ernährungsdaten der Hauptbaumarten eine ganzheitliche ökologische Beurteilung der Nährstoffversorgung. Insgesamt spiegeln die Ernährungsdaten die konstatierte Basenverarmung der Böden kaum wider. Die Ernährung mit den essenziellen Hauptnährstoffen Calcium, Magnesium und Kalium ist aktuell im Durchschnitt gut gesichert und auch für die schlechter versorgten Bäume erscheint die Situation keinesfalls besorgniserregend.

Der **Vergleich der Inventuren** zeigt, dass die Mediane der Kalium- und Calciumgehalte im ersten Nadeljahr-

gang von Kiefer bei der BZE-2(a) höher sind als bei der BZE-1. Bei dem Element Magnesium ist insbesondere im zweiten Nadeljahrgang eine hoch signifikante Abnahme der Gehalte zu verzeichnen. Dieser Befund korrespondiert mit der konstatierten Verschlechterung der Magnesiumverfügbarkeit zwischen den Inventuren BZE-1 und BZE-2(a).

Die **Bewertung der Elementgehalte** ergibt im Einzelnen, dass in der Calciumernährung kein nennenswerter Mangelfaktor für die betrachteten Baumarten zu sehen ist. Die Magnesiumernährung stellt sich für Kiefer und Buche etwas kritischer dar. Bei 14 % (Kiefer) bzw. 8 % (Buche) der BZE-Punkte liegt latenter Magnesiummangel vor. Die überwiegende Mehrheit der Bestände ist jedoch *normal* mit Magnesium versorgt. Bezogen auf die Kaliumernährung befinden sich 14 % der Kiefernbestände und 6 % der Eichenbestände im latenten Mangelbereich. Dies entspricht nicht den Erwartungen, da die Kaliumverfügbarkeit im Boden besser eingestuft wird. **Akute Mangelsituationen sind jedoch für keines der Elemente zu verzeichnen.**

Insgesamt machen die Auswertungen wahrscheinlich, dass **pflanzenphysiologische Anpassungsmechanismen an saure Standorte** sehr effektiv wirksam sind und Mangelernährungen verhindern. Dadurch bestehen nur schwache Zusammenhänge zwischen Ernährung und Standort und die aktuell eher günstige Ernährungssituation spiegelt nicht die überwiegend von Entbasung und Versauerung geprägten Böden vieler Standorte wider. In den BZE-Daten deutet es sich sogar an, dass die Magnesiumernährung – vermutlich durch ernährungsphysiologische Effekte und genetische Optimierung bedingt – auf schlecht mit Basen ausgestatteten Böden ausgeglichen ist, als auf den besser versorgten Böden.

Ein Fortschreiten der Versauerung und Basenverarmung in Verbindung mit hohen Biomasseentnahmen könnte trotz der aktuell guten Nährstoffversorgung zukünftig zu Ernährungsengpässen führen. Insbesondere durch den regionalen Klimawandel wird sich das Risiko von Nährstoffunterversorgung durch die zu erwartende, verstärkte sommerliche Austrocknung des Wurzelraums erhöhen. Unter diesen Bedingungen könnte eine Waldkalkung durch Vertiefung des Wurzelraums, Erhöhung des Humusgehaltes im Mineralboden, Verringerung von Säurestress und die Bindung von Basen und Nährelementen an die Bodenaustauscher mittel- bis langfristig zu einer Systemstabilisierung beitragen. Im vorliegenden Band wurden bodenspezifische Kriterien für die Kalkungswürdigkeit der Standorte ausgearbeitet, um darauf aufbauend eine potenzielle Kalkungskulisse zu entwickeln (Band 2). Für die jeweilige Vor-Ort-Prüfung konkreter Kalkungsmaßnahmen ist zusätzlich die Frage nach dem Auftreten von akutem Nährstoffmangel als wesentliches Entscheidungsmoment einzubeziehen.

Anhand von kritischen Bedingungen hinsichtlich Säuretoxizität und Basenversorgung konnten aus dem

BZE-2(a)-Kollektiv (n=322) insgesamt **84 Punkte** ausgewählt werden, für die eine Kalkungsmaßnahme in Frage kommt. Bei diesen BZE-Punkten handelt es sich überwiegend um saure Braunerden (n=76) und selten um Podsole (n=8) der Nährkraftstufen Z (n=59), M (n=23) und K (n=2). Unter Einbeziehung der kumulierten Kationsäuremenge im Unterboden als weiteres Kriterium der Kalkungswürdigkeit verbleiben noch 53 BZE-Punkte in der Auswahl. Die aufgrund der flächenrepräsentativen BZE-Stichprobe nach boden- und standortskundlichen Kriterien (ohne Berücksichtigung des Ernährungszustandes der Bäume) abgeleitete **potentielle Kalkungsfläche** im Land Brandenburg kann somit mit **ca. 16 % der Waldfläche** grob umrissen werden.

Der Vorrat an austauschbaren Al^{3+} -Ionen scheint insbesondere im Unterboden und Untergrund zur Indikation der anthropogenen Bodenversauerung und daraus abzuleitender Kalkungsmengen (= **kapazitärer Ansatz**) gut geeignet. Die für die Pufferung des akkumulierten Säurevorrats berechneten Kalkungsmengen belegen, dass bereits durch eine einmalige Kalkung von 3 t/ha rechnerisch die nach den zugrundeliegenden Modellannahmen anthropogen eingetragene Säuremenge auf den für die Kalkung in Frage kommenden Standorten i. A. kompensiert würde.

Der empfohlene kapazitäre Ansatz bei der Auswahl kalkungswürdiger Flächen erfasst in Brandenburg prinzipiell vor allem diejenigen Standorte, die im Untergrund bindige Schichten aufweisen und deren Austauscher überwiegend mit Kationsäuren belegt sind. Bei den stark versauerten Standorten der Substratarten Tieflehm oder lehmunterlagerter Sand bzw. der Stammnährkraftstufen M+, Z+ und K sind deutlich günstigere Kalkungseffekte als auf Reinsand zu erwarten. Überdies handelt es sich bei diesen Standorten mehrheitlich um für den Waldumbau geeignete Kiefernflächen. Die Kalkung würde hier **initiale Standortvorteile für die Etablierung von anspruchsvoller Mischbeständen** mit sich bringen. Für reine Sandböden, die sich durch eine natürlicherweise starke Oberbodenversauerung und Basenarmut auszeichnen, wird anhand des Ansatzes indes nur ein geringer Kalkungsbedarf, deutlich unter der Praktikabilitätsschwelle von 3 t/ha, ermittelt. Dadurch sind die durch ihren besonders nährstoffarmen Status naturschutzrelevanten Waldflächen auf Sandsubstrat von der Kalkung ausgeschlossen.

Nicht zuletzt unter Kosten-Nutzen- bzw. Aufwands- und Ertragsabwägungen erscheint es jedoch absolut zwingend, auch **biotische Kennwerte** in die Betrachtung der Kalkungswürdigkeit einzubeziehen, um sich ein Gesamtbild der Ökosystemzustände zu verschaffen. Daher wird empfohlen, auch die Ernährungssituation der Bäume als wesentliches Moment im Entscheidungsprozess zu berücksichtigen. Trotz möglicher toxischer Al^{3+} -Konzentrationen in der Bodenlösung und geringer pflanzenverfügbarer Nährstoffkationenvorräte lässt sich aus den Ernährungsdaten der als potenziell kalkungswürdig ausgefilterten BZE-Punkte

bislang **kein akuter Bedarf** für die Durchführung konkreter Kalkungsmaßnahmen ableiten.

Für die Einschätzung der traditionell als „nachsprechende Kraft“ der Böden bezeichnete mittel- bis langfristig durch Verwitterungsprozesse freisetzbaren Nährstoffreserve wurden Elementgehalte im Königswasser- und Flusssäureaufschluss ausgewertet sowie Modellierungen von Verwitterungsraten mit dem geochemischen Model PROFILE durchgeführt.

Wie bereits für die am Austauscher gebundenen Nährstoffvorräte unterschiedlicher effektiver Durchwurzelungstiefen dargestellt, existieren vielfach auch für die langfristig freisetzbaren Basen noch **beachtenswerte Reserven im tieferen mineralischen Untergrund**. So belegen die PROFILE-Modellierungen für exemplarische carbonatfreie Böden, dass die Verwitterungsraten im Bodenkörper bis 200 cm Tiefe um ein Vielfaches höher liegen als die des Hauptwurzelraums.

Die Analyse im **Königswasseraufschluss** erwies sich als nur bedingt für die Abschätzung der nachlieferbaren Nährstoffreserve geeignet, da die erfassten Anteile an den Gesamtgehalten (Messung im Flusssäureaufschluss) elementspezifisch unterschiedlich sind. Zudem ist selbst bei den Gesamtgehalten nicht klar, in welchen Zeiträumen die einzelnen Minerale verwittern und in welchen Raten hierbei Mineralstoffe freigesetzt werden.

Nach den vorliegenden Befunden wird die Bewertung der Standorte anhand ihrer säurelöslichen Elementgehalte bis 90 cm Tiefe, wie dieses konventionell üblich ist, einer umfassenden Einschätzung der Nährstoffreserve nur bedingt gerecht. Auf den brandenburgischen Lockersedimenten sind es vor allem die Schichten in 1-2 m Tiefe, die für die „nachsprechende Kraft“ der Böden sorgen. Bei der Betrachtung der Nährstoffnachhaltigkeit forstlicher Nutzung stellt die **Durchwurzelungstiefe** und die damit einhergehende Erschließung eines maximalen Bodenvolumens daher nebst der Mineralzusammensetzung des Untergrunds eine ganz wesentlich Steuergröße des Nährstoffinputs dar.

Der pflanzenverfügbare Nährstoffvorrat im Boden bildete die Grundlage für diverse Szenariorechnungen zur stofflichen Nachhaltigkeit der forstlichen Nutzung. In die Kalkulation wurden Schätzungen der Elementeinträge durch die Silikatverwitterung und die atmogene Deposition sowie der Elementausträge mit dem Sickerwasser und durch die Holzernte einbezogen.

Aus den überschlägigen „Input-Output-Bilanzen“ und unter Berücksichtigung der Angaben zur Variabilität dieser Werte lassen sich für das Element **Kalium** auch bei größter Nutzungssintensität (Vollbaumnutzung) stets positive Salden der Bilanz feststellen. Hier sind es vor allem die hohen Verwitterungsraten, durch die Verluste problemlos ausgeglichen werden können.

Bei **Calcium** wirken die atmogenen Einträge auf den ärmeren Böden sowie zusätzlich hohe Verwitterungsraten auf den besseren, insbesondere carbonathaltigen Standorten einer Systemverarmung entgegen. Bei konventioneller Nutzung sind die Salden über alle Stammnährkraftstufen hinweg deutlich positiv. Für Vollbaumnutzung kommt es teilweise zu negativen Salden der Calciumbilanz, die auf Standorten aller Nährkraftstufen (außer R) auftreten können.

Bei dem Element **Magnesium** ist die Verwitterung von geringerer Bedeutung bzw. trägt lediglich auf besseren Standorten maßgeblich zur Kompensation von Stoffausträgen bei. Dieses ist ab der Stammnährkraftstufe K der Fall. Die Einträge mit der Deposition liegen durchschnittlich in der Größenordnung des Magnesiumaustrags mit dem Bodensickerwasser. Auf A-, Z- und M-Standorten wächst die Wahrscheinlichkeit negativer Salden mit zunehmender Nutzungsintensität.

Insgesamt kann festgestellt werden, dass bei Extrapolation der gegenwärtigen Rahmenbedingungen in die Zukunft Versorgungsgapse v. a. bei Magnesium zunehmend wahrscheinlich werden. Dies bedeutet, dass hier die aktuellen Zustände am wenigsten stabil sind und ökosysteminterne **Effekte der Selbstregulation** zu erwarten sind, die **neue Fließgleichgewichtszustände der Systemkenngrößen** herbeiführen werden. So könnten sich z. B. die aktuell teils hohen Wuchsleistungen selbst auf natürlicherweise ärmeren Standorten, die mit Stickstoff- und mit atmogenen Baseneinträgen ursächlich zusammenhängen, als Anpassungsreaktion an sich verringerte Nährstoffverfügbarkeiten, zukünftig reduzieren. Um die nachhaltige Nutzung auf den natürlicherweise nährstoffarmen Standorten zu gewährleisten, sollten Nährstoffentzüge hier durch angepasste Holzernte minimiert werden. Nicht angepasste Nutzung geht zu Lasten der Bodenfruchtbarkeit und ist mit nachhaltigem Bodenschutz im Wald unvereinbar.

Szenarische „Input-Output-Bilanzen“ haben sich als ein adäquates Mittel erwiesen, um im Sinne des **versorgenden Bodenschutzes** regionalspezifisch Empfehlungen zur ressourcenschonenden Nutzung zu generieren. Mögliche waldbauliche Maßnahmen zum Ausgleich von negativen Salden sind zum einen die Extensivierung der forstlichen Nutzung (Belassen von Ernterückständen in der Fläche) und zum anderen die Nährstoffrückführung z. B. durch Applikation von Holz-

asche oder gezielte Mineraldüngung. Die Rückführung reiner Mineralstoffe führt jedoch nicht unmittelbar zum Aufbau von Humus und in den im Untersuchungsraum vorherrschenden reinen Sandböden unterliegen die applizierten Stoffe verstärkt der Auswaschungsgefahr. **An erster Stelle gilt es daher, zur Verhinderung von BodenDegradation, ein vernünftiges Maß der forstlichen Nutzung zu halten, das sich im Wesentlichen am aktuellen Bodenzustand orientieren sollte.**

Ausblick

Die Interessenschwerpunkte aus Politik, Praxis und Wissenschaft haben sich seit Durchführung der ersten bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald von der anfänglich reinen Luftschadstoffproblematik hin zu neuen Fragen, wie der Nachhaltigkeit forstlicher Nutzungsintensitäten oder der Anpassungsfähigkeit von Wäldern an den Klimawandel, verschoben. Im zweiten Band des Waldbodenberichtes sollen die Auswertungen zu diesen Schwerpunkten weiter vertieft werden. Hierbei sind v. a. weitere **Konkretisierungen waldbaulicher Maßnahmen und Schlussfolgerungen aus der BZE für die Praxis** vorgesehen.

Insbesondere sind flächenhafte Darstellungen von aggregierten BZE-Informationen mit Hilfe von bereits erprobter und teilweise noch zu entwickelnder Regionalisierungsansätze als Planungsgrundlage für die Waldbewirtschaftung zu schaffen. Für flächenhafte Aussagen zur Nachhaltigkeit unterschiedlicher Nutzungsvarianten und Bestandeszieltypen sind Modellrechnungen losgelöst von der tatsächlichen Bestockung durchzuführen und flächendeckend entsprechende **detaillierte Kartengrundlagen für forstliche Nutzungsszenarien** zu generieren.

Die in 2015 eingerichteten **Kalkungsversuche** auf insgesamt 16 BZE-Punkten (10 % der BZE-2-Stichprobe) sind mit Blick auf die Veränderungen der Vegetation, die Zusammensetzung der Bodenlösung sowie die Ausprägung von Kennwerten der Festphase des Oberbodens und der Humusaufklage kontinuierlich weiter zu beobachten. Über die Neuanlage von Kalkungsflächen hinausgehend ist geplant, ältere Kalkungsversuche neu zu beproben und hinsichtlich der langfristigen Kalkungswirkungen auszuwerten.

Literaturverzeichnis

Ad-hoc-AG Boden (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. 5. Aufl. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 438 S.

Aichner, B., Bussian, B., Lehnik-Habrink, P., Hein, S. (2013): Levels and Spatial Distribution of Persistent Organic Pollutants in the Environment: A Case Study of German Forest Soils. *Environmental Science & Technology* **47** (22): 12703–12714. URL <http://dx.doi.org/10.1021/es4019833>.

AK Standortskartierung (2003): Forstliche Standortaufnahme – Begriffe, Definitionen, Einteilung, Kennzeichnungen, Erläuterungen. 6. Aufl. IHW-Verlag, Eching bei München, 352 S.

Aldinger, E., Asche, N., Aydin, C.T., Baumgart, A., Burse, K., Erhard, M., Fenker-Gies, U., Fritz, E., Gauger, J., Grüll, M., Hocke, R., Holzhausen, M., Katzschnier, W., Kölling, C., Lemke, E., Michieles, H.G., Milbert, G., Schmidt, W., Strüber, V., Ullrich, T., Wiebel, M., Wolff, B. (2005): Waldökologische Naturräume Deutschlands – Forstliche Wuchsgebiete und Wuchsbezirke – mit Karte 1 : 1000000. Mitteilungen des Vereins für Forstliche Standortskunde und Forstpflanzenzüchtung.

Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M. (1998): Crop evapotranspiration – Guidelines for computing crop water requirements, FAO Irrigation and drainage paper, Bd. 56. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rom, 300 S. URL <http://www.fao.org/docrep/x0490e/x0490e00.htm#Contents>.

Asche, N. (1998): Bodenschutzkalkung in Nordrhein-Westfalen. Informationen für Waldbesitzer, Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf, 57 S.

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. URL <http://dx.doi.org/10.1007/s10342-005-0084-4>.

Block, J., Gauer, J. (2012): Waldbodenzustand in Rheinland-Pfalz. Ergebnisse der zweiten landesweiten Bodenzustandserhebung BZE II, Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz, Bd. 70/12. Trippstadt, 229 S.

Block, J., Eichborn, J., Gehrman, J., Kölling, C., Matzner, E., Meiwas, K., Wilpert, K., Wolff, B. (2000): Kennwerte zur Charakterisierung des ökochemischen Bodenzustandes und des Gefährdungspotenzials

durch Bodenversauerung und Stickstoff an Level-II-Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, 167 S.

BMELV (2006): Arbeitsanleitung für die zweite bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II). 2. Aufl. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Bonn.

BMELV (Hrsg.) (2007): Zielsetzung und Konzeption der zweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II-Konzeptpapier). Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV), Berlin, 83 S.

BML (1990): Bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) – Arbeitsanleitung. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Bonn, 147 S.

BMVEL (Hrsg.) (2001): Aufnahmeanweisung für die Bundeswaldinventur II. 2. Aufl. Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft, Bonn, 108 S. URL <http://www.bundeswaldinventur.de>.

Boczek, C. (2005): Veränderung der Unterboden eigenschaften einer Podsol-Braunerde 50 Jahre nach Kalkung. Diplomarbeit. Fachbereich Forstwirtschaft. Fachhochschule Eberswalde, 77 S.

Bolte, A., Wolff, B. (2001): Validierung von Critical Load-Überschreitungen mit Indikatoren des aktuellen Wirkungsgeschehens – Teil I: Waldökosysteme. Umweltbundesamt.

Buck, H.F. (1996): Umweltpolitik und Umweltbelastung. In: E. Kurth, H.F. Buck, G. Holzweißig (Hrsg.), Die wirtschaftliche und ökologische Situation der DDR in den 80er Jahren, Am Ende der realen Sozialismus: Beiträge zur Bestandsaufnahme der DDR-Wirklichkeit in den 80-Jahren, Bd. 2. Leske + Budrich, Opladen, S. 223–258. URL <http://dx.doi.org/10.1007/978-3-322-95835-8>.

Buitjes, P., Hendriks, E., Koenen, M., Schaap, M., Banzhaf, S., Kerschbaumer, A., Gauger, T., Nagel, H.D., Schleuschnner, T., Schlutow, A. (2011): Erfassung, Prognose und Bewertung von Stoffeinträgen und ihren Wirkungen in Deutschland, UBA-Texte, Bd. 38:2011. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau. URL <http://www.uba.de/uba-info-medien/4137.html>.

Butz-Braun, R. (2008): Abschlussbericht zum Dienstleistungsvertrag Aktenzeichen: 114-50.10.0254/07-A: Quantitative Mineralanalysen der Ausgangssubstra-

- te von ausgewählten Waldstandorten. Techn. Ber., Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI) Bundesforschungsanstalt für Ländliche Räume, Wald und Fischerei Institut für Waldökologie und Waldinventuren (WOI). URL [http://bfh-web.fh-eberswalde.de/bze/upload/Mineralanalysen/BER0308vTI\sd05\(B\)B.pdf](http://bfh-web.fh-eberswalde.de/bze/upload/Mineralanalysen/BER0308vTI\sd05(B)B.pdf).
- Butz-Braun, R., Schobel, S., Wellbrock, N. (2009): Entwicklung einer mineralogisch basierten Substratklassifikation von Waldböden. In: Jahrestagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 2009: „Böden – eine endliche Ressource“. Berichte der DGB. URL <http://eprints.dbges.de/363/>.
- Cornelius, R., Faensen-Thiebes, A., Marschner, B., Weigmann, G. (1997): Das Forschungsvorhaben „Ballungsnahe Waldökosysteme“ (BallWÖS) 1986-1992 in Berlin, Landschaftsentwicklung und Umweltforschung: Schriftenreihe des Fachbereichs Umwelt und Gesellschaft, Bd. 106. 121 S.
- Curtin, D., Rostad, H. (1997): Cation exchange and buffer potential of Saskatchewan soils estimated from texture, organic matter and pH. Canadian journal of soil science 77: 621-626.
- DBG (Hrsg.) (1998): Systematik der Böden und der bodenbildenden Substrate Deutschlands, Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, Bd. 86. Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft, Oldenburg, 180 S.
- Dittmar, O., Knapp, E., Lembcke, G. (1986): DDR-Buchenertragstafel 1983, IFE-Berichte aus Forschung und Entwicklung, Bd. 4. Institut für Forstwissenschaften Eberswalde, 59 S.
- Eberl, C. (2001): Wirkungen der praxisüblichen Kompensationskalkungen auf Indikatoren des Humus-, Mineralboden- und Kronenzustandes auf Dauerbeobachtungsflächen in Niedersachsen und Schleswig-Holstein. In: Chemische und physikalische Schlüsselprozesse der Speicher-, Regler- und Reaktorfunktionen von Waldböden, Berichte Freiburger Forstliche Forschung, Bd. 33. S. 167-181.
- Einert, P. (2015): Kap. 1.3 Deposition. In: Waldmonitoringbericht 2015. Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft (MLUL) des Landes Brandenburg. unveröffentlicht.
- Engel, J. (1997): Signifikante Schule der schlichten Statistik. Filander Verlag, Fürth, 115 S.
- Enke, W., Deutschländer, T., Schneider, F., Küchler, W. (2005a): Results of five regional climate studies applying a weather patternbased downscaling method to ECHAM4 climate simulations. Meteorol. Z. **14**: 247-257.
- Enke, W., Schneider, F., Deutschländer, T. (2005b): A novel scheme to derive optimized circulation pattern classifications for downscaling and forecast purposes. Theor. Appl. Climatol. **82**: 51-63.
- Erteld, W. (1962): Wachstumsgang und Vorratsbehandlung der Eiche im norddeutschen Diluvium. Archiv für Forstwesen **11**: 1155-1176.
- Feger, K.H. (1996): Kap. 7.6.3 Schutz vor Säuren. In: H. Blume, W. Fischer, H. Frede, R. Horn, P. Felix-Henningsen, K. Stahr (Hrsg.), Handbuch der Bodenkunde. Wiley-VCH, S. 1-24.
- Feger, K.H. (1998): Boden- und Wasserschutz in mitteleuropäischen Wäldern – III: Waldbauliche Möglichkeiten und Maßnahmen des technischen Bodenschutzes. Bodenschutz **3** (3): 103-108.
- Finger, U. (1973): Die Melioration degraderter forstlich genutzter Sandböden mittels Volumbruch, Kalkung und Hilfspflanzenanbau. Ing.-Abschlussarbeit am Inst. f. Forstwiss. Eberswalde. unveröffentlicht.
- Früh, L., Riek, W., Hannemann, J., Kallweit, R. (2015): Kennwerte der Bodenlösung auf forstlichen Dauerbeobachtungsflächen: Gibt es Hinweise für langfristige Veränderungen? In: Wissenstransfer in die Praxis – Beiträge zum 10. Winterkolloquium am 19. Februar 2015 in Eberswalde, Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 59. Landesbetrieb Forst Brandenburg – Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (LFE), S. 102. URL <http://www.mil.brandenburg.de/sixcms/detail.php/bb1.c.231253.de>.
- Gaertig, T., Hildebrand, E.E. (2003): Der Einfluss der Bodenversauerung auf die Bodenstruktur in Wäldern. Allg. Forst- u. J.-Ztg. **174** (2-3): 44-49.
- Gaertig, T., Schack-Kirchner, H., Volkmann, J., v. Wilpert, K. (2000): Physikalische und chemische Bodeneigenschaften als prädisponierende Faktoren neuartiger Eichenschäden, Berichte Freiburger Forstliche Forschung, Bd. 23. Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg.
- GAFA (2005): Gutachterausschuss Forstliche Analytik (Hrsg.): Handbuch Forstliche Analytik – Eine Loseblatt-Sammlung der Analysemethoden im Forstbereich. Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft, Bonn.
- Göttlein, A. (2015): Grenzwertbereiche für die ernährungsdiagnostische Einwertung der Hauptbaumarten Fichte, Kiefer, Eiche, Buche. Allg. Forst- u. J.-Ztg. **186** (5/6): 110-115.
- Greve, M. (2014): Langfristige Auswirkungen der Waldkalkung auf Bodenzustand, Sickerwasser und Nadelspiegelwerte von drei Versuchsanlagen in Rheinland-Pfalz. Forstarchiv **85** (2): 35-46.
- Greve, M., Block, J., Schüler, G. (2014): Langzeit-Nährstoffbilanzen als Instrument für die Steuerung von Bodenschutzmaßnahmen. In: Fowita – Forstwissenschaftliche Tagung 2014. Wälder der Zukunft: Lebensraum, Ressourcenschutz und Rohstoffversorgung. Tagungsband. Tharandt, S. 115.

- Grüneberg, E., Ziche, D., Wellbrock, N. (2014): Organic carbon stocks and sequestration rates of forest soils in Germany. *Global Change Biology* **20**: 2644-2662. URL <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.12558>.
- Gryschko, R., Horlacher, D. (1997): Bodenversauerung – Ursachen, Auswirkungen, Maßnahmen – Literaturstudie. Techn. Ber., Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.
- Hagemann, H., Bilke, G., Murach, D., Schulte, A. (2008): Bilanzierung und Bewertung von Nährlemententzügen durch Vollbaumnutzungsstrategien bei der Kiefer (*Pinus sylvestris*) in Brandenburg. *Arch. f. Forstwes. u. Landsch.ökol.* **42** (1): 16-25.
- Hannappel, S., Huber, A. (2010): Ermittlung des Flurabstandes des oberflächennahen Grundwassers für die Gesamtwaldfläche Brandenburgs. Kurzdokumentation der durchgeführten Arbeiten in Gebieten mit gespannten Grundwasser. Studie im Auftrag des Landeskompetenzzentrums Forst Eberswalde. 10 S.
- Hannappel, S., Riek, W. (2011a): Berechnung des Flurabstandes des oberflächennahen Grundwassers der Waldfläche Brandenburgs für hydrologisch typische Zeiträume. *Hydrologie und Wasserwirtschaft* **55** (1): 4-15.
- Hannappel, S., Riek, W. (2011b): Analyse langjähriger Veränderungen der Flurabstände des oberflächennahen Grundwassers in der gesamten Waldfläche Brandenburgs. In: U. Grünewald, A. Bücker, M. Damm, P. Fleischhammel, H. Hözel, K. Kaiser (Hrsg.), Materialien zum Fachsymposium: „Wasserbezogene Anpassungsmaßnahmen an den Landschafts- und Klimawandel in Deutschland“. 22.-24. Juni 2011, Großräschen/Lausitz. Potsdam, S. 26.
- Heinsdorf, D., Branse, C. (2002): Entwicklung der Nähr-elementgehalte in den Nadeln von Kiefernbeständen auf charakteristischen pleistozänen Standorten Brandenburgs in den Jahren 1964–1999. *Forst und Holz* **57** (13/14): 421–427.
- Heinsdorf, D., Krauß, H.H. (1990): Schätztafeln für Trockenmasse und Nährstoffspeicherung von Kiefernbeständen. IFE-Berichte aus Forschung und Entwicklung **18**: 77 S.
- Hettelingh, J.P., Downing, R.J., De Smet, P.A. (1991): Mapping Critical Loads for Europe, RVIM Report, Bd. 259101001. Coordination Center for Effects, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, 86 S.
- Hilbrig, L., Wellbrock, N., Bielefeldt, J. (2014): Harmonisierte Bestandesinventur – Zweite Bundesweite Bodenzustandserhebung BZE II – Methode, Thünen Working Paper, Bd. 26. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig, 44 S. URL [http://dx.doi.org/10.3220/WP\do5\(2\)\do5\(2\)014](http://dx.doi.org/10.3220/WP\do5(2)\do5(2)014).
- Hofmann, G., Pommer, U. (2005): Potentielle Natürliche Vegetation von Brandenburg und Berlin, Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 24. Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg, Potsdam, 315 S.
- Horn, A.L., Düring, R.A., Gäth, S. (2005): Comparison of the prediction efficiency of two pedotransfer functions for soil cation-exchange capacity. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* **168** (3): 372-374. URL <http://dx.doi.org/10.1002/jpln.200421652>.
- IUSS Working Group WRB (2007): World Reference Base for Soil Resources 2006, first update 2007, World Soil Resources Reports, Bd. 103. FAO, Rome.
- Jacob, F., Andreae, H. (2013): Medizin für den Wald – Forstliche Bodenschutzkalkungen – ein bundesdeutscher Überblick. Posterbeitrag. In: Erstes deutsches Kalkungssymposium. Dresden.
- Jacob, F., Andreae, H., Eisenhauer, D.R. (2013): Medizin für den Wald. Bundesweites Fachkolloquium zur Bodenschutzkalkung in Dresden. AFZ-Der Wald **68** (13): 4-8.
- Jacoby, W. (2000): Loess: a nonparametric, graphical tool for depicting relationships between variables. *Electoral Studies* **19**: 577–613.
- Kallweit, R. (2014): Wald-Monitoring-Konzeption des Landes Brandenburg, Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 57. Landesbetrieb Forst Brandenburg, Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (LFE), 168 S.
- Kallweit, R. (2015): Kap. 1.1a Wärmehaushalt. In: Waldmonitoringbericht 2015. Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft (MLUL) des Landes Brandenburg. unveröffentlicht.
- Kallweit, R., Kaatzsch, S., Strube, M., Keller, E. (1985): Bioindikation über Kiefern und Fichtenborken. ZUG, Umweltlabor, Wittenberg, 34 S. unveröffentlichter Forschungsbericht.
- Keil, D. (2015): Der schnelle Überblick – Walddaten für die Region Brandenburg und Berlin im Ländervergleich. In: Wissenstransfer in die Praxis – Beiträge zum 10. Winterkolloquium am 19. Februar 2015 in Eberswalde, Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 59. Landesbetrieb Forst Brandenburg – Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (LFE), S. 19-24. URL <http://www.mil.brandenburg.de/sixcms/detail.php/bb1.c.231253.de>.
- Klaminder, J., Lucas, R.W., Futter, M.N., Bishop, K.H., Kohler, S.J., Egnell, G., Laudon, H. (2011): Silicate mineral weathering rate estimates: Are they precise enough to be useful when predicting the recovery of nutrient pools after harvesting? *For. Ecol. Manage.* **261** (1): 1-9. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2010.09.040>.

- Klinck, U., Meesenburg, H., Scheler, B., Fleck, S., Wagner, M., Ahrends, B., Meiwes, K. (2011): Nährstoffbilanzen für Buchen-, Eichen-, Fichten- und Kiefernbestände bei verschiedenen Nutzungsintensitäten. In: Jahrestagung der DBG: Böden verstehen – Böden nutzen – Böden fit machen. Berichte der DBG, Berlin. URL <http://eprints.dbges.de/593/>.
- Klinck, U., Ahrends, B., Meesenburg, H., Talkner, U. (2014): Bodenvorrat, Nährstoffentzugsindex, Stoffbilanz, Spiegelwert von Ca, K, Mg. Vergleich verschiedener Indikatoren bei der Beurteilung der Nachhaltigkeit der Waldnutzung. In: FowiTa – Forstwissenschaftliche Tagung 2014. Wälder der Zukunft: Lebensraum, Ressourcenschutz und Rohstoffversorgung. Tagungsband. Tharandt, S. 29.
- Klinner, S., Körner, M. (2014): Biomassenschätzfunktion für Eiche (*Quercus petraea* [MATT.] LIEBL.). In: Biomasseschätzung für Wälder mittels Fernerkundung und Modellierung, Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 56. Landesbetrieb Forst Brandenburg, Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde, Eberswalde, S. 133-146. URL <http://forst.brandenburg.de/sixcms/detail.php/474826>.
- ÖKO-DATA (Hrsg.) (2002): Critical Load-PROFILE 4.2 Dokumentation. Gesellschaft für Ökolsystemanalyse und Umweltdatenmanagement, Strausberg, 48 S.
- Koch, J., Klose, S., Makeschin, F. (2001): Bioelementverteilung und Humusmorphologie in den flugaschebelasteten Oberböden der Dübener Heide. In: Chemische und physikalische Schlüsselprozesse der Speicher-, Regler- und Reaktorfunktionen von Waldböden, Berichte Freiburger Forstliche Forschung, Bd. 33. S. 183-191.
- Köhler, W., Schachtel, G., Voleske, P. (1996): Biostatistik: Einführung in die Biometrie für Biologen und Agrarwissenschaftler. Springer-Verlag, Berlin, [u. a.], 285 S.
- Kölling, C. (2010): Macht sauer wirklich lustig? In: Bodenzustandserhebung 2006-2009, LWF aktuell, Bd. 75. S. 21-24.
- Kompa, T., Weckesser, M. (2014): Die Auswirkungen von Kalkungsmaßnahmen auf die Bodenvegetation am Beispiel von Flächen der Bodenzustandserhebung (BZE) in Sachsen. Forstarchiv **85** (2): 71-72.
- Konopatzky, A., Kallweit, R. (1997): Der Bodenzustand in den Wäldern Brandenburgs. Ergebnisse der Bodenzustanderhebungen der Jahre 1989-1994. Landesanstalt für Forstplanung Potsdam (LAFOP), 149 S. unveröffentlicht.
- Kopp, D., Brost, E. (1964): Standörtliche Grundlagen für die Planung der Baumartenwahl, Melioration und Düngung und des Waldfeldbaus im nordostdeutschen Tiefland. Tag.-Ber. Dt. Akad. Landwirtsch. **66**: 117-122.
- Kopp, D., Schwanecke, W. (1994): Standörtlich-naturräumliche Grundlagen ökologiegerechter Forstwirtschaft. Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin, 248 S.
- Kopp, D., Standortserkunder-Kollektiv, Schwanecke, W. (1969): Ergebnisse der forstlichen Standortserkundung in der Deutschen Demokratischen Republik – Die Waldstandorte des Tieflandes, Bd. 1. VEB Forstprojektierung Potsdam, 141 S.
- Krauß, H. (1992): Bodenuntersuchungsergebnisse eines Versuchs mit gesteigerten Gaben an Hochofenschlacke und Karbonatkalk auf einem mit Kiefern bestockten Sandboden mäßiger Trophie im nordostdeutschen Tiefland nach 38jähriger Beobachtungszeit. Forstliche Forschungsanstalt Eberswalde e. V.. Abteilung Bodenkunde, 85 S.
- Krauß, H., Heinsdorf, D. (2008): Herleitung von Trockenmassen und Nährstoffspeicherungen in Buchenbeständen., Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 38. 71 S. URL <http://forst.brandenburg.de/cms/media.php/lbm1.a.4595.de/efs38.pdf>.
- Krauß, H.H., Heinsdorf, D. (2005): Ernährungsstufen für wichtige Wirtschaftsbaumarten. Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol. **39** (4): 172-179.
- Krause, S. (2013): Aktueller bodenchemischer Zustand von forstlichen Feinbodenformen im Land Brandenburg. Bachelorarbeit, Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde (FH), 76 S.
- Kreienkamp, F., Spekat, A. (2009): Regionalisierung standortsbezogener Kenwerte (1 x 1 km Raster-Interpolation) für Brandenburg. CEC, Potsdam GmbH. Unveröffentlichter Bericht im Auftrag des Landesbetriebs Forst Brandenburg. Potsdam: 30 S.
- Kreutzer, K. (1995): Effects of forest liming on soil processes. Plant and Soil **168-169** (1): 447-470. URL <http://dx.doi.org/10.1007/BF00029358>.
- Kühn, D., Bauriegel, A. (2005): Erfassungsvorschrift für die Aufnahme bodenkundlicher Aufgrabungen, Sondierungen und sonstiger Aufschlüsse. Landesamt für Bergbau, Geologie und Rohstoffe Brandenburg – Dezernat Bodengeologie, 105 S. Unveröffentlicht.
- Kühn, P. (2003): Spätglaziale und holozäne Lessivégenese auf jungwechselzeitlichen Sedimenten Deutschlands, Greifswalder Geographische Arbeiten, Bd. 28. Greifswald.
- Landtag Brandenburg (2007): Kleine Anfrage Nr. 1677 des Abgeordneten Dieter Helm. „Bodenschutzkalkung im Wald“ vom 12.03.2007. Landtagsdrucksache 4/4278. URL [http://www.parlodok.brandenburg.de/parlodoku/w4/drs/abls\do5\(4\)400/4429.pdf](http://www.parlodok.brandenburg.de/parlodoku/w4/drs/abls\do5(4)400/4429.pdf).
- Lembcke, G., Knapp, E., Dittmar, O. (2000): Ertragstafel für die Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) im nordostdeutschen Tiefland. 2. Aufl. Vieht + Vieht, Eberswalde, 107 S.

Lemm, R., Oliver, T., Urs, H., Hässig, J., Bürgi, A., Zimmermann, S. (2010): Ein Modell zur Bilanzierung des holzernebedingten Nährstoffentzugs auf Schweizer Waldböden. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen **161** (10): 401–412. URL <http://dx.doi.org/10.3188/szf.2010.0401>.

Leube, F. (2000): Leitfaden Forstliche Bodenschutzkalkung in Sachsen, Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Forsten, Bd. 21. Graupa, 58 S.

Linke, C., Stanislawsky, J. (2010): Auswertung regionaler Klimamodelle für das Land Brandenburg – Teil 2 – Gegenüberstellung klimatologischer Parameter mittels WettReg und WettReg2010 und deren Einordnung in das Ensemble der Regionalmodelle, Fachbeiträge des Landesamtes für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg, Bd. 115. 281 S.

Linke, C., Grimmert, S., Hartmann, I., Reinhardt, K. (2010): Auswertung regionaler Klimamodelle für das Land Brandenburg – Darstellung klimatologischer Parameter mit Hilfe vier regionaler Klimamodelle (CLM, REMO10, WettReg, STAR2) für das 21. Jahrhundert., Fachbeiträge des Landesumweltamtes des Landes Brandenburg, Bd. 113. 305 S.

Lippstreu, L., Brose, F., Marcinek, J. (1995): Brandenburg. In: L. Benda (Hrsg.), Das Quartär Deutschlands. Gebrüder Bornträger, Berlin, [u. a.], S. 116-147.

Luckert, J. (2005): Ergebnisse röntgenphasenanalytischer Untersuchungen an brandenburgischen Bodenprofilen. Landesamt für Bergbau, Geologie und Rohstoffe Brandenburg. Unveröffentlichter Bericht im Auftrag der Landesforstanstalt Eberswalde, 27 S.

Marschner, H. (1989): Effect of soil acidification on root growth, nutrient and water uptake. In: B. Ulrich (Hrsg.), Internationaler Kongress Waldschadensforschung – Wissensstand und Perspektiven in Friedrichshafen, Bd. 1. Kernforschungszentrum, Karlsruhe, S. 381-404.

Marschner, H. (1991): Mechanisms of adaptation of plants to acid soils. Plant and Soil **134** (1): 1-20. URL <http://dx.doi.org/10.1007/BF00010712>.

McBratney, A., Mendonça-Santos, M., Minasny, B. (2003): On digital soil mapping. Geoderma **117**: 3-52. URL [http://dx.doi.org/10.1016/S0016-7061\(03\)00223-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00223-4).

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. URL [http://dx.doi.org/10.1016/0378-1127\(86\)90064-2](http://dx.doi.org/10.1016/0378-1127(86)90064-2).

Meiwes, K.J., Asche, N., Block, J., Kallweit, R., Kölling, C., Raben, G., von Wilpert, K. (2008): Potentiale und Restriktionen der Biomassenutzung im Wald. AFZ – Der Wald **63**: 598-603.

MIL, SenStadtUm (Hrsg.) (2013): Waldzustandsbericht 2012 der Länder Brandenburg und Berlin. Ministerium für Infrastruktur und Landwirtschaft Brandenburg und Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt Berlin.

Möller, D., Lux, H. (Hrsg.) (1992): Deposition atmosphärischer Spurenstoffe in der ehemaligen DDR bis 1990 – Methoden und Ergebnisse, Schriftenreihe der Kommission Reinhaltung Luft im VDI und DIN, Bd. 18. Düsseldorf, 308 S.

Muchin, A. (2005): Analytische Untersuchungen zum Einfluss des Standortes auf das Wachstum von Stiel- und Traubeneiche im nordostdeutschen Tiefland, Forstwissenschaftliche Beiträge Tharandt, Bd. 24. 264 S.

Müller, J. (2015): Wohin wächst der Wald? Ergebnisse der ersten Wiederholungsinventur für die Region Brandenburg und Berlin. In: Wissenstransfer in die Praxis – Beiträge zum 10. Winterkolloquium am 19. Februar 2015 in Eberswalde, Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 59. Landesbetrieb Forst Brandenburg – Landeskoppenzentrum Forst Eberswalde (LFE), S. 25-30. URL <http://www.mil.brandenburg.de/sixcms/detail.php/bb1.c.231253.de>.

Nagel, H.D., Gregor, H.D. (Hrsg.) (1999): Ökologische Belastungsgrenzen Critical Loads & Levels – Ein internationales Konzept für die Luftreinhaltepolitik. Springer, Berlin, [u. a.], 259 S.

Noack, M. (2011): Waldbau ökologisch – Die Bewirtschaftung der Traubeneiche auf Basis ökologischer Wuchsmodelle. In: Wissenstransfer in die Praxis – Beiträge zum 6. Winterkolloquium, Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 47. Ministerium für Infrastruktur und Landwirtschaft des Landes Brandenburg, S. 50-59. URL <http://www.mil.brandenburg.de/sixcms/detail.php/bb1.c.231253.de>.

Noack, M. (2012): Der langfristige Durchforstungsversuch „PEITZ 150“: Forschungsbeitrag zum Wachstum der Gemeinen Kiefer auf nährstoffschwachen Böden im Land Brandenburg unter dem Einfluss von Standortswandel und Durchforstung. In: Wissenstransfer in die Praxis – Beiträge zum 7. Winterkolloquium, Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 49. Ministerium für Infrastruktur und Landwirtschaft (MIL) des Landes Brandenburg, S. 56-72. URL <http://www.mil.brandenburg.de/sixcms/detail.php/bb1.c.231253.de>.

NW-FVA (2010): Merkblatt Bodenschutzkalkungen in Niedersachsen und Sachsen-Anhalt. Techn. Ber., Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt. URL <http://www.ml.niedersachsen.de/download/54111>.

Oehmichen, K., Demant, B., Dunger, K., Grüneberg, E., Henning, P., Kroher, F., Neubauer, M., Polley, H., Riedel, T., Rock, J., Schwitzgebel, F., Stümer, W., Wellbrock, N., Ziche, D., Bolte, A. (2011): Inventurstudie 2008 und Treibhausgasinventar Wald, Landbau-

- forschung-Sonderhefte, Bd. 343. Johann Heinrich von Thünen-Institut – Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei (vTI), 141 S.
- Pretzsch, H., Block, J., Böttcher, M., Dieler, J., Gauer, J., Göttlein, A., Moshammer, R., Schuck, J., Weis, W., Wunn, U. (2013): Entscheidungsstützungssystem zum Nährstoffentzug im Rahmen der Holzernte – Teil 1: Nährstoffbilanzen wichtiger Waldstandorte in Bayern und Rheinland-Pfalz. Deutsche Bundesstiftung Umwelt, 204 S. URL <http://www.wald-rlp.de/fileadmin/website/fawfseiten/fawf/downloads/Projekte/DBU-2013.pdf>.
- Pretzsch, H., Block, J., Dieler, J., Gauer, J., Göttlein, A., Moshammer, R., Schuck, J., Weis, W., Wunn, U. (2014): Nährstoffentzüge durch die Holz- und Biomassenutzung in Wäldern. Teil 1: Schätzfunktionen für Biomasse und Nährelemente und ihre Anwendung in Szenario-rechnungen. *Allg. Forst- u. J.-Ztg.* **185** (11/12): 261-285.
- Reif, A., Schulze, E.D., Rothe, A. (2014): Waldkalkung – Bodenschutz contra Naturschutz? *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* **14**: 5-29. URL <http://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:0041-afsv-01423>.
- Renger, M. (1965): Berechnung der Austauschkapazität der organischen und anorganischen Anteile der Böden. *Zeitschrift für Pflanzernährung, Düngung, Bodenkunde* **110** (1): 10-26. URL <http://dx.doi.org/10.1002/jpln.19651100105>.
- Renger, M., Streb, O. (1980): Beregnungsbedarf landwirtschaftlicher Kulturen in Abhängigkeit vom Boden. *Wasser und Boden* **32** (12): 572-575.
- Renger, M., Bohne, K., Facklam, M., Harrach, T., Riek, W., Schäfer, W., Wessolek, G., Zacharias, S. (2009): Ergebnisse und Vorschläge der DBG-Arbeitsgruppe „Kennwerte des Bodengefüges“ zur Schätzung bodenphysikalischer Kennwerte. In: *Bodenphysikalische Kennwerte und Berechnungsverfahren für die Praxis, Bodenökologie und Bodengenese*, Bd. 40. Technische Universität Berlin, Selbstverlag, S. 5-51.
- Reuss, J.O., Johnson, D. (1986): Acid Deposition and the Acidification of Soils and Waters, *Ecological Studies*, Bd. 59. Springer-Verlag, New York, [u. a.], 119 S.
- Reuss, J.O., Johnson, D.W. (1985): Effect of Soil Processes on the Acidification of Water by Acid Deposition. *Journal of Environmental Quality* **14**: 26-31. URL <http://dx.doi.org/10.2134/jeq1985.00472425001400010005x>.
- Riek, W. (1995): Standorteigenschaften, Wuchsleistung und Schädigung von Kiefern- und Eichenforsten im Berliner Raum, *Bodenökologie und Bodengenese*, Bd. 16. Technische Universität Berlin, 144 S.
- Riek, W. (1998): Verfahren zur Bestimmung des effektiv nutzbaren Bodenwassers von Kiefernstandorten im pleistozänen Tiefland. *Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch. ökol.* **32** (1): 28-33.
- Riek, W. (2007): Bestimmung von Trockenrohdichte, Grobbodenanteil und Feinbodenvorrat skeletthaltiger Materialien. In: Jahrestagung 2007 der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 02. bis 09. September 2007 in Dresden, *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*, Bd. 110. S. 527-528.
- Riek, W. (2009a): Erste Ergebnisse der Bodenzustandserhebung (BZE-2) in Brandenburg. In: *Wissenstransfer in die Praxis - Beiträge zum 4. Winterkolloquium am 26. Februar 2009 in Eberswalde*, Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 40. Ministerium für Infrastruktur und Landwirtschaft (MIL) des Landes Brandenburg, Eberswalde, S. 6-13. URL www.brandenburg.de/sixcms/media.php/4055/efs40.pdf.
- Riek, W. (2009b): Quantifizierung des Risikos für Nitraustrag aus brandenburgischen Waldökosystemen auf Grundlage chemischer Oberbodeneigenschaften. In: *Wald im Klimawandel – Risiken und Anpassungsstrategien*, Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 42. Ministerium für Infrastruktur und Landwirtschaft (MIL) des Landes Brandenburg, S. 93-100. URL <http://www.mil.brandenburg.de/sixcms/detail.php/bb1.c.231253.de>.
- Riek, W. (2010): Ergebnisse der Bodenzustandserhebung (BZE). In: *Waldzustandsbericht 2009 der Länder Brandenburg und Berlin*. Ministerium für Infrastruktur und Landwirtschaft Brandenburg und Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin, S. 44-47.
- Riek, W. (2011): Basenausstattung brandenburgischer Waldböden – BZE-Auswertungen zu Zustand und Dynamik. In: *Bodenzustandserfassung, aktuelle Gefährdungen und Trends – Gemeinsames Kolloquium des AK „Waldböden“ der DBG und der Sektion „Wald & Wasser“ im DVFFA und des vTI Eberswalde in Freiburg am 18.-19.Mai 2010*, Berichte Freiburger Forstliche Forschung, Bd. 88. Freiburg, S. 14-24.
- Riek, W., Dietrich, H.P. (2000): Ernährungszustand der Hauptbaumarten an den deutschen Level II-Standorten. *Forstarchiv* **71**: 65-69.
- Riek, W., Russ, A. (2011): Stickstoffzustand nordostdeutscher Waldböden im Vergleich von BZE-1 und BZE-2. In: *Jahrestagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 2011: Böden verstehen – Böden nutzen – Böden fit machen*. URL <http://eprints.dbges.de/554>.
- Riek, W., Russ, A. (2012): Nährstoffbilanz und Nachhaltigkeit der Nutzung. In: *Waldzustandsbericht 2011 der Länder Brandenburg und Berlin*. Ministerium für Infrastruktur und Landwirtschaft Brandenburg und Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt Berlin, S. 33-36. URL [http://www.mil.brandenburg.de/cms/media.php/lbm1.a.3310.de/WSE-Berichts\do5\(2\)011\do5\(2\)0Brandenburg\do5\(B\)erlin.pdf](http://www.mil.brandenburg.de/cms/media.php/lbm1.a.3310.de/WSE-Berichts\do5(2)011\do5(2)0Brandenburg\do5(B)erlin.pdf).
- Riek, W., Russ, A. (2014a): Regionalisierung des Bodenwasserhaushalts für Klimaszenarien als Grundla-

ge für die forstliche Planung. In: Wissenstransfer in die Praxis – Beiträge zum 9. Winterkolloquium am 27. Februar 2014 in Eberswalde, Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 55. Landesbetrieb Forst Brandenburg – Landeskunstzentrum Forst Eberswalde (LFE), S. 20-30. URL <http://www.mil.brandenburg.de/sixcms/detail.php/bb1.c.231253.de>.

Riek, W., Russ, A. (2014b): Kohlenstoffbindung in brandenburgischen Waldböden – BZE-Ergebnisse zu Status und Dynamik. In: Wissenstransfer in die Praxis - Beiträge zum 9. Winterkolloquium am 27. Februar 2014 in Eberswalde, Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 55. Landesbetrieb Forst Brandenburg – Landeskunstzentrum Forst Eberswalde (LFE), S. 98. URL <http://www.mil.brandenburg.de/sixcms/detail.php/bb1.c.231253.de>.

Riek, W., Russ, A. (2015): Nachhaltige Waldbewirtschaftung durch geschlossene Stoffkreisläufe – Brandenburgs Waldstandorte im Spiegel der zweiten bundesweiten Bodenzustandserhebung. In: Wissenstransfer in die Praxis – Beiträge zum 10. Winterkolloquium am 19. Februar 2015 in Eberswalde, Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 59. Landesbetrieb Forst Brandenburg – Landeskunstzentrum Forst Eberswalde (LFE), S. 31-39. URL <http://www.mil.brandenburg.de/sixcms/detail.php/bb1.c.231253.de>.

Riek, W., Stähr, F. (2004): Eigenschaften typischer Waldböden im Nordostdeutschen Tiefland unter besonderer Berücksichtigung des Landes Brandenburg – Hinweise für die Waldbewirtschaftung, Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 19. Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg, 180 S.

Riek, W., Wolff, B. (1998a): Magnesiumversorgung von Fichtenbeständen im Ursachenkomplex „neuartiger Waldschäden“ – Erste Ergebnisse der integrierenden Auswertung bundesweiter Waldzustandsinventurdaten. *Forst und Holz* 53 (15): 471-476.

Riek, W., Wolff, B. (1998b): Verbreitung von Nährstoffmangel bei Waldbäumen in Deutschland – Ergebnisse der Nadel-/Blattanalysen im Rahmen der BZE. *AFZ-Der Wald* 53 (10): 507-510.

Riek, W., Wolff, B. (2007): Bodenkundliche Indikatoren für die Auswertung der Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II). Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme Reihe B, Bd. 74. Selbstverlag, Göttingen, S. 132. URL <http://bfh-web.fh-eberswalde.de/bze/upload/Indikatoren/BZE-Ind-Teil2-290705.pdf>.

Riek, W., Kallweit, R., Einert, P., Strohbach, B. (2006): Wasser- und Stoffhaushalt von Kiefernbeständen des Level II-Dauerbeobachtungsprogramms in Brandenburg. *Arch. f. Forstwes. u. Landsch.ökol.* 40 (4): 145-157.

Riek, W., Strohbach, B., Kallweit, R. (2007): Bodenzustand und Stoffhaushalt von Kiefernbeständen in

Brandenburg. In: Die Kiefer im nordostdeutschen Tiefland – Ökologie und Bewirtschaftung, Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 32. Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg, S. 54-63. URL <http://www.mil.brandenburg.de/sixcms/media.php/4055/efs32.pdf>.

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* 54 (3): 187-195.

Riek, W., Kallweit, R., Russ, A. (2013): Analyse der Hauptkomponenten des Wärmehaushalts brandenburgischer Wälder auf der Grundlage von regionalen Klimaszenarien. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* 13: 17-32. URL <http://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:0041-afsv-01350>.

Riek, W., Hornschuch, F., Ostermaier, S. (2014): Waldmoore und Moorwälder. In: V. Lüthardt, J. Zeitz (Hrsg.), *Moore in Brandenburg und Berlin*. Natur+Text, Rangsdorf, S. 168-180.

Rost-Siebert, K. (1985): Untersuchungen zur H⁺ und Al-Ionentoxizität an Keimpflanzen von Fichte und Buche in Lösungskultur, Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme / Waldsterben, Bd. 12. Forschungszentrum Waldökosysteme / Waldsterben der Universität Göttingen, 219 S.

Russ, A. (2015): Regionalisierung des Wasser- und Kohlenstoffhaushalts für die Waldböden Brandenburgs – Entwicklung von Regionalisierungsansätzen unter besonderer Berücksichtigung der forstlichen Standortskarte, Bodenökologie und Bodengenese, Bd. 44. Technische Universität Berlin Selbstverlag, 164 S. URL <http://nbn-resolving.de/urn/resolver.pl?urn=nbn:de:kobv:83-opus4-70720>.

Russ, A., Riek, W. (2011a): Pedotransferfunktionen zur Ableitung der nutzbaren Feldkapazität – Validierung für Waldböden des nordostdeutschen Tieflands. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* 11: 5-17. URL <http://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:0041-afsv-01139>.

Russ, A., Riek, W. (2011b): Methode zur Ableitung des Grundwasserflurabstandes aus Karten der forstlichen Standortkartierung und digitalen Geländemodellen in Brandenburg. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* 12: 85-91. URL <http://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:0041-afsv-01293>.

Russ, A., Riek, 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, Bd. 9. Landesforst Mecklenburg-Vorpommern, Schwerin, 108 S. URL <http://www.wald-mv.de/lib/media.php?id=2493>.

- Russ, A., Riek, W., Wessolek, G. (2013): Regionalisierung bodenphysikalischer Kennwerte auf Grundlage forstlicher Standortskarten. In: Ausgleichs- und Reaktorfunktionen von Waldböden im Stoff- und Wasserkreislauf – Gemeinsames Kolloquium des DBG-Arbeitskreises Waldböden, der Sektion Wald und Wasser im DVFFA und der Deutschen Hydrologischen Gesellschaft in Freiburg am 4. – 5. Oktober 2012, Berichte Freiburger Forstliche Forschung, Bd. 96. Freiburg, S. 113-127.
- Russ, A., Riek, W., Martin, J. (2014): Vergleich verschiedener Kalkungskonzeptionen hinsichtlich der Beurteilung der Kalkungsbedürftigkeit mecklenburgischer Waldböden anhand von Bodendaten der zweiten bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE-2). Forstarchiv **85** (2): 55-58. URL <http://dx.doi.org/10.4432/0300-4112-85-55>.
- Schröder, J. (2015): Zum Einfluss der Witterung auf Wuchsverhalten und Vitalität der Trauben-Eiche (*Quercus petraea* [Matt.] Liebl.), Forstwissenschaftliche Beiträge Tharandt, Bd. 34. Ulmer, Stuttgart, 269 S.
- Schulze, G. (1996): Anleitung für die forstliche Standorterkundung im nordostdeutschen Tiefland – (Standortserkundungsanleitung) SEA 95, Bd. A – Standortsform. Schwerin, 298 S.
- Schulze, G. (2005): Anleitung für die forstliche Standorterkundung im nordostdeutschen Tiefland – (Standortserkundungsanleitung) SEA 95, Bd. D – Bodenformen-Katalog. 424 S.
- Spekat, A., Enke, W., Kreienkamp, F. (2007): Neuentwicklung von regional hoch aufgelösten Wetterlagen für Deutschland und Bereitstellung regionaler Klimaszenarios auf Basis von globalen Klimasimulationen mit dem Regionalisierungsmodell WETTREG auf Basis von globalen Klimasimulationen mit ECHAM5/MPI-OM T63L31 2010 bis 2100 für die SRES-Szenarios B1, A1B und A2. Umweltbundesamt, 106 S. URL <http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/3133.pdf>.
- Spranger, T., Lorenz, U., Gregor, H.D. (Hrsg.) (2004): Manual on methodologies and criteria for Modelling and Mapping Critical Loads & Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends, UBA-Texte, Bd. 52:04. Umweltbundesamt, Berlin, 261 S.
- SPSS (2007): SPSS 17.0 Command Syntax Reference. SPSS Inc., Chicago. URL <http://www.spss.com>.
- Stackebrandt, W., Franke, D. (Hrsg.) (2015): Geologie von Brandenburg. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 805 S.
- Stackebrandt, W., (Hrsg.) (2010): Atlas zur Geologie von Brandenburg im Maßstab 1:1.000.000. 4. Aufl. Landesamt für Bergbau, Geologie und Rohstoffe, Cottbus, 157 S..
- Statistik der Kohlenwirtschaft e. V. (2015): URL <http://www.kohlenstatistik.de/19-0-Braunkohle.html>, zugriff: 02.09.2015.
- Stetter, U. (2010): Bodenschutzkalkung? Fraget die Bäume... In: Bodenzustandserhebung 2006-2009, LWF aktuell, Bd. 78. S. 25-27.
- Stähr, F., Kohler, F., Rose, B. (2006): Neufassung der Bestandeszieltypen für das Land Brandenburg. AFZ-Der Wald 61: 754-757.
- Stöcker, G., Gluch, W. (1992): Depositionscharakterisierung auf der Grundlage der Borkenindikation (Biomonitoring). In: D. Möller, H. Lux (Hrsg.), Deposition atmosphärischer Spurenstoffe in der ehemaligen DDR bis 1990 – Methoden und Ergebnisse, Schriftenreihe der Kommission Reinhaltung Luft im VDI und DIN, Bd. 18. Düsseldorf, S. 272–287.
- Sverdrup, H., Warfvinge, P. (1993a): The effect of soil acidification on the growth of trees, grass and herbs as expressed by the (Ca+Mg+K)/Al ratio, Reports in Ecology and Environmental Engineering, Bd. 1993:2. Lund University, Department of Chemical Engineering II, Lund, Sweden.
- Sverdrup, H., Warfvinge, P. (1993b): Calculating field weathering rates using a mechanistic geochemical model PROFILE. Appl. Geochem. **8** (3): 273-283. URL [http://dx.doi.org/10.1016/0883-2927\(93\)90042-F](http://dx.doi.org/10.1016/0883-2927(93)90042-F).
- Talkner, U., Riek, W., Dammann, I., Kohler, M., Meiwes, K.J. (2015): Vergleich verschiedener Bewertungssysteme für die Waldernährung anhand des bundesweiten BZE-Datensatzes. In: Tagungsbericht zur Jahrestagung der Sektion Waldernährung des DVFFA am 06.-08.05.2015 in Schleswig. S. 27.
- Ulrich, B. (1986): Natural and anthropogenic components of soil acidification. Z. Pflanzenernaehr. Bodenkd. **149** (6): 702–717. URL <http://dx.doi.org/10.1002/jpln.19861490607>.
- Ulrich, B. (1988): Ökochemische Kennwerte des Bodens. Zeitschrift für Pflanzenernaehrung und Bodenkunde 151 (3): 171-176. URL <http://dx.doi.org/10.1002/jpln.19881510304>.
- UN / ECE, ICP Forests (Hrsg.) (2006): Sampling and Analysis of Soil, Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests, Bd. IIIa. UNECE, ICP Forests. URL <http://icp-forests.net/page/icp-forests-manual>.
- Veerhoff, M., Roscher, S., Brümmer, G. (1996): Ausmaß und ökologische Gefahren der Versauerung von Böden unter Wald, Berichte des Umweltbundesamtes, Bd. 1:96. Erich Schmidt Verlag, 364 S.
- v. Wilpert, K. (2013): Eine flotte Schreibe genügt nicht. Entgegnung zu einem Beitrag von Wolf Hockenjos –

- Fakten und Grundlagen der Bodenschutzkalkung. Holz-Zentralblatt (7): 161-162.
- v. Wilpert, K., Schäffer, J., Holzmann, S., Hug, R., Meining, S., Zirlewagen, D., Augustin, N. (2010): Was Waldzustandserfassung und Forstliche Umweltkontrolle bewirkt haben – Ableitung eines langfristigen Kalkungsprogramms. AFZ-Der Wald **65** (3): 20–25.
- v. Wilpert, K., Zirlewagen, D., Holzmann, S., Schäffer, J. (2011a): Bodendaten der BZE, Grundlage für eine langfristige Bodenschutzkalkungsstrategie. In: Bodenzustandserfassung, aktuelle Gefährdungen und Trends – Gemeinsames Kolloquium des AK „Waldböden“ der DBG und der Sektion „Wald & Wasser“ im DVFFA und des vTI Eberswalde in Freiburg am 18.-19. Mai 2010, Berichte Freiburger Forstliche Forschung, Bd. 88. Freiburg, S. 42-52.
- v. Wilpert, K., Bösch, B., Bastian, P., Zirlewagen, D., Hepperle, F., Holzmann, S., Puhlmann, H., Schäffer, J., Kändler, G., Sauter, U.H. (2011b): Biomasse-Aufkommensprognose und Kreislaufkonzept für den Einsatz von Holzaschen in der Bodenschutzkalkung in Oberschwaben, Berichte Freiburger Forstliche Forschung, Bd. 87. Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, 155 S.
- Walkley, A., Black, I.A. (1934): An Examination of the Degtjareff Method for Determining Soil Organic Matter, and A Proposed Modification of the Chromic Acid Titration Method. Soil Sci. **37** (1): 29-38.
- Wallor, E., Russ, A., Riek, W. (2016): Validierung regionalisierter Informationen zum Waldboden anhand typischer Standort-Leistungs-Beziehungen der Kiefer im Land Brandenburg. Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz : eingereicht.
- Walther, L., Zimmermann, S., Blaser, P., Luster, J., Lüscher, P. (2004): Waldböden der Schweiz, Bd. 1 Grundlagen und Region Jura. Hep, Bern, 768 S.
- Warfvinge, P., Sverdrup, H. (1995): Critical loads of acidity to swedish forest soils – Methods, data results, Reports in ecology and environmental engineering, Bd. 1995:5. Lund University, Department of Chemical Engineering II.
- Weis, W., Dietz, E., Göttlein, A., Häußler, W., Kölbing, C., Mellert, K.H., Rothe, A., Rücker, G., Seifert, T. (2009): Erstellung von Nährstoffbilanzen für die Staatswaldflächen in Bayern als Grundlage einer nachhaltigen Biomassenutzung. Abschlussbericht zu einem Forschungs- und Entwicklungsvorhaben der Bayerischen Staatsforsten, 51 S.
- Wessolek, G., Duijnisveld, W., Trinks, S. (2008): Hydro-pedotransfer functions (HPTFs) for predicting annual percolation rate on a regional scale. J. Hydrol. **356** (1-2): 17-27. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.03.007>.
- Wessolek, G., Duijnisveld, W.H., Trinks, S. (2009): Hydro-Pedotransferfunktionen zur Berechnung der Sickerwasserrate aus dem Boden – das TUB-BGR-Verfahren. In: Bodenphysikalische Kennwerte und Berechnungsverfahren für die Praxis, Bodenökologie und Bodengenese, Bd. 40. Technische Universität Berlin, Selbstverlag, S. 66-80.
- Westendorff, K., Simon, K.H. (1992): Depositionuntersuchungen in Forstökosystemen (Tiefland). In: D. Möller, H. Lux (Hrsg.), Deposition atmosphärischer Spurenstoffe in der ehemaligen DDR bis 1990 – Methoden und Ergebnisse, Schriftenreihe der Kommission Reinhaltung Luft im VDI und DIN, Bd. 18. Düsseldorf, S. 223-233.
- Wolff, B., Riek, W. (1997): Deutscher Waldbodenbericht 1996 – Ergebnisse der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald von 1987-1993 (BZE), Bd. 1. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BMLEF), Bonn, 142 S.
- Wolff, B., Riek, W., Hornschuch, F., Bielefeldt, J. (2007): Methodenkatalog zum Monitoring-Programm der Ökosystemaren Umweltbeobachtung (ÖUB) in den Biosphärenreservaten Brandenburgs für Waldökosystemtypen. Selbstverlag FH-Eberswalde, 36 S. URL <http://lanuweb.fh-eberswalde.de/oeub/veroeffentlichungen.html>.
- Working Group on Forest Biodiversity (2006): The Bio-Soil forest biodiversity field manual. 34 S.
- Zevenbergen, L.W., Thorne, C.R. (1987): Quantitative analysis of land surface topography. Earth Surf. Process. Landf. **12** (1): 47-56. URL <http://dx.doi.org/10.1002/esp.3290120107>.

In der Eberswalder Forstlichen Schriftenreihe sind bisher erschienen:

- SCHULZ, P.M.: Biographie Walter Pfalzgraf, des ersten Leiters des Zentralforstamtes in der Sowjetischen Besatzungszone von 1945-1948. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 1. ISBN 3-933352-02-9
- MILDNER, H.; SCHWARTZ, E.: Waldumbau in der Schorfheide, zum Andenken an Oberlandforstmeister Dr. phil. Erhard Hausendorff. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 2. ISBN 3-933352-06-1
- HEINSDORF, D. et al.: Forstliche Forschung im Nordostdeutschen Tiefland (1992-1997). Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 3. ISBN 3-933352-07-X
- HOLLENDER, H. et al.: Planung der Waldentwicklung im Land Brandenburg, Vorträge zur Fachtagung am 4. November 1998 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 4. ISBN 3-933352-10-X
- KÄTZEL, R. et al.: Forstsaatgutprüfung in Eberswalde 1899–1999, Grundlage für eine nachhaltige Forstwirtschaft. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 5. ISBN 3-933352-12-6
- HEINSDORF, D.: Das Revier Sauen – Beispiel für erfolgreichen Waldumbau. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 6. ISBN 3-933352-22-3
- HÖPPNER, K. et al.: Ökologische und ökonomische Gesichtspunkte der Waldbewirtschaftung im südlichen Brandenburg. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 7. ISBN 3-933352-24-X
- KRAUT, H.; MÖCKEL, R.: Forstwirtschaft im Lebensraum des Auerhuhns, ein Leitfaden für die Waldbewirtschaftung in den Einstandsgebieten im Lausitzer Flachland. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 8. ISBN 3-933352-23-1
- KÄTZEL, R. et al.: Die Birke im Nordostdeutschen Tiefland; Eberswalder Forschungsergebnisse zum Baum des Jahres 2000. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 9. ISBN 3-933352-30-4
- Abteilung Forstwirtschaft des Ministeriums für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg: Landeswaldbericht 1997 und 1998, mit einem Sonderkapitel zur Naturalplanung in Brandenburg. (Sonderband) Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 10. ISBN 3-933352-31-2
- JOACHIM, H.F.: Die Schwarzpappel (*Populus nigra* L.) in Brandenburg. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 11. ISBN 3-933352-32-0
- BRUECK, C. : Zertifizierung von Forstbetrieben. Beiträge zur Tagung vom 5. November 1999 in Fürstenwalde/Spree (Brandenburg). Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 12. ISBN 3-933352-34-7
- HEINSDORF, D.; BERGMANN, J.H.: Sauen 1994 – ein gelungener Waldumbau Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 13. ISBN 3-933352-35-5
- Abteilung Forstwirtschaft des Ministeriums für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg: Landeswaldbericht 1999 mit einem Sonderkapitel „Regionaler Waldbericht für die Zertifizierung der Waldbewirtschaftung in Brandenburg. (Sonderband) Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 14. ISBN 3-933352-37-1
- RIEK, W. et al.: Funktionen des Waldes und Aufgaben der Forstwirtschaft in Verbindung mit dem Landschaftswasserhaushalt. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 15. ISBN 3-933352-47-9
- MÜLLER, J. et al.: Privatwald in Brandenburg – Entwicklung, Rahmenbedingungen und aktuelle Situation. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 16. ISBN 3-933352-48-7
- AUTORENkollektiv: Die Schwarz-Erle (*Alnus glutinosa* [L.] GAERTN.) im nordostdeutschen Tiefland. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 17. ISBN 3-933352-52-5
- AUTORENkollektiv: Zertifizierung nachhaltiger Waldbewirtschaftung in Brandenburg. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 18. ISBN 3-933352-53-3

RIEK, W.; STÄHR, F. et al.: Eigenschaften typischer Waldböden im Nordostdeutschen Tiefland unter besonderer Berücksichtigung des Landes Brandenburg – Hinweise für die Waldbewirtschaftung. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 19. ISBN 3-933352-56-8

AUTORENkollektiv: Kommunalwald in Brandenburg – Entwicklung, Rahmenbedingungen und aktuelle Situation. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 20. ISBN 3-933352-57-6

AUTORENkollektiv: Naturverjüngung der Kiefer – Erfahrungen, Probleme, Perspektiven. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 21. ISBN 3-933352-58-4

MÜLLER, J. et al.: Die zweite Bundeswaldinventur (BWI2) – Ergebnisse für Brandenburg und Berlin. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 22. ISBN 3-933352-59-2

AUTORENkollektiv: Zukunftsorientierte Waldwirtschaft: Ökologischer Waldumbau im nordostdeutschen Tiefland. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 23.

HOFMANN, G.; POMMER, U.: Potentielle Natürliche Vegetation von Brandenburg und Berlin mit Karte im Maßstab 1 : 200 000. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 24. ISBN 3-933352-62-2

AUTORENkollektiv: Aktuelle Ergebnisse und Fragen zur Situation der Eiche und ihrer Bewirtschaftung in Brandenburg. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 25. ISBN 3-933352-63-0

Wissenstransfer in die Praxis, Tagungsband zum 1. Eberswalder Winterkolloquium am 2. März 2006. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 26. ISBN 3-933352-64-9

Die Schwarz-Pappel, Fachtagung zum Baum des Jahres 2006. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 27. ISBN 3-933352-63-0

Naturschutz in den Wäldern Brandenburgs Beiträge der Naturschutztagung vom 2. November 2006 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 28. ISBN 3-933352-97-8

Wissenstransfer in die Praxis-Beiträge zum zweiten Winterkolloquium am 1. März 2007 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 29.

AUTORENkollektiv: Waldwachstumskundliche Grundlagen für eine effektive Waldbewirtschaftung, Zum 100. Geburtstag von Professor Dr. habil. Werner Erteld. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 30.

AUTORENkollektiv: 100 Jahre Naturschutzgebiet Plagefenn. Ein Beispiel für erfolgreiches Zusammenwirken von Forstwirtschaft und Naturschutz. Tagungsband zur Tagungs- und Exkursionsveranstaltung vom 11. – 12. Mai 2007 in Chorin. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 31.

AUTORENkollektiv: Die Kiefer im Nordostdeutschen Tiefland. Ökologie und Bewirtschaftung. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 32.

Wald, Forstwirtschaft, Förster und Gesellschaft – Wälder schaffen Wachstum und sichern Lebensgrundlagen. Tagungsbericht der gemeinsamen Forstpolitischen Jahrestagung vom 14. Juni 2007 in Paaren/Glien. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 33.

GROSS, J.: Waldfunktionen im Land Brandenburg. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 34.

Wissenstransfer in die Praxis-Beiträge zum dritten Winterkolloquium am 28. Februar 2008 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 35.

Biodiversität-Lebensversicherung des Waldes – Tagungsband zur gemeinsamen Jahrestagung des Ministeriums für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz und des Brandenburgischen Forstvereins e. V. am 24.04.2008. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 36.

Hohenlübbichow: Naturgemäße Waldwirtschaft zwischen Verklärung und Realität – Natur- und Landschaftsschutz im Gebiet um Bellinchen/Bielinek und Hohenlübbichow/Lubiechów Górný. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 37.

HEINSDORF, D.; KRAUSS, H.H.: Herleitung von Trockenmassen und Nährstoffspeicherungen in Buchenbeständen. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 38.

HOFMANN, G. et al.: Wildökologische Lebensraumbewertung für die Bewirtschaftung des wiederkäuenden Schalenwildes im nordostdeutschen Tiefland. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 39.

Wissenstransfer in die Praxis-Beiträge zum vierten Winterkolloquium am 26. Februar 2009 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 40.

LOCKOW, K.W. : Die Hainbuche im nordostdeutschen Tiefland-Wuchsverhalten und Bewirtschaftungshinweise. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 41.

AUTORENkollektiv: Risikomanagement im Forstbetrieb. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 42.

AUTORENkollektiv: Die Douglasie im nordostdeutschen Tiefland. Chancen und Risiken in Klimawandel. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 43.

Wissenstransfer in die Praxis-Beiträge zum fünften Winterkolloquium am 25. Februar 2010 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 44.

AUTORENkollektiv: Aktuelle Beiträge zur Wildökologie und Jagdwirtschaft in Brandenburg. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 45.

AUTORENkollektiv: Naturnahe Waldwirtschaft-Dauerwald heute? Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 46.

Wissenstransfer in die Praxis-Beiträge zum sechsten Winterkolloquium am 24. Februar 2011 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 47.

AUTORENkollektiv: Technik für den Wald – Eine Retrospektive zur Entwicklung der forstlichen Verfahrenstechnik und Mechanisierung in der DDR. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 48.

Wissenstransfer in die Praxis-Beiträge zum siebten Winterkolloquium am 23. Februar 2012 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 49.

Nachhaltige Waldbewirtschaftung – Realität oder visionärer Anspruch? Tagungsband zur gemeinsamen Jahrestagung mit dem Brandenburgischen Forstverein e. V. am 10. Mai 2012 in Rangsdorf. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 50.

Wissenstransfer in die Praxis-Beiträge zum achten Winterkolloquium am 21. Februar 2013 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 51.

HEINSDORF, D.: Zur Entwicklung und waldökologischen Bedeutung von neun Baumarten bei unterschiedlicher Nährstoffversorgung auf trockenen Sandstandorten Ergebnisse einer Langzeitstudie (1968-2012) im Süden Brandenburgs (Forstrevier Preschen). Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 52.

Die Eiche – Chancen und Risiken einer Charakterbaumart im nordostdeutschen Tiefland. Tagungsband zur gemeinsamen Vortrags- und Exkursionsveranstaltung mit dem Brandenburgischen Forstverein am 23. Mai 2013 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 53.

HOFMANN, G. et al.: Die Waldvegetation Nordostdeutschlands. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 54.

Wissenstransfer in die Praxis-Beiträge zum neunten Winterkolloquium am 27. Februar 2014 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 55.

Biomasseschätzung für Wälder mittels Fernerkundung und Modellierung – Ergebnisse des deutsch-polnischen Verbundprojekts „ForseenPOMERANIA“
Szacowanie biomasy leśnej za pomocą teledetekcji i modelunku – Wyniki projektu zrealizowanego w ramach współpracy polsko-niemieckiej „ForseenPOMERANIA“. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 56.

Wald-Monitoring-Konzeption des Landes Brandenburg. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 57.

Erhaltung und nachhaltige Nutzung forstlicher Genressourcen. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 58.

Wissenstransfer in die Praxis-Beiträge zum 10. Winterkolloquium am 19. Februar 2015 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 59.

