Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland

Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 2006 bis 2008

Nicole Wellbrock, Andreas Bolte, Heinz Flessa (eds)

Thünen Report 43

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

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

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

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

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

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

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

THÜNEN

Thünen Report 43

Herausgeber/Redaktionsanschrift – *Editor/address*

Johann Heinrich von Thünen-Institut
Bundesallee 50
38116 Braunschweig
Germany

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

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

An der Bundesauswertung beteiligte Institutionen:

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

[2]**Albert-Ludwigs-Universität Freiburg**
Professur für Waldbau • Tennenbachstr. 4 • D 79106 Freiburg • www.waldbau.uni-freiburg.de

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

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

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

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

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

[8]**Gottfried Wilhelm Leibniz Universität Hannover**
Welfengarten 1 • 30167 Hannover • www.uni-hannover.de

[9]**Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde**
Fachbereich Wald und Umwelt • Alfred–Möller–Str.1 • D 16225 Eberswalde • www.hnee.de

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

[11]**Kompa, Dr. Thomas**
Breite Str. 26 • D 39576 Stendal

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

[13]**Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde**
Fachbereich Waldökologie und Monitoring • Alfred–Möller–Str.1 • D 16225 Eberswalde
www.forst.brandenburg.de

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

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

[16]**Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt**
Abteilung Umweltkontrolle • Grätzelstr. 2 • D 37079 Göttingen • www.nw-fva.de

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

[18]**Staatsbetrieb Sachsenforst Kompetenzzentrum Wald und Forstwirtschaft**
Referat Standortserkundung / Bodenmonitoring / Labor • Bonnewitzer Straße 34 • D 01796 Pirna
OT Graupa • www.sachsenforst.de

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

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

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

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

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung I

Summary III

Inhaltsverzeichnis V

1 Einleitung 1

1.1 Hintergrund 1

1.2 Die Bodenzustandserhebung als Teil des Forstlichen Umweltmonitorings 3

1.3 Rechtliche Grundlagen 4

1.4 Erhebungsparameter 4

1.5 Zielstellung und Kernfragen 5

2 Methodenüberblick und Qualitätssicherung 6

2.1 Einleitung 6

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

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

2.4 Profilansprache 14
2.4.1 Profildaten 14
2.4.2 Klassifikationen 15

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

2.6 Bestandsbeschreibung 31

2.7 Vegetationskartierung 31

2.8 Kronenzustand 33

2.9 Klimadaten 34
2.9.1 Modellierung der Klimadaten 34

2.9.2 Ariditätsindex nach de Martonne 34

2.10 Deposition 34

2.11 Statistik 39
2.11.1 Wichtungsfaktoren 39
2.11.2 Basisauswertung und Stratifizierung 39

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

3 Die Waldböden und ihre Einflussfaktoren 44

3.1 Einleitung 44

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

3.3 Bestandsstruktur der BZE-Standorte 50

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

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

4 Bodenversauerung und Nährstoffverfügbarkeit 75

4.1 Einleitung 75

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

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

4.4 Kationensäuren 100

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

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

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

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

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

4.9 Zusammenfassung 131

5 Stickstoffstatus und dessen zeitliche Veränderungen in Waldböden 135

5.1 Einführung 135

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

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

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

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

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

5.6 Zusammenfassung 176

6 Kohlenstoffvorräte und deren zeitliche Veränderungen in Waldböden 181

6.1 Einleitung 181

6.2 Kohlenstoffvorräte 183
6.2.1 Kohlenstoffstatus 183
6.2.2 Veränderungen der Kohlenstoffvorräte 184

6.3 Räumliche Ausprägungen von Kohlenstoffvorräten und deren Änderungsraten 185

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

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

6.6 Einflüsse natürlicher Umweltfaktoren 200

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

6.8 Zusammenschau und Folgerungen 208

7 Vorräte und Gehalte von Schwermetallen in Waldböden 210

7.1 Einleitung 210

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

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

7.4 Schlussfolgerungen/Handlungsempfehlungen 242

7.5 Zusammenfassung 243

8 Waldernährung 245

8.1 Einleitung 245

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

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

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

8.5 Zusammenfassende Bewertung der Ernährungssituation 290

9 Boden als Grundlage biologischer Vielfalt 292

9.1 Einleitung 292

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

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

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

9.5 Waldstruktur innerhalb der Waldgesellschaften 333

9.6 Zusammenfassung 341

10 Bodenwasserhaushalt und Trockenstress 343

10.1 Einleitung 343

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

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

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

10.5 Zusammenfassende Schlussfolgerungen 385

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

11.1 Einleitung 387

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

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

11.4 Zusammenfassung und Schlussfolgerung 453

12 Nachhaltige Nutzung und Schutz von Wäldern und Waldböden 457

12.1 Fazit und Ausblick 463

Literatur 465

Abkürzungsverzeichnis 492

Anhang 1

4 Bodenversauerung und Nährstoffverfügbarkeit 1

4.1 Bodensäurezustand 1

7 Vorräte und Gehalte von Schwermetallen 2

7.1 Box Plots der Schwermetallgehalte 2

7.2 Box Plots der Schwermetallvorräte 5

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

9 Boden als Grundlage biologischer Vielfalt 15

9.1 Stetigkeiten der Arten 15

11 Kronenzustand – Steuergrößen und Raum-Zeit-Entwicklung von 1989 - 2015 22

11.1 Datengrundlage und -aufbereitung 22

11.2 Statistik 23

11.3 Basisauswertung 24

11.4 Raum-Zeit-Trends und Rastervergleich 28

11.5 Einflussgrößen 33

9 Boden als Grundlage biologischer Vielfalt

D. Ziche[1], B. Michler[10,19], H. Fischer[10], T. Kompa[11], J. Höhle[1], L. Hilbrig[1], J. Ewald[10]

9.1 Einleitung

Wälder beherbergen einen bedeutenden Teil der biologischen Diversität Mitteleuropas und stellen die wichtigsten Refugien für Arten natürlicher Lebensräume dar. Infolge der Kultur- und Nutzungsgeschichte in Mitteleuropa ist der Waldanteil stark zurückgegangen und die verbliebenden Wälder wurden durch menschliche Eingriffe geprägt (Ellenberg & Leuschner 2010). Damit gingen einerseits Verluste und eine Fragmentierung der natürlichen Lebensräume, andererseits eine Förderung der Arten von Waldrändern und Gebüschen einher. Die Forstwirtschaft konnte seit Mitte des vorletzten Jahrhunderts den Trend der Entwaldung stoppen und die Waldfläche auf den heutigen Anteil ausdehnen (Härdtle *et al.* 2004, McGrath *et al.* 2015). Jüngere Wiederaufforstungen in stark fragmentierten Landschaften können jedoch aufgrund ausbreitungsbiologischer Hürden nicht ohne weiteres von waldtypischen Arten wiederbesiedelt werden und haben ein gegenüber Altwaldgebieten verarmtes Inventar an Waldarten (Valdés *et al.* 2015, Vellend *et al.* 2007). Waldpflanzen in fragmentierten Wäldern unterliegen einem erhöhten lokalen Aussterberisiko (Kuussaari *et al.* 2009, Tilman *et al.* 1994). Die biogische Vielfalt mitteleuropäischer Wälder weicht also mehr oder weniger stark von den ursprünglichen Verhältnissen ab. Sie bestimmt maßgeblich die Funktionen von Ökosystemen (Hooper *et al.* 2005), die ihrerseits durch Störungsregime und Änderungen der Baumartenzusammensetzung langfristig beeinflusst werden. In Wäldern beeinflusst die Zusammensetzung der Baumschicht den Nährstoff- und Wasserhaushalt des Ökosystems (Leuschner *et al.* 2013, Vesterdal *et al.* 2008) und damit auch den Bodenzustand. Baumartenzusammensetzung und Stoffhaushalt werden ihrerseits durch natürliche (Windwurf, Feuer, Überflutung, Massenbewegungen) und anthropogene Einflüsse (Erschließung, Holzernte) gesteuert.

Die Zusammensetzung der Pflanzendecke wird gerade in naturnahen Wäldern signifikant von Bodeneigenschaften beeinflusst. Während das Klima die Vegetation von Wuchsregionen und Höhenstufen prägt, wirken edaphische Standorteigenschaften auf lokaler Ebene (Diekmann *et al.* 2015, Marage & Gégout 2009). Der Vergleich des Zustands von Vegetation und Boden erlaubt Rückschlüsse auf anthropogene Einflüsse (Gilliam 2007) und auf die Belastbarkeit von Waldökosystemen (Bobbink *et al.* 2010). Daher eignet sich die Vegetation als Indikator des Bodenzustands, was sich die forstliche Standortkartierung (AK Standortskartierung 2016) und das System ökologischer Zeigerwerte von Ellenberg *et al.* (2001) zunutze machen. Dabei stehen die Faktoren Bodenreaktion (R), Nährstoffe (N) und Feuchte (F) in direktem Zusammenhang zu Bodeneigenschaften. Bislang beruht das Wissen um die synökologischen Optima der Zeigerpflanzen auf Erfahrungswissen, es könnte jedoch durch eine deutschlandweite Analyse auf

Basis der BZE-Stichprobe und einer einheitlichen Methodik erstmals statistisch nachgeeicht werden.

Die Pflanzendecke repräsentiert zwar nur einen Teil der Biodiversität, stellt jedoch über die Primärproduktion die energetische und strukturelle Grundlage für alle anderen Organismen des Waldökosystems bereit. Überschirmung und Wurzelkonkurrenz durch Bäume begrenzen die Entwicklung der Bodenvegetation, in der sich der größte Teil der pflanzlichen Artenvielfalt befindet (Ewald 2008). Als ein Indiz für die Diversität weiterer Organismengruppen gilt die strukturelle Diversität der Wälder. Die Waldstruktur beeinflusst die Biodiversität, da ganze Artgruppen von bestimmten Strukturelementen, wie Baumalter und -größe (Müller *et al.* 2015, Nascimbene *et al.* 2013), Überschirmung (Lange *et al.* 2014) oder Totholzangebot abhängen (Hauck *et al.* 2013, Müller & Bütler 2010). Dementsprechend steht die Diversität solcher Artgruppen im Zusammenhang mit der strukturellen Diversität der Wälder (Paillet *et al.* 2010). Totholz bietet xylobionten Lebensgemeinschaften die Lebensgrundlage. Die Menge des Totholzes ist daher ein Indikator für die Biodiversität. Als Richtwert für den Artenschutz werden Totholzvorräte von über 30 m^3 ha^{-1} genannt (Bütler & Schlaepfer 2004, Meyer *et al.* 2009, Müller & Bütler 2010). Neben der Menge spielt die Beschaffenheit des Totholzes eine Rolle (Blaser *et al.* 2013, Müller *et al.* 2015, Seibold *et al.* 2016). Faktoren, die die Zusammensetzung der vom Totholz abhängigen Artgemeinschaft durch Mikroklima und Nahrungsangebot beeinflussen, sind Baumart, Zersetzungsgrad und die Lage (stehend oder liegend). Stehendem Totholz kommt eine besondere Rolle zu, da im Vergleich zum liegenden Totholz andere Wärme- und Feuchtebedingungen vorherrschen und die Mengen insgesamt wesentlich geringer sind.

Im Rahmen der BZE II wurden zwei Aspekte von Biodiversität in deutschen Wäldern erfasst. In den Jahren 2006-2008 wurden an 1838 Probepunkten standardisierte Vegetationsaufnahmen durchgeführt, die Aussagen zur Pflanzenartendiversität (Gefäßpflanzen, epigäische Moose und Flechten) zulassen. Zu jeder Aufnahme liegen die Daten der bodenchemischen und physikalischen Analysen vor und ermöglichen so Untersuchungen zu entsprechenden Zusammenhängen mit Bodeneigenschaften und anderen Standortsfaktoren. Zudem stellen quantitative und qualitative Aspekte der aufstockenden Baumbestände und des Totholzes eine zweite Komponente der Biodiversität dar. Dazu wurde an den BZE II-Punkten im Jahre 2012 eine Bestandsinventur („harmonische Bestandsinventur (HBI)“) durchgeführt, die es erlaubt, Aussagen zur strukturellen Diversität am Inventurpunkt zu treffen. Auch für einige Merkmale der Bestandsstruktur kann angenommen werden, dass sie mit Bodeneigenschaften im Zusammenhang stehen. Damit bietet der Datensatz der BZE II die einzigartige Möglichkeit, den Zusammenhang zwischen Waldbodenvegetation, Bestandsstruktur und Bodeneigenschaften zu untersuchen.

Im Folgenden wird ein Überblick über Artenzusammensetzung, Vegetationstypen und Strukturmerkmale der Wälder Deutschlands gegeben und ihre Abhängigkeit von Bodeneigenschaften wird untersucht.

9.2 Zusammensetzung der Waldbodenvegetation an den BZE-Punkten

9.2.1 Übersicht über das Artinventar

Im Datensatz der BZE II liegen zu 1838 BZE-Punkten Vegetationsaufnahmen vor. 120 Punkte wurden im Jahre 2008 im Rahmen einer Kontrollstichprobe erneut aufgesucht. Insgesamt wurden 819 Gefäßpflanzensippen aufgenommen – das sind 30 % der 2726 von Ellenberg *et al.* (2001) für Mitteleuropa gelisteten Sippen. Dazu kommen 88 Sippen, die nur auf Gattungsniveau angesprochen werden konnten. Weiterhin wurden in den BZE-Vegetationsaufnahmen insgesamt 192 Moos- und Flechtensippen angesprochen, zusätzlich 28 auf Gattungsniveau. 385 Gefäßpflanzensippen wurden an weniger als fünf Orten gefunden, 212 Sippen nur einmal. 425 Arten wurden an fünf oder mehr Orten gefunden. Die fünf häufigsten Arten sind (über alle Vegetationsschichten, Anhang Tab. A-9-1): *Fagus sylvatica* (n = 1149), *Picea abies* (n = 1062), *Sorbus aucuparia* (n = 913), *Dryopteris carthusiana* (n = 910) und *Deschampsia flexuosa* (n = 895).

Bei den Moosen und Flechten wurden 113 Sippen an weniger als an fünf Orten gefunden. 65 Sippen wurden nur einmal gefunden. 79 Sippen traten an fünf oder mehr Orten auf. Die fünf häufigsten Moose waren: *Hypnum cupressiforme* (n = 878), *Polytrichum formosum* (n = 857), *Dicranum scoparium* (n = 502), *Brachythecium rutabulum* (n = 414), *Pleurozium schreberi* (n = 411). Als häufigste Flechte trat *Cladonia coniocraea* (n = 13) auf.

Unter den Gefäßpflanzen waren nach Wisskirchen & Haeupler (1998), ergänzt durch BfN (2015) und Jäger & Werner (2005), 694 indigene Sippen und 42 Archäophyten (Anhang Tab. A-9-2). Neben 22 Kulturpflanzen befanden sich in den Aufnahmen 49 eingebürgerte Neophyten. Darüber hinaus kamen 26 nur lokal eingebürgerte, unbeständige oder in Einbürgerung begriffene Sippen vor. Zu 95 Sippen lagen keine Angaben zum floristischen Status vor oder ihr Status war unklar.

Gemäß Waldartenliste für Deutschland (Schmidt *et al.* 2011) sind von den vorgefundenen Gefäßpflanzen 165 Sippen an vorwiegend geschlossenen Wald gebunden (Kategorie 1.1). 50 Sippen kommen vorwiegend an Waldrändern und Waldlichtungen vor (Kategorie 1.2). 251 Sippen sind sowohl im Wald wie auch im Offenland verbreitet (Kategorie 2.1) und 168 Sippen haben den Schwerpunkt ihrer Verbreitung im Offenland, kommen aber auch im Wald vor (Kategorie 2.2). Insgesamt sind damit 52 % der in der Waldartenliste verzeichneten Arten an den BZE-Punkten aufgenommen worden, wobei der Anteil in den einzelnen Kategorien zwischen 66 % bei Kategorie 1.1, 47 % bei Kategorie 1.2, 61 % bei Kategorie 2.1 und 37 % bei Kategorie 2.2 schwankte. 180 Sippen waren nicht in der Waldartenliste verzeichnet. Darin enthalten sind allerdings auch Neophyten und Sammelarten. Die Stetigkeit, mit der die Sippen gefunden wurden, unterscheidet sich deutlich zwischen den Kategorien (Anhang Tab. A-9-1). Der Median liegt in Kategorie 1.1 bei 18 % und ist damit am höchsten. In Kategorie 2.2 liegt das Auftreten der Arten im Median nur bei 3 %. Die beiden Kategorien 1.2 und 2.1 unterscheiden sich mit

Medianen von 10 % und 9 % nicht wesentlich. Strenge Waldarten sind also steter vertreten und bilden den Kernbestand der Waldflora.

Bei den Moosen und Flechten stammen 57 Sippen aus der Kategorie 1.1, sechs Sippen aus der Kategorie 1.2, 98 Sippen aus der Kategorie 2.1 und 24 Sippen aus der Kategorie 2.2. sieben Sippen finden sich nicht in der Waldartenliste. Von den bodenbesiedelnden Sippen der Waldartenliste wurden damit 43 % der Kategorie 1.1, 14 % der Kategorie 1.2, 36 % der Kategorie 2.1, 10 % der Kategorie 2.2 aufgenommen. Damit lagen deren Anteile unter denen der Gefäßpflanzen.

Unter den Gefäßpflanzen befanden sich nach der Roten Liste für Deutschland (Ludwig & Schnittler 1996) insgesamt 55 gefährdete Sippen, darunter sieben Sippen mit dem Rote-Liste-Status 2 (Anhang Tab. A-9-3). Weiterhin standen 54 Sippen auf der Vorwarnliste. 62 Sippen waren nach der Verordnung zum Schutz wild lebender Tier- und Pflanzenarten (Bundesartenschutzverordnung - BArtSchV) als "besonders geschützt" eingestuft.

Unter den Moosen und Flechten wurden nach Ludwig & Schnittler (1996) 31 Sippen als gefährdet eingestuft (Anhang Tab. A-9-4), davon vier mit der Stufe 2 und mit Stufe 1 die hauptsächlich epiphytisch wachsende Lungenflechte (*Lobaria pulmonaria*). 68 Sippen befanden sich auf der Vorwarnstufe und bei drei Sippen war die Datenlage als unzureichend eingestuft worden.

Häufigste Baumart ist die Buche (*Fagus sylvatica*). Sie kommt auf insgesamt 62 % der BZE-Flächen vor (Abb. I-9-1). In der Baumschicht liegt sie mit 45 % fast gleichauf mit der Fichte (*Picea abies*, 46 %). An dritter Stelle liegt die Kiefer (*Pinus sylvestris*), die in der Baumschicht auf 36 % der BZE-Punkte vorkommt. Hinsichtlich ihres Vorkommens in der Krautschicht unterscheidet sie sich deutlich von der Buche und Fichte: an nur 11 % der Flächen tritt sie neben der Baumschicht auch in der Kraut/Strauchschicht auf und in 3 % der Fläche kommt sie ausschließlich in der Kraut/Strauchschicht vor. Damit gehört sie als Lichtbaumart zusammen mit den beiden Lärchenarten (*Larix decidua*, *L. kaempferi*) sowie der Schwarzerle zu den Baumarten, deren Verbreitung in der Baumschicht höher ist als in der Krautschicht und deren Verjüngung auf lichte Standorte beschränkt ist (Abs *et al.* 2008). Zu den häufigsten neophytischen Baumarten zählen über alle Vegetationsschichten *Prunus serotina* (an 8,8 % der BZE-Punkte), *Pseudotsuga menziesii* (7,3 %), *Quercus rubra* (6,5 %), *Larix kaempferi* (2,0 %), *Juglans regia* (1,6 %), *Robinia pseudoacacia* (1,6 %), *Pinus strobus* (1,1 %), *Picea sitchensis* (0,7 %), *Prunus virginiana* (0,5 *%)* und *Abies grandis* (0,3 %).

In der Strauchschicht kommen an Neophyten neben den genannten Baumarten *Symphoricarpus albus* (0,2 %, einzelne Deckungswerte überschreiten 10 %) und *Mahonia aquifolium* (0,3 %) vor. Die häufigsten krautigen Neophyten (Anhang Tab. A-9-2) waren *Impatiens parviflora* (15,3 %), *I. glandulifera* (1,4 %), *Epilobium ciliatum* (0,9 %), *Juncus tenuis* (0,9 %), *Solidago canadensis* (0,9 %) und *Conyza canadensis* (0,7 %). Davon kommen *Impatiens parviflora, I. glandulifera* und *Solidago canadensis* mit Deckungsgraden von über 10 % vor.

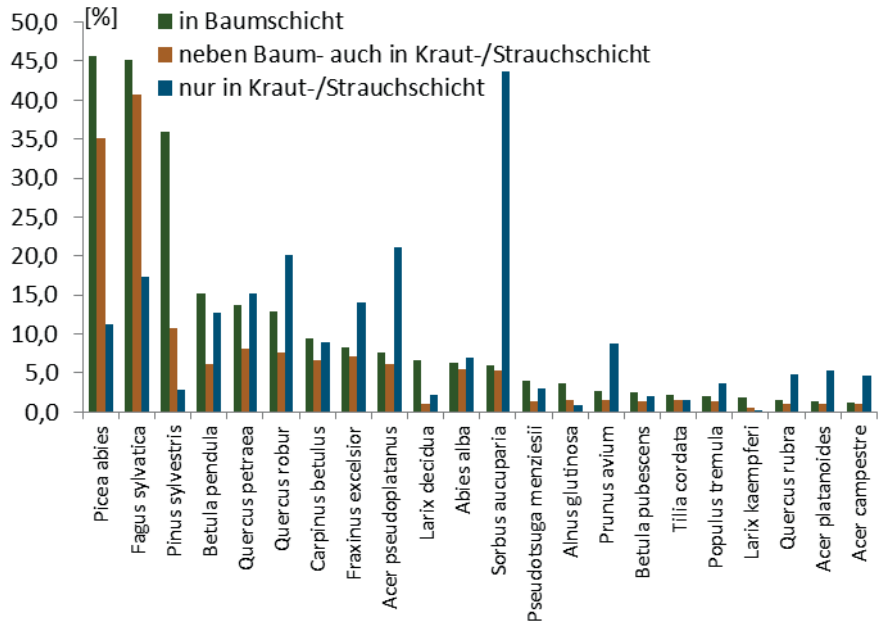

Abb. I-9-1: Vorkommen der häufigsten Baumarten in der Baum- sowie in der Strauch- und Krautschicht in % aller BZE-Punkte, mit: grüne Reihe = Art kommt in der Baumschicht vor, rote Reihe = Art kommt neben der Baum- auch in Kraut- oder Strauchschicht vor, blaue Reihe = Art kommt nicht in der Baum- aber in der Kraut- oder Strauchschicht vor.

9.2.2 Die Waldgesellschaften an den BZE-Punkten

Zur Einordnung der Vegetationseinheiten (Waldgesellschaften)

Die pflanzensoziologische Zuordnung erfolgte mittels klassischer Tabellenarbeit (Dierschke 1994). Dabei wurde die Artenliste nach Klassen-, Ordnungs- und Verbandscharakterarten und anderen, für die jeweilige syntaxonomische Einheit typische Arten gegliedert. Diese Gliederung erfolgte hauptsächlich anhand Oberdorfer (2001) unter Zuhilfenahme von Schubert *et al.* (2001) und Jäger & Werner (2005). Hauptziel war die Zuordnung auf der Ebene des pflanzensoziologischen Verbands (-ion) bzw. Unterverbands (-enion). Die Einordung auf Assoziationsebene wurde als nicht zielführend bzw. nicht realistisch eingeschätzt, da das statistische Design des BZE-Gitternetzes viele Übergangsvarianten einbezieht, die bei klassischer pflanzensoziologischer Herangehensweise nicht aufgenommen worden wären. Assoziationen wurden nur bei einer Minderheit der BZE-Punkte ausgewiesen.

Es wurden 31 Vegetationseinheiten unterschieden, die bei naturnahen Wäldern dem pflanzensoziologischen Verband bzw. Unterverband entsprechen, bei Forsten einem standörtlich definierten Pendant dazu (Tab. I-9-1). Die in 2008 erfolgte Kontrollstichprobe auf knapp 7 % aller BZE-Punkte wurde für die pflanzensoziologische Zuordnung mit herangezogen (zusammenfassende Betrachtung der Erst- und der Kontrollaufnahme).

Tab. I-9-1: Vegetationseinheiten (Waldgesellschaften) an den BZE II-Punkten.

Vegetationseinheit	n	Anteil [%]	Erläuterung
naturnahe Waldgesellschaften			
Alnion glutinosae	17	0,9	Erlenbruchwälder (auch Degradationsstadien)
Betulion pubescentis (=Vaccinio uliginosi-Pinion)	22	1,2	Moorwälder (auch Degradationsstadien), unterteilbar in Moorbirken-, Waldkiefer-, Bergkiefer- und Fichtenmoorwälder
Salicion albae	3	0,2	Weichholzaue
Alno-Ulmion	21	1,1	Fließgewässerbegleitende Erlen-Eschen-Wälder sowie Hartholzauenwälder
Carpinion (feucht)	29	1,6	Stieleichen-Hainbuchenwälder feuchter Standorte (Stellario holosteae-Carpinetum)
Carpinion (frisch bis mäßig trocken)	45	2,4	Eichen-Hainbuchenwälder frischer bis mäßig trockener Standorte (Galio sylvatici-Carpinetum)
Tilio-Acerion	4	0,2	Hang- und Schluchtwälder
Quercenion robori-petraeae (feucht)	19	1,0	bodensaure Eichenwälder auf Sandebenen; feuchte Ausbildung (Molinio-Quercetum)
Quercenion robori-petraeae (frisch bis mäßig trocken)	47	2,6	bodensaure Eichenwälder auf Sandebenen; frische bis mäßig trockene Ausbildung (Betulo-Quercetum syn. Agrostio-Quercetum)
Luzulo-Fagenion	229	12,5	Hainsimsen-Buchenwälder bodensaurer Standorte
Galio odorati-Fagenion	177	9,6	Waldmeister-Buchenwälder mittlerer Standorte unterhalb der montanen Stufe (inklusive Hordelymo-Fagetum)
Galio odorati-Fagenion (montan)	33	1,8	montane Waldmeister-Buchenwälder mittlerer Standorte, tlw. mit Tanne und Fichte (inklusive Lonicero alpigenae-Fagenion und Galio rotundifolii-Abietenion)
Cephalantero-Fagenion	5	0,3	Orchideen-Buchenwälder trockener, kalkreicher Standorte
Erico-Pinion	7	0,4	naturnahe, basiphile Schneeheide-Kiefernwälder der Alpen sowie der Schwäbisch-Fränkischen Alb
Dicrano-Pinion	41	2,2	naturnahe, bodensaure Kiefernwälder v.a. im Tiefland, im Hügelland und im Mittelgebirgsvorland
Vaccinio-Piceenion	41	2,2	bodensaure Fichtenwälder des Berglands
Vaccinio-Piceenion (Kalkstandorte)	3	0,2	Karbonat-Fichtenwälder der Alpen
Vaccinio-Abietenion	26	1,4	bodensaure Fichten-Tannen-Wälder des Berglands
sonstige Nadelholzbestände (Forste) [1]			
bodensauer-arm	356	19,4	-
schwach bodensauer-mesotroph	308	16,8	-
basenbeeinflusst-mesotroph oder reicher	40	2,2	-
schwach charakterisiert	35	1,9	Bestände mit nahezu fehlender Bodenvegetation (z.B. durch Dunkelphase, dichte Streudecke o.ä.)

Vegetationseinheit	n	Anteil [%]	Erläuterung
sonstige Nadel-/Laubholzmischbestände (Forste)			
bodensauer-arm	52	2,8	-
schwach bodensauer-mesotroph	104	5,7	-
basenbeeinflusst-mesotroph oder reicher	30	1,6	-
schwach charakterisiert	18	1,0	Bestände mit nahezu fehlender Bodenvegetation (z.B. durch Dunkelphase, dichte Streudecke o.ä.)
sonstige Laubholzbestände (Forste)			
bodensauer-arm	8	0,4	-
schwach bodensauer-mesotroph	34	1,8	-
basenbeeinflusst-mesotroph oder reicher	37	2,0	-
schwach charakterisiert	30	1,6	Bestände mit nahezu fehlender Bodenvegetation (z.B. durch Dunkelphase, dichte Streudecke o.ä.)
Schlagfluren			
Schlagfluren	17	0,9	-

1 = Fichten- und Kiefernreinbestände wurden in der Auswertung dabei gesondert behandelt.

Sumpf- und Auenwälder (Alno-Ulmion und Salicion albae) werden primär nach der Artenzusammensetzung ausgewiesen. Da das Alno-Ulmion neben Auen- auch Sumpfwälder fernab größerer Fließgewässer einschließt, waren hier neben Auenböden (AO, AQ, AZ, AT, AB, nur an 29 bzw, 1,5 % der BZE-Punkte) auch Gleye, Marschen und Stauwasserböden möglich. Daten zum Abstand zum nächsten Fließgewässer oder zur Überflutungshäufigkeit lagen nicht vor.

Schwarzerlenbestände wurden nur dann dem Alnion glutinosae zugeordnet, wenn Bodentyp und/oder Bodenvegetation einen grundwasserbeeinflussten bzw. überstauten Standort erkennen ließen, sonst erfolgte die Einstufung als Schwarzerlenforst.

Fichten- bzw. Fichten-Tannenbestände wurden nur dann als naturnahes Vaccinio-Piceenion bzw. Vaccinio-Abietenion eingeordnet, wenn sich der Bestand in der hochmontanen oder in einer darüber liegenden Höhenstufe (mindestens jedoch oberhalb 700 m ü.N.N.) befand. Der Bestand sollte reich an Säurezeigern, insbesondere azidophilen Zwergsträuchern und Moosarten sein. Charakterarten wie *Calamagrostis villosa*, *Blechnum spicant* und *Trientalis europaea* sollten optimalerweise vorhanden sein und es durften keine anspruchsvollen Laubwaldarten vorkommen. Fichten-Bestände unterhalb 700 m ü.N.N. wurden als Forste klassifiziert, selbst wenn die Bodenvegetation einem naturnahen Vaccinio-Piceenion entsprach. Bestände, bei denen Bodentyp und/oder Bodenvegetation auf einen basenbeeinflusst-mesotrophen (oder reicheren) Standort hinweisen und für den als natürliche Waldgesellschaft z.B. montane Waldmeister-Buchenwälder oder Schneeheide-Kiefernwälder charakteristisch wären, wurden unabhängig von der Höhenlage ebenfalls als Forste eingeordnet. Ausnahmen sind die natürlichen

Karbonat-Fichtenwälder der Alpen (Adenostylo glabra-Piceetum), die hier unter „Vaccino-Piceenion (Kalkstandorte)“ verzeichnet wurden. Das Asplenio-Piceetum (natürlicher Fichtenwald auf Kalk-Blockschutt der Alpen und der Schwäbischen Alb) ist dagegen nicht im Datensatz enthalten.

Als naturnahe, bodensaure Kiefernwälder (Dicrano-Pinion) wurden alle Bestände eingeordnet, deren Bodenvegetation von azidophilen Zwergsträuchern und azidophilen Moosen dominiert wurde und keine nennenswerten Anteile an Ruderalisierungszeigern bzw. Basenzeigern aufwies. Zusätzlich musste der Kiefernbestand in einem Wuchsgebiet liegen, das der "Gebietskulisse *Pinus sylvestris*" der Bundeswaldinventur (Kroiher *et al.* 2010) entspricht; bei abweichender Zusammensetzung der Bodenvegetation bzw. abweichendem Wuchsgebiet wurde der Bestand als Kiefernforst eingeordnet. Abgrenzungsunschärfen zwischen dem Dicrano-Pinion und bodensauren Kiefernforsten waren dabei unvermeidlich (Heinken 2007, 2008).

Als naturnahe, basiphile Schneeheide-Kiefernwälder (Erico-Pinion) wurden Kiefern-dominierte Bestände in den Bayerischen Alpen und ihrem Vorland sowie auf der Schwäbisch-Fränkischen Alb eingeordnet, die auf basenreichen/kalkhaltigen Standorten stocken und über eine entsprechend basiphile Bodenvegetation verfügen (Hölzel 1996a). Diese Bestände entsprechen zugleich der "Gebietskulisse *Pinus sylvestris*" der Bundeswaldinventur (Kroiher *et al.* 2010). Bei abweichender Zusammensetzung der Bodenvegetation bzw. abweichendem Wuchsgebiet wurde der Bestand als Kiefernforst eingeordnet.

An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, dass die Unterteilung in naturnahe Waldgesellschaft und Forst eine künstliche Grenze ist, die sich im Wesentlichen an der Zusammensetzung der Baumschicht unter Berücksichtigung der Bodenvegetation und Standortsmerkmalen orientiert. Über die Naturnähe anderer Strukturelemente sagt der Begriff hier nichts aus.

Prozentuale Anteile der Waldgesellschaften an den BZE-Punkten

Etwa 42,8 % der Aufnahmen konnten naturnahen Waldgesellschaften zugeordnet werden (Abb. I-9-2). Von den naturnahen Waldgesellschaften nahmen Buchenwälder unterhalb der montanen Stufe mit 22,4 % den größten Anteil ein. Davon waren 12,5 % den Hainsimsen-Buchenwäldern (Luzulo-Fagenion) zuzurechnen, 9,6 % den Waldmeister-buchenwäldern (Galio odorati-Fagenion) und 0,3 % den trockenen Kalkbuchenwäldern (Cephalanthero-Fagenion). Naturnahe Waldgesellschaften der montanen Stufe machten 5,6 % aus. Hierzu wurden montane Ausprägungen der Buchenwälder (Galio odorati-Fagenion, 1,8 %), bodensaure Tannen/Fichtenmischwälder (Vaccinio-Abietenion, 1,4 %), bodensaure Fichtenwälder (Vaccinio-Piceenion, 2,2 %) sowie die Karbonat-Fichtenwälder der Alpen (Vaccinio-Piceenion auf Kalkstandorten, 0,2 %) gezählt. Eichen-Hainbuchenwälder (Carpinion, inkl. feuchter Ausprägung) und bodensaure Eichenwälder (Quercenion robori-petraeae, inkl. feuchter Ausprägung) sind an 4,0 %, bzw. 3,6 % der BZE-Punkte anzutreffen. Bodensaure, zwergstrauchreiche Kiefernwälder (Dicrano-Pinion) nahmen 2,2 % der BZE-Punkte ein. Auen- und Sumpfwälder (Salicion albae, Alno-Ulmion) hatten einen Anteil von 1,3 %, Moorwälder (Betulion pubescentis) 1,2 % und

Bruchwälder (Alnion glutinosae) 0,9 %. Weitere sehr selten angetroffene Waldgesellschaften waren Schneeheide-Kiefernwälder (Erico-Pinion) sowie Hang- und Schluchtwälder (Tilio-Acerion) mit 0,4 % bzw. 0,2 %. An 0,9 % der BZE-Punkte wurden Schlagfluren aufgenommen.

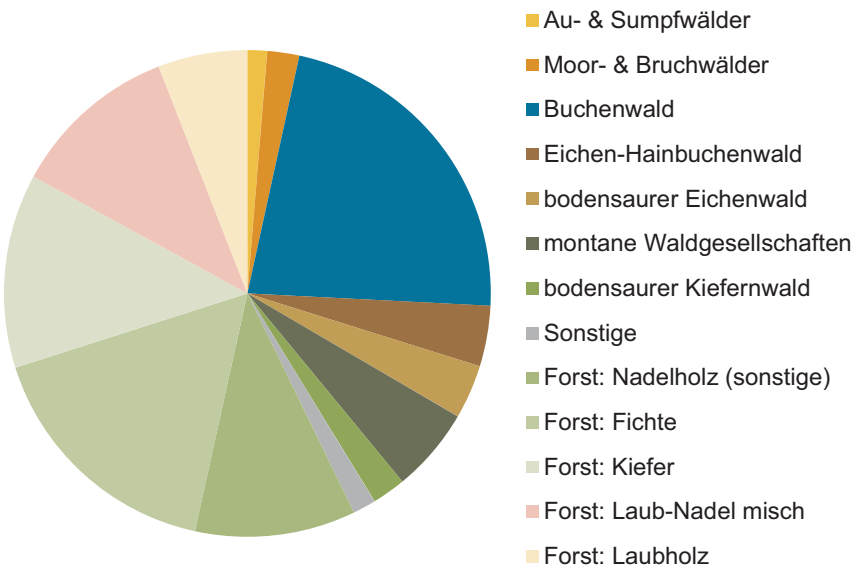

Abb. I-9-2: Anteile vorkommender Waldgesellschaften an den 1838 BZE – Aufnahmepunkten, zur pflanzensoziologischen Eingruppierung siehe Kapitel 9.2.2 und Tabelle I-9-1.

Unter den Forsten nahmen Fichtenforste mit 16,6 %, gefolgt von Kiefernforsten mit 12,7 %, die größten Anteile ein. Die übrigen Nadelholzforste hatten insgesamt einen Anteil von 10,7 %. Misch-und Laubholzforste hatten Anteile von 11,1 % bzw. 5,9 %.

9.2.3 Artenreichtum, Gefährdung, Schutzstatus und Waldbindung

Artenreichtum

Im Mittel finden sich 20 ± 1 (Median = 17) Gefäßpflanzensippen pro Aufnahme. Die Anzahl der Gefäßpflanzensippen ist mit über 40 Arten im Tilio-Acerion und im auf Kalkstandorten stockenden Vaccinio-Piceenion am höchsten (Abb. I-9-3). Über 30 Arten sind im Mittel in der montanen Ausprägung des Galio odorati-Fagenion, im Erico-Pinion und in den Schlagfluren zu finden. Zwischen 20 und 30 Arten liegen u.a. in den Aufnahmen von Fichtenforsten, des Galio odorati-Fagenion, des Cephalanthero-Fagenion und des Carpinion vor. Die niedrigsten Artenzahlen finden sich im Kiefernforst, im Vaccinio-Abietenion und im Dicrano-Pinion, sowie im Luzulo-Fagenion und im Vaccinio-Piceenion. Im paarweisen Vergleich unterscheiden sich die Artenzahlen (Bonferroni t-Test, log-transf., $p < 0{,}05$) unter anderem signifikant zwischen dem Luzulo-Fagenion und Kiefernbestände basenarmer Standorte, dem Luzulo-Fagenion und dem Galio odorati-Fagenion, Kiefernbestände basenarmer Standorte und dem Quercenion

robori-petraeae. Dagegen unterscheiden sich die Artenzahlen zwischen natürlichen Buchenwaldgesellschaften und Forsten entsprechender Standorte nicht.

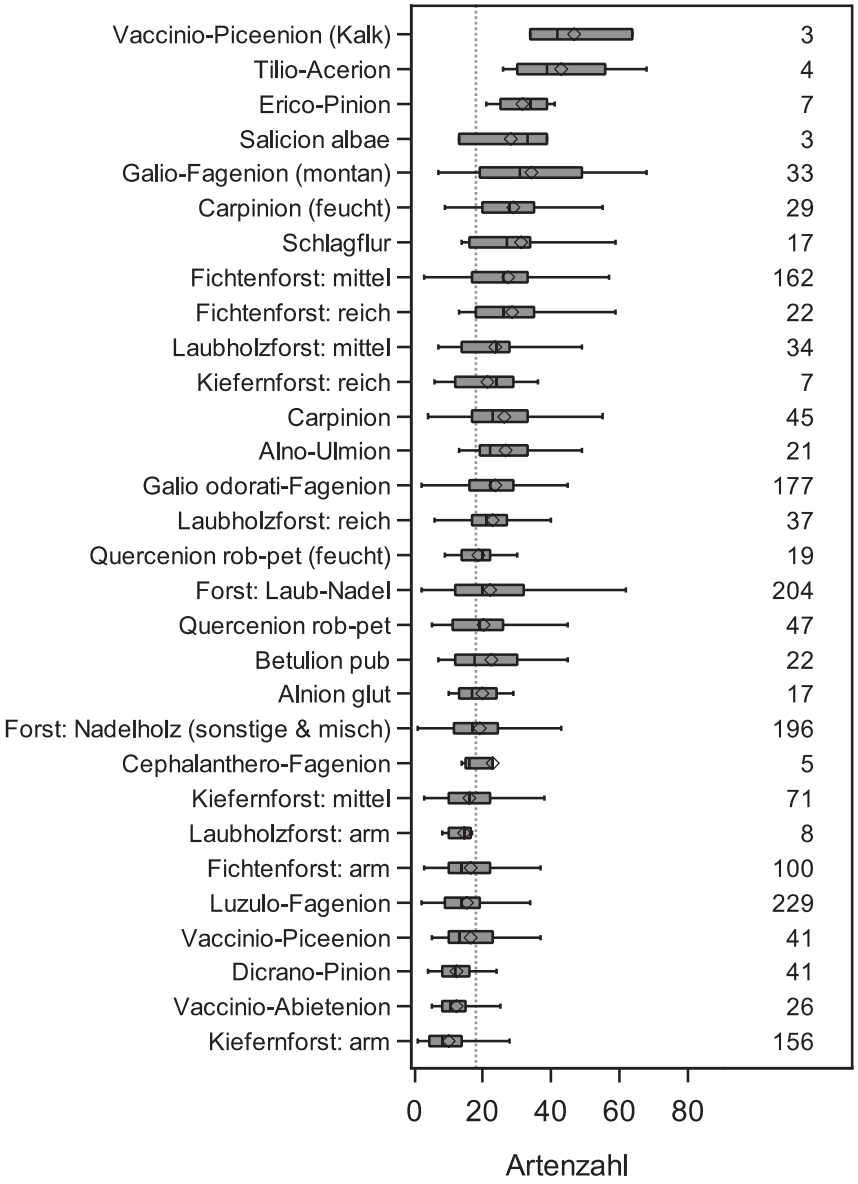

Abb. I-9-3: Artenzahl (Gefäßpflanzen) in den verschiedenen Waldgesellschaften , zur pflanzensoziologischen Eingruppierung siehe Kapitel 9.2.2 und Tab. I-9-1, Zahlenangaben = Aufnahmen pro Waldgesellschaft, ··· = Median.

Insgesamt zeichnet sich ein positiver Zusammenhang zwischen Artenreichtum und Bodenreaktion bzw. Nährstoffangebot ab, der am Beispiel des C/N-Verhältnisses über den Gesamtdatensatz getestet allerdings schwach, aber signifikant, ausfällt ($R^2 = 0{,}12$, $p < 0{,}001$). Um die Beziehung der Artenzahl der Gefäßpflanzen zu den Standortsbedingungen systematischer zu untersuchen, wurden zunächst Umweltvariablen ausgesucht, von denen angenommen wurde, dass sie einen Einfluss auf das Pflanzenwachstum haben. Dies waren die bodenchemischen Größen

C/N-Verhältnis (0-5 cm Tiefe), pH-Wert (0-5 cm Tiefe), Basensättigung (10-30 cm Tiefe) sowie der Vorrat des Auflagehumus und den aus organischer Auflage und Mineralboden (0-10 cm Tiefe) aufsummierten Vorräten an C, N, P, K, Mg und Ca. Die Tiefenstufe 10-30 cm bei der Basensättigung wurde gewählt, weil Voruntersuchungen ergaben, dass hier die Unterschiede am stärksten ausgeprägt sind. Außerdem wurden die langjährigen Mittel klimatischer Einflussgrößen (Temperatur, Niederschlag, Evapotranspiration) und die nutzbare Feldkapazität ausgewählt. Mit den genannten Prädiktoren wurde eine Hauptkomponentenanalyse durchgeführt. Dabei erreichten fünf Hauptkomponenten einen Eigenwert > 1. Diese Hauptkomponenten gingen als Prädiktoren in einem additiven Modell (Proc Gam, SAS 9.4) gegen die Artenzahl ein. Ein additives Modell wurde genutzt um eine nicht-lineare Beziehung mit einer kubischen Spline der 1. Hauptkomponente zuzulassen. Das Ergebnis zeigte, dass die 1., die 3. und die 5. Hauptkomponente einen signifikanten positiven Einfluss auf die Artenzahl hatte. Dabei zeichnete sich die 1. Hauptkomponente besonders durch eine hohe Ladung des C/N-Verhältnisses (-), des Calcium (Ca)-Vorrats (+), des pH-Werts (+) und der Basensättigung (+) aus. Die nicht-lineare Komponente war dabei ebenfalls signifikant. An der 3. Hauptkomponente hatten die drei klimatischen Eingangsgrößen mittlere Jahrestemperatur (-), Niederschlag (+) und Evapotranspiration (+) die höchste Ladung. Die 5. Hauptkomponente zeichnete sich durch eine hohe Ladung der Phosphor (P)-Vorräte (+) aus. Eine Korrelation von Modell- mit den Messwerten ergab ein R^2 von 0,24.

Gefährdung und Schutzstatus

Die Gesamtzahl der gefundenen Arten, die nach BArtSchV geschützt sind, ist in der montanen Ausprägung des Galio odorati-Fagenion mit 24, in den übrigen Galio odorati-Fagenion-Wäldern mit 20 und in den mesotrophen Fichtenforsten mit 19 am höchsten. Zwischen 1-2 geschützte Arten finden sich im Mittel im Galio odorati-Fagenion montaner Standorte sowie in den nach §30 des Gesetzes über Naturschutz und Landschaftspflege (Bundesnaturschutzgesetz - BNatSchG) besonders geschützten Gesellschaften Cephalanthero-Fagenion, Erico-Pinion, Salicion albae und Tilio-Acerion. Weiterhin finden sich in Nadelholzforsten und Laubholz-/Nadelholz-Mischforsten auf jeweils basenbeeinflussten Standorten im Mittel 0,5-1 geschützte Pflanzenarten. Ein ähnliches Bild ergibt sich bei Betrachtung der durchschnittlichen Anzahl der nach den Roten Listen der Länder gefährdeten Gefäßpflanzen. Dabei wurden die Gefährdungskategorien zusammengefasst, die Kategorie „V“ (Vorwarnliste) ausgelassen und die Baumarten *Abies alba*, *Picea abies* und *Pinus sylvestris* ausgeschlossen, weil vermutet wurde, dass ihre Bestände oft durch Pflanzung begründet werden. Die Ergebnisse zeigen, dass an 90 % der BZE-Punkte keine gefährdete Gefäßpflanze wächst (Abb. I-9-4). Zwischen 0,5-1 gefährdete Arten finden sich im Mittel in den Gesellschaften des Galio odorati-Fagenion montaner Standorte, des Cephalanthero-Fagenion, des Tilio-Acerion, des Alnion glutinosae, des Salicion albae und des Betulion pubescentis. Von den Forsten befinden sich nur Kiefernwälder basenbeeinflusster Standorte darunter. In Erico-Pinion-Wäldern findet sich im Mittel mehr als eine gefährdete Art.

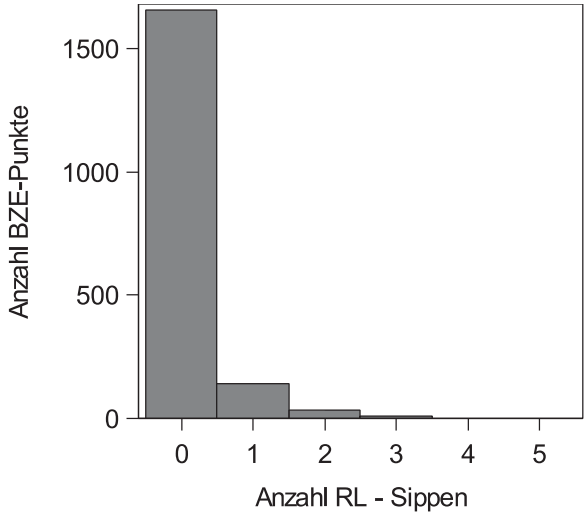

Abb. I-9-4: Anzahl der gefährdeten Gefäßpflanzen (ohne Vorwarnstufe) auf den BZE-Punkten.

Waldbindung

Der Anteil der vorwiegend an geschlossenen Wald gebundenen Gefäßpflanzen-Sippen (Kategorie 1.1) ist im Galio odorati-Fagenion mit 55 % am höchsten und im Kiefernforst bzw. im Dicrano-Pinion mit 12 % bzw. 13 % am niedrigsten. Dabei wurden jeweils nur Flächen berücksichtigt, bei denen mehr als drei Arten in der Krautschicht aufgenommen wurden. Insgesamt weisen reichere Standorte (Mull-Buchenwälder, Eichen-Hainbuchenwälder) einen höheren Anteil der Kategorie 1.1 auf als ärmere Standorte (Hainsimsen-Buchenwälder, bodensaure Eichenwälder). Moor-, Bruch- und Auenwälder haben ebenfalls einen geringeren Anteil. Auch zwischen dem Galio odorati-Fagenion und dem Luzulo-Fagenion unterscheiden sich die Anteile der Kategorie 1.1 mit 55 % zu 39 % signifikant (Bonferroni t-Test, $p < 0{,}005$). Der Zusammenhang zur Nährstoffausstattung lässt sich auch an der Beziehung des Anteils der vorwiegend an geschlossenem Wald gebundenen Sippen (Kategorie 1.1) zum C/N-Verhältnis (Tiefenstufe 0-5 cm) ablesen. Über den gesamten Datensatz ergibt sich ein schwacher, aber signifikanter, negativer Zusammenhang ($R^2 = 0{,}20$, $p < 0{,}001$; nur Böden ohne Hydromorphiemerkmale (s.u.): $R^2 = 0{,}25$). Umgekehrt kommt es bei einer Zunahme des C/N-Verhältnisses zu einer Zunahme des Anteils von Arten die „sowohl im Wald wie auch im Offenland“ (Kategorie 2.1) verbreitet sind ($R^2 = 0{,}24$, $p < 0{,}001$; nur Böden ohne Hydromorphiemerkmale (s.u.): $R^2 = 0{,}27$). Entsprechend haben Galio odorati-Fagenion-Wälder mit 32 % den geringsten Anteil an Arten der Kategorie 2.1 und Kiefernbestände (Dicrano-Pinion mit 79 %; Kiefernforste mit 71 %) den höchsten Anteil. Um den Einfluss der Standortsbedingungen systematischer zu untersuchen, wurden die Ergebnisse der Hauptkomponentenanalyse (s.o.) genutzt. Die fünf Hauptkomponenten gingen als Prädiktoren in einer Poisson-Regression gegen die Anzahl der Arten der Kategorie 1.1 ein. Da die Ergebnisse ergaben, dass eine Überdispersion wahrscheinlich ist, wurde eine generalisierte Poisson-Regression durchgeführt (Proc Glimmix, SAS 9.4). Es zeigt sich, dass die ersten fünf Hauptkomponenten einen signifikanten Einfluss auf die Anzahl der Arten der Kategorie 1.1 haben. Dabei zeichnet sich die 1. Hauptkomponente besonders durch eine hohe Ladung des

C/N-Verhältnisses, des Ca-Vorrats, des pH-Werts und der Basensättigung aus. Die zweite Hauptkomponente wird von Humus-, Kohlen- und Stickstoff (N)-Vorräten bestimmt und hat einen negativen partiellen Einfluss auf die Artenzahl. Die dritte, hauptsächlich von Klimavariablen gebildete Hauptkomponente hat einen positiven Einfluss. An ihr haben die drei klimatischen Eingangsgrößen Temperatur (-), Niederschlag (+) und Evapotranspiration (+) die höchste Ladung. Die vierte Hauptkomponente, auf die vor allem die nutzbare Feldkapazität lädt, hat ebenfalls einen positiven Einfluss auf die Anzahl der Kategorie 1.1 Arten. Die fünfte Hauptkomponente hat einen negativen Einfluss auf die Artenzahl. An ihr haben die P-Vorräte eine hohe Ladung. Die Korrelation der Messwerte mit den von dem statistischen Modell vorhergesagten Werten ergab ein R^2 von 0,35.

In Fichtenwäldern findet sich mit 13 ± 1 % ein gegenüber anderen Waldgesellschaften höherer Anteil an Arten der Kategorie 1.2. Bei den Kategorien 1.2, 2.2 und bei keiner Kategorie zugehörigen Arten zeigen sich ansonsten keine besonderen Muster. Eine Ausnahme stellen diesbezüglich die Schlagfluren dar. Diese weisen jeweils den höchsten Anteil an Arten der genannten Kategorien auf.

Einfluss von Stoffeinträgen

Weiterhin wurde getestet, ob die N-Deposition einen Einfluss auf den Anteil der Arten der Kategorie 1.2, sowie auf den Anteil an Arten mit dem Ellenberg N-Zeigerwert ≥ 7 hat. Dies wurde für jede Waldgesellschaft einzeln untersucht. Die N-Deposition wurde dabei nicht direkt als erklärende Größe genommen, sondern die Differenz aus Deposition und Aufnahmekapazität des Ökosystems. Letztere Größe ergibt sich bei der Berechnung der kritischen Belastungsgrenzen für eutrophierenden N (Kap. 5). Die kritischen Belastungsgrenzen wurden dabei nicht als empirische Critical Loads ermittelt, sondern aus dem SMB-Ansatz abgeleitet. Dabei zeigt sich, dass die Anzahl und der Anteil der eutraphenten Arten in den montanen Fichtenwäldern des Vaccinio-Piceenion (ohne Kalk-Fichtenwälder) (Abb. I-9-5) bei Überschreitung der kritischen Belastungsgrenzen ebenso steigt, wie der Anteil der Arten der Waldsäume und -lichtungen. Bei allen anderen Waldgesellschaften findet sich allerdings kein signifikanter Zusammenhang ($p > 0{,}05$).

Der Einfluss der Kalkung wurde am Beispiel des Luzulo Fagenion und der Fichtenforste auf Braunerden aus bodensauren Festgesteinen untersucht. Die Auswahl wurde zum einen getroffen, um einen möglichst homogenen Datensatz zu erhalten und zum anderen kamen in beiden Gruppen gekalkte und nicht gekalkte Flächen in größerer Zahl vor. Ferner wurden BZE-Punkte aus Bundesländern, in denen nicht oder nur in Ausnahmefällen gekalkt wird, nicht berücksichtigt. Die Anzahl an Gefäßpflanzen ist in den Fichtenforsten insgesamt höher als im Luzulo-Fagenion. In beiden Gruppen haben gekalkte Flächen jeweils höhere Artenzahlen als nicht gekalkte Flächen (Wilcoxon-Test, $p < 0{,}05$). Fichtenforste haben auf gekalkten Flächen im Mittel fünf Arten mehr als auf ungekalkten. Im Luzulo-Fagenion finden sich auf gekalkten Flächen drei Arten mehr. Die Anzahl von Gefäßpflanzen mit den Ellenberg N-Zeigerwerten 7-9 ist in beiden Gruppen ebenfalls bei den gekalkten Flächen höher: um zwei Arten bei Fichtenforsten und um eine Art im Luzulo-Fagenion (Wilcoxon-Test, $p < 0{,}05$). Bei der Anzahl an Gefäßpflanzen mit den Ellenberg

N-Zeigerwerten 1-3 ergeben sich keine Unterschiede. Bei den Säurezeigern (Ellenberg R-Zeigerwerte 1-3) gibt es ebenfalls keine Unterschiede. Demgegenüber ist die Anzahl der Arten mit Ellenberg R-Zeigerwerten zwischen 7-9 in Fichtenforsten auf gekalkten Flächen im Mittel um eine Art höher als auf ungekalkten (Wilcoxon-Test, $p < 0{,}05$). Auch die Anzahl der Arten der Waldsäume und -lichtungen (Waldbindungs-Kategorie 1.2., Abb. I-9-6) ist in beiden Gruppen in gekalkten Flächen jeweils um eine Art höher als in nicht gekalkten Flächen (Wilcoxon-Test, $p < 0{,}05$). Bei Arten der Kategorie 1.1 ergeben sich dagegen keine Unterschiede.

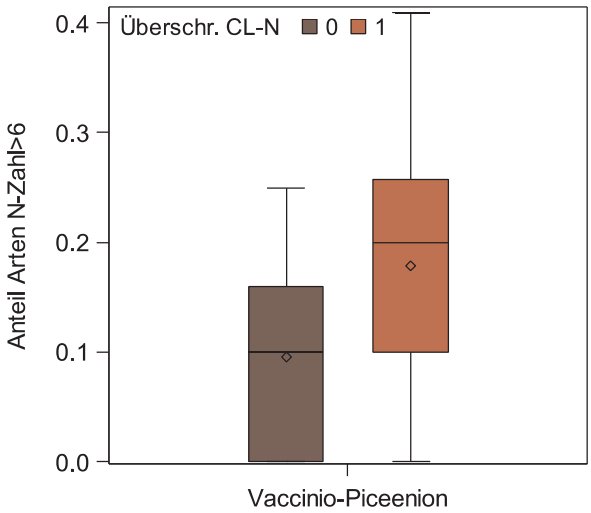

Abb. I-9-5: Anteil eutraphenter Arten (Ellenberg N-Zahl ≥ 7) und Überschreitung der Critical Loads in montanen Fichtenwäldern des Vaccinio-Piceenion (ohne Kalk-Fichtenwälder).

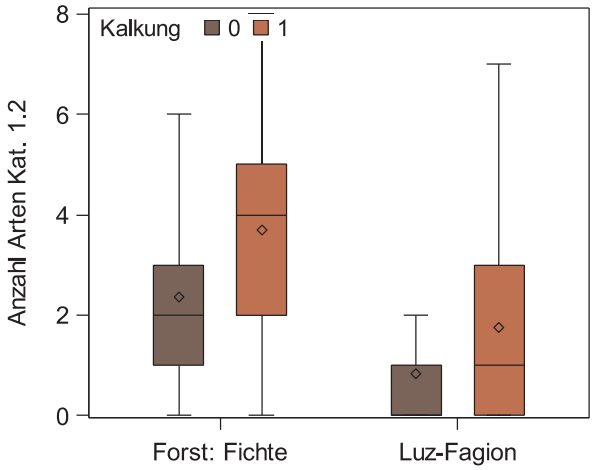

Abb. I-9-6: Vergleich der Anzahl der Gefäßpflanzenarten der Waldsäume und -lichtungen (Waldbindungskategorie 1.2) zwischen gekalkten und nicht-gekalkten Fichtenforsten und Hainsimsen-Buchenwälder, jeweils auf Braunerden aus basenarmen Festgesteinen.

Diskussion

Der Zusammenhang von Trophie und dem Grad der Waldbindung (Waldbindungskategorien 1.1 und 2.1) wird über den Gesamtdatenbestand vermutlich im Wesentlichen durch den Lichteinfall durch das Kronendach verursacht (Ewald 2008). Bei steigender Nährstoffversorgung werden die Kronen entlang des Gradienten Kiefer/Eiche zu Fichte/Buche dichter und der Lichteinfall auf den Waldboden ist geringer. Arten der Kategorie 1.1 sind vorwiegend Schattenpflanzen oder Halbschattenpflanzen (Schmidt *et al.* 2011), wie auch eine Regression zwischen dem Anteil von Kategorie 1.1 und der mittleren Licht-Zahl nach Ellenberg zeigt ($R^2 = 0{,}72$, $p < 0{,}001$). Einen gegenüber anderen Umweltfaktoren dominierenden Einfluss der Kronendichte auf die Zusammensetzung der Bodenvegetation konnten Verheyen *et al.* (2012) und Bernhardt-Römermann *et al.* (2015) aufzeigen. Neben den durch die Lichtverhältnisse vermittelten Effekten gibt es aber auch direkte Effekte der Trophie und des Grades der Waldbindung. Dies wird durch die Unterschiede zwischen den Buchenwaldgesellschaften (Luzulo-Fagenion und Galio odorati-Fagenion) angezeigt, bei denen angenommen werden kann, dass sich die Lichtverhältnisse nicht unterscheiden.

Die gefundene Tendenz der Zunahme des Artenreichtums mit den Nährstoffvorräten und pH-Werten der Böden bestätigt vorangegangene Untersuchungen zu nord- (Pärtel *et al.* 2004) und mitteleuropäischen Wäldern (Ewald 2003, Schuster & Diekmann 2003, Seidling 2005). Diese beruht vor allem auf dem Reichtum an kalkholden Arten (Ewald 2003). Zu beachten ist, dass die tatsächliche Nährstoffversorgung der Pflanzen bei steigenden pH-Werten nicht unbedingt mit dem Nährstoffvorrat korreliert, da sich Bindungsformen oder Oxidationsstufen der Nährelemente ändern können.

Im Gegensatz zu anderen Organismengruppen ist die Artenzahl an Gefäßpflanzen in bewirtschafteten Wäldern nicht niedriger als in unbewirtschafteten Naturwäldern (Paillet *et al.* 2010). Die Naturnähe des Waldes ist in Mitteleuropa somit kein Faktor, der den Artenreichtum an Gefäßpflanzen erhöht. Ein Maß für die Naturnähe der BZE-Standorte ist die Zusammensetzung der Baumschicht. In unserer Untersuchung zeigt sich ebenfalls die (nicht signifikante) Tendenz zu einer höheren Artenzahl in Fichtenforsten gegenüber Buchenwäldern. Auch Zerbe (1993) fand in Fichtenforsten eine höhere Anzahl an Gefäßpflanzen als in Buchenwäldern vergleichbarer Standorte. Weiterhin unterscheidet sich das Artenspektrum hinsichtlich ihrer Waldbindung zwischen diesen Waldgesellschaften. Beim Vergleich mesotropher Fichtenforste mit Waldmeister-Buchenwälder zeigt sich, dass letztere Gruppe einen höheren Anteil an Arten mit einer engen Bindung an den geschlossenen Wald aufweist, in den Fichtenforsten dagegen Arten der Waldsäume und -lichtungen vermehrt auftreten. Als mögliche Ursachen für ein vermehrtes Auftreten von Schlagflurarten in Fichtenforsten wurden von Härdtle *et al.* (2004) häufigere Störungen durch intensivere Pflegemaßnahmen wie Kalkung oder höhere N-Einträge vermutet. Auch Boch *et al.* (2013) führten höhere Artenzahlen in Wirtschaftswäldern gegenüber ungenutzten Wäldern auf Bewirtschaftungsmaßnahmen zurück. Ein vermehrtes Auftreten von N- und Störzeigern auf gekalkten Flächen wurde bereits von Kraft *et al.* (2003) in Nadelbeständen des Schwarzwaldes nachgewiesen. Bezüglich der N-Einträge konnten Dirnböck *et al.* (2014) zeigen,

dass bei Überschreitung kritischer Belastungsgrenzen durch die N-Deposition die Einwanderung von Nitrophyten begünstigt wird. Ein Zusammenhang von N-Belastung und Zusammensetzung der Krautschicht zeichnet sich im BZE-Datensatz nur für die Aufnahmen des Vaccinio-Piceenion ab. Hier nehmen sowohl die Anzahl der Nitrophyten als auch die der Arten der Waldsäume und -lichtungen mit der Differenz aus N-Deposition und N-Aufnahmekapazität der Waldökosysteme zu. Der Effekt auf montane Fichtenwälder erklärt sich daraus, dass der N-Eintrag durch die hohen Niederschläge im montanen Bereich relativ hoch ist, die N-Aufnahmekapazität des Baumbestands aufgrund der niedrigen Temperaturen dagegen eher gering. Weiterhin wurde im Gegensatz zu der Arbeit von Dirnböck *et al.* (2014) die Deposition an den BZE-Punkten nicht direkt gemessen, sondern als Hintergrundbelastung modelliert. Es kann angenommen werden, dass im montanen Bereich die modellierte Hintergrundbelastung eher der tatsächlichen Deposition entspricht, da hier die Wahrscheinlichkeit des Einflusses lokaler Emittenten geringer ist als im Tiefland. Auch wenn es eine relativ gute Korrelation zwischen gemessenen und modellierten Werten der N-Deposition gibt (Schaap *et al.* 2015), kann doch angenommen werden, dass die aus der Verwendung modellierter Werte resultierenden Unsicherheiten das Erkennen von Zusammenhängen zwischen modellierter Deposition und Vegetationsausprägung erschweren. Dies sollte auch bei der Interpretation von Ergebnissen berücksichtigt werden, die keinen direkten Effekt der N-Deposition auf Änderungen der Bodenvegetation finden (Bernhardt-Römermann *et al.* 2015, Verheyen *et al.* 2012). Es überrascht, dass sich in anderen montanen Waldgesellschaften im Gegensatz zum Vaccinio-Piceenion keine Auswirkung des N-Eintrags auf die Bodenvegetation zeigt. (Ewald *et al.* 2011) zeigten, dass in benachbarten montanen Waldgesellschaften das Auftreten von Arten der Waldsäume und -lichtungen verbreiteter ist als im Vaccinio-Piceenion. Daher kann vermutet werden, dass dort der Einfluss der Deposition auf deren Vorkommen durch andere Umwelteinflüsse überlagert wird.

9.3 Einfluss der Umwelt auf die Verteilung der Arten

Welches sind die hauptsächlichen Gradienten in der Artenzusammensetzung von Wäldern in Deutschland und durch welche Umweltvariablen lassen sie sich erklären? Die Antworten auf diese Fragen sind essentiell, um die Prozesse, die die Zusammensetzung der Pflanzendecke steuern, zu erkennen, ihre Vielfalt zu erhalten und ihren Informationsgehalt für die Bioindikation von Standorteigenschaften und Ökosystemleistungen zu nutzen. Die BZE II bietet die einzigartige Möglichkeit diese Fragen auf der Basis einer repräsentativen, statistisch fundierten Datenerhebung zu beantworten. Daraus leitet sich ab: Welche „driving forces“ (Klima, Luftverschmutzung) gefährden und verändern unsere Wälder? Methoden der multivariaten statistischen Ordination (z.B. Korrespondenzanalyse) ergänzen die Einteilung der Vegetation in Typen. Sie analysieren den Zusammenhang von Vegetation und Standort.

9.3.1 Datenvorverarbeitung

Zur Verwaltung der Daten wurde die Vegetationsdatenbank WeiVegBase (Fischer *et al.* 2014) eingesetzt. Die Analyse der Daten erfolgte mit dem Statistik Packet R (R Development Core Team 2015) und dem Zusatzmodul vegan (Oksanen *et al.* 2011) und corrplot (Wei & Simko 2016). Da die Kleinarten von den Kartierteams mit unterschiedlicher Genauigkeit bestimmt worden waren, wurden sie für alle multivariaten Auswertungen auf Basis der Referenzliste GermanSL (Jansen & Dengler 2008) zu Aggregaten zusammengefasst.

Auswahl der Schichten

Die Artzusammensetzung der Baumschicht spiegelt oft mehr die forstliche Nutzung als die Standortverhältnisse wider. Moose wurden nicht in allen Bundesländern mit Mengenangaben erhoben. Deshalb blieben Baum- und Moosschicht bei der Auswertung unberücksichtigt. Die multivariate statistische Analyse der Vegetationsdaten konzentriert sich auf die Kraut- und Strauchschicht.

Transformation der Vegetationsdaten

Die Vegetationsdaten (Deckungsanteile der einzelnen Pflanzenarten in den Probeflächen) wurden von verschiedenen Bearbeitern durch visuelle Schätzung erhoben. Verschiedene Bearbeiter liefern bekanntermaßen individuelle Schätz-Charakteristiken. Zudem sind die Werte statistisch gesehen extrem schief verteilt (Schiefe = 5,1). Aus diesen Gründen ist es unumgänglich die Deckungswerte für multivariate Analysen zu transformieren. Hier fand die Gewichtung der Deckungen nach Pudlatz (1975) mit einer Potenz von 2×10^{-11}Anwendung, welcher einer Präsenz-Absenz-Transformation sehr nahe kommt.

Maskieren von Arten mit geringer Stetigkeit

Bei der Korrespondenzanalyse ist das Gewicht einer einzelnen Art in der Analyse proportional zur Summe ihrer Deckungswerte. Nach Pudlatz- oder Präsenz-Absenz-Transformationen entspricht die Summe der Deckungswerte näherungsweise der Stetigkeit der Art (ter Braak & Šmilauer 2002). Arten mit geringer Stetigkeit tragen daher kaum zur Ähnlichkeitsstruktur bei. Sie beinhalten in der Summe aber ein beträchtliches Rauschen, das die eigentlichen Strukturen in den Daten überdecken kann. Arten mit geringer Stetigkeit sollten daher von den multivariaten Analysen ausgeschlossen werden. Arten mit einer Stetigkeit von weniger als 1 % wurden deshalb für die Analysen maskiert.

9.3.2 Voruntersuchungen zur Struktur der Vegetationsdaten

DCA zur Bestimmung der Gradientenlänge

Zur Ordination von Vegetationsdaten werden je nach Länge des analysierten Gradienten zwei statistische Modelle eingesetzt (ter Braak 1987): Das lineare Modell (Hauptkomponentenanalyse)

und das unimodale Modell (Korrespondenzanalyse). Die Gradientenlänge wurde mit einer „Trendbereinigten Korrespondenzanalyse“ (detrended correspondance analysis, DCA) bestimmt. Der BZE II-Datensatz hat eine Gradientenlänge von 4,7. Diese überschreitet weit den Grenzwert von 2,0. Deshalb ist die Korrespondenzanalyse die geeignete Methode (ter Braak 1987).

Outlier-Analyse

Bei Ausreißern handelt es sich um Beobachtungen, die den generellen Trend in den Daten völlig verfälschen können. Sie müssten also – wenn solche Ausreißer vorhanden wären – aus der Analyse ausgeschlossen werden. Die Korrespondenzanalyse ist ein sensibles Instrument zur Identifikation von Ausreißern im Datensatz (Wildi 1989). Arten mit geringer Stetigkeit wurden niedrig gewichtet („downweighting of rare species“, (ter Braak & Šmilauer 2002)).

Das Ergebnis der Korrespondenzanalyse wird graphisch in einem Streuungsdiagramm der Aufnahmen und Arten dargestellt. Die einzelnen Probepunkte sind so angeordnet, dass die Abstände zwischen den Punkten ihre Ähnlichkeit bezüglich der Artenzusammensetzung darstellen (Abb. I-9-7). Ausreißer wären in diesem Streuungsdiagramm als weit abseits von der Majorität der Probepunkte gelegene Extreme erkenntlich. Solche sind in diesem Diagramm jedoch nicht vorhanden, störende Ausreißer müssen also nicht eliminiert werden. Im Streuungsdiagramm der Arten (Abb. I-9-8) liegen Arten, die gemeinsam vorkommen, nahe beieinander. Die regelmäßige Verteilung der Arten weist ebenfalls auf eine Stichprobe, die frei von Ausreißern ist, hin.

Mit dem Streuungsdiagramm der Aufnahmen korrespondiert das Streuungsdiagramm der Arten (Abb. I-9-8). Werden kleine Datensätze bearbeitet, können beide Diagramme als „Biplot“ in einem Diagramm dargestellt werden. Die Pflanzenarten stehen dann im Zentrum der Vegetationsaufnahmen, in denen sie vorkommen. Bei großen Datensätzen erstellt man aus Gründen der besseren Lesbarkeit aber besser separate Grafiken. Für die Interpretation legt man sie gedanklich übereinander.

Die Eigenwerte beschreiben die relative Bedeutung der einzelnen Achsen (Gradienten). Die Korrespondenzanalyse der BZE II-Vegetationsdaten ergab Eigenwerte auf den ersten vier Achsen von 0,38, 0,20, 0,17 und 0,15. Da 0,38 deutlich größer als die folgenden Eigenwerte ist, hat der Vegetationsdatensatz der BZE II einen dominierenden Gradienten. Es zeigt sich: die erste Achse (der Hauptgradient) ist auf der linken Seite gekennzeichnet von Arten, die eine gute Nährstoffversorgung und einen relativ hohen pH-Wert anzeigen wie z.B. Waldmeister (*Galium odoratum*, GALUODOH), Naturverjüngung der Esche (*Fraxinus excelsior*, FRAXEXCH) oder das Bingelkraut (*Mercurialis perennis*, MERC#PEH). Auf der rechten Seite des Diagramms finden sich dagegen Arten, die auf saurere, nährstoffarme Verhältnisse hindeuten, wie die Blaubeere (*Vaccinium mytrillus*, VACIMYRH), die Draht-Schmiele (*Deschampsia flexuosa*, DESCFLEH) oder Naturverjüngung der Birke (*Betula alba* agg., BETU#ALH & BETU#ALS).

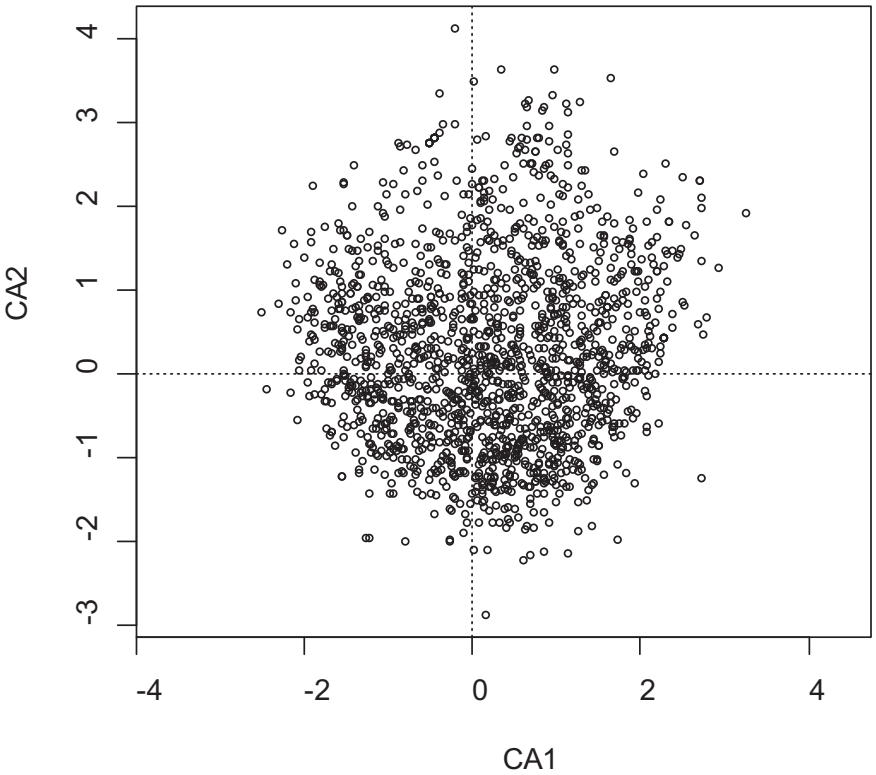

Abb. I-9-7: Streuungsdiagramm der Aufnahmen (Korrespondenzanalyse).

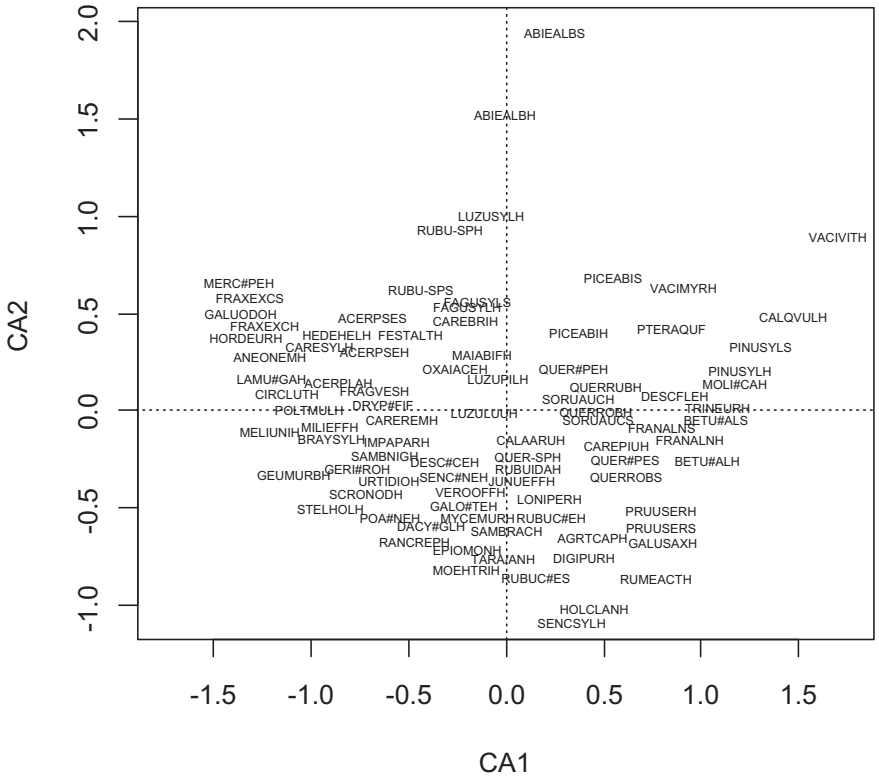

Abb. I-9-8: Streuungsdiagramm der Arten (Korrespondenzanalyse); (nur die Arten mit dem höchsten Gewicht).

9.3.3 Untersuchung der Art-Umweltbeziehung mittels kanonischer Korrespondenzanalyse (CCA)

Die Korrespondenzanalyse in Kapitel 9.3.2 zeigt, dass ein starker Gradient die Vegetation der Wälder beeinflusst. Jetzt stellt sich die Frage: Welche der gemessenen Umweltvariablen beeinflussen am stärksten die floristische Struktur unserer Wälder? Diese Frage kann mit der kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) beantwortet werden. Das ist die Erweiterung der einfachen Korrespondenzanalyse um eine multiple Regression (ter Braak & Šmilauer 2002). Die kanonische Korrespondenzanalyse analysiert die Datenmatrix der Pflanzenarten gleichzeitig mit der Matrix der Umweltvariablen.

Verfügbare Umweltvariablen

Für die Analysen wurden folgende Umweltvariablen auf ihr Potenzial, die Vegetationszusammensetzung zu erklären, getestet: der pH (Mittelwert der verschiedenen Tiefenstufen) gemessen in $CaCl_2$- und KCl-Lösung sowie in wässriger Suspension und die Bodenparameter (Vorrat im Gesamtprofil) organischer Kohlenstoff (C_{org}), Karbonat (C_{co3}), Gesamt-N (N_{ges}), Kohlenstoff-Stickstoff-Verhältnis (C/N), austauschbares Calcium (Ca), Kalium (K), Magnesium (Mg), Natrium (Na), Aluminium (Al), Mangan (Mn), Protonen (H^+), Eisen (Fe), die Kationenaustauschkapazität (KAK), die Basensättigung (BS) sowie der Gesamt-P-Vorrat bis 10 cm Tiefe (as_P) und das Kohlenstoff-Phosphor-Verhältnis (C/P). Ferner wurden die klimatischen Parameter mittlere Jahrestemperatur (Temp) und mittlere, jährliche Niederschlagsummen (Nied) sowie die Höhe (Altitude) genutzt. Von den zur Verfügung stehenden Klimadaten (1961 bis 2010) wurden Mittelwerte der letzten 30 Jahre gebildet, wie es in der Klimatologie üblich ist. Probepunkte, die fehlende Werte enthalten, mussten weggelassen werden. Das reduzierte den Stichprobenumfang auf 1701.

Überprüfung der pH-Werte

Der pH-Wert des Bodens wurde mit drei verschiedenen Methoden bestimmt: In wässriger Suspension sowie in KCl- und $CaCl_2$-Suspension. Diese drei Werte sind hochgradig korreliert, daher darf nur einer von ihnen in die Analyse einbezogen werden. Wir haben mit der Methode „Vorabauswahl der Umweltfaktoren“ („forward selection of environmental variables“) des Programms CANOCO (ter Braak & Šmilauer 2002) getestet, welche der drei Varianten die Vegetation am besten erklärt. Die Kenngröße „extra fit“ ist ein Maß für die Verbesserung des Modells durch die Hinzunahme der jeweiligen Variablen. Es zeigte sich, dass den besten „extra fit“ der pH(H_2O) mit 0,15 hat, gefolgt von pH($CaCl_2$) mit 0,14 und pH(KCl) mit 0,10. Rein formal ist die beste pH-Variante der in wässriger Suspension gemessene Wert. Der in $CaCl_2$-Suspension gemessene Wert ist aber nur geringfügig niedriger. Da der in wässriger Suspension gemessene Wert stärker von jahreszeitlichen Schwankungen beeinflusst wird, haben wir für die folgenden Analysen den in $CaCl_2$-Suspension bestimmten pH-Wert benutzt.

Bivariate Korrelationen

Für die ausgewählten Umweltvariablen wurden bivariate Korrelationen (Pearson, Irrtumswahrscheinlichkeit 1 %) gerechnet und grafisch aufbereitet, um die Beziehung der Umweltvariablen zueinander zu zeigen (Abb. I-9-9). Dabei zeigt es sich, dass die Höhe stark mit klimatischen Parametern korreliert: stark positiv mit Niederschlägen, stark negativ mit Temperatur. Weniger starke, aber signifikante negative Korrelationen bestehen mit dem C/N- Verhältnis und der nFK. Die Variablen, die die Nährstoffverhältnisse beschreiben, sind untereinander positiv und mit dem C/N-Verhältnis negativ korreliert. Besonders stark sind C_{org} und N_{ges} (0,89), der ph-Wert und die Basensättigung (0,77) miteinander korreliert.

Varianzinflationsfaktor

Der Varianzinflationsfaktor (VIF) ist ein Maß für die Kollinearität der Variablen. Liegt er bei einer Variablen über ca. 10, so sind zwei Variablen so hoch korreliert, dass die Analyse numerisch instabil wird, und eine Interpretation der Ergebnisse nicht möglich ist. In solchen Fällen muss eine der beiden Variablen aus der Analyse ausgeschlossen werden. Den höchsten VIF haben der Gesamt-N (N_{ges}) und der organisch Kohlenstoff (C_{org}). Diese Variablen sind hoch korreliert. N_{ges} wurde deshalb nicht in die Analyse einbezogen.

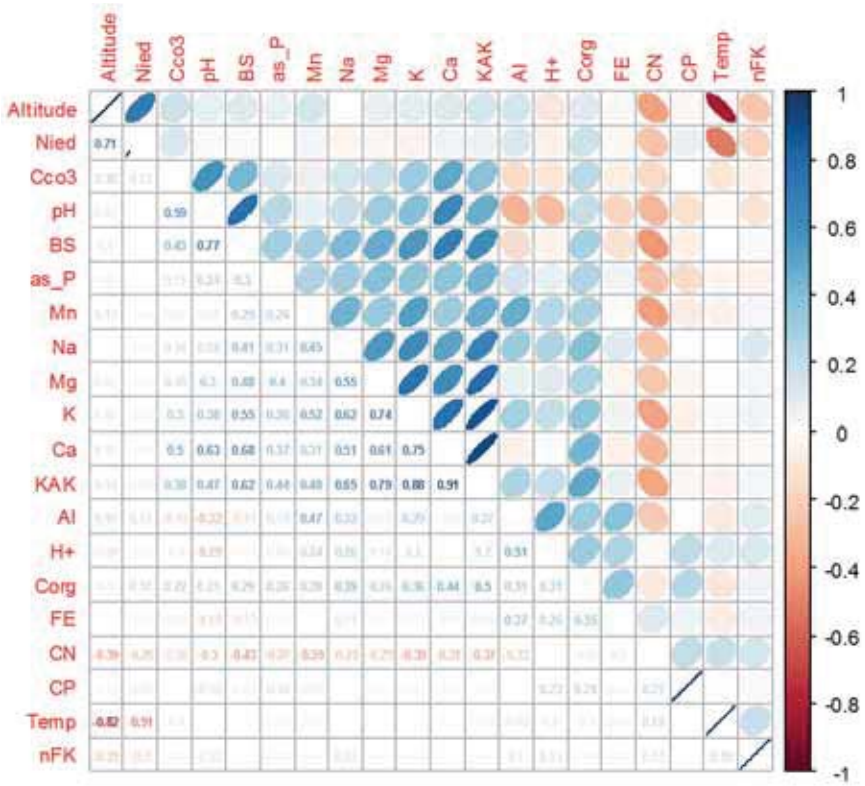

Abb. I-9-9: Korrelationsmatrix der Umweltvariablen; signifikante Korrelation rot bzw. blau; leere Felder nicht signifikant.

Statistische Vorab-Auswahl der relevanten Umweltparameter

Mithilfe der R-Funktion step wurden analog zu einer schrittweisen multiplen Regression die besten Umweltvariablen für das Modell (Kanonische Korrespondenzanalyse) nach der AIC-Statistik ausgewählt. Die Korrelationen der so ausgewählten Variablen mit den von den Artdaten abgeleiteten Ordinationsachsen sind in Abbildung I-9-10 grafisch dargestellt („inter-set correlation“, ter Braak & Šmilauer (2002)).

Das Ergebnis der CCA

Die Summe aller uneingeschränkten Eigenwerte („unconstraint inertia“, das Maß für die Variabilität des Datensatzes) beträgt 6,0. Die Summe der durch die Umweltvariablen eingeschränkten Eigenwerte („constraint inertia“: das Maß für die durch die Umweltvariablen erklärte Variabilität) ergibt 0,55. Knapp 10 % der Variabilität der 238 Arten sind also durch die 15 Umweltvariablen erklärt. Der Eigenwert der ersten Achse beträgt 40 %, der Eigenwert der zweiten Achse beträgt 19 % der erklärten Variabilität. Die kumulative, prozentuale Varianz der Art-Umwelt-Beziehung erreicht auf der 2. Achse bereits fast 60 %. Der Großteil der Struktur der Vegetation kann also in den ersten zwei Achsen dargestellt werden.

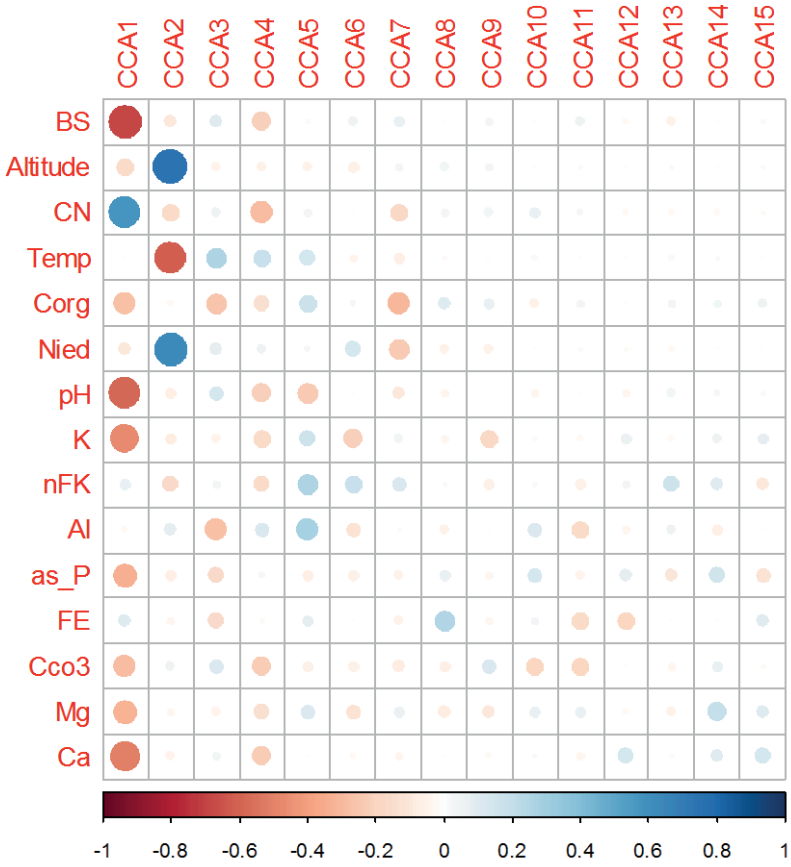

Abb. I-9-10: Bivariate Korrelation (inter-set correlation) der ausgewählten Umweltvariablen mit den Ordinationsachsen (CCA1-CCA15).

Die Abbildungen I-9-10, I-9-11 und I-9-12 zeigen, dass die Hauptinformation auf den ersten zwei Achsen liegt. Mit der ersten Achse sind die Basensättigung, pH, Kalium, Gesamtphosphat, Carbonat, Magnesium und Calcium negativ und das C/N-Verhältnis positiv korreliert. Sie repräsentiert einen Nährstoffgradienten. Senkrecht auf diesem ersten Gradienten stehen die Klimavariablen mit zunehmender Höhe über dem Meer und Niederschlag nach oben (positive Korrelation mit der zweiten Achse), sowie zunehmender Temperatur nach unten (negative Korrelation mit der zweiten Achse).

Das Streuungsdiagramm der Arten (Abb. I-9-12) wird, wie bei der Korrespondenzanalyse, zusammen mit dem Streuungsdiagramm der Umweltfaktoren als Biplot interpretiert. Links im Diagramm stehen Arten, die für eine gute Basenversorgung und einen hohen pH Wert sprechen, wie der kriechende Günsel (*Ajuga reptans*, AJUGREPH), der Waldmeister (*Galium odoratum*, GALUODOH) oder die *Walderdbeere* (Fragaria vesca, FRAGVESH). Rechts im Diagramm, d.h. am "sauren" Ende des Gradienten stehen Arten, die dafür bekannt sind, niedrige pH-Werte anzuzeigen, wie die Blaubeere (*Vaccinium myrtillus*, VACIMYRH), die Preiselbeere (*Vaccinium vitis-ideae*, VACIVITH) oder die Besenheide (*Calluna vulgaris*, CALQVULH). Auf der zweiten Achse oben finden sich entsprechend dem Temperaturgradienten montane Arten wie die Naturverjüngung der Tanne (*Abies alba*, ABIEALBH, ABIEALBS), oder das Hain-Greiskraut (*Senecio nemorensis*, SENC#NEH). Unten stehen Arten der tieferen Lagen wie die Stieleiche (*Quercus robur*, QUERROBS) und die späte Traubenkirsche (*Prunus serotina*, PRUUSERHS).

Diskussion

Die Wälder beherbergen einen bedeutenden Teil der Biodiversität in Deutschland. 41 % der in Deutschland vorkommenden Gefäßpflanzen, 58 % der Moose und 51 % der Flechten finden sich in deutschen Wäldern (Schmidt *et al.* 2011). Die Verteilung dieser Arten im Raum ist nicht zufällig, sondern von den Umweltfaktoren abhängig, die die Vegetation beeinflussen. Der Datensatz der BZE II, bei dem erstmals in Deutschland in einer großen, repräsentativen Stichprobe sowohl bodenkundliche Parameter als auch Vegetationsaufnahmen (Artenlisten von Probeflächen mit Mengenangaben) erhoben wurden, bot die einzigartige Möglichkeit, diese Zusammenhänge zu analysieren.

Es zeigt sich, dass die Vegetation der Wälder in erster Linie von den Nährstoffverhältnissen beeinflusst wird. Hier spielt insbesondere die Basensättigung und der pH-Wert eine herausragende Rolle, wobei der pH-Wert ein Indikator für die Verfügbarkeit der Nährionen Ca, Mg und K sowie für die biologische Aktivität des Bodens (Geschwindigkeit des Abbaus organischer Substanz) ist. Die klimatischen Variablen (Meereshöhe, Niederschlag, Temperatur) stellen ein zweites, unabhängiges Set von Umweltvariablen dar.

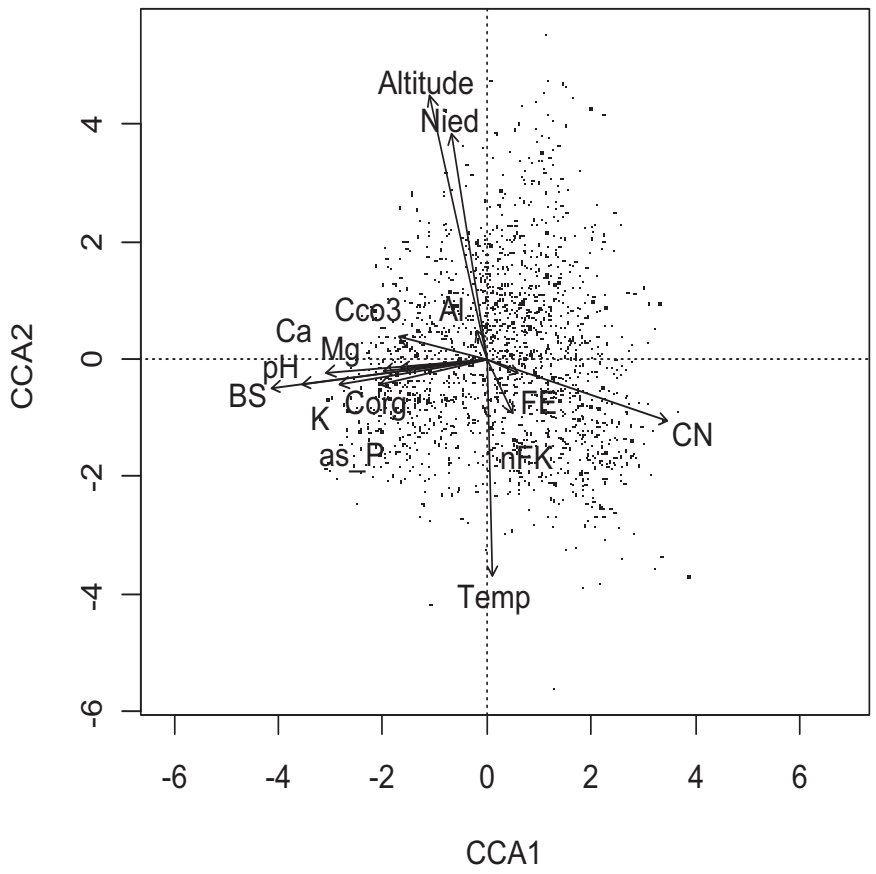

Abb. I-9-11: Streuungsdiagramm der Umweltvariablen (Kanonische Korrespondenzanalyse).

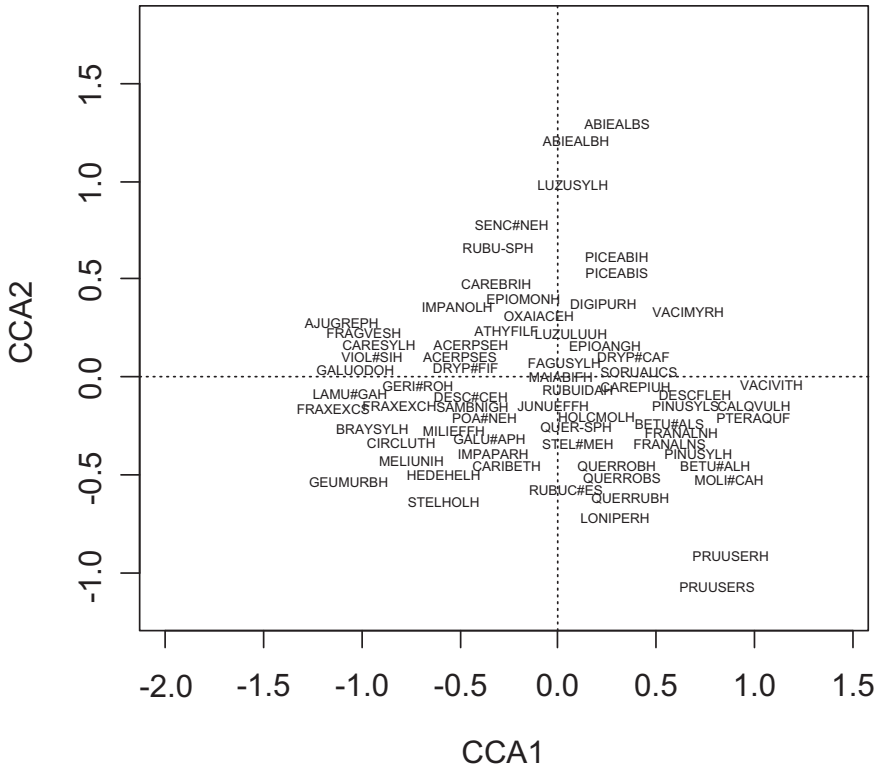

Abb. I-9-12: Streuungsdiagramm der Arten (Kanonische Korrespondenzanalyse).

Während der hohe Stichprobenumfang und die systematische Anordnung der BZE-Punkte enorme Vorteile für das Erkennen von regionalen Mustern geben, ist zu bedenken, dass in der Landschaft seltene und oft ökologisch extreme Waldstandorte wie Moore, Schluchtwälder, Felshänge und Auen gleichwohl nur schwach vertreten sind. Das Potenzial der BZE, die Artengemeinschaften und Umweltbedingungen solcher Sonderstandorte sowie die Beziehungen zwischen beiden zu erforschen, ist deshalb begrenzt. Eine gezielte Verdichtung der Stichprobe wäre aufschlussreich und informativ und würde diese Begrenzung überwinden.

Beide Variablengruppen, die edaphischen wie die klimatischen, unterliegen aktuell globalen Veränderungen, die durch den Menschen verursacht sind. Die Temperaturen steigen, man befürchtet Erhöhungen von bis zu 6 °C. Das wird sich natürlich auch auf die räumliche und zeitliche Verteilung der Niederschläge auswirken. Die Vegetation wird darauf reagieren, wenn auch Veränderungen im Wald im Moment noch(!) kaum sichtbar sind (Jantsch *et al.* 2013). Das erklärt sich durch die Langlebigkeit vieler Waldarten; ist eine Art erst einmal da, verschwindet sie nicht so schnell. Dieser Effekt kann aber zu einer umso gravierenderen Veränderung in naher Zukunft führen (Fischer *et al.* 2013). Auch die Bodennährstoffe unterliegen durch atmosphärische Einträge anthropogenen Veränderungen. Pflanzenarten und Lebensraumtypen, die an nährstoffarme Verhältnisse angepasst sind, sind akut bedroht. Die Flechtenkiefernwälder beispielsweise sind in Deutschland bereits zu über 90 % verschwunden. Nur durch gezielte Maßnahmen sind diese gesetzlich geschützten Biotope im Moment zu erhalten (Fischer 2015).

9.4 Standortsamplitude der Waldgesellschaften

9.4.1 Klima, Substrat, Bodentyp und Humusform

Klima

Bei der Verteilung der mittleren Temperatur und des mittleren Jahresniederschlags treten die Waldgesellschaftsgruppen der montanen und subalpinen Höhenstufe Vaccinio-Abietenion, Vaccinio-Piceenion und Galio odorati-Fagenion (montane Ausprägung) deutlich gegenüber den übrigen Gesellschaften hervor (Abb. I-9-13). Darüber hinaus zeichnen sich die Standorte des Quercenion robori-petraeae und des Carpinion durch höhere Temperaturen im Vergleich zum Luzulo-Fagenion und dem Galio odorati-Fagenion aus. Die Niederschläge sind im Vergleich zu den Standorten des Luzulo-Fagenion geringer; zum Galio odorati-Fagenion ergeben sich keine signifikanten Unterschiede. Ebenfalls höhere Temperaturen und, im Vergleich zu den Buchenwaldgesellschaften, niedrigere Niederschläge lagen an den Standorten der Kiefernforsten und des Dicrano-Pinion vor. Fichtenforste zeichnen sich dagegen gegenüber den Buchenwaldgesellschaften durch höhere Niederschläge und niedrigere Temperaturen aus. Laubwaldforste wiederum haben höhere Temperaturen und niedrigere Niederschläge verglichen mit den Buchenwaldstandorten. Es sei an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass die Temperatur- und Niederschlagswerte nicht vor Ort gemessen wurden, sondern anhand

homogenisierter Zeitreihen des DWD-Messnetzes interpoliert wurden (Ziche & Seidling 2010). Reliefbedingte Modifikationen des Standortklimas, die z.B. bei trockenen Kalk-Buchenwäldern (Cephalanthero-Fagenion) oder dem Vaccinio-Piceenion einen Einfluss haben können, wurden dabei nicht berücksichtigt.

Substrat

Der Buchenwald-Anteil steigt, wie der Laubwaldanteil insgesamt, von basenarmen zu basenreichen Substraten an (Abb. I-9-14). Auf basenarmen Lockergesteinen nehmen Buchenwälder 8 % der BZE-Punkte ein, auf Böden aus verwittertem Karbonatgestein sind es 44 %. Gleichzeitig verschieben sich die Anteile zwischen den Unterverbänden Galio odorati-Fagenion und Luzulo-Fagenion. Während auf basenarmen Locker- und Festgesteinen das Luzulo-Fagenion dominiert, gelangt in den Substratgruppen Tieflandböden aus Lösslehmen, Böden aus verwittertem Karbonatgestein und basisch-intermediäre Böden aus Festgestein das Galio odorati-Fagenion zur Vorherrschaft. Trockene Kalkbuchenwälder sind fast ausschließlich auf Böden aus verwittertem Karbonatgestein anzutreffen.

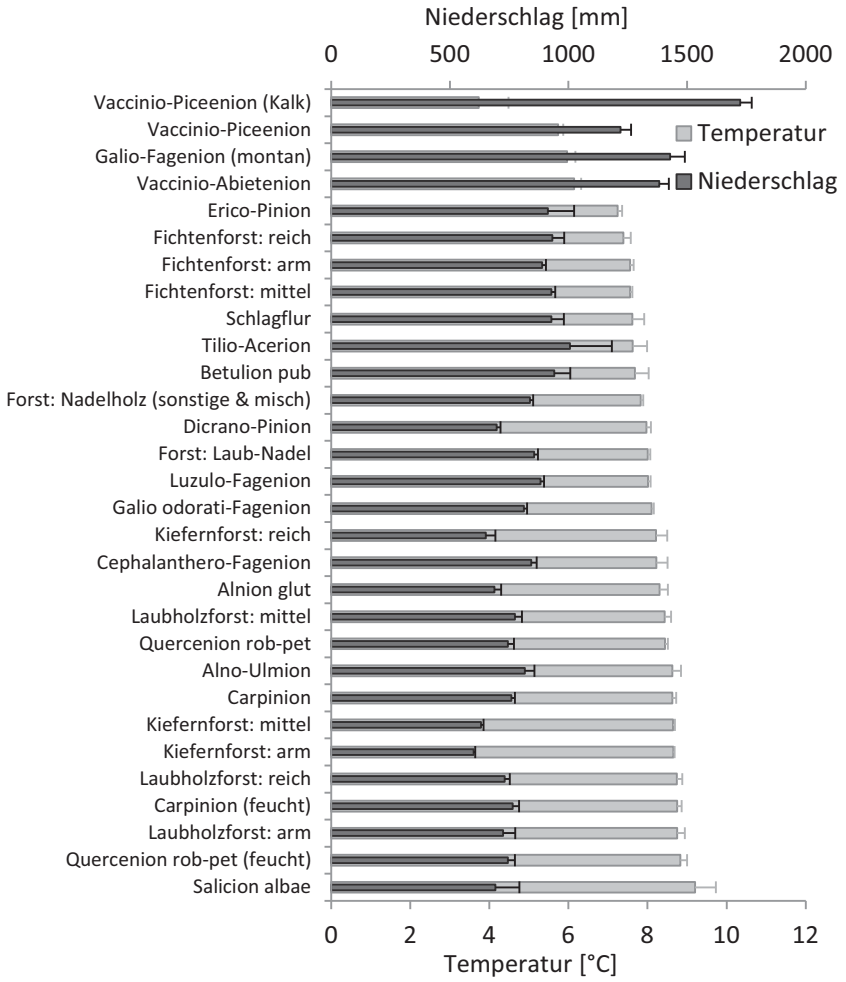

Abb. I-9-13: Temperatur und Niederschlag an den Standorten der Waldgesellschaften.

Der Anteil naturnaher Waldgesellschaften ist auf den organischen Böden mit 65 % sowie in den Alpen und auf Böden aus verwittertem Karbonatgestein mit jeweils 57 % vergleichsweise hoch. Am niedrigsten fällt er auf basenarmen Lockergesteinen mit 21 % aus. Dies ist vor allem dem hohen Anteil an Kiefernforsten von 49 % geschuldet.

Um die Präferenz von Vegetationseinheiten zu Bodensubstratgruppen zu untersuchen, werden im Folgenden die Anteile der Bodensubstratgruppen innerhalb der Vegetationseinheiten der Gesamtverteilung der Bodensubstratgruppen (Kap. 3) gegenübergestellt. Es wird jeweils getestet, ob der Anteil einer Substratgruppe innerhalb einer Vegetationseinheit von dem Anteil der Substratgruppe an der Grundgesamtheit abweicht.

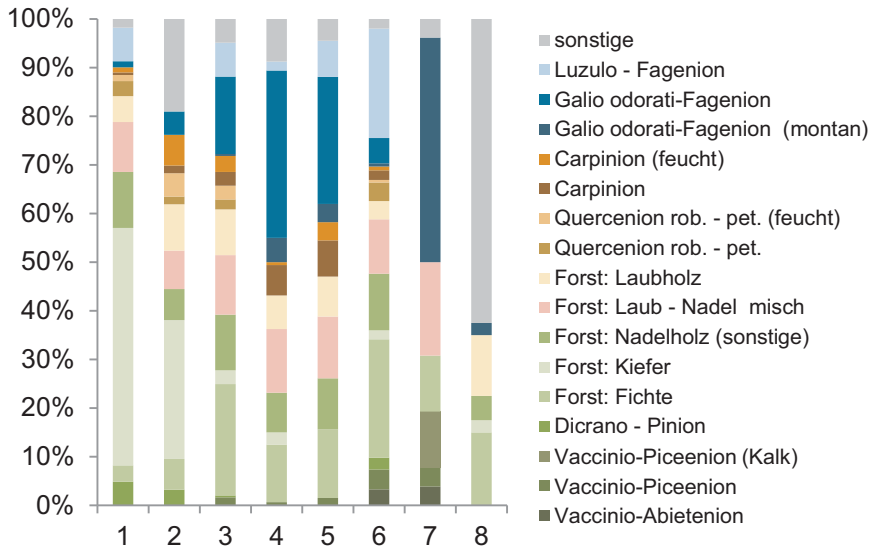

Abb. I-9-14: Anteile der Waldgesellschaften in den einzelnen Substratgruppen, mit 1 = Böden aus basenarmen Lockergestein, 2 = Semiterrestrische Böden breiter Flusstäler, 3 = Tieflandböden aus Lösslehmen, 4 = Böden aus verwittertem Karbonatgestein, 5 = Böden aus basisch-intermediären Festgestein, 6 = Böden aus basenarmen Festgestein, 7 = Böden der Alpen, 8 = Moore und Anmoore, zur pflanzensoziologischen Eingruppierung der Waldgesellschaften siehe Kapitel 9.2.2 und Tabelle I-9-1.

Das Luzulo-Fagenion hat seinen Verbreitungsschwerpunkt auf basenarmen Ausgangssubstraten. 75 % der Luzulo-Fagenion-Wälder kommen auf basenarmen Festgesteinen vor. Weitere 12 % kommen auf basenarmen Lockergesteinen vor, wobei hier der Anteil allerdings unter dem Durchschnitt liegt. Dagegen findet sich das Galio odorati-Fagenion auf basenreichen Ausgangssubstraten. Wälder dieses Unterverbandes kommen mit 31 % am häufigsten auf Böden aus verwittertem Karbonatgestein vor. Auf Tieflandböden aus Lösslehmen sind es 22 % und auf basisch-intermediären Böden aus Festgestein 20 %. Der Anteil auf basenarmen Festgesteinen ist mit 23 % ebenfalls hoch, liegt aber unter dem Erwartungswert.

Das Quercenion robori-petraeae in der frischen bis mäßig trockenen Ausprägung findet sich mit 62 % vermehrt auf basenarmem Festgestein. 26 % wachsen auf basenarmem Lockergestein und 11 % auf Tieflandböden aus Lösslehm. Diese Werte entsprechen aber der Verteilung der Substratgruppen. Die feuchte Ausprägung des Quercenion robori-petraeae findet sich mit 37 % vermehrt auf Tieflandböden aus Lösslehmen und mit 16 % auf semiterrestrischen Böden breiter Flusstäler. Im statistischen Rahmen befinden sich die Anteile auf Böden aus basenarmem Festgestein mit 26,3 % und basenarmem Lockergestein mit 21 %. Die frische bis mäßig trockene Ausprägung des Carpinion findet sich mit je 22 % vermehrt auf Böden aus verwittertem Karbonatgestein und Böden aus basisch-intermediärem Festgestein. Weiterhin wachsen, entsprechend der Verteilung der Substratklassen, 33 % auf Böden aus basenarmem Festgestein und 16 % auf Tieflandböden aus Lösslehm. Die feuchte Ausprägung des Carpinion kommt zu 38 % auf Tieflandböden aus Lösslehm, 17 % auf Böden aus basisch-intermediärem Festgestein und 14 % auf semiterrestrischen Böden breiter Flusstäler vor. 21 % liegen auf Böden aus basenarmem Festgestein. Dieser Anteil ist allerdings niedriger als der Erwartungswert.

Naturnahe Fichten- bzw. Fichten-Tannenwälder (Vaccinio-Piceenion, Vaccinio-Abietenion) haben mit 75 % bzw. 96 % ihren Verbreitungsschwerpunkt auf Böden aus basenarmem Festgestein. Karbonat-Fichtenwälder kommen ausschließlich auf den Böden der Alpen vor. Montane Buchenwälder des Galio odorati-Fagenion finden sich zu 36 % auf den Böden der Alpen, zu 24 % auf Böden aus verwittertem Karbonatgestein und 15 % auf Böden aus basisch-intermediärem Festgestein. 15 % kommen ebenfalls auf Böden aus basenarmem Festgestein vor. Dieser Wert liegt unter dem statistischen Erwartungswert.

Naturnahe, beerstrauchreiche Kiefernwälder des Dicrano-Pinion finden sich mit 46 % vermehrt auf Böden aus basenarmem Lockergestein. Ebenso groß, aber entsprechend der Verteilungswahrscheinlichkeit, ist der Anteil auf Böden aus basenarmem Festgestein. Kiefernforste haben mit 81 % ihren Schwerpunkt auf Böden aus basenarmem Lockergestein. Der Hauptteil der Fichtenforste stockt mit 60 % auf Böden aus basenarmem Festgestein, der Anteil aus basenarmem Lockergestein ist mit 4 % stark verringert. 18 % der Fichtenbestände stocken auf Tieflandböden aus Lösslehm. Mit je 6 % auf Böden aus verwittertem Karbonatgestein und aus basisch-intermediärem Festgestein ist ein Teil auch auf reicheren Substraten angebaut worden (nicht signifikant abweichend). Laubholzforste finden sich mit 21 % vermehrt auf Tieflandböden aus Lösslehm und vermindert auf Böden aus basenarmem Festgestein mit 27 %. Laubholz-/Nadelholz-Mischforste und sonstige Nadelholzforste sind entsprechend der Substratverteilung verteilt.

Bodentyp

Insgesamt wurden an 53 % der BZE-Punkte Braunerden gefunden. Über diesem Durchschnitt lagen das Luzulo-Fagenion und das Querencion robori-petraeae (frisch bis mäßig trockene Ausprägung) mit jeweils 72 % Braunerden, sowie Fichten- bzw. Kiefernforste mit 64 % bzw. 60 % Braunerden. Signifikant unterdurchschnittlich viele Braunerden lagen an Standorten des Galio odorati-Fagenion mit 32 %, des montanen Galio odorati-Fagenion mit 27 %, sowie den feuchten

Ausprägungen des Querencion robori-petraeae und Carpinion mit 26 % und 24 % vor. Ebenfalls unterdurchschnittlich, bzw. bei null, gibt es Braunerden in Auen-, Moor- und Bruchwäldern.

Podsole lagen an 7 % der BZE-Punkte vor. Überproportional viele Podsole wiesen das Vaccinio-Abietenion (20 %), das Dicrano-Pinion (32 %), Kiefernforste (17 %) und sonstige Nadelholzforste (13 %) auf.

Fahlerden und Regosole lagen mit 4 % und 5 % überdurchschnittlich unter Kiefernforsten vor. Parabraunerden kamen mit 24 % gehäuft unter dem Galio odorati-Fagenion vor. Innerhalb des Galio odorati-Fagenion kamen die Parabraunerden v.a. im Galio odorati-Fagetum mit 30 % vor.

Rendzinen und Terra fuscae kamen überproportional unter dem Galio odorati-Fagenion mit 11 % und 9 % sowie seiner montanen Ausprägung mit 9 % und 6 % vor. Innerhalb des Galio odorati-Fagenion kamen die Rendzinen und Terra fuscae vor allem im Hordelymo-Fagetum mit 33 % und 19 % vor. Auch unter den nur in geringer Zahl vorgefundenen Vegetationstypen Erico-Pinion und Cephalanthero-Fagenion kamen diese Bodentypen überdurchschnittlich, bzw. ausschließlich vor. Unter der frischen bis mäßig trockenen Ausprägung der Eichen-Hainbuchenwälder kamen Terra fuscae mit 15 % ebenfalls gehäuft vor.

Für die Bodenfeuchtigkeit wurden zunächst alle vorkommenden Bodentypen mit Hydromorphie-Merkmalen von den übrigen Bodentypen abgetrennt und gruppiert. Dazu wurden entsprechend der Hauptbodentypengruppen Gleye (GG), Pseudogleye (SS, SH, SG) die Gruppen „Grundwasser“, bzw. „Stauwasser“ gebildet. Auenböden bildeten die eigene Gruppe „Aue“. Nassgleye (GN), Anmoorgleye (GM) und Moorgleye (GH) wurden mit den Moorböden in die Gruppe „nass“ gestellt. Vererdete Moorböden (KV, KM, KH) kamen in eine eigene Gruppe („vererdet“). Subtypen mit Stau- und Grundwassereinfluss wurden in die Gruppen terrestrisch-Stauwassereinfluss bzw. terrestrisch-Grundwassereinfluss gestellt.

Insgesamt 28,9 % der Böden wiesen mit dem Vorhandensein von Grund- und Stauwasserhorizonten, organischen Horizonten und als Auenböden Hydromorphie-Merkmale auf. Die Vegetation unterschied sich dabei anhand ihrer Feuchtezahl von Böden, die keine Hydromorphiemerkmale aufweisen („oh. hydr. Merkmale“, Abb. I-9-15). Die Streuung ist dabei relativ hoch, da die Wasserverfügbarkeit am Standort nicht alleine von den rezenten Bodeneigenschaften abhängt. Neben Bodeneigenschaften spielen dabei Klima und Relief eine Rolle und haben einen Einfluss auf die Zusammensetzung der Bodenvegetation und der daraus resultierenden Feuchtezahl (Häring *et al.* 2013). Es zeigt sich, dass das Vorkommen feuchtebeeinflusster Waldgesellschaften mit dem Vorkommen hydromorpher Böden korrespondierte. So kamen die Waldgesellschaften der Quercenion robori-petraeae (feucht), Carpinion (feucht), Salicion albae, Betulion pubescentis, Alno-Ulmion und Alnion glutinosae vermehrt (Chi^2-Test, $p < 0{,}05$) bzw. ausschließlich auf hydromorphen Böden vor. Dagegen waren die Anteile des frischen bis mäßig trockenen Carpinion, des Dicrano-Pinion und der Kiefernforste auf hydromorphen Böden geringer als der Erwartungswert.

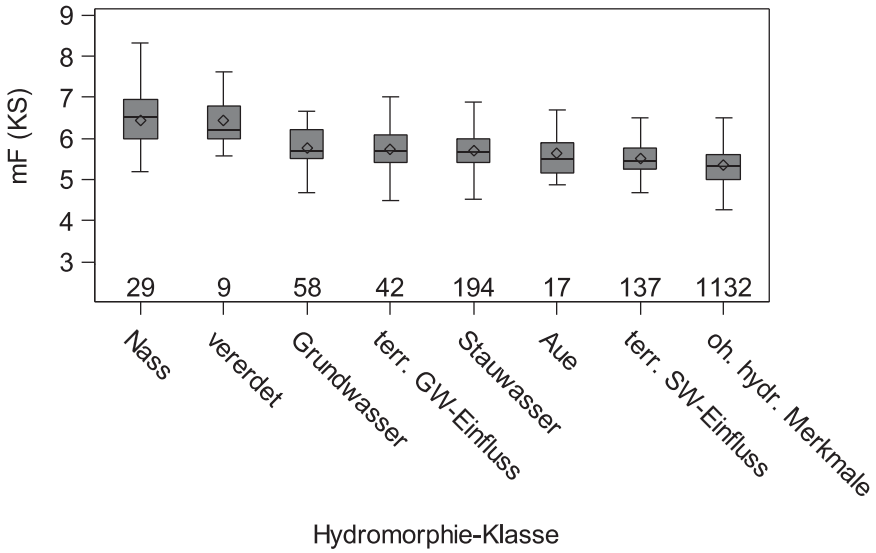

Abb. I-9-15: Vergleich der mittleren ungewichten Feuchte-Zahl nach Ellenberg *et al.* (2001) nach Hydromorphie-Klassen. Zur Eingruppierung siehe Text, Zahlenangaben = Anzahl pro Gruppe.

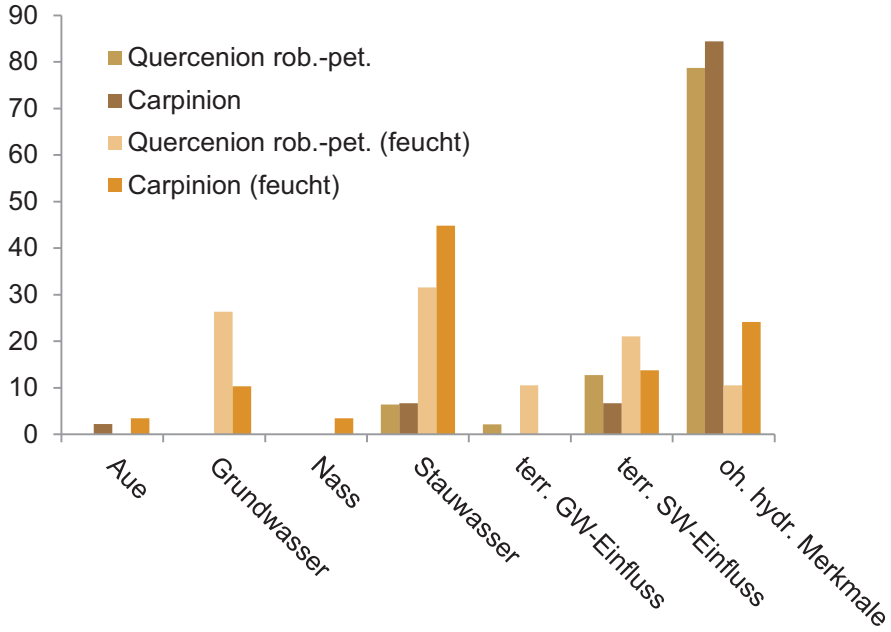

Abb. I-9-16: Anteile Grund- und Stauwasser-beeinflusster Böden, sowie Auen- und organischer Böden an den Standorten des Quercenion robori-petraeae und des Carpinion. Zur Einteilung der einzelnen Klassen siehe Text.

Das Quercenion robori petraeae in der feuchten Ausprägung kam dabei mit 53 % und 32 % gehäuft auf stau- und grundwasserbeeinflussten Böden vor (Abb. I-9-16). Der feuchten Ausprägung des Carpinion zugehörige Wälder standen zu 59 % und 10 % auf stau- und grundwasserbeeinflussten Böden.

Humusform

An den Standorten des Galio odorati-Fagenion finden sich mit 84 % besonders häufig Mull-Auflagen. Der Mull-Anteil ist dabei im Hordelymo-Fagetum höher als im Galio odorati-Fagetum. Das Hordelymo-Fagetum hat zu 19 % typischen Mull und zu 75 % F-Mull. Allerdings erreichen auch Standorte des Unterverbands Luzulo-Fagenion mit 34 % überproportional viele F-Mull-Auflagen. Das Luzulo-Fagenion liegt auch beim mullartigen Moder mit 15 % und beim feinhumusreichen Moder mit 21 % über dem Durchschnitt. 17 % der Wälder des Luzulo-Fagenion und damit ein durchschnittlicher Anteil haben feinhumusarme Moder-Auflagen. Ebenfalls einen Schwerpunkt bei den Mull (inkl. F-Mull)-Auflagen hat das Carpinion mit 89 % mit seiner frischen bis mäßig trockenen Ausprägung bzw. 80 % mit seiner feuchten Ausprägung. Moder-Auflageformen sind hier unterproportional vertreten. Die feuchte Ausprägung des Quercenion robori-petraeae liegt beim feinhumusreichen Moder mit 37 % über dem Durchschnitt. Die übrigen Moder-Formen nehmen einen durchschnittlichen Anteil von 44 % ein. Bei der frischen bis mäßig trockenen Ausprägung des Quercenion robori-petraeae dominieren mit 53 % Moder-Formen und F-Mull, wobei diese Werte im statistischen Mittel liegen. Laubholzforste haben mit 27 % überproportional häufig Auflagen der Humusform typischer Mull. Die Anteile von F-Mull, mullartigem Moder und feinhumusarmen typischen Moder liegen mit 33 %, 15 % und 9 % im Durchschnitt.

Montane Fichtenwälder des Vaccinio-Piceenion weisen einen Schwerpunkt beim rohhumusartigen Moder mit 27 % und Rohhumus mit 24 % auf. Die übrigen Moderhumusformen haben einen Anteil von insgesamt 30 %. Dies liegt im Durchschnitt. Bei Fichtenforsten liegt der Anteil von typischen Moder-Auflagen mit 42 % und von rohhumusartigem Moder mit 15 % über dem Mittel. F-Mull-Auflagen erreichen einen unterdurchschnittlichen Anteil von 17 %. Die Auflagen beerstrauchreicher Kiefernwälder (Dicrano-Pinion) bestehen zu 27 % aus rohhumusartigem Moder und zu 24 % aus Rohhumus-Formen. Die übrigen Moder-Formen nehmen einen durchschnittlichen Anteil von 44 % ein. Die Auflagen der Gruppe der sonstigen Nadelwälder haben überproportionale Anteile bei typischem Moder mit 34 %, davon 21 % feinhumusarmer, bei rohhumusartigem Moder mit 13 % und bei Rohhumus mit 11 %.

Diskussion

Insgesamt werden bekannte Zusammenhänge beim Vergleich der Vegetation mit Substrat, Bodentyp und Auflagehumus bestätigt (AK Standortskartierung 2016, Ellenberg & Leuschner 2010, Härdtle *et al.* 2004). Insgesamt ist die Dichte der Vegetationsaufnahmen gering im Vergleich zu Arbeiten, die sich mit der vegetationskundlichen Charakterisierung einzelner Gebiete und Regionen beschäftigen oder einzelne Pflanzengesellschaften beschreiben. So können „überraschende“ Kombinationen von Boden und Vegetation nicht näher beleuchtet werden, da das Kollektiv zu klein ist. Das Besondere ist allerdings, dass zu jeder Vegetationsaufnahme der Bodentyp und das Substrat vor Ort angesprochen wurden und nicht Kartenmaterial entnommen wurde. Auffallend ist, dass fast ein Drittel der beprobten Standorte des Luzulo-Fagenion, der auch als Moder-Buchenwald bezeichnet wird, die Humusform F-Mull haben. Nach AK Standortskartierung (2016) wären allenfalls bessere Moder-Humusformen mit Übergängen zum

F-Mull zu erwarten. Daher sollte bei der Interpretation die zeitliche Dynamik berücksichtigt werden: Bei 80 % der als F-Mull ausgewiesenen Standorte wurden bei der BZE I Moderhumusformen angesprochen, davon 22 % als mullartiger Moder (MOM). Daraus ergeben sich die folgenden Schlussfolgerungen: Zum einen können zum hohen F-Mull Anteil im Luzulo-Fagenion methodische Ursachen beitragen, die auf Schwierigkeiten bei der Unterscheidung von F-Mull und MOM beruhen. Zum anderen scheinen sich aber auch die Humusformen verbessert zu haben. Dies geht einher mit einem Anstieg der pH-Werte im Auflagehumus und der obersten Schicht des Mineralbodens (Kap. 4) und einer Abnahme der Humusvorräte (Kap. 6) und kann auf einen Rückgang der bodenversauernden Einträge zurückgeführt werden.

9.4.2 Bodenchemische Standortsamplitude der Waldgesellschaften

Im folgenden Abschnitt werden die bodenchemischen Verhältnisse in den einzelnen Waldgesellschaften dargestellt. Die Auswertung des Zusammenhangs von Waldgesellschaften zur Bodenchemie erfolgt sowohl univariat (Tab. I-9-2 und Abb. I-9-17 bis I-9-19) als auch multivariat mittels kanonischer Diskriminanzanalyse (Abb. I-9-20). Bei der Diskriminanzanalyse wurden neben ausgewählten bodenchemischen Messgrößen (C/N-Verhältnis und pH($CaCl_2$)-Wert (jeweils aus der Tiefenstufe 0-5), Basensättigung und Austauschkapazität (jeweils aus der Tiefenstufe 10-30), Vorräte an C, N, P, K, Mg, Ca (jeweils aus der Tiefenstufe 0-10)) auch der Jahresniederschlag und die mittlere Jahrestemperatur der Standorte mitaufgenommen. Die Werte für Basensättigung und die Austauschkapazität wurden aus der Tiefenstufe 10-30 cm entnommen, da die beiden Größen hier am stärksten zwischen den Waldgesellschaften differenzierten.

Die Artzusammensetzung der in Deutschland zonal dominierenden Buchenwälder differenziert sich im Wesentlichen entlang eines Bodenaziditätsgradienten (Ellenberg & Leuschner 2010). Die pflanzensoziologische Gliederung verläuft von den bodensauren Standorten des Luzulo-Fagenion über das Galio odorati-Fagenion hin zu den trockenen Kalkbuchenwäldern des Cephalantero-Fagenion. Die BZE-Daten zeigen, dass insgesamt die Wertebereiche der bodenchemischen Indikatoren im Galio odorati-Fagenion sehr viel weiter sind als beim bodensauren Luzulo-Fagenion. Mit einem hohen Anteil an pH($CaCl_2$)-Werten unter 3,7 beim Galio odorati-Fagenion ergibt sich eine relativ große Überschneidung der pH-Werte zum Luzulo-Fagenion (Abb. I-9-17). Es zeigt sich, dass die pH-Werte weniger deutlich als die C/N-Verhältnisse (Abb. I-9-18) und die Basensättigung (Abb. I-9-19) zwischen den beiden Unterverbänden differenzieren. Eine teilweise Überschneidung der untersuchten Standortseigenschaften Luzulo-Fagenion und Galio odorati-Fagenion zeigt sich auch in den Ergebnissen der kanonischen Diskriminanzanalyse.

Die Bodenversauerung wird als wesentlichstes Merkmal zur standörtlichen Unterscheidung zwischen Luzulo-Fagenion und Galio odorati-Fagenion gesehen. So werden z.B. bei der Unterteilung der Waldlebensraumtypen 9110 und 9130 pH-Werte von 4,5 angegeben (Ssymank

et al. 1998). Dennoch sind Übergänge zwischen den beiden Waldgesellschaften beschrieben (Dierschke 1985, 1989), die eine Überlagerung der Standortsverhältnisse erklären können. Die teilweise hohen Werte für pH und Basensättigung an Standorten des Luzulo-Fagenion können auch auf die Bodenschutzkalkung zurückgeführt werden. Weiterhin kann angenommen werden, dass in einer so großräumigen Inventur wie der BZE eine sehr viel größere Anzahl an Kombinationen von Standortsfaktoren vorliegen als bei Untersuchungen in kleineren Gebieten, wodurch eine höhere Streuung einzelner Größen ermöglicht wird. In kleineren Untersuchungsgebieten ergab sich bei anderen Arbeiten eine deutlichere Differenzierung des Galio odorati-Fagetum zum Luzulo-Fagetum entsprechend des pH-Werts und eine größere Überschneidung der Werte zum Hordelymo-Fagetum (Peppler-Lisbach 2007). In etwas größeren Untersuchungsgebieten zeigt sich hingegen eine relativ weite Streuung der Standortsparameter des Galio odorati-Fagetum gegenüber dem Hordelymo-Fagetum und den bodensauren Buchenwäldern (Härdtle *et al.* 2005). Hier differenzierten die Buchenwälder deutlicher entsprechend der Basensättigung und des C/N-Verhältnisses und weniger nach dem pH-Wert. Die weite Amplitude der bodenchemischen Größen beim Galio odorati-Fagenion liegt darin begründet, dass der Unterverband standörtlich stark differenzierende Assoziationen umfasst. Aus bodenökologischer Sicht erscheint deshalb, anders als etwa in Anhang I der FFH-Richtlinie (Ssymank *et al.* 1998) eine Differenzierung der Buchenwälder auf Assoziationsniveau (Braunmull- vs. Frische Kalk-Buchenwälder (Ellenberg & Leuschner 2010)) notwendig. Da in den BZE-Aufnahmen die Assoziationen Galio odorati-Fagetum und Hordelymo-Fagetum in ausreichender Zahl angesprochen wurden, kann innerhalb des Galio odorati-Fagenion hier weiter differenziert werden. Dabei zeigen sich deutliche Unterschiede zwischen den beiden Assoziationen (Tab. I-9-2). Der Median des pH($CaCl_2$)-Werts des Galio odorati-Fagetum liegt bei 4,2, beim Hordelymo-Fagetum dagegen bei 5,2. Die C/N-Verhältnisse befanden sich beim Galio odorati-Fagetum zu 50 % unter 15,3 und beim Hordelymo-Fagetum unter 14,2. Die Basensättigung beträgt beim Galio odorati-Fagetum im Median 44 %, beim Hordelymo-Fagetum liegt der Median bei 96 %. Trockene Kalkbuchenwälder (Cephalantero-Fagenion) wurden nur an fünf BZE-Punkten angesprochen. Bei ihnen liegen die pH($CaCl_2$)-Werte zwischen 4,9 und 7,3, die C/N-Verhältnisse zwischen 13,9 und 16,7 und die Basensättigung bei 99 % oder höher.

An feuchteren, bodensauren Standorten werden Buchen durch Stieleichen abgelöst (Heinken 1995, Leuschner *et al.* 1993). Darüber hinaus sind viele der heutigen Eichenbestände historisch aufgrund forstlicher Baumartenselektion, Waldweide und Niederwaldwirtschaft entstanden (Härdtle 1997). Als standortstypisch gelten neben Stau- und Grundwassereinfluss podsolierte Böden, deren pH selten über 4,2 steigt und deren C/N-Verhältnis im Humuskörper bei knapp unter 20 bzw. auf ärmeren Podsolen bei 25 liegt und deren Basensättigung im Oberboden 30 % nicht übersteigt (Härdtle 1997).

Tab. I-9-2: Bodenchemische Kennwerte der Waldgesellschaften.

	Luzulo-Fagenion	Galio odorati-Fagenion	*Galio odorati-Fagetum*	*Hordelymo-Fagetum*	Cephalanth.-Fagenion	Quercenion ro/pe	Quercenion ro/pe(feucht)	Carpinion	Carpinion (feucht)
n	**229**	**177**	**62**	**36**	**5**	**47**	**19**	**45**	**29**
HV (t ha^{-1})	52(58)	16(17)	13(12)	15(13)	11(5)	45(48)	92(83)	16(20)	26(58)
	31(13-71)	10(7-17)	9(6-16)	10(7-15)	13(3-15)	32(11-47)	77(25-160)	8(45-18)	8(5-14)
N-Ratio	0,5(0,6)	0,1(0,1)	0,1(0,1)	0,1(0,1)	0,1(0,1)	0,5(0,6)	0,7(0,6)	0,1(0,2)	0,2(0,5)
	0,3(0,1-0,7)	0,1(0-0,1)	0,1(0-0,1)	0,1(0-0,1)	0,1(0-0,1)	0,2(0,1-0,6)	0,7(0,2-1,3)	0,1(0-0,2)	0,1(0-0,1)
C/N	20,9(4,2)	15,4(2,1)	15,4(1,8)	14,2(1,4)	15,6(1,2)	20,2(4,5)	22,7(4,1)	15,1(2,2)	15,3(3,5)
	20,0(18,2-22,7)	15,2(13,9-16,7)	15,3(14,3-16,4)	14,4(13,2-15,2)	14,8(14,5-17,3)	19,9(17,3-21,7)	22,8(20,3-25,2)	14,5(13,8-16)	14,3(13,3-15,8)
C/P	191(95)	110(51)	95(47)	106(41)	114(4)	178(99)	335(155)	102(44)	128(70)
	175(127-241)	106(74-140)	82(60-122)	109(78-136)	114(110-117)	144(117-215)	327(193-450)	100(69-131)	114(86-146)
pH (H_2O)	4,4(0,6)	5,2(1,0)	5,1(1,0)	5,7(1,1)	6,9(0,9)	4,4(0,6)	4,2(0,6)	5,5(1,1)	5,1(1,0)
	4,2(4-4,5)	5,0(4,4-5,9)	4,9(4,4-5,9)	5,7(5,0-6,3)	6,8(5,5-7,7)	4,3(4,1-4,5)	4,0(3,9-4,6)	5,2(4,7-6,3)	4,9(4,5-5,5)
pH ($CaCl_2$)	3,7(0,6)	4,6(1,1)	4,5(1,0)	5,2(1,1)	6,4(1,0)	3,7(0,6)	3,5(0,6)	4,9(1,2)	4,5(1,1)
	3,5(3,3-3,8)	4,2(3,7-5,4)	4,2(3,7-5,4)	5,2(4,3-5,9)	6,4(4,9-7,3)	3,6(3,3-3,8)	3,4(3,1-3,7)	4,5(3,9-5,8)	4,1(3,8-4,7)
K (kg ha^{-1})	54(34)	121(90)	113(84)	165(95)	94(63)	78(74)	57(36)	172(117)	140(87)
	48(34-65)	100(60-145)	90(53-147)	139(101-202)	90(36-189)	58(42-79)	39(31-70)	131(85-257)	123(78-171)
Mg (kg ha^{-1})	59(98)	157(210)	185(285)	205(201)	405(424)	45(51)	50(67)	168(172)	152(197)
	26(15-52)	99(44-164)	104(44-184)	132(96-186)	165(35-966)	26(14-63)	28(14-56)	109(53-217)	106(59-166)
P (kg ha^{-1})	272(185)	441(229)	447(217)	520(287)	334(80)	271(119)	186(96)	503(328)	454(190)
	246(149-334)	389(286-526)	401(308-526)	450(354-593)	328(258-417)	248(209-322)	176(110-249)	407(330-610)	425(315-540)
Basensät-tigung (%)	12,6(13,9)	56,7(38,5)	53,6(38,0)	83,4(28,3)	100(0)	20,8(26,6)	13,7(10,8)	60,8(37,1)	61,4(34,2)
	9(6-13)	55(15-100)	47,5(15-97)	100(77,5-100)	100()	9(7-19)	9(6-16)	63(23-100)	72(27-96)
KAK_{eff} (μmol_c g^{-1})	54(29)	153(134)	135(103)	292(187)	327(187)	53(36)	44(19)	138(104)	100(87)
	49(33-67)	95(64-210)	94(69-183)	269(116-406)	290(124-617)	51(29-64)	43(24-57)	102(59-200)	64(45-104)

Statistische Maßzahlen: 1. Zeile = Mittelwert (Standardabweichung); 2. Zeile = Median (25. Perzentil-75. Perzentil).
Die Angaben zu C/N, C/P und den pH-Werten beziehen sich auf die Tiefenstufe 0-5 cm des Mineralbodens, die Angaben zu den Vorräten für Mg, K (jeweils austauschbare) und P (Königswasser-Extrakte) beziehen sich auf die Tiefenstufe 0–10 cm, die Angaben zur Basensättigung und Austauschkapazität (KAK) auf die Tiefenstufe 10-30 cm; N-Ratio = Verhältnis N-Vorräte Auflage/Mineralboden 0-10 cm.

Tab. I-9-2 (Fortsetzung).

	Vaccinio-Abietenion	Vaccinio-Piceenion	Galio-Fageni-on (montan)	Erico-Pinion	Dicrano-Pinion	Kiefernforst arm	Kiefernforst mittel	Kiefernforst reich	Betulion pubescentis
n	26	41	33	7	41	156	71	7	22
HV (t ha^{-1})	73(66)	88(63)	15(11)	28(19)	104(102)	84(46)	84(41)	39(41)	72(68)
	70(29-92)	74(44-105)	13(7-21)	23(10-56)	97(49-126)	76(59-102)	79(56-107)	29(9-127)	62(20-87)
N-Ratio	1,5(2,2)	0,9(0,8)	0,1(0,1)	0,2(0,1)	1,6(1,5)	1,3(1)	1,1(0,9)	0,3(0,4)	0,6(0,6)
	0,6(0,3-1,5)	0,7(0,4-1,2)	0,1(0,1-0,2)	0,2(0,1-0,4)	1,3(0,7-1,8)	1(0,6-1,7)	0,8(0,5-1,5)	0,2(0-1)	0,5(0,2-0,9)
C/N	19,8(3,9)	20,1(3,6)	17,2(2,1)	19,8(4,3)	28(4,4)	27,5(5,7)	23,6(5,3)	17,4(3,7)	24,6(4,7)
	18,8(17,1-22,7)	19,2(17,6-22,6)	17,0(16,0-18,4)	19,5(15-27,5)	28,1(24,7-30,6)	27,2(23,7-30,0)	22,4(20,4-25,8)	17,6(12-22,2)	23,9(21,5-28,8)
C/P	243(133)	166(77)	188(101)	227(82)	338(214)	324(286)	234(187)	165(34)	567(331)
	214(147-319)	143(112-191)	180(112-231)	206(146-382)	307(188-413)	266(175-382)	191(111-312)	167(102-215)	449(291-808)
pH (H_2O)	4,0(0,5)	4,1(0,6)	5,8(1,1)	6,0(1,1)	3,9(0,3)	4,1(0,3)	4,3(0,6)	5,8(1,5)	4(0,6)
	3,9(3,7-4,3)	4,0(3,8-4,2)	6,1(5-6,6)	6,3(4,8-7,4)	3,9(3,8-4,1)	4(3,9-4,2)	4,2(4-4,3)	4,8(4,2-7,5)	3,9(3,6-4,1)
pH ($CaCl_2$)	3,4(0,5)	3,5(0,6)	5,4(1,2)	5,5(1,1)	3,2(0,3)	3,3(0,3)	3,5(0,6)	5,3(1,8)	3,3(0,7)
	3,3(3,1-3,7)	3,4(3,2-3,6)	5,6(4,4-6,1)	5,8(4,4-7)	3,1(3-3,3)	3,2(3,1-3,4)	3,4(3,2-3,5)	4,2(3,4-7,5)	3,2(2,9-3,4)
K (kg ha^{-1})	31(19)	39(26)	76(50)	100(52)	34(14)	33(21)	40(34)	105(94)	49(27)
	30(15-46)	30(24-44)	59(45-81)	124(35-162)	33(24-41)	28(22-36)	31(23-47)	57(17-276)	42(29-51)
Mg (kg ha^{-1})	49(125)	48(45)	338(314)	681(373)	16(18)	15(31)	29(38)	358(518)	47(31)
	14(8-36)	29(18-59)	166(87-613)	759(104-1172)	12(6-19)	7(4-12)	13(6-37)	68(20-1141)	31(27-64)
P (kg ha^{-1})	170(116)	280(121)	306(115)	313(104)	165(99)	149(64)	232(177)	281(93)	142(66)
	165(59-217)	271(194-343)	284(219-346)	333(204-475)	132(95-223)	143(99-177)	198(129-293)	288(189-456)	126(87-200)
Basensät-tigung (%)	10,2(19,5)	16,3(27,6)	73,2(40,5)	100(0)	11,3(10,6)	10,5(11)	19,9(22,6)	72,4(37)	37,7(33,6)
	4,5(3-8)	6(3-14)	100(20-100)	100()	8(5-12)	7(6-11)	11(8-20)	100(21-100)	24,5(9-66)
KAK_{eff} (μmol_c g^{-1})	102(73)	113(84)	309(217)	284(59)	37(22)	20(15)	28(34)	134(130)	227(256)
	86(69-118)	95(77-113)	236(140-496)	283(206-393)	30(18-53)	16(12-22)	19(14-34)	107(17-363)	108(50-344)

Statistische Maßzahlen: 1. Zeile = Mittelwert (Standardabweichung); 2. Zeile = Median (25. Perzentil-75. Perzentil).
Die Angaben zu C/N, C/P und den pH-Werten beziehen sich auf die Tiefenstufe 0-5 cm des Mineralbodens, die Angaben zu den Vorräten für Mg, K (jeweils austauschbare) und P (Königswasser-Extrakte) beziehen sich auf die Tiefenstufe 0–10 cm, die Angaben zur Basensättigung und Austauschkapazität (KAK) auf die Tiefenstufe 10-30 cm; N-Ratio = Verhältnis N-Vorräte Auflage/Mineralboden 0-10 cm.

Tab. I-9-2 (Fortsetzung).

	Fichtenforst arm	Fichtenforst mittel	Fichtenforst reich	Laubholzforst arm	Laubholzforst mittel	Laubholzforst reich	Alno-Ulmion	Alnion glutinosae	Tilio-Acerion
n	**100**	**162**	**22**	**8**	**34**	**37**	**21**	**17**	**4**
HV (t ha^{-1})	99(102)	63(56)	18(11)	121(232)	48(76)	11(14)	16(35)	22(25)	6(6)
	80(48-111)	53(22-80)	16(8-25)	36(4-688)	24(6-52)	6(4-9)	5(3-13)	10(8-21)	4(2-15)
N-Ratio	1(0,8)	0,5(0,5)	0,1(0,1)	0,7(1,2)	1,4(6,8)	0,1(0,1)	0,1(0,2)	0,2(0,2)	0,1(0,1)
	0,8(0,4-1,3)	0,4(0,2-0,7)	0,1(0,1-0,2)	0,3(0-3,5)	0,1(0-0,3)	0(0-0,1)	0(0-0,1)	0,1(0-0,2)	0,1(0-0,1)
C/N	23,1(4,2)	19,0(3,6)	16,2(3,3)	24,2(4,8)	17,7(4,7)	14,7(3)	13,6(1,8)	14,7(2,5)	12,9(1,4)
	22,9(19,9-26)	18,5(16,7-20,9)	16,4(13,8-17,7)	24,9(17,5-33,1)	17,5(14,2-20,1)	14,2(12,3-16)	13,5(12,5-14,6)	14,3(12,8-14,9)	12,3(12,1-15)
C/P	245(167)	163(110)	126(78)	299(129)	191(159)	106(67)	121(55)	263(130)	99(36)
	203(146-274)	144(98-188)	115(80-136)	307(124-502)	148(89-245)	90(57-125)	117(76-149)	276(145-358)	80(77-140)
pH (H_2O)	3,9(0,3)	4,3(0,7)	5,8(1,3)	4,3(0,3)	4,6(0,9)	5,9(1,3)	6,3(1,5)	4,8(1,2)	5,8(1,1)
	3,9(3,8-4,1)	4,1(3,9-4,5)	5,8(4,5-6,9)	4,2(3,8-4,9)	4,5(4,1-4,9)	6,1(4,7-7)	7(5-7,6)	4,4(3,8-5,9)	5,5(4,9-7,4)
pH ($CaCl_2$)	3,3(0,3)	3,7(0,7)	5,3(1,4)	3,5(0,3)	4(1)	5,4(1,4)	5,8(1,6)	4,4(1,3)	5,3(1,3)
	3,2(3,1-3,4)	3,5(3,3-3,8)	5(3,9-6,7)	3,5(3-3,8)	3,8(3,5-4,2)	5,7(4,1-6,8)	6,6(4,5-7,2)	3,9(3,4-5,5)	4,9(4,3-7,1)
K (t ha^{-1})	40(18)	53(31)	124(79)	56(34)	96(72)	194(144)	150(118)	80(39)	108(19)
	38(27-48)	46(34-63)	103(62-175)	48(23-136)	84(56-121)	133(83-322)	120(58-193)	87(44-101)	101(93-136)
Mg (t ha^{-1})	31(34)	95(143)	297(351)	38(35)	107(197)	188(195)	188(96)	129(138)	207(261)
	22(14-40)	39(23-107)	125(86-382)	27(8-108)	47(24-106)	148(74-192)	192(94-253)	96(43-110)	93(49-594)
P (t ha^{-1})	241(151)	333(154)	444(176)	178(84)	362(304)	583(319)	440(163)	419(219)	415(158)
	208(144-286)	299(236-403)	462(324-585)	142(93-296)	296(172-458)	456(376-748)	375(306-524)	390(266-539)	424(252-568)
Basensät-tigung (%)	8,8(7,6)	26,5(30,1)	88,8(24,4)	8,9(4,9)	31,1(28,9)	81,4(32,6)	84,8(27,3)	85,4(28,2)	53,8(35,7)
	7(4-10)	11(8-31)	100(94-100)	6,5(5-18)	20,5(10-41)	100(84-100)	100(92-100)	98,5(88,5-99,5)	50,5(14-100)
KAK_{eff} (μmol_c g^{-1})	68(33)	89(53)	280(158)	41(16)	94(91)	164(108)	239(264)	477(541)	126(97)
	64(45-85)	73(59-98)	258(148-404)	41(18-65)	68(44-108)	151(87-232)	137(76-270)	236(136-641)	83(67-271)

Statistische Maßzahlen: 1. Zeile = Mittelwert (Standardabweichung); 2. Zeile = Median (25. Perzentil-75. Perzentil).
Die Angaben zu C/N, C/P und den pH-Werten beziehen sich auf die Tiefenstufe 0-5 cm des Mineralbodens, die Angaben zu den Vorräten für Mg, K (jeweils austauschbare) und P (Königswasser-Extrakte) beziehen sich auf die Tiefenstufe 0–10 cm, die Angaben zur Basensättigung und Austauschkapazität (KAK) auf die Tiefenstufe 10-30 cm; N-Ratio = Verhältnis N-Vorräte Auflage/Mineralboden 0-10 cm.

Im Wesentlichen können die Angaben zu Wertebereichen bodenchemischer Kennwerte in Härdtle (1997) bestätigt werden, wobei die Standorte der trockeneren Ausprägung, gemessen an den C/N- und C/P-Verhältnissen, zu reicheren Standortsbedingungen tendieren. An den Standorten der feuchten Ausprägung des Quercenion robori-petraeae liegt ein größerer Anteil der Nährstoffe in der organischen Auflage vor. Dies zeigt sich am Beispiel des Verhältnisses der N-Vorräte der Auflage zu den N-Vorräten in der Tiefenstufe 0-10 cm (Tab. I-9-2). Die teilweise besseren Nährstoffverhältnisse können im Zusammenhang mit Ewald *et al.* (2013) gesehen werden, die eine Zunahme der mittleren N-Zeigerwerte in *Quercus* - und *Pinus* - Beständen feststellten. Die Autoren führten dies auf einen Nutzungswandel und eine damit verbundene Erholung der Nährstoffkreisläufe zurück. Grundsätzlich stimmen die bodenchemischen Kennwerte des Quercenion robori-petraeae mit denen des Luzulo-Fagenion überein.

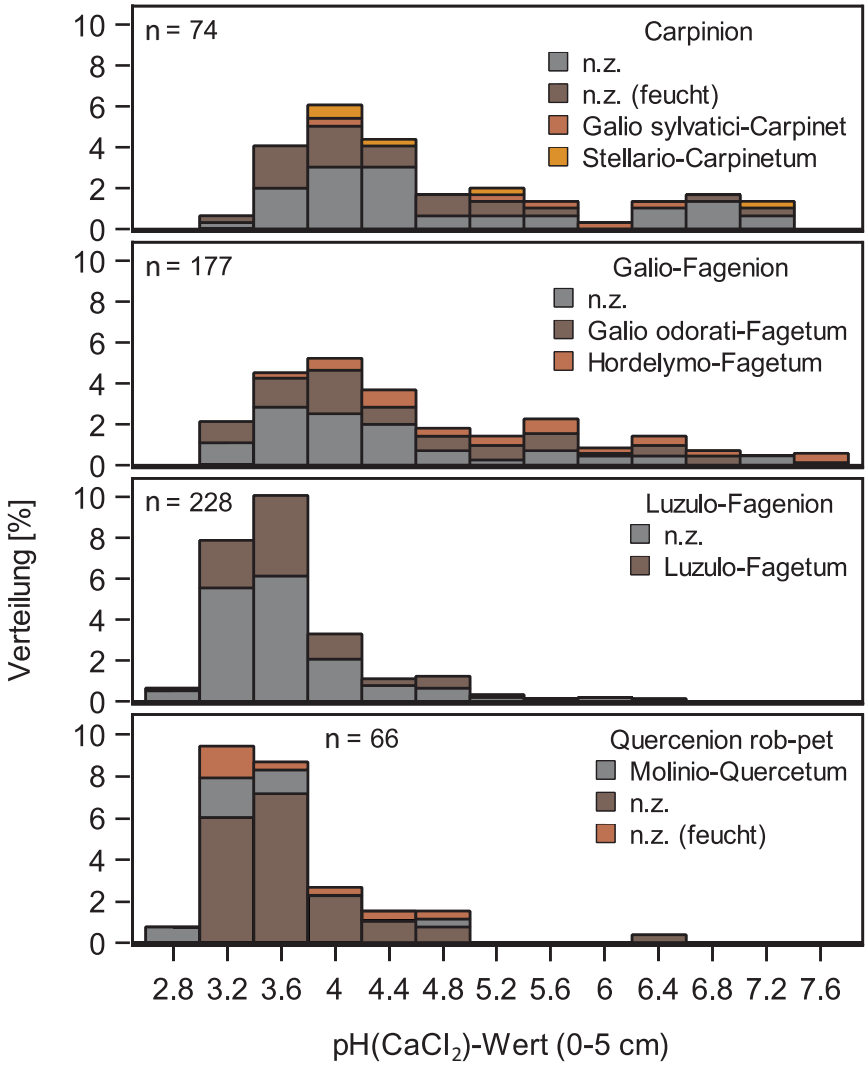

Abb. I-9-17: pH($CaCl_2$)-Werte in der Tiefenstufe 0-5 cm in Böden an Standorten von Buchenwaldgesellschaften, Eichen-Hainbuchenwäldern und bodensauren Eichenwäldern, mit n.z. = Assoziation nicht zugeordnet.

Die bodensauren Kiefernwälder stellen im subkontinentalen Bereich i.d.R. eine anthropogen bedingte Umwandlung bodensaurer Eichen- bzw. Buchenwälder dar. Die Unterscheidung, ob ein Bestand natürlichen oder anthropogenen Ursprungs ist, ist schwierig (Heinken 2007) und wird unterschiedlich gehandhabt (Heinken 2008, Hofmann & Pommer 2013). In der vorliegenden Arbeit werden beerstrauchreiche Kiefernwälder als naturnahes Dicrano-Pinion ausgewiesen und beerstraucharmen Nadelholzforsten unterschiedlicher Trophiestufen gegenübergestellt. Wie sich zeigt, gleichen sich die Standortsbedingungen der als naturnahes Dicrano-Pinion ausgewiesenen Bestände weitgehend mit denen der bodensauren Kiefernforste (Tab. I-9-2). Die Standorte beider Gruppen weisen die geringsten Nährstoffvorräte auf. Die Übereinstimmung der Standortsverhältnisse lässt den Schluss zu, dass die Zuordnung zum Dicrano-Pinion zu weit gefasst wurde.

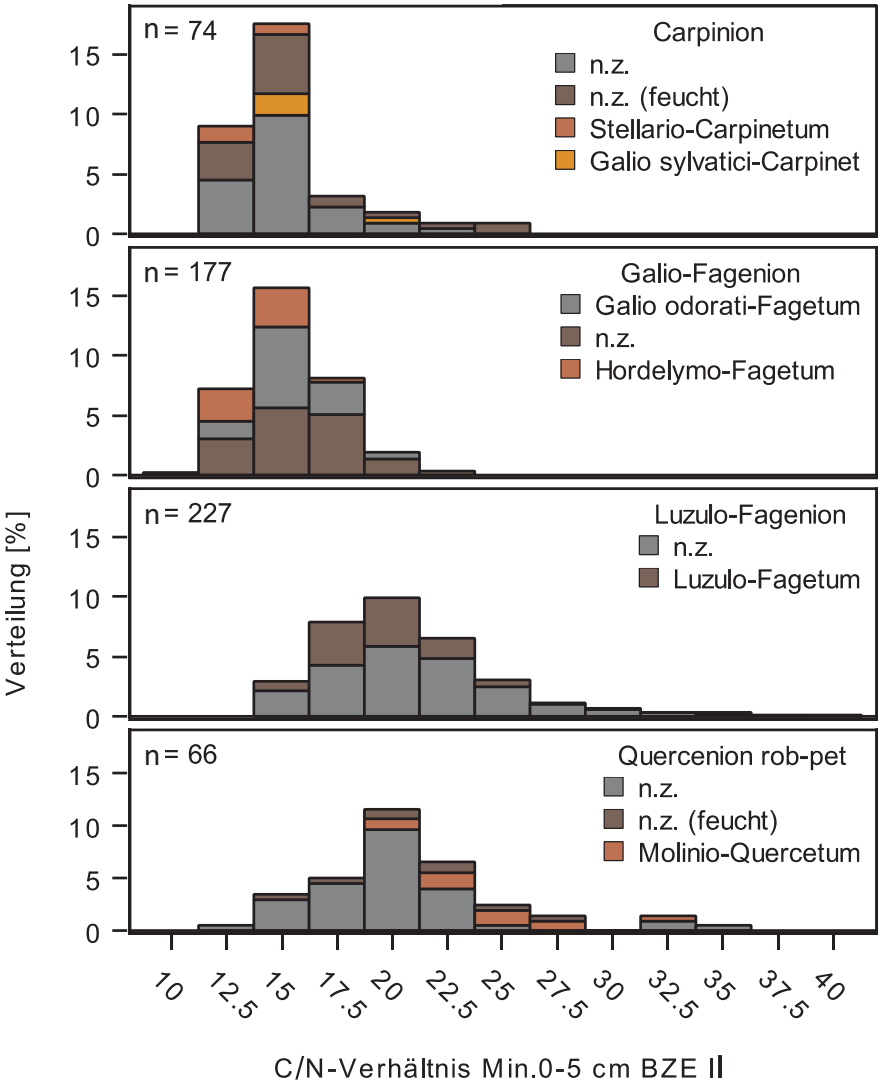

Abb. I-9-18: C/N-Verhältnisse in der Tiefenstufe 0-5 cm in Böden an Standorten von Buchenwaldgesellschaften, Eichen-Hainbuchenwäldern und bodensauren Eichenwäldern, mit n.z. = Assoziation nicht zugeordnet.

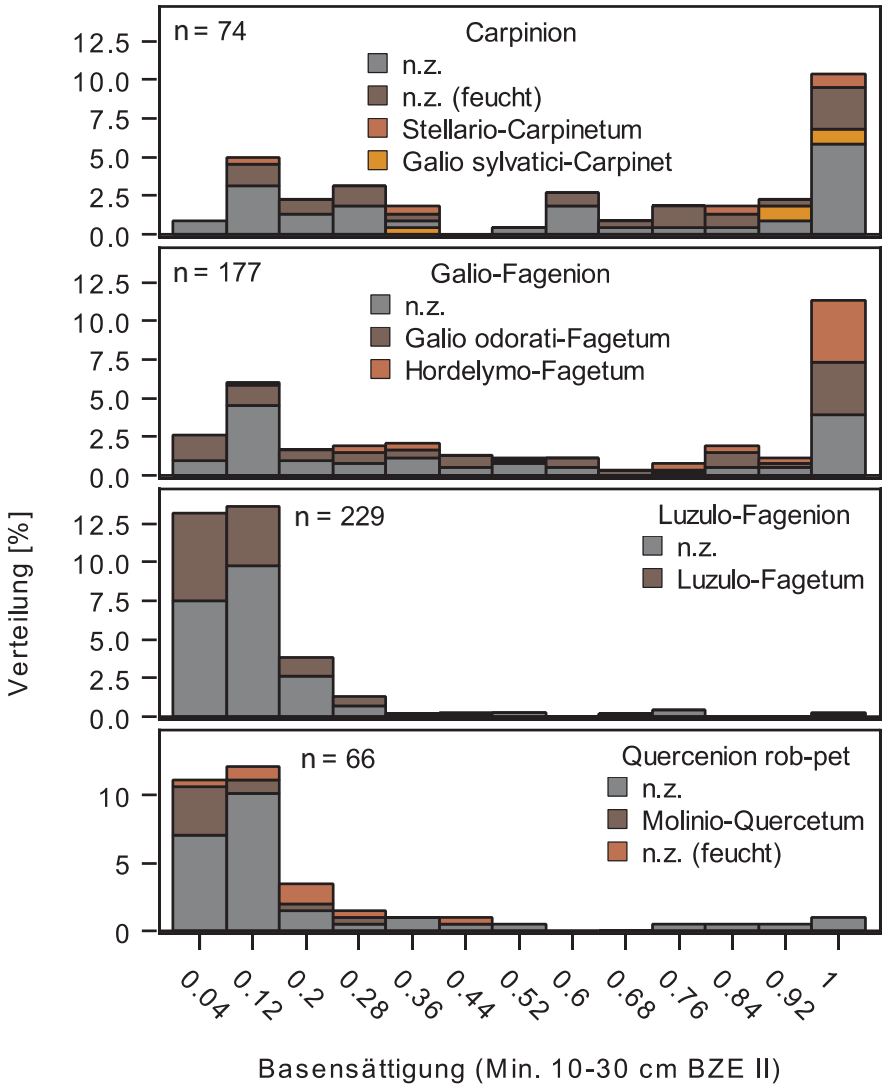

Abb. I-9-19: Basensättigung in der Tiefenstufe 10-30 cm in Böden an Standorten von Buchenwaldgesellschaften, Eichen-Hainbuchenwäldern und bodensauren Eichenwäldern, mit n.z. = Assoziation nicht zugeordnet.

Die als mesotroph ausgewiesenen Kiefernforste unterscheiden sich deutlich bezüglich ihrer bodenchemischen Kennwerte von denen der als arm charakterisierten Bestände. Die Wertespannen basenbeeinflusster Kiefernforste ähnelten denen des Erico-Pinion (Tab. I-9-2).

Buchenwälder mesotropher Standorte werden auf zunehmend feuchter oder trockener werdenden Standorten durch Eichen-Hainbuchenwälder abgelöst. Ebenso wie bei den bodensauren Eichen- und Kiefernwäldern ist das Ausmaß der Natürlichkeit der Bestände umstritten, da durch historisch verbreitete Waldbewirtschaftungsformen die Hainbuche gegenüber der Rotbuche gefördert wurde. Die feuchte Ausprägung des Carpinion kommt auf grund- und stauwasserbeeinflussten Böden der Niederungen bzw. auf nicht mehr überfluteten, ehemaligen Auenstandorten vor. Anhand der Bodenchemie zeigt sich eine weitgehende

Übereinstimmung der Standortsverhältnisse des Carpinion mit denen des Galio odorati-Fagenion. Die Ergebnisse der kanonischen Diskriminanzanalyse (Abb. I-9-20) deuten an, dass die Standorte des Carpinion leicht in wärmere Bereiche zu verordnen sind als die des Galio odorati-Fagenion. Die Unterschiede der mittleren Jahrestemperaturen fallen bei einem univariaten Vergleich aber nicht signifikant aus.

Bei naturnahen montanen Waldgesellschaften zeigen sich im C/N-Verhältnis, den pH-Werten und der Basensättigung sowie den K-Vorräten zwischen dem Vaccinio-Piceenion und dem Vaccinio-Abietenion wenige Unterschiede. Allerdings liegen die P-Vorräte und das C/P-Verhältnis der Standorte des Vaccinio-Abietenion signifikant unter bzw. über denen des Vaccinio-Piceenion (Tab. I-9-2). Gegen die Standorte des Vaccinio-Piceenion und des Vaccinio-Abietenion kontrastiert die montane Ausprägung des Galio odorati-Fagenion bezüglich des C/N-Verhältnis, den pH-Werten und der Basensättigung. Keine Unterschiede ergeben sich aber zum Vaccinio-Piceenion beim C/P-Verhältnis und den P-Vorräten. Die Standorte des montanen Galio odorati-Fagenion zeigen mit Ausnahme der P- und K-Vorräte auch reichere Standortsverhältnisse an als die übrigen, tiefer gelegenen Standorte des Galio odorati-Fagenion. Phosphor- und K-Vorräte sind an den montanen Standorten des Galio odorati-Fagenion niedriger. Ebenso wie in tieferen Lagen umfassen die Gesellschaften des vor allem in den Alpen verbreiteten montanen Galio odorati-Fagenion standörtlich stark variierende Gesellschaften (Ewald 2005).

Wie die Kiefernforste zeigen auch die Fichtenforste entlang des anhand der Bodenvegetation abgeleiteten Gradienten arm – mittel – reich deutliche Unterschiede in der Bodenchemie. Die als arm charakterisierten Fichtenforste weisen dabei reichere Standortsverhältnisse auf als die armen Kiefernforste. Ihre Standortsamplitude überschneidet sich mit der des Luzulo-Fagenion, wobei letztere zu reicheren Standortsverhältnissen tendieren. Fichtenforste mittlerer Standorte tendieren dagegen zu reicheren Standortsverhältnissen als das Luzulo-Fagenion. So weisen sie z.B. signifikant höhere P-Vorräte auf.

Feuchtwäldern der Verbände Alno-Ulmion und Alnion glutinosae verfügen über eine reiche Nährstoffausstattung. Durch die Zufuhr basischer Kationen mit dem Schwemmwasser weisen Auenstandorte des Alno-Ulmion dabei höhere pH-Werte und Kationenvorräte auf. Niedrigste P-Vorräte und höchste C/P-Verhältnisse haben die Moorböden des Betulion pubescentis.

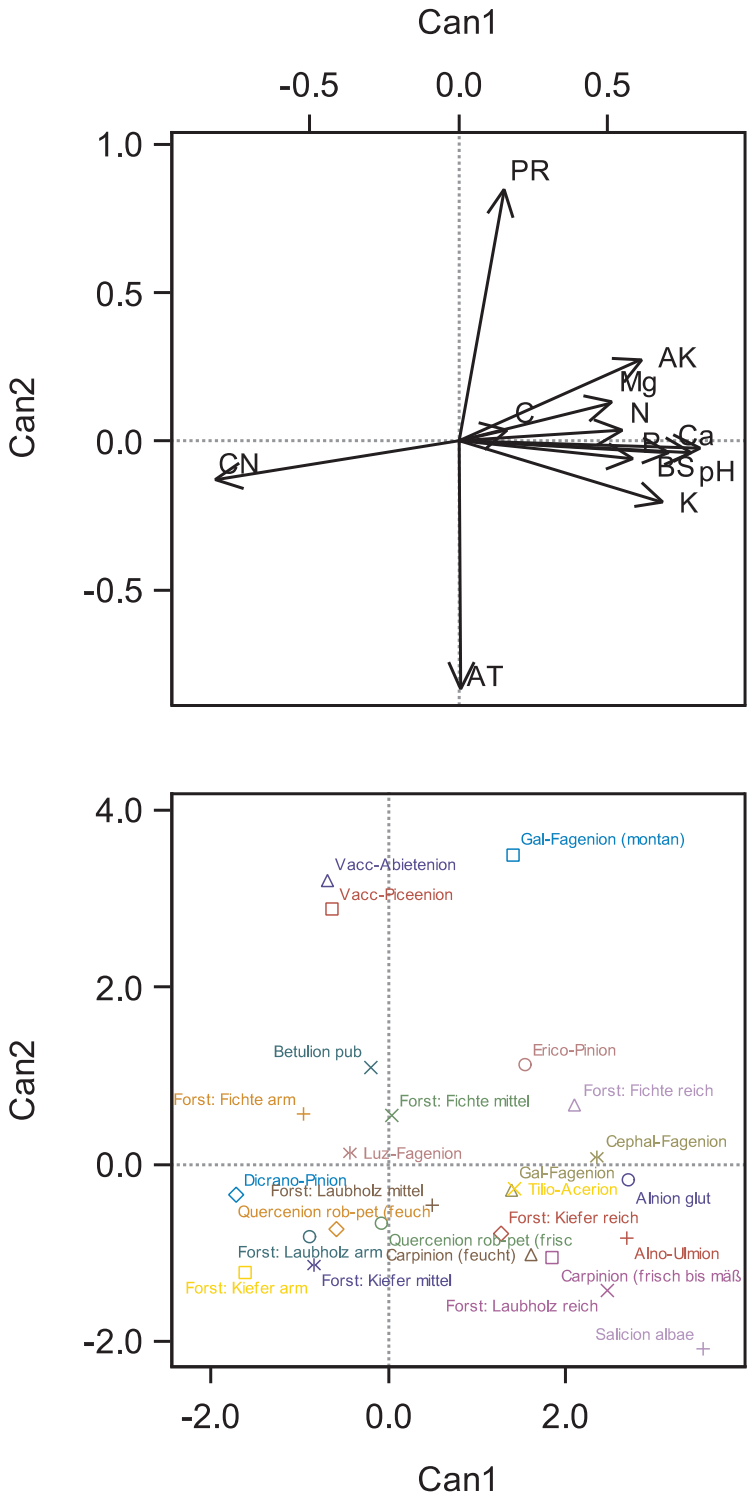

Abb. I-9-20: Ergebnisse der kanonischen Diskriminanzanalyse. Obere Abbildung: Vektoren der Umweltparameter, untere Abbildung: Mittel der Vegetationsgesellschaften, Verhältnis der Eigenwerte Can1/Can2 = 1,4. Die Werte für auf Kalkstandorten vorkommende Vaccinio-Piceenion Bestände wurden aus Gründen der Übersichtlichkeit (Can2 = 6,0) nicht dargestellt. Klassifizierung der Forste: arm = bodensauer, mittel = mesotroph, reich = basenbeeinflusst.

9.5 Waldstruktur innerhalb der Waldgesellschaften

Wuchskraft

Dazu wurde zunächst untersucht, ob sich beim Vergleich der Waldgesellschaften Unterschiede in der Wuchskraft der vier Hauptbaumarten (Fichte, Buche, Kiefer, Eiche) finden. Als Maß für die Wuchskraft wurde die Oberhöhe im Alter 100 (Oberhöhenbonität) ausgewählt. Beim Vergleich der Bonitäten verschiedener Altersklassen und Herstellung eines Standortsbezugs ist darauf zu achten, dass sich die Standortsbedingungen im Laufe des letzten Jahrhunderts, vor allem durch den Eintrag atmogener Fremdstoffe, geändert haben. Die Bestände waren in ihren verschiedenen Wachstumsphasen unterschiedlichen Umweltbedingungen ausgesetzt. Dies kann zu standortsunabhängigen Alterstrends in den Daten führen (Pretzsch *et al.* 2014). In Abbildung I-9-21 (oben) zeichnet sich dieser Trend ab: bei jüngeren Beständen liegt ein deutlich größerer Anteil in der besten Ertragsklasse oder höher im Vergleich zu Beständen mittleren Alters.

Um diesen Effekt auszugleichen, wurde anhand des Gesamtdatenbestands der Oberhöhen einer Baumart eine Quantilregression von Oberhöhe gegen Alter angepasst (Abb. I-9-21, unten). Anhand der Quantilsfunktionen wurde die Oberhöhe im Alter von 100 Jahren abgeleitet. Grundlage für diese Vorgehensweise ist die Annahme, dass über die gesamte Altersspanne die Bonität gleich verteilt ist. Da für schwachwüchsige Bestände die Wahrscheinlichkeit ein höheres Alter zu erreichen höher ist als für starkwüchsige Bestände, wurden für die Anpassung der Quantilsfunktion nur Bestände ausgewählt, die innerhalb der forstlichen Umtriebszeiten der betreffenden Baumarten lagen.

Der Vergleich der Bonitäten nach Vegetationseinheit ergab bei der Buche die höchste Bonität innerhalb des Galio odorati-Fagenion (Abb. I-9-22). Die Bonität im Luzulo-Fagenion war geringer (Tukey t-Test, $p < 0{,}01$). Die Buchen der montanen Bestände des Galio odorati-Fagenion lagen wiederum deutlich unter den beiden zuerst genannten Einheiten. Hier zeichnet sich die Temperaturabhängigkeit der Wuchskraft ab. Ebenfalls eine geringere Bonität weisen die Bestände des Cephalanthero-Fagenion auf, wo allerdings nur für vier Bestände Werte vorliegen. An diesen Standorten dürfte die Wasserverfügbarkeit zu einer Einschränkung der Wuchskraft führen. Innerhalb des Galio odorati-Fagenion gab es zwischen dem Hordelymo-Fagetum und dem Galio odorati-Fagetum keine signifikanten Unterschiede in der Bonität.

Bei der Fichte findet sich die höchste Bonität bei mesotrophen Forsten. In Forsten auf bodensauren Standorten liegt die Bonität darunter (Tukey t-Test, $p < 0{,}01$). Ebenso wie bei der Buche erreichen die Bäume montaner Standorte in den Beständen des Vaccinio-Abietenion und Vaccinio-Piceenion eine deutlich geringere Oberhöhe. Auf Forsten reicher Standorte tendiert die Fichte zu einer geringeren Bonität gegenüber mittleren Standorten. Der Unterschied ist jedoch nicht signifikant. Hier kann auf Karbonatstandorten ein ungünstigeres Bodenwasserangebot und eine Nährstofflimitierung zu einer Einschränkung der Wuchskraft führen (Klemmt & Ewald 2012, Mellert & Ewald 2014).

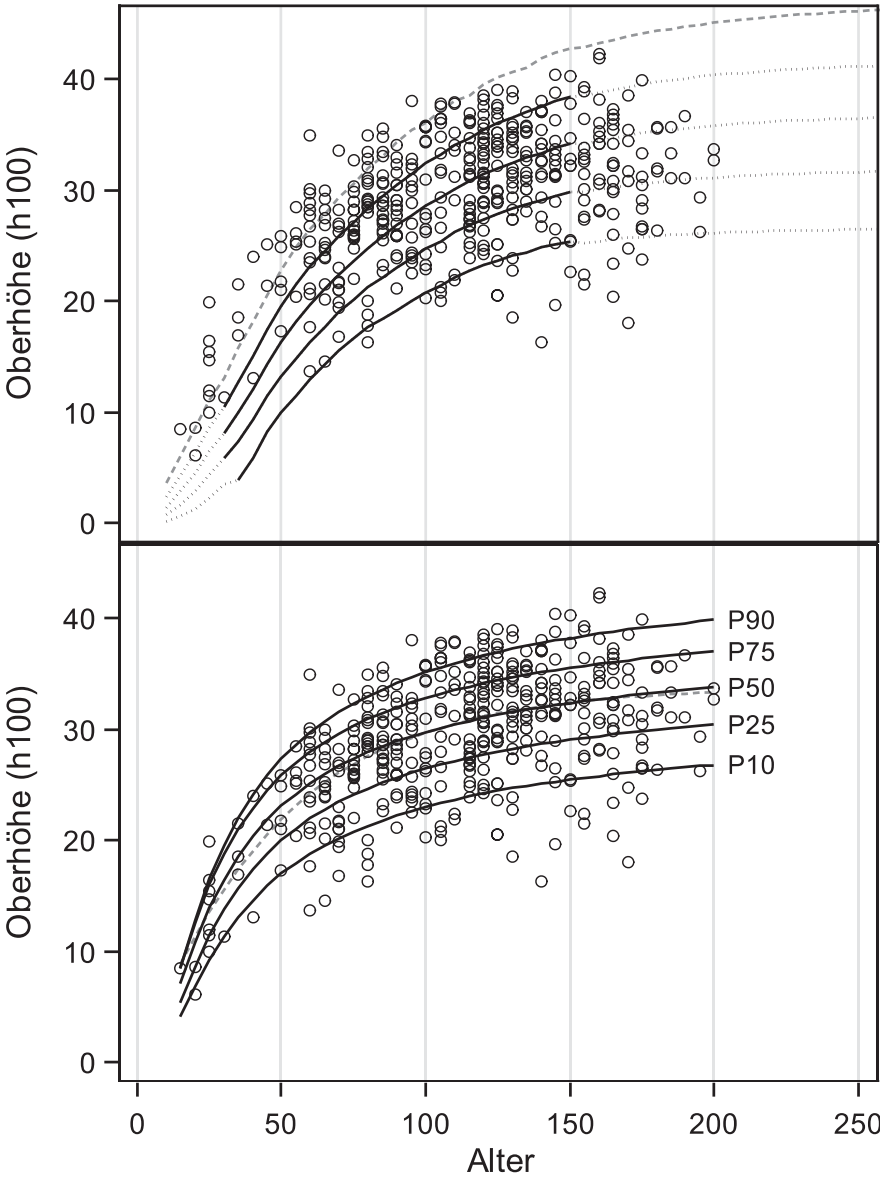

Abb. I-9-21: Oberhöhen und Alter der Buchenbestände (Kreise). Obere Abbildung: durchgezogene Linie = Ertragsklassen (Ertragstafel mäßige Durchforstung Schober (1972), in Nagel & von Gadow (2000)), gepunktete Linien = Verlängerung der Ertragsklassen durch Anpassung Chapman-Richards-Funktion, gestrichelte Linie = linear abgeleitete Ertragsklasse 0. Untere Abbildung: durchgezogene Linie = Perzentile aus Anpassung von Quantilsfunktion, gestrichelte Linie = Mittelkurve aus Anpassung Chapman-Richards-Funktion.

Bei den Eichen fällt auf, dass die Bonitäten in grundwasserfernen Eichen- und Eichen-Hainbuchenwäldern deutlich geringer sind als in allen anderen Gruppen. Dies könnte zum einen mit der ausgeprägteren Trockenheit solcher Standorte, zum anderen aber auch mit historischen Nutzungsformen (Mittel-/Niederwaldwirtschaft) dieser Bestände zusammenhängen. Bestände, die aus überalterten Stöcken hervorgegangen sind, tendieren zu einem schwächeren Wachstum.

Wie auch die Fichte erreicht die Kiefer auf mesotrophen Standorten die höchste Wuchskraft. Die Bonität ist hier signifikant höher als auf bodensauren Standorten. Auf kalkhaltigen Standorten tendieren die Kiefernbestände dagegen wieder zu einer Abnahme der Bonität. Eine extreme Lage in der Standortsamplitude nehmen zum einen die Erico-Pinion-Wälder auf Kalkstandorten und die Moorwälder des Betulion bubescentis ein. Beide Gruppen sind allerdings nur in geringer Zahl vertreten. Vor allem im Erico-Pinion sind die Bonitäten deutlich geringer als in den übrigen Gruppen. Die ermittelten Bonitäten im Erico-Pinion liegen aber z.T. noch über den von Hölzel (1996b) für Primärwälder angegebenen Grenzwerten von 15-20 m. Die als naturnahe Dicrano-Pinion ausgewiesenen Bestände erreichen Oberhöhenbonitäten zwischen 20-30 m und unterscheiden sich damit nicht von den Kiefernforsten armer Standorte. Diese Werte liegen deutlich über den Angaben zu naturnahen, bodensauren Sandkiefernwälder von < 20 m in Hofmann & Pommer (2013). Hier zeigen sich wieder die bereits angesprochenen Schwierigkeiten bei der Abgrenzung des Dicrano-Pinions (Heinken 2007, 2008).

Insgesamt ergibt sich eine gute Übereinstimmung zwischen der durch die Bodenvegetation angezeigten Trophie des Standorts und der Wuchskraft des Bestands. Das ist auf die Tatsache zurückzuführen, dass beides aus der Vegetation abgeleitete Response-Variablen sind, die die pflanzenwirksamen Variablen effizient bündeln. Zeigerarten bringen den für das Wachstum entscheidenden Ökosystemzustand besser zum Ausdruck als physikalisch-chemische Messwerte. Bereits Cajander (1926) und Rubner (1950) zeigten das diagnostische Potenzial von Bodenpflanzen für die Einschätzung des Bestandswachstums.

Wird dagegen die Beziehung der Bonität zu Bodeneigenschaften direkt untersucht, so ergibt sich ein weniger eindeutiges Bild. Bei einer linearen Regression der Bonitäten gegen die fünf Hauptkomponenten aus der Hauptkomponentenanalyse (Kap. 9.2.3) ist das lineare Modell jeweils signifikant, allerdings liegen die R^2 nur bei 0,12 (Fichte), 0,15 (Buche), 0,10 (Kiefer), 0,12 (Stieleiche) und 0,33 (Traubeneiche). Dabei hatte die 4. Hauptkomponente, auf die vor allem die nutzbare Feldkapazität lädt, bei allen Baumarten einen signifikanten Einfluss. Die 3. Hauptkomponente, auf der hauptsächlich die klimatischen Größen laden, hat einen Einfluss auf die Bonität der Buche und Kiefer. Die 5. Hauptkomponente, die vor allem aus der Varianz der P-Vorräte gebildet wird, hat einen Einfluss auf die Bonität von Fichte, Kiefer und Traubeneiche. Die 2. Hauptkomponente (C- und N-Vorräte) hat mit Ausnahme der Eichen einen Einfluss auf die Bonität aller Baumarten. Die 1. Hauptkomponente, auf die vor allem die Nährstoffvorräte und die pH-Werte laden und die den größten Teil der Varianz der Prädiktoren erklärt, hat nur bei der Fichte einen Einfluss. Der Grund dafür könnte darin zu suchen sein, dass die Beziehung zur Bonität einen unimodalen Verlauf hat. Um dies zu untersuchen wurde ein additives Modell (Proc GAM, SAS 9.4) mit den fünf Hauptkomponenten und mit einer kubischen Spline der ersten Hauptkomponente angepasst. Die Ergebnisse zeigten, dass nur bei der Stieleiche die Anpassung der Spline einen signifikanten Effekt hatte. Hier sind noch vertiefende Auswertungen notwendig, um den Standorts-Leistungsbezug detaillierter herauszuarbeiten.

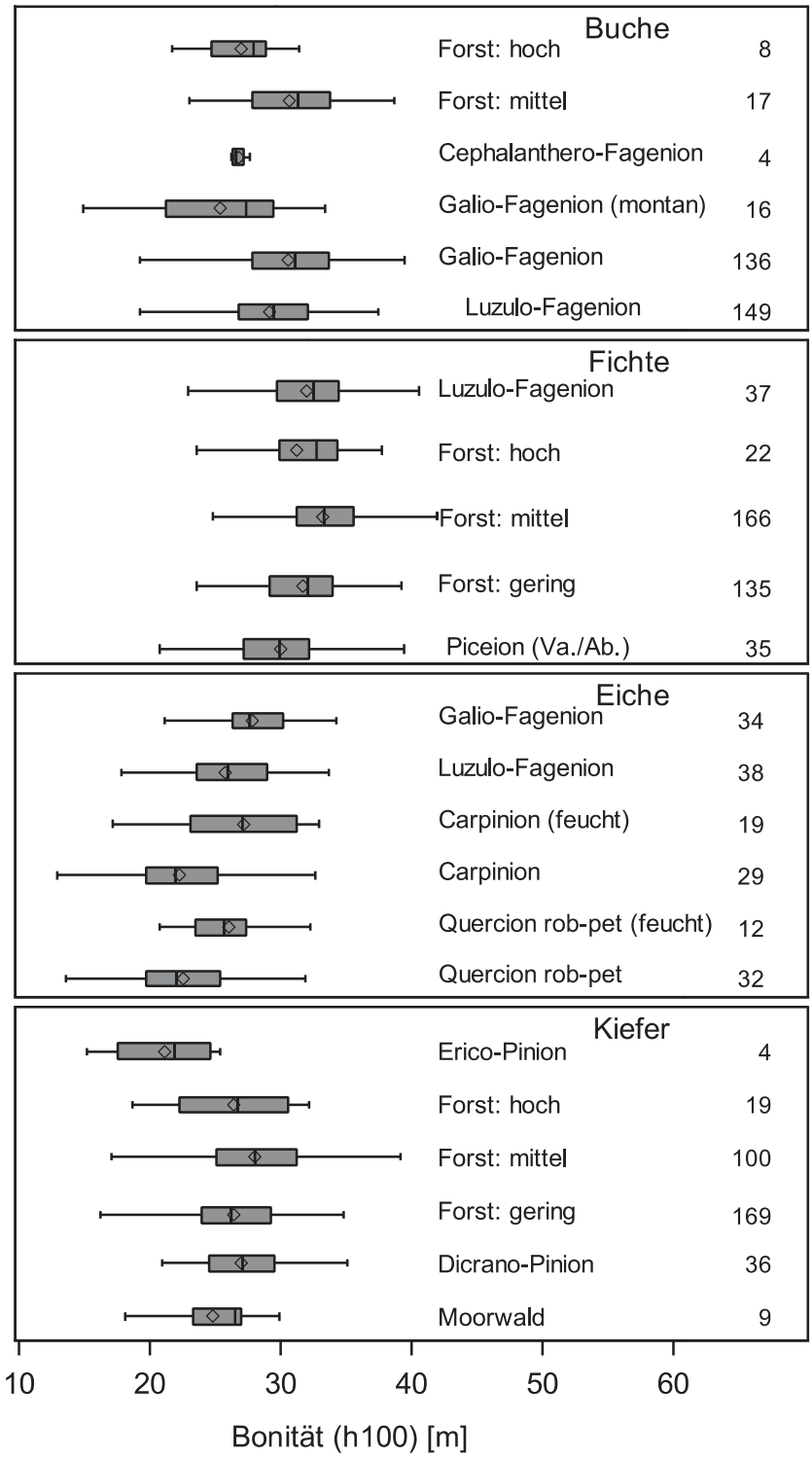

Abb. I-9-22: Bonitäten (Oberhöhe (h100) im Alter von 100 Jahren) der Hauptbaumarten Fichte, Buche, Kiefer, Eiche in den verschiedenen Vegetationseinheiten. Zahlenangaben = Anzahl der Bestände, gestrichelte Linie = Median der jeweiligen Baumart. Klassifizierung der Forste: gering = bodensauer, mittel = mesotroph, hoch = basenbeeinflusst. Die Gruppe Piceion enthält Bestände des Vaccinio-Abietenion und des Vaccinio-Piceenion.

Kohlenstoffvorrat

Um den in der oberirdischen Biomasse der Baumschicht gebundenen C zu ermitteln, wurden einzelbaumbezogene Biomassefunktionen für die einzelnen Baumkompartimente angewandt (Pretzsch *et al.* 2014, Wirth *et al.* 2004, Zianis *et al.* 2005). Anschließend wurde vereinfachend angenommen, dass 50 % der Biomasse aus C besteht. Der in der oberirdischen Biomasse gebundene C-Vorrat beträgt im Mittel 103 (SD = 60) t ha^{-1}. Der Median liegt bei 94 (IQR: 60-137) t ha^{-1}. Zwischen den Waldgesellschaften ergeben sich dabei keine signifikanten Unterschiede. Unter den Waldgesellschaften, die über 15-mal beprobt wurden, haben Kiefernforste armer Standorte mit 61 ± 2 t ha^{-1} die niedrigsten Vorräte, Auenwälder des Alno-Ulmion und Eichen-Hainbuchenwälder in der feuchten Ausprägung mit 127 ± 18 t ha^{-1} und 131 ± 10 t ha^{-1} die höchsten Vorräte.

Altersstruktur

Als Bestandsalter wurde in Beständen mit verschieden alten Bäumen das Alter mit maximalem Grundflächenanteil gewertet. Der Median über den Gesamtdatenbestand beträgt dabei 80 (IQR: 50-110) Jahre. Zwischen den Waldgesellschaften gab es signifikante Unterschiede. Kiefernforste auf bodensauren Standorten waren bei einem Median von 65 (45-85) Jahren signifikant jünger als Buchenwälder, Carpinion-Wälder und Bestände des Vaccinio-Piceenion. Der Anteil der Flächen, bei denen Bäume mit einem Alter von 160 Jahren oder höher vorkommen, beträgt 7,6 %. Am höchsten war der Anteil dabei in der frischen bis mäßig trockenen Ausprägung des Carpinion mit 16 %, im Galio odorati-Fagenion mit 13 %, bei mesotrophen Laubholzforsten mit 12 % und im Vaccinio-Piceenion mit 11 %. Im Dicrano-Pinion und bei Kiefernforsten auf bodensauren Standorten lag der Anteil unter 3 %. Zur Analyse der Altersstruktur wurden Altersklassen gebildet. 48,7 % der Bestände werden aus Bäumen einer Altersklasse zusammengesetzt. 31,2 % bestehen aus zwei, 14,0 % aus drei und 5,4 % aus vier Altersklassen. Einen geringen Anteil (< 40 %) an Flächen mit nur einer Altersklasse weisen die Wälder des Carpinion, Querencion robori-patraeae (feuchte Ausprägung), Vaccinio-Abietenion und Vaccinio-Piceenion auf, während Kiefernforste bodensaurer Standorte mit 69 % deutlich darüber liegen. Insgesamt ist die Tendenz zu erkennen, dass in Laubholzbeständen der Anteil an Altbäumen höher ist, als in Nadelholzbeständen. Dies dürfte vor allem in den unterschiedlichen Umtriebszeiten der Bestände begründet sein. In Bergwäldern dürfte dagegen die geringere Nutzungsintensivität eine Rolle spielen

Totholz

Bei der Totholzerhebung der BZE wurden Totholzdurchmesser ab 10 cm (bei stehendem Totholz BHD von 10 cm) aufgenommen. Die Berechnungsmethoden orientierten sich an Meyer *et al.* (2009). Der Median des Totholzvorrats liegt bei 8,2 (1,6-26,1) m^3 ha^{-1}, bei einem Mittelwert von 21,8 ± 0,9 m^3 ha^{-1}. Damit lag der Wert der BWI 2012 von 20,6 ± 0,3 m^3 ha^{-1} (Kroiher & Bolte 2015) innerhalb der statistischen Unsicherheit. Insgesamt weisen die Werte eine extreme Schwankungsbreite durch Windwürfe mit bis fast 400 m^3 ha^{-1} auf. Ein Vergleich der Totholzvorräte verschiedener Waldgesellschaften kann dadurch stark beeinflusst werden, wie z.B. die schwach besetzte Gruppe der Kalk-Buchenwälder in Abbildung I-9-23 zeigt. Signifikante

Unterschiede finden sich zwischen Kiefernbeständen auf armen und mittleren Substraten und bodensauren Eichenwäldern jeweils mit niedrigen Werten und dem montanen Galio odorati-Fagenion und Fichtenforsten auf armen bis mittleren Standorten mit hohen Werten. Montane Waldgesellschaften sowie Fichtenforste tendieren zu höheren Totholzvorräten. Der Median (mit den Quartilen) des montanen Galio odorati-Fagenion beträgt 20,7 (13,9-85,2) m^3 ha^{-1}, des Vaccinio-Abietenion 19,8 (6,8-43,1) m^3 ha^{-1} und des Vaccinio-Piceenion 29,5 (10,1-53,1) m^3 ha^{-1}. Fichtenforste mittlerer Nährkraft haben im Median einen Vorrat von 20,2 (8,4-44,3) m^3 ha^{-1}. Die vergleichsweise hohen Werte dieser Gruppen dürften zum einen mit der Erreichbarkeit der Flächen und dem Alter der Bestände zusammenhängen, zum anderen kann dies mit der Windwurfanfälligkeit der Fichte in Verbindung gebracht werden. Mittlere Totholzmengen finden sich in den Buchenwäldern unterhalb der montanen Stufe. Buchenwälder des Luzulo-Fagenion haben im Median einen Totholzvorrat von 7,7 (2,0-28,2) m^3 ha^{-1} und im Galio odorati-Fagenion liegt der Median bei 6,9 (1,6-23,4) m^3 ha^{-1}. Carpinion-Wälder haben einen den Buchenwäldern vergleichbaren Totholzvorrat. Niedrige Totholzmengen finden sich in bodensauren bis mesotrophen Kiefernbeständen. So liegt der Median im Dicrano-Pinion bei 1,1 (0-5,1) m^3 ha^{-1}, in bodensauren Kiefernforsten bei 2,1 (0-4,9) m^3 ha^{-1}. Auch Laubholzforste und bodensaure Eichenwälder haben vergleichsweise niedrige Totholzmengen. Insgesamt liegt bei 22 % der Flächen der Totholzvorrat bei 30 m^3 ha^{-1} oder mehr.

Stehendes Totholz kommt nur an insgesamt 6,3 % der BZE-Punkte vor. Dessen Vorrat beträgt daher insgesamt, wie auch innerhalb der einzelnen Waldgesellschaften, im Median 0 m^3 ha^{-1}, bei einem Gesamtmittelwert von 3,6 ± 0,6 (SD = 23,0) m^3 ha^{-1}. Der Wert umfasst mit seiner Unsicherheit den Bereich des BWI 2012-Ergebnisses von 4,7 ± 0,2 m^3 ha^{-1} (Thünen-Institut 2014). Unterschiede im Vorkommen von stehendem Totholz zwischen den einzelnen Waldgesellschaften zeigen keine ausgeprägten Muster. So kommt in 17 % der Flächen des Vaccinio-Piceenion stehendes Totholz vor, aber nur in 4 % der Flächen des Vaccinio-Abietenion. Im Luzulo-Fagenion sind es 4 %, im Galio odorati–Fagenion 8 % und in der montanen Ausprägung des Galio odorati-Fagenion 13 %. Werden nur BZE-Flächen ausgeschieden, die in FFH-Gebieten liegen (n = 294), so beträgt hier der Anteil an Flächen mit stehendem Totholz 10 %.

Um den Anteil von Totholz mit einem Durchmesser von 30 cm zu ermitteln, wurde jeweils der Mitteldurchmesser der Stücke berechnet. Stubben wurden gesondert berücksichtigt. Ohne Stubben kommt Totholz mit einem Durchmesser von über 30 cm an 9 % der BZE-Punkte vor und nimmt im Mittel einen Anteil von 5 % des Gesamtvolumens ein (Abb. I-9-24). Der mittlere Vorrat beträgt 2,3 ± 0,4 m^3 ha^{-1}. Bei Fichtenbeständen tritt Totholz > 30 cm bei einem höheren Anteil auf (15 %) und die mittleren Vorräte liegen mit 3,5 ± 1,0 m^3 ha^{-1} über dem Durchschnitt. Auch im Luzulo-Fagenion tritt vermehrt, an 11 % der Standorte, Totholz > 30 cm auf. Der mittlere Vorrat liegt mit 4,9 ± 1,9 m^3 ha^{-1} noch über dem der Fichtenbestände. Werden die Stubben mitberücksichtigt, kommt Totholz mit einem Durchmesser von über 30 cm bei einem mittleren Vorrat von 9,0 ± 0,5 m^3 ha^{-1} auf der Hälfte (52 %) der BZE-Punkte vor. Die Totholzmenge > 30 cm inkl. Stubben korreliert dabei mit der Gesamtmenge (R^2 = 0,38). Dementsprechend kommt

Totholz > 30 cm inkl. Stubben in Fichtenbeständen einschließlich montaner (Tannen-) Fichtenwälder (Vaccinio-Abietenion und Vaccinio-Piceenion) auf 74 % der Flächen und damit am häufigsten vor, während es in Kiefernbeständen auf 23 % der Flächen am seltensten ausgeprägt ist. In Buchenwäldern unterscheiden sich die Anteile der Flächen im Galio odorati-Fagenion und Luzulo-Fagenion mit jeweils 57 % nicht voneinander. Innerhalb des Galio odorati-Fagenion hat das Hordelymo-Fagetum mit 79 % der Flächen häufiger Totholz > 30 cm incl. Stubben als das Galio odorati-Fagetum mit 58 % der Flächen.

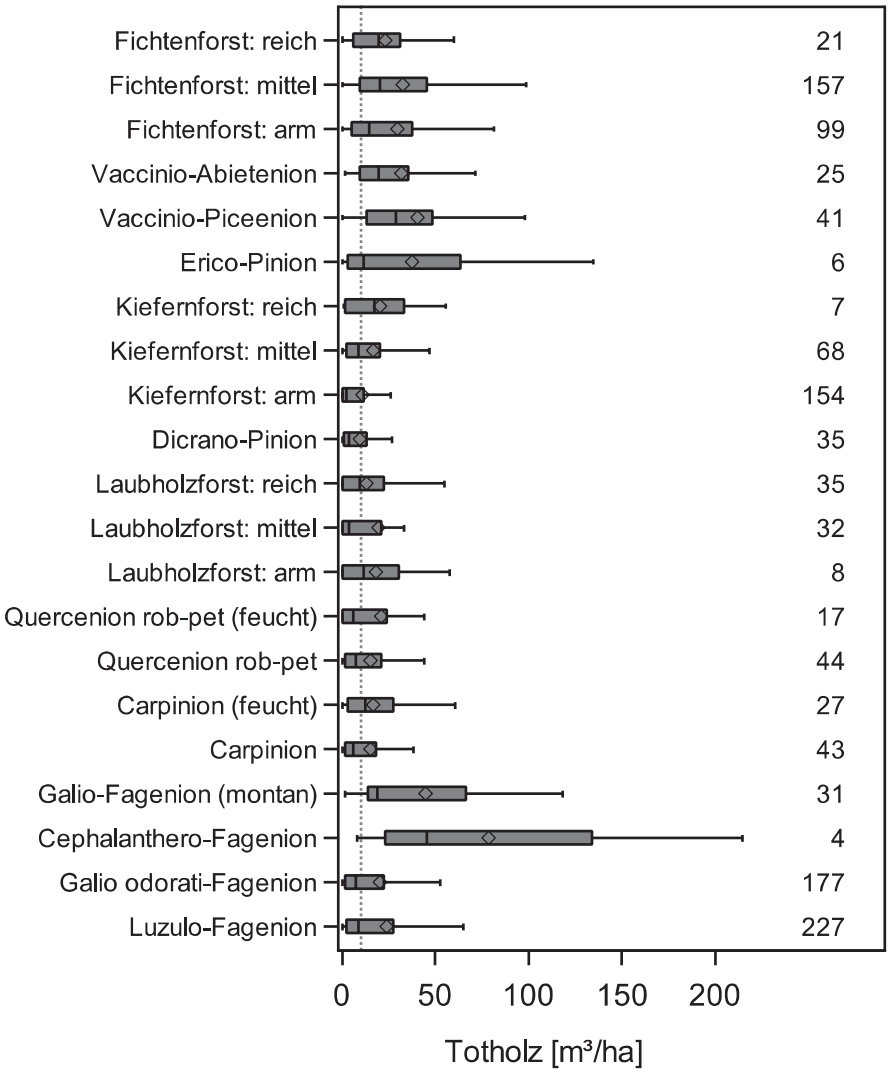

Abb. I-9-23: Totholzmengen [m³ ha^{-1}] an den BZE-Flächen. Klassifizierung der Forste: arm = bodensauer-arm, mittel = schwach bodensauer-mesotroph, reich = basenbeeinflusst-mesotroph oder reicher.

Die Zersetzungsgrade sind relativ gleichmäßig verteilt. 84 % der Flächen enthalten Totholz in einer höheren Zersetzungskategorie als „frisch abgestorben“. 43 % der Flächen enthalten auch Totholz der Kategorie „stark vermodert“. Dieses hat ein durchschnittliches Volumen von 2,5 m³ ha^{-1}. Unterschiede zwischen den Waldgesellschaften finden sich dabei nicht.

Totholzvorräte werden, wie auch andere hier untersuchten Merkmale, im Wesentlichen durch das forstliche Management beeinflusst und weniger durch abiotische Umweltfaktoren wie der Bodenzustand. Dennoch finden sich im Totholzangebot wie auch in den anderen Strukturmerkmalen Unterschiede zwischen den sich aus Boden, Klima und Bewirtschaftungsweise ergebenen Pflanzengesellschaften.

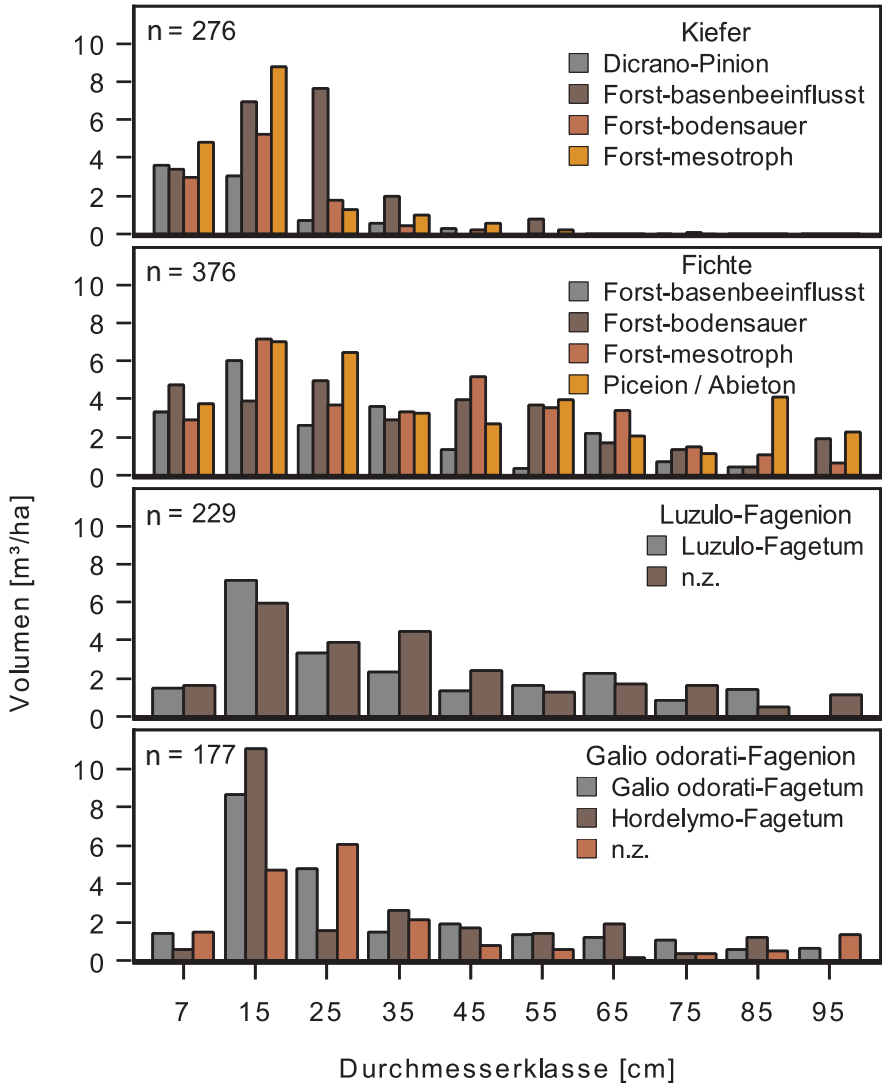

Abb. I-9-24: Mittleres Totholzvolumen [m³ ha^{-1}] in Durchmesserklassen in verschiedenen Waldgesellschaften, mit n.z. = Assoziation nicht zugeordnet.

Die mittleren Vorräte an Gesamttotholz und an stehendem Totholz umfassen mit ihren Unsicherheiten jeweils das Ergebnis der dritten Bundeswaldinventur (Kroiher & Bolte 2015, Thünen-Institut 2014). Es ergeben sich somit keine systematischen Abweichungen aufgrund der kleineren Stichprobe. Ein Vergleich mit europäischen Buchennaturwäldern ergibt, dass dort die Totholzvorräte mit 130 m³ ha^{-1} im Mittel sehr viel höher sind (Christensen *et al.* 2005). Auch dort weisen montane Buchenwälder höhere Vorräte auf als Buchenwälder tieferer Lagen. Auch der

Anteil an stehendem Totholz ist mit 45 % in montanen Wäldern gegenüber 25 % in tieferen Lagen sehr viel höher. Der Totholzvorrat korreliert dabei mit der Zeitspanne, die der Wald aus der Nutzung genommen wurde. Bei 106 niedersächsischen Buchenwäldern, die erst seit maximal 30 Jahren aus der Nutzungen genommen waren, fanden sich dagegen nur Totholzvorräte von 18 m^3 ha^{-1} (Meyer & Schmidt 2011). Die Rate, mit der Totholz akkumulierte, betrug aber 1 m^3 ha^{-1} pro Jahr. Der Anteil an stehendem Totholz betrug im Mittel 40 %. In einer europäischen Studie lagen 77 % der 98 untersuchten Flächen in der Vorratsklasse < 25 m^3 ha^{-1} (Seidling *et al.* 2014). In den drei Untersuchungsgebieten der Biodiversitätsexploratorien betrug der Totholzvorrat im unbewirtschafteten Laubwald 10 m^3 ha^{-1}, im bewirtschafteten Laubwald 15 m^3 ha^{-1} und im Nadelwald 25 m^3 ha^{-1} (Müller *et al.* 2015). Damit bestätigen sich zwei Trends in den BZE-Daten, zum einen die höheren Vorräte montaner Wälder und zum anderen die höheren Vorräte in Nadelwäldern.

9.6 Zusammenfassung

Im Rahmen der BZE II wurde an 1838 Punkten parallel zu den Bodenuntersuchungen die Vegetation erfasst. Die Vegetationsaufnahmen wurden mit klassischen vegetationskundlichen Methoden auf einer einheitlichen Flächengröße von 400 m^2 durchgeführt. Zusätzlich erfolgte im Jahr 2012 eine Bestandsinventur, die Aussagen zur strukturellen Diversität der Wälder zulässt.

Die Vegetationsaufnahmen ermöglichen die pflanzensoziologische Zuordnung der BZE-Punkte zu Waldgesellschaften. Auf Verbands- bzw. Unterverbandsebene betrachtet kommen an den BZE-Punkten nahezu alle für Mitteleuropa beschriebenen Waldgesellschaften vor.

Das Artinventar an den BZE-Punkten umfasst einen Großteil der waldtypischen Gefäßpflanzen. An ca. 10 % der BZE-Punkte kommen gefährdete Arten entsprechend der Roten Listen vor. Der Artenreichtum an Gefäßpflanzen steigt mit den Nährstoffvorräten und pH-Werten der Böden. Ebenso nimmt der Anteil der Arten zu, deren Vorkommen an geschlossenen Wald gebunden ist.

In montanen Fichtenwäldern zeigen sich die Auswirkungen atmosphärischer N-Einträge. Sowohl die Anzahl als auch der Anteil der eutraphenten Arten steigt in den montanen Fichtenwäldern mit zunehmender N-Belastung, wie auch der Anteil der Arten der Waldsäume und –lichtungen.

Auch die Stoffeinträge aus der Bodenschutzkalkung haben einen Einfluss auf die Zusammensetzung der Bodenvegetation. Dies konnte bei Luzulo-Fagenion-Wäldern und Fichtenforsten auf Braunerden aus bodensauren Festgesteinen gezeigt werden. In beiden Gruppen haben gekalkte Flächen jeweils höhere Artenzahlen als nicht gekalkte Flächen. Die Anzahl von Gefäßpflanzen mit den Ellenberg N-Zeigerwerten 7-9 und die Anzahl der Arten der Waldsäume und -lichtungen ist in beiden Gruppen ebenfalls bei den gekalkten Flächen höher.

Die Standortsbedingungen haben einen deutlichen Einfluss auf die Verteilung der Gefäßpflanzen. Dies wird mit Hilfe einer kanonischen Korrespondenzanalyse gezeigt. Ein beachtlicher Teil der

Struktur der Vegetation kann dabei in den ersten zwei Achsen dargestellt werden, die Boden und Klima repräsentieren. Es zeigte sich, dass die Vegetation der Wälder in erster Linie von den Nährstoffverhältnissen beeinflusst wird. Den stärksten Einfluss hat ein Gradient mit zunehmenden Nährstoffvorräten und einem ansteigenden pH-Wert. Die wichtigste Umweltvariable ist die Basensättigung, mit dieser Variablen korreliert sind der pH-Wert und die anderen Nährelemente. Von diesem ersten Gradienten unabhängig wirkt etwas weniger stark ein zweiter Gradient aus Klimavariablen mit Niederschlag und Temperatur, sowie Höhe ü.N.N.

Für die Waldgesellschaften wurde ihre standörtliche Amplitude herausgearbeitet. Das Vorkommen von Waldgesellschaften wurde im Zusammenhang zu bodenkundlichen Größen wie Ausgangssubstrat, Bodentyp und Humusform untersucht. Darüber hinaus kann das Vorkommen der Waldgesellschaften in Bezug zu bodenchemischen Messgrößen gesetzt werden. Anhand der pH-Werte, des C/N-Verhältnisses und der Basensättigung zeigt sich eine deutliche Differenzierung der Standortsansprüche der Waldgesellschaften. Die Ergebnisse zu den drei Nährelementen P, K und Mg zeigen, dass sich die Verteilung der Werte zwischen den Waldgesellschaften ähnelt und insgesamt auch mit dem C/N–Verhältnis korrespondiert. Abweichungen von diesem generellen Trend gibt es vor allem bei Böden, die hydromorphe Merkmale zeigen. Dort gleichen sich K- und Mg-Vorräte im Unterschied zu den P-Vorräten an. Auch im montanen Bereich bestehen im Gegensatz zu den Mg- und K-Vorräten zwischen Nadelwaldgesellschaften Unterschiede bezüglich der P-Vorräte. Ebenfalls weisen Nadelholzbestände, mit Ausnahme der von Kiefern dominierten Bestände, im Vergleich zu den Laubwaldgesellschaften geringere Unterschiede bei Mg- und K-Vorräten als bei P-Vorräten auf.

Generell werden viele Merkmale der Bestandsstruktur stärker durch die bei der BZE nicht erfasste, forstliche Bewirtschaftung beeinflusst als durch abiotische Umweltfaktoren. Dennoch finden sich zwischen den Waldgesellschaften Unterschiede bezüglich einiger Bestandsmerkmale. Die Oberhöhenbonität ist auf mittleren Standorten am höchsten. Dies zeigt sich besonders an Fichten und Buchen. Bei den oberirdischen C-Vorräten tendieren Auenwälder zu den höchsten und Kiefernforste zu den niedrigsten Vorräten. Die Unterschiede sind aber nicht signifikant. Über die Hälfte der Bestände enthalten Bäume aus zwei oder mehr Altersklassen. Dabei ist der Anteil von Beständen mit mehreren Altersklassen in Bergwäldern und bodensauren Eichen- bzw. Eichen-Hainbuchenwälder höher. Laubwälder und montane Fichtenwälder weisen das höchste Bestandsalter auf.

Die Vorräte von Totholz ab einem Durchmesser von 10 cm betragen im Mittel 21,8 ± 0,9 m^3 ha^{-1}. Die Verteilung besitzt eine ausgeprägte Rechtsschiefe und durch Windwürfe eine weite Spanne. Fichten-dominierte Bestände weisen höhere Totholzvorräte auf als andere Bestände. Niedrige Totholzvorräte haben Kiefernbestände und bodensaure Eichenwälder. Stehendes Totholz findet sich an 6,3 % der BZE-Punkte. Unterschiede zwischen den Waldgesellschaften zeigen dabei keine ausgeprägten Muster. Die Anteile der Durchmesserklassen an liegendem Totholz korrelieren mit den Gesamttotholzmengen. Auch bei den Anteilen der Zersetzungsgrade liegen keine Unterschiede zwischen den Waldgesellschaften vor.