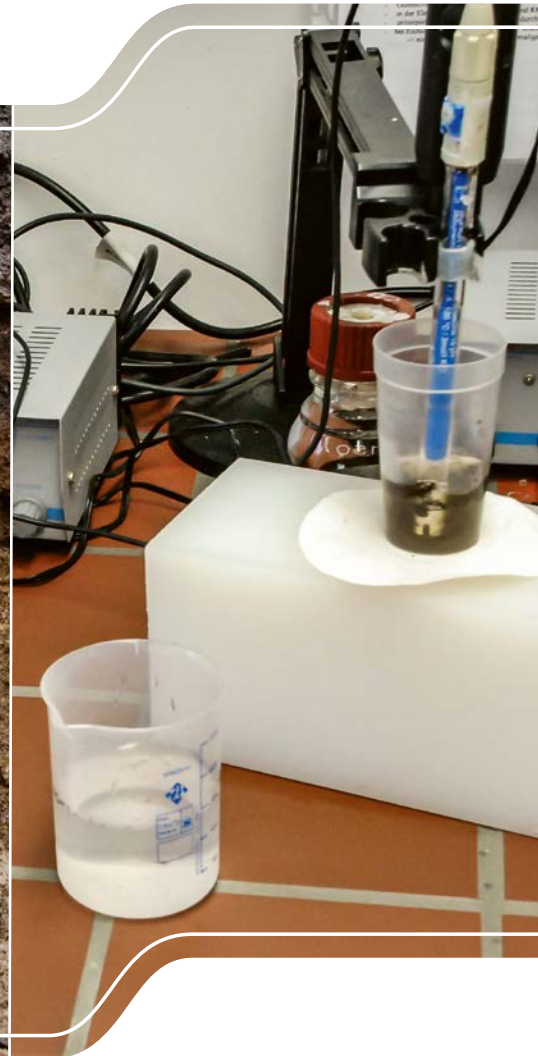


Sächsischer Waldbodenbericht

Aktueller Waldbodenzustand und dessen Veränderung



Sächsischer Waldbodenbericht

Aktueller Waldbodenzustand und dessen Veränderung

Schriftenreihe, Heft 30

Autoren

Frank Jacob, Dr. Henning Andreae
Staatsbetrieb Sachsenforst
Kompetenzzentrum Wald und Forstwirtschaft
Referat Standortserkundung, Monitoring, Labor
Bonnewitzer Straße 34, 01796 Pirna OT Graupa

Gastautoren (Kapitel Kronenzustand)

Dr. Nadine Eickenscheidt
Landesamt für Natur, Umwelt und
Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen
Forstliches Umweltmonitoring NRW
Leibnizstraße 10, 45659 Recklinghausen

Dr. Nicole Augustin
University of Bath (United Kingdom)
Department of Mathematical Science
Claverton Down, BA2 7AY, UK

Inhalt

| | | |
|-------|---|----|
| 1 | Vorwort | 6 |
| 2 | Ziele der Bodenzustandserhebung | 7 |
| 3 | Methodik der Erhebungen und Analysen | 9 |
| 3.1 | Stichprobenraster und -design | 9 |
| 3.2 | Gewinnung von Bodenproben | 10 |
| 3.3 | Probenaufbereitung und Analysen | 11 |
| 3.4 | Vorratsberechnungen zwischen BZE 1 und BZE 2 | 12 |
| 3.5 | Ergänzende Aufnahmen zur BZE 2 | 12 |
| 3.5.1 | Ernährungsstatus der Waldbäume | 12 |
| 3.5.2 | Vegetationsaufnahmen | 15 |
| 3.5.3 | Bestockungsaufnahmen | 15 |
| 3.6 | Stratenbildung zur ökologischen Bewertung des Gesamtkollektives | 16 |
| 3.7 | Ergebnisdarstellung | 16 |
| 3.8 | Auswertung des Raum-Zeit-Trends (Waldzustand) | 18 |
| 4 | Räumliche Verteilung und Stratenbildung | 19 |
| 4.1 | Bestockung | 20 |
| 4.2 | Humusformen | 21 |
| 4.3 | Bodentypen | 22 |
| 4.4 | Substratgruppen | 24 |
| 4.5 | Forstliche Wuchsgebiete | 25 |
| 5 | Veränderungen der Humusformen | 27 |
| 5.1 | Veränderungen zwischen beiden Inventuren | 28 |
| 6 | Kohlenstoffdepot Waldboden – Zunahme erlaubt! | 29 |
| 6.1 | Kohlenstoffkonzentrationen im Tiefenverlauf | 29 |
| 6.2 | Wald als Kohlenstoffsенke | 33 |
| 7 | Stickstoff in Boden und Pflanze – Sättigung erreicht? | 37 |
| 7.1 | Stickstoffkonzentrationen im Humus und Mineralboden | 37 |
| 7.2 | Stickstoffstatus | 40 |
| 7.3 | Veränderungen der Stickstoffvorräte | 40 |
| 7.4 | Stickstoffgehalte in Nadeln und Blättern | 43 |
| 8 | Bodenreaktion | 45 |
| 8.1 | pH-Werte | 45 |
| 8.2 | Austauschbare Kationen | 49 |
| 8.3 | Basensättigung | 52 |

| | | |
|------|---|-----|
| 9 | Effekte der Waldkalkung | 57 |
| 9.1 | Auswirkungen der Kalkungen auf die Basensättigung | 60 |
| 9.2 | Auswirkungen der Kalkungen auf den pH-Wert | 60 |
| 9.3 | Auswirkungen der Kalkungen auf die Austauschkapazität | 61 |
| 10 | Belastung der Waldböden durch Schwermetalle | 63 |
| 10.1 | Allgemeine Ausführungen zu Schwermetallen | 63 |
| 10.2 | Blei und Cadmium | 65 |
| 10.3 | Kupfer und Zink | 65 |
| 10.4 | Chrom und Nickel | 65 |
| 10.5 | Überschreitung von Vorsorgewerten | 65 |
| 10.6 | Regionale Ausprägung am Beispiel von Blei | 67 |
| 11 | Kronenzustand aus der Waldzustandserhebung | 69 |
| 11.1 | Hintergrund | 69 |
| 11.2 | Raum-Zeit-Trends der Kronenverlichtung | 69 |
| 12 | Ernährungszustand der Waldbäume | 83 |
| 12.1 | Bedeutung der Makronährelemente für das Baumwachstum | 83 |
| 12.2 | Bewertung und Interpretation von Ernährungsgrenzen | 83 |
| 12.3 | Bewertung des aktuellen Ernährungszustandes | 84 |
| 12.4 | Zusammenschau aller untersuchten Baumarten | 94 |
| 12.5 | Zeitliche Veränderungen der Waldernährung | 95 |
| 13 | Vegetationsentwicklung und deren Impulse | 97 |
| 13.1 | Artenanzahl in Abhängigkeit von der Bestockungsform | 98 |
| 13.2 | Räumliche Verteilung ausgewählter Zeigerpflanzen | 100 |
| 13.3 | Zeigerwerte nach Ellenberg | 102 |
| 13.4 | Veränderungen der Zeigerwerte | 104 |
| 13.5 | Bodenchemie und Vegetation | 105 |

| | |
|--|-----|
| 14 Aktueller Zustand der sächsischen Waldböden | 109 |
| 14.1 Repräsentativität | 109 |
| 14.2 Humusformen | 109 |
| 14.3 Kohlenstoffvorrat | 109 |
| 14.4 Stickstoffvorrat | 110 |
| 14.5 Bodenversauerung und Bodenreaktion | 110 |
| 14.6 Erfolge der Bodenschutzkalkung | 110 |
| 14.7 Schwermetalle | 110 |
| 14.8 Kronenzustand | 111 |
| 14.9 Waldernährung | 111 |
| 14.10 Vegetation | 112 |
| 15 Literatur | 113 |
| 16 Abkürzungen und Glossar | 116 |
| 17 Stichwortverzeichnis | 118 |
| 18 Anhang | 121 |
| Inhaltsverzeichnis | 121 |
| Kohlenstoff | 124 |
| Stickstoff | 126 |
| pH-Wert | 128 |
| Basensättigung | 131 |
| Kationenaustauschkapazität | 134 |
| Schwermetalle | 135 |
| Waldernährung | 137 |
| Vegetation | 156 |

1 Vorwort

Seit Beginn der Industrialisierung sind Waldökosysteme mehr oder weniger stark von Schadstoff-Emissionen betroffen und in ihrer Vitalität beeinflusst. In der Anfangsphase kam es zunächst in Verbindung mit punktuellen Quellen einer hohen SO₂-Emission und entsprechend hohen SO₂-Konzentrationen der Luft besonders zu direkten Schäden an Bäumen auf lokaler Ebene bis hin zum Absterben ganzer Waldkomplexe in den Hochlagen des Erzgebirges ab etwa 1960 (»Rauchschäden«).

Erst im Verlauf der Waldschadensdiskussion während der 1980er-Jahre und dem großflächigen Auftreten der sogenannten »neuartigen Waldschäden« setzte sich die Erkenntnis durch, dass unter dem Einfluss der jahrzehntelangen Schadstoffeinträge auch gravierende Veränderungen und Schädigungen der Waldböden stattgefunden haben.

Die kontinuierliche Belastung durch den sogenannten »sauren Regen« und die Versickerung sauren Niederschlagswassers hat eine schleichende Nährstoffauswaschung und Versauerung der Waldböden induziert, die wiederum zu teilweise erheblichen Veränderungen der natürlichen Stoffkreisläufe der Ökosysteme führte. Diese Veränderungen der Bodeneigenschaften sind im Gegensatz zur äußerlichen Schädigung der Bäume unsichtbar und äußern sich im Allgemeinen nicht in der Ausbildung morphologischer Bodenmerkmale. Störungen der Bodenfunktion können deshalb nur durch spezielle chemische Analysen erfasst werden. Funktionsfähige Waldböden sind aber eine Voraussetzung für eine ökologisch wie ökonomisch nachhaltige Waldwirtschaft. Die Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit und eines entsprechenden Milieus der Waldböden durch die Wiederherstellung von ausgeglichenen Stoffkreisläufen ist daher von großer Bedeutung.

Angesichts der Vielzahl an Herausforderungen, der regional hohen Belastung durch Stoffeinträge, der umfangreichen Waldschäden und der Umsetzung des Waldumbaus stellte sich 1991 die dringende Aufgabe, ein mehrstufiges System der Zustandserfassung und Umweltkontrolle in den sächsischen Wäldern zu installieren. Dies wird vom Staatsbetrieb Sachsenforst (SBS), ehemals

Sächsische Landesanstalt für Forsten (LAF), im Rahmen der Genfer Luftreinhaltekonvention umgesetzt.

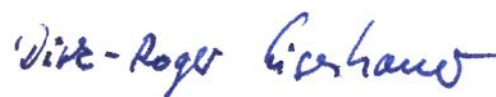
Es wurde beschlossen, nicht das paneuropäisch vereinbarte weitmaschige 16x16 km-Rasternetz mit in Sachsen nur 19, sondern ein viel aussagekräftigeres 4x4 km-Raster mit 283 Erhebungspunkten für die Wald- und Bodenzustandserhebung (WZE/BZE) auf der Landesfläche anzuwenden.

Durch die Bodenzustandserhebung (BZE) werden auf diesem Stichprobenraster bundesweit vergleichbare Daten über den Zustand der Waldböden in Sachsen gewonnen. Denn sämtliche Untersuchungen im Rahmen des forstlichen Umweltmonitorings werden im Feld wie im Labor des Staatsbetriebes nach bundesweit abgestimmten Methoden durchgeführt.

Ziel des vorliegenden Waldbodenberichtes ist es, über die Ergebnisse der zweiten BZE, die in drei Abschnitten – 2006 (Bundesraster, 8x8 km), 2012 (Kalkungskulisse, 4x4 km) sowie 2014 (Tiefland, 4x4 km) – umgesetzt wurde, zu informieren.

Die Ausführungen zu Material, Methoden und Ergebnissen der Untersuchung werden ergänzt durch einen detaillierten digitalen Anhang, der aktualisierte Datendokumentationen für die einzelnen BZE-Erhebungspunkte enthält. Daten wie Lagebeschreibungen, standortkundliche Angaben zur Einordnung der einzelnen Punkte sowie wichtige Intensitäts- und Kapazitätsparameter sollen dem Leser eine ökologische Bewertung bzw. Einordnung der Standorte ermöglichen.

Ich wünsche Ihnen eine anregende Lektüre.



Dr. Dirk-Roger Eisenhauer,
Abteilungsleiter Kompetenzzentrum Wald
und Forstwirtschaft



2 Ziele der Bodenzustandserhebung

Konzeption und Informationsgewinnung

Die regelmäßige Erfassung des Bodenzustandes, als essenzieller Bestandteil des forstlichen Umweltmonitorings (BOLTE et al. 2008), ist eine systematische Stichprobeninventur auf Bundesebene (BMELV 2007) auf dem 8x8 km-Grundraster der Waldzustandserhebung. Die zweite Waldbodenzustandserhebung (BZE 2) auf den Waldflächen des Freistaates Sachsen fand in den Jahren 2006 und 2007 rund 14 Jahre nach der Erstinventur im Jahr 1992 statt (RABEN et al. 2000 u. 2004). Neben der flächigen Erfassung des aktuellen Bodenzustandes dient die BZE 2 auch der Darstellung von zeitlichen Veränderungen zwischen Erst- und Zweitaufnahme. Für einen Vergleich der erhobenen Daten zwischen den Bundesländern und die Zusammenführung der Daten zu einem konsistenten Datensatz ist ein einheitlicher Beprobungs- und Analysenablauf unabdingbar. Die Gesamtkoordination der BZE 2 im Freistaat Sachsen, angefangen bei den Geländearbeiten über die Laborunter-

suchungen bis hin zur Datenauswertung, lag in den Händen des Kompetenzzentrums Wald und Forstwirtschaft des Staatsbetriebes Sachsenforst.

Aufgrund der geänderten politischen und gesellschaftlichen Anforderungen sowie gesetzlichen Aufgaben, wurden die in der BZE 1 formulierten Ziele für die Zweitaufnahme angepasst und erweitert (BMELV 2006). Neben der Betrachtung der Pufferfähigkeit von Böden in Bezug auf die Bodenversauerung, stehen dessen Belastung mit Schadstoffen und die Höhe der Stickstoffsättigung im Vordergrund. Im Rahmen der aktuellen Diskussion zum Klimawandel und dessen Auswirkungen, nimmt die Betrachtung der Waldböden als Kohlenstoffspeicher und die Veränderung des Wasserhaushaltes einen wichtigen Stellenwert in der Durchführung der BZE 2 ein. Nicht zuletzt sind die Waldböden als Produktionsgrundlage der Forstwirtschaft zu bewerten.

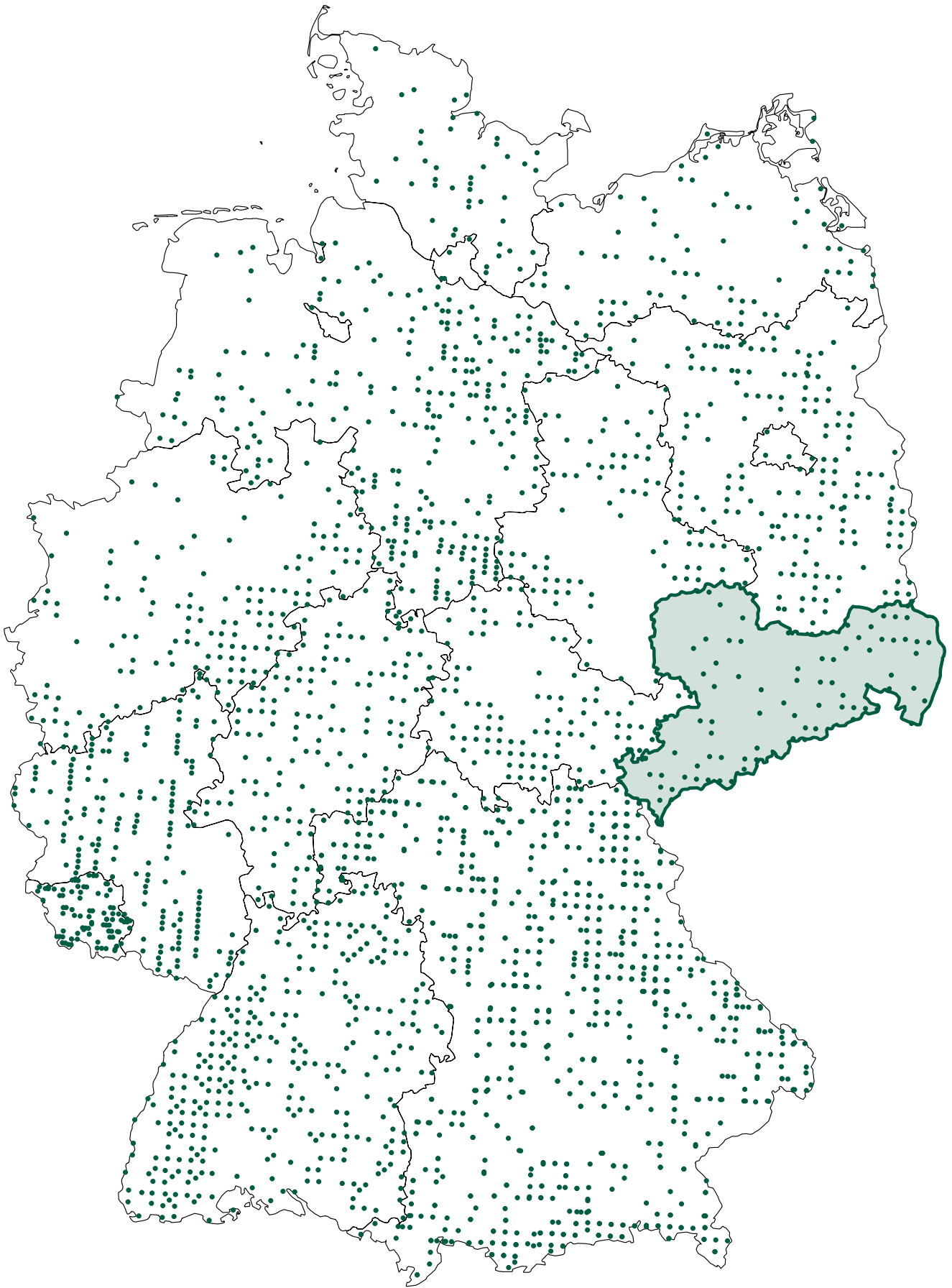


Abb. 2.1: Verteilung der ca. 1.900 BZE-Punkte in Deutschland im Raster von 8 x 8 km
(Datengrundlage: Thünen-Institut für Waldökosysteme, Eberswalde)



3 Methodik der Erhebungen und Analysen

Von Satelliten, Probekreisen und Aufnahmequadraten

Sämtliche Geländeaufnahmen, die im Rahmen der BZE 2 stattfanden, orientierten sich an der Arbeitsanleitung zur zweiten Bodenzustandserhebung auf Waldflächen (BMELV 2006) in enger Kooperation mit dem koordinierenden Fachinstitut auf Bundesebene, dem Thünen-Institut für Waldökosysteme.

Die Bestockungsaufnahmen und die Gewinnung von Blatt- und Nadelproben erfolgten durch Mitarbeiter des Staatsbetriebes Sachsenforst, die Vegetationsaufnahmen und die Entnahme von Humus- und Bodenproben durch Werkvertragnehmer.

3.1 Stichprobenraster und -design

Die 77 sächsischen BZE 2-Punkte der Bundesaufnahme auf einem Raster von 8x8 km deckten somit 27 % der Aufnahmepunkte der jährlich stattfindenden Waldzustandserhebung (WZE) im 4x4 km-Raster ab. Auf einem Teil der Punkte im 16x16 km-Raster (n = 19) wurden zusätzliche Aufnahmen nach europäischen Vorgaben durchgeführt (BioSoil).

Eine Besonderheit der sächsischen Bodenzustandserhebung stellt die Verdichtung des Grundrasters von 8 x 8 km auf 4 x 4 km dar. Für statistisch abgesicherte Aussagen auf der Landesfläche wurde bereits 1996 und 1997, im Anschluss an die BZE 1, das Stichprobenraster verdichtet. Dies ermöglicht erstmalig auch Aussagen für Waldbauregionen und größere Wuchsgebiete. Dasselbe Verfahren ist auch nach der BZE 2 in den Jahren 2012 (im Mittelgebirge und Vorland) auf 119 Punkten sowie 2014 (im Tief- und Hügelland) auf 83 Punkten praktiziert worden. Insgesamt liegen im Rahmen der BZE 2 vollständige Aufnahmen für 279 Punkte vor.

Abbildung 3.1 zeigt den schematischen Aufbau eines BZE-Punktes mit Darstellung der Probekreise bzw. -quadrate zur Ansprache und Aufnahme unterschiedlicher boden-, waldwachstums- und vegetationskundlicher Parameter. Im Weiteren erfolgt eine gesonderte Darstellung zu den einzelnen Aufnahmeparametern.

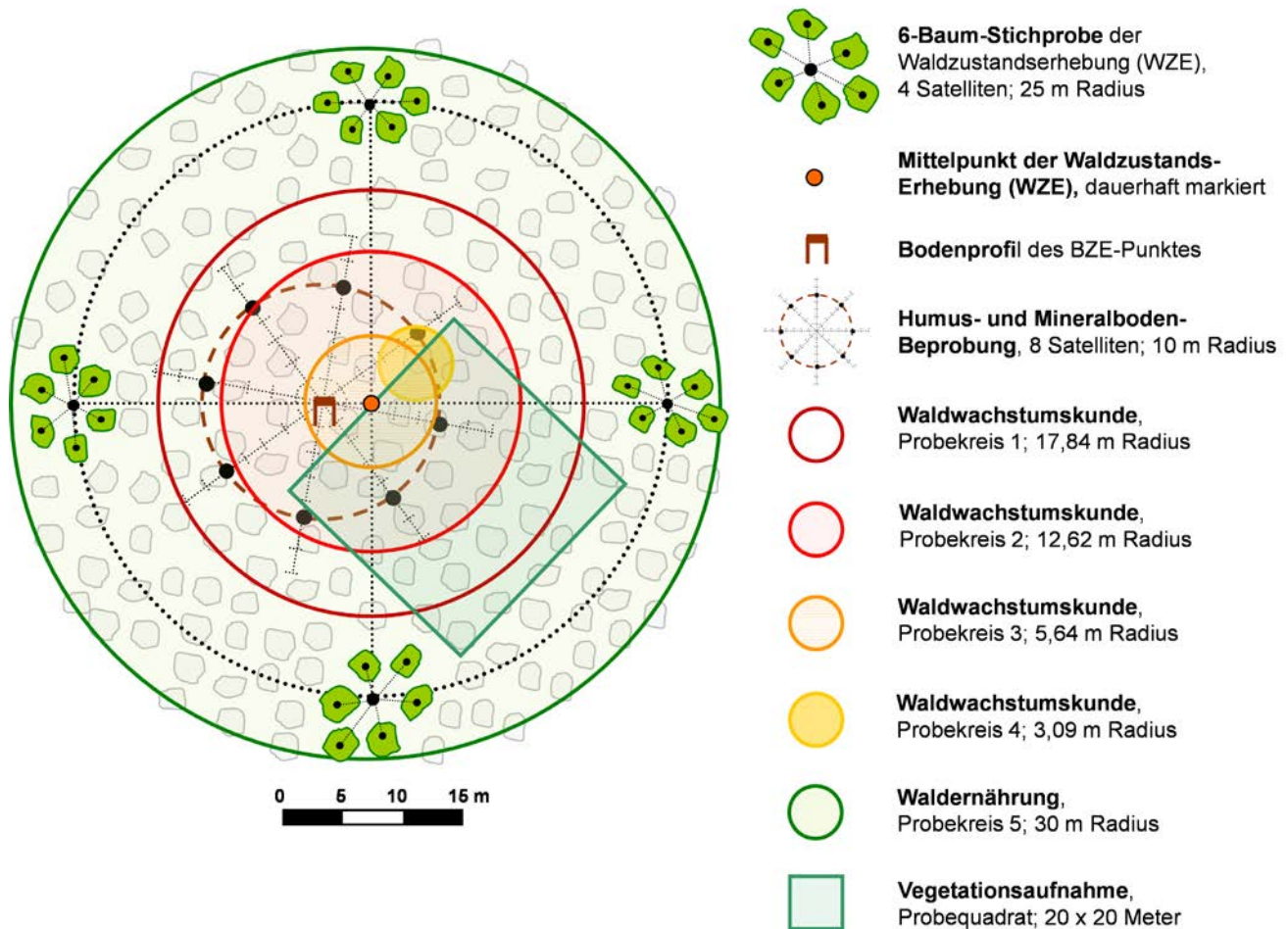


Abb. 3.1: Schematischer Aufbau und Beprobungsdesign eines BZE 2-Punktes

3.2 Gewinnung von Bodenproben

Die Geländearbeiten und die Ansprache der Bodenprofile auf dem BZE 2-Grundraster wurden zwischen Juli und Oktober 2006 im Rahmen eines Werkvertrages durch Dr. Thomas Heinkle und Nico Martin realisiert. Zur Vermeidung zusätzlicher Störungen am BZE-Punkt selbst wurde bei der Aushebung darauf geachtet, auf die Profile der BZE 1 aus den Jahren 1992 bis 1995 zurückzugreifen. Die Beprobungen im Rahmen der BZE-Verdichtung 2012 und 2014 erfolgten durch Volker Marx und Matthias Mehlhorn. Eine Profilaufnahme wurde im Zuge der Verdichtung nur an ausgewählten Punkten durchgeführt. Die bodenkundlichen Aufnahmen richteten sich allesamt nach Kapitel IV und V der BZE 2 Anleitung des BMELV (2006).

Die Entnahme der Humus- und Mineralbodenproben erfolgte standardmäßig an acht Satellitenpunkten, die in einem Radius von 10 m um die Profilwand herum

angelegt wurden (Abb. 3.1). Bei natürlichen oder anthropogenen Störungen an einem der Satellitenpunkte war eine Verlegung auf der jeweiligen Achse zwischen 2 bis 14 m vom BZE-Mittelpunkt möglich. Um eine Beprobung an den Satellitenpunkten der BZE 1 zu verhindern, wurden in der Zweitaufnahme alle acht Satelliten um 9° im Uhrzeigersinn gedreht.

Zur Gewinnung der Humusproben getrennt nach L/Of und Oh-Lage kam ein angeschliffener Edelstahlzylinder mit einer Fläche von 80 cm² und einer Länge von 20 cm zum Einsatz. Zusätzlich zur Beprobung erfolgte an jedem Satellitenpunkt die Beschreibung der Humusaufgabe (Streuart, Mächtigkeit, Lagerung, Durchwurzelung, Humusform).

Die Entnahme der Mineralbodenproben in den Tiefenstufen 0–5, 5–10, 10–30, 30–60 und 60–90 cm wurde mit Hilfe eines dreiteiligen Bohrsatzes (0–30, 30–60 und 60–90 cm) bewerkstelligt. Die Beprobung

der darunterliegenden Tiefenstufen 90 – 140 und 140 – 200 cm erfolgten fakultativ am Profilverfüß der Bodengrube mit einem Pürckhauer-Bohrer.

3.3 Probenaufbereitung und Analysen

Die Proben wurden in gekühltem Zustand in das Labor des SBS gebracht, um diese anschließend bei 60 °C (Humus) bzw. 40 °C (Mineralboden) für mindestens 48 h zu trocknen. Nach anschließender Siebung des gesamten Probenmaterials auf eine Korngröße von ≤ 2 mm wurde eine Teilprobe in der Achatmühle gemahlen und in entsprechende Lagergefäße überführt.

Nachfolgende Analysen wurden getrennt für Humus- und Mineralbodenproben ausgeführt. Weitere Details sind dem Handbuch Forstliche Analytik (HFA) zu entnehmen.

Die folgenden Tabellen enthalten eine Zusammenstellung der angewandten Extraktions- und Aufschlussverfahren, getrennt nach Humusaufgabe und Mineralboden, für die untersuchten Parameter. Angegeben sind die jeweiligen Abschnitte des Handbuches Forstliche Analytik (HFA 2014).

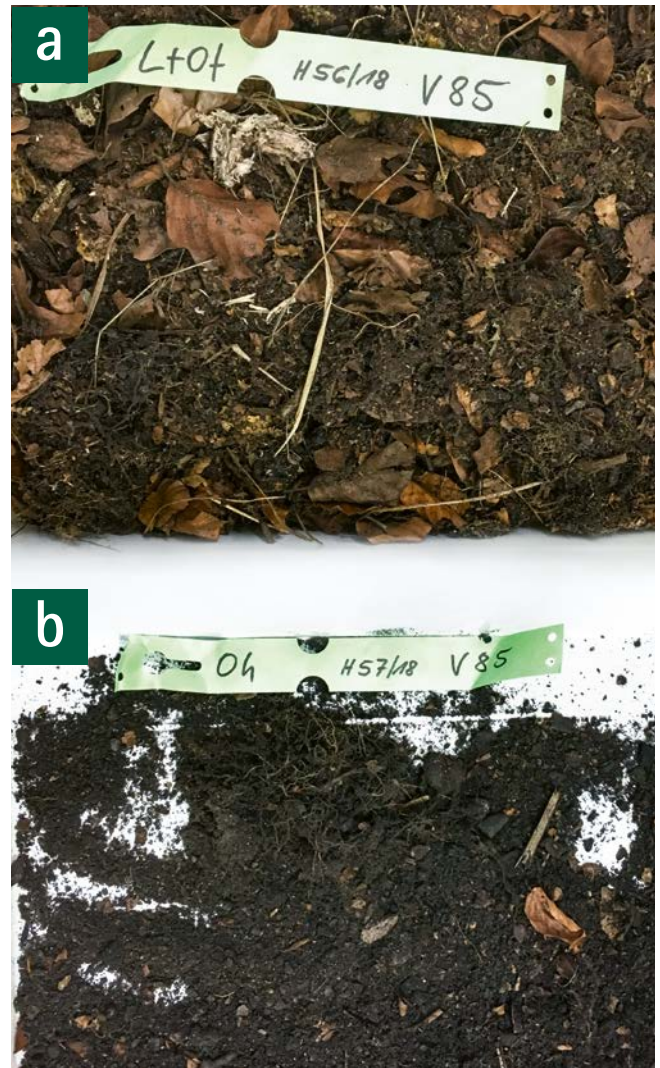


Abb. 3.2: Humusproben, getrennt nach L/Of- (a) und Oh-Horizont (b) nach der Trocknung

Tab. 3.1: Verwendete Laborverfahren der BZE 2-Proben aus der Humusaufgabe

| Humusaufgabe (L/Of und Oh) | |
|---|-------------|
| Parameter | HFA-Kapitel |
| Humusmenge | A 2.6 |
| pH [H ₂ O] | A 3.1.1.2 |
| pH [KCl] | A 3.1.1.4 |
| pH [CaCl ₂] | A 3.1.1.7 |
| Gesamtkohlenstoff | D 31.1.2.1 |
| Gesamtstickstoff | D 58.1.2.1 |
| Austauschbare Kationen [Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na] | A 3.2.1.9 |
| Königswasser-Extrakt [Al, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, P, Pb, Zn] | A 3.3.3 |

Tab. 3.2: Verwendete Laborverfahren der BZE 2-Proben aus dem Mineralboden

| Mineralboden (0 – 5, 5 – 10, 10 – 30, 30 – 60, 60 – 90, 90 – 140, 140 – 200 cm) | |
|---|-------------|
| Parameter | HFA-Kapitel |
| Trockenrohddichte | A 2.8 |
| pH [H ₂ O] | A 3.1.1.2 |
| pH [KCl] | A 3.1.1.4 |
| pH [CaCl ₂] | A 3.1.1.7 |
| Gesamtkohlenstoff | D 31.1.1.1 |
| Gesamtstickstoff | D 58.1.1.1 |
| Austauschbare Kationen [Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na] | A 3.2.1.1 |
| Königswasser-Extrakt [Al, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, P, Pb, Zn] | A 3.3.3 |
| Wässriger 1:2 Extrakt [NO ₃ , Cl] | A 3.2.2.1 |

3.4 Vorratsberechnungen zwischen BZE 1 und BZE 2

Die Angabe des Gehaltes an chemischen Elementen erfolgt sowohl für die Humusaufgabe als auch für den Mineralboden in Konzentrationseinheiten (z. B. mg·g⁻¹). Für einen Vergleich der chemischen Eigenschaften von Böden sowie die Bewertung des Bodenzustandes sind Konzentrationen nur bedingt aussagefähig. Für jede Bodenschicht (Humus oder Mineralboden) erfolgte die Berechnung der Elementvorräte (t·ha⁻¹) aus den gemessenen Konzentrationen (mg·g⁻¹) und den ermittelten Trockenrohddichten (g·cm⁻³) unter Einbeziehung der geschätzten Skelettgehalte. Die Aufnahme der physikalischen Bodenparameter wurde im Zuge der BZE 1 (1992 – 1997) durchgeführt und auch für die Neuberechnung im Rahmen der BZE 2 (2006 – 2014) weiter verwendet.

Die flächenbezogenen Informationen zum Humus (Humusaufgabe) und Feinbodenvorrat (Mineralboden) wurden auf unterschiedlichem Wege ermittelt. Die Ermittlung des Humusvorrates erfolgte über den bereits geschilderten Einsatz von Edelstahlzylindern bzw. -quadern mit einer definierten Fläche. Nach der Messung der Humusmächtigkeiten, getrennt nach L/Of sowie Oh, erfolgte die Ermittlung der getrockneten und gesiebten Humusvorratsmenge in t pro ha (t·ha⁻¹) nach Wägung der Proben.

Zur Berechnung des Feinbodenvorrates im Mineralboden sind mehrere Komponenten notwendig, zum einen die Messung der Trockenrohddichte des Feinbodens über die volumengerechte Entnahme der Proben über Stechzylinder und die Auswiegung der Probe mit Zylinder und des Feinbodenanteils jeweils nach der Trocknung und zum anderen die Abschätzung der Grobbodenanteile unter Einbeziehung der Profilbeschreibung. Beide Größen wurden getrennt für jede Tiefenstufe ermittelt und mit deren Mächtigkeit verrechnet (BMELV 2006).

3.5 Ergänzende Aufnahmen zur BZE 2

An jedem Stichprobenpunkt erfolgten Erhebungen zur Waldernährung (Blatt-/ Nadelanalysen), zur Vegetation sowie zur Bestockungssituation. Alle Aufnahmen, bis auf letztere, wurden bereits zur Erstaufnahme durchgeführt und bieten somit die Möglichkeit für einen zeitlichen Vergleich. Die dabei erhobenen Daten ermöglichen eine integrative Bewertung der bodenkundlichen Resultate. Darüber hinaus erlaubt dieses Verfahren eine Stratenbildung des BZE-Pools im Hinblick auf zusätzliche Fragestellungen.

3.5.1 Ernährungsstatus der Waldbäume

In den Jahren 2007/08/12/14 erfolgte auf allen Punkten die Entnahme von Nadel- bzw. Blattproben von jeweils

drei führenden Bäumen (KRAFT'sche Klassen 1 und 2) in einem Probekreis von 30 m um den BZE-Mittelpunkt (vgl. Abb. 3.1). Während bei der Erstaufnahme (1992 – 93) nur Fichte und Kiefer im Fokus der Untersuchungen standen, wurden im Rahmen der BZE 2 in den Sommermonaten Juli bis August die Laubbaumarten Eiche (Trauben-/ Stieleiche), Rotbuche und Sandbirke, Hainbuche, Bergahorn, Esche, Roteiche und als Nadelbaumvertreter die Lärche (Abb. 3.4) beerntet. In den Wintermonaten Oktober bis Februar erfolgte die Beerntung von Gemeiner Fichte und Kiefer. Die Gewinnung des Probenmaterials wurde durch Zapfenpflücker des

Staatsbetriebes Sachsenforst bewerkstelligt (Abb. 3.3). Nach BZE-Anleitung war es notwendig, mindestens drei Bäume je Baumart zu besteigen, um aus der voll besonnenen Lichtkrone drei Zweige zwischen dem 7. und 15. Quirl zu entnehmen. Im Anschluss an die 2-tägige Trocknung bei 60°C, ggf. getrennt nach Nadeljahrgängen, erfolgt die Ermittlung des 100-Blatt- bzw. 1.000-Nadel-Gewichtes. Nach anschließender Mahlung der Pflanzenproben erfolgen die Analyse von Kohlenstoff und Stickstoff sowie der HNO₃-Druckaufschluss (HFA B 3.2.1) zur Bestimmung weiterer Elemente (z. B. Al, Ca, Fe, K, Mg, S).



Abb. 3.3: Entnahme von Nadel- und Blattproben durch Steiger des Staatsbetriebes Sachsenforst (links: Lärche, rechts: Buche)

Insgesamt wurden auf 269 BZE-Punkten Blatt- bzw. Nadelproben von dort stockenden Baumarten genommen. Da an vielen BZE-Punkten mehrere Baumarten vorkommen (Spitzenreiter mit 6 Baumarten ist BZE-Punkt 137), besteht das beprobte Baumartenkollektiv aus mehr als 400 Einzelproben (Tab. 3.3 und Abb. 3.4). Es wurden insgesamt 1.200 Bäume durch Zapfenpflücker beprobt.

Durch die Auftrennung der Nadeln nach Nadeljahrgängen war im Rahmen der Laboranalysen ein Volumen von über 900 Proben zu bewältigen. Angaben zu den Elementgehalten beziehen sich stets auf die Trockenmasse (TM) der Proben und werden in Milligramm pro Gramm ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$) angegeben.

Tab. 3.3: Baumartenkollektiv der BZE 2 zur Charakterisierung der Waldernährung

| | Fichte | Kiefer | Buche | Eiche | Birke | Lärche | Sonst. |
|-------|--------|--------|-------|-------|-------|--------|--------|
| Summe | 148 | 117 | 33 | 40 | 31 | 18 | 20 |

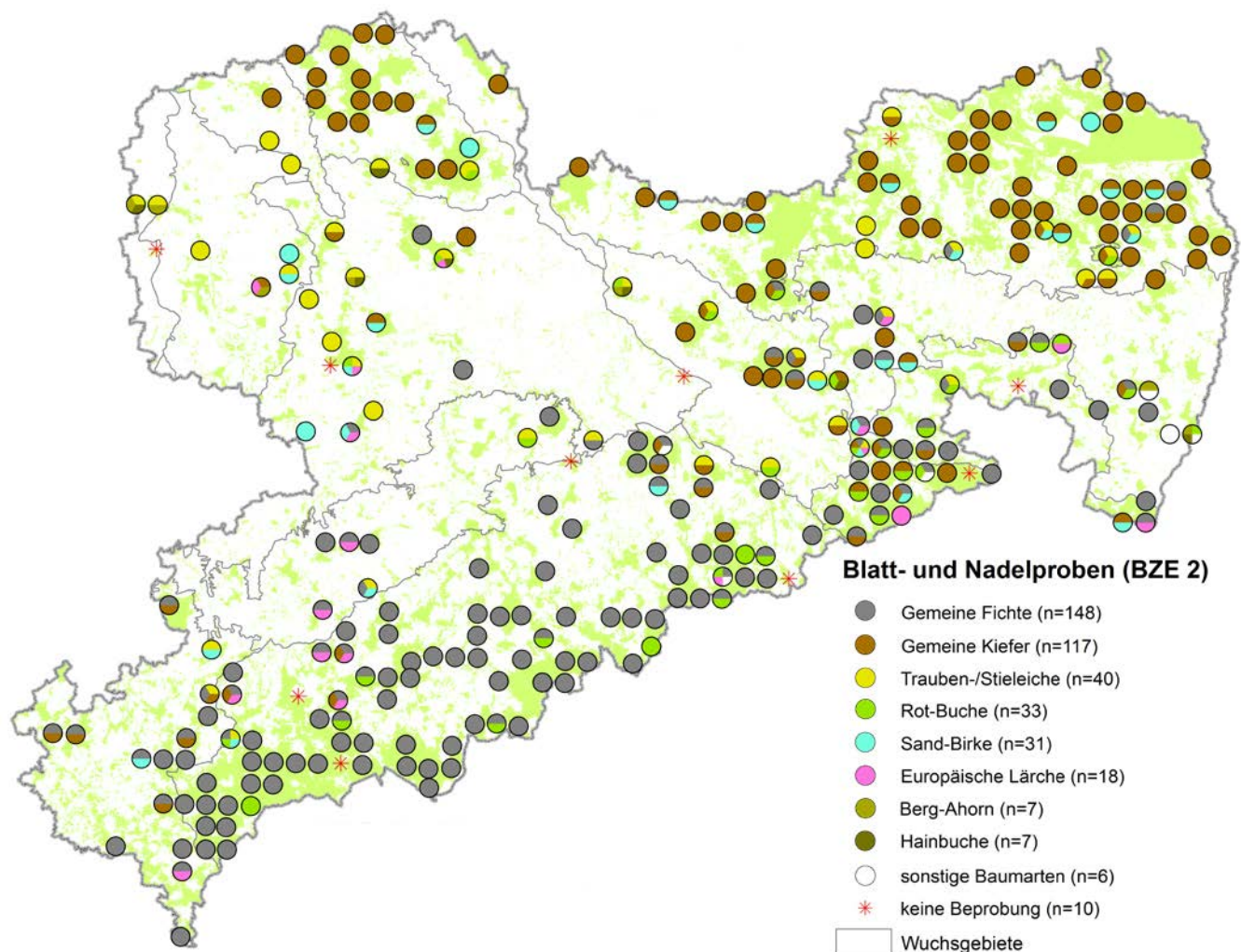


Abb. 3.4: Anzahl und Verteilung der Blatt- und Nadelproben im Rahmen der BZE 2 (2006 – 2014)

3.5.2 Vegetationsaufnahmen

Die zweite Aufnahme der Bodenvegetation im Grundraster der 77 Punkte fand im Frühjahr und Sommer 2006 durch Sven Conrad im Rahmen eines Werkvertrages statt. Nach den Vorgaben der BZE 2-Anleitung, Kapitel IX (BMELV 2006), erfolgte an jedem Punkt auf einer Fläche von 400 m² die Ansprache von Moos-, Kraut-, Strauch- und Baumschicht (Abb. 3.5). Für jede Art wurde der Deckungsgrad aufgenommen und die entsprechende Verschlüsselung nach BRAUN-BLANQUET (1964) verwendet. Darüber hinaus erfolgte die Ansprache der Baumschicht auf einer Probekreisfläche von 1.000 m² (VEB FORSTPROJEKTIERUNG POTSDAM 1974). Neben der fotografischen Dokumentation der Profilgrube wurde auch der umgebende Waldbestand in alle vier Himmelsrichtungen erfasst. Eine detaillierte Beschreibung der Vorgehensweise ist den vegetationskundlichen Auswertungen zu Level I- und Level II-Flächen in Heft 25 der Schriftenreihe des LFP (CONRAD 2002) zu entnehmen.

Im Zuge der BZE 2-Verdichtung erfolgte nach gleichem Muster wie auf dem Grundraster die Ansprache der Vegetation – im Jahr 2012 (Mittelgebirge und Hügelland) durch Lutz Wolf und Betina Löffler und auf den Punkten des sächsischen Tieflandes (2014) durch Betina Löffler und Kolleginnen.

3.5.3 Bestockungsaufnahmen

Die Ansprache der Bestockungsverhältnisse ist unter anderem Grundlage für die Berechnung der Critical Loads und der Stratifizierung des Gesamtkollektives im Hinblick auf die Auswertung der gewonnenen bodenchemischen Kennwerte.

Zwischen April 2007 und April 2008 erfolgten nach den Vorgaben des Kapitels VII der BZE 2-Anleitung BMELV (2006) die Bestockungsaufnahmen durch Mitarbeiter des SBS. In Abhängigkeit der Brusthöhendurchmesser des aufstockenden Bestandes wurde ein Kreisradius ausgewählt, der zwischen 3 und 25 m variiert. Als Mittelpunkt des Probekreises dient der BZE-Mittelpunkt, der durch die Profilwand der Bodengrube repräsentiert wird. Die Erfassung von Bestockungsparametern wie Bestandesgrundfläche, Baumhöhe und Brusthöhendurchmesser (BHD) wurde nur in Beständen mit einer Oberhöhe von mehr als 8 m durchgeführt. In Beständen unter 8 m Oberhöhe wurden, getrennt nach Baumart, nur Baumhöhe und BHD ermittelt. Die Erfassung der Flächenanteile pro Baumart wurde geschätzt. Die Aufnahme der Verjüngung erfolgte in gleicher Weise wie bei Beständen unter 8 m Oberhöhe.

Bestockungsaufnahmen in den Jahren 2012 und 2014 wurden zum größten Teil durch Mitarbeiter des SBS bewerkstelligt (Uta Glaser, Henry Barthold, Rüdiger

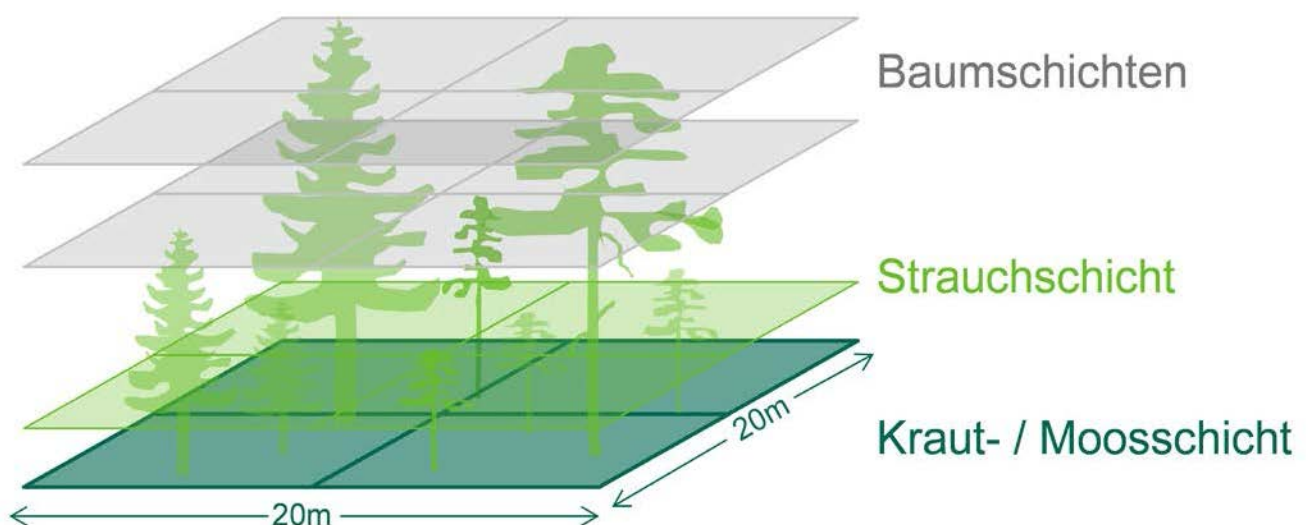


Abb. 3.5: Schematische Darstellung der Vegetationsaufnahme, getrennt nach aufzunehmenden Schichten

Fehlhaber, Frank Jacob). Zusätzlich erfolgte 2012 an einem Teil des Stichprobenkollektives die Bestockungsbeschreibung durch externe Forstsachverständige (Gritta Kluge).

3.6 Stratenbildung zur ökologischen Bewertung des Gesamtkollektives

Neben der Darstellung der Ergebnisse als Gesamtstichprobe, bestehend aus den 279 BZE2-Punkten, ist auch eine stratifizierte Auswertung der Daten unter ökologischen Gesichtspunkten notwendig. Für die Auswertung des sächsischen Datensatzes wurde zum einen nach geologischen und pedologischen Merkmalen (Substratgruppen und Bodentypen) differenziert. Zusätzlich ist auch der Einfluss der Vegetation und der Baumartenzusammensetzung als Stratum in die Auswertung eingegangen. Die Belegung der neu gebildeten Unterkollektive und deren Repräsentanz, bezogen auf die sächsische Waldfläche, werden in Kapitel 5 erläutert.

3.7 Ergebnisdarstellung

Die grafische Darstellung der Ergebnisse erfolgte in Form von Box-Whisker-Plots (Abb. 3.6) mit dem Grafikprogramm Grapher 9.2 der Golden Software Incorporation. Die fünf wichtigsten Kenngrößen Median (50 % der Daten), unteres und oberes Quantil (25 % und 75 % der Daten) sowie unterer und oberer Whisker werden in einem Diagramm zusammengefasst. Durch die Lage des Medians innerhalb der Box ist es möglich, Aussagen zur Schiefe der Verteilung zu machen. Mittels der Box-Whisker-Plots können somit Lage- und Streuungsmaße einfach und schnell vermittelt werden.

Zusätzlich dazu enthalten die Auswertungen im Kartenanhang zum Bericht eine kumulative relative Häufigkeitsverteilung der Daten (auch relative Summenhäufigkeit genannt) als eine integrierte Version der Dichteverteilung. Dabei wird der gesamte Datensatz sortiert, um anschließend vom Niedrigsten zum Höchsten eine Kumulierung (Summierung) aller Messwerte vorzunehmen.

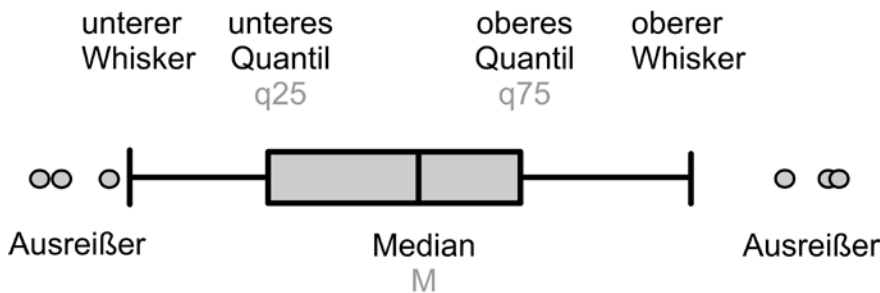


Abb. 3.6: Wertebereiche eines Box-Whisker-Plots

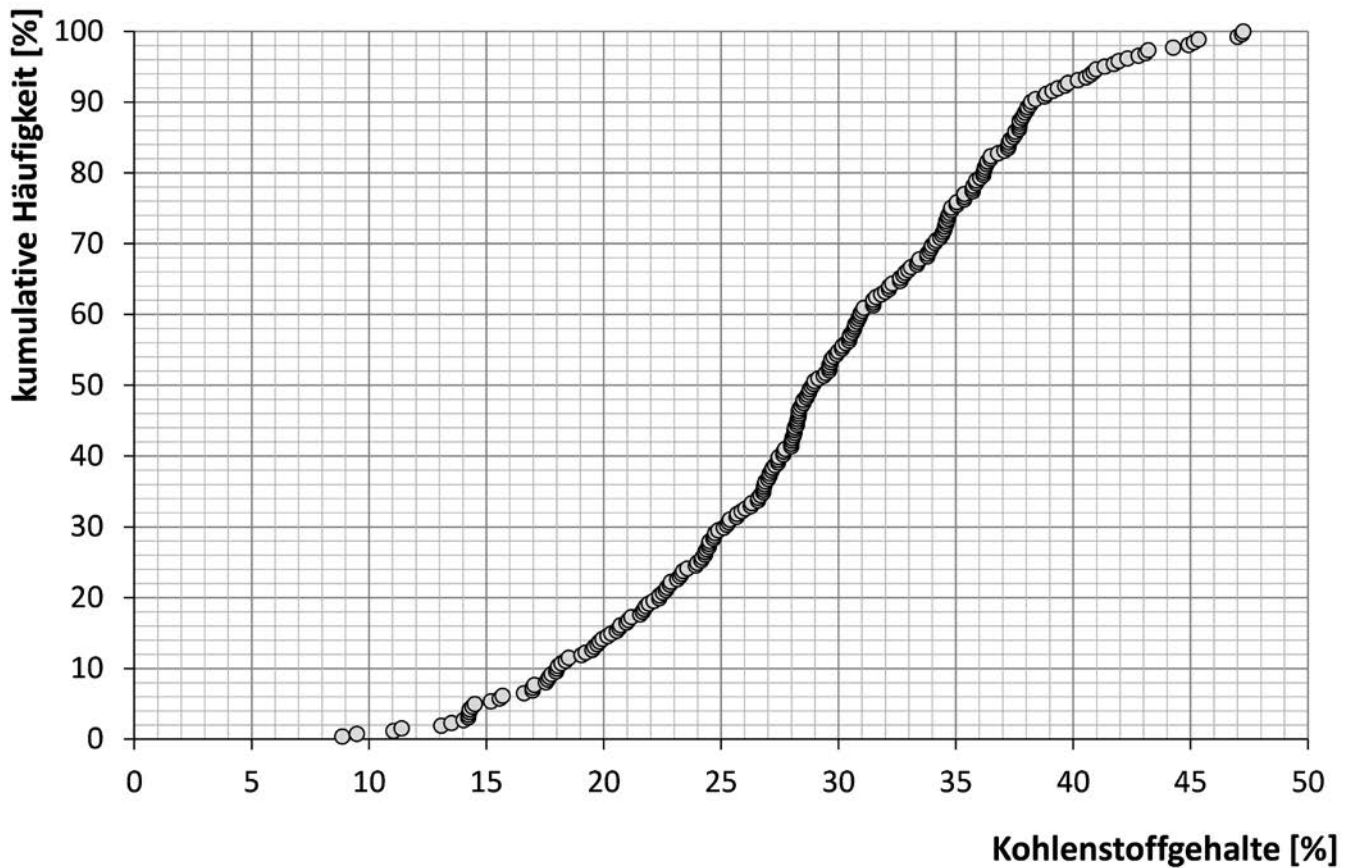


Abb. 3.7: Darstellung der kumulativen Häufigkeit am Beispiel der Kohlenstoffgehalte in der Humusaufgabe

Die Kumulation erfolgt hierbei anhand der prozentualen Häufigkeit eines Merkmales (Abb. 3.7).

Die räumliche Darstellung der Ergebnisse in Form von Karten (Abb. 3.8) wurde mit dem ESRI-Programm ArcGIS 10.4 durchgeführt. Dazu wurden die Messwerte in vier umfangsgleiche Teile (sog. Quantile) unterteilt, die sich an den Wertebereichen der Box-Whisker-Plots orientieren.

- 0 – 25 % der Daten (1. Quantil)
- 25 – 50 % der Daten (2. Quantil)
- 50 – 75 % der Daten (3. Quantil)
- 75 – 100 % der Daten (4. Quantil)

Die obere Grenze des 2. Quantils (50 %) entspricht hierbei dem Median. Die Eingrenzung aller Messwerte zwischen 25 und 75 % kann dem oberen und unteren Quantil der Box-Whisker-Plots gleichgesetzt werden. Eine Wiederfindung der Quantilgrenzen kann auch der grafischen Darstellung der kumulativen Häufigkeiten entnommen werden.

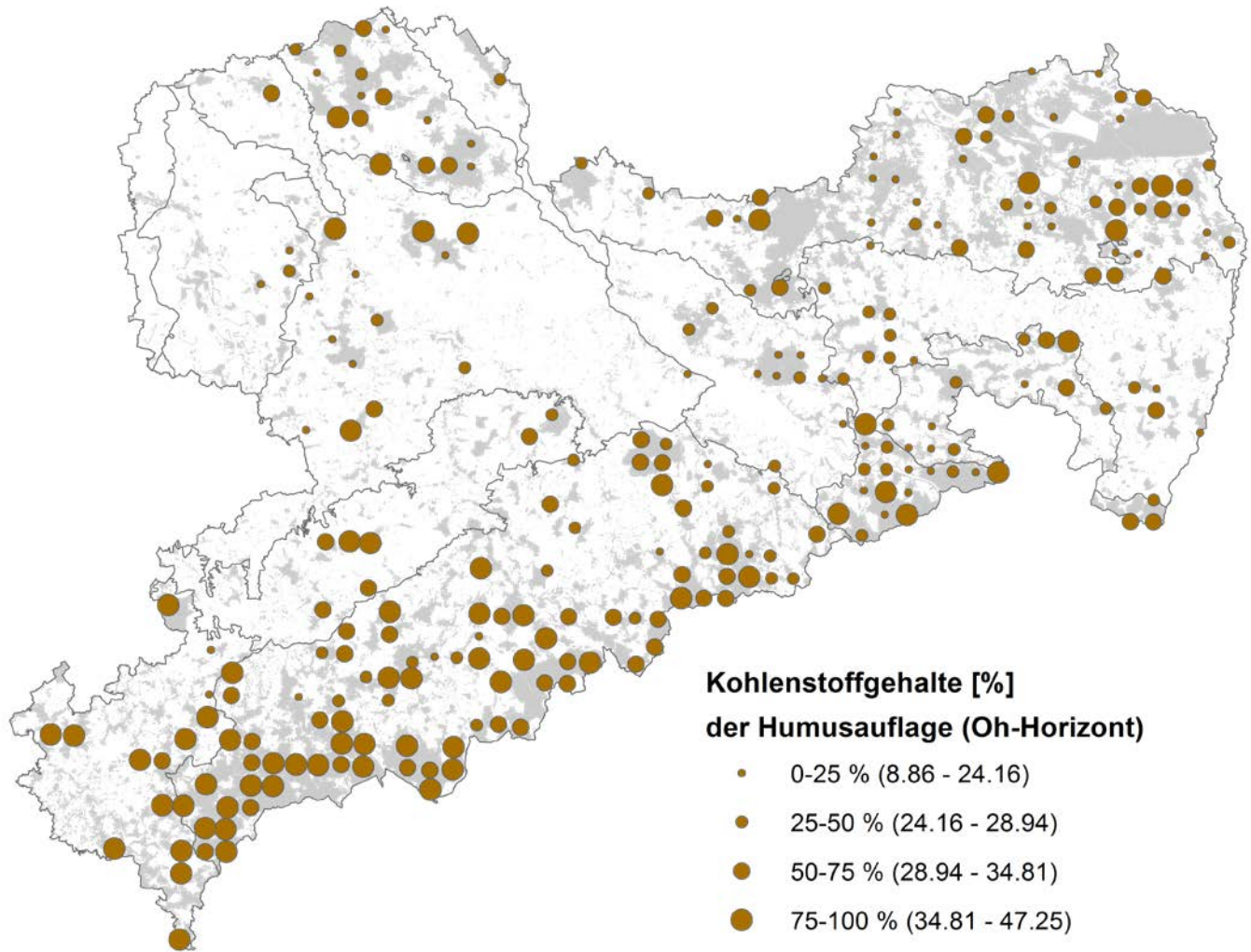


Abb. 3.8: Räumliche Darstellung nach Quantilstufen am Beispiel der Kohlenstoffgehalte im Humus

3.8 Auswertung des Raum-Zeit-Trends (Waldzustand)

Die Kronenverlichtungsdaten von Sachsen liegen im 4x4 km-Raster von 1991 bis 2016 vor. Für die Auswertung wurden die Einzelbaumdaten (Kronenverlichtung, Baumalter) nach Baumart am Stichprobenpunkt aggregiert. Die Raum-Zeit-Modellierung erfolgte mit Generalisierten Additiven Gemischten Modellen (GAMMs; AUGUSTIN et al. 2009, WOOD 2006). Details zum statistischen Vorgehen, den verwendeten GAMMs und zur Berechnung der Zeittrends können in EICKENSCHIEDT et al. (2016) nachgelesen werden. Die Auswertung wurde mit dem Statistik-Programm R 3.3.3 (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2017) von Nadine Eickenscheidt durchgeführt.



4 Räumliche Verteilung und Stratenbildung

Bestockung, Humusformen, Bodentypen und Substratgruppen

Die Untersuchung von boden-, vegetations- und waldwachstumskundlichen Parametern erfolgte an insgesamt 279 identischen Punkten, die auch in der Erstaufnahme untersucht wurden (siehe Abb. 4.1). Eine Bewertung von

Veränderungen zwischen 1992 (1996/97) und 2006 (2012/14) ist an dieser sogenannten gepaarten Stichprobe für etwa 90 % der BZE-Punkte möglich.

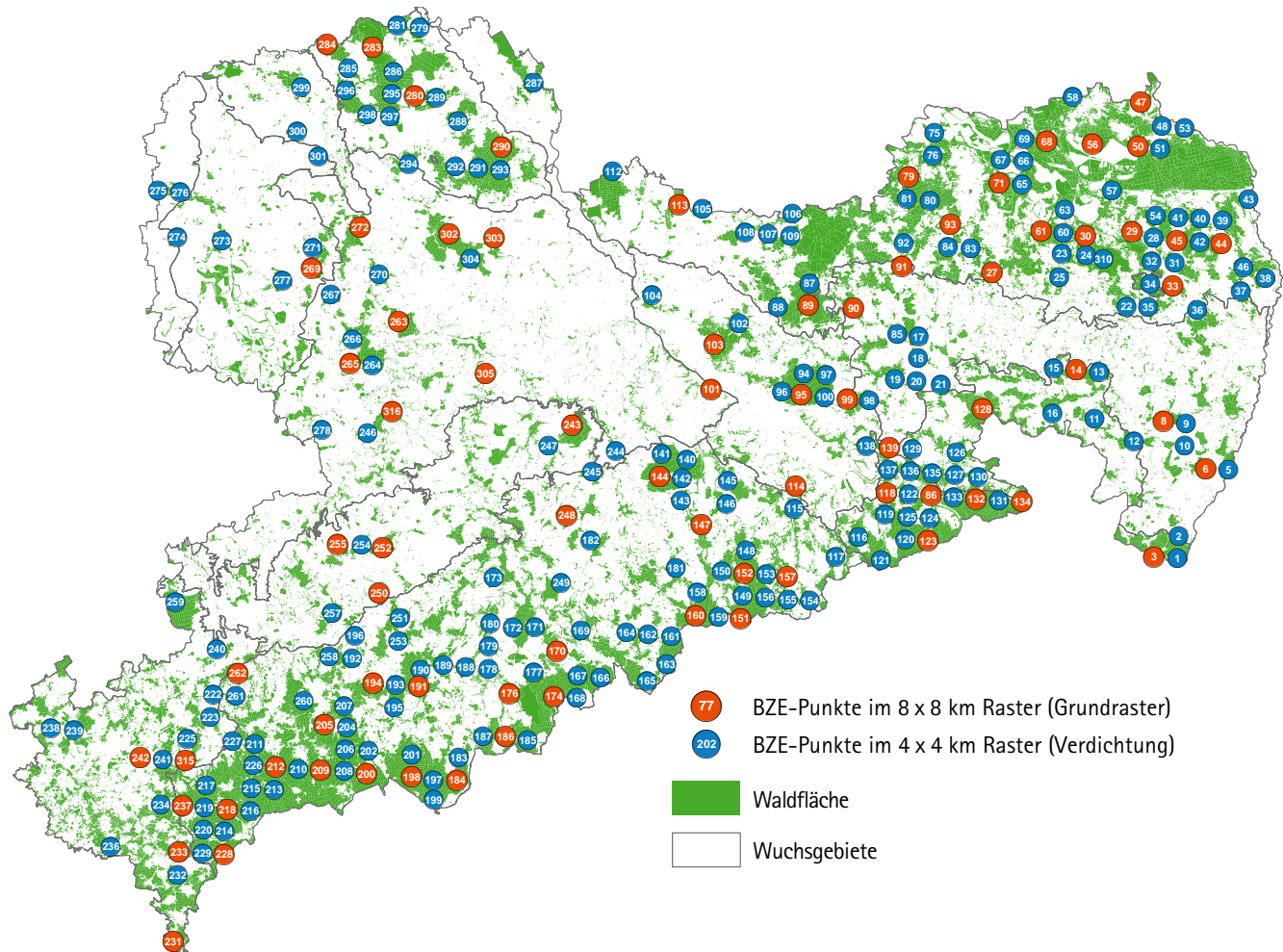


Abb. 4.1: Verteilung der sächsischen BZE-Punkte im Raster von 8x8 km (Bundesauftrag – orange) und 4x4 km (Landesauftrag – blau)

Die Geländeaufnahmen im Zuge der BZE2 umfassen nicht nur eine Vielzahl bodenkundlicher Parameter, sondern aufgrund des ökosystemaren Ansatzes verschiedene Informationen zu den Standorts- und Bestockungsverhältnissen als Einfluss- und Reaktionsgrößen. Eine Beschreibung der verwendeten Straten erfolgt in den Kapiteln 4.1 bis 4.5 systematisch von oben (Bestand) nach unten (Ausgangssubstrat).

4.1 Bestockung

Bezugnehmend auf Abb. 4.2 ist eine deutliche Konzentration der Untersuchungspunkte im stärker bewaldeten südlichen und nordöstlichen Teil Sachsens zu erkennen. Aufgrund der Baumartenverteilung innerhalb dieser

Wuchsregionen spiegelt es die Dominanz der Fichte (40 %) und Kiefer (22 %) innerhalb des BZE-Kollektives wider. Die Laubbaumarten nehmen mit 15 % einen sehr geringen Anteil ein und sind gemessen am Laubbaumanteil nach der BWI^2 von rund 30 % stark unterrepräsentiert. Die Definition der Mischbestände sieht nach den Vorgaben der BZE2-Arbeitsanleitung einen Anteil von mehr als 30 % der Mischbaumarten innerhalb des Probekreises vor (vgl. Gruppe der laubholzreichen Nadelmischbestände bzw. nadelholzreichen Laubholzmischbestände). Dies hat zur Folge, dass 20 % der BZE-Punkte in diese Kategorie eingestuft wurden. Mischbestände sind besonders häufig in den Waldgebieten der Lausitz (Ostsachsen) anzutreffen, obwohl die Kiefernreinbestände dort deutlich dominieren. Die Mischung mit Eiche ist dort eine typische Bestandesform.

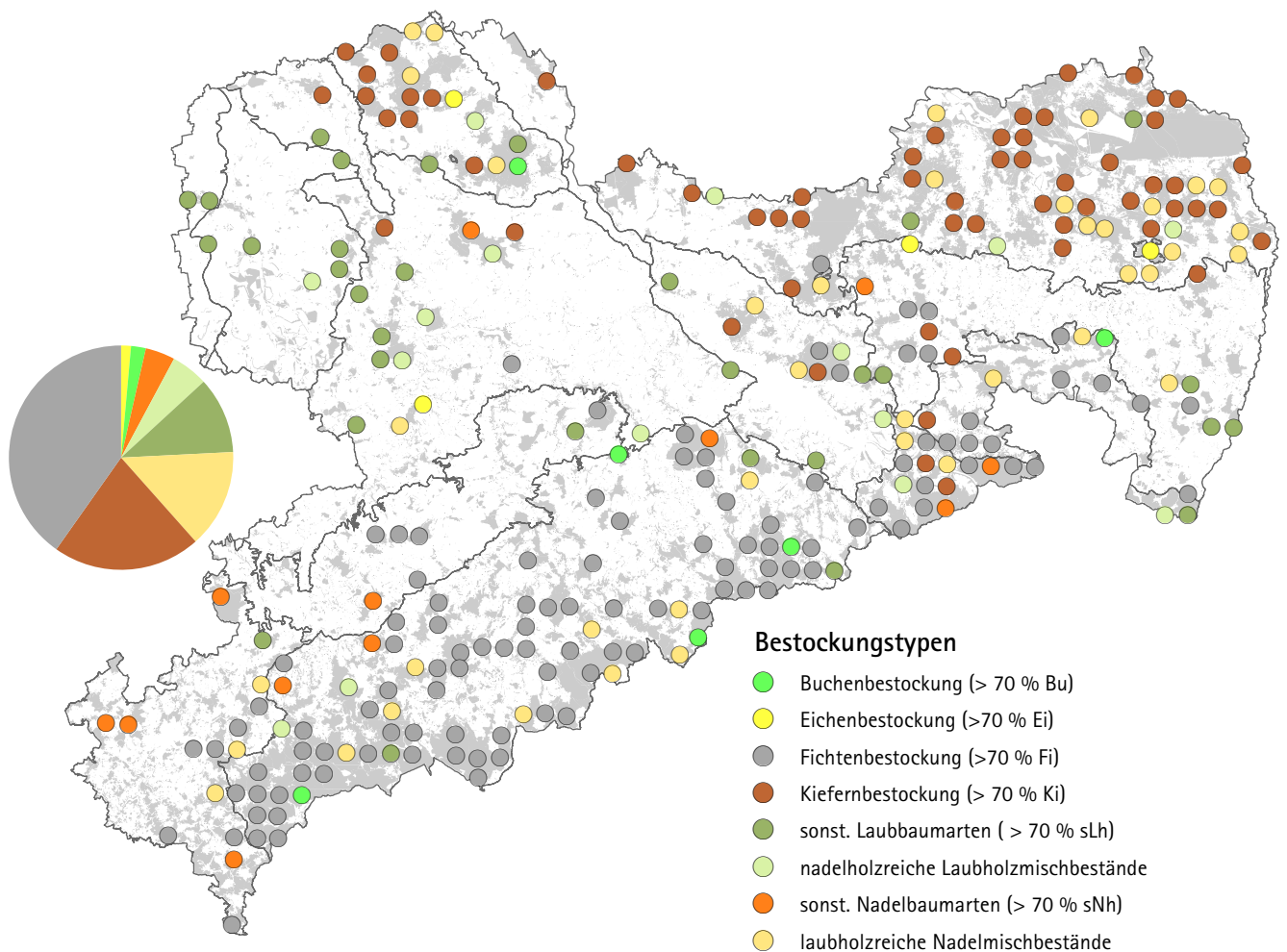


Abb. 4.2: Art der Bestockung auf den sächsischen BZE-Punkten; Konzentration der BZE-Punkte mit Fichtenbestockung in den Wuchsgebieten Erzgebirge, Erzgebirgsvorland und Vogtland auf Granit, Porphyry, Schiefer, Phyllit oder Gneis sowie mit Kiefernbestockung auf den sandigen Substraten im Düben-Niederlausitzer Altmoränenland

4.2 Humusformen

Die Ausbildung von Humushorizonten wird in starkem Maße durch die Baumartenbestockung geprägt, wobei die Zusammensetzung der Streu und die Streumenge eine wesentliche Rolle beim Aufbau der Humusformen ausüben. Gleichzeitig wird die Zersetzung und Mineralisierung der organischen Substanz und damit der Abbau von Humusaufgaben maßgeblich durch die Anwesenheit von Bodenorganismen gesteuert, die wiederum vom bodenchemischen Milieu abhängig sind. Aufgrund der geologischen Ausstattung der sächsischen Waldflächen und der daraus resultierenden Bodenbildungen liegen die pH-Werte der Waldböden in einem stark sauren Bereich. Diesbezüglich konnten sich auf einem Großteil der Punkte die typische Horizontierung L/Of/Oh ausbilden.

Neben den Hauptformen des Moders und Rohhumus zählt dazu auch die Übergangsform des rohhumusartigen Moders. Infolge eines gehemmten Streuabbaus und der verminderten Einarbeitung der Abbauprodukte in den darunterliegenden Mineralboden sind die drei bereits genannten Humushorizonte unterschiedlich stark ausgebildet. Während beim Rohhumus der Grob- und Feinhumushorizont deutlich voneinander abgesetzt sind, ist dieser Übergang beim Moder eher fließend.

Auf 48 % der Punkte dominiert als Humusform der Moder, gefolgt von etwa 28 % rohhumusartigem Moder und 10 % Rohhumusstandorten (Abb. 4.3). »Bessere« Humusformen wie Mull und mullartiger Moder sind in der Stichprobe wenig vertreten (10 %) und beschränken sich zu einem großen Teil auf den Leipziger Raum.

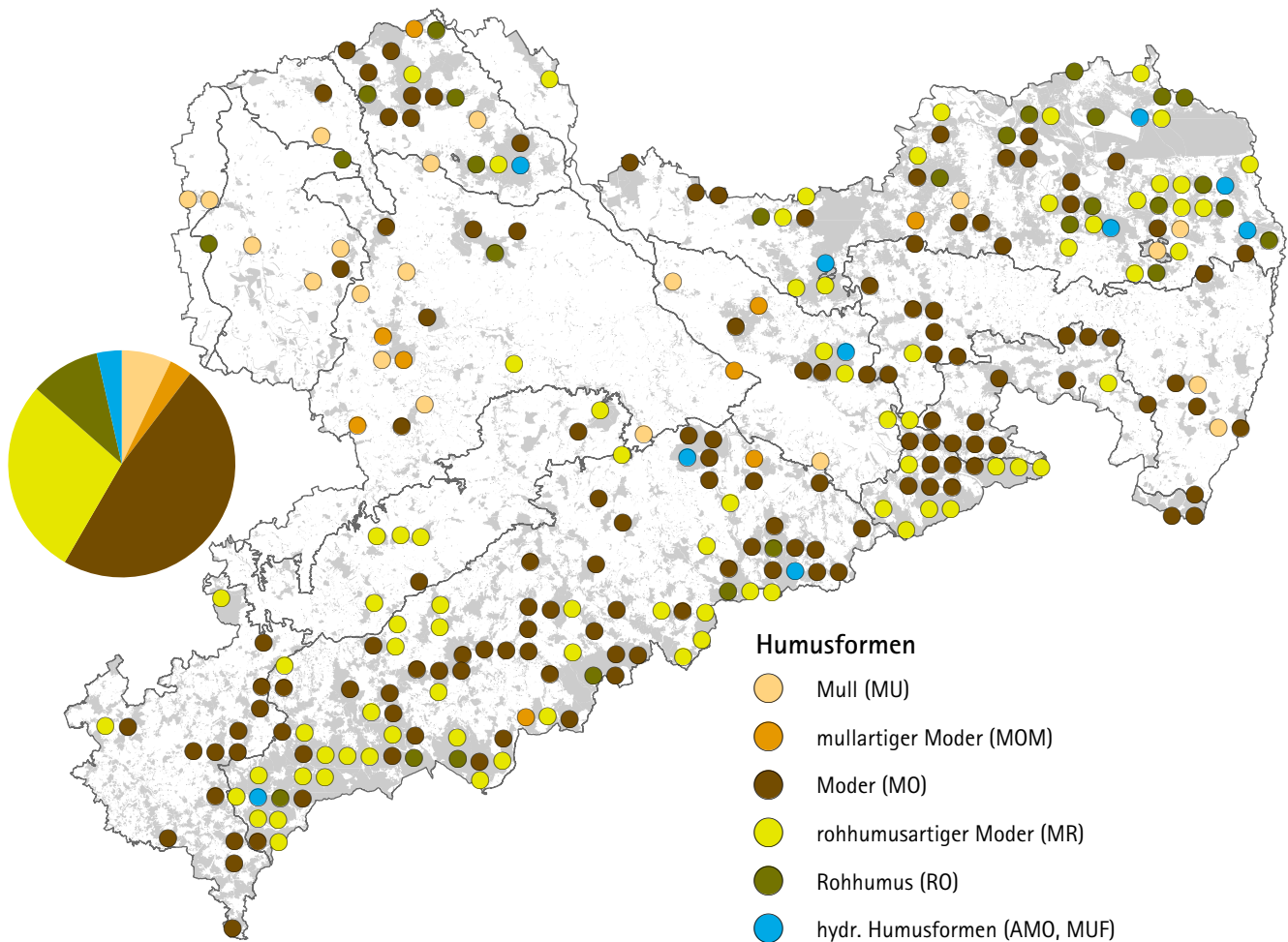


Abb. 4.3: Räumliche Verteilung der Humusformen auf den sächsischen BZE-Punkten; deutliche Dominanz der Humusformen Moder und rohumusartiger Moder mit einem Anteil von 76 %; Beschreibungen zur Veränderung der Humusauflagen zwischen Erst- und Zweitaufnahme siehe Kapitel 5

4.3 Bodentypen

Sachsen wird dominiert von drei Bodenregionen, die eine messbare Relevanz an der Waldfläche besitzen. Der Altmoränenlandschaft im Norden, die durch sandige und wenig fruchtbare Böden geprägt ist und daher große Waldkomplexe aufweist, schließen sich in der Mitte Sachsens die Böden der Löß- und Sandlößlandschaften an. Aufgrund der Ertragsstärke tritt der Waldanteil dort in den Hintergrund und es dominiert die landwirtschaftliche Flächennutzung. Die Bodenregion der Berg- und Hügelländer bildet im südlichen Sachsen den Abschluss und wird unterteilt in Böden mit einem hohen Sandsteanteil (Sächsische Schweiz und Zittauer Gebirge), Böden mit Dominanz der magmatischen und metamorphen Gesteine (Erzgebirge) und letztendlich Böden mit einem hohem Ton- und Schluffanteil (Vogtland). Auf-

grund der hohen Skelettanteile in dieser Bodenregion tritt die Waldnutzung in den Vordergrund.

Die Ansprache der Bodentypen erfolgte sowohl nach der sächsischen Standortsansprache (ostdeutsches Verfahren, SEA) als auch nach der Bodenkundlichen Kartieranleitung für Deutschland (KA5, Ad-Hoc-AG Boden 2005). Im Weiteren erfolgt die Beschreibung der Böden nach der KA5. In der Häufigkeitsverteilung dominieren die terrestrischen Bodentypen Braunerde und Podsol mit einem Anteil von über 70 %, gefolgt von Pseudogley und Gley (Abb. 4.4). Das verstärkte Auftreten von Stauwasserböden (grau) im Bereich der Löß- und Sandlößböden ist auf die Ausbildung sekundärer Pseudogleye auf der Grundlage von Lessivierungsprozessen zurückzuführen.

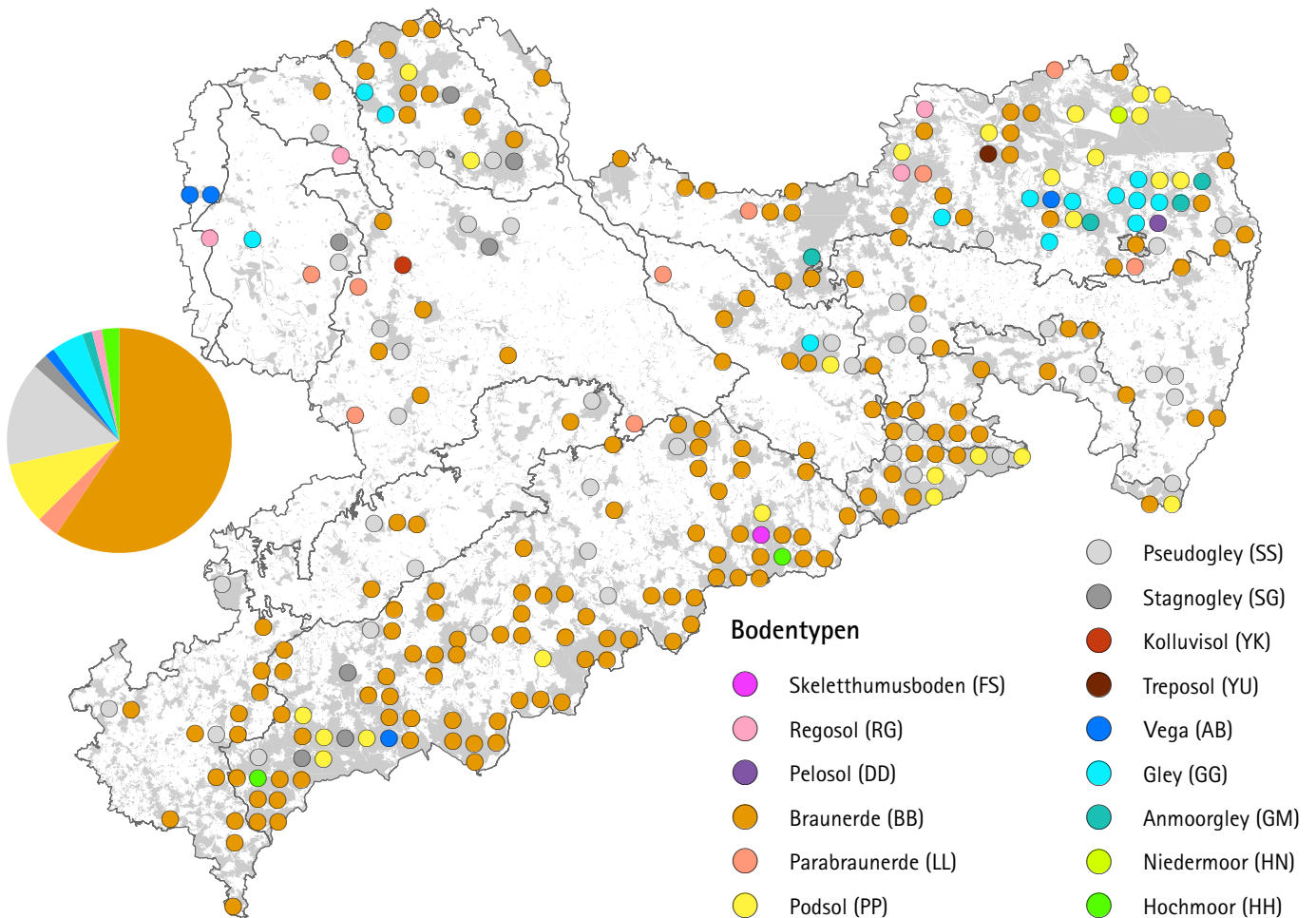


Abb. 4.4: Räumliche Verteilung der Bodentypen auf den sächsischen BZE-Punkten; Braunerden dominieren die Waldstandorte deutlich, gefolgt von Stauwasserböden und Podsolen



Im Gegensatz zu den angrenzenden Bundesländern Thüringen oder Bayern fehlen in Sachsen die Böden auf kalkreichen Ausgangsgesteinen wie etwa Rendzina oder Terra fusca gänzlich.

Die Aufnahmen oben geben einen Überblick über die Vielfalt der sächsischen Bodentypen und deren unterschiedliche Ausprägung hinsichtlich Farbgebung, Skeletthalt oder Entwicklungstiefe. Neben relativ jungen

Böden mit einem hohen Steingehalt (Foto 1) und den häufig anzutreffenden Braunerden (Fotos 2 und 3) sind es zum Beispiel im Bereich des Erzgebirges Podsole unterschiedlicher Ausprägung (Foto 4), die durch ihren charakteristischen Auswaschungshorizont (Bleichhorizont) hervorstechen. Im Zuge der Bodengenese können auch tonige Bereiche ausgebildet werden, die einen Stau des Sickerwassers hervorrufen, wodurch typische Stauwasserböden wie der Pseudogley (Foto 5) entstehen.

4.4 Substratgruppen

Die Einordnung der Punkte nach ihren Ausgangsgesteinen basiert auf dem hierarchischen System der Substratklassifizierung nach KA5 (Ad-Hoc-AG Boden 2005). Die Klassifizierung erfolgt hierbei nach drei Ebenen: Hauptgruppe (1. Zahl), Untergruppe (2. Zahl) und Ausgangsgestein (3. Zahl). Beispielhaft sei hier der Orthogneis genannt (Nr. 432).

400 – saure metamorphe Festgesteine (Hauptgruppe)
 430 – helle Gneise (Untergruppe)
 432 – Orthogneis (Ausgangsgestein)

Die geologischen Substrate der Bodenbildung innerhalb der untersuchten 279 BZE-Punkte sind im Wesentlichen auf drei Hauptgruppen verteilt (Abb. 4.5). Eine Auswer-

tung der bodenchemischen Parameter erfolgt nur auf dieser Ebene.

Die BZE-Punkte in den Wuchsgebieten des Mittelgebirges (Erzgebirge, Vogtland und Oberlausitzer Bergland) werden dominiert durch Gneis, Phyllit, Schiefer und Granit. Diese teilen sich zum einen in die Gruppe der »sauren metamorphen Festgesteine« (Nr. 400) mit 30 % und weitere 14 % sind der Gruppe der »sauren magmatischen Festgesteine« (Nr. 100) zugeordnet. Die Hälfte aller Stichprobenpunkte gehört zu den »karbonatfreien Lockergesteinen« (Nr. 900) auf den Waldflächen des Tief- und Hügellandes (pleistozäne Sande und umgelagerte karbonatfreie Lockersedimente). »Karbonatfreie silikatische Festgesteine« (Nr. 700) aus Sandstein und Quarzit sind auf 4 % der Standorte vorhanden und vor allem im Elbsandsteingebirge und Zittauer Gebirge verortet.

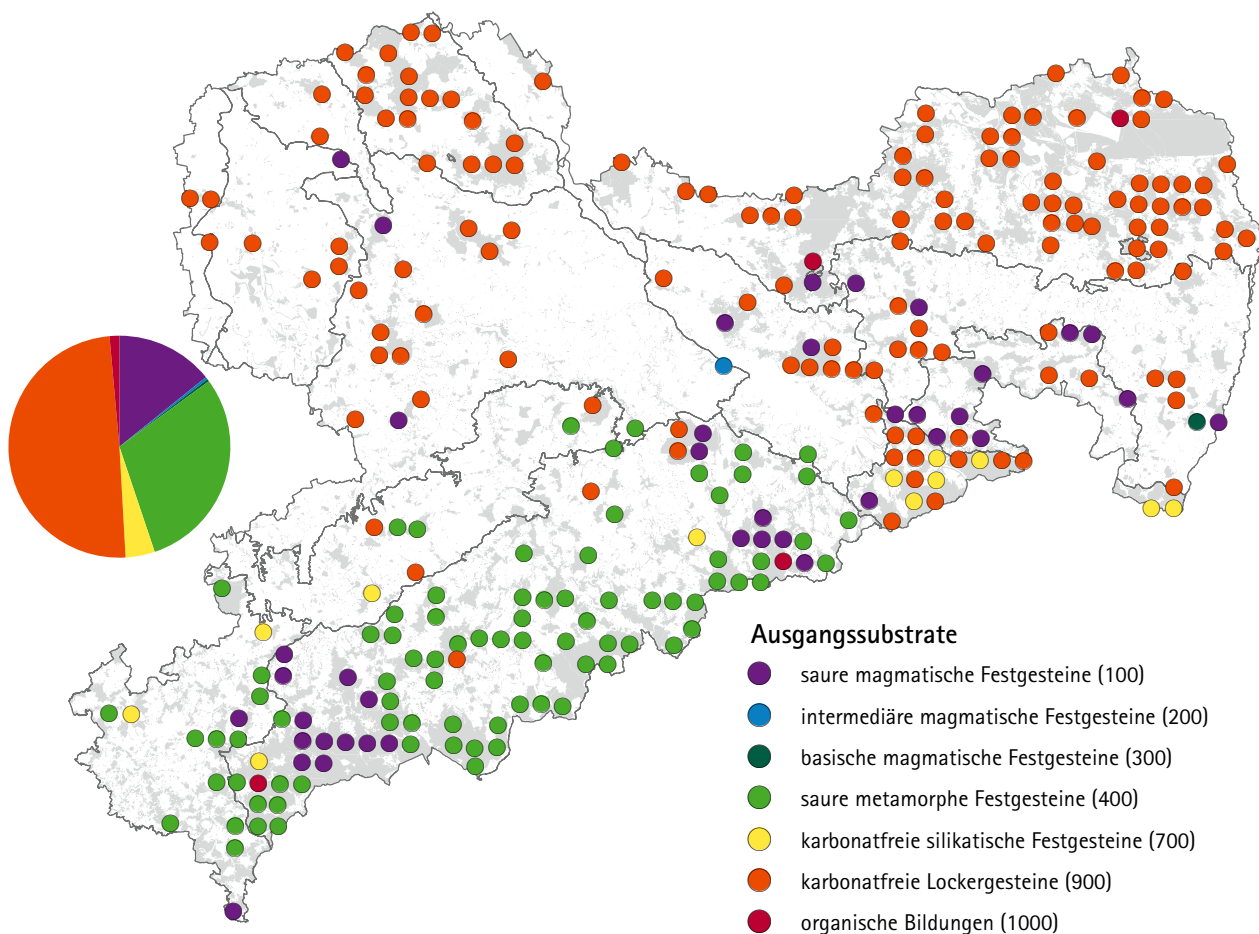


Abb. 4.5: Räumliche Verteilung der Ausgangssubstrate an sächsischen BZE-Punkten; innerhalb der Substratgruppen dominieren die Standorte aus karbonatfreien Lockergesteinen (49 %), gefolgt von sauren Magmatiten und Metamorphiten (z. B. Graniten, Gneisen, Phylliten) mit einem Anteil über 44 %

4.5 Forstliche Wuchsgebiete

Landschaftsausschnitte mit Ähnlichkeiten in Klima, Ausgangssubstraten, Topografie und Vegetation werden zu Wuchsbezirken und Wuchsgebieten zusammengefasst (Abb. 4.6). Gleichzeitig können die sächsischen Wuchsgebiete auf drei Standortsregionen aggregiert werden. Für die Waldflächen in Sachsen ergibt sich folgende Verteilung: Mittelgebirge (53 %), Hügelland (22 %), Tiefland (25 %). Eine ähnliche Verteilung ergibt sich auch für die BZE-Punkte mit 51, 21 und 28 %. Aufgrund der klimatischen, geologischen und pedologischen Differenzierung ergeben sich unterschiedliche Wachstumsbedingungen für die verschiedenen Baumarten.

Der höchste Waldanteil wird in den Wuchsgebieten des Mittelgebirges mit 42 % erreicht. Demgegenüber steht das eher landwirtschaftlich geprägte Hügelland mit einem geringen Waldanteil von 12 % (LAF 1996).

Aufgrund der enormen Flächenausdehnung und der hohen Bewaldung in den beiden Wuchsgebieten Erzgebirge und Düben-Niederlausitzer Altmoränenland vereinigen diese mehr als 60 % aller BZE-Punkte.

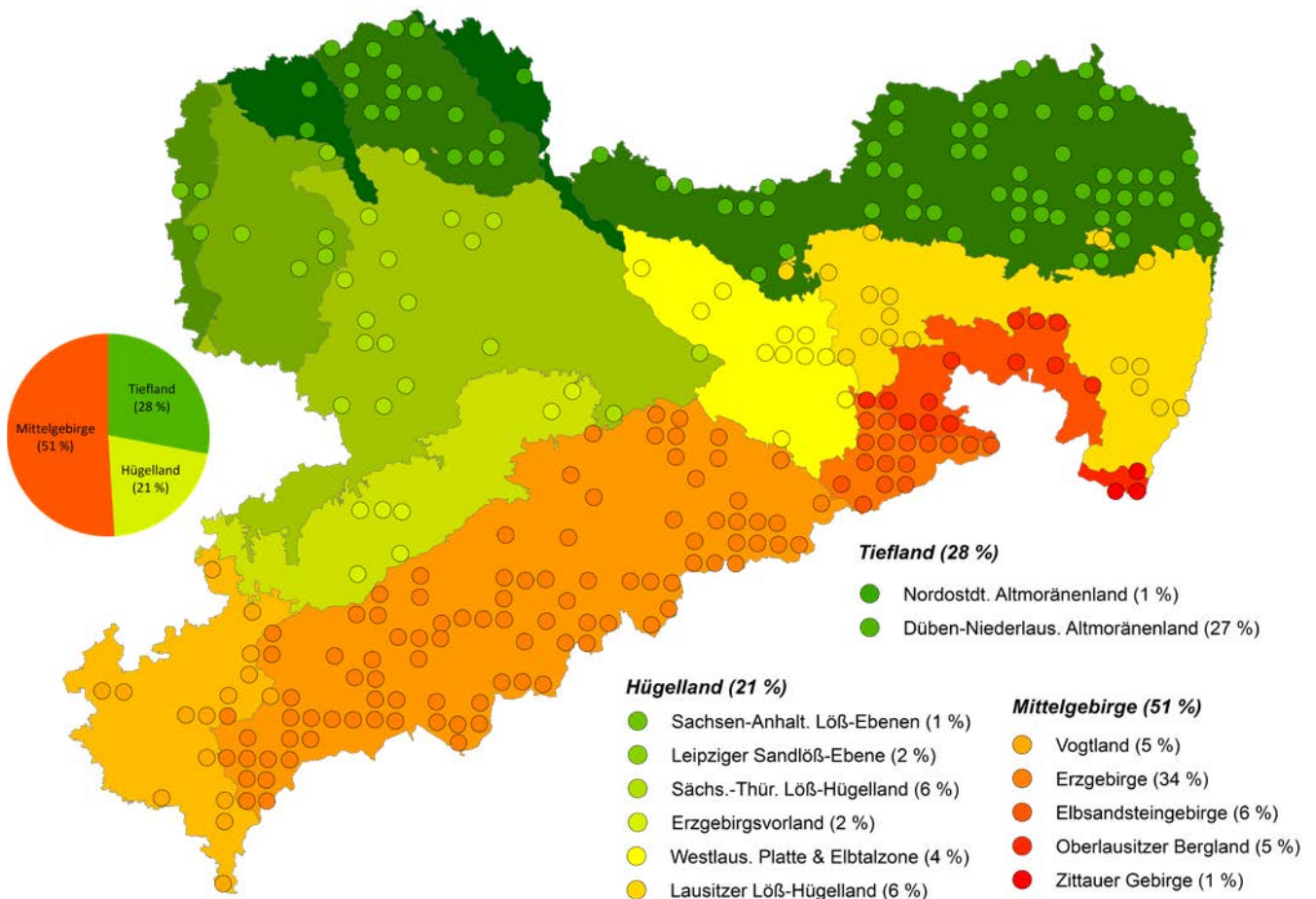


Abb. 4.6: Verteilung der BZE-Punkte nach Wuchsgebieten und Standortsregionen (Mittelgebirge, Hügelland und Tiefland)



5 Veränderungen der Humusformen

Die Humusform von Waldböden, die eine entscheidende Rolle auf den Kohlenstoffvorrat ausübt, wird in einem hohen Maße vom aufstockenden Bestand beeinflusst. Die schlechtere Zersetzbarkeit der Nadelstreu im Vergleich zur Laubstreu hat einen maßgeblichen Einfluss auf deren Ausbildung. Aufgrund der hohen Anteile von Nadelbäumen in Sachsen von fast 65 % (Waldzustandsbericht Sachsen 2017) ist auch ein Großteil (73 %) der BZE-Punkte mit Fichte und/oder Kiefer bestockt.

Die Ansprache der Humusformen am jeweiligen BZE-Punkt erfolgte nach der Bodenkundlichen Kartieranleitung KA5 (Ad-Hoc-AG Boden 2005). Für die Ansprache bzw. Ausweisung einer Humusform ist die Differenzierung der Humusdecke in drei diagnostische Humushorizonte – Ol oder L (Streulage), Of oder F (Vermoderungslage) und Oh oder H (Humifizierungslage) – notwendig.

Die ökologische Anordnung der Humusformen erfolgt, wie in Abb. 5.1 zu sehen ist, nach der Intensität der Umsetzungsprozesse und einer Zunahme der biologischen Aktivität von links (Rohhumus) nach rechts (Mull). Während Waldstandorte mit einer geringen Auflage (Mull bis mullartiger Moder) von einer zügigen Einarbeitung der Streuauflage leben, nimmt zum Moder, rohhumusartigen Moder und Rohhumus die Geschwindigkeit der Einarbeitung ab und es entstehen Auflagen, die auch an Mächtigkeit zunehmen.

Die Zusammensetzung der sächsischen BZE-Punkte nach ihrer Humusform ist im Kapitel 4.2 beschrieben. Danach dominiert mit fast 50 % der typische Moder, gefolgt von rohhumusartigem Moder mit weniger als 30 % Anteil.

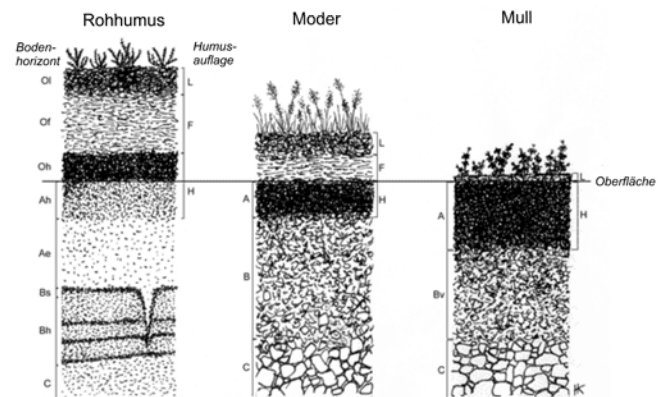


Abb. 5.1: Typische Humusformen der Waldböden, Abnahme der Horizontmächtigkeiten von Rohhumus zu Mull, <http://hypersoil.uni-muenster.de>, verändert nach LERCH, G. (1991), Zeichnung Karen Kiffe

Als chemischer Maßstab für eine schnelle bzw. langsame Umsetzung der Streu in den Mineralboden wird sehr oft das Verhältnis von Kohlenstoff zu Stickstoff (C/N) verwendet (Tab. 5.1). Je weiter (größer) es ist, umso gehemter ist der Abbau und je enger (niedriger) es ist, umso zügiger läuft die Verarbeitung und Einarbeitung der organischen Substanz in den Mineralboden ab.

Während in der obersten Humusauflage auf den Mullstandorten C/N-Verhältnisse von unter 20 berechnet wurden, steigt dieser Wert bis zum Rohhumus auf über 24 an. Die höchsten C/N-Verhältnisse zeigen Nassstandorte mit einer inaktiveren Feuchthumusform. Eine klare Abgrenzung von Mull und mullartigem Moder zu den übrigen Humusformen wird auch in 0–5 cm bzw. 5–10 cm Bodentiefe sichtbar. Im Tiefenverlauf der Abb. 5.2 sind die unterschiedlichen C/N-Verhältnisse ebenso sichtbar

Tab. 5.1: Mediane der C/N-Verhältnisse in Abhängigkeit von der angesprochenen Humusform am Punkt

| Tiefenstufe | MU (Mull) | MOM (mullartiger Moder) | MO (Moder) | MR (rohhumus-artiger Moder) | RO (Rohhumus) | AMO (Feuchthumusformen) |
|-------------|-----------|-------------------------|------------|-----------------------------|---------------|-------------------------|
| L/Of | 19,7 | 21,4 | 23,4 | 23,7 | 24,4 | 24,8 |
| Oh | 17,9 | 16,9 | 21,9 | 23,1 | 25,4 | 22,1 |
| 0–5 cm | 17,2 | 16,6 | 23,7 | 24,7 | 26,6 | 24,5 |
| 5–10 cm | 18,8 | 18,0 | 23,1 | 24,5 | 26,2 | 27,1 |

und die sechs ausgewiesenen Humusformen setzen sich voneinander ab, auch wenn Überlagerungen bei der Spannweite vorhanden sind.

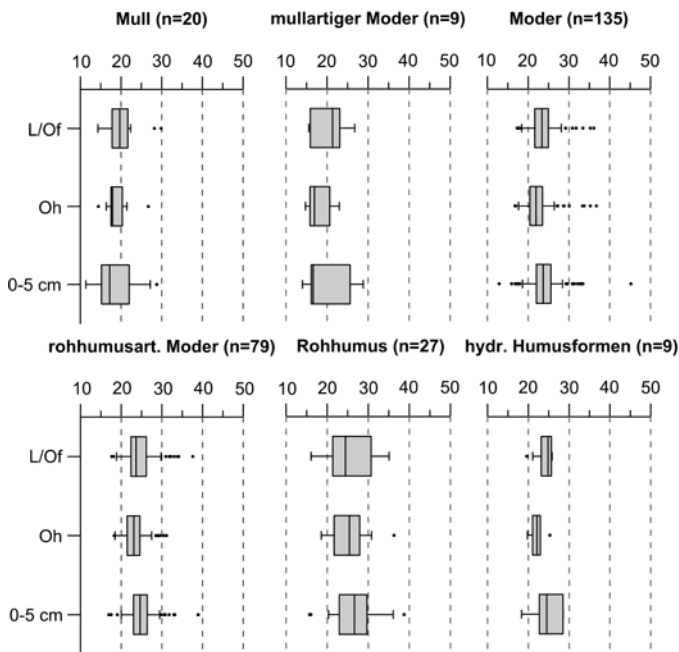


Abb. 5.2: Tiefenverlauf der C/N-Verhältnisse in Abhängigkeit der Humusform; Vergrößerung des C/N-Verhältnisses Mull (aktivste Humusform) zum Rohhumus (inaktivste Humusform)

5.1 Veränderungen zwischen beiden Inventuren

Deutliche Veränderungen der kartierten Humusformen am Punkt sind vor allem zwischen Moder, rohumusartigem Moder und Rohhumus zu erkennen (Abb. 5.3). Mächtige, inaktive Rohhumusdecken nehmen langsam ab und es kommt zu einer Durchmischung der Humushorizonte (im Speziellen des Oh) mit dem oberen mineralischen Horizont (in der Regel Ah). Der Rohhumus fällt von einem Anteil von 25 % auf lediglich 10 % in der aktuellen Erhebung zurück. Geringere Veränderungen vollziehen sich beim rohumusartigen Moder mit einem Rückgang von etwa 6 %. Davon profitiert insgesamt der Moder mit einer deutlichen Zunahme zwischen BZE 1 und BZE 2 von fast 20 %. Eine Zunahme, wenn auch auf niedrigerem Niveau, ist ebenso bei der aktivsten Humusform, dem Mull, zu erkennen. Die beiden Humusformen mullartiger Moder und Sonderhumusformen wie Anmoor halten sich in etwa die Waage.

Mehrere (Umwelt)-Faktoren müssen bei der Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt werden. Zum einen muss der Einfluss von waldbaulichen Umbaumaßnahmen berücksichtigt werden, wonach das Lichtregime und der Anteil der Laubbäume in den Nadelholzbeständen deutlich zunimmt. Des Weiteren führen die umfangreichen Kalkungsmaßnahmen der letzten Jahrzehnte zu einer Erhöhung der pH-Werte im Oberboden, wodurch die biologische Aktivität gesteigert wird. Unterstützend kommt eine verbesserte Nährstoffversorgung durch hohe anthropogene Stickstoffdepositionen hinzu (Level II-Flächen: 15 bis 25 kg·ha⁻¹·a⁻¹). Im Rahmen der klimatischen Einflussfaktoren hat auch die Verlängerung der Vegetationszeiten einen Einfluss auf die bodenbiologische Aktivität. Nutznießer sind zuallererst die Fichtenbestände in den höheren Berglagen des Erzgebirges.

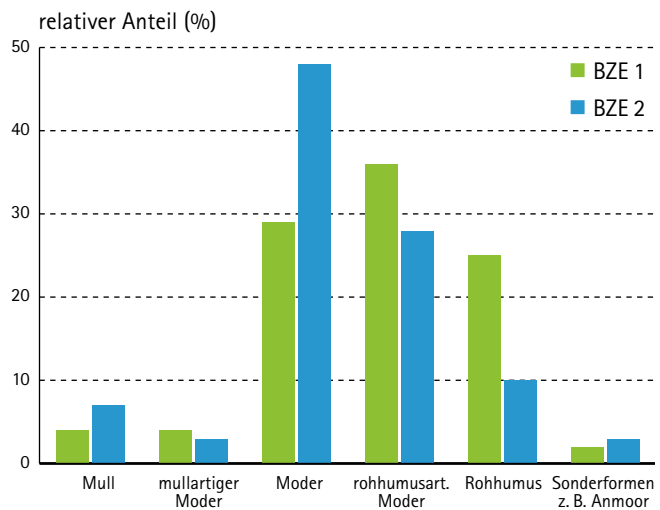


Abb. 5.3: Prozentuale Veränderung der Humusformen an BZE-Punkten zwischen Erst- und Zweitaufnahme

Die durchschnittliche Masse der Humusaufgabe hat sich von ursprünglich 80 t·ha⁻¹ auf 105 t·ha⁻¹ erhöht. Dies entspricht einer jährlichen Zunahme von 1,7 t·ha⁻¹ zwischen Erstinventur (1992 – 1997) und Zweitinventur (2006 – 2014) für alle sächsischen Punkte.

Mit einer Verbesserung der Humusform zwischen beiden Inventuren ist auch eine Verengung der C/N-Verhältnisse zu erwarten. Dies lässt sich für den sächsischen Datensatz nicht bestätigen. Das C/N-Verhältnis im L/Of-Horizont wird von ehemals 22 (BZE 1) auf 23,8 (BZE 2) weiter. Gründe dafür sind vor allem in den höheren Stickstoffeinträgen zu suchen, wodurch eine Verschiebung der harmonischen C/N-Verhältnisse eintritt.



6 Kohlenstoffdepot Waldboden – Zunahme erlaubt!

Räumliche Verteilung und zeitliche Veränderung

6.1 Kohlenstoffkonzentrationen im Tiefenverlauf

Kohlenstoff, als wichtiger Bestandteil der organischen Substanz, hat nicht nur einen entscheidenden Einfluss auf vielfältige Bodenfunktionen, sondern nimmt, im Hinblick auf die Reduzierung des klimarelevanten Treibhausgases

Kohlendioxid (CO₂) eine Schlüsselrolle ein. Inwieweit Waldböden zur Verringerung des CO₂-Gehaltes eine Senkenfunktion einnehmen oder gar als Quelle fungieren, ist seit der Verabschiedung des Kyoto-Protokolls im Jahre 1997 ein Schwerpunkt von regelmäßigen Kohlenstoffinventuren auf Landes- und Bundesebene. Nicht zuletzt dient hierbei die zweite bundesweite Bodenzu-

standserhebung den politischen Entscheidungsträgern als wichtiges Werkzeug, um Aussagen über die Höhe des Kohlenstoffspeichers in Waldböden und etwaige Veränderungen zwischen Erst- und Zweitaufnahme geben zu können.

Um qualifizierte Aussagen zum Status und den Veränderungen der Kohlenstoffgehalte tätigen zu können, wurden nur BZE-Punkte berücksichtigt, für die Daten aus beiden Inventuren vorliegen (gepaarte Stichprobe).

Die **Kohlenstoffgehalte** (C-Gehalte) der Waldböden sind erwartungsgemäß in der Humusauflage am höchsten und nehmen mit zunehmender Mineralbodentiefe stetig ab (Abb. 6.1).

Innerhalb der Humusauflage (vgl. Abb. 6.2 oben) ist für die Kohlenstoffgehalte kein räumliches Muster zwischen den forstlichen Wuchsgebieten erkennbar. Eine regionale Verteilung zeigt sich erst in der obersten Tiefenstufe (0–5 cm) und lässt einen klaren Zusammenhang zwischen C-Gehalten und Wuchsgebieten erkennen. Die Böden des Erzgebirges weisen die höchsten C-Gehalte von durchschnittlich 7,3 % auf im Gegensatz zu sehr niedrigen Gehalten in den sandigen Böden Nordostsachsens mit durchschnittlich 3,8 % (Abb. 6.2 unten).

Zwischen Erst- und Zweitaufnahme sind vor allem in beiden Humusauflagen (L/Of und Oh) Rückgänge der C-Gehalte feststellbar (L/Of: - 2,6 %; Oh: - 5,0 %). Demgegenüber stehen marginale Kohlenstoffanreicherungen in den Mineralbodenhorizonten. Inwieweit eine Senkenfunktion vorliegt, kann nur über die Berechnung der Vorräte (siehe folgender Abschnitt) geklärt werden.

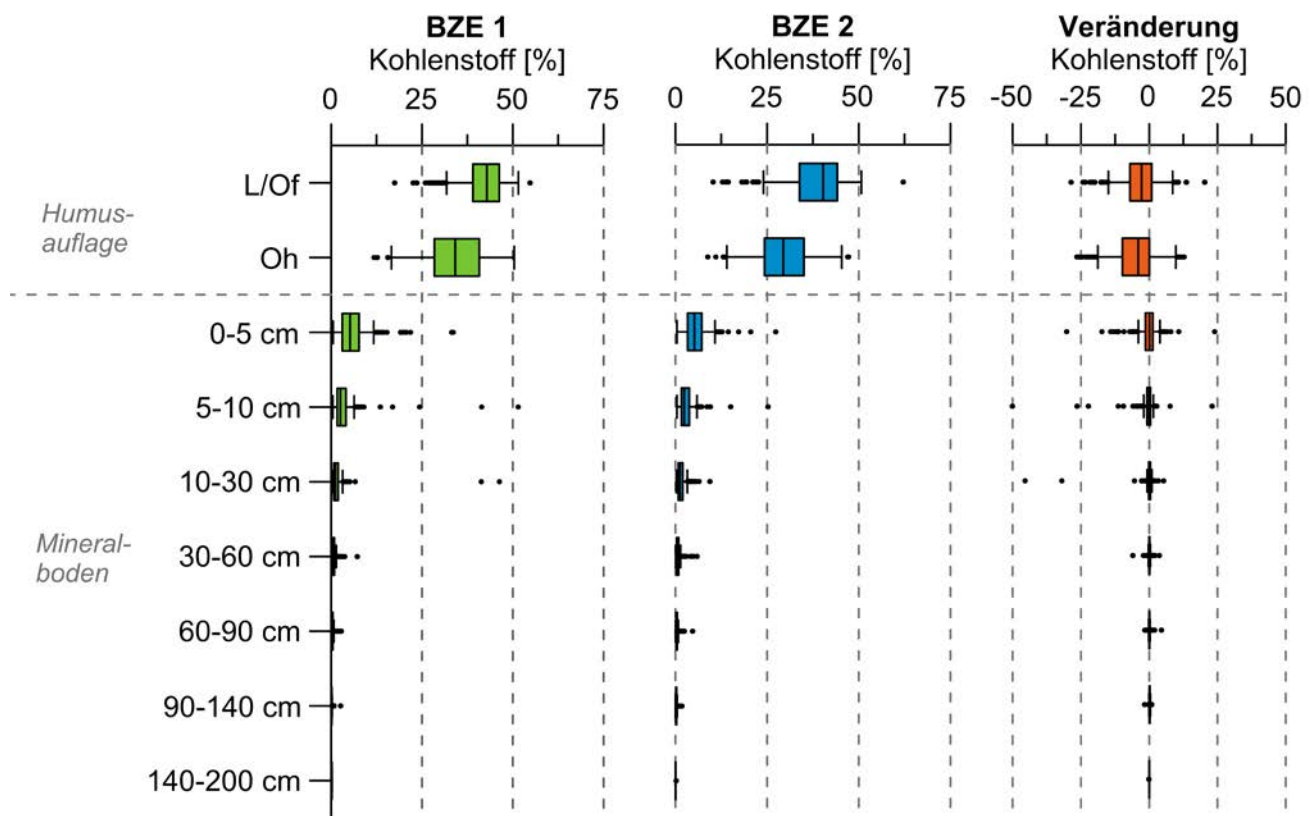


Abb. 6.1: Tiefenverlauf der Kohlenstoffgehalte [%] zum Zeitpunkt der BZE 1 (links) und BZE 2 (mittig) sowie deren Veränderung (rechts) in einem Zeitraum von ca. 16 Jahren an gepaarten Stichproben, die zu beiden Inventuren aufgenommen wurden

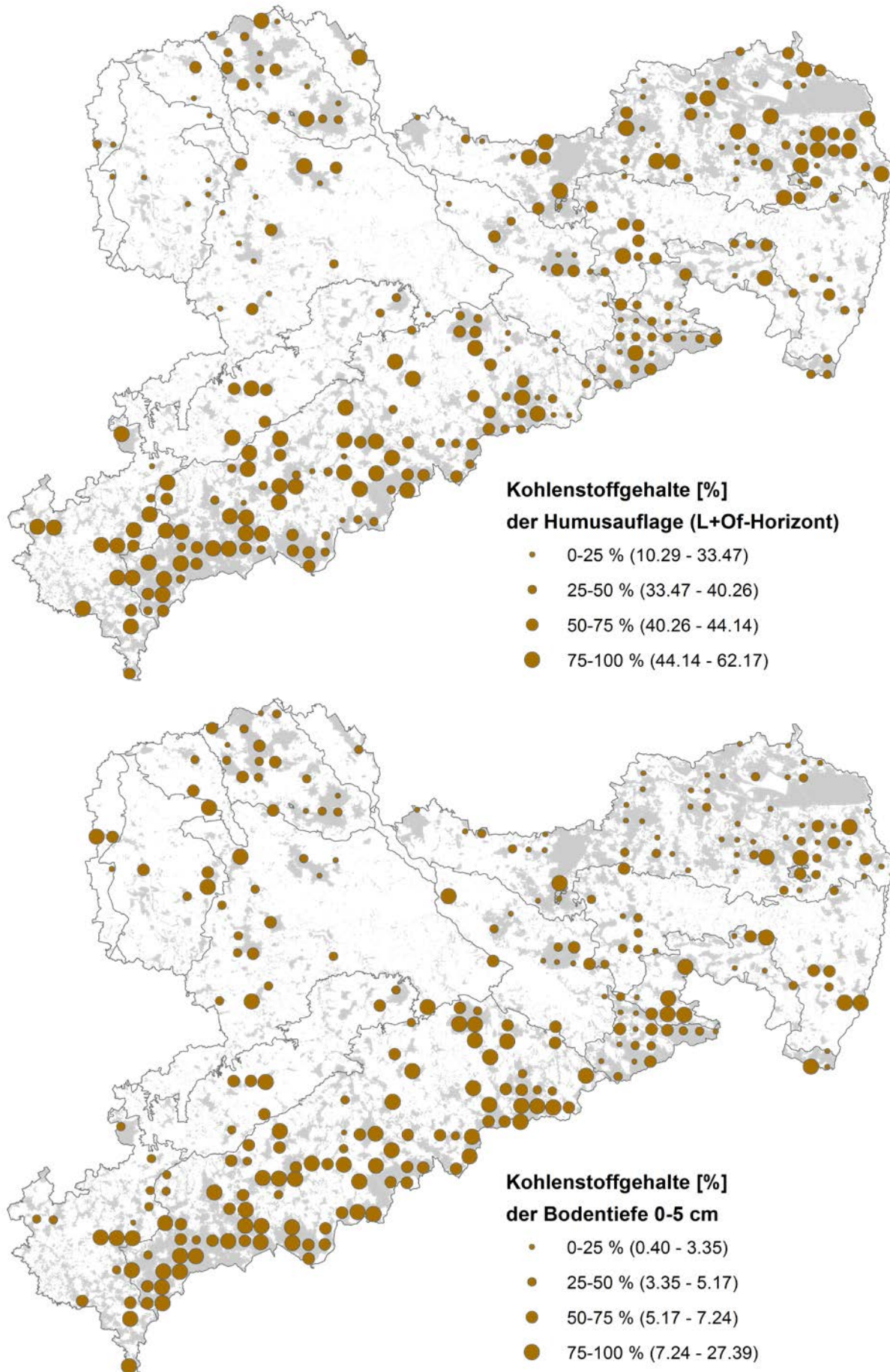


Abb. 6.2: Räumliche Verteilung der Kohlenstoffgehalte in der Humusauflage L/Of und in der obersten Mineralbodentiefenstufe 0 – 5 cm; die Angabe erfolgt nach Quantilen (1. Quantil: 0 – 25 % der Werte, 2. Quantil: 25 – 50 % der Werte, 3. Quantil: 50 – 75 % der Werte, 4. Quantil: 75 – 100 % der Werte)

Tab. 6.1: Kohlenstoffgehalte (%) in der Auflage und im Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE 1 und BZE 2 (n = Anzahl, min = Minimum, q25 = Quantil 25, M = Median, m = Mittelwert, q75 = Quantil 75, max = Maximum)

| Tiefenstufe | BZE 1 (1992/96/97) | | | | | | | BZE 2 (2006/12/14) | | | | | | |
|-------------|--------------------|------|------|------|------|------|------|--------------------|------|------|------|------|------|------|
| | n | min | q25 | M | m | q75 | max | n | min | q25 | M | m | q75 | max |
| L+Of | 275 | 17,5 | 39,1 | 42,9 | 42,0 | 46,2 | 54,8 | 278 | 10,3 | 33,5 | 40,3 | 38,5 | 44,1 | 62,2 |
| Oh | 251 | 11,7 | 27,9 | 33,9 | 33,8 | 40,5 | 50,4 | 261 | 8,9 | 24,2 | 28,9 | 29,1 | 34,8 | 47,3 |
| 0-5 cm | 278 | 0,5 | 3,1 | 5,2 | 5,9 | 7,6 | 33,6 | 278 | 0,4 | 3,4 | 5,2 | 5,5 | 7,2 | 27,4 |
| 5-10 cm | 278 | 0,4 | 1,7 | 2,5 | 3,4 | 4,0 | 51,5 | 278 | 0,4 | 1,7 | 2,4 | 2,9 | 3,8 | 25,3 |
| 10-30 cm | 277 | 0,2 | 0,7 | 1,1 | 1,7 | 1,9 | 46,3 | 277 | 0,2 | 0,8 | 1,2 | 1,6 | 2,0 | 9,4 |
| 30-60 cm | 278 | 0,1 | 0,3 | 0,5 | 0,7 | 0,8 | 7,2 | 278 | 0,1 | 0,3 | 0,5 | 0,7 | 0,9 | 5,9 |
| 60-90 cm | 273 | 0,0 | 0,2 | 0,2 | 0,4 | 0,5 | 9,0 | 258 | 0,0 | 0,2 | 0,3 | 0,4 | 0,5 | 4,7 |
| 90-140 cm | 166 | 0,0 | 0,1 | 0,1 | 0,2 | 0,2 | 2,6 | 95 | 0,0 | 0,1 | 0,2 | 0,3 | 0,3 | 1,8 |
| 140-200 cm | 90 | 0,0 | 0,0 | 0,1 | 0,2 | 0,1 | 4,3 | 9 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,1 | 0,1 | 0,4 |

Bei der Stratifizierung der BZE-Punkte nach Bestockung, Humusform, Bodentyp, Substrat und Kalkung zeigt sich nicht immer eine Abhängigkeit von den C-Gehalten (siehe Anhang). Es ist eine deutliche Abstufung nach Humusformen (Kapitel 5) zu beobachten. Die ökologisch beste Humusform, der Mull, zeigt die geringsten C-Gehalte in der Auflage (26 %), während der inaktivere Rohhumus die höchsten Gehalte von durchschnittlich 34 % aufweist (siehe Abb. 6.3). Die dazwischen liegenden Humusformen ordnen sich in ihrer ökologischen Wertigkeit ein (Mull < mullartiger Moder < Moder < rohhumusartiger Moder < Rohhumus). Die Klasse der hydromorphen Humusformen (Anmoor, Feuchtmoder, Feuchtrohhumus etc.) bilden eine Besonderheit. Neben hohen C-Gehalten in der Auflage bildet der mineralische Oberboden einen nicht zu unterschätzenden Kohlenstoffpool.

Zwischen der Humusform und den darauf stockenden Baumarten besteht ein enger ökologischer Zusammenhang. Während vor allem auf Standorten mit Eiche und Edellaubbaumarten (Ahorn, Esche) ökologisch aktivere Humusformen wie Mull und mullartiger Moder ausgebildet werden, sind Rohhumusformen die dominierende Form unter Fichte. Auf den laubholzdominierten Standorten sind C-Gehalte unter 30 % im Humus gemessen worden, währenddessen die Gehalte unter Fichte und Kiefer über 30 % liegen (siehe Anhang).

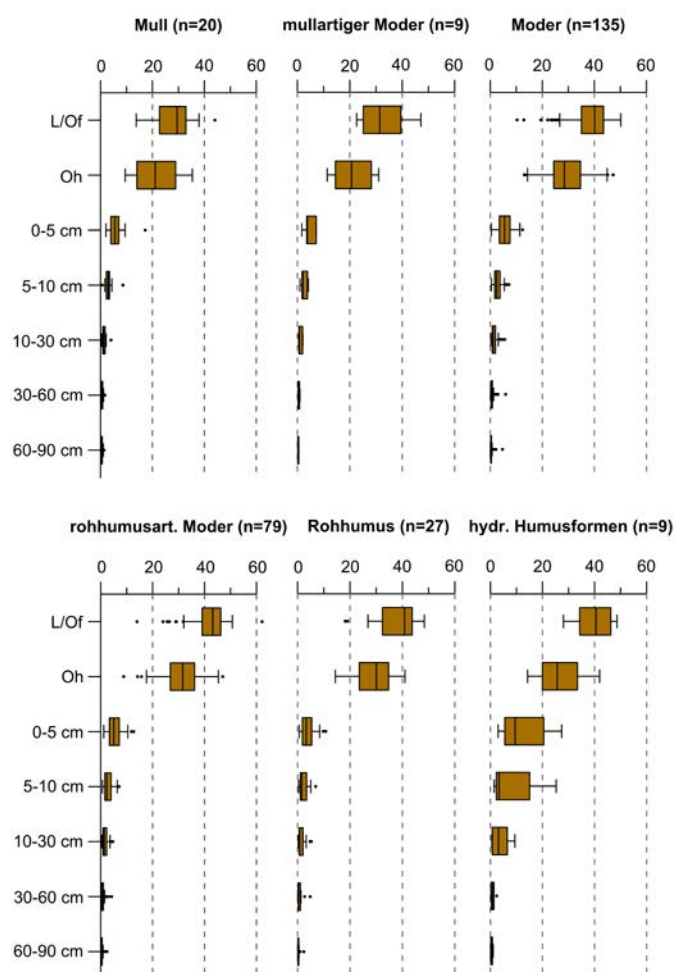


Abb. 6.3: Stratifizierung der Kohlenstoffgehalte (%) nach Humusformen zum Zeitpunkt der BZE 2

6.2 Wald als Kohlenstoffsенке

Zur Abschätzung des Speichervermögens von Böden sind Kohlenstoffgehalte nur bedingt aussagefähig. Aussagen zur Senkenfunktion von sächsischen Waldböden lassen sich daraus nicht ableiten. Daher erfolgt die Berechnung des **Kohlenstoffvorrates** in verschiedenen Tiefenstufen aus den Kohlenstoffgehalten und den physikalischen Kenngrößen wie Dichte und Feinbodenanteil, unter Abzug des Skelettgehaltes in der entsprechenden Tiefenstufe. Auch hier wurden nur gepaarte Stichproben einbezogen.

Den **aktuellen Kohlenstoffvorrat** (C-Vorrat) im Waldboden und dessen zeitliche Veränderungen zeigt Abb. 6.4 im Tiefenverlauf. Zum Zeitpunkt der BZE2 sind 30 % in der organischen Auflage (L/Of/Oh) und weitere 50 % des Kohlenstoffs im mineralischen Oberboden gespeichert (0–30 cm). Der Unterboden (30–90 cm) hat aufgrund der Zunahme an Grobboden lediglich einen

Speicheranteil von 20 %. Unabhängig von der Substratklasse, der Humusform oder der Art der Bestockung steigt der C-Vorrat zwischen den Inventuren im Mittel um rund 3 % von 115 auf 119 t·ha⁻¹. Dies entspricht einer jährlichen Kohlenstofffixierung von rund 300 kg·ha⁻¹. Das bundesweite Mittel von 750 kg·ha⁻¹ liegt mehr als doppelt so hoch (GRÜNEBERG et al. 2016).

Aufgrund der ausgewogenen Kohlenstoffbilanz ist eine Freisetzung in Form von CO₂ nicht nachweisbar. Vielmehr stellen die sächsischen Waldböden eine Kohlenstoffsенке dar. Es hat sich gezeigt, dass trotz intensiver Umsetzungen innerhalb der Bodensäule ein Kohlenstoffzuwachs stattgefunden hat.

Rechnet man die Inventurergebnisse der BZE auf die gesamte Waldfläche (ca. 520.000 ha) in Sachsen um, so wurden in einem Zeitraum von 16 Jahren (BZE1 zu BZE2) 2 Mio. t C zusätzlich gespeichert. Dies entspricht einer jährlichen Fixierleistung von 130.000 t C. Insgesamt

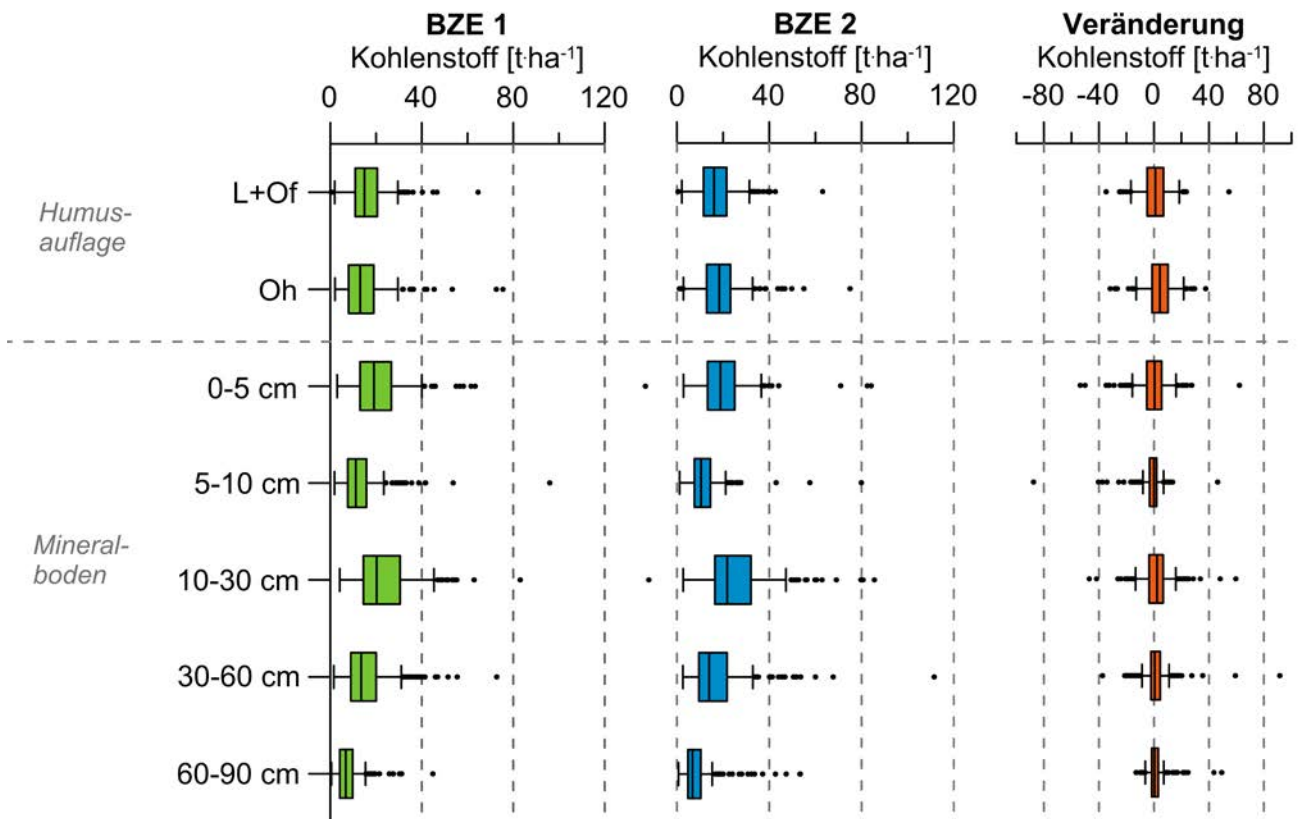


Abb. 6.4: Kohlenstoffvorräte in den Bodenschichten der Humusauflage und des Mineralbodens (0–90 cm) zum Zeitpunkt der BZE1 (links) und BZE2 (mittig) sowie deren Veränderung (rechts) in einem Zeitraum von ca. 16 Jahren an gepaarten Stichproben, die zu beiden Inventuren aufgenommen wurden

stellt der Waldboden ein Kohlenstoffreservoir von rund 62 Mio. t C dar (bzw. ~230 Mio. t CO₂). Gemessen am jährlichen CO₂-Ausstoß in Sachsen (2012: 47,5 Mio. t CO₂, LfULG, Kohlendioxid-Emissionen in Sachsen in den Jahren 1990 – 2012) speichert der Waldboden in Sachsen etwa die Menge eines 5-Jahres-Zeitraumes.

Sowohl die Erhöhung der C-Vorräte zwischen BZE 1 und BZE 2 als auch die jährlichen Raten der Kohlenstofffixierung decken sich mit den Ergebnissen von GRÜNEBERG UND ZICHE (2010) aus dem bundesdeutschen BZE 2-Datensatz. Gleiches gilt auch für den aktuellen C-Status zum Zeitpunkt der Zweitinventur. Der mittlere C-Vorrat (Humus+Profil bis maximal 90 cm) in Deutschland liegt bei 117 t·ha⁻¹ (GRÜNEBERG et al. 2016).

Abbildung 6.5 ist die aktuelle Verteilung der C-Vorräte zum Zeitpunkt der Zweitaufnahme zu entnehmen. Die räumliche Ausprägung von C-Vorräten erfolgt hierbei

stratifiziert nach forstlichen Wuchsgebieten. Es zeigt sich, dass vor allem die Standorte im nordöstlichen Sachsen ein geringeres Kohlenstoffdepot im Vergleich zum sächsischen Durchschnitt besitzen. Der Vergleich der C-Vorräte in Auflagehumus und Mineralboden zeigt ein anderes Bild. Aufgrund reduzierter Zersetzbarkeit der Humusaufgabe findet eine Akkumulation oberhalb des Mineralbodens statt, wonach die Vorräte unterhalb dieser Grenze entsprechend gering sind. Ähnliche Aussagen lassen sich auch auf Bundesebene für das nordostdeutsche Tiefland treffen (GRÜNEBERG et al. 2016). Im Gegensatz dazu haben die Böden des Erzgebirges und des Elbsandsteingebirges die höchsten C-Vorräte von über 100 t·ha⁻¹.

Ein Rückgang der C-Vorräte lässt sich für 36 % der BZE-Punkte berechnen. Eine Ballung von Punkten mit einem Kohlenstoffrückgang ist in den Wuchsgebieten der Mittelgebirge zu verzeichnen (Erzgebirge, Elbsand-

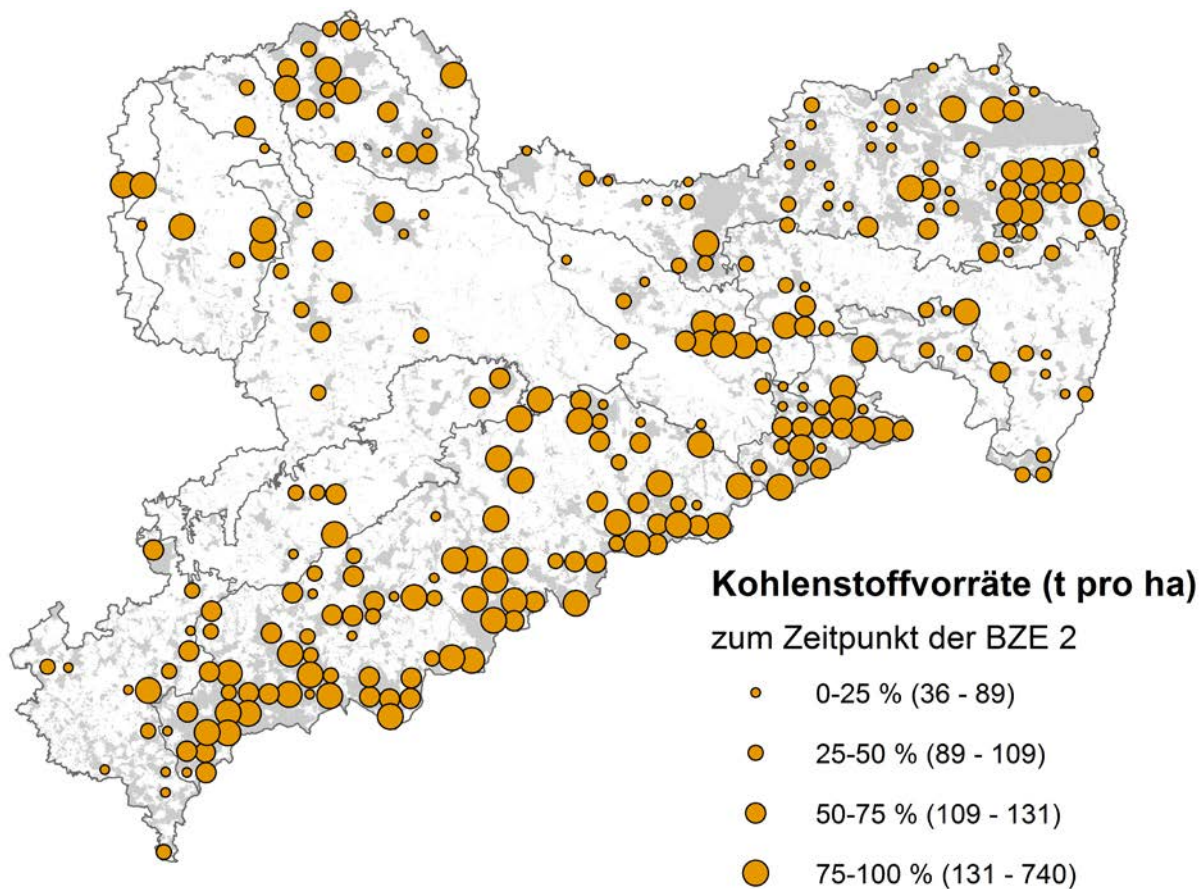


Abb. 6.5: Räumliche Verteilung der Kohlenstoffvorräte in Humus und Mineralboden bis 90 cm Tiefe nach Wuchsgebieten zum Zeitpunkt der BZE 2; Klassifizierung der gesamten Stichprobe in 25 %-Quantile unter Angabe der unteren und oberen Quantilgrenzen

steingebirge, Oberlausitzer Bergland). Auf den kiefernbestockten Sandböden wird hingegen eine Anreicherung mit Kohlenstoff sichtbar (Abb. 6.6). Als Erklärung kann zum einen der aktuelle Versauerungsstatus der Sandböden herangezogen werden, wodurch eine Einarbeitung der organischen Humusaufgaben nur sehr langsam stattfinden kann, und zum anderen können geringere Jahresniederschläge in dieser Region für eine verminderte Umlagerung des Kohlenstoffs in den Mineralboden ver-

antwortlich sein. Historisch betrachtet spielt auch die Übernutzung der pleistozänen Sandböden eine entscheidende Rolle, wodurch diese Standorte in zurückliegender Zeit an organischer Substanz verarmt sind.

Im bundesweiten Vergleich zeigen vor allem die Sandböden des norddeutschen Tieflandes die stärksten C-Zunahmen (GRÜNEBERG et al. 2016).

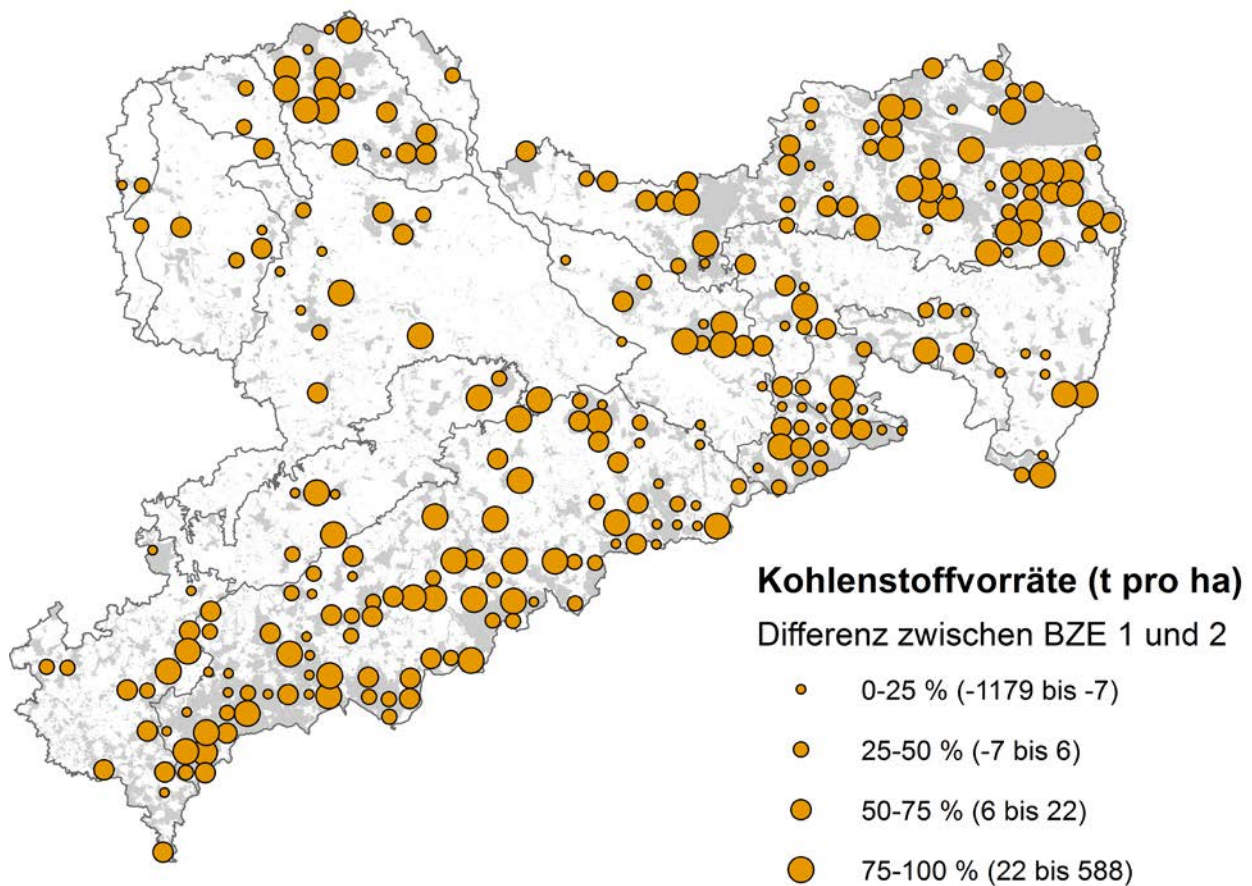


Abb. 6.6: Räumliche Verteilung der Kohlenstoffvorräte in Humus und Mineralboden bis 90 cm Tiefe nach Wuchsgebieten als Differenz zwischen BZE 1 und BZE 2; Unterteilung der Stichprobe in 25 %-Quantile unter Angabe der unteren und oberen Quantilgrenzen



ZUWACHSKONTROLLE

ZUWACHSKO

7 Stickstoff in Boden und Pflanze – Sättigung erreicht?

Ein ehemaliges Mangellement im Überschuss

Molekularer Stickstoff (N_2) stellt mit 78 Volumenprozent einen großen Teil der Lufthülle der Erde. Als wesentlicher Baustein der Proteine ist Stickstoff ein essenzieller Nährstoff für alle Lebewesen. Aber nur wenige Mikroorganismen, z. B. Knöllchenbakterien der Erlen oder Lupinen, können das reaktionsträge Element direkt aus der Luft binden und somit in die Nährstoffkreisläufe der Ökosysteme einbauen. Da auch die Einträge an leicht löslichem Nitrat, das natürlicherweise über Hochtemperaturreaktionen (Blitze, Brände etc.) aus N_2 entsteht, nur in den Tropen höher ausfallen, ist Stickstoff in unseren Breiten natürlicherweise ein großer Mangelfaktor (JANSEN-SCHMIDT et al. 1981). Daran sind auch die Waldökosysteme angepasst.

Die Aufnahme von Stickstoff erfolgt bei Pflanzen fast ausschließlich in gelöster Form über die Wurzeln, entweder als Nitrat (NO_3-N) oder als Ammonium (NH_4-N). Diese Verbindungen werden in der Luftreinhaltepolitik als reaktiver Stickstoff bezeichnet. Nur in stark anthropogen geprägten Gebieten, z. B. im direkten Umfeld von Tierhaltungsanlagen, kann Stickstoff auch gasförmig als Ammoniak (NH_3-N) über die Spaltöffnungen der Blätter in die Pflanzen gelangen. Die Zersetzung von Streu und Humus durch Mikroorganismen (Abbau der Proteine durch Ammonifikation bzw. Nitrifikation) ist eine sekundäre, aber sehr wichtige Stickstoffquelle.

Durch historische Landnutzungsformen wie Waldweide und Streunutzung, aber auch Schneitelung (Rückschnitt von Bäumen zur Gewinnung von Tierfutter), erfolgte über mehrere Jahrhunderte hinweg ein intensiver Nährstoffentzug, wodurch insbesondere Stickstoff weiter in den Mangel geriet und die Waldentwicklung stark begrenzte. In jüngster Zeit (1970er- und 1980er-Jahre) führte die Intensivierung der Tierhaltung (Massentierhaltung), der erhöhte Einsatz von Düngemitteln in den

landwirtschaftlichen Betrieben und die Zunahme von Kraftverkehr und Industrie zu einem erhöhten Eintrag von Stickstoff in die Ökosysteme. Das ehemals wachstumsbegrenzende Element ist jetzt oft reichlich vorhanden, sodass sogar eine Übersättigung der Systeme (ABER et al. 1989) befürchtet wird.

Neben positiven Effekten wie Wachstumssteigerung bei den Waldbäumen wurden auch zahlreiche negative Auswirkungen beobachtet. So führt die gegenwärtige Stickstoffsättigung der Böden zu Disharmonien mit anderen Makroelementen wie z. B. Magnesium (RIEK UND WOLFF 2007) und einer N-Eutrophierung der Standorte. Zusätzlich trägt die Auswaschung von Nitrat als Folge der Übersättigung zu einem Austrag wichtiger Nährelemente bei. Darüber hinaus entstehen für die Waldbestände zusätzliche Risikofaktoren durch eine erhöhte Trockenstressgefährdung oder Gefährdung durch Sturmwurf und Schneebruch (BLOCK 2012).

7.1 Stickstoffkonzentrationen im Humus und Mineralboden

Die mittleren Stickstoffkonzentrationen zum Zeitpunkt der BZE2 sind im Vergleich zur Erstaufnahme geringfügig zurückgegangen (Abb. 7.1). Die deutlichsten Veränderungen zeigten sich im ersten Humushorizont (L+Of) mit einem Rückgang von 15 % und im Oh-Horizont um 19 % (Tab. 7.1). Die berechneten Mediane beider Zeitpunkte sind signifikant verschieden (Mann-Whitney-U-Test, $P < 0.0001$). In den Tiefenstufen des Mineralbodens sind die Veränderungen nur marginal und nicht gleichgerichtet. Die Stickstoffgehalte nehmen erwartungsgemäß mit der Tiefe deutlich ab und bewegen sich im Unterboden an der Bestimmungsgrenze (0–5 cm: 0,23 % > 140–200 cm: 0,01 %).

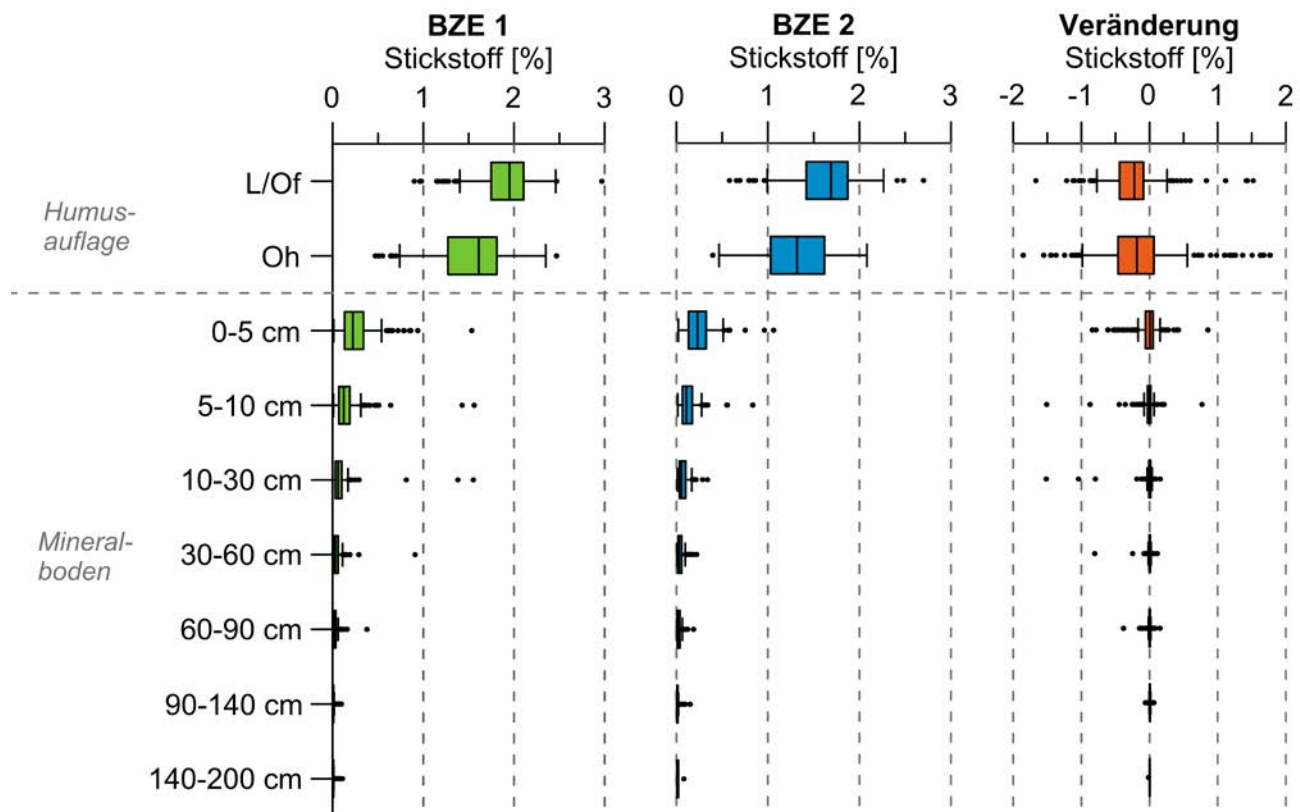


Abb. 7.1: Tiefenverlauf der Stickstoffgehalte [%] zum Zeitpunkt der BZE 1 (links) und BZE 2 (mittig) sowie deren Veränderung (rechts) in einem Zeitraum von ca. 16 Jahren an gepaarten Stichproben, die zu beiden Inventuren aufgenommen wurden

Es zeigt sich erwartungsgemäß die klare Kopplung an die Gehalte der organischen Substanz innerhalb der Tiefenstufen. Die Verbesserung der Humusformen durch waldbauliche Umbaumaßnahmen der letzten Jahrzehnte,

einhergehend mit verlängerten Vegetationsperioden (Auswertungen aus den Level II-Flächen Sachsens), sind maßgeblich verantwortlich für den Rückgang der N-Gehalte in der Humusauflage.

Tab. 7.1: Stickstoffgehalte (%) in Humus und Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE 1 und BZE 2 (n = Anzahl, min = Minimum, q25 = Quantil 25, M = Median, m = Mittelwert, q75 = Quantil 75, max = Maximum)

| Tiefenstufe | BZE 1 (1992/96/97) | | | | | | | BZE 2 (2006/12/14) | | | | | | |
|--------------|--------------------|------|------|------|------|------|------|--------------------|------|------|------|------|------|------|
| | n | min | q25 | M | m | q75 | max | n | min | q25 | M | m | q75 | max |
| L+Of | 275 | 0,90 | 1,74 | 1,95 | 1,90 | 2,11 | 2,97 | 278 | 0,58 | 1,42 | 1,69 | 1,63 | 1,87 | 2,70 |
| Oh | 251 | 0,47 | 1,27 | 1,60 | 1,53 | 1,81 | 2,47 | 261 | 0,36 | 1,03 | 1,32 | 1,30 | 1,62 | 2,08 |
| 0 – 5 cm | 278 | 0,01 | 0,13 | 0,22 | 0,26 | 0,34 | 1,54 | 278 | 0,02 | 0,13 | 0,23 | 0,24 | 0,33 | 1,06 |
| 5 – 10 cm | 278 | 0,01 | 0,06 | 0,12 | 0,15 | 0,19 | 1,56 | 278 | 0,01 | 0,07 | 0,11 | 0,13 | 0,17 | 0,84 |
| 10 – 30 cm | 277 | 0,00 | 0,03 | 0,06 | 0,08 | 0,10 | 1,55 | 277 | 0,01 | 0,03 | 0,06 | 0,07 | 0,10 | 0,34 |
| 30 – 60 cm | 278 | 0,00 | 0,01 | 0,03 | 0,04 | 0,06 | 0,91 | 278 | 0,00 | 0,02 | 0,03 | 0,04 | 0,06 | 0,22 |
| 60 – 90 cm | 273 | 0,00 | 0,01 | 0,02 | 0,03 | 0,03 | 0,38 | 258 | 0,00 | 0,01 | 0,02 | 0,03 | 0,04 | 0,19 |
| 90 – 140 cm | 166 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,01 | 0,01 | 0,10 | 95 | 0,00 | 0,01 | 0,01 | 0,02 | 0,01 | 0,15 |
| 140 – 200 cm | 90 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,01 | 0,01 | 0,11 | 9 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,02 | 0,01 | 0,08 |

In der stratifizierten Auswertung der N-Gehalte nach Bodentypengruppen sind sowohl in beiden Humushorizonten als auch in den ersten 10 cm des Mineralbodens deutlich höhere N-Gehalte bei Braunerden und Pseudogleyen im Vergleich zu Podsolen erkennbar. Die Unterschiede sind jedoch nicht signifikant. Die geringeren N-Gehalte im Mineralboden der Podsole können mit

einer gehemmten Einarbeitung und der Verlagerung der organischen Substanz (Podsolierung) erklärt werden. Die ungleichmäßige räumliche Verteilung der drei Bodentypen innerhalb Sachsens schließt eine Kopplung der N-Gehalte an das Depositionsgeschehen aus (vgl. Karte in Abb. 4.4).

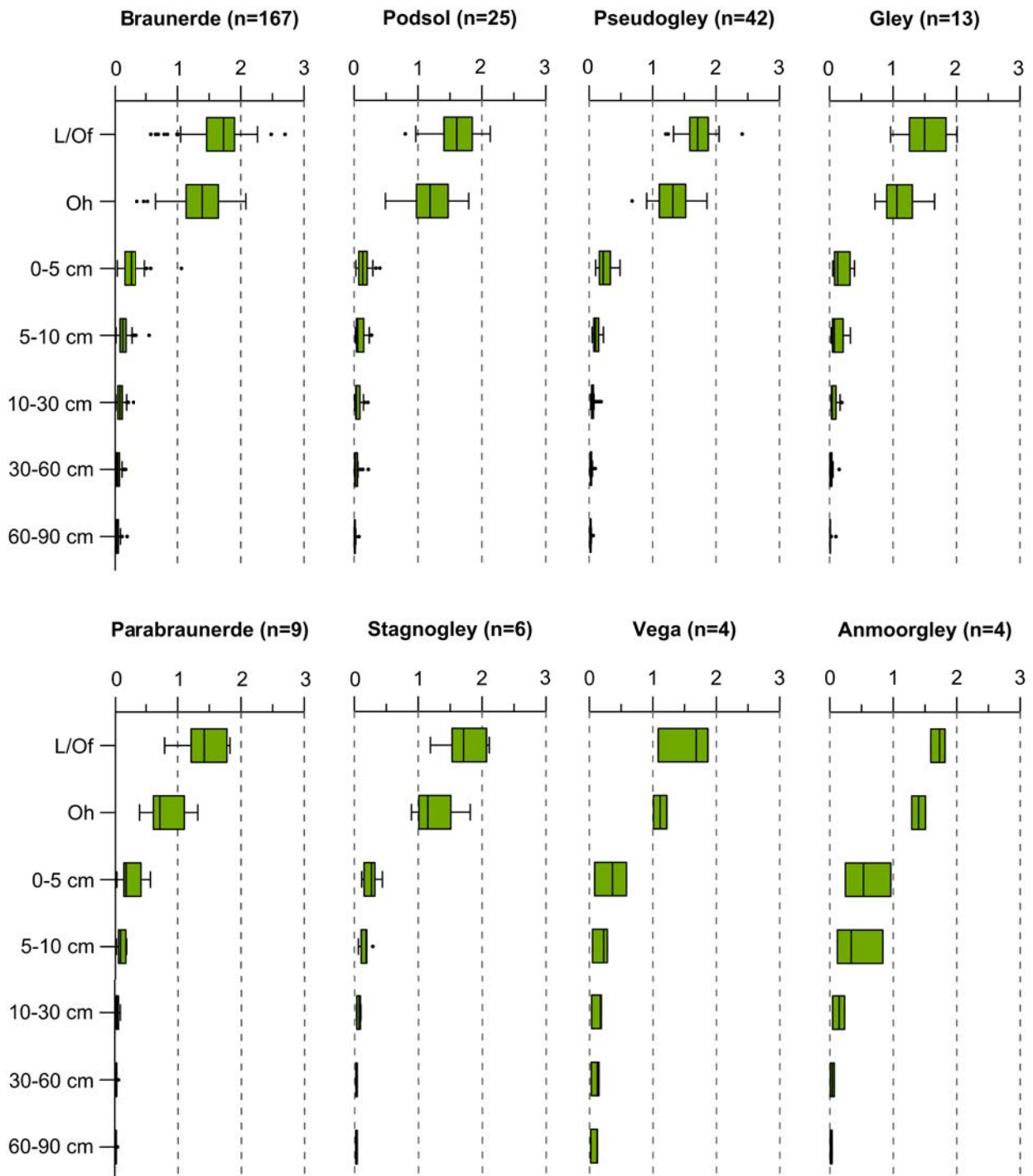


Abb. 7.2: Tiefenverteilung der Stickstoffkonzentration, stratifiziert nach den wichtigsten Hauptbodentypen

7.2 Stickstoffstatus

Der Stickstoffvorrat (N-Vorrat) im Wurzelraum (Humusauflage und Mineralboden bis 90 cm) variiert zwischen 1,9 und 27,2 t·ha⁻¹ und liegt im Mittel bei 5,5 t·ha⁻¹. Die Auftrennung nach Tiefenstufen ergibt einen N-Vorrat in der Humusauflage von 1,6 t·ha⁻¹. Innerhalb des Mineralbodens werden 2,3 t·ha⁻¹ in den obersten 30 cm (Oberboden) und 1,6 t·ha⁻¹ im Unterboden (Tiefenstufe 30–90 cm) gespeichert.

Nach dem Bewertungsschlüssel des Arbeitskreises für Forstliche Standortkartierung (2006) sind mehr als 60 % der sächsischen BZE-Punkte der Bewertungsstufe mit geringen Vorräten (2,5–5 t·ha⁻¹) zuzuordnen, weitere 30 % haben einen mittleren Vorrat (5–10 t·ha⁻¹) und lediglich 2,5 % einen hohen bis sehr hohen Stickstoffvorrat (>10 t·ha⁻¹).

Niedrige N-Vorräte finden sich vor allem auf basenarmen, sandigen Substraten Nordostsachsens. Diese Standorte sind zu einem Großteil mit Kiefern bestockt. BZE-Punkte mit Fichtenbestockung weisen hingegen einen höheren N-Vorrat von mehr als 5 t·ha⁻¹ auf. Dies betrifft größtenteils die Wuchsgebiete Erzgebirge und Erzgebirgsvorland.

Die stratifizierte Auswertung der N-Vorräte im Humus nach der Bestockungsform zeigt auf Fichtenstandorten einen N-Vorrat von 1,8 t·ha⁻¹. Im Gegensatz dazu werden unter Kiefer deutlich geringere Vorräte von durchschnittlich 1,0 t·ha⁻¹ ermittelt. Laubholzstandorte in unterschiedlicher Mischung liegen dazwischen. In der aktuellen Auswertung der BZE 2 des Bundes berechnen ANDREAE et al. (2016) für Kiefernstandorte aller Substratgruppen einen vergleichbaren mittleren Vorrat (1,1 t·ha⁻¹), wobei Standorte auf »basenarmen Lockergesteinen«, i. d. R. Sande, mit 1,2 t·ha⁻¹ wenig höher liegen.

7.3 Veränderungen der Stickstoffvorräte

Die Veränderungen der N-Vorräte zwischen beiden Inventuren sind positiv, aber variieren innerhalb der Bodenhorizonte sehr stark. In der gesamten Humusauflage ist ein Anstieg um mehr als 10 % erkennbar (Abb. 7.3). Innerhalb des Mineralbodens nimmt der N-Vorrat im Gegensatz zur N-Konzentration nicht gleichmäßig von oben nach unten ab, sondern steigt in 10–30 cm Tiefe noch einmal an, um danach allmählich abzufallen. Dies lässt sich mit einer intensiveren Durchwurzelung und einem höheren Anteil an organischer Substanz in den ersten 10 cm erklären, wodurch die Trockenrohdichte in diesem Bereich geringer ist als in den tieferen Bodenschichten.

Insgesamt sind die Stickstoffvorräte im Hauptwurzelraum (Humus und Mineralboden bis 90 cm) im Verhältnis zur Erstaufnahme um 230 kg·ha⁻¹ angestiegen (14 kg·ha⁻¹·a⁻¹).

Die berechnete N-Zunahme im gesamten Boden von etwa 14 kg·ha⁻¹·a⁻¹ deckt sich gut mit den N-Bilanzüberschüssen der sächsischen Dauerbeobachtungsflächen. Dort stehen nach BARTH et al. (2016) einem hohen Stickstoffeintrag über die Atmosphäre von 15–25 kg·ha⁻¹·a⁻¹ geringe Austräge mit dem Bodenwasser (1–5 kg·ha⁻¹·a⁻¹) sowie geringe Aufnahmeraten des aufstockenden Bestandes (4–6 kg·ha⁻¹·a⁻¹) gegenüber.

Ähnlich wie in Sachsen konnte auch in Rheinland-Pfalz ein Anstieg der N-Vorräte um 300 kg·ha⁻¹ zwischen beiden Aufnahmen ermittelt werden (BLOCK 2012). Der aktuelle N-Vorrat liegt dort bei 6,3 t·ha⁻¹. Die jährliche Veränderungsrate von 18 kg·ha⁻¹·a⁻¹ entspricht der Größenordnung in Sachsen.

In der bundesweiten Auswertung liegt der mittlere N-Vorrat bei 6,0 t·ha⁻¹ (Sachsen: 5,5 t·ha⁻¹). Während in

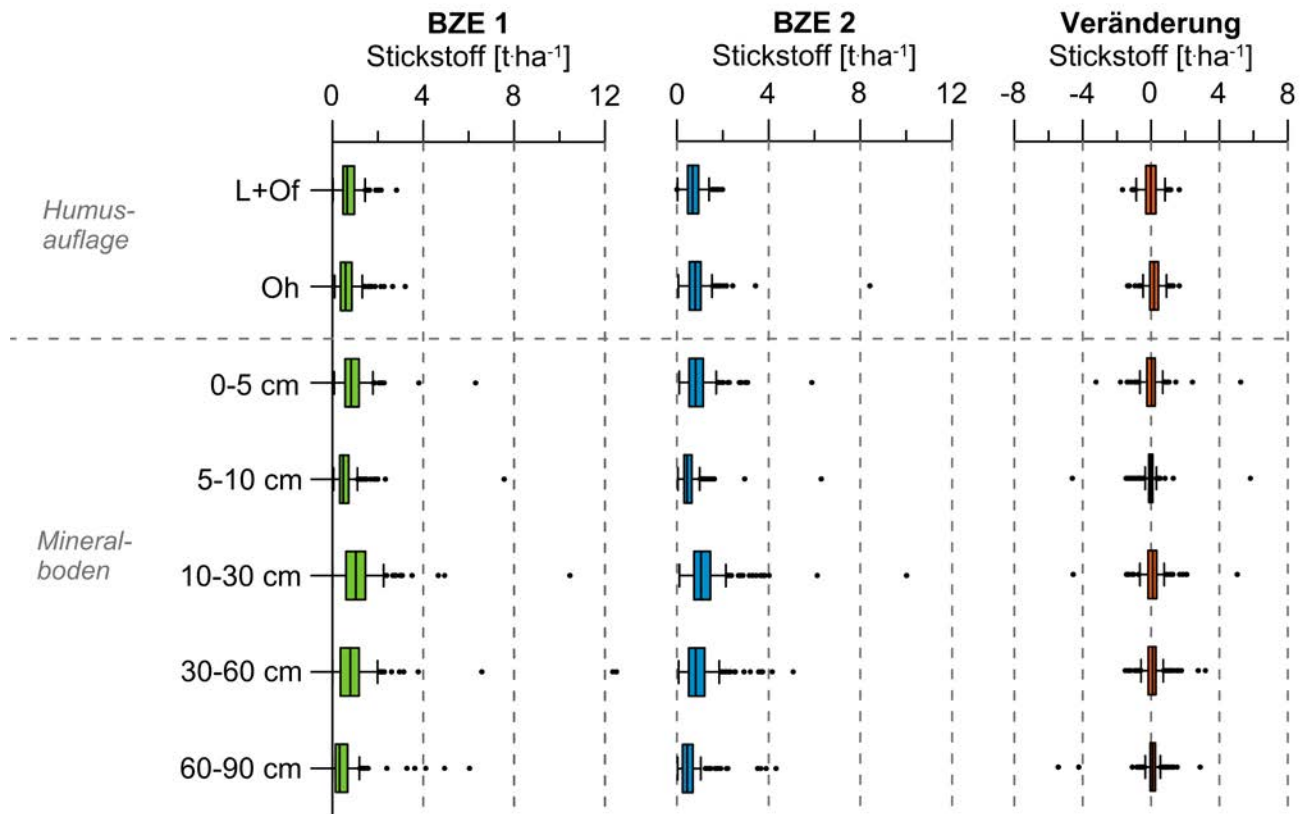


Abb. 7.3: Stickstoffvorräte in Humusauflage und Mineralboden (0–90 cm) zum Zeitpunkt der BZE 1 (links) und BZE2 (mittig) sowie deren Veränderung (rechts) in einem Zeitraum von ca. 16 Jahren, gepaarte Stichprobe

Sachsen etwa 30 % des N-Vorrates in der Humusauflage gebunden werden, ist es auf Bundesebene etwa die Hälfte (ANDREAE et al. 2016).

Die Betrachtung der regionalen Verteilung der N-Vorräte zum Zeitpunkt der BZE2 zeigt im Hauptwurzelsraum (Humus und Mineralboden bis 90 cm Tiefe) einen geringen Stickstoff-Vorrat in nordostsächsischen Waldflächen (Wuchsgebiet Düben-Niederlausitzer Altmoränenland) zwischen 2,5 und 7,5 t·ha⁻¹. Im Wuchsgebiet Erzgebirge und Erzgebirgsvorland liegen diese zwischen 5 und 10 t·ha⁻¹ und damit nach der Bewertung der

AK STANDORTSKARTIERUNG (2016) im mittleren Bereich. Die Veränderung der N-Vorräte in den Wuchsgebieten ist ungleichmäßig. Es sind sowohl Zu- als auch Abnahmen zu beobachten (Abb. 7.4).

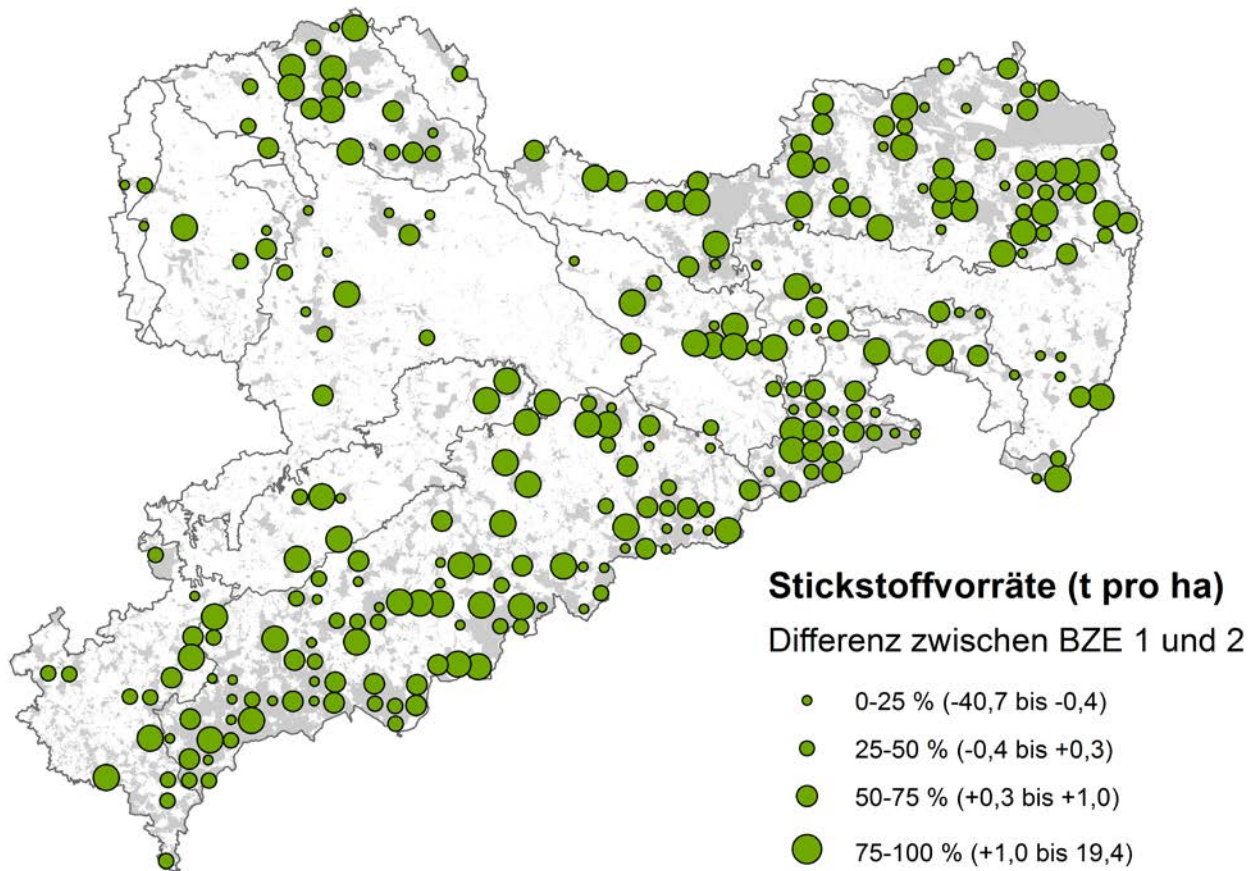
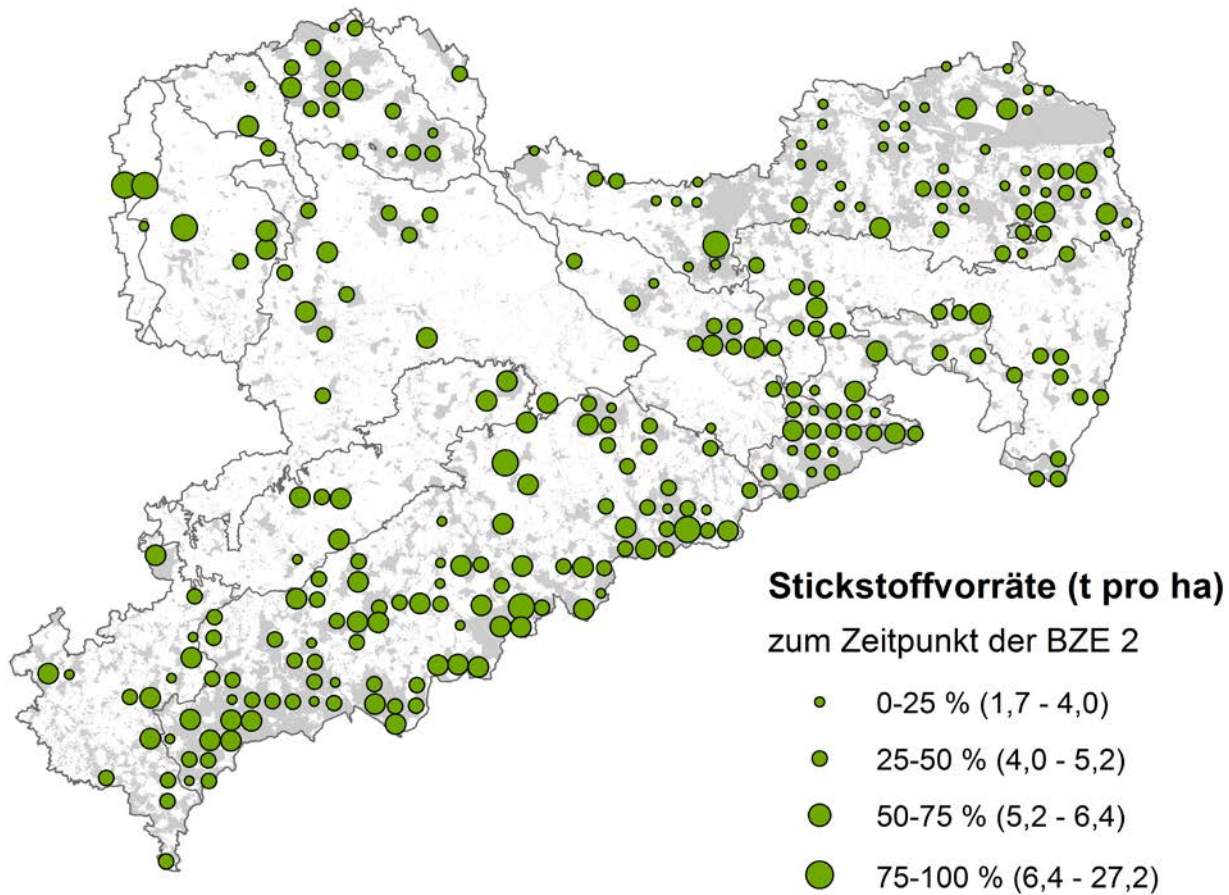


Abb. 7.4: Räumliche Verteilung der Stickstoffvorräte (Humus + Mineralboden bis 90 cm) nach Wuchsgebieten zum Zeitpunkt der BZE 2 (oben) und als Differenz zwischen BZE 1 und BZE 2 (unten); Klassifizierung der gesamten Stichprobe in 25 %-Quantile unter Angabe der unteren und oberen Quantilgrenzen

7.4 Stickstoffgehalte in Nadeln und Blättern

Im Rahmen der BZE2 wurde auch der Ernährungsstatus der Waldbäume durch die Entnahme von Blatt- und Nadelproben analysiert (siehe Kapitel 3). Im Folgenden können somit die Stickstoffgehalte in Blättern und Nadeln den Depositionen und Vorräten an den BZE-Punkten gegenübergestellt werden (siehe Kapitel 12). Aufgrund der Dominanz von Fichte im Berg- und Hügel-land sowie der Kiefer im sächsischen Tiefland stehen diese beiden Nadelbaumarten im Mittelpunkt der Betrachtungen.

Abbildung 7.5 zeigt die Stickstoffgehalte des aktuellen Nadeljahrganges von Fichten und Kiefern für die gepaarte und ungepaarte Stichprobe. Der mittlere N-Gehalt der Nadeln in den 33 gepaarten Fichten variiert zwischen 15,8 (BZE2) und 15,9 mg·g⁻¹ (BZE1). Eine Veränderung zwischen beiden Inventuren ist nicht erkennbar. Im ungepaarten Datensatz geht der N-Gehalt in der Zweitaufnahme auf 14,9 mg·g⁻¹ zurück. Signifikante Unterschiede sind bei beiden Datensätzen nicht vorhanden.

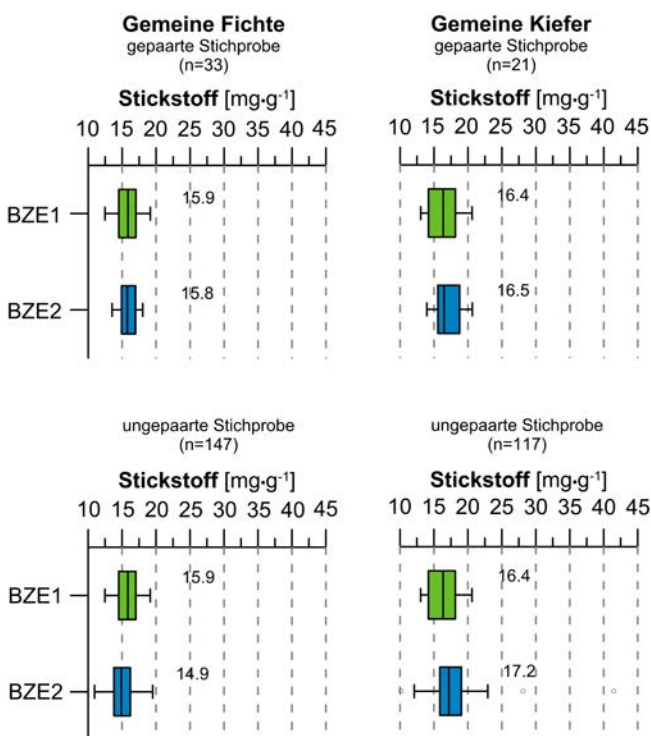


Abb. 7.5: Stickstoffgehalte des aktuellen Nadeljahrganges von Fichte und Kiefer zum Zeitpunkt der BZE 1 und BZE 2 als gepaarte (oben) und ungepaarte (unten) Stichprobe

Unter Anwendung der Ernährungsstufen nach GÖTTLEIN et al. (2011) weisen 16 % der Fichtenstandorte eine mangelhafte und fast 60 % der Fichtenstandorte eine normale Stickstoffversorgung auf. Die restlichen Fichten weisen eine luxuriöse Stickstoffversorgung (Überschussbereich) auf. Dies betrifft nicht nur die Bestände im Bereich der Berg- und Kammlagen, die aufgrund der Höhenlage einer intensiveren Stickstoffdeposition ausgesetzt sind und waren (Abb. 7.6).

Die Stickstoffversorgung der Kiefernadeln bewegt sich auf einem geringfügig höheren Niveau im Vergleich zur Fichte und liegt im Mittel bei 16,5 mg·g⁻¹ (BZE2, gepaarte Stichprobe). Im Kollektiv der ungepaarten Stichprobe ist eine Zunahme der Stickstoffgehalte zwischen BZE1 und BZE2 von 16,4 auf 17,2 mg·g⁻¹ in den Kiefernadeln erkennbar, die sich in der gepaarten Stichprobe nicht zeigt.

Bei Anwendung des Bewertungsrahmens nach GÖTTLEIN et al. (2011) auf den aktuellen Kiefernjahrgang sind deutlich weniger Standorte luxuriös (1/3), aber fast 2/3 normal mit Stickstoff versorgt. In Anbetracht der Verbreitung der Kiefer auf das sächsische Tiefland ist eine Zuordnung der ermittelten Versorgungsstufen nach Wachstumsgebieten nicht möglich.

Weitere Ausführungen für die Baumarten Buche, Eiche und Lärche finden sich im Kapitel 12 zur Ernährung der Baumarten.

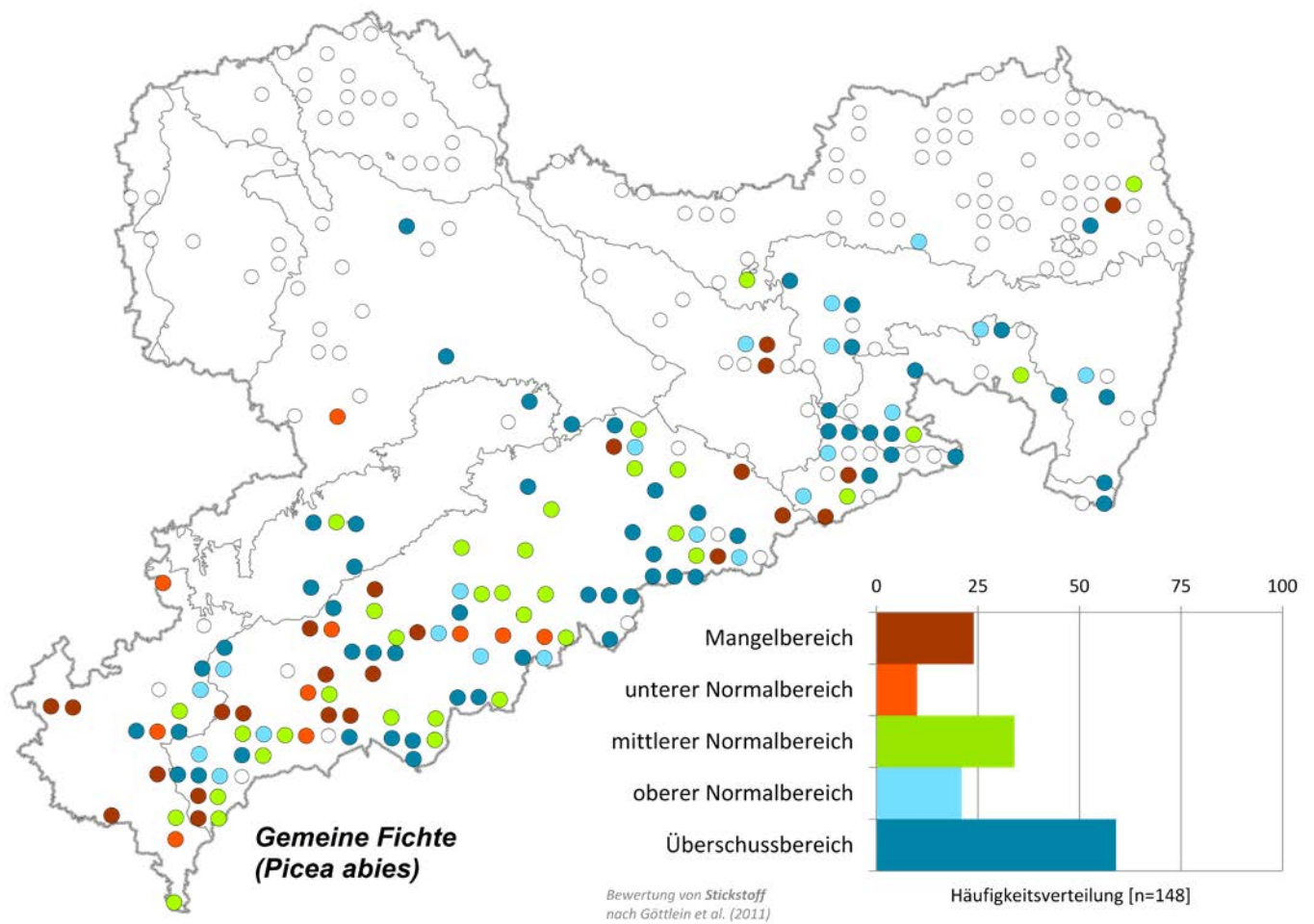


Abb. 7.6: Stickstoffernährung der Fichte auf den Punkten der BZE 2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011)



8 Bodenreaktion

pH-Wert, Austauschkapazität und Basensättigung

8.1 pH-Werte

Der pH-Wert ist ein wichtiger Indikator zur Bestimmung des chemischen Bodenzustandes und wird auch als Bodenreaktion oder Maß für den Säurezustand bezeichnet. Zwischen pH-Wert und der eigentlichen Messgröße der Konzentration aktiver Wasserstoffionen (H^+) besteht ein logarithmischer Zusammenhang. Eine Abnahme des Boden-pH-Wertes um eine Stufe steht einer 10-fachen Konzentrationserhöhung von Wasserstoffionen in der Bodenlösung gegenüber.

Im Rahmen der BZE 2 wurde der pH-Wert in der Humusaufgabe und dem Mineralboden in Wasser (pH- H_2O) und in den salzhaltigen Suspensionen mit Kaliumchlorid (pH-KCl) sowie Calciumchlorid (pH- $CaCl_2$) bestimmt. Während der in Wasser gemessene pH-Wert den aktuellen Säurezustand widerspiegelt, werden mit den beiden Salzlösungen auch die Protonen bestimmt, die am Aus-

tauscher (z. B. Tonminerale) und der organischen Substanz gebunden sind. Vergleiche zwischen Erst- und Zweitaufnahme sind nur für die gemessenen pH-Werte in H_2O und KCl möglich.

Die aktuellen pH-Werte des mineralischen (Wald-)Bodens lassen sich in Pufferbereiche mit jeweils spezifischen ökologischen Eigenschaften unterteilen (ULRICH 1981, MEIWES et al. 1994, SCHEFFER UND SCHACHTSCHABEL 1989). Eine Zusammenstellung der Pufferbereiche und der dabei ablaufenden Reaktionen findet sich in Tabelle 8.1.

Die Mediane des pH-Wertes (Abb. 8.1) liegen zum Zeitpunkt der BZE2 zwischen 3,8 und 4,2 im Auflagehumus und zwischen 4,0 und 4,7 im Mineralboden (0–200 cm). Die Tiefenstufen des Mineralbodens können dem Austauscher- mit Übergang zum Aluminiumpufferbereich zugeordnet werden (Tab. 8.1). Kumulative Häufigkeitsverteilungen des gesamten Stichprobenumfangs und

deskriptive Statistiken zu allen drei gemessenen pH-Werten sind dem Statistik- und Kartenanhang zu entnehmen.

Räumliche Verteilungsmuster lassen sich vor allem mit den Substraten der Bodenbildung in Kombination mit der Kalkungsintensität am Punkt erklären. Die Festge-

steinsböden im Erzgebirge, im Vogtland und in umliegenden Bereichen weisen höhere pH-Werte im Humus und der obersten Tiefenstufe auf als die Sandböden des Tieflandes. Die regionalen Unterschiede der pH-Werte in H₂O, KCl und CaCl₂ sowie deren Tiefenverlauf sind im Statistik- und Kartenanhang zur BZE 2 nach Wuchsgebieten dargestellt.

Tab. 8.1: Charakterisierung der Pufferbereiche nach ULRICH (1981, 1983) zur ökologischen Gruppierung von Böden nach ihrem pH-Wert (gemessen in Wasser)

| | | |
|---|------------------|-----------------------------------|
| Carbonat-Puffer | (pH größer 6,2) | <i>neutral</i> |
| Entkalkung der Böden durch Umwandlung von Calciumkarbonat in Calciumhydrogencarbonat als typischer bodenbildender Prozess. Rasche Streuzersetzung führt zur Ausbildung von Mull-Humusformen mit einer geringen Mächtigkeit und einer zügigen Einarbeitung in den Mineralboden durch Bodenwühler. Typisch ist das Fehlen des Oh-Horizontes in der Auflage. Optimale Wachstumsbedingungen für alle Waldbäume. | | |
| Silikat-Puffer | (pH 6,2 bis 5,0) | <i>sauer bis schwach sauer</i> |
| Bodenbildung wird gesteuert durch Verlehmung und Verbraunung. Die Verwitterung primärer Silikate wie Glimmer, Feldspat und Quarz ist die vorherrschende Pufferreaktion. Intensive Freisetzung von Kationen als Nährstofflieferanten. Übergangsformen in der Auflage vom Mull zum mullartigen Moder. Ausbildung eines geringmächtigen Oh-Horizontes. Nährstoffangebot für Waldbäume im optimalen Bereich. | | |
| Austauscher-Puffer | (pH 5,0 bis 4,2) | <i>stark sauer</i> |
| Fortschreitende Verwitterung unter Freisetzung von Al-Ionen aus Tonmineralen und Silikatbruchstücken (Ausbildung von Al-Hydroxo-Kationen). Verdrängung der wichtigen Nährkationen wie Calcium, Magnesium und Kalium von Austauscherplätzen durch Aluminium und Verlagerung dieser Nährelemente in die Tiefe, ggf. Auswaschung mit der Bodenlösung. Beginnende Podsolierung unter Ausbildung eines Auswaschungs-/Eluvialhorizontes (Ae). Reduzierte Abbautätigkeiten in der Auflage führen zur Ausbildung eines mullartigen Moders bis Moders. | | |
| Aluminium-Puffer | (pH 4,2 bis 3,8) | <i>stark bis sehr stark sauer</i> |
| Auswaschung von Nährstoffen auf fortgeschrittenem Niveau durch die Freisetzung von Al-Ionen aus den zuvor gebildeten Al-Hydroxo-Kationen. Zerstörung der Tonminerale und Herabsetzung der Basensättigung. Wurzelschädigungen infolge der Al-Toxizität setzen ein. Durch die Akkumulation der anfallenden Streufallmengen bilden sich inaktivere Humusformen wie Moder und Rohhumus aus. | | |
| Aluminium-Eisen-Puffer | (pH 3,8 bis 3,0) | <i>sehr stark sauer</i> |
| Typische Reaktion ist die Mobilisierung von Eisen mit Huminstoffen. Die Säurepufferung vollzieht sich im Zuge der Auflösung von Eisenhydroxiden. Deutlicher Säurestress und Wachstumsstörungen sind die Folge. Humusformen werden dominiert durch den inaktiven Rohhumus mit einer deutlichen Grenze zum Mineralboden. | | |
| Eisen-Puffer | (pH kleiner 3,0) | <i>äußerst sauer</i> |
| Die gesamte Pufferung wird durch die Auflösung von Fe-Oxiden aufrechterhalten. Gleichzeitig findet eine Tiefenverlagerung von Eisen statt. Dieser Prozess ist dominierend bei der Podsolierung von Böden. Mächtige Rohhumusaufgaben sind die Folge einer eingeschränkten bis fehlenden Bodenfauna in Form von Bodenwühlern. | | |

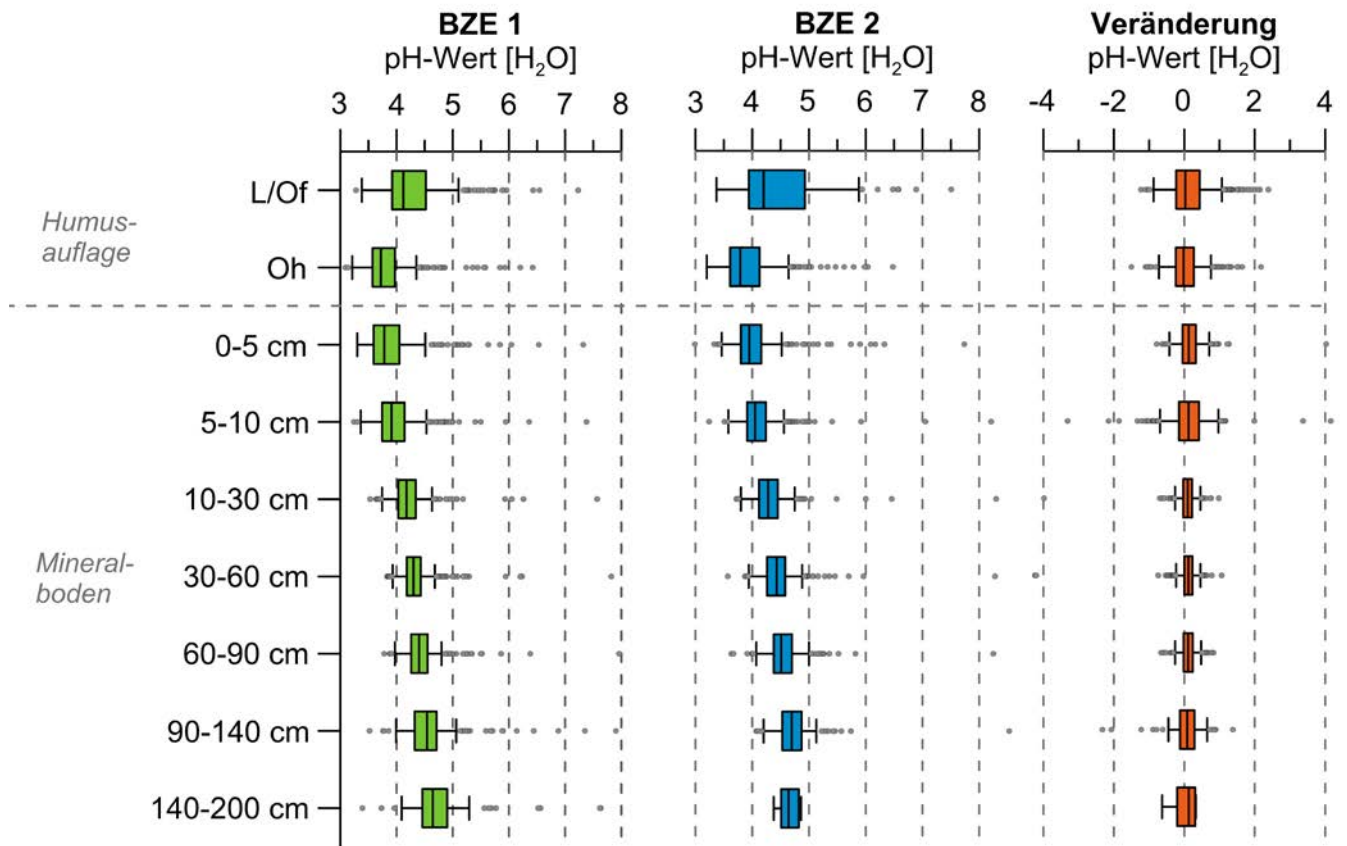


Abb. 8.1: pH-Werte (H₂O) in Humusaufgabe und Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE 1 (links) und BZE 2 (mittig) sowie deren Veränderung (rechts) in einem Zeitraum von ca. 16 Jahren, gepaarte Stichprobe

Über das gesamte Tiefenprofil sind die pH-Werte zwischen BZE 1 und BZE 2 um durchschnittlich 0,1 bis 0,2 Einheiten angestiegen. In der Auflage sind Erhöhungen von durchschnittlich 0,2 Einheiten erkennbar. Veränderungen

zeigen sich vor allem in der obersten Humusaufgabe (L/Of) in einer Zunahme der Spannbreite innerhalb der Boxplots von ehemals 4,0 bis 4,5 auf 4,0 bis 5,0.

Tab. 8.2: pH-Werte (H₂O) in der Auflage und im Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE 1 und BZE 2 (n = Anzahl, min = Minimum, q25 = Quantil 25, M = Median, m = Mittelwert, q75 = Quantil 75, max = Maximum)

| Tiefenstufe | BZE 1 (1992/96/97) | | | | | | | BZE 2 (2006/12/14) | | | | | | |
|--------------|--------------------|------|------|------|------|------|------|--------------------|------|------|------|------|------|------|
| | n | min | q25 | M | m | q75 | max | n | min | q25 | M | m | q75 | max |
| L+Of | 273 | 3,23 | 3,87 | 4,07 | 4,23 | 4,47 | 7,18 | 278 | 3,37 | 3,94 | 4,23 | 4,46 | 4,93 | 7,51 |
| Oh | 251 | 3,04 | 3,52 | 3,67 | 3,81 | 3,92 | 6,37 | 261 | 3,20 | 3,61 | 3,79 | 3,95 | 4,12 | 6,48 |
| 0 – 5 cm | 278 | 3,22 | 3,51 | 3,70 | 3,84 | 3,97 | 7,24 | 278 | 2,99 | 3,80 | 3,95 | 4,06 | 4,16 | 7,74 |
| 5 – 10 cm | 278 | 3,16 | 3,66 | 3,84 | 3,93 | 4,08 | 7,30 | 278 | 3,24 | 3,91 | 4,05 | 4,14 | 4,25 | 8,21 |
| 10 – 30 cm | 277 | 3,45 | 3,95 | 4,10 | 4,14 | 4,26 | 7,49 | 277 | 3,72 | 4,12 | 4,28 | 4,32 | 4,45 | 8,30 |
| 30 – 60 cm | 278 | 3,75 | 4,10 | 4,22 | 4,27 | 4,35 | 7,74 | 277 | 3,57 | 4,26 | 4,43 | 4,47 | 4,58 | 8,28 |
| 60 – 90 cm | 273 | 3,70 | 4,18 | 4,32 | 4,38 | 4,46 | 7,88 | 257 | 3,63 | 4,38 | 4,51 | 4,57 | 4,71 | 8,25 |
| 90 – 140 cm | 167 | 3,44 | 4,25 | 4,45 | 4,55 | 4,63 | 7,82 | 93 | 4,07 | 4,54 | 4,70 | 4,75 | 4,87 | 8,53 |
| 140 – 200 cm | 90 | 3,31 | 4,38 | 4,57 | 4,69 | 4,82 | 7,55 | 9 | 4,38 | 4,51 | 4,64 | 4,62 | 4,70 | 4,86 |

Auf den Standorten des sächsischen Hügel- und Tieflandes, die außerhalb der potenziellen Kalkungskulisse liegen, sind Abnahmen des pH-Wertes in der organischen Auflage um 0,2 pH-Einheiten zu beobachten. Im Vergleich dazu steigen auf den gekalkten Standorten die pH-Werte im Humus um durchschnittlich 0,4 Einheiten (ein- bis zweimal gekalkt) bzw. 0,7 pH-Einheiten (drei- bis viermal gekalkt) an. Ungekalkte Standorte innerhalb der Kalkungskulisse zeigen keine pH-Wert-Veränderung zwischen beiden Inventuren. Weitere Ausführungen zum Effekt der Waldkalkung sind im Kapitel 9 zu finden.

pH-Wert-Veränderungen nach Substraten zeigen eine pH-Abnahme in der Humusauflage für die Standorte auf Löß, Lehm, glazialen Sanden sowie Fein- und Flugsanden, wohingegen auf den Festgesteinsböden (Granit, Gneis, Granitporphyr, Phyllit und Schiefer) die pH-Werte um bis zu 0,3 Einheiten ansteigen.

Der Anstieg der pH-Werte (H₂O) steht einerseits im Zusammenhang zu den rückläufigen Schwefel- und Säureeinträgen. Gleichzeitig führen aber auch wiederholte Bodenschutzkalkungen zu einem Anstieg der pH-Werte. Diese puffern darüber hinaus die aktuellen Säureeinträge aus überhöhten Stickstoffeinträgen.

Den Einfluss der Humusform auf den pH-Wert, gemessen in H₂O, zeigt Tabelle 8.3. Die Spannweite der vorgefundenen pH-Werte im obersten Humushorizont (L/Of) reicht von 5,1 unter Mull bis 4,1 unter rohhumusartigem Moder, Rohhumus sowie Feuchthumusformen. Eine klare Abstufung der pH-Werte von biologisch aktiven, auflagehumusarmen Standorten bis hin zu weniger aktiven Rohhumusdecken wird deutlich. Die beiden Humusformen mit reichhaltiger Bodenfauna (Mull und mullartiger Moder) setzen sich, gemessen am L/Of-Horizont, deutlich von den anderen Humusformen ab. Eine ausgeprägte Unterscheidung nach Humusformen ist

nur bis in die erste Mineralbodentiefenstufe (0–5 cm) sichtbar. Danach verstärkt sich der Einfluss des geologischen Ausgangssubstrates. Die Abstufung der vorgefundenen pH-Werte in 5–10 cm Tiefe ist ungerichtet.

Die Zusammensetzung der Streu und damit der Humusauflage folgt zu einem Großteil aus der jeweiligen Bestockung. Der gehemmte Abbau von Nadeln führt zur Ausbildung eines Auflagehumus, wodurch die Versauerung des Mineralbodens zusätzlich beeinflusst wird.

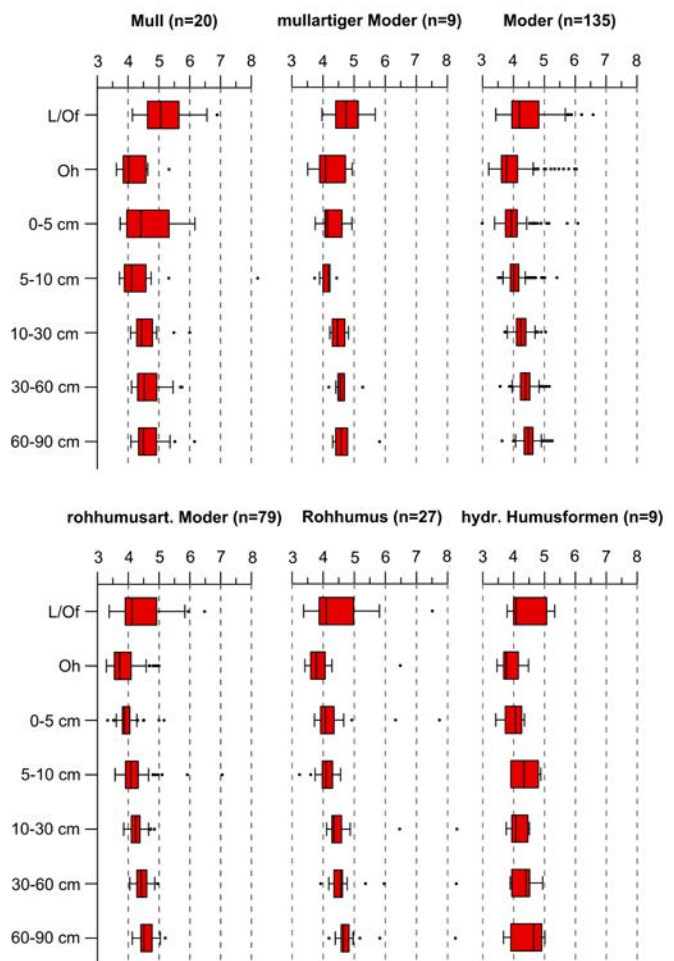


Abb. 8.2: Tiefenverlauf der pH-Werte (H₂O) in Abhängigkeit zur Humusform zum Zeitpunkt der BZE 2

Tab. 8.3: Mediane des pH-Wertes (H₂O) in Abhängigkeit von der Humusform zum Zeitpunkt der BZE 2

| Tiefenstufe | MU (Mull) | MOM (mullartiger Moder) | MO (Moder) | MR (rohhumusartiger Moder) | RO (Rohhumus) | AMO (Feuchthumusformen) |
|-------------|-----------|-------------------------|------------|----------------------------|---------------|-------------------------|
| L/Of | 5,1 | 4,7 | 4,2 | 4,1 | 4,1 | 4,1 |
| Oh | – | 4,1 | 3,8 | 3,7 | 3,8 | 3,8 |
| 0–5 cm | 4,4 | 4,1 | 3,9 | 3,9 | 4,1 | 4,1 |
| 5–10 cm | 4,1 | 4,2 | 4,0 | 4,1 | 4,1 | 4,3 |

Im Gegensatz dazu ist die Laubstreu einem schnelleren Abbau unterworfen und führt zu einer geringmächtigeren Humusaufgabe. Die Baumart am Standort hat somit einen direkten Einfluss auf den Versauerungsgrad der Böden und damit auf den pH-Wert am Punkt. Der Einfluss der Bestockungstypen auf den pH-Wert ist besonders deutlich in den beiden untersuchten Humusaufgaben (L/Of und Oh) und geht ab 5 cm Tiefe zurück. Darunter bestehen keine signifikanten Zusammenhänge zwischen der Bestockung und dem pH-Wert.

8.2 Austauschbare Kationen

Zur Beschreibung von Speicherung und Austausch der positiv geladenen Kationen an negativ geladenen Oberflächen (z. B. Tonminerale und Huminstoffe) im Mineralboden wird die Austauschkapazität (Kationenaustauschkapazität) bestimmt. Neben den Pflanzennährstoffen Calcium (Ca), Magnesium (Mg), Kalium (K) und Natrium (Na) zählen dazu auch Aluminium (Al), Eisen (Fe), Mangan (Mn) und Protonen (H). Vor allem Al und H sind verantwortlich für eine Versauerung der Böden (Bodenacidität), während Ca, Mg, K und Na als basische Kationen genau das Gegenteil bewirken (Alkalinität).

In Abhängigkeit vom aktuell vorherrschenden pH-Wert wird entweder die effektive Austauschkapazität ($\text{pH} < 6,2$) oder die potenzielle Austauschkapazität

($\text{pH} > 6,2$) bestimmt. Da ein Großteil der sächsischen Waldböden deutlich unter $\text{pH} 6,2$ liegt (Kapitel 8.1) wird ausschließlich die effektive Austauschkapazität, kurz AKe, betrachtet.

Die Erfassung der austauschbaren Kationen erfolgt durch Extraktion mit Bariumchlorid (Humus) bzw. Perkolatation mit Ammoniumchlorid (Mineralboden). Die verdünnten Salzlösungen simulieren das leicht saure Konzentrationsverhältnis im Wurzelbereich und erfassen demnach nur die Fraktion der leicht bis kurzfristig verfügbaren Pflanzennährstoffe.

Die Steuerung der AKe erfolgt zu einem Großteil über den Humus- und Tongehalt von Böden. Daher ist die AKe erwartungsgemäß in den organischen Horizonten (L/Of/Oh) am höchsten, gefolgt von den obersten Mineralbodenhorizonten (0–30 cm). Die mittlere AKe der sächsischen Humusaufgaben liegt bei $328 \mu\text{mol}_c\cdot\text{g}^{-1}$, zwischen 0–30 cm Mineralboden bei $85 \mu\text{mol}_c\cdot\text{g}^{-1}$ und in 30–200 cm Mineralboden bei $31 \mu\text{mol}_c\cdot\text{g}^{-1}$ (Tab. 8.4). Nach der Ak STANDORTSKARTIERUNG (2016) ist die AKe der sächsischen Waldböden im Mineralboden als mittel (0–10 cm Tiefe) bis gering (90–200 cm) einzuschätzen.

In der stratifizierten Auswertung zeigen die humusarmen Sandböden in Nordwest- und Nordostsachsen eine geringe bis mittlere Kationenaustauschkapazität über das gesamte Profil (Bewertung nach Ak STANDORTSKARTIERUNG

Tab. 8.4: Austauschkapazität ($\mu\text{mol}_c\cdot\text{g}^{-1}$) in der Auflage und im Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE 1 und BZE 2 (n = Anzahl, min = Minimum, q25 = Quantil 25, M = Median, m = Mittelwert, q75 = Quantil 75, max = Maximum)

| Tiefenstufe | BZE 1 (1992/96/97) | | | | | | | BZE 2 (2006/12/14) | | | | | | |
|-------------|--------------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|--------------------|-----|-----|-----|-----|-----|------|
| | n | min | q25 | M | m | q75 | max | n | min | q25 | M | m | q75 | max |
| L+Of | - | - | - | - | - | - | - | 278 | 86 | 241 | 319 | 378 | 435 | 1368 |
| Oh | - | - | - | - | - | - | - | 252 | 59 | 191 | 254 | 279 | 342 | 1066 |
| 0–5 cm | 278 | 9 | 62 | 115 | 116 | 158 | 391 | 278 | 18 | 61 | 116 | 112 | 154 | 452 |
| 5–10 cm | 278 | 8 | 43 | 87 | 92 | 123 | 394 | 278 | 5 | 45 | 85 | 86 | 120 | 276 |
| 10–30 cm | 278 | 4 | 27 | 59 | 65 | 86 | 370 | 278 | 8 | 29 | 60 | 62 | 84 | 237 |
| 30–60 cm | 278 | 2 | 17 | 47 | 49 | 66 | 398 | 277 | 5 | 20 | 47 | 46 | 63 | 275 |
| 60–90 cm | 273 | 2 | 15 | 41 | 46 | 63 | 307 | 257 | 3 | 14 | 39 | 42 | 57 | 215 |
| 90–140 cm | 167 | 2 | 7 | 27 | 45 | 55 | 496 | 94 | 2 | 8 | 12 | 27 | 26 | 226 |
| 140–200 cm | 90 | 2 | 5 | 14 | 42 | 49 | 570 | 9 | 3 | 4 | 16 | 22 | 45 | 51 |

2016). Im Gegensatz haben die Waldböden der sächsischen Mittelgebirge aufgrund ihrer höheren Humusvorräte und der substratbedingt höheren Tonmineralgehalte die höchste Kationenaustauschkapazität. In der Bewertung nach AK STANDORTSKARTIERUNG (2016) liegt diese bei mittel bis hoch. Die sächsischen Sandsteingebiete (Elbsandstein-

und Zittauer Gebirge) ordnen sich dazwischen ein (siehe Statistik- und Kartenanhang).

Der Tiefenverlauf der Austauschkapazität in den einzelnen Bodentypengruppen ist in Abbildung 8.3 dargestellt. In der Humusaufgabe ist die AKe auf Standorten

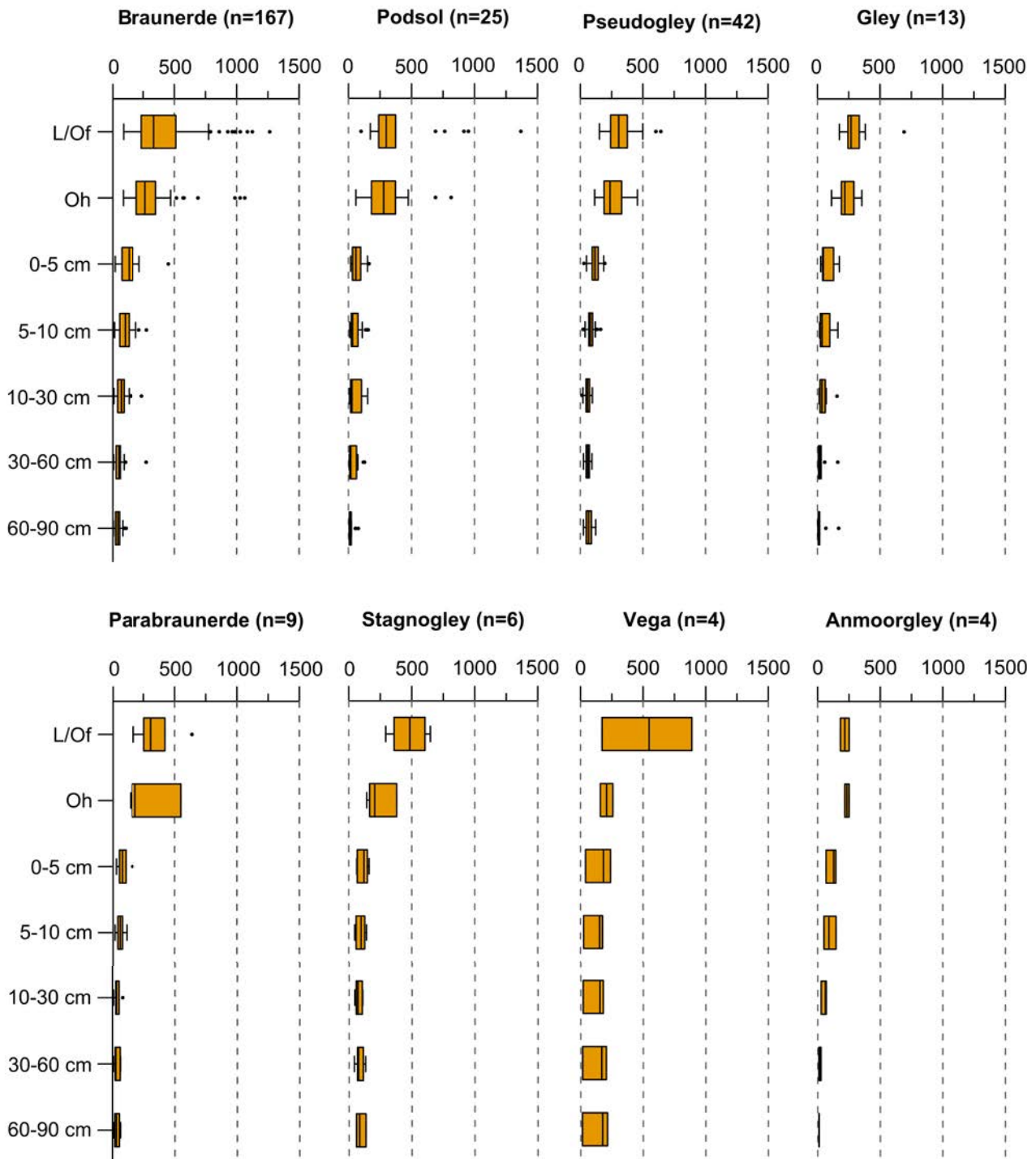


Abb. 8.3: Tiefenverlauf der effektiven Austauschkapazität (AKE, $\mu\text{mol}_c \cdot \text{g}^{-1}$) nach den Bodentypengruppen zum Zeitpunkt der BZE 2

mit Vega, Stagnogley und Parabraunerden am höchsten, wohingegen Podsole zusammen mit den Pseudogleyen das Schlusslicht bilden. Braunerden liegen mit einer hohen Spannbreite dazwischen.

Weitere grafische Darstellungen zum Einfluss der Substrate, der Wuchsgebiete und der Bestockung sind dem Anhang zu entnehmen.

Veränderungen der Kationenaustauschkapazität zwischen beiden Inventuren können wegen fehlender Messungen der Humusauflage zur BZE 1 nur für den Mineralboden abgebildet werden (Abb. 8.4). Die durchschnittliche AKe hat sich, bezogen auf das gesamte Profil und den unstratifizierten Datensatz, nicht verändert. Es zeigt sich eine Zunahme der AKe durch die Kalkung der Mittelgebirgsstandorte, während es vermutlich durch die abgebauten und nicht mehr stattfindenden Flugasche-Einträge im Tiefland auf den sandigen Böden für das Gesamtkollektiv ausgeglichen ist.

Reaktionen von gekalkten und ungekalkten Standorten in der Kalkungskulisse werden im Folgekapitel dargestellt.

Ein Vergleich der beteiligten Kationen an der AKe zwischen beiden Inventuren zeigt für den Mineralboden keine deutlichen Veränderungen (Abb. 8.5). Die Dominanz von Aluminium schwankt zum Zeitpunkt beider Inventuren zwischen 43 und 79 %. Eisen bleibt stabil, während Mangan in 0–10 cm Tiefe leicht rückläufig ist. Eine geringfügige Erhöhung der Magnesiumsättigung zeigt sich, bedingt durch die Kalkung, nur für die ersten beiden Tiefenstufen (0–5 und 5–10 cm) während die Calciumbelegung am Austauscher ungerichtet schwankt. Einer Zunahme in den ersten 5 cm stehen stetige Abnahmen in den anderen Tiefenstufen gegenüber. Auch hier wird die immer noch hohe Säurebelastung durch immissionsbedingte Altlasten sichtbar.

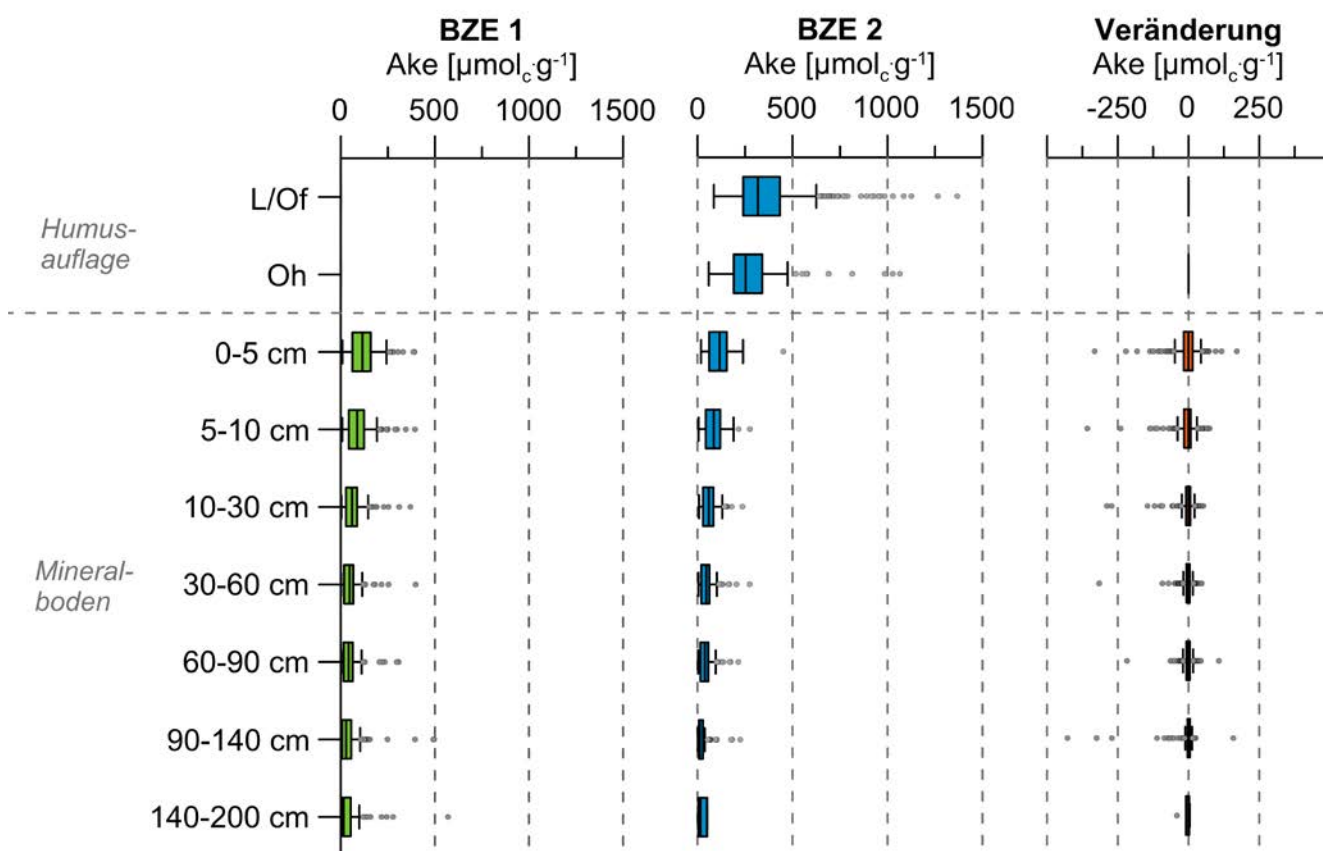


Abb. 8.4: Effektive Austauschkapazität (AKe) in Humusauflage und Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE 1 (links) und BZE 2 (mittig) sowie deren Veränderung (rechts) in einem Zeitraum von ca. 16 Jahren, gepaarte Stichprobe; AKe-Bestimmung im Humus wurde während der BZE 1 nicht durchgeführt

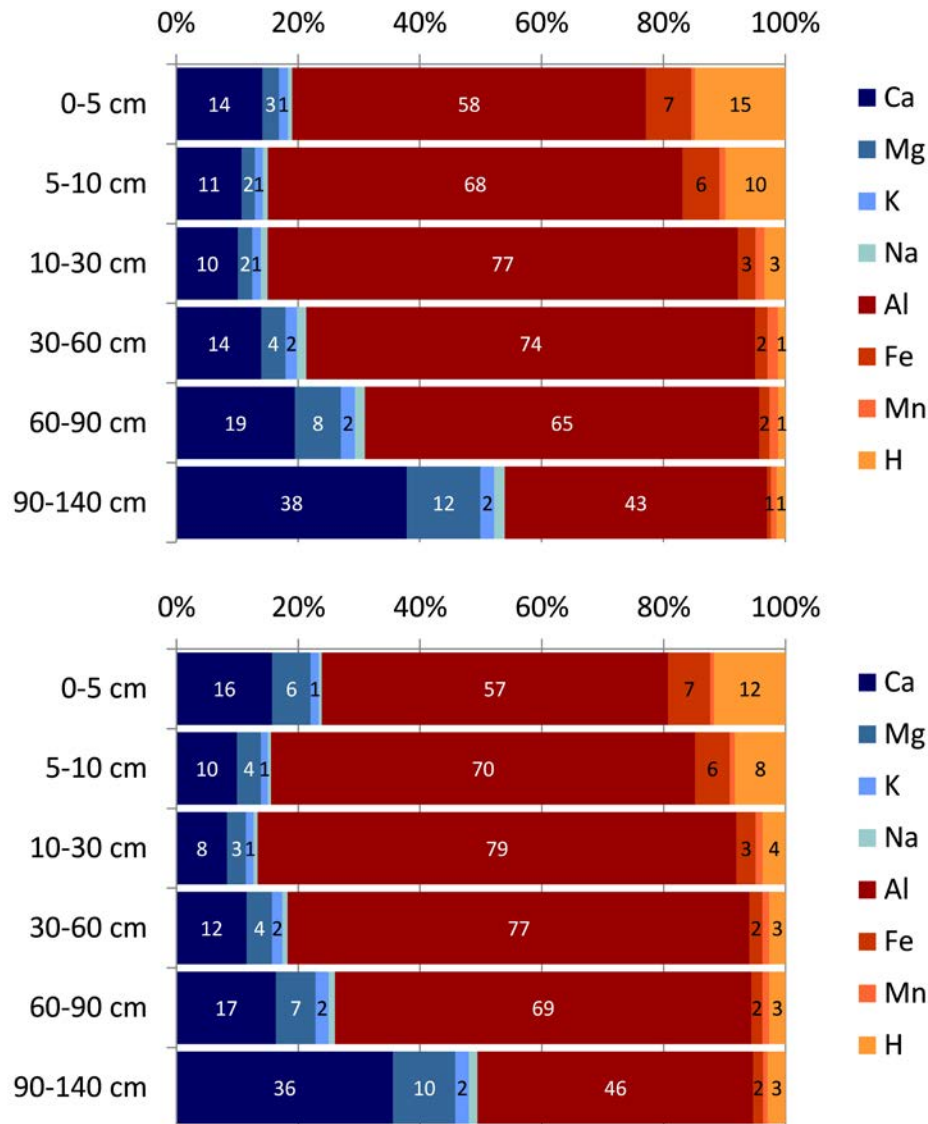


Abb. 8.5: Mittlere relative Austauscherbelegung in den Mineralbodentiefenstufen zum Zeitpunkt der BZE 1 (oben) und BZE 2 (unten)

8.3 Basensättigung

Neben dem pH-Wert und der Austauschkapazität ist die Basensättigung (BS) ein weiterer wichtiger Indikator für die Bewertung des chemischen Zustandes von Böden. Abgeleitet aus den Messungen zur Austauschkapazität (AKe) wird der prozentuale Anteil der basischen Kationen wie Ca, Mg, K und Na an der AKe als Basensättigung ausgedrückt. In Tabelle 8.5 und Abbildung 8.6 ist der Tiefenverlauf der Basensättigung in Abhängigkeit zum Aufnahmezeitpunkt dargestellt.

Die Humusaufgaben zeigen zum jetzigen Zeitpunkt die höchste Basenausstattung mit 78 % (L/Of-) bzw. 41 % (Oh-Horizont). Grund hierfür ist die hohe Nährstoffaus-

stattung der Baumbestände, die sich letztendlich in der Zusammensetzung der Blatt- bzw. Nadelstreu widerspiegelt. Im Hauptwurzelraum liegt die Basensättigung aller sächsischen Punkte bei weniger als 20 % und kann nach AK STANDORTSKARTIERUNG (2016) als gering bezeichnet werden. Die sächsischen Standorte können somit als basenarm eingestuft werden. Innerhalb dieses Wertebereiches verliert ein Standort an Elastizität und Puffervermögen gegenüber atmosphärischen Säureeinträgen. Nach RIEK UND WOLFF (2007) gelten Basensättigungen von weniger als 15 % als kritisch und führen zu einem signifikanten Anstieg der Al-Ionen in der Bodenlösung. Diese wiederum wirken toxisch auf das Wurzelsystem von Waldbäumen und schränken dessen Funktionalität und Produktivität ein.

Tab. 8.5: Basensättigung (%) in der Auflage und im Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE 1 und BZE 2 (n = Anzahl, min = Minimum, q25 = Quantil 25, M = Median, m = Mittelwert, q75 = Quantil 75, max = Maximum)

| Tiefenstufe | BZE 1 (1992/96/97) | | | | | | | BZE 2 (2006/12/14) | | | | | | |
|-------------|--------------------|-----|-----|----|----|-----|-----|--------------------|-----|-----|----|----|-----|-----|
| | n | min | q25 | M | m | q75 | max | n | min | q25 | M | m | q75 | max |
| L+Of | - | - | - | - | - | - | - | 278 | 15 | 67 | 78 | 77 | 91 | 100 |
| Oh | - | - | - | - | - | - | - | 252 | 5 | 27 | 41 | 47 | 67 | 100 |
| 0-5 cm | 278 | 3 | 9 | 14 | 20 | 22 | 99 | 277 | 3 | 9 | 15 | 21 | 24 | 99 |
| 5-10 cm | 278 | 3 | 7 | 10 | 16 | 18 | 99 | 277 | 2 | 6 | 10 | 14 | 15 | 97 |
| 10-30 cm | 278 | 3 | 5 | 9 | 14 | 15 | 99 | 277 | 1 | 5 | 7 | 12 | 11 | 99 |
| 30-60 cm | 278 | 2 | 7 | 11 | 17 | 20 | 100 | 276 | 2 | 5 | 8 | 13 | 13 | 99 |
| 60-90 cm | 273 | 4 | 8 | 16 | 24 | 32 | 100 | 256 | 3 | 7 | 10 | 18 | 20 | 100 |
| 90-140 cm | 167 | 4 | 13 | 24 | 35 | 51 | 100 | 93 | 4 | 11 | 15 | 24 | 22 | 99 |
| 140-200 cm | 90 | 3 | 20 | 44 | 46 | 70 | 100 | 9 | 4 | 16 | 19 | 24 | 27 | 79 |

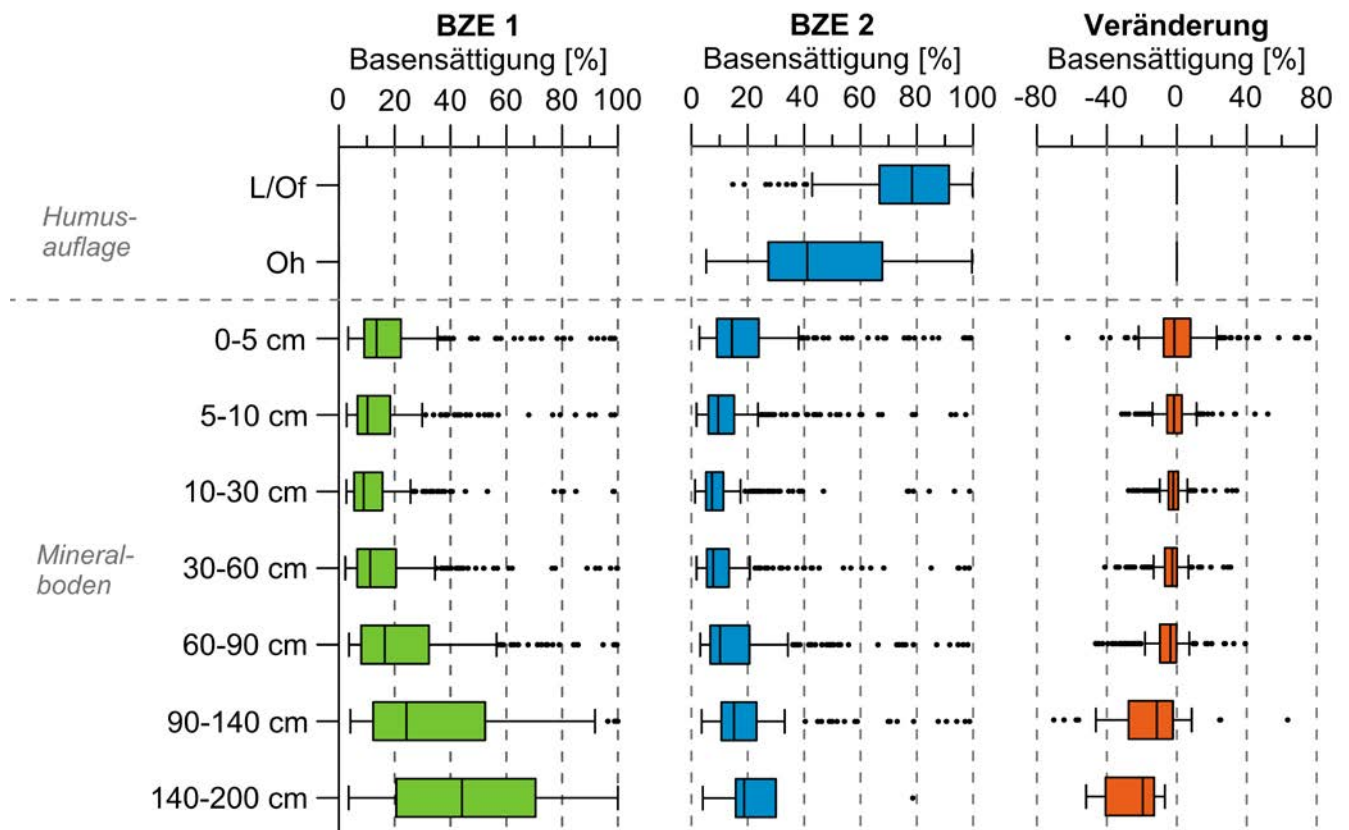


Abb. 8.6: Basensättigung (BS) in Humusauflage und Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE 1 (links) und BZE 2 (mittig) sowie deren Veränderung (rechts) in einem Zeitraum von ca. 16 Jahren, gepaarte Stichprobe; keine Bestimmung der Humus-BS während der BZE 1

Die regionale Verteilung der Basensättigung zeigt für die sächsischen Böden ein einheitliches Bild (siehe Statistik- und Kartenanhang zur Bodenchemie). Fast $\frac{3}{4}$ aller BZE-Punkte besitzen im Mineralboden von 0–90 cm eine geringe Ausstattung mit basischen Kationen ($< 20\%$ BS). Das Erzgebirge zählt mit den bayerischen Mittelgebirgen, dem Thüringer Wald, Schwarzwald, Odenwald, Spessart und Rheinischem Schiefergebirge zu den Regionen mit einer weit verbreiteten Basenverarmung in allen Tiefenstufen (WELLBROCK et al. 2016a). Hohe Basengehalte dagegen, auch in den unteren Bodenschichten, sind auf das Sächsische Hügelland und den Leipziger Raum (Auen) beschränkt.

Eine Bewertung der Kalkungswirkung auf die Basensättigung ist wie beim pH-Wert und der AKe dem Folgekapitel zu entnehmen.

Die Basensättigung von Podsolen und Braunerden zwischen 5 und 90 cm Mineralbodentiefe ist als sehr gering einzuschätzen (AK STANDORTSKARTIERUNG 2016). Lediglich die ersten 5 cm des Mineralbodens sind etwas besser mit basischen Kationen versorgt und zeigen damit eine deutliche Beeinflussung durch die Humusaufgabe (siehe Anhang). Basenreichere Verhältnisse im Unterboden von über 20% BS zeigen vor allem die stau- und grundwasserbeeinflussten Standorte (Pseudogley, Stagnogley, Gley).

Veränderungen der Basensättigung zwischen beiden Inventuren lassen nur für die oberen 5 cm eine Erhöhung erkennen. Ab 5 cm Tiefe ergibt sich im direkten Vergleich eine Verringerung, trotz gekalkter Standorte (Abb. 8.6). Vor allem in den Tiefenstufen 30–60 cm und 60–90 cm sind die Abnahmen sowohl im Median als auch im Mittelwert am deutlichsten. Auch für den bundesdeutschen Datensatz sind nur in 0–5 cm Tiefe Erhöhungen zu erkennen (WELLBROCK et al. 2016a). Auch die im Bundesbericht festgestellte Abnahme im gesamten Mineralboden deckt sich gut mit der sächsischen Stich-

probe. In Sachsen nimmt die BS in 60–90 cm um $3,6\%$ ab. Dies entspricht einer jährlichen Veränderungsrate von $0,24\%$ (Deutschland: $0,28\%$). Es ist davon auszugehen, dass die Säurebelastung in den untersten Tiefenstufen durch die historischen Schwefelsäurelasten immer noch sehr hoch ist und daher die Puffersysteme weiter an Substanz verlieren.

Nach KÖLLING et al. (1996) und KÖLLING (2010) können die Tiefenverläufe der Basensättigung hinsichtlich ihrer unterschiedlichen Form in fünf verschiedene Typen unterteilt werden (Abb. 8.7). Grundlage sind Clusteranalysen auf dem Datensatz der Humusaufgabe (L/Of) und des Mineralbodens bis 90 cm Tiefe. Zusätzlich wurde durch HARTMANN et al. (2016) der Typ 5 unterteilt in Standorte mit geringer BS im Mineralboden und hoher BS in der Humusaufgabe (5a) sowie mäßiger BS im Humus und geringer BS im restlichen Profil (5b). Als von der Kalkung und anderen Maßnahmen (beispielsweise Kippenböden) beeinflusster Standort mit hoher BS in der Humusaufgabe und im Oberboden wurde außerdem Typ 6 hinzugefügt.

Die Einstufung aller sächsischen BZE-Punkte nach Basensättigungstypen ergibt eine deutliche Konzentration von über $\frac{3}{4}$ (bzw. 79%) aller Punkte auf den Basentyp 5 (Abb. 8.7 und 8.8). Es zeigt sich über ganz Sachsen hinweg eine starke Basenverarmung im gesamten Tiefenverlauf des Mineralbodens. Regionale Unterschiede nach Wuchsgebieten oder Bestockungsformen sind nicht zu beobachten. Standorte mit einer etwas höheren BS im Humus (Typ 5a) dominieren dabei den Datensatz mit über 60% .

BZE-Punkte mit einer fortgeschrittenen Versauerung im Oberboden, aber einem basenreichen Unterboden (Typ 4) sind vor allem im sächsischen Hügelland auf Lößstandorten anzutreffen und bilden mit 14% die zweitstärkste Gruppe.

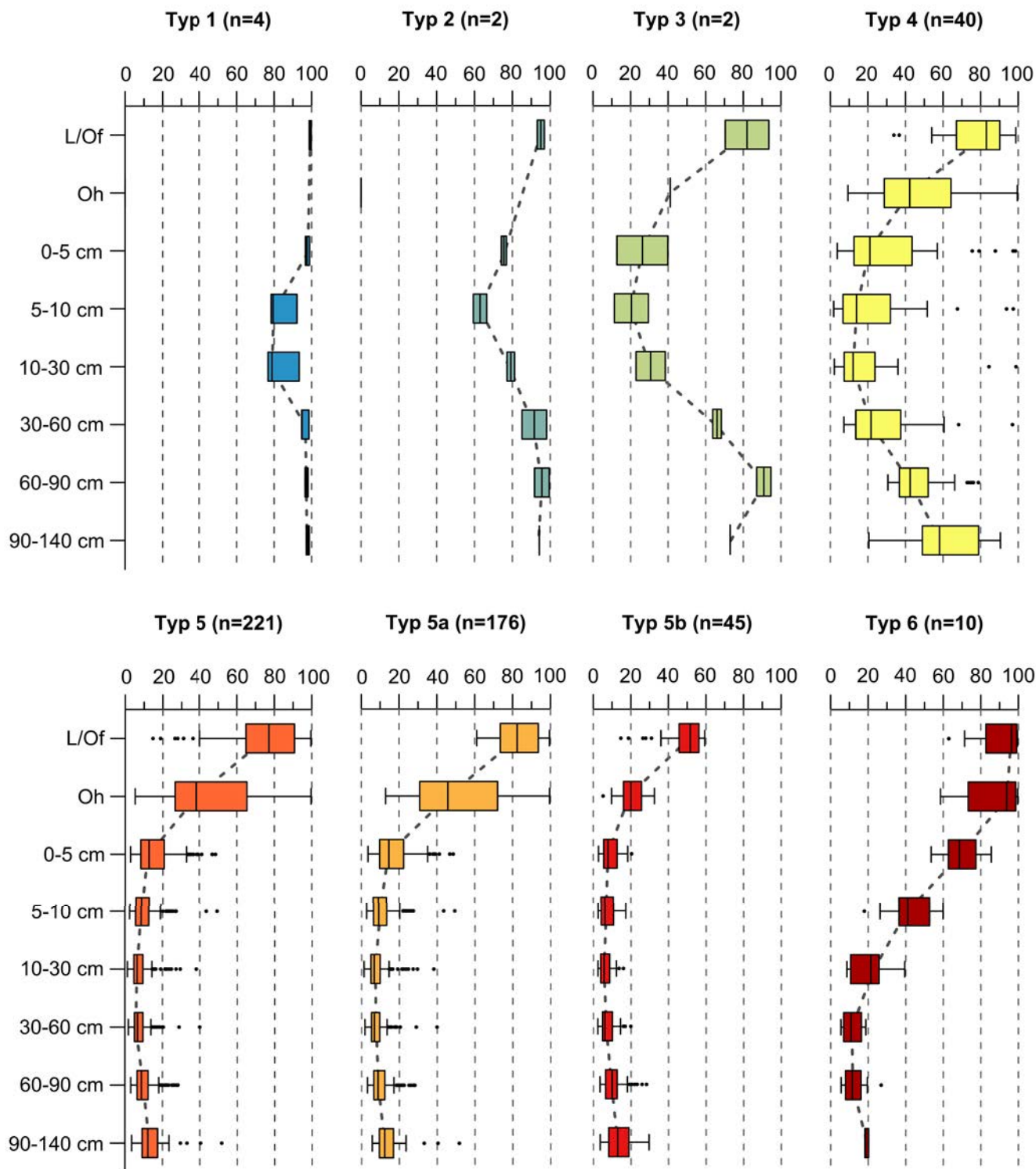


Abb. 8.7: Tiefenprofile der Basensättigung (%) sächsischer BZE-Punkte; Ausweisung der Basentypen nach KÖLLING (2010), modifiziert nach HARTMANN et al. (2016)

Gekalkte Standorte (Erzgebirge) bzw. Böden aus Kippsubstraten (Nordostsachsen) finden sich im Typ 6 wieder und sind mit lediglich 4 % am gesamten Datensatz vertreten. Ein Großteil dieser Punkte im Erzgebirge und Vogtland (Abb. 8.8) wurde gekalkt ($14-16 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$). Gekalkte Standorte finden sich aber auch im Basentyp 5 wieder, jedoch ohne ausreichende Tiefenwirkung wie im Typ 6.

Die Basentypen 1 bis 3 mit einer hohen Basensättigung im gesamten Profil konnten lediglich auf acht Punkten (3 %) in Sachsen bestätigt werden und haben ihren Verbreitungspunkt im Leipziger Raum auf Auenstandorten (Bodentyp Vega).

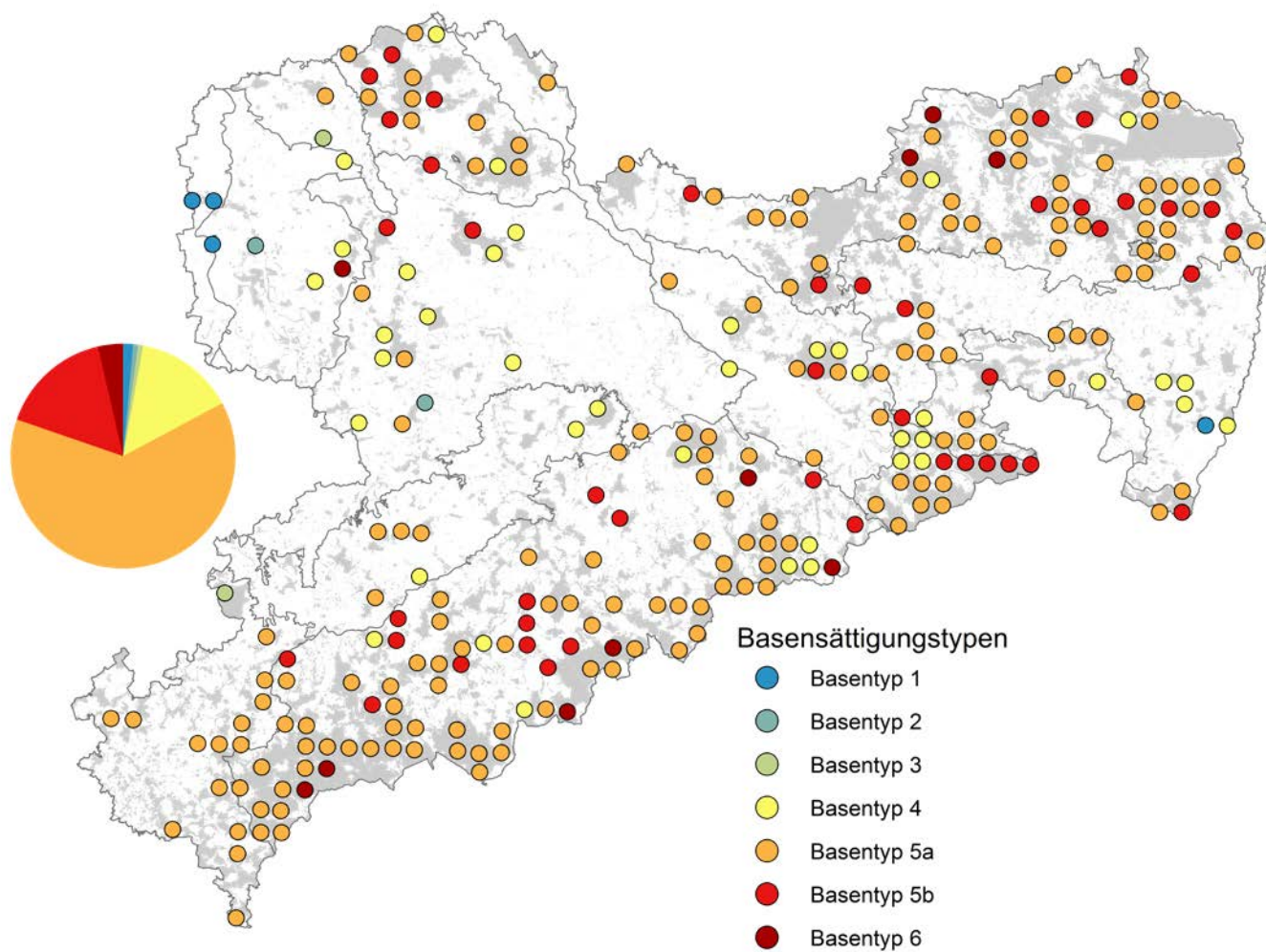


Abb. 8.8: Regionale Verteilung der Basensättigungstypen; Ableitung der Basensättigungstypen nach KÖLLING (2010), modifiziert nach HARTMANN et al. (2016)



9 Effekte der Waldkalkung

Kann der Versauerungsfortschritt gestoppt werden?

Die Durchführung von Bodenschutz- bzw. Kompensationskalkungen auf Waldflächen wird im Freistaat Sachsen seit über 30 Jahren praktiziert. Ausgelöst durch die Diskussion zum Thema Waldsterben und dem Eintrag von saurem Regen seit Beginn der 1980er-Jahre, ist die Zuführung von Nährstoffen durch Kalkungen ein wichtiges Instrument zur Stabilisierung von Bodenparametern wie der Basensättigung und des pH-Wertes sowie zur Verminderung von Ernährungsdisharmonien bei Waldbäumen.

Neben dem pH-Wert als rasch zu bestimmendem Parameter zur Einschätzung des Säure- und Basenhaushaltes des Bodens sind vor allem die Basensättigung des Bodens und der Ernährungszustand der Waldbäume ein wichtiges

Hilfsmittel zur Einschätzung der Kalkungsnotwendigkeit (MAYER et al. 2003, ULRICH 1985).

Ziele der Bodenschutzkalkung in Sachsen

- Kompensation der Säurelasten des Bodens
- Kompensation aktueller Säureinträge
- Verbesserung der Lebensbedingungen für Bodenlebewesen und Baumwurzeln
- Verbesserung der Erdalkali-Ernährung und damit der Vitalität der Waldbestände
- Förderung der Entwicklung von Mineralboden-Humusformen
- Schutz von Quell- und Grundwasser vor Schwermetall-, Aluminium- und Säureinträgen

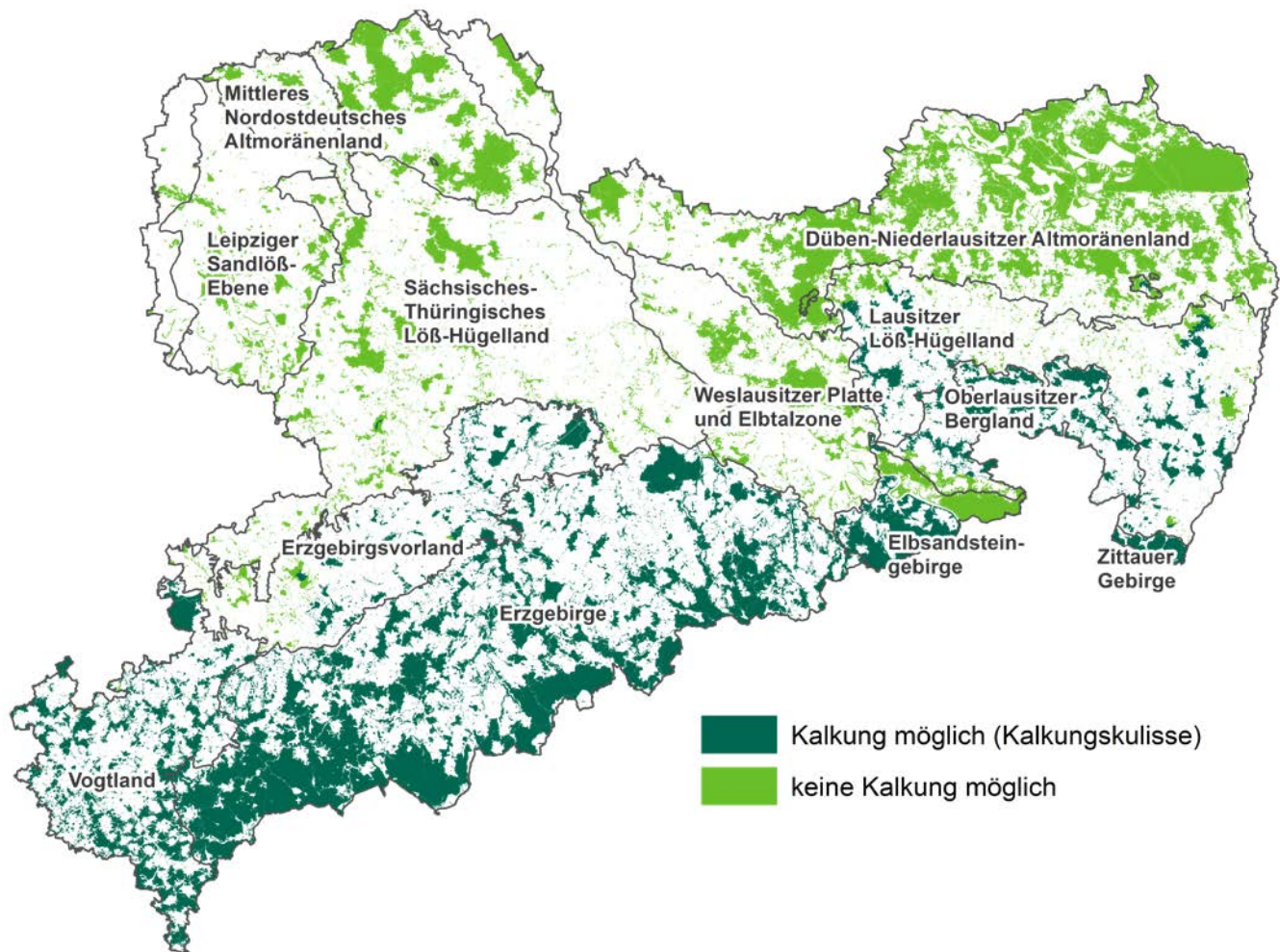


Abb. 9.1: Darstellung der sächsischen Waldflächen innerhalb und außerhalb der Kalkungskulisse

Aufgrund der geologischen Ausstattung sächsischer Waldstandorte, zumeist Sande und magmatische bzw. metamorphe Gesteine, liegen die pH-Werte der daraus entstandenen Böden – meist saure Braunerden und Podsole – von Natur aus im leicht sauren Milieu. Vor allem die Hauptnährelemente wie Magnesium und Calcium stehen dem aufstockenden Bestand nur in eingeschränktem Maße zur Verfügung. Davon betroffen sind z. B. die Wuchsgebiete im sächsischen Mittelgebirge wie Erzgebirge oder Vogtland und das Lausitzer Löß-Hügelland (sogenannte Kalkungskulisse, Abb. 9.1.)

Die Planung und Durchführung der Kalkung wird in den einzelnen Bundesländern in unterschiedlicher Art und Weise praktiziert (JACOB et al. 2013, THOMS 2018). Die Auswahl und Abgrenzung der Kalkungsflächen folgt in Sachsen einem hierarchisch angeordneten Ablauf- und Entscheidungsschema. Als Entscheidungsgrundlagen werden verwendet: die Forstgrundkarte, Informationen über vorangegangene Kalkungsmaßnahmen (seit 2009

für alle Kalkungen ab 1986 landesweit digital verfügbar), die forstliche Standortkartierung, regionalisierte Ergebnisse des forstlichen Monitorings zum Oberbodenzustand, die Waldfunktionenkartierung, die Biotopkartierung, Bestandsinformationen aus dem Waldinformationssystem und naturschutzfachliche Planungen.

Die Kalkungsplanung erfolgt zentral, besitzübergreifend und seit 2014 digital über ein Planungsmodul im System FGIS online. Die Kalkung orientiert sich klar an den Wuchsgebieten als einer Ableitung der klimatischen und geologisch-geografischen Strukturen. Hierbei ist deutlich die Kalkungswürdigkeit des Erzgebirges und des Vogtlandes erkennbar, wohingegen Waldstandorte der nordsächsischen Wuchsgebiete wie des Dübener-Niederlausitzer Altmoränenlandes aufgrund des Regionalklimas, der Nährstoffausstattung/-bindefähigkeit und/oder der aktuellen Bestockungssituation nicht gekalkt werden (Kalkungsleitfaden Sachsen 2018, in Vorbereitung).

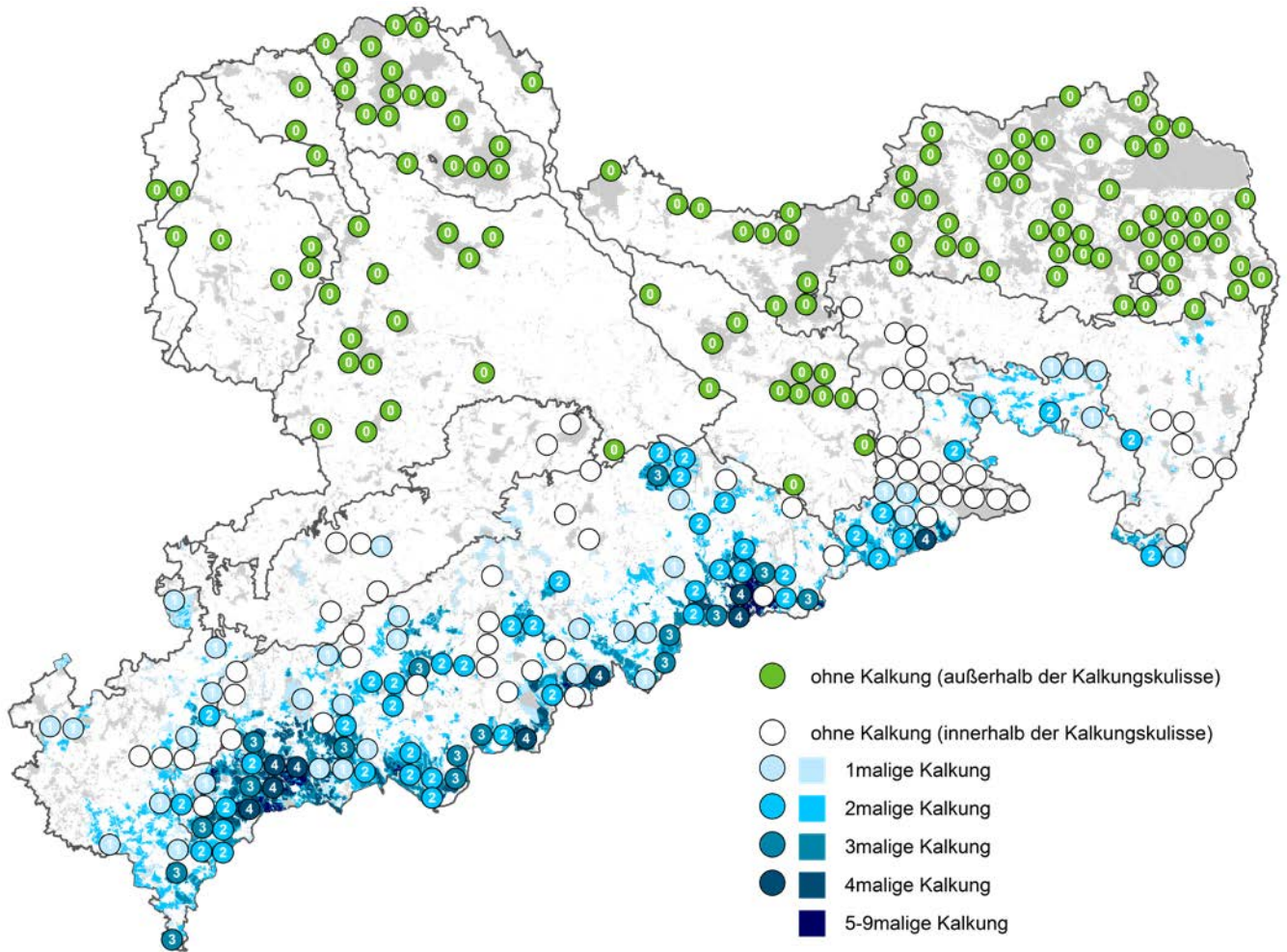


Abb. 9.2: Anzahl der Kalkungen am BZE-Punkt bis zum Zeitpunkt der BZE 2-Beprobung

Abbildung 9.2 zeigt die Lage der BZE-Punkte innerhalb der sächsischen Kalkungskulisse und deren Kalkungshäufigkeit bis zur zweiten BZE-Probenahme. Von den 279 BZE 2-Punkten liegen 162 Punkte innerhalb der Kalkungskulisse. Davon wiederum wurden rund 63 % ($n = 102$) seit Beginn der Kalkungsmaßnahmen (1986) bis zur Entnahme von Bodenproben (2006/12/14) zwischen ein- und viermal gekalkt (einmal: 32 %; zweimal: 43 %; dreimal: 15 %; viermal: 10 %). Auch im Vergleich mit den Kalkungshäufigkeiten für alle Flächen liegt der Schwerpunkt auf den zweimal gekalkten Flächen, gefolgt von den einmal gekalkten. Je nach Lage der Standorte innerhalb der Kalkungskulisse und dem Zeitpunkt der Kalkung wurden durch einmalige Kalkungen $3,0 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ bis $4,5 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ ausgebracht.

Für die Bewertung der Kalkungswirkung wurde das gesamte Stichprobenkollektiv in Punkte innerhalb (Bergland/Vorland) und außerhalb (Tief-/Hügelland) der Kalkungskulisse unterteilt (Abb. 9.2). Aus dieser wiederum

wurden nur Standorte einbezogen, die nach LEUBE (2000) effektiv gekalkt werden dürfen (z. B. ohne Nass-Standorte, Moore, reiche und kräftige Standorte). Punkte innerhalb der Kulisse wurden wiederum in ungekalkte (ohne Kalkung) und ein- bis viermal gekalkte Punkte eingeteilt. Zusätzlich wurden im Jahr 2012 fünf Punkte außerhalb des BZE-Rasters in der Nähe des Kahleberges (Osterzgebirge) beprobt, die laut digitalem Kalkungsvollzug eine sechs- bis achtmalige Kalkung aufwiesen. Zur Darstellung der Auswirkung von Kalkungen auf bodenchemische Parameter wurden neben der Humusaufgabe auch die Mineralbodentiefenstufen 0–5, 5–10, 10–30 und 30–60 cm betrachtet.

9.1 Auswirkungen der Kalkungen auf die Basensättigung

Grundsätzlich zeigen, wie in Abb. 9.3 zu sehen ist, die Standorte im sächsischen Tief- und Hügelland (grün) eine höhere Basensättigung als alle ungekalkten Standorte innerhalb der Kalkungskulisse (weiß).

Bereits durch ein- bzw. zweimalige Kalkung steigt die BS in der Humusauflage im Vergleich zu den ungekalkten Standorten signifikant an. Kalkungen darüber hinaus führen zu einer maximalen Basensättigung in beiden Horizonten.

Eine Tiefenwirkung durch die Zugabe von Magnesium und Calcium in den mineralischen Oberboden ist lediglich bis 10 cm Tiefe nachweisbar. In der sich anschließenden Tiefenstufe (10–30 cm) sind die Reaktionen nur marginal ausgeprägt und nur nach sechs- bis achtmaligen Kalkungen sichtbar (höhere Spannweite). In 30–60 cm Tiefe verschwimmen die Unterschiede zwischen Standorten des Tief- und Hügellandes sowie ungekalkten und gekalkten Punkten deutlich.

Ungekalkte Standorte innerhalb der Kalkungskulisse haben zwischen beiden Inventuren im mineralischen Oberboden (0–60 cm) etwa 3 % Basensättigung verloren. Die stärksten Rückgänge zeigen sich in der Tiefe 30–60 cm, gefolgt von der Tiefenstufe 5–10 cm und 0–5 cm.

Ähnliche Tendenzen, aber auf einem doppelt so hohen Niveau, lassen sich für die ungekalkten Tieflandsstandorte beobachten: Rückgänge um mehr als 7 % BS in den Tiefenstufen 0–5 und 30–60 cm. Vor allem rückläufige Einträge von Flugasche (basische Staubeinträge) nach 1990 können hierfür verantwortlich gemacht werden.

Nach dem Kalkungsleitfaden von LEUBE (2000) wird im mineralischen Oberboden bis 30 cm eine Basensättigung von 15 % angestrebt. Dies wird in 0–5 cm nach zweimaliger Kalkung, in 5–10 cm nach viermaliger Kalkung und in 10–30 cm nach sechs- bis achtmaliger Kalkung erreicht (siehe Schwellenwert in Abb. 9.3).

Auf den gekalkten BZE-Punkten (ein- bis viermal) zeigt sich zwischen beiden Inventuren die stärkste Zunahme in 0–5 cm Tiefe (plus 9 % BS) gefolgt von der Tiefenstufe 5–10 cm (plus 3 % BS). Geringe bis keine Verän-

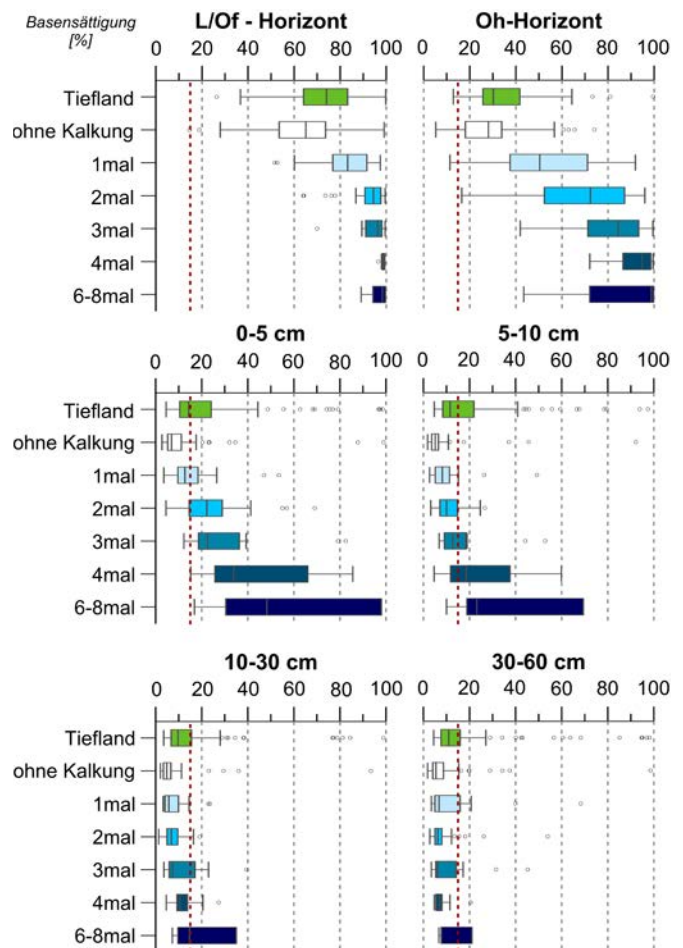


Abb. 9.3: Basensättigung (%) in Humus und Tiefenstufen des Mineralbodens bis 60 cm für BZE-Punkte innerhalb der Kalkungskulisse ohne Kalkung (weiß), mit unterschiedlicher Kalkzugabe (blau) und außerhalb der Kalkungskulisse (grün, Tiefland); die rote Linie markiert die kritische Grenze von 15 % Basensättigung, unterhalb davon kommt es zum signifikanten Anstieg der Al-Ionen in der Bodenlösung

derungen der Basensättigung sind zwischen BZE 1 und BZE 2 in 10–30 cm bzw. 30–60 cm zu beobachten.

9.2 Auswirkungen der Kalkungen auf den pH-Wert

Ungekalkte Standorte innerhalb der Kalkungskulisse weisen sowohl in der Humusauflage als auch im Mineralboden einen niedrigeren pH-Wert auf als ungekalkte Standorte des Tieflandes (Abb. 9.4). Bereits durch eine einmalige Kalkung steigt der pH-Wert auf das Niveau der BZE-Punkte im Tiefland.

In beiden untersuchten Humushorizonten (L/Of und Oh) innerhalb der Kalkungskulisse nimmt der pH-Wert linear

mit der Anzahl der Kalkung zu. Der Median steigt nach sechs- bis achtmaliger Kalkung auf über pH 5,5. Im Vergleich dazu zeigen ungekalkte Standorte innerhalb der Kalkungskulisse einen pH-Wert in der Humusauflage zwischen 3,5 und 4,0.

Im Mineralboden sind die Auswirkungen der Kalkung auf den pH-Wert besonders deutlich in 0–5 cm Tiefe zu sehen. Darunter sind die Veränderungen nur marginal und werden vor allem durch das geologische Ausgangssubstrat überprägt und dominiert.

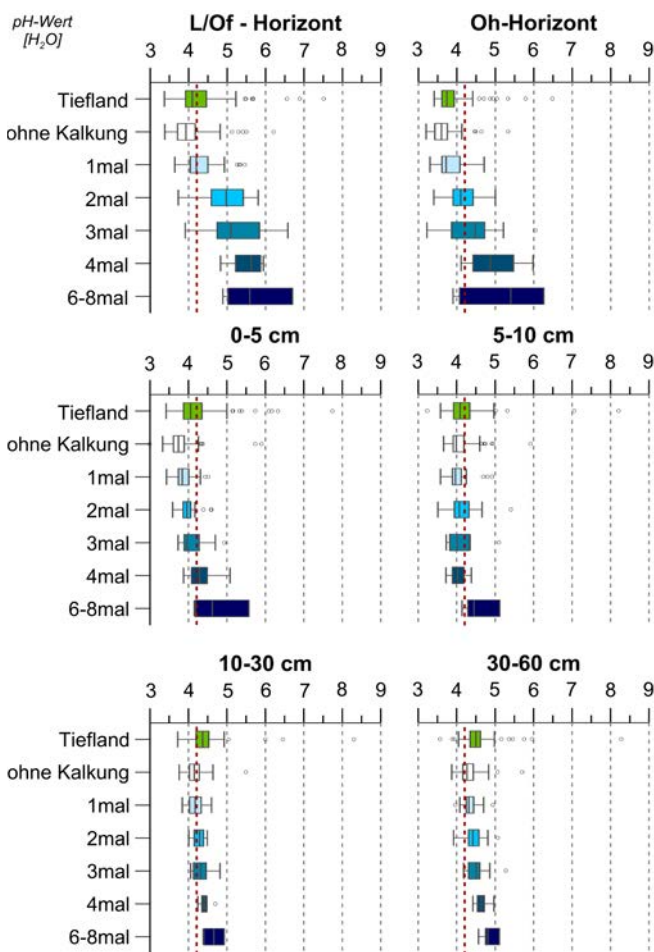


Abb. 9.4: pH-Werte in Humus und Tiefenstufen des Mineralbodens bis 60 cm für BZE-Punkte innerhalb der Kalkungskulisse ohne Kalkung (weiß), mit unterschiedlicher Kalkzugabe (blau) und außerhalb der Kalkungskulisse (grün, Tiefland); die rote Linie markiert den pH-Schwellenwert nach LEUBE (2000) von 4,2

Überschreitungen des pH-Schwellenwertes nach LEUBE (2000) von 4,2 (Übergang vom Aluminiumpufferbereich zum Austauscherpufferbereich – siehe Kapitel 9) erfolgen in der ersten Mineralbodentiefenstufe ab viermaliger Kalkung und in 5–10 cm erst durch sechs- bis achtmalige

Kalkungen. In den darauffolgenden Tiefenstufen (10–30 und 30–60 cm) überwiegt größtenteils der Einfluss des Ausgangssubstrates und Kalkungswirkungen sind nur bedingt sichtbar. Auch ohne Kalkung sind die pH-Werte der Tiefenstufen 10–30 und 30–60 cm über dem Schwellenwert von 4,2.

9.3 Auswirkungen der Kalkungen auf die Austauschkapazität

Tieflandstandorte weisen in allen Mineralbodentiefenstufen eine deutlich geringere Austauschkapazität (AKE) auf als ungekalkte und gekalkte Standorte der Kalkungskulisse. Im Humus liegen sie in etwa gleichauf mit ungekalkten Standorten der Festgesteinsböden.

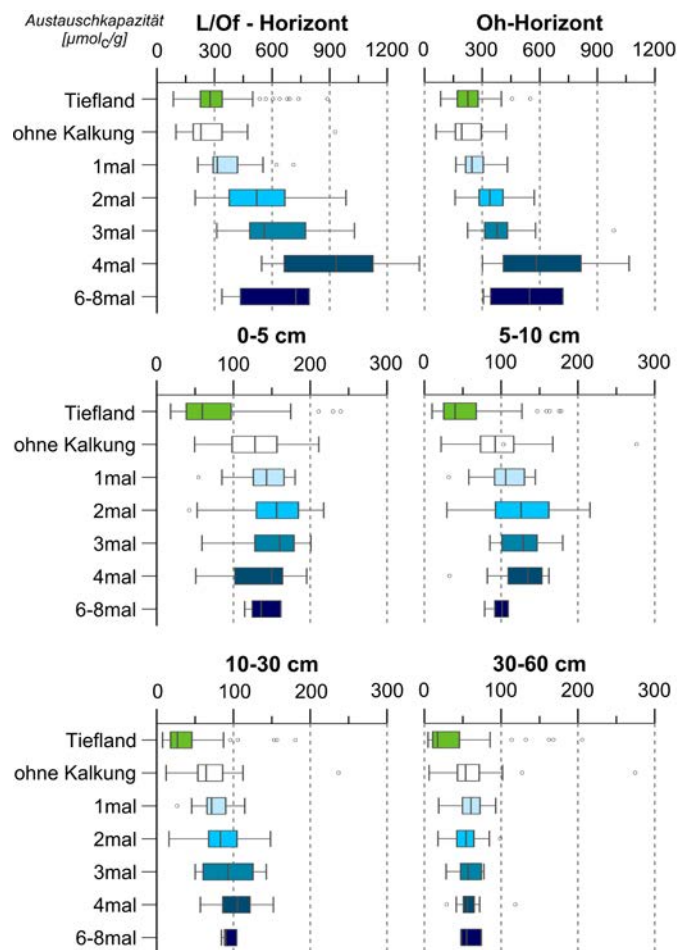


Abb. 9.5: Austauschkapazität [$\mu\text{mol}\cdot\text{g}^{-1}$] in Humus und Tiefenstufen des Mineralbodens bis 60 cm für BZE-Punkte innerhalb der Kalkungskulisse ohne Kalkung (weiß), mit unterschiedlicher Kalkzugabe (blau) und außerhalb der Kalkungskulisse (grün, Tiefland)

Die deutlichsten Anstiege der AKe zeigen sich infolge der Kalkung in den Humusauflagen. Während die AKe der ungekalkten Punkte bei 200 bis 230 $\mu\text{mol}_c\cdot\text{g}^{-1}$ liegt, steigt diese bereits durch einmalige Kalkgabe auf über 300 $\mu\text{mol}_c\cdot\text{g}^{-1}$ an. Maximalwerte von über 900 $\mu\text{mol}_c\cdot\text{g}^{-1}$ finden sich auf viermal gekalkten Standorten.

Innerhalb des oberen Mineralbodens (0–10 cm) sind die Anstiege durch die Kalkung nicht so deutlich wie im Humus. Die Anstiege mit zunehmender Kalkung sind nicht linear und eher ungerichtet. Lediglich ein- und zweimalige Kalkungen zeigen eine Veränderung an, während durch höhere Kalkgaben keine AKe-Anstiege eintreten. Es ist davon auszugehen, dass eine Verringerung der AKe infolge der historischen und aktuellen Bodenversauerung durch Kalkungen verhindert werden kann (VERHOFF et al. 1996). Im Unterboden sind vor allem in 30–60 cm keine Unterschiede in der AKe zwischen ungekalkten und gekalkten Standorten der Kalkungskulisse zu beobachten.



10 Belastung der Waldböden durch Schwermetalle

Sind historische Belastungen rückläufig?

10.1 Allgemeine Ausführungen zu Schwermetallen

Metalle, die eine spezifische Dichte von mehr als $4,5 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ (in anderen Quellen auch $5 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$) aufweisen, sind der Gruppe der Schwermetalle zugeordnet. Diese werden in einem hohen Maße in Böden gebunden und zeigen je nach Element eine charakteristische Verteilung über das Profil. Vor allem die Fähigkeit von Böden, Schwermetalle zu immobilisieren, hängt in hohem Maße vom physikochemischen Bodenmilieu und von der Anwesenheit organischen Materials (Humus) sowie reaktionsfreudiger Eisenoxide ab (VÖLKELEL 2003).

Während Kupfer (Cu), Mangan (Mn) und Zink (Zn) als essenzielle Spurenelemente fungieren (FINCK 1991), wirken Cadmium (Cd), Kobalt (Co), Chrom (Cr), Nickel (Ni) und Blei (Pb) bereits in geringen Mengen toxisch (VÖLKELEL 2003).

Schwermetalle lassen sich aufgrund ihres Eintragspfades in drei Gruppen unterteilen:

- atmogene(r) Herkunft bzw. Eintragspfad (Blei und Cadmium)
- atmogene(r) und geogene(r) Herkunft bzw. Eintragspfad (Kupfer, Mangan und Zink)
- geogene(r) Herkunft bzw. Eintragspfad (Kobalt, Chrom und Nickel)

Für alle sächsischen BZE2-Punkte (Grundraster und Verdichtung) wurden die Schwermetallkonzentrationen sowohl in der organischen Auflage als auch im beprobten Mineralboden als Königswasserextrakt (KW) bestimmt.

Wie Abb. 10.1 zu entnehmen ist, findet bei Cd und Pb (atmogene Herkunft) eine Anreicherung in den Humusauflagen statt. Von dort aus nehmen die Konzentrationen

mit der Tiefe ab. Es zeigt sich eine enge Verbindung bei- der Schwermetalle zur organischen Auflage bzw. orga- nischen Substanz (Kohlenstoff). Vor allem Blei wurde in der Vergangenheit zu einem Großteil über Immissionen (Bergbau) und im Zuge der Verwendung im Autokraft- stoff Benzin eingetragen. Mit der Einführung des blei- freien Benzins sind die Einträge zwar rückläufig (vgl. Depositionen auf den Level II-Flächen), aber Blei wird immer noch im Waldökosystem gespeichert. Austräge finden kaum statt.

Hohe Cu-, Mn- und Zn-Gehalte finden sich in der Auflage und in den untersten Tiefenstufen des Mineralbodens (Abb. 10.1). Dies ist ein Hinweis auf den Eintrag dieser drei Schwermetalle sowohl über die Atmosphäre als auch eine Zuführung über die Verwitterung des Ausgangs- gesteines (geogener Pfad). Auch die Funktion als Nähr- element (Spurenelement) wird sichtbar, da eine Rückfüh- rung über den Streufall stattfindet (kleiner Stoffkreislauf).

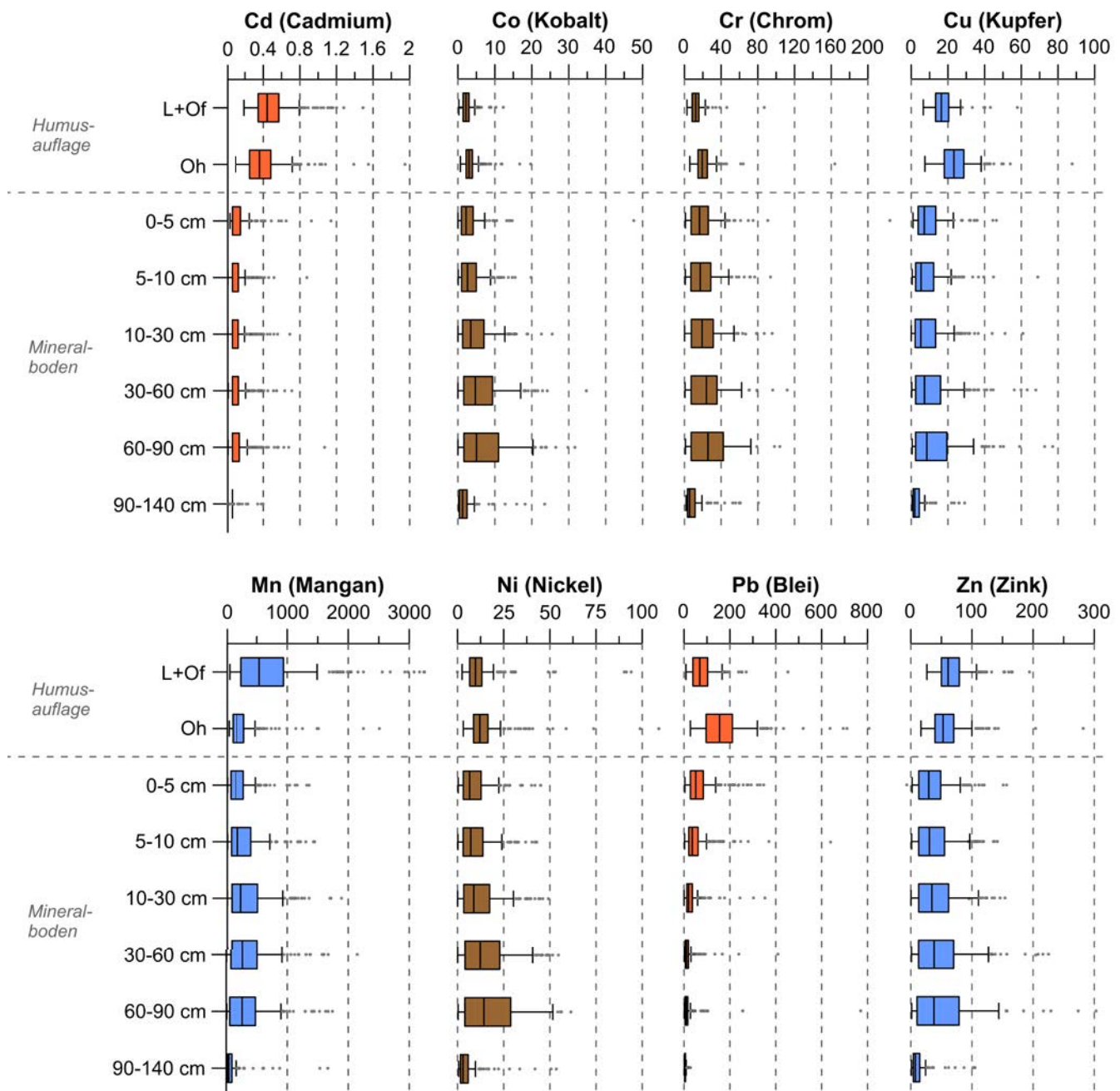


Abb. 10.1: Tiefenverlauf der Gehalte an Schwermetallen (mg·kg⁻¹) in der Humusauflage und im Mineralboden zum Zeitpunkt der BZE 2 (Eintragungspfad: orange = atmosphärisch, blau = atmosphärisch und geogen, braun = geogen; Tiefe 90–140 cm nur aus sandigen Substraten)

Hohe Gehalte von Co, Cr und Ni im mineralischen Unterboden sind hauptsächlich durch das geologische Ausgangssubstrat geprägt. Die Gehalte der drei genannten Schwermetalle zeigen keine Anreicherung im Oberboden. Dies widerspricht einem Eintragspfad über die Immissionen und einer Rolle als Nährelement.

10.2 Blei und Cadmium

Blei geht im Humus und Boden eine Komplexierung mit Eisen-, Aluminium- und Manganoxiden ein. Mit steigendem pH-Wert sinkt die Löslichkeit von Blei. Aufgrund des bereits beschriebenen Eintragspfades von Blei ist eine Anreicherung im Humus und im mineralischen Oberboden die Folge. Die Mediane der vier ersten Horizonte (Tab. 10.1) liegen zwischen 36 und 155 mg·kg⁻¹. Die höchsten Gehalte mit 971 mg·kg⁻¹ und 1.240 mg·kg⁻¹ wurden in 0–5 bzw. 5–10 cm gemessen. Mit zunehmender Bodentiefe gehen die Gehalte zurück und liegen in 90–140 cm bei weniger als 4 mg·kg⁻¹.

Cadmium wird ebenso wie Blei an metallorganischen Komplexen gebunden. Eine Verlagerung bis hin zur Auswaschung mit dem Bodensickerwasser findet bereits bei pH-Werten unter 6,5 statt. Der Tiefenverlauf für Cd ist ähnlich wie beim Blei aber auf einem wesentlich niedrigeren Niveau. Der Median in den relevanten Bodenschichten liegt zwischen 0,05 (Bestimmungsgrenze) und 0,44 mg·kg⁻¹. Maximalwerte von 2,0 bzw. 2,6 mg·kg⁻¹ sind allesamt der Humusaufgabe zuzuordnen (Tab. 10.1).

10.3 Kupfer und Zink

Das sehr immobile **Kupfer** geht wie die beiden zuvor genannten Schwermetalle stabile metallorganische Verbindungen im Boden ein. Lediglich bei sehr niedrigen pH-Werten (starker Versauerung) kommt es zu einer Verlagerung mit der Tiefe. Die gemessenen Cu-Gehalte in Humus und Oberboden bis 10 cm der Waldböden liegen zwischen 5 und 23 mg·kg⁻¹ (Median), wobei eine deutliche Dominanz in der Humusaufgabe zu beobachten ist. Innerhalb des Mineralbodens ist ein Anstieg der Cu-Gehalte auf 8 mg·kg⁻¹ in 60–90 cm Tiefe zu beobachten. Das anstehende Ausgangsgestein fungiert hier als Cu-Quelle.

Das sehr mobile **Zink** weist bei pH-Werten unter 5 die höchste Mobilität auf (siehe Cadmium). Hohe Mediane von 61 bzw. 53 mg·kg⁻¹ sind in den Humushorizonten zu finden, gefolgt von 30 und 31 mg·kg⁻¹ in 0–5 und 5–10 cm Tiefe. In ähnlicher Weise wie beim Kupfer steigen auch die Zn-Gehalte mit zunehmender Tiefe an und werden vor allem durch die Verwitterung des Ausgangsgesteines gesteuert.

10.4 Chrom und Nickel

Chrom liegt in zwei Oxidationsstufen vor, die in Böden unterschiedlich gebunden und mobil sind und auch differenziert auf pH-Werte reagieren. Die Chromgehalte nehmen deutlich mit der Tiefe zu und liegen zwischen 12 mg·kg⁻¹ (L/Of-Horizont) und 26 mg·kg⁻¹ (60–90 cm). Die höchsten Gehalte im mineralischen Unterboden sind ein Hinweis auf den geogenen Ursprung dieses Schwermetalls.

Die Mobilität von **Nickel** ist in Waldböden aufgrund der niedrigen pH-Werte sehr hoch. Nickel bildet, ähnlich wie Blei, Komplexe mit den Oxiden von Al, Fe und Mn aus. Die Ni-Gehalte im Humus und im mineralischen Oberboden sind auf ähnlichem Niveau und liegen im Median zwischen 7 und 12 mg·kg⁻¹. Mit der Tiefe zeigt sich der gleiche Anstieg wie beim Chrom. Auch hier wird der geogene Einfluss des Ausgangsgesteines sichtbar.

10.5 Überschreitung von Vorsorgewerten

Nach der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung von 1999 existieren für einen Großteil der Schwermetalle Vorsorgewerte für den Mineralboden in Abhängigkeit von der Bodenart (Sand, Schluff oder Ton). Beim Überschreiten besteht die Gefahr einer schädlichen Bodenveränderung und es müssen Vorsorgemaßnahmen ergriffen werden (BBodSchV 1999). PRÜESS (1992) formulierte für die organisch geprägten Humusaufgaben ebenfalls Vorsorgewerte. Beide finden in der statistischen Zusammenstellung der Schwermetallgehalte sächsischer Waldböden ihre Anwendung (Tab. 10.1).

Eine Zusammenstellung der Vorsorgewerte ist im Anhang zu finden.

Tab. 10.1: Konzentrationen der gemessenen Schwermetalle in der Humusauflage und im mineralischen Oberboden bis 10 cm auf den sächsischen BZE 2-Punkten in $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (n = Anzahl, min = Minimum, q_{25} = Quantil 25, M = Median, m = Mittelwert, q_{75} = Quantil 75, max = Maximum, Stab = Standardabweichung) und deren relative Überschreitung der bestehenden Vorsorgewerte

| Schwermetall | Tiefenstufe | n | min | q25 | M | m | q75 | max | Stab | Überschreitung des Vorsorgewertes |
|------------------------|-------------|-----|-------|--------|--------|--------|--------|---------|--------|-----------------------------------|
| Cd (Cadmium) | L+Of | 278 | 0,19 | 0,34 | 0,44 | 0,49 | 0,57 | 2,56 | 0,24 | 14 % |
| | Oh | 261 | 0,09 | 0,25 | 0,36 | 0,41 | 0,48 | 1,95 | 0,23 | 9 % |
| | 0 – 5 cm | 270 | 0,02 | 0,05 | 0,05 | 0,12 | 0,15 | 1,14 | 0,13 | 3 % |
| | 5 – 10 cm | 268 | 0,00 | 0,05 | 0,05 | 0,10 | 0,13 | 0,88 | 0,10 | 2 % |
| Co (Kobalt) | L+Of | 278 | 0,25 | 1,42 | 2,18 | 2,47 | 3,00 | 12,30 | 1,62 | keine Vorsorgewerte vorhanden |
| | Oh | 261 | 0,67 | 2,22 | 3,00 | 3,45 | 3,92 | 19,70 | 2,18 | |
| | 0 – 5 cm | 278 | 0,02 | 0,94 | 2,24 | 3,01 | 4,10 | 47,60 | 3,71 | |
| | 5 – 10 cm | 275 | 0,07 | 0,98 | 2,57 | 3,61 | 4,95 | 61,50 | 4,72 | |
| Cr (Chrom) | L+Of | 278 | 2,75 | 8,41 | 12,25 | 12,75 | 15,70 | 87,00 | 7,53 | keine Vorsorgewerte vorhanden |
| | Oh | 261 | 5,80 | 14,70 | 19,30 | 21,02 | 24,80 | 164,00 | 11,97 | |
| | 0 – 5 cm | 278 | 0,98 | 7,30 | 16,40 | 18,95 | 25,95 | 224,00 | 18,23 | 16 % |
| | 5 – 10 cm | 278 | 0,83 | 7,03 | 17,20 | 20,26 | 28,65 | 299,00 | 22,23 | 21 % |
| Cu (Kupfer) | L+Of | 278 | 6,57 | 13,30 | 16,25 | 17,02 | 20,40 | 57,90 | 5,88 | 24 % |
| | Oh | 261 | 7,47 | 17,95 | 23,30 | 23,74 | 28,50 | 87,75 | 9,00 | 62 % |
| | 0 – 5 cm | 278 | 0,75 | 3,58 | 6,93 | 9,43 | 13,19 | 46,40 | 7,85 | 9 % |
| | 5 – 10 cm | 278 | 0,25 | 2,25 | 5,21 | 8,34 | 12,22 | 69,00 | 8,53 | 7 % |
| Mn (Mangan) | L+Of | 278 | 40,40 | 239,00 | 539,00 | 747,73 | 936,00 | 6640,00 | 775,21 | keine Vorsorgewerte vorhanden |
| | Oh | 261 | 30,40 | 94,00 | 159,00 | 237,15 | 277,00 | 2510,00 | 281,56 | |
| | 0 – 5 cm | 277 | 3,81 | 59,00 | 150,00 | 202,43 | 278,00 | 1359,00 | 211,49 | |
| | 5 – 10 cm | 278 | 4,15 | 69,00 | 183,00 | 264,50 | 401,75 | 1450,00 | 265,64 | |
| Ni (Nickel) | L+Of | 278 | 2,49 | 6,61 | 9,74 | 11,29 | 13,18 | 91,40 | 9,59 | keine Vorsorgewerte vorhanden |
| | Oh | 261 | 3,19 | 8,67 | 12,10 | 16,08 | 16,40 | 373,00 | 25,05 | |
| | 0 – 5 cm | 278 | 0,38 | 3,17 | 6,60 | 9,58 | 12,75 | 152,00 | 11,89 | 17 % |
| | 5 – 10 cm | 278 | 0,20 | 3,10 | 7,15 | 10,11 | 13,80 | 202,00 | 14,42 | 20 % |
| Pb (Blei) | L+Of | 278 | 8,18 | 38,83 | 68,70 | 77,47 | 102,88 | 453,00 | 51,35 | 10 % |
| | Oh | 261 | 27,75 | 96,40 | 155,00 | 173,89 | 209,00 | 807,00 | 110,02 | 61 % |
| | 0 – 5 cm | 278 | 3,47 | 27,95 | 50,90 | 68,82 | 83,45 | 971,00 | 78,76 | 60 % |
| | 5 – 10 cm | 278 | 2,35 | 21,00 | 35,90 | 54,41 | 61,25 | 1240,00 | 85,40 | 45 % |
| Zn (Zink) | L+Of | 278 | 26,30 | 49,96 | 60,95 | 67,18 | 79,13 | 194,00 | 26,12 | 20 % |
| | Oh | 261 | 16,70 | 39,50 | 52,70 | 58,54 | 70,10 | 282,00 | 28,81 | 12 % |
| | 0 – 5 cm | 278 | 2,10 | 13,35 | 29,60 | 35,03 | 48,83 | 156,60 | 27,25 | 16 % |
| | 5 – 10 cm | 278 | 1,20 | 12,93 | 30,55 | 37,25 | 54,73 | 141,50 | 30,54 | 20 % |

Atmogen

Deutliche Überschreitungen der Vorsorgewerte (PRÜESS 1992 und BBodSCHV 1999) findet man vor allem beim **Blei**. 60 % der Punkte zeigen sowohl im Humus (Oh-Horizont) als auch im mineralischen Oberboden (0–5 cm) einen erhöhten Blei-Gehalt. Immerhin noch 45 % der untersuchten Punkte übersteigen in 5–10 cm Tiefe den Vorsorgewert.

Cadmium ist weitestgehend unauffällig und ist lediglich auf 14 % der Humushorizonte über dem Vorsorgewert ($>0,7 \text{ mg Cd kg}^{-1}$).

Geogen/atmogen

Mit **Kupfer** ist die unterste organische Auflage (Oh-Horizont) auf über 60 % der BZE-Punkte deutlich angereichert und übersteigt den Vorsorgewert von $20 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Im darauf folgenden Mineralboden gilt dies für lediglich 9 % (0–5 cm) bzw. 7 % (5–10 cm).

Zink-Vorsorgewerte für Humus und Mineralboden (0–10 cm) werden auf weniger als 20 % der Punkte überschritten.

Geogen

Sowohl für Nickel als auch für Chrom liegen die Überschreitungen der Vorsorgewerte im Mineralboden bei unter 20 %. Bewertungen für den Humus können aufgrund fehlender Richtwerte für beide Elemente nicht getroffen werden.

Aus den Überschreitungen der Vorsorgewerte kann folgende Reihenfolge für die Belastungsintensität von Schwermetallen in sächsischen Waldböden abgeleitet werden:

Blei > Kupfer > Chrom / Nickel / Zink > Cadmium

10.6 Regionale Ausprägung am Beispiel von Blei

Eine der Hauptquellen für historische Bleieinträge in die Waldökosysteme war bis zur Einführung des Benzin-Blei-Gesetzes im Jahre 1989 der Straßenverkehr (BLOCK UND GAUER, 2012). Die regionale Verteilung am Beispiel der Bleigehalte zeigen die Abbildungen 10.2 und 10.3. Es sind deutliche Unterschiede zwischen den Wuchsgebieten erkennbar. Im Erzgebirge und im Erzgebirgsvorland sind die Gehalte am höchsten. Die niedrigsten Pb-Gehalte finden sich auf den Waldflächen des Hügellandes, gefolgt vom sächsischen Tiefland. Wie auch zum Zeitpunkt der BZE 1 (RABEN 2000) lassen sich immer noch Belastungszentren in Sachsen lokalisieren. Die höchsten Bleigehalte treten bergbaubedingt im Freiburger Raum bis nach Altenberg auf. Weiter südwestlich sind deutliche Belastungsräume zwischen Schwarzenberg und Oberwiesenthal (Fichtelberg) bis in das Gebiet um Schneeberg erkennbar. Die organischen Auflagen des Erzgebirges sind zusammen mit dem Harz, dem Thüringer Wald und den nordrhein-westfälischen Industriezentren die am stärksten belasteten Gebiete Deutschland (UTERMANN et al. 2016).

Die hohen Immissionseinträge in den belasteten Regionen, verbunden mit höheren Niederschlagsmengen und den hohen Nadelbaumanteilen (ganzjährige Auskämmung) führen zu einem erhöhten Bleieintrag. Dies spiegelt sich vor allem im Bleigehalt des Streufalls (Untersuchungen auf Level II-Flächen) und letztendlich in den mächtigen Humusaufgaben (Rohhumus, rohhumusartiger Moder) wider. Aufgrund der Anreicherung von Blei in der organischen Auflage ergeben sich positive Korrelationen zueinander (C_{org} zum Pb-Gehalt). Es ist davon auszugehen, dass Blei dauerhaft in den Waldböden verbleibt, da der Export im Zuge der Holznutzung gering ist (BLOCK UND GAUER, 2012).

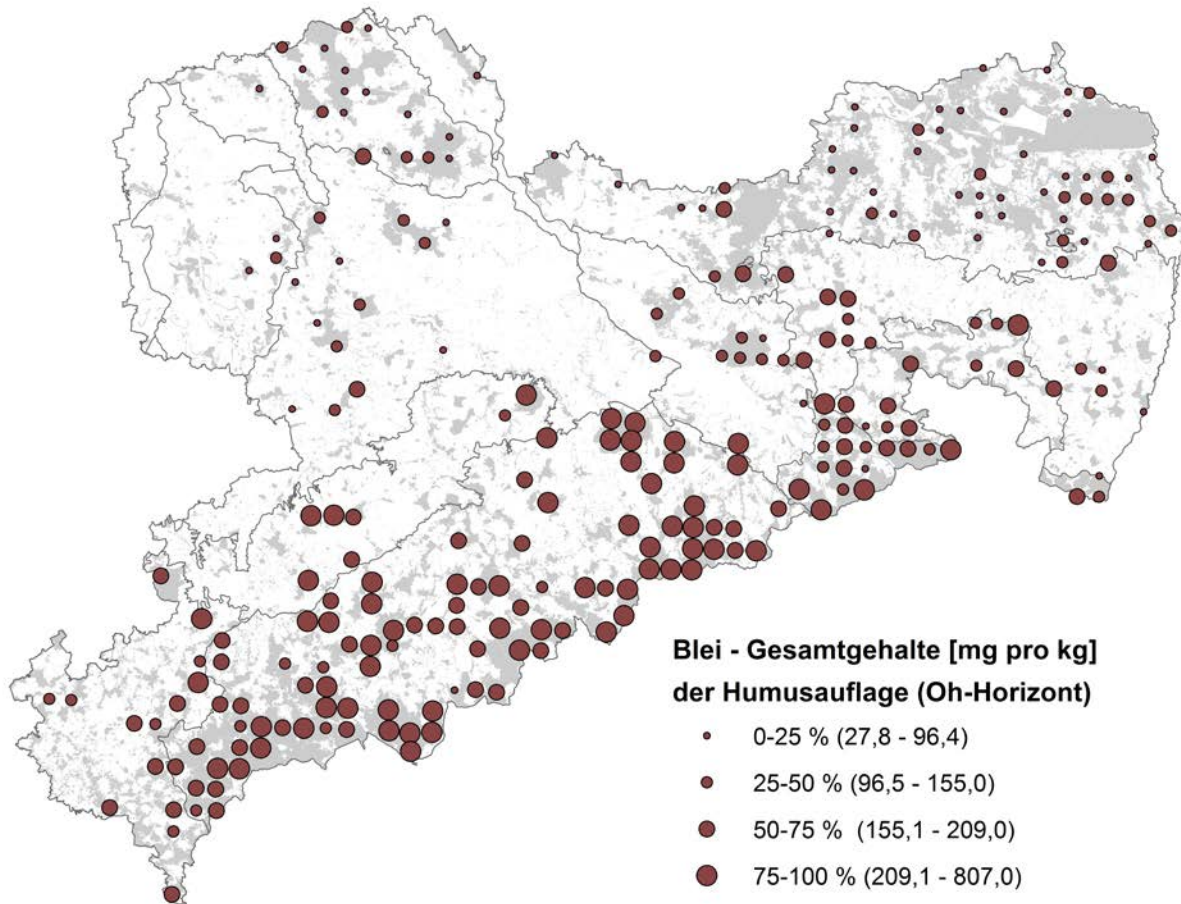


Abb. 10.2: Bleigehalte in der organischen Auflage (Oh-Horizont) der sächsischen Waldböden

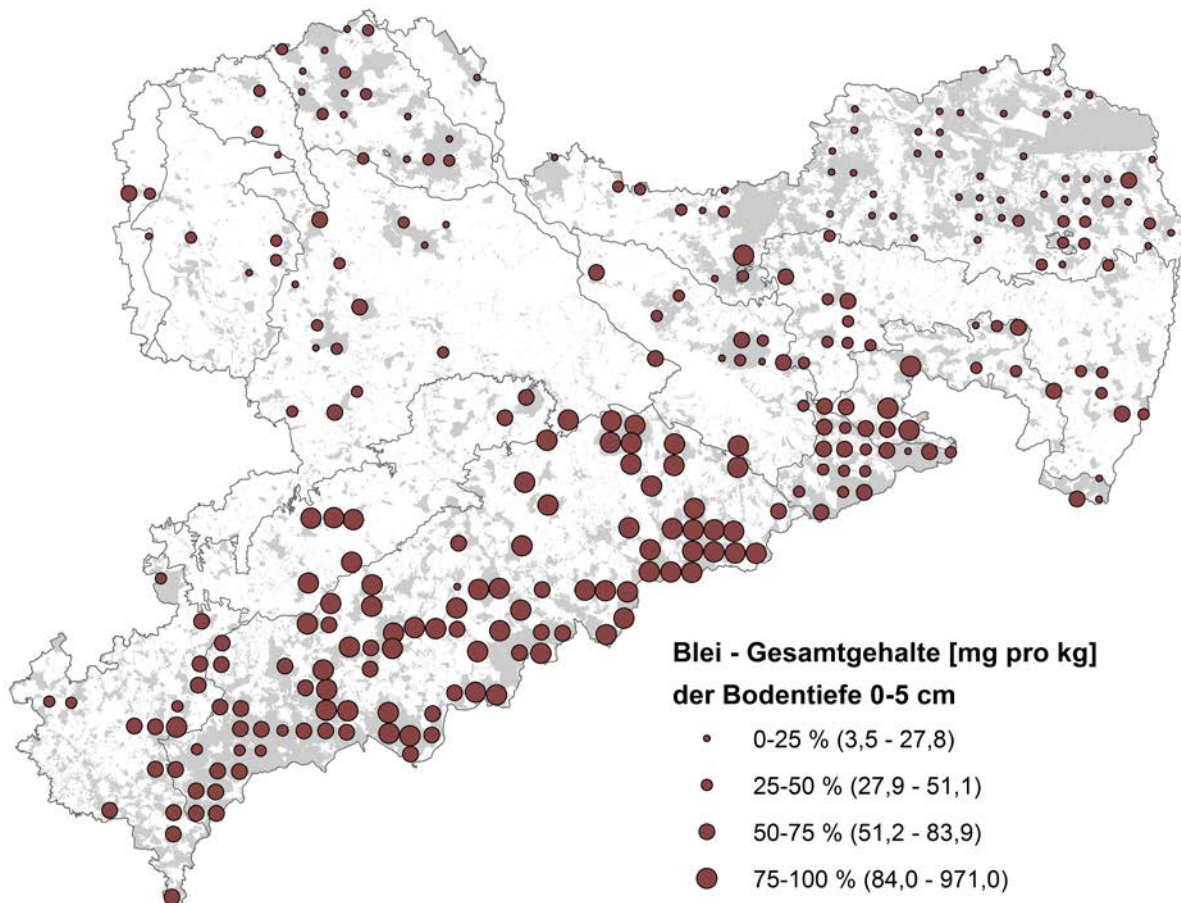


Abb. 10.3: Bleigehalte im mineralischen Oberboden (0-5 cm) der sächsischen Waldböden



11 Kronenzustand aus der Waldzustandserhebung

Raum-Zeit-Entwicklung von 1991 bis 2016

11.1 Hintergrund

Die Waldzustandserhebung (WZE) gehört neben der Bodenzustandserhebung im Wald und dem intensiven Monitoring auf Dauerbeobachtungsflächen (Level II) ebenfalls zum forstlichen Umweltmonitoring und ist seit Januar 2014 gesetzlich in der ForUm-Verordnung auf Bundesebene geregelt. Sie entwickelte sich verfahrenstechnisch aus der Diskussion über neuartige Waldschäden in den 1980er-Jahren und erfolgt seitdem jährlich bundesweit nach einem harmonisierten Verfahren. Die WZE basiert im Wesentlichen auf der Kronenverlichtung (KV), die als Indikator für die Vitalität der Waldbäume gilt. Die KV wird visuell mit Hilfe von Ferngläsern erfasst und in 5 %-Stufen von 0 % (keine KV) bis 100 % (Baum ist abgestorben) bewertet. Details zur Aufnahme finden sich in WELLBROCK et al. (2017). Ziel der vorliegenden Auswertung ist die Darstellung der Raum-Zeit-Trends der KV für die vier Hauptbaumarten Gemeine Fichte (*Picea abies*), Gemeine Kiefer (*Pinus sylvestris*), Rotbuche (*Fagus sylvatica*) und Eiche (*Quercus robur* und *Quercus petraea*) für das Bundesland Sachsen.

11.2 Raum-Zeit-Trends der Kronenverlichtung

Innerhalb der WZE-Stichprobe ist die **Fichte** mit 42 % die dominierende Baumart. Die aktuelle Verteilung innerhalb der BWI³ liegt bei weniger als 35 %. Im Mittel (1991 – 2016) flossen 153 Fichtenpunkte pro Jahr in die Modellierung ein.

Mit Hilfe des Raum-Zeit-Modells werden die Kronenverlichtungsdaten der Fichte gut wiedergegeben ($R^2 = 0,63$). Neben der Raum-Zeit-Komponente hat auch das Bestandesalter einen hochsignifikanten Effekt auf die KV ($p < 0,0001$; ***). Die Steigung ist bis zum Alter 50 Jahre am höchsten, wodurch die KV bis dorthin am stärksten zunimmt (Abb. 11.1). Oberhalb von 50 Jahren steigt die KV mit zunehmendem Alter weiter an, jedoch mit einer geringeren Steigung. Ab einem Alter der Fichten von über 125 Jahren nehmen die Unsicherheiten des Modells zu. Dies liegt am geringen Stichprobenumfang, da Fichten von über 125 Jahren in Sachsen wenig vorkommen.

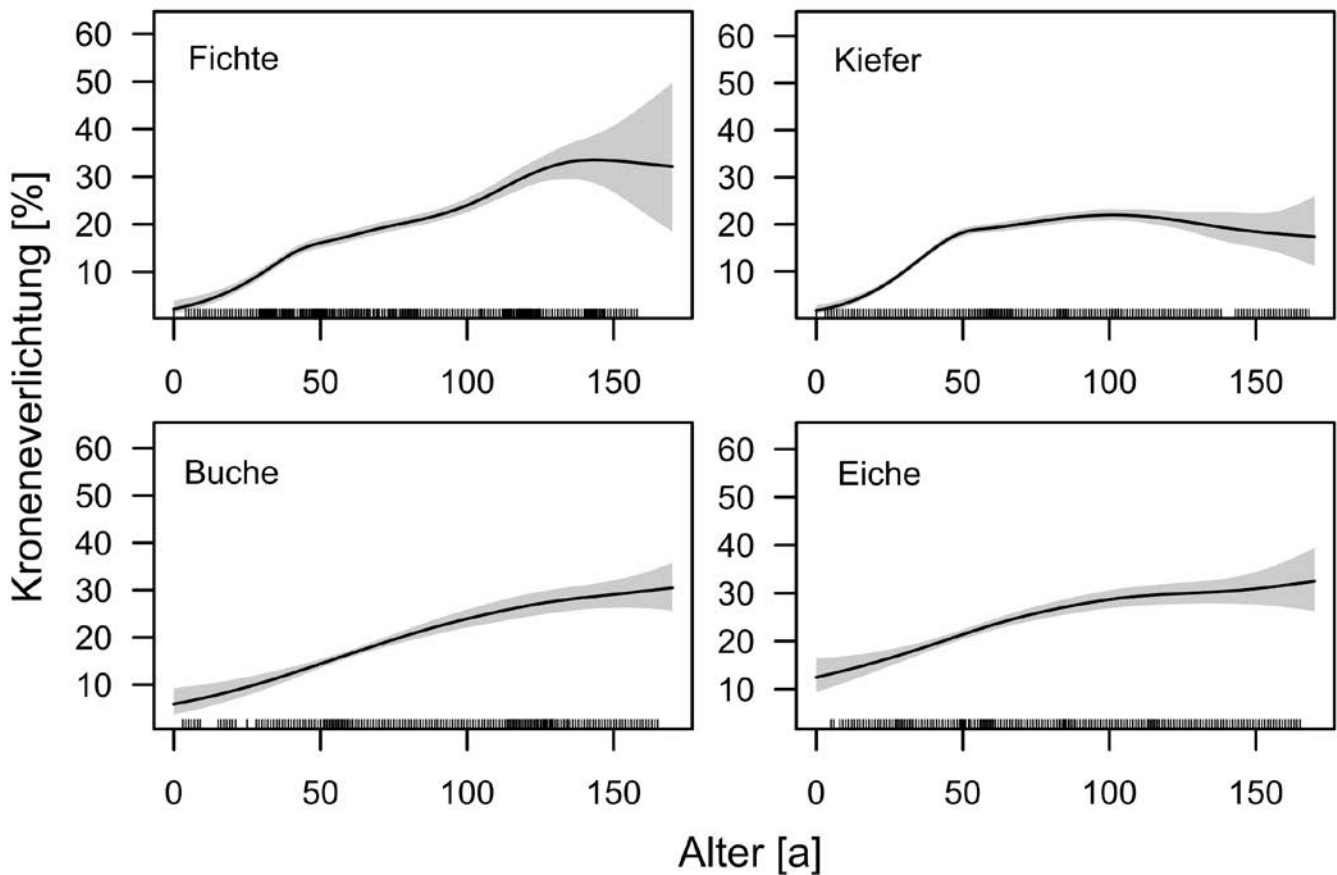


Abb. 11.1: Effekt des Bestandesalters auf die Kronenverlichtung bei Fichte, Kiefer, Buche und Eiche; die Striche auf der x-Achse geben die Stichprobenbelegung wieder; die graue Fläche innerhalb des Kurvenverlaufes kennzeichnet den Vertrauensbereich und damit die Unsicherheiten im Modell

Die KV der Fichte war zu Beginn der 1990er-Jahre am höchsten (1991: 22,2 %), ist bis 2002 gesunken (17,4 %) und befindet sich seitdem auf einem relativ konstanten Niveau (Abb. 11.2, schwarze Kurve). Ein leichter Anstieg auf 18,6 % KV wurde 2004 in Folge des extremen Trockenjahres 2003 beobachtet. Die blaue Kurve gibt die alters- und rasterbereinigte KV wieder, d. h., der Zeittrend wird unter der Annahme geschätzt, dass die Fichten in allen Jahren das mittlere Bestandesalter von 2016 (79 Jahre) aufweisen und auf dem Raster von 2016 beobachtet wurden. Zu Beginn der 1990er-Jahre unterscheiden sich die beiden Zeittrendkurven deutlich. Der Grund liegt in erster Linie darin, dass die tatsächlich beobachteten Fichten jünger waren als 79 Jahre und somit niedrigere KV aufwiesen (Abb. 11.1). Die deutliche Abnahme der KV über die Zeit (28,2 % in 1991 zu 17,5 % in 2016), die durch die bereinigte Kurve wiedergegeben wird, wird also an

den tatsächlich beobachteten Bäumen durch eine leichte Zunahme der KV infolge des Alterns abgeschwächt.

Bis zum Ende der 1990er-Jahre zeigte sich vor allem im Erzgebirge eine hohe KV der Fichte. Das Maximum wurde mit Stichprobenpunktmittelwerten über 45 % KV in den Jahren 1996 und 1997 erreicht, ausgelöst durch die Schadereignisse aus dem Winter 1995/96 (erneut hohe SO_2 -Einträge). In den Folgejahren waren Reaktionen der Fichtenkronen auf Trockenjahre wie 2003 und 2006 vergleichsweise geringer sichtbar. Leicht erhöhte Nadelverluste waren regional begrenzt auf das Elbsandsteingebirge und Osterzgebirge und traten nur 2009, 2010 und in jüngster Zeit auch 2016 auf (siehe Isolinien in Abb. 11.3 und 11.4). Insgesamt hat sich die Fichte in Sachsen seit dem Beginn der 1990er-Jahre landesweit deutlich erholt.

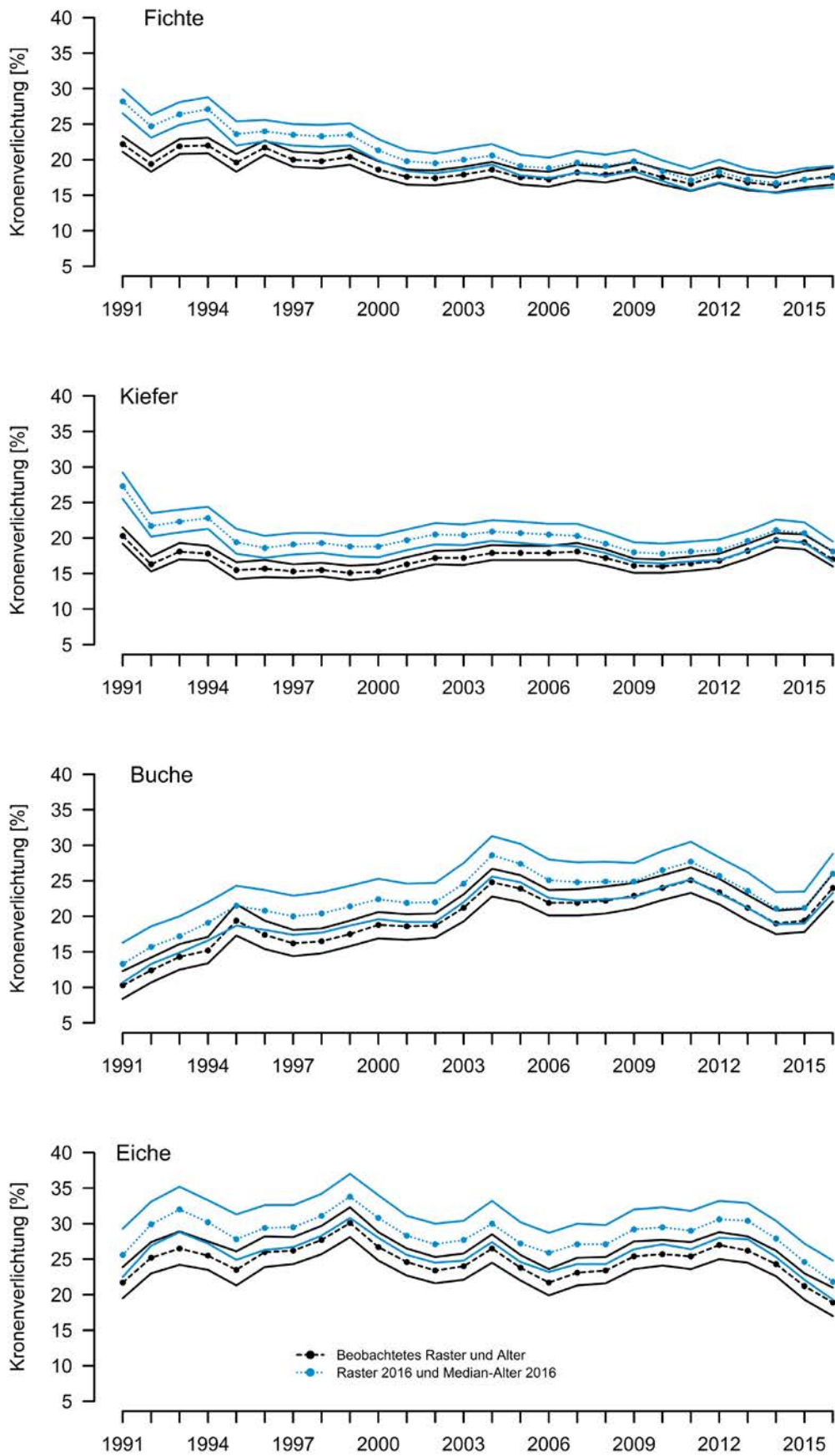


Abb. 11.2: Geschätzte mittlere Kronenverlichtung mit Vertrauensbereich für Fichte, Kiefer, Buche und Eiche von 1991 bis 2016; die schwarze Kurve gibt den Zeittrend der Kronenverlichtung wieder, der tatsächlich beobachtet wurde; die blaue Kurve gibt den alters- und rasterbereinigten Zeittrend wieder, d.h., für alle Jahre wurde das mittlere Bestandesalter der jeweiligen Baumart von 2016 (79, 66, 90 und 95 Jahre) sowie das Raster von 2016 angenommen

Fichte

(*Picea abies*)

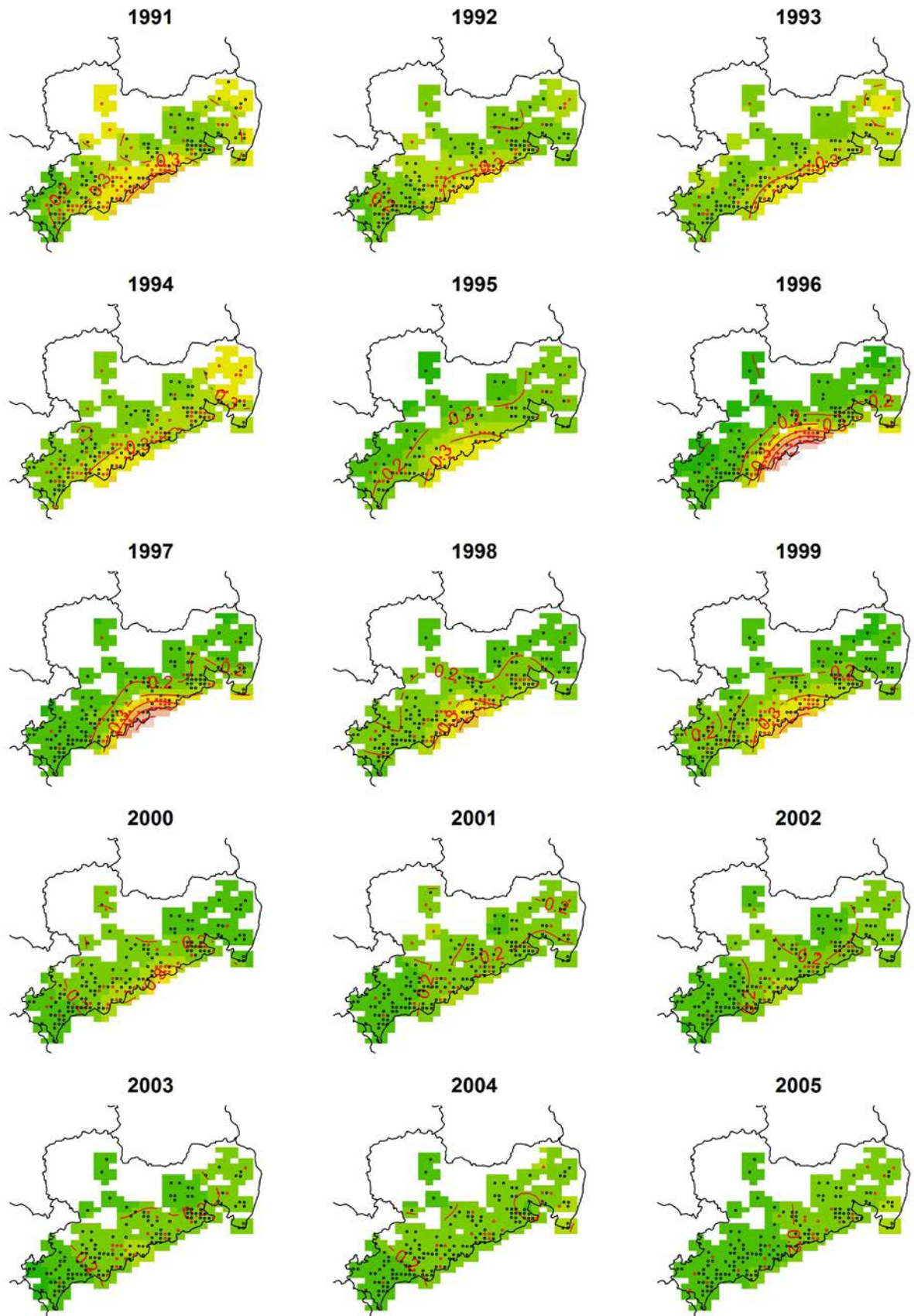


Abb. 11.3: Räumliche Darstellung der Kronenverlichtung für die Fichte von 1991 bis 2005 bei Verwendung eines einheitlichen Bestandesalters von 79 Jahren; Kronenverlichtungsklassen sind farblich gekennzeichnet (grün: < 25 %, gelb: 25 – 45 %, orange: > 45 %), die roten Isolinien geben die Kronenverlichtung wieder (z. B. 0.2 bedeutet 20 % KV); die Stichproben des jeweiligen Jahres werden als schwarze (< 25 % KV) oder rote Punkte (≥ 25 % KV) dargestellt

Die Reduktion der SO₂-Immissionbelastung hat insbesondere im Erzgebirge für eine deutliche Erholung der Fichten gesorgt. Klassische Rauchgasschäden, wie sie bis in die späten 1980er-Jahre berichtet wurden (LIEBOLD UND DRECHSLER 1991), sind seit den späten 1990er-Jahren nicht mehr aufgetreten.

Fichte

(*Picea abies*)

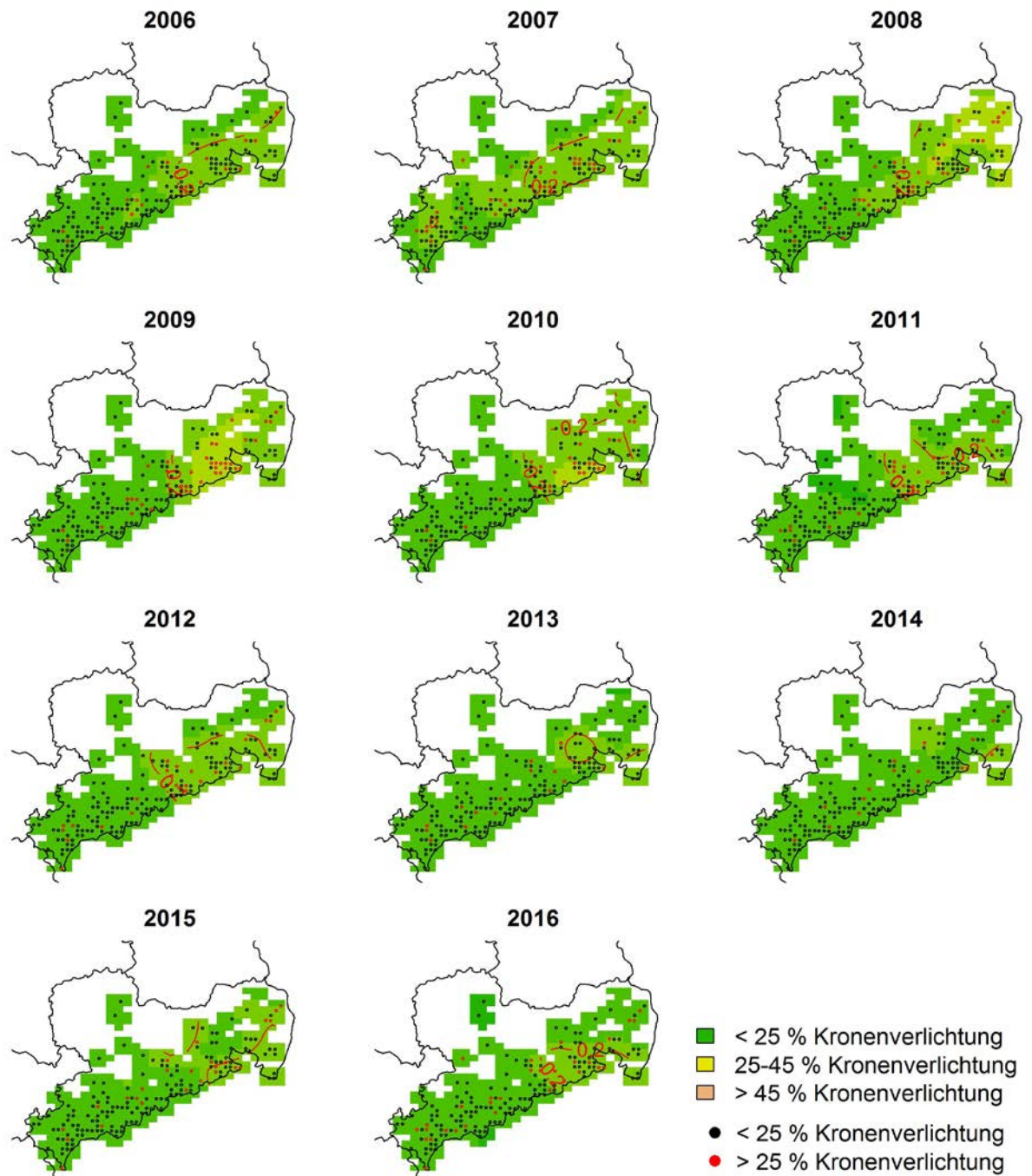


Abb. 11.4: Räumliche Darstellung der Kronenverlichtung für die Fichte von 2006 bis 2016 bei Verwendung eines einheitlichen Bestandesalters von 79 Jahren; Kronenverlichtungsklassen sind farblich gekennzeichnet (grün: < 25 %, gelb: 25 – 45 %, orange: > 45 %), die roten Isolinien geben die Kronenverlichtung wieder (z. B. 0.2 bedeutet 20 % KV); die Stichproben des jeweiligen Jahres werden als schwarze (< 25 % KV) oder rote Punkte (≥ 25 % KV) dargestellt

Kiefer

(*Pinus sylvestris*)

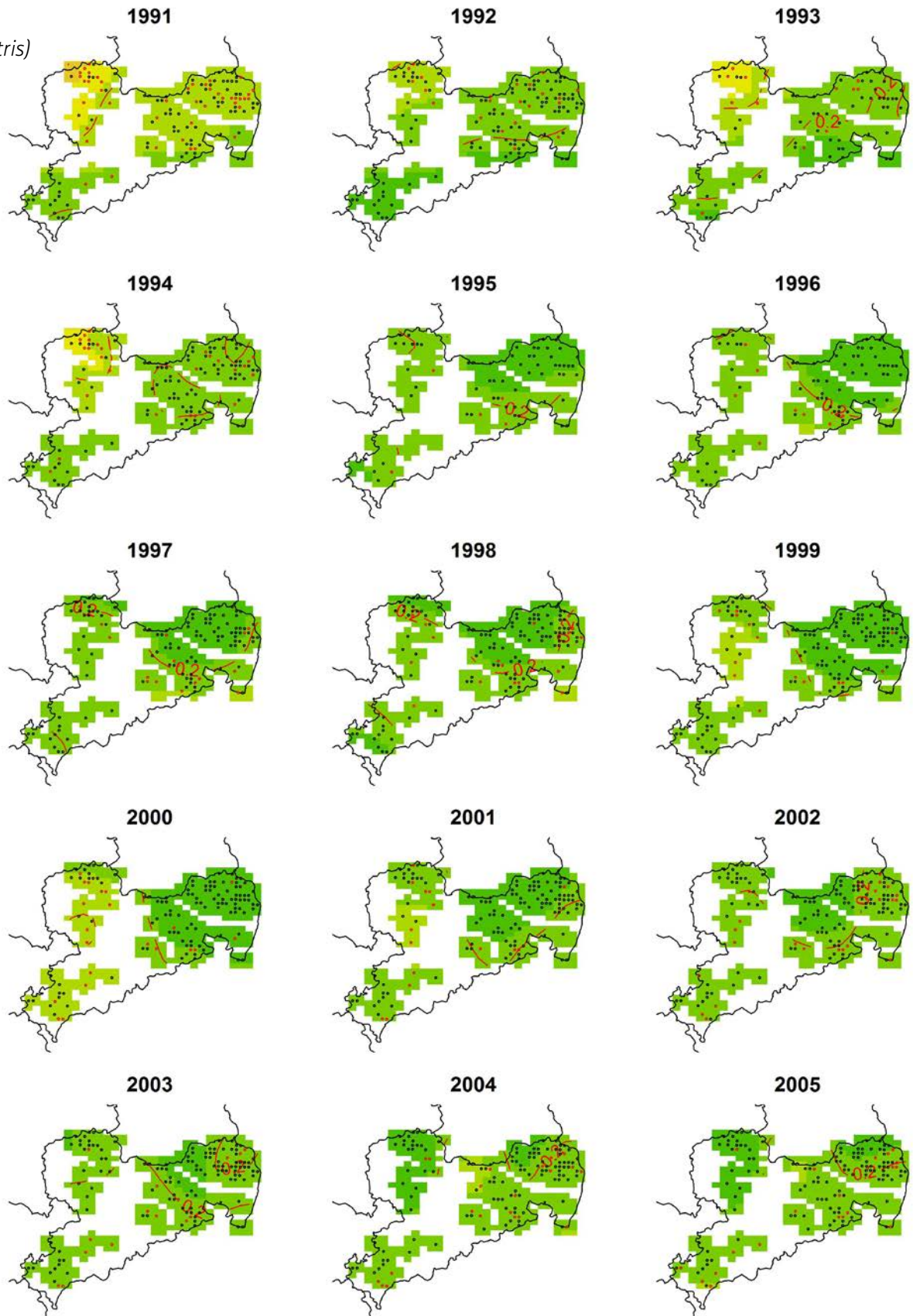


Abb. 11.5: Räumliche Darstellung der Kronenverlichtung für die Kiefer von 1991 bis 2005 bei Verwendung eines einheitlichen Bestandesalters von 66 Jahren; Kronenverlichtungsklassen sind farblich gekennzeichnet (grün: < 25 %, gelb: 25 – 45 %, orange: > 45 %), die roten Isolinien geben die Kronenverlichtung wieder (z. B. 0.2 bedeutet 20 % KV); die Stichproben des jeweiligen Jahres werden als schwarze (< 25 % KV) oder rote Punkte (≥ 25 % KV) dargestellt

Kiefer

(*Pinus sylvestris*)

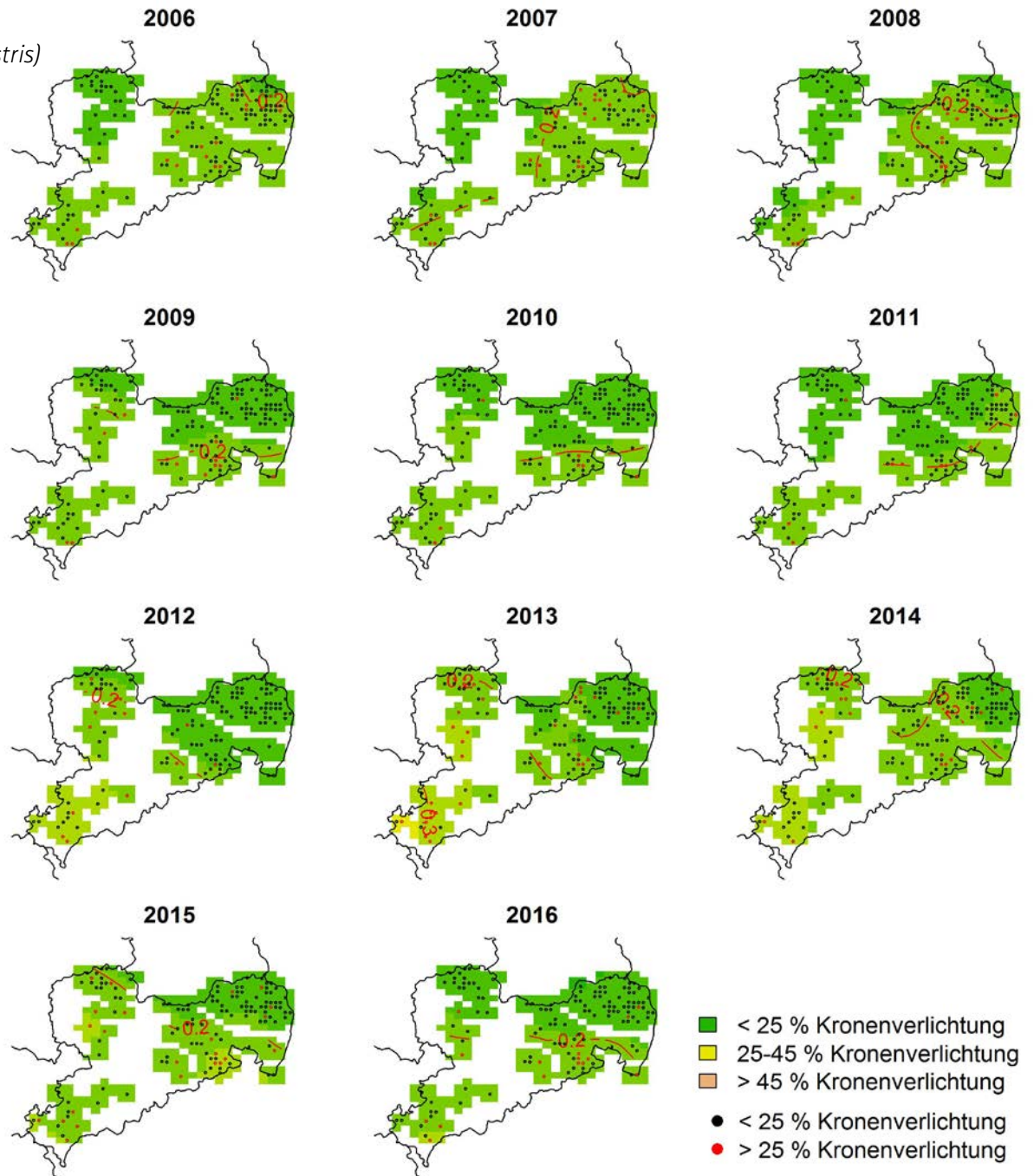


Abb. 11.6: Räumliche Darstellung der Kronenverlichtung für die Kiefer von 2006 bis 2016 bei Verwendung eines einheitlichen Bestandesalters von 66 Jahren; Kronenverlichtungsklassen sind farblich gekennzeichnet (grün: < 25 %, gelb: 25 – 45 %, orange: > 45 %), die roten Isolinien geben die Kronenverlichtung wieder (z. B. 0.2 bedeutet 20 % KV); die Stichproben des jeweiligen Jahres werden als schwarze (< 25 % KV) oder rote Punkte (≥ 25 % KV) dargestellt

Innerhalb der WZE-Stichprobe ist die **Kiefer** mit 31 %, nach BWI³ mit rund 28 % in Sachsen vertreten. Nach der Fichte ist sie die zweithäufigste Baumart und aufgrund ihrer Standorts- und Klimaansprüche vor allem auf den sandigen Böden in Nordost- und Nordwestsachsen anzutreffen. Im Mittel über alle Jahre wurden 120 Kiefern pro Jahr im Modell berücksichtigt.

Das Raum-Zeit-Modell zur Beschreibung der Kronenverlichtungsdaten der Kiefer ist mit einem Bestimmtheitsmaß von 0,58 (R^2) etwas schlechter als das der Fichte. Das Bestandesalter und die Raum-Zeit-Komponente haben einen hoch signifikanten Effekt auf die KV der Kiefer ($p < 0,0001$; ***). Der Alterseffekt ist jedoch geringer als bei der Fichte. Nach einem steilen Anstieg bis zum Alter 50 Jahre flacht die Kurve ab und verweilt bis ins hohe Alter auf einem niedrigen Niveau von kleiner 20 % KV (Abb. 11.1).

Die höchste KV wurde zu Beginn der 1990er-Jahre beobachtet (Abb. 11.2; 1991: 20,3 %). Die niedrigste KV lag Mitte bis Ende der 1990er-Jahre vor (< 16 %), seitdem ist die KV wieder leicht angestiegen. Der Vergleich mit dem bereinigten Zeittrend (66 Jahre) zeigt, dass der leichte Anstieg wiederum in erster Linie auf die Zunahme des Alters der Kiefer zurückzuführen ist und die bereinigte KV seit 1995 kaum Änderungen aufweist. Auch

das Trockenjahr 2003 zeigte keine sichtbare Erhöhung der KV im Zeittrend der Kiefer. Ähnlich wie bei der Fichte ist auch bei der Kiefer in Sachsen in den letzten 15 Jahren keine ausgeprägte zeitliche Dynamik der KV zu beobachten. Die KV befindet sich insgesamt auf einem niedrigen Niveau.

Zu Beginn der 1990er-Jahre wurden im Tiefland in Nordwestsachsen die höchsten KV von über 25 % bis 45 % für die Kiefer beobachtet (Abb. 11.5). Basische Flugascheinträge könnten in dieser Zeit zu der erhöhten KV der Kiefer beigetragen haben. Ab 1995 lag die KV der Kiefer bis auf wenige Stichprobenpunkte bei unter 25 %. In den Folgejahren der über 25-jährigen Zeitreihe fallen vor allem die Jahre 2000 und 2012 bis 2014 mit einer vergleichbar hohen KV in Nordwest- und Südwestsachsen auf (Abb. 11.6). Eine ansteigende Kronenverlichtung, als Folge des Trockenjahres 2003, lässt sich nur auf wenigen Punkten und nicht flächenhaft nachvollziehen. Auf Bundesebene waren nach 2003 insbesondere in Mittel- und Süddeutschland deutlich höhere KV erkennbar. Interessanterweise zeigten vor allem die Kiefern im Tiefland in Nordwestsachsen nach 2003 eine ausgesprochen geringe KV. Die Kiefern in Sachsen stammen aus unterschiedlichen Herkünften (BLAG-FGR 2014), vermutlich handelt es sich bei den Kiefern, die in Nordwestsachsen stocken, um trockenheitsresistentere Kiefern.

Buche

(*Fagus sylvatica*)

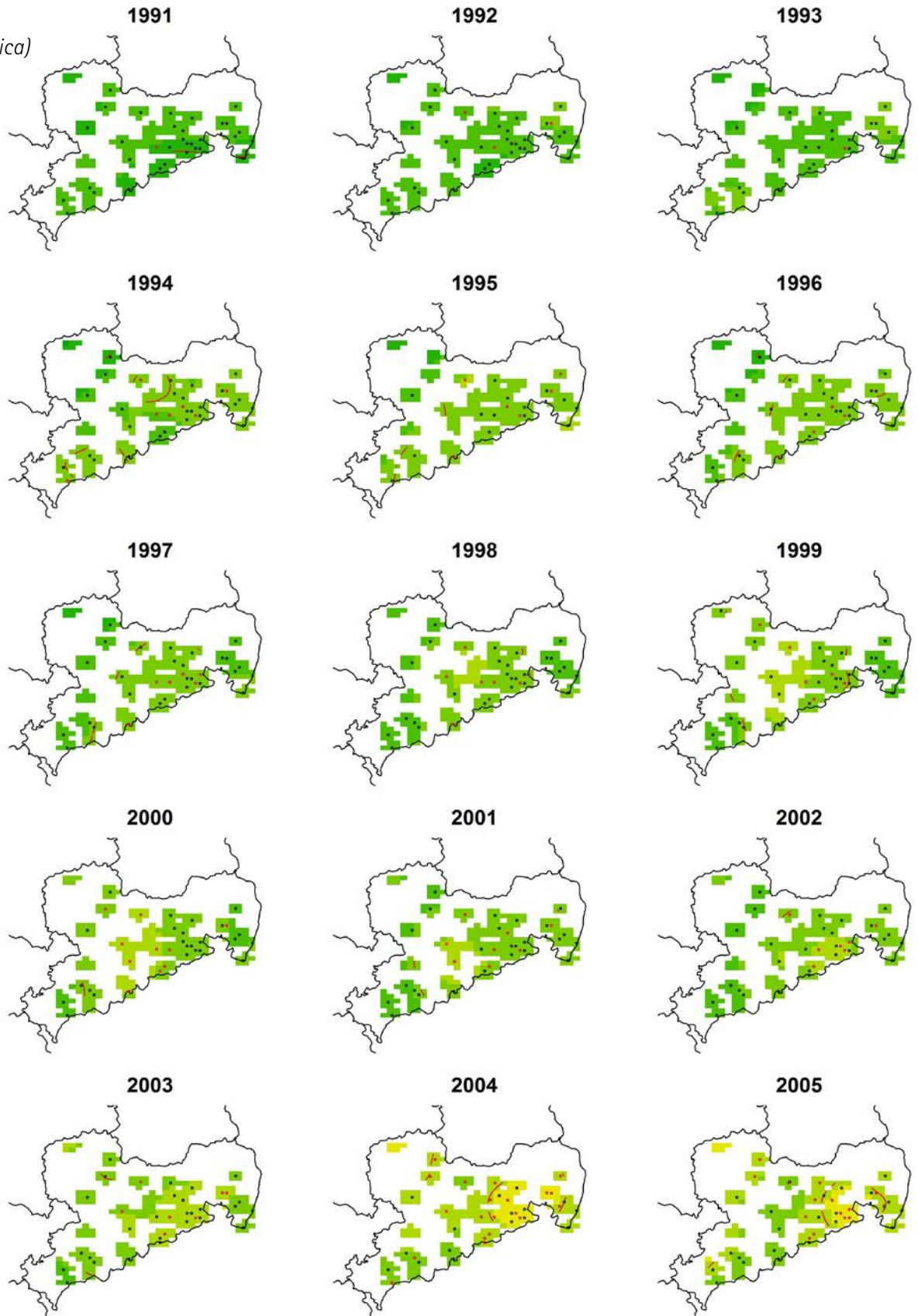


Abb. 11.7: Räumliche Darstellung der Kronenverlichtung für die Buche von 1991 bis 2005 bei Verwendung eines einheitlichen Bestandesalters von 90 Jahren; Kronenverlichtungsklassen sind farblich gekennzeichnet (grün: < 25 %, gelb: 25 – 45 %, orange: > 45 %), die roten Isolinien geben die Kronenverlichtung wieder (z. B. 0.2 bedeutet 20 % KV); die Stichproben des jeweiligen Jahres werden als schwarze (< 25 % KV) oder rote Punkte (\geq 25 % KV) dargestellt

Buche

(*Fagus sylvatica*)

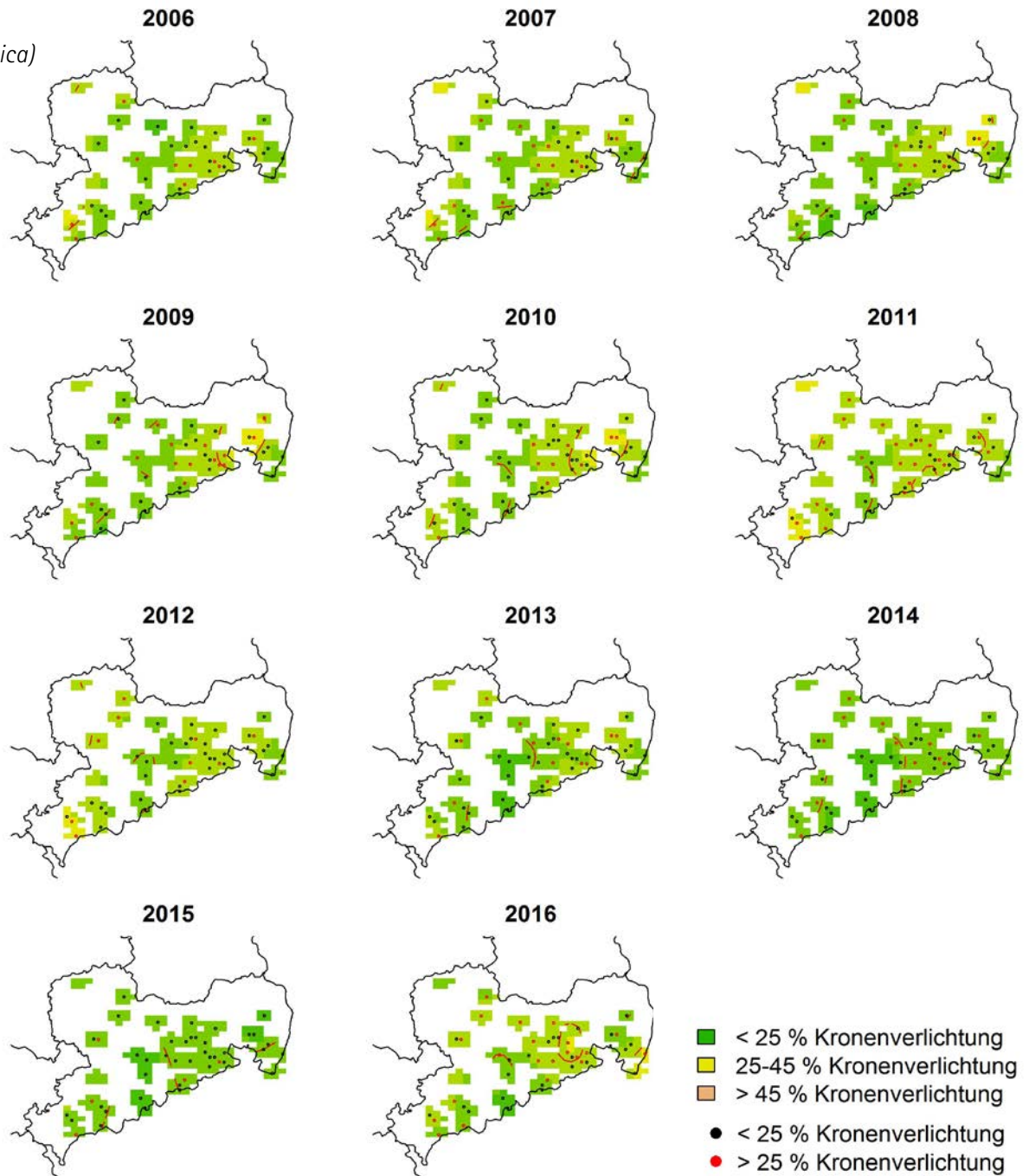


Abb. 11.8: Räumliche Darstellung der Kronenverlichtung für die Buche von 2006 bis 2016 bei Verwendung eines einheitlichen Bestandesalters von 90 Jahren; Kronenverlichtungsklassen sind farblich gekennzeichnet (grün: < 25 %, gelb: 25 – 45 %, orange: > 45 %), die roten Isolinien geben die Kronenverlichtung wieder (z. B. 0.2 bedeutet 20 % KV); die Stichproben des jeweiligen Jahres werden als schwarze (< 25 % KV) oder rote Punkte (\geq 25 % KV) dargestellt

Die **Buche** ist nach Birke und Eiche der dritthäufigste Laubbaum in Sachsen und hat mit 4 % (BWI³) einen geringen Anteil im sächsischen Wald. Daher standen im Mittel (1991–2016) nur 36 Buchen pro Jahr für die Modellierung zur Verfügung.

Die beste Anpassung des Raum-Zeit-Modells an die Kronenverlichtungsdaten liegt mit einem Bestimmtheitsmaß von 0,65 (R^2) für die Buche vor. Das Bestandesalter und die Raum-Zeit-Komponente haben auch hier, wie bei Fichte und Kiefer, einen hochsignifikanten Einfluss auf die KV ($p < 0,0001$; ***). Bis zum Alter 150 Jahre nimmt die KV nahezu linear mit dem Bestandesalter zu (Abb. 11.1). Ähnlich wie bei 150-jährigen Fichten liegt die mittlere KV bei 150-jährigen Buchen bei 30 %.

Die KV der Buche stieg ab 1991 (10,3 %) deutlich an und erreichte infolge des Trockenjahres 2003 im Jahr 2004 mit 24,8 % ihren Höhepunkt (Abb. 11.2; schwarze Kurve). In den Folgejahren blieb die KV auf einem etwas niedrigeren, aber relativ gleichbleibenden Level und nahm von

2011 bis 2015 wieder ab. Im Jahr 2016 stieg die KV infolge des Trockenjahrs 2015 wieder an. In den Jahren 1995, 2004, 2011 und 2016 wurden Peaks beobachtet, die neben der Trockenheit im Vorjahr in erster Linie auf eine starke Fruktifikation (Mastjahre) zurückgeführt werden können. Bei der Buche nimmt mit zunehmender Fruktifikation auch die KV zu (EICKENSCHIEDT et al. 2016). Der alters- und rasterbereinigte Zeittrend zeigt einen ähnlichen Verlauf der KV, woraus geschlossen werden kann, dass die KV der Buche im Laufe der Zeit auch unabhängig von dem Alterseffekt zugenommen hat.

Zu Beginn der 1990er-Jahre wies die Buche landesweit niedrige KV auf (Abb. 11.7). Ab dem Trockenjahr 2003 konnten fast im gesamten Landesgebiet in einzelnen Jahren erhöhte KV beobachtet werden (Abb. 11.7 und 11.8). Die höchsten KV lagen 2004 und 2005 im Bereich des Oster- und Elbsandsteingebirges vor (im Mittel 25–45 % KV). Dieses Gebiet wies bis 2016 wiederkehrend vergleichsweise hohe KV auf.

Eiche

(*Quercus spec.*)

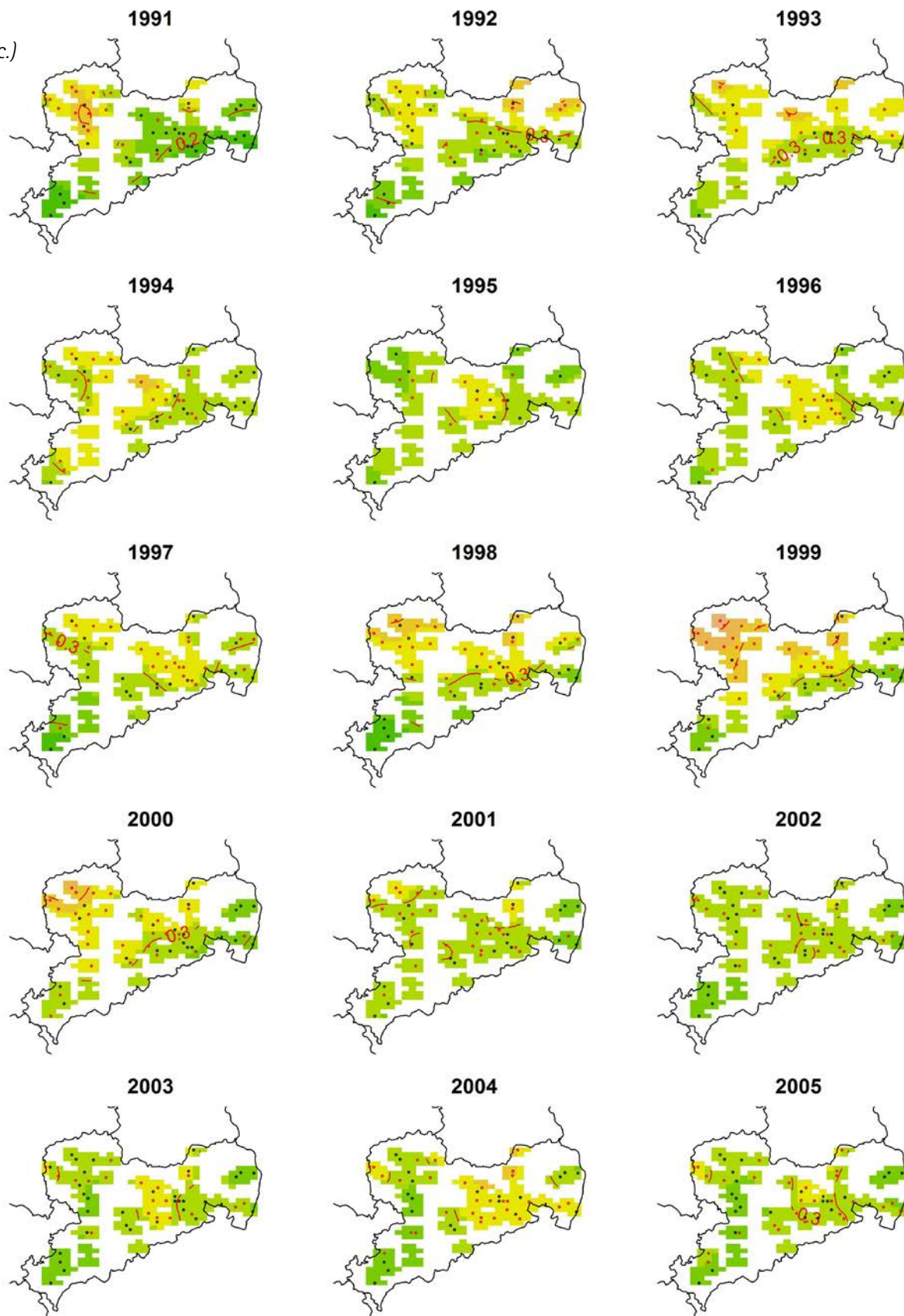


Abb. 11.9: Räumliche Darstellung der Kronenverlichtung für die Eichen von 1991 bis 2005 bei Verwendung eines einheitlichen Bestandesalters von 95 Jahren; Kronenverlichtungsklassen sind farblich gekennzeichnet (grün: < 25 %, gelb: 25 – 45 %, orange: > 45 %), die roten Isolinien geben die Kronenverlichtung wieder (z. B. 0.2 bedeutet 20 % KV); die Stichproben des jeweiligen Jahres werden als schwarze (< 25 % KV) oder rote Punkte (≥ 25 % KV) dargestellt

Eiche

(*Quercus spec.*)

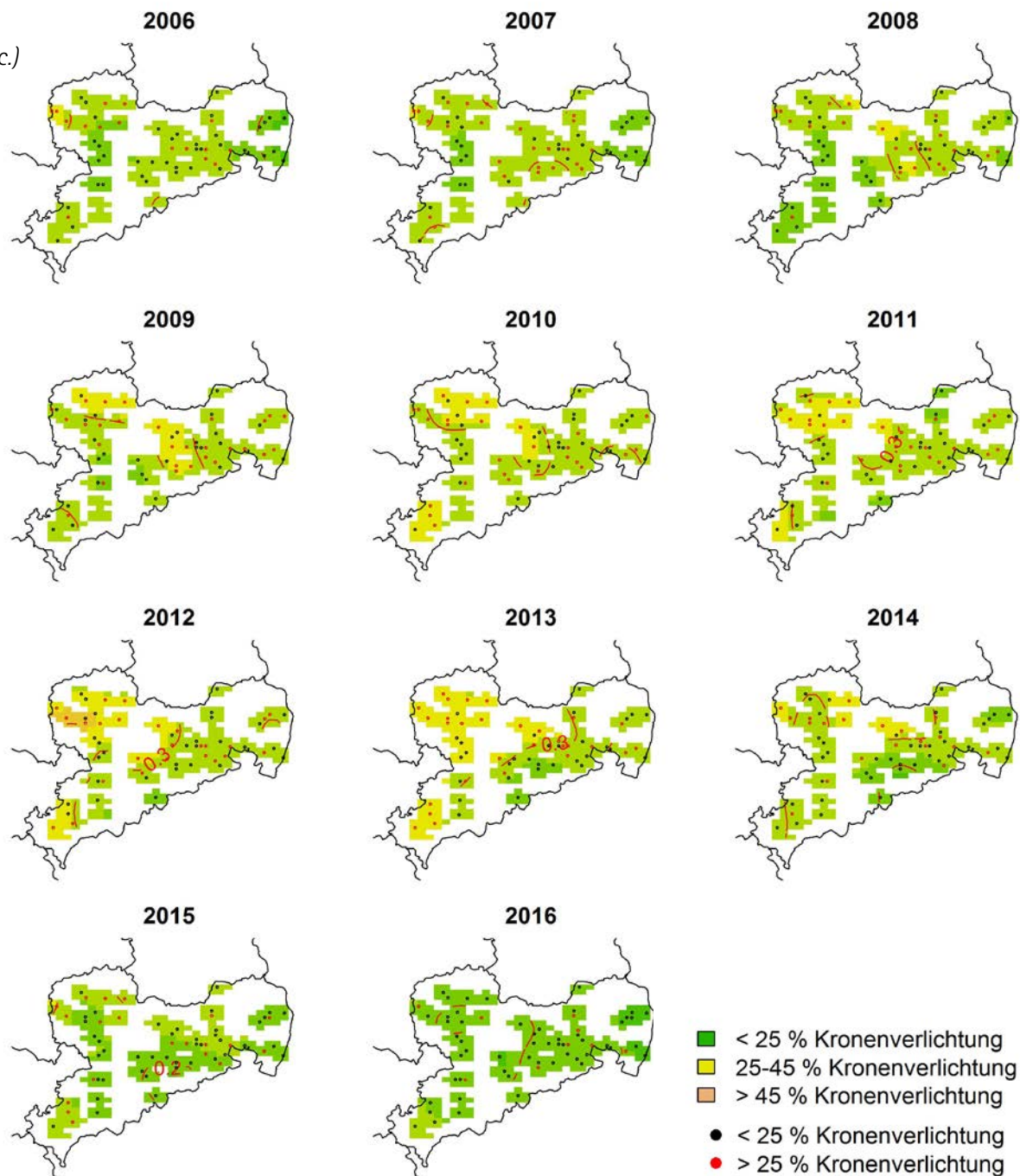


Abb. 11.10: Räumliche Darstellung der Kronenverlichtung für die Eichen von 2006 bis 2016 bei Verwendung eines einheitlichen Bestandesalters von 95 Jahren; Kronenverlichtungsklassen sind farblich gekennzeichnet (grün: < 25 %, gelb: 25 – 45 %, orange: > 45 %), die roten Isolinien geben die Kronenverlichtung wieder (z. B. 0.2 bedeutet 20 % KV); die Stichproben des jeweiligen Jahres werden als schwarze (< 25 % KV) oder rote Punkte (≥ 25 % KV) dargestellt

Mit lediglich 6 % innerhalb der WZE-Stichprobe und fast 9 % in der BWI³ ist die **Eiche** nach Fichte, Kiefer und Birke die vierthäufigste Baumart in Sachsen. Im Mittel (1991–2016) gingen 49 Eichen pro Jahr in das Modell mit ein.

Im Reigen der vier hier vorgestellten Baumarten zeigt das Raum-Zeit-Modell für die Eiche die »schlechteste« Anpassung mit einem Bestimmtheitsmaß von 0,53 (R^2). Wie auch bei den drei vorher genannten Baumarten liegt für Sachsen insgesamt jedoch eine bessere Anpassung im Vergleich mit den »Bundesmodellen« für die vier Baumarten vor (siehe EICKENSCHIEDT et al. 2016). Das Bestandesalter und die Raum-Zeit-Komponenten haben auch bei der Eiche einen hochsignifikanten Einfluss auf die KV ($p < 0,0001$; ***). Die KV steigt mit zunehmendem Bestandesalter bis zu einem Bestandesalter von rund 100 Jahren nahezu linear, in Beständen über 100 Jahren verschlechtert sich die mittlere KV nicht weiter (Abb. 11.1). Eichen von 100 Jahren und älter weisen im Mittel eine KV von 30 % auf. Junge Eichen weisen im Mittel bereits eine höhere KV auf als junge Fichten, Kiefern und Buchen. Die KV der Eiche zeigte, ähnlich wie die KV der Buche, eine deutliche zeitliche Dynamik (Abb. 11.2). Die niedrigsten KV lagen 1991 und 2006 mit jeweils 21,7 % vor, gefolgt von 2016 mit 18,9 %. Die höchsten KV wurden 1993 (26,5 %), 1998–2000 (bis 30,1 %) und 2004 (26,5 %) beobachtet. Die Eiche zeigte die im Mittel höchste KV

und war mit durchschnittlich 95 Jahren (2016) die älteste Baumart. Im Gegensatz zu den anderen drei Baumarten wird bei Betrachtung des gesamten Zeitverlaufs kein klarer Trend erkennbar. Auch eine Zunahme der KV infolge von Alterung spielt keine wesentliche Rolle, da die Eiche in allen Jahren ein relativ hohes mittleres Alter aufwies und sich daher im Bereich der Kurvenabflachung befand (Abb. 11.1).

Bis 2000 fanden sich in fast allen Jahren hohe KV (z.T. im Mittel > 45 % KV) im sächsischen Tiefland und hier vor allem, ähnlich wie bei der Kiefer, im Nordwesten von Sachsen (Abb. 11.9). Das Jahr 1999 war besonders auffällig im Hinblick auf eine hohe KV der Eiche. Es lag ein starker Befall durch Eichenmehltau und phyllophage Insekten vor. Auf das Trockenjahr 2003 reagierten in erster Linie die Eichen im Osterz- und Elbsandsteingebirge sowie nördlich von diesem Gebiet mit hohen KV im Jahr 2004. In den Folgejahren bis 2016 wurden hier jedoch keine hohen KV beobachtet. Von 2009 bis 2014 traten wieder erhöhte KV im Tiefland speziell im Nordwesten bis hin zum südwestlichen Bergland auf (Abb. 11.10). In den Jahren 2015 und 2016 wurden dagegen landesweit vergleichsweise niedrige KV beobachtet. Hohe KV der Eiche gingen häufig mit starkem Insektenfraß (meist Eichenwickler und Frostspanner) und/oder Eichenmehltaubefall einher.



12 Ernährungszustand der Waldbäume

Optimale Ernährung von Fichte, Buche und Co.?

12.1 Bedeutung der Makronährelemente für das Baumwachstum

Nährelementgehalte in Blättern bzw. Nadeln sind ein Maßstab für den Ernährungszustand von Bäumen und Beständen. Die Entnahme ausgereifter Assimilationsorgane führender Bäume an den BZE 2-Punkten ist wichtiger Bestandteil einer vielschichtigen Bewertung des Standortzustandes. Im Fokus der Untersuchungen stehen besonders die Makronährelemente Stickstoff, Calcium, Magnesium und Kalium durch deren Beteiligung bei zahlreichen Stoffwechselfvorgängen. Beispielsweise sei hier die Bedeutung von Magnesium als Zentralatom des Chlorophylls zur Photosynthese in den Blattorganen genannt.

Im Zuge einer Unterversorgung mit essenziellen Makro- und Mikronährstoffen treten Wachstumsstockungen bis hin zu Bonitätsänderungen ein. Deutliche äußere Kennzeichen sind die Verfärbung von Blättern bzw. Nadeln. So führt beispielsweise ein Mangel an Magnesium zum Abbau von Chlorophyll und somit zu einer Gelbfärbung (Chlorose).

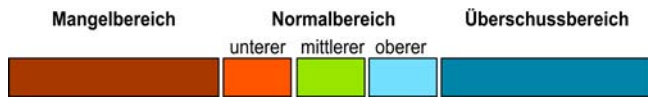
12.2 Bewertung und Interpretation von Ernährungsgrenzen

Blatt- bzw. Nadelspiegelwerte bilden die Grundlage der physiologischen und ökologischen Interpretation des Ernährungszustandes von Waldbäumen (GÖTTLEIN et al. 2011). Erste Bewertungen des Nährstoffhaushaltes von Blättern und Nadeln wurden bereits in den 1960er-Jahren für die Ableitung von Düngungsempfehlungen aufgestellt (z. B. HEINSDORF 1965, FIEDLER et al. 1978).

Der Ernährungszustand ist Ausdruck der Standortbedingungen, der Bodenschutzmaßnahmen wie etwa der Waldkalkung und der historischen, aber auch der aktuellen Umwelteinflüsse (GÖTTLEIN et al. 2011).

Es folgt eine baumartenspezifische Darstellung der Ernährungssituation für die vier Hauptbaumarten Fichte, Kiefer, Buche, Eiche sowie für die Lärche und eine Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011). Dieser hat in modifizierter Form (GÖTTLEIN 2015) Eingang in die aktuelle Fassung der Forstlichen Standortkartierung (AK STANDORTSKARTIERUNG 2016) gefunden. Folgende

Farbabstufungen wurden sowohl für die relative Bewertung als auch die regionale Verteilung der Probepunkte in der Kartendarstellung gewählt:



Eine Gegenüberstellung der Bewertung nach GÖTTLEIN et al. (2011) zu anderen Bewertungsrahmen – wie KRAUSS UND HEINSDORF (2005) für das nordostdeutsche Tiefland und WOLFF & RIEK (1997) aus dem ersten Bodenzustandsbericht für Deutschland – ist im Statistik- und Kartenanhang zu finden.

12.3 Bewertung des aktuellen Ernährungszustandes

Gemeine Fichte (*Picea abies*)

Mit einem Flächenanteil von 34 % an der gesamten Waldfläche (ca. 520.000 ha) ist die Fichte die häufigste Baumart in Sachsen (BWI³). Ihre Verbreitung ist größtenteils auf die sächsischen Mittelgebirge und die umliegenden Wuchsbezirke beschränkt. Daraus ergibt sich eine Standortsamplitude mit deutlicher Konzentration auf die mittleren und ärmeren Standorte mit metamorphen und magmatischen Substraten als Ausgangsgestein.

Die **Stickstoffgehalte** der Fichtennadeln des aktuellen Nadeljahrganges 0 sind überwiegend als hoch zu klassifizieren (AK STANDORTSKARTIERUNG 2016) und liegen im Mittel mit $15,0 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ im LUXUSBereich WOLFF & RIEK (1997). Die relative Verteilung zeigt eine deutliche Dominanz im Überschussbereich ($>15,3 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$) von fast 60 % (Abb. 12.1). Der Einfluss der atmosphärischen N-Einträge in den Mittelgebirgsbereichen wird hierbei deutlich. Dies hat zur Folge, dass ein nivellierender Effekt über alle Standorte eintritt. Weniger als 20 % der Fichtenbestände sind mangelhaft mit Stickstoff versorgt.

Sowohl beim **Calcium** als auch beim **Magnesium** zeigen sich nach Anwendung der aktuellen Bewertungsrahmen (AK STANDORTSKARTIERUNG 2016 und GÖTTLEIN et al. 2011) keine Ernährungsdefizite. Mehr als 90 % der beprobten Fichten sind ausreichend mit beiden Makronährstoffen versorgt. Ein latenter Mangel besteht auf drei beziehungsweise vier Standorten mit Tendenz zum unteren Normalbereich. Die hohe Versorgung der Fichtennadeln

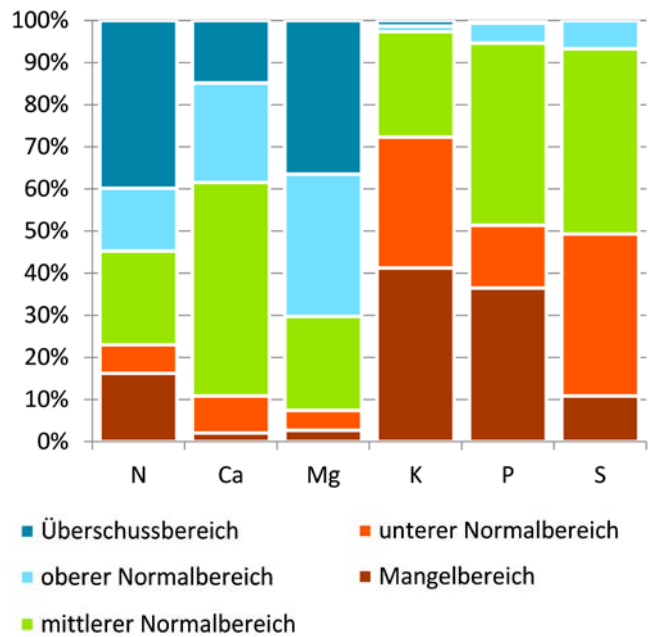


Abb. 12.1: Nährstoffversorgung der Fichte (aktueller Nadeljahrgang) an BZE 2-Punkten (n = 148) und Bewertung nach den Ernährungsgrenzwerten von GÖTTLEIN et al. (2011)

mit beiden Elementen trotz der nährstoffarmen Standorte ist vor allem auf die intensiven Kalkungsmaßnahmen (Kapitel 9) zurückzuführen. Ein Großteil der untersuchten Fichtenstandorte (92 %) liegt im Bereich der sächsischen Kalkungskulisse und ist zu $\frac{2}{3}$ mindestens mit einer einfachen Kalkgabe ($3 - 4,5 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$) versehen. Alle mangelhaft ernährten Standorte haben bisher keine Kalkung erhalten.

Unter Anwendung des Bewertungsrahmens von GÖTTLEIN et al. (2011) sind 40 % der Punkte mangelhaft ($< 4,6 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$) mit **Kalium** versorgt. Nach GÖTTLEIN et al. (2011) liegt das berechnete Mittel von $4,9 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ für alle 148 Punkte im mittleren Bereich mit Tendenz zur geringen Versorgung. Regional gibt es deutliche Unterschiede bei der K-Ernährung (Abb. 12.2). Demnach ist im mittleren und westlichen Erzgebirge sowie im Vogtland eine Unterversorgung der Fichtenbestände belegbar. Vor allem die basenarmen Ausgangsgesteine in diesen Regionen sind dafür verantwortlich. Ähnliches gilt auch für die hier nicht dargestellten K-Gehalte der älteren Fichtennadeln, wobei die K-Gehalte mit dem Alter der Nadeln zunehmen und damit eine Verbesserung der Versorgung eintritt. Negative Korrelationen mit Calcium und Magnesium durch die Ausbringung von Kalk konnten nicht nachgewiesen werden. Vielmehr ist eine ansteigende Konzentration von Kalium in Fichtennadeln belegbar.

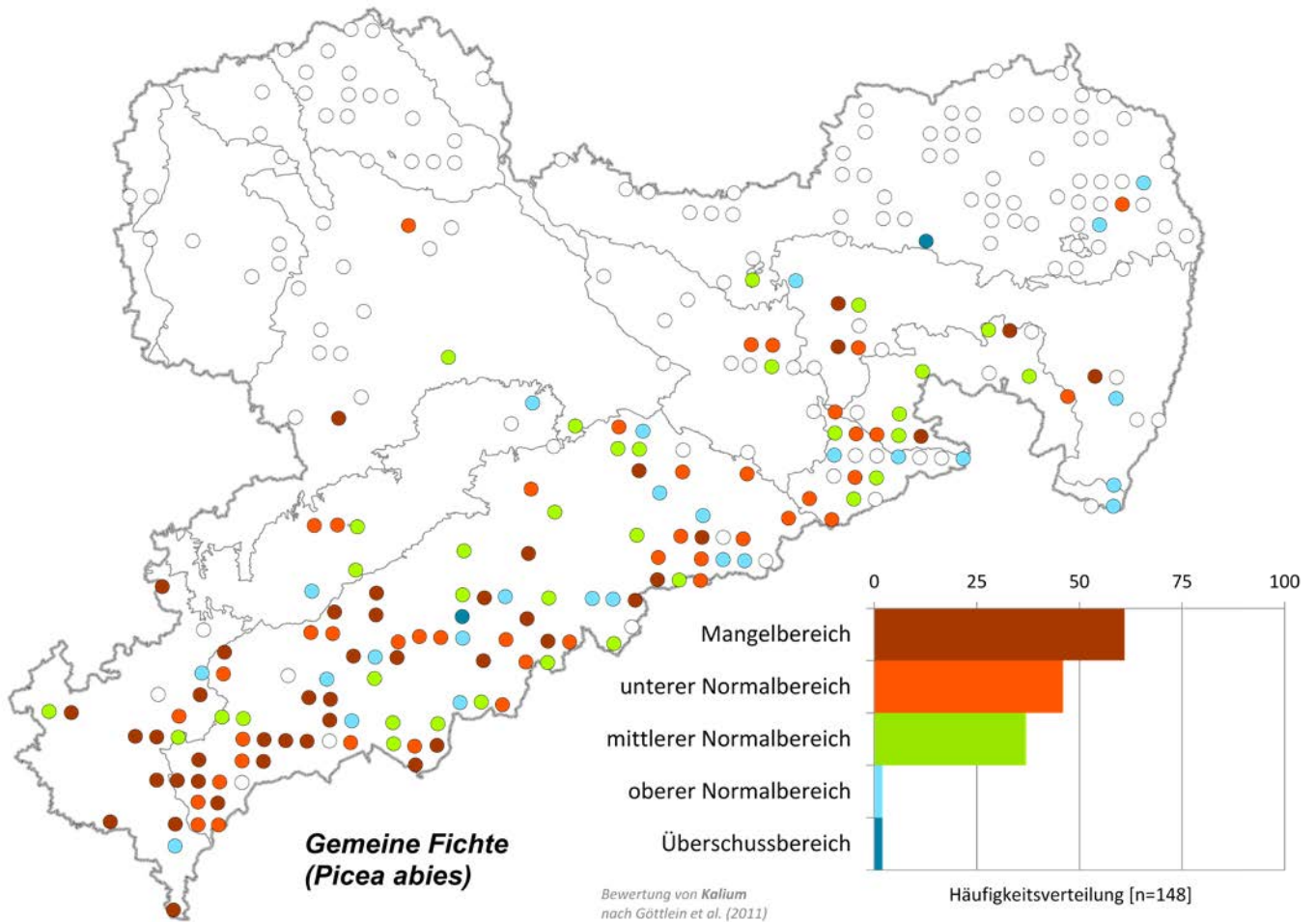


Abb. 12.2: Kaliumernährung der Fichte (aktueller Nadeljahrgang) auf den Punkten der BZE 2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011)

Die **Phosphorversorgung** der Fichte ist auf 35 % der Punkte mangelhaft. Eine Clusterung der Ernährungsstufen nach Substratgruppen ist nicht ableitbar. Im bundesweiten Vergleich zeigen vor allem Punkte mit einer besseren Humusform (Mull und mullartiger Moder) höhere P-Nadelgehalte (RIEK et al. 2016). Der Mittelwert von $1,4 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ liegt nach GÖTTLEIN et al. (2011) an der Grenze vom mittleren zum unteren Normalbereich. Gleiches gilt auch bei Verwendung anderer Bewertungsrahmen. Anhand des Grenzwertes von KRAUSS UND HEINSDORF (2005) sind alle untersuchten Fichtenpunkte ausreichend bis optimal mit Phosphor versorgt (Darstellung im Statistik- und Kartenanhang).

Während in Ostsachsen die **Schwefelgehalte** im mittleren bis unteren Normalbereich liegen (siehe Anhang), zeigen vor allem die Fichten im Westerzgebirge und Vogtland eine S-Versorgung im unteren Normal- bis Mangelbereich (Abb. 12.1). Trotz aktuell niedriger Schwefeleinträge – ablesbar aus den Depositionsanalysen auf den Dauerbe-

obachtungsflächen entlang des Erzgebirgskammes – sind die S-Vorräte in den Böden noch immer hoch und sorgen für eine Versorgung der aufstockenden Bestände. Dies deckt sich gut mit den ernährungskundlichen Zeitreihen der sächsischen Level II-Flächen.

Tab. 12.1: Übersicht über die Nadelspiegelwerte für Fichte (aktueller Nadeljahrgang) zum Zeitpunkt der BZE 1 und BZE 2; bei rot hinterlegten Werten liegt das entsprechende Element unter dem Grenzwert für eine normale Versorgung und damit im Mangelbereich (GÖTTLEIN et al. 2011) (n = Anzahl, min = Minimum, q25 = Quantil 25, M = Median, m = Mittelwert, q75 = Quantil 75, max = Maximum)

| Parameter | BZE 1 (1992) | | | | | | | BZE 2 (2006/12/14) | | | | | | |
|------------|--------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|--------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | n | min | q25 | M | m | q75 | max | n | min | q25 | M | m | q75 | max |
| Stickstoff | 33 | 12,48 | 14,49 | 15,86 | 15,72 | 16,88 | 19,15 | 148 | 10,94 | 13,81 | 14,89 | 15,03 | 16,12 | 19,50 |
| Calcium | 33 | 3,65 | 4,79 | 5,36 | 5,72 | 6,79 | 7,59 | 148 | 2,09 | 3,76 | 4,49 | 4,56 | 5,16 | 8,24 |
| Magnesium | 33 | 0,53 | 0,83 | 1,01 | 1,02 | 1,16 | 1,57 | 148 | 0,54 | 1,09 | 1,24 | 1,25 | 1,42 | 2,15 |
| Kalium | 33 | 3,53 | 5,32 | 6,61 | 6,31 | 7,42 | 10,43 | 148 | 2,37 | 4,23 | 4,84 | 4,87 | 5,48 | 8,51 |
| Phosphor | 33 | 1,14 | 1,30 | 1,39 | 1,43 | 1,58 | 2,05 | 148 | 0,87 | 1,22 | 1,39 | 1,39 | 1,56 | 2,24 |
| Schwefel | 33 | 1,23 | 1,71 | 1,87 | 1,94 | 2,05 | 2,81 | 148 | 0,62 | 0,83 | 0,90 | 0,91 | 0,97 | 1,25 |

Gemeine Kiefer (*Pinus sylvestris*)

Die Kiefer ist nach den Ergebnissen der BWI³ mit 28 % die zweithäufigste Baumart in Sachsen nach der Fichte. Sie dominiert im sächsischen Tiefland auf armen Sandstandorten und darüber hinaus auf den Sandsteinstandorten des Elbsandsteingebirges und des Zittauer Gebirges.

Die **Stickstoffgehalte** auf 117 BZE-Punkten mit Kiefernbestockung sind hoch bis sehr hoch und liegen im Mittel bei 17,6 mg·g⁻¹. Lediglich auf 8 % der untersuchten Kiefernstandorte wurde ein extremer N-Mangel nach GÖTTLEIN et al. (2011) ermittelt (< 13,8 mg·g⁻¹). Es gibt deutliche regionale Unterschiede innerhalb des Kiefernkollektives (siehe Anhang). Während in Nordostsachsen eine normale Versorgung zu beobachten ist, sind die Punkte in Nordwestsachsen luxuriös mit Stickstoff versorgt. Eine Abhängigkeit der Stickstoffversorgung von der Höhenlage lässt sich nicht ableiten. Auf BZE-Punkten mit Kiefer und Fichte ist bei diesen Baumarten trotz gleicher standörtlicher Verhältnisse kein gleichgerichtetes Verhalten im Bezug zur N-Aufnahme erkennbar.

Für **Calcium** liegt der Mittelwert aller einjährigen Kiefernadeln bei 3,3 mg·g⁻¹ und bedeutet nach GÖTTLEIN et al. (2011) eine normale bis luxuriöse Versorgung. Innerhalb des Kollektives überwiegt der Normalbereich mit etwa 2/3 gegenüber dem Überschussbereich (Abb. 12.3). Die niedrigsten Ca-Gehalte im Oberlausitzer Bergland und im Elbsandsteingebirge sind weit von existierenden Mangelgrenzen entfernt.

Bei den **Magnesiumgehalten** zeigt sich eine deutliche Unterversorgung auf fast 30 % der untersuchten Punkte mit einer deutlichen Ballung der latenten Mangelversorgung im nordwestsächsischen Tiefland. Innerhalb der Kalkungskulisse (32 Punkte) ist ein Mangel zum Großteil auf ungekalkten Standorten erkennbar (n = 22 %). Der Mittelwert von 0,9 mg·g⁻¹ liegt nach GÖTTLEIN et al. (2011) im normalen Bereich. Eine Einschätzung nach Wuchsgebieten ist nicht ableitbar (Abb. 12.4).

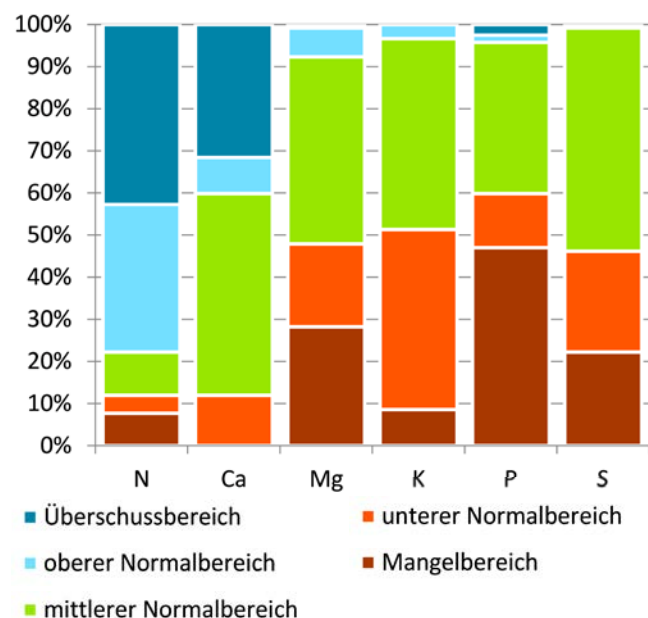


Abb. 12.3: Nährstoffversorgung der Kiefer (aktueller Nadeljahrgang) an BZE 2-Punkten (n = 117) und Bewertung nach den Ernährungsgrenzwerten von GÖTTLEIN et al. (2011)

Die Versorgung der aktuellen Kiefernadeln mit **Kalium** ist unter Anwendung der existierenden Ernährungsrahmen an über 90 % der Punkte normal. Dennoch ist das errechnete Mittel von $4,9 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ deutlich geringer, als es für das Kollektiv der Kiefernbestände für Hessen, Niedersachsen und Sachsen-Anhalt in den Auswertungen der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt ermittelt wurde (DAMMANN et al. 2013). Für weniger als zehn der Kiefernpunkte ist die Versorgung mit Kalium mangelhaft mit einer räumlichen Häufung im nordostsächsischen Tieflandsbereich (siehe Statistik- und Kartenanhang).

Die **Phosphorgehalte** der Kiefer reichen von mangelhaft bis normal (GÖTTLEIN et al. 2011). Während nach

KRAUSS UND HEINSDORF (2005) das Mittel von $1,3 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ eine luxuriöse Versorgung widerspiegelt, ordnete der AK STANDORTSKARTIERUNG (2016) diesen als gering ein. Regionale Muster in Bezug auf Substratgruppen und Wuchsgebiete lassen sich nicht ableiten. Eine Unterversorgung mit Phosphor ist für fast 50 % der Punkte festzustellen (Abb. 12.3).

Die Mehrzahl der Kiefernbestände ist normal bis ausreichend mit **Schwefel** versorgt. Lediglich 20 % weisen einen latenten Mangel auf (GÖTTLEIN et al. 2011). Das berechnete Mittel von $1,1 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ liegt am Rande des unteren Normalbereiches. Eine Häufung der mangelhaft mit Schwefel ernährten Kiefern ist im sächsischen Nordosten erkennbar.

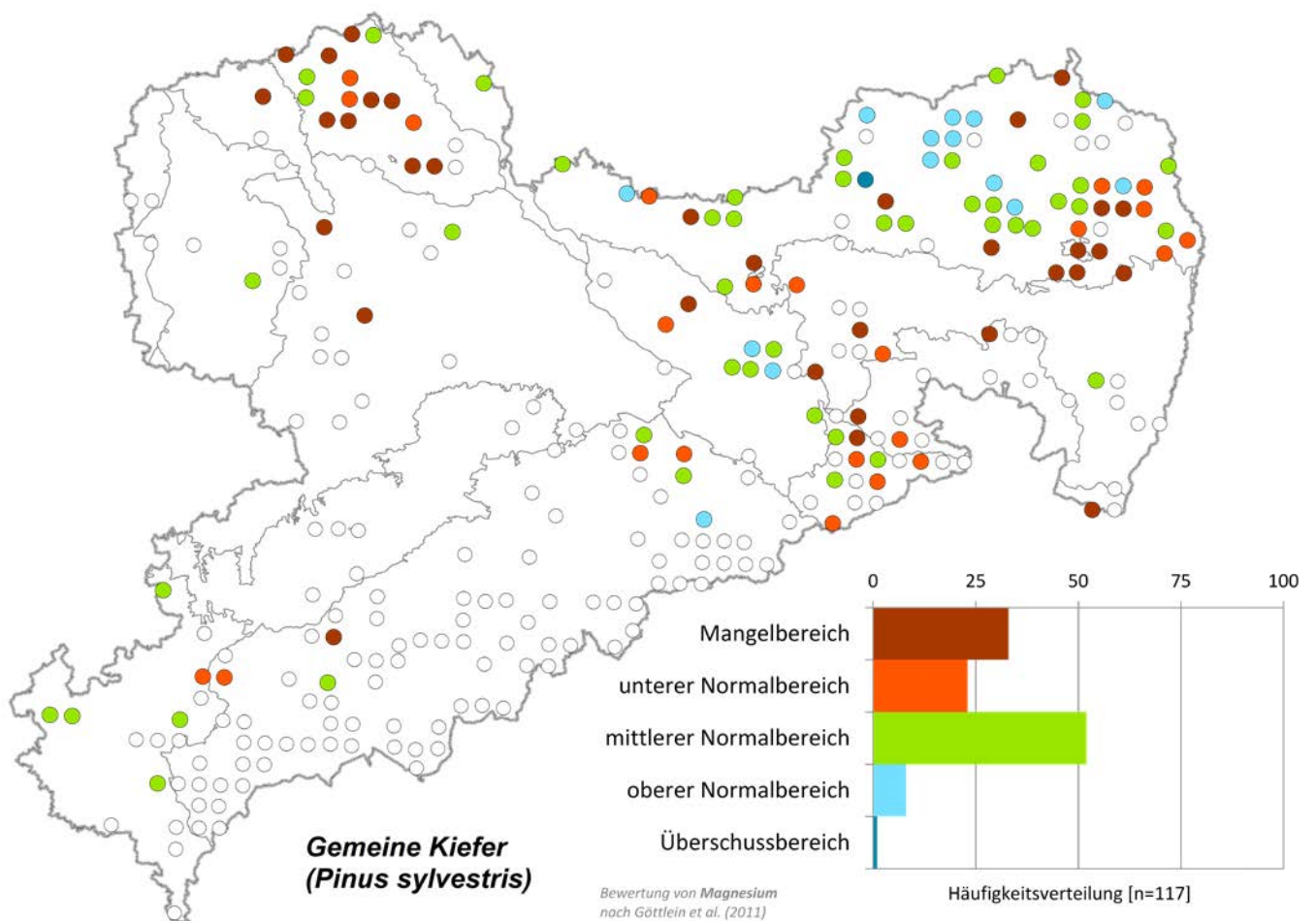


Abb. 12.4: Magnesiumernährung der Kiefer auf den Punkten der BZE 2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011)

Tab. 12.2: Übersicht über die Nadelspiegelwerte für Kiefer (aktueller Nadeljahrgang) zum Zeitpunkt der BZE 1 und BZE 2; bei rot hinterlegten Werten liegt das entsprechende Element unter dem Grenzwert für eine normale Versorgung und damit im Mangelbereich (GÖTTLEIN et al. 2011) (n = Anzahl, min = Minimum, q25 = Quantil 25, M = Median, m = Mittelwert, q75 = Quantil 75, max = Maximum)

| Parameter | BZE 1 (1992) | | | | | | | BZE 2 (2006/12/14) | | | | | | |
|------------|--------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|--------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | n | min | q25 | M | m | q75 | max | n | min | q25 | M | m | q75 | max |
| Stickstoff | 22 | 13,04 | 14,32 | 16,10 | 16,34 | 18,08 | 20,61 | 117 | 10,16 | 14,69 | 17,19 | 17,64 | 19,00 | 41,48 |
| Calcium | 22 | 1,59 | 2,16 | 2,44 | 2,73 | 3,26 | 4,45 | 117 | 1,79 | 2,42 | 3,13 | 3,26 | 3,75 | 5,17 |
| Magnesium | 22 | 0,48 | 0,82 | 0,99 | 0,97 | 1,10 | 1,49 | 117 | 0,40 | 0,69 | 0,92 | 0,92 | 1,03 | 1,43 |
| Kalium | 22 | 4,53 | 5,33 | 5,56 | 5,78 | 6,26 | 7,22 | 117 | 3,29 | 4,38 | 4,89 | 4,92 | 5,26 | 6,20 |
| Phosphor | 22 | 0,92 | 1,25 | 1,36 | 1,39 | 1,56 | 1,82 | 117 | 0,88 | 1,08 | 1,33 | 1,34 | 1,49 | 1,93 |
| Schwefel | 22 | 1,38 | 1,64 | 1,77 | 1,85 | 2,09 | 2,56 | 117 | 0,76 | 0,98 | 1,12 | 1,11 | 1,19 | 1,58 |

Rotbuche (*Fagus sylvatica*)

Die Buche nimmt 4 % der Waldfläche in Sachsen ein (BWI³). Sie stockt im Bergland vorwiegend auf Gneis- und Granitstandorten sowie auf Löß- und Lößlehmstandorten des sächsischen Hügellandes.

Die **Stickstoffgehalte** der untersuchten Punkte variieren deutlich zwischen 18 und 27,5 mg·g⁻¹ und liegen, nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011), überwiegend (88 %) im Normal- und Überschussbereich. Lediglich an vier BZE-Punkten (12 %) zeigt sich eine mangelnde Versorgung (< 19,1 mg·g⁻¹). Ebenso wie bei Fichte und Kiefer stellt Stickstoff auf dem Großteil der Buchenpunkte kein Mangel-element dar.

Die Versorgung der 33 untersuchten Buchenstandorte mit **Calcium** ist auf 58 % der Punkte mangelhaft. Weitere 15 % befinden sich am Übergang vom unteren Normalbereich zum Mangel (GÖTTLEIN et al. 2011). In Anlehnung an die Bewertung nach HÜTTL (1992) reicht die Versorgung von sehr gering bis hoch. Auch auf gekalkten Buchenstandorten zeigt sich eine mangelhafte Ca-Ernährung. Die höchsten Gehalte von 11,2 mg·g⁻¹ übersteigen den gemessenen Minimalwert um das 3,3-fache.

Im Gegensatz zum Calcium sind die untersuchten Buchenflächen zu einem Großteil normal (GÖTTLEIN et al. 2011) mit **Magnesium** versorgt. Mangelnde Mg-Versorgung konnte lediglich auf vier Punkten festgestellt werden. Diese Punkte sind allesamt ungekalkt. Auf gekalkten Standorten besteht ein straffer Zusammenhang zwischen

Kalkungsanzahl und den Mg-Gehalten der Blätter mit einem Bestimmtheitsmaß von 0,44. Die gemessenen Mg-Gehalte der Buchenblätter schwanken von 0,5 bis 3 mg·g⁻¹ und liegen Mittel bei 1,3 mg·g⁻¹.

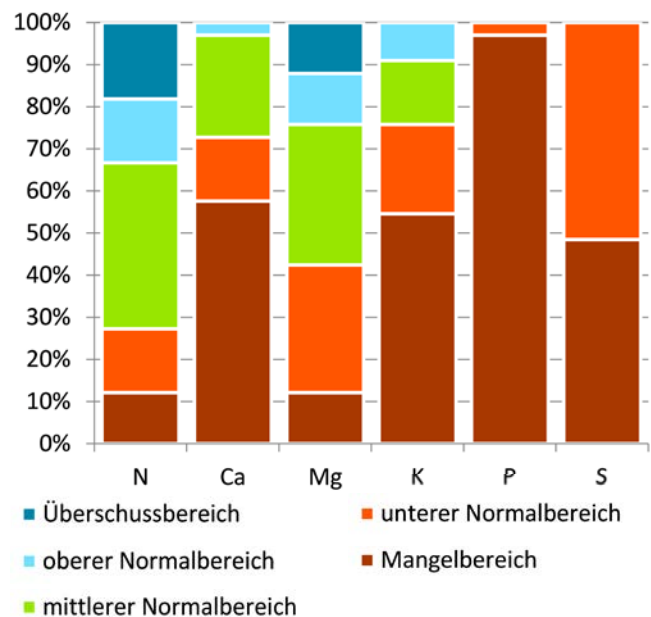


Abb. 12.5: Nährstoffversorgung der Buche an BZE 2-Punkten (n = 33) und Bewertung nach den Ernährungsgrenzwerten von GÖTTLEIN et al. (2011)

Für **Kalium** liegt das Mittel von 6,8 mg·g⁻¹ nach GÖTTLEIN et al. (2011) an der Grenze vom unteren Normalbereich zum latenten Mangel. Über die Hälfte der Buchen zeigen ernährungsphysiologisch einen Kaliummangel, weitere 20 % sind am Übergang zu einer mangelnden Ernährung. Die höchste K-Versorgung zeigt sich im

sächsischen Hügelland, wohingegen die niedrigsten Gehalte innerhalb der Kalkungskulisse (sächsisches Mittelgebirge) erkennbar sind. Der direkte Zusammenhang zwischen Kalkgabe und K-Gehalten ist mit einem Bestimmtheitsmaß von 0,17 gering.

Die mittlere **Phosphorversorgung** von $1,0 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ist nach den verwendeten Bewertungsrahmen mangelhaft (GÖTTLEIN et al. 2011). Dieses Kriterium gilt für 97 % aller Punkte. Lediglich ein Punkt im Osterzgebirge ist besser ausgestattet (Abb. 12.6). Die gemessenen Gehalte schwanken zwischen $0,7$ und $1,4 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$. Es stellt sich allerdings die Frage, ob die herangezogenen Grenzwerte richtig gewählt sind. Unter Verwendung der Bewertungs-

rahmen von KRAUSS UND HEINSDORF (2005) sowie WOLFF UND RIEK (1997) ist eine wesentlich positivere P-Ernährung der Buchen ableitbar (siehe Statistik- und Kartenanhang). Andererseits wurde im Rahmen einer Studie für Mitteleuropa (TALKNER et al. 2015) für zahlreiche Buchenbestände die mangelhafte Phosphorversorgung belegt.

Ähnlich wie beim Phosphor ist auch die **Schwefelernährung** kritisch. Der Mittelwert von $1,4 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ liegt genau auf der Grenze zwischen Mangelernährung und unterem Normalbereich. 50 % der Punkte liegen zwischen $1,1$ und $1,4 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$.

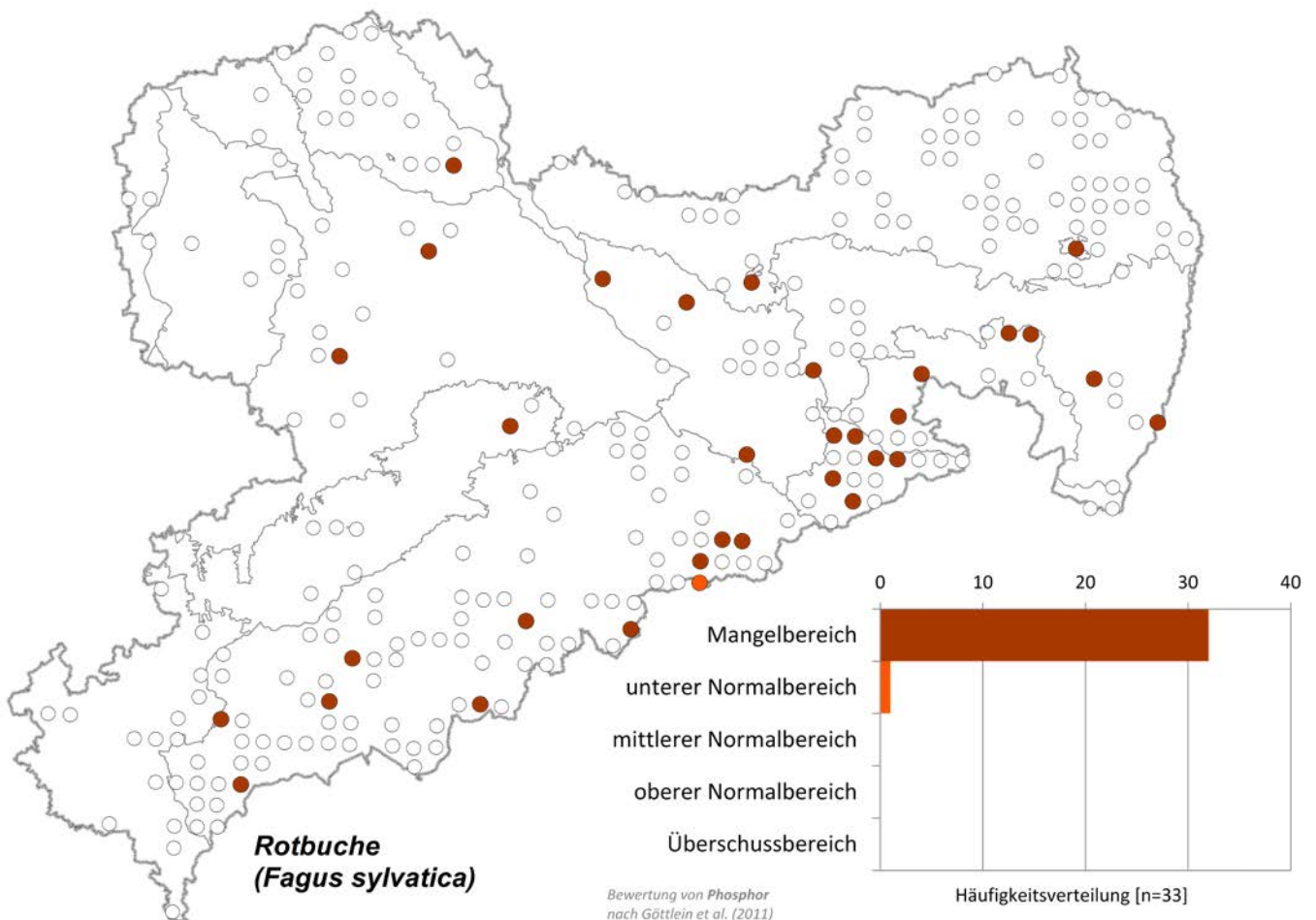


Abb. 12.6: Phosphorernährung der Buche auf den Punkten der BZE2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011)

Tab. 12.3: Übersicht über die Blattspiegelwerte für Buche zum Zeitpunkt BZE 2 (während der BZE 1 wurden keine Blattproben genommen); bei rot hinterlegten Werten liegt das entsprechende Element unter dem Grenzwert für eine normale Versorgung und damit im Mangelbereich (GÖTTLEIN et al. 2011) (n = Anzahl, min = Minimum, q25 = Quantil 25, M = Median, m = Mittelwert, q75 = Quantil 75, max = Maximum)

| Parameter | BZE 1 (1992) | | | | | | | BZE 2 (2006/12/14) | | | | | | |
|------------|--------------|-----|-----|---|---|-----|-----|--------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | n | min | q25 | M | m | q75 | max | n | min | q25 | M | m | q75 | max |
| Stickstoff | - | - | - | - | - | - | - | 33 | 18,18 | 19,38 | 22,37 | 22,49 | 24,37 | 27,49 |
| Calcium | - | - | - | - | - | - | - | 33 | 3,40 | 4,13 | 5,73 | 6,12 | 7,10 | 11,20 |
| Magnesium | - | - | - | - | - | - | - | 33 | 0,50 | 0,72 | 1,19 | 1,29 | 1,59 | 2,99 |
| Kalium | - | - | - | - | - | - | - | 33 | 4,20 | 4,99 | 6,79 | 6,80 | 7,66 | 9,98 |
| Phosphor | - | - | - | - | - | - | - | 33 | 0,70 | 0,81 | 1,01 | 1,01 | 1,15 | 1,39 |
| Schwefel | - | - | - | - | - | - | - | 33 | 1,07 | 1,18 | 1,43 | 1,40 | 1,50 | 1,69 |

Stiel- und Traubeneiche (*Quercus spec.*)

Die Eiche hat einen Anteil von 9 % an der gesamten Waldfläche Sachsens (BWI³). Die untersuchten Eichenbestände stocken größtenteils auf Löß- und Lößlehmstandorten des sächsischen Hügellandes sowie Auenstandorten in Nordwestsachsen. Darüber hinaus ist die Eiche auch auf glazialen Sanden vertreten. Festgesteinsböden aus Gneis und Granit sind unterbesetzt. Die meisten Eichenbestände liegen außerhalb der Kalkungskulisse.

Die Einordnung der 40 untersuchten Eichen-Punkte hinsichtlich ihres Ernährungszustandes erfolgte nach dem Bewertungsrahmen der Stieleiche (GÖTTLEIN et al. 2011), wengleich einige Bestände auch mit Traubeneiche bestockt waren. Roteichenbestände wurden beprobt, sind jedoch nicht in die Auswertung eingeflossen.

Wie bei allen zuvor dargestellten Baumarten sind auch die Eichen größtenteils ausreichend mit **Stickstoff** versorgt. Der mittlere N-Gehalt von 27,4 mg·g⁻¹ liegt am Übergang vom oberen Normal- zum Überschussbereich. Im direkten Vergleich mit allen untersuchten Baumarten (Abb. 12.11) besitzen Eichen zusammen mit Birkenblättern die höchsten N-Gehalte. Gleichzeitig deutet das auf die Notwendigkeit eines ausreichenden Stickstoffangebotes am Standort hin. Regionale Unterschiede treten nicht auf (Abb. 12.8). Eine Mangelversorgung der Eiche mit Stickstoff konnte an keinem Punkt gemessen werden.

Für **Calcium** liegt der Mittelwert von 6,0 mg·g⁻¹ im unteren Normalbereich. Insgesamt sind fast 50 % aller Eichen geringfügig und weitere 33 % mangelhaft mit

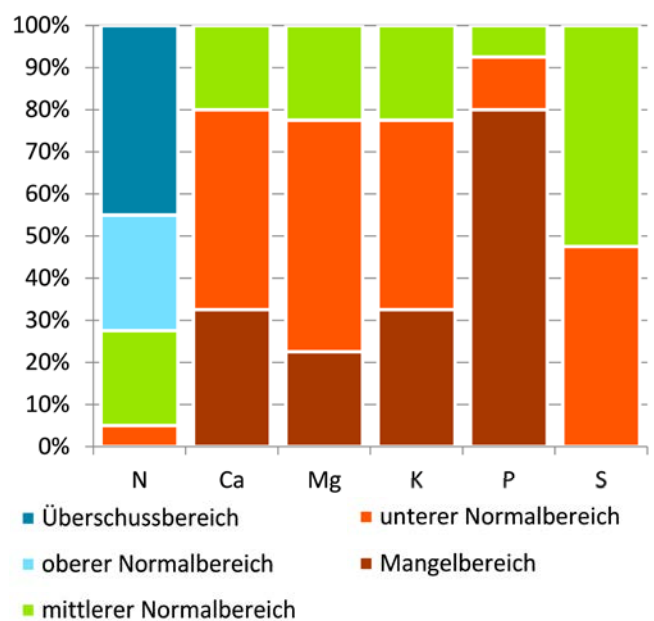


Abb. 12.7: Nährstoffversorgung der Eiche an BZE 2-Punkten (n = 40) und Bewertung nach den Ernährungsgrenzwerten von GÖTTLEIN et al. (2011)

Calcium versorgt. Lediglich 20 % zeigen eine mittlere Ca-Ernährung (Abb. 12.7). Regionale Unterschiede sind dahingehend erkennbar, dass vor allem die Eichen im Leipziger Raum gut bis sehr gut mit Calcium versorgt sind. Je weiter östlich der Standort ist, umso geringer ist die Ca-Ernährung der Eichen (siehe Anhang).

Die **Magnesiumgehalte** der Eichen liegen im Mittel bei 1,5 mg·g⁻¹ (unterer Normalbereich). Fast ¼ der Eichenpunkte ist mangelhaft mit Magnesium versorgt und lediglich ein weiteres Viertel zeigt eine mittlere Ernährung.

Klare regionale Unterschiede, wie beim Calcium sind nicht ableitbar (siehe Statistik- und Kartenanhang). Die Standorte mit einer optimalen Mg-Versorgung sind über den gesamten sächsischen Raum verteilt.

Ähnlich wie bei Calcium und Magnesium sind die untersuchten Eichenbestände nur unzureichend mit **Kalium** versorgt (Mittelwert: 8,2 mg-g⁻¹). Ein Großteil liegt im unteren Normalbereich (45 %), gefolgt von einer Mangelversorgung auf einem Drittel der Bestände. Regionale Muster sind nicht erkennbar. Mangelhaft versorgte Eichenbestände sind in unmittelbarer Nachbarschaft zu normal versorgten Beständen wiederzufinden (siehe Anhang).

Die untersuchten Eichen innerhalb der BZE-Stichprobe sind zu einem Großteil mangelhaft mit **Phosphor** ausgestattet. Mittlere P-Gehalte im Blatt von 1,2 mg-g⁻¹ zeigen das deutlich an. Lediglich 20 % aller Eichen sind normal versorgt (unterer und mittlerer Bereich). Insgesamt liegt die Spannweite der P-Gehalte zwischen 0,7 und 1,7 mg-g⁻¹.

Ein besseres Bild zeigt die **Schwefelernährung** der Eichen. Alle Bestände sind durchweg normal versorgt (1,3–2,1 mg-g⁻¹). Eine geringe Versorgung bezogen auf das sächsische Mittel (1,6 mg-g⁻¹) ist für das Wachstumsgebiet »Sächsisch-Thüringisches Löß-Hügelland« erkennbar (siehe Karte im Anhang).

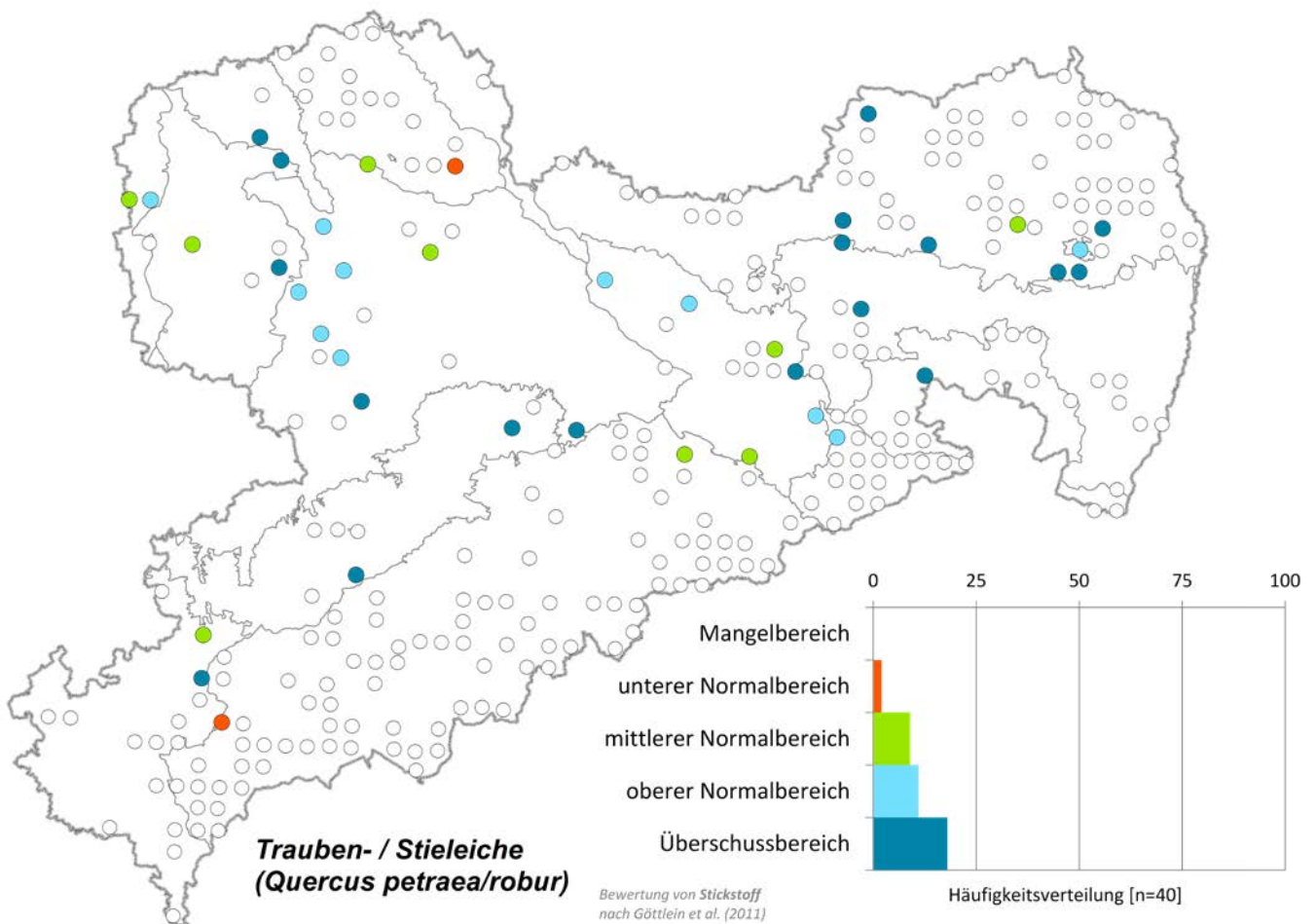


Abb. 12.8: Stickstoffernährung der Eichen auf den Punkten der BZE2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011)

Tab. 12.4: Übersicht über die Blattspiegelwerte für Eiche zum Zeitpunkt der BZE 2 (während der BZE 1 wurden keine Blattproben genommen); bei rot hinterlegten Werten liegt das entsprechende Element unter dem Grenzwert für eine normale Versorgung und damit im Mangelbereich (GÖTTLEIN et al. 2011) (n = Anzahl, min = Minimum, q25 = Quantil 25, M = Median, m = Mittelwert, q75 = Quantil 75, max = Maximum)

| Parameter | BZE 1 (1992) | | | | | | | BZE 2 (2006/12/14) | | | | | | |
|------------|--------------|-----|-----|---|---|-----|-----|--------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | n | min | q25 | M | m | q75 | max | n | min | q25 | M | m | q75 | max |
| Stickstoff | - | - | - | - | - | - | - | 40 | 21,78 | 24,58 | 27,41 | 27,42 | 29,11 | 32,84 |
| Calcium | - | - | - | - | - | - | - | 40 | 3,88 | 4,77 | 5,98 | 6,02 | 6,50 | 9,34 |
| Magnesium | - | - | - | - | - | - | - | 40 | 0,90 | 1,22 | 1,51 | 1,52 | 1,66 | 2,16 |
| Kalium | - | - | - | - | - | - | - | 40 | 5,46 | 7,00 | 8,20 | 8,15 | 8,85 | 10,76 |
| Phosphor | - | - | - | - | - | - | - | 40 | 0,65 | 0,89 | 1,15 | 1,20 | 1,37 | 1,73 |
| Schwefel | - | - | - | - | - | - | - | 40 | 1,33 | 1,45 | 1,61 | 1,64 | 1,75 | 2,09 |

Europäische Lärche (*Larix decidua*)

Lärchen stocken neben Festgesteinsböden aus Gneis, Granit und Phyllit im Erzgebirge und Vogtland auch auf Lößlehmstandorten des Hügellandes. Etwa die Hälfte der Standorte (n = 7) wurde bereits einmal gekalkt.

Bei **Stickstoff** zeigt sich eine deutliche Überversorgung der 18 untersuchten Lärchenbestände. Lediglich zwei Punkte (Osterzgebirge und Vogtland) sind normal versorgt. Das Mittel von 26,1 mg·g⁻¹ liegt über dem von Fichte und Kiefer als weiteren Nadelbaumvertretern (Abb. 12.11).

Calciumgehalte von im Mittel 3,9 mg·g⁻¹ liegen im Grenzbereich vom Normal- zum Mangelbereich. Etwa 50 % aller Lärchen (n = 9) sind mangelhaft mit Calcium versorgt. Regionale Unterschiede sind nicht erkennbar und lassen somit keinen Rückschluss auf Substrateinflüsse zu. Im direkten Vergleich mit allen im Rahmen der BZE 2 untersuchten Baumarten befinden sich die Calciumgehalte der Lärchen auf einem Niveau mit denen der Kiefer.

Die Bewertung der **Magnesiumversorgung** ist identisch mit dem Calciumstatus der Lärchen. Die Hälfte zeigt eine Mangelernährung, wohingegen die andere Hälfte dem mittleren bis unteren Normalbereich zugeordnet werden kann (Abb. 12.9). Während die Lärchen im sächsischen Hügelland zu einem Großteil mangelhaft mit Magnesium versorgt sind, zeigt sich im Mittelgebirge eine positivere Mg-Ernährung. Die gemessene Spanne liegt zwischen 0,5 bis 1,8 mg·g⁻¹ (Mittel: 1,1).

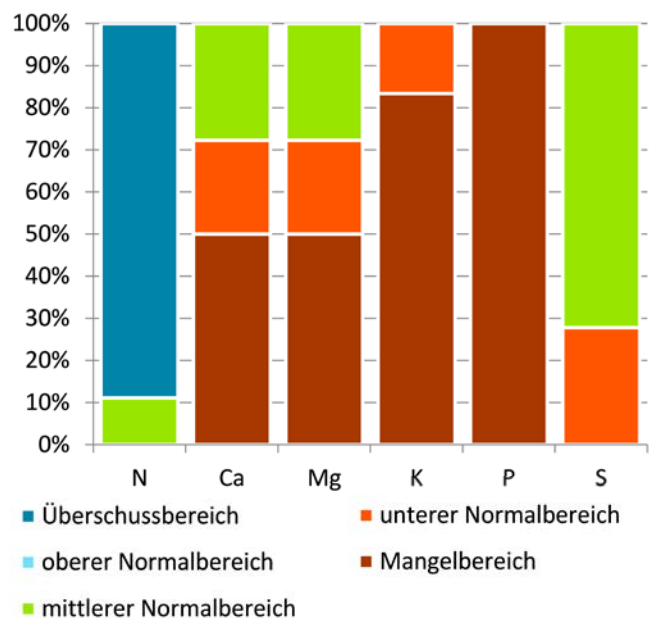


Abb. 12.9: Nährstoffversorgung der Lärche an BZE 2-Punkten (n = 18) und Bewertung nach den Ernährungsgrenzwerten von GÖTTLEIN et al. (2011)

Die Lärchen sind als einzige der hier untersuchten Baumarten zu über 80 % mangelhaft mit **Kalium** versorgt. Die wenigen normalversorgten Standorte (n = 3) sind unregelmäßig über Sachsen verteilt. Im Mittel liegt die K-Ernährung bei 5,1 mg·g⁻¹.

Alle 18 Lärchen-Punkte sind durchweg mangelhaft mit **Phosphor** versorgt (Mittel: 1,1 mg·g⁻¹). Mögliche Zusammenhänge zur luxuriösen Stickstoffversorgung, wodurch Phosphor in der Nadel verdünnt wird, können in Betracht gezogen werden.

Die mittlere **Schwefelernährung** von 1,8 mg·g⁻¹ liegt im unteren Normalbereich und kann somit als ausreichend angesehen werden. Regionale Unterschiede lassen sich,

wie in Abb. 12.10 zu sehen ist, nicht ableiten. Eine unzureichende S-Versorgung ist im Gegensatz zu Fichte und Kiefer nicht vorhanden.

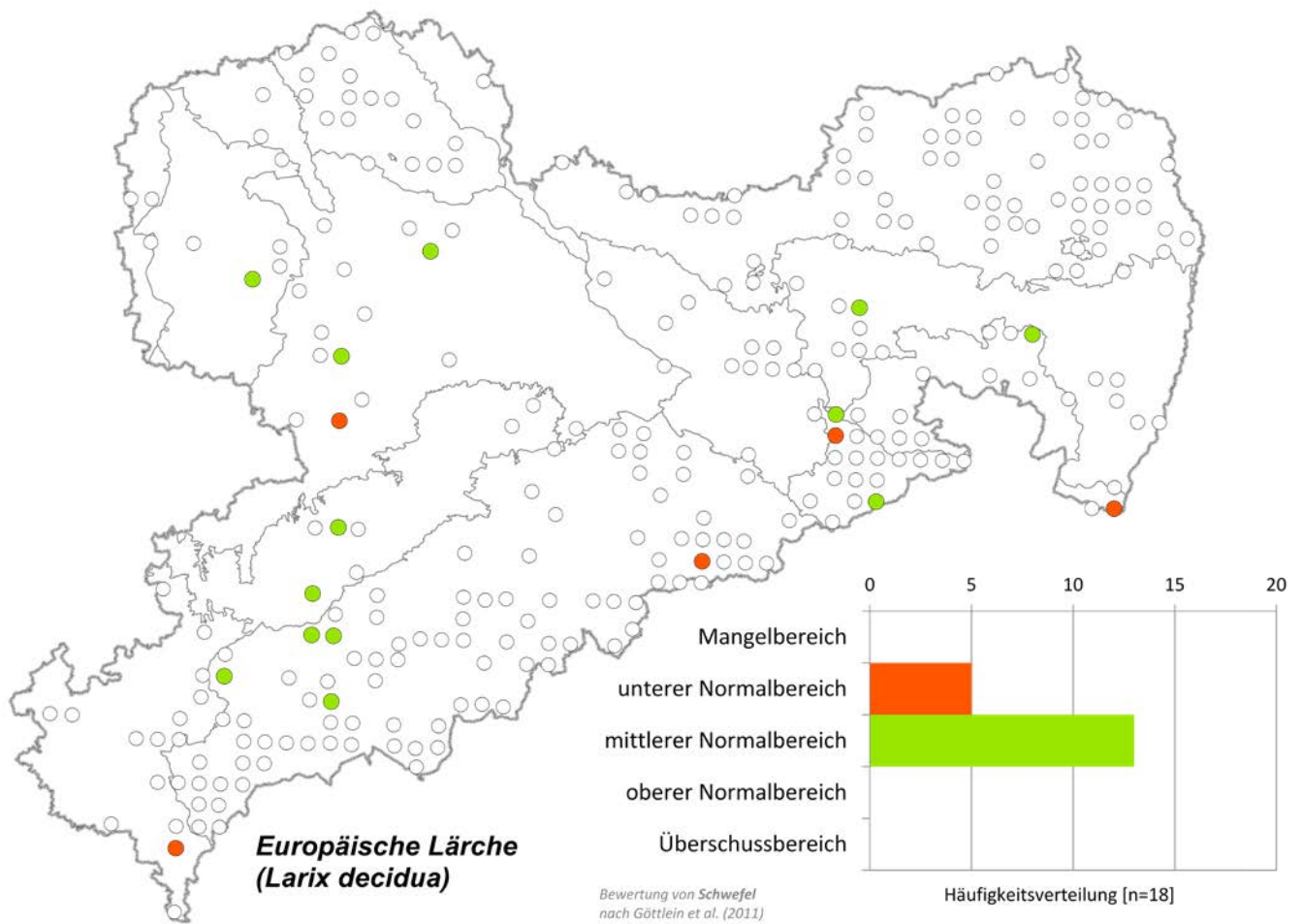


Abb. 12.10: Schwefelernährung der Lärche auf den Punkten der BZE 2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTELEIN et al. (2011)

Tab. 12.5: Übersicht über die Nadelspiegelwerte für Lärche zum Zeitpunkt der BZE 2 (während der BZE 1 wurden keine Proben an Lärchen genommen); bei rot hinterlegten Werten liegt das entsprechende Element unter dem Grenzwert für eine normale Versorgung und damit im Mangelbereich (GÖTTELEIN et al. 2011) (n = Anzahl, min = Minimum, q25 = Quantil 25, M = Median, m = Mittelwert, q75 = Quantil 75, max = Maximum)

| Parameter | BZE 1 (1992) | | | | | | | BZE 2 (2006/12/14) | | | | | | |
|------------|--------------|-----|-----|---|---|-----|-----|--------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | n | min | q25 | M | m | q75 | max | n | min | q25 | M | m | q75 | max |
| Stickstoff | - | - | - | - | - | - | - | 18 | 20,35 | 23,14 | 25,28 | 26,06 | 27,10 | 37,93 |
| Calcium | - | - | - | - | - | - | - | 18 | 2,69 | 2,94 | 3,77 | 3,90 | 4,51 | 5,71 |
| Magnesium | - | - | - | - | - | - | - | 18 | 0,49 | 0,69 | 1,12 | 1,13 | 1,34 | 1,81 |
| Kalium | - | - | - | - | - | - | - | 18 | 3,77 | 4,22 | 4,80 | 5,06 | 5,64 | 7,17 |
| Phosphor | - | - | - | - | - | - | - | 18 | 0,82 | 0,93 | 1,11 | 1,11 | 1,25 | 1,38 |
| Schwefel | - | - | - | - | - | - | - | 18 | 1,51 | 1,54 | 1,87 | 1,81 | 1,92 | 2,15 |

12.4 Zusammenschau aller untersuchten Baumarten

Für die sechs Makroelemente Stickstoff, Calcium, Magnesium, Kalium, Phosphor und Schwefel lässt sich folgende baumartenspezifische Reihung abnehmender Gehalte aufstellen (Abb. 12.11):

■ **Stickstoff** (Laubholz vor Nadelholz)
 Birke > Eiche > Lärche > Bergahorn > Buche/Hainbuche > Kiefer > Fichte

■ **Calcium** (Laubholz vor Nadelholz)
 Bergahorn > Birke > Hainbuche > Eiche > Buche > Fichte > Kiefer > Lärche

■ **Magnesium** (Laubholz vor Nadelholz)
 Birke > Bergahorn > Eiche > Hainbuche > Buche/ Fichte > Lärche > Kiefer

■ **Kalium** (Laubholz vor Nadelholz)
 Bergahorn > Eiche > Birke > Hainbuche > Buche > Kiefer > Fichte/Lärche

■ **Phosphor** (Nadelholz vor Laubholz)
 Fichte > Kiefer/Bergahorn > Eiche/Birke/Lärche > Buche/Hainbuche

■ **Schwefel** (Laubholz vor Nadelholz)
 Lärche/Bergahorn > Birke > Eiche > Buche > Hainbuche > Kiefer > Fichte

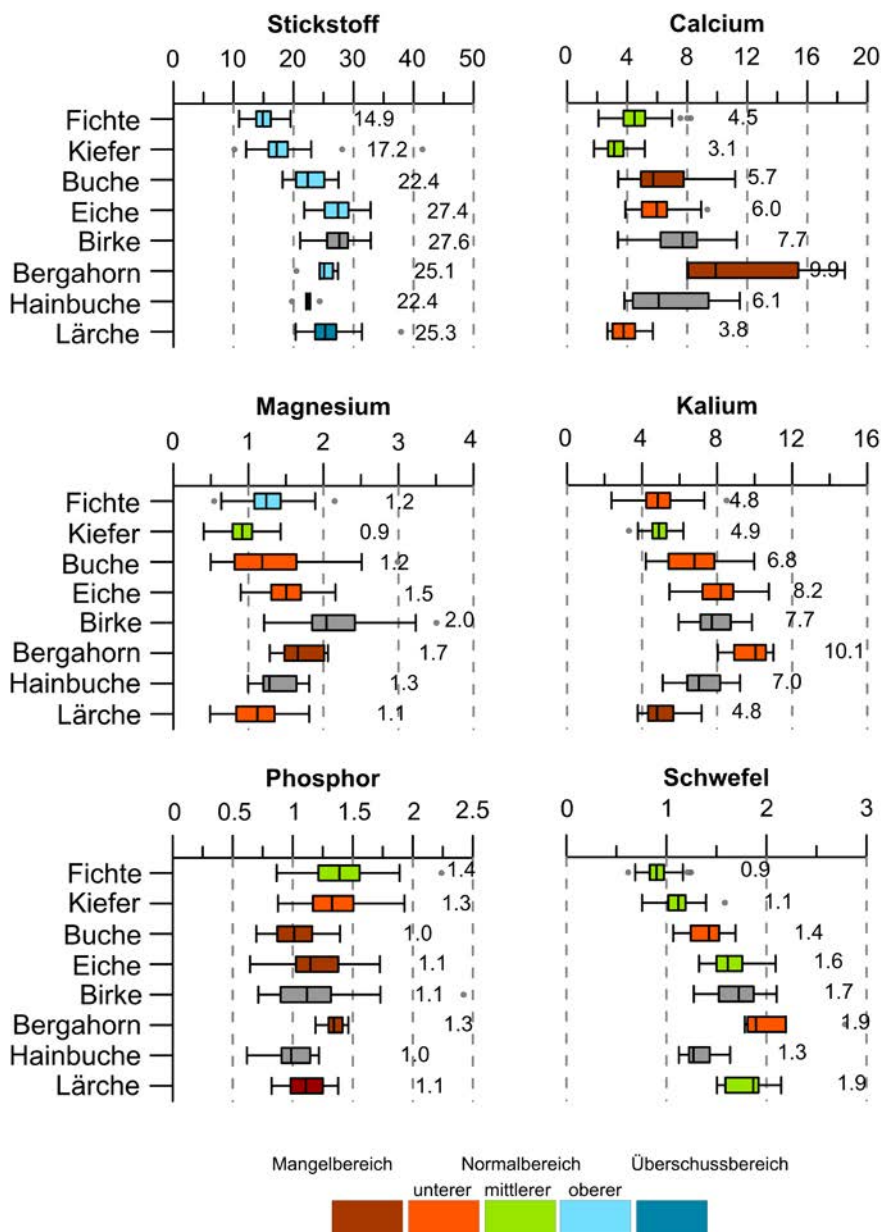


Abb. 12.11: Makroelementgehalte (mg·g⁻¹) aller untersuchten Baumarten und Bewertung nach GÖTTLEIN et al. (2011); Bewertung des Ernährungszustandes bezieht sich immer auf den Median; für Birke und Hainbuche existieren keine aktuellen Bewertungsrahmen

Die Nadelbaumarten weisen verglichen mit den Laubbaumarten geringere Gehalte an Makronährstoffen auf (Ausnahme Phosphor). Ökologisch gesehen sind Fichte und Kiefer jedoch vor allem bei Calcium und Magnesium, trotz geringerer absoluter Werte, besser versorgt als die Laubbäume.

12.5 Zeitliche Veränderungen der Waldernährung

Zur Beschreibung von Veränderungen zwischen Erst- und Zwaitaufnahme fanden nur Punkte Verwendung, die zu beiden Inventuren beprobt wurden (gepaarte Stichprobe). Dies trifft nur für die Baumarten Fichte und Kiefer innerhalb des Grundrasters (8x8 km) zu. Im Zuge der Erstinventur 1996/97 hatte an den Verdichtungspunkten keine Ernährungserhebung stattgefunden.

Die **Stickstoffversorgung** beider Baumarten ist stabil geblieben (Fichte) bzw. leicht angestiegen (Kiefer). Nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011) sind beide Nadelbaumarten zu beiden Inventuren normal bis luxuriös mit N versorgt.

Während die **Calciumgehalte** bei Fichte geringfügig rückläufig sind (trotz zahlreicher gekalkter Standorte), steigt die Ca-Versorgung in den Kiefernadeln deutlich an. Ähnlich wie bei Stickstoff sind Fichten und Kiefern normal bis überversorgt.

Auch die **Magnesiumversorgung** ist zu beiden Inventuren normal bis luxuriös. Nur bei Fichte steigen die Mg-Gehalte kalkungsbedingt um $0,3 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ an, während bei Kiefern ein leichter Rückgang zu erkennen ist (Tab. 12.6 und 12.7).

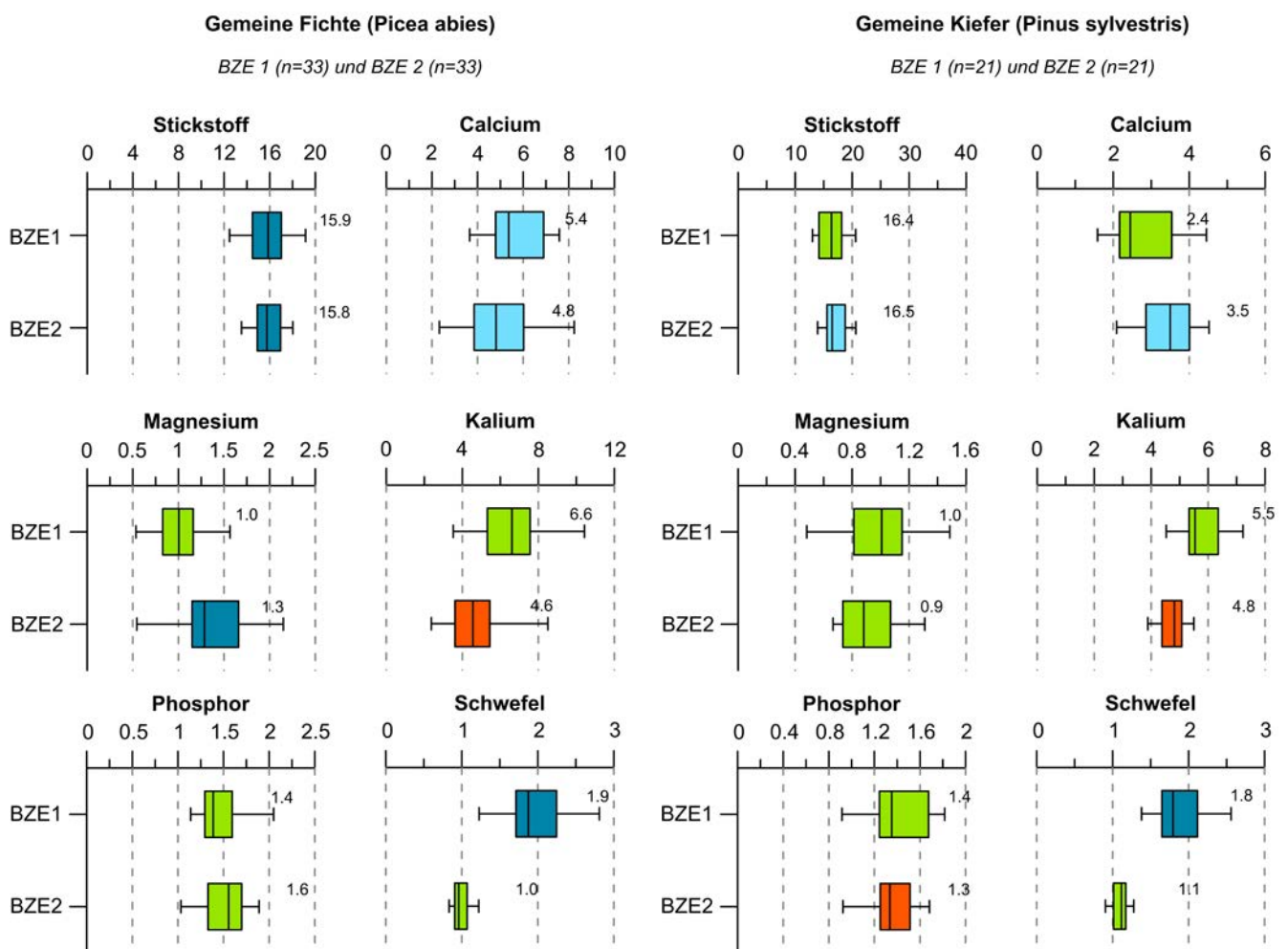


Abb. 12.12: Elementgehalte in $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ von Fichten und Kiefern zum Zeitpunkt beider Inventuren für die Makronährelemente (Berücksichtigung von Punkten, die während beider Inventuren beprobt wurden [gepaarte Stichprobe])

Die **Kaliumernährung** ist für beide Baumarten signifikant rückläufig und fällt in den unteren Normalbereich.

Die **Phosphorernährung** ist bei beiden Baumarten zwischen den Inventuren stabil. Leichte Rückgänge bedeuten für die Kiefern ein Absinken von mittleren auf untere Normalgehalte.

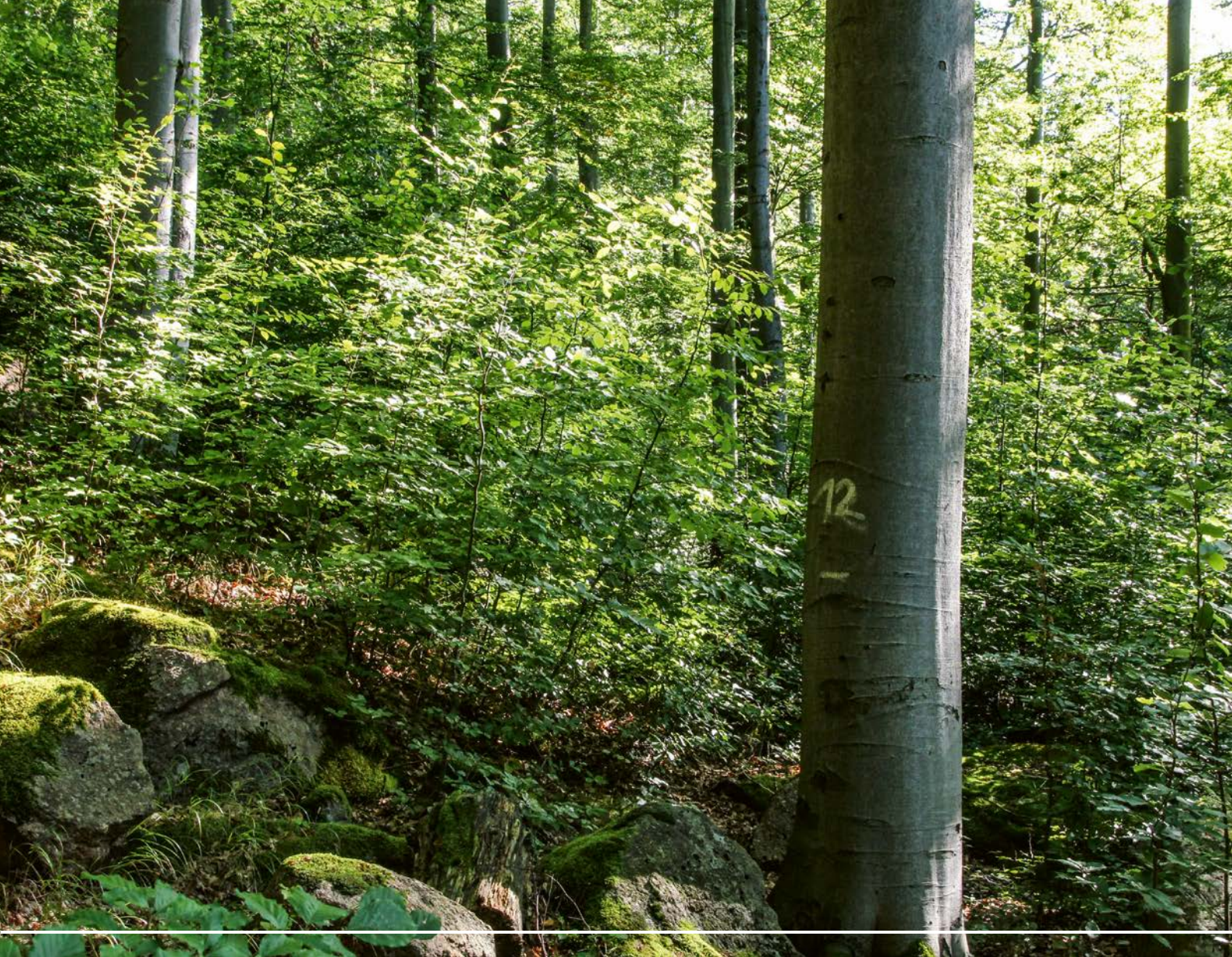
Die **Schwefelernährung** der Fichten- und Kiefernbestände ist stark rückläufig und sinkt von einer Überernährung auf ein Normalniveau ab. Für beide Baumarten ist dieser Rückgang hoch signifikant.

Tab. 12.6: Direkter Vergleich der Makronährelemente in Fichtennadeln (aktueller Nadeljahrgang, n=33) in mg·g⁻¹ zum Zeitpunkt der BZE 1 und BZE 2; bei rot hinterlegten Werten liegt das entsprechende Element unter dem Grenzwert für eine normale Versorgung und damit im Mangelbereich (n = Anzahl, min = Minimum, q25 = Quantil 25, M = Median, m = Mittelwert, q75 = Quantil 75, max = Maximum)

| Parameter | BZE 1 (1992) | | | | | | | BZE 2 (2006/12/14) | | | | | | |
|------------|--------------|------|------|------|------|------|------|--------------------|------|------|------|------|------|------|
| | n | min | q25 | M | m | q75 | max | n | min | q25 | M | m | q75 | max |
| Stickstoff | 33 | 12,5 | 14,5 | 15,9 | 15,7 | 16,9 | 19,2 | 33 | 13,5 | 14,9 | 15,8 | 15,8 | 16,9 | 18,0 |
| Calcium | 33 | 3,7 | 4,8 | 5,4 | 5,7 | 6,8 | 7,6 | 33 | 2,3 | 3,9 | 4,8 | 4,9 | 5,3 | 8,2 |
| Magnesium | 33 | 0,5 | 0,8 | 1,0 | 1,0 | 1,2 | 1,6 | 33 | 0,5 | 1,2 | 1,3 | 1,4 | 1,7 | 2,2 |
| Kalium | 33 | 3,5 | 5,3 | 6,6 | 6,3 | 7,4 | 10,4 | 33 | 2,4 | 3,6 | 4,6 | 4,6 | 5,4 | 8,5 |
| Phosphor | 33 | 1,1 | 1,3 | 1,4 | 1,4 | 1,6 | 2,1 | 33 | 1,0 | 1,3 | 1,6 | 1,5 | 1,7 | 1,9 |
| Schwefel | 33 | 1,2 | 1,7 | 1,9 | 1,9 | 2,1 | 2,8 | 33 | 0,8 | 0,9 | 1,0 | 1,0 | 1,1 | 1,2 |

Tab. 12.7: Direkter Vergleich der Makronährelemente in Kiefernadeln (aktueller Nadeljahrgang, n=21) in mg·g⁻¹ zum Zeitpunkt der BZE 1 und BZE 2; bei rot hinterlegten Werten liegt das entsprechende Element unter dem Grenzwert für eine normale Versorgung und damit im Mangelbereich (n = Anzahl, min = Minimum, q25 = Quantil 25, M = Median, m = Mittelwert, q75 = Quantil 75, max = Maximum)

| Parameter | BZE 1 (1992) | | | | | | | BZE 2 (2006/12/14) | | | | | | |
|------------|--------------|------|------|------|------|------|------|--------------------|------|------|------|------|------|------|
| | n | min | q25 | M | m | q75 | max | n | min | q25 | M | m | q75 | max |
| Stickstoff | 21 | 13,0 | 14,2 | 16,4 | 16,4 | 18,1 | 20,6 | 21 | 13,9 | 15,6 | 16,5 | 16,8 | 18,3 | 20,6 |
| Calcium | 21 | 1,6 | 2,2 | 2,4 | 2,8 | 3,4 | 4,5 | 21 | 2,1 | 2,9 | 3,5 | 3,4 | 4,0 | 4,5 |
| Magnesium | 21 | 0,5 | 0,8 | 1,0 | 1,0 | 1,1 | 1,5 | 21 | 0,7 | 0,7 | 0,9 | 0,9 | 1,0 | 1,3 |
| Kalium | 21 | 4,5 | 5,3 | 5,5 | 5,8 | 6,2 | 7,2 | 21 | 3,9 | 4,4 | 4,8 | 4,7 | 5,0 | 5,5 |
| Phosphor | 21 | 0,9 | 1,2 | 1,4 | 1,4 | 1,6 | 1,8 | 21 | 0,9 | 1,3 | 1,3 | 1,4 | 1,5 | 1,7 |
| Schwefel | 21 | 1,4 | 1,6 | 1,8 | 1,9 | 2,1 | 2,6 | 21 | 0,9 | 1,0 | 1,1 | 1,1 | 1,2 | 1,3 |



13 Vegetationsentwicklung und deren Impulse

Von Moosen, Flechten und Kräutern

Im Zuge der Vegetationsaufnahmen wurde die Baumart mit der höchsten Deckung innerhalb der obersten Baumschicht (B1) ausgewählt, um die bestandesprägende Baumart am BZE-Punkt ausweisen zu können (Abb. 13.1).

Über 70 % der BZE2-Punkte werden dominiert von Nadelbaumbeständen und lediglich 17 % sind mit Laubbäumen bestockt, weitere 10 % der Bestände sind Mischungen aus beiden Gruppen (Birke/Kiefer, Eiche/Kiefer, Fichte/Buche usw.). Im Einzelnen bildet den Hauptanteil mit 41 % die Fichte, gefolgt von 30 % Kiefernbestockung. Die Laubbaumarten wie Eiche, Buche und Birke haben jeweils einen Anteil von knapp 3 %.

Klare regionale Unterschiede werden durch die Ansprüche der Baumarten an ihren Standort sichtbar. Während die Fichtenbestände vorrangig im Erzgebirge und den umliegenden Wuchsgebieten stocken, sind die Kiefernbestände vor allem im Tiefland verbreitet. Laubwaldbestände und deren Mischungen ordnen sich zumeist dazwischen im lößgeprägten Hügelland ein. Mischbestände aus Laub- und Nadelbäumen sind in allen Wuchsregionen gleichermaßen vertreten.

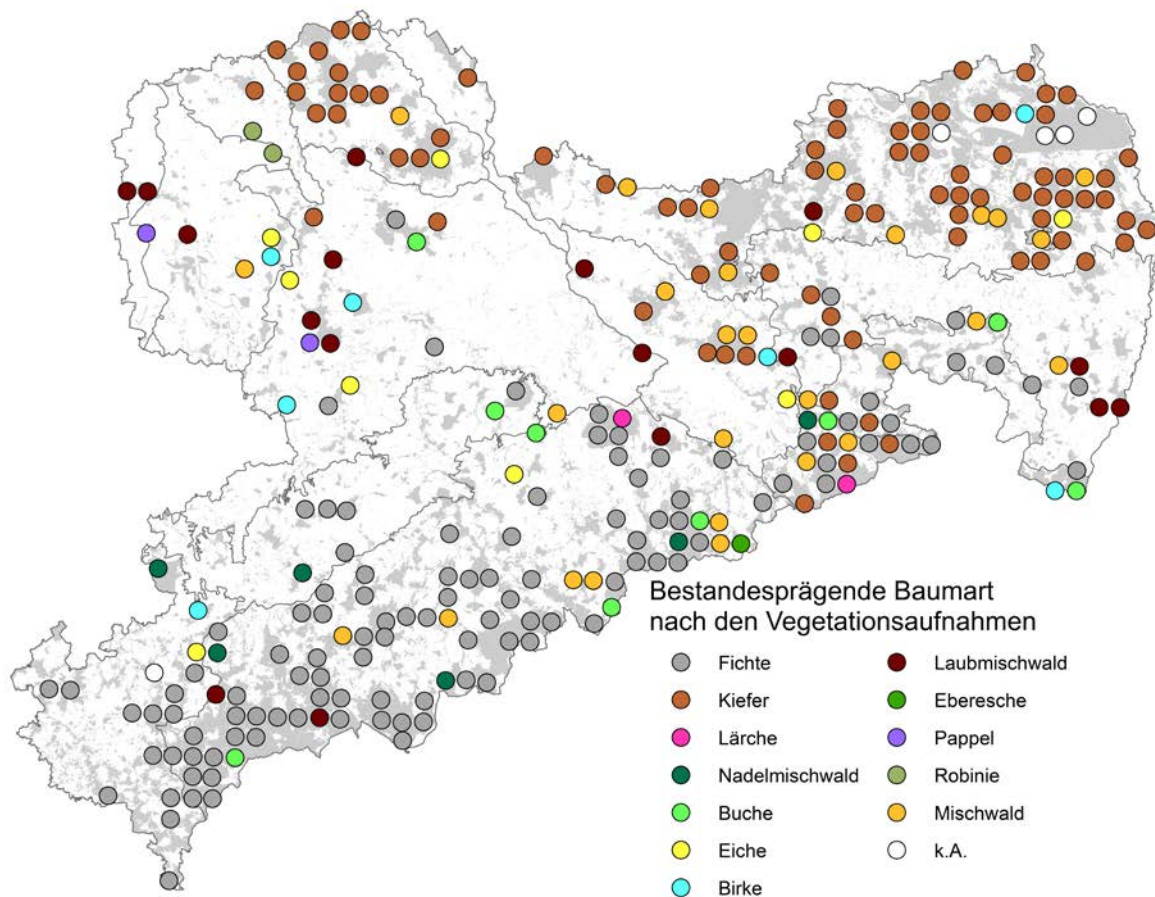


Abb. 13.1: Verteilung der bestandesprägenden Baumart auf den sächsischen BZE 2-Punkten

13.1 Artenanzahl in Abhängigkeit von der Bestockungsform

Die Schwankungsbreite der Artenzahlen in Baum-, Strauch-, Kraut- und Moosschicht pro BZE-Punkt ist sehr unterschiedlich (Abb. 13.2) und bewegt sich zwischen einer Art (BZE 10, Oberlausitz) und 80 Arten (BZE 167, Erzgebirge). Die Artenvielfalt wird vor allem durch die Kraut- und Moosschicht gesteuert.

Die Anzahl der kartierten Baumarten in der B 1-Schicht am Punkt ist mit vier bis sieben Arten im sächsischen Hügelland am höchsten. Die Artenanzahl in der B 1- und der B 2-Schicht der Fichten- und Kiefernbestände liegt selten bei mehr als einer Art. Lediglich auf 20 % der Punkte wurden in der B 2-Schicht zwei oder mehr Baumarten kartiert (Maximum: fünf).

In den südlichen Wuchsgebieten (Erzgebirge und Vogtland) wird die relative Artenanzahl sogar von der Moosschicht dominiert: Auf vielen fichtengeprägten Punkten sind über 50 % der Gesamtzahl Moose. Währenddessen

dominieren auf den sandigen Standorten (Kiefer) die krautigen Gefäßpflanzen vor Moosen und Sträuchern.

Innerhalb der Strauchschicht wurden die meisten Arten in Nadelmischwäldern und unter Birken mit jeweils acht Arten kartiert (Abb. 13.4). Es folgen die Laubholzmischwälder und reine Eichenwälder mit fünf bzw. vier Arten. Die Artenanzahl nimmt in der Krautschicht deutlich zu. Vor allem in Birkenbeständen und Nadelmischwäldern wurden im Mittel jeweils 24 Arten aufgenommen, gefolgt von 19 Arten unter Fichte, 18 unter Eiche und 17 unter Laubmischwäldern.

Wie auch auf dem von CONRAD (2006) ausgewerteten Grundraster der BZE 2 mit 77 Punkten ist die Artenanzahl der Moose im Nadelmischwald bzw. auf Flächen mit Fichtendominanz am höchsten (Median: 19 bzw. 15 Moose). Regionale Verteilungsmuster nach Wuchsgebieten und damit einhergehend der bestandesprägenden Baumart sind auch in Abbildung 13.3 sichtbar. Nachgeordnete Vegetationstypen (Buche, Birke, Laubmischwald etc.) weisen eine signifikant geringere Moosanzahl auf (Abb. 13.4).

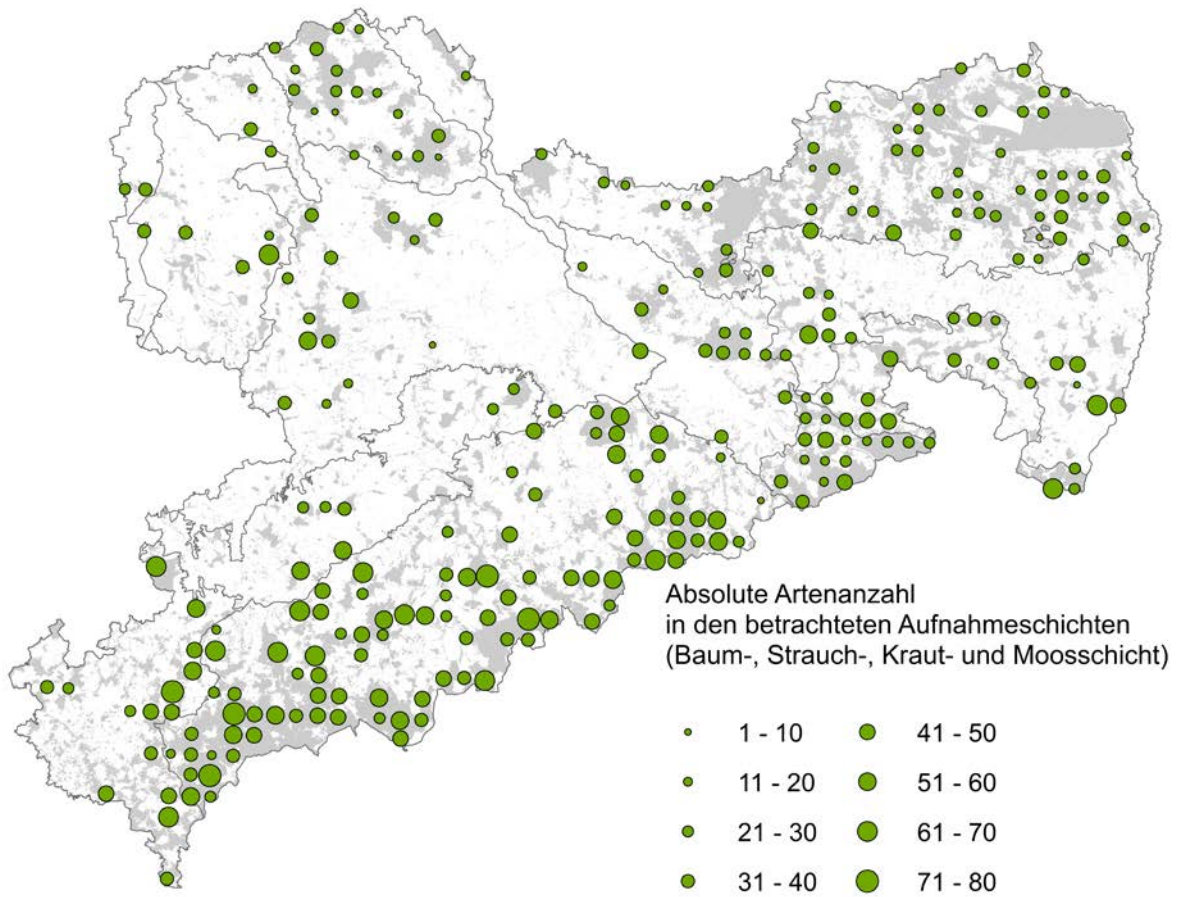


Abb. 13.2: Artenanzahl pro BZE-Punkt für die Baum-, Strauch-, Kraut- und Moosschicht

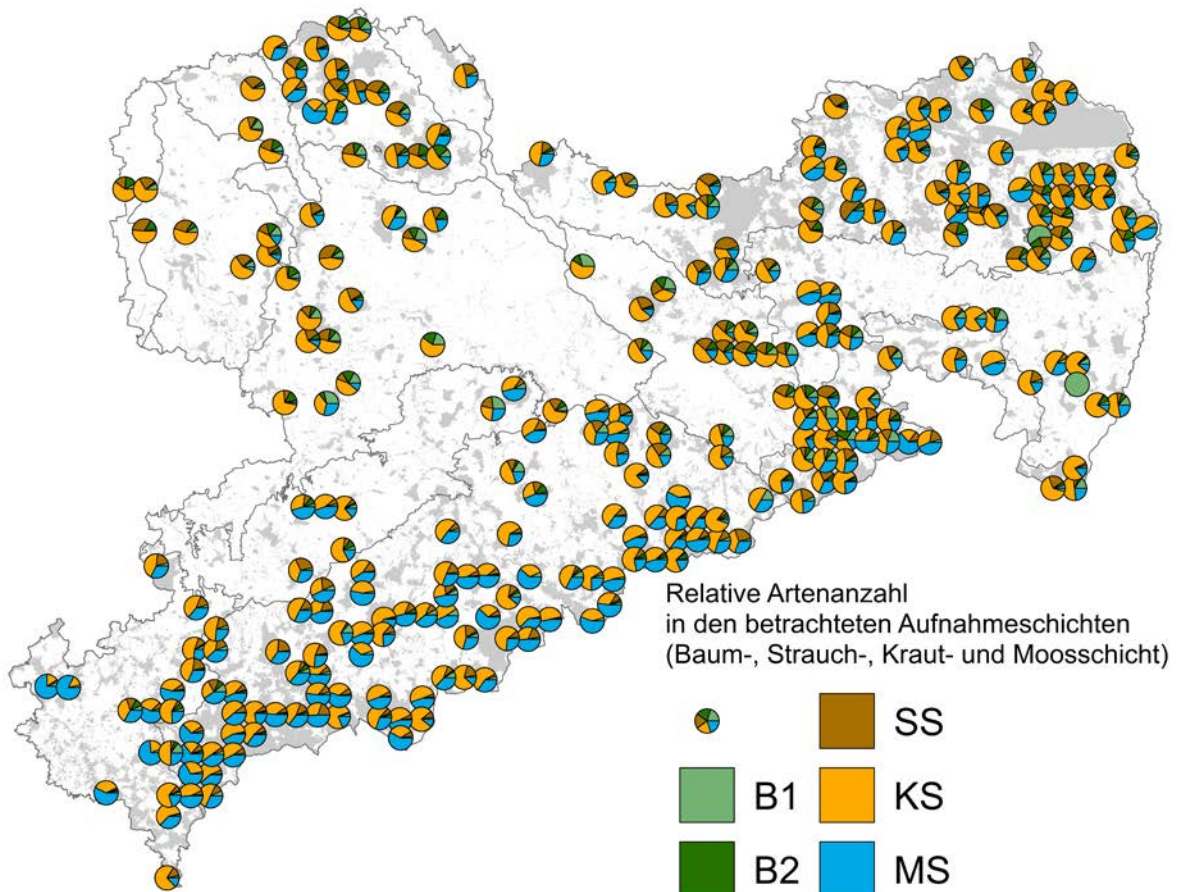


Abb. 13.3: Relative Artenanzahl an den BZE 2-Punkten innerhalb der Baum-, Strauch-, Kraut- und Moosschicht

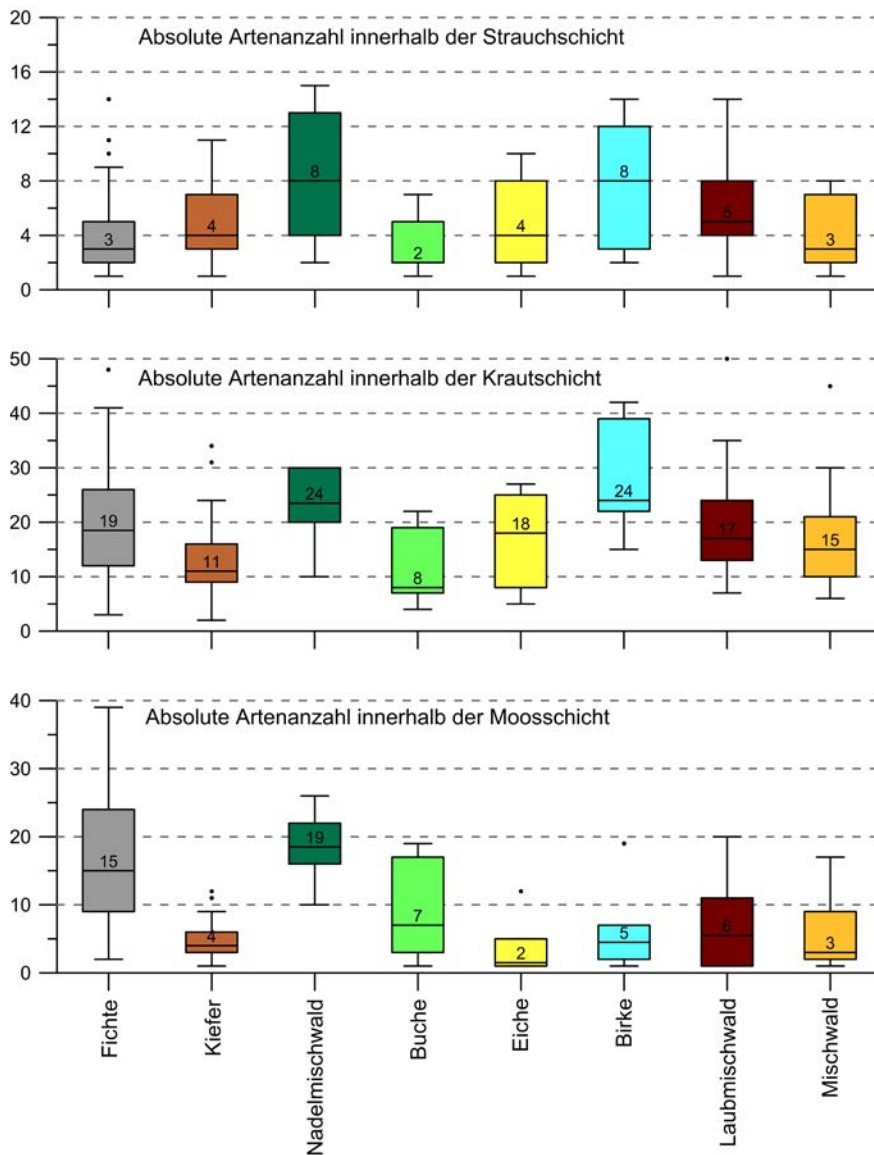


Abb. 13.4: Anzahl der Arten in Strauch-, Kraut- und Moosschicht, differenziert nach der bestandesprägenden Baumart

13.2 Räumliche Verteilung ausgewählter Zeigerpflanzen

Im Folgenden wird beispielhaft an drei Gefäßpflanzen die räumliche Verteilung innerhalb Sachsens anhand der Deckungsgradklassen nach BRAUN-BLANQUET dargestellt.

Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa*)

Dieses weit verbreitete Gras ist ein Zeiger für nährstoff- und kalkarme Böden. Es wächst daher vor allem auf sauren Standorten. Innerhalb der BZE-Stichprobe kommt es auf fast 90 % der untersuchten Punkte vor und hat seine Dominanz und Wuchskraft vor allem auf sandigen Böden unter lichter Kiefernbestockung (Abb. 13.5). Im Erzgebirge und in den umliegenden Wuchsgebieten treten nur einzelne Individuen (*r*) bis zu einer maximalen Deckung von 5 % auf. Die Drahtschmiele ist sowohl in

Laub- als auch Nadelwäldern anzutreffen und zeigt somit eine weite Amplitude in Bezug auf das Lichtangebot (Halbschatten- bis Lichtpflanze).

Waldsauerklee (*Oxalis acetosella*)

Auf 30 % der BZE-Punkte wurde Waldsauerklee kartiert, in der Regel als einzelne Individuen. Wie es der Name bereits verrät, wächst der Waldsauerklee vor allem auf sauren Waldböden und kommt mit einem geringen Lichtangebot und einer hohen Feuchtigkeit zurecht. Seine Verbreitung innerhalb Sachsens beschränkt sich zu einem Großteil auf das Erzgebirge, wo er zum Teil auch in höherer Deckung anzutreffen ist (Abb. 13.6). Das Vorkommen beschränkt sich darüber hinaus auf einige wenige Punkte je Wuchsgebiet. In der Leipziger Sandlöß-Ebene fehlt er ganz.

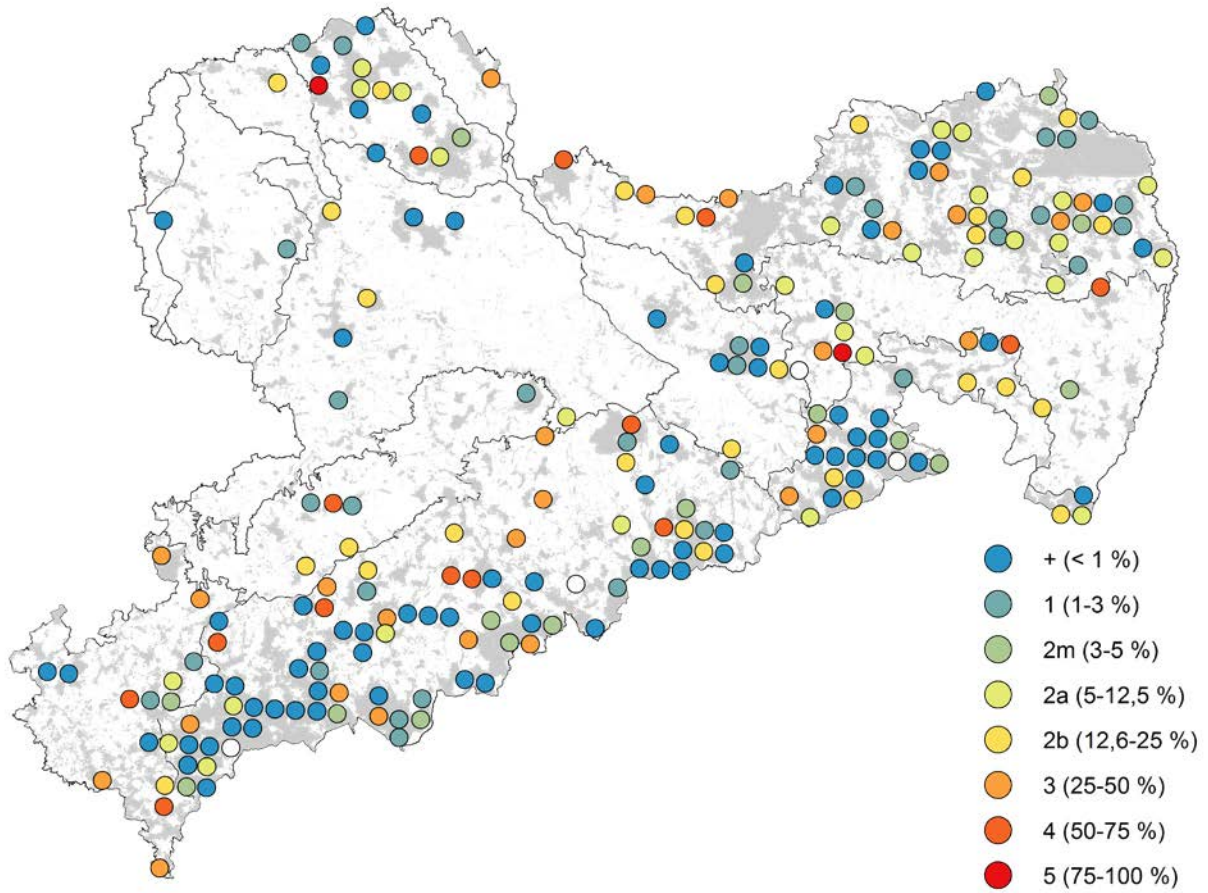


Abb. 13.5: Verbreitung der Drahtschmiele innerhalb der BZE-Stichprobe

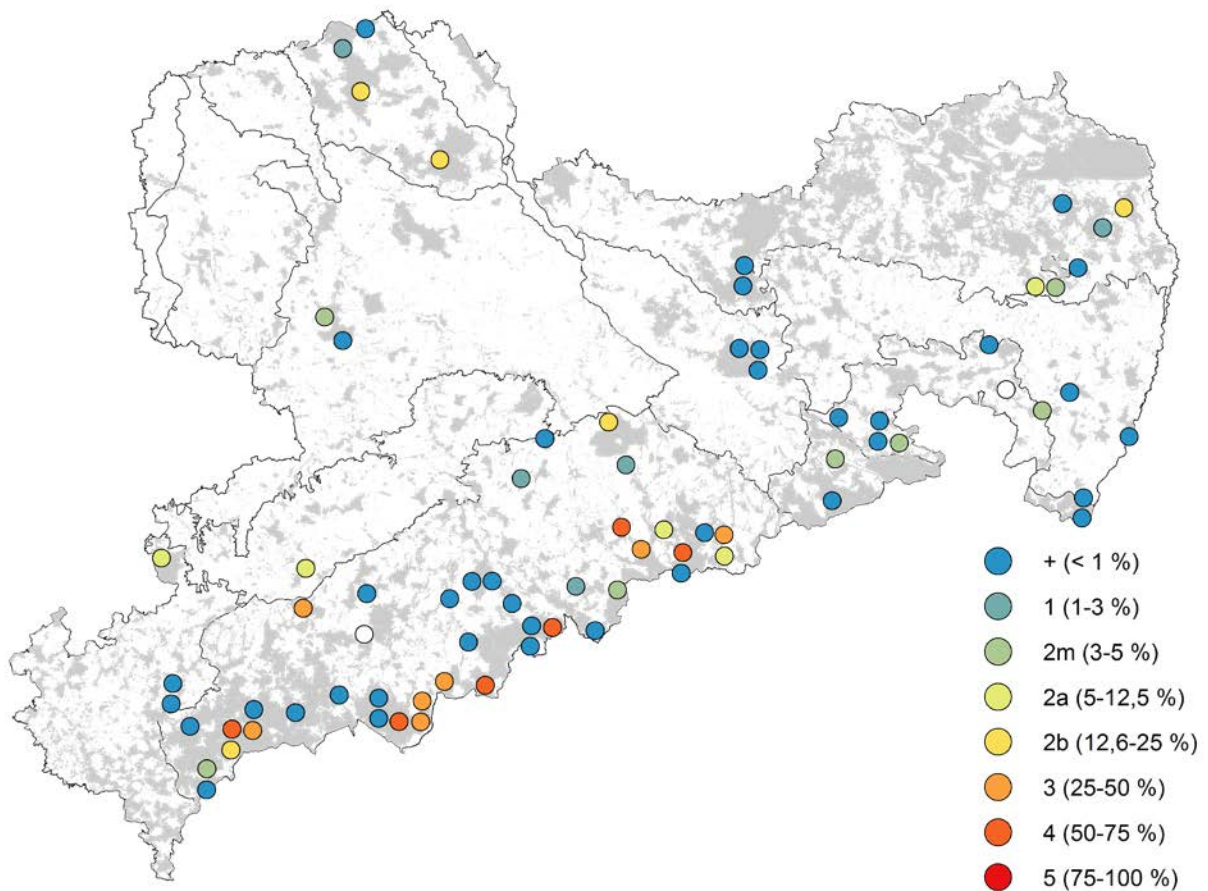


Abb. 13.6: Verbreitung des Waldsauerklee innerhalb der BZE 2 anhand der Deckungsgradklassen nach BRAUN-BLANQUET

Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*)

Die Heidelbeere ist in allen Wuchsgebieten anzutreffen (Abb. 13.7). Sie wächst auf nährstoffarmen Standorten mit einem hohen Lichtangebot und einer sauren humosen Auflage. Die höchsten Deckungsgrade erreicht der Zwergstauch in den Kiefernwäldern Nordostsachsens. Auf einzelnen Punkten im Wuchsgebiet des Düben-Niederlausitzer Altmoränenlandes werden nicht selten Deckungsgrade von über 75 % erreicht. Einzelne Individuen sind auch in den Fichtenwäldern des Erzgebirges anzutreffen.

13.3 Zeigerwerte nach Ellenberg

Zur Beurteilung von Gefäßpflanzen als Zeigerarten und deren Standortsamplitude wurden durch ELLENBERG (1992, 1996) Zeigerwerte für eine Vielzahl von Gefäßpflanzen und Moosen abgeleitet. In sechs Kategorien geben Zeigerwerte beispielsweise Auskunft zum Lichtangebot bei voller Belaubung (L-Zahl), über den Versauerungszustand von Böden (Reaktionszahl-R) oder etwa zum Nährstoff-

status eines Standortes (N-Zahl). Tab. 13.1 gibt einen Überblick für die sechs Ellenberg-Zeigerwerte, getrennt nach Strauch-, Kraut- und Moosschicht unter Angabe der wichtigsten statistischen Parameter. Die Berechnung der mittleren Zeigerwerte erfolgte nach dem Vorkommen einer Art am jeweiligen Standort und nicht nach dem gewichteten Mittel der Deckungsgrade.

Die Mediane der Lichtzahl (Abb. 13.8) trennen die vorgefundenen Bestockungstypen gut voneinander ab. Während in den dunklen Buchenbeständen vor allem Arten der Krautschicht mit einer geringen Lichtzahl ($L = 4,9$) anzutreffen sind, wachsen in lichten Kiefernbeständen ($L = 6,2$) zu einem Großteil Pflanzen, die einen höheren Lichtanspruch besitzen. Insgesamt weisen die Nadelholzbestände im Vergleich zu den Laubholzbeständen eine höhere Lichtzahl auf.

Anhand der kartierten Arten der Moosschicht konnte insgesamt eine etwas niedrigere Lichtzahl berechnet werden. Dies gilt auch für die Zeigerwerte Temperatur, Feuchte und Reaktion.

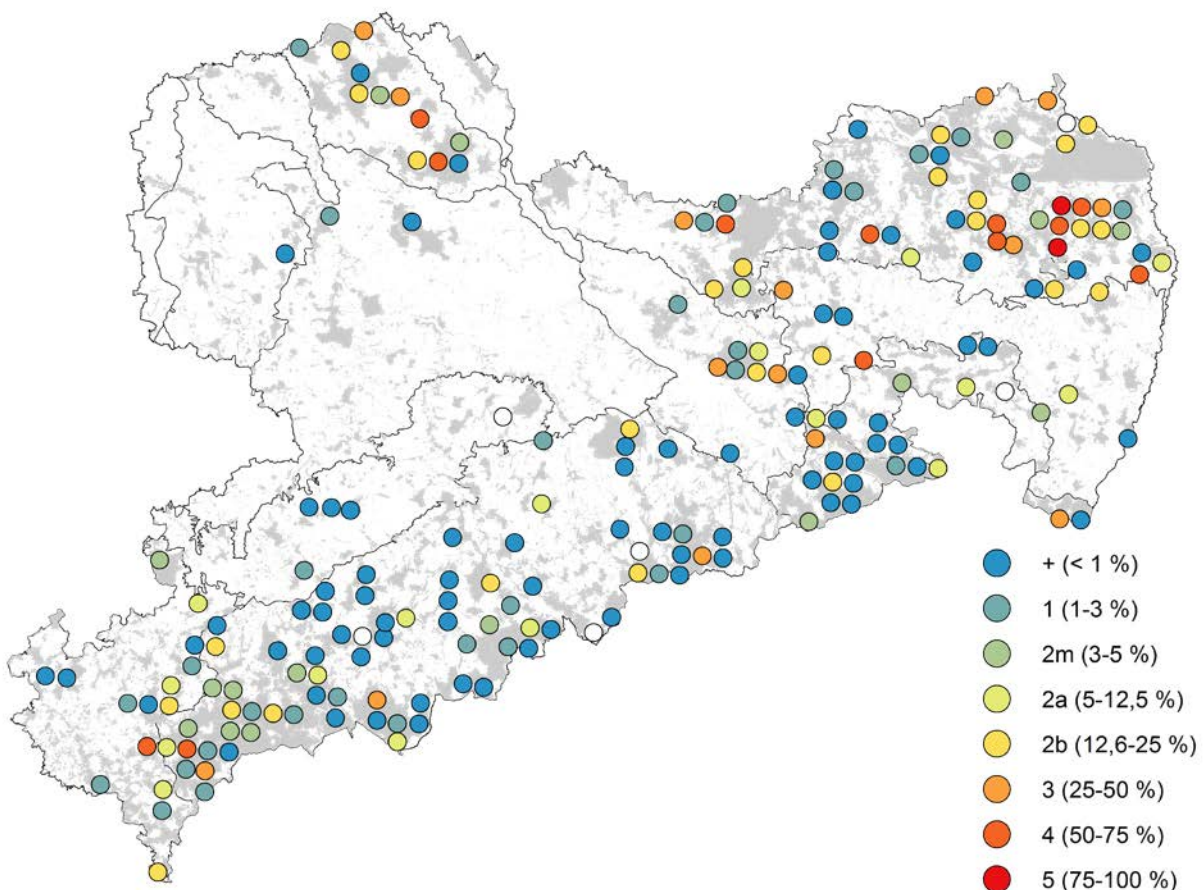


Abb. 13.7: Verbreitung der Heidelbeere innerhalb der BZE 2 anhand der Deckungsgradklassen nach BRAUN-BLANQUET

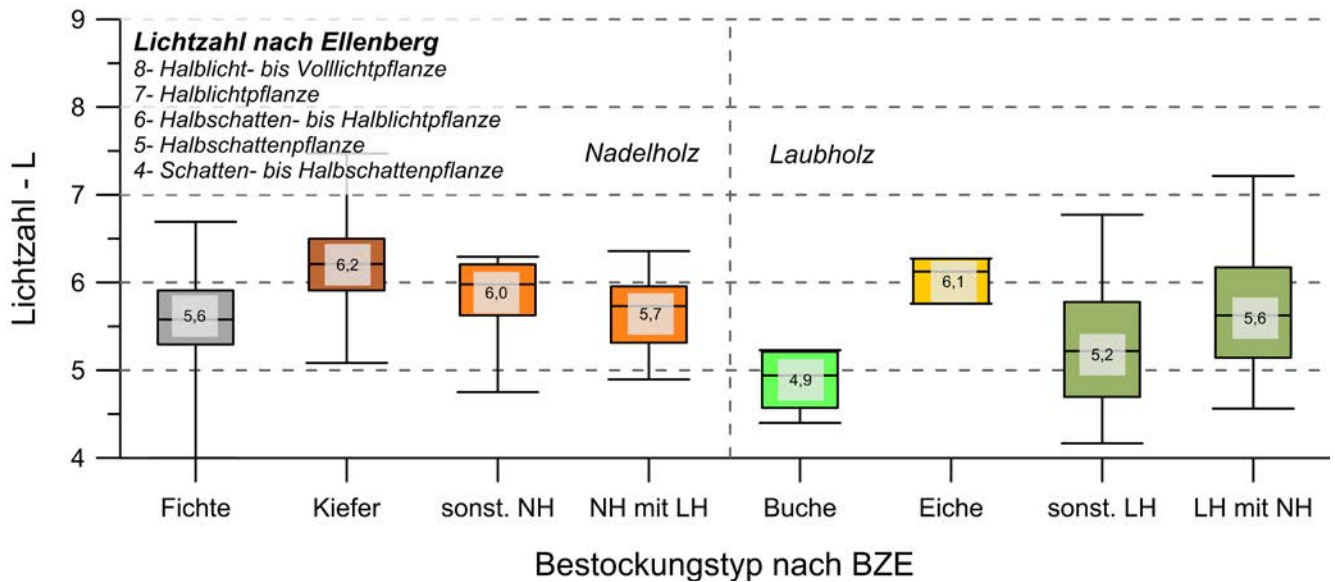


Abb. 13.8: Verhältnis von Bestockungstyp zur Ellenberger Lichtzahl (L), abgeleitet aus den Aufnahmen der Krautschicht am BZE-Punkt (NH-Nadelholz, LH-Laubholz)

Tab. 13.1: Statistische Zusammenstellung der Ellenberg-Zeigerwerte (Licht, Temperatur, Kontinentalität, Feuchte, Reaktion, Stickstoff), getrennt für die Vegetationsschichten Sträucher, Kräuter und Moose (n = Anzahl, min = Minimum, q25 = 25 Quantil, M = Median, m = Mittelwert, q75 = 75 Quantil, max = Maximum)

| | | n | min | q25 | M | m | q75 | max |
|-----------------------------|----------------|-------|-----|-----|-----|-----|-----|------|
| Lichtzahl | Gesamt | 8.494 | 1,0 | 5,0 | 6,0 | 5,6 | 7,0 | 9,0 |
| | Strauchschicht | 1.030 | 3,0 | 5,0 | 6,0 | 5,7 | 7,0 | 8,0 |
| | Krautschicht | 4.110 | 1,0 | 4,0 | 6,0 | 5,6 | 7,0 | 9,0 |
| | Moosschicht | 2.524 | 3,0 | 5,0 | 5,0 | 5,5 | 6,2 | 9,0 |
| Temperaturzahl | Gesamt | 5.193 | 1,0 | 3,0 | 4,0 | 4,3 | 5,0 | 8,0 |
| | Strauchschicht | 630 | 3,0 | 5,0 | 5,0 | 4,9 | 6,0 | 6,0 |
| | Krautschicht | 1.917 | 2,0 | 5,0 | 5,0 | 5,0 | 6,0 | 8,0 |
| | Moosschicht | 2.152 | 1,0 | 3,0 | 3,0 | 3,4 | 4,0 | 6,5 |
| Kontinentalitätszahl | Gesamt | 7.382 | 2,0 | 3,0 | 5,0 | 4,3 | 5,0 | 7,0 |
| | Strauchschicht | 700 | 2,0 | 3,0 | 4,0 | 4,2 | 6,0 | 7,0 |
| | Krautschicht | 3.496 | 2,0 | 3,0 | 3,0 | 3,7 | 5,0 | 7,0 |
| | Moosschicht | 2.525 | 3,0 | 5,0 | 5,0 | 5,0 | 6,0 | 7,0 |
| Feuchtezahl | Gesamt | 5.938 | 2,0 | 4,0 | 5,0 | 5,2 | 6,0 | 10,0 |
| | Strauchschicht | 472 | 4,0 | 5,0 | 5,0 | 5,9 | 8,0 | 9,0 |
| | Krautschicht | 2.724 | 2,0 | 5,0 | 5,0 | 5,6 | 6,0 | 10,0 |
| | Moosschicht | 2.491 | 2,0 | 4,0 | 4,0 | 4,6 | 6,0 | 8,0 |
| Reaktionszahl | Gesamt | 5.666 | 1,0 | 2,0 | 4,0 | 3,9 | 5,0 | 8,0 |
| | Strauchschicht | 414 | 1,0 | 4,0 | 4,0 | 4,5 | 5,0 | 8,0 |
| | Krautschicht | 2.634 | 1,0 | 2,0 | 4,0 | 4,0 | 5,0 | 8,0 |
| | Moosschicht | 2.524 | 1,0 | 2,0 | 3,0 | 3,6 | 5,0 | 7,5 |
| Stickstoffzahl | Gesamt | 3.717 | 1,0 | 3,0 | 6,0 | 5,0 | 7,0 | 9,0 |
| | Strauchschicht | 317 | 1,0 | 5,0 | 6,0 | 6,1 | 7,0 | 9,0 |
| | Krautschicht | 3.245 | 1,0 | 3,0 | 5,5 | 4,9 | 6,5 | 9,0 |
| | Moosschicht | - | - | - | - | - | - | - |

Die Anzeige von sauren Bodenverhältnissen durch die Vegetation wird in der Reaktionszahl wiedergegeben. Typische Gefäßpflanzen, die auf einen niedrigen pH-Wert hinweisen, prägen die sandigen Kieferngelände in Nordost- und Nordwestsachsen (Anhang). Reaktionszahlen von kleiner vier sind keine Seltenheit und ein Hinweis auf Säure- und Starksäurezeiger. Im Gegensatz dazu liegen die Reaktionszahlen auf den Standorten der sächsischen Mittelgebirge zwischen drei und fünf (Säurezeiger bis Mäßigsäurezeiger). Ausschlaggebend sind hier die rückläufigen Depositionseinträge, gekoppelt mit Bodenschuttkalkungen, die zu einer Stabilisierung der pH-Werte geführt haben. Im Vergleich dazu sind die basischen Staubeinträge im sächsischen Tiefland seit Anfang der 1990er-Jahre deutlich zurückgegangen. Dies spiegelt sich unter anderem in der Artenausstattung wider.

Weitere regionale Auswertungen der Ellenberger Kennzahlen sind dem Anhang zu entnehmen.

13.4 Veränderungen der Zeigerwerte

Da die Vegetationsdaten innerhalb einer Inventur und folglich auch zwischen den Inventuren von unterschiedlichen Bearbeitern erhoben wurden, wird für den nachfolgenden Vergleich auf qualitative Zeigerwerte, wie schon bei CONRAD (2006), zurückgegriffen. Für die

Betrachtung einer Veränderung wurden nur die Aufnahmen innerhalb der Krautschicht herangezogen. Fehlkartierungen und eine geringere Intensität der Aufnahmen innerhalb der Moosvegetation zum Zeitpunkt der BZE1 verhindern hier einen Vergleich zwischen beiden Inventuren.

Insgesamt sind bei allen Zeigerwerten keine bis geringfügige Veränderungen zwischen BZE 1 und BZE 2 zu beobachten. Leichte Anstiege um 0,1 Einheiten bei der Reaktions- und Stickstoffzahl sind nicht signifikant (Abb. 13.9).

Ein Anstieg der Reaktionszahlen innerhalb der Fichten-Gruppe, ausgelöst durch rückläufige Schwefeleinträge im Zusammenspiel mit Bodenschuttkalkungen, wird durch einen Rückgang der Reaktionszahl auf Kiefernflächen im Zuge fehlender Ascheinträge kompensiert (RIEK et al. 2015). Sowohl Spannweite (Minimum, Maximum) als auch Box-Plot-Größe bleiben zwischen beiden Inventuren relativ konstant, ebenso die Ausreißer nach oben und unten.

Die Veränderung der mittleren Stickstoffzahl zeigt in der regionalen Auswertung (Abb. 13.10) einen Schwerpunkt der Zunahme im Westerzgebirge von mehr als zwei Einheiten. Deutliche Abnahmen von mehr als zwei Einheiten sind über alle Wuchsgebiete hinweg verteilt und zeigen keine Ballung in einer bestimmten Region.

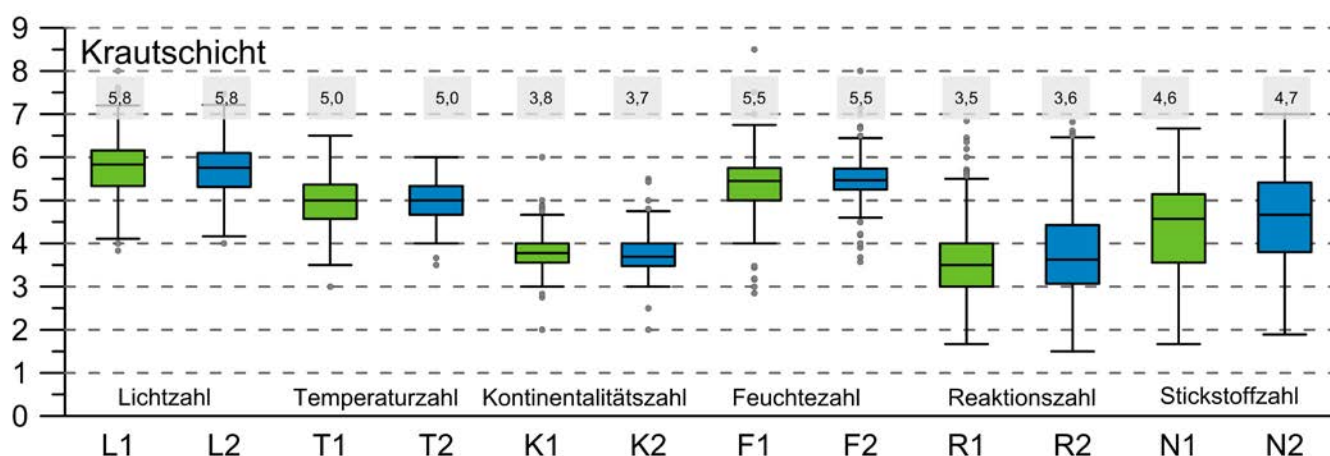
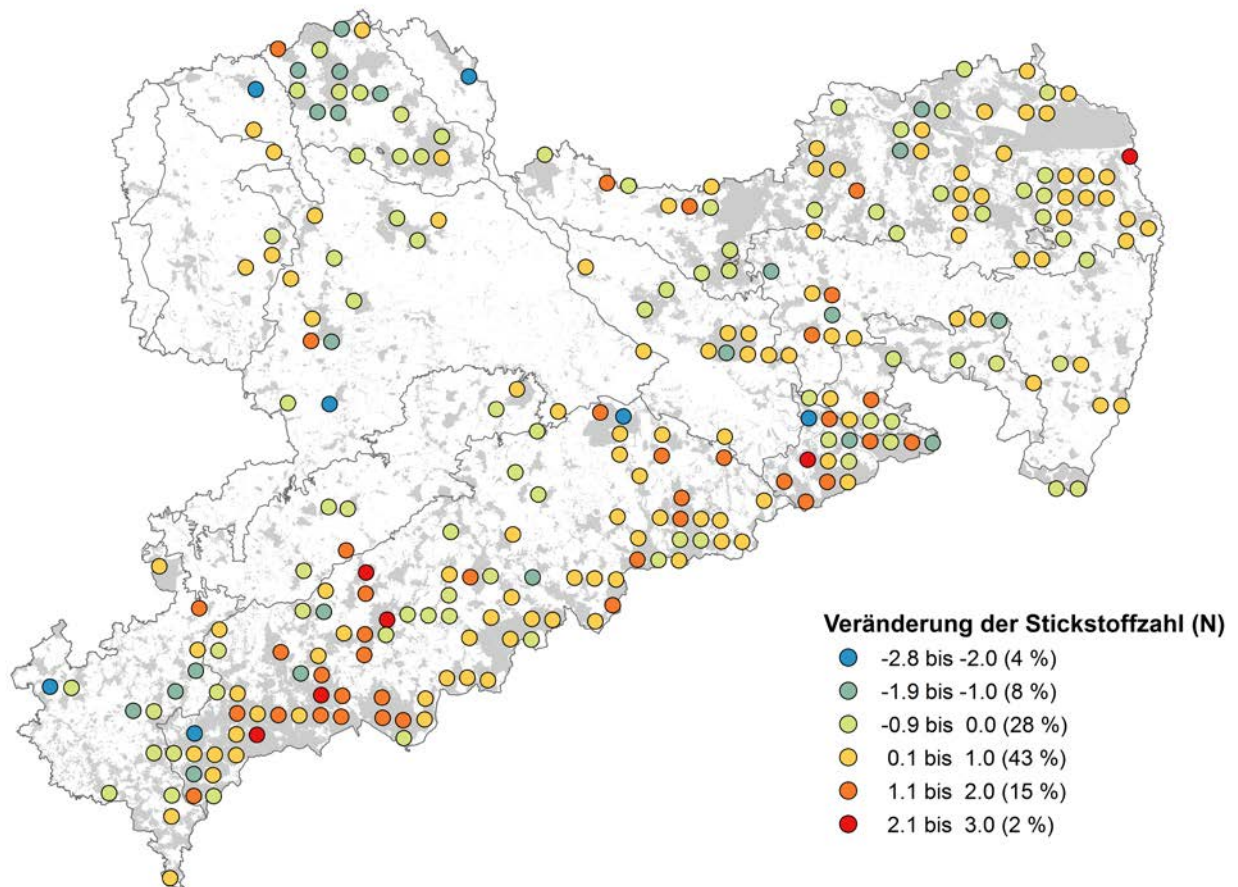


Abb. 13.9: Veränderung der Ellenberg-Zeigerwerte zwischen BZE 1 (grün) und BZE 2 (blau) innerhalb der Krautschicht



| | Klassen | Erläuterung |
|---|--|--|
| 1 | extremer Stickstoffarmutzeiger | N-ärmste Standorte anzeigend |
| 2 | extremer Stickstoff- bis Stickstoffarmutzeiger | zwischen 1 und 3 stehend |
| 3 | Stickstoffarmutzeiger | auf N-armen Standorten häufiger als auf mittelmäßigen, nur ausnahmsweise auf N-reicheren |
| 4 | Stickstoffarmut- bis Mäßigstickstoffzeiger | zwischen 3 und 5 stehend |
| 5 | Mäßigstickstoffzeiger | mäßig N-reiche Standorte anzeigend, seltener N-armen und N-reichen |
| 6 | Mäßigstickstoff- bis Stickstoffreichtumzeiger | zwischen 5 und 7 stehend |
| 7 | Stickstoffreichtumzeiger | an N-reichen Standorten häufiger als auf mittelmäßigen, nur ausnahmsweise auf N-ärmeren Standorten |
| 8 | ausgesprochener Stickstoffzeiger | zwischen 7 und 9 stehend |
| 9 | übermäßiger Stickstoffzeiger | an übermäßig N-reichen Standorten konzentriert (Viehlägerpflanze, Verschmutzungszeiger) |

Abb. 13.10: Veränderung der mittleren Stickstoffzahl der Krautschicht zwischen Erst- und Zweitinventur; Einordnung der Zeigerwerte nach ELLENBERG (1992)

13.5 Bodenchemie und Vegetation

Ein Vorteil der Bodenzustandserhebung ist die Verknüpfung unterschiedlicher Parameter (Bodenchemie, Vegetation, Waldernährung, Bestockungsaufnahmen) für eine vielschichtige Betrachtung des aktuellen Zustandes von Waldökosystemen, aber auch zur Ableitung von Veränderungen über die Zeit. Im Folgenden werden bodenchemische Parameter wie pH-Wert, Basensättigung oder C/N-Verhältnis mit dem Vorkommen von Baumarten ins Verhältnis gesetzt, um Muster ableiten zu

können. Die Erstellung eines Zeigersystems, wie es von FISCHER UND FISCHER (2015) für die bayerischen BZE-Standorte entwickelt wurde, ist nicht Ziel dieser Auswertungen.

Eine Zusammenführung von bodenchemischen Parametern der obersten Humushorizonte (L/Of) und der Abundanz von Baumarten erfolgt exemplarisch in Abbildung 13.11 mit Hilfe eines Polar-Diagramms (Polarplot).

Die günstigen Zustände der vier bodenchemischen Parameter pH-Wert, Basensättigung, C/N-Verhältnis und

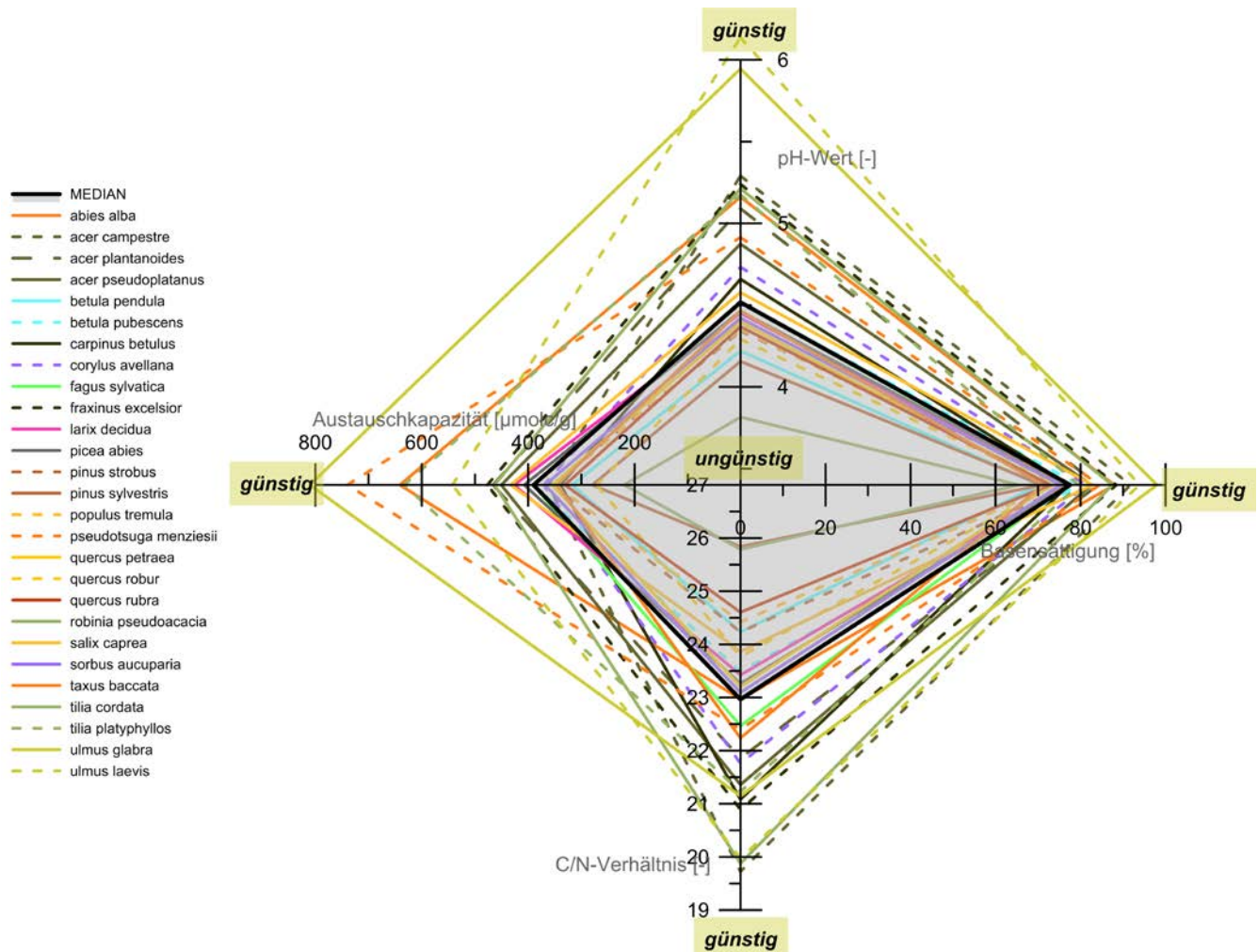


Abb. 13.11: Vorkommen wichtiger Hauptbaumarten in Abhängigkeit von chemischen Parametern in der obersten Humusauflage

Austauschkapazität sind nach außen aufgetragen und die jeweils ungünstigen Verhältnisse wie ein niedriger pH-Wert sind nach innen aufgetragen. Bezugsraum sind hierbei die beiden obersten Humushorizonte L und Of.

Besonders die Ulmenarten (Flutter- und Bergulme [*Ulmus laevis* und *Ulmus glabra*]) sind auf Standorten mit einem hohen pH-Wert, einer hohen Basensättigung und einer hohen Austauschkapazität anzutreffen (außen = günstig). Linde und Ahorn stocken ebenso wie die Esche auch auf »besseren« Standorten. Sie gelten nicht umsonst als Edellaubbaumarten aufgrund ihrer im Vergleich zur Rotbuche oder Trauben- und Stieleiche hohen Standortsansprüche.

Die Robinie (*Robinia pseudoacacia*) und die Kiefer (*Pinus sylvestris*) besiedeln hingegen vor allem Standorte mit einem niedrigen pH-Wert, einer geringen Nährstoffausstattung (niedrige Basensättigung) und einem weiten

C/N-Verhältnis (innen = ungünstig). Beide Arten gelten als anspruchslos in Bezug auf ihren Standort (Pionierbaumarten). Nur geringfügig bessere Standorte braucht die Birke (*Betula pendula/pubescens*).

Die sächsische Hauptbaumart Fichte (*Picea abies*) liegt mit ihren Standortsansprüchen genau auf dem Median aller aufgenommenen Baumarten (Betrachtungsraum oberste Humusauflage). Mit einem mittleren pH-Wert von 4,5, einer Basensättigung von 75 % und einem mittleren C/N-Verhältnis von 23 zeigt sie vergleichbare Standortsansprüche wie Lärche (*Larix decidua*) oder Buche (*Fagus sylvestris*).

Verändert man den Bezugsraum auf den obersten Mineralboden (0 – 5 cm Tiefe), rücken die Baumarten auf den vier Skalen deutlich zusammen (Abb. 13.12). Dennoch heben sich die Ulmenarten immer noch vom restlichen Kollektiv ab, gefolgt von weiteren Edellaubbaumarten

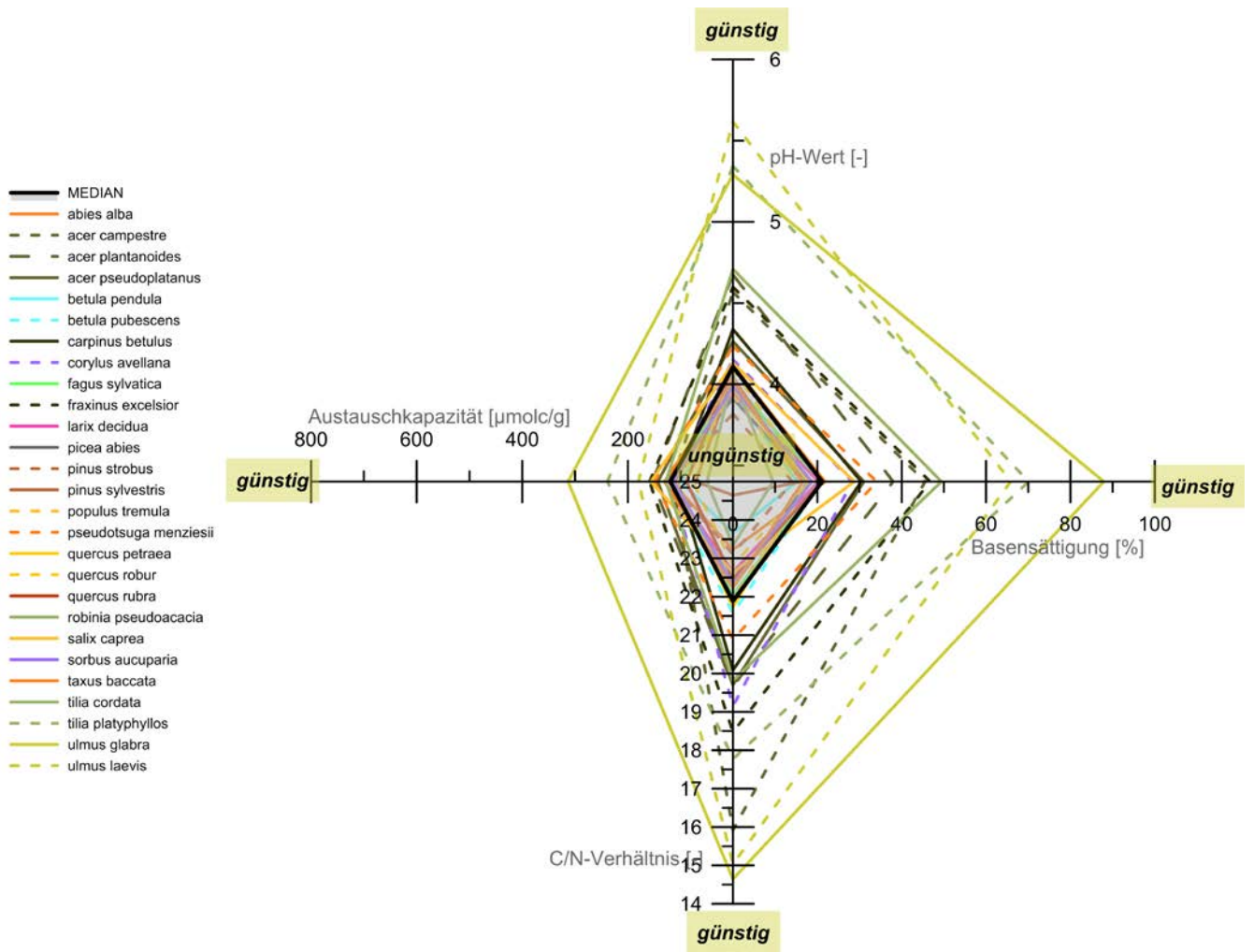


Abb. 13.12: Vorkommen wichtiger Hauptbaumarten in Abhängigkeit von chemischen Parametern im obersten Mineralboden

wie Esche und Ahorn. Kiefer, Robinie und Birke zeigen auch hier ihre geringeren Standortsansprüche in Bezug auf pH-Wert, Basensättigung und C/N-Verhältnis. Mit zunehmender Bodentiefe werden die Zusammenhänge zwischen dem Auftreten einer Baumart und den chemischen Parametern schlechter.



14 Aktueller Zustand der sächsischen Waldböden

Zusammenfassung der »Zweiten Bodenzustandserhebung«

14.1 Repräsentativität

Im Zuge der Verdichtung vom 8x8 km-Netz auf das 4x4 km-Netz, welches auch für die Waldzustandserhebung verwendet wird, wurde die Stichprobenanzahl um das 3,6-fache, von 77 Punkten auf rund 280 Punkte, erhöht. Neben einer höheren Repräsentativität können dadurch auch statistisch abgesicherte Aussagen auf Wuchsgebietsebene bis hin zu größeren Waldkomplexen getroffen werden.

Sowohl die Baumartenverteilung mit Dominanz auf der Fichte und Kiefer als auch standortkundliche Parameter wie Trophie (Nährkraft) und Wasserhaushaltsstufe stimmen gut mit der Grundgesamtheit aller sächsischen Waldstandorte überein. Gleichzeitig spiegeln die vorgefundenen bodenkundlichen Parameter für Bodentyp, Bodenart (Sand, Schluff oder Ton) und die Entwicklungstiefe der BZE-Punkte mit einer hohen Übereinstimmung die sächsischen Verhältnisse wider.

Ergebnisse aus dem Stichprobenraster der BZE heraus liefern unabhängig vom Eigentümer Aussagen für den gesamten Wald im Freistaat. Beispiele seien hier die Kohlenstoffinventur für den Freistaat aus oberirdischem und unterirdischem Pool und dessen zeitliche Veränderung oder die Beantwortung von Fragen zur Tiefen- und Langzeitwirkung der Waldkalkung. Gleichzeitig entstehen aus dem forstlichen Monitoring heraus Praxiskarten zur Kalkungsnotwendigkeit und -planung.

14.2 Humusformen

Die Humusaufgaben erfüllen eine wichtige Rolle im Nährstoffkreislauf der Waldökosysteme als natürliche Filter- und Puffersysteme sowie bei der Wasserspeicherung. Die Entwicklung der organischen Auflagen vollzieht sich seit der BZE 1 vom Rohhumus hin zu günstigeren Formen wie Moder und Mull. Die dominierende Humusform im sächsischen Wald ist der Moder mit fast 50 %, gefolgt vom rohhumusartigen Moder (knapp 30 %). Die deutlichsten Veränderungen gab es beim Rohhumus. Von

ehemals über 20 % der Punkte wurden zur BZE 2 nur 10 % der Standorte mit dieser inaktiven Humusform kartiert.

Mit Hilfe der C/N-Verhältnisse in der Auflage und der obersten Mineralbodentiefenstufe ist eine Einstufung des Humuszustandes möglich. Diese reichen im obersten Humushorizont von 19,7 (Mull), über 23,4 (Moder) bis 24,4 (Rohhumus). Je enger das Verhältnis ist, umso schneller findet eine Zersetzung des organischen Materials statt. Für den gleichen Bodenabschnitt lässt sich für das gesamte Raster zwischen Erst- und Zweitinventur eine Zunahme der C/N-Verhältnisse von 22,0 auf 23,8 beobachten.

14.3 Kohlenstoffvorrat

Zu beiden Inventurzeitpunkten der BZE erfolgte die Berechnung der Kohlenstoffvorräte für die Humusaufgabe und den Mineralboden. Unabhängig von Bestockung, Bodentyp und Standort ist der mittlere Kohlenstoffvorrat von ehemals 115 t·ha⁻¹ (BZE 1) auf 119 t·ha⁻¹ (BZE 2) angestiegen. Dies entspricht einer jährlichen Zunahme von rund 300 kg·ha⁻¹.

Im Zuge der sächsischen Kohlenstoffinventur im Wald wurden auch die Kompartimente ober- und unterirdische Baumbiomasse, Bodenvegetation, Verjüngung und Totholz über die Bundeswaldinventur erfasst. Insgesamt speicherte der sächsische Wald zum Zeitpunkt der BWI³ und BZE 2 (2012) 223 t·ha⁻¹. Dabei entfallen 63 % (oder 140 t·ha⁻¹) auf den unterirdischen und 37 % (bzw. 83 t·ha⁻¹) auf den oberirdischen Kohlenstoffspeicher. Die Aufteilung nach Kompartimenten zeigt folgende Verteilung: Der Mineralboden als bedeutsamster Kohlenstoffspeicher verfügt über 83 t·ha⁻¹ (38 %), gefolgt vom aufstockenden Baumbestand mit 79 t·ha⁻¹ (35 %), der Humusaufgabe mit 37 t·ha⁻¹ (16 %), der unterirdischen Baumbiomasse mit 19 t·ha⁻¹ (8 %) und der Verjüngung mit 2 t·ha⁻¹ (1 %).

14.4 Stickstoffvorrat

Der Stickstoffstatus von Waldökosystemen kann mit Hilfe einer Vielzahl von Indikatoren eingeschätzt werden. Neben Stickstoffgehalten und -vorräten im Humus und Mineralboden kann auch das C/N-Verhältnis sowie die Stickstoffversorgung der Blätter und Nadeln herangezogen werden.

Die Stickstoffvorräte im Humus und Mineralboden bis 90 cm Tiefe sind zwischen beiden Aufnahmen geringfügig angestiegen. Pro Jahr konnte eine durchschnittliche Zunahme von $14 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ berechnet werden. In Verbindung mit den hohen Stickstoffeinträgen und geringen Stickstoffausträgen auf den sächsischen Intensivmonitoringflächen (Level II) ergibt sich eine plausible Bilanz für Stickstoff. Die Assimilationsorgane der Waldbäume sind durchweg ausreichend bis luxuriös mit Stickstoff versorgt. Dies konnte bereits zur Erstinventur festgestellt werden. Aufgrund der Stickstoffsättigung sind die Gehalte zwischen beiden Inventurzeitpunkten stabil geblieben ohne signifikante Änderungen.

14.5 Bodenversauerung und Bodenreaktion

Anhand des intensiven forstlichen Umweltmonitorings auf acht Level II-Flächen in Sachsen ist seit dem Beginn der 1990er-Jahre ein deutlicher Rückgang der Säureeinträge, vor allem von Schwefel, belegbar. Nach anfangs 70 kg Sulfatschwefel (SO_4) pro Hektar und Jahr in Olbernhau (Westerzgebirge) werden aktuell weniger als 10 kg eingetragen. Extremwerte von $150 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ und Jahr waren in den 1980er-Jahren keine Seltenheit in dieser Region (AFSV 2017).

Die pH-Werte, als ein Maß für die Bodenversauerung, liegen in Sachsen zwischen 4,0 und 4,8 im Mineralboden. Der wurzeltoxische Schwellenwert von 4,2 wird immer noch auf vielen Standorten unterschritten. Einschränkungen im Wurzelwachstum sind die Folge. Gleichzeitig ist auf diesen Punkten von einer eingeschränkten bodenbiologischen Aktivität auszugehen. Eine Besiedlung, beispielsweise durch Regenwürmer, findet nur im Humuskörper und in den oberen Mineralbodenschichten statt.

Zwischen beiden Inventurzeitpunkten ist der pH-Wert insgesamt nur marginal angestiegen. Signifikante Unterschiede lassen sich nicht belegen. Es ist vielmehr von zwei gegensätzlichen Prozessen auszugehen. Während

die Kalkung in den südlichen Landesteilen zu einem Anstieg der pH-Werte geführt hat, sind die fehlenden basischen Staubeinträge (Flugasche) nach 1990 ursächlich für einen Rückgang in den Kieferngebieten Nordost- und Nordwestsachsens.

14.6 Erfolge der Bodenschutzkalkung

Die seit 1986 durchgeführte Bodenschutzkalkung in Sachsen hat einen deutlich positiven Effekt auf bodenchemische Kennwerte wie pH-Wert und Basensättigung.

Negative Folgen wie ein Abbau der Kohlenstoffvorräte und eine verminderte Kaliumernährung auf gekalkten Flächen konnten nicht beobachtet werden. Die Ausbringung von Kalk wirkt sich durch die Anhebung des pH-Wertes positiv auf die Schwermetallbindung aus.

Durch die Verdichtung der Bodenzustandserhebung vom $8 \times 8 \text{ km}$ -Raster (77 Punkte, 42 innerhalb der Kalkungskulisse) auf das $4 \times 4 \text{ km}$ -Raster (279 Punkte, 162 innerhalb der Kalkungskulisse) können verlässliche und statistisch abgesicherte Ergebnisse dargestellt werden.

Eine natürliche Restauration der Böden nach jahrzehnte- bis jahrhundertelangen Immissionen ist auf den ungekalkten Nullflächen nicht zu erkennen. Ohne Kalkung verschlechtern sich kritische Bodenkennwerte weiter. Für die sächsischen Kieferstandorte ist daher eine Einbeziehung in die Kalkung zu prüfen. Entsprechende Praxisversuche der Nachbarbundesländer laufen bereits.

14.7 Schwermetalle

Zum Zeitpunkt der BZE 2 wurden die Schwermetallgehalte von Cadmium bis Zink im Humus und Mineralboden mit einem Königswasseraufschluss erfasst. In den obersten Humushorizonten (L/Of-Horizont) wurden bei Cadmium (14 %), Kupfer (24 %), Blei (10 %) und Zink (20 %) die existierenden Vorsorgewerte nach PRÜESS (1992) überschritten. Für Kupfer (62 %) und Blei (61 %) gilt dies auch für den Humushorizont (Oh). Die für den Mineralboden vorhandenen Vorsorgewerte nach der Bundesbodenschutzverordnung (BBodSchV 1999) zeigen in der ersten Tiefenstufe (0–5 cm) deutliche Überschreitungen bei Chrom (16 %), Nickel (17 %), Blei (45 %) und Zink (16 %).

Räumliche Verteilungsmuster ergeben sich unter anderem beim Blei. Belastungszentren, die bereits zur BZE 1 lokalisiert wurden, wie etwa der Freiburger Raum bis nach Altenberg oder Gebiete um Schwarzenberg, Oberwiesenthal und Schneeberg, wurden auch im Rahmen der BZE 2 sichtbar. Eine langjährige Bergbautätigkeit, verbunden mit diffusen Schwermetalleinträgen in die umliegenden Oberböden, ist auch heute noch erkennbar.

14.8 Kronenzustand

Die Kronenverlichtung (KV) von Fichte, Kiefer, Buche und Eiche in Sachsen zeigt von 1991 bis 2016 verschiedene zeitliche und räumliche Entwicklungen. Während die KV der beiden Nadelbaumarten seit Beginn der 1990er-Jahre abgenommen hat und sich in den letzten 10 Jahren auf einem niedrigen Niveau im Mittel um 17 % befindet, hat die Kronenverlichtung der Buche bis 2004 deutlich zugenommen und schwankt seitdem auf einem vergleichsweise hohen Level um 22 %. Die Eiche weist die im Mittel höchste KV auf; es liegen jährliche Schwankungen vor, ein klarer Trend lässt sich nicht erkennen. Die Eiche stellt zudem die Baumart mit den im Mittel ältesten Bäumen dar. Für alle Baumarten besteht ein positiver Zusammenhang zwischen der KV und dem Bestandesalter. Der Rückgang der Luftverschmutzung hat in Sachsen eine erhebliche Wirkung gezeigt. Die Reduktion der SO₂-Immissionsbelastung hat insbesondere im Erzgebirge für eine deutliche Erholung der Fichten gesorgt. Klassische Rauchgasschäden, wie sie bis in die späten 1980er-Jahre berichtet wurden (LIEBOLD UND DRECHSLER 1991), sind seit dem Winter 1995/96 nicht mehr aufgetreten. Die Fichte zeigt nun landesweit, ähnlich wie die Kiefer, niedrige KV. Die hohen KV der Kiefer, die zu Beginn der Zeitreihe in erster Linie im nordwestlichen Tiefland vorkamen, können eventuell auf basische Flugascheinträge, die bis in die späten 1980er-Jahre weit verbreitet waren, zurückgeführt werden. Neben Stoffeinträgen spielt der direkte (Trockenstress) wie indirekte (Fruktifikation, Insektenbefall) Effekt der Witterung eine wesentliche Rolle für die Höhe der KV. Während die beiden Nadelbaumarten kaum auf das Extremtrockenjahr 2003 reagierten, stieg die KV der beiden Laubbaumarten, vermutlich infolge von Trockenstress, deutlich an. Bei beiden Laubbaumarten waren insbesondere die Bestände auf den stark vorbelasteten Waldböden des Erzgebirges betroffen. Zusätzlich kam 2004 eine starke Fruktifikation der Buche hinzu. In Mastjahren kann bei der Buche

generell eine erhöhte KV beobachtet werden. Wiederholt auftretender Insektenfraß und Mehltreibefall belasten die Eichen vor allem im westlichen Tiefland und führen zu wiederkehrenden, erhöhten KV. Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass die Folgen des Klimawandels in den letzten Jahren unter den gegebenen Vorbelastungen der Waldböden zunehmend in den Fokus rücken. Ziel sollte daher sein, zusätzliche Stressfaktoren für die Waldbäume wie Schadstoffeinträge und Bodenversauerung weiter zu reduzieren und eine bessere Regenerations- und Anpassungsfähigkeit an den Klimawandel zu fördern (EICKENSCHIEDT et al. 2016).

14.9 Waldernährung

Für alle Baumarten gilt: Die diskontinuierlichen Aufnahmen der Nadel- bzw. Blattinhaltsstoffe im Zuge der Bodenzustandserhebungen werden flankiert bzw. unterstützt durch die alle zwei Jahre stattfindenden Inventuren auf den acht sächsischen Level II-Flächen. Innerhalb beider Monitoringsysteme zeigen die Ergebnisse gleiche Tendenzen über Anstieg oder Rückgang der spezifischen Elemente über die Zeit. Vor allem bei diskontinuierlichen Erhebungen (BZE) haben klimatische Vorjahresbedingungen und die Witterungsbedingungen des Probejahres einen nicht zu unterschätzenden Einfluss auf die jährlichen Schwankungen der Elementkonzentrationen.

Fichte

Über alle betrachteten Hauptnährstoffe hinweg ist etwa die Hälfte aller Fichten an den BZE 2-Punkten normal versorgt. Deutliche Defizite treten bei Kalium (> 40 %) und Phosphor (35 %) auf. Gleichzeitig sind sie zum Großteil normal mit Calcium und Magnesium versorgt, was vor allem auf intensive Kalkungen zurückzuführen ist. Entsprechend der anhaltend hohen Stickstoffeinträge zeigen auch die Stickstoffgehalte in den Fichtennadeln eine hohe bis luxuriöse Versorgung an.

Magnesium- und Phosphorgehalte sind seit der Erstinventur (1992-97) gestiegen (Magnesium signifikant), wohingegen die Calcium- und Stickstoffgehalte marginal und Kalium- und Schwefelgehalte deutlich abgenommen haben. Signifikante Effekte sind beim Schwefel (hoch) und Kalium (schwach) erkennbar. Vor allem der mittlere Kaliumgehalt ist von einer Normalversorgung in den unteren Normalbereich abgesunken und liegt an der Grenze zum Mangel. Das Schadstoffelement Schwefel

ist von einer luxuriösen Ernährung Anfang der 1990er-Jahre auf eine normale Ernährung zurückgegangen.

Kiefer

Auch bei den untersuchten Kiefern sind mehr als 50 % normal mit Nährelementen versorgt. Erhebliche Unterernährung gibt es beim Phosphor (> 45 %), gefolgt vom Magnesium (> 25 %) und Schwefel (> 20 %). Auf der anderen Seite sind die Kiefern auf den BZE 2-Standorten ausreichend bis luxuriös mit Stickstoff und Calcium versorgt. Mehr als 40 % aller Kiefern sind überversorgt mit Stickstoff und etwa 30 % mit Calcium.

Zwischen beiden Aufnahmezeitpunkten ist nur beim Calcium eine Zunahme erkennbar. Signifikante Rückgänge sind vor allem beim Kalium (wie bei Fichte) und Schwefel erkennbar, während Stickstoff, Magnesium und Phosphor auf demselben Niveau wie in den 1990er-Jahren verweilen. Die Minderernährung mit Kalium bewegt sich, wie bei der Fichte auch, an der Grenze zum Mangelbereich.

Buche

Auf den BZE 2-Punkten zeigt die Buche die deutlichsten Ernährungsschwächen innerhalb der vier Baumarten. Mangel zeigt sich vor allem beim Phosphor (> 95 %), gefolgt von Calcium (58 %), Kalium (54 %) und Schwefel (50 %). Die Phosphornachlieferung erfolgt zu einem Großteil aus dem anstehenden Gestein. Eine Nachlieferung über den Luftweg ist, wie die Messungen der Level-II-Stationen zeigen, zu vernachlässigen. Vor allem die tiefe Versauerung der sächsischen Waldböden und die geringe biologische Aktivität wirken sich negativ auf die Phosphorverfügbarkeit aus. Mit Stickstoff und Magnesium sind knapp 10 % der Buchen mangelhaft ernährt. Fast 20 % der Buchen zeigen eine Stickstoffversorgung im Überschussbereich.

Veränderungen der Ernährungssituation zwischen beiden Inventuren können nicht dargestellt werden, da zur Erstaufnahme nur Fichte und Kiefer beprobt wurden.

Eiche

Auch bei den untersuchten Stiel- und Traubeneichen innerhalb des BZE 2-Kollektives ist Phosphor mit fast 80 % das dominierende Manglelement. Calcium, Magnesium und Kalium zeigen auf etwa 30 % eine mangelhafte Ernährung, währenddessen die Eichen durchweg normal bis luxuriös mit Stickstoff versorgt sind.

Auch für die Eiche können keine Vergleiche zur Erstinventur angestellt werden.

14.10 Vegetation

Von den rund 279 BZE 2-Punkten sind mehr als 70 % mit Nadelbaumarten bestockt. Es dominiert die Fichte mit über 40 %, gefolgt von Kiefer mit 30 %. Die drei Laubbaumarten Eiche, Buche und Birke haben jeweils einen Anteil von 3 %. Mischbestände nehmen einen Anteil von etwa 10 % ein.

Das Vorkommen der Baumarten orientiert sich räumlich klar an geologischen Standorts- und klimatischen Randbedingungen. Die Fichte dominiert die Festgesteinsböden des Erzgebirges und Vogtlandes sowie Teile der Sächsischen Schweiz und des Oberlausitzer Berglandes, während die Kiefer auf den sandigen Substraten in Nordost- und Nordwestsachsen anzutreffen ist. Im zwischengelagerten lößgeprägten Hügelland sind Mischbestände mit Eichen- dominanz typisch.

Die höchste Artenanzahl innerhalb der Krautschicht konnte in Birken- und Nadelmischwaldbeständen (24 Arten) vorgefunden werden, gefolgt von Fichten- (19), Eichen- (18) und Laubmischwaldbeständen (17). Bei Betrachtung der Mooschicht heben sich mit 19 Arten die Nadelmischbestände, gefolgt von Fichtenbeständen (15) von den anderen Beständen deutlich ab.

Die Verwendung der Zeigerwerte nach ELLENBERG ist eine geläufige Praxis innerhalb der Vegetationserhebungen und zeigt auch für den sächsischen Datensatz plausible Muster. Während in reinen Kiefernbeständen eine hohe Lichtzahl von im Mittel 6,2 zu beobachten ist, liegt diese in dichten Buchenbeständen bei 4,9. Insgesamt wird ein Bereich von Schattenpflanzen (4) bis Halblichtpflanzen (7) durch alle BZE-Punkte abgedeckt.

Veränderungen der Ellenberger Zeigerwerte (Reaktions-, Stickstoff-, Feuchte-, Temperatur- und Lichtzahl) zwischen beiden Inventurzeitpunkten sind marginal und nicht signifikant. Ein Anstieg der Reaktionszahl auf den fichten- dominierten Punkten wird durch einen Rückgang der Reaktionszahl auf Kiefernflächen wieder ausgeglichen.

15 Literatur

- ABER, J. D.; NADELHOFFER, K. J.; STEUDLER, P.; MELILLO, J. M. (1989): Nitrogen Saturation in Northern Forest Ecosystems. In: *BioScience* (39), S. 378–386.
- AG BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung (KA 5). Ad-hoc-AG-Boden, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe in Zusammenarbeit mit den Staatlichen Geologischen Diensten der Bundesrepublik Deutschland, 5. Aufl., Hannover, 438 S.
- AUGUSTIN, N.; MUSIO, M.; v. WILPERT, K.; KUBLIN, E.; WOOD, S.N. UND SCHUMACHER, M. (2009): Modeling spatiotemporal forest health monitoring data. *Journal of American Statistical Association*. 104(487), S. 899–911.
- ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG (2016): Forstliche Standortskartierung - Begriffe, Definitionen, Einteilungen, Kennzeichnungen, Erläuterungen. 7. Auflage. IHW-Verlag.
- BARTH, N.; TANNERT, R.; KURZER, H.-J.; KOLBE, H.; ANDRAE, H.; JACOB, F.; HAFFERKORN, U.; RUST, M.; GRUNERT, M. (2016): Stickstoffmonitoring sächsischer Böden. Hg. v. Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie. Freiberg.
- BECKER, R. (2000): Erfassung und Kartierung von ökologischen Belastungsgrenzen - Critical Loads - für Sachsen. Abschlussbericht zum Werkvertrag. 61 S. + Kartenanhang.
- BECKER, R. (2004): Erfassung und Kartierung von ökologischen Belastungsgrenzen - Critical Loads - für Sachsen. Abschlussbericht. Strausberg. 53 S.
- BLAG-FGR (2014): Tätigkeitsbericht der Bund-Länder-Arbeitsgruppe »Forstliche Genressourcen und Forstsaatgutrecht« Berichtszeitraum 2009–2013. Bonn, Germany: BLE.
- BLUME, H.-P.; BRÜMMER, G. W.; HORN, R.; KANDELER, E.; KÖGEL-KNABNER, I.; KRETZSCHMAR, R.; STAHR, K. UND WILKE, BERNDT-MICHAEL (2010): Scheffer/Schachtschabel. Lehrbuch der Bodenkunde. 16. Auflage. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.
- BLOCK, J. UND GAUER, J. (2012): Waldbodenzustand in Rheinland-Pfalz. Ergebnisse der zweiten landesweiten Bodenzustandserhebung BZE II. Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft. Rheinland-Pfalz. Nr. 70/12, 229 S.
- BMELF-BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (1997): Deutscher Waldbodenbericht - Ergebnisse der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) 1987–1993. Bonn.
- BMELV-BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (2006): Bodenzustandserhebung im Walde (BZE II). Arbeitsanleitung für Außenaufnahmen. Selbstverlag BMELV Berlin.
- BMELV-BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (2007): Zielsetzung und Konzeption der zweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II-Konzeptpapier). Berlin.
- BOLTE, A.; WELLBROCK, N.; LUX, W.; STRICH, S.; STEINHAUSER, D. (2008): Waldmonitoring und Umweltpolitik. Forstliches Umweltmonitoring in der internationalen Berichterstattung. In: *AFZ - Der Wald* (17), S. 921–923.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. 3. Aufl. Wien: Springer.
- BUNDES-BODENSCHUTZ- UND ALTLASTENVERORDNUNG (BBodSchV), 1999.
- CONRAD, S.; ANDRAE, H.; RABEN, G. (2002): Vegetationsvergleich sächsischer Laubwaldflächen der Bodenzustandserhebung (BZE = Level I der EU). In: Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft (Hg.): *Waldvegetation. Vegetationsuntersuchungen in sächsischen Wäldern (Level I und II)*, Bd. 25, Graupa (Schriftenreihe der Landesanstalt für Forsten, 25), S. 2–18.
- CONRAD, S. (2006): Bericht zur Auswertung der Vegetationsdaten im Rahmen der BZE II. unveröff. Werkvertrag. 35 S.
- EICKENSCHIEDT, N., AUGUSTIN, N. H., WELLBROCK, N., DÜHNELT, P. UND HILBRIG, L. (2016): Kronenzustand - Steuergrößen und Raum-Zeit-Entwicklung von 1989–2015. In N. Wellbrock, A. Bolte und H. Flessa (Eds.), *Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland - Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 2006 bis 2008 (Vol. Thünen Report 43, pp. 387–456)*. Braunschweig, Germany: Johann Heinrich von Thünen Institut.
- ELLENBERG, H. (1992): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen (ohne Rubus). *Scripta Geobotanica* 18. S. 9–166.
- ELLENBERG, H. (1996): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht*. 5. Auflage. Ulmer. Stuttgart. 1096 S.
- GAUER, J. UND ALDINGER, E. (2005): Waldökologische Naturräume Deutschlands: Forstliche Wuchsgebiete und Wuchsbezirke. Mitteilungen des Vereins für Forstliche Standortskunde und Forstpflanzenzüchtung 43.
- GÖTTLEIN, A.; BAIER, R. UND MELLERT, K.H. (2011): Neue Ernährungskennwerte für die forstlichen Hauptbaumarten in Mitteleuropa - Eine statistische Herleitung aus van den Burg's Literaturzusammenstellung. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*. Heft 9/10.
- GRÜNEBERG, E. UND ZICHE, D. (2010): Berechnung der Veränderung der Kohlenstoffvorräte in Waldböden im Rahmen der Kyoto-Berichterstattung. *vTI-WOI*. 8 S.
- GUTACHERAUSSCHUSS FORSTLICHE ANALYTIK (2005): *Handbuch Forstliche Analytik. Eine Loseblatt-Sammlung der Analysemethoden im Forstbereich*. 4. Ergänzung 2009.
- HARTMANN, P.; BUBERL, H.; PUHLMANN, H.; SCHÄFFER, J.; TREFZ-MALCHER, G.; ZIRLEWAGEN, D. UND v. WILPERT, K. (2016): *Waldböden Südwestdeutschlands. Ergebnisse der Bodenzustandserhebungen im Wald von 1989–1992 und 2006–2008*. Verlag Kessel. Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt. 328 S.

- HINTERMAIER-ERHARD, G. UND ZECH, W. (1997): Wörterbuch der Bodenkunde. 1. Auflage. Stuttgart: Ferdinand Enke Verlag.
- IUSS WORKING GROUP WRB (2007): World Reference Base for Soil Resources 2006. Erstes Update 2007. Deutsche Ausgabe. Übersetzt von Peter Schad. Herausgegeben von der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe. Hannover. S. 128.
- JACOB, F.; ANDREAE, H. UND EISENHAEUER, D.-R. (2013): Bundesweites Fachkolloquium zur Bodenschutzkalkung in Dresden. AFZ-Der Wald, (13), S. 4–8.
- JANSSEN-SCHMIDT, E.; RÖTH, P.; VARHELYI, G.; GRAVENHORST, G. (1981): Anthropogene Anteile am atmosphärischen Schwefel- und Stickstoffkreislauf und mögliche globale Auswirkungen auf chemische Umsetzungen in der Atmosphäre. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. Hg. v. Forschungszentrum Jülich GmbH Zentralbibliothek. Jülich (Berichte der KfA Jülich, 1722). Online verfügbar unter <http://hdl.handle.net/2128/4337>
- KÖLLING, C. (2010): Macht sauer wirklich lustig? Drei Viertel der Waldböden Bayerns sind kaum versauert. aber das restliche Viertel lässt Problem erwarten. LWF aktuell 78. S. 21–24.
- KÖLLING, C.; HOFFMANN, M. UND GULDER, H.-J. (1996): Bodenchemische Vertikalgradienten als charakteristische Zustandsgrößen von Waldökosystemen. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde. 159 (1). S. 69–77.
- KRAUSS, H.-H. UND HEINSDORF, D. (2005): Ernährungsstufen für wichtige Wirtschaftsbaumarten. Beitr. Forstwirtsch. und Landsch.ökol. 39. 4.
- LERCH, G. (1991): Pflanzenökologie. Teil 1: Wachstum, Entwicklung, Pflanzenverbreitung; Teil 2: Stoffproduktion und Ertragsbildung. Berlin: Akademie Verlag.
- LEUBE, F. (2000): Leitfaden – Forstliche Bodenschutzkalkung in Sachsen. Graupa: Eigenverlag (Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Forsten, 21). S. 63.
- LIEBOLD, E., UND DRECHSLER, M. (1991): Schadenzustand und -entwicklung in den SO₂-geschädigten Fichtengebieten Sachsens. AFZ-Der Wald, 46(10), S. 492–494.
- NAGEL, H.-D. UND GREGOR, H.-D. (1999): Ökologische Belastungsgrenzen – Critical Loads & Levels. Ein Internationales Konzept für die Luftreinhaltepolitik. Springer Verlag Berlin Heidelberg. 259 S.
- PAAR, U.; EVERS, J.; DAMMANN, I.; KÖNIG, N.; SCHULZE, A.; SCHMIDT, M.; SCHÖNFELDER, E.; SCHELER, B.; ULLRICH, T. UND EICHHORN, J. (2016): Waldbodenzustandsbericht für Hessen – Ergebnisse der zweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II). Beiträge aus der NW-FVA. Band 15. 466 S.
- PRUESS, A. (1992): Vorsorgewerte und Prüfwerte für mobile, mobilisierbare. potentiell ökotoxische Spurenelemente in Böden; Ulrich Grauer Verlag. Wendlingen.
- RABEN, G.; ANDREAE, H. UND LEUBE, F. (1996): Stoffbelastungen in sächsischen Waldökosystemen. AFZ/Der Wald 22/96, S. 1244–1248.
- RABEN, G. UND ANDREAE, H. (1999): Short- and Long-term pulses of acidification in forest ecosystems of Saxony (Germany). Journal of Forest Science 45(4), S. 163–168.
- RABEN, G.; ANDREAE, H.; KARST, H.; SYMOSSEK, F. UND LEUBE, F. (2000): Bodenzustandserhebung (BZE) in den sächsischen Wäldern (1992–1997). Graupa: Sächsische Landesanstalt für Forsten (Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Forsten, 20), 200 S.
- RABEN, G.; ANDREAE, H.; KARST, H.; SYMOSSEK, F. UND LEUBE, F. (2004): Bodenzustandserhebung (BZE) in den sächsischen Wäldern. 2. Aufl. Pirna: Landesforstpräsidium (Schriftenreihe/Freistaat Sachsen, Landesforstpräsidium, 28), 64 S.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2017): R: A language and environment for statistical computing. Wien, Austria: R Foundation for Statistical Computing.
- RIEK, W.; RUSS, A. UND KÜHN, D. (2015): Waldbodenbericht Brandenburg. Potsdam: MLUL (Eberswalder forstliche Schriftenreihe, 60). 172 S.
- RIEK, W. UND WOLFF, B. (2007): Bodenkundliche Indikatoren für die Auswertung der Bodenzustandserhebung im Walde (BZE II). Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme Reihe B: Bd. 74 Selbstverlag. Göttingen: 132 S.
- SCHLUTOW, A.; NAGEL, H.-D.; SCHEUSCHNER, T. UND WEIGELT-KIRCHNER, R. (2010): Ökologische Belastungsgrenzen unter Einfluss des Klimawandels. Dresden: Selbstverlag (Schriftenreihe des LfULG, Heft 12/2010).
- TALKNER, U.; MEIWES, K. J.; POTOČIĆ, N.; SELETKOVIĆ, I.; COOLS, N.; DE VOS, B. UND RAUTIO, P. (2015): Phosphorus nutrition of beech (*Fagus sylvatica* L.) is decreasing in Europe. Annals of Forest Science. 72 (7). S. 919–928.
- ULRICH, B. (1981): Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 144 (3), S. 289–305.
- ULRICH, B. (1983): Stabilität von Waldökosystemen unter dem Einfluß des »sauren Regens«. Allgemeine Forstzeitung (AFZ) 38 (26/27). S. 670–677.
- UTERMANN, J.; AYDIN, C.-T.; BISCHOFF, N.; EICKENSCHIEDT, N.; GEHRMANN, J.; KÖNIG, N.; SCHELER, B.; STANGE, F. UND WELLBROCK, N. (2016): Vorräte und Gehalte von Schwermetallen in Waldböden. In: Wellbrock, N.; Bolte, A. und Flessa, H. (Hg.): Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland. Thünen-Report 43. S. 210–244.
- VERHOFF, M.; VAN GENUCHTEN, M.T. UND CISLEROVA, M. (1996): Ausmaß und ökologische Gefahren der Versauerung von Böden unter Wald. Erich Schmidt Verlag. Berlin. 364 S.
- VÖLKEL, J. (2003): Bodenbelastung durch Schwermetalle. – Nationalatlas Bundesrepublik Deutschland. Bd. 2: Relief. Boden und Wasser: S. 114–115.
- WELLBROCK, N.; BIELEFELD, J.; EICKENSCHIEDT, N.; BOLTE, A.; WOLFF, B.; BLOCK, J.; SCHRÖCK, W.; SCHUCK, J. UND MOSHAMMER, R. (2014): Kohlenstoff- und Nährelementspeicherung von Waldflächen des forstlichen Umweltmonitorings (BZE) in Rheinland-Pfalz. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut. 156 S. Thünen Rep 16.

WELLBROCK, N.; LAUER, A.; EICKENSCHIEDT, N.; GRÜNEBERG, E.; EVERS, J.; AHREND, B.; SCHIMMING, C.-G.; NAGEL, H.-D.; RIEK, W.; MEIWES, K.J. UND MEESENBERG, H. (2016A): Bodenversauerung und Nährstoffverfügbarkeit. In: Wellbrock, N.; Bolte, A. und Flessa, H. (Hg.): Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland. Thünen-Report 43. S. 75 – 134.

WELLBROCK, N.; BOLTE, A. UND FLESSA, H. (2016B): Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland: Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Walde 2006 bis 2008. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut. 550 S. Thünen Rep 43.

WELLBROCK, N., EICKENSCHIEDT, N., HILBRIG, L., DÜHNELT, P., HOLZHAUSEN, M., BAUER, A., DAMMANN, I., STRICH, S. UND ENGELS, F. (2017): Leitfaden und Dokumentation zur Waldzustandserhebung in Deutschland. Thünen Report, 95 p., Braunschweig, Germany: Johann Heinrich von Thünen Institut. (noch nicht veröffentlicht)

V. WILPERT, K. UND SCHÄFFER, J. (2000): Bodenschutzkalkung im Wald. Merkblätter der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg. Nr. 50. 31 S.

WOLFF, B. UND RIEK, W. (1997): Deutscher Waldbodenbericht 1996. Ergebnisse der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald von 1987 – 1993 (BZE) Band 1. Bonn: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BMELF informiert).

WOOD, S.N. (2006): Generalized additive models. An introduction with R: 410 pp. Chapman & Hall/CRC Press. Boca Raton.

16 Abkürzungen und Glossar

A

- A** Nährkraftstufe 1 – arm
- Abundanz** Häufigkeit bzw. Dichte einer Pflanze an einem Ort
- Anionen** Negativ geladene Ionen in einer Lösung wie bspw. Nitrat (NO₃⁻)
- AKe (AKe)** effektive (Kationen-)Austauschkapazität
- Al** Aluminium

B

- BBodSchG** Bundes-Bodenschutzgesetz
- BBodSchV** Bundes-Bodenschutz-Verordnung
- Braun-Blanquet** ... Kartierverfahren zur Aufnahme der Bodenvegetation, benannt nach dem Schweizer Botaniker
- BWI (BWI³)** Bundeswaldinventur; dritte Bundeswaldinventur 2012
- BZE** Bodenzustandserhebung

C

- C** Kohlenstoff
- C/N-Verhältnis** ... Verhältnis von Kohlenstoff zu Stickstoff
- Ca** Calcium
- CaCl₂** Calciumchlorid, salzhaltige Suspension zur Ermittlung des pH-Wertes von Böden
- Cd** Cadmium (Schwermetall)
- cm³** Kubikzentimeter
- Co** Kobalt (Schwermetall)
- CO₂** Kohlendioxid
- Cr** Chrom (Schwermetall)
- Cu** Kupfer (Schwermetall)

D

- DBF** Dauerbeobachtungsfläche (Level II)

F

- FBV** Feinbodenvorrat
- Fe** Eisen

G

- GAMM** Generalisiertes additives gemischtes Modell
- g** Gramm (entspricht 1.000 Milligramm)

H

- ha** Hektar (entspricht 10.000 m²)
- HFA** Handbuch Forstliche Analytik

I

- ICP** International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests

K

- K** Kalium
- K** Nährkraftstufe 4 – kräftig
- Kalkungskulisse** ... Bereich der sächsischen Waldfläche, der zur Bodenschutzkalkung vorgesehen ist
- Kationen** positiv geladene Ionen wie Calcium (Ca²⁺)
- kg** Kilogramm (entspricht 1.000 Gramm)
- KV** Kronenverlichtung

L

- Level I** systematisches Stichprobennetz zur Wald- und Bodenzustandserhebung auf einem Raster von 4 x 4 km
- Level II** Messnetz zur intensiven Umweltbeobachtung (Dauerbeobachtung) im Wald auf ausgewählten Messflächen
- LFP** Landesforstpräsidium; Vorläufer des Staatsbetriebes Sachsenforst

M

- M** Nährkraftstufe 3 – mäßig
- Mg** Magnesium
- mg** Milligramm
- Mn** Mangan
- MOF** Feuchtrohhumus
- MOM** Mullartiger Moder

MOT Typischer Moder
MR Rohhumusartiger Moder
MUO F-Mull
MUT Typischer Mull

N

N Stickstoff
Na Natrium
Nd-Lb nadelholzreiche Laubmischbestände
Ni Nickel

P

P Phosphor
Pb Blei
pH-Wert Maß für den sauren bzw. basischen Charakter einer Lösung und umgerechnet der negative dekadische Logarithmus der Wasserstoffionen (H⁺) in einer Lösung
Puffer(bereich) ... Puffersysteme, die der Regulierung des Säurehaushaltes von Böden dienen.

Q

Quantil bezeichnet ein Lagemaß in der Statistik und kann auch als Schwellenwert dienen; beispielsweise ist das 25 %-Quantil der Wert, bei dem 25 % der Werte kleiner sind als dieser und gleichzeitig 75 % der Werte größer

R

R Nährkraftstufe 5 – reich
ROT Typischer Rohhumus

S

S Schwefel
SBS Sachsenforst
Substrat Grundmaterial bzw. Ausgangsmaterial für eine Bodenbildung. Anderes Wort für Ausgangsgestein

T

t Tonne (entspricht 1.000 Kilogramm)
TM Trockenmasse
TS Trockensubstanz
Tonminerale Gruppe der sekundären Schichtsilikate, die aus Verwitterungsprodukten neu synthetisiert wurden bzw. durch Umwandlung aus primären Mineralen (z.B. Glimmer) entstanden sind
TRD Trockenrohddichte [g·cm⁻³]
Trophie Einstufung der Nährstoffversorgung eines Standortes in fünf Stufen nach dem ost-deutschen Kartierverfahren der forstlichen Standortskartierung (A. Z. M. K. R)

W

WRB World Reference Base for Soil Resources
WZE/WSE Waldzustandserhebung bzw. Waldschadenserhebung

Z

Z Nährkraftstufe 2 – ziemlich arm
Zn Zink

17 Stichwortverzeichnis

A

| | |
|--------------------------|------------|
| Altmoränenlandschaft | 22 |
| Analyse | 13 |
| Anmoor | 28, 32 |
| Ausgangsgestein | 24, 65, 84 |
| Austauschkapazität (AKe) | 51, 52, 61 |

B

| | |
|-----------------------|---|
| Basensättigung (BS) | 52, 53 |
| Basentypen | 55, 56 |
| Baumschicht | 15, 97 |
| Berg-Ahorn | 13 |
| Bergland | 24, 35, 59, 82, 86, 88 |
| Bewertungsrahmen | 44, 83, 84, 85, 87, 88, 89, 90, 91, 93, 95 |
| BioSoil | 9 |
| Blattproben | 12, 13 |
| Blei (Pb) | 63 |
| Bodengrube | 11, 15 |
| Bodenprofile | 10 |
| Bodenregion | 22 |
| Bodentypen | 16, 19, 22, 23, 39 |
| Bodenvegetation | 15, 109, 118 |
| Box-Whisker-Plots | 16, 17 |
| Braun-Blanquet | 15, 100, 115, 118 |
| Braunerde | 22, 23, 39, 51, 54, 58 |
| Brusthöhendurchmesser | 15 |
| Buche | 13, 14, 43, 70, 71, 77, 78, 79, 82, 83, 88, 89, 90, 94, 97, 98, 106, 111, 112 |

C

| | |
|----------------|-------------------------|
| Cadmium (Cd) | 63 |
| Calcium (Ca) | 49 |
| Chrom (Cr) | 63 |
| C/N-Verhältnis | 105, 106, 107, 110, 118 |
| Critical Loads | 15, 115, 116 |
| C-Vorrat | 33, 34 |

D

| | |
|---------------|----------|
| Drahtschmiele | 100, 101 |
|---------------|----------|

E

| | |
|---------------------|--|
| Eiche | 13, 14, 20, 32, 43, 69, 70, 71, 79, 80, 81, 82, 83, 90, 91, 92, 94, 97, 98, 111, 112 |
| Elbsandsteingebirge | 24, 34, 70, 79, 82, 86 |
| Elementvorräte | 12 |
| Ernährungszustand | 43, 57, 83, 84, 90 |
| Erstaufnahme | 12, 13, 19, 37, 40, 112 |
| Erzgebirge | 21, 22, 23, 24, 25, 28, 30, 34, 40, 41, 46, 54, 56, 58, 67, 70, 73, 84, 92, 97, 98, 100, 102, 111, 112 |
| Esche | 13, 32, 106, 107 |

F

| | |
|-----------------|--|
| Feinbodenvorrat | 12, 118 |
| Fichte | 13, 14, 20, 27, 32, 43, 44, 69, 70, 71, 72, 73, 76, 79, 82, 83, 84, 85, 86, 88, 92, 93, 94, 95, 96, 97, 98, 106, 109, 111, 112 |

G

| | |
|---------------------|----------------------|
| gepaarte Stichprobe | 19, 30, 41, 95 |
| Gley | 22, 54 |
| Grundraster | 7, 9, 15, 63, 95, 98 |

H

| | |
|-------------------------------|---|
| Hainbuche | 13, 94 |
| Handbuch Forstlicher Analytik | 11 |
| Häufigkeitsverteilung | 16, 22, 45 |
| Heidelbeere | 102 |
| Hügelland | 9, 24, 25, 43, 54, 58, 59, 60, 67, 88, 89, 90, 91, 92, 97, 98, 112 |
| Humusauflage | 10, 11, 12, 17, 21, 22, 27, 28, 30, 31, 33, 34, 35, 38, 40, 41, 45, 47, 48, 49, 50, 51, 52, 54, 59, 60, 61, 62, 63, 64, 65, 66, 67, 106, 109, 110 |
| Humusform | 10, 19, 21, 22, 27, 28, 32, 33, 38, 46, 48, 57, 85, 109 |

K

| | |
|--------------------|---|
| Kalium (K) | 46, 49, 83, 84, 86, 87, 88, 90, 91, 92, 93, 94, 96, 111, 112, 113, 118 |
| Kalkung | 32, 51, 54, 57, 58, 59, 60, 61, 62, 84, 110, 111 |
| Kalkungskulisse | 48, 51, 58, 59, 60, 61, 62, 84, 86, 89, 110 |
| Kiefer | 13, 14, 20, 27, 32, 40, 43, 69, 70, 71, 74, 75, 76, 79, 82, 83, 86, 87, 88, 92, 93, 94, 95, 96, 97, 98, 106, 107, 109, 111, 112 |
| Klimawandel | 7, 111, 116 |
| Kohlenstoff (C) | 13, 27, 29, 33, 35, 64, 116, 118 |
| KRAFT'sche Klassen | 13 |

Krautschicht 98, 102, 103, 104, 105, 112
Kronenverlichtung 69, 70, 71, 72, 73, 74, 75,
..... 76, 77, 78, 80, 81, 111, 118
Kronenzustand 1, 69, 111, 115
Kumulierung 16
Kupfer (Cu) 63, 65, 66, 67, 110, 118

L

Labor 1, 11
Lärche 13, 14, 43, 83, 92, 93, 94, 106
Lausitz 20
Leipziger Raum 21, 54, 56, 90
Level I 15, 115, 118
Level II 15, 28, 69, 110, 118
Lichtzahl 102, 103, 112

M

Magnesium (Mg) 37, 46, 49, 58, 60, 83, 84, 86, 88, 90,
..... 91, 92, 93, 94, 95, 96, 111, 112, 113, 118
mangelhaft 84, 85, 87, 88, 89, 90, 91, 92, 112
Mineralboden .. 11, 12, 21, 27, 32, 34, 35, 37, 38, 39, 40, 41, 45, 46,
..... 47, 49, 51, 53, 54, 57, 60, 61, 63, 64, 65, 67, 106, 107, 109, 110
Mischbestände 20, 97, 112
Mittelgebirge 9, 24, 25, 34, 50, 58, 84, 89, 92, 104
Moder 21, 22, 27, 28, 32, 46, 48, 67, 85, 109, 119
Moosschicht 98, 99, 100, 102, 103, 112
Mull 21, 27, 28, 32, 46, 48, 85, 109, 119
mullartiger Moder 21, 27, 28, 32, 48, 85

N

Nadeljahrgänge 13, 14
Nadelproben 9, 14, 43
Nadelverluste 70
Nickel (Ni) 63, 65, 66, 67, 110, 119
N-Vorrat 40

O

Oberlausitzer Bergland 24, 35, 86, 112
Osterzgebirge 59, 70, 89, 92

P

Parabraunerde 51
pH-Wert 21, 45, 46, 47, 48, 49, 52, 54, 57, 58,
..... 60, 61, 65, 104, 105, 106, 107, 110, 119
Podsol 22, 23, 51, 58
Pseudogley 22, 23, 54

R

Reaktionszahl 102, 103, 104, 112
Robinie 106, 107
Rohhumus 21, 27, 28, 32, 46, 48, 67, 109, 119
Rohhumusartiger Moder 22, 27, 32, 48, 67
Roteiche 13

S

Sächsische Schweiz 22
Sand 13, 24, 40, 58, 65, 109
(Sand-)Birke 13, 14, 79, 82, 94, 97, 98, 106, 107, 112
Satellitenpunkte 10
Schadstoffe 7
Schwefel (S) 86, 87, 88, 90, 92, 93, 94,
..... 96, 110, 111, 112, 113, 116, 119
Schwermetalle 63, 64, 65, 66, 67, 110, 116
SEA 22
Sickerwasser 23
Stichprobe 19, 21, 30, 33, 34, 35, 38, 41, 54, 69, 72, 73,
..... 74, 75, 76, 77, 78, 80, 81, 82, 91, 95, 100, 101
Stickstoff (N) 13, 27, 37, 41, 43, 83, 84, 86, 88, 90, 92,
..... 93, 94, 95, 96, 103, 105, 110, 112, 118, 119
Stickstoffzahl 103, 104, 105
Strauchschicht 98, 103
Streuabbau 21
Streuaufgabe 27
Streu(-schicht) 21, 27, 37, 48
Substrat 21, 32, 40, 46, 48, 64, 84, 112, 119

T

Thünen-Institut 8, 9, 116, 117
Tiefland 15, 25, 34, 35, 43, 46, 48, 51,
..... 60, 67, 76, 82, 84, 86, 104, 111
Trockenjahre 70, 76, 79

U

Umweltmonitoring 1, 7, 69, 110, 115, 116
Unterversorgung 83, 84, 86, 87

V

Verdichtung 9, 10, 15, 63, 109, 110
Vogtland 21, 22, 24, 46, 56, 58, 84, 85, 92, 98, 112

W

Waldanteil 22, 25
Waldbauregionen 9
Waldsauerklee 100, 101
Waldzustandserhebung (WZE) 7, 9, 69, 109, 117, 119
Wasserhaushalt 7
Westerzgebirge 85, 104, 110
Wuchsgebiet 9, 21, 24, 25, 30, 34, 35, 40, 41, 43, 46, 51,
.....54, 58, 67, 86, 87, 91, 97, 98, 100, 102, 104, 115
Wuchsregionen 20, 97

Z

Zeigerarten 102
Zeigerwerte 102, 103, 104, 112, 115
Zink (Zn) 63, 65, 66, 67, 110, 119
Zittauer Gebirge 22, 24, 50
Zweitaufnahme 7, 10, 22, 28, 30, 34, 43, 45, 95

18 Anhang

Inhaltsverzeichnis

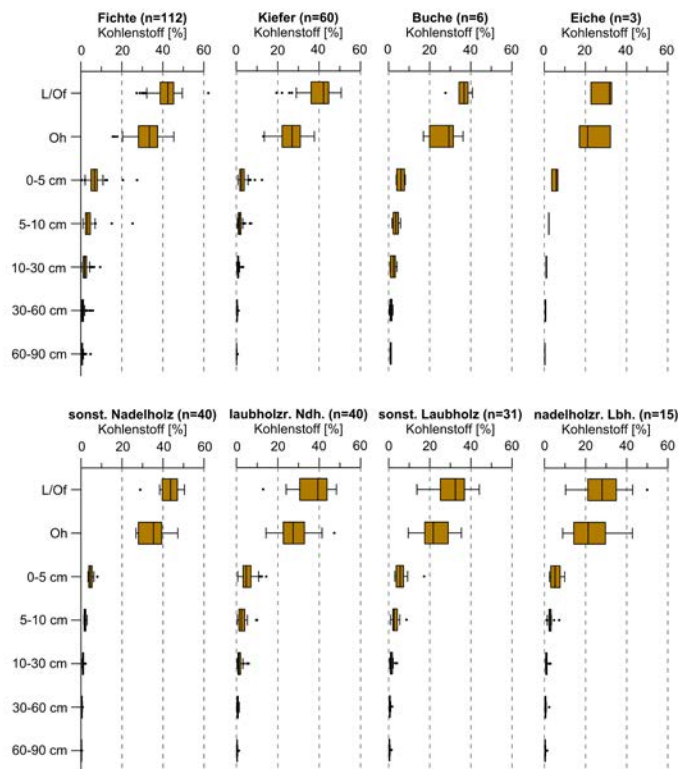
| | |
|---|-----|
| Anhang 1: Kohlenstoffgehalte in Auflage und Mineralboden in Abhängigkeit zur Bestockungsform | 124 |
| Anhang 2: Kohlenstoffgehalte in Auflage und Mineralboden in Abhängigkeit zur Humusform | 124 |
| Anhang 3: Kohlenstoffgehalte in Auflage und Mineralboden in Abhängigkeit vom Bodentyp | 125 |
| Anhang 4: Kohlenstoffgehalte in Auflage und Mineralboden in Abhängigkeit zur Anzahl der Kalkungen | 125 |
| Anhang 5: Stickstoffgehalte in Auflage und Mineralboden in Abhängigkeit zur Bestockungsform | 126 |
| Anhang 6: Stickstoffgehalte in Auflage und Mineralboden in Abhängigkeit zur Humusform | 126 |
| Anhang 7: Stickstoffgehalte in Auflage und Mineralboden in Abhängigkeit vom Bodentyp | 127 |
| Anhang 8: Stickstoffgehalte in Auflage und Mineralboden in Abhängigkeit zur Anzahl der Kalkungen | 127 |
| Anhang 9: pH-Werte (H ₂ O) in Auflage und Mineralboden in Abhängigkeit vom Wuchsgebiet | 128 |
| Anhang 10: pH-Werte (H ₂ O) in Auflage und Mineralboden in Abhängigkeit zur Bestockungsform | 128 |
| Anhang 11: pH-Werte (H ₂ O) in Auflage und Mineralboden in Abhängigkeit zur Humusform | 129 |
| Anhang 12: pH-Werte (H ₂ O) in Auflage und Mineralboden in Abhängigkeit vom Bodentyp | 129 |
| Anhang 13: pH-Werte (H ₂ O) in Auflage und Mineralboden in Abhängigkeit zur Anzahl der Kalkungen | 130 |
| Anhang 14: pH-Werte (H ₂ O) in Auflage und Mineralboden in Abhängigkeit vom Basensättigungstyp | 130 |
| Anhang 15: Basensättigung in Auflage und Mineralboden in Abhängigkeit vom Wuchsgebiet | 131 |
| Anhang 16: Basensättigung in Auflage und Mineralboden in Abhängigkeit zur Bestockung | 131 |
| Anhang 17: Basensättigung in Auflage und Mineralboden in Abhängigkeit zur Humusform | 132 |
| Anhang 18: Basensättigung in Auflage und Mineralboden in Abhängigkeit vom Bodentyp | 132 |
| Anhang 19: Basensättigung in Auflage und Mineralboden in Abhängigkeit vom Ausgangssubstrat | 133 |
| Anhang 20: Basensättigung in Auflage und Mineralboden in Abhängigkeit zur Nährkraftstufe | 133 |
| Anhang 21: Austauschkapazität in Auflage und Mineralboden in Abhängigkeit zum Bodentyp | 134 |
| Anhang 22: Cadmiumgehalte [mg·kg ⁻¹] in Auflage und Mineralboden in Abhängigkeit zur Anzahl der Kalkungen | 135 |
| Anhang 23: Kupfergehalte [mg·kg ⁻¹] in Auflage und Mineralboden in Abhängigkeit zur Anzahl der Kalkungen | 135 |
| Anhang 24: Bleigehalte [mg·kg ⁻¹] in Auflage und Mineralboden in Abhängigkeit zur Anzahl der Kalkungen | 136 |
| Anhang 25: Vorsorgewerte für Humus und Mineralboden nach PRÜSS (1992) und BBodSCHV (1999) | 136 |
| Anhang 26: Tabellarische Zusammenstellung der Ernährungsgrenzwerte nach GÖTTLEIN et al. (2011) für Fichte | 137 |
| Anhang 27: Tabellarische Zusammenstellung der Ernährungsgrenzwerte nach GÖTTLEIN et al. (2011) für Kiefer | 137 |
| Anhang 28: Tabellarische Zusammenstellung der Ernährungsgrenzwerte nach GÖTTLEIN et al. (2011) für Buche | 137 |
| Anhang 29: Tabellarische Zusammenstellung der Ernährungsgrenzwerte nach GÖTTLEIN et al. (2011) für Eiche | 137 |
| Anhang 30: Tabellarische Zusammenstellung der Ernährungsgrenzwerte nach GÖTTLEIN et al. (2011) für Lärche | 137 |
| Anhang 31: Makroelemente in Fichtennadeln unterschiedlichen Alters zur BZE 2 – Bewertung des Ernährungszustandes anhand des aktuellen Nadeljahrganges nach GÖTTLEIN et al. (2011) | 138 |
| Anhang 32: Stickstoffernährung der Fichte auf den Punkten der BZE 2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011) | 139 |
| Anhang 33: Calciumernährung der Fichte auf den Punkten der BZE 2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011) | 139 |
| Anhang 34: Magnesiumernährung der Fichte auf den Punkten der BZE 2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011) | 140 |
| Anhang 35: Kaliumernährung der Fichte auf den Punkten der BZE 2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011) | 140 |
| Anhang 36: Phosphorernährung der Fichte auf den Punkten der BZE 2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011) | 141 |

| | |
|--|-----|
| Anhang 37: Schwefelernährung der Fichte auf den Punkten der BZE 2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011) | 141 |
| Anhang 38: Makroelemente in Kiefernadeln unterschiedlichen Alters zur BZE 2 – Bewertung des Ernährungszustandes anhand des aktuellen Nadeljahrganges nach GÖTTLEIN et al. (2011) | 142 |
| Anhang 39: Stickstoffernährung der Kiefer auf den Punkten der BZE 2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011) | 143 |
| Anhang 40: Calciumernährung der Kiefer auf den Punkten der BZE 2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011) | 143 |
| Anhang 41: Magnesiumernährung der Kiefer auf den Punkten der BZE 2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011) | 144 |
| Anhang 42: Kaliumernährung der Kiefer auf den Punkten der BZE 2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011) | 144 |
| Anhang 43: Phosphorernährung der Kiefer auf den Punkten der BZE 2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011) | 145 |
| Anhang 44: Schwefelernährung der Kiefer auf den Punkten der BZE 2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011) | 145 |
| Anhang 45: Makroelemente in Buche, Eiche, Birke, Hainbuche und Lärche zur BZE 2 – Bewertung des Ernährungszustandes nach GÖTTLEIN et al. (2011) | 146 |
| Anhang 46: Stickstoffernährung der Buche auf den Punkten der BZE 2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011) | 147 |
| Anhang 47: Calciumernährung der Buche auf den Punkten der BZE 2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011) | 147 |
| Anhang 48: Magnesiumernährung der Buche auf den Punkten der BZE 2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011) | 148 |
| Anhang 49: Kaliumernährung der Buche auf den Punkten der BZE 2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011) | 148 |
| Anhang 50: Phosphorernährung der Buche auf den Punkten der BZE 2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011) | 149 |
| Anhang 51: Schwefelernährung der Buche auf den Punkten der BZE 2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011) | 149 |
| Anhang 52: Stickstoffernährung der Eiche auf den Punkten der BZE 2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011) | 150 |
| Anhang 53: Calciumernährung der Eiche auf den Punkten der BZE 2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011) | 150 |
| Anhang 54: Magnesiumernährung der Eiche auf den Punkten der BZE 2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011) | 151 |
| Anhang 55: Kaliumernährung der Eiche auf den Punkten der BZE 2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011) | 151 |
| Anhang 56: Phosphorernährung der Eiche auf den Punkten der BZE 2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011) | 152 |
| Anhang 57: Schwefelernährung der Eiche auf den Punkten der BZE 2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011) | 152 |
| Anhang 58: Stickstoffernährung der Lärche auf den Punkten der BZE 2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011) | 153 |
| Anhang 59: Calciumernährung der Lärche auf den Punkten der BZE 2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011) | 153 |
| Anhang 60: Magnesiumernährung der Lärche auf den Punkten der BZE 2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011) | 154 |

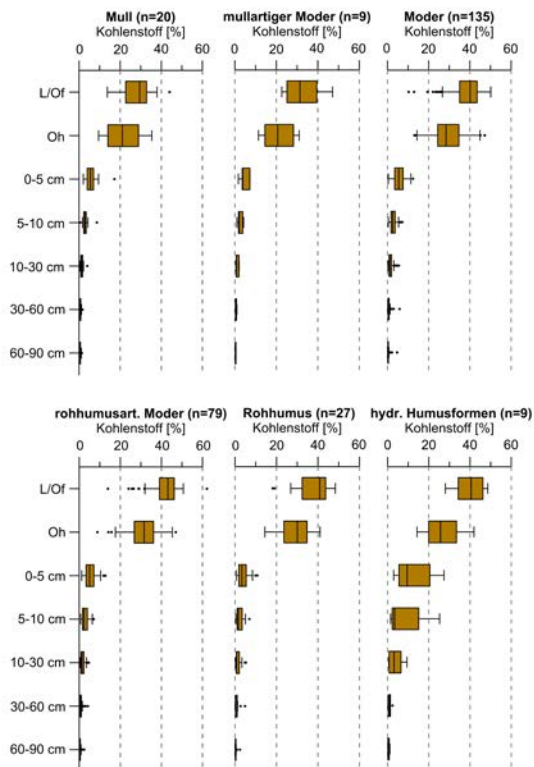
| | |
|--|-----|
| Anhang 61: Kaliumernährung der Lärche auf den Punkten der BZE2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011) | 154 |
| Anhang 62: Phosphorernährung der Lärche auf den Punkten der BZE2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011) | 155 |
| Anhang 63: Schwefelernährung der Lärche auf den Punkten der BZE2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011) | 155 |
| Anhang 64: Verteilung der Lichtzahl nach Ellenberg gemessen an der Krautschicht | 156 |
| Anhang 65: Verteilung der Temperaturzahl nach Ellenberg gemessen an der Krautschicht | 157 |
| Anhang 66: Verteilung der Kontinentalitätszahl nach Ellenberg gemessen an der Krautschicht | 158 |
| Anhang 67: Verteilung der Feuchtezahl nach Ellenberg gemessen an der Krautschicht | 159 |
| Anhang 68: Verteilung der Reaktionszahl nach Ellenberg gemessen an der Krautschicht | 160 |

Kohlenstoff

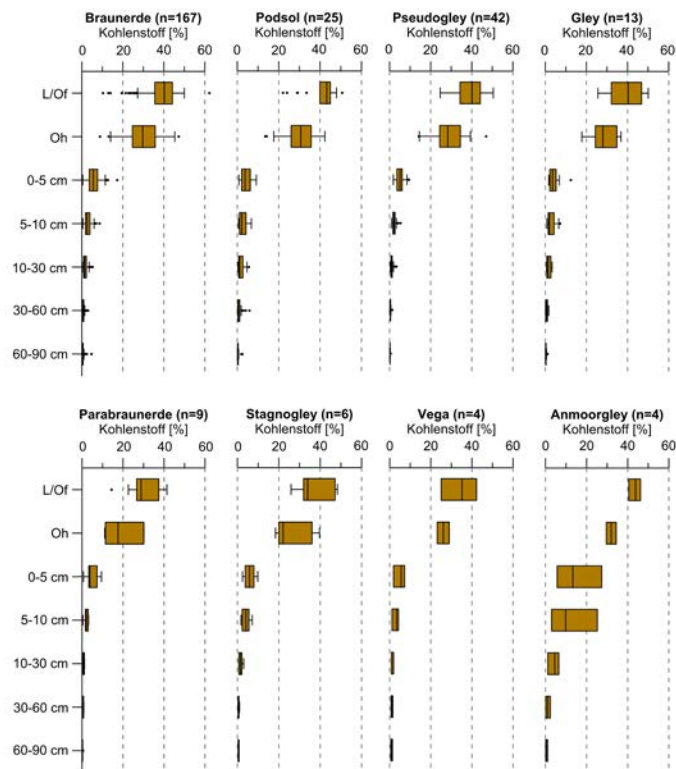
Anhang 1: Kohlenstoffgehalte in Auflage und Mineralboden in Abhängigkeit zur Bestockungsform



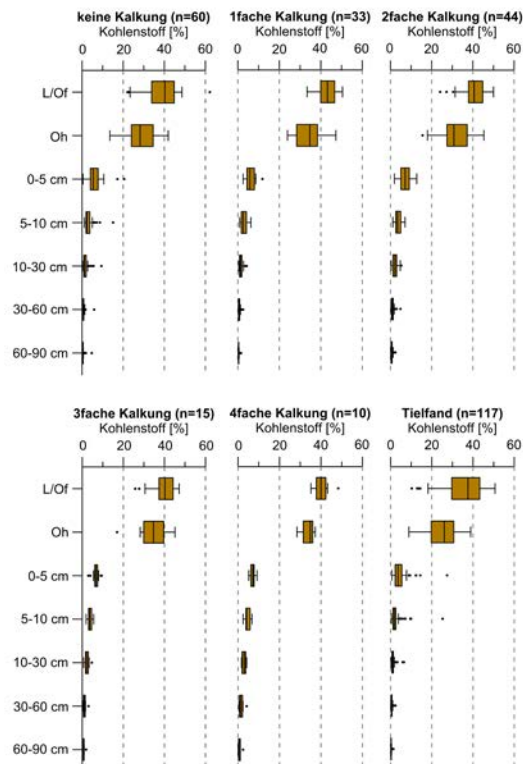
Anhang 2: Kohlenstoffgehalte in Auflage und Mineralboden in Abhängigkeit zur Humusform



Anhang 3: Kohlenstoffgehalte in Auflage und Mineralboden in Abhängigkeit vom Bodentyp

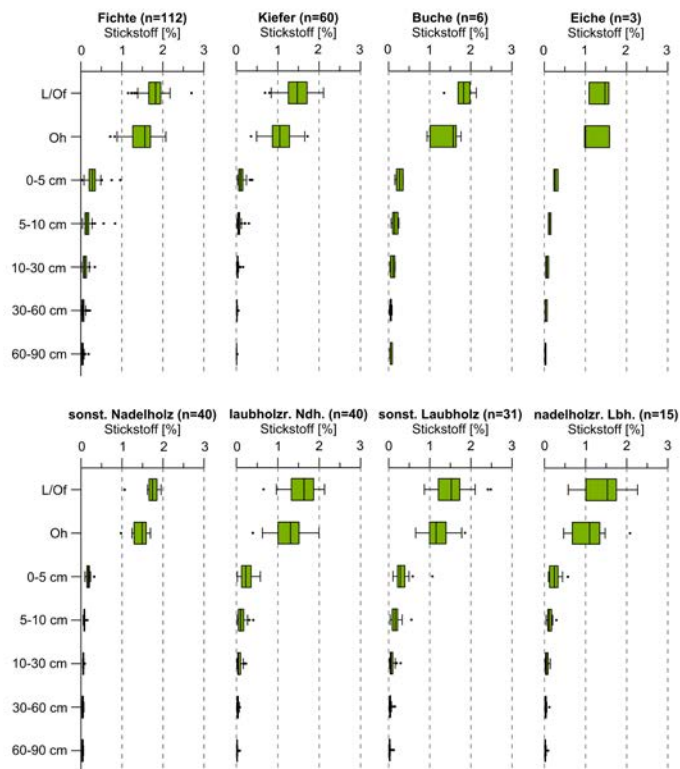


Anhang 4: Kohlenstoffgehalte in Auflage und Mineralboden in Abhängigkeit zur Anzahl der Kalkungen

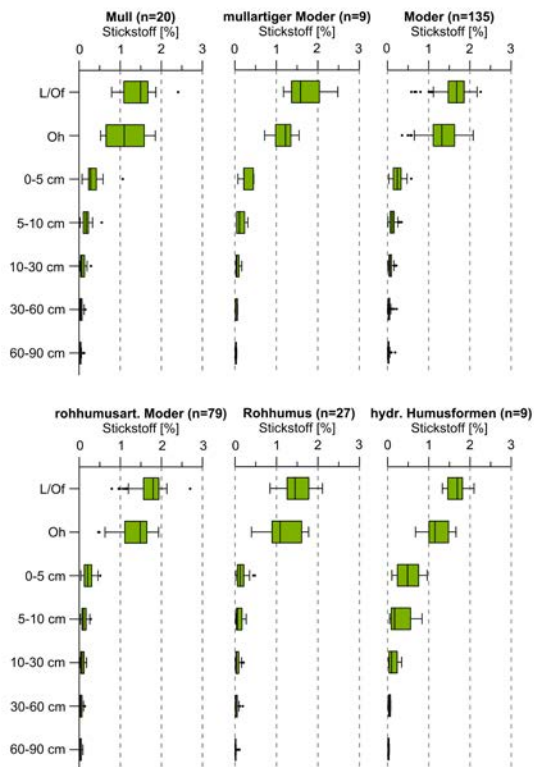


Stickstoff

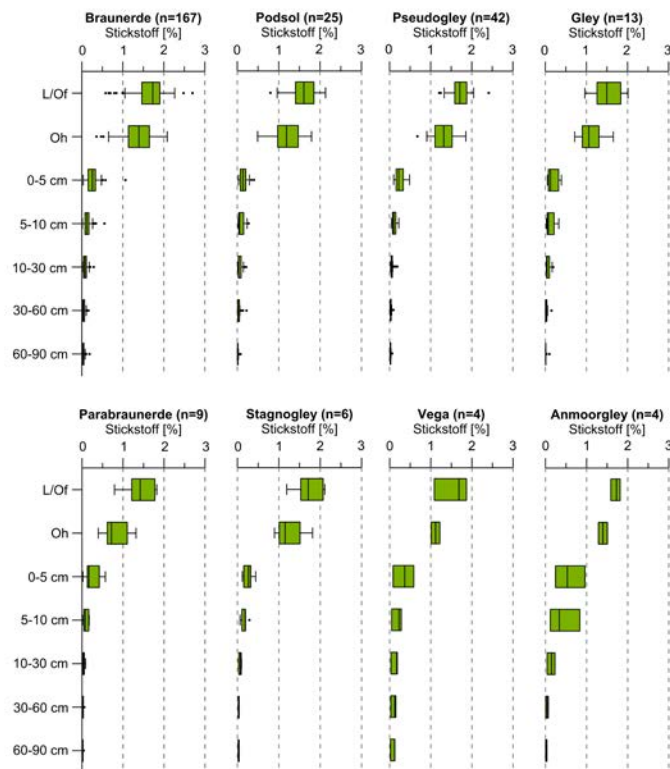
Anhang 5: Stickstoffgehalte in Auflage und Mineralboden in Abhängigkeit zur Bestockungsform



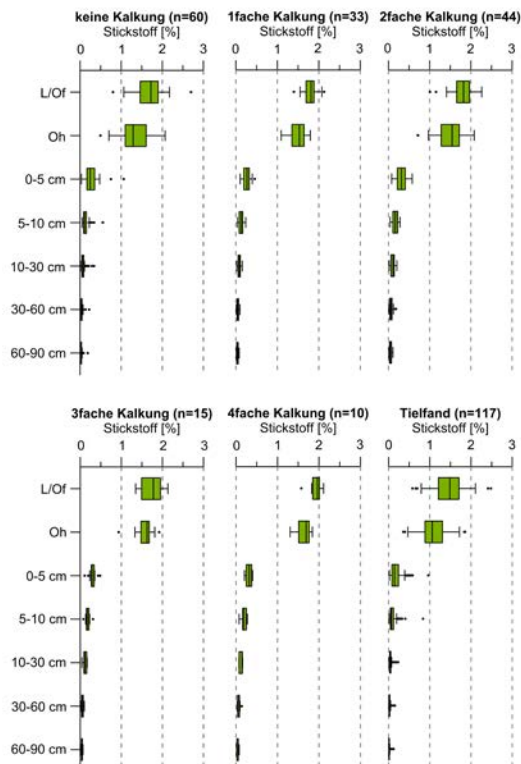
Anhang 6: Stickstoffgehalte in Auflage und Mineralboden in Abhängigkeit zur Humusform



Anhang 7: Stickstoffgehalte in Auflage und Mineralboden in Abhängigkeit vom Bodentyp

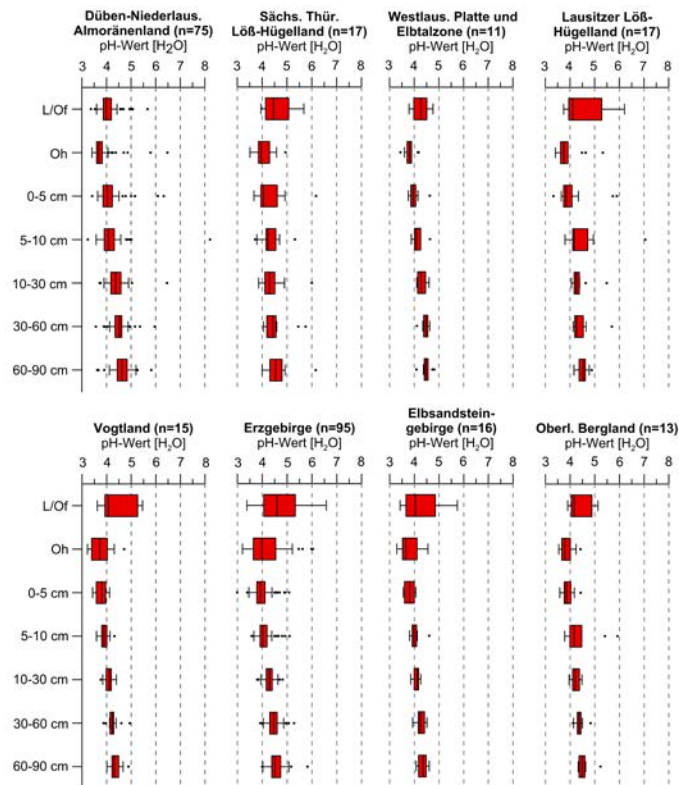


Anhang 8: Stickstoffgehalte in Auflage und Mineralboden in Abhängigkeit zur Anzahl der Kalkungen

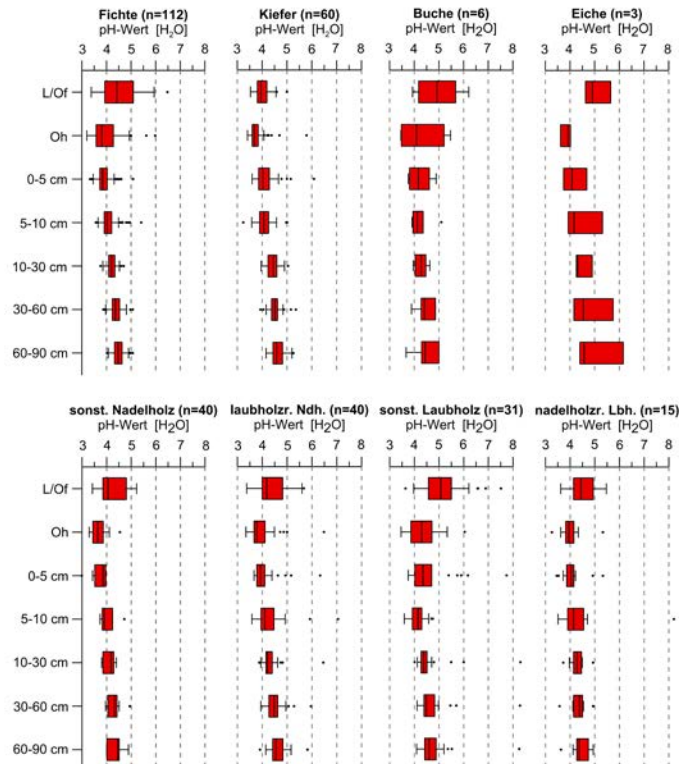


pH-Wert

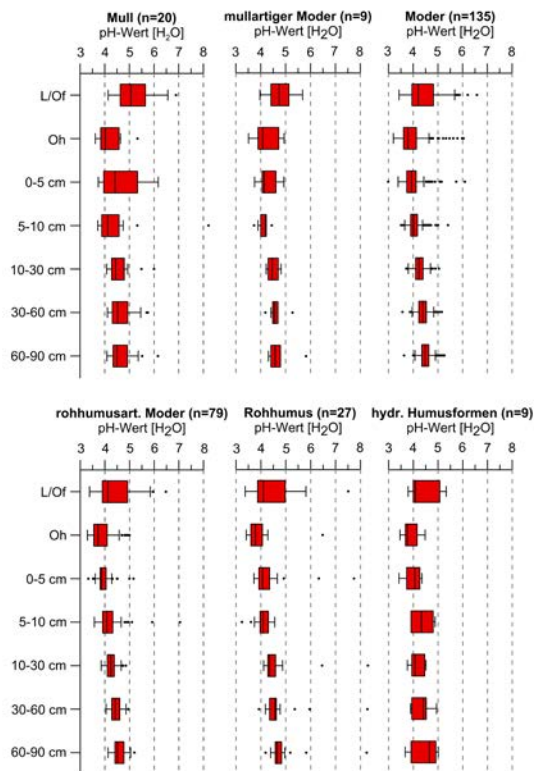
Anhang 9: pH-Werte (H₂O) in Auflage und Mineralboden in Abhängigkeit vom Wuchsgebiet



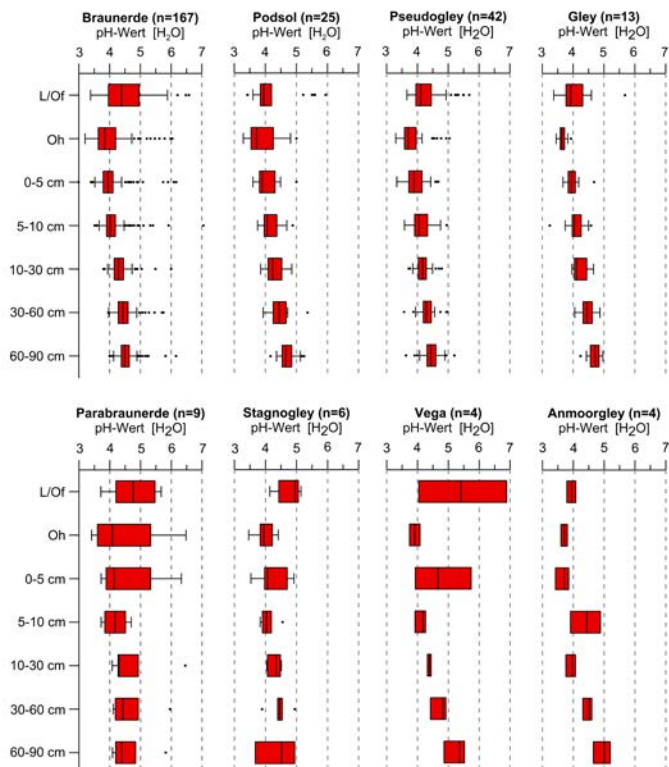
Anhang 10: pH-Werte (H₂O) in Auflage und Mineralboden in Abhängigkeit zur Bestockungsform



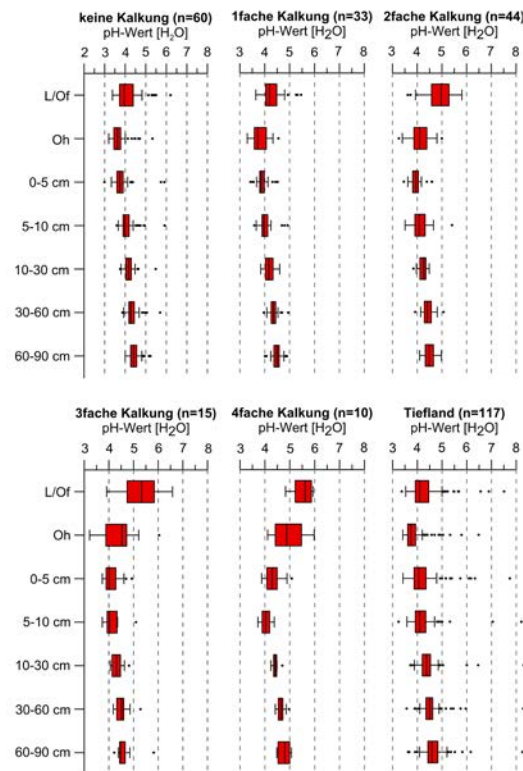
Anhang 11: pH-Werte (H₂O) in Auflage und Mineralboden in Abhängigkeit zur Humusform



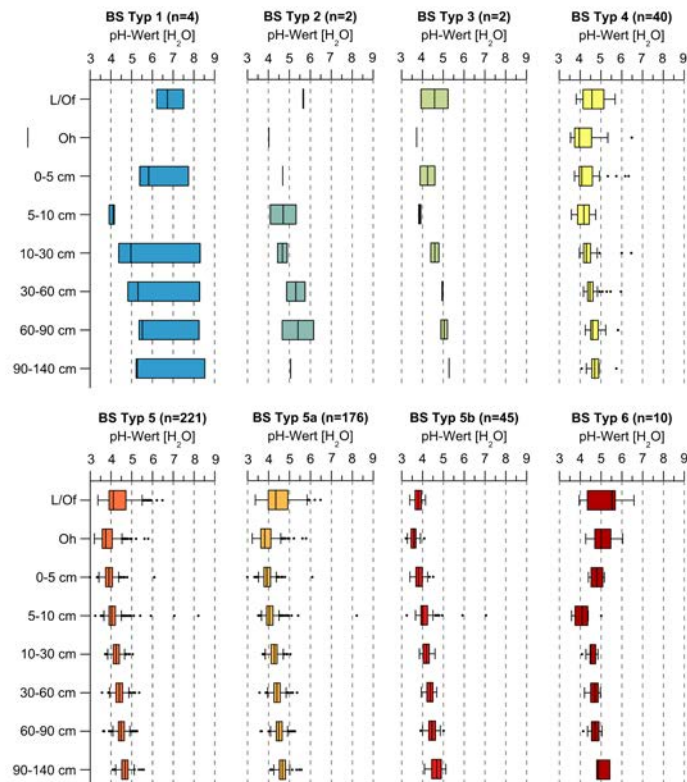
Anhang 12: pH-Werte (H₂O) in Auflage und Mineralboden in Abhängigkeit vom Bodentyp



Anhang 13: pH-Werte (H₂O) in Auflage und Mineralboden in Abhängigkeit zur Anzahl der Kalkungen

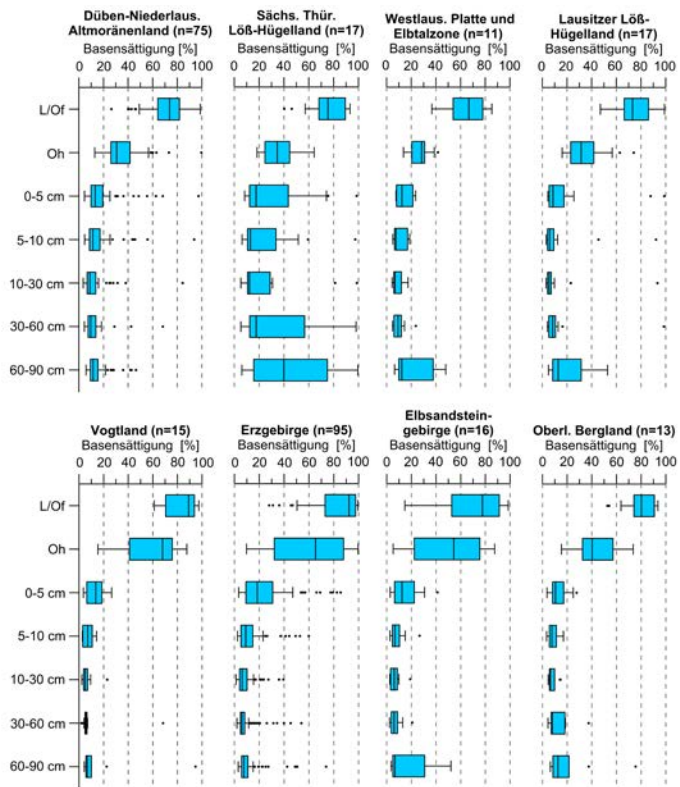


Anhang 14: pH-Werte (H₂O) in Auflage und Mineralboden in Abhängigkeit vom Basensättigungstyp

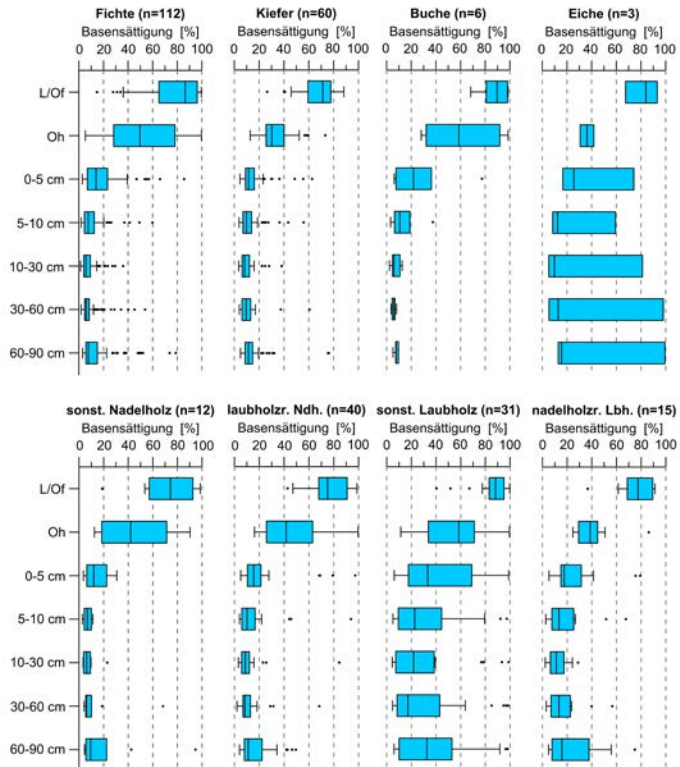


Basensättigung

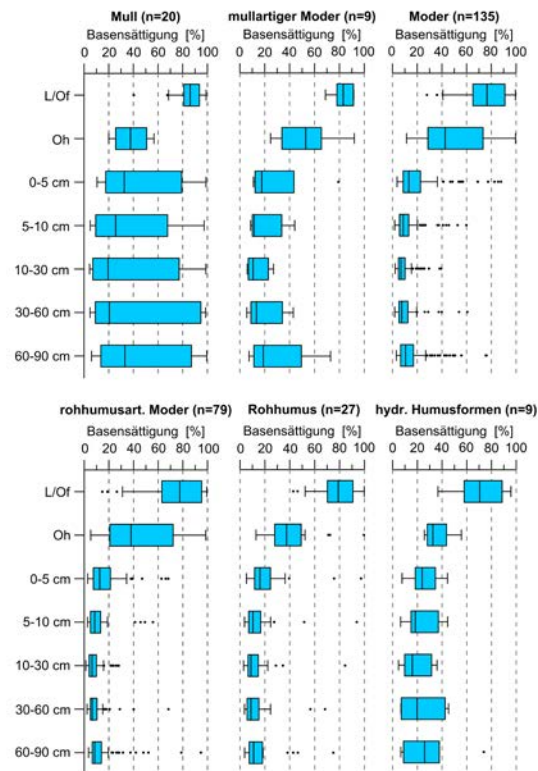
Anhang 15: Basensättigung in Auflage und Mineralboden in Abhängigkeit vom Wuchsgebiet



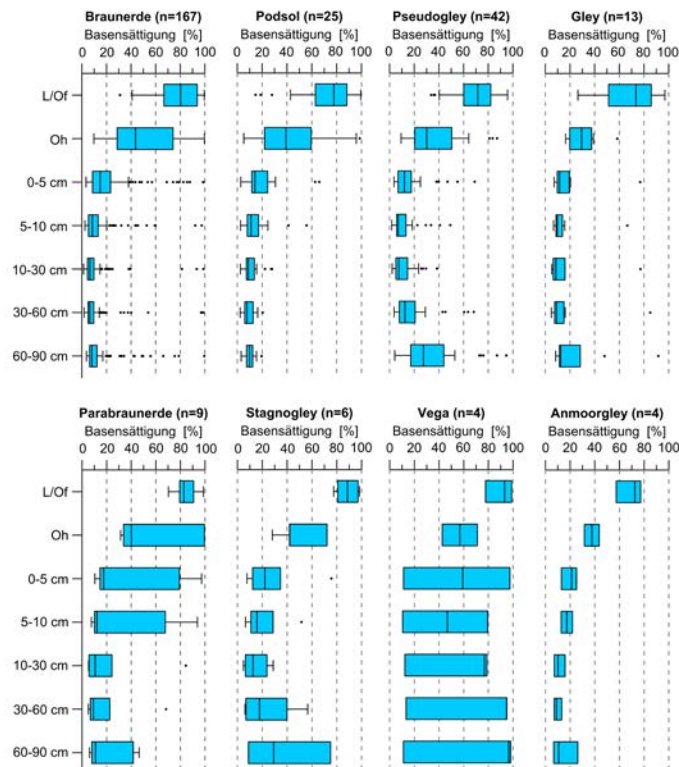
Anhang 16: Basensättigung in Auflage und Mineralboden in Abhängigkeit zur Bestockung



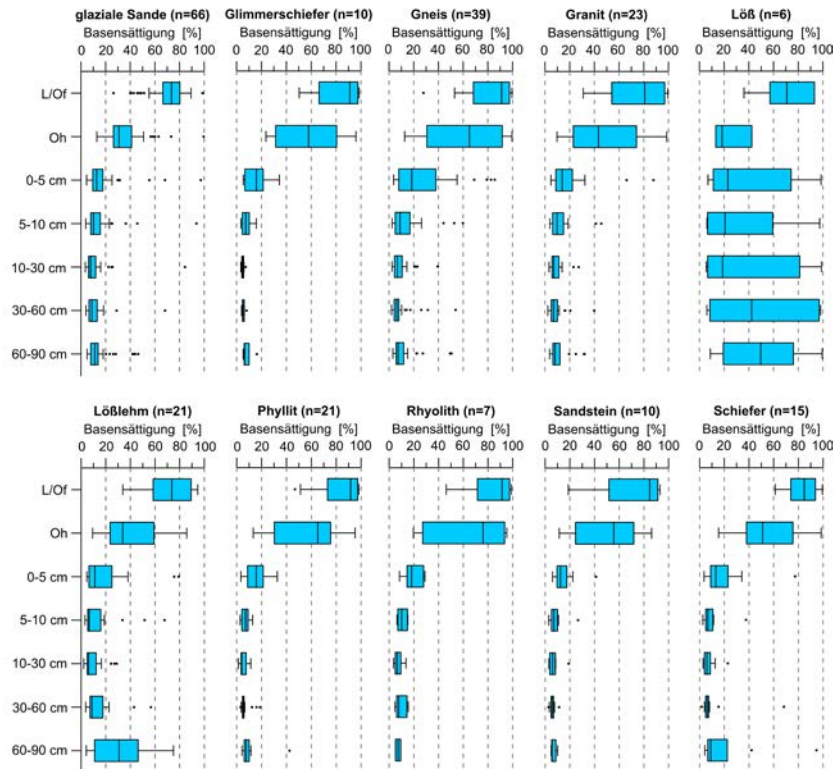
Anhang 17: Basensättigung in Auflage und Mineralboden in Abhängigkeit zur Humusform



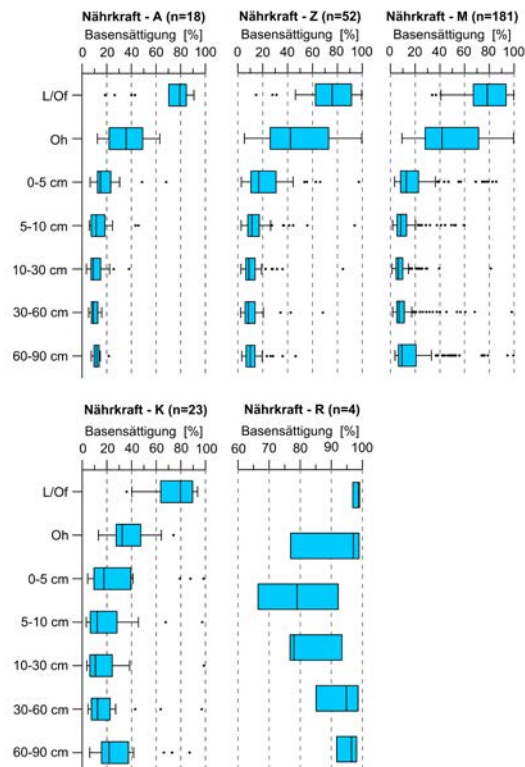
Anhang 18: Basensättigung in Auflage und Mineralboden in Abhängigkeit vom Bodentyp



Anhang 19: Basensättigung in Auflage und Mineralboden in Abhängigkeit vom Ausgangssubstrat

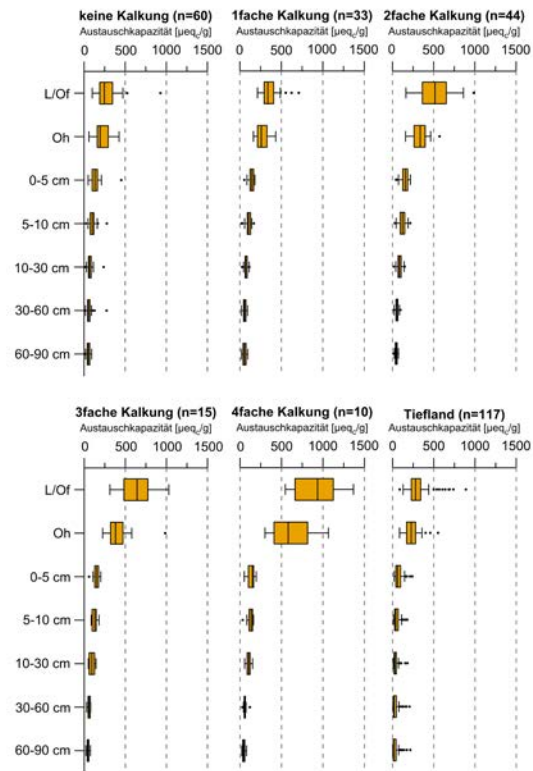


Anhang 20: Basensättigung in Auflage und Mineralboden in Abhängigkeit zur Nährkraftstufe



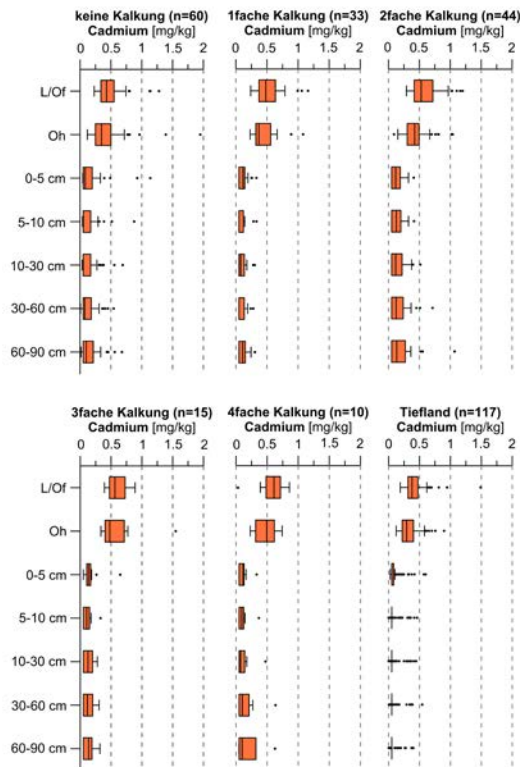
Kationenaustauschkapazität

Anhang 21: Austauschkapazität in Auflage- und Mineralboden in Abhängigkeit zum Bodentyp

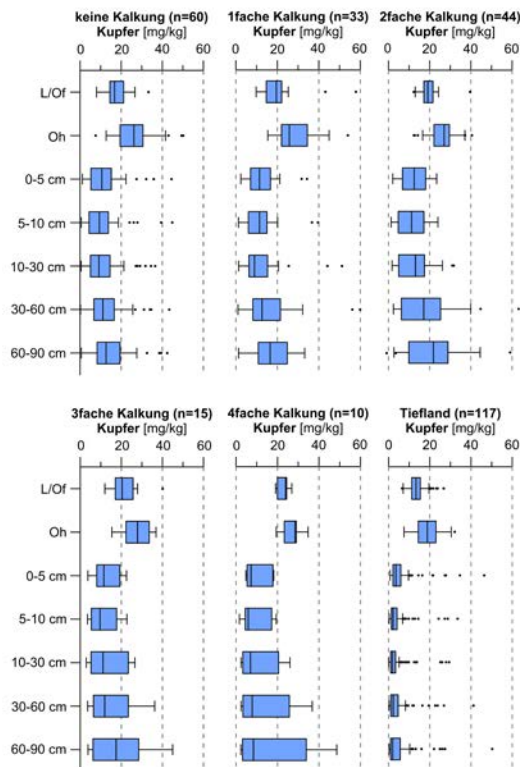


Schwermetalle

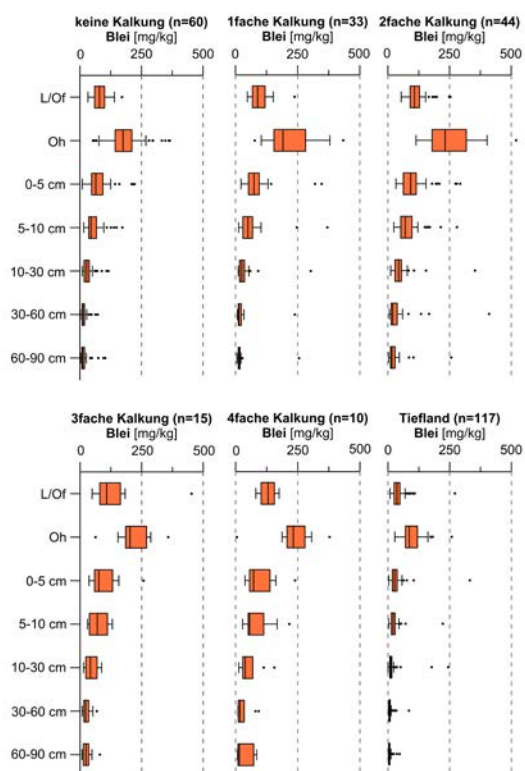
Anhang 22: Cadmiumgehalte [$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$] in Auflage und Mineralboden in Abhängigkeit zur Anzahl der Kalkungen



Anhang 23: Kupfergehalte [$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$] in Auflage und Mineralboden in Abhängigkeit zur Anzahl der Kalkungen



Anhang 24: Bleigehalte [$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$] in Auflage und Mineralboden in Abhängigkeit zur Anzahl der Kalkungen



Anhang 25: Vorsorgewerte für Humus und Mineralboden nach Prüss (1992) und BBodSchV (1999)

| | As | Cd | Cu | Pb | Ti | Zn | Cr | Ni | Quelle |
|-----------------------------|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|-----------------|
| | $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ | $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ | $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ | $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ | $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ | $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ | $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ | $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ | |
| Humus | 10 | 0,7 | 20 | 130 | 0,4 | 85 | – | – | Prüss (1992) |
| Mineralboden (Lehm/Schluff) | – | 1,0 | 40 | 70 | – | 150 | 60 | 50 | BBodSchV (1999) |
| Mineralboden (Sand) | – | 0,4 | 20 | 40 | – | 60 | 30 | 15 | BBodSchV (1999) |

Waldernährung

Anhang 26: Tabellarische Zusammenstellung der Ernährungsgrenzwerte nach GÖTTLEIN et al. (2011) für Fichte

| FICHTE (alt) | Mangelbereich | unterer Normalbereich | mittlerer Normalbereich | oberer Normalbereich | Überschussbereich |
|--------------------------|---------------|-----------------------|-------------------------|----------------------|-------------------|
| N (mg·g ⁻¹) | <13.2 | 13.2 – 13.7 | 13.7 – 14.7 | 14.7 – 15.3 | >15.3 |
| Ca (mg·g ⁻¹) | <2.5 | 2.5 – 3.3 | 3.3 – 4.8 | 4.8 – 5.6 | >5.6 |
| Mg (mg·g ⁻¹) | <0.8 | 0.8 – 0.9 | 0.9 – 1.1 | 1.1 – 1.3 | >1.3 |
| K (mg·g ⁻¹) | <4.6 | 4.6 – 5.4 | 5.4 – 6.7 | 6.7 – 7.3 | >7.3 |
| P (mg·g ⁻¹) | <1.3 | 1.3 – 1.4 | 1.4 – 1.8 | 1.8 – 1.9 | >1.9 |
| S (mg·g ⁻¹) | <0.8 | 0.8 – 0.9 | 0.9 – 1.2 | 1.2 – 1.4 | >1.4 |

Anhang 27: Tabellarische Zusammenstellung der Ernährungsgrenzwerte nach GÖTTLEIN et al. (2011) für Kiefer

| KIEFER (alt) | Mangelbereich | unterer Normalbereich | mittlerer Normalbereich | oberer Normalbereich | Überschussbereich |
|--------------------------|---------------|-----------------------|-------------------------|----------------------|-------------------|
| N (mg·g ⁻¹) | <13.8 | 13.8 – 14.6 | 14.6 – 16.5 | 16.5 – 17.6 | >17.6 |
| Ca (mg·g ⁻¹) | <1.7 | 1.7 – 2.4 | 2.4 – 3.3 | 3.3 – 3.6 | >3.6 |
| Mg (mg·g ⁻¹) | <0.8 | 0.8 – 0.9 | 0.9 – 1.2 | 1.2 – 1.4 | >1.4 |
| K (mg·g ⁻¹) | <4.3 | 4.3 – 4.9 | 4.9 – 6.0 | 6.0 – 6.6 | <6.6 |
| P (mg·g ⁻¹) | <1.3 | 1.3 – 1.4 | 1.4 – 1.7 | 1.7 – 1.8 | >1.8 |
| S (mg·g ⁻¹) | <1.0 | 1.0 – 1.1 | 1.1 – 1.4 | 1.4 – 1.6 | >1.6 |

Anhang 28: Tabellarische Zusammenstellung der Ernährungsgrenzwerte nach GÖTTLEIN et al. (2011) für Buche

| BUCHE | Mangelbereich | unterer Normalbereich | mittlerer Normalbereich | oberer Normalbereich | Überschussbereich |
|--------------------------|---------------|-----------------------|-------------------------|----------------------|-------------------|
| N (mg·g ⁻¹) | <18.7 | 18.7 – 20.0 | 20.0 – 22.3 | 22.3 – 23.3 | >23.3 |
| Ca (mg·g ⁻¹) | <6.7 | 6.7 – 8.2 | 8.2 – 11.8 | 11.8 – 14.0 | >14.0 |
| Mg (mg·g ⁻¹) | <1.1 | 1.1 – 1.3 | 1.3 – 1.9 | 1.9 – 2.3 | >2.3 |
| K (mg·g ⁻¹) | <6.1 | 6.1 – 7.0 | 7.0 – 8.8 | 8.8 – 9.7 | >9.7 |
| P (mg·g ⁻¹) | <1.2 | 1.2 – 1.4 | 1.4 – 1.7 | 1.7 – 1.9 | >1.9 |
| S (mg·g ⁻¹) | <1.4 | 1.4 – 1.7 | 1.7 – 2.4 | 2.4 – 2.7 | >2.7 |

Anhang 29: Tabellarische Zusammenstellung der Ernährungsgrenzwerte nach GÖTTLEIN et al. (2011) für Eiche

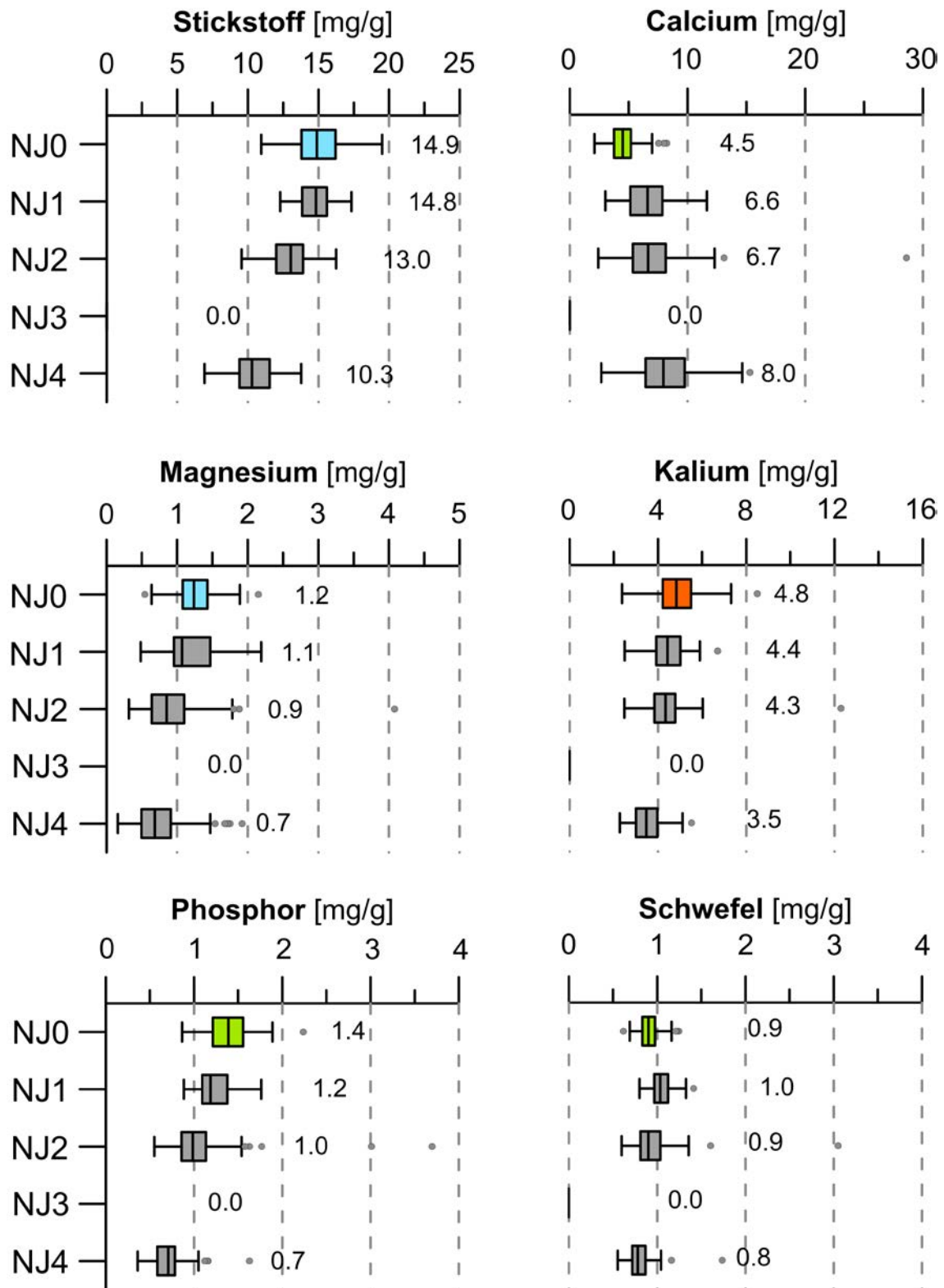
| (Stiel) EICHE | Mangelbereich | unterer Normalbereich | mittlerer Normalbereich | oberer Normalbereich | Überschussbereich |
|--------------------------|---------------|-----------------------|-------------------------|----------------------|-------------------|
| N (mg·g ⁻¹) | <20.3 | 20.3 – 22.4 | 22.4 – 26.0 | 26.0 – 27.7 | >27.7 |
| Ca (mg·g ⁻¹) | <5.4 | 5.4 – 7.0 | 7.0 – 9.8 | 9.8 – 11.0 | >11.0 |
| Mg (mg·g ⁻¹) | <1.3 | 1.3 – 1.7 | 1.7 – 2.4 | 2.4 – 2.7 | >2.7 |
| K (mg·g ⁻¹) | <7.6 | 7.6 – 8.9 | 8.9 – 11.3 | 11.3 – 12.4 | >12.4 |
| P (mg·g ⁻¹) | <1.4 | 1.4 – 1.6 | 1.6 – 2.0 | 2.0 – 2.2 | >2.2 |
| S (mg·g ⁻¹) | <1.1 | 1.1 – 1.6 | 1.6 – 3.2 | 3.2 – 4.3 | >4.3 |

Anhang 30: Tabellarische Zusammenstellung der Ernährungsgrenzwerte nach GÖTTLEIN et al. (2011) für Lärche

| (Europ.) LÄRCH | Mangelbereich | unterer Normalbereich | mittlerer Normalbereich | oberer Normalbereich | Überschussbereich |
|--------------------------|---------------|-----------------------|-------------------------|----------------------|-------------------|
| N (mg·g ⁻¹) | <17.3 | 17.3 – 18.8 | 18.8 – 21.4 | 21.4 – 22.4 | >22.4 |
| Ca (mg·g ⁻¹) | <3.8 | 3.8 – 4.5 | 4.5 – 5.8 | 5.8 – 6.5 | >6.5 |
| Mg (mg·g ⁻¹) | >1.1 | 1.1 – 1.3 | 1.3 – 1.9 | 1.9 – 2.1 | >2.1 |
| K (mg·g ⁻¹) | <6.3 | 6.3 – 7.4 | 7.4 – 10.0 | 10.0 – 11.6 | >11.6 |
| P (mg·g ⁻¹) | >1.4 | 1.4 – 1.8 | 1.8 – 2.5 | 2.5 – 2.8 | >2.8 |
| S (mg·g ⁻¹) | <1.5 | 1.5 – 1.7 | 1.7 – 2.2 | 2.2 – 2.4 | >2.4 |

Anhang 31: Makroelemente in Fichtennadeln unterschiedlichen Alters zur BZE2 – Bewertung des Ernährungszustandes anhand des aktuellen Nadeljahrganges nach GÖTTLEIN et al. (2011)

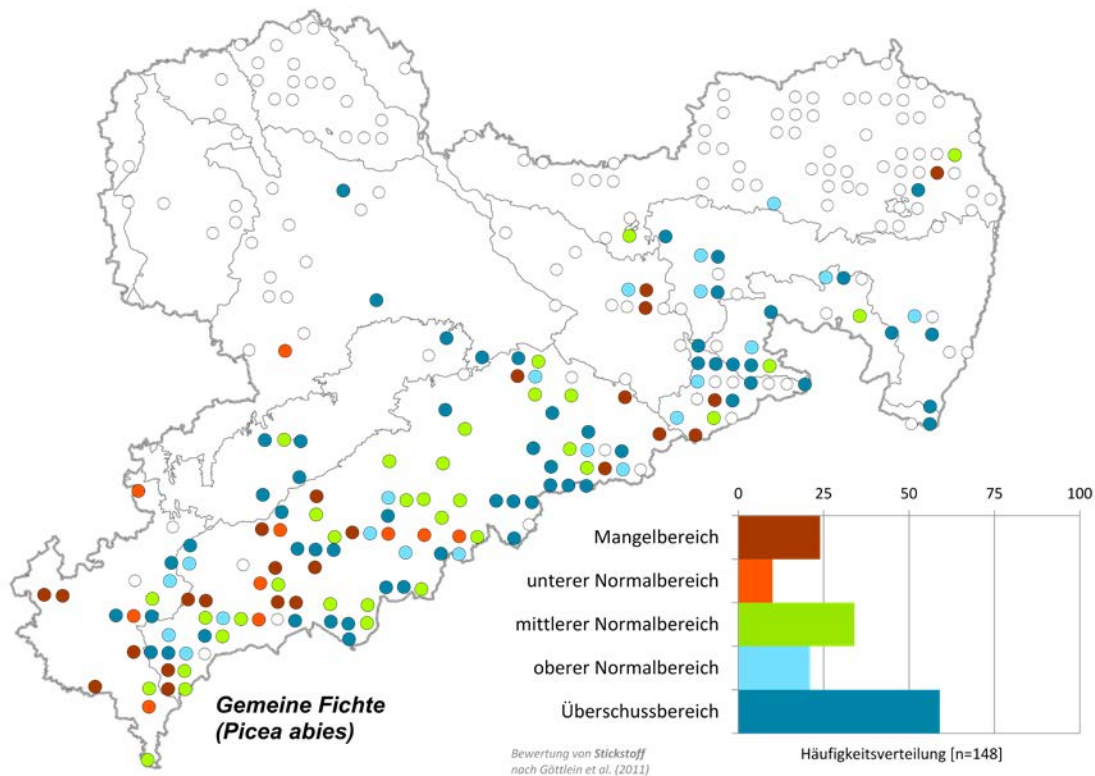
Gemeine Fichte (*Picea abies*)
BZE 2 (n=148)



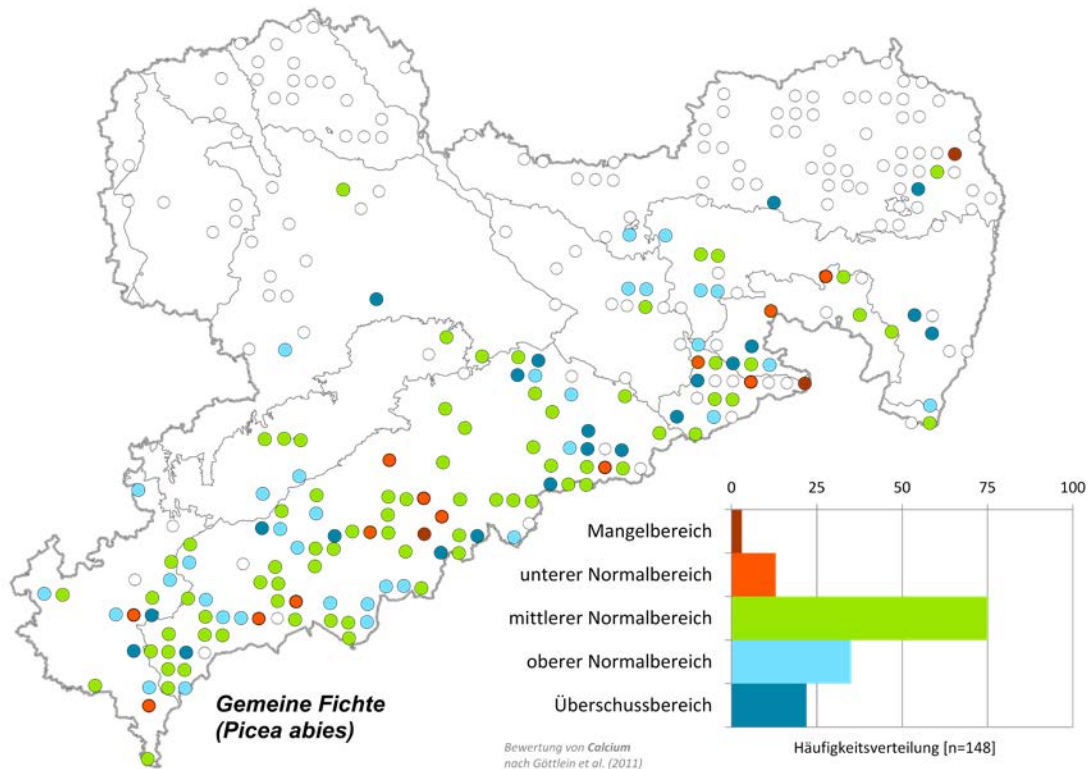
Bewertungsrahmen nach Göttlein et al. 2011



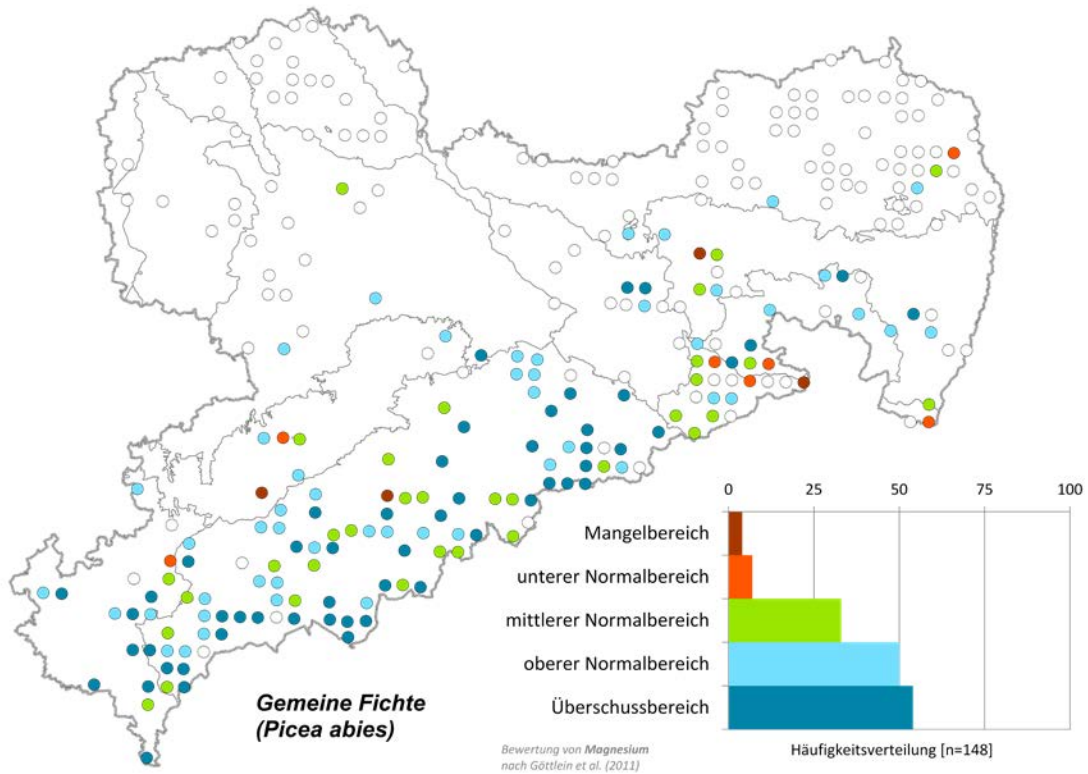
Anhang 32: Stickstoffernährung der Fichte auf den Punkten der BZE 2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011)



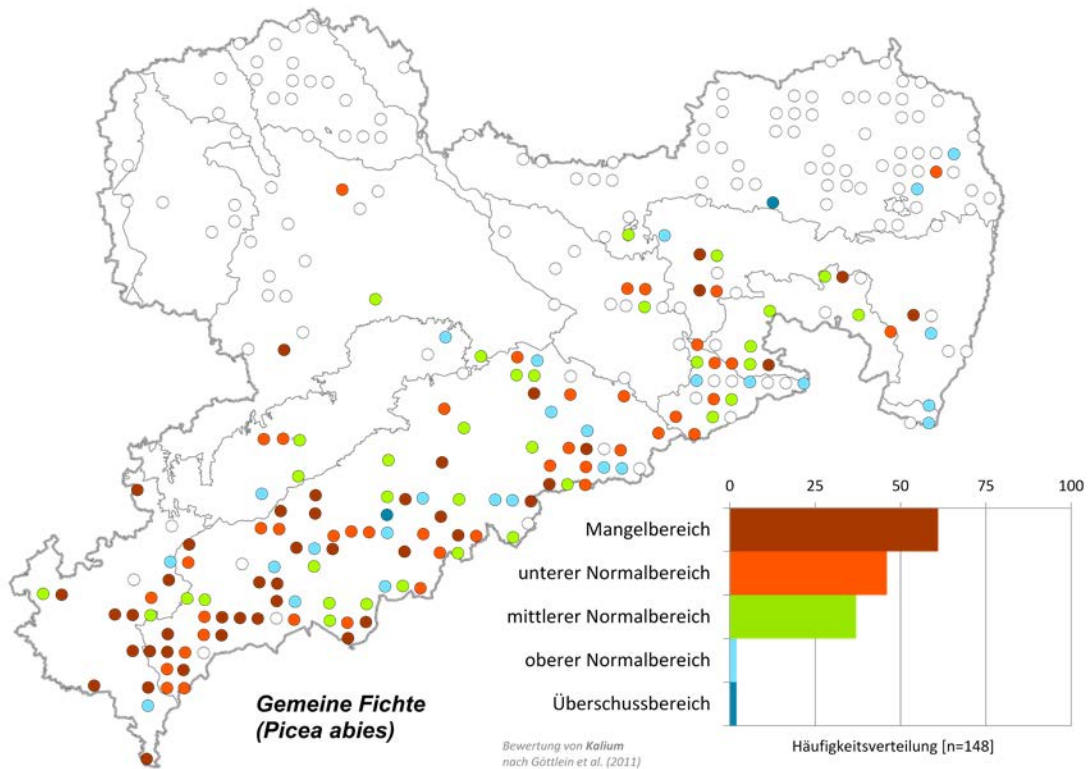
Anhang 33: Calciumernährung der Fichte auf den Punkten der BZE 2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011)



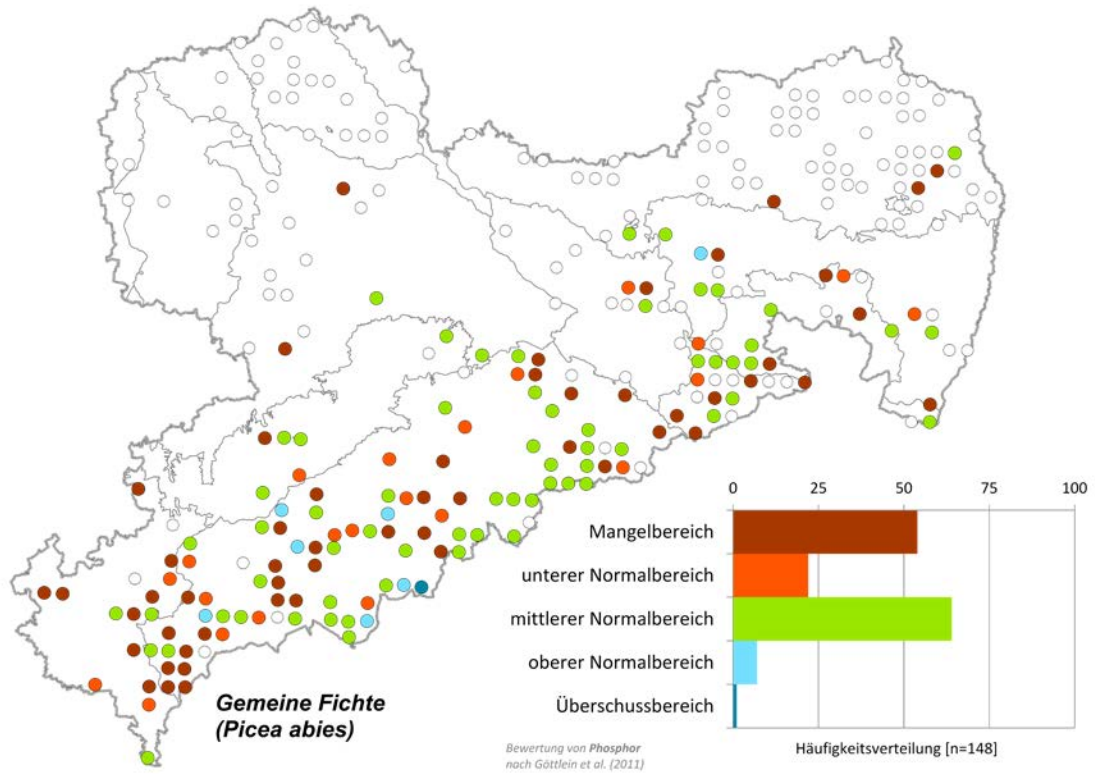
Anhang 34: Magnesiumernährung der Fichte auf den Punkten der BZE2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011)



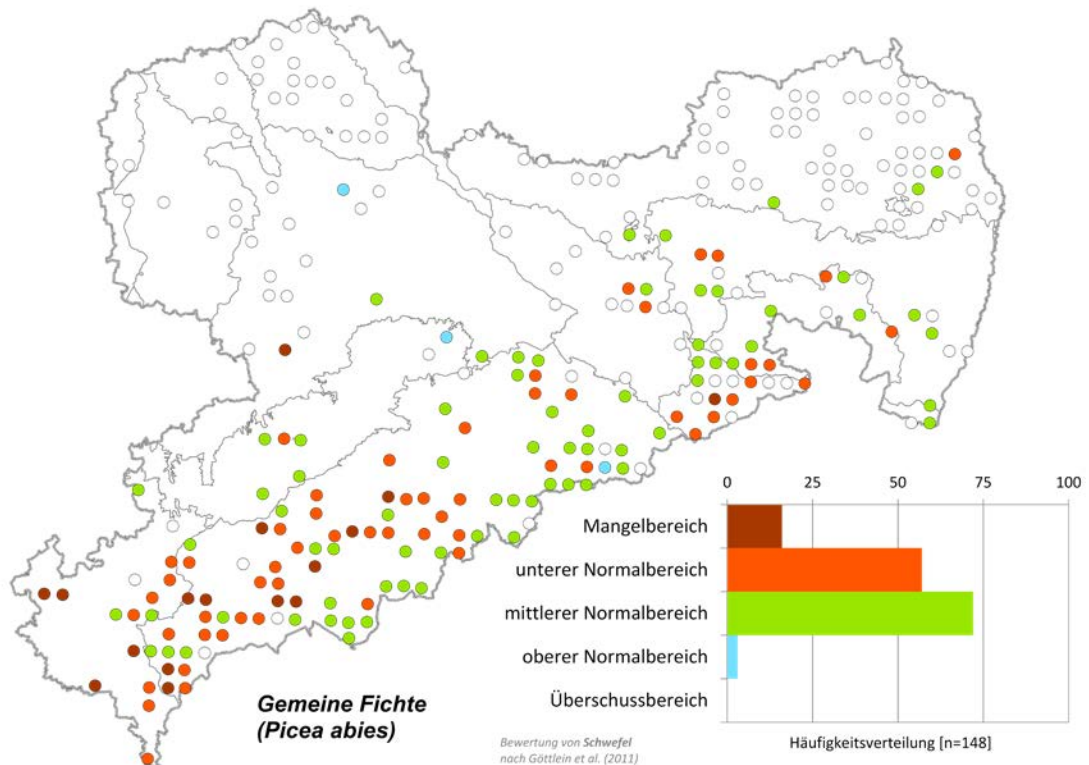
Anhang 35: Kaliumernährung der Fichte auf den Punkten der BZE2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011)



Anhang 36: Phosphorernährung der Fichte auf den Punkten der BZE 2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLIN et al. (2011)

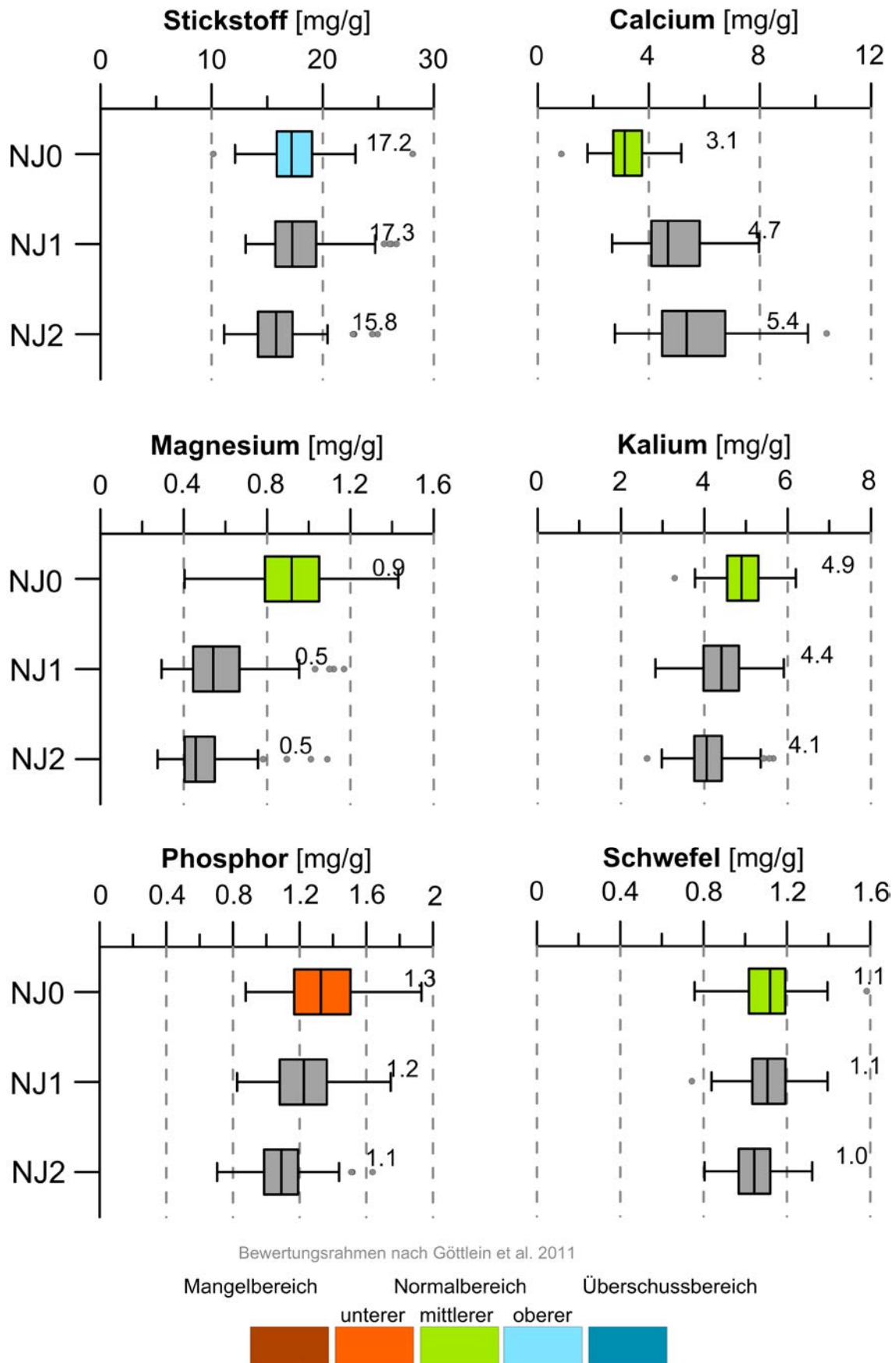


Anhang 37: Schwefelernährung der Fichte auf den Punkten der BZE 2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLIN et al. (2011)

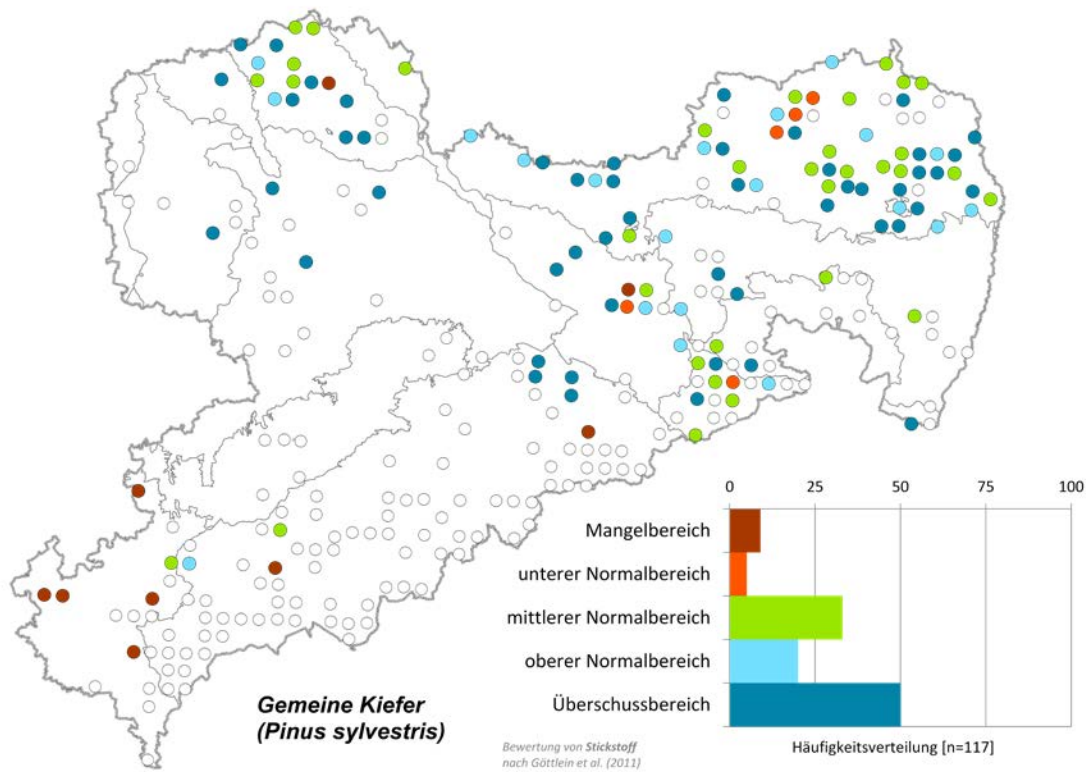


Anhang 38: Makroelemente in Kiefernadeln unterschiedlichen Alters zur BZE2 – Bewertung des Ernährungszustandes anhand des aktuellen Nadeljahrganges nach GÖTTLEIN et al. (2011)

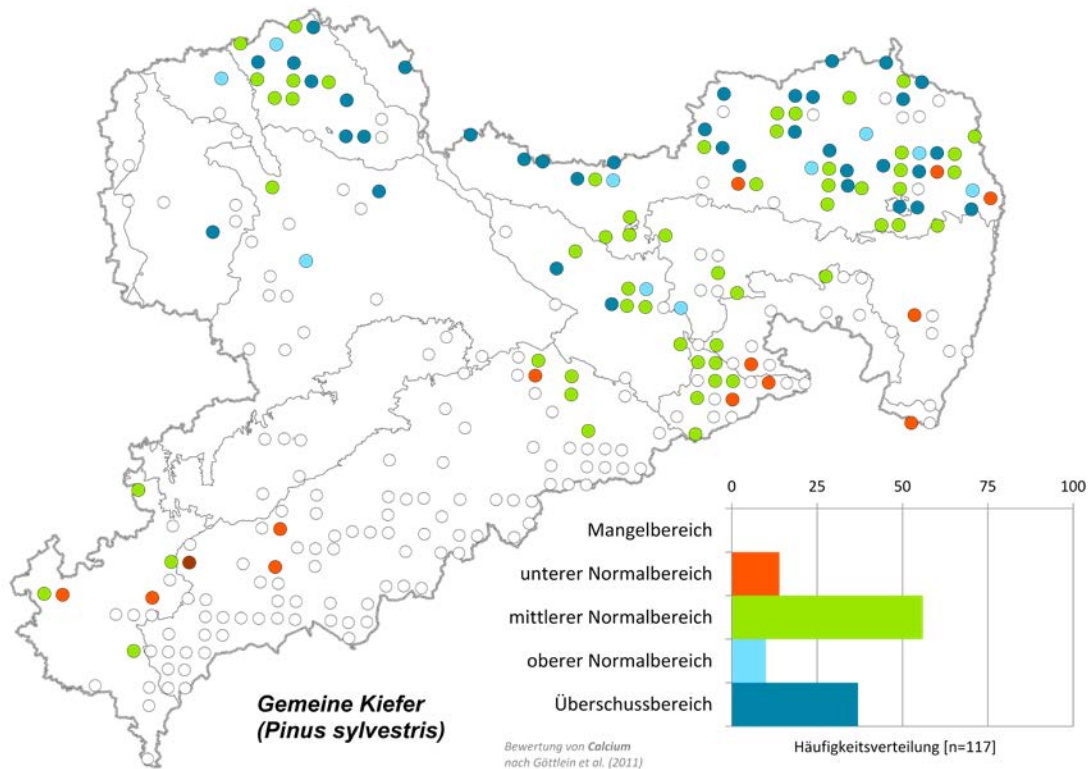
Gemeine Kiefer (*Pinus sylvestris*)
BZE 2 (n=117)



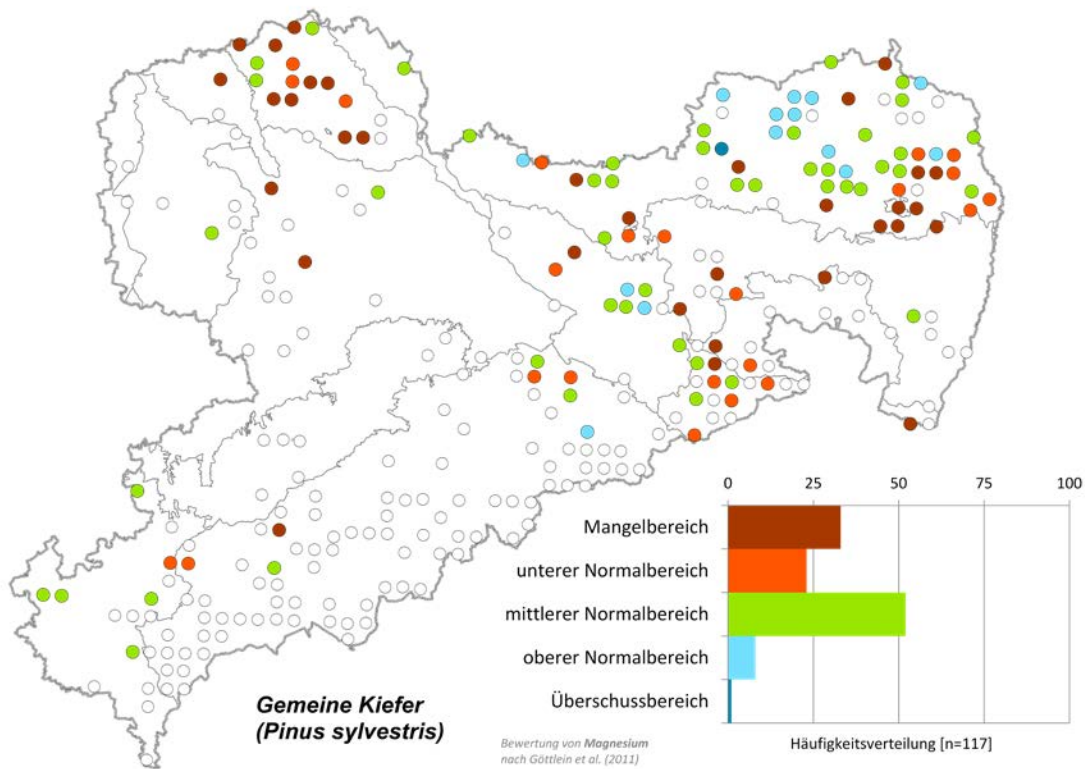
Anhang 39: Stickstoffernährung der Kiefer auf den Punkten der BZE 2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011)



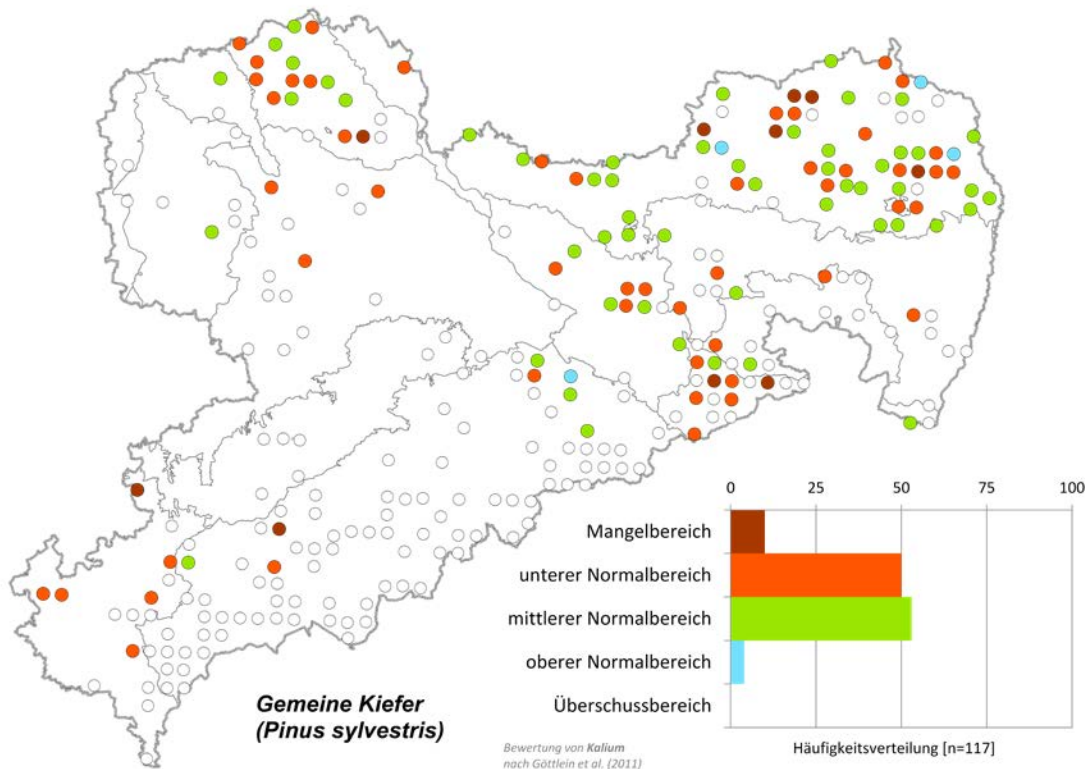
Anhang 40: Calciumernährung der Kiefer auf den Punkten der BZE 2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011)



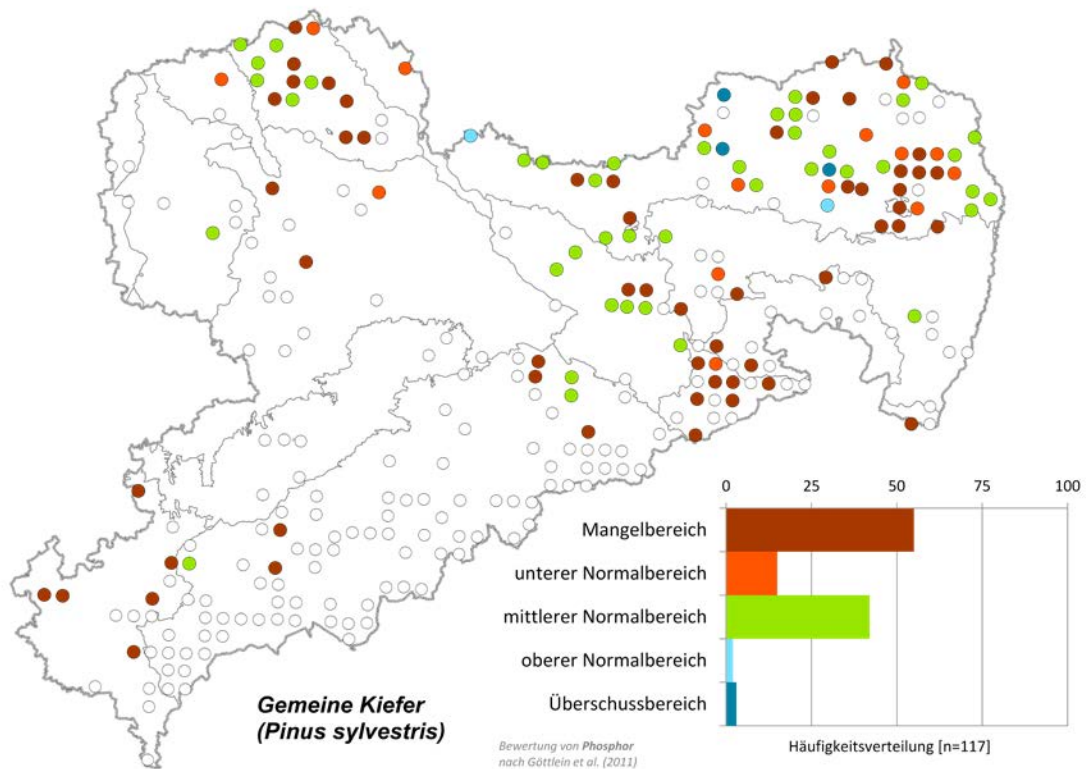
Anhang 41: Magnesiumernährung der Kiefer auf den Punkten der BZE 2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011)



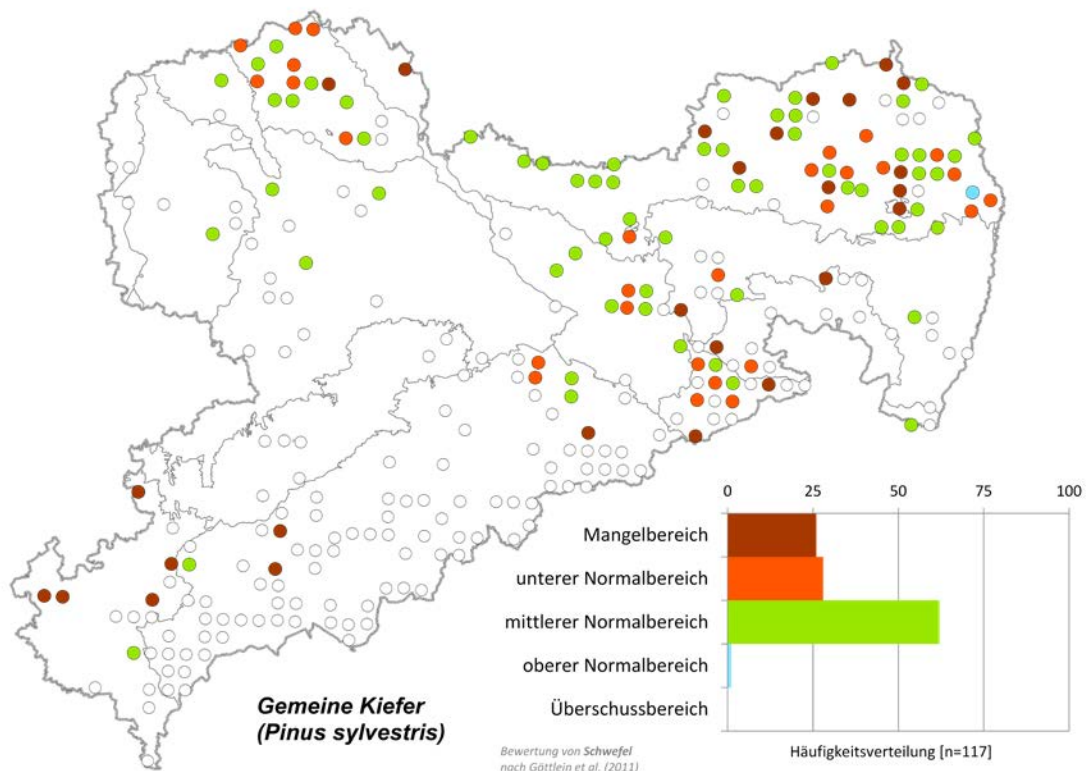
Anhang 42: Kaliumernährung der Kiefer auf den Punkten der BZE 2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011)



Anhang 43: Phosphorernährung der Kiefer auf den Punkten der BZE 2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011)

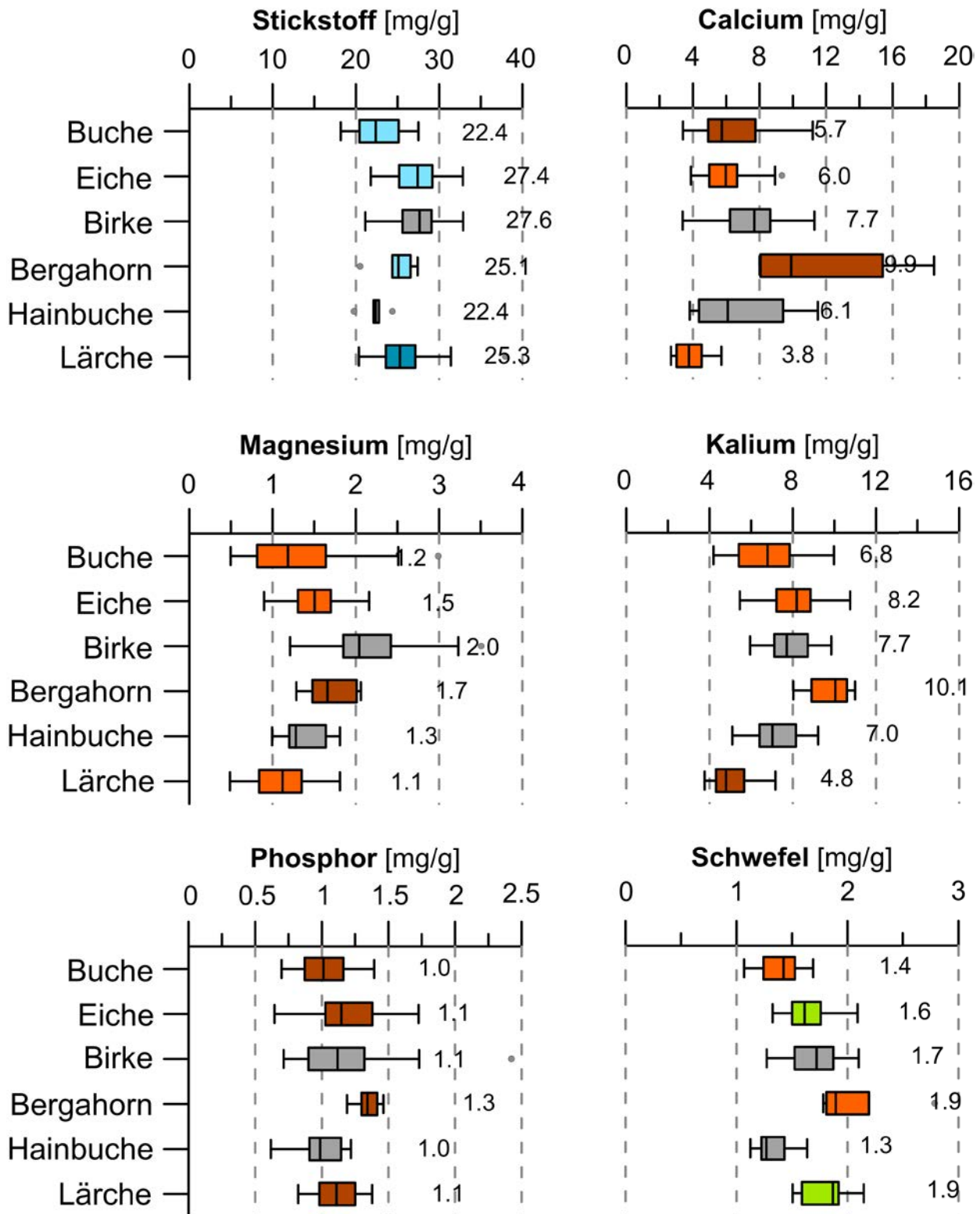


Anhang 44: Schwefelernährung der Kiefer auf den Punkten der BZE 2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011)



Anhang 45: Makroelemente in Buche, Eiche, Birke, Hainbuche und Lärche zur BZE2 – Bewertung des Ernährungszustandes nach GÖTTLEIN et al. (2011)

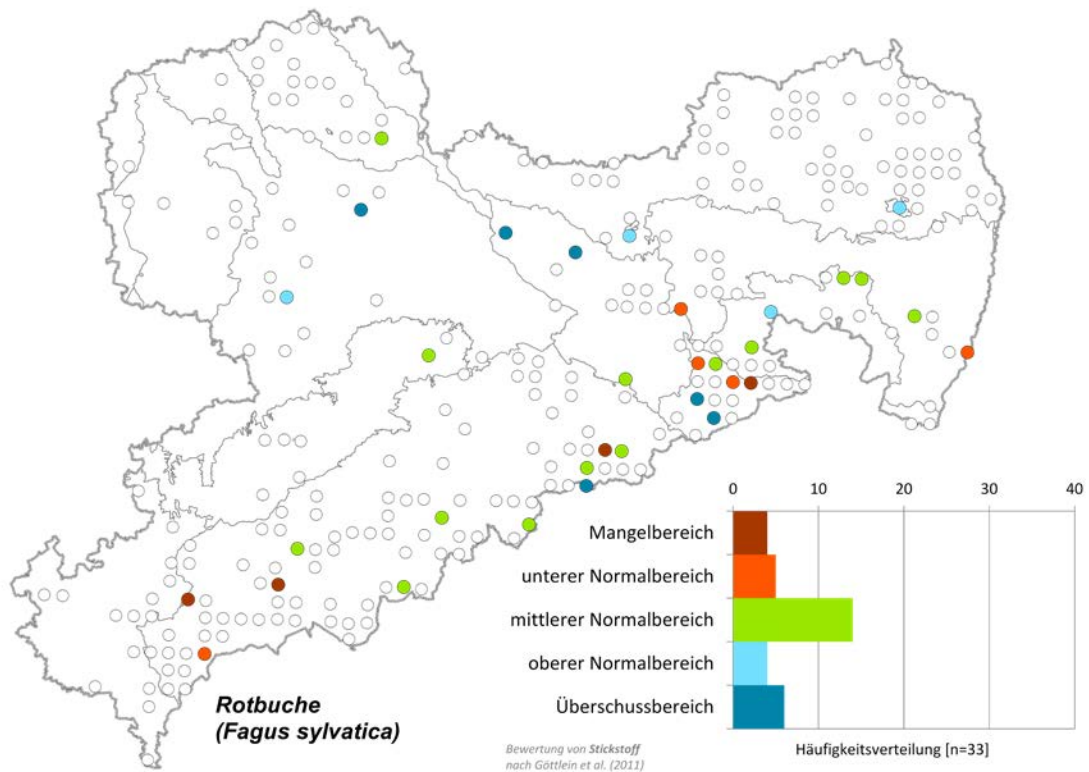
Bu, Ei, Bi, Ah, Hbu, LÄ
BZE 2 (n=33, 40, 31, 7, 7, 18)



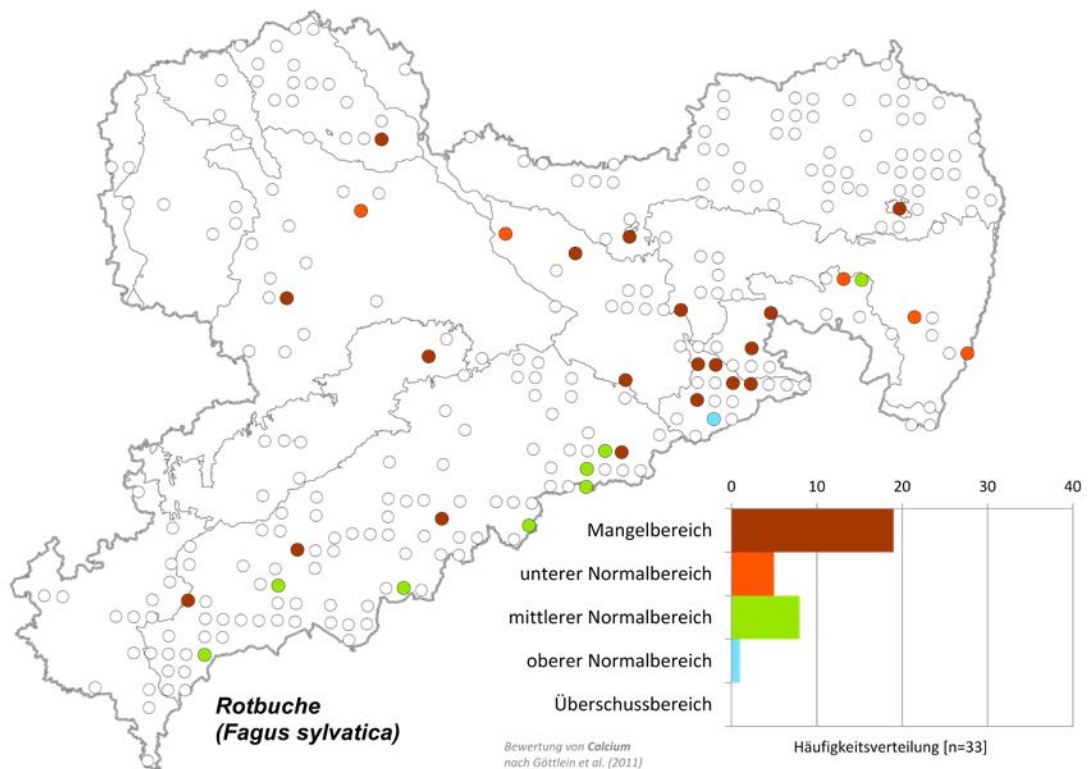
Bewertungsrahmen nach Göttelein et al. 2011



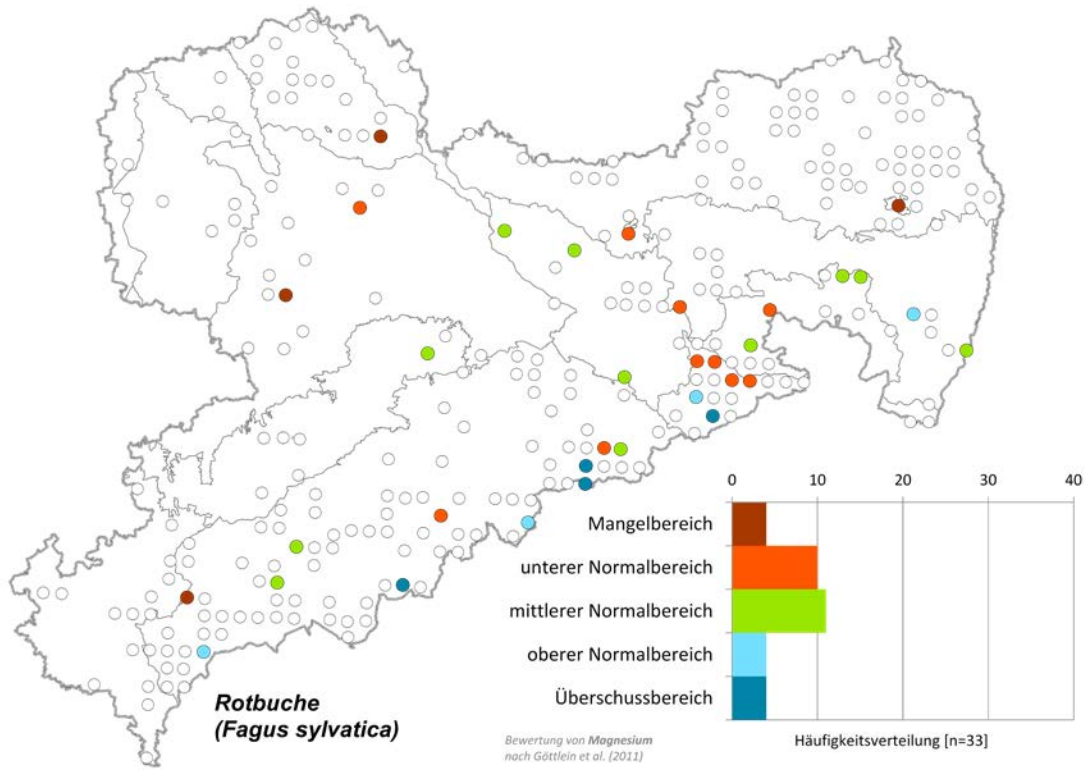
Anhang 46: Stickstoffernährung der Buche auf den Punkten der BZE 2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011)



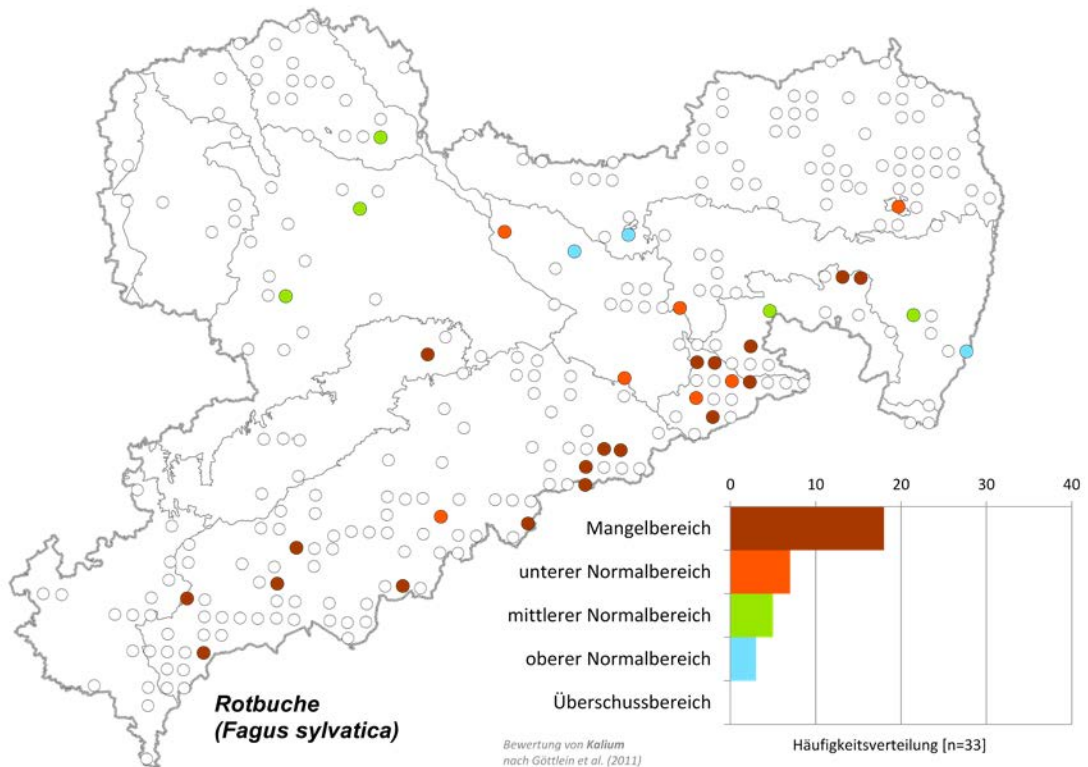
Anhang 47: Calciumernährung der Buche auf den Punkten der BZE 2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011)



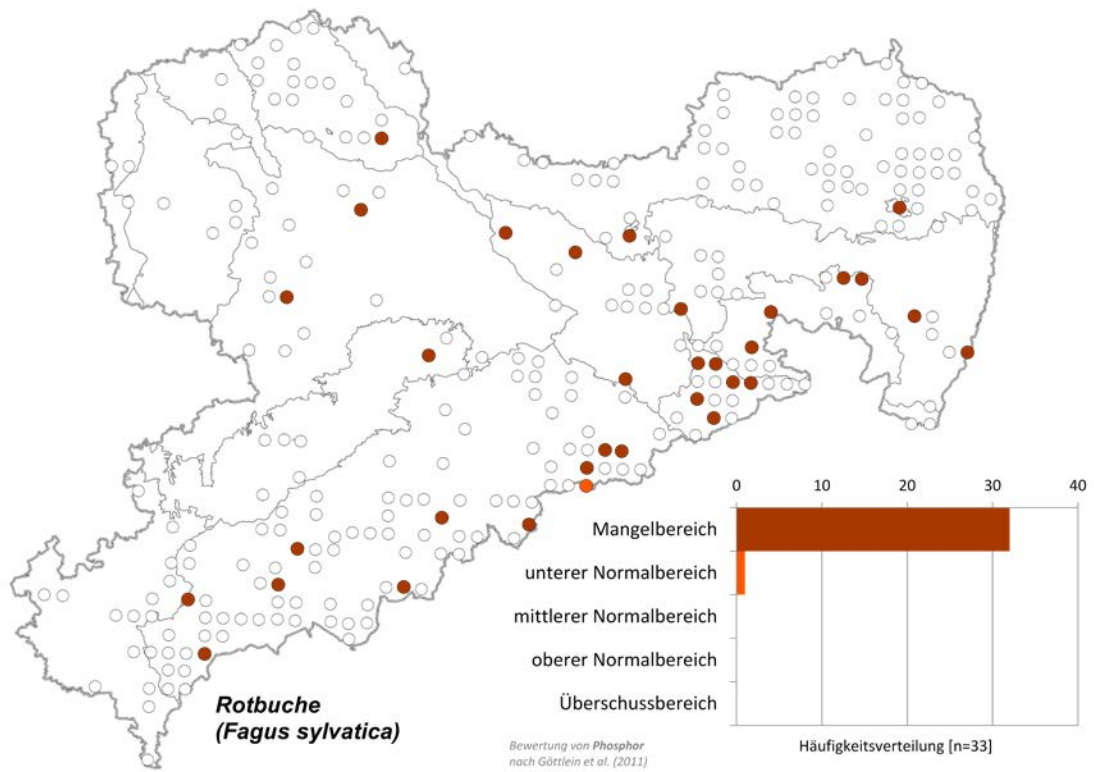
Anhang 48: Magnesiumernährung der Buche auf den Punkten der BZE 2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011)



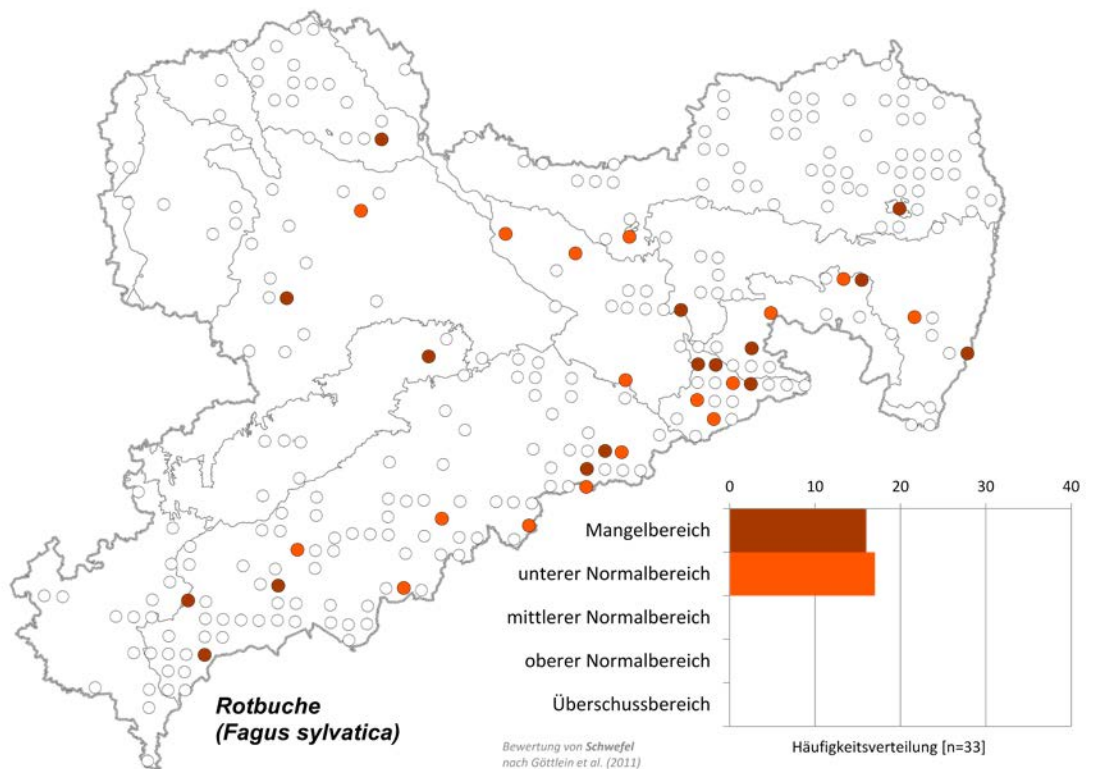
Anhang 49: Kaliumernährung der Buche auf den Punkten der BZE 2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011)



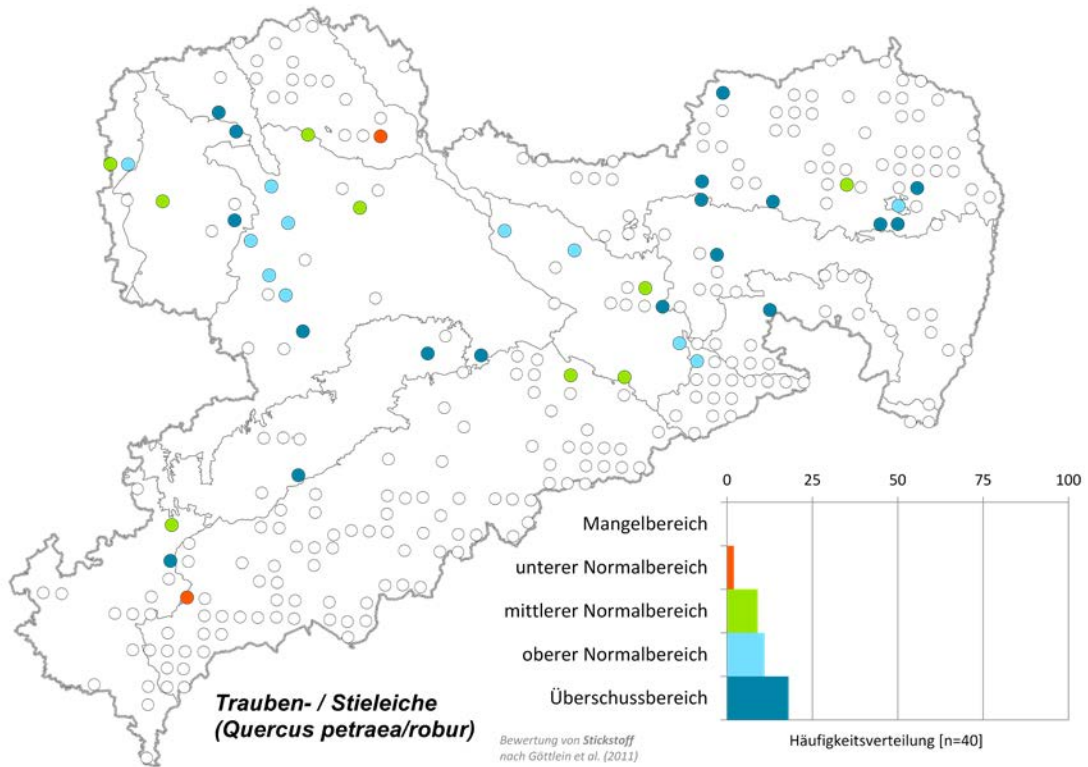
Anhang 50: Phosphorernährung der Buche auf den Punkten der BZE 2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011)



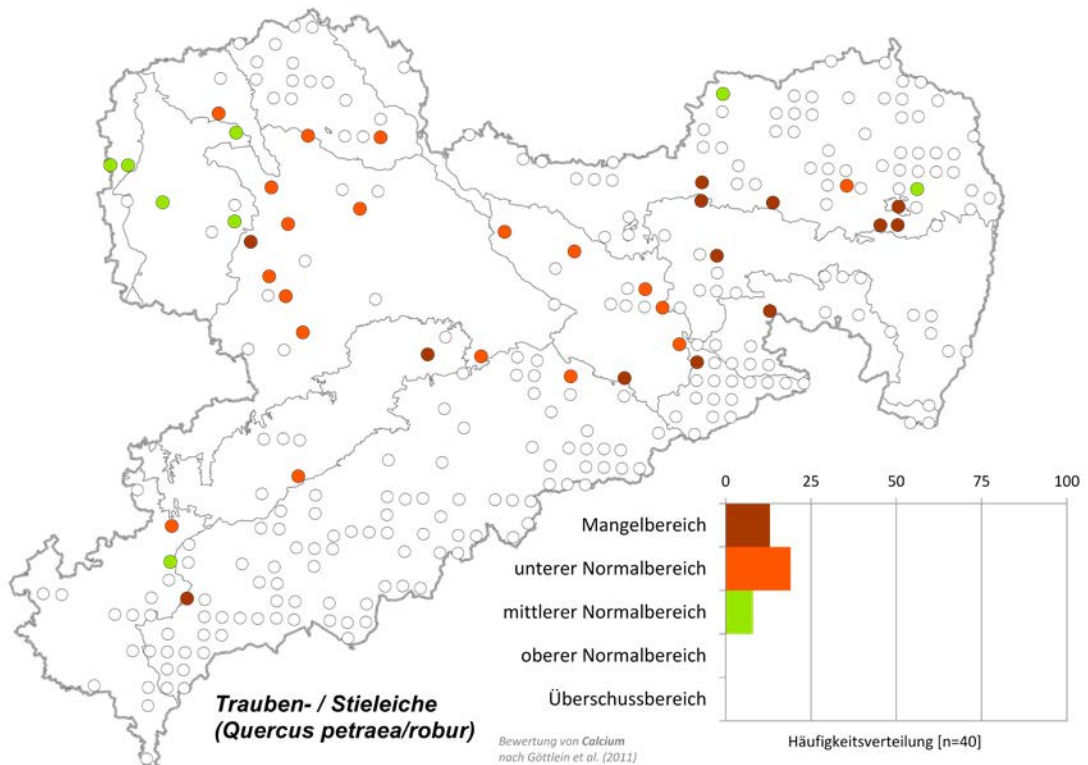
Anhang 51: Schwefelernährung der Buche auf den Punkten der BZE 2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011)



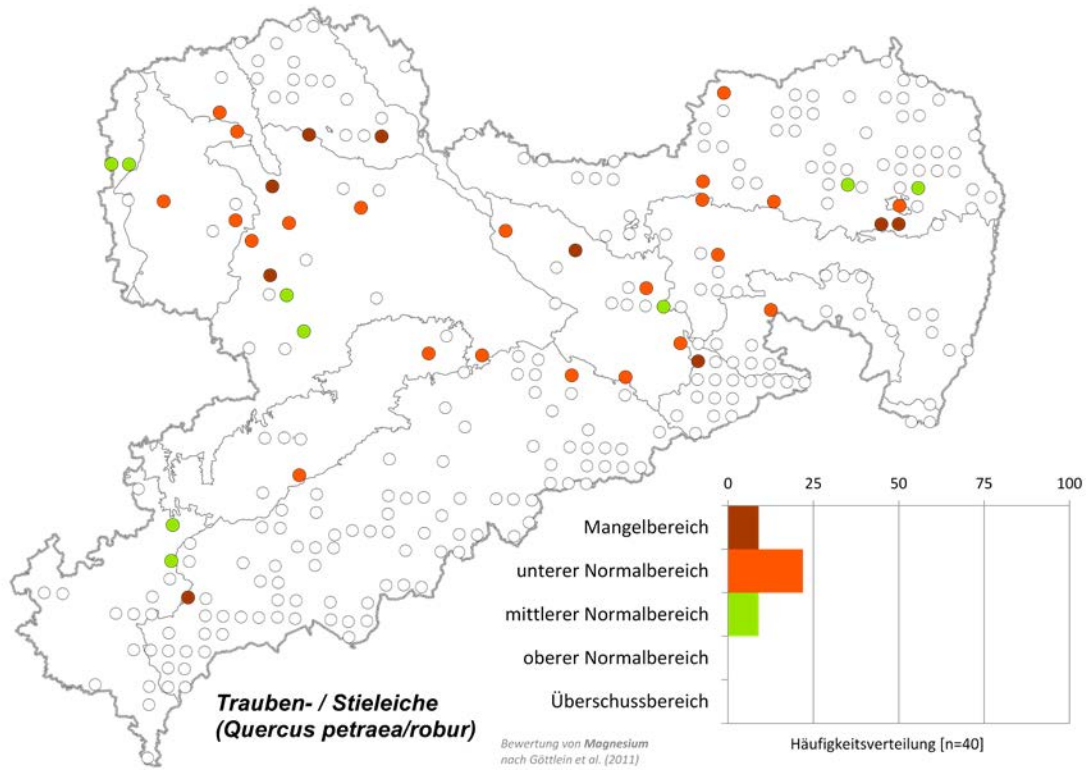
Anhang 52: Stickstoffernährung der Eiche auf den Punkten der BZE 2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011)



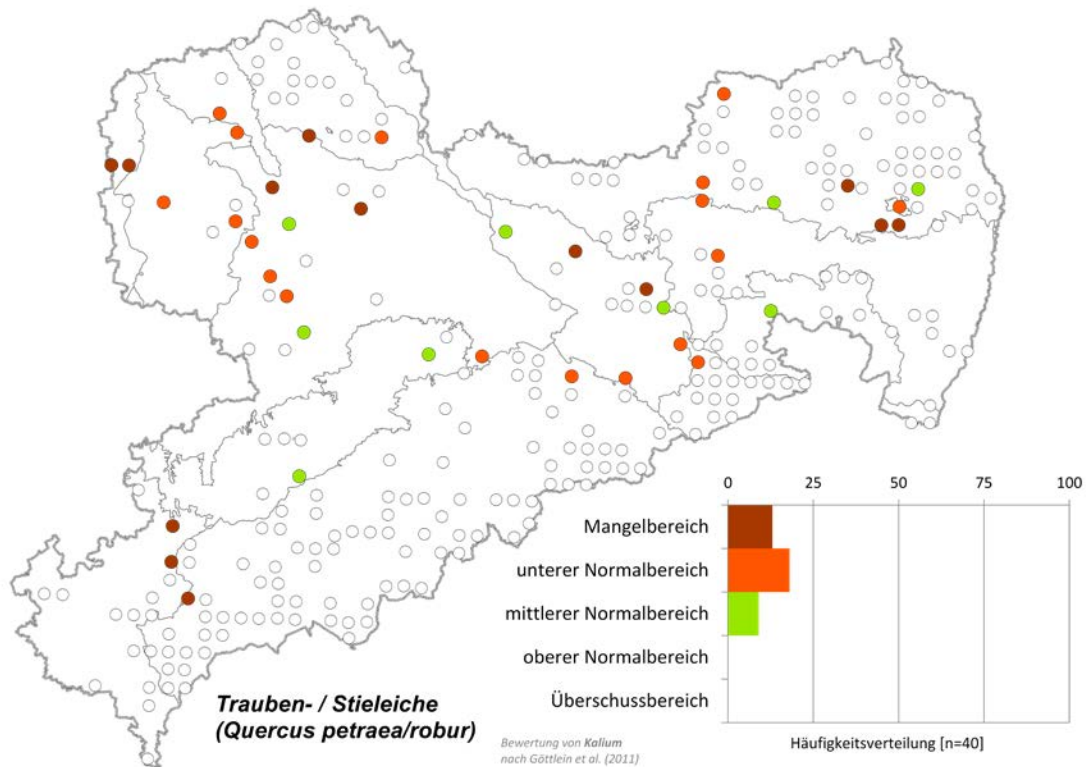
Anhang 53: Calciumernährung der Eiche auf den Punkten der BZE 2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011)



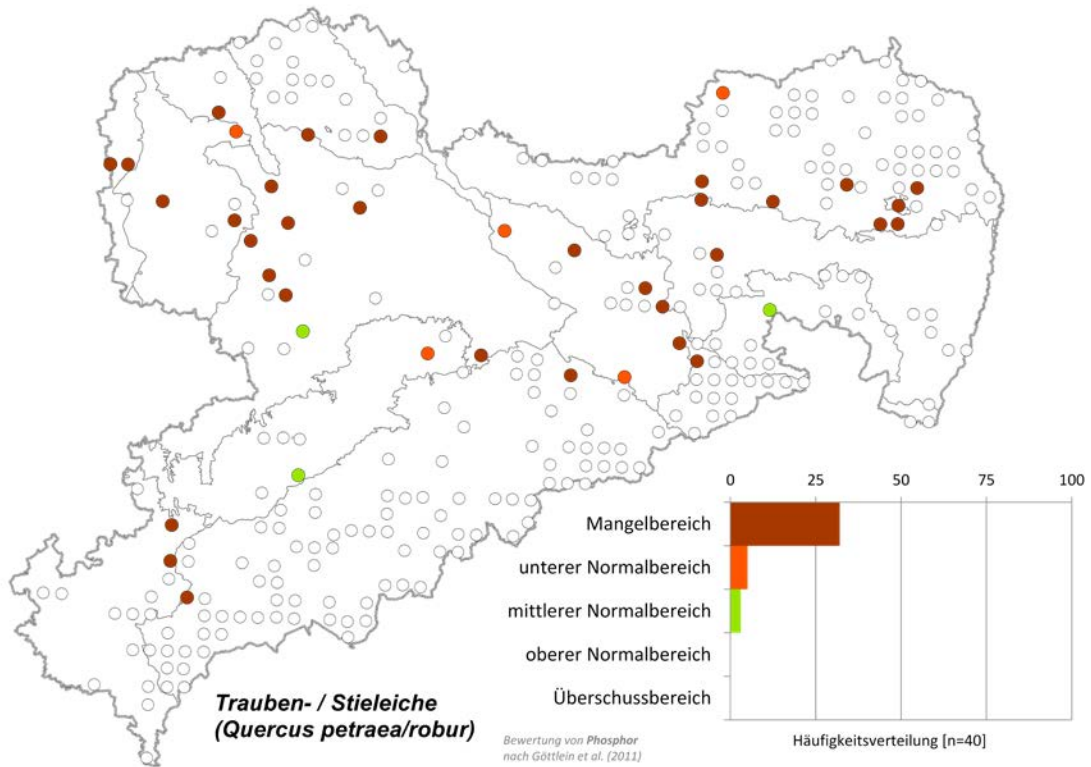
Anhang 54: Magnesiumernährung der Eiche auf den Punkten der BZE 2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011)



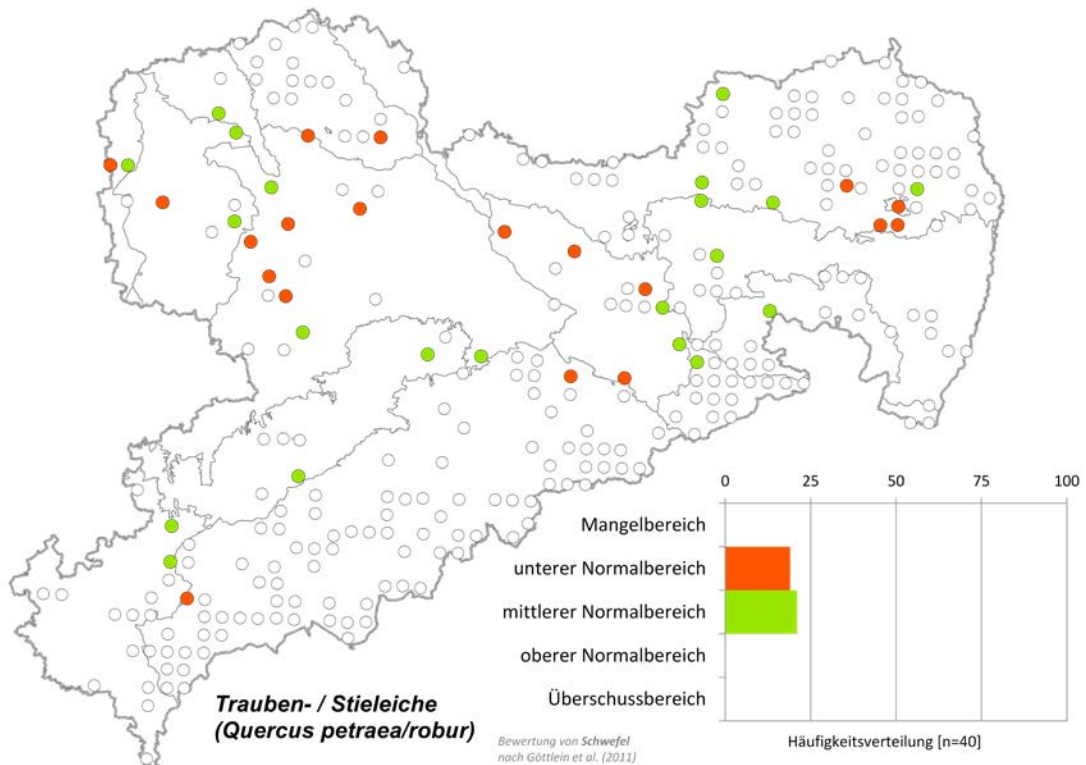
Anhang 55: Kaliumernährung der Eiche auf den Punkten der BZE 2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011)



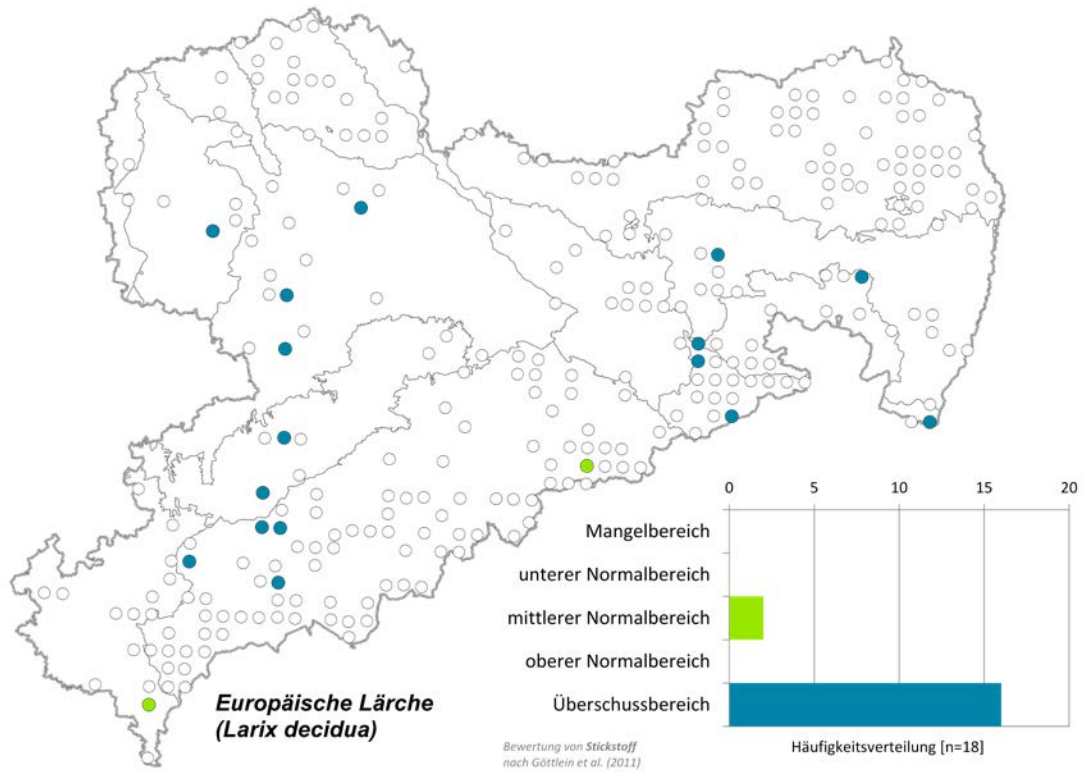
Anhang 56: Phosphorernährung der Eiche auf den Punkten der BZE 2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLIN et al. (2011)



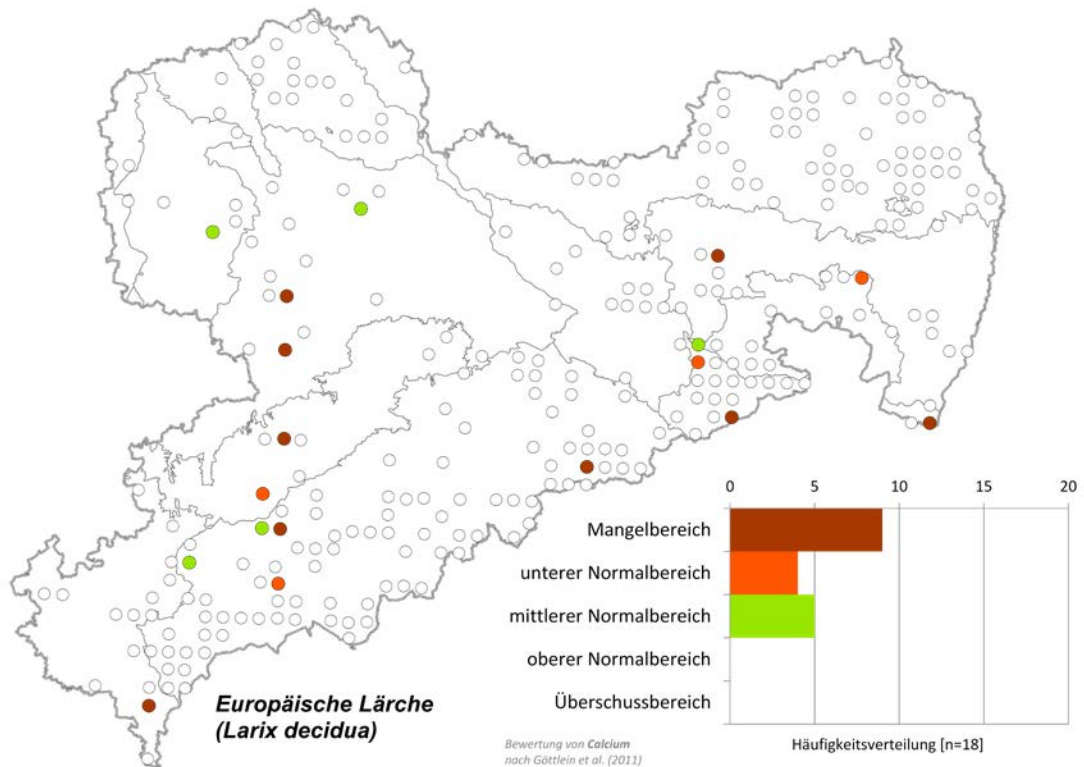
Anhang 57: Schwefelernährung der Eiche auf den Punkten der BZE 2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLIN et al. (2011)



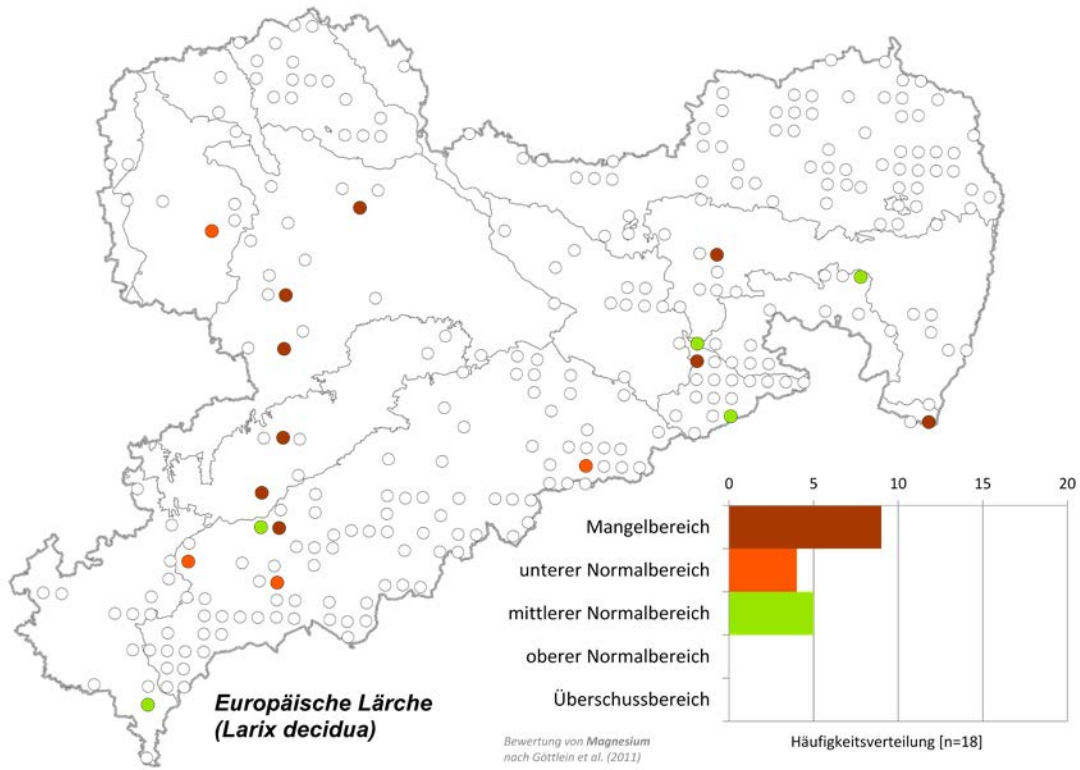
Anhang 58: Stickstoffernährung der Lärche auf den Punkten der BZE 2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011)



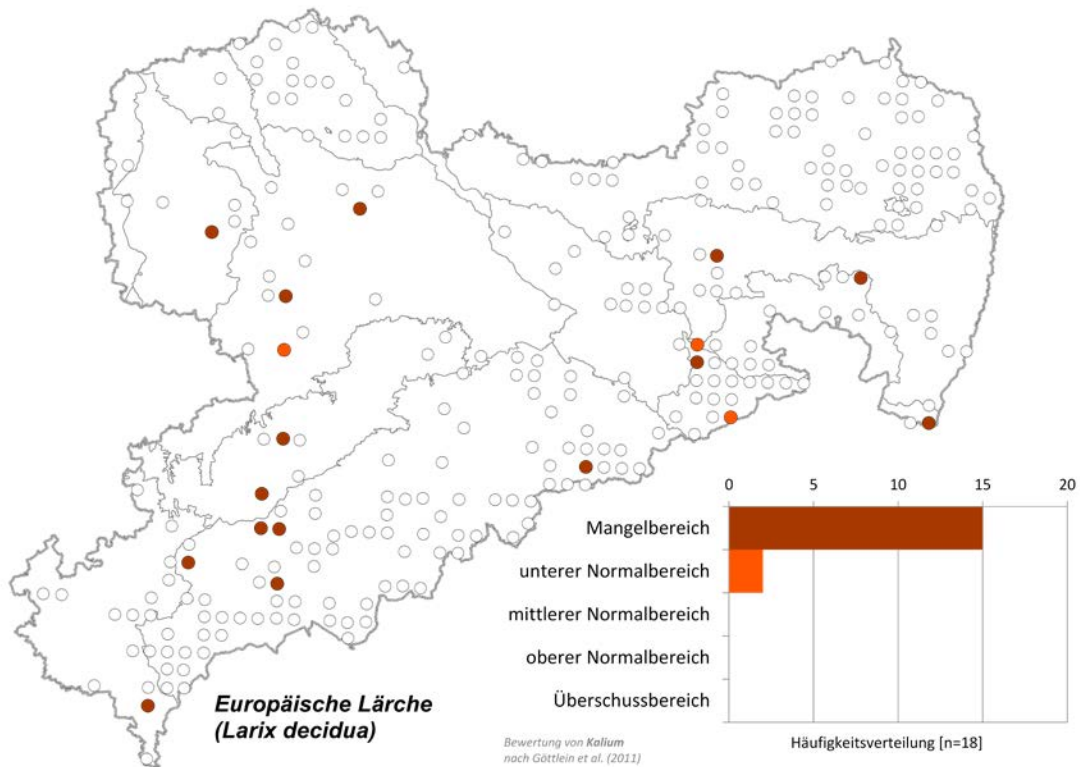
Anhang 59: Calciumernährung der Lärche auf den Punkten der BZE 2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011)



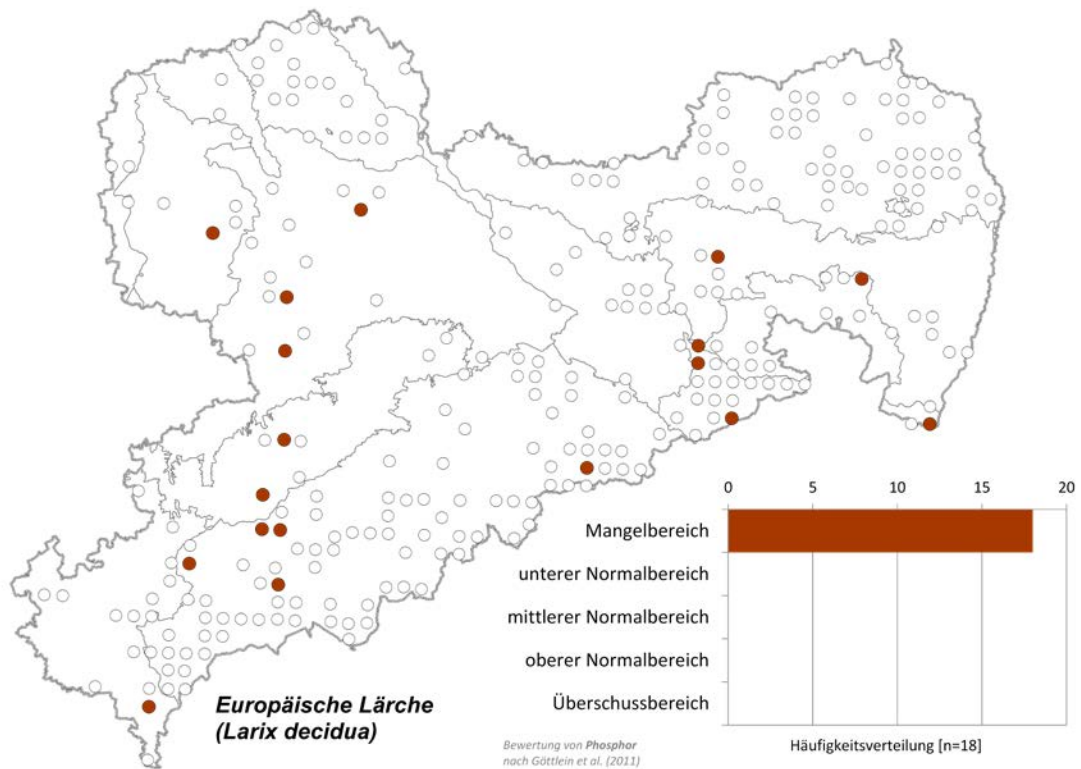
Anhang 60: Magnesiumernährung der Lärche auf den Punkten der BZE 2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011)



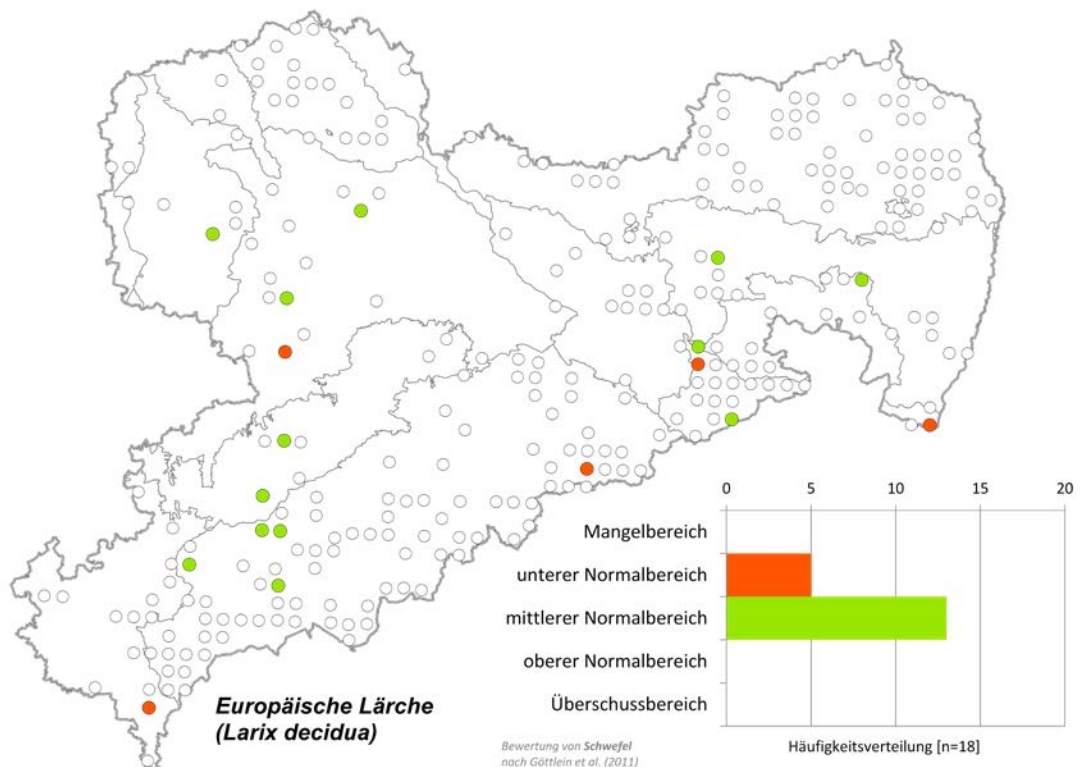
Anhang 61: Kaliumernährung der Lärche auf den Punkten der BZE 2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011)



Anhang 62: Phosphorernährung der Lärche auf den Punkten der BZE 2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011)

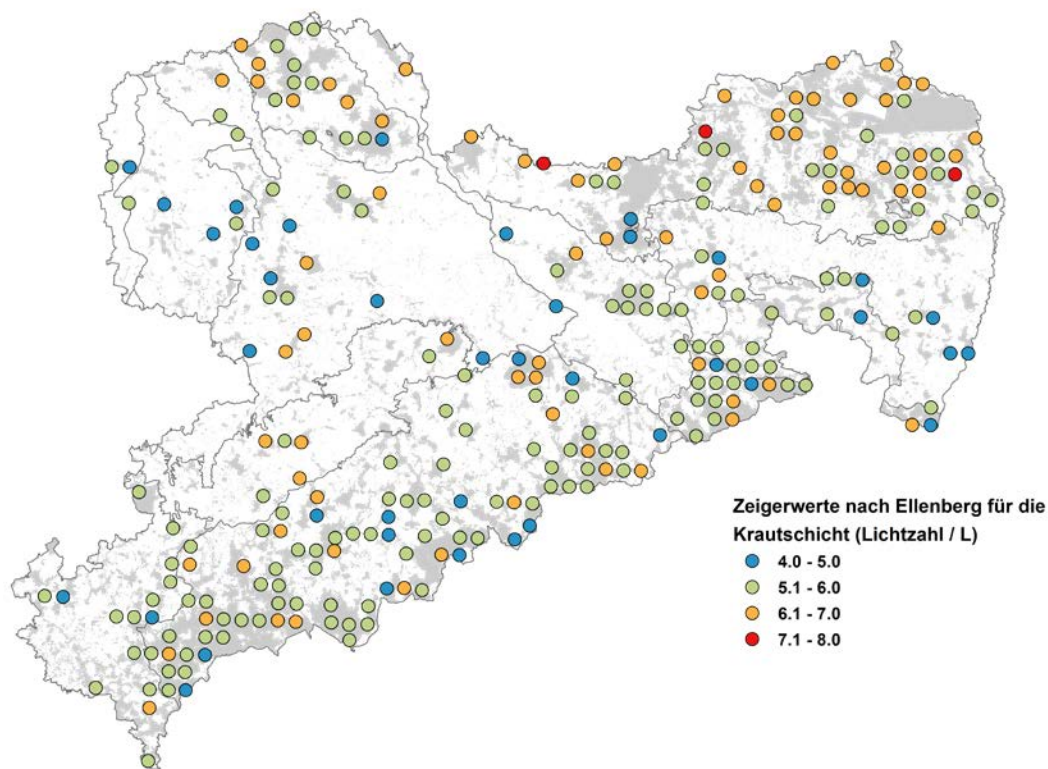


Anhang 63: Schwefelernährung der Lärche auf den Punkten der BZE 2 und Einordnung nach dem Bewertungsrahmen von GÖTTLEIN et al. (2011)



Vegetation

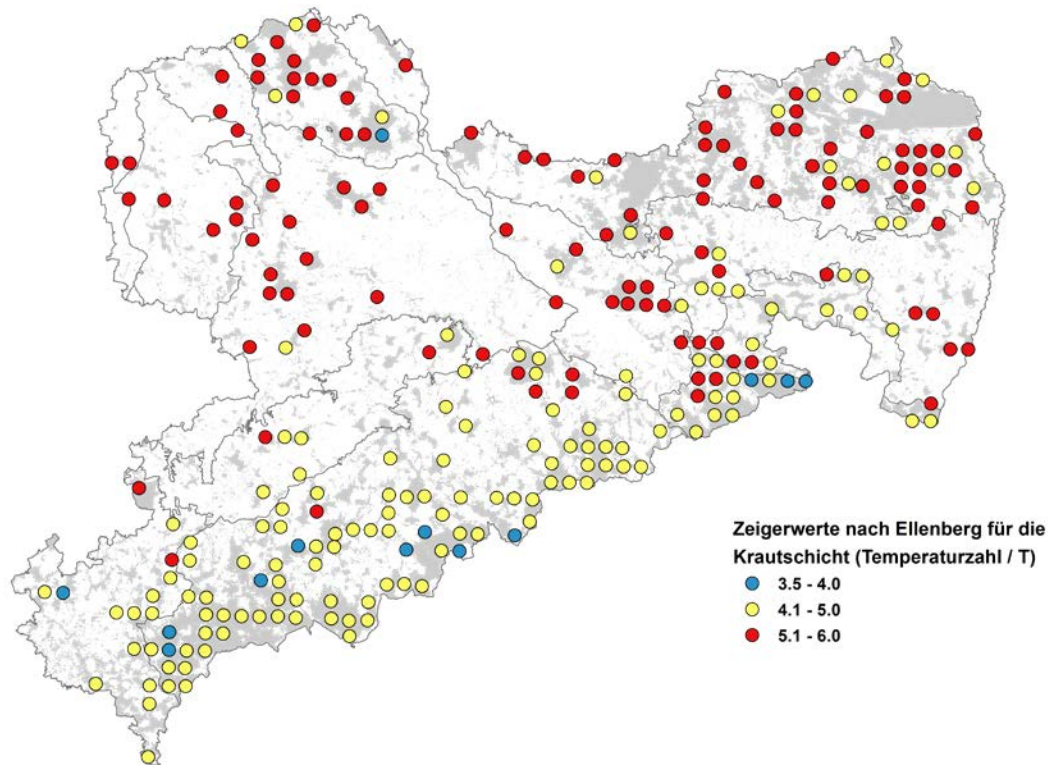
Anhang 64: Verteilung der Lichtzahl nach Ellenberg gemessen an der Krautschicht



| Wert | Klassen | Erläuterung |
|------|------------------------------------|---|
| 1 | Tiefschattenpflanze | noch bei weniger als 1 %, selten bei mehr als 30 % r. B. vorkommend |
| 2 | Tiefschatten- bis Schattenpflanze | zwischen 1 und 3 stehend |
| 3 | Schattenpflanze | meist bei weniger als 5 % r. B., doch auch an helleren Stellen |
| 4 | Schatten- bis Halbschattenpflanze | zwischen 3 und 5 stehend |
| 5 | Halbschattenpflanze | nur ausnahmsweise im vollen Licht, meist aber bei mehr als 10 % r. B. |
| 6 | Halbschatten- bis Halblichtpflanze | zwischen 5 und 7 stehend, selten bei weniger als 20 % r. B. |
| 7 | Halblichtpflanze | meist bei vollem Licht, aber auch im Schatten bis etwa 30 % r. B. |
| 8 | Halblicht- bis Volllichtpflanze | Lichtpflanze, nur ausnahmsweise bei weniger als 40 % r. B. |
| 9 | Volllichtpflanze | nur an voll bestrahlten Plätzen im Freiland, nicht bei weniger als 50 % r. B. |

Quelle: ELLENBERG (1992)

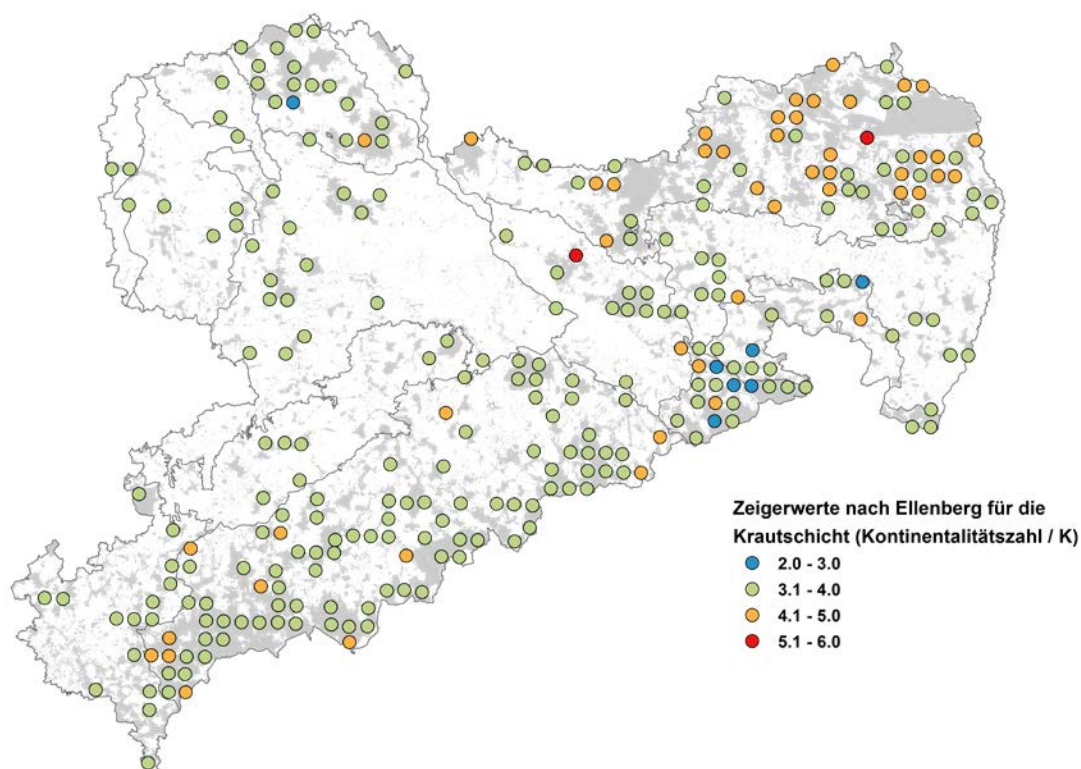
Anhang 65: Verteilung der Temperaturzahl nach Ellenberg gemessen an der Krautschicht



| Wert | Klassen | Erläuterung |
|------|------------------------------|--|
| 1 | Kältezeiger | nur in hohen Gebirgslagen, d. h. der alpinen und nivalen Stufe |
| 2 | Kälte- bis Kühlezeiger | zwischen 1 und 3 stehend (viele alpine Arten) |
| 3 | Kühlezeiger | vorwiegend in subalpinen Lagen |
| 4 | Kühle- bis Mäßigwärmezeiger | zwischen 3 und 5 stehend (v. a. hochmontane und montane Arten) |
| 5 | Mäßigwärmezeiger | in tiefen bis in montanen Lagen vorkommend (Schwergewicht in submontan-temperaten Bereichen) |
| 6 | Mäßigwärme- bis Wärmezeiger | zwischen 5 und 7 stehend (planar bis collin) |
| 7 | Wärmezeiger | im nördlichen Mitteleuropa nur in relativ warmen Tieflagen |
| 8 | Wärme- bis Extremwärmezeiger | zwischen 7 und 9 stehend (meist mit submediterrane Schwergewicht) |
| 9 | extremer Wärmezeiger | mediterran (in Mitteleuropa nur auf wärmsten Plätzen, z. B. im Oberrheingebiet) |

Quelle: ELLENBERG (1992)

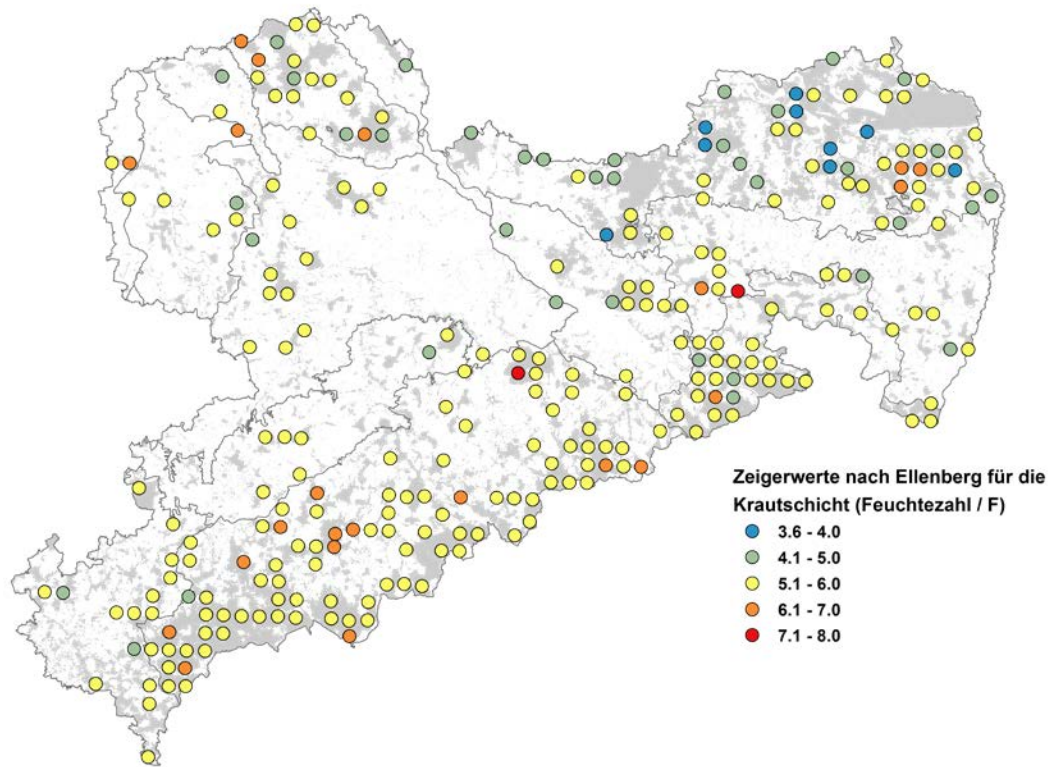
Anhang 66: Verteilung der Kontinentalitätszahl nach Ellenberg gemessen an der Krautschicht



| Wert | Klassen | Erläuterung |
|------|--------------------------------|---|
| 1 | euozeanisch | in Mitteleuropa nur mit wenigen Vorkommen (süd- und westeuropäische Arten) |
| 2 | ozeanisch | Schwergewicht in Westeuropa und im westlichen Mitteleuropa |
| 3 | ozeanisch bis subozeanisch | zwischen 2 und 4 stehend (in großen Teilen Mitteleuropas vorkommend) |
| 4 | subozeanisch | Schwergewicht in Mitteleuropa, z. T. auch in Osteuropa |
| 5 | intermediär | schwach subozeanisch bis schwach subkontinental |
| 6 | subkontinental | Schwergewicht im östlichen Mitteleuropa und Osteuropa |
| 7 | subkontinental bis kontinental | zwischen 6 und 8 stehend |
| 8 | kontinental | nur an wenigen Standorten des östlichen Mitteleuropas vorkommend |
| 9 | eukontinental | im westlichen Mitteleuropa ganz fehlend, im östlichen selten (osteuropäische Arten) |

Quelle: ELLENBERG (1992)

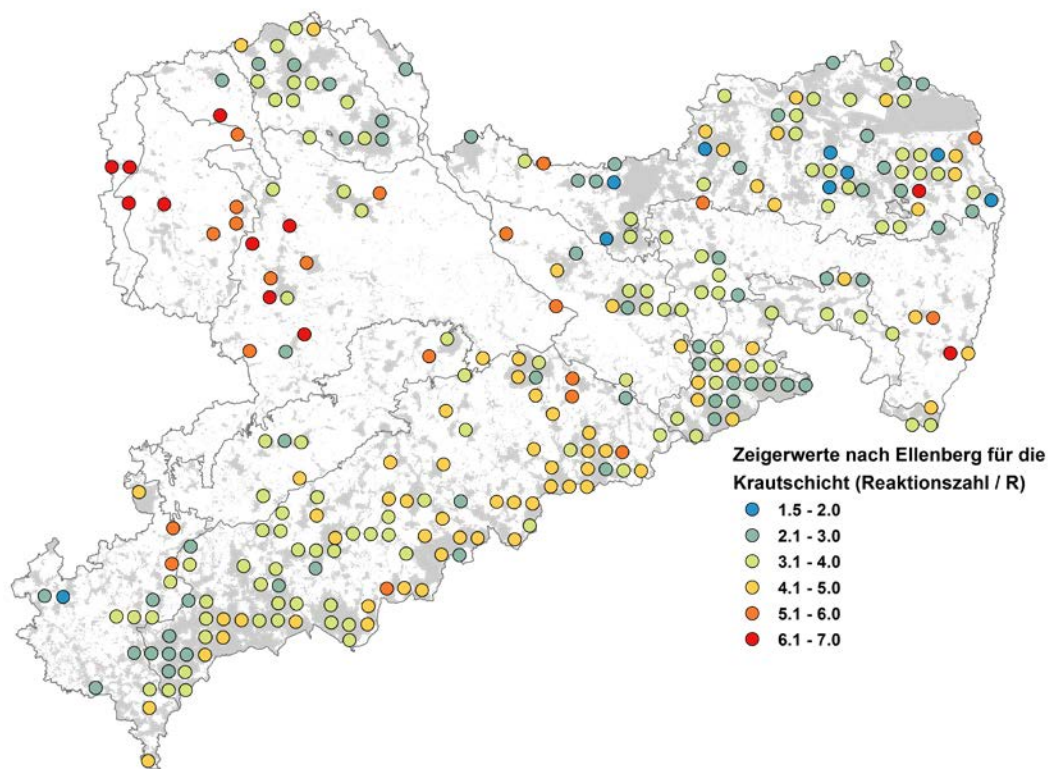
Anhang 67: Verteilung der Feuchtezahl nach Ellenberg gemessen an der Krautschicht



| Wert | Klassen | Erläuterung |
|------|-----------------------------------|--|
| 1 | Starktrockniszeiger | auf trockene Böden beschränkt, an oftmals austrocknenden Stellen lebensfähig |
| 2 | Starktrocknis- bis Trockniszeiger | zwischen 1 und 3 stehend |
| 3 | Trockniszeiger | auf trockenen Böden häufiger als auf frischen, auf feuchten fehlend |
| 4 | Trocknis- bis Frischezeiger | zwischen 3 und 5 stehend |
| 5 | Frischezeiger | Schwergewicht auf mittelfeuchten Böden |
| 6 | Frische- bis Feuchtezeiger | zwischen 5 und 7 stehend |
| 7 | Feuchtezeiger | Schwergewicht auf gut durchfeuchteten, aber nicht nassen Böden |
| 8 | Feuchte- bis Nässezeiger | zwischen 7 und 9 stehend |
| 9 | Nässezeiger | Schwergewicht auf oft durchnässten (luftarmen) Böden |
| 10 | Wechselwasserzeiger | Wasserpflanze, die längere Zeit ohne Wasserbedeckung des Bodens erträgt |
| 11 | Wasserpflanze | unter Wasser wurzelnd, aber zumindest zeitweise über die Oberfläche aufragend oder Schwimm-pflanze |
| 12 | Unterwasserpflanze | (fast) ständig untergetaucht |

Quelle: ELLENBERG (1992)

Anhang 68: Verteilung der Reaktionszahl nach Ellenberg gemessen an der Krautschicht



| Wert | Klassen | Erläuterung |
|------|---|---|
| 1 | Starksäurezeiger | nur auf sauren, nie auf nur schwach sauren bis alkalischen Böden vorkommend |
| 2 | Starksäure- bis Säurezeiger | zwischen 1 und 3 stehend |
| 3 | Säurezeiger | Schwergewicht auf sauren Böden, nur ausnahmsweise im neutralen Bereich |
| 4 | Säure- bis Mäßigsäurezeiger | zwischen 3 und 5 stehend |
| 5 | Mäßigsäurezeiger | auf stark sauren wie auf neutralen bis alkalischen Böden selten |
| 6 | Mäßigsäure- bis Schwachsäure-/Schwachbasenzeiger | zwischen 5 und 7 stehend |
| 7 | Schwachsäure- bis Schwachbasenzeiger | niemals auf stark sauren Böden |
| 8 | Schwachsäure-/Schwachbasen- bis Basen- und Kalkzeiger | zwischen 7 und 9 stehend, d. h. meist auf Kalk weisend |
| 9 | Basen- und Kalkzeiger | stets auf kalkreichen Böden |

Quelle: ELLENBERG (1992)

In der Schriftenreihe sind bisher die folgenden Titel erschienen:

| | |
|---------------------|---|
| Erstausgabe | Waldfunktionenkartierung |
| Heft 1/1994 | Forstpflanzenzüchtung – Quo vadis? |
| Heft 2/1995 | Wald und Klima |
| Heft 3/1995 | Erhaltung und Förderung forstlicher Genressourcen |
| Heft 4/1995 | Übersicht der natürlichen Waldgesellschaften |
| Heft 5/1995 | Genetik und Bau der Weißtanne, Bd. I und II |
| Heft 6/1996 | Waldumbau – Beiträge zum Kolloquium |
| Heft 7/1996 | Wald und Boden |
| Heft 8/1996 | Forstliche Wuchsgebiete und Wuchsbezirke im Freistaat Sachsen |
| Heft 9/1996 | Waldbiotopkartierung in Sachsen |
| Heft 10/1996 | ersetzt durch Heft 29 |
| Heft 11/1997 | Waldklimastationen |
| Heft 12/1997 | Möglichkeiten einer integrierten Bekämpfung des Blauen Kiefernprachtkäfers |
| Heft 13/1998 | Forstpflanzenzüchtung für Immissionsschadgebiete |
| Heft 14/1998 | Der Waldzustand im Nationalpark Sächsische Schweiz nach den Ergebnissen der Permanenten Stichprobeninventur 1995/96 |
| Heft 15/1998 | Zuordnung der natürlichen Waldgesellschaften zu den Standortformengruppen (Ökogramme) |
| Heft 16/1998 | Sanierung von Waldschadensflächen im extremen Immissionsschadgebiet unter besonderer Berücksichtigung des Nichtstaatswaldes |
| Heft 17/1998 | Wald- und Forstökosysteme auf Kippen des Braunkohlenbergbaus in Sachsen – ihre Entstehung, Dynamik und Bewirtschaftung |
| Heft 18/1999 | Biogeochemisches Potenzial ausgewählter Baumarten auf meliorierten, immissionsbeeinflussten Standorten des Erzgebirges |
| Heft 19/1999 | Waldumbau auf Tieflands- und Mittelgebirgsstandorten |
| Heft 20/2000 | Bodenzustandserhebung (BZE) in den sächsischen Wäldern (1992-97) |
| Heft 21/2000 | Leitfaden forstliche Bodenschutzkalkung in Sachsen |
| Heft 22/2000 | Empfehlungen zur Wiedereinbringung der Weißtanne |
| Heft 23/2000 | Der sächsische Wald im Dienst der Allgemeinheit |
| Heft 24/2002 | Die Baum- und Straucharten Sachsens – Charakterisierung und Verbreitung als Grundlagen der Generhaltung |
| Heft 25/2002 | Waldvegetation – Vegetationsuntersuchungen in sächsischen Wäldern (Level I und II) |
| Heft 26/2003 | Luftbildinterpretation – Bestimmungsschlüssel für die Beschreibung von strukturreichen Waldbeständen im Color-Infrarot-Luftbild |
| Heft 27/2004 | Ökogramme der Natürlichen Waldgesellschaften und Stamm-Vegetationsformen in Sachsen |
| Heft 28/2004 | Bodenzustandserhebung (BZE) in den sächsischen Wäldern (erweiterte, aktualisierte Auflage) |
| Heft 29/2012 | Herkunftsgebiete und Herkunftsempfehlungen für forstliches Vermehrungsgut |
| Heft 30/2018 | Sächsischer Waldbodenbericht |

**Herausgeber:**

Staatsbetrieb Sachsenforst
Bonnewitzer Straße 34
01796 Pirna/OT Graupa
Telefon: +49 3501 542-0
Telefax: +49 3501 542-213
E-Mail: poststelle.sbs@smul.sachsen.de
Internet: www.sachsenforst.de

Der Staatsbetrieb Sachsenforst ist eine nachgeordnete Behörde des
Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landwirtschaft.

Redaktion:

Staatsbetrieb Sachsenforst, Kompetenzzentrum für Wald und Forstwirtschaft
Referat Standortserkundung, Bodenmonitoring, Labor
Frank Jacob, Henning Andreae

Fotos:

Frank Jacob: Titel rechts, Seite 7, 11, 13, 45, 57, 83, 108
Raphael Benning: Titel links und mittig, Seite 9, 19, 29, 63, 69, 97
Archiv Sachsenforst: Seite 23, 26
René Plaul: Seite 36

Gestaltung und Satz:

Ö GRAFIK agentur für marketing und design

Druck:

Stoba-Druck GmbH

Redaktionsschluss:

30. Oktober 2018

Auflage:

300 Stück (1. Auflage)

Bezug:

Staatsbetrieb Sachsenforst
www.publikationen.sachsen.de

Diese Veröffentlichung wird finanziert aus Steuermitteln auf der Grundlage des
von den Abgeordneten des Sächsischen Landtags beschlossenen Haushalts.

Verteilerhinweis:

Diese Informationsschrift wird von der Sächsischen Staatsregierung im Rahmen ihrer verfassungsmäßigen
Verpflichtung zur Information der Öffentlichkeit herausgegeben. Sie darf weder von Parteien noch von deren
Kandidaten oder Helfern im Zeitraum von sechs Monaten vor einer Wahl zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet
werden. Dies gilt für alle Wahlen.

Missbräuchlich ist insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen der Parteien sowie
das Einlegen, Aufdrucken oder Aufkleben parteipolitischer Informationen oder Werbemittel. Untersagt ist auch die
Weitergabe an Dritte zur Verwendung bei der Wahlwerbung.

Auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl darf die vorliegende Druckschrift nicht so verwendet werden,
dass dies als Parteinahme des Herausgebers zu Gunsten einzelner politischer Gruppen verstanden werden könnte.
Diese Beschränkungen gelten unabhängig vom Vertriebsweg, also unabhängig davon, auf welchem Wege und in
welcher Anzahl diese Informationsschrift dem Empfänger zugegangen ist. Erlaubt ist jedoch den Parteien, diese
Informationsschrift zur Unterrichtung ihrer Mitglieder zu verwenden.