



WALDBODENZUSTAND IN RHEINLAND-PFALZ

Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz Nr. 70/12



Impressum

Herausgeber:

Zentralstelle der Forstverwaltung
Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz (FAWF)
Hauptstr. 16
D-67705 Trippstadt
Telefon 06306 911-0, Telefax 06306 911 200
zdf.fawf@wald-rlp.de
www.fawf.wald-rlp.de

Verantwortlich:

Der Leiter der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz

Dokumentation:

Mitteilung FAWF, Trippstadt
Nr. 70/12, 229 Seiten

Gestaltung, Grafik und Satz

FAWF Rheinland-Pfalz
Druck: KOMET, Druck- und Verlagshaus GmbH
66930 Pirmasens

ISSN 1610-7705 Mitteilungen aus der
Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz, Nr. 70/12

zu beziehen über die
Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz,
Schloss, D-67705 Trippstadt, Telefon 06306 911-0, Telefax 06306 911-200
zdf.fawf@wald-rlp.de

Alle Rechte, insbesondere das Recht der Vervielfältigung und Verbreitung sowie der Übersetzung vorbehalten.

Titelbild:

rechts: BZE II - Bodenprofil im Forstamt Pfälzer Rheinauen Foto: E. Segatz
links: Bodenbeprobung mit dem „Murach´schen“ Bohrer Foto: W. Schwind

WALDBODENZUSTAND IN RHEINLAND-PFALZ

Ergebnisse der zweiten landesweiten
Bodenzustandserhebung BZE II

Joachim Block und Jürgen Gauer

unter Mitarbeit von

M. Blessinger, F. Engels, C.-D. Fath, J. Geyer, I. Hoffmann, H.-P. Reck,
P.P. Reiter, H. Rieger, T. Sauer, H. W. Schröck, J. Schuck, W. Schwind,
E. Segatz, T. Wehner, K. Wies, U. Wunn, F. W. zum Hingste

Zentralstelle der Forstverwaltung

Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft, Rheinland-Pfalz,
Trippstadt 2012

Vorwort

Böden sind mehr als nur das Ergebnis erdgeschichtlicher Entwicklung und damit verbundener Verwitterungsprozesse. Sie sind Basis allen terrestrischen Lebens. Sie sind Speicher, Lebensraum, Produktionsfaktor und auch Puffer für atmosphärische Einträge. Sie prägen Ökosysteme und sind zentrale Ressourcen für die dort stattfindenden Stoffkreisläufe.

Böden haben ein Langzeitgedächtnis, sie sind sensibel. Sie geben uns Auskunft über direkte und indirekte menschliche Einflüsse auf die Umwelt, seien es Befahrungen, Verdichtungen, Umlagerungen, Nährstoffentzüge durch Biomasseaustrag oder Stoffeinträge durch Luftfracht oder Regen. Böden registrieren diese Veränderungen. Wir können sie anhand der physikalischen und chemischen Zusammensetzung nachvollziehen und anhand objektiver Analyseverfahren dokumentieren.

Durch Wiederholung von Aufnahmen und die Entwicklung von Zeitreihen lassen sich Veränderungen nachweisen. Böden sind somit auch ein zentrales Element des Umweltmonitorings, weil sie, wie kaum ein anderes Untersuchungsobjekt, nicht nur die Wirkungen, sondern auch die Ursache-Wirkungs-Komplexe in deren jeweiligen zeitlichen Abfolge aufscheinend machen.

Die Ergebnisse der vorliegenden zweiten Waldbodenzustandserfassung verdeutlichen die Entwicklung in den zurückliegenden zwei Jahrzehnten und helfen uns, anhand klarer und nachvollziehbarer Untersuchungsstandards Rückschlüsse für weitere Handlungsnotwendigkeiten zu ziehen. Sie sind der Einstieg in nachfolgende intensive Experten-Diskussionen, die uns Sicherheit in der Fortsetzung der Luftreinhaltepolitik und des Bodenschutzes geben.

Die Untersuchungen zeigen, dass die ergriffenen Maßnahmen zur Luftreinhaltung und zur Stabilisierung des Waldbodenzustandes durch Waldkalkung und Waldumbau erfolgreich sind. So hat sich die Belastung der Böden durch Schwefelverbindungen und Schwermetalle spürbar verringert, die Bodenversauerung ist erheblich zurückgegangen und die Nährstoffverfügbarkeit hat sich deutlich verbessert. Dies spornt an, konsequent in der Luftreinhaltung und den unterstützenden Maßnahmen zur Wiederherstellung der essentiellen Waldfunktionen fortzufahren.

Die Erhebung zeigt aber auch die noch bestehenden Defizite: So hat sich die Stickstoffbelastung der Wälder noch nicht wesentlich verbessert. Daher sind hier weitere Anstrengungen zur Reduktion der Emission von Stickoxiden aus dem Verkehrsbereich und von Ammoniak aus der Landwirtschaft erforderlich.

Dies greift Hand in Hand mit der unbedingt notwendigen Reduktion des Ausstoßes klimarelevanter Luftverunreinigungen. Die Auswertungen der Daten der Bodenzustandserhebung mit Hilfe einer Simulation des Wasserhaushalts bei Klimawandel belegen die erheblichen Risiken für die Waldökosysteme insbesondere durch zunehmenden Trockenstress. In diesem Zusammenhang ist auch die erstmalige umfassende Analyse der Kohlenstoffvorräte im Boden und in der Vegetation von großer Bedeutung. Somit verfügen wir nun auch über ein reproduzierbares Messverfahren zur Bewertung der CO₂-Speicherung und laufenden Kohlenstoffbindung in Wäldern und ihrer Beiträge zum Klimaschutz.

Besonderen Wert erhält die Bodenzustandserfassung vor allem aber auch als zentrale Informationsquelle für nahezu alle Arbeitsfelder des Umweltmonitorings im weiteren Sinne. Das Netzwerk aller Akteure in den Disziplinen Stand-

ortkartierung, Bodenschutz, Klimawandelfolgen, Wasserschutz, Nährstoffnachhaltigkeit und Bodenschutzkalkung greift auf die gewonnenen Daten zurück und nutzt sie weiter. Durch frühzeitige Koordination und Vereinbarung von Standards konnte eine insgesamt kostensparende und hocheffiziente Erhebung durchgeführt werden. Dieser Mehrfachnutzen wird über viele Jahre hinweg Bestand haben.

Allein der beeindruckende Umfang der Arbeiten – es wurden über 1.200 Bodenproben in Rheinland-Pfalz gewonnen und rund 70.000 Analysen nach bundeseinheitlichem Standard erstellt – macht deutlich, wie umfassend die gewonnenen Informationen sind und mit welcher hohen Qualität die sich nun anschließenden umwelt- und klimapolitischen Folgegespräche stattfinden können. Auch die Einbindung in das europäische Projekt BioSoil hilft bei den Bemühungen auf internationaler Ebene, den Bodenschutz als eine umfassende Gesamtstrategie der Europäischen Union zu verankern.

Zugleich liegt aber auch auf der Hand, dass eine Inventur dieses Umfangs finanziell und personell nur in längerfristigen Perioden leistbar ist. Hier müssen die bewährten Instrumente des forstlichen Umweltmonitorings, allen voran die ausgewählten Dauerbeobachtungsflächen die Aufnahmen der flächendeckenden Bodenzustandserfassung überbrücken.

Ohne die Kooperation innerhalb von Deutschland und Rheinland-Pfalz und dem damit verbundenen Vielfachnutzen wäre das Projekt nicht umsetzbar gewesen. In bislang nicht bekannter Form haben seitens des Bundes das Johann Heinrich von Thünen-Institut, das Umweltbundesamt, die Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, die Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz,

auf Länderseite die forstlichen Forschungsanstalten und in Rheinland-Pfalz die Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft, die Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt in Speyer, die Standortkartierung von Landesforsten in Koblenz und das Landesamt für Geologie und Bergbau in Mainz zusammengearbeitet.

Mein besonderer Dank gilt aber vor allem allen Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern der beteiligten Institutionen, die sich dieser Herausforderung gestellt haben und mit großem Engagement und Begeisterung für die Sache sehr viel Zeit und Arbeit über das normale Pensum hinaus investiert haben. Die Ergebnisse zeigen, dass der Aufwand sich gelohnt hat.



Ulrike Höfken
Ministerin für Umwelt, Landwirtschaft, Ernährung,
Weinbau und Forsten des Landes Rheinland-Pfalz

Inhaltsverzeichnis

	Seite
Vorwort	3
1 Einleitung	9
2 Ziele	11
3 Methodenüberblick	12
3.1 Organisation und Kooperationen	12
3.2 Stichprobenraster	12
3.3 Feldaufnahmen und Probengewinnung	14
3.4 Probenaufbereitung	17
3.5 Analysen	18
3.6 Qualitätssicherung	20
3.7 Kalkulationen	21
3.7.1 Vorrat Auflagehumus und Feinbodenmenge	21
3.7.2 Statistische Auswertungen	22
3.8 Methodik der Mineralanalysen	22
3.9 Methodik der Untersuchungen auf Organika	23
4 Begleitende Erhebungen	24
4.1 Bestockungsaufnahme	24
4.2 Erfassung des Kronenzustandes	24
4.3 Erhebungen zur Waldernährung	25
4.4 Aufnahme der Bodenvegetation	25
5 Ergebnisse der Bodenzustandserhebung	26
5.1 Darstellungsform der Ergebnisse	26
5.2 Standorts- und Bestockungssituation	27
5.2.1 Standortverhältnisse	27
5.2.1.1 Lage	27
5.2.1.2 Stratigraphie	27
5.2.1.3 Substratreihen und Substrattypen	30
5.2.1.4 Bodentypen	34
5.2.1.5 Effektive Durchwurzelungstiefe	34
5.2.1.6 Wasserhaushalt	36
5.2.1.7 Standortswald	41
5.2.2 Bestockungssituation	44
5.2.3 Repräsentativität des BZE II-Kollektivs im Hinblick auf die Standortverhältnisse	46
5.2.4 Nachbarschaftswirkungen	46

5.3	Status und Veränderung der Bodenversauerung	48
5.3.1	pH-Werte und Pufferbereiche.....	49
5.3.2	Kationenaustauschkapazität und Austauschbelegung.....	50
5.3.3	Carbonat.....	59
5.3.4	Sulfat und Nitrat im wässrigen Extrakt.....	59
5.3.5	Überschreitung der Critical Loads für Säureeinträge.....	60
5.4	Status und Veränderung der Nährelementverfügbarkeit	64
5.4.1	Stickstoffverfügbarkeit.....	64
5.4.2	Phosphorverfügbarkeit.....	66
5.4.3	Verfügbarkeit an Calcium, Magnesium und Kalium.....	70
5.4.4	Schwefelverfügbarkeit.....	75
5.4.5	Spurennährstoffverfügbarkeit.....	75
5.4.6	Nährstoffverfügbarkeit aus dem Bodenskelett.....	84
5.5	Status und Veränderung von Stickstoff in den Waldökosystemen	87
5.5.1	Stickstoffgehalte und -vorräte in den Waldökosystemen.....	88
5.5.2	Humusform und C/N-Verhältnis.....	90
5.5.3	Nitratkonzentration und Stickstoffaustrag.....	90
5.5.4	Überschreitung der Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff.....	95
5.6	Status und Veränderung der Kohlenstoffspeicherung in den Waldökosystemen	96
5.6.1	Kohlenstoffgehalte und -vorräte in den Waldökosystemen.....	98
5.6.2	Abhängigkeit der Kohlenstoffspeicherung von den Bestockungs- und Standortsverhältnissen.....	101
5.7	Belastung der Waldböden mit Schwermetallen	108
5.7.1	Blei.....	110
5.7.2	Kupfer.....	112
5.7.3	Cadmium.....	112
5.7.4	Zink.....	114
5.7.5	Chrom.....	116
5.7.6	Nickel.....	116
5.7.7	Arsen.....	119
5.7.8	Quecksilber.....	122
5.7.9	Verteilungsmuster und Quellen der Schwermetallgehalte im BZE II-Kollektiv.....	124
5.7.9.1	Untersuchte Schwermetalle und Grundmuster der Verteilung.....	124
5.7.9.2	Potentielle Quellen.....	124
5.7.9.3	Erklärungsansätze der räumlichen Verteilungsmuster.....	126
5.7.9.4	Fazit.....	133
5.8	Regenerationsfähigkeit der Waldböden	133
5.8.1	Säureextrahierbare Nährstoffvorräte.....	133
5.8.2	Mineralbestand.....	137
5.8.3	Nährelementnachlieferung durch Mineralverwitterung.....	145
5.9	Wirkung der Bodenschutzkalkung auf den Waldbodenzustand	149
5.10	Biologische Vielfalt	153
5.10.1	Standortsvielfalt und Gefährdungspotentiale für die Biodiversität im Boden.....	153
5.10.2	Vielfalt der Waldvegetation und Einflüsse von Versauerung und Eutrophierung.....	154

6 Diskussion	162
6.1 Methodische Aspekte	162
6.2 Verfügbarkeit der Daten.....	167
6.3 Zustand der Waldböden und Effizienz von Bodenschutzmaßnahmen	168
6.4 Nährstoffnachhaltigkeit.....	170
6.5 Einfluss des Klimawandels auf den Waldboden.....	172
7 Ausblick	176
8 Zusammenfassung	178
9 Summary	182
10 Verzeichnis der Tabellen, Abbildungen und Karten	186
11 Literaturverzeichnis	191
12 Danksagung	200
13 Anhang	202
Anhang 1	202
Anhang 2	205
Anhang 3	207
Anhang 4	208
Anhang 5	217

1 Einleitung

Dem Boden kommt in unseren Waldökosystemen eine Schlüsselrolle zu. Er ist der entscheidende Speicher für Wasser und Nährstoffe und Wurzelraum für Bäume und Waldbodenpflanzen. Zudem ist er der Lebensraum für eine ungeheure Fülle von Lebewesen, die ihrerseits für unverzichtbare Ökosystemfunktionen wie die Zersetzung der Streu und die Bodenauflockerung verantwortlich sind und wichtige Filterfunktionen des Bodens für Luftschadstoffe unterstützen. Im Waldboden sind beträchtliche Mengen an Kohlenstoff und Stickstoff gespeichert. Der Waldboden ist damit ein wichtiges Element im Kreislauf klimarelevanter Spurengase.

Der Boden beeinflusst die Zusammensetzung der auf ihm gedeihenden Vegetation und diese wiederum beeinflusst die Bodeneigenschaften. Unsere Böden sind daher seit jeher Veränderungen unterworfen, in die der Mensch seit vielen Jahrhunderten oder sogar Jahrtausenden in vielfältiger Weise eingreift. Waldrodungen betrafen vor allem die besseren, landwirtschaftlich gut nutzbaren Standorte. Bereits vor mehr als 1000 Jahren war der Wald daher vielfach auf die eher schlechteren Standorte zurückgedrängt. Doch auch in die verbleibenden Wälder griff der Mensch schon in vorindustrieller Zeit durch Holznutzung, Vieheintrieb, Streu- und Plaggennutzung erheblich ein. Das menschliche Handeln war meist mit einem gravierenden Nährstoffentzug verbunden, der auf vielen Standorten zu einer meist heute noch wirksamen Nährstoffverarmung führte.

Während sich seit der Einführung einer an Nachhaltigkeitskriterien orientierten forstlichen Bewirtschaftung die Belastung der Waldökosysteme durch übermäßige Biomasse- und Nährstoffexporte ab Mitte des 18. Jahrhunderts allmählich verringerte, kam mit der zunehmenden Industrialisierung seit Mitte des 19. Jahrhunderts eine weitere Bedrohung für die Waldbodenfunktionen hinzu: der Eintrag von versauernden Luftschadstoffen aus der Verbrennung fossiler Brennstoffe. Die regelrechte Überflutung der Waldböden mit Sulfat- und Nitrationen hat großräumig zu weiteren gravierenden Veränderungen der chemischen, biologischen und auch der physikalischen

Bodeneigenschaften geführt (ULRICH et al. 1979, 1989, VON ZESCHWITZ 1985, HILDEBRAND 1986, MATZNER 1987). Hinzu kamen mit steigenden Viehdichten ab Mitte des 20. Jahrhunderts infolge einer zunehmend intensiver werdenden Landwirtschaft hohe Einträge an Ammoniumionen in die Waldökosysteme, die eine zunehmende N-Eutrophierung unserer Waldböden bewirken (BLOCK 2006, KÖLLING 1991). Auch die bis in die 1970er Jahre hinein in der Forstwirtschaft praktizierte Bevorzugung von Nadelbäumen und deren Anbau in Reinbeständen sowie die vielfach ungeordnete Befahrung der Böden mit schweren Forstmaschinen hat unseren Waldböden geschadet.

Ende der 1970er/Anfang der 1980er Jahre brachte dann die Diskussion um den sogenannten „sauren Regen“ und das „Waldsterben“ ein Umdenken und eine Wende in der Belastung der Waldökosysteme. So wurden Luftreinhaltemaßnahmen massiv vorangetrieben und die Luftschadstoffeinträge in den Wald rasch deutlich reduziert. Zum Schutz gefährdeter Waldstandorte vor fortschreitender Versauerung wurden in erheblichem Umfang Bodenschutzkalkungen durchgeführt. Der Waldbau wurde auf eine naturnahe Waldbewirtschaftung umgestellt und mit einem Waldumbau in Richtung laubbaumreicher Mischbestände begonnen. Ökosystem- und Waldbodenschutz wurden wichtige Belange in der praktischen Waldbewirtschaftung.

Unsere Waldböden waren somit ständig wechselnden Einflüssen ausgesetzt, die sich jeweils in ihren Eigenschaften und auf ihre Funktionen niedergeschlagen haben. Auch in Zukunft dürfte der Mensch über die vielfach immer noch die Verträglichkeitsschwellen (Critical Loads) überschreitenden Einträge von Luftverunreinigungen, die im Zuge der Rohstoffverknappung wieder intensiver werdende Holz- und Biomassenutzung und insbesondere auch durch den Klimawandel Einfluss auf die Waldböden nehmen. Daher ist eine regelmäßige Überwachung des Zustandes unserer Waldböden und ihrer Veränderungen im Laufe der Zeit eine wichtige Aufgabe eines vorsorgenden Schutzes unserer Wälder und ihrer vielfältigen Funktionen.

Seit den 1980er Jahren wurde in Deutschland und später auch in Europa aufbauend auf den „Waldschadenserhebungen“ ein Forstliches Umweltmonitoring eingerichtet. Dieses wurde beständig ausgebaut, an den jeweils aktuellen Wissensstand angepasst und ist inzwischen das weltweit umfassendste Umweltüberwachungssystem.

Eines der wesentlichsten Module im Forstlichen Umweltmonitoring ist die Waldbodenzustandserhebung. Sie ist Teil der an einem systematischen, permanenten Stichprobenraster durchgeführten Übersichtserhebungen (auf europäischer Ebene: Level I-Programm), die flächenrepräsentative Informationen über den aktuellen Waldzustand und dessen zeitliche Entwicklung liefern. Als Indikatoren werden insbesondere der vom Boden aus sichtbare Kronenzustand, der chemische und physikalische Bodenzustand und der aus Nadel-/Blattanalysen abgeleitete Ernährungszustand der Bäume eingesetzt.

Um die Kenntnisse über die Dynamik in den Waldökosystemen und die in den Ökosystemen ablaufenden Prozesse und Ursache-Wirkungsbeziehungen zu erweitern, wird das Forstliche Umweltmonitoring durch Intensivuntersuchungen an Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen ergänzt (auf europäischer Ebene: Level II-Programm).

In Rheinland-Pfalz wurde ein derartiges mehrstufiges Waldüberwachungsprogramm bereits 1983 eingerichtet (MÜHLHAUS 1985, BLOCK 1987) und in die später hinzukommenden bundes- und europaweiten Waldmonitoringkonzepte integriert. Eine erste landesweite Waldbodenzustandserhebung wurde in Rheinland-Pfalz in den Jahren 1988 und 1989 im Rahmen eines von der Europäischen Gemeinschaft geförderten Forschungsvorhabens (Nr. 8860DL006.0) mit dem Titel „Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz“ durchgeführt. Wesentliche Teile der Untersuchungen flossen als rheinland-pfälzischer Beitrag in die erste bundesweite Bodenzustandserhebung – BZE I – ein. Die wesentlichen Befunde der BZE I in Rheinland-Pfalz sind in BLOCK et al. (1991) veröffentlicht. Weitere Auswertungen der BZE I – Daten im Hinblick auf Beziehungen zwischen Bodenparametern, Nadelinhaltsstoffen und Kronenzustand

sowie zur ökochemischen Ausstattung wesentlicher Waldbodensubstrate sind in BLOCK et al. (1996) und zur Disposition rheinland-pfälzischer Waldbodensubstrate gegenüber Bodenversauerung in BLOCK (1997) dargestellt. Die Ergebnisse der bundesweiten Erhebung (BZE I) enthält WOLFF und RIEK (1997).

Schon das Konzept der ersten bundesweiten BZE sah vor, dass die Bodenzustandserhebung im Wald und die Nadel-/Blattanalysen „zum geeigneten Zeitpunkt“ wiederholt werden sollen (BML 1990). Die Auswertungen der bundesweiten Datensätze zeigten zudem in einigen Bereichen gravierende Lücken in den erhobenen Kennwerten und Unterschiede in der von den jeweiligen Ländern angewandten Methodik, die in einigen Bereichen sowohl die Vergleichbarkeit als auch die Interpretationsmöglichkeiten in wesentlichen Themenfeldern einschränkten (WOLFF und RIEK 1997). Daher wurde die zweite Waldbodenzustandserhebung (BZE II) sehr sorgfältig von einer Bund-Länder-Arbeitsgruppe unter der Federführung des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz vorbereitet. Hierbei wurde nicht nur die Arbeitsanleitung zur Durchführung der BZE II (BMELV 2006) erheblich detaillierter gestaltet als diejenige der BZE I, sondern es wurde auch die Methodik über eine Reihe von Vorstudien zu vielen Themenfeldern weiterentwickelt (http://bfh-web.fh-eberswalde.de/bze/front_content.php?idart=162). Ein Schwerpunkt der Vorarbeiten lag auch in der Weiterentwicklung, Standardisierung und eingehenden Beschreibung der Probenvorbereitungs- und Analyseverfahren und in der Entwicklung eines sehr differenzierten Methodencodes (Gutachterausschuss Forstliche Analytik 2005).

2 Ziele

Das übergeordnete Ziel der BZE ist die Gewinnung von Information als Entscheidungshilfe zur Erfüllung gesetzlicher Aufgaben sowie zur Ableitung von Handlungsempfehlungen für Politik, Wirtschaft und Verwaltung. Die Notwendigkeit zur Durchführung der Bodenzustandserhebung ergibt sich aus den gesetzlichen Verpflichtungen im Rahmen der Bodenschutzgesetzgebung (BUNDES-BODENSCHUTZGESETZ 1998, LANDES-BODENSCHUTZGESETZ RHEINLAND-PFALZ 2005), der Klimarahmenkonvention (Kyotoprotokoll) und aufgrund internationaler Verpflichtungen wie der pan-europäischen Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder.

In der BZE II sind Untersuchungsergebnisse und Beiträge zu folgenden Themenfeldern angestrebt:

- Bodenversauerung (Einfluss des Eintrags versauernd wirkender Luftverunreinigungen; Pufferfunktion des Bodens)
- Stickstoffsättigung (Einfluss des Eintrags eutrophierend wirkender Luftverunreinigungen; Stoffumwandlungsfunktion des Bodens)
- Kohlenstoffbindung (Kohlenstoffspeicherung; Stoffumwandlungsfunktion des Bodens)
- Schwermetallanreicherung (Hintergrundbelastung; Einfluss des Eintrags von Schwermetallen; Filter- und Stoffumwandlungsfunktion des Bodens)
- Bindung organischer Schadstoffe (Hintergrundbelastung; Einfluss des Eintrags von organischen Spurenstoffen; Filter- und Stoffumwandlungsfunktion des Bodens)
- Gewässerversauerung, -eutrophierung (Risikobewertung des Eintrags versauernd wirkender und eutrophierender Luftverunreinigungen; Filter- und Pufferfunktion des Bodens)
- Waldernährung (Einfluss von Versauerung und Stickstoffeutrophierung auf die Nährstoffversorgung der Ökosysteme)
- Bodenschutzkalkung (Wirksamkeit der durchgeführten Maßnahmen zur Einschränkung der Bodenversauerung und Wiederherstellung einer angemessenen Waldernährung)
- Waldbau (Einfluss von Änderungen in der Waldbehandlung und des Waldumbaus auf Bodenzustand und Bodenfunktionen)
- Biologische Vielfalt (Veränderung der Bodeneigenschaften als Lebensraum für Bodenlebewesen und Pflanzen)

Die Mehrzahl dieser Themenfelder wurde bereits bei der BZE I bearbeitet und ermöglichte deshalb erste Trendbetrachtungen. Zur Berücksichtigung aktueller gesellschaftlicher und wissenschaftlicher Fragestellungen wurden die Bereiche Kohlenstoffspeicherung, Stickstoffsättigung, Wirksamkeit der Bodenschutzkalkungen und Belastung der Böden durch organische Spurenstoffe ergänzend in die Zielsetzung der BZE II aufgenommen. Weitere Beschreibungen der genannten Ziele finden sich im bundesweiten Konzept (BMELV 2007).

3 Methodenüberblick

Die bundesweite BZE ist ein Gemeinschaftsvorhaben von Bund und Ländern. Der Erhebung liegt eine detaillierte von der Bund-Länderarbeitsgruppe BZE erstellte Arbeitsanleitung (BMELV 2006) zu Grunde. Demzufolge beschränkt sich die nachfolgende Methodenbeschreibung auf einen Überblick und eine Beschreibung der Besonderheiten der rheinland-pfälzischen Erhebung.

3.1 Organisation und Kooperationen

Auf Bundesebene erfolgte die fachwissenschaftliche Betreuung der BZE II durch das Institut für Waldökologie und Waldinventuren des Johann Heinrich von Thünen-Instituts –vTI- (zuvor Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft). An der Vorbereitung und der Durchführung wirkten auf Bundesebene neben dem vTI und den Forstlichen Forschungs- und Versuchsanstalten der Länder auch die Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR), das Umweltbundesamt (UBA), der BMELV-Gutachterausschuss „Forstliche-Analytik“ (GAFA), die Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) sowie zahlreiche externe Experten mit. Die BZE ist Teil des Forstlichen Umweltmonitorings, das in Rheinland-Pfalz federführend durch den Forschungsbereich 6.2 „Waldmonitoring und Umweltvorsorge“ der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft (FAWF) durchgeführt wird. Wie bei der BZE I liegt daher auch bei der BZE II die Federführung bei der FAWF, FB 6.2. Die Erhebung in Rheinland-Pfalz erfolgte in enger Kooperation mit dem Forsteinrichtungs- und Standortkartierungsreferat der Zentralstelle der Forstverwaltung (ZdF), der Abteilung Abfallwirtschaft, Altlasten, Bodenschutz des Ministeriums für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz (MUFV), dem Landesamt für Geologie und Bergbau (LGB) und der Landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalt Speyer (LUFAS). Da die Befunde der BZE nicht nur für die Umweltüberwachung im Wald in Zusammenhang mit Luftschadstoffbelastung, Klimawandel und Waldumbau, sondern auch für Fragestellungen der Standortkartierung und des Bodenschutzes in Rheinland-Pfalz genutzt werden sollen, erfolgte eine enge Abstimmung in den Verfahren und

Erhebungsparametern zwischen den Partnern.

Parallel zur deutschen BZE II wurden in den Jahren 2006 und 2007 Erhebungen zum EU-Demonstrationsvorhaben „BioSoil“ durchgeführt, dessen Untersuchungspunkte im 16 x 16 km-Raster eine Unterstichprobe des BZE-Rasters darstellen. Bei einigen Aspekten wichen die Vorgaben für das EU-Vorhaben von denen der nationalen BZE ab. Soweit als möglich wurden in der Bund-Länder-Arbeitsgruppe „BZE“ die nationalen Verfahren zugunsten der EU-Vorgaben bzw. der internationalen Vergleichbarkeit geändert. In einigen Fällen mussten jedoch die bisherigen nationalen BZE-Verfahren beibehalten werden, insbesondere um die Vergleichbarkeit zur BZE I, zur intensiven Waldbodendauerbeobachtung und zu Verfahren der Standortkartierung zu gewährleisten. Die Abweichungen in den Verfahren sind in der BZE II-Arbeitsanleitung dargelegt (BMELV 2006). Trotz der Verfahrensunterschiede wurden beide Erhebungen eng miteinander verbunden, um Synergieeffekte zu nutzen.

3.2 Stichprobenraster

Die BZE soll flächenrepräsentative Aussagen zum Waldbodenzustand in Rheinland-Pfalz ermöglichen. Bei der BZE I in den Jahren 1989 und 1990 wurde das 4x12 km-Raster der Unterstichprobe der Terrestrischen Waldzustandserhebung (WZE) zuzüglich der auf Rheinland-Pfalz entfallenen Stichprobenpunkte des 16x16 km-Rasters der Europäischen Union aufgenommen. Diese Stichprobe wurde seinerzeit gewählt, da sie im Vergleich zu Forsteinrichtungsdaten die Baumarten- und Altersklassenverteilung in Rheinland-Pfalz gut repräsentierte und nur geringe Abweichungen zu den entsprechenden Verteilungen und auch hinsichtlich der Standorte zur Vollstichprobe der WZE aufweist (Block et al. 1991). Dieses Raster ist um 20 % dichter als das bundesweit vorgegebene 8x8 km-Raster, das bei der seinerzeitigen Überprüfung keine für Rheinland-Pfalz hinreichende Repräsentanz aufwies.

Da die Erfassung von Veränderungen im Waldbodenzustand ein wesentliches Ziel der BZE II ist, war es zweckmäßig, die bereits 1989/90

untersuchten Standorte (Rasterpunkte) erneut zu beproben.

Die BZE I umfasste 143 Rasterpunkte. Eine Kontrolle und Vollständigkeitsprüfung des Rasters in den Jahren 1994 bis 1997 ergab, dass zum Teil neue Waldflächen hinzugekommen waren (Erstaufforstung) und auch in erheblichem Umfang bei der Erstaufnahme des WZE-Rasters 1983 durch die Forstämter in Waldflächen fallende Rasterpunkte ausgelassen worden waren. Diese Rasterpunkte wurden in die WZE-Stichprobe aufgenommen. Aktuell umfasst die Unterstichprobe der WZE 165 Rasterpunkte, davon 26 EU-Punkte (Karte 1). Für die BZE II waren somit 22 „neue“ Rasterpunkte erstmals und 143 Rasterpunkte wiederholt aufzunehmen.

Der Mittelpunkt der BZE – Aufnahmen entspricht in etwa dem Mittelpunkt der WZE – Aufnahmen (WZE-Kreuztrakt). Bereits bei der BZE I wurde an allen Rasterpunkten vor der Stirnfläche des zentralen Bodenprofils ein Messpunktspfosten (Vermessungsanker) eingebracht. Vor Beginn der Feldaufnahmen der BZE II wurden diese Markierungen im Gelände aufgesucht, gegebenenfalls freigelegt und mit Hilfe eines GPS eingemessen. Leider waren an 35 Rasterpunkten – vornehmlich auf durch Sturmschäden verwüsteten Flächen – die Markierungsanker nicht mehr auffindbar. Hier wurden neue Markierungsanker im Schwerpunkt der WZE-Stichprobenbäume gesetzt und mittels GPS eingemessen. Die bei der BZE II verwendeten Messpunktspfosten bestehen aus einer

Karte 1: Aufnahmepunkte der Bodenzustandserhebung in Rheinland-Pfalz

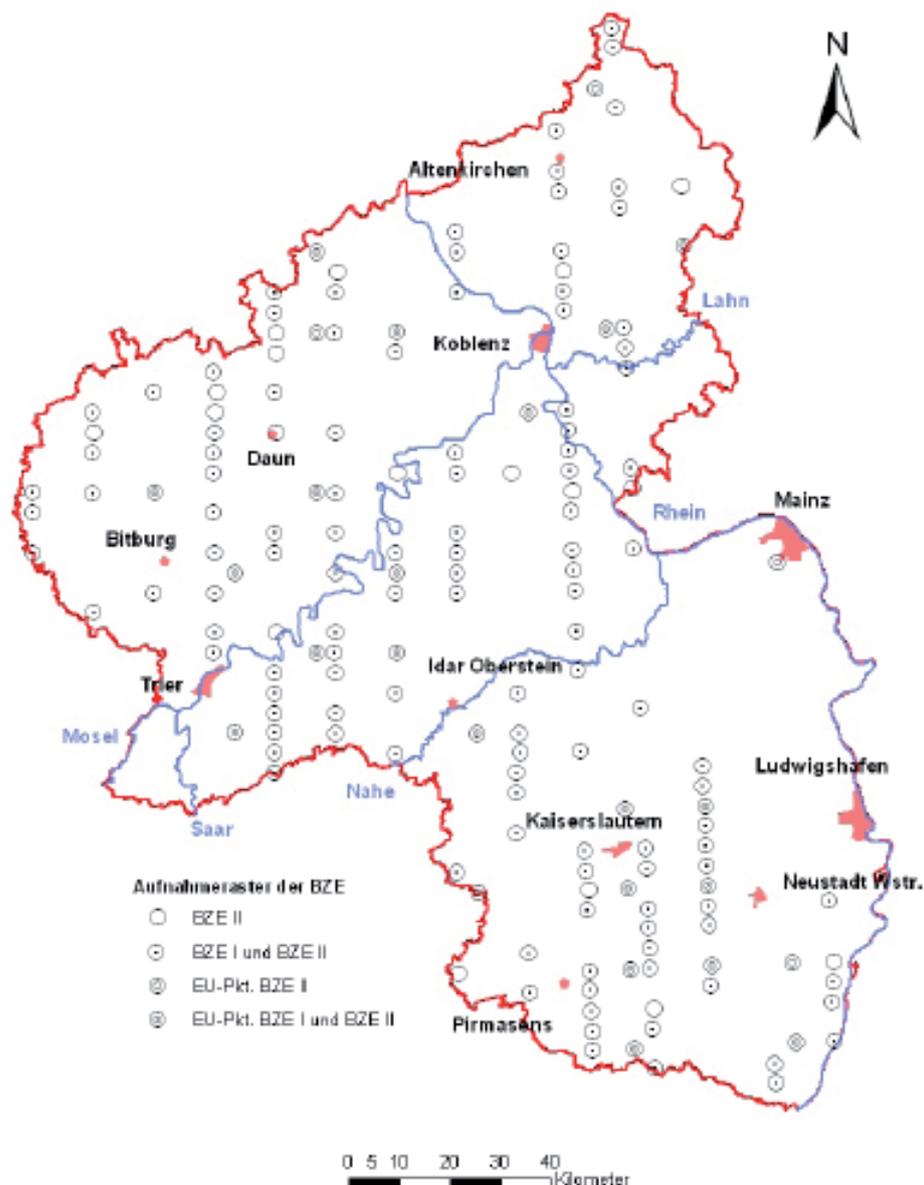
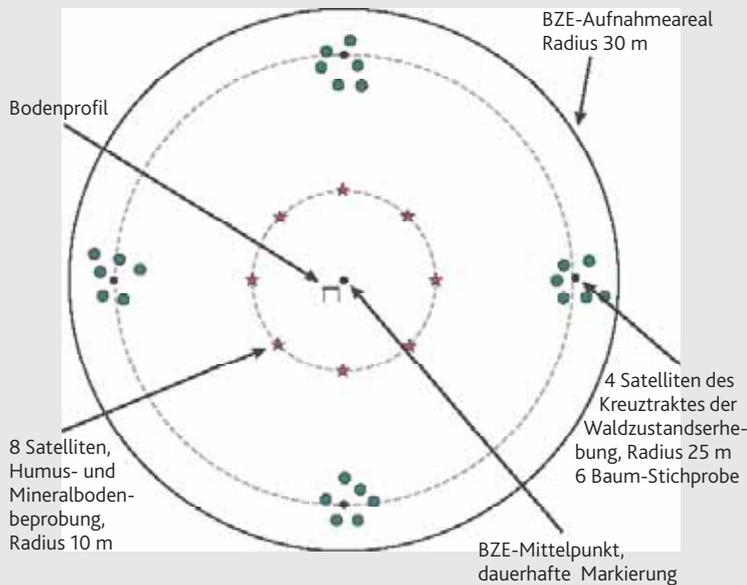


Abbildung 1

Struktur eines BZE II-Aufnahmepunktes



handelsüblichen Rohrmarke mit einem 60 cm langen Rohr mit Widerhaken, loser magnetischer Spitze und einem 100x100x90mm großen Kopf aus Spezialbeton. Abbildung 1 zeigt die Struktur eines BZE II-Aufnahmepunktes.

3.3 Feldaufnahmen und Probengewinnung

Die Feldaufnahmen und die Probengewinnung erfolgten im Zeitraum März 2006 bis Januar 2007 durch 5 Zwei-Personenteams, denen jeweils mindestens ein erfahrener Bodenkundler/Standortskartierer angehörte. Die Aufnahmen und Probenahmen erfolgten auf der Basis der nationalen Arbeitsanleitung (BMELV 2006) und darauf aufbauenden differenzierten Beschreibungen der Feldaufnahmen und Probenahmen bei der rheinland-pfälzischen Erhebung. Zur Prüfung des Aufnahmeverfahrens und des Verfahrens der Probenaufbereitung erfolgte von November 2005 bis Februar 2006 ein Praxistest an 6 BZE-Punkten in der Eifel. Vor Beginn der Aufnahmen wurden die Teams eingehend in die Methodik eingewiesen. Um die Vergleichbarkeit zu gewährleisten wurden

einige Rasterpunkte gemeinsam aufgenommen.

An jedem der 165 BZE II-Rasterpunkte wurde eine Profilgrube, wenn möglich bis zu einer Tiefe von 1,3 bis 2 m, ansonsten bis zum anstehenden Grundgestein angelegt. Wenn die Profilgrube der BZE I von 1989 noch sichtbar war, wurde das neue Profil unmittelbar daneben im ungestörten Bereich eingerichtet. Ansonsten wurde die Profilgrube in unmittelbarer Nähe des Messpunktpfostens angelegt (Foto 1).

Die Profilbeschreibung und die Bodenklassifikation erfolgten sowohl nach den Vorgaben der nationalen BZE II-Arbeitsanweisung als auch nach den Vorgaben der rheinland-pfälzischen Standortkartierung (GAUER 2009, Kap. 4.3.6). An den 26 Aufnahmepunkten des EU-Rasters wurde darüber hinaus eine Beschreibung nach der World Reference Base (FAO 2006) angefertigt.

Auch bei den Aufnahmen der Titeldaten (Allgemeine Punktdaten, Georeferenzierung, Aufnahmesituation, bodenverändernde Einflüsse etc.) wurden sowohl die nationalen Vorgaben als auch die Vorgaben der rheinland-pfälzischen Standortkartierung beachtet.

Die Probenahmen erfolgten für die Humusaufgabe und den Mineralboden bis 30 cm Tiefe an 8 Satelliten im Abstand von 10 m um den Messpunktpfosten. Die Proben unter 30 cm Tiefe wurden aus den 3 Wänden des Bodeneinschlags gewonnen. An den „Nicht-EU-Punkten“ wurden



Foto 1: Profilgrube und Messpunktpfosten der BZE II
Foto: W. Schwind

die Humusauflage ohne Unterteilung (L+Of+Oh) und die Mineralbodentiefenstufen 0-5, 5-10, 10-30, 30-60, 60-90, 90-140 und 140-200 cm (jeweils von Obergrenze Mineralboden aus gemessen) beprobt. An den 26 EU-Punkten wurden bei der Humusauflage L, Of und Oh getrennt beprobt, wobei Of und Oh zusammengefasst wurden, wenn die Oh-Lage im Mittel unter 1 cm mächtig war. Im Mineralboden wurden an den EU-Punkten die Tiefenstufen 0-5, 5-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-60, 60-80, 80-90, 90-140 und 140-200 cm beprobt.

Trat innerhalb einer Tiefenstufe ein Substratwechsel oder ein relevanter Horizontwechsel auf, so wurde die Tiefenstufe entsprechend unterteilt. Wie bereits bei der ersten Erhebung wurde auch bei der BZE II zur Probengewinnung an den Satelliten sowohl für die Humusauflage als auch für den Mineralboden bis 30 cm Tiefe ein an der Universität Göttingen, Institut für Waldernährung und Bodenkunde entwickelter Bohrer (MURACH 1983) mit einem Innendurchmesser von 8 cm (50,26 cm²) verwendet (Foto 2). Nur bei Humusauflagen ohne Oh-Lage wurde zur Beprobung der Humusauflage ein einseitig angeschliffener Kunststoffzylinder mit einem Innendurchmesser von 29,9 cm (702,15 cm²) verwendet (Foto 3). An einzelnen Aufnahmepunkten mit extremem Steingehalt konnte der Bohrer auch für den oberen Mineralboden nicht eingesetzt werden. Hier erfolgte die Probenahme über Kleinschurfe. An jedem der 8 Satellitenpunkte wurde das Humusprofil differenziert beschrieben und die Mächtigkeit der einzelnen Humuslagen erfasst. Die Mineralbodenproben unter 30 cm Tiefe wurden mit einem Spachtel verteilt über die gesamte zu beprobende Tiefenstufe aus den drei Wänden der Profilgrube entnommen. Reichte die Tiefe der Grube nicht aus, wurden die unter der Profilsohle gelegenen Bodentiefen über Bohrungen (Murach'scher Bohrer, Stechbohrer) am Boden der Profilgrube beprobt (Foto 4). Bei den Humusprobenahmen wurden im Gelände nur grünes Pflanzenmaterial und Tiere (Würmer, Schnecken etc.) aussortiert. Die Abtrennung des Grobmaterials (Zapfen, Äste etc.) erfolgte erst nach der Trocknung und Wägung im Labor. Bei den Mineralbodenproben wurden ebenfalls nur lebende Wurzeln und nach der Schätzung des



Foto 2: „Murach'scher“ Bohrer zur Humus- und Mineralbodenbeprobung an den Satellitenpunkten

Foto: C.D. Fath



Foto 3: Kunststoffzylinder zur Beprobung von Humusauflagen ohne Oh-Lage

Foto: W. Schwind



Foto 4: Bodenprobennahme unterhalb der Profilsohle

Foto: W. Schwind



Foto 5: Einsatz von Alu-Steckkappen zur Ermittlung der Trockenrohddichte

Foto: J. Gauer

Volumenanteils Steine > 63 mm verworfen. Für die Laboranalyse wurden aus den Einzelproben in einer Kunststoffwanne Mischproben gebildet, von der Humusaufgabe ohne Horizonttrennung (außer EU-Level-I-Punkte) und im Mineralboden nach den aufgeführten metrischen Tiefenstufen. Der Proben transport und die Lagerung bis zur Trocknung erfolgten in Plastikbeuteln.

Zur Bestimmung der für die Berechnung der Nährstoffvorräte im Mineralboden erforderlichen Trockenrohddichte des Feinbodens wurden Alu-Steckkappen mit einem Volumen von jeweils 3,74 cm³ eingesetzt. Hierbei wurden an der Profilwand in jeder Tiefenstufe 10 Steckkappen über die Tiefenstufe verteilt eingebracht (Foto 5) und nach dem Herauslösen einzeln mit Deckeln verschlossen.

Für alle zu beprobenden Tiefenstufen erfolgte zudem eine Schätzung der Trockenrohddichte und des Skelettgehalts unterteilt in die Durchmesserbereiche 2 bis 63 mm und > 63 mm.

Die Probenahme für die organischen Spurenstoffe an den 26 EU-Level-I-Punkten erfolgte an den 8 Satellitenpunkten gesondert zur regulären Probenahme. Beprobte wurden die Humusaufgabe (Of+Oh, ohne L-Lage) mit dem Murach'schen Bohrer oder einem Stahl-Steckrahmen (wenn keine Oh-Lage vorhanden) und die Mineralbodentiefenbereiche 0-5 und 5-10 cm mit dem Bohrer. Lebende Pflanzenteile und Tiere sowie gröbere Steine wurden aussortiert. Die Proben der 8 Satelliten wurden für die Humusaufgabe und die zwei Mineralbodentiefenstufen jeweils zu einer Mischprobe vereinigt und in vorbereitete Braunglasflaschen gefüllt.

An allen BZE II-Plots wurden von den Aufnahmeteams digitale Fotografien angefertigt. Aufgenommen wurde die Profilwand und vom Messpunktpfosten aus der umgebende Waldbestand in die vier Haupthimmelsrichtungen (Foto 6 und 7).

Alle Abweichungen von den regulären Vorgaben sowohl im Hinblick auf die Satellitenanlage als auch die Beprobungsmodalitäten wurden dokumentiert.



Foto 6: Beispiel eines Profilwandfotos am Rasterpunkt 574

Foto: J. Gauer

3.4 Probenaufbereitung

Die Probenlagerung und die Probenvorbereitung erfolgte nach den Vorgaben des Handbuchs Forstliche Analytik (HFA) (GAFA 2005 mit Ergänzungslieferungen).

Alle Proben wurden bis zur weiteren Bearbeitung möglichst kühl gelagert (Wildkammer der örtlichen Forstämter, Kühlraum der FAWF) (HFA A1.1.1).

Die zur chemischen Analyse vorgesehenen Humus- und Mineralbodenproben wurden in der FAWF in einem mit einem Entfeuchtungsgerät ausgestatteten Raum auf mit Papier ausgelegten Untersetzern ausgebreitet und bei ca. 20°C luftgetrocknet (Foto 8) (HFA A1.2.3). Die Mineralbodenproben waren nach ca. 3 Wochen trocken und konnten weiter verarbeitet werden. Die Humusproben wurden abschließend noch 1-2 Tage bei 40° in einem Trockenschrank nachgetrocknet (HFA A1.2.1).

Der Humus wurde durch ein 2 mm Kunststoffsieb gerieben (HFA A1.3.1). Aus den Siebresten wurden die evtl. noch vorhandenen kleinen Steine von Hand ausgelesen. Für jede Humusprobe wurde das Frischgewicht nach Probeneingang, das Trockengewicht insgesamt und aufgeteilt in die Fraktionen 0 bis 2 mm und > 2 mm bis 2 cm ermittelt.

Auch der getrocknete Mineralboden wurde durch ein 2 mm Kunststoffsieb gerieben (HFA A1.3.1) (Foto 9). Wenn erforderlich, wurde das Material zuerst in einem Porzellanmörser zerdrückt. Dabei wurde darauf geachtet, dass nicht zu viel Druck ausgeübt wird, um evtl. weichere Steine (z.B. Sandstein) nicht zu zerkleinern. Evtl. vorhandene Pflanzenteile wie Wurzeln wurden aussortiert. Das verbleibende Skelett > 2 mm wurde in einem weiteren Arbeitsgang in die Fraktionen 2-6,3 mm, 6,3-12,5 mm, 12,5-20 mm und 20-63 mm getrennt (Foto 10). Für jede Tiefenstufe wurde jeweils das (Luft-)Trockengewicht des ausgesiebten Feinbodens (< 2 mm) und der o. a. Skelettfraktionen ermittelt.

Die Zwischenlagerung der gesiebten Proben (Humus < 2 mm, Humus 2-20 mm, Feinboden, verschiedene Skelettfraktionen) erfolgte in luftdicht verschlossenen PE-Dosen (HFA A1.1.2).



Foto 7: Beispiel eines vom Messpunktposten aus in Richtung Westen aufgenommenen Waldbestandes

Foto: J. Gauer

Die zur Bestimmung der Trockenrohichte des Feinbodens (TRD FB) gewonnenen Alu-Steckkappen wurden auf Beschädigungen und Füllstand geprüft (kleines Bohrloch im Steckkappenboden), bei 105°C etwa 24 Stunden getrocknet und nach Erreichen der Gewichtskonstanz einzeln zusammen mit den Steckkappen gewogen. Nach Abzug des Steckkappengewichts wurde die Bodenmasse auf das Steckkappenvolumen (3,74 cm³) bezogen. Im Normalfall waren 10 Wiederholungen (Kappen) pro Tiefenstufe verfügbar. Ausreißer, insbesondere bei verbogenen oder nicht ganz gefüllten Steckkappen, wurden bei der Berechnung der Trockenrohichte der Tiefenstufe nicht berücksichtigt. Bei der Kalkulation der TRD FB wurde zur Korrektur der Werte um das in der Steckkappe enthaltene Feinskelett der Feinskelettgehalt aus der Siebreihe des Mineralbodens verwendet; ansonsten entsprach das Vorgehen HFA A2.8 Abschnitt 7.3.3.



Foto 8: Lufttrocknung der Bodenproben

Foto: F. Frank



Foto 9: Arbeitsplatz zur Siebung der Bodenproben

Foto: F. Frank



Foto 10: Getrennte Fraktionen des Bodenskeletts

Foto: C.D. Fath

3.5 Analysen

Die physikalischen und chemischen Analysen der BZE II wurden in unterschiedlichen Laboren durchgeführt:

- Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt Speyer (LUFA): chemische Analysen der Humus- und Mineralbodenproben mit Ausnahme der Königswasseranalysen im Mineralboden und der Kationenaustauschkapazität des Bodenskeletts
- Landesamt für Geologie und Bergbau, Mainz (LGB): Königswasseranalysen im Mineralboden
- Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre der Universität Freiburg: Kationenaustauschkapazität des Bodenskeletts
- Dr. Rüdiger Butz-Braun - Tonmineralogische Beratung: mineralogische Untersuchungen
- Bundesanstalt für Materialforschung und –prüfung, Berlin (BAM): Analyse persistenter organischer Spurenstoffe (Organika)
- Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft, Trippstadt (FAWF): physikalische Analysen

Tabelle 1 enthält eine Zusammenstellung der Aufschlussverfahren und untersuchten Parameter und Angaben des Abschnittes des Handbuches Forstliche Analytik (HFA), in dem das jeweils angewandte Verfahren beschrieben ist. Detaillierte Beschreibungen der Analysemethodik für jede einzelne Komponente können den nach Abschnitt E des HFA erstellten Methodencodes entnommen werden (siehe Anhang 1). Alle chemischen Analysebefunde der Humus- und Mineralbodenproben wurden mit dem für jede Probe ermittelten Wassergehalt auf absolut trocken (105°C) umgerechnet.

Die Methodik der mineralogischen Untersuchungen und der Untersuchung der Humus- und Mineralbodenproben auf Organika ist in gesonderten Kapiteln (Kap. 3.8 und 3.9) beschrieben.

Tabelle 1

Aufschlussverfahren

a) Humusaufgabe

Parameter	HFA	Labor
Wassergehalt	A 2.1	LUFA
Humusmasse	A 2.6	LUFA
pH _{H2O}	A 3.1.1.2	LUFA
pH _{KCl}	A 3.1.1.4	LUFA
pH _{CaCl2}	A 3.1.1.7	LUFA
C gesamt	D 31.1.2.1	LUFA
C org	D 31.2.2.2	LUFA
C _{CO3} ¹⁾	D 31.3.2.1	LUFA
N gesamt	D 58.1.2.1	LUFA
Austauschbare Kationen (Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na)	A 3.2.1.9	LUFA
Königswasser-Extrakt (Al, As, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, P, Pb, Zn, Hg)	A 3.3.3	LUFA, LGB
Oxalat-Extrakt ²⁾ (Al, Fe)	A 3.2.3.1	LUFA

¹⁾ nur bei pH > 5,5 ²⁾ nur EU-Level I-Stichprobe

b) Mineralboden

Parameter	HFA	Labor
Wassergehalt	A 2.1	LUFA
Korngrößenverteilung	A 2.5	LUFA
Trockenrohddichte (TRDFB)	A 2.8	LUFA
pH _{H2O}	A 3.1.1.2	LUFA
pH _{KCl}	A 3.1.1.4	LUFA
pH _{CaCl2}	A 3.1.1.7	LUFA
C gesamt	D 31.1.1.1	LUFA
C org	D 31.2.1.2	LUFA
C _{CO3} ¹⁾	D 31.3.1.1	LUFA
N gesamt	D 58.1.1.1	LUFA
Austauschbare Kationen Feinboden Ake ²⁾ (Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, H)	A 3.2.1.1	LUFA
Austauschbare Kationen Akt ³⁾ (Ca, K, Mg, Na)	A 3.2.1.2	LUFA
Austauschbare Kationen Bodenskelett (Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na,)	A 3.2.1.10	Bodenkunde Uni Freiburg
Königswasser-Extrakt (Al, As, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, P, Pb, Zn, Hg)	A 3.3.3	LGB
Oxalat-Extrakt ⁴⁾ (Al, Fe)	A 3.2.3.1	LUFA
Wässriger 1:2 Extrakt ⁵⁾ (pH, Leitfähigkeit, Na, K, Ca, Mg, NH ₄ , NO ₃ , Nges, DOC, Cl, SO ₄ , Al, Mn, Fe)	A 3.2.2.1	LUFA

¹⁾ nur bei pH > 6,0 ²⁾ bei pH < 6,2 ³⁾ bei pH > 6,2 ⁴⁾ nur EU-Level I-Stichprobe ⁵⁾ in der Regel nur eine Tiefenstufe im Unterboden

3.6 Qualitätssicherung

Alle in der BZE II eingesetzten Verfahren wurden nach HFA Abschnitt E codiert. Der Code umfasst die Probenahme und -vorbehandlung im Gelände (Sequenz A), die Probenvorbehandlung im Labor (Sequenz B), das Untersuchungsverfahren (z. B. Aufschluss, Extraktion) (Sequenz C) und das Bestimmungsverfahren (Sequenz D). Hierdurch ist eine datenbanktechnisch eindeutige und auswertbare, vollständige Dokumentation der eingesetzten Verfahren gewährleistet.

Die Qualität der chemischen Analysen wurde durch begleitende Analysen von Referenzmaterial sichergestellt. Referenzproben wurden dabei in jeder Analysenserie eingesetzt. Die Ergebnisse der Analysen der Referenzproben wurden in Kontrollkarten geführt. Auch bei der Korngrößenbestimmung wurde nach jeder 50sten Probe eine Referenzprobe mitgemessen.

Alle Labore nahmen an den vom GAFA begleitend zur BZE durchgeführten Ringversuchen und dem vom Forest Soil Coordinating Center (FSCC) organisierten 6. europäischen Laborvergleich teil und qualifizierten sich für die jeweils von ihnen für die BZE II bestimmten Parameter (vgl. Tab. 1).

Um die Vergleichbarkeit der Analysebefunde zwischen BZE I und BZE II zu prüfen, wurde eine Zufallsauswahl von 50 Mineralboden-Rückstellproben der BZE I (1989) durch die LUFA Speyer vor Beginn der BZE II erneut auf die Parameter pH_{KCl} , C_{gesamt} , N_{gesamt} , AKe und die Gehalte an austauschbarem Ca, Mg, K, Na, Al, Mn, Fe sowie H analysiert. Damit ist ein Vergleich zwischen den Altanalysen der BZE I durch das Institut für Bodenkunde und Waldernährung der Universität Göttingen (IBW) und den Neuanalysen durch die LUFA Speyer möglich. Die in Anhang 2 dargestellten Abbildungen (Scatterplots mit Regressionsgeraden) belegen eine gute Vergleichbarkeit der Analysebefunde für die Parameter pH , C_{ges} , N_{ges} , Ca^{++} , Mg^{++} , K^+ , Al^{+++} und Fe^{++} . Bei H^+ und insbesondere bei Mn^{++} liegen die Befunde der Neuanalysen meist beträchtlich über denjenigen der Altanalysen. Auch ist die Beziehung zwischen Alt- und Neubefund nicht mehr so eng wie bei den vorstehend aufgeführten Parametern. Höhe-

re Mn^{++} -Gehalte in Rückstellproben haben auch EVERS et al. (2002) in einer Begleitstudie zur BZE II festgestellt. Die Autoren führen dies auf eine Mobilisierung von Mangan im Zuge der Trocknung und Probenlagerung zurück. Aus den gefundenen Unterschieden zwischen Alt- und Neuanalyse kann daher nicht zwangsweise auf eine fehlende Vergleichbarkeit der Befunde der BZE II mit denen der BZE I geschlossen werden. Bei Na^+ ist nahezu kein Zusammenhang zwischen den Altbefunden und den Neubefunden erkennbar. Hier ist anzunehmen, dass die Na-Befunde beider Analyseserien erheblich von kaum vermeidbaren Na-Kontaminationen im Labor beeinflusst sind. Dies schränkt die Auswertbarkeit der austauschbaren Na-Gehalte erheblich ein. Meist ist der Na^+ -Gehalt und der Anteil an Na^+ an der Kationenaustauschkapazität nur gering. Dennoch sollte die unzureichende Vergleichbarkeit der Na^+ -Befunde bei Bewertungen der Veränderungen in der Austauschkapazität und daraus abgeleiteter Kennwerte wie der Basensättigung zwischen BZE I und II bedacht werden.

Bei der BZE I erfolgte die Analyse der Humusproben an einem Salpetersäure-Druckaufschluss. Nach den Befunden einer BZE-Begleitstudie (EVERS et al. 2002) unterscheiden sich die Befunde dieses Verfahrens bei wesentlichen Komponenten erheblich von den Befunden des bei der BZE II national vorgegebenen und auch international gebräuchlicheren Königswasseraufschlusses. Austauschbare Kationen an Humusproben wurden bei der BZE I noch nicht erfasst. Um Veränderungen in den Elementgehalten der Humusaufgabe zwischen den beiden Erhebungen beschreiben zu können, wurden alle Rückstellproben der Humusaufgabe aus der BZE I mit den neuen Verfahren der BZE II (Königswasseraufschluss, AKe-Humus) analysiert. Hierdurch ist eine unmittelbare Vergleichbarkeit der Befunde gewährleistet.

Alle Analysebefunde wurden eingehend auf ihre Plausibilität geprüft. Hierzu wurden u. a. für jeden Rasterpunkt Tiefenverläufe der jeweiligen Kennwerte erstellt und, soweit möglich, die Tiefenprofile beider Erhebungen miteinander verglichen.

3.7 Kalkulationen

3.7.1 Vorrat Auflagehumus und Feinbodenmenge

Wesentliche Kenngrößen zur Einwertung des Waldbodenzustandes sind die Vorräte an Kohlenstoff, Nährstoffen und Schadstoffen in der Humusaufgabe und im Mineralboden. Neben den Gehalten der jeweiligen Elemente müssen hierzu flächenbezogene Informationen über die Humusmenge (Auflagehumusvorrat) und die Feinbodenmenge (Feinbodenvorrat) in den jeweiligen Tiefenstufen des Mineralbodens erhoben werden.

Die Humusaufgabe wurde zwar bei unterschiedlichen Humusmächtigkeiten mit verschiedenen Verfahren (siehe Kapitel 3.3), aber grundsätzlich flächenbezogen beprobt. Nach Trocknung und Siebung konnte so der Auflagehumusvorrat in Tonnen je Hektar für den Feinhumus (< 2 mm) und den Grobhumus (2-20 mm) unmittelbar nach HFA, Abschnitte A2.4 und A2.6 kalkuliert werden.

Zur Bestimmung der Feinbodenmenge des Mineralbodens sind für die jeweiligen Tiefenstufen Daten zur Trockenrohddichte des Feinbodens (TRD FB) und zum Grobbodenanteil erforderlich. Die rheinland-pfälzischen Waldgebiete liegen überwiegend in den Mittelgebirgen. Die Böden weisen hier sehr häufig hohe Skelettgehalte auf, die eine volumengerechte Beprobung erschweren oder unmöglich machen. Aus der BZE I lagen neben Schätzungen der TRD und des Skelettanteils (Vol%) am Bodenprofil für alle Tiefenstufen und für die weniger grobskeletthaltigen Tiefenstufen auch aus Stechzylinderproben hergeleitete Daten zur TRD FB, zur Dichte des Skeletts und zu den Volumen- und Gewichtsanteilen von Skelett und Feinboden vor. Aus der BZE II sind am Bodenprofil eingeschätzte Daten zur TRD und zu den Volumenanteilen von Feinskelett (< 63 mm) und Grobskelett (> 63 mm) verfügbar. Darüberhinaus liegen Daten zu gewichtsbezogenen Feinboden- und Skelettanteilen aus der Siebung der gewonnenen Proben sowie für nahezu alle Plots und Tiefenstufen aus Stechkappen hergeleitete Trockenrohddichten vor.

Bei Rasterpunkten, an denen die Bodenprofile der BZE I und der BZE II unmittelbar nebeneinander liegen, wurden sowohl die TRD FB als auch der Skelettgehalt aus den Mess- und Schätzdaten beider Erhebungen hergeleitet und hieraus die Feinbodenmenge nach HFA, Abschnitt A2.3 berechnet. Die aus den Stechzylinderproben der BZE I hergeleiteten Skelettdichten lagen meist unter dem Standardwert für Quarz von $2,65 \text{ g/cm}^3$ mit einem Schwerpunkt bei $2,4 \text{ g/cm}^3$. Da nur für einen Teil der Proben zuverlässig gemessene Skelettdichten vorlagen, wurde als Dichte des Skeletts für alle Plots und Tiefenstufen einheitlich $2,4 \text{ g/cm}^3$ verwendet.

Da sich die Feinbodenmenge im betrachteten Zeithorizont nicht verändert und Änderungen der Trockenrohddichte z.B. durch Befahrung auf der einen Seite und erhöhte Bioturbation z.B. infolge von Kalkung auf der anderen Seite mit den eingesetzten Verfahren nicht hinreichend zuverlässig ermittelt werden können, wurde die Kalkulation der Vorräte für die BZE I und die BZE II jeweils mit der gleichen Feinbodenmenge durchgeführt. Bei den Rasterpunkten, an denen sich die Lage des Bodenprofils aus den in Kapitel 3.2 aufgeführten Gründen verschoben hatte, wurde die Kalkulation der Feinbodenmenge jeweils mit den bei der jeweiligen Erhebung erhobenen bodenphysikalischen Daten durchgeführt. Bei diesen 35 Rasterpunkten unterscheiden sich dementsprechend gegebenenfalls die Feinbodenmengen zwischen beiden Erhebungen.

Die Kalkulation der jeweiligen Stoffvorräte erfolgte durch Multiplikation der jeweiligen Elementgehalte mit den Humus- bzw. Feinbodenmengen getrennt für Fein- und Grobhumus der Auflage sowie die einzelnen Tiefenstufen. Darüber hinaus wurden die Stoffvorräte auch insgesamt für den Wurzelraum bestimmt. Hierzu wurden die Vorräte in der Humusaufgabe und im Mineralboden bis zur effektiven Wurzeltiefe aufsummiert. Die effektive Wurzeltiefe wurde bei den Profilaufnahmen nach den Vorgaben der rheinland-pfälzischen Standortkartierung (GAUER 2009, Kap. 4.3.6) anhand der aktuellen Feinwurzelverteilung und unter Berücksichtigung der Bodeneigenschaften im Unterboden eingeschätzt.

3.7.2 Statistische Auswertungen

Um alle Rasterpunkte einbeziehen zu können und einen umfassenden Vergleich zwischen BZE I und BZE II zu ermöglichen, erfolgten die statistischen Auswertungen sowohl der BZE II als auch der BZE I-Daten grundsätzlich für die Gesamt-Humusauflage und die vorgegebenen Tiefenstufen 0-5, 5-10, 10-30, 30-60, 60-90, 90-140 und 140-200 cm. Für Rasterpunkte mit aufgeteilter Humusauflage (L, Of, Oh) oder aufgeteilten Mineralbodentiefenstufen (z.B. 10-20 und 20-30 cm statt 10-30 cm) wurden mit der Humusmasse bzw. der jeweiligen Feinbodenmenge gewogene Mittelwerte berechnet.

Die Datenkollektive der Elementgehalte sind häufig nicht normalverteilt. Daher wurden vom Verteilungstyp unabhängige Auswerteverfahren gewählt. Da Extremwerten häufig eine hohe Indikatorfunktion zukommt, erfolgte keine Ausreißerbereinigung. Für alle Kennwerte wurden getrennt für die Humusauflage und die Mineralbodentiefenstufen Boxplots (PASW Statistics) erzeugt, die die Werteverteilung (Median, Quartile, Extremwerte) aufzeigen. Veränderungen in der Werteverteilung zwischen BZE I und BZE II wurden mit dem nichtparametrischen Kolmogorow-Smyrnov-Test (JANSSEN und LAATZ 2007) auf

Signifikanz getestet.

Der in die Berechnungen eingegangene Stichprobenumfang variiert zwischen den Erhebungen (BZE I, BZE II), den Straten (Humusauflage, Mineralboden) bzw. Tiefenstufen und den einzelnen Parametern. Tabelle 2 gibt einen Überblick über den Stichprobenumfang beider Erhebungen für die wichtigsten Parametergruppen.

3.8 Methodik der Mineralanalysen

Mineralanalysen werden zur Einschätzung des Pufferpotentials der Böden, zur Stratifizierung der Standorte nach mineralogischen Gesichtspunkten und vor allem als Eingangsparameter für die Abschätzung der Nährstofffreisetzung über Mineralverwitterung mit Hilfe des Modells PROFILE benötigt.

Quantitative Mineralanalysen waren bereits 1989 Bestandteil des BZE I-Analyseprogramms (Block et al. 1991). Daher lagen für nichtverlagerte oder neu aufgenommene Rasterpunkte der BZE II bereits röntgendiffraktometrische Untersuchungsbefunde und chemische Gesamtgehalte aus Röntgenfluoreszenzanalysen vor. Allerdings wurde das Untersuchungsverfahren insbesondere im Hinblick auf die genauere Identifikation der Tonminerale vor allem der Al-Vermiculite und der

Tabelle 2

Stichprobenumfang BZE I und BZE II (Anzahl Plots)

	pH-Werte		C _{org}		N _{ges}		austauschbare Kationen		Elemente / Königswasser-aufschluss	
	BZE I	BZE II	BZE I	BZE II	BZE I	BZE II	BZE I	BZE II	BZE I	BZE II
Humusauflage	140	164	140	164	140	164	137	164	136	164
Mineralboden										
0 – 5 cm	143	165	140	165	143	165	143	165	143	165
5 – 10 cm	143	165	140	165	143	165	143	165	143	165
10 – 30 cm	143	165	140	165	143	165	143	165	143	165
30 – 60 cm	142	162	139	162	142	162	142	162	142	162
60 – 90 cm	134	153	128	153	134	153	134	153	134	153
90 – 140 cm	107	141	100	141	107	141	107	134	107	140
140 – 200 cm	43	65	40	66	43	66	43	62	43	66

de-Al-chloritisierten Al-Vermiculite weiter entwickelt (Arbeitsschritt 2, s. u.). Auch konnte nicht ausgeschlossen werden, dass sich der Tonmineralzustand in einigen Fällen verändert hat. In Ergänzung der bereits aus der BZE I vorhandenen Daten wurden daher für BZE I-Standorte für die diese Tonminerale relevant sind sowie für BZE II-Neustandorte (verlagerte oder neu hinzugekommene Plots) differenzierte quantitative Mineralanalysen nach folgendem Verfahren durchgeführt:

1. Bestimmung aller Minerale durch röntgendiffraktometrische Analyse der Gesamtprobe
2. Bestimmung der Tonminerale durch röntgendiffraktometrische Analyse an der < 6,3 µm-Fraktion
3. Chemische Gesamtanalyse mittels Röntgenfluoreszenzanalyse (RFA)
4. Berechnung der quantitativen Ton-/Mineralanteile durch Abgleich der röntgendiffraktometrischen Analyse mit der chemischen Gesamtanalyse

Eine differenzierte Methodenbeschreibung enthält Anhang 3.

Die Analysen sowohl der BZE I als auch der BZE II erfolgten jeweils zumindest an einer Tiefenstufe aus dem Oberboden (meist 5-10 cm Tiefe) und einer Tiefenstufe aus dem Unterboden (meist 60-90 oder 90-140 cm Tiefe). Waren Informationen für die übrigen Tiefenstufen erforderlich, wie z.B. für die PROFILE-Anwendung wurden die benötigten Daten aus den Messdaten durch Interpolation unter Berücksichtigung der Schichtung des Bodenprofils hergeleitet.

3.9 Methodik der Untersuchungen auf Organika

Die Untersuchungen auf persistente organische Spurenstoffe (Organika) wurde in Rheinland-Pfalz an den 26 Rasterpunkten der EU-Teilstichprobe und 10 weiteren vom Umweltbundesamt ausgewählten BZE II-Plots durchgeführt. Die Untersuchung erfordert besondere Maßnahmen zum Schutz vor Kontaminationen und Veränderungen der Organikagehalte in der Probe. Die Probenah-

me erfolgte daher unter Berücksichtigung spezieller Vorgaben (Latexhandschuhe, Edelstahlgeräte, Edelstahlwannen, sofortiges Kühlen der Probe) parallel zur Probenahme für die anorganischen Komponenten an den 8 Satelliten des Plots. Beprobte wurden die Humusaufgabe (Of+Oh, ohne L) und die Mineralbodentiefenstufen 0-5 und 5-10 cm Tiefe. Die Humusaufgabe wurde mit einem Edelstahl-Stechrahmen oder, bei mächtigerer Oh-Lage, ebenso wie der Mineralboden mit dem Bohrer beprobt. Aus den 8 Teilproben der Satelliten wurde eine Mischprobe gebildet und in vorbereitete Braunglasflaschen gefüllt. Bei Probentransport und Probenlagerung wurde stets eine Kühlkette eingehalten. Die Probenaufbereitung und die Analysen erfolgten in der Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung (BAM), Berlin. Analysiert wurden die Parameter DDT und Metabolite, HCB, HCH, PAK16, PCB6, Triazine, Aldrin, Dieldrin, Phenol, Kresol und chlorierte Derivate (vgl. Kapitel X.2.3.12 der BZE-Arbeitsanleitung, BMELV 2006). Die Befunde der Organikauntersuchungen sowie detaillierte Beschreibungen der laboranalytischen Methoden und Auswertungsverfahren liegen gegenwärtig noch nicht vor und bleiben daher einem nachfolgenden Bericht vorbehalten.

4 Begleitende Erhebungen

Die Aufnahmen der BZE II umfassen neben der Erhebung des Bodenzustandes an allen Rasterpunkten auch Erhebungen zur Bestockung, zum Kronenzustand, zur Waldernährung und zur Bodenvegetation. Mit der Kombination der verschiedenen Aufnahmen am selben Raster wird nicht nur der Zustand der Waldökosysteme möglichst umfassend beschrieben, sondern auch eine integrierende Auswertung der jeweiligen Befunde ermöglicht.

4.1 Bestockungsaufnahme

Die Charakterisierung der Bestockung an den jeweiligen Aufnahmepunkten dient im Wesentlichen zur Schaffung von Grundlageninformationen zur Abschätzung der Kohlenstoff- und Nährstoffvorräte in der Biomasse, zur Stratifizierung des Kollektivs bei der Interpretation der erfassten Bodendaten und zur Gewinnung von Eingangsdaten für die Anwendung von Wasser- und Stoffhaushaltsmodellen. Da keine spezifischen ertragskundlichen Auswertungen, wie z.B. die Analyse des Zuwachsverhaltens in Abhängigkeit vom Standort, angestrebt wurden und um den Aufnahmearbeit in Grenzen zu halten, beschränkte sich die Bestockungsaufnahme auf durch orientierende Messungen ergänzte Schätzungen. Die Bestockungsaufnahmen wurden in Rheinland-Pfalz im Juli 2005 von den speziell geschulten Aufnahmeteams der Waldzustandserhebung durchgeführt und in 2006 im Zuge der BZE-Bodenprobenahmen von erfahrenen Forsteinrichtern überprüft.

Das Aufnahmeverfahren entspricht im Wesentlichen den Vorgaben des Kapitels VIII der bundesweiten BZE-Arbeitsanleitung. Grundsätzlich bezieht sich die Charakterisierung der Bestockung auf einen 30 m Radius um den Messpunktposten (BZE-Aufnahmeareal). Neben einer Kurzbeschreibung des Waldbestandes wurden jeweils Betriebsart, Begründungsart, Mischungsform, Schlussgrad und Bestockungsstruktur nach den Vorgaben der Arbeitsanleitung erfasst und verschlüsselt. In Beständen über 8 m Oberhöhe wurde die Bestandesgrundfläche nach Baumarten getrennt über eine Winkelzählprobe mit einem Spiegelrelaskop ermittelt. Gegebenenfalls wurde eine Grenzbaumkontrolle durchgeführt. Die Zählbreite

und die Anzahl der Messungen variierten je nach Bestockungsdichte und Homogenität innerhalb des BZE-Aufnahmeareals. Zur Schätzung der Baumhöhen und der Durchmesserverteilung wurden an mindestens zwei Bäumen je Baumart Höhenmessungen mit einem Vertex-Höhenmesser und Kluppungen in Brusthöhe (BHD) an mindestens 10 Bäumen je Baumart durchgeführt.

In Beständen unter 8 m Oberhöhe wurden je Baumart der prozentuale Überschirmungsanteil, das Alter, die Baumhöhe, der BHD oder der Wurzelhalsdurchmesser und die Anzahl je Hektar geschätzt. Der Schätzung lagen orientierende Aufnahmen in Probekreisen mit einer Fläche von 10, 25 oder 100 m² zugrunde. Die Anzahl und die Fläche der Probekreise variierte in Abhängigkeit von Bestockungsdichte und Homogenität innerhalb des BZE-Aufnahmeareals.

In gleicher Weise wie bei Beständen unter 8 m Oberhöhe wurde auch mit dem Unterstand oder der Verjüngung unter einem Hauptbestand verfahren. Unterstand und auch Verjüngung wurden ab einem geschätzten Flächenanteil von 5 % im Aufnahmeareal erfasst.

Zur Kalkulation der Biomasse- und Nährstoffvorräte wurde in Beständen ab einem mittleren BHD von etwa 7 cm der Waldwachstumssimulator SILVA (SEIFERT et al. 2006) eingesetzt. Bei Beständen mit geringeren Baumdurchmessern sowie für die Verjüngung erfolgten die entsprechenden Kalkulationen über die jeweiligen Flächenanteile im Aufnahmeareal, Stammzahl, BHD oder Wurzelhalsdurchmesser und entsprechende Biomassefunktionen sowie der im Rahmen anderer Projekte ermittelten Nährstoffgehalte in der Biomasse. Eine detaillierte Beschreibung der Kalkulationen und der zugrunde liegenden Datenbasis enthält WELLBROCK et al. (2011).

4.2 Erfassung des Kronenzustandes

Das BZE-Stichprobenraster ist in Rheinland-Pfalz identisch mit der Unterstichprobe der Terrestrischen Waldzustandserhebung (TWE). Für dieses Raster werden jährlich Aufnahmen des Kronenzustandes an jeweils 4 Sechs-Baumstichproben je Rasterpunkt durchgeführt. Die Ergebnisse der einzelbaumweisen Bonituren und die Begleitda-

ten werden in einer SQL-Datenbank gehalten, auf die mit standardisierten Auswerterroutinen zugegriffen werden kann. Eine eingehende Methodenbeschreibung der TWE in Rheinland-Pfalz enthält ENGELS et al. (1999). Die Ergebnisse der Erhebungen seit 1984 sind in den jährlichen Waldzustandsberichten des Landes (z.B. MUFV 2010) und differenziert auf den entsprechenden Webseiten der FAWF (<http://www.fawf.wald-rlp.de/index.php?id=3014>) veröffentlicht.

4.3 Erhebungen zur Waldernährung

Zur Einwertung des Ernährungszustandes der Waldbäume und als Indikatoren für gegebenenfalls auftretende Belastungen durch Schadstoffe wurden an den Rasterpunkten der BZE II Nadel- bzw. Blattproben der vier Hauptbaumarten (Buche, Eiche, Fichte, Kiefer) nach den Vorgaben des Abschnittes VI der bundesweiten BZE-Arbeitsanleitung beprobt und analysiert (Waldernährungserhebung - WEE). Die Beprobung der Nadelbäume erfolgte im Winter 2006/07, die der Laubbäume im Sommer 2007. Die Darstellung der Methodik und Ergebnisse der Waldernährungserhebung erfolgt in einem gesonderten Bericht (BLOCK et al., in Vorbereitung). Daher wird an dieser Stelle hierauf nicht näher eingegangen.

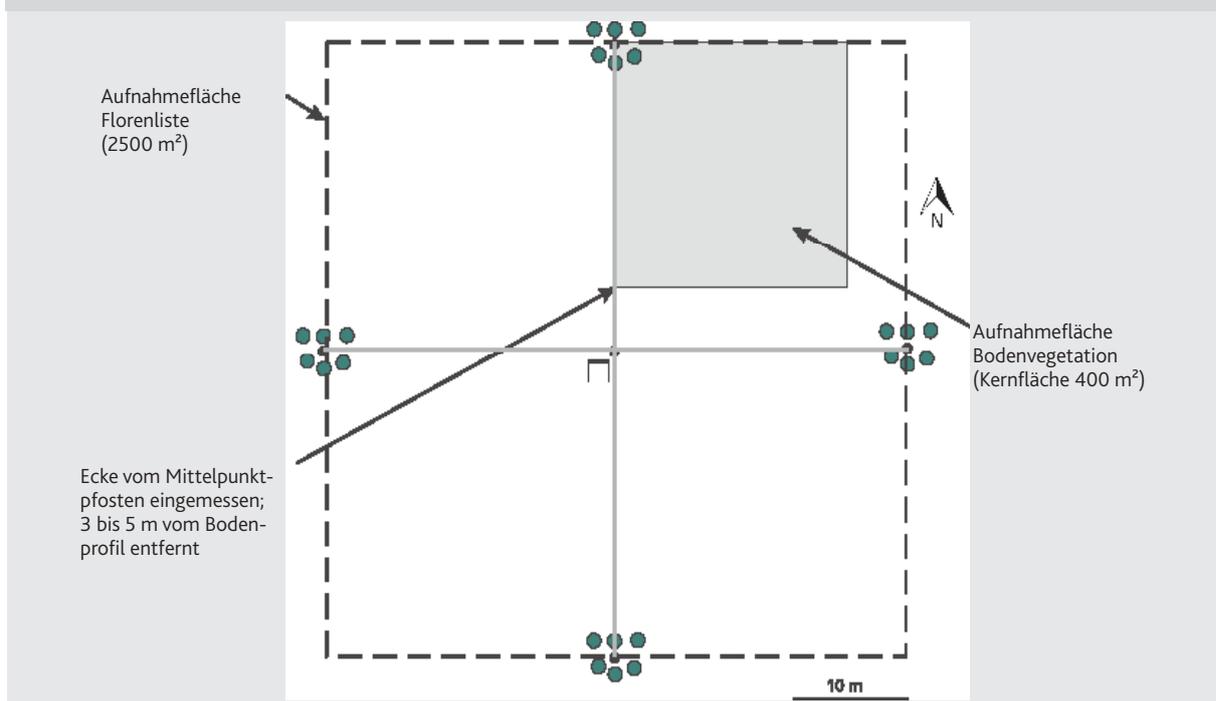
4.4 Aufnahme der Bodenvegetation

Im Sommer 2005 erfolgten an allen Rasterpunkten der BZE II Bodenvegetationsaufnahmen im Rahmen einer Forschungs Kooperation mit dem Institut für Waldbau I der Universität Göttingen (Prof. Dr. H. Bolte). Hierzu wurde entsprechend den Vorgaben des Kapitels IX der BZE-Arbeitsanleitung eine 400 m² große Aufnahme fläche im BZE-Aufnahmeareal eingerichtet. In dieser Fläche wurden getrennt nach Moosschicht, Krautschicht, Strauchschicht und Baumschicht das Artenspektrum aufgenommen und die Deckungsgrade der einzelnen Arten geschätzt. Für ausgewählte Arten mit mehr als 1 % Deckungsgrad wurde zudem die Sprosslänge ermittelt. Zusätzlich erfolgte eine floristische Aufnahme auf einer 2500 m² großen Fläche im Umfeld der zentralen Aufnahme fläche. Abbildung 2 zeigt die Lage der Aufnahme areale der Bodenvegetation am BZE II-Rasterpunkt. Ergänzend zu den Vegetationserhebungen in 2005 erfolgten im Frühjahr und Frühsommer 2007 Aufnahmen der Frühjahrsblüher.

Neben der Erhebung der Artendiversität und der Bioindikation von Standortseigenschaften war die Kalkulation von Biomasse-, Kohlenstoff- und Nährstoffvorräten in der Bodenvegetation eine

Abbildung 2

Lage der Aufnahmeareale der Bodenvegetation am BZE II-Rasterpunkt



zentrale Zielsetzung dieses Teilprojekts. Hierzu wurde das Modell PhytoCalc (BOLTE 1999) eingesetzt. Um die rheinland-pfälzische Bodenvegetation in diesem Modell besser abbilden zu können, wurden im Rahmen des Projektes auf 28 Flächen Beerntungen von fünf ausgewählten massebildenden Arten der rheinland-pfälzischen Waldbodenflora vorgenommen und Nährelementanalysen durchgeführt. Das mit diesen Daten ergänzte

und neu kalibrierte Modell wurde zur Kalkulation der Kohlenstoff- und Nährstoffvorräte in der Waldbodenvegetation an den BZE II-Rasterpunkten anhand der dort erhobenen Deckungsgrade und Sprosslängen eingesetzt.

Eine eingehende Beschreibung der Methodik der rheinland-pfälzischen Vegetationsaufnahmen und der Kalkulation mit PhytoCalc enthält BOLTE (2006) sowie WELLBROCK et al. (2011).

5 Ergebnisse der Bodenzustandserhebung

5.1 Darstellungsform der Ergebnisse

Für jeden der 165 Rasterpunkte der BZE II wurden die wesentlichen Untersuchungsbefunde in jeweils 9 Reports dargestellt (vgl. Muster im Anhang 4).

Report 1 enthält vor allem Daten zur geographischen und geländemorphologischen Lage des Rasterpunktes, zu den dortigen klimatischen Verhältnissen, Informationen zur Bestockung sowie zu einer gegebenenfalls durchgeführten Kalkung oder Düngung.

Report 2 beschreibt das Humus- und Bodenprofil und gibt Informationen zu Bodentyp, Substrattyp sowie zur nutzbaren Wasserspeicherkapazität im Wurzelraum.

Report 3 enthält eine graphische Darstellung des Tiefenprofils der Verteilung austauschbarer Kationen und gibt die Vorräte der austauschbaren Kationen im Wurzelraum an.

Report 4 beschreibt den Versauerungsstatus des Bodens am jeweiligen Rasterpunkt. Hierzu sind Tiefenprofile der pH-Werte und der Basensättigung graphisch dargestellt.

Report 5 zeigt das Tiefenprofil der mittel- bis langfristig freisetzbaren Nährstoffgehalte (Königswasser- extrahierbare Gehalte) und die entsprechenden Vorräte im Wurzelraum.

Report 6 beschreibt den Stickstoffstatus des Bodens am jeweiligen Rasterpunkt anhand von Tiefenprofilen des C/N-Verhältnisses, des Stickstoffvorrats im Wurzelraum und des Nitratgehaltes in der Bodenlösung.

Report 7 gibt einen Überblick über die Befunde der quantitativen Mineralanalyse und enthält eine Angabe zur mineralogischen Substratklasse, eine Einschätzung des Pufferpotenzials und Informationen zur Freisetzung basischer Kationen durch Mineralverwitterung.

Report 8 enthält Angaben zu den Schwermetallgehalten in Humusaufgabe und Mineralboden und Informationen, ob Vorsorgewerte am jeweiligen Rasterpunkt überschritten werden.

Report 9 informiert über den Wasserhaushalt am jeweiligen Rasterpunkt. Dargestellt werden die langjährigen Mittel aus plotspezifischen Wasserhaushaltssimulationen mit LWF/BROOK90 (SCHULTZE et al. 2011).

Die Reports geben einen Überblick über den Bodenzustand am jeweiligen Rasterpunkt. Zusammen mit den Photographien der Bodenprofile und des umgebenden Waldbestandes dienen sie auch der Dokumentation und werden zudem zur Information der Waldbesitzenden und Forstdienststellen über die Untersuchungsbefunde der in ihrem Bereich liegenden Aufnahmepunkte verwendet.

Zur Beschreibung der landesweiten Befunde und zur vergleichenden Darstellung der Ergebnisse von BZE I und BZE II wurden für alle Parameter Graphiken mit Tiefenprofilen der Boxplots beider Erhebungen erzeugt. Aus Maßstabsgründen wurden dabei Ausreißer nicht mit abgebildet. Während bei der Darstellung der Befunde für den einzelnen Rasterpunkt in den Reports die Daten für die jeweils im Gelände beprobten Humusla-

gen und Tiefenstufen wiedergegeben sind, erfolgten die landesweiten Auswertungen grundsätzlich an den für die Gesamt-Humusaufgabe und die festgelegten Tiefenstufen kalkulierten Daten (vgl. Kap. 3.7.2).

Zur Darstellung der räumlichen Verteilung der Kennwerte wurden landesweite Übersichtskarten erstellt. Hierzu wurde jeder Rasterpunkt einer Klasse zugeordnet und mit einem Klassensymbol versehen. Für diejenigen Parameter, für die Klassifizierungsvorschläge zur ökochemischen Beurteilung vorliegen (z. B. aus RIEK und WOLFF 2007) wurden die Klassengrenzen im Anhalt an diese Klassifizierungsvorschläge festgelegt. Für die übrigen Parameter wurden fünf Klassen nach der Summenhäufigkeitsverteilung gebildet. Da besonders hohe und besonders niedrige Werte für eine ökologische Bewertung der Untersuchungsbefunde meist von besonderem Interesse sind, wurden die Klassenbreiten nicht einheitlich gewählt, sondern einer breiten Klasse mit mittleren Werten, schmale Klassen im „relativ sehr niedrigen“ und im „relativ sehr hohen“ Bereich gegenübergestellt. Folgende Klassen werden unterschieden:

NN	= relativ sehr niedrig = < 10 % der Summenhäufigkeit
N	= relativ niedrig = 10 – 25 % der Summenhäufigkeit
M	= mittel = 25 – 75 % der Summenhäufigkeit
H	= relativ hoch = 75 – 90 % der Summenhäufigkeit
HH	= relativ sehr hoch = ≥ 90 % der Summenhäufigkeit.

5.2 Standorts- und Bestockungssituation

Zur Charakterisierung des BZE II-Aufnahmekollektivs wurden an jedem Rasterpunkt verschiedene Informationen zu den Standorts- und Bestockungsverhältnissen sowie zu möglichen Einflüssen durch benachbarte Nutzungen und Emissionsquellen aufgenommen.

5.2.1 Standortverhältnisse

5.2.1.1 Lage

Die rheinland-pfälzischen Waldgebiete befinden sich überwiegend in den Mittelgebirgen. Demzu-

folge liegen die meisten BZE II-Rasterpunkte in den Wuchsgebieten Hunsrück und Pfälzerwald gefolgt von Osteifel, Nordwesteifel und Westerwald (Abb. 3). Da die rheinland-pfälzischen Mittelgebirge relativ niedrig sind, weit im Westen liegen und auch schon erste Auswirkungen des Klimawandels spürbar sind, finden sich nahezu drei Viertel der Aufnahmepunkte in der kollinen Höhenstufe, die in Rheinland-Pfalz über die mittlere Vegetationszeittemperatur Mai – September von 14 - 16 °C definiert ist (Abb. 4). An etwas mehr als der Hälfte der Plots sind die Hänge zumindest stark geneigt, an einem Drittel sogar steil bis sehr steil (Abb. 5). Von der Lage im Relief überwiegen Mittelhänge gefolgt von Oberhängen (Abb. 6). Bei der Exposition dominieren der Streichrichtung der Hauptgebirgszüge im Rheinischen Schiefergebirge entsprechend überwiegend nord- und nordwestliche sowie süd- und südöstliche Hangrichtungen (Abb. 7).

5.2.1.2 Stratigraphie

Die flächenmäßig bedeutenden Ausgangssubstrate in Rheinland-Pfalz sind im Bereich des Rheinischen Schiefergebirges Tonschiefer, vor allem auf den Hochflächen und den tief eingeschnittenen Tälern, und Quarzite in den überragenden Höhenrücken sowie eine Vielzahl von Übergangsformen wie Rauschiefer, Grauwacken und Sandsteinen. Daneben treten Kalk- und Dolomitsteine und magmatische Gesteine vor allem in Form von Basalten, Phonolithen und Bims auf. Das Pfälzer Bergland besteht aus Sand-, Schluff- und Tonsteinen des Rotliegenden. Auch hier sind Decken und Intrusionen aus magmatischen Gesteinen verbreitet. Der Pfälzerwald ist aus -im Zentrum sehr quarzreichen- Sandsteinen des Buntsandsteins aufgebaut. Umgelagerter und zu Sand verwitterter Buntsandstein hat sich im Pleistozän auch in den Schwemmfächern des Oberrheinischen Tieflandes zwischen Riedeln aus Löß abgelagert. Im Saarländisch-Pfälzischen Muschelkalkgebiet und im Gutland sowie im tertiären Rheinhessischen Tafel- und Hügelland kommen verbreitet Kalksteine und Mergel vor. Während des Tertiärs war das Gebiet des heutigen Rheinland-Pfalz einer starken tropischen Verwitterung und Bodenbildung ausgesetzt. Teile dieser tertiären Böden aus den obengenannten

Abbildung 3

Verteilung des BZE II-Kollektivs nach Wuchsgebieten

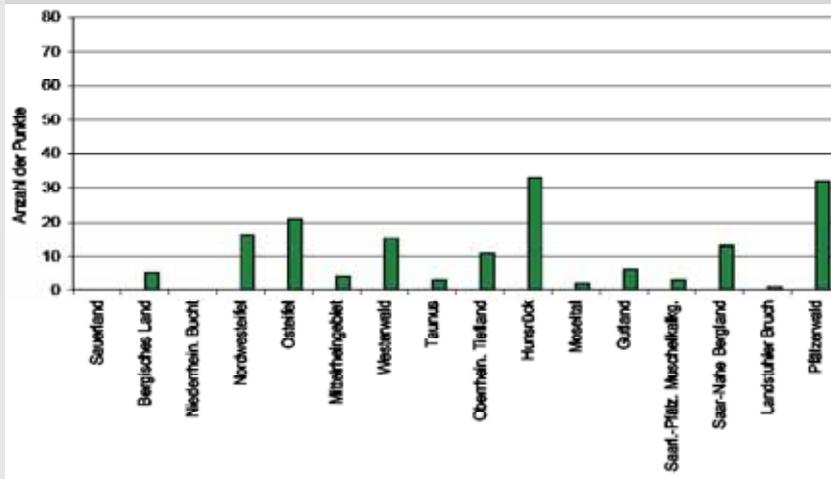


Abbildung 4

Verteilung des BZE II-Kollektivs nach der Höhenstufe

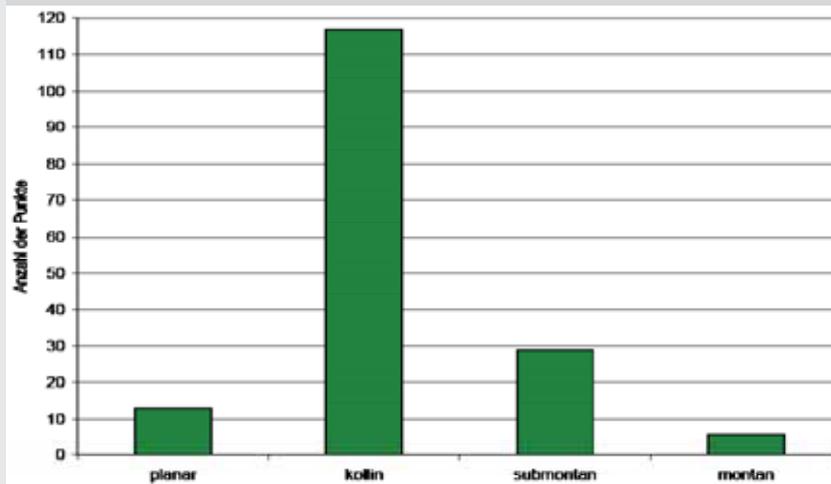


Abbildung 5

Verteilung des BZE II-Kollektivs nach der Hangneigung

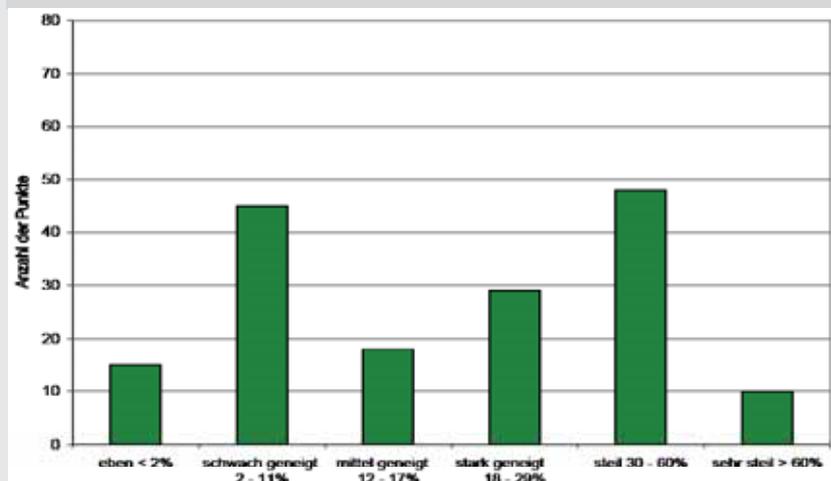


Abbildung 6

Verteilung des BZE II-Kollektivs nach der Hanglage

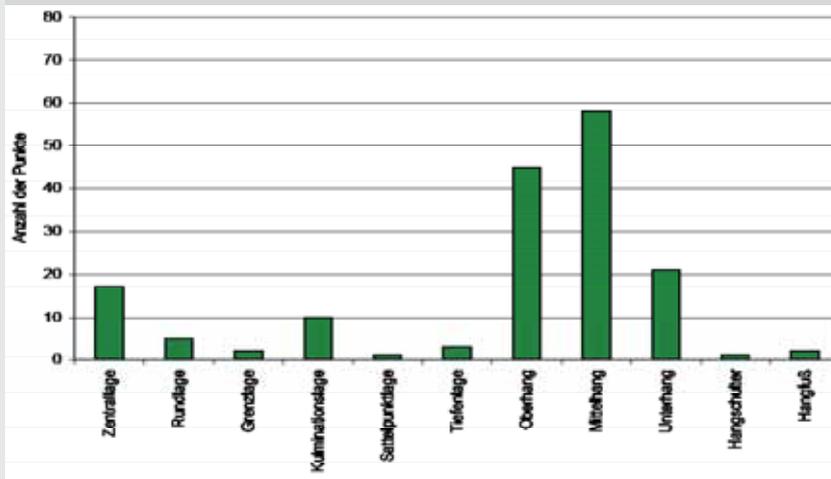
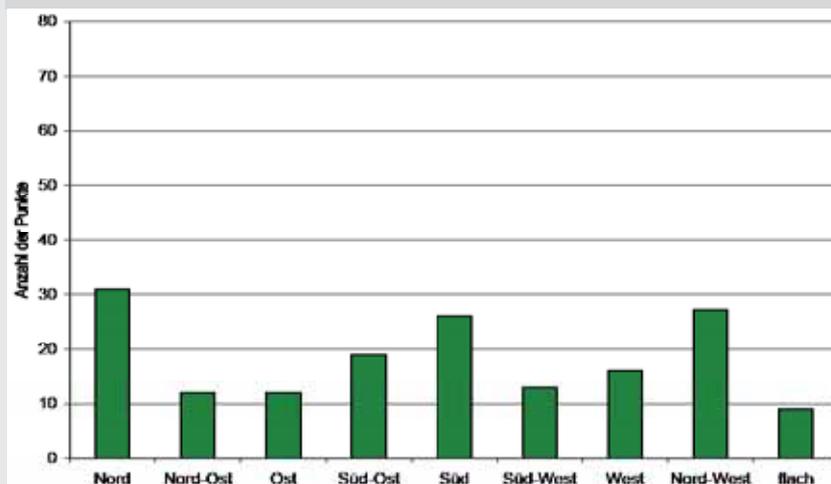


Abbildung 7

Verteilung des BZE II-Kollektivs nach der Hangrichtung



Ausgangsgesteinen blieben über die parallel ablaufenden tektonischen Hebungs- und Senkungsvorgänge hinaus als Restdecke erhalten. Während des Quartärs war das heutige Rheinland-Pfalz Periglazialgebiet, in dem sich in der jeweiligen Auftauzone während des arktischen Sommers Fließerden und andere arktische Böden aus den anstehenden Gesteinen bzw. der tertiären Restdecke in Verbindung mit dem Eintrag von Nah- und Fernlöss bildeten.

Diese periglazialen Lagen finden sich in den überwiegenden Mittelgebirgsböden als Schichtung wieder. Gegen Ende der Eiszeit erfolgte der Maria Laach Ausbruch und überschüttete vor allem das nordöstliche Rheinland-Pfalz mit einer mächtigen Bimsdecke. Jüngere holozäne Ausgangssubstrate sind Kolluvien und Auensedimente.

Etwa die Hälfte der BZE II-Rasterpunkte entfällt auf Devon (Karte 2). Die Petrographie ist in dieser Gruppe meist durch Ton-, Silt- und Sandsteine bestimmt. Die zweitgrößte stratigraphische Gruppe des Kollektivs bildet der Buntsandstein mit einem Fünftel der Plots. Der größte Teil hiervon ist den Rehberg- und Schlossbergschichten gefolgt von den Trifelsschichten des Unteren Buntsandsteins im Pfälzerwald zuzuordnen. Einige Buntsandstein-Rasterpunkte liegen auch in der Eifel, meist im Oberen Buntsandstein. Das Quartär bildet mit 24 Rasterpunkten die drittgrößte Gruppe im BZE II-Kollektiv. Diese Gruppe ist sehr heterogen: meist handelt es sich um Schwemmfächersedimente, in wenigen Fällen auch um Auen, Löss, Dünen oder starkmächtige Fließerden. Als Waldstandort

bedeutsam ist in Rheinland-Pfalz auch das Rotliegende (Perm), das mit 10 Plots im BZE-Kollektiv vertreten ist. Karbon, Zechstein, Tertiär und Muschelkalk kommen jeweils nur an einigen wenigen Rasterpunkten vor.

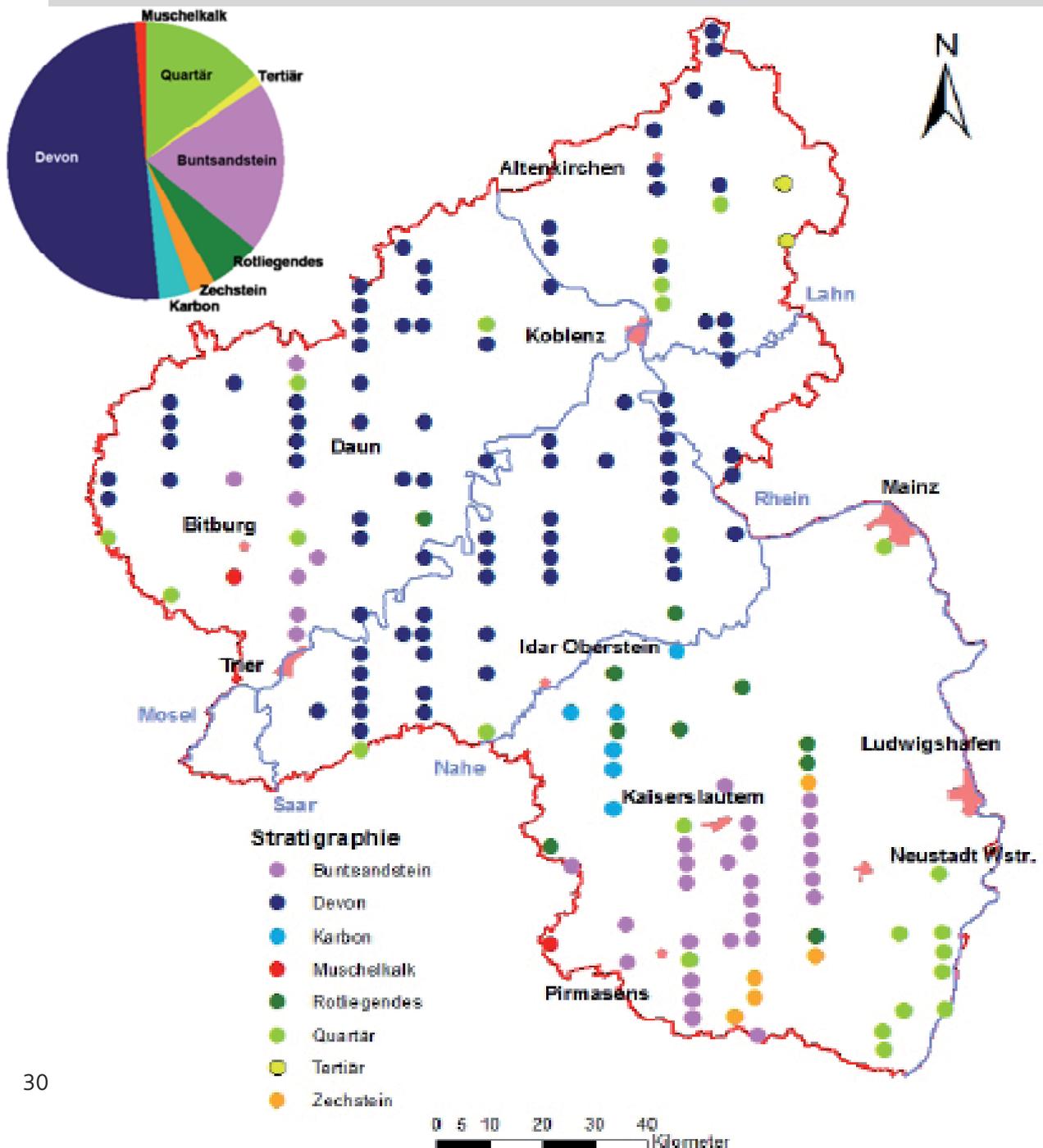
5.2.1.3 Substratreihen und Substrattypen

Die Substratreihe ist ein wesentliches Element der rheinland-pfälzischen Standortserkundung (A.Sta. 96). In Substratreihen werden Böden aus ähnlichen Ausgangssubstraten (Bodenformen) mit vergleichbarer Schichtung, Genese und

Dynamik zusammengefasst, um einerseits die natürliche Variabilität auf ein überschaubares Maß zu reduzieren und andererseits Einheiten mit ähnlichen biologischen, physikalischen und chemischen Eigenschaften zu bilden. Sie sollen mit ihren Eigenschaften als Wurzelräume für die aufstockenden Waldbaumarten gemeinsame Züge aufweisen (ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG 2003). Dies erfolgt pragmatisch, da bestehende Klassifikationssysteme wie die in der Bodenkundlichen Kartieranleitung (KA 5) vorrangig genetisch aufgebaut sind und daher auf der Ebene der

Karte 2

Verteilung des BZE II-Kollektivs nach der Stratigraphie



Substratsubtypen für standortkundliche Zwecke zu fein differenzieren, andererseits auf den hierarchisch übergeordneten Ebenen aber nicht die erwünschten ökologisch bedeutsamen Einheiten vereinigen. Die Gliederung der Substratreihen erfolgt innerhalb der großen stratigraphischen Einheiten des Landes, wobei quartäre Überlagerungen in der Regel dem Untergrund zugeordnet werden.

Mit den Substratreihen soll sowohl eine im Wurzelraum vergleichbare bodenphysikalische Struktur, besonders hinsichtlich Bodenart, Schichtung und Durchlüftung, wie auch ein ähnliches bodenchemisches Milieu erfasst werden. Bei der Bodenchemie steht die Basenausstattung – speziell deren Tiefenverlauf - im Vordergrund (ohne Einfluss der Bodenschuttkalkung).

Zur Auswertung für die BZE II mit insgesamt 165 Punkten sind auch diese Substratreihen als Auswertungs- und Verdichtungsebene zu detailliert und wurden deshalb zu Substrat-Haupttypen zusammengefasst. Bei diesen Substrat-Haupttypen erfolgte keine weitere Unterteilung in terrestrische und grund- oder staunasse Varianten. Um die chemische Varianz innerhalb der Haupttypen einzuengen, wurden die Tiefenverläufe der Basensättigung – Basentypen (siehe Tab. 3) – als Varianten zur Untergliederung eingeführt. Eine

beispielhafte Gliederung von Substratreihen im Rheinischen Schiefergebirge und eine Charakterisierung der Substrat-Haupttypen enthält Anhang 5.

Das Kollektiv der BZE II umfasst 95 verschiedene Substratreihen und 36 Substrat-Haupttypen (vgl. Tab. 4). Mit 31 Aufnahmepunkten sind weniger als ein Fünftel des Kollektivs Substrattypen zuzuordnen, die im Gesamtboden basenreich sind. Hierzu gehören unter anderem Lehme aus basenreichen Magmatiten, Bims(misch)lehme (Beispiel: Abb. 8) und Tonschiefer des Devons. 24 BZE-Rasterpunkte sind im Mittelboden basenreich. Dieser Gruppe waren beispielsweise Lössdecklehme zuzuordnen (Beispiel: Abb. 9). 28 Aufnahmepunkte sind im Unterboden basenhaltig. Zu dieser Gruppe gehören insbesondere Decklehme über Tonschiefer- und Sandstein-Saprolith des Devons (Beispiel: Abb. 10). 19 BZE-Punkte sind als nur im Untergrund basenhaltig eingewertet worden. Ein Beispiel für diese Gruppe sind die quarzreichen Sande des Quartärs (Beispiel: Abb. 11). Die größte Gruppe im BZE II-Kollektiv bilden mit 62 Plots die tief basenarmen Substrattypen. In dieser Gruppe war insbesondere der häufige Substrattyp „quarzreiche Sande des Buntsandsteins“ einzuordnen (Beispiel: Abb. 12).

Tabelle 3

Typisierung des Tiefenverlaufs der Basensättigung (nach KÖLLING 1999, verändert)

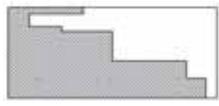
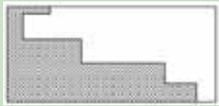
Basentyp	Tiefenverlauf	ökologische Einwertung
Typ 1 Gesamtboden basenreich		Der ganze Wurzelraum ist hoch basengesättigt. Die Pflanzennährstoffe Calcium und Magnesium sind in reichlichem Ausmaß vorhanden und wurzelerreichbar.
Typ 2 Mittelboden basenreich		Im obersten Wurzelraum ist die Basensättigung reduziert. Flachwurzeln krautige Pflanzen und Keimlinge von Waldbäumen wurzeln somit in einem relativ nährstoffarmen Wurzelmilieu.
Typ 3 Unterboden basenhaltig		Die nährstoffarme Zone ist wesentlich mächtiger als bei Typ 2. Nur tiefwurzeln Pflanzen der Krautschicht und mehrjährige Bäume können die Nährstoffe im Unterboden nutzen.
Typ 4 Untergrund basenhaltig		Hier steigt die Basensättigung erst an der Untergrenze des Hauptwurzelraums an. Nur tiefwurzeln Altbäume sind in der Lage, die Nährstoffe aufzunehmen.
Typ 5 tief basenarm		Die Böden sind tiefreichend verarmt und im ganzen Wurzelraum herrscht Mangel an Calcium und Magnesium, den nur angepasste Pflanzenarten ertragen können.

Abbildung 8

Beispiel für Substrattyp: Im Gesamtboden basenreiche Bims-mischlehme (Rasterpunkt 157)

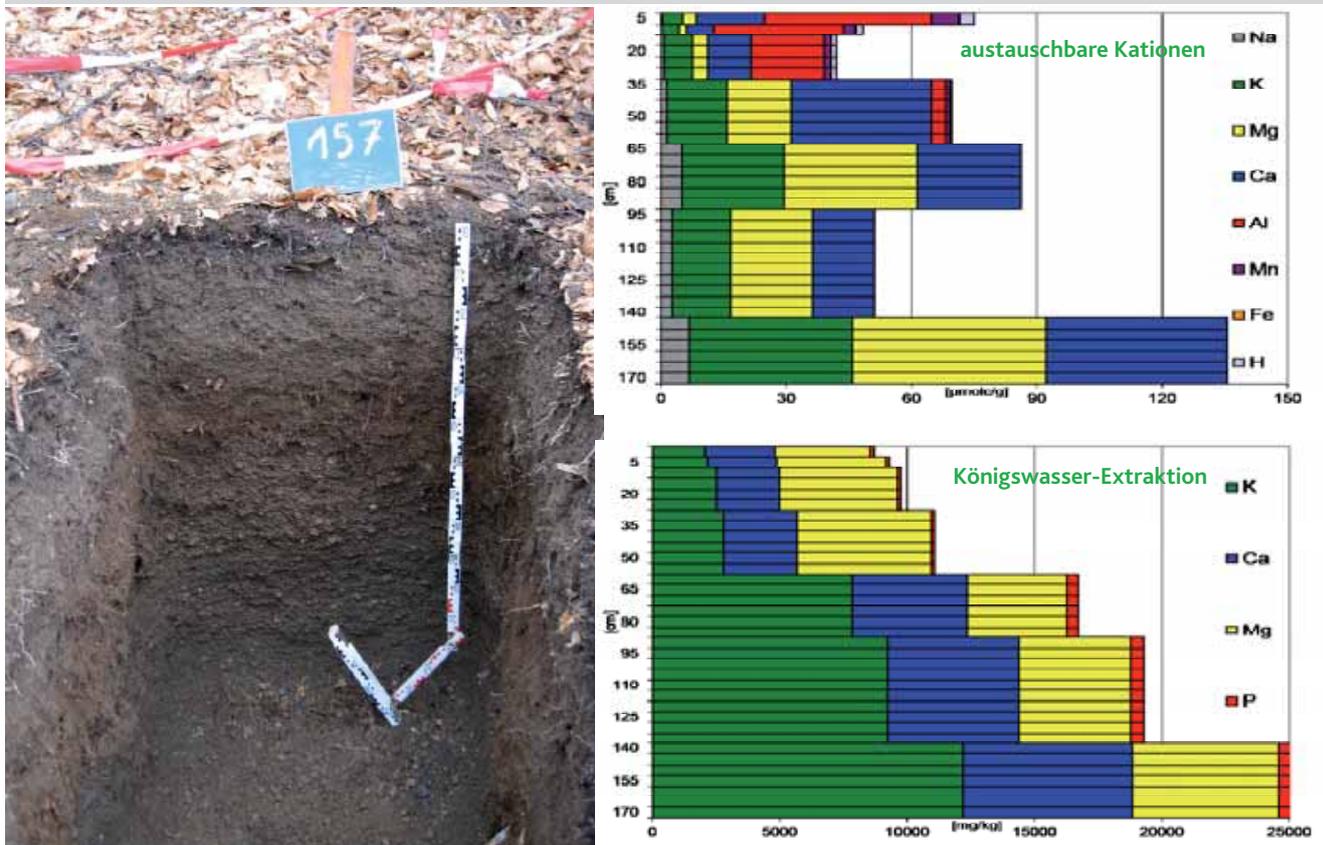


Abbildung 9

Beispiel für Substrat-Haupttyp: Im Mittelboden basenreiche Lössdecklehme (Rasterpunkt 492)

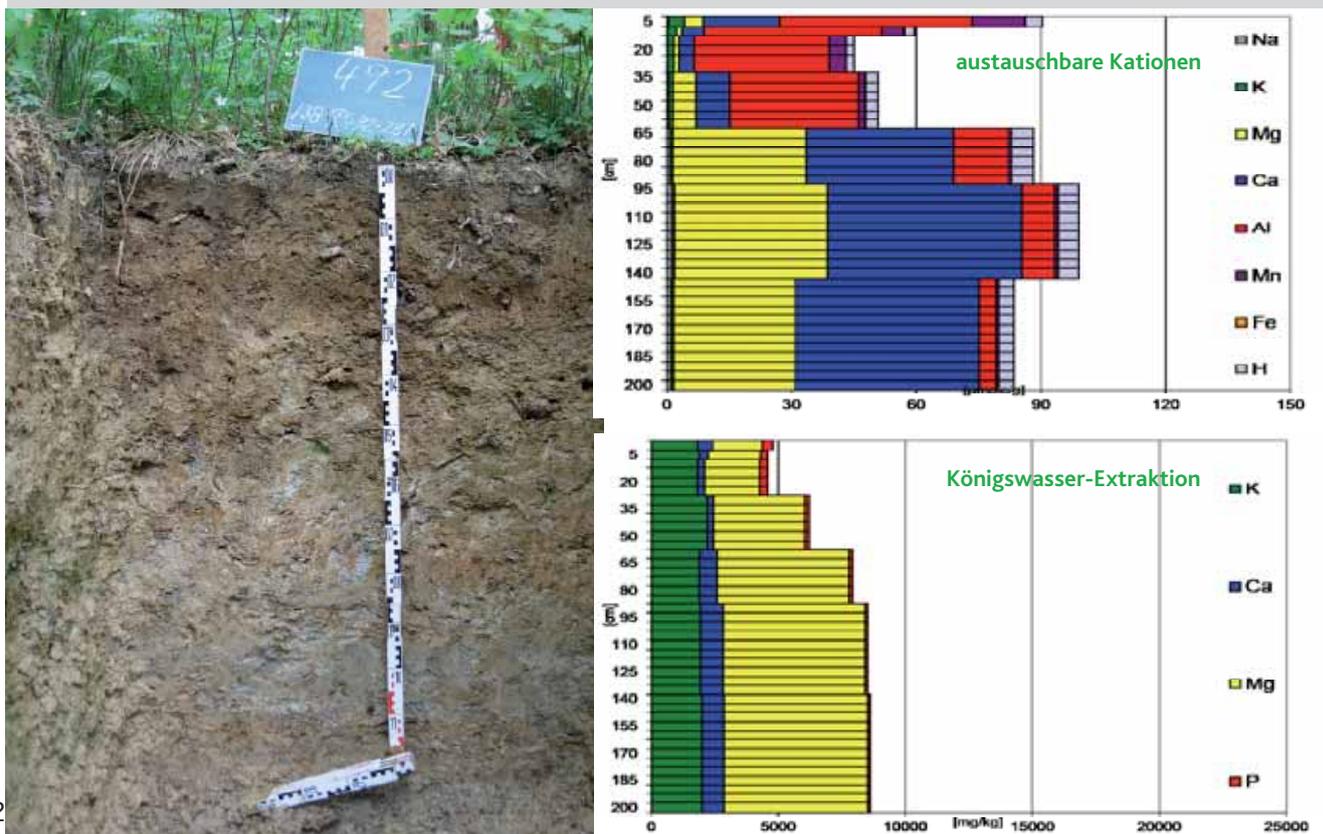


Abbildung 10

Beispiel für Substrattyp: Im Unterboden basenhaltige Decklehme über Tonschiefer und Sandstein-Saprolith des Devon (Rasterpunkt 429)

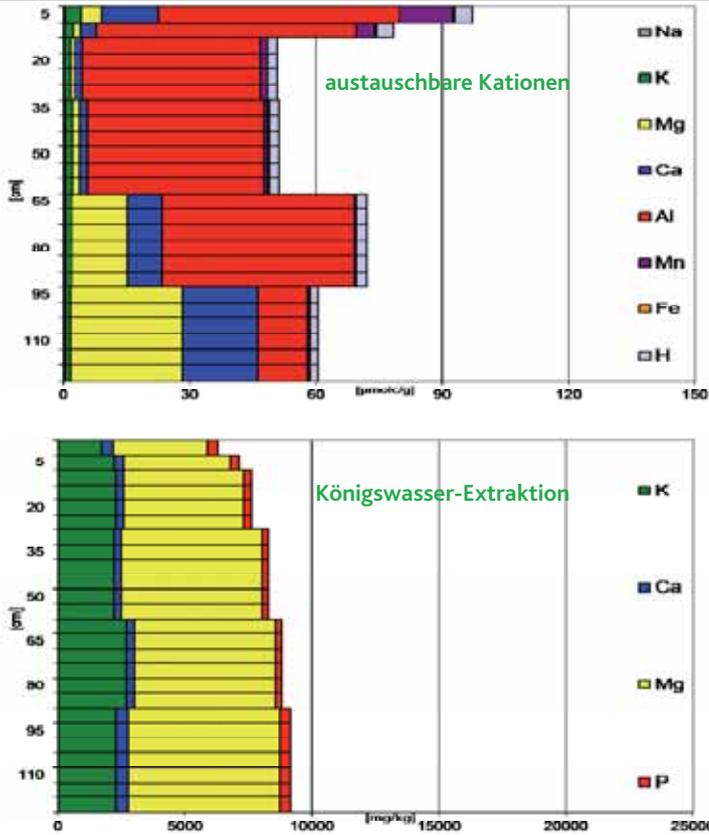


Abbildung 11

Beispiel für Substrattyp: Im Untergrund basenhaltige, quarzreiche Sande des Quartär (Rasterpunkt 1161)

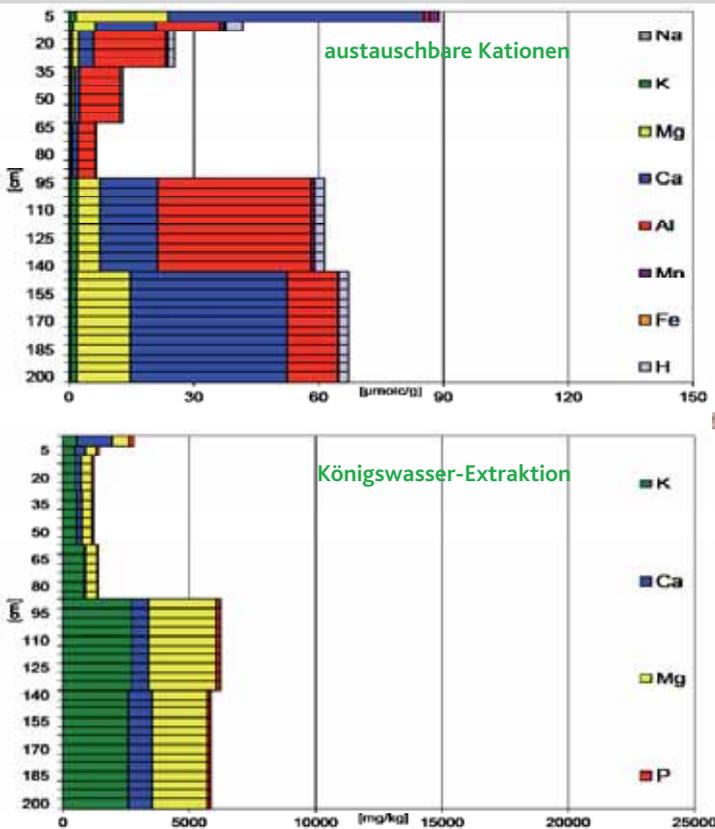
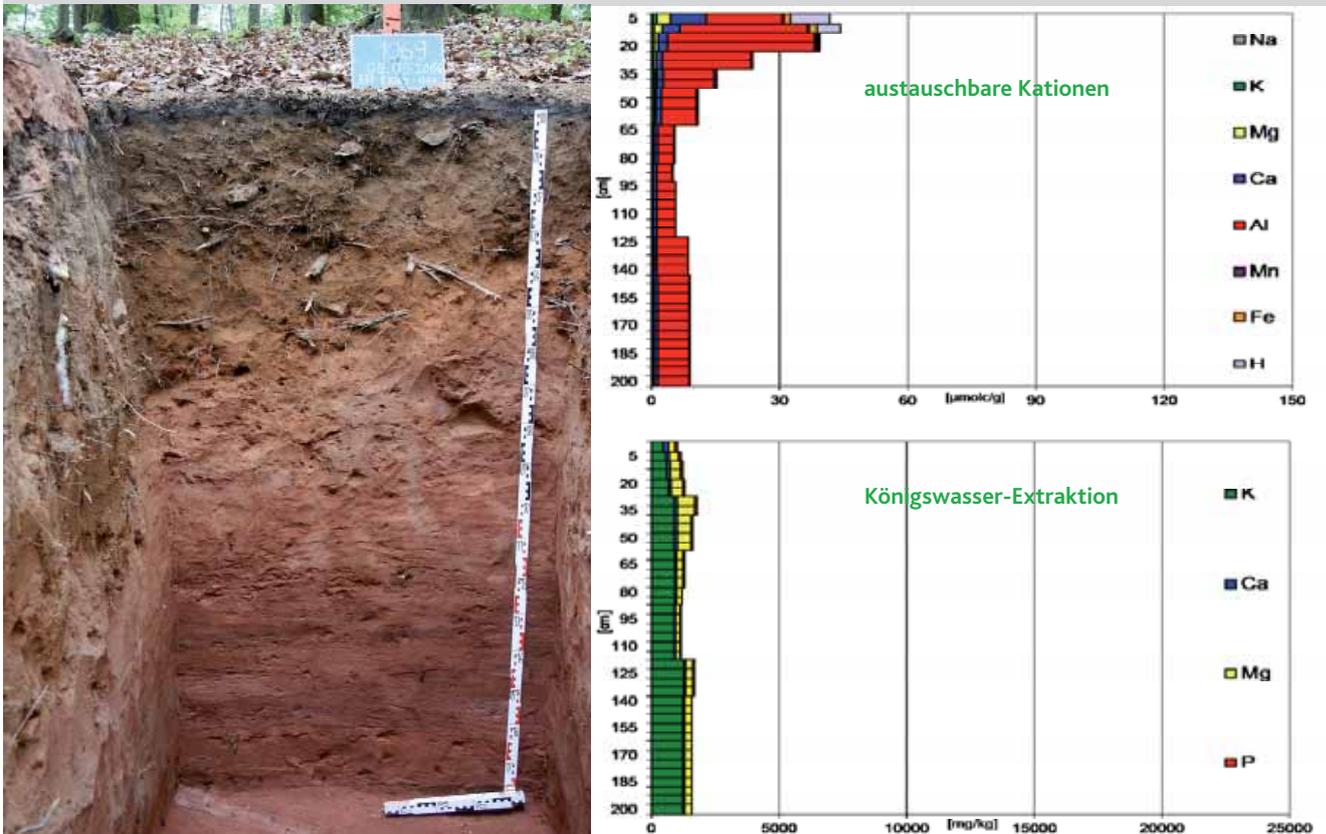


Abbildung 12

Beispiel für Substrat-Haupttyp: tiefbasenarme quarzreiche Sande des Buntsandsteins (Rasterpunkt 1069)



5.2.1.4 Bodentypen

An den 165 Rasterpunkten der BZE II wurden 33 verschiedene Bodentypen ausgewiesen. An 119 Aufnahmepunkten und damit nahezu drei Viertel des BZE II-Kollektivs wurden Braunerden beschrieben (Tab. 5). Einen hohen Anteil nehmen auch die wassergeprägten Bodentypen ein: Pseudogleye an 16 Plots, Gleye an 8 Plots und Auenböden an 3 Plots. 57 Rasterpunkte weisen eine Podsolierung auf, aber nur 5 Profile wurden als Podsole angesprochen.

5.2.1.5 Effektive Durchwurzelungstiefe

Unter der effektiven Durchwurzelungstiefe bzw. dem effektiven Durchwurzelungsraum wird der modellhafte Ausschöpfungsraum für das pflanzenverfügbare Bodenwasser verstanden (KA 5). Eine Einwertung des am jeweiligen Standort verfügbaren Wurzelraumes wird sowohl für die Kalkulation der dem Ökosystem zur Verfügung stehenden Wasser- und Nährstoffvorräte als

auch als Eingangsparameter für Wasser- und Stoffhaushaltsmodelle benötigt. Daher wurde an jedem BZE-Plot bei den Profilaufnahmen die effektive Durchwurzelungstiefe nach den Vorgaben der rheinland-pfälzischen Standortskartierung eingeschätzt. Eine Pedotransferfunktion für Waldböden zur Ermittlung der effektiven Durchwurzelungstiefe konnte bisher noch nicht entwickelt werden (MEESBURG et al. 2004). Die rheinland-pfälzische Standortskartierung behilft sich, in dem sie die beobachteten Durchwurzelungstiefen als Indikator für den effektiven Wurzelraum annimmt. Beobachtet wird die Zwischenflächendurchwurzelung. Als Tiefe der effektiven Durchwurzelung gilt der mindestens schwach durchwurzelte Raum – vorausgesetzt die aufstockenden Baumarten sind standortsgemäß und ausreichend alt (> 50 Jahre Nadelbäume, > 60 Jahre Laubbäume). Treffen die Voraussetzungen nicht zu, wird eine wahrscheinliche Tiefe einer entsprechenden (standortsgemäßen) Baumart

Tabelle 4

Verteilung der BZE II-Rasterpunkte auf Substrat-Haupttypen

Basentyp	Substrat-Haupttyp	Anzahl Rasterpunkte
Gesamtboden basenreich	Magmatische Lehme aus basenreichen Magmatiten	6
	Bims(misch)lehme (über div. devonischen Substraten)	4
	kalkgründige Lehme aus quartären Umlagerungen	4
	Lehme aus quartären Umlagerungen	3
	Karbonat-Standorte	4
	kalkgründige Tonlehme und Kalkverwitterungslehme	2
	Tonlehme des Rotliegenden und Buntsandsteins	1
	Tonschiefer; Sandsteine des Devons	7
Mittelboden basenreich	Bims(misch)lehme (über div. devonischen Substraten)	3
	Lössreiche magmatische Lehme aus basischen (intermediären) Magmatiten	4
	Lössdecklehme (über div. Substraten)	7
	Schichtlehme des Rotliegenden und Buntsandsteins	2
	Decklehme über Tonschiefer-; Sandstein-Saprolith des Devons	3
	Tonschiefer; Sandsteine des Devons	5
	Lehmsande bis Lehme aus silikatischen Schluff-/Sandsteinen des Rotliegenden und Buntsandsteins	1
Unterboden basenhaltig	Lössdecklehme (über div. Substraten)	3
	Quarzreiche Sande des Quartär	1
	Lehmsande bis Lehme aus silikatischen Schluff-/Sandsteinen des Rotliegenden und Buntsandsteins	3
	Schichtlehme des Rotliegenden und Buntsandsteins	2
	Decklehme über Tonschiefer-; Sandstein-Saprolith des Devons	12
	Tonschiefer; Sandsteine des Devon	7
Untergrund basenhaltig	Magmatische Lehme aus basenarmen Magmatiten	1
	Lössdecklehme (über div. Substraten)	1
	Kieslehme quartärer Altterrassen	1
	quarzreiche Sande des Quartär	3
	Lehmsande bis Lehme aus Sandsteinen des Rotliegenden und Buntsandsteins	4
	quarzreiche Sande des Buntsandsteins	2
	Decklehme über Tonschiefer-; Sandstein-Saprolith des Devons	7
tief basenarm	Bimsmischlehme (über div. devonischen Substraten)	3
	Lehme aus quartären Umlagerungen	1
	Quarzreiche Sande des Quartär	3
	Lehmsande bis Lehme aus Sandsteinen des Rotliegenden und Buntsandsteins	2
	quarzreiche Sande des Buntsandsteins	31
	Decklehme über Tonschiefer-; Sandstein-; Quarzit-Saprolith des Devons	16
	Tonschiefer; Sandsteine des Devons	4
	Quarzreiche Substrate des Devons	2

angenommen. Kapillarer Aufstieg wird gegebenenfalls mit einem Zuschlag zur Tiefe berücksichtigt. Als Standard für die Ansprache der Zwischenflächendurchwurzelung dienen Profilwände an der abgeloteten Grenze zwischen äußerstem und innerstem Drittel der Krone von Bäumen der Kraft'schen Klassen 1-3 (vorherrschend bis mitherrschend).

Im BZE-II-Kollektiv reicht die effektive Durchwurzelungstiefe von 30 bis 180 cm (Abb. 13). An etwa der Hälfte der BZE-Rasterpunkte liegt die Wurzeltiefe zwischen 90 und 120 cm und an knapp einem Drittel zwischen 60 und 90 cm. An 13 % der 165 BZE-Plots ist der Wurzelraum mit weniger als 60 cm nur sehr flach.

5.2.1.6 Wasserhaushalt

Zur Beschreibung des Wasserhaushalts an den BZE II-Rasterpunkten wurden umfangreiche Daten erhoben und Kalkulationen durchgeführt. So wurden für jeden Rasterpunkt aus dem INTERMET-Datensatz des Landesamtes für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz langjährige Mittel der Jahresniederschlagssumme für den Zeitraum 1961 bis 2006 hergeleitet. Zudem wurden für jeden Plot Wasserhaushaltssimulationen mit LWF/BROOK 90 für diesen Zeitraum durch die Firma UDATA Neustadt erstellt (SCHULTZE und SCHERZER 2009, SCHULTZE et al. 2011). Als Eingangsparameter der Simulationen wurden Tagesdaten verschiedener

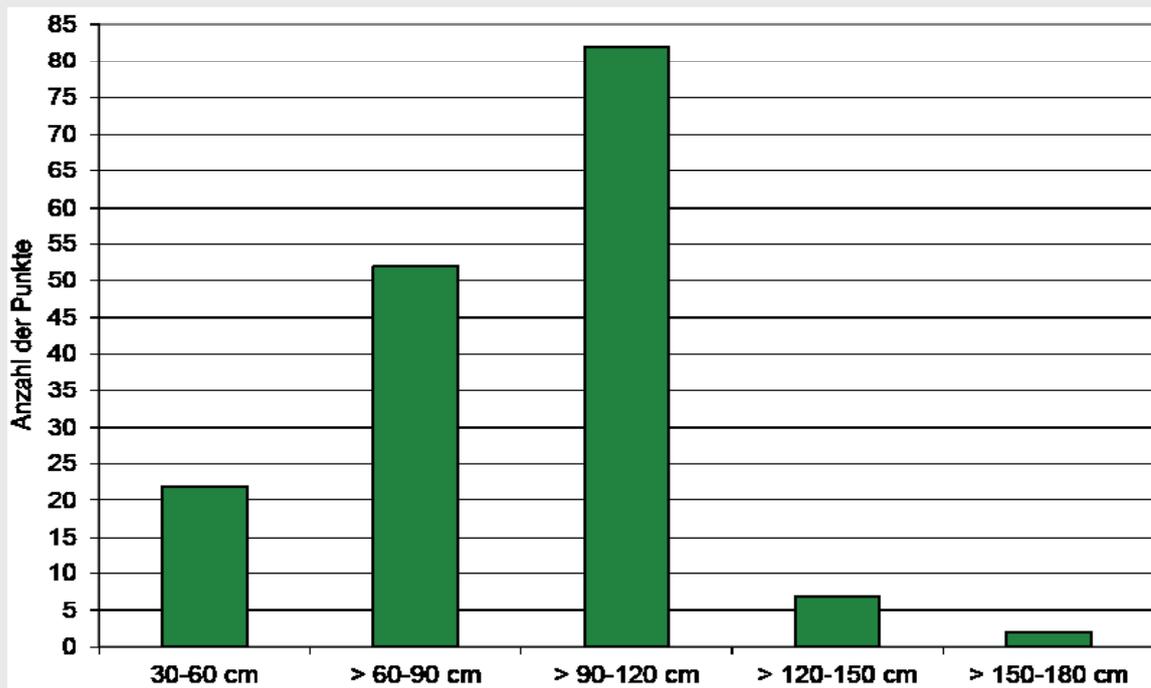
Tabelle 5

Verteilung des BZE II-Kollektivs auf Bodentypen

Bodentypen	Kurzbezeichnung	Anzahl Rasterpunkte
Ranker	RNn	1
Braunerde-Ranker	BB-RN	3
Kalktschernosem	TCn	1
Pelosol	DDn	1
Braunerde-Pelosol	BB-DD	2
Braunerde	BBn	97
Kalkbraunerde	BBc	2
Humusbraunerde	BBh	3
Lockerbraunerde	BBl	6
Pseudogley-Braunerde	SS-BB	10
Parabraunerde-Braunerde	LL-BB	1
Parabraunerde	LLn	1
Braunerde-Parabraunerde	BB-LL	1
Pseudogley-Parabraunerde	SS-LL	2
Braunerde-Podsol	BB-PP	4
Pseudogley-Podsol	SS-PP	1
Terra Fusca	CFn	1
Pseudogley	SSn	5
Braunerde-Pseudogley	BB-SS	9
Parabraunerde-Pseudogley	LL-SS	1
Gley-Pseudogley	GG-SS	1
Gley-Kalkpaternia; Kalkpaternia-Gley	GG-AZ; AZ-GG	2
Gley-Vega; Vega-Gley	GG-AB; AB-GG	3
Gley	GGn	3
Braunerde-Gley	BB-GG	2
Pseudogley-Gley	SS-GG	1
Übergangs-Niedermoor	Hnu	1

Abbildung 13

Verteilung der effektiven Durchwurzelungstiefe im BZE II-Kollektiv



meteorologischer Parameter aus dem INTERMET-Datensatz und Bodendaten sowie Daten zur Wurzelverteilung der BZE II verwendet. Die Simulationen wurden an jedem Rasterpunkt jeweils für die Bestandestypen „Buche“, „Eiche mit Buche“, „Kiefer mit Buche“, „Fichte“ und „Douglasie“ - jeweils im Baumholzalter - erstellt. Für die nachfolgenden Darstellungen wurden die Simulationen für denjenigen Bestandestyp verwendet, der der realen Bestockung am jeweiligen Rasterpunkt am nächsten kommt.

Die langjährigen Mittel des Jahresniederschlags variieren im BZE-Kollektiv zwischen 640 und 1299 mm (Periode 1961-2006). Erwartungsgemäß weisen die Luv-exponierten Lagen in der Nordwesteifel, im nordöstlichen Westerwald und westlichen Hunsrück und der südwestliche Teil des Pfälzerwaldes vergleichsweise hohe, das Saar-Nahe-Bergland, das Mittelrheintal und das Oberrheintal vergleichsweise niedrige Niederschlagssummen auf (Karte 3).

Als Maß für das Wasserdargebot ohne Berücksichtigung von Boden- und Bestandeseigenschaften eignet sich die Klimatische Wasserbilanz. Sie wird als Differenz des Freilandniederschlags und der FAO-Referenzverdunstung berechnet. Letz-

tere beschreibt die hypothetische Verdunstung einer Grasoberfläche. Im Mittel des Zeitraums 1961 bis 2006 variiert die jährliche Klimatische Wasserbilanz im BZE II-Kollektiv zwischen +15 und +700 mm. An einem Fünftel der Rasterpunkte fällt die Klimatische Wasserbilanz in die Bewertungsstufen „sehr gering“ bis „gering“ (AK STANDORTSKARTIERUNG 2003, Tab 4), an knapp einem Drittel der Plots in „sehr hoch“ bis „äußerst hoch“ (Karte 4). Geringe Wasserbilanzen sind vornehmlich im Saar-Nahe-Bergland, im Mittelrheintal und im Oberrheinischen Tiefland, hohe klimatische Wasserbilanzen in den Hochlagen der Mittelgebirge zu finden.

Die Wasserhaushaltssimulationen mit LWF/BROOK 90 weisen für jeden BZE II-Rasterpunkt auf die jeweilige Standorts- und Bestandessituation bezogene Kennwerte des Wasserhaushalts aus. Die Spanne der langjährigen Jahresmittel (Periode 1961 bis 2006) der Bestandesniederschläge reicht von 452 bis 1137 mm, die Interzeptionsverdunstung von 133 bis 351 mm, die Evaporation von 16 bis 79 mm, die Transpiration von 171 bis 372 mm und die Tiefensickerate von 109 bis 725 mm. Die Befunde zeigen somit eine

sehr große Differenzierung der Wasserhaushaltsbedingungen der Waldstandorte des rheinland-pfälzischen BZE-Kollektivs (Abb. 14 a-e).

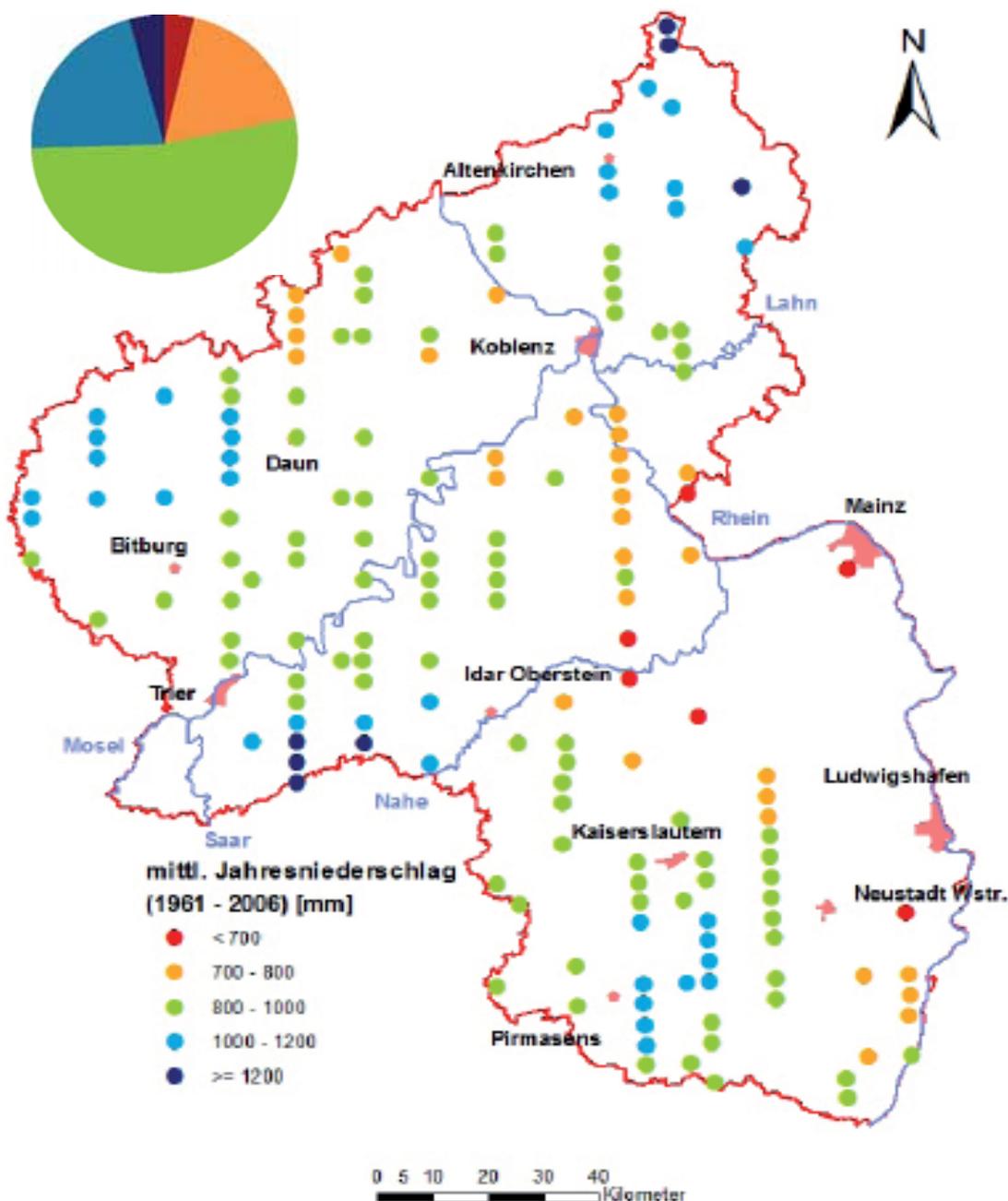
Neben Niederschlag, Verdunstung und Sickerung ist die Wasserspeicherung von großer Bedeutung für die Wasserverfügbarkeit der Vegetation. Dementsprechend wurden für jeden Rasterpunkt Daten zur Wasserspeicherung (Feldkapazität, Totwasseranteil, nutzbare Feldkapazität) kalkuliert. Das BZE II-Kollektiv zeigt eine große

Spanne der nutzbaren Wasserspeicherkapazität im Wurzelraum (47 bis 300 mm). Speicherkapazitäten von über 250 mm z.B. auf tiefgründigen Buntsandsteinstandorten und Lössdecklehen stehen Kapazitäten von weniger als 75 mm auf flachgründigen Tonschieferstandorten gegenüber (Karte 5).

Als integrierender Kennwert für den Bodenwasserhaushalt wurde für jeden Rasterpunkt nach dem Verfahren der rheinland-pfälzischen Standortserkundung die Frischstufe eingeschätzt.

Karte 3

Mittlere Jahresniederschläge (1961 - 2006)



Hierbei werden nicht nur die vorstehend beschriebenen Daten zum Wasserhaushalt sondern auch die Leistung der am jeweiligen Standort aufwachsenden Waldbestände mit berücksichtigt.

Das BZE II-Kollektiv deckt 11 der 12 nach der rheinland-pfälzischen Standortkartierung unterschiedenen Frischestufen ab. Lediglich die Frischestufe „äußerst trocken“ ist nicht vertreten. Der Schwerpunkt des Kollektivs entfällt auf die Frischestufen sehr frisch, frisch und ziemlich frisch

(Abb. 15). Mit 37 Rasterpunkten in den Stufen mäßig frisch bis sehr trocken entfällt aber auch ein erheblicher Teil des Kollektivs auf den eher schwach wasserversorgten Bereich.

In Ergänzung zur Frischestufe wird für jeden Standort das ökologische Wasserregime eingewertet. Hierzu werden Profilvermerkmale und die Wurzelverteilung im Bodenprofil herangezogen. Unterschieden werden terrestrische Standorte und verschiedene Grund- und Stauwasserstufen.

Karte 4

Mittlere jährliche klimatische Wasserbilanz (1961 - 2006)

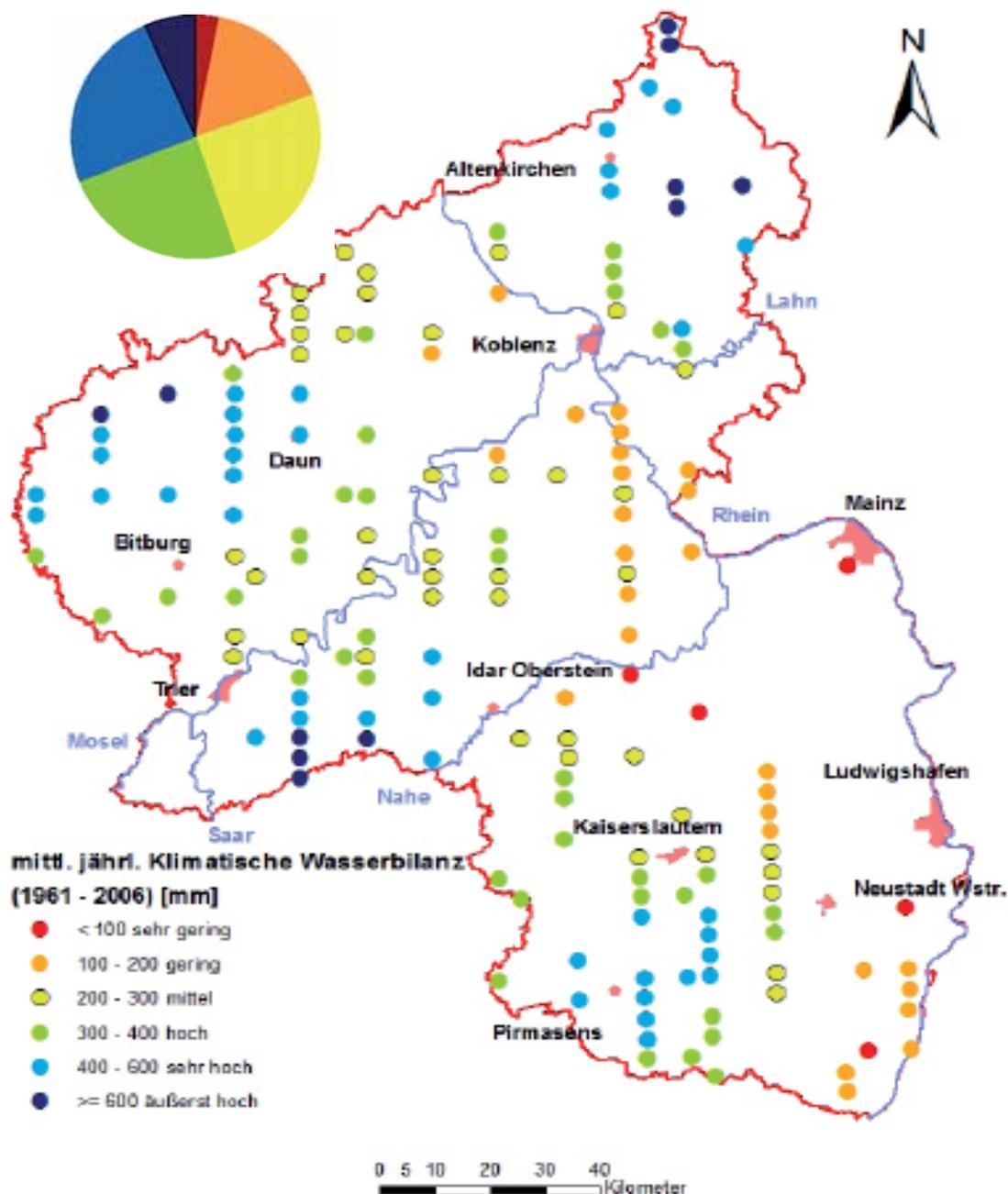
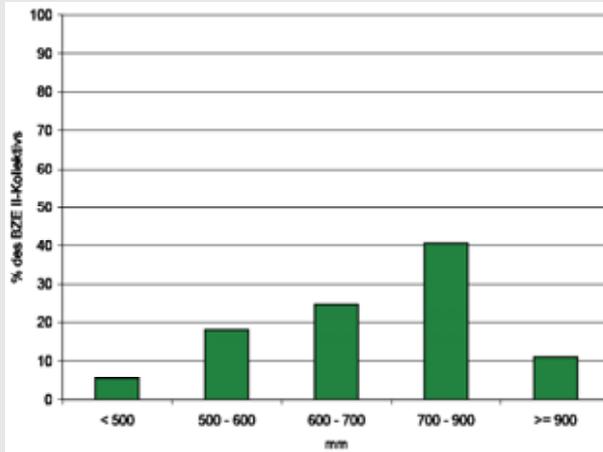


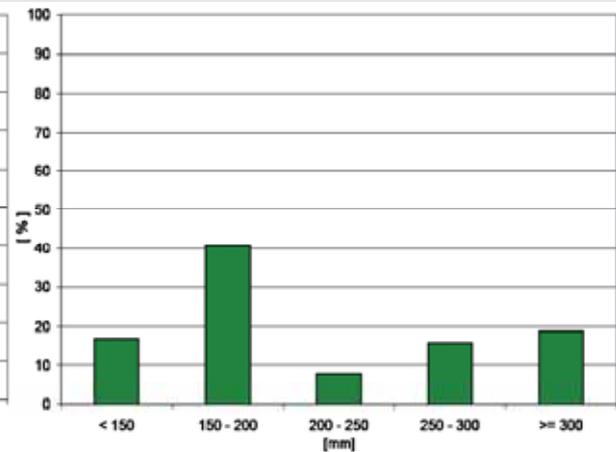
Abbildung 14 a - e

Verteilung verschiedener Kenngrößen des Wasserhaushalts im BZE II-Kollektiv

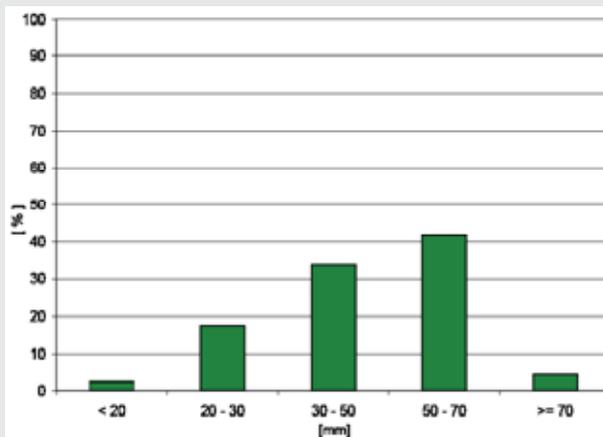
a) Bestandesniederschlag



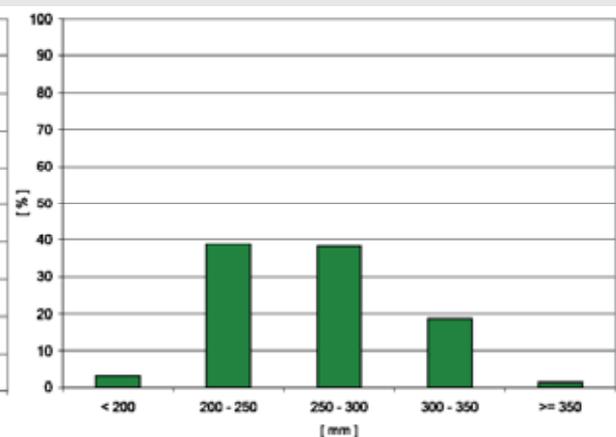
b) Interzeption



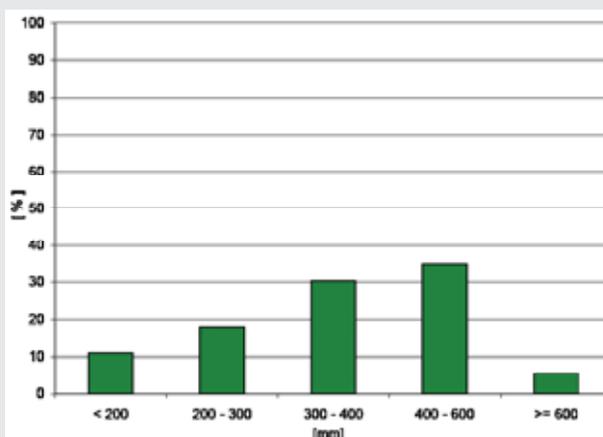
c) Evaporation



d) Transpiration



e) Tiefensickerung



Von den 165 BZE II-Rasterpunkten weisen 33 ökologisch relevante Stau- oder Grundwassereinflüsse auf (Abb. 16). Auf 11 Plots ist der Einfluss stark oder sehr stark und reicht bis in den Oberboden.

5.2.1.7 Standortswald

Der Standortswald ist ein zusammenfassender Ausdruck der Standortseignung (MICHIELS 1998). Er beschreibt eine aus der Bewertung pflanzensoziologischer, waldbauhistorischer, standortkundlicher und waldbaulicher Gegebenheiten am

jeweiligen Ort abgeleitete, theoretische Baumartenzusammensetzung der heutigen potentiellen natürlichen Vegetation (hpnV) (GAUER 2009). Die Ausweisung des jeweiligen Standortswaldes der Kartiereinheit ist Bestandteil der forstlichen Standortserkundung in Rheinland-Pfalz. Er soll der forstlichen Praxis eine verständliche Vorstellung von den jeweiligen Wuchsbedingungen insbesondere von den Dominanzverhältnissen der Hauptbaumarten der jeweiligen Standortseinheit vermitteln.

Karte 5

Nutzbare Wasserspeicherkapazität (nFK) im Wurzelraum

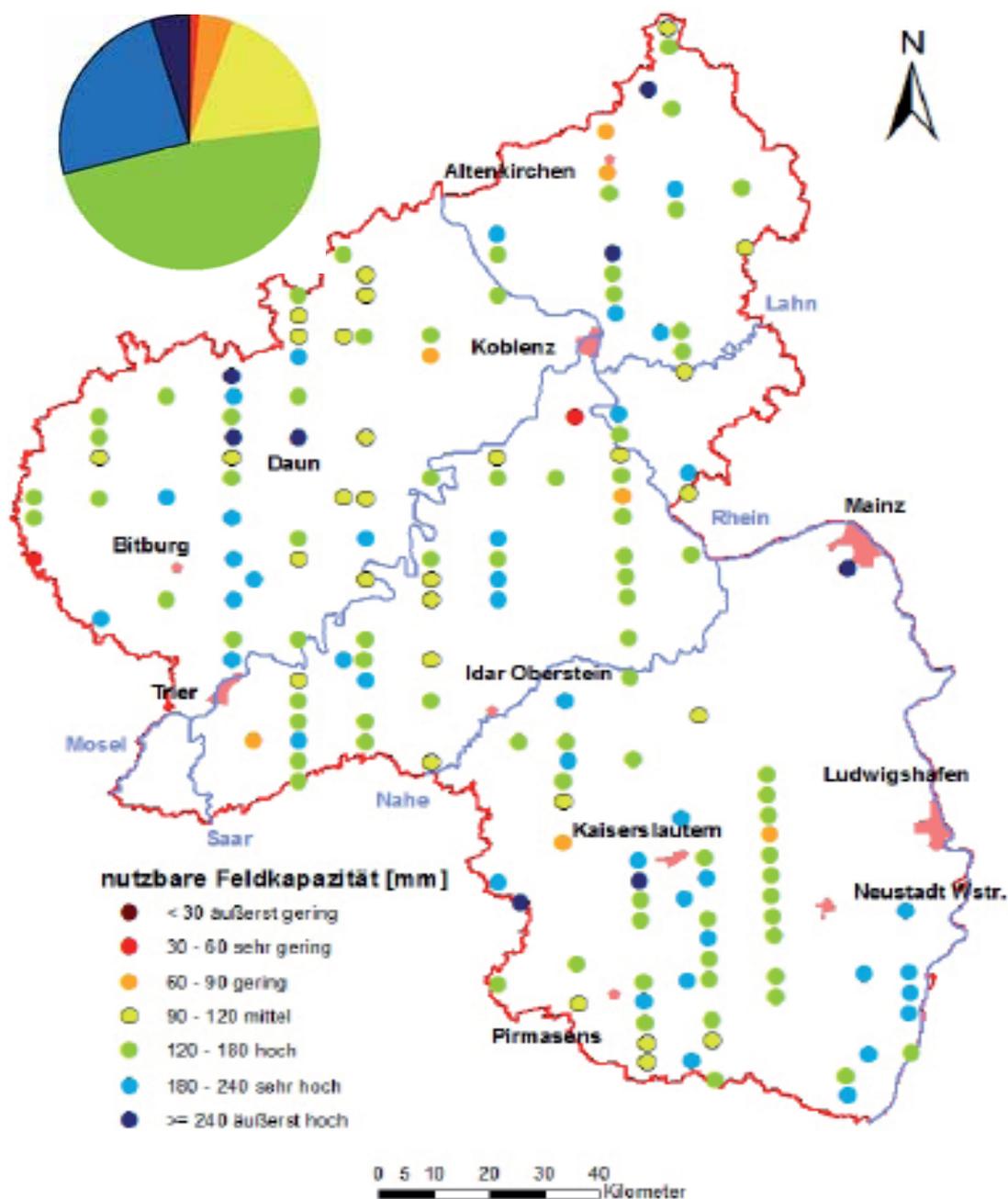


Abbildung 15

Verteilung der Frischstufe im BZE II-Kollektiv

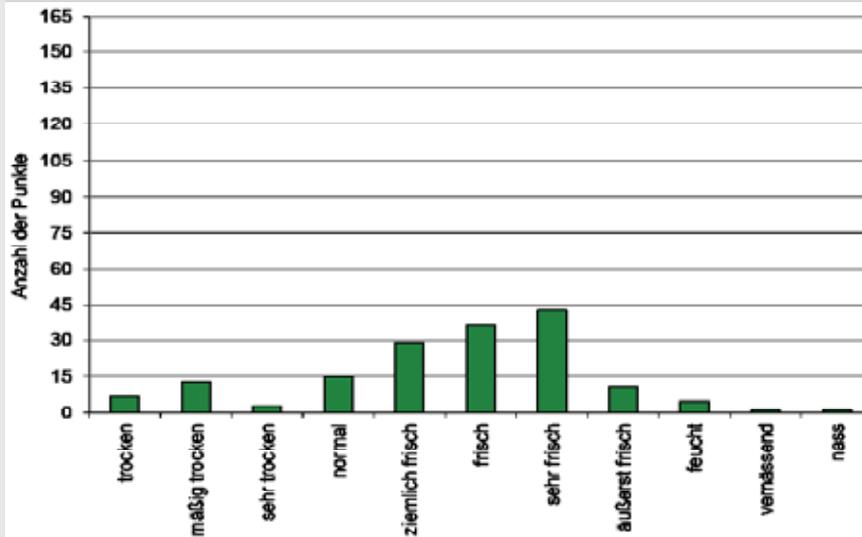
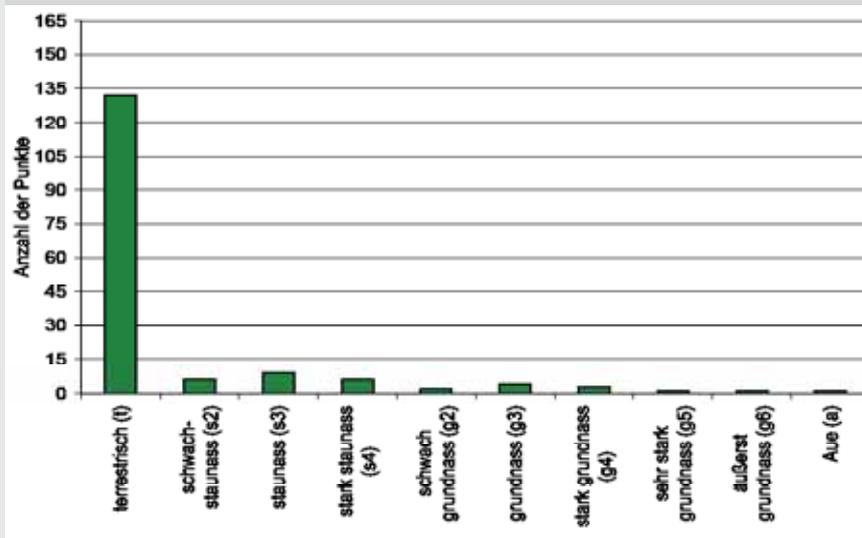


Abbildung 16

Verteilung des ökologischen Wasserregimes im BZE II-Kollektiv



An den 165 BZE II-Rasterpunkten wurden 28 Standortswald-Typen ausgewiesen – ein Beleg für die Vielfalt der Standortbedingungen in Rheinland-Pfalz. Mehr als 90 % der ausgewiesenen Standortswaldtypen sind Buchenwälder, wobei kolline Traubeneichen-Buchenwälder gefolgt

von Flattergras-Hainsimsen-Buchenwäldern und Hainsimsen-Buchenwäldern am häufigsten vertreten sind (Tab. 6). An vier Standorten mit grundfrischen Standortbedingungen wurden Buchen-Eichenwälder und an ebenfalls vier Standorten Bachauenwälder ausgewiesen.

Tabelle 6

Verteilung des BZE II-Kollektivs auf Standortswaldtypen

Standortswaldtypen	Kurzbezeichnung	Anzahl Rasterpunkte
planarer grundnasser Buchen-Eichenwald	pgBE	3
planarer Eichen-Buchenwald	pEB	2
planarer Heidelbeer-Buchen-Eichenwald	pVBE	1
Hainsimsen-Buchenwald	HB	13
Fluttergras-Hainsimsen-Buchenwald	fHB	15
Heidelbeer-Hainsimsen-Traubeneichen-Buchenwald	VHTB	10
staunasser Hainsimsen-Eichen-Buchenwald	wHEB	2
kolliner Traubeneichen-Buchenwald	kTB	23
kolliner Fluttergras-Hainsimsen-Buchenwald	kFHTB	4
kolliner Perlgras-Hainsimsen-Buchenwald	kPHTB	10
frischer Fluttergras-Hainsimsen-Buchenwald	fFHB	11
montaner Hainsimsen-Buchenwald	mHB	2
staunasser Rasenschmielen-Hainsimsen-Buchenwald	wRHB	7
Fluttergras-Buchenwald	FB	11
staunasser Rasenschmielen-Fluttergras-Buchenwald	wRFB	8
Waldmeister-Buchenwald (artenarm)	WB	6
kolliner Perlgrasbuchenwald	kPB	8
frischer Waldmeister-Buchenwald	fWB	10
Edellaubbaum-Kalkbuchenwald	ELB-B	2
staunasser Waldmeister-Rasenschmielen-Buchenwald	wRWB	2
Orchideen-Buchenwald	OB	3
Hainbuchen-Eichen-Buchenwald	CTB	1
ärmere Bachaue	aBA	1
reichere Bachaue	rBA	3
Erlen-Eschen-Auwald	ErlEsA	2
Edellaubbaum-Eschenwald	ELB-Es	1
Silberpappeln-Stieleichen-Ulmenwald	SiP-Sei-UL	1
Edellaubbaum-Block- und Hangschuttwald	XELB	3

5.2.2 Bestockungssituation

Beim Bestandestyp halten sich an den 165 Rasterpunkten die Anteile laubbaumgeprägter und nadelbaumgeprägter Waldbestände in etwa die Waage. Fichtenreinbestände nehmen 27 % der Plots ein, gefolgt von Buchenreinbeständen mit 15 %, Eichenreinbeständen mit 13 % und Nadel-Laubholz-Mischbeständen mit 12 % (Abb. 17). Der Anteil der Mischbestände ist erheblich vom in der Definition des Typs „Mischbestand“ geforderten Anteil an Mischbaumarten abhängig. Nach den Vorgaben der bundesweiten BZE-Arbeitsanleitung wird für Mischbestände ein Anteil von mehr als 30 % in dem mit einem Radius von 30 Metern um den BZE-Mittelpunkt doch relativ kleinen Aufnahmeareal gefordert. Nach dieser Definition stocken nur an etwa einem Fünftel der

Rasterpunkte Mischbestände. Verwendet man dagegen die Vorgaben der rheinland-pfälzischen Betriebsplanung mit einem Anteil der Mischbaumart von mehr als 10 % sind fast zwei Drittel der Aufnahmeareale Mischbestände (Abb. 18). An vielen BZE-Punkten liegen die Mischungsanteile zwischen 10 und 30 %, wodurch sich auch bei Eichen- und Kiefernreinbeständen große Unterschiede in den Anteilen bei unterschiedlichen Bewertungskriterien ergeben. In den Mischbeständen dominiert die einzelbaumweise Mischung (Abb. 19). Hinsichtlich der Vertikalstruktur weisen etwa die Hälfte der Rasterpunkte eine einschichtige, die andere Hälfte eine meist zweischichtige, an 7 % der Plots auch mehrschichtige bis plenterartige Bestandesstruktur auf (Abb. 20). Auffällig ist der mit 46 % hohe Anteil nur locker

Abbildung 17

Verteilung der Bestandestypen nach der bundesweiten BZE-Arbeitsanleitung im BZE II-Kollektiv

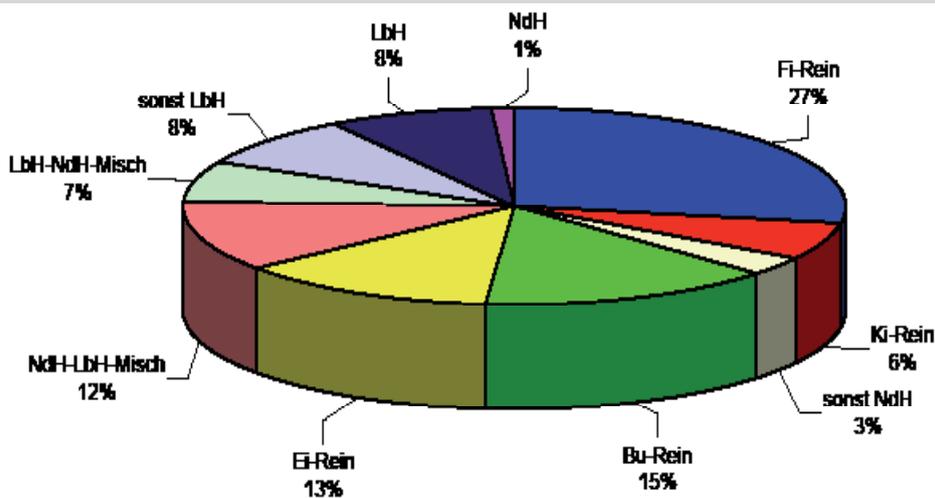


Abbildung 18

Verteilung der Bestandestypen nach den Vorgaben der rheinland-pfälzischen Betriebsplanung im BZE II-Kollektiv

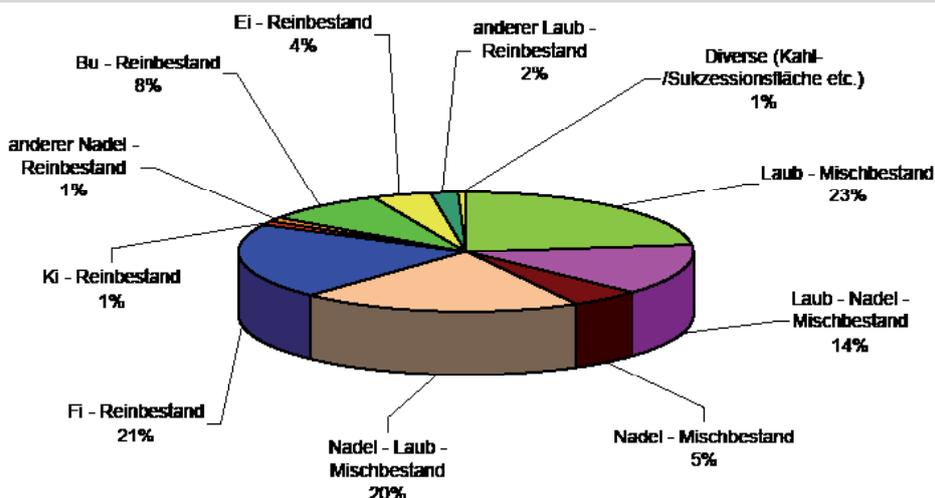


Abbildung 19

Verteilung der Mischungstypen im BZE II-Kollektiv

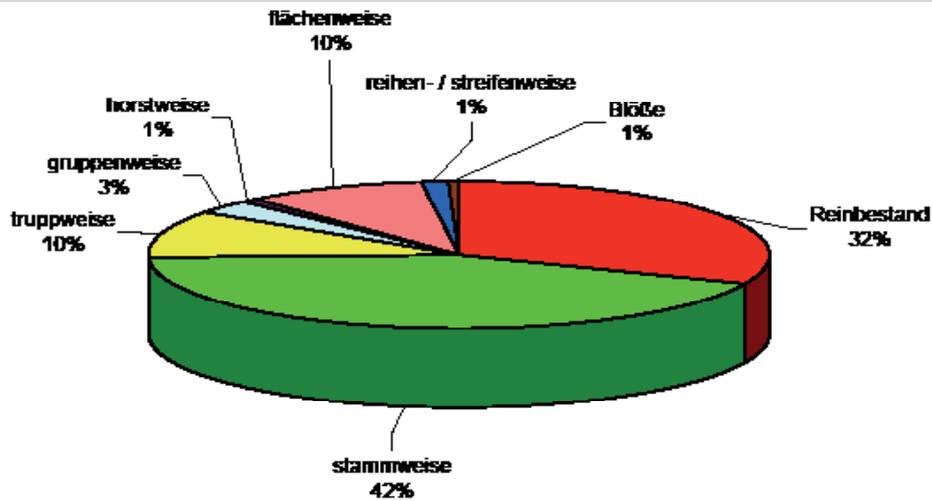


Abbildung 20

Verteilung der Bestandesstruktur im BZE II-Kollektiv

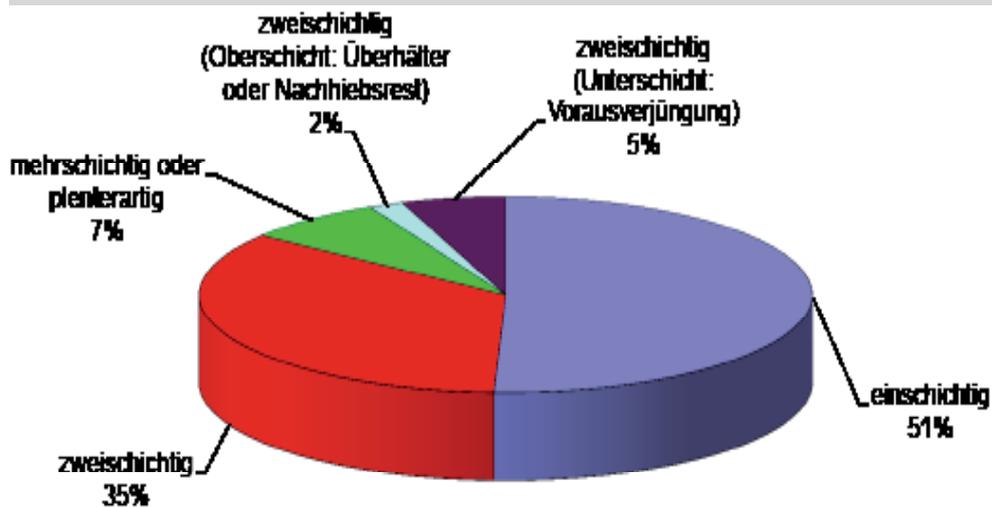


Abbildung 21

Verteilung des Bestandesschlussgrades im BZE II-Kollektiv

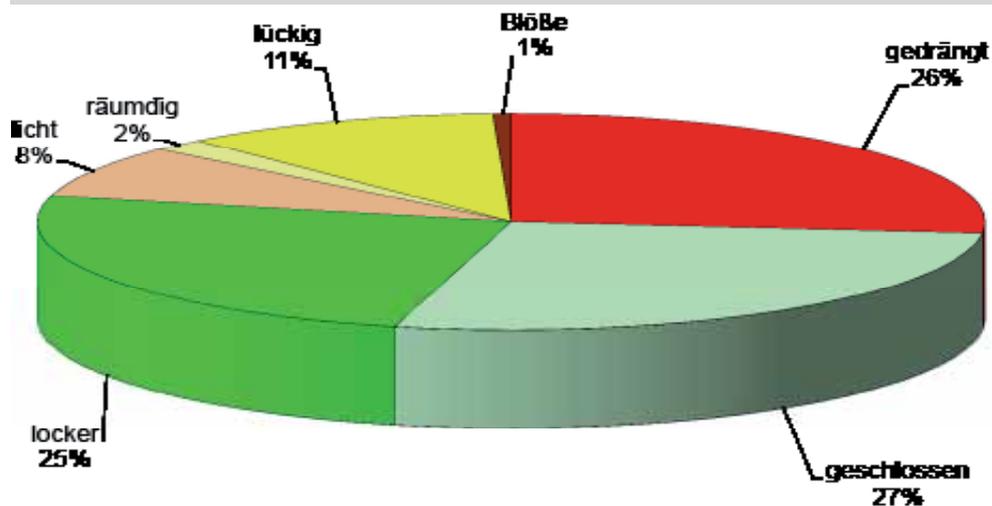
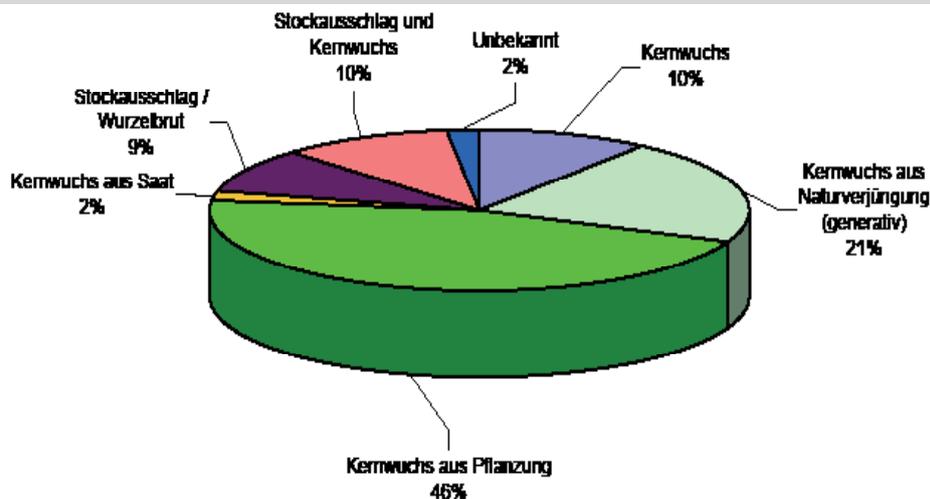


Abbildung 22

Verteilung der Bestandesbegründungsarten im BZE II-Kollektiv



bis räumlich bestockter Waldbestände an den BZE-Rasterpunkten (Abb. 21), offenbar eine Folge der in den letzten beiden Jahrzehnten gehäuft auftretenden Sturmschäden, der intensiveren Nutzung des Waldes und auch der Bevorzugung von Naturverjüngung mit langen Verjüngungszeiträumen.

Etwa die Hälfte der aktuellen Waldbestände ist auf Kernwuchs aus Saat- oder Pflanzung entstanden, gut ein Fünftel aus Naturverjüngung und bei ebenfalls einem Fünftel zumindest zum Teil aus Stockausschlag (Abb. 22). Bei einem erheblichen Teil der mit Eichen bestockten Bestände handelt es sich um (ehemalige) Niederwälder.

An mindestens 7 % der Rasterpunkte ist der gegenwärtige Waldzustand aus einer Aufforstung ehemaliger landwirtschaftlicher Nutz- oder Bracheflächen entstanden. Streunutzung wurde an 5 % der Rasterpunkte notiert, wobei hier aber, wie bei anderen historischen Waldnutzungen auch, für viele Aufnahmepunkte keine entsprechenden Informationen verfügbar waren.

5.2.3 Repräsentativität des BZE II-Kollektivs im Hinblick auf die Standortverhältnisse

Der vorrangigen Zielsetzung entsprechend soll die rheinland-pfälzische Bodenzustandserhebung auf der Ebene des Landes repräsentative Informationen zum Waldbodenzustand liefern. Ein

wichtiger Aspekt hierbei ist die Repräsentativität des BZE-Aufnahmerasters im Hinblick auf die Standortverhältnisse im Land. Tabelle 7 zeigt einen Überblick über die Verteilung der größeren stratigraphisch-petrographischen geologischen Einheiten im Land insgesamt und unter Wald sowie die Verteilung der BZE II-Rasterpunkte auf diese Einheiten.

Die flächenmäßig unter Wald bedeutsamen Einheiten, Tonschiefer und quarzreiche Sandsteine des Devons sowie quarzitisches gebundene Sandsteine des Buntsandsteins sind durch das BZE II-Raster sehr gut repräsentiert. Dies gilt auch für die vergleichsweise häufig vorkommenden Substrate, Rotliegendes und Magmatite. Etwas unterrepräsentiert sind quartäre Fließgerinne und etwas überrepräsentiert quartäre Umlagerungssedimente.

5.2.4 Nachbarschaftswirkungen

Zur Unterstützung der Interpretation der Bodendaten sind über Luftbildauswertungen und Erhebungen vor Ort Informationen über mögliche Nachbarschaftswirkungen für bis zu vier Entfernungskategorien gesammelt worden. Nur für knapp ein Viertel der 165 Rasterpunkte wurden keine relevant erscheinenden Nachbarschaftswirkungen erfasst (Abb. 23). An nahezu der Hälfte der Plots liegt der BZE-Punkt so nah an landwirtschaftlich genutzten Flächen, dass hier Einflüsse

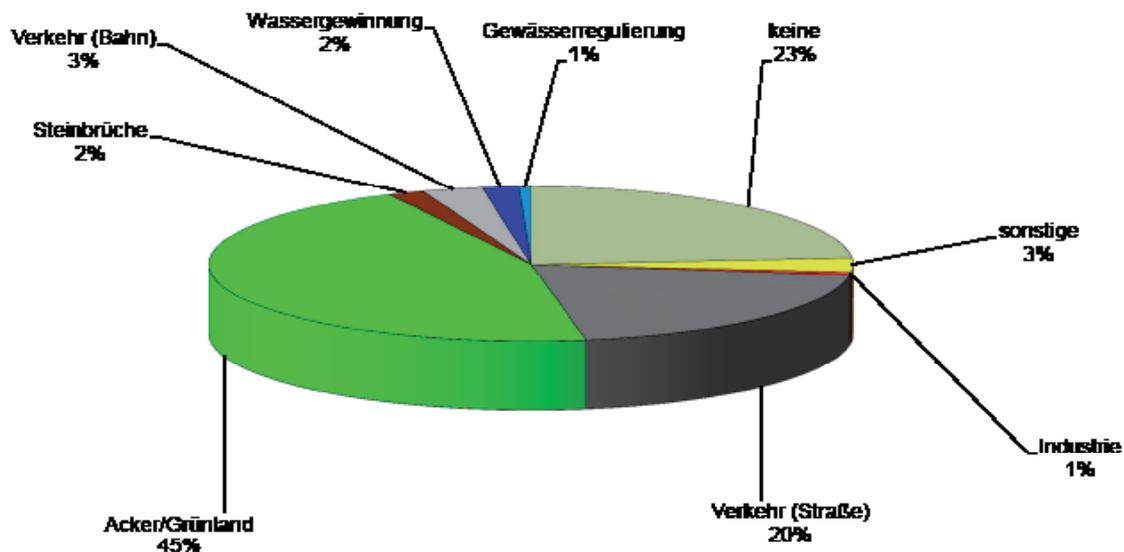
Tabelle 7

Vergleich geologischer Einheiten Land - BZE II-Kollektiv

Geologische Einheit	Land (gesamt)		Wald		BZE-Plots	
	ha	%	ha	%	Anzahl	%
Wasserfläche	22090	1,1	3018	0,3	0	0,0
Intermediäre - basische Magmatite (Basalte, Andesite)	85026	4,3	37151	4,3	8	4,8
Sauere Magmatite (Rhyolithe, Granitische Gesteine)	8652	0,4	6862	0,8	0	0,0
Bims	19271	1,0	5756	0,7	0	0,0
Antropogene Substrate (Halden, Deponien)	12227	0,6	1277	0,1	0	0,0
Quartär: Umlagerungssedimente (Kolluvien, Auen)	141833	7,2	22907	2,6	8	4,8
Moore	7394	0,4	3059	0,4	0	0,0
Quartär: Schwemmfächersedimente	31596	1,6	18538	2,1	6	3,6
Quartär: Dünen	11731	0,6	5127	0,6	1	0,6
Quartär: Löss	170726	8,6	14154	1,6	3	1,8
Quartär: Fließerden etc.	89227	4,5	42804	4,9	3	1,8
Quartär: Zersatz, Residuale	2051	0,1	505	0,1	1	0,6
Quartär: Terrassen	51300	2,6	8174	0,9	1	0,6
Tertiär: Tone	1465	0,1	324	0,0	0	0,0
Tertiär: Kiese bis Lehme	22793	1,1	8803	1,0	0	0,0
Tertiär: Mergel-, Kalksteine, Tone	37753	1,9	2067	0,2	0	0,0
Jura: Mergel-, Kalksteine, Tone	4492	0,2	2645	0,3	0	0,0
Keuper: Mergel-, Dolomitsteine, Tone	19717	1,0	4669	0,5	0	0,0
Muschelkalk: Kalk-, Dolomit- und Tonmergelstein	55801	2,8	9488	1,1	2	1,2
Buntsandstein: Sandstein (quarzitisch gebunden)	205368	10,4	159168	18,4	28	17,0
Buntsandstein: Mittel-, Feinsandstein (Glimmer, Dolomit)	33303	1,7	17613	2,0	5	3,0
Zechstein (Unt. Buntsand.: Fein- bis Grobsandstein)	31236	1,6	20157	2,3	5	3,0
Rotliegendes: Ton-, Silt- u. Feinsandstein (Effussiva)	150835	7,6	56135	6,5	10	6,1
Karbon: Ton-, Silt- u. Feinsandstein	6502	0,3	3192	0,4	2	1,2
Devon: Tonschiefer, Sandsteine	5222	0,3	2335	0,3	0	0,0
Devon: Kalk-, Dolomitsteine, Schiefer	19158	1,0	4973	0,6	2	1,2
Devon: Tonschiefer, Schluffsteine	661135	33,3	346807	40,0	68	41,2
Devon: Tonschiefer, Kalksteine	9330	0,5	4548	0,5	0	0,0
Devon: Quarzite, quarzitische Sandsteine	61943	3,1	52238	6,0	12	7,3
Präkambrium: Grünschiefer, Kalkschiefer	3941	0,2	1604	0,2	0	0,0
	1983119	100,0	866096	100,0	165	100,0

Abbildung 23

Verteilung der Nachbarschaftswirkungen im BZE II-Kollektiv



auf den Bodenzustand durch erhöhte Einträge an Ammoniak/Ammonium, Düngemittelstäube oder bei der Bodenbearbeitung abwehende Stäube möglich erscheinen. Ein Fünftel der Rasterpunkte befindet sich in der Nähe von Straßen mit der Möglichkeit verstärkter Einträge an Streusalz und Schwermetallen (insbesondere Blei) sowie andere vom Straßenverkehr emittierter Stoffe.

5.3 Status und Veränderung der Bodenversauerung

Der Säure-Base-Zustand des Bodens ist für nahezu alle Waldfunktionen von herausragender Bedeutung. Änderungen im Säure-Base-Zustand zum Beispiel durch Bodenversauerung sind in der Regel mit gravierenden Veränderungen im ökosystemaren Stoffkreislauf und in der Zusammensetzung und Leistungsfähigkeit der gesamten Waldlebensgemeinschaft verbunden (Überblick in VEERHOFF et al. 1996).

Im gemäßigt humiden Klimabereich unterliegen Böden von Natur aus einer langsamen bodenchemischen Drift. Diese ist im Wesentlichen an den Basenexport über Kohlensäure z.B. aus dem Abbau von Biomasse gekoppelt. Außerdem werden als Folge periodischer, kurzzeitiger Entkopplungen des Stickstoffkreislaufes auch in nicht anthropogen beeinflussten Ökosystemen Basen zusam-

men mit NO_3^- ausgetragen. In historischer Zeit haben anthropogen bedingte Waldverwüstungen und Übernutzung z.B. durch Streunutzung, Waldweide und Holzkohlegewinnung und dem damit gekoppelten Basenexport erheblich zur Versauerung beigetragen. Seit der Industrialisierung und der Intensivierung der Landwirtschaft gelangen in erheblichem Umfang versauernd wirkende Luftverunreinigungen in unsere Waldökosysteme. Vor allem die damit verbundene Überflutung der Böden mit den starken Säureanionen Sulfat und Nitrat haben die bodenchemische Drift erheblich beschleunigt (AUGUSTIN et al. 1996, BREDEMEIER 1987, ULRICH et al. 1979, VEERHOFF et al. 1996). IRSLINGER (1997) schätzt den Anteil der Versauerung (Protonenproduktion) durch historische Waldnutzungsformen im Verhältnis zum Anteil der Versauerung durch Luftschadstoffe (saure Deposition) auf ein Drittel zu zwei Drittel.

Die Waldbodenzustandserhebung liefert eine Reihe von Kennwerten, die zur Beschreibung des aktuellen Säure-Base-Zustandes der Waldböden in Rheinland-Pfalz und über den Vergleich der Befunde zwischen BZE I (1989) und BZE II (2006) auch zur Darstellung von Veränderungen im Versauerungszustand herangezogen werden können.

5.3.1 pH-Werte und Pufferbereiche

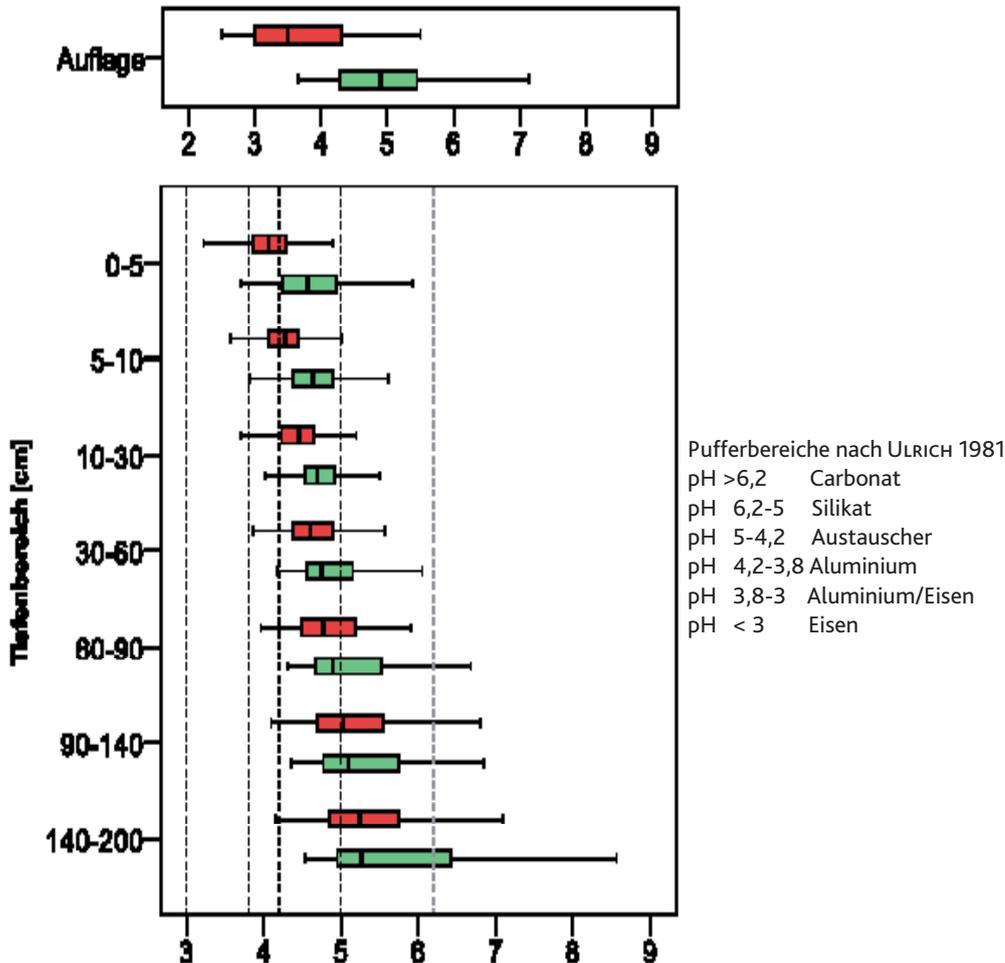
Bei der Bodenzustandserhebung werden pH-Werte in einer wässrigen Bodensuspension ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$) und in stark salzhaltigen Suspensionen ($\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$ und pH_{KCl}) bestimmt. Der in einer wässrigen Bodensuspension gemessene pH-Wert ist ein Maß für den aktuellen Säurezustand des Bodens in Reaktion mit dem Bodenwasser. Allerdings ist dieser pH-Wert in Abhängigkeit von der Jahreszeit und dem Verlauf der Bodenfeuchtigkeit und der Bodentemperatur vor der Probenahme zeitlich sehr variabel. Er sollte daher möglichst nur in Zusammenschau mit anderen Parametern wie z.B. der Austauschkapazität und der Austauscherbelegung interpretiert werden (MEIWEIS et al. 1984). Die in stark salzhaltigen Suspensionen gemessenen pH-Werte ($\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$ und pH_{KCl}) geben darüber hinaus Hinweise auf in früheren Zeiten abgelaufene Versauerungsschübe. Bei diesen Versauerungsschüben sind Kationsäuren in Lösung gegangen, die in den Entsauerungsphasen an den Austauscher gebunden wurden und durch die Salzzugabe bei der Lösungszubereitung für die pH-Messung wieder in Lösung übergehen. Bei diesem Prozess werden aus den Hydrathüllen H^+ -Ionen abgespaltet, die zu einem Absinken des gemessenen pH-Wertes führen. Zudem können auch am Kationenaustauscher angelagerte H^+ -Ionen durch den starken K^+ - oder Ca^{++} -Überschuss vom Austauscher verdrängt werden und in Lösung gehen, wodurch der pH-Wert ebenfalls sinkt. Die in salzhaltigen Suspensionen gemessenen pH-Werte sind daher meist merklich niedriger als die in wässrigen Suspensionen gemessenen Werte. Die in den wässrigen Suspensionen gemessenen pH-Werte lassen sich verschiedenen Pufferbereichen mit spezifischen ökologischen Funktionen zuordnen (ULRICH 1981, BLOCK et al. 2000, WALTERTH et al. 2004). Zur Bewertung der rheinland-pfälzischen BZE-Befunde wurden die Pufferbereiche nach ULRICH (1981) verwendet. Bei dieser Einteilung stehen die jeweils vorherrschenden Pufferreaktionen im Vordergrund. Eine Charakterisierung der Pufferbereiche und ihrer chemischen und ökologischen Eigenschaften enthält WOLFF und RIEK (1997).

Die Befunde der Bodenzustandserhebung zeigen eine große Variationsbreite der Bodenreaktion. In der Humusaufgabe variieren die $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ -Werte zwischen 2,5 und 3,5 bei der BZE I und zwischen 3,7 und 7,1 bei der BZE II. Im Mineralboden reicht die Wertespanne zwischen 3,2 und 8,7 bei der BZE I und zwischen 3,7 und 9,0 bei der BZE II. Die Auswertung der Häufigkeitsverteilungen belegt einen deutlichen Anstieg der pH-Werte in der Humusaufgabe und im oberen Mineralbodenbereich zwischen den beiden Aufnahmetermi- nen (Abb. 24). Besonders deutlich ist der Anstieg der pH-Werte in der Humusaufgabe und in den Tiefenbereichen 0-5 und 5-10 cm des Mineralbodens, aber bis in den Tiefenbereich 60-90 cm sind die Veränderungen signifikant (Kolmogorow-Smyrnov-Test, vgl. Kapitel 3.7.2). Durch den überdurchschnittlichen pH-Wert Anstieg im oberen Mineralboden ist der in der BZE I noch sehr deutliche Tiefengradient mit höheren pH-Werten bei zunehmender Mineralbodentiefe bei der BZE II kaum mehr ausgeprägt.

Bei der BZE I lagen im Tiefenbereich 0-5 cm noch mehr als zwei Drittel der Standorte im Aluminiumpufferbereich und knapp ein Fünftel der Standorte sogar im Eisen-Aluminium-Pufferbereich. Zur BZE II hat sich der Schwerpunkt auch im Oberboden in den Austauscherpufferbereich verschoben. Bei nur noch weniger als einem Fünftel der Plots sind die Oberböden aktuell dem Aluminiumpufferbereich zuzuordnen. Die Karten 6 a und b zeigen die Verteilung der $\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$ -Werte im Tiefenbereich 0-5 cm bei BZE I und BZE II. Sie belegen, dass eine Verbesserung des aktuellen Säurezustandes vor allem in den Gebieten eingetreten ist, die zuvor besonders stark versauerte Böden aufwiesen, wie beispielsweise Buntsandsteinstandorte im Pfälzerwald und Quarzitstandorte im Hunsrück. Im Wesentlichen dürfte dies auf die in diesen Regionen und auf diesen Standorten bereits großflächig durchgeführte Bodenschutzkalkung zurückzuführen sein (vgl. Kap. 5.9).

Abbildung 24

Boxplots der $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ -Werte in Humusauflage und Mineralboden bei BZE I (rot) und BZE II (grün); Ausreißer aus Darstellungsgründen weggelassen



5.3.2 Kationenaustauschkapazität und Austauscherbelegung

Wesentliche Kennwerte zur Beurteilung des Säure-Base-Zustandes der Waldböden lassen sich aus der Kationenaustauschkapazität (KAK) und der Belegung des Austauschers mit „Basekationen“ und „Säurekationen“ (Mb-Kationen bzw. Ma-Kationen; Begriffe vgl. Block et al. 2000) ableiten. Die **Kationenaustauschkapazität** wird bei pH-Werten bis 6,2 als effektive, pH-abhängige Austauschkapazität (AKe), bei pH-Werten über 6,2 in gepufferter Lösung als (totale) potenzielle Austauschkapazität (AKpot; AKt) bestimmt. Die KAK wird von der Art und Menge an Humus und Tonmineralen sowie von der Bodenreaktion beeinflusst. Bei pH-Werten unter 4,2 lagern sich zunehmend Al-Hydroxy-Polymere in den Zwischenschichten der Tonminerale ein und langfris-

tig werden die Tonminerale zerstört. Hierdurch verringert sich die Kationenaustauschkapazität im Zuge der Bodenversauerung. Mit abnehmender KAK sinkt die Pufferfähigkeit und steigt die Empfindlichkeit der Böden gegenüber weiterer Säurebelastung.

Die KAK variiert an den BZE-Rasterpunkten zwischen 4 und etwa 700 $\mu\text{mol}/\text{g}$ Feinboden. Sowohl die geringsten Werte (AKe in humusfreien sandigen Substraten) als auch die höchsten Werte (AKt in carbonathaltigen, tonreichen Substraten) finden sich in den unteren Mineralbodentiefenstufen (Karte 7). Bedingt durch den Humusgehalt sind die Austauschkapazitäten in der obersten Mineralbodentiefenstufe meist höher als in den darunterliegenden Tiefenbereichen. In den oberen 10 cm des Mineralbodens liegt der Schwerpunkt der Austauschkapazitäten im Bereich „mittel“

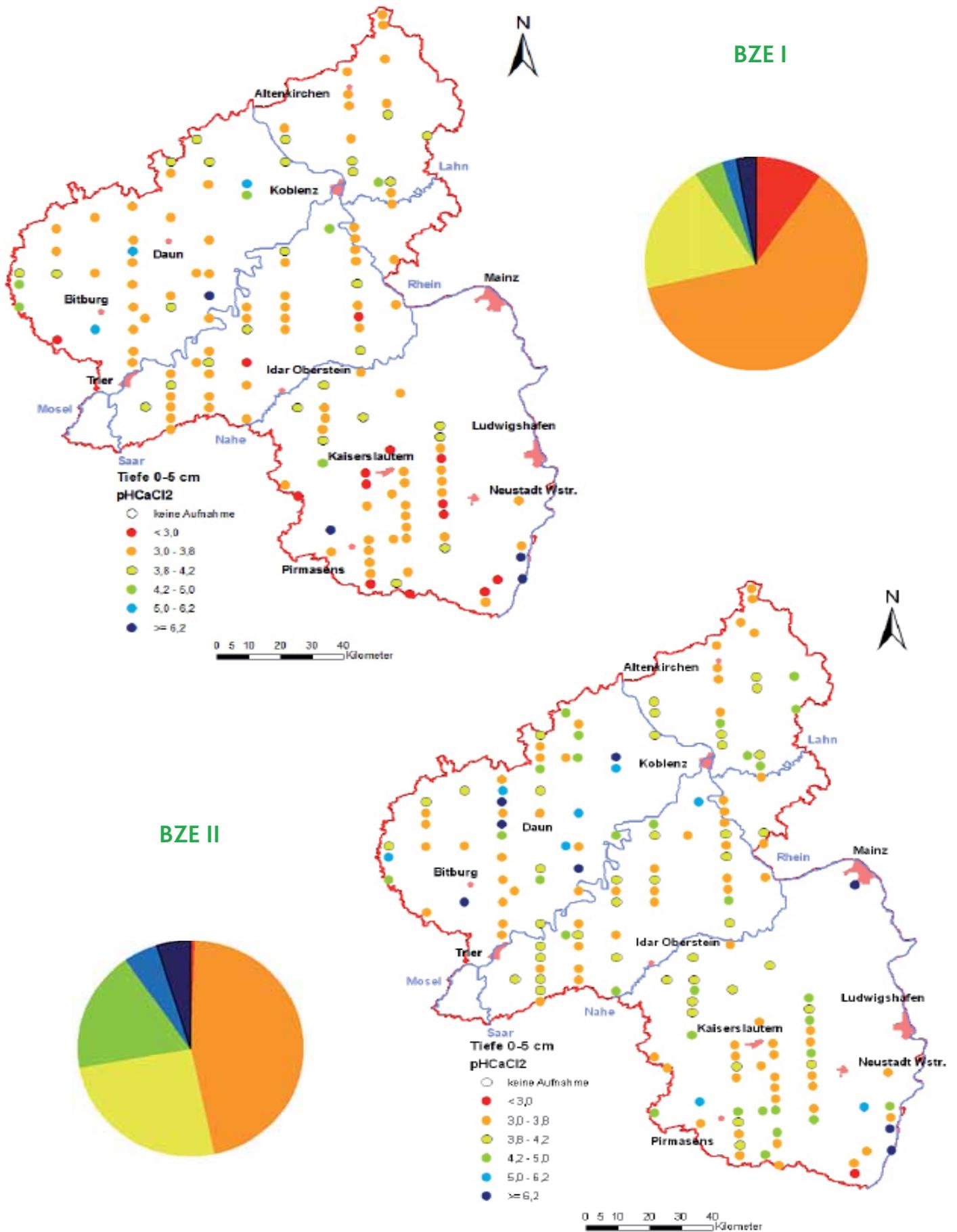
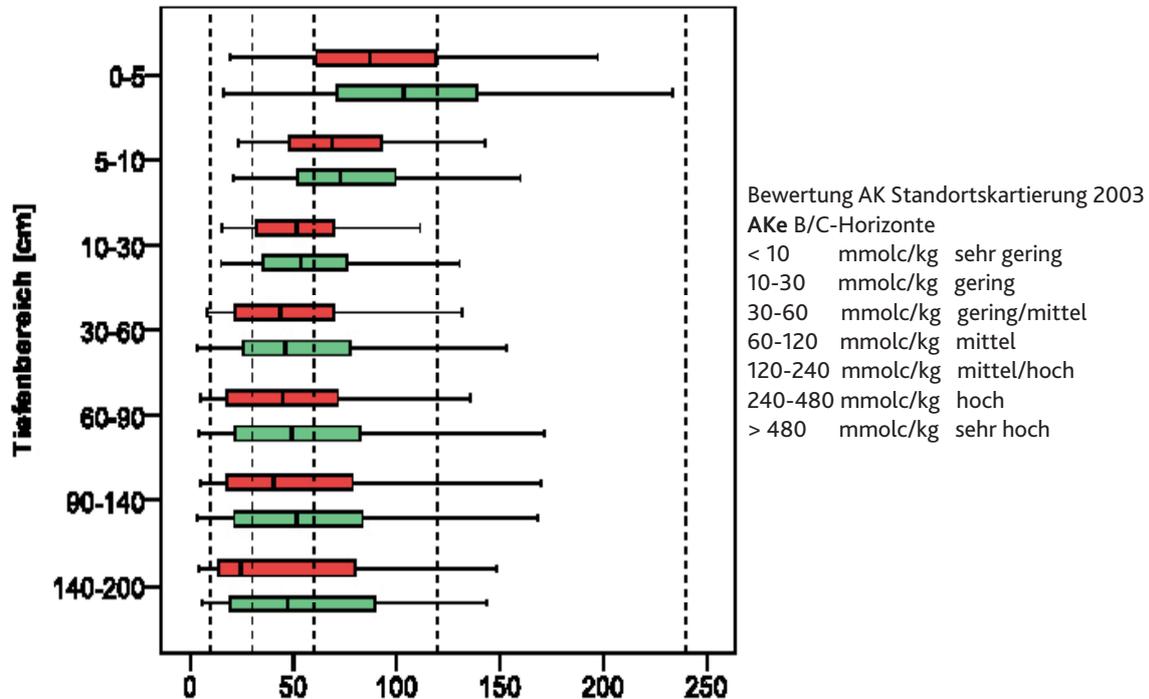


Abbildung 25

Boxplots der Kationenaustauschkapazität (AKe(t)) im Mineralboden bei BZE I (rot) und BZE II (grün); Ausreißer aus Darstellungsgründen weggelassen



(Abb. 25). In den darunterliegenden Tiefenbereichen befindet sich der Schwerpunkt demgegenüber meist im Bereich „gering/mittel“. Sehr geringe und hohe Austauschkapazitäten sind im BZE-Kollektiv nur an vergleichsweise wenigen Rasterpunkten vertreten.

Zwischen der BZE I und der BZE II haben sich die Austauschkapazitäten nur in der obersten Tiefenstufe signifikant verändert. Hier sind, vermutlich infolge der Bodenschutzkalkung und der damit einhergehenden pH-Wert-Erhöhung, die Austauschkapazitäten der BZE II gegenüber der BZE I merklich erhöht.

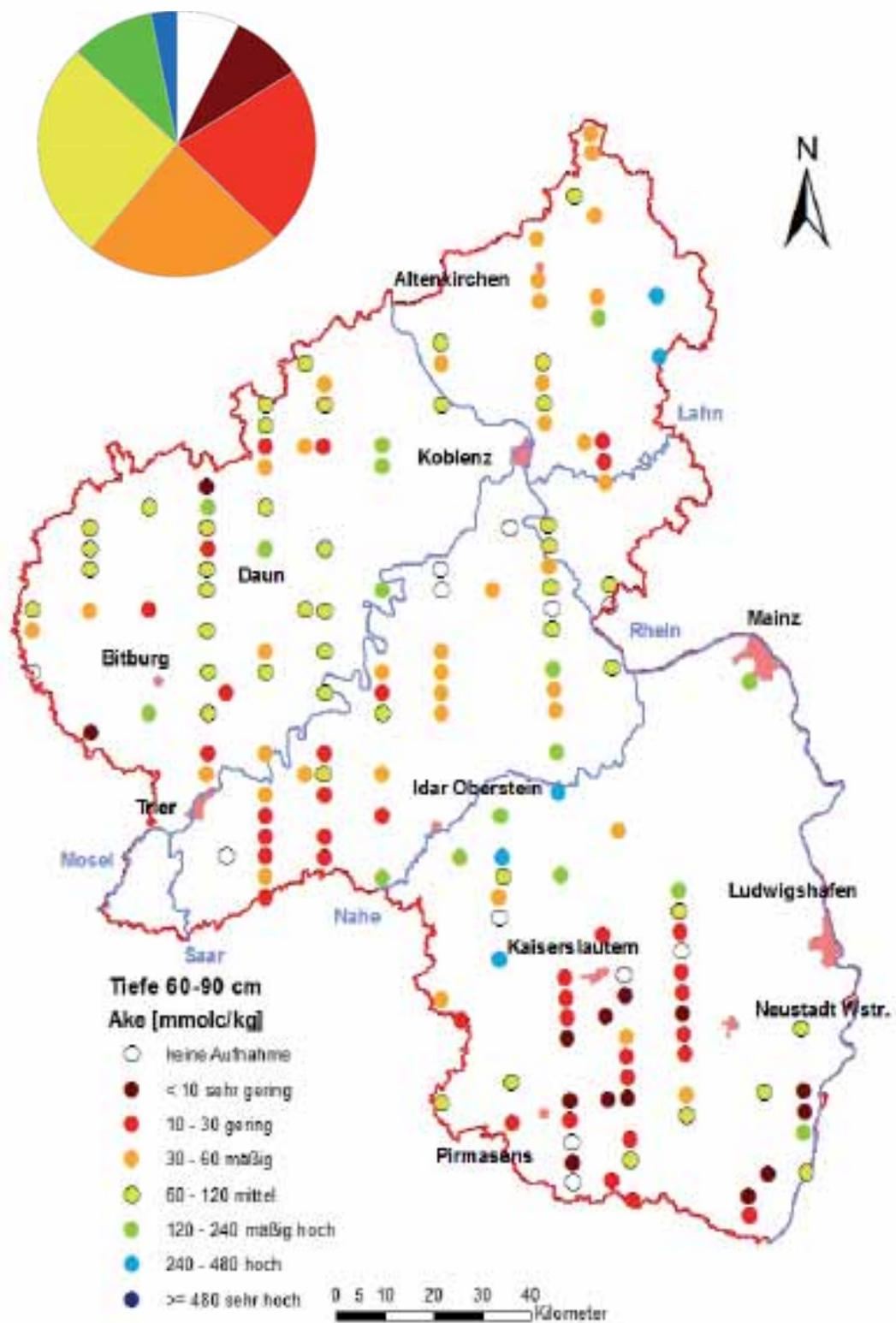
Neben der Kationenaustauschkapazität liefern auch die Gehalte der einzelnen austauschbaren Kationen und daraus abgeleitete Kennwerte wie beispielsweise die Basensättigung wertvolle Hinweise auf den Versauerungszustand des Bodens. Zwischen den austauschbaren Gehalten und den Gehalten in der Bodenlösung bestehen meist enge und auch theoretisch fundierte Beziehungen (vgl. REUSS und JOHNSON 1986, KÖLLING et al.

1996). Unter Berücksichtigung der Eintauschstärken der jeweiligen Elemente kann daher aus der Austauscherbelegung auf die Zusammensetzung der Bodenlösung geschlossen werden.

Die **Basensättigung** (Anteil der Mb-Kationen Ca^{++} , Mg^{++} , K^+ und Na^+ an der KAK) ist der wohl meist verwendete Weiser für die Elastizität des Bodens gegenüber Säurebelastungen und für die Möglichkeit der jeweiligen Standorte, diese Säurebelastungen ohne negative ökologische Konsequenzen zu puffern.

Die Basensättigung variiert an den 165 Rasterpunkten der BZE II zwischen 3 und 100 %. Von der BZE I zur BZE II haben sich die Häufigkeitsverteilungen der Basensättigung bis in eine Tiefe von 60 cm signifikant hin zu höheren Werten verändert (Abb. 26). Besonders deutlich ist der Anstieg im Tiefenbereich 0-5 cm. Der Anteil der beprobten Rasterpunkte, an denen die oberste Mineralbodentiefenstufe in die Bewertungen „sehr geringe“ und „geringe“ Elastizität eingruppiert werden mussten, hat sich von der BZE I zur BZE II mehr

Karte 7: Kationenaustauschkapazität in der Tiefenstufe 60-90 cm bei der BZE II



als halbiert (1989: 50 %, 2006: 23 %). Mehr als die Hälfte der Rasterpunkte weist im oberen Mineralboden inzwischen eine Basensättigung im mittleren bis hohen Bereich auf. Hier dürfte auch die Bodenlösung von Basekationen dominiert werden (vgl. Block et al. 2000, S. 19). Wie schon beim pH-Wert dargelegt, ist die Verbesserung der Basensättigung in den Regionen, in denen zuvor besonders niedrige Basensättigungen anzutreffen waren, wie beispielsweise im Pfälzerwald und im westlichen Hunsrück besonders ausgeprägt (Karte 8 a und b; Karten mit übrigen Tiefenstufen im Internet <http://www.fawf.wald-rlp.de/index.php?id=3015>).

Die Basensättigung zeigt häufig charakteristische Verlaufsformen im Tiefenprofil, die fünf verschiedenen Typen zugeordnet werden können (vgl. Tab. 3, Kap. 5.2.1.3) (KÖLLING et al. 1996, KÖLLING, 1999, KÖLLING und v. WILPERT 2000). Karte 9 zeigt die räumliche Verteilung der verschiedenen Basen(sättigungs)typen im BZE II-Kollektiv. Die durch tiefreichende Bodenversauerung charakterisierten Typen 4 („nur“ Untergrund basenhaltig)

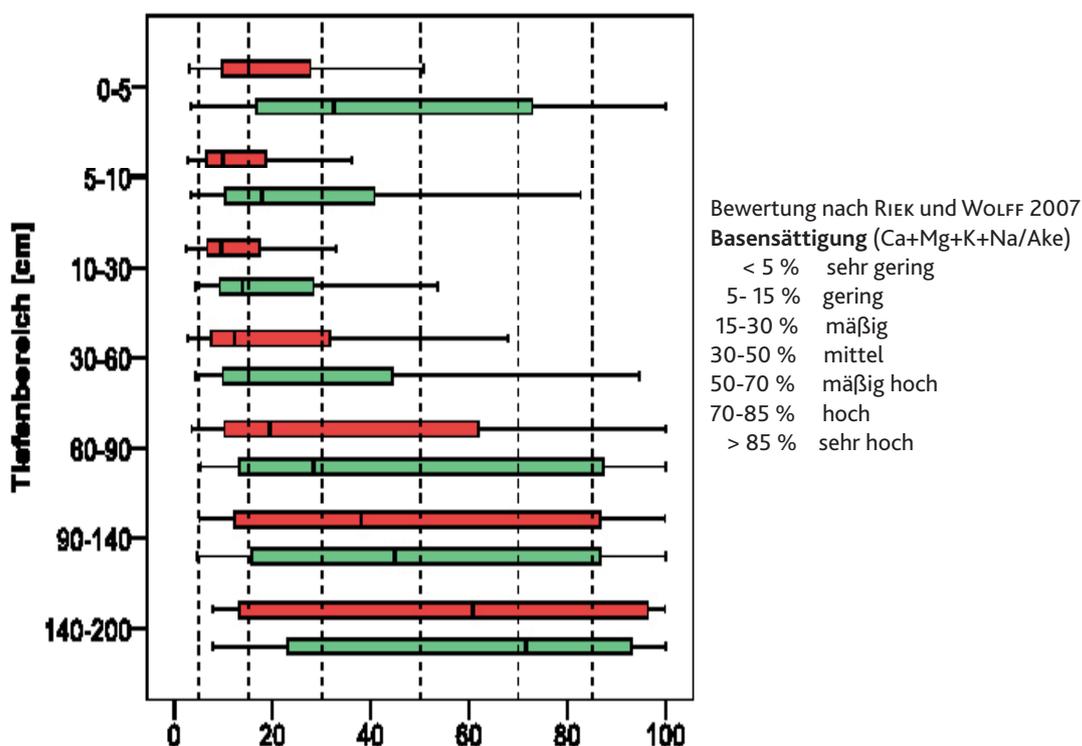
und 5 (tief basenarm) machen zusammen fast 50 % des BZE II-Kollektivs aus. Diese Basentypen kommen vor allem auf Buntsandsteinstandorten im Pfälzerwald und verbreitet auch auf Decklehmen im Hunsrück vor. Vergleichsweise wenig versauerte Böden (Basentypen 1 – Gesamtboden basenreich und 2 – Mittelboden basenreich) nehmen etwa ein Drittel des Kollektivs ein. Diese besser basenversorgten Standorte sind insbesondere im Saar-Nahe-Berg- und Hügelland, in der Eifel und im Westerwald zu finden.

Zwischen der Bodenreaktion und der Basensättigung zeigen sich charakteristische Zusammenhänge (Abb. 27). So steigt die Basensättigung im $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ -Bereich 4,5 bis 5,5 sprunghaft an. In diesem Übergangsbereich variiert die Basensättigung bei gleichem pH dementsprechend sehr erheblich.

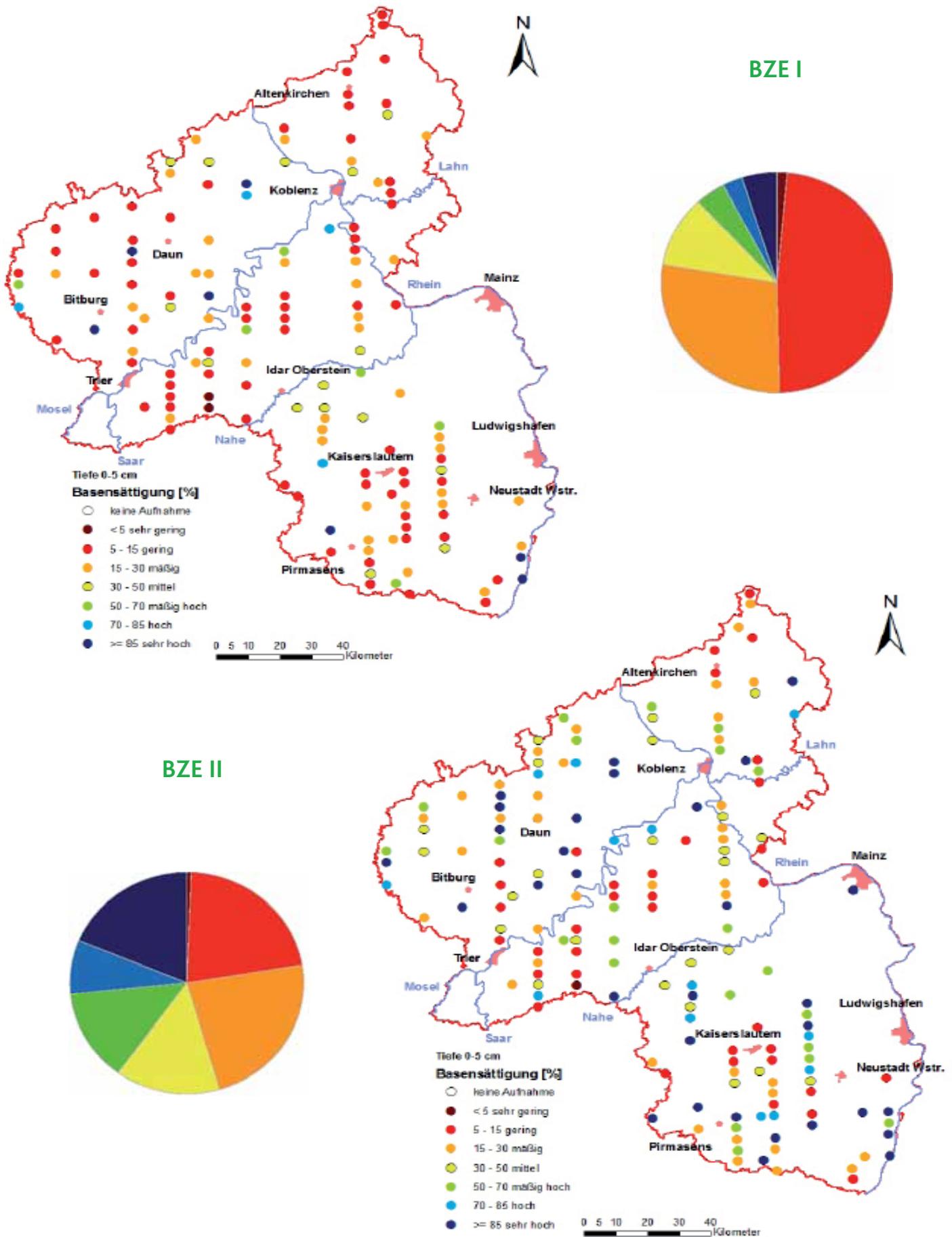
In die Bewertung der Basensättigung geht das pflanzenphysiologisch meist nicht bedeutsame, aber von der Analyse her möglicherweise fehlerbehaftete (vgl. Kap. 3.6) Na^+ -Ion ein. Um diese

Abbildung 26

Boxplots der Basensättigung [%] im Mineralboden bei BZE I (rot) und BZE II (grün)



Karte 8a und 8b: Basensättigung im Tiefenbereich 0-5 cm bei BZE I und BZE II



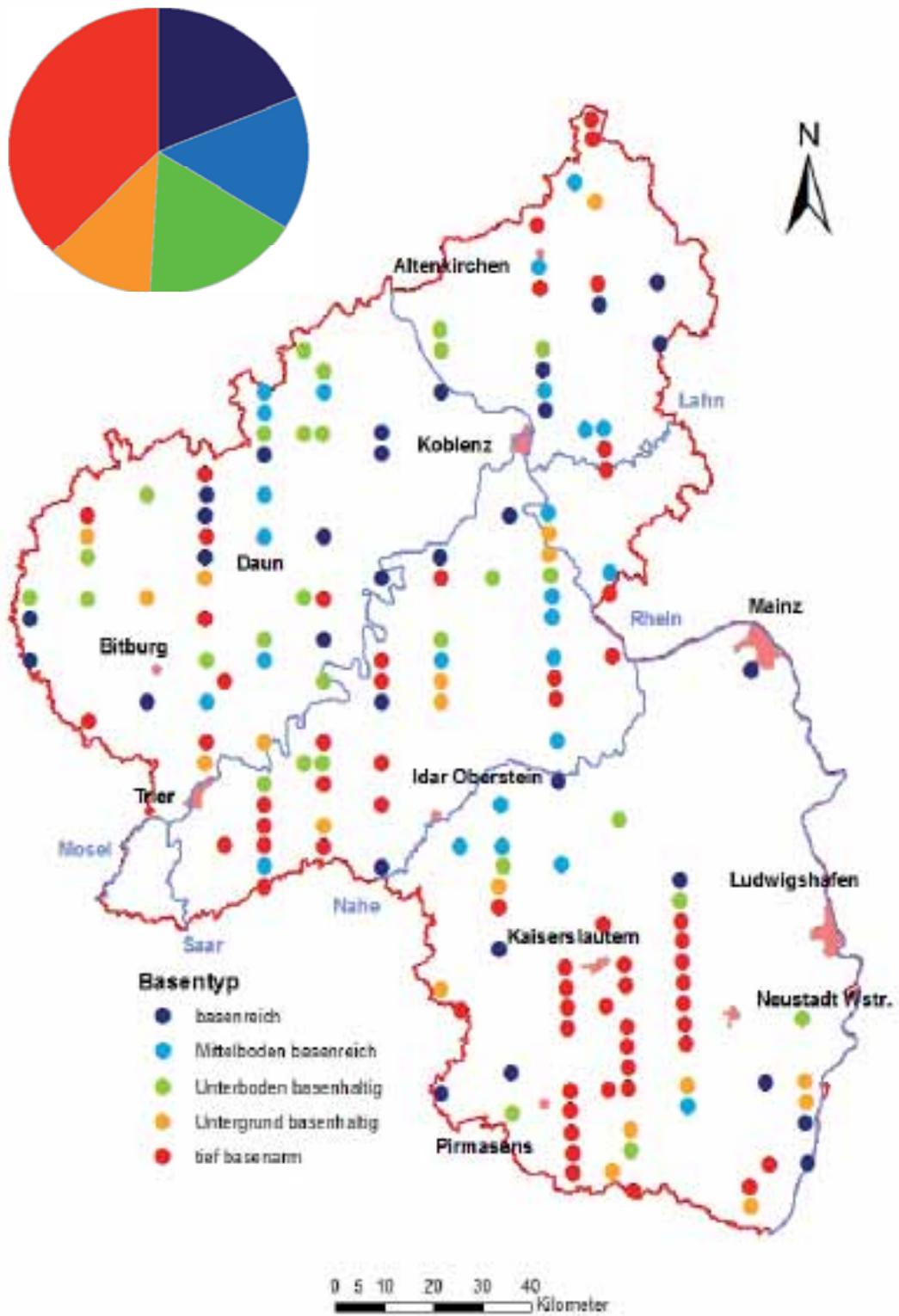
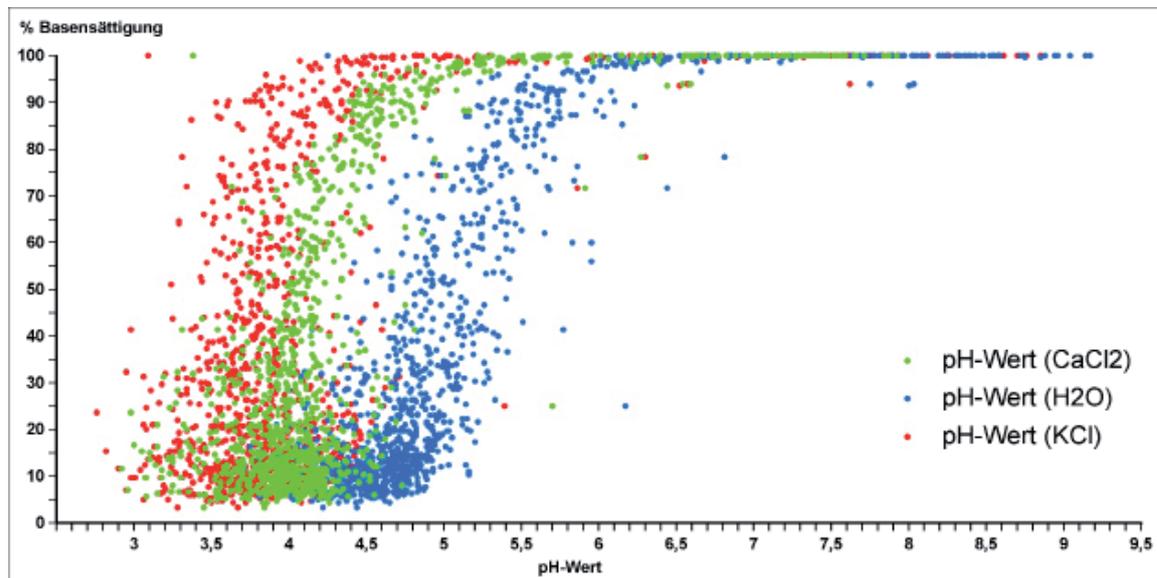


Abbildung 27

Basensättigung im BZE II-Kollektiv in Abhängigkeit von $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$, $\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$ und pH_{KCl}



mögliche Fehlerquelle auszuschließen, wird zusätzlich zur Basensättigung die Sättigung mit $\text{Ca}^{++} + \text{Mg}^{++}$ -Ionen zur Bewertung der Bodenversauerung herangezogen (Abb. 28). Die Befunde ähneln denjenigen der herkömmlich kalkulierten Basensättigung. Allerdings sind die Einwertungen etwas zu den geringeren Sättigungen hin verschoben und die Erhöhung der $\text{Ca} + \text{Mg}$ -Sättigung zwischen BZE I und BZE II ist bis in den Tiefenbereich 140-200 cm hinein signifikant.

Im Zuge der Bodenversauerung werden die Basekationen zunehmend durch Mn^{++} - und Al^{+++} -Ionen, im weiteren Verlauf auch durch Fe^{++} - und H^+ -Ionen verdrängt.

Manganionen sind vergleichsweise wenig austauschstark und werden bei zunehmender Versauerung von Aluminiumionen vom Austauscher verdrängt und ausgewaschen. Daher sind hohe Mangananteile am Austauscher ein Hinweis auf eine erst beginnende noch nicht weit fortgeschrittene Versauerung (ULRICH et al. 1979, BLOCK und WUNN 1996).

Im BZE-Kollektiv liegen die Mangananteile am Austauscher meist zwischen 0,2 und 10 % (Abb. 29). Mit zunehmender Bodentiefe nehmen die Mangangehalte meist ab. Zwischen der BZE I und der BZE II haben sich die Mangananteile am

Austauscher nicht signifikant verändert.

Bei weiter fortschreitender Versauerung werden auch die Aluminiumionen von H^+ - und Fe^{++} -Ionen teilweise wieder vom Austauscher verdrängt. Merkbare Gehalte an Fe^{++} - und H^+ -Ionen am Austauscher sind daher ein Hinweis auf eine weit fortgeschrittene Versauerung (MEIWES et al. 1984).

Von der BZE I zur BZE II sind die austauschbaren Eisengehalte in der Humusaufgabe und im Mineralboden bis 10 cm Tiefe signifikant zurückgegangen, in den darunterliegenden Tiefenstufen dagegen leicht angestiegen. Die H^+ -Gehalte sind in allen Mineralbodentiefenstufen bei der BZE II im Vergleich zur BZE I signifikant erhöht. Allerdings müssen bei den H^+ -Ionen die in Kapitel 3.6 erläuterten Probleme in der Reproduzierbarkeit der Befunde der H^+ -Bestimmung zwischen der BZE I und BZE II berücksichtigt werden. Demzufolge ist auch die in Abbildung 30 erkennbare Veränderung der Häufigkeiten der H^+Fe -Sättigung im Tiefenprofil zwischen BZE I und BZE II mit einem Rückgang der Sättigung in der obersten Tiefenstufe und einer Zunahme der Sättigung in den darunterliegenden Tiefenbereichen nur unter diesem Vorbehalt interpretierbar.

Abbildung 28

Boxplots der Ca+Mg-Sättigung [%] im Mineralboden bei BZE I (rot) und BZE II (grün)

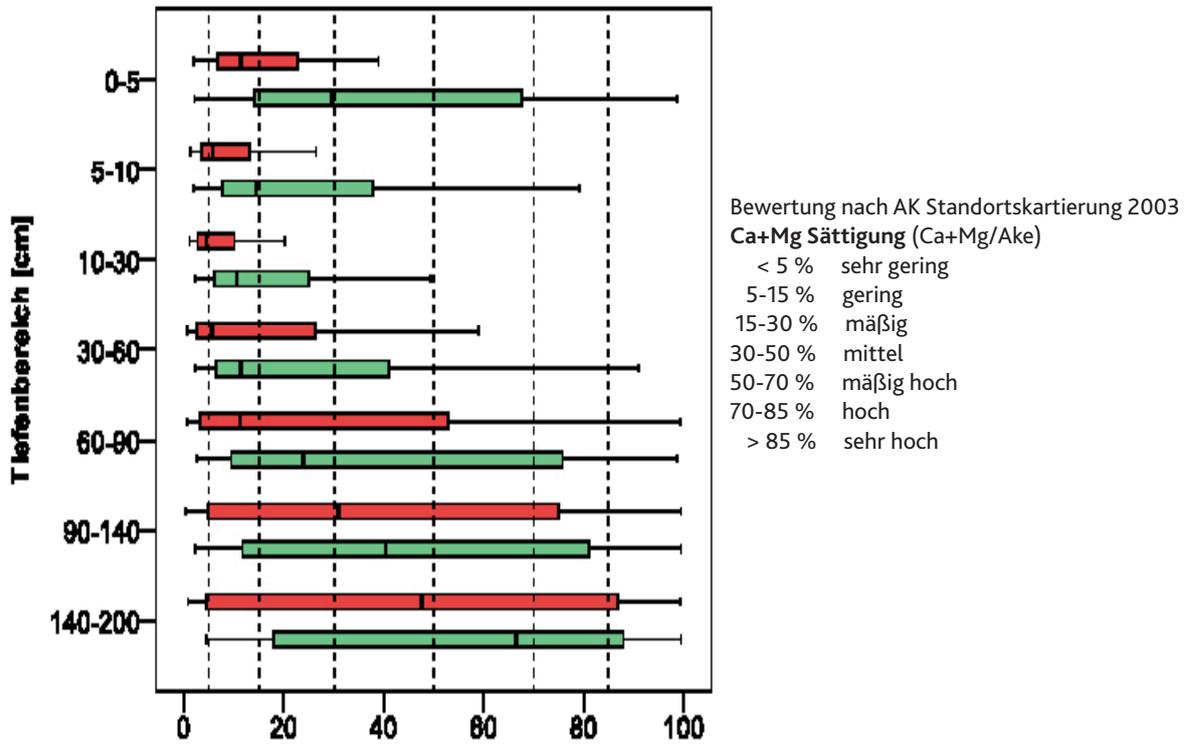


Abbildung 29

Boxplots der Mn-Sättigung [%] im Mineralboden bei BZE I (rot) und BZE II (grün)

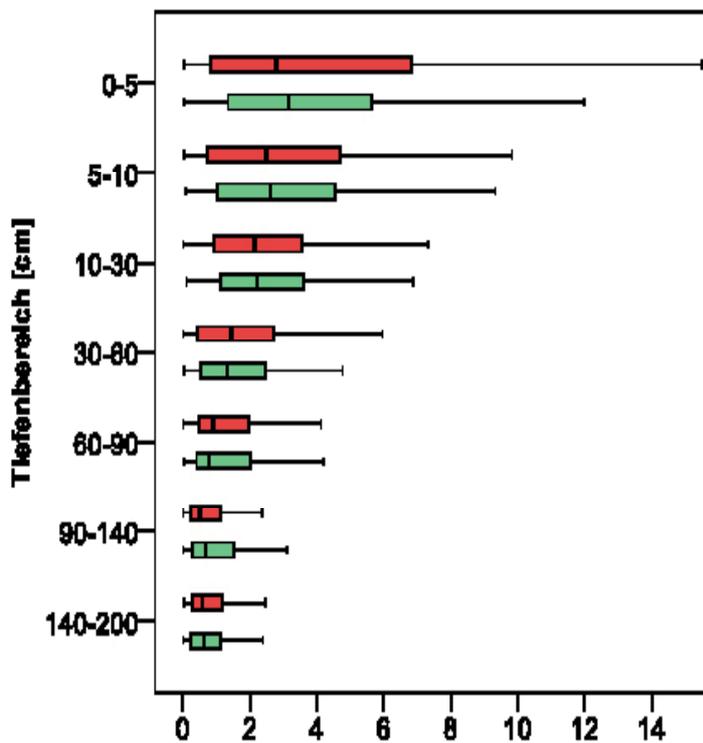
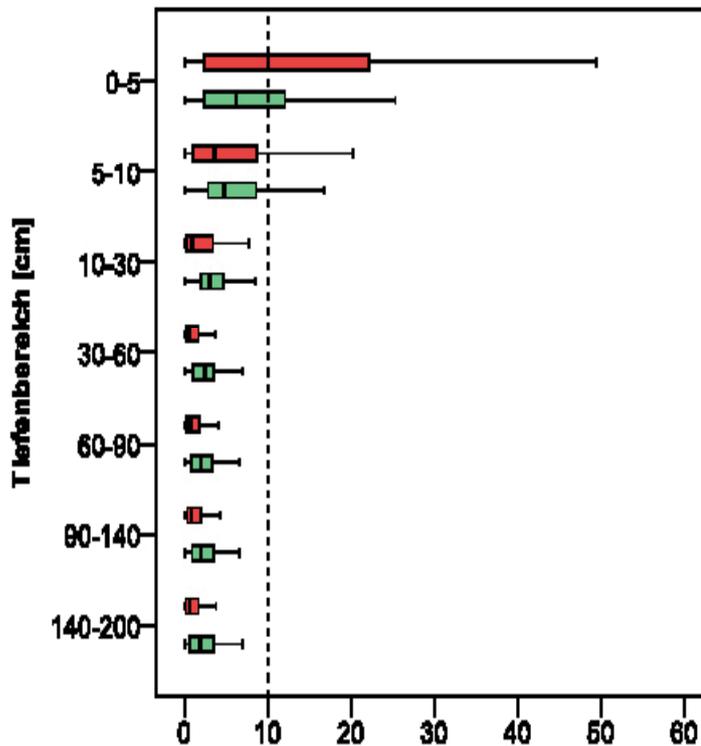


Abbildung 30

Boxplots der H+Fe-Sättigung [%] im Mineralboden bei BZE I (rot) und BZE II (grün); Werte > 10 % weisen auf eine geringe Elastizität gegenüber Säurebelastungen hin (AK Standortskartierung 2003)



5.3.3 Carbonat

Enthalten die Böden relevante Anteile an Carbonat, erfolgt die Säurepufferung primär durch die Verwitterung des kalkhaltigen Gesteins (Kalkgestein, Mergel, Dolomit). Eingebrachte oder im Ökosystem generierte Säuren werden dabei unter Freisetzung äquivalenter Mengen an Calciumionen vollständig neutralisiert. Die Böden befinden sich im Carbonatpufferbereich und der Austauscher ist nahezu vollständig mit Calciumionen belegt.

Bei der BZE II erfolgten Carbonatanalysen an Bodenproben ab einem $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}} > 5,5$. Bei niedrigeren pH-Werten ist davon auszugehen, dass kein Carbonat vorhanden ist.

An 32 der 165 BZE-Rasterpunkte wurde Carbonat ausschließlich in der Humusaufgabe und/oder in der obersten Mineralbodentiefe als Folge von Bodenschutzkalkungen festgestellt. Im mittleren und unteren Mineralboden wurden rele-

vante Carbonatgehalte nur an 14 Rasterpunkten gemessen. An 6 Rasterpunkten ist das gesamte Bodenprofil carbonathaltig („Kalkprofil“). An 6 Rasterpunkten war Carbonat nur im Unterboden („kalkgründig“) und an einem Rasterpunkt nur im anstehenden Gestein zu finden. Ein weiterer Rasterpunkt zeigte im Profil deutlich abnehmende Carbonatgehalte – möglicherweise eine Folge starker Kalkung bei früherer landwirtschaftlicher Nutzung an diesem Standort.

5.3.4 Sulfat und Nitrat im wässrigen Extrakt

Die Versauerung der Waldböden ist in der Regel mit überhöhten Konzentrationen an Sulfat- und Nitraten in der Bodenlösung verbunden. Werden diese mobilen Anionen starker Mineralsäuren mit dem Sickerwasser ausgewaschen, erfolgt dies aus reaktionsstöchiometrischen Gründen in Begleitung von Kationen. Dies ist mit einem

Verlust an Basekationen (Mb-Kationen) und/oder einer Tiefenverlagerung von Säurekationen (Ma-Kationen) verbunden. Beide Anionen entstammen zu erheblichen Anteilen der Deposition von Luftverunreinigungen. Während sich der Eintrag an Schwefelverbindungen in die Waldböden im Laufe der letzten Jahrzehnte erheblich verringert hat, ist der Eintrag an Stickstoffverbindungen nur vergleichsweise wenig zurückgegangen (vgl. <http://www.fawf.wald-rlp.de/index.php?id=3017>) Bei beiden Bodenzustandserhebungen wurden in Rheinland-Pfalz an Proben aus jeweils 1 bis 2 Tiefenstufen je Rasterpunkt die Sulfat- und Nitratkonzentration im wässrigen 1:2 Extrakt bestimmt. Die Abbildungen 31 und 32 zeigen Boxplots der Sulfat- bzw. Nitratkonzentrationen beider Erhebungen im Vergleich. Dargestellt sind die jeweiligen Analysebefunde für die Unterbodenproben, da diese Befunde Aussagen über den voraussichtlich der Auswaschung unterliegenden Anteil der Sulfat- und Nitrationen und damit zur möglichen Basenauswaschung zulassen. Leider ist es mit dem 1:2 Extrakt nicht möglich, unmittelbar über entsprechende Analysen des Extrakts Schlüsse zu den Basekationenkonzentrationen in der Bodenlösung zu ziehen (LUDWIG et al. 1999).

Die Befunde zeigen eine erhebliche Abnahme der Sulfatkonzentrationen zwischen der BZE I und der BZE II, die mit der deutlichen Abnahme der atmosphärischen Sulfatdeposition (MULEWF 2011, S. 30-32) korrespondiert. Trotz des merklichen Rückgangs zeigen noch viele Standorte vergleichsweise hohe Sulfatgehalte im Unterboden. Offenbar ist der Abbau der in Zeiten hoher Sulfateinträge im Boden gespeicherten Sulfate noch nicht abgeschlossen. Daher besteht nach wie vor noch ein beträchtliches Versauerungsrisiko für die Waldstandorte.

Beim Nitrat sind bei der BZE II häufiger als bei der BZE I sehr geringe Nitratkonzentrationen gemessen worden, was im Wesentlichen auf eine Verringerung der Bestimmungsgrenze bei der BZE II im Vergleich zur BZE I zurückzuführen ist. Bei höheren Konzentrationen waren demgegenüber keine signifikanten Veränderungen in den Häufigkeitsverteilungen beider Erhebungen festzustellen (vgl. Kap. 5.5.3). Eine Darstellung und Bewertung

der Nitratbefunde im Hinblick auf den Themenkreis Stickstoffsättigung kann dem Kapitel 5.5 entnommen werden.

5.3.5 Überschreitung der Critical Loads für Säureinträge

Seit den 1990er Jahren verfolgt die Luftreinhaltepolitik einen „wirkungsorientierten“ Ansatz (vgl. EU-NEC-Richtlinie -2001/81/EG- und UNECE Multikomponentenprotokoll, Göteborg 1999). Die Bewertung der Wirkung von Luftschadstoffen erfolgt dabei anhand von Critical Loads (vgl. NAGEL und GREGOR 1999). Critical Loads sind die qualitative Abschätzung der Deposition eines Schadstoffes, unterhalb deren nach bisherigem Wissen keine schädigenden Wirkungen an sensiblen Elementen der Ökosysteme nachweisbar sind. Die langfristigen Stoffeinträge sollen gerade noch so hoch sein dürfen, wie ihnen ökosysteminterne Prozesse gegenüberstehen, die den Eintrag puffern, speichern oder aufnehmen können bzw. in unbedenklicher Menge aus dem System austragen. Nur bei Einhaltung der Critical Loads ist langfristig eine nachhaltige Nutzung der Standortpotenziale und die Erhaltung der Fähigkeit der Waldökosysteme zur Selbstregulation ihrer Nährstoffkreisläufe gewährleistet.

Bei Unterschreitung der Critical Loads für Säureinträge soll langfristig der Schutz wichtiger Ökosystemfunktionen durch Einhaltung der Schwellen bestimmter chemischer Kriterien wie des pH-Werts und der Basekationen-Aluminium-Relation in der Bodenlösung gewährleistet werden.

Kalkulationen der Critical Loads für Versauerung in Deutschland liegen von BUILTJES et al. (2011) vor. In Rheinland-Pfalz weist der weit überwiegende Teil des Landes über eine Massenbilanz kalkulierte Critical Loads zwischen 500 und 2000 mol_c/ha*Jahr auf (Karte 10; BUILTJES et al. 2011, S. 63). Critical Loads über 3000 mol_c/ha*Jahr sind meist nur in den Flusstälern zu finden. Diesen Werten können von GAUGER (2010) für die Jahre 2004 bis 2007 kalkulierte Einträge potentieller Säure ($AC_{pot}(S_{nss} + N)T$) an den BZE II-Rasterpunkten gegenüber gestellt werden (Karte 11).

Abbildung 31

Boxplots der Sulfatkonzentrationen ($\text{SO}_4\text{-S}$) im 1:2 Extrakt bei BZE I (rot) und BZE II (grün)

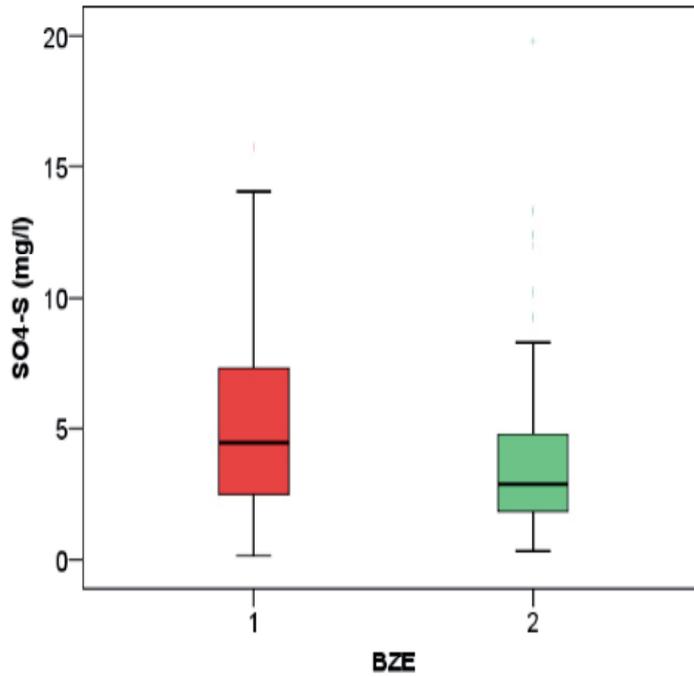
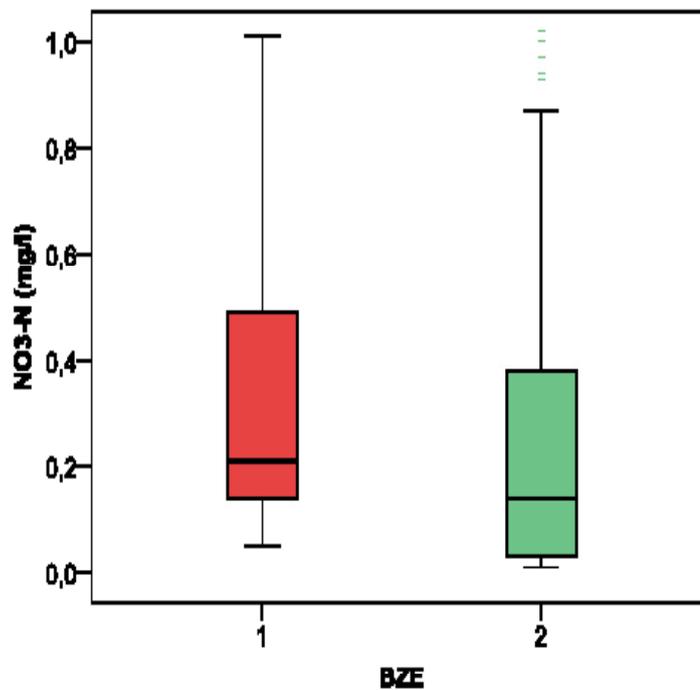
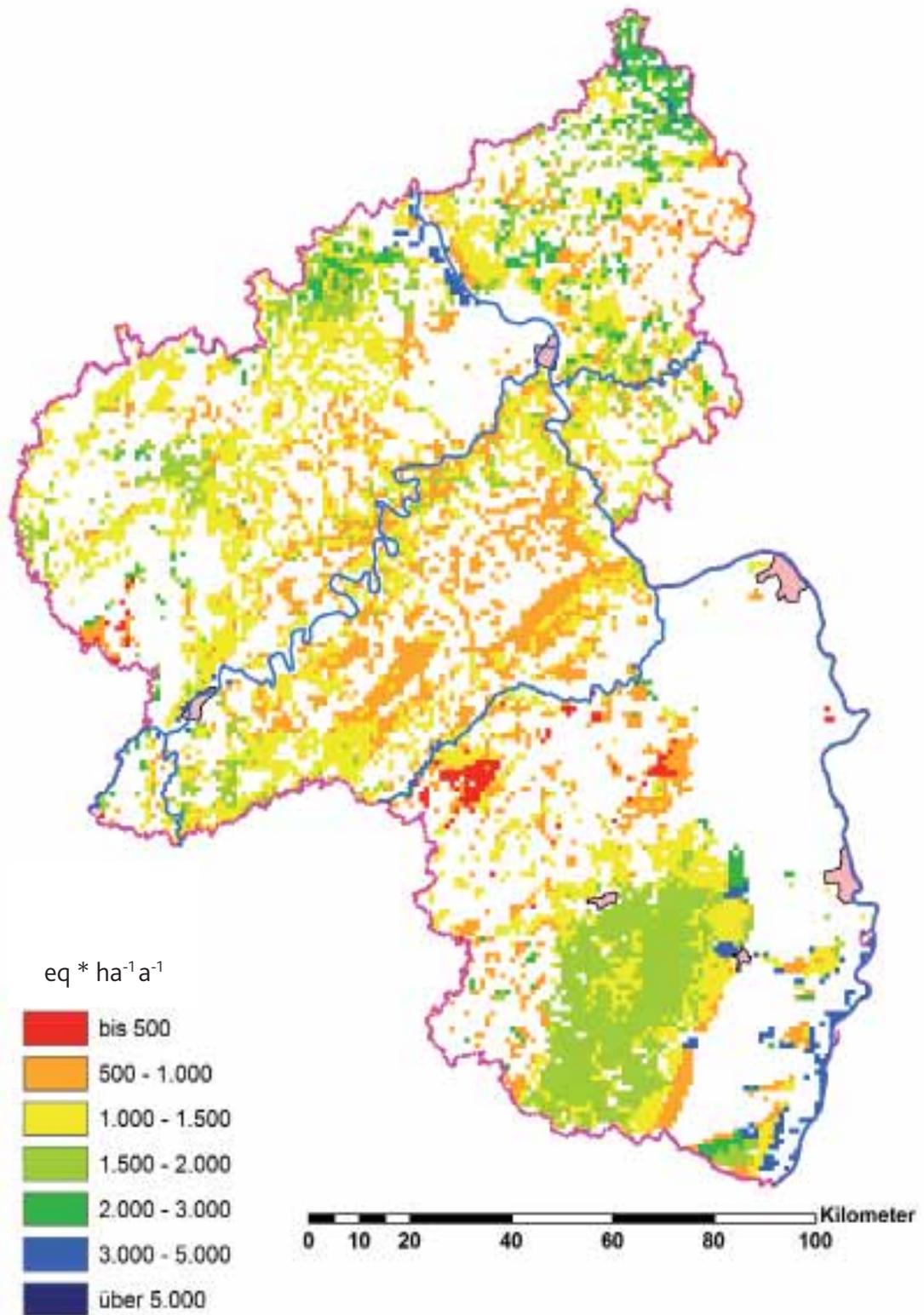


Abbildung 32

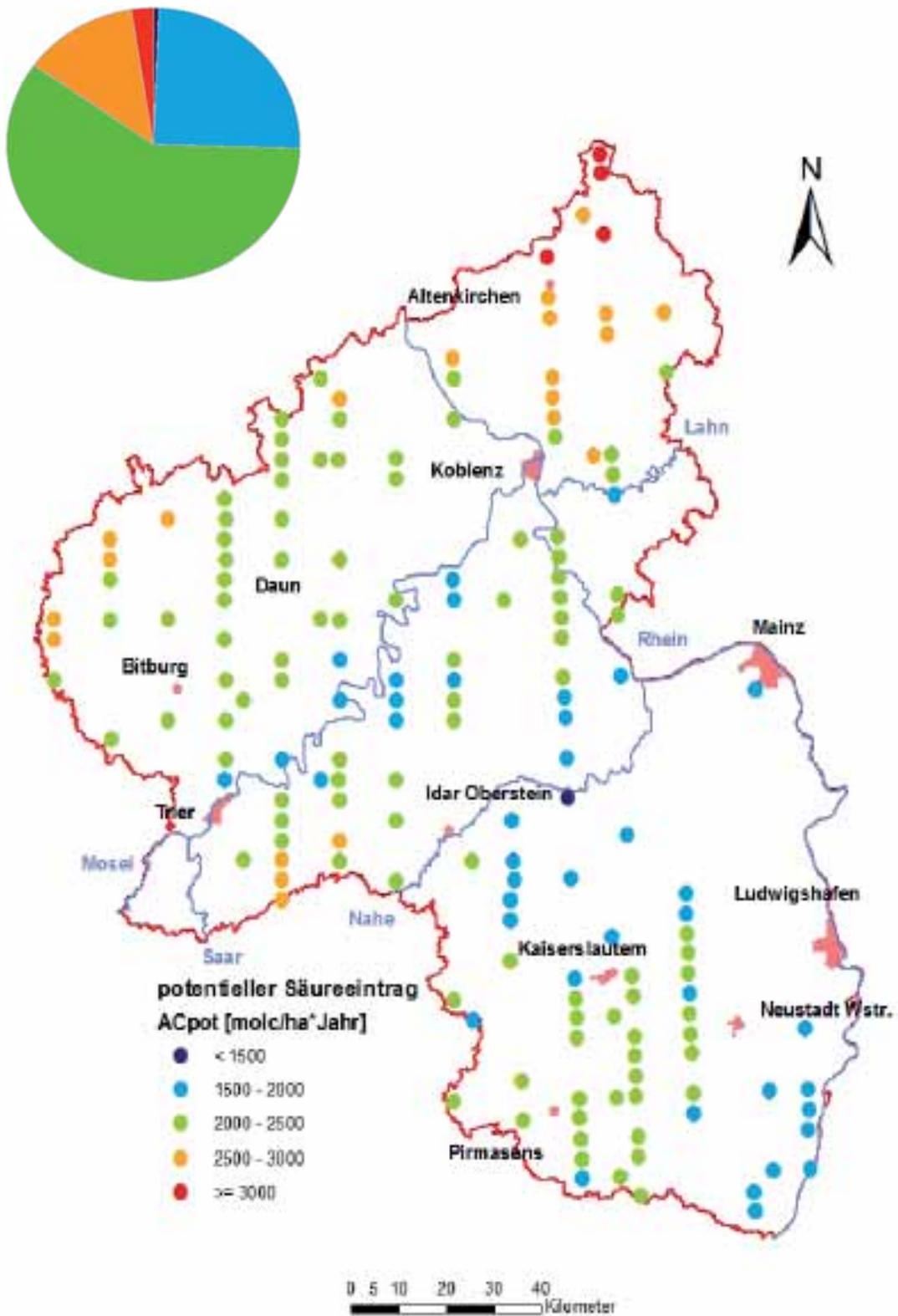
Boxplots der Nitratkonzentrationen ($\text{NO}_3\text{-N}$) im 1:2 Extrakt bei BZE I (rot) und BZE II (grün)



Karte 10: Mit einer Massenbilanz kalkulierte Critical Load für Versauerung
(aus BULTJES et al. 2011)



Karte 11: Eintrag potentieller Säure ($AC_{pot}(S_{ns}+N)$) an den BZE II-Rasterpunkten im Mittel der Jahre 2004 bis 2007 (Kalkulation: TH. GAUGER 2010)



Nahezu alle kalkulierten Einträge potentieller Säure liegen über $1500 \text{ mol}_c/\text{ha}^*\text{Jahr}$. An drei Vierteln der BZE II-Plots überschreiten die Einträge $2000 \text{ mol}_c/\text{ha}^*\text{Jahr}$. Die Critical Loads werden somit im ganzen Land meist deutlich überschritten. Auffällig hohe Säureeinträge (über $2500 \text{ mol}_c/\text{ha}^*\text{Jahr}$) finden sich an Plots in der Nordwesteifel, im westlichen Hunsrück und im Westerwald, Einträge über $3000 \text{ mol}_c/\text{ha}^*\text{Jahr}$ in den rheinland-pfälzischen Teilen des Bergischen Landes.

5.4 Status und Veränderung der Nährelementverfügbarkeit

Eine hinreichende Verfügbarkeit essentieller Nährelemente ist für alle Lebewesen des Waldökosystems von großer Bedeutung. Einschränkungen in der Nährstoffbereitstellung wirken sich nicht nur auf die Produktionsfunktion des Waldes aus, sondern auch auf die Kohlenstoffspeicherung und die Artenzusammensetzung und damit die Biodiversität. Sowohl durch eine übermäßige Biomassenutzung als auch durch eine durch Luftschadstoffeinwirkungen beschleunigte Bodenversauerung und die damit einhergehende Auswaschung von Nährstoffen mit dem Sickerwasser können dem Ökosystem wichtige Nährstoffe verlorengehen. Eine Reihe von Fallstudien belegt, dass in vielen Fällen den Austrägen an Nährstoffen mit dem Sickerwasser und dem Biomasseexport keine adäquaten Einträge durch atmogene Deposition und Mineralverwitterung gegenüberstehen (BECKER et al. 2000, BLOCK et al. 2007, 2008, FICHTER 1997, RADEMACHER et al. 1999, 2001, RASPE und GÖTTLEIN 2008). Werden die negativen Bilanzen nicht durch Kalkung oder Düngung ausgeglichen, nehmen die verfügbaren Nährstoffvorräte kontinuierlich ab. Allerdings gilt dies aktuell nicht mehr für Stickstoff, für den in der Regel ein deutlicher Bilanzüberschuss durch atmogene Deposition und damit eine Akkumulation im Ökosystem ermittelt wurde. Zur Charakterisierung der aktuellen Nährstoffbereitstellung des Bodens für die Waldlebensgemeinschaft können vor allem der als kurzfristig verfügbar anzusehende, austauschbar gebundene Ionenpool und der in der Humusaufgabe gebundene Stoffpool herangezogen werden.

5.4.1 Stickstoffverfügbarkeit

Die Stickstoffverfügbarkeit wird nicht nur von den N-Gehalten und -Vorräten im Boden, sondern auch durch den Umsatz der organischen Substanzen bestimmt. Als Kenngrößen kommen daher neben den Stickstoffvorräten auch die Humusform und das C/N-Verhältnis in Betracht. Der Stickstoffvorrat im Wurzelraum (Humusaufgabe + Mineralboden bis effektive Wurzeltiefe, vgl. Kap. 5.2.1.5) variiert im BZE II-Kollektiv zwischen 1,3 und 20,6 t N/ha. Knapp ein Drittel der Rasterpunkte ist den Bewertungsstufen „geringe“ bzw. „sehr geringe“ und etwa ein Achtel den Bewertungsstufen „hohe“ bzw. „sehr hohe“ N-Vorräte zuzuordnen (Abb. 33 und Karte 12). Sehr hohe N-Vorräte finden sich in kalkgründigen Lehmen aus quartären Umlagerungen und in Bims(misch)lehmen. Sehr niedrige Stickstoffvorräte wurden vor allem auf den tief basenarmen Sanden des Buntsandsteins und den tief basenarmen Decklehmen über Tonschiefer-, Sandstein- oder Quarzit-Saprolith des Devons festgestellt. Zwischen der BZE I und der BZE II haben sich die Häufigkeitsverteilungen der Stickstoffvorräte nicht signifikant verändert. Allerdings ist der Median der N-Vorräte bei der BZE II mit 6,3 t N/ha um etwa 300 kg höher als der Median der BZE I. Diese Differenz entspricht einem jährlichen Anstieg von etwa 18 kg N/ha und damit größenordnungsmäßig dem jährlichen N-Bilanzüberschuss (Block et al. 2007, 2008).

In der Tiefenverteilung der Stickstoffvorräte zeigen beide Erhebungen keine wesentlichen Unterschiede (Abb. 34). Nur die Stickstoffvorräte in den Mineralbodentiefenstufen 0-5 cm sind bei der BZE II gegenüber der BZE I signifikant höher. Da diesem Befund eine (tendenzielle) Abnahme der N-Vorräte in der Humusaufgabe gegenübersteht, könnten die Veränderungen auch eine Folge der Probleme der Reproduzierbarkeit der Trennung von Humusaufgabe und Mineralboden bei der Probenahme sein (siehe Kap. 6.1).

Das C/N-Verhältnis in der Humusaufgabe bzw. bei mullartigen Humusformen in der obersten Mineralbodentiefenstufe ist ein Indikator für die biologische Aktivität. Enge C/N-Verhältnisse (< 20) lassen somit eine höhere Stickstoffverfügbarkeit erwarten als weite C/N-Verhältnisse (> 25).

Karte 12: Stickstoffvorräte im Wurzelraum an den BZE II-Rasterpunkten

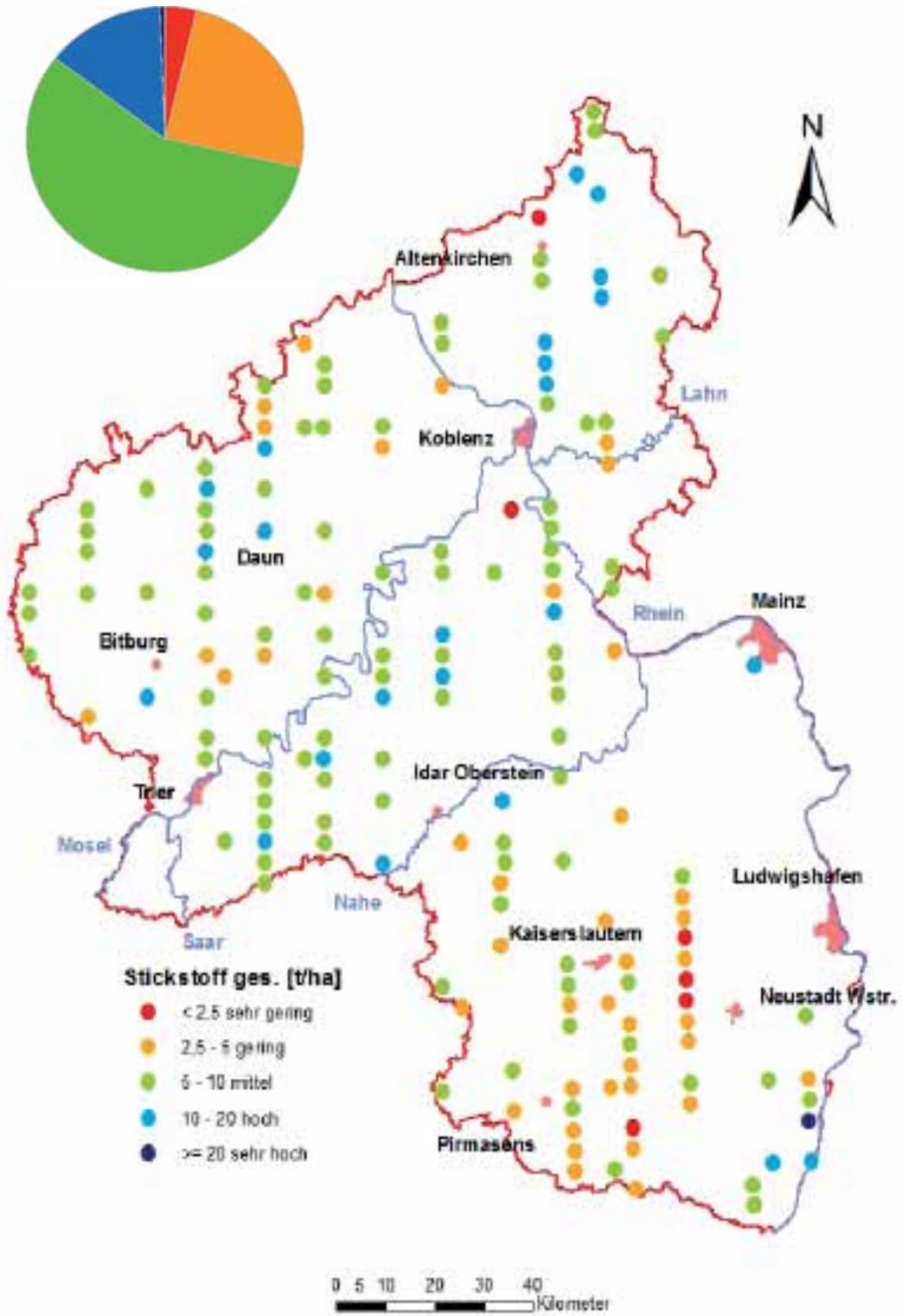
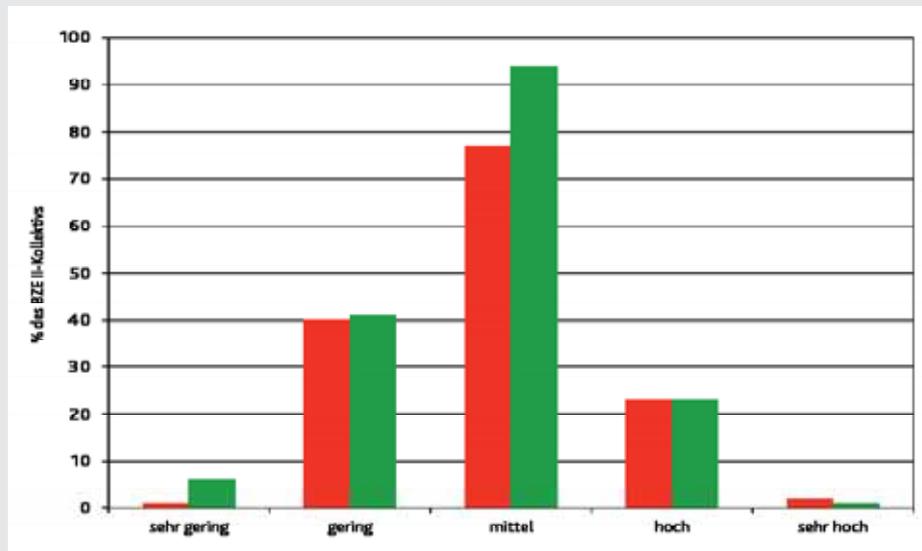


Abbildung 33

Verteilung der Stickstoffvorräte im Wurzelraum bei BZE I (rote Säulen) und BZE II (grüne Säulen)



Die Humusform ist ein integraler Ausdruck für die Effektivität der Streuzersetzung am jeweiligen Standort. Bei ungünstigen Humusformen (rohhumusartiger Moder und Rohhumus) können große Teile der Nährstoffvorräte temporär aus dem Stoffkreislauf ausgeschlossen sein.

In der Verteilung der Humusform im BZE II-Kollektiv dominiert die Humusform „feinhumusreicher Moder“ mit fast der Hälfte der Rasterpunkte (Abb. 36). An 16 % der Plots wurde die Humusform als rohhumusartiger Moder oder Rohhumus angesprochen. Die Humusform Mull nimmt etwa ein Viertel des BZE II-Kollektivs ein. Zwischen der BZE I und der BZE II hat sich die Verteilung der Haupthumusformen nicht wesentlich verändert. Allerdings zeigt sich eine Verschiebung innerhalb des Moders sowohl vom mullartigen und feinhumusarmen Moder als auch vom rohhumusartigen Moder hin zum feinhumusreichen Moder. Ob diese Verschiebungen auf tatsächlich eingetretene Veränderungen in der Mächtigkeit und Struktur der einzelnen Humushorizonte oder auf unterschiedliche Einwertungsansätze der jeweiligen Kartierer zurückzuführen sind, lässt sich nicht beurteilen (vgl. Kap. 6.1).

5.4.2 Phosphorverfügbarkeit

Phosphor kommt im Boden in organischer Bindung, als Ca-, Al- und Fe-Phosphat sowie als okkludiertes Phosphat vor (ULRICH et al. 1979). Da die Bioverfügbarkeit dieser Verbindungen sehr unterschiedlich ist, kann aus den bei der BZE ermittelten (Gesamt-)Phosphorgehalten im Säureaufschluss nur unzureichend auf die Phosphorverfügbarkeit geschlossen werden. Dementsprechend zeigten sich bei verschiedenen Studien zwischen den zu ermittelnden P-Gehalten und Vorräten im Boden und den P-Gehalten in Nadeln oder Blättern allenfalls schwache Zusammenhänge (BLOCK und WUNN 1996, BÜTTNER 1997, GULDER und KÖLBEL 1993).

Die Phosphorvorräte im Wurzelraum variieren im BZE II-Kollektiv mit 0,3 bis 28,9 t P/ha in einem sehr weiten Rahmen (Karte 13). Da Phosphor anders als Stickstoff in erheblichem Umfang auch in größerer Bodentiefe vorkommt, dürfte die große Spanne auch eine Folge der unterschiedlichen Wurzeltiefen im BZE-Kollektiv sein. Besonders hohe P-Vorräte wurden in Lehmen aus basischen oder intermediären Magmatiten gefunden; dem-

Abbildung 34

Boxplots der Stickstoffvorräte (kg/ha) in BZE I (rot) und BZE II (grün)

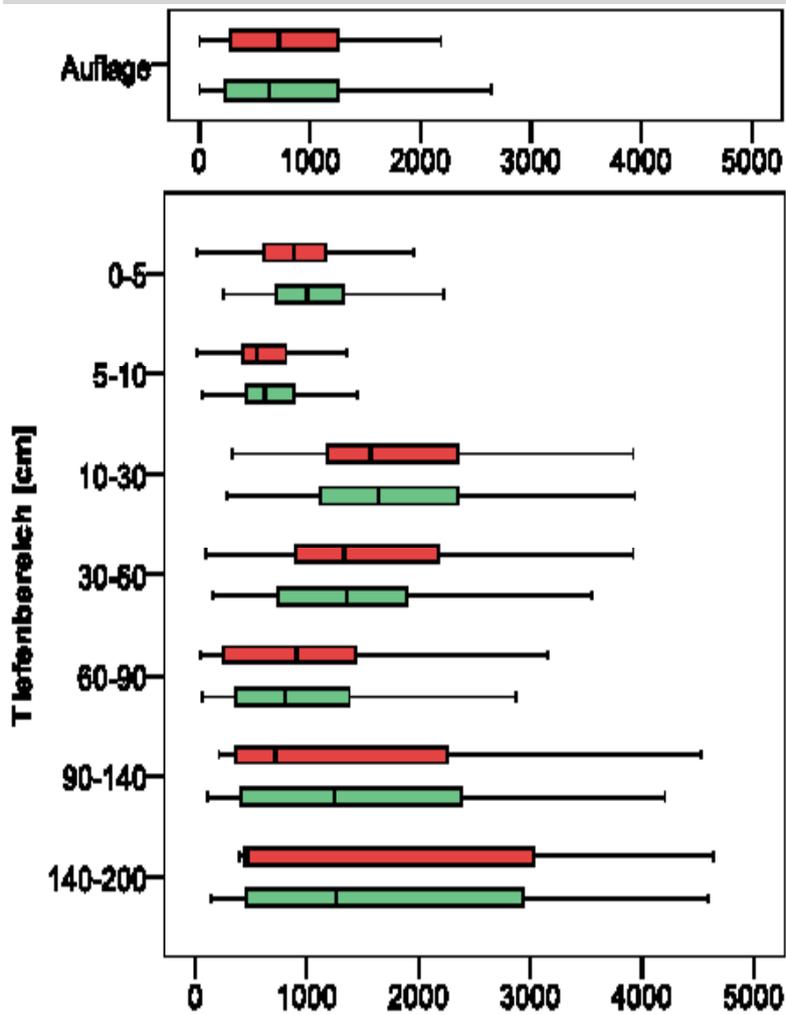


Abbildung 35

Verteilung der C/N-Verhältnisse bei BZE I (rote Säulen) und BZE II (grüne Säulen)

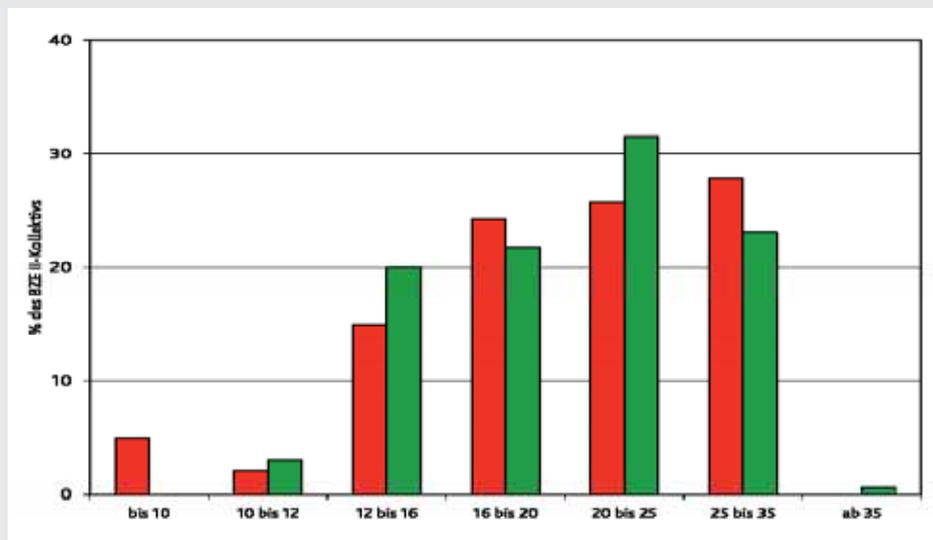
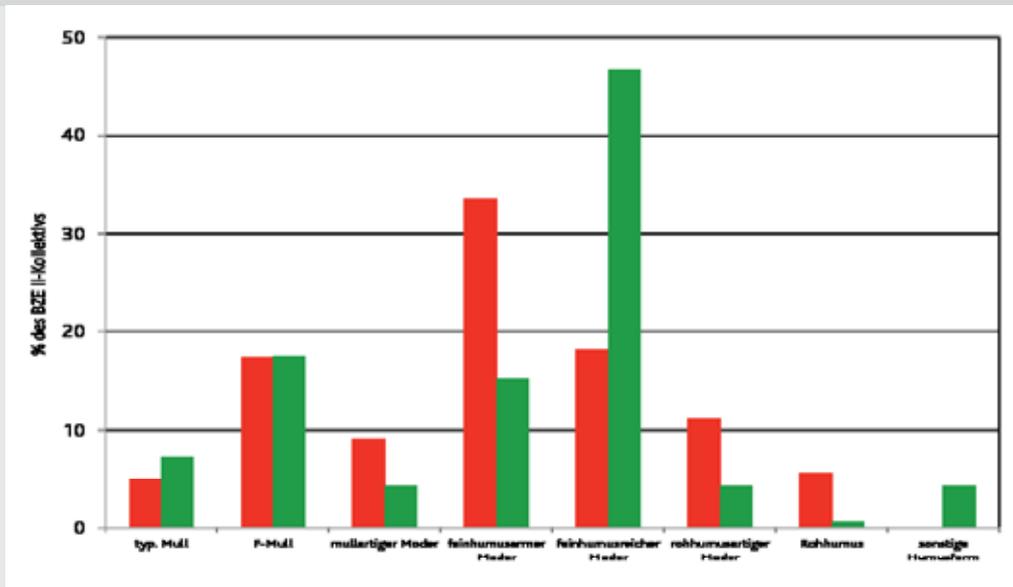


Abbildung 36

Verteilung der Humusformen bei BZE I (rote Säulen) und BZE II (grüne Säulen)



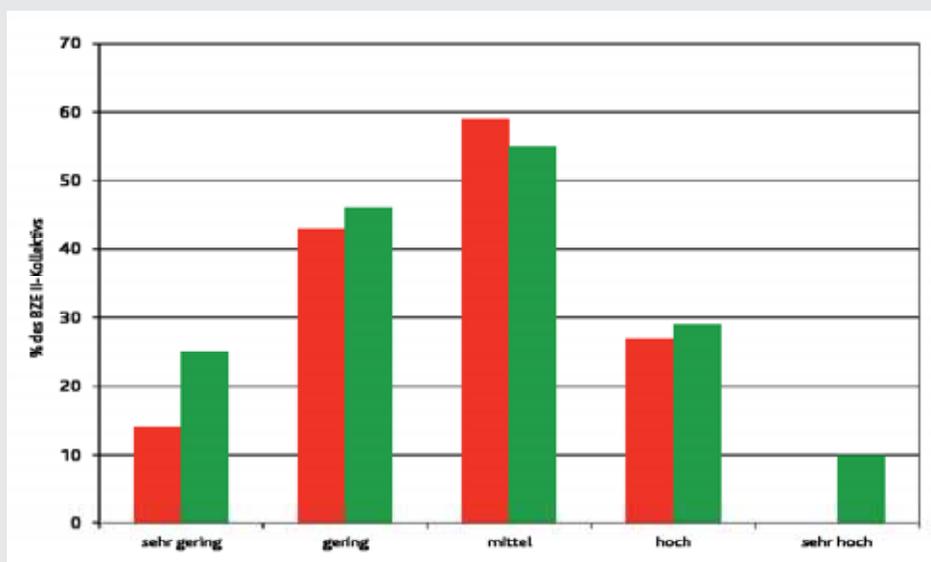
gegenüber verfügen die tief basenarmen Sande des Buntsandsteins meist über auffällig niedrige Phosphorvorräte.

Phosphor kann dem Ökosystem im Wesentlichen nur über einen Bodenabtrag und mit dem Biomasseexport verlorengehen. Erwartungsgemäß unterscheiden sich daher die Phosphorvorräte beider Bodenzustandserhebungen weder in den einzelnen Tiefenstufen noch über den Wurzelraum aufsummiert signifikant (Abb. 37).

Die C/P-Verhältnisse in der Humusaufgabe bzw. der obersten Mineralbodentiefenstufe variieren zwischen 13 und nahezu 900. Der Schwerpunkt der Verteilung liegt zwischen 100 und 800 und damit in den Bewertungsstufen mäßig eng bis mäßig weit. Ungünstige C/P-Verhältnisse ($CP > 800$) waren nur an knapp 3 % der Plots festzustellen. Der Vergleich der Häufigkeitsverteilung der C/P-Verhältnisse zwischen BZE I und BZE II zeigt keine eindeutig interpretierbaren Veränderungen (Abb. 38).

Abbildung 37

Verteilung der Phosphorvorräte im Wurzelraum bei BZE I (rote Säulen) und BZE II (grüne Säulen)



Karte 13: Phosphorvorräte im Wurzelraum an den BZE II-Rasterpunkten

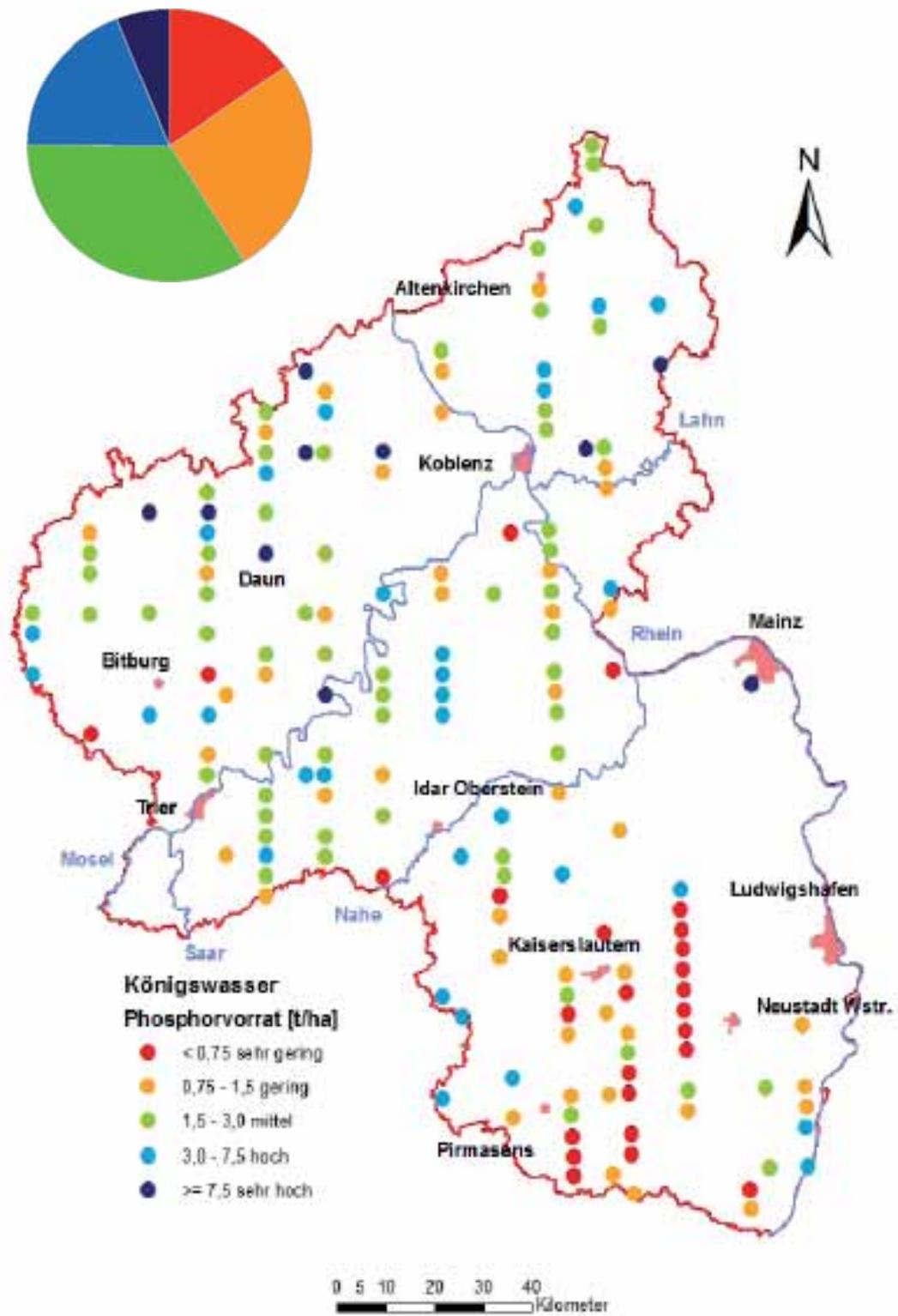
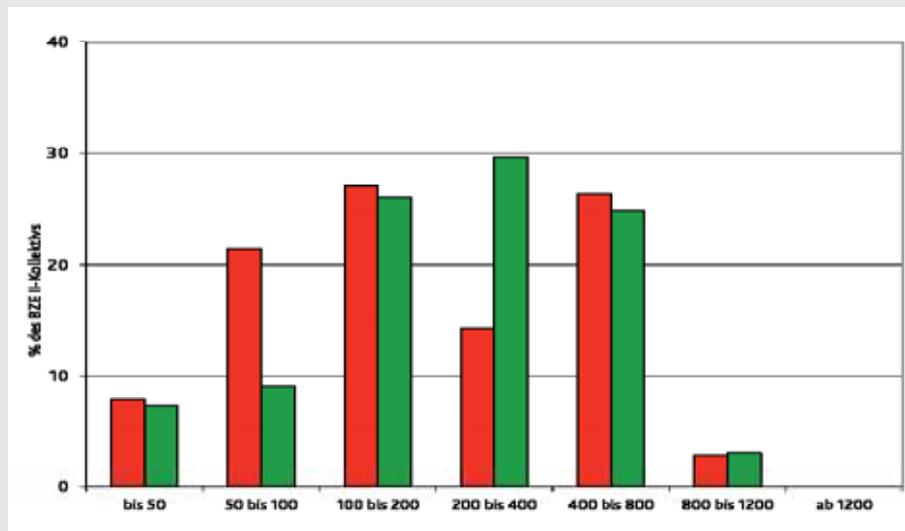


Abbildung 38

Verteilung der C/P-Verhältnisse bei BZE I (rote Säulen) und BZE II (grüne Säulen)



5.4.3 Verfügbarkeit an Calcium, Magnesium und Kalium

In pflanzenverfügbarer Form befinden sich die Nährelemente Calcium, Magnesium und Kalium im Boden vor allem austauschbar an die Bodenkolloide gebunden. Wie in Kapitel 5.3 erläutert, werden diese „basischen“ Kationen im Zuge der Bodenversauerung durch „Säurekationen“ vom Austauscher verdrängt und zusammen mit Sulfat- oder Nitrationen ausgewaschen. Auch können diese Nährstoffe in erheblichem Umfang mit der Holz- und Biomassennutzung dem ökosystemaren Stoffkreislauf entzogen werden.

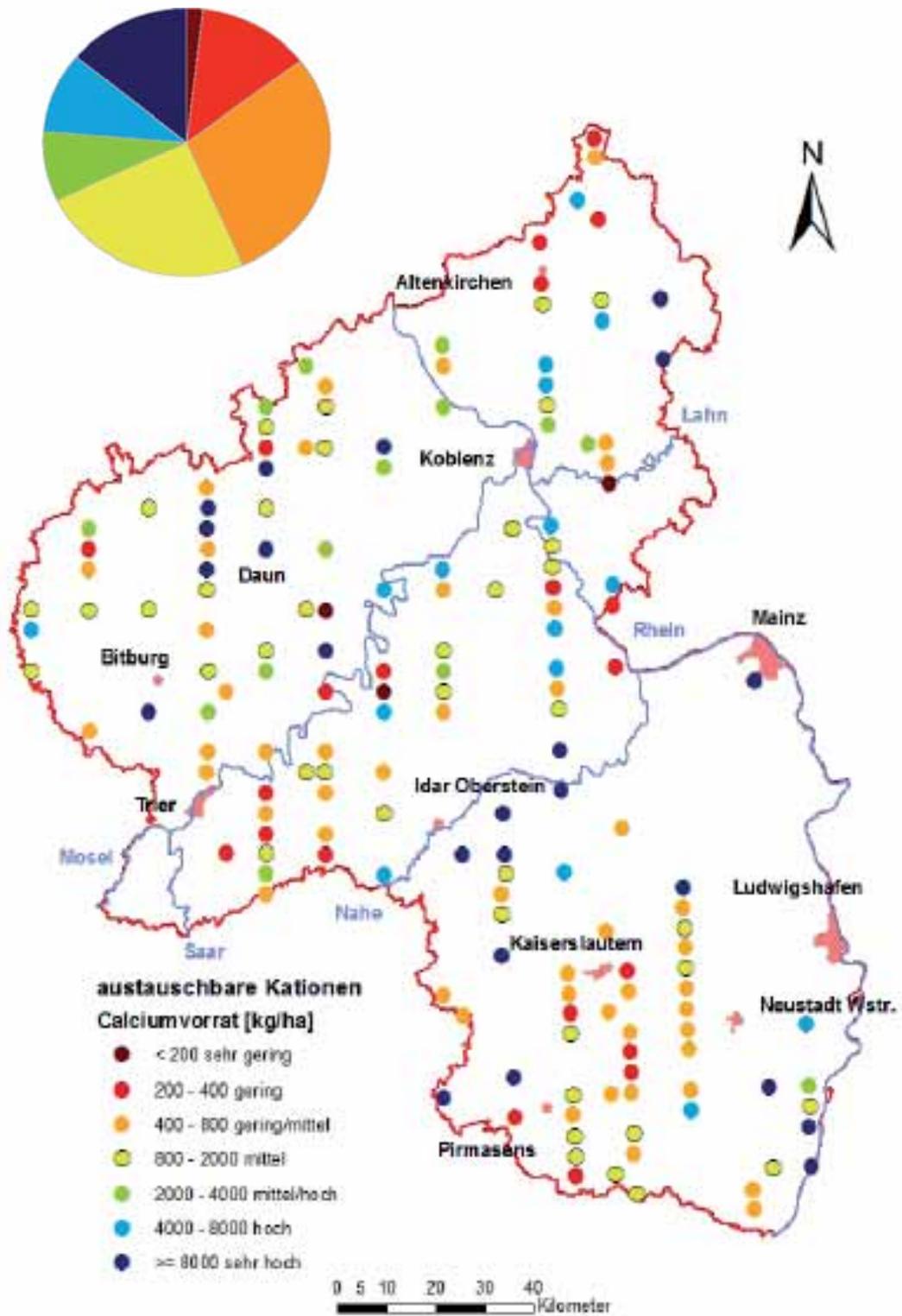
Die Vorräte an austauschbarem Calcium im effektiven Wurzelraum variieren zwischen 119 kg und 54 Tonnen je Hektar. Im Wesentlichen korrespondiert die Verteilung im Land mit der Verteilung der Basentypen (vgl. Karte 14 mit Karte 9). Sehr hohe Calciumvorräte finden sich erwartungsgemäß auf Carbonatstandorten sowie in kalkgründigen Lehmen aus quartären Umlagerungen. Sehr niedrige Calciumvorräte sind vor allem auf den tief basenarmen Tonschiefern und Sandsteinen des Devons, tief basenarmen Decklehmen über Tonschiefer-, Sandstein- oder Quarzit-Saprolith des Devons und auf tief basenarmen Sanden des Buntsandsteins zu finden.

Von der BZE I zur BZE II ist ein deutlicher Anstieg der Calciumvorräte als Folge der Bodenschutzkalkungen zu verzeichnen (vgl. Kap. 5.10). So ist der Median der Calciumvorräte von 408 kg/ha bei der BZE I auf 979 kg/ha bei der BZE II angestiegen. Bei der BZE I waren noch etwa an der Hälfte der Rasterpunkte die Calciumvorräte den Bewertungsstufen „sehr gering“ und „gering“ zuzuordnen. Zur BZE II haben sich die Häufigkeiten deutlich in den mittleren Bereich hinein verschoben (Abb. 39).

Die Vorräte an austauschbarem Magnesium im Wurzelraum reichen von 42 kg bis 13,3 Tonnen je Hektar (Karte 15). Magnesiumreich sind neben Carbonatstandorten und kalkgründigen Lehmen auch Lehme aus basischen bis intermediären Magmatiten. Besonders magnesiumarm sind ähnlich wie beim Calcium die tief basenarmen Tonschiefer oder Sandsteine des Devons, die Saprolithe und die quarzreichen Sande des Buntsandsteins.

Die Magnesiumvorräte wurden durch die Bodenschutzkalkung erheblich beeinflusst. Noch deutlicher als beim Calcium zeigt sich beim Magnesium eine Verschiebung der Vorräte von den Bewertungsstufen „sehr gering“ und „gering“

Karte 14: Vorräte an austauschbarem Calcium im Wurzelraum an den BZE II-Rasterpunkten



Karte 15: Vorräte an austauschbarem Magnesium im Wurzelraum an den BZE II-Rasterpunkten

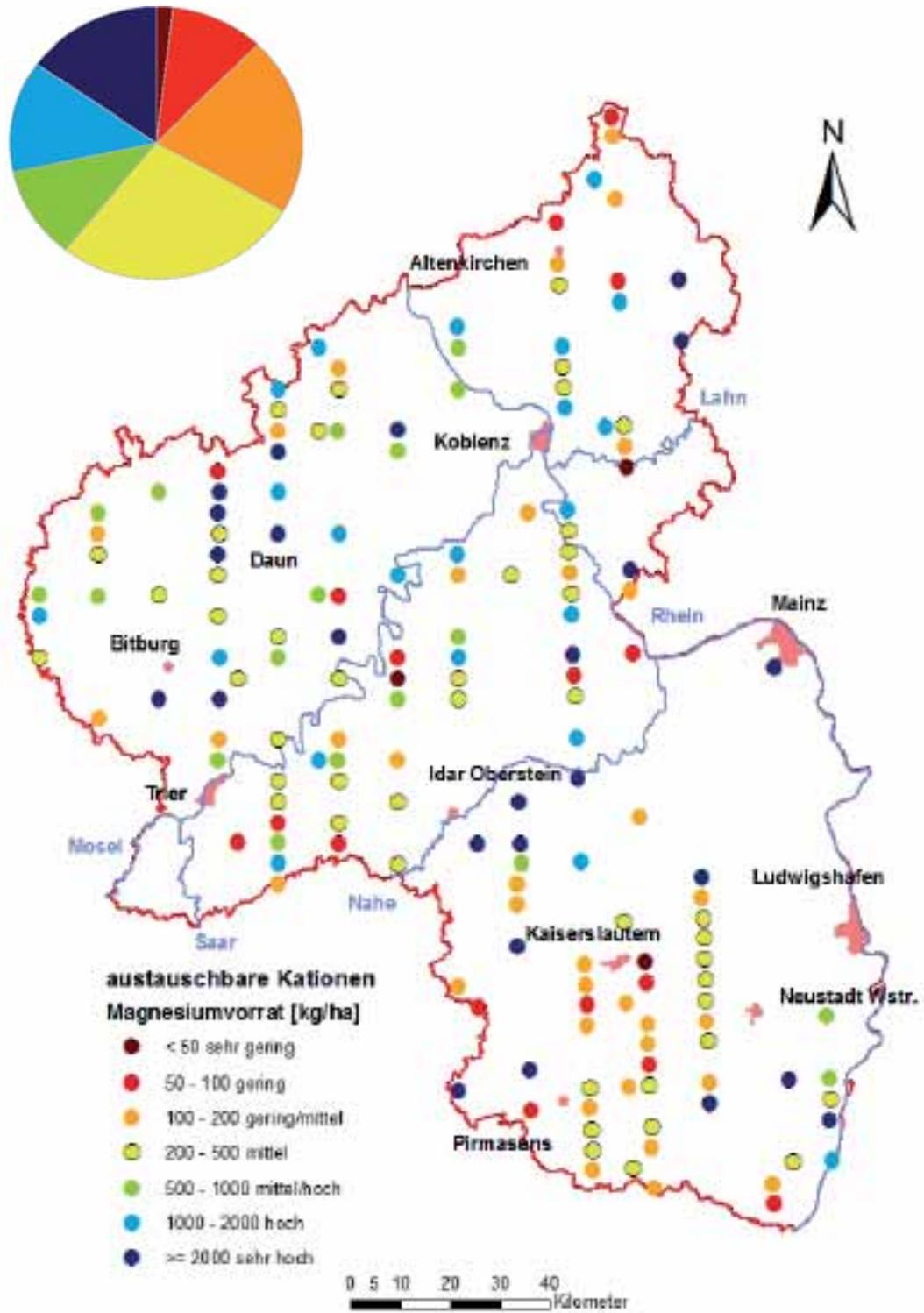
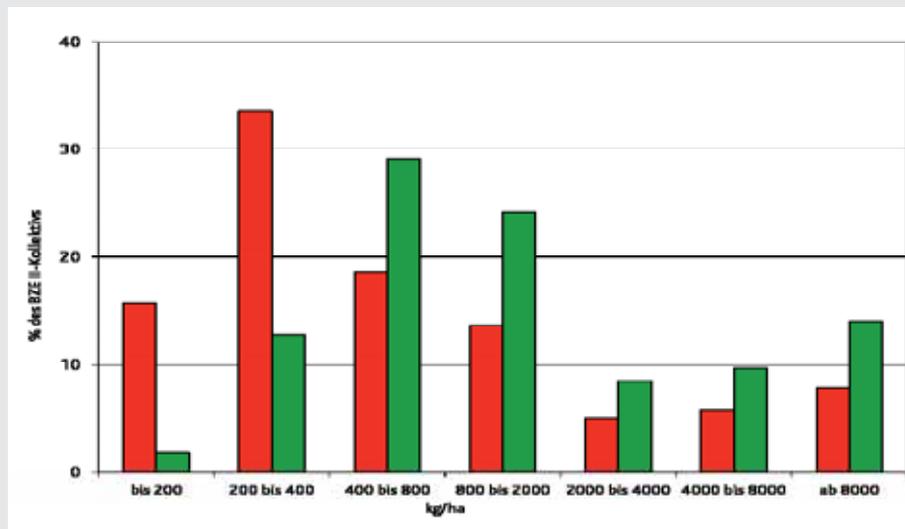


Abbildung 39

Verteilung der austauschbaren Calciumvorräte im Wurzelraum bei BZE I (rote Säulen) und BZE II (grüne Säulen)



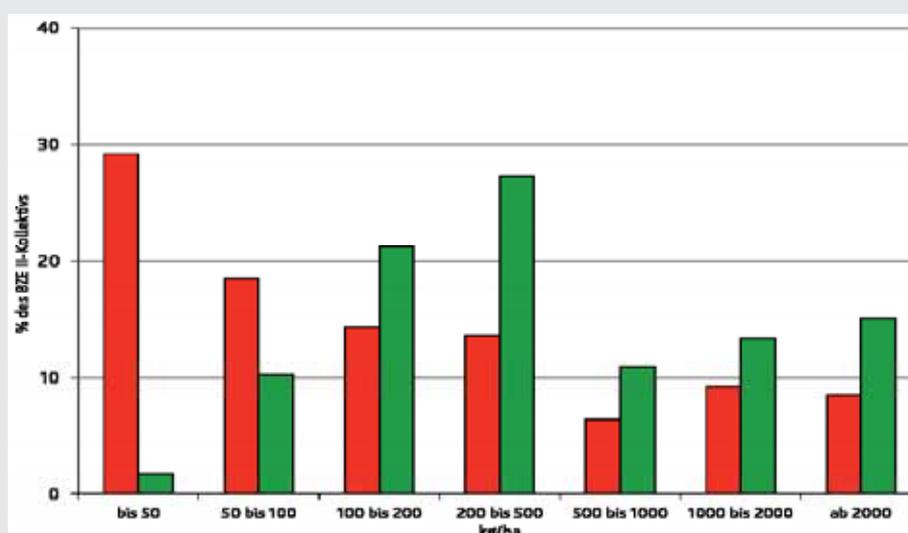
in den mittleren Bereich (Abb. 40). Bei der BZE I lag der Anteil der Rasterpunkte mit sehr geringen Magnesiumvorräten noch bei fast 30 Prozent; zur BZE II ist er auf 2 Prozent (3 Rasterpunkte) zurückgegangen.

Die austauschbaren Kaliumvorräte variieren zwischen 47 kg und 9,1 Tonnen je Hektar (Karte 16). Besonders vorratsreich sind beim Kalium neben

Lehmen aus basenreichen Magmatiten, Carbonatstandorten und kalkgründigen Lehmen aus quartären Umlagerungen auch im Gesamtboden basenreiche Bims(misch)lehme. Sehr kaliumarm sind demgegenüber vor allem tief basenarme Sande des Buntsandsteins, quarzreiche Substrate des Devons sowie Saprolith-Standorte. Von der BZE I bis zur BZE II haben sich die Verteilungen der Kaliumvorräte nicht signifikant verän-

Abbildung 40

Verteilung der austauschbaren Magnesiumvorräte im Wurzelraum bei BZE I (rote Säulen) und BZE II (grüne Säulen)



Karte 16: Vorräte an austauschbarem Kalium im Wurzelraum an den BZE II-Rasterpunkten

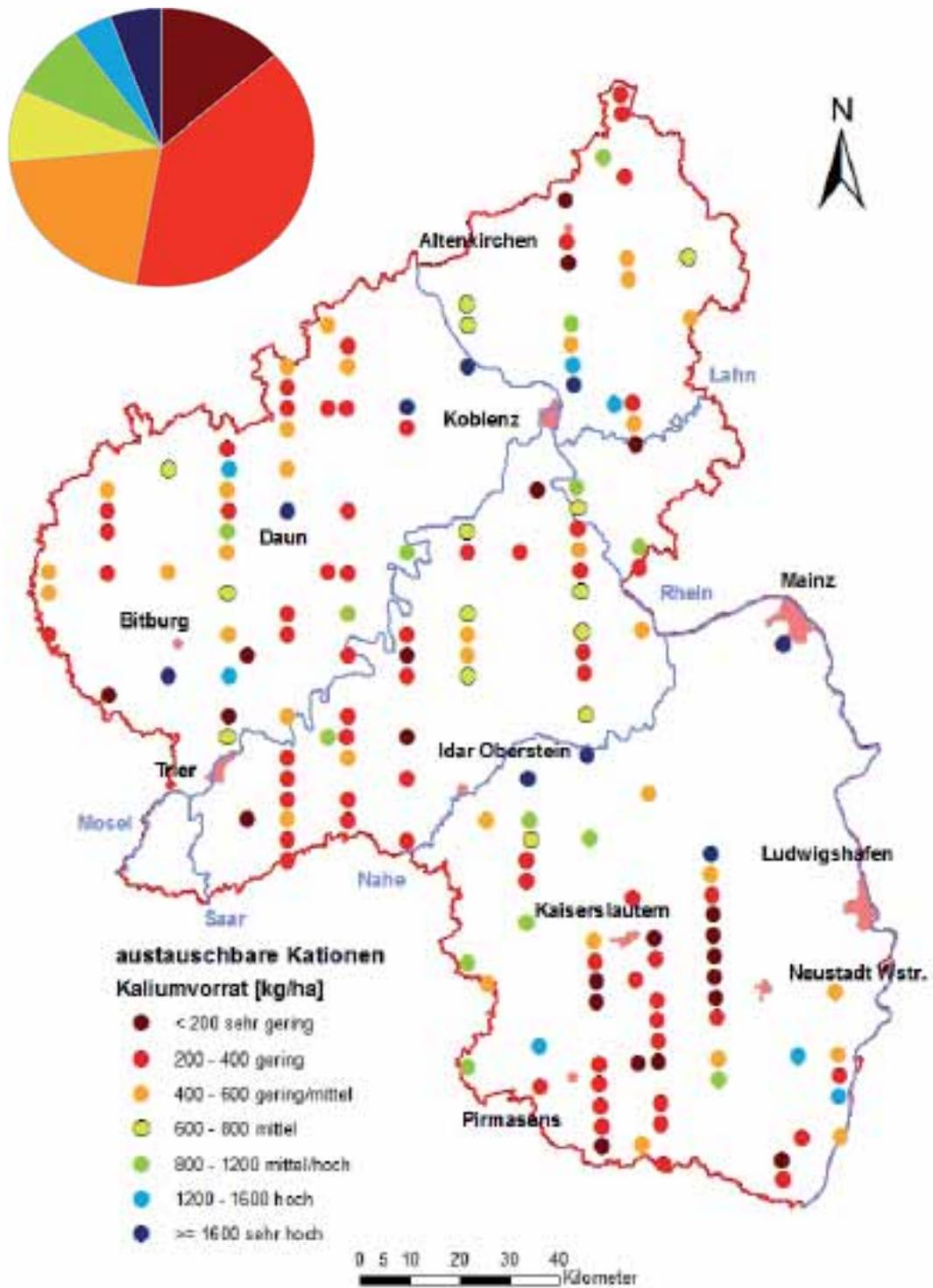
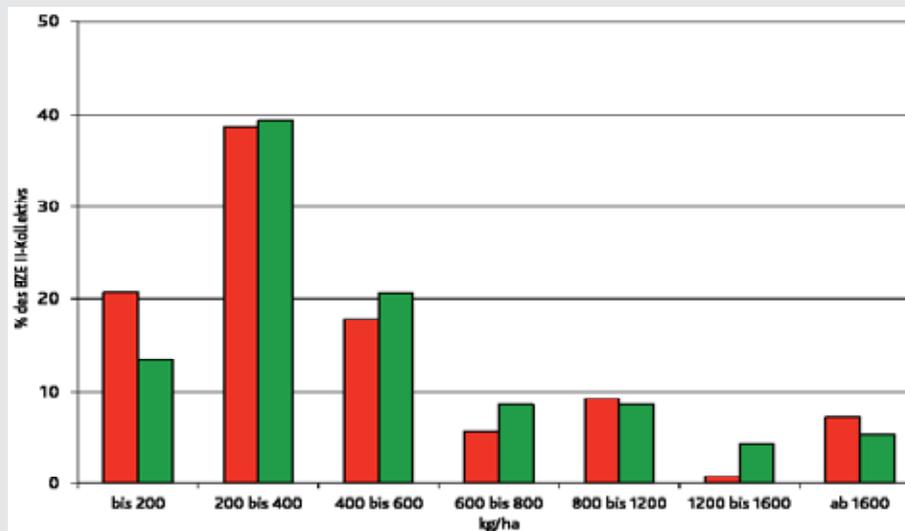


Abbildung 41

Verteilung der austauschbaren Kaliumvorräte im Wurzelraum bei BZE I (rote Säulen) und BZE II (grüne Säulen)



dert. Der Schwerpunkt liegt bei beiden Erhebungen in der Bewertungsstufe „gering“. Allerdings ist der Anteil der Bewertungsstufe sehr gering von 21 % bei der BZE I auf 13 % bei der BZE II zurückgegangen (Abb. 41).

5.4.4 Schwefelverfügbarkeit

Seit der intensiven Nutzung schwefelhaltiger fossiler Energieträger gelangen große Mengen an Schwefel in die Atmosphäre und über die atmosphärische Deposition auch in den Waldboden. Die höchsten Schwefeldepositionsraten wurden in den 1970er und 1980er Jahren gemessen (ULRICH et al. 1979, VOLZ 1994, BLOCK und BARTELS 1985). In den letzten 20 Jahren hat sich die Schwefeldepositionsrate infolge von Luftreinhaltemaßnahmen deutlich verringert; dennoch werden auch heute noch 10 bis 20 kg Sulfatschwefel je Hektar und Jahr in die Waldökosysteme eingetragen (vgl. <http://www.fawf.wald-rlp.de/index.php?id=3017>). An der Mehrzahl der Untersuchungsstandorte übersteigt der Austrag mit dem Sickerwasser inzwischen den atmosphärischen Schwefeleintrag (vgl. <http://www.fawf.wald-rlp.de/fileadmin/website/fawfseiten/fawf/FUM/index.htm?umweltmonitoring/DBFL/forschung.html>), was langfristig mit einer Abnahme der in den

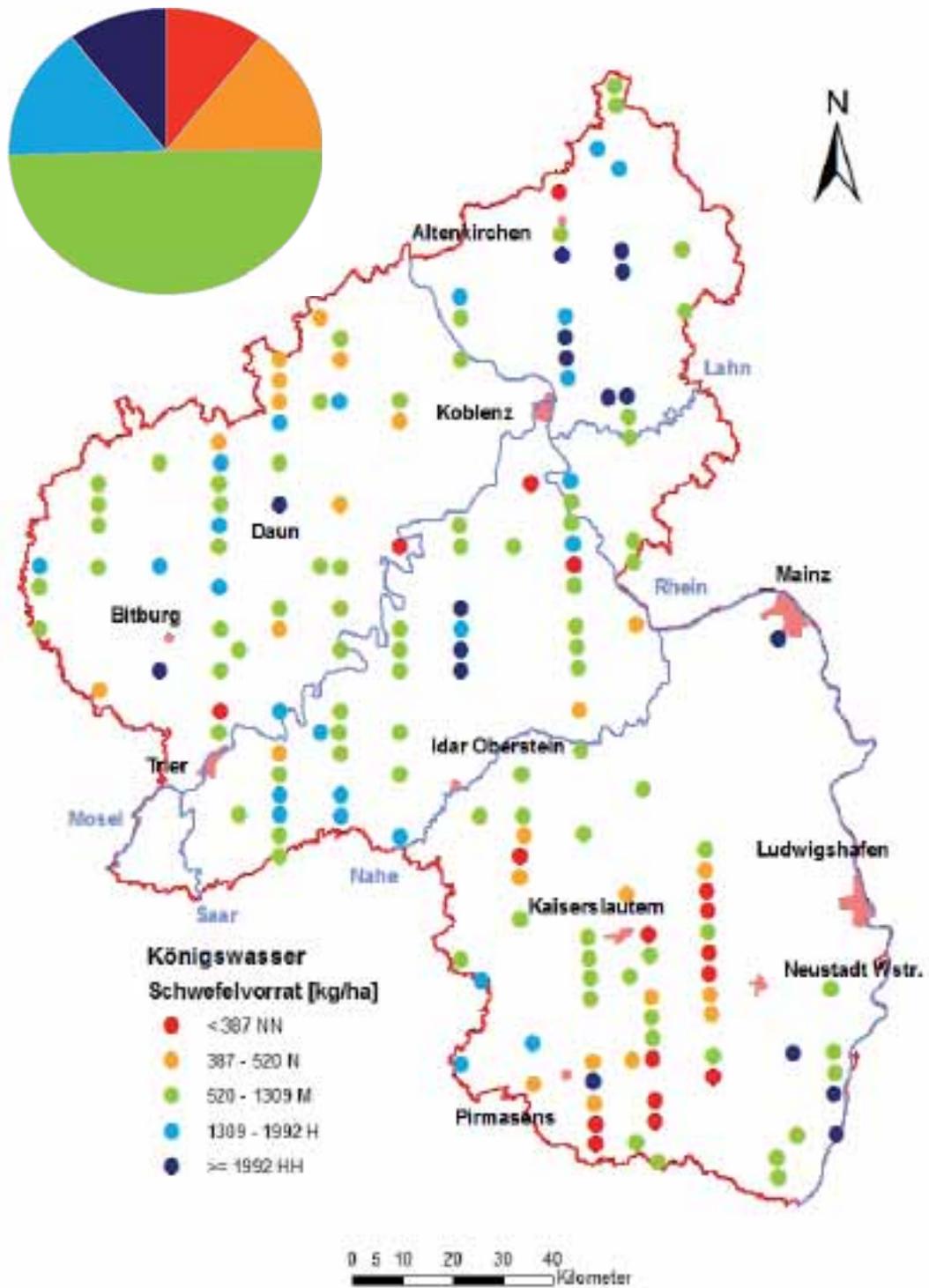
Ökosystemen gespeicherten Schwefelvorräte verbunden sein dürfte. Leider liegen aus der BZE I keine Schwefelanalysen für den Mineralboden vor, so dass kein zeitlicher Vergleich möglich ist. Die im Säureaufschluss bei der BZE II für den Wurzelraum bestimmten Schwefelvorräte variieren zwischen 95 kg und 5,9 Tonnen je Hektar (Karte 17). Hohe Schwefelvorräte enthalten vor allem Bims(misch)lehme und kalkgründige Lehme aus quartären Umlagerungen. Besonders geringe S-Vorräte sind in tief basenarmen Sanden des Buntsandsteins und in tief basenarmen Saprolithen im Devon zu finden.

5.4.5 Spurennährstoffverfügbarkeit

Spurennährstoffe sind für viele biochemische Prozesse wie die Aktivierung von Enzymen, den Proteinaufbau oder als Bestandteil des Chlorophylls essentielle, aber nur in geringen Mengen benötigte Elemente. Als Spurennährstoffe werden nachfolgend die Elemente Mangan, Eisen, Kupfer und Zink betrachtet.

Für Mangan und Eisen liegen aus beiden Bodenzustandserhebungen Daten zu den austauschbaren Gehalten und Vorräten vor. Für die BZE II sind auch Gehalte und Vorräte im Säureaufschluss (Königswasser) verfügbar. Für die Elemente Kupfer

Karte 17: Schwefelvorräte im Wurzelraum an den BZE II-Rasterpunkten



fer und Zink sind lediglich Säureaufschlussdaten der BZE II vorhanden.

Mangan geht im pH-Bereich zwischen 5 und 4 verstärkt in Lösung. In diesem pH-Bereich werden die atmogen eingetragenen oder im Ökosystem intern gebildeten Säuren in merklichem Umfang durch Manganoxide gepuffert (ULRICH 1981). Bei Stau- und Grundwassereinfluss wird Mangan zudem in erheblichem Umfang durch Reduktionsprozesse freigesetzt. Als sehr mobiles Kation wird Mangan dann im Ökosystem verteilt und ist sowohl in der Lösungsphase als auch am Austauscher und in der Humusaufgabe mit hohen Anteilen vertreten (BLOCK und WUNN 1996). Bei weiterer Versauerung wird Mangan nahezu vollständig aus dem Ökosystem ausgewaschen.

Die im Wurzelraum verfügbaren Vorräte an austauschbarem Mangan variieren im Kollektiv der BZE zwischen 0,2 und 1295 kg je Hektar mit einem Median von 194 kg (Karte 18). Zwischen der BZE I und der BZE II haben sich die Manganvorräte weder in den einzelnen Tiefenstufen noch insgesamt über den effektiven Wurzelraum aufsummiert verändert. Besonders niedrige Vorräte an austauschbarem Mangan sind auf den tief basenarmen quarzreichen Sanden des Quartärs und den tief basenarmen Sanden des Buntsandsteins festzustellen. Hohe austauschbare Manganvorräte finden sich auf unterschiedlichen Standorten sowohl auf carbonathaltigen Böden als auch in nur im Untergrund basenhaltigen Saprolithen oder magmatischen Lehmen.

Die mit dem Königswasseraufschluss erfassten Manganvorräte variieren zwischen 0,1 und 24,8 Tonnen je Hektar (Karte 19). Die geringsten Vorräte finden sich auf Carbonatstandorten und kalkgründigen Lehmen, die höchsten Vorräte auf sehr unterschiedlichen Standorten wie tief basenarmen oder nur im Untergrund basenhaltigen Saprolithen oder auch im Gesamtboden basenreichen Lehmen quartärer Umlagerungen.

Die **Eisenverfügbarkeit** variiert erheblich mit der Bodenreaktion. Auch Eisen wird zudem durch Reduktionsprozesse in Folge von Stau- und Grundwasser mobilisiert. Bei hohen pH-Werten ist Eisen festgelegt, sodass selbst bei hohen Gesamteisengehalten Mangelsymptome auftreten

können (KAUS und WILD 1997). Am Austauscher ist Eisen in messbarem Umfang aber erst bei sehr starker Versauerung anzutreffen. Daher steht weder mit dem austauschbaren Eisengehalt noch mit dem Eisengehalt im Säureaufschluss ein aussagekräftiger Indikator für die Eisenverfügbarkeit zur Verfügung.

Die Vorräte an austauschbarem Eisen im Wurzelraum liegen im BZE II-Kollektiv zwischen 0 und 281 kg je Hektar mit einem Median von 25 kg/ha (Karte 20). Während sich für die Humusaufgabe und die Mineralbodentiefenstufen bis 60 cm Tiefe signifikante Verringerungen der austauschbaren Eisenvorräte zwischen BZE I und BZE II ergaben, zeigten sich für die über den Wurzelraum aufsummierten Vorräte keine signifikante Veränderungen.

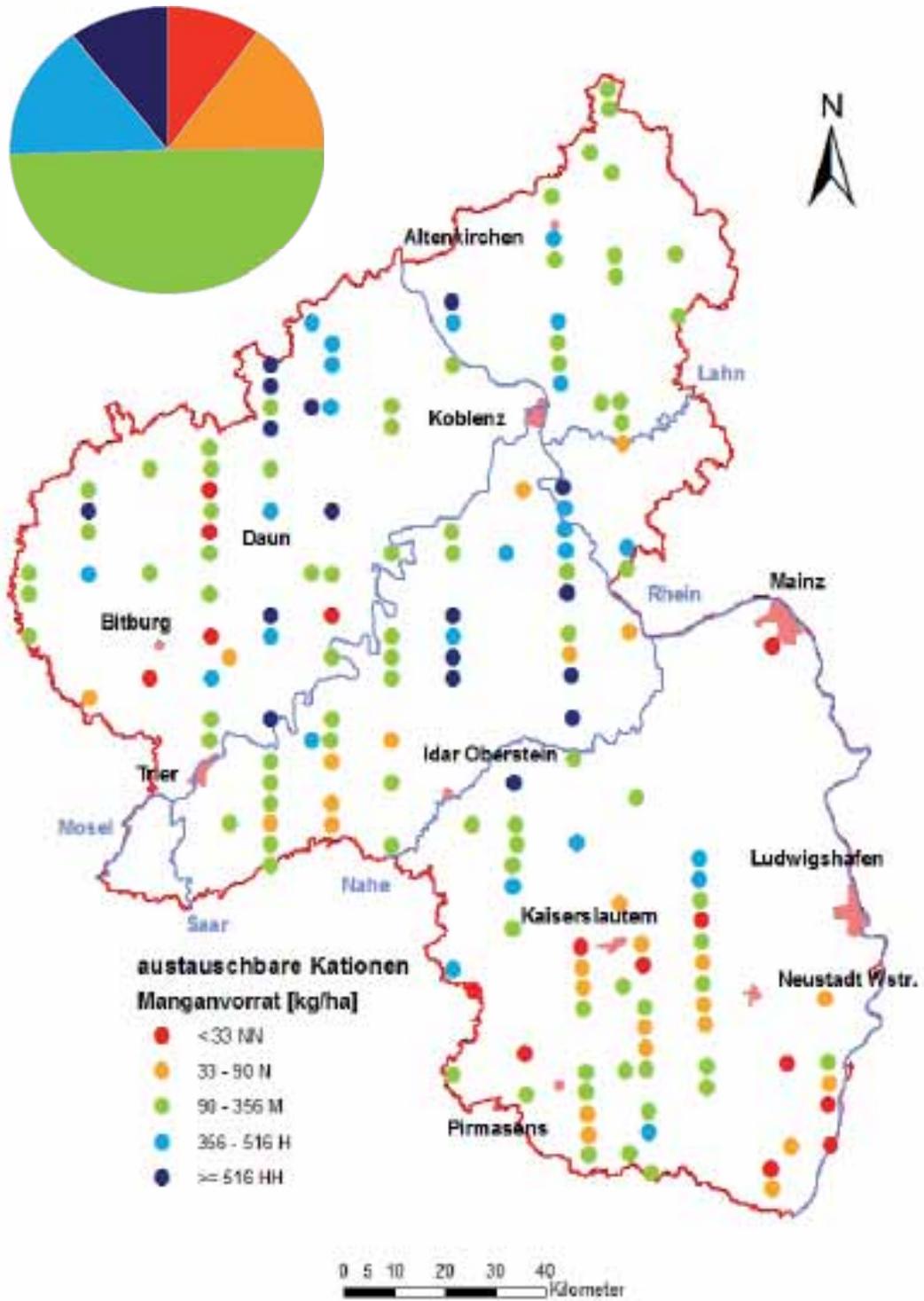
Beim Eisen sind die geringsten austauschbaren Vorräte auf kalkhaltigen Standorten zu finden. Hohe Vorräte finden sich sowohl auf tief basenarmen Substraten wie den Sanden des Buntsandsteins oder quarzreichen Substraten des Devons als auch in vergleichsweise basenreichen, aber staunassen Lössdecklehmen.

Die Eisenvorräte im Säureaufschluss variieren zwischen 10,4 und 986 Tonnen je Hektar (Karte 21). Hier sind die tiefbasenarmen Sande des Quartärs und des Buntsandsteins meist auffallend arm an Eisenvorräten, während die basenreicheren magmatischen Lehme, Lössdecklehme, Schichtlehme des Rotliegenden und auch Kalkstandorte meist auffallend hohe (Gesamt-)Eisenvorräte zeigen.

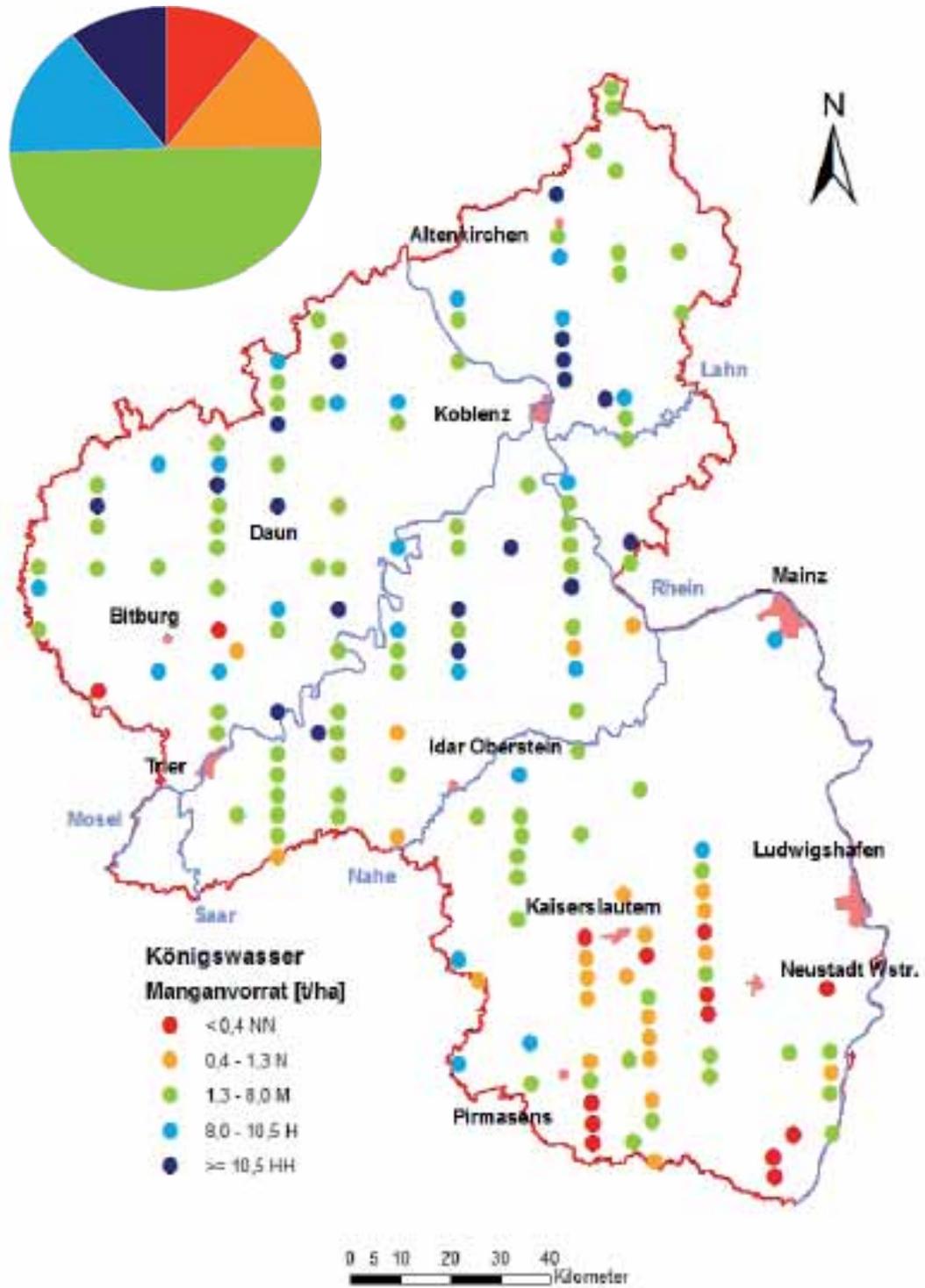
Auch die Verfügbarkeit des **Kupfers** kann bei gleichen Gesamtgehalten erheblich variieren. Sie ist von der Bodenreaktion abhängig und wird zudem vom Vorhandensein löslicher organischer Komplexbildner bestimmt (SCHULTE 1988). Bei zunehmender Versauerung wird Kupfer mobilisiert und mit dem Sickerwasser ausgetragen (SCHULTZ 1987).

Die Kupfervorräte (Säureaufschluss) im Wurzelraum variieren im Kollektiv der BZE II zwischen 4,6 kg und 1100 kg/ha mit einem Median von 76 kg/ha (Karte 22). Auffallend geringe Kupfervorräte weisen die tief basenarmen Sande des Buntsandsteins auf. Hohe Kupfervorräte wurden für magmatische Lehme, devonische Saprolithe und Carbonatstandorte ermittelt.

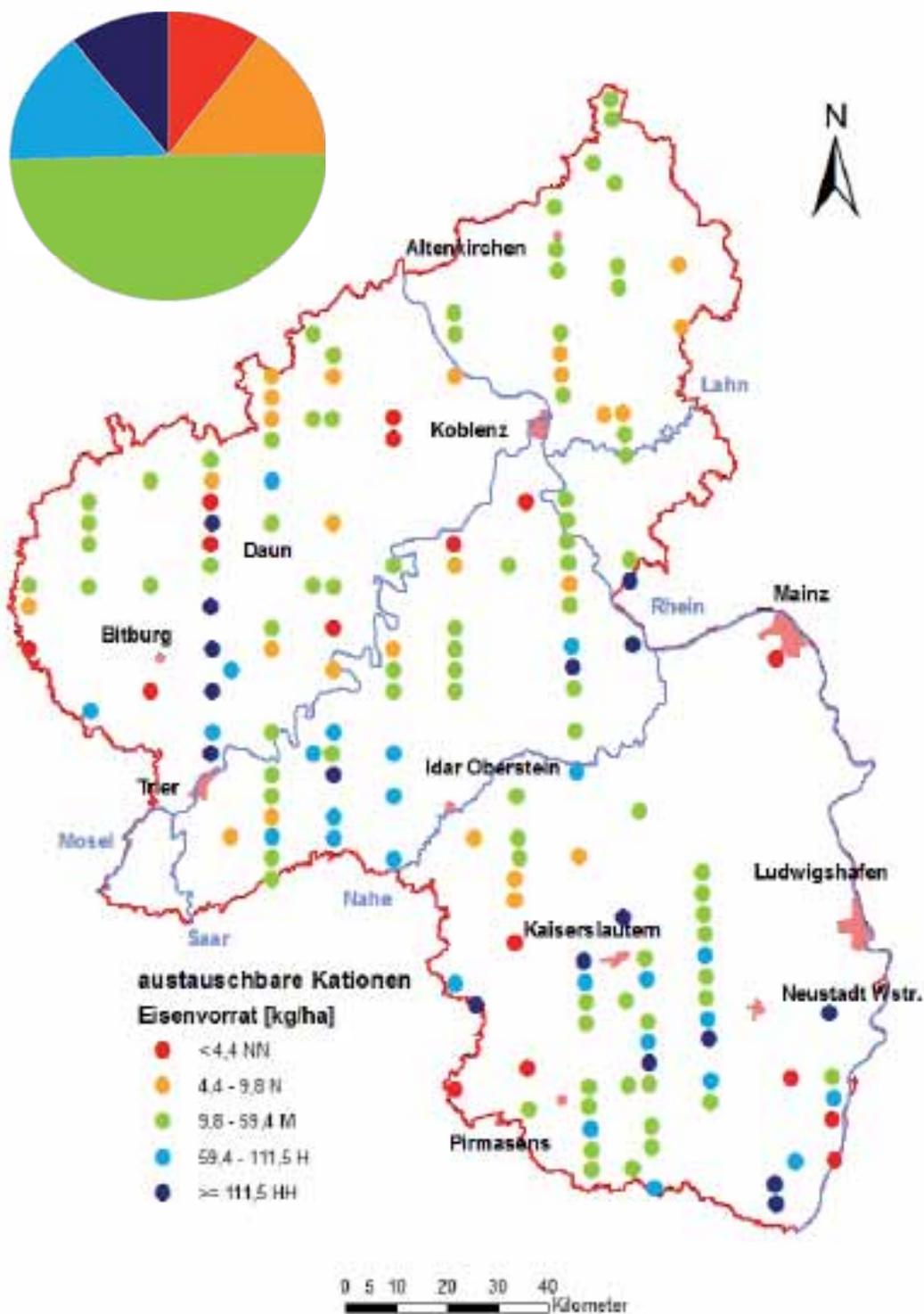
Karte 18: Vorräte an austauschbarem Mangan im Wurzelraum an den BZE II-Rasterpunkten



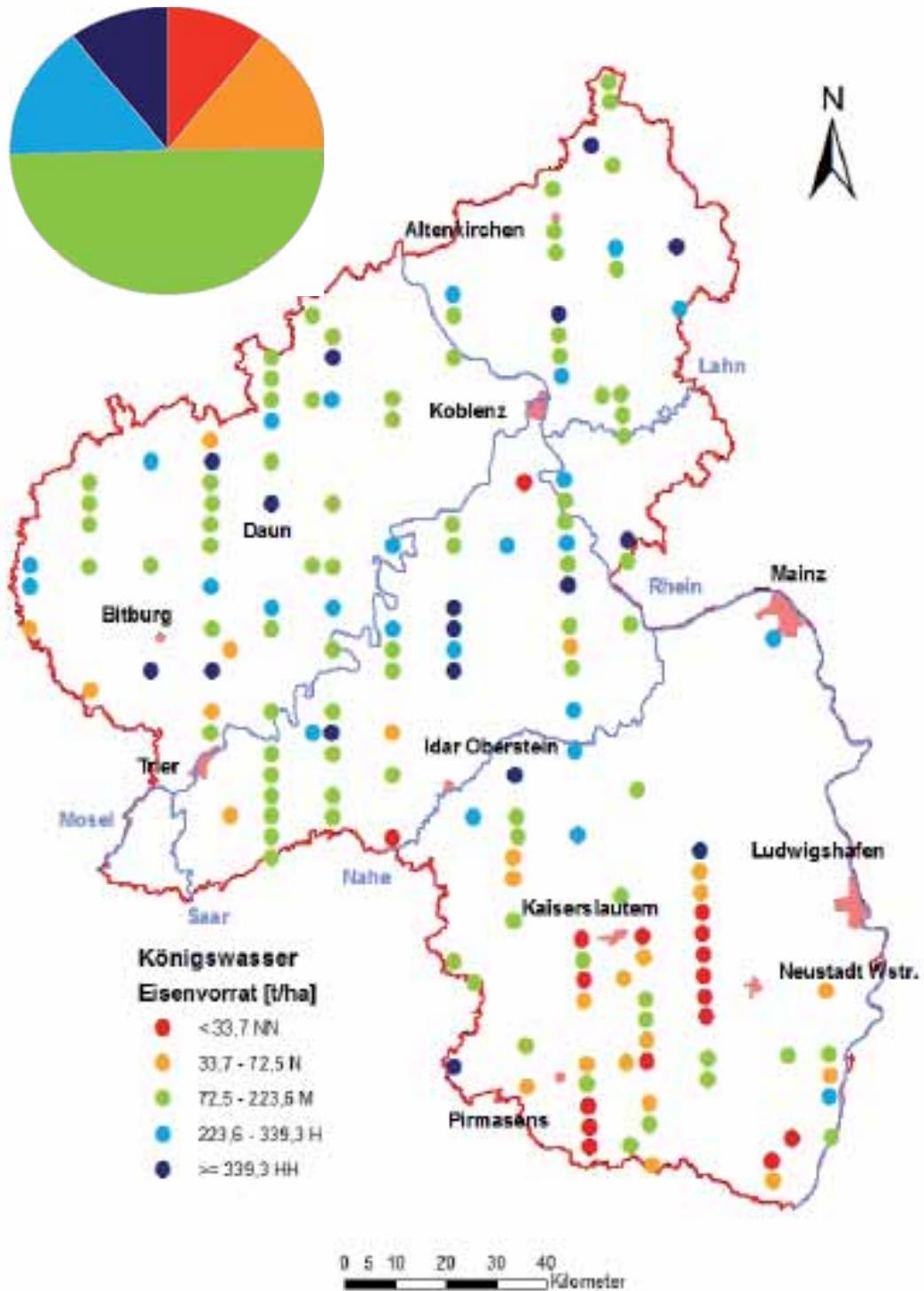
Karte 19: Vorräte an Mangan im Säureaufschluss im Wurzelraum an den BZE II-Rasterpunkten



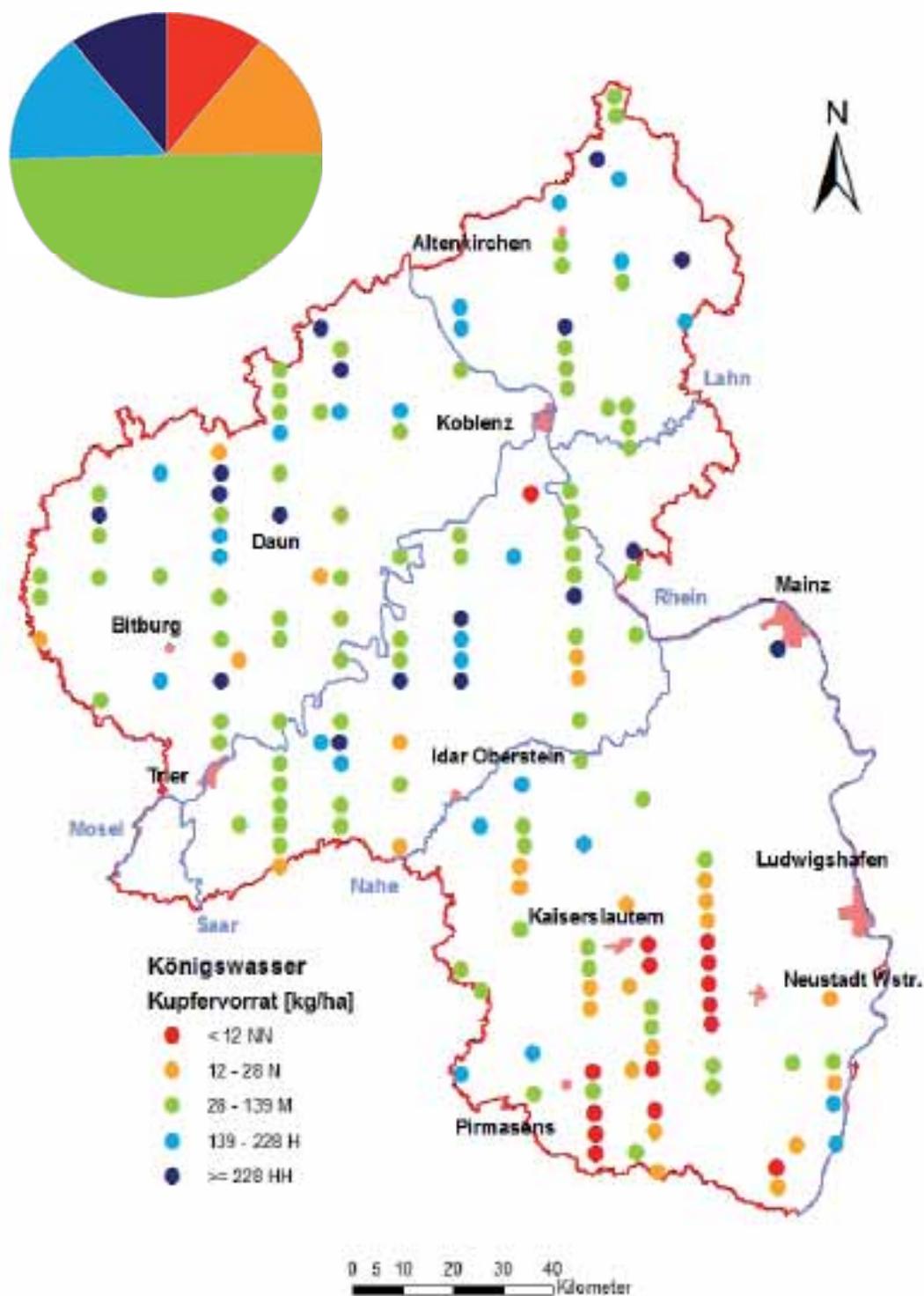
Karte 20: Vorräte an austauschbarem Eisen im Wurzelraum an den BZE II-Rasterpunkten



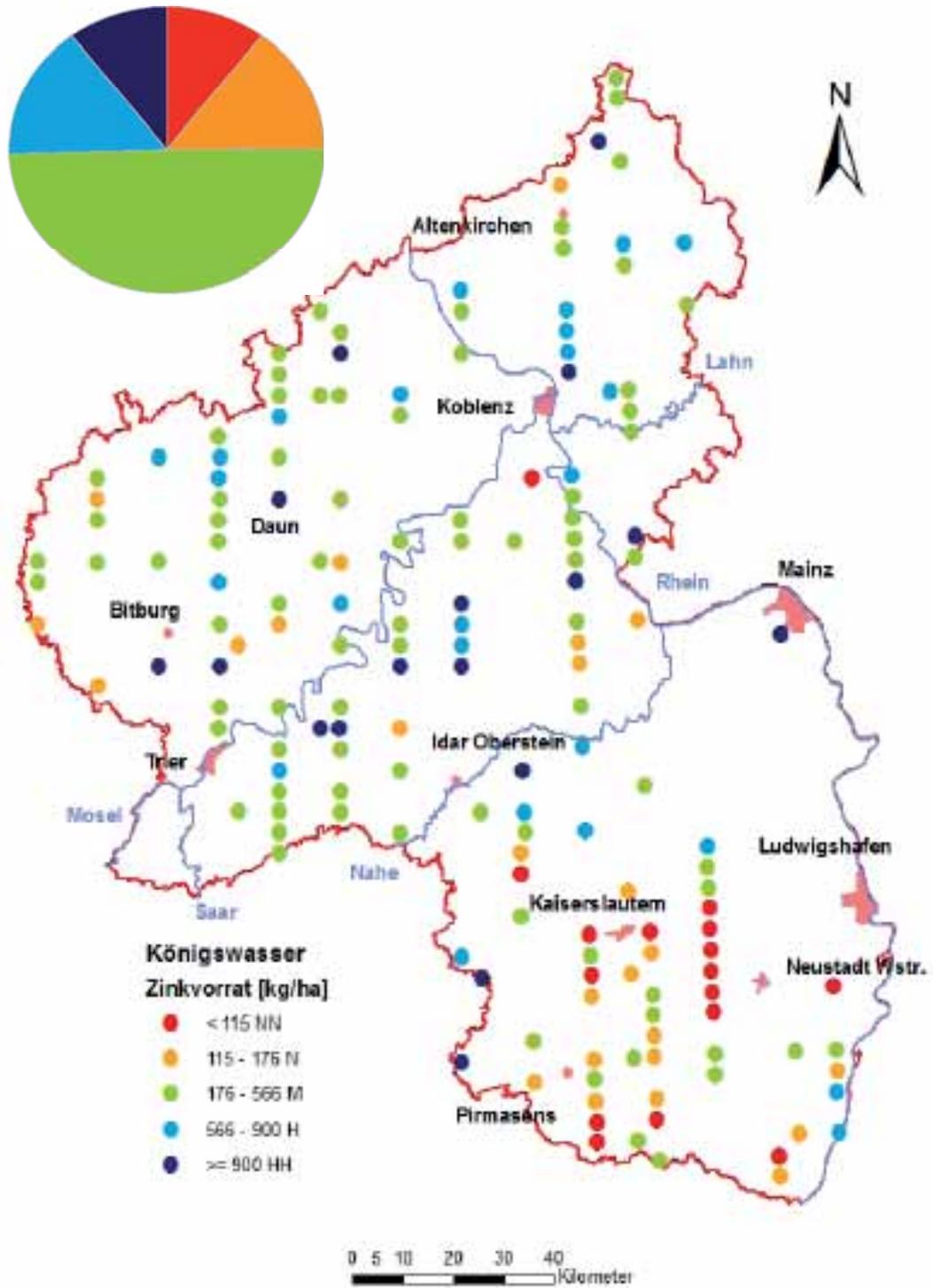
Karte 21: Vorräte an Eisen im Säureaufschluss im Wurzelraum an den BZE II-Rasterpunkten



Karte 22: Vorräte an Kupfer im Säureaufschluss im Wurzelraum an den BZE II-Rasterpunkten



Karte 23: Vorräte an Zink im Säureaufschluss im Wurzelraum an den BZE II-Rasterpunkten



Wie bei den vorstehend aufgeführten Metallen ist auch beim **Zink** die Verfügbarkeit stark pH-abhängig. Wobei Zink aber weit weniger durch die organische Substanz gebunden wird als Kupfer (KÖNIG und ULRICH 1986). Bei pH-Werten unter 6 steigen die Löslichkeit und damit die Verfügbarkeit von Zink stark an (SCHULTE 1988). Bei zunehmender Versauerung wird Zink daher in erheblichem Umfang mit dem Sickerwasser aus dem Ökosystem ausgewaschen (SCHULTZ 1987). Die Böden können hierdurch an Zink verarmen (BERGKVIST et al. 1989).

Leider liegen Informationen zu den Zinkvorräten in den Böden nur aus der BZE II und auch dort nur für den säurelöslichen Pool vor. Daher können keine Aussagen zur zeitlichen Entwicklung der Zinkverfügbarkeit in den Waldböden getroffen werden.

Die säurelöslichen Vorräte variieren im BZE II-Kollektiv zwischen 36 und 1886 kg/ha mit einem Median von 387 kg (Karte 23). Sehr geringe Zinkvorräte weisen die tief basenarmen Sande des Buntsandsteins und die quarzreichen Sande des Quartärs auf. Hohe Zinkvorräte sind in sehr unterschiedlichen Standorten wie beispielsweise Kalkverwitterungslehmen und Magmatiten aber auch in basenarmem Saprolith und Buntsandstein zu finden.

5.4.6 Nährstoffverfügbarkeit aus dem Bodenskelett

Die herkömmliche Bestimmung der pflanzenverfügbaren Nährstoffgehalte erfolgt an der Feinbodenfraktion (< 2 mm). Das Bodenskelett wird ausgesondert und im Allgemeinen verworfen. Allerdings zeigten Untersuchungen von UGOLINI et al. (1996), DEUTSCHMANN und LUDWIG (2000) sowie HEISNER et al. (2004), dass die Skelettfraktion keineswegs immer als inerte Matrix angesehen werden kann, sondern unter Umständen beträchtlich zur Speicherung austauschbarer Nährstoffkationen beiträgt. Andere Autoren belegen mit ihren Untersuchungen, dass die im Bodenskelett vorhandenen Nährstoffe durchaus von Hyphen der Mykorrhizapilze, die in das Mikroporensystem der Skeletteilchen eindringen, erreicht werden können (JONGMANN et al. 1997, VAN BREEMEN et al. 2000, KOHLER 2001). Eine Pilotstudie zur BZE II mit je zwei Sandstein- und Tonschieferstandorten in Rheinland-Pfalz

zeigte für beide Standortsgruppen einen deutlich geringeren Beitrag der Skelettfractionen zum austauschbaren Nährstoffvorrat im Vergleich zu früheren Untersuchungen an Graniten und Gneisen im Südschwarzwald (RABER et al. 2003). Dennoch stelle die Skelettfraction nach Ansicht der Autoren auch auf diesen Standorten einen nicht zu vernachlässigenden Zusatzspeicher dar.

Zur differenzierenden Untersuchung der Nährstoffverfügbarkeit aus dem Bodenskelett der bedeutsamen rheinland-pfälzischen Waldstandorte wurden an 77 der 165 BZE II-Plots Analysen zur Austauschkapazität und zur Austauscherbelegung des Bodenskeletts durchgeführt. Der Beitrag des Bodenskeletts am Elementvorrat des Gesamtbodens ist nach dem bisherigen Stand des Wissens nur bei skelettreichen Standorten nährstoffarmer Bodenausgangsgesteine ökochemisch relevant. Da die zur Skelettanalyse vorgesehenen BZE-Plots bereits vor Vorliegen der Befunde der Feinbodenanalyse ausgewählt werden mussten, wurden Punkte ausgewählt, die sich in der BZE I bereits als basenarm gezeigt hatten oder bei Neupunkten aufgrund des anstehenden Gesteins als basenarm zu erwarten waren. Die ausgewählten Punkte wiesen zumindest > 15 % Skelett (Feldschätzung) im Unterboden auf. Es wurden Substratgruppen ausgewählt mit folgenden anstehenden Gesteinen (vgl. Empfehlungen Handbuch Forstlicher Analytik, Abschnitt A3.2.1.10): Granitgruppe, Quarzite, Sandsteine und Tonschiefer des Devon, Sand- und Schluffsteine des Rotliegenden, Sandsteine des Buntsandsteins, Sandsteine des Lias sowie Umlagerungssubstrate die nennenswert Kiese und Gerölle aus diesen Gesteinen enthalten. Die Analysen erfolgten durch das Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre der Universität Freiburg an Proben für jeweils zwei Tiefenstufen je Rasterpunkt (in der Regel 10-30 cm und 30-60 cm) an der Skelettfraction 2 bis 6,3 mm. Die austauschbaren Kationen für die Skelettfractionen 6,3 bis 12,5 mm, 12,5 bis 20 mm und 20 bis 63 mm wurden anhand der gemessenen Masseanteile mit Hilfe des im Handbuch Forstliche Analytik (HFA) beschriebenen Verfahrens kalkuliert. Der Beitrag des Grobskeletts (> 63 mm) zur Kationenaustauschkapazität wurde als vernachlässigbar angesehen.

Nach Ziffer 6 HFA, Abschnitt A3.2.1.10 wird die

Siebfraktion 2 bis 6,3 mm durch Waschung mit destilliertem Wasser in einem Schüttler und ein kurzes Ultraschallbad von anhaftendem Feinbodenmaterial gereinigt. Es zeigte sich, dass bei dieser Prozedur 2 bis 96 % der ursprünglichen Masse des Feinskeletts ausgesondert wurden; an 40% der untersuchten Proben reduzierte sich die Feinskelettmasse um mehr als ein Drittel, bei einem Fünftel der Proben auf weniger als die Hälfte. Dieser Teil ist weder in der konventionellen Feinbodenanalyse noch in der Bestimmung der Austauschkapazität des Bodenskeletts enthalten. Da er gegebenenfalls vor allem in Relation zur AKe Skelett einen nicht zu vernachlässigenden Anteil an der Kationenaustauschkapazität einnehmen kann, wurde er separat als „Ummantelung“ erfasst. Die Massen je Hektar und Tiefenstufe werden für das Skelett und für die „Ummantelung“ aus der jeweiligen Feinbodenmenge der Tiefenstufe und der für jede Probe bestimmten Relation Skelett/Feinerde bzw. Ummantelung/Feinerde aus der Siebung und der Waschung hergeleitet. Zur Kalkulation der Elementvorräte in der „Ummantelung“ wurde die entsprechende Ummantelungsmasse mit den Analysebefunden der austauschbaren Kationen der entsprechenden Feinbodenprobe multipliziert.

Die Kalkulation der Gesamtvorräte austauschbarer Kationen erfolgte als Summe der Vorräte in Feinerde, Ummantelung und Gesamtskelett (2 bis 63 mm) für den untersuchten Tiefenbereich. Für Tiefenbereiche ohne Skelettanalysen wurden die Elementvorräte im Bodenskelett folgendermaßen geschätzt:

Tiefenstufen 0–5 und 5–10 cm: (Feinboden häufig

durch Kalkung beeinflusst; daher keine Herleitung aus AKe Feinboden möglich!): Herleitung der AKe Skelett 2–63 mm aus AKe Skelett 2–6,3 mm für den Tiefenbereich 10–30 cm und den für die Tiefenbereiche 0–5 und 5–10 cm gemessenen Anteilen der einzelnen Skelettfractionen.

Tiefenstufen 60–90 cm: Schätzung der AKe Skelett 2–6,3 mm der Tiefenstufe 60–90 cm über die Relation AKe Skelett 2–6,3 mm zu AKe Feinboden für Tiefenstufe 30–60 cm.

Die „Ummantelung“ kann bei diesen Schätzungen nicht getrennt berücksichtigt werden, sondern ist von der Masse her in der AKe Skelett enthalten. Da hierbei Gehalte der Ummantelung den (hergeleiteten) Gehalten des Skeletts gleichgesetzt werden, wird der Beitrag des „Nicht-Feinbodens“ hierbei vermutlich etwas unterschätzt.

Die Analysen der 149 untersuchten Bodenproben zeigen für das Feinskelett (2–6,3 mm) eine gegenüber der entsprechenden Feinbodenfraktion (< 2 mm) deutlich geringere Kationenaustauschkapazität (Abb. 42). Da die Basekationen und die Säurekationen gleichermaßen verringert sind, zeigen sich bei der Basensättigung nur geringe Unterschiede zwischen der Feinbodenfraktion und den Skelettfractionen. Entgegen den Erwartungen und der Befunde der Untersuchungen von RABER et al. (2003) verfügt das Bodenskelett nicht über höhere, sondern eher etwas geringere Basensättigungen als der Feinboden. Teilt man das Kollektiv in Proben mit geringer Basensättigung (BS) im Feinboden (BS < 20 %) und mittlerer bis hoher Basensättigung (BS > 20 %), so zeigen die Proben mit geringer Basensättigung eine hoch-

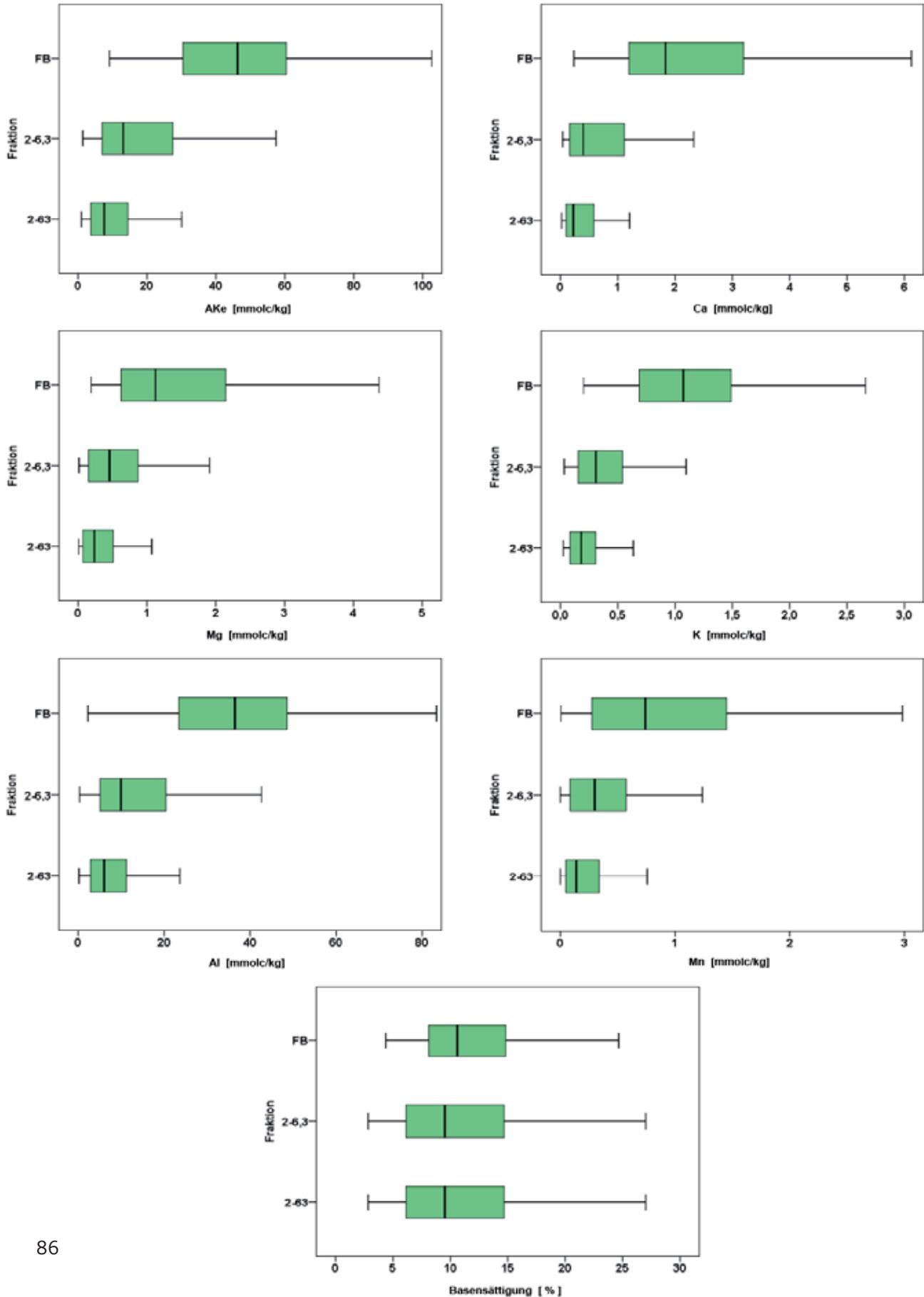
Tabelle 8

Verteilung des BZE II-Kollektivs nach den jeweiligen Anteilen der Kationenvorräte im Bodenskelett (2 – 63 mm einschließlich „Ummantelung“) im Mineralboden bis 90 cm Tiefe (bei flachgründigen Böden bis Beprobungstiefe) am entsprechenden Gesamtvorrat (Feinboden + Skelett)

Anteil Skelett am Gesamtvorrat	Ca	Mg	K	Mn	Fe	Al
	% des BZE II - Kollektivs (165 Plots)					
< 10 %	83	77	74	77	84	73
10 - 20 %	7	9	14	12	11	13
20 - 30 %	7	5	4	7	4	3
> 30 %	3	9	8	4	1	11

Abbildung 42

Boxplots der Kationenaustauschkapazität, der Gehalte austauschbarer Kationen und der Basensättigung im Bodenskelett 2 - 6,3 und 2 - 63 mm im Vergleich zu den entsprechenden Gehalten im Feinboden (FB)



signifikante Abnahme der Basensättigung vom Feinboden zum Skelett, während die Proben mit höherer Basensättigung gleiche oder etwas höhere Basensättigungen im Skelett aufweisen. Denkbar ist, dass dieser Befund mit der „Waschung“ des Feinskeletts vor der Analyse zusammenhängt. Während bei der Ermittlung der austauschbaren Kationen im Feinboden der wasserlösliche Ionenpool miterfasst wird, geht dieser Teil der Ionen bei der Reinigung des Skeletts vor der Analyse verloren. Insbesondere bei sehr armen Substraten dürfte dem wasserlöslichen Ionenpool aber ein relativ höherer Beitrag zukommen als bei reichen Standorten. Möglicherweise wird somit durch die Probenvorbereitung des Skeletts trotz der Berücksichtigung der „Ummantelung“ gerade auf den besonders armen Standorten die Nährstoffverfügbarkeit im Bodenskelett unterschätzt.

Bei Berücksichtigung der gröberen Skelettfraction bis 63 mm Durchmesser nehmen die austauschbaren Kationengehalte als Effekt der geringeren Oberfläche weiter ab. Im Mittel (Median) erreichen die Gehalte im Gesamtskelett bis 63 mm für Magnesium und Mangan ein Fünftel, Kalium und Aluminium ein Sechstel, Calcium ein Achtel und Eisen weniger als ein Zehntel der entsprechenden Kationenkonzentrationen im Feinboden.

Die im Skelett insgesamt (Skelett 2 – 63 mm einschließlich „Ummantelung“) im Mineralboden bis 90 cm Tiefe (bei flachgründigen Standorten bis Beprobungstiefe) vorhandenen Elementvorräte zeigen eine sehr große Spanne.

Die Calciumvorräte im Skelett variieren zwischen 0,5 und 12.064 kg/ha mit einem Median von 29 kg Ca/ha. Auch der Anteil des im Skelett verfügbaren Vorrats am Gesamtvorrat (Feinboden + Skelett) unterscheidet sich von Plot zu Plot beträchtlich. Er variiert beim Calcium zwischen 0,2 % und 73 %.

Die Magnesiumvorräte im Skelett liegen zwischen 0,05 und 2.218 kg/ha mit einem Median von 15 kg Mg/ha. Auch beim Magnesium variieren die Anteile des Vorrats im Skelett am Gesamtvorrat in einem sehr weiten Rahmen (0,1 bis 75 %).

Die Kaliumvorräte im Skelett weisen eine Spanne von 0,4 bis 943 kg/ha mit einem Median von 29 kg K/ha auf. Die Anteile des in Skelett verfügbaren

Vorrats am Gesamtvorrat variieren zwischen 0,2 und 59 %.

Für die Analyse der Skelettfraction wurden gezielt diejenigen Plots ausgewählt, die aufgrund ihres (hohen) Skelettgehalts und ihrer Ausgangsgesteine vergleichsweise höhere Vorräte austauschbarer Kationen im Bodenskelett erwarten ließen. Daher ist anzunehmen, dass bei den übrigen 88 nicht untersuchten Profilen des BZE II-Kollektivs das Bodenskelett nur in vergleichsweise geringem Umfang zum Gesamtvorrat der jeweiligen Kationen beiträgt.

Unter der Annahme, dass bei den nicht untersuchten Standorten der Anteil des Skeletts am Gesamtvorrat unter 10 % liegt, weisen bei den Basekationen drei Viertel bis vier Fünftel der Standorte der BZE II im Skelett verfügbare Anteile von weniger als 10 % am Gesamtvorrat auf (Tabelle 8). Vergleichsweise hohe Anteile (> 30 %) wurden für meist deutlich weniger als 10 % des Kollektivs kalkuliert.

5.5 Status und Veränderung von Stickstoff in den Waldökosystemen

Stickstoff (N) ist das in den Waldökosystemen bedeutsamste Nährelement. Mit Ausnahme von Auenwäldern, bestimmten Edellaubholzwäldern und Erlenbrüchen ist die Biomasseproduktion in Waldökosystemen von Natur aus meist stickstofflimitiert. Durch eine Jahrhunderte andauernde Übernutzung bis in das 20. Jahrhundert hinein wurde der Stickstoffspeicher der Ökosysteme erheblich entleert und die Stickstoffknappheit verschärft. Erst in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts veränderte sich diese Situation zum einen durch die Reduzierung des Biomasseexports im Zuge einer nachhaltigen Waldbewirtschaftung und zum anderen durch hohe Stickstoffeinträge infolge der Emission von Stickoxiden aus dem zunehmenden Straßenverkehr und der Ammoniakemission aus einer intensivierten Viehhaltung (vgl. Block 2006). Trotz vermehrter Anstrengungen zur Luftreinhaltung sind die Stickstoffeinträge in die Waldökosysteme bislang nur wenig gesunken (Block 2006; aktuelle Depositionsraten in

rheinland-pfälzischen Waldökosystemen unter <http://www.fawf.wald-rlp.de/index.php?id=3017>). Eine Reihe von Untersuchungen belegt, dass die Stickstoffeinträge über die atmosphärische Deposition die Austräge mit der Holz- und Biomassenutzung meist sehr deutlich überschreiten (BECKER et al. 2000, BLOCK et al. 2007, 2008, FICHTER 1997, RADEMACHER et al. 1999, 2001, RASPE und GÖTTLEIN 2008). Langfristig muss daher von einer weiteren Zunahme der Stickstoffsättigung in den Waldökosystemen ausgegangen werden.

Stickstoffverbindungen spielen bei fast allen ökosystemaren Abläufen eine wichtige Rolle. Daher ist der Stickstoffstatus der Waldökosysteme für die Mehrzahl der Waldfunktionen von zentraler Bedeutung. Zur Rolle des Stickstoffs in dem Waldökosystem und insbesondere zu den Auswirkungen von übermäßigen Stickstoffeinträgen gibt es eine Fülle von Untersuchungen. Ein Überblick über den gegenwärtigen Kenntnisstand kann unter anderem den Arbeiten von HADWIGER-FANGMEIER et al. 1992, KÖLLING 1991, ORTLOFF und SCHLAEPFER 1996, DE VRIES et al. 2007 und den Themenheften UBA 1995, WSL 1997 und LWF 2002 entnommen werden. Zusammengefasst sind die wichtigsten Folgen eines überhöhten N-Eintrags in die Waldökosysteme:

- Bodenversauerung
- Verlust an Nährstoffen (K, Ca, Mg) und/oder Tiefenverlagerung von Kationsäuren (als Begleitern bei NO_3^- -Auswaschung)
- Nitratbelastung des Grund- und Quellwassers
- Lachgasemission bei Grund- und Stauwasserböden
- N-Eutrophierung gegebenenfalls verbunden mit einer Verschiebung in der Artenzusammensetzung der Waldlebensgemeinschaften und Gefährdung von Rote-Liste-Arten (Stickstoffmangelzeiger, Flechten)
- Nährstoffungleichgewichte
- Zuwachssteigerung und höhere Biomasseproduktion
- höhere Produktionsrisiken (erhöhte Spross-Wurzel-Relationen verbunden mit erhöhter Trockenstressgefährdung und erhöhten

Sturmwurf- und Schneebruchrisiken; Herabsetzung der Frosthärte; veränderten Wirt-Parasit-Beziehungen; Bewirtschaftungs- und Verjüngungerschwernisse durch Konkurrenzvegetation).

Als Indikatoren für den Stickstoffstatus der Waldökosysteme wurden bei beiden Bodenzustandserhebungen die Gehalte und Vorräte an Stickstoff in der Humusaufgabe und im Mineralboden, die C/N-Verhältnisse und die Nitratgehalte im wässrigen 1:2 Extrakt erfasst. Bei der BZE II wurden zudem Grunddaten zur Schätzung des Stickstoffvorrats in der Bodenvegetation und in der Baumbiomasse erhoben. Weiterhin liegen für alle BZE II-Punkte im Rahmen des MAPESI-Projektes des Umweltbundesamtes von GAUGER (2010) kalkulierte N-Gesamtdositionen vor. Die Modellierung der Trockendeposition erfolgte hierbei mit dem LOTOS-EUROS Modell. Die berechneten Depositionen können zum Abgleich mit Critical Loads verwendet werden.

5.5.1 Stickstoffgehalte und -vorräte in den Waldökosystemen

Da Stickstoff im Wesentlichen an die organische Substanz gebunden ist, zeigen die Stickstoffgehalte im Boden eine deutliche Abnahme mit zunehmender Bodentiefe. Hohe Stickstoffgehalte sind vor allem in der Humusaufgabe und in der Mineralbodentiefe 0-5 cm zu finden (Abb. 43). Für die Humusaufgabe zeigen die Befunde der BZE II signifikant niedrigere Stickstoffgehalte im Vergleich zur BZE I. Da diesem Befund eine (tendenzielle) Zunahme der Stickstoffgehalte in der obersten Mineralbodentiefe gegenübersteht, könnten die Veränderungen auch eine Folge der Probleme der Reproduzierbarkeit bei der Trennung von Humusaufgabe und Mineralboden sein (vgl. Kap. 6.1).

Die N-Vorräte in Humusaufgabe und Mineralboden wurden bereits in Kapitel 5.4.1 dargestellt und erläutert. Zwischen der BZE I und der BZE II zeigte sich im Mittel eine Vorratzzunahme von etwa 300 kg N/ha, die zwar statistisch nicht signifikant ist, aber in der Größenordnung in etwa mit den Bilanzüberschüssen für Stickstoff in diesem Zeitraum übereinstimmt (BLOCK et al. 2007, 2008).

Nach MATZNER und BERG (1997) sowie BERG (1998, 2000) kann die Relation des N-Vorrats in der Humusauflage zum Vorrat im Mineralboden zur Indikation der Entwicklung des Stickstoffstatus herangezogen werden. Hohe Stickstoffeinträge können offenbar zu Veränderungen in der Streuzersetzung und zur Akkumulation von Auflagehumus führen (MEIWES et al. 2002). Weder beim Auflagehumusvorrat noch beim Stickstoffvorrat im Auflagehumus ergaben sich zwischen der BZE I und der BZE II signifikante Veränderungen (Abb. 44 und Abb. 45). Auch beim Anteil des in der Humusauflage gespeicherten Stickstoffvorrats am Gesamtvorrat im Boden ergaben sich keine wesentlichen Unterschiede (Abb. 46). Insofern liefern diese Befunde keine Hinweise auf Veränderungen in der Humusakkumulation durch überhöhte N-Einträge. In Rheinland-Pfalz überschreiten die atmosphären Stickstoffeinträge zwar verbreitet die Critical Loads (vgl. Kap. 5.5.4), liegen aber im nationalen Vergleich eher im unteren oder mittleren Bereich (VOLZ 1994). Auch müssen bei allen Kennwerten, die auf einer

Abbildung 44

Boxplots des Auflagehumusvorrats [t/kg] bei BZE I (rot) und BZE II (grün)

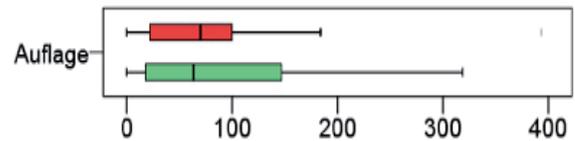


Abbildung 45

Boxplots des Stickstoffvorrats [kg/ha] im Auflagehumus bei BZE I (rot) und BZE II (grün)

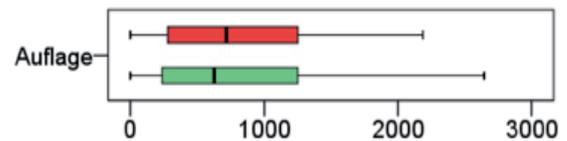


Abbildung 43

Boxplots der Stickstoffgehalte [g/kg] in Humusauflage und Mineralboden bei BZE I (rot) und BZE II (grün)

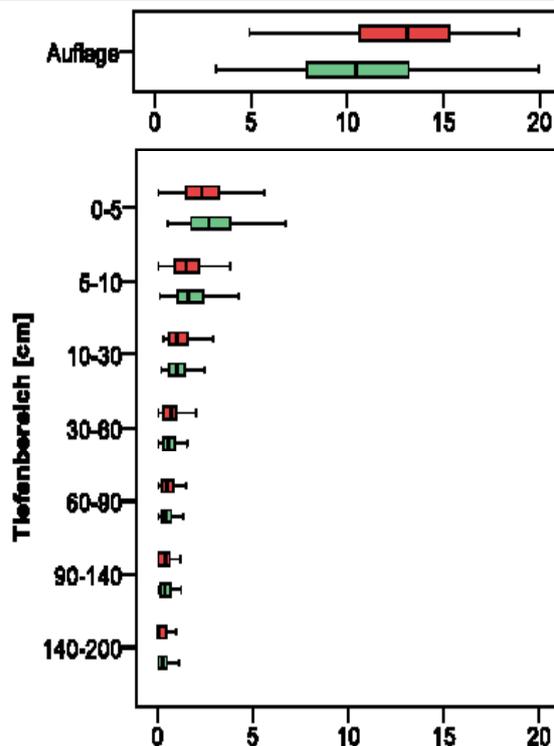
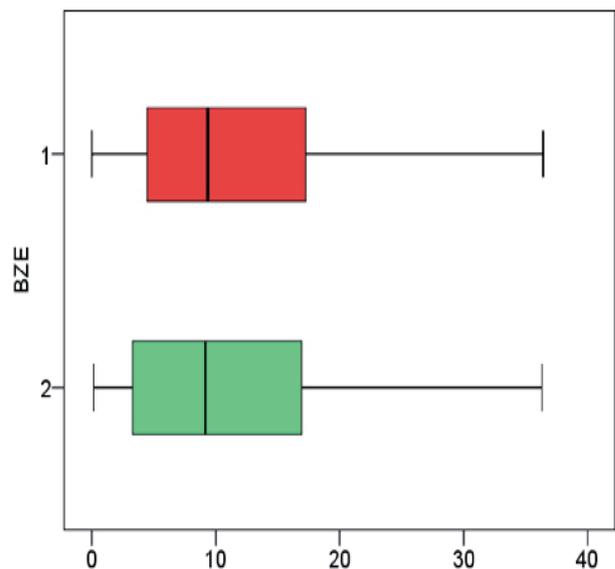


Abbildung 46

Boxplots des Anteils [%] des Stickstoffvorrats in der Humusauflage am Gesamtvorrat im Wurzelraum bei BZE I (rot) und BZE II (grün)



Trennung von Humusaufgabe und Mineralboden beruhen, die Probleme bei der Reproduzierbarkeit dieser Trennung im Gelände berücksichtigt werden (vgl. Kap. 6.1).

Mit den im Zuge der BZE II ergänzend zu den Bodendaten erhobenen Daten zur Bodenvegetation (Krautschicht, Strauchschicht, Waldverjüngung), zum Waldbestand und zum Totholzvorkommen an allen BZE II-Plots wurden Biomassen und Nährstoffvorräte in den jeweiligen Kompartimenten für alle BZE II-Rasterpunkte kalkuliert (WELLBROCK et al. 2011). Zur Berechnung der Vorräte in der Bodenvegetation wurde das Modell PhytoCalc (BOLTE 1999) und zur Berechnung der Vorräte in der Biomasse der Waldbestände der Wachstumssimulator SILVA (SEIFERT et al. 2006) eingesetzt.

Abbildung 47 zeigt die Aufteilung der Stickstoffvorräte auf die verschiedenen Kompartimente der Waldökosysteme im BZE II-Kollektiv.

Die Stickstoffvorräte im gesamten Ökosystem variieren an den 165 Rasterpunkten zwischen 1,7 und 21,0 t N/ha (Median 7,0 t/ha). Der bedeutendste Stickstoffspeicher ist der Mineralboden mit 1,2 bis 20,5 t N/ha (Median 5,5 t N/ha), gefolgt von der Humusaufgabe (Feinhumus + Grobhumus bis 2 cm Durchmesser) mit 0 bis 5,4 t N/ha (Median 0,67 t N/ha) und vom aufstockenden Waldbestand (oberirdische und unterirdische Biomasse) mit 0-1,1 t N/ha (Median 0,5 t N/ha). In der Bodenvegetation (einschließlich Baumverjüngung bis 50 cm Höhe) variieren die Stickstoffvorräte zwischen 0 und 0,12 t N/ha (Median 0,007 t C/ha) und im Totholz (stehendes Totholz + liegendes Totholz + Baumstämme) zwischen 0 und 0,24 t N/ha (Median 0,02 t N/ha).

In der Regel befinden sich etwa neun Zehntel der ökosystemaren Stickstoffvorräte im Boden (Humusaufgabe und Mineralboden). Der Anteil der N-Vorräte im aufwachsenden Waldbestand am gesamten ökosystemaren N-Vorrat beträgt meist weniger als ein Zehntel, der Anteil der Bodenvegetation und des Totholzes in der Regel weniger als 1 Prozent.

5.5.2 Humusform und C/N-Verhältnis

Zwischen den chemischen Eigenschaften der Humusaufgabe und der Humusmorphologie bestehen meist charakteristische Zusammenhänge (AK STANDORTSKARTIERUNG 2003, Kap. B.3.2.7, v. ZEZSCHWITZ 1980). So konnten der jeweiligen Humusform feste Spannen an C/N- und C/P-Verhältnissen zugeordnet werden. Allerdings können erhöhte Stickstoffeinträge diese Zusammenhänge erheblich „stören“. So fanden WOLFF und RIEK (1997) bei der Auswertung der bundesweiten BZE I-Befunde relativ enge C/N-Verhältnisse bei gleichzeitig starker Oberbodenversauerung und interpretierten dies als Indiz für eine Überlagerung bodenökologischer Transformationsprozesse durch atmogene Einträge sowohl von Säure als auch von Stickstoff.

In Rheinland-Pfalz ist der Anteil der auf erhebliche Zersetzungsstörungen hinweisenden Humusformen rohhumusartiger Moder und Rohhumus von der BZE I zur BZE II merklich zurückgegangen (vgl. Abb. 36 in Kap. 5.4.1). Parallel hierzu ist auch der Anteil an Rasterpunkten mit weiten C/N-Verhältnissen (> 25) gesunken (vgl. Abb. 35 in Kap. 5.4.1) und die pH-Werte in den Humusaufgaben sind infolge von Bodenschutzkalkungen an der Mehrzahl der Rasterpunkte deutlich angestiegen (vgl. Abb. 24 in Kap. 5.3.1). Allerdings fügen sich die C/N-Verhältnisse noch recht gut in den Bereich der für „natürliche“ Verhältnisse für die jeweilige Humusform angegebenen Spannen ein (Abb. 48). Auch muss bei der Interpretation der Befunde berücksichtigt werden, dass sich an der Mehrzahl der Standorte die Effekte von N-Eintrag, Kalkung, Waldumbau und Veränderungen in der waldbaulichen Behandlung so weit überlagern, dass sichere Aussagen zur Wirkung einzelner Einflüsse nicht möglich sind.

5.5.3 Nitratkonzentration und Stickstoffaustrag

Da Stickstoff für natürliche Waldökosysteme ein limitierender Nährstoff ist, sind die Systeme evolutionär darauf ausgerichtet, die Stickstoffverluste so gering wie möglich zu halten. In unbelasteten Waldökosystemen sind die Nitratkonzentrationen unterhalb des Wurzelraums der Bäume

und damit die Nitratausträge mit dem Sickerwasser nur sehr gering. Nutzungsänderungen, wie der Anbau von Fichte nach Buche, aber auch Kahllagen durch Stürme oder Borkenkäferkalamitäten und insbesondere überhöhte Stickstoffeinträge über die atmogene Deposition von Stickstoff aus Landwirtschaft und Straßenverkehr können zu Störungen im Stickstoffhaushalt führen, die mit einem erheblichen Austrag an Stickstoff mit dem Sickerwasser verbunden sind (BLOCK 2006, KREUTZER et al. 1986, ROTHE et al. 1998).

Der von ABER et al. (1989) geprägte Begriff „Stickstoffsättigung“ beschreibt den Zustand der Ökosysteme, die bei anhaltend überhöhten Stickstoffeinträgen nicht mehr in der Lage sind, die eingetragenen Stickstoffmengen im Ökosystem zu speichern und einen Teil des Stickstoffs als Nitrat im Sickerwasser wieder abgeben. Diese Nitratausträge sind nicht nur mit Bodenversauerung verbunden, sondern können auch angrenzende Systeme, wie das Quell- und Grundwasser, gefährden (vgl. Block et al. 2000, Kap. VIII).

Für die Nitratkonzentration im tieferen Sickerwasser und den Nitrataustrag liegen eine Reihe von Bewertungsvorschlägen im Hinblick auf die Gefährdung der Ökosysteme und des Grundwassers vor (Zusammenfassungen in BLOCK et al. 2000, DE VRIES et al. 2007, RIEK und WOLFF 2007).

Bei der BZE können entsprechende Kennwerte aus den Nitratanalysen im wässrigen 1:2-Extrakt hergeleitet werden. Vorschlägen von EVERS et al. 2002 und SCHLOTTER et al. 2009, 2011 folgend wird der Nitratgehalt des wässrigen Extrakts dabei auf die mit der Trockenraumdichte in Gewichtsprozent umgerechnete Feldkapazität des beprobten Horizonts bezogen. Hierdurch soll gewährleistet werden, dass die so kalkulierten Konzentrationen mit entsprechenden Konzentrationen aus Saugkerzenproben vergleichbar sind, auf die sich die verfügbaren Kennwerte in der Regel beziehen. Die Feldkapazität wurde über Pedotransferfunktionen (PTF) den Vorschlägen der PTF 2-Studie zur BZE (SCHRAMM et al. 2006) nach WÖSTEN et al. (1999) „klassifiziert“ abgeleitet. Die Kalkulation der Austräge an Nitratstickstoff erfolgte durch Multiplikation der so ermittelten Nitratkonzentrationen mit Sickerwasserraten, die

über eine Wasserhaushaltssimulation mit LWF/BROOK 90 hergeleitet wurden (SCHULTZE et al. 2011).

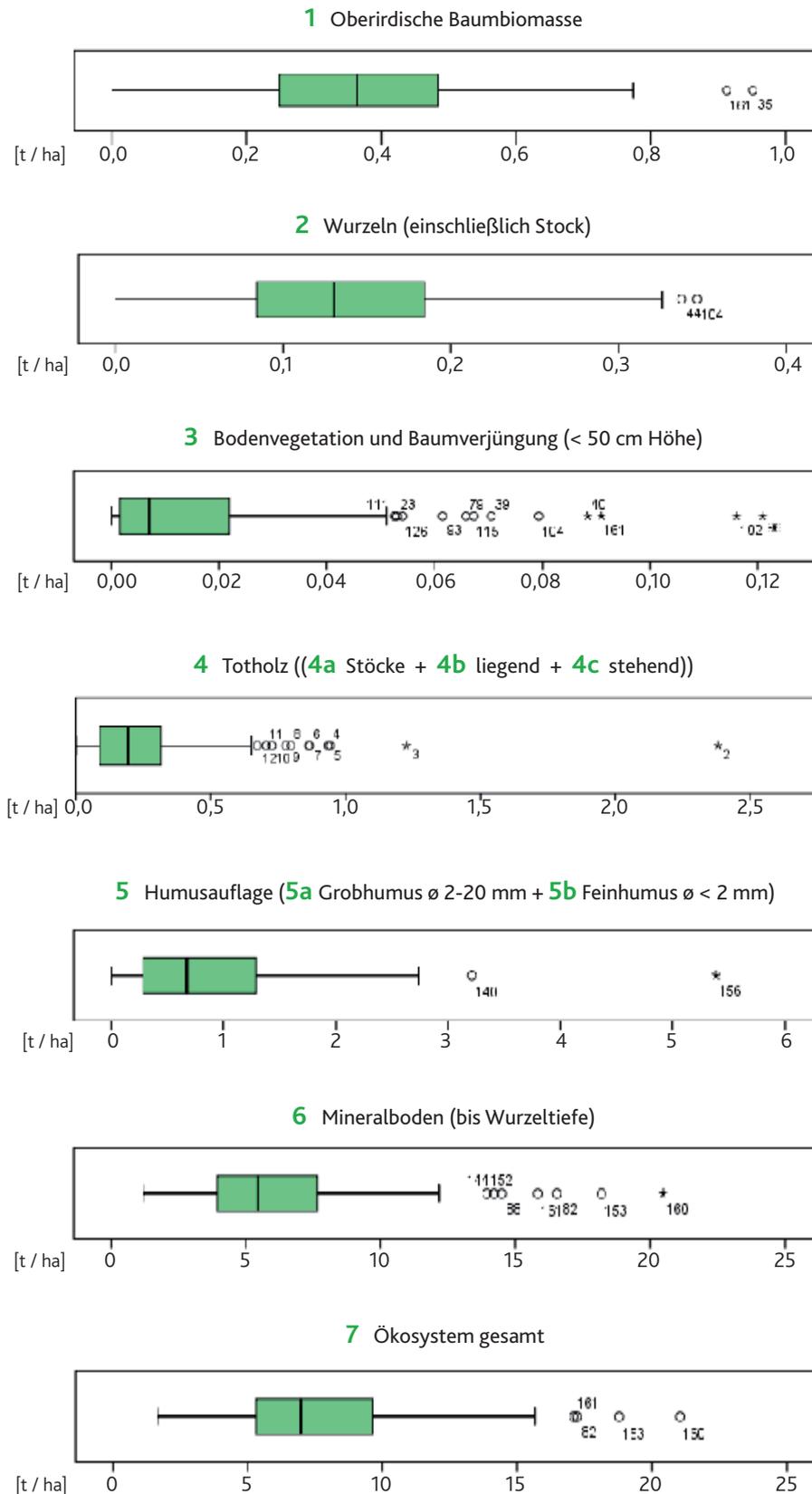
Die Nitratkonzentrationen der BZE II variieren zwischen < 1 bis 117 mg NO₃/l, die der BZE I zwischen 2 und 127 mg NO₃/l. Zwischen den Häufigkeitsverteilungen der Nitratkonzentrationen beider Erhebungen ergaben sich signifikante Unterschiede. Das Kollektiv der BZE II weist einen merklich höheren Anteil sehr geringer Konzentrationen auf. Dies könnte einer Reduzierung der Bestimmungsgrenze von der BZE I (0,05 mg N/l) zur BZE II (0,02 mg N/l) geschuldet sein. Beschränkt man das Kollektiv bei beiden Erhebungen auf Messwerte ≥ 0,1 mg N/l zeigen sich keine signifikanten Unterschiede bei einer Tendenz zu eher höheren Gehalten.

Die Vorschläge, ab welcher Nitratkonzentration im Hinblick auf die Aspekte Stickstoffsättigung, negative Wirkungen auf verschiedene Waldfunktionen sowie N-Auswaschung und Grundwassergefährdung als relevant anzusehen sind, variieren von Autor zu Autor erheblich. GENSIOR et al. (2003) erachten Nitratkonzentrationen von mehr als 2 mg NO₃/l (0,45 mg NO₃-N) als qualitatives Kriterium für eine mehr oder minder ausgeprägte Stickstoffsättigung. Demgegenüber geben MELLERT und KÖLLING (2006) 5 mg NO₃ (1,1 mg NO₃-N) als Unbedenklichkeitsschwelle und 10 mg NO₃ (2,3 mg NO₃-N) als wasserwirtschaftlich relevanten Schwellenwert an. DE VRIES et al. (2007) erachten bei Nitratkonzentrationen über 1 mg N/l (4,4 mg NO₃) die Ökosysteme als „leaky ecosystems with elevated nitrate leaching“. Nach STODDARD (1994) sind Ökosysteme mit Nitratkonzentrationen > 1 mg N/l der Stufe 3 der Stickstoffsättigung (Einzugsgebiet ist Netto-N-Quelle) zuzuordnen.

Etwas mehr als ein Drittel der beprobten 161 Rasterpunkte der BZE II zeigt Nitratkonzentrationen unter 2,5 mg NO₃/l und damit keine Anzeichen einer N-Sättigung (Abb. 50). Die 1 mg N-Grenze (4,4 mg NO₃) wird an etwas mehr als der Hälfte der BZE II-Plots überschritten. An etwa einem Drittel der Rasterpunkte liegen die ermittelten Nitratkonzentrationen über 10 mg NO₃/l und damit nach MELLERT und KÖLLING (2006) in einem

Abbildung 47

Aufteilung der Stickstoffvorräte auf die verschiedenen Kompartimente der Waldökosysteme im BZE II-Kollektiv



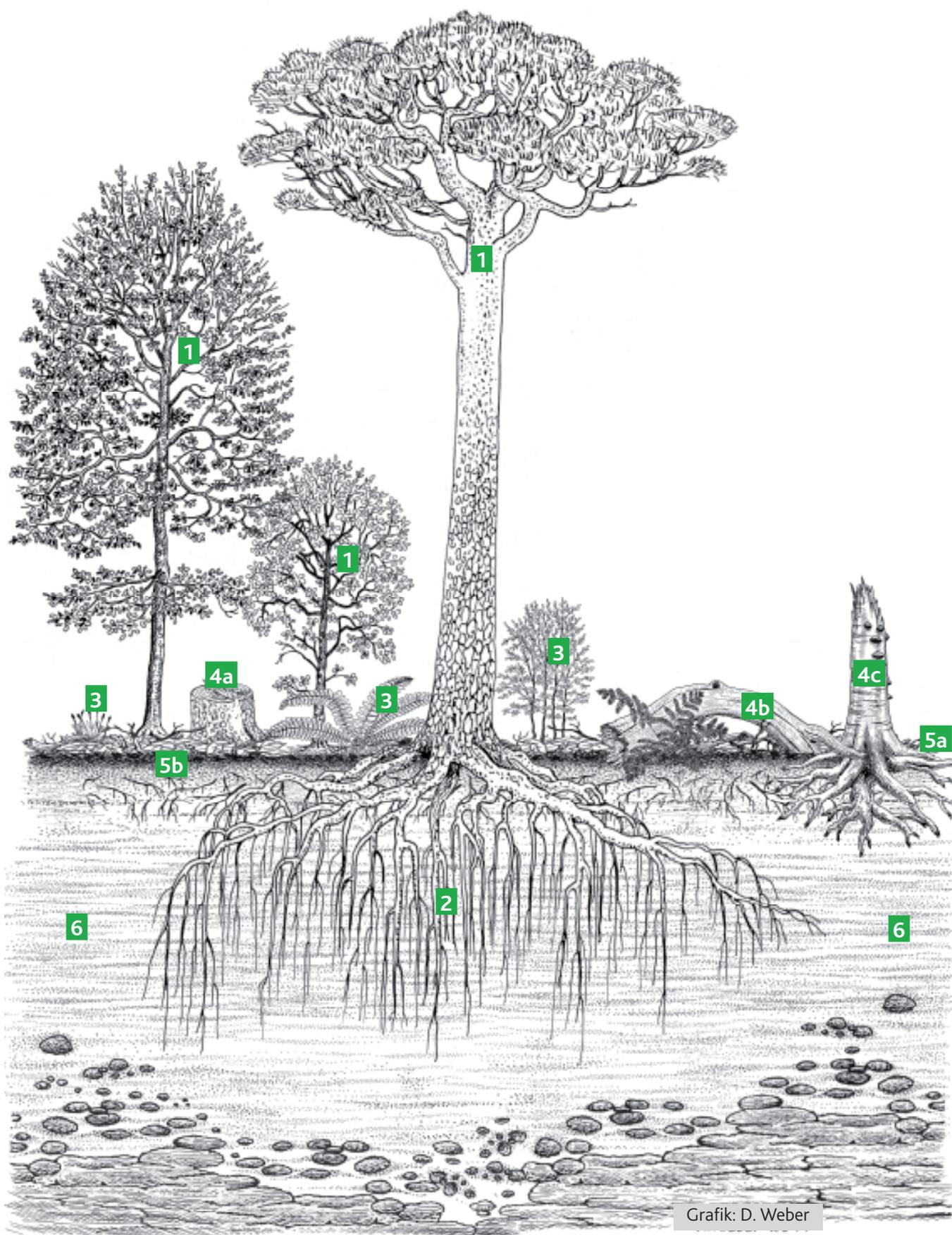


Abbildung 48

Median der C/N-Verhältnisse der BZE II bei unterschiedlicher Humusform im Vergleich zu den vom AK STANDORTSKARTIERUNG (2003) angegebenen durchschnittlichen Spannen

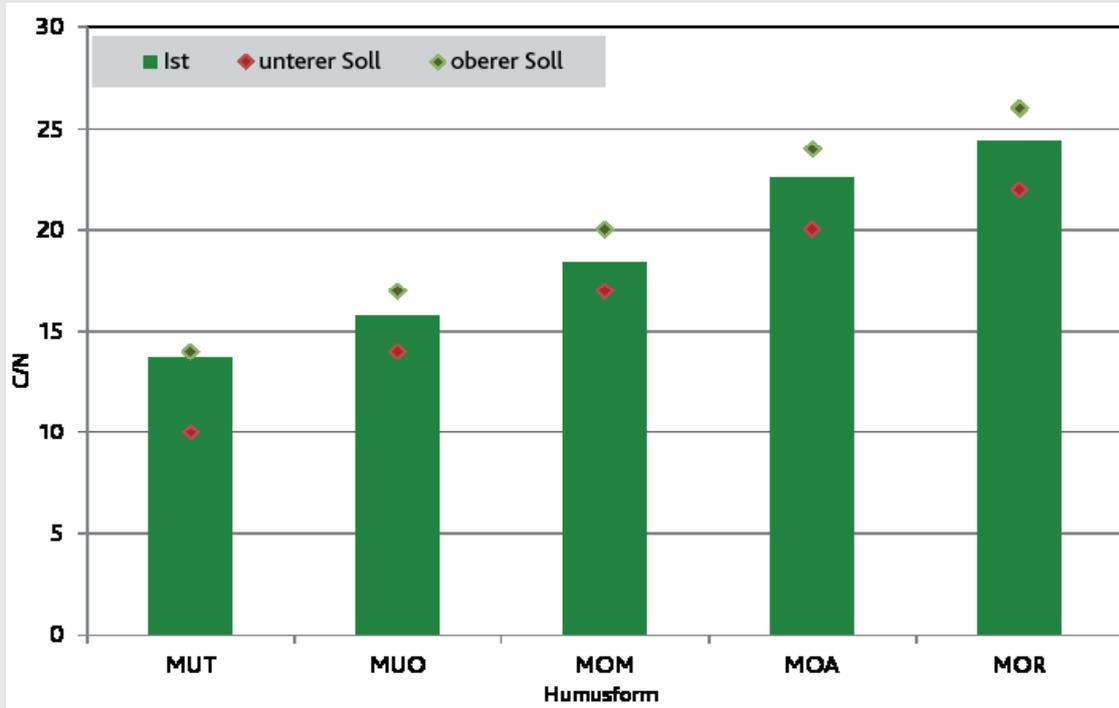
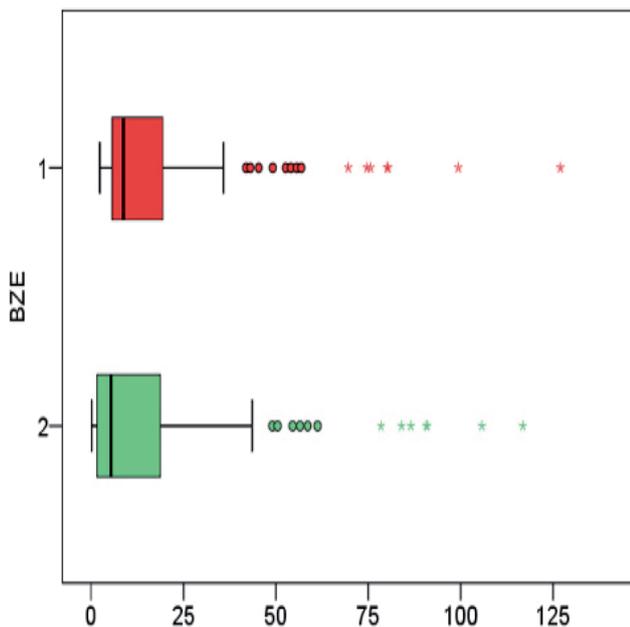


Abbildung 49

Boxplots der Nitratgehalte [mg/l] im Unterboden bei BZE I und BZE II; die Nitratgehalte sind auf die Feldkapazität bezogen (siehe Text)

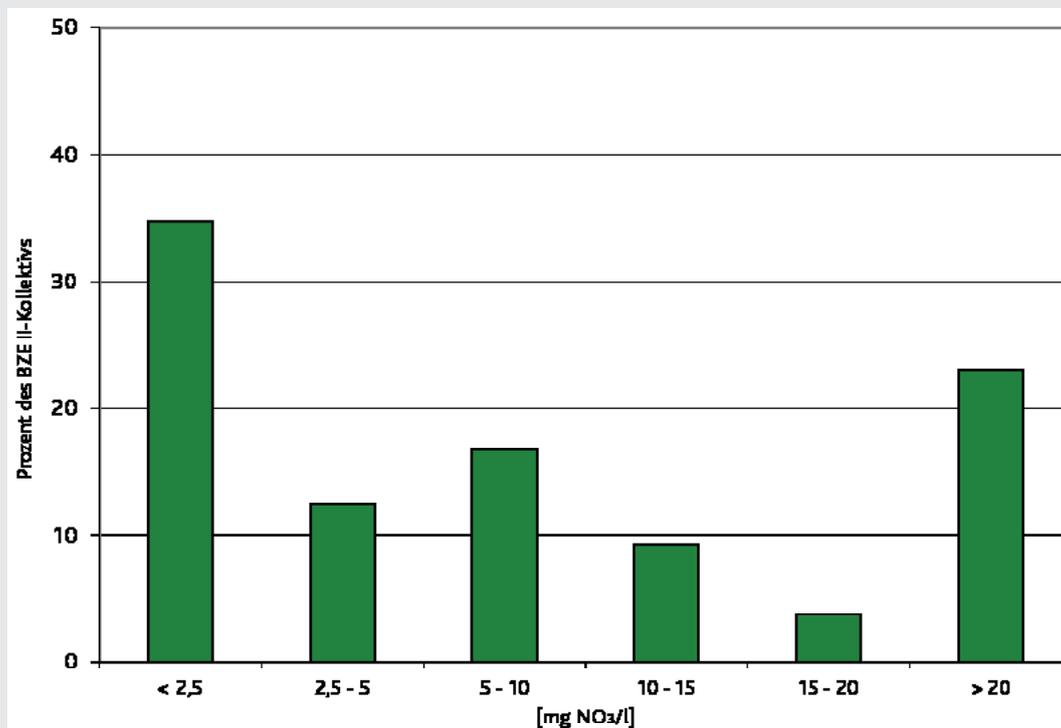


Konzentrationsbereich mit wasserwirtschaftlicher Relevanz. Überschreiten die Nitratkonzentrationen langfristig das Critical Limit von 2,5 bis 4 mg N/l (11-18 mg NO₃) sind nach Angaben von DE VRIES et al. (2007) Vegetationsveränderungen in Nadelwäldern und bei einer Überschreitung von 3,5 bis 6,5 mg N/l (16-29 mg NO₃) auch in Laubwäldern Westeuropas möglich. Hiervon sind im BZE II-Kollektiv ein Drittel bzw. ein Viertel der Rasterpunkte betroffen. Als Critical Limit für Veränderungen der Empfindlichkeit der Waldbäume gegenüber Frost und Pilzinfektionen geben DE VRIES et al. (2007) ein Critical Limit von 3 bis 5 mg N/l (13-22 mg NO₃) an. Diese Grenzkonzentration wurde an etwa einem Viertel der BZE II-Rasterpunkte nicht eingehalten.

Die für das BZE II-Kollektiv überschlägig kalkulierten Nitratausträge variieren zwischen 0,2 und 107 kg N/ha* Jahr. Etwas mehr als die Hälfte der Standorte weisen Nitratausträge unter 5 kg N/ha* Jahr auf und zeigen somit keine Anzeichen einer Stickstoffsättigung (Abb. 51). An einem

Abbildung 50

Verteilung der Nitratgehalte im Unterboden des BZE II-Kollektivs; die Nitratgehalte sind auf die Feldkapazität bezogen (siehe Text)



Fünftel der Rasterpunkte wurden Nitratausträge zwischen 5 und 15 kg N/ha* Jahr ermittelt. Diese Standorte können nach Block et al. (2002, Kap. V) als „N-gesättigt auf niedrigem Niveau“ bezeichnet werden. Weitere 26 % des Kollektivs zeigen

Nitratausträge oberhalb 15 kg N/ha* Jahr und sind somit „stickstoffgesättigt auf hohem Niveau“. An elf Rasterpunkten wurden Austräge von mehr als 50 kg N/ha* Jahr kalkuliert. Dies weist auf eine störungsbedingte Stofffreisetzung im System hin. Sechs der elf Plots liegen in Nachbarschaft zu Grünlandflächen. Bei einem Standort mit sehr hohen Nitratausträgen handelt es sich um einen mittelalten Fichtenreinbestand, der als Erstaufforstung nach Ackernutzung entstanden ist, bei einem weiteren um einen Fichtenbestand erster Generation nach Niederwald. Der Rasterpunkt mit dem dritthöchsten Austrag ist zum einen nur noch sehr spärlich mit Eichen, Kiefern und Buchen bestockt und befindet sich zudem in unmittelbarer Grenzlage zu einer Grünlandfläche. Sechs der elf Plots weisen zudem mit mehr als

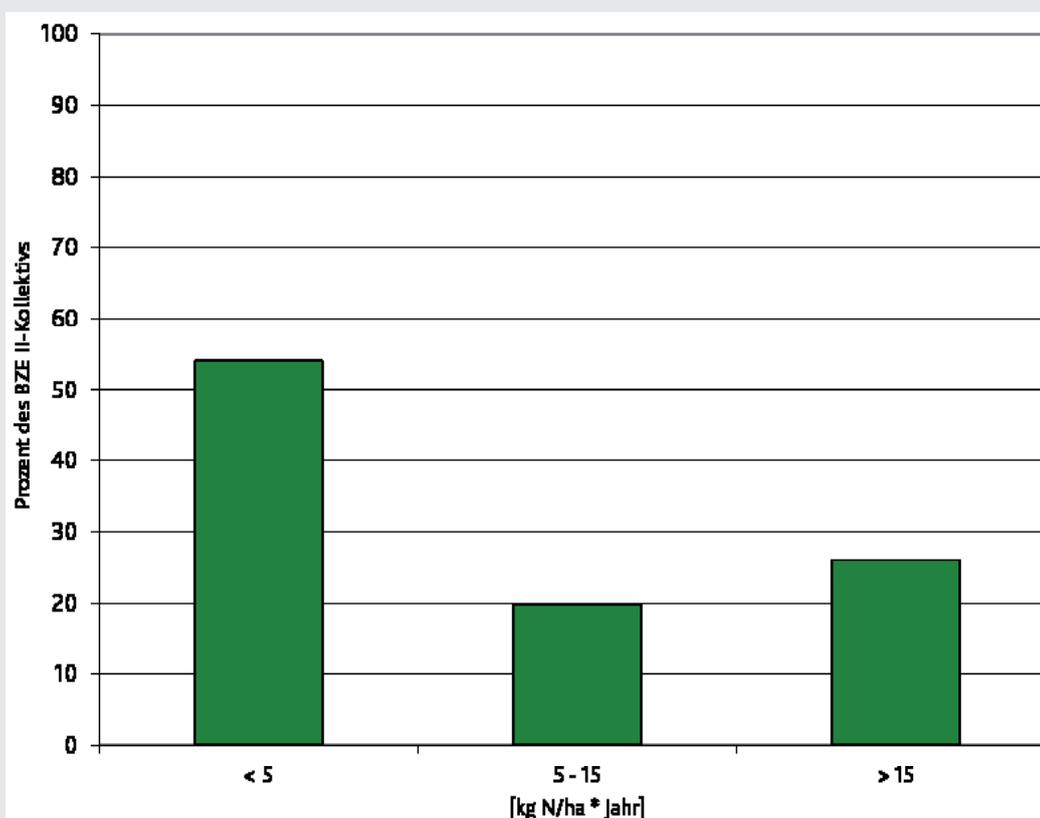
500 mm auffallend hohe Tiefensickerungsraten auf.

5.5.4 Überschreitung der Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff

Die Critical Loads für den Stickstoffeintrag sind am Schutz der Ökosysteme vor zunehmender N-Eutrophierung und am Schutz des Grund- und Quellwassers vor einer nicht tolerierbaren Nitratbelastung ausgerichtet. Sie beschreiben eine höchste Deposition von Stickstoff als NH_x und NO_y bei der keine schädlichen Wirkungen auf die Struktur und die Funktionen der Ökosysteme wie die Regulationsfunktion, die Lebensraumfunktion und die Produktionsfunktion auftreten. Zudem sollen bei Einhaltung der Critical Loads andere Systeme, wie die Atmosphäre vor übermäßiger Lachgasemission geschützt und die Qualität des Grund- und Quellwassers erhalten werden. Zur Herleitung von Critical Loads für Stickstoff können sowohl empirische Ansätze (z.B. aus Befunden von Düngungsversuchen und Beobachtungen bei unterschiedlichen N-Einträgen)

Abbildung 51

Verteilung der Nitrat austräge im BZE II-Kollektiv



als auch standortsspezifische Massenbilanzen verwendet werden.

Die von BOBBINK et al. (2002) aufgelisteten empirischen Critical Loads für Wälder und Forsten im Hinblick auf Veränderungen der Stickstoffmineralisation/Nitrifikation, der Nitrat auswaschung, des Stickstoff-/Makronährstoffverhältnisses, der Artenvielfalt, der Anfälligkeit gegenüber Parasiten, der Zunahme von Algen und des Rückgangs von Flechten sowie Veränderungen in der Mykorrhiza liegen zwischen 10 und 20 kg N/ha * Jahr.

Von BULTJES et al. (2011, S. 59) erarbeitete Karten mit empirischen Critical Loads für Stickstoff in Deutschland zeigen für Rheinland-Pfalz weit überwiegend Werte zwischen 12,5 und 17,5 kg N/ha*Jahr. Diesen Werten können von GAUGER (2010) für die Jahre 2004 bis 2007 kalkulierte Gesamt-N-Einträge (N_{tot}) an den BZE II-Rasterpunkten gegenüber gestellt werden (Karte 24).

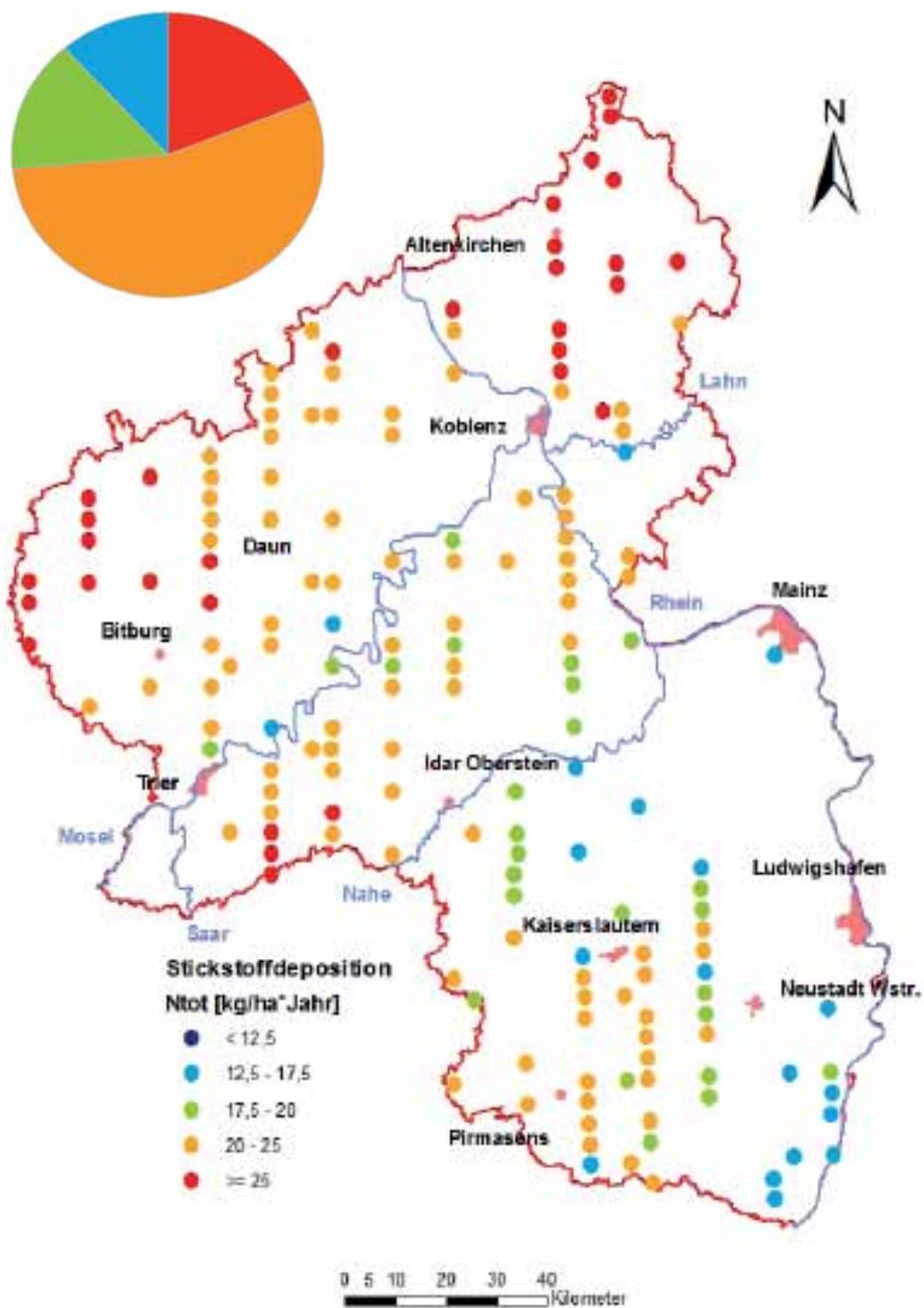
Alle kalkulierten N-Einträge liegen über 12,5

kg/ha*Jahr, knapp neun Zehntel über 17,5 kg/ha*Jahr. An nahezu drei Vierteln der BZE II-Plots überschreiten die Einträge 20 kg N/ha*Jahr, an einem Fünftel 25 kg/ha*Jahr. Die Critical Loads werden somit verbreitet deutlich überschritten. Auffällig hohe Stickstoffeinträge (über 25 kg N/ha*Jahr) finden sich an Plots in der Nordwesteifel, im südwestlichen Hunsrück, im Westerwald und in den rheinland-pfälzischen Teilen des Bergischen Landes. Die Regionen mit vergleichsweise hohen N-Einträgen fallen weitgehend in die Landkreise Bitburg-Prüm und Altenkirchen, die hohe Viehdichten mit entsprechend hoher Ammoniakemission aufweisen (BLOCK 2002).

5.6 Status und Veränderung der Kohlenstoffspeicherung in den Waldökosystemen

Waldökosysteme spielen wegen ihrer erheblichen Kohlenstoffspeicherung eine wichtige Rolle im Klimaschutz (DUNGER et al. 2009). Organisch

Karte 24: Stickstoffeintrag (N_{tot}) an den BZE II-Rasterpunkten im Mittel der Jahre 2004 bis 2007 (Kalkulation: TH. GAUGER 2010)



gebundener Kohlenstoff kommt in den Wäldern im aufwachsenden Waldbestand, im Totholz, in der Bodenvegetation, in der Humusaufgabe und im Mineralboden vor. Die Verteilung und Verfügbarkeit des organischen Kohlenstoffs in den Ökosystemen ist für viele ökosystemare Prozesse und Funktionen beispielsweise die Nährstoffbereitstellung und das Wasserspeichervermögen von zentraler Bedeutung.

Im ökosystemaren Kohlenstoffkreislauf herrscht in der Regel ein Fließgleichgewicht: Abgestorbene Vegetationsteile werden im Boden zersetzt und schließlich mineralisiert. Nur ein kleiner Teil wird gegebenenfalls langfristig im System gespeichert. In welchem Umfang Kohlenstoff gespeichert wird, hängt von den Standortfaktoren wie den klimatischen, orographischen, petrographischen und hydrologischen Bedingungen sowie von der jeweiligen Vegetation ab. Seit Jahrtausenden nimmt der Mensch Einfluss auf den Kohlenstoffhaushalt. Lange Zeit wurden die Kohlenstoffvorräte der Wälder durch Rodung, Waldverwüstung und übermäßigen Biomasseexport reduziert. Auch der bis ins letzte Jahrhundert hinein übliche Anbau von Nadelholzreinbeständen und die Bewirtschaftung dieser Wälder mit großflächigen Kahlschlägen dürfte zu einem Humusvorratsabbau beigetragen haben (BLACK and HARDEN 1995). Durch den Übergang zu einer humuspflughen naturnahen Waldbewirtschaftung unterstützt durch eine steigende Verfügbarkeit an Stickstoff und CO₂ dürfte inzwischen eine Trendwende in der Kohlenstoffspeicherung erzielt worden sein. Allerdings bestehen nach wie vor erhebliche Kenntnislücken, wie sich Veränderungen in den Umweltbedingungen, insbesondere der Temperatur- und Niederschlagsverhältnisse, zunehmende Störungen durch klimatische Extremereignisse und Insektenkalamitäten und auch Veränderungen in der chemischen Umwelt beispielsweise durch überhöhte Stickstoff- und Säureeinträge langfristig auf die Kohlenstoffspeicherung auswirken.

Da bei diesen Wissenslücken Vorhersagen zur künftigen Entwicklung der Kohlenstoffspeicherung nur sehr eingeschränkt möglich sind, ist ein Monitoring der Kohlenstoffspeicherung in den verschiedenen Ökosystemkompartimenten unerlässlich.

Bei beiden Bodenzustandserhebungen wurden Kohlenstoffgehalte und -vorräte in der Humusaufgabe und im Mineralboden bis zur jeweiligen Beprobungstiefe erfasst. Allerdings wurde bei der BZE I nur Gesamtkohlenstoff analysiert (keine getrennte Bestimmung C_{org} und C_{Carbonat}). Daher wurden alle Proben der BZE I mit Hinweisen auf das Vorkommen von carbonatischem Kohlenstoff (C_{Carbonat} - Befunde in den entsprechenden BZE II-Analysen, hohe pH-Werte, hohe Ca-Sättigung am Austauscher, Hinweise auf Kalk in Profilbeschreibungen) vor der Auswertung der organischen Kohlenstoffgehalte der BZE I ausgesondert. Hierdurch verringert sich das im Hinblick auf die Kalkulation der C_{org}-Vorräte verwendbare BZE I-Kollektiv auf 137 Rasterpunkte.

Wie in Kapitel 5.5.1 bereits erläutert, wurden bei der BZE II zusätzlich zu den Bodenuntersuchungen auch die Biomassevorräte im Baumbestand, im Totholz, in der Verjüngung und in der Bodenvegetation kalkuliert. Somit stehen für jeden Rasterpunkt Schätzungen zum gesamten ökosystemaren Kohlenstoffvorrat zur Verfügung.

5.6.1 Kohlenstoffgehalte und -vorräte in den Waldökosystemen

Da der organische Kohlenstoff im Boden größtenteils aus der Streu der Waldvegetation stammt, weisen die Humusaufgabe und der oberste Mineralbodenhorizont die höchsten C_{org}-Gehalte auf (Abb. 52). Mit zunehmender Bodentiefe nehmen die Kohlenstoffkonzentrationen rasch ab. Im Unterboden (< 30 cm Bodentiefe) überschreiten die C_{org}-Gehalte nur noch in Ausnahmefällen 10 g C/kg Feinboden-Trockenmasse.

Für die Humusaufgabe zeigen die Befunde der BZE II signifikant niedrigere C_{org}-Gehalte im Vergleich zur BZE I. Allerdings steht diesem Befund eine (tendenzielle) Zunahme der C_{org}-Gehalte in der obersten Mineralbodentiefenstufe gegenüber (Abb. 52). Auch zeigen die Vorräte an organisch gebundenem Kohlenstoff weder in der Humusaufgabe noch in den oberen Mineralbodentiefenstufen signifikante Unterschiede zwischen der BZE I und der BZE II (Abb. 53). Geringere C_{org}-Gehalte sind daher offenbar mit höheren Humusmengen verbunden. Daher ist anzunehmen, dass die gefundenen Unterschiede in den C_{org}-Gehalten

Abbildung 52

Boxplots der C_{org} -Gehalte [g/kg] in Humusauf-
 lage und Mineralboden bei BZE I (rot)
 und BZE II (grün)

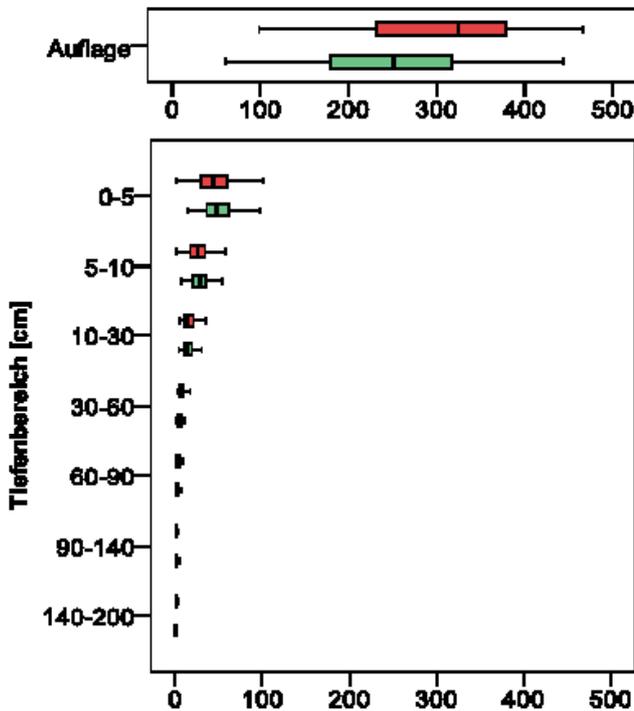
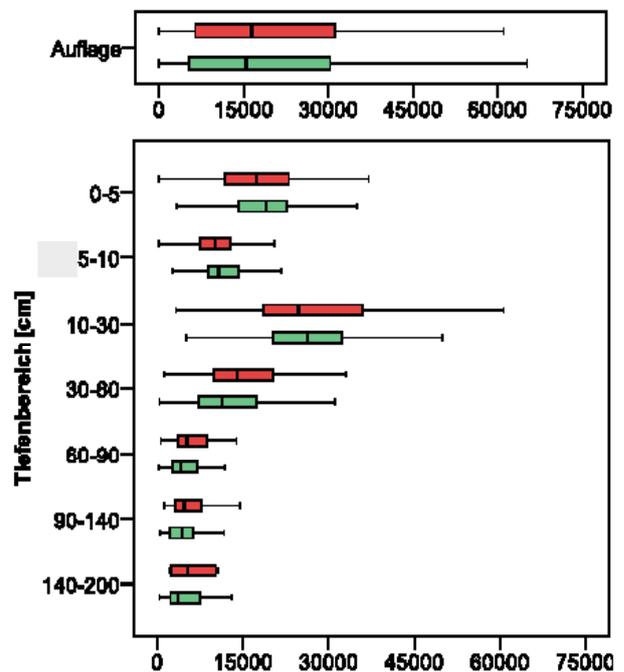


Abbildung 53

Boxplots der C_{org} -Vorräte [kg/ha] in Humusauf-
 lage und Mineralboden bei BZE I (rot) und BZE
 II (grün)



ten der Humusaufgabe zwischen beiden Erhebungen eher eine Folge der Probleme der Reproduzierbarkeit bei der Trennung von Humusaufgabe und Mineralboden sind (vgl. Kap. 6.1), denn eine tatsächliche Veränderung im Boden darstellen.

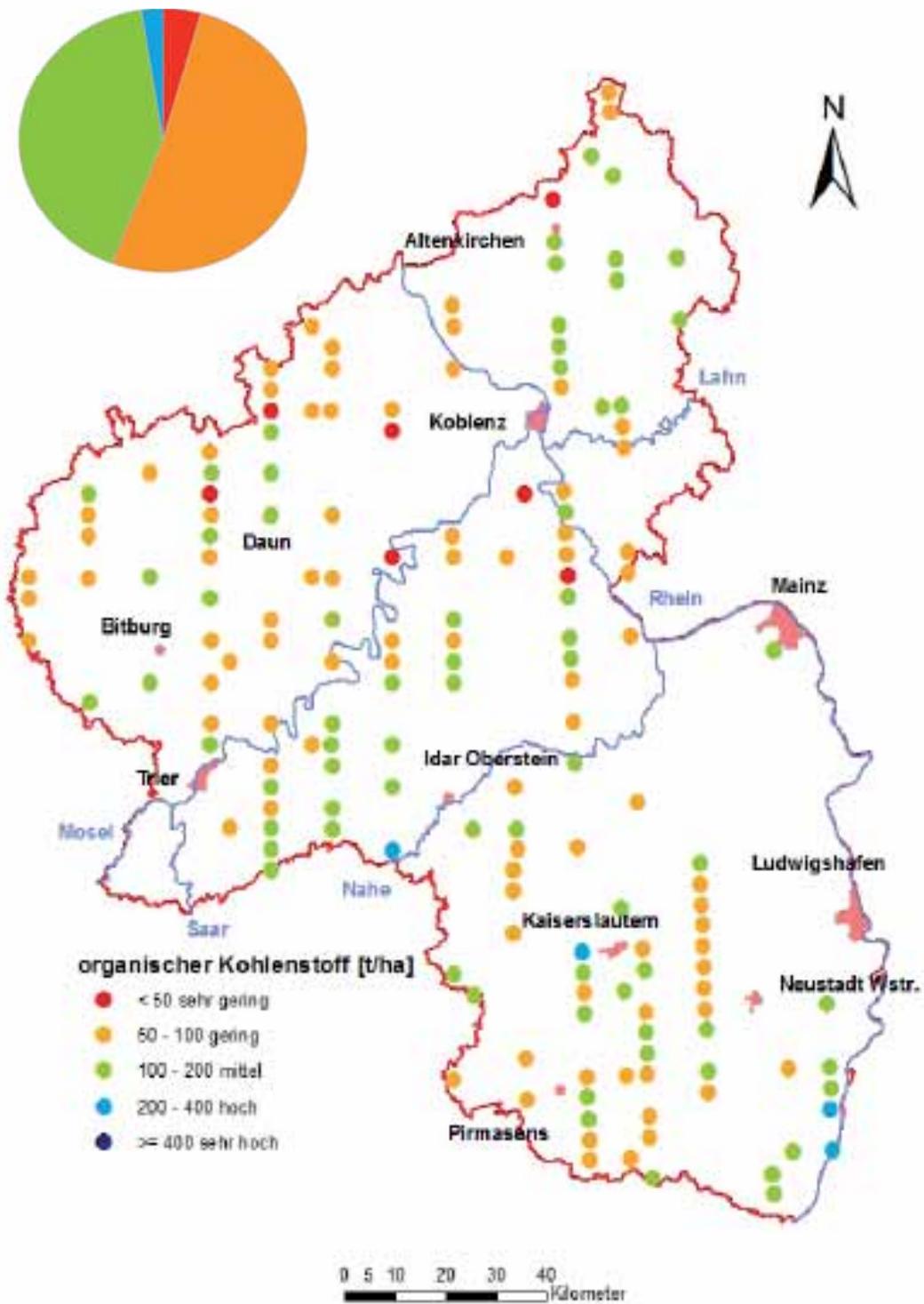
Über den gesamten beprobten Bodenbereich (Humusaufgabe + Mineralboden bis 2 m oder Beprobungstiefe) aufsummiert, variieren die C_{org} -Vorräte im BZE II-Kollektiv zwischen 14,7 und 362 t C/ha. An 7 % der Rasterpunkte sind die Kohlenstoffvorräte einem Bewertungsschema von RIEK und WOLFF (2007) folgend der Stufe „sehr gering“, an etwas mehr als der Hälfte der Punkte der Stufe „gering“ und an etwa einem Drittel der Plots der Stufe „mittel“ zuzuordnen (Karte 25). Die Stufe „hoch“ ist nur mit vier, die Stufe „sehr hoch“ mit keinem Rasterpunkt vertreten. Zwischen der BZE I und der BZE II zeigen die organischen Kohlenstoffvorräte im Wurzelraum keine signifikanten Unterschiede: Die Mediane der jeweiligen Kollektive liegen mit 96,8 t C/ha bei der BZE I und 98,9 t C/ha bei der BZE II nahezu gleich. Auch eine stratifizierte Kalkulation nur für das

Kollektiv der bei beiden Erhebungen vertretenen und nicht verlagerten BZE-Rasterpunkte („identische Plots“) mit jeweils gleichen Berechnungstiefen (Humusaufgabe und Mineralboden bis 30 cm Tiefe) (Abb. 54) zeigte keine signifikanten Unterschiede in den C_{org} -Vorräten (Median BZE I: 72,1 t C/ha; BZE II: 75,0 t C/ha).

Sehr geringe organische Kohlenstoffvorräte weisen insbesondere flachgründige oder besonders skelettreiche Standorte auf unterschiedlichen Substraten auf. Vergleichsweise hohe C_{org} -Vorräte finden sich an einem Standort mit einer 30 cm mächtigen Torflage und an verschiedenen Bachauen-Standorten.

In einem gesondertem Projekt (vgl. Kap. 5.5.1) wurden über den Waldboden hinaus auch die im Waldbestand, der Bodenvegetation und im Totholz gespeicherten Kohlenstoffvorräte an allen 165 BZE II-Plots erfasst (WELLBROCK et al. 2011). Abbildung 55 zeigt die Verteilung der organischen Kohlenstoffvorräte auf die verschiedenen Kompartimente im BZE II-Kollektiv. Die C_{org} -Vorräte variieren an den 165 Rasterpunkten zwischen 90 und 528 t C/ha (Median 228 t C/ha). Der bedeut-

Karte 25: C_{org} -Vorräte im Gesamtboden (Humusaufgabe + Mineralboden bis 2 m oder Beprobungstiefe) an den BZE II-Rasterpunkten



samste Kohlenstoffspeicher ist der aufstockenden Waldbestand (oberirdische + unterirdische Biomasse) mit 0 – 284 t C/ha (Median 114 t C/ha) gefolgt vom Mineralboden mit 13 bis 359 t C/ha (Median 78 t C/ha), und der Humusauflage (Feinhumus + Grobhumus bis 2 cm Durchmesser) mit 0 bis 176 t C/ha (Median 17 t C/ha). In der Bodenvegetation (einschließlich Waldbaumverjüngung bis 50 cm Höhe) variieren die Kohlenstoffvorräte zwischen 0 und 3 t C/ha (Median 0,16 t C/ha) und im Totholz (stehend + liegend -einschließlich Reisighäufen- + Baumstöcke) zwischen 0 und 49 t C/ha (Median 5,7 t C/ha).

Somit befinden sich etwas weniger als die Hälfte der ökosystemaren Kohlenstoffvorräte im Boden (Humusauflage und Mineralboden). Die in der Biomasse und in der Humusauflage gespeicherten Kohlenstoffvorräte können in erheblichem Umfang z.B. bei Kalamitäten kurzfristig umgesetzt werden. Sie gelten demzufolge als „labiler“ Kohlenstoffpool. Die im Mineralboden gespeicherten Vorräte sind äußeren Einflüssen weniger ausgesetzt und gelten daher als stabiler Pool. Allerdings

sind die Übergänge fließend und angesichts der Schwierigkeiten bei der Trennung von Humusauf- lage und Mineralboden an vielen Waldstandorten (vgl. Kap. 6.1) ist die für die Berichterstattung im Rahmen des Kyoto-Protokolls geforderte Trennung des stabilen und labilen Pools anhand der C_{org} -Vorräte in Humusauflage und Mineralboden sehr problematisch.

Auch in den Unterböden (> 30 cm Mineralbodentiefe) finden sich noch beträchtliche C_{org} -Vorräte. Im Mittel sind hier 22 t C/ha und damit etwa ein Zehntel des ökosystemaren C_{org} -Vorrats gespeichert. Dieser organische Kohlenstoff ist meist sehr alt und spiegelt wohl insbesondere die Klimabedingungen vieler Jahrhunderte wieder.

5.6.2 Abhängigkeit der Kohlenstoffspeicherung von den Bestockungs- und Standortverhältnissen

Die Kohlenstoffvorräte in den verschiedenen Ökosystemkompartimenten an den BZE II-Rasterpunkten bei unterschiedlicher Bestockung wurden im Rahmen einer von WELLBROCK et al. (2011) erstellten Studie kalkuliert. Nachfolgend

Abbildung 54

Vergleich der C_{org} -Vorräte [kg/ha] in Humusauflage und Mineralboden bis 30 cm Tiefe zwischen BZE I und BZE II bei „identen Plots“ (siehe Text)

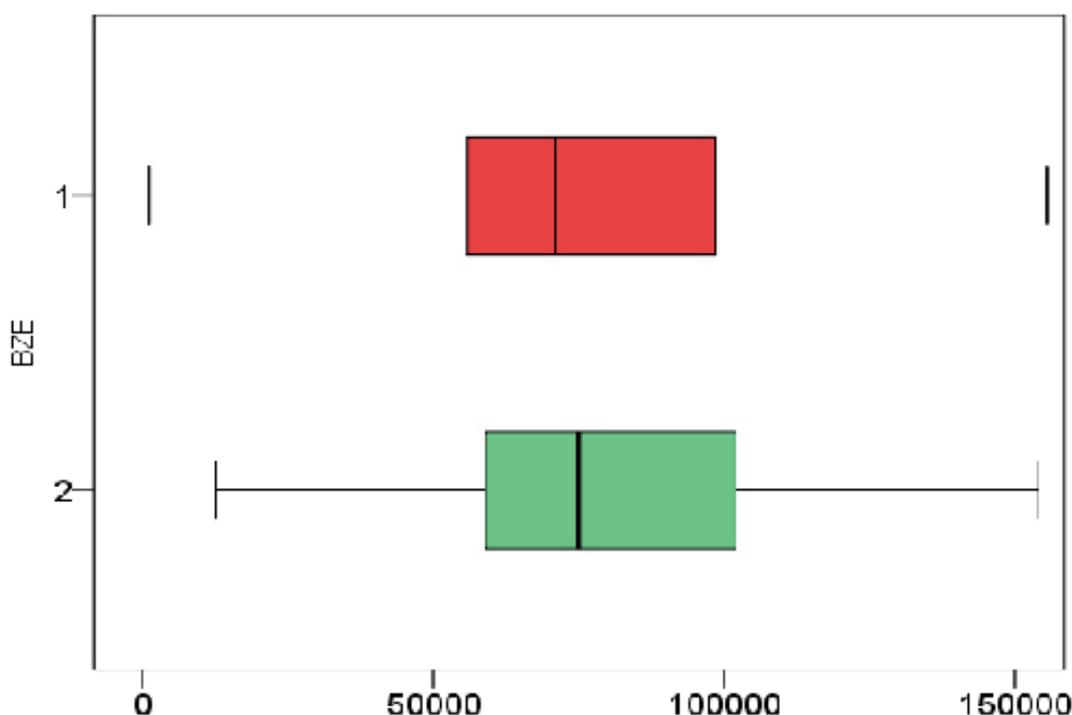
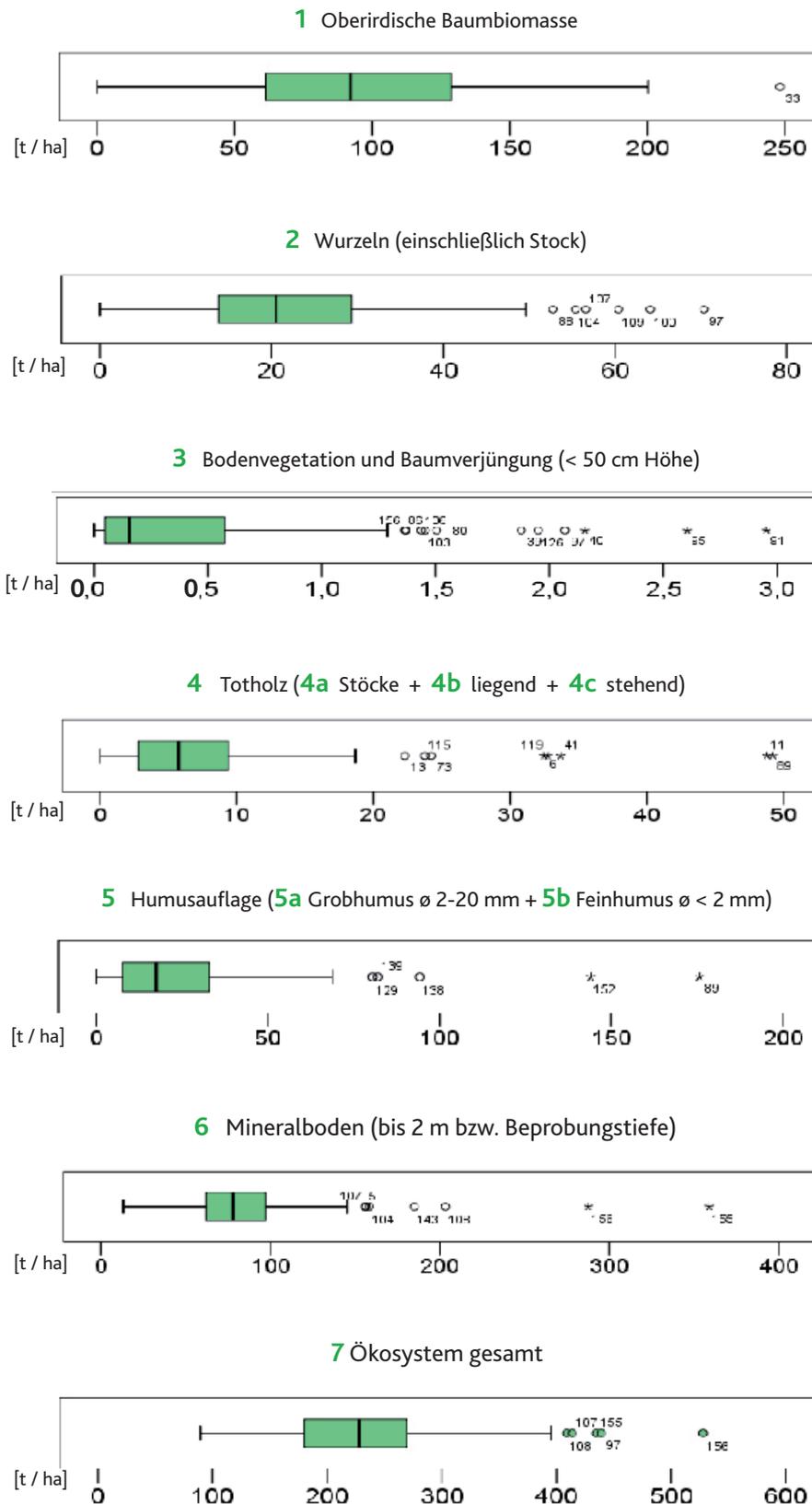
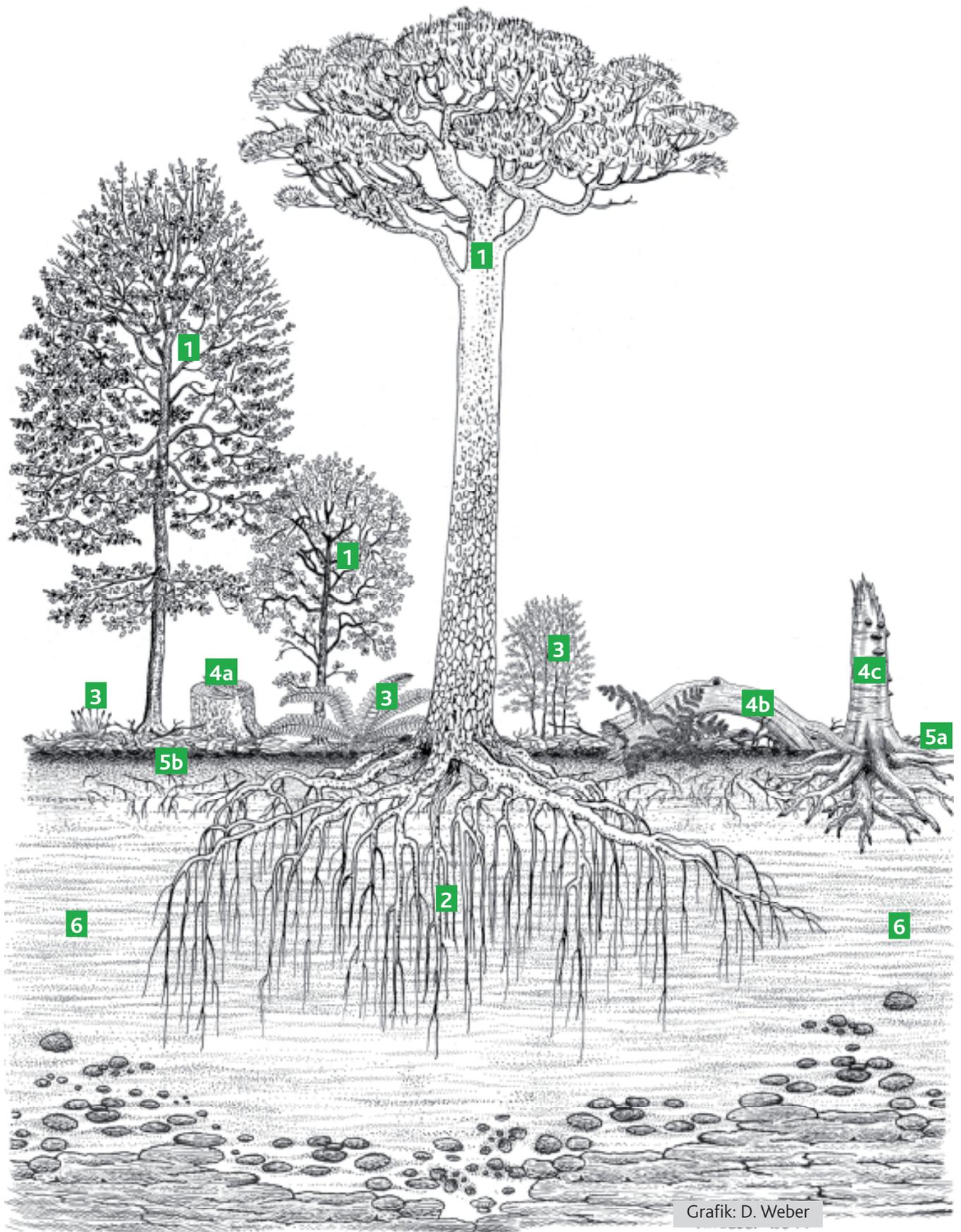


Abbildung 55

Verteilung der organischen Kohlenstoffvorräte auf die verschiedenen Kompartimente der Waldökosysteme im BZE II-Kollektiv (Boxplots)





Grafik: D. Weber

werden nur die Befunde für Bestandestypen dargestellt, die durch die Hauptbaumarten und Douglasie dominiert werden. Das Kollektiv der „Sonstigen Nadelbäume“ ist mit nur 4 Plots bei unterschiedlichen Baumarten für statistische Auswertungen unzureichend und das mit 18 Plots vertretene Kollektiv der „Sonstigen Laubbäume“ so heterogen (vorratsreiche Edellaubholzwälder bis sehr vorratsarme ehemalige Niederwälder mit Feldahorn und Hainbuche), dass sich die Befunde kaum interpretieren lassen.

Die in der ober- und unterirdischen Biomasse der Waldbestände gespeicherten Kohlenstoffvorräte variieren vor allem in Abhängigkeit von der am jeweiligen Plot dominierenden Baumart.

Hohe Vorräte in der Baumbiomasse weisen vor allem buchengeprägte Waldbestände auf (Abb. 56), die mit 100 Jahren auch das höchste mittlere Alter aufweisen. Trotz des mit 61 bzw. 57 Jahren geringen Durchschnittsalters der fichten- bzw. douglasiendominierten Bestände sind auch in diesen Waldtypen die C-Vorräte in der Dendromasse hoch. Vergleichsweise niedrige Kohlenstoffvorräte

im aufwachsenden Waldbestand zeigen demgegenüber kieferngeprägte Bestände, obgleich diese mit 86 Jahren ein vergleichsweise hohes Durchschnittsalter besitzen und meist über einen Nebenbestand aus Rotbuchen verfügen.

In der Bodenvegetation zeigen fichtendominierte Bestände, gefolgt von douglasiendominierten und eichendominierten Beständen die höchsten Kohlenstoffvorräte (Abb. 57). In buchendominierten Beständen ist die Bodenvegetation auf den meist bodensauren Standorten erwartungsgemäß meist nur spärlich vertreten (vgl. Kap. 5.10.2). Dies gilt auch für kieferndominierte Bestände, die meist einen Rotbuchen-Nebenbestand aufweisen.

Die höchsten Kohlenstoffvorräte im Totholz wurden für douglasiendominierte Bestände gefolgt von fichtendominierten Beständen ermittelt (Abb. 58). Eichendominierte Waldbestände weisen demgegenüber weitaus geringere Totholzvorräte auf.

Die höchsten Kohlenstoffvorräte in der Humusaufgabe sind in kieferndominierten Beständen,

Abbildung 56

Kohlenstoffvorräte in der ober- und unterirdischen Baumbiomasse bei unterschiedlichen Bestockungstypen

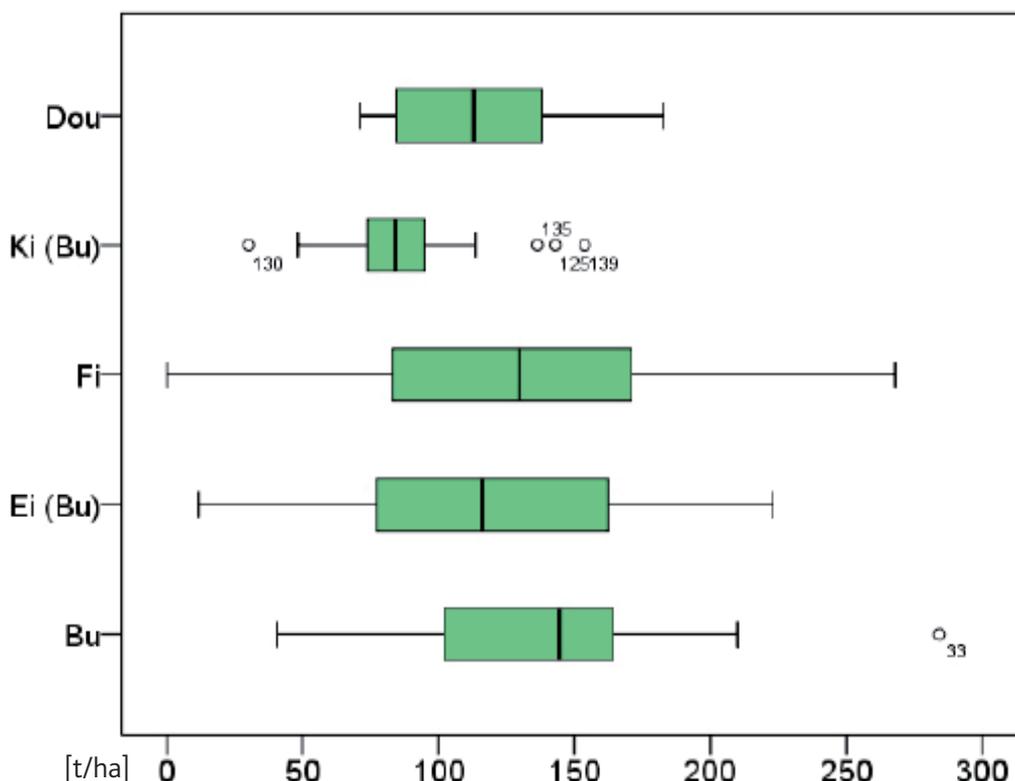


Abbildung 57

Kohlenstoffvorräte in der Waldbodenvegetation des BZE II-Kollektivs bei unterschiedlichen Bestockungstypen

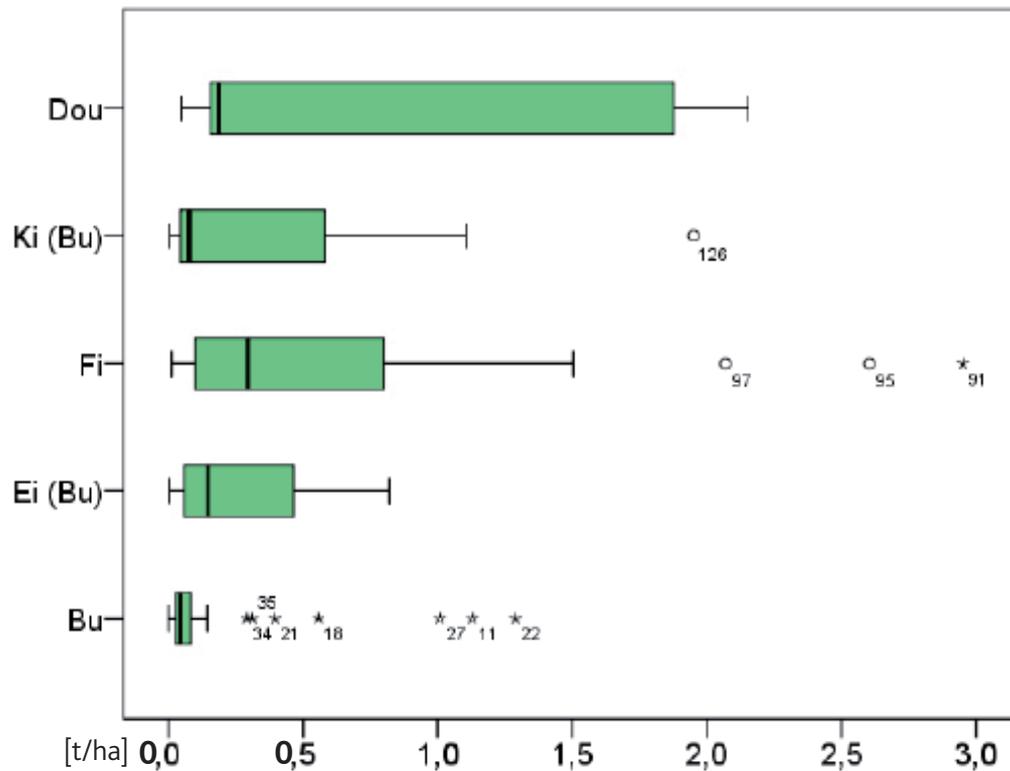
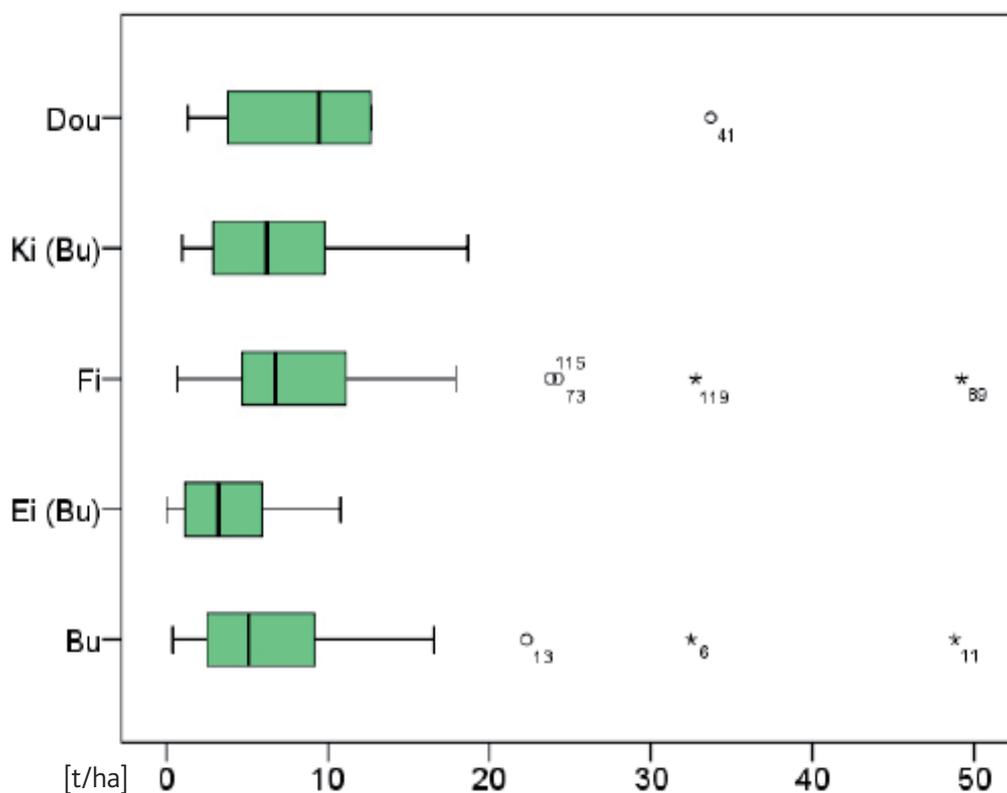


Abbildung 58

Kohlenstoffvorräte im Totholz (stehend, liegend, Stöcke -stehendes Totholz und Stöcke einschließlich Wurzelanteile) im BZE II-Kollektivs bei unterschiedlichen Bestockungstypen



gefolgt von fichtendominierten und douglasiendominierten Beständen, zu finden (Abb. 59). In den Laubwald-geprägten Beständen sind die C-Vorräte merklich geringer als in den nadelwald-dominierten Beständen.

Die im Mineralboden gespeicherten C_{org} -Vorräte unterscheiden sich zwischen den verschiedenen Bestockungstypen nur vergleichsweise wenig (Abb. 60). Die höchsten C-Vorräte im Mineralboden sind in fichtendominierten Beständen, die geringsten in eichendominierten Beständen zu finden.

Über das gesamte Ökosystem aufsummiert weisen fichtengeprägte Ökosysteme mit einem Median von 246 t C_{org} /ha im Mittel die höchsten, eichengeprägte Ökosysteme die geringsten Kohlenstoffvorräte (Median: 186 t C_{org} /ha) auf (Abb. 61).

Um einen weiteren Einblick zum möglichen Einfluss verschiedener Bestockungs- und Standortskennwerte auf die C_{org} -Speicherung in Humusauf-

lage und Mineralboden zu erhalten, wurden die umfangreichen, bei der BZE II erhobenen Daten mit Hilfe einer multivariaten Regressionsanalyse auf Abhängigkeiten zur Zielvariablen C_{org} -Vorrat geprüft (SAUER et al. 2012). Hierbei wurden 75 verschiedene Variable aus den Bereichen Klima, Boden, Wasserhaushalt, Lage und Bestockung auf ihren Beitrag zur Erklärung des Kohlenstoffvorrats in den Kompartimenten Humusauflage, Mineralboden bis 30 cm Tiefe (Oberboden), Mineralboden unter 30 cm Tiefe (Unterboden) und für den Gesamtboden (Humusauflage + Mineralboden bis max. 2 m Tiefe) untersucht. Die Befunde dieser Studie lassen sich wie folgt zusammenfassen: Zur Erklärung der in der Humusauflage gespeicherten C_{org} -Vorräte tragen vor allem der Fichten- und Kiefernanteil in der Bestockung und die Zugehörigkeit zur Reliefform „ebener Tiefenbereich“ und zu den Wasserhaushaltsstufen „nass“ oder „feucht“ signifikant mit positivem Vorzeichen bei. Hier wirken sich offenbar im Wesentlichen Zersetzungshemmungen sowohl vom Streumaterial als auch vom Standortwasserhaushalt her aus. Bei den Kohlenstoffvorräten im mineralischen

Abbildung 59

Kohlenstoffvorräte in der Humusauflage (Feinhumus + Grobhumus bis 2 cm Durchmesser) des BZE II-Kollektivs bei unterschiedlichen Bestockungstypen

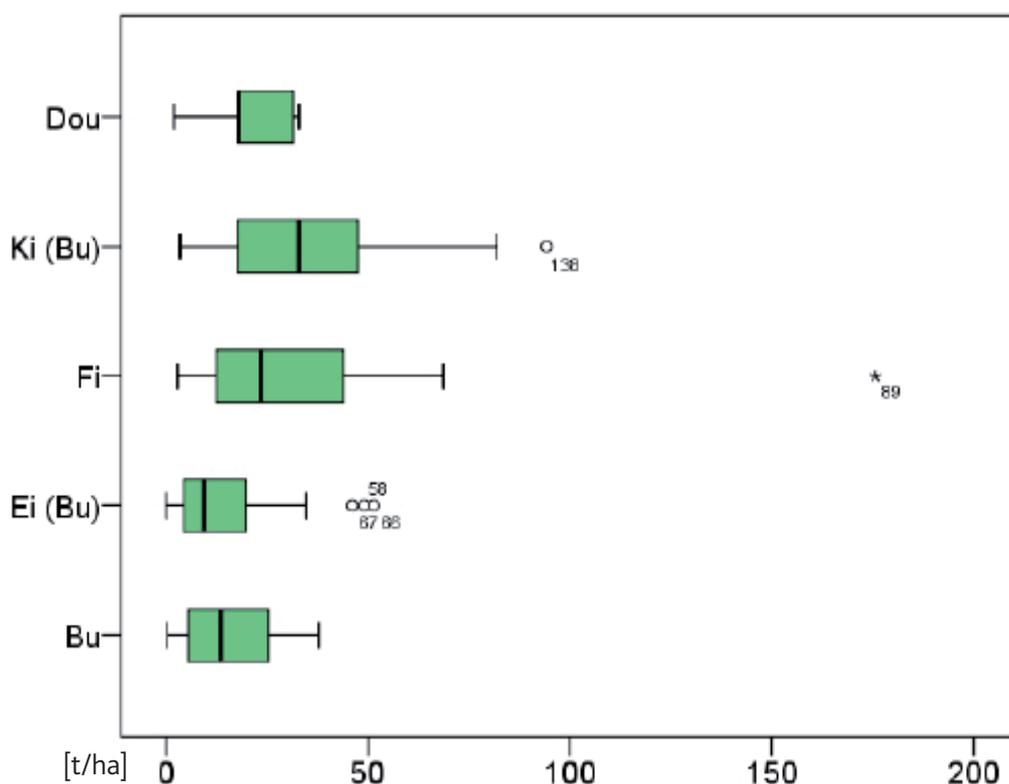


Abbildung 60

Kohlenstoffvorräte im Mineralboden bis max. 2 m Tiefe des BZE II-Kollektivs bei unterschiedlichen Bestockungstypen

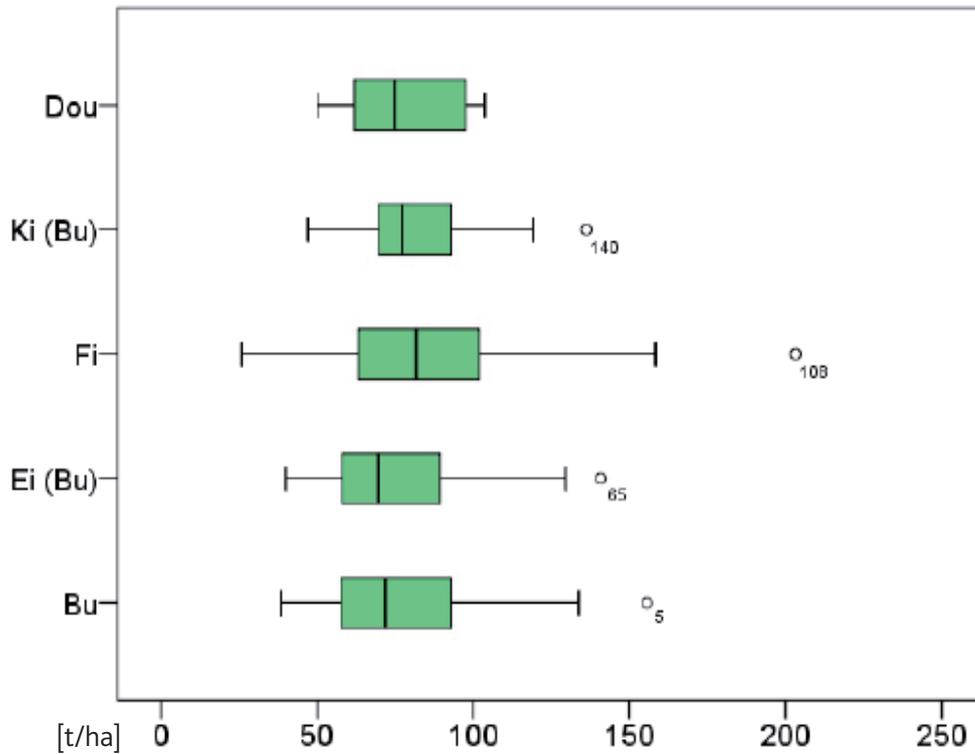
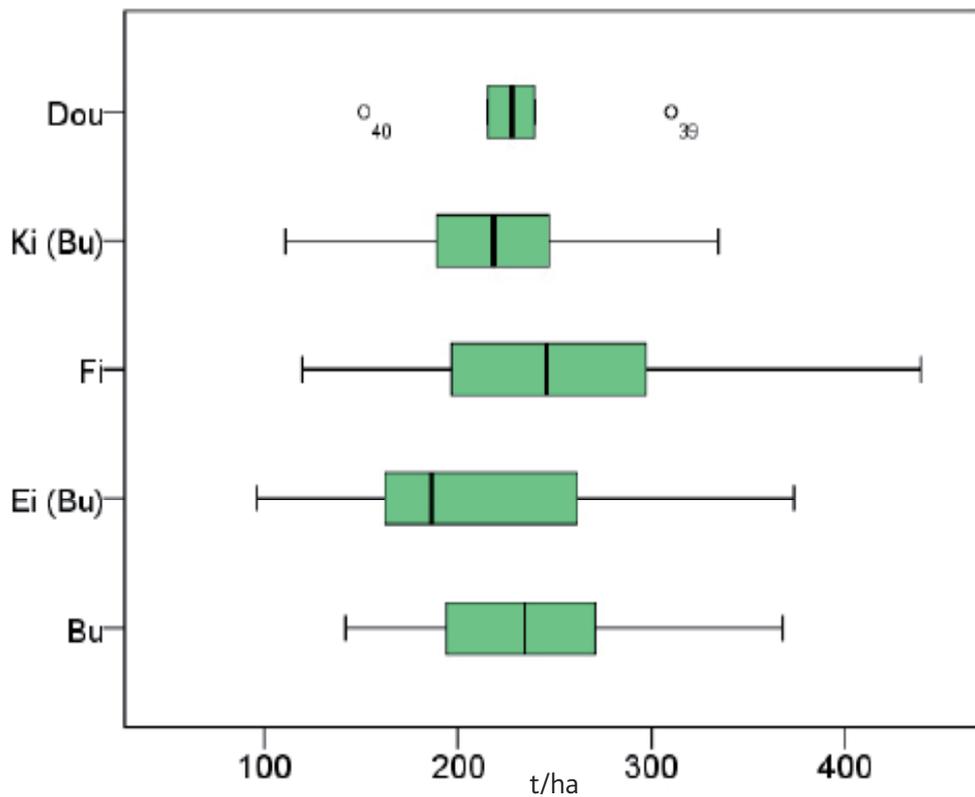


Abbildung 61

Kohlenstoffvorräte aufsummiert über das gesamte Ökosystem bei unterschiedlichen Bestockungstypen



Oberboden zeigen sich signifikante Abhängigkeiten – jeweils mit positivem Vorzeichen- zum Jahresniederschlag, zum Tongehalt und zur Zugehörigkeit zur Reliefform „ebener Tiefenbereich“ und zur Wasserhaushaltsstufe „äußerst frisch“. Bei den im Unterboden gespeicherten Kohlenstoffvorräten fanden sich signifikante Abhängigkeiten zur Wasserhaushaltsstufe (1 sehr trocken bis 11 nass), zum Totwassergehalt und zur Zugehörigkeit zur Reliefform „ebener Tiefenbereich“ und zur Wasserhaushaltsstufe „äußerst frisch“. Zur Erklärung der Kohlenstoffspeicherung im Gesamtboden tragen die Einflussvariablen Jahresniederschlag, Wasserhaushaltsstufe und die Zugehörigkeit zur Reliefform „ebener Tiefenbereich“ signifikant mit positivem Vorzeichen und die Zugehörigkeit zur Wasserhaushaltsstufe „frisch“ mit negativem Vorzeichen bei.

Entgegen den Erwartungen fanden sich bei keinem Stratum signifikante Beiträge der Jahresmitteltemperatur zur Erklärung der C_{org} -Vorräte. Dies könnte damit zusammenhängen, dass andere Variablen wie die Bestockung und der Bodenwasserhaushalt die Temperatur als Einflussgröße überlagern. An Plots mit hoher Lufttemperatur dürften meist vergleichsweise ertragsschwache Kiefern- und Eichenbestände (ehemalige Niederwälder) unter eher trockeneren Bodenverhältnissen, an Plots mit geringer Lufttemperatur dagegen meist ertragsreiche Fichtenbestände mit eher feuchteren Bodenverhältnissen stocken.

5.7 Belastung der Waldböden mit Schwermetallen

Als bedeutsame Schwermetalle in Böden gelten zum einen Eisen, Mangan, Chrom, Kupfer, Kobalt, Nickel, Zink, die von Pflanzen auch als Spurennährstoffe benötigt werden, sowie Blei, Cadmium, Quecksilber und Thallium, die ohne Bedeutung für die Pflanzenernährung sind (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 2010, S. 459ff). Eisen und Mangan kommen in Böden in Silikaten und Oxiden in großer Menge und meist ohne toxische Wirkung vor und werden deswegen in diesem Kapitel nicht betrachtet. Demgegenüber wirken die anderen Schwermetalle – sobald sie in einer aufnehmbaren Form vorliegen – bereits in geringen Konzentrationen toxisch. Wegen seiner

toxischen Wirkung wird auch das Halbmetall Arsen zu dieser Gruppe gezählt (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 2010).

Schwermetalle gehören zum natürlichen Stoffbestand der Ausgangsgesteine der Bodenbildung, gelangen aber auch bereits seit Jahrhunderten durch menschliche Aktivitäten in den Stoffkreislauf der Ökosysteme. Der lithogene Anteil der Schwermetalle im Boden ist im Wesentlichen vom jeweiligen Ausgangssubstrat der Bodenbildung und den im Zuge der Bodenbildungsprozesse erfolgten Ab- und Anreicherungen abhängig. Der anthropogene Anteil stammt zu einem erheblichen Teil aus der Nutzung von Erzlagern. In vielen rheinland-pfälzischen Waldrealen wurden über Jahrhunderte hinweg Erze abgebaut, aufbereitet und verarbeitet. Hierbei wurden schwermetallhaltige Stäube freigesetzt und in die umgebenden Ökosysteme eingetragen. In der Umgebung dieser historischen Bergbau- und Verhüttungsgebiete treten häufig erhebliche Schwermetallanreicherungen auf (HAUENSTEIN et al. 2008).

Aktuelle anthropogene Schwermetallquellen sind Emissionen aus industriellen Prozessen, bei der Verbrennung fossiler Brennstoffe und aus dem Straßenverkehr. Schwermetalle unterliegen – wie andere Luftschadstoffe auch – dem Ferntransport und werden über verschiedene Depositionsprozesse in die Waldökosysteme eingetragen. Die Deposition der Schwermetalle Blei, Zink und Cadmium in die Waldökosysteme wird seit Mitte der 1980er Jahre im Rahmen des rheinland-pfälzischen Forstlichen Umweltmonitorings gemessen (<http://www.fawf.wald-rlp.de/fileadmin/website/fawfseiten/fawf/FUM/index.htm?umweltmonitoring/deposition.html>). Die in den letzten drei Jahrzehnten ergriffenen Luftreinhaltemaßnahmen haben zu einem deutlichen Rückgang der Schwermetalleinträge in Waldgebiete geführt. So ist der Bleieintrag an den rheinland-pfälzischen Waldmessstationen um mehr als 90 % seit dem Beginn der Messungen gesunken. Blei wurde bis in die 1980er Jahre hinein als Antiklopfmittel den Kraftstoffen zugesetzt und gelangte mit den Autoabgasen in erheblichem Umfang in die Umwelt. Ebenfalls merklich gesunken, wenngleich nicht so deutlich wie beim Blei, sind die Einträge an Cadmium und

Zink.

Die verschiedenen Schwermetalle verhalten sich in den Ökosystemen sehr unterschiedlich. Kupfer, Blei und Quecksilber bilden besonders stabile metallorganische Komplexe und reichern sich daher stark im Auflagehumus an. Zink, Cadmium und Nickel sind demgegenüber mobiler und können mit dem Sickerwasser in tiefere Bodenbereiche gelangen und auch aus dem Ökosystem ausgetragen werden. Eingehendere Darstellungen zum Verhalten von Schwermetallen im Boden enthalten BERGKVIST et al. 1989, BRÜMMER et al. (1986), HILLER und BRÜMMER (1997), HORNBURG und BRÜMMER (1993), SCHULTE (1988) sowie RIEK und WOLFF (2007, Kap. 4).

Alle Schwermetalle sind in höheren Konzentrationen für Bodenorganismen und Pflanzen toxisch. Kupfer und Zink zählen jedoch auch zu den wichtigen Spurennährstoffen (vgl. Kap. 5.4.5). Die bedeutsamsten Folgen überhöhter Schwermetallkonzentrationen in den Waldböden sind Beeinträchtigungen der für den Streuabbau wichtigen Bodenlebewesen, wodurch Störungen im Stoffhaushalt der Ökosysteme verursacht werden können. Das Schadpotential der Schwermetalle in den Ökosystemen ist aber nicht nur von den absoluten Gehalten abhängig, sondern auch von ihrer Mobilität und ihrer Verfügbarkeit. Der mobile und demnach gegebenenfalls verfügbare Anteil der einzelnen Schwermetalle steigt meist unterhalb eines elementspezifischen pH-Wertes stark an. Bei Cadmium ist dies bereits ab pH-Werten unter 6,5 der Fall, bei Blei erst bei pH-Werten unter 4. Das Risiko von Funktionsstörungen in den Ökosystemen durch Schwermetalle steigt somit mit zunehmender Versauerung der Böden erheblich an. Literaturübersichten zu den Schwermetallauswirkungen auf Bodenorganismen und Pflanzen enthalten ALBERTI et al. (1996), BAATH (1989), BALSBERG-PAHLSSON (1989), BENGTSSON und TRANVIK (1989), RADEMACHER (2001) sowie WALTHERT et al. (2004).

Bei der BZE II wurden die Gehalte und Vorräte der Schwermetalle Blei, Cadmium, Kupfer, Chrom, Nickel, Arsen, Zink und Quecksilber im Königswasseraufschluss sowohl für die Humusaufgabe als auch für alle Mineralbodentiefenstufen bestimmt. Diese Daten werden zugleich auch bei der Herleitung von Hintergrundwerten der Böden in Rheinland-Pfalz mit verwendet (vgl. HAUEN-

STEIN et al. 2008).

Von der BZE I liegen die Gehalte der Schwermetalle Blei, Kupfer, Zink und Cadmium für die Humusaufgabe vor.

Zur Bewertung der ermittelten Schwermetallgehalte stehen eine Reihe von Beurteilungssystemen zur Verfügung (Überblick in BLOCK et al. 2000, Kap. VII sowie RIEK und WOLFF 2007, Kap. 4). PRÜESS (1994) verwendet zur Einwertung einen Vergleich der im Königswasseraufschluss gemessenen Schwermetallgehalte in der Humusaufgabe und im oberen Mineralboden mit Hintergrundbereichen. Als Hintergrundbereich wird der Stoffgehalt natürlicher Böden inklusive der von diesem kaum zu trennenden ubiquitären anthropogenen Kontamination bezeichnet. Mit steigenden Schwermetallgehalten schließt sich an den „Hintergrundbereich“ der „Vorsorgebereich“ an und an diesen der „kritische Bereich“. Als „Vorsorgewert“ bezeichnet PRÜESS (1994) die Grenze zwischen Hintergrund- und Vorsorgebereich. Dieser Wert soll so bemessen sein, dass mindestens 90 % der natürlichen Böden in vergleichsweise wenig belasteten Arealen Stoffgehalte unterhalb dieses Wertes aufweisen. Die Vorsorgewerte werden von PRÜESS (1994) getrennt für die organische Auflage und Mineralböden unterschiedlicher Tongehaltstufen aufgeführt. Die Werte gelten für Böden aus quartären Sedimenten. Für Böden mit niedrigeren (z. B. Buntsandstein) oder höheren (z. B. Magmatite) geogenen Gehalten werden Belastungen unter- bzw. überschätzt. Auch differenzieren sich die Gehalte bei Magmatiten nicht nach dem Tongehalt sondern eher nach dem SiO_2 -Gehalt (sauer, intermediär, basisch). Für viele Waldböden, insbesondere im unteren Mineralboden, sind daher die Vorsorgewerte nach PRÜESS (1994) nicht oder nur eingeschränkt anwendbar. Die Bodenschutzgesetzgebung folgt weitgehend dem in PRÜESS (1994) beschriebenen Ansatz (Hintergrundwerte, Vorsorgewerte). Das BUNDESBODENSCHUTZGESETZ (1998) definiert Vorsorgewerte als „Bodenwerte, bei deren Überschreiten... die Besorgnis einer schädlichen Bodenveränderung besteht“ (§8). Die in der BUNDESBODENSCHUTZVERORDNUNG (1999) aufgeführten Vorsorgewerte für Metalle differenzieren nach Bodenart und bei Pb, Cd, Ni und Zn auch nach der Bodenreaktion. Sie gelten nur bei Humusgehalten unter 8 %,

wodurch sie für Waldböden nicht zur Einwertung der meist humusreichen Oberbodenhorizonte herangezogen werden können.

Von TYLER (1992) wurden an Wirkungen in Waldökosystemen ausgerichtete Schwermetall-Schwellenwerte für Humusauflagen aus Literaturdaten von Freiland- und Laborstudien zusammengestellt. Angegeben sind Orientierungswerte für Schwermetallkonzentrationen im Humus, ab denen mit schädigenden Effekten auf Bodenlebewesen (Mikroorganismen und Wirbellose) zu rechnen ist.

Zur Bewertung der rheinland-pfälzischen BZE-Befunde werden nachfolgend für die Humusauflagen die Vorsorgewerte nach PRÜESS (1994) und die Orientierungswerte nach TYLER (1992) herangezogen. Für den Mineralboden werden für die oberste Mineralboden-Tiefenstufe (0 bis 5 cm) die Vorsorgewerte nach PRÜESS (1994) und für die (humusarme) Mineralbodentiefenstufe 10 bis 30 cm die Vorsorgewerte der BUNDESBODENSCHUTZVERORDNUNG (1999) verwendet.

5.7.1 Blei

Blei ist im Boden sowohl an Eisen-, Aluminium- und Manganoxiden adsorbiert als auch im Humus in metallorganischen Komplexen gebunden. Die Löslichkeit steigt im Boden bei sinkenden pH-Werten ($< \text{pH } 4,5$) an. Pflanzenverfügbares Blei tritt in der Regel erst bei pH-Werten unter 3,5 auf. Selbst in stark versauerten Böden ist die Verlagerung in Form gelöster organischer Substanz aber meist nur gering. Dementsprechend reichert sich atmosphärisches Blei im Auflagehumus und in den obersten Mineralbodenhorizonten an.

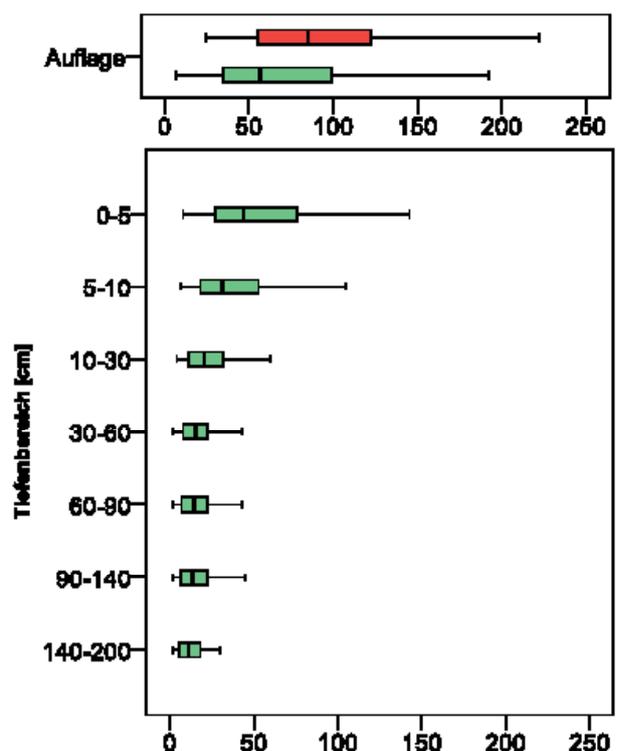
Die Bleigehalte in der Humusauflage variieren im BZE II-Kollektiv in einem sehr weiten Rahmen zwischen 6,6 und 2127 mg/kg. Im obersten Mineralbodenhorizont beträgt die Spanne 1,4 bis 2912 mg/kg. Die höchsten Gehalte treten erwartungsgemäß in der Humusauflage (Median: 57 mg/kg) und im Mineralboden-Tiefenbereich 0 - 5 cm (Median: 44 mg/kg) auf. Mit zunehmender Bodentiefe nehmen die Bleigehalte deutlich ab (Abb. 62). Der Vergleich der Bleigehalte in der Humusauflage zwischen BZE I und BZE II zeigt signifikant geringere Werte bei der BZE II.

Die Vorsorgewerte nach PRÜESS (1994) für organische Auflagen (130 mg/kg) werden bei der BZE I an 22 % und bei der BZE II an 17 % der Rasterpunkte überschritten. Mit schädigenden Effekten auf Bodenlebewesen nach TYLER (1992) ist an 13 % der BZE II-Plots (15 % der BZE I-Plots) zu rechnen. In der Mineralbodentiefenstufe 0-5 cm werden die Vorsorgewerte nach PRÜESS (1994) (je nach Tongehalt 25 bis 55 mg/kg) an 58 % der BZE-Rasterpunkte überschritten. Für den humusarmen Mineralboden (10-30 cm) werden die Vorsorgewerte der Bundesbodenschutzverordnung an 13 % der Plots nicht eingehalten.

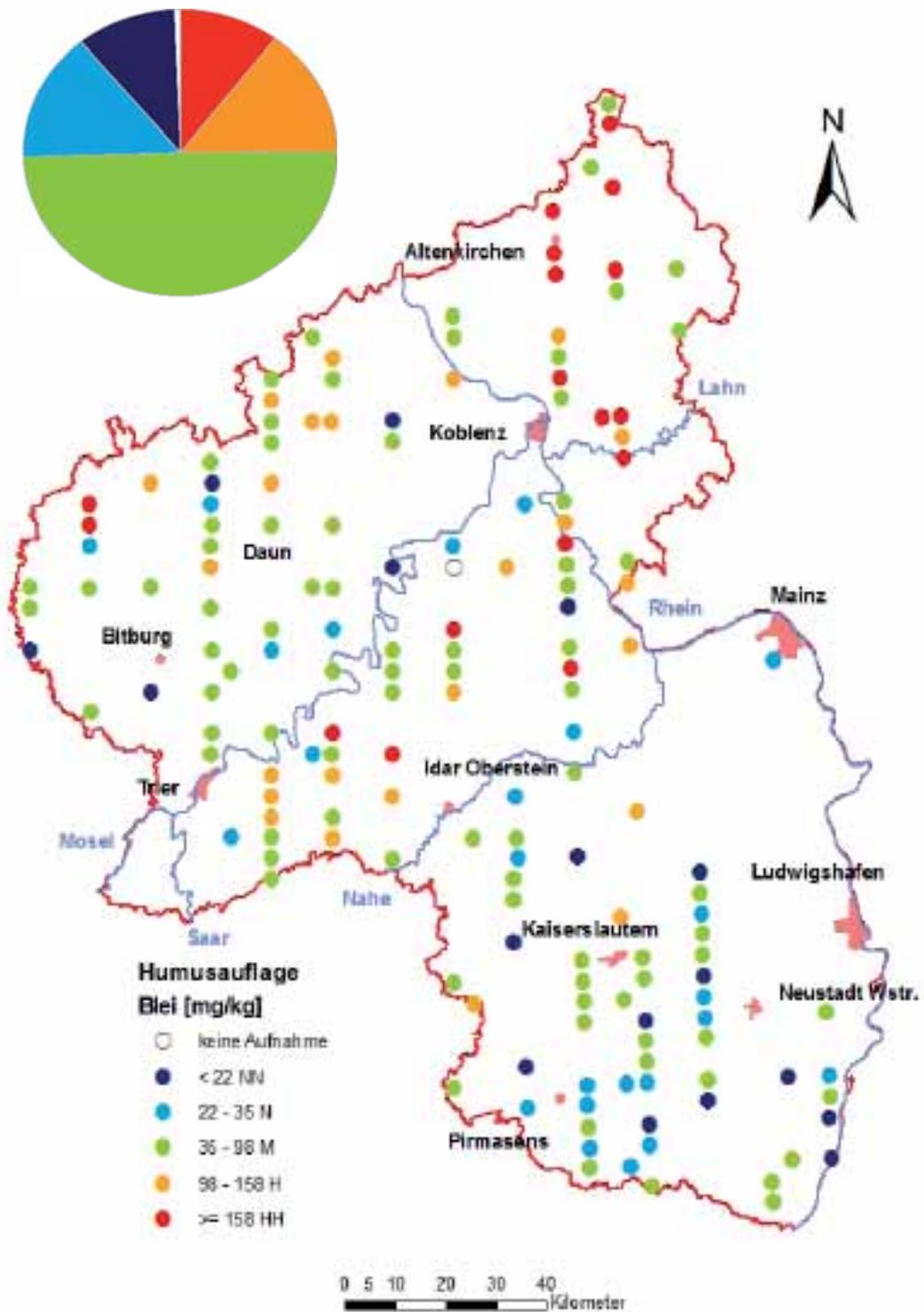
Auffällig hohe Bleigehalte in der Humusauflage und im oberen Mineralboden finden sich im Westerwald und im Taunus (Karte 26). Diese können vermutlich auf Bleiemissionen der Keramikindustrie im sogenannten Kannenbäckerland, durch Schwermetall verarbeitende Industrie oder auch durch lokal begrenzte Abwehungen von Abraumhalden aus altem Erzbergbau und Rauchemissionen der dazugehörigen Bleiverhüttung zurückgeführt werden. Im Pfälzerwald sind die Schwermetallkonzentrationen meist nur gering, in den übrigen Waldgebieten des Landes wur-

Abbildung 62

Boxplots der Bleigehalte [mg/kg] in Humusauflage und Mineralboden bei BZE I (rot) und BZE II (grün)



Karte 26: Bleigehalte in der Humusaufgabe an den BZE II-Rasterpunkten



den jeweils nur an einzelnen Aufnahmepunkten erhöhte Bleigehalte gefunden.

Die Tiefenverteilung des Bleis belegt, dass der überwiegende Teil aus anthropogen bedingten Einträgen stammt. In der Humusaufgabe sind die Gehalte und auch der Anteil von Standorten mit Überschreitungen der Vorsorgewerte zwischen der BZE I und der BZE II gesunken. Allerdings muss davon ausgegangen werden, dass das in den Ökosystemen vorhandene Blei dort dauerhaft gebunden ist, da es nur in geringem Umfang über die Holz- und Biomassenutzung oder Verlagerung von Bodenmaterial aus dem Ökosystem wieder entfernt werden kann.

5.7.2 Kupfer

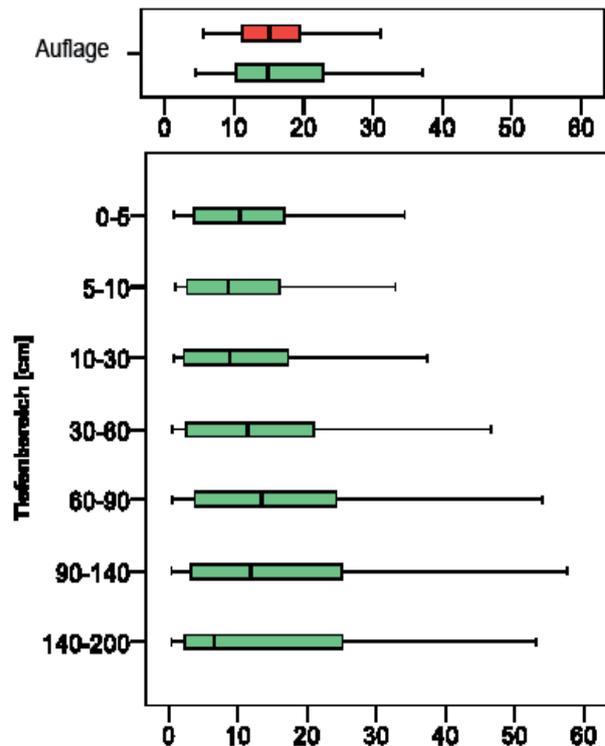
Auch Kupfer bildet stabile metallorganische Verbindungen und ist nur bei starker Versauerung und in Abwesenheit organischer Liganden leicht verlagerbar. Daher reichert sich auch Kupfer in der Humusaufgabe an. Die höchsten Gehalte finden sich im BZE-Kollektiv demzufolge mit einer Spanne von 4 bis 160 mg/kg und einem Median von 15 mg/kg in der Humusaufgabe. Zwischen der BZE I und der BZE II zeigten sich keine signifikanten Unterschiede im Kupfergehalt (Abb. 63). Im Mineralboden variieren die Kupferkonzentrationen zwischen 0,4 und 212 mg/kg. Anders als bei Blei zeigt sich kein ausgeprägtes Tiefenprofil der Kupfergehalte im Mineralboden. Offenbar ist der anthropogene Anteil bei Kupfer weitaus geringer als bei Blei.

In der Humusaufgabe überschreitet der Kupfergehalt bei der BZE I an 24 % und bei der BZE II an 32 % der Rasterpunkte sowohl den Vorsorgewert nach PRÜESS (1994) (20 mg/kg) als auch den Orientierungswert für Wirkungen auf Mikroorganismen nach TYLER (1992) (ebenfalls 20 mg/kg). Der Orientierungswert für Wirkungen auf Wirbellose (100 mg/kg) wurde bei der BZE I an keinem und bei der BZE II an 6 Plots überschritten. Eine Erklärung für die häufigeren Überschreitungen der Vorsorgewerte und Orientierungswerte für Humusaufgaben bei der BZE II gegenüber der BZE I konnte aus den vorhandenen Daten nicht abgeleitet werden.

In der obersten Mineralbodentiefenstufe werden an 9 % der BZE-Rasterpunkte die Vorsorgewerte nach PRÜESS (1994) (10 bis 60 mg/kg) nicht

Abbildung 63

Boxplots der Kupfergehalte [mg/kg] in Humusaufgabe und Mineralboden bei BZE I (rot) und BZE II (grün)



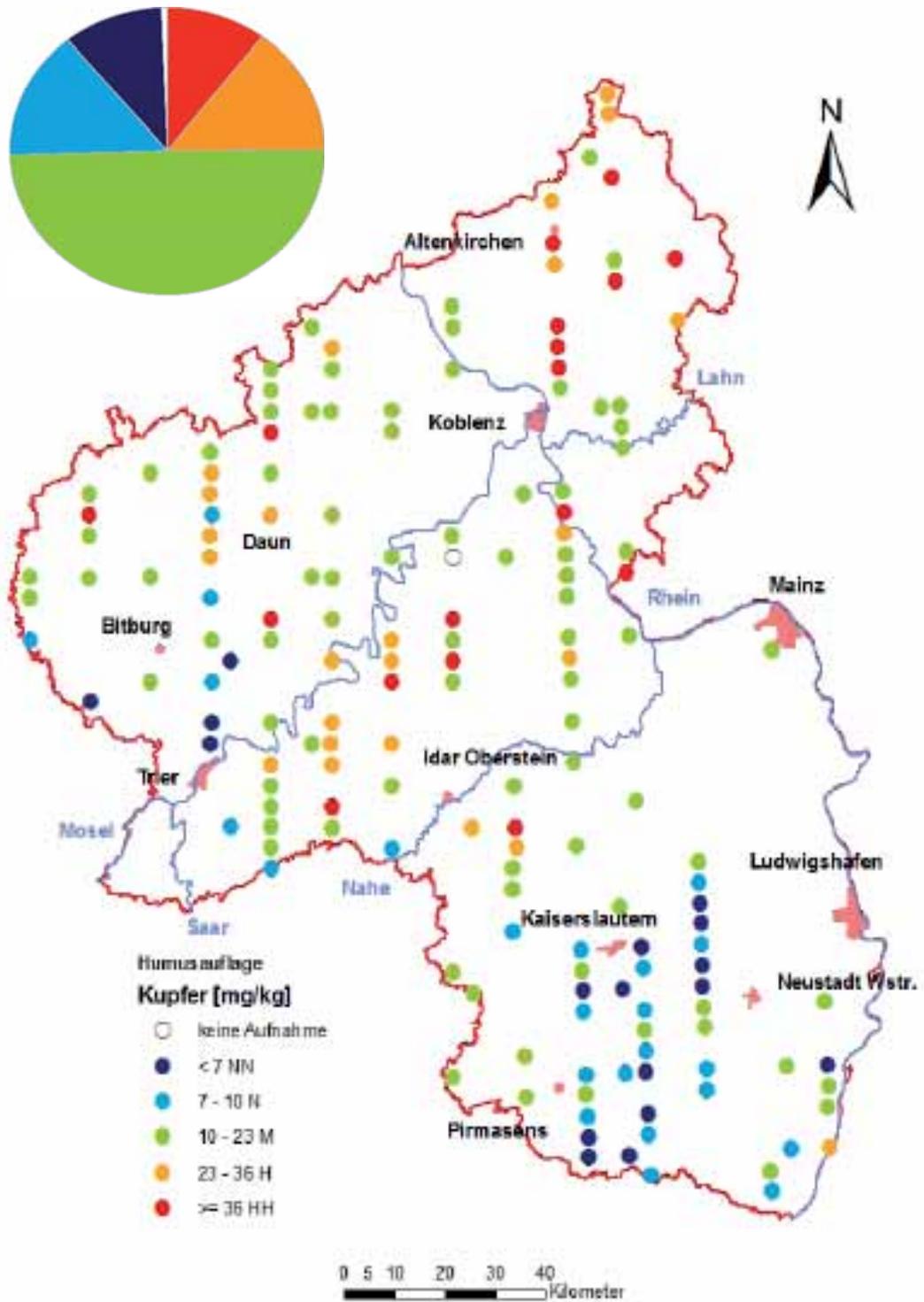
eingehalten. Im Mineralbodenbereich 10-30 cm werden die Vorsorgewerte der BUNDESBODENSCHUTZVERORDNUNG (1999) (20 bis 60 mg/kg) an 6 % der Plots überschritten.

Rasterpunkte mit erhöhter Kupferkonzentration finden sich vornehmlich im Westerwald und vereinzelt auch in Hunsrück und Eifel (Karte 27).

5.7.3 Cadmium

Cadmium ist im Vergleich zu Blei und Kupfer bereits in weitaus geringeren Konzentrationen toxisch. Auch Cadmium wird in metallorganischen Komplexen gebunden und an die mineralische Substanz adsorbiert. Aber bereits bei pH-Werten unter 6,5 geht Cadmium in erheblichem Umfang in Lösung. Es ist dann pflanzenverfügbar und kann mit dem Sickerwasser ausgetragen werden. Auch beim Cadmium wurden die höchsten Gehalte in den Humusaufgaben (Spanne 0,05 bis 5 mg/kg; Median 0,5 mg/kg), gefolgt vom obersten Mineralbodenhorizont (0,02 bis 2,8 mg/kg; Median 0,2 mg/kg) gefunden (Abb. 64). Mit zunehmender

Karte 27: Kupfergehalte in der Humusaufgabe an den BZE II-Rasterpunkten



Bodentiefe nehmen die Cadmiumgehalte deutlich ab. Zwischen der BZE I und der BZE II waren keine signifikanten Unterschiede im Cadmiumgehalt der Humusaufgaben festzustellen.

In den Humusaufgaben wird der Vorsorgewert nach PRÜESS (1994) (0,7 mg/kg) bei der BZE I an 15 % der Plots und bei der BZE II an 23 % der Plots überschritten. Die Orientierungswerte nach TYLER (1992) wurden bei der BZE I an allen Rasterpunkten eingehalten und bei der BZE II nur an zwei Rasterpunkten überschritten. In der Mineralbodentiefe 0-5 cm überstiegen die bei der BZE II gemessenen Cd-Konzentrationen an 14 % der Rasterpunkte die Vorsorgewerte nach PRÜESS (1994) (0,2 bis 1,0 mg/kg). An 5 % der Plots werden im Tiefenbereich 10-30 cm die Vorsorgewerte der BUNDESBODENSCHUTZVERORDNUNG (1999) (0,4 bis 1,5 mg/kg) nicht eingehalten.

Rasterpunkte mit erhöhter Cadmiumkonzentration finden sich vornehmlich im nördlichen Teil der Osteifel und zum Teil auch in Westerwald, Taunus und im Saar-Nahe-Bergland (Karte 28).

5.7.4 Zink

Zink ist ebenso wie Cadmium im Boden sehr mobil. Es liegt im schwach sauren Bereich bevorzugt in organischer Bindung vor; in stärker versauerten Böden ist es vornehmlich austauschbar an Tonmineralen gebunden. Die Zinklöslichkeit ist stark pH-abhängig. Die größte Mobilität besteht im pH-Bereich unter 5.

Zink ist ein wichtiges Spurennährelement; toxisch wird es erst ab vergleichsweise hohen Konzentrationen.

Die im Zuge der Bodenzustandserhebung ermittelten Konzentrationen zeigen die höchsten Gehalte in der Humusaufgabe und innerhalb des Mineralbodens nur ein wenig ausgeprägtes Tiefenprofil (Abb. 65). Die Konzentrationen in der Humusaufgabe variieren zwischen 20 und 465 mg/kg bei einem Median von 82 mg/kg. Im Mineralboden beträgt die Spanne 1,6 bis 401 mg/kg. Die in der Humusaufgabe gemessenen Zinkkonzentrationen zeigen keine signifikanten Unterschiede zwischen BZE I und BZE II.

Bei der BZE I wurden an 49 % der Rasterpunkte und bei der BZE II an 48 % der Rasterpunkte eine

Abbildung 64

Boxplots der Cadmiumgehalte [mg/kg] in Humusaufgabe und Mineralboden bei BZE I (rot) und BZE II (grün)

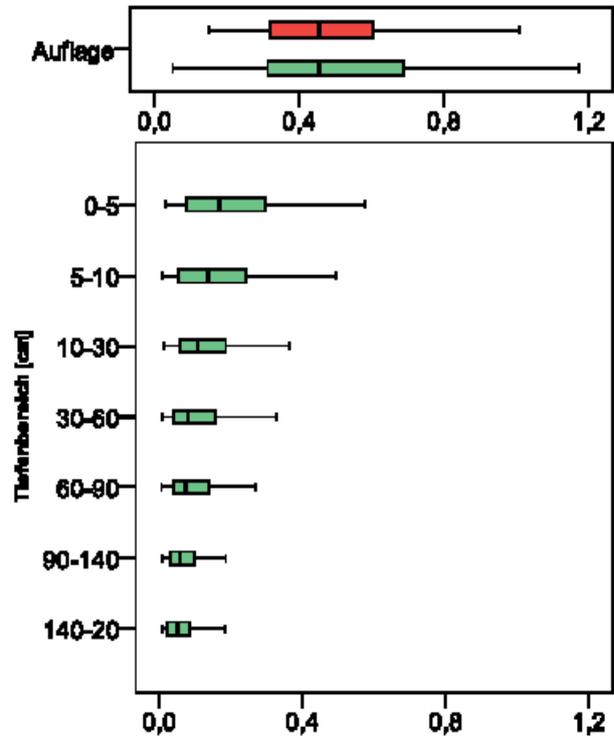
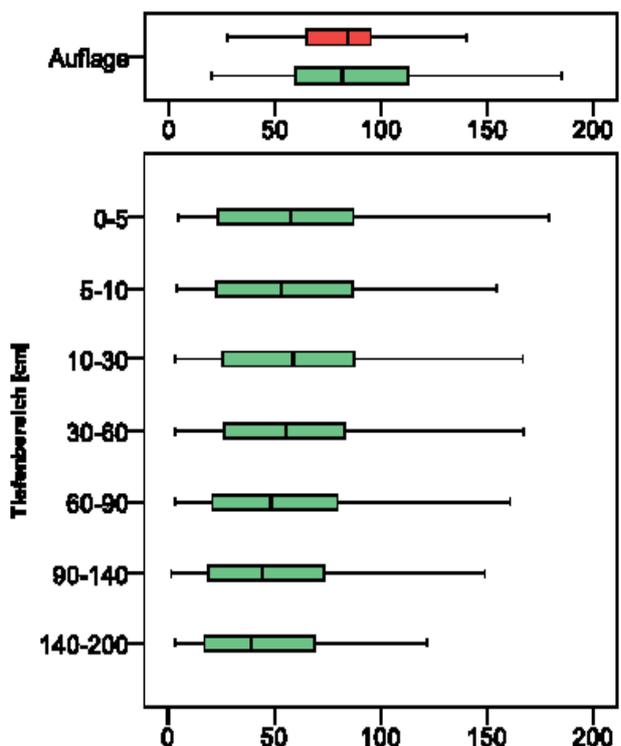
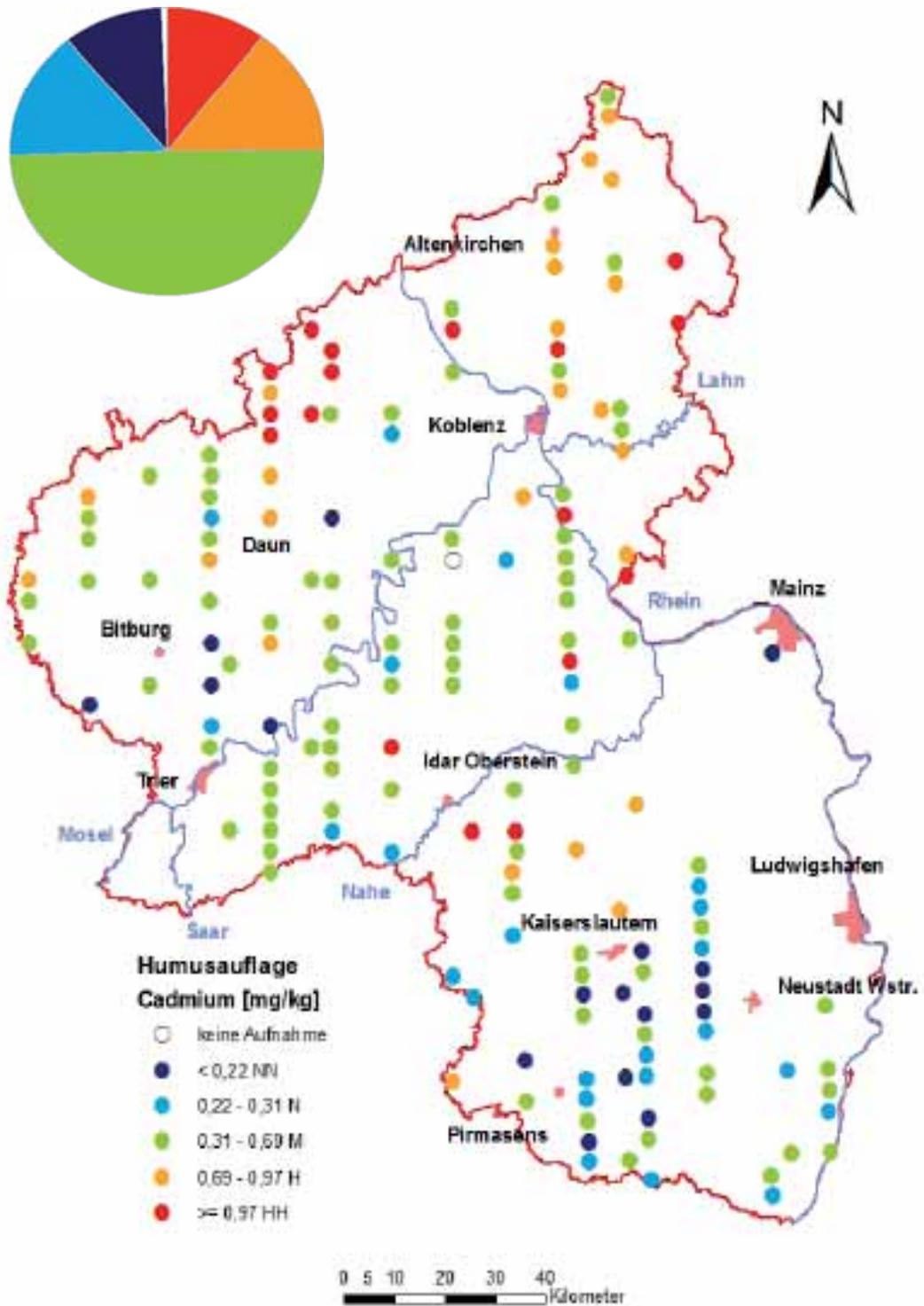


Abbildung 65

Boxplots der Zinkgehalte [mg/kg] in Humusaufgabe und Mineralboden bei BZE I (rot) und BZE II (grün)



Karte 28: Cadmiumgehalte in der Humusauflage an den BZE II-Rasterpunkten



Überschreitung des Vorsorgewertes für organische Auflagen nach PRÜESS (1994) (85 mg/kg) festgestellt. Die Orientierungswerte nach TYLER (1992) (300 mg/kg für Mikroorganismen und 500 mg/kg für Wirbellose) werden mit Ausnahme von zwei Rasterpunkten bei der BZE II eingehalten. Im obersten Mineralbodenhorizont werden die Vorsorgewerte nach PRÜESS (35 bis 150 mg/kg) an 32 % der Plots überschritten. Im humusarmen Mineralboden (10 bis 30 cm Tiefe) werden die Vorsorgewerte der Bundesbodenschutzverordnung (60 bis 200 mg/kg) an 42 % der Plots nicht eingehalten.

Rasterpunkte mit relativ hoher Zinkkonzentration finden sich vornehmlich im Westerwald, Moselhunsrück und vereinzelt auch in der Eifel und im Saarländisch-Pfälzischen Muschelkalkgebiet (Karte 29).

5.7.5 Chrom

Chrom kommt in Böden in zwei Oxidationsstufen vor, die sich unterschiedlich verhalten. Chrom III ist fest an die Oberflächen von Tonmineralen gebunden, wenig mobil und daher auch kaum pflanzenverfügbar. Chrom VI ist dagegen sehr mobil und die Mobilität nimmt im Gegensatz zu den meisten anderen Schwermetallen im sauren Milieu ab.

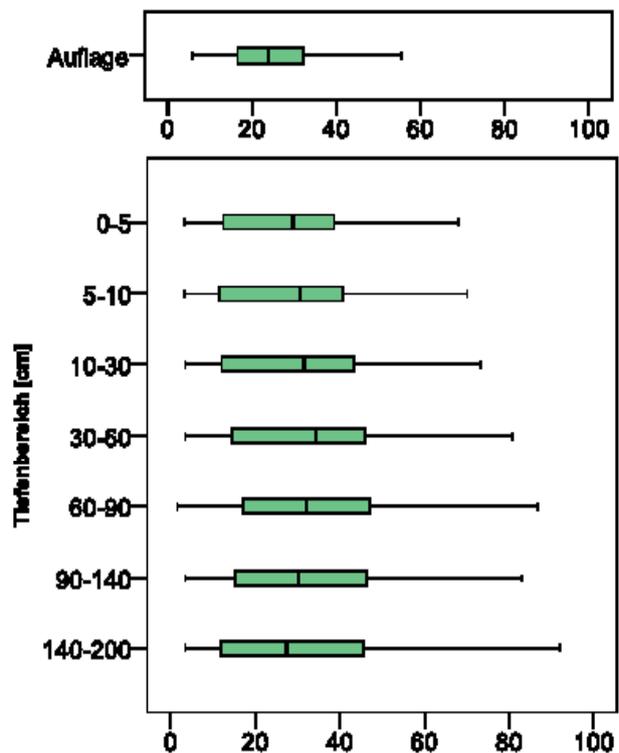
Die Oxidationsstufen wurden bei der BZE nicht getrennt erfasst. Daten für Chrom-Gesamtgehalte liegen nur aus der BZE II vor.

Im Auflagehumus liegen die Chromkonzentrationen zwischen 5,8 und 92 mg/kg mit einem Median von 24, im Mineralboden zwischen 1,6 und 282 mg/kg (Abb. 66). Die höchsten Gehalte finden sich im tieferen Mineralboden, was für einen überwiegend lithogenen Ursprung der Chromgehalte in den Böden spricht.

Der Vorsorgewert nach PRÜESS (1994) (20 mg/kg) wurde in den Humusaufgaben an 59 % der Rasterpunkte überschritten. An 30 % der Aufnahmepunkte übersteigen die gemessenen Chromkonzentrationen die Orientierungswerte von TYLER (1992) (30 mg/kg für Mikroorganismen). In der obersten Mineralbodentiefe werden die Vorsorgewerte nach PRÜESS (1994) (20 bis 90 mg/kg) an 13 % der Plots nicht eingehalten. Im Tiefenbereich 10-30 cm werden die Vorsorgewer-

Abbildung 66

Boxplots der Chromgehalte [mg/kg] in Humusaufgabe und Mineralboden im BZE II-Kollektiv



te der BUNDESBODENSCHUTZVERORDNUNG (1999) (30 bis 100 mg/kg) nur an einem Aufnahmepunkt überschritten.

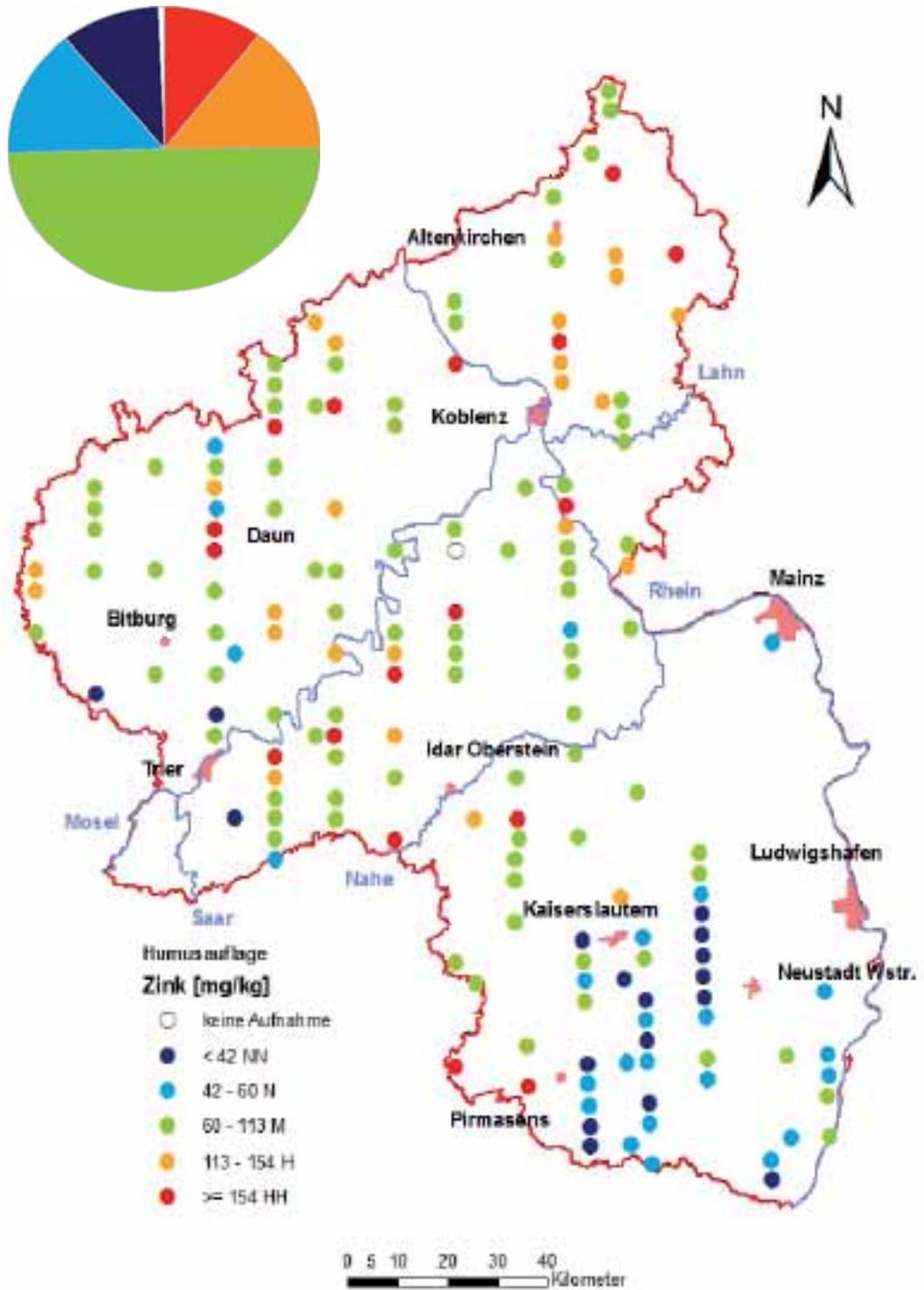
Rasterpunkte mit erhöhter Chromkonzentration finden sich vornehmlich im Moselhunsrück und in Teilen der Eifel, des Westerwaldes sowie des Saar-Nahe-Berglandes (Karte 30).

Hohe Chromgehalte im Mineralboden finden sich vornehmlich in Böden aus Magmatiten. HAUENSTEIN et al. 2008 geben für Löss(-lehm)-freie bis -führende Lockersedimente im Verbreitungsgebiet der basischen magmatischen Festgesteine ein 90 Perzentil der Chromgehalte in Oberböden von 133 mg/kg an. Für diese Böden wird die Belastung beim Abgleich mit den Vorsorgewerten nach PRÜESS (1994) daher erheblich überschätzt.

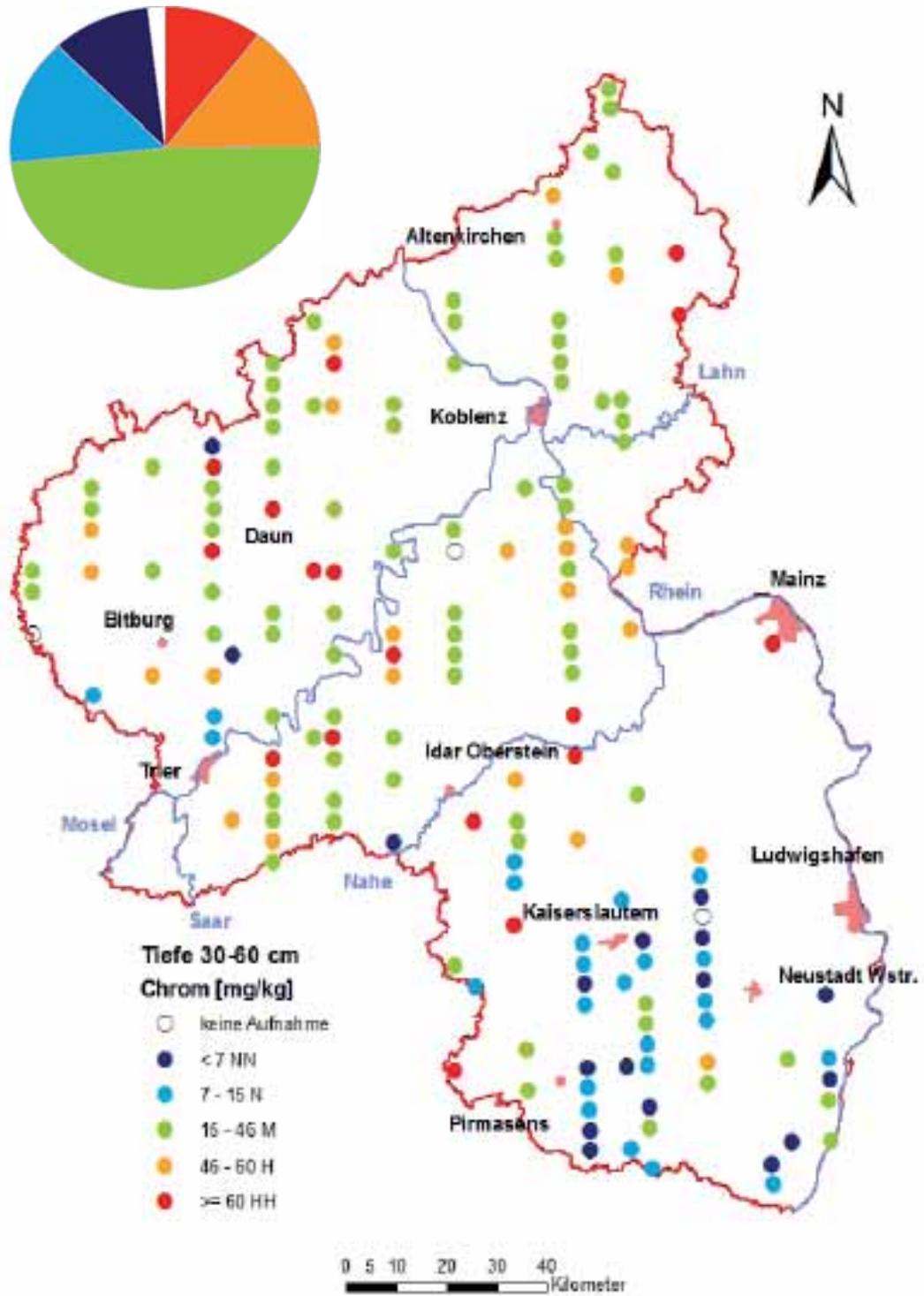
5.7.6 Nickel

Nickel wird im Boden an Mn-, Fe- und Al-Oxide sowie an Tonminerale gebunden. Bei pH-Werten unter 6 nimmt die Mobilität von Nickel erheblich zu. Unter reduzierenden Bedingungen kann Nickel durch organische Komplexbildner mobilisiert werden.

Karte 29: Zinkgehalte in der Humusauflage an den BZE II-Rasterpunkten



Karte 30: Chromgehalte im Mineralboden (Tiefenstufe 30-60 cm) an den BZE II-Rasterpunkten



Wie beim Chrom sind auch beim Nickel die höchsten Gehalte im unteren Mineralboden zu finden (Abb. 67). Die Konzentrationen beider Elemente sind eng miteinander korreliert (Korrelation nach PEARSON im Gesamtkollektiv: $r=0,82$). Die Nickelgehalte in der Humusaufgabe weisen eine Spanne von 2,1 bis 84 mg/kg mit einem Median von 15 auf. Im Mineralboden liegen die Nickelgehalte zwischen 0,3 und 325 mg/kg. An 49 % der Rasterpunkte wird der Vorsorgewert nach PRÜESS (1994) für organische Auflagen (15 mg/kg) nicht eingehalten. Von TYLER (2002) liegen für Nickel keine Orientierungswerte vor. In der obersten Mineralbodentiefenstufe werden die Vorsorgewerte nach PRÜESS (1994) (15 bis 100 mg/kg) an 16 % der Aufnahmepunkte überschritten. Im humusarmen Mineralboden (10 bis 30 cm Tiefe) werden die Vorsorgewerte der BUNDESBODENSCHUTZVERORDNUNG (1999) (15 bis 70 mg/kg) an 55 % der Plots nicht eingehalten.

Hohe Nickelgehalte im Mineralboden finden sich wie beim Chrom vornehmlich in Böden aus Magmatiten. Rasterpunkte mit erhöhter Nickelkonzentration sind vornehmlich im Moselhunsrück und vereinzelt auch in Eifel und Westerwald anzutreffen (Karte 31).

5.7.7 Arsen

Arsen kommt in Böden in vielen verschiedenen anorganischen und organischen Verbindungen und in unterschiedlichen Oxidationsstufen mit unterschiedlicher Mobilität vor. Wie bei Chrom und Nickel finden sich auch bei Arsen die höchsten Konzentrationen im Mineralboden (Abb. 68). Allerdings sind die Arsenkonzentrationen im Mineralboden nicht mit diesen Schwermetallen sondern eher mit Blei, Cadmium, Kupfer und Zink korreliert. In der Humusaufgabe reichen die Arsengehalte von 1 bis 28 mg/kg (Median: 6 mg/kg), im Mineralboden von 0,2 bis 109 mg/kg.

Die Vorsorgewerte von PRÜESS (1994) für organische Auflagen (10 mg/kg) werden an 27 % der Plots überschritten. Von TYLER (2002) werden für Arsen keine Orientierungswerte aufgeführt. In der obersten Mineralbodentiefenstufe wird der Vorsorgewert nach PRÜESS (1994) (6 bis 17 mg/

Abbildung 67

Boxplots der Nickelgehalte [mg/kg] in Humusaufgabe und Mineralboden im BZE II-Kollektiv

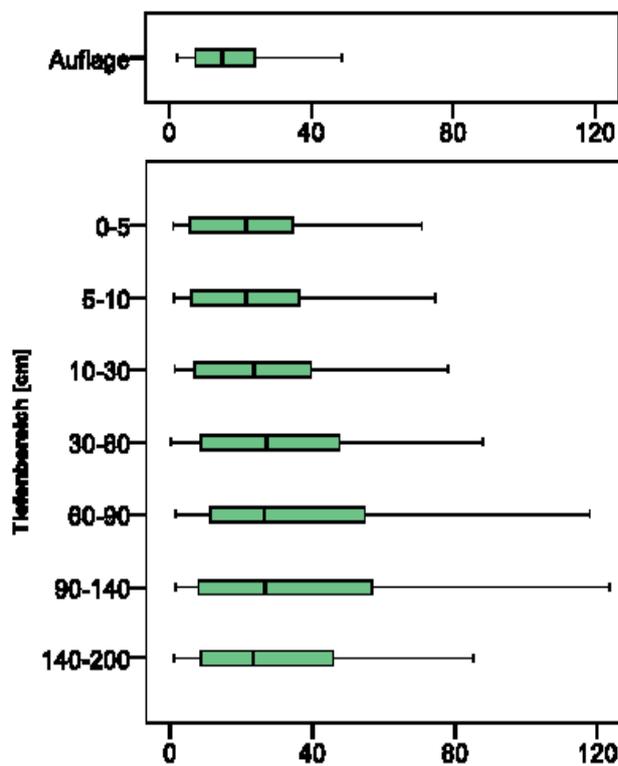
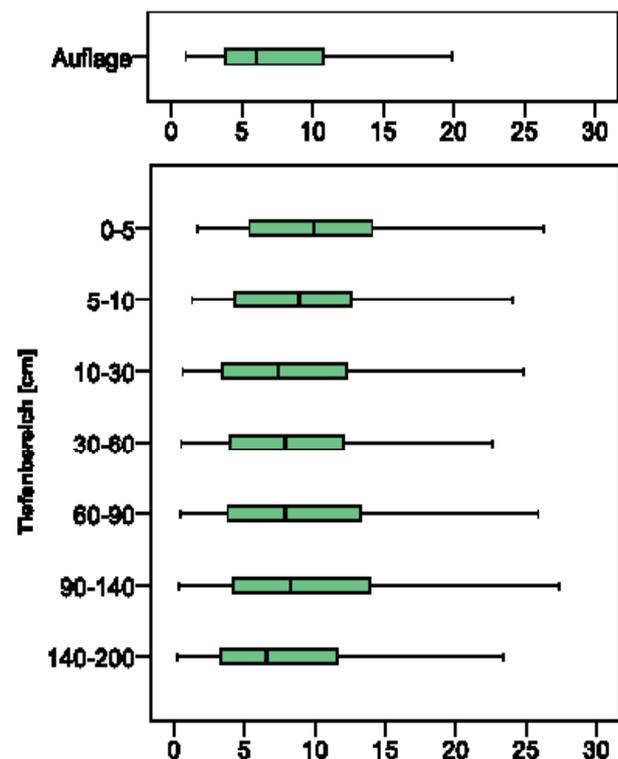
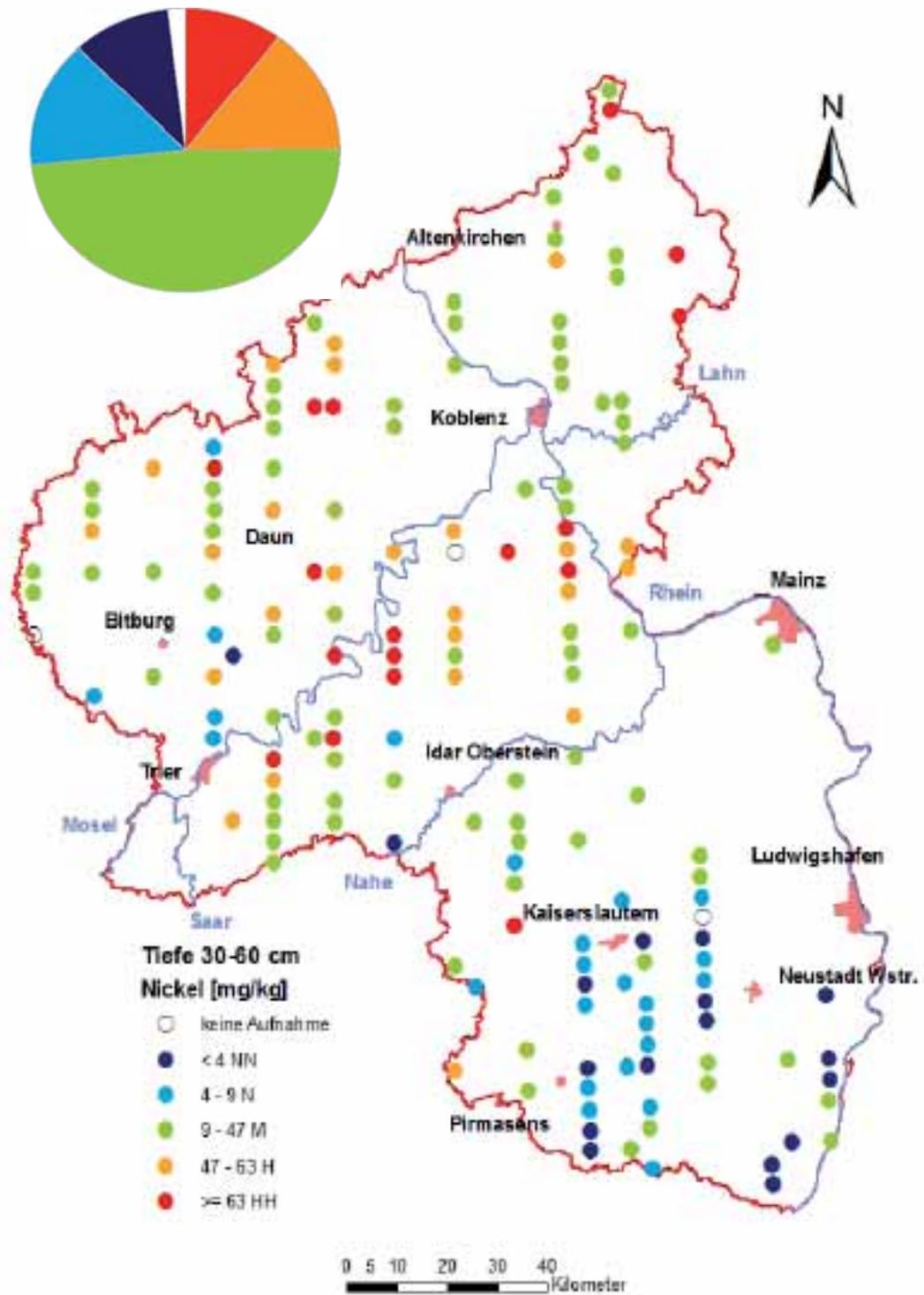


Abbildung 68

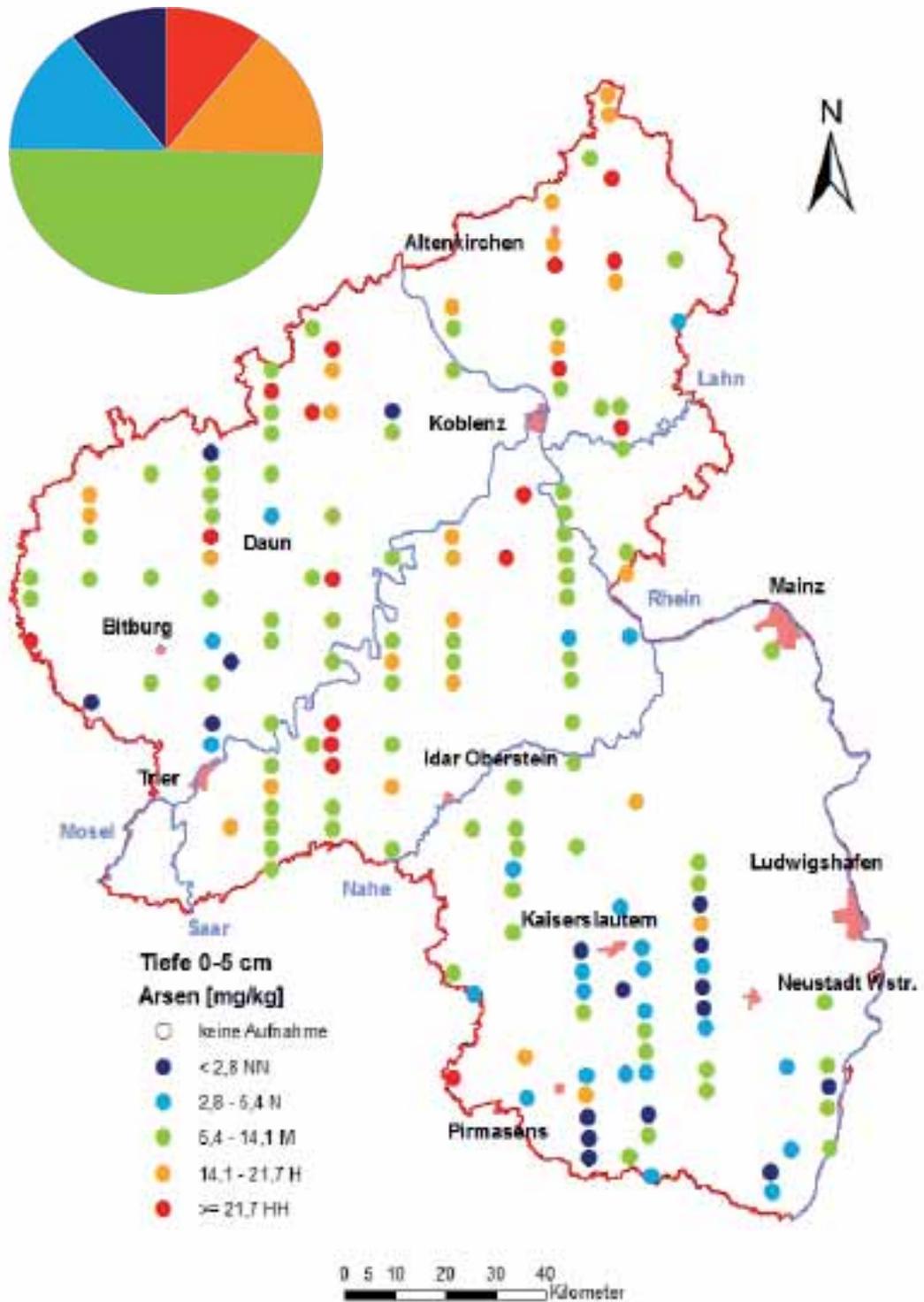
Boxplots der Arsengehalte [mg/kg] in Humusaufgabe und Mineralboden im BZE II-Kollektiv



Karte 31: Nickelgehalte im Mineralboden (Tiefenstufe 30-60 cm) an den BZE II-Rasterpunkten



Karte 32: Arsengehalte im Mineralboden (Tiefenstufe 0-5 cm) an den BZE II-Rasterpunkten



kg) an 24 % der Aufnahmepunkte nicht eingehalten. Die BUNDESBODENSCHUTZVERORDNUNG (1999) gibt keinen Vorsorgewert für Arsen an.

Im Mineralboden finden sich vergleichsweise hohe Arsenkonzentrationen insbesondere in Schichtlehmen des Rotliegenden und Buntsandsteins und verschiedenen devonischen Substraten.

Rasterpunkte mit erhöhter Arsenkonzentration sind vornehmlich im Bergischen Land, Westerwald, Moselhunsrück und Nordostefel festzustellen (Karte 32).

5.7.8 Quecksilber

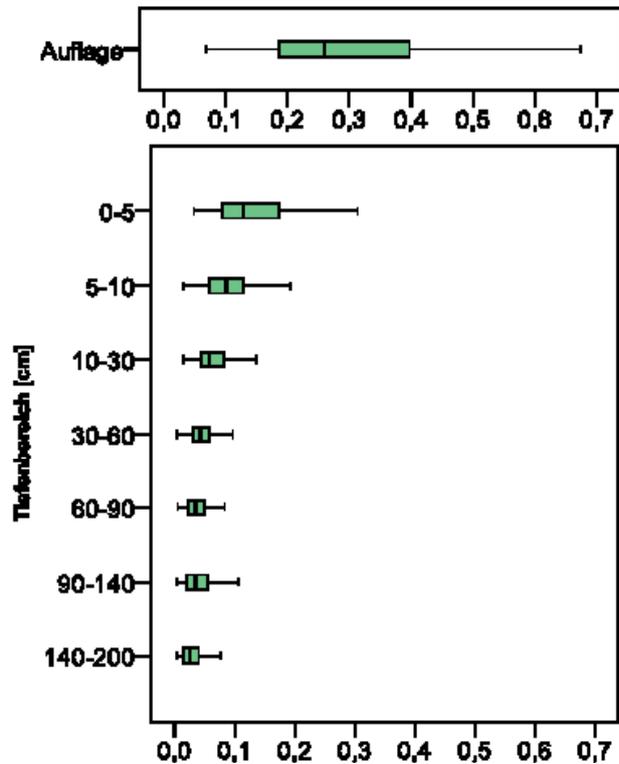
Quecksilber wird im Boden fest an die organische Substanz gebunden und ist ähnlich immobil wie Blei und Kupfer. Die höchsten Quecksilbergehalte finden sich in der Humusauflage mit einer Spanne von 0,07 bis 0,83 mg/kg bei einem Median von 0,26 mg/kg. Im Mineralboden wurden Hg-Gehalte zwischen 0,01 und 1,71 mg/kg gemessen. Mit zunehmender Bodentiefe nehmen die Quecksilbergehalte deutlich ab (Abb. 69). Dies weist auf anthropogene Einträge als wesentliche Quecksilberquelle im Boden hin.

Der Vorsorgewert von PRÜESS (1994) für organische Auflagen (0,5 mg/kg) wird an 13 % der Rasterpunkte überschritten. Die Orientierungswerte nach TYLER (2002) (0,75 mg/kg für Mikroorganismen; 2,5 mg/kg für Wirbellose) werden nur an 2 Rasterpunkten nicht eingehalten.

Im obersten Mineralboden wird der Vorsorgewert von PRÜESS (1994) 0,05 bis 0,20 mg/kg an nahezu vier Fünftel der Plots (78 %) überschritten. Im Mineralboden-Tiefenbereich 10-30 cm werden die Vorsorgewerte der BUNDESBODENSCHUTZVERORDNUNG (1999) (0,1 bis 1,0 mg/kg) dagegen nur

Abbildung 69

Boxplots der Quecksilbergehalte [mg/kg] in Humusauflage und Mineralboden im BZE II-Kollektiv

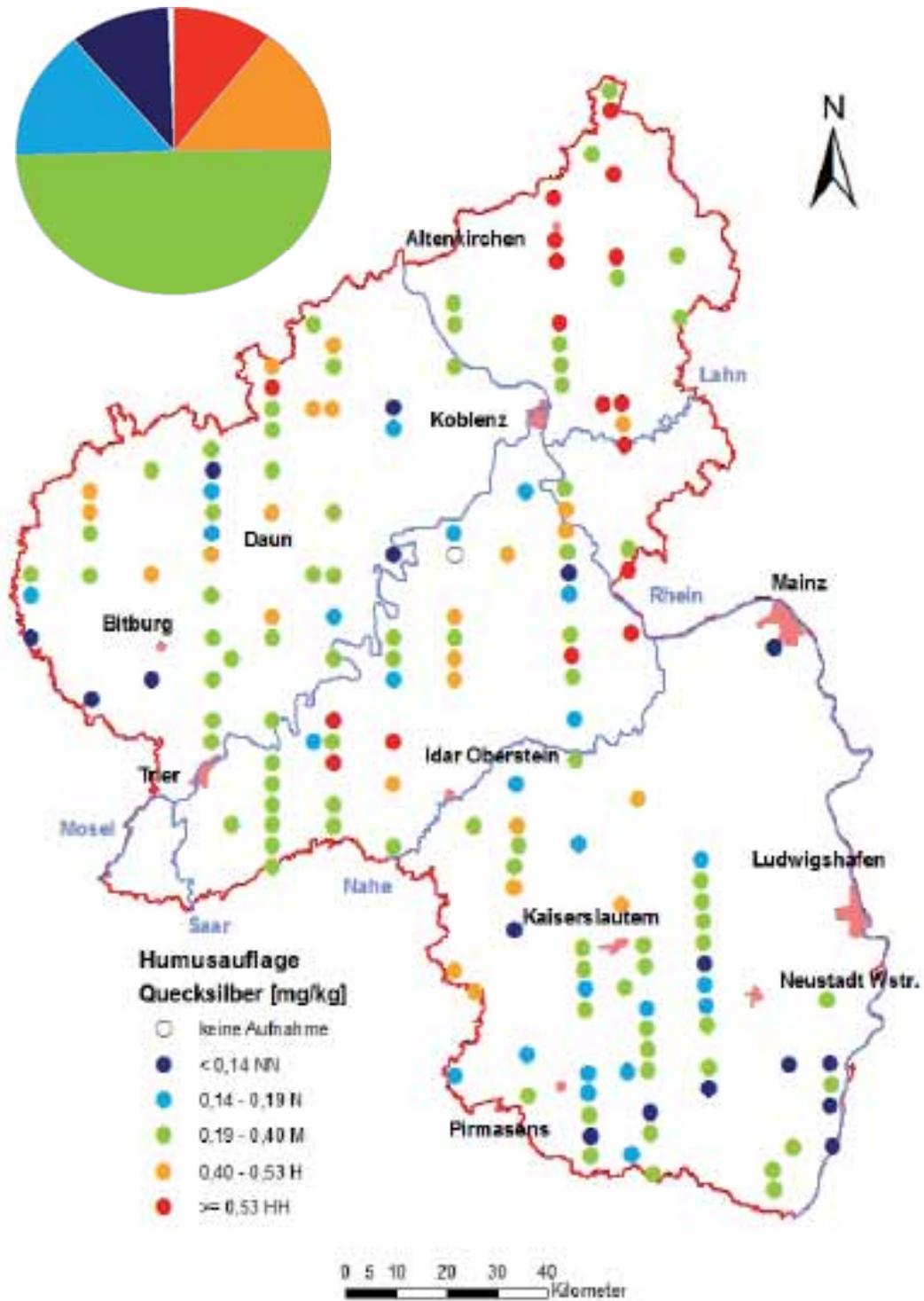


an drei Plots nicht eingehalten.

Auffällig hohe Quecksilbergehalte im gesamten Mineralboden finden sich am Rasterpunkt 961 in der Nähe des Potzberges im Nordpfälzer Bergland. Die hier anstehenden Heusweiler Schichten des Oberkarbons enthalten Zinnober (Quecksilbersulfide) als Auskleidung in Klüften und Spalten.

Rasterpunkte mit erhöhter Quecksilberkonzentration in der Humusauflage finden sich vornehmlich im Westerwald, Taunus und vereinzelt auch im Hunsrück (Karte 33).

Karte 33: Quecksilbergehalte in der Humusauflage an den BZE II-Rasterpunkten



5.7.9 Verteilungsmuster und Quellen der Schwermetallgehalte im BZE II-Kollektiv

Quellen von Schwermetallen in Waldböden sind zum einen natürliche geogene Gehalte von Gesteinen, zum anderen anthropogene Depositionen. Geogene Schwermetallquellen finden sich eher in Unterböden, Depositionen eher in Oberböden. Die Schichtung mitteleuropäischer Böden durch pleistozäne periglaziale Prozesse kann diese Verteilung allerdings modifizieren.

Zu den geogenen Quellen mit sehr hohen Schwermetallgehalten zählen Erze und (ultra) basische Magmatite, aber auch Verwitterungsresiduen von Kalksteinen oder tropischen Böden, in denen sich Schwermetalle in Folge hoher Stoffverluste während der Verwitterung angereichert haben.

Als anthropogene Quellen gelten Emissionen aus Industrie- und Verbrennungsanlagen, Kraftfahrzeugen und auf landwirtschaftlich genutzten Böden auch die Ausbringung von Düngern und Klärschlämmen (SCHEFFER U. SCHACHTSCHABEL 2010).

In Rheinland-Pfalz können regional als besondere Schwermetallquellen historischer Bergbau und die damit verbundene Metallverhüttung auftreten. Die Anfänge dieser Industrie gehen bis in die keltisch-römische Zeit zurück und reichen in letzten Anlagen bis in die jüngere Zeit hinein. Dabei entstanden Halden aus Schwermetall-belastetem Abraum und aus Schlacken der Verhüttung, auf allen Verarbeitungsstufen wurden zudem hohe Staubemissionen verursacht. Das Haldenmaterial wurde anschließend häufig als Wegebaumaterial, auch im Wald, eingesetzt.

Auch militärische Quellen können lokal von Bedeutung sein, da Rheinland-Pfalz in der Schlussphase des 2. Weltkrieges Kampfzone war und bis heute über eine Reihe von Truppenübungsplätzen und ähnliche militärische Einrichtungen verfügt.

Da Waldböden von Natur aus über sehr lockere, humusreiche Oberböden verfügen, sind die (relativen) Gehalte von Schwermetallen bei gleichem Emissionseintrag höher als auf benachbarten Ackerböden. Zudem kämten Wälder durch ihre Struktur belastete Stäube intensiv aus.

5.7.9.1 Untersuchte Schwermetalle und Grundmuster der Verteilung

Im Rahmen einer ergänzenden Studie zur BZE II wurden die Verteilungsmuster der Gehalte an Arsen (As), Cadmium (Cd), Chrom (Cr), Kupfer (Cu), Quecksilber (Hg), Nickel (Ni), Blei (Pb) und Zink (Zn) untersucht (GEYER 2011).

Dabei zeigen sich zunächst zwei typische Verteilungsmuster:

Bei Blei und Quecksilber, eingeschränkt auch bei Cadmium, sind hohe Werte (90 Perzentil) überwiegend im Oberboden (Humusaufgabe und Mineralboden 0-30 cm), meist in 0-5 cm, konzentriert, während Mittel- (30-60 cm) und Unterboden (60-90 cm) wie auch Untergrund (> 90 cm) meist keine erhöhten Werte zeigen. Häufig treten hohe Blei- und Quecksilberwerte, auch mit Cadmium gemeinsam auf. Diese Konzentration der Schwermetallgehalte auf den Oberboden deutet auf einen vorrangig anthropogenen Eintrag hin. Dieser Typ wird im Folgenden als (Anreicherungs-)Typ A (anthropogen) bezeichnet. Bei den Schwermetalle Arsen (As), Chrom (Cr), Kupfer (Cu) und Zink (Zn) konzentrieren sich die 90 Perzentilwerte demgegenüber meist auf einzelne BZE-Punkte über alle Tiefenstufen oder im Untergrund. Der Oberboden weist eher geringere Gehalte dieser Schwermetalle auf. Häufig treten mehrere von diesen Schwermetallen in vergleichsweise hohen Gehalten gemeinsam auf. Dieses Verteilungsmuster ist typisch für primär geogene Quellen. Dieser Typ wird im Folgenden als Typ G (geogen) bezeichnet.

5.7.9.2 Potentielle Quellen Bergbau

Wie bereits angeführt besitzt bzw. besaß Rheinland-Pfalz eine lange Bergbautradition. Abgebaut wurden Eisen, Blei-, Zink-, Quecksilber-, Kupfer-, Silber-, Mangan- und Uranerze, dazu auch Schwespat, Schwefelkies, Phosphorit und Steinsalz (LGB 2005). Häufig handelte es sich um kleinere bis mittlere Vorkommen mit Schwerpunkten im Rheinischen Schiefergebirge als Erzgänge in den dortigen Tonschiefern und den begleitenden Magmatiten. Die Erze kommen meist in gemischten Formen vor, z.B. als Blei-Zinkerze mit Spuren

von Silbererzen. Da der Schwerpunkt des Abbaus im Mittelalter bis in die Anfänge der Neuzeit lag, erfolgte die Verhüttung auch meist in der Nähe der Lagerstätten. Die kleineren Gruben wurden Ende des 19. Jahrhundert aufgegeben, die letzten größeren in den 1960er Jahren.

Gerade bei diesen älteren Anlagen sind Abraum- und Schlackenhalde besonders belastet, da der Gewinnungsgrad eher gering war und Nebenerze oft nicht genutzt wurden. Dies ist auch der Fall, wenn es sich um ärmere Lagerstätten handelt, da hier eine vergleichsweise höhere Gesteinsmenge gefördert werden muss (vgl.: ALLOWAY 1999:46). Neben dem eigentlichen Betriebsgelände ist über Abschwemmungen und Abwehungen auch eine Ausbreitung der Kontamination in die Fläche möglich (LFU BW 1994). Die Schwermetallgehalte der umliegenden Böden können zwar unter Umständen schnell abnehmen (O`NEILL in ALLOWAY 1999:117), je nach Exposition und Stabilisierungsgrad des Abraumguts sind aber auch Verwehungen in Entfernungen von mehreren Kilometern möglich (ALLOWAY 1999:171). Dazu kommen Staub- und Rauchemissionen durch den Verhüttungsvorgang an sich. Da man – zur Reduktion der lokalen Belastung in den oft engen Tälern, in denen die Hütten standen – die Hüttenschornsteine später auf umliegende Berge setzte (Bsp. Braubach), konnten sich diese Emissionen über Entfernungen von etlichen Kilometern ausbreiten. Die Belastungen führen zum Anreicherungstyp A.

Landwirtschaft

Die Landwirtschaft stellt nach ALLOWAY eine der bedeutendsten großflächigen, diffusen Quellen für Schwermetalleinträge in die Umwelt dar (ALLOWAY, 1999, Alloway und Ayres, 1996). Da die Einträge über Düngemittel, Pestizide usw. aber eher großflächig sind und zudem die Rasterpunkte der BZE II in Waldgebieten liegen, ist die Landwirtschaft, vor allem für die hier betrachteten punktuell erhöhten Schwermetallgehalte, eher als weniger bedeutsame Quelle anzusehen.

Industrie

Vor allem die metallverarbeitende Industrie kann als wichtiger Schwermetallemitter angesehen werden, aber auch die Elektroindustrie und die Chemische Industrie werden immer wieder als

bedeutende Schwermetallquellen genannt (vgl. ALLOWAY, 1999, Alloway und Ayres, 1996). Da die metallverarbeitende Industrie häufig aus ehemaligen Hüttenbetrieben hervorgegangen ist, sind Überlagerungen möglich. Beispielsweise weisen Rasterpunkte in der Nähe eines Drahtwerkes erhöhte Gehalte vor allem an Zink, Chrom, Kupfer und Nickel auf. Da die erhöhten Gehalte zum Teil allerdings alle Tiefenstufen betreffen, kommt sowohl das Drahtwerk als Quelle in Betracht als auch eine geogene Belastung (mögliche Kombination von Typ A und Typ G).

Verkehr

In fossilen Brennstoffen findet sich eine Vielzahl von Schwermetallen (u.a. Pb, Cd, Zn, As, Cu), die entweder während der Verbrennung als Stäube oder Aerosole in die Umwelt gelangen oder sich in der Asche anreichern (vgl. Alloway und Ayres, 1996:172). Bis zur Einführung des Benzin-Blei-Gesetzes 1989 war der Straßenverkehr eine der Hauptquellen für Bleieinträge in die Umwelt (vgl. ALLOWAY 1999:52). Daher könnten z.B. die geringe Pb-Belastung und die anderer Schwermetalle im Pfälzerwald durch die hier vergleichsweise geringe Straßendichte begründet sein. Allerdings ist der umgekehrte Fall (hohe Straßendichte – hohe Schwermetallbelastung) nicht immer zutreffend. Ein typisch durch Verkehr belasteter Punkt ist BZE-Plot 601, der in einem Wäldchen in einer Autobahnauffahrt liegt, und in 10-20 cm einen hohen Bleigehalt aufweist, die Tiefenlage 10-20 cm statt 0 -10 cm ist durch einen jüngeren Auftrag bei der Kulturbegründung verursacht. Der Rasterpunkt liegt in dem Haupteinflussbereich von Straßen, der für Blei meist nur ein Band mit einer Entfernung < 30 m und für Cadmium < 10 m vom Straßenrand umfasst (SCHEFFER u. SCHACHTSCHABEL 2010:460). BLUME spricht ebenfalls von räumlich diffusen Belastungsmustern und von gleichmäßig in der Fläche verteilten Bleiemissionen durch den Straßenverkehr (BLUME 2004:335).

Auch die Punkte 194 und 195 am Nürburgring und dessen Zufahrtsstraße könnten durch Verkehrsemissionen belastet sein, Punkt 194 zeigt aber auch zusätzlich ein geogenes Belastungsmuster. Das gilt auch für Rasterpunkt 341 an der A 61, die dort zudem erst mit dem Bleiverbot im

Brennstoff freigegeben wurde. Der Straßenverkehr (zusammen mit sonstiger Verbrennung fossiler Brennstoffe) ist daher mit Sicherheit als eine beitragende Quelle anzunehmen, meist aber nur als eine zusätzliche diffuse Quelle. DAVIES spricht in diesem Zusammenhang von einer „allgemeinen Verunreinigung der Umwelt durch atmosphärisches Blei“ (DAVIES in ALLOWAY, 1999:135), welche zusammen mit anderen diffusen Stoffeinträgen in die Hintergrundwerte eingeht.

Auch der Bahnverkehr kann unter Umständen eine Schwermetallquelle darstellen, wenngleich in merklich geringerem Umfang als der Straßenverkehr. Neben dem Metallabrieb durch den regulären Betrieb, stellen auch die Gleisanlagen selbst, zusammen mit ihrer Wartung eine Schwermetallquelle dar. So können z.B. in Holzschutzmitteln der Bahnschwellen Schwermetalle wie Kupfer und Arsen enthalten sein. Zudem werden die Strecken regelmäßig mit Herbiziden behandelt, welche vor allem in der Vergangenheit Arsenverbindungen enthielten (O'NEILL in ALLOWAY, 1999:115). Von den sechs Rasterpunkten, welche in unmittelbarer Nähe zu aktiven oder ehemaligen Bahnstrecken liegen, konnten aber nur an den Rasterpunkten 899, 859 und 281 erhöhte Gehalte für Arsen und Kupfer festgestellt werden. Von diesen drei Rasterpunkten kann man aber nur bei Rasterpunkt 859 eine Belastung durch den Bahnverkehr vermuten, da die Arsenbelastung hier nur in der Humusaufgabe zu finden ist. Rasterpunkt 281 ist mit 150 m wohl zu weit entfernt und wie auch Rasterpunkt 899 in zu tiefen Bodenschichten belastet.

Militär

Schwermetallbelastungen auf militärischen Übungsplätzen gehen von den Resten von Munition und Blindgängern auf Schießbahnen und Sprengplätzen aus. Auch Ringstraßen können über starken Fahrzeugverkehr zur Schwermetallbelastung beitragen (siehe oben). Bei Rasterpunkt 871 auf dem Truppenübungsplatz Baumholder ist allerdings das Ausgangssubstrat ein Melaphyr und der Punkt hat deshalb bereits hohe geogene Schwermetallgehalte; der Punkt liegt auch außerhalb des Schießbereichs, allerdings in der Nähe einer Ringstraße.

Wenig greifbar ist die Belastung durch die Kriegs-

handlungen am Ende des II Weltkrieges. Auch außerhalb der unmittelbaren Frontzonen und der intensiv bombardierten Verkehrs- und Industrieanlagen wurden im nördlichen Rheinland-Pfalz häufig Bombenabwürfe auf Waldgebiete durchgeführt, in denen z.B. die beweglichen Abschussbasen der Fernraketen des Typs V2 in Stellung gingen (vgl.: LOTZ 1996).

5.7.9.3 Erklärungsansätze der räumlichen Verteilungsmuster

Bei Betrachtung der Karten der Schwermetallgehalte der BZE-Punkte in verschiedenen Bodentiefen lassen sich regionale Häufungen einer erhöhten Schwermetallbelastung erkennen. Nachfolgend wird versucht, Rasterpunkte mit erhöhter Schwermetallbelastung potentiellen Quellen zuzuordnen, bzw. Erklärungsansätze für auffällige Verteilungsmuster zu finden. Unter erhöhten Gehalten werden hier Gehalte verstanden, die über 90 % der Summenhäufigkeit des BZE-Kollektives liegen (90 - Perzentil). Nur Rasterpunkte bei denen die Gehalte einzelner Tiefenstufen zu dieser Häufigkeitsklasse gehören, wurden in die besondere Betrachtung der Verteilungsmuster einbezogen. Dabei sollte berücksichtigt werden, dass die 10 % höchsten Werte noch vergleichsweise moderat sein können. So reicht bei Blei lediglich ein Oberbodenwert von knapp 3000 mg/kg an Werte heran, wie sie in Rieselfeldern gemessen werden. Dieser Rasterpunkt liegt in der Nähe von Höhr-Grenzhausen, wo zum einen Zinkblende mit Bleierzen als unverwerteten Begleitern abgebaut wurde und zum anderen schon seit Jahrhunderten Töpferei – u.a. auch mit bleihaltigen Glasuren – betrieben wird.

Geogene Grundgehalte und diffuse (ubiquitäre) anthropogene Einträge werden als Hintergrundwerte bei der Beurteilung von Schwermetallbelastungen behandelt. Eine gutes Medium für die Untersuchung solcher Hintergrundwerte sind Bachsedimente. In Rheinland-Pfalz wurde vom Landesamt für Geologie und Bergbau (LGB) mit 17000 Proben flächendeckend ein Netz von Bachsedimenten auf Schwermetallgehalte untersucht und auf der Ebene von Naturräumen ausgewertet (LGB 2005). Die Ergebnisse dieser Untersuchung werden in Tab. 9 mit den BZE II - Ergebnissen aus den jeweiligen Naturräumen verglichen. Arsen und Quecksilber wurden in der LGB - Untersu-

chung nicht bearbeitet.

Beim Vergleich der Naturräume weist der **Pfälzerwald** eine nur geringe Schwermetallbelastung auf (Tab. 9). Die hier dominierenden quarzreichen Sandsteine sind primär arm an Schwermetallen und wegen einer sehr geringen Besiedlungsdichte verbunden mit einer nur geringen Industrialisierung sind zudem kaum lokale Emittenten vorhanden. So wurden im Pfälzerwald weder an den BZE-Punkten noch in den Bachsedimenten erhöhte Bleigehalte nachgewiesen. Einen höheren Zink-, Kupfer-, Chrom und Nickelgehalt im Oberboden weist ein Punkt bei Ruppertsweiler auf, der in der Nähe einer der wenigen historischen Minen liegt. Dort wurden zudem in der näheren Umgebung militärische Anlagen genutzt. Einen sehr hohen Cadmiumwert im Oberboden zeigt ein Profil bei Fischbach in der Nähe eines historischen Hammerwerkes. Für den hohen Quecksilbergehalt an einem BZE-Punkt beim Großen Boll konnte keine Erklärung gefunden werden. Einen hohen geogenen Arsengehalt weist ein Punkt mit vergleichsweise tonreichem Unterboden und Untergrund aus Unterem Buntsandstein – nach neuerer stratographischer Einordnung Zechstein – im Wasgau auf. Ein vergleichsweise hoher Arsengehalt in einem Oberboden bei Calsberg ist dagegen eher auf eine unbekannte anthropogene Quelle zurückzuführen.

Unterdurchschnittlich ist auch die Schwermetallbelastung des **Oberrheinischen Tieflandes**. Die erfassten BZE-Punkte sind hier weniger belastet als die Bachsedimente (Tab. 9). Dies dürfte auf die Zurückdrängung der Waldfläche in dieser insgesamt waldarmen Landschaft auf die Schwemmfächer in der pfälzischen Rheinebene zurückzuführen sein. Diese bestehen zum größten Teil aus pleistozän umlagertem Buntsandsteinmaterial und zeigen deshalb meist nur niedrige Schwermetallgehalte. Lediglich in einem Grundwasser-geprägten Unterbodenhorizont am Rand von Büchelberg – gelegen auf einer tertiären Kalkscholle – kommt ein hoher Arsengehalt vor. Hohe Cadmiumgehalte im Oberboden weisen zwei BZE-Punkte aus Rheinauensedimenten auf, an einem Plot begleitet von erhöhten Cu-, Hg- und Zn-Gehalten. Ein Rasterpunkt mit Schwarzerde unmittelbar an der Autobahn bei Mainz fällt – erwartungsgemäß – durch hohe Bleigehalte im

Oberboden auf.

Die Landschaften des **Rheinischen Schiefergebirges** lassen dagegen aufgrund ihres geologischen Aufbaus, an dem sowohl Tonschiefer als auch Basalte beteiligt sind, hohe Hintergrundwerte an Schwermetallen erwarten (LGB 2005). Insbesondere die vielen Erzlagerstätten haben Einfluss auf die Bachsedimente. Neben Brauneisenstein, der hier nicht behandelt wird, treten im Tonschiefer verbreitet Blei-Zinkerze auf, zum Beispiel der Emser und der Holzapfeler Gangzug. Zu Gehalten von über 100 mg/kg Blei und/oder 300 mg/kg Zink in den Bachsedimenten tragen auch die historischen Hütten bei, die mit Schwerpunkten rechtsrheinisch lagen (Sieg, Wied, Lahn), aber auch in den Seitentälern der Mittelmosel (Moselhunsrück) und um Bleialf (Nordwesteifel) (LGB 2005, Tab. 9). Auf der Gemarkung Braubach und in Krautscheid wurde zudem später Altblei aufbereitet (LGB 2005). Im Kannebäckerland um Höhr-Grenzhausen wurde in der dortigen keramischen Industrie mit Bleiglasuren gearbeitet. Auch bei den BZE-Punkten zeigen sich in dieser Region höhere Schwermetallgehalte. Der geogene Hintergrund zeigt sich sehr deutlich in der Karte mit erhöhten Zinkgehalten (Karte 34).

Am deutlichsten fällt die Schwermetallbelastung im **Westerwald** auf. Da ist zunächst die diffuse Oberbodenbelastung mit Schwermetallen der ersten Gruppe. Alle Oberböden weisen in einer Tiefenstufe hohe Bleigehalte auf, zur Hälfte begleitet von Quecksilber und Cadmium. Der Spitzenwert mit 2912 mg/kg in BZE-Punkt 162 in 0-5 cm bei Höhr-Grenzhausen und mögliche Quellen wurden bereits diskutiert. Insgesamt scheinen sich aber die schwermetallbelasteten Stäube recht gleichmäßig ausgebreitet zu haben. Die aus der BZE abgeleiteten Median und 90-Perzentil-Werte liegen etwas unter der hohen Belastung, die die Bachsedimente im Westerwald und Lahntal (wurde durch die BZE nicht erfasst) aufweisen (Tab. 9). Die Hintergrundwerte für den Oberboden von 22–32 mg/kg (HAUENSTEIN 2008) werden aber deutlich überschritten.

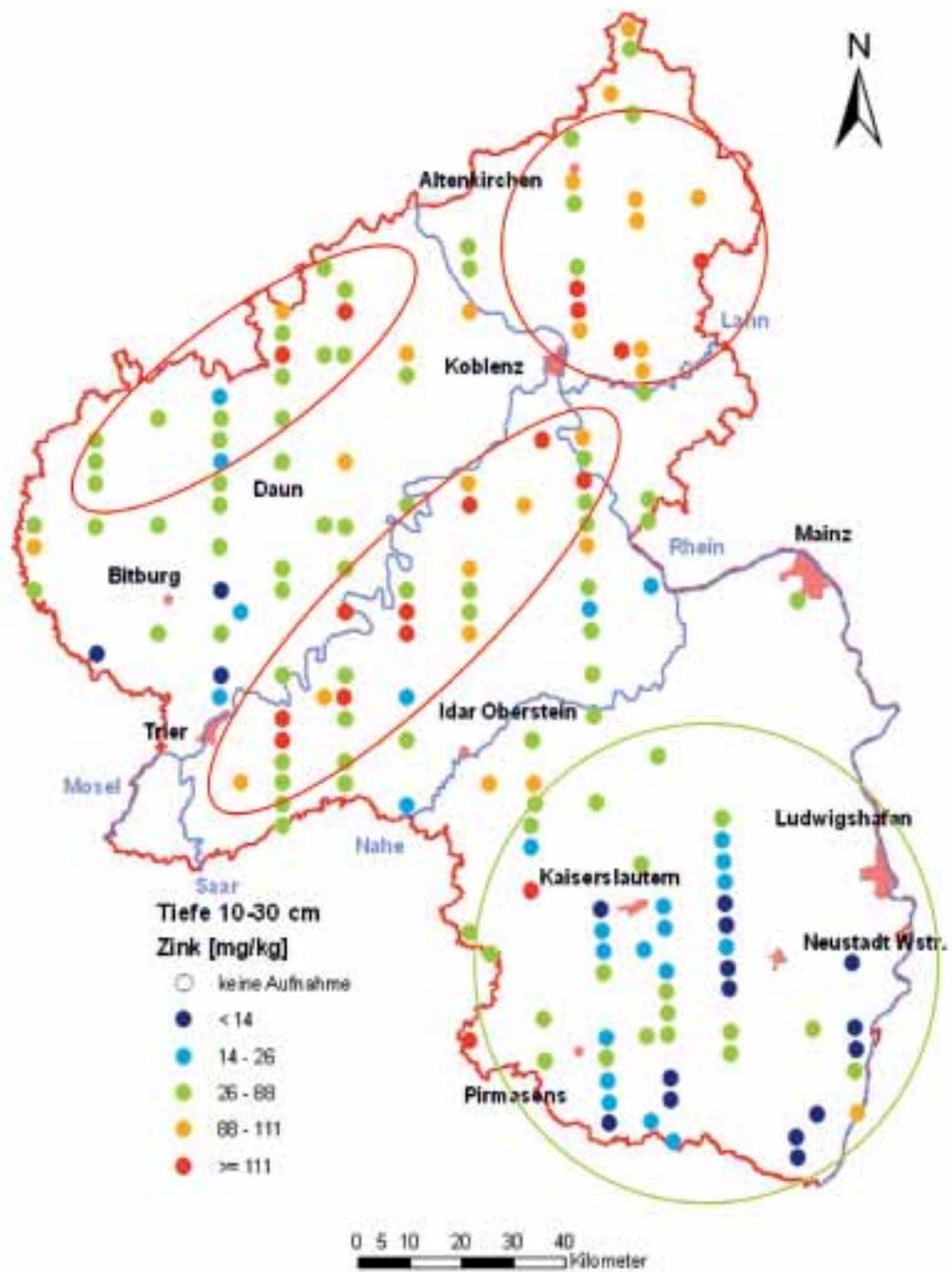
Die hohe Bleibelastung setzt sich im angrenzenden **Sauerland** und **Bergischen Land** fort (Karte 35).

Tabelle 9: Schwermetallgehalte (Median und 90 – Perzentil) der BZE II (nur Mineralboden, alle Tiefenstufen) und in Bachsedimenten für verschiedene Naturräume in Rheinland-Pfalz. (Quelle Bachsedimente: LGB 2005, Erläuterungen: siehe Text)

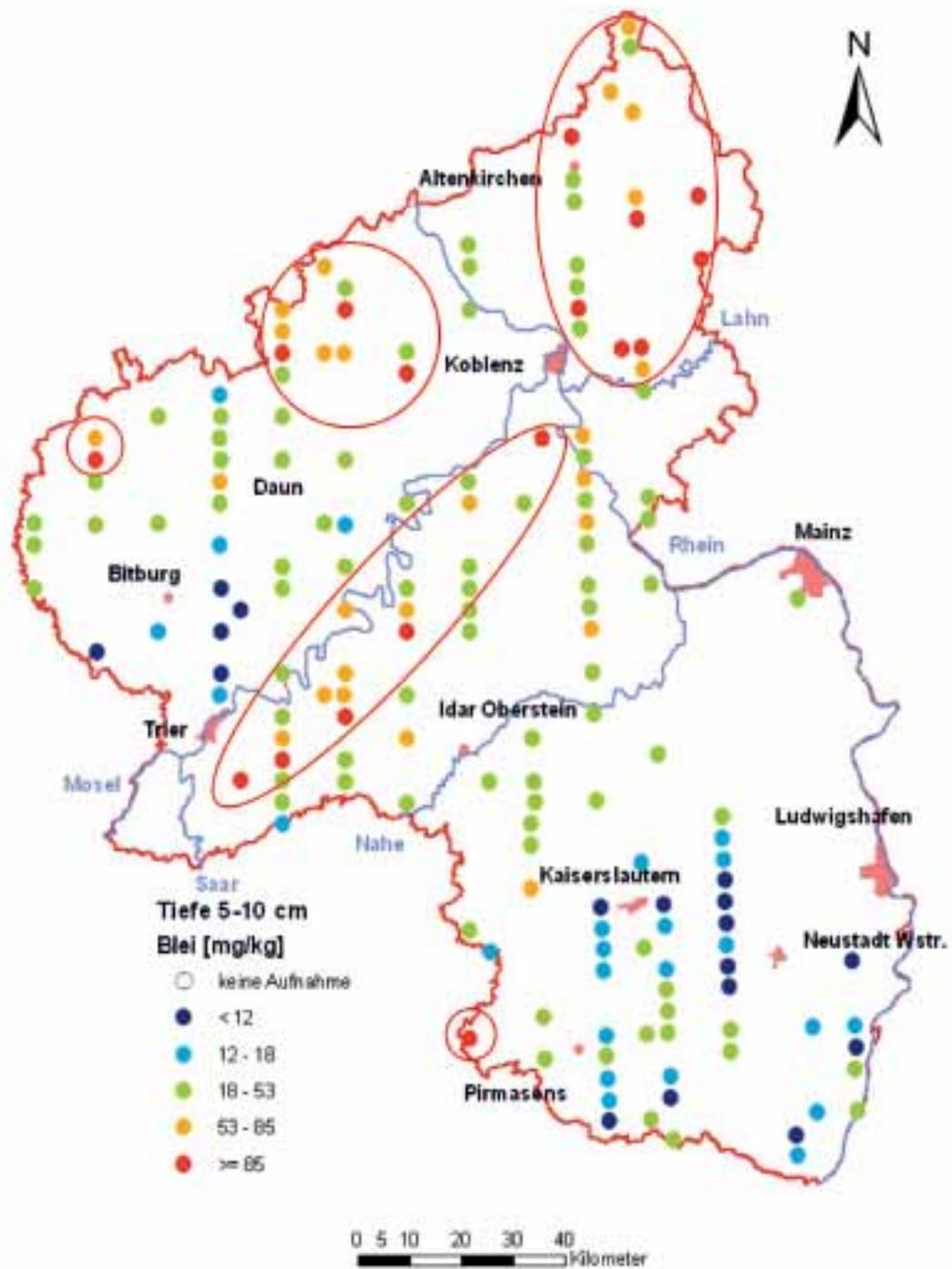
			As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
			mg/kg							
Rheinland-Pfalz	Bach-Sed.	Median		0,9	82	10		35	30	80
		90-Perz.		1,5	168	30		65	70	180
	BZE II	Median	8	0,1	30	10	0,05	24	19	51
		90-Perz.	21	0,3	58	33	0,14	63	72	112
Naturraum Rheinisches Schiefergebirge (Anteil an der Landesfläche - 56 %)										
Hunsrück	Bach-Sed.	Median		0,9	95	15		50	35	115
		90-Perz.		1,5	164	25		85	75	225
	BZE II	Median	12	0,1	39	15	0,07	34	33	72
		90-Perz.	22	0,3	57	33	0,17	77	100	122
Saar- und Moseltal	Bach-Sed.	Median		0,6	111	15		45	25	80
		90-Perz.		0,9	148	45		65	52	145
	BZE II	Median	10	0,1	38	25	0,07	60	33	75
		90-Perz.	98	0,7	54	51	0,14	77	93	164
Ostefel	Bach-Sed.	Median		0,9	122	12		45	30	75
		90-Perz.		1,2	207	25		75	55	145
	BZE II	Median	10	0,1	36	19	0,07	42	23	65
		90-Perz.	31	0,4	118	58	0,15	74	87	130
Nordwestefel	Bach-Sed.	Median		0,9	126	10		45	30	80
		90-Perz.		1,2	197	20		65	60	130
	BZE II	Median	8	0,1	37	16	0,07	33	19	59
		90-Perz.	23	0,4	72	60	0,18	63	56	89
Mittelrheintal	Bach-Sed.	Median		0,9	91	15		30	45	100
		90-Perz.		1,5	137	40		55	164	294
	BZE II	Median	9	0,1	27	12	0,05	35	16	73
		90-Perz.	19	0,4	51	29	0,20	74	99	114
Taunus	Bach-Sed.	Median		0,9	91	15		35	40	105
		90-Perz.		1,2	125	40		50	120	260
	BZE II	Median	10	0,2	42	14	0,06	39	27	72
		90-Perz.	14	0,3	55	23	0,23	68	86	89
Lahntal	Bach-Sed.	Median		0,9	75	20		30	68	165
	90-Perz.			1,8	129	107		45	296	1117
Westerwald	Bach-Sed.	Median		1,2	148	15		40	45	120
		90-Perz.		2,4	290	35		75	169	260
	BZE II	Median	10	0,2	33	14	0,07	32	23	89
		90-Perz.	20	0,7	177	50	0,26	166	131	132
Sauerland und Bergisches Land	Bach-Sed.	Median		1,2	156	20		50	70	120
		90-Perz.		1,8	240	55		75	408	238
	BZE II	Median	13	0,2	39	27	0,08	31	38	76
		90-Perz.	27	0,4	62	59	0,17	57	130	102

			As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
			mg/kg							
Südwestdeutsches Stufenland (Anteil an der Landesfläche - 16 %)										
Pfälzerwald	Bach-Sed.	Median		0,6	20	<5		5	10	20
		90-Perz.		0,9	45	5		15	30	70
	BZE II	Median	3	0,0	8	2	0,03	5	9	17
		90-Perz.	8	0,1	25	4	0,07	13	21	35
Saarl.-Pfälz. Muschelkalkgebiet	Bach-Sed.	Median		0,6	35	5		10	10	35
		90-Perz.		0,9	51	15		20	30	75
	BZE II	Median	14	0,1	28	15	0,06	23	24	44
		90-Perz.	31	0,5	45	23	0,11	35	102	224
Gutland	Bach-Sed.	Median		0,9	65	15		30	30	60
		90-Perz.		1,5	93	25		45	55	115
	BZE II	Median	4	0,0	20	3	0,03	8	10	21
		90-Perz.	10	0,06	52	17	0,11	50	24	69
Saar-Nahe-Bergland (Anteil an der Landesfläche - 12 %)										
Saar-Nahe- Bergland	Bach-Sed.	Median		0,9	62	10		25	27	70
		90-Perz.		1,2	124	25		50	45	130
	BZE II	Median	9	0,1	31	8	0,06	21	22	64
		90-Perz.	18	0,4	83	24	0,16	61	42	120
Oberrheinisches Tiefland (Anteil an der Landesfläche - 16 %)										
Oberrheinisches Tiefland	Bach-Sed.	Median		0,9	56	30		25	40	95
		90-Perz.		1,5	89	77		40	75	210
	BZE II	Median	5	0,0	12	3	0,03	8	11	14
		90-Perz.	14	0,3	50	22	0,12	30	31	66

Karte 34: Regionen mit erhöhter (rot) und vergleichsweise niedriger (grün) Zinkbelastung



Karte 35: Regionen mit erhöhter Bleibelastung



Geogenen Ursprungs sind die typisch sehr hohen Gehalte an Chrom und Nickel, z.T. verbunden mit hohen Zn-, Cu- und Cd-Gehalten an den BZE-Punkten mit Basalt als Ausgangssubstrat. Die Gehalte liegen in der Größenordnung, die WEDEPOHL als Mittelwerte für lithogene Schwermetallgehalte in Basalt nennt (Cr 168 mg/kg, Ni 134 mg/kg, Zn 100 mg/kg, Cu 90 mg/kg; WEDEPOHL 1984). Von den basaltischen Ausgangssubstraten unterscheiden sich BZE-Punkte in Bims(decken)-Substraten aus Phonolith, einem intermediären Magmatit. Sie weisen – abgesehen von der regionaltypischen Bleibelastung im Oberboden – insgesamt deutlich geringere Schwermetallgehalte auf. Lediglich Cadmium kommt in einigen Punkten in erhöhten Gehalten vor.

Der **Taunus** wurde nur mit vier eher am Rande der Region gelegenen Punkten durch die BZE erfasst. Auch diese zeigen erhöhte Bleigehalte im Oberboden, wobei die Gehalte in der Nähe der Verhüttungsorte 2-3-mal so hoch sind, wie die Gehalte an den weiter südlich gelegenen Punkten.

Im benachbarten linksrheinischen **Hunsrück** fällt zunächst der BZE-Punkt 330 bei Boppard, ein Felshumusboden, durch hohe Arsen-, Cadmium-, Quecksilber-, Blei- und Zinkgehalte und nennenswerte Kupfergehalte auf. Da dieser Boden zudem auch – ungewöhnlich – sehr basenreich ist, könnten sich hier anthropogene Immissionen (in der Nähe liegt Braubach) und geogene Hintergrundwerte überlagern.

Aber auch die übrigen Punkte im **Rhein-Hunsrück** zeigen erhöhte Bleigehalte im Oberboden. Im **Mosel-Hunsrück** und der **Westlichen Hunsrückhochfläche** kommen verbreitet Punkte vor, die zwar auch eine Belastung nach Typ A aufweisen, insgesamt aber dem Typ G zuzuordnen sind. Hier ist davon auszugehen, dass auch außerhalb der Gangerzlagerstätten um Altlay und Tellig immer wieder Schiefer mit erhöhten Erzgehalten auftreten.

Gleiches gilt für die **Nordwesteifel** und die **Osteifel**. Zentren der Bleiverhüttung wie Bleialf

in der **Nordwesteifel** führen häufig zu einem Ring mit Punkten, die eine Belastung nach Typ A zeigen, wobei die meisten Punkte auch zu Typ G gehören. Auch im Norden der **Osteifel** an der Grenze zu Nordrhein-Westfalen, finden sich Punkte die durch auffallend hohe Cadmiumgehalte (teils auch Cr, Pb, As, Ni) gekennzeichnet sind und meist dem Typ G entsprechen. Die Region mit erhöhten Cadmiumgehalten setzt sich über die Grenze nach Nordrhein-Westfalen fort (vgl. BZE II in NRW; GEHRMANN 2011 -Schriftliche Mitteilung). Historische Bergwerke belegen für diese Region die Existenz von Erzgängen mit Blei-Zinkerzen.

Keine auffälligen Schwermetallgehalte – bis auf einen Kalklehm mit relativ hohen Chromgehalten – kennzeichnen das **Gutland**. Die BZE Gehalte liegen dort meist unter den Gehalten der Bachsedimente (Tab. 9).

Die Punkte in **Saar- und Moseltal** weisen vergleichbare Gehalte wie der benachbarte Hunsrück und die Eifel auf. Das südwestliche Gebiet wurde nicht durch BZE-Punkte erfasst.

Im **Saar-Nahe Bergland** überwiegen Punkte mit dem Belastungstyp G mit hohen geogenen Hintergrundgehalten. Hier kommen verbreitet basische Magmatite (Basalte, Andesite bzw. Melaphyre) als Ausgangssubstrate vor, die primär reich an Schwermetallen sind. Der Kupferbergbau z.B. um Fischbach bei Idar-Oberstein beruht auf Kupferlagerstätten in diesen Magmatiten. An den BZE-Punkten mit hohen Gehalten kommen dann meist mehrere Schwermetalle in Kombination vor. Die Magmatite, aber auch die anstehenden Sedimentformationen enthalten zudem Quecksilbererze – ein Zentrum liegt um den Königsberg. Mit dem Quecksilber wurde um Imsbach, Obermoschel und Stahlberg auch Silber gewonnen (LGB 2005). BZE-Punkt 961, ein Sandlehm aus (Schluff)-Sandsteinen des Rotliegenden bei Fiedelsberg am Potzberg, repräsentiert diesen Belastungstyp. Quecksilberbelastungen vom anthropogenen Belastungstyp A – die wohl in Verbindung mit der Verhüttung stehen – strahlen auch in den angrenzenden Hunsrück aus. Eine diffuse Schwermetallbelastung in diesem Raum kann zudem von der Metallverhüttung im westlich anschließenden

saarländischen Bergbaugesamt ausgehen. BZE-Plots mit hohen geogenen Quecksilbergehalten kommen vereinzelt auch in den Tonschiefern von Hunsrück und Eifel vor.

Im südwestlich anschließenden **Saarländisch-Pfälzischen Muschelkalkgebiet** fällt nur ein BZE-Punkt bei Mittelbach mit erhöhten Schwermetallgehalten auf. Es handelt sich hierbei um einen Kalkverwitterungslehm; die Schwermetallgehalte entsprechen dem Typ G. Die hohen Schwermetallgehalte beruhen hier auf der Anreicherung im Residualton im Rahmen der Kalksteinverwitterung.

5.7.9.4 Fazit

Die in der BZE II festgestellten Verteilungsmuster erhöhter Schwermetallgehalte beruhen auf der Überlagerung mehrerer Quellen. Viele rheinland-pfälzische Ausgangssubstrate weisen bereits primär vergleichsweise hohe Schwermetallgehalte auf. Dazu kommt eine über zwei Jahrtausende ausgeübte Bergbautätigkeit, bei der in überwiegend kleineren Gruben Gangerze - Eisen-Manganerze, Blei-Zinkerze, Kupfererze und Quecksilbererze - fast flächendeckend über die meisten Naturräume abgebaut und meist auch lokal verhüttet wurden. Neben Stäuben und Abschwemmungen aus den Halden, waren wohl die Hütten die Hauptquelle für diffuse Einträge in die umliegenden Oberböden. Die jüngeren diffusen Einträge z.B. Blei aus verbleitem Benzin erhöhten diese Belastung. An einigen wenigen BZE-Plots fanden sich auch Hinweise auf lokale industrielle Quellen.

5.8 Regenerationsfähigkeit der Waldböden

Die in Kapitel 5.3 dargestellten Befunde zur Bodenversauerung belegen, dass viele Waldböden nur unzureichend in der Lage sind, im Ökosystem intern freigesetzte oder extern zugeführte Säuren zu puffern. Auch wenn sich die Situation seit der ersten Bodenzustandserhebung merklich verbessert hat, weisen doch viele Ökosysteme noch geringe Vorräte pflanzenverfügbarer Nährstoffkationen auf (vgl. Kap. 5.4). Zudem zeigen die Befunde des wässrigen Extrakts in vielen Standorten noch hohe Gehalte mobiler Anionen (Nitrat, Sulfat), deren Auswaschung über den Sickerwasseraus-

trag hohe Kationenverluste als Ladungsausgleich verursacht wird (vgl. Kap. 5.5.3).

Viele Waldböden zeigen demnach noch sehr deutlich die Folgen geschichtlicher Übernutzung und überhöhter Luftschadstoffeinträge und sind in ihren Puffer- und Filterfunktionen sowie in ihrer Speicherfunktion für Nährstoffe erheblich eingeschränkt.

Die Regenerationsfähigkeit dieser Böden hängt im Wesentlichen von ihrer Fähigkeit ab, das Speichervermögen und insbesondere die Speicherung basischer Kationen über positive ökosystemare Stoffbilanzen langfristig wieder auf ein standortangepasstes Niveau anzuheben. Eine Schlüsselrolle spielt hierbei die als „nachschaufende Kraft“ bezeichnete Freisetzung von Basekationen bei der Mineralverwitterung.

Erste Hinweise auf das dementsprechende Standortpotenzial lassen sich aus den säureextrahierbaren Nährstoffvorräten im Boden herleiten. Eine differenziertere Einwertung liefern Mineralanalysen sowie eine Modellierung der Mineralverwitterung mit PROFILE.

5.8.1 Säureextrahierbare Nährstoffvorräte

Bei der BZE II wurden die Vorräte der im Königswasser extrahierten Nährstoffe für den effektiven Wurzelraum (Humusaufgabe und Mineralboden bis Wurzeltiefe) bestimmt. Diese Vorräte können als mittel- bis langfristig freisetzbare Nährstoffreserven angesehen werden (AK STANDORTSKARTIERUNG 2003, Kap. B.3.4.4.2.4). Die Bewertung der Daten folgt einem Vorschlag des ARBEITSKREISES STANDORTSKARTIERUNG (2003, Tab. 75) mit einer Stufeneinteilung als Vielfaches (50, 100, 200, 500 Jahre) einer angenommenen jährlichen Verwitterungsrate von 1 kmol/ha bei K, Ca, Mg.

Die säureextrahierbaren Calciumvorräte im Wurzelraum variieren zwischen 0,3 und 1231 t/ha mit einem Median von 2,6 t/ha. Zwei Drittel der Rasterpunkte sind den Bewertungsgruppen „sehr gering“ und „gering“ zuzuordnen (Abb. 70). Nur etwas weniger als ein Fünftel der untersuchten Standorte entfallen in die Gruppen „hoch“ und „sehr hoch“. Sehr hohe Calciumvorräte (> 100 t/ha) weisen erwartungsgemäß vor allem Carbonatstandorte, Kalkverwitterungslehme und

kalkgründige Lehme aus quartären Umlagerungen auf. Besonders geringe Calciumvorräte (< 1 t/ha) zeigen basenarme Tonschiefer und Sandsteine des Devons und entsprechende Saprolithe sowie Sande des Buntsandsteins. Diese Standorte finden sich vornehmlich im Pfälzerwald und im westlichen Hunsrück (Karte 36).

Die säurelöslichen Magnesiumvorräte im Wurzelraum weisen eine Spanne von 1,3 bis 592 t/ha mit einem Median von 15,5 t/ha auf. Anders als beim Calcium sind hier fast zwei Drittel der Rasterpunkte der Bewertungsgruppe „sehr hoch“ zuzu-

ordnen (Abb. 71). Die Bewertungsstufe „gering“ ist mit 7 % der Plots kaum, die Stufe „sehr gering“ gar nicht vertreten. Geringe Magnesiumvorräte weisen insbesondere die quarzeichen Sande des Buntsandsteins und des Quartärs, Lehmsande des Rotliegenden und Buntsandsteins und basenarme Tonschiefer- und Sandsteine des Devons auf. Geringe Mg-Vorräte finden sich dementsprechend vor allem im Pfälzerwald (Karte 37). Besonders hohe Magnesiumvorräte zeigen neben Carbonatstandorten, Kalkverwitterungslehmen und kalkgründigen Lehmen aus quartären Umlagerungen auch Lehme aus intermediären bis basischen

Abbildung 70

Verteilung der säureextrahierbaren Calciumvorräte [kg/ha] im Wurzelraum im BZE II-Kollektiv

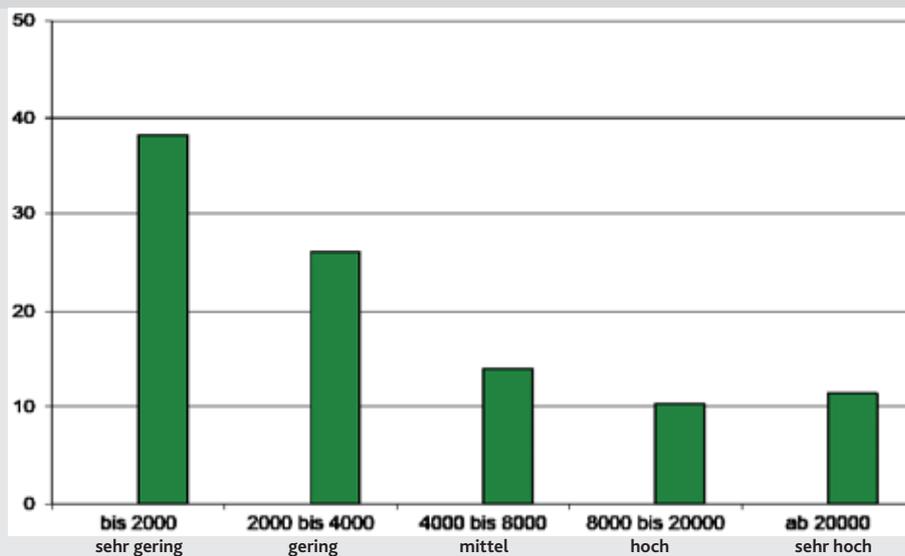
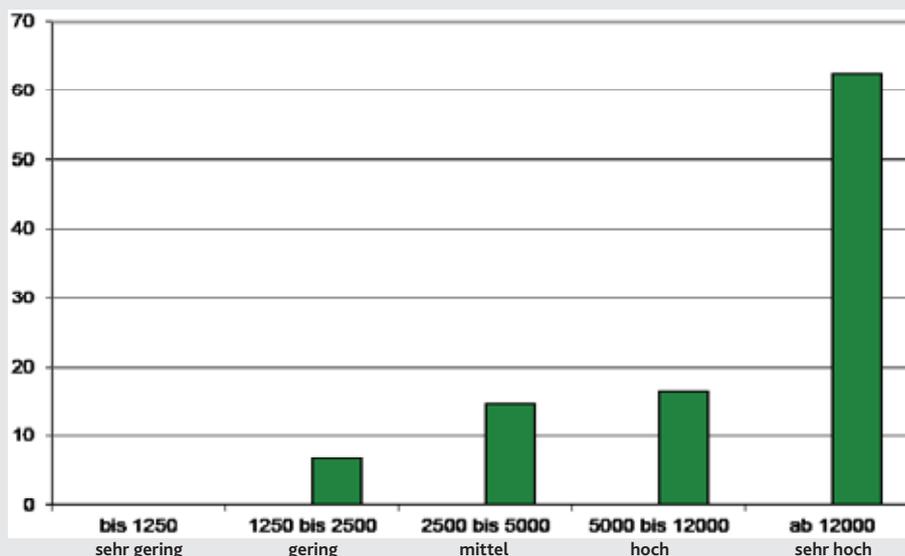
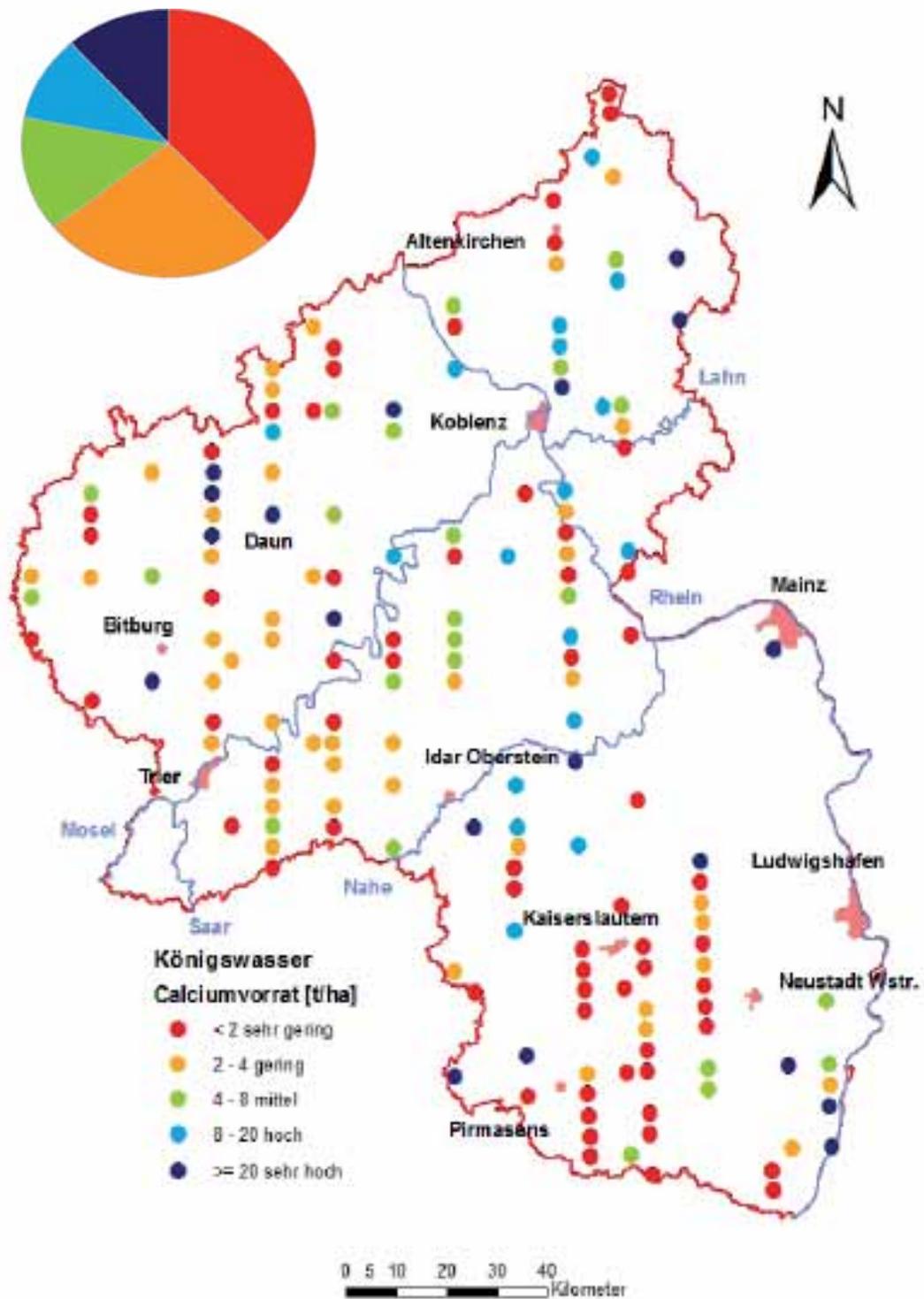


Abbildung 71

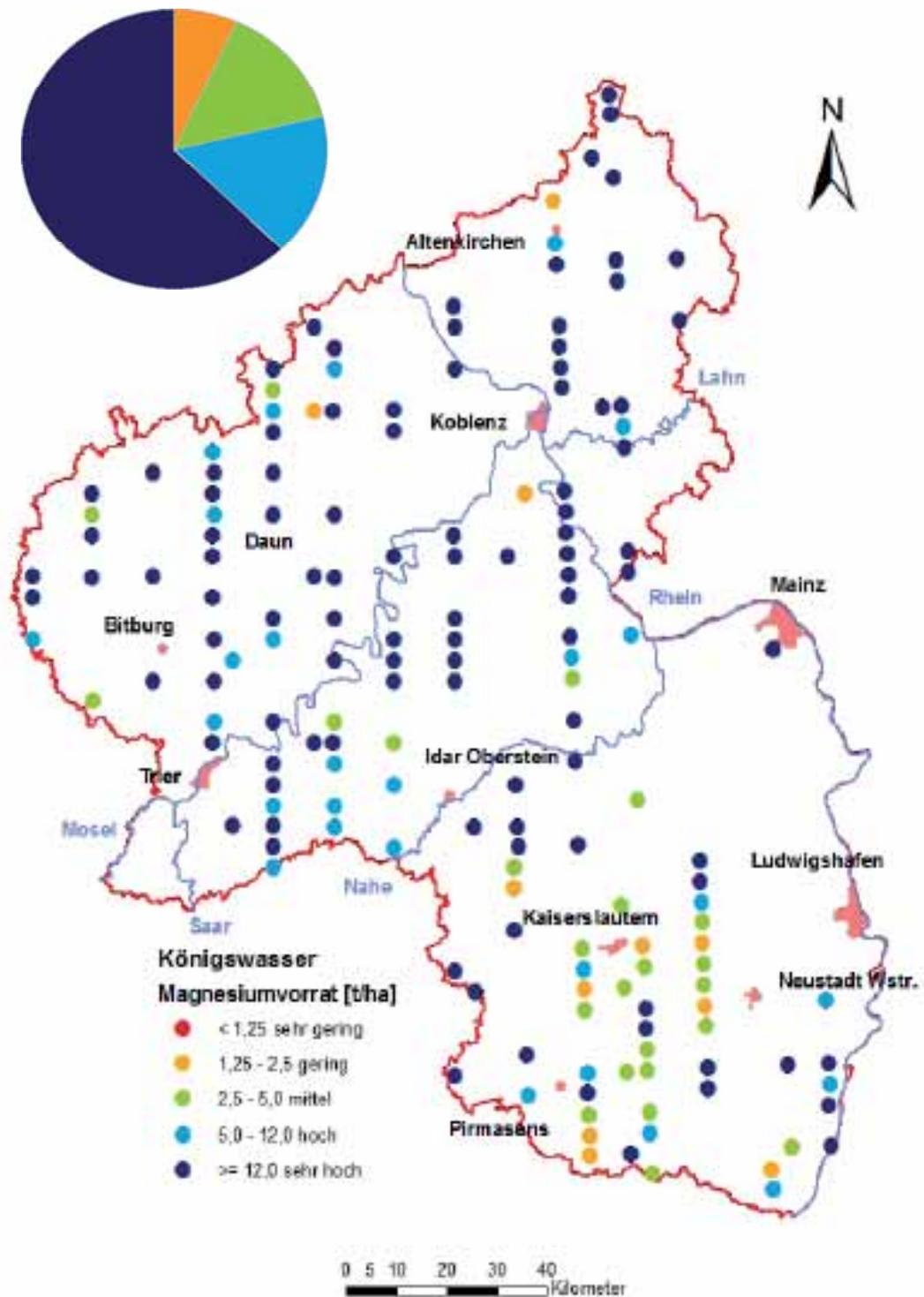
Verteilung der säureextrahierbaren Magnesiumvorräte [kg/ha] im Wurzelraum im BZE II-Kollektiv



Karte 36: Vorräte an säureextrahierbarem Calcium im Wurzelraum an den BZE II-Rasterpunkten



Karte 37: Vorräte an säureextrahierbarem Magnesium im Wurzelraum an den BZE II-Rasterpunkten



Magmatiten und Lössdecklehme. Aber auch die Tonschieferstandorte im Rheinischen Schiefergebirge weisen mit meist mehr als 15 Tonnen Magnesium je Hektar hohe Magnesiumvorräte auf.

Die säurelöslichen Kaliumvorräte im Wurzelraum variieren zwischen 1,0 und 173 t/ha mit einem Median von 14,5 t/ha. Mit fast der Hälfte der Plots liegt der Schwerpunkt in der Gruppe „hoch“; ein weiteres Drittel entfällt auf die Bewertungsgruppe „sehr hoch“ (Abb. 72). Geringe und sehr geringe Kaliumvorräte waren nur an 8 Plots zu verzeichnen. Die quarzreichen Sande des Buntsandsteins und die quarzreichen Sande des Quartärs weisen meist vergleichsweise geringe säureextrahierbare Kaliumvorräte auf (vgl. Karte 38). Auffällig hohe Vorräte sind sowohl auf Carbonatstandorten, kalkgründigen Tonlehmern und Kalkverwitterungslehmern, Lehm aus basischen Magmatiten als auch auf Lössdecklehmern und Schichtlehmern des Rotliegenden und Buntsandsteins zu finden.

5.8.2 Mineralbestand

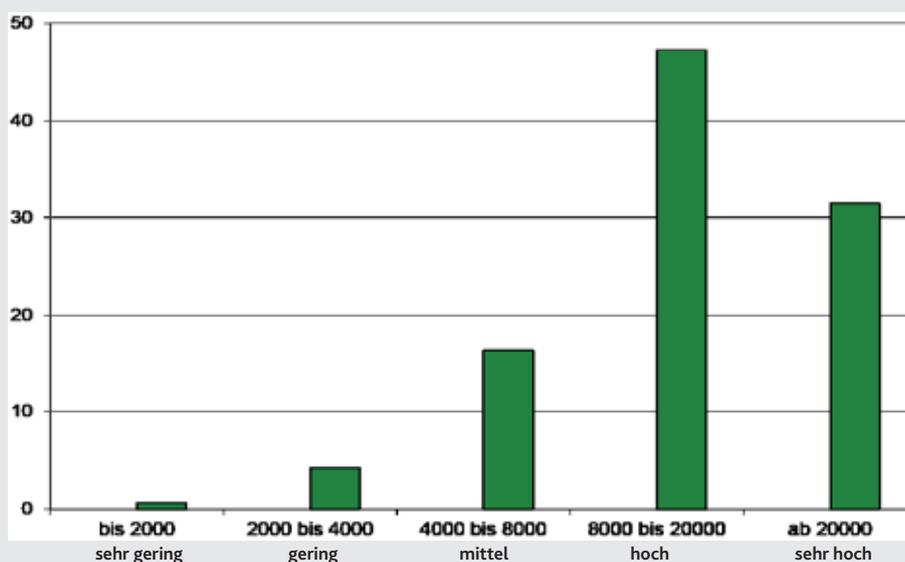
Die mineralogische Zusammensetzung der Waldbodensubstrate und die Entwicklungszustände der Tonminerale liefern wesentliche Kennwerte

zur Beurteilung des Pufferpotentials des Bodens gegenüber Säurebelastungen, zur Fähigkeit der Böden langfristig Nährelemente nachzuliefern und sich gegebenenfalls nach Bodendegradationen durch Verwitterung primärer Silikate und Tonmineralneubildungen zu regenerieren. Neben Carbonaten, Feldspäten, Pyroxenen und Amphibolen (Hornblende) spielen bei der Freisetzung basischer Kationen Tonminerale eine große, in vielen rheinland-pfälzischen Waldböden sogar die entscheidende Rolle. Da sich die Fähigkeit der Tonminerale, Kationen austauschbar zu binden und im Zuge ihrer Verwitterung basische Nährelementkationen freizusetzen, erheblich unterscheiden, ist eine differenzierte Identifikation der Tonminerale und ihres aktuellen Verwitterungszustandes erforderlich (BUTZ-BRAUN, 1992).

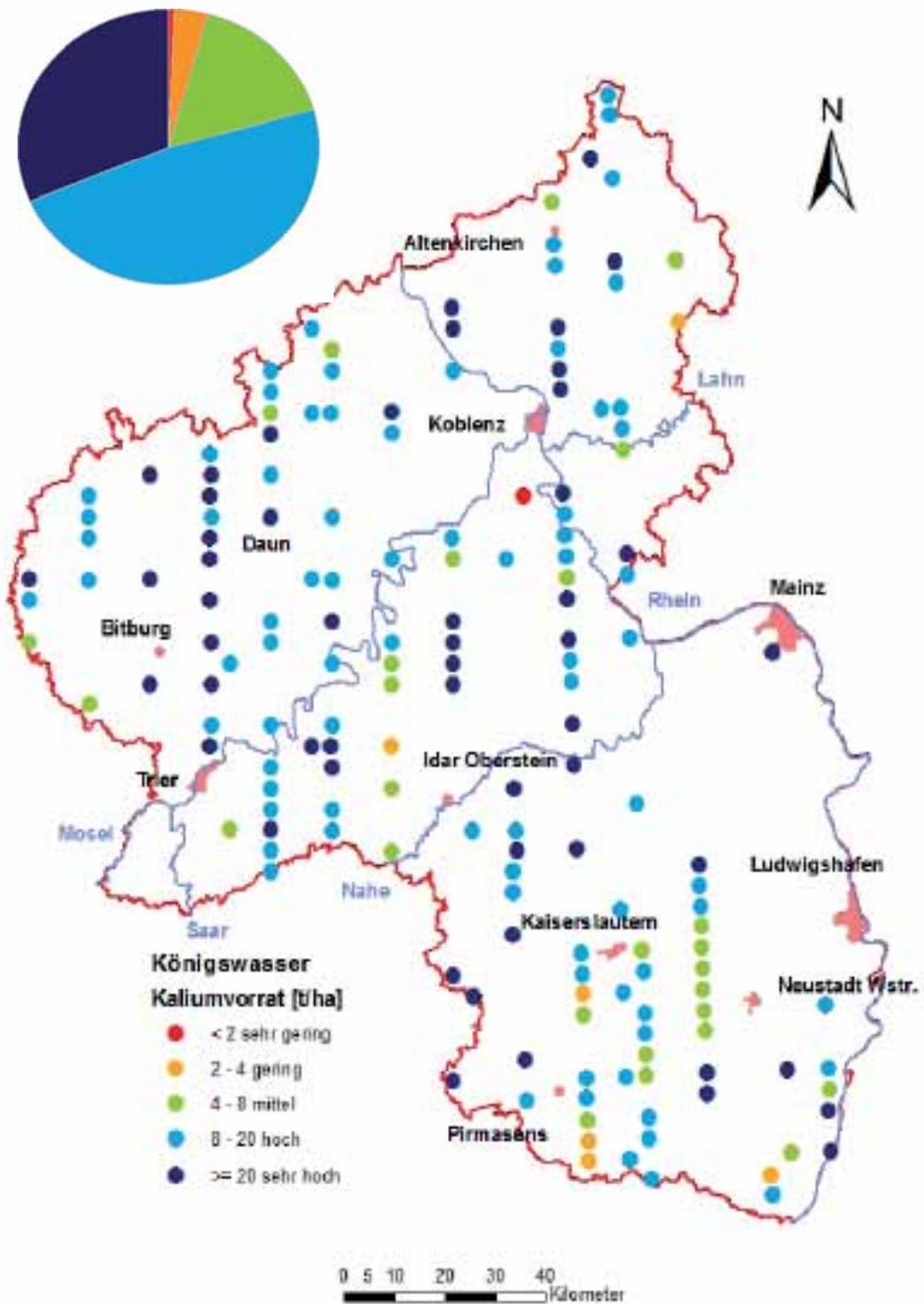
Für alle 165 Rasterpunkte der BZE II liegen mineralogische Analysen nach der in Kapitel 3.8 beschriebenen Methodik für zumindest zwei Mineralbodentiefenstufen vor. Die Abbildungen 73 a-n zeigen für die wesentlichsten Minerale die Verteilung des BZE II-Kollektivs auf Gruppen unterschiedlicher Gehalte. Eine Einwertung der Verwitterbarkeit dieser Minerale kann auf Basis der in Tabelle 10 aufgestellten Schätzungen der

Abbildung 72

Verteilung der säureextrahierbaren Kaliumvorräte [kg/ha] im Wurzelraum im BZE II-Kollektiv



Karte 38: Vorräte an säureextrahierbarem Kalium im Wurzelraum an den BZE II-Rasterpunkten



jeweiligen Verwitterungsrate nach BUTZ-BRAUN (1996) erfolgen.

Calcit und Dolomit verfügen über hohe Verwitterungsraten, kommen allerdings nur an wenigen BZE-Plots vor (Abb. 73 a und b).

Etwas häufiger vertreten sind Rasterpunkte, an denen Pyroxene und Amphibole gefunden wurden (Abb. 73 c). Bei allen BZE Plots mit „Pyri-Bol“-Gehalten > 1 % handelt es sich um Substrate aus Magmatiten. Offenbar ist der „Pyri-Bol“-Gehalt ein differenzierendes Merkmal dieser Substrate. Die Verwitterbarkeit der Pyroxene und Amphibole ist hoch. Allerdings scheint nach Beobachtungen von BUTZ-BRAUN (1996) Hornblende in Böden mit Bims weitaus verwitterungsresistenter zu sein als Hornblende in basischem Ausgangsmaterial.

Plagioklase (Kalknatronfeldspate) wurden an etwa zwei Dritteln (Abb. 73 d), Orthoklase (Kalifeldspat) an mehr als drei Vierteln der Rasterpunkte festgestellt (Abb. 73 e). Beide Feldspatgruppen weisen vergleichsweise geringe Verwitterungsraten auf (Plagioklas > Orthoklas). Da in vielen Böden Orthoklase aber in erheblichem Umfang vorkommen, dürften sie dennoch wesentlich zur Nachlieferung basischer Kationen, insbesondere von Kalium beitragen.

Eisen-Minerale wurden an gut einem Drittel des BZE-Kollektivs bestimmt (Abb. 73 f). Sie enthalten im Wesentlichen nur Fe-Oxide und -Hydroxide und tragen daher nicht zur nachschaffenden Kraft bei.

Dies gilt auch für Quarz. Etwa ein Drittel der

Standorte weist Quarzgehalte über 60 %, ein Fünftel über 80 % auf (Abb. 73 g). An diesen quarzreichen Substraten dominiert dieses nahezu inerte Mineral so sehr, dass die Basennachlieferung hier meist schon aufgrund der geringen Anteile der „Nicht-Quarz“-Minerale beschränkt ist.

Tonminerale sind zum einen aufgrund ihres Schichtaufbaus und ihrer Ladung wichtige Kationenaustauscher (Kap. 5.3.2) zum anderen verwittern sie unter Freisetzung insbesondere von K, Ca, Mg und Na auch selbst, puffern dabei Protonen und bilden sich dabei meist zu neuen –aluminiumreicheren- Tonmineralen um.

Tonminerale der Smektit-Gruppe entstehen nur in einem basischen Milieu. Im Unterboden wurde Smektit an 23 %, im Oberboden an 8 % der Rasterpunkte gefunden (Abb. 73 h). Smektit weist eine mittlere Verwitterungsrate auf und trägt bei nennenswerten Gehalten wirksam zur K-, Ca- und Mg-Nachlieferung bei.

Etwa die Hälfte der Böden weist primäre Chlorite auf, meist allerdings mit vergleichsweise geringen Anteilen (Abb. 73 i). Chlorite sind gut verwitterbar und liefern im Wesentlichen Magnesium nach.

Illite sind die häufigsten Tonminerale in unseren Waldböden. Nur an zwei Plots war dieses Mineral quantitativ nicht nachweisbar (Abb. 73 j). Vor allem im Rheinischen Schiefergebirge kommen Illite in den Böden in bedeutsamen Mengen aus der physikalischen Verwitterung von Glimmern

Tabelle 10

Abschätzung der Verwitterungsraten verschiedener Minerale (aus BUTZ-BRAUN 1996, verändert); Angaben für 1 % des jeweiligen Minerals

Minerale	eq/ha · a	Tonminerale	eq/ha · a
Calcit	250	Smektit	9/5 ³
Dolomit	250	Fe-Mg-Chlorit	60
Pyroxene	100	Al-Mg-Chlorit	26
Amphibole	100 ¹ /10 ²	Illit / Muskovit	19 / 17 / 14 ³
Plagioklase	3	Vermiculit	13 / 10 / 6 ³
Orthoklase	1	Al-Vermiculit	6
Fe-Mineral	0,1	De-Al-Vermiculit	1
Quarz	0,1	Kaolinit	1

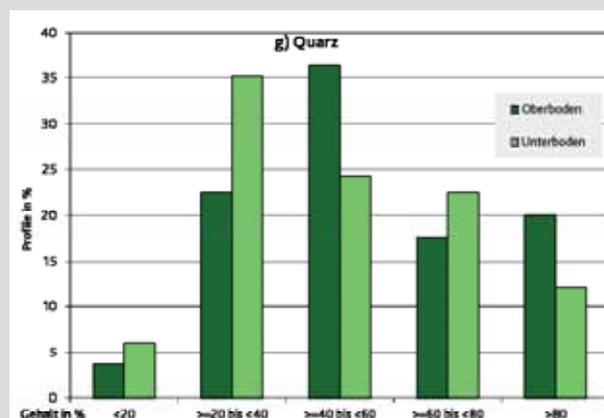
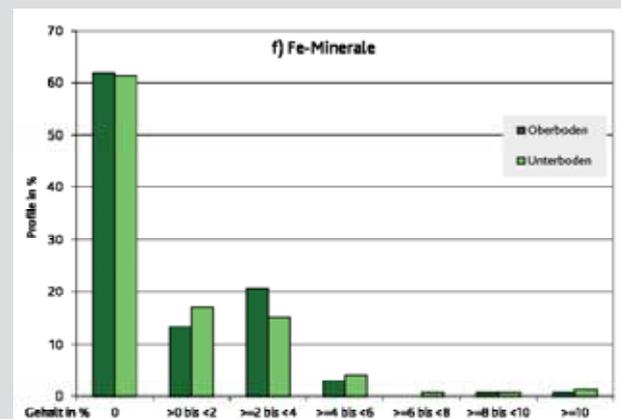
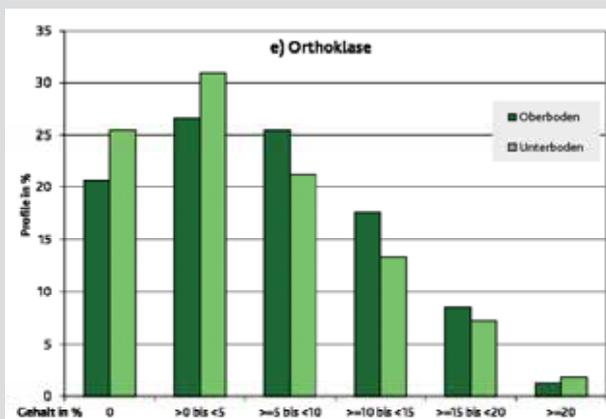
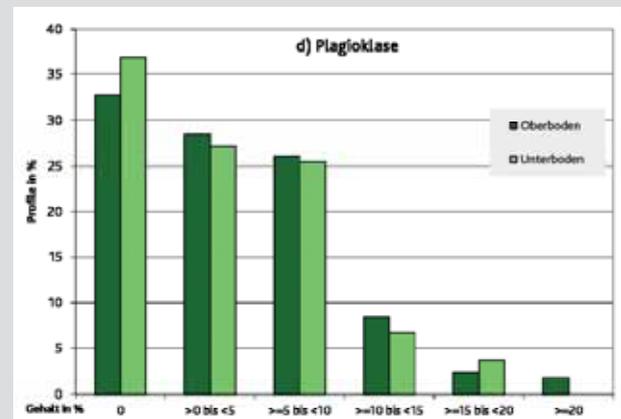
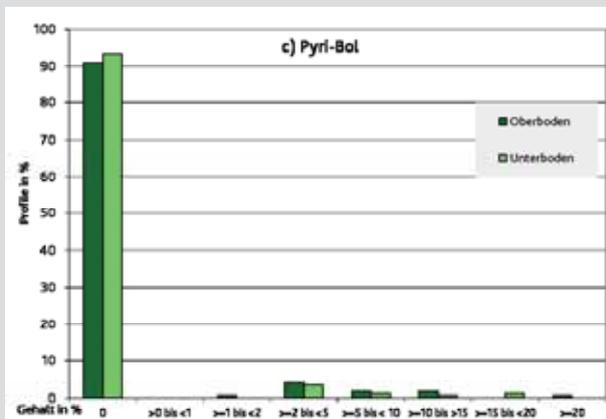
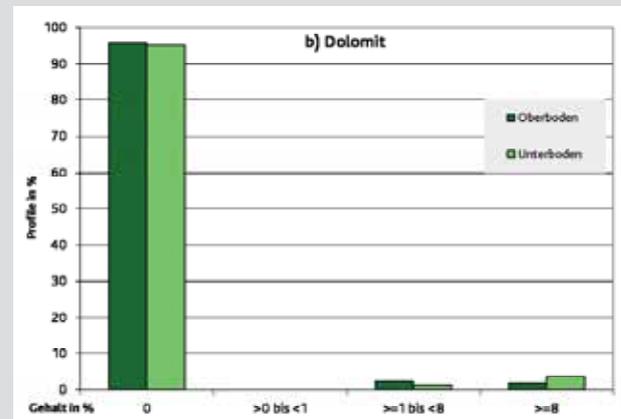
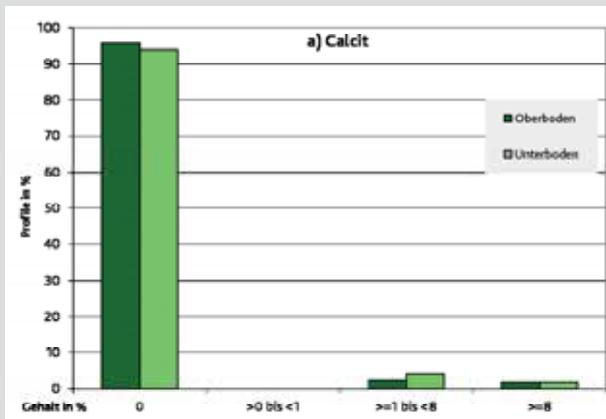
¹ = in basischem Ausgangsmaterial

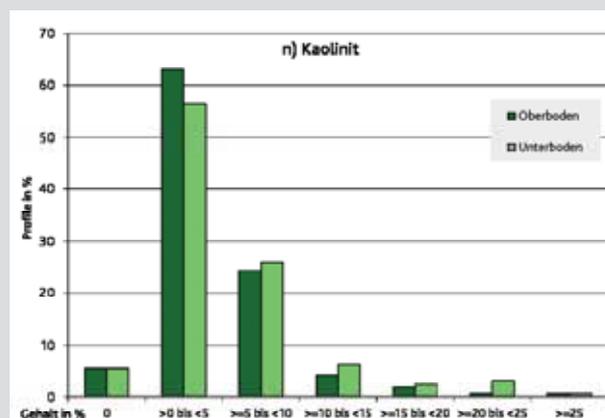
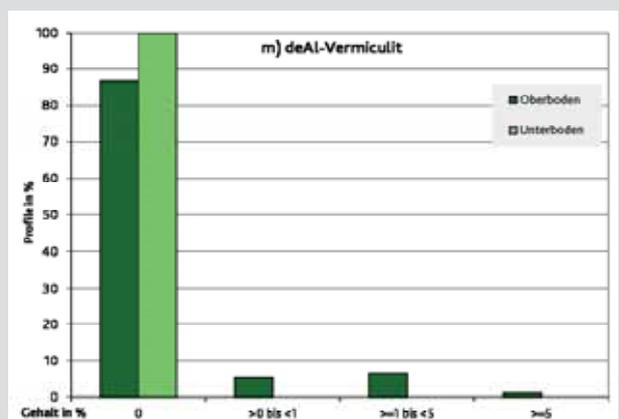
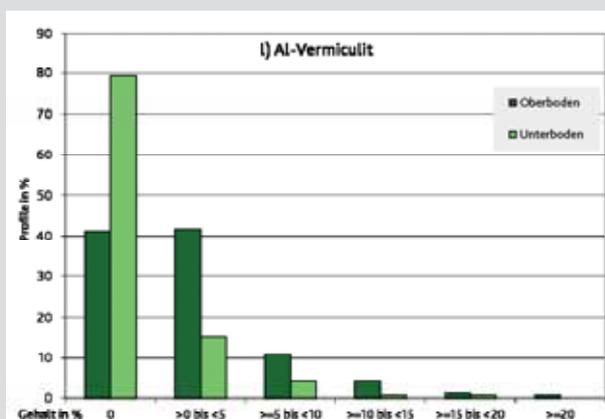
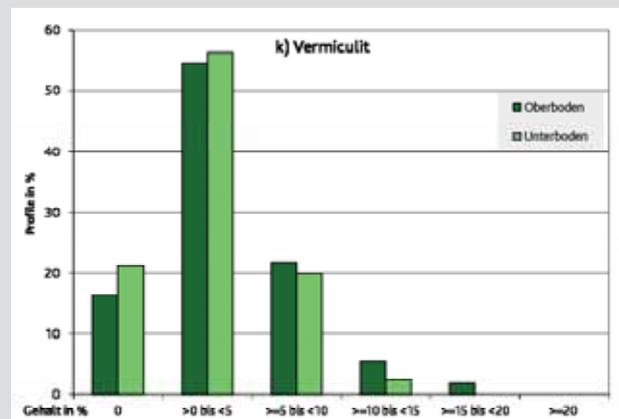
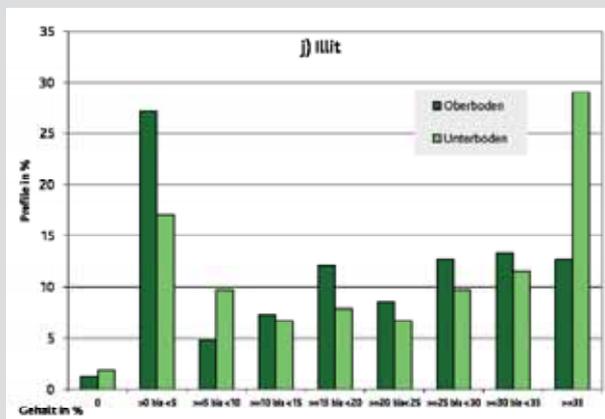
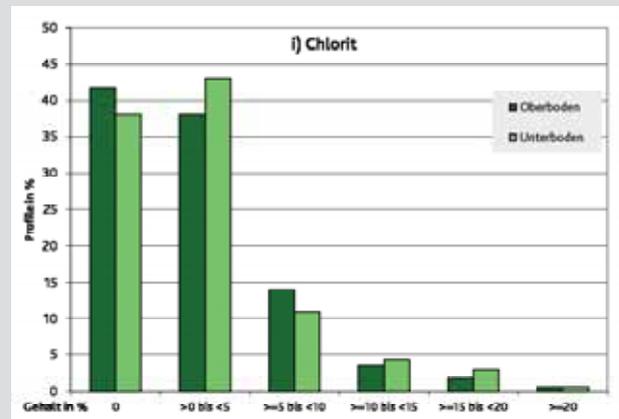
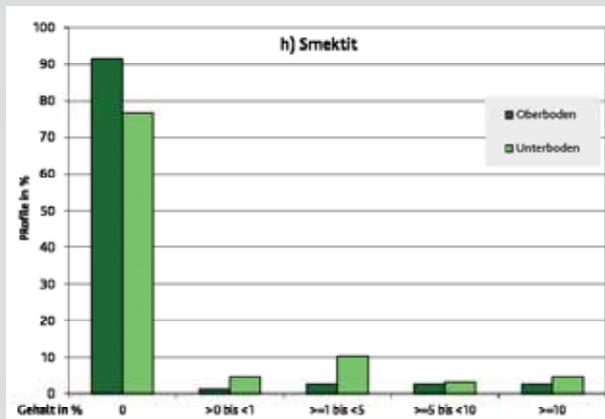
² = aus Fremdmaterial z.B. Bims

³ = Verwitterungsrate differenziert nach Basekationengehalt in Zwischenschichten

Abbildung 73 a - n: Verteilung der Gehalte unterschiedlicher Minerale im BZE II-Kollektiv

Verteilung der Gehalte unterschiedlicher Minerale im BZE II-Kollektiv





vor und tragen erheblich zur Freisetzung von Kalium und in geringerem Umfang auch Magnesium bei. Die Freisetzungsraten variieren dabei vom Aufweitzustand der Zwischenschichten und ihrer Belegung mit Kalium und Magnesiumionen. Daher wurden bei der röntgendiffraktometrischen Analyse zwei Illit-Varianten unterschieden.

Vermikulit entsteht aus der Verwitterung von Illit und Chlorit. Auch hier variiert die Verwitterungsrate in Abhängigkeit von der Aufweitung der Zwischenschichten und ihrer Belegung durch Basekationen. Daher wurden auch bei Vermikulit zwei Varianten differenziert. Bei zunehmender Versauerung werden die Basekationen durch Aluminiumionen aus den Zwischenschichten verdrängt und es entsteht Aluminium-Vermikulit. Hierdurch sinkt die Verwitterungsrate und Aluminium-Vermikulit trägt nur noch wenig zur Nachlieferung von Basekationen bei. Vermikulite sind an vier Fünfteln der Rasterpunkte (Abb. 73 k), Aluminium-Vermikulite im Oberboden an gut der Hälfte, im Unterboden an etwa einem Fünftel der Plots (Abb. 73 l) bestimmt worden. Bei weiter fortschreitender Versauerung werden auch die Al-Ionen wieder aus den Zwischenschichten herausgelöst und das Tonmineral letztlich zerstört. Hinweise auf eine beginnende Tonmineralzerstörung (deAl-Vermikulite) wurden an 13 % der Rasterpunkte festgestellt (Abb. 73 m).

Kaolinit kommt in nahezu allen Böden vor (Abb. 73 n). Es enthält keine basischen Kationen und trägt als weitgehend inertes Tonmineral nicht zur „nachschaufenden Kraft“ bei.

Einem Vorschlag von BUTZ-BRAUN (2009) folgend wurden die Befunde der Mineralanalysen zur Ausweisung von „mineralogisch basierten Substratklassen“ verwendet. Das Klassifizierungssystem enthält eine Prüffolge, die die untersuchten Bodenproben jeweils nach ihren Eigenschaften in Bezug auf Pufferpotential und Basekationenfreisetzung einer mineralogischen Substratklasse zuweist (Abb. 74). Die Einwertung erfolgt je analysierter Tiefenstufe. Weichen die Einwertungen verschiedener Tiefenstufen in einem Bodenprofil voneinander ab, wurde das Profil jeweils im Hinblick auf die Kriterien Pufferpotential und Basekationenfreisetzung der im Wurzelraum dominanten Klasse zugeordnet.

Klasse 1 (carbonatreiche Substrate) ist mit 6 Rasterpunkten, Klasse 2 (carbonathaltige Substrate)

mit 3 Rasterpunkten im BZE II-Kollektiv vertreten. Diese Plots befinden sich im Oberrheinischen Tiefland, in der westlichen Eifel, dem Gutland und dem Saarländisch-Pfälzischen Muschelkalkgebiet (Karte 39). Die Böden beider Klassen verfügen über ein hohes bis sehr hohes Pufferpotential und eine sehr hohe Ca-Nachlieferung. Da an allen Plots auch Dolomit vertreten ist, ist auch die Mg-Nachlieferung als „hoch“ einzuschätzen. Die diesen Gruppen zugeordneten BZE-Plots weisen im Boden meist auch nennenswerte Smektitgehalte und/oder hohe Illitgehalte auf. Zudem zeigten alle 9 Plots bei den Königswasseranalysen sehr hohe Kaliumgehalte und -vorräte. Daher dürfte auch die K-Nachlieferung vergleichsweise hoch sein.

Die Klasse 3 („Pyri-Bol“-haltige Substrate) ist durch Pyroxen- und Amphibol-Gehalte ab 5 % gekennzeichnet. Die 7 dieser Klasse zugeordneten Rasterpunkte der BZE finden sich in der Eifel und im Westerwald (Karte 39). Sie verfügen über ein hohes Pufferpotential und eine hohe Ca- und Mg-Nachlieferung. Die säureextrahierbaren Kaliumvorräte liegen an 5 der 7 Plots in dieser Gruppe in den Bewertungsstufen „hoch“ und „sehr hoch“, an jeweils einem Plot aber auch in der Stufe „mittel“ und „gering“. Die K-Nachlieferung dürfte somit in Abhängigkeit von den Gehalten anderer Minerale wie Smektiten und Illiten unterschiedlich sein.

Böden der Klasse 4 (smektithaltige Substrate) weisen Smektitgehalte über 5 % auf. Dieser Klasse wurden 5 Rasterpunkte der BZE II im Saar-Nahe-Bergland und im Soonwald zugeordnet. Während die Freisetzungsraten an Kalium, Calcium und Magnesium in diesen Böden als „hoch“ einzuwerten ist, variiert das Pufferpotential in Abhängigkeit vom Quarzgehalt. An zwei der 5 Standorte liegen die Quarzgehalte deutlich über 60 %. Hier dürfte das Pufferpotential nur gering sein. An den übrigen Standorten ist es demgegenüber als hoch einzuwerten.

Die Substratklasse 5 („amorphe Al-Hydroxid“-haltige Substrate) ist durch das Vorkommen von de-Al-chloritisiertem Al-Vermikulit im Oberboden charakterisiert. Sie umfasst 18 Plots des BZE II-Kollektivs. Die meisten Plots der Substratklasse 5 sind im Pfälzerwald zu finden; einzelne liegen auch im Hunsrück und in anderen Wuchsgebieten (Karte 39). In diese Klasse wurden nur Profile ein-

Abbildung 74

Schema zur Ausweisung von mineralogisch basierten Substratklassen (aus BUTZ-BRAUN 2009)

Voraussetzung	Klasse
1. Calcit + Dolomit ≥ 8 %	ja \rightarrow carbonatreiche Substrate
2. Calcit + Dolomit 0,5 – 8 %	ja \rightarrow carbonatreiche Substrate
3. Pyroxen + Amphibol ≥ 5 %	ja \rightarrow „Pyri-Bol“-haltige Substrate
4. Smektit ≥ 5 %	ja \rightarrow smektithaltige Substrate
5. de-Al-chloritisierten Al-Vermiculit	ja \rightarrow „amorphe Al-Hydroxid“-haltige Sub.
6. Quarz 99 – 100 %	ja \rightarrow extrem quarzreiche Substrate
7. Quarz 75 – 99 %	ja \rightarrow quarzreiche Substrate
8. Prim. (Mg-reicher) Chlorit ≥ 10 %	ja \rightarrow chloritreiche Substrate
9. Illit ≥ 25 %	ja \rightarrow illitreiche Substrate
10. Feldspat ≥ 20 %	ja \rightarrow feldspatreiche Substrate
11. Keine Carbonate, keine de-Al-chloritisierten Al-Vermiculite, wenig (< 5 %) Pyri-Bole und Smektit, Quarz < 75, Chlorit < 10, Illit < 25 und Fsp < 20 %	Übrige Substrate

gruppiert, bei denen das „amorphe Al-Hydroxid“-haltige Substrat über quarzreichen Substraten lag (Klasse 5 über Klasse 6 oder 7). Die der Klasse 5 zugeordneten Böden verfügen demgegenüber nur über ein sehr geringes Pufferpotential und eine ebenso geringe „nachsaffende Kraft“. An 4 weiteren Rasterpunkten lag die Klasse 5 über Substraten der Klasse 9 (illitreiche Substrate). Diese Profile wurden der Klasse 9 zugeordnet, da hier trotz der Tonzerstörung im Oberboden noch mit einem ökosystemrelevanten Pufferpotential und einer nennenswerten Freisetzung von Basekationen aus den unteren Bodenbereichen zu rechnen ist.

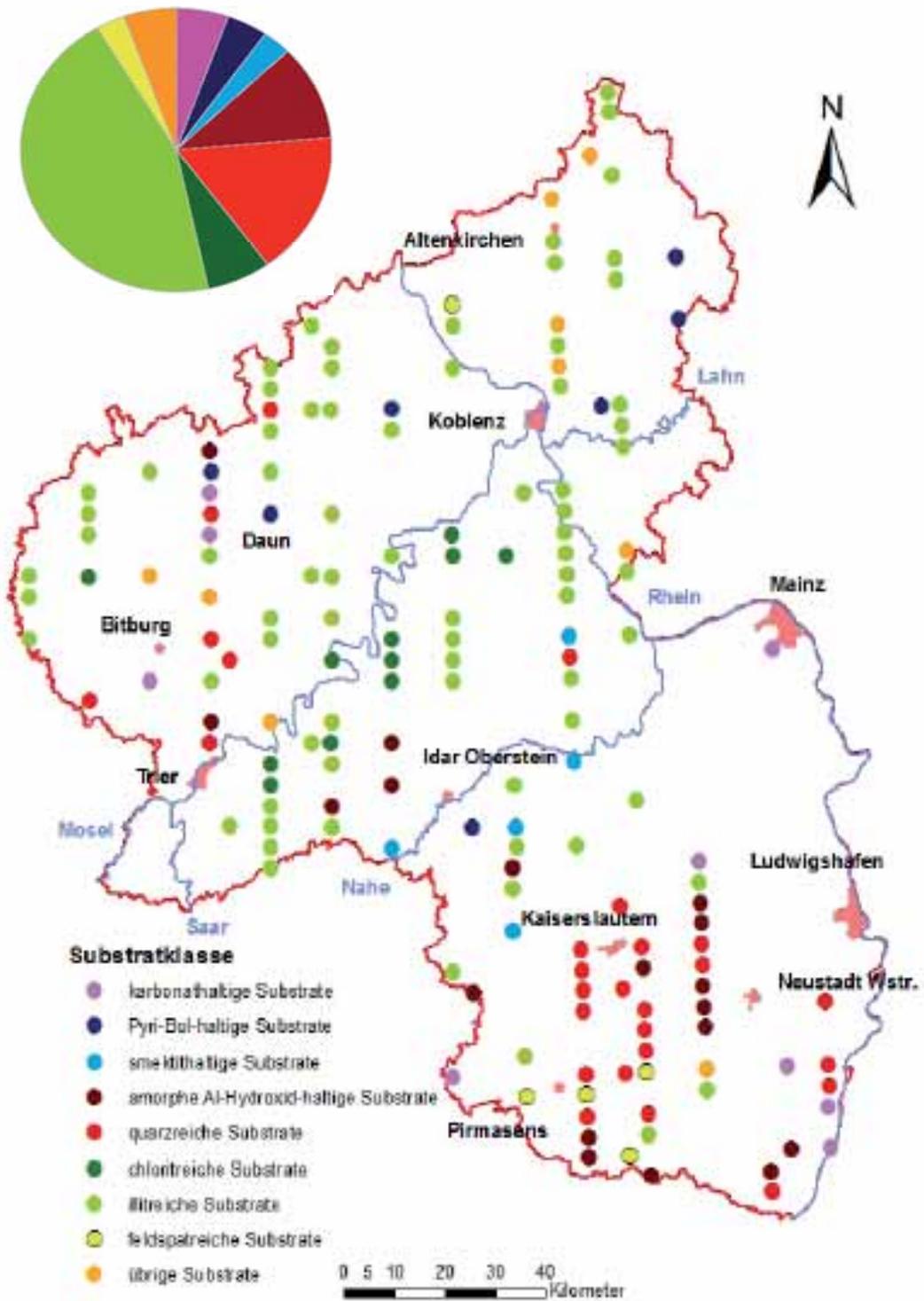
In die Klasse 6 (extrem quarzreiche Substrate) waren 2 und in die Klasse 7 (quarzreiche Substrate) 25 Rasterpunkte einzuordnen. Die Böden dieser Substratklassen liegen meist im Pfälzerwald, vereinzelt auch in der Eifel und im Oberrheinischen Tiefland. Sie verfügen über ein geringes bis sehr geringes Pufferpotential und eine nur sehr geringe Nachlieferung von Basekationen. Die Klasse 8 (chloritreiche Substrate) ist durch einen Gehalt an primärem, Mg-reichen Chlorit ab 10 % gekennzeichnet. In diese Klasse wurden 11 der 165 BZE-Rasterpunkte – meist im Mosel-Hunsrück gelegen – eingruppiert. Chloritreiche Substrate verfügen über ein mittleres Pufferpo-

tential und eine hohe Mg-Freisetzungsrage. Da chloritreiche Substrate in der Regel auch illitreich sind, ist auch die Kaliumnachlieferung hoch. Demgegenüber zeigen diese Böden häufig eine unzureichende Calciumnachlieferung.

Die Klasse 9 (illitreiche Substrate) umfasst mit 74 Rasterpunkten fast die Hälfte des BZE II-Kollektivs und dominieren im Rheinischen Schiefergebirge. Das Pufferpotential ist hier als „mittel“ und die Kalium-Nachlieferung als „hoch“ einzuwerten. Die Mg- und Ca-Nachlieferung variiert in dieser Substratklasse in Abhängigkeit des Vorkommens anderer Minerale. Die Königswasserextrahierbaren Mg-Vorräte der Böden dieser mineralogischen Substratklasse fallen bis auf wenige Ausnahmen in die Bewertungsstufen „hoch“ (> 5 t Mg/ha) und „sehr hoch“ (> 12 t Mg/ha). Dies lässt eine vergleichsweise hohe Mg-Nachlieferung erwarten. Demgegenüber liegen die säureextrahierbaren Ca-Vorräte an zwei Dritteln der Standorte dieser Substratklasse in den Bewertungsstufen „gering“ (< 4 t Ca/ha) oder „sehr gering“ (< 2 t Ca/ha). Die Ca-Nachlieferung ist daher in den meisten Böden dieser Substratklasse als eher gering einzuschätzen.

5 überwiegend im Pfälzerwald gelegene Rasterpunkte fallen in die Klasse 10 (feldspatreiche Substrate). Sie sind durch ein mittleres Puffer-

Karte 39: Mineralogisch basierte Substratklasse an den BZE II-Rasterpunkten



potenzial und eine hohe Kaliumnachlieferung gekennzeichnet. Mit Ausnahme eines flachgründigen Standortes sind die säurelöslichen Magnesiumvorräte der Standorte dieser Klasse sehr hoch. Die Calciumvorräte variierten demgegenüber zwischen sehr gering und hoch. Bei den feldspatreichen Substraten ist demnach von einer meist hohen Mg-Freisetzung und einer variablen Calciumfreisetzung auszugehen.

9 der 165 Rasterpunkte waren nach den vorgegebenen Kriterien nicht den vorstehend beschriebenen Substratklassen 1 bis 10 zuzuordnen und fielen daher in die Klasse 11 –übrige Substrate-. Meist handelt es sich hierbei um Mischsubstrate, z.B. Kolluvien. Die Böden dieser Sammelgruppe weisen meist eher bessere Verhältnisse auf: Die säurelöslichen Vorräte an Magnesium und Kalium liegen mit Ausnahme eines sehr flachgründigen und skelettreichen Standorts in den Bewertungsstufen „hoch“ bis „sehr hoch“. Die Calciumvorräte sind sehr variabel und reichen von sehr gering bis hoch.

5.8.3 Nährelementnachlieferung durch Mineralverwitterung

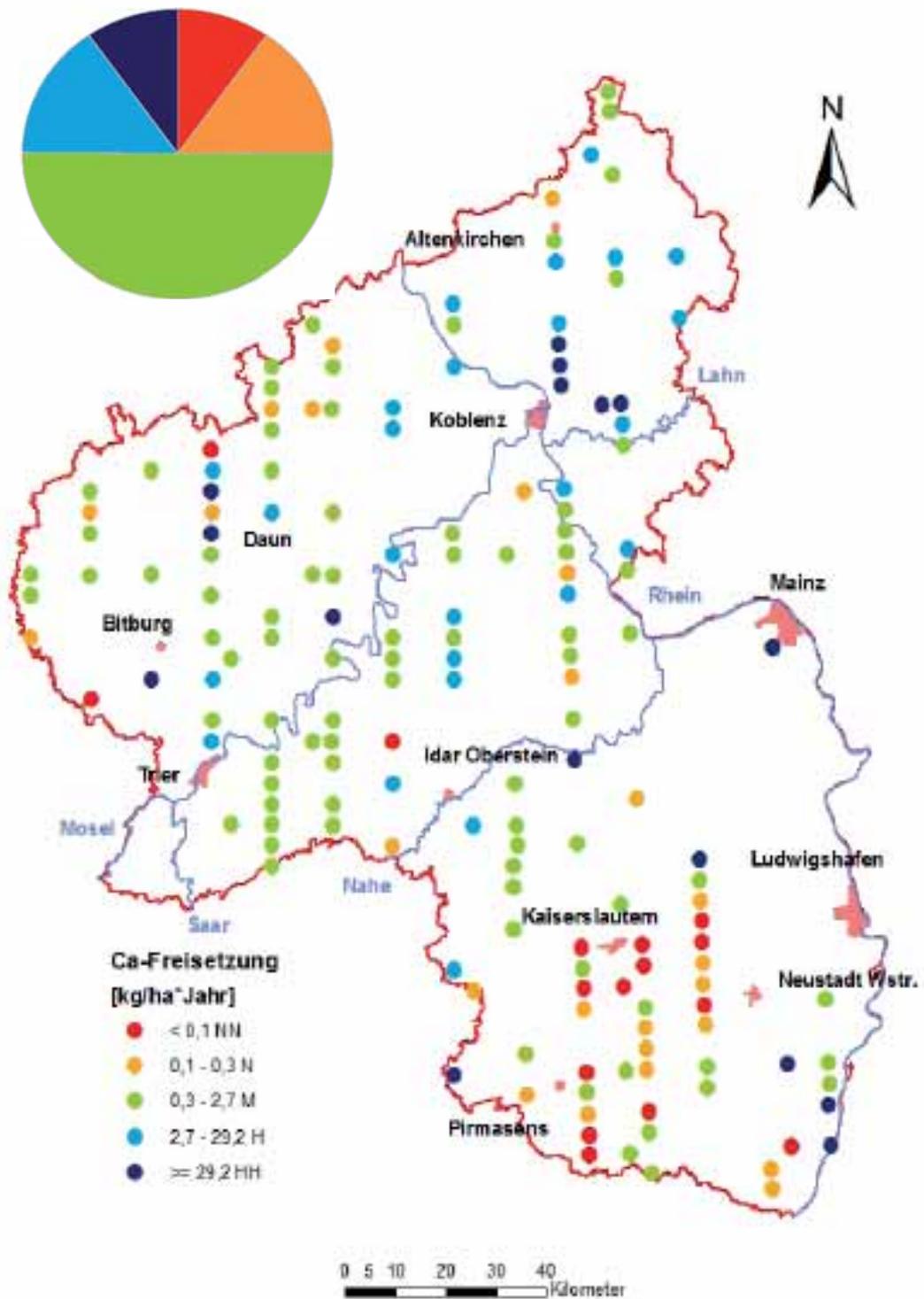
Die Nachlieferung der Nährelemente Kalium, Calcium und Magnesium wurde mit Hilfe von PROFILE (SVERDRUP und WARFVINGE 1995) kalkuliert. In die PROFILE-Simulation flossen Daten der Wasserhaushaltsmodellierung mit LWF/BROOK 90 (SCHULZE und SCHERZER 2011) und Depositionsmodellierung von GAUGER (2010) für jeden BZE II-Rasterpunkt ein. Die Parametrisierung im Hinblick auf die Mineralausstattung erfolgte durch BUTZ-BRAUN (2010). Die Kalkulation der Mineralverwitterung wurde jeweils für die einzelnen Bodenhorizonte bis zur effektiven Wurzeltiefe durchgeführt. Für Tiefenbereiche, für die keine Mineralanalysen vorlagen, wurde die Mineralzusammensetzung aus den darüber- und darunterliegenden analysierten Horizonten unter Berücksichtigung der Zugehörigkeit zur jeweiligen stratigraphischen Lage geschätzt.

Die kalkulierten Freisetzungsraten variieren in einem sehr weiten Rahmen (Ca: 0,02 - 3551 kg/ha*Jahr, Median 0,8; Mg: 0,02 - 361 kg/ha*Jahr, Median 2,1; K: 0,1 - 170 kg/ha*Jahr, Median 5,6). Ca- und Mg-Freisetzungsraten von jeweils mehr als 100 kg/ha*Jahr wurden erwartungsgemäß für die carbonat- (und dolomit-)haltigen Substrate,

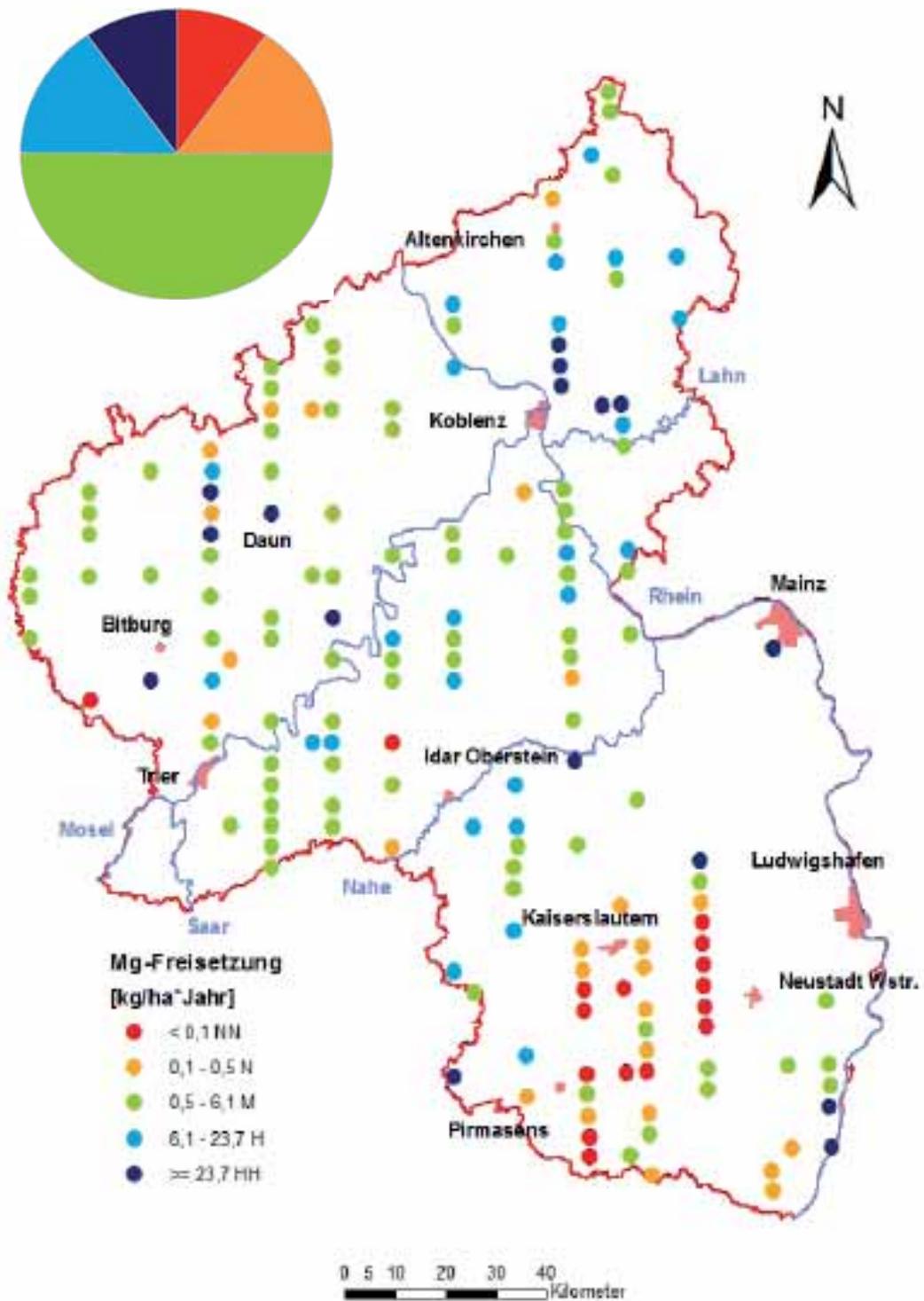
Freisetzungsraten von über 10 kg für die Pyri-Bolhaltigen Substrate und einige der smektit- und chlorithaltigen sowie der illitreichen Substrate ermittelt. Kaliumfreisetzungsraten von über 10 kg/ha*Jahr zeigen sich vor allem auf den illitreichen sowie den carbonathaltigen und den smektit- und chlorithaltigen Substraten. Erwartungsgemäß sind die Freisetzungsraten an allen drei Nährstoffen bei quarzreichen Substraten sowie den meist ebenfalls quarzreichen, amorphe Al-Hydroxyde enthaltenen Substraten nur sehr gering. Entsprechend häufen sich Rasterpunkte mit geringer Nährstoffnachlieferung aus der Mineralverwitterung vor allem im Pfälzerwald (Karten 40, 41, 42). Demgegenüber weisen die Plots im Westerwald meist vergleichsweise hohe Freisetzungsraten auf. Für die Mineralverwitterung spielen nicht nur die Mineralgehalte sondern auch die reaktiven Oberflächen eine große Rolle. Demzufolge ergeben sich auf besonders skelettreichen und/oder sandigen Substraten auch bei Vorkommen von Mineralen mit vergleichsweise hohen Nährelementgehalten und guter Verwitterbarkeit häufig nur geringe Freisetzungsraten. Auf der anderen Seite können Standorte mit quarzreichen Substraten bei wurzelerreichbaren „besseren“ Schichten im Unterboden im Einzelfall auch vergleichsweise hohe Freisetzungsraten zeigen.

Auffällig sind die im Gesamtkollektiv mit Ausnahme der wenigen Carbonat- oder Pyri-Bolhaltigen Substrate nur sehr geringen Calciumfreisetzungsraten. Selbst im „relativ mittleren Bereich“ (vgl. Karte 40) trägt die Ca-Freisetzung aus der Mineralverwitterung nur wenig zur Nährstoffversorgung des Ökosystems bei. An mehr als drei Vierteln der Plots dürfte der Bedarf für das Aufwachsen der Waldbestände aus der Mineralverwitterung allein nicht zu decken sein. Auch reichen die Freisetzungsraten hier nicht aus, den Entzug mit der Holzernte von 2 – 8 kg Ca/ha*Jahr je nach Bestockung, Standort und Ernteintensität auszugleichen. Demgegenüber liegen bei Magnesium und Kalium die kalkulierten Freisetzungsraten an der Mehrzahl der Standorte oberhalb der Spannen der mittleren Entzüge durch die Holzernte (0,4 – 1,3 kg Mg/ha*Jahr; 1,1 – 4,5 kg K/ha*Jahr; (BLOCK et al. 2008, HAGEMANN et al. 2008, RADEMACHER et al. 1999, RADEMACHER et al. 2001, RASPE und GÖTTLEIN 2008).

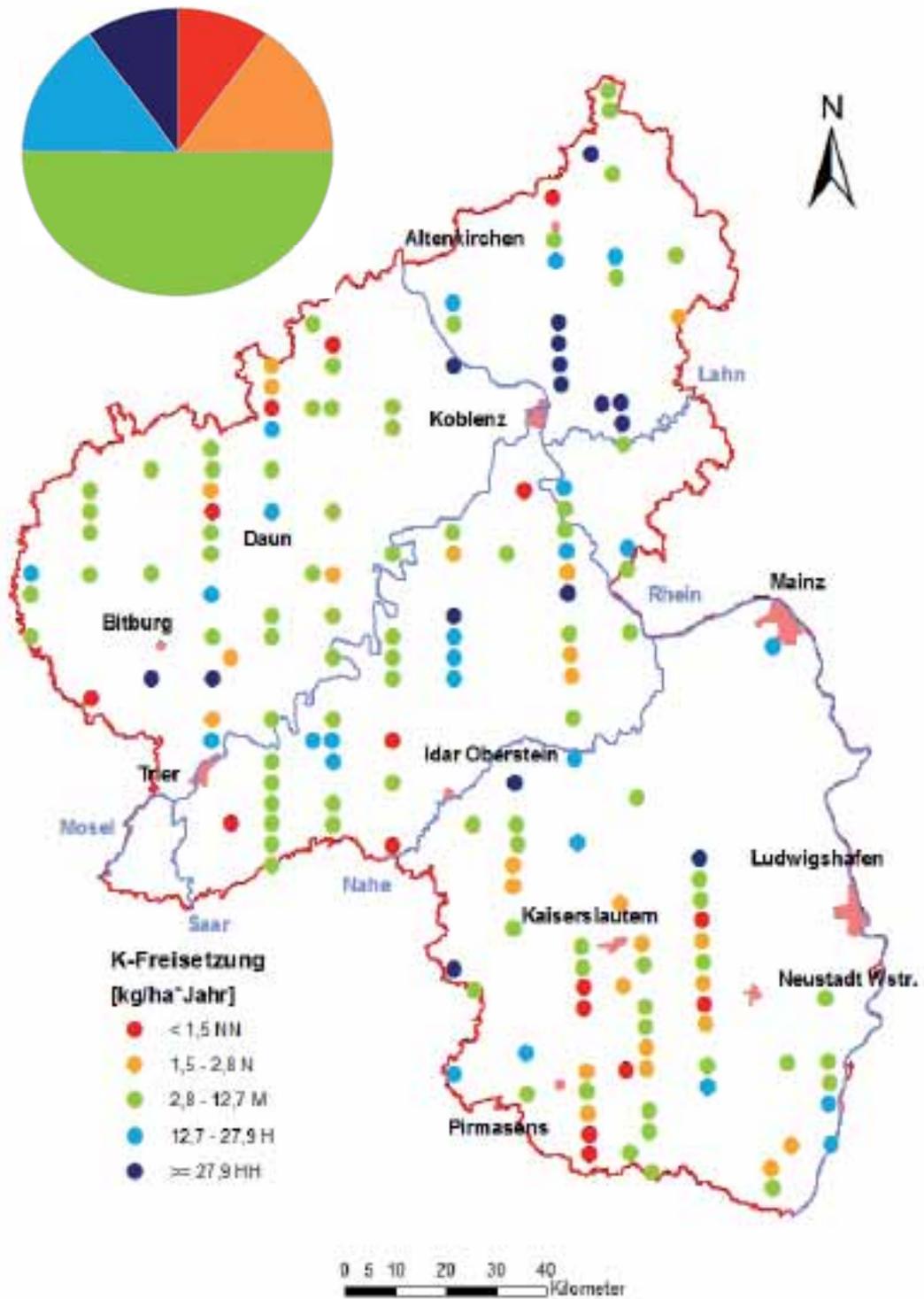
Karte 40: Calciumfreisetzung durch Mineralverwitterung im Wurzelraum (PROFILE-Simulation) an den BZE II-Rasterpunkten



Karte 41: Magnesiumfreisetzung durch Mineralverwitterung im Wurzelraum (PROFILE-Simulation) an den BZE II-Rasterpunkten



Karte 42: Kaliumfreisetzung durch Mineralverwitterung im Wurzelraum (PROFILE-Simulation) an den BZE II-Rasterpunkten



5.9 Wirkung der Bodenschutzkalkung auf den Waldbodenzustand

Die Prüfung der Wirksamkeit bereits durchgeführter Maßnahmen zum Schutz der Waldböden ist eine der wesentlichen Zielsetzungen der zweiten bundesweiten Waldbodenzustandserhebung (BMVEL 2005). Zu diesen Maßnahmen gehört insbesondere die Bodenschutzkalkung.

Wie in Kapitel 5.3 dargestellt dominieren in Rheinland-Pfalz basenarme, gegenüber Versauerung besonders sensible Bodensubstrate. Zur Erhaltung und gegebenenfalls Wiederherstellung der essenziellen Bodenfunktionen wird daher in Rheinland-Pfalz seit Mitte der 80er Jahre ein umfangreiches Programm zur Bodenschutzkalkung durchgeführt. Die Kalkung ist dabei eingebunden in ein umfassendes Konzept zum Waldbodenschutz und zur Restauration der Waldböden durch Aktivierung ökosystemarer Nährstoffkreisläufe (Block et al. 1997). Zudem wird das Programm begleitet durch umfangreiche Versuchsreihen zur Prüfung der Wirksamkeit der Maßnahmen und zur Erfassung gegebenenfalls auftretender unerwünschter Nebenwirkungen (SCHÜLER, 1992, 2002).

Zwischen 1981 und 2010 wurden in Rheinland-Pfalz über alle Besitzarten Kalkungsmaßnahmen in einem Umfang von etwa 655.000 Hektar durchgeführt. Der Schwerpunkt lag Mitte der 90er Jahre mit jährlich etwa 50.000 Hektar; in den letzten Jahren wurden je Jahr etwa 10.000 Hektar gekalkt. Im Staats- und Kommunalwald handelt es sich seit 2000/2001 überwiegend um Wiederholungskalkungen. Insgesamt sind in Rheinland-Pfalz inzwischen etwa zwei Drittel der 828.500 Hektar Waldfläche des Landes zumindest einmal gekalkt worden. Wegen dieses hohen Anteils kommt der Fragestellung, wie sich die Bodenschutzkalkung auf den Waldbodenzustand in Rheinland-Pfalz ausgewirkt hat, bei der Auswertung der BZE II besondere Bedeutung zu.

Voraussetzung für eine Auswertung des Kalkungseinflusses sind sichere Informationen über Kalkung und Kalkungsmodalitäten für jeden einzelnen Plot. Hierzu wurden entsprechende Daten bei den Forstämtern abgefragt. Da wegen Veränderungen in der Organisationsstruktur der Forstämter und Reviere fehlerhafte Angaben

nicht ausgeschlossen werden konnten, wurden die Angaben der Forstämter mit den chemischen Befunden der BZE I und der BZE II abgeglichen. Dabei wurde insbesondere auf Veränderungen in den Carbonatgehalten und der Gehalte an austauschbarem Magnesium und Calcium in der Humusaufgabe und den obersten Mineralbodentiefenstufen geachtet.

Insgesamt sind 104 (63 %) der 165 BZE II - Rasterpunkte gekalkt worden, davon 12 vor der BZE I und 92 zwischen der BZE I und der BZE II. 85 Rasterpunkte sind einmal, 18 zweimal und 2 Rasterpunkte dreimal gekalkt worden. In der Regel wurde kohlenaurer Magnesiumkalk in einer Aufwandmenge von 3 Tonnen je Hektar verwendet. Insgesamt wurde an 80 Plots 3 Tonnen je Hektar, an 21 Plots 6 Tonnen je Hektar und an 3 Plots 9 bis 12 Tonnen Kalk je Hektar ausgebracht. Bei der vergleichenden Auswertung wurden Plots mit unsicheren Angaben zur Kalkung ausgeschlossen. Als „gekalkt“ wurden nur Plots berücksichtigt, die zwischen 1989 (nach BZE I) und 2006 (vor BZE II) gekalkt wurden, als „ungekalkt“ nur Plots, die zwischen 1970 und 2006 nicht gekalkt oder gedüngt wurden. Auch wurden nur Plots einbezogen, die in beiden Erhebungen am gleichen Punkt aufgenommen wurden („idente“ Plots). Durch diese Einschränkungen reduzierte sich der Stichprobenumfang der ungekalkten Plots auf 31, derjenige der gekalkten Plots auf 54.

Der Vergleich der Befunde zwischen der BZE I und der BZE II für die jeweiligen Gesamtkollektive belegt erhebliche Veränderungen im chemischen Bodenmilieu. Die pH-Werte sind in der Humusaufgabe und im Mineralboden bis 30 cm Tiefe um 0,1 bis 1 pH-Einheiten signifikant erhöht (vgl. Kap. 5.3.1). Angestiegen sind vor allem auch die austauschbaren Magnesium- und Calciumgehalte in Humusaufgabe und Mineralboden sowie die Anteile dieser Nährstoffkationen an der Austauschkapazität (vgl. Kap. 5.3.2). Bei der BZE I lag die Ca + Mg-Sättigung in 10 bis 30 cm Tiefe noch an 55% der Plots in der Elastizitätsstufe „sehr gering“. Bei der BZE II waren dagegen nur noch 13 % der Plots der Stufe „sehr gering“ zuzuordnen (vgl. Kap. 5.3.2). Deutlich erhöht haben sich die Vorräte an austauschbarem Magnesium und Cal-

cium im Wurzelraum (Humusaufgabe + Mineralboden bis effektive Wurzeltiefe). Waren 1989 bei Magnesium noch 48 % der Plots den Stufen „sehr gering“ und „gering“ zuzuordnen, waren es 2006 nur noch 15 % (vgl. Kap. 5.4.3).

Der Vergleich der Befunde der Kollektive der gekalkten und nicht gekalkten Plots belegt, dass die Veränderungen im Wesentlichen auf die Bodenschutzkalkung zurückzuführen sind. Während die pH-Werte an ungekalkten Plots zwischen BZE I und BZE II keine signifikanten Veränderungen zeigen, ist der $\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$ -Wert der gekalkten Plots in der Humusaufgabe und im Mineralboden bis 30 cm Tiefe signifikant angestiegen (Abb. 75). Auch beim austauschbaren Magnesium zeigen die nicht gekalkten Plots keine signifikanten Veränderungen zwischen BZE I und BZE II. An den gekalkten Plots hat sich demgegenüber der Magnesiumgehalt in der Humusaufgabe im Median von 12 auf 67 $\mu\text{molc/g}$ und in der obersten Mineralbodentiefe von 1,7 auf 10,6 $\mu\text{molc/g}$ deutlich erhöht (Abb. 76). Der Anstieg der Magnesiumgehalte ist bis in eine Mineralbodentiefe von 90 cm signifikant. Bei Abbildung 76 springt ins Auge, dass das gekalkte Kollektiv bei der BZE I - also vor der

Kalkung - nur äußerst geringe Magnesiumgehalte aufwies, die deutlich unter denjenigen des ungekalkten Kollektivs liegen. Dies spricht für die zielgerichtete Auswahl der zu kalkenden Standorte. Bei der BZE II unterscheiden sich beide Kollektive dagegen nur noch wenig. Die Kalkung hat somit insbesondere bei den ärmsten Standorten das Mg-Gehaltsniveau merklich angehoben.

Offenbar hat die Kalkung keine Veränderung in der Belegung der Austauschere mit Kalium bewirkt. Weder auf den gekalkten noch auf den ungekalkten Plots waren signifikante Veränderungen der austauschbaren Kaliumgehalte festzustellen (Abb. 77).

Geprüft wurde auch, ob die Kalkung gegebenenfalls über eine Beschleunigung des Humusumsatzes Einfluss auf die Kohlenstoffspeicherung genommen hat. Bei den C_{org} -Gehalten ergaben sich leichte Verschiebungen zwischen der Humusaufgabe (abnehmende Gehalte) und den oberen Mineralbodentiefeinstufen (zunehmende Gehalte). Diese treten aber auf ungekalkten und gekalkten Plots gleichermaßen auf (Abb. 78). Sie dürften wohl im Wesentlichen auf Unterschiede

Abbildung 75

Boxplots der $\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$ -Werte in Humusaufgabe und Mineralboden bei BZE I (rot) und BZE II (grün); linke Abbildung: ungekalkte Rasterpunkte (31 Plots); rechte Abbildung: gekalkte Rasterpunkte (54 Plots)

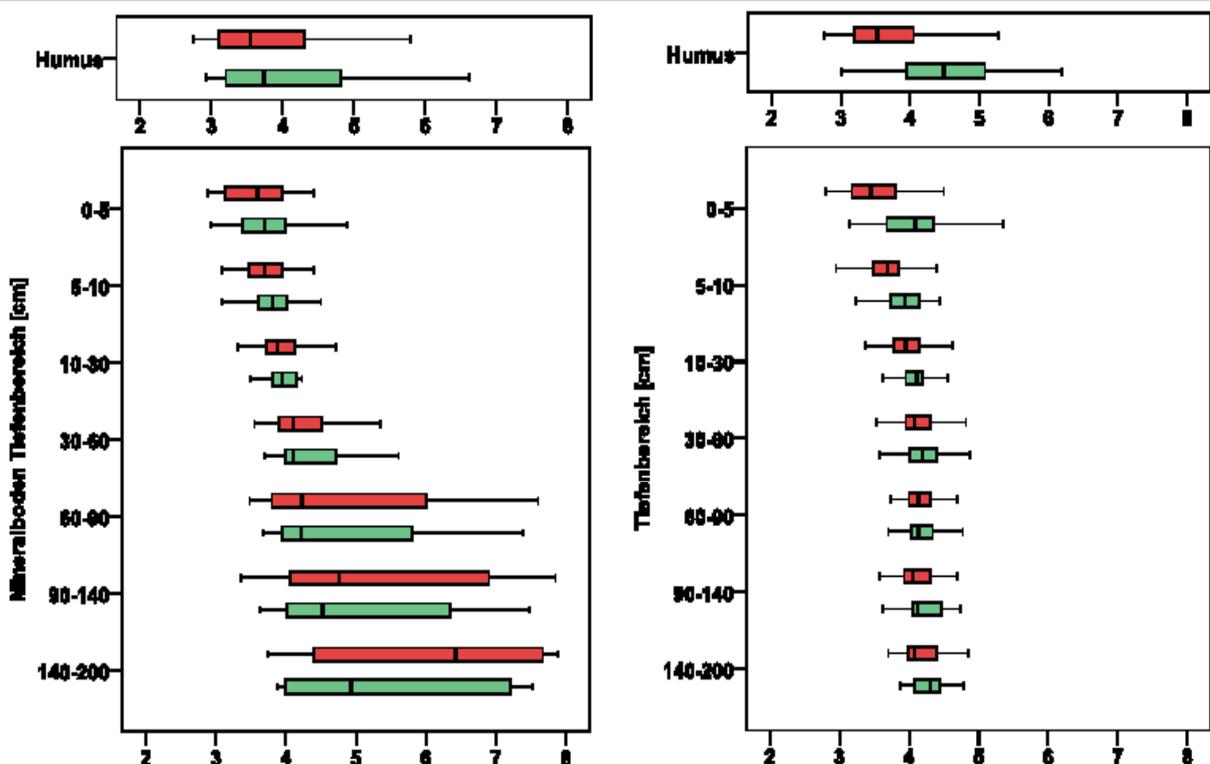


Abbildung 76

Boxplots der Gehalte an austauschbarem Magnesium in Humusauflage und Mineralboden bei BZE I (rot) und BZE II (grün); linke Abbildung: ungekalkte Rasterpunkte (31 Plots); rechte Abbildung: gekalkte Rasterpunkte (54 Plots)

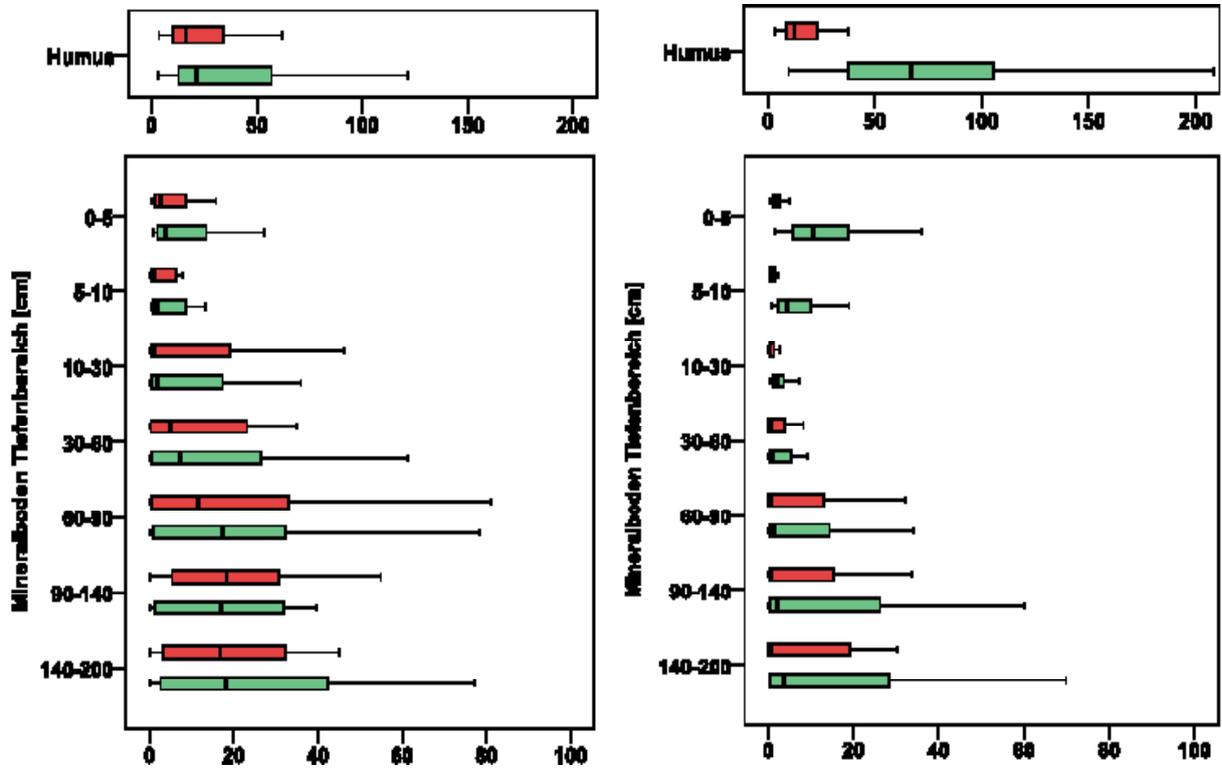


Abbildung 77

Boxplots der Gehalte an austauschbarem Kalium in Humusauflage und Mineralboden bei BZE I (rot) und BZE II (grün); linke Abbildung: ungekalkte Rasterpunkte (31 Plots); rechte Abbildung: gekalkte Rasterpunkte (54 Plots)

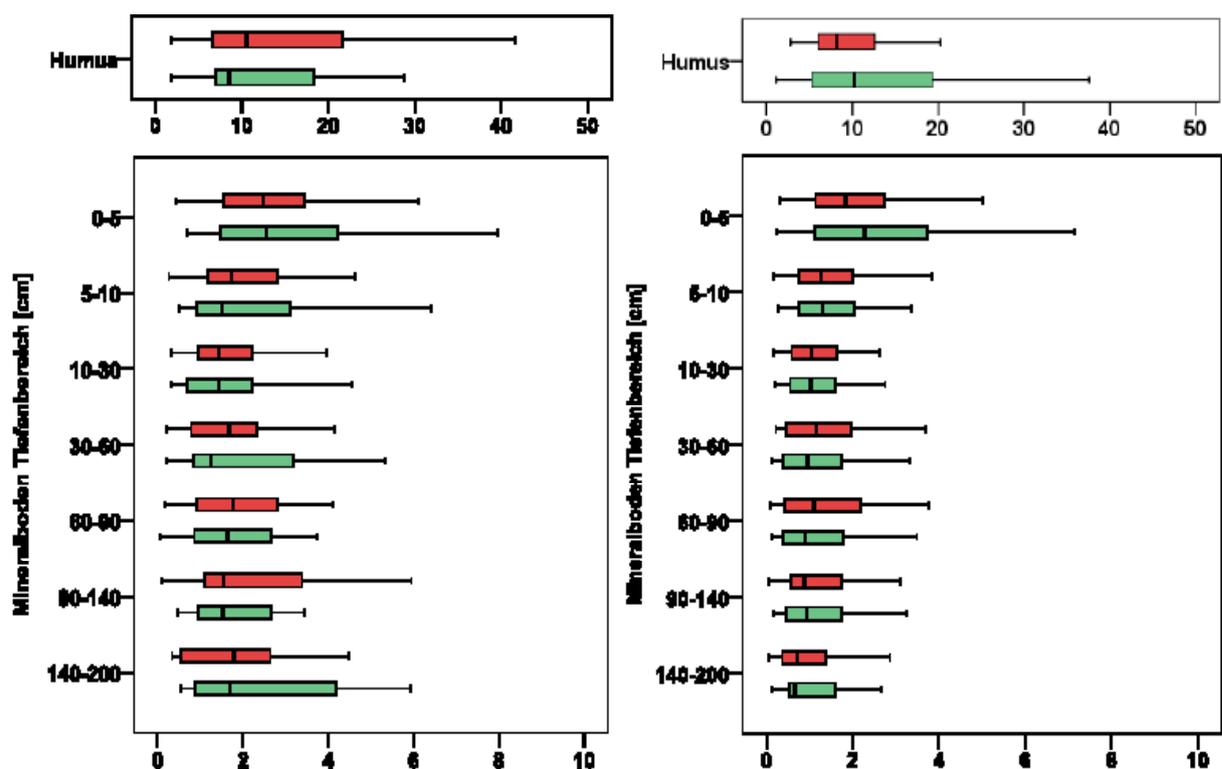


Abbildung 78

Boxplots der Gehalte an organischem Kohlenstoff (C_{org}) in Humusauflage und Mineralboden bei BZE I (rot) und BZE II (grün); linke Abbildung: ungekalkte Rasterpunkte (31 Plots); rechte Abbildung: gekalkte Rasterpunkte (54 Plots)

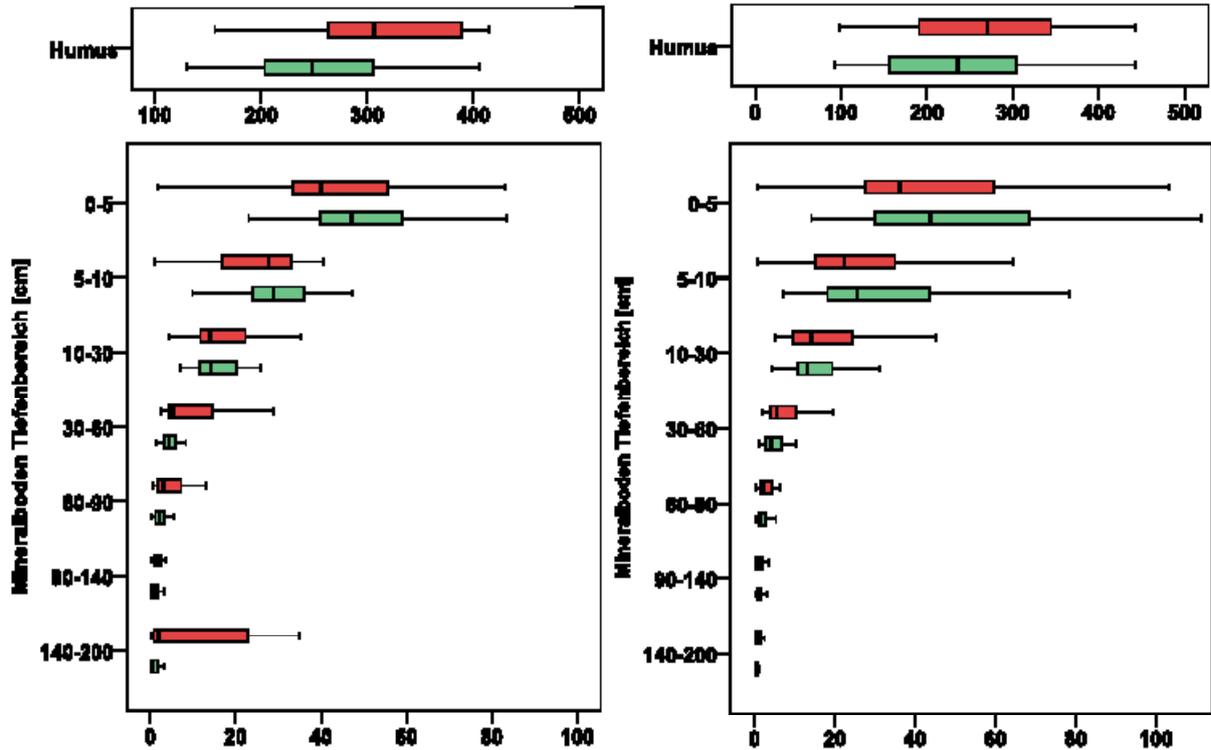
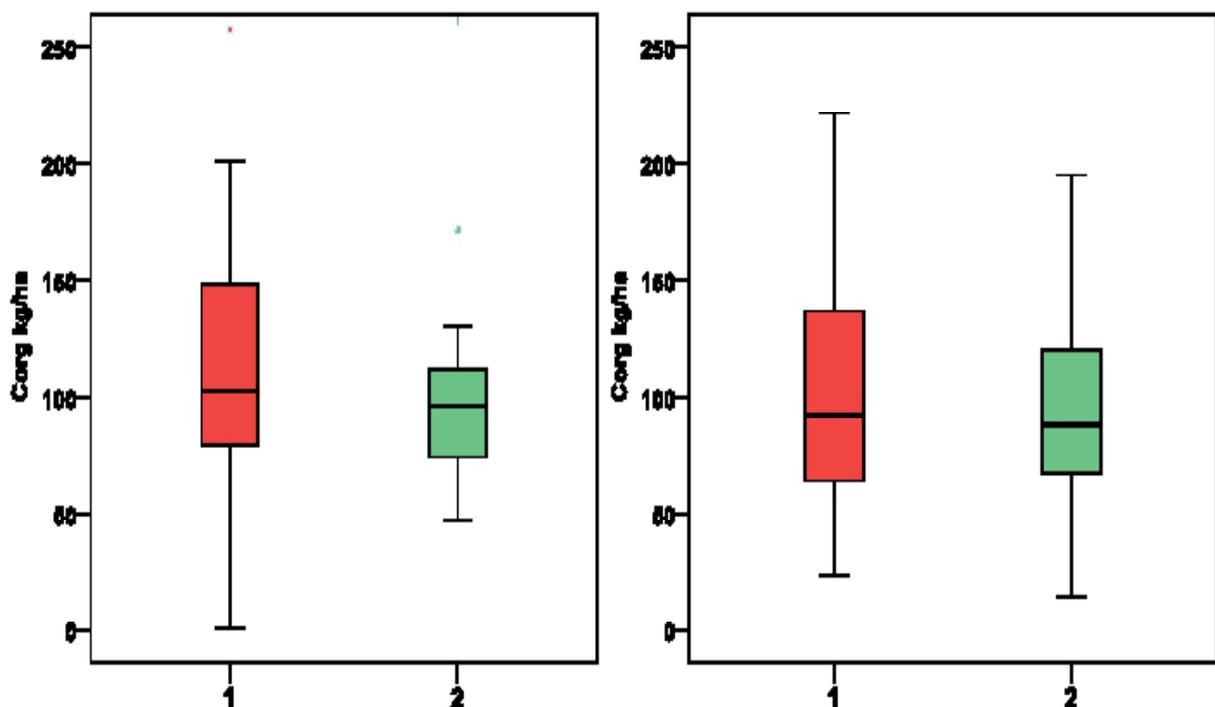


Abbildung 79

Boxplots des C_{org} -Vorrates im Wurzelraum (Humusauflage und Mineralboden bis effektive Wurzeltiefe) bei BZE I (rot) und BZE II (grün); linke Abbildung: ungekalkte Rasterpunkte (31 Plots); rechte Abbildung: gekalkte Rasterpunkte (54 Plots)



in der Humus-Mineralboden-Trennung zwischen BZE I und BZE II zurückzuführen sein. Dementsprechend zeigen die C_{org} -Vorräte im Wurzelraum weder auf dem gekalkten noch auf den ungekalkten Plots signifikante Veränderungen zwischen BZE I und BZE II (Abb. 79).

5.10 Biologische Vielfalt

Die biologische Vielfalt (Biodiversität) umspannt als Begriff die Vielfalt aller Organisationseinheiten der belebten Natur, von der Vielfalt der genetischen Variationen einer Art über die Artenvielfalt bis hin zur Vielfalt der Lebensräume. Waldökosysteme sind aufgrund ihres Artenreichtums und ihrer Naturnähe von besonderer Bedeutung für die Erhaltung der Biodiversität. Eine Schlüsselfunktion kommt hierbei den Waldböden zu, da in ihnen eine ungeheure Fülle an Arten lebt. Die meisten dieser Lebewesen sind Bakterien, Pilze und Protozoen. Diese Bodenorganismen sind verantwortlich für unverzichtbare Bodenfunktionen wie Streuzersetzung, Kohlenstoffspeicherung, Bodenauflockerung und unterstützen die Filterfunktionen des Bodens für Schadstoffe. Nur die Vielfalt der Organismen gewährleistet diese für unsere Lebensgrundlagen überaus wichtigen Ökosystemdienstleistungen und stellt zudem ein bedeutsames genetisches Potential dar.

Seit Jahrtausenden greift der Mensch insbesondere durch Rodung, aber auch durch die gezielte Bewirtschaftung und die damit verbundene Änderung in der Artenzusammensetzung in die Biodiversität der Wälder ein. Auch die Veränderungen der chemischen und physikalischen Eigenschaften der Waldböden durch Luftschadstoffeinträge, Klimawandel und Befahrung mit schweren Maschinen stellen erhebliche Gefährdungspotentiale für die Biodiversität dar. Selbst industriieferne Waldgebiete unterliegen seit vielen Jahrzehnten einem überhöhten Eintrag versauernder und eutrophierender Luftschadstoffe. Auf vielen Waldstandorten mussten sich die Waldlebensgemeinschaften auf Versauerung und Verarmung des Lebensraums an wichtigen Nährstoffen anpassen. Gleichzeitig führte der überhöhte Stickstoffeintrag auf den versauerten Standorten zu einem Anstieg der Stickstoffverfügbarkeit: „sauer“ und gleichzeitig „nährstoffreich“ ist aber eine von Natur aus nicht vorkommende Kombination.

Um dem drohenden Verlust an Biodiversität gezielt entgegenwirken zu können, müssen möglichst eingehende Informationen über die Lebensgemeinschaften, ihre Interaktionen und ihre Wirkungen auf die Ökosystemfunktionen vorliegen. Daher ist die Erfassung und langfristige Überwachung der biologischen Vielfalt im Wald eine wesentliche Zielsetzung des forstlichen Umweltmonitorings. Allerdings lassen der ungeheure Artenreichtum, das nur bruchstückhafte Wissen zur Biologie und Lebensweise vieler Arten und deren Zusammenspiel im Boden ein unmittelbares Monitoring der einzelnen Organismen meist nicht zu. Anstatt dessen werden die Lebensbedingungen, vor allem die ihnen drohenden Gefahren z.B. durch Versauerung und Stickstoffeutrophierung erfasst. Hierzu wird bei der Bodenzustandserhebung eine Vielzahl chemischer und physikalischer Bodenkennwerte erhoben, aus denen menschenverursachte Belastungen der Bodenbiozöten, etwa durch Säure- und Stickstoff- oder Schwermetalleinträge abgeleitet und beurteilt werden können.

Auch die Entwicklung der Humusform und der Humusmorphologie liefert Informationen über das Wohlergehen der Bodenorganismen und ihre Leistungen bei der Streuzersetzung.

Eingehend erfasst wurde bei der BZE II die Zusammensetzung und Struktur der Waldbestände und der Waldbodenvegetation. Hieraus kann unmittelbar die Diversität der Waldvegetation eingewertet werden. Auch können aus den Aufnahmen gegebenenfalls Hinweise auf Belastungen zum Beispiel durch Versauerung oder Stickstoffeutrophierung abgeleitet werden.

5.10.1 Standortvielfalt und Gefährdungspotenziale für die Biodiversität im Boden

Im 165 Rasterpunkte umfassenden Kollektiv der BZE II wurden 33 Bodentypen und 95 Substratreihen ausgewiesen (vgl. Kap. 5.2.1). Das Relief reicht von Flachlagen bis hin zu sehr steilen Hanglagen. Auch die klimatischen Verhältnisse decken mit Jahresniederschlagssummen von 640 bis 1299 mm und Jahresdurchschnittstemperaturen von 6,5 bis 10,5° Celsius (INTERMET-Datensatz, jeweils Mittel der Periode 1961 bis 2006) eine große Spanne ab. Als zusammenfassender

Ausdruck der Standortsbedingungen eignet sich der „Standortswald“ (vgl. Kap. 5.2.1.7). Im BZE II-Raster wurden 28 Standortswaldtypen und 12 Standortswaldtypen-Gruppen ausgewiesen (Karte 43). Damit zeigen die Standortverhältnisse in Rheinland-Pfalz eine sehr große natürliche Diversität.

Allerdings belegten bereits die Befunde der ersten Bodenzustandserhebung Ende der 1980er Jahre, dass die chemischen Standortsbedingungen durch die geschichtliche Übernutzung und die jahrzehntelangen überhöhten Luftschadstoffeinträge großräumig in Richtung „versauert und nährstoffarm“ nivelliert worden sind (BLOCK et al. 1991). Von dieser Nivellierung sind die für die Bodenbiodiversität besonders bedeutsame Humusaufgabe und die obersten Mineralbodenhorizonte besonders betroffen. So lagen bei der BZE I an vier Fünftel der Plots die pH_{KCl} -Werte im Oberboden bis 30 cm Tiefe unter pH 4. Nahezu drei Viertel der untersuchten Böden wurden bei der ersten Waldbodenzustandserhebung als „stark bis sehr stark versauert“ beurteilt. Nur etwa 8 % der Böden wiesen keine oder nur geringe Versauerungsmerkmale auf. Diese Daten belegen, dass viele Waldböden ihre natürliche Differenzierung sehr weitgehend verloren hatten. Dank der deutlichen Verringerung der Emission versauernd wirkender Luftschadstoffe und vor allem durch die Bodenschutzkalkung hat sich der Säure-Base-Zustand der Waldböden in den letzten zwei Jahrzehnten wieder merklich verbessert. Die Befunde der BZE II zeigen einen deutlichen Anstieg der pH -Werte und der Basensättigung in den Oberböden (vgl. Kap. 5.3.1) und auch eine substanzielle Verbesserung der Verfügbarkeit an Calcium und Magnesium (vgl. Kap. 5.3.2 und Kap. 5.4.3). Dies dürfte mit einer erheblichen Verbesserung der Lebensbedingungen für Bodenorganismen verbunden sein (LEITHER 1997, TAUCHERT und EISENBEIS 1992, WEBER und EISENBEIS 1992). Nachdem unsere Waldökosysteme über Jahrhunderte insbesondere durch die verbreitete Streunutzung einen erheblichen Export an Stickstoff erdulden mussten, überschreiten seit einigen Jahrzehnten die atmosphärischen Stickstoffeinträge infolge der Emission an Stickoxiden aus dem Straßenverkehr und Ammoniak aus der Land-

wirtschaft erheblich den ökosystemaren Bedarf (vgl. Kap. 5.5). Der Vergleich der Befunde von BZE I und BZE II zeigt allerdings keine signifikanten Anstiege in den Stickstoffgehalten und -vorräten im Oberboden (vgl. Kap. 5.5.1). Auch finden sich keine Hinweise auf eine Humusakkumulation durch überhöhte N-Einträge. Im Gegenteil, der Anteil der auf erhebliche Zersetzungsstörungen hinweisenden Humusformen rohumusartiger Moder und Rohhumus ist von der BZE I zur BZE II merklich zurückgegangen (vgl. Kap. 5.4.1). Parallel hierzu ist auch der Anteil an Rasterpunkten mit weiten C/N-Verhältnissen (> 25) gesunken. Allerdings weisen noch etwa ein Sechstel der BZE II-Plots schlechte Humusformen und weite C/N-Verhältnisse auf. Weite C/P-Verhältnisse (> 800), die auf eine unzureichende Phosphorverfügbarkeit für die Bodenorganismen hinweisen, wurden demgegenüber nur an 3 % der Plots festgestellt. Auch Schwermetalle können die Lebensbedingungen der Bodenorganismen beeinträchtigen. Die Orientierungswerte nach TYLER (1992), bei deren Überschreitung mit schädigenden Effekten für Mikroorganismen und Wirbellose zu rechnen ist, wurden bei Kupfer und Chrom an 32 bzw. 30 % der Rasterpunkte, bei Blei an 13 % der Plots, bei Cadmium, Zink und Quecksilber dagegen nur an jeweils 2 Rasterpunkten überschritten (vgl. Kap. 5.7). Bei Blei ist die Überschreitungshäufigkeit von der BZE I zur BZE II leicht gesunken, bei Kupfer merklich angestiegen; bei Cadmium und Zink blieben die Überschreitungshäufigkeiten weitgehend unverändert. Für die übrigen Schwermetalle sind keine Vergleiche möglich, da nur Daten der BZE II vorliegen.

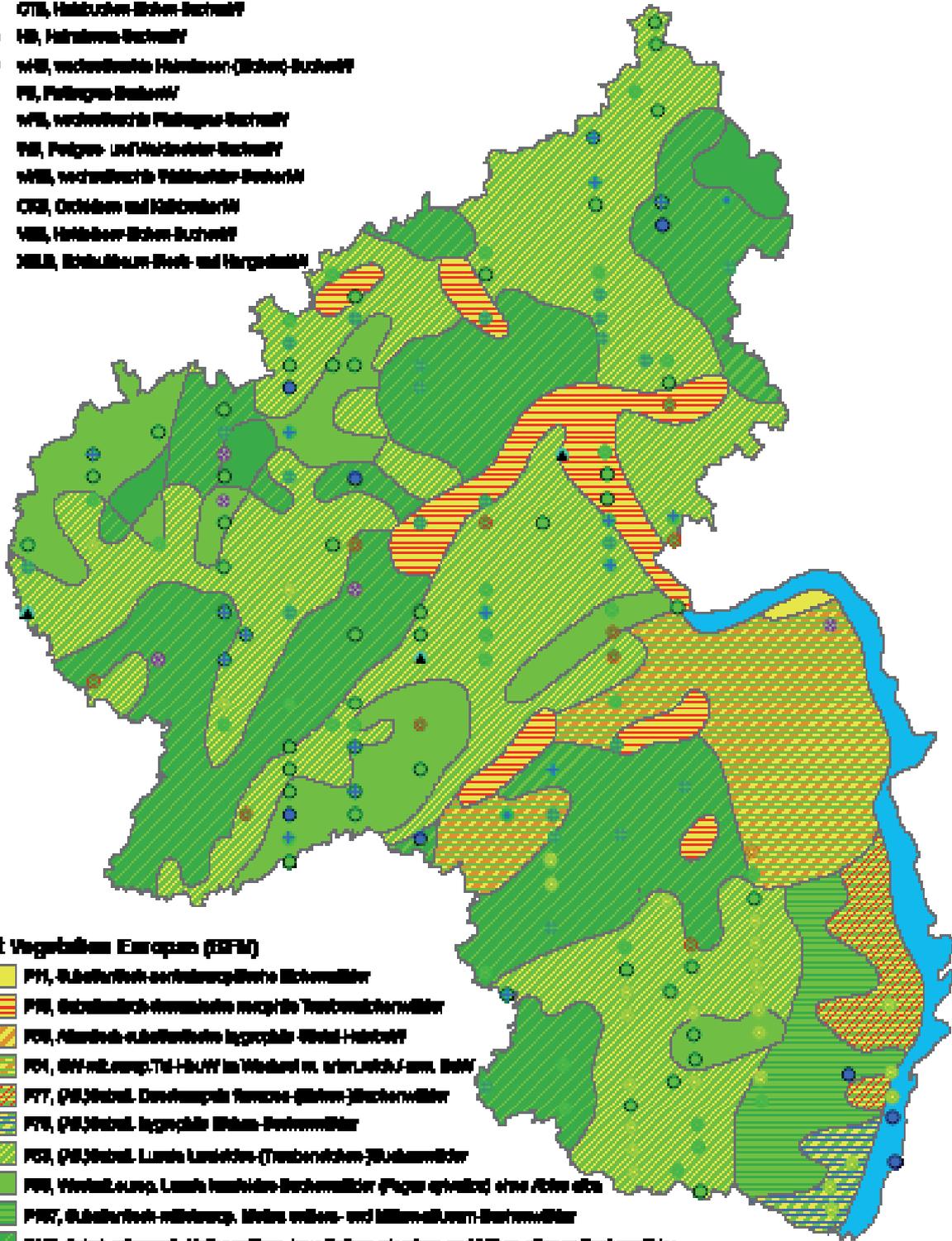
5.10.2 Vielfalt der Waldvegetation und Einflüsse von Versauerung und Eutrophierung

Auf dem BZE II-Raster wurden bei der Bestockungsaufnahme (vgl. Kap. 4.1) 35 verschiedene Baumarten im Haupt- und Nebenbestand erfasst. An jeweils etwa der Hälfte der Plots stocken laubbaumgeprägte bzw. nadelbaumgeprägte Waldbestände. An 22 % der Plots kommt jeweils nur eine Baumart im BZE-Aufnahmeareal (30 m Radius um Messpunktpfosten) vor; an 21 % wurden zwei Baumarten, an 20 % 3, an 21 % 4 und an 16 % der Plots 5 und mehr Baumarten erfasst. An einem

Karte 43: Standortswaldtypen-Gruppe an den BZE II-Rasterpunkten vor dem Hintergrund der „Karte der natürlichen Vegetation Europas“ (BOHN et al. 2003)

BZE-PR1 ↔ Standortswaldtypen

- Aa, Buch- und Buchenwald
- Bb, Buchen-Eiche- bis Eichen-Buchenwald
- Cb, Halbbuchen-Eichen-Buchenwald
- Hb, Hainbuchen-Buchenwald
- HbE, wechsellagernde Hainbuchen-(Eichen)-Buchenwald
- Fb, Föhren-Buchenwald
- FbE, wechsellagernde Föhren-Buchenwald
- FbL, Föhren- und Hainbuchen-Buchenwald
- HbE, wechsellagernde Föhrenbuchen-Buchenwald
- CbE, Eichen und Hainbuchenwald
- HbE, Hainbuchen-Eichen-Buchenwald
- HbE, Buchen-Eiche-Buche- und Hainbuchenwald



nat. Vegetation Europas (EFM)

- F11, Subatlantisch-submediterrane Buchenwälder
- F12, Subatlantisch-temperale mesophile Traubeneichenwälder
- F13, Mittel- bis subatlantische typische Eichen-Hainbuchenwald
- F14, EHM mit europ. Tal-Hainbuche im Westen u. unterhalb/ am. EHM
- F15, (H)Subtr. Deschampsia flexuosa-(Eichen)-Buchenwälder
- F16, (H)Subtr. typische Eichen-Buchenwälder
- F17, (H)Subtr. Laurus laurifolia-(Traubeneichen)-Buchenwälder
- F18, Mittel- europ. Laurus laurifolia-Buchenwälder (Fagus sylvatica) ohne Fagus sylvatica
- F19, Subatlantisch-mediterran. Mittel-europ. und Mittel-europ.-Buchenwälder
- F20, Subtr. mit europ. Mittel-europ. bzw. Balkan-europ. und Mittel-europ.-Buchenwälder
- F21, Subatlantische Castanea lucida-Buchenwälder
- U, Nf mit europ. Hainbuchen im Komplex mit Hainbuchen sowie Buchenwälder

Plot, einem aus Pflanzung und Naturverjüngung hervorgegangenen Jungbestand auf Saprolithlehm des Devons, sind 9 Baumarten vertreten.

Bei den Vegetationsuntersuchungen (vgl. Kap. 4.4) im Sommer 2005 und im Frühjahr/Frühsummer 2007 wurden an den 165 Plots der BZE II über alle Vegetationsschichten insgesamt 447 Arten gefunden. Am artenreichsten Aufnahmepunkt wurden auf dem 2500 m² großen Aufnahmeareal 87 Arten erfasst. Buchendominierte Wälder weisen eine geringere Pflanzenartenvielfalt auf als kiefern-, eichen- und fichtendominierte Wälder (Abb. 80). Dies dürfte im Wesentlichen auf das geringere Lichtangebot am Waldboden in den Buchenbeständen zurückzuführen sein. Besonders geringe Artenzahlen finden sich in mittelalten, dichten Buchenbeständen und Eichen- und Kiefernbeständen mit einem dichten Buchenunterstand. Viele Fichtenbestände sind demgegenüber durch Sturmwurf und Borkenkäferbefall aufgelichtet. Auch führt die in den letzten Jahren intensivierte Durchforstung vielfach zu Lücken im Kronendach der Fichtenbestände. Demzufolge weist auch die Lichtzahl nach ELLENBERG (1992, 1996) in fichtendominierten Beständen des BZE II-Kollektivs häufig höhere Werte auf als in den buchendominierten Beständen (s. u.). Auch die vergleichsweise hohe Artenzahl in den mit nur 5 Plots im Kollektiv vertretenen douglasiengeprägten Beständen ist durch eine Auflichtung einiger dieser Bestände infolge von Sturmschäden mit verursacht. Sehr hohe Artenzahlen waren auch an Rasterpunkten mit vielfältiger Bestandesstruktur unter Beteiligung mehrerer Baumarten und an Rasterpunkten mit einer vielfältigen, unter Wildausschluss im Zaun aufgewachsenen Naturverjüngung anzutreffen.

Innerhalb der jeweiligen Bestockungstypen differiert die Artenzahl in Abhängigkeit von der Trophie bzw. Basenversorgung. Tief basenarme Standorte (Basentyp 5) weisen merklich geringere Artenzahlen auf als basenreiche Standorte (Basentypen 1 und 2) (Abb. 81). Die Abhängigkeit der Artenzahlen von der Trophie spiegelt sich auch in den regionalen Unterschieden wieder. Rasterpunkte mit geringen Artenzahlen (< 20 im 2500

m² Areal) finden sich gehäuft im Pfälzerwald auf den quarzreichen Sanden des Buntsandsteins. Plots mit vergleichsweise hohen Artenzahlen sind demgegenüber vor allem auf nährstoffreicheren Standorten im Nordpfälzer Bergland, in der Eifel und im Westerwald zu finden (Karte 44).

Mit Hilfe der Zeigerwerte von ELLENBERG (1992, 1996) lässt sich prüfen, inwieweit sich Einflüsse wie Versauerung und Stickstoffeutrophierung auf die Zusammensetzung der Bodenvegetation niederschlagen. Die Auswertungen der Zeigerwerte erfolgten mit der Datenbank FRIDOLINO (PARTH u. FISCHER 2009).

Für die Lichtzahl (L-Zahl) ist der relative Lichtgenuss am Boden zur Zeit der Vollblaubung maßgeblich. An der Mehrzahl der Plots ergaben sich mittlere Lichtzahlen zwischen 4 und 6. Erwartungsgemäß zeigen Buchenbestände meist geringere Lichtzahlen als die übrigen Bestandestypen (Abb. 82). Aus den vorstehend bereits aufgeführten Gründen sind die Lichtzahlen in den fichten- und douglasiengeprägten Beständen vergleichsweise hoch.

Die Reaktionszahl (R-Zahl) bewertet den Zeigerwert der Pflanze im Hinblick auf den Versauerungszustand der Böden, von extrem sauren bis zu kalkreichen Verhältnissen. Die mittlere R-Zahl reicht im BZE II-Kollektiv von 2,2 bis 7,0. Starksäurezeiger (Reaktionszahl 1) waren an 21 % der Plots, Basen- und Kalkzeiger (Reaktionszahl 9) dagegen an nur einem Plot anzutreffen. Erwartungstreu nehmen die Reaktionszahlen von basenreichen Standorten (Basentyp 1, Gesamtboden basenreich) bis zu den tief basenarmen Standorten (Basentyp 5) stetig ab (Abb. 83). Offenbar reagiert die Zusammensetzung der Bodenvegetation nur träge auf Veränderungen in der Basenausstattung. Der weit überwiegende Teil der basenarmen Standorte wurde gekalkt und weist inzwischen recht gute Basensättigungen in der Humusaufgabe und den obersten Mineralbodenhorizonten und damit im Hauptwurzelraum der Bodenvegetation auf (vgl. Kap. 5.9; bei der Ausweisung des Basentyps wird die Basenanreicherung im Oberboden nicht berücksichtigt).

Abbildung 80

Verteilung der Artenzahlen der Vegetation (2500 m²-Fläche) bei unterschiedlichen Bestockungstypen (NH = Nadelholz; LH = Laubholz)

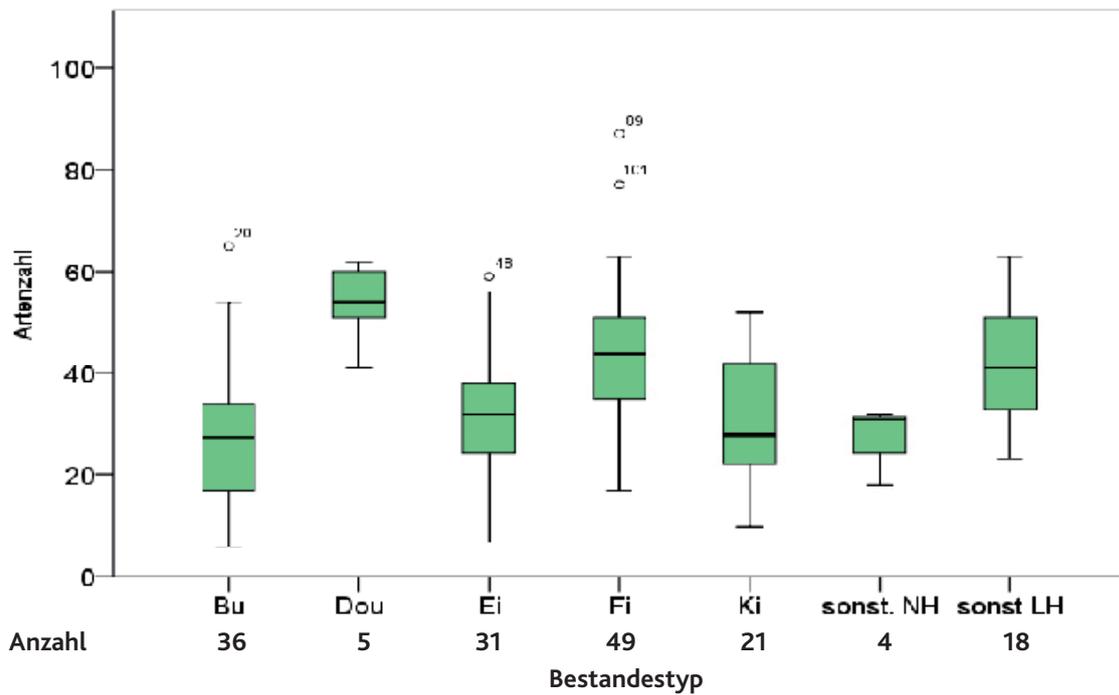
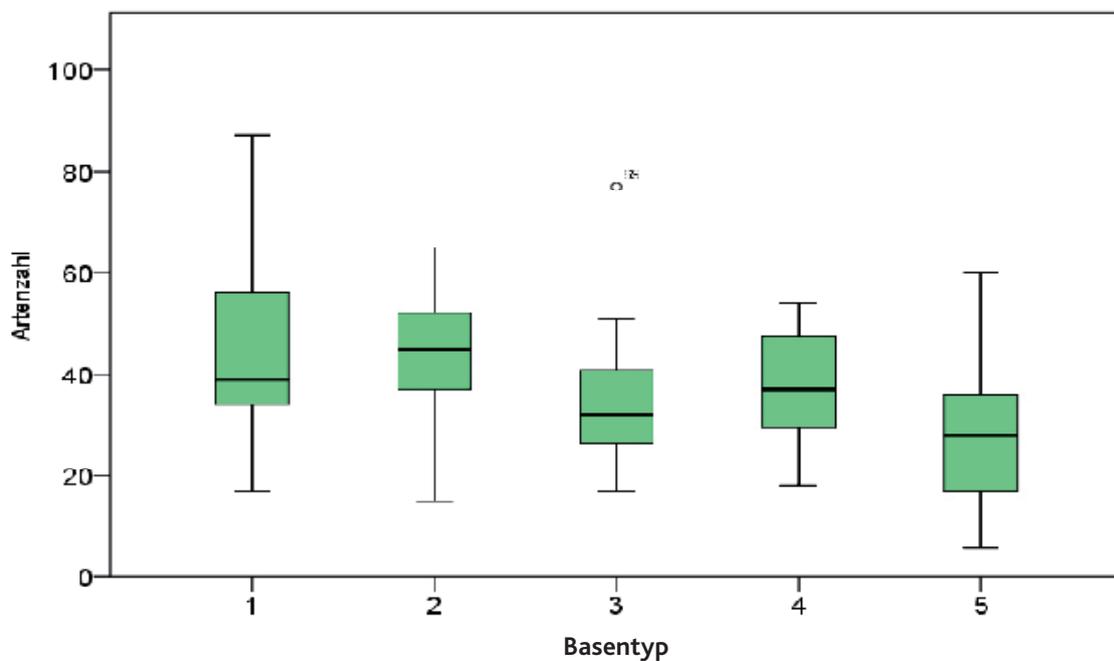


Abbildung 81

Verteilung der mittleren Artenzahlen der Vegetation bei unterschiedlichen Basentypen (Beschreibung Basentypen 1 bis 5 vgl. Tab. 3, S. 31)



Karte 44: Artenzahlen der Vegetation (2500 m²-Fläche) auf dem BZE II-Raster

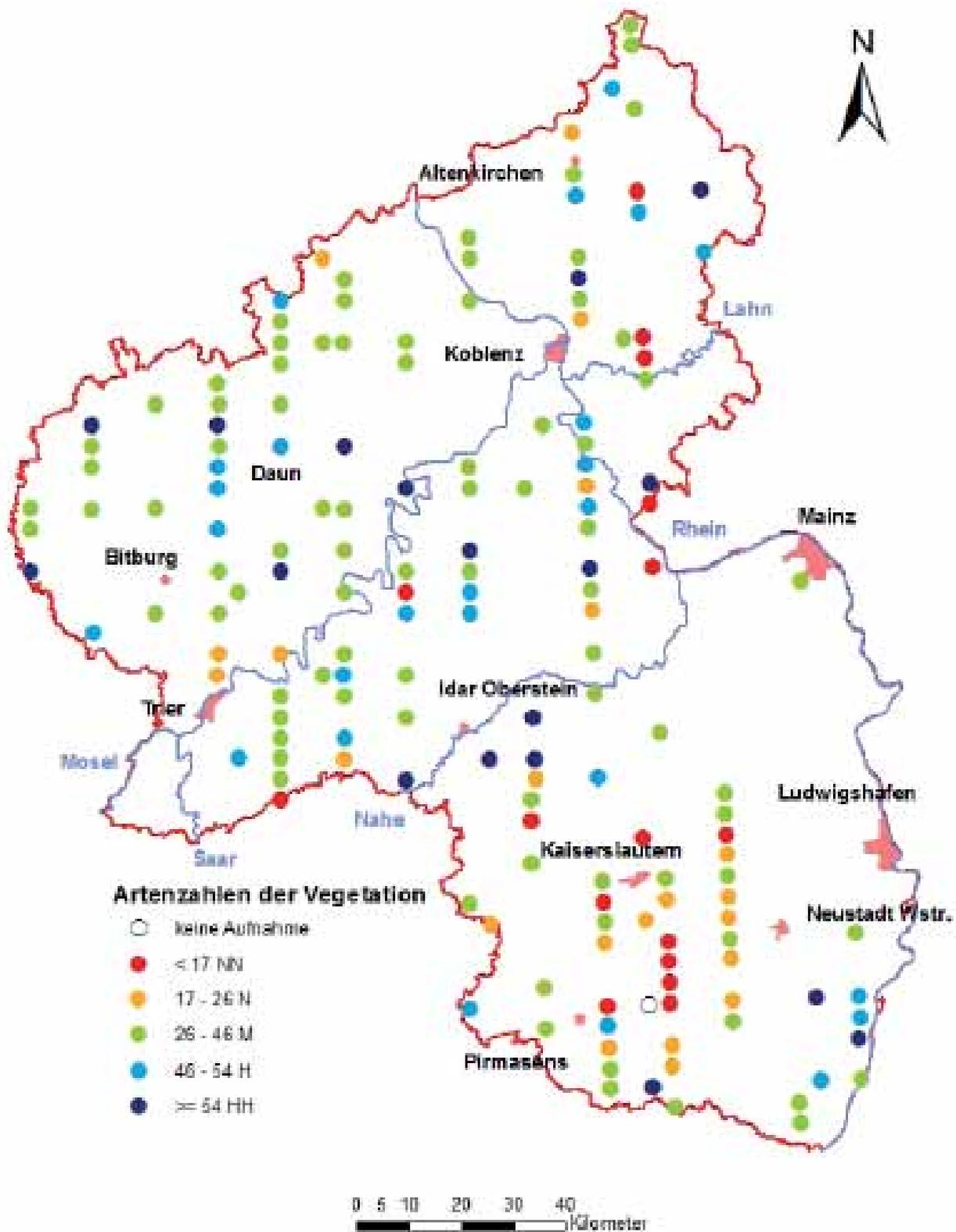


Abbildung 82

Verteilung der mittleren Lichtzahl nach ELLENBERG bei unterschiedlichen Bestockungstypen (y-Achse verkürzt)

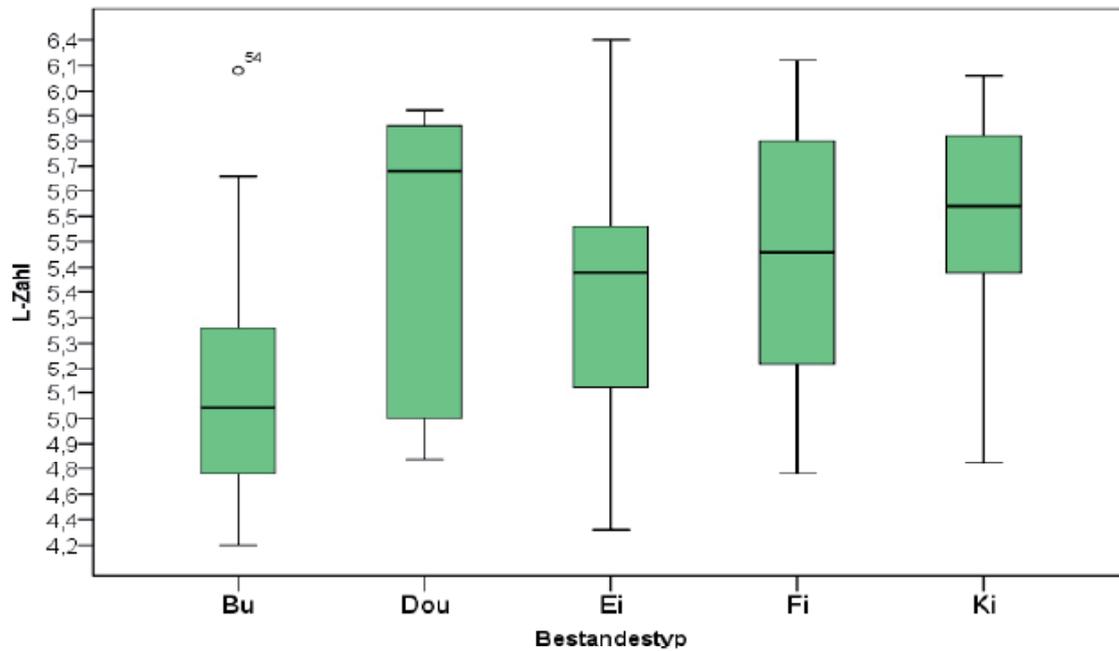
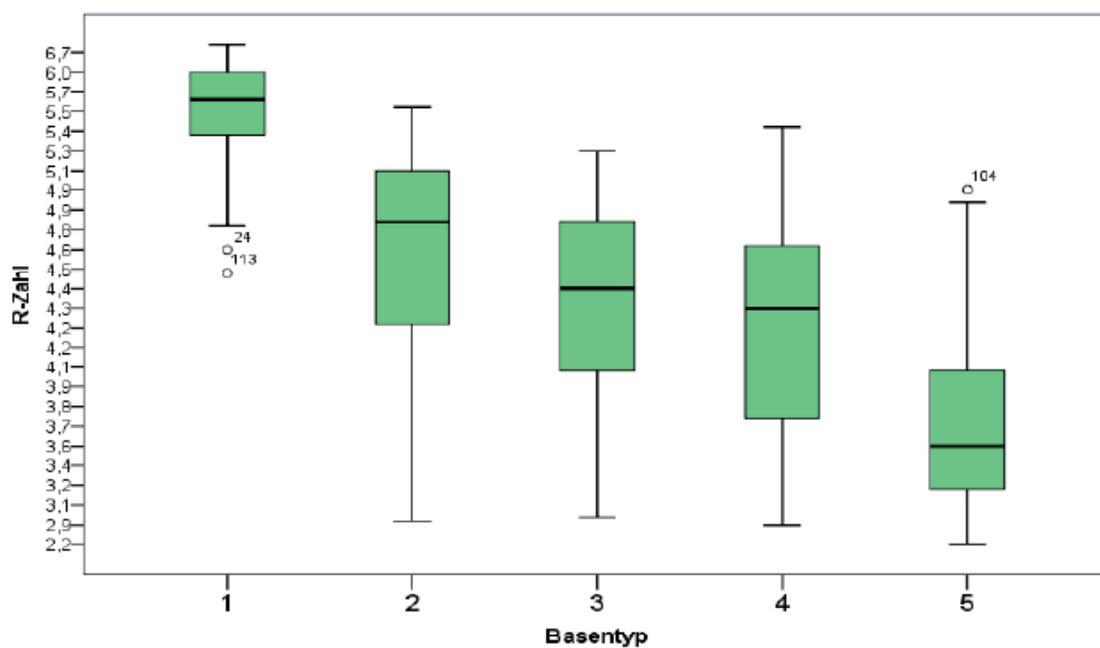


Abbildung 83

Verteilung der mittleren Reaktionszahl nach ELLENBERG bei unterschiedlichen Basentypen (Beschreibung Basentypen 1 bis 5 vgl. Tab.3, S.31)



Dennoch ergaben sich für diese Standorte niedrige mittlere Reaktionszahlen.

Die Stickstoffzahl (N-Zahl) beschreibt die Stickstoffverfügbarkeit von extremer Stickstoffarmut bis hin zum Überschuss. Die mittlere N-Zahl reicht im BZE II-Kollektiv von 2,0 bis 6,7. Zeigerpflanzen für extreme Stickstoffarmut (N-Zahl 1) werden an knapp einem Fünftel (19 %) der Plots, Zeigerpflanzen für eine übermäßige N-Versorgung (N-Zahl 9) an mehr als der Hälfte (55 %) der Plots angetroffen. Mit zunehmenden Stickstoffvorräten im Wurzelraum steigen die N-Zahlen deutlich an (Abb. 84). Vergleichsweise enge Beziehungen zeigen sich auch zwischen der mittleren N-Zahl und dem C/N-Verhältnis in der Humusaufgabe bzw. dem oberen Mineralboden-

horizont (Abb. 85). Demgegenüber ergaben sich keine Hinweise auf einen Einfluss der aktuellen N-Deposition auf die N-Zahlen der Rasterpunkte (Abb. 86). Auch hierin wird deutlich, dass die Zusammensetzung der Bodenvegetation vornehmlich die grundlegenden Standortseigenschaften widerspiegelt und sich nur eingeschränkt zur Indikation kurz- oder mittelfristiger Veränderungen in den Umweltbedingungen eignet.

Abbildung 84

Verteilung der mittleren Stickstoffzahl nach ELLENBERG in Abhängigkeit vom Stickstoffvorrat im Wurzelraum

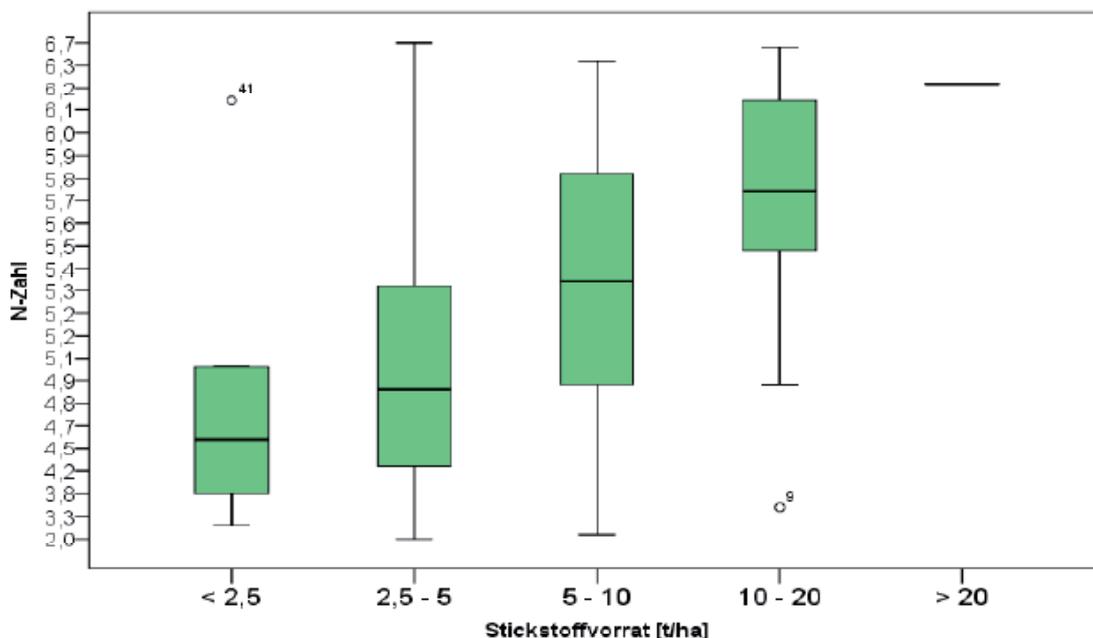


Abbildung 85

Verteilung der mittleren Stickstoffzahl nach ELLENBERG in Abhängigkeit vom C/N-Verhältnis

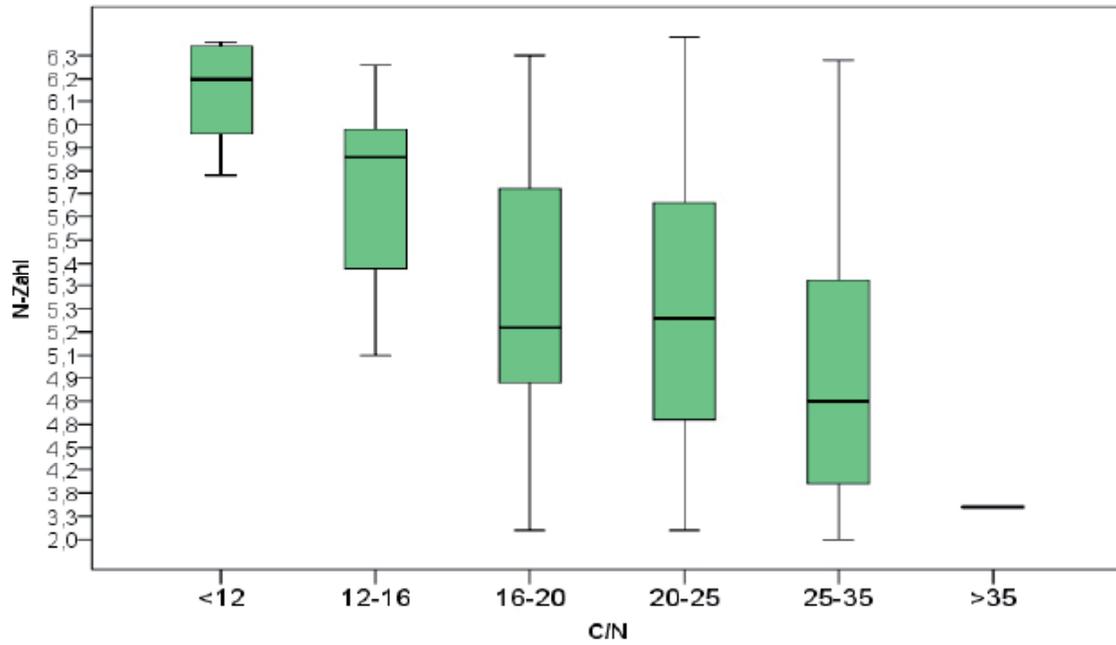
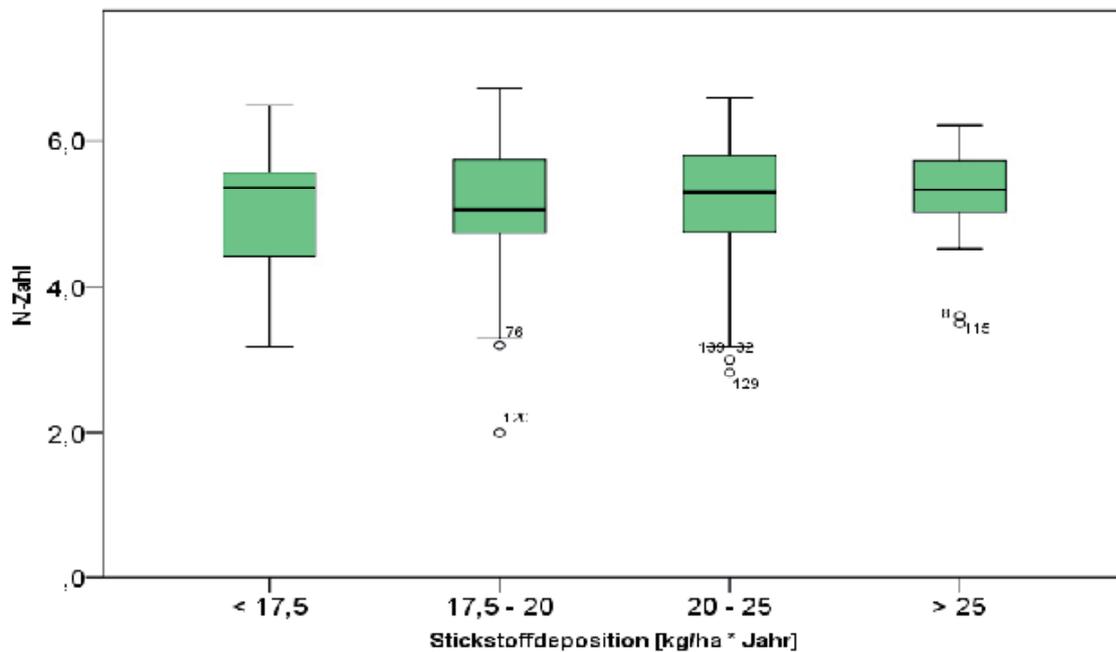


Abbildung 86

Verteilung der mittleren Stickstoffzahl nach ELLENBERG in Abhängigkeit vom Stickstoffeintrag (Ntot) an den BZE II-Rasterpunkten im Mittel der Jahre 2004 bis 2007



6 Diskussion

6.1 Methodische Aspekte

Harmonisierung der Verfahren

Die BZE II wurde eingehend in der Bund-Länder-Arbeitsgruppe „BZE“ vorbereitet. Die Methodik sowohl der Felddaufnahmen und der Probengewinnung als auch der Analytik wurden im Detail abgestimmt. Wo erforderlich, wie beispielsweise bei der Humusanalytik, wurden aus Gründen der Vergleichbarkeit in Deutschland und auch mit den in Europa üblichen Verfahren bisherige länderspezifische Verfahren durch einheitliche nationale und europaweit eingesetzte Verfahren ersetzt. So wurde in Rheinland-Pfalz bei der BZE II statt des bei der BZE I verwendeten Salpetersäuredruckaufschlusses ein Königswasseraufschluss verwendet. Um die Vergleichbarkeit in der Zeitreihe zu gewährleisten wurden alle Rückstellproben der Humusaufgabe aus der BZE I erneut mit den „neuen“ Verfahren analysiert.

War eine Abstimmung des Verfahrens nicht möglich, wie bei der in Deutschland in der forstlichen Analytik zur Bestimmung der effektiven Kationenaustauschkapazität seit Jahrzehnten üblichen und bewährten Ammoniumchlorid-Perkolation im Vergleich zu der bei der europaweiten Bodenzustandserhebung vorgeschriebenen Bariumchloridextraktion, wurde an den EU-Rasterpunkten das europäische Verfahren ergänzend durchgeführt.

AKe-Humus

Neben den bewährten, schon in der BZE I eingesetzten Verfahren, wurden bei der BZE II auch neu entwickelte Verfahren wie die Bestimmung austauschbarer Kationen in der Humusaufgabe (AKe-Humus) und im Bodenskelett (AKe-Skelett) eingesetzt.

Mit der AKe-Humus lassen sich die unmittelbar pflanzenverfügbaren Gehalte und Vorräte der Nährstoffe Ca, Mg und K in der Humusaufgabe bestimmen. Dieses Verfahren liefert somit einen wesentlichen Beitrag zur Einwertung der Nährstoffverfügbarkeit der Waldstandorte. Die AKe-Humus liefert auch auf gekalkten Standorten verwertbare Ergebnisse, während bei den in früheren Projekten für die Humusaufgabe aus-

schließlich eingesetzten Säureaufschlüssen die Befunde durch die Auflösung der gegebenenfalls noch vorhandenen Kalkpartikel nur schwer interpretierbar waren. Von Vorteil ist auch, dass mit der AKe-Humus ein mit der AKe-Mineralboden vergleichbarer Stoffpool erfasst wird. Verschiebungen in der Trennung zwischen Humusaufgabe und Mineralboden fallen hierdurch bei der Kalkulation der Nährstoffvorräte im Wurzelraum nicht mehr so stark ins Gewicht, wie bei der im früheren Verfahren üblichen Aufsummierung der im Säureaufschluss in der Humusaufgabe erfassten Vorräte und der austauschbaren Vorräte im Mineralboden.

AKe-Skelett

Bei der AKe-Skelett soll der gegebenenfalls im Bodenskelett verfügbare „Zusatzspeicher“ für Nährstoffkationen erfasst werden. Das Verfahren wurde bei der BZE II in Rheinland-Pfalz erstmalig auf einer großen Anzahl von unterschiedlichen Standorten eingesetzt. Es zeigte sich, dass bei einem großen Teil der Proben erhebliche Anteile des trocken abgeseibten Materials der Skelettfraktion 2 bis 6,3 mm bei der Probenvorbereitung durch Waschen und ein kurzes Ultraschallbad abgetrennt werden (vgl. Kap. 5.4.6). Diese Anteile bleiben nach dem im Handbuch Forstlicher Analytik, Abschnitt A3.2.1.10 beschriebenen Verfahren bei der Kalkulation der Nährstoffvorräte unberücksichtigt.

KERN und RABER (2006) haben an 31 Proben aus 19 Standorten den Beitrag des skelettnahen Feinbodens (Ummantelung) untersucht. Hierzu wurden Proben der Waschsuspension gewonnen, analysiert und die Ergebnisse mit denen des Feinbodens verglichen. Es zeigte sich, dass die Ummantelung signifikant höhere Kationengehalte im Vergleich zum Feinboden (ohne wasserlösliche Fraktionen) aufweist. Allerdings waren die durch Waschung abgelösten Gewichtsanteile bei der Untersuchung von KERN und RABER mit 0,6 bis 18 Prozent mit einem Median von 3 Prozent nur gering. Der Fehler beim Verwerfen dieser Fraktion wurde auf nur 1 bis 11 Prozent eingeschätzt und somit als vernachlässigbar eingewertet.

Bei der hiesigen Untersuchung lag der Gewichtsanteil des durch Waschung abgelösten Anteils mit 2 bis 96 Prozent des trocknen abgeseibten Feinskeletts mit einem Median von 23 Prozent weit aus höher. Dies dürfte darauf zurückzuführen sein, dass bei der hiesigen Untersuchung Substrate mit fortgeschrittener Verwitterung und mit einer schwachen Bindung der Minerale wie beispielsweise Buntsandstein einen hohen Anteil einnehmen. Diese Gesteine zeigten auch bereits in der Untersuchung von KERN und RABER einen hohen gewichtsbezogenen Ummantelungsanteil. Bei der hiesigen Untersuchung wurde die Ummantelung nicht separat analysiert, allerdings von der Masse her erfasst und zur Abschätzung des Beitrags am Gesamtvorrat im Boden mit den Gehalten der entsprechenden Feinbodenprobe multipliziert. Hierbei wird den Ergebnissen von KERN und RABER (2006) zufolge der Anteil der Ummantelung am Gesamtvorrat etwas unterschätzt, da die austauschbaren Gehalte in der Ummantelung höher als im Feinboden liegen. Dennoch betrug er bei den Basekationen bis zu 33 Prozent bei einem Median von 3 Prozent bei Magnesium und 4 Prozent bei Calcium und Kalium. Entsprechend der Zielsetzung der BZE, mit der AKe-Skelett in Ergänzung zur AKe-Feinboden den gesamten austauschbaren Kationenvorrat im Boden zu erfassen, wird empfohlen, bei künftigen Erhebungen der AKe-Skelett auf die Waschung des Skeletts bei der Analyse zu verzichten. Das Ziel, eine „saubere“ Trennung zwischen Feinboden und Skelett zu ermöglichen tritt hierbei vor dem Ziel zurück, den gesamten Kationenvorrat zu erfassen.

Trennung Humusauflage – Mineralboden

In der forstlichen Bodenkunde wird die Grenze zwischen der Humusauflage und dem Mineralboden als Nulllinie verwendet. Oberhalb dieser Grenzlinie werden Auflagehorizonte, unterhalb Mineralbodenhorizonte bzw. -tiefenstufen ausgedehnt. Nach den Vorgaben der bodenkundlichen Kartieranleitung KA 5 sind Auflagehorizonte durch Humusgehalte über 30 Prozent bzw. einen C_{org} -Gehalt von mehr als 15 Prozent gekennzeichnet.

Allerdings erfolgt die Festlegung dieser Grenze im Gelände und damit die Trennung zwischen

Humusauflage und Mineralboden in der Regel nach morphologischen, optischen Kriterien. Hierbei treten erhebliche Probleme auf: Der weit überwiegende Teil der Waldböden, in der BZE II in Rheinland-Pfalz 73 Prozent, weist Moder als Humusform auf. Diese Humusform ist unter anderem durch einen fließenden Übergang vom Oh-Horizont zum oberen Mineralbodenhorizont gekennzeichnet. CHODAK et al. (2002) sowie JANSEN et al. (2005) fanden bei Untersuchungen eines lössüberlagerten Buntsandsteinbodens im Solling sowohl unter Fichte als auch unter Buche oder Buche und Fichte in Mischung anhand von Daten einer in 1 cm Stufen durchgeführten Beprobung einen S-förmigen Tiefenverlauf der C_{org} -Konzentration mit einem Bereich von etwa 2 bis 3 cm Mächtigkeit mit einem kontinuierlichen Übergang von der Auflage in den Mineralboden. Sprunghafte Veränderungen waren auf Einzelfälle mit Störungen beschränkt. Die Untersuchungen zeigten zudem, dass eine visuelle Ansprache des Grenzwertes von 30 Prozent Humus im Gelände kaum möglich ist. Dies bestätigt vorhergehende Befunde aus der Auswertung von Bodenprofilen der forstlichen Standortskartierung im Harz, dass feldbodenkundliche Schätzungen der C_{org} -Gehalte im Mineralboden nur sehr schlecht mit Messungen der C_{org} -Gehalte übereinstimmen (JANSEN et al. 2002).

Bei Untersuchungen von Humusprofilen auf sandigen Substraten des Buntsandsteins im Pfälzerwald durch WÜRTH (2010) zeigten sich an etwa der Hälfte der Untersuchungsorte mehrere Zentimeter mächtige Übergangshorizonte („indifferenter Übergang“) mit einem Anteil an organischer Substanz zwischen 15 und 30 Prozent. Dieser Übergangsbereich unterschied sich hinsichtlich des C/N-Verhältnisses nicht von den darüberliegenden Bereichen mit > 30 Prozent organischer Substanz, aber signifikant von darunterliegenden Bereichen unter 15 Prozent organischer Substanz. Dieser extrem humose, kompakt gelagerte Horizont mit einem „seifigen Ausstrich“ sollte nach Ansicht des Autors als Ah(e)/Oh-Horizont bezeichnet und damit entgegen den Vorgaben der KA 5 zur Humusauflage gerechnet werden. Verschiebungen der Humus-Mineralboden-Grenzlinie wirken sich vor allem auf Kennwerte aus, die einen sehr steilen Gradienten zwischen

Auflage und Mineralboden aufweisen. Dies trifft insbesondere auf den organischen Kohlenstoff zu, aber auch die Auswertungen anderer Parameter wie der Stickstoffgehalte oder der Schwermetallgehalte sind betroffen. JANSEN et al. (2005) beziffern den Fehler einer Fehleinschätzung der Auflagenhöhe um einen Zentimeter in Bezug auf den Kohlenstoffvorrat in der Auflage auf 6 Tonnen je Hektar. Der Fehler könne letztlich nur durch einen Verzicht auf die Trennung von Auflage und Mineralboden sicher vermieden werden. Dann aber entfallen auch die wichtige qualitative Betrachtung über die Veränderung der Humusform. Die bei der rheinland-pfälzischen BZE I und der BZE II jeweils ermittelten Massen der Humusauflage zeigen an den einzelnen Rasterpunkten häufig erhebliche Unterschiede zwischen beiden Erhebungen. An 30 % der in beiden Erhebungen vertretenen und nicht verlagerten Plots lag die bei der BZE II ermittelte Humusmasse im Vergleich zur BZE I mehr als doppelt so hoch, an 19 Prozent weniger als halb so hoch. Selbstverständlich können sich die Humusmengen durch Veränderungen in den Streumengen und in den Zersetzungsraten zeitlich ändern. Allerdings lassen sich die häufig sehr beträchtlichen Unterschiede zwischen beiden Erhebungen nur in Ausnahmefällen hiermit erklären. Wahrscheinlicher ist in der Mehrzahl der Fälle eine Verschiebung in der Festlegung der Grenzlinie Humusauflage – Mineralboden. Auch diese Grenzlinie kann sich durch verschiedene Prozesse im Laufe der Zeit verändern. So kann durch erhöhte Bioturbation die Mineralbodenfläche über das ursprüngliche Niveau angehoben werden. Bei Bodenverdichtung z.B. durch Befahrung kann sich die Grenzlinie nach unten verschieben. Allerdings lassen sich diese möglichen Veränderungen im Rahmen der BZE mit dem hier verfügbaren Aufwand nicht zuverlässig erfassen. Eine unterschiedliche Einschätzung der Humus-Mineralbodengrenze kann insbesondere bei einer getrennten Betrachtung von Humusauflage und den oberen Mineralbodentiefenstufen zu erheblichen Unterschieden führen. Dies muss bei der Bewertung der jeweiligen Befunde berücksichtigt werden (vgl. Kap. 5.4.1, 5.5.1 und 5.6.1). Demgegenüber sind die Auswirkungen von Verschiebungen der Grenzlinie für Vorräte, die über den gesamten Wurzelraum aufsummiert werden, meist

nur gering. Daher sollten, wo immer möglich und sinnvoll, diese Gesamtvorräte zum Vergleich der Befunde in der Zeitreihe verwendet werden.

Trennung der Humushorizonte und Kalkulation C/N

Ähnlich schwierig wie die Festlegung der Humus-Mineralbodengrenze weil subjektiven Einflüssen unterworfen, ist auch die Trennung der einzelnen Horizonte der Humusauflage.

Bei der BZE II wurden die Mächtigkeiten der einzelnen Humushorizonte mit Angaben zur Streuart und Lagerung jeweils an den 8 Satelliten des Plots erfasst und hieraus die dominante und die begleitende Humusform abgeleitet. Die chemische Analyse erfolgte allerdings sowohl bei der BZE I als auch bei der BZE II an Gesamtproben der Humusauflage (L+Of+Oh). Lediglich an den 26 EU-Rasterpunkten wurden die Horizonte L, Of, Oh nach den Vorgaben des EU-Projekts Biosoil getrennt beprobt und analysiert, wobei Of und Oh zusammengefasst wurden, wenn die Oh-Mächtigkeit unter einem Zentimeter lag. Um die Vergleichbarkeit mit den Nicht-EU-Punkten des rheinland-pfälzischen BZE II-Kollektivs zu gewährleisten, wurden die Befunde der einzelnen Horizonte wieder zu mit den jeweiligen Trockenmassen gewogenen Mittelwerten zusammengeführt.

Bei der getrennten Beprobung der Humushorizonte war häufig die nur geringe Mächtigkeit des Of-Horizonts ein Problem, da sich hier selbst bei Zusammenführung der acht Teilproben an den Satelliten keine hinreichende Probemenge ergab. Daher mussten hier häufig zusätzliche Satellitenproben gewonnen werden.

Für die EU-Punkte liegen Kennwerte der Humusauflage sowohl für die einzelnen Horizonte als auch für die gesamte Auflage vor. Diese wurden genutzt, um zu prüfen, welche Auswirkungen die Einbeziehung der L-Lage auf das C/N-Verhältnis hat. Nach den Vorgaben der AK-STANDORTSKARTIERUNG 2003 (Kap. B.3.4.4.1) wird das C/N-Verhältnis bei der Humusform Mull aus dem Ah-Horizont, ansonsten aus dem Oh-Horizont bestimmt. Bei der hiesigen BZE erfolgte die Bestimmung des C/N-Verhältnisses demgegenüber ab Moder aus der Gesamtauflage, einschließlich der L- und Of-Lage.

Die L-Lage hat in der Regel ein weiteres C/N-Verhältnis als die darunterliegenden Auflagehorizonte. Allerdings ist der Massenanteil bei Profilen, die eine Oh-Lage aufweisen, meist nur gering. Daher ist das aus der Gesamtauflage kalkulierte C/N-Verhältnis in der Regel nur vergleichsweise wenig höher als der aus dem Oh-Horizont berechnete Wert. An zwei Dritteln der 22 überprüften EU-Rasterpunkte war die Differenz kleiner +1,0 (Abb. 87). Nur an 18 % der Plots fiel die Bewertung nach den Vorgaben des Arbeitskreises Standortkartierung 2003, Tab. 65, in die nächst höhere Bewertungsstufe.

Die herkömmliche Kalkulation des C/N-Verhältnisses weist einen methodischen Bruch auf. So wird dieser Kennwert bei Mull-Humusformen (bis mullartiger Moder) aus dem Ah-Horizont, bei Auflagehumusformen demgegenüber aus dem Oh-Horizont bestimmt. Dies beeinträchtigt die Vergleichbarkeit zwischen den Standorten und birgt die Gefahr erheblicher Unterschiede bei nur geringfügiger Änderung in der Einschät-

zung des Übergangsbereichs zwischen Auflage und Mineralboden. Hier wäre zu prüfen, ob die C/N-Verhältnisse nicht besser über die Vorräte Humusaufgabe + Mineralboden bis 30 cm Tiefe kalkuliert werden sollten. Unterschiede in der erheblichen subjektiven Einflüssen unterworfenen Humusansprache und in der Grenzziehung zwischen Humusaufgabe und Mineralboden wirken sich bei einer Kalkulation aus den Vorräten bis 30 cm Tiefe kaum aus; die kalkulierten Daten sollten somit erheblich reproduzierbarer sein als die aus der konventionellen Berechnung hergeleiteten Werte. Abbildung 88 zeigt Boxplots der C/N-Verhältnisse für die einzelnen Humusformen bei konventioneller Kalkulation aus der Humusaufgabe bzw. dem Ah-Horizont im Vergleich zur Kalkulation aus den jeweiligen Vorräten bis 30 cm Mineralbodentiefe. Die aus den Vorräten abgeleiteten C/N-Verhältnisse zeigen - mit Ausnahme des feinhumusarmen Moders - eine plausible Abfolge. Die Streuung liegt in etwa dem gleichen Rahmen wie bei den herkömmlich kalkulierten

Abbildung 87

Vergleich C/N für die gesamte organische Auflage mit C/N nur für den Oh-Horizont

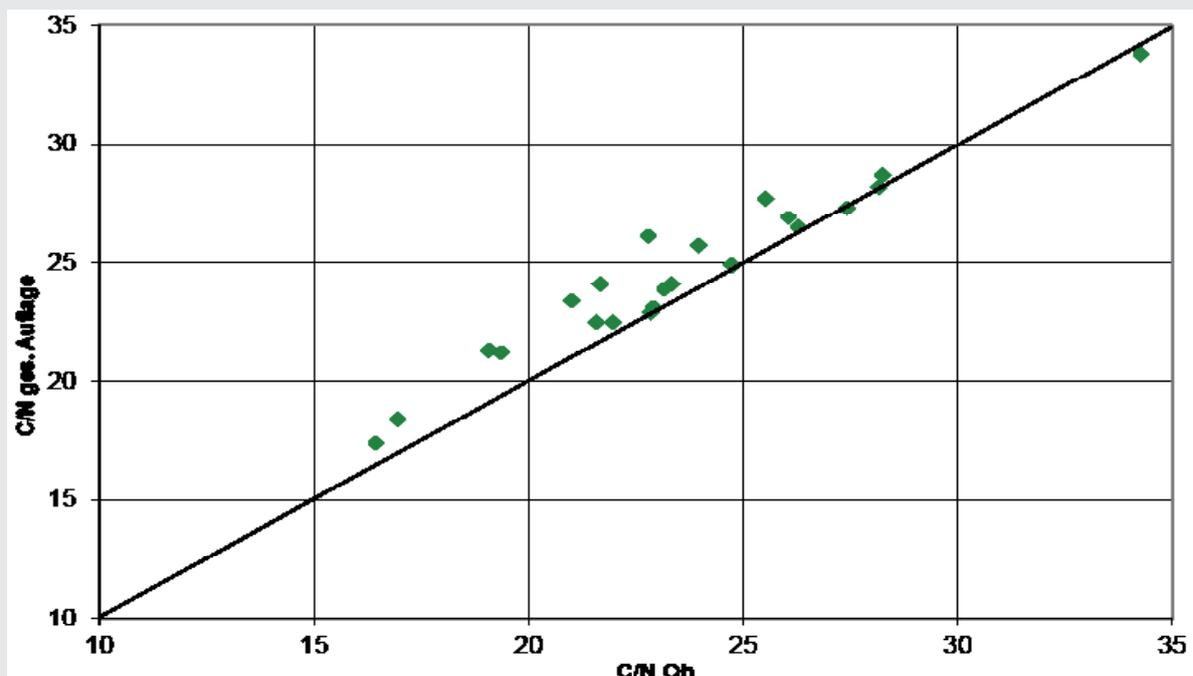
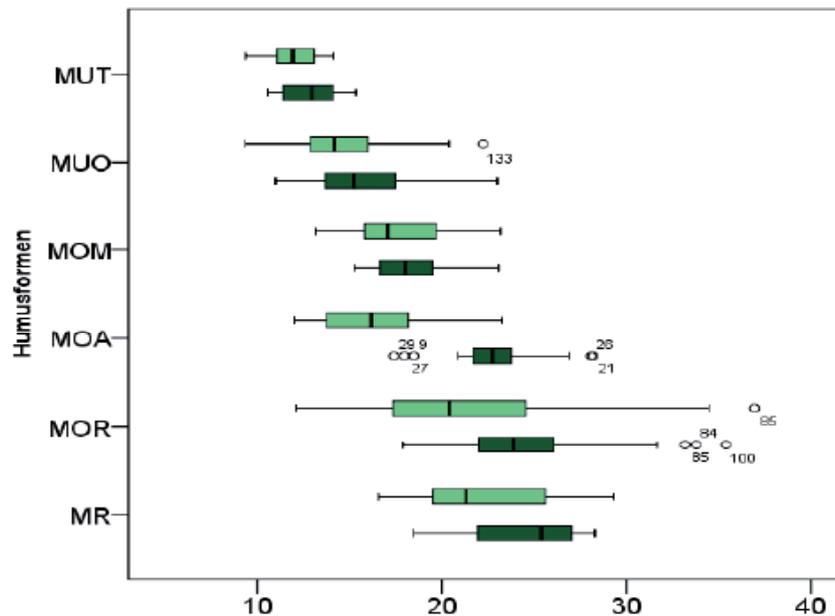


Abbildung 88

Boxplots der aus den Vorräten in Humusauflage und Mineralboden (hellgrüne Boxen) bis 30 cm Tiefe kalkulierten C/N-Verhältnisse im Vergleich zu den herkömmlich aus den Gehalten in der Humusauflage bzw. aus dem Ah-Horizont kalkulierten C/N-Verhältnisse (dunkelgrüne Boxen) für die unterschiedlichen Humusformen



Werten. Allerdings sollte die Aussagekraft der aus den Vorräten hergeleiteten C/N-Verhältnisse an einem größeren Kollektiv eingehend geprüft werden.

TRD und Skelettgehalt

Die Schwierigkeiten einer exakten Ermittlung der insbesondere zur Kalkulation von Vorräten im Mineralboden benötigten Trockenrohddichte und Skelettgehalte wurden bereits im Bericht zur BZE I erörtert (Block et al. 1991, S. 154 bis 155). Bei der BZE II wurden ergänzend zu den aus der BZE I vorliegenden Daten aus dem Einsatz von Stechzylindern mit 100 oder 250 cm³ Volumen Stechkappen (HFA A2.8-7.3.3) eingesetzt (vgl. Kap. 3.4). Während die Probenahme mit Stechzylindern auf den im rheinland-pfälzischen BZE-Kollektiv sehr häufigen skelettreichen Mittelgebirgsböden meist auf die oberen Horizonte beschränkt blieb, konnten die deutlich kleineren Stechkappen nahezu überall verwendet werden. Hierdurch war es möglich Schätzwerte in großem Umfang durch Messwerte zu ersetzen.

Die Ermittlung des Grobskeletts musste wie bei der BZE I auf Schätzungen am Profil beschränkt

bleiben, da die Spaten-Schippe-Methode (HFA A2.8-7.3.2) bei dem hohen Anteil grobskeletthaltiger Böden im Rahmen der BZE zu aufwendig erschien. Allerdings wurden bei der BZE II alle mit dem Murach'schen Bohrer gewonnenen Proben (vgl. Kap. 3.3) im Labor auch auf die verschiedenen Skelettfractionen gesiebt. Daher war es möglich, Gewichtsanteile des Feinbodens und der verschiedenen Skelettfractionen bis 63 mm zu ermitteln (vgl. Kap. 3.4). Zur Dichte der Skelettfraction lagen aus der Stechzylinderbeprobung der BZE I umfangreiche Daten vor. Die Befunde zeigten meist eine unter dem Standardwert für Quarz von 2,65 g/cm³ liegende Dichte mit einem Schwerpunkt bei 2,4 g/cm³. Da nicht für alle Rasterpunkte und Tiefenstufen gemessene Dichten vorlagen, wurde einheitlich für alle Rasterpunkte und Tiefenstufen eine Dichte von 2,4 g/cm³ verwendet.

Trotz der Bemühungen, Schätzungen soweit als möglich durch Messdaten zu ersetzen oder die Schätzungen mit diesen zu unterstützen, bleiben die ermittelten Trockenrohddichten und Skelettgehalte sowie die hieraus kalkulierten Feinbodenmengen mit Unsicherheiten behaftet. Da zudem

bei beiden Erhebungen nicht mit dem exakt gleichen Verfahren gearbeitet wurde, muss davon ausgegangen werden, dass die Ergebnisse der Kalkulation beider Erhebungen nur eingeschränkt vergleichbar sind. Daher wurden an den Rasterpunkten, die in beiden Erhebungen vertreten waren und deren Bodenprofile unmittelbar nebeneinander liegen, bei der Auswertung von BZE I und BZE II die gleichen Feinbodenmengen verwendet. Zur Herleitung der Feinbodenmengen flossen sowohl die Befunde der BZE I (Stechzylinder) als auch die Befunde der BZE II (Stechkappen) ein.

1:2 Extrakt

Der wässrige 1:2 Extrakt wurde bereits bei der BZE I eingesetzt. Bei der Auswertung der Daten ergaben sich seinerzeit eine Reihe von unplausiblen Befunden (Block et al. 1991, S. 155-156). So zeigte sich zwischen dem Gesamtkohlenstoffgehalt und dem DOC-Gehalt im 1:2 Extrakt der gleichen Probe keine statistisch signifikante Beziehung. Auf Artefakte wies auch das vergleichsweise weite $\text{NH}_4\text{-N}/\text{NO}_3\text{-N}$ -Verhältnis im Extrakt aus Unterbodenproben hin. Block et al. (1991) empfahlen daher, die Befunde mit der gebotenen Vorsicht zu interpretieren und einen Methodenvergleich mit anderen Verfahren, z.B. mit der Gleichgewichtsbodenlösung aus feldfrischen Proben und mit Bodenlösungen, die mit Lysimeterkerzen gewonnen wurden, durchzuführen. Ein solcher Methodenvergleich wurde von Ludwig et al. 1999 durchgeführt. Er zeigte, dass durch die Trocknung die DOC-Gehalte und vor allem die Gehalte löslicher Kationen insbesondere NH_4 , K und Mn aber auch Ca, Mg, Al und Fe beträchtlich gegenüber Extrakten aus feldfrischen Proben ansteigen. Auch Untersuchungen von Schlotter et al. (2009, 2011) zu den Möglichkeiten und Grenzen der Auswertbarkeit von 1:2 Extrakten ergaben, dass die Konzentration der Kationen keinen engen Zusammenhang mit den am gleichen Ort aus Saugkerzen gewonnenen Lösungen aufweisen und kaum interpretierbar sind. Daher wurde die Auswertung der rheinland-pfälzischen Daten des 1:2 Extraktes auf die Anionen Nitrat, Sulfat und Chlorid beschränkt. Während bei Sulfat kein und bei Chlorid nur bei hohen Konzentrationen ein Verdünnungseffekt erkennbar ist, muss bei Nitrat eine Rückrechnung der Verdünnung durch die

hohe Wasserzugabe erfolgen (Schlotter et al. 2009, 2011, Evers et al. 2002). Untersuchungen von Schlotter et al. (2011) zeigen eine ziemlich enge Korrelation zwischen den verdünnungskorrigierten Nitratgehalten des 1:2 Extrakts und den Nitratgehalten aus Saugkerzenproben mit einer leichten Überschätzung der NO_3 -Konzentration aus dem wässrigen Extrakt. Da der Wassergehalt der Probe zum Zeitpunkt der Probenahme nicht erfasst wurde, erfolgt die Rückrechnung über die Feldkapazität der beprobten Horizonte (vgl. Kap. 5.5.3). Bei der Interpretation der auf diese Weise hergeleiteten Nitratgehalte muss berücksichtigt werden, dass die Probenahme nur zu einem Zeitpunkt und von Plot zu Plot an unterschiedlichen Terminen erfolgt ist. Da die Nitratgehalte der Bodenlösung und der Wassergehalt des Bodens im Jahresverlauf zeitlich erheblich variieren können, dürfen die aus dem wässrigen Extrakt abgeleiteten Nitratgehalte und die hiermit kalkulierten Nitratausträge (vgl. Kap. 5.5.3) nur als grober Anhalt gewertet werden.

6.2 Verfügbarkeit der Daten

Die umfangreichen Befunde der Bodenzustandserhebung wurden in verschiedene Datenbanken eingespeist. Neben der BZE-Datenbank bei der FAWF sind die rheinland-pfälzischen Daten der BZE I und der BZE II Teil der bundesweiten Datensätze beim Institut für Waldökologie und Waldinventuren des Johann-Heinrich-von-Thünen-Instituts (vTI). Die Daten der EU-Stichprobe werden zudem auch in der EU-Biosoil-Datenbank beim Forest Soil Coordinating Center beim INBO Geraardsbergen, Belgien und beim Institut für Weltforstwirtschaft des vTI in Hamburg gehalten. Die rheinland-pfälzischen Daten flossen in den europäischen Waldbodenzustandsbericht ein (De Vos and Cools 2011).

In Rheinland-Pfalz werden die Befunde der BZE nicht nur im Rahmen des Forstlichen Umweltmonitorings, sondern auch für die forstliche Standortkartierung und für Fragestellungen im Bodenschutz und im Klimaschutz genutzt. So wurden die BZE-Datensätze in die Datenbank der rheinland-pfälzischen Standortkartierung integriert. Die umfassenden Informationen aus der BZE dienen dort zur Unterstützung der Ausweisung und Beschreibung der Substratreihen. Im Bereich

Bodenschutz fließen die BZE-Daten in die Aktualisierung des Berichts „Hintergrundwerte der Böden von Rheinland-Pfalz“ (HAUENSTEIN 2008) ein. Weiterhin werden die BZE-Daten im Rahmen des Projekts „Klima- und Landschaftswandel in Rheinland-Pfalz (KlimLandRP)“ zur Identifizierung vulnerabler Räume gegenüber den Auswirkungen des Klimawandels mit verwendet (SAUER et al. 2010).

Den Waldbesitzenden und den Forstämtern stehen die Daten aus ihrem jeweiligen Bereich im Detail in Form von Reports für die einzelnen Rasterpunkte zur Verfügung (vgl. Kap. 5.1 und Muster in Anhang 4).

Allgemein zugänglich sind die Befunde der Bodenzustandserhebung auf der Homepage der FAWF. Eine umfangreiche Präsentation im Bereich „Forschungsschwerpunkte-Forstliches Umweltmonitoring-Waldbodenzustandserhebung“ <http://www.fawf.wald-rlp.de/index.php?id=3015> enthält zum einen Tiefenprofile (Boxplots) aller wesentlichen bodenchemischen Kennwerte der BZE I und BZE II im Vergleich und zum anderen landesweite Übersichtskarten der Befunde der BZE II getrennt für die Humusaufgabe und die einzelnen Tiefenstufen des Mineralbodens (vgl. Kap. 5.1). Neben den Konzentrationen bodenchemischer Kennwerte sind hier auch die Vorräte austauschbarer Kationen und säureextrahierbarer Stoffe im Wurzelraum dargestellt.

6.3 Zustand der Waldböden und Effizienz der Bodenschutzmaßnahmen

Die Versauerung der Waldböden in Rheinland-Pfalz ist zwischen der BZE I (1989) und der BZE II (2006) deutlich zurückgegangen. So sind die pH-Werte in der Humusaufgabe und im oberen Mineralbodenbereich zwischen beiden Aufnahmeterminen an der Mehrzahl der Standorte deutlich angestiegen. Bei der BZE I lagen die Oberböden an zwei Dritteln der Standorte im Aluminium- oder Eisen-Aluminium-Pufferbereich. Zur BZE II hat sich der Schwerpunkt in den Austauscherpufferbereich verschoben, an weniger als einem Fünftel der Rasterpunkte liegen die Oberböden noch im Aluminiumpufferbereich. Auch die Basensättigung hat sich bis in den mittleren Bodenbereich hinein an der Mehrzahl

der Plots sehr deutlich verbessert. Angestiegen ist vor allem die Magnesiumsättigung: Wiesen bei der BZE I noch 45 % der Rasterpunkte im Oberboden Magnesiumsättigungen unter einem Prozent auf (Bewertung: „sehr gering“), entfielen bei der BZE II nur noch 5 % der Plots in diese Bewertungsstufe. Entsprechend angestiegen ist auch der Vorrat an austauschbarem Magnesium im Wurzelraum: Während bei der BZE I noch 30 % der Rasterpunkte der Bewertungsstufe „sehr geringe Magnesiumvorräte“ (< 50 kg Mg/ha) zuzuordnen waren, sank dieser Anteil bei der BZE II auf 2 % der Plots.

Bei der Auswertung der BZE I wurden die Rasterpunkte auf Gruppen unterschiedlichen Versauerungsgrades und unterschiedlicher Elastizität gegenüber Säuretoxizität verteilt (BLOCK et al. 1991, Kap. 4.2.1). Bei der BZE I entfielen 72 % der Rasterpunkte auf die Gruppen 3 und 4 mit starker bis sehr starker Versauerung und geringer bis sehr geringer Elastizität gegenüber Säuretoxizität. Bei der BZE II sind nur mehr knapp ein Fünftel der Rasterpunkte diesem ungünstigen Versauerungs- und Elastizitätszustand zuzuordnen. Verbessert hat sich der Säure- und Base-Zustand der Waldböden vor allem in Gebieten, die zuvor besonders stark versauerte Böden auswiesen, wie den Sanden des Buntsandsteins im Pfälzerwald und Quarzitstandorten im Rheinischen Schiefergebirge.

Die vergleichende Auswertung gekalkter und nicht gekalkter Plots zeigt, dass die Verbesserung im Säure-Base-Zustand der Waldböden im Wesentlichen auf die Bodenschutzkalkung zurückzuführen ist. Die Veränderungen im pH-Wert und in der Austauscherbelegung sind im Wesentlichen nur im gekalkten Kollektiv aufgetreten, während sich im Kollektiv der nichtgekalkten Plots keine signifikanten Veränderungen ergeben haben (vgl. Kap. 5.9).

Die Daten belegen eine zielgerichtete Auswahl der zu kalkenden Standorte. Das gekalkte Kollektiv wies vor der Kalkung deutlich geringere Basensättigungen und vor allem geringere Gehalte an austauschbarem Magnesium auf als das nicht gekalkte Kollektiv. Inzwischen unterscheiden sich beide Kollektive nur noch wenig, was für eine Verbesserung des Säure-Basezustandes auf den zuvor am stärksten versauerten und basenärms-

ten Standorten spricht.

Die BZE-Daten geben keine Hinweise auf negative Effekte der Kalkung. So hat sich die Belegung der Austauschschicht mit Kalium auf den gekalkten Flächen nicht signifikant verändert. Auch bei den C_{org} -Gehalten und -vorräten zeigten sich keine auf die Kalkung zurückzuführenden Veränderungen. Desgleichen ergeben sich keine Hinweise auf einen Anstieg der Nitratgehalte in der Bodenlösung. So haben sich die Nitratgehalte im wässrigen Extrakt der Unterbodenproben zwischen der BZE I und der BZE II nicht signifikant verändert. Anzunehmen ist, dass neben der Bodenschutzkalkung auch die Reduzierung der atmosphärischen Säureeinträge und die Veränderungen in der waldbaulichen Behandlung der Waldökosysteme im Sinne eines naturnahen, laubholzbetonten Waldbaus die Verbesserung des Säure-Basezustandes der Böden unterstützt haben. So belegen die BZE-Daten einen deutlichen Rückgang in der Sulfatkonzentration im wässrigen Extrakt der Unterbodenproben zwischen BZE I und BZE II. Allerdings wirkt sich die erhebliche Reduktion im Sulfateintrag in die Ökosysteme nur verzögert aus, da die im Boden aus Zeiten noch höherer Schwefeleinträge gespeicherten Sulfatvorräte erst allmählich abgebaut werden. Die ökosystemaren Schwefelbilanzen zeigen in der Regel heute deutlich über den Einträgen liegende Schwefelausträge mit dem Sickerwasser (BRUMME et al. 2009, MEESENBURG et al. 2009).

Die Effekte der Änderungen in der waldbaulichen Behandlung der Waldbestände und des Waldumbaus von Nadelholzreinbeständen in Richtung laubbaumreicher Mischbestände sind aus den BZE-Daten nur schwer abzuschätzen. Zum einen lassen sie sich nicht von der Wirkung der Waldkalkung trennen und das Kollektiv der nicht gekalkten Plots mit waldbaulichen Veränderungen ist nur gering; zum anderen wurde bei der BZE I die Bestandessituation nur unzureichend erfasst, so dass Änderungen zwischen BZE I und BZE II nicht zuverlässig abgeleitet werden können.

Auch im Kollektiv der nicht gekalkten Standorte hat sich der Säure-Basezustand nicht verschlechtert, sondern tendenziell eher verbessert. So haben sich die Verteilungen der pH-Werte und der Magnesiumgehalte in der Humusauflage und im oberen Mineralboden von der BZE I zur BZE

II leicht in Richtung höherer Werte verschoben. Allerdings sind die Veränderungen statistisch nicht signifikant. Dennoch kann das Ausbleiben einer weiteren Verschlechterung im Säure-Base-Zustand auch auf den nicht gekalkten Standorten als Erfolg der Luftreinhaltemaßnahmen und der unterstützenden waldbaulichen Maßnahmen gewertet werden.

Verbessert hat sich nicht nur der Säure-Base-Zustand der Waldböden, sondern auch die Nährstoffverfügbarkeit in den Waldökosystemen. Im Wesentlichen sind als Effekt der Bodenschutzkalkung die Vorräte an austauschbarem Calcium und Magnesium an der Mehrzahl der Plots deutlich angestiegen. Lagen die Vorräte dieser essenziellen Nährstoffe bei der BZE I meist noch in der Bewertungsstufe „sehr gering“ und „gering“, liegt der Schwerpunkt nun im Bereich „mittel“. Demgegenüber haben sich die Vorräte an austauschbarem Kalium und an Phosphor nicht signifikant verändert. Dies gilt auch für den Stickstoffvorrat. Allerdings liegt der Median des N-Vorrats bei der BZE II um etwa 300 kg/ha höher als bei der BZE I, was in etwa dem N-Bilanzüberschuss in dieser Zeit entspricht (vgl. Kap. 5.4.1).

Viele Waldböden zeigen vor allem in der Humusauflage und im obersten Mineralbodenhorizont hohe Schwermetallgehalte. Diese sind wohl meist eine Folge des historischen Abbaus und der Verhüttung von Erzen in den Waldgebieten, z.T. stammen sie aber auch aus rezenten Immissionen aus dem Straßenverkehr und der Industrie. Bei Quecksilber werden an 13 %, bei Blei und Cadmium an 22 bzw. 23 %, bei Arsen an 27 %, bei Kupfer an 32 %, bei Zink und Nickel an 48 bzw. 49 % und bei Chrom an 59 % der untersuchten Humusauflagen die Vorsorgewerte nach PRÜESS (1994) überschritten. Bei Kupfer, Chrom und Blei liegen die Konzentrationen in der Humusauflage an einer erheblichen Zahl der Standorte auch oberhalb der Orientierungswerte von TYLER (1992) für mögliche schädigende Effekte auf Bodenlebewesen.

Die Luftreinhaltemaßnahmen der letzten drei Jahrzehnte haben zu einem deutlichen Rückgang der Schwermetalleinträge in den Waldgebieten geführt. So ist der Bleieintrag in die rheinland-

pfälzischen Waldökosysteme seit den 1980er Jahren um mehr als 90 % gesunken. Auch die Einträge an Zink und Cadmium sind merklich zurückgegangen (<http://www.fawf.wald-rlp.de/fileadmin/website/fawfseiten/fawf/FUM/index.htm?umweltmonitoring/deposition.html>). Beim Blei zeigen die Befunde der BZE deutliche Abnahmen der Bleigehalte in der Humusaufgabe zwischen beiden Erhebungen. Mit Ausnahme von Chrom steigen die Mobilität und damit gegebenenfalls die schädigende Wirkung der Schwermetalle im sauren Milieu deutlich an. Die durch die Bodenschutzkalkung erreichte Verringerung der Bodenversauerung in der Humusaufgabe und im oberen Mineralboden und damit in den besonders schwermetallreichen Bodenschichten dürfte zu einer erheblichen Verringerung der Mobilität und der biologischen Verfügbarkeit der Schwermetalle geführt haben. Da in der BZE ausschließlich Gesamtgehalte der Schwermetalle im Königswasseraufschluss erfasst wurden, lässt sich dies allerdings nicht weiter belegen.

Trotz vermehrter Anstrengung zur Luftreinhaltung sind die Stickstoffeinträge in die Waldökosysteme bislang nur wenig gesunken (Block 2006, MULE-WF, 2011). Die Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff werden nach wie vor sehr deutlich überschritten (vgl. Kap. 5.5.4). Dennoch erbrachte die Bodenzustandserhebung keine eindeutig interpretierbaren Befunde im Hinblick auf eine Veränderung im Stickstoffstatus der Waldökosysteme. So unterscheiden sich weder die Stickstoffgehalte noch die –vorräte im Boden zwischen beiden Erhebungen signifikant. Unterschiede im C/N-Verhältnis und in der Humusform sind wegen der in Kapitel 6.1 beschriebenen Probleme in der Reproduzierbarkeit nur eingeschränkt interpretierbar. Die Abnahme der Humusformen rohhumusartiger Moder und Rohhumus zwischen der BZE I und der BZE II und auch die Abnahme von Plots mit einem weiten, auf Zersetzungsstörungen hinweisenden C/N-Verhältnis kann mit den dargelegten Einschränkungen als Indiz für den Einfluss der atmosphärischen N-Deposition - in Verbindung mit der Bodenschutzkalkung, der Klimaerwärmung und einem höheren Lichteinfall - gewertet werden. Besorgniserregend ist der hohe Anteil an Stand-

orten mit Hinweisen auf eine Stickstoffsättigung. An etwa der Hälfte der untersuchten Plots liegen die aus dem 1:2 Extrakt hergeleiteten Nitratkonzentrationen über der „Unbedenklichkeitsschwelle“, an mindestens einem Viertel der Untersuchungsorte sind aufgrund der Nitratkonzentration in der Bodenlösung langfristig Vegetationsveränderungen möglich (vgl. Kap. 5.5.3). Für nahezu die Hälfte der Rasterpunkte wurden Nitratausträge von mehr als 5 kg N/ha hergeleitet; an mehr als einem Viertel der Plots übersteigen die Nitratausträge 15 kg N/ha. Auch wenn diese Daten angesichts der in Kapitel 6.1 dargelegten Unsicherheiten nur als grober Anhalt gewertet werden dürfen, belegen sie doch erhebliche Risiken für die Ökosysteme und die angrenzenden Systeme wie das Grundwasser durch überhöhte atmosphärische N-Einträge.

6.4 Nährstoffnachhaltigkeit

Das Landeswaldgesetz Rheinland-Pfalz (LWaldG vom 30.11.2000, GVBl 2000, S. 504 ff) schreibt als Grundpflicht der Waldbesitzenden eine ordnungsgemäße und nachhaltige Waldbewirtschaftung vor (§ 4), wobei die ordnungsgemäße Forstwirtschaft die dauerhafte Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit umfasst (§ 5). Dem Schutz der im Boden gespeicherten Nährstoffvorräte und damit der Gewährleistung der Nährstoffnachhaltigkeit kommt somit in der nachhaltig orientierten Waldbewirtschaftung eine große Bedeutung zu. Die in dem Ökosystem gespeicherten Nährstoffvorräte sind neben dem Wasser- und Wärmeangebot des Standortes entscheidend für das Wachstum und den Ertrag der Waldbestände. Sie sind daher ein sehr bedeutsamer Teil des Produktionskapitals, das es uneingeschränkt zu erhalten gilt. Leider wurde dieser Aspekt lange Zeit nicht hinreichend beachtet. Die auf vielen Standorten immer noch andauernden Folgewirkungen früherer Übernutzung z.B. durch Streunutzung, Plaggenhiebe und Waldweide zeigen, welche gravierende und langfristige Beeinträchtigungen der Waldwirtschaft durch einen allzu sorglosen Umgang mit den Nährstoffvorräten der Ökosysteme entstehen können (u.a. WITTIG 1954, KREUZER 1972, 1979). Bereits in den 1970er Jahren wurde auf die Bedeutung eines ausgeglichenen Nährstoffhaushalts für die langfristige Entwick-

lung der Leistungsfähigkeit der Waldstandorte hingewiesen (ULRICH 1972, ULRICH et al. 1975, KREUTZER 1979). Nachdem diese Problemstellung wohl auch wegen der vergleichsweise extensiven Holznutzung in den 1980er und 1990er Jahren in Vergessenheit geriet, mehrten sich seit Ende der 1990er Jahre wieder die Hinweise auf defizitäre Nährstoffbilanzen (FICHTER 1997, RADEMACHER et al. 1999, BECKER et al. 2000). Dabei spielt auch die Beobachtung eine Rolle, dass die hohen Einträge an Sulfat- und Nitrationen aus der Luftschadstoffemission zu Bodenversauerung und damit zusammenhängend zu erheblichen zusätzlichen Auswaschungsverlusten wichtiger basischer Nährstoffkationen führt. Erst in den letzten beiden Jahrzehnten konnten diese Risiken für den Nährstoffhaushalt der Waldökosysteme wieder merklich reduziert werden. Allerdings steigen inzwischen wieder die Nährstoffexporte über die Holzernte. So hat die seit wenigen Jahren boomende Nachfrage nach dem Öko-Rohstoff Holz bereits vielfach zu einer intensivierten Nutzung geführt. Hierbei werden verstärkt Holzsortimente, die bislang im Bestand verblieben, und teilweise auch Reisigmaterial, für energetische Zwecke entnommen. Dies führt zu einem zunehmenden Nährstoffexport aus den Waldökosystemen mit der Holzernte.

Die Bodenzustandserhebung liefert wesentliche Daten zu den Vorräten pflanzenverfügbarer Nährstoffe im Boden (vgl. Kap. 5.4) und zur Nachlieferung der Nährstoffe aus dem Mineralbestand (vgl. Kap. 5.8.3). Vor allem durch die Bodenschutzkalkungen mit Dolomitgesteinsmehl ist es gelungen, die häufig defizitären ökosystemaren Calciumbilanzen auszugleichen und die Vorräte an austauschbarem Calcium und Magnesium im Boden wieder substanziell zu erhöhen (vgl. Kap. 5.9). Inzwischen liegt der Schwerpunkt der Calcium- und Magnesiumvorräte im Wurzelraum im Bereich der „mittel“ bevorrateten Standorte. Demgegenüber mussten beim Kalium etwas mehr als die Hälfte der Rasterpunkte der Bevorratungsstufen „sehr gering“ oder „gering“ zugeordnet werden. Kalium kann nicht so unproblematisch wie Calcium und Magnesium dem Ökosystem wieder zugeführt werden. Bei Düngung von Kalium in sulfatischer Bindung

wird das Kalium meist sehr rasch wieder aus dem Ökosystem ausgewaschen. Der Wirkungsgrad ist somit weit geringer als beim Calcium und Magnesium aus einer Dolomitapplikation. Zudem ist mit der Zufuhr der Sulfatanionen ein negativer Nebeneffekt für das Ökosystem verbunden. Eine Möglichkeit zur Reduzierung der Nebenwirkungen kann die Applikation von Holzasche in Verbindung mit einer dolomitischen Kalkung sein (SCHÄFFER et al. 2002, v. WILPERT et al. 2011). Allerdings kann Kalium nur unvollständig mit der Asche zurückgeführt werden (v. WILPERT et al. 2011). Auch liegen bislang noch keine hinreichenden Erkenntnisse zum Wirkungsgrad der Kaliumrückführung mit der Asche vor. Angesichts dieser Unsicherheiten sollten langfristig defizitäre Kaliumbilanzen nach Möglichkeit durch entsprechende Anpassungen in der Nutzungsintensität vermieden werden. Von Vorteil ist, dass im Rheinischen Schiefergebirge illitreiche Substrate dominieren, die über eine vergleichsweise hohe Kaliumnachlieferung aus der Mineralverwitterung verfügen (vgl. Kap. 5.8.3). Daher sind defizitäre Kaliumbilanzen in Rheinland-Pfalz weitaus seltener als defizitäre Calciumbilanzen (BLOCK et al. 2007, 2008). Beim Phosphor kann aus den bei der BZE im Säureaufschluss ermittelten Gesamtgehalten nur unzureichend auf dessen Verfügbarkeit geschlossen werden. Ökosystemare Input-Output-Bilanzen zeigen meist eine negative Phosphorbilanz, wobei das Defizit aber in der Regel im Vergleich zu den hohen ökosystemaren Phosphorvorräten nur gering ist. Daher lässt sich die ökosystemare Bedeutung der Bilanzdefizite schwer einschätzen. Anzunehmen ist, dass sich die auf bodensauren Standorten in Rheinland-Pfalz weit fortgeschrittenen Bodenschutzkalkungen positiv auf die Phosphorverfügbarkeit ausgewirkt haben. So steigert die Kalkung in aller Regel die biologische Aktivität und verbessert hierdurch die Pflanzenverfügbarkeit der Phosphorvorräte im Boden. Phosphor kann über gezielte Düngung oder durch die Rückführung von Holzasche den Waldökosystemen wieder zugeführt werden. Allerdings ist wie beim Kalium auch bei Phosphor die Rückführung mit der Holzasche unvollständig und die Wirksamkeit der mit starkem Calciumüberschuss applizierten Phosphorrückführung noch unzureichend untersucht.

Stickstoff wird den Waldökosystemen über die atmogene Deposition meist noch im Überschuss zugeführt. Die ökosystemaren Stickstoffbilanzen bleiben daher selbst bei Intensivnutzung meist positiv (MEIWES et al. 2008, BLOCK et al. 2007, 2008). Die Nachhaltigkeit der Stickstoffverfügbarkeit ist in den Waldökosystemen daher gegenwärtig nicht gefährdet.

Zur Bewertung der Verfügbarkeit von Spurennährstoffen (Schwefel, Mangan, Zink, Kupfer) fehlen aussagekräftige Kennwerte (vgl. Kap. 5.4.5).

Daher ist es bei den Spurennährstoffen besonders wichtig, die Versorgung der Waldbäume mit diesen Nährstoffen durch periodische Erhebungen der Blatt-/Nadel-Spiegelwerte fortlaufend zu beobachten.

6.5 Einfluss des Klimawandels auf den Waldboden

Das Klima beeinflusst als bodenbildender Faktor nicht nur langfristig die Bodengenese sondern beständig alle wesentlichen Bodenfunktionen.

Das Klima - definiert als die statistische Beschreibung der Mittelwerte und Variabilität aller Wetterereignisse an einem konkreten Ort in einer klassisch 30-jährigen Beobachtungsperiode - ist kein konstanter Standortfaktor. Es unterlag in der Vergangenheit einem Wandel und wird sich auch in Zukunft ändern. Veränderungen durch anthropogene Einflüsse, insbesondere durch die Emission von Klimagasen werden aber erheblich beschleunigt ablaufen (MUFV 2007, www.kwis-rlp.de). Zwischen 1901 und 2008 hat sich die Jahresdurchschnittstemperatur in Rheinland-Pfalz um 1,1°C erhöht. Vor allem die Winter sind regional unterschiedlich um bis zu 2°C wärmer geworden. Westwindwetterlagen sind in den letzten 50 Jahren tendenziell häufiger geworden. Im Sommer sind die Niederschläge in den meisten Regionen zurückgegangen. Die Mehrzahl der regionalen Klimaprojektionen geht davon aus, dass sich dieser Trend weiter fortsetzen wird (MUFV 2007, www.kwis-rlp.de - Klimawandelinformationssystem Rheinland-Pfalz). Klimaänderungen wirken sich auf den Wasserhaushalt, den Stoffhaushalt und den Stoffumsatz im Boden aus. Allerdings sind Vorhersagen der voraussichtlichen

Veränderungen im Boden wegen dessen Komplexität mit seinen vielen internen Regelkreisen und Rückkopplungsmechanismen schwierig. SAUER et al. (2010) erwarten, dass der projizierte Klimawandel voraussichtlich zu einer sehr differenzierten Veränderung der Standortbedingungen in Rheinland-Pfalz führen wird.

Wie in Kapitel 5.2.1.6 erläutert, wurde das Wasserhaushaltssimulationsmodell LWF/BROOK90 an die 165 Rasterpunkte der BZE II angepasst und der Wasserhaushalt für die Messperiode 1961 bis 2006 simuliert (SCHULTZE und SCHERZER 2009). Um einen ersten Eindruck auf mögliche Veränderungen im Wasserhaushalt im Zuge des Klimawandels zu erhalten, wurden darüber hinaus Simulationen für Zukunftszeiträume durchgeführt (SCHULTZE et al. 2011). Allerdings erfolgten diese Simulationen nur auf der Basis einer einzigen regionalen Klimaprojektion. Es kann somit keine Aussage über die sogenannte „Spanne der Unsicherheit“ des Klimawandels und des zukünftigen Wasserhaushalts getroffen werden. Die Ergebnisse sind daher als exemplarische Betrachtung einer möglichen Ausprägung des Klimawandels zu interpretieren. Ausgewählt wurde das statistische regionale Klimamodell WETTREG 2007 (SPEKAT et al. 2007) auf Basis des Emissionsszenarios A1B – normale Realisation – und des Globalmodells ECHAM5. Die Stationsdaten des WETTREG-Modells wurden mit InterMet, ein vom Landesamt für Umweltschutz, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz an die naturräumlichen Gegebenheiten in Rheinland-Pfalz angepasstes Interpolationsverfahren für hydrometeorologische Parameter (DEMUTH 2003), durch WAGNER und GERLINGER (2009) auf 1x1-km „gerastert“ und die BZE-Punkte den jeweiligen Kacheln zugeordnet. Die Projektionszeiträume der Klimadaten und die darauf aufbauenden Wasserhaushaltssimulationen umfassen als Referenzzeitraum 1971 bis 2000 und als Zukunftszeiträume 2021 bis 2050 (nahe Zukunft) sowie 2071 bis 2100 (ferne Zukunft). Bei der Wasserhaushaltssimulation wurden neben den Bilanzgrößen des Wasserhaushalts auch folgende Stresskennwerte für Trockenstress und Wasserüberschuss kalkuliert:

Indikatoren für Trockenstress

Transpirationsdifferenz (Tdiff) (z.B. HAMMEL und KENNEL 2001, SCHULTZE et al. 2005, FALK et al. 2008): tägliche Berechnung der Differenz von potenzieller und realer Transpiration und anschließende Mittelwertbildung für die Vegetationsperiode.

Relative Bodenwasserverfügbarkeit (W_p akt) (ANDERS et al. 2002): in täglichen Zeitschritten kalkulierter aktueller Anteil an der nutzbaren Feldkapazität (nFK) im Wurzelraum. Vergleich der W_p akt mit den bei ANDERS et al. (2002) zitierten Schwellenwerten für Trockenstress bei Kiefer auf Nordostdeutschen Sandstandorten von 60 % der nFK („Verlangsamung der Durchmesserzunahme“) und 40 % der nFK („Erliegen der Durchmesserzunahme“). Auch BRÉDA et al. (2006) und AHRENDTS et al. (2010) gehen vom Schwellenwert 40 % der nFK zur Indikation von Trockenstress aus.

Indikatoren für Sauerstoffmangel im Wurzelraum

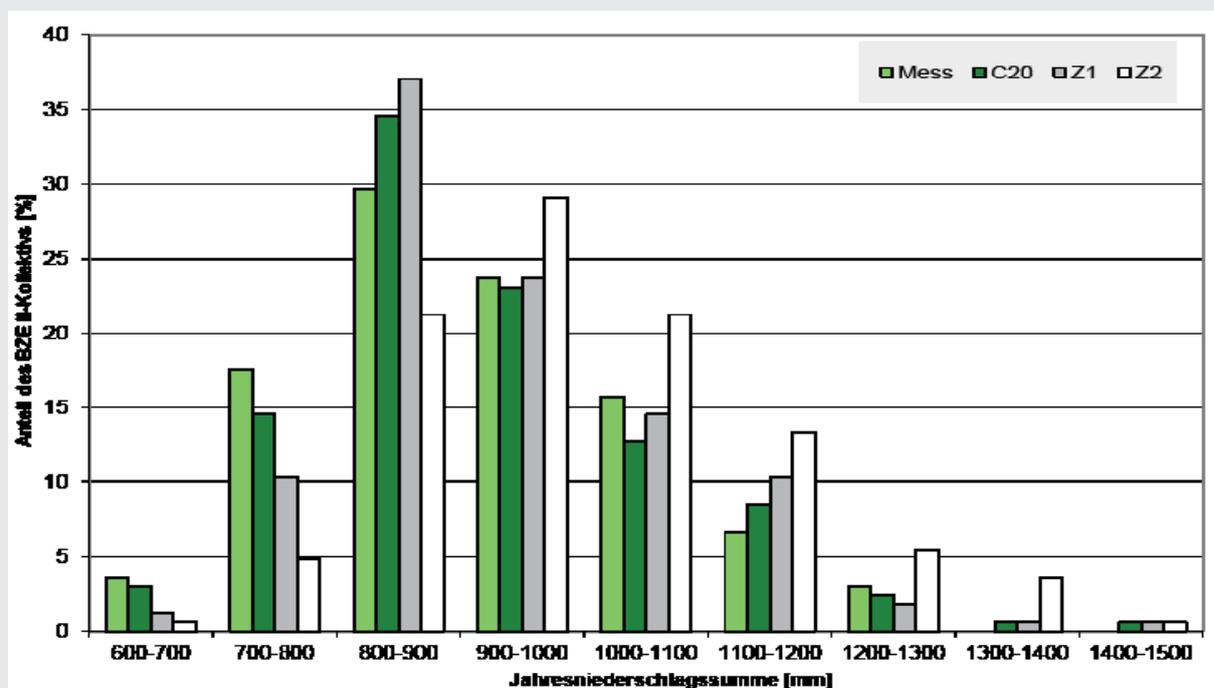
Einem Vorschlag von FALK und OSENSTETTER 2011 folgend wurde folgender Indikator für Sauerstoffmangel durch Wasserüberschuss im Boden berechnet:

AIR30: Mittelwert der aktuellen Luftkapazität bezogen auf das Porenvolumen in den oberen 30 cm des Bodens

Alle Parameter wurden zunächst auf Szenarioplausibilität geprüft. Hierzu wurden die relevanten Parameter des Kontrolllaufs des Klimaszenarios mit den Messwerten des Referenzzeitraums bzw. den hiermit simulierten Wasserhaushaltsgrößen verglichen (t-Test auf signifikante Unterschiede mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von $\alpha = 0,05$ auf Monats- und Jahresbasis). Bei gegebener Szenarioplausibilität wurden die

Abbildung 89

Vergleich der Verteilung der Jahresniederschlagssumme im BZE II-Kollektiv zwischen Messdaten 1971 bis 2000 (Mess), WETTREG-Kontrolllauf 1971 bis 2000 (C20), WETTREG-nahe Zukunft 2021 bis 2050 (Z1) und WETTREG-ferne Zukunft 2071 bis 2100 (Z2)



Befunde anschließend auf klimawandelinduzierte Veränderungen untersucht.

Die Auswertungen sind noch nicht abgeschlossen. Die nachfolgenden Ausführungen sollen daher nur einen ersten Eindruck zum Potenzial der BZE-Daten zur Beantwortung von Fragestellungen im Themenkreis Waldboden und Klimawandel vermitteln.

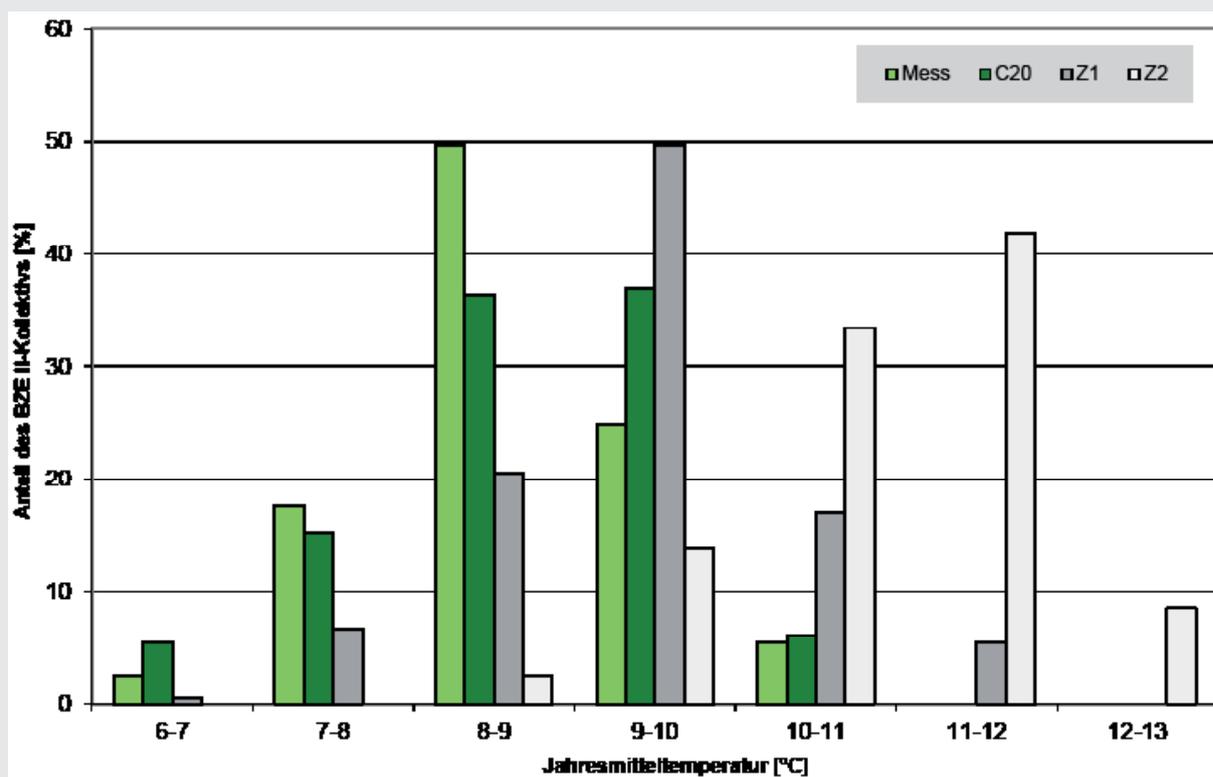
Die Niederschlagsverteilung zeigt im Kontrolllauf gegenüber den interpolierten Messdaten einen etwas geringeren Anteil an Plots mit geringer Jahresniederschlagssumme (Abb. 89). Die Szenarioplausibilität wird auf Jahresbasis aber nur an 2 der 165 BZE II-Plots nicht eingehalten. Während sich die Befunde der Jahresniederschläge für die nahe Zukunft nur wenig vom Kontrolllauf unterscheiden, verschiebt sich die Häufigkeitsverteilung für die ferne Zukunft merklich in Richtung höherer Jahresniederschläge.

Auch die Temperaturverteilung zeigt Unterschiede zwischen den Messdaten und dem WETTREG-Kontrolllauf. Dennoch ergibt sich eine sehr deutliche Verschiebung der Häufigkeitsverteilungen zu höheren Jahresmitteltemperaturen in der nahen und insbesondere in der fernen Zukunft (Abb. 90).

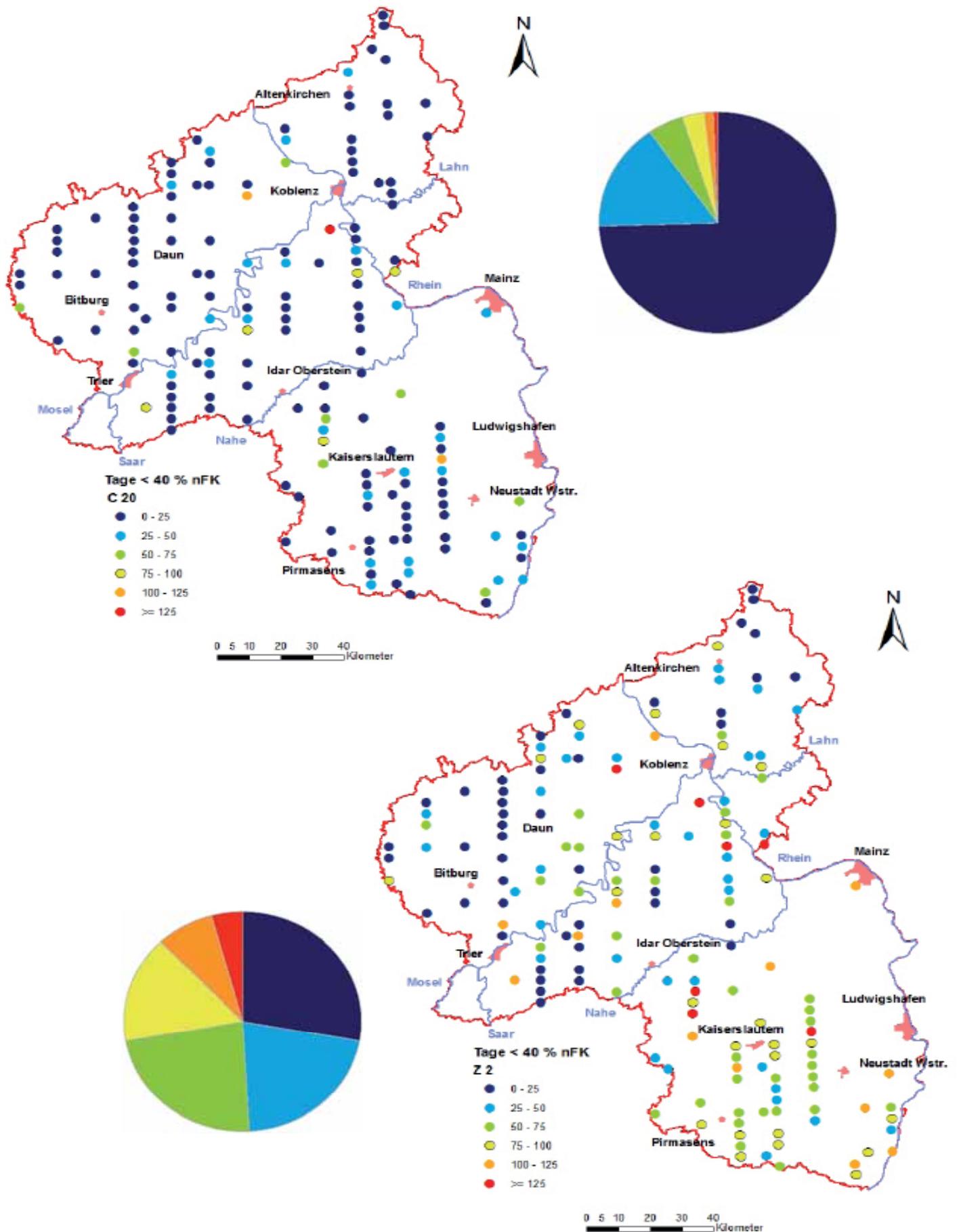
Als Beispiel für die Indikation von Trockenstress ist in den Karten 45 a und b die für den Kontrolllauf und die ferne Zukunft simulierte relative Wasserverfügbarkeit des BZE II-Kollektivs beim Bestockungstyp Fichte dargestellt. Für jeden Plot wurden aus den Simulationen des Wasserhaushalts für die jeweiligen Zeiträume die Anzahl der Tage aufsummiert, an denen der Bodenwassergehalt 40% der nFK unterschreitet und die mittlere Anzahl dieser Trockenstresstage je Jahr unterschiedlichen Klassen zugeordnet. Der Vergleich beider Karten zeigt für die ferne Zukunft an der Mehrzahl der Plots eine deutliche Zunahme der Anzahl der Trockenstresstage.

Abbildung 90

Vergleich der Verteilung der Jahresmitteltemperatur im BZE II-Kollektiv zwischen Messdaten 1971 bis 2000 (Mess), WETTREG - Kontrolllauf 1971 bis 2000 (C20), WETTREG - nahe Zukunft 2021 bis 2050 (Z1) und WETTREG - ferne Zukunft 2071 bis 2100 (Z2)



Karte 45 a und b: Relative Wasserverfügbarkeit (40% nFK) im BZE II-Kollektiv;
 a) WETTREG - Kontrolllauf 1971 bis 2000 (C20);
 b) WETTREG - ferne Zukunft 2071 bis 2100 (Z2).



7 Ausblick

Der vorliegende Bericht beschränkt sich im Wesentlichen auf eine Beschreibung der Befunde der Bodenzustandserhebungen I und II im Hinblick auf Status und Entwicklung wesentlicher ökologischer Aspekte wie der Bodenversauerung, der Nährelementverfügbarkeit, der Stickstoffsättigung, der Kohlenstoffspeicherung und der Schwermetallbelastung. Eingegangen wird auch auf die Regenerationsfähigkeit der Ökosysteme und die Wirkung von Bodenschutzmaßnahmen wie der Bodenschutzkalkung. Angerissen wird die Nutzung der BZE-Befunde im Hinblick auf die Bewertung der biologischen Vielfalt in den Ökosystemen, die Gewährleistung der Nährstoffnachhaltigkeit und zur Abschätzung des möglichen Einflusses des Klimawandels auf den Waldboden.

Wie in Kapitel 4 erläutert, stehen über die Bodenzustandsdaten hinaus für das gleiche Erhebungsrastrer differenzierte Informationen zum Ernährungszustand der Waldbäume aus Erhebungen in den Jahre 1988 und 2006/07 sowie zur Kronenzustandsentwicklung als inzwischen 29 jährliche Erhebungen umfassende Zeitreihen zur Verfügung.

Dieses sehr umfassende Datenmaterial bietet sich an, durch integrierende Datenauswertungen tiefer erschlossen zu werden.

Bereits die Daten der ersten Waldbodenzustandserhebung 1989 wurden zusammen mit den Daten der Waldernährungserhebung 1988 und der bis dahin verfügbaren Daten der Waldzustandserhebungen genutzt, um mit Hilfe einer kanonischen Korrelations- und Redundanzanalyse Beziehungen zwischen Bodenparametern, Nadelinhaltsstoffen und dem Kronenzustand zu beschreiben (BLOCK und WUNN 1996). Aus den Befunden wurden Hinweise auf Ursache - Wirkungsbeziehungen im Waldschadensgeschehen abgeleitet. Es ergaben sich erstaunlich enge Beziehungen zwischen Boden Kennwerten, die den Versauerungsstatus und den „Manganstatus“ beschreiben, auf der einen Seite und den Nadelspiegelwerten sowie dem Nadelverlust auf der anderen Seite. Durch die jährliche Fortführung der Kronen-

zustandserhebungen, die Wiederholung und Ausweitung der Bodenzustandserhebung und der Waldernährungserhebung sowie die Kalkulation weiterer erklärender Variablen wie insbesondere von Kennwerten zum Wasser- und Nährstoffhaushalt der Plots über die Anwendung von Wasser- und Stoffhaushaltsmodellen wurde die Datenbasis für integrierende statistische Analysen erheblich verbessert. Auch sind neue Fragestellungen, insbesondere wie sich der im Zuge des Klimawandels verändernde Wasserhaushalt der Standorte auf die Baumvitalität auswirkt, hinzugekommen. Zudem steht inzwischen eine deutlich erweiterte statistische Methodik zur Verfügung, die auch eine dynamische Betrachtung erlaubt, bei der beispielsweise nicht nur der Kronenzustand in einem Stichjahr, sondern die Zeitreihe der Kronenzustandsentwicklung als Zielgröße Verwendung findet.

In einem Folgeprojekt sollen daher die verfügbaren, umfassenden Daten genutzt werden, um mit statistischen Methoden folgende Ursache – Wirkungsgefüge zu beschreiben:

- a) Luftstoffeinträge – Bodenversauerung – Nährstoffverarmung – Baumvitalität
- b) Kalkung – Bodenrestauration – Baumvitalität
- c) Stickstoffeintrag - Eutrophierung – Baumvitalität
- d) Klimawandel – Trockenstress – Baumvitalität.

Aus den Befunden sollen aussagekräftige Kennwerte für den Ökosystemzustand und Stresskennwerte hergeleitet werden.

Eine wesentliche Zielsetzung der in das forstliche Umweltmonitoring integrierten Waldbodenzustandserhebung ist es, substanzielle Informationen zur Beantwortung aktueller gesellschaftlicher Fragestellungen im Umfeld der Waldbewirtschaftung zu liefern.

Eine dieser Fragestellungen ist, in welchem Umfang die Waldbewirtschaftung zur Versorgung der Gesellschaft mit regenerierbaren Rohstoffen zur Unterstützung des Klimaschutzes beitragen kann, ohne die Standortsgüte langfristig zu beeinträch-

tigen. Zur Beantwortung dieser Fragestellung sind ökosystemare Nährstoffbilanzen für eine möglichst große Standortvielfalt erforderlich. Diese müssen die Nährstoffnachlieferung aus der Mineralverwitterung im Boden ebenso umfassen, wie die gegebenenfalls durch Versauerungsprozesse bzw. die übermäßige Verfügbarkeit mobiler Anionen angetriebenen Austräge an Nährelementen mit dem Sickerwasserfluss.

Die BZE II liefert hierzu wesentliche Grundinformationen. In einem von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt geförderten Projekt (Entscheidungsunterstützungssystem zum Nährstoffentzug im Rahmen der Holzernte) werden unter Nutzung der BZE II – Daten für wesentliche Waldbodensubstrate in Rheinland-Pfalz Nährstoffbilanzen bei unterschiedlicher Bestockung und unterschiedlicher Nutzungsintensität (extensive Stammholznutzung bis Vollbaumnutzung) erstellt. Aus den Befunden werden konkrete Vorschläge für die Forstpraktiker abgeleitet, auf welchen Standorten welche Nutzungsoptionen offen stehen, ohne die Nährstoffnachhaltigkeit zu gefährden. Zudem sollen die Bilanzen zur Einwertung der Notwendigkeit von Kalkungen und gegebenenfalls auch P- und/oder K- Düngungen der jeweiligen unterschiedlichen Waldstandorte herangezogen werden. Beabsichtigt ist, die jeweiligen Bewertungen und Behandlungsempfehlungen in die forstliche Standortkartierung des Landes Rheinland-Pfalz zu integrieren.

Eine sehr wesentliche aktuelle gesellschaftliche Fragestellung ist, wie sich der Klimawandel auf unsere Waldökosysteme auswirken wird. Wie in Kapitel 6.5 erläutert, wurde der Wasserhaushalt aller 165 BZE II - Plots unter Verwendung aktueller Messdaten und von WETTREG - Klimaprojektionen für einen Kontroll- und zwei Zukunftszeiträume mit einem prozessorientierten Wasserhaushaltsmodell simuliert. Ziel ist eine Analyse der Vulnerabilität der Waldstandorte im Hinblick auf Verschiebungen wesentlicher Standortseigenschaften. An Hand verschiedener Stresskennwerte (unter anderem Transpirationsspannungsdifferenz, relative Bodenwasserverfügbarkeit, Luftkapazität) soll geprüft werden, wie sich Standorte, die sich beispielsweise im Hinblick auf ihre Wasserspeicherkapazität unterscheiden, bei

veränderten Klimabedingungen verhalten und in welchem Umfang die jeweilige Bestockung die Vulnerabilität beeinflusst.

Letztlich hat die Auswertung der Bodenzustandserhebung eine Fülle von Detailfragen aufgeworfen, denen in Folgeprojekten weiter nachgegangen werden soll.

Beispiele sind:

- offenbar fehlerhafte Kalkulation der Mineralverwitterung bei Standorten mit Beimengungen von Bims bzw. vulkanischen Aschen durch unzureichende Berücksichtigung „innerer“ Oberflächen bei Herleitung der reaktiven Oberflächen aus der Textur
- Hintergrund von vereinzelt sehr hohen austauschbaren Kationengehalten im Bodenskelett von Tonschieferstandorten
- Warum sind die austauschbaren Kaliumvorräte nach den verfügbaren Verwertungsvorschlägen überwiegend als „gering“ einzuwerten, obwohl die säurelöslichen Vorräte weit überwiegend in die Bewertungsstufen „hoch“ oder „sehr hoch“ fallen und auch die im Rheinischen Schiefergebirge verbreitet vergleichsweise hohen Gehalte an Illit eine vergleichsweise hohe Kaliumnachlieferung erwarten lassen?

8 Zusammenfassung

Organisation der Erhebung und Methodik

Die bundesweite Waldbodenzustandserhebung (BZE) ist ein Gemeinschaftsvorhaben von Bund und Ländern. Die Erhebungen der BZE I und BZE II wurden sehr eingehend von einer Bund-Länder-Arbeitsgruppe vorbereitet und koordiniert. In Rheinland-Pfalz wurden die Felddaufnahmen und Probenahmen der BZE I in den Jahren 1989/1990, die der BZE II siebzehn Jahre später in den Jahren 2006/2007 durchgeführt. Bei beiden Erhebungen erfolgten die Aufnahmen an den Schnittpunkten eines 4x12 km-Rasters zuzüglich der auf Rheinland-Pfalz entfallenden Stichprobenpunkte des 16x16 km-Rasters der Europäischen Union. An dem gleichen Raster werden die Kronenbonituren der jährlichen Waldzustandserhebungen und die parallel zur BZE I und II durchgeführten Aufnahmen der Waldernährungserhebung durchgeführt. Die BZE ist Teil des Forstlichen Umweltmonitorings, das in Rheinland-Pfalz federführend durch den Forschungsbereich 6.2 „Waldmonitoring und Umweltvorsorge“ der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft (FAWF) durchgeführt wird. Die BZE II erfolgte in enger Kooperation der FAWF mit dem Forsteinrichtungs- und Standortkartierungsreferat der Zentralstelle der Forstverwaltung, der Abteilung Abfallwirtschaft, Altlasten und Bodenschutz des seinerzeitigen Ministeriums für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz, dem Landesamt für Geologie und Bergbau und der Landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalt Speyer.

Die angewandte Methodik entspricht sehr weitgehend der von der Bund-Länder-Arbeitsgruppe BZE erstellten Arbeitsanleitung. Landesspezifische Besonderheiten sind im vorliegenden Bericht detailliert aufgeführt. Die Bewertung der Inventurergebnisse erfolgte in der Regel auf Grundlage der Vorschläge in RIEK und WOLF (2007) und AK STANDORTSKARTIERUNG (2003).

Repräsentativität des Stichprobenrasters

Bei der BZE I wurden 143 Rasterpunkte und bei der BZE II 165 Rasterpunkte aufgenommen. Die flächenmäßig unter Wald bedeutsamen stratigraphisch-petrographischen Einheiten „Tonschiefer“

und „quarzreiche Sandsteine des Devons“ sowie „quarzitisch gebundene Sandsteine des Buntsandsteins“ sind durch das BZE II-Raster gut repräsentiert. Dies gilt auch für die vergleichsweise häufig vorkommenden Substrate „Rotliegendes“ und „Magmatite“. Etwas unterrepräsentiert sind „quartäre Fließerden“ und etwas überrepräsentiert „quartäre Umlagerungssedimente“.

Bodenversauerung

Zur Beschreibung des Status und der Veränderung des Säure-Base-Zustandes der Waldböden wurden pH-Werte, Kenndaten zur Austauschbelegung, Carbonatgehalte, Anionengehalte im wässrigen Bodenextrakt und Überschreitungen der Critical Loads für Säureeinträge herangezogen.

Die pH-Werte zeigen an der Mehrzahl der Rasterpunkte bis in den Unterboden hinein einen deutlichen Anstieg zwischen BZE I und BZE II. Während sich bei der BZE I noch an mehr als zwei Dritteln der Standorte die Oberböden im Aluminium- und Eisen-Aluminium-Pufferbereich befanden, hat sich der Schwerpunkt bei der BZE II in den Austauscherpufferbereich hinein verschoben. Dies korrespondiert mit Veränderungen in der Austauschbelegung: So zeigt sich bei der BZE II bis in eine Bodentiefe von 60 cm eine signifikant erhöhte Basensättigung gegenüber den Befunden der BZE I. Der Anteil der Rasterpunkte, an denen die oberste Mineralbodentiefenstufe hinsichtlich der Basensättigung in die Bewertungsstufen „sehr geringe“ und „geringe“ Elastizität eingruppiert werden musste, hat sich von der BZE I zur BZE II mehr als halbiert.

Die Verbesserungen im Säure-Basezustand der Böden betreffen vor allem Standorte und Regionen, in denen zuvor besonders niedrige pH-Werte und Basensättigungen anzutreffen waren, wie die Buntsandsteinstandorte im Pfälzerwald und die Quarzitstandorte im Hunsrück. Im Wesentlichen dürfte dies auf die hier großflächig durchgeführten Bodenschutzkalkungen zurückzuführen sein. Die Analysenbefunde des wässrigen 1:2-Extrakts zeigen eine deutliche Abnahme der Sulfatkonzentrationen zwischen der BZE I und der BZE II, die mit der deutlichen Abnahme der atmosphärischen

Sulfatdeposition korrespondiert. Demgegenüber waren bei den Nitratkonzentrationen keine signifikanten Veränderungen zwischen den Befunden beider Erhebungen festzustellen.

Die von GAUGER (2010) für die BZE II-Plots kalkulierten Einträge potentieller Säure überschreiten an nahezu allen Rasterpunkten die Critical loads.

Nährelementverfügbarkeit

Zur Charakterisierung der kurz- und mittelfristigen Nährelementbereitstellung des Bodens wurden über die Humusaufgabe und den Mineralboden bis zur Wurzeltiefe aufsummierte Vorräte der jeweiligen Nährelemente herangezogen. Die Stickstoffvorräte im Wurzelraum liegen überwiegend in den Bewertungsstufen „mittel“ und „gering“. Zwischen der BZE I und der BZE II haben sich die Häufigkeitsverteilungen der Stickstoffvorräte nicht signifikant geändert. Bei den als Kennwerte für den Stickstoffumsatz betrachteten C/N-Verhältnissen und Humusformen zeigt sich eine leichte Abnahme der sehr weiten C/N-Verhältnisse und der auf gravierende Zersetzungshemmungen hinweisenden Humusformen rohhumusartiger Moder und Rohhumus.

Auch die Phosphorvorräte liegen überwiegend in den Bewertungsstufen „mittel“ und „gering“ und zeigen keine signifikanten Veränderungen zwischen beiden Erhebungen.

Bei Calcium, Magnesium und Kalium wird der austauschbare Stoffpool zur Einwertung der Nährstoffbereitstellung herangezogen. Von der BZE I zur BZE II sind die Calcium- und Magnesium-Vorräte in Folge der Bodenschutzkalkungen erheblich angestiegen. Der Schwerpunkt der Ca- und Mg-Vorräte hat sich von den Bewertungsstufen „sehr gering“ und „gering“ in den mittleren Bereich hinein verschoben. Demgegenüber haben sich die austauschbaren Kaliumvorräte nicht signifikant verändert. Der Schwerpunkt liegt bei beiden Erhebungen in der Bewertungsstufe „gering“.

Bei den Spurennährstoffen zeigen die austauschbaren Vorräte an Mangan und Eisen keine Veränderungen zwischen den beiden Bodenzustandserhebungen. Bei Kupfer und Zink ist kein Vergleich möglich, da hier nur säurelösliche Gehalte aus der BZE II vorliegen.

In einer gesonderten Studie wurde die Verfüg-

barkeit der Nährelemente Calcium, Magnesium und Kalium aus dem Bodenskelett (2 – 63 mm) geprüft. Die Anteile der auf das Bodenskelett entfallenen Vorräte am Gesamtvorrat variieren zwischen unter 1 Prozent und über 70 Prozent. Allerdings weisen weniger als ein Viertel der Plots im Skelett verfügbare Anteile von mehr als 10 % des Gesamtvorrates auf.

Stickstoffstatus

Als Indikatoren für den Stickstoffstatus der Waldökosysteme werden Gehalte und Vorräte an Stickstoff in der Humusaufgabe und im Mineralboden, C/N-Verhältnisse, Nitratgehalte im wässrigen Extrakt, Nitratausträge mit dem Sickerwasser und N-Depositionen im Abgleich mit Critical Loads herangezogen.

Weder beim Auflagehumusvorrat noch beim Stickstoffvorrat im Auflagehumus, noch beim Anteil des in der Humusaufgabe gespeicherten Stickstoffvorrats am Gesamtvorrat im Boden ergaben sich zwischen BZE I und der BZE II signifikante Veränderungen. Insofern liefern diese Befunde keine Hinweise auf Veränderungen in der Humusakkumulation durch überhöhte N-Einträge. In der Regel befinden sich neun Zehntel der ökosystemaren Stickstoffvorräte (1,7 - 21,0 / Median 7,0 tN/ha) in Humusaufgabe und Mineralboden. Der Anteil der N-Vorräte im aufwachsenden Waldbestand am gesamten ökosystemaren N-Vorrat beträgt im Mittel 7 %, die Vorräte in der Bodenvegetation und im Totholz jeweils weniger als 1 %.

Der Anteil an Rasterpunkten mit weiten C/N-Verhältnissen ist von der BZE I zur BZE II merklich gesunken. Allerdings fügen sich die C/N-Verhältnisse noch recht gut in den Bereich der für „natürliche“ Verhältnisse für die jeweilige Humusform angegebenen Spannen ein.

Die aus dem 1:2 Extrakt hergeleiteten Nitratkonzentrationen der Bodenlösung des Unterbodens überschreiten an einem Drittel der Plots 10 mg/l, an nahezu einem Viertel auch 20 mg/l. Bei Beschränkung auf Werte $\geq 0,1$ mg N/l ergaben sich zwischen der BZE I und der BZE II keine signifikanten Unterschiede in der Nitratkonzentration. Die aus diesen Konzentrationen und den mit Hilfe eines Wasserhaushaltsmodells simulierten Sickerungsraten kalkulierten Nitratflüsse mit dem

Sickerwasser ergaben an nahezu der Hälfte des Kollektivs Austragsraten von mehr als 5 kg N/ha*Jahr und an einem Viertel der Plots auch mehr als 15 kg N/ha*Jahr.

Von GAUGER (2010) für die BZE-Rasterpunkte kalkulierten N-Depositionsraten überschreiten an nahezu drei Vierteln der Plots 20 kg N/ha*Jahr und halten somit verbreitet die Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff nicht ein.

Kohlenstoffspeicherung

Bei der BZE II wurden die Kohlenstoffvorräte nicht nur für die Humusauflage und den Mineralboden, sondern auch für die Kompartimente ober- und unterirdische Baumbiomasse, Bodenvegetation und Baumverjüngung sowie Totholz erfasst. Die C_{Org} -Vorräte variieren im BZE II-Kollektiv zwischen 90 und 528 t/ha mit einem Median von 228 t/ha. Der bedeutsamste Kohlenstoffspeicher ist der aufstockende Waldbestand (Median 114 t C/ha), gefolgt vom Mineralboden (78 t/ha), der Humusauflage (17 t/ha), dem Totholz (5,7 t/ha) und der Bodenvegetation (0,16 t/ha). Über das gesamte Ökosystem aufsummiert weisen fichtegeprägte Ökosysteme die höchsten, eichengeprägte Ökosysteme die geringsten Kohlenstoffvorräte auf.

Die im Boden gespeicherten C_{Org} -Vorräte unterscheiden sich zwischen beiden Erhebungen in Rheinland-Pfalz nicht signifikant.

Eine Regressionsanalyse zeigte, dass die C-Vorräte in der Humusauflage im Wesentlichen von der Bestockung (Fichten- und Kiefernanteil) und dem Standortwasserhaushalt, die Vorräte im Mineralboden von der Jahresniederschlagssumme, dem Tongehalt und dem Wasserhaushalt der Standorte abhängen (SAUER et al. 2012).

Schwermetallbelastung

Bei der BZE I wurden die Schwermetalle Pb, Cu, Cd und Zn in der Humusauflage, bei der BZE II zudem die Schwermetalle Cr, Ni, As und Hg in der Humusauflage und allen Mineralbodenstufen jeweils mit einem Königwasseraufschluss erfasst. Während die Bleigehalte in der Humusauflage zwischen der BZE I und der BZE II deutlich gesunken sind, zeigen die Gehalte an Cr, Cd und Zn keine signifikanten Veränderungen.

An 13 (Hg) bis 59 % (Cr) der Plots wurden in der

Humusauflage die Vorsorgewerte nach PRUESS (1994), an < 2 % (Hg, Cr) bis 55 % (Ni) im humusarmen Mineralboden die Vorsorgewerte der BUNDESBODENSCHUTZVERORDNUNG (1999) überschritten. An < 1 % (Hg, Zn, Cd) bis 30 % (Cu, Cr) der Rasterpunkte sind anhand der Richtwerte von TYLER (1992) schädigende Effekte auf Bodenlebewesen anzunehmen.

Die bei der BZE festgestellten Verteilungsmuster erhöhter Schwermetallgehalte deuten auf die Überlagerung mehrerer Quellen hin: Viele rheinland-pfälzische Ausgangsgesteine weisen bereits geogen höhere Schwermetallgehalte auf. Hinzu kommt eine über zwei Jahrtausende ausgeübte Bergbautätigkeit, in der Regel verbunden mit einer lokalen Verhüttung der Erze, die diffuse Schwermetalleinträge in die umliegenden Oberböden verursachte. Jüngere diffuse Einträge z.B. Blei aus dem Straßenverkehr erhöhten die vorhandene Belastung. Nur an einigen wenigen Plots fanden sich auch Hinweise auf lokale industrielle Quellen.

Regenerationsfähigkeit der Waldböden

Zur Abschätzung der Regenerationsfähigkeit der durch geschichtliche Übernutzungen und erhöhte Schadstoffeinträge vielfach in ihren Puffer-, Filter- und Speicherfunktionen beeinträchtigten Waldböden werden säureextrahierbare Nährstoffvorräte, die Mineralzusammensetzung der Substrate, der Entwicklungszustand der Tonminerale und Kalkulationen zur Nährelementnachlieferung aus der Mineralverwitterung herangezogen. Die säurelöslichen Calciumvorräte waren an zwei Dritteln der Rasterpunkte den Bewertungsstufen „gering“ und „sehr gering“ zuzuordnen. Demgegenüber entfallen die säurelöslichen Magnesium- und Kaliumvorräte an zwei Dritteln der Plots auf die Einwertungen „hoch“ oder „sehr hoch“.

Einem Vorschlag von BUTZ-BRAUN (2009) folgend wurden die Befunde der Mineralanalysen zur Ausweisung von mineralogisch basierten Substratklassen verwendet. Mit nahezu der Hälfte der Plots kommen illitreiche Substrate am weitaus häufigsten vor. Auch quarzreiche Substrate spielen mit 16 % der Rasterpunkte eine wesentliche Rolle in den rheinland-pfälzischen Wäldern. An 13 % der Plots wiesen die mineralogischen Analysen

auf eine Tonzerstörung hin. Substrate mit vergleichsweise hohem Pufferpotenzial, wie karbonathaltige Substrate, Pyroxen- und Amphibolhaltige Substrate und Smektit-haltige Substrate sind mit zusammen 13 % der Plots in Rheinland-Pfalz nur selten vertreten.

Simulationen mit PROFILE zeigen für viele Plots eine vergleichsweise hohe Kaliumnachlieferung insbesondere auf den illitreichen Substraten des Rheinischen Schiefergebirges, aber auf mehr als drei Vierteln der Plots eine nur sehr schwache Nachlieferung an Calcium.

Bodenschutzkalkung

Die BZE-Daten belegen sehr deutlich die Wirkungen der Bodenschutzkalkungen, die etwa zwei Drittel der Waldfläche des Landes umfassen. Die vergleichende Auswertung gekalkter und nicht gekalkter BZE-Rasterpunkte zeigt, dass die Verbesserung des Säure-Base-Zustandes der Waldböden im Wesentlichen nur im gekalkten Kollektiv aufgetreten ist, während sich im Kollektiv der nicht gekalkten Plots keine signifikanten Veränderungen ergeben haben. Die BZE-Daten belegen auch eine zielgerichtete Auswahl der zu kalkenden Standorte. So wies das gekalkte Kollektiv vor der Kalkung deutlich geringere Basensättigungen auf als das nicht gekalkte Kollektiv. Die Auswertungen erbrachten keine Hinweise auf negative Effekte der Kalkung wie eine Verringerung der Kaliumbelegung am Austausch oder reduzierte Gehalte und Vorräte an organischem Kohlenstoff.

Standortvielfalt und Biodiversität

Das BZE-Kollektiv umfasst 33 Bodentypen, 95 Substratreihen, 28 Standortswaldtypen und 447 Pflanzenarten über alle Vegetationsschichten. Dies belegt die große natürliche Diversität der Standortverhältnisse in den rheinland-pfälzischen Wäldern. Die Befunde der BZE I wiesen allerdings auch auf eine Nivellierung der chemischen Oberbodenverhältnisse in Richtung „versauert und nährstoffarm“ hin, der aber, wie die BZE II-Befunde belegen, durch Kalkung und Emissionsminderung wirksam entgegengewirkt wird. Die Auswertung der Vegetationsbefunde

im Hinblick auf die Zeigerwerte nach ELLENBERG (1992, 1996) weist auf einen erheblichen Einfluss der Versauerung, der Stickstoffeutrophierung und der Auflichtung der Bestände insbesondere durch Sturmwurf auf die Zusammensetzung der Bodenvegetation hin.

Einfluss des Klimawandels auf den Waldboden

Für alle 165 BZE-Plots wurde der Standortwasserhaushalt unter Verwendung aktueller Messdaten und von WETTREG-Klimaprojektionen für einen Kontroll- und zwei Zukunftszeiträume mit einem prozessorientierten Wasserhaushaltsmodell simuliert. Anhand verschiedener Stresskennwerte (u. a. Transpirationsdifferenz, relative Bodenwasserverfügbarkeit, Luftkapazität) wird geprüft, wie sich die unterschiedlichen Standorte bei veränderten Klimabedingungen verhalten und in welchem Umfang die jeweilige Bestockung die Vulnerabilität beeinflusst. Erste Auswertungen zeigen vor allem für die ferne Zukunft eine deutliche Zunahme der Anzahl an Trockenstresstagen.

Verfügbarkeit der Daten

Die BZE-Daten werden in einer ACCESS-Datenbank an der FAWF gehalten. Darüber hinaus wurden die Daten auch in die bundesweite BZE-Datenbank beim vTI-WOI, in die Datenbank der rheinland-pfälzischen forstlichen Standortskartierung und die Profildatenbank des Landesamtes für Geologie und Bergbau, die Daten der EU-Stichprobe auch in die EU-Bioil-Datenbank beim Forest Soil Coordinating Center beim INBO Geraardsbergen und beim Institut für Weltforstwirtschaft des vTI in Hamburg eingespeist. Die Daten werden zudem zur Identifikation vulnerabler Räume gegenüber dem Klimawandel, zur Weiterentwicklung von Kalkungsstrategien und zur Bewertung der Nährstoffnachhaltigkeit bei der Holz- und Biomassenutzung verwendet. Den Waldbesitzenden und den Forstämtern stehen die Daten aus ihrem jeweiligen Bereich in Form von detaillierten Reports zur Verfügung. Allgemein zugänglich sind alle wesentlichen Befunde beider Erhebungen über eine Internet-Präsentation auf der Homepage der FAWF.

9 Summary

Organization of the soil inventory and methods

The national forest soil inventory (BZE) of Germany is a project in cooperation between the Federal Government and the German states. The investigations of the BZE I and BZE II were prepared and coordinated with a great effort by a task force of the Federal Government and the German states.

The fieldwork and soil sampling in Rhineland-Palatinate for BZE I was done in the years 1989/1990 and for BZE II seventeen years later in 2006/2007. For both investigations the survey was performed at the intersections of a 4x12 km-grid and also at the random sample points of the 16x16 km-grid of the European Union being allotted to Rhineland-Palatinate. The points of the annual crown condition assessment and the points of the forest nutrition assessment which was carried out parallel to the BZE are located at the same grid. The BZE is part of the forest environment monitoring, which the research group 6.2 „Forest Monitoring and Environmental Provision“ of the Research Institute for Forest Ecology and Forestry (FAWF) is responsible for in Rhineland-Palatinate. The BZE II was performed in close cooperation of the FAWF with the Forest Inventory and Site Assessment Department of the Central Forest Authority, the Department of Waste management, Residual Waste and Soil Protection of the former Ministry for Environment, Forests and Consumer Protection, the State Office for Geology and Mining and the Agricultural Investigation and Research Institute Speyer.

The used methodology corresponds to a large extent to the field manual created by the BZE task force. State-specific differences are described in detail in the present report. The evaluation of the BZE results were carried out according to the proposals in RIEK and WOLF (2007) and AK STANDORTSKARTIERUNG (2003).

Representativity of the random sample grid

143 points were selected for the BZE I and 165 points for the BZE II. The BZE II grid represents well the important stratigraphic-petrographic units of „slate“, „quartz rich sandstones of the

Devonian“ and „quartzitic bound Triassic sandstone“, as well as the comparably frequently occurring substrates „Permian siltstones (Rotliegend) and „Magmatite (igneous rocks)“. „Quaternary cryogenic substrates“ are underrepresented and „Quaternary allochthonous sediments“ overrepresented.

Soil acidification

The ph-values, the cation exchange characteristics, the carbonate content, the anion content in 1:2 soil-water extracts and the exceedance of the critical load for acidity were used for the description of the status and the change of the acid-base state of the forest soils. The majority of the grid points show a clear rise in soil pH down to the subsoil between BZE I and II. At the time of BZE I more than two thirds of the sites showed top soil pH of the aluminium and iron aluminium buffer range, at the time of BZE II the majority was found in the cation exchange buffer zone. This corresponds with changes in the amount of the exchangeable cations. A significantly increase in base saturation until a soil depth of 60 cm is found in the BZE II data compared to the results of the BZE I. The number of grid points, where the uppermost mineral soil layer was classified as „very low“ and „low“ for base saturation, has been reduced by more than half from BZE I to BZE II. The improvements in the acid-base status of the soils affect particularly sites and regions in which before especially low pH-values and base saturation were found, like the New Red Sandstone sites in the Palatinate Forest and the Quartz rich sites in the Hunsrück. Basically this might be explained by large-scaled compensation liming in this regions.

The analysis results of the 1:2 extracts show a clear decrease of the sulphate concentrations between the BZE I and the BZE II, which corresponds with the clear decrease of the atmospheric sulphate deposition. On the other hand no significant changes were found for the nitrate concentrations between the results of both investigations.

The deposition of potential acids calculated by

GAUGER (2010) for the BZE II-plots exceed at almost all grid points the critical load for acidity.

Availability of nutrients

The added up nutrient storage from the organic layer and the mineral soil down to the root depth had been used for characterization of the short- and medium-term nutrient elements supply of the soil. The nitrogen supply in the root zone is mainly classified as „medium“ and „low“. The frequency distributions of the nitrogen storage did not change significantly between the BZE I and the BZE II. The C/N ratio and the humus type were used as indicators for nitrogen turnover. A slight decrease appears for very wide C/N ratios and humus types indicating serious decomposition inhibition like mor humus and raw humus. Also the phosphorus storage mainly lies in the classification level „medium“ and „low“ and no significant changes were found between both investigations.

The exchangeable fraction is used for the evaluation of the nutrient supply for calcium, magnesium and potassium. From the BZE I to the BZE II the calcium and magnesium content increased considerably in consequence of compensation liming. The emphasis of the Ca and Mg stock moved from the classification level „very low“ and „low“ to „medium“. On the other hand the exchangeable potassium supply did not change significantly. Most of the sites in both surveys belong to the classification level „low“.

Concerning micronutrients manganese and iron didn't show any changes for exchangeable stocks between the two investigations. No comparison for copper and zinc is possible, because acid soluble contents are only available for BZE II.

In a separate study the availability of the nutrient content for calcium, magnesium and potassium from the coarse fragments (2 - 63 mm) was checked. The proportion of these nutrients available in the coarse soil in relation to the total nutrient content of the soil varies between less than 1 and more than 70 percent. However, less than one quarter of the plots show available fractions of more than 10 % of the total supply in the coarse soil.

Nitrogen status

Content and storage of nitrogen in the humus layer and in the mineral soil, C/N ratio, nitrogen content in the 1:2 extract, nitrogen loss with seepage water and critical load exceedance by nitrogen deposition are used as indicators for the nitrogen status of forest ecosystems. Neither the organic matter storage nor the nitrogen storage in the humus layer, nor the ratio of nitrogen storage in the organic horizon of the total N-storage in humus layer and mineral soil showed significant changes between the BZE I and the BZE II. So there is no indication of change in the humus accumulation through exceeding nitrogen deposition.

Normally nine tenths of the forest nitrogen pool (min 1,7, max 21, median 7,0 tN*ha⁻¹) is stored in the humus layer and the mineral soil. The part of the nitrogen in the growing stock is on the average 7 %, the parts in soil vegetation and in deadwood less than 1 %. The part of plots with a wide C/N ratio has noticeably declined from the BZE I to the BZE II. The C/N ratios are still suitable for the range, reported for the respective natural humus forms however.

The nitrate concentrations of the soil solution derived from 1:2 extract exceed at a third of the plots 10 mg/l, at almost a quarter 20 mg/l. Considering only values $\geq 0,1$ mg N/l are considered no significant differences of nitrate concentration turned out between the BZE I and the BZE II. The nitrate flow rates in seepage water calculated from these concentrations in combination with the results of a water balance model show for almost half of the points more than 5 kg N/ha*year and for a quarter of the plots also more than 15 kg N/ha*year.

N deposition rates calculated by GAUGER (2010) for the BZE grid points exceed 20 kg N/ha*year at almost three quarters of the plots. Therefore the values of critical loads for nitrogen are not maintained in many cases.

Carbon storage

Within the BZE II, the carbon pool was recorded not only for the humus layer and the mineral soil, but also for above and below ground tree biomass, ground vegetation, tree regeneration and

for deadwood. Corg pools vary between 90 and 528 t/ha with a median of 228 t/ha for the BZE II plots. The most important carbon reservoir is the growing stock (Median 114 t C/ha), followed by mineral soil (78 t/ha), humus layer (17 t/ha), deadwood (5,7 t/ha) and ground vegetation (0,16 t/ha). Ecosystems dominated by spruce have the highest, ecosystems dominated by oak the least carbon pool. The Corg storage of the soils does not distinguish significantly between both investigations in Rhineland-Palatinate.

A regression analysis showed that C storage in the humus layer depends mainly on growing stock (percentage of spruce and pine) and water regime of the site. C storage in the mineral soil depends on the total annual precipitation, the clay content and the water regime of the sites (Sauer et al. 2012).

Heavy metal pollution

At the BZE I the concentrations of Pb, Cu, Cd and Zn in the humus layer were investigated. In addition at the BZE II the heavy metals Cr, Ni, As and Hg were investigated in the humus layer and in all mineral soil depth levels, each with a aqua regia extraction. While the lead contents were clearly reduced in the humus layer between the BZE I and the BZE II, the contents of Cr, Cd and Zn show no significant changes. At 13 (Hg) to 59 % (Cr) of the plots the precautionary values for the humus layer after PRÜSS (1994) and at < 2 % (Hg, Cr) until 55 % (Ni) the precautionary values for humus-poor mineral soils after BUNDESBODENSCHUTZVERORDNUNG (1999) were exceeded. At < 1 % (Hg, Zn, Cd) to 30 % (Cu, Cr) of the grid points harmful effects on soil biota are to be expected according to guideline values after TYLER (1992). The distribution patterns of relatively high heavy metal contents indicate an overlap of several sources. Most of Rhineland-Palatinate's parent rock materials already contain higher geogenic heavy metal contents. Furthermore diffuse heavy metal inputs into top soils were caused by two thousand years of mining normally connected with local smelting of ores. Younger diffuse inputs e.g. lead from the traffic increased the already existing load. Only for a few plots local industrial sources were identified.

Regeneration ability of forest soils

For the estimation of the ability for regeneration of forest soils with historical depleted and through excessive pollutant input impaired buffer, filter and storage functions acid-extractable nutrient storage, mineral compounds of the substrates, weathering state of clay minerals and calculations of the nutrient supply by mineral weathering were used.

The acid-soluble calcium storage was classified as "low" and "very low" at two thirds of the grid points. On the other hand, the acid-soluble magnesium and potassium storage at two thirds of the plots was assigned to the classes "high" or "very high".

The results of the mineral analyses were used to define mineralogical based substrate classes following a proposal of BUTZ-BRAUN (2009). Illite-rich substrates are most frequently and occur at almost half of the plots. Also quartz-rich substrates play an important role in the Rhineland-Palatinate forests and occur at 16 % of the grid points. At 13 % of the plots the mineralogical analyses referred to destruction of the clay minerals. Substrates with comparatively high buffer potential like carbonate-, amphibole- and smectite-containing substrates are quite rare with a total of 13 % of the plots in Rhineland-Palatinate.

Simulations with PROFILE show for many plots a comparably high delivery by mineral weathering for potassium in particular on the illite-rich substrates of the Rhenish Massif, however very often only a weak delivery for calcium.

Compensation liming

The BZE-data prove very clearly the effects of the compensation liming which had been done on about two thirds of the woodland area of the state. The comparative evaluation of limed and not limed BZE-plots shows that the improvement of the acid-base-state of forest soils basically appeared only in the limed collective while in the collective of the not limed plots no significant changes occurred. The BZE-data prove a precise selection of the limed sites. The limed collective showed clearly a smaller base saturation before the liming when compared to the not limed coll-

ective. The evaluations did not show any negative effects of the liming like decrease of exchangeable potassium or reduced content and storage of organic carbon.

Site diversity and biodiversity

The BZE-collective covers 33 soil types, 95 substrate series, 28 forest vegetation types, 447 plant species of the ground vegetation. This proves a great natural diversity for the site conditions of the forests in Rhineland-Palatinate. However, the results of the BZE I referred to a levelling of the chemical topsoil properties towards „acid and oligotrophic“, but which is effectively counteracted by liming and emission reduction, as shown by the BZE II results. The evaluation of the vegetation data with regard to the indicator values by ELLENBERG (1992, 1996) indicates a considerable influence of acidification, nitrogen eutrophication and thinning or clearing out of the stands in particular through storm damage onto the composition of the ground vegetation.

Impact of climate change on forest soils

For each of the 165 BZE plots the site water balance was simulated using current measuring data and WETTREG climate projections for one control- and two future time periods with a water balance model (LWF/BROOK 90). Based on diffe-

rent stress characteristics (amongst others transpiration difference, relative soil water availability, air capacity) it is examined how the different sites behave with changed environmental conditions and in which extent the respective stand type influences the vulnerability. First evaluations show a clear increase of the number of days with drought stress particularly in the distant future.

Availability of the data

The BZE-data are stored in an ACCESS-database at the FAWF. In addition the data were also saved into the nationwide BZE-database at the vTI-WOI, into the database of the Rhineland-Palatinate forest site research group and the profile-database of the State Office for Geology and Mining. The data of the EU grid were entered also into the EU-Biosoil-database of the Forest Soil Coordinating Center (INBO Geraardsbergen), and the Institute for World Forestry of the vTI in Hamburg. The data are used furthermore for identification of vulnerable areas to climate change and for evaluation of nutrient sustainability associated with timber and biomass harvest. The data are available to forest-owners and forestry offices of their particular territory in form of detailed reports.

All essential results of both soil inventories are generally accessible on the web site of the FAWF.

10 Verzeichnis der Tabellen, Abbildungen und Karten

Tabelle 1:	Aufschlussverfahren	19
Tabelle 2:	Stichprobenumfang BZE I und BZE II	22
Tabelle 3:	Typisierung des Tiefenverlaufs der Basensättigung.....	31
Tabelle 4:	Verteilung der BZE II-Rasterpunkte auf Substrat-Haupttypen.....	35
Tabelle 5:	Verteilung des BZE II-Kollektivs auf Bodentypen	36
Tabelle 6:	Verteilung des BZE II-Kollektivs auf Standortswaldtypen	43
Tabelle 7:	Vergleich geologischer Einheiten Land - BZE II-Kollektiv	47
Tabelle 8:	Verteilung des BZE II-Kollektivs nach den jeweiligen Anteilen der Kationenvorräte im Bodenskelett.....	85
Tabelle 9:	Schwermetallgehalte (Median und 90 – Perzentil) der BZE II (nur Mineralböden, alle Tiefenstufen) und in Bachsedimenten für verschiedene Naturräume in Rheinland-Pfalz	128
Tabelle 10:	Abschätzung der Verwitterungsraten verschiedener Minerale	139
<hr/>		
Abbildung 1:	Struktur eines BZE II-Aufnahmepunktes.....	14
Abbildung 2:	Lage der Aufnahmeareale der Bodenvegetation am BZE II-Rasterpunkt	25
Abbildung 3:	Verteilung des BZE II-Kollektivs nach Wuchsgebieten	28
Abbildung 4:	Verteilung des BZE II-Kollektivs nach der Höhenstufe	28
Abbildung 5:	Verteilung des BZE II-Kollektivs nach der Hangneigung	28
Abbildung 6:	Verteilung des BZE II-Kollektivs nach der Hanglage	29
Abbildung 7:	Verteilung des BZE II-Kollektivs nach der Hangrichtung	29
Abbildung 8:	Beispiel für Substrattyp: Im Gesamtboden basenreiche Bimsmischlehme.....	32
Abbildung 9:	Beispiel für Substrat-Haupttyp: Im Mittelboden basenreiche Lössdecklehme	32
Abbildung 10:	Beispiel für Substrattyp: Im Unterboden basenhaltige Decklehme über Tonschiefer und Sandstein-Saprolith des Devon	33
Abbildung 11:	Beispiel für Substrattyp: Im Untergrund basenhaltige, quarzreiche Sandes des Quartär	33
Abbildung 12:	Beispiel für Substrat-Haupttyp: tiefbasenarme quarzreiche Sande des Buntsandsteins	34
Abbildung 13:	Verteilung der effektiven Durchwurzelungstiefe	37
Abbildung 14:	Verteilung verschiedener Kenngrößen des Wasserhaushalts.....	40
Abbildung 15:	Verteilung der Frischestufen	42
Abbildung 16:	Verteilung des ökologischen Wasserregimes.....	42
Abbildung 17:	Verteilung der Bestandestypen nach der bundesweiten BZE-Arbeitsanleitung	44
Abbildung 18:	Verteilung der Bestandestypen nach den Vorgaben der rheinland-pfälzischen Betriebsplanung	44
Abbildung 19:	Verteilung der Mischungstypen	45
Abbildung 20:	Verteilung der Bestandesstruktur	45
Abbildung 21:	Verteilung des Bestandesschlussgrades	45
Abbildung 22:	Verteilung der Bestandesbegründungsarten	46
Abbildung 23:	Verteilung der Nachbarschaftswirkungen.....	48

Abbildung 24:	Boxplots der $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ -Werte in Humusauflage und Mineralboden bei BZE I und BZE II	50
Abbildung 25:	Boxplots der Kationenaustauschkapazität (AKe(t)) im Mineralboden bei BZE I und BZE II	52
Abbildung 26:	Boxplots der Basensättigung [%] im Mineralboden bei BZE I und BZE II	54
Abbildung 27:	Basensättigung im BZE II-Kollektiv in Abhängigkeit von $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$, $\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$ und pH_{KCl}	57
Abbildung 28:	Boxplots der Ca+Mg-Sättigung [%] im Mineralboden bei BZE I und BZE II	58
Abbildung 29:	Boxplots der Mn-Sättigung [%] im Mineralboden bei BZE I und BZE II	58
Abbildung 30:	Boxplots der H+Fe-Sättigung [%] im Mineralboden bei BZE I und BZE II	59
Abbildung 31:	Boxplots der Sulfatkonzentrationen ($\text{SO}_4\text{-S}$) im 1:2 Extrakt bei BZE I und BZE II	61
Abbildung 32:	Boxplots der Nitratkonzentrationen ($\text{NO}_3\text{-N}$) im 1:2 Extrakt bei BZE I und BZE II	61
Abbildung 33:	Verteilung der Stickstoffvorräte im Wurzelraum bei BZE I und BZE II	66
Abbildung 34:	Boxplots der Stickstoffvorräte (kg/ha) in BZE I und BZE II	67
Abbildung 35:	Verteilung der C/N-Verhältnisse bei BZE I und BZE II	67
Abbildung 36:	Verteilung der Humusformen bei BZE I und BZE II	68
Abbildung 37:	Verteilung der Phosphorvorräte im Wurzelraum bei BZE I und BZE II	68
Abbildung 38:	Verteilung der C/P-Verhältnisse bei BZE I und BZE II	70
Abbildung 39:	Verteilung der austauschbaren Calciumvorräte im Wurzelraum bei BZE I und BZE II	73
Abbildung 40:	Verteilung der austauschbaren Magnesiumvorräte im Wurzelraum bei BZE I und BZE II	73
Abbildung 41:	Verteilung der austauschbaren Kaliumvorräte im Wurzelraum bei BZE I und BZE II	75
Abbildung 42:	Boxplots der Kationenaustauschkapazität, der Gehalte austauschbarer Kationen und der Basensättigung im Bodenskelett 2 - 6,3 und 2 - 63 mm im Vergleich zu den entsprechenden Gehalten im Feinboden	86
Abbildung 43:	Boxplots der Stickstoffgehalte in Humusauflage und Mineralboden bei BZE I und BZE II	89
Abbildung 44:	Boxplots des Auflagehumusvorrats bei BZE I und BZE II	89
Abbildung 45:	Boxplots des Stickstoffvorrats im Auflagehumus bei BZE I und BZE II	89
Abbildung 46:	Boxplots des Anteils des Stickstoffvorrats in der Humusauflage am Gesamtvorrat im Wurzelraum bei BZE I und BZE II	89
Abbildung 47:	Aufteilung der Stickstoffvorräte auf die verschiedenen Kompartimente der Waldökosysteme	92
Abbildung 48:	Median der C/N-Verhältnisse der BZE II bei unterschiedlicher Humusform im Vergleich zu den von der AK STANDORTSKARTIERUNG (2003) angegebenen durchschnittlichen Spannen	94
Abbildung 49:	Boxplots der Nitratgehalte [mg/l] im Unterboden bei BZE I und BZE II	94
Abbildung 50:	Verteilung der Nitratgehalte im Unterboden	95
Abbildung 51:	Verteilung der Nitratausträge	96
Abbildung 52:	Boxplots der C_{org} -Gehalte [g/kg] in Humusauflage und Mineralboden bei BZE I und BZE II	99
Abbildung 53:	Boxplots der C_{org} -Vorräte [kg/ha] in Humusauflage und Mineralboden bei BZE I und BZE II	99
Abbildung 54:	Vergleich der C_{org} -Vorräte [kg/ha] in Humusauflage und Mineralboden bis 30 cm Tiefe zwischen BZE I und BZE II bei „identen Plots“	101
Abbildung 55:	Verteilung der organischen Kohlenstoffvorräte auf die verschiedenen Kompartimente der Waldökosysteme	102
Abbildung 56:	Kohlenstoffvorräte in der ober- und unterirdischen Biomasse bei unterschiedlichen Bestockungstypen	104
Abbildung 57:	Kohlenstoffvorräte in der Waldbodenvegetation bei unterschiedlichen Bestockungstypen	105

Abbildung 58:	Kohlenstoffvorräte im Totholz bei unterschiedlichen Bestockungstypen.....	105
Abbildung 59:	Kohlenstoffvorräte in der Humusauflage bei unterschiedlichen Bestockungstypen.....	106
Abbildung 60:	Kohlenstoffvorräte im Mineralboden bis max. 2 m Tiefe des BZE II-Kollektivs bei unterschiedlichen Bestockungstypen.....	107
Abbildung 61:	Kohlenstoffvorräte aufsummiert über das gesamte Ökosystem bei unterschiedlichen Bestockungstypen	107
Abbildung 62:	Boxplots der Bleigehalte in Humusauflage und Mineralboden bei BZE I und BZE II	110
Abbildung 63:	Boxplots der Kupfergehalte in Humusauflage und Mineralboden bei BZE I und BZE II	112
Abbildung 64:	Boxplots der Cadmiumgehalte in Humusauflage und Mineralboden bei BZE I und BZE II	114
Abbildung 65:	Boxplots der Zinkgehalte in Humusauflage und Mineralboden bei BZE I und BZE II	114
Abbildung 66:	Boxplots der Chromgehalte in Humusauflage und Mineralboden	116
Abbildung 67:	Boxplots der Nickelgehalte in Humusauflage und Mineralboden	119
Abbildung 68:	Boxplots der Arsengehalte in Humusauflage und Mineralboden.....	119
Abbildung 69:	Boxplots der Quecksilbergehalte in Humusauflage und Mineralboden	122
Abbildung 70:	Verteilung der säureextrahierbaren Calciumvorräte im Wurzelraum	134
Abbildung 71:	Verteilung der säureextrahierbaren Magnesiumvorräte im Wurzelraum.....	134
Abbildung 72:	Verteilung der säureextrahierbaren Kaliumvorräte im Wurzelraum	137
Abbildung 73:	Verteilung der Gehalte unterschiedlicher Minerale	140
Abbildung 74:	Schema zur Ausweisung von mineralogisch basierten Substratklassen	143
Abbildung 75:	Boxplots der $\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$ -Werte in Humusauflage und Mineralboden; linke Abbildung: ungekalkte Rasterpunkte; rechte Abbildung: gekalkte Rasterpunkte.....	150
Abbildung 76:	Boxplots der Gehalte an austauschbarem Magnesium in Humusauflage und Mineralboden; linke Abbildung: ungekalkte Rasterpunkte; rechte Abbildung: gekalkte Rasterpunkte	151
Abbildung 77:	Boxplots der Gehalte an austauschbarem Kalium in Humusauflage und Mineralboden; linke Abbildung: ungekalkte Rasterpunkte; rechte Abbildung: gekalkte Rasterpunkte	151
Abbildung 78:	Boxplots der Gehalte an organischem Kohlenstoff (C_{org}) in Humusauflage und Mineralboden; linke Abbildung: ungekalkte Rasterpunkte; rechte Abbildung: gekalkte Rasterpunkte	152
Abbildung 79:	Boxplots des C_{org} -Vorrats im Wurzelraum (Humusauflage und Mineralboden bis effektive Wurzeltiefe); linke Abbildung: ungekalkte Rasterpunkte; rechte Abbildung: gekalkte Rasterpunkte	152
Abbildung 80:	Verteilung der Artenzahlen der Vegetation (2500 m ² -Fläche) bei unter- schiedlichen Bestockungstypen	157
Abbildung 81:	Verteilung der mittleren Artenzahlen der Vegetation bei unterschiedlichen Basentypen.....	157
Abbildung 82:	Verteilung der mittleren Lichtzahlen nach ELLENBERG bei unterschiedlichen Bestockungstypen	159
Abbildung 83:	Verteilung der mittleren Reaktionszahl nach ELLENBERG bei unterschiedlichen Basentypen	159
Abbildung 84:	Verteilung der mittleren Stickstoffzahl nach ELLENBERG in Abhängigkeit vom Stickstoffvorrat im Wurzelraum	160
Abbildung 85:	Verteilung der mittleren Stickstoffzahl nach ELLENBERG in Abhängigkeit vom C/N-Verhältnis.....	161
Abbildung 86:	Verteilung der mittleren Stickstoffzahl nach ELLENBERG in Abhängigkeit vom Stickstoff- eintrag (N _{tot}) an den BZE II-Rasterpunkten im Mittel der Jahre 2004 bis 2007	161
Abbildung 87:	Vergleich C/N für die gesamte organische Auflage mit C/N nur für den Oh-Horizont.....	165

Abbildung 88:	Boxplots der aus den Vorräten in Humusauflage und Mineralboden bis 30 cm Tiefe kalkulierten C/N-Verhältnisse im Vergleich zu den herkömmlich aus den Gehalten in der Humusauflage bzw. aus dem Ah-Horizont kalkulierten C/N-Verhältnisse für die unterschiedlichen Humusformen	166
Abbildung 89:	Vergleich der Verteilung der Jahresniederschlagssumme im BZE II-Kollektiv zwischen Messdaten 1971 bis 2000 (Mess), WETTREG-Kontrolllauf 1971 bis 2000 (C20), WETTREG-nahe Zukunft 2021 bis 2050 (Z1) und WETTREG-ferne Zukunft 2071 bis 2100 (Z2)	173
Abbildung 90:	Vergleich der Verteilung der Jahresmitteltemperatur im BZE II-Kollektiv zwischen Messdaten 1971 bis 2000 (Mess), WETTREG-Kontrolllauf 1971 bis 2000 (C20), WETTREG-nahe Zukunft 2021 bis 2050 (Z1) und WETTREG-ferne Zukunft 2071 bis 2100 (Z2)	174

Karte 1:	Aufnahmepunkte der Bodenzustandserhebung in Rheinland-Pfalz	13
Karte 2:	Verteilung des BZE II-Kollektivs nach der Stratigraphie	30
Karte 3:	Mittlere Jahresniederschläge (1961 - 2006)	38
Karte 4:	Mittlere jährliche klimatische Wasserbilanz (1961 - 2006)	39
Karte 5:	Nutzbare Wasserspeicherkapazität (nFK) im Wurzelraum	41
Karte 6:	pH _{CaCl2} -Werte im Tiefenbereich 0-5 cm bei BZE I und BZE II	51
Karte 7:	Kationenaustauschkapazität in der Tiefenstufe 60 - 90 cm bei der BZE II	53
Karte 8:	Basensättigung im Tiefenbereich 0 - 5 cm bei BZE I und BZE II	55
Karte 9:	Basentypen der BZE II-Rasterpunkte	56
Karte 10:	Mit einer Massenbilanz kalkulierte Critical Load für Versauerung	62
Karte 11:	Eintrag potentieller Säure ($AC_{pot}(S_{nss} + N)$) an den BZE II-Rasterpunkten im Mittel der Jahre 2004 bis 2007	63
Karte 12:	Stickstoffvorräte im Wurzelraum an den BZE II-Rasterpunkten	65
Karte 13:	Phosphorvorräte im Wurzelraum an den BZE II-Rasterpunkten	69
Karte 14:	Vorräte an austauschbarem Calcium im Wurzelraum an den BZE II-Rasterpunkten	71
Karte 15:	Vorräte an austauschbarem Magnesium im Wurzelraum an den BZE II-Rasterpunkten	72
Karte 16:	Vorräte an austauschbarem Kalium im Wurzelraum an den BZE II-Rasterpunkten	74
Karte 17:	Schwefelvorräte im Wurzelraum an den BZE II-Rasterpunkten	76
Karte 18:	Vorräte an austauschbarem Mangan im Wurzelraum an den BZE II-Rasterpunkten	78
Karte 19:	Vorräte an Mangan im Säureaufschluss im Wurzelraum an den BZE II-Rasterpunkten	79
Karte 20:	Vorräte an austauschbarem Eisen im Wurzelraum an den BZE II-Rasterpunkten	80
Karte 21:	Vorräte an Eisen im Säureaufschluss im Wurzelraum an den BZE II-Rasterpunkten	81
Karte 22:	Vorräte an Kupfer im Säureaufschluss im Wurzelraum an den BZE II-Rasterpunkten	82
Karte 23:	Vorräte an Zink im Säureaufschluss im Wurzelraum an den BZE II-Rasterpunkten	83
Karte 24:	Stickstoffeintrag (N_{tot}) an den BZE II-Rasterpunkten im Mittel der Jahre 2004 bis 2007	97
Karte 25:	C_{org} -Vorräte im Gesamtboden (Humusauflage + Mineralboden bis 2 m oder Beprobungstiefe) an den BZE II-Rasterpunkten	100
Karte 26:	Bleigehalte in der Humusauflage an den BZE II-Rasterpunkten	111
Karte 27:	Kupfergehalte in der Humusauflage an den BZE II-Rasterpunkten	113

Karte 28:	Cadmiumgehalte in der Humusauflage an den BZE II-Rasterpunkten	115
Karte 29:	Zinkgehalte in der Humusauflage an den BZE II-Rasterpunkten	117
Karte 30:	Chromgehalte im Mineralboden (Tiefenstufe 30 - 60 cm) an den BZE II-Rasterpunkten	118
Karte 31:	Nickelgehalte im Mineralboden (Tiefenstufe 30 - 60 cm) an den BZE II-Rasterpunkten	120
Karte 32:	Arsengehalte im Mineralboden (Tiefenstufe 0 - 5 cm) an den BZE II-Rasterpunkten.....	121
Karte 33:	Quecksilbergehalte in der Humusauflage an den BZE II-Rasterpunkten	123
Karte 34:	Regionen mit erhöhter (rot) und vergleichsweise niedriger (grün) Zinkbelastung.....	130
Karte 35:	Regionen mit erhöhter Bleibelastung	131
Karte 36:	Vorräte an säureextrahierbarem Calcium im Wurzelraum an den BZE II-Rasterpunkten	135
Karte 37:	Vorräte an säureextrahierbarem Magnesium im Wurzelraum an den BZE II-Rasterpunkten.....	136
Karte 38:	Vorräte an säureextrahierbarem Kalium im Wurzelraum an den BZE II-Rasterpunkten	138
Karte 39:	Mineralogisch basierte Substratklasse an den BZE II-Rasterpunkten	144
Karte 40:	Calciumfreisetzung durch Mineralverwitterung (PROFILE-Simulation) an den BZE II-Rasterpunkten	146
Karte 41:	Magnesiumfreisetzung durch Mineralverwitterung (PROFILE-Simulation) an den BZE II-Rasterpunkten	147
Karte 42:	Kaliumfreisetzung durch Mineralverwitterung (PROFILE-Simulation) an den BZE II-Rasterpunkten	148
Karte 43:	Standortswaldtypen-Gruppe an den BZE II-Rasterpunkten vor dem Hintergrund der „Karte der natürlichen Vegetation Europas“	155
Karte 44:	Artenzahlen der Vegetation (2500 m ² -Fläche) auf dem BZE II-Raster	158
Karte 45:	Relative Wasserverfügbarkeit (40 % nFK) im BZE II-Kollektiv; a) WETTREG - Kontrolllauf 1971 bis 2000 (C20); b) WETTREG - ferne Zukunft 2071 bis 2100 (Z2).....	175

11 Literaturverzeichnis

- ABER, J.D.; NADELHOFFER, K.J.; STEUDLER, P.; MELILLO, J.M. (1989): Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. *BioScience* 39, 378-386
- AG BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. 5. Auflage
- AHRENDT, B.; PENNE, C.; PANFEROV, O. (2010): Impact of Target Diameter Harvesting on Spatial and Temporal Pattern of Drought Risk in Forest Ecosystems under Climate Change Conditions. *The Open Geography Journal* 3, S. 91-102.
- ALBERTI, G.; HAUKE, B.; KAMMERER, U.; KÖHLER H.-R.; STORCH, V. (1996): Dekomposition – Qualitative und quantitative Aspekte und deren Beeinflussung durch geogene und anthropogene Belastungsfaktoren. *ECOMED Umweltforschung in Baden-Württemberg*, 1-490
- ALLOWAY, B.J. (1995): Heavy metals in soils. Blackie Academic Professional. London
- Alloway, B.J. et al. (1999): Schwermetalle in Böden, Analytik, Konzentrationen, Wechselwirkungen; Heidelberg
- Alloway, B.J.; AYRES, D.C. (1996): Schadstoffe in der Umwelt, Chemische Grundlagen zur Beurteilung von Luft-, Wasser- und Bodenverschmutzungen; Heidelberg
- ANDERS, S.; BECK, W.; BOLTE A.; HOFMANN, G.; JENSSEN, M.; KRAKAU, U.; MÜLLER, J. (2002): Ökologie und Vegetation der Wälder Nordostdeutschlands., Verlag Dr. Kessel, Oberwinter, 283 S.
- ANDREAE, H. (1996): Ecological impacts of some heavy metals related to long-range atmospheric transport. Background Report UN/ECE Intern. Co-operative Progr. Forests.
- ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG IN DER ARBEITSGEMEINSCHAFT FORSTEINRICHTUNG (2003): Forstliche Standortsaufnahme. 352 S. 6. Aufl., IHW-Verlag, Eching.
- A.Sta.96 (Anweisung für die Standortserkundung und -kartierung im Staats- und Körperschaftswald von Rheinland-Pfalz - A.Sta.96); MUF-RLP- MINISTERIUM FÜR UMWELT UND FORSTEN RHEINLAND-PFALZ (1996) Mainz
- AUGUSTIN, S.; DEGEN, B.; KRATZ, W.; LOHNER, H.; LORENZ, M.; SCHALL, P.; SCHMIEDEN, U.; SCHWEIZER, B. (1996): Auswertung der Waldschadensforschungsergebnisse (1982 – 1992) zur Aufklärung komplexer Ursache-Wirkungsbeziehungen mit Hilfe systemanalytischer Methoden. Umweltbundesamt Berlin, Bericht Nr. 10401110
- BAATH (1989): Effects of heavy metals in soil on microbial processes and populations. A literature review. *Water, Air and Soil Pollution*, 47, 335-379
- BALSBERG-PAHLSSON, A. M. (1989): Toxicity of heavy metals (Zn, Cu, Cd, Pb) to vascular plants. A literature review. *Water, Air and Soil Pollution*, 47, 287-319
- BAUHAUS, J.; VOR, T.; BARTSCH, N.; COWLING, A. (2004): The effects of gaps and liming of forest floor decomposition and soil C and N dynamics in a *Fagus sylvatica* forest. *Ca. J. For. Res.* 34, 509-518
- BECKER, R.; BLOCK, J.; SCHIMMING, C.-G.; SPRANGER, T.; WELLBROCK, N. (2000): Critical Load-Kalkulationen an Level II-Dauerbeobachtungsflächen, *Forstarchiv* 71, 54-58
- BECKER, R.; BLOCK, J.; SCHIMMING, C.-G.; SPRANGER, T.; WELLBROCK, N. (2000): Critical Loads für Waldökosysteme - Methoden und Ergebnisse für Standorte des Level II-Programms. In: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Arbeitskreis A der Bund-Länder Arbeitsgruppe Level II, Bonn (Hrsg.); Bonn, Selbstverlag
- BENGTSSON, G.; TRANVIK, L. (1989): Critical metal concentrations for forest soils invertebrates. A review of the limitations. *Water, Air and Soil Pollution*, 47, 381-417
- BERG, B. (1998): Organic Matter quality and C/N ratio as controlling factors of RSOM turn over. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft.* 62, 169-174
- BERG, B. (2000): Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. *For. Ecol. Manage.* 133, 13-22
- BERGKVIST B.; FOLKESON, L.; BERGGREN, D. (1989): Fluxes of Cu, Zn, Pb, Cd, Cr and Ni in temperate forest ecosystems. *Water, Air and Soil Pollution* 47, 217-286
- BLACK, T.A.; HARDEN, J.W. (1995): Effect of timber harvest on soil carbon storage at blodgett Experimental Forest, California. *Canadian Journal of Forest Research* 25, 1385-1396
- BLOCK, J. (1987): Ermittlung der Deposition von Luftverunreinigungen in Waldökosystemen des Landes Rheinland-Pfalz. In: Sondermeßprogramm Wald – Zwischenbericht über die Untersuchungsergebnisse 1983 bis 1986. *Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Nr. 3*, 25-33

- BLOCK, J. (1993): Bodenzustand und Nährstoffversorgung der Waldökosysteme. Beiträge der Fachtagung „Waldschäden, Boden- und Wasserversauerung durch Luftschadstoffe in Rheinland-Pfalz“. Ministerium für Landwirtschaft, Weinbau und Forsten Rheinland-Pfalz (Hrsg.), 31-40
- BLOCK, J. (1997): Schadsituation der Douglasie in Rheinland-Pfalz – Symptome und Ausmaß der Erkrankung, bisherige Untersuchungen - . Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz Nr. 4/97, 46-75
- BLOCK, J. (1997): Disposition rheinland-pfälzischer Waldbodensubstrate gegenüber Bodenversauerung. Beiträge der 2. Fachtagung „Waldschäden, Boden- und Wasserversauerung durch Luftschadstoffe in Rheinland-Pfalz; Ökosystemschäden und Gegenmaßnahmen“. Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz (Hrsg.), Mainz, 16-27
- BLOCK, J. (2002): Belastung des rheinland-pfälzischen Waldes durch die Ammoniakemission aus der Landwirtschaft. Forst und Holz, 57.Jg., 1/2, 10-15
- BLOCK, J. (2006): Stickstoffbelastung der rheinland-pfälzischen Wälder. Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Nr. 60/06, 1-31
- BLOCK, J. (2011): Einfluss der Kalkung auf den Waldbodenzustand in Rheinland-Pfalz. Berichte Freiburger Forstliche Forschung, Heft 88: 174-183
- BLOCK, J.; BARTELS, U. (1985): Ergebnisse der Stoffdepositionsmessungen in Waldökosystemen in den Messjahren 1981/82 und 1982/83. Forschung und Beratung, Reihe C, Heft 39, 296 S. u. Anhang
- BLOCK, J.; BOPP, O.; GATTI, M.; HEIDINGSFELD, N.; ZOTH, R. (1991): Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz Nr. 17/91, 1-237
- BLOCK, J.; BOPP, O.; BUTZ-BRAUN, R.; WUNN, U. (1996): Sensitivität rheinland-pfälzischer Waldböden gegenüber Bodendegradation durch Luftschadstoffbelastung. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz Nr. 35/96, 1-297
- BLOCK, J.; BOPP, O.; BUTZ-BRAUN, R. (1996): Ökochemische Ausstattung wesentlicher Waldbodensubstrate und Bewertung ihrer Empfindlichkeit gegenüber Bodendegradation durch Luftschadstoffbelastung. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz Nr. 35/96, 43-96
- BLOCK, J.; WUNN, U. (1996): Beziehungen zwischen Bodenparametern, Nadelinhaltsstoffen und Kronenzustand. In: BLOCK, J. et al.: Sensitivität rheinland-pfälzischer Waldböden gegenüber Bodendegradation durch Luftschadstoffbelastung. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz Nr. 35/96, 15-42
- BLOCK, J.; ROEDER, A.; SCHÜLER, G. (1997): Waldbodenrestoration durch Aktivierung ökosystemarer Nährstoffkreisläufe Grundlagen und Maßnahmen in Rheinland-Pfalz. Allgemeine Forstzeitschrift/Der Wald 52(1997)1, 29-33
- BLOCK, J.; EICHHORN, J.; GEHRMANN, J.; KÖLLING, C.; MATZNER, E.; MEIWES, K.J.; VON WILPERT, K.; WOLFF, B. (2000): Kennwerte zur Charakterisierung des ökochemischen Bodenzustandes und des Gefährdungspotenzials durch Bodenversauerung und Stickstoffsättigung an Level II-Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen. Arbeitskreis C der Bund-Ländergruppe Level II. BML (Hrsg.), Bonn
- BLOCK, J.; SCHUCK, J.; SEIFERT, T. (2007): Einfluss der waldbaulichen Behandlung und der Holznutzung auf den Nährstoffhaushalt von Traubeneichenökosystemen. Mitteilungen aus der FAWF Nr. 63/07, 117-150
- BLOCK, J.; SCHUCK, J.; SEIFERT, T. (2008): Einfluss unterschiedlicher Nutzungsintensitäten auf den Nährstoffhaushalt von Waldökosystemen auf Buntsandstein im Pfälzerwald. Forst und Holz 63, 66-70
- BLOCK, J.; SCHRÖCK, H. W., SCHUCK J. (2011): Waldernährungserhebung in Rheinland-Pfalz. Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz (in Vorbereitung)
- BLUME, H.-P. (2004): Handbuch des Bodenschutzes; 3. Auflage, Landsberg am Lech
- BMELV (BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ) (Hrsg.) (2006): Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II). Arbeitsanleitung für die Außenaufnahmen. Selbstverlag BMELV Berlin
- BMELV (BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ) (2007): Zielsetzung und Konzeption der zweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II). Selbstverlag BMELV Berlin, 1-150
- BML (BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN) (1990): Bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE). Arbeitsanleitung. Bonn. (Neuaufgabe 1994)
- BOBBINK, R.; ASHMORE, M.; BRAUN, S.; FLÜCKIGER, W.; VAN DEN WYNGAERT I. J.J. (2002): Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: 2002 update. <http://www.iap.ch/publikationen/nworkshop-background.pdf>

- BOHN, U., NEUHÄUSL, R., GOLLUB, G., HETTER, C., NEUHÄUSLOVÁ, Z., RAUS, TH., SCHLÜTER, H.; WEBER, H. (2003): Karte der natürlichen Vegetation Europas - Maßstab 1 : 2 500 000. Bundesamt für Naturschutz (BfN) (Hrsg.); BfN-Schriftenvertrieb im Landwirtschaftsverlag, Münster
- BOLTE, A. (1999): Abschätzung von Trockensubstanz-, Kohlenstoff- und Nährelementvorräten der Waldbodenflora. Verfahren, Anwendung und Schätztafeln. Forstwiss. Beiträge Tharandt. Band 7. Stuttgart
- BOLTE, A. (2006): Biomasse- und Elementvorräte der Bodenvegetation auf Flächen des forstlichen Umweltmonitorings in Rheinland-Pfalz (BZE, EU Level II). Göttingen: Forschungszentrum Waldökosysteme der Universität Göttingen 2006, 80 S. = Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe B, Bd. 72.
- BRÉDA, N.; HUC, R.; GRANIER, A.; DREYER, E. (2006): Temperate forest trees and stands under severe drought: a review of ecophysiological responses, adaptation processes and long-term consequences. *Ann. For. Sci.* 63, 625–644.
- BREDEMEIER, M. (1987): Stoffbilanzen, interne Protonenproduktion und Gesamtsäurebelastung des Bodens in verschiedenen Waldökosystemen Norddeutschlands. Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme. Reihe A, Bd. 33, 1-183
- BRÜMMER, G.W.; GERTH, J.; HERMS, U. (1986): Heavy metal species, mobility and availability in soils. *Z. Pflanzenerähr. Bodenkunde*, 149, 382-398
- BRUMME, R.; MEESENBURG, H.; BREDEMEIER, M.; JACOBSEN, C.; SCHÖNFELDER, E.; MEIWES, K.J.; EICHHORN, J. (2009). Changes in soil solution chemistry, seepage losses, and input-output budgets at three beech forests in response to atmospheric depositions. In: R. Brumme, P.K. Khanna (Hrsg.): *Functioning and Management of European Beech Ecosystems*, *Ecol. Studies* 208: 303-336
- BRUMME, R.; EGENOLF, M.; AYDIN, C.; BLOCK, J.; MEIWES, K.J.; V. WILPERT, K. (2009). Soil organic carbon and nitrogen in forest soils in Germany. In: R. Brumme, P.K. Khanna (Hrsg.): *Functioning and Management of European Beech Ecosystems*, *Ecol. Studies* 208: 405-424
- BUILTJES, P., BANZHAF, S., GAUGER, TH., HENDRIKS, E., KERSCHBAUMER, A., KOENEN, M., NAGEL, H.-D., SCHAAP, M., SCHEUSCH-NER, TH., SCHLUTOW, A. (2011): Erfassung, Prognose und Bewertung von Stoffeinträgen und ihren Wirkungen in Deutschland. UBA-Texte 38/2011, 95S.
- BUNDESBODENSCHUTZGESETZ (1998): Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten. BGBl. I S. 502
- BUNDESBODENSCHUTZVERORDNUNG (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung. BGBl. I S. 1554
- BUTZ-BRAUN, R. (1992): Rezente Tonmineralveränderungen in Waldböden aus Rheinland-Pfalz und Costa Rica. – Diss. FB Geowissenschaften Universität Marburg, 1-100
- BUTZ-BRAUN, R. (1996): Kalkulation von Verwitterungsraten mittels quantitativer Mineralanalysen. Unveröffentlichter Bericht zu einem Werkvertrag im Auftrag der der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz
- BUTZ-BRAUN, R. (2010): Parametrisierung von PROFILE im Hinblick auf die Mineralausstattung von 200 Waldstandorten in Rheinland-Pfalz. Unveröffentlichter Bericht zu einem Werkvertrag im Auftrag der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz
- BÜTTNER, G. (1997): Ergebnisse der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) in Niedersachsen 1990 bis 1991. Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt 122, 1-205
- CHODAK, M. (2002): Chemical and biological characteristics of organic layers under spruce and beech stands. Ber. d. Forschunzsz. Waldökosysteme, A, Bd. 180, 1-91
- CHODAK, M.; LUDWIG, B.; BEESE, F. (2002): An equation to describe vertical gradients of element concentrations in soils under beech and spruce. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 165, 602-608
- DEMUTH, N. (2003): InterMet - Programmpaket für die Interpolation hydrometeorologischer Parameter. In: Jahresbericht 2001/2002 des Landesamtes für Wasserwirtschaft RLP
- DEUTSCHMANN, G.; LUDWIG, B. (2000): Exchangeable cations in rock fractions and fine earth in soil profiles of different genesis. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 163, 183-189
- DE VOS, B.; COOLS, N. (2011): Second European Forest Soil Condition Report. Volume I: Results of the BioSoil Soil Survey. INBO.R.2011.35. Research Institute for Nature and Forest, Brüssel
- DE VRIES, W.; KROS, H.; REINDS, G.J.; WAMELINK, W.; MOL, J.; VAN DOBBEN, H.; BOBBINK, R.; EMMETT, B.; SMART, S.; EVANS, C.; SCHLUTOW, A.; KRAFT, P.; BELYAZID, S.; SVERDRUP, H.; VAN HINSBERG, A.; POSCH, M.; HETTELINGH, J.-P. (2007): Development in deriving critical limits and modelling critical loads of nitrogen for terrestrial ecosystems in Europe. Alterra-MNP/CCE report, Alterra report 1382

- DISE, N.B.; MATZNER, E.; GUNDERSEN, P. (1998): Synthesis of nitrogen pools and fluxes from European forest ecosystems. *Water, Air and Soil Pollution*. 105, 143-154
- DUNGER, K.; STÜRMER, W.; OEMICHER, K.; RIEDEL, T.; BOLTE, A. (2009): Der Kohlenstoffspeicher Wald und seine Entwicklung. *AFZDerWald* 64, 20: 1072-1073
- DRAAIJERS, G.P.L.; ERISMAN, J.W.; SPRANGER, T.; WYERS, G. (1996): The application of throughfall measurements for atmospheric deposition monitoring. *Atmos. Environ.* 30: 3349-3361
- ELLENBERG, H. (1992): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen (ohne Rubus). *Scripta Geobotanica* 18, 9-166
- ELLENBERG, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 5. Auflage, Ulmer, Stuttgart. 1096 S.
- ENGELS, F.; BLOCK, J.; WUNN, U. (1999): Methodenbeschreibung Terrestrische Waldschadenserhebung (TWE) in Rheinland-Pfalz. <http://www.fawf.wald-rlp.de/fileadmin/website/fawfseiten/fawf/FUM/umweltmonitoring/methoden.pdf>
- EVERS, J.; KÖNIG, N.; WOLFF, B.; MEIWES, K.J. (2002): Vorbereitung der Zweiten Bodenzustandserhebung im Wald - Untersuchungen zur Laboranalytik, Stickstoffbestimmung und zeitlichen Variabilität bodenchemischer Parameter. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (Hrsg.), Selbstverlag FVA Göttingen
- FALK, W.; DIETZ, E.; GRÜNERT, S.; SCHULTZE, B.; KÖLLING, C. (2008): Wo hat die Fichte genügend Wasser? Neue über-regional gültige Karten des Wasserhaushalts von Fichtenbeständen verbessern die Anbauentscheidung. *LWF aktuell* 66, 21-25
- FALK, W.; OSENSTETTER, S. (2011): Quantitative Kennzeichnung des Lufthaushaltes von Waldböden. *Berichte Freiburger Forstliche Forschung*, Heft 88: 131-137
- FAO (Food and Agricultural Organisation of the United Nations) (Ed.) (2006): World reference base for soil resources 2006. Second edition. *World Soil Resources reports* 103. FAO Rome, 1-145
- FICHTER, J. (1997): Minéralogie quantitative et flux d'éléments minéraux libéré par altération des minéraux des sols dans deux écosystèmes sur granite (bassin versant du Strengbach, Vosges). Institut National de la Recherche Agronomique (INRA), Champenoux
- GAUER, J. (2009): Böden als Waldstandorte. - in Blume, H.-P., Felix-Henningsen, P., Fischer, W.R., Frede, H.-G., Horn, R., Stahr, K. (Hrsg.) *Handbuch der Bodenkunde*. Kap. 4.2.1, 1-79, 32. Erg Lfg. 06/09, Wiley-VCH, Weinheim
- GAUGER, TH. (2010): Modellierung der Gesamt-Deposition der Jahre 2004 bis 2007 für ausgewählte Waldstandorte in Deutschland. Schlussbericht zu einem Auftrag des vTI-WOI Eberswalde, Selbstverlag INS Univ. Stuttgart, 32 S. und Ergebnisdateien
- GENSOR, A.; KÖLLING, C.; MELLERT, K.-H. (2003): Die Nitratinventur in Bayern. Methodik und Ergebnisse. Fakultät für Forst- und Umweltwissenschaften, Albert-Ludwig-Universität Freiburg und Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Freiburg (Hrsg.), *Berichte Freiburger Forstliche Forschung* Heft 49, 101-114
- GEYER, J. (2011): Bodenzustandserhebung II Rheinland-Pfalz - Verteilungsmuster erhöhter Schwermetallgehalte. Arbeit im Rahmen eines Praktikums an der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Trippstadt, 24 S. und Anhang (unveröffentlicht)
- GULDER, H.-J.; KÖLBEL, M. (1993): Waldbodeninventur in Bayern. *Forstliche Forschungsberichte München*, Nr. 132, 1-243
- GUTACHTERAUSSCHUSS FORSTLICHE ANALYTIK (2005): *Handbuch forstliche Analytik*
- HADWIGER-FANGMEIER A.; FANGMEIER, A.; JÄGER, H.-J. (1992): Ammoniak in der bodennahen Atmosphäre – Emission, Immission und Auswirkungen auf terrestrische Ökosysteme. *Forschungsberichte zum Forschungsprogramm des Landes Nordrhein-Westfalen „Luftverunreinigungen und Waldschäden“* Nr. 28, Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg.), 1-206
- HAGEMANN, H.; BILKE, G.; MURACH, D.; SCHULTE, A. (2008): Bilanzierung und Bewertung von Nährelemententzügen durch Vollbaumnutzungsstrategien bei der Kiefer (*Pinus sylvestris*) in Brandenburg. *Archiv für Forstwesen und Landschaftsökologie* 42; 16-25
- HAMMEL, K.; KENNEL, M. (2001): Charakterisierung und Analyse der Wasserverfügbarkeit und des Wasserhaushalts von Waldstandorten in Bayern mit dem Simulationsmodell BROOK90. *Forstliche Forschungsberichte München*, 185, 135 S.

- HAUENSTEIN, M.; GOLDSCHMITT, M.; MESSERSCHMIDT, K. (2008): Hintergrundwerte der Böden von Rheinland-Pfalz. Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz Rheinland-Pfalz (Hrsg.). Mainz
- HEISNER U.; RABER, B.; HILDEBRAND, E.E. (2004): The importance of soil skeleton for plant-available nutrients in sites of the Southern Black Forest, Germany. *Eur. J. Forest Res.*, 123, 249-257
- HILDEBRAND, E.E. (1986): Zustand und Entwicklung der Austauschigenschaften von Mineralböden aus Standorten mit erkrankten Waldbeständen, *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 105, S. 60-76
- HILLER, D.A.; BRÜMMER, G.W. (1997): Mikrosonderuntersuchungen an unterschiedlich stark mit Schwermetallen belasteten Böden. 2. Gehalte an Schwermetallen und anderen Elementen in Huminstoffaggregationen, Streustoffen und Holzkohlepartikeln. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 160, 47-55
- HORNBERG, V.M.; BRÜMMER, G.W. (1993): Verhalten von Schwermetallen in Böden. 1. Untersuchungen zur Schwermetallmobilität. *Z. Pflanzenern. Bodenk.* 156, 467-77
- IRSLINGER, R. (1997): Ermittlung des Bioelement-Kreislaufs in Waldökosystemen. Die Protonenbilanz des Mineralbodens als ein Instrument der Evaluierung eines Naturgemäßen Waldbaues. Fachhochschule für Forstwirtschaft, Rottenburg (Hrsg.). Schriftenreihe der Fachhochschule für Forstwirtschaft, Nr.7, 138-159
- JANSEN, M.; EBERL, C.; BEESE, F. (2002): Regionalization of soil chemical variables in the Harz mountains. In: JANSEN, M.; JUDAS, M.; SABOROWSKI, J. (eds.): *Spatial modelling in forest ecology and management*. Springer, Berlin, 68-86
- JANSEN, M.; BEESE, F.; LOFTFIELD, N. (2005): Wasserversorgung in bewaldeten Einzugsgebieten. *Berichte Freiburger Forstliche Forschung* 62, 77-86
- JANSEN, M.; CHODAK, M.; SABOROWSKI, J.; BEESE, F. (2005): Erfassung von Humusmengen und -qualitäten in organischen Auflagen in rein- und Mischbeständen von Buchen und Fichten unterschiedlichen Alters. *Allg. Forst- und Jagd-Zeitung*, 176. Jg., 9/10, 176-186
- JANSSEN, J., LAATZ, W. (2007): *Statistische Datenanalyse mit SPSS für Windows*. 6. Auflage. Springer, 2007, S. 569
- JONGMANS A. G.; BREEMEN, N.; LUNDSTRÖM, U.; VAN HESS, P.A.W.; FINLAY, R. D.; SRINIVASAN, M., UNESTAM, T. GIESLER, R.; MELKERUD, P.-A.; OLSSON, M. (1997): Rock-weathering fungi. *Nature* 389, 682-683
- KAUS, A.; WILD, A. (1997): Physiologische Aspekte der Erkrankung der Douglasie. *Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz*, Nr.41/97, 117-127
- KERN, M.; RABER (2006): Verfahren zur Ermittlung des Nährelementpotenzials des Gesamtbodens unter besonderer Berücksichtigung des Bodenskeletts und deren Integration in die Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II). Abschlussbericht zum Forschungsprojekt 04HS024 im Auftrag des Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, 61 S. u. Anhang
- KOHLER, M. (2001): Ionenspeicher- und Ionenmobilisierungspotentiale der Skelettfraktion von Waldböden im Schwarzwald. Dissertation an der Forstlichen Fakultät der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg. *Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen*, 39
- KÖLLING, C. (1991): Stickstoffsättigung von Waldökosystemen. *Allgemeine Forstzeitschrift* 46, 10, 513-517
- KÖLLING, C. (1999): Ordination von Waldökosystemen nach Stoffkonzentrationen der Lösungsphase und bodenchemischen Tiefengradienten. *Z. Pflanzenernährung Bodenkunde* 162, 89-95
- KÖLLING, CHR.; HOFFMANN, M.; GULDER, H.-J.; (1996): Bodenchemische Vertikalgradienten als charakteristische Zustandsgrößen von Waldökosystemen. *Z. Pflanzenern. Bodenk.* 159, 69-77
- KÖLLING, C.; NEUSTIFTER (1997): Stickstoffeintrag in Wäldern und Nitratkonzentration im Sickerwasser – Ergebnisse aus dem Messnetz der Bayrischen Klimastationen. *Allgemein. Forstz.* 52. 1107-1110
- KÖLLING, C.; VON WILPERT, K. (2000): Kennwerte zum Säurestatus aus Bodenlösung. *Forstarchiv* 71, 49-53
- KÖLLING, C.; BLUM, U.; DIETZ, E.; FALK, W.; SCHUBERT, A.; STETTER, U. (2010): Daten für den Bodenschutz. Erste Ergebnisse der zweiten Bodenzustandserhebung im Wald für Bayern. Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF), Zentrum Wald-Forst-Holz, Weihenstephan, Freising (Hrsg.). *LWF aktuell* Nr. 78, 4-6
- KÖLLING, C.; FALK, W. (2010): Heute reichlich, morgen knapp: Wasser im Wald. – Wasser ist der wichtigste Standortfaktor für das Gedeihen des Waldes. *LWF aktuell* 78, 15-17
- KÖNIG, N.; ULRICH, B. (1986): Molekülgrößenverteilung, Komplexierungs- und Adsorptionsverhalten natürlicher, organischer Substanzen eines sauren Waldbodens in Lützelinden und ihr Einfluss auf die Schwermetallkonzentrationen in der Bodenlösung. Bericht des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Göttingen, Reihe B, Bd. 3, 122-132

- KREUTZER, K. (1972): Über den Einfluss der Streunutzung auf den Stickstoffhaushalt von Kiefernbeständen (Pinussilvestris L.). Forstwissenschaftliches Centralblatt. 91, 263-270
- KREUTZER, K. (1979): Ökologische Fragen zur Vollbaumernte. Forstwissenschaftliches Centralblatt 98, 298-308
- KREUTZER, K.; DESCHU, E.; HÖSL, G. (1986): Vergleichende Untersuchungen über den Einfluss von Fichte (Picea Abies Karst.) und Buche (Fagus Sylvatica L.) auf die Sickerwasserqualität. Forstliches Centralblatt 105, 364-371
- LANDESBODENSCHUTZGESETZ RHEINLAND-PFALZ (2005): LBSchG vom 25.07.2005, GVBl. S. 302
- LFUBW (1994): Landesamt für Umweltschutz (LfU) Baden-Württemberg [Hrsg.] - Schwermetallgehalte in Böden aus verschiedenen Ausgangsgesteinen Baden-Württembergs; Karlsruhe
- LGB (2005): Landesamt für Geologie und Bergbau Rheinland-Pfalz (LGB) (Hrsg.): Geologie von Rheinland-Pfalz - 400 S.; E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart
- LEITHER, E. (1997): Bodenökologische Untersuchungen zur Auswirkung einer Kompensationskalkung eines Fichtenbestandes im Hunsrück unter besonderer Berücksichtigung der Collembola. Diplomarbeit an der Universität Mainz, 1-110
- LOTZ, R. (1996): Roßbach am Brangenberge, Aus der Geschichte unseres Dorfes, Hachenburg
- LUDWIG, B.; MEIWES, K.J.; KHANNA, P.; GEHLEN, R.; FORTMANN, H.; HILDEBRAND, E. E. (1999): Comparison of different laboratory methods with lysimetry for soil solution composition – experimental and model results. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 162, 343-351
- LWF (Bayrische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft) (Hrsg.) (2002): Stickstoff in Bayerns Wäldern. LWF aktuell Nr. 34, 1-44
- MATZNER, E. (1987): Der Stoffumsatz zweier Waldökosysteme im Solling. Habil.-Arbeit. Forschungszentrum Waldökosysteme Waldsterben
- MATZNER, E.; BERG, B. (1997): Effect of N deposition of plant litter and soil organic matter in forest systems. Environ. Rev. 5, 1-25
- MEESENBURG, H., JACOBSEN, C., KHANNA, P.K., MEIWES, K.J. (2004): Abschätzung der effektiven Durchwurzelungstiefe für Waldböden. – BZE-Vorstudie im Auftrag des Bundesministeriums für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft, Bonn
- MEESENBURG, H., EICHHORN, J., MEIWES, K.J. (2009). Atmospheric deposition and canopy interactions. In: R. Brumme, P.K. Khanna (Hrsg.): Functioning and Management of European Beech Ecosystems, Ecol. Studies 208: 265-302
- MEIWES, K.J.; KÖNIG, N.; KHANNA, P.K.; PRENZEL, J.; ULRICH, B. (1984): Chemische Untersuchungsverfahren für Mineralböden, Auflagehumus und Wurzeln zur Charakterisierung und Bewertung der Versauerung in Waldböden. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben an der Universität Göttingen 7, 1-67
- MEIWES K.J.; MEESENBURG, H.; BARTENS, H.; RADEMACHER, P.; KHANNA, P.K. (2002): Akkumulation von Auflagehumus im Solling. Mögliche Ursachen und Bedeutung für den Nährstoffkreislauf. Forst u. Holz 57, 428-433
- MEIWES, K.-J., ASCHE, N., BLOCK, J., KALLWEIT, R., KÖLLING, CH., RABEN, G., WILPERT, K. (2008): Potenziale und Restriktionen der Biomassennutzung im Wald. AFZ – Der Wald 10-11, 598-603
- MELLERT, K.H.; GENSIOR, A.; KÖLLING, CH. (2005): Stickstoffsättigung in den Wäldern Bayerns – Ergebnisse der Nitratinventur. Forstarchiv 76, 35-43
- MELLERT, K.H.; KÖLLING, CH. (2006): Stickstoffsättigung – ein wachsendes Problem ohne Lösung? Forst und Holz 61, 3, 95-98
- MICHIELS, H.-G. (1998): Der Standortswald im Südwestdeutschen Standortskundlichen Verfahren. - Mitt. Ver. Forstl. Standortskde., Forstpflanzenz. 39, 73-80, Freiburg
- MUFV (MINISTERIUM FÜR UMWELT, FORSTEN UND VERBRAUCHERSCHUTZ RHEINLAND-PFALZ) (Hrsg.) (2007): Klimabericht Rheinland-Pfalz 2007. MUFV, Mainz, 125 S. u. Anhang
- MUFV (MINISTERIUM FÜR UMWELT, FORSTEN UND VERBRAUCHERSCHUTZ RHEINLAND-PFALZ) (Hrsg.) (2010): Waldzustandsbericht 2010. MUFV, Mainz, 69 S. u. Anhang
- MULEWF (MINISTERIUM FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT, ERNÄHRUNG, WEINBAU UND FORSTEN RHEINLAND-PFALZ) (Hrsg.) (2011): Waldzustandsbericht 2011, MULEWF, Mainz 69 S. und Anhang
- MÜHLHAUS, B. (1985): Sondermeßprogramm Wald. Konzept, Kosten, Entwicklungstendenzen. Allgemeine Forst Zeitschrift Heft 25/26, 656-658

- NAGEL, H.-D.; GREGOR, H.-D. (1999): Ökologische Belastungsgrenzen – Critical Loads & Levels. Ein internationales Konzept für die Luftreinhaltepolitik. Springer Verlag Berlin Heidelberg, 1-259
- ORTLOFF, W.; SCHLAEPFER, R. (1996): Stickstoff und Waldschäden. Eine Literaturübersicht. Allg. Forst u. Jagdzeitung, 167. Jg., 9-10, 184-201
- PARTH A.; FISCHER, C. (2009): FRIDOLINO - Eine Datenbankumgebung zur Berechnung vegetationsökologischer Kenngrößen. Forstarchiv 80: 5, 236-240
- PRETZSCH, H. (2002): Grundlagen der Waldwachstumsforschung. Blackwell Verlag, Berlin, Wien, 414 S.
- PRÜESS, A. (1994): Einstufung mobiler Schwermetalle in Böden. In: ROSENKRANZ, D. (Hrsg.): Bodenschutz, Bd. 2, 3600, 15. Lfg. 1/94, Erich Schmidt Verlag, Berlin
- RABER B., KOHLER M., HILDEBRAND E.E. (2005): Beitrag des Bodenskeletts zum Ionenvorrat von Böden. In V. TEUFEL et al. (Hrsg.): Waldumbau für eine zukunftsorientierte Waldwirtschaft. Springer Verlag, Berlin, S. 179-214
- RADEMACHER, P. (2001): Atmospheric heavy metals and forest ecosystems. UN/ECE Geneva and Brussels <http://www.icp-forests.org/pdf/rademacher.pdf>
- RADEMACHER, P.; BUSS, B.; MÜLLER-USING, B. (1999): Waldbau und Nährstoffmanagement als integrierte Aufgabe in der Kiefernwirtschaft auf ärmeren pleistozänen Sanden. Forst u. Holz 54, 330-335
- RADEMACHER, P.; MÜLLER-USING, B.; MEESENBURG, H.; MEIWES, K.J. (2001): Inventory and budget of nutrients in managed German forest stands: A method to control sustainable nutrient management. In: Horst, W.J. et al. (eds.). Plant nutrition – Food security and sustainability of agro-ecosystems. Kluwer, Development Plant Soil Sci., 906-907
- RADEMACHER, P.; MEESENBURG, H.; MÜLLER-USING, B. (2001): Nährstoffkreisläufe in einem Eichenwald-Ökosystem des nordwestdeutschen Pleistozäns. Forstarchiv 72. Jahrgang, 43-54
- RASPE, ST.; GÖTTLEIN, A. (2008): Nährstoffbilanzen von Fichtenökosystemen. Forst und Holz 63; 7/8, 60-65
- REUSS, J.O.; JOHNSON, D.W. (1986): Acid deposition and the acidification of soils and waters. Ecol. Studies 59, 1-119. Springer Verlag
- RIEK, W.; WOLFF, B. (2007): Bodenkundliche Indikatoren für die Auswertung der Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II). Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme der Universität Göttingen, Reihe B, Bd. 74, 1-132
- ROTHER, A.; KÖLLING, C.; MORITZ, K. (1998): Waldbewirtschaftung und Grundwasserschutz. Allgemeine Forstzeitschrift 53, 291-295
- SAUER, T.; SAUER, S.; DEHNER, U.; GOLDSCHMITT, M.; WIESNER, T.; SPIES, E.-D. (2010): Modul Boden. In: ZdF-FAWF (Hrsg: KlimLandRP Klima- und Landschaftswandel in Rheinland-Pfalz – Statusbericht Stand Mai 2010, Selbstverlag FAWF Trippstadt, 22-40
- SAUER, T.; DEHNER, U.; SAUER, S.; GOLDSCHMITT, M.; WIESNER, T.; SPIES, E.-D. (2012): Modul Boden. – In: Ministerium für Wirtschaft, Klimaschutz, Energie und Landesplanung Rheinland-Pfalz [Hrsg.]: Klima- und Landschaftswandel in Rheinland-Pfalz – Methoden und Ergebnisse des Landesprojekts KlimLandRP (in Vorbereitung)
- SCHÄFFER, J.; NIEDERBERGER, J.; V. WILPERT, K. (2002): Chancen und Risiken: Verwendung von Holzasche bei der Kalkung von Waldböden. AFZ/Der Wald 57, 829-832
- SCHAEFFER, F.; SCHACHTSCHABEL, P. (2010): Lehrbuch der Bodenkunde, 16. Auflage, Heidelberg
- SCHLOTTER, D.; HILDEBRAND, E.E.; SCHACK-KIRCHNER, H. (2009): Möglichkeiten und Grenzen der Auswertbarkeit von 1:2 Extrakten. Bericht zur Bund-Länder-Tagung „BZE II“ am 10./11.11.2009 in Göttingen
- SCHLOTTER, D.; SCHACK-KIRCHNER, H.; HILDEBRAND, E.E.; V. WILPERT, K. (2011): Equivalence or complementarity of soil solution extraction methods. J. Plant Nutr. Soil Sci: 2011 DOI: 10.1002/jpln.201000399
- SCHRAMM, D.; SCHULTZE, B.; SCHERZER, J. (2006): Validierung der Pedotransferfunktionen zur Berechnung von bodenphysikalischen Parametern als Grundlage für die Ermittlung von Kennwerten des Wasserhaushalts im Rahmen der BZE II. Schlussbericht zu einem Auftrag des vTI-WOI Eberswalde, 169 S.
- SCHUBERT, A. (2010): Organisch gebundener Kohlenstoff im Waldboden. Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF), Zentrum Wald-Forst-Holz, Weihenstephan, Freising (Hrsg.). LWF aktuell Nr. 78, 11-14
- SCHULTE, A. (1988): Adsorption von Schwermetallen in repräsentativen Böden Israels und Nordwestdeutschlands in Abhängigkeit von der spezifischen Oberfläche. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme an der Universität Göttingen, Reihe A, Bd. 46, 1-161

- SCHULTZ, R. (1987): Vergleichende Betrachtung des Schwermetallhaushalts verschiedener Waldökosysteme Norddeutschlands. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Göttingen, Reihe A, Bd. 32, 1-217
- SCHULTZE, B.; KÖLLING, C.; DITTMAR, C.; RÖTZER, T.; ELLING, W. (2005): Konzept für ein neues quantitatives Verfahren zur Kennzeichnung des Wasserhaushalts von Waldböden in Bayern: Modellierung - Regression - Regionalisierung; Forstarchiv 76, S. 155-163
- SCHULTZE, B.; SCHERZER, J. (2009): Modellierung des Wasserhaushalts von 202 Waldstandorten in Rheinland-Pfalz. unveröffentlichter Bericht eines Werkvertrages im Auftrag der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz, Trippstadt, UDATA. 57 S. u. Ergebnisdateien
- SCHULTZE, B.; KARL, S.; SCHERZER, J. (2011): Modellierung des Wasserhaushalts von 202 Waldstandorten bei Klimawandel; unveröffentlichter Abschlussbericht eines Werkvertrages im Auftrag der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz, Trippstadt, UDATA, 74 S. u. Ergebnisdateien
- SCHÜLER, G. (1996): Bodenschutz durch standortsdifferenzierte Waldkalkung. Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges. 79, 133-136
- SCHÜLER, G. (1997): Stabilitätserhöhung im Ökosystem Wald durch Bodenschutz, Kompensation von Nährstoffverlusten und naturnahe Waldbewirtschaftung. Beiträge der 2. Fachtagung „Waldschäden, Boden- und Wasserversauerung durch Luftschadstoffe in Rheinland-Pfalz; Ökosystemschäden und Gegenmaßnahmen“. Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz (Hrsg.), 74-96
- SEIFERT, TH.; SCHUCK, J.; BLOCK, J.; PRETZSCH, H. (2006): Simulation von Biomasse- und Nährstoffgehalt von Waldbäumen. In: Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten, Sektion Ertragskunde, NAGEL, J., Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Abteilung Waldwachstum, Göttingen (Hrsg.): Beiträge zur Jahrestagung vom 29.-31. Mai 2006 in Staufen, 209-224
- SPEKAT, A.; ENKE, W.; KREIENKAMP, F. (2007): Neuentwicklungen von regional hoch aufgelösten Wetterlagen für Deutschland und Bereitstellung regionaler Klimaszenarios auf der Basis von globalen Klimasimulationen mit dem Regionalisierungsmodell WETTREG auf Basis von globalen Klimasimulationen mit ECHAM5/MPI-OM T63L31 2010 bis 2100 für die SRES-Szenarios B1, A1B und A2; Endbericht, Umweltbundesamt Berlin
- STODDARD, J.L. (1994): Long-term changes in watershed retention of nitrogen: its causes and aquatic consequences. In L.A. BAKER (ed.): Environmental chemistry of lakes and reservoirs. Advances in Chemistry, Series No. 237, American Chemical Society, Washing, 223-284
- SVERDRUP, H.; WARFVINGE, P. (1993): Calculating field weathering rates using a mechanistic geochemical model PROFILE. Applied Geochemistry. Vol. 8. 273-283
- SVERDRUP, H.; WARFVINGE, P. (1995): Critical Loads of acidity to Swedish forest soils. Reports in ecology and environmental engineering 5, 1-104
- TAUCHERT, J.; EISENBEIS, G. (1992): Auswirkungen der Waldkalkung auf die Bodenmakrofauna – Ergebnisse aus einem Fichtenstandort im Hunsrück bei Idar-Oberstein – Mitt. aus der FVA Rh.-Pf., Nr. 21/92, 147-160
- TOMLINSON, G.H. (2003): Acidic deposition, nutrient leaching and forest growth, Biogeochemistry 65, Number 1, 51-81
- TYLER, G. (1992): Critical concentrations of heavy metals in the mor horizon of Swedish forests. Solna Sweden, Swedish Environmental Protection Agency, Report 4078, 1-38
- TYLER, G.; BALSBERG PAHLSSON, A.-M.; BENGSSON, G.; BAATH, E.; TRANVIK, L. (1989): Heavy metal ecology of terrestrial plants, microorganisms and invertebrates. A review. Water, Air and Soil Pollution, 47, 189-215
- UBA (UMWELTBUNDESAMT) (1995): Wirkungskomplex Stickstoff und Wald, Umweltbundesamt Berlin 21./22. November 1994, Texte 28/95, 1-232
- UGOLINI, F. C., CORTI, G., AGNELLI, A., PICCARDI, F. (1996): Mineralogical, physical and chemical properties of rock fragments in soil. Soil Science, 161, 521-542
- ULRICH, B. (1972): Betriebswirtschaftliche Konsequenzen von Eingriffen in den Nährstoffhaushalt von Waldökosystemen. Forstarchiv. 43, 129-132
- ULRICH, B. (1981): Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand. Z. Pflanzenern. Bodenk. 144, 289-305
- ULRICH, B. (1988): Ökochemische Kennwerte des Bodens. Z. Pflanzenern. Bodenk. 152, 171-176
- ULRICH, B. (1994): Nutrient and acid/base budget of central European forest ecosystems. In: HÜTTERMANN, A.; GODBOLD, DL. (Hrsg.): Effects of acid rain on forest processes. Wiley, New York: 1-43

- ULRICH, B., MAYER, R., SOMMER, U. (1975): Rückwirkungen der Wirtschaftsführung über den Nährstoffhaushalt auf die Leistungsfähigkeit der Standorte. Forstarchiv 46,5-8.
- ULRICH, B.; MAYER, R.; KHANNA, P.K. (1979): Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Wald ökosystemen des Solling. Schr. Forstl. Fak. Univ. Göttingen 58, 1-291
- ULRICH, B.; MEYER, H.; JÄNICH, K.; BÜTTNER, G. (1989): Basenverluste in den Böden von Hainsimsen-Buchenwäldern in Südniedersachsen zwischen 1954 und 1986. Forst und Holz 44. 251-253
- VAN BREEMEN, N., FINLAY, R., LUNDSTRÖM, U., JONGMANS, A. G., GIESLER, R., OLSSON, M. (2000): Mycorrhizal wheathe ring: A true case of mineral plant nutrition? Biogeochemistry, 49, 53-67
- VEERHOFF, M.; ROSCHER, S.; BRÜMMER, G. (1996): Ausmaß und ökologische Gefahren der Versauerung von Boden und Wald. UBA-Texte 1/96. Umweltbundesamt (Hrsg.)
- VOLZ, H.-A. (1994): 10 Jahre Depositionsmessungen in Fichtenbeständen. Schriftenreihe des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Heft 434. Landwirtschaftsverlag GmbH. Münster
- WAGNER, A.; GERLINGER, K. (2009): Anwendung des Programms InterMet zur Interpolation von WETTREG-Daten in Monats- und Tageszeitschritten im Rahmen des KlimLandRP-Projekts. Unveröffentlichter Bericht eines Werkvertrags im Auftrag der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz
- WALTHERT, L.; ZIMMERMANN, S.; BLASER, P.; LUSTE, J.; LÜSCHER, P. (2004): Waldböden der Schweiz. Band 1. Grundlagen der Region Jura. – Birmensdorf, Eidg. Forschungsanstalt WSL, Bern, Hep Verlag. 768 S.
- WEBER, M. UND EISENBEIS, G. (1992): Auswirkungen der Waldkalkung auf die Bodenmakrofauna – Ergebnisse aus einem Kiefern-Buchen-Standort im Pfälzer Wald – Mitt. aus der FVA Rh.-Pf., Nr. 21/92, 175-188
- WEDEPOHL, K.H. (1984): Die Zusammensetzung der oberen Erdkruste und der natürliche Kreislauf ausgewählter Metalle. In: Merian E. (Hrsg.): Metalle in der Umwelt. Verlag Chemie, Weinheim S. 1-10
- WELLBROCK, N.; BIELEFELDT, J.; EICKENSCHIEDT, N.; BOLTE, A.; WOLFF, B. (2011): Kohlenstoff- und Nährelement-speicherung von Waldflächen des forstlichen Umweltmonitorings in Rheinland-Pfalz (BZE, Level II). Unveröffentlichter Forschungsbericht 6.2/01/2010, 111 S. und Anhang
- WILPERT VON, K.; BÖSCH, B.; BASTIAN, P.; ZIRLEWAGEN, D.; HEPPERLE, F.; HOLZMANN, ST.; PUHLMANN, H.; SCHÄFFER, J.; KÄNDLER, G.; SAUTER, U. H. (2011): Biomasse-Aufkommensprognose und Kreislaufkonzept für den Einsatz von Holzaschen in der Bodenschutzkalkung in Oberschwaben. Ber. Freiburger Forstl. Forschung 87, 139 S. u. Anhang
- WITTICH, W. (1954): Die Melioration streugennutzter Böden. Forstwissenschaftliches Centralblatt 73, 211-232
- WOLFF B.; RIEK, W. (1997): Deutscher Waldbodenbericht 1996 – Ergebnisse der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald von 1987 – 1993 (BZE), Bundesministerium für Ernähr., Landwirtsch. und Forsten, Bonn, 2 Bde.
- WÖSTEN, J.H.M.; LILLY, A.; NEMES, A.; LE BA, C. (1999): Development and use of a database of hydraulic properties of European soils. Geoderma 90, 169-185
- WSL (EIDGENÖSSISCHE FORSCHUNGSANSTALT FÜR WALD, SCHNEE UND LANDSCHAFT) (1997): Säure- und Stickstoffbelastungen – ein Risiko für den Schweizer Wald? Publikation zur Tagung „Forum für Wissen“ vom 14. März 1997 an der WSL in Birmensdorf, 1-100
- WÜRTH, P. (2010): Untersuchung von Humusprofilen mit uneindeutigem Übergang zwischen Auflagehumus und Mineralboden im Pfälzerwald rund um Trippstadt. Diplomarbeit an der Hochschule für Forstwissenschaft Rottenburg, 1-105
- ZEZSCHWITZ, E. VON (1980): Analytische Kennwerte typischer Humusformen westfälischer Bergwälder. Z. Pflanzen ern. Bodenk., 143, 692-700
- ZEZSCHWITZ, E. VON (1985a): Immissionsbedingte Änderungen analytischer Kennwerte nordwestdeutscher Mittelgebirgsböden. Geologisches Jahrbuch. Reihe F, Heft 20, 3-41
- ZEZSCHWITZ, E. VON (1985b): Qualitätsänderungen des Waldhumus. Forstwiss. Cbl. 104, 205-220

12 Danksagung

Die Waldbodenzustandserhebung ist ein Großvorhaben, bei dem mehr als 1200 Bodenproben landesweit gewonnen, aufbereitet und auf eine Vielzahl von Parametern untersucht werden mussten. Nahezu 70 000 Analysebefunde und eine Fülle von Begleitinformationen waren auszuwerten und im Hinblick auf die umfangreichen Zielsetzungen zu bewerten. Dieses Vorhaben konnte nur durch die engagierte Mitwirkung zahlreicher Personen in den kooperierenden Dienststellen und Instituten gelingen.

Das Projekt wurde im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Landwirtschaft, Ernährung, Weinbau und Forsten des Landes Rheinland-Pfalz durchgeführt. Insbesondere vom Waldbaureferenten des Ministeriums, Herrn Dr. Harald Egidi, haben wir stets Motivation und Unterstützung erhalten. Bedanken möchten wir uns auch beim Referat Bodenschutz im Ministerium für Wirtschaft, Klimaschutz, Energie und Landesplanung, insbesondere Herrn Dr. Josef Backes, für die Unterstützung der Erhebung vor allem durch Finanzierung eines Felderhebungsteams und die Königswasseranalysen durch das Landesamt für Geologie und Bergbau Rheinland-Pfalz.

Hervorzuheben ist die effektive Zusammenarbeit in der Bund-Länder-Arbeitsgruppe „BZE“. Für den regen Austausch an Erfahrungen und die fruchtbaren Diskussionen zu allen im Zuge der Erhebung auftauchenden Fragen möchten wir uns bei allen Kolleginnen und Kollegen der AG herzlich bedanken.

Die Kolleginnen und Kollegen der örtlichen Forstämter haben das Projekt sehr wesentlich durch ihren Kontakt mit den Waldbesitzenden, die Anlage der Bodenprofile, die Übermittlung von Bestockungs- und Kalkungsinformationen und vieles mehr unterstützt. Bei der Probengewinnung haben mit großem Engagement und – angesichts der vielen Steilhänge – häufig auch mit hohem körperlichem Einsatz die Herren Erich Heck, Alois Junk-Alff, Hermann Hansen und Wolfgang Neuhardt mitgewirkt. Frau Monika Busch von der Forsteinrichtung in Koblenz hat eine Fülle von Feldaufnahmedaten digitalisiert. Die Aufbereitung der Proben lag bei Frau Karin Michel und Frau Nora Wadle vom Forstamt Hinterweidenthal in guten Händen. Die Aufnahmeteams der Waldzustandserhebung 2005 haben durch die Bestandesaufnahme an den BZE-Plots wesentlich zum Gelingen des Projekts beigetragen.

Zu Dank verpflichtet sind wir auch Herrn Prof. Dr. Andreas Bolte und seinem damaligen Team an der Universität Göttingen sowie den Herren Thomas Kompa und Christof Rörig-Weisbrod für die fachkundigen vegetationskundlichen Untersuchungen. Die Aufnahmen des Totholzes und der Frühjahrsgeophyten erfolgten kompetent durch Udo Einig und Hagen Amberger.

Die umfangreichen chemischen Analysen sind für das Projekt von zentraler Bedeutung. Bei den Laborteams der LUFA Speyer und des LGB Mainz möchten wir uns für die zuverlässige und sorgfältige Analytik herzlich bedanken. Unser besonderer Dank gilt den Laborleitern Herrn Klaus Wies und Herrn Matthias Hauenstein für ihr Engagement in der forstlichen Analytik und die fachkundige Beratung in vielen chemischen Fragen. Dr. Rüdiger Butz-Braun, Tonmineralogische Beratung Kirchhain danken wir für die wertvollen Mineralanalysen, die Parametrisierung des Modells PROFILE und die stets fachkundige Beratung in allen Aspekten der Abschätzung der Mineralausstattung und Mineralverwitterung der Böden.

Unser besonderer Dank gilt auch den Kolleginnen und Kollegen in der FAWF, ohne deren unermüdlchen und fachkundigen Einsatz das Projekt nicht hätte durchgeführt werden können. Herr Florian Frank hat in vielen Bereichen der Logistik von der Versorgung der Feldaufnahmeteams mit Werkzeugen und Material, den Transport der Proben, die Probenaufbereitung, Texturanalysen bis hin zur Bestückung des Probendauerlagers mit den Rückstellproben engagiert mitgewirkt. Frau Ingrid Neumann war für die fachkundige Durchführung der Korngrößenanalysen an mehr als tausend Proben verantwortlich.

Frau Rebekka Rohe-Wachowski hat mit bewährter Sorgfalt die Trockenrohdsichten anhand von nahezu zehntausend Stechkappen bestimmt. Herr Eric Konrath hat an der Probenaufbereitung mitgewirkt. Herr Tilo Müller hat die Probenahmegeräte gewartet und die Absauganlagen zur Probenaufbereitung installiert. Frau Dinah Ehrhardt hat die GIS-Karten erzeugt und die Internetpräsentation der BZE verwirklicht. Frau Ingrid Gutheil war nicht nur für alle Schreibarbeiten und die Erstellung vieler Abbildungen verantwortlich, sondern hat mit überaus großem Engagement und Können auch das Layout des Berichts mit einer anspruchsvollen Profisoftware gestaltet. Herr Dr. Phan Hoang Dong hat uns bei der Aufnahme und Auswertung der waldwachstumskundlichen Daten beraten.

Unser besonderer Dank gilt dem Leiter der FAWF, Herrn Hans-Peter Ehrhart für die umfassende Unterstützung des Projekts, die kritische Durchsicht des Manuskripts und die Beratung in vielen Fachfragen, sowie dem ehemaligen Leiter der FAWF, Herrn Prof. Dr. Axel Roeder für die Unterstützung des Projekts in der Anfangsphase und die vielfältigen, stets sehr hilfreichen Anregungen zur Methodik des Vorhabens.

Viele, hier nicht namentlich aufgeführte Personen, wie unsere Zivi`s und eine Vielzahl von studentischen Hilfskräften, Praktikantinnen und Praktikanten haben das Projekt unmittelbar oder mittelbar unterstützt. Auch ihnen sei an dieser Stelle herzlich gedankt.

Die Verfasser

13 Anhang

Anhang 1 Methodencodes nach HFA, Abschnitt E

LUFA Speyer, Humus < 2mm: pH, Carbonat, Elementaranalyse

Element	Einheit	N _{beg} [*]	Sequenz B	Sequenz C	Sequenz D
Wasser	%	0,01	223-102-1-1-3-3	-1-1-1-1	
pH _{H2O}		0,01	223-102-1-1-3-3	2-3-3-3	11;00;22-3
pH _{CaCl2}		0,01	223-102-1-1-3-3	7-3-3-3	11;00;22-3
pH _{KCl}		0,01	223-102-1-1-3-3	4-3-3-3	11;00;22-3
C _{ges}	% OS	0,5	223-102-1-1-3-3	-1-1-1-1	8;124;10
C _{org}	% OS	0,5	223-102-1-1-3-3	-1-1-1-1	8;124;10
CCarbonat	% OS	0,5	223-102-1-1-3-3	-1-1-1-1	83;24;10
N _{ges}	% OS	0,1	223-102-1-1-3-3	-1-1-1-1	8;124;10

LUFA Speyer, Humus < 2mm: Ake

Element	Einheit	N _{beg} [*]	Sequenz B	Sequenz C	Sequenz D
pH		0,01	223-102-1-1-3-3	19-3-3-3	11;00;22-3
pH _D		0,01	223-102-1-1-3-3	19-3-3-3	11;00;22-3
Al	µmol/g	0,5	223-102-1-1-3-3	19-3-3-3	4;12-1-10
Na	µmol/g	0,02	223-102-1-1-3-3	19-3-3-3	4;12-1-10
Ca	µmol/g	0,02	223-102-1-1-3-3	19-3-3-3	4;12-1-1;1
Fe	µmol/g	0,01	223-102-1-1-3-3	19-3-3-3	4;12-1-1;1
K	µmol/g	0,02	223-102-1-1-3-3	19-3-3-3	4;12-1-10
Mg	µmol/g	0,02	223-102-1-1-3-3	19-3-3-3	4;12-1-12
Mn	µmol/g	0,01	223-102-1-1-3-3	19-3-3-3	4;12-1-10
H	µmol/g	0,1	223-102-1-1-3-3	19-3-3-3	11;22-1;2-3

LUFA Speyer, Humus < 2mm: Königswasserextraktion

Element	Einheit	N _{beg} [*]	Sequenz B	Sequenz C	Sequenz D
P	mg/kg	2	223-102-1-1-3-3	52-3-3-3	4;12-1-10
K	mg/kg	5	223-102-1-1-3-3	52-3-3-3	4;12-1-10
Ca	mg/kg	5	223-102-1-1-3-3	52-3-3-3	4;12-1-10
Mg	mg/kg	1	223-102-1-1-3-3	52-3-3-3	4;12-1-12
Na	mg/kg	5	223-102-1-1-3-3	52-3-3-3	4;12-1-10
Mn	mg/kg	0,5	223-102-1-1-3-3	52-3-3-3	4;12-1-10
Fe	mg/kg	5	223-102-1-1-3-3	52-3-3-3	4;12-1-1-1
Al	mg/kg	5	223-102-1-1-3-3	52-3-3-3	4;12-1-10
Cu	mg/kg	0,5	223-102-1-1-3-3	52-3-3-3	4;12-1-10
Zn	mg/kg	0,2	223-102-1-1-3-3	52-3-3-3	4;12-1-10
Cd	mg/kg	0,1	223-102-1-1-3-3	52-3-3-3	2;14;28;0
Pb	mg/kg	0,5	223-102-1-1-3-3	52-3-3-3	4;12-1-10

LGB Mainz, Humus < 2mm: Königswasserextraktion

Element	Einheit	N _{beg} [*]	Sequenz B	Sequenz C	Sequenz D
As	mg/kg	0,3	223-102-1-1-3-3	52-3-3-3	52;1;1-1;0
Cr	mg/kg	0,2	223-102-1-1-3-3	52-3-3-3	52;1;1-1;0
Hg	mg/kg	0,001	223-102-1-1-3-3	52-3-3-3	3;1;1-1-10
Ni	mg/kg	0,5	223-102-1-1-3-3	52-3-3-3	52;1;1-1;0

* N_{beg} = Nachweisgrenze

LUFA Speyer, Mineralboden: pH, Carbonat, Elementaranalyse

Element	Einheit	N _{exp} ²	Sequenz B	Sequenz C	Sequenz D
Wasser	%	0,01	2;1;5;5;6;2;-1;-1;-3;-3	11;-1;-1;-1	
pHH ₂ O		0,01	2;1;5;5;6;2;-1;-1;-3;-3	2;-3;-3;-3	11;0;0;2;2;-3
pHCaCO ₂		0,01	2;1;5;5;6;2;-1;-1;-3;-3	7;-3;-3;-3	11;0;0;2;2;-3
pHKCl		0,01	2;1;5;5;6;2;-1;-1;-3;-3	4;-3;-3;-3	11;0;0;2;2;-3
C _{ges}	g/kg	0,5	2;1;5;5;6;2;-1;-1;-3;-3	-1;-1;-1;-1	8;1;2;4;1;0
C _{org}	g/kg	0,5	2;1;5;5;6;2;-1;-1;-3;-3	-1;-1;-1;-1	8;1;2;4;1;0
C _{Carbonat}	g/kg	0,5	2;1;5;5;6;2;-1;-1;-3;-3	-1;-1;-1;-1	8;3;2;4;1;0
C _{carbonat CO₂}	g/kg	5	2;1;5;5;6;2;-1;-1;-3;-3	-1;-1;-1;-1	
N _{ges}	g/kg	0,1	2;1;5;5;6;2;-1;-1;-3;-3	-1;-1;-1;-1	8;1;2;4;1;0

LUFA Speyer, Mineralboden: Ake

Element	Einheit	N _{exp} ²	Sequenz B	Sequenz C	Sequenz D
pH		0,01	2;1;5;5;6;2;-1;-1;-3;-3	11;-3;-3;-3	11;0;0;2;2;-3
pH ₀		0,01	2;1;5;5;6;2;-1;-1;-3;-3	11;-3;-3;-3	11;0;0;2;2;-3
Al	μmole/g	0,5	2;1;5;5;6;2;-1;-1;-3;-3	11;-3;-3;-3	4;1;2;-1;-1;0
Na	μmole/g	0,02	2;1;5;5;6;2;-1;-1;-3;-3	11;-3;-3;-3	4;1;2;-1;-1;0
Ca	μmole/g	0,02	2;1;5;5;6;2;-1;-1;-3;-3	11;-3;-3;-3	4;1;2;-1;-1;1
Fe	μmole/g	0,01	2;1;5;5;6;2;-1;-1;-3;-3	11;-3;-3;-3	4;1;2;-1;-1;1
K	μmole/g	0,02	2;1;5;5;6;2;-1;-1;-3;-3	11;-3;-3;-3	4;1;2;-1;-1;0
Mg	μmole/g	0,02	2;1;5;5;6;2;-1;-1;-3;-3	11;-3;-3;-3	4;1;2;-1;-1;2
Mn	μmole/g	0,01	2;1;5;5;6;2;-1;-1;-3;-3	11;-3;-3;-3	4;1;2;-1;-1;0
H	μmole/g	0,1	2;1;5;5;6;2;-1;-1;-3;-3	11;-3;-3;-3	11;2;2;-1;2;-3

LUFA Speyer, Mineralboden: Akt

Element	Einheit	N _{exp} ²	Sequenz B	Sequenz C	Sequenz D
Na	μmole/g	0,02	2;1;5;5;6;2;-1;-1;-3;-3	12;-3;-3;-3	4;1;2;-1;-1;0
K	μmole/g	0,02	2;1;5;5;6;2;-1;-1;-3;-3	12;-3;-3;-3	4;1;2;-1;-1;0
Ca	μmole/g	0,02	2;1;5;5;6;2;-1;-1;-3;-3	12;-3;-3;-3	4;1;2;-1;-1;1
Mg	μmole/g	0,02	2;1;5;5;6;2;-1;-1;-3;-3	12;-3;-3;-3	4;1;2;-1;-1;2

LGB Mainz, Mineralboden: Königswasserextraktion

Element	Einheit	N _{exp} ²	Sequenz B	Sequenz C	Sequenz D
Mg	mg/kg	25	2;1;5;5;6;2;3;3;-3;-3	52;-3;-3;-3	4;1;6;1;-1;6
As	mg/kg	0,05	2;1;5;5;6;2;3;3;-3;-3	52;-3;-3;-3	2;1;4;2;3;0
Ca	mg/kg	3	2;1;5;5;6;2;3;3;-3;-3	52;-3;-3;-3	4;1;6;1;-1;6
Cd	mg/kg	0,015	2;1;5;5;6;2;3;3;-3;-3	52;-3;-3;-3	5;1;1;1;-1;0
Cr	mg/kg	0,2	2;1;5;5;6;2;3;3;-3;-3	52;-3;-3;-3	5;2;1;1;-1;0
Cu	mg/kg	0,15	2;1;5;5;6;2;3;3;-3;-3	52;-3;-3;-3	5;1;1;1;-1;0
Fe	mg/kg	3,0	2;1;5;5;6;2;3;3;-3;-3	52;-3;-3;-3	5;2;1;1;-1;0
Al	mg/kg	10	2;1;5;5;6;2;3;3;-3;-3	52;-3;-3;-3	5;1;1;1;-1;0
K	mg/kg	10	2;1;5;5;6;2;3;3;-3;-3	52;-3;-3;-3	4;1;6;1;-1;0
Zn	mg/kg	0,05	2;1;5;5;6;2;3;3;-3;-3	52;-3;-3;-3	5;1;1;1;-1;0
Mn	mg/kg	0,2	2;1;5;5;6;2;3;3;-3;-3	52;-3;-3;-3	5;2;1;1;-1;0
Na	mg/kg	2	2;1;5;5;6;2;3;3;-3;-3	52;-3;-3;-3	4;1;6;1;-1;0
Ni	mg/kg	0,1	2;1;5;5;6;2;3;3;-3;-3	52;-3;-3;-3	1;1;2;1;0;0
P	mg/kg	25	2;1;5;5;6;2;3;3;-3;-3	52;-3;-3;-3	5;1;1;1;-1;0
Pb	mg/kg	0,2	2;1;5;5;6;2;3;3;-3;-3	52;-3;-3;-3	5;1;1;1;-1;6
S	mg/kg	5	2;1;5;5;6;2;3;3;-3;-3	52;-3;-3;-3	4;2;6;1;-1;3
Hg	mg/kg	0,001	2;1;5;5;6;2;3;3;-3;-3	52;-3;-3;-3	3;1;1;-1;-1;0

LUFA Speyer, Mineralboden: 1 zu 2 Extrakt

Element	Einh.	Nwg*	Sequenz B	Sequenz C	Sequenz D
pH		0,01	2;1;5;0;2-1;-1;-3;-3	30;-3;-3;-3	11;0;0;2;2;-3
Leif	µS/cm	1	2;1;5;0;2-1;-1;-3;-3	30;-3;-3;-3	12;1;3;2;-3;-3
Na	mg/l	0,01	2;1;5;0;2-1;-1;-3;-3	30;-3;-3;-3	4;1;2;-1;-1;0
K	mg/l	0,01	2;1;5;0;2-1;-1;-3;-3	30;-3;-3;-3	4;1;2;-1;-1;0
Ca	mg/l	0,01	2;1;5;0;2-1;-1;-3;-3	30;-3;-3;-3	4;1;2;-1;-1;1
Mg	mg/l	0,01	2;1;5;0;2-1;-1;-3;-3	30;-3;-3;-3	4;1;2;-1;-1;2
NH ₄ -N	mg/l	0,005	2;1;5;0;2-1;-1;-3;-3	30;-3;-3;-3	0;2;1;1;2;0
NO ₃ -N	mg/l	0,005	2;1;5;0;2-1;-1;-3;-3	30;-3;-3;-3	0;2;1;1;2;2
N _{ges}	mg/l	0,1	2;1;5;0;2-1;-1;-3;-3	30;-3;-3;-3	8;2;3;4;1;-1
N _{min}	mg/l		2;1;5;0;2-1;-1;-3;-3		Σa=NH ₄ +NO ₃
N _{org}	mg/l		2;1;5;0;2-1;-1;-3;-3		Σa-N _{ges} - (NH ₄ +NO ₃)
Doc	mg/l	1	2;1;5;0;2-1;-1;-3;-3	30;-3;-3;-3	8;2;1;4;1;-1
Cl	mg/l	0,1	2;1;5;0;2-1;-1;-3;-3	30;-3;-3;-3	0;2;1;5;2;0
SO ₄ -S	mg/l	0,1	2;1;5;0;2-1;-1;-3;-3	30;-3;-3;-3	4;1;2;-1;-1;3
Al	mg/l	0,01	2;1;5;0;2-1;-1;-3;-3	30;-3;-3;-3	4;1;2;-1;-1;0
Mn	mg/l	0,005	2;1;5;0;2-1;-1;-3;-3	30;-3;-3;-3	4;1;2;-1;-1;0
Fe	mg/l	0,005	2;1;5;0;2-1;-1;-3;-3	30;-3;-3;-3	4;1;2;-1;-1;1

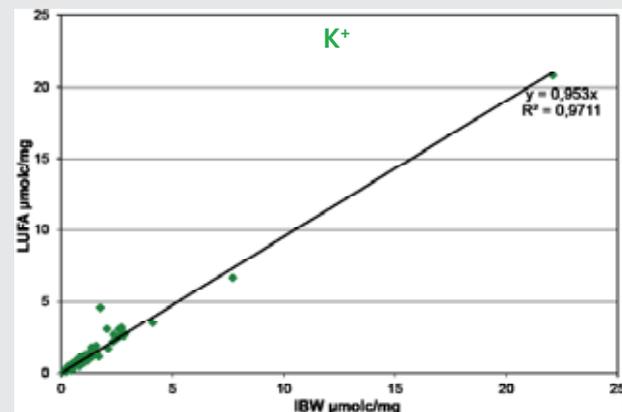
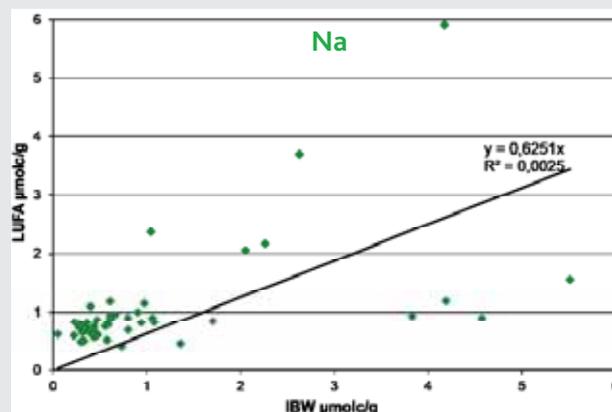
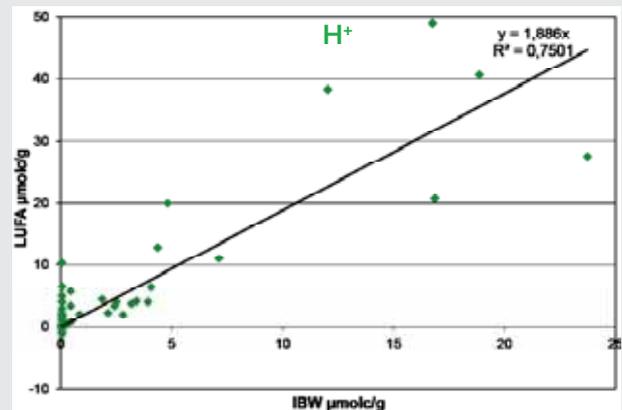
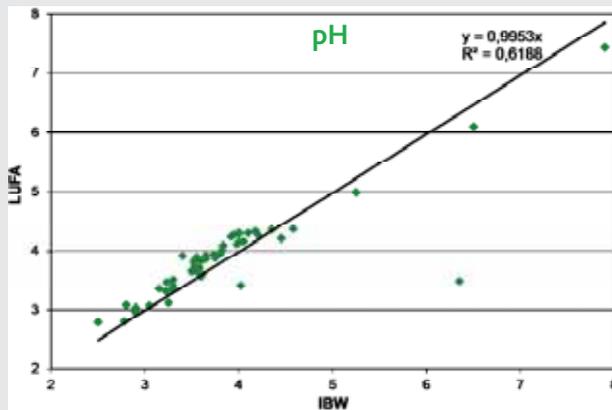
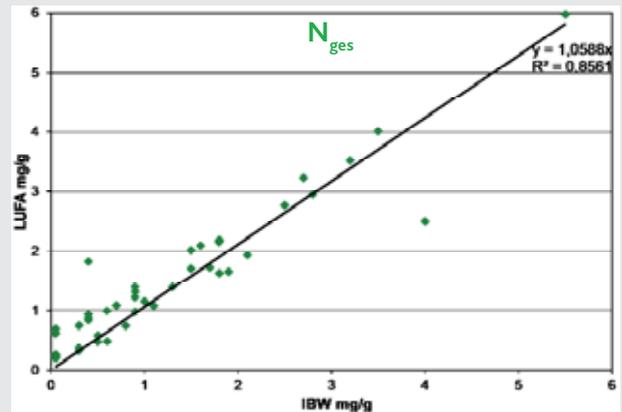
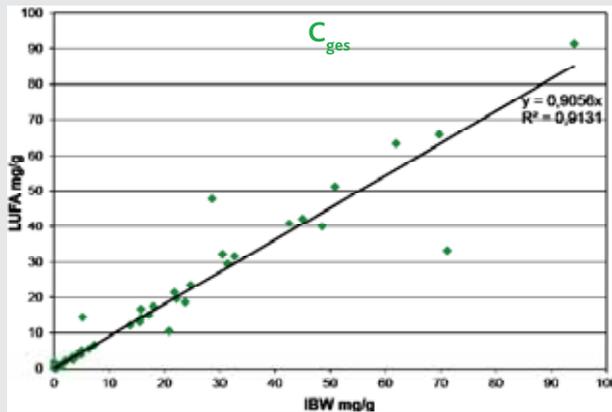
FAWF Trüppstadt, Mineralboden: Korngrößenanalyse

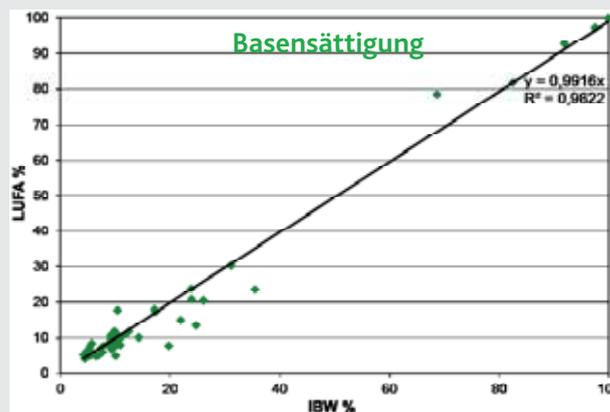
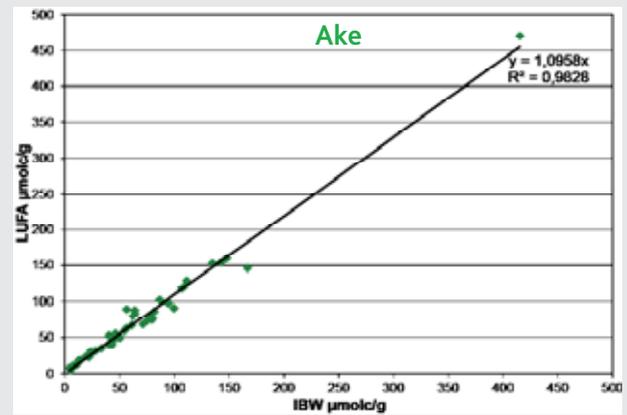
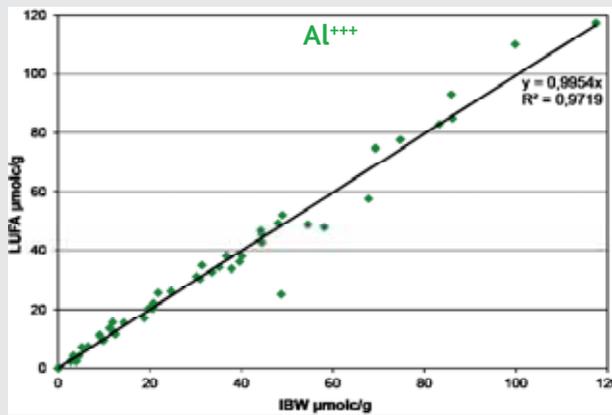
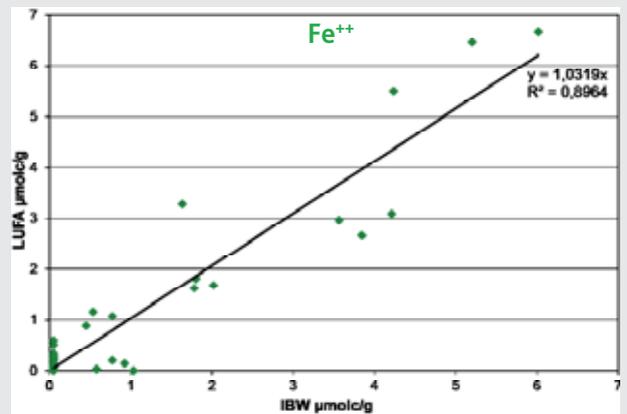
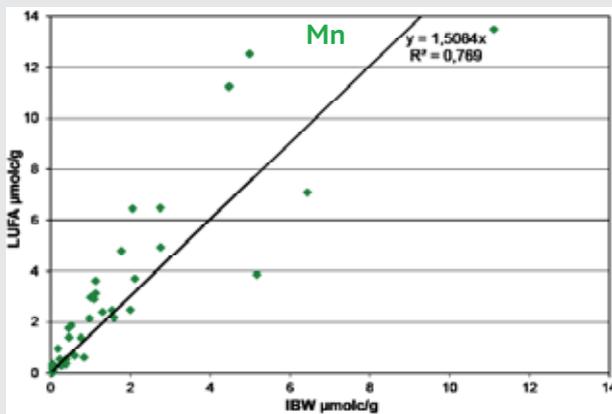
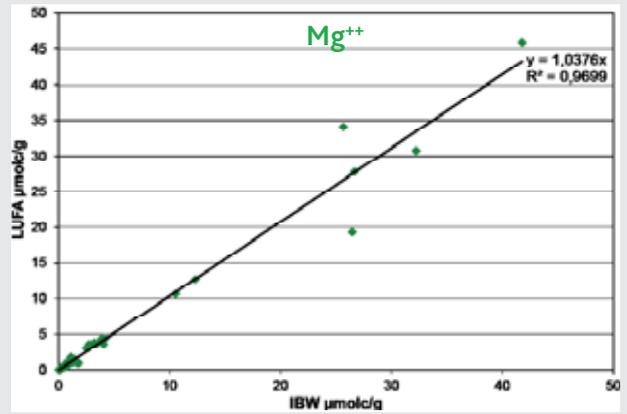
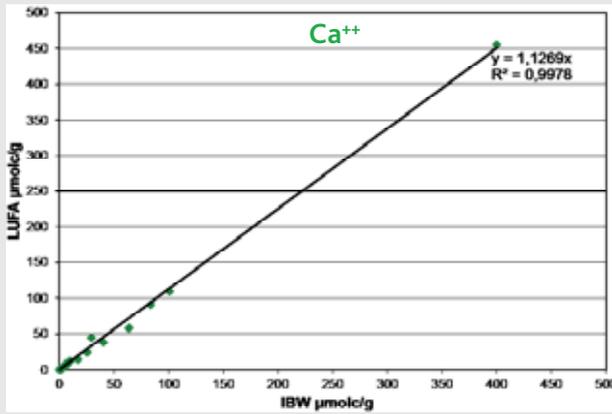
Element	Einh.	Nwg*	Sequenz B	Sequenz C	Sequenz D
Sand f	%		2;1;5;0;2-1;-1;-3;-3	115;-30;-3	-3;-3;-3;-3;-3;-3
Sand m	%		2;1;5;0;2-1;-1;-3;-3	115;-30;-3	-3;-3;-3;-3;-3;-3
Sand g	%		2;1;5;0;2-1;-1;-3;-3	115;-30;-3	-3;-3;-3;-3;-3;-3
Schluff f	%		2;1;5;0;2-1;-1;-3;-3	115;-30;-3	-3;-3;-3;-3;-3;-3
Schluff m	%		2;1;5;0;2-1;-1;-3;-3	115;-30;-3	-3;-3;-3;-3;-3;-3
Schluff g	%		2;1;5;0;2-1;-1;-3;-3	115;-30;-3	-3;-3;-3;-3;-3;-3
Ton	%		2;1;5;0;2-1;-1;-3;-3	115;-30;-3	-3;-3;-3;-3;-3;-3

* Nwg = Nachweisgrenze

Anhang 2

Vergleich der Altanalyse der BZE I durch das Institut für Bodenkunde und Waldernährung (IBW) Göttingen mit der Neuanalyse durch die Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt (LUFA) Speyer anhand von 50 Rückstellproben





Die quantitative Mineralanalyse erfolgt in 4 Schritten:

1. Bestimmung aller Minerale durch röntgendiffraktometrische Analyse der Gesamtprobe (luftgetrocknete Feinerde < 2mm)
2. Bestimmung der Tonminerale durch röntgendiffraktometrische Analyse an der < 6,3 µm-Fraktion
3. Chemische Gesamtanalyse mittels RFA
4. Berechnung der quantitativen Ton-/Mineralanteile durch Abgleich der röntgendiffraktometrischen Befunde mit der chemischen Gesamtanalyse.

Im Einzelnen werden die Ton-/Minerale nach folgender Vorgehensweise identifiziert:

Aufbereitung und Anreicherung der Tonminerale durch

- Ultraschallbehandlung,
- Fraktionierung der Feinschluff- und Tonfraktion (< 6,3 µm) nach dem Atterbergverfahren,
- Zentrifugieren,
- Trocknen bei Raumtemperatur.

Anfertigung eines Texturpräparates

Das Texturpräparat wird nach folgenden Behandlungen geröntgt:

- nach Ethylenglycol-Behandlung
- nach thermischer Behandlung bei 350°C und 550°C.

Meßbedingungen: Divergenzblende 0,5 °, Zählrohrblende 0,2 mm, Goniometergeschwindigkeit 0,02°/s, Cu K alpha-Strahlung (25mA / 40kV).

Chemische Gesamtanalysen

Die chemischen Gesamtanalysen werden mittels quantitativer Röntgenfluoreszenzanalyse nach Schmelzaufschluss mit Lithiumtetraborat gemäß EN ISO 12677 durchgeführt.

Quantifizierung der Tonminerale

Die Quantifizierung der Tonminerale erfolgt nach Reflexvermessung der Röntgendiffraktogramme der Ethylenglycol-behandelten Proben. Die „Nicht-Tonminerale“ (z.B. Quarz, Orthoklas, Albit, Hornblende) werden mit Hilfe der chemischen Gesamtanalysen und der röntgendiffraktometrischen Untersuchungen der Gesamtproben bestimmt.

Die quantitative Berechnung der einzelnen Minerale erfolgt aus der Kombination der chemischen Gesamtanalysen mit den Mineralbestimmungen durch die röntgendiffraktometrischen Analysen. Dabei werden die Gehalte der Hauptelemente (Si, Al, Fe, Ti, K, Ca, Mg und Na) den in der jeweiligen Probe identifizierten Mineralen zugeordnet.

Report 1 : Lage- und Bestandesinformationen

Rasterpunkt: 1069

Forstamt:	Kaiserlautern	Höhe über NN [m]:	100
Revier:	Aschbechenwald	Hangneigung [gon]:	12
Waldort:	XXII 14 a 2	Hanglage/Relief:	Oberhang
Eigentümer:	Staatswald Rheinland-Pfalz	Exposition:	Nord

Standortswald: Flattergras-Hainsimzen-Buchenwald

Mittlere Jahresdurchschnittstemperatur in °C (1961-2006) : 8.5

Mittlere Jahresniederschlagssumme in mm (1961-2006) : 889

Waldbestand 2006:

Rot- Buchen- Altholz (ca. 157-j.) mit partiell größeren Lücken durch Durchforstungsmaßnahme aber auch partiell geschlossenen Kronendach sowie sehr vereinzelt Rot- Buchen im Zwischen- und Unterstand und Rot- Buchen- Naturverjüngung (<5% Anteil an der Aufnahmefläche)

Kalkung/Düngung:

<i>Jahr</i>	<i>Art der Massnahmen</i>	<i>Kalk-Düngemittel</i>	<i>Menge [kg/ha]</i>
1990	Kalkung	kohlensaurer Mg-Kalk	3000

Besonderheiten:

Report 2 : Bodenprofil (Auszug)

Rasterpunkt: 1069

Humusauflage

L [cm]: 2.1 Of [cm]: 2.3 Oh [cm]: 3.0 Ah [cm]: 8.9

Steuart: Blattstreu

Humusform: typischer Moder - feinhumusreich

Humusmasse [Mha]: 147.2

Mineralboden

Horizont	Tiefe [cm]	Kornart	Steingehalt	Trockenmasse [g/cm ³]	Dichte	Kalk	Feinwertigkeit
Ach	5	sl2	2	0.94	M4	cl	W5
Bv-Ah	10	sl2	2	1.00	M4	cl	W5
Bv+Ah	20	sl2	5	1.1	M3	cl	W5
Ah+Bv	30	sl2	15	1.12	M2	cl	W5
Ah+Bv.2	40	sl2	15	1.25	M1	cl	W5
Bv	60	sl2	15	1.33	M1	cl	W4
II-S-IIcV	80	slc	10	1.46	M0	cl	W3
II-S-IIcV	90	slc	5	1.52	M0	cl	W1
II-S-IIcV.2	120	slc	2	1.49	M0	cl	W1
II-S-IIIcV	140	sl2	5	1.57	M0	cl	W1
II-S-IIIcV	200	sl2	1	1.57	M0	cl	W1

Bodentyp: Normbraunerde

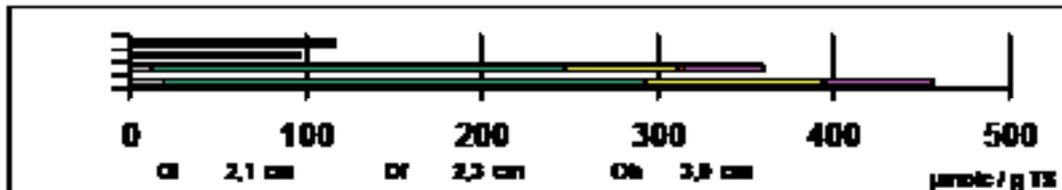
Substrattyp: fektasenehme quarzreiche Sande des Buntsandstein

Nutzbare Wasserspeicherkapazität im Wurzelraum [mm]: 177.9

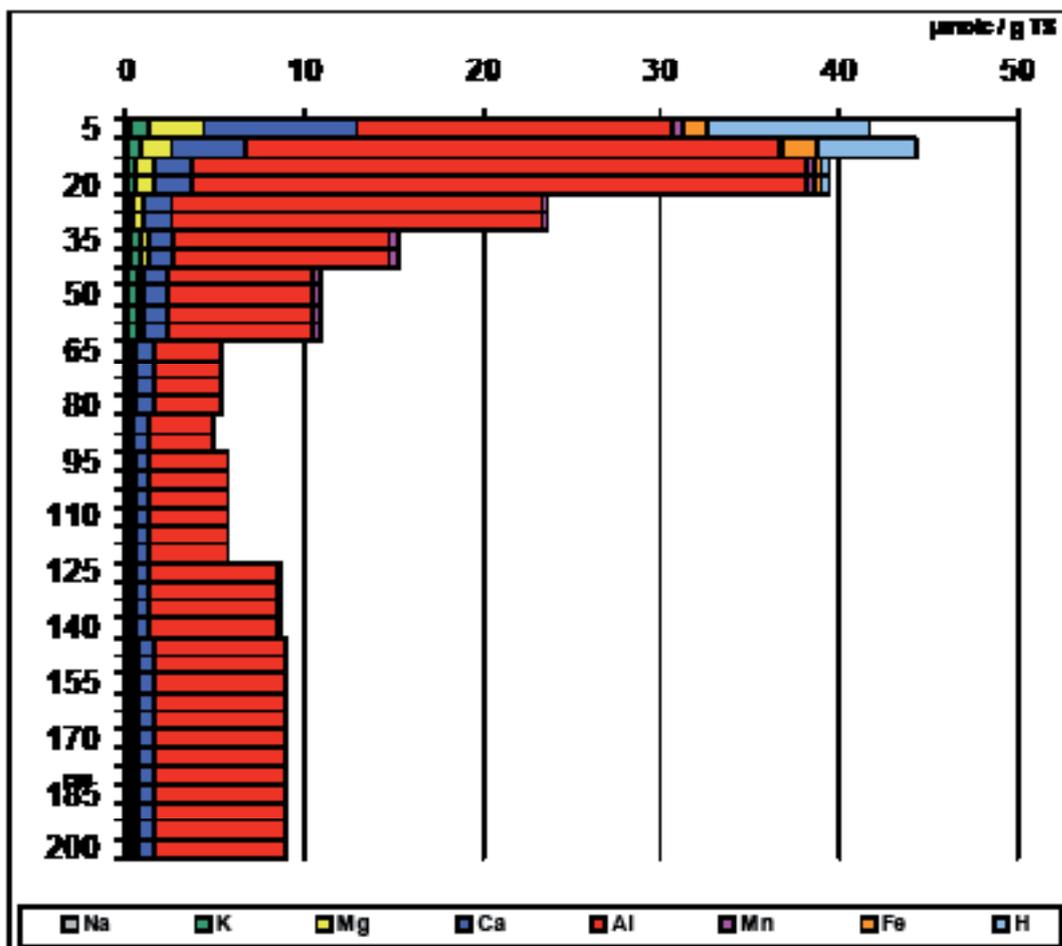
Report 3 : austauschbare Kationen

Rasterpunkt: 1069

Humusauflage



Mineralboden



Vorräte in Humusauflage und Mineralboden bis zur eff. Durchwurzelung [kg/ha]

Effekt. Durchwurzelung [cm] 100

K: 211 Ca: 588 Mg: 108

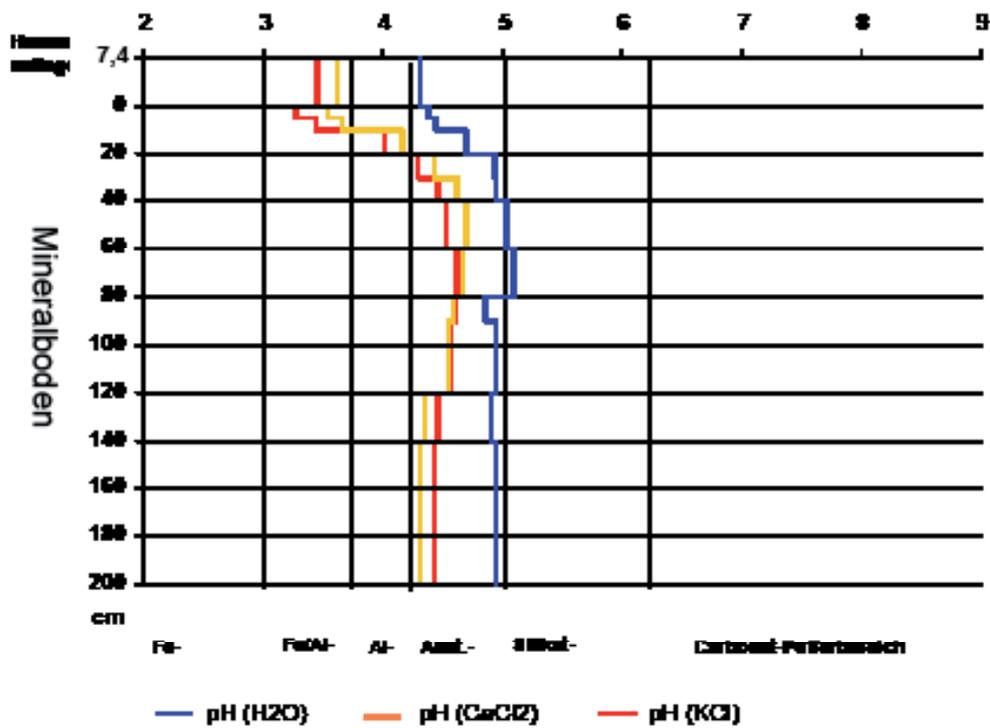
Na: 28 Al: 1223 Mn: 130

Fe: 50

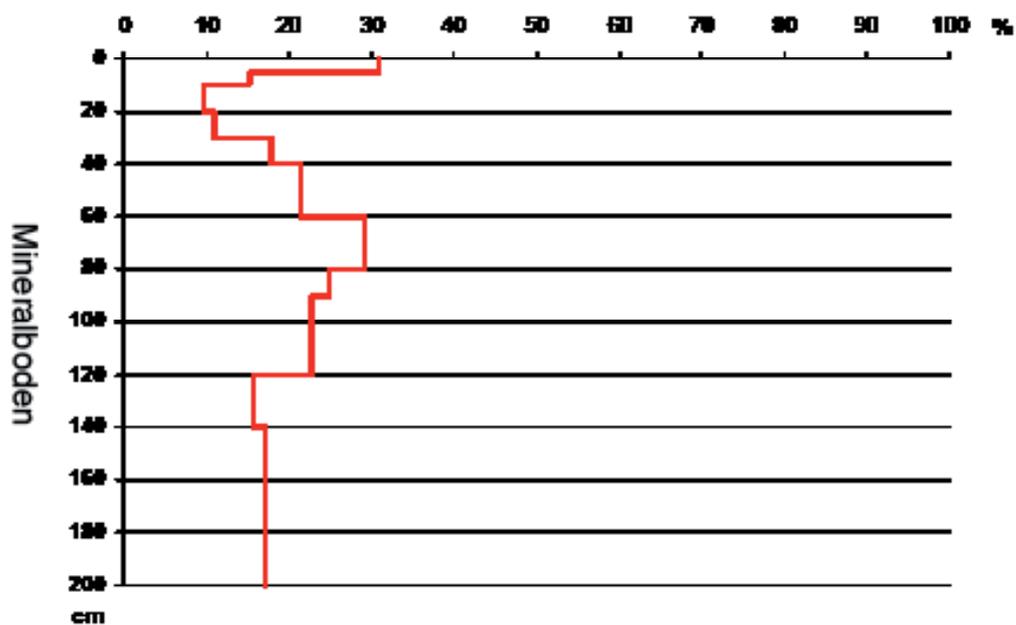
Report 4 : Versauerungsstatus

Rasterpunkt: 1069

pH-Werte



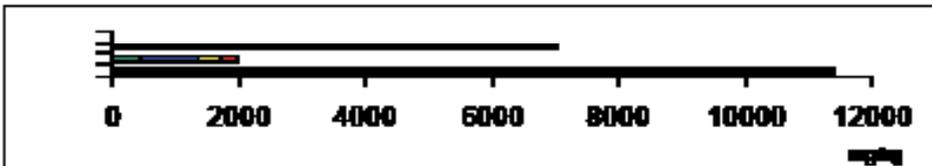
Basensättigung



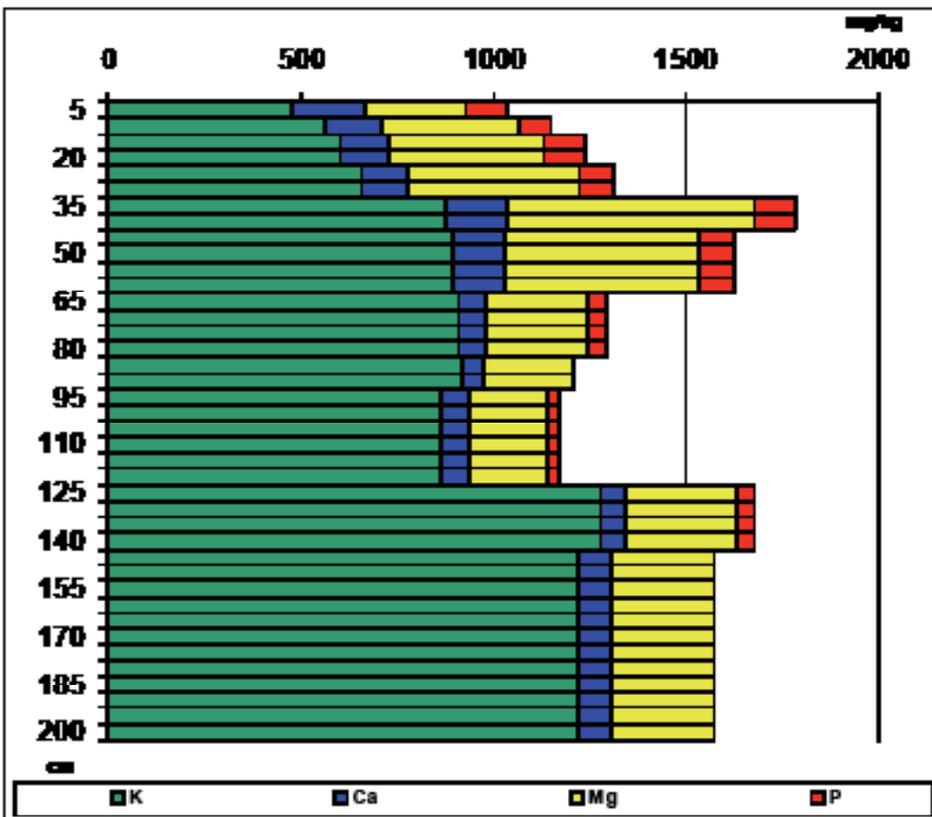
**Report 5 : mittel- bis langfristig freisetzbare Nährstoffgehalte/
-vorräte (Königswasser-Extraktion)**

Rasterpunkt: 1069

Humusauflage



Mineralboden



Vorräte im Wurzelraum (Humusauflage und Mineralboden bis Wurzeltiefe) [kg/ha]

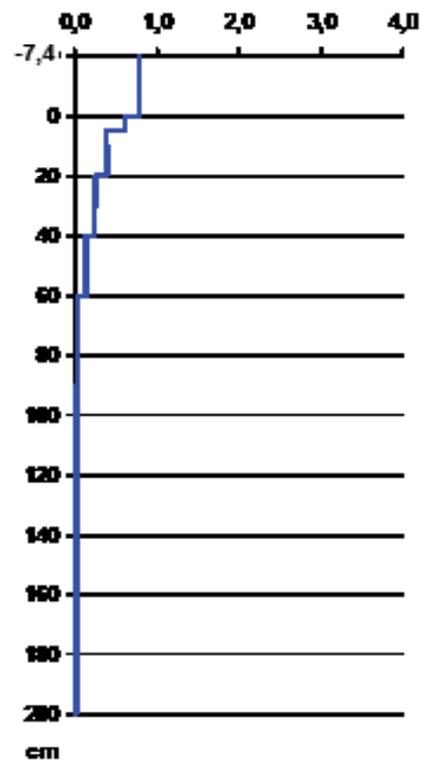
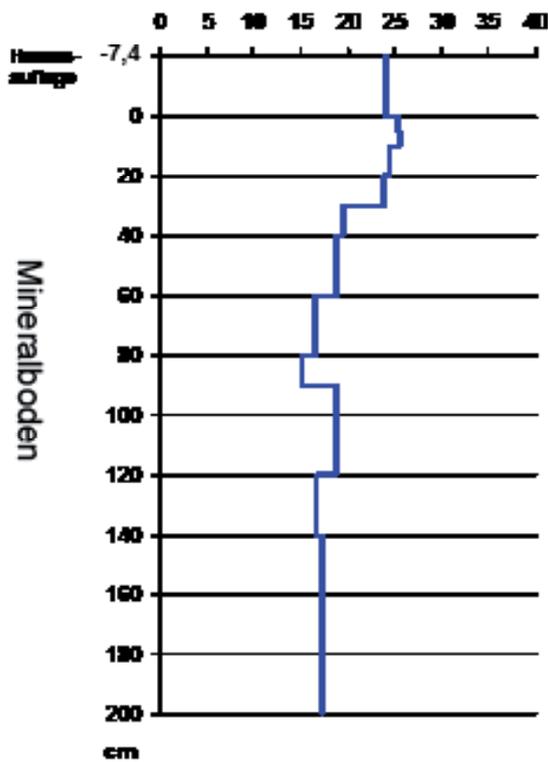
Effekt. Durchwurzelung [cm]	100
K: 10011	Ca: 1423
Mg: 4418	P: 848

Report 6 : Stickstoffstatus

Rasterpunkt: 1069

C / N

N - Vorrat [t/ha]



Stickstoffvorrat im Wurzelraum (Humusauflage
und Mineralboden bis Wurzeltiefe [t/ha]) : 4,4

Nitratgehalt im wässrigen Extrakt
(bezogen auf die Feldkapazität) [mg/l]: 5,6

Report 7 : Mineralgehalte, Pufferpotential und Mineralverwitterung

Rasterpunkt: 1069

Quantitative Mineralanalyse (Gehalte in Gewichtsprozent)

<i>Tiefe [cm]</i>	<i>Quarz</i>	<i>Feldspat</i>	<i>Fe-Minerals</i>	<i>Anatit</i>
5-10	89	7	0	0
40-60	91	6	0	0

<i>Tiefe [cm]</i>	<i>Calcit</i>	<i>Dolomit</i>	<i>Pyroxene/ Amphibole</i>	<i>Kaolinit</i>
5-10	0	0	0	1
40-60	0	0	0	1

<i>Tiefe [cm]</i>	<i>Chlorit</i>	<i>Illit</i>
5-10	0	0
40-60	0	2

<i>Tiefe [cm]</i>	<i>Vermiculit</i>	<i>Al-Vermiculit</i>	<i>deAl-Vermiculit</i>	<i>Smektit</i>
5-10	0	2	0	0
40-60	0	0	0	0

Report 7 : Mineralgehalte, Pufferpotential und Mineralverwitterung

Rasterpunkt:1069

Mineralogische Substratklasse und Pufferpotential

<i>Tiefe [cm]</i>	<i>Substratklasse</i>	<i>Pufferpotential</i>
5-10	quarzreiche Substrate	gering
40-60	extrem quarzreiche Substrate	sehr gering

Freisetzung basischer Kationen durch Verwitterung im Wurzelraum (PROFILE-Modellierung)

<i>Ca [kg/ha Jahr]:</i>	0,04
<i>Mg [kg/ha Jahr]:</i>	0,09
<i>K [kg/ha Jahr]:</i>	1,94

Report 8 : Spurenelemente-Gesamtgehalte (Königswasser-Extraktion)

Rasterpunkt: 1069

Flussgehalt - stufe / %		Flussstufen- Bezeichnung	<i>As</i>	<i>Cd</i>	<i>Cr</i>	<i>Cu</i>	<i>Hg</i>	<i>Mn</i>	<i>Ni</i>	<i>Pb</i>	<i>Zn</i> [mg/kg]
		0: Anlage	3,73	0,17	8,74	6,65	0,20	411,80	3,25	39,79	36,21
1	6,97	1: 0-5	2,52	0,03	6,96	1,72	<u>0,07</u>	23,21	0,91	17,66	10,19
1	7,55	2: 5-10	3,03	0,03	9,18	1,72	<u>0,09</u>	20,25	2,02	20,38	11,50
2	8,52	3: 10-30	1,78	0,06	9,85	1,57	0,08	95,05	3,12	9,67	21,47
2	8,47	4: 30-60	1,07	0,04	10,17	1,54	0,06	241,11	4,97	5,09	15,60
1	1,82	5: 60-90	0,60	0,01	6,82	0,80	0,02	35,51	1,59	2,88	3,48
1	4,03	6: 90-140	0,34	0,01	7,01	0,68	0,02	15,22	1,49	3,86	3,56
1	5,75	7: 140-200	0,20	0,02	7,71	0,60	0,02	12,01	1,20	3,00	3,40

Report 9 : Wasserhaushalt

(MeterNet-RLP-Daten, BROOKSOLWF-LIDATA-Simulation: Mittel der Periode 1961 bis 2006)

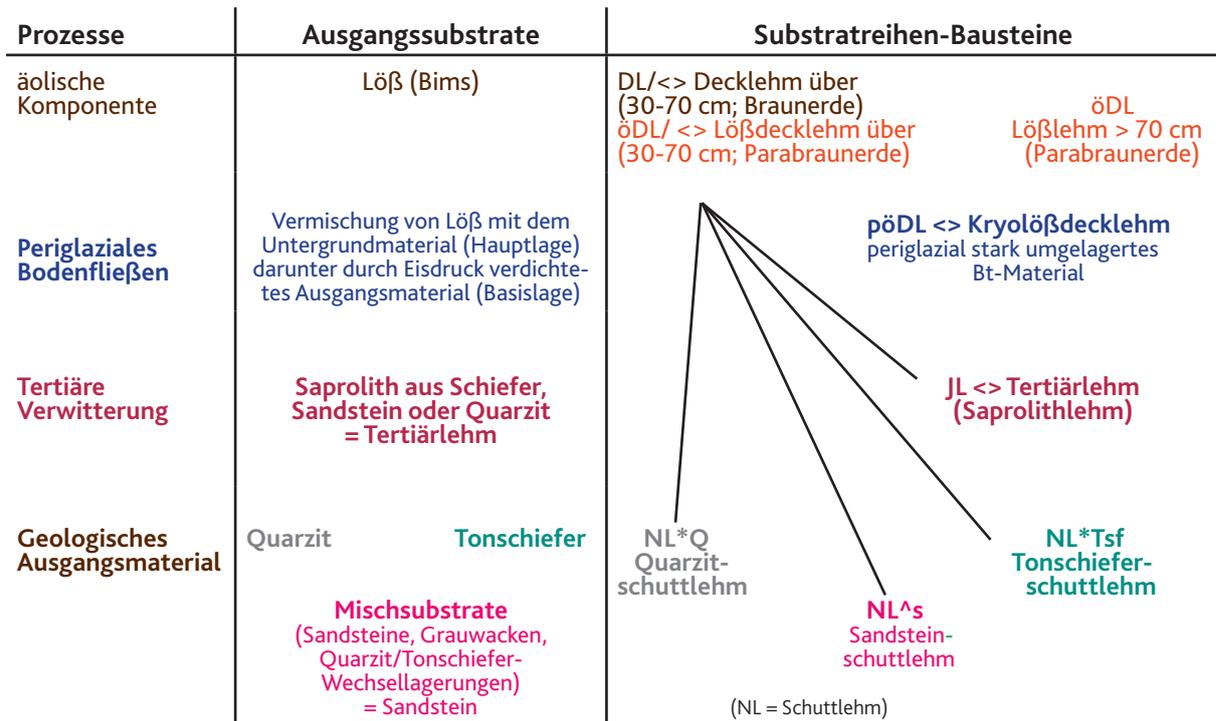
Rasterpunkt: 1069

<i>Lufttemperatur / Jahr [°C]</i>	8.5
<i>Lufttemperatur / Mai-Sept [°C]</i>	15.4
<i>Freilandniederschlag / Jahr [mm]</i>	989
<i>Bestandeaniederschlag / Jahr [mm]</i>	834
<i>Interzeption [mm]</i>	155
<i>Oberflächenabfluss [mm]</i>	0
<i>Evaporation [mm]</i>	46
<i>Transpiration [mm]</i>	235
<i>Sickerung [mm]</i>	548
<i>nFk im Wurzelraum [mm]</i>	177.9
<i>Klimatische Wasserbilanz [mm]</i>	+ 393

a) Beispiel zur Ausweisung von Substratreihen

Das nachfolgende Schema veranschaulicht die Ausweisung von Substratreihen am Beispiel des Rheinischen Schiefergebirges. Die Substratreihen sind dort in der Regel Mischungsreihen der Hauptkomponenten. Ein Beispiel sind Lössdecklehme über Tonschiefer-Saprolithlehm des Devon (öDL*Ts/JL'd). Sobald der Standort oberhalb 60 cm deutliche

Substratgliederung im devonischen Ausgangsmaterial



b) Charakterisierung der Substrat- Haupttypen

Magnetische Lehme aus basenreichen Magmatiten (+Vb-Typ) sind alle im Gesamtboden basenreiche Böden aus magmatischen Gesteinen wie Basalt oder Andesit (gb-br +Vb-Typ). Stratigraphische Einheiten werden nicht unterschieden. Typisch ist das Auftreten von Pyroxenen und Amphibolen (> 1%) bzw. im stärker verwittertem Zustand auch stattdessen von Smektiten (6 BZE-II-Punkte).

Sobald die Hauptlage dieser Standorte stark durch Löß "verdünnt" wurde, setzt eine höhere Basensättigung erst im Mittelboden ein. Deshalb wurden diese Standorte als Lößreiche magnetische Lehme aus basischen (intermediären) Magmatiten (ö/+Vb-Typ) separat in der im Mittelboden-basenhaltigen Variante (mb-br <> ö/+Vb-Typ) erfasst (4 Punkte).

Magnatische Lehme aus basenarmen Magmasiten (+Va-Typ) wie Rhyolith, Quarzporphyr oder im erfassten Punkt Gneise sind dagegen tiefer versauert und werden erst im Untergrund basenhaltig (ug-bh ↔ +Va-Typ) (1 Punkt).

Als Bims(misch)lehme (Bil-Typ) werden alle Standorte mit einer Bimsdecke bzw. einer Bimsreichen Hauptlage (= Bimsischlehm) unabhängig vom Untergrund (diverse devonische Substrate, seltener Lößlehme) zusammengefasst. Der Bimseinfluss macht sich durch das Vorkommen von Pyroxene und Amphibole (>1 %), teilweise auch in Gläsern, im Mineralbestand bemerkbar. Häufiger auftretende hohe Na-Gehalte weisen auf noch wenig angewitterten Bims hin. Die Substrate reagieren positiv auf den Allophanstest nach FIELDS u. PERROTT (1966). Drei Varianten wurden unterschieden: Als typisch werden im Mittellboden-basenreiche Bims(misch)lehme (mb-br ↔ Bil-Typ) angesehen (3 Punkte), im Untersuchungskollektiv häufiger waren im Gesamtboden-basenreiche Bims(misch)lehme (gb-br ↔ Bil;§-Typ) (4 Punkte). Obwohl Bims im Mineralbestand noch nachweisbar ist, ist der Bims-Einfluss auf den Bodenchemismus bei den Tiefbasenarmen Bims(misch)lehm (lba ↔ Bil;-)-Typ) nur noch gering.

Als Sammetyp für alle Substrate aus Kalksteinen, Mergeln und Dolomiten, über alle stratigraphischen Einheiten hinweg, die bis in den Oberboden noch über freies CaCO₃ verfügen, dienen die Karbonat-Standorte (CL-Typ, Sammel-SR). Sie sind aufgrund des CaCO₃ Gehaltes im Gesamtboden-basenreich (gb-br ↔ CL-Typ). Gegenüber der relativen Verbreitung dieser Ausgangsgesteine unter Wald sind sie als BZE-Punkte mit 4 Punkten überrepräsentiert.

Terra Fusca oder Pelsole mit erreichbarem CaCO₃ Spiegel im Unterboden bis Untergrund werden als Kalkgründige Tonlehme und Kalkverwitterungslehme (cTL-Typ) zusammengefasst. Auch diese Standorte sind noch im Gesamtboden basenreich (gb-br ↔ cTL-Typ) (2 Punkte).

Unter Lößdeckelehmen (öDL-Typ) werden Parabraunerden aus Lößlehm aber auch "Phäno"-Parabraunerden und deren Weiterentwicklungen zu Pseudogleyen über diversen geologischen Untergrundssubstraten verstanden. "Phäno"-Parabraunerden weisen zwischen der periglazialen Haupt- und Basislage noch eine Lößlehm-reiche Mittellage (vor allem aus Bt-Material) auf, die aus der periglazialen Umlagerung älterer Parabraunerden hervorgegangen ist. Die meist tonärmere und entbastete Hauptlage ist jünger, wirkt aber wie ein Al und es besteht auch kein direkter genetischer Zusammenhang mit der Mittellage (keine Tonverlagerung). Trotzdem weist die Mittellage Bt-Eigenschaften (Toncutanen, höherer Tongehalt) auf und hat sich häufig zum Sd weiterentwickelt. Typisch ist ein Anstieg der Basengehalte in der Mittellage die als im Mittellboden basenreiche Lößdeckelehme (mb-br ↔ öDL-Typ) (7 Punkte) klassifiziert werden. Je nach Mächtigkeit der Hauptlage und der Nutzungsgeschichte treten höhere Basengehalte bisweilen erst als im Unterboden basenhaltige Lößdeckelehme (ub-bh ↔ öDL;%-Typ) (3 Punkte) oder als im Untergrund basenhaltige Lößdeckelehme (ug-bh ↔ öDL;<%-Typ) auf.

Böden aus älteren Terrassenschottern des Rheins und der Nebenflüsse werden als Kieselohme quartärer Altterrassen (KL;QAT) bezeichnet. In der BZE wurde ein Punkt, der im Untergrund-basenhaltig war, erfasst (ug-bh ↔ KL;<%QAT-Typ).

Quarzreiche Sande des Quartär (Q_q-Typ) sind zum einen Böden aus pleistozänen Sedimenten der Schwemmfächer in der Pfälzischen Rheinebene, die primär aus den Liefergebieten des Pfälzerwaldes stammen. Zum anderen werden auch während der Eiszeit daraus aufgewehte Flugsande und Dünen einbezogen. Ein Teil der Standorte ist mehr oder weniger grundnass. Typisch ist ein Mineralgehalt von mindestens 65 % Quarz, meist 75-90 % und darüber. Die dadurch geringen Verwitterungsreserven haben eine tiefe Ertrbasung zur Folge, so dass die meisten Tief basenarme quarzreiche Sande des Quartär (tba ↔ Q_q-Typ) sind (3 Punkte). Eine Aufbesserung erfolgt innerhalb der Schwemmfächer durch basenreiches Grundwasser so dass auch im Untergrund basenhaltige quarzreiche Sande des Quartär (ug-bh ↔ Q_q-Typ) (3 Punkte) und im Unterboden basenhaltige quarzreiche Sande des Quartär (ub-bh ↔ Q_q-Typ) (1 Punkt) vorkommen.

Als Kalkgründige Lehme aus quartären Umlagerungen (Sammel-SR) wurden sowohl Lößlehme als auch Auensedimente zusammengefasst, die mindestens über einen erreichbaren CaCO₃-Spiegel bis tiefstens ein Meter Bodentiefe aber auch bis in den Oberboden verfügen. Die Böden sind entsprechend bis in den Oberboden basenreich (gb-br ↔ d₁-Typ) (4 Punkte).

In Lehmen aus quartären Umlagerungen (Sammel-SR) (L_{1q}-Typ) kommt CaCO₃ nicht vor, trotzdem weist der überwiegende Teil dieser in der BZE ausschließlich aus Auensedimenten entstandene Böden eine hohe Basensättigung bis in den Oberboden auf. Im Gesamtboden basenreiche Lehme aus quartären Umlagerungen (gb-br ↔ L_{1q}-Typ) (3 Punkte). Es kommt aber auch eine verarmte Variante als Tiefbasenarme Lehme aus quartären Umlagerungen (tba ↔ L_{1(-)q}-Typ) (1 Punkt) vor.

Lehmsande bis Lehme aus Sandsteinen des Rotliegenden und Buntsandstein (LS-L_{1s}-Typ) sind silikatreichere Substrate unter 65% Quarz, wobei bisweilen eine etwas Quarz-reichere, sandigere Hauptlage aus periglazialer Umlagerung vorhanden ist. Die Tiefbasenarmen Lehmsande bis Lehme aus Sandsteinen des Rotliegenden und Buntsandstein (tba ↔ LS-L_{1s(-)r}-Typ) weisen bereits einen höheren Gehalt an amorphem Al-Hydroxiden und Chlorit-Wechsellagerungselementen auf (2 Punkte). Die typische Version enthält einen nennenswerten Anteil an Illiten und Feldspäten, ist aber bis zum Untergrund versauert. Im Untergrund basenhaltige Lehmsande bis Lehme aus Sandsteinen des Rotliegenden und Buntsandstein (ug-bh ↔ LS-L_{1s}-Typ) (4 Punkte).

Noch etwas säurereicher sind Lehmsande bis Lehme aus säkariischen Schluff-Sandsteinen des Rotliegenden und Buntsandstein (LS-L_{1u}-Typ), die dadurch zumindest im Unterboden-basenhaltige Lehmsande bis Lehme Rotliegenden und Buntsandstein (ub-bh ↔ LS-L_{1u}-Typ) (3) oder sogar im Mittelboden basenreiche Lehmsande bis Lehme Rotliegenden und Buntsandstein (mb-br ↔ LS-L_{1u}-Typ) sind.

Tonlehme des Rotliegenden und Buntsandstein (TL_{1s}-Typ) sind Braunerden mit höheren Tongehalte (aber nicht zur Klassifikation als Pelosole reichen), die typischerweise im Gesamtboden-basenreich sind (gb-br ↔ TL_{1s}-Typ) (1 Punkt).

Bei Schichtlehmen des Rotliegenden und Buntsandstein (ZL_{1s}-Typ) überlagert eine basenarme, tonärmere Hauptlage eine ton- und basenreichere Basislage. Je nach

Mächtigkeit der Hauptlage beginnt die basenreiche Schicht bereits im Mittelboden: Im Mittelboden basenreiche Schichtlehnen des Rotliegenden und Buntsandstein (mb-br \Leftrightarrow ZLr,s-Typ) (2 Punkte) oder erst im Unterboden: Im Unterboden basenhaltige Schichtlehnen des Rotliegenden und Buntsandstein (ub-bh \Leftrightarrow ZL,%r,s-Typ) (2 Punkte).

Quarzreiche Sande des Buntsandstein (Q's-Typ) sind podsolige Braunerden bis Podsole aus Verwitterung des Buntsandsteins (incl. Liassandstein). Die weit überwiegenderen sind Tiefbasenarme Quarzreiche Sande des Buntsandstein (lba \Leftrightarrow Q's-Typ) (31 Punkte) und haben einen mittleren Quarzgehalt von 82%, mindestens aber von mehr als 65%. Seltener sind Standorte, in denen die Versauerungsfrost im anstehenden Gestein noch stehen geblieben ist und die dadurch im Untergrund noch basenhaltig Quarzreiche Sande des Buntsandstein (ug-bh \Leftrightarrow Q;,%s-Typ) sind. Die anstehenden Schichten im Untergrund sind dann etwas Quarz-ärmer und weisen immer Feldspäte von über 10 bis über 20% auf (2 Punkte). Aber auch die bereits tiefbasenarmen Standorte können noch solche Feldspatgehalte aufweisen, so dass die Unterschiede allein aus dem Feldspatgehalt nicht erklärt werden können.

Decklehne über Tonchiefer-; Sandstein- oder Quarzit-Saprolith des Devon (DLJ*Ts,f,*s,*Q'd-Typ) sind Braunerden bis Pseudogleye des Rheinischen Schiefergebirges, die sich in Standorten mit einer von (Lokal)-Löß dominierten Hauptlage über einer dichten Basislage mit hohem Skeletgehalt und einer Matrix aus überwiegend tertiär angewitterten Schiefer, Sandsteinen oder Quarzit gebildet haben. Diese mürben Steine werden als Saprolithe (Faulsteine) bezeichnet. Quarzite, Gangquarze und Brauneisensteine haben sich häufig als Residuen angereichert. Kennzeichen des saprolithischen Materials ist ein "schilfrig"-saftiger Ausstrich. Diese Standorte sind generell tiefbasenarm (lba \Leftrightarrow DLJ*Ts,f,*s,*Q(-)d-Typ) (16 Punkte).

Auch Decklehne über Tonchiefer- oder Sandstein-Saprolithlehm des Devon (DLJL*Ts,f,*s'd-Typ) sind Braunerden bis Pseudogleye des Rheinischen Schiefergebirges mit einer von (Lokal)-Löß dominierten Hauptlage. In der dichten Matrix der Basislage dominieren bei diesen Standorten aber Schlufflehne aus saprolithisch verwitterten Tonchiefern bis Sandsteinen des Devons. Typischerweise enthalten diese Substrate im Mineralbestand meist amorphe Al-Hydroxide, Wechsellagerungs-Chlorite, de-Al-chlorinierte Al-Vermiculite und Kaolinite aber auch primär (Mg-reicher) Chlorite und Illite. Bei diesen Substraten sind zumindest im Untergrund, seltener bis in den Mittelboden noch Basenvorräte vorhanden. Unterschieden werden deshalb die Varianten: Im Untergrund-basenhaltige Decklehne über Tonchiefer-; Sandstein-Saprolithlehm des Devon (ug-bh \Leftrightarrow DLJL*Ts,f,*s;,%d-Typ) (7 Punkte), Im Unterboden-basenhaltige Decklehne über Tonchiefer-; Sandstein-Saprolithlehm des Devon (DLJL*Ts,f,*s;%d-Typ) (12 Punkte) und Im Mittelboden-basenhaltige(reiche) Decklehne über Tonchiefer-; Sandstein-Saprolithlehm des Devon (mb-br \Leftrightarrow DLJL*Ts,f,*s;€d-Typ) (3 Punkte).

Skelettreiche Skeletthumusböden, Ranker und Braunerden aus frischen Tonchiefern oder Sandsteinen werden als Tonchiefer oder Sandsteine des Devons des Devon (*Ts,f,*s'd-Typ) zusammengefasst. Dieser Substralthaupttyp zeigt eine besonders weite Spanne in der Basenausstattung, wohl als Folge primärer Gesteinseigenschaften (kalkfreie und ursprünglich karbonathaltige Gesteine) sowie der Nutzungsgeschichte. Im Mineralbestand

sind fast immer höhere Gehalte an primär (Mg-reicher) Chlorite und/oder Illite enthalten. Wegen der unterschiedlichen Basengehalte werden die Typen: Tiefbasenarme Tonschiefer; Sandsteine des Devon (tba \leftrightarrow *Tsf,*s*(-)d-Typ) (4 Punkte), im Unterboden-basenhaltige Tonschiefer; Sandsteine des Devon (ub-bh \leftrightarrow *Tsf,*s,*%d-Typ) (7 Punkte), im Mittelboden-basenhaltig Tonschiefer; Sandsteine des Devon (mb-br \leftrightarrow *Tsf,*s,*€d-Typ) (5 Punkte) und im Gesamtboden-basenreiche Tonschiefer; Sandsteine des Devon (gb-br \leftrightarrow *Tsf,*s,*\$d-Typ) (7 Punkte) unterschieden.

Skelettreiche Braunerden bis Podsole, seltener Pseudogleye aus Quarziten und Quarzsandsteinen charakterisieren die Quarzreichen Substrate des Devon (Q'd-Typ). Im Mineralbestand dominieren mit mindestens 65 % meist aber über 75 % Quarz. Deswegen ist dieser Substrattyp tiefbasenarm: Tiefbasenarme quarzreiche Substrate des Devon (tba \leftrightarrow Q'd-Typ) (2 Punkte).

Verteilung der Basentypen und Substrat-Haupttypen im BZE-II-Kollektiv

SR Typ	Basentyp					Summe
	tba	ug-bh	ub-bh	mb-br	gb-br	
+Vb-Typ					6	6
ā+Vb-Typ				4		4
+Va-Typ		1				1
BiL-Typ				3	4	7
&BaL,-Typ	3					3
CL-Typ					4	4
cTL-Typ					2	2
āDL-Typ		1	3	7		11
KLQAT-Typ		1				1
Q'q-Typ	3	3	1			7
cLlqU-Typ					4	4
LlqU-Typ	1				3	4
LS-L'^s'r,s-Typ	2	4				6
LS-L'^u,'ss'r,s-Typ			3	1		4
TLr,s-Typ					1	1
ZLr,s-Typ			2	2		4
Q's-Typ	31	2				33
DL/J*Tsf,*s,*Q'd-Typ	16					16
DL/JL*Tsf,*s*d-Typ		7	12	3		22
*Tsf,*s*d-Typ	4		7	5	7	23
Q'd-Typ	2					2
Gesamtergebnis	62	19	28	25	31	165

Bisher sind folgende Mitteilungen aus der *Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz* erschienen:

70/2012	Block und Gauer Waldbodenzustand in Rheinland-Pfalz ISSN 1610-7705	€ 16,--
69/2011	Maurer und Haase (Hrsg.): Holzproduktion auf forstgenetischer Grundlage. Tagungsbericht 28. Internationale Tagung ARGE Forstgenetik und Forstpflanzenzüchtung, 4.-6. November 2009 in Treis-Karden (Mosel)	€ 18,--
68/2009	Engels, Jochum, Krug und Seegmüller (Hrsg.): Käferschäden im Buchenholz: Einbußen und Verwendungsoptionen ISSN 1610-7705	€ 10,--
67/2009	Phan Hoang Dong (Hrsg.): Zum Anbau und Wachstum von Vogelkirsche und Birke ISSN 0931-9662	€ 10,--
66/2008	Werner D. Maurer und Bolko Haase (Hrsg.): Walnuss-Tagung 2008 ISSN 1610-7705	€ 10,--
65/2008	Block (Hrsg.): Forstliche Forschung Grundlage für eine zukunftsfähige Forstwirtschaft ISSN 1610-7705	€ 10,--
64/2007	Schüler, Gellweiler und Seeling (Hrsg.): Dezentraler Wasserrückhalt in der Landschaft durch vorbeugende Maßnahmen der Waldwirtschaft, der Landwirtschaft und im Siedlungswesen ISSN 1610-7705	€ 15,--
63/2007	Dong (Hrsg.): Eiche im Pfälzerwald ISSN 0931-9662	€ 10,--
62/2007	Bücking, Moshammer und Roeder: Wertholzproduktion bei der Fichte mittels kronenspannungsarm gewachsener Z-Bäume ISSN 0931-9622	€ 15,--
61/2007	Jahresbericht 2006 ISSN 1610-7705 ISSN 1610-7713	
60/2006	Block und Schüler (Hrsg.): Stickstoffbelastung der rheinland-pfälzischen Wälder; Erschließung von Sekundärrohstoffen als Puffersubstanzen für Bodenmaßnahmen im Wald ISSN 1610-7705	€ 10,--
59/2006	Petercord und Block (Hrsg.): Strategien zur Sicherung von Buchenwäldern ISSN 0931-9662	€ 10,--

58/2006	Jahresbericht 2005 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	
57/2005	Seegmüller (Hrsg.): Die Forst-, Holz- und Papierwirtschaft in Rheinland-Pfalz ISSN 0931-9662	€ 10,--
56/2005	Jahresbericht 2004 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	
55/2005	Dong (Hrsg.): Zum Aufbau und Wachstum der Douglasie ISSN 0931-9662	€ 10,--
54/2004	Dong (Hrsg.): Kiefer im Pfälzerwald ISSN 0931-9662	€ 10,-- vergriffen
53/2004	Jahresbericht 2003 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	
52/2004	Maurer (Hrsg.): Zwei Jahrzehnte Genressourcen-Forschung in Rheinland-Pfalz ISSN 1610-7705	€ 15,-- (vergriffen)
51/2003	Jahresbericht 2002 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	
50/2003	Maurer (Hrsg.): Ökologie und Waldbau der Weißtanne – Tagungsbericht zum 10. Internationalen IUFRO Tannensymposium am 16-20. September 2002 an der FAWF in Trippstadt ISSN 1610-7705	€ 15,--
49/2002	Maurer (Hrsg.): Vom genetischen Fingerabdruck zum gesicherten Vermehrungsgut: Untersuchungen zur Erhaltung und nachhaltigen Nutzung forstlicher Genressourcen in Rheinland-Pfalz ISSN 1610-7705	€ 15,-- (vergriffen)
48/2002	Jahresbericht 2001 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	
47/2001	Jahresbericht 2000 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	
46/1999	Jahresbericht 1999 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	
45/1999	Delb und Block: Untersuchungen zur Schwammspinnerkalamität von 1992–1994 in Rheinland-Pfalz ISSN 0931-9662	€ 13,--

44/1998	Jahresbericht 1998 SSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	
43/1997	Jahresbericht 1997 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	
42/1997	Bücking, Eisenbarth und Jochum: Untersuchungen zur Lebendlagerung von Sturmwurfholz der Baumarten Fichte, Kiefer, Douglasie und Eiche ISSN 0931-9662	€ 10,--
41/1997	Maurer und Tabel (Hrsg.): Stand der Ursachenforschung zu Douglasienschäden – derzeitige Empfehlun- gen für die Praxis ISSN 0931-9662	€ 10,--
40/1997	Schröck (Hrsg.): Untersuchungen an Waldökosystemdauerbeobachtungsflächen in Rhein- land-Pfalz – Tagungsbericht zum Kolloquium am 04. Juni 1996 in Trippstadt - ISSN 0931-9662	€ 8,--
39/1997	Jahresbericht 1996 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	
38/1996	Balcar (Hrsg.): Naturwaldreservate in Rheinland-Pfalz: Erste Ergebnisse aus dem Natur- waldreservat Rotenberghang im Forstamt Landstuhl ISSN 0931-9662	€ 13,--
37/1996	Hunke: Differenzierte Absatzgestaltung im Forstbetrieb - Ein Beitrag zu Strategie und Steuerung der Rundholzvermarktung ISSN 0931-9662	€ 10,--
36/1996	Jahresbericht 1995 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	
35/1995	Block, Bopp, Butz-Braun und Wunn: Sensitivität rheinland-pfälzischer Waldböden gegenüber Bodendegradation durch Luftschadstoffbelastung ISSN 0931-9662	€ 8,--
34/1995	Maurer und Tabel (Hrsg.): Genetik und Waldbau unter besonderer Berücksichtigung der heimischen Eichenarten ISSN 0931-9662	€ 8,--
33/1995	Eisenbarth: Schnittholzeigenschaften bei Lebendlagerung von Rotbuche (<i>Fagus sylvatica</i> L.) aus Wintersturmwurf 1990 in Abhängigkeit von Lagerart und Lagerdauer ISSN 0931-9662	€ 6,--
32/1995	Autorenkollektiv: Untersuchungen an Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen in Rhein- land-Pfalz ISSN 0931-9662	€ 6,--

31/1995	Jahresbericht 1994 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	
30/1994	Schüler: Ergebnisse forstmeteorologischer Messungen für den Zeitraum 1988 bis 1992 ISSN 0931-9662	€ 6,--
29/1994	Fischer: Untersuchung der Qualitätseigenschaften, insbesondere der Festigkeit von Douglasien-Schnittholz (<i>Pseudotsuga Menziesii</i> (Mirb.)Franco), erzeugt aus nicht-wertgeästeten Stämmen ISSN 0931-9662	€ 6,--
28/1994	Schröck: Kronenzustand auf Dauerbeobachtungsflächen in Rheinland-Pfalz - Entwicklung und Einflußfaktoren - ISSN 0931-9662	€ 6,--
27/1994	Oesten und Roeder: Zur Wertschätzung der Infrastrukturleistungen des Pfälzerwaldes ISSN 0931-9662	€ 6,--
26/1994	Jahresbericht 1993 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	
25/1994	Wierling: Zur Ausweisung von Wasserschutzgebieten und den Konsequenzen für die Forstwirtschaft am Beispiel des Pfälzerwaldes ISSN 0931-9662	€ 6,--
24/1993	Block: Verteilung und Verlagerung von Radiocäsium in zwei Waldökosystemen in Rheinland-Pfalz insbesondere nach Kalk- und Kaliumdüngungen ISSN 0931-9662	€ 6,--
23/1993	Heidingsfeld: Neue Konzepte zum Luftbildeinsatz für großräumig permanente Waldzustandserhebungen und zur bestandesbezogenen Kartierung flächenhafter Waldschäden ISSN 0931-9662	€ 10,--
22/1993	Jahresbericht 1992 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	
21/1992	Autorenkollektiv: Der vergleichende Kompensationsversuch mit verschiedenen Puffersubstanzen zur Minderung der Auswirkungen von Luftschadstoffeinträgen in Waldökosystemen - Zwischenergebnisse aus den Versuchsjahren 1988 - 1991 - ISSN 0931-9662	€ 6,-- vergriffen
20/1992	Jahresbericht 1991 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	

19/1991	Autorenkollektiv: Untersuchungen zum Zusammenhang zwischen Sturm- und Immissions- schäden im Vorderen Hunsrück - „SIMS“ - ISSN 0931-9662	€ 6,--
18/1991	Schüler, Butz-Braun und Schöne: Versuche zum Bodenschutz und zur Düngung von Waldbeständen ISSN 0931-9662	€ 6,--
17/1991	Block, Bopp, Gatti, Heidingsfeld und Zoth: Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz ISSN 0931-9662	€ 6,--
16/1991	Block, Bockholt, Borchert, Fingerhut, Heidingsfeld und Schröck: Immissions-, Wirkungs- und Zustandsuntersuchungen in Waldgebieten von Rheinland-Pfalz - Sondermeßprogramm Wald, Ergebnisse 1983-1989 ISSN 0931-9662	€ 6,--
15/1991	Jahresbericht 1990 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	
14/1990	Block: Ergebnisse der Stoffdepositionsmessungen in rheinland-pfälzischen Waldge- bieten 1984 - 1989 ISSN 0931-9662	€ 6,-- vergriffen
13/1990	Schüler: Der kombinierte Durchforstungs- und Düngungsversuch Kastellaun - ange- legt 1959 - heute noch aktuell ? ISSN 0931-9662	€ 6,--
12/1990	Jahresbericht 1989 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	
11/1989	Block, Deinet, Heupel, Roeder und Wunn: Empirische, betriebswirtschaftliche und mathematische Untersuchungen zur Wipfelköpfung der Fichte ISSN 0931-9662	€ 6,--
10/1989	Heidingsfeld: Verfahren zur luftbildgestützten Intensiv-Waldschadenserhebung in Rhein- land-Pfalz ISSN 0931-9662	€ 13,--
9/1989	Jahresbericht 1988 ISSN 0936-6067	
8/1988	Gerecke: Zum Wachstumsgang von Buchen in der Nordpfalz ISSN 0931-9662	€ 13,--
7/1988	Beutel und Block: Terrestrische Parkgehölzschadenserhebung (TPGE 1987) ISSN 0931-9662	€ 6,--

6/1988	Jahresbericht 1987 ISSN 0931-9662	
5/1988	Die Forstliche Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz im Dienste von Wald und Forstwirtschaft - Reden anlässlich der Übergabe des Schlosses Trippstadt als Dienstsitz am 10.04.1987 - ISSN 0931-9662	€ 6,--
4/1987	Beutel und Block: Terrestrische Feldgehölzschadenserhebung (TFGE 1986) ISSN 0931-9662	€ 6,-- vergriffen
3/1987	Block, Fraude und Heidingsfeld:Sondermeßprogramm Wald (SMW) ISSN 0931-9662	€ 6,--
2/1987	Block und Stelzer: Radioökologische Untersuchungen in Waldbeständen ISSN 0931-9662	€ 6,--
1/1987	Jahresbericht 1984-1986 ISSN 0931-9662	vergriffen

Die Darstellungen zum Klimawandel auf den Waldboden (Kap. 6.5) basieren auf Ergebnissen des EU-Interreg IVB-Projekts ForeStClim (www.forestclim.eu).





Rheinland-Pfalz

MINISTERIUM FÜR
UMWELT, LANDWIRTSCHAFT,
ERNÄHRUNG, WEINBAU
UND FORSTEN

Kaiser-Friedrich-Strasse 1
55116 Mainz

www.mulewf.de
www.wald-rlp.de