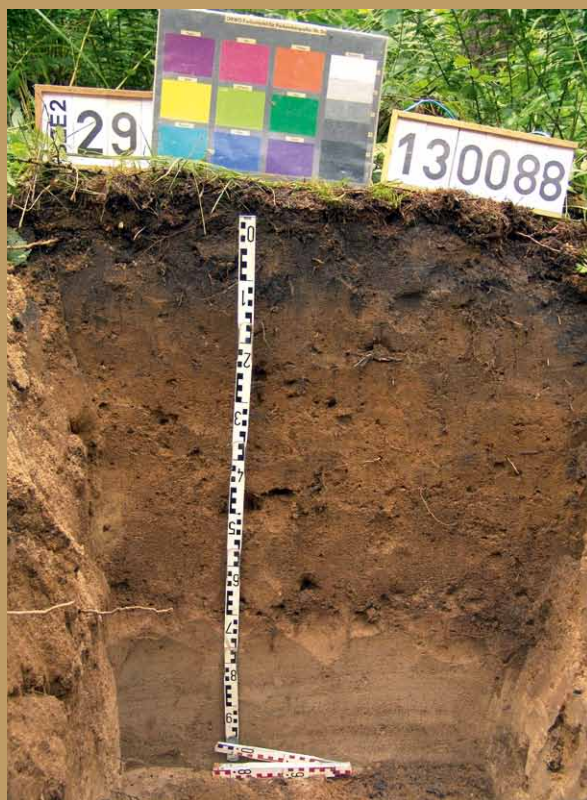




Landesforst
Mecklenburg-Vorpommern
Wald schafft Zukunft

Mitteilungen aus dem Forstlichen Versuchswesen Mecklenburg-Vorpommern



Titelbild:

links: BZE-2-Bodenprofil einer Sand-Braunerde, Foto: J. MARTIN

rechts: Kiefernbestand mit Rotbuchenvoranbau, Foto: J. MARTIN

ISSN 1613-0529

Impressum

Herausgeber:

Landesforst Mecklenburg-Vorpommern
- Anstalt des öffentlichen Rechts -
Betriebsstelle Forstplanung, Versuchswesen,
Informationssysteme
Zeppelinstraße 3
19061 Schwerin

Redaktion:

Uwe Gehlhar
Heiko Schulz
Jan Martin

Herstellung:

Druckhaus Panzig, Greifswald

Autoren:

Alexander RUSS
Winfried RIEK

Hochschule für nachhaltige Entwicklung
Eberswalde (FH)
Alfred-Möller-Straße 1
16225 Eberswalde

Jan MARTIN

Landesforst Mecklenburg-Vorpommern
- Anstalt des öffentlichen Rechts -
Betriebsstelle Forstplanung, Versuchswesen,
Informationssysteme
Zeppelinstraße 3
19061 Schwerin

Alle Rechte vorbehalten.

Nachdruck, auch auszugsweise, sowie fotomechanische Wiedergabe nur mit Genehmigung des Herausgebers.

September 2011

Vorwort

Waldböden sind ein zentraler Bestandteil der Waldökosysteme, die eine herausragende Bedeutung für die Existenz zahlreicher Lebewesen besitzen. Aufgrund ihrer vielfältigen Funktionen und ihrer Naturnähe sind sie besonders schützenswert.

Trotz dessen sind die Waldböden keine unbeeinflussten Umweltkomponenten. Im Laufe der Jahrhunderte unterlagen sie meist vielfältigen nachteiligen anthropogenen Einflussnahmen, wie beispielsweise der Entwaldung, der ackerbaulichen Nutzung, der Streugewinnung und der Waldweide. Mit zunehmender wirtschaftlicher Entwicklung traten, insbesondere im Laufe des 20. Jahrhunderts bis heute, zunächst örtliche, später großräumige stoffliche Emissionen der Industrie, des Straßenverkehrs und der Landwirtschaft als Hauptbelastungen in den Vordergrund. In den achtziger Jahren des letzten Jahrhunderts war der Höhepunkt der Umweltverschmutzung erreicht. Vielen sind die Bilder und Schlagzeilen der verstärkt auftretenden, flächendeckenden „neuartigen Waldschäden“ noch in Erinnerung. Weitgehend unbekannt hingegen ist, dass diese Einträge von Säurebildnern und weiteren toxischen Stoffen direkte und teils dauerhafte Auswirkungen auf die Böden und das Grundwasser haben. Aufgrund der verstärkten Deposition dieser Stoffe in den Wäldern sind die Auswirkungen auf die hier vorkommenden Böden besonders gravierend. Kennzeichnende resultierende Bodenprozesse sind die Versauerung, die Nährstoffverarmung sowie die Akkumulation und Verlagerung von toxischen Stoffen. Es besteht demzufolge eine zunehmende Gefährdung der Böden, die regional zu differenzieren ist.

Zukünftig wird auch der Klimawandel zur Veränderung der Bodenzustände beitragen. Die ausgleichende Wirkung des Bodens auf den Wasserhaushalt der Landschaft wird eine immer stärkere Bedeutung erlangen. Zu Bedenken ist, dass nur gesunde Böden eine große Vielfalt aufweisen und in der Lage sind, ihre Funktionen im Naturhaushalt in vollem Umfang zu erfüllen.

Zum Schutz der Waldökosysteme und zum Zwecke der Umweltkontrolle wurden Mitte der achtziger Jahre des vorigen Jahrhunderts europaweite, hierarchisch aufgebaute forstliche Umweltmonitoringprogramme auf Basis der Genfer Luftreinhaltekonvention installiert. Die Bodenzustandserhebungen sind ein integraler Bestandteil dieser Umweltbeobachtungsprogramme. Erste flächenrepräsentative Bodenuntersuchungen in den Wäldern Mecklenburg-Vorpommerns fanden 1986 im Rahmen der „Ökologischen Waldzustandskontrolle“ und später im Jahr 1992 mit der Ersterhebung der „Bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE)“ zum Zwecke des vorsorgenden Bodenschutzes statt. Die Außenaufnahmen der ersten Wiederholungsaufnahme (BZE-2) wurden in den Jahren 2005 bis 2007 durchgeführt.

Im vorliegenden BZE-2-Ergebnisbericht werden die gewonnenen Umweltinformationen und deren zeitliche Veränderungen übersichtlich dargestellt, diskutiert und bewertet. Auf der Grundlage der vorliegenden Daten werden abschließend Schlussfolgerungen gezogen und Empfehlungen ausgesprochen. Das Werk richtet sich gleichermaßen an Interessenten und Entscheidungsträger aus der Politik, der Wirtschaft, der Verwaltung und der Wissenschaft sowie an interessierte Waldbesitzer und Bürger.

Allen Personen, die zum Gelingen der vorliegenden Arbeit beigetragen haben, sei an dieser Stelle herzlich gedankt. Namentlich nennen möchte ich insbesondere die an den Außenaufnahmen beteiligten Mitarbeiter der Landesforstverwaltung M-V – Herrn Volker Brandt, Herrn Olaf Dieckmann, Herrn Hartmut Just und Herrn Eilhard Lemke, die Kollegen der Landesforstämter und das Team des Bodenkundlichen Labors der ehemaligen Fachhochschule Eberswalde unter der damaligen Leitung von Herrn Dr. Lothar Reichelt. Mein außerordentlicher Dank gilt darüber hinaus Herrn Prof. Dr. Winfried Riek und Herrn Alexander Russ von der Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde, die den Großteil des vorliegenden Berichts erstellt haben. Nicht zuletzt danke ich den privaten und kommunalen Waldbesitzern sowie meinen Kollegen des Forstlichen Versuchswesens in Schwerin.

Jan Martin

Landesforst Mecklenburg-Vorpommern,
Sachgebietsleiter Bodendauerbeobachtung

Schwerin, im September 2011

Zustand und Wandel der Waldböden Mecklenburg-Vorpommerns

Ergebnisse der zweiten bundesweiten Bodenzustandserhebung in Mecklenburg-Vorpommern

Alexander RUSS, Winfried RIEK, Jan MARTIN

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	11
1.1	Bedeutung und Gefährdung der Waldböden	11
1.2	Aufgaben und Ziele der BZE	11
2	Datengrundlagen und Methoden	13
2.1	Durchführung und Methodik der BZE-Außenaufnahmen	13
2.2	Stichprobenrepräsentanz	14
2.3	Datenaufbereitung und Vergleichbarkeit	16
2.4	Vorgehen bei Berechnung und Vergleich von Vorratskennwerten	19
2.5	Auswahl grundlegender Auswerteeinheiten (Straten)	20
3	Ergebnisse	21
3.1	Status und Veränderung der Kohlenstoffspeicherung	21
3.1.1	Kohlenstoffgehalte und -vorräte	21
3.1.2	Morphologische Humusformen und deren Wandel	23
3.1.3	C/N-Verhältnisse	23
3.2	Ausprägung und Veränderung des Stickstoffstatus	25
3.2.1	Stickstoffvorräte und Konzentrationen	25
3.2.2	Nitratkonzentrationen in der Bodenlösung und Nitratausträge	26
3.3	Säure-Basenstatus	29
3.3.1	Bodenreaktion und Pufferbereiche	30
3.3.2	Austauscherbelegung	32
3.3.3	Austauschbar gebundene Elementvorräte	38
3.4	Belastung der Waldökosysteme mit Schwermetallen	45
3.5	Walderdnährung und Kronenzustand	50
3.5.1	Veränderungen des Ernährungszustands	51
3.5.2	Bewertung der Nadelspiegelwerte (Kiefer)	53
3.5.3	Vergleich der Baumerdnährung mit ausgewählten bodenchemischen Parametern	59
3.5.4	Vergleich des Kronenzustands mit der Baumerdnährung und ausgewählten Standortskennwerten	60
3.6	Status und Veränderung der Waldbodenvegetation und der ökologischen Humusformen	65
3.6.1	Einleitung und Methodik	65
3.6.2	Pflanzenbedeckungsprozente und Artenanzahl	65
3.6.3	Vegetationsentwicklung und Biodiversität	68
3.6.4	Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (1992)	69
3.6.5	Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (1992) und deren Beziehung zu ausgewählten Bodenparametern	70
3.6.6	Ökologische Humusformen und deren Veränderungen	70
3.7	Regenerationsfähigkeit und Standortsnachhaltigkeit der Waldböden	71
3.7.1	Auswirkungen unterschiedlicher forstlicher Nutzungsintensitäten	71
3.7.2	Beurteilung der Notwendigkeit von Bodenschutzkalkungen	77
4	Zusammenfassung und Schlussfolgerungen	81
	Literaturverzeichnis	85
	Tabellenanhang	90

Tabellenverzeichnis

2.1	Anteile der BZE-Punkte in den Wuchsgebieten im Vergleich zu den Flächenanteilen der Wuchsgebiete an der Landesfläche	15
2.2	Häufigkeiten standortkundlicher Bodentypen der BZE im Vergleich mit Landesflächendaten der forstlichen Standortskartierung	15
2.3	Flächenanteile der Baumartengruppen der BWI-2 im Vergleich mit den Häufigkeiten in der in der BZE-2	16
2.4	Zusammensetzung und Belegung der neu gebildeten Klassen für Bodentypen, Humusformen und Baumartenzusammensetzung	20
3.1	Humusformen der BZE-2 Stichprobe	23
3.2	Humusformenwandel - prozentuale Entwicklung der Humusformen vom Zeitpunkt der BZE-1 zum Zeitpunkt der BZE-2	23
3.3	Pufferbereiche in Anlehnung an ULRICH (1981, 1986) aus WOLFF & RIEK (1997)	31
3.4	BC/Al-Verhältniss in Abhängigkeit von Bodentyp und Tiefenstufe in BZE-1 und BZE-2	36
3.5	Anzahl der Standorte mit kritischen BC/Al-Quotienten nach WALTHERT et al. (2004)	36
3.6	Häufigkeiten der Ake im effektiven Wurzelraum (0-90 cm) für die Bewertungsstufen des AK STANDORTSKATIERUNG (2003)	38
3.7	Häufigkeiten kritischer Anteile der in der Humusaufgabe gebundenen „basischen“ Kationen am Vorrat „basischer“ Kationen im Gesamtprofil BLOCK et al. (2000) (25 BZE-Punkte)	39
3.8	Häufigkeiten kritischer Anteile des in der Humusaufgabe gebunden Calciums am Calciumvorrat nach BLOCK et al. (2000) (25 BZE-Punkte)	41
3.9	Häufigkeiten kritischer Anteile des in der Humusaufgabe gebunden Magnesiums am Magnesiumvorrat nach BLOCK et al. (2000) (25 BZE-Punkte)	42
3.10	Häufigkeiten kritischer Anteile des in der Humusaufgabe gebunden Kaliums am Kaliumvorrat nach BLOCK et al. (2000) (25 BZE-Punkte)	43
3.11	Anzahl der BZE-Punkte, an denen Überschreitungen etablierter Grenzwerte für Schwermetallkonzentrationen auftreten (bezogen auf 47 BZE-Punkte)	48
3.12	elementspezifische Bindungsstärke nach DVWK (1988) im Oberboden (Anzahl der BZE-Punkte)	49
3.13	Anteile der BZE-Punkte, an denen Elemente im Mangel auftreten (bezogen auf 35 BZE-Punkte)	53
3.14	relative Häufigkeiten der Ernährungsstufen in Kiefernadeln des 1. und 2. Nadeljahrgangs entsprechend der Bewertung nach AK STANDORTSKATIERUNG (2003) und KRAUSS & HEINSDORF (2005) (bezogen auf 35 BZE-Punkte der BZE-2)	54
3.15	Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman zwischen Elementgehalten in Kiefernadeln und ausgewählten Bodenkennwerten der BZE-2	61
3.16	Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman zwischen Nadelblattverlust der Kiefer und integrierenden Boden- und Klimakennwerten der BZE-2	62
3.17	Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman zwischen Nadelblattverlust der Kiefer und ausgewählten elementspezifischen Bodenkennwerten der BZE-2	64
3.18	Evenness (Gleichförmigkeitsindex) der Schichten	68
3.19	Mediane der gemittelten Ellenberg-Zeigerwerte der BZE-Punkte für die Krautschicht	69
3.20	Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen den mittleren Ellenberg-Zeigerwerten und ausgewählten bodenchemischen Parametern für die Krautschicht	70
3.21	Wandel der ökologischen Humusformengruppen nach SEA (Bestimmung über Bodenvegetation) – Darstellung der vergleichbaren BZE-Punkteanzahl je Erhebung (n = 46)	71
3.22	Bewertung der Vorräte im effektiven Wurzelraum als Vielfaches der Nährstoffvorräte der Bestockung in Anlehnung an AK STANDORTSKATIERUNG (2003)	72
3.23	durchschnittliche jährliche Elemententzüge durch Holzernte unterschiedlicher Nutzungsintensitäten	75
3.24	Einträge und Auswaschung an Kalium, Magnesium und Calcium an den beiden mecklenburgischen Level II-Flächen	75
3.25	Nachlieferung an Kalium, Magnesium und Calcium für ausgewählte Substratklassen aus der Verwitterung nach BOLTE & WOLFF (2001)	75

3.26 theoretische Zeitdauer bis zum Aufbrauchen der kurz- und mittelfristig verfügbaren Elementvorräte durch Holzernte unterschiedlicher Nutzungsintensitäten	76
3.27 Anteile kalkungswürdiger Standorte entsprechend ausgewählter Kalkungskonzeptionen auf Grundlage analytischer Bodenmerkmale der BZE-2 (ohne hydromorphe Böden)	77

Abbildungsverzeichnis

2.1	Lage der Stichprobenpunkte differenziert nach den Teilkollektiven BZE und ECE - Räumlicher Bezug zu Wuchsgebieten und Waldverteilung	14
2.2	Vergleichbarkeit nasschemischer Verfahren der Kohlenstoff- und Stickstoffbestimmung mit der Bestimmung durch Verbrennungsanalyse an 400 Proben des Ökologischen Labors Eberswalde	16
2.3	Vergleich der nachträglich berechneten TRD_{FB} der BZE-1 mit der TRD_{FB} zum Zeitpunkt der BZE-2	17
2.4	Auswirkungen unterschiedlicher TRD-Berechnungsverfahren auf die berechneten Kohlenstoffvorräte (Auflage bis 90 cm)	18
2.5	Vergleich der Kohlenstoffvorräte (Auflage bis 90 cm) der BZE-1 und BZE-2 für die Teilkollektive „sicher“ und „unsicher“ (vgl. Text)	19
2.6	Vergleich der Ansätze konstante Masse und konstantes Volumen bei der Berechnung der C-Vorräte im Gesamtprofil (Auflage und Mineralboden bis 90 cm Tiefe)	19
3.1	Vergleich der Kohlenstoffvorräte der BZE-1 und BZE-2 (Auflage und Mineralboden 0 - 90 cm Tiefe)	21
3.2	Vergleich der Kohlenstoffvorräte von Auflage und Mineralboden (0 - 90 cm Tiefe)	21
3.3	Niveau und Entwicklung der Kohlenstoffkonzentrationen und -vorräte in den Tiefenstufen des Mineralbodens	22
3.4	Entwicklung der Kohlenstoffvorräte im effektiven Wurzelraum (Auflage und Mineralboden bis 90 cm Tiefe) in Abhängigkeit von Bodentyp, Humusform, Wuchsgebiet und Baumartenzusammensetzung	22
3.5	Häufigkeit der Humusformen (zum Zeitpunkt der BZE-2) in Abhängigkeit von Baumartenzusammensetzung und Bodentypen	23
3.6	Entwicklung der C/N-Verhältnisse in den Tiefenstufen	24
3.7	Entwicklung der C/N-Verhältnisse unterschiedlicher Straten (Auflage und Mineralboden bis 10 cm Tiefe)	24
3.8	Vergleich der Stickstoffvorräte von Auflage und Mineralboden (0 - 90 cm Tiefe)	25
3.9	Niveau und Entwicklung der Stickstoffkonzentrationen und -vorräte in den Tiefenstufen des Mineralbodens	25
3.10	Entwicklung der Stickstoffvorräte im effektiven Wurzelraum (Auflage und Mineralboden bis 90 cm Tiefe) in Abhängigkeit von Bodentyp, Humusform, Wuchsgebiet und Baumartenzusammensetzung	26
3.11	Häufigkeiten der Nitratkonzentrationen und Austragsraten (Klassen in Anlehnung an Schwellenwerte aus der Literatur (vgl. MELLERT et al., 2005))	27
3.12	räumliche Verteilung der Nitratkonzentrationen in der Bodenlösung (NO_3_{BL}) [mg/l]	28
3.13	Nitratkonzentration im wässrigen 1:2-Extrakt in Abhängigkeit von Bodentyp, Humusform, Wuchsgebiet und Baumartenzusammensetzung	28
3.14	modellierter Nitrataustrag in Abhängigkeit von Bodentyp, Humusform, Wuchsgebiet und Baumartenzusammensetzung	29
3.15	Entwicklung der pH-Werte in H_2O und KCl in den einzelnen Tiefenstufen	30
3.16	mittlere Häufigkeiten [%] der Pufferbereiche nach Ulrich (1981) in den Tiefenstufen	31
3.17	mittlere Austauscherbelegung [%] in den Tiefenstufen	32
3.18	mittlere Austauscherbelegung [%] in der Humusauflage zum Zeitpunkt der BZE-2	32
3.19	Tiefengradienten der pH-Werte in KCl in den einzelnen Bodentypengruppen (jede Linie entspricht einem BZE-Punkt)	33
3.20	Tiefengradienten der Basensättigung [%] in den einzelnen Bodentypengruppen (jede Linie entspricht einem BZE-Punkt)	33
3.21	Entwicklung austauschbar gebundener Elemente im Mineralboden (einzelne hohe Extremwerte nicht dargestellt)	37
3.22	Nomogramm des S-Wertes, der Basensättigung und der effektiven Austauschkapazität für die Tiefenbereiche 0-10 cm und 60-90 cm zum Zeitpunkt der BZE-2	39
3.23	Veränderung säurelöslicher (Humusauflage n = 25) und austauschbarer „basischer“ Kationen (Mineralboden bis 90 cm, n = 44), Gesamt (n = 25) - Extremwerte nicht dargestellt	39
3.24	Veränderung der Vorräte austauschbarer „basischer“ Kationen (S-Wert) im Mineralboden bis 90 cm Tiefe	40
3.25	Veränderung der kurz- und mittelfristig verfügbaren Calciumvorräte in der Humusauflage (n = 26), im Mineralboden bis 90 cm (n = 44) und Gesamt (n = 26)	40
3.26	Veränderung der Calciumvorräte im Mineralboden bis 90 cm Tiefe	41

3.27 Veränderung der kurz- und mittelfristig verfügbaren Magnesiumvorräte in der Humusauflage (n = 26), im Mineralboden bis 90 cm (n = 44) und Gesamt (n = 26)	41
3.28 Veränderung der Magnesiumvorräte im Mineralboden bis 90 cm Tiefe	42
3.29 Veränderung kurz- und mittelfristig verfügbarer Kaliumvorräte in der Humusauflage (n = 26), im Mineralboden bis 90 cm (n = 44) und Gesamt (n = 26)	43
3.30 Veränderung der Kaliumvorräte im Mineralboden bis 90 cm Tiefe	44
3.31 Veränderung der Vorräte säurelöslicher (Humusauflage n = 26) und austauschbarer Kationensäuren (Mineralboden bis 90 cm, n = 44), Gesamt (n = 26)	44
3.32 Veränderung der Vorräte austauschbarer Kationensäuren (H-Wert) im Mineralboden bis 90 cm Tiefe	45
3.33 Schwermetallkonzentrationen in den Tiefenstufen des Mineralbodens und in der Humusauflage	47
3.34 Schwermetallvorräte des Oberbodens (Auflage + Mineralboden bis 30 cm) und Bewertung der potentiellen Grundwassergefährdung nach DVWK (1988)	49
3.35 Entwicklung der Gehalte der Elemente N, P, S, Ca, K, Mg, Fe, Cu, Cd und Pb in einjährigen Kiefernadeln an 22 gepaart vorliegenden BZE-Punkten	52
3.36 Entwicklung der Ernährungsstufen (KRAUSS & HEINSDORF, 2005) für die Hauptnährelemente N, P, K, Mg, Ca letztjähriger Kiefernadeln an 22 gepaarten BZE-Punkten	54
3.37 Gegenüberstellung der Gehalte an N, P, K, Ca und Mg in Kiefernadeln des 1. und 2. Nadeljahrgangs an 35 BZE-Punkten der BZE-2	56
3.38 Stickstoffquotienten und Elementgehalte von Kiefernadeln an 35 BZE-Punkten der BZE-2 (Werte unterhalb der horizontalen Linie: P-, K-, Ca-, Mg-Mangel; Werte rechts der vertikalen Linie: „disharmonische“ Stickstoffquotienten)	57
3.39 N-, P-, K-, Ca- und Mg-Gehalte der Kiefernadeln im 1. und 2. Nadeljahrgang (Ndjg) zum Zeitpunkt der BZE-2 (35 BZE-Punkte) differenziert nach Bodentypen	58
3.40 N-, P-, K-, Ca- und Mg-Gehalte der Kiefernadeln im 1. und 2. Nadeljahrgang (Ndjg) zum Zeitpunkt der BZE-2 (35 BZE-Punkte) differenziert nach Humusformen	58
3.41 Stickstoffgehalte in Kiefernadeln des 1. Nadeljahrgangs an 35 BZE-Punkten zum Zeitpunkt der BZE-2	60
3.42 Entwicklung der Schadstufen für Kiefer auf 34 in BZE-1 und BZE-2 aufgenommenen Standorten	62
3.43 Entwicklung der Verfärbungsstufen für Kiefer auf 34 in BZE-1 und BZE-2 aufgenommenen Standorten	62
3.44 Entwicklung des Nadelverlustes der Kiefer auf 34 in BZE-1 und BZE-2 aufgenommenen Standorten	62
3.45 Vergleich der schichtweisen Veränderungen der Deckungsprozente und der Pflanzenartenanzahl	66
3.46 Entwicklung der Artenanzahl in der Krautschicht in Abhängigkeit von Bodentyp, Humusform, Wuchsgebiet und Baumartenzusammensetzung	67
3.47 Räumliche Verteilung der Entwicklung der Artenanzahlen in der Krautschicht	67
3.48 Veränderung der Artenanzahl in der Krautschicht und Darstellung des zugehörigen Soerensen Indexes	68
3.49 Veränderungen des Shannon-Indexes in der Kraut- und Moosschicht	68
3.50 Entwicklung der Stickstoff- und Reaktionszahlen nach ELLENBERG et al. (1992) auf den verschiedenen Bodentypengruppen	69
3.51 Veränderung der Stickstoffzahlspektren in Bezug auf das Wegfallen bzw. das Neuauftreten von Arten in der Krautschicht	69
3.52 Veränderung der soziologischen Gruppenanteile nach der Baumartenzusammensetzung	70
3.53 Aufteilung der Elemente K, Mg, Ca, N auf die Kompartimente Bestand, Humusauflage und Mineralboden	73
3.54 Index für die Nutzungsreserve [a], ausschlaggebendes Element: Kalium (Kreise), Magnesium (Dreiecke), Calcium (Quadrat)	76
3.55 Höhe der empfohlenen Kompensationskalkungen auf Grundlage des baden-württembergischen Kalkungsprogramms	79

Zustand und Wandel der Waldböden Mecklenburg-Vorpommerns

Ergebnisse der zweiten bundesweiten Bodenzustandserhebung in Mecklenburg-Vorpommern

Alexander RUSS, Winfried RIEK, Jan MARTIN

1 Einleitung

1.1 Bedeutung und Gefährdung der Waldböden

Waldböden bieten den Pflanzenwurzeln Wasser und Nährstoffe und sind Lebensraum für unzählige pflanzliche und tierische Organismen. Im ökosystemaren Stoffkreislauf spielen sie eine zentrale Rolle als Stofftransformator und Zwischenspeicher. Entsprechend dem Einfluss der bodenbildenden Faktoren - Klima, Gestein, Relief, Vegetation, Wasser, Tier und Mensch - unterliegen sie einem steten Wandel. Als dynamische Systeme mit hoher Regenerationsfähigkeit sind die Waldböden in der Lage, Belastungen im Ökosystem vorübergehend und bis zum Erreichen bestimmter Kapazitäts- und Intensitätsschwellen zu puffern. Werden diese Schwellenwerte überschritten, kann es unter Umständen sehr plötzlich zu Schädigungen des betroffenen Lebensraums sowie in angrenzenden und nachgeschalteten Systemen kommen.

Mögliche Gefahren gehen beispielsweise von den atmosphärischen Bodenbelastungen aus. So gelangen durch die Verbrennung fossiler Energieträger Säurebildner (SO_2 , NO_x) in die Atmosphäre, die mit dem Niederschlag eingetragen durch Pufferreaktionen zur Basenverarmung des Bodens führen. Auch der atmosphärische Eintrag von Ammoniak (NH_3) - überwiegend von landwirtschaftlichen Nahemittenten stammend - fördert die Bodenversauerung, weil bei der Aufnahme von Ammonium eine entsprechende Menge an Protonen von den Pflanzenwurzeln in die Bodenlösung abgegeben wird. Schließlich gelangen durch Luftver-

unreinigungen Schwermetalle (Pb, Zn, Cu, Cd, As,...) in die Waldböden und reichern sich hier an. Bei sehr hohen Konzentrationen kann es zu schädigenden Wirkungen an Bodenorganismen und Pflanzenwurzeln kommen. Die bei zunehmender Versauerung verstärkt aus dem Boden ausgewaschenen Metalle können das anstehende Grundwasser belasten.

Aber auch die Forstwirtschaft, kann den Erhalt der Waldbodenfunktionen gefährden, wenn sie nicht bodenpfleglich und explizit auf Nachhaltigkeit ausgerichtet erfolgt. Durch den Biomassenexport bei der Holzernte werden bestehende Stoffkreisläufe geöffnet. Erfolgt dieses nicht standortsangepasst, verarmen die Böden langfristig an Nährstoffen und Humus. Besonders unter den Bedingungen des globalen Klimawandels kommt den Waldböden eine wachsende Bedeutung als Kohlenstoffspeicher zu. Vor diesem Hintergrund ist die Forstwirtschaft durch die CO_2 -Bindung im Holz und Waldboden in der Lage einen wichtigen Beitrag zum Klimaschutz zu leisten. Die Steuerung der Holznutzung unter Berücksichtigung der aus dem flächendeckenden Bodenmonitoring abgeleiteten nachhaltigen Nutzungspotenziale für Waldstandorte erscheint unter diesen Aspekten heute mehr denn je geboten.

1.2 Aufgaben und Ziele der BZE

Die zweite bundesweite Bodenzustandserhebung (BZE-2) in Mecklenburg-Vorpommern wurde im Zeit-

raum 2005 bis 2007, ca. fünfzehn Jahre nach der Erstaufnahme im Jahr 1992 durchgeführt. Das allgemeine Ziel der BZE ist es, zuverlässige und flächenrepräsentative Informationen zum Zustand der Waldböden und deren Veränderung im Laufe der Zeit zu liefern (BMELV, 2006). Nach Durchführung der ersten Wiederholungsinventur (BZE-1), besteht nunmehr neben den Auswertungsmöglichkeiten zum aktuellen Waldbodenzustand Mecklenburg-Vorpommerns auch die Möglichkeit, die Veränderung der Waldböden im Landesmaßstab durch direkten statistischen Vergleich flächenrepräsentativ nachzuvollziehen. Ein Überblick über die ursprünglich mit der BZE-1 angestrebten Ziele und die im Rahmen der BZE-2 hinzugekommenen Aspekte findet sich in der „Indikatoren-Studie“ zur BZE-2 von RIEK & WOLFF (2007). Mit einigen Einschränkungen gelten diese für die bundesweite Bodenzustandserhebung formulierten Ziele auch für die BZE in Mecklenburg-Vorpommern. So war es Ziel der BZE-1, Informationen zu liefern

- über den aktuellen Zustand der Waldböden und deren Veränderung im Laufe der Zeit in Verbindung mit dem aktuellen Kronenzustand der Waldbäume (Anbindung an das Waldschadenserhebungsnetz),
- für eine bessere Übertragbarkeit der Ergebnisse der Waldbodenforschung auf größere Waldflächen,
- als Beitrag zur Identifizierung von Ursachen der Veränderung des Bodenzustandes sowie des Einflusses von Depositionen,

- zur Einschätzung von Gefahren, die sich für den derzeitigen Waldbestand und für die nächste Waldgeneration aus dem Bodenzustand ergeben,
- zur Einschätzung von Risiken für die Qualität von Grund-, Quell- und Oberflächenwasser und
- zur Planung und Durchführung von notwendigen Maßnahmen zur Erhaltung und Verbesserung des Bodenzustandes sowie des Nährstoffangebotes im Boden und der Nährstoffaufnahme durch die Baumwurzeln.
- bodenchemische und ernährungskundliche Wirkung von Maßnahmen zur Stabilisierung der Waldökosysteme (Erfolgskontrolle, v. a. Bodenschutzkalkungen und naturnahem Waldbau)
- Hintergrundbelastung von Böden mit Schwermetallen und organischen Spurenstoffen (Bundes-Bodenschutzgesetz)
- Wasserhaushalt unter veränderten Klimabedingungen
- Waldböden als natürliche Produktionsgrundlage der Forstwirtschaft
- laboranalytisches Untersuchungsprogramm zu bodenphysikalischen und bodenchemischen Kennwerten
- Erfassung des Kronenzustandes entsprechend dem Verfahren der terrestrischen Waldzustandserhebung (WZE) (vgl. ICP, 2006)
- ernährungskundliche Analysen an Blatt- und Nadelproben
- ertragskundliche Charakterisierung der Bestockung an den Stichprobenpunkten

Die genannten Ziele waren auch Bestandteil der BZE-2, wobei das Spektrum um neu hinzugekommene Aspekte erweitert wurde. So sollte die BZE-2 zusätzlich Aussagen zu den Bodenfunktionen bzw. Themenkomplexen ermöglichen:

- Stickstoffstatus von Waldböden und ihre Sensitivität gegenüber weiteren Stickstoffeinträgen
- aktuelle Kohlenstoffspeicherung und Änderungen des Kohlenstoffvorrats in Waldböden (Klimarahmenkonvention und Kyoto-Protokoll)

Diese Zielsetzung spiegelt sich stringent im Spektrum der bei der BZE-2 erfassten Merkmale wieder. Im Einzelnen wurden die folgenden Merkmalsgruppen im Rahmen der BZE-2 in Mecklenburg-Vorpommern erfasst:

- allgemeine Charakterisierung der Stichprobenpunkte (Bsp.: Lage, Oberflächengestalt, Zuordnung zu Wuchsgebieten, Wuchsbezirken)
- Profilbeschreibung und Bodenklassifikation in Anlehnung an die Nomenklatur und Klassifikation der Bodenkundlichen Kartieranleitung (ARBEITSGRUPPE BODEN, 2005)

Durch integrative Auswertung des zu den einzelnen Merkmalsgruppen aus beiden Inventuren vorliegenden Datenmaterials, wird im vorliegenden Bericht versucht, aussagekräftige Ergebnisse in Bezug zu den an die BZE gestellten Anforderungen abzuleiten. Die Auswertungsfelder orientieren sich an den von RIEK & WOLFF (2007) empfohlenen bodenkundlichen Indikatoren. Einen besonderen Schwerpunkt bildet dabei die beispielsweise unter den Aspekten der nachhaltigen Forstnutzung und der Kohlenstoffspeicherung von Böden aktuell besonders interessante Betrachtung der Veränderungen zwischen den beiden Inventurzeiträumen.

2 Datengrundlagen und Methoden

2.1 Durchführung und Methodik der BZE- Außen-aufnahmen

Die Methodik zur Durchführung der Geländeaufnahmen für die BZE-2 in Mecklenburg-Vorpommern erfolgte in strikter Übereinstimmung mit der Arbeitsanleitung für die zweite bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BMELV, 2006) und ist in dieser detailliert dargestellt. Die Methodik zum Zeitpunkt der BZE-1 kann im Einzelnen in der bundesweiten Arbeitsanleitung (BML, 1990) und im Bericht zur BZE-1 in Mecklenburg-Vorpommern (KOPP et al., 1996) nachvollzogen werden. Insbesondere um einen Überblick über methodische Veränderungen zur BZE-1 zu geben, wird die Methodik der Geländeaufnahmen in beiden Inventuren kurz dargestellt. Schlaglichtartig werden die Methoden und Besonderheiten, welche sich aus der Sonder- und Vorreiterrolle Mecklenburg-Vorpommerns als Bundesland der BZE-2 Testerhebung ergeben, dargestellt.

Die Durchführung aller Außenaufnahmen der BZE-1 erfolgte ausschließlich durch Mitarbeiter der Landesforstverwaltung Mecklenburg-Vorpommerns. Insgesamt wurden an 74 BZE-Punkten Bodenprofile angelegt.

Im Rahmen der BZE-1 erfolgte die Bodenansprache und Probenentnahme einheitlich an der Profilgrube in unmittelbarer Nähe des BZE-Mittelpunktes. Nur in Ausnahmefällen, z.B. bei der Nähe zu Waldrändern, Wegen oder Störungen, wurde die Profilgrube abweichend vom BZE-Mittelpunkt angelegt. Die Beschreibung des Bodenprofils wurde gemäß der Standorterkundungsanleitung für das nordostdeutsche Tiefland (SEA) durchgeführt. Die Profilbeschreibung und Bodenprobenentnahme erfolgte ausschließlich horizontweise. Die

Profile wurden in der Regel mindestens bis 160 cm Tiefe aufgeschlossen. Die Humusaufgabe wurde im Bereich des Bodenprofils in Abhängigkeit von der Humusform getrennt nach Lagen flächenbezogen beprobt. Im Fall der Humusform Mull wurde die L- bzw. L + Of-Lage, für die Humusform mulartiger Moder die L + Of-Lage und bei den Humusformen Moder bis Rohhumus die L + Of- und Oh-Lage sowie die Of + Oh-Lage beprobt. Die Beprobung des Mineralbodens erfolgte volumenbezogen mit Stechzylindern von 100 cm³ Rauminhalt. Alle Bodenproben wurden ausschließlich aus der Profilwand entnommen. Für physikalische und chemische Analysen wurde eine gemeinsame Probe entnommen (zehn Stechzylinder in den oberen drei, acht Stechzylinder in allen tiefer liegenden Horizonten).

Die im Rahmen der BZE-1 durchgeführten Aufnahmen der Bodenvegetation erfolgten entsprechend der Standorterkundungsanleitung für das nordostdeutsche Tiefland. Die einzelnen Arten und jeweiligen Deckungsgrade wurden separat für die Moos-, Kraut- und Strauchschicht auf einer um die Profilgrube herum angelegten 400 m² großen Aufnahmefläche erfasst. Die Baumschicht wurde auf einer 1000 m² großen Aufnahmefläche, welche in ihrer Mitte die 400 m² Aufnahmefläche mit einschließt, aufgenommen. Eine ertragskundliche Erfassung der Baumschicht in Form von Baumhöhen-, Durchmesser- und Grundflächenmessungen wurde im Rahmen der BZE-1 jedoch nicht vorgenommen.

Von drei Bäumen aus dem herrschenden Bestand wurden Nadelproben zur Untersuchung der Ernährungssituation der Bäume entnommen. Es wurden nur Kiefern und Fichten beprobt. Bei Kiefer wurde jeweils eine Probe aus dem ersten Nadeljahrgang

des zweiten Quirls, wenn dieser nicht erkennbar war, aus der Oberkrone entnommen. Bei Fichten wurden am siebten Quirl der erste und dritte Nadeljahrgang beprobt.

Die Durchführung der Geländeaufnahmen im Rahmen der BZE-2 differenziert sich hinsichtlich Profilaufnahme, Bodenprobeentnahme und ertragskundlicher Charakterisierung der Bestockung in Abhängigkeit vom Erhebungsnetz. Auf den auch dem europaweiten 16 km x 16 km Erhebungsnetz angehörenden BZE-Punkten (17 Punkte) konnten die Arbeiten in Eigenregie durch die Landesforst Mecklenburg-Vorpommern durchgeführt werden. Parallel dazu wurden die Aufnahmen der BioSoil-Erhebung¹ durchgeführt. Auf allen anderen BZE-Punkten (30 Punkte) wurden die entsprechenden Arbeiten im Rahmen der BZE-Testerhebung im Auftrag des vTI-WOI² durch die Firmen Dr. Heinkele Bodenconsult und UDATA ausgeführt. Die Waldbodenvegetation wurde einheitlich an allen 47 BZE-Punkten durch die Landesforst Mecklenburg-Vorpommern aufgenommen. Im Rahmen der BZE-2 wurden nur noch 47 BZE-Punkte aufgenommen, da im Zusammenhang mit der Testerhebung nicht mehr alle Punkte berücksichtigt werden konnten (vgl. Kap. 2.2).

Die Profilbeschreibung für den Mineralboden wurde an der Profilgrube am BZE-Mittelpunkt vorgenommen, während die Horizontierung der Humusaufgabe an den acht Satellitenpunkten angesprochen wurde. Die Ansprache von Bodenmerkmalen im Gelände erfolgte horizontweise, für

¹ „Europäische Bodenzustandserhebung“ - Erhebung zum Aufbau eines europaweiten Waldbodenmonitorings

² Johann Heinrich von Thünen-Institut Bundesforschungsinstitut für ländliche Räume, Wald und Fischerei, Institut für Waldökologie und Waldinventuren

einige Merkmale (z.B. Grobbodengehalt) auch für Tiefenstufen. Die Bodenprobenentnahme wurde entsprechend der Arbeitsanleitung zur BZE-2 nicht mehr an der Profilgrube, sondern vornehmlich an acht kreisförmig im Radius von 10 m um das Bodenprofil angeordneten Satellitenpunkten durchgeführt. In größerer Tiefe wurden zur Bestimmung bodenphysikalischer Kennwerte auch Proben aus der Profilwand entnommen. Die Humusaufgabe wurde horizontweise beprobt. Die flächengerechte Beprobung erfolgte bei geringmächtigeren Auflagen mit einem Stechrahmen, im Fall größerer Mächtigkeit mittels Stechzylindern. Bei ausreichender Mächtigkeit wurden die L-, Of- und Oh-Lage jeweils getrennt beprobt, während bei geringeren Mächtigkeiten Lagen zusammengefasst wurden. Die Proben aus dem Mineralboden wurden tiefenstufenweise entsprechend den Tiefenstufeneinteilungen von BZE und BioSoil bis 90 cm Tiefe entnommen (vgl. Kap. 2.3). Vereinzelt wurden auch Proben aus geteilten Tiefenstufen und horizontweise Bodenproben entnommen. Die Entnahme der volumenbezogenen Mineralbodenproben erfolgte bis 30 cm Tiefe an den Satellitenpunkten und ab 30 cm Tiefe an der Profilwand jeweils mittels 100 cm³ sowie 250 cm³ Stechzylindern. Nicht volumengerechte Proben aus größeren Tiefen an den Satellitenpunkten wurden mittels eines Bohrstocks gewonnen. Die Probenentnahme für den Mineralboden wurde an jedem Satellitenpunkt einmal zur Gewinnung einer Probe für chemische und einmal zur Entnahme einer Bodenprobe für physikalische Analysen durchgeführt. Die an den Satelliten entnommenen Proben gleicher Tiefenstufe und Analysenzugehörigkeit wurden im Gelände zu jeweils einer gemeinsamen Mischprobe zusammengeführt.

Die Aufnahme der Bodenvegetation erfolgte zur BZE-2 methodisch übereinstimmend mit dem Vorgehen zur BZE-1. Die Wiederholungsaufnah-

men konnten durch die gleichen Kartierer durchgeführt werden, welche bereits zum Zeitpunkt der BZE-1 mit den Aufnahmen an den entsprechenden Punkten betraut waren. Zusätzlich wurde die Bestockung ertragskundlich mittels Durchmesser- und Höhenmessungen sowie Grundflächenmessungen anhand der Winkelzählprobe aufgenommen.

Auch bei der BZE-2 wurden drei Bäume aus dem herrschenden Bestand zur Untersuchung der Ernährungssituation beprobt. Neben Kiefern und Fichten wurden auch Eschen, Douglasien, Eichen, Lärchen, Ahorne, Erlen und Buchen beprobt. Bei immergrünen Nadelbäumen wurde jeweils eine Probe des ersten und zweiten Nadeljahrgangs entnommen. Bei den Laubbäumen erfolgte die Probenentnahme aus dem Maitrieb. Die Proben wurden aus der vollbesonnten Lichtkrone, bei Nadelbäumen im Bereich des 7-15 Quirls entnommen.

2.2 Stichprobenrepräsentanz

Die Aufnahme der Stichprobenpunkte der BZE in Mecklenburg-Vorpommern erfolgte sowohl zum Inventurzeitpunkt der BZE-1 als auch im Rahmen der BZE-2 auf einem systematischen Grundraster von 8 km x 8 km. Dabei wurde zu den beiden Inventurzeitpunkten das gleiche Grundnetz verwendet. Mit der Wiederholungsinventur BZE-2 liegt somit eine gepaarte Stichprobe vor. Während im Rahmen der BZE-1 74 Stichprobenpunkte erfasst wurden, umfasst die Stichprobe der BZE-2 nur noch 47 Stichprobenpunkte. Diese Reduktion der Stichprobe wurde notwendig, um den Aufwand für die Aufnahme der nationalen BZE-Punkte im Rahmen der vom vTI-WOI durchgeführten BZE-Testerhebung zu reduzieren. Die Auswahl der BZE-Punkte erfolgte in Abstimmung mit dem vTI-WOI. Die Punkte wurden mit der Maßgabe ausgewählt, möglichst repräsentative Aussagen für

die Auswertung auf Bundesebene zu erzielen. Vorrangig wurden BZE-Punkte mit Buchenbeständen auf kalkhaltigen Lockersedimenten und Kiefernbestände auf kalkfreien Substraten ausgewählt. Punkte mit höheren Anteilen anderer Baumarten und Torfböden wurden von der BZE-Testerhebung ausgeschlossen. Da nicht nur Punkte entfielen, sondern im Inventurzeitraum der BZE-2 auch ein weiterer Punkt hinzukam, konnten für Vergleiche zwischen BZE-1 und BZE-2 als gepaarte Stichprobe in Abhängigkeit vom betrachteten Kennwert somit maximal 46 Stichprobenpunkte ausgewertet werden. Einen Überblick über die Verteilung der Stichprobenpunkte der BZE-2 in Mecklenburg-Vorpommern in Abhängigkeit von der jeweiligen Netzzugehörigkeit gibt Abbildung 2.1. In der Abbildung wird unterschieden zwischen den nationalen BZE-Punkten im 8 km x 8 km Raster (BZE) und den gleichzeitig dem europaweiten 16 km x 16 km Erhebungsnetz angehörenden Punkten (ECE).

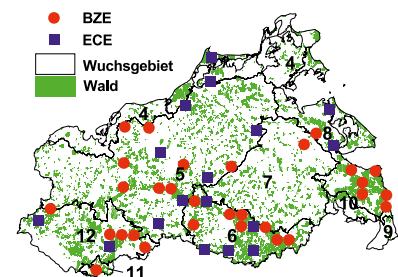


Abb. 2.1: Lage der Stichprobenpunkte differenziert nach den Teilkollektiven BZE und ECE - Räumlicher Bezug zu Wuchsgebieten (vgl. Tab. 2.1) und Waldverteilung

Aus der Abbildung wird deutlich, dass sich die Inventurpunkte nicht gleichmäßig über die gesamte Landesfläche verteilen, sondern deutliche Häufungen analog zur Waldverteilung aufweisen. Entsprechend befindet sich die Mehrzahl der Stichprobenpunkte entlang der diagonal durch Mecklenburg-Vorpommern verlaufenden Sander- und Endmoränen-Züge, während sich in den für die Landwirt-

schaft prädestinierten großflächigen Grundmoränen-Gebieten nur wenige Inventurpunkte befinden. Die Belegung der forstlichen Wuchsgebiete Mecklenburg-Vorpommerns gestaltet sich neben der Abhängigkeit zur Größe des jeweiligen Wuchsgebietes analog dazu. So verteilen sich die 47 Inventurpunkte der BZE-2 mit den in Tabelle 2.1 dargestellten Häufigkeiten auf die forstlichen Wuchsgebiete Mecklenburg-Vorpommerns.

Tab. 2.1: Anteile der BZE-Punkte in den Wuchsgebieten im Vergleich zu den Flächenanteilen der Wuchsgebiete an der Landesfläche

Anteile der Wuchsgebiete [%]:	Land	BZE
4 Mecklenburg West-vorpommersches Küstenland	10,4	4,3
5 Ostholsteinisch-Westmecklenburger Jungmoränenland	39,1	29,8
6 (Mittel-) Mecklenburger Jungmoränenland	9,7	27,7
7 Ostmecklenburg-Vorpommersches Jungmoränenland	17,0	2,1
8 Ostvorpommersches Küstenland	10,3	19,1
9 Nordostbrandenburger Jungmoränenland	1,1	0,0
10 Ostmecklenburg-Nordbrandenburger Jungmoränenland	1,5	0,0
11 Ostniedersächsisch-altmärkisches Altmoränenland	0,7	2,1
12 Südost-Holsteinisch-Südwestmecklenburger Altmoränenland	10,2	14,9

Abweichungen zwischen den Anteilen an der Landesfläche der Wuchsgebiete und dem Anteil an der Stichprobe der BZE-2 sind auch im Zusammenhang mit der unterschiedlichen Verteilung der Waldanteile in den Wuchsgebieten zu

interpretieren. So ist insbesondere Wuchsgebiet 7 nur wenig und zugleich sehr heterogen bewaldet. Hier besteht eine deutliche Diskrepanz zwischen dem Flächenanteil an der Landesfläche und der Anzahl der Inventurpunkte. Bei Berücksichtigung dieser Besonderheit erscheinen die einzelnen Wuchsgebiete durch die 47 Inventurpunkte der BZE-2 zufriedenstellend repräsentiert.

Die Repräsentanz der im Rahmen der BZE-2 aufgenommenen Standorte hinsichtlich der für Mecklenburg-Vorpommern typischen Bodenformen wurde anhand der standortkundlichen Bodentypen (sog. „Horizontfolgetypen“) geprüft. Die Häufigkeiten der standortkundlichen Bodentypen, welche für jeden BZE-Punkt aus der Geländeaufnahme vorliegen, wurden den Anteilen dieser Bodentypen an der Landeswaldfläche gegenübergestellt (Tabelle 2.2). Die in Tabelle 2.2 dargestellten Flächenanteile für Mecklenburg-Vorpommern konnten SCHULZE & BAUMGART (1999) entnommen werden.

Tab. 2.2: Häufigkeiten standortkundlicher Bodentypen der BZE im Vergleich mit Landesflächendaten der forstlichen Standortkartierung

Häufigkeiten der Bodentypen [%]:	Land	BZE
Braunerden	47,3	59,6
Fahlerden	4,4	4,3
Gley-/Staugleypodsole und -ranker	7,7	6,4
Gleymoore	2,2	0,0
Graugleye, Graustaugleye	3,3	6,4
Humus-, Anmoor-, Moorgleye und -staugleye	9,9	4,3
Moore	9,9	2,1
Podsole	9,9	12,8
Ranker	3,3	4,3
Staugleyfahlerden	2,2	0,0

Die Gegenüberstellung der jeweiligen Anteile in Tabelle 2.2 zeigt für die Gruppen der Fahlerden und Gley-/Staugleypodsole eine gute Übereinstimmung. Gleymoore und Staugleyfahlerden, welche jeweils nur 2,2 % der Landeswaldfläche einnehmen, sind in der Stichprobe der BZE-2 nicht vertreten. Angesichts des Stichprobenumfangs von 47 Punkten (ein BZE-Punkt entspricht 2,1 %) sind diese Standorte jedoch nicht als unterrepräsentiert zu werten. Größere Abweichungen ergeben sich für die überrepräsentierten Braunerden und die unterrepräsentierten Moorböden. Auch die Gruppe der Humus-, Anmoor-, Moorgleye und -staugleye scheint zu selten in der Stichprobe aufzutreten. Diese leichte Verzerrung der Stichprobe kann wahrscheinlich teilweise durch die oft schlechte Zugänglichkeit der Moorböden und die Reduktion der Stichprobenpunkte durch systematische Auswahl einzelner Punkte im Rahmen der BZE-2 erklärt werden (s.o.).

Diese Besonderheiten lassen sich auch in der Gegenüberstellung der Baumartenanteile in der BZE-2 mit den im Rahmen der zweiten Bundeswaldinventur (BWI-2) in Mecklenburg-Vorpommern (MLUV-MV, 2007a) erfassten Flächenanteilen der einzelnen Holzartengruppen erkennen (Tabelle 2.3). So ist die Gruppe der „anderen Laubbäume niederer Lebensdauer“ mit 7,9 % im Vergleich zum Anteil von 20,4 % in der BWI deutlich unterrepräsentiert. In Mecklenburg-Vorpommern ist die Schwarzerle die bedeutendste Baumart innerhalb dieser Gruppe und zugleich eine für Moorböden typische Baumart, welche ebenfalls unterrepräsentiert sind. Der im Vergleich zur BWI-2 hohe Kiefernanteil (BZE: 64,2 %, BWI: 39,5 %!) kann im Zusammenhang mit dem durch die systematische Auswahl bedingten überrepräsentierten Anteil an Braunerden in der BZE-Stichprobe gesehen werden. So sind diese Standorte in der Regel mit Kiefern bestockt. Auffällig ist zudem der

niedrige Eichenanteil und der geringe Anteil der Gruppe „andere Laubbäume langer Lebensdauer“ (vorwiegend Esche, Bergahorn, Hainbuche). Auch die für diese Baumarten typischen Standorte der Staugleye und Gleye („Eichenzhangsstandorte“) sind insgesamt unterrepräsentiert. Gute Übereinstimmungen ergeben sich für Buche, Fichte, Lärche und Tanne.

Tab. 2.3: Flächenanteile der Baumartengruppen der BWI-2 im Vergleich mit den Häufigkeiten in der BZE-2

Baumartenanteile [%]:	Land	BZE
Buche	11,9	12,4
Eiche	8,7	1,7
„andere Laubbäume hoher Lebensdauer“	6,8	2,5
„andere Laubbäume niedriger Lebensdauer“	20,4	7,9
Fichte	8,1	6,7
Tanne	0,1	0,0
Douglasie	1,3	3,7
Kiefer	39,5	64,2
Lärche	3,2	1,1

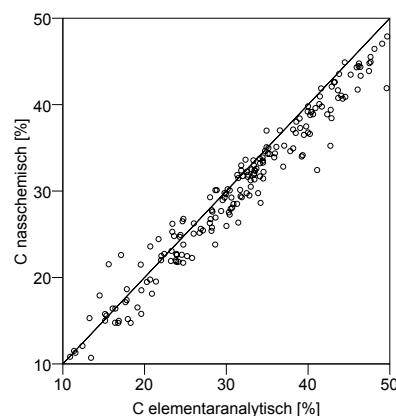
2.3 Datenaufbereitung und Vergleichbarkeit

Zentrale Voraussetzung für vergleichende Auswertungen zwischen BZE-1 und BZE-2 ist die Beibehaltung methodischer Standards bei den angewandten Laborverfahren bzw. die methodische Vergleichbarkeit der jeweiligen Verfahren. In der Mehrzahl der im Rahmen der BZE-2 untersuchten Parameter wurden die Laborverfahren der BZE-1 beibehalten. Die Laborverfahren für Elementgesamtgehalte mussten zum einen aufgrund der notwendigen Vereinheitlichung entsprechend der bundesweiten Methoden (Elementgehalte im Königswasser-Extrakt) und zum anderen aufgrund der nicht mehr

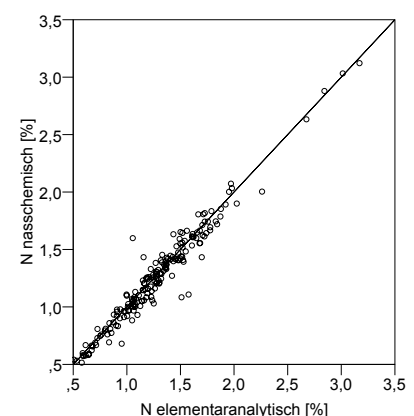
dem aktuellen technischen Standard entsprechenden Verfahren (C- und N-Gesamtgehalte) durch neue ersetzt werden.

Die Elementgesamtgehalte im Königswasser-Extrakt (GAFA, 2006, Bd. A 3.3.3) sind mit den zum Zeitpunkt der BZE-1 mit Fluss- und Salpetersäureaufschlüssen ermittelten Gesamtgehalten nicht vergleichbar, sodass eine vergleichende Auswertung in diesen Fällen nicht möglich ist. Die Umstellung von der nasschemischen Ermittlung der Kohlenstoff- (nasse Oxidation mit Dichromat/Schwefelsäure) und Stickstoffgehalte (Kjeldahl-Aufschluss) auf die effizientere und zeitgemäße Verbrennungsanalyse (vgl. GAFA, 2005, Bd. D 31.2 und 58.1) wurde an einem

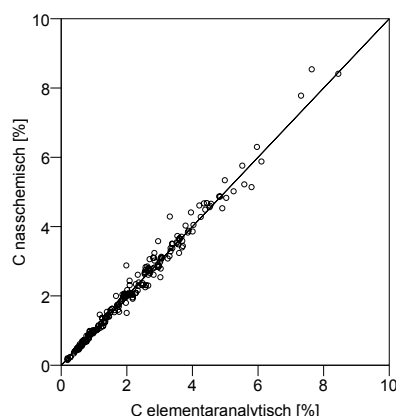
400 Datensätze umfassenden Probenkollektiv des Ökologischen Labors der Fachhochschule Eberswalde untersucht (Abbildung 2.2). Die Abbildung 2.2 zeigt deutlich, dass keine systematischen Abweichungen zwischen den beiden Laborverfahren bestehen und sich die zufälligen Abweichungen ebenfalls auf einem geringen Niveau befinden. Außerdem zeigen sich für Proben der Auflagehorizonte und Proben aus dem Mineralboden keine Unterschiede in der Vergleichbarkeit. Insgesamt kann davon ausgegangen werden, dass die sehr geringen, aus der Umstellung des Laborverfahrens resultierenden Abweichungen bei der Interpretation von zeitlichen Veränderungen der Kohlenstoff- und Stickstoff-Gehalte zu vernachlässigen sind.



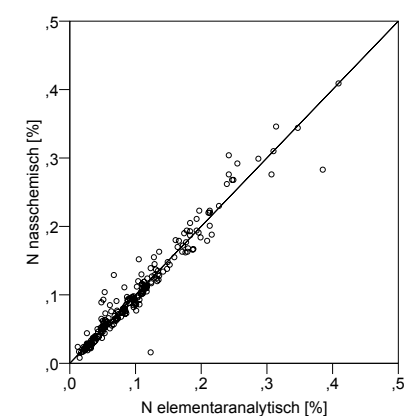
(a) Kohlenstoff in der Humusaufgabe



(b) Stickstoff in der Humusaufgabe



(c) Kohlenstoff im Mineralboden



(d) Stickstoff im Mineralboden

Abb. 2.2: Vergleichbarkeit nasschemischer Verfahren der Kohlenstoff- und Stickstoffbestimmung mit der Bestimmung durch Verbrennungsanalyse an 400 Proben des Ökologischen Labors Eberswalde

Neben den Unterschieden bezüglich der Laborverfahren zur Ermittlung von Element-Gesamtgehalten 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 erfolgte die Entnahme der Bodenproben horizontweise an einem Bodenprofil im Bereich des Mittelpunkts der Aufnahme fläche. Die Grobbodengehalte wurden als Flächenanteile am Profil geschätzt. Die Trockenrohdichte sowie die zugehörigen Feinbodenvorräte wurden auf Basis der Trockenrohdichte des Mineralbodens (TRD_{ges}) ermittelt. Hierbei wird die Trockenrohdichte (TRD) für die gesamte im Stechzylinder enthaltene Bodenmasse (einschließlich des Grobbodens) ermittelt (vgl. GAFA, 2006, Bd. A 2.7). Bei der Durchführung der BZE-2 wurde im Einklang mit der Arbeitsanleitung zur BZE-2 entsprechend Vorgaben der EU sowie des ICP Forests von der horizontbezogenen zur tiefenstufenweisen Probenahme im Mineralboden übergegangen. Die Entnahme der Proben aus den entsprechenden Tiefenstufen erfolgte nicht wie bei der BZE-1 im Bereich der Profilgrube, sondern an den acht Satellitenpunkten des BZE-Punktes. Die Anlage der Satelliten ist detailliert in der Anleitung zur BZE-2 (BMELV, 2006) beschrieben. Die Ermittlung der Grobbodengehalte im Rahmen der BZE-2 erfolgte in der vorliegenden Auswertung in Anlehnung an die Empfehlungen von RIEK et al. (2006) in Volumenprozent durch Multiplikation der am Profil geschätzten Flächenprozent mit dem Faktor 2/3. Die Trockenrohdichte und die auf deren Grundlage berechneten Feinbodenvorräte wurden entsprechend der Arbeitsanleitung als Trockenrohdichte des Feinbodens (TRD_{FB}) bestimmt. Hierbei wird die TRD aus der Feinbodenmasse im Stechzylinder und dem um das Grobbodenvolumen reduzierten Stechzy-

lindervolumen berechnet (vgl. RIEK et al., 2006; GAFA, 2006).

Durch das neu eingeführte Verfahren zur Bestimmung der Trockenrohdichte des Feinbodens war es somit nicht möglich, die in der alten BZE-1-Datenbank für Tiefenstufen vorliegenden Vorratswerte für vergleichende Auswertungen mit Daten der BZE-2 zu verwenden. Diese wurden deshalb aus den horizontweise vorliegenden BZE-1-Rohdaten neu berechnet. Um eine in sich einheitliche Datengrundlage zu erhalten, wurden neben den Vorratskennwerten auch alle Konzentrationen erneut aus den Altdaten in Tiefenstufen umgerechnet. Die Festsubstanzdichte des Grobbodens wurde dafür mit $2,65 \text{ g/cm}^3$ angenommen.

Nach Recherchen zum genauen methodischen Vorgehen bei der Ermittlung der Skelettgehalte und Trockenrohdichten zum Zeitpunkt der BZE-1 durch Analysen der bestehenden Daten und zusätzliche Anfragen bei den damals beteiligten Institutionen wurden die Skelettgehalte und Trockenrohdichten in mit der BZE-2 methodisch vergleichbare Angaben umgerechnet. Die für die nachträgliche Berechnung der TRD_{FB} erforderlichen Informationen zum Grobbodengehalt in der Stechzylinderprobe zum Zeitpunkt der BZE-1 wurden aus den nach unterschiedlichen Fraktionen aufgenommenen Grobbodengehalten des Horizontes abgeleitet. Es wurde davon ausgegangen, dass nur die kleineren Grobbodenfraktionen ($< 20 \text{ mm}$, Kies 1 + Kies 2) als Bestandteile der damaligen Stechzylinderproben in Frage kamen.

$$TRD_{FB} = \frac{TRD_{ges} - \frac{Kies1 + Kies2}{100} \times \frac{2}{3} \times \rho}{1 - \frac{Kies1 + Kies2}{100} \times \frac{2}{3}} \quad (2.1)$$

mit:

TRD_{FB} = TRD des Feinbodens [g/cm^3]
 TRD_{ges} = TRD des Mineralbodens [g/cm^3]
 $Kies1$ = $> 6,3 \text{ mm}$ bis $\leq 20 \text{ mm}$ [Vol. %]
 $Kies2$ = $> 2,0 \text{ mm}$ bis $\leq 6,3 \text{ mm}$ [Vol. %]
 ρ = Festsubstanzdichte [g/cm^3] (hier $2,65$)

Die TRD_{FB} wurde dann in Anlehnung an GAFA (2006) (vgl. auch RIEK et al., 2006) entsprechend Gleichung 2.1 aus den beiden als Flächenanteile vorliegenden Kiesgehalten und der TRD_{ges} berechnet. Für die spätere Berechnung der Feinbodenvorräte wurden konstante Grobboden-Volumina vorausgesetzt (vgl. Kap. 2.4). Abbildung 2.3 zeigt die nachträglich berechneten Trockenrohdichten des Feinbodens der BZE-1 im Vergleich zur TRD_{FB} der BZE-2. Dabei wird eine leichte Tendenz zur Zunahme der Trockenrohdichten deutlich, welche zumindest teilweise auch methodisch bedingt sein dürfte (vgl. hierzu Kap. 2.4).

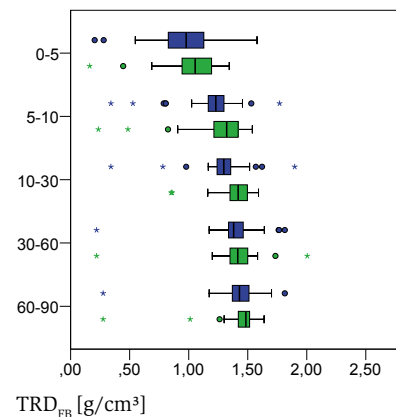


Abb. 2.3: Vergleich der nachträglich berechneten TRD_{FB} der BZE-1 mit der TRD_{FB} zum Zeitpunkt der BZE-2
 [blau = BZE-1, grün = BZE-2]

Für die Umrechnung der Horizontdaten in die einheitlichen Tiefenstufen der BZE-2 wurden die einzelnen Profile rechnerisch mittels SPSS zunächst in 1 cm mächtige Schichten zerlegt. Diese Schichten wurden anschließend wieder zu Tiefenstufen aggregiert. Beim Aggregieren wurden die Konzentrationen der 1 cm mächtigen Schichten mit der Trockenrohdichte gewichtet. Logarithmisch vorliegende Konzentrationen (pH-Werte) wurde entlogarithmiert, aggregiert und anschließend wieder logarithmiert. Die Horizonte (Schichten) der Humusaufgabe wurden ebenfalls zu einer Tiefenstufe zusammengefasst.

Um die Auswirkungen der getroffenen Annahmen bei der Neuberechnung der TRD_{FB} für den Vergleich von Vorratskennwerten abschätzen zu können, wurden beispielhaft Kohlenstoffvorräte zum einem auf Grundlage der TRD_{ges} , zum anderen auf Grundlage der TRD_{FB} berechnet und für den Gesamtboden (Auflage und Mineralboden bis 90 cm) vergleichend gegenübergestellt (Abb. 2.4).

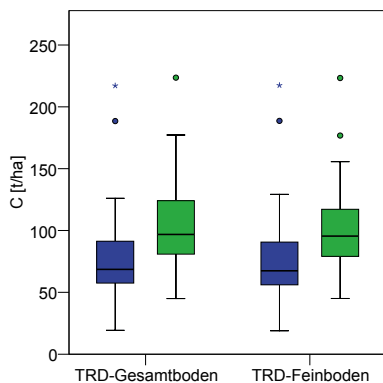


Abb. 2.4: Auswirkungen unterschiedlicher TRD-Berechnungsverfahren auf die berechneten Kohlenstoffvorräte (Auflage bis 90 cm) [blau = BZE-1, grün = BZE-2]

Dabei zeigt Abbildung 2.4 deutlich, dass die Unterschiede für die grobbodenarmen Böden Mecklenburg-Vorpommerns in der Regel keine Auswirkungen auf grundlegende Ergebnisse wie Vorratszunahmen oder Vorratsabnahmen haben. Für das gewählte Beispiel der Kohlenstoffvorräte liegen die Trockenrohdichte-Verfahren bedingten Unterschiede im Bereich von 1 bis 2 t/ha, während die Vorratsunterschiede zwischen beiden Inventuren das Zehnfache ausmachen. Insgesamt waren für die Datenbestände zur BZE-2 keine grundlegenden Umformungen wie für die BZE-1 erforderlich, da die Daten entsprechend der BZE-2-Arbeitsanleitung nach den aktuell gebräuchlichen Verfahren erhoben wurden. Insbesondere der Sonder- und Vorreiterrolle geschuldet, welche Mecklenburg-Vorpommern als Bundesland der Testerhebung zur

BZE-2 einnimmt, ergaben sich für die Punkte der Testerhebung jedoch einzelne Inhomogenitäten und Lücken in den erhobenen Rohdaten. Diese betreffen sowohl Daten aus der Geländeaufnahme als auch Ergebnisse der Laboranalysen. Entsprechend der zeitlich versetzten Aufnahme der BZE-Punkte Mecklenburg-Vorpommerns im Rahmen der Testerhebung sowie der ECE-Punkte wurden die Geländeaufnahmen von unterschiedlichen Aufnahmeteams durchgeführt. Um mögliche Effekte durch die unterschiedlichen Aufnahmeteams und Labore zu prüfen, wurden im Rahmen der Auswertung immer wieder Teilungen der Stichprobe in Punkte der europaweiten Waldschadenserhebung (ECE) und Punkte der BZE-Testerhebung vorgenommen und anschließend die Wiederholbarkeit der Ergebnisse für diese Gruppen geprüft.

Vorbereitungen für eine an Tiefenstufen orientierte Auswertung ergaben sich aus im Einzelfall immer wieder auftretende, von den BZE-Tiefenstufen abweichende Entnahmespannen. Neben der wie in der BZE-1 durchgehend horizontweise beprobten Humusauflage, wurde an wenigen einzelnen Punkten der BZE-2 auch im Mineralboden bei der Probenentnahme von den Tiefenstufen der BZE-2 abgewichen. Die unterschiedlichen Entnahmespannen resultieren im Fall der ECE-Punkte aus der Nutzung von Synergieeffekten hinsichtlich des Analysenaufwands im Zusammenhang mit der BioSoil-Erhebung. An den Punkten der Testerhebung sind die vereinzelt Abweichungen dem Testcharakter der Aufnahmen geschuldet. In der Regel betrafen diese Unterschiede in der Probenentnahme jedoch nicht alle Kennwerte einheitlich, sodass an einzelnen Punkten einige Parameter an Tiefenstufen, andere Parameter zum Beispiel nur für Horizonte vorlagen. Insgesamt lagen Analyseergebnisse für die folgenden Entnahmespannen vor:

- Tiefenstufen nach BZE-2-Anleitung (0-5, 5-10, 10-30, 30-60, 60-90 [cm])
- Tiefenstufen nach BioSoil (0-10, 10-20, 20-40, 40-80 [cm])
- geteilte Tiefenstufen nach BZE-2-Anleitung
- horizontbezogen entnommene Bodenproben

Die Horizonte der Humusauflage wurden analog zum Vorgehen bei den BZE-1-Daten zu einer Tiefenstufe zusammengefasst. Die Konzentrationen für die gesamte Humusauflage wurden als gewichtetes Mittel (Wichtung mit dem Humusvorrat der einzelnen Auflagehorizonte) aus den einzelnen Horizonten berechnet. In den wenigen Fällen, in denen die Beprobung des Mineralbodens in abweichenden Tiefenstufen erfolgte, wurden die einzelnen Konzentrationen in den BZE-2-Tiefenstufen als mit dem Anteil an der Tiefenstufenmächtigkeit gewichtetes Mittel berechnet.

Für ein Teilkollektiv der Stichprobe (ECE-Punkte, $n = 17$) wurde für die Ermittlung der Trockenrohdichte im Unterboden (> 30 cm) die in der BZE-Anleitung eingeräumte Möglichkeit der Schätzung im Gelände aus Gefügeausbildung und Tongehalt genutzt. In diesen Fällen wurde auf die aus der BZE-1 vorliegenden Messwerte zur Trockenrohdichte zurückgegriffen. Einzelne fehlende Analyseergebnisse für Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte in der Tiefenstufe 60-90 cm konnten mittels eines aus einfacher linearer Regression (ohne Konstante) mit den vorhandenen Daten abgeleiteten Faktors aus der darüber liegenden Tiefenstufe abgeschätzt werden. Somit war gewährleistet, dass alle Datensätze einheitlich bis 90 cm Tiefe ausgewertet werden konnten.

Als Möglichkeit, die Auswirkungen der für beide Inventuren durchgeführten Anpassungen und Umformungen zu kontrollieren, wurde

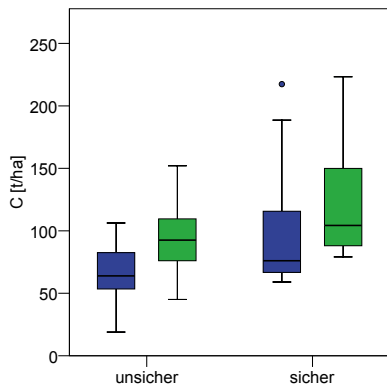


Abb. 2.5: Vergleich der Kohlenstoffvorräte (Auflage bis 90 cm) der BZE-1 und BZE-2 für die Teilkollektive „sicher“ und „unsicher“ (vgl. Text) [blau = BZE-1, grün = BZE-2]

die Gesamtstichprobe in zwei Gruppen gegliedert. Dabei wurden alle BZE-Punkte, für die keinerlei Umformungen und Anpassungen an den BZE-2-Daten notwendig waren, die in beiden Inventuren vollständig beprobt wurden und die sowohl zum Zeitpunkt der BZE-1 sowie zum Zeitpunkt der BZE-2 in keiner Tiefenstufe Grobbodengehalte ≤ 5 Vol. % aufwiesen, dem Teilkollektiv „sicher“, alle anderen Punkte dem Teilkollektiv „unsicher“ zugeordnet. Am Beispiel der Kohlenstoffvorräte verdeutlicht Abbildung 2.5 die Wiederholbarkeit der Ergebnisse, insbesondere für die sich ergebenden Vorratsveränderungen zwischen beiden Inventuren. Bei Interpretation der deutlichen Unterschiede im Gesamt-Niveau der beiden Kollektive muss die deutlich geringe Fallzahl ($n = 11$) im Kollektiv „sicher“ berücksichtigt werden. Auf diese Stichprobengliederung wurde im Rahmen von Plausibilitätsprüfungen der einzelne Ergebnisse immer wieder zurückgegriffen.

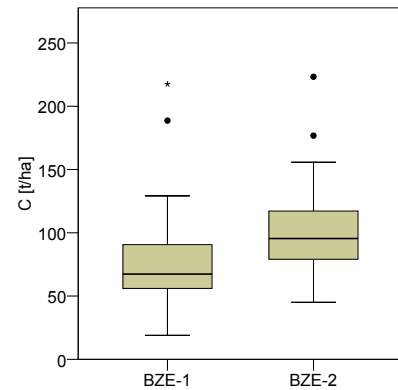
2.4 Vorgehen bei Berechnung und Vergleich von Vorratskennwerten

Der Vergleich von Vorratskennwerten der BZE-1 mit denen der BZE-2 und die Ableitung von Veränderungs-

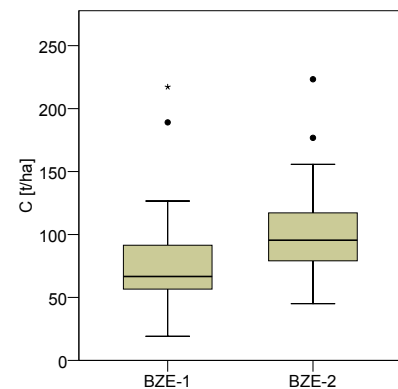
raten für verschiedene Kennwerte sind ein zentrales Ziel der BZE-Auswertung. Die Bestimmung der Veränderungsrate anhand des Vorratsvergleichs aus Wiederholungsbeprobung („Stock-Change Methode“) ist prinzipiell ein methodisch einfacher Ansatz. Bei der Durchführung des Vorratsvergleichs müssen jedoch bestimmte Besonderheiten bei der Berechnung der Vorräte berücksichtigt werden, welche sonst gegebenenfalls eine erhebliche Verzerrung der Ergebnisse zur Folge haben können. Neben der Notwendigkeit der Vergleichbarkeit der angewandten Laborverfahren besteht eine potentielle Fehlerquelle aus Unterschieden der Probenentnahme (Grenzlinien-Artefakt) und bei der Ermittlung des Feinbodenvorrates in beiden Inventuren. Denkbare Quellen für künstliche Effekte auf den ermittelten Feinbodenvorrat sind Unterschiede in der Ermittlung der Grobbodengehalte sowie Veränderungen der Bodendichte und Mächtigkeit durch Verdichtung oder den sogenannten „Soufflé-Effekt“ (vgl. Kölling, 2010c).

Um beim Vergleich von Vorratskennwerten der BZE-1 mit denen der BZE-2 zunächst künstliche Effekte durch unterschiedliche Einschätzung der Grobbodengehalte im Mineralboden durch die verschiedenen Aufnahmeteams zu vermeiden, wurden alle Vorratskennwerte der BZE-1 mit den für die gleichen Tiefenstufen vorliegenden Grobbodengehalten der BZE-2 neu berechnet, der Grobbodengehalt in beiden Inventuren also als konstant angenommen. Um künstlichen Effekten aus der Trennung von Humusaufgabe und Mineralboden bei der Probenentnahme entgegen zu wirken, wurden Vorratsvergleiche primär immer für größere, zusammengefasste Bodenblöcke berechnet.

Die Auswirkungen des Soufflé-Effekts (Bodenhebung infolge natürlicher Bodenentwicklung) oder Verdichtungen wurden am Fallbeispiel Kohlenstoff betrachtet, um die konkreten,



(a) Volumen konstant



(b) Masse konstant

Abb. 2.6: Vergleich der Ansätze konstante Masse und konstantes Volumen bei der Berechnung der C-Vorräte im Gesamtprofil (Auflage und Mineralboden bis 90 cm Tiefe)

für die mecklenburgische Stichprobe der BZE zu erwartenden Effekte abschätzen zu können. Dafür wurden die Vorräte zu beiden Inventurzeiträumen einmal mit der bisher üblichen Variante der Vorratsberechnung für ein als konstant angenommenes Bodenvolumen und alternativ mit dem vom Bund-Länder-Arbeitskreis D (KÖLLING, 2010c) empfohlenen Ansatz der konstanten Feinbodenmasse berechnet. Während im Fall des konstanten Bodenvolumens die Profiltiefe unveränderlich ist, wird im Ansatz der konstanten Masse das Profil zum Zeitpunkt der BZE-1 an der Untergrenze rechnerisch gekürzt oder vertieft, um die der BZE-2 entsprechende Feinbodenmasse zu erhalten. Abbildung 2.6 zeigt die

jeweils berechneten Kohlenstoffvorräte. Dabei wird deutlich, dass die verfahrensbedingten Unterschiede mit ca. 0,75 t/ha (bezogen auf die Mediane) bei einer durchschnittlichen rechnerischen Vertiefung der Profile um 3 cm in Relation zur zeitlichen Veränderung der Kohlenstoffvorräte zu vernachlässigen sind. Somit wurde in den Auswertungen weiterhin der konventionelle Ansatz der Volumenkonstanz verwendet.

2.5 Auswahl grundlegender Auswerteeinheiten (Straten)

Zur weiteren Differenzierung der Ergebnisse wurden die Auswertungen neben der Betrachtung der Gesamtstichprobe in der Regel zusätzlich immer auch für kleinere Unterkollektive vorgenommen. Diese wurden in Abhängigkeit vom jeweils ausgewerteten Parameter mit unterschiedlichem inhaltlichen Bezug 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 weitere Straten, insbesondere unter Gesichtspunkten einer praktikablen, regionalen und kausalen Differenzierung der Ergebnisse gebildet. Für die standardmäßigen Auswertungen zu Status und Entwicklung der einzelnen Kennwerte wurden vier einheit-

liche Straten anhand der Wuchsgebiete, Baumartenzusammensetzung, morphologischen Humusformen und Bodentypen unterschieden. Die Festlegung der einzelnen Gruppen innerhalb der gewählten Auswertestraten folgte dabei, neben der vorrangig inhaltlich orientierten Einteilung, vor allem dem sich aus dem Stichprobenumfang ergebenden Zwang, bestehende Einteilungen für Humusformen, Bodentypen und Baumartenzusammensetzungen weiter zusammenfassen zu müssen. Nur dadurch konnte eine adäquate Belegung der einzelnen Klassen und zugleich eine für Mecklenburg-Vorpommern zweckmäßig differenzierende Einteilung erreicht werden. Begleitend zur Festlegung der einzelnen Straten wurden die Auswirkungen unterschiedlicher Varianten der Stratifizierung für wichtige analytische Kennwerte betrachtet und anschließend bei der endgültigen Festlegung der einzelnen Klassengrenzen berücksichtigt. Dadurch sollten möglichst homogene Merkmalsausprägungen innerhalb und gute Differenzierungen zwischen den einzelnen Klassen erreicht werden. Für die forstlichen Wuchsgebiete wurde die bestehende Einteilung übernommen. Wuchsgebiete, welche nicht oder mit nur einem Punkt belegt waren, wurden für die bessere Übersichtlichkeit und wegen der Schwierigkeit der Interpretation nicht dargestellt (siehe auch Kap. 2.2). Einen Überblick über Zusammensetzung und Belegung der neu gebildeten Klassen für Bodentypen, Humusformen und Baumartenzusammensetzung gibt Tabelle 2.4.

Tab. 2.4: Zusammensetzung und Belegung der neu gebildeten Klassen für Bodentypen, Humusformen und Baumartenzusammensetzung

Bodentypengruppen		N
P	Podsole (PP-BB, BB-PP, GG-PP, PP)	10
B(a)	Braunerden arm (carbonatfrei) (BB ohne Carbonat bis 2,0 m)	15
B(r)	Braunerden reich (carbonathaltig) (BB mit Carbonat bis 2,0 m)	9
L	Lessivés (DD-BB, LL-BB, LLd, SS-LL, BB-LF)	6
hydro	hydromorphe Böden (SSn, SSH, GHn, HNn)	6
Humusformengruppen		N
Mu	Mull (MUF, MUT, MUO)	11
Mo	Moder (MOM, MOA)	16
Ro	Rohhumus (MOR, MRA, MRR, ROA)	9
GMO	Graswurzelfilz-Moder (GMO)	10
Baumartenzusammensetzung		N
Nadel	Nadelholz (Laubholzanteil 0-10 %)	26
Misch	Mischwald (Laubholzanteil 10-50 %)	10
Laub	Laubholz (Laubholzanteil 50-100 %)	11

3 Ergebnisse

3.1 Status und Veränderung der Kohlenstoffspeicherung

Kohlenstoff als wesentlicher Bestandteil der organischen Substanz (Humus) ist gerade für die tendenziell tonmineralarmen, sandigen Waldböden Mecklenburg-Vorpommerns ein wichtiger Einflussfaktor für den Wasser- und Nährstoffhaushalt der forstlichen Standorte. Allgemein wirkt sich Kohlenstoff im Mineralboden positiv auf die Kationenaustauschkapazität und nutzbare Wasserspeicherkapazität der Waldböden aus. In jüngerer Zeit wird Kohlenstoff zudem im Bezug zur Problematik der prognostizierten globalen Klimaveränderung eine wichtige Bedeutung zugemessen. Für Waldböden ist in diesem Zusammenhang neben der insgesamt im Boden festgelegten Kohlenstoffmenge vor allem die Rate der Kohlenstofffixierung oder Freisetzung von Interesse.

3.1.1 Kohlenstoffgehalte und -vorräte

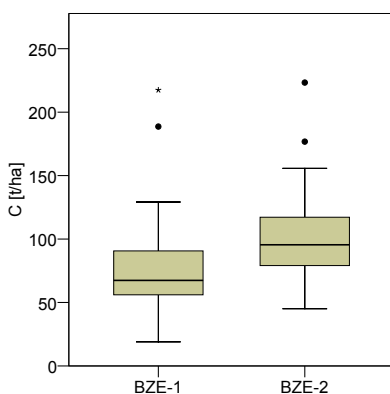


Abb. 3.1: Vergleich der Kohlenstoffvorräte der BZE-1 und BZE-2 (Auflage und Mineralboden 0 - 90 cm Tiefe)

Sowohl für die Auswertungen zu Status als auch zur Veränderung

der Kohlenstoffspeicherung wurden nur BZE-Punkte berücksichtigt, für welche eine vollständige Paarung der Daten aus BZE-1 und BZE-2 möglich war. So wurden Punkte, bei denen im Rahmen der BZE-1 keine Beprobung der Auflagehorizonte durchgeführt wurde und der erstmalig im Rahmen der BZE-2 beprobte Punkt 130088 ausgeschlossen. Dieses Vorgehen wurde gewählt, um insbesondere bei der Einschätzung der Kohlenstoffspeicherung über die "Stock-Change Methode" eine einheitliche, gepaarte Stichprobe zur Verfügung zu haben. Der einzige Moorstandort (BZE-Punkt 130075) wurde zur Vermeidung von Verzerrungen durch Ausreißer ebenfalls nicht berücksichtigt. Für die vergleichende Auswertung zwischen BZE-2 und BZE-1 verblieben somit 42 der 47 BZE-Punkte.

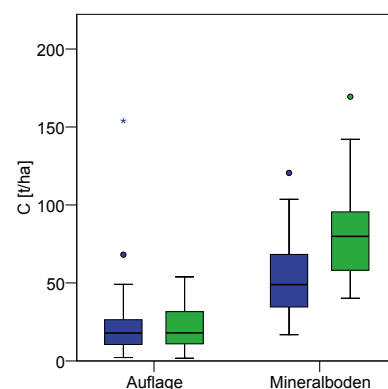


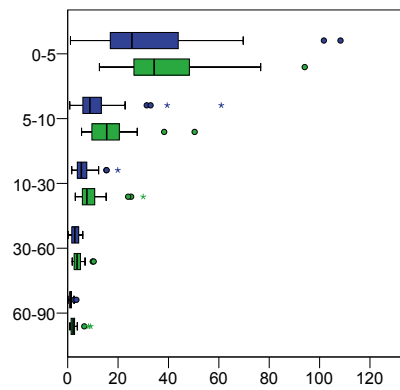
Abb. 3.2: Vergleich der Kohlenstoffvorräte von Auflage und Mineralboden (0 - 90 cm Tiefe) [blau = BZE-1, grün = BZE-2]

Für den Gesamtboden (Auflage und Mineralboden bis 90 cm Tiefe) sind die Kohlenstoffvorräte im Mittel von 77,05 t/ha (Median 67,44) zum Zeitpunkt der BZE-1 auf 103,02 t/ha (Median 95,49) zum Zeitpunkt der BZE-2 angestiegen (Abb. 3.1). Die berechneten Mediane der beiden Zeitpunkte unterscheiden sich höchst signifikant voneinander (Mann-Whitney U-Test α : < 0,001). Aus diesen Differenzen

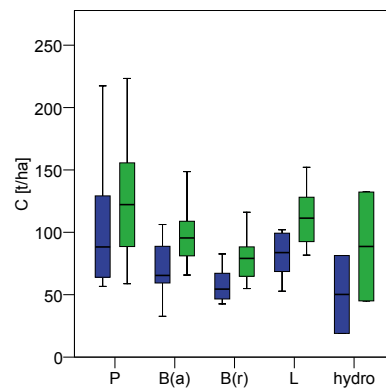
würde sich eine mittlere jährliche Kohlenstofffixierung von 1,73 t/(ha x a) ergeben. Während sich die mittleren Kohlenstoffvorräte der Waldböden Mecklenburg-Vorpommerns zum Zeitpunkt der BZE-1 somit noch auf einem geringen Niveau befanden, ergeben sich zum Zeitpunkt der BZE-2 entsprechend dem Bewertungsrahmen von RIEK & WOLFF (2007) bereits knapp mittlere Kohlenstoffvorräte im Wurzelraum. Die Zunahme der Kohlenstoffvorräte erfolgte dabei vor allem in den Tiefenstufen des Mineralbodens, während die Kohlenstoffvorräte in der Humusaufgabe nahezu konstant blieben (Abb. 3.2). Die separate Interpretation für die Humusaufgabe ist aufgrund möglicher Auswirkungen des Grenzlinien-Artefakts schwierig. Verfahrensbedingte Artefakte in Folge unterschiedlicher Vorratsberechnung auf die Veränderung der Vorräte im gesamten Profil können indes vernachlässigt werden (vgl. Kap. 2.4 und Kap. 2.3 Abbildung 2.4).

Die weitere Differenzierung des Mineralbodens nach den in den Tiefenstufen festgelegten Kohlenstoffvorräten und Kohlenstoffkonzentrationen (Abb. 3.3) zeigt deutlich, dass die Festlegung von Kohlenstoff erwartungsgemäß vor allem in den oberen Tiefenstufen des Mineralbodens (0-30 cm) erfolgt. Bemerkenswert ist, dass die Konzentrationen und Vorräte im Vergleich zur BZE-1 auch in den unteren Tiefenstufen (30-90 cm) leicht erhöht sind.

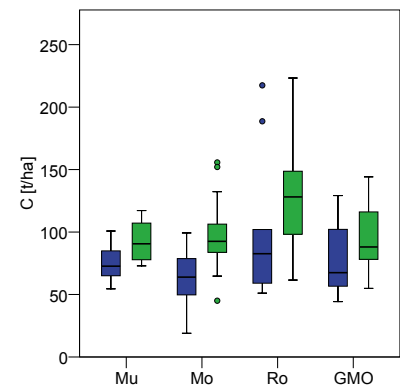
Der Befund höherer Kohlenstoffvorräte zum Zeitpunkt der BZE-2 deckt sich mit den vorläufigen Ergebnissen für das gesamte Bundesgebiet von GRÜNEBERG & ZICHE (2010), welche ebenfalls eine Zunahme der Kohlenstoffvorräte feststellen. Die im Vergleich zu den Berechnungen auf Bundesebene (0,5 t/(ha x a)) hoch erscheinende mittlere Kohlenstoff-



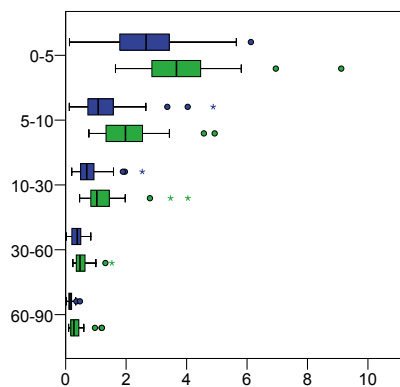
(a) C-Konzentration % in den Tiefenstufen



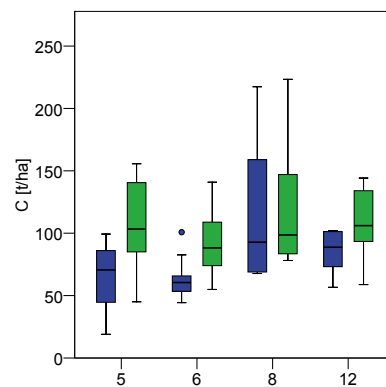
(a) Bodentypengruppen



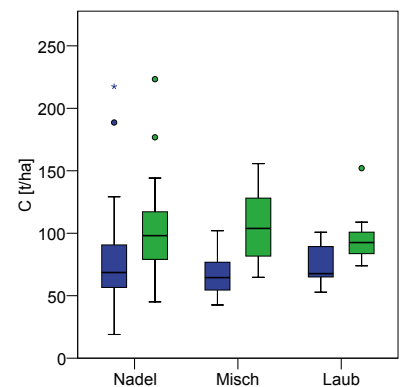
(b) Humusformengruppen



(b) C-Vorrat [t/(ha x cm)] in Tiefenstufen



(c) Wuchsgebiete



(d) Baumartenzusammensetzung

Abb. 3.3: Niveau und Entwicklung der Kohlenstoffkonzentrationen und -vorräte in den Tiefenstufen des Mineralbodens [blau = BZE-1, grün = BZE-2]

Abb. 3.4: Entwicklung der Kohlenstoffvorräte im effektiven Wurzelraum (Auflage und Mineralboden bis 90 cm Tiefe) in Abhängigkeit von Bodentyp, Humusform, Wuchsgebiet und Baumartenzusammensetzung [blau = BZE-1, grün = BZE-2]

fixierung in den Böden Mecklenburg-Vorpommerns fügt sich bei Berücksichtigung der von GRÜNEBERG & ZICHE (2010) berechneten unterschiedlichen Fixierungsraten in Abhängigkeit von der Leitbodengesellschaft jedoch wieder plausibel in die bundesweiten Veränderungsdaten ein. So wurden insbesondere für die in Mecklenburg-Vorpommern häufigen Podsole und Braunerden sandiger Textur, aber auch für Lessivés an Geschiebelehm-Standorten deutlich höhere Änderungsdaten von bis zu 1,1 t/(ha x a) berechnet. Zudem beschränken sich die Berechnungen auf den Oberboden bis 30 cm Tiefe, wogegen für die Böden Mecklenburg-Vorpommerns Änderungen der Kohlenstoffkonzentrationen und -vorräte auch noch in größeren Tiefen festgestellt werden konnten.

Die Stratifizierung der im Gesamtboden gespeicherten Kohlenstoffvorräte anhand der Straten für Bodentyp, Humusform, Wuchsgebiet und Bestockung (Abbildung 3.4) zeigt in Niveau und Veränderung der Vorräte eine deutliche Differenzierung. In allen betrachteten Straten lässt sich ein Anstieg der Kohlenstoffvorräte erkennen. Höhere Vorräte und höhere Veränderungsdaten weisen mit den Podsolen und den Lessivés dabei jene Bodentypen auf, für welche vertikale Stoffverlagerungen typisch sind. Dabei muss für die Podsole jedoch die in Bezug zur Veränderungsrate zugleich hohe Streuung innerhalb der Gruppe beachtet werden. Im Gegensatz dazu weisen die carbonathaltigen Braunerden, für welche eine höhere biologische Aktivität und das Fehlen vertikaler Stoffverlagerungen typisch sind, das geringste Niveau der Vorräte und

auch die kleinste Änderungsrate auf. Die im Vergleich zu den anhydromorphen Bodenformen unplausibel erscheinenden Vorräte der Gruppe der hydromorphen Böden sind der sehr geringen Fallzahl ($n=2$) nach Ausschluss des Moorstandortes sowie der Punkte ohne Humusauflage zum Zeitpunkt der BZE-1 geschuldet.

Die Differenzierung nach Humusformen (Abbildung 3.4b) spiegelt die für die Bodentypen dargestellten Unterschiede wider. So ergeben sich die höchsten Vorräte und höchsten Veränderungsdaten in der Gruppe des für die Podsole typischen Rohhumus, während für die ökologisch besten Humusformen in der Klasse Mull die niedrigste Änderungsrate besteht. Innerhalb der forstlichen Wuchsgebiete (Abbildung 3.4c) zeigt sich für das relativ küstennah gelegene nieder-

schlagsreiche Wuchsgebiet 5 tendenziell eine höhere Vorratsveränderung. Allerdings ist die Vorratsänderung im ebenfalls küstennahen, im Bereich der östlichen Landesgrenze liegenden Wuchsgebiets 8 auffällig niedrig. In Abhängigkeit von der Baumartenzusammensetzung unterscheiden sich die Kohlenstoffvorräte kaum von einander. Tendenziell lässt sich für die Gruppe der Mischbestände eine erhöhte Änderung der Kohlenstoffvorräte vermuten (Abbildung 3.4d).

3.1.2 Morphologische Humusformen und deren Wandel

Die morphologischen Humusformen der Waldböden sind etablierte Weiser für die biologische Aktivität der Böden. Die Entwicklung der Humusformen wird neben den natürlichen standörtlichen Gegebenheiten durch die forstliche Nutzung und gegebenenfalls auch durch Stoffeinträge beeinflusst. Einen Überblick über die im Rahmen der BZE-2 angesprochenen Humusformen gibt Tabelle 3.1.

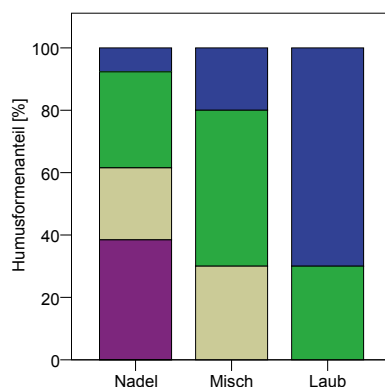
Tab. 3.1: Humusformen der BZE-2 Stichprobe

Humusform	N
MUF Feuchtmull	2
MUT L-Mull	1
MUO F-Mull	8
MOM Mullartiger Moder	11
MO Typischer Moder	7
MR Rohhumusartiger Moder	6
RO Rohhumus	1
GMO Graswurzelfilz-Moder	10

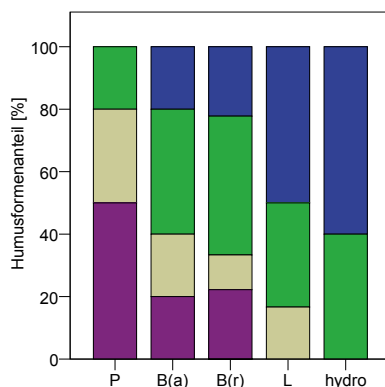
Die Häufigkeiten der neu gebildeten Humusformengruppen (vgl. Kap. 2.5) in Abbildung 3.5 zeigen innerhalb der Bestockungstypengruppen die zu erwartende Tendenz, dass mit

zunehmendem Laubholzanteil "bessere" Humusformen zunehmen und bei hohem Nadelholzanteil Graswurzelfilz und rohhumusartige Humusformen dominieren. Graswurzelfilz-Moder tritt als einzige Humusform ausschließlich in Nadelholz-Reinbeständen auf.

Die Häufigkeiten der Humusformen innerhalb der gebildeten Bodentypengruppen lassen erwartungsgemäß eine Zunahme günstiger Humusformen für Bodentypen mit einer potentiell besseren Basenausstattung und günstigerem Feuchteangebot erkennen (Abb. 3.5b). Der hohe Anteil des Graswurzelfilz-Moder in der Gruppe der Podsole resultiert wahrscheinlich aus der Entwicklung des Graswurzelfilz-Moders aus Rohhumus (vgl. Tab. 3.2)



(a) Baumartenzusammensetzung



(b) Bodentypengruppen

Legend: Mu (dark blue), Mo (green), Ro (light green), GMO (purple)

Abb. 3.5: Häufigkeit der Humusformen (zum Zeitpunkt der BZE-2) in Abhängigkeit von Baumartenzusammensetzung und Bodentypen

Die Veränderung der Humusformen (Tabelle 3.2) zeigt auch für Mecklenburg-Vorpommern den allgemeinen Trend zur Zunahme des Graswurzelfilz-Moder. Dieser entwickelt sich vorrangig mit zunehmendem Alter der Bestände und der damit verbundenen zunehmenden Erwärmung und Belichtung des Waldbodens (Arbeitsgruppe Boden, 2005). Im Zeitraum zwischen beiden Inventuren hat sich der Graswurzelfilz-Moder vorrangig aus Moder und Rohhumus entwickelt. Dabei muss jedoch beachtet werden, dass Graswurzelfilz zum Zeitpunkt der BZE-1 allgemein nicht als Humusform angesprochen wurde, die deutliche Zunahme des Graswurzelfilz-Moders somit auch methodisch bedingt sein kann.

Tab. 3.2: Humusformenwandel - prozentuale Entwicklung der Humusformen vom Zeitpunkt der BZE-1 zum Zeitpunkt der BZE-2

		Humusform BZE-2 [%]			
		Mu	Mo	Ro	GMO
Humusform BZE-1 [%]	Mu	60,0	33,3	0,0	6,7
	Mo	0,0	70,0	0,0	30,0
	Ro	5,9	17,6	47,1	29,4

3.1.3 C/N-Verhältnisse

Das C/N-Verhältnis (Quotient aus Kohlenstoff und Stickstoffgehalt) ist für die Horizonte der Auflage und in den oberen Schichten des Mineralbodens ein etablierter Weiser für biologische Aktivität und die Mineralisierungsrate der organischen Substanz. Unter natürlichen Bedingungen bestehen enge Zusammenhänge zum Stickstoffgehalt der Streu und zur morphologischen Humusform.

Betrachtet man die Entwicklung der C/N-Verhältnisse für das Tiefenprofil (Abb. 3.6), zeigt sich ein allgemeiner Trend der Zunahme weiterer C/N-Verhältnisse in allen Tiefenstufen, wobei

die Veränderungen in den unteren Tiefenstufen des Mineralbodens aufgrund der dort insgesamt nur geringen Stickstoff- und Kohlenstoffgehalte kaum interpretierbar sind. Die gegenwärtigen C/N-Verhältnisse in den Waldböden Mecklenburg-Vorpommerns sind in der Humusauflage und obersten Tiefenstufe des Mineralbodens mit 24,2 und 22,6 als mäßig weit, in der Tiefenstufe 5-10 mit 25,9 sogar als weit zu bewerten (vgl. RIEK & WOLFF, 2007). Für diese konventionell zur Standortsbewertung herangezogenen C/N-Verhältnisse im Oberboden (Auflage 0-5 und 5-10) erfolgte jeweils eine Zunahme, tendenziell also eine als Verschlechterung zu wertende Veränderung der C/N-Verhältnisse. In der Entwicklung der C/N-Verhältnisse spiegelt sich somit neben dem Trend zur Zunahme der Kohlenstoffgehalte auch der in Kapitel 3.2 beschriebene Trend zur Abnahme der Stickstoffgehalte wieder.

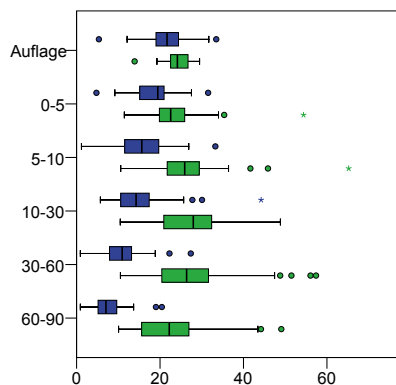
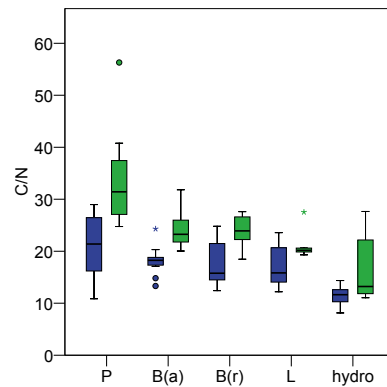


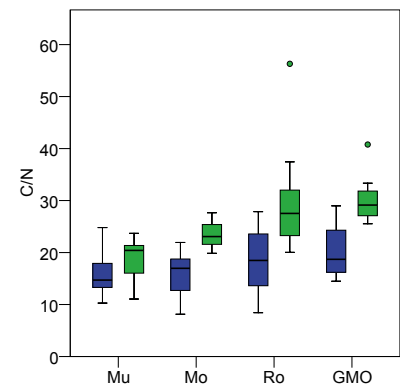
Abb. 3.6: Entwicklung der C/N-Verhältnisse in den Tiefenstufen [blau = BZE-1, grün = BZE-2]

Für die stratifizierte Auswertung des C/N-Verhältnisses wurde zur Vermeidung von Sprüngen zwischen Inventurpunkten mit und ohne Auflagehorizonte sowie zur möglichst weitgehenden Kompensation des Grenzlinien-Artefakts (vgl. Kap. 2.4) der mit dem Feinbodenvorrat gewichtete Mittelwert der Humusauflage und der oberen beiden Tiefenstufen des Mineralbodens verwendet.

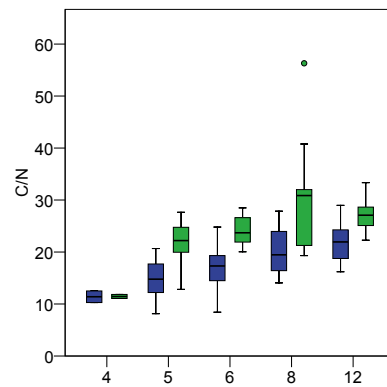
Stratifiziert nach Bodentypen, Humusformen, Wuchsgebiet und Baumarten-



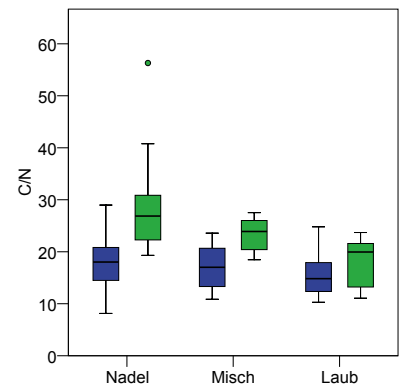
(a) Bodentypengruppen



(b) Humusformengruppen



(c) Wuchsgebiete



(d) Baumartenzusammensetzung

Abb. 3.7: Entwicklung der C/N-Verhältnisse unterschiedlicher Straten (Auflage und Mineralboden bis 10 cm Tiefe) [blau = BZE-1, grün = BZE-2]

zusammensetzung (Abb. 3.7) zeichnet sich eine Erhöhung des C/N-Verhältnisses mit Ausnahme des Wuchsgebietes 4 ($N = 2!$) durchgehend in den Gruppen aller Straten ab.

In Abhängigkeit von der Baumartenzusammensetzung (Abb. 3.7d) nimmt das C/N-Verhältnis mit steigendem Laubholzanteil deutlich ab. In den forstlichen Wuchsgebieten mit geologisch nährstoffärmeren Substraten und geringerem Anteil landwirtschaftlicher Fläche (12, 8) treten tendenziell weitere C/N-Verhältnisse auf als im geologisch jüngeren und damit nährstoffreicheren Wuchsgebiet 5.

Für die Bodentypengruppen folgen die C/N-Verhältnisse einem deutlichen Trophie- und Feuchtegradienten von den Podsolen zu den hydromorphen Böden. Besonders auffällig ist die Erhöhung der C/N-Verhältnisse für die Gruppe der Podsole, welche zum Zeitpunkt der

BZE-1 für diese Gruppe unnatürlich enge C/N-Verhältnisse aufwiesen.

Ein vergleichbares Bild zeigt sich anhand der Humusformengruppen. Im Vergleich zwischen BZE-1 und BZE-2 ist auffällig, dass die Differenzierung zwischen den Humusformengruppen deutlicher geworden zu sein scheint. Die deutlichsten Zunahmen zeigen sich auch hier für die natürlicher Weise mit weiten C/N-Verhältnissen ausgestatteten Gruppen Rohhumus und Graswurzelfilz-Modere.

Insgesamt können die Veränderungen der C/N-Verhältnisse neben den Entwicklungen bei den Stickstoffgehalten (Kap. 3.2) als ein Indiz dafür gesehen werden, dass die beobachteten Veränderungen auf reduzierte atmosphärische Stickstoffeinträge zurückzuführen sind.

3.2 Ausprägung und Veränderung des Stickstoffstatus

Stickstoff ist ein wichtiges Nährelement und unabdingbar für das Pflanzenwachstum. Als solches war Stickstoff in der Vergangenheit, bedingt durch überhöhte Stoffentzüge vor allem durch Waldweide und Streunutzung, lange ein das Wachstum limitierendes Mangellement. Nach Einstellung der Waldweide und Ablösung der Streunutzungs-Berechtigungen besserte sich diese Situation. Seit den 1960er Jahren wurde Stickstoff vermehrt aus der Düngemittel-Industrie und Tierhaltung eingetragen. In den 1970er und 1980er Jahren wurden diese Einträge insbesondere durch zunehmende industrielle Massentierhaltung intensiviert, sodass allgemein eine Umkehr vom Stickstoffmangel hin zur Stickstoffsättigung beobachtet wird (KOPP et al., 1996; RIEK et al., 2007; HEINSDORF, 2007b). In jüngerer Zeit ist in Zusammenhang mit der Stilllegung von Tierhaltungsanlagen Anfang der 1990er Jahre von lokal rückläufigen Einträgen auszugehen. Als mögliche Folgen überhöhter Stickstoffeinträge kann es bei den aufstockenden Beständen vermehrt zu Wassermangelsymptomen und zu Mangelerscheinungen in der Ernährung mit anderen essentiellen Elementen kommen (RIEK & WOLFF (2007). Mit der zunehmenden Auswaschung von Nitrat aus stickstoffgesättigten Ökosystemen ins Grundwasser kommt es zugleich zum Verlust basischer Nährelemente und es können Beeinträchtigungen in der Qualität der Trinkwasserversorgung entstehen (RIEK, 2009b). Ferner werden überhöhte Stickstoffeinträge auch mit der vermehrten Freisetzung des klimawirksamen und am Ozonabbau beteiligten atmosphärischen Spurengases Distickstoffmonoxid (N_2O , Lachgas) aus Böden in Zusammenhang gebracht (HAIDER, 1996).

3.2.1 Stickstoffvorräte und Konzentrationen

Die aktuellen Stickstoffvorräte in Mecklenburg-Vorpommern lassen eine zum globalen Trend der Stickstoffzunahme in den Ökosystemen (GALLOWAY et al., 2003) gegenläufige Entwicklung erkennen. So haben die mittleren Stickstoffvorräte im effektiven Wurzelraum (Auflage bis 90 cm) von einem mittleren Niveau (Median = 5,03 t/ha arith. Mittel = 5,26) zum Zeitpunkt der BZE-1 zu geringen Vorräten zum Zeitpunkt der BZE-2 (Median = 3,79, arith. Mittel = 4,03) abgenommen. Die berechneten Mediane der beiden Zeitpunkte unterscheiden sich hoch signifikant voneinander (Mann-Whitney U-Test α : < 0,002). Diese Abnahme der Stickstoffvorräte betrifft vorrangig den Mineralboden, während sich für die Stickstoffvorräte in der Humusaufgabe nur ein schwacher Rückgang abzeichnet (Abbildung 3.8).

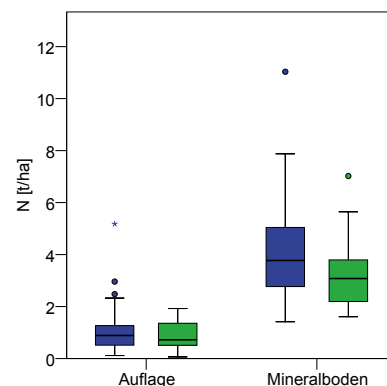
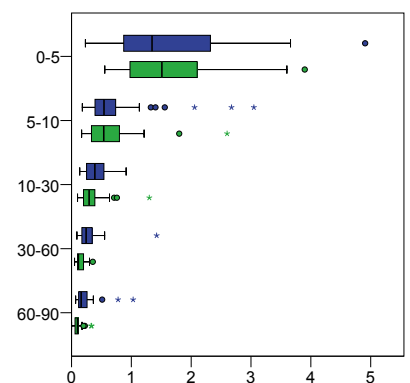


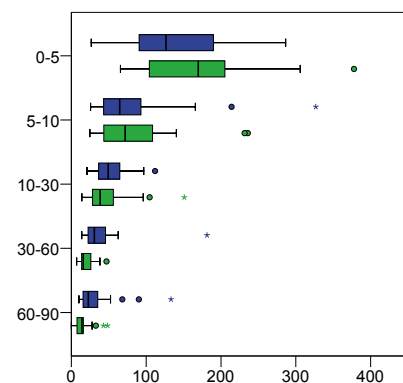
Abb. 3.8: Vergleich der Stickstoffvorräte von Auflage und Mineralboden (0 - 90 cm Tiefe) [blau = BZE-1, grün = BZE-2]

Die weitere Differenzierung der Stickstoffvorräte und -konzentrationen im Mineralboden nach Tiefenstufen (Abbildung 3.9) zeigt einen deutlichen Gradienten in Abhängigkeit von der Tiefe. Entsprechend der engen Beziehung des Stickstoffs zur organischen Substanz nehmen die Konzentrationen und Vorräte mit der Tiefe in beiden Inventuren deutlich ab.

Im Vergleich zwischen BZE-1 und BZE-2 zeigt sich in der obersten Tiefenstufe eine deutliche Zunahme des Stickstoffvorrates, während die Stickstoffkonzentration nur sehr gering zugenommen hat. Dies kann mit hoher Wahrscheinlichkeit auf den Grenzlinien-Artefakt (Kap. 2.4) zwischen Auflage und Mineralboden bei der Probenahme und die tendenziell erhöhten Trockenrohdichten im Oberboden zurückgeführt werden. Der Vorrat in der Tiefenstufe 5-10 cm ist konstant und nimmt ab 10 cm Tiefe im Vergleich zwischen BZE-1 und BZE-2 jeweils deutlich ab. Insgesamt muss wie bei allen Vorratsvergleichen zwischen BZE-1 und BZE-2 berücksichtigt werden, dass statistisch gesicherte Aussagen für die Vorratsentwicklung im Gesamtprofil möglich sind, die Vorratsentwicklung in einzelnen Tiefenstufen hingegen eher als qualitative Trends interpretiert werden sollten (vgl. Kap. 2.4).



(a) N-Konzentration % in den Tiefenstufen



(b) N-Vorrat kg/(ha x cm) in Tiefenstufen

Abb. 3.9: Niveau und Entwicklung der Stickstoffkonzentrationen und -vorräte in den Tiefenstufen des Mineralbodens [blau = BZE-1, grün = BZE-2]

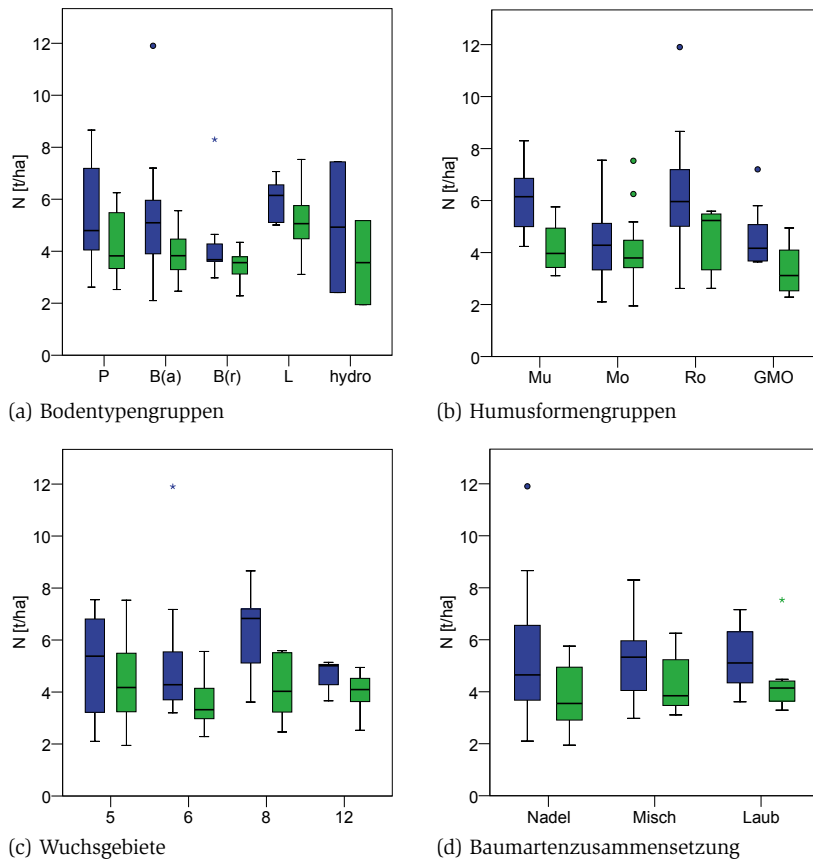


Abb. 3.10: Entwicklung der Stickstoffvorräte im effektiven Wurzelraum (Auflage und Mineralboden bis 90 cm Tiefe) in Abhängigkeit von Bodentyp, Humusform, Wuchsgebiet und Baumartenzusammensetzung [blau = BZE-1, grün = BZE-2]

Die stratifizierte Auswertung der Stickstoffvorräte im effektiven Wurzelraum (Abbildung 3.10) zeigt in allen betrachteten Straten eine Abnahme der Vorräte. Innerhalb der Bodentypengruppen spiegelt das Niveau der Vorräte vor allem den unterschiedlichen Gehalt an organischer Substanz der einzelnen Gruppen wider (Abbildung 3.10a). Die höheren Stickstoffvorräte der Gruppe der Lessivés gegenüber den Podsolen sind durch die von Natur aus höheren Stickstoffkonzentrationen in der organischen Bodensubstanz für bindigere und basenreichere Böden erklärbar. Mit Ausnahme der Gruppe der carbonathaltigen Braunerden (B(r)), welche bereits zum Zeitpunkt der BZE-1 nur geringe Stickstoffvorräte aufwiesen, hat der Stickstoffvorrat um ca. 1 t/ha abgenommen. Differenziert nach mor-

phologischen Humusformen (Abbildung 3.10b) zeigt sich ein ähnliches Bild. Die ökologisch günstige Humusform Mull mit natürlich hohen Stickstoffgehalten der organischen Substanz und die besonders humusreiche Gruppe Rohhumus weisen die höchsten Stickstoffvorräte auf. Die Veränderung der Stickstoffvorräte ist in den Gruppen Mull und Graswurzelfilz-Moden am größten. Innerhalb der forstlichen Wuchsgebiete (Abbildung 3.10c) ist die überdurchschnittliche Veränderung der Stickstoffvorräte im Wuchsgebiet 8 auffällig, was möglicherweise auf den Wegfall lokaler Emittenten in diesem Wuchsgebiet hindeutet. Ein insgesamt hohes Niveau und eine relativ hohe Änderungsrate zeigt sich auch für das besonders landwirtschaftlich geprägte Wuchsgebiet 5. In Abhängigkeit vom allgemeinen Laubholzanteil

an der Bestockung zeigen sich nur geringe Unterschiede in Niveau und Änderung der Stickstoffvorräte im effektiven Wurzelraum. Dabei muss beachtet werden, dass die Baumartenzusammensetzung jedoch einen deutlichen Einfluss auf die Verteilung der N-Vorräte zwischen Auflage und Mineralboden hat (vgl. Kap. 3.1.3 und 3.1.2)

3.2.2 Nitratkonzentrationen in der Bodenlösung und Nitratausträge

Im Rahmen der BZE-2 wurde der Parameter Nitratkonzentration (NO_3^-) im wässrigen 1:2-Extrakt (GAFA, 2006, Bd. A 3.3.3) als Indikator für das Risiko der Nitratauswaschung in das Grundwasser neu eingeführt. Mögliche Belastungen für das Grundwasser und Aussagen zu Stickstoffsättigung und Nitrat-Retentionsfunktion der Standorte lassen sich aus den Nitratkonzentrationen unterhalb des Wurzelraums und aus mit Hilfe von Wasserhaushaltsmodellen berechneten Austragsraten abschätzen.

Um einheitliche und zugleich möglichst eng an den tatsächlichen Nitratkonzentrationen zum Zeitpunkt der Tiefensickerung unter Feldbedingungen orientierte Konzentrationen zu erhalten, wurden die im wässrigen 1:2-Extrakt gemessenen Nitratkonzentrationen auf den Wassergehalt der Bodenlösung umgerechnet. Als Wassergehalt zum Zeitpunkt der Sickerung wurde in Anlehnung an RIEK (2009b) der Mittelwert der Wassergehalte bei Feldkapazität und Wassersättigung angenommen. Die Feldkapazität (bezogen auf den Wassergehalt beim Feuchteäquivalent) wurde mit dem tabellierten Ansatz von RENGIER et al. (2009) aus Bodenart, Humusgehalt und Trockenrohdichte bestimmt. Der Wassergehalt bei Wassersättigung wurde dem Gesamtporenvolumen gleichgesetzt und nach Gleichung 3.1 aus Trockenrohdichte und Humusgehalt berechnet,

wobei für die Dichte der mineralischen Festschubstanz = 2,65 g/cm³ und für die Festschubstanzdichte der organischen Substanz (Humus) = 1,50 g/cm³ angenommen wurden. Die Nitratkonzentration in der Bodenlösung berechnet sich dann entsprechend Gleichung 3.2 aus Trockenrohdichte, Feldkapazität, Gesamtporenvolumen und der Nitratkonzentration in der Aufschluslösung. Die Abschätzung der jährlichen Nitratausträge in das Grundwasser wurde aus der Nitratkonzentration in der Bodenlösung und der jährlichen Sickerwasserrate berechnet (Gleichung 3.3).

$$GPV = 100 - \frac{TRD_{ges} \times (1,15 \times Hum + 150)}{3,975} \quad (3.1)$$

$$NO3_{BL} = \frac{200 \times TRD_{ges} \times NO3_{1,2}}{(FK + GPV) \times 0,5} \quad (3.2)$$

$$NO3_{SWR} = \frac{SWR \times NO3_{BL}}{100} \quad (3.3)$$

mit:

TRD_{ges} = TRD des Mineralbodens
 GPV = Gesamtporenvolumen [Vol. %]
 Hum = Humusgehalt [Gew. %]
 FK = Feldkapazität beim Feuchteäquivalent [Vol. %]
 $NO3_{BL}$ = Nitratkonzentration in der Bodenlösung [mg/l]
 $NO3_{1,2}$ = Nitratkonzentration in der Aufschluslösung [mg/l]
 $NO3_{SWR}$ = jährlicher Nitrataustrag in das Grundwasser [kg/(ha x a)]
 SWR = jährliche Sickerwasserrate [mm/a]

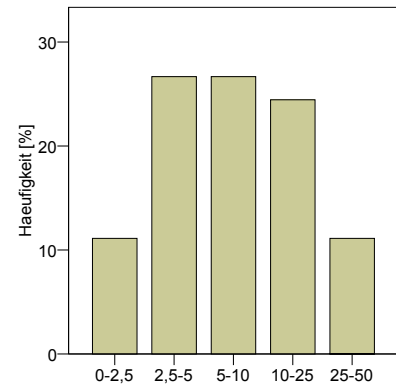
Die jährliche Sickerwasserrate wurde mit den Regressionsgleichungen des TUB-BGR-Verfahrens (WESSOLEK et al., 2008, 2009) ermittelt. Als Eingangsgrößen für die Berechnung der Sickerwasserrate wurden dafür die folgenden Daten herangezogen:

- mittlere jährliche Niederschläge und potentielle Evapotranspiration auf Basis interpolierter Klimadaten des DWD für die forstlichen Wuchsbezirke (ALDINGER et al., 2005)

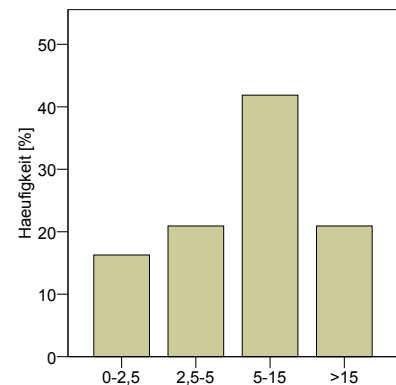
- mittlere Niederschläge im Sommerhalbjahr abgeleitet auf Basis interpolierter Klimadaten des DWD für die forstlichen Wuchsbezirke (ALDINGER et al., 2005)
- nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum (bis 90 cm Tiefe) aus tiefenstufenweiser Berechnung mit dem tabellierten Ansatz von Renger et al. (2009) (bezogen auf Feldkapazität beim Feuchteäquivalent)
- mittlerer Grundwasserflurabstand [dm] und Textur in der untersten Tiefenstufe zur Ableitung der kapillaren Aufstiegsrate
- Baumartenzusammensetzungen Nadelwald und Laubwald (Grenze bei 50 % Laubholzanteil)

Zur Bewertung der berechneten Nitratkonzentrationen und Austragsraten wurden von MELLERT et al. (2005) zusammengestellte Grenzwerte aus Richtlinien für Trinkwasserqualität und Belastungsgrenzen für Waldökosysteme aus der Literatur verwendet. Bei Umrechnung der Konzentrationen auf die gleichen Boden:Lösung-Verhältnisse (s.o.) sind die NO₃-Konzentrationen gut mit der von Mellert et al. (2005) verwendeten Nmin-Methode im CaCl₂-Extrakt zu vergleichen (vgl. EVERS et al., 2002).

Die Häufigkeitsverteilung der Konzentrationen (Abbildung 3.11a) zeigt für ca. 11 % der Standorte der BZE-2 in Mecklenburg-Vorpommern geringe, unterhalb des Schwellenwertes für stickstoffgesättigte Ökosysteme von 2,5 mg/l liegende Werte. Für diese Standorte kann von einer einwandfreien Sickerwasserqualität ausgegangen werden. Fast zwei Drittel der Standorte weisen Nitratkonzentrationen unterhalb des Grenzwertes für Trinkwasser mit erhöhten Anforderungen ("Säuglingsernährung") von 10 mg/l entsprechend der Mineral- und Tafelwasserverordnung auf. Für diese 55 % der Standorte,



(a) NO₃-Konzentration in der Bodenlösung mg/l



(b) NO₃-Austrag kg/(ha x a)

Abb. 3.11: Häufigkeiten der Nitratkonzentrationen und Austragsraten (Klassen in Anlehnung an Schwellenwerte aus der Literatur (vgl. MELLERT et al., 2005)

welche sich im Bereich 2,5 mg/l – 10,0 mg/l befinden, muss von ersten Anzeichen für einen N-Überschuss im Stickstoffkreislauf ausgegangen werden. Die Überschreitung des Schwellenwertes von 10 mg/l ist zudem meist auch ein deutliches Indiz für Stickstoffsättigung (MELLERT et al., 2005). Unterhalb des alten EU-Richtwertes für Trinkwasser (25 mg/l) liegen die Konzentrationen von fast 90 % der Standorte. Der aktuelle gesetzliche Grenzwert der Trinkwasserverordnung (TrinkwV³) von 50 mg/l wird an keinem Standort der BZE-2 in Mecklenburg-Vorpommern überschritten.

³ Trinkwasserverordnung vom 21. Mai 2001 (BGBl. I S. 959), die durch Artikel 363 der Verordnung vom 31. Oktober 2006 (BGBl. I S. 2407) geändert worden ist http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/trinkwv_2001/gesamt.pdf.

Die modellierten Nitrataustragsraten ins Grundwasser stehen für die Mehrzahl der Standorte im engen Zusammenhang zu den Nitratkonzentrationen. Während die Nitratkonzentration besonders als Weiser zur Bewertung der Qualität der Grundwasserabflussspende geeignet ist, eignen sich die modellierten Stickstoffausträge vorrangig zur Einschätzung der Stickstoffsättigung. Demnach sind 37 % der mecklenburgischen BZE-Standorte mit Austragsraten von $< 5 \text{ kg}/(\text{ha} \times \text{a})$ Nitrat als nicht stickstoffgesättigt einzuschätzen. 42 % der Standorte sind mit Nitratfrachten von $5 - 15 \text{ kg}/(\text{ha} \times \text{a})$ auf niedrigem Niveau stickstoffgesättigt. Für 21 % der Standorte muss mit Stickstoffausträgen über $15 \text{ kg}/(\text{ha} \times \text{a})$ von einer hohen Stickstoffsättigung ausgegangen werden. Für die Einschätzung der Stickstoffsättigung der Waldstandorte Mecklenburg-Vorpommern sollten jedoch immer auch die Nitratkonzentrationen herangezogen werden. Dies begründet sich in der Tatsache, dass angesichts der klimatisch bedingten relativ geringen Sickerwasserraten in Mecklenburg-Vorpommern (mittlere modellierte Sickerwasserrate = 101 mm) davon auszugehen ist, dass Stickstoffausträge für die klassische Gegenüberstellung von Eintrags- und Austragsraten nicht nur mit dem Sickerwasser erfolgen, sondern auch als Spurengas (N_2O) freigesetzt werden. Als deutliches Indiz für Stickstoffsättigung kann unabhängig von den Austragsraten der Schwellenwert von 10 mg/l Nitrat in der Bodenlösung angenommen werden (MELLERT et al., 2005), der auf 35 % der Standorte überschritten wird.

Die stratifizierte Auswertung der Nitratkonzentrationen und Austragsraten unterhalb des Wurzelraums (Abbildungen 3.13 und 3.14) zeigt für die Gruppen der Bodentypen und Humusformen einen deutlichen Zusammenhang zur Trophie der Standorte. So zeigen sich für Standorte hoher Trophie (Lessivés, Mull) tendenziell höhere Nitratkonzentrationen, wäh-

rend für ärmere Standorte (Podsole, Rohhumus) nur geringe Nitratkonzentrationen auftreten. Vergleichbare Zusammenhänge wurden von MELLERT et al. (2005) im Rahmen der bayrischen Nitratinventur auch für die bayrischen BZE-Standorte festgestellt. MELLERT et al. (2005) interpretieren diese Zusammenhänge durch die von Natur aus bessere Stickstoff-

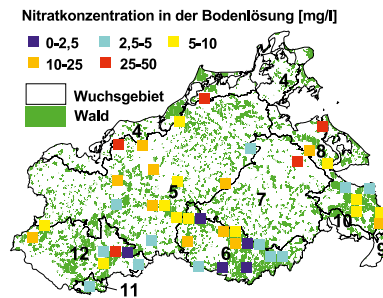
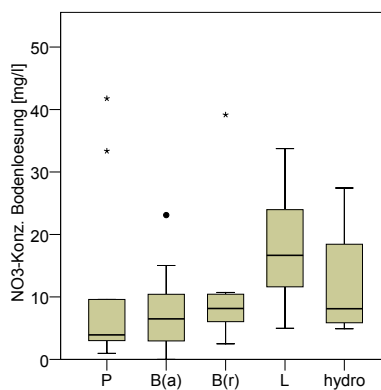


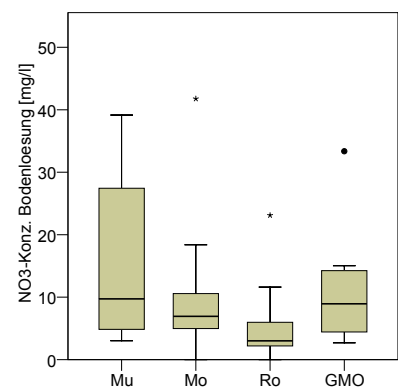
Abb. 3.12: räumliche Verteilung der Nitratkonzentrationen in der Bodenlösung ($\text{NO}_3\text{-BL}$) [mg/l]

versorgung und höhere Nitrifikationsrate reicherer Böden sowie die damit verbundene geringere Retentionskapazität für Nitrat gegenüber ärmeren Böden. Als ein verstärkender Effekt wird die räumliche Häufung von Waldbeständen auf besseren Standorten in landwirtschaftlich intensiver genutzten Umgebungen und den damit verbundenen höheren Stickstoffeinträgen gesehen. Auf diesen Zusammenhang deuten auch die überdurchschnittlich hohen Nitratkonzentrationen und Austragsraten im landwirtschaftlich geprägten Wuchsgebiet 5 hin (vgl. Abbildungen 3.12, 3.13c, 3.14c).

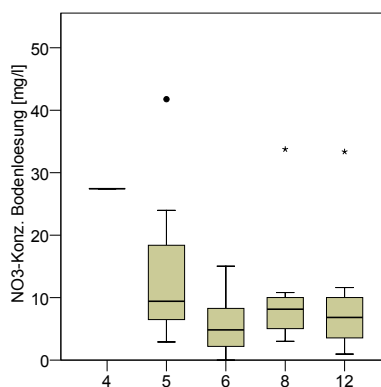
Die besonders niedrigen Nitratkonzentrationen und Austragsraten unter Nadelholz (Abbildungen 3.13d und 3.14d), welche auf den Standorten der mecklenburgischen BZE



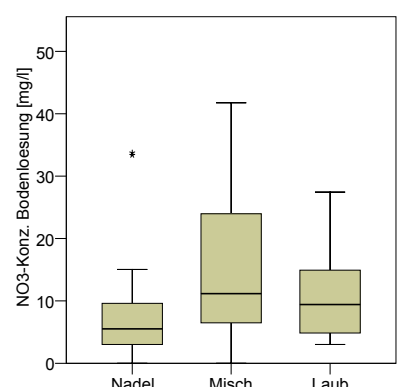
(a) Bodentypengruppen



(b) Humusformengruppen



(c) Wuchsgebiete



(d) Baumartenzusammensetzung

Abb. 3.13: Nitratkonzentration im wässrigen 1:2-Extrakt in Abhängigkeit von Bodentyp, Humusform, Wuchsgebiet und Baumartenzusammensetzung

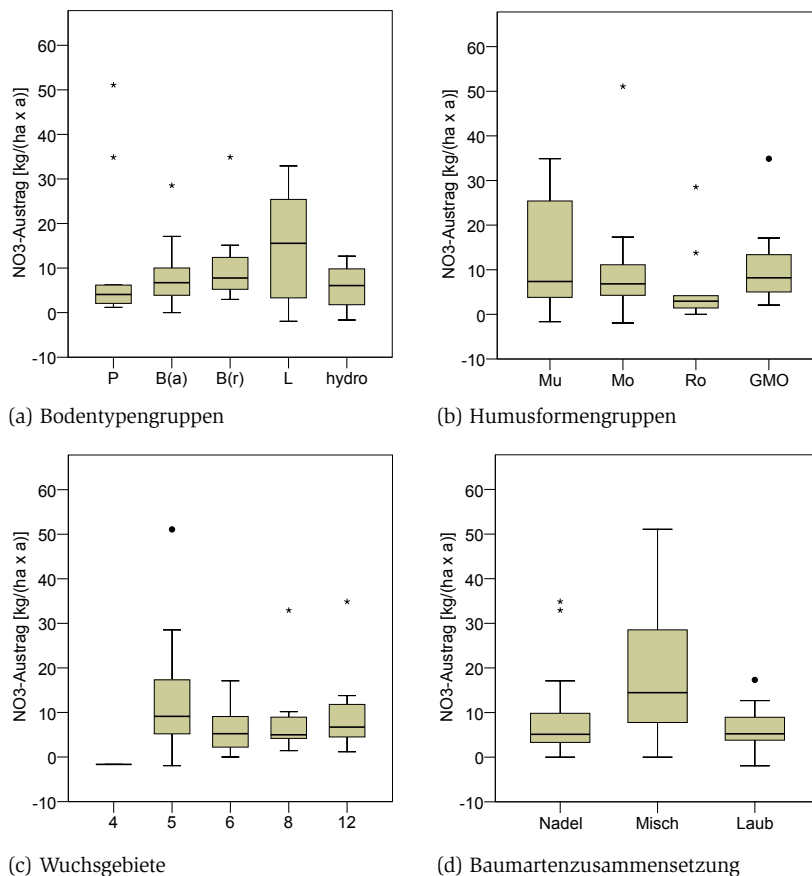


Abb. 3.14: modellierter Nitrataustrag in Abhängigkeit von Bodentyp, Humusform, Wuchsgebiet und Baumartenzusammensetzung

vor allem durch Kiefer dominiert sind, stehen zunächst im Zusammenhang mit dem Verbreitungsschwerpunkt der Kiefer auf armen Standorten. Diese Standorte wurden in der Vergangenheit zudem oft durch Streunutzungen übernutzt

und weisen somit teilweise eine hohe Stickstoffspeicherreserve auf (vgl. MELLERT et al., 2005). Weitere Ursachen für vergleichsweise niedrige Stickstoffkonzentrationen unter Kiefernbestockung werden von MELLERT et al. (2005) unter anderem in

der geringen Nitrifikationsrate unter den für Kiefernbestände typischen stark sauren Bedingungen gesehen. Andererseits wird eintretende Stickstoffsättigung in Kiefernbeständen und ärmeren sandigen Böden konventionell als besonders problematisch für Boden, Grundwasser und Waldbestand eingestuft. Insbesondere im Vergleich zu Laubbaumarten können Kiefernbestände nur geringere Mengen an Stickstoff langfristig einbinden und reagieren bei anhaltend hohen Stickstoffeinträgen mit depressivem Wachstum bis hin zum Zusammenbruch der Kiefernbestände (HEINSDORF, 2007b). Interessant erscheinen in diesem Zusammenhang die hohen Nitratkonzentrationen der Humusform Graswurzelfilz-Moder, welche sich vorrangig im höheren Bestandesalter mit fortschreitender Auflichtung und damit verbundener Humusabbau in der Auflage aus Rohhumus entwickelt. Zudem sind gerade die Waldbestände auf ärmeren Standorten mit niedrigen Silikatverwitterungsraten durch die mit der Nitratverlagerung verbundene irreversible Auswaschung von Basen besonders gefährdet (RIEK, 2009b). Die niedrigen Nitratkonzentrationen in den Böden der ärmeren insbesondere der mit Kiefern bestockten Standorte sollten daher nicht als Potential zur Aufnahme weiter steigender Stickstoffeinträge in diesen Bereichen interpretiert werden.

3.3 Säure-Basenstatus

Der Gehalt des Bodens an „sauer“ und „basisch“ wirkenden Kationen ist ein ökologisch wichtiges Bodenmerkmal. Die „basisch“ wirkenden Kationen Kalium, Calcium und Magnesium zählen nach Stickstoff zu den bedeutendsten Hauptnährelementen. Bodenbiologische Prozesse sind maßgeblich von der Bodenreaktion und der Verfügbarkeit dieser Kationen abhängig. Bei

einer schlechten Basenausstattung des Bodens nimmt die Aktivität der Bodenorganismen ab. Der Säure-Basenstatus wirkt sich neben dem Stickstoffstatus maßgeblich auf die Ausbildung günstiger (Mull) bzw. ungünstiger Humusformen (Rohhumus) aus. Unter natürlichen Bedingungen ist ein allmählicher Verlust „basisch“ wirkender Kationen und eine zunehmend saure Bodenreaktion (Bodenversauerung) bei humiden Klimaverhältnissen ein natürlicher Prozess. Zur Versauerung trägt

dabei vor allem das beim mikrobiellen Abbau von Biomasse und bei der Wurzelatmung freigesetzte CO_2 bei. Dieser natürliche Prozess kann von atmosphärisch eingetragenen Säuren (SO_2 , NO_x) sowie dem Entzug „basisch“ wirkender Kationen durch den Export von Biomasse im Zusammenhang mit Holz- und Streunutzung überprägt werden. Umfassende Darstellungen der mit Bodenversauerung assoziierten Prozesse und deren Auswirkungen auf Waldökosysteme finden sich in

VEERHOFF et al. (1996) und GRYSCHKO & HORLACHER (1997).

In der Vergangenheit sind in Mecklenburg-Vorpommern die Einträge des im Zusammenhang mit der anthropogen überprägten Bodenversauerung bedeutenden SO_2 durch intensive Anstrengungen im Bereich der Luftreinhaltepolitik drastisch reduziert worden (MLUV-MV, 2007b). Bedeutende Stoffentzüge im Zusammenhang mit historischen Streunutzungen liegen schon lange zurück. Auch die atmosphärischen Stickstoffeinträge, die zur Versauerung beitragen können sind wahrscheinlich zurückgegangen (vgl. Kap. 3.2). Somit ist zu erwarten, dass die Versauerungsproblematik an Bedeutung abgenommen hat.

Als wichtige Kenngrößen zur Einschätzung des Säure-Basenstatus im Boden wurden im Rahmen der BZE die Bodenreaktion (pH-Werte) und die Zusammensetzung des Kationenbelags der Bodenaustauscher analysiert.

3.3.1 Bodenreaktion und Pufferbereiche

Zur Kennzeichnung der Bodenreaktion wird konventionell der pH-Wert verwendet. Dieser 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 Suspension und in salzhaltigen Suspensionen mit KCl und CaCl_2 gemessen. Die Bestimmung der pH-Werte in CaCl_2 führt zu vergleichbaren Ergebnissen wie die Bestimmung in KCl, sodass im Folgenden nur die $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ - und $\text{pH}(\text{KCl})$ -Werte dargestellt werden. Während die $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werte den aktuellen Säurezustand dokumentieren, werden bei der Messung des pH-Wertes in KCl auch ein Teil der an den Austauschern festgelegten H^+ -Ionen und „sauer“ wirkenden Kationen miterfasst. Die $\text{pH}(\text{KCl})$ -Werte können somit als ein Maß für

die unter ungünstigen Bedingungen maximal mögliche Säurestärke interpretiert werden. Zur Einschätzung der Entwicklung der Bodenreaktion im Zeitraum zwischen BZE-1 und BZE-2 werden vorrangig die $\text{pH}(\text{KCl})$ -Werte verwendet, da sie im Vergleich zu den $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werten weniger von jahreszeitlichen Schwankungen beeinflusst werden und die Ergebnisse somit reproduzierbarer sind. In Abbildung 3.15 sind die pH-Werte in H_2O und KCl für BZE-1 und BZE-2 tiefenstufenweise gegenübergestellt.

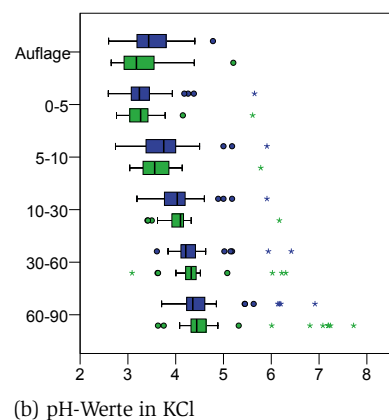
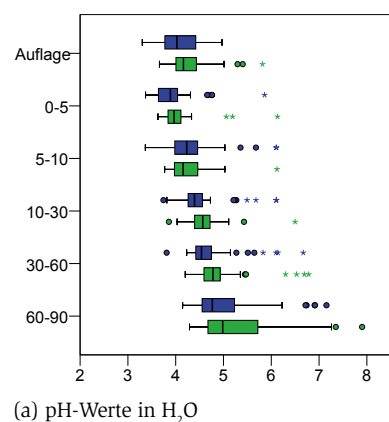


Abb. 3.15: Entwicklung der pH-Werte in H_2O und KCl in den einzelnen Tiefenstufen [blau = BZE-1, grün = BZE-2]

Für beide Analyseverfahren lässt sich im Mineralboden ein Anstieg der pH-Werte mit zunehmender Bodentiefe beobachten. Dies spiegelt die gewöhnlich im Oberboden einsetzenden Versauerungsprozesse wider. Auffällig ist zudem der leichte Anstieg der

pH-Werte von der Tiefenstufe 0-5 cm zur organischen Humusaufgabe. Dieser Anstieg ist wahrscheinlich durch die Umlagerung „basisch“ wirkender Kationen aus größeren Bodentiefen in die Humusaufgabe mit dem Streufall, dem sogenannten „Basenpumpeneffekt“, zu erklären (vgl. hierzu auch Abbildung 3.19).

Deutliche Veränderungen der pH-Werte zwischen den beiden Inventurzeiträumen lassen sich weder anhand der $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werte noch anhand der $\text{pH}(\text{KCl})$ -Werte erkennen. Tendenziell zeigt sich anhand der $\text{pH}(\text{KCl})$ -Werte für die BZE-2 im Vergleich zur BZE-1 im Oberboden (Auflage, 5-10 cm) eine leichte Erhöhung, im Unterboden eine geringfügige Verringerung der Acidität. Diese Unterschiede sind für die in KCl gemessenen pH-Werte mit Ausnahme der Abnahmen in Humusaufgabe und 5-10 cm Tiefe (Mann-Whitney U-Test α : < 0,015, < 0,104) und der Zunahme in der Tiefenstufe 30-60 cm (Mann-Whitney U-Test α : < 0,092) nicht signifikant. Dieser Befund steht im Widerspruch zu den im Zusammenhang mit reduzierten Schwefelemissionen von MELLERT et al. (2007) anhand einer Literaturstudie prognostizierten pH-Wert-Zunahmen im Oberboden und Abnahmen des pH-Wertes im Unterboden. Dieser Gegensatz könnte in der in den neuen Bundesländer erst später umgesetzten Reduktion der SO_2 -Emissionen begründet sein. Des Weiteren könnte er als Hinweis auf die in der Vergangenheit insgesamt geringere Bedeutung von SO_2 als Faktor der Bodenversauerung in den Wäldern Mecklenburg-Vorpommers im Vergleich zu anderen Ursachen interpretiert werden.

In Abbildung 3.19 ist der Verlauf der Tiefengradienten der $\text{pH}(\text{KCl})$ -Werte für jedes einzelne Bodenprofil der BZE-2 nach Bodentypen gegliedert dargestellt. Die Tendenz zur Zunahme der pH-Werte mit der Bodentiefe zeigt sich unterschiedlich stark ausgeprägt für alle in der BZE-2 aufge-

nommenen Standorte. Besonders deutliche Tiefengradienten treten in der Gruppe der reichen Braunerden (Abbildung 3.19c) und der Lessivés (Abbildung 3.19d) auf. An diesen Standorten nehmen die pH-Werte mit der Tiefe am deutlichsten zu und die pH-Werte in der Humusaufgabe sind durch den „Basenpumpeneffekt“ häufiger gegenüber dem Mineralboden erhöht. In der Gruppe der Podsole (Abbildung 3.19a) und armen Braunerden (3.19b) ist der Anstieg der pH-Werte mit zunehmender Bodentiefe deutlich schwächer ausgeprägt. Für die Gruppe der Podsole, für welche allgemein ungünstige Humusformen typisch sind, zeigt sich an keinem Standort ein Anstieg der pH-Werte in der Humusaufgabe gegenüber dem Mineralboden. Die Gruppe der hydromorphen Böden (Abbildung 3.19e), deren Bodenreaktion maßgeblich von den Eigenschaften des Grundwassers bestimmt wird, zeigt insgesamt heterogene Tiefenverläufe. Für einen Teil dieser Standorte liegen keine pH-Werte für die Humusaufgabe vor (keine Of-, Oh-Lage vorhanden).

In den Boden eingetragene Säuren wirken sich nicht unmittelbar auf die pH-Werte aus. Die eingetragenen freien H^+ -Ionen werden im Boden in Abhängigkeit vom pH-Wert durch unterschiedliche chemische Reaktionen gebunden und das Sinken der pH-Werte entsprechend gepuffert. Ausgehend von den in verschiedenen pH-Bereichen vorrangig an dieser Pufferung beteiligten Substanzen lassen sich in Anlehnung an ULRICH (1986) die in Tabelle 3.3 aufgeführten Pufferbereiche unterscheiden. Die Pufferbereiche stehen im Zusammenhang mit der biologischen Aktivität und morphologischen Bodeneigenschaften.

Die anhand der in KCl gemessenen pH-Werte zugeordneten Pufferbereiche sind für die einzelnen Tiefenstufen des Mineralbodens in Abbildung 3.16 dargestellt. Für beide Inventurzeiträume zeigt sich wie für

Tab. 3.3: Pufferbereiche in Anlehnung an ULRICH (1981); ULRICH (1986) aus WOLFF & RIEK (1997)

Calciumcarbonat-pufferbereich	pH > 6,3
Kalk ($CaCO_3$) als Puffersubstanz, optimale Bedingungen für Mikroorganismen, rasche Umsetzung der Streu, Humusform: Mull	
Silikatpufferbereich	6,3 $\geq$ pH > 5,0
Säurpufferung an primären Silikaten, Entstehung sekundärer Minerale (Tonmineralneubildung), Freisetzung von Alkali- und Erdalkali-Ionen aus den Silikatgittern, optimale Nährstoffverfügbarkeit, Humusform: Mull bis mulartiger Moder	
Austauscher-pufferbereich	5,0 $\geq$ pH > 4,2
Säurepufferung durch Verwitterung der Restgitter primärer Silikate sowie Freisetzung von Al-Ionen aus den Tonmineralen, Entstehung polymerer Al-Hydroxo-Kationen und Einlagerung in die Tonmineralzwischenräumen, dadurch Reduktion der effektiven Kationenaustauschkapazität sowie Verdrängung und Auswaschung von Alkali- und Erdalkali-Ionen (Basenauslaugung), Rückgang der biotischen Aktivität, Bildung von Auflagehumus (Moder)	
Aluminium-Pufferbereich	4,2 $\geq$ pH > 3,8
Säurepufferung durch Auflösung der sekundären Tonminerale und Al-Hydroxo-Komplexe, Freisetzung von Al^{3+} -Ionen, zunehmende toxische Kationensäurekonzentrationen in der Bodenlösung	
Aluminium-Eisen-Pufferbereich	3,8 $\geq$ 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	pH < 3,2
Säurepufferung durch Auflösen der Fe-Oxide, Fe-Verlagerung (Podsolierung)	

die pH-Werte eine Abhängigkeit der Häufigkeiten der Pufferbereiche von der Bodentiefe. Im Carbonatpufferbereich befindet sich nur ein geringer

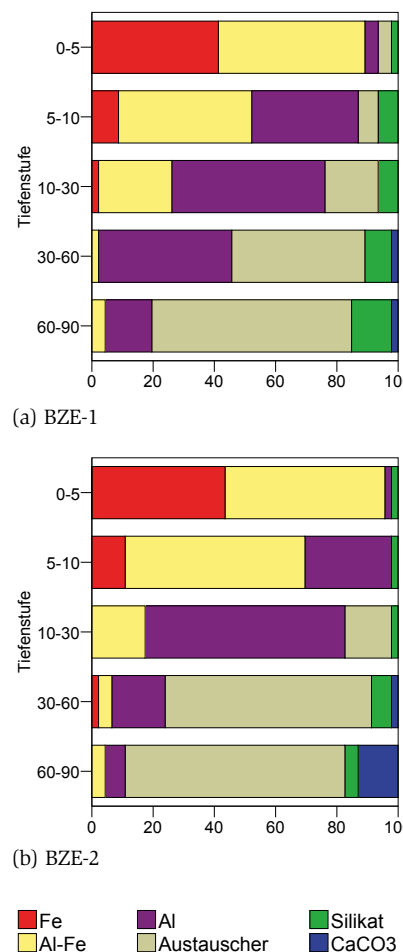


Abb. 3.16: mittlere Häufigkeiten [%] der Pufferbereiche nach ULRICH (1981) in den Tiefenstufen

Teil der Standorte in den unteren Tiefenstufen. Es handelt sich vorrangig um die im Untergrund carbonathaltigen Braunerden und Lessivés. Im für das Pflanzenwachstum besonders günstigen Silikatpufferbereich befinden sich ebenfalls nur noch sehr wenige Standorte. Die Mehrzahl der Standorte befindet sich im Unterboden (10-90 cm) im Austauscher und Aluminium-Pufferbereich. Im Oberboden (0-10 cm) dominieren die Eisen- und Aluminium-Pufferbereiche.

Entsprechend der oben dargestellten Veränderung der pH-Werte zeigen sich deutliche Unterschiede zwischen BZE-1 und BZE-2 hinsichtlich der Häufigkeiten der einzelnen Pufferbereiche vor allem in den Tiefenstufen

5-10 cm und 30-60 cm. In der Tiefenstufe 5-10 cm hat der Anteil des Aluminium-Eisen-Pufferbereichs zugenommen, während der Aluminium-Pufferbereich entsprechend abgenommen hat. In der Tiefenstufe 30-60 cm hat die Anzahl der Standorte im Austauscher-Pufferbereich zu Lasten der Häufigkeit des Aluminium-Pufferbereichs zugenommen.

Für mittlere und anspruchsvolle Pflanzengesellschaften besteht somit entsprechend des Bewertungsrahmens von BLOCK et al. (2000) auf der Mehrzahl der Standorte (75,6 %) ein mittleres Risiko durch Säurebelastung. Auf diesen Standorten, welche sich im Oberboden im Aluminium- oder Aluminium-Eisenpufferbereich, im Unterboden aber noch im Silikat- oder Austauscherpufferbereich befinden, kommt es zur Verdrängung säureintoleranter Arten.

An einem deutlich geringeren Teil der Standorte (17,8 %) mit Aluminium- und Aluminium-/Eisen-Pufferbereich in Ober- und Unterboden, ist von einer starken Gefährdung mit Schäden am Meristem und gehemmtem Längenwachstum der Feinwurzeln auszugehen. An einem Standort der Gruppe der Podsole besteht mit einem pH-Wert < 3,0 in der Humusaufgabe sogar ein sehr starkes Risiko.

An 2 Standorten (4,4 %), deren Oberböden sich im Kationenaustauscher-Pufferbereich befinden, ist die Beeinträchtigung säureintoleranter Arten wahrscheinlich, wobei das Risiko für mittlere und anspruchsvolle Pflanzengesellschaften insgesamt als gering bewertet wird. Minimales Risiko (Standorte im Carbonat- und Silikatpufferbereich) besteht lediglich an einem Niedermoorstandort.

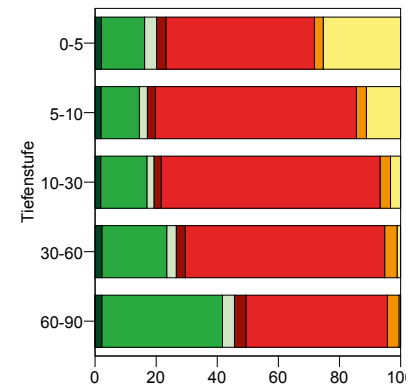
3.3.2 Austauscherbelegung

Eine über die Bodenreaktion hinausgehende, differenzierte Beurteilung des Säure-Basenstatus der Böden

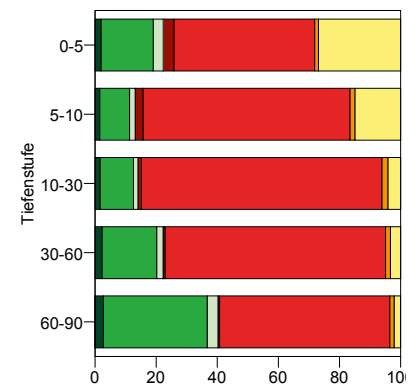
erlaubt die Analyse des am Bodenaustauscher gebundenen Kationenbelags. Da durch Pufferprozesse im Boden der Anteil basischer Kationen auch ohne Abnahme des pH-Wertes erfolgen kann (vgl. Kap. 3.3.1), erlaubt die Untersuchung der Anteile der „basisch“ wirkenden Kationen zudem eine zuverlässigere und sensitivere Beurteilung von Versauerungsvorgängen. Die Gehalte austauschbar gebundener Kationen sind zudem ein etablierter Weiser für die Einschätzung der Nährstoffgehalte in der Bodenlösung und somit zur Charakterisierung der Standortqualität hinsichtlich der Nährstoffverfügbarkeit für die Waldbäume. Im laboranalytischen Untersuchungsprogramm der BZE wurden für carbonatfreie Böden die effektive Kationenaustauschkapazität (AKe) und für carbonathaltige Böden die potentielle Austauschkapazität (AKt) bestimmt. Zusätzlich erfolgte im Rahmen der BZE-2 die Bestimmung der effektiven Kationenaustauschkapazität in Humusaufgaben.

Für die Auswertung der Kationenaustauschverhältnisse im Mineralboden wurden AKe und AKt, je nachdem, welches Verfahren angewendet wurde, als „AKe“ zusammengeführt. Der Anteil der AKt beschränkt sich dabei auf wenige carbonathaltige Proben im Unterboden, für welche entsprechend der Definition von AKe und AKt beide Kennwerte übereinstimmen. Einen Überblick über die mittlere Austauscherbelegung zu beiden Inventurzeitpunkten gibt Abbildung 3.17.

Der Kationenbelag der mecklenburg-vorpommerschen Waldböden wird demnach von „sauer“ wirkenden Kationen, vor allem dem Aluminium dominiert. In den oberen beiden Tiefenstufen nehmen von den „sauer“ wirkenden Kationen zudem H⁺-Ionen einen größeren Anteil ein, während Eisen und Mangan durchgehend nur einen kleinen Anteil am Austauscher einnehmen. Der insbesondere im Oberboden deutlich kleinere Anteil „basisch“ wirkender Kationen setzt



(a) BZE-1



(b) BZE-2

■ K ■ Ca ■ Mg ■ Fe ■ Al ■ Mn ■ H

Abb. 3.17: mittlere Austauscherbelegung [%] in den Tiefenstufen

sich in allen Tiefenstufen vorwiegend aus Calcium zusammen. Magnesium und Kalium nehmen nur einen geringen Anteil ein.

Die Zusammensetzung des Kationenbelags in der Humusaufgabe (Abbildung 3.18) weicht deutlich von den Verhältnissen im Mineralboden ab.

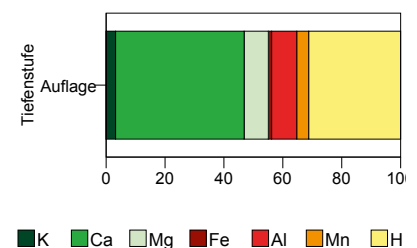


Abb. 3.18: mittlere Austauscherbelegung [%] in der Humusaufgabe zum Zeitpunkt der BZE-2

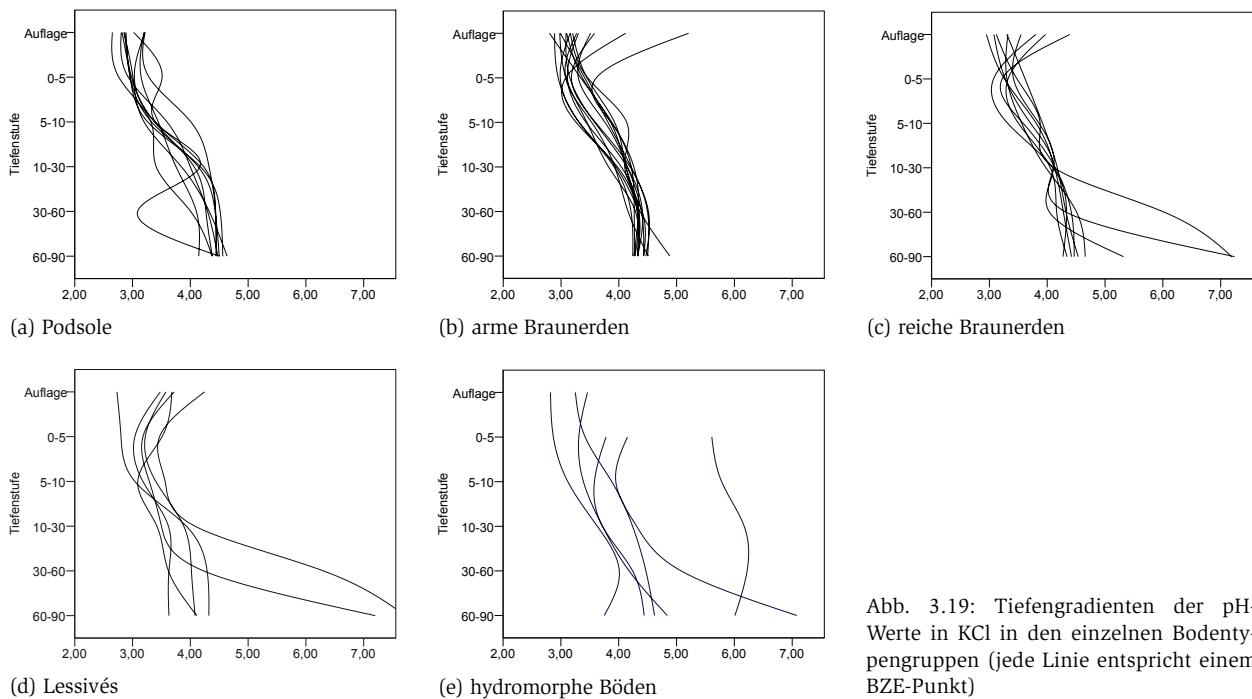


Abb. 3.19: Tiefengradienten der pH-Werte in KCl in den einzelnen Bodentypengruppen (jede Linie entspricht einem BZE-Punkt)

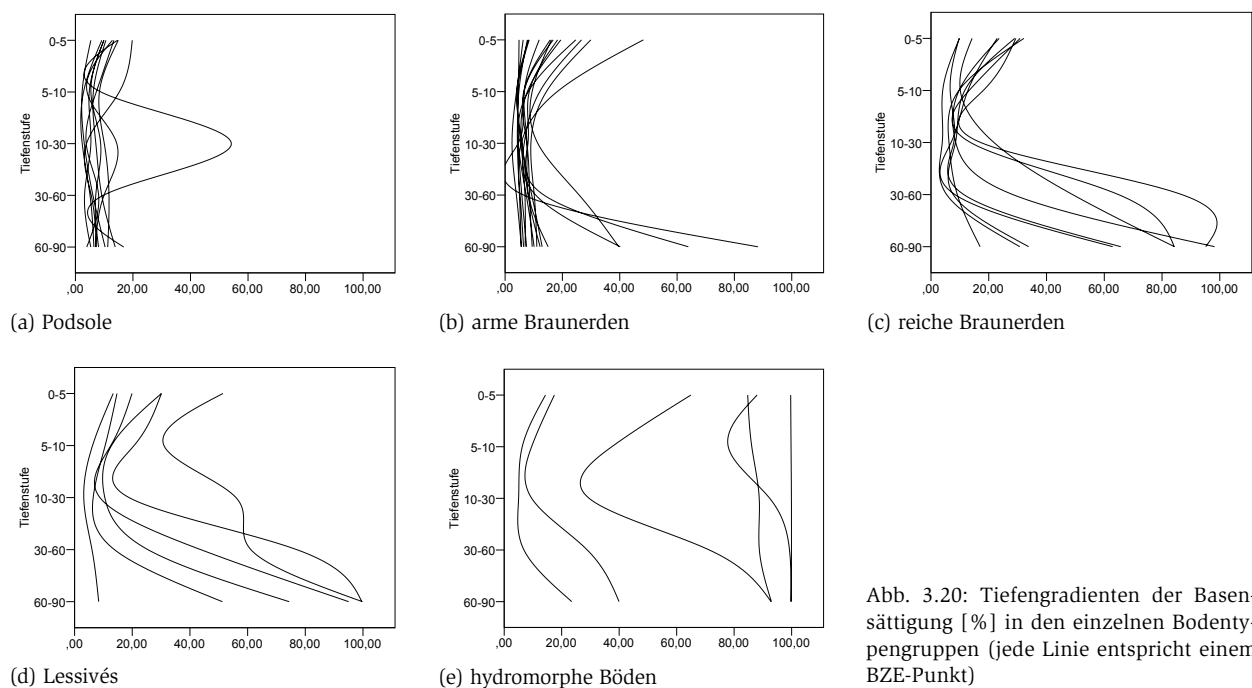


Abb. 3.20: Tiefengradienten der Basensättigung [%] in den einzelnen Bodentypengruppen (jede Linie entspricht einem BZE-Punkt)

Anstelle von Aluminium stellt Calcium das dominierende Element am Austauscher dar. Kalium-, Magnesium-, Mangan- und Wasserstoffanteile sind mit der Zusammensetzung des Kationenbelags in der obersten Tiefenstufe des Mineralbodens

vergleichbar. Eisen ist kaum mehr am Austauscher vorhanden. Die deutliche Zunahme von Calcium gegenüber Aluminium erklärt sich wahrscheinlich durch die selektive Bindung von Calcium an die organische Substanz und Anreicherung

gegenüber Aluminium mit dem Streufall.

Der Summe der Anteile der „basisch“ wirkenden Kationen Ca, K, Na und Mg wird konventionell als Basensättigung zusammengefasst (z.b.

BLUME et al. (2002)). Entsprechend der Festlegungen der Bund-Länder-AG „BZE-2“ wurden Na-Kationen für die vorliegende Auswertung, aufgrund der schwierigen Interpretation der Ergebnisse und der untergeordneten Bedeutung von Na als Nährelement nicht berücksichtigt. Dies betrifft sowohl die Berechnung der Basensättigung als auch die Berechnung von Austauschkapazität und S-Wert.

Der Verlauf der Basensättigung in den einzelnen Bodentypengruppen zum Zeitpunkt der BZE-2 ist in Abbildung 3.20 dargestellt. Jede Linie repräsentiert dabei den Verlauf der Basensättigung mit der Tiefe an einem einzelnen BZE-Standort. Auffällig sind sehr deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Bodentypen und die insgesamt hohe Homogenität innerhalb der jeweiligen Gruppe. Die Bewertung der Basensättigung erfolgt nach AK STANDORTSKARTIERUNG (2003). Die mit der Basensättigung korrespondierende Elastizität gegenüber Säurebelastung wird nach RIEK & WOLFF (2007) eingeschätzt. Als kritisch gelten Basensättigungen < 15 %, für die es zu einem signifikanten Anstieg potenziell phytotoxischer Al-Ionen in der Bodenlösung kommt.

Die Podsole (Abbildung 3.20a) sind in allen Tiefenstufen fast ausschließlich basenarm (Bewertung nach AK STANDORTSKARTIERUNG (2003)). Die Elastizität gegenüber Säurebelastung ist an diesen Standorten vorwiegend sehr gering bis gering einzuschätzen (Bewertung nach RIEK & WOLFF (2007)). Die Tiefe der Versauerungsfront nach ULRICH & MALESSA (1989), welche durch einen sprunghaften Anstieg der Basensättigung auf über 80 % gekennzeichnet ist, wurde innerhalb der im Rahmen der BZE-2 aufgeschlossenen Bodentiefe bis 90 cm nicht erreicht.

In der Gruppe der carbonatfreien Braunerden (Abbildung 3.20b) zeigen sich vereinzelt wesentlich deutlichere Tiefengradienten mit mittlerer Basensättigung im Oberboden und teilweise

basenreichen Verhältnissen im Unterboden. Diese „Ausreißer“ lassen sich wahrscheinlich durch geringe Carbonatgehalte in tieferen Bodenschichten und entsprechende „Basenpumpeneffekte“ an diesen Standorten erklären. Die Mehrzahl der armen Braunerden zeigt indes, wie die Gruppe der Podsole, keine Veränderung der Basensättigung mit der Bodentiefe und ist in allen Tiefenstufen basenarm. Dementsprechend ist auch die Elastizität gegenüber Säurebelastung vorwiegend sehr gering bis gering. Mit Ausnahme der vier Standorte, an denen die Basensättigung im Unterboden deutlich ansteigt, wird auch in der Gruppe der Braunerden die Versauerungsfront nach ULRICH & MALESSA (1989) nicht erreicht. Für die vier basenreicheren Standorte innerhalb der Gruppe deutet sich die Versauerungsfront ab 90 cm Tiefe an.

Ein deutlich anderes Bild der Tiefengradienten der Basensättigung zeigt sich für die carbonathaltigen Braunerden (Abbildung 3.20c). An der Mehrzahl der Standorte nimmt die Basensättigung innerhalb der oberen drei Tiefenstufen zunächst leicht ab („Basenpumpeneffekt“) und steigt dann deutlich mit größerer Tiefe an. Der Oberboden ist basenarm bis mittel mit Basen ausgestattet. Entsprechend ist die Elastizität gegenüber Säurebelastungen gering bis mittel. Im Unterboden, in dem vereinzelt Basensättigungen von 100 % erreicht werden, bestehen vorwiegend basenreiche bis mittlere Verhältnisse. An allen Standorten wird im Unterboden mindestens eine mäßige, in der Regel mäßig hohe bis sehr hohe Elastizität gegenüber Säurebelastungen erreicht. Die Tiefe der Versauerungsfront deutet sich in der Mehrzahl ab einer Tiefe von 90 cm an und wird an vier Standorten bereits oberhalb 90 cm erreicht.

Die Gruppe der Lessivés (Abbildung 3.20d) zeigt mit den reichen Braunerden vergleichbare Tiefengradienten der Basensättigung. Auch an diesen Böden nimmt die Basensättigung in-

nerhalb der oberen drei (zwei) Tiefenstufen zunächst ab, um dann mit zunehmender Tiefe wieder anzusteigen. Das Niveau der Basensättigung und der davon abgeleiteten Elastizität gegenüber Säurebelastungen gleicht dem der reichen Braunerden. Die Versauerungsfront deutet sich mit einer Ausnahme ab 90 cm Tiefe an oder wird bereits erreicht.

Die Basensättigung der hydromorphen Böden (Abbildung 3.20e) ist in Abhängigkeit von den unterschiedlichen Einflüssen durch Grund- und Stauwasser in dieser Gruppe sehr variabel. Das Spektrum erstreckt sich von mit der Gruppe der carbonathaltigen Braunerden vergleichbaren Tiefengradienten bis hin zu Standorten mit einer Basensättigung von 100 % in allen Tiefenstufen (Niedermoorstandort).

Beim Vergleich der gewöhnlich in Beziehung zu einander stehenden Tiefengradienten des pH-Wertes (Abbildung 3.19) mit denen der Basensättigung (Abbildung 3.20) lassen sich prinzipiell ähnliche Tiefengradienten erkennen. Insgesamt ist die Variabilität der Basensättigung jedoch sowohl zwischen den Bodentypengruppen, als auch in Abhängigkeit von der Bodentiefe deutlich höher. Dies unterstreicht die größere Sensitivität der Basensättigung gegenüber dem pH-Wert für Versauerungsvorgänge. Besonders auffällig sind zudem die Unterschiede für die Podsole (Abbildungen 3.19a, 3.20a) und armen Braunerden (Abbildungen 3.19b, 3.20b), welche mit zunehmender Tiefe ansteigende pH-Werte, jedoch konstant niedrige Basensättigungen aufweisen.

Zur Beobachtung von Veränderungen in der Zusammensetzung des Kationenbelags am Bodenaustauscher in Abhängigkeit von der Bodentiefe wurden die prozentualen Anteile am Austauscher (Sättigung) sowie die auf die absolute ladungsbezogene Stoffmenge bezogenen Gehalte der einzelnen Kationen in mmol/kg für BZE-1 und BZE-2 tiefenstufenweise gegenüberge-

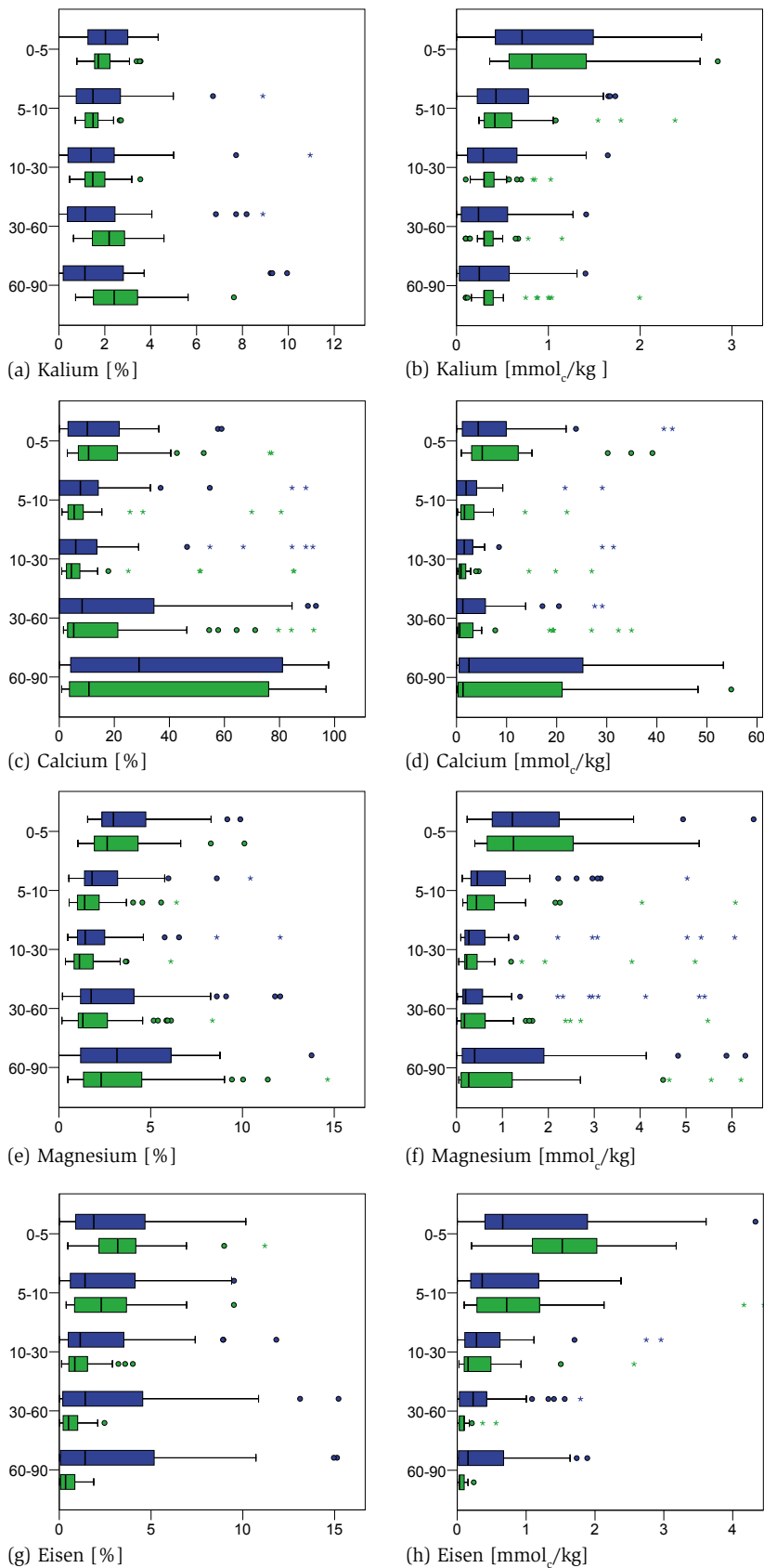


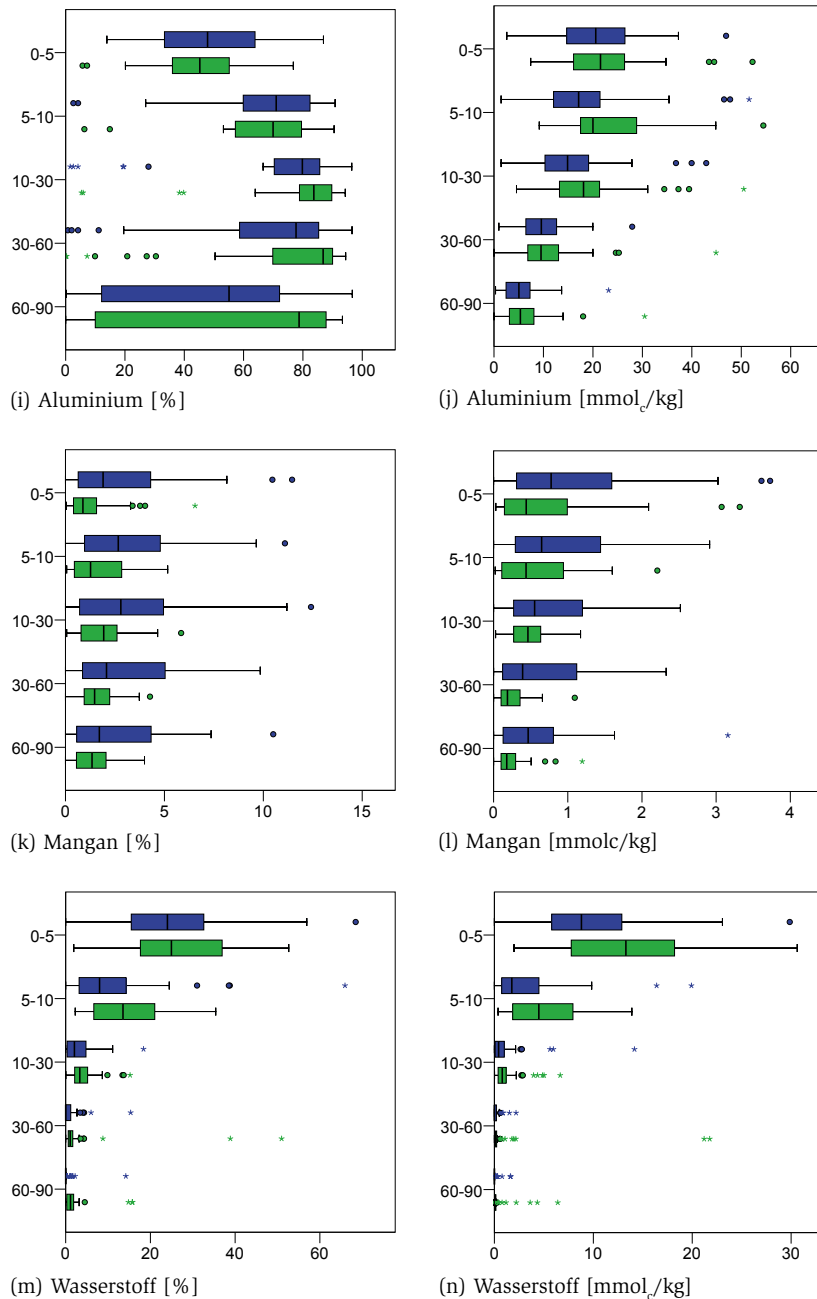
Abb. 3.21: Entwicklung austauschbar gebundener Elemente im Mineralboden (einzelne hohe Extremwerte nicht dargestellt) [blau = BZE-1, grün = BZE-2]

stellt (Abbildung 3.21). Einzelne Extremwerte wurden dabei zur besseren Darstellung von Veränderungen hinsichtlich der Lage der Mediane und der Quantile nicht dargestellt. Auch für die Entwicklung der austauschbar gebundenen Elemente muss berücksichtigt werden, dass statistisch gesicherte Aussagen für größere zusammengefasste Tiefenspannen möglich sind (Kap. 3.3.3), die Entwicklung in einzelnen Tiefenstufen hingegen eher als qualitative Trends interpretiert werden sollten (vgl. Kap. 2.4).

Kalium (Abbildungen 3.21a, 3.21b) zeigt keine ausgeprägten Tiefengradienten. Während die Kaliumsättigung mit der Bodentiefe leicht zunimmt, lässt sich für die Kaliumgehalte tendenziell eine Abnahme erkennen. Zwischen BZE-1 und BZE-2 hat Kalium in den beiden untersten Tiefenstufen relativ und absolut am Austauscher zugenommen. Im Oberboden lässt sich keine gerichtete Veränderung erkennen.

Calcium (Abbildungen 3.21c, 3.21d) nimmt analog zur vom Calcium dominierten Basensättigung in den oberen drei Tiefenstufen zunächst leicht ab und steigt dann mit zunehmender Bodentiefe an. Auffällig ist die stark linksgipflige Verteilung der Calciumsättigung und -gehalte in den unteren beiden Tiefenstufen. Die Häufung im Bereich niedriger Werte erklärt sich aus dem großen Anteil carbonatfreier Standorte, während die geringere Anzahl der carbonathaltigen Standorte deutlich stärker im Bereich höherer Werte variieren. Im Gegensatz zum eintauschschwächeren einwertigen Kalium zeigt sich für Calcium hinsichtlich des Sättigungsgrads in den unteren Tiefenstufen für die BZE-2 eine Tendenz zur Abnahme gegenüber der BZE-1, während sonst keine systematischen Veränderungen zu erkennen sind.

Magnesium (Abbildungen 3.21e, 3.21f) zeigt einen dem Calcium ähnlichen Tiefenverlauf. Die Schiefe der



Fortsetzung Abb. 3.21: Entwicklung austauschbar gebundener Elemente im Mineralboden (einzelne hohe Extremwerte nicht dargestellt) [blau = BZE-1, grün = BZE-2]

Häufigkeitsverteilungen ist jedoch wesentlich weniger ausgeprägt. Für Magnesium lässt sich in allen Tiefenstufen eine zumindest leichte Abnahme der Sättigungsgrade zwischen beiden Inventuren erkennen. Wie beim Calcium betrifft die Abnahme der Magnesiumsättigung insbesondere die unteren Tiefenstufen. Die Magnesiumgehalte lassen keine Veränderung erkennen.

Die deutlichsten Veränderungen der Anteile „basisch“ wirkender Kationen ergeben sich somit in den unteren Tiefenstufen, die sich vorrangig im Austauscherpufferbereich oberhalb der Versauerungsfront befinden. Die Abnahme von Calcium und insbesondere von Magnesium in diesen Bodenschichten zugunsten von Aluminium entspricht den von ULRICH (1986) be-

schriebenen, für den Austauscherpufferbereich charakteristischen Pufferreaktionen. Auch MELLERT et al. (2007) prognostizieren für die Entwicklung der Basensättigung zwischen BZE-1 und BZE-2 vor allem für Horizonte im Austauscherpufferbereich und nährstoffärmere, tiefgründig versauerte Standorte signifikante Abnahmen der Basensättigung. Die in Mecklenburg-Vorpommern gleichzeitig zu beobachtende Zunahme von Kalium in den entsprechenden Tiefenstufen steht dazu in einem gewissen Widerspruch.

Eisen (Abbildungen 3.21g, 3.21h) zeigt als „sauer“ wirkendes Kation einen abnehmenden Tiefengradienten hinsichtlich der Sättigung und Gehalte. Im Vergleich zur BZE-1 hat Eisen in den oberen beiden Tiefenstufen deutlich zugenommen und zugleich in den unteren Tiefenstufen abgenommen. Dies lässt sich sowohl an den Sättigungsgraden als auch an der Stoffmenge erkennen. Damit steht die Zunahme austauschbar gebundenen Eisens in guter Übereinstimmung mit den in den beiden oberen Tiefenstufen dominierenden Eisen- und Aluminium-Eisen-Pufferbereichen. Auffällig ist zudem die deutliche Abnahme der Streubreiten in den unteren Tiefenstufen.

Aluminium (Abbildungen 3.21i, 3.21j), welches insgesamt am Austauscher dominiert (vgl. Abbildung 3.17) weist in allen Tiefenstufen eine hohe Streubreite der Sättigungsgrade zwischen 0 % und 100 % auf. Die höchsten Mediane werden in den Tiefenstufen 10-30 cm und 30-60 cm erreicht. Die ladungsbezogene Stoffmenge des Aluminiums ist indes im Oberboden am höchsten und nimmt dann mit zunehmender Tiefe ab. Die Aluminiumsättigungen zum Zeitpunkt der BZE-2 haben in den unteren drei Tiefenstufen gegenüber der BZE-1 zugenommen. Die ladungsbezogene Aluminiummenge zeigt jedoch eine Zunahme innerhalb der Tiefenstufen 5-10 cm und 10-30 cm während die Menge austauschbar gebundenen Aluminiums in den an-

Tab. 3.4: BC/Al-Verhältniss in Abhängigkeit von Bodentyp und Tiefenstufe in BZE-1 und BZE-2

Tiefe	P	B(a)	B(r)	L	hydro
Mediane des BC/AL-Quotienten BZE-1					
0-5	0,34	0,22	0,28	0,51	2,48
5-10	0,19	0,08	0,05	0,21	1,47
10-30	0,11	0,07	0,16	0,14	3,00
30-60	0,18	0,08	0,48	0,51	5,70
60-90	0,49	0,16	17,82	13,99	38,33
Mediane des BC/AL-Quotienten BZE-2					
0-5	0,29	0,37	0,48	0,51	7,23
5-10	0,08	0,10	0,13	0,19	2,96
10-30	0,07	0,07	0,10	0,12	7,76
30-60	0,09	0,09	0,12	0,36	7,42
60-90	0,09	0,13	1,84	3,24	15,43

deren Tiefenstufen konstant geblieben ist.

Aluminium ist in Hinblick auf das Pflanzenwachstum von besonderer Bedeutung, da im Zusammenhang mit voranschreitender Bodenversauerung oft toxisch wirkende Aluminiumkonzentrationen in der Bodenlösung beobachtet werden. Zur Abschätzung toxischer Wirkungen des Aluminiums auf Pflanzen ist das Verhältnis von Aluminium zu den „basisch“ wirkenden Kationen in der Bodenlösung (BC/Al-Verhältniss) ein geeigneter Kennwert als die Aluminiumkonzentration selbst. So gehen die negativen Effekte von Aluminiumionen auf Pflanzen bei steigenden Gehalten „basisch“ wirkender Kationen in der Bodenlösung deutlich zurück (BLOCK et al., 2000). Für die Standorte der BZE in Mecklenburg-Vorpommern standen jedoch keine Daten zu Stoffgehalten in der Bodenlösung zur Verfügung. Alternativ wurde nach WALTHERT et al. (2004) als BC/Al-Verhältnis der Quotient aus der Summe austauschbar gebundenen Calciums, Magnesium, Kaliums und Aluminium verwendet. WALTHERT et al. (2004) gehen ab einem BC/Al-Verhältnis < 0,2

von einer potentiellen Beeinträchtigung des Pflanzenwachstums aus. Tabelle 3.4 gibt einen Überblick über die mittleren BC/Al-Verhältnisse gegliedert nach Bodentyp, Tiefenstufe und Inventurzeitraum. Demnach treten kleine (kritische) BC/Al-Verhältnisse vor allem in den mittleren Tiefenstufen 5-10 cm und 10-30 cm auf. In der obersten Tiefenstufe steigen die Quotienten wieder an, da zum einem in dieser Tiefenstufen teilweise „basische“ Kationen mit dem Streufall eingebracht werden und zum anderen gerade auf den armen Standorten die Aluminium Sättigung zugunsten von Eisen und Wasserstoff zurück geht. Die höheren BC/Al-Quotienten in den Tiefenstufen 30-60 cm und 60-90 cm resultieren aus der mit zunehmender Bodentiefe weniger voran geschrittenen Versauerung und entsprechend höherer Basen- und niedriger Aluminiumsättigung. Besonders niedrige BC/Al-Verhältnisse ergeben sich in den Gruppen der armen Braunerden und Podsole. Etwas günstigere Verhältnisse bestehen im Mittel bei den carbonathaltigen Braunerden und Lessivés, während nur die Gruppe der hydromorphen Böden im Mit-

tel in allen Tiefenstufen unkritische Verhältnisse aufweist.

Tab. 3.5: Anzahl der Standorte mit kritischen BC/Al-Quotienten nach WALTHERT et al. (2004)

BC/Al-Quotient < 0,2	BZE-1	BZE-2
Podsole [n = 10]	9	10
Braunerden (arm) [n = 15]	12	15
Braunerden (reich) [n = 9]	5	8
Lessivés [n = 6]	4	4
hydromorphe Böden [n = 6]	1	2
Gesamt [n = 46]	31	39

In Tabelle 3.5 ist die nach Bodentypen unterschiedene Anzahl der Standorte aufgeführt, an denen mindestens in einer Tiefenstufe des Mineralbodens ein kritisches BC/Al-Verhältnis von < 0,2 nach WALTHERT et al. (2004) auftritt. Auf nahezu allen Podsol- und Braunerdenstandorte bestehen für das Pflanzenwachstum potentiell kritische Verhältnisse. Auch auf zwei Drittel der Lessivés und einem Drittel der hydromorphen Böden treten mindestens in einer Tiefenstufe BC/Al-Quotienten < 0,2 auf. Der Anteil der Standorte an denen eine potentielle Beeinträchtigung des Pflanzenwachstums zu erwarten ist hat zwischen BZE 1 und BZE 2 leicht zugenommen.

Mangan (Abbildungen 3.21k, 3.21l) weist keinen erkennbaren Tiefengradienten auf. Lediglich für die ladungsbezogenen Stoffmengen lässt sich eine leichte Abnahme mit zunehmender Bodentiefe erkennen. Die Stoffmengen sowie die Mangansättigung haben zwischen der BZE-1 und BZE-2 hin abgenommen. Das Auftreten von Mangan am Austauscher ist ein sensibler Indikator für die Initialphase der Versauerung WOLFF & RIEK (1997). Mit weiter zunehmender

Versauerung wird das zweiwertige Mangan jedoch wieder schnell vom eintauschstärkeren dreiwertigen Aluminium verdrängt. Das Zurückgehen von Mangan am Austauscher bei gleichzeitiger Zunahme von Aluminium deutet darauf hin, dass die Versauerung zumindest auf einem Teil der Standorte im Zeitraum zwischen BZE-1 und BZE-2 weiter voran geschritten ist.

Wasserstoff (Abbildungen 3.21m, 3.21n) zeigt im Vergleich zu allen anderen austauschbar gebundenen Kationen die deutlichste Abnahme mit zunehmender Bodentiefe. In der Tiefenstufe 0-5 cm beträgt der Wasserstoffanteil am Austauscher im Mittel 25 %, während die Wasserstoffsättigung im Unterboden auf Werte von 0-3 % zurück geht. Zwischen den Inventuren hat Wasserstoff in allen Tiefenstufen zugenommen. Die insgesamt deutlichsten Veränderungen zeigen sich in der Tiefenstufe 5-10 cm. In der Tiefenstufe 0-5 cm hat zudem die ladungsbezogene Stoffmenge deutlich zugenommen.

3.3.3 Austauschbar gebundene Elementvorräte

Während die Zusammensetzung des Kationenbelags vor allem Rückschlüsse auf die Zusammensetzung der Bodenlösung und somit auf die „gegenwärtige“ Ernährungssituation zulassen, sind die Vorräte austauschbar gebundener Kationen geeignet, die Toleranz der Böden gegenüber Veränderungen wie Versauerung, Aufbasung und Nährstoffentzügen einzuschätzen. Veränderungen des bodenchemischen Zustands lassen sich anhand für größere Tiefenspannen zusammengefasster Bodenkennwerte methodisch sicherer beurteilen (vgl. Kap. 2.4). Neben der absoluten Höhe der Vorräte ist das Verhältnis der Vorräte von Humusauflage und Mineralboden von Interesse. Das Verhältnis

kann als Weiser für Störungen der bodeninternen Stoffkreisläufe interpretiert werden (RIEK & WOLFF, 2007). Des Weiteren erlaubt das Verhältnis der in Humusauflage und Mineralboden gespeicherten „basisch“ wirkenden Kationen Rückschlüsse auf die Baumernährung. Wird mehr als die Hälfte der „basisch“ wirkenden Kationen im Auflagehumus gebunden, ist eine ausgeglichene Baumernährung stark gefährdet (BLOCK et al., 2000).

Für die Horizonte der Humusauflage wurden anstatt der Werte der effektiven Kationenaustauschkapazität die Gehalte im Königswasser-Extrakt verwendet. Zum einen wird damit der Besonderheit Rechnung getragen, dass die Vorräte in der Humusauflage in der Regel durch Mineralisation kurz- bis mittelfristig wieder verfügbar werden, zum anderen sind dadurch Vergleiche von Elementvorräten zwischen BZE-1 und BZE-2 möglich. Die im Königswasser-Extrakt gemessenen Elementgehalte liegen im Gegensatz zur effektiven Kationenaustauschkapazität der Humusauflage zumindest für einen Teil der Standorte (25 BZE-Punkte) in beiden Inventuren vor. Um Veränderungen von Vorräten zwischen den beiden Inventuren an gepaarten Stichproben nachvollziehen zu können und zugleich einen möglichst großen Stichprobenumfang zu erhalten, wurde die Anzahl der ausgewerteten Punkte in Abhängigkeit von den betrachteten Kompartimenten variiert. Humusauflage und „Gesamtpprofil“ (Auflage bis 90 cm Mineralbodentiefe) wurden nur anhand der 25 Punkte, für welche Analysen zu Elementgehalten im Königswasser-Extrakt vorlagen, verglichen. Für die Vorräte im Mineralboden (0-90 cm) wurde die gesamte Stichprobe verwendet. Die stratifizierte Auswertung der Elementvorräte erfolgte aufgrund des dafür benötigten größeren Stichprobenumfangs anhand der Vorräte im Mineralboden (0-90 cm).

Einen Überblick über die Höhe der Vorräte aller austauschbar gebundenen Kationen im effektiven Wurzelraum (0-90 cm) gibt Tabelle 3.6. Demnach liegt die effektive Kationenaustauschkapazität (Ake) vorrangig im Bereich geringer bis mittlerer Werte. Deutliche Veränderungen der Ake von der BZE-1 zur BZE-2 sind erwartungsgemäß nicht erkennbar.

Tab. 3.6: Häufigkeiten der Ake im effektiven Wurzelraum (0-90 cm) für die Bewertungsstufen des AK STANDORTSKARTIERUNG (2003)

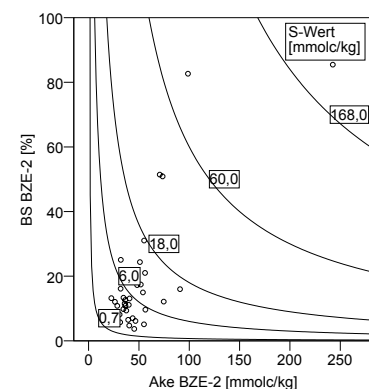
Verteilung der Ake-Klassen [%] (n = 44)		
Ake-Klasse [kmol _c /ha]	BZE-1	BZE-2
< 50 (sehr gering)	0	0
< 100 (gering)	4,7	0,0
< 250 (gering/mittel)	62,8	62,8
< 500 (mittel)	14,0	23,3
< 1000 (mittel/hoch)	11,6	11,6
< 2000 (hoch)	7,0	2,3
≥ 2000 (sehr hoch)	0,0	0,0

Zur Beurteilung von Versauerungsvorgängen eignen sich besonders die Vorräte „basisch“ wirkender Kationen (Ca, Mg, K), welche in der Summe als S-Wert bezeichnet werden. Der S-Wert steht somit mit der Basensättigung und der effektiven Kationenaustauschkapazität im Zusammenhang (Gleichung 3.4)

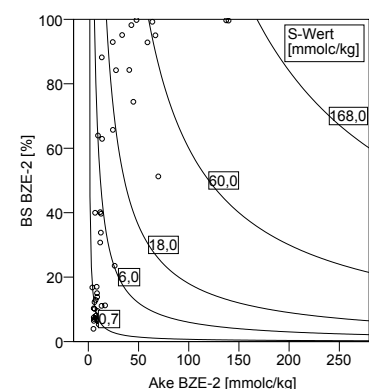
$$S - \text{Wert} = \frac{BS \times AKe}{100} \quad (3.4)$$

mit:

S-Wert = Summe „basisch“ wirkende Kationen [mmol_c/kg]
 BS = Basensättigung [%]
 AKe = effektive Austauschkapazität [mmol_c/kg]



(a) 0-10 cm



(b) 60-90 cm

Abb. 3.22: Nomogramm des S-Wertes, der Basensättigung und der effektiven Austauschkapazität für die Tiefenbereiche 0-10 cm und 60-90 cm zum Zeitpunkt der BZE-2

Zusammenhang und Ausprägung von Basensättigung, effektiver Austauschkapazität und S-Wert für die Standorte der BZE in Mecklenburg-Vorpommern verdeutlicht Abbildung 3.22 exemplarisch für die Tiefenstufen 0-10 cm und 60-90 cm. Die eingetragenen Isolinien des S-Wertes grenzen in Anlehnung an die Bewertungsrahmen des AK STANDORTSKARTIERUNG (2003) für Basensättigung und effektive Kationenaustauschkapazität Bereiche mit sehr geringen (0,7), geringen (6,0), mäßigen (18,0), mittleren (60,0) und mäßig hohen (168,0) S-Werten ab. Im Unterboden (Abbildung 3.22b) zeigt sich eine Häufung im Bereich sehr geringer bis geringer Werte und zugleich eine gestreckte Punktwolke im Bereich geringer bis mittlerer Werte. Im Oberboden (Ab-

bildung 3.22a) liegen die Werte dicht im Bereich geringer und mäßiger Werte zusammen. In der gegenüber der Tiefenstufe 60-90 cm saureren und zugleich humoserer Tiefenstufe 0-10 cm zeigt sich aufgrund des größeren Anteils variabler Ladungen des Bodenaustauschers ein ausgeprägterer Zusammenhang zwischen Austauschkapazität und Basensättigung. Zugleich wird die Höhe des S-Wertes deutlicher von der Ake bestimmt, während in der Tiefenstufe 60-90 cm vor allem die Basensättigung zur Variation des S-Wertes beiträgt.

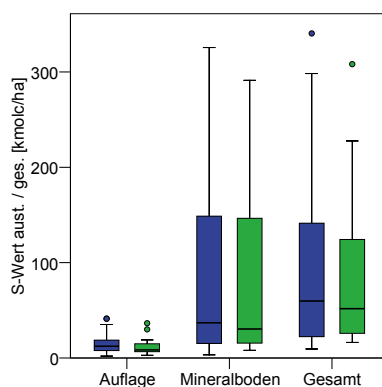


Abb. 3.23: Veränderung säurelöslicher (Humusauflage n = 25) und austauschbarer „basischer“ Kationen (Mineralboden bis 90 cm, n = 44), Gesamt (n = 25) - Extremwerte nicht dargestellt [blau = BZE-1, grün = BZE-2]

Das Niveau der S-Werte in den Kompartimenten Humusauflage, Mineralboden (0-90 cm) und die Summe der Vorräte in Auflage und Mineralboden verdeutlicht Abbildung 3.23 im Vergleich von BZE-1 und BZE-2. Demnach wird der wesentlich größere Teil der Vorräte „basisch“ wirkender Kationen im Mineralboden gespeichert. Die Summe der Vorräte austauschbarer Kationen im Mineralboden und säurelöslicher „basischer“ Kationen in der Humusauflage liegt entsprechend dem Bewertungsrahmen von BLOCK et al. (2000) in Mecklenburg-Vorpommern vor allem im Bereich niedriger (20-50 kmol_e/ha) bis mittlerer Werte (50-200 kmol_e/ha). Sowohl für die Humusauflage als auch

den Mineralboden unterscheiden sich die Mediane im Vergleich zwischen BZE-1 und BZE-2 kaum. Auch die Summen der S-Werte für Auflage und Mineralboden sind nicht signifikant verschieden.

Kritische Anteile der Vorräte in der Humusauflage von über 50 % des Elementvorrats in Auflage und Mineralboden (BLOCK et al., 2000) treten zum Zeitpunkt der BZE-2 an nur einem BZE-Punkt auf, während zur BZE-1 noch sieben Standorte betroffen waren (Tabelle 3.7). Solche für eine ausgeglichene Baumernährung ungünstigen Verhältnisse treten ausschließlich auf basenarmen Standorten (Podsole, carbonatfreie Braunerden) auf, für die bei geringen Basenvorräten im Mineralboden (vgl. Abbildung 3.24a) zugleich mächtigere Auflagehumusformen typisch sind. Die Veränderungen der Anteile fügen sich gut in die Beobachtungen zur Abnahme mächtiger Humusauflagen (Kap. 3.1.2) ein.

Tab. 3.7: Häufigkeiten kritischer Anteile der in der Humusauflage gebundenen „basischen“ Kationen am Vorrat „basischer“ Kationen im Gesamtprofil BLOCK et al. (2000) (25 BZE-Punkte)

	BZE-1		BZE-2	
Auflage [%]:	< 50	> 50	< 50	> 50
Podsole	3	1	4	0
Braunerden (arm)	3	6	8	1
Braunerden (reich)	7	0	7	0
Lessivés	3	0	3	0
hydromorphe Böden	2	0	2	0
Gesamt	18	7	24	1

Die stratifizierte Darstellung des S-Werts im Mineralboden (0-90 cm) zeigt eine deutliche Abhängigkeit vom Bodentyp (Abbildung 3.24). Die ebenfalls deutlichen, aber weniger stark ausgeprägten Unterschiede für Humusformen, Wuchsgebiete

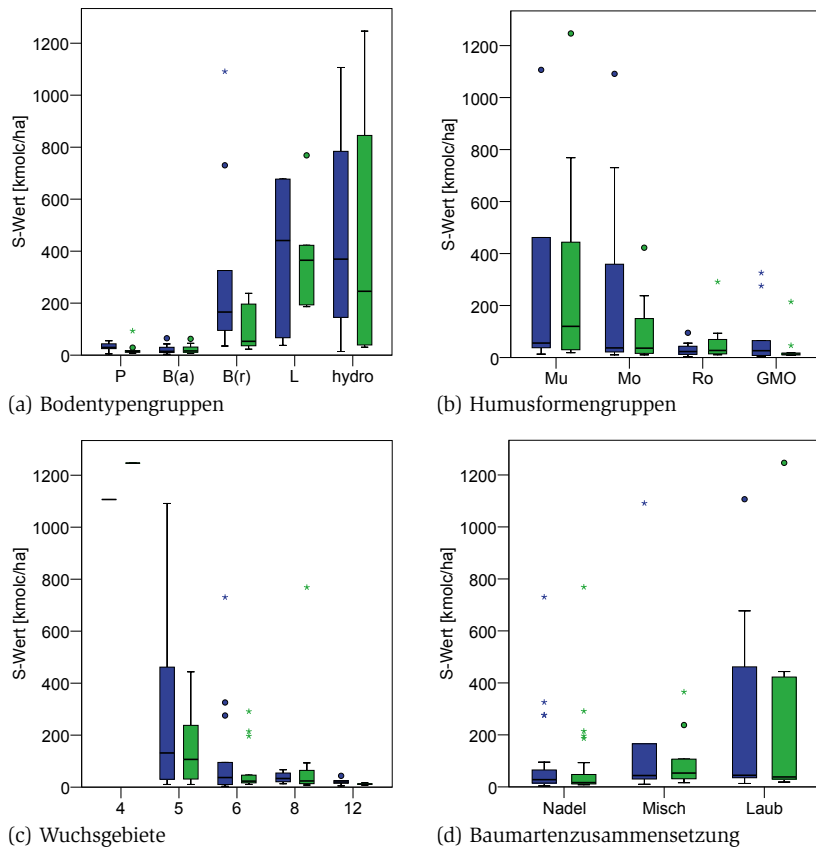


Abb. 3.24: Veränderung der Vorräte austauschbarer „basischer“ Kationen (S-Wert) im Mineralboden bis 90 cm Tiefe [blau = BZE-1, grün = BZE-2]

und Baumarten dürften vorwiegend auf die Zusammenhänge zwischen Bodentyp und Humusform, der Baumartenwahl in Abhängigkeit vom Standort sowie die Häufung einzelner Bodentypen in bestimmten Wuchsgebieten zurückzuführen sein. Während die Bodentypengruppen der Podsole und carbonatfreien Braunerden vorwiegend im Bereich niedriger ($< 50 \text{ kmol}_c/\text{ha}$) und sehr niedriger ($< 20 \text{ kmol}_c/\text{ha}$) S-Werte liegen, ist das Niveau der S-Werte der carbonathaltigen Braunerden vorwiegend mittel ($< 200 \text{ kmol}_c/\text{ha}$) bis hoch ($< 500 \text{ kmol}_c/\text{ha}$). Die Gruppen der Lessivés und hydromorphen Böden weisen eine breite Spanne unterschiedlicher Vorräte von mittleren bis hin zu sehr hohen Werten ($> 500 \text{ kmol}_c/\text{ha}$) auf. Mit Ausnahme der armen Braunerden zeigt sich für alle Bodentypen eine Abnahme des S-Wertes von der BZE-1 zur BZE-2.

Schwach signifikant (Mann-Whitney U-Test $\alpha = 0,07$) sind die Abnahmen jedoch nur für die Gruppe der Podsole, deren Median von $29,4 \text{ kmol}_c/\text{ha}$ auf $13,7 \text{ kmol}_c/\text{ha}$ abgenommen hat. Auch MELLERT et al. (2007) schlussfolgern, dass eine signifikante Abnahme der austauschbaren Basenvorräte von der BZE-1 zur BZE-2 vor allem an nährstoffarmen, tiefgründig versauerten Standorten zu erwarten ist. Erste Ergebnisse der BZE-2 in Brandenburg zeigen ebenfalls eine deutliche Abnahme der Basensättigung auf vergleichbaren Standorten (RIEK, 2009a). In Brandenburg wird dies auf die Auswaschung zuvor mit Flugaschen eingetragener Basen zurückgeführt.

Differenziert man die „basisch“ wirkenden Kationen nach den einzelnen am S-Wert beteiligten Elementen, verdeutlicht sich in Abbildung 3.25 zunächst die mengenmäßig heraus-

ragende Bedeutung von Calcium für die Ausprägung des S-Werts. So zeigen sich für Calcium weitgehend dem S-Wert gleichende Verteilungen für die Kompartimente Humusauf- und Mineralboden. Die Summe aus austauschbarem Calciumvorrat im Mineralboden und säurelöslichem Calcium in der Humusauf- und Mineralboden ist nach AK STANDORTSKARTIERUNG (2003) vorwiegend gering ($10\text{--}20 \text{ kmol}_c/\text{ha}$) bis mittel/hoch ($100\text{--}200 \text{ kmol}_c/\text{ha}$). Wie für den S-Wert lassen sich auch für die Calciumvorräte keine signifikanten Änderungen für das gesamte Profil beziehungsweise für die Humusauf- oder den Mineralboden nachweisen. Tendenziell haben die Mediane jedoch jeweils leicht abgenommen.

Von einer, für eine ausgeglichene Baumernährung ungünstigen Verteilung der Calciumvorräte zwischen Humusauf- und Mineralboden nach BLOCK et al. (2000) betroffen, sind ausschließlich Podsole und carbonatfreie Braunerden (Tabelle 3.8). Die Zahl der Standorte mit kritischen Verteilungen der Elementvorräte hat analog zur Entwicklung der S-Werte von neun auf vier betroffene Standorte abgenommen. Dies ist ebenfalls auf den beobachteten Humusformenwandel zurückzuführen.

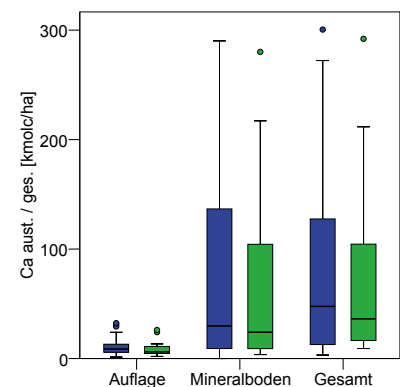


Abb. 3.25: Veränderung der kurz- und mittelfristig verfügbaren Calciumvorräte in der Humusauf- und Mineralboden (n = 26), im Mineralboden bis 90 cm (n = 44) und Gesamt (n = 26) [blau = BZE-1, grün = BZE-2]

In den verschiedenen betrachteten Straten zeigen sich die deutlichsten Unterschiede der Calciumvorräte im Mineralboden (0-90 cm) für die Gruppen der Bodentypen (Abbildung 3.26). Die Calciumvorräte der Podsole und armen Braunerden sind im Mineralboden entsprechend der Bewertung nach AK STANDORTSKARTIERUNG (2003) vorrangig sehr gering (0-10 kmol_e/ha) bis gering/mittel (20-40 kmol_e/ha). Dem gegenüber variieren die Calciumvorräte in der Gruppe der carbonathaltigen Braunerden mit gering/mittleren Werten bis hin zu hohen Vorräten (200-400 kmol_e/ha) deutlicher und auf einem höheren Niveau. Lessivés und die Gruppe der hydromorphen Böden weisen ein noch größeres Wertespektrum von mittleren (40-100 kmol_e/ha) bis sehr hohen (> 400 kmol_e/ha) Calciumvorräten auf.

Im Zeitraum von der BZE-1 zur BZE-2 haben die Calciumvorräte (bezogen auf die Mediane) ebenso wie die S-Werte mit Ausnahme der armen Braunerden in allen Bodentypengruppen zumindest leicht abgenommen. Statistisch gesicherte Unterschiede bestehen jedoch nur für die Podsole und carbonathaltigen Braunerden. So ist der Median in der Gruppe der Podsole von 25,2 kmol_e/ha auf 7,66 kmol_e/ha schwach signifikant (Mann-Whitney U-Test α : = 0,07) und der

Tab. 3.8: Häufigkeiten kritischer Anteile des in der Humusaufgabe gebunden Calciums am Calciumvorrat nach BLOCK et al. (2000) (25 BZE-Punkte)

Auflage [%]:	BZE-1		BZE-2	
	< 50	> 50	< 50	> 50
Podsole	2	2	2	2
Braunerden (arm)	2	7	7	2
Braunerden (reich)	7	0	7	0
Lessivés	3	0	3	0
hydromorphe Böden	2	0	2	0
Gesamt	16	9	21	4

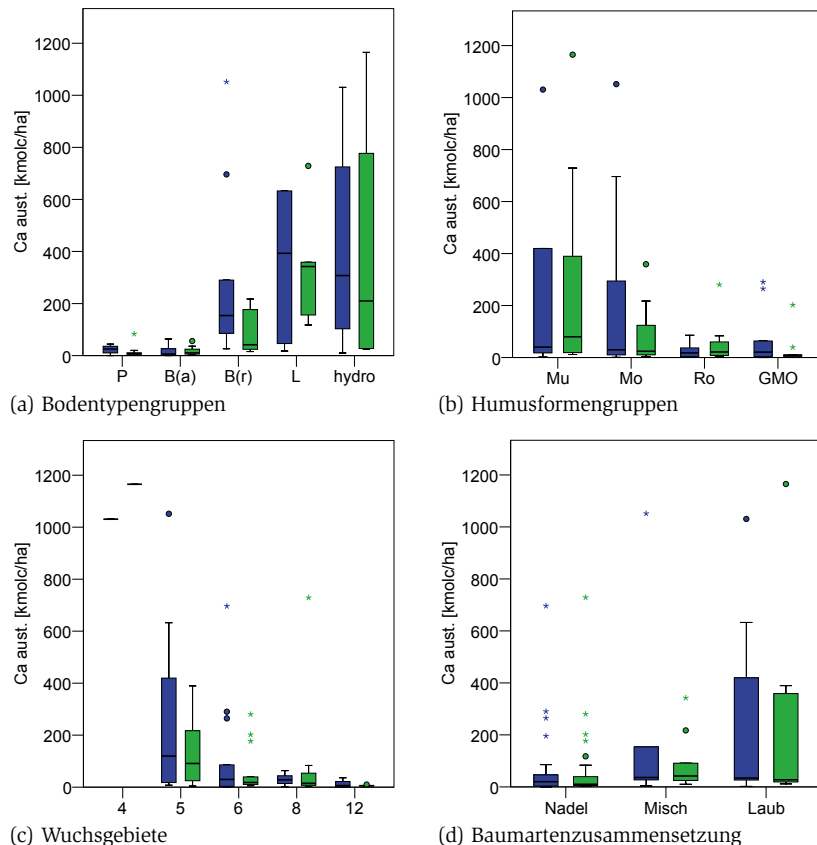


Abb. 3.26: Veränderung der Calciumvorräte im Mineralboden bis 90 cm Tiefe [blau = BZE-1, grün = BZE-2]

Median der reichen Braunerden von 153,75 kmol_e/ha auf 41,75 kmol_e/ha ebenfalls nur schwach signifikant (Mann-Whitney U-Test α : = 0,10) gesunken.

Der Höhe der Magnesiumvorräte kommt im Zusammenhang mit der Bodenversauerung eine besondere Bedeutung zu. Das im Vergleich zu Calcium eintauschschwächere und dadurch geringer am Austauscher präsente Magnesium wird bevorzugt mit dem Sickerwasser ausgewaschen. Insbesondere auf ärmeren, stärker versauerten Böden sind die austauschbar gebundenen Magnesiumvorräte und die damit korrespondierenden Magnesiumgehalte in der Bodenlösung oft sehr gering. Magnesium ist somit eines der häufigsten Mangel-elemente für die Ernährung der Waldbäume auf sauren Waldböden.

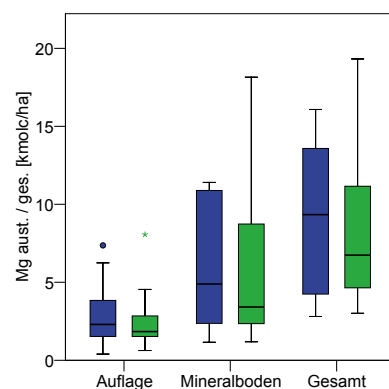


Abb. 3.27: Veränderung der kurz- und mittelfristig verfügbaren Magnesiumvorräte in der Humusaufgabe (n = 26), im Mineralboden bis 90 cm (n = 44) und Gesamt (n = 26) [blau = BZE-1, grün = BZE-2]

Einen Überblick über Niveau und Entwicklung der Magnesiumvorräte in Humusaufgabe und Mineralboden gibt Abbildung 3.27. Die Summe aus austauschbar gebundenen Mag-

nesium im Mineralboden (0-90 cm) und säurelöslichem Magnesium in der Humusauflage variiert entsprechend dem Bewertungsrahmen des AK Standortskartierung (2003) zwischen geringen (4-8 kmol_c/ha) und gering/mittleren (8-16 kmol_c/ha) Vorräten. Im Vergleich zu Calcium ist die Häufigkeitsverteilung der Magnesiumvorräte im Mineralboden deutlich weniger linksgipflig, da im Zusammenhang mit Carbonat im Untergrund für Magnesium nicht so hohe Extremwerte auftreten wie für Calcium. Die Mediane der Magnesiumvorräte zum Zeitpunkt der BZE-2 liegen sowohl in der Humusauflage als auch im Mineralboden niedriger als zum Zeitpunkt der BZE-1. Signifikante Unterschiede zwischen den Medianen (Mann-Whitney U-Test) bestehen jedoch nicht.

Tab. 3.9: Häufigkeiten kritischer Anteile des in der Humusauflage gebunden Magnesiums am Magnesiumvorrat nach BLOCK et al. (2000) (25 BZE-Punkte)

	BZE-1		BZE-2	
Auflage [%]:	< 50	> 50	< 50	> 50
Podsole	2	2	3	1
Braunerden (arm)	5	4	6	3
Braunerden (reich)	7	0	7	0
Lessivés	3	0	3	0
hydromorphe Böden	2	0	2	0
Gesamt	19	6	21	4

Die Magnesiumvorräte im Mineralboden sind insgesamt höher als die Vorräte in der Humusauflage. Auch für Magnesium treten für die ausgeglichene Baumernährung kritische Verhältnisse zwischen Humusauflage und Mineralboden (Anteil der Humusauflage > 50 %) nur an armen Braunerde- und Podsolstandorten auf (Tabelle 3.9). Dieses Verhältnis hat sich tendenziell verbessert, wobei berücksichtigt werden muss, dass

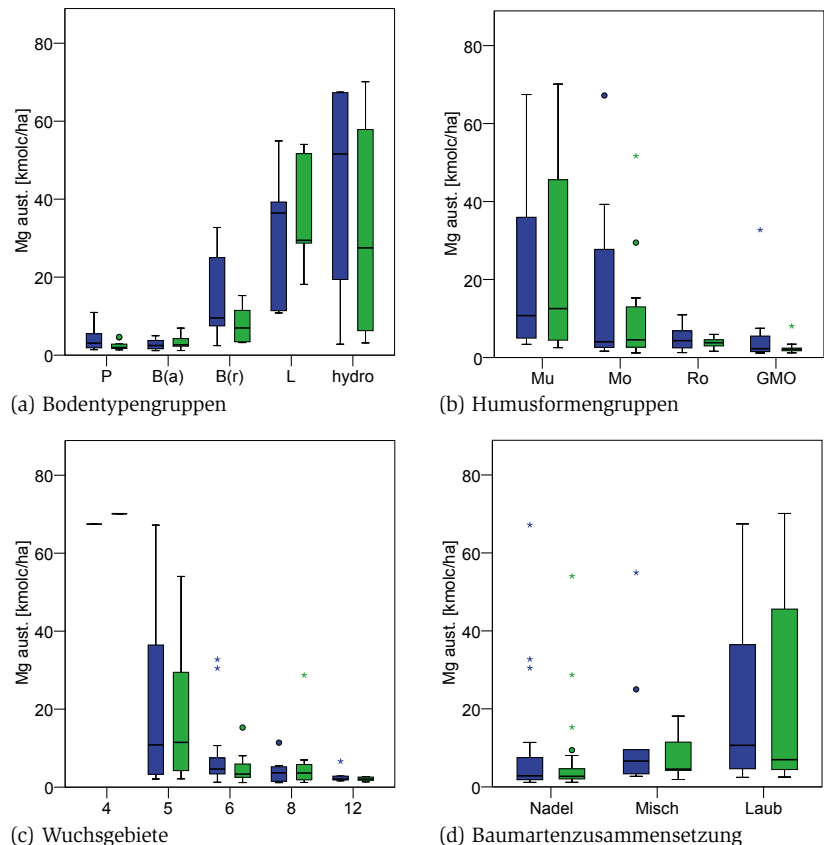


Abb. 3.28: Veränderung der Magnesiumvorräte im Mineralboden bis 90 cm Tiefe [blau = BZE-1, grün = BZE-2]

zugleich die Vorräte insgesamt eher abgenommen haben und sich auf einem geringen Niveau befinden. Von einer verbesserten Magnesiumernährung der Waldbäume im Vergleich zur BZE-1 ist aufgrund dieses Befundes somit nicht auszugehen.

Sämtliche für die Auswertung herangezogenen Straten zeigen deutliche Unterschiede der Magnesiumvorräte zwischen den einzelnen Gruppen (Abbildung 3.28). Der direkte ursächliche Zusammenhang besteht wahrscheinlich auch für die Magnesiumvorräte zu den Gruppen der Bodentypen, während sich die Unterschiede in den anderen Straten vorrangig aus zu den Bodentypen bestehenden Zusammenhängen indirekt ergeben. Die Magnesiumvorräte der Podsole und armen Braunerden im Mineralboden sind nur sehr gering (< 4 kmol_c/ha) bis gering (4-8 kmol_c/ha), während

die Magnesiumvorräte der carbonathaltigen Braunerden vorrangig im Bereich geringer bis mittlerer Werte (16-41 kmol_c/ha) schwanken. Im Mittel deutlich höhere Vorräte bestehen für Lessivés mit mittleren bis mittel/hohen (41-82 kmol_c/ha) Magnesiumvorräten. In Abhängigkeit von den Eigenschaften des Grund- und Stauwassers zeigt sich in der Gruppe der hydromorphen Böden das breiteste Wertespektrum. Die Calciumvorräte variieren innerhalb der hydromorphen Böden zwischen geringen und mittel/hohen Werten. Die in der Mehrzahl der Bodentypen einen Trend zur Abnahme zeigenden Magnesiumvorräte unterscheiden sich nicht signifikant zwischen BZE-1 und BZE-2. Eine Tendenz zur Abnahme der austauschbaren Magnesiumvorräte im Mineralboden zeigt sich jedoch auch anhand der ersten Ergebnisse der BZE-2 in Brandenburg (RIEK, 2009a).

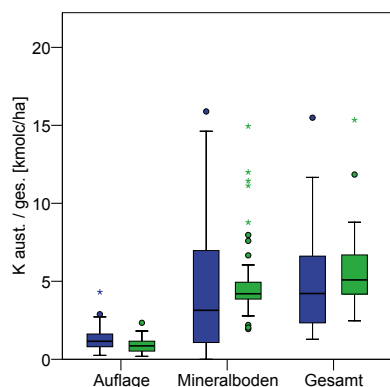


Abb. 3.29: Veränderung kurz- und mittelfristig verfügbarer Kaliumvorräte in der Humusauflage (n = 26), im Mineralboden bis 90 cm (n = 44) und Gesamt (n = 26) [blau = BZE-1, grün = BZE-2]

Im Vergleich zu den eintauschstärkeren „basisch“ wirkenden Kationen Calcium und Magnesium hat für die Versorgung der Pflanzen mit Kalium auch die Nachlieferung aus nicht austauschbar gebundenen Vorräten eine größere Bedeutung. Der Kalium-Vorrat für die Pflanze beschränkt sich nicht auf das austauschbar gebundene Kalium, sondern wird durch den Kaliumvorrat im Schichtzwischenraum von Glimmern und Tonmineralen erweitert. In sauren Böden spielt zudem die Freisetzung aus dem Kristallgitter von Kaliumfeldspäten durch Verwitterung eine Rolle (BLUME et al., 2002).

Die Höhe der säurelöslichen Kaliumvorräte in der Humusauflage und austauschbar gebundenen Vorräte im Mineralboden zu den Zeitpunkten der BZE-1 und BZE-2 verdeutlicht Abbildung 3.29. Die Summe der Kaliumvorräte in Auflage und Mineralboden (0-90 cm) variiert in den Böden Mecklenburg-Vorpommerns vorrangig zwischen sehr geringen (< 5 kmol_c/ha) und geringen (5-10 kmol_c/ha) Vorräten (Bewertung nach AK STANDORTSKARTIERUNG (2003)). Wie für Calcium und Magnesium zeigt sich auch für Kalium eine Abnahme der Vorräte in der Humusauflage im Vergleich zwischen BZE-1 und BZE-2. Im Mineralboden und in der

Summe von Humusauflage und Mineralboden haben die Vorräte jedoch deutlich zugenommen, was der allgemein beobachteten Abnahme basischer Kationen entgegensteht. Die Abnahme der Kaliumvorräte in der Humusauflage ist signifikant (Mann-Whitney U-Test α : = 0,02), die Zunahme im Mineralboden schwach signifikant (Mann-Whitney U-Test α : = 0,07). Die für methodisch sicherere Vorratsvergleiche zu bevorzugende Veränderung im Gesamtprofil (vgl. Kap. 2.4 – Grenzl原因-Artefakt) lässt sich statistisch jedoch nicht absichern (Mann-Whitney U-Test α : = 0,13). Dies könnte jedoch auch der entgegengerichteten Entwicklung der Vorräte in Humusauflage und Mineralboden geschuldet sein.

Tab. 3.10: Häufigkeiten kritischer Anteile des in der Humusauflage gebundenen Kaliums am Kaliumvorrat nach BLOCK et al. (2000) (25 BZE-Punkte)

	BZE-1		BZE-2	
Auflage [%]:	< 50	> 50	< 50	> 50
Podsole	2	2	4	0
Braunerden (arm)	7	2	9	0
Braunerden (reich)	6	1	7	0
Lessivés	3	0	3	0
hydromorphe Böden	2	0	2	0
Gesamt	20	5	25	0

Allein die austauschbar gebundenen Kaliumvorräte im Mineralboden sind im Mittel deutlich höher als die säurelöslichen Vorräte in der Humusauflage. Für eine ausgeglichene Baumernährung kritische Anteile des in der Humusauflage gebundenen Kaliums nach BLOCK et al. (2000) traten nur zum Zeitpunkt der BZE-1 auf (Tabelle 3.10). Aufgrund der Abnahme der Vorräte in der Humusauflage bei gleichzeitigem Ansteigen der austauschbaren Vorräte im Mineralboden treten Anteile von über 50 % Kalium

in der Humusauflage zum Zeitpunkt der BZE-2 nicht mehr auf. Vorwiegend betroffen waren die Bodentypengruppen der Podsole sowie carbonatfreien Braunerden (insgesamt 5 BZE-Punkte).

Die Differenzierung der austauschbaren Kaliumvorräte im Mineralboden (0-90 cm) nach bodenkundlichen Straten (Abbildung 3.30a) zeigt im Vergleich zu Calcium und Magnesium nur einen schwächer ausgeprägten Gradienten der Vorräte in Abhängigkeit vom Bodentyp. Insbesondere die carbonathaltigen Braunerden unterschieden sich zum Zeitpunkt der BZE-2 kaum von denen der Podsole und armen Braunerden. Nach AK STANDORTSKARTIERUNG (2003) sind die Kaliumvorräte in allen drei Gruppen vorwiegend sehr gering (< 5 kmol_c/ha). Die Lessivés und hydromorphen Böden unterscheiden sich auch anhand der Kaliumvorräte durch deutlich höhere, vorwiegend geringe (5-10 kmol_c/ha) bis gering/mittlere (10-15 kmol_c/ha) Vorräte. Anhand der Humusformen (Abbildung 3.30b) und Baumartenzusammensetzung (Abbildung 3.30d) zeigen sich abgeschwächt die aufgrund der bekannten Zusammenhänge mit den Bodentypen zu erwartenden Gradienten. Auffällig sind die zum Zeitpunkt der BZE-2 kaum von einander abweichenden Mediane für die Kaliumvorräte der forstlichen Wuchsgebiete.

Im Zeitraum zwischen BZE-1 und BZE-2 hat Kalium in allen Bodentypengruppen zugenommen. Am deutlichsten ist die Zunahme in der Gruppe der Podsole, deren Mediane von 0,78 kmol_c/ha auf 4,08 kmol_c/ha hochsignifikant (Mann-Whitney U-Test α : = 0,002) angestiegen sind. Die Veränderungen innerhalb der anderen Bodentypengruppen sind nicht statistisch gesichert. Auch die für Podsole typischen Humusformen Rohhumus und Graswurzelfilz-Moder zeigen eine Zunahme der Kaliumvorräte, während die Vorräte der Mull- und Moder-Humusformen

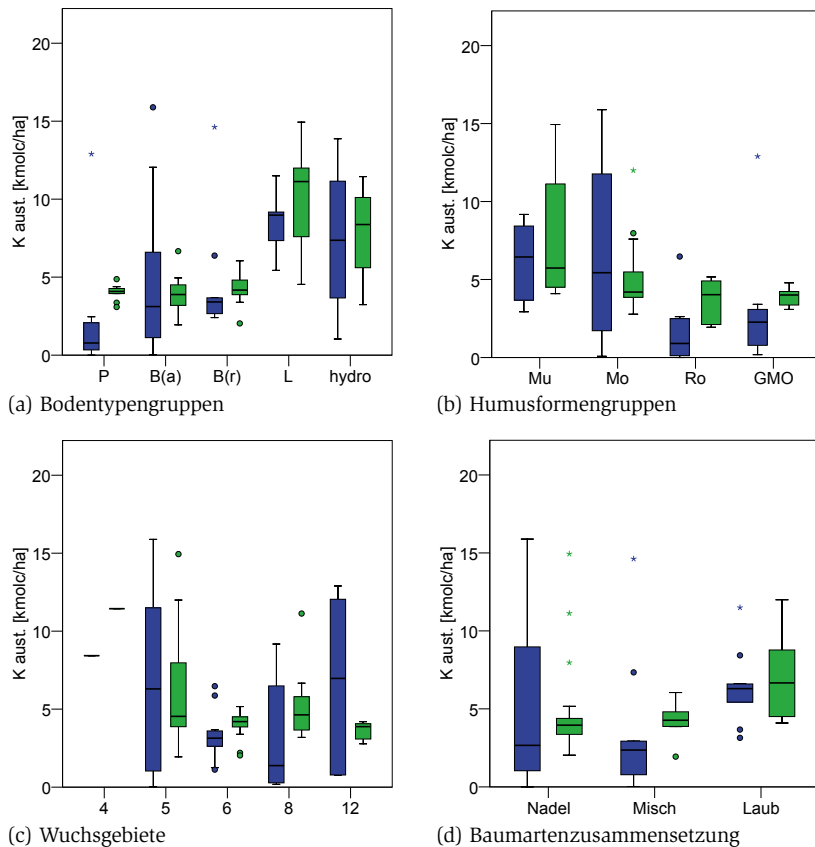


Abb. 3.30: Veränderung der Kaliumvorräte im Mineralboden bis 90 cm Tiefe [blau = BZE-1, grün = BZE-2]

tendenziell leicht abgenommen haben. Auffällig sind die unterschiedlichen Entwicklungen der Kaliumvorräte in den forstlichen Wuchsgebieten, welche in den Wuchsgebieten 6 und 8 zugenommen, in den Wuchsgebieten 5 und 12 jedoch tendenziell abgenommen haben.

Die zu Calcium und Magnesium entgegengesetzte Entwicklung der Kaliumvorräte im Mineralboden ist besonders bemerkenswert, da Kalium als einwertiges eintauschschwächstes der drei Kationen bevorzugt vom Bodenaustauscher verdrängt und ausgewaschen wird. Als mögliche Ursachen für diese Entwicklung kommt für die tonmineralreicheren carbonathaltigen Bodenformen (Lesivés und reichere Braunerden) die vermehrte Freisetzung von Kalium aus Zwischenschichten der Tonminerale und Glimmer in Frage. Die

deutliche Zunahme der austauschbaren Kaliumvorräte in der Gruppe der Podsole kann durch aus der Humusaufgabe in den Mineralboden übergegangenes Kalium bedingt sein. Eventuell spielt auch eine gesteigerte Kaliumfreisetzung aus Feldspäten durch unter saureren Bedingungen intensivere Verwitterung eine Rolle. Auch regionale Effekte könnten angesichts der gegenläufigen Entwicklungen in den Wuchsgebieten einen Einfluss haben.

Entsprechend der Bedeutung des S-Wertes für die „basisch“ wirkenden Kationen wird der H-Wert für die „sauen“ Kationen Aluminium, Eisen, Mangan und Wasserstoff verwendet. H-Wert und S-Wert ergänzen sich in der Summe zur effektiven Kationenaustauschkapazität. Den mengenmäßig größten Anteil am H-Wert nimmt Aluminium ein.

Der H-Wert vermittelt einen Eindruck darüber, welche Mengen „sauer“ wirkender Kationen im Zuge der Versauerung freigesetzt worden sind.

Einen Überblick über Höhe und Entwicklung der H-Werte in den Böden Mecklenburg-Vorpommerns, differenziert nach Humusaufgabe und Mineralboden gibt Abbildung 3.31. Auch die „sauen“ Kationen sind demnach vorwiegend im Mineralboden festgelegt, während sich höhere Vorräte in der Humusaufgabe auf Ausnahmen beschränken. Wie für den S-Wert haben auch für den H-Wert die in der Auflage festgelegten Vorräte im Vergleich zur BZE-1 im Zusammenhang mit dem beobachteten Humusformenwandel abgenommen. Entsprechend dem Zusammenhang zwischen Kationenaustauschkapazität, S-Wert und H-Wert zeigt sich für die Vorräte „sauer“ wirkender Kationen im Mineralboden (0-90 cm) ein leichter Anstieg des Medians. Die Abnahme des Vorrats in der Humusaufgabe von 35,6 kmol_c/ha auf 19,22 kmol_c/ha ist signifikant (Mann-Whitney U-Test α : = 0,013), das Ansteigen des H-Wertes im Mineralboden von 140,0 kmol_c/ha auf 158,0 kmol_c/ha schwach signifikant (Mann-Whitney U-Test α : = 0,08). Die Summe des

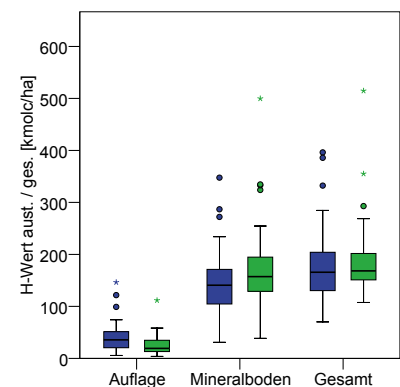


Abb. 3.31: Veränderung der Vorräte säurelöslicher (Humusaufgabe n = 26) und austauschbarer Kationensäuren (Mineralboden bis 90 cm, n = 44), Gesamt (n = 26) [blau = BZE-1, grün = BZE-2]

H-Wertes in Humusauflage und Mineralboden hat sich aufgrund der gegensätzlichen Entwicklung beider Vorräte kaum verändert.

Anhand der Gruppen der Humusformen, Wuchsgebiete und Baumartenzusammensetzungen zeigen sich kaum interpretierbare Unterschiede des H-Wertes zwischen den einzelnen Straten (Abbildung 3.32). Auffällig ist, dass sich für die basenreiche Gruppe der Lessivés die insgesamt höchsten Vorräte ergeben. Ebenfalls vergleichsweise hohe H-Werte bestehen für die Gruppe der Podsole, während die H-Werte der carbonathaltigen Braunerden am niedrigsten sind. Die Ursache für die hohen Vorräte „sauer“ wirkender Kationen der Lessivés, welche indes die höchsten Basensättigungen aufweisen, erklärt sich durch die insgesamt höhere Austauschkapazität dieser tonmineralreicheren Standorte. Die hohen H-Werte der Podsole erklären sich aus der geringen Basensättigung und damit großen Anteilen „sauer“ wirkender Kationen am Austauscher. Somit sind auch die niedrigen Vorräte „saurer“ Kationen in der Gruppe der carbonathaltigen Braunerden plausibel, welche bei einer relativ geringen Austauschkapazität zugleich verhältnismäßig hohe Basensättigun-

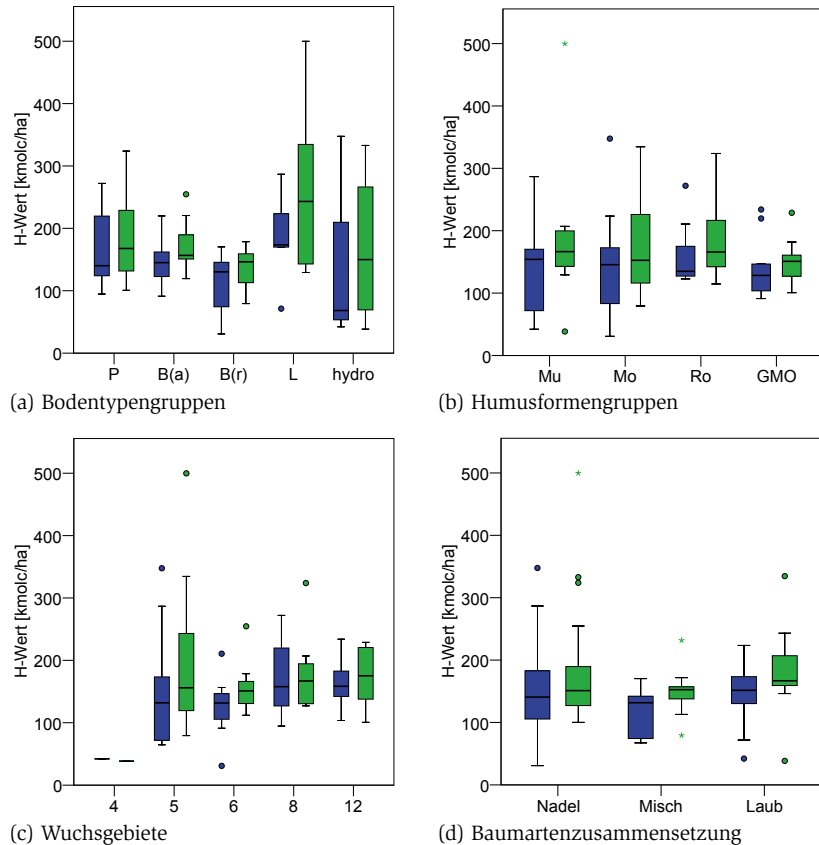


Abb. 3.32: Veränderung der Vorräte austauschbarer Kationensäuren (H-Wert) im Mineralboden bis 90 cm Tiefe [blau = BZE-1, grün = BZE-2]

gen aufweisen. Die insgesamt beobachtete Tendenz zur Zunahme der H-Werte von der BZE-1 zur BZE-2 im

Mineralboden zeigt sich auch in allen Bodentypengruppen, ist jedoch nicht statistisch gesichert.

3.4 Belastung der Waldökosysteme mit Schwermetallen

Die Bedeutung der Schwermetalle Blei, Kupfer, Zink, Cadmium, Chrom, Nickel, Quecksilber und Arsen in Waldböden besteht vor allem in ihrer potentiellen Schädigung auf Pflanzen, Tiere und den Menschen. Daneben sind die Elemente Kupfer, Zink, Chrom, Nickel und vermutlich auch Arsen zugleich essentielle Spurenelemente für Pflanzen und Tiere. Für die Elemente Cadmium, Quecksilber und Blei ist bisher keine ernährungsphysiologische Funktion bekannt (BLUME et al., 2002).

Für die Schädigung der einzelnen Elemente, insbesondere für die Einschätzung der Gefährdung des Grundwassers und von Auswirkungen auf Bodenorganismen und das Pflanzenwachstum, ist neben den absoluten Gehalten die Verfügbarkeit der Elemente von großer Bedeutung. Diese steht in enger Wechselwirkung mit der elementspezifischen Bindungsstärke des Bodens. Für die auch als Spurennährstoffe bedeutsamen Elemente ist die Bindungsstärke zugleich entscheidend für die ausreichende Versorgung der Pflanzen. Sie hängt besonders von der Bodenreaktion und dem Gehalt an organischer Substanz ab.

Die Untersuchung der Belastung der Böden mit Schwermetallen war bereits Gegenstand der BZE-1. Zusätzlich zu den bei der BZE-1 analysierten Elementen Kupfer, Zink, Cadmium und Blei, wurde das Analysenspektrum der BZE-2 um die Elemente Chrom, Nickel, Quecksilber und Arsen erweitert. Zum damaligen Zeitpunkt wurden die Konzentrationen der Schwermetalle jedoch nur in der Humusauflage erfasst. Zudem erfolgte im Zusammenhang mit der bundesweiten Vereinheitlichung der Laborverfahren für die BZE-2 eine Umstellung der Laborverfahren vom HNO_3 -Druckaufschluss (BZE-1) auf den Königswasser-Extrakt. Dadurch

sind Vergleiche zwischen den beiden Inventuren kaum durchführbar, zugleich wird aber die Bewertung der Ergebnisse anhand der Grenzwerte der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV⁴) ermöglicht, welche auf dem Königswasser-Extrakt beruhen. Die Verwendung des Königswasser-Extraktes erlaubt zudem eine bessere Einordnung der Analysenergebnisse in Bezug zu verfügbaren Angaben zu geogenen Grundgehalten und Hintergrundwerten (geogener Grundgehalt und ubiquitäre Schwermetallanreicherung als Folge diffuser Einträge) sowie weiterführenden ökotoxikologisch definierten Schwellenwerten aus der Literatur.

Einen Überblick über die in Mecklenburg-Vorpommern auftretenden Schwermetallkonzentrationen für die einzelnen Tiefenstufen und Elemente gibt Abbildung 3.33. Darin zeigen sich in Abhängigkeit von elementspezifischen Unterschieden der Bindung an die Bodensubstanz, der unterschiedlichen Intensität der Einträge und den verschiedenen Gehalten im geologischen Ausgangssubstrat für die einzelnen Elemente, deutlich unterschiedliche Tiefenprofile. So steigen die Bleigehalte mit abnehmender Bodentiefe (und zunehmendem Humusgehalt) deutlich an und erreichen in der Humusauflage die durchschnittlich höchsten Konzentrationen (Abbildung 3.33a). Die Elemente Kupfer, Zink und Cadmium zeigen keine deutliche Veränderung der Konzentrationen in Abhängigkeit von der Tiefenstufe, weisen jedoch einen sprunghaften Anstieg der Gehalte im Übergang zwischen Mineralboden und Humusauflage auf (Abbildungen 3.33b - 3.33d). Im Gegensatz dazu zeigen sich für Chrom von der Auflage bis in 90 cm Tiefe kontinu-

ierlich ansteigende Konzentrationen (Abbildung 3.33e). Für Nickel zeigt sich ein ähnlicher Tiefenverlauf, im Übergang von der Humusauflage zum Mineralboden nehmen die Gehalte jedoch zunächst ab (Abbildung 3.33f). Die Arsenkonzentrationen lassen keinen Bezug zur Bodentiefe erkennen (Abbildung 3.33h). Bei der Interpretation der Quecksilbergehalte muss berücksichtigt werden, dass für die Tiefenstufen 0-5 und 5-10 keine Analysen vorlagen. Die Gehalte in der Humusauflage sind im Vergleich zu den Gehalten im tieferen Mineralboden deutlich erhöht (Abbildung 3.33g).

Grundsätzlich lassen sich somit Tiefengradienten mit erhöhten Gehalten im Oberboden (Pb, Cu, Zn, Cd, Hg) und Tiefengradienten mit höheren Gehalten im Unterboden (Cr, Ni) unterscheiden. Die Schwermetallanreicherung im Oberboden kann dabei natürlich bedingt, jedoch auch ein Hinweis auf atmosphärische Einträge sein. Natürliche Anreicherungen im Oberboden gegenüber dem Unterboden ergeben sich besonders für Elemente, die zugleich als Spurennährstoffe von den Pflanzen aufgenommen werden (Zink, Kupfer). Dazu kommt es in Folge natürlicher Umverteilung durch die Aufnahme mit der Bodenlösung und die Akkumulation im Oberboden mit dem Streufall.

Die deutlich erhöhten Gehalte im Oberboden für die Elemente Blei, Cadmium und Quecksilber, welche gerade in dem für Waldböden typischen sauren pH-Bereich bevorzugt an die organische Substanz gebunden werden, deuten auf atmosphärische Schwermetalleinträge hin.

Der Anstieg der Gehalte an Chrom und Nickel mit zunehmender Mineralbodentiefe ist durch die bevorzugte Bindung dieser Elemente an Tonminerale bedingt. Für Nickel, dessen Mobilität bereits ab pH-Werten < 6 stark zunimmt (RIEK & WOLFF, 2007),

ist zudem eine Anreicherung des Unterbodes mit aus dem Oberboden verlagertem Nickel denkbar. Die erhöhten Nickelgehalte in der Auflage sind wahrscheinlich auf die Umverteilung mit dem Streufall zurückzuführen.

Die im Bezug zur Tiefe ausgesprochene Gleichverteilung für Arsen ist aufgrund des komplexen und schwer zu beurteilenden Bindungsverhaltens von Arsen kaum interpretierbar. Insgesamt sind bedeutsame atmosphärische Arseneinträge angesichts des nur schwach ausgeprägten Tiefengradienten jedoch auszuschließen.

Zur Einschätzung der Gefährdung durch erhöhte Schwermetallgehalte im Boden wurden vorrangig die gesetzlichen Grenzwerte der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) verwendet. Zusätzlich wurden die Orientierungswerte für Schwermetallkonzentrationen in der Humusauflage mit schädigenden Wirkungen auf Ökosystemkomponenten (biochemische Aktivität, Bodenatmung, Stickstoffumsetzung, Mikroflora, Bodentiere) nach TYLER (1992) und die an Hintergrundwerten orientierten Vorsorgewerte für Mineralboden und Humusauflage nach Prüss (1994) verwendet. Während Konzentrationen der Prüf- und Maßnahmenwerte der BBodSchV sowie die Orientierungswerte nach TYLER (1992) unspezifisch in Bezug auf die Bodenart sind, werden die Vorsorgewerte nach Prüss (1994) zur Berücksichtigung der unterschiedlichen geogenen Grundgehalten nach dem Tongehalt differenziert. Die Vorsorgewerte der BBodSchV sind analog für unterschiedliche Bodenarten festgelegt. Zur Berücksichtigung der von der Bodenreaktion abhängigen Mobilität von Cadmium, Nickel, Zink und Blei sind die Vorsorgewerte der BBodSchV für diese Elemente zusätzlich in Abhängigkeit vom pH-Wert festgelegt.

⁴ Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12. Juli 1999 (BGBl. I S. 1554), die zuletzt durch Artikel 16 des Gesetzes vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585) geändert worden ist. <http://bundesrecht.juris.de/bundesrecht/bbodschv/gesamt.pdf>.

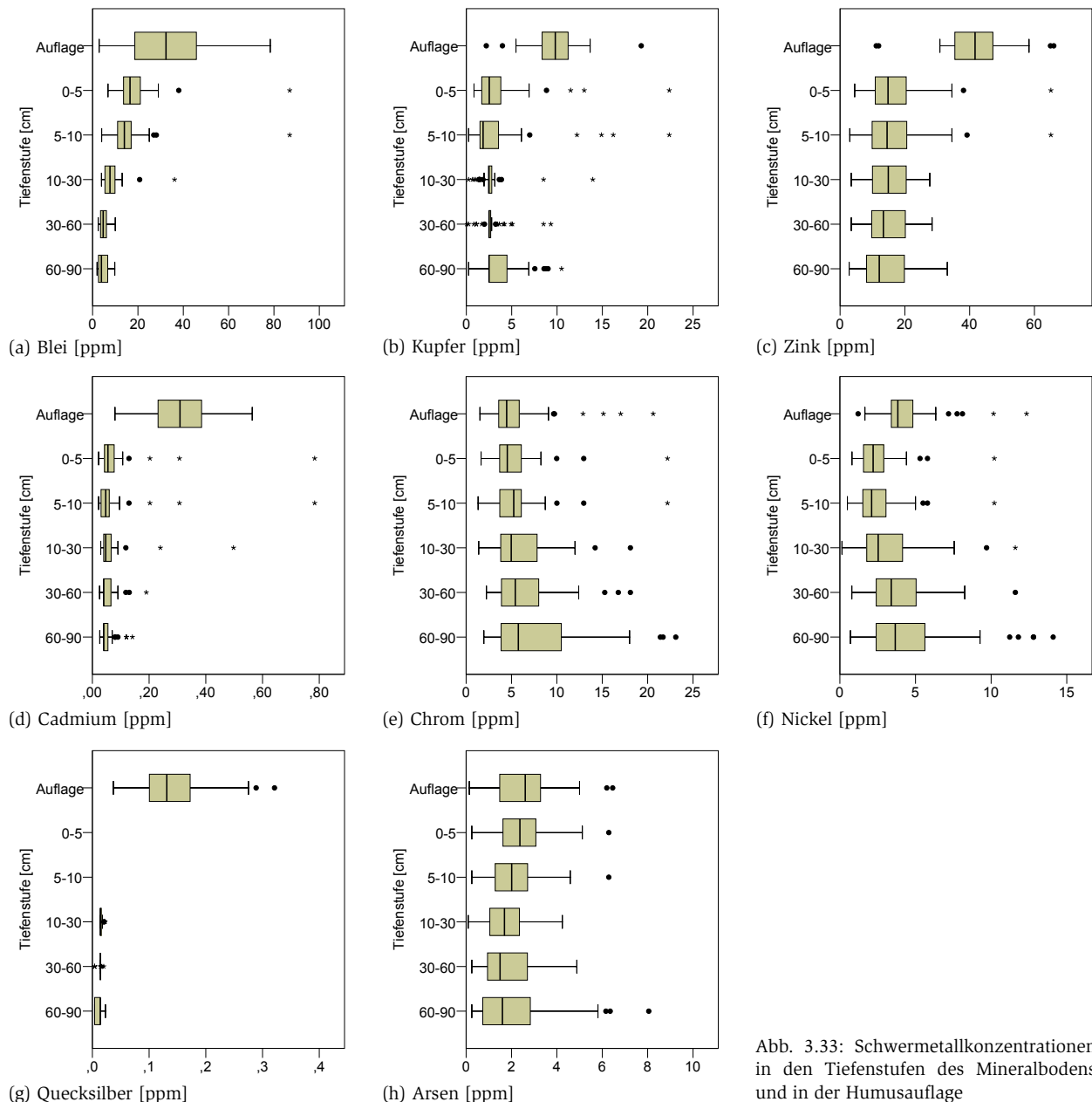


Abb. 3.33: Schwermetallkonzentrationen in den Tiefenstufen des Mineralbodens und in der Humusauflage

In Tabelle 3.11 sind die Häufigkeiten von Überschreitungen der verwendeten Schwellenwerte dargestellt. Ergänzt wird ein Überblick über die angewandten Schwellenwerte selbst gegeben. Im Fall der Vorsorgewerte nach BBodSchV und PRÜESS (1994) wurden für die Ableitung der Häufigkeit von Überschreitungen jedoch immer die tatsächlichen in Abhängigkeit von pH-Wert sowie Bodenart / Tongehalt definierten Werte herangezogen. Demnach werden für

die betrachteten Schwermetalle die relevanten gesetzlichen Vorsorge-, Prüf- und Maßnahmenwerte der BBodSchV an keinem der BZE-Punkte in Mecklenburg-Vorpommern überschritten. Die Orientierungswerte für die Humusaufgabe nach TYLER (1992) werden ebenfalls in keinem Fall überschritten, sodass Beeinträchtigungen von Ökosystemkomponenten durch Schwermetalle in den Waldböden Mecklenburg-Vorpommerns unwahrscheinlich sind.

Insbesondere zur Beurteilung der Auswirkung auf das Wachstum höherer Pflanzen (Waldbäume) muss jedoch berücksichtigt werden, dass dieses nicht direkter Gegenstand der Orientierungswerte nach TYLER (1992) ist. Vor allem ist die Bewertung der ökologischen Verfügbarkeit ohne spezielle sequentielle Extraktionsverfahren ausschließlich anhand von Gesamtgehalten schwierig (vgl. LEWANDOWSKI et al., 1997) und nur überschlägig, beispielsweise mit dem

Tab. 3.11: Anzahl der BZE-Punkte, an denen Überschreitungen etablierter Grenzwerte für Schwermetallkonzentrationen auftreten (bezogen auf 47 BZE-Punkte)

	Anzahl der Überschreitungen von Schwellenwerten [N]							
	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Hg	Pb
Vorsorgewerte der BBodschV	0	0	0	0		0	0	0
Prüfwerte der BBodschV für Kinderspielflächen	0	0			0	0	0	0
Prüfwerte der BBodschV für Park- u. Freizeitanlagen	0	0			0	0	0	0
Maßnahmenwerte der BBodschV für Grünland		0	0		0	0	0	0
Vorsorgewerte nach PRÜESS (1994)	3	0	4	1	1	1		8
Orientierungswerte nach TYLER (1994)	0		0	0		0	0	0
	zugrunde liegende Schwellenwerte [mg/kg]							
	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Hg	Pb
Vorsorgewerte der BBodschV (Sand)	30	15	20	60		0,4	0,1	40
Prüfwerte der BBodschV für Kinderspielflächen	400	70			25	2	10	200
Prüfwerte der BBodschV für Park- u. Freizeitanlagen	1000	350			125	50	50	1000
Maßnahmenwerte der BBodschV für Grünland		1900	200		50	20	2	1200
Vorsorgewerte nach PRÜESS (1994) (Auflage / Sand (< 8 % Ton))	20/20	15/15	20/10	85/35	10/6	0,7/0,2		130/25
Orientierungswerte nach TYLER (1994)	30		20	300		3,5	0,75	150

eingesetzten stark vereinfachten Ansatz nach DVWK (1988) (s.u.) möglich. So beziehen sich auch die Prüfwerte der BBodSchV für den Wirkungspfad Boden – Nutzpflanze für Ackerbau und Nutzgärten auf den Ammoniumnitrat extrahierbaren Anteil. Im Vergleich zu landwirtschaftlichen Nutzpflanzen zeichnen sich die meisten Waldbäume jedoch durch eine hohe Metalltoleranz aus (WALTHERT et al., 2004), sodass direkte Schadwirkungen auf Waldbäume angesichts der eher niedrigen Gesamtgehalte nicht zu erwarten sind.

Die Vorsorgewerte nach PRÜESS (1994) werden in mehreren Fällen, insbesondere für Blei überschritten (acht BZE-Punkte). Dies deutet wie der für Blei festgestellte Tiefengradient (s.o.) auf erhöhte atmosphärische Bleieinträge hin. Die Punkte, an denen die Vor-

sorgewerte für Chrom, Kupfer, Zink, Arsen und Cadmium überschritten werden, treten nur in einzelnen Fällen auf. Es handelt sich um die Extremwerte der Häufigkeitsverteilungen (vgl. Abbildung 3.33) welche im Zusammenhang mit vereinzelt Punktschadungen zu sehen sind.

Für die Bewertung der Bindungsstärke der Elemente im Oberboden und die damit in enger Beziehung stehende Verfügbarkeit für Pflanzen sowie für die Bewertung des elementspezifischen Austragsrisikos von Schwermetallen in das Grundwasser wurde der qualitative Bewertungsansatz nach DVWK (1988) angewendet. Dieser Ansatz ermöglicht eine Einschätzung der Bindungsstärke in sechs Stufen von „keine“ bis „sehr hoch“ und eine analoge fünfstufige Bewertung der potentiellen Gefährdung des

Grundwassers von „sehr gering“ bis „sehr stark“. Die Einschätzung erfolgt unabhängig von den tatsächlichen Schwermetallgehalten. Die element-spezifische Bewertung der Bindungsstärke im Oberboden erfolgt dabei in Abhängigkeit von

- pH-Wert in CaCl_2 (Auflage + Mineralboden 0 bis 30 cm),
- Humusgehalt (Auflage + Mineralboden 0 bis 30 cm),
- Tongehalt (Mineralboden 0 bis 30 cm),
- Skelettgehalt (Mineralboden 0 bis 30 cm Tiefe),
- Sesquioxideinfluss (Abgeleitet aus der Bodenfarbe, Mineralboden 0 bis 30 cm).

Als Oberboden werden entsprechend DVWK (1988) die oberen Mineralbodenhorizonte bis 30 cm Tiefe, bei

Waldböden zusätzlich die Humusaufgabe angesprochen. Die im Ansatz zur Bewertung der Bindungsstärke im Oberboden herangezogenen mittleren pH-Werte, Humus-, Skelett- und Tongehalte wurden als mit dem Feinbodenvorrat gewichtete Mittelwerte aus den für die relevanten BZE-Tiefenstufen vorliegenden Daten berechnet. Die Ableitung der nur horizontweise vorliegenden Farbsprache erfolgte durch mit der jeweiligen Horizontmächtigkeit gewichtete Mittelwertbildung für „hue“, „value“ und „chroma“ der Munsell-Farbtabelle (MACBETH, 1992).

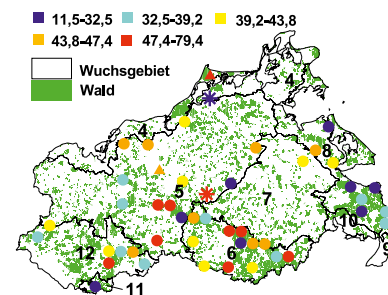
Für die elementspezifische Einschätzung der potentiellen Gefährdung des Grundwassers wurde nach DVWK (1988) vergleichbar mit dem Vorgehen im Oberboden die Bindungsstärke im Unterboden (30-60 cm) bewertet und mit der Bindungsstärke im Oberboden sowie der klimatischen Wasserbilanz zur „Bindungsstärke des total grundwasserfreien Bodenraumes (FSMt)“ kombiniert. Die potentielle Gefährdung des Grundwassers konnte dann aus der „Bindungsstärke des total grundwasserfreien Bodenraumes“ und dem Grundwasserflurabstand abgeleitet werden.

Tab. 3.12: elementspezifische Bindungsstärke nach DVWK (1988) im Oberboden (Anzahl der BZE-Punkte)

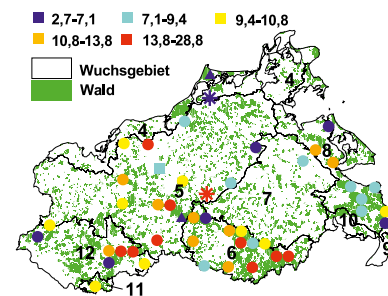
	sehr gering	gering	mittel	hoch	sehr hoch
Cr	0	0	8	33	6
Ni	0	39	7	0	1
Cu	0	0	8	33	6
Zn	6	37	3	0	1
Cd	8	37	1	0	1
Hg	0	0	0	8	39
Pb	0	0	0	8	39

Tabelle 3.12 gibt einen Überblick über die in Mecklenburg-Vorpommern auftretenden Stufen der Bindung im Oberboden für die einzelnen Elemente. Demnach ist die Bindungsstärke für Chrom und Kupfer in den Waldböden Mecklenburg-Vorpommers vorwiegend hoch, für Blei und Quecksilber sogar sehr hoch. Dies begründet sich in der starken Bindung an die organische Substanz und die auch noch bei mäßig saurer Bodenreaktion geringe Mobilität dieser Elemente. Nickel, Zink und Cadmium werden vorrangig nur mit geringer Bindungsstärke im Boden gebunden. Dies liegt daran, das insbesondere Zink nur schwach an die organische Substanz gebunden wird und die drei Elemente (besonders Cadmium) bereits bei sehr schwach saurer Bodenreaktion vermehrt in der Bodenlösung gelöst werden.

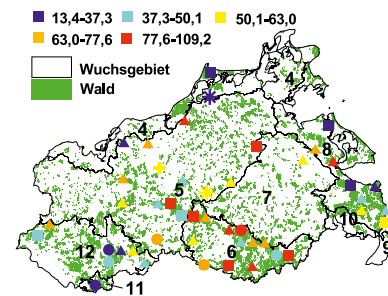
Zur Visualisierung möglicher großräumiger Muster wurde in Abbildung 3.34 die räumliche Verteilung der Schwermetallvorräte im Oberboden (Summe Auflage und Mineralboden 0 bis 30 cm, Quecksilber nur Auflagegewerte) in 5 Perzentilklassen (20, 40, 60, 80, 100) für jedes Element dargestellt. Zusätzlich wurde die für die einzelnen Standorte ermittelte elementspezifische Stufe der potentiellen Grundwassergefährdung nach DVWK (1988) durch unterschiedliche Symbole kenntlich gemacht. Für die Einschätzung der potentiellen Gefährdung des Grundwassers durch Arsen liegt kein Bewertungsrahmen nach DVWK (1988) vor (Darstellung zeigt konstante mittlere Gefährdung). Insgesamt lassen sich keine räumlichen Schwerpunkte erkennen. Für alle Elemente zeigt sich eine Häufung hoher Vorräte im Süden Mecklenburg-Vorpommerns (Bereich des Wuchsgebietes 6). Für Cadmium und Quecksilber zusätzlich im Südwesten (Bereich des Wuchsgebietes 12). Mit Ausnahme von Quecksilber und Arsen treten im Bereich der östlichen Landesgrenze vorrangig geringe Schwermetallvorräte auf.



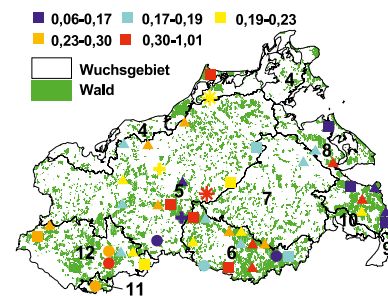
(a) Blei [kg/ha]



(b) Kupfer [kg/ha]



(c) Zink [kg/ha]

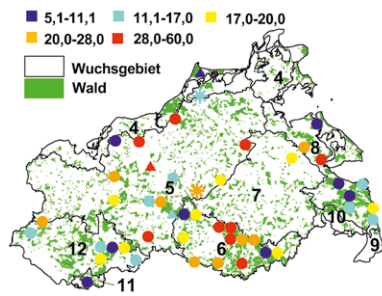


(d) Cadmium [kg/ha]

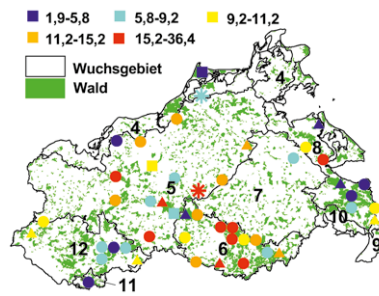
Bewertung der Grundwassergefährdung nach DVWK (1988)

- sehr gering (1) ▲ gering (2)
- mittel (3) + stark (4)
- * sehr stark (5)

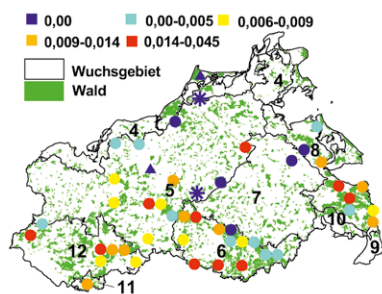
Abb. 3.34: Schwermetallvorräte des Oberbodens (Auflage + Mineralboden bis 30 cm) und Bewertung der potentiellen Grundwassergefährdung nach DVWK (1988)



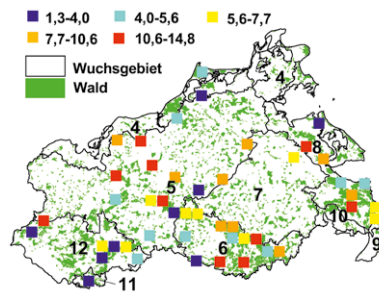
(e) Chrom [kg/ha]



(f) Nickel [kg/ha]



(g) Quecksilber [kg/ha]



(h) Arsen [kg/ha]

Bewertung der Grundwassergefährdung nach DVWK (1988)

- sehr gering (1) ▲ gering (2)
- mittel (3) + stark (4)
- * sehr stark (5)

Fortsetzung Abb. 3.34: Schwermetallvorräte des Oberbodens (Auflage + Mineralboden bis 30 cm) und Bewertung der potentiellen Grundwassergefährdung nach DVWK (1988)]

3.5 Waldernährung und Kronenzustand

Eine ausgewogene Nährstoffversorgung ist eine notwendige Voraussetzung für die Aufrechterhaltung des Stoffwechsels und das Wachstum der Waldbäume. Optimal ernährte Bäume sind gegen von außen auf das Ökosystem Wald wirksame biotische und abiotische Stressoren widerstandsfähiger als schlecht ernährte. Zur Beurteilung des Ernährungszustandes und der Schadstoffbelastung der Waldbäume wurden Nadeln und Blätter der Hauptbaumarten an den BZE-Inventurpunkten entnommen und chemisch analysiert. Die Beprobung der Bäume erfolgte in den Jahren 1992–1993 (BZE-1) bzw. 2006 (BZE-2). Für die BZE-2 liegen Daten zur Ernährung von einem Eschen-, zwei Douglasien-, drei Eichen-, drei Lärchen-, vier Ahorn-, vier Erlen-, fünf Fichten-, sechs Buchen-, und 35 Kiefern-(Misch)beständen vor. Ein Fichten- und 22 der Kiefernbestände wurden auch bei der BZE-1 untersucht und stehen somit prinzipiell

für vergleichende Auswertungen zur Verfügung.

Die Beprobung erfolgte gemäß BZE-Anleitung an drei herrschenden Bäumen je Bestand. Aus den Einzelproben wurden Mischproben hergestellt. Die Beprobung der Laubbäume erfolgte im Monat August, die Nadelproben wurden während der absoluten Vegetationsruhe zwischen Dezember und Februar entnommen. Bei der BZE-1 wurde bei Kiefern nur der erste (jüngste) Nadeljahrgang beprobt, für die BZE-2 liegen zusätzlich auch Daten für zweijährige Nadeln vor. Es wurden die Hauptnährelemente N, P, K, Ca, Mg und S sowie die Spurenstoffe Mn, Fe, Zn, Cu, Cd und Pb analysiert. Die in den folgenden Abschnitten dargestellten Gehaltsangaben in g/kg (Hauptnährstoffe) bzw. mg/kg (Spurenstoffe) beziehen sich auf die getrocknete Nadel- / Blattmasse.

Aufgrund der realisierten Stichprobenumfänge bei den einzelnen Baumarten lassen sich repräsentative Aus-

sagen lediglich zur Ernährungssituation der Kiefer treffen. Die folgenden Darstellungen beschränken sich daher ausschließlich auf die Baumart Kiefer. Ergänzend findet sich im Tabellenanhang eine tabellarische Übersicht der Ernährungsdaten von Buche, Eiche, Lärche, Ahorn, Erle, Esche, Douglasie und Fichte (BZE-2), auf die im Text jedoch nicht eingegangen wird.

Die Einschätzung der Baumvitalität an den BZE-Punkten erfolgte im Rahmen der regulären Waldzustandserhebung (WZE) nach bundesweit standardisiertem Vorgehen (ICP, 2006). Für die vorliegenden Auswertungen konnten auf BZE-Punkte bezogene jährliche prozentuale Nadel- / Blattverluste sowie die jeweiligen Schadstufenanteile in den Zeiträumen 1991 - 1994 (BZE-1) und 2006 - 2009 (BZE-2) verwendet werden. Wie auch bei den Auswertungen zur Baumernährung wurden die insgesamt verfügbaren Daten aus Repräsentativitätsgründen auf die Schadansprache bei der Baumart Kiefer reduziert.

3.5.1 Veränderungen des Ernährungszustands

Die absoluten Elementgehalte in einjährigen Kiefernadeln im Vergleich von BZE-1 und BZE-2 gehen aus den Darstellungen in Abb. 3.35 hervor. Berücksichtigt wurden nur die 22 als gepaarte Stichprobe vorliegenden BZE-Punkte. Der Vergleich der Mediane und Perzentilwerte lässt bei den Hauptnährelementen eine Zunahme für Stickstoff und Phosphor sowie eine Abnahme für Schwefel und Magnesium erkennen. Bei Calcium und Kalium zeigen sich keine nennenswerten Unterschiede. Bei den Spurenelementen ist für Eisen, Zink und Kupfer eine Zunahme und für Mangan und Blei eine Abnahme zu verzeichnen. Die Cadmiumgehalte weisen keine Veränderung auf.

Aufgrund des Charakters zweier Momentaufnahmen der beiden Inventuren lassen sich aus den Unterschieden der Elementgehalte keine Trends der Baumernährung absichern. Insbesondere vor dem Hintergrund der Abhängigkeit der Nadel- / Blattspiegelwerte von Witterungseinflüssen und Wachstumseffekten sind kausale Aussagen zu den Unterschieden zwischen BZE-1 und BZE-2 generell schwierig. So lassen Zeitreihen von Ernährungsdaten von Dauerbeobachtungsflächen jährliche Schwankungen erkennen, welche in Einzeljahren zu unterschiedlichen Befunden und Bewertungen der Ernährungssituation führen. RIEK & DIETRICH (2000) empfehlen daher, dass Nadelanalysen grundsätzlich in mehreren Jahren hintereinander durchgeführt werden sollten, um zu einer standortstypischen Ernährungsdiagnose zu gelangen.

Trotz dieser Einschränkungen fügen sich einige Ergebnisse der Ernährungsdiagnose sehr gut in das Bild der Trends, die sich auch aus langjährigen Zeitreihenanalysen ergeben und in der Literatur beschrieben

sind. So korrespondiert der markante Rückgang der Schwefelgehalte in den Kiefernadeln mit der allgemeinen Abnahme der atmosphärischen Schwefelbelastung, die sich offensichtlich auch in den „Reinluftgebieten“ Mecklenburg-Vorpommerns durch reduzierte ubiquitäre Einträge auf die Schwefelernährung der Bäume auswirkte. Dieser Zusammenhang wurde von HEINSDORF & HEINSDORF (2001) für Brandenburg beschrieben. Es fällt allerdings auf, dass der Median der Schwefelgehalte (1,96 g/kg) bei der Erstinventur in Mecklenburg-Vorpommern deutlich höher ist als die von HEINSDORF & HEINSDORF (2001) für wenig belastete Versuchsflächen in Nordbrandenburg für diese Zeit ermittelten Einzelwerte (Werte überwiegend < 1,5 g/kg).

Einige Befunde der Ernährungsanalyse können plausibel mit den in Kap. 3.3 dargelegten bodenchemischen Analysen in Einklang gebracht werden. So entsprechen die reduzierten Magnesiumgehalte der Kiefernadeln der dargelegten Tendenz einer Verarmung an Magnesium und wachsenden Bedeutung von Mg-Mangelsituation auf basenarmen Standorten, wie sie auch für Brandenburg beschrieben ist (RIEK, 2009a). Die Zunahme der Stickstoffgehalte deutet auf eine Fortsetzung der N-Eutrophierung der Waldökosysteme. Dieses widerspricht den bodenkundlichen Befunden insofern, als hier ein Rückgang der Stickstoffgehalte verzeichnet werden konnte (Kap. 3.2).

Diese Diskrepanz kann wahrscheinlich anhand der besonderen für Stickstoff durch die Feuchtigkeit limitierten Aufnahme in die Nadeln erklärt werden (vgl. HEINSDORF, 1966; HIPPEL & BRANSE, 1992). So war die Vegetationsperiode vor der Nadelprobenentnahme im Rahmen der BZE-2 mit 289 mm Niederschlag und einer mittleren Temperatur von 15,5 °C im Jahre 2005 deutlich feuchter als das verhältnis-

mäßig trockene Jahr 1992 mit 207 mm Niederschlag und einer mittleren Temperatur von 16,2 °C in der forstlichen Vegetationsperiode. HEINSDORF & BRANSE (2002) beobachteten anhand langjähriger Zeitreihen auf Versuchsflächen in Brandenburg einen abrupten Rückgang der N-Ernährung der Kiefer explizit in den extrem trockenen und heißen Sommern 1991/92.

Unklar erscheinen die Gründe für die erhebliche Zunahme der Phosphorgehalte. Diesbezüglich sei darauf hingewiesen, dass bei der bundesweiten BZE-1-Auswertung im überregionalen Vergleich der P-Gehalte auffallend niedrige Werte für Mecklenburg-Vorpommern festgestellt wurden (WOLFF & RIEK, 1997). Die Ursachen hierfür konnten nicht abschließend geklärt werden; methodische Abweichungen (Laboranalyse) bei der BZE-1, die zu einer Verzerrung in Richtung zu niedriger Gehalte geführt haben könnten, sind nicht auszuschließen.

Bei den Spurennährstoffen fügt sich die deutliche Reduzierung der Blei-gehalte von Kiefernadeln in das in der Literatur wiederholt beschriebene Bild einer geringeren atmosphärischen Bleibelastung seit Einführung des bleifreien Benzins. Die reduzierten Mangengehalte bei gleichzeitig erhöhten Eisengehalten könnten auf den Fortschritt der Bodenversauerung zurückgeführt werden, in deren Folge pflanzenverfügbares Mangan zunehmend durch Aluminium und Eisen verdrängt wird. So ist die Abnahme Mangans am Bodenaustauscher auch im Hauptwurzelraum der BZE-Stichprobe Mecklenburg-Vorpommerns zu verzeichnen (vgl. Kap. 3.3.2). Auch die Erhöhung der Kupfer- und Zinkgehalte in Kiefernadeln könnte mit der Bodenversauerung im Zusammenhang stehen, da die Bioverfügbarkeit dieser im Oberboden und Humus akkumulierten Schwermetalle mit sinkendem pH-Wert zunimmt.

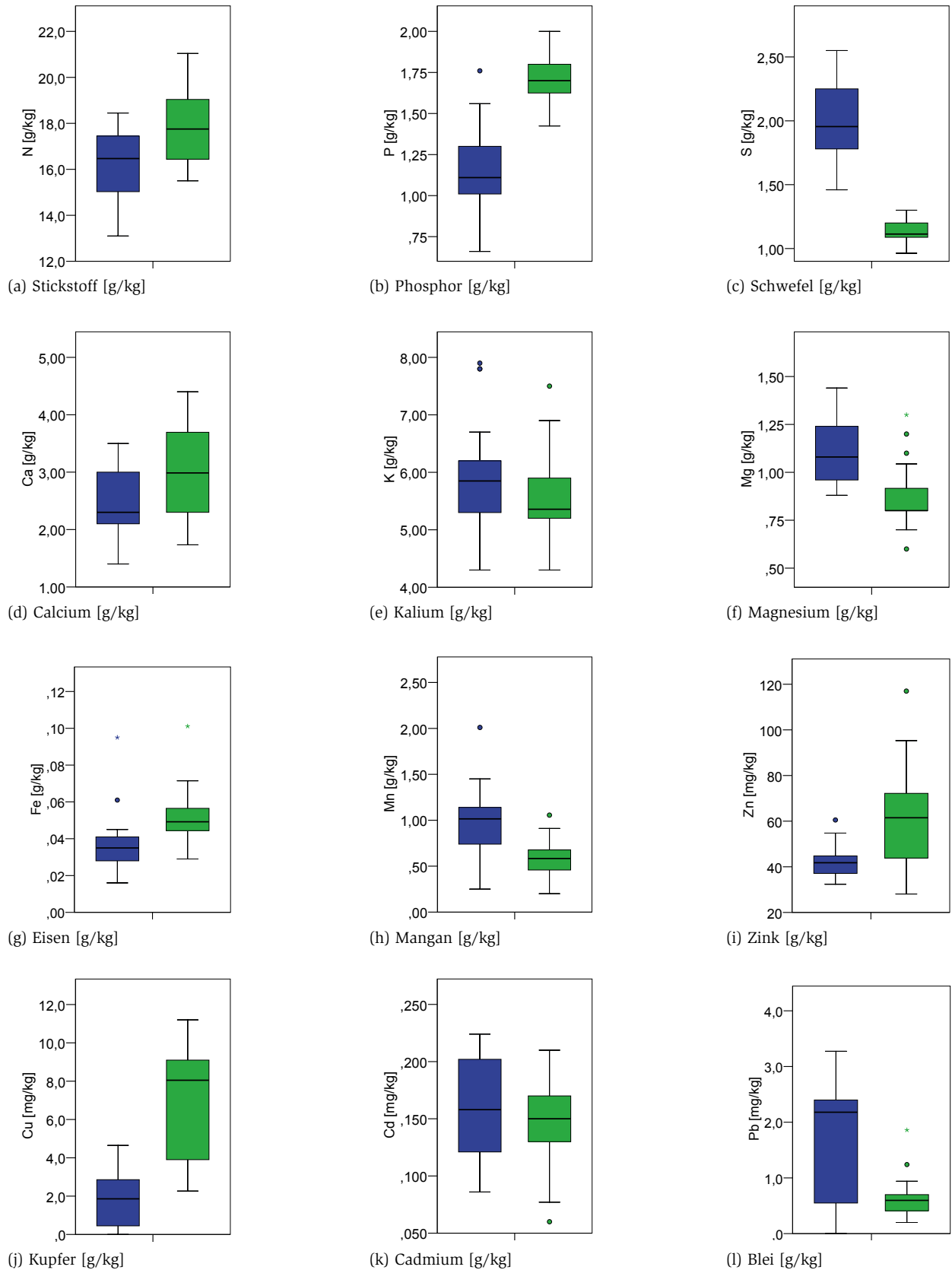


Abb. 3.35: Entwicklung der Gehalte der Elemente N, P, S, Ca, K, Mg, Fe, Cu, Cd und Pb in einjährigen Kiefernadeln an 22 gepaart vorliegenden BZE-Punkten [blau = BZE-1, grün = BZE-2]

3.5.2 Bewertung der Nadelspiegelwerte (Kiefer)

Die Analysenbefunde lassen sich mit Hilfe von Referenzwerten aus der Literatur bewerten. Diese können dazu dienen, ein grobes Bild über Art und Ausmaß möglicher Ernährungsstörungen zu erhalten. Widersprüche bei den in der Literatur genannten Schwellenwerten und bislang im forstlichen Umweltmonitoring angewandten Bewertungsmaßstäben wurden bereits bei der BZE-1-Auswertung und bei Auswertungen der Ernährungsdaten von Level II-Flächen offensichtlich (RIEK & WOLFF, 1998; RIEK & DIETRICH, 2000). Demnach erscheint eine Überprüfung der Gültigkeit und Anwendbarkeit der bestehenden Referenzwerte beispielsweise unter Zuhilfenahme von Level II-Zeitreihen und der auf diesen Flächen vorliegenden Prozesskenntnisse ratsam.

Als gebräuchlicher Bewertungsstandard für überregionale Erhebungen dienen die auch bei der bundesweiten BZE-1-Auswertung eingesetzten Grenzwerte des AK STANDORTSKARTIERUNG (2003), die sich im Wesentlichen auf Empfehlungen von BLOCK et al. (1991), GUSSONE et al. (1991) und HÜTTEL (1992) stützen. Daneben sind vorwiegend in Ostdeutschland die Referenzwerte von KRAUSS & HEINSDORF (2005) in Anwendung. Die Klassifizierung beruht in

beiden Bewertungsrahmen auf einer 5-stufigen Skala von „sehr gering“ bis „sehr hohen“ Werten (AK STANDORTSKARTIERUNG, 2003) bzw. von „extremem Mangel“ bis zu „starker Überernährung“ (KRAUSS & HEINSDORF, 2005). Die Grenze zwischen „sehr gering“ und „gering“ wird bei dem Bewertungsrahmen nach AK Standortkartierung gleichgesetzt mit dem Übergang zu möglichen Mangelsituationen. Die Schwellenwerte in den beiden Bewertungsrahmen unterscheiden sich bei einigen Elementen deutlich, was sich auch auf die Einschätzung der Ernährungs- bzw. Versorgungssituation der vorliegenden BZE-Stichprobe auswirkt.

Nach dem Bewertungsrahmen von KRAUSS & HEINSDORF (2005) sind von den bei der BZE-2 untersuchten 35 Kiefernbeständen 37 % hinsichtlich der fünf Hauptnährstoffe N, P, K, Mg und Ca als ausreichend ernährt einzustufen (Tab. 3.13). Bei diesen Beständen befindet sich aktuell keines dieser Nährelemente im Mangelbereich (Ernährungsstufe drei und höher). Nährstoffmängel treten an bis zu drei Hauptnährstoffen gleichzeitig auf, wobei sich bei 40 % der Stichprobe lediglich ein Element im Mangelbereich befindet. Dieses stellt sich anders dar, wenn der Bewertungsrahmen des AK STANDORTSKARTIERUNG (2003) verwendet wird. Danach besteht bei keinem der Kiefernbestände eine hinsichtlich aller Hauptnähr-

stoffe optimale Ernährung. Mängel können gleichzeitig bei bis zu vier der fünf Hauptnährstoffe auftreten. Dieses betrifft ca. ein Viertel der Stichprobe (Tab. 3.13). Lediglich für das Element Stickstoff kann von einer ausreichenden Versorgung bei allen Beständen ausgegangen werden. Nimmt man bei dieser Einschätzung die Spurennährstoffe hinzu, so ergibt sich ein noch ungünstigeres Bild. Nach AK STANDORTSKARTIERUNG (2003) ist dann bei ca. einem Drittel der Kiefernbestände die Ernährung bei gleichzeitig mindestens sieben Elementen suboptimal (Tab. 3.13).

Um die Ernährungssituation für die einzelnen Hauptnährelemente vergleichend darzustellen, wurden aus den Absolutgehalten rechnerisch Ernährungsstufen nach KRAUSS & HEINSDORF (2005) ermittelt. Bei den so berechneten Stufen handelt es sich nicht mehr um diskrete Merkmale sondern um stetige Variablen, die aufgrund ihrer einheitlichen Skalierung für alle Elemente direkt miteinander verglichen werden können (Abb. 3.36). Die Einzelwerte variieren in der BZE-Stichprobe über alle Elemente zwischen minimal 1,4 und maximal 5,3. Werte kleiner 2,5 deuten für das betroffene Element auf eine Mangelsituation.

Im Ergebnis dieses Vergleichs zeigt sich aktuell (BZE-2) für die Mehrheit der Punkte bei Phosphor und Kalium eine Ernährungssituation im Bereich

Tab. 3.13: Anteile der BZE-Punkte, an denen Elemente im Mangel auftreten (bezogen auf 35 BZE-Punkte)

Anzahl der Elemente im Mangel [N]:	0	1	2	3	4	5	6	7	8	≥9
AK STANDORTSKARTIERUNG (2003)	0%	0%	9%	14%	14%	17%	9%	14%	14%	9%
AK STANDORTSKARTIERUNG (2003) ohne Spurenelemente	0%	26%	34%	14%	26%	0%	0%	0%	0%	0%
KRAUSS & HEINSDORF (2005) ohne Spurenelemente	37%	40%	14%	9%	0%	0%	0%	0%	0%	0%

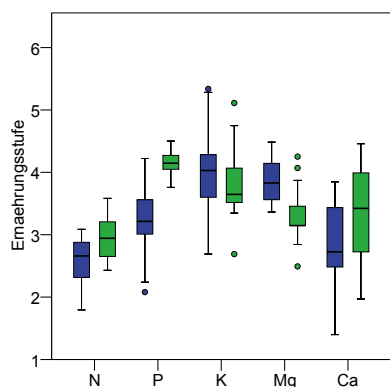


Abb. 3.36: Entwicklung der Ernährungsstufen (KRAUSS & HEINSDORF, 2005) für die Hauptnährelemente N, P, K, Mg, Ca letzjähriger Kiefernadel an 22 gepaarten BZE-Punkten [blau = BZE-1, grün = BZE-2]

von „luxuriös“ (Ernährungsstufe > 3,5). Für die Elemente Stickstoff, Magnesium und Calcium ist die Situation zwar ungünstiger, doch liegen die Werte auch bei diesen Elementen überwiegend im Bereich einer ausreichenden bis optimalen Ernährung (Stufe 2,5 bis 3,5). Es lassen

sich somit auf der Grundlage der Ernährungsstufen von KRAUSS & HEINSDORF (2005) weder ausgesprochene Mangel- noch Überschusselemente identifizieren, noch stellt sich anhand dieser Bewertung Stickstoff als Überschusselement dar.

Eine differenziertere Einschätzung der Ernährungssituation lässt sich vornehmen, wenn der Bewertungsrahmen des AK STANDORTSKARTIERUNG (2003) einbezogen wird. In Tab. 3.14 sind die Häufigkeiten der Ernährungsstufen beider Bewertungsrahmen elementspezifisch und jeweils für den ersten und zweiten Nadeljahrgang dargestellt.

Die Stickstoffgehalte zeigen bei Bewertung nach AK STANDORTSKARTIERUNG (2003) eine deutliche Häufung im hohen bis sehr hohen Bereich ($N > 17,0 \text{ g/kg}$). Sehr geringe und geringe Werte ($N < 13,0 \text{ g/kg}$ bzw. $N < 14,0 \text{ g/kg}$) sind nicht vertreten, d.h. es tritt bei

keinem der Bestände Stickstoffmangel auf. Dem widerspricht die Bewertung nach KRAUSS & HEINSDORF (2005), wonach bei 14 % der BZE-Punkte eine mangelhafte Stickstoffernährung ($N < 15,8 \text{ g/kg}$) zu verzeichnen ist.

Der Optimalbereich ist bei dem Bewertungsrahmen von KRAUSS & HEINSDORF (2005) deutlich weitergefasst. Dieses dürfte unter anderem darauf zurückzuführen sein, dass ein großer Teil der in der Frequenzanalyse zur Ableitung von Ernährungsstufen von KRAUSS & HEINSDORF (2005) einbezogenen Nadelproben im Zeitraum einer hohen atmosphärischen N-Belastung gewonnen wurden (vgl. KALLWEIT, 2001a).

Gegen N-Mangel bei den untersuchten Beständen sprechen die hohen Gehalte in den älteren Nadeln, für welche sich dieselbe Bewertung ergibt wie für den jüngsten Nadeljahrgang (Tab.3.14).

Tab. 3.14: relative Häufigkeiten der Ernährungsstufen in Kiefernadeln des 1. und 2. Nadeljahrgangs entsprechend der Bewertung nach AK STANDORTSKARTIERUNG (2003) und KRAUSS & HEINSDORF (2005) (bezogen auf 35 BZE-Punkte der BZE-2)

Element:	N	N	P	P	K	K	Ca	Ca	Mg	Mg	Mn	Mn	Fe	Fe	Cu	Cu	Zn	Zn	S	S
Jahrgang:	[1]	[2]	[1]	[2]	[1]	[2]	[1]	[2]	[1]	[2]	[1]	[2]	[1]	[2]	[1]	[2]	[1]	[2]	[1]	[2]
Anteil der Ernährungsstufen nach AK STANDORTSKARTIERUNG (2003) [%]																				
sehr gering	0	0	0	0	0	0	14	0	37	80	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0
gering	0	0	0	6	0	3	26	0	51	17	97	60	57	3	11	9	11	11	9	0
mittel	6	3	63	80	11	46	34	11	9	3	3	40	40	91	14	14	17	23	63	40
hoch	34	43	34	11	86	51	17	23	3	0	0	0	3	6	9	11	49	31	29	51
sehr hoch	60	54	3	3	3	0	9	66	0	0	0	0	0	0	66	63	23	34	0	9
Anteil der Ernährungsstufen nach KRAUSS & HEINSDORF (2005) [%]																				
extremer Mangel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3										
mangelhaft	14	14	0	0	0	9	17	0	17	43										
ausreichend bis optimal	83	86	0	6	20	51	43	3	69	51										
luxuriös	3	0	97	91	71	37	40	43	14	3										
starke Überernährung	0	0	3	3	9	3	0	54	0	0										

Unter N-limitierten Bedingungen wären im zweiten Nadeljahrgang vermutlich geringere Werte als im ersten zu erwarten, da dann Stickstoff von den älteren in die jüngeren Nadeln verlagert wird. Aus der Gegenüberstellung in Abb. 3.37a geht indes deutlich hervor, dass sich ein- und zweijährige Nadeln hinsichtlich des N-Gehaltes nicht unterscheiden.

Unter dem Aspekt einer tendenziellen Stickstoffübersorgung werden in der Literatur Stickstoffquotienten (N/P, N/K, N/Ca, N/Mg) zur Bewertung „disharmonischer Ernährungszustände“ herangezogen. Die im Rahmen der bundesweiten BZE-1-Auswertung verwendeten Grenzwerte für ausgewogene Elementverhältnisse bei Kiefer (nach FIEDLER & HÖHNE (1984), zit. n. RIEK & WOLFF (1998)) sind in Abb. 3.38 grafisch durch eine senkrechte Linie dargestellt. Werte rechts dieser Linie weisen „disharmonische“ N-Quotienten auf; Werte unterhalb der horizontalen Linie gleichzeitig im Mangelbereich befindliche Gehalte der Nährelemente P, K, Ca bzw. Mg. Vorausgesetzt die Indikatoreignung dieser Schwellenwerte ist tatsächlich gegeben, machen die Darstellungen deutlich, dass unausgewogene Elementrelationen mit Ausnahme von Calcium bei allen genannten Elementen in bedeutendem Ausmaß vorliegen. Bei Phosphor und Kalium ist dieses offensichtlich allein in den erhöhten N-Gehalten begründet; bei Magnesium indes korrespondieren bei zahlreichen Standorten „disharmonische“ N/Mg-Quotienten zudem mit Mg-Mangelernährung. Besonders für diese Punkte, die sich in Abb. 3.38d im rechten unteren Quadranten befinden, dürfte von einem erhöhten Risiko durch N-Überernährung auszugehen sein.

Die Phosphorgehalte zum Zeitpunkt der BZE-2 weisen mit überwiegend als mittel und hoch ($P > 1,4 \text{ g/kg}$)

bzw. $P > 1,8 \text{ g/kg}$) einzustufenden Werten auf eine gute Versorgung. Demgegenüber waren die P-Gehalte bei der BZE-1 größtenteils als gering und sehr gering ($P < 1,4 \text{ g/kg}$ bzw. $P < 1,2 \text{ g/kg}$) zu bewerten. Auf der Grundlage der BZE-2-Daten ist P-Mangel nach beiden hier verwendeten Bewertungsmaßstäben auf allen Erhebungspunkten auszuschließen. Gleichwohl zeigen sich in der Gegenüberstellung der P-Gehalte im ersten und zweiten Nadeljahrgang (Abb. 3.37b) Unterschiede, die auf eine P-Verlagerung von den älteren in die jüngeren Nadeln schließen lassen. Dieses spricht dafür, dass keine „Luxusernährung“ wie bei Stickstoff vorliegt.

Die Calciumgehalte variieren über ein sehr breites Spektrum von sehr geringen bis sehr hohen Werten mit einem Verteilungsmaximum im Bereich von mittleren Werten ($2,6 - 3,3 \text{ g/kg}$) (Tab. 3.14). Der Vergleich der ein- und zweijährigen Nadeln (Abb. 3.37d) bestätigt den aus der Literatur bekannten Befund, wonach Calcium nur schwer verlagerbar ist und sich in den älteren Nadeln anreichert. Für die Einschätzung potenzieller Mangelsituationen erscheinen die Gehalte des ersten Nadeljahrgangs aufgrund deren größeren physiologischen Bedeutung aussagekräftiger.

Nach dem Bewertungsschlüssel von KRAUSS & HEINSDORF (2005) treten (trotz Zunahme der mittleren Gehalte zwischen BZE-1 und BZE-2; vgl. Abb. 3.35d) aktuell noch bei 17 % der Standorte mangelhafte Bedingungen ($\text{Ca} < 2,1 \text{ g/kg}$) auf; nach AK Standortskartierung sind es 14 % der Bestände mit sehr geringer Ca-Versorgung ($\text{Ca} < 2,0 \text{ g/kg}$). Die Interpretation dieser niedrigen Ca-Gehalte erscheint schwierig, da Beispiele für akuten Ca-Mangel bei Waldbäumen in der Literatur bislang fehlen (HEINSDORF & BRANSE, 2002, vgl.).

Bei der Magnesiumernährung besteht bei Bewertung nach AK STANDORTSKARTIERUNG (2003) eine angespannte Situation. Sehr gering oder gering mit Mg versorgt ($\text{Mg} < 0,75 \text{ g/kg}$ bzw. $\text{Mg} < 1,0 \text{ g/kg}$) und damit möglicherweise in ihrem Wachstum begrenzt sind 37 % bzw. 51 % der Kiefernbestände (Tab. 3.14). Gemessen anhand des zweiten Nadeljahrgangs sind es sogar 80 % der Bestände die als sehr gering Mg-ernährt eingestuft werden. Die Gegenüberstellung der Mg-Gehalte im ersten und zweiten Nadeljahrgang geben Hinweise auf Mg-Mangel, da ionares Magnesium in kritischen Versorgungssituationen verstärkt von den älteren in die jüngeren Nadeln transloziert wird. Die Mg-Gehalte liegen im zweiten Nadeljahrgang aktuell um durchschnittlich 19 % unter denen des ersten Nadeljahrgangs (Abb. 3.37e). Diese Befunde fügen sich ein in die konstatierte Basenverarmung zahlreicher Waldstandorte. Eine optimale Mg-Ernährung ($\text{Mg} > 1,0 \text{ g/kg}$) ist nur bei 11 % der Bestände anzutreffen.

Bei Bewertung nach KRAUSS & HEINSDORF (2005) stellt sich die Situation allerdings deutlich entspannter dar. Aufgrund der hier zugrunde gelegten geringeren Anforderungen der Kiefer an die Mg-Versorgung wird lediglich für 17 % der Bestände eine mangelhafte Mg-Ernährung ($\text{Mg} < 0,6 \text{ g/kg}$) ermittelt. Nach HEINSDORF (2007a) kommt Mg-Mangel nur in Kiefernbeständen im Kulturstadium vor. In normal bewirtschafteten mittelalten und älteren Kiefernbeständen konnten nach Heinsdorf bislang auch auf armen Standorten keine stärkeren Mg-Mängel beobachtet werden. Für diese Bestände geht er aufgrund einer Stichprobe von Versuchsflächen in Brandenburg von Spiegelwerten zwischen $1,2 - 1,6 \text{ g/kg}$ aus. Die flächenrepräsentative Stichprobe von Mecklenburg-Vorpommern liegt

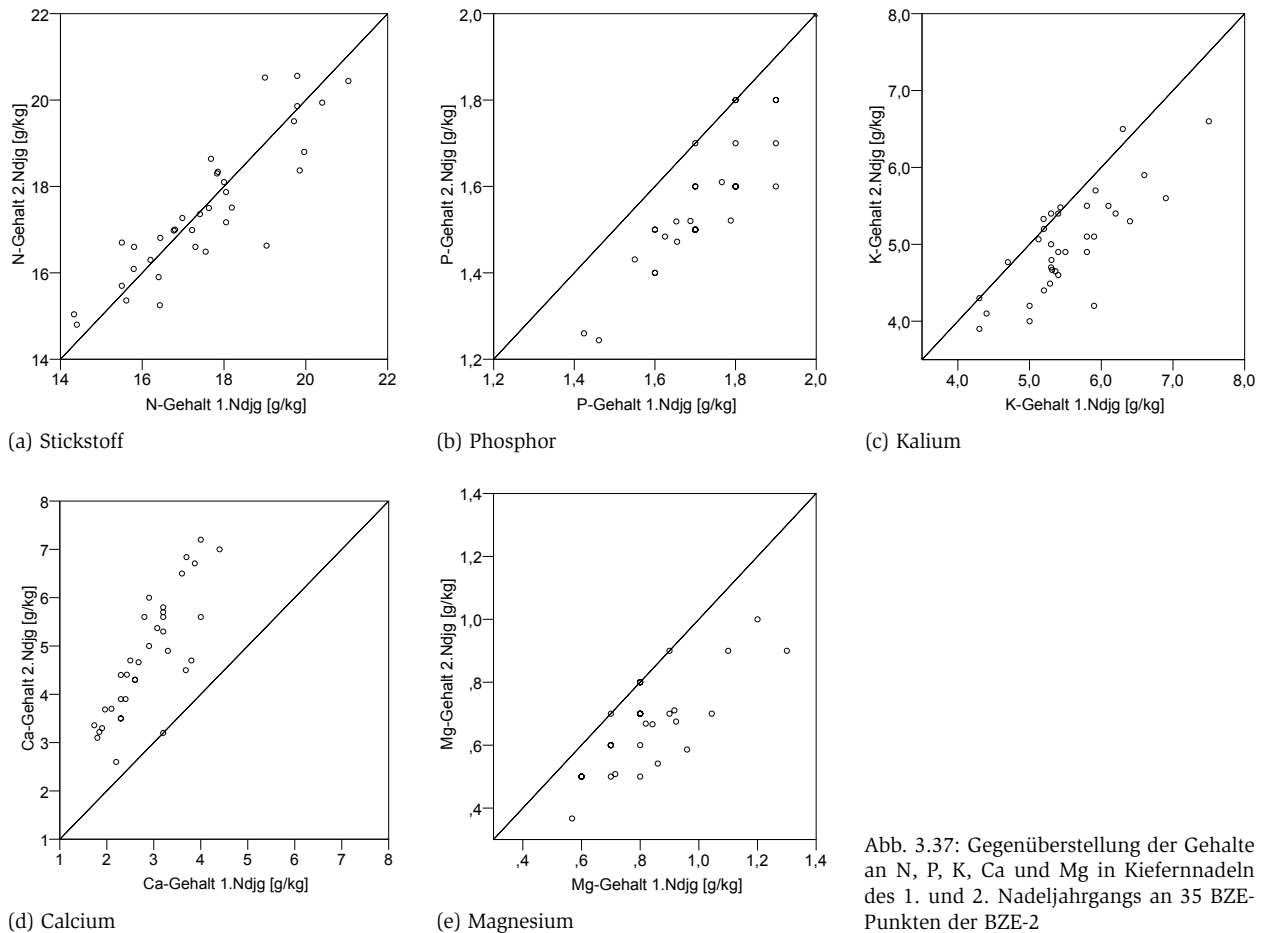


Abb. 3.37: Gegenüberstellung der Gehalte an N, P, K, Ca und Mg in Kiefernadeln des 1. und 2. Nadeljahrgangs an 35 BZE-Punkten der BZE-2

allerdings aktuell (BZE-2) deutlich unterhalb dieser Werte (90-Perzentil: 0,9 g/kg).

Die Schwefelernährung ist auch nach dem im Vergleich zur BZE-1 festgestellten starken Rückgang der Werte immer noch gewährleistet. Die Werte liegen überwiegend im hohen und mittleren Bereich ($S > 1,2$ g/kg bzw. $S > 1,0$ g/kg nach AK STANDORTSKARTIERUNG 2003). Verwendet man den S-Gehalt als Indikator für die atmogene Schwefelbelastung so kann von einem Anteil belastungsfreier Standorte (sehr geringe und geringe Werte; $S < 0,5$ g/kg bzw. $S < 1,0$ g/kg) von nur 9 % ausgegangen werden.

Kaliumernährungsschwächen sind generell und speziell auf sauren Waldstandorten selten. Auch bei den untersuchten Kiefern in Meck-

lenburg-Vorpommern finden sich ausnahmslos gute K-Ernährungssituationen (Tab. 3.14). Aus den tendenziell höheren Gehalten im ersten gegenüber dem zweiten Nadeljahrgang (Abb. 3.37c) sollte nicht auf eine kritische Versorgung geschlossen werden, da für das Kaliumion grundsätzlich von einer besonders hohen Mobilität innerhalb der Pflanze auszugehen ist.

Bei den Spurennährstoffen Mn, Fe, Cu und Zn fallen insbesondere die Mangangehalte mit 97 % der Bestände im Bereich geringer Werte ($Mn < 1,0$ g/kg) auf. Dies korrespondiert mit der oben beschriebenen ggf. versauerungsbedingten Abnahme der Mn-Gehalte zwischen BZE-1 und BZE-2 (Abb. 3.35). Die Gehalte der anderen Spurenstoffe variieren stärker als bei Mangan; das Verteilungsmaximum liegt bei

Eisen im geringen, bei Zink im hohen und bei Kupfer im sehr hohen Wertebereich. Die hohen Schwermetallgehalte sind möglicherweise wie auch deren Zunahme zwischen BZE-1 und BZE-2 als Indiz für eine erhöhte Bioverfügbarkeit im Zuge der fortschreitenden Bodenversauerung zu deuten.

Abschließend werden die Nadelspiegelwerte nach pedogenen Kriterien (Bodentyp, Humusform) stratifiziert dargestellt (Abb. 3.39, Abb. 3.40). Insgesamt weisen die Elementgehalte im ersten und zweiten Nadeljahrgang kaum schlüssig interpretierbare Abhängigkeiten vom Standort auf. Dieses zeigt sich besonders am Beispiel von Magnesium. Für dieses Element konnten auf einem erheblichen Teil der BZE-Stichprobe Mangelsituationen verdeutlicht werden. Die stratifizierte Auswertung zeigt

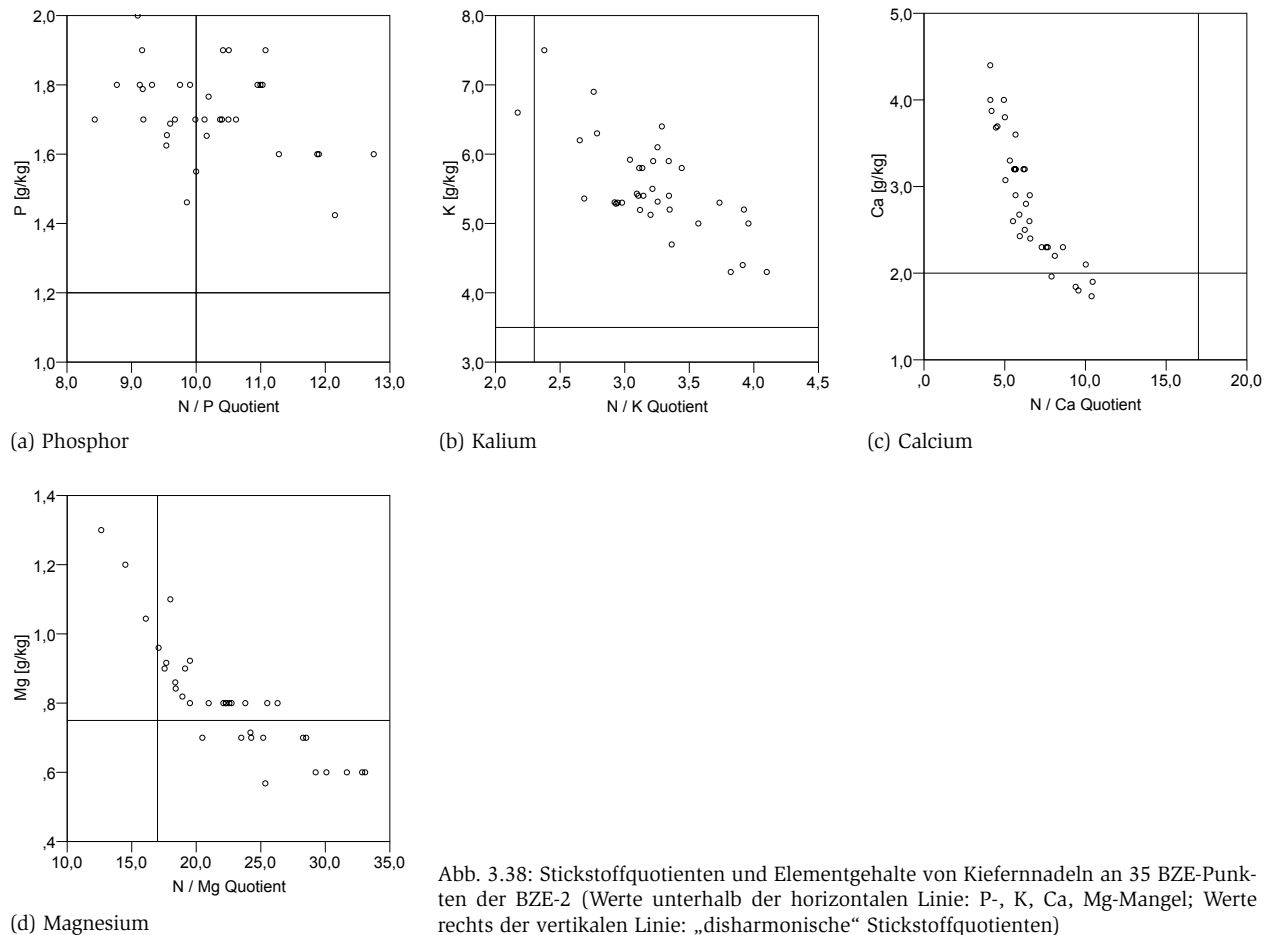
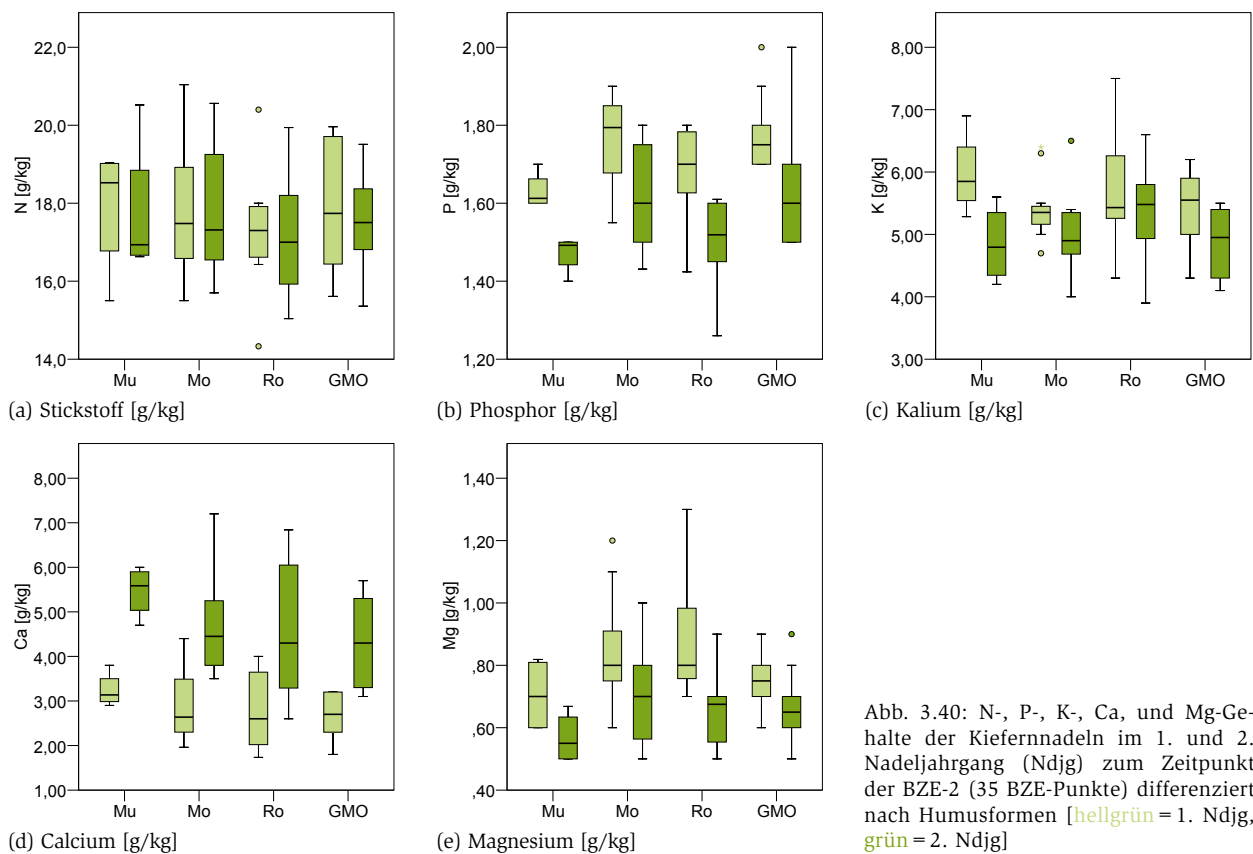
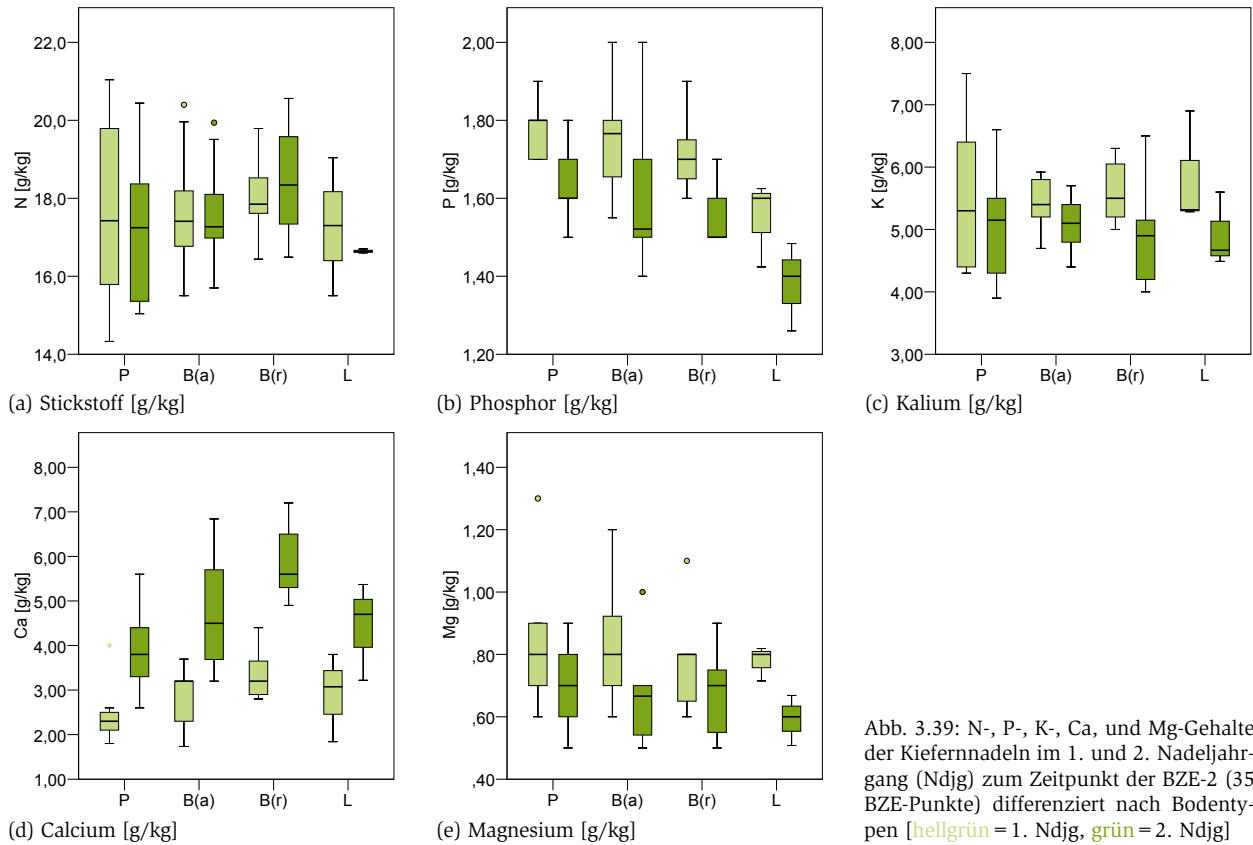


Abb. 3.38: Stickstoffquotienten und Elementgehalte von Kiefernadeln an 35 BZE-Punkten der BZE-2 (Werte unterhalb der horizontalen Linie: P-, K, Ca, Mg-Mangel; Werte rechts der vertikalen Linie: „disharmonische“ Stickstoffquotienten)

jedoch, dass sowohl bei Podsol bzw. armen Braunerden (Abb. 3.39e) als auch Rohhumus (Abb. 3.40e) Mg-Mangel nicht höher - ja sogar geringer - ausgeprägt ist als bei den besser versorgten Boden-

typen bzw. Humusformen. Eine Differenzierung der Ernährung nach pedogenen Kriterien scheint nicht zu plausiblen Ergebnissen zu führen, wenn der Bodenchemismus und die Nährstoffverfügbarkeit

durch externe Faktoren (atmogene Stoffeinträge, Nutzungsgeschichte u. a.) überlagert werden. Die Abhängigkeit der Baumernährung von analytischen Bodendaten wird in Kap. 3.5.3 untersucht.



3.5.3 Vergleich der Baumer-nährung mit ausgewähl-ten bodenchemischen Parametern

Die Zusammenschau von analytischen Bodenkennwerten und Nadelspiegelwerten eröffnet die Möglichkeit, die Auswirkungen bodenchemischer Zustände und Veränderungen auf die Ernährung der Kiefern nachzuvollziehen. Aufgrund der methodischen Probleme, die sich aus der Auswertung zweier Momentaufnahmen zur BZE-1 und BZE-2 ergeben (vgl. Kap. 3.5.1), wurde für diese Auswertungen auf den Zeitvergleich zwischen BZE-1 und BZE-2 verzichtet. Die Auswertung basiert auf der Stichprobe der BZE-2. So sollten insbesondere künstliche Effekte wie Scheinkorrelationen zwischen Bodenkennwerten und Nadelspiegelwerten vermieden werden. Diese Problematik entsteht beispielsweise, wenn sich für die beiden Stichproben durch verschiedene Witterungsverläufe in den Aufnahmejahren deutliche Unterschiede in den Nadelspiegelwerten ergeben. Ausführliche Darstellungen zu Zusammenhängen zwischen analytischen Bodenkennwerten und Nadelspiegelwerten zum Zeitpunkt der BZE-1 finden sich zudem in KOPP et al. (1996). Eine weitere methodische Schwierigkeit besteht in der Auswahl von Bodenkennwerten mit einem möglichst hohen Erklärungswert für die Baumer-nährung und der Festlegung des für die Ernährung relevanten Wurzelraumes.

Um einen Überblick über bestehende Zusammenhänge zwischen Bodenkennwerten und Nadelspiegelwerten zu gewinnen, wurde der Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman für die Beziehungen zwischen den Nadelspiegelwerten und den austauschbar gebundenen sowie den mit Königswasser extrahierbaren Elementgehalten im Boden berechnet. Zur Eingrenzung des für die Ernährung vorrangig relevanten Wurzelraums wurde der Rangkorrelations-

koeffizient für alle Tiefenstufen und Tiefenstufenabfolgen berechnet. Neben den Zusammenhängen zu Elementgehalten im Boden wurden auch Zusammenhänge zu integrierenden Bodenkennwerten wie dem Verhältnis von Elementgehalten in der Auflage zum Mineralboden nach BLOCK et al. (2000) sowie dem C/N- und dem C/P-Verhältnis im Oberboden betrachtet. Die jeweils berechneten Spearmanschen Rangkorrelationskoeffizienten für die Elemente Calcium, Magnesium, Kalium, Eisen, Mangan, Kupfer, Zink, Stickstoff und Phosphor sind in Tabelle 3.15 zusammengestellt.

Die mit Abstand engsten Korrelationen zwischen Gehalten im Boden und in den Nadeln zeigen sich für die Elemente Calcium und Mangan, während die Zusammenhänge für die anderen Elemente schwächer und oft nicht signifikant sind. Für die Calciumgehalte in den Nadeln bestehen sowohl zur austauschbar gebundenen Fraktion, als auch zu den in Königswasser extrahierbaren Gehalten mindestens mittlere ($|r| = 0,4 - 0,6$), vereinzelt sogar starke ($|r| = 0,6 - 0,8$) positive Korrelationen. Die Zusammenhänge sind signifikant, fast immer sogar hochsignifikant. Erwartungsgemäß finden sich zum austauschbar gebundenen Calcium engere Zusammenhänge als zu den Gehalten im Königswasser-Extrakt. Für die Calciumernährung der Kiefer scheint der prozentuale Anteil Calciums am Austauscher entscheidender zu sein als die absolute Höhe austauschbar gebundenen Calciums. Dies ist plausibel, da die prozentualen Anteile am Austauscher gewöhnlich auch im engeren Zusammenhang mit der Zusammensetzung der Bodenlösung stehen. Der höchste Erklärungswert ergibt sich für den prozentualen Anteil austauschbaren Calciums in der Tiefe 0-30 cm. Die überwiegend starken hochsignifikant positiven Korrelationen der Manganner-nährung mit den Bodenkennwerten sind wie im Fall von Calcium

für die prozentualen Mangananteile am Austauscher höher als für die austauschbaren ladungsbezogenen Stoffmengen. Auffällig ist, dass auch zu den in Königswasser extrahierbaren Mangangehalten häufig hochsignifikante starke Korrelationen bestehen. Der insgesamt höchste Zusammenhang wird in der Tiefenstufe 10-30 cm erreicht.

Für Magnesium und Kalium bestehen keine signifikanten Beziehungen zwischen den Elementgehalten im Boden und in den Nadeln. Bei Magnesium kann dies im allgemein geringen Niveau der Gehalte und den nur wenig variierenden Nadelspiegelwerten begründet sein. Die tendenziell negativen Korrelationen zwischen Magnesium im Boden und den Nadelspiegelwerten könnten als ein weiterer Hinweis auf die teilweise angespannte Magnesiumernährung gedeutet werden. So nehmen nach PREVOT & OLLAGNIER (1957) (zitiert in BERGMANN, 1993) die Mineralstoffgehalte der Pflanzen beim Übergang vom leichten zum starken Mangel aufgrund des deutlich reduzierten Wachstums wieder leicht zu („Konzentrationseffekt“). Für Kalium ist zudem auffällig, dass sich plausible (positive) Korrelationen nur für die austauschbaren Gehalte und Vorräte ergeben, während zunehmende Kaliumsättigung im Boden die Kaliumernährung der Kiefer scheinbar nachteilig beeinflusst. Diese Beobachtungen stimmen zugleich gut mit den Ergebnissen von DIECKMANN (2004) anhand der Stichprobe der Dauerbeobachtungsflächen-Forst überein, für welche sich ebenfalls kaum signifikante Korrelationen zwischen Nadelspiegelwerten und den Magnesium- und Kaliumgehalten im Boden ergaben. Auch für die Kaliumsättigung beobachtete DIECKMANN (2004) negative Korrelationen zu den Nadelspiegelwerten.

Die Eisener-nährung der Kiefer lässt sich ebenfalls nicht direkt mit den betrachteten Bodenkennwerten er-

klären. Die hochsignifikante mittlere negative Korrelation zum Anteil austauschbaren Eisens in der Tiefenstufe 0-5 cm lässt sich kausal nicht plausibel interpretieren. Wahrscheinlich handelt es sich um einen zufällig gefundenen Zusammenhang.

Die tendenziell höchsten Erklärungswerte werden für die Mehrzahl der austauschbar gebundenen Elemente (Calcium, Magnesium, Mangan) bei Annahme des Hauptwurzelraums im Bereich vom 0-30 cm erreicht. Auch für Kalium zeigt sich die höchste positive Korrelation im Bereich des oberen Mineralbodens (5-10 cm).

Die Zusammenhänge für die Elemente Kupfer, Zink, Stickstoff und Phosphor, für welche die Gehalte im Boden nur als Königswasser extrahierbare Anteile (Cu, Zn, P) oder als Gesamtgehalte aus der Verbrennungsanalyse vorliegen, sind entsprechend des geringeren Weiserwertes dieser Kennwerte für die Gehalte in der Bodenlösung insgesamt weniger eng ausgeprägt. Auffällig sind die teilweise signifikanten schwachen bis mittleren Korrelationen der Kupfervorräte im Boden zu den Nadelspiegelwerten. Höhere Erklärungswerte weisen vor allem die tieferen Bodenschichten auf. Die beobachteten negativen Zusammenhänge der Zinkgehalte im Mineralboden zu den Gehalten in den Nadeln sind kaum schlüssig zu interpretieren und an der Grenze zur Signifikanz. Der positive Zusammenhang zwischen Gehalten in den Nadeln und in der Humusauflage kann durch den Streufall erklärt werden. Auffällig sind zudem die hochsignifikant mittleren Korrelationen der Zinkernährung der Kiefer zum C/N- und C/P-Verhältnis.

Für die Stickstoffernährung der Kiefer bestehen keine signifikanten Zusammenhänge zu den Stickstoffgehalten im Boden. Die sehr schwachen bis schwachen Zusammenhänge zeigen jedoch eine tendenziell höhere Stickstoffernährung der Kie-

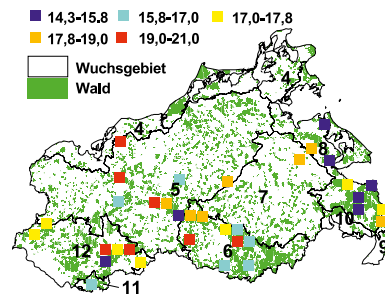


Abb. 3.41: Stickstoffgehalte in Kiefernadeln des 1. Nadeljahrgangs an 35 BZE-Punkten zum Zeitpunkt der BZE-2

fer mit steigenden Stickstoffgehalten im Boden an. Auch engere C/N-Verhältnisse im Boden bedingen tendenziell höhere Stickstoffgehalte in den Nadeln. Eine schwache, jedoch signifikante Korrelation besteht zur Nitratkonzentration in der Bodenlösung (1:2 Extrakt; vgl. Kap. 3.2.2), welche offensichtlich einen besseren Weiser für den für die Kiefern verfügbaren Stickstoff im Boden darstellt. Neben der Stickstoffaufnahme aus dem Boden über die Wurzeln erscheint für Stickstoff die unmittelbare Auswirkung atmosphärischer Einträge auf die N-Nadelspiegelwerte relevant. Diese Vermutung kann teilweise auch anhand des Kartogramms der Stickstoffgehalte in den Kiefernadeln nachvollzogen werden (Abbildung 3.41). So finden sich die Punkte mit höheren Nadelspiegelwerten oft in oder an der Grenze zu Bereichen mit geringen Waldanteilen und entsprechend höheren Anteilen landwirtschaftlicher Nutzung. Punkte mit niedrigen Stickstoffgehalten finden sich vorrangig innerhalb größerer geschlossener Waldgebiete im südöstlichen Bereich des Wuchsgebietes 6 und im südlichen Teil des Wuchsgebietes 8.

Für die Phosphorernährung zeigen sich keine plausibel interpretierbaren signifikanten Zusammenhänge zu den Gehalten im Boden. Die signifikant negativen Zusammenhänge zwischen den Phosphorgehalten und Vorräten im oberen Mineralboden (0-5 cm, 0-10 cm) sind eher als

zufällig gefundene Zusammenhänge zu werten. Eine nicht signifikante schwach positive Korrelation besteht zum C/P-Verhältnis. Der ebenfalls schwach positive Zusammenhang zu den Phosphorgehalten in der Humusauflage resultiert vermutlich aus der Beeinflussung der Gehalte in der Humusauflage durch die Phosphorgehalte in den Nadeln über den Streufall.

Die nur schwachen Zusammenhänge der Stickstoff- und Phosphaternährung mit den Gesamtgehalten im Boden decken sich mit den Beobachtungen von Dieckmann (2004). Der zugleich deutlich höhere Zusammenhang zwischen Nitrat im wässrigen 1:2-Extrakt und den Nadelspiegelwerten für Stickstoff deutet darauf hin, dass auch für die Erklärung der Versorgung der Kiefer mit dem Hauptnährelement Phosphor leicht löslichere Fraktionen im Boden herangezogen werden sollten.

3.5.4 Vergleich des Kronenzustands mit der Baumernährung und ausgewählten Standortskennwerten

Für die Auswertungen zum Kronenzustand wurde den Inventuren BZE-1 und BZE-2 eine breitere zeitliche Spanne der jährlich durchgeführten Kronenzustandserhebungen zugeordnet. Für die BZE-1 wurden die Jahre 1991 bis 1994 herangezogen, für die BZE-2 die Jahre 2006 bis 2009. Einen Überblick über die Schädigung der Kiefern in den Zeiträumen von BZE-1 und BZE-2 gibt Abbildung 3.42. Demnach hat der Anteil mittel geschädigter Kiefern bereits Anfang der neunziger Jahre deutlich abgenommen. Zur Zeit der BZE-2 liegt der Anteil mittel geschädigter Kiefern zwischen 10 % bis 20 %. Die Mehrzahl der Kiefern ist schwach geschädigt und ca. 30 % bis 40 % weisen keinerlei Schädigung auf (Abbildung 3.42).

Tab. 3.15: Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman zwischen Elementgehalten in Kiefernadeln und ausgewählten Bodenkennwerten der BZE-2

	Ca	Mg	K	Fe	Mn	Cu	Zn	N	P
	[g/kg]	[g/kg]	[g/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[g/kg]	[g/kg]
aust. 0-5 [%]	,567	-,144	,108	-,482	,622				
aust. 5-10 [%]	,572	-,206	-,075	-,001	,631				
aust. 10-30 [%]	,596	-,182	-,305	,084	,705				
aust. 30-60 [%]	,566	,050	-,317	,049	,476				
aust. 60-90 [%]	,533	-,139	-,014	-,156	,221				
aust. 0-10 [%]	,586	-,183	,009	-,280	,631				
aust 0-30 [%]	,650	-,246	-,220	-,164	,679				
aust. 0-60 [%]	,646	-,210	-,257	-,089	,671				
aust. 0-90 [%]	,635	-,209	-,162	-,049	,625				
aust. 0-5 [mmolc/kg]	,413	-,029	,265	-,236	,588				
aust. 5-10 [mmolc/kg]	,418	-,081	,332	,041	,570				
aust. 10-30 [mmolc/kg]	,453	-,058	,272	,115	,603				
aust. 30-60 [mmolc/kg]	,427	,096	-,071	-,037	,412				
aust. 60-90 [mmolc/kg]	,464	,038	,054	-,241	,277				
aust. 0-5 [kmolc/ha]	,505	-,011	,126	-,364	,618				
aust. 0-10 [kmolc/ha]	,476	-,037	,101	-,255	,613				
aust. 0-30 [kmolc/ha]	,495	-,078	,095	-,087	,635				
aust. 0-60 [kmolc/ha]	,511	-,034	,085	-,098	,592				
aust. 0-90 [kmolc/ha]	,541	-,055	,088	-,155	,574				
Auflage / Mineralboden	-,417	,139	,034	,176	,179				
KöWa Auflage [ppm]	,494	-,040	,208	,292	,658	,178	,359	,206	,274
KöWa 0-5 [ppm]	,531	,064	,227	,042	,574	,271	-,286	,224	-,405
KöWa 5-10 [ppm]	,573	,151	,035	,029	,636	,014	-,383	,145	-,322
KöWa 10-30 [ppm]	,475	,170	,103	-,053	,686	,407	-,344	-,137	,039
KöWa 30-60 [ppm]	,499	,187	-,042	-,079	,553	,410	-,258	,055	,067
KöWa 60-90 [ppm]	,462	,058	,056	,083	,465	,287	-,489	,295	,057
KöWa Auflage [kg/ha]	,251	,173	-,015	,126	,614	,075	,224	-,006	,096
KöWa 0-10 [kg/ha]	,565	,119	,040	,018	,616	,140	-,315	,193	-,338
KöWa 0-30 [kg/ha]	,550	,174	,008	-,088	,685	,284	-,379	,015	-,149
KöWa 0-60 [kg/ha]	,552	,179	,020	-,057	,634	,397	-,317	,040	,077
KöWa 0-90 [kg/ha]	,551	,135	,002	-,036	,581	,549	-,385	,113	,083
C/N-Verhältnis Auflage bis 10 cm	-,328	,001	-,093	,098	-,323	,003	,475	-,124	,280
C/P-Verhältnis Auflage bis 10 cm	-,428	,018	,078	,153	-,403	,225	,563	,194	,306
NO3 Bodenlösung 60-90 [mg/l]	,059	-,184	,156	,136	-,163	,384	,200	,382	-,055
Signifikanz (0.05-Niveau) ab r > 0,333, hochsignifikant (0.01-Niveau) ab r > 0,429									

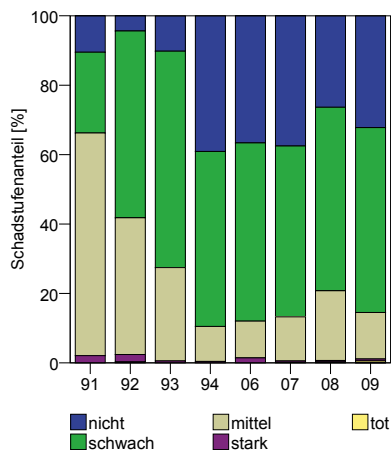


Abb. 3.42: Entwicklung der Schadstufen für Kiefer auf 34 in BZE-1 und BZE-2 aufgenommenen Standorten

Die beiden für die Ableitung der kombinierten Schadstufe verwendeten Kronenzustandskennwerte Verfärbung der Kiefernadeln und Nadelverlust sind in den Abbildungen 3.43 und 3.44 dargestellt. Nadelverfärbungen stehen mit Bodenkennwerten und Nadelspiegelwerten gemeinhin in engerer Beziehung als der Nadelverlust. So können verschiedene Nadelverfärbungen als direkte Indikatoren für Ernährungsstörungen bei einzelnen Elementen interpretiert werden. Zur Variation der Schadstufe der Kiefern in Mecklenburg-Vorpommern trägt jedoch nahezu ausschließlich der Nadelverlust bei. Verfärbungen der Nadeln lassen sich im größeren Umfang nur zum Zeitpunkt der BZE-1 im Jahr 1992, wahrscheinlich als Folge der beiden heißen und trockenen Sommer 1991 und 1992 feststellen (Abbildung 3.43). Die Entwicklung des Nadelverlustes (Abbildung 3.44) zeichnet somit deutlich den zeitlichen Verlauf des Anteils mittel geschädigter Kiefern nach. Für die Auswertungen zu Zusammenhängen zwischen Kronenzustand, Baumernährung und ausgewählten Standortskennwerten konnte somit nur der Nadelverlust verwendet werden. Analog zu Kapitel 3.5.3 wurden zur Vermeidung von Scheinkorrelationen dafür nur

Bodenkennwerte der BZE-2 und der mittlere Nadelverlust der Jahre 2006 bis 2009 herangezogen. Der bekannte Zusammenhang zwischen dem Alter und dem Benadelungszustand (z.B. MLUV-MV, 2007b) wurde durch Regressionsanalyse des Nadelverlustes mit dem Alter der Kiefern „herausgerechnet“. Für die Auswertung wurde somit nur die nicht durch das Alter erklärbare Variation des Nadelverlustes (Residuen) verwendet. Dadurch konnten die Einflüsse des Standortes auf den Benadelungszustand ohne Verzerrungen durch Einflüsse des Bestandesalters betrachtet werden.

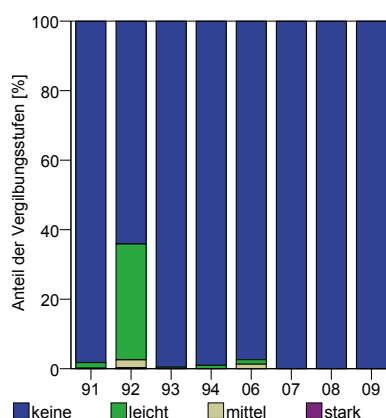


Abb. 3.43: Entwicklung der Verfärbungsstufen für Kiefer auf 34 in BZE-1 und BZE-2 aufgenommenen Standorten

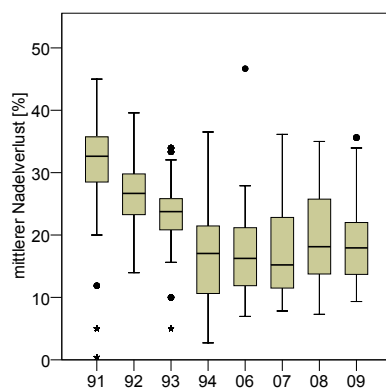


Abb. 3.44: Entwicklung des Nadelverlustes der Kiefer auf 34 in BZE-1 und BZE-2 aufgenommenen Standorten

Zusätzlich zu bodenchemischen Kennwerten wurden zur Prüfung von Einflüssen des langjährigen Wasserhaushaltes auf die Vitalität der Kiefern mittlere Klimakennwerte der forstlichen Wuchsgebiete (ALDINGER et al., 2005) und die nutzbare Feldkapazität beim Feuchteäquivalent nach RENGIER et al. (2009) verwendet. Auf Grundlage des TUB-BGR-Verfahrens (WESSOLEK et al., 2008, 2009) wurde die Wasserverfügbarkeit⁵ sowie der Quotient aus realer und potentieller Verdunstung (AET/PET) als Kennwert für Trockenstress berechnet (vgl. zum TUB-BGR-Verfahren auch Kap. 3.2.2).

Tab. 3.16: Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman zwischen Nadelverlust der Kiefer und integrierenden Boden- und Klimakennwerten der BZE-2

Korrelation mit dem Nadelverlust	
C/N-Verhältnis Auflage bis 10 cm	-,442
C/P-Verhältnis Auflage bis 10 cm	-,095
Ake 0-90 cm	,428
S-Wert 0-90	,266
Nd [mm]	,147
Nd Sommer [mm]	,136
pot. Verdunstung [mm]	-,171
pot. Vedunstung Veg [mm]	-,309
KWB [mm]	,230
KWB Veg. [mm]	,311
nFKwe 0-90 cm	,266
Wasserverfügbarkeit [mm]	,267
AET/PET	,199
Signifikanz (0.05-Niveau)	
ab $ r > 0,338$,	
hochsignifikant (0.01-Niveau)	
ab $ r > 0,434$	

⁵ Summe aus kapillarem Aufstieg, nutzbarer Feldkapazität und Niederschlag in der Vegetationsperiode

In Tabelle 3.16 sind die für den Nadelverlust gefundenen Zusammenhänge zu bodenchemischen Kennwerten und den verwendeten Kenngrößen des Wasserhaushalts dargestellt. Der höchste und zugleich hochsignifikante Zusammenhang des Nadelverlustes besteht zum C/N-Verhältnis. Mit zunehmendem C/N-Verhältnis (abnehmender Stickstoffsättigung) der Standorte verbessert sich demnach der Benadelungszustand der Kiefer.

Ein vergleichbar enger Zusammenhang besteht zur effektiven Kationenaustauschkapazität im Mineralboden bis 90 cm Tiefe. An Standorten mit hoher Kationenaustauschkapazität treten höhere Nadelverluste auf. Eine vergleichbare, jedoch nicht signifikante Auswirkung auf den Benadelungszustand deutet sich auch für den S-Wert im Mineralboden bis 90 cm Tiefe an. Diese nicht zu erwartenden Zusammenhänge können wahrscheinlich durch räumliche Zusammenhänge zwischen Standorten mit hoher Ake und hoher N-Sättigung (Standorte in größerer Nähe zu landwirtschaftlichen Nutzungen) erklärt werden. Zugleich deutet der höhere Nadelverlust der Kiefer mit steigendem Nährstoffgehalt auf die möglicherweise höhere Vitalität der Kiefer auf nährstoffärmeren Standorten hin, für welche die Kiefer auch in der waldbaulichen Planung bevorzugt vorgesehen wird (vgl. MELFF-MV, 1999).

Diese Beobachtungen stehen teilweise Ergebnissen von RIEK & WOLFF (1999) entgegen, welche anhand bundesweiter BZE- und WSE-Daten zum Zeitraum der BZE-1 höhere Anteile deutlich geschädigter Kiefern auf Standorten mit niedriger Ake und geringer Ausstattung mit Magnesium und Calcium feststellten. Jedoch fanden auch RIEK & WOLFF (1999) höhere Schäden im Zusammenhang mit engen C/N-Verhältnissen auf tiefgründig carbonatfreien Böden, wie sie für die mecklenburgischen Kiefernstandorte typisch sind.

Anhand der berechneten Wasserhaushaltskenngrößen lassen sich keine signifikanten Zusammenhänge zum Benadelungszustand der Kiefer erkennen. Auffällig ist, dass die Tendenz der Zusammenhänge auf einen schlechteren Benadelungszustand der Kiefern mit zunehmendem Feuchteangebot weist. Dabei muss beachtet werden, dass Standorte mit vorrangig substratbedingt hohem Feuchteangebot in der Regel zugleich Standorte mit substratbedingt hoher Ake und engen C/N-Verhältnissen in der Nähe zur Landwirtschaft sind. Die gefundenen Zusammenhänge zur nutzbaren Feldkapazität und Wasserverfügbarkeit dürften somit vorrangig auf bodenchemische Eigenschaften zurückzuführen sein.

Jedoch weisen auch die klimatischen Kennwerte auf bessere Benadelungszustände der Kiefer an klimatisch trockeneren Standorten hin. Dieser Befund steht Ergebnissen von umfangreichen Zeitreihenanalysen zum Kronenzustand entgegen. So fanden beispielsweise RIEK & KALLWEIT (2007) anhand langjähriger Zeitreihen an 280 Kiefernstandorten in Brandenburg eine Erhöhung der Kronentransparenz mit zunehmender Trockenheit anhand des Quotienten AET/PET des aktuellen Jahres sowie des Vorjahres. Auch SEIDLING (2007) stellt auf Grundlage von 139 Kiefernstandorten des deutschen 16 km x 16 km Erhebungsnetzes der europaweiten Waldschadenserhebung (ECE) insgesamt eine Zunahme des Nadelverlustes der Kiefer in Jahren mit geringeren Niederschlägen im Vergleich zum langjährigen Niederschlagsmittel fest. Die Interpretation dieser offensichtlich gegensätzlichen Ergebnisse wird plausibel, wenn man berücksichtigt, dass in der vorliegenden Auswertung keine Zeitreihen, in denen sich ausgesprochene Trockenjahre deutlich auf den Benadelungszustand der Kiefer auswirken, sondern nur langjährige klimatische Mittelwerte ausgewertet wurden. So fand KALLWEIT (2001b) mit zunehmend kontinentaler Klimatö-

nung (bezogen auf langjährige Mittelwerte) der Wuchsgebiete Brandenburgs bessere Benadelungszustände. Insgesamt deuten diese Beobachtungen für Mecklenburg-Vorpommern auf eine höhere Vitalität der Kiefer auf Standorten mit größerer Nähe zu ihrem ökologischen Optimum hin.

Analog zum Vorgehen bei der Analyse von Zusammenhängen zwischen Baumernährung und Bodenkennwerten in Kapitel 3.5.3, wurden auch für den Nadelverlust die Spearman'schen Rangkorrelationskoeffizienten zu elementspezifischen Boden- und Ernährungskennwerten berechnet, um Einflüsse einzelner Elemente auf den Kronenzustand zu identifizieren (Tabelle 3.17). Im Vergleich zu den Korrelationen zum Ernährungszustand der Kiefer sind die gefundenen Zusammenhänge zum Nadelverlust eher lose und nur in Ausnahmefällen signifikant. Auch zu den betrachteten Nadelspiegelwerten lassen sich keine signifikanten Zusammenhänge finden. Mit zunehmender Calcium- und Magnesiumausstattung des Bodens nimmt demnach der Nadelverlust der Kiefer zu. Ein signifikanter schwach positiver Zusammenhang besteht zum austauschbaren Magnesiumvorrat in 0-60 cm Tiefe. Im Gegensatz dazu nimmt der Nadelverlust mit zunehmender Kaliumsättigung ab. Die bestehenden Zusammenhänge sind teilweise hochsignifikant, wobei zwischen Nadelverlust und Kaliumernährung kein Zusammenhang besteht. Zwischen der Ausstattung mit Eisen sowie Mangan und dem Kronenzustand bestehen keine signifikanten Zusammenhänge. Mit höheren Nadelspiegelwerten und Sättigungsgraden der beiden Elemente zeigt sich tendenziell ein verbesserter Kronenzustand. Für höhere Kupfergehalte im oberen Mineralboden (0-5 cm) zeigt sich ein signifikant positiver Zusammenhang zum Nadelverlust, während die Korrelationskoeffizienten in den anderen Tiefenstufen und zur Kupferernährung keine gerichteten Zusammenhänge

erkennen lassen. Für Zink ergibt sich von allen betrachteten Elementen der höchste Zusammenhang zwischen den Nadelspiegelwerten und dem Kronenzustand. Der Zusammenhang ist jedoch, wie die Beziehungen zu Zink im Boden, nicht signifikant. Ent-

sprechend den Beobachtungen zum C/N-Verhältnis verschlechtert sich der Benadelungszustand signifikant mit zunehmenden N-Vorräten im Boden. Zur N-Ernährung der Kiefern zeigt sich jedoch kein Zusammenhang. Mit höherer Phosphor-Ernährung ver-

bessert sich tendenziell der Benadelungszustand. Dies spiegelt sich auch in der signifikant negativen Korrelation zum Phosphorgehalt in der Humusaufgabe wider. Zu den Phosphorgehalten im Mineralboden bestehen keine signifikanten Zusammenhänge.

Tab. 3.17: Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman zwischen Nadelblattverlust der Kiefer und ausgewählten elementspezifischen Bodenkennwerten sowie Nadelspiegelwerten der BZE-2

	Ca	Mg	K	Fe	Mn	Cu	Zn	N	P
Nadelspiegelwerte	,048	,295	,088	-,241	-,260	,082	-,298	,016	-,234
aust. 0-5 [%]	,249	,234	,046	-,063	,056				
aust. 5-10 [%]	,207	,150	-,150	-,196	,070				
aust. 10-30 [%]	,077	,141	-,274	-,180	-,059				
aust. 30-60 [%]	,164	,191	-,439	-,304	-,111				
aust. 60-90 [%]	,256	,218	-,281	-,061	-,261				
aust. 0-10 [%]	,226	,182	-,037	-,179	,063				
aust. 0-30 [%]	,132	,199	-,248	-,227	,026				
aust. 0-60 [%]	,156	,228	-,323	-,292	-,024				
aust. 0-90 [%]	,140	,244	-,442	-,259	-,119				
aust. 0-5 [mmolc/kg]	,293	,297	,253	,067	,168				
aust. 5-10 [mmolc/kg]	,317	,231	,160	-,049	,165				
aust. 10-30 [mmolc/kg]	,133	,294	,005	,002	,144				
aust. 30-60 [mmolc/kg]	,298	,312	-,056	-,129	,057				
aust. 60-90 [mmolc/kg]	,236	,252	,045	,026	-,027				
aust. 0-5 [kmolc/ha]	,290	,301	,199	,027	,121				
aust. 0-10 [kmolc/ha]	,281	,316	,201	-,022	,138				
aust. 0-30 [kmolc/ha]	,201	,340	,013	-,032	,094				
aust. 0-60 [kmolc/ha]	,255	,370	-,046	-,090	,096				
aust. 0-90 [kmolc/ha]	,241	,332	-,018	-,037	,081				
Auflage / Mineralboden	-,108	-,152	,058	,058	,003				
KöWa Auflage [ppm]	,276	,219	,029	,046	,048	-,087	-,152	-,166	-,388
KöWa 0-5 [ppm]	,257	,176	,049	,248	,130	,398	,249	,438	,299
KöWa 5-10 [ppm]	,220	,200	,009	,170	,093	-,002	,066	,330	,152
KöWa 10-30 [ppm]	,273	,188	,225	,255	,010	,184	,039	,274	-,072
KöWa 30-60 [ppm]	,260	,184	,184	,236	,033	-,054	,205	,267	-,074
KöWa 60-90 [ppm]	,261	,123	,181	,177	,054	-,105	,120	,064	-,024
KöWa Auflage [kg/ha]	,167	,095	,075	,073	,066	,036	,057	,050	,016
KöWa 0-10 [kg/ha]	,211	,120	-,062	,125	,071	,219	,084	,408	,163
KöWa 0-30 [kg/ha]	,268	,154	,138	,174	,004	-,031	,010	,385	-,067
KöWa 0-60 [kg/ha]	,242	,150	,151	,203	,015	-,140	,072	,377	-,166
KöWa 0-90 [kg/ha]	,259	,143	,173	,191	,083	-,085	,122	,307	-,103
Signifikanz (0.05-Niveau) ab $ r > 0,338$, hochsignifikant (0.01-Niveau) ab $ r > 0,434$									

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass sich, mit Ausnahme der Elemente Kalium und Stickstoff, zwischen Nadelverlust und den elementspezifischen Kennwerten nur schwierig plausibel interpretierbare und zugleich statistisch gesicherte Zusammenhänge finden. Dies steht in guter Übereinstimmung mit

den Beobachtungen von DIECKMANN (2004), welcher ebenfalls keine oder nur sehr schwache Zusammenhänge von Boden- und Ernährungskennwerten zum Kronenzustand der Kiefern in Mecklenburg-Vorpommern feststellte. Die hohe Unsicherheit der gefundenen Zusammenhänge wird durch gegensätzliche Zusammenhänge

im Vergleich zu anderen Arbeiten unterstrichen. So ist die Richtung der Beziehungen zu den einzelnen Elementen teilweise entgegengesetzt zu den von RIEK & WOLFF (1999) und DIECKMANN (2004) beschriebenen Zusammenhängen, welche sich teilweise jedoch auch untereinander gegensätzlich verhalten.

3.6 Status und Veränderung der Waldbodenvegetation und der ökologischen Humusformen

3.6.1 Einleitung und Methodik

Im Rahmen der beiden BZE-Erhebungen fand zur ökologischen Bewertung der Waldstandorte und Nutzung der bioindikatorischen Eigenschaften der Weiserpflanzen die Erfassung der Waldvegetation einschließlich der Waldbodenvegetation statt. Vergleichbare Datenbestände existieren für alle BZE-2-Testerhebungspunkte, außer dem neu hinzugekommenen Punkt 130088. Die auswertbare Grundgesamtheit besteht somit, wie bei den bodenanalytischen Auswertungen, aus 46 BZE-Punkten, auf die sich die nachfolgenden Ergebnisse beziehen.

Grundsätzlich wurde bezüglich der Vegetationserhebung nach den zugelassenen BZE-Methoden entsprechend der bestehenden jeweiligen BZE-Anleitungen verfahren. Für die BZE-2 sind diese in BMELV (2006) näher beschrieben. Dementsprechend erfolgte stets die Ansprache aller Pflanzenarten mit den zugehörigen Deckungsprozenten, getrennt für die soziologischen Schichten. Die quadratische Aufnahme­fläche von 400 m² hat die Profilgrube als Mittelpunkt. Die grundsätzliche Aufnahme­methodik und der -ort änderte sich von der BZE-1 zur BZE-2 nicht. Mit der Vegetationsaufnahme der beiden BZE-Projekte waren z. T. verschiedene Mitarbeiter der Landesforst Meck-

lenburg-Vorpommerns beauftragt, es wurde jedoch gewährleistet, dass an der Vegetationserhebung der BZE-2 immer eine Person des ehemaligen BZE-1-Aufnahmeteam beteiligt war.

Einschränkungen bezüglich der Auswertbarkeit ergeben sich für einige BZE-Punkte auf den besser nährstoffversorgten Böden, da hier der Zeitpunkt der Vegetationserhebung nicht immer so gewählt werden konnte, dass der Frühjahrsaspekt vollständig mit erfasst wurde.

3.6.2 Pflanzenbedeckungsprozente und Artenanzahl

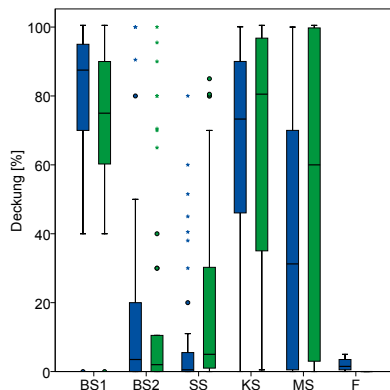
Wie allgemeingültig bekannt ist, sind die Baumschichten im Vergleich zu den übrigen soziologischen Schichten des Waldökosystems relativ artenarm und stark durch anthropogene Einflüsse geprägt. Vergleicht man die Mediane der Deckungsprozente beider BZE-Erhebungen, so sind diese für die Baumschicht 1 (BS1) signifikant gesunken (Wilcoxon-Test $\alpha = 0,000$) und für die Baumschicht 2 unverändert geblieben (Abb. 3.45a). Die Entwicklung der Baumschicht 1 wird vorwiegend auf zwischenzeitliche Holznutzungen zurückgeführt.

Die Bodenvegetation wird demgegenüber weit weniger anthropogen beeinflusst. Direkte menschliche Eingriffe werden nur in wenigen Fällen, z. B. im Rahmen der Verjüngung der Waldbestände notwendig. Indirekte anthropogene Einflüsse auf die

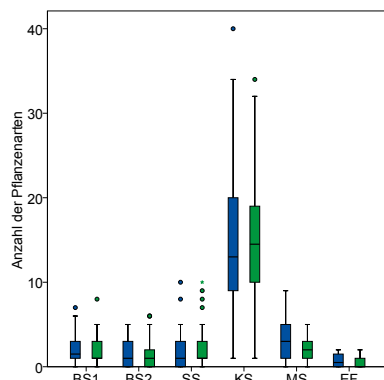
Bodenvegetation, wie z. B. über Stoffdepositionen oder Auswirkungen der Holznutzung überwiegen deutlich. Nicht zu unterschätzen ist ferner der Einfluss der Wilddichte auf den Deckungsgrad und die Artenanzahl der Moos-, Kraut- und Strauchschicht. Diese pflanzensoziologischen Schichten weisen im Vergleich zur Baumschicht 1 eine gegensätzliche Entwicklung auf. Besonders deutliche, statistisch gesicherte Änderungen sind in der Strauchschicht und in der Mooschicht festzustellen (Wilcoxon-Test $\alpha = 0,004$ $\alpha = 0,023$). An 5 BZE-Punkten etablierte sich bis zur Wiederholungsaufnahme eine neue Strauchschicht mit Deckungsprozenten > 1 %. Damit besteht zum Zeitpunkt der BZE-2 an knapp 60 % aller vergleichbaren Punkte eine Strauchschicht mit dieser Mindest-Pflanzenbedeckung.

Für die Krautschicht wurde nur eine ansteigende Tendenz des Medians nachgewiesen. Weder für die Grundgesamtheit noch für die Straten der Baumarten (Nadel-, Misch- und Laubwald) konnten Abhängigkeiten der Deckungsprozente der Krautschichten von den Deckungsprozenten der Baumschicht 1 ermittelt werden.

Bereits bei der Aufnahme der Moosschichten zur BZE-2 entstand für die Bearbeiter der Eindruck, dass sich die Deckungsprozente grundsätzlich erhöht haben. Die Auswertung ergab einen Anstieg des Medians um 22 %, wobei ca. 80 % aller Punkte eine Mooschicht mit einer Mindestdeckung von 1 % besitzen.



(a) Schichtweise Pflanzendeckungen



(b) Schichtweise Artenanzahlen

Abb. 3.45: Vergleich der schichtweisen Veränderungen der Deckungsprozente und der Pflanzenartenanzahl [blau = BZE-1, grün = BZE-2]

Zur BZE-1 waren an 4 BZE-Punkten Waldbodenflechten (*Cladonia*-Arten) vorkommend. Das Deckungsprozent dieser Flechten betrug damals max. 5 %, meist waren die Werte jedoch deutlich niedriger. Stets handelt es sich um degradierte Nadelwaldstandorte mit einem gehemmten Stoffumsatz. Als Ursachen für die Degradation werden die in der Vergangenheit häufig betriebenen, großflächigen Weide- und Streunutzungen der Wälder angenommen. Diese schädigenden anthropogenen Waldbodenutzungsformen wurden teilweise bis in die fünfziger Jahre des letzten Jahrhunderts betrieben. Zum Zeitpunkt der BZE-2 konnten keine Waldbodenflechten mehr festgestellt werden. Die anhaltenden Stickstofffrachten aus der Luft sowie verbesserte Humusumsatzbedingun-

gen werden zum kompletten Artenverlust auf diesen gering nährstoffversorgten Standorten geführt haben. Der deutliche Rückgang dieser Flechtenarten auf den Sandmosaiken wird von den Standortskartierern des Bundeslandes seit mehreren Jahrzehnten beobachtet.

Für die Bewertung der Biodiversität hat die Entwicklung der Artenanzahl eine besondere Bedeutung. Die Mediane der vorgefundenen Arten je Schicht (Abb. 3.45b) weichen unter Ausnahme der Mooschicht von der BZE-1 zur BZE-2 grundsätzlich nur gering voneinander ab. Dies wurde insbesondere für die beiden Baumschichten erwartet und bestätigt. Die mittlere Artenanzahl der beiden Baumschichten sowie der Strauchschicht ist, bei einem arithmetischen Mittel von ca. 2 Arten, gering.

Bei näherer Betrachtung der Artenzahlveränderungen in der Strauchschicht ist eine uneinheitliche Entwicklung feststellbar. An 21 BZE-Punkten ist eine Verringerung und an 24 Punkten eine Erhöhung zu verzeichnen. Für einen BZE-Punkt blieb die Anzahl bei beiden Erhebungen identisch. Auch für die Strauchschicht kann somit kein grundsätzlicher Trend konstatiert werden.

Für die Biodiversitätsbewertung der Standorte nimmt die Krautschicht eine besondere Rolle ein, da hier wie gewöhnlich die höchsten Artenzahlen erfasst wurden. Gleichzeitig ist die Spanne der aufgenommenen Artenzahlen aller Punkte am weitesten. Der Median der Artenzahlen ist für die Krautschicht leicht gestiegen, wobei diese Entwicklung nicht statistisch abgesichert werden kann.

Die Mooschicht weist im Vergleich zur Krautschicht eine deutlich geringere Artenanzahl auf (BZE-1: Median = 4, BZE-2: Median = 2). Nur für diese pflanzensoziologische Schicht konnte eine signifikante Änderung nachgewiesen werden (Wilcoxon-

Test $\alpha = 0,000$). Diesbezüglich kann eine Artenabnahme als gesichert angesehen werden.

Um weitergehende Informationen zur Artenzahlentwicklung der einzelnen Unterkollektive zu erhalten, wurde eine stratifizierte Auswertung vorgenommen. Wie zu erwarten war, bestehen deutliche Unterschiede bezüglich der Häufigkeiten der Gefäßpflanzenarten zwischen den armen Bodentypengruppen (Podsole, arme Braunerden) und den reichen Bodentypengruppen (reiche Braunerden, Lessivés). Von der BZE-1 zur BZE-2 sind für die einzelnen Bodentypengruppen keine signifikanten Änderungen der Artenzahlen nachweisbar (Abb. 3.46a). Trotzdem gibt es bezüglich der Podsole und Lessivés einen geringfügigen Trend zum Artenanstieg und für die reichen Braunerden zur Artenabnahme.

Für die Straten der verschiedenen morphologischen Humusformen (Abb. 3.46b) ist überwiegend erkennbar, dass sich die Mediane der Artenzahlen entsprechend der vorherrschenden Umsatzbedingungen ändern (Abstufung vom Mull zum Rohhumus). Eine Besonderheit der BZE-2-Aufnahme ist die Näherung der Mediane der Artenanzahl für die Humusformen Moder und Rohhumus, die nun annähernd gleich groß sind. Der Graswurzelfilzmoder erreicht Werte, die geringfügig unter denen der Rohhumusform liegen. Die hohe Konkurrenzkraft der Gräser wirkt hier vermutlich beschränkend auf die Zahl der vorkommenden Arten. Hinsichtlich der Änderung der Artenanzahl zwischen den Erhebungen besteht nur für die Humusform Rohhumus Signifikanz (Wilcoxon-Test $\alpha = 0,057$).

Für die Wuchsgebiete 4 und 12 gibt es auffallende Veränderungen bezüglich der Artenanzahl (Abb. 3.46c). Das Wuchsgebiet 4 ist allerdings nur mit 2 BZE-Punkten besetzt, so dass nur der Anstieg im Wuchsge-

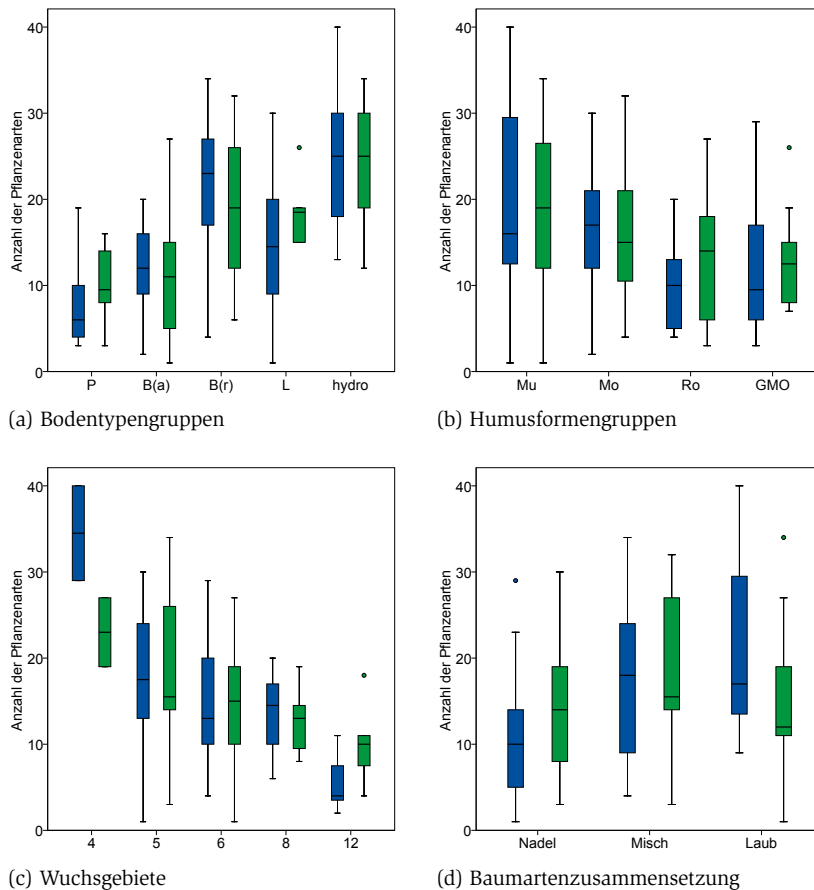


Abb. 3.46: Entwicklung der Artenanzahl in der Krautschicht in Abhängigkeit von Bodentyp, Humusform, Wuchsgebiet und Baumartenzusammensetzung [blau = BZE-1, grün = BZE-2]

biet 12 signifikant (Wilcoxon-Test $\alpha = 0,027$) ist. Dieses größtenteils altpleistozän geprägte Wuchsgebiet enthält großflächige, teils überdünte Sand-Mosaik, welche gegenüber den weichseleiszeitlichen Waldstandorten des Bundeslandes häufig eine ärmere Nährstoffausstattung besitzen. Auswirkungen durch Stoffeinträge sind gerade in diesen Naturräumen zu erwarten.

Bezüglich der Baumartenzusammensetzung ist ein signifikanter Anstieg in den Nadel- und ein Absinken in den Laubholzbeständen zu beobachten (Wilcoxon-Test $\alpha = 0,011$ $\alpha = 0,021$). Letztere Entwicklung in den Laubhölzern ist jedoch aufgrund der an einigen Punkten fehlenden Frühblüherarten zweifelhaft.

Bei Betrachtung der räumlichen Verteilung (Abb. 3.47) ist eine Häufung der Punkte mit Artenrückgang in der Mitte und im Osten des Bundeslandes festzustellen. Gleichzeitig betrifft dies aber häufig die Laubholzflächen, was aufgrund des teilweise fehlenden Frühjahrsaspektes bei der

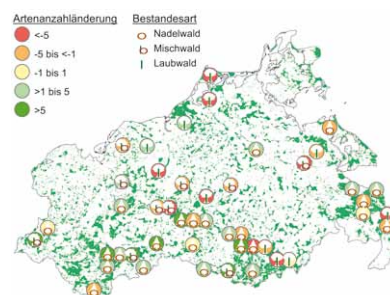


Abb. 3.47: Räumliche Verteilung der Entwicklung der Artenanzahlen in der Krautschicht

Aufnahme vermutet werden konnte. Trotz geringer Abweichungen der mittleren Deckungsprozente und Artenzahlen in der Krautschicht zwischen der Erst- und der Folgerhebung, treten doch teilweise starke Unterschiede bezüglich der Entwicklung einzelner pflanzensystematischer Einheiten, z. B. einzelner Familien oder Arten, auf.

Eine hohe Bedeutsamkeit für die Biodiversitätsentwicklung und die forstliche Bewirtschaftung, im Falle der Verjüngung, können vorkommende Gräser wegen ihrer meist hohen Konkurrenzkraft gegenüber anderen Gefäßpflanzen der Krautschicht erlangen. Der Vegetationsdatensatz wurde daher für die einzelnen Familien der Gräser näher analysiert. Die prozentuale Anteilfläche der Süßgräser (Poaceae) an der Gesamtaufnahmefläche sank um 11 % auf nun 30 % zum Zeitpunkt der BZE-2. Die Fläche der Riedgräser (Cyperaceae) nahm im gleichen Zeitraum um 0,8 % auf 2,1 % zu. Binsengewächse haben eine untergeordnete Bedeutung, da ihr Anteil sehr gering ist ($< 1\%$). Der häufige Eindruck einer voranschreitenden Vergrasung der Bestände aufgrund stetiger anthropogen bedingter Stickstoffeinträge kann, zumindest für die vergleichbare BZE-Grundgesamtheit, nicht bestätigt werden. Stattdessen ist eine gegenteilige Tendenz, des Rückganges der Gräseranteile insgesamt, bemerkbar.

Im Folgenden sollen nun ausgewählte Änderungen einzelner Arten der Krautschicht erläutert werden. Die häufigste Pflanzenart an den BZE-Punkten beider Erhebungen (Vorkommen an 32 BZE-Punkte) war und ist *Deschampsia flexuosa*. Gleichzeitig erreicht diese Süßgrasart, trotz eines Rückgangs des durchschnittlichen Deckungsprozents, wiederholt die höchste Anteilsflächensumme mit ca. 24 % der Gesamtaufnahmefläche der BZE-II-Erhebung.

Bezüglich des Neuauftretens von Arten gab es die größten Zunahmen (7-8 zusätzliche BZE-Punkte) bei *Fagus sylvatica*, *Dryopteris carthusiana*, *Dryopteris dilatata* und *Betula pendula*. *Fagus sylvatica* ist damit an 22 und *Betula pendula* an 16 der 46 ausgewerteten BZE-Punkte vorzufinden. Das verstärkte Auftreten der Rotbuche in der Krautschicht könnte auf verbesserte Wuchsbedingungen und/oder einen nachlassenden Verbißdruck hindeuten. Gleichzeitig ist aber zu bemerken, dass die mittleren Deckungsgrade dieser Baumarten je Punkt nur gering angestiegen sind.

Die am häufigsten weggefallenen Arten der BZE (Nichtwiederauffinden an 7-10 BZE-Punkten) sind *Agrostis capillaris*, *Dactylis glomerata* und *Stellaria media*.

Die größten Zunahmen der Anteilsflächensummen der Erhebungen weisen die Arten *Vaccinium myrtillus*, *Rubus idaeus*, *Rubus fruticosus* agg. und *Acer pseudoplatanus* auf. Die mittleren Deckungen dieser Arten sind jeweils um ca. 5-7 % im Untersuchungszeitraum angestiegen.

Demgegenüber haben die Anteilsflächensummen der Arten *Deschampsia flexuosa*, *Milium effusum* und *Deschampsia caespitosa* am stärksten abgenommen, wobei die mittleren Deckungen der einzelnen Arten um ca. 4-8 % je Art gesunken sind.

Diese beiden zuletzt genannten prozentualen Differenzen sind relativ gering, wenn man bedenkt, dass die genaue Schätzung der Pflanzenbedeckung in der Praxis schwierig und damit fehlerbehaftet ist. Eine Ableitung von Entwicklungstrends für die oben genannten Arten auf Basis dieser Ergebnisse sollten aufgrund des zu berücksichtigenden Schätzfehlers jedoch unterbleiben.

3.6.3 Vegetationsentwicklung und Biodiversität

Ein gebräuchlicher Indikator zur Charakterisierung der Vegetationsentwicklung ist der Soerensen-Index. Dieser Index gibt Auskunft über die Qualität der Vegetationsänderung, in dem er einen relativen Bezug zu den wiedergefundenen Arten an einem Punkt herstellt.

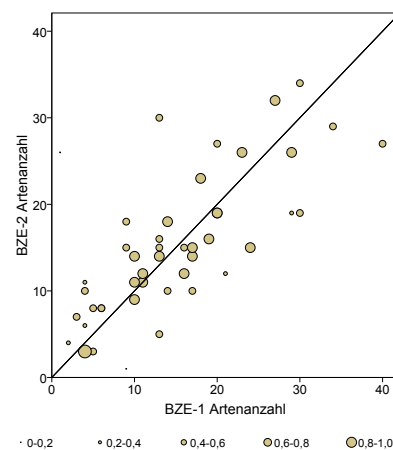


Abb. 3.48: Veränderung der Artenanzahl in der Krautschicht und Darstellung des zugehörigen Soerensen Indexes [Punktdurchmesser]

Der Ähnlichkeitsindex ist für die Krautschicht und für alle vergleichbaren BZE-Punkte berechnet worden (Abb. 3.48). Etwa 40 % der Punkte weisen einen Soerensen Index von größer als 0,6 auf, bei dem ein relativ hoher Übereinstimmungsgrad hinsichtlich des Artenspektrums besteht. Häufig ist an den Punkten mit einem Artenrückgang in der Krautschicht ein niedriger Ähnlichkeitsindex vorzufinden. Geringe Artenübereinstimmung sind jedoch auch an 6 Punkten mit einem mehr oder weniger starken Artenanstieg zu verzeichnen. Ferner zeigt die Abbildung 3.48 anschaulich, dass es keine gerichtete Entwicklung der Artenanzahl für die Krautschicht von der BZE 1 zur BZE 2 gab.

Zur Bewertung der Biodiversität wird in der Literatur häufig der Shannon Index verwendet. Er beschreibt die Vielfältigkeit der Daten, in dem er

sowohl die Deckungsgrade wie auch die Artenanzahl berücksichtigt. Abbildung 3.49 zeigt die berechneten Indexwerte. Bei einer statistischen Bewertung der Entwicklung dieses Biodiversitätsindex ergibt sich für die Krautschicht ein signifikanter Anstieg (Wilcoxon-Test $\alpha = 0,016$) und für die Mooschicht ein signifikanter Rückgang (Wilcoxon-Test $\alpha = 0,000$). Für die übrigen Schich-

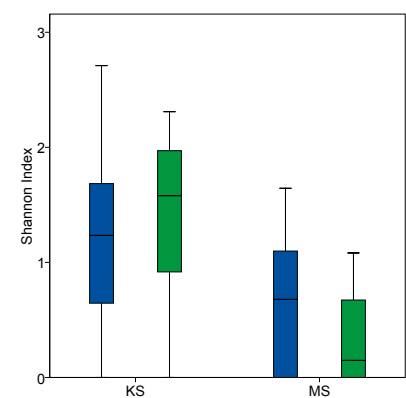


Abb. 3.49: Veränderungen des Shannon-Indexes in der Kraut- und Mooschicht [blau = BZE-1, grün = BZE-2]

ten ist bis auf die Baumschicht 2 die Nullhypothese wahrscheinlich.

Ein weiterer anwendbarer Indexparameter ist die Evenness. Dieser Gleichförmigkeitsindex gibt den Shannon Index in seiner Relation zu dessen größtmöglichen Wert an.

Tab. 3.18: Evenness (Gleichförmigkeitsindex) der Schichten

	BZE-1	BZE-2	Differenz zur BZE-2
SS	0,17	0,46	0,29
KS	0,49	0,59	0,10
MS	0,62	0,42	-0,20

In der Tabelle 3.18 sind die Werte für ausgewählte soziologische Schichten

aufgeführt worden. Die Werte dieses Parameters sind durchweg relativ niedrig. Daraus ist abzuleiten, dass die einzelnen Arten dieser Schichten an den BZE-Punkten häufig in einer ungleichmäßigen Deckung vorzufinden sind. Die Gleichförmigkeit erhöhte sich tendenziell für die Kraut- und Strauchschicht und verringerte sich tendenziell für die Mooschicht.

3.6.4 Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (1992)

Zeigerwerte können Auskunft über die ungefähre Größenordnung von Standortsfaktoren liefern. Für die vorliegende Auswertung der Krautschicht wurden die Weiserwerte nach ELLENBERG et al. (1992) verwandt. Trotz der ordinalen Skalierung dieser Zeigerwerte soll auf eine Mittelwertbildung nicht verzichtet werden, da diese gemittelten Kennwerte in der Fachliteratur häufig Anwendung finden.

Tab. 3.19: Mediane der gemittelten Ellenberg-Zeigerwerte der BZE-Punkte für die Krautschicht

Stickstoffzahl		
Parameter	BZE-1	BZE-2
Median	4,66	4,85
1. Quartil	3,50	4,0
3. Quartil	5,29	5,42
Gültig Werte [n]	45	45
Reaktionszahl		
Parameter	BZE-1	BZE-2
Median	3,81	3,75
1. Quartil	3,00	3,24
3. Quartil	4,48	4,80
Gültig Werte [n]	45	45
Feuchtezahl		
Parameter	BZE-1	BZE-2
Median	5,36	5,33
1. Quartil	5,07	5,09
3. Quartil	5,93	5,83
Gültig Werte [n]	41	41

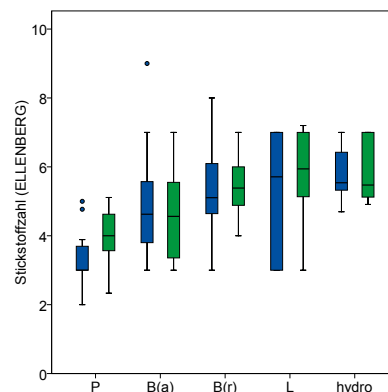
Die Berechnung der Mittelwerte wurde für alle auftretenden Arten mit vorliegendem Weiserwert, ohne Berücksichtigung des jeweiligen artspezifischen Deckungsprozentes, für jeden Aufnahmepunkt durchgeführt (Tab. 3.19).

Zu beachten ist, dass ein nicht unerheblicher prozentualer Anteil der erhobenen Arten keinen entsprechenden Weiserwert besitzt bzw. dass sich diese Arten „indifferent“ verhalten. Je nach zu betrachtendem Standortsfaktor schwankt der Anteil dieser Arten zwischen ca. 27 % und 46 %.

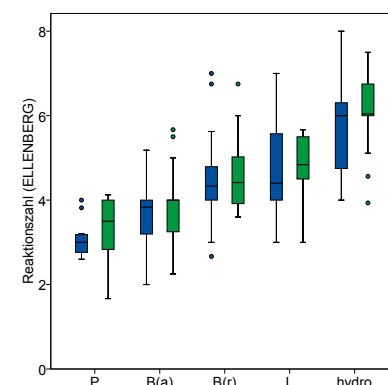
Die Mediane der mittleren Zeigerwerte für die Bodenfeuchte und die Stickstoffversorgung erreichen entsprechend der neunstufigen Ellenberg Skalierung ein mittleres Niveau. Einzig die Reaktionszahl ist etwas geringer als die zuvor genannten Weiser und deuten demnach auf eine geringe bis mittlere Bodenreaktionen bzw. Basenversorgung der oberen Bodenschichten einschließlich der Humusaufgabe hin.

Beim Vergleich der mittleren Zeigerwerte der Stickstoff-, der Reaktions- und der Feuchtezahl beider BZE-Aufnahmen sind nur sehr geringe, zufällige Abweichungen festzustellen. Die Interquartilabstände für die Stickstoffzahl und die Reaktionszahl sind mit ca. 1,5 relativ groß. Deutlich geringer sind die Abweichungen bezüglich der Feuchtezahl.

Bei einer stratifizierten Auswertung der Stickstoff- bzw. der Reaktionszahlen erhält man eine ausgeprägte Abstufung der Mediane von den ärmeren zu den reicheren Bodentypen (Abb. 3.50) bzw. von den umsatzschwächeren zu den umsatzstärkeren Humustypen (ohne Abb.). Dieses differenzierte Ergebnis war im Vorfeld, entsprechend der charakteristischen Eigenschaften dieser Humusformen und Bodentypen, anzunehmen. Die mittleren Weiserwerte des Graswurzelfilzmoders sind dabei mit den Werten des Rohhumus vergleichbar.



(a) Stickstoffzahlen



(b) Reaktionszahlen

Abb. 3.50: Entwicklung der Stickstoff- und Reaktionszahlen nach ELLENBERG et al. (1992) auf den verschiedenen Bodentypengruppen [blau = BZE-1, grün = BZE-2]

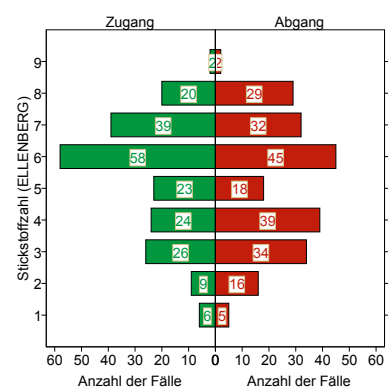


Abb. 3.51: Veränderung der Stickstoffzahlenspektren in Bezug auf das Wegfallen bzw. das Neuauftreten von Arten in der Krautschicht

Die größte Differenz der Weiserwerte in der Krautschicht existiert für die berechneten Stickstoffzahlen der beiden Erhebungen. Für diesen

Weiserwert ist es daher sinnvoll, die Veränderungen in den einzelnen Stickstoffzahlen-Klassen näher zu betrachten. Aus diesem Grunde wurde die Anzahl der neuauftretenden und wegfallenden Arten je Stickstoffzahl untersucht (s. Abb. 3.51). Es ist ersichtlich, dass die Klassen 2-4 und 8 stark abgenommen sowie die Klassen 6 und 7 stark zugenommen haben. Dies erklärt die geringe Erhöhung der Stickstoffzahl für die Grundgesamtheit.

Interessant erschien ferner die Auswertung der BZE-Vegetationsdaten nach der Zugehörigkeit zu den Pflanzengesellschaftseinheiten. Hierzu wurden die erfassten Pflanzenarten der Krautschicht den soziologischen Klassengruppen nach ELLENBERG et al. (1992) zugeordnet. In der Abbildung 3.52 sind die prozentualen Anteile der Arten ohne Gewichtung mit anderen Parametern dargestellt.

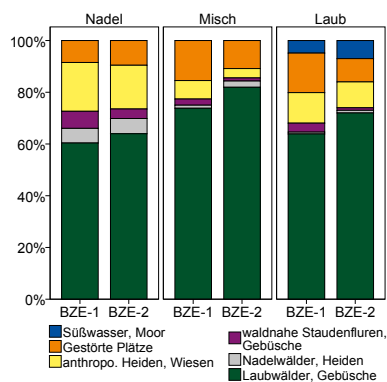


Abb. 3.52: Veränderung der soziologischen Gruppenanteile nach der Baumartenzusammensetzung

Besonders auffällig ist der hohe Anteil von Laubwaldarten in den Nadelwäldern, deren Größenordnung in etwa dem des Stratums der Laubwälder entspricht. Das häufige Auftreten von Naturverjüngungen der Arten *Fagus sylvatica*, *Acer pseudoplatanus*, *Quercus spec.* und *Frangula alnus* begründen dieses Ergebnis. Beispielsweise wäre ohne Berücksichtigung dieser Arten die Anzahl der Laub-

waldpflanzenarten der Nadelwälder nur ungefähr halb so hoch. Besonders bemerkenswert ist der Rückgang der Arten gestörter Plätze und anthropogener Heiden und Wiesen in den Misch- und Laubwäldern. Diese Reduktion des Vorkommens von Störungsanzeigern könnte auf eine größere Naturnähe der Misch- und Laubwälder hinweisen.

3.6.5 Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (1992) und deren Beziehung zu ausgewählten Bodenparametern

Zur Bewertung der Aussagekraft der berechneten mittleren Weiserwerte der vorgefundenen Gefäßpflanzenarten in der Krautschicht wurde ein Vergleich der Stickstoffzahlen und der Reaktionszahlen mit ausgewählten Bodenparametern vorgenommen. Die Bodenkennwerte mit den stärksten Korrelationen sind getrennt nach der jeweiligen Erhebung in der Tabelle 3.20 aufgeführt. Überwiegend besteht ein mittlerer Zusammenhang zu diesen gemessenen bzw. aus Messwerten berechneten Bodenkennwerten. Dieses Ergebnis deckt sich mit der Auswertung von CONRAD et al. (2002), wonach für die aufgeführten Parameter ebenfalls eine mittlere Korrelation nachgewiesen wurde. Im Allgemeinen ist hinsichtlich der dargestellten Bodenparameter die Stärke des Zusammenhanges für die Stickstoffzahl bei der BZE-1 und bei der Reaktionszahl für die BZE-2 höher.

Die Beziehungen der mittleren Stickstoffzahlen zu den N-Konzentrationen oder -Vorräten im Humus bzw. im Oberboden wiesen eine geringere Korrelation als zum C/N-Verhältnis auf. Die Zusammenhänge der mittleren Reaktionszahlen zu den Calcium-Konzentrationen bzw. -Vorräten sowie den Calcium-Austauscherbelegungen waren schwächer ausgeprägt als die in der Tabelle 3.20 aufgeführten Korrelationskoeffizienten zu den pH-Werten bzw. den Basensättigungen.

Tab. 3.20: Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen den mittleren Ellenberg-Zeigerwerten und ausgewählten bodenchemischen Parametern für die Krautschicht

Stickstoffzahl		
Parameter	BZE-1	BZE-2
C/N Auflage bis 10 cm	-,578**	-,607**
C/N Auflage	-,716**	-,390*
C/N 0-10	-,519**	-,612**

*signifikant (0.05-Niveau)
**hochsignifikant (0.01-Niveau)

Reaktionszahl		
Parameter	BZE-1	BZE-2
phKCL Auflage	,511**	,665**
phH2O Auflage	,469**	,521**
BS 0-5	,348*	,664**
BS 5-10	,224	,662**

*signifikant (0.05-Niveau)
**hochsignifikant (0.01-Niveau)

3.6.6 Ökologische Humusformen und deren Veränderungen

Laut KOPP & SCHULZE (2009) werden die ökologischen Humusformen mittelbar über die Bodenvegetation bestimmt. Hierzu wurden Standortseiserguppen aus Arten mit ähnlichem Weiserwert gebildet. Entsprechend dem Vorhandensein und der Deckung dieser Arten werden Rückschlüsse zur vorhandenen Zustandsnährkraft und Oberbodenfeuchte gezogen.

Für die BZE-Stichprobenpunkte wurden die ökologischen Humusformen im Rahmen der Außenaufnahmen stets angesprochen. Im Folgenden sind die erhobenen Humusformen der beiden BZE-Aufnahmen ohne nachträgliche Korrektur über bodenchemische Parameter aufgeführt (Tab. 3.21).

Tab. 3.21: Wandel der ökologischen Humusformengruppen nach SEA (Bestimmung über Bodenvegetation) – Darstellung der vergleichbaren BZE-Punkteanzahl je Erhebung (n = 46)

	SEA-Humusform BZE-2 [n]						
	NH ¹	Ro	RM	Mo	MM	Mu	
SEA-Humusform BZE-1 [n]	Ma	0	1	0	0	0	0
	Ro	1	12	2	2	0	0
	RM	0	2	4	4	0	0
	Mo	1	0	1	4	4	0
	MM	0	0	0	2	4	0
	Mu	0	0	0	0	0	2

¹Nichtansprechbare Humusform

Bei der Mehrzahl aller ausgewerteten BZE-Punkte (58 %) blieb die ökologische Humusform zwischen der BZE-1 und der BZE-2 konstant. Eine Verbesserung der Humusform wurde an 30 % der Punkte ermittelt, wobei weit überwiegend eine Einstufung in die nächst bessere Humusstufe vorgenommen wurde. An den verbleibenden 12 % war eine Verschlechterung der Humusform um eine Stufe festzustellen. Zum Zeitpunkt der BZE-2 sind an 2 Aufnahmepunkten „Nicht-ansprechbare Humusformen (NH)“ infolge von Dunkelstadien vermerkt worden. Diese sind nicht in die Auswertung einbezogen worden, wurden aber in Tabelle 3.21 integriert.

Dieser leichte Trend zu besseren Humusformen steht im Gegensatz zu den erhöhten C/N-Verhältnissen und

den geringfügig gesunkenen ph(KCl)-Werten in der Humusaufgabe. Ein möglicher Erklärungsansatz für diese gegenläufige Entwicklung wäre ggf. das „Nachlaufen“ der Vegetation.

3.7 Regenerationsfähigkeit und Standortsnachhaltigkeit der Waldböden

3.7.1 Auswirkungen unterschiedlicher forstlicher Nutzungsintensitäten

Die Nutzung des nachwachsenden Rohstoffs Holz ist immer mit Exporten von Nährstoffen aus dem Ökosystem verbunden. In der naturnahen forstlichen Produktionsweise werden Nährstoffentzüge im Gegensatz zur landwirtschaftlichen Produktion gewöhnlich nicht durch entsprechende Düngungen kompensiert. Die Höhe der Nährstoffexporte steht im engen Zusammenhang mit der Intensität der forstlichen Nutzungen. Extreme Nutzungsintensitäten, wie sie aus der Vergangenheit in Form von intensivsten Holz- und Streunutzungen bekannt sind, führen zur Nährstoffverarmung der forstlichen Standorte. Dadurch kann zugleich die Produktivität der Standorte reduziert werden. Dement-

sprechend gilt es, die Intensität der forstlichen Nutzungen an die Nährstoffausstattung der Standorte anzupassen, um die Nachhaltigkeit der Nutzung zu sichern sowie ökonomische und ökologische Aspekte in ein ausgewogenes Verhältnis zu setzen.

Um Grenzen für forstliche Nutzungen in Mecklenburg-Vorpommern abzuschätzen und gegenüber intensiver Nutzung besonders empfindliche Standorte zu lokalisieren, wurden in einem ersten Schritt in Anlehnung an AK STANDORTSKARTIERUNG (2003) die Elementvorräte im Boden den im Bestand (gesamte oberirdische Dendromasse⁶) festgelegten Elementvorräten gegenübergestellt. Dabei wurden die hydromorphen Standorte der BZE in Mecklenburg-Vorpommern ausgeschlossen, da auf diesen Standorten die Versorgung der Bäume mit Nährstoffen auch durch das Grundwasser erfolgt.

⁶ Summe aus gesamter Holzmasse, Rinde sowie Nadeln bzw. Blättern

Für die Elementvorräte im Boden wurden die zum Zeitpunkt der BZE-2 erfassten austauschbar gebundenen Vorräte an K, Mg und Ca im Mineralboden bis 90 cm Tiefe sowie die entsprechenden königswasserlöslichen Vorräte in der Humusaufgabe verwendet. Die dargestellten Stickstoffvorräte beziehen sich auf die Gesamtgehalte aus der Verbrennungsanalyse.

Zur Vereinfachung der Berechnungen der Elementvorräte im Bestand wurden die Baumarten nur nach der Zugehörigkeit zu den Gruppen Laub- bzw. Nadelholz unterschieden. Die Berechnung der Elementvorräte für den Bestand erfolgte mit den auf Brusthöhendurchmesser und Höhe basierenden Regressionsgleichungen von HEINSDORF & KRAUSS (1990) für Nadelholz und analog für Laubholz mit den Gleichungen von KRAUSS & HEINSDORF (1996). Die im Bestand festgelegten Elementvorräte wurden dann für jeden Punkt separat für alle im Rahmen der BZE aufgenom-

menen „Zeilen“⁷ aus Mittelhöhe, Mitteldurchmesser und Stammzahl berechnet. Die im gesamten Bestand festgelegten Elementvorräte wurden abschließend als Summe der zeilenweisen Vorräte ermittelt. Durch dieses Vorgehen kann der Einfluss von Wuchsleistung, Nutzungsgeschichte und Alter am konkreten Standort auf die im Bestand festgelegten Elementvorräte besser berücksichtigt werden, als bei Verwendung von pauschalen Mittelwerten.

In Abbildung 3.53 sind die berechneten mittleren Kalium-, Magnesium-, Calcium- und Stickstoffvorräte im Bestand, in der Humusaufgabe und im Mineralboden für die einzelnen Bodentypengruppen dargestellt. Zunächst zeigen sich große Unterschiede zwischen den Elementen. In Abhängigkeit vom betrachteten Element bestehen zum Teil auch große Unterschiede zwischen den einzelnen Bodentypengruppen. Durch die Bewertung der Vorräte im Boden im Vergleich zu den Vorräten im Bestand anhand der Faktoren nach AK STANDORTSKARTIERUNG (2003) für Kalium, Calcium und Magnesium lässt sich das Risiko durch Nährstoffentzug bei verschiedenen Nutzungsintensitäten fassen. Die entsprechenden Faktoren (F_{AKSto}) berechnen sich nach Gleichung 3.5. Der Bewertungsrahmen für diese Faktoren nach AK STANDORTSKARTIERUNG (2003) ist in Tabelle 3.22 dargestellt. Hohe Faktoren entsprechen dabei einem geringen, niedrige Faktoren einem hohen Risiko.

$$F_{AKSto} = \frac{Vorrat_{Boden} [kg/ha]}{Vorrat_{Bestand} [kg/ha]} \quad (3.5)$$

Einen ähnlichen Bewertungsansatz schlagen MEIWES et al. (2008) vor, die Nutzungsrestriktionen anhand des prozentualen Anteils der Calcium-, Magnesium-, Phosphor- und Stickstoffvorräte im Bestand am Gesamt-

Tab. 3.22: Bewertung der Vorräte im effektiven Wurzelraum als Vielfaches der Nährstoffvorräte der Bestockung in Anlehnung an AK STANDORTSKARTIERUNG (2003)

Vorratsbewertung	F_{AKSto}		
	K	Ca	Mg
sehr gering	< 0,5	< 0,5	< 0,5
gering	0,5...1,0	0,5...1,0	0,5...1,0
gering/mittel	1,0...1,5	1,0...2,0	1,0...2,0
mittel	1,5...2,0	2,0...5,0	2,0...5,0
mittel/hoch	2,0...3,0	5,0...10,0	5,0...10,0
hoch	3,0...4,0	10,0...20,0	10,0...20,0
sehr hoch	> 4,0	> 20,0	> 20,0

vorrat (Bestand + Boden) ableiten. Als Bodenvorräte werden für Ca, Mg und K die austauschbaren Vorräte im Mineralboden und die königswasserlöslichen Vorräte in der Humusaufgabe, für Phosphor die königswasserlöslichen Vorräte in Auflage und Mineralboden sowie für Stickstoff die auf der Verbrennungsanalyse basierenden Vorräte verwendet. Dieser Biomasse-Quotient (Q_{BM}), welcher auch für erste Auswertungen der BZE in Bayern verwendet wurde (vgl. Kölling, 2010a), berechnet sich dementsprechend für jedes Element nach Gleichung 3.6: Geringe prozentuale Anteile entsprechen

$$Q_{BM} [\%] = \frac{Vorrat_{Bestand} [kg/ha] \times 100}{Vorrat_{Bestand + Boden} [kg/ha]} \quad (3.6)$$

chen dabei geringen, hohe Anteile hohen Nutzungsrestriktionen. Für Anteile „basischer“ Kationen von > 50 % schlagen MEIWES et al. (2008) starke Nutzungsrestriktionen, für Anteile von 25-50 % mittlere Nutzungsrestriktionen und für Anteile < 25 % geringe Nutzungsrestriktionen vor. Für Stickstoff werden bei Biomasse-Quotienten > 60 % starke, bei 30-60 % mittlere und bei Anteilen < 30 % geringe Nutzungsrestriktionen empfohlen.

Kalium ist demnach in allen Boden-

typengruppen zu hohen Anteilen im Bestand festgelegt (Abb. 3.53a). Nur in der Gruppe der Lessivés zeigen sich etwas höhere Anteile für Kalium im Boden, bei zugleich insgesamt höheren Kaliumvorräten. Die Faktoren nach AK STANDORTSKARTIERUNG (2003) sind im Mittel bei den Braunerden und Podsolen gering/mittel (F_{AKSto} : $P = 1,5$, $B(a) = 1,5$, $B(r) = 1,2$), bei den Lessivés im Übergang zu mittel ($F_{AKSto} = 2,6$). Nach MEIWES et al. (2008) ergeben sich im Durchschnitt für alle Bodentypen mittlere Nutzungsrestriktionen (Q_{BM} : $P = 41$ %, $B(a) = 44$ %, $B(r) = 46$ %, $L = 40$ %).

Die Verteilung von Magnesium (Abb. 3.53b) zwischen Bestand und Boden ist in Abhängigkeit von den Bodentypengruppen deutlich differenzierter. Insbesondere auf den ärmeren Standorten (Podsole und arme Braunerden) sind die hohen Anteile der Humusaufgabe am gesamten Magnesiumvorrat auffällig. Für die Podsole ($F_{AKSto} = 1,3$) und armen Braunerden ($F_{AKSto} = 1,5$) ergeben sich geringe/mittlere, für die carbonathaltigen Braunerden ($F_{AKSto} = 2,5$) mittlere und für die Lessivés ($F_{AKSto} = 7,19$) mittlere/hohe Faktoren. Die vorgeschlagenen Nutzungsrestriktionen sind mit Ausnahme der Lessivés ($Q_{BM} = 23$ %), für welche nur geringe Nutzungsrestrik-

⁷ Anteile der Bestockung mit einheitlicher Baumart, Schichtzugehörigkeit und Alter

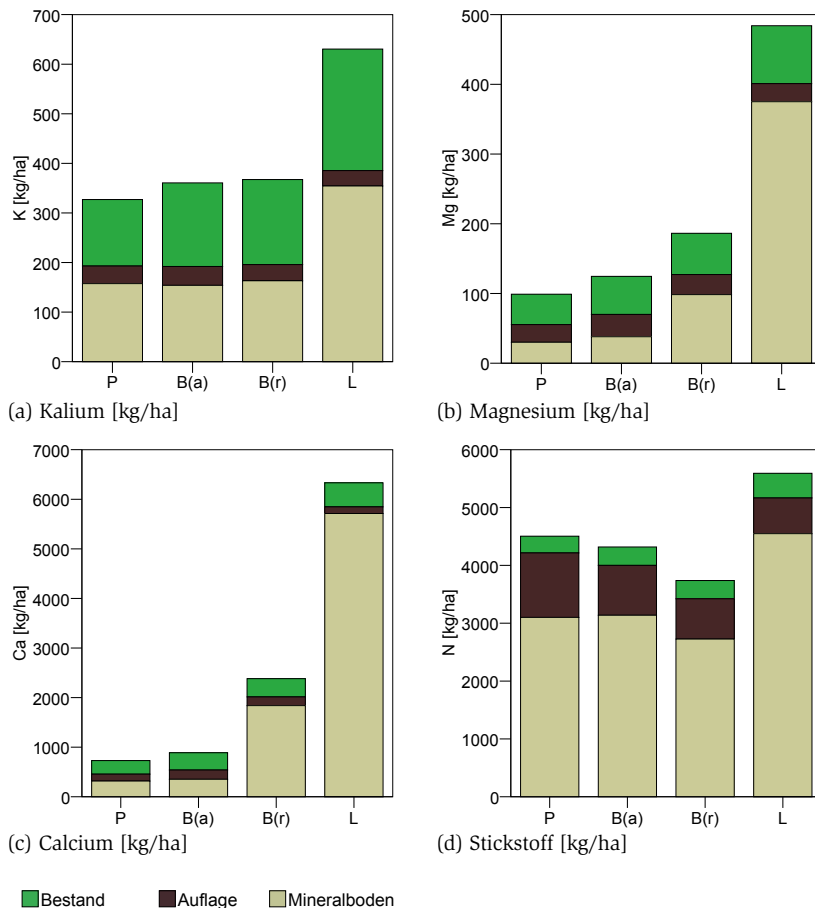


Abb. 3.53: Aufteilung der Elemente K, Mg, Ca, N auf die Kompartimente Bestand, Humusauflage und Mineralboden

tionen bestehen, mittel (Q_{BM} : P=45 %, B(a)=43 %, B(r)=34 %).

Für Calcium (Abb. 3.53c) zeigen sich noch deutlichere Unterschiede in Abhängigkeit vom Bodentyp. Während sich für die Lessivés hohe (F_{AKSto} =16,9) und für die reichen Braunerden mittlere/hohe Faktoren (F_{AKSto} =5,7) ergeben, sind die Faktoren für die Podsole und armen Braunerden nur gering/mittel (F_{AKSto} : P=1,7, B(a)=1,8). Für die reichen Braunerden und Lessivés ergeben sich geringe (Q_{BM} : B(r)=24 %, L=17 %), für die armen Braunerden und Podsole mittlere Nutzungsrestriktionen (Q_{BM} : P=45 %, B(a)=43 %). Stickstoff (Abb. 3.53d) war zur Zeit der historischen Übernutzungen vor allem im Zusammenhang mit Streunutzungen das entscheidende

Mangelement. Gegenwärtig erscheint die Gefahr übermäßiger Stickstoffentzüge durch forstliche Nutzung, angesichts im Vergleich zum Bestand hoher Stickstoffvorräte im Boden, weniger akut. Insbesondere im Vergleich zu Kalium, Magnesium und Calcium sind die Stickstoffvorräte im Boden, bezogen auf die Vorräte im Bestand, gerade auch für die ärmeren Standorte deutlich höher. So kommen auch MEIWES et al. (2008) zu dem Schluss, dass die Schwellenwerte für Nutzungsrestriktionen angesichts der gegenwärtigen atmosphärischen Einträge vernachlässigt werden können. Die Einschätzung der Nutzungsrestriktion nach MEIWES et al. (2008) ist für alle Bodentypen gering (Q_{BM} : P=7 %, B(a)=8 %, B(r)=9 %, L=9 %).

Für Phosphor (ohne Abbildung) be-

stehen gegenwärtig noch hohe methodische Unsicherheiten zur Quantifizierung der für die Waldbäume verfügbaren Fraktionen, sodass eine Interpretation hinsichtlich Nutzungsrestriktionen schwierig erscheint. Die auf den königswasserlöslichen Anteil bezogenen Phosphorvorräte im Boden sind im Vergleich zu im Bestand fixierten Vorräten in der Regel sehr hoch.

In einem zweiten Schritt wurde versucht, die Auswirkungen unterschiedlicher Nutzungsintensitäten anhand der aus forstlichen Erntemaßnahmen resultierenden Stoffentzüge für die BZE-Stichprobe Mecklenburg-Vorpommern abzuschätzen. Die Abgrenzung überhöhter von vertretbaren Nutzungen erfordert die Aufstellung von Stoffbilanzen für den gesamten Standort. Dafür müssen der Nährstoffexport durch Erntemaßnahmen, die Stoffausträge mit dem Sickerwasser sowie Stoffeinträge durch Depositionen und Verwitterung bekannt sein (vgl. RADEMACHER et al., 1999).

Die erntebedingten Nährstoffentzüge lassen sich auf Grundlage der Regressionsgleichungen von HEINSDORF & KRAUSS (1990) und KRAUSS & HEINSDORF (1996) sowie mit Hilfe entsprechender Wachstumsmodelle (LEMBKE et al., 2000; DITTMAR et al., 1986) für den Nährstoffgehalt der geernteten Baumkompartimente für Kiefern und Buchen im nordostdeutschen Tiefland gut abschätzen. Zumindest für Buche sind gewisse Unsicherheiten aufgrund standortspezifischer Ca-Konzentrationen in den Baumkompartimenten wahrscheinlich (JOOSTEN & SCHULTE, 2003), welche über den indirekten Zusammenhang zu Durchmesser und Höhe der Bäume nur unzureichend abgebildet werden. Mit größeren Abweichungen ist zudem an BZE-Punkten mit anderen Laub- und Nadelbaumarten zu rechnen, welche bei den Berechnungen jeweils wie Buche bzw. Kiefer gehandhabt wurden. Hohe Unsicherheiten bestehen für

die einzelnen BZE-Punkte hinsichtlich Deposition, Verwitterungsrate und Stoffaustrag mit dem Sickerwasser. Die Ableitung vollständiger Stoffbilanzen für die BZE-Punkte in Mecklenburg-Vorpommern ist somit gegenwärtig noch schwierig und nur im Bereich von Intensivuntersuchungsflächen möglich (vgl. RADEMACHER et al., 1999). 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 gegenwärtig anhand von Stoffbilanzen maximal mögliche Erntemengen abzuleiten. Aufgrund dieser Schwierigkeiten wurde auf die Berechnung vollständiger Stoffbilanzen für die BZE-Punkte Mecklenburg-Vorpommerns verzichtet. Alternativ wurden die bereits gut für die BZE-Punkte abschätzbaren Stoffentzüge durch Ernte mit den Depositions- und Auswaschungsraten an mecklenburgischen Level-II-Flächen sowie mit durchschnittlichen Verwitterungsraten aus der Literatur verglichen. Des Weiteren können die berechneten Stoffentzüge in Relation zu den an den BZE-Punkten im Boden festgelegten Elementvorräten gesetzt werden. Für die Elementvorräte im Boden wurden dafür wieder die austauschbar gebundenen Vorräte an K, Mg und Ca im Mineralboden bis 90 cm Tiefe sowie die königswasserlöslichen Vorräte in der Humusaufgabe verwendet. Dadurch lassen sich gegenüber übermäßiger Ernte besonders empfindliche (schlecht „gepufferte“) Standorte lokalisieren. Einen ähnlichen „kombinierten“ Ansatz zur Einschätzung der Gefährdung des Standorts durch holzerntebedingten Nährstoffentzug verwenden auch LEMM et al. (2010), welche „Nachhaltigkeitsfaktoren“ anhand der Gegenüberstellung durchschnittlicher Depositions-, Verwitterungs- und Auswaschklassen und Elementvorräten in den Waldgesellschaften mit auf die gesamte Umtriebszeit bezogenen Stoffentzügen

für unterschiedliche Nutzungsintensitäten ableiten.

Zur Abschätzung des jährlichen erntebedingten Nährstoffexportes wurden zunächst drei verschiedene Nutzungsszenarien aufgestellt, welche jeweils exemplarisch den Nährstoffentzug bei geringer, mittlerer und hoher Nutzungsintensität darstellen. Für die einzelnen Szenarien wurde angenommen:

„gering“: ausschließlich Nutzung des entrindeten Schaftholzes, Holznutzung ab 15 m Bestandeshöhe, teilweiser Verzicht auf Nutzung von Bäumen im Endbestand (5 Bäume / ha)

„mittel“: Nutzung des Schaftholzes mit Rinde, Holznutzung ab 12 m Bestandeshöhe

„hoch“: Nutzung des gesamten Schaft- und Astholzes (einschließlich Zweigen) mit Rinde, Export aller im Wachstumsmodell vorgesehenen Nutzungen

Die Berechnung der Stoffentzüge für die angenommenen Szenarien am einzelnen BZE-Punkt erfolgte anschließend anhand der im Rahmen der BZE-2 aufgenommenen Bestockungsinformationen des Oberstandes. Ausgehend von den Anteilen an Laub- und Nadelholz sowie der Bonität der jeweiligen Bestockungsanteile wurde der Nährstoffentzug durch Holzernte entsprechend des jeweiligen Szenarios für die fünfjährigen Nutzungsintervalle der verwendeten Wachstumsmodelle berechnet. Für jedes fünfjährige Nutzungsintervall wurden die Elementvorräte in den Kompartimenten Schaftholz, Rinde und Zweige für den ausscheidenden Bestand aus Stammzahl, Mittelhöhe und Mitteldurchmesser mit den Regressionsgleichungen von HEINSDORF & KRAUSS (1990) und KRAUSS & HEINSDORF (1996) berechnet. In Abhängigkeit vom gewählten Szenario wurden mittels boolescher Funktionen⁸

die Elementvorräte in den einzelnen Kompartimenten exportiert bzw. „auf der Fläche belassen“. Der nach allen regulären Ertragstafelnutzungen verbleibende Endbestand wurde in Abhängigkeit vom gewählten Szenario teilweise bis vollständig exportiert. Abschließend wurden alle vollzogenen Nutzungen (Elementexporte) aufaddiert und eine auf die Umtriebszeit bezogene durchschnittliche jährliche Exportrate berechnet. Die so berechnete jährliche Exportrate kann somit auch als mittlerer Nährstoffentzug bei zeitlich unbegrenzter Nutzung und bei hypothetisch konstanter Baumartenzusammensetzung, Bonität und Umtriebszeit aufgefasst werden.

Im Ergebnis zeigen sich in Tabelle 3.23 deutlich differenzierte Nährstoffexporte in Abhängigkeit von der Nutzungsintensität, während die Exporte zwischen den einzelnen Bodentypen nur relativ gering variieren. Mit zunehmender Standortstrophie und damit verbundenen höheren Wachstumsleistungen zeigen sich tendenziell höhere Exportraten für die Lessivés und reichen Braunerden.

Eine grobe Abschätzung bodentypenbezogener Stoffbilanzen erlaubt der Vergleich mit mittleren Eintrags- und Auswaschungsraten an den mecklenburgischen Level II-Flächen (Tab. 3.24) und durchschnittlichen Verwitterungsraten nach BOLTE & WOLFF (2001) (Tab. 3.25). Die angegebenen Depositionsraten stammen aus dem Zeitraum 1996-2010 von den Level II-Flächen Sandhof und Torgelow. Die Verluste mit dem Sickerwasser wurden überschlägig aus jährlichen Mittelwerten der Stoffkonzentration im Sickerwasser unterhalb des effektiven Wurzelraums (80 cm) für den Zeitraum 2005 bis 2009 an den gleichen Level II-Flächen abgeschätzt. Für die Berechnung des Stoffaustrags aus Sickerwasserrate und Konzentra-

⁸ „wenn dann sonst“, „wenn größer“, „wenn kleiner“, „wenn gleich“

Tab. 3.23: durchschnittliche jährliche Elemententzüge durch Holzernte unterschiedlicher Nutzungsintensitäten

mittlerer Stoffentzug [kg/(ha x a)]						
Element	Nutzung	P	B(a)	B(r)	L	Ges.
K	gering	1,11	1,08	1,14	1,14	1,14
K	mittel	1,58	1,53	1,63	1,63	1,63
K	hoch	2,04	2,02	2,07	2,07	2,07
Mg	gering	,59	,55	,62	,62	,62
Mg	mittel	,71	,67	,76	,76	,76
Mg	hoch	,85	,82	,87	,87	,87
Ca	gering	2,85	2,76	2,76	3,04	2,76
Ca	mittel	5,04	4,62	5,48	5,48	5,38
Ca	hoch	6,10	5,72	6,47	6,47	6,47

tion wurde eine mittlere Sickerwasserrate von 150 mm/a angenommen. Diese Sickerwasserrate entspricht etwa der maximalen, für die terrestrischen mecklenburgischen BZE-Punkte ermittelten, Sickerwasserrate (vgl. Kap. 3.2.2). Für die jeweiligen Anteile „basischer“ Kationen bei Freisetzung aus der Verwitterung wurden nach HAGEMANN et al. (2008) 60 % Calcium, 15 % Magnesium und 25 % Kalium angenommen. Für die Mehrzahl der mecklenburgischen BZE-Standorte ist die Verwitterungsrate eher im Bereich der niedrigsten Werte (arme Sande) anzunehmen. Die deutlich höheren Verwitterungsraten für Schluffe und

carbonathaltige Lehme können als Orientierungswerte nur für einen Teil der carbonathaltigen Braunerden und Lessivés angenommen werden.

In der Zusammenschau der Eintrags- und Austragsgrößen (Tab. 3.23, 3.24, 3.25) zeigt sich, dass die Gefahr potentieller Nährstoffengpässe vor allem bei Magnesium und teilweise auch bei Calcium zu bestehen scheint. Erntebedingten Kaliumexporten stehen indes relativ hohe Einträge aus Deposition und Verwitterung bei zugleich nur geringen Auswaschungsraten gegenüber. In den Gruppen der armen Braunerden und Podsole

erscheint die Summe von aus Deposition und Verwitterung eingebrachten Magnesiums (2,51 kg/(ha x a)) abzüglich des Verlusts durch Auswaschung mit dem Sickerwasser (1,70 kg/(ha x a)) im Mittel nur für Nutzungen mittlerer Intensität (0,81 kg/(ha x a)) ausreichend zu sein. Bei Calcium wird das mittlere Niveau der aus Verwitterung und Deposition verfügbaren Elementmengen (7,45 kg/(ha x a)) erst bei hohen Nutzungsintensitäten ausgeschöpft. Dass bei dieser Betrachtungsweise vor allem Magnesium als limitierendes Element in Erscheinung tritt, steht in guter Übereinstimmung mit den Beobachtungen zur Austauscherbelegung (Kap. 3.3.2, 3.3.3) und zur Ernährungssituation der Kiefer (Kap. 3.5.2)

Tab. 3.25: Nachlieferung an Kalium, Magnesium und Calcium für ausgewählte Substratklassen aus der Verwitterung nach BOLTE & WOLFF (2001)

Nachlieferung aus Verwitterung [kg/(ha x a)]			
Substrat	K	Mg	Ca
arme Sande	2,44	0,46	3,01
carbonatfreie tonige Sande, Schluffe	9,78	1,82	12,02
carbonathaltige Lehme, Tone	24,44	4,56	30,06

Tab. 3.24: Einträge und Auswaschung an Kalium, Magnesium und Calcium an den beiden mecklenburgischen Level II-Flächen

Element	Deposition			Auswaschung		
	Min.	Mittel.	Max.	Min.	Mittel.	Max.
K	6,30	12,95	22,00	0,85	1,45	2,50
Mg	1,30	2,05	3,20	1,10	1,70	2,93
Ca	3,90	9,95	19,90	3,65	5,51	7,75
alle Werte in [kg/(ha x a)]						

Der Vergleich der Nährstoffentzüge bei unterschiedlichen Nutzungen mit den im Boden festgelegten Vorräten in Form einer theoretischen Nutzungsdauer bis zum vollständigen Aufbrauchen des Bodenvorrates ist für die einzelnen Bodentypen in Tabelle 3.26 dargestellt. Die dargestellten Zeitspannen ergeben sich als Quotient aus den Vorräten im Boden (Auflage bis 90 cm) und den durchschnittlichen jährlichen Elemententzügen durch Holzernte (Tab: 3.23). Es wird deutlich, dass bei intensiver Nutzung auf ärmeren Bö-

den die im Boden festgelegten Vorräte in teilweise weniger als einer halben Umtriebszeit aufgebraucht werden. Mangelsituationen sind bei dieser Betrachtungsweise auf den ärmeren Böden zuerst bei den Elementen Calcium und Magnesium zu erwarten. Im Gegensatz reichen Vorräte an Calcium und Magnesium auf reicheren Böden, insbesondere in der Gruppe der Lessivés für wesentlich längere Zeiträume aus. So sind beispielsweise die Calciumvorräte der Lessivés bei extensiver Nutzung im Mittel bis zu 1000 Jahre ausreichend. Bei intensiver Nutzung sind jedoch die Kaliumvorräte relativ schnell aufgebraucht, sodass in Bezug auf die Bodenvorräte auf den reicheren Böden vor allem übermäßiger Kaliumexport bei der Ernte problematisch erscheint.

Ausgehend von der theoretischen Zeitdauer bis zum Aufbrauchen der Elementvorräte wurde ein Indexwert zur Kennzeichnung der standörtlichen Nährstoffreserve (I_{NR}) abgeleitet. In Anlehnung an das auf Sprengel und Liebig zurückgehende „Gesetz vom Minimum“ (vgl. Gröger, 2010) bildet jeweils die Zeitspanne bis zum Ausschöpfen des ersten der drei Ele-

mente K, Mg und Ca den Indexwert. Für die Berechnung wurde als erntebedingter Stoffentzug eine mittlere Nutzungsintensität (vgl. Tab. 3.23), für die Elementvorräte im Boden die königswasserlöslichen Vorräte in der Humusaufgabe und die austauschbaren Vorräte im Mineralboden bis 90 cm Tiefe angenommen. Verwitterung, Deposition und Auswaschung werden im Index nicht berücksichtigt. Der I_{NR} berechnet sich dann entsprechend Gleichung 3.7. mit:

$$I_{NR} = \min \left(\frac{K_{Boden}}{K_{Nutz}}, \frac{Ca_{Boden}}{Ca_{Nutz}}, \frac{Mg_{Boden}}{Mg_{Nutz}} \right) \quad (3.7)$$

I_{NR} = Indexwert für die Nährstoffreserve a

K, Ca, Mg_{Boden} = austauschbarer (0-90 cm) und königswasserlöslicher (Humusaufgabe) Bodenvorrat des jeweiligen Elements kg/ha

K, Ca, Mg_{Nutz} = elementspezifischer mittlerer jährlicher Elemententzug durch Ernte kg/(ha x a)

Abbildung 3.54 vermittelt einen regi-

onalen Eindruck zur Verteilung hinsichtlich hoher Nutzungsintensitäten problematischer Standorte der BZE in Mecklenburg-Vorpommern anhand des Indexes für die Nährstoffreserve (I_{NR}). Geringe Indexwerte ergeben sich vor allem im Bereich des geologisch älteren Wuchsgebiets 12 sowie im Bereich der Sander des Wuchsgebietes 6, während sich die Grund- und Endmoränenbereiche im Wuchsgebiet 5 durch verhältnismäßig hohe Indexwerte auszeichnen. Auffällig ist, dass im Wuchsgebiet 12 immer Calcium als zuerst erschöpftes Element auftritt, während in den geologisch jüngeren Wuchsgebieten neben Calcium vorrangig Kalium und Magnesium die limitierenden Elemente darstellen. Die höchsten Werte ($I_{NR} = 120...368$ a) werden in allen Fällen durch das hinsichtlich der Vorräte auf den reicheren Böden knappe Kalium begrenzt.

Zusammenfassend erscheinen intensive Nutzungsformen besonders auf Standorten der Bodentypengruppen Podsole, arme Braunerden und teilweise auch der carbonathaltigen Braunerden problematisch. Auf diesen Standorten, welche die Mehrzahl der mecklenburgischen Standorte dar-

Tab. 3.26: theoretische Zeitdauer bis zum Aufbrauchen der kurz- und mittelfristig verfügbaren Elementvorräte durch Holzernte unterschiedlicher Nutzungsintensitäten

kurz-/ mittelfristige Nährstoffreserve [Jahre]						
Element	Nutzung	P	B(a)	B(r)	L	Ges.
K	gering	177	163	123	166	166
K	mittel	123	114	91	119	115
K	hoch	91	87	70	90	89
Mg	gering	93	102	119	409	105
Mg	mittel	73	83	102	335	87
Mg	hoch	58	67	86	274	72
Ca	gering	108	124	306	1063	161
Ca	mittel	62	68	161	446	73
Ca	hoch	49	51	132	378	62

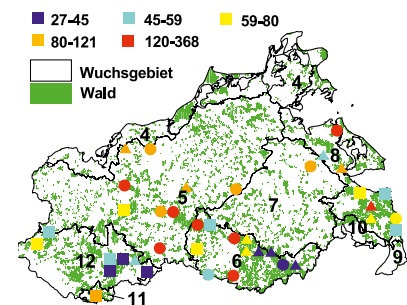


Abb. 3.54: Index für die Nutzungsreserve [a], ausschlaggebendes Element: Kalium (Kreise), Magnesium (Dreiecke), Calcium (Quadrate)

stellen, ist hinsichtlich überschlägiger Stoffbilanzen für Magnesium und eingeschränkt auch für Calcium mit einem über die Nährstoffnachlieferung hinausgehenden Entzug bei intensiver

Ernte zu rechnen. Auf diesen Standorten sind zugleich die den Entzügen durch die Ernten gegenüberstehenden Calcium- und Magnesiumvorräte gering. In der Gruppe der Lessivés, für welche deutlich höhere Verwitterungsraten unterstellt werden können, ergeben sich auch im Fall intensiver Nutzungen positive Stoffbilanzen für alle betrachteten Elemente. Anhand des Vergleichs der erntebedingten Stoffentzüge mit den Bodenvorräten in Form einer theoretischen Nutzungsdauer erscheint Kalium als potentiell zuerst erschöpftes Element. Dieser Beobachtung stehen jedoch für Kalium besonders hohe Depositions- und Verwitterungsraten gegenüber. Beim angenommenen gleichbleibenden Depositionsniveau erscheint Kalium als primärer Mangelfaktor in Folge erntebedingten Stoffentzugs somit eher unwahrscheinlich. Bei der Ableitung maximal vertretbarer Nutzungen auf den gut mit K, Mg und Ca ausgestatteten Böden (Lessivés) ist zwingend zu beachten, dass extreme Nutzungen die Standorte auch dann beeinträchtigen, wenn sich aufgrund des K-, Mg-, und Ca-Entzuges keine Nutzungsrestriktionen ergeben. Beispielsweise wirken sich zu starke Nutzungen nachteilig auf den Humuszustand und in Folge dessen auch nachteilig auf Bodengefüge, Austausch- und Wasserspeicherkapazität aus, sodass auch auf diesen Böden immer ein gewisser Anteil der Biomasse auf der Fläche verbleiben sollte.

3.7.2 Beurteilung der Notwendigkeit von Bodenschutzkalkungen

Kompensationskalkungen zum Ausgleich des atmosphärischen Eintrags von Säurebildnern in den Boden wurden bisher vorwiegend auf Waldstandorten der Mittelgebirge durchgeführt, welche zugleich auch wesentlich deutlicher von den emissionsbedingten neuartigen Waldschäden betroffen waren. In den Wäldern des nordostdeutschen Tieflandes wurden großflächig angelegte Kalkungsprogramme aufgrund der

Tab. 3.27: Anteile kalkungswürdiger Standorte entsprechend ausgewählter Kalkungskonzeptionen auf Grundlage analytischer Bodenmerkmale der BZE-2 (ohne hydromorphe Böden)

	Anteil kalkungswürdiger Standorte [%]				
	P	B(a)	B(r)	L	Ges.
WILPERT et al. (2010) $\geq 3,0$ t/ha	10	0	0	17	5
WILPERT et al. (2010) $\geq 1,5$ t/ha	60	53	22	50	48
STETTER (2010)	100	73	11	17	58
KRAUSS (1997) $\geq 3,0$ t/ha	40	73	44	50	55
KRAUSS (1997) $\geq 1,5$ t/ha	40	87	67	67	68
NW-FVA (2010a) Niedersachsen	30	93	78	83	73
ASCHE (1998) „erforderlich“	100	100	100	67	95
ASCHE (1998) „dringend“	50	20	0	17	23
LEUBE (2000)	10	13	0	0	8
NW-FVA (2010a) Sachsen-Anhalt	40	93	56	33	63

standörtlichen Besonderheiten bisher nicht durchgeführt. Den nachteiligen Auswirkungen von Stoffeinträgen wurde hier vorrangig im Rahmen von Waldumbauprogrammen durch eine bodenpfleglichere Holzartenwahl entgegengewirkt.

Dementsprechend besteht im Vergleich zu Bundesländern mit Mittelgebirgsstandorten für Mecklenburg-Vorpommern bisher kein Kalkungsrahmen, anhand dessen eine pauschale Beurteilung der Notwendigkeit von Kompensationskalkungen für die Standorte der BZE-2 möglich ist. Um eine Orientierung zur Kalkungsnotwendigkeit zu gewinnen, wurden bestehende Kalkungsrahmen anderer Bundesländer exemplarisch auf die Standorte der BZE-2 in Mecklenburg-Vorpommern angewendet. Im Einzelnen wurden das neue langfristige baden-württembergische Kalkungsprogramm (WILPERT et al., 2010; SCHÄFFER et al., 2011), die Kalkungskulisse für Bayern (STETTER, 2010), das Merkblatt zu Bodenschutzkalkungen in Niedersachsen und Sachsen-Anhalt

(NW-FVA, 2010b), Informationen zur Bodenschutzkalkung in Nordrhein-Westfalen (ASCHE, 1998), der Leitfaden zur Bodenschutzkalkung sächsischer Mittelgebirgsstandorte (LEUBE, 2000) und ein von KRAUSS (1997) für Umwandlungsstandorte im nordostdeutschen Tiefland vorgeschlagener Kalkungsrahmen herangezogen. Einen Überblick über die Anteile der entsprechend der verschiedenen Kalkungsrahmen potentiell kalkungswürdigen Standorte gibt Tabelle 3.27.

Bei der Interpretation der in Tabelle 3.27 ausgewiesenen Anteile muss zunächst berücksichtigt werden, dass die Anzahl von Flächen, auf denen eine Kalkung aufgrund fachlicher und rechtlicher Ausschlusskriterien (z.B. Naturschutz- und Trinkwasserschutzgebiete) tatsächlich möglich ist, im Vergleich zu den anhand von bodenkundlichen Merkmalen abgeleiteten Anteilen niedriger ist. In allen verwendeten Bewertungsrahmen werden zudem auf Mooren und Standorten mit geringen Grundwasserflurabständen ausdrücklich keine

Kompensationskalkungen durchgeführt. Die in Tabelle 3.27 aufgeführten Anteile beziehen sich dementsprechend nur auf die terrestrischen Standorte der BZE. Klassischer Weise wird die Notwendigkeit von Kompensationskalkungen anhand von Grenzwerten für pH und Sättigungsgraden basischer Kationen im Mineralboden eingeschätzt. Ergänzt werden diese Kriterien oft durch Ausschlussmerkmale hinsichtlich der Stickstoffsättigung und der natürlichen Standortstrophie. Die für die Einschätzung der Kalkungsbedürftigkeit in den Bewertungsrahmen im Einzelnen herangezogenen analytischen Kennwerte und Standortmerkmale unterscheiden sich teilweise jedoch von einander, wodurch sich mitunter unterschiedliche Anteile kalkungswürdiger Standorte ergeben.

Die Kalkungskulisse für Bayern (STETTER, 2010) differenziert die Möglichkeit von Kalkungen anhand von Tiefenprofiltypen der Basensättigung. Kalkungen sind in Bayern auf Standorten mit auch in tieferen Bodenschichten nur geringen Basensättigungen vorgesehen („Typ 4“, „Typ 5“). In Anlehnung an KÖLLING (2010b) wurde vereinfachend für alle Standorte der BZE in Mecklenburg-Vorpommern, die in der Tiefenstufe 60-90 cm eine Basensättigung ≤ 20 % aufweisen, die Kalkung als möglich bewertet. Für Mecklenburg-Vorpommern ist nach diesem Ansatz auf 58 % der Standorte eine Kalkung möglich (Tab. 3.27). Den Schwerpunkt der zu kalkenden Standorte bilden arme Braunerden und Podsole.

Für die sachsen-anhaltinischen Waldstandorte (NW-FVA, 2010b) werden Böden mit Basensättigungen von ≤ 15 % in der Tiefenstufe 30-60 cm als kalkungsbedürftig eingestuft. Nährstoffreiche („R-Standorte“) und naturgegeben ausgesprochen arme Böden („A-Standorte“) werden von der Bodenschutzkalkung ausgeschlossen. In Mecklenburg-Vorpommern wären demnach 63 % der Standorte kal-

kungsbedürftig. Da R- und A-Standorte ausgeschlossen wurden, werden vorrangig carbonatfreie Braunerden (B(a)) als kalkungsbedürftig eingeschätzt (Tab. 3.27).

Auch für Niedersachsen (NW-FVA, 2010b) wird die Kalkungsbedürftigkeit anhand 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 (Nährstoffzahl „1“) Standorte werden ebenfalls von der Kalkung ausgeschlossen. Analog zum Bewertungsrahmen für Sachsen-Anhalt wurden ersatzweise für die Auswertung der BZE-Stichprobe die R- und A-Standorte als ausgesprochen nährstoffreiche und nährstoffarme Standorte von der Kalkung ausgeschlossen. Die mecklenburgischen BZE-Standorte werden zu 73 % als kalkungsbedürftig eingeschätzt (Tab. 3.27). Analog zum sachsen-anhaltinischen Verfahren ist der Anteil der bedürftigen Standorte in der Gruppe der armen Braunerden am höchsten.

Für sächsische Mittelgebirgsstandorte (LEUBE, 2000) werden zur Auswahl von Kalkungsflächen ergänzend zu den Indikatoren des Säure-Basenstatus ($\text{pH}(\text{H}_2\text{O}) < 4,2$, $\text{pH}(\text{KCl}) < 3,8$ und Basensättigung < 15 % in 0-30 cm Tiefe) auch Kennwerte der Humusqualität ($\text{C/N-Verhältnis} > 20$, $\text{C/P-Verhältnis} > 250$) verwendet. Hierdurch wird gewährleistet, dass stickstoffreiche Standorte, auf denen in Zusammenhang mit Kalkungen ein hohes N-Austragsrisiko besteht, von Kalkungsmaßnahmen ausgeschlossen werden. Zusätzlich werden reiche, kräftige und arme Standortseinheiten (R-, K- und A-Standorte) von der Kalkung ausgeschlossen. In Mecklenburg-Vorpommern ergibt sich anhand dieses Ansatzes insbesondere aufgrund der engen Ausschlusskriterien für Stammnährkraft und Stickstoffsättigung lediglich ein Anteil zu kalkender Standorte von 8 % (Tab. 3.27).

In den Informationen zur nordrhein-

westfälischen Bodenschutzkalkung (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 $\text{pH}(\text{H}_2\text{O}) < 4,2$, $\text{pH}(\text{KCl}) < 3,8$, $\text{Ca} + \text{Mg-Sättigung} < 5$ % und $\text{H} + \text{Fe-Sättigung} > 5$ % als dringend erforderlich eingestuft. Ergänzend zu den analytischen Kennwerten wird für Standorte mit ausgesprochen nitrophiler Bodenvegetation eine Einzelfall bezogene Abwägung der Vorteile und Risiken einer Bodenschutzkalkung empfohlen. Dies muss bei Interpretation der berechneten Anteile berücksichtigt werden. In Mecklenburg-Vorpommern werden Kalkungen auf 95 % der Standorte als „erforderlich“ und auf 23 % der Standorte als dringend erforderlich bewertet. Vorrangig wird die besonders basenarme Gruppe der Podsole für Bodenschutzkalkungen empfohlen (Tab. 3.27).

In der langfristigen Bodenschutzkalkungsstrategie in Baden-Württemberg (WILPERT et al., 2010; SCHÄFFER et al., 2011) wird der Umfang von Kalkungsmaßnahmen anhand des Vorrates „sauer“ wirkender Kationen in der Tiefenstufe 60-90 cm ermittelt. Der auf die ladungsbezogene Stoffmenge bezogene Vorrat an „sauren“ Kationen wird vereinfachend der im Rahmen von Kalkungsmaßnahmen zu applizierenden Calciumcarbonatmenge gleichgesetzt (CaCO_3 [t/ha] = $\text{H-Wert}[\text{kmol}_e/\text{ha}] \times 0,055$). Durch diesen Ansatz soll die kumulierte Säurewirkung anthropogener Depositionen kompensiert werden. Durch die Berücksichtigung von Vorratskennwerten wird gegenüber der in anderen Bewertungsrahmen verwendeten Intensitätskenngrößen auch das Sorptionsvermögen der Standorte für die applizierten Kalkungen berücksichtigt. Einen Überblick über die nach Bodentypen stratifizierten Kalkmengen für die BZE-Standorte in Meck-

lenburg-Vorpommern gibt Abbildung 3.55. Bildet man zur Vergleichbarkeit mit anderen Ansätzen Klassen zu kalkender Standorte anhand der gewöhnlich bei Bodenschutzkalkungen ausgebrachten Kalkmenge von 3,0 t/ha, werden lediglich 5 % der mecklenburgischen Standorte für Kalkungen vorgesehen. Anhand der halben Aufwandmenge von 1,5 t/ha werden bereits 48 % der Standorte als kalkungsbedürftig eingestuft. Der Schwerpunkt zu kalkender Standorte liegt bei den sehr basenarmen Podsohlen sowie aufgrund ihres insgesamt höheren Sorptionsvermögens bei den Lessivés (Tab. 3.27).

Nicht vorrangig auf Kompensationskalkungen im engeren Sinne ausgelegt ist der Beitrag zur Kalkungsbedürftigkeit von Umwandlungsstandorten auf Standorten des nordostdeutschen Tieflandes von KRAUSS (1997). Auf Grundlage von Untersuchungen zur Ernährungssituation junger Laubholzpflanzungen auf Kiefernnumwandlungsstandorten werden die zu applizierenden Kalk-

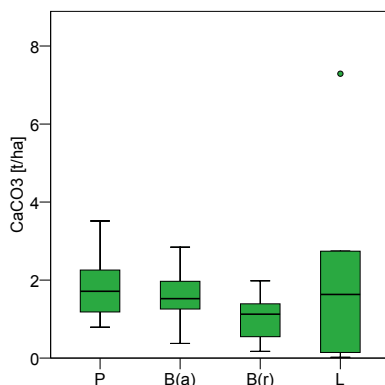


Abb. 3.55: Höhe der empfohlenen Kompensationskalkungen auf Grundlage des baden-württembergischen Kalkungsprogramms

mengen aus Stufen der Basensättigung in der Humusaufgabe abgeleitet. Entsprechend der Baumartenplanung in Mecklenburg-Vorpommern (MELFF-MV, 1999) wurden auch für diesen Ansatz besonders nährstoff-

arme Böden (A-Standorte) für die Hochrechnung der Anteile anhand der BZE-Stichprobe von Kalkungsmaßnahmen ausgeschlossen. Bei Interpretation der Ergebnisse müssen gewisse methodische Unterschiede des zu Grunde liegenden Laborverfahrens (Bestimmung der Austauschkapazität in der Humusaufgabe) im Vergleich zur BZE berücksichtigt werden. In Mecklenburg-Vorpommern ergeben sich anhand gebildeter Klassen für die auszubringenden Kalkmengen 55 % ($\geq 3,0$ t/ha) bzw. 68 % ($\geq 1,5$ t/ha) für Kalkgaben vorgesehene Standorte der BZE (Tab. 3.27). Schwerpunktmäßig werden nach diesem Ansatz Kalkungsmaßnahmen in der Gruppe der carbonatfreien Braunerden berechnet.

Zusammenfassend wird deutlich, dass von den einzelnen Ansätzen in Abhängigkeit von den ursprünglich zu Grunde gelegten standörtlichen und naturräumlichen Grundlagen und Anwendungsgebieten ein deutlich unterschiedliches Bild der Kalkungsbedürftigkeit der forstlichen Standorte in Mecklenburg-Vorpommern gezeichnet wird. Die Frage, welcher der bereits erarbeiteten Bewertungsrahmen für die Einschätzung der Kalkungsbedürftigkeit der mecklenburgischen Standorte geeignet ist, lässt sich auf Grundlage der BZE-Stichprobe nicht abschließend beurteilen. Insbesondere lassen sich positive und negative Effekte der Bodenschutzkalkung auf Baumernährung, Kohlenstoff und Stickstoffstatus aufgrund fehlender Vergleichsmöglichkeiten (keine gekalkten BZE-Punkte) nicht wie in Bundesländern mit umfangreichen Kalkungsprogrammen auswerten. Auf Grundlage der bodenkundlichen Besonderheiten sowie des gegenwärtigen Kronenzustands und der Ernährungssituation der Kiefer in Mecklenburg-Vorpommern lässt sich jedoch abschätzen, dass großflächige Kalkungsmaßnahmen gegenwärtig nicht zu empfehlen sind.

Ausgesprochen schlechte Benade-

lungs-/Kronenzustände, wie sie in den Mittelgebirgen noch in den 1970er bis Anfang 1990er Jahren beobachtet wurden und ein wichtiger Auslöser für die Notwendigkeit der angelegten Kalkungsprogramme waren, finden sich auf den mecklenburgischen BZE-Standorten gegenwärtig nicht. Insbesondere zeigen sich keine akute Mangelernährungen anzeigenden Nadelverfärbungen. Auch auf Grundlage der Daten zur Ernährungssituation der Kiefer erscheinen, mit Ausnahme von Magnesium, keine ausgeprägten akuten Ernährungsdefizite zu bestehen. Die beobachtete „sehr geringe“ Magnesiumernährung der Kiefer auf 80 % der Kiefernstandorte (vgl. Kap. 3.5.2), kann oft auch durch natürlicherweise arme Standorte bedingt sein. Kalkgaben zur Verbesserung der Ernährungssituation auf solchen Standorten erscheinen problematisch.

Aus bodenkundlicher Sicht ist die Gefahr des übermäßigen Abbaus der organischen Substanz in Folge ungeeigneter Kalkungsmaßnahmen für die mecklenburgischen Standorte besonders problematisch. In den meist sandigen Böden bildet die organische Substanz den bedeutendsten Sorptionsträger. Zusätzlich steht in Mecklenburg-Vorpommern die weiterhin noch relativ hohe Stickstoff-Sättigung der Standorte großflächigen Kompensationskalkungen entgegen. Werden stickstoffgesättigte Böden gekalkt, ist eine beschleunigte Mineralisierung und dadurch eine zusätzliche NO_3 -Belastung des Grundwassers zu befürchten. FEGER (1998) lehnt die Kalkung solcher Standorte mit hohem Nitrifikationspotential ab und stellt die besondere Bedeutung einer nachhaltigen Humuswirtschaft für sandige Böden heraus. Grundsätzlich gibt FEGER (1998) zu bedenken, dass auch saure Böden stabile Waldökosysteme tragen können, deren biotische Eigenart durchaus erhaltenswürdig ist.

Der Schwerpunkt zur Kompensation

anthropogen bedingter Bodenversauerungen sollte in Mecklenburg-Vorpommern daher auch weiterhin vorrangig in der Mehrung der Laubholzanteile und dem Verzicht auf übermäßige Holznutzungen bestehen. Kompensationskalkungen sollten im Einzelfall genau abgewogen und auf Bestände mit nachgewiesenen Ernährungsstörungen beschränkt bleiben. Wo aufgrund lokaler Erfahrungen Kalkgaben für eine gesicherte Überführung von Nadelholzbeständen in Laubwälder

erforderlich sind, erscheinen Kalkungen ebenfalls denkbar. Von den verschiedenen betrachteten Verfahren zur Abschätzung der Kalkungswürdigkeit erscheint der Ansatz von LEUBE (2000) aufgrund der ausdrücklichen Berücksichtigung der Stickstoffsättigung für die mecklenburgischen Standorte am geeignetsten. Geeignet erscheint auch der baden-württembergische Ansatz, in welchem dem oft nur geringen Sorptionsvermögen der mecklenburgischen Standorte besonders gut

Rechnung getragen wird. Im Zusammenhang mit Waldumbaumaßnahmen erscheint im Einzelfall auch der Beitrag von KRAUSS (1997) zur standortsbezogenen Bemessung der Kalkgaben empfehlenswert. Werden auf einzelnen Standorten Kompensationskalkungen in Erwägung gezogen, sollte in Hinblick auf die beobachtete angespannte Magnesiumernährung der Kiefer Wert auf magnesiumhaltige Kalke gelegt werden.

4 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Die zweite bundesweite Bodenzustandserhebung (BZE-2) in Mecklenburg-Vorpommern wurde im Zeitraum 2005 bis 2007, ca. fünfzehn Jahre nach der Erstaufnahme im Jahr 1992 an insgesamt 47 Aufnahmepunkten im gesamten Land durchgeführt. Der aufgenommene **Stichprobenumfang** erscheint hinsichtlich auftretender Bodentypen, Abdeckung forstlicher Wuchsgebiete und Baumartenzusammensetzung insgesamt repräsentativ für Mecklenburg-Vorpommern. Teilweise auftretende Abweichungen der Häufigkeiten in der Stichprobe im Vergleich zu den Anteilen an der Landesfläche resultieren vorwiegend aus der Reduktion der Anzahl der aufgenommenen BZE-Punkte im Rahmen der Testerhebung. Dies betrifft vor allem die Häufigkeiten der Braunerden und Moorböden sowie der Kiefern- und Erlenbestände. Die Bewertung der Inventurergebnisse konnte in der Mehrzahl der Fälle auf Grundlage der „Indikatoren-Studie“ zur BZE-2 von RIEK & WOLFF (2007) und des Bewertungsrahmens von AK STANDORTSKARTIERUNG (2003) erfolgen. Die entsprechenden Bewertungen sind im Folgenden kurz dargestellt.

Der **Humuszustand** lässt sich anhand der Kohlenstoff- und Stickstoffanalysenwerte kennzeichnen. Die auf den Gesamtboden (Auflage und Mineralboden bis 90 cm Tiefe) bezogenen Kohlenstoffvorräte sind im Mittel von 77,1 t/ha zum Zeitpunkt der BZE-1 auf 103,0 t/ha zum Zeitpunkt der BZE-2 angestiegen. Aus dieser Differenz ergibt sich eine mittlere jährliche Kohlenstofffixierung von 1,73 t/(ha x a). Die höchsten Kohlenstoffvorräte weisen Podsole und Lessivés auf. Dabei ist zu beachten, dass der beobachtete Trend zum Anstieg der Kohlenstoffvorräte statistisch und methodisch gut abgesichert erscheint, das tatsächliche

Niveau der Kohlenstofffixierung aufgrund methodischer Unsicherheiten ggf. jedoch deutlich von den berechneten Werten abweichen kann. Die Stickstoffvorräte haben indes von einem *mittleren Niveau* (5,26 t/ha) zum Zeitpunkt der BZE-1 zu *geringen* Vorräten zum Zeitpunkt der BZE-2 (4,03 t/ha) abgenommen.

Die gegenwärtigen C/N-Verhältnisse sind in der Humusaufgabe und obersten Tiefenstufe des Mineralbodens mit 24,2 bzw. 22,6 als *mäßig* weit einzustufen. Seit der Erstinventur erfolgte eine Zunahme der C/N-Verhältnisse. In dieser Entwicklung spiegelt sich zum einen der Trend zunehmender Kohlenstoff- und zum anderen abnehmender Stickstoffgehalte wider.

Die **Stickstoffbelastung** lässt sich anhand des modellierten Nitrataustrags mit dem Sickerwasser bewerten. Demnach sind 37 % der mecklenburgischen BZE-Standorte mit Austragsraten von < 5 kg/(ha x a) als nicht stickstoffgesättigt einzuschätzen. 42 % der Standorte sind mit Nitratfrachten von 5 - 15 kg/(ha x a) auf niedrigem Niveau stickstoffgesättigt und für 21 % der Standorte muss mit Stickstoffausträgen über 15 kg/(ha x a) von einer hohen Stickstoffsättigung ausgegangen werden. Überdurchschnittlich hohe Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und N-Austragsraten finden sich v.a. in landwirtschaftlich geprägten Wuchsräumen. Die modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser überschreiten jedoch an keinem Punkt den gesetzlichen Grenzwert für Trinkwasser (Trinkw⁹) von 50 mg/l.

⁹ Trinkwasserverordnung vom 21. Mai 2001 (BGBl. I S. 959), die durch Artikel 363 der Verordnung vom 31. Oktober 2006 (BGBl. I S. 2407) geändert worden ist http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/trinkwv_2001/gesamt.pdf.

Einschränkend muss beachtet werden, dass die Nitratausträge auf Grundlage einer einmaligen Messung der Nitratkonzentration unterhalb des Hauptwurzelraums und der Verwendung eines Wasserhaushaltsmodells modelliert wurden und somit gewissen methodischen Unsicherheiten unterliegen.

Zur Kennzeichnung des **Säure-Basenzustandes** wurden die pH-Werte und die Belegung der Bodenaustauscher mit basischen Kationen ausgewertet. Deutliche Veränderungen der pH-Werte zwischen den beiden Inventurzeiträumen lassen sich weder anhand der pH(H₂O)-Werte noch anhand der pH(KCl)-Werte erkennen.

Eine differenzierte Beurteilung des Versauerungszustandes der Böden erlaubt die Betrachtung der am Bodenaustauscher gebundenen Kationen. Der Kationenbelag der mecklenburg-vorpommerschen Waldböden wird demnach von „sauer“ wirkenden Kationen, vor allem dem Aluminium dominiert. In den oberen beiden Tiefenstufen nehmen von den „sauer“ wirkenden Kationen zudem H-Ionen einen größeren Anteil ein, während Eisen und Mangan durchgehend nur einen kleinen Anteil am Austauscher einnehmen.

Die Podsole und die Mehrzahl der armen Braunerden sind in allen Tiefenstufen fast ausschließlich *basenarm*. Die Elastizität gegenüber Säurebelastung ist an diesen Standorten vorwiegend *sehr gering* bis *gering* einzuschätzen. Ein deutlich anderes Bild der Tiefengradienten der Basensättigung zeigt sich für die carbonathaltigen Braunerden und die Lessivés. An der Mehrzahl der Standorte nimmt die Basensättigung innerhalb der oberen drei Tiefenstufen zu-

nächst leicht ab (Basenpumpeneffekt) und steigt dann deutlich mit größerer Tiefe an. Der Oberboden ist *basenarm* bis *mittel* mit Basen ausgestattet. Entsprechend ist die Elastizität gegenüber Säurebelastungen im Oberboden *gering* bis *mittel*; im Unterboden wird in der Regel eine *mäßig hohe* bis *sehr hohe* Elastizität erreicht. Die Basensättigung der hydromorphen Böden ist in Abhängigkeit von den unterschiedlichen Einflüssen durch Grund- und Stauwasser in dieser Gruppe sehr variabel.

Auf der Grundlage der Relation zwischen austauschbar gebundenen basischen Kationen und Aluminiumionen (BC/Al-Verhältnis) zeigt sich, dass der Anteil der Standorte an denen eine potentielle Beeinträchtigung des Pflanzenwachstums durch Aluminium zu erwarten ist, zwischen BZE-1 und BZE-2 leicht zugenommen hat. Kritische BC/Al-Verhältnisse treten in einzelnen Tiefenstufen auf der Mehrzahl der Standorte auf. Besonders niedrige BC/Al-Verhältnisse ergeben sich in den Gruppen der armen Braunerden und Podsole. Etwas günstigere Verhältnisse bestehen im Mittel bei den carbonathaltigen Braunerden und Lessivés, während nur die Gruppe der hydromorphen Böden im Mittel in allen Tiefenstufen unkritische Verhältnisse aufweist.

Die **Vorräte pflanzenverfügbarer basischer Kationen** liegen überwiegend im Bereich *niedriger* bis *mittlerer* Werte. Sowohl für die Humusaufgabe als auch den Mineralboden unterscheiden sie sich im Vergleich zwischen BZE-1 und BZE-2 kaum. Der Höhe der Magnesiumvorräte kommt im Zusammenhang mit der Bodenversauerung eine besondere Bedeutung zu. Das im Vergleich zu Calcium eintauschschwächere und dadurch geringer am Austauscher präsente Magnesium wird bevorzugt mit dem Sickerwasser ausgewaschen. Insbesondere auf ärmeren, stärker versauerten Böden sind die austauschbar gebundenen Magnesiumvorräte und

die damit korrespondierenden Magnesiumgehalte in der Bodenlösung oft *sehr gering*. Die mittleren Magnesiumvorräte zum Zeitpunkt der BZE-2 liegen sowohl in der Humusaufgabe als auch im Mineralboden niedriger als zum Zeitpunkt der BZE-1.

Die untersuchten **Schwermetalle** überschreiten die relevanten gesetzlichen Vorsorge-, Prüf- und Maßnahmenwerte der (BBodSchV¹⁰) an keinem der BZE-Punkte. Auch die Orientierungswerte für die Humusaufgabe nach TYLER (1992), ab welchen Beeinträchtigungen von Ökosystemkomponenten durch Schwermetalle auftreten können, werden in keinem Fall überschritten. Nur an einzelnen Punkten zeigen sich gegenüber Hintergrundwerten erhöhte Schwermetallgehalte. Für die potentielle Gefährdung des Grundwassers durch Austrag von Schwermetallen ist die elementspezifische Bindungsstärke ausschlaggebend, die für die BZE-Punkte geschätzt wurde. Demnach ist die Bindungsstärke für Chrom und Kupfer vorwiegend *hoch* und für Blei und Quecksilber sogar *sehr hoch*. Dies begründet sich in der starken Bindung an die organische Substanz und die auch noch bei *mäßig* saurer Bodenreaktion geringe Mobilität dieser Elemente. Nickel, Zink und Cadmium werden vorrangig nur mit *geringer* Bindungsstärke im Boden gehalten. Dies liegt daran, dass insbesondere Zink nur schwach an die organische Substanz gebunden wird und diese Elemente bereits bei *sehr schwach* saurer Bodenreaktion vermehrt in der Bodenlösung gelöst werden.

Zur Beurteilung des **Ernährungsstatus der Waldbäume** wurden Nadel- und Blattanalysen der Hauptbaumarten an den BZE-Inventurpunkten

durchgeführt. Die Bewertung der Baumernährung hängt stark vom verwendeten Bewertungsrahmen ab. Die Stickstoffgehalte zeigen bei Bewertung nach AK STANDORTSKARTIERUNG (2003) eine deutliche Häufung im *hohen* bis *sehr hohen* Bereich. Bei der Magnesiumernährung besteht eine angespannte Situation. *Sehr gering* oder *gering* mit Mg versorgt ($Mg < 0,75 \text{ g/kg}$ bzw. $Mg < 1,0 \text{ g/kg}$) und damit möglicherweise in ihrem Wachstum begrenzt sind 37 % bzw. 51 % der Kiefernbestände. Gemessen anhand des zweiten Nadeljahrgangs sind es sogar 80 % der Bestände die als *sehr gering* Mg-ernährt eingestuft werden. Insbesondere vor dem Hintergrund der Abhängigkeit der Nadel-/Blattspiegelwerte von Witterungseinflüssen und Wachstumseffekten sind kausale Aussagen zu den Unterschieden zwischen BZE-1 und BZE-2 generell schwierig. Gleichwohl können einige Befunde der Ernährungsanalyse plausibel mit den bodenchemischen Analysen in Einklang gebracht werden. So entsprechen die reduzierten Magnesiumgehalte der Kiefernadeln der dargelegten Tendenz einer Verarmung an Magnesium und wachsenden Bedeutung von Mg-Mangelsituation auf basenarmen Standorten. Die zu beobachtenden stark reduzierten Schwefel- und Blei-gehalte entsprechen dem bekannten Trend der Abnahme der atmosphärischen Schwefel- bzw. Bleibelastung.

Die kausalanalytische Untersuchung zum **Kronenzustand** erbrachte kaum plausibel interpretierbare und statistisch abgesicherte Ergebnisse. Tendenziell zeigten sich mit zunehmender Kaliumausstattung des Bodes bessere mit zunehmender Stickstoffsättigung schlechtere Kronenzustände.

Für den Untersuchungszeitraum fielen die Veränderungen der **Waldvegetation einschließlich der Waldbodenvegetation** für alle soziologischen Pflanzenschichten meist gering aus. Festgestellt wurde jedoch die Abnah-

¹⁰Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12. Juli 1999 (BGBl. I S. 1554), die zuletzt durch Artikel 16 des Gesetzes vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585) geändert worden ist. <http://bundesrecht.juris.de/bundesrecht/bbodschv/gesamt.pdf>.

me des Deckungsprozents der Baumschicht 1 und eine beginnende Etablierung von neuen Strauchschichten in der BZE-Grundgesamtheit. Eine besondere Bedeutung für die Biodiversität haben die Kraut- und die Moosschicht, da diese kaum direkt anthropogen beeinflusst werden und sich meist durch vergleichsweise hohe Artenvielfalten auszeichnen. Hinsichtlich der Pflanzenbedeckung und der Artenanzahl konnten für die Krautschicht keine gesicherten Änderungen festgestellt werden, obwohl sich einige gemessene Bodenparameter der Auflagen und des Oberbodens verschlechtert haben. Das erfasste, verstärkte natürliche Neuauftreten der Rotbuche in der Krautschicht begünstigt die Umsetzung eines naturnahen Waldbaus. Ggf. sind geringe Wilddichten die Ursache für diese Entwicklung. Für die Moosschicht sind gegensätzliche Änderungen der Pflanzenbedeckung und der Artenzahlen bestimmt worden. Der Shannon-Index, als Maß für die Biodiversität, und die Evenness, der Gleichförmigkeitsindex, sind für die Krautschicht gestiegen und für die Moosschicht gesunken. Vor diesem Hintergrund ist eine deutliche Verarmung der Waldbodenvegetation derzeit nicht erkennbar. Entgegen häufiger Vermutungen bezüglich einer voranschreitenden Vergrasung der Bestände, ist der Flächenanteil der Süßgräser für die vergleichbare BZE-Grundgesamtheit deutlich zurückgegangen. Die Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (1992) (Stickstoffzahl, Feuchtezahl, Reaktionszahl) erreichen meist mittlere Niveaus und zeigen keine Änderungen von der BZE-1 zur BZE-2. Der Nachweis von mäßigen Korrelationen zu ausgewählten Bodenparametern spricht für die Verwendbarkeit der Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (1992). Im Gegensatz zur uneinheitlichen Entwicklung der morphologischen Humusformen gibt es bezüglich der ökologischen Humusform nach KOPP & SCHULZE (2009) einen leichten Trend zur Verbesserung.

Ein für die Waldbewirtschaftung zentrales Thema ist die **Regenerationsfähigkeit und Standortnachhaltigkeit** der Waldböden. Auf der Grundlage der im Rahmen der BZE-2 erfassten Elementvorräte differenziert nach Baumbestand und Boden sowie unter Einbeziehung von Nährungswerten der Stoffeintrags- und Stoffaustragsraten wurden überschlagsweise Nährstoffbilanzen kalkuliert, um die Grenzen für forstliche Nutzungen abzuschätzen. Einfache Simulationsrechnungen für die erntebedingten jährlichen Nährstoffentzüge bei unterschiedlichen Nutzungsintensitäten dienten hierbei der Lokalisierung von gegenüber intensiver Nutzung (z.B. Vollbaumnutzung) besonders empfindlichen Standorten. Im Gesamtaspekt der realisierten unterschiedlichen Bilanzierungsansätze zeigt sich, dass die Gefahr von Nährstoffengpässen bei intensiver Nutzung besonders auf Standorten der Bodentypengruppen Podsole, arme Braunerden und teilweise auch der carbonathaltigen Braunerden gegeben ist. Auf diesen Standorten ist hinsichtlich überschlägiger Stoffbilanzen für Magnesium und eingeschränkt auch für Calcium mit einem über die Nährstoffnachlieferung hinausgehenden Entzug bei intensiver Ernte zu rechnen. Diese Böden besitzen zugleich nur *geringe* bis *mittlere* Calcium- und Magnesiumvorräte und können übermäßige Stoffentzüge somit nur schlecht aus dem Bodenvorrat ausgleichen. Erntebedingten Kaliumexporten stehen indes relativ hohe Einträge aus Deposition und Verwitterung bei zugleich nur geringen Auswaschungsraten gegenüber. In der Gruppe der Lessivés, für welche deutlich höhere Verwitterungsraten unterstellt werden können, ergeben sich auch im Fall intensiver Nutzungen positive Stoffbilanzen für alle betrachteten Elemente. Bei der Ableitung maximal vertretbarer Nutzungen auf diesen gut mit K, Mg und Ca ausgestatteten Böden ist zwingend zu beachten, dass extreme Nutzungen jedoch auch diese Standorte beeinträchtigen.

Räumlich gesehen werden die stärksten Nutzungseinschränkungen für den Bereich des geologisch älteren Wuchsgebiets 12 sowie für den Bereich der Sander des Wuchsgebietes 6 ermittelt; die Grund- und Endmoränenbereiche im Wuchsgebiet 5 zeichnen sich indes durch verhältnismäßig hohe Nährstoffreserven aus.

Diese Befunde stehen in Übereinstimmung mit den Beobachtungen zur Austauschbelegung der Böden und zur Ernährungssituation der Kiefer, bei denen ebenfalls Magnesium als limitierendes Nährelement in Erscheinung tritt. Die geringe Magnesiumverfügbarkeit auf geologisch älteren und sandigen Substraten kann als Folge der auf diesen Standorten weit fortgeschrittenen Bodenversauerung interpretiert werden. Vor diesem Hintergrund wurde die Frage der Notwendigkeit von **Bodenschutzkalkungen** auf der Datengrundlage der BZE-2 umfänglich diskutiert. Eine erste Orientierung gibt die exemplarische Anwendung bestehender Kalkungsrahmen anderer Bundesländer auf die BZE-Stichprobe in Mecklenburg-Vorpommern und die daraus abgeleiteten Anteile kalkungswürdiger Standorte. Diese schwanken je nach zugrunde gelegtem Kalkungsrahmen in einer sehr weiten Spanne von minimal 5 % bis maximal 95 % der für die Waldfläche näherungsweise repräsentativen Inventurpunkte. Durch dieses Ergebnis und die Betrachtung von möglichen mit den Kalkungsmaßnahmen verbundenen Risiken wird die Notwendigkeit deutlich, gegebenenfalls einen den bodenkundlichen Besonderheiten sowie der Ernährungssituation und zukünftigen forstwirtschaftlichen Nutzungsansprüchen in Mecklenburg-Vorpommern gerecht werdenden eigenen Ansatz zur Ausweisung kalkungswürdiger Standorte zu entwickeln. Dieses könnte Gegenstand einer vertiefenden Auswertung der BZE-Daten sein, bei der mittels Verfahren der multivariaten Statistik praxistaugliche Algorithmen zur Standortstypi-

sierung hinsichtlich Nutzungsrisiko und Kalkungswürdigkeit anhand einfach erfassbarer Eckdaten aus den Bereichen Ernährung, Boden und Wachstum herzuleiten wären.

Allgemein erscheinen für Mecklenburg-Vorpommern Kalkungsmaßnahmen gegenwärtig nur nach vorheriger Prüfung in Einzelfällen empfehlenswert. So bestehen auf Grundlage der Daten zur Ernährungssituation der Kiefer, mit Ausnahme von Magnesium, keine Ernährungsdefizite, aus welchen sich eine unmittelbare Notwendigkeit

von Kompensationskalkungen ableiten lässt. Die beobachtete *sehr geringe* Magnesiumernährung der Kiefer kann oft auch durch natürlicherweise arme Standorte bedingt sein. Kalkgaben zur Verbesserung der Ernährungssituation auf solchen Standorten erscheinen problematisch. Insbesondere steht in Mecklenburg-Vorpommern die weiterhin noch relativ hohe Stickstoff-Sättigung der Standorte großflächigen Kompensationskalkungen entgegen. Einer übermäßigen Bodenversauerung sollte zunächst weiterhin besser mittels geeigneter

Waldumbaumaßnahmen und Zurückhaltung gegenüber intensiven Nutzungsformen begegnet werden. Nicht zuletzt ist die Fortführung und ggf. Intensivierung eines geeigneten boden- und ernährungskundlichen Monitorings ein wichtiger Baustein zum Schutz der Waldböden in Mecklenburg-Vorpommern. Insbesondere eine kontinuierliche annuelle Überwachung des Ernährungszustands und erweiterte Untersuchungen der Nährstoffausstattung auf den ärmeren Standorten könnten im Rahmen eines intensivierten Monitorings in Betracht gezogen werden.

Literaturverzeichnis

- AK STANDORTSKARTIERUNG (2003): Forstliche Standortaufnahme - Begriffe, Definitionen, Einteilung, Kennzeichnungen, Erläuterungen. 6. Aufl., IHW-Verlag, Eiching 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.; HOCHE, R.; HOLZHÄUSEN, M.; KATZSCHNER, 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 Standortkunde und Forstpflanzenzüchtung: Bd. 43: 324 S.
- ARBEITSGRUPPE BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. 5. Aufl., Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart: 437 S.
- ASCHE, N. (1998): Bodenschutzkalung in Nordrhein-Westfalen. Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen: 57 S.
- BERGMANN, W. (Hrsg.) (1993): Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen. 3. Aufl., Gustav Fischer Verlag: 835 S.
- BLOCK, J.; BOPP, V.; GÄTTL, V.; HEIDINGSFELD, N. & ZOTH, R. (1991): Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz: Bd. 17: 237 S.
- BLOCK, J.; EICHBORN, J.; GEHRMANN, J.; KÖLLING, C.; MATZNER, E.; MEIWES, K.; WILPERT, K. & WOLFF, B. (2000): Kennwerte zur Charakterisierung des ökochemischen Bodenzustandes und des Gefährdungspotentials durch Bodenversauerung und Stickstoff an Level II-Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten: 167 S.
- BLUME, H.P.; BRÜMMER, G.W.; SCHWERTMANN, U.; HORN, R.; KÖGEL-KNABNER, I.; STAHR, K.; AUERSWALD, K.; BEYER, L.; HARTMANN, A.; LITZ, N.; SCHEINOST, A.; STANJEK, H.; WELP, G. & WILKE, B.M. (2002): Scheffer / Schachtschabel - Lehrbuch der Bodenkunde. 15. Aufl., Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg: 593 S.
- BMELV (2006): Arbeitsanleitung für die zweite bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II). 2. Aufl., Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz Selbstverlag.
- BML (1990): Bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) - Arbeitsanleitung. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten: 147 S.
- BOLTE, A. & WOLFF, B. (2001): Validierung von Critical Load-Überschreitungen mit Indikatoren des aktuellen Wirkungsgeschehens - Teil I: Waldökosysteme. Umweltbundesamt: 157 S.
- CONRAD, S. (2006): Bericht zur Auswertung der Vegetationsdaten im Rahmen von BZE II; Datenerhebung und Auswertung.
- CONRAD, S.; BAUMANN, M.; STETZKA, K.; ANDREAE, H. & RABEN, G. (2002): Waldvegetation, Vegetationsuntersuchungen in sächsischen Wäldern (Level I und II). Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft des Freistaates Sachsen (SMUL), Dresden.
- DIECKMANN, O. (2004): Waldbodenbericht der Forstverwaltung Mecklenburg-Vorpommern - Zustand und Entwicklung der Waldböden auf den Bodendauerbeobachtungsflächen-Forst im Zeitraum 1986 bis 2001 und Folgen für die Bestandesernährung und Baumvitalität. In: Mitteilungen aus dem Forstlichen Versuchswesen Mecklenburg-Vorpommern: Bd. 5 186 S.
- DITTMAR, O.; KNAPP, E. & LEMBKE, G. (1986): DDR-Buchenenertragstafel 1983. IFE-Berichte aus Forschung und Entwicklung: Bd. 4: 59 S.
- DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU E. V. (1988): Filtereigenschaften des Bodens gegenüber Schadstoffen - Teil I: Beurteilung der Fähigkeit von Böden, zugeführte Schwermetalle zu immobilisieren. Merkblätter zur Wasserwirtschaft: Bd. 212: 8 S.
- ELLENBERG, H.; WEBER, H.E.; DÜLL, R.; WIRTH, V.; WERNER, W. & PAULISEN, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 2. Aufl., Scripta Geobotanica, Lehrstuhl für Geobotanik der Universität Göttingen: Erich Goltze KG, Göttingen.
- EVERS, J.; KÖNIG, N.; WOLFF, B. & MEIWES, K.J. (2002): Vorbereitung der Zweiten Bodenzustandserhebung im Wald - Untersuchungen zur Laboranalytik, Stickstoffbestimmung und zeitlichen Variabilität bodenchemischer Parameter. Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft: 243 S. http://bfh-web.fh-eberswalde.de/bze/upload/Stickstoff_Wiederholung/BZE-Vorstudie.pdf.
- FEGER, K.H. (1998): Boden- und Wässerschutz in mitteleuropäischen

- Wäldern - III. Waldbauliche Möglichkeiten und Maßnahmen des technischen Bodenschutzes. *Bodenschutz* **3** (3): 103–108.
- FIEDLER, H.J. & HÖHNE, H. (1984): Das NPK-Verhältnis in Kiefernadeln als arteigene Erscheinung und Mittel zur Ernährungsdiagnose. *Beiträge für die Forstwirtschaft* **18**: 128–132.
- GAFA (2005): Gutachterausschuss Forstliche Analytik: Handbuch Forstliche Analytik - Eine Loseblatt-Sammlung der Analysemethoden im Forstbereich: Bd. D: Elementbestimmungsverfahren. Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft.
- GAFA (2006): Gutachterausschuss Forstliche Analytik: Handbuch Forstliche Analytik - Eine Loseblatt-Sammlung der Analysemethoden im Forstbereich: Bd. A: Boden und Humusuntersuchungen. Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft.
- GALLOWAY, J.; ABER, J.; ERISMAN, J.; SEITZINGER, S.; HOWARTH, R.; COWLING, E. & COSBY, B. (2003): The nitrogen cascade. *BioScience* **53** (4): 341–356.
- GRÖGER, M. (2010): Das Gesetz vom Minimum. Liebig oder Sprengel? *Chemie in unserer Zeit* **44** (5): 340–343. <http://dx.doi.org/10.1002/ciuz.201000533>.
- GRÜNEBERG, E. & ZICHE, D. (2010): Berechnung der Veränderung der Kohlenstoffvorräte in Waldböden im Rahmen der Kyoto-Berichterstattung. *vTI-WOI*: 8 S.
- GRYSCHKO, R. & HORLACHER, D. (1997): Bodenversauerung - Ursachen, Auswirkungen, Maßnahmen - Literaturstudie. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg: Karlsruhe: 187 S.
- GUSSONE, H.A.; EVERS, FRITZ, H. & HÜSER, R. (1991): Forstliche Düngung: Bd. 1114. AID, Bonn: 16 S.
- HAGEMANN, H.; BILKE, G.; MURACH, D. & SCHULTE, A. (2008): Bilanzierung und Bewertung von Nährelemententzügen durch Vollbaumnutzungsstrategien bei der Kiefer (*Pinus sylvestris*) in Brandenburg. *Arch. f. Forstwes. u. Landsch.ökol.* **42** (1): 16–25.
- HAIDER, K. (1996): Biochemie des Bodens. Ferdinand Enke, Stuttgart: 174 S.
- HEINSDORF, D. & BRANSE, C. (2002): Entwicklung der Nährelementgehalte 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 Trochenmasse und Nährstoffspeicherung von Kiefernbeständen. *IFE-Berichte aus Forschung und Entwicklung* **18**: 77 S.
- HEINSDORF, D. (1966): Über den Ernährungszustand von Kiefernkulturen auf Sandböden in Jahren mit unterschiedlichen Niederschlägen (1961–1963). *Archiv f. Forstwesen* **15** (7): 745–773.
- HEINSDORF, D. (2007a): Ernährung und Nährstoffansprüche der Kiefer im Standortsspektrum des nordeutschen Tieflandes. In: Die Kiefer im nordostdeutschen Tiefland - Ökologie und Bewirtschaftung: Eberswalder Forstliche Schriftenreihe: Bd. 32. Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg: 64–77. <http://www.mil.brandenburg.de/sixcms/media.php/4055/efs32.pdf>.
- HEINSDORF, D. (2007b): Zur Stickstoffproblematik der Kiefernwälder im nordostdeutschen Tiefland. In: Die Kiefer im nordostdeutschen Tiefland - Ökologie und Bewirtschaftung: Eberswalder Forstliche Schriftenreihe: Bd. 32. Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg: 167–181. <http://www.mil.brandenburg.de/sixcms/media.php/4055/efs32.pdf>.
- HEINSDORF, D. & HEINSDORF, M. (2001): Zur Entwicklung der Schwefeler-nährung der Wälder des nordostdeutschen Tieflandes. *Forst und Holz* **56**: 715–719.
- HIPPEL, P. & BRANSE, C. (1992): Veränderungen der Nährelementkonzentrationen in den Nadeln mittelalter Kiefernbestände auf pleistozänen Sandstandorten Brandenburgs in den Jahren 1964 bis 1988. *Forstw. Cbl.* **111**: 44–60. <http://dx.doi.org/10.1007/BF02741658>.
- HÜTTEL, R. (1992): Die Blattanalyse als Diagnose- und Monitoringinstrument in Waldökosystemen. In: Festkolloquium anlässlich des 65. Geburtstages von Professor Dr. Heinz W. Zöttl am 24. April 1992: Freiburger bodenkundliche Abhandlungen: Bd. 30 31–59.
- ICP (2006): ICP Forests Manual –Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. Part II Visual Assessment of Crown Condition. ICP Forests. http://www.icp-forests.org/pdf/Chapt2_compl06.pdf.
- JOOSTEN, R. & SCHULTE, A. (2003): Schätzung der Nährstoffexporte bei einer intensivierten Holznutzung in Buchenwäldern (*Fagus sylvatica*). *Allg. Forst- u. J.-Ztg.* **174** (9): 157–168.
- KALLWEIT, R. (2001a): Inventuren des

- Ernährungszustandes der Kiefer im Basisnetz der Ökologischen Waldzustandskontrolle (ÖWK, Level I) und Entwicklung des Ernährungszustands an EU-Dauerbeobachtungsflächen Level II. In: Forstliche Umweltkontrolle - Ergebnisse aus zehnjährigen Untersuchungen zur Wirkung von Luftverunreinigungen in Brandenburgs Wäldern. Landesforstanstalt Eberswalde (Hrsg.): Bäßler-Verlag, Berlin: 162–194.
- KALLWEIT, R. (2001b): Waldschadenserhebung (WSE, Level I). In: Forstliche Umweltkontrolle - Ergebnisse aus zehnjährigen Untersuchungen zur Wirkung von Luftverunreinigungen in Brandenburgs Wäldern Landesforstanstalt Eberswalde (Hrsg.): Bäßler-Verlag, Berlin: 16–37.
- 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. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2010.09.040>.
- KÖLLING, C. (2010a): Maß halten. LWF aktuell - Bodenzustandserhebung 2006–2009 **17** (5): 28–31. http://www.lwf.bayern.de/veroeffentlichungen/lwf-aktuell/78-bze-bodenzustandserhebung/a78_BZE.pdf.
- KÖLLING, C. (2010b): Macht sauer wirklich lustig? LWF aktuell - Bodenzustandserhebung 2006–2009 **17** (5): 21–24. http://www.lwf.bayern.de/veroeffentlichungen/lwf-aktuell/78-bze-bodenzustandserhebung/a78_BZE.pdf.
- KÖLLING, C. (2010c): Trockenrohdichte und Feinbodenvorrat als Eingangsparameter zur C-Vorratsberechnung. In: Bund-Länder-AK D Sitzung Berlin.
- KOPP, D. & SCHULZE, G. (2009): Anleitung für die forstliche Standortserkundung im nordostdeutschen Tiefland (Standortserkundungsanleitung) - SEA 95. 3. Aufl., Tewswos.
- KOPP, D.; LEHNINGER, K.; LEHNINGER, R.; KONOPATZKY, A.; KALLWEIT, R.; WOLF, B.; RIEK, W. & BARITZ, R. (1996): Erkundungsergebnisse zur Bodenzustandsentwicklung in den Wäldern Mecklenburg-Vorpommern – zugleich Ergebnisse der Bodenzustandserhebung. Ministerium für Landwirtschaft und Naturschutz des Landes Mecklenburg-Vorpommern: 165 S.
- KRAUSS, H.H. (1997): Beitrag zur Frage der Kalkdüngedürftigkeit von Umwandlungsbestockungen auf Standorten des nordeutschen Tieflandes. *Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol.* **31** (3): 125–133.
- KRAUSS, H.H. & HEINSDORF, D. (2005): Ernährungsstufen für wichtige Wirtschaftsbaumarten. *Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol.* **39** (4): 172–179.
- KRAUSS, H. & HEINSDORF, D. (1996): Herleitung von Trockenmassen und Nährstoffspeicherungen in Buchenbeständen. Forstliche Forschungsanstalt Eberswalde e. V. Abteilung Standort/Umwelt: 124 S.
- LEMBKE, 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 holzerntebedingten Nährstoffentzugs auf Schweizer Waldböden. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* **161** (10): 401–412. <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.
- LEWANDOWSKI, J.; LEITSCHUH, S. & KOSS, V. (1997): Schadstoffe im Boden - Eine Einführung in Analytik und Bewertung. Springer: 339 S.
- MACBETH (1992): Munsell soil color charts. New York.
- MEIWES, K.J.; ASCHE, N.; JOACHIM, B.; KALLWEIT, R.; KÖLLING, C.; RABEN, G. & VON WILPERT, K. (2008): Potentiale und Restriktionen der Biomassenutzung im Wald. *AFZ-Der Wald* **63**: 598 – 603.
- MELFF-MV (1999): Bestockungszieltypen für die Wälder des Landes Mecklenburg-Vorpommern. Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Forsten und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern. <http://www.wald-mv.de/style-al/lib/media.php?id=147>.
- MELLERT, K.H.; WEIS, W. & RÜCKER, G. (2007): Ermittlung der (potenziell) zu erwartenden Signalstärke von Bodenveränderungen - Grundlagen für die Bewertung und Interpretation von Ergebnissen der BZE II - Ergebnisse einer Literaturstudie. Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft (BFH), Institut für Waldökologie und Waldinventuren: 93 S. http://bfh-web.fh-eberswalde.de/bze/upload/Signalstaerke/Signalstudie_Abschlussbericht.pdf.
- MELLERT, K.H.; GENSIO, A. & KÖLLING, C. (2005): Stickstoffsättigung in den Wäldern Bayerns – Ergebnisse der Nitratinventur. *Forstarchiv* **76**: 35–43.

- MLUV-MV (2007a): Der Wald in Mecklenburg-Vorpommern - Ausgewählte Ergebnisse der Bundeswaldinventur II. Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern - Referat 211 in Zusammenarbeit mit der Landesforst M-V: 20 S.
- MLUV-MV (2007b): Waldzustandsbericht 2007 - Ergebnisse der Waldzustandserhebung. Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Mecklenburg-Vorpommern: Schwerin: 17 S.
- NW-FVA (2010a): Merkblatt Bodenschutzkalkungen in Niedersachsen und Sachsen-Anhalt. Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt: 26 S.
<http://www.ml.niedersachsen.de/download/54111>.
- NW-FVA (2010b): Waldzustandsbericht für Niedersachsen 2010. Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt: 32 S.
<http://www.ml.niedersachsen.de/download/52659>.
- PRÜESS, A. (1994): Einstufung mobiler Spurenelemente in Böden. In: Bodenschutz. D. Rosenkranz; G. Einsele & H.M. Harress Hrsg. Berlin.
- PREVOT, P. & OLLAGNIER, M. (1957): Méthodes d'utilisation du diagnostic foliaire. In: Analyse des plantes et problème de fumures minérales publ. par l'Institut de Recherches pour les Huiles et Oléagineux, IRHO.
- RADEMACHER, P.; BUSS, B. & MÜLLER-USING, B. (1999): Waldbau und Nährstoffmanagement als integrierte Aufgabe in der Kiefernwirtschaft auf ärmeren pleistozänen Sanden. Forst und Holz **54**: 330-335.
- 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: 5-51.
- RIEK, R. & WOLFF, B. (1999): Integrierende Auswertung bundesweiter Waldschades-, bodenzustands-, Klima- und Immissionsdaten mittels multivariat-statistischer Modellbildung zur Interpretation neuartiger Waldschäden und Ableitung von Maßnahmenempfehlungen. Bundesanstalt für Forst- und Landwirtschaft Hamburg - Institut für Forstökologie und Walderfassung: 141 S. <http://www.bfafh.de/bibl/pdf/intausw.pdf>.
- RIEK, W. & DIETRICH, H.P. (2000): Ernährungszustand der Hauptbaumarten an den deutschen Level II-Standorten. Forstarchiv **71**: 65-69.
- RIEK, W. & WOLFF, B. (1998): Verbreitung von Nährstoffmangel bei Waldbäumen in Deutschland - Ergebnisse der Nadel-/Blattanaylsen im Rahmen der BZE. AFZ-Der Wald **53** (10): 507-510.
- 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: 6-13.
www.brandenburg.de/sixcms/media.php/4055/efs40.pdf.
- RIEK, W. (2009b): Quantifizierung des Risikos für Nitrataustrag 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: 93-100.
<http://www.mil.brandenburg.de/sixcms/detail.php/bb1.c.231253.de>.
- RIEK, W. & KALLWEIT, R. (2007): Einfluss des Wasserhaushalts auf den Kronenzustand der Kiefer (*Pinus sylvestris*) in Brandenburg. Arch. f. Forstwes. u. Landsch.ökol. **41** (2): 49-59.
- 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: 132 S.
<http://bfh-web.fh-eberswalde.de/bze/upload/Indikatoren/BZE-Ind-Teil2-290705.pdf>.
- RIEK, W.; WOLFF, B.; HÖLZER, W.; DREXLER, R. & HOLZHAUSEN, M. (2006): Evaluierung von Verfahren zur Erfassung des Grobbodenanteils von Waldböden - Erarbeitung von Empfehlungen für die Anwendung dieser Verfahren im Rahmen der Bodenzustandserhebung im Wald. Wald + Boden Umweltconsult GmbH im Auftrag des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV): 60 S.
http://bfh-web.fh-eberswalde.de/bze/upload/Grobboden/Bericht_neue_Grafiken_neu.pdf.
- 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: 54–63. <http://www.mil.brandenburg.de/sixcms/media.php/4055/efs32.pdf>.
- SCHÄFFER, J.; ZIRLEWAGEN, D.; HOLZMANN, S. & WILPERT, K. (2011): Bodendaten der BZE, Grundlage für eine langfristige Bodenschutzkalkulationsstrategie. In: Tagung des AK „Waldböden“ der DBG, der Sektion „Wald & Wasser“ im Verband forstlicher Versuchsanstalten und des vTi Eberswalde. Freiburg: im Druck.
- SCHULZE, G. & BAUMGART, A. (1999): Forstliche Standortkartierung in Mecklenburg-Vorpommern - Teil B: Standortsformen und gruppen. Selbstverlag des Landesamts für Forsten und Großschutzgebiete M-V (LFG): 484 S.
- SEIDLING, W. (2007): Signals of summer drought in crown condition data from the German Level I network. *Eur. J. Forest Res.* **126** (4): 529–544. <http://dx.doi.org/10.1007/s10342-007-0174-6>.
- STETTER, U. (2010): Bodenschutzkalkung? Fraget die Bäume... LWF aktuell - Bodenzustandserhebung 2006–2009 **17** (5): 25–27. http://www.lwf.bayern.de/veroeffentlichungen/lwf-aktuell/78-bze-bodenzustandserhebung/a78_BZE.pdf
- TYLER, G. (1992): Critical concentrations of heavy metals in the mor-horizon of swedish forests. Report 4078: Swedisch Environmental Protection Agency, Solna: 38 S.
- ULRICH, B. (1981): Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* **144** (3): 289–305. <http://dx.doi.org/10.1002/jpln.19811440308>.
- ULRICH, B. (1986): Natural and anthropogenic components of soil acidification. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* **149** (6): 702–717. <http://dx.doi.org/10.1002/jpln.19861490607>.
- ULRICH, B. & MALESSA, V. (1989): Tiefengradienten der Bodenversauerung. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* **152** (1): 81–84. <http://dx.doi.org/10.1002/jpln.19891520115>.
- VEERHOFF, M.; ROSCHER, S. & BRÜMMER, G. (1996): Ausmaß und ökologische Gefahren der Versauerung von Böden unter Wald: Berichte des Umweltbundesamtes: Bd. 95–073. Erich Schmidt Verlag: 364 S.
- WALTHERT, L.; ZIMMERMANN, S.; BLASER, P.; LUSTER, J. & LÜSCHER, P. (2004): Waldböden der Schweiz: Bd. 1 Grundlagen und Region Jura. Hep, Bern: 768 S.
- WESSOLEK, G.; DUJNISVELD, W. & TRINKS, S. (2008): Hydro-pedotransfer functions (HPTFs) for predicting annual percolation rate on a regional scale. *J. Hydrol.* **356** (1-2): 17 – 27. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.03.007>.
- WESSOLEK, G.; DUJNISVELD, 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: 66–80.
- WILPERT, K.; SCHÄFFER, J.; HOLZMANN, S.; HUG, R.; MEINING, S.; ZIRLEWAGEN, D. & AUGUSTIN, N. (2010): Ableitung eines langfristigen Kalkulationsprogramms. *AFZ-Der Wald* **65** (3): 20–25.
- WOLFF, B. & RIEK, W. (1997): Deutscher Waldbodenbericht 1996 – Ergebnisse der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald von 1987–1993 (BZE). Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BMELF): 142 S.

Tabellenanhang

Für die Zusammenstellung des Tabellenanhangs wurden stets alle verfügbaren Daten aufgenommen, wodurch der für die jeweiligen Kenn-

werte in den Tabellen angegebene Stichprobenumfang in Einzelfällen leicht variiert. Bei der Zusammenstellung der Bodenkennwerte wurde

der Moorstandort (BFH-Nr 130075) ausgeschlossen, um Verzerrungen zu vermeiden.

tabellarische Zusammenstellung ausgewählter tiefenstufenweiser Bodenkennwerte für die Gesamtstichprobe der BZE-2

Gesamtstichprobe BZE-2					
Parameter	Tiefenstufe	N	$\bar{x}$	Z	s
Feinbodenvorrat (TRD _{FB}) [t/ha]	Auflage	46	63,30	52,79	43,66
	0-5	46	521,61	519,03	91,07
	5-10	45	636,60	654,25	96,15
	10-30	46	2724,06	2796,98	273,94
	30-60	46	4054,97	4108,92	419,39
	60-90	46	4183,64	4332,10	525,86
CaCO ₃ -Gehalt [%]	Auflage	46	,00	,00	,00
	0-5	46	,00	,00	,00
	5-10	46	,00	,00	,00
	10-30	46	,00	,00	,00
	30-60	46	,20	,00	1,01
	60-90	46	,88	,00	3,02
C-Gehalt [%]	Auflage	44	325,70	327,20	70,85
	0-5	46	43,38	36,15	37,74
	5-10	46	20,36	15,85	25,64
	10-30	46	10,47	7,80	8,21
	30-60	46	4,33	4,05	2,19
	60-90	46	2,59	2,19	1,81
N-Gehalt [‰]	Auflage	44	13,73	13,70	4,39
	0-5	46	2,22	1,62	3,32
	5-10	46	1,05	,60	2,19
	10-30	46	,46	,30	,61
	30-60	46	,18	,13	,14
	60-90	46	,12	,10	,09

N = Stichprobenumfang, $\bar{x}$ = arith. Mittelwert, Z = Median und s = Standardabweichung

Weiter auf der nächsten Seite

Parameter	Tiefenstufe	N	$\bar{x}$	Z	s
C/N BZE-2	Auflage	44	24,21	24,16	3,25
	0-5	46	23,52	22,64	6,83
	5-10	46	26,60	26,07	8,92
	10-30	46	27,89	28,16	8,31
	30-60	46	28,72	26,86	11,40
	60-90	44	22,36	22,11	8,99
NO ₃ 1:2-Extr. [mg/l]	Auflage	0	.	.	.
	0-5	0	.	.	.
	5-10	1	145,26	145,26	.
	10-30	0	.	.	.
	30-60	29	1,74	1,07	1,74
	60-90	45	1,01	,71	,98
pH-H ₂ O	Auflage	44	4,30	4,19	,44
	0-5	46	4,02	3,95	,30
	5-10	46	4,21	4,16	,29
	10-30	46	4,54	4,56	,27
	30-60	46	4,89	4,78	,54
	60-90	46	5,34	4,98	,91
pH-KCl	Auflage	44	3,30	3,20	,51
	0-5	46	3,24	3,24	,27
	5-10	46	3,55	3,54	,28
	10-30	46	4,01	4,09	,23
	30-60	46	4,34	4,32	,49
	60-90	46	4,77	4,44	,99
pH-CaCl ₂	Auflage	44	3,47	3,31	,51
	0-5	46	3,31	3,25	,29
	5-10	46	3,59	3,54	,27
	10-30	46	4,02	4,04	,22
	30-60	46	4,39	4,29	,49
	60-90	46	4,78	4,40	,90
N = Stichprobenumfang, $\bar{x}$ = arith. Mittelwert, Z = Median und s = Standardabweichung					

Weiter auf der nächsten Seite

Parameter	Tiefenstufe	N	$\bar{x}$	Z	s
Ake [mmol _c /kg]	Auflage	44	268,99	262,71	47,57
	0-5	46	55,88	50,62	34,68
	5-10	46	39,83	31,71	34,23
	10-30	46	27,99	22,06	20,36
	30-60	46	19,60	13,66	16,75
	60-90	46	24,74	12,01	30,42
BS [%]	Auflage	44	55,07	53,97	18,96
	0-5	46	22,24	15,96	18,51
	5-10	46	13,02	8,39	16,35
	10-30	46	13,91	7,62	19,82
	30-60	46	22,09	9,23	26,44
	60-90	46	40,74	20,27	36,71
H-Wert [mmol _c /kg]	Auflage	44	117,67	114,97	50,64
	0-5	46	38,93	37,63	13,02
	5-10	46	30,10	27,83	11,86
	10-30	46	21,00	19,18	10,05
	30-60	46	12,24	10,64	7,91
	60-90	46	7,00	6,35	5,76
S-Wert [mmol _c /kg]	Auflage	44	151,32	129,33	70,95
	0-5	46	16,95	7,69	33,11
	5-10	46	9,73	2,42	31,33
	10-30	46	7,00	1,42	19,35
	30-60	46	7,36	1,10	15,54
	60-90	46	17,74	2,28	31,61
Ca aust. [mmol _c /kg]	Auflage	44	119,99	100,00	58,61
	0-5	46	13,66	5,49	29,85
	5-10	46	8,17	1,61	29,28
	10-30	46	6,08	,90	18,39
	30-60	46	6,42	,68	14,56
	60-90	46	16,02	1,77	29,91
N = Stichprobenumfang, $\bar{x}$ = arith. Mittelwert, Z = Median und s = Standardabweichung					

Weiter auf der nächsten Seite

Parameter	Tiefenstufe	N	$\bar{x}$	Z	s
Mg aust. [mmol _c /kg]	Auflage	44	22,61	20,61	9,92
	0-5	46	2,20	1,27	2,77
	5-10	46	,98	,42	1,82
	10-30	46	,53	,22	,94
	30-60	46	,59	,17	1,01
	60-90	46	1,29	,27	2,22
K aust. [mmol _c /kg]	Auflage	44	8,72	7,31	4,34
	0-5	46	1,09	,83	,76
	5-10	46	,58	,42	,43
	10-30	46	,38	,30	,18
	30-60	46	,35	,30	,18
	60-90	46	,42	,30	,33
Al aust. [mmol _c /kg]	Auflage	44	21,90	19,85	13,51
	0-5	46	22,83	21,82	9,06
	5-10	46	23,01	20,16	9,16
	10-30	46	18,94	17,97	8,87
	30-60	46	10,68	9,83	7,55
	60-90	46	6,22	5,21	5,50
Fe aust. [mmol _c /kg]	Auflage	44	2,81	2,77	1,72
	0-5	46	1,90	1,53	1,50
	5-10	46	1,09	,71	1,34
	10-30	46	,34	,16	,45
	30-60	46	,09	,10	,10
	60-90	46	,06	,03	,05
Mn aust. [mmol _c /kg]	Auflage	44	11,02	10,03	7,79
	0-5	46	,71	,47	,76
	5-10	46	,58	,45	,51
	10-30	46	,45	,47	,28
	30-60	46	,26	,19	,22
	60-90	46	,23	,18	,23
N = Stichprobenumfang, $\bar{x}$ = arith. Mittelwert, Z = Median und s = Standardabweichung					

Weiter auf der nächsten Seite

Parameter	Tiefenstufe	N	$\bar{x}$	Z	S
H aust. [mmol _c /kg]	Auflage	44	81,94	77,26	45,70
	0-5	46	13,50	13,35	6,97
	5-10	46	5,42	4,46	3,70
	10-30	46	1,27	,79	1,50
	30-60	46	1,21	,10	4,40
	60-90	46	,49	,10	1,24
P KöWa [ppm]	Auflage	46	622,53	618,10	145,58
	0-5	46	221,53	227,65	102,95
	5-10	46	209,45	193,50	104,03
	10-30	45	220,88	184,23	121,51
	30-60	46	188,53	184,38	81,26
	60-90	46	171,39	147,46	89,24
K KöWa [ppm]	Auflage	46	651,03	566,88	334,70
	0-5	46	397,02	345,50	192,31
	5-10	46	393,87	345,00	195,49
	10-30	45	533,16	418,00	387,69
	30-60	46	682,10	550,63	444,37
	60-90	46	924,63	691,19	668,80
Ca KöWa [ppm]	Auflage	46	3209,21	2582,22	2078,67
	0-5	46	543,80	425,50	376,43
	5-10	46	482,55	404,25	335,06
	10-30	45	551,91	459,00	374,36
	30-60	46	832,92	510,37	960,06
	60-90	46	1510,06	522,25	2709,88
Mg KöWa [ppm]	Auflage	46	527,79	477,61	256,40
	0-5	46	434,87	355,80	265,66
	5-10	46	478,98	393,75	297,34
	10-30	45	596,05	491,00	402,77
	30-60	46	741,90	641,92	481,08
	60-90	46	894,64	698,19	632,98
N = Stichprobenumfang, $\bar{x}$ = arith. Mittelwert, Z = Median und s = Standardabweichung					

Weiter auf der nächsten Seite

Parameter	Tiefenstufe	N	$\bar{x}$	Z	S
Al KöWa [ppm]	Auflage	46	2093,12	1816,14	884,57
	0-5	46	3606,13	3336,50	1839,63
	5-10	46	3946,57	3512,50	1946,40
	10-30	43	4908,74	4599,05	1946,09
	30-60	44	5030,07	4670,38	2077,48
	60-90	44	5171,55	4050,60	3418,31
Fe KöWa [ppm]	Auflage	46	2610,84	2576,10	893,59
	0-5	46	4526,43	4360,00	1915,93
	5-10	46	4749,11	4478,50	2061,18
	10-30	43	4875,11	4554,00	2144,03
	30-60	44	5256,82	4774,28	2783,50
	60-90	44	6235,69	4850,73	4815,95
Mn KöWa [ppm]	Auflage	46	497,29	359,31	483,83
	0-5	46	86,49	60,29	79,82
	5-10	46	113,47	73,97	114,89
	10-30	45	156,81	121,16	122,83
	30-60	46	145,13	129,91	97,60
	60-90	46	150,46	124,85	105,43
Zn KöWa [ppm]	Auflage	46	41,47	41,68	10,65
	0-5	46	15,70	14,62	7,08
	5-10	46	15,55	14,47	7,93
	10-30	43	14,83	14,88	6,44
	30-60	44	14,82	13,56	6,73
	60-90	44	14,43	12,58	8,09
Cu KöWa [ppm]	Auflage	46	9,61	9,81	2,75
	0-5	46	3,22	2,50	2,58
	5-10	46	3,10	1,82	3,41
	10-30	43	2,47	2,50	1,23
	30-60	44	2,68	2,50	1,34
	60-90	44	3,43	2,50	2,25
N = Stichprobenumfang, $\bar{x}$ = arith. Mittelwert, Z = Median und s = Standardabweichung					

Weiter auf der nächsten Seite

Parameter	Tiefenstufe	N	$\bar{x}$	Z	s
Cr KöWa [ppm]	Auflage	46	5,63	4,47	3,91
	0-5	46	5,02	4,49	2,20
	5-10	46	5,17	5,21	2,28
	10-30	43	5,96	4,90	3,37
	30-60	44	6,60	5,52	3,74
	60-90	44	8,31	5,98	5,87
Cd KöWa [ppm]	Auflage	46	,51	,32	,97
	0-5	46	,07	,05	,05
	5-10	46	,06	,05	,05
	10-30	43	,06	,05	,03
	30-60	44	,05	,04	,02
	60-90	44	,05	,04	,02
As KöWa [ppm]	Auflage	37	2,58	2,61	1,49
	0-5	46	2,44	2,33	1,18
	5-10	46	2,03	2,00	1,07
	10-30	43	1,81	1,69	1,22
	30-60	44	1,66	1,50	1,34
	60-90	44	2,05	1,60	1,95
Hg KöWa [ppb]	Auflage	44	143,03	131,21	60,09
	0-5	0	.	.	.
	5-10	0	.	.	.
	10-30	29	15,44	14,00	2,50
	30-60	30	13,40	14,00	3,41
	60-90	30	11,39	14,00	5,34
Ni KöWa [ppm]	Auflage	46	4,49	3,83	2,02
	0-5	46	2,33	2,08	1,16
	5-10	46	2,36	2,03	1,26
	10-30	43	3,07	2,48	2,08
	30-60	44	3,83	3,37	2,17
	60-90	44	4,91	3,64	3,57
N = Stichprobenumfang, $\bar{x}$ = arith. Mittelwert, Z = Median und s = Standardabweichung					

Weiter auf der nächsten Seite

Parameter	Tiefenstufe	N	$\bar{x}$	Z	s
Pb KöWa [ppm]	Auflage	46	33,17	32,38	17,50
	0-5	46	17,56	16,25	6,54
	5-10	46	14,54	14,00	5,67
	10-30	43	7,79	7,62	3,09
	30-60	44	5,00	4,58	1,94
	60-90	44	4,71	3,89	2,44
N = Stichprobenumfang, $\bar{x}$ = arith. Mittelwert, Z = Median und s = Standardabweichung					

tabellarische Zusammenstellung ausgewählter tiefenstufenweiser Bodenkennwerte für die Bodentypengruppen Podsole, arme Braunerden, reiche Braunerden, Lessivés und hydromorphe Böden der BZE-2.

Bodentypengruppen BZE-2																					
Podsole					arme Braunerden				reiche Braunerden				Lessivés			hydromorphe Böden					
Parameter	Tiefe	N	$\bar{x}$	Z	s	N	$\bar{x}$	Z	s	N	$\bar{x}$	Z	s	N	$\bar{x}$	Z	s				
Feinboden- vorrat [t/ha]	Aufl.	10	85,23	66,20	44,63	15	67,57	53,90	45,16	9	52,44	41,87	23,81	6	42,85	35,84	34,44	5	42,09	23,52	63,45
	0-5	10	526,82	530,00	70,34	15	554,55	555,00	62,85	9	536,95	538,13	71,59	6	417,62	388,22	70,15	5	483,13	508,50	157,65
	5-10	10	666,55	668,75	53,97	15	664,84	665,00	38,48	9	621,67	654,25	100,08	5	567,16	565,00	82,08	5	571,06	570,25	210,23
	10-30	10	2834,75	2834,75	153,09	15	2834,31	2837,50	155,50	9	2669,03	2789,47	222,35	6	2508,98	2515,18	302,83	5	2507,68	2467,00	528,73
	30-60	10	4351,74	4422,00	187,04	15	4035,54	3906,00	503,55	9	3796,15	3854,62	403,23	6	3865,61	3861,00	250,78	5	4159,80	4200,00	389,10
CaCO ₃ -Gehalt [%]	60-90	10	4438,93	4410,60	199,00	15	4135,12	4074,00	317,81	9	3672,37	4033,55	847,28	6	4284,02	4249,57	432,17	5	4573,20	4500,00	146,99
	Aufl.	10	,00	,00	,00	15	,00	,00	,00	9	,00	,00	,00	6	,00	,00	,00	5	,00	,00	,00
	0-5	10	,00	,00	,00	15	,00	,00	,00	9	,00	,00	,00	6	,00	,00	,00	5	,00	,00	,00
	5-10	10	,00	,00	,00	15	,00	,00	,00	9	,00	,00	,00	6	,00	,00	,00	5	,00	,00	,00
	10-30	10	,00	,00	,00	15	,00	,00	,00	9	,00	,00	,00	6	,00	,00	,00	5	,00	,00	,00
C-Gehalt [%]	30-60	10	,00	,00	,00	15	,00	,00	,00	9	,33	,00	,99	6	1,04	,00	2,55	5	,00	,00	,00
	60-90	10	,00	,00	,00	15	,00	,00	,00	9	2,35	1,33	3,09	6	3,15	,00	7,23	5	,05	,00	,11
	Aufl.	10	358,92	378,11	47,30	15	323,59	328,75	63,98	9	282,11	291,94	56,74	6	322,98	312,68	81,97	3	350,03	327,90	154,59
	0-5	10	37,20	34,93	11,55	15	39,28	31,50	21,57	9	33,92	32,33	13,72	6	50,63	53,33	15,46	5	82,58	44,00	104,04
	5-10	10	15,53	15,13	6,27	15	15,65	17,04	6,40	9	12,75	9,86	5,60	6	26,86	21,62	14,46	5	52,84	28,20	71,66
	10-30	10	12,86	11,57	8,82	15	8,31	7,17	2,93	9	6,13	6,05	1,79	6	12,03	9,46	6,09	5	19,40	17,80	17,69
	30-60	10	5,10	3,71	3,09	15	3,79	3,50	1,32	9	3,38	2,55	1,41	6	4,92	4,73	,88	5	5,84	6,30	3,53
	60-90	10	2,48	1,71	2,13	15	2,10	2,17	,75	9	2,86	1,34	2,92	6	3,09	3,10	,62	5	3,37	3,67	2,10
mit: N = Stichprobenumfang, $\bar{x}$ = arith. Mittelwert, Z = Median und s = Standardabweichung																					

Weiter auf der nächsten Seite

Parameter	Tiefe	Podsole				arme Braunerden				reiche Braunerden				Lessivés				hydromorphe Böden			
		N	$\bar{x}$	Z	s	N	$\bar{x}$	Z	s	N	$\bar{x}$	Z	s	N	$\bar{x}$	Z	s	N	$\bar{x}$	Z	s
N-Gehalt [%]	Aufl.	10	13,63	13,77	1,70	15	13,31	13,66	2,52	9	12,84	12,83	2,35	6	13,58	14,60	4,32	3	19,43	12,10	15,28
	0-5	10	1,23	1,05	,43	15	1,77	1,60	,92	9	1,62	1,52	,83	6	2,48	2,68	,89	5	6,58	2,80	9,47
	5-10	10	,45	,41	,24	15	,64	,67	,30	9	,52	,40	,32	6	1,31	1,07	,77	5	4,22	2,00	6,13
	10-30	10	,39	,35	,24	15	,30	,30	,12	9	,22	,20	,08	6	,55	,41	,39	5	1,46	1,20	1,50
	30-60	10	,14	,10	,09	15	,14	,11	,07	9	,14	,12	,05	6	,22	,20	,05	5	,42	,50	,31
	60-90	10	,11	,10	,08	15	,09	,10	,03	9	,13	,10	,09	6	,14	,14	,04	5	,23	,29	,20
C/N	Aufl.	10	26,39	26,80	1,98	15	24,33	24,36	2,24	9	21,91	22,47	1,32	6	24,61	24,93	4,62	3	21,19	22,58	6,70
	0-5	10	31,35	29,49	8,97	15	22,50	22,73	3,16	9	22,29	21,31	3,28	6	21,22	19,90	3,62	5	16,39	13,11	6,09
	5-10	10	37,06	34,04	11,75	15	25,36	24,00	3,90	9	26,02	26,52	3,64	6	21,31	20,81	2,76	5	17,78	14,10	8,32
	10-30	10	32,70	32,80	5,66	15	29,29	26,46	8,70	9	29,71	30,15	6,30	6	24,33	22,38	6,47	5	16,67	15,50	6,54
	30-60	10	39,76	44,36	12,30	15	30,63	29,00	10,88	9	24,39	24,52	4,72	6	22,75	22,58	4,15	5	17,22	15,60	7,16
	60-90	10	22,43	18,60	11,11	15	24,91	23,00	9,38	9	20,22	20,83	7,40	6	22,62	23,44	6,91	4	17,03	14,30	8,25
NO ₃ 1:2-Extr. [mg/l]	Aufl.	0	.	.	.	0	.	.	.	0	.	.	.	0	.	.	.	0	.	.	.
	0-5	0	.	.	.	0	.	.	.	0	.	.	.	0	.	.	.	0	.	.	.
	5-10	0	.	.	.	0	.	.	.	0	.	.	.	0	.	.	.	1	145,26	145,26	.
	10-30	0	.	.	.	0	.	.	.	0	.	.	.	0	.	.	.	0	.	.	.
pH-H ₂ O	30-60	9	1,41	,81	1,51	10	1,47	1,16	1,23	8	2,17	1,09	2,59	2	2,85	2,85	,92	0	.	.	.
	60-90	10	1,09	,38	1,51	15	,73	,65	,59	9	,94	,78	,79	6	1,71	1,55	,90	4	1,21	,84	1,02
	Aufl.	10	4,08	4,08	,24	15	4,39	4,16	,57	9	4,37	4,24	,39	6	4,48	4,55	,39	3	4,12	4,28	,30
	0-5	10	3,85	3,84	,09	15	3,96	3,94	,19	9	4,08	4,07	,13	6	3,97	3,97	,24	5	4,45	4,22	,65
	5-10	10	4,03	4,01	,18	15	4,26	4,27	,25	9	4,32	4,29	,22	6	4,02	4,02	,25	5	4,43	4,54	,47
	10-30	10	4,41	4,46	,22	15	4,54	4,56	,15	9	4,68	4,72	,16	6	4,39	4,23	,40	5	4,72	4,70	,46
mit: N = Stichprobenumfang, $\bar{x}$ = arith. Mittelwert, Z = Median und s = Standardabweichung	30-60	10	4,61	4,61	,13	15	4,73	4,78	,17	9	5,13	4,89	,70	6	5,07	4,91	,89	5	5,29	5,26	,69
	60-90	10	4,76	4,67	,19	15	4,92	4,85	,42	9	5,86	5,39	,94	6	5,88	5,60	1,38	5	5,83	5,72	,97

Weiter auf der nächsten Seite

Parameter	Tiefe	Podsole			arme Braunerden			reiche Braunerden			Lessivés			hydromorphe		
		N	$\bar{x}$	Z	s	N	$\bar{x}$	Z	s	N	$\bar{x}$	Z	s	N	$\bar{x}$	Z
pH-KCl	Aufl.	10	2,95	2,87	,20	15	3,36	3,16	,61	9	3,50	3,32	,48	6	3,57	3,63
	0-5	10	3,06	2,99	,21	15	3,24	3,18	,20	9	3,33	3,30	,16	6	3,20	3,20
	5-10	10	3,43	3,38	,23	15	3,65	3,60	,26	9	3,68	3,71	,20	6	3,26	3,24
	10-30	10	4,01	4,10	,27	15	4,08	4,12	,13	9	4,10	4,11	,06	6	3,74	3,75
pH-CaCl ₂	30-60	10	4,19	4,31	,42	15	4,34	4,34	,09	9	4,49	4,33	,59	6	4,35	4,12
	60-90	10	4,45	4,47	,13	15	4,39	4,33	,16	9	5,16	4,54	1,20	6	5,18	4,22
	Aufl.	10	3,09	3,00	,18	15	3,56	3,31	,65	9	3,63	3,45	,43	6	3,74	3,73
	0-5	10	3,06	3,06	,11	15	3,30	3,24	,18	9	3,41	3,38	,13	6	3,27	3,21
Ake [mmol _c /kg]	5-10	10	3,40	3,35	,19	15	3,65	3,59	,24	9	3,73	3,78	,19	6	3,37	3,30
	10-30	10	3,93	4,01	,25	15	4,06	4,09	,13	9	4,12	4,12	,07	6	3,83	3,79
	30-60	10	4,22	4,28	,17	15	4,30	4,29	,07	9	4,56	4,31	,66	6	4,49	4,16
	60-90	10	4,34	4,34	,13	15	4,40	4,29	,25	9	5,19	4,60	1,09	6	5,22	4,59
BS [%]	Aufl.	10	248,87	253,70	23,75	15	270,77	261,59	38,26	9	268,15	275,63	40,21	6	288,40	279,68
	0-5	10	43,64	43,70	13,71	15	50,05	49,30	15,95	9	45,80	46,42	11,98	6	69,89	67,62
	5-10	10	27,79	28,91	8,68	15	31,52	32,07	8,71	9	29,04	26,75	7,42	6	55,69	50,80
	10-30	10	25,81	22,36	14,97	15	20,52	21,34	5,10	9	18,52	17,74	3,02	6	39,16	35,20
mit: N = Stichprobenumfang, $\bar{x}$ = arith. Mittelwert, Z = Median und s = Standardabweichung	30-60	10	12,54	9,61	6,52	15	11,73	11,67	3,67	9	17,33	13,69	9,97	6	38,58	39,17
	60-90	10	8,02	7,52	3,66	15	9,67	9,50	3,13	9	23,93	24,42	13,13	6	63,39	57,38
	Aufl.	10	39,27	37,04	11,29	15	56,28	54,90	19,04	9	66,04	68,14	15,49	6	64,62	62,68
	0-5	10	12,04	11,73	3,95	15	17,56	16,17	11,42	9	22,41	23,61	8,98	6	26,61	25,00
	5-10	10	6,54	5,81	3,76	15	8,02	6,70	4,11	9	10,66	10,15	4,02	6	15,64	12,68
	10-30	10	11,29	6,23	15,53	15	6,25	5,88	2,22	9	10,52	8,47	5,84	6	17,30	9,64
	30-60	10	7,54	7,57	2,62	15	9,01	8,02	5,28	9	30,12	11,37	29,94	6	37,87	34,58
	60-90	10	9,02	7,65	4,01	15	22,34	11,08	24,84	9	63,56	65,70	29,97	6	71,41	84,73

Weiter auf der nächsten Seite

Parameter	Tiefe	Podsole			arme Braunerden			reiche Braunerden			Lessivés			hydromorphe Böden							
		N	$\bar{x}$	Z	s	N	$\bar{x}$	Z	s	N	$\bar{x}$	Z	s	N	$\bar{x}$	Z	s				
H-Wert [mmol _c /kg]	Aufl.	10	152,02	153,83	35,11	15	113,96	116,01	45,27	9	88,86	84,05	41,48	6	101,93	97,38	60,94	3	131,67	89,51	89,49
	0-5	10	38,23	37,24	11,71	15	40,12	39,17	9,91	9	34,97	36,35	7,73	6	51,30	44,04	18,40	5	32,05	26,13	18,05
	5-10	10	25,93	27,00	8,06	15	28,94	27,32	8,13	9	25,93	23,22	6,66	6	47,02	39,45	17,31	5	31,73	32,77	13,30
	10-30	10	21,71	21,58	11,13	15	19,28	19,98	5,10	9	16,64	16,24	3,33	6	32,49	27,60	14,43	5	20,02	13,41	14,78
	30-60	10	11,64	8,87	6,26	15	10,64	10,95	3,34	9	10,72	10,50	5,28	6	23,10	21,41	14,39	5	8,42	5,92	7,11
	60-90	10	7,30	6,95	3,28	15	7,23	7,09	3,24	9	5,54	6,41	2,84	6	9,97	6,88	12,72	5	6,09	4,03	7,96
S-Wert [mmol _c /kg]	Aufl.	10	96,85	95,22	25,73	15	156,81	141,12	72,52	9	179,29	169,24	61,26	6	186,47	167,61	70,18	3	167,47	100,29	131,28
	0-5	10	5,40	5,22	3,00	15	9,93	7,00	10,12	9	10,83	10,44	5,92	6	18,59	18,96	10,25	5	73,10	48,43	84,59
	5-10	10	1,86	1,21	1,52	15	2,58	2,01	1,59	9	3,11	3,02	1,47	6	8,66	8,27	4,83	5	61,86	27,16	84,47
	10-30	10	4,10	,96	8,69	15	1,24	1,16	,43	9	1,88	1,50	,91	6	6,67	4,45	7,54	5	40,78	17,05	48,25
	30-60	10	,90	,70	,54	15	1,09	,79	,89	9	6,61	1,33	8,40	6	15,48	14,35	12,38	5	31,88	29,88	35,63
	60-90	10	,72	,58	,48	15	2,44	,89	3,20	9	18,39	16,04	15,14	6	53,41	41,78	46,78	5	44,58	22,57	55,52
Ca aust. [mmol _c /kg]	Aufl.	10	74,46	72,54	19,57	15	123,20	104,98	58,16	9	146,05	131,36	50,99	6	145,78	133,01	60,79	3	138,31	78,34	110,10
	0-5	10	3,77	3,70	2,44	15	7,50	5,13	8,57	9	7,96	7,94	4,54	6	14,08	13,72	8,97	5	64,14	39,12	77,00
	5-10	10	1,19	,70	1,30	15	1,71	1,31	1,25	9	2,03	1,96	,93	6	6,29	5,57	4,22	5	56,38	22,04	79,50
	10-30	10	3,47	,56	8,30	15	,73	,65	,35	9	1,25	,90	,77	6	5,35	3,10	7,24	5	37,96	14,47	46,15
	30-60	10	,50	,33	,45	15	,67	,36	,78	9	5,79	,83	7,96	6	13,31	11,80	12,22	5	29,47	26,97	33,39
	60-90	10	,34	,20	,38	15	1,93	,45	3,09	9	16,91	14,80	14,44	6	47,62	36,78	46,10	5	41,04	21,10	52,86
Mg aust. [mmol _c /kg]	Aufl.	10	15,64	16,08	5,01	15	23,86	20,15	11,05	9	24,57	22,86	6,43	6	30,10	27,68	9,61	3	21,43	16,21	16,68
	0-5	10	,92	,83	,40	15	1,54	1,05	1,25	9	1,75	1,83	,86	6	2,97	3,03	1,23	5	6,95	7,54	6,42
	5-10	10	,31	,25	,17	15	,43	,38	,25	9	,58	,52	,34	6	1,45	1,39	,72	5	4,32	4,04	4,35
	10-30	10	,29	,12	,35	15	,19	,19	,05	9	,30	,24	,14	6	,76	,75	,39	5	2,28	1,93	2,20
	30-60	10	,12	,10	,08	15	,14	,10	,08	9	,51	,22	,46	6	1,55	1,58	,93	5	1,99	1,59	2,18
	60-90	10	,10	,05	,09	15	,24	,16	,26	9	1,14	,98	,78	6	4,84	4,57	3,65	5	2,92	1,40	2,75
mit: N = Stichprobenumfang, $\bar{x}$ = arith. Mittelwert, Z = Median und s = Standardabweichung																					

Weiter auf der nächsten Seite

Parameter		Podsole			arme Braunerden			reiche Braunerden			Lessivés			hydromorphe Böden							
		Tiefe	N	$\bar{x}$	Z	s	N	$\bar{x}$	Z	s	N	$\bar{x}$	Z	s	N	$\bar{x}$	Z	s			
K aust. [mmol _c /kg]	Aufl.	10	6,75	6,59	2,09	15	9,75	7,55	5,47	9	8,68	6,86	4,84	6	10,59	11,03	2,34	3	7,74	5,74	4,87
	0-5	10	,71	,67	,23	15	,89	,77	,48	9	1,12	,92	,71	6	1,55	1,45	,70	5	2,00	1,77	1,40
	5-10	10	,37	,32	,09	15	,44	,39	,20	9	,50	,42	,26	6	,92	,78	,47	5	1,16	1,08	,84
	10-30	10	,33	,30	,07	15	,32	,30	,13	9	,33	,31	,09	6	,57	,45	,30	5	,54	,57	,24
	30-60	10	,28	,30	,06	15	,28	,30	,10	9	,32	,30	,09	6	,63	,57	,31	5	,42	,43	,18
	60-90	10	,28	,30	,06	15	,27	,30	,08	9	,34	,32	,10	6	,95	,94	,59	5	,63	,75	,36
Al aust. [mmol _c /kg]	Aufl.	10	31,75	34,22	16,09	15	20,67	20,04	11,40	9	17,83	18,34	10,46	6	17,64	11,06	15,88	3	16,29	10,41	10,52
	0-5	10	18,55	17,54	6,54	15	24,84	23,42	8,50	9	22,49	20,75	5,50	6	31,15	26,28	14,32	5	17,12	17,94	6,65
	5-10	10	18,44	18,38	6,16	15	23,61	21,97	7,01	9	21,34	18,62	5,84	6	34,25	32,15	13,44	5	21,52	14,90	11,05
	10-30	10	19,51	20,43	9,24	15	18,04	18,10	5,08	9	15,34	14,72	3,39	6	28,71	25,82	12,43	5	16,33	8,87	13,95
	30-60	10	11,12	8,59	5,92	15	10,28	10,44	3,33	9	7,85	8,79	4,65	6	18,14	16,52	16,01	5	7,40	5,69	6,58
	60-90	10	6,98	6,68	3,12	15	6,87	6,38	3,25	9	3,61	4,57	3,38	6	8,94	6,36	11,54	5	5,44	3,80	7,21
Fe aust. [mmol _c /kg]	Aufl.	10	4,03	4,00	1,57	15	2,64	2,54	1,61	9	1,82	2,30	1,28	6	2,14	2,10	1,36	3	3,83	3,09	2,85
	0-5	10	1,37	1,27	,38	15	1,99	1,73	1,21	9	1,11	1,12	,70	6	3,03	2,24	2,17	5	2,90	1,69	2,74
	5-10	10	,93	,99	,37	15	,61	,55	,42	9	,34	,29	,34	6	2,60	1,88	2,04	5	2,58	2,12	2,29
	10-30	10	,45	,47	,21	15	,15	,12	,10	9	,09	,10	,04	6	,74	,35	,95	5	,74	,69	,52
	30-60	10	,16	,10	,15	15	,06	,10	,04	9	,04	,03	,03	6	,08	,07	,08	5	,13	,10	,14
	60-90	10	,08	,07	,05	15	,05	,03	,04	9	,04	,03	,04	6	,06	,07	,05	5	,09	,10	,10
Mn aust. [mmol _c /kg]	Aufl.	10	4,61	2,18	4,63	15	12,13	11,82	7,58	9	16,25	14,38	7,03	6	13,74	10,64	9,05	3	7,21	6,67	3,63
	0-5	10	,10	,10	,07	15	,70	,40	,84	9	1,10	1,16	,52	6	,73	,61	,71	5	1,26	1,03	1,08
	5-10	10	,07	,03	,06	15	,65	,54	,46	9	,86	,94	,34	6	,53	,32	,57	5	,96	,73	,74
	10-30	10	,17	,07	,17	15	,45	,43	,23	9	,63	,60	,25	6	,54	,58	,33	5	,57	,61	,27
	30-60	10	,12	,10	,10	15	,21	,19	,15	9	,31	,29	,21	6	,46	,53	,41	5	,30	,35	,15
	60-90	10	,10	,10	,07	15	,20	,19	,13	9	,24	,19	,21	6	,40	,38	,43	5	,31	,29	,32

mit: N = Stichprobenumfang, $\bar{x}$ = arith. Mittelwert, Z = Median und s = Standardabweichung

mit: N = Stichprobenumfang, $\bar{x}$ = arith. Mittelwert, Z = Median und s = Standardabweichung

Weiter auf der nächsten Seite

Parameter		Podsole				arme Braunerden				reiche Braunerden				Lessivés				hydromorphe Böden				
		Tiefe	N	x̄	Z	s	N	x̄	Z	s	N	x̄	Z	s	N	x̄	Z	s	N	x̄	Z	s
H aust. [mmol./kg]	Aufl.	10	10	111,63	119,53	33,85	15	78,52	80,72	39,52	9	52,96	56,57	34,44	6	68,41	54,59	59,25	3	104,34	69,73	72,78
	0-5	10	10	18,21	16,87	6,31	15	12,58	12,34	5,98	9	10,27	8,62	5,40	6	16,39	18,59	4,60	5	10,77	4,66	11,29
	5-10	10	10	6,48	6,83	2,79	15	4,07	3,48	2,96	9	3,39	2,11	2,38	6	9,64	10,21	3,60	5	6,67	4,09	5,23
	10-30	10	10	1,59	,68	2,04	15	,65	,57	,43	9	,57	,51	,31	6	2,50	2,02	1,87	5	2,37	2,21	2,04
	30-60	10	10	,23	,10	,26	15	,08	,10	,05	9	2,52	,10	7,01	6	4,41	1,25	8,56	5	,58	,03	,81
P KöWa [ppm]	60-90	10	10	,13	,10	,11	15	,11	,10	,07	9	1,66	,10	2,46	6	,58	,23	,85	5	,25	,02	,52
	Aufl.	10	10	576,56	585,88	74,12	15	631,50	648,03	162,43	9	664,97	692,92	64,26	6	654,68	624,33	193,62	5	579,60	575,00	254,58
	0-5	10	10	112,70	107,50	41,49	15	229,34	218,80	93,03	9	242,93	233,00	39,76	6	254,87	279,15	101,35	5	329,28	279,90	147,07
	5-10	10	10	106,20	106,50	38,66	15	216,67	189,00	95,02	9	220,16	229,40	40,50	6	238,87	268,15	108,97	5	329,28	279,90	147,07
	10-30	10	10	264,02	237,25	211,58	14	218,18	197,89	80,95	9	199,76	197,87	38,69	6	170,32	159,65	92,58	5	250,48	181,60	124,46
K KöWa [ppm]	30-60	10	10	185,41	158,78	95,14	15	202,21	193,99	77,61	9	182,46	184,44	39,61	6	190,01	155,26	130,67	5	166,03	202,87	82,80
	60-90	10	10	104,70	92,85	34,80	15	161,29	142,80	61,42	9	191,86	175,17	59,46	6	262,70	238,00	136,32	5	207,04	237,20	121,33
	Aufl.	10	10	449,89	408,14	126,86	15	653,02	565,00	366,32	9	661,90	609,59	228,89	6	829,60	894,60	251,26	5	829,11	706,50	616,65
	0-5	10	10	234,10	224,00	53,02	15	352,04	345,00	98,57	9	410,26	435,00	94,89	6	643,63	675,85	232,24	5	545,74	515,20	311,01
	5-10	10	10	216,90	209,50	46,30	15	344,11	326,00	104,76	9	429,37	412,00	83,76	6	639,30	675,85	229,83	5	545,74	515,20	311,01
Ca KöWa [ppm]	10-30	10	10	229,47	249,00	79,33	14	446,93	414,40	162,54	9	540,03	530,55	140,82	6	770,73	787,63	316,21	5	704,33	871,35	327,73
	30-60	10	10	312,49	338,18	84,45	15	563,91	549,67	175,37	9	662,04	589,50	142,14	6	999,70	957,60	385,35	5	1080,54	1307,80	599,88
	60-90	10	10	377,22	416,73	102,66	15	681,81	597,04	224,87	9	865,68	859,32	186,92	6	1832,54	1878,60	564,01	5	1722,90	1839,00	1158,45
	Aufl.	10	10	1761,23	1713,02	473,84	15	3081,25	2581,27	1839,33	9	3520,55	3632,24	1157,61	6	3578,58	3142,00	1440,35	5	5677,07	5614,00	4173,98
	0-5	10	10	241,90	216,00	60,08	15	515,00	424,00	324,16	9	624,71	602,00	172,73	6	638,27	500,95	421,00	5	1003,42	850,60	639,40
	5-10	10	10	189,37	184,50	60,57	15	405,53	385,00	125,74	9	599,93	659,00	155,78	6	567,10	500,95	312,97	5	1003,42	850,60	639,40
	10-30	10	10	258,40	190,50	165,61	14	448,10	407,78	145,25	9	594,08	647,00	149,90	6	605,33	599,70	308,28	5	1182,14	1368,00	646,21
	30-60	10	10	254,90	246,00	56,32	15	546,98	477,00	218,15	9	1032,91	742,00	802,76	6	1854,13	856,05	2036,33	5	1210,13	817,40	856,13
	60-90	10	10	269,90	273,50	66,04	15	619,74	470,00	312,48	9	2772,96	2538,82	2436,70	6	4080,36	1397,50	6257,69	5	1504,22	1301,00	933,92
Unit: N = Stichprobenumfang, x̄ = arith. Mittelwert, Z = Median und s = Standardabweichung																						

mit: N = Stichprobenumfang, $\bar{x}$ = arith. Mittelwert, Z = Median und s = Standardabweichung

Weiter auf der nächsten Seite

Parameter		Podsole				arme Braunerden				reiche Braunerden				Lessivés				hydromorphe Böden			
		Tiefe	N	$\bar{x}$	Z	s	N	$\bar{x}$	Z	s	N	$\bar{x}$	Z	s	N	$\bar{x}$	Z	s	N	$\bar{x}$	Z
Mg KöWa [ppm]	Aufl.	10	327,71	331,33	83,42	15	508,14	479,21	223,86	9	578,80	544,90	127,80	6	711,48	738,95	224,06	5	701,28	661,60	503,10
	0-5	10	142,83	131,00	59,30	15	408,53	355,00	187,95	9	528,71	600,40	175,60	6	643,43	716,35	271,56	5	649,22	514,00	380,51
	5-10	10	146,46	127,00	64,17	15	437,40	356,60	217,14	9	667,38	628,00	195,78	6	695,43	761,80	318,67	5	649,22	514,00	380,51
	10-30	10	209,80	176,00	78,95	14	529,08	421,98	277,65	9	746,45	756,00	161,61	6	784,51	795,25	346,35	5	752,84	782,05	455,40
	30-60	10	274,80	280,00	63,13	15	658,96	614,00	300,39	9	866,91	828,00	210,80	6	1076,89	981,45	536,01	5	1020,69	1132,60	691,85
	60-90	10	294,70	282,50	70,42	15	678,22	548,20	293,83	9	1028,84	879,00	364,27	6	1722,08	1776,00	462,92	5	1489,66	1878,00	1035,84
Al KöWa [ppm]	Aufl.	10	1746,20	1596,88	523,79	15	1904,11	1782,11	669,88	9	2423,50	2397,93	577,39	6	2849,39	2805,21	1308,25	5	1900,75	1752,00	1486,29
	0-5	10	1528,50	1438,50	505,30	15	3532,33	3376,00	1295,23	9	4277,33	4828,00	1264,00	6	4882,50	5426,50	1899,60	5	5167,20	3827,00	2563,06
	5-10	10	1728,00	1695,50	547,71	15	3863,33	3463,00	1531,85	9	5099,89	4967,00	1205,60	6	5098,67	5686,50	2015,64	5	5167,20	3827,00	2563,06
	10-30	10	3429,02	3180,65	1159,42	14	4584,61	4200,01	1254,13	9	5477,54	5406,00	918,40	5	6454,66	6530,49	1508,13	4	4818,68	4136,95	2917,92
	30-60	10	3410,24	3352,61	811,08	15	4873,55	4688,77	1264,65	9	5322,92	5351,97	793,78	5	6850,06	8260,02	1989,50	4	5051,48	3841,03	3967,96
	60-90	10	2713,15	2615,18	608,48	15	4006,47	3907,64	960,81	9	4967,50	4544,75	1107,04	5	11718,54	12073,00	2365,87	4	7883,08	7786,50	6557,44
Fe KöWa [ppm]	Aufl.	10	2128,93	2149,57	353,62	15	2481,58	2652,26	859,08	9	3143,11	3304,31	568,90	6	3361,91	3720,89	958,50	5	2169,16	1936,00	1387,41
	0-5	10	2074,70	1829,50	898,06	15	4762,27	4288,00	1644,56	9	5467,33	5811,00	1053,51	6	5769,50	6249,50	1765,03	5	5516,20	5590,00	1768,76
	5-10	10	2174,20	1884,00	941,13	15	4825,93	4442,00	1641,78	9	6145,78	5927,00	1102,00	6	6134,00	6249,50	2228,61	5	5516,20	5590,00	1768,76
	10-30	10	2665,56	2776,30	981,36	14	4723,14	4507,54	1301,99	9	5542,68	5354,71	815,76	5	6370,21	7067,94	1617,97	4	5498,71	5571,75	2057,68
	30-60	10	2693,62	2809,71	692,69	15	5066,83	4507,65	1612,15	9	5611,27	5726,65	775,53	5	7750,67	8493,17	2905,65	4	6496,63	5190,22	5398,31
	60-90	10	2377,62	2276,12	465,55	15	4918,37	4839,79	1444,47	9	6172,01	5889,32	1546,01	5	13896,92	12438,00	3188,95	4	11414,63	10010,25	10498,78
Mn KöWa [ppm]	Aufl.	10	163,82	90,61	149,09	15	592,06	406,42	613,66	9	771,32	525,13	478,97	6	641,57	580,06	408,67	5	245,96	236,30	23,31
	0-5	10	22,84	19,35	8,22	15	100,65	61,07	101,87	9	145,77	153,00	72,47	6	77,65	69,04	48,78	5	60,30	70,83	24,12
	5-10	10	26,43	22,20	13,42	15	125,70	87,34	122,58	9	231,68	177,00	131,63	6	87,03	69,19	57,82	5	60,30	70,83	24,12
	10-30	10	46,42	33,36	29,39	14	185,58	172,68	120,82	9	256,40	264,25	118,34	6	136,54	143,70	74,68	5	90,28	96,40	54,61
	30-60	10	51,68	39,41	32,03	15	142,64	105,03	81,91	9	168,70	174,87	67,73	6	205,91	212,01	92,28	5	170,00	253,60	117,45
	60-90	10	52,02	46,85	24,09	15	130,19	124,55	55,11	9	189,30	173,65	63,45	6	254,17	237,39	117,59	5	205,09	173,00	195,67

mit: N = Stichprobenumfang, $\bar{x}$ = arith. Mittelwert, Z = Median und s = Standardabweichung

mit: N = Stichprobenumfang, $\bar{x}$ = arith. Mittelwert, Z = Median und s = Standardabweichung

Weiter auf der nächsten Seite

Podsole			arme Braunerden				reiche Braunerden				Lessivés				hydromorphe Böden			
Parameter	Tiefe	N	$\bar{x}$	Z	s	N	$\bar{x}$	Z	s	N	$\bar{x}$	Z	s	N	$\bar{x}$	Z	s	
Zn K ₀ W _a [ppm]	Aufl.	10	40,95	40,25	6,47	15	38,73	35,86	11,59	9	43,06	42,72	3,62	6	49,29	53,85	10,36	19,97
	0-5	10	8,66	8,05	3,54	15	16,30	13,40	7,49	9	18,46	18,91	3,81	6	18,22	20,01	6,65	8,99
	5-10	10	6,94	7,20	3,13	15	15,80	14,30	7,78	9	20,35	18,91	5,55	6	18,37	20,16	6,81	8,99
	10-30	10	7,75	8,01	3,13	14	15,28	15,23	4,77	9	19,40	19,51	5,22	5	16,24	15,29	5,27	7,29
	30-60	10	7,95	8,66	2,57	15	16,18	14,15	5,60	9	17,11	18,67	3,74	5	18,49	17,76	7,45	10,50
	60-90	10	6,79	7,02	2,71	15	12,43	11,95	3,49	9	16,34	15,59	4,41	5	26,65	24,70	3,50	15,56
Cu K ₀ W _a [ppm]	Aufl.	10	9,77	9,75	1,64	15	9,25	9,21	2,83	9	10,26	10,32	1,28	6	10,53	9,07	4,94	3,29
	0-5	10	3,25	1,93	2,95	15	3,13	2,19	3,00	9	3,51	2,62	3,07	6	3,51	3,61	1,11	1,57
	5-10	10	2,74	1,07	3,82	15	3,10	1,67	3,65	9	3,54	1,88	4,76	6	3,54	3,21	1,28	1,57
	10-30	10	2,54	2,50	,12	14	2,08	2,50	1,00	9	2,73	2,50	,54	5	2,50	2,86	1,11	,24
	30-60	10	2,50	2,50	,00	15	2,43	2,50	1,09	9	2,52	2,50	,39	5	3,42	4,08	1,57	1,73
	60-90	10	2,52	2,50	,08	15	2,56	2,50	,96	9	2,99	2,51	,99	5	7,20	6,89	2,14	4,37
Cr K ₀ W _a [ppm]	Aufl.	10	3,99	3,74	1,31	15	6,75	4,32	5,73	9	6,68	4,80	4,00	6	5,39	5,27	1,03	1,61
	0-5	10	2,61	2,68	,64	15	4,85	4,27	1,29	9	5,27	5,25	,93	6	7,07	7,72	2,38	3,41
	5-10	10	2,54	2,43	,79	15	4,87	4,28	1,24	9	6,04	5,77	1,15	6	7,13	7,88	2,40	3,41
	10-30	10	3,12	2,82	,75	14	5,39	4,94	1,72	9	7,29	6,59	3,87	5	8,03	8,55	1,95	3,08
	30-60	10	3,48	3,50	,63	15	5,75	5,32	1,62	9	8,17	5,92	3,93	5	9,25	10,41	2,42	6,06
	60-90	10	3,47	3,25	,68	15	6,86	6,20	2,81	9	8,72	6,78	4,89	5	16,24	16,40	3,83	11,20
Cd K ₀ W _a [ppm]	Aufl.	10	1,30	,38	1,95	15	,29	,29	,10	9	,29	,29	,11	6	,31	,30	,10	,11
	0-5	10	,05	,04	,03	15	,06	,06	,03	9	,05	,06	,01	6	,07	,07	,03	,12
	5-10	10	,03	,03	,01	15	,05	,05	,02	9	,04	,05	,01	6	,07	,07	,03	,12
	10-30	10	,05	,04	,01	14	,05	,04	,01	9	,05	,05	,02	5	,06	,05	,03	,10
	30-60	10	,04	,04	,01	15	,05	,04	,01	9	,05	,05	,01	5	,07	,07	,04	,06
	60-90	10	,04	,04	,00	15	,05	,04	,01	9	,05	,05	,01	5	,08	,06	,04	,03
mit: N = Stichprobenumfang, $\bar{x}$ = arith. Mittelwert, Z = Median und s = Standardabweichung																		

Weiter auf der nächsten Seite

Podsole					arme Braunerden					reiche Braunerden					Lessivés					hydromorphe Böden				
Parameter	Tiefe	N	$\bar{x}$	Z	s	N	$\bar{x}$	Z	s	N	$\bar{x}$	Z	s	N	$\bar{x}$	Z	s	N	$\bar{x}$	Z	s			
As KōWa [ppm]	Aufl.	10	3,19	2,92	1,55	13	2,45	2,53	1,54	8	2,60	2,79	,87	3	2,95	3,63	2,10	2	,35	,35	,30			
	0-5	10	1,81	1,64	1,45	15	2,51	2,69	,95	9	2,47	2,21	1,16	6	3,46	3,49	1,24	5	2,28	2,19	,64			
	5-10	10	1,40	1,27	1,09	15	1,93	1,99	1,03	9	1,98	2,05	,64	6	3,21	3,51	1,30	5	2,32	2,19	,59			
	10-30	10	1,41	1,25	,71	14	1,85	1,55	1,03	9	2,11	2,07	1,11	5	2,07	3,29	2,16	4	1,07	1,29	1,19			
	30-60	10	1,08	1,16	,37	15	1,71	1,18	1,19	9	1,98	2,11	1,06	5	2,08	2,82	2,46	4	1,04	1,01	1,78			
	60-90	10	,75	,76	,17	15	1,57	1,48	1,18	9	2,26	2,63	1,00	5	4,87	6,16	2,82	4	2,60	2,55	3,58			
Hg KōWa [ppb]	Aufl.	10	142,06	147,11	30,87	15	147,31	137,00	60,71	9	144,97	133,31	73,50	5	127,04	113,90	48,59	4	130,17	97,50	110,50			
	0-5	0	.	.	.	0	.	.	.	0	.	.	.	0	.	.	.	0	.	.	.			
	5-10	0	.	.	.	0	.	.	.	0	.	.	.	0	.	.	.	0	.	.	.			
	10-30	10	15,13	14,00	2,15	9	15,45	14,00	2,46	8	15,14	14,10	2,17	2	18,22	18,22	5,90	0	.	.	.			
	30-60	10	12,29	14,00	4,46	10	13,09	14,00	3,21	8	14,12	14,00	,33	2	17,61	17,61	3,46	0	.	.	.			
	60-90	10	7,00	4,00	4,83	10	11,67	14,00	4,17	8	14,00	14,00	,00	2	21,55	21,55	2,11	0	.	.	.			
Ni KōWa [ppm]	Aufl.	10	3,61	3,56	,54	15	5,12	4,23	2,98	9	5,08	4,69	1,64	6	4,72	4,61	,77	5	3,16	2,96	1,24			
	0-5	10	1,20	1,00	,44	15	2,39	2,25	1,00	9	2,80	2,70	,67	6	2,99	3,20	1,42	5	2,75	1,95	1,77			
	5-10	10	1,02	,90	,40	15	2,36	1,90	1,03	9	3,15	3,10	,65	6	3,09	3,20	1,56	5	2,75	1,95	1,77			
	10-30	10	1,32	1,04	,68	14	3,13	2,40	1,69	9	3,62	3,80	1,72	5	3,94	3,59	,58	4	2,73	2,62	1,21			
	30-60	10	1,72	1,77	,57	15	3,53	3,35	1,07	9	4,59	4,29	1,38	5	5,53	5,60	1,42	4	4,40	4,28	3,33			
	60-90	10	1,76	1,41	,75	15	4,08	3,73	1,35	9	4,91	4,38	2,03	5	10,39	9,27	1,78	4	7,41	7,42	7,02			
Pb KōWa [ppm]	Aufl.	10	39,83	42,59	11,80	15	32,83	33,79	15,71	9	38,96	32,81	19,82	6	30,33	23,16	24,14	5	12,98	12,81	6,44			
	0-5	10	12,60	12,00	4,84	15	19,30	16,92	6,95	9	20,72	21,00	4,74	6	19,97	20,29	6,36	5	14,65	13,90	6,56			
	5-10	10	10,60	8,50	6,55	15	15,44	15,44	5,20	9	15,39	15,00	3,79	6	17,80	17,29	5,51	5	14,65	13,90	6,56			
	10-30	10	6,48	5,74	2,62	14	7,16	6,75	1,89	9	8,38	8,58	2,00	5	8,88	9,78	3,16	4	10,61	8,89	7,22			
	30-60	10	3,70	2,99	1,60	15	4,41	4,24	1,13	9	6,11	6,10	1,58	5	6,61	6,71	2,76	4	5,26	4,97	2,35			
	60-90	10	2,32	2,29	,26	15	4,00	3,85	1,05	9	5,89	5,98	2,20	5	8,22	9,02	1,55	4	5,61	5,77	3,67			
mit: N = Stichprobenumfang, $\bar{x}$ = arith. Mittelwert, Z = Median und s = Standardabweichung																								

Weiter auf der nächsten Seite

tabellarische Zusammenstellung der Nadel- und Blattspiegelwerte getrennt nach Baumart und ggf. Nadeljahrgang der BZE-2

Nadel- und Blattspiegelwerte BZE-2																
BA.	Ndijg.	N	Lagemaß	C	N	P	S	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Zn	Cu	Cd	Pb
				[g/kg]	[g/kg]	[g/kg]	[g/kg]	[g/kg]	[g/kg]	[g/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]
BAH	1	4	$\bar{x}$	484,27	27,34	1,60	1,99	12,03	12,96	2,72	93,30	1119,15	29,37	7,76	,37	1,34
	1	4	Z	487,43	27,42	1,63	2,01	12,40	12,20	2,81	94,87	953,65	29,37	7,38	,42	,67
	1	4	s	7,33	3,17	,19	,20	2,08	2,83	,72	18,00	845,29	1,69	2,59	,18	1,51
ELÄ	1	3	$\bar{x}$	520,19	23,20	1,45	1,34	5,96	5,13	1,16	90,27	906,07	38,07	6,32	,12	1,33
	1	3	Z	516,79	23,61	1,30	1,30	5,50	4,48	1,10	96,00	804,60	40,10	6,10	,12	1,53
	1	3	s	6,77	,78	,35	,07	1,09	1,65	,10	24,89	299,39	11,18	,89	,03	,45
GDG	1	2	$\bar{x}$	506,85	15,00	1,82	1,18	5,02	3,54	1,61	55,85	1379,50	24,45	3,64	,10	,83
	1	2	Z	506,85	15,00	1,82	1,18	5,02	3,54	1,61	55,85	1379,50	24,45	3,64	,10	,83
	1	2	s	3,46	1,13	,08	,13	,18	,24	,07	1,56	85,56	3,10	,44	,01	,08
	2	2	$\bar{x}$	509,05	14,10	1,51	1,26	4,84	3,97	1,33	69,48	1572,50	21,72	3,39	,10	1,12
	2	2	Z	509,05	14,10	1,51	1,26	4,84	3,97	1,33	69,48	1572,50	21,72	3,39	,10	1,12
	2	2	s	4,03	1,98	,29	,20	,41	,29	,03	8,31	47,38	3,90	,08	,03	,01
GES	1	1	$\bar{x}$	469,60	24,70	1,55	3,14	10,77	18,37	4,16	67,71	51,79	29,19	11,08	,00	1,32
	1	1	Z	469,60	24,70	1,55	3,14	10,77	18,37	4,16	67,71	51,79	29,19	11,08	,00	1,32
	1	1	s	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
GFI	1	5	$\bar{x}$	505,33	14,40	1,57	,91	5,71	3,82	1,00	50,06	1438,74	31,57	3,78	,13	1,36
	1	5	Z	503,90	14,50	1,62	,92	5,66	4,10	1,04	42,60	1733,00	27,44	3,31	,11	1,43
	1	5	s	7,53	1,23	,22	,07	,79	1,22	,24	19,39	569,40	14,07	1,25	,07	,44
	2	5	$\bar{x}$	503,30	13,80	1,18	,95	4,22	7,36	,96	67,69	2571,32	31,18	3,92	,14	1,81
	2	5	Z	501,10	13,50	1,21	,90	3,83	8,00	1,00	56,95	2847,60	25,00	3,61	,13	1,78
	2	5	s	7,24	,92	,15	,07	,91	2,31	,17	38,93	1167,07	18,67	1,48	,07	,47

N = Stichprobenumfang, $\bar{x}$ = arith. Mittelwert, Z = Median und s = Standardabweichung

mit: N = Stichprobenumfang, $\bar{x}$ = arith. Mittelwert, Z = Median und s = Standardabweichung

Weiter auf der nächsten Seite

BA.	Ndg.	N	Lagemaß	C	N	P	S	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Zn	Cu	Cd	Pb
				[g/kg]	[g/kg]	[g/kg]	[g/kg]	[g/kg]	[g/kg]	[g/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]
GKI	1	35	$\bar{x}$	520,00	17,55	1,72	1,11	5,54	2,86	,81	51,93	576,21	60,12	7,32	,13	,59
	1	35	Z	523,22	17,55	1,70	1,10	5,40	2,80	,80	48,99	569,90	61,90	8,10	,13	,57
	1	35	s	10,12	1,69	,12	,10	,69	,72	,17	13,60	220,84	20,01	2,90	,04	,32
	2	35	$\bar{x}$	524,24	17,47	1,57	1,20	5,02	4,74	,65	70,92	948,85	64,04	6,83	,15	,91
	2	35	Z	524,72	17,17	1,52	1,20	5,00	4,66	,67	67,80	933,60	57,20	7,30	,15	,89
RBU	2	35	s	11,61	1,59	,15	,11	,64	1,24	,14	14,12	402,90	28,09	2,55	,05	,33
	1	6	$\bar{x}$	502,93	24,71	1,22	1,52	7,15	7,82	1,63	112,58	1572,23	31,23	9,92	,10	,97
	1	6	Z	502,12	25,23	1,25	1,55	7,10	7,55	1,70	108,70	1635,65	31,20	9,95	,11	,84
RER	1	6	s	4,42	1,84	,25	,19	,98	,98	,27	14,64	448,35	5,35	1,59	,03	,37
	1	4	$\bar{x}$	513,78	25,13	1,90	2,02	7,45	8,07	2,44	145,27	402,76	52,46	11,37	,04	,58
	1	4	Z	514,25	27,25	1,81	1,98	7,55	9,25	2,36	96,52	246,25	52,70	12,23	,02	,56
TEI	1	4	s	13,94	8,14	,46	,19	2,46	3,28	,21	98,62	448,97	7,09	4,77	,05	,13
	1	3	$\bar{x}$	506,62	26,31	1,58	1,62	8,12	5,89	1,71	108,50	1445,00	30,98	9,92	,12	,84
	1	3	Z	509,86	25,43	1,50	1,50	8,46	6,30	1,50	93,00	1456,50	26,83	10,60	,11	,52
	1	3	s	9,14	2,28	,33	,31	,62	,72	,36	30,29	315,41	13,82	1,72	,05	,62

mit: N = Stichprobenumfang, $\bar{x}$ = arith. Mittelwert, Z = Median und s = Standardabweichung