



GEWÄHRLEISTUNG DER NACH- HALTIGKEIT DER NÄHRSTOFF- VERSORGUNG BEI DER HOLZ- UND BIOMASSENUTZUNG IM RHEINLAND-PFÄLZISCHEN WALD

Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz Nr. 79/16



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. 79/16, 230 Seiten

Gestaltung, Grafik und Satz

Ingrid Gutheil, FAWF Rheinland-Pfalz

ISSN 1610-7705 Mitteilungen aus der
Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz, Nr. 79/16

nur als Download

<http://www.fawf.wald-rlp.de/index.php?id=2601>

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

Titelbild:

links: Mit den Hiebsresten bleibt ein erheblicher Teil der in den geernteten Bäumen enthaltenen Nährstoffe dem Nährstoffkreislauf des Ökosystems erhalten

Foto: J. Block

rechts: Auf besonders vulnerablen Standorten, hier Sanden des Mittleren Buntsandsteins, sollte ein Teil des schwächeren Laubderbholzes zur Unterstützung des Nährstoffhaushaltes im Bestand verbleiben

Foto: J. Block

GEWÄHRLEISTUNG DER NACHHALTIGKEIT DER NÄHRSTOFFVERSORGUNG BEI DER HOLZ- UND BIOMASSENUTZUNG IM RHEINLAND-PFÄLZISCHEN WALD

Block, J.; Dieler, J.; Gauer, J.; Greve, M.; Moshhammer, R.; Schuck,
J.; Schwappacher, V; Wunn, U.

Zentralstelle der Forstverwaltung
Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft, Rheinland-Pfalz,
Trippstadt 2016

Vorwort

Wie immer Menschen mit Böden in West- und Mitteleuropa auch bisher umgingen: wo nichts weiter geschieht, entsteht Wald. Ist das ein Freibrief für einen beliebigen Umgang mit Böden, mit dieser überaus wichtigen Lebensgrundlage, die selbst ganz und gar durch ihre fortwährend aufbauende, umgestaltende, strukturierende, lockernde, belüftende, entgiftende Lebewelt bestimmt ist und die im unmittelbaren wie im übertragenen Sinn alles trägt, was sich über ihrer Oberfläche befindet? Gewiss nicht, denn jede abträgliche Behandlung des Bodens wirkt über die störende Veränderung seiner Lebewelt auf das, was sich oberirdisch entwickeln kann! Beeinträchtigungen, die Böden zugefügt werden, wirken meist lange nach und einige gelten gar als nicht rückholbar. Es ist damit zu rechnen, dass Gefährdungen für das Wachsen von Wäldern, mit denen im Klimawandel gerechnet werden muss, mit großer Wahrscheinlichkeit dort am härtesten wirksam werden, wo die Waldböden besonders beeinträchtigt wurden.

Ganz zu recht gelten Waldböden als vergleichsweise wenig gestört. So steht der einzigartige Lebensraumwert von historisch alten Wäldern in engem Zusammenhang mit dem Fortbestehen ihrer Böden über sehr lange, wenn nicht undenkliche Zeiten. Gleichwohl wissen wir heute besser denn je, welche Folgen vergangene Umgangsweisen mit Wäldern bis heute zeitigen, wenn über viele Jahrhunderte im Stockausschlagbetrieb alles Holz bis zum dünnsten Ästchen aus dem Wald geschafft wurde oder wenn über mehrere Jahrzehnte in engem zeitlichem Abstand die Laubstreu genutzt wurde. Vergessen wir dabei aber nicht, dass es damals im Umgang mit dem Wald oft um den schieren Überlebens-Bedarf von Menschen ging, heute dagegen die Befriedigung mehr oder weniger großer Wohlstands-Bedürfnisse im Vordergrund steht. Wir können uns also mehr Sorgfalt leisten, nein, wir sind dazu verpflichtet vor dem Hintergrund dessen, was wir heute wissen und was uns damit in Verantwortung für die Grundlagen des Lebens in der Zukunft setzt.

Im Sinne dieser gebotenen Sorgfalt bringt uns der in jahrelanger Arbeit der Autoren und vieler mit- und zuarbeitender Kräfte errungene erheblich erweiterte Wissenstand zur Nachhaltigkeit der Nährstoffversorgung unserer Waldböden große Schritte voran. Der vorliegende Mitteilungsband beschränkt sich nämlich nicht darauf, die Nährstoffzüge im Zusammenhang mit der Nutzung von Baumbiomasse allein in ihren Abhängigkeiten von Standortmerkmalen, Baumarten, Wachstumsleistungen, Altern und Nutzungsintensitäten in vielerlei Hinsicht zu durchleuchten. Vielmehr leistet er für die Ausrichtung der Waldbewirtschaftung ganz entscheidende greifbare Grundlagen. Diese betreffen einerseits eine noch gezieltere Ausrichtung der Bodenschutzkalkung, die in Rheinland-Pfalz seit nunmehr über 30 Jahren den Wäldern zugutekommt, um die Folgen der Luftschadstoffeinträge zu mindern. Vor allem aber ist die Zusammenführung aller Befunde zu Vulnerabilitätsstufen gelungen. Für die nachhaltige Bewirtschaftung der Wälder in Rheinland-Pfalz liegen nunmehr praxisnahe Rahmensetzungen vor, die bis auf die Ebene des Waldortes die Behandlung und Nutzung der Wälder unterstützen.

Dem Mitteilungsband liegt ein wertvoller Datenbestand zugrunde, der vor dem Hintergrund des Klimawandels, aber auch des allgemeinen Erkenntnisfortschrittes erweitert, vertieft und aktualisiert werden kann. Weit über die abgeschlossene Bearbeitung einer Thematik hinaus wurde eine solide Grundlage erarbeitet, auf die künftig aufgebaut werden kann.

Ein besonderer, herzlicher Dank gilt an dieser Stelle Dr. Joachim Block für dieses wertvolle Element seiner herausragenden wissenschaftlichen Lebensleistung im Dienste der Waldökosystemforschung in Rheinland-Pfalz.

Georg Josef Wilhelm
Mainz, Mai 2017

Inhaltsverzeichnis

	Seite
Vorwort	3
1 Das Prinzip der Nährstoffnachhaltigkeit	9
2 Ausgangslage und Zielsetzung	11
3 Nährstoffentzüge mit der Nutzung von Holz und sonstiger forstlicher Biomasse	12
3.1 Untersuchungsstandorte und Methodik	12
3.1.1 Untersuchte Waldstandorte, Waldbestände und Probebäume	12
3.1.1.1 Untersuchte Waldstandorte.....	12
3.1.1.2 Untersuchte Bestände und Probebäume.....	14
3.1.2 Datenerhebung in den Beprobungsbeständen und an den Probebäumen	21
3.1.2.1 Aufnahme von Biogruppen.....	21
3.1.2.2 Vermessungen und Beprobung der Probebäume, Bestimmung der Biomasse der Baumkompartimente	22
3.1.3 Bestimmung der Nährelementgehalte in den Baumkompartimenten.....	24
3.1.4 Modellierung der Biomassen auf Bauebene	25
3.1.5 Kalkulation der Biomassen, Nährelementmengen und Nährstoffentzüge auf Bestandesebene.....	25
3.2 Nährelementgehalte in den Baumkompartimenten	28
3.2.1 Überblick über die Nährelementgehalte.....	28
3.2.2 Statistische Auswertung der Nährelementgehalte.....	34
3.2.2.1 Abhängigkeit der Nährelementkonzentrationen zwischen unterschiedlichen Kompartimenten	34
3.2.2.2 Einfluss des Standorts auf die Nährelementgehalte	36
3.2.2.3 Einfluss der Baumart auf die Nährelementgehalte	41
3.2.2.4 Einfluss von Baumkennwerten auf die Nährelementgehalte	44
3.3 Biomasse und Nährstoffentzüge in Abhängigkeit von Standort, Baumart, Wuchsleistung und Nutzungsintensität	46
3.3.1 Biomasse- und Nährstoffentzüge in Abhängigkeit vom Standort	46
3.3.2 Biomasse- und Nährstoffentzüge in Abhängigkeit von der Baumart.....	49
3.3.3 Biomasse- und Nährstoffentzüge in Abhängigkeit von der Wuchsleistung.....	52
3.3.4 Biomasse- und Nährstoffentzüge in Abhängigkeit vom Nutzungsalter	54
3.3.5 Biomasse- und Nährstoffentzüge in Abhängigkeit von der Nutzungsintensität	54
4 Methodik zur Nährstoffbilanzierung, Kalkulation der Säurebelastung und Schätzung der Nährstoffvorräte im Boden	58
4.1 Generelles	58
4.2 Methodik zur Schätzung der Bilanzgrößen	58
4.2.1 Nährstoffeinträge über die atmosphärische Deposition	58
4.2.2 Nährstofffreisetzung aus der Mineralverwitterung	63
4.2.3 Nährstoffaustrag mit dem Sickerwasserfluss	69

4.3	Kalkulation der aktuellen Säurebelastung	74
4.4	Schätzung der Nährstoffvorräte im Boden	75
4.4.1	Schätzung der Nährstoffvorräte im Mineralboden.....	76
4.4.2	Schätzung der Nährstoffvorräte in der Humusaufgabe.....	79
5	Bewertung der Nährstoffbilanzen	80
5.1	Generelles	80
5.2	Hilfsmittel zur Gewährleistung der Nährstoffnachhaltigkeit.....	81
5.2.1	Schätztafeln zum Nährstoffvorrat in der oberirdischen Biomasse.....	81
5.2.2	Entscheidungsunterstützungssystem - Nährstoffbilanzen	83
5.2.3	Digitale Themenkarten zur Nährstoffnachhaltigkeit.....	86
5.3	Nährstoffbilanzen, Bodenvorräte und Bewertungen der Vulnerabilität in Abhängigkeit von Substrat, Bestockung und Nutzungsintensität.....	88
5.3.1	Einflüsse auf die Bilanzkomponenten	90
5.3.2	Nährstoffvorräte im Boden	93
5.3.3	Ausweisung von Vulnerabilitätsstufen	94
5.3.4	Bewertungen der Nährstoffbilanzen.....	96
5.4	Einfluss der Bodenschutzkalkung auf die Calcium- und Magnesiumbilanzen.....	106
5.5	Wechselwirkungen zwischen Nährstoffentzug, Bodenversauerung und Nährstoffverfügbarkeit.....	108
5.6	Einschränkungen in der Aussagekraft von Nährstoffbilanzen.....	109
5.6.1	Unsicherheiten bei der Herleitung der Bilanzgrößen.....	109
5.6.2	Zeitliche Varianz der Bilanzgrößen.....	113
5.6.3	Konsequenzen für die Bewertung der Nährstoffnachhaltigkeit.....	114
6	Empfehlungen zur nährstoffnachhaltigen Waldbewirtschaftung	115
6.1	Generelles	115
6.2	Verringerung des Stickstoffeintrags über die atmosphärische Deposition	115
6.3	Waldbauliche Maßnahmen zur Stabilisierung der Waldökosysteme.....	117
6.4	Nährstoffnachhaltige Nutzung von Holz und sonstiger forstlicher Biomasse	118
6.4.1	Generelles.....	118
6.4.2	Empfehlungen zur nährstoffnachhaltigen Nutzung	121
6.5	Bodenschutzkalkung.....	124
6.5.1	Generelles.....	124
6.5.2	Empfehlungen zur Kalkungsstrategie	126
6.6	Berücksichtigung von Waldschutzrisiken und Naturschutzaspekten	128
7	Ausblick	130
7.1	Erweiterung der Datengrundlage und Verbesserung der Kalkulationsverfahren	130
7.2	Vervollständigung der digitalen Karten zur Nährstoffnachhaltigkeit	132
8	Zusammenfassung	133
9	Summary	134
10	Résumé	136

11 Literaturverzeichnis	138
12 Danksagung.....	155
13 Anhang	157
Anhang 1 Konzentrationen der Elemente N, P, K, Ca, Mg, S und Mn differenziert nach Standort, Baumart und Kompartiment	157
Anhang 2 Statistische Auswertungen der Nährelementkonzentrationen in den verschiedenen Baumkompartimenten	175
Anhang 2.1: Korrelationskoeffizienten der Beziehungen der Nährelementgehalte zwischen einzelnen Kompartimenten für K, Ca, Mg, P, N, S.....	175
Anhang 2.2: Varianzanalysen zur Prüfung der Unterschiede der Gehalte an N, P und K in verschiedenen Baumkompartimenten der Buche zwischen den untersuchten Standorten	180
Anhang 2.3: Varianzanalysen zur Prüfung der Unterschiede der Gehalte an N, P und K in ausgewählten Baumkompartimenten zwischen den untersuchten Baumarten auf Buntsandstein	186
Anhang 3 Entzüge an Biomasse (BM) und Nährelementen (N, P, K, Ca, Mg, S) differenziert nach Substrat, Baumart, Ertragsklasse und Nutzungsintensität	192
Anhang 4 Befunde der Bilanzkalkulationen und Schätzungen der Nährstoffvorräte im Boden mit den DDS-Nährstoffbilanzen (Beispiele)	208
Anhang 4.1: Nährelementfreisetzung aus der Mineralverwitterung bei unterschiedlichem Bodensubstrat	208
Anhang 4.2: Nährelementausträge mit dem Sickerwasserfluss bei unterschiedlichem Bodensubstrat und unterschiedlichem Bestockungstyp	209
Anhang 4.3: Nährelementvorräte im Boden bei unterschiedlichem Bodensubstrat.....	214
Anhang 5 Themenkarten Nährstoffnachhaltigkeit (Beispiele, Ausschnitt)	216

1 Das Prinzip der Nährstoffnachhaltigkeit

Vor dreihundert Jahren forderte der sächsische Berghauptmann Hans Carl von Carlowitz in seinem 1713 erschienenen Buch „Sylvicultura oeconomica - Anweisung zur Wilden Baumzucht“ unter dem Eindruck einer seinerzeit rasch steigenden Holznot eine „nachhaltende“ Nutzung des Holzes (v. CARLOWITZ 1713). Seine Ideen wurden unter dem Begriff „Nachhaltigkeit“ bereits im Laufe des 18. Jahrhunderts zum Grundsatz der deutschen Forstwirtschaft. Im späten 20. Jahrhundert wurde die Nachhaltigkeit als Leitbild in das Konzept der nachhaltigen Entwicklung („sustainable development“) der gesamten Welt aufgenommen (Umweltkonferenz Rio 1992). Auch in der Waldbewirtschaftung hat sich der Begriff „Nachhaltigkeit“ - den gesellschaftlichen Anforderungen folgend - weiterentwickelt. Ursprünglich bezog er sich nur auf die Vorgabe, dass nicht mehr Holz eingeschlagen werden sollte, als in der betrachteten Periode nachwächst. Inzwischen umfasst die forstliche Nachhaltigkeit die dauerhafte Sicherung aller Wirkungen des Waldes und schließt damit auch die Erhaltung des Standortpotenzials ein.

Eine grundlegende Bedingung für den Erhalt des Standortpotenzials ist die Sicherung einer standortsangepassten Versorgung auch künftiger Waldgenerationen mit Nährstoffen („Nährstoffnachhaltigkeit“). Die Nutzung und Bewirtschaftung des Waldes muss demnach gewährleisten, dass die im Ökosystem vorhandenen pflanzenverfügbaren Nährstoffvorräte dauerhaft erhalten bleiben.

Mit jeder Nutzung von Holz und forstlicher Biomasse werden dem Ökosystem Nährstoffe entzogen. Da diese nicht unbegrenzt zur Verfügung stehen, muss bei der Nutzung darauf geachtet werden, dass das Nährstoffpotenzial auch langfristig nicht beeinträchtigt wird. Dies ist keine neue Erkenntnis: Schon 1876 hat EBERMAYER die Nährstoffgehalte in Holz und Streu gemessen und auf die Bedeutung des Nährstoffentzugs mit der Holznutzung und der seinerzeit noch üblichen Streunutzung für die Wuchskraft des Waldes hingewiesen. Seither haben sich Forstpraxis und Waldforschung immer wieder mit dieser Problematik befasst. Die Streunutzung wird wegen der

Änderung der landwirtschaftlichen Praxis vor allem im Hinblick auf den Einsatz von Mineraldüngern und auch wegen ihrer deutlich sichtbaren negativen Folgen auf die Degradation der Waldböden und die Wuchskraft des Waldes (WIEDEMANN 1935) bereits seit Anfang/Mitte des vorigen Jahrhunderts nicht mehr praktiziert. Seit einigen Jahrzehnten spielt daher die Vollbaumnutzung (Nutzung der gesamten oberirdischen Baumbiomasse) die wesentliche Rolle in der Diskussion um die Erhaltung des Standortpotenzials bei der Nutzung des Waldes. So führte die „Energiekrise“ in den 1970er Jahren zum Vorschlag von Vollbaumnutzungen zur Energiegewinnung, begleitet von Mahnungen bezüglich eines übermäßigen Nährstoffexports mit der Entnahme von Ästen, Zweigen und Nadeln (CHARTAPPAUL 1987, NYKVIST & ROSÉN 1985, KRAMER 1981, KRAPPENBAUER 1983, KREUTZER 1979, ULRICH 1972, ULRICH et al. 1975). Dies zeigt das Konfliktfeld, in dem sich die Waldbewirtschaftung bewegt: auf der einen Seite besteht ein großes gesellschaftliches Interesse an einer möglichst hohen Bereitstellung des Rohstoffs Holz – auch als wesentlicher Beitrag zur nachhaltigen Entwicklung – und auf der anderen Seite muss der Schutz der Bodenressourcen gewahrt bleiben (vgl. RÖSER et al. 2008).

Holz ist der älteste und zugleich der wohl am vielfältigsten nutzbare und genutzte Rohstoff. Auch im Hinblick auf den Klimawandel und die notwendige Reduktion der CO₂-Emissionen spielt die Nutzung von Holz und sonstiger Biomasse aus dem Wald eine erhebliche Rolle. Langlebige Holzprodukte sind eine beachtliche Kohlenstoffsenke und die Verwendung des nachwachsenden und bei Produktion, Ernte und Verarbeitung nur vergleichsweise wenig Energie verbrauchenden Rohstoffes Holz und sonstige forstliche Biomasse wirken sich günstig auf die CO₂-Bilanz aus. Dementsprechend streben die europäische und die nationale Energiepolitik eine größtmögliche Substitution fossiler Energieträger durch erneuerbare Energiequellen an (COUNCIL OF THE EUROPEAN UNION 2007, BMELV 2011). Die Verwendung von Biomasse auch aus dem Wald spielt dabei eine herausragende Rolle (KOM 2005, BMU u. BMELV 2009).

Eine vermehrte Nutzung von Holz und sonstiger Biomasse aus dem Wald verbessert nicht nur die ökonomische Situation der Forstbetriebe, sondern sie trägt substantiell zur Versorgung der Wirtschaft mit einem wertvollen, nahezu klimaneutralen Rohstoff, zu einem sparsameren Umgang mit den fossilen Rohstoffen und damit zur nachhaltigen Entwicklung bei. Zudem ist die Nutzung von Holz und sonstiger forstlicher Biomasse gerade im ländlichen Raum von großer Bedeutung für die lokalen Wertschöpfungsketten und trägt zur Erhaltung von Arbeitsplätzen in strukturschwachen Regionen bei (BMELV 2011, SPLECHTNA & GLATZEL 2005). Eine verstärkte Holznutzung und eine Steigerung der stofflichen und energetischen Holzverwendung sind daher bedeutsame gesellschaftspolitische Ziele (Charta für Holz, BMVEL 2004).

Allerdings muss bei Nutzung von Holz und forstlicher Biomasse, wie vorstehend bereits dargelegt, die Nährstoffnachhaltigkeit gewährleistet sein. Dies ist der Fall, wenn die Nährstoffentzüge mit der Holz- und gegebenenfalls der sonstigen Biomassennutzung durch eine Freisetzung von Nährstoffen aus der Mineralverwitterung im Boden, luftbürtiger Einträge („Deposition“) oder Düngung ausgeglichen werden. Bei einem längere Zeit anhaltenden Verstoß gegen diese Vorgabe ist vor allem auf nährstoffschwachen Standorten von einer Beeinträchtigung des Standortpotenzials auszugehen (ACHAT et al. 2015a, AHRENDs et al. 2008, BELANGER et al. 2003, BURGER 2002, DYCK et al. 1994, HALLBÄCKEN 1992, LATTIMORE et al. 2009, MORRIS & MILLER 1994, NIEMINEN et al. 2016). Bei einer zu intensiven und nicht durch entsprechende Nährstoffzufuhr ausgeglichenen Nutzung reagieren die Waldbestände mit einer Verschlechterung der Baumernährung und Ertragseinbußen (EGNELL 2011, EGNELL & VALINGER 2003, HELMISAARI et al. 2011, JACOBSON et al. 1996, 2000, NORD-LARSEN 2002, OLSSON et al. 2000, PROE & DUTCH 1994, PROE et al. 1996, SAARSALMI et al. 2010, SCOTT & DEAN 2006, STERBA 2012, THIFFAULT et al. 2006, WALMSLEY et al. 2009). Hierdurch ist langfristig auch eine Abnahme des Kohlenstoffvorrats im Boden zu befürchten (ACHAT et al. 2015b, CARTER et al. 2002, JANDL et al. 2007, NAVE et al. 2010, KAARAKKA 2014) mit negativen Auswirkungen auf die Bodenfruchtbarkeit und den Klimaschutz.

Eine Waldbewirtschaftung, die durch eine Verletzung der Nährstoffnachhaltigkeit zu einer Minderung des Standortpotenzials und künftig geringeren Erträgen führt, stünde im Widerspruch zu den „Leitlinien für die nachhaltige Bewirtschaftung der Wälder Europas“ der Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa (MCPFE 1993) und hält die Pan-europäischen Nachhaltigkeitskriterien (MCPFE 2002) nicht ein. Auch wäre eine Nutzung, die langfristig zu einer Abnahme der Standortsproduktivität führt, ein Verstoß gegen den in der Waldgesetzgebung des Bundes und der Bundesländer festgelegten Grundsatz der ordnungsgemäßen Waldbewirtschaftung. So umfasst eine ordnungsgemäße Forstwirtschaft eine dauerhafte Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit (z.B. § 4 und 5 des Landeswaldgesetzes Rheinland-Pfalz). Auch die Bodenschutzgesetzgebung verpflichtet Grundstückseigentümer, Vorsorge gegen das Entstehen schädlicher Bodenveränderungen zu treffen, die durch die Nutzung hervorgerufen werden können (§ 7 Bundesbodenschutzgesetz). Die Landesdienststellen und die Gemeinden als die größten Waldbesitzer in Deutschland sollen Vorbild bei der Wahrung der Belange des Bodenschutzes sein (z.B. Begründung zum § 4 des Landesbodenschutzgesetzes Rheinland-Pfalz). Die Wahrung der Nährstoffnachhaltigkeit bei der Nutzung von Holz und sonstiger forstlicher Biomasse ist demnach unabdingbar.

2 Ausgangslage und Zielsetzung

Die Verwendung von Holzrohstoffen ist in Deutschland in den letzten Jahrzehnten beträchtlich angestiegen (MANTAU 2013). Dies hat zu einer zunehmenden Nachfrage nach Holz und sonstiger forstlicher Biomasse und zu einer Intensivierung der forstlichen Nutzung geführt (SEINTSCH 2010). Im Energieholzsektor sind durch die Entwicklung der Technik und Logistik die Bereitstellungskosten gesunken und die Nachfrage und die Preise sind aufgrund der Verknappung und Verteuerung fossiler Brennstoffe gestiegen (HAKKILA & PARIKKA 2002, HAKKILA 2004, VORHOLT 2010). Demzufolge ist der Energieholzmarkt erheblich gewachsen (LUNNAN et al. 2008, MANTAU 2012, 2013). Auch hat sich der Wirkungsgrad der Energiegewinnung aus Holz und sonstiger forstlicher Biomasse zum Beispiel durch den vermehrten Einsatz von Anlagen mit Kraft-Wärme-Kopplung deutlich verbessert.

Vor diesem Hintergrund haben sich neue Märkte für die Verwendung schwächerer Sortimente und von Reisig entwickelt. Hierdurch werden zunehmend Baumkompartimente genutzt, die in den letzten Jahrzehnten noch im Wald und damit im Nährstoffkreislauf der Ökosysteme geblieben sind. Noch bis in die 1970er Jahre hinein war bei der Aufarbeitung von Rohschäften im Nadelholz eine Entastung und Entrindung am Fällort üblich. Die in diesen Baumkompartimenten enthaltenen Nährstoffe verblieben gut verteilt im Bestand und standen dem ökosystemaren Nährstoffkreislauf zur Verfügung. Aus ergonomischen und wirtschaftlichen Gründen ist die Handentrindung heute keine realistische Option mehr. Zunehmend erfolgt die Holzernte durch Harvester, wobei ein erheblicher Teil der nährstoffreichen Kronenbiomasse auf oder am Rand der Rückegasse abgelagert und damit zumindest teilweise dem ökosystemaren Stoffkreislauf entzogen wird. Neuere Auswertungen von ertragskundlichen Langzeitversuchen belegen ein durch Temperaturanstieg und verlängerte Vegetationszeit beschleunigtes Waldwachstum (PRETZSCH et al. 2014), was über höhere realisierbare Nutzungsmengen mit zunehmenden Nährstoffentzügen durch die Holzernte verbunden sein dürfte.

Wald stockt in Deutschland in der Regel auf

den ärmeren oder hinsichtlich Steingehalt und Hangneigung ungünstigeren Standorten, da die besseren Böden der landwirtschaftlichen Nutzung vorbehalten sind. Sehr große Teile des Waldareals sind daher gegenüber übermäßigen Nährstoffexporten sensibel (KOLB & GÖTTLEIN 2012). Dies gilt in besonderem Maße für Rheinland-Pfalz: zwei Drittel der rheinland-pfälzischen Waldstandorte sind basenarm und gegenüber defizitären Nährstoffbilanzen sensibel (BLOCK & GAUER 2012). Auf der anderen Seite verfügt Rheinland-Pfalz als walddreichstes Bundesland über eine sehr hohe Holzproduktion. Im landesweiten Bioenergiepotenzial spielt die forstwirtschaftliche Biomasse mit 35.300 Terajoule die weitaus bedeutsamste Rolle (AEE 2013). Eine sorgfältige Abwägung zwischen der aus den im Kapitel 1 aufgeführten Gründen möglichst weitgehenden Ausschöpfung dieses Potenzials und der Gewährleistung der Nährstoffnachhaltigkeit und des Bodenschutzes bei der Holz- und Biomassenutzung ist daher unabdingbar.

Der vorliegende Bericht soll hierzu wesentliche Grundlagen bereitstellen. Ausgehend von einem einfachen Ökosystembilanzmodell mit Ein- und Austrägen und Vorratsgrößen von Nährelementen werden im Folgenden die Nährstoffentzüge mit der Ernte von Holz und gegebenenfalls der sonstigen Biomasse der Waldbäume quantitativ beschrieben und zu den übrigen Flussgrößen des ökosystemaren Nährstoffhaushalts (luftbürtige Deposition, Verwitterung, Austrag mit dem Sickerwasser) sowie den Bodenvorräten ins Verhältnis gesetzt. Die Ergebnisse der Nährstoffbilanzierungen für verschiedene Bestockungstypen (Baumarten, Rein- und Mischbestände), Bodensubstrate und Ernteintensitäten werden zur ökologischen Bewertung der Nutzung von Holz und sonstiger forstlicher Biomasse genutzt. Schließlich werden konkrete Empfehlungen für die Forstpraxis zur Gewährleistung der Nährstoffnachhaltigkeit bei der Bewirtschaftung des Waldes und zur Erhaltung des Standortpotenzials gegeben.

Die diesem Bericht zugrundeliegenden Daten stammen aus verschiedenen Projekten zur Nährstoffnachhaltigkeit:

Bereits im Jahr 2001 beauftragte das seinerzeitige Ministerium für Umwelt und Forsten des Landes Rheinland-Pfalz die FAWF mit dem Projekt „Nährstoffentzüge durch die Holzernte und ihr Einfluss auf den Nährstoffhaushalt armer Standorte - NSEP“. Die in Kooperation mit dem Lehrstuhl für Waldwachstumskunde der TU München, der Landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalt Speyer und dem Institut für Forstbenutzung der Universität Freiburg durchgeführten Untersuchungen beschränkten sich im Wesentlichen auf Standorte des Mittleren Buntsandsteins im Pfälzerwald und devonische Quarzite im Hunsrück. Die Bilanzierung erfolgte ausschließlich für ausgewählte Beispiel-Ökosysteme. Im Jahr 2008 schloss sich ein umfassendes, von der Deutschen Bundestiftung Umwelt gefördertes Projekt (Förderkennziffer 25966-33/0) an. Dieses Vorhaben wurde in Kooperation mit dem Lehrstuhl für Waldwachstumskunde der TU München (TUM), dem Fachgebiet Waldernährung und Wasserhaushalt der TUM und der FAWF (gemeinsam mit dem Standortkartierungsreferat

der Zentralstelle der Forstverwaltung Rheinland-Pfalz) im Zeitraum Oktober 2008 bis Dezember 2012 bearbeitet.

In die Nährstoffbilanzierungen flossen zudem umfangreiche Daten des Forstlichen Umweltmonitorings (BZE, Level II, Forest Focus, LIFE-Fut-Mon) und sonstiger Projekte der FAWF (Kompensationsversuch, Sukzessionsversuch, ForeStClim) ein.

Für Entscheidungen der Forstpraxis zur standortsverträglichen Waldbewirtschaftung sind Informationen zu den möglichen Auswirkungen unterschiedlicher Nutzungsintensitäten für die konkrete Waldfläche erforderlich. Kalkulationen für ausgewählte „Musterökosysteme“ reichen hier nicht aus. Angestrebt wurden daher sehr flexible Herleitungen der Nährstoffbilanzen, die über ein Entscheidungsunterstützungssystem (vgl. Kap. 5.2.2) und digitale Karten zur Nährstoffnachhaltigkeit (vgl. Kap. 5.2.3) die vor Ort benötigten Informationen bereitstellen.

3 Nährstoffentzüge mit der Nutzung von Holz und sonstiger forstlicher Biomasse

3.1 Untersuchungsstandorte und Methodik

Die in der aufwachsenden Biomasse gespeicherten Nährstoffe machen vor allem auf den ärmeren Waldstandorten einen bedeutsamen Teil des ökosystemaren Nährstoffpools aus.

Der Export von Nährstoffen mit der Nutzung von Holz oder sonstiger forstlicher Biomasse ist daher auf vielen Standorten eine bedeutsame Kenngröße in der ökosystemaren Nährstoffbilanz; zudem ist sie die einzige unmittelbar durch die forstliche Bewirtschaftung steuerbare Bilanzgröße.

Um eine flexible Kalkulation der Nährstoffentzüge bei unterschiedlicher Waldbehandlung und unterschiedlichen Nutzungsvarianten zu ermöglichen, werden in der Regel Waldwachstumssimulatoren wie SILVA (PRETZSCH et al. 2002) und BWINPro (NAGEL & SCHMIDT 2006) eingesetzt. Mit Hilfe von Biomassefunktionen (allometrische Gleichungen, die die Biomasse verschiedener Baumkompartimente oder des gesamten Baums aus Baumparametern wie dem Brusthöhendurchmesser und der Baumhöhe schätzen) und Schät-

zungen der Nährelementgehalte in der Biomasse lassen sich aus den Simulationen - der in Kapitel 2 dargelegten Zielsetzung entsprechend - sehr flexibel die Biomassen- und Nährstoffvorräte in verschiedenen Altersphasen für eine Vielzahl von Standorten und eine Reihe von Baumarten, z.T. auch für Mischbestände, sowie die mit verschiedenen Nutzungsszenarien verbundenen Biomasse- und Nährstoffentzüge differenziert herleiten. Als Datenbasis für die Herleitung der Biomassefunktionen und der Nährstoffgehalte in der Biomasse dienen umfangreiche Aufnahmen und Beprobungen in gebietscharakteristischen Waldbeständen und eingehende Trockenmassebestimmungen und Nährstoffanalysen.

3.1.1 Untersuchte Waldstandorte, Waldbestände und Probebäume

3.1.1.1 Untersuchte Waldstandorte

Der ambitionierten Zielsetzung des Projekts (vgl. Kap. 2) folgend, sollten die Kalkulationen der Nährstoffbilanzen für möglichst alle in Rhein-

land-Pfalz bedeutsamen Waldstandorte möglich sein. Allerdings mussten die sehr aufwendigen Beprobungen und Analysen zur Herleitung der Nährstoffentzüge mit der Nutzung auf die wesentlichsten Standorte und die dort dominierenden Bestockungstypen beschränkt werden. Für die Bilanzgrößen „Mineralverwitterung“ (vgl. Kap. 4.2) und „Sickerwasseraustrag“ (vgl. Kap. 4.3) sowie die im Boden gespeicherten Nährstoffvorräte (vgl. Kap. 4.4) standen demgegenüber Grundlagendaten für ein größeres Standortsspektrum zur Verfügung. Für die Biomassebeprobungen und –analysen wurden vor allem bodensaure Substrate im Devon, im Rotliegenden und im Buntsandstein ausgewählt, die im Hinblick auf Nährstoffentzüge mit der Holz- und Biomassenutzung als vulnerabel anzusehen sind und in Rheinland-Pfalz im Vergleich zu den basenreichen Standorten flächenmäßig dominieren (BLOCK & GAUER 2012). Zudem wurden Standorte mit der jeweiligen Bestockung einbezogen, für die langjährige Bioelementbilanzierungen im Rahmen des forstlichen Umweltmonitorings vorliegen (Buche auf Bims, Buche auf Rhyolith, Kiefer auf Schwemmsanden).

An folgenden Substratgruppen wurden Biomassebeprobungen und –analysen sowie, darauf aufbauend, differenzierte Kalkulationen der Nährstoffentzüge durchgeführt:

Devon

Devonische Ausgangsgesteine sind mit 48 % der Waldfläche die mit Abstand bedeutsamsten Waldbodensubstrate in Rheinland-Pfalz. Sie dominieren die Mittelgebirgslagen in Hunsrück, Eifel und Westerwald. Die devonischen Substrate unterscheiden sich beträchtlich in ihren Basengehalten. Wegen der Bedeutung des Devons als Waldbodensubstrat in Rheinland-Pfalz wurden drei Untergruppen des Devons nach sehr geringer, geringer und mäßiger Basenverfügbarkeit unterschieden:

Devon I (Dev I) (Kennung 71)

Diese Gruppe umfasst tief basenarme Schuttlehme und Decklehme aus bzw. über Quarzit oder Quarzit- und Tonschiefer-Saprolithlehm. Ein Teil der Devon I-Standorte zeigt deutliche Hydromorphie.

Devon II (Dev II) (Kennung 72)

Diese Gruppe enthält im Vergleich zur Gruppe Devon I etwas höhere Basengehalte, die aber auf den Unterboden beschränkt sind. Meist handelt es sich um Decklehme über Tonschiefer- und Sandstein-Saprolith. Häufig weisen auch diese Standorte Hydromorphie auf.

Devon III (Dev III) (Kennung 73)

Bei der Gruppe Devon III ist nur die Hauptlage (Oberboden) basenarm, die Mittellage dieser meist stark hydromorphen Standorte weist dagegen mäßige bis hohe Basengehalte auf. Allerdings sind die Mittellagen meist als Stauwasserhorizonte ausgebildet und schwer von den Baumwurzeln erschließbar. Das häufigste Substrat der als Devon III ausgewiesenen Standorte ist ein im Mittelboden basenhaltiger hydromorpher Lössdecklehm.

Für die Gruppen Devon I und Devon II wurden die Baumarten Buche (*Fagus sylvatica* [L.] Karst), Eiche (*Quercus robur* und *petraea* [L.] Karst), Fichte (*Picea abies* [L.] Karst), Kiefer (*Pinus sylvestris* [L.] Karst) und Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* [L.] Karst) beprobt. Bei der nährstoffreicheren und meist durch Stauwassereinfluss geprägten Substratgruppe Devon III wurden Kiefern und Douglasien nicht berücksichtigt, da diese Baumarten auf diesem Standort nur wenig vorkommen und auch nicht standortgerecht sind.

Sande des Buntsandsteins (S`s) (Kennung 80)

Quarzitisch gebundene Buntsandsteine stehen mit 18 % der Waldfläche nach den devonischen Substraten an zweiter Stelle in der Reihenfolge der bedeutsamen Waldbodensubstrate in Rheinland-Pfalz. Sie kommen vor allem im Pfälzerwald, in geringerem Umfang auch in der Eifel vor. Das bedeutsamste Substrat ist in dieser Gruppe ein tief basenarmer quarzreicher Sand aus Mittlerem Buntsandstein mit nur sehr geringen Vorräten an pflanzenverfügbarem Calcium, Magnesium und Kalium. Für diese Substratgruppe wurden die Baumarten Fichte, Kiefer, Buche, Eiche und Douglasie beprobt.

Rotliegendes (Rot)(Kennung 90)

Ton-, Silit- und Feinsandsteine des Rotliegenden nehmen in Rheinland-Pfalz etwa 6,5 % der

Waldfläche ein. Wie beim Devon unterscheiden sich auch die Böden aus Rotliegendem erheblich in ihrer Basenausstattung. In Rheinland-Pfalz können drei Gruppen unterschieden werden.

Gruppe 1 (Rot I) (Kennung 91) umfasst die nur im Unterboden und Untergrund basenhaltigen Lehmsande bis Lehme des Rotliegenden, Gruppe 2 (Rot II) (Kennung 92) die basenreicheren Schichtlehme des Rotliegenden und Gruppe 3 (Rot III) (Kennung 93) die Tonlehme des Rotliegenden. Bei den Biomassebeprobungen der hier flächenmäßig bedeutsamen Bestockungstypen Buche, Eiche und Douglasie wurden diese drei Gruppen allerdings nicht differenziert.

Schwemmsande (S`qSF) (Kennung 120)

Quartäre Schwemmfächersedimente sind in der Oberrheinischen Tiefebene ein bedeutsamer Waldstandort. Insgesamt nehmen sie in Rheinland-Pfalz einen Anteil von 2,1 % der Waldfläche ein. In das hiesige Projekt wurden nur die basenarmen Standorte der Schwemmfächer einbezogen. Das bedeutsamste Substrat in dieser Gruppe ist ein im Untergrund oder Unterboden basenhaltiger, quarzreicher Sand des Quartär. Flächenmäßig bedeutsam und daher im Rahmen der bisherigen Projekte beprobt, ist auf diesem Substrat der Bestockungstyp Kiefer mit Buche, wobei sich die eigentliche Probennahme auf die Baumart Kiefer beschränkte.

Bimslehme (BiL) (Kennung 100)

Bims macht mit 0,7 % nur einen vergleichbar geringen Anteil der geologischen Ausgangssubstrate unter Wald aus. Allerdings sind in weitaus größerem Umfang Waldstandorte in Rheinland-Pfalz durch mehr oder minder starke Bimsbeimengungen beeinflusst. Bei der rheinland-pfälzischen Waldbodenzustandserhebung wurden 6 % der Plots als „Bimsmischlehme“ ausgewiesen. Da dieses Substrat vor allem für die Buche waldbaulich bedeutsam ist und über die Level II/FutMon-Fläche Neuhäusel eine gute Datengrundlage vorliegt, wurde dieses Substrat mit der Bestockung Buche in die Biomassebeprobungen einbezogen.

Saure Magmatite (sauMag) (Kennung 138)

Saure Magmatite machen in Rheinland-Pfalz nur etwa 0,8 % der geologischen Ausgangssubstrate unter Wald aus. Allerdings gedeihen auf Rhyolithen vor allem am Donnersberg ertragreiche Bu-

chenbestände. Da hier zudem eine Level II-Fläche betrieben wird, wurde auch dieses Substrat in die Untersuchungen einbezogen, allerdings wie beim Bims bei der Biomassebeprobung ausschließlich mit dem Bestockungstyp Buche. Das wesentliche Substrat dieser Gruppe ist ein im Unterboden oder Untergrund basenhaltiger magmatischer Lehm.

Die zur Herleitung der Nährstoffzüge differenziert beprobten Standorts-/Bestockungstypen repräsentieren insgesamt nahezu drei Viertel der rheinland-pfälzischen Waldfläche.

Für Standorte oder Bestockungstypen ohne Biomassebeprobungen werden in den Bilanzierungen die Nährstoffzüge beprobter Standorte/Bestockungstypen mit ähnlicher Trophie verwendet. Tabelle 1 enthält eine Kurzbeschreibung aller im Projekt differenzierten Substratgruppen. Tabelle 2 gibt die Zuordnung der verwendeten Substratgruppe im Falle fehlender Datengrundlagen an.

3.1.1.2 Untersuchte Bestände und Probestämme

In den rheinland-pfälzischen Projekten zur Nährstoffnachhaltigkeit wurden bislang 544 Probestämme aufgenommen, beprobt und analysiert. Insgesamt 192 Probestämme entfallen auf Buche, 100 auf Fichte, 95 auf Eiche (15 Stiel- und 80 Traubeneichen), 80 auf Kiefer, 67 auf Douglasie und 10 auf Europäische Lärche. Mit 270 beprobten Bäumen liegt der Schwerpunkt auf der Substratgruppe Devon (125 Devon I, 100 Devon II, 45 Devon III), gefolgt von 184 Probestämmen im Buntsandstein, 45 Probestämmen im Rotliegenden und jeweils 15 Bäumen in den Substratgruppen Bimslehme, Saure Magmatite (Rhyolith) und Schwemmsande.

Die Probestämme entstammen aus insgesamt 72 Beständen. Die Auswahl erfolgte anhand von Informationen aus der zweiten Bodenzustandserhebung (BZE II), der forstlichen Standortkartierung, der Waldbodendauerbeobachtungsflächen und sonstiger Untersuchungsflächen der FAWF. Die Beprobungsbestände verteilen sich bei jeder Baumart auf unterschiedliche Altersphasen (jung, mittel, alt). Die Abgrenzung der einzelnen Altersphasen war dabei baumartenspezifisch.

Für jeden Beprobungsbestand wurden in einer Datenbank die folgenden Lage und Bestandesinformationen erfasst (Beispiel Beprobungsbestand RLP 55):

Tabelle 1

Kurzbeschreibung der im Projekt differenzierten Substratgruppen

Substratgruppe			Bodentypen/Basentypen	Kurzbeschreibung Ausgangssubstrate
10	LL	Lösslehme	Parabraunerden bis Pseudogleye / im Mittelboden (Unterboden) basenreich	mächtiger, über die Profiltiefe hinaus entkalkter Lösslehm (Decklehm wenn < 1 m Mächtigkeit)
71	Dev I	Devon I	(podsolige) Braunerden (Pseudogleye-Braunerden) / tief basenarm	periglaziale Hauptlagen aus Schuttlehm über Basislagen / anstehendem (Lehm)-Schutt aus Quarzit oder quarzitischen Sandsteinen (Schiefern) des Devons
72	Dev II	Devon II	Braunerden (Pseudogleye) / im Untergrund bis Unterboden basenhaltig	Lösshaltige Hauptlagen über Basislagen aus meist saprolithisch vorverwitterten Schiefen, Grauwacken und Sandsteinen des Devons
73	Dev III	Devon III	Braunerden, Parabraunerden, Pseudogleye / im Mittelboden (Unterboden) basenreich	Lössreiche Hauptlagen über Mittellagen über Basislagen aus meist saprolithisch vorverwitterten Schiefen, Grauwacken und Sandsteinen des Devons
77	Dev I, PP	Devon I, Podsol	Podsole (Pseudogley-Podsole) / tief basenarm; stark podsoliert, tiefe Bleichzone (Ae)	Schutte bis Schuttlehme aus Quarzit oder quarzitischen Sandsteinen des Devons
80	S`s	Sande d. Buntsandsteins	podsolige Braunerden / tief basenarm	(Schutt-) Sande aus quarzreichen Sandsteinen des Buntsandsteins
81	S`s, PP	Sande d. Buntsandsteins, Podsol	Podsole / tief basenarm; stark podsoliert, Bleichzone (Ae) besonders tief (> 20 cm)	(Schutt-) Sande aus quarzreichen Sandsteinen des Buntsandsteins
82	oLS-L	oligotr. Lehmsande/Lehme	Braunerden (Pseudogleye, Gleye) / tief basenarm (Untergrund basenhaltig)	Sammelgruppe aus Lehmen (Lehmsande bis Tonlehme)
83	mLS-L	mesotr. Lehmsande/Lehme	Braunerden, Kolluvien, Pelosole; Pseudogleye, Gleye / im Unterboden basenhaltig bis im Gesamtboden basenreich	Sammelgruppe aus Lehmen (Lehmsande bis Tonlehme)
85	mS	mesotr. Sande	Braunerden / im Unterboden bis im Oberboden basenhaltig bis basenreich	(Schutt-)Sande aus glimmer-, feldspatreicheren Sandsteinen
86	oS	oligotr. Sande	podsolige Braunerden / tief basenarm	(Schutt-) Sande aus quarzreichen Sandsteinen außerhalb des Buntsandsteins/ Rotliegenden (z.B. Liassandstein)
87	oS, PP	oligotr. Sande, Podsol	Podsole / tief basenarm; stark podsoliert, tiefe Bleichzone (Ae)	(Schutt-) Sande aus quarzreichen Sandsteinen außerhalb des Buntsandsteins/ Rotliegenden (z.B. Liassandstein)
91	Rot I	Rotliegendes I	(podsolige; pseudovergleyte) Braunerden / im Unterboden basenhaltig	(Schutt-)(Schluff-) Lehme aus (Sand-) und Schluffsteinen des Rotliegenden und des Karbons
92	Rot II	Rotliegendes II	(pseudovergleyte) Braunerden / im (Unterboden) Mittelboden basenreich	(Schutt-)(Schluff-) Lehme aus periglazialer Hauptlage über Tonlehmen aus Tonsteinverwitterung des Rotliegenden und des Karbons

Tabelle 1 - Fortsetzung -

Substratgruppe			Bodentypen/Basentypen	Kurzbeschreibung Ausgangssubstrate
93	Rot III	Rotliegendes III	(pseudovergleyte) Braunerden bis Pelosole / im (Mittelboden) Gesamtboden basenreich	(flache (Schutt-)(Schluff-) Lehme aus periglazialer Hauptlage über) Tonlehme(n) aus Tonsteinverwitterung des Rotliegenden und des Karbons
94	Rot S	Sande d. Rotliegenden	(podsolige) Braunerden / tief basenarm bis im Untergrund basenhaltig	(Schutt-) Sande aus Sandsteinen des Rotliegenden und des Karbons
95	Rot S, PP	Sande d. Rotliegenden, Podsol	Podsole / tief basenarm; stark podsoliert, tiefe Bleichzone (Ae)	(Schutt-) Sande aus quarzreichen Sandsteinen des Rotliegenden und des Karbons
100	BiL	Bimslehme	Andosole / im Mittelboden bis Oberboden basenreich	Mächtige Gruse bis Gruslehme aus Laacher-See Tephra (Phonolith)
101	BiLü	Bimslehme; über	Andosol-Braunerden bis Pseudogley-Andosole / im Unterboden bis Mittelboden basenreich	Gruse bis Gruslehme aus Laacher-See Tephra (Phonolith) über Basislagen aus (saprolithischem) Tonschiefern bis Sandsteinen (Grauwacken)
102	BiLaü	Bimslehme; arme; über	Andosol-Braunerden / tief basenarm	Gruse bis Gruslehme aus Laacher-See Tephra (Phonolith) über Basislage aus saprolithischem Quarzit (Sandstein) (arme Varianten)
105	BiL&	Bimsmischlehme	Braunerden bis Pseudogley-Braunerden / im Unterboden basenhaltig bis im Mittelboden basenreich	Lehme aus Laacher-See Tephra (Phonolith) vermischt mit Löss (Hauptlagen) über Basislagen aus saprolithischem Schiefer bis Sandstein (Grauwacken)
120	S`qSF	Schwemmsande	(podsolige) Braunerden bis Gleye / tief basenarm bis im Untergrund basenhaltig	Schwemmfächer der pleistozänen Rheinterrasse aus periglazial fluviatil umgelagerten, kiesführenden Sanden aus dem Buntsandstein
121	S`qSF, PP	Schwemmsande, Podsol	Podsole und Podsol-Gleye / tief basenarm; stark podsoliert, tiefe Bleichzone (Ae)	Schwemmfächer der pleistozänen Rheinterrasse aus periglazial fluviatil (lokal dann auch äolisch) umgelagerten kiesführenden Sanden aus dem Buntsandstein
131	Baue; Ogley	Bachauen; Quellgleye	Auenböden und Gleye / Gesamtboden (Mittelboden, Unterboden) basenreich	fluviatile Sedimente der Niederungen, lokale Quellaustritte
132	ML	magmatische Lehme	Andosole bis Braunerden / Gesamtboden (Mittelboden) basenreich	periglazial überprägte Lehme aus der Verwitterung intermediärer bis basischer Vulkanite (Basalte, Andesite)
135	eu TsF	eutr. Schiefer	Ranker bis Braunerden (Pseudogleye) / im Mittelboden bis Gesamtboden basenreich	Schuttlehme bis lösshaltige Hauptlagen aus/über sehr basenhaltigen (vermutlich primär kalkhaltigen) Schiefern (aber inzw. kalkfrei)
136	ZL	Schichtlehme	Braunerden; Braunerde-Pelosole bis Pseudogleye /im Mittelboden basenreich	lösshaltige Hauptlagen über tonreichen Basislagen bis Residuale aus Tonsteinverwitterung
138	sauMag	saure Magmatite	(podsolige) Braunerden / tief basenarm bis im Untergrund basenhaltig	Schuttgruse bis Schuttgrus-Lehme aus Rhyolith; Quarzporphyr; Granit und anderen sauren Magmatiten
139	KalkL	Kalklehme	Kalk-Braunerden bis Terrae calcis (Pseudogleye) / Gesamtboden basenreich; kalkhaltig	periglazial überprägte Lehme und Residuale aus Dolomiten, Dolomit-Mergeln

Tabelle 1 - Fortsetzung -

Substratgruppe			Bodentypen/Basentypen	Kurzbeschreibung Ausgangssubstrate
140	DoLL	Dolomitlehme	Kalk-Braunerden bis Terrae calcis (Pseudogleye) / Gesamtboden basenreich; kalkhaltig	periglazial überprägte Lehme und Residuale aus Dolomiten, Dolomit-Mergeln
239	mLS-L/ KalkL	kalkgründige mesotr. Lehme/ Lehmsande	Parabraunerden, Braunerden, Pseudogleye / Unterboden bis Mittelboden basenreich; im Unterboden, Untergrund kalkhaltig	Lösslehme über kalkhaltigem Löss oder vergleichbare, kalkgründige Substrate
900	orgBod	organische Böden	Anmoorgleye bis Moore / tief basenarm bis Gesamtboden basenreich	unterschiedlich mächtige Torfe oder andere organische Substrate über diversen Ausgangssubstraten

Tabelle 2

Überblick der im Projekt differenzierten Substrattypen und Zuordnung im Falle fehlender Grundlagendaten

Substrat	Kennung	Ernteentzug							Verwitterung	Sickerwasser	Bodenvorrat
		Fi	Dou	Bu	Ei	Ei + Bu	Ki	Ki + Bu			
LL	10	73	90	73	73	73	72	72	x	x	x
Dev I	71	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Dev II	72	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Dev III	73	x	90	x	x	x	72	72	x	x	x
Dev_I, PP	77	71	71	71	71	71	71	71	x	x	x
S's	80	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
S's, PP	81	80	80	80	80	80	80	80	x	x	x
oLS-L	82	72	72	72	72	72	72	72	x	x	x
mLS-L	83	73	90	73	73	73	72	72	x	x	x
mS	85	72	90	90	90	90	72	72	x	x	x
oS	86	80	80	80	80	80	80	80	80	80	x
oS, PP	87	80	80	80	80	80	80	80	81	81	x
Rot I	91	72	x*	x*	x*	x*	72	72	x	x	x
Rot II	92	73	x*	x*	x*	x*	72	72	x	x	x
Rot III	93	73	x*	x*	x*	x*	72	72	x	132	x
Rot_S	94	80	80	80	80	80	80	80	x	80	x
rot_S, PP	95	80	80	80	80	80	80	80	94	81	x
BiL	100	73	72	x	73	73	72	72	x**	x	x
BiLü	101	73	72	100	73	73	72	72	x**	73	x
BiLaü	102	71	71	71	71	71	71	71	x	71	x
Bil&	105	72	72	72	72	72	72	72	x**	72	x
S'qSF	120	80	80	80	80	80	x	x	x	x	x
S'qSF, PP	121	80	80	80	80	80	120	120	81	x	x
ML	132	73	72	73	73	73	72	72	x	x	x
eu Tsf	135	73	90	73	73	73	72	72	x	x	x
ZL	136	73	90	90	90	90	72	72	x	92	x
sauMag	138	72	90	x	90	90	72	72	x	x	x
KalkL	139	73	90	73	73	73	72	72	x	x	x
DoLL	140	73	90	73	73	73	72	72	x	x	x
mLS-L/KalkL	239	73	90	73	73	73	72	72	10	139	x

x: Grundlagendaten vorhanden; **Zahlen**: bei fehlenden Grundlagendaten verwendeter Substrattyp;

*: das Rotliegende wurde bei den Biomassebeprobungen nicht in Untergruppen differenziert

**: diese Substrate bilden bei der Verwitterungsberechnung eine Gruppe

Abkürzungen der Substratgruppen siehe Tabelle 1; Fi = Fichte (*Picea abies*), Dou = Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*),Bu = Buche (*Fagus sylvatica*); Ei = Eiche (*Quercus petraea* und *Q. robur*), Ki = Kiefer (*Pinus sylvestris*)

Allgemeine Lage- und Standortsangaben

- Bundesland Rheinland-Pfalz
- Substratgruppe Devon III
- Substrattyp wöDL´d
- Bestandesnummer RLP 55
- Untersuchungsprogramm BZE II
- Forstamt Nastätten
- Revier Loreley Süd
- Betrieb Gemeinde Weisel
- Distrikt/Abt./Waldort 0 / 11 / b0
- Rechts-/Hochwert (GK2) 2630469 / 5555937
- Höhe über NN 410 m
- Exposition Nordwest
- Hangneigung 4°
- Wuchsgebiet Taunus
- Wuchsbezirk Westlicher Hintertaunus
- Niederschlag/Jahr 750-780 mm
- Wärmegruppe kollin
- Trophie mittel bis reich
- Waldgesellschaft Flattergras-Buchenwälder
- Wasserhaushaltsstufe ziemlich frisch
- Beeinflussung durch Stau- oder Grundwasser terrestrisch
- Kalkung 1995, 3 t Dolomit

Bestandesbeschreibung

- Buchen und Eichen-Altholzbestand mit auflaufender Buchenverjüngung
- Baumarten und -alter TEi 183 Jahre RBu 108 Jahre
- Ertragsklasse TEi I.8 (JÜTTNER 1955), RBu 0.8 (SCHÖBER 1967)
- Vertikale Struktur des Bestandes zweischichtig
- Schlussgrad Schicht / Hauptbestand locker
- Mischungsform Hauptbestockung stammweise
- Begründung unbekannt

Tabelle 3 enthält eine Kurzbeschreibung der beprobten Bestände und Probestämme.

Tabelle 3

Kurzbeschreibung der beprobten Bestände und Probebäume; das Alter bezieht sich auf das Beprobungsjahr; die Ertragsklasse wurde als Oberhöhe über die Höhen der Kraft-Klasse 1 und 2 aus den Bäumen der vermessenen Biogruppen hergeleitet

Substrat- gruppe	Probeflächen- nummer	Baumart	Beprobungs- jahr	Anzahl Probebäume	Alter	Ertrags- klasse	BHD- Probebäume	
							min	max
100 Bimslehme	18	Buche	2008	5	116	0,7	36,2	69,5
100 Bimslehme	49	Buche	2010	5	39	-1,9	13,0	24,4
100 Bimslehme	50	Buche	2010	5	67	0,7	14,3	37,1
80 Sande d. Buntsandsteins	1	Buche	2001	10	35	Unterstand	5,2	15,8
80 Sande d. Buntsandsteins	1	Eiche	2001	15	64	0,5	9,8	33,0
80 Sande d. Buntsandsteins	2	Buche	2002	10	34	Unterstand	4,1	12,3
80 Sande d. Buntsandsteins	2	Kiefer	2002	15	36	0,8	9,9	30,3
80 Sande d. Buntsandsteins	3	Buche	2002	10	95	Unterstand	9,0	24,6
80 Sande d. Buntsandsteins	3	Eiche	2002	15	198	2,2	32,4	77,1
80 Sande d. Buntsandsteins	4	Buche	2003	10	50	Unterstand	6,9	47,2
80 Sande d. Buntsandsteins	4	Kiefer	2003	15	127	2,2	30,9	58,0
80 Sande d. Buntsandsteins	5	e. Lärche	2003	10	46	1,0	19,5	48,3
80 Sande d. Buntsandsteins	5	Buche	2003	15	46	-0,2	9,6	32,9
80 Sande d. Buntsandsteins	6	Buche	2004	12	131	1,4	37,7	67,0
80 Sande d. Buntsandsteins	7	Douglasie	2004	5	32	1,2	18,7	36,5
80 Sande d. Buntsandsteins	8	Douglasie	2004	5	71	1,2	34,1	50,0
80 Sande d. Buntsandsteins	9	Douglasie	2005	5	92	1,5	55,8	74,2
80 Sande d. Buntsandsteins	31	Douglasie	2009	2	51	2,9	26,6	28,5
80 Sande d. Buntsandsteins	36	Eiche	2009	5	39	1,5	18,2	35,0
80 Sande d. Buntsandsteins	45	Kiefer	2009	5	61	1,9	18,2	35,0
80 Sande d. Buntsandsteins	46	Buche	2009	5	26	0,0	9,0	11,3
80 Sande d. Buntsandsteins	51	Fichte	2010	5	106	2,3	26,4	64,4
80 Sande d. Buntsandsteins	52	Fichte	2010	5	25	0,6	10,0	18,0
80 Sande d. Buntsandsteins	56	Fichte	2010	5	48	2,0	13,8	26,0
71 Devon I	10	Fichte	2005	10	30	0,7	12,9	30,4
71 Devon I	11	Fichte	2005	10	56	1,6	20,3	38,3
71 Devon I	12	Fichte	2006	10	131	2,8	34,9	78,4
71 Devon I	13	Buche	2007	10	28	-0,6	10,3	24,0
71 Devon I	14	Buche	2006	10	70	1,5	14,5	35,6
71 Devon I	15	Buche	2007	10	131	2,2	35,3	69,0
71 Devon I	24	Douglasie	2009	5	55	3,3	24,5	37,1
71 Devon I	27	Fichte	2009	5	85	2,0	30,5	52,8
71 Devon I	27	Buche	2009	5	74	2,1	14,1	33,8
71 Devon I	30	Kiefer	2009	5	165	2,6	30,1	61,7
71 Devon I	39	Fichte	2009	5	56	1,4	20,5	39,0
71 Devon I	42	Fichte	2009	5	24	1,1	8,3	15,5
71 Devon I	43	Douglasie	2009	5	36	0,9	15,8	29,0
71 Devon I	48	Eiche	2010	5	151	2,3	38,5	57,2
71 Devon I	61	Kiefer	2010	5	57	2,7	18,5	29,8
71 Devon I	62	Kiefer	2010	5	25	0,0	10,0	16,1
71 Devon I	67	Eiche	2011	5	58	2,6	14,0	22,2
71 Devon I	68	Douglasie	2011	5	82	2,4	49,1	83,0
71 Devon I	71	Eiche	2011	5	24	0,4	12,2	15,5

Substrat- gruppe	Probeflächen- nummer	Baumart	Beprobungs- jahr	Anzahl Probebäume	Alter	Ertrags- klasse	BHD- Probebäume	
							min	max
72 Devon II	16	Douglasie	2007	5	55	2,6	27,0	43,4
72 Devon II	17	Buche	2007	5	115	2,0	37,4	60,3
72 Devon II	20	Fichte	2008	5	112	1,7	34,2	62,2
72 Devon II	21	Buche	2008	5	127	2,2	51,9	64,3
72 Devon II	22	Fichte	2008	5	28	0,3	9,4	24,0
72 Devon II	22	Kiefer	2008	5	28	0,7	14,2	25,5
72 Devon II	25	Eiche	2009	5	122	3,7	17,0	42,5
72 Devon II	25	Kiefer	2009	5	122	3,0	22,8	36,2
72 Devon II	25	Buche	2009	5	122	4,3	16,2	41,5
72 Devon II	26	Fichte	2009	5	116	2,4	28,2	48,0
72 Devon II	35	Fichte	2009	5	38	1,2	14,8	24,1
72 Devon II	37	Fichte	2009	5	41	1,6	11,8	24,8
72 Devon II	40	Kiefer	2009	5	62	0,0	22,8	35,5
72 Devon II	47	Douglasie	2009	5	62	1,9	28,0	60,5
72 Devon II	57	Buche	2010	5	54	0,2	14,1	27,7
72 Devon II	58	Buche	2010	5	32	0,2	11,0	16,2
72 Devon II	64	Douglasie	2010	5	31	2,1	12,0	25,9
72 Devon II	65	Douglasie	2010	5	40	2,6	16,0	30,0
72 Devon II	66	Eiche	2011	5	21	0,6	10,2	12,5
72 Devon II	70	Eiche	2011	5	62	1,0	16,5	30,7
73 Devon III	23	Fichte	2009	5	48	1,5	15,7	25,1
73 Devon III	38	Fichte	2009	5	62	1,5	18,8	43,8
73 Devon III	41	Fichte	2009	5	33	1,8	9,2	17,5
73 Devon III	55	Buche	2010	5	108	1,0	34,5	64,2
73 Devon III	55	Eiche	2010	5	183	1,8	49,1	68,2
73 Devon III	60	Eiche	2011	5	78	1,0	22,1	32,5
73 Devon III	60	Buche	2010	5	78	2,0	15,3	30,0
73 Devon III	63	Buche	2010	5	35	0,7	10,2	17,3
73 Devon III	63	Eiche	2010	5	35	1,4	10,7	16,0
138 saure Magmatite	19	Buche	2008	5	87	2,9	24,5	40,0
138 saure Magmatite	32	Buche	2009	5	38	1,0	10,4	19,1
138 saure Magmatite	33	Buche	2009	5	57	0,7	22,0	32,0
90 Rotliegendes	28	Eiche	2009	5	56	0,0	23,6	29,4
90 Rotliegendes	28	Buche	2009	5	56	-0,8	19,9	38,8
90 Rotliegendes	29	Buche	2009	5	76	1,8	18,5	43,3
90 Rotliegendes	29	Eiche	2009	5	104	1,6	23,2	43,8
90 Rotliegendes	34	Buche	2009	5	36	-0,7	12,9	20,9
90 Rotliegendes	59	Eiche	2010	5	41	0,7	14,8	22,0
90 Rotliegendes	59	Douglasie	2010	5	41	2,8	20,0	29,0
90 Rotliegendes	69	Douglasie	2011	5	37	1,1	19,6	34,2
90 Rotliegendes	72	Douglasie	2011	5	97	2,9	42,5	62,1
120 Schwemmsande	44	Kiefer	2009	5	137	1,8	32,5	48,0
120 Schwemmsande	53	Kiefer	2010	5	63	0,5	20,1	36,8
120 Schwemmsande	54	Kiefer	2010	5	23	0,2	9,0	21,0

Auf jeder Probefläche wurden mindestens fünf Probebäume über den gesamten Durchmesserbereich ausgewählt und beprobt. Die Auswahl erfolgte so, dass drei der Probebäume vorherrschend oder herrschend (1. oder 2. Kraft'sche Baumklasse) und zwei Probebäume mitherr-

schend oder beherrscht (3. oder 4. Kraft'sche Baumklasse) waren. Zudem wurde darauf geachtet, dass die Probebäume einen baumartentypischen Habitus (z. B. ohne Zwiesel) aufwiesen und offensichtlich gesund waren.

Folgende Ertragstafeln liegen den Bonitierungen der Beprobungsbestände zugrunde:

- Eiche: JÜTTNER 1955 mäßige Durchforstung
- Kiefer: KERN 1958 mäßige Durchforstung
- Fichte: ASSMANN/FRANZ 1963 mäßige Durchforstung, mittleres Ertragsniveau
- Buche: SCHOBER 1967 mäßige Durchforstung
- Douglasie: BERGEL 1985 mäßige Durchforstung, oberes Ertragsniveau

Zwischen 1981 und 2011 wurden in Rheinland-Pfalz über alle Besitzarten Kalkungsmaßnahmen in einem Umfang von etwa 660.000 Hektar durchgeführt. Insgesamt sind inzwischen etwas mehr als zwei Drittel der 828.500 Hektar Waldfläche des Landes zumindest einmal gekalkt worden. Für die für die hiesige Untersuchung ausgewählten vergleichsweise basenarmen Standorte dürfte der gekalkte Anteil noch deutlich höher liegen. Daher war es weder möglich noch sinnvoll, gekalkte Standorte bei der Auswahl der Beprobungsbestände auszusparen. Die (Wieder-) Erhöhung der Calcium- und Magnesiumvorräte im Oberboden bodensaurer Standorte durch Kalkung wird somit als Standortseigenschaft aufgefasst. Um weitgehend auszuschließen, dass an den Proben (insbesondere an Nadeln, Zweigen, Rinde) noch Kalkpartikel haften, wurden darauf geachtet, dass die Kalkung mindestens 10 Jahre zurückliegt. In Bestand 39 wurde eine dreimalige Kalkung und in Bestand 62 eine Kalkung im Jahr 2007 allerdings erst nach den Probenahmen bekannt. Die Informationen zur Kalkung wurden bei der Auswertung der Analysebefunde berücksichtigt (vgl. Kap. 3.2).

3.1.2 Datenerhebung in den Beprobungsbeständen und an den Probebäumen

Bei den ausgewählten Beprobungsbeständen handelt es sich meist um Bestände an BZE II-Plots, Dauerbeobachtungsflächen des forstlichen Umweltmonitorings oder anderen Untersuchungsflächen der FAWF. Daher lagen grund-

legende Informationen zu Standort und Bestand in der Regel bereits vor. Wo dies nicht der Fall war, wurden Bestandesbeschreibungen angefertigt und an weiteren 16 Beprobungsorten Bodenprofile angelegt, beschrieben sowie chemisch und physikalisch untersucht. Für die restlichen 18 Bestände erfolgte zuvor eine Abschätzung des Substrats aus der Standortkartierung und eine Bohrstockprobennahme und Einschätzung durch einen Standortkartierer.

Die für die Bestimmung der Biomassen und der Nährstoffgehalte der verschiedenen Baumkompartimente erforderliche Erhebung von Grundlagendaten und Beprobungen erfolgten nach einem von GROTE et al. (2003) erarbeiteten und in den weiterführenden Projekten (SEIFERT et al. 2006, PRETZSCH et al. 2013) optimierten Konzept. Es wird in den nachfolgenden Kapiteln skizziert. Eine eingehendere Beschreibung enthält PRETZSCH et al. (2013) sowie PRETZSCH et al. (2014).

3.1.2.1 Aufnahme von Biogruppen

Durch die Dokumentation der sogenannten Biogruppe jedes Probebaumes kann dessen Standraum- und Konkurrenzsituation abgebildet werden. Eine Biogruppe setzt sich aus einem Zentralbaum und allen potenziellen Bedrängern zusammen. In diesem Konzept ist der Probebaum immer der Zentralbaum. Bedränger waren alle Bäume, die den Zentralbaum konkurrierten und somit den Baumhabitus beeinflussten. Für alle Bäume der Biogruppe wurden folgende Parameter aufgenommen:

Baumposition (ausgehend vom Zentralbaum)
 Baumart
 Brusthöhendurchmesser
 Baumhöhe
 Kronenansatzhöhe
 Ansatzhöhe der Spiegelrinde bei Kiefer
 Kraft'sche Baumklasse
 Kronenradien (Kronenablotung in 8 Himmelsrichtungen)

3.1.2.2 Vermessungen und Beprobung der Probebäume, Bestimmung der Biomasse der Baumkompartimente

Nach der Erfassung der Daten der Biogruppe wurde der Zentralbaum (Probebaum) in Abhängigkeit von der Baumart in die in Tabelle 4 aufgeführten Kompartimente unterteilt.

In Abhängigkeit von der Baumart wurden die gefälltten Probebäume in 8 bis 13 Kompartimente

zerlegt. Unterschiede in der Beprobung zwischen den Baumarten ergeben sich zum einen durch das Vorhandensein von Nadeln im Winterhalbjahr bei den Koniferen, unterschiedlichen Rindentypen (Spiegelrinde bei Kiefer), der obligatorischen Kernbildung bei Kiefer, Douglasie und Eiche sowie der unterschiedlichen Kronenausbildung der Baumarten. So wurden von Buchen und Eichen jeweils fünf Probeäste, von Kiefern jeweils sieben und für die astreicheren Fichten bzw. Douglasien jeweils neun Probeäste je Baum vermessen und beprobt. Von jedem Probebaum wurde von fünf bis sieben dieser Kompartimente eine Mischprobe für eine Analyse der Nährelementkonzentrationen im Labor erstellt (vgl. Tab. 4).

Die Beprobung des Stammes orientiert sich an der Hauptachse, die vom Stammfuß bis zur Baumspitze reicht. Bei den Laubbäumen wird im Zweifelsfall dem am geradesten aufwärts ge-

Tabelle 4

Einteilung der Probebäume in Kompartimente. Abkürzungen: m.R. = mit Rinde; o.R. = ohne Rinde; X^a X^b X^c X^d. Kompartimente mit gleichem Buchstaben wurden bei der chemischen Analyse innerhalb der Baumart zusammengefasst. Die Zahlen in Klammern geben die Anzahl der Probeäste je Baum an.

	Fichte	Buche	Kiefer	Eiche	Douglasie
Reisig					
Nadeln	X		X		X
Zweige m. R.	X	X	X	X	X
Äste m. R. (ø <7 cm)	X ^e (9)	X ^e (5)	X ^e (7)	X ^e (5)	X ^e (9)
Wipfel m. R. (ø <7 cm)	X ^e	X ^e	X ^e	X ^e	X ^e
Derbholz o. R. (ø <7 cm)					
Stamm	X	X			
Stamm, Kern			X ^a	X ^a	X ^a
Stamm, Splint			X ^b	X ^b	X ^b
Krone	X	X ^f			
Krone, Kern			X ^a	X ^a	X ^a
Krone, Splint			X ^b	X ^b	X ^b
Ast		X ^f			
Ast, Kern			X ^a	X ^a	
Ast, Splint			X ^b	X ^b	
Rinde (Derbholz)					
Stamm	X	X	X ^c	X ^c	X ^c
Krone	X	X ^d	X ^c	X ^c	X ^c
Ast		X ^d	X ^c	X ^c	

richteten und durchmesserstärksten Ast bis zur Spitze gefolgt. Diese Hauptachse wurde unterteilt in Stamm und Krone, wobei die Krone am ersten grünen Ast beginnt. Das Derbholz der Hauptachse wurde sektionsweise alle 2 m vermessen. An jeder Sektionsgrenze wurden der Durchmesser mit Rinde und die Rindenstärke gemessen. An folgenden Messstellen wurden zusätzlich der Kerndurchmesser und die Splintholzstärke bestimmt: 1 m oberhalb des Stammfußes, Stammmitte, 1 m unterhalb des Kronenansatzes, 1 m oberhalb des Kronenansatzes, Kronenmitte und 1 m unterhalb der Derbholzgrenze (vgl. Foto 1).

Alle unmittelbar von der Hauptachse abzweigenden Äste (außer Klebäste) werden als Primäräste definiert. Das Wipfelstück (Verlängerung der Hauptachse oberhalb der Derbholzgrenze 7 cm m.R.) wurde dem Kompartiment Äste zugeschlagen. Diejenigen Primäräste, die Derbholz aufwiesen, wurden mittels variabler Sektionen (ohne wesentliche Krümmung) analog zur Hauptachse vermessen.

Für alle Primäräste wurden Astansatzhöhe und Astdurchmesser gemessen. Die ausgewählten Probeäste wurden unterhalb der Derbholzgrenze nochmals in die Fraktionen Nadeln, Zweige m.R. und Äste m.R. (=Astnichtderbholz) unterteilt. Für die Abgrenzung der Zweige von den Ästen wurde zwischen belaubten Blattclustern (Zweige) und nicht belaubten Bereichen (Äste) unterschieden. Bei den beprobten Nadelbäumen wurden hier die Nadeln zu Hilfe genommen und bei den Laubbäumen die Knospen. Die Frisch- und Trockengewichtsbestimmung erfolgte für die Kompartimente der Probeäste und dem jeweiligen Wipfel eines Baumes. Für die Trockengewichtsbestimmung wurden Stichproben gewonnen und bei 60°C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Die Gesamttrockenmasse der jeweiligen Kompartimente eines Probeastes wurde aus dem Frischgewicht und der Relation trocken-frisch der jeweiligen Stichproben hergeleitet. Bei den Zweigen der Nadelbäume wurde die getrocknete Stichprobe in Nadeln und Zweige (ohne Nadeln) getrennt und der jeweilige prozentuale Anteil auf die jeweilige Gesamttrockenmasse übertragen.

Die Umrechnung der gemessenen Volumen o.R. in die Trockenmasse des Derbholzes erfolgt mit der spezifischen Raumdichte. Diese wurde an jeweils zwei Holzscheiben aus dem Stamm und aus dem Kronenbereich des Schaftes eines Baumes ermittelt. Die Rindenmasse wurde je Probebaum an jeweils drei Holzscheiben aus dem Stamm und aus dem Kronenbereich des Schaftes hergeleitet. Hierzu wurde die Frisch- und Trockenmasse der abgelösten Rinde der Holzscheiben ermittelt und auf die entrindete Holzoberfläche bezogen. Bei den Laubbälzern wurden die für den Schaft hergeleiteten Rindentrockenmassen je Quadratmeter Holzoberfläche auf die Astderbholzzrinde übertragen. Bei der Rinde der Kiefer wurde zwischen Borke und Spiegelrinde unterschieden, da diese sehr unterschiedliche Nährelementgehalte aufweisen.

Da die Kronen stärkerer Bäume vor allem bei Eiche, Buche und Douglasie beim Fällen zerschmettert werden, wurden an stärkeren Laub-



Foto 1: Aufteilung der Hauptachse des Baumes, Jahringabschnitte und Gewinnung von Stammscheiben

Foto: J. Schuck



Foto 2: Beerntung der Äste am stehenden Baum
Foto: J. Schuck

bäumen und Douglasien vor der Fällung am stehenden Baum Ansatzhöhe und Durchmesser der Primäräste am Astansatz durch einen Baumsteiger vermessen. Dann wurden die ausgewählten Probeäste vom Baumsteiger abgeschnitten, durch einen zweiten Mann mit einem Seilsystem abgeseilt und zur Seite weggezogen (vgl. Foto 2). Durch das Abseilen bleiben die einzelnen Probeäste unbeschädigt erhalten.

3.1.3 Bestimmung der Nährelementgehalte in den Baumkompartimenten

Die Nährelementgehalte wurden getrennt für die einzelnen Probebäume und jeweils ausgewiesenen Baumkompartimente bestimmt.

Um trotz eines möglichen Gradienten der Nährelementgehalte im Stammbereich repräsentative Mischproben zu erhalten, wurden volumengewichtete Teilproben aus allen zum Kompartiment gehörenden Stammscheiben eines Baumes genommen und vor der Nährelementanalyse

gemischt. Zur Bestimmung der Nährstoffkonzentrationen in den Ästen wurde für jedes Kompartiment eine Mischprobe aus allen fünf (Buche, Eiche), sieben (Kiefer) bzw. neun (Fichte, Douglasie) Probeästen eines Baumes gewonnen.

Die Mischproben wurden bei maximal 60°C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Die getrockneten Proben wurden zerkleinert und gemahlen. Die Analysen erfolgten nach den im Handbuch Forstliche Analytik (GAFA 2005) für Pflanzenproben beschriebenen Verfahren: C und N im CHN-Analysator (Elementar Vario EL III); P, S, Ca, Mg, K, Al, Fe, Mn, Cu, Zn und B nach HNO₃-Druckaufschluss (65 % HNO₃, 12 Stunden bei 165 °C, HFA A 3.3.4) am ICP (Spectro Genesis FES).

Die chemische Analyse der vor 2008 gewonnenen Proben erfolgte in der Landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalt Speyer, die Analysen der von 2008 bis 2011 gewonnenen Proben im Fachgebiet für Waldernährung und Wasserhaushalt der TU München. Um sicherzu-

stellen, dass keine gerichteten Abweichungen in den Analysebefunden beider Labors bestehen, wurden 10 Holzproben parallel von beiden Laboren analysiert. Die Befunde zeigten eine zufriedenstellende Übereinstimmung.

3.1.4 Modellierung der Biomassen auf Baumebene

Vor der Modellierung der Biomasse wurden die Messdatensätze um fehlende Werte insbesondere für die Raumdichte und den „Rindenmassewert“ ergänzt. Zudem wurden zuvor alle Biomassekompartimente auf die Ebene der Probestämme hochskaliert.

Die hochskalierten/aufsummierten Biomassen dienten als Eingangsdaten für Biomassemodelle auf Baumebene (Biomassefunktionen). Diesen Modellen liegen die dem Pflanzenwachstum unterliegenden allometrischen Beziehungen zwischen verschiedenen Dimensionen und Organen zugrunde (NIKLAS 1994), die verwendet werden, um den Zusammenhang zwischen Biomasse und Baum- und Organdimensionen (Astansatzdurchmesser, Brusthöhendurchmesser, Kronenlänge, Kronenschirmfläche etc.) modellhaft abzubilden. Um standortsbedingte Abweichungen beim funktionalen Zusammenhang zwischen Biomasse und dendrometrischen Baumgrößen zu berücksichtigen wurden – soweit eine Abhängigkeit vom Standort vorhanden war – standortsensitive Modelle mit zufälligen Effekten eingesetzt. Für die Fortschreibung der Testbestände mit dem Einzelbaumsimulator SILVA und die Quantifizierung von Ernteentzügen (Biomasse und Nährstoffe) war es notwendig, Biomasse-Schätzfunktionen auf Basis der in SILVA erfassten und abgebildeten dendrometrischen Baumgrößen (Brusthöhendurchmesser, Kronenansatzhöhe, Kronendurchmesser, Baumhöhe) zu erstellen. Diese können damit an die Ausgabe der Einzelbaumdaten des Simulators gekoppelt werden. Die zum Ersatz der Fehlwerte, die Hochskalierung und die zur Herleitung der Biomasse auf Baumebene angewendeten Methoden sowie die für die einzelnen Baumarten und Baumkompartimente hergeleiteten Biomasse-Schätzfunktionen sind in PRETZSCH et al. (2013) sowie PRETZSCH et al. (2014) eingehend dargestellt.

3.1.5 Kalkulation der Biomassen, Nähr-elementmengen und Nährstoffentzüge auf Bestandesebene

Zur Kalkulation der Biomassen und Nähr-elementmengen auf Bestandesebene sowie der mit der Holz- und Biomassenutzung verbundenen Nährstoffentzüge wurde das am Lehrstuhl für Waldwachstumskunde der Technischen Universität München entwickelte Waldwachstumsmodell SILVA verwendet. Mit diesem computergestützten Wachstumsmodell ist es möglich, die Entwicklung von Waldbeständen auf der Grundlage des Wachstums von Einzelbäumen für Rein- und Mischbestände zu prognostizieren (PRETZSCH 2002).

SILVA simuliert das Baumwachstum aufgrund von Standortvariablen und der Konkurrenzsituation, die im Computer für jeden einzelnen Baum eines virtuellen Bestandes berechnet werden. Da für jeden Baum dessen Position, die Höhe, der Brusthöhendurchmesser (BHD) und seine Kronenmaße bekannt sind oder im Programm wirklichkeitsnah ergänzt werden, erlaubt SILVA virtuell waldbauliche Eingriffe durchzuführen. Hierdurch können die Auswirkungen verschiedener Eingriffsvarianten simuliert werden. Auf diese Weise erhält man Information darüber, welche Bäume zu welchen Zeitpunkten ausscheiden und welche im Bestand verbleiben. Aus diesen Informationen lassen sich Kenngrößen ableiten, anhand derer sich unterschiedliche Szenarien vergleichen lassen.

Die mit Hilfe des SILVA-Moduls „Bestandesgenerator“ erzeugten virtuellen Waldbestände bilden die Grundlage für die Simulationsrechnungen. Ein virtueller Bestand soll einen, vor dem Hintergrund der jeweiligen Fragestellung, typischen Rein- oder Mischbestand repräsentieren. Der Datensatz eines virtuellen Bestandes setzt sich aus den Parametern der Einzelbäume (Position im Bestand, Baumart, BHD, Höhe, Kronendurchmesser und Kronenansatzhöhe) sowie Kennwerten zu den Wuchsbedingungen (Boden, Klima) zusammen. Die Flächengröße ist grundsätzlich variabel und liegt normalerweise bei ca. 1 Hektar.

Als Grundlage für die in diesem Bericht dargestellten Entzugsszenarien wurden virtuelle Reinbestände der Baumarten Fichte, Buche, Eiche, Kiefer und Douglasie sowie Mischbestände in den Baumartenkombinationen Kiefer-Buche

und Eiche-Buche erstellt. Von jedem Bestandstyp wurde jeweils ein Bestand mit besserer und ein Bestand mit schwächerer Wuchsleistung simuliert. Die Kennwerte der virtuellen Bestände sind in Tabelle 5 enthalten. Die Baumartenanteile der Mischbestände beziehen sich jeweils auf den Startzeitpunkt.

Um später einen Vergleich der Simulationsergebnisse der Baumarten untereinander als auch mit Realdaten aus dem praktischen Forstbetrieb zu erleichtern, wurden die Startwerte der virtuellen Bestände, ebenso wie deren weitere Entwicklung über eine Umtriebszeit bzw. einen Produktionszeitraum, im Anhalt an ausgewählte Ertragstafeln erstellt. Als Referenz dienten jeweils folgende Ertragstafeln:

- Fichte: ASSMANN, FRANZ 1963 gest. Durchforstung
- Kiefer: WIEDEMANN 1943, mäßige Durchforstung
- Douglasie: BERGEL 1985, gest. Durchforstung
- Buche: SCHOBER 1967 mäßige Durchforstung
- Eiche: JÜTTNER 1955, mäßige Durchforstung

Alle Ergebnisse aus den Simulationsläufen mit dem Wuchsmodell SILVA sind grundsätzlich einzelbaumbasiert, d.h. zu jedem 5-jährigen Simulationsschritt sind für jeden einzelnen Baum der virtuellen Bestände folgende Parameter bekannt:

- Baumart
- Brusthöhendurchmesser [cm]
- Höhe [m]
- Kronenansatz [m]
- Kronendurchmesser [m]

Die Funktionen für die Herleitung der Biomassen der einzelnen Baumkompartimente (s.a. Kap. 3.1.3) basieren immer auf einzelnen oder einer Kombination dieser Baumparameter. Somit war es möglich, getrennt nach den unterschiedlichen Baumkompartimenten, die Biomassen für jeden einzelnen virtuellen Baum auf den im Rahmen des Projektes in Rheinland-Pfalz beprobten Standorten jeweils für eine bessere und eine schwächere Wuchsleistung (vgl. Tab. 5) zu berechnen.

Die zur Berechnung der Nährstoffvorräte in den jeweiligen Kompartimenten der virtuellen Bäume erforderlichen Nährelementgehalte (mg/kg Trockenmasse) wurden auf zwei unterschiedlichen Wegen hergeleitet. Wo sich als aussagekräftig

Tabelle 5

Kennwerte der SILVA-Bestände für die Simulationen der Entzugsszenarien

Bestand	Wuchsleistung	Hauptbaumart			Nebenbaumart			Simulationsalter	
		Baumart	Flächen-%	Bonität	Baumart	Flächen-%	Bonität	Start	Ende
Eiche	besser	Eiche	100%	I.5	--	--	--	20	200
Eiche	schwächer	Eiche	100%	III.0	--	--	--	30	200
Fichte	besser	Fichte	100%	0.5	--	--	--	20	120
Fichte	schwächer	Fichte	100%	III.0	--	--	--	30	120
Buche	besser	Buche	100%	I.0	--	--	--	30	160
Buche	schwächer	Buche	100%	III.0	--	--	--	40	160
Douglasie	besser	Douglasie	100%	0.5	--	--	--	20	120
Douglasie	schwächer	Douglasie	100%	III.0	--	--	--	20	120
Kiefer	besser	Kiefer	100%	I.0	--	--	--	20	160
Kiefer	schwächer	Kiefer	100%	III.0	--	--	--	30	170
Kiefer-Buche	besser	Kiefer	60% / 40%*	I.5	Buche	50% / 50%*	III.0	30	140
Kiefer-Buche	schwächer	Kiefer	60% / 40%*	III.0	Buche	50% / 50%*	IV.0	30	140
Eiche-Buche	besser	Eiche	70% / 55%*	I.5	Buche	30% / 45%*	II.0	20	200
Eiche-Buche	schwächer	Eiche	70% / 55%*	III.0	Buche	30% / 45%*	III.5	30	200

* Flächenanteile bezogen auf den Ausgangsbestand

erachtete lineare Regressionen zwischen dem BHD und der Elementkonzentration im jeweiligen Kompartiment der Probestämme einer Baumart und eines Substrats zeigten (vgl. Kap. 3.2.2), wurde die Konzentration des jeweiligen Elements über die entsprechende Regression hergeleitet; wo dies nicht der Fall war, wurden (kompartiment-, baumart- und standortspezifische) Mittelwerte verwendet. Da aus Kosten- und Zeitgründen die Analyse der Nährelementgehalte für weniger Baumkomparti-

mente durchgeführt wurde als für die Ermittlung der Baumbiomassen ausgeschieden waren (s.a. Kap. 3.1.4), mussten die vorliegenden Gehaltsfunktionen den Biomassekompartimenten zugeordnet werden. Der Zuordnungsschlüssel ist in Tabelle 6 dargestellt. Die entsprechenden Berechnungen, Verknüpfungen mit den jeweiligen Biomassewerten und die Hochrechnung der Befunde auf Bestandesebene (pro Hektar) erfolgten in einer MS ACCESS-Datenbank mittels standardisierter Abfragen.

Tabelle 6

Zuordnung von Biomassekompartimenten zu den Kompartimenten der Nährelementanalysen nach Baumarten

Baumart	Kompartimente		Baumart	Kompartimente	
	Biomasse	Nährelemente		Biomasse	Nährelemente
Fichte	Stammholz_ges	→ Holz_Stamm	Buche	Stammholz_ges	→ Holz_Stamm
Fichte	Kronenholz_ges	→ Holz_Krone	Buche	Kronenholz_ges	→ Holz_Krone
Fichte	Astnichtderbholz	→ Ast	Buche	Astderbholz_ges	→ Holz_Krone
Fichte	Zweige	→ Zweig	Buche	Astnichtderbholz	→ Ast
Fichte	Nadeln	→ Nadeln	Buche	Zweige	→ Zweig
Fichte	Schaftreisig	→ Ast	Buche	Schaftreisig	→ Ast
Fichte	Totäste	→ Totast	Buche	Stammrinde_ges	→ Rinde_Stamm
Fichte	Stammrinde_ges	→ Rinde_Stamm	Buche	Kronenrinde_ges	→ Rinde_Krone
Fichte	Kronenrinde_ges	→ Rinde_Krone	Buche	Astderbholz_Rinde	→ Rinde_Krone
Kiefer	StammSplintholz	→ Splintholz_Baum	Eiche	StammSplintholz	→ Splintholz_Baum
Kiefer	StammKernholz	→ Kernholz_Baum	Eiche	StammKernholz	→ Kernholz_Baum
Kiefer	KroneSplintholz	→ Splintholz_Baum	Eiche	KronenSplintholz	→ Splintholz_Baum
Kiefer	KronenKernholz	→ Kernholz_Baum	Eiche	KronenKernholz	→ Kernholz_Baum
Kiefer	Astnichtderbholz	→ Ast	Eiche	AstderbSplintholz	→ Splintholz_Baum
Kiefer	Zweige	→ Zweig	Eiche	AstderbKernholz	→ Kernholz_Baum
Kiefer	Nadeln	→ Nadel	Eiche	Astnichtderbholz	→ Ast
Kiefer	Schaftreisig	→ Ast	Eiche	Zweige	→ Zweig
Kiefer	StammBorke	→ Borke_Baum	Eiche	Schaftreisig	→ Ast
Kiefer	StammSpieRinde	→ SpieRinde_Baum	Eiche	Stammrinde_ges	→ Rinde_Baum
Kiefer	KronenBorke	→ Borke_Baum	Eiche	Kronenrinde_ges	→ Rinde_Baum
Kiefer	KronenSpieRinde	→ SpieRinde_Baum	Eiche	Astderbholz_Rinde	→ Rinde_Baum
Douglasie	StammSplintholz	→ Splintholz_Baum	Douglasie	Zweige	→ Zweig
Douglasie	StammKernholz	→ Kernholz_Baum	Douglasie	Nadeln	→ Nadel
Douglasie	KroneSplintholz	→ Splintholz_Baum	Douglasie	Schaftreisig	→ Ast
Douglasie	KronenKernholz	→ Kernholz_Baum	Douglasie	Stammrinde_ges	→ Rinde_Baum
Douglasie	Astnichtderbholz	→ Ast	Douglasie	Kronenrinde_ges	→ Rinde_Baum

Bereits im Rahmen des Projekts „Nährstoffentzüge durch die Holzernte und ihr Einfluss auf den Nährstoffhaushalt armer Standorte -NSEP“ hat sich gezeigt, dass die waldbauliche Behandlung in Form unterschiedlicher Durchforstungssysteme (Niederdurchforstung, Hochdurchforstung, Z-Baum-orientierte Auslesedurchforstung, QD (WILHELM et al. 1999) nur einen verhältnismäßig geringen Einfluss auf die Höhe der über einen kompletten Produktionszeitraum gemittelten Nährstoffentzüge hat (vgl. Block et al. 2007). Dies gilt allerdings nur, solange die Gesamtwuchsleistung durch das Behandlungskonzept nicht deutlich reduziert wird. Die Entscheidung, welche Kompartimente (Stammholz, Derbholz, Reisig) dem Standort entzogen werden, hat weit mehr Einfluss auf die Höhe der Nährstoffentzüge, als das Durchforstungssystem selbst. Daher wurde auf Vergleiche unterschiedlicher Behandlungskonzepte, wie zum Beispiel Auslese- vs. Hochdurchforstung, verzichtet.

Für den Vergleich von Entzügen nach Baumarten sowie die Bilanzierungen wurden verschiedene Entzugsszenarien, also der Abtransport verschiedener Kombinationen von Biomassekompartimenten der Bäume mit den darin enthaltenen Nährstoffen, berechnet. Die dafür hinterlegten Behandlungskonzepte und die periodischen Entnahmemengen entsprechen weitestgehend den Vorgaben der jeweiligen Ertragstafeln (s.o.).

Folgende Entzugsszenarien wurden berechnet:

- Vollbaum Entzug aller oberirdischen Baumkompartimente (bei Laubholz: ohne Laub)
- Derbholz Entzug von allem Derbholz ($\varnothing > 7$ cm) mit Rinde

Da für jeden SILVA-Baum die Biomassen der einzelnen Kompartimente sowie die Menge der darin enthaltenen Nährelemente bekannt sind, können grundsätzlich alle möglichen Kombinationen von Kompartimenten für weitere Entzugsszenarien zusammengestellt und darauf aufbauende Entzüge berechnet werden.

3.2 Nährelementgehalte in den Baumkompartimenten

3.2.1 Überblick über die Nährelementgehalte

Von den 544 untersuchten Probestämmen fielen 3533 Proben der einzelnen Baumkompartimente an, die auf ihre Nährstoffgehalte analysiert wurden.

Anhang 1 enthält einen Überblick über die Analysebefunde in Form einer Tabellenserie. Aufgeführt sind die Wertebereiche und die Mittelwerte der Gehalte an N, P, Ca, Mg, K und S in den untersuchten Kompartimenten von Buche, Eiche, Fichte, Kiefer und Douglasie, unterteilt in die verschiedenen, untersuchten Standorte. Die Befunde beziehen sich auf das um Ausreißer bereinigte Kollektiv. Als Ausreißer wurden Analysebefunde ermittelt, die auf der Ebene Substrat/Baumart Kompartiment/Element mittels des 4 Sigma Tests ermittelt wurden.

Die Anzahl der aus den jeweiligen Datensätzen entfernten Ausreißer und der Umfang der in der weiteren Auswertung verwendeten Analysebefunde sind in den Tabellen im Anhang 1 aufgeführt. In den Abbildungen 1 bis 5 sind die Nährelementgehalte in den untersuchten Baumkompartimenten unterteilt nach Baumarten in Form von Boxplots dargestellt. Die Kollektive umfassen hierbei jeweils die Daten aller untersuchten Standorte.

Die Abbildungen zeigen große Unterschiede in den Elementgehalten auf Massebasis (g/kg) zwischen den einzelnen Nährstoffen, Baumarten und Kompartimenten. Meist ergaben sich auch große Spannen der Nährstoffgehalte innerhalb eines Kompartiments einer Baumart, worin die Unterschiede zwischen den Standorten und den einzelnen Baumindividuen zum Ausdruck kommen. In der Regel ergibt sich hinsichtlich der Höhe der Elementgehalte folgende Reihenfolge: N, Ca > K > Mg > P > S.

Nadeln, Zweige und Rinde besitzen höhere Nährstoffgehalte als Äste (Holz < 7 cm \varnothing mit Rinde). Die geringsten Nährstoffgehalte finden sich im (Derb-)Holz. Kernholz weist deutlich geringere Nährstoffgehalte auf als Splintholz. Kronenholz zeigt meist etwas höhere Gehalte als Stammholz. Auch bei der Rinde sind die Gehalte im Kronenbereich meist etwas höher als im Stammbereich.

Abbildung 1

Boxplots der Nährelementgehalte in den untersuchten Kompartimenten der Buche

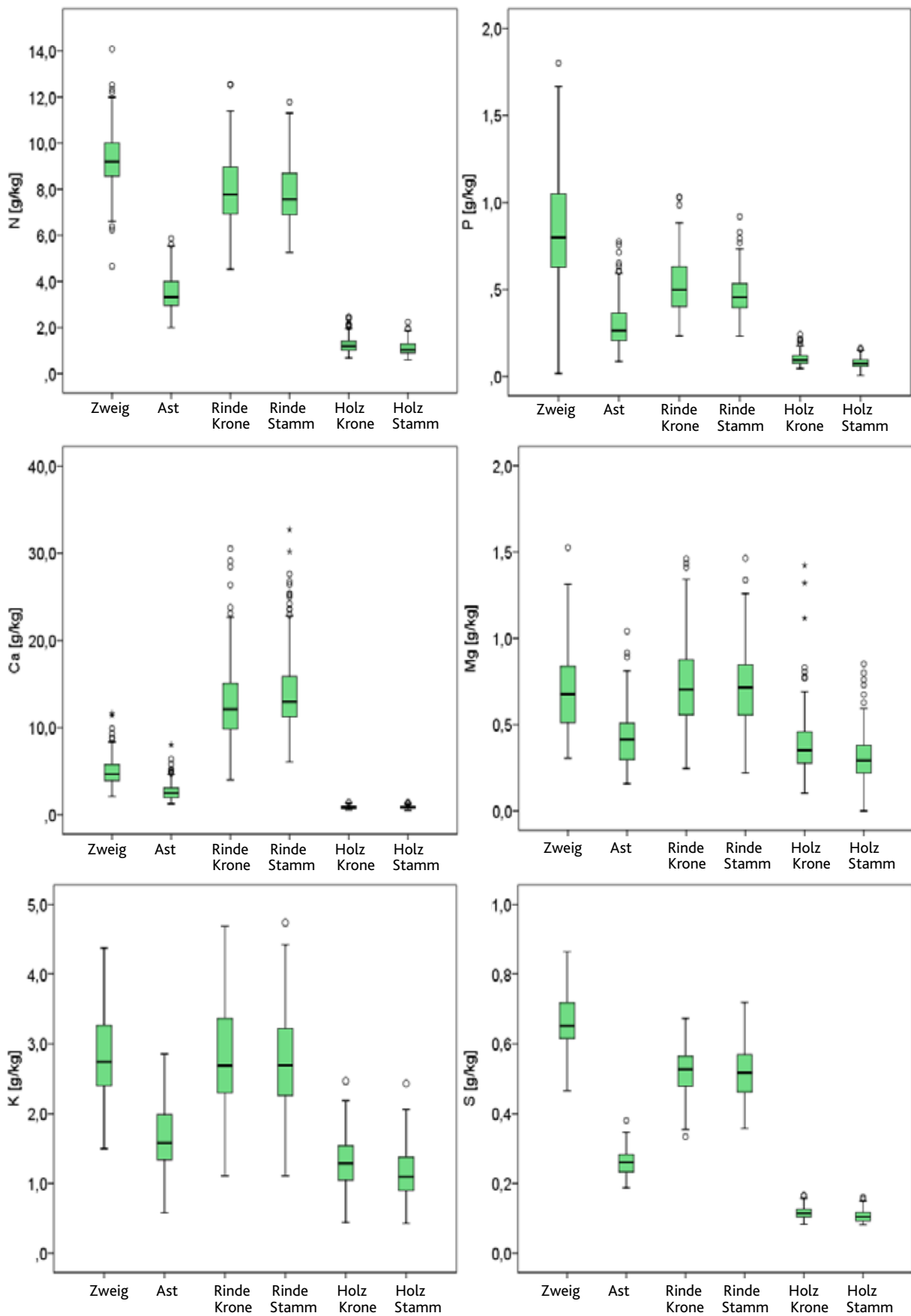


Abbildung 2

Boxplots der Nährelementgehalte in den untersuchten Kompartimenten der Eiche

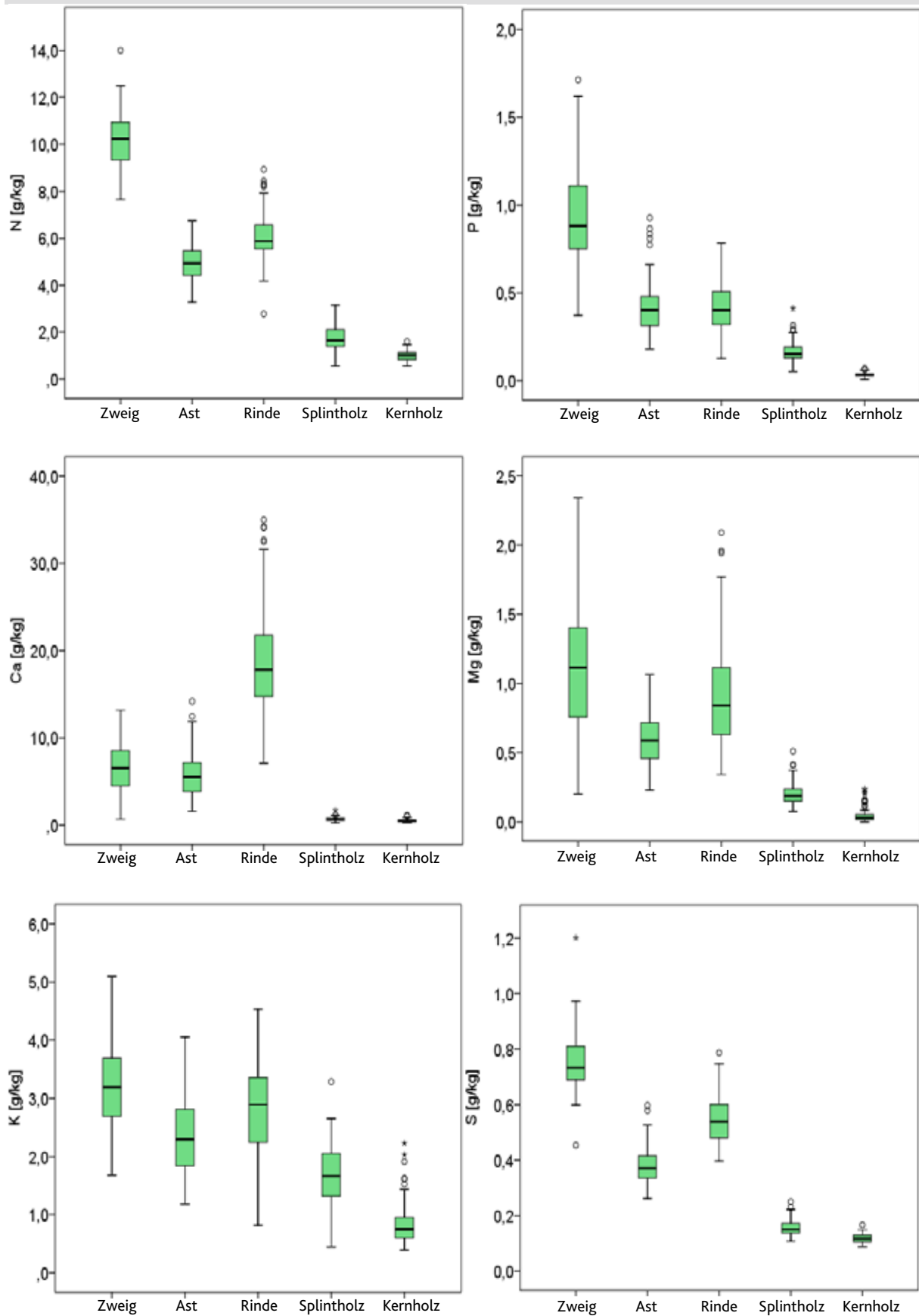


Abbildung 3

Boxplots der Nährelementgehalte in den untersuchten Kompartimenten der Fichte

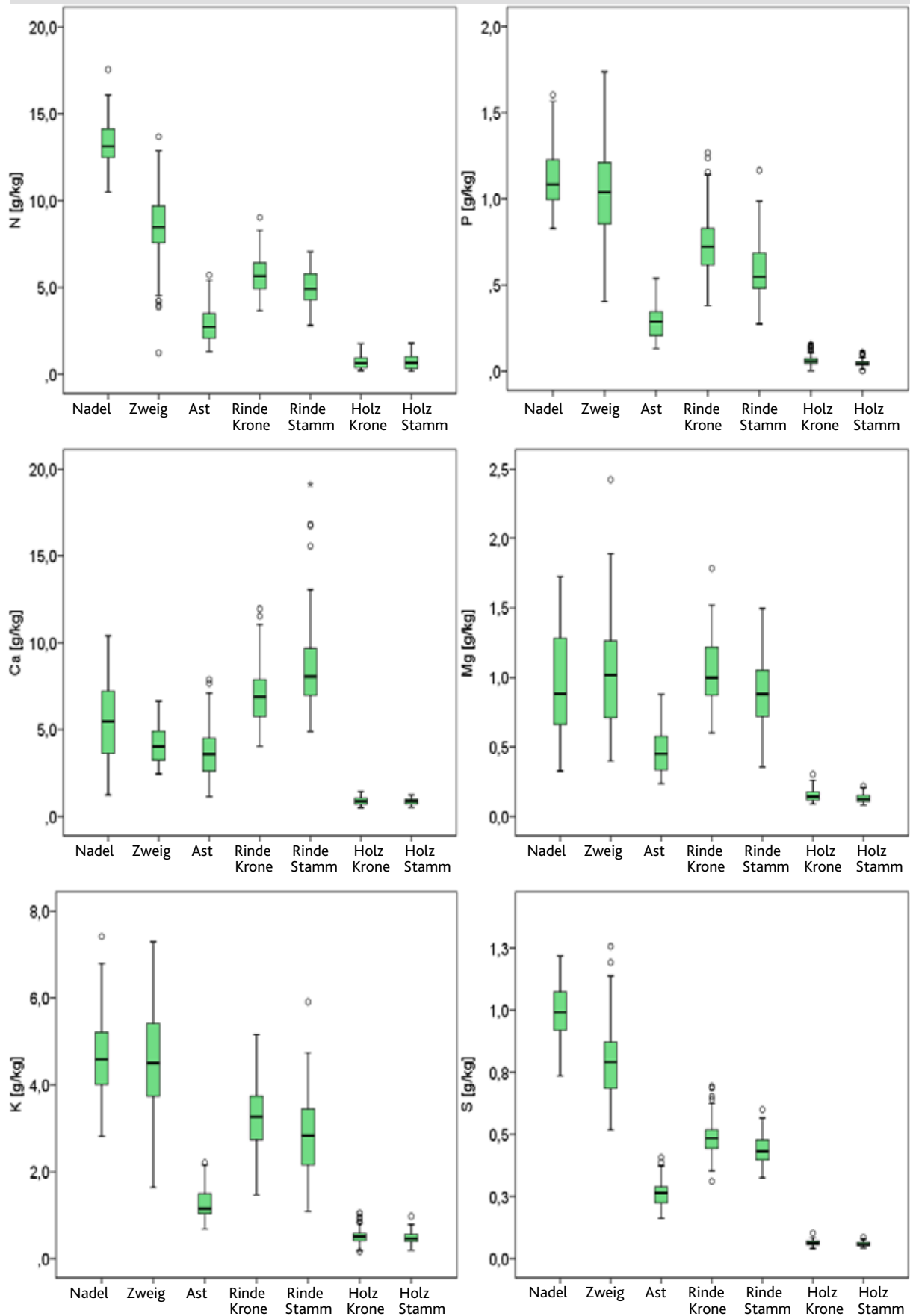


Abbildung 4

Boxplots der Nährelementgehalte in den untersuchten Kompartimenten der Kiefer

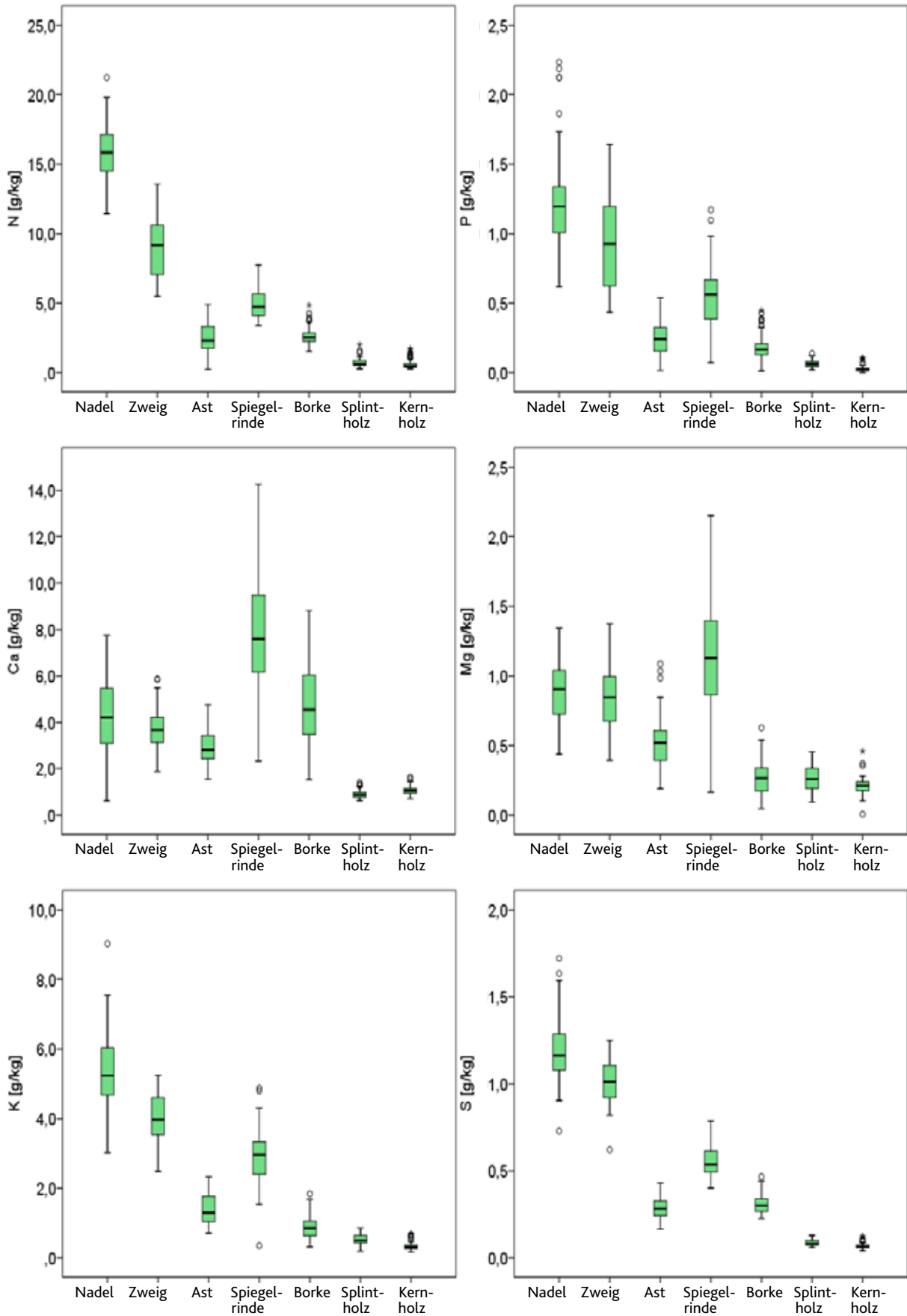
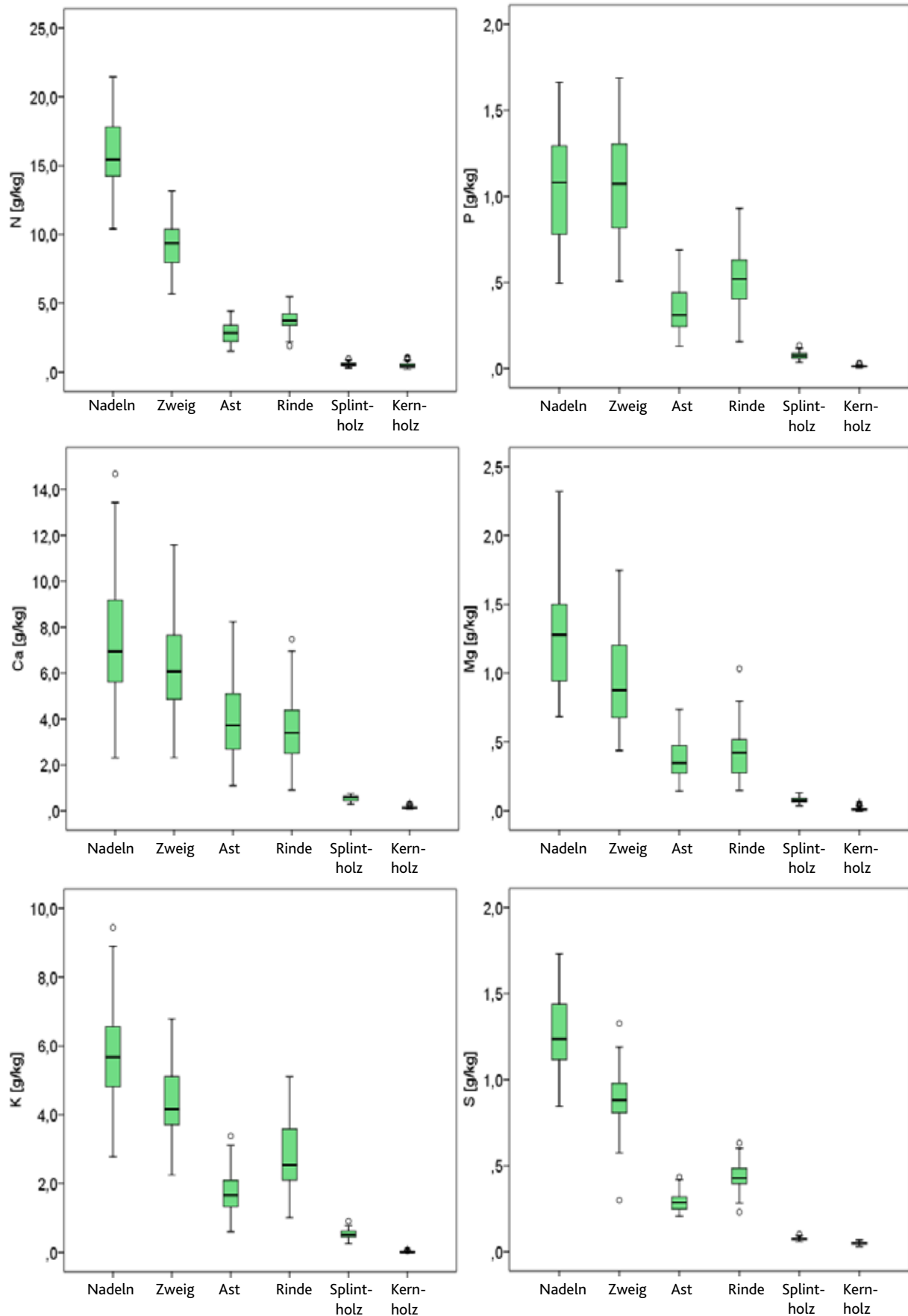


Abbildung 5

Boxplots der Nährelementgehalte in den untersuchten Kompartimenten der Douglasie



In der Regel ergaben sich bei Laubbäumen höhere Gehalte als bei Nadelbäumen.

Ins Auge springen die außergewöhnlich geringen Gehalte an K, Ca und Mg im Kernholz der Douglasie. Während die Gehalte im Splintholz der Douglasie in etwa in der gleichen Größenordnung liegen wie im Splintholz der anderen untersuchten Baumarten, liegen die Gehalte im Kernholz der Douglasie nur bei einem Zehntel bis einem Fünftel der entsprechenden Kernholzgehalte bei Kiefer, Lärche und Eiche. Offenbar ist die Douglasie im Vergleich zu den anderen Baumarten weitaus effizienter bei der Rückgewinnung dieser Nährstoffe aus dem Holz vor der Verkernung. Dies bestätigt frühere Befunde (Block et al. 2008) an einem nun deutlich größeren und unterschiedliche Standorte einbeziehenden Kollektiv.

3.2.2 Statistische Auswertung der Nährelementgehalte

Das umfangreiche Datenmaterial der Nährelementgehalte in den Baumkompartimenten wurde einer eingehenden statistischen Analyse unterzogen. Ziele waren vor allem die Aufdeckung von Abhängigkeiten der Nährelementgehalte zwischen unterschiedlichen Kompartimenten sowie der Einflüsse von Standort, Baumart und Baumcharakteristika (Alter, BHD, Höhe, Kronenlänge, Kronenbreite). Aus den Befunden sollte vor allem abgeleitet werden, ob die Standorte im Hinblick auf die Nährelementgehalte separiert betrachtet werden sollten und inwieweit über Regressionen zwischen dem jeweiligen Nährelementgehalt und Baumparametern die Schätzung der Nährelementvorräte in den Baumkompartimenten und damit der Nährstoffentzüge mit der Ernte verbessert werden kann.

3.2.2.1 Abhängigkeit der Nährelementkonzentrationen zwischen unterschiedlichen Kompartimenten

Anhand des Datenmaterials wurde geprüft, ob Abhängigkeiten der Elementgehalte zwischen den Kompartimenten bestehen und ob diese zur Reduzierung des Beprobungs- und Analyseaufwandes bei künftigen Untersuchungen herangezogen werden können.

Für jede Baumart wurden die ursprünglich beprobten Kompartimente (vgl. Kap. 3.1.2) in die

Untersuchung einbezogen. Das Stichprobenkollektiv umfasst alle Substrate. Betrachtet wurde die Abhängigkeit zwischen jeweils zwei Kompartimenten.

Im Anhang 2.1 sind die Korrelationsmatrizen abgebildet. Korrelationskoeffizienten ab 0,5 wurden als schwache (grün), ab 0,6 als mittlere (blau) und ab 0,7 als starke (rot) Abhängigkeiten gekennzeichnet.

Buche

„Zweige“

Für das Kompartiment „Zweige“ gibt es wesentliche Abhängigkeiten der Elemente K, Ca, Mg und P zu allen anderen Kompartimenten. Lediglich die Kompartimente „Holz_Krone“ und „Holz_Stamm“ bei Magnesium zeigen keine merklichen Korrelationen. Für die Nährelemente N und S sind keine Abhängigkeiten zu anderen Kompartimenten zu erkennen.

„Ast“

Die Konzentrationen der Elemente K, Ca, Mg und P sind abhängig von den Konzentrationen der anderen Kompartimente. Für N gilt dies nur zu den Kompartimenten „Holz_Krone“ und „Holz_Stamm“. Ansonsten gibt es für N und S keine Korrelationen.

„Rinde_Krone“

Alle Elemente außer S zeigen eine deutliche Abhängigkeit zu „Rinde_Stamm“, zum Holz sind nur vereinzelt schwache Korrelationen vorhanden.

„Rinde_Stamm“

Das Kompartiment zeigt zum Holz keine Abhängigkeiten außer für P bei „Holz_Stamm“.

„Holz_Krone“

Alle Elemente zeigen eine Abhängigkeit zwischen „Holz_Krone“ und „Holz_Stamm“.

Eiche

„Zweige“

Für alle Nährelemente liegt eine Korrelation zum Kompartiment „Ast“ vor, für K, Ca, Mg und P zu „Rinde_Baum“ und zu „Splintholz“. Zu „Kernholz“ gibt es nur schwache Abhängigkeiten bei Ca und N.

„Ast“

Zwischen „Ast“ und „Rinde_Baum“ gibt es nur für S keine wesentliche Korrelation ($r=0,44$), zu Splintholz nur für N nicht ($r=0,30$). Dagegen zeigt sich nur für Ca eine schwache Abhängigkeit zu „Kernholz“.

„Rinde_Baum“

Für Mg und P gibt es mittlere Abhängigkeiten zu „Kernholz“, für Mg eine schwache Beziehung zu „Splintholz“.

„Kernholz“

Für K, Ca und Mg sind Abhängigkeiten zu „Splintholz“ vorhanden.

Fichte

„Nadeln“

Zu den anderen Kompartimenten sind keine einheitlichen Beziehungen zu erkennen.

„Zweige“

Zum Kompartiment „Ast“ finden sich Abhängigkeiten bei den Elementen K, Ca, Mg und P. Zu den anderen Kompartimenten gibt es nur für die Elemente Ca und Mg wesentliche Beziehungen.

„Ast“

Die Elemente Ca und P weisen Abhängigkeiten zu allen anderen Kompartimenten aus. K und Mg nicht für „Holz_Stamm“, N nicht für „Rinde_Krone“.

„Rinde_Krone“

Außer für S ($r=0,41$) zeigen alle anderen Elemente eine wesentliche Abhängigkeit zu „Rinde_Stamm“. Zu „Holz_Krone“ sind die Elemente K, Ca, Mg und P abhängig, zu „Holz_Stamm“ nur Ca und P.

„Rinde_Stamm“

K, Mg, Ca und P weisen Beziehungen zu „Holz_Krone“ auf, Ca, Mg und P zu „Holz_Stamm“.

„Holz_Krone“

Alle Elemente zeigen eine Abhängigkeit zu „Holz_Stamm“.

Kiefer

„Nadeln“

Ca, Mg und P zeigen eine Beziehung zu „Zweige“ und „Ast“, Mg und P zur „Spiegelrinde“, P zu den restlichen Kompartimenten.

„Zweige“

Deutliche Abhängigkeiten gibt es nur zu „Ast“ (Ca, Mg, P, N) und „Spiegelrinde“ (K, Mg, P, N), zu „Borke“ nur P, zu „Kernholz“ und „Splintholz“ nur P und N.

„Ast“

Deutliche Abhängigkeiten bestehen für alle Elemente (außer S für „Kernholz“: $r=0,40$) zu Kernholz und Splintholz. Keine Abhängigkeiten ergeben sich für Ca zu „Spiegelrinde“ und auch keine für Ca, N, S zu „Borke“.

„Spiegelrinde“

Alle Elemente zeigen eine Abhängigkeit zu „Borke“, wobei K nur einen Korrelationskoeffizienten von 0,4 aufweist. P und N weisen zu Kernholz und Splintholz wesentliche Zusammenhänge aus. S liegt jeweils nahe bei $r=0,5$.

„Borke“

Für Ca gibt es keine Beziehung zu „Kernholz“, für Ca und Mg keine zu „Splintholz“.

„Kernholz“

Zu „Splintholz“ sind für alle Elemente außer Mg ($r=0,42$) wesentliche Korrelationen erkennbar.

Douglasie

„Nadeln“

Eine Abhängigkeit der „Nadeln“ zu anderen Komponenten ist nur bei einzelnen Elementen erkennbar (Ca, Mg, P zu „Zweige“ und „Rinde_Baum“, P zu „Ast“ und „Splintholz“).

„Zweige“

Ähnlich wie beim Kompartiment „Nadeln“ sind hier nur für einzelne Elemente Abhängigkeiten erkennbar (K, Mg, P sowie eingeschränkt Ca zu „Ast“ und „Rinde_Baum“, Ca, Mg, P und eingeschränkt K zu „Splintholz“).

„Ast“

Außer S gibt es für alle Elemente Abhängigkeiten zu „Rinde_Baum“ und außer N und S zu „Splintholz“.

„Rinde_Baum“

Für K, Ca, Mg und P sind Beziehungen zu „Splintholz“ erkennbar.

„Kernholz“

Das Kompartiment „Kernholz“ zeigt für kein Nährelement eine wesentliche Abhängigkeit zu anderen Kompartimenten.

Statistische Analysen der Nährelementkonzentrationen in Baumkompartimenten wurden auch an der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt (NW-FVA) durchgeführt (RADEMACHER et al. 2012). Diese Auswertungen bieten sich für einen Abgleich mit den hiesigen Befunden an. Allerdings unterscheidet sich die Kompartimentierung beider Projekte. Daher mussten die Vergleiche auf die in beiden Untersuchungen gleichermaßen ausgewiesenen Kompartimente beschränkt werden (Tab. 7).

Im Wesentlichen konnten die Ergebnisse der NW-FVA bestätigt werden. In der hiesigen Untersuchung wurden aber noch zusätzliche Abhängigkeiten ausgewiesen, wodurch sich die Anzahl der Paare mit Korrelationskoeffizienten $>0,6$ erheblich erhöht.

In der Zusammenschau der Befunde zeigt sich, dass die Gehalte an P, Ca, Mg und K in den verschiedenen Baumkompartimenten häufiger korreliert sind als die Gehalte an N und S. Starke Abhängigkeiten ($r > 0,7$) zeigen sich häufig bei den Elementgehalten des gleichen Kompartiments aber an unterschiedlichen Positionen am Baum („Rinde_Stamm“ – „Rinde_Krone“; „Holz_Stamm“ – „Holz_Krone“). Bei Buche und Fichte sind zudem zumindest „mittlere“ Zusammenhänge ($r > 0,6$) zwischen „Ast“ und „Holz_Krone“ zu finden. Bei Eiche und Buche besteht eine Abhängigkeit für die Mehrzahl der Elemente zwischen „Zweig“ und „Ast“ sowie zwischen „Ast“ und „Splintholz“ bzw. „Ast“ und „Holz_Krone“. Bei Kiefer liegen die Korrelationskoeffizienten zwischen „Kernholz“ und „Splintholz“ mit Ausnahme von Mg zwischen 0,7 und 0,8. Auffällig selten

korrelieren die Elementgehalte in den Nadeln mit den Gehalten in anderen Kompartimenten. Dies ist beachtenswert, da die Nadelspiegelwerte traditionell als Indikatoren für den Ernährungszustand verwendet werden.

Im Hinblick auf die Möglichkeit Korrelationen der Elementgehalte zwischen den Kompartimenten zur Reduktion des Beprobungs- und Analyseaufwandes zu nutzen ist relevant, ob innerhalb einer Teilkorrelationsmatrix (Kombination von zwei Kompartimenten der jeweiligen Baumart) alle Nährstoffe oder nur einzelne Elemente korreliert sind. Im letzteren Fall ist eine Reduktion des Beprobungs- und Analyseaufwandes nicht realisierbar, da sonst Aussagen zu den nicht korrelierten Elementen nicht möglich sind und eine „elementspezifische“ Probenahme und Analyse keinen Sinn macht. Zusammenhänge ($r > 0,5$) bei allen sechs Nährelementen zeigten sich in vier Fällen (Buche: „Holz_Krone“ – „Holz_Stamm“; Eiche: „Zweig“ – „Ast“; Fichte: „Holz_Krone“ – „Holz_Stamm“; Kiefer: „Ast“ – „Splintholz“); in 14 weiteren Fällen waren derartige Zusammenhänge bei fünf der sechs geprüften Elemente festzustellen, wobei in acht Fällen der für die Nährstoffnachhaltigkeit in den Ökosystemen weniger bedeutsame Schwefel Korrelationskoeffizienten $<0,5$ aufweist. Hinweise auf eine mögliche Verringerung des Beprobungs- und Analyseaufwandes lassen sich demnach für die Kompartimentpaare „Holz_Krone“ – „Holz_Stamm“ und „Rinde_Krone“ – „Rinde_Stamm“ sowie mit Einschränkungen „Ast“ – „Holz_Krone“ bzw. „Splintholz“ und für Eiche und Buche auch „Ast“ – „Zweig“ ableiten. Abbildung 6 zeigt beispielhaft lineare Regressionen für die einzelnen Nährelemente zwischen den Kompartimenten „Rinde_Stamm“ und „Rinde_Krone“ bei Buche. Aus nur einem, gegebenenfalls leicht beprobaren Kompartiment wie beispielsweise „Rinde_Stamm“ auf die Nährelementgehalte aller übrigen Kompartimente des Baumes zu schließen, ist nach den vorliegenden Befunden dagegen nicht vertretbar.

3.2.2.2 Einfluss des Standorts auf die Nährelementgehalte

Die Nährelementgehalte in den oberirdischen Baumkompartimenten variieren zum Teil beträchtlich zwischen den untersuchten Standorten.

Tabelle 7

Beziehungen der Elementgehalte zwischen einzelnen Kompartimenten für N, P, K, Ca, Mg und S mit Korrelationskoeffizienten > 0,6; Vergleich der Befunde des hiesigen Projekts mit Befunden aus RADE-MACHER et al. 2012

„Zweig“ - „Ast“

Baumart	nur NW-FVA	beide Projekte	nur FAWF
Kiefer		Ca, Mg	P
Fichte		Mg	Ca
Eiche		N, S, P, Mg	Ca, K
Buche		P, Ca	Mg, K

„Holz_Stamm“ - „Holz_Krone“

Baumart	nur NW-FVA	beide Projekte	nur FAWF
Buche		P, K, Ca, Mg	N
Fichte			Ca, Mg, P, N, S

„Rinde_Stamm“ - „Rinde_Krone“

Baumart	nur NW-FVA	beide Projekte	nur FAWF
Buche	S	P, K, Ca, Mg	N

„Nadeln“ - „Zweige“

Baumart	nur NW-FVA	beide Projekte	nur FAWF
Kiefer		Mg	P
Fichte	P	Ca, Mg	(P) $r_p=0,58$

„Ast - Rinde_Krone“

Baumart	nur NW-FVA	beide Projekte	nur FAWF
Buche		Ca, Mg	K, P

„Ast“ - „Holz_Krone“

Baumart	nur NW-FVA	beide Projekte	nur FAWF
Buche	Ca		Mg, K, P, N, (Ca $r_{Ca}=0,54$)

„Ast“ - „Rinde_Stamm“

Baumart	nur NW-FVA	beide Projekte	nur FAWF
Buche		Ca, Mg	K, P

„Ast“ - „Holz_Stamm“

Baumart	nur NW-FVA	beide Projekte	nur FAWF
Buche	Ca		P, Mg, K, (Ca $r_{Ca}=0,58$)

„Holz_Krone“ - „Rinde_Stamm“

Baumart	nur NW-FVA	beide Projekte	nur FAWF
Buche	Ca		

Abbildung 6

Lineare Regressionen für die Nährelemente N, P, Ca, Mg, K und S zwischen den Kompartimenten „Rinde_Stamm“ und „Rinde_Krone“ bei Buche

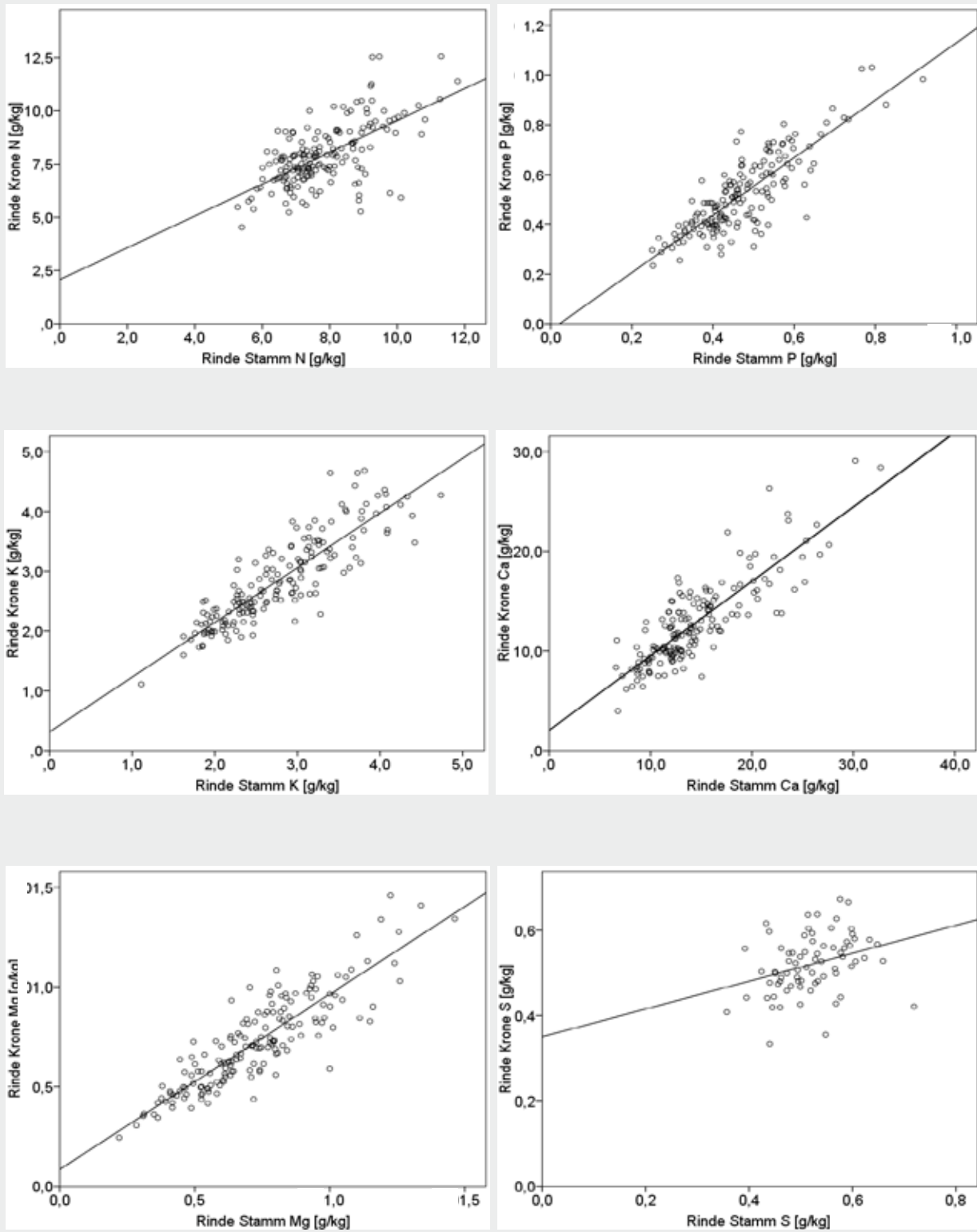


Abbildung 7

Boxplots der Nährelemente N, P, K, Ca, Mg und S in dem Kompartiment Derbholz (ohne Rinde) für die Buche auf den verschiedenen Bodensubstraten

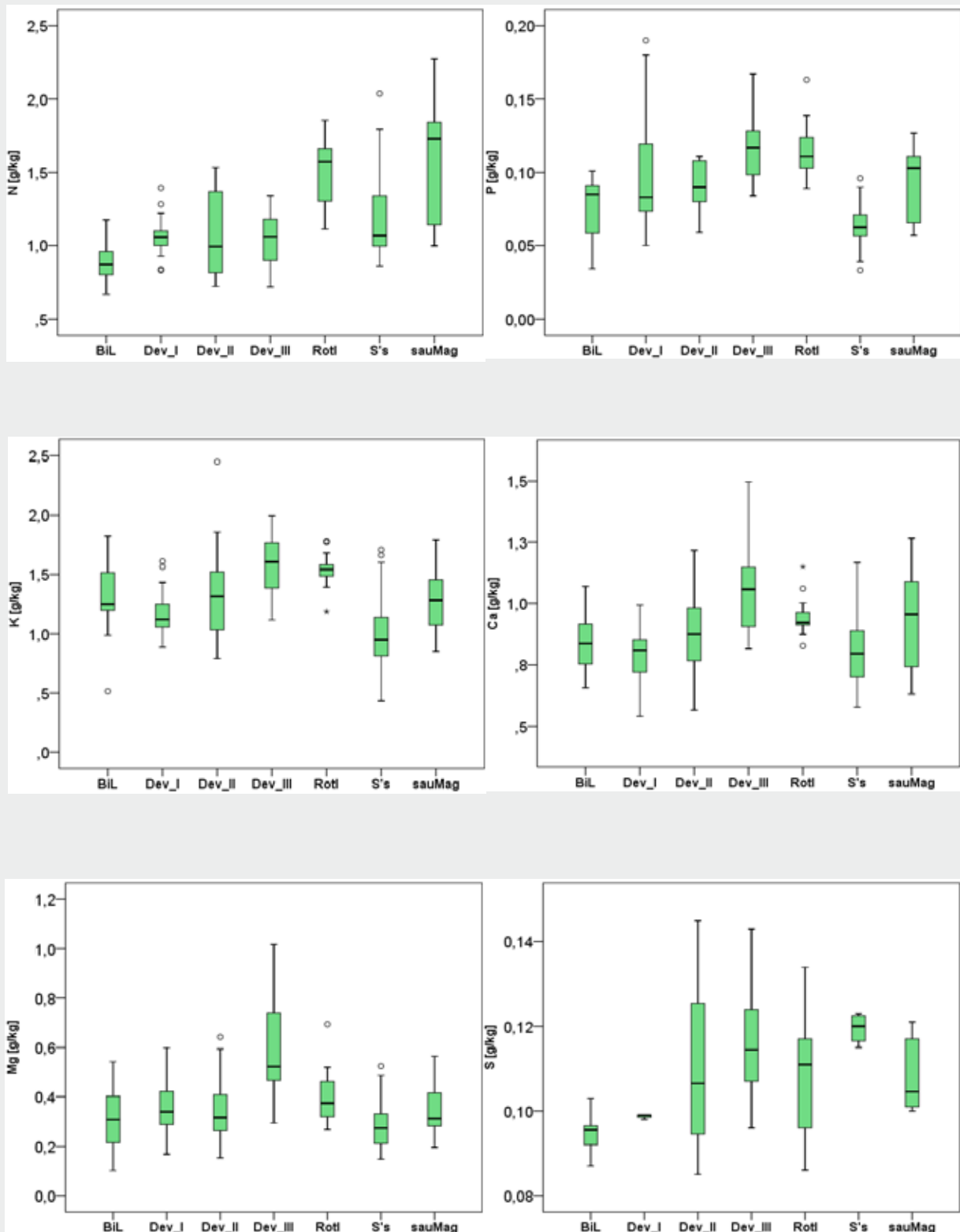
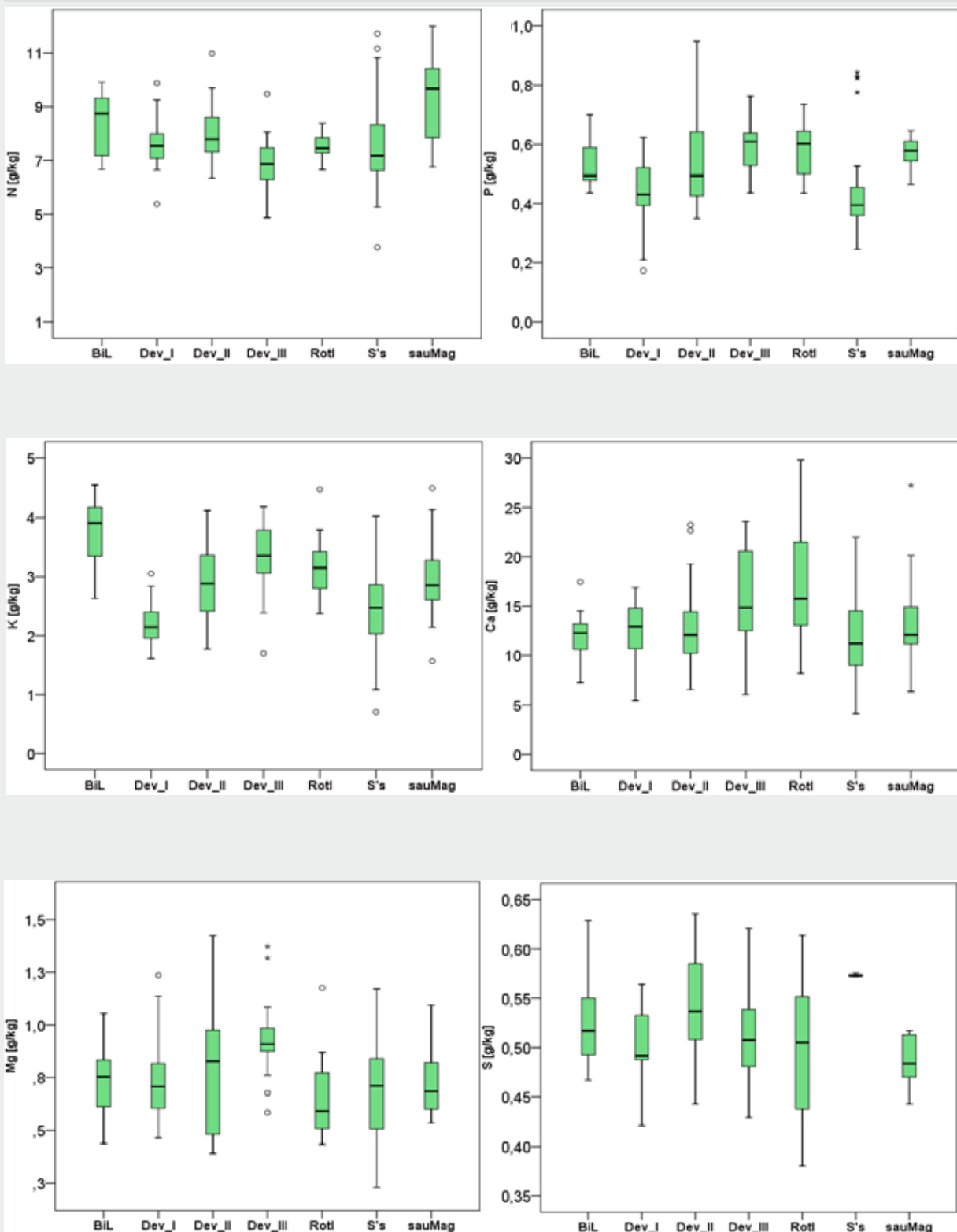


Abbildung 8

Boxplots der Nährelemente N, P, K, Ca, Mg und S in dem Kompartiment Derbholzrinde für die Buche auf den verschiedenen Bodensubstraten



Die Abbildungen 7 und 8 enthalten Boxplots der Nährelemente N, P, K, Ca und Mg in den Kompartimenten Derbholz (ohne Rinde) und Derbholzrinde für die Buche auf den verschiedenen Bodensubstraten. Die Buche wurde als Beispiel ausgewählt, da sie auf sieben der acht Untersuchungsstandorte mit hinreichender Probebaumzahl vertreten ist. Zur Prüfung der statistischen Signifikanz der Unterschiede zwischen den Standorten wurden Varianzanalysen durchgeführt. Mit Hilfe von Post-Hoc-Tests nach Tamhane (T2) bzw. Least Significant Difference-Bonferroni-Tests (LSDB) wurden die unterschiedlichen Mittelwerte geprüft. Der Tamhane-Test wurde bei inhomogenen Varianzen angewendet. Er kann auch bei ungleichen Stichprobenumfängen eingesetzt werden. Der Test ist eher konservativ, d.h. er neigt dazu, die Nullhypothese („keine Unterschiede“) beizubehalten. LSDB-Tests wurden angewendet, wenn die Varianzen homogen waren. Hierbei werden paarweise t-Tests durchgeführt, deren Gesamtirrtumswahrscheinlichkeit nach der Bonferroni-Methode auf 5% korrigiert wurde. Die Ergebnisse der Varianzanalysen für N, P und K befinden sich im Anhang 2.2. Für Ca und Mg wurden keine Varianzanalysen durchgeführt, weil hier die Kollektion durch die erforderliche Unterteilung in „gekalkt“ und „nicht gekalkt“ zu gering wurde. Tabelle 8 zeigt beispielhaft die Befunde

des Tamhane-Tests für den Phosphorgehalt im Derbholz der Buche: im Buntsandstein liegt die P-Konzentration mit 64 mg/kg signifikant niedriger als bei allen anderen Substraten mit Ausnahme des Bims. Auch die Kaliumkonzentrationen sind im Buntsandstein signifikant niedriger (Anhang 2.2). Die Befunde des Tamhane-Tests für den Stickstoffgehalt im Derbholz zeigen eine signifikant höhere N-Konzentration im Rotliegenden von 1.519 mg/kg als bei allen anderen Substraten mit Ausnahme der sauren Magmatite (Anhang 2.2).

3.2.2.3 Einfluss der Baumart auf die Nährelementgehalte

Auch die Baumart hat einen großen Einfluss auf die Nährelementgehalte in den oberirdischen Baumkompartimenten. Die Abbildungen 9 und 10 enthalten Boxplots der Nährelemente N, P, K, Ca, Mg und S in den Kompartimenten Derbholz (ohne Rinde) und Derbholzrinde für die verschiedenen Baumarten auf Buntsandstein. Dieses Substrat wurde als Beispiel ausgewählt, da hier sechs (bei S: vier) Baumarten beprobt wurden. Zur Prüfung der statistischen Signifikanz der Unterschiede zwischen den Baumarten wurden, wie beim Standortseinfluss, Varianzanalysen mit anschließenden Post-Hoc-Tests nach Tamhane und LSDB durchgeführt. Tabelle 9 zeigt beispielhaft die Be-

Tabelle 8

Unterschiede im Phosphorgehalt [mg/kg] im Buchenderbholz zwischen den untersuchten Standorten; Post-Hoc-Test nach Tamhane (T2); rot = signifikante Unterschiede

	N	Mittelwert	Devon II	Devon III	Buntsandstein	Rotliegendes	Bimslehme	saure Magmatite
Devon I	35	96	5	-19	32	-20	19	2
Devon II	25	91		-24	27	-25	14	-3
Devon III	15	115			51	-1	38	21
Buntsandstein	62	64				-52	-13	-30
Rotliegendes	14	116					39	22
Bimslehme	15	77						-17
saure Magmatite	15	94						

Abbildung 9

Boxplots der Nährelemente N, P, K, Ca, Mg und S im Kompartiment Derbh Holz (ohne Rinde) für die verschiedenen Baumarten auf Buntsandstein

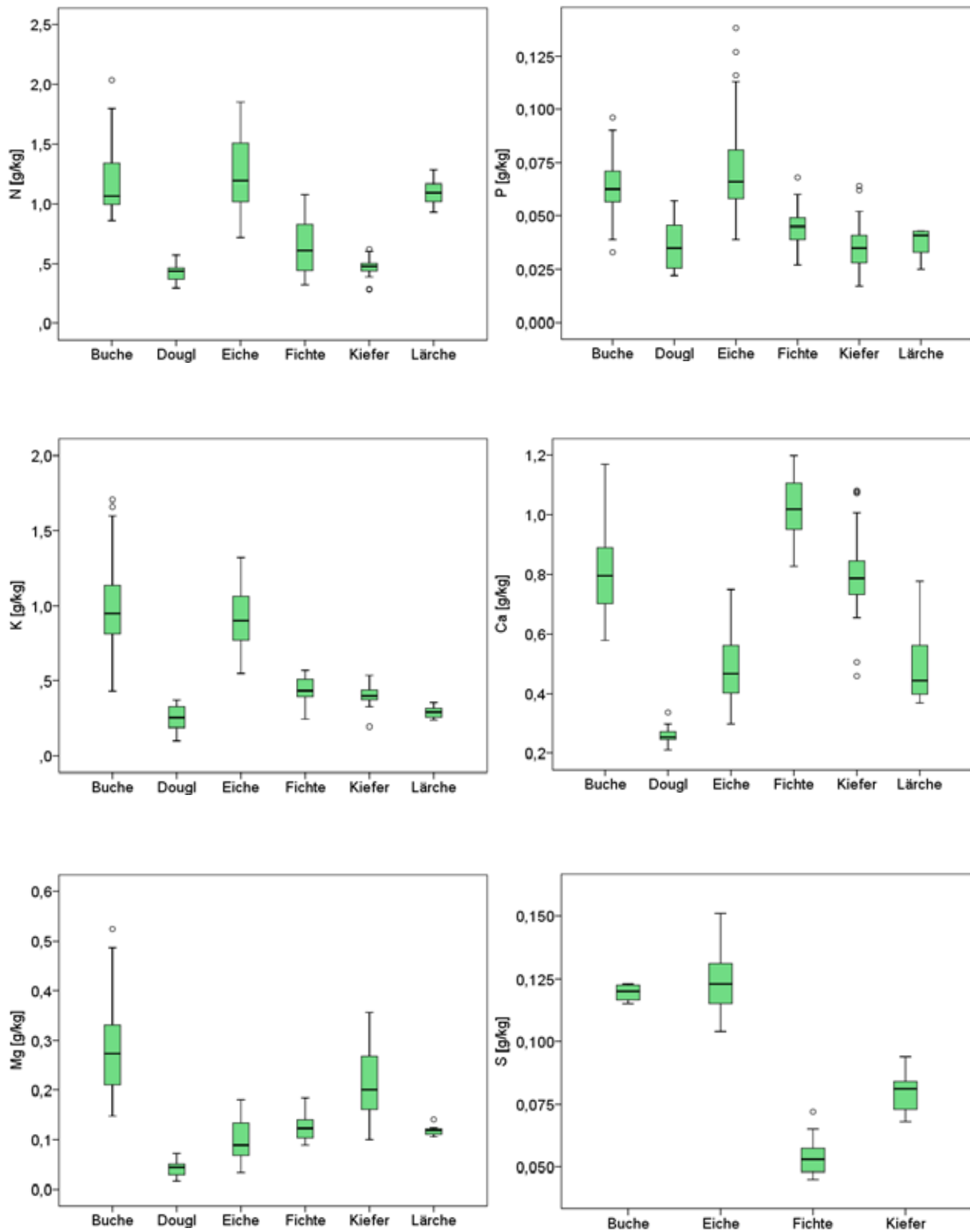


Abbildung 10

Boxplots der Nährelemente N, P, K, Ca, Mg und S im Kompartiment Derbholzrinde für die verschiedenen Baumarten auf Buntsandstein

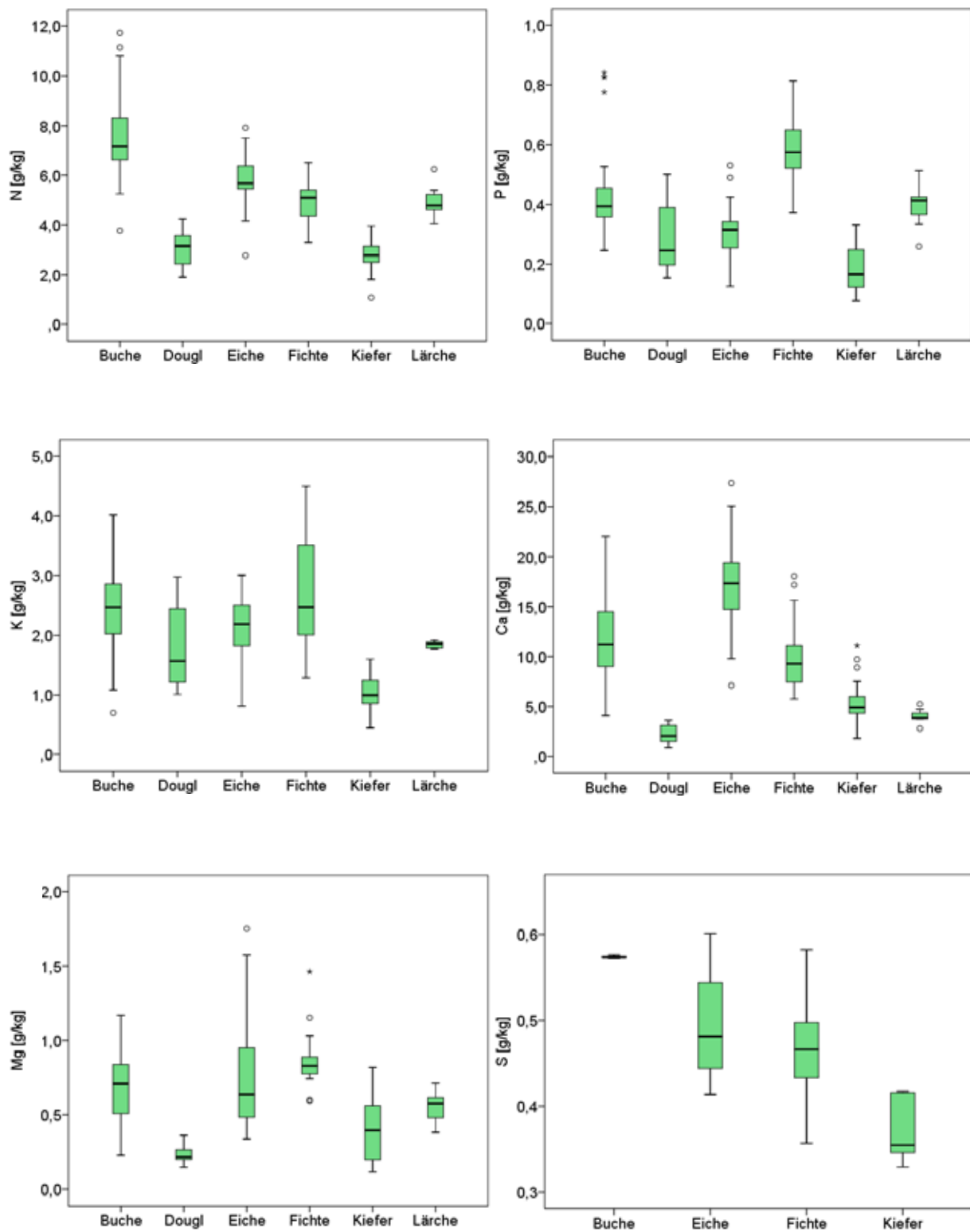


Tabelle 9

Unterschiede im Phosphorgehalt [mg/kg] im Derbholz verschiedener Baumarten auf Buntsandstein; Post-Hoc-Test nach Tamhane (T2); rot = signifikante Unterschiede

	n	Mittelwert	Buche	Fichte	Kiefer	Douglasie	Lärche
Eiche	35	72,8	8,8	27,6	36,7	36,5	34,6
Buche	62	64,0		18,8	27,9	27,6	25,8
Fichte	15	45,2			9,1	8,9	7,1
Kiefer	34	36,1				-0,3	-2,1
Douglasie	15	36,4					-1,8
Lärche	10	38,2					

funde des Tamhane-Tests für den Phosphorgehalt im Derbholz: bei Buche und Traubeneiche liegen die P-Konzentrationen signifikant höher als bei den beprobten Nadelbaumarten. Die P-Gehalte im Derbholz von Eiche und Buche ihrerseits und der vier Nadelbaumarten andererseits unterscheiden sich nicht signifikant voneinander.

Weitere Befunde der Varianzanalysen finden sich im Anhang 2.3. Beispielsweise sind auch die K-Gehalte im Derbholz von Eiche und Buche zu den vier Nadelbaumarten signifikant höher, wobei sich Buche und Eiche nicht unterscheiden, Fichte und Kiefer jedoch signifikant höhere K-Konzentrationen zu Douglasie und Lärche besitzen. Die N-Konzentrationen von Buche, Eiche und Lärche im Derbholz sind signifikant höher als bei den restlichen Nadelbaumarten.

3.2.2.4 Einfluss von Baumkennwerten auf die Nährelementgehalte

Zur Prüfung von Abhängigkeiten der Nährstoffgehalte in den Baumkompartimenten zu Baumcharakteristika wurden Regressionsanalysen durchgeführt. Wegen der vorstehend beschriebenen Einflüsse von Standort und Baumart erfolgten die Kalkulationen separat für jeden Standort und jede Baumart. Als unabhängige Variablen wurden die Baumkennwerte BHD, Baumhöhe, Kronenlänge und Kronenbreite verwendet. Diese Parameter werden in SILVA für jeden simulierten Baum ausgegeben und können somit gegebenenfalls zur Schätzung der Nährelementgehalte herangezogen werden.

gen werden.

Um einen ersten Überblick möglicher bivariater Zusammenhänge zwischen Nährstoffkonzentration und Baumparameter zu erhalten und um festzustellen, ob eine Variable einen dominierenden Einfluss ausübt, wurden Korrelationsmatrizen erzeugt (siehe Beispiel in Tabelle 10).

Die Befunde sind sehr heterogen: vielfach zeigen sich keine oder nur schwache, in einigen Fällen aber auch enge Zusammenhänge. Beispiele für Korrelationskoeffizienten $<0,5$ sind P-Konzentrationen in der Rinde von Fichte und Douglasie zur Baumhöhe und/oder zum BHD. In der Regel sind die untersuchten Baumparameter negativ mit den Nährstoffkonzentrationen korreliert. Ein Baumparameter mit einem dominierenden Einfluss ist nicht zu erkennen. Hierbei ist auch zu berücksichtigen, dass die Baumparameter eng untereinander korreliert sind.

Multiple Regressionsanalysen der Nährstoffgehalte in den Baumkompartimenten in Abhängigkeit von den vorstehend angegebenen Baumparametern ergaben zum Teil sehr hohe Bestimmtheitsmaße. Allerdings zeigte sich, dass die Verwendung dieser Regressionen als Modell zur Schätzung der Nährelementgehalte für die in SILVA simulierten Bäume mit hohen Risiken verbunden ist. So generiert SILVA Bäume mit Parameterkombinationen, die in der zur Herleitung der Regressionen verfügbaren Stichprobe nicht vorkommen. Die über die multiplen Regressionen geschätzten Nährele-

Tabelle 10

Bivariate Zusammenhänge (Korrelationskoeffizienten) zwischen der Phosphorkonzentration in verschiedenen Baumkompartimenten und verschiedenen Baumparametern für die Baumart Buche

P-Gehalt in	BHD	Höhe	Kronenlänge	Kronenbreite
Zweig	0,11	0,06	-0,03	-0,04
Ast	-0,17	-0,19	-0,26	-0,27
Rinde_Krone	-0,66	-0,61	-0,46	-0,51
Rinde_Stamm	-0,55	-0,48	-0,45	-0,46
Holz_Krone	-0,25	-0,33	-0,37	-0,34
Holz_Stamm	-0,18	-0,33	-0,32	-0,29
Derbholz	-0,13	-0,27	-0,24	-0,22

mentgehalte lagen bei bestimmten Kombinationen von BHD, Höhe, Kronenlänge und Kronenbreite weit außerhalb des über die Analysen erfassten Wertebereichs. Statt der multiplen Regression wurde daher nur der BHD als unabhängige Variable verwendet, da hier die Wertebereiche der von der Stichprobe erfassten und der simulierten Werte weitgehend übereinstimmen und zudem eine einfache optische Prüfung der Zusammenhänge möglich ist. Auch ist der BHD der am einfachsten und sichersten messbare und wohl aussagekräftigste Baumparameter. Zudem ist er mit den übrigen Parametern eng korreliert. Die Prüfung, ob eine Regression zwischen Nährstoffgehalt und BHD oder der arithmetische Mittelwert des Nährstoffgehalts in der jeweiligen Stichprobe zur Kalkulation des Nährelementvorrats in den simulierten Bäumen Verwendung findet (vgl. Kap. 3.1.5), erfolgte in folgenden

Schritten (separiert nach Standort, Baumart und Kompartiment):

- Bestimmtheitsmaß > 0,2
- optische Prüfung des Zusammenhangs anhand des jeweiligen Streudiagramms
- Prüfung, ob die Steigung bei allen Standorten gleichgerichtet ist

Die Regression wurde nur dann verwendet, wenn alle Bedingungen eingehalten wurden.

In 341 Variablenkonstellationen konnten Regressionsgleichungen parametrisiert werden. Für die restlichen 835 Konstellationen musste dagegen der Mittelwert verwendet werden, da die o. a. Bedingungen nicht erfüllt waren. In Tabelle 11 sind beispielhaft Regressionsmodelle für die Phosphorkonzentration im Kompartiment Rinde-Stamm der Baumart Fichte aufgeführt. Die P-Konzentrationen sinken auf allen Substraten mit zunehmendem Brusthöhendurchmesser.

Tabelle 11

Abhängigkeit der Phosphorkonzentration [mg/kg] in der Fichtenrinde vom Brusthöhendurchmesser ($d_{1,3}$), beispielhaft dargestellt für unterschiedliche Standorte.

Modellgleichung: $\text{Konzentration} = \text{intercept} + \text{Steigung} \times d_{1,3}$

Substrat	Intercept	Steigung	Mittelwert	R ²
Devon I	732,8	-6,3	524,9	0,31
Devon II	847,8	-7,7	629,1	0,27
Devon III	931,5	-11,4	679,1	0,56
Buntsandstein	719,8	-6,3	560,6	0,52

Dieser Befund ist kausal dadurch zu erklären, dass der Anteil Borke bei Bäumen mit höherem Baumdurchmesser deutlich zunimmt, der Bastanteil mit vergleichsweise hohen Konzentrationen dagegen abnimmt.

Wie in Kapitel 3.1.2 erörtert, wurden die Beprobungen sowohl in gekalkten als auch in ungekalkten Beständen durchgeführt. Die Kalkung dürfte vor allem die Ca- und Mg-Gehalte in den Bäumen beeinflussen. Daher wurden die Regressionen und Mittelwerte für diese beiden Elemente getrennt nach „gekalkt“ und „ungekalkt“ hergeleitet. Allerdings lagen nicht für alle Standorte und Baumarten entsprechende Kollektive für beide Strata vor. In diesen Fällen wurden zur Schätzung der Ca- und Mg-Konzentrationen für die unzureichend besetzten Standorte die Relationen der Ca- und Mg-Konzentrationen gekalkt – ungekalkt von Standorten mit auswertbaren Kollektiven verwendet. Entsprechend wurden die Mittelwerte oder die Intercepte der Regressionsgleichungen angepasst.

3.3 Biomasse- und Nährstoffentzüge in Abhängigkeit von Standort, Baumart, Wuchsleistung und Nutzungsintensität

Die aus den Probestämmen hergeleiteten Biomassemodelle (vgl. Kap. 3.1.4) und Nährelementgehalte (vgl. Kap. 3.1.3) wurden dazu verwendet, auf Basis der einzelbaumbasierten Outputdaten des Modells SILVA in Fünfjahresschritten die Biomasse- und Nährelementvorräte des aufstockenden Bestandes und die Ernteentzüge über den gesamten Produktionszeitraum zu kalkulieren. Vorrat und Entzüge ergeben sich dabei aus der Summe der Einzelbäume.

Die kalkulierten Biomasse- und Nährstoffentzüge variieren erheblich in Abhängigkeit vom Standort, der Baumart, der Wüchsigkeit und vor allem der Nutzungsmodalitäten. Demgegenüber haben die waldbauliche Behandlung – Niederdurchforstung, Hochdurchforstung, Auslesedurchforstung, Anzahl der Z-Bäume, Zieldurchmesser usw. – und die Umtriebszeit nur einen vergleichsweise geringen Einfluss auf den durchschnittlichen jährlichen Biomasse- und Nährstoffentzug im Produktionszeitraum (BLOCK et al. 2007, 2008, RAULUND-RASMUSSEN et al. 2008).

3.3.1 Biomasse- und Nährstoffentzüge in Abhängigkeit vom Standort

Der Standort beeinflusst die Biomasse- und Nährstoffentzüge sowohl über die Wuchskraft (Bonität, Ertragsklasse) der aufwachsenden Waldbestände als auch über die Gehalte der Nährelemente in den einzelnen Baumkompartimenten (vgl. Kap. 3.2.2.2).

Kalkulationen der Biomasse- und Nährstoffentzüge erfolgten bei Buche jeweils an 7 Bodensubstraten, bei Fichte, Kiefer und Douglasie an 4 und bei Eiche an 5 Substraten. Zur besseren Vergleichbarkeit beziehen sich die nachfolgenden Kalkulationen bei allen Baumarten auf Reinbestände und einen Kalkulationszeitraum von jeweils 100 Jahren (Entzüge bei Durchforstungen bis Alter 100 zuzüglich Nutzung des 100-jährigen Bestandes). Da auf dem gleichen Bodensubstrat insbesondere in Abhängigkeit vom Wasserhaushalt die Wuchsleistung der Waldbestände in einem weiten Rahmen variieren kann, erfolgen die Standortvergleiche zudem jeweils unter der Annahme der gleichen Ertragsklasse.

Abbildung 11 zeigt die nach den 7 Substraten differenzierten Entzüge an Nährelementen (N, P, K, Ca, Mg, S) mit der Nutzung von Derbh Holz bzw. Vollbäumen am Beispiel der Buche. Die Befunde aller untersuchten Baumarten einschließlich der Entzüge an Biomasse können dem Anhang 3 entnommen werden.

Nachfolgend werden Entzüge, die in der absteigend sortierten Rangfolge der Substrate oben liegen, also eine geringe Rangzahl aufweisen, als „hoch“, bei mittlerer Rangzahl als „mittel“ und bei hoher Rangzahl als „niedrig“ bezeichnet.

Die Entzüge an Biomasse unterscheiden sich zwischen den verschiedenen Substraten vergleichsweise wenig: Die Unterschiede zwischen den Entzügen bei Vollbaumnutzung betragen zwischen den Substraten mit dem jeweils höchsten und dem jeweils niedrigsten Entzug bei Kiefer 4 %, Douglasie 3 %, Eiche 5 % und bei Buche 6 %. Lediglich bei Fichte zeigt sich mit 9 % ein vergleichsweise deutlicher Unterschied im Biomasseentzug zwischen den Substraten. Da die Bonität bei diesem Vergleich vorgegeben ist, zeigen sich keine klaren Beziehungen des Biomasseentzugs zur Nährstoffsituation der unterschiedlichen Standorte.

Die Entzüge an Nährelementen variieren zwischen den verschiedenen Substraten in einem weitaus breiteren Rahmen. Die Unterschiede zwischen dem Substrat mit dem jeweils höchsten und dem jeweils niedrigsten Entzug betragen bei Stickstoff 17 % (Douglasie) bis 32 % (Buche), bei Phosphor 26 % (Fichte) bis 52 % (Buche), bei Kalium 16 % (Fichte) bis 42 % (Eiche), bei Magnesium 18 % (Kiefer) bis 46 % (Buche), bei Calcium 21 % (Kiefer) bis 62 % (Eiche) und bei Schwefel 4 % (Kiefer) bis 20 % (Eiche). Die höchste Spanne zeigt sich demnach bei den Entzügen an Calcium und an Magnesium, was den überaus großen Unterschieden in den Bodenvorräten an diesen Elementen entspricht (vgl. Kap. 5.2).

Die einzelnen Substrate können hinsichtlich der Nährstoffentzüge wie folgt charakterisiert werden:

Devon I :

Bei Bestockung mit Buche sind die Entzüge bei allen Nährstoffen im Vergleich zu anderen Standorten sehr niedrig; bei Calcium ist der Entzug niedriger als bei allen anderen untersuchten Substraten (Abbildung 11). Bei Eichenbestockung ergaben sich demgegenüber mittlere bis hohe Entzüge und ein auffallend hoher Entzug an Magnesium (Anhang 3). Bei Fichtenbestockung zeigt dieser Standort im Standortsvergleich niedrige Entzüge an N, P, Ca und Mg, bei Douglasienbestockung meist mittlere bis hohe Entzüge und nur bei Ca geringe Entzüge. Bei Kiefernbestockung variieren die Entzüge von mittel (N, K, Mg, S) bis niedrig (P, Ca).

Devon II:

Die Entzüge beim Devon II liegen meist etwas höher als beim Devon I. Bei Buchenbestockung ergaben sich auf Devon II mittlere bis niedrige Nährstoffentzüge. Auffallend ist, dass bei diesem Substrat die Entzüge bei Douglasienbestockung bei P, K, Mg und Ca sowie bei Kiefer und Eiche bei N höher liegen als bei den anderen untersuchten Substraten.

Devon III:

Entsprechend der höheren Nährstoffverfügbarkeit im Boden liegen die Entzüge bei Devon III bei den drei untersuchten Bestockungen Fichte, Buche

und Eiche meist höher als bei den beiden anderen devonischen Substraten. Auffallend hohe Entzüge zeigen Kalium und Magnesium bei Buchenbestockung, Stickstoff, Phosphor und Schwefel bei Fichtenbestockung und Schwefel bei Eichenbestockung.

Sande des Buntsandsteins:

Beim Buntsandstein ergeben sich in Relation zu anderen Standorten bei nahezu allen Baumarten und Nährelementen geringe Entzüge; auffällig sind die im Vergleich zu anderen Substraten sehr geringen Entzüge vor allem bei Buche (P, K, Mg) (Abb. 11), Douglasie (N, P, K, Ca, Mg), Eiche (N, P, K, Ca, S) und Kiefer (N, P, K, Ca, Mg) (Anhang 3). Mittlere Entzüge ergaben sich bei Fichte (N, K, Ca, S), hohe Entzüge nur für Schwefel bei Douglasie, Buche und Kiefer.

Rotliegendes:

Beim Rotliegenden liegen die Nährstoffentzüge der untersuchten Bestockungstypen Buche, Douglasie und Eiche im Standortsvergleich meist im hohen bis mittleren Bereich. Auffällig sind hohe Phosphorentzüge bei Buchenbestockung, hohe Stickstoffentzüge bei Douglasienbestockung und hohe Phosphor-, Kalium- und insbesondere Calciumentzüge bei Eichenbestockung.

Schwemmsande:

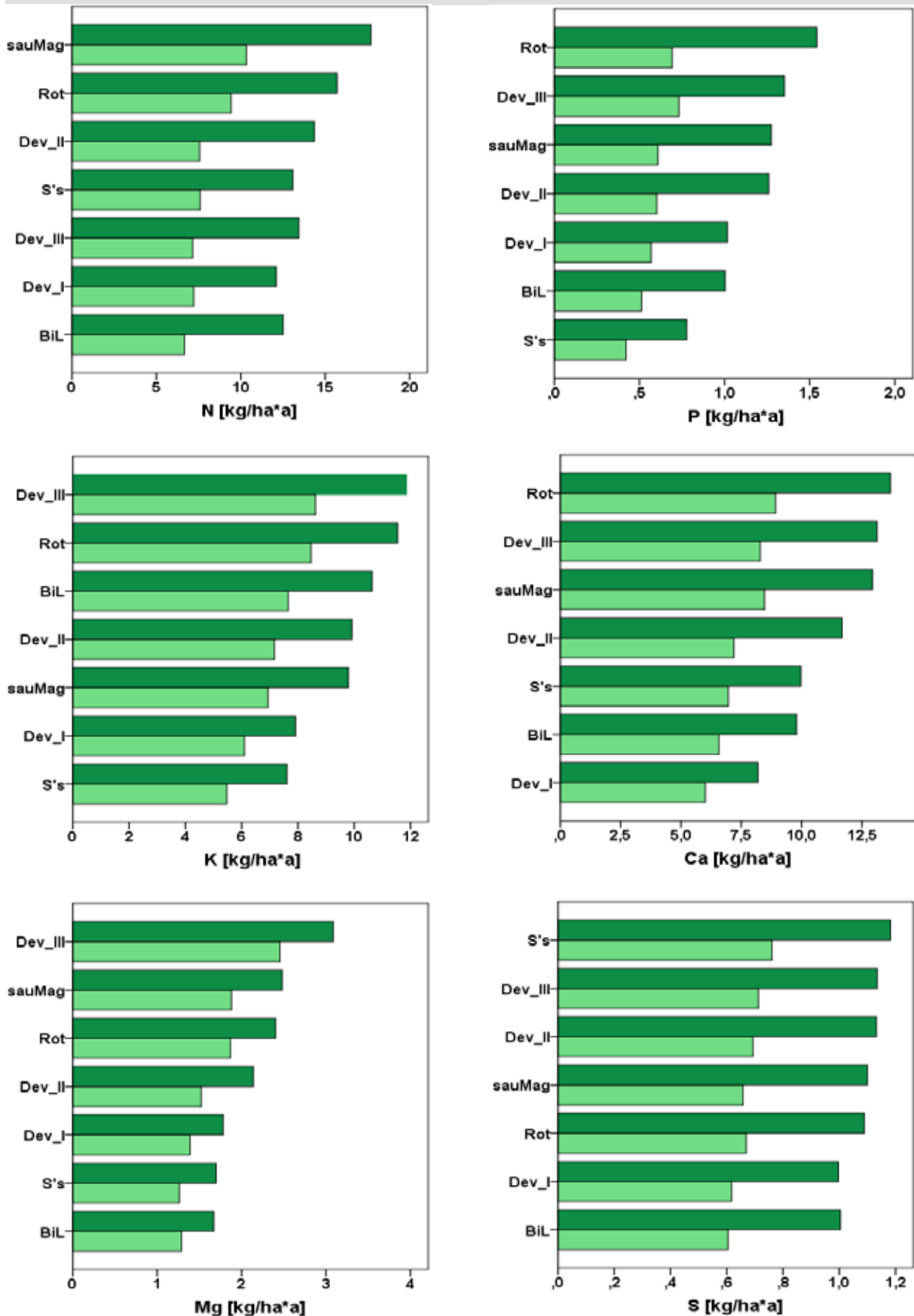
Für Schwemmsande wurden die Entzüge nur bei Kiefernbestockung kalkuliert. Die Entzüge sind auf diesem Substrat bei allen Nährelementen im Vergleich zu anderen Standorten hoch (vgl. Anhang 3). Dies steht im Widerspruch zu den vergleichsweise geringen Nährstoffvorräten bei diesem Substrat (vgl. Kap. 5.3). Denkbar ist, dass die Kiefern auf dem Schwemmsand tiefer wurzeln als bei der Kalkulation der Nährstoffvorräte angenommen und so tiefer gelegene, reichere Bodenschichten und/oder (basenreiches) Grundwasser erreichen.

Bimslehme:

Das Substrat Bims wurde nur mit Buchenbestockung untersucht. Bei Kalium liegen die Entzüge im Standortsvergleich im mittleren, bei den übrigen Nährelementen im geringen Bereich. Auch hier ergibt sich ein Widerspruch zu den

Abbildung 11

Entzüge der Nährelemente N, P, K, Ca, Mg, S bei Buche, I. Ertragsklasse, auf 7 unterschiedlichen Substraten, differenziert nach Nutzung von Derbholz (hellgrüne Säulen) und Nutzung von Vollbäumen (dunkelgrüne Säulen) (übrige Baumarten siehe Anhang 3)



vergleichsweise hohen Nährstoffvorräten und Freisetzungsraten aus der Mineralverwitterung (vgl. Kap. 5.2).

Saure Magmatite:

Auf dem Substrat saure Magmatite wurde ebenfalls nur die Buchenbestockung untersucht. Die Stickstoffentzüge sind hier höher als bei allen anderen untersuchten Buchenstandorten. Demgegenüber zeigen sich bei den übrigen Nährelementen mittlere Entzüge.

3.3.2 Biomasse- und Nährstoffentzüge in Abhängigkeit von der Baumart

Abbildung 12 zeigt die nach der Baumart differenzierten Entzüge an Nährelementen (N, P, K, Ca, Mg, S) mit der Nutzung von Derbholz bzw. Vollbäumen am Beispiel des Substrats „Buntsandstein“. Die Befunde für die übrigen untersuchten Standorte können dem Anhang 3 entnommen werden (dort auch differenziert nach Ertragsklasse I und III). Wie im vorstehenden Kapitel beziehen sich die Kalkulationen bei allen Baumarten auf Reinbestände und einen Kalkulationszeitraum von jeweils 100 Jahren (Entzüge bei Durchforstungen bis Alter 100 zuzüglich Nutzung des 100-jährigen Bestandes).

Die Entzüge an Biomasse steigen bei allen Standorten in der Reihenfolge Eiche < Kiefer < Buche < Fichte < Douglasie an (Anhang 3). Nur bei Vollbaumnutzung in der schlechteren Bonität ist der Biomasseentzug bei Buche zum Teil geringfügig höher als bei Fichte (Anhang 3). Die Relationen der Biomasseentzüge bei Derbholznutzung im Buntsandstein (I. Ekl.) betragen: Eiche = 1, Kiefer 1,2, Buche 1,8, Fichte 2,6 und Douglasie 3,6. Bei den anderen Standorten, Bonitäten und bei Vollbaumnutzung ergaben sich ähnliche Relationen. Die Biomasseentzüge bei den einzelnen Baumarten unterscheiden sich somit sehr beträchtlich. So liegen die Biomasseentzüge bei Douglasie um das 2- bis 4-Fache höher als bei Eiche und um das 1,5- bis 2-Fache höher als bei Buche.

Auch bei den Nährelemententzügen variieren die verschiedenen Baumarten beträchtlich. Teilweise sind die Unterschiede zwischen der Baumart mit dem höchsten und der Baumart mit dem niedrigsten Entzug innerhalb einer Substratgruppe bei den Nährelementen noch deutlicher als bei der

Biomasse. Die Nährelemententzüge zeigen häufig im Vergleich zu den Biomasseentzügen eine andere Rangfolge der Baumarten. In vielen Fällen löst die Kiefer die Eiche als Baumart mit den geringsten Entzügen ab und die Douglasie „verliert“ ihre Position als Baumart mit den höchsten Entzügen bei den Nährstoffen häufig an Buche (insbesondere bei Kalium), an Fichte und teilweise auch an Eiche (insbesondere bei Calcium).

Die einzelnen Baumarten können hinsichtlich der Nährstoffentzüge wie folgt charakterisiert werden:

Buche:

Die Buche, die vom Entzug an Biomasse in der Regel hinter Eiche und Kiefer an dritter Stelle rangiert, rückt bei den Nährstoffentzügen häufig deutlich in Richtung höherer Entzüge. Besonders ausgeprägt ist dies bei Kalium: Bei Derbholznutzung liegen die Kaliumentzüge an allen untersuchten Standorten bei Buche höher als bei den anderen Baumarten; bei Vollbaumnutzung gilt dies mit Ausnahme des Buntsandsteins und des Devons I. Auch bei Magnesium zeigt die Buche meist die höchsten bis zweithöchsten Entzüge aller Baumarten. Bei den Entzügen der übrigen Nährelemente variiert die Rangfolge der Buche im Baumartenvergleich demgegenüber von Standort zu Standort.

Eiche:

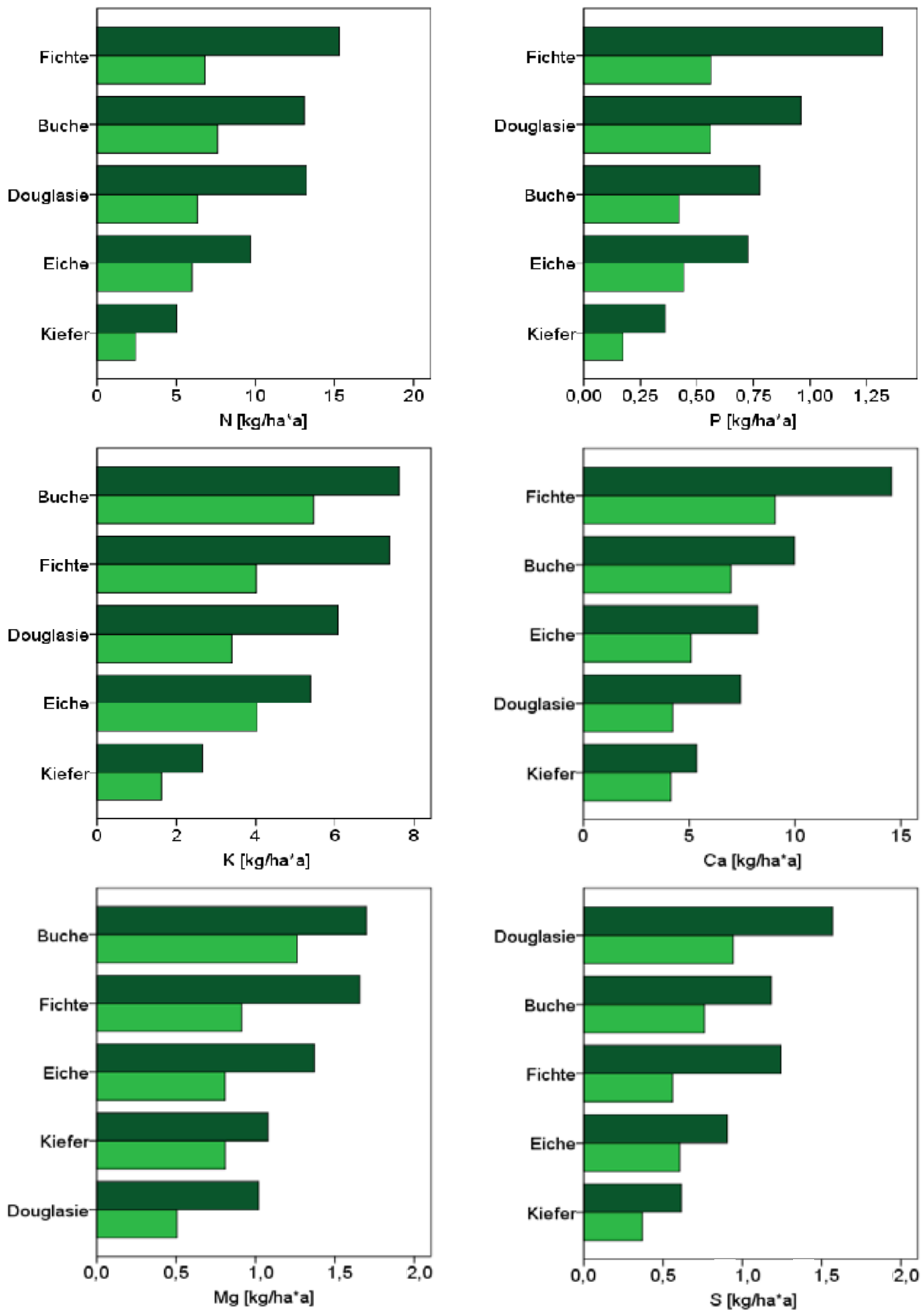
Die Position der Eiche in der Rangfolge der Nährelemententzüge der einzelnen Baumarten unterscheidet sich von Standort zu Standort und von Element zu Element beträchtlich. Bei N, P, K und S bleibt der Entzug meist relativ niedrig und reiht sich meist unmittelbar hinter dem Entzug der Kiefer ein. Bei Calcium liegen die Entzüge demgegenüber meist relativ hoch; im Devon I und Devon III sowie im Rotliegenden sind die Calciumentzüge höher als bei allen anderen untersuchten Baumarten; bei Vollbaumnutzung im Devon I gilt dies auch für die Magnesiumentzüge.

Fichte:

Die Fichte liegt im Entzug an Biomasse meist niedriger als die Douglasie, aber höher als die Buche. Demgegenüber sind die Kaliumentzüge bei Fichte auf allen untersuchten Standorten und bei beiden Nutzungsintensitäten niedriger als bei Bu-

Abbildung 12

Entzüge der Nährelemente N, P, K, Ca, Mg, S bei unterschiedlicher Bestockung (I. Ertragsklasse) auf Buntsandstein differenziert nach Nutzung von Derbholz (hellgrüne Säulen) und Nutzung von Vollbäumen (dunkelgrüne Säulen)



che. Bei den übrigen Nährelementen variiert die Rangfolge der Fichte im Nährstoffentzug je nach Standort und Nährelement erheblich. Auffallend hoch sind die Calcium- und Phosphorentzüge bei Vollbaumnutzung von Fichte im Buntsandstein und im Devon II.

Kiefer:

Die Kiefer zeigt bei N, P, K, Ca und S meist die geringsten Entzüge aller Baumarten. Bei Mg sind je nach Standort die Entzüge bei Douglasie oder Eiche geringer als bei Kiefer.

Douglasie:

Beim Entzug an Biomasse weist die Douglasie auf allen untersuchten Standorten die höchsten Entzüge - meist mit deutlichem Abstand zu allen anderen Baumarten - auf.

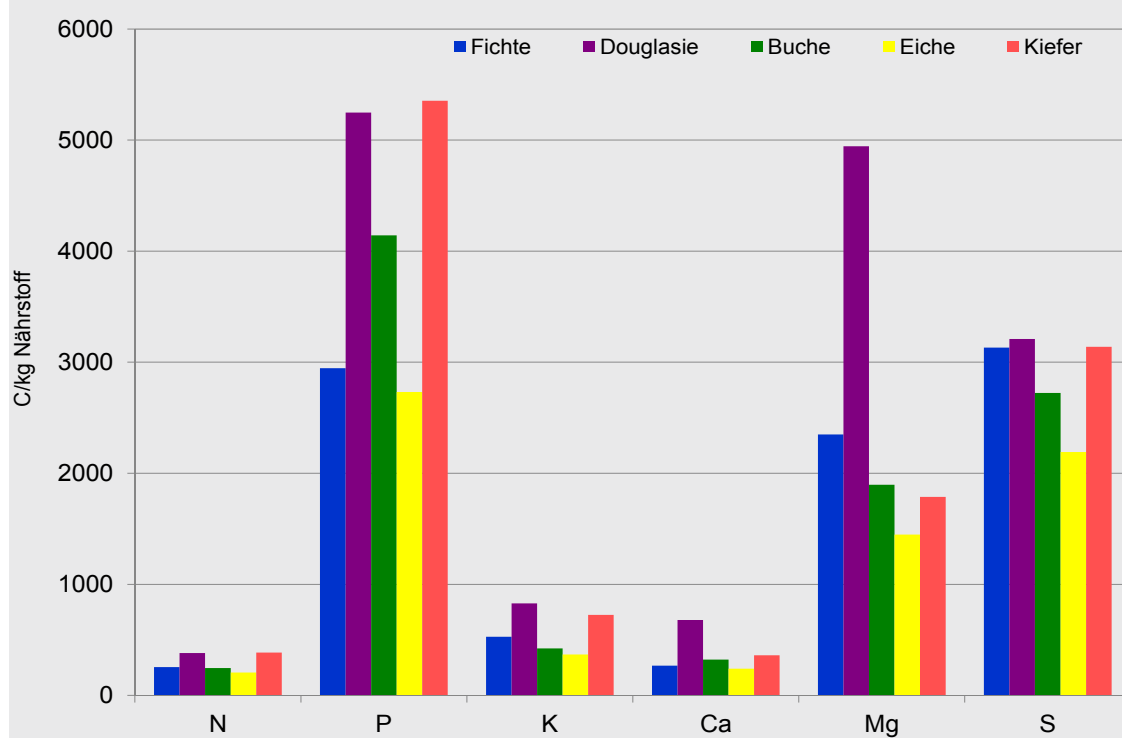
Auch die Schwefel-, Phosphor- und Stickstoffentzüge sind bei Douglasie meist höher als bei den anderen Baumarten. Allerdings ist die Differenz zu den anderen Baumarten kleiner als beim Entzug an Biomasse. Bei Kalium, Calcium und Magnesi-

um verschieben sich die Entzüge im Baumartenvergleich demgegenüber bei Douglasie deutlich hin zu geringeren Entzügen und Rängen. Auffällig sind vor allem die geringen Magnesiumentzüge im Buntsandstein, die vor allem bei Derbholznutzung merklich unter den Entzügen der andern untersuchten Baumarten auf diesem Substrat liegen.

Als Kenngröße für eine vergleichende Bewertung der Nährstoffentzüge bei den verschiedenen Baumarten bietet sich die Nährstoffnutzungseffizienz an (MEIWES et al. 2012, VITOUSEK 1982). Die Nährstoffnutzungseffizienz beschreibt wie viel Kilogramm Baumbiomasse bzw. Kohlenstoff mit einem Kilogramm des jeweiligen Nährstoffs gebunden werden kann. Abbildung 13 zeigt beispielhaft die Nutzungseffizienz der fünf Baumarten auf Buntsandstein. Die Douglasie weist bei K, Ca, Mg und S die höchste, bei N und P die zweithöchste Effizienz auf. Auch die Kiefer zeigt - mit Ausnahme von Mg - eine sehr hohe Effizienz. Buche und vor allem Eiche zeigen demgegenüber

Abbildung 13

Nährstoffnutzungseffizienz (kg C je kg Nährstoff) verschiedener Baumarten auf Sanden des Buntsandsteins in Rheinland-Pfalz; die Daten beziehen sich auf die Produktion der nicht umlaufenden, oberirdischen Biomasse (Summe Vollbaumnutzung ohne Ernteverluste, bei Laubholz ohne Blätter) von Reinbeständen, I. Ertragsklasse, bis Alter 100



nur eine geringe Nährstoffeffizienz; die Fichte liegt in einem mittleren Bereich. Abbildung 14 zeigt den Entzug an Nährstoffen mit der Nutzung von einem Vorratsfestmeter (mit Rinde) bei den verschiedenen Baumarten. Hier kommen neben den unterschiedlichen Nährelementgehalten auch die unterschiedlichen Holzdichten der Baumarten zum Tragen.

Je Festmeter Derbholz mit Rinde ist der Nährstoffentzug bei den beiden Laubbaumarten deutlich höher als bei den Nadelbaumarten.

Beim Vergleich der Baumarten muss berücksichtigt werden, dass diese auf dem gleichen Standort unterschiedliche Wüchsigkeiten und dementsprechend auch unterschiedliche Nährstoffaufnahmen aus dem Boden haben können. Die Nährstoffnutzungseffizienz variiert von Substrat zu Substrat in einem weiten Rahmen. So ist beispielsweise die P-Effizienz von Douglasie auf Buntsandstein nahezu doppelt so hoch als auf mäßig basenarmen Schutt- und Decklehmen aus/über Devon (Devon II). Die Rangfolge der Baumarten bleibt demgegenüber erhalten.

3.3.3 Biomasse- und Nährstoffentzüge in Abhängigkeit von der Wuchsleistung

Auf dem gleichen Standort verfügen gutwüchsige Waldbestände über eine weitaus höhere Biomasseproduktion als z.B. aufgrund von unzureichender Wasserversorgung schwachwüchsige Bestände der gleichen Baumart. Dementsprechend sind auch die Biomasse- und Nährstoffentzüge in wüchsigen Beständen höher als in weniger wüchsigen. In Beständen mit einer I. Ertragsklasse liegen die Entzüge an Derbholz (mit Rinde) - in Tonnen Trockenmasse je Hektar gerechnet - um den Faktor 1,4 (Kiefer) bis 2,2 (Douglasie) höher als bei einer III. Ertragsklasse (Abb. 15). Entsprechend steigen auch die Nährstoffentzüge von der III. zur I. Ertragsklasse um das 1,1- bis 2-Fache an.

Bei Vollbaumnutzung sind die Unterschiede zwischen den Wuchsklassen etwas geringer als bei Derbholznutzung.

Abbildung 14

Vergleich der Entzüge an Biomasse und Nährelementen bei I. Ertragsklasse (dunkle Balken) und III. Ertragsklasse (helle Balken) differenziert nach Baumarten sowie Derbholznutzung (mit Rinde) (links) und Vollbaumnutzung (rechts); Standort: Devon II; Die Kalkulationen beziehen sich auf Reinbestände und einen Kalkulationszeitraum von 100 Jahren (Entzüge bei Durchforstungen bis Alter 100 zuzüglich Nutzung des 100-jährigen Bestandes).

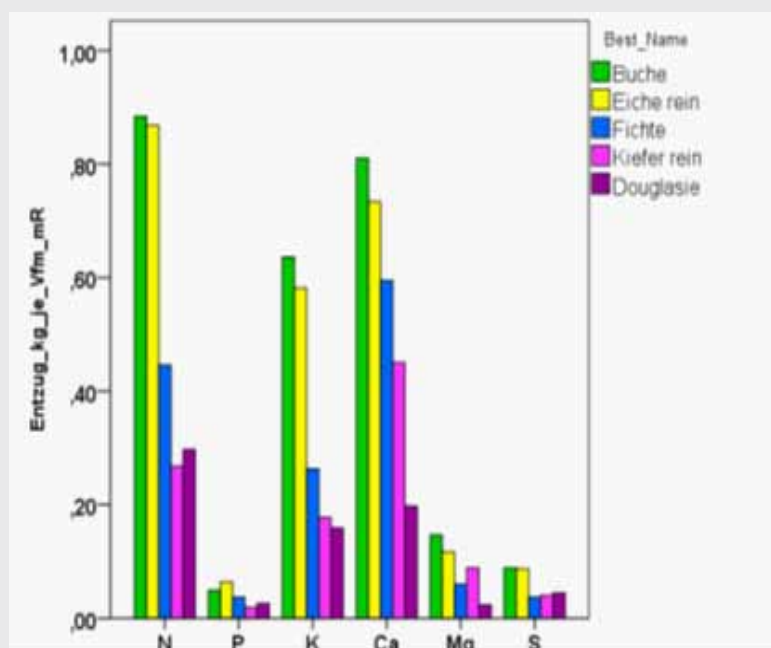
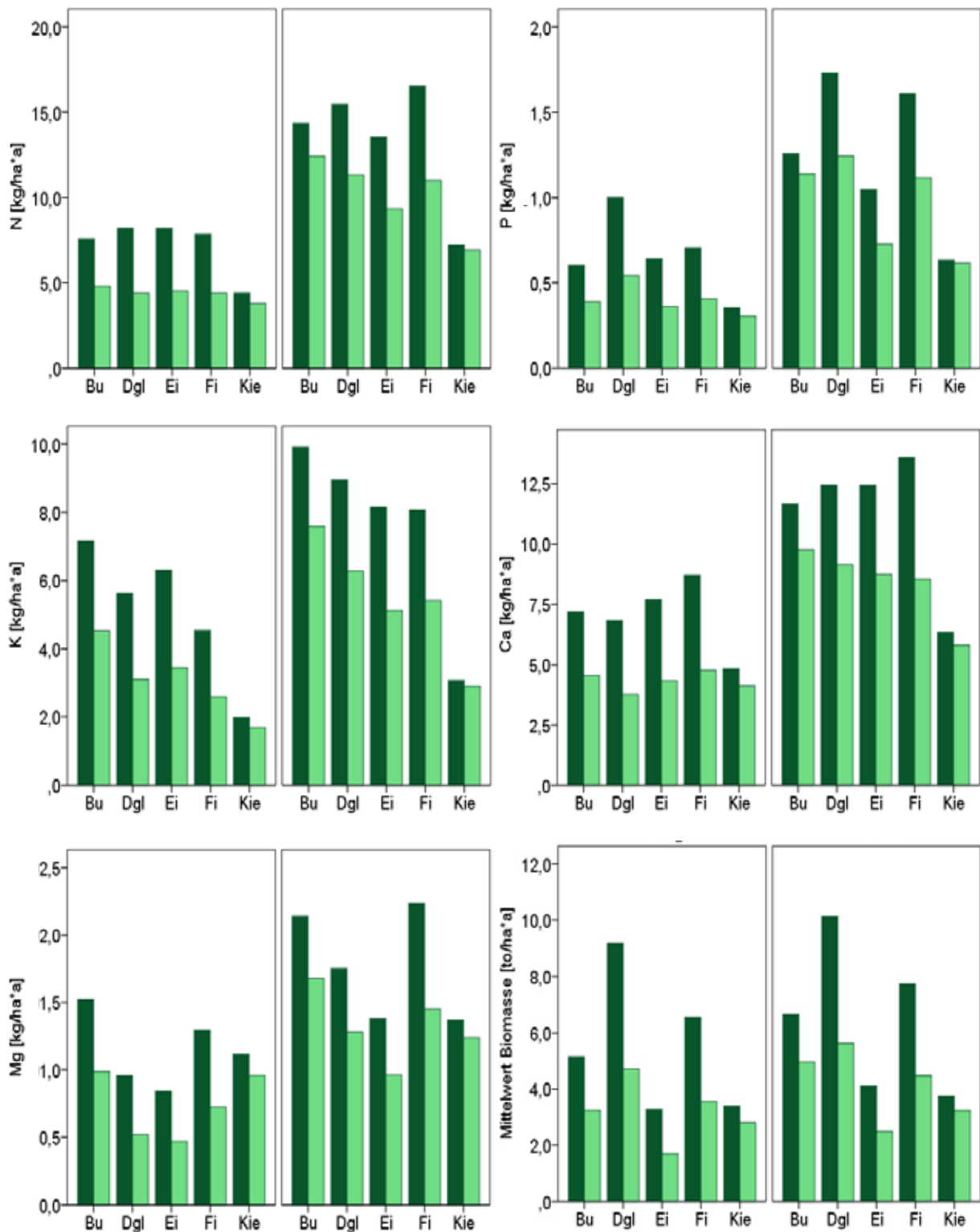


Abbildung 15

Vergleich der Entzüge an Biomasse und Nährelementen bei I. Ertragsklasse (dunkle Balken) und III. Ertragsklasse (helle Balken) differenziert nach Baumarten sowie Derbholznutzung (mit Rinde) (links) und Vollbaumnutzung (rechts); Standort: Devon II; Die Kalkulationen beziehen sich auf Reinbestände und einen Kalkulationszeitraum von 100 Jahren (Entzüge bei Durchforstungen bis Alter 100 zuzüglich Nutzung des 100-jährigen Bestandes).



3.3.4 Biomasse- und Nährstoffentzüge in Abhängigkeit vom Nutzungsalter

Das Verhältnis der einzelnen Baumkompartimente zueinander, z.B. Masse Rinde zu Masse Holz oder Masse Stammholz zu Masse Kronenmaterial variiert erheblich in Abhängigkeit vom Bestandesalter bzw. der Dimension der Bäume. So beträgt beispielsweise der Anteil des Nicht-Derbholzes an der gesamten oberirdischen Biomasse in 40-jährigen Buchenbeständen mehr als 50 %, in 120-jährigen Buchenbeständen dagegen nur etwa 10 %. Da die Nährstoffgehalte in den Kompartimenten, deren Anteile mit zunehmendem Alter bzw. Baumdimension abnehmen (Rinde, Kronenmaterial) deutlich höher liegen als beim Derbholz, dessen Anteil mit zunehmendem Alter steigt, sind die Nährstoffentzüge bezogen auf eine Tonne genutzter Biomasse in jungen Beständen bzw. gering dimensionierten Bäumen deutlich höher als in älteren Beständen (Abb. 16). Im Extremfall liegt der Phosphorentzug bei Vollbaumnutzung in 40 Jahre alten Buchenbeständen je Tonne entnommener Biomasse um mehr als das Doppelte höher als der Entzug im Bestandesalter 120 Jahre. Auch bei Derbholznutzung mit Rinde sind die Nährstoffentzüge in jungen Beständen in der Regel merklich höher als in älteren Beständen (nicht dargestellt). Allerdings sind die Unterschiede nicht so ausgeprägt wie bei Vollbaumnutzung. Bei der Derbholznutzung mit Rinde variiert zum einen der Anteil der nährstoffreicheren Rinde an der Gesamterntemasse (Holz + Rinde); so ist der Rindenanteil beispielsweise in jungen Eichenbeständen um etwa ein Drittel höher als in älteren Eichenbeständen. Zum anderen nimmt auch die Nährstoffkonzentration in der Rinde bei zunehmender Baumdimension häufig ab. So ist beispielsweise die Kaliumkonzentration in der Rinde einer 20 cm starken Douglasie um das 2,5-Fache höher als in der Rinde einer 70 cm starken Douglasie.

In der Konsequenz sind die Nährelemententzüge in jungen Beständen mit noch geringen Baumdimensionen bei Vollbaumnutzung erheblich und bei Derbholznutzung merklich höher als in älteren Beständen mit stärker dimensionierten Bäumen.

3.3.5 Biomasse- und Nährstoffentzüge in Abhängigkeit von der Nutzungsintensität

In reifen Waldbeständen entfallen mehr als drei Viertel der oberirdischen Baumbiomasse auf das Derbholz (ohne Rinde), 5 bis 15 % auf die Rinde des Derbholzes und meist weniger als ein Achtel auf das Reisig (Material < 7 cm Ø, bei Laubbäumen ohne Laub) (Abb. 17). Bei den Nährstoffen ist der Anteil der im Reisig gespeicherten Anteile weitaus höher: Bei Fichte und Douglasie entfallen bis zur Hälfte des Nährelementvorrats in der oberirdischen Biomasse auf das Reisig.

Daher ist die Entscheidung, welche Teile der Bäume genutzt werden und damit die Intensität der Nutzung, z.B. eine Beschränkung der Nutzung auf stofflich verwertbare höherwertige Sortimenten (z. B. Stammholz), die Nutzung des gesamten Derbholzes (mit Rinde) oder die Nutzung der gesamten oberirdischen Biomasse (Vollbaumnutzung), von erheblichem Einfluss auf die Höhe der Entzüge an Biomasse und Nährstoffen. Die Erntemenge an Biomasse ist bei Vollbaumnutzung über eine Umtriebszeit bei Nadelbäumen meist um etwa 10 bis 25 %, bei Laubbäumen um bis zu 40 % höher als bei Derbholznutzung. Der Entzug an Nährelementen nimmt dagegen von der Derbholznutzung zur Vollbaumnutzung deutlich stärker zu. Je nach Nährelement, Baumart und Ertragsklasse steigt der Entzug um das 1,4- bis nahezu 3-Fache. Der Nährstoffexport mit der über das Derbholz hinausgehenden Baumbiomasse ist also im Vergleich zur geernteten Biomasse überproportional hoch. Hinsichtlich des Nährstoffexportes zeigen Fichte und Douglasie meist größere Unterschiede zwischen Vollbaum- und Derbholznutzung als die übrigen untersuchten Baumarten (vgl. Abb. 18). Fichte und Douglasie tragen mehrere Nadeljahrgänge und haben einen hohen Reisiganteil. Die geringeren Unterschiede bei den Laubbaumarten liegen auch darin begründet, dass hier eine Ernte außerhalb der Vegetationszeit angenommen wird, ein Nährelemententzug mit den Blättern also nicht berücksichtigt ist. Bei schlechtem Wachstum sind im Vergleich zu gutem Wachstum die Unterschiede zwischen Vollbaum- und Derbholznutzung bei allen Baumarten größer, da der Kronenanteil an der Gesamtbio­masse steigt (vgl. Kap. 3.3.3).

Abbildung 16

Nährstoffentzug je Tonne geernteter Biomasse (BM) bei Vollbaumnutzung in 40-jährigen (hellgrün) und in 120-jährigen Beständen (dunkelgrün) auf basenarmen Decklehmen über Tonschiefer- und Sandstein-Saprolith (Devon II)

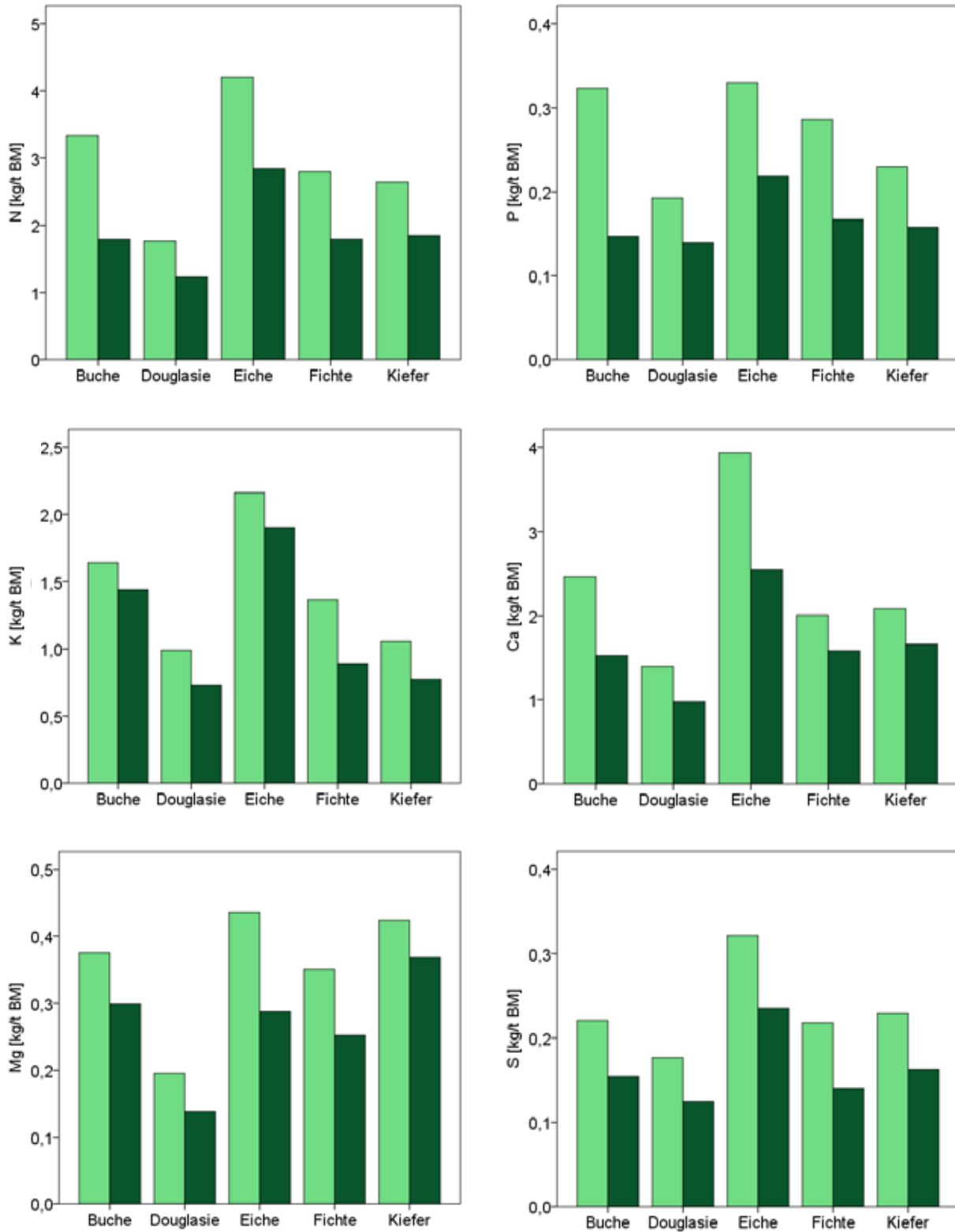


Abbildung 17

Verteilung der Vorräte an oberirdischer Biomasse und der Nährstoffvorräte in der oberirdischen Biomasse 100-jähriger Waldbestände verschiedener Baumarten auf die unterschiedlichen Baumkompartimente. Substrat: Sande des Buntsandsteins; wüchsige Bestände (I. Ertragsklasse).

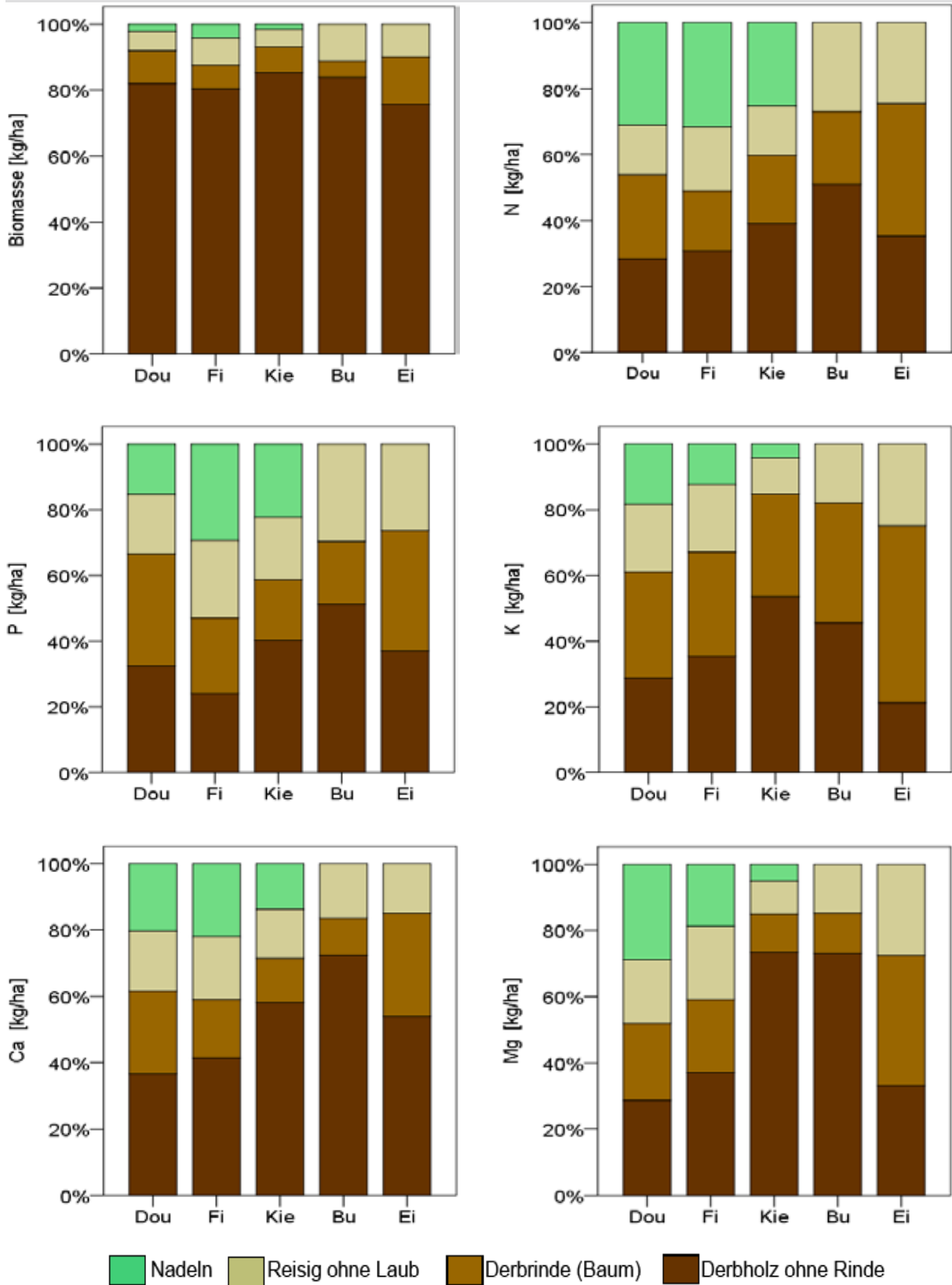
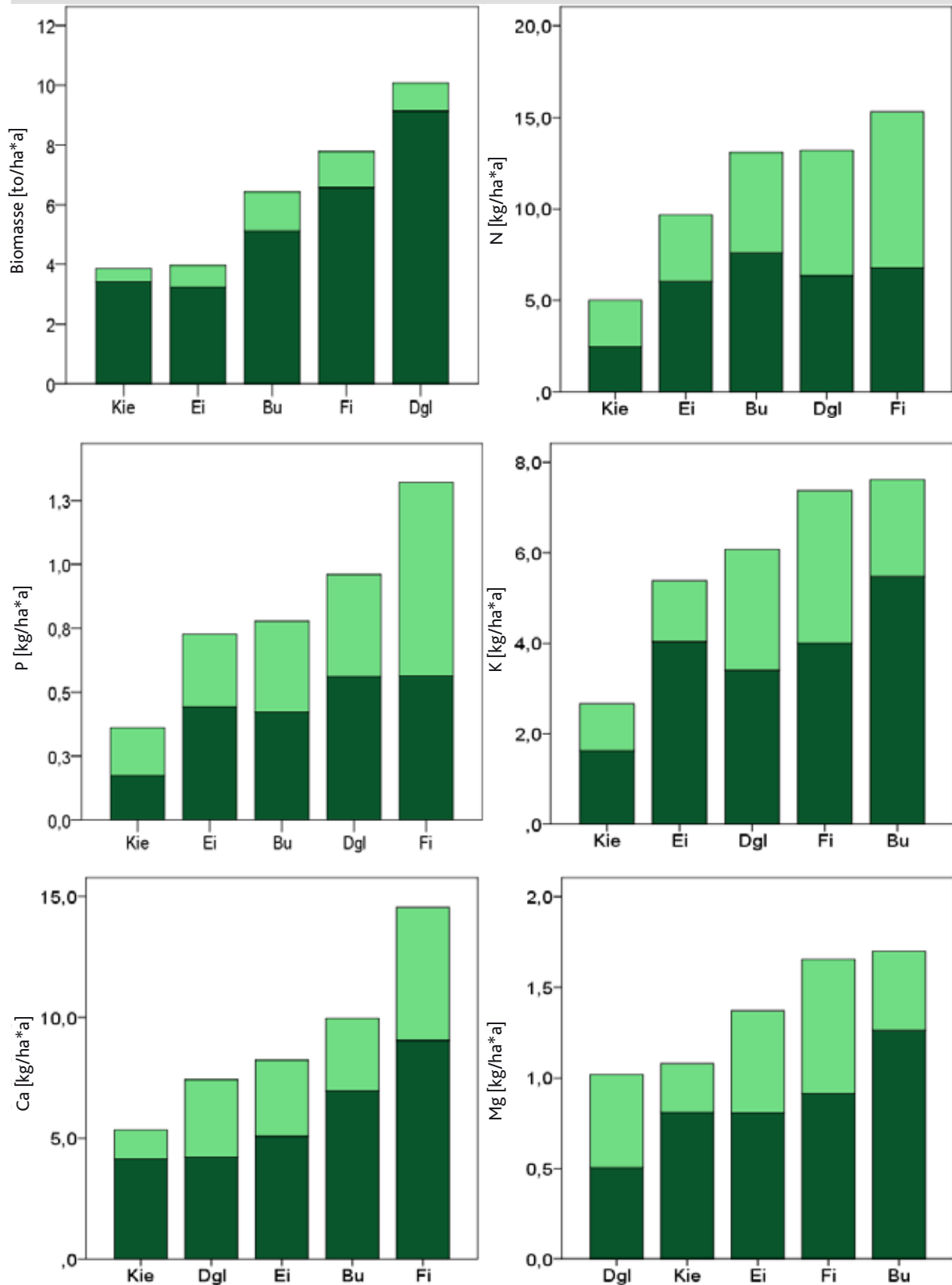


Abbildung 18

Biomasse- und Nährstoffentzüge für verschiedene Baumarten auf Buntsandstein differenziert nach Derbholznutzung (dunkelgrün), Nutzung von Reisig (Material < 7 cm Ø) (hellgrün) und Vollbaumnutzung (gesamte Säule); Die Kalkulationen beziehen sich auf Reinbestände, I. Ertragsklasse, und einen Kalkulationszeitraum von 100 Jahren (Entzüge bei Durchforstungen bis Alter 100 zuzüglich Nutzung des 100-jährigen Bestandes).



4 Methodik zur Nährstoffbilanzierung, Kalkulation der Säurebelastung und Schätzung der Nährstoffvorräte im Boden

4.1 Generelles

Zur Bewertung der Nährstoffentzüge im Hinblick auf die Einhaltung der Nährstoffnachhaltigkeit werden ökosystemare Eintrags-Austrags-Bilanzen (Input-Output-Bilanzen, vgl. ULRICH & MAYER 1973, RADEMACHER et al. 2001a, 2001b, RASPE & GÖTTLEIN 2008, HAGEMANN et al. 2008) der jeweiligen Nährstoffe herangezogen. Auf der Inputseite der Bilanzierung werden der Nährstoffeintrag über die atmosphärische Deposition, die Freisetzung von Nährelementen über die Mineralverwitterung und auf der Outputseite neben dem Nährstoffentzug mit der Nutzung von Holz oder sonstiger Biomasse auch der Austrag von Nährstoffen mit dem Sickerwasserfluss an der Untergrenze des Wurzelraums betrachtet. Wenn die Ökosystembilanz eines Nährstoffs, also die Differenz zwischen dessen Input- und Output über einen längeren Zeitraum gerichtet vom Fließgleichgewicht abweicht, ist davon auszugehen, dass sich auch der Vorrat dieses Nährstoffs im System und davon abhängige Kenngrößen, wie die Versorgung der Bäume mit diesem Nährstoff, gerichtet ändern. Die Bilanzen zeigen aber nicht nur die Richtung der Veränderungen in der Nährstoffverfügbarkeit, sondern auch, über einen Abgleich mit den aktuellen Vorräten im Boden, die Relevanz der Veränderungen. Sie lassen somit eine Abschätzung zu, ob deutliche Veränderungen in der Nährstoffversorgung schon innerhalb einer Nutzungsperiode oder erst im Verlauf von mehreren Perioden zu erwarten sind.

Da die Flussraten in den verschiedenen Phasen der Entwicklung eines Waldbestandes unterschiedlich sind und zum Beispiel in Abhängigkeit von Durchforstungseingriffen, Verjüngungshieben etc. zeitlich variieren, hat sich die Kalkulation durchschnittlicher jährlicher Flüsse über die gesamte Nutzungsperiode eines Waldbestandes („Umtriebszeit“) bewährt.

4.2 Methodik zur Schätzung der Bilanzgrößen

Die Herleitung der Bilanzgröße „Nährstoffentzug durch Nutzung“ wurde bereits in Kapitel 3 eingehend dargelegt; nachfolgend wird die Herleitung der übrigen Kenngrößen der Eintrags-Austrags-

Bilanz erörtert. Wie beim Nährstoffentzug wurde auch bei den anderen Bilanzgrößen – der in Kapitel 2 dargelegten Zielsetzung entsprechend – eine möglichst flexible Kalkulation angestrebt, die Darstellungen für einen beliebigen Waldort und die Erzeugung von Themenkarten zulässt.

4.2.1 Nährstoffeinträge über die atmosphärische Deposition

Die atmosphärische Deposition beschreibt den Fluss von Fremdstoffen, die durch natürliche und anthropogene Prozesse in die Atmosphäre gelangen und von dort nach mehr oder weniger weitem Transport wieder an der Erdoberfläche deponiert werden (BREDEMEIER et al. 1988). Wälder besitzen mit ihrem Kronenraum eine große und raue Oberfläche. Daher sind die atmosphärischen Stoffeinträge unter Wald meistens höher als bei anderen Landnutzungsformen.

Die Deposition ist eine bedeutsame Größe im ökosystemaren Stoffhaushalt; je nach Element und Standort kann sie ausreichen, die Nährstoffausträge mit der Holzernte auszugleichen. Über die atmosphärische Deposition werden vor allem Schwefel- und Stickstoffverbindungen, Calcium, Magnesium und Kalium in für die Nährstoffversorgung des Ökosystems quantitativen bedeutsamen Mengen eingetragen (ULRICH et al. 1979, GEHRMANN et al. 2001, KEUFFEL-TÜRK et al. 2012, SMIDT 2007). Schwefel stammt im Wesentlichen aus der SO_2 -Freisetzung bei der Verbrennung schwefelhaltiger Brennstoffe und zu einem geringeren Anteil aus meerbürtigen Salzen. Stickstoff wird in oxidiertem Form bei Hochtemperaturverbrennungsprozessen, insbesondere im Verkehrsbereich und in reduzierter Form aus der Landwirtschaft, insbesondere bei der Tierhaltung, freigesetzt. Während die Verteilung der Emissionsquellen bei den Schwefel- und Stickstoffverbindungen regelmäßig erfasst wird (UMWELTBUNDESAMT 2016) liegen zu den Quellen der basischen Nährstoffkationen nur wenige Informationen vor. Die Alkali- und Erdalkali-Kationen dürften vor allem zusammen mit industriellen Stäuben (FÜRST et al. 2007) und mit Boden- und Düngemittel-

staub (ULRICH et al. 1979) in die Waldökosysteme gelangen. Beim Eintrag von Kalium und Magnesium sind auch meerbürtige Salze von Bedeutung (BREDEMEIER et al. 1988). Bei Kalium könnte zudem die Abgabe von Kalium aus der Pflanzensubstanz in die Atmosphäre eine Rolle spielen (ULRICH et al. 1979).

Als Eingangsgröße für die Nährstoffbilanzierung wird die Gesamtdosition des jeweiligen Nährstoffs benötigt. Die Gesamtdosition setzt sich aus der Nassdosition (Stoffeintrag mit fallenden Niederschlägen), der Feuchtdosition (Eintrag mit Wolken-/Nebeltröpfchen) und der Trockendosition (Dosition von Gasen und Partikeln an Oberflächen) zusammen (GEHRMANN et al. 2001). Da im Kronenraum Wechselwirkungen zwischen dem Deponat und den Pflanzenoberflächen stattfinden, kann die Gesamtdosition nur mittels einer Kombination von Messungen (Stoffflüsse im Freiland und unter dem Kronendach) und Modellen erfasst werden.

Dositionsmessungen erfolgen im Rahmen des Forstlichen Umweltmonitorings und bei anderen Projekten, die auf eine Bilanzierung des Stoffhaushaltes der Waldökosysteme abzielen, wie beispielsweise Kalkungsversuche. In der Regel werden die Freilanddosition und die Dosition unter dem Kronendach mit „Bulk-Samplern“ sowie bei der Buche zusätzlich die Dosition mit dem Stammabfluss über stammumfassende Rinnen erfasst. Zur Berücksichtigung von Interaktionen im Kronenraum werden anschließend aus den Messdaten über Kronenraumbilanzmodelle (ULRICH 1994, DRAAIJERS & ERISMAN 1995, DRAAIJERS et al. 1998) Gesamtdositionen kalkuliert. In Rheinland-Pfalz liegen Dositionsmessungen und daraus abgeleitete Gesamtdositionskalkulationen für 15 Fichten-, 5 Buchen-, 6 Eichen-, 4 Kiefern- und 2 Douglasienökosysteme vor. Die Zeitreihen variieren dabei zwischen 5 und mehr als 30 Messjahren. Weiterhin sind für Rheinland-Pfalz modellierte Daten der nassen, trockenen und feuchten Dosition für die Jahre 2004 bis 2007 aus dem MAPESI-Projekt verfügbar (BUILTJES et al. 2011). Diese Daten wurden der FAWF dankenswerterweise vom Umweltbundesamt Berlin flächendeckend für Rheinland-Pfalz in einer 1x1 km-Kachelstruktur zur Verfügung gestellt.

Ein Vergleich der im MAPESI-Projekt modellierten Gesamtdosition (GAUGER 2010) mit den aus den rheinland-pfälzischen Messdaten hergeleiteten Werten zeigte allerdings große und zum Teil nicht plausibel erscheinende Unterschiede. So differieren die modellierten Gesamtdositionen anders als die Messdaten zwischen Laub- und Nadelwaldbeständen nur sehr wenig. Daher wurden die Gesamtdositionsraten aus den Nassdositionsdaten des MAPESI-Projekts (regionalisierte Monitoringdaten) und den aus den Daten der rheinland-pfälzischen Messflächen hergeleiteten Dositionsfaktoren hergeleitet.

Die Nassdosition für einen beliebigen Standort zum Beispiel im „DSS-Nährstoffbilanzen“ (vgl. Kap. 7.2) oder den einzelnen Waldort in den „digitalen Karten zur Nährstoffnachhaltigkeit“ (vgl. Kap. 7.3) wird als Mittelwert aus dem MAPESI-Datensatz für den jeweiligen Wuchsbezirk, die Niederschlagsgruppe und die Wärmestufe berechnet.

Die Kalkulation des Dositionsfaktors erfolgt über:

$$DF = TD:FD$$

(DF Dositionsfaktor, TD Gesamtdosition in kg Element ha⁻¹ a⁻¹, FD Freilanddosition in kg Element ha⁻¹ a⁻¹)

Vor der Kalkulation der Gesamtdosition über eine Multiplikation mit den Dositionsfaktoren wurden die Nassdositionsraten mit den von GAUGER (2010) angegebenen mittleren Verhältnissen „wet only“ und „bulk“ in Freiland-bulk-Dositionsraten (Tab. 12) sowie mit den jeweiligen Ionenäquivalentmassen in kg Element ha⁻¹ a⁻¹ umgerechnet. Die Werte für N_{ges} wurden aus den beiden Werten für NO₃-N und NH₄-N in Tabelle 12 gemittelt.

Die zur Herleitung der Dositionsfaktoren verwendeten Messreihen reichen zum Teil bis in die 1980er Jahre mit noch merklich höheren Dositionsraten an Sulfat und Basekationen (Ca, Mg) zurück. Dennoch zeigen die für die einzelnen Messflächen in Rheinland-Pfalz und die einzelnen Messjahre hergeleiteten Dositionsfaktoren mit Ausnahme von H⁺ und an einigen Flächen auch SO₄²⁻ keinen zeitlichen Trend. In die Kalkulation

Tabelle 12

Mittlere Verhältnisse, Standardabweichung sowie minimale und maximale Verhältnisse von wet-only und bulk Depositionsflüssen in Deutschland (aus GAUGER 2010)

	K	Ca	Mg	Na	SO ₄ -S	Cl	NO ₃ -N	NH ₄ -N	pH	Nieder-schlag	H
Parallelmessungen = n	66	65	67	67	87	54	86	79	35	54	37
Mittleres Verhältnis wet-only / bulk	0,62	0,63	0,76	0,81	0,82	0,85	0,90	0,95	0,97	1,03	1,34
Maximum	1,44	1,77	1,36	1,47	1,07	1,42	2,01	1,79	1,06	3,00	3,17
Minimum	0,09	0,21	0,18	0,22	0,26	0,32	0,30	0,29	0,83	0,84	0,48
Standardabweichung	0,24	0,24	0,25	0,20	0,17	0,19	0,22	0,25	0,06	0,29	0,62

der mittleren Depositionsfaktoren flossen daher bei H⁺ und SO₄²⁻ nur die Daten ab 1995, bei allen anderen Elementen alle verfügbaren Daten der jeweiligen Zeitreihe ein. Zwischen den einzelnen Messflächen eines Bestockungstyps ergaben sich zum Teil erhebliche Unterschiede in den Depositionsfaktoren, die offenbar die räumliche Variabilität (Lage zu Emissionsquellen, Klima, Exposition, Bestandesstruktur etc.) widerspiegeln. Bei der Buche lagen die Depositionsfaktoren der Fläche 703 Kirchheimbolanden bei allen untersuchten Stoffen systematisch höher als beim ansonsten recht homogenen übrigen Buchen-Kollektiv. Schon bei einer Auswertung von GEHRMANN et al. (2001, S. 52 u. 53) wies die Fläche 703 im Vergleich zum bundesweiten Level-II-Kollektiv einen außergewöhnlich hohen DDF (dry deposition factor) auf. Da der hohe DDF über die lange Zeitreihe erhalten blieb, ist die besondere Exposition der Fläche nahe der Kuppel des Donnersberges als mögliche Ursache anzunehmen. Die Daten dieser Fläche wurden daher als „Ausreißer“ aus der Berechnung herausgenommen. Bei der Fläche Kiefer-Hochspeyer liegt die Freifläche offenbar zu weit von der Bestandesmessfläche entfernt. Die hier häufig unter 1 liegenden Depositionsfaktoren wurden daher nicht verwendet. Ansonsten wurden die Depositionsfaktoren für jeden Bestockungstyp aus allen verfügbaren Daten hergeleitet. In die Bilanzen sollen nach Möglichkeit über das Bestandesleben gemittelte jährliche Depositionsraten eingehen. Die Höhe der Stoffdeposition in den Waldbeständen hängt sehr wesentlich von den Filtereigenschaften der Baumkronen für luftgetragene Stoffe ab (ERISMAN & DRAAIJERS 2003). Diese wiederum verändern sich im Laufe des

Bestandeslebens. Ältere Bestände haben größere Oberflächen als jüngere Bestände und weisen infolgedessen eine höhere Gesamtdosition auf. So lagen von KAUPENJOHANN (1989) in NO-Bayern ermittelte Gesamtdositionsraten in Fichtenaltbeständen (ca. 100-jährig) um das 1,3- bis 1,7-Fache höher als in Fichtenjungbeständen (ca. 40-45-jährig). MARQUES et al. (1997) fanden bei Depositionsmessungen in einer Chronosequenz unterschiedlich alter Douglasienbestände in einem 40-jährigen Bestand um etwa 20 % höhere Stickstoff- und Schwefeleinträge und um ca. 40 % höhere Basekationeneinträge gegenüber einem 20-jährigen Bestand. In einem 60-jährigen Bestand stiegen die Basekationeneinträge gegenüber dem 40-jährigen Bestand um weitere 40 % an, während die N- und S- Einträge leicht gesunken sind. HEYN (1989) ermittelte in Fichtenbeständen der Bärhalde – Südschwarzwald - sogar um bis zu 300 % höhere Einträge in einem 130-jährigen Fichtenaltbestand im Vergleich zu einem 25-jährigen Fichtenjungbestand. Nach Untersuchungen von DRAAIJERS (1993) in 30 verschiedenen Waldbeständen in einem nur 9 Quadratkilometer großen Gebiet in den Niederlanden verdoppelte sich die Sulfat- und Natriumdeposition mit einer Verdoppelung der Baumhöhe. Auch MOHR et al. (2005) fanden enge lineare Beziehungen zwischen den Stoffflüssen in der Kronentraufe und Bestockungsparametern, insbesondere dem aufstockenden Derbholumen und der Bestandesoberhöhe. Demzufolge spielt das Baumalter über die angenommene Bestandeshöhe auch in Depositionsmodellen eine erhebliche Rolle: So wird bei der für Trockendepositionskalkulationen verwendeten Kronenrauhigkeitlänge

Tabelle 13

Mittlere Depositionsfaktoren (DF) (Gesamtdeposition/Freiland-bulk-Deposition) für unterschiedlich alte Waldbestände im ForeStClim-Areal Merzalben, Pfälzerwald; Mittel 2009-2012

Bestockungstyp	Alter Jahre (2009)	DF_Na, K, Ca, Mg	DF_Cl	DF_S	DF_N
Buche	57	1,28	1,63	1,38	1,90
	108	1,51	2,03	1,55	1,95
Eiche mit Buche	45	1,03	1,47	1,21	1,61
	205	1,41	1,94	1,67	1,75
Kiefer mit Buche	35	1,62	2,19	1,38	1,73
	133	2,23	3,01	1,83	2,31

angenommen, dass diese mit zunehmender Baumhöhe erheblich ansteigt (VERMEULEN & BLEEKER 2007). In Jungbeständen mit noch geringem Blattflächenindex und geringer Kronenrauigkeit dürften die Depositionsfaktoren nahe 1 liegen (Gesamtdeposition entspricht der Freiland-Bulk-Deposition). In der weiteren Bestandesentwicklung ist zu erwarten, dass die Depositionsfaktoren in den ersten Jahrzehnten rasch und dann langsamer zunehmen. MALEK (2010) führte über fünf Jahre Depositionsmessungen in zu Beginn der Messungen 11-, 24-, 91- und 116-jährigen Fichtenbeständen in Südpolen durch. Die Nährstoffflüsse variierten erheblich mit dem Alter der Bestände. Beispielsweise entsprach im 11-jährigen (gepflanzten) Bestand die Schwefeldeposition weitgehend der Freiland-Bulk-Deposition. Im 24-jährigen Bestand lag sie dagegen um 24 %, im 91-jährigen um 30 % und im 116-jährigen um 31 % höher. Eigene Messungen über bislang 4 Jahre

in unterschiedlich alten Waldbeständen in einem räumlich eng begrenzten Untersuchungsareal im Pfälzerwald ergaben ebenfalls merklich geringere Gesamtdepositionsraten und entsprechend geringere Depositionsfaktoren in den jüngeren im Vergleich zu den älteren Beständen des gleichen Bestockungstyps (Tab. 13).

Für das hiesige Projekt erfolgte die Schätzung der mittleren Depositionsfaktoren über den gesamten Kalkulationszeitraum bei den jeweiligen Bestockungstypen (Eiche 180 Jahre, Buche 120 Jahre, Fichte 100 Jahre, Kiefer 120 Jahre, Douglasie 100 Jahre) über eine Mittelung der mittleren Depositionsfaktoren der einzelnen Altersklassen. Hierzu wurden die kalkulierten Depositionsfaktoren der Messstationen getrennt nach Bestockungstypen jahresweise (bei Sulfatschwefel erst ab 1995) den jeweiligen 20-jährigen Altersklassen zugeordnet. Abbildung 19 zeigt Boxplots der De-

Tabelle 14

Mittlere Depositionsfaktoren (Gesamtdeposition/Freilanddeposition) über den gesamten Kalkulationszeitraum (Eiche 180 Jahre, Buche 120 Jahre, Fichte 100 Jahre, Kiefer 120 Jahre, Douglasie 100 Jahre) für die einzelnen Bestockungstypen

	H	Na	Cl	SO ₄ -S	NH ₄ -N	NO ₃ -N	N _{ges}
Fichte u. Douglasie	3,00	1,90	2,20	2,08	2,76	2,97	2,35
Buche	2,33	1,27	1,55	1,34	2,30	1,83	1,74
Eiche	2,87	1,28	1,91	1,66	2,73	1,89	1,88
Kiefer	1,49	1,79	2,12	1,50	2,10	2,62	1,77

Abbildung 19

Boxplots der Depositionsfaktoren (Gesamtdeposition/Freiland-bulk-Deposition) für die verschiedenen Altersklassen (I: 0-20 Jahre, II: 21-40 Jahre...) differenziert nach Bioelement und Bestockungstyp; zusätzlich zu den Befunden der rheinland-pfälzischen Messstationen wurden Daten aus Niedersachsen (MOHR et al. 2005) und aus Nordrhein-Westfalen (Mail Dr. J. Gehrman v. 16.12.2013 mit Daten der Großlysimeteranlage St Arnold) verwendet

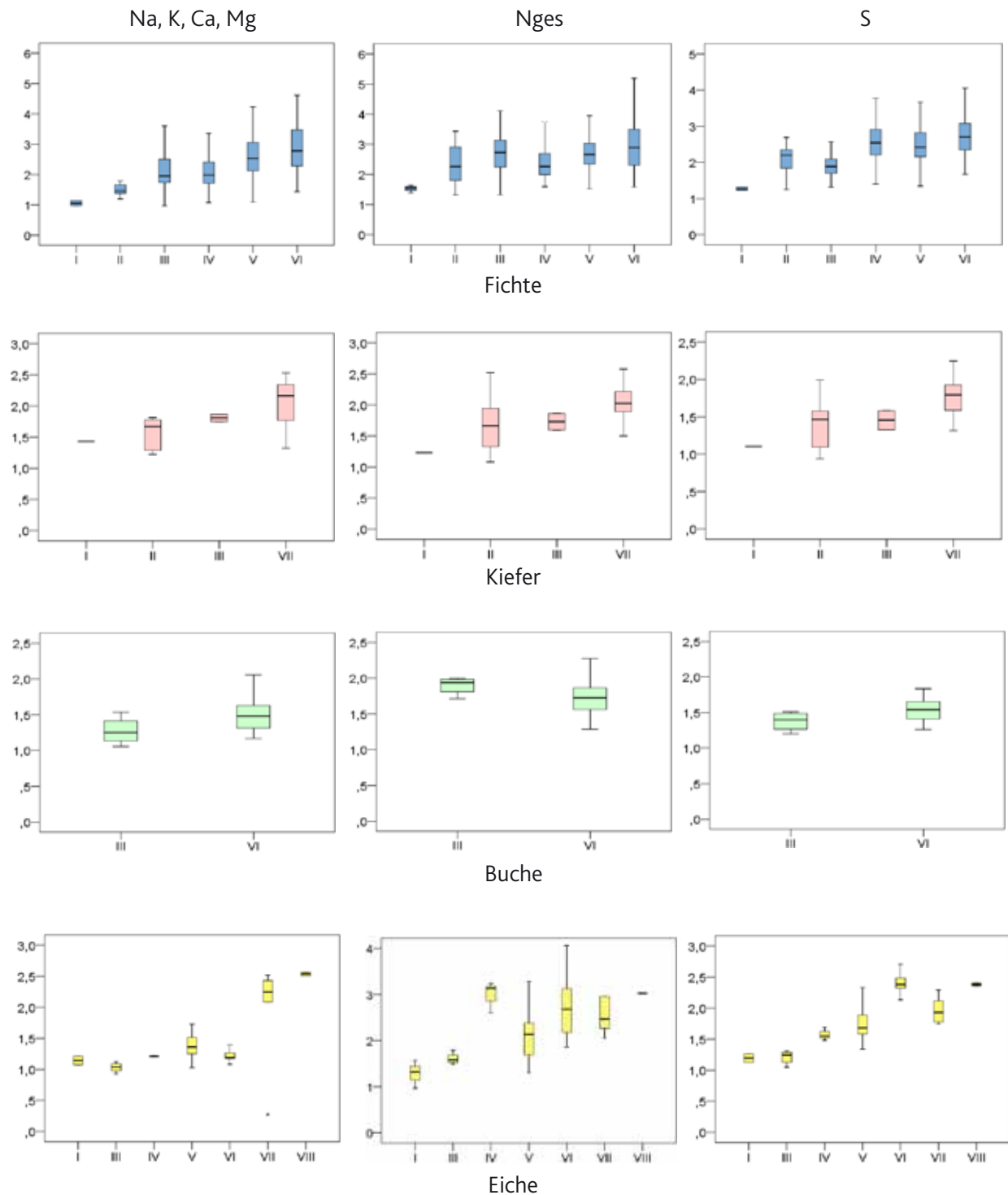


Tabelle 15

Umrechnungsfaktoren von Nassdeposition [$\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$] in Gesamtdeposition [$\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$].

Bestockungstyp	Ca	K	Mg	H	Na	Cl	SO ₄ S	NH ₄ N	NO ₃ N	N _{ges}
Fichte/Douglasie	0,0604	0,1197	0,0304	0,0023	0,0539	0,0916	0,0406	0,0407	0,0462	0,0355
Buche	0,0405	0,0804	0,0204	0,0018	0,0362	0,0647	0,0262	0,0339	0,0285	0,0264
Eiche	0,0406	0,0806	0,0204	0,0023	0,0363	0,0797	0,0324	0,0402	0,0293	0,0284
Kiefer	0,0569	0,1128	0,0286	0,0011	0,0507	0,0884	0,0293	0,0309	0,0408	0,0268

positions-faktoren für die einzelnen Altersklassen. Bei Fichte sind alle Altersklassen besetzt, allerdings mit nur geringer Anzahl in den Altersklassen 1 und 2. Bei den übrigen Bestockungstypen fehlen einige Altersklassen komplett; hier mussten die erforderlichen Daten über eine Interpolation hergeleitet werden.

Die über den jeweiligen gesamten Kalkulationszeitraum des Bestockungstyps hergeleiteten mittleren Depositionsfaktoren sind in Tabelle 14 aufgeführt.

Die Umrechnungsfaktoren, die aus der Nassdeposition die Gesamtdeposition bestimmen, ergeben sich als Quotienten der bestockungsabhängigen mittleren Depositionsfaktoren und dem mittleren Verhältnis Nassdeposition/Freiland(bulk)deposition sowie der Umrechnung von $\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ in $\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ (Tab. 15).

Die Phosphoreinträge über die atmosphärische Deposition lassen sich auf dem oben dargelegten Weg nicht herleiten. Die P-Flüsse mit dem Bestandesniederschlag variieren an den rheinland-pfälzischen Messflächen im langjährigen Mittel zwischen $0,2 \text{ kg P ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ und $1,5 \text{ kg P ha}^{-1} \text{a}^{-1}$. Sie beinhalten in unbekanntem Ausmaß Verunreinigungen des aufgefangenen Wassers insbesondere durch Insektenkot (z.B. durch Raupenfraß im Kronenraum) und Phosphor aus ökosysteminternen Quellen, wie beispielsweise Pollen. Schwer quantifizieren lassen sich auch Kronenrauminteraktionen wie die Phosphoraufnahme durch Blätter und Phyllospärenflora auf der einen Seite und Leaching auf der anderen Seite. Aufgrund der äußerst geringen Phosphor-Flüsse führt dies zu erheblichen Unsicherheiten, andere Elemente

sind wegen höheren deponierten Elemente-Mengen weniger betroffen. Bei dieser unsicheren Datenlage wird aus Vorsorgegründen in den Bilanzen der Phosphoreintrag als Minimalabschätzung auf $0,2 \text{ kg P ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ gesetzt. Dieser Wert entspricht in etwa den auf Freiflächen mit Bulk-Samplern gemessenen Phosphoreintragsraten.

4.2.2 Nährstofffreisetzung aus der Mineralverwitterung

Bei der Verwitterung primärer und sekundärer Minerale werden Nährstoffe freigesetzt, die so vom geogenen in den pflanzenverfügbaren Nährstoffpool und damit in den biogenen Kreislauf gelangen. Die Mineralverwitterung, auch „nachschaufende Kraft“ genannt, ist für mineralische Böden von entscheidender Bedeutung für die Bodenfruchtbarkeit, da sie Verluste durch Sickerwasseraustrag und Ernteentzüge ausgleicht und der Versauerung der Böden entgegenwirkt (APRIL & NEWTON 1992, BARRE et al. 2008, CLAYTON 1979, JACKS 1990, SCHNOOR & STUM 1986, WILSON 2004).

In für den Nährstoffhaushalt der Ökosysteme quantitativ bedeutsamen Mengen werden aus der Verwitterung vor allem die sogenannten „basischen“ Kationen Calcium, Kalium und Magnesium freigesetzt. Auch Phosphor gelangt aus der Mineralverwitterung in den biogenen Nährstoffkreislauf. Allerdings ist die Abschätzung schwierig und die Kalkulationen variieren in einem sehr weiten Rahmen. So reichen die Angaben von Phosphorfreisetzungsraten in Böden, ermittelt auf der Basis der Gesteinsverwitterung insgesamt und den Phosphorgehalten in den Gesteinen von $0,05$ bis $1 \text{ kg P ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ (NEWMAN 1995). Schwefelhaltige Minerale kommen in gut belüfteten Böden nicht vor; deshalb wird die Verwitterung schwefelhalti-

ger Minerale nachfolgend nicht berücksichtigt. Die jährlichen Freisetzungsraten an Ca, Mg und K sind eine unverzichtbare Kenngröße für die Erstellung ökosystemarer Input-Output-Bilanzen. Die Freisetzungsraten der Nährelemente durch Mineralverwitterung hängt von vielen Faktoren ab. Die bedeutsamsten sind die Gehalte an den verschiedenen Mineralen im durchwurzelten Bodenraum, deren Verwitterbarkeit, die der Bodenlösung zugängliche Mineraloberfläche, die Bodentemperatur, die Bodenfeuchte und die im Boden enthaltenen organischen und anorganischen Säuren (ROBARGE 2003).

Die Freisetzungsraten im Waldboden lassen sich nicht unmittelbar messen (CALLESEN et al. 2005). Es gibt eine Reihe von Verfahren, mit denen die Verwitterung und die Freisetzung der Basekationen geschätzt werden können, wobei alle Verfahren aber mit Einschränkungen in ihrer Anwendbarkeit und ihrer Aussagekraft behaftet sind. CALLESEN et al. (2004, 2005) extrahieren Bodenproben mit verdünnter Salpetersäure für 2, 48 und 168 Stunden. Mit diesem „relativen“ Verfahren lässt sich eine Nährstofffreisetzungskapazität, differenziert nach rascher, mittlerer und langsamer Freisetzung, kaum aber die für die Ökosystembilanzen benötigte jährliche Freisetzungsraten ableiten.

Jährliche Freisetzungsraten der Nährstoffe lassen sich aus Massenbilanzen auf der Ebene eines Pedons (LUNDSTROM 1990) oder eines Einzugsgebiets (KLAMINDER et al. 2011) schätzen. Die Freisetzungsraten ergibt sich aus der Differenz der atmosphärischen Deposition des Nährstoffs auf der Eintragsseite und der Aufnahme in den Bestand bzw. dem Entzug mit der Holzernte sowie dem Austrag mit dem Sickerwasserfluss auf der Austragsseite. Hierbei wird davon ausgegangen, dass sich der Stoffhaushalt in einem quasi-stationären Zustand mit ausgeglichener Bilanz befindet. Dies trifft aber für die durch hohe Einträge an Schwefel- und Stickstoffverbindungen und zum Teil auch durch fortschreitende Versauerung gekennzeichneten mitteleuropäischen Waldökosysteme in der Regel nicht zu. Auch zeigen sowohl die Depositionsraten als auch die Sickerwasser- austräge meist einen gerichteten zeitlichen Trend. Die Massenbilanzmethode ist daher für mitteleuropäische Waldökosysteme kaum geeignet.

Ein anderer Ansatz ist die Strontium (Sr)-Isotopen-Methode (JACKS et al. 1989). Sie nutzt die unterschiedliche Sr-Isotopen-Signatur in Verwitterungsprodukten und in der atmosphärischen Deposition und schätzt aus dem $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ -Verhältnis in Bachabflüssen den geogenen Anteil am jährlichen Gebietsabfluss. Unter der Annahme gleichen geochemischen Verhaltens von Sr und Ca kann dann auch die Ca-Verwitterungsrate geschätzt werden. Für andere Basekationen mit abweichendem Verhalten gegenüber Strontium (z. B. Mg, K) ist dieses Verfahren nicht geeignet. Ein weiteres Verfahren, die Zirkonium-Abreicherungsmethode, beruht auf der Annahme, dass die Verwitterung der Bodenminerale zu einer Umverlagerung mobiler Elemente innerhalb des Bodenprofils führt (OLSSON & MELKERUD 2000, STARR et al. 1998). Die Verwitterungsrate mobiler Kationen wie Kalium und Calcium wird dabei aus dem Verhältnis dieser Kationen zu Zirkonium, das im Boden im Wesentlichen in Form des extrem verwitterungsresistenten Minerals Zirkon vorkommt, für die Verwitterungszone im Vergleich zum Ausgangssubstrat hergeleitet. Allerdings muss bei dieser Methode der Verwitterungszeitraum bekannt sein und das Material des Oberbodens muss aus dem Material des Unterbodens entstanden sein. Bei Böden mit einer Verwitterung vor der letzten Eiszeit und bei gemischten oder geschichteten Substraten, wie in der Mehrzahl der rheinland-pfälzischen Waldböden, lässt es sich daher nicht anwenden.

Auch bei der Herleitung der Verwitterung aus XRF-Mineralgehaltsbestimmungen in Relation zum Quarz muss der Verwitterungszeitraum konkret bekannt sein (STARR & LINDROOS 2006). Die vorstehend aufgeführten Verfahren sind für die in Rheinland-Pfalz vorherrschenden Standorte und die Zielsetzung – Bilanzierung der Nährelemente Ca, Mg und K auf Jahresflussbasis – nicht geeignet. Daher erfolgte die Schätzung der Mineralverwitterung im hiesigen Projekt über Simulationen mit PROFILE. PROFILE ist das am häufigsten zur Herleitung jährlicher Freisetzungsraten aus der Mineralverwitterung bei Nährstoffbilanzierungen verwendete Verfahren (AKSELSSON et al. 2007a, BLOCK et al. 2007, 2008, FICHTER 1997a, FICHTER et al. 1998, KLINCK et al. 2012a, LEMM et al. 2010, PRETZSCH et al. 2013, STARR et al.

1998, SVERDRUP & WARFVINGE 1993, SVERDRUP & ROSÉN 1998, SVERDRUP et al. 2006, WATMOUGH & DILLON 2003). PROFILE ist ein bodenchemisches steady-state Modell, das die Verwitterungsrate der Kationen aus Bodeneigenschaften wie der Mineralzusammensetzung, der exponierten Oberfläche, der Bodenfeuchte, der Bodentemperatur und der Tiefe des Verwitterungsraums schätzt (SVERDRUP & WARFVINGE 1993). Die Verwitterungskoeffizienten der jeweiligen Minerale wurden für dieses Modell aus kontrollierten Laborexperimenten hergeleitet. Das Verwitterungsmodul von PROFILE wurde im Rahmen des deutschen Forstlichen Umweltmonitorings im Hinblick auf die in den deutschen Standorten meist vorkommenden Minerale angepasst (BECKER et al. 2000). Die Verwendung von PROFILE erfordert eine umfassende Datenbasis. Benötigt werden insbesondere differenzierte Informationen zur Mineralzusammensetzung, am besten über quantitative Mineralanalysen (BUTZ-BRAUN 1992, 1996, 2012, FICHTER 1997a), zur Verwitterungsoberfläche über BET-Messungen (ersatzweise über Texturanalysen), zur Bodentemperatur, zur Bodenfeuchte sowie Daten zu Bestandesniederschlag, Gesamtd deposition, Wurzelverteilung, Sickerungsrate und Nährelementaufnahme in den aufwachsenden Bestand.

Für die hiesigen Bilanzierungen wurde eine nach Vorschlägen des Ad hoc Arbeitskreises „PROFILE“ der Bund-Länder Arbeitsgruppe BZE fehlerbereinigte Version von PROFILE 4.4 verwendet (Freisetzungsraten der Kationen K, Ca und Mg aus „weathering_output_soil layer“).

Die Voreinstellungen in PROFILE 4.4 gehen von einem erheblichen Einfluss des CO_2 -Partialdrucks auf die Verwitterungsraten aus. Von einer Reihe von Autoren wird demgegenüber ein über den pH-Einfluss hinausgehender Effekt des CO_2 -Partialdrucks auf die Verwitterungsrate von Silikaten bestritten. Laborexperimente von GOLUBEV et al. (2005) mit verschiedenen Mineralen zeigten keine oder nur sehr schwache Effekte von CO_2 auf die Verwitterungsraten von Silikaten. BRANTLEY (2008) folgert aus den in der Literatur dargestellten Befunden diesbezüglicher Untersuchungen, dass offenbar selbst unter alkalischen Bedingungen die Silikatverwitterungsrate – bei

gleichbleibendem pH – nur vernachlässigbar vom CO_2 -Partialdruck beeinflusst wird. STEPHENS (2002) untersuchte den CO_2 -Einfluss auf die Verwitterungsrate in Labor- und Feldexperimenten und gleicht ihre Befunde mit der Verwitterungskalkulation in bodenchemischen Modellen ab. Für PROFILE empfiehlt sie, die CO_2 -abhängige Verwitterung aus den Kalkulationen herauszunehmen, da ansonsten fehlerhafte Schlussfolgerungen bei der Anwendung des Modells zu erwarten seien (vgl. STEPHENS & HERING 2004).

In der PROFILE-Tabelle „Mineral Stack“ wurden daher die „Rate Constants_ CO_2 “ für alle Silikate auf 30 gesetzt, was ein „Ausschalten“ einer unmittelbar CO_2 -abhängigen Verwitterung bei diesen Mineralen zur Folge hat. Tabelle 16 zeigt Freisetzungsraten aus PROFILE-Simulationen mit und ohne CO_2 -abhängiger Verwitterung für 2 Stoffhaushalt-Untersuchungsstandorte. Zum Vergleich sind Salden von Input-Output-Bilanzierungen (atmosphärische Deposition – Aufnahme in oberirdische Biomasse – Austrag mit Sickerwasser) im Mittel einer 24-jährigen Periode aufgeführt. Unter der Annahme, dass die Vorräte in den Böden in diesem Zeitraum unverändert geblieben sind, lassen sich negative Salden als Freisetzung aus der Mineralverwitterung interpretieren (siehe Massenbilanzmethode zu Beginn dieses Kapitels). Die PROFILE-Befunde mit CO_2 -abhängiger Verwitterung liegen mit Ausnahme von Ca an beiden Standorten und Mg am Standort Idar-Oberstein zum Teil sehr beträchtlich oberhalb der Bilanzsalden. Dies unterstützt die Annahme, dass die ursprüngliche Einstellung in der Tabelle „Mineral Stack“ zu einer Überschätzung der Freisetzungsraten aus der Mineralverwitterung führt und rechtfertigt das „Ausschalten“ der CO_2 -abhängigen Verwitterung der Silikate. Die zum Teil beträchtlichen Unterschiede zwischen den PROFILE-Befunden und den Bilanzsalden weisen allerdings darauf hin, dass die Ausgangsannahme gleichbleibender Bodenvorräte im Betrachtungszeitraum insbesondere bei Calcium nicht zutrifft. Im hiesigen Projekt erfolgte die Kalkulation der Nährstofffreisetzung mit PROFILE für die Standorte der zweiten Waldbodenzustandserhebung, ergänzt um Level II-Standorte und weitere Untersuchungsstandorte, für die die für PROFILE notwendige umfangreiche Datenbasis vorlag. Zudem

Tabelle 16

Freisetzungsraten aus PROFILE-Simulationen mit und ohne CO₂-abhängiger Verwitterung für 2 Stoffhaushalt-Untersuchungsstandorte im Vergleich zu (negativen) Salden von Input-Output-Bilanzierungen ohne Mineralverwitterung (atmosphärische Deposition – Aufnahme in oberirdische Biomasse – Austrag mit Sickerwasser); Adenau: Fichte auf Decklehm über devonischem Tonschiefer, Idar-Oberstein: Fichte auf Decklehm über Quarzitschutt; Bilanzbefunde aus GREVE (2014)

		Na	K	Mg	Ca	Al
		kg ha ⁻¹ a ⁻¹	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	kg ha ⁻¹ a ⁻¹
Adenau	Input-Output Bilanz 1989-2012	-1,6	-0,4	-1,5	-6,6	-12,4
Adenau	PROFILE mit CO ₂ -Verw.	3,7	8,4	2,9	1,6	30,7
Adenau	PROFILE ohne CO ₂ -Verw.	2,1	4,6	1,4	0,9	16,0
Idar-Oberstein	Input-Output Bilanz 1989-2012	-2,8	-3,9	-3,4	-5,2	-14,2
Idar-Oberstein	PROFILE mit CO ₂ -Verw.	3,2	12,9	2,8	1,1	32,7
Idar-Oberstein	PROFILE ohne CO ₂ -Verw.	2,1	8,1	1,7	0,7	20,0

wurden eigens für die Nährstoffbilanzierung in diesem Projekt für Substrate mit ursprünglich nur geringer Belegung mit Bodenprofilen, wie „oligo-trophe Lehme/-Sande“ oder „Saure Magmatite“, zusätzliche Bodenprofile insbesondere im Hinblick auf ihren Mineralbestand analysiert und in die PROFILE-Simulationen eingebunden.

Die in die PROFILE-Kalkulationen bislang einbezogenen 271 Bodenprofile (Plots) verteilen sich auf die ausgewählten Standortsgruppen wie folgt:

Lösslehme	11 Plots
Devon I	19 Plots
Devon II	43 Plots
Devon III	15 Plots
Devon I, Podsol	3 Plots
Sande des Buntsandsteins	40 Plots
Sande des Buntsandsteins, Podsol	4 Plots
Rotliegendes I	12 Plots
Rotliegendes II	13 Plots
Rotliegendes III	10 Plots
Sande des Rotliegenden	4 Plots
oligotr. Lehme/-Sande	8 Plots
mesotr. Lehme/-Sande	8 Plots
Schwemmsande	10 Plots

Saure Magmatite	13 Plots
Magmatische Lehme	11 Plots
Bimslehme	6 Plots
Bimslehme; über	2 Plots
Bimslehme; arme; über	2 Plots
Bismischlehme	1 Plot
Eutrophe Schiefer	14 Plots
Schichtlehme	5 Plots
Kalklehme	7 Plots
Dolomitlehme	4 Plots
Bachauen; Quellgleye	6 Plots

Zusammengefasst wurden folgende Substrate: Bimslehme, Bimslehme, über und die Bismischlehme.

Im Vorfeld der Simulationen wurde eingehend geprüft, welche PROFILE-Einsteuereparameter sich in welcher Weise auf die Freisetzungsraten der Basekationen auswirken. Erwartungsgemäß sind die Freisetzungsraten im Wesentlichen von der Mineralzusammensetzung, der exponierten Oberfläche der Minerale (ersatzweise Oberfläche des Feinbodens), der Bodentemperatur und dem Wassergehalt abhängig (vgl. Hodson et al. 1996). Der Qualität der diesbezüglichen Daten kommt daher besondere Bedeutung zu.

Für jeden der 271 Plots des o. a. Rheinland-Pfalzweiten Kollektivs liegen quantitative Mineralanalysen für zwei bis drei Mineralbodenhorizonte und Texturanalysen für alle Horizonte bis zur jeweiligen Beprobungstiefe zur Kalkulation der Oberflächen vor. Die verwendete PROFILE-Version wurde im Rahmen der Bund-Länder-Zusammenarbeit im Forstlichen Umweltmonitoring an die mitteleuropäischen Bodenverhältnisse angepasst und berücksichtigt bei der Modellierung 14 Minerale (K-Feldspat, Plagioglas, Calcit, Dolomit, Pyro-Bol, Kaolinit, Fe-Mg-Chlorit, Fe-Al-Chlorit, Illit, Vermikulit, de-Al-chloritisierter Al-Vermikulit, Smektit und Wechsellagerungsmineral Illit/Vermikulit). Bei bimshaltigen Substraten lassen sich die reaktiven Oberflächen nicht aus der Texturanalyse herleiten, da hierbei die gewaltige innere Oberfläche der Bimslapilli nicht berücksichtigt wird. Zudem zeigen die Mineralanalysen beim Bims Gehalte an Pyroxen und zum Teil auch Amphibol, die allerdings in den Bimsmischleimen vermutlich verwitterungsresistenter sind, als die in basischen Ausgangsgesteinen, welche bei der Berechnung mit PROFILE verwendet werden (BUTZ-BRAUN 2010). Auf bimshaltigen Standorten wurden daher die Bimsanteile in den jeweiligen Bodenhorizonten geschätzt und eine separate PROFILE-Simulation ohne Berücksichtigung des Bims (Oberfläche aus Textur hergeleitet) für den jeweiligen Standort sowie eine Simulation für einen Bimsstandort (EU-Level II-Fläche Neuhäusel-Bims) mit aus BET-Messungen der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) Hannover hergeleiteten Oberflächen durchgeführt und die Befunde anschließend horizontweise mit den Bimsanteilen gewogen gemittelt. Ein erheblicher Einfluss auf die reaktive Oberfläche und die berechneten Freisetzungsraten geht vom Skelettgehalt und der berücksichtigten Bodentiefe aus. Um flexible Berechnungen zu ermöglichen, wurden die PROFILE-Simulationen für jedes Bodenprofil nicht nur mit den vor Ort ermittelten Skelettgehalten sondern zusätzlich auch für vier weitere, deutlich unterschiedliche Skelettgehalt-Tiefenprofile durchgeführt. Die Skelettgehalt-Tiefenprofile wurden so modifiziert, dass sich bei Beibehaltung der analytisch bestimmten Korngrößenverteilungen in den verschiedenen Bodentiefen jeweils in etwa die nFK-Stufen 50, 100, 150 und 200 mm ergaben

(nFK : nutzbare Feldkapazität – Wasserspeicherkapazität).

Der in PROFILE einzusteuernde mittlere Bodenwassergehalt der einzelnen Bodenhorizonte wurde aus Simulationen mit dem Wasserhaushaltsmodell LWF/BROOK 90 für die o. g. Standorte für den Zeitraum 1961 bis 2006 hergeleitet. Verwendet wurde der mittlere Wassergehalt in diesem Zeitraum abzüglich des Totwasseranteils. Um den Einfluss der Bodentemperatur auf die Mineralverwitterung aufzufangen erfolgten die Simulationen bei jedem der 271 Standorte jeweils für 6°C, 8°C, 10°C und 12°C.

Die Bestockung und davon abhängige Einsteuereparameter, z. B. Bestandesniederschlag, Gesamtdosition, Wurzelverteilung, Sickerungsrate, Nährelementaufnahme, Streufall, Reaktionstyp etc. wirken sich auf die im Modell hergeleiteten Freisetzungsraten nur vergleichsweise wenig aus (vgl. HODSON et al. 1996, JÖNSSON et al. 1995). Daher wurden zur Einsteuerung des Bestandesniederschlags, der (Gesamt-) Depositionsraten und des Sickerwasseraustrags die Mediane des landesweiten Untersuchungskollektivs (202 Plots) für den Bestockungstyp Buche verwendet. Die Streufalldosition wurde aus langjährigen Zeitreihen der Streufalldosition an Messflächen des Forstlichen Umweltmonitorings hergeleitet. Zur Einsteuerung von Kronenraumaustausch, Leaching und Nettoaufnahme wurden langjährige Mittelwerte der Differenzen Gesamtdosition - Bestandesdosition an Messflächen des Forstlichen Umweltmonitorings verwendet. Als Aufnahme durch den Bestand ging die mittlere jährliche Nährelementspeicherung in der Umtriebszeit aus den SILVA-Simulationen für den Bestockungstyp Buche (gutes Wachstum, Derbholznutzung) in die Simulationen ein.

Der ein- und ausströmende Teil des Niederschlags wurde über die relative Wurzelverteilung bis zur (plotspezifischen) Wurzeltiefe kalkuliert.

Die Freisetzungsraten wurden für jede Tiefenstufe berechnet und für das Bodenprofil in der Regel bis 2 m Bodentiefe aufsummiert. Um die entsprechend der Wurzelverteilung abnehmende Bedeutung der im Unterboden freigesetzten Nährstoffe zu berücksichtigen, wurden die unterhalb von 90 cm Bodentiefe kalkulierten Freisetzungsraten nur zu einem Drittel in die Summe aufgenommen.

Eine Ausnahme bilden „Saure Magmatite“. Die Feinerde dieser in der Regel sehr skelettreichen, klüftigen Böden ist außergewöhnlich locker. Wurzelgrabungen auf Rhyolith am Donnersberg im Jahr 2016 ergaben eine intensive Durchwurzelung auch tiefer Bodenbereiche, die eine Reduzierung der Nutzbarkeit der im Unterboden über Mineralverwitterung freigesetzten Nährstoffe für die Bäume nicht angebracht erscheinen lassen. Für jeden der 271 landesweit verteilten Plots liegen somit mit PROFILE kalkulierte Freisetzungsraten an Ca, Mg und K jeweils für 4 Bodentemperaturen und 5 nutzbare Feldkapazitäten bzw. Skelettgehalt-Tiefenprofile vor.

Die Schätzung der Freisetzungsraten für einen beliebigen Standort zum Beispiel im „DSS-Nährstoffbilanzen“ (vgl. Kap. 7.2) oder den einzelnen Waldort in den „digitalen Karten zur Nährstoffnachhaltigkeit“ (vgl. Kap. 7.3) erfolgt differenziert für jeden ausgewählten Standort über eine multiple Regressionsrechnung in Abhängigkeit von Temperatur (Annahme: im langjährigen Mittel entspricht die Bodentemperatur der Lufttemperatur) und der nFK. Da die nFK als Standortinformation meist nicht vorliegt, wird dieser Parameter indirekt aus den verfügbaren oder vergleichsweise einfacher ableitbaren Indikatoren

Wasserhaushaltsstufe, Jahresniederschlag und Grundform (Hangsituation: eben, Sonnhang, Schatthang) hergeleitet.

Die Freisetzung von Phosphor aus der Mineralverwitterung lässt sich nicht mit PROFILE simulieren, da eine Identifizierung der Phosphor-Mineralen (z.B. Apatit; Fe-, Al-Phosphate oder -Hydroxide) in Bodenproben aufgrund der niedrigen Anteile nur sehr schwer möglich ist. Für die hiesigen Bilanzierungen wurden daher Abschätzungen der Phosphor-Freisetzung für verschiedene Substrate im Anhalt an BUTZ-BRAUN (2010) verwendet. Dieser leitet die Phosphor-Freisetzung für verschiedene Substrate überschlägig aus chemischen Gesamtanalysen an 750 Feinerde-Proben und der Annahme einer mittleren Verwitterungsrate von $0,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ her. Quarzite wie bei Devon I und Sande des Mittleren Buntsandsteins weisen in den von Butz-Braun ausgewerteten Datensätzen generell geringe P-Gehalte auf. Demgegenüber zeigen Magmatite in der Regel vergleichsweise hohe P-Gehalte. Soweit Sedimente des Devons und insbesondere des Rotliegenden Bestandteile an Magmatiten enthalten, sind die P-Gehalte hier entsprechend erhöht (schriftl. Mitteilung BUTZ-BRAUN 21.08.2014). Bei Kalk- und Dolomitlehmen ist die Abschätzung der P-Freisetzung äußerst

Tabelle 17

Für die Bilanzierung verwendete Phosphor-Freisetzungsraten $\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ für die im Projekt differenzierten Substrattypen (aus BUTZ-BRAUN 2010, nach Rücksprache vom 25.08.2014 modifiziert)

Substrattyp	P-Freisetzung	Substrattyp	P-Freisetzung	Substrattyp	P-Freisetzung
LL	0,05	oS	0,05	Bil&	0,07
Dev_I	0,06	oS, PP	0,04	S'qSF	0,04
Dev_II	0,07	Rot_I	0,07	S'qSF, PP	0,03
Dev_III	0,08	Rot_II	0,07	ML	0,1
Dev_I, PP	0,05	Rot_III	0,08	eu_Tsf	0,08
S's	0,05	Rot_S	0,05	ZL	0,06
S's; PP	0,04	Rot_S, PP	0,04	sauMag	0,09
oLS-L	0,06	Bil	0,09	KalkL	0,08
mLS-L	0,07	Bilü	0,09	DolL	0,08
mS	0,07	Biläü	0,06	mLS-L/KalkL	0,08

Abkürzungen: LL = Lösslehme, Dev = Devon, Dev_I,PP = Devon I, Podsol, S's = Sande d. Buntsandsteins, S's,PP = Sande d. Buntsandsteins, Podsol, oLS-L = oligotr. Lehme/Sande, mLS-L = mesotr. Lehme/Sande, mS = mesotr. Sande, oS = oligotr. Sande, oS,PP = oligotr. Sande, Podsol, Rot = Rotliegendes, Rot_S = Sande d. Rotliegenden, Rot_S,PP = Sande d. Rotliegenden, Podsol, Bil = Bimslehme, Bilü = Bimslehme; über, Biläü = Bimslehme; arme; über, Bil& = Bimsmischlehme, S'qSF = Schwemmsande, S'qSF,PP = Schwemmsande, Podsol, ML = magmatische Lehme, eu_Tsf = eutr. Schiefer, ZL = Schichtlehme, sauMag = saure Magmatite, KalkL = Kalklehme, DolL = Dolomitlehme, mLS-L/KalkL = kalkgr. mesotr. Lehme/Sande

schwierig, da die P-Gehalte in den Karbonaten in einem überaus großen Rahmen variieren. Angesichts der dargelegten Schwierigkeiten in der Ableitung sind die in Tabelle 17 aufgeführten und für die Bilanzierungen verwendeten P-Freisetzungsraten nur als grober Anhalt zu werten.

4.2.3 Nährstoffaustrag mit dem Sickerwasserfluss

Mit der vertikalen Sickerung und auf Stauwasserstandorten auch mit dem lateralen Wasserabfluss bei gesättigten Verhältnissen werden Nährstoffe aus dem Ökosystem in Richtung Untergrund bzw. benachbarter Systeme und Vorfluter ausgetragen. In nicht durch Fremdstoffeinträge belasteten Wäldern der temperierten Zone sollten die Nährstoffkreisläufe weitgehend geschlossen sein und demzufolge nur geringe Auswaschungsverluste mit dem Sickerwasser auftreten (HEDIN et al. 1995). Allerdings sind diese unbelasteten Verhältnisse in Mitteleuropa kaum mehr Realität. Seit der Industrialisierung und der Intensivierung der Landwirtschaft werden erhebliche Mengen an Luftverunreinigungen, insbesondere Schwefel- und Stickstoffverbindungen emittiert und in die Waldökosysteme eingetragen. Die hierdurch ausgelöste Bodenversauerung und vor allem auch die hiermit verbundene hohe Verfügbarkeit an mobilen Anionen im Boden führen zu hohen Austragsraten nicht nur an Stickstoff und Schwefel sondern auch an Basekationen. Viele Waldökosysteme befinden sich aktuell im Status einer mehr oder minder ausgeprägten Stickstoffsättigung und zeigen entsprechend hohe Nitratausträge (BLOCK & GAUER 2012, DISE et al. 1998, KLINCK et al. 2012b). Zudem zeigen viele Systeme beträchtliche Sulfatausträge, die meist deutlich über der aktuellen Sulfatdeposition liegen und demnach aus der allmählichen Auflösung der in Zeiten noch höherer Schwefeleinträge stammenden

Sulfate im Boden herrühren dürften.

Die Höhe der Nährstoffverluste über das Bodenleaching ist von vielen Faktoren abhängig. Böden mit hohen Vorräten an austauschbaren Basekationen zeigen meist auch hohe Austragsraten dieser Kationen mit dem Sickerwasserfluss (JOHNSON & LINDBERG 1991). Aber auch der Ökosystemstatus hinsichtlich Bodenversauerung und Stickstoffsättigung, die atmosphärische Deposition, die Mineralverwitterung und die Aufnahme in die Biomasse des aufwachsenden Bestandes beeinflussen das Bodenleaching erheblich. Die Einzelparameter der Ökosystembilanz sind miteinander verknüpft: Eine Verringerung des Eintrags über die atmosphärische Deposition dürfte langfristig zu einer Verringerung des Austrags des jeweiligen Nährelements mit dem Sickerwasser führen; entsprechend dürfte auch ein höherer Nährelemententzug mit der Holzernte in einer abnehmenden Leachingrate resultieren. In Ökosystemstudien werden die Austräge von Nährstoffen mit dem Sickerwasser einem Konzept von ULRICH (1981) folgend über Kalkulationen der Bodenwasserflüsse mit prozessorientierten numerischen Simulationsmodellen und über die Gewinnung und chemische Analyse von Bodenlösung mit Saugkerzen in verschiedenen Bodentiefen ermittelt.

Als Grundlage zur Schätzung der Nährstoffausträge mit dem Sickerwasserfluss sind für Rheinland-Pfalz folgende Daten verfügbar:

- mit dem Wasserhaushaltsmodell LWF/BROOK 90 kalkulierte Sickerungsraten für 165 Rasterpunkte der rheinland-pfälzischen Waldbodenzustandserhebung (BZE), sieben Level II-Plots des Forstlichen Umweltmonitorings und 30 weitere Flächen mit Bioelementbilanzierung (insgesamt 202 Standorte) für den Zeitraum 1961 bis 2006*

* Die Simulationen des Wasserhaushalts der 202 Standorte erfolgten für jeden Plot jeweils für Standardbestände der Bestockungstypen Fichte, Douglasie, Buche, Eiche mit Buche und Kiefer mit Buche ab jungem Baumholzalter für 46 aufeinanderfolgende Jahre (Meteorologische Daten 1961 bis 2006). Um der höheren Sickerungsrate in jüngeren Beständen (Kultur, Dichtung, Stangenholz) Rechnung zu tragen, wurden für 6 ausgewählte BZE II-Plots auf Sanden des Buntsandsteins im Pfälzerwald und Lehmen im Hunsrück mit unterschiedlichen Niederschlägen (691 mm bis 1157 mm) und unterschiedlichen Bestockungstypen (s. o.) zusätzlich Wasserhaushaltssimulationen für die Bestandesalter 1 bis 46 Jahre, ebenfalls angetrieben mit den meteorologischen Daten der Jahre 1961 bis 2006), durchgeführt. Aus den Relationen der durchschnittlichen Sickerungsrate der älteren Bestände zur durchschnittlichen Sickerungsrate über den gesamten Kalkulationszeitraum („Umtriebszeit“: 1-100 Jahre für Fichte/Douglasie, 1-120 Jahre für Buche und Kiefer, 1-180 Jahre für Eiche) wurden Korrekturfaktoren zur Schätzung der Sickerungsraten über den gesamten Kalkulationszeitraum aus den Befunden der Wasserhaushaltssimulationen für die erwachsenen Bestände hergeleitet. Die Regressionen zur Herleitung der Sickerrate beziehen sich auf diese „Umtriebszeit-bezogenen“ Daten.

Tabelle 18

Regressionskoeffizienten und multiples Bestimmtheitsmaß zur Abhängigkeit der Sickerrate (mm) von langjährigen Mittelwerten des Jahresniederschlags (mm) und der Vegetationszeittemperatur (°C)

Bestockungstyp	a	b	c	Multiples R ²
Fichte	-72,16	-20,30	0,81	0,90
Douglasie	-84,26	-20,24	0,81	0,90
Buche	-9,68	-17,23	0,81	0,85
Eiche mit Buche	-113,44	-11,13	0,78	0,83
Kiefer mit Buche	-31,57	-20,53	0,80	0,87

- Analysedaten (DOC, Cl⁻, NO₃⁻, SO₄²⁻, H⁺, Na⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, Mn²⁺, Al³⁺, Fe³⁺, NH₄⁺, teilw. Alkalinität) von mit Unterdruck-Lysimetertechnologie (ICP Forests 2010, Part XI) im Unterboden gewonnenen Sickerwasserproben an 15 Fichten-, 8 Eichen-, 8 Buchen-, 4 Kiefern- und 10 Douglasien-Ökosystemen (insgesamt 45 Untersuchungsflächen)
- Nitratkonzentrationen im wässrigen 1:2-Extrakt (HFA A.3.2.2.1, GAFA 2005) von Unterbodenproben von 160 Rasterpunkten der Waldbodenzustandserhebung (BZE II, vgl. Block & GAUER 2012).

Weiterhin wurden zur Schätzung der Kationenanteile an der Kationenäquivalentsumme (s. u.) zusätzlich Analysedaten der Bodenlösung von 97 Standorten aus dem forstlichen Umweltmonitoring anderer Bundesländer und aus der Literatur herangezogen.

Die Schätzung der Nährstoffausträge erfolgt in mehreren Schritten. Zunächst wird der Anionenaustrag (Äquivalentsumme Cl⁻, NO₃⁻, SO₄²⁻, organische Anionen (org⁻), HCO₃⁻) hergeleitet. Der Chloridaustrag wird dabei dem Cl-Eintrag über die atmosphärische Deposition gleichgesetzt. Diese Annahme ist nach Untersuchungen von SVENSSON et al. (2010) bei Chlorideinträgen über 6 kg ha⁻¹ a⁻¹, was in Rheinland-Pfalz in der Regel der Fall ist, valide.

Die Herleitung des Nitrat- und Sulfataustrags erfolgt über separate Schätzungen der Sickerrate und der Nitrat- bzw. Sulfatkonzentration im Sickerwasser. Die Sickerrate wird für die jeweiligen Bestockungstypen über eine Regression aus dem langjährigen Mittel der Jahresniederschläge und der mittleren Temperatur in der Vegetationszeit geschätzt:

$$\text{Sickerrate} = a + b \cdot \text{Vegetationszeittemperatur} + c \cdot \text{Jahresniederschlagsmittel}$$

Die Regressionskoeffizienten a,b,c sind in Tabelle 18 dargestellt.

Als mögliche Einflussfaktoren auf die Nitratkonzentration (NO₃-N in mg l⁻¹) im Unterboden-Sickerwasser wurden die Variablen Stickstoffdeposition (N-Gesamtdeposition in kg ha⁻¹ a⁻¹), Kohlenstoff- und Stickstoffvorrat in Humus und Mineralboden, das C/N-Verhältnis, Kalkung (ja/nein), Bestockungstyp (Fichte/Douglasie, übrige Bestockungstypen), Wasserhaushaltstyp (stau- oder grundnass, terrestrisch), Hauptbodenart (Sand, Schluff/Lehm/Ton) und die Sickerrate geprüft.

Zur Einbeziehung organischer Anionen (org⁻) wird die Äquivalentsumme Cl⁻ + NO₃⁻ + SO₄²⁻ mit einem Faktor multipliziert, der aus DOC-Messungen an mit Unterdruck-Lysimetertechnologie gewonnenen Sickerwasserproben hergeleitet wurde (vgl. ICP Forests 2010, Part XVI). Ein Einfluss der Bestockung und des Standorts (mit Ausnahme von Podsolen) auf den Anteil von org⁻ an der Anionensumme war aus den verfügbaren Daten nicht abzuleiten. Daher wird als Faktor – mit Ausnahme von Podsolen – einheitlich 1,11 verwendet. Dies ist der Mittelwert des Quotienten aus Anionensumme mit org⁻ und ohne org⁻ von 95 Plots mit DOC-Messungen im Unterboden-Sickerwasser. Podsole aus Sanden des Mittleren Buntsandsteins und aus Schwemmsanden zeigen deutlich höhere Anteile an org⁻ an der Anionensumme. Für Podsole wird als Faktor 1,65 verwendet (Mittelwert von 9 Podsol-Standorten).

Für die Nitratkonzentration gilt folgende Schätzgleichung ($R_{adj}^2=0,31$, Residuen standardnormalverteilt):

$$N_{Konz} = \exp(-0,675 + 0,054 N_{Depo} + 0,158 N_{Humus / Mineralboden} - 0,007 C_{Humus / Mineralboden} - 0,006 nFK + 1,057 D_{Fi/Dou} - 0,573 D_{nass})$$

mit

N_{Konz} Nitrat-N-Konzentration im Unterbodensickerwasser in $mg\ l^{-1}$
 N_{Depo} Stickstoffdeposition (N_{ges} in $kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$)
 $N_{Humus/Mineralboden}$ Stickstoffvorrat in Humus und Mineralboden in $t\ ha^{-1}$

$D_{Fi/Dou} =$ 1, für Fichte und Douglasie
 0, für übrige Bestockungstypen

$D_{nass} =$ 1, für stau- oder grundnasse Standorte
 0, für terrestrische Standorte

nFK nutzbare Feldkapazität

$C_{Humus / Mineralboden}$ C-Vorrat in Humus und Mineralboden in $t\ ha^{-1}$

Zur Bestimmung der Sulfatkonzentration (SO_4 -S in $mg\ l^{-1}$) wurden dieselben Variablen überprüft, wobei statt des Stickstoffvorrats in Humus und Mineralboden der Schwefelvorrat im Mineralboden verwendet wurde. Für die Sulfatkonzentration gilt folgende Schätzgleichung ($R_{adj}^2=0,34$):

$$S_{Konz} = \exp(2,098 + 0,031 S_{Depo} - 0,229 D_{Bodenart} - 0,002 \text{ Sickerrate})$$

mit

S_{Konz} Sulfat-S-Konzentration im Unterbodensickerwasser in $mg\ l^{-1}$
 S_{Depo} Schwefeldeposition in $kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$

$D_{Bodenart} =$ 1, für Sand
 0, für Schluff, Lehm und Ton

Tabelle 19

Mittelwert (MW) und Standardabweichung (SD) der Hydrogencarbonatgehalte im Unterbodensickerwasser verschiedener Bodensubstrate

Bodensubstrat / Kennung	Anzahl Plots	HCO ₃ ⁻ MW (µeq l ⁻¹)	HCO ₃ ⁻ SD (µeq l ⁻¹)
Devon III / 73	4	35	41
Lösslehm / 10	6	1326	1855
Magmatische Lehme / 132	4	118	82
Kalklehme / 139	8	4213	2434
Dolomitlehme / 140	8	2631	2804

Abbildung 20

Boxplots der Verteilung der Anteile der Kationen Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Al^{3+} , Mn^{2+} und H^+ an der Kationen-äquivalentsumme im Unterboden-Sickerwasser unterschiedlicher Bodensubstrate (Beschreibung der Substrate siehe Tab. 1 in Kap. 3.1)

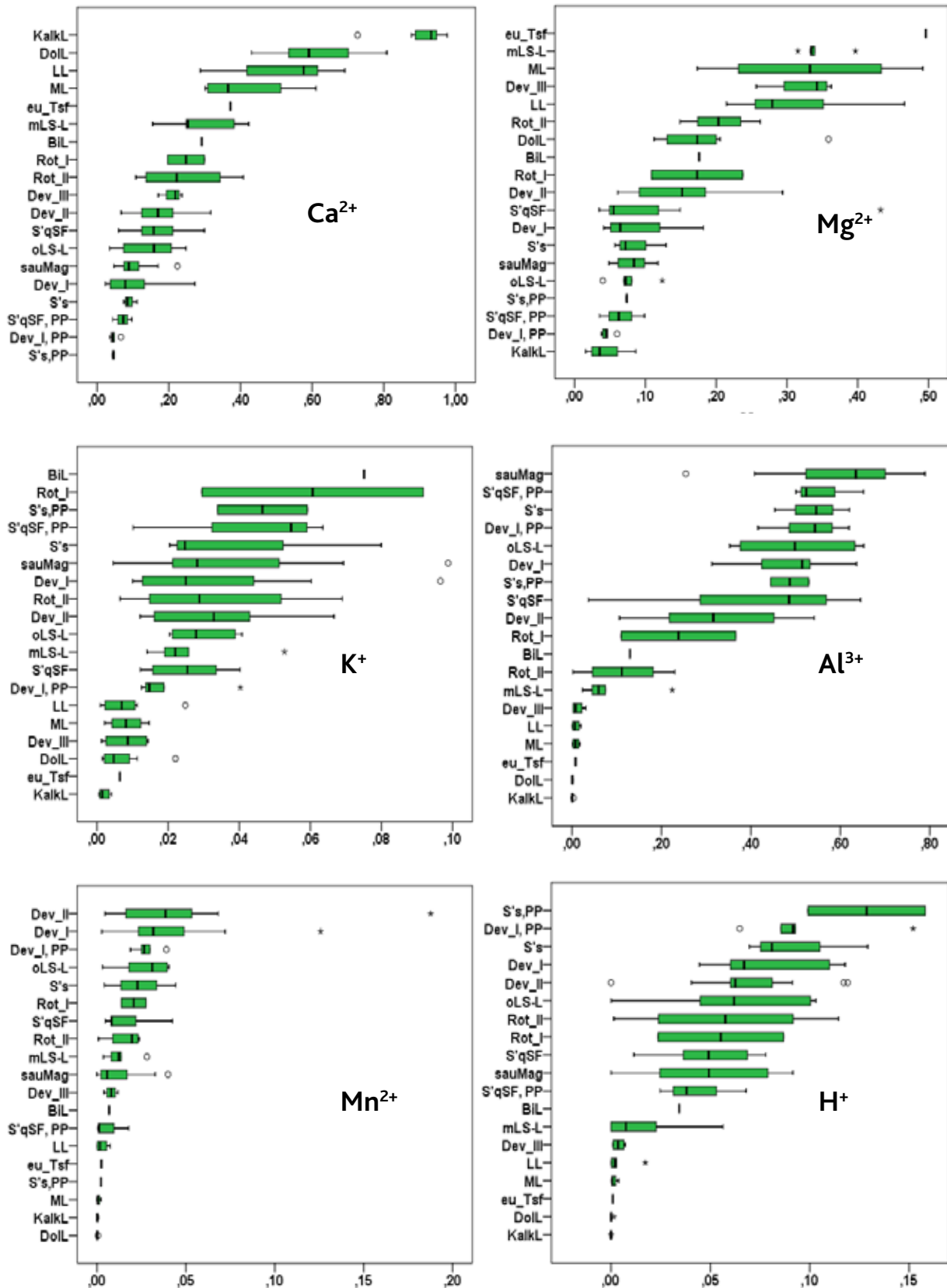


Tabelle 20

Mittelwerte der Anteile der Kationen an der Kationenäquivalentsumme im Unterboden-Sickerwasser ungekalkter Waldflächen für unterschiedliche Bodensubstrate (Beschreibung der Substrate siehe Tab. 1 in Kap.3.1)

Kennung	Substrat	Anzahl Plots	H	Ca	Mg	K	Na	Al	Mn	Fe	NH ₄
10	LL	7	0,004	0,517	0,310	0,008	0,132	0,009	0,003	0,003	0,014
71	Devon I	10	0,078	0,098	0,088	0,034	0,154	0,491	0,043	0,002	0,011
72	Devon II	11	0,068	0,174	0,152	0,032	0,188	0,326	0,048	0,001	0,008
73	Devon III	4	0,004	0,211	0,326	0,008	0,423	0,012	0,008	0,003	0,003
77	Dev_I, PP	5	0,097	0,046	0,046	0,020	0,223	0,529	0,028	0,002	0,008
80	S's	3	0,093	0,090	0,086	0,042	0,114	0,540	0,024	0,002	0,008
81	S's, PP	2	0,129	0,045	0,074	0,047	0,196	0,487	0,002	0,009	0,007
82	oLS-L	6	0,062	0,147	0,076	0,030	0,151	0,502	0,027	0,001	0,004
83	mLS-L	5	0,017	0,292	0,344	0,027	0,221	0,085	0,013	0,000	0,001
91	Rot_I	2	0,055	0,248	0,73	0,061	0,187	0,238	0,021	0,004	0,010
92	Rot_II	4	0,058	0,240	0,204	0,033	0,323	0,114	0,016	0,002	0,009
100	BiL	1	0,034	0,292	0,176	0,075	0,275	0,130	0,007	0,000	0,009
120	S'qSF	7	0,050	0,170	0,123	0,025	0,196	0,411	0,016	0,002	0,007
121	S'qSF, PP	3	0,044	0,071	0,065	0,043	0,199	0,559	0,006	0,005	0,007
132	ML	4	0,001	0,411	0,333	0,008	0,228	0,009	0,001	0,002	0,007
135	eu_Tsf	1	0,001	0,372	0,496	0,006	0,113	0,008	0,002	0,000	0,001
138	sauMag	11	0,049	0,105	0,080	0,038	0,113	0,595	0,012	0,002	0,005
139	KalkL	8	0,000	0,905	0,043	0,002	0,047	0,001	0,000	0,000	0,002
140	DoLL	8	0,000	0,612	0,185	0,007	0,192	0,001	0,000	0,000	0,003

Abkürzungen: LL = Lösslehme, Dev = Devon, Dev_I,PP = Devon I, Podsol, S's = Sande d. Buntsandstein, S's,PP = Sande d. Buntsandstein, Podsol, oLS-L = oligotr. Lehme/Sande, mLS-L = mesotr. Lehme/Sande, Rot = Rotliegendes, BiL = Bimslehme, S'qSF = Schwemmsande, S'qSF,PP = Schwemmsande, Podsol, ML = magmatische Lehme, eu_Tsf = eutr. Schiefer, sauMag = saure Magmatite, KalkL = Kalklehme, DoLL = Dolomitlehme

Der Austrag von Hydrogencarbonat ist nur bei Böden mit pH-Werten > 5,5 im Unterboden-Sickerwasser relevant. Bei Standorten mit pH > 5,5 wird der Austrag von Hydrogencarbonationen als Produkt der Sickerrate und des mittleren HCO₃⁻-Gehalts geschätzt. Die mittleren Gehalte an HCO₃⁻ wurden, nach Bodensubstraten differenziert, aus Alkalinitätsmessungen und der Ionenbilanz der Analysedaten von Unterboden-Sickerwasserproben hergeleitet (Tab. 19).

Der Austrag an Kationen entspricht der Äquivalentsumme des Austrags der vorstehend aufgeführten Anionen. Die Differenzierung der einzelnen Kationen erfolgt über mittlere Anteile der einzelnen Kationen (H⁺, Na⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, Mn²⁺,

Al³⁺, Fe³⁺, NH₄⁺) an der Kationenäquivalentsumme. Die Kationenrelationen wurden differenziert nach Bodensubstraten aus Analysebefunden von mit Saugkerzen gewonnenen Bodenlösungen hergeleitet. Dabei wurden nur Daten nicht gekalkter Waldflächen verwendet. Abbildung 20 zeigt Boxplots der Anteile wesentlicher Kationen an der Kationenäquivalentsumme im Unterboden-Sickerwasser unterschiedlicher Bodensubstrate, Tabelle 20 die für die Elementausträge verwendeten Mittelwerte.

Phosphor wird mit dem Sickerwasser nur in sehr geringem Umfang ausgetragen. Die Spanne der P-Austräge mit der Sickerung liegt an den rheinland-pfälzischen Untersuchungsflächen zwischen

0,01 und 0,05 kg P ha⁻¹ a⁻¹. Eine Differenzierung nach Substraten ist aus den vorliegenden Daten nicht zu erkennen. Daher wurde in den Bilanzierungen einheitlich eine Rate von 0,03 kg P ha⁻¹ a⁻¹ verwendet.

4.3 Kalkulation der aktuellen Säurebelastung

Die Versauerung der Waldböden ist eine Folge lang anhaltender gerichteter Veränderungen im Stoffkreislauf der Ökosysteme (VAN BREEMEN et al. 1983, 1984). Böden versauern in unseren Breitengraden von Natur aus, da zum einen Säuren aus natürlichen Quellen eingetragen werden und zum anderen eine zeitliche und räumliche Entkopplung interner säureproduzierender und -verbrauchender Prozesse mit einer Netto-Protonenproduktion verbunden sein kann oder dem System basische Kationen durch Auswaschung verloren gehen. Allerdings wird die Bodenversauerung durch anthropogene Einwirkungen, insbesondere den Export von Biomasse beispielsweise durch die Holznutzung (geschichtlich insbesondere auch durch Streunutzung) und den Eintrag versauernd wirkender Luftverunreinigungen erheblich beschleunigt.

Die im Projekt hergeleiteten Kennwerte der ökosystemaren Stoffbilanz können zu einer Abschätzung der aktuellen Säurebelastung der Waldstandorte verwendet werden. Diese Kenngröße wird für kalkulationsbedürftige Standorte zur Herleitung des Kalkulationssturnus herangezogen (vgl. Kap. 6.5).

Die „Säurebelastung“ resultiert im hiesigen Ansatz aus dem Säureeintrag über die atmosphärische Stoffdeposition, der Input-Output-Bilanzen von Ammonium und Nitrat, der Desorption von Sulfaten, der Produktion und Auswaschung organischer Anionen und dem Entzug an Alkalinität aus dem Stoffkreislauf der Ökosysteme durch die Holz- und Biomassenutzung. Der Säurebelastung wird als „Pufferung“ die Summe aus der Freisetzung von Mb-Kationen („Basekationen“ Na, K, Ca, Mg) durch Mineralverwitterung und des Eintrags dieser Kationen über die atmosphärische Deposition gegenübergestellt.

Der atmosphärische Säureeintrag (Protonen-Gesamtdeposition, TD H⁺) wird aus den H⁺-Flüssen im Freiland- und Bestandesniederschlag und der

H⁺-Pufferung im Kronenraum berechnet (BREDEMEIER 1987, ULRICH 1983). Für die H⁺-Pufferung im Kronenraum wurde der Kennwert $CU_{H(U83)+Cl}^+$ aus GEHRMANN et al. (2001, S. 57) verwendet.

Neben dieser externen, depositionsbürtigen Protonenmenge wird die H⁺-Nettoproduktion aus dem Stickstoffkreislauf einbezogen. Dabei ist die Form (NH₄⁺, NO₃⁻) der N-Ein- und Austräge entscheidend. Die aktuelle H⁺-Produktion des N-Kreislaufs wird aus der Input/Output-Bilanz von NH₄⁺ und NO₃⁻ wie folgt quantifiziert: H⁺-Produktion = (NH₄⁺ in – NH₄⁺ out) – (NO₃⁻ in – NO₃⁻ out) (BREDEMEIER 1987, ULRICH 1983). Die Ammoniumauswaschung ist normalerweise vernachlässigbar gering (NILSSON & WIKLUND 1994). Eine Versauerung aus dem N-Haushalt tritt vor allem dann ein, wenn NO₃⁻ ausgewaschen wird, z. B. weil die Nitrifikationsrate die NO₃⁻-Aufnahme von Pflanzen übersteigt.

Bei der Herleitung der Säurebelastung wird zudem die Sulfatbilanz berücksichtigt. Bei der Adsorption der Sulfate zu Zeiten hoher atmosphärischer Sulfateinträge wurden H⁺-Ionen verbraucht. Bei sinkenden Sulfat-Konzentrationen in der Bodenlösung (z. B. durch abnehmende Sulfat-Einträge) findet eine Sulfat-Desorption statt (REUSS & JOHNSON 1986, ALEWELL 1995). Bei der Desorption dieser Sulfate werden H⁺-Ionen freigesetzt. Die heute in der Regel defizitären Sulfatbilanzen (vgl. Kap. 5.2.6) tragen daher aktuell zur Bodenversauerung bei. Bei der Berechnung der Sulfateinträge über die atmosphärische Deposition werden nur die „nicht-Seesalz“-Anteile erfasst; die Seesalzbereinigung erfolgt nach GEHRMANN et al. (2001). Auch die Produktion und Auswaschung organischer Anionen trägt zur Versauerung bei (BREDEMEIER 1987, ULRICH 1983, 1994). Der Eintrag organischer Anionen über die atmosphärische Deposition ist zumeist vernachlässigbar gering. Der Austrag wird aus DOC-Messungen hergeleitet. Dabei wird der DOC-Gehalt nach dem in ICP FORESTS (2010) beschriebenen Verfahren in org⁻ umgerechnet (Schätzung org⁻ - Austrag vgl. Kap. 4.2.3).

Der Entzug an Alkalinität wird als Summe der Entzüge an Ca, Mg, K, und Mn abzüglich der Entzüge an S und P mit der Holz- und Biomassenutzung bei der jeweiligen Nutzungsintensität (Derbholz, Vollbaum) geschätzt. Bei dieser Herleitung des

„Kationenüberschusses“ wird vereinfachend davon ausgegangen, dass Ammonium- und Nitrat-N zu gleichen Anteilen aufgenommen werden und der Stickstoffentzug sich daher nicht auf die Versauerung auswirkt.

Die der Säurebelastung gegenüberzustellende Freisetzungsrates an Mb-Kationen aus der Mineralverwitterung wird für Na, Ca, Mg und K mit PROFILE hergeleitet (vgl. Kap. 4.2.2). Bei der Berechnung der Mb-Kationeneinträge über die atmosphärische Deposition werden nur die „nicht-Seesalz“ – Anteile erfasst; die Seesalzbereinigung erfolgt nach GEHRMANN et al. (2001).

Alle Berechnungen erfolgen als Ionenäquivalente je Hektar und Jahr.

Mit dieser Kalkulation wird geprüft, ob die Mineralverwitterung und der Basekationeneintrag aus der atmosphärischen Deposition auf den jeweiligen Standorten ausreichen, die in der Regel weitgehend anthropogen verursachte Säurebelastung aus der atmosphärischen Protonendeposition, den Schwefel- und Stickstoffbilanzen und aus dem Basenentzug mit der Holz- und Biomasse-nutzung auszugleichen.

4.4 Schätzung der Nährstoffvorräte im Boden

Unsere Waldökosysteme speichern in sehr unterschiedlichem Ausmaß Nährstoffe in den Böden. Je geringer die im Boden gespeicherten Vorräte sind, desto gravierender dürften sich Nährelemententzüge mit der Holzernte und die damit gegebenenfalls verbundenen negativen Nährstoffbilanzen auf die Erhaltung des Standortpotenzials und die Gewährleistung der Nährstoffnachhaltigkeit auswirken. Die pflanzenverfügbaren Nährstoffvorräte im Boden werden daher zur Bewertung der Ernteentzüge und der Nährstoffbilanzen herangezogen (vgl. Kap. 6.4). Von Bedeutung sind die Nährstoffvorräte im Boden auch für die Beurteilung der Notwendigkeit von Bodenschutzkalkungen (Kap. 6.5).

Als pflanzenverfügbar wird bei Kalium, Calcium und Magnesium die Summe der Vorräte in der Humusaufgabe (HNO_3 -Druckaufschluss oder Königswasseraufschluss) und der austauschbaren Gehalte im Mineralboden im Wurzelraum angesehen (vgl. AK STANDORTSKARTIERUNG 2016,

B.3.4.5.2.4). Bei Stickstoff werden die aus der Elementaranalyse ermittelten Gesamtgehalte in Humusaufgabe und Mineralboden im Wurzelraum als pflanzenverfügbar erachtet. Bei Phosphor liegen sowohl für die Humusaufgabe als auch für den Mineralboden nur P-Gehalte im Säureaufschluss (Königswasser) vor. Welcher Anteil hiervon als pflanzenverfügbar erachtet werden kann, ist im Einzelfall in der Regel nicht bekannt. NIEDERBERGER (2014) führte an 285 Mineralbodenproben von 147 BZE-Plots aus mehreren Bundesländern entlang einer Nord-Süd Achse eine Hedley-P-Fraktionierung zur Bestimmung von P-Fraktionen unterschiedlicher Verfügbarkeit im Boden durch. Zudem wurde die ökologische Relevanz der Hedley-P-Fraktionen über ein Topfexperiment u. a. mit Substraten der rheinland-pfälzischen Kompensationskalkungsversuche Hochspeyer und Idar-Oberstein sowie über die Beziehungen der einzelnen Fraktionen zur Ernährungssituation der BZE-Plots geprüft. Dabei zeigte sich, dass nicht nur die „labilen“, sondern auch die „moderat labilen“ P-Fraktionen bedeutsam zur P-Versorgung von Waldbäumen beitragen (NIEDERBERGER et al. 2016). Im Mittel der untersuchten BZE-Plots waren in 0-5 cm Mineralbodentiefe 27 % und in 10-30 cm Tiefe 15 % der labilen Fraktion, weitere 51 % respektive 55 % der moderat-labilen Fraktion und nur 22 % respektive 30 % der stabilen Fraktion zuzuordnen, wobei sowohl die Gesamtgehalte (Summe aller Fraktionen) als auch die jeweiligen Anteile der einzelnen Hedley-P-Fraktionen innerhalb des untersuchten BZE-Kollektivs erheblich variieren. An den beiden rheinland-pfälzischen Kompensationsversuchsflächen liegen die Anteile der „stabilen“ und damit nicht pflanzenverfügbaren P-Fraktionen mit 37 % / 50 % (0-5 cm / 10-30 cm Tiefe) auf dem Devon-II-Standort der Versuchsfläche Idar-Oberstein und mit 51 % / 66 % auf den Sanden des Buntsandsteins (Podsol) der Fläche Hochspeyer (NIEDERBERGER 2012) deutlich über den Mittelwerten aller von NIEDERBERGER in Deutschland untersuchten BZE-Plots (NIEDERBERGER 2014). Die Böden beider Versuchsanlagen weisen mit P-Gesamtgehalten von 349 / 347 mg P/kg in Idar-Oberstein und 87 / 74 mg P/kg in Hochspeyer im Vergleich zum Mittelwert der 147 BZE-Plots deutlich unterdurchschnittliche Werte auf, die auf den Sanden der Fläche

Tabelle 21

Abkürzungen und Kurzbeschreibung der Substratgruppen siehe Tab. 1 in Kap. 3.1

Kennung	Substrat	Anzahl Profile
10	LL	144
71	Dev_I	309
72	Dev_II	336
73	Dev_III	241
77	Dev-I, PP	10
80	S`s	377
81	S`s,PP	114
82	oLS-L	112
83	mLS-L	111
85	mS	12
86	oS	6
87	oS,PP	5
91	Rot_I	36
92	Rot_II	49
93	Rot_III	20
94	Rot_S	22
95	Rot_S,PP	4
100	BiL	52
101	BiLü	42
102	BiLaü	10
105	BiL&	11
120	S`qSF	74
121	S`qSF,PP	5
132	ML	167
135	eu_Tsf	44
136	ZL	7
138	sauMag	22
139	KalkL	62
140	DoLL	31
239	mLS-L/KalkL	86
	Sonstige (organische Böden, Bachauen, Quellgleye etc.)	115
	insgesamt	2636

Hochspeyer sogar nahe am Minimum der von NIEDERBERGER (2014) ermittelten Werte (57,8 mg P/kg) liegen. Plausibel erscheint, dass der labilere P-Pool rascher abnimmt als der stabile Pool. Daher sind offenbar auf Standorten mit nur geringen P-Gesamtgehalten im Boden die Anteile nicht oder schwer verfügbaren Phosphors überdurchschnittlich hoch.

Die Schätzung der Bodenvorräte erfolgt getrennt für den Mineralboden und für die Humusaufgabe. Im Entscheidungsunterstützungssystem-Nährstoffbilanzen (DSS, vgl. Kap.7.2) wird die Summe aus beiden Schätzungen ausgegeben.

Da die Kalkulation der Nährstoffbilanzen im hiesigen Projekt generell für nicht gekalkte Ökosysteme erfolgt, beziehen sich auch die kalkulierten Ca- und Mg- Vorräte auf nicht gekalkte Situationen.

Da die Befunde der Kalkulationen für beliebige Waldorte dargestellt werden sollen, erfolgen die Schätzungen auf der Basis von, in einem GIS vorgehaltenen, flächig bezogenen Informationen.

4.4.1 Schätzung der Nährstoffvorräte im Mineralboden

Als Datenbasis zur Schätzung der Nährstoffvorräte mit Hilfe des Entscheidungsunterstützungssystems (DSS, vgl. Kap. 7.2) standen insgesamt 2633 mit entsprechenden Analysedaten hinterlegte Bodenprofile aus der forstlichen Standortskartierung, der BZE I und II, der Boden-DBF und weiterer Forschungsprojekte zur Verfügung. Die Besetzung der einzelnen Substrattypen mit chemisch analysierten Bodenprofilen spiegelt im Wesentlichen die Verbreitung der Substrattypen im rheinland-pfälzischen Wald wieder (Tab. 21): Nahezu 900 Profile entfallen auf die devonischen Standorte im Rheinischen Schiefergebirge (Kennung 71, 72, 73 und 77; Kurzbeschreibung siehe Tab. 1 in Kap. 3.1) und nahezu 500 auf die quarzreichen Sande des Buntsandsteins (Kennung 80, 81). Auch entkalkte Lösslehme (Kennung 10), oligotrophe Lehmsande (Kennung 82), mesotrophe Lehme (Kennung 82) und carbonathaltige Substrate (Kennung 139, 140, 239) sind mit jeweils über hundert Profilen im Kollektiv vertreten.

Für analysierte Profile werden die Nährstoff-Vorräte gemäß Forstlicher Standortkartierung (AK STANDORTSKARTIERUNG 2016, B.3.4.5.2.4) horizontweise durch Multiplikation der Feinerdemenge mit den jeweiligen Gehalten der einzelnen Nährelemente ermittelt [Horizontmächtigkeit * TRD *(1-Skelett)/100]. Durch Aufsummieren der Horizontvorräte werden dann die Gesamtvorräte für das Profil berechnet. Um eine bessere Handhabbarkeit und Vergleichbarkeit mit den BZE II Ergebnissen zu erhalten, wurden die horizontweisen Vorräte in gewichtete Tiefenstufenvorräte für die Tiefenstufen (TS) TS 1: 0-30 cm, TS 2: 30-60 cm, TS 3: 60-90 cm TS 4: 90-120 cm und TS 5: 120-200 cm umgerechnet. Erreichten Profile die Tiefe bis 2 m nicht, wurde der Differenzbereich mit 100 % Skelett (Annahme: keine Feinerde) aufgefüllt.

Die Durchwurzelung - insbesondere in den Baumzwischenräumen - erfolgt nicht gleichmäßig über die gesamte Profiltiefe, sondern folgt einer Tiefenfunktion. In die Tiefe nimmt die Durchwurzelungsintensität ab. Über 50 % der Wurzelmasse sind in den obersten 30 cm ausgebildet, bis 100 cm sind sogar bis 90 % der Wurzelmasse erreicht (AK STANDORTSKARTIERUNG 2016). Um die entsprechend der Wurzelverteilung abnehmende Bedeutung der im Unterboden freigesetzten Nährstoffe zu berücksichtigen, wurden parallel zur Vorgehensweise bei der Schätzung der Mineralverwitterung (vgl. 4.2.2) die unterhalb von 0,9 m Bodentiefe kalkulierten Nährstoffvorräte nur zu einem Drittel in die Summe aufgenommen. Eine Ausnahme bilden „Saure Magmatite“. Die Feinerde dieser in der Regel sehr skelettreichen, klüftigen Böden ist außergewöhnlich locker. Wurzelgrabungen auf Rhyolith am Donnersberg im Jahr 2016 ergaben eine intensive Durchwurzelung auch tiefer Bodenbereiche, die eine Reduzierung der Nutzbarkeit der im Unterboden vorhandenen Nährstoffvorräte für die Bäume auf diesen Standorten nicht angebracht erscheinen lassen.

Die Nährstoffvorräte variieren insbesondere in Abhängigkeit von Substrateigenschaft (geologisches Ausgangssubstrat), Bodenart, Humusgehalt, Nutzungsgeschichte und aktueller Bestockung. Die maßgeblichen Größen sind dabei das Substrat (als Zusammenfassung der ersten

Punkte) und die Feinerdemenge, die über Gründigkeit, Trockenraumdichte und Skelettgehalt gesteuert wird.

Kartiert werden in der rheinland-pfälzischen forstlichen Standortkartierung Standortstypen, die sich aus den Komponenten Substratreihe, Wasserhaushaltsstufe, Wärmestufe und Hydromorphiestufe zusammensetzen (MUF-RLP 1996, GAUER et al. 2016). Der Standortstyp bildet auch die Verbindung zwischen der Kartierung und Einzelprofilen, denn auch diese werden nach diesem Schema eingewertet.

Damit steht eine flächige Information zum Substrat zur Verfügung, es fehlen aber Informationen zu der konkreten Feinerdemenge. Eine Brücke bilden die rheinland-pfälzischen Wasserhaushaltsstufen, die halbquantitativ ermittelt werden. Bei der Entwicklung des Verfahrens zeigten sich enge Beziehungen zwischen Ertragsklassen von Fichten (und anderen Bäumen), nutzbaren Feldkapazitäten (nFk), klassifizierten Geländeausbildungen (Grundform: ebene bis flache Lagen, Südhänge > 10° und Nordhänge > 10°) und Niederschlagsgruppen (mit jeweils typischem Wärmeregime). Diese Beziehung wurde in einer Schätzmatrix zusammengeführt, die von EDER (1980) nochmals überarbeitet wurde. Darin werden die Wasserhaushaltsstufen nach nutzbarer Feldkapazität (abgeschätzt für die effektive Durchwurzelungstiefe, max. bis 1 bzw. 1,20 m Tiefe), Reliefsituation und Niederschlagsgruppe bestimmt. Da bei der flächigen Kartierung die nFK nur sehr grob geschätzt werden kann, orientiert man sich zusätzlich an Leitprofilen, dem Baumwachstum, der Vegetation und dem allgemeinen Aspekt. Dabei gilt grundsätzlich, dass eine rheinland-pfälzische Substratreihe, als Klammer des Standortstyps, in allen Wasserhaushaltsstufen vorkommen kann. Das differenzierende Element ist, neben der Reliefausprägung und der Niederschlagsgruppe, dann der Skelettgehalt, der letztendlich auch die variierende Gründigkeit innerhalb von Substratreihen bestimmt. Bei gleicher Niederschlagsgruppe und Reliefposition ist ein skelettarmer Standort unter Umständen „äußerst frisch“, ein extrem skeletthaltiger dagegen „äußerst trocken“ (wobei es Substratreihen wie z.B. Lösslehme gibt, die aufgrund ihrer hohen nFK und Steinfreiheit nicht

als trockene Varianten vorkommen). Bei gleichem Skelettgehalt und gleicher Niederschlagsgruppe ist dagegen eine Substratreihe auf dem Schatt-hang beispielsweise „frisch“ und auf dem Sonn-hang „mäßig trocken“.

Bei gleicher Substratreihe (vergleichbare Boden-artenabfolge) besteht eine indirekte Beziehung zwischen nFK und Feinerde. Die Feinerdemenge bestimmt das Substanzvolumen (SV), das mit Luftvolumen (LV), nutzbarer Feldkapazität (nFK) und Totwasser (TW) das Feinbodenvolumen ergibt. Dem steht das Skelettvolumen gegenüber. Unter der vereinfachenden Annahme, dass die inneren Relationen zwischen SV, LV, nFK und TW gleichbleiben, bestimmt die Höhe des Skelettvo-lumens dann sowohl die Höhe der nFK wie auch das Feinerdevolumen und damit die Feinerde-menge.

Diese Beziehung wird hier genutzt, um flächende-ckende Feinerdemengen aus den Standortskarten mit dem Standortstyp als Kartiereinheit „quasi rückwärts“ abzuleiten. Dazu werden die Wasser-haushaltsstufen (WHS) in Verbindung mit den aus dem digitalen Höhenmodell abgeleiteten Reliefsituationen und Niederschlagsgruppen in eine nutzbare Feldkapazität „WHS-nFK Rel; NG“ [mm/m²] zurücktransformiert. Um starke Brüche zu vermeiden, wurde zwischen den Matrixstufen (die als mittlere Werte angenommen wurden) interpoliert.

Das Resultat dieser Berechnung ist ein 10x10 m Raster, das die jeweilige nFK angibt. Aus diesem Raster können diese „standortkundlichen“ nFK Werte mittels GIS-Funktionen für die einzelnen analysierten Punkte abgerufen werden und für den jeweiligen Waldort gemittelt werden.

Analysierte Bodenprofile kennzeichnen meist die mittleren Verhältnisse von Substratreihen. Für die flächige Anwendung werden aber Vorräte von Standorten mit mittleren, aber auch geringen oder hohen Feinerdemengen analog zur Was-serhaushaltsstufe benötigt. Es muss also inner-halb einer Substratreihe ein Rahmen geschaffen werden mit hoher Feinerdemenge als oberem und geringer Feinerdemenge als unterem Grenz-wert. Dazu dient eine „Skelettsimulation“. Da die Feinerdemenge direkt reziprok proportional zum Skelettvolumen steht, wird durch Hinzufügen von

„virtuellem“ Skelett die Feinbodenmenge abge-senkt, bzw. durch Wegnahme von Skelett erhöht. Dies erfolgte mit Excel-Tabellen-Kalkulationen.

Zunächst wurde die tatsächliche nFK des Gesamt-profils ohne Berücksichtigung einer effektiven Wurzeltiefe berechnet. Dazu wurde die Boden-transferfunktion:

$$nFK/m2 [mm] = (nFK\text{-Tab-Wert}\{\text{Bodenart, TRD}\} + \text{Zu-/Abschl.} [mm] * \text{Horizontmächtigkeit} [dm] * (1 - ((100 - SK [\%]) / 100)))$$

in Verbindung der Wasserkennwerttabelle (AK STANDORTSKARTIERUNG 2016, Tab. 61) nach Teepe verwendet.

Dieser „Profil nFK“ wurden der „standortkundli-chen nFK“ für die kartierte Wasserhaushaltsstufe am Profil (ist nFKWHS) eine „virtuelle nFK“ für die Wasserhaushaltsstufe „sfr = sehr frisch“ (Max-nFKWHS) und eine „virtuelle nFK“ für die Wasserhaushaltsstufe „str = sehr trocken“ gegen-übergestellt (Min-nFKWHS). Da die Frischestufen „äußerst frisch“ und „äußerst trocken“ eher als selten und mit Prädikatcharakter vergeben wer-den, wurde auf die Spanne „sehr frisch“ bis „sehr trocken“ begrenzt. Aus dem Verhältnis Gesamt Profil-nFK / Ist-nFKWHS * Max-nFKWHS (bzw. Min-nFKWHS) wird eine Soll-nFK berechnet. Dazu muss nun der Skelettgehalt tiefenstufen-weise solange erhöht bzw. erniedrigt wer-den, bis die gewünschte Soll-nFK erreicht ist. Das erfolgt in mehreren Teilschritten, die verhindern, dass untypische Skelettverteilungen entstehen. Mit den so berechneten Skelettgehalten wird nun die Feinerdemenge für den oberen und unteren Rahmenwert (FEmax/min) berechnet. Im weite-ren Berechnungsgang werden diese Feinerdemen-gen summarisch verwendet, d.h. für jedes ana-lysierte Profil wird ein maximaler und minimaler Gesamtvorrat hergeleitet:

$$\text{Max-/Min-Vorrat}(K; Ca; Mg; N; P) \text{ Profil} = \text{Vorrat}(K; Ca; Mg; N; P) \text{ Profil} / \text{Feinerde Profil} * \text{FE Profil} (\text{max/min})$$

Für jede untersuchte Substratreihe wird aus dieser Datenbasis ein maximaler / minimaler Vorrat bzw. Feinerdemenge (FESR max; FESR min)

gemittelt (Median der maximalen / minimalen Vorräte aller Profile einer Substratreihe). Substratreihen, für die keine Analysewerte erhoben wurden, werden der ähnlichsten Substratreihe zugeordnet.

Zur Umsetzung der Profildaten auf die Fläche wird nun die nutzbare Feldkapazität WHS-nFK Rel; NG [mm/m²] aus der GIS-Analyse verwendet. Sie wird ergänzt um eine Rückrechnung für die Wasserhaushaltsstufen „sehr frisch“ WHSsfr-nFK Rel; NG und „sehr trocken“ WHSstr-nFK Rel; NG

$$\text{WHS-nFK\%} = (\text{WHS-nFK Rel; NG} - \text{WHSstr-nFK Rel; NG}) / (\text{WHS-nFKsfr Rel; NG} - \text{WHSstr-nFK Rel; NG}) * 100$$

Die Feinerdemenge dieses konkreten Waldortes (FEWO) rechnet sich dann nach der Gleichung

$$\text{FEWO} = ((\text{FESR max} - \text{FESR min}) * \text{WHS-nFK\%} / 100) + \text{FESR min}$$

Entsprechend werden nun die Nährstoffvorräte im Mineralboden für jeden Waldort berechnet.

4.4.2 Schätzung der Nährstoffvorräte in der Humusauflage

Die Höhe der in der Humusauflage (L+Of+Oh) gespeicherten Nährstoffvorräte wird nicht nur vom jeweiligen Standort (Boden und Klima), sondern insbesondere auch von der Bestockung bestimmt. Leider standen von älteren Standortaufnahmen häufig keine chemischen Humusana-

lysen zur Verfügung. Auch fehlten bei den älteren Datensätzen häufig Angaben zur Humusform. Die Datenbasis zur Schätzung der Nährstoffvorräte in der Humusauflage beschränkte sich hierdurch auf 814 Bodenprofile im Wesentlichen aus der BZE, Versuchsflächen und der jüngeren Standortskartierung. Eine nach Substratreihen differenzierende Schätzung der Humusauflage-Nährstoffvorräte ist hiermit nicht möglich. Daher wurden die Bodensubstrate anhand der Mineralbodenvorräte in Gruppen unterschiedlicher Trophie zusammengefasst:

Gruppe 1: Sande des Buntsandsteins (Substratgruppen 80, 81)

Gruppe 2: arme Standorte (Substratgruppen 71, 77, 82, 86, 87, 91, 94, 95, 120, 121, 138)

Gruppe 3: mittlere Standorte (Substratgruppen 72, 83, 85, 92)

Gruppe 4: reiche Standorte (Substratgruppen 10, 73, 93, 100, 101, 102, 105, 132, 135, 136)

Gruppe 5: Kalke und Dolomite (Substratgruppen 139, 140, 239).

(Kurzbeschreibung der Substratgruppen siehe Tab. 1 in Kap. 3.1.1.1)

Gruppe 1 wurde von Gruppe 2 differenziert, da die Sande des Buntsandsteins in Rheinland-Pfalz eine flächenmäßig besonders bedeutsame Standortgruppe darstellen; Gruppe 5 wurde von Gruppe 4 differenziert, da Kalke, Dolomite und kalkgründige Standorte sich in den Elementvorräten deutlich von den in der Gruppe 4 zusammengefassten

Tabelle 22

Parameter der Schätzung der Elementvorräte in der Humusauflage (Erläuterung der Bestockungstypen und Bodensubstratgruppen siehe Text)

Element	a	b	Bestockungstyp (C _i)					Bodensubstratgruppe (d _i)					R ²
			C ₁	C ₂	C ₃	C ₄	C ₅	d ₁	d ₂	d ₃	d ₄	d ₅	
C [t/ha]	2,8	0,00193	0,167	0,791	1,012	1,264	0,000	0,000	0,168	0,106	0,413	1,362	0,37
N [t/ha]	-0,718	0,00202	0,097	0,527	0,837	1,199	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,34
P [kg/ha]	3,086	0,00201	0,087	0,309	0,570	0,791	0,000	0,000	0,201	0,360	0,055	0,926	0,28
Mg [kg/ha]	3,06	0,00135	0,130	0,238	0,417	0,195	0,000	0,000	0,654	0,840	0,955	0,527	0,16
Ca [kg/ha]	4,909	0,00085	0,328	0,412	0,931	0,779	0,000	0,000	0,443	0,618	0,828	0,759	0,16
K [kg/ha]	4,026	0,00146	0,054	0,237	0,563	0,567	0,000	0,000	0,082	0,334	0,026	0,424	0,16

Substratgruppen unterscheiden.

Bei der Bestockung wurde nach den Bestockungstypen Fichte (1), Douglasie (2), Buche (3), Eiche (4) und Kiefer (5) differenziert. Auch die Höhe über NN wurde in die Abschätzung der Humusaufgeborräte einbezogen, da diese, insbesondere wohl über das Wärmeangebot, die Zersetzung und damit auch die Masse der Humusaufgeborre beeinflusst.

Die Vorräte an C, N, P, K, Ca und Mg in der Humusaufgeborre werden über eine Exponentialfunktion mit den Einflussgrößen Höhe über NN, Bestockungstyp und Bodensubstratgruppe geschätzt:

ckungstyp und Bodensubstratgruppe geschätzt:

$$V_{ij} = \exp(a + b \cdot H + C_i + d_j)$$

mit $i = 1, \dots, 5$ Index für Bestockungstyp

$j = 1, \dots, 5$ Index für Substratgruppe

V_{ij} = Vorrat für Bestockungstyp i und Substratgruppe j

H = Höhe über NN

C_i = Beitrag für Bestockungstyp i

d_j = Beitrag für Substratgruppe j

Die Parameter für die unterschiedlichen Nährstoffe sind in Tabelle 22 aufgeführt.

5 Bewertung der Nährstoffbilanzen

5.1 Generelles

Zur Bewertung der Nährstoffnachhaltigkeit der forstlichen Bewirtschaftung können verschiedene Indikatoren herangezogen werden. Als „nachhaltig“ im Hinblick auf die dauerhafte Gewährleistung der Nährstoffversorgung der Waldökosysteme kann die Nutzung von Holz und sonstiger forstlicher Biomasse bezeichnet werden, wenn die Elementbilanzen der genutzten Waldökosysteme im räumlich-zeitlichen Mittel in etwa ausgeglichen sind und sich die Vorräte an verfügbaren Nährstoffen im Boden auch langfristig nicht wesentlich verringern (MEIWES & MINDRUP 2012, RANGER & TURPAULT 1999). Demzufolge sind Eintrag-Austrag-Bilanzen der jeweiligen Nährstoffe besonders geeignete Indikatoren zur Bewertung der Nachhaltigkeit bei der Holz- und Biomassenutzung (BLOCK & MEIWES 2013). Sind die Salden beim jeweiligen Nährelement und der gewählten Nutzungsintensität ausgeglichen oder positiv, ist davon auszugehen, dass die Nährstoffversorgung gleich bleibt oder sich sogar verbessert.

Allerdings bedarf es zur Aufstellung ökosystemarer Nährstoffbilanzen einer guten Datenlage. Daher werden häufig auch einfacher herleitbare Indikatoren wie der „Nährstoffzugsindex“ oder der „Biomassequotient“ verwendet. Der Nährstoffzugsindex beschreibt den aktuellen, pflanzenverfügbaren Vorrat des jeweiligen Nährstoffs im Boden in Relation zum Nährstoffzug durch die Biomassenutzung innerhalb eines Referenzzeitraums (z.B. übliche mittlere Nutzungsperiode/Produktionszeitraum oder 100 Jahre) (STÜBER et al. 2008, MEIWES et al. 2013). Die schwierig herzuleitenden Bilanzgrößen Deposition, Nachlieferung aus der Verwitterung und Austrag mit dem Sickerwasser werden bei diesem Indikator nicht berücksichtigt. Der Biomassequotient kommt darüber hinaus auch ohne bestockungsspezifisch hergeleitete Nährstoffentzüge aus. Dieser Indikator vergleicht den pflanzenverfügbaren Vorrat eines Nährstoffs im Boden mit dem entsprechenden Vorrat in einem Bestand im Baumholzalder (KÖLLING et al. 2008, KÖLLING et al. 2007, MEIWES et al. 2008). Sowohl beim Nährstoffzugsindex als auch beim Biomassequotienten erfolgt die Bewertung auf Grundlage der Vorstellung, dass der Bodenvorrat an pflanzenverfügbaren Nährstoffen so hoch sein sollte wie der Bedarf des Waldbestandes in einem Produktionszeitraum. Da es sich hierbei lediglich um eine bislang nur unzureichend mit konkreten Befunden zu den Wirkungszusammenhängen belegte Konvention handelt und die häufig entscheidende Nachlieferung von Nährelementen aus der Mineralverwitterung unberücksichtigt bleibt, kommen diese Indikatoren nur behelfsweise zur groben Abschätzung standortsdifferenzierter Risiken durch intensive Biomassenutzung in Betracht, wenn die Datenlage zur Kalkulation von Bilanzen nicht ausreicht. Oder sie werden, wie nachfolgend dargestellt, in

Kombination mit Bilanzen verwendet, um die für den Nährstoffhaushalt bedeutsamen Bodenvorräte in die Bewertung einzubeziehen.

Da für Rheinland-Pfalz die Datenlage zur Erstellung der Input-Output-Bilanzen recht gut ist (vgl. Kap. 4), erfolgt die Bewertung der Einhaltung der Nährstoffnachhaltigkeit im hiesigen Projekt anhand von Nährelementbilanzierungen in Kombination mit dem Indikator „Nährstoffentzugsindex“. Der Nährstoffentzugsindex steuert die Nährstoffvorräte im Boden in die Bewertung ein. Dies ist bedeutsam, da die Auswirkungen defizitärer Bilanzsalden auf den ökosystemaren Nährstoffhaushalt in Abhängigkeit von der Höhe der Bodenvorräte unterschiedlich zu bewerten sind (vgl. BLOCK & MEIWES 2013). Wenn der Entzug oder das Bilanzdefizit über einen Produktionszeitraum (oder über 100 Jahre) aufsummiert nur wenige Prozent des aktuellen Vorrats im Boden ausmacht, wie etwa beim Phosphor auf etwas reicheren Standorten, kann auch eine negative Bilanz wohl toleriert werden. Macht demgegenüber das Defizit beispielsweise bei Calcium bei basenarmen Standorten schon innerhalb eines Produktionszeitraumes mehr als den aktuellen pflanzenverfügbaren Vorrat im Boden aus, erscheinen Nutzungseinschränkungen und/oder eine Zufuhr des defizitären Nährstoffs über Kalkung dringend geboten. Der Abgleich mit den aktuellen Vorräten im Boden zeigt zudem auch die Geschwindigkeit, mit der mögliche Veränderungen im Nährstoffhaushalt vonstattengehen. Sie lassen somit eine Abschätzung zu, ob deutliche Veränderungen in der Nährstoffversorgung schon innerhalb eines Produktionszeitraumes oder erst im Verlauf von mehreren Produktionszeiträumen zu erwarten sind.

Angesichts der Unschärfe der Bilanzkalkulationen (vgl. Kap. 5.6) werden zudem bei der Bewertung der Bilanzen nicht nur die Salden betrachtet, sondern auch die einzelnen Bilanzgrößen. Besonders aussagekräftig ist ein Abgleich der Ernteentzüge mit den anderen Kennwerten der ökosystemaren Bilanz, insbesondere mit den Freisetzungsraten aus der Mineralverwitterung. Ist die Nachlieferung aus der Verwitterung deutlich höher als der Entzug mit der Holzernte, dürfte die Nachhaltig-

keit sicherer gewährleistet sein als in Fällen, in denen der Entzug nur durch die zeitlich variable atmosphärische Deposition ausgeglichen wird. In anderen Fällen können negative Bilanzen, die z.B. bei Stickstoffsättigung im Wesentlichen auf hohen Austragsraten mit dem Sickerwasser beruhen, kaum sinnvoll mit verringerter Ernteintensität behoben werden, da dann unter Umständen die N-Sättigung noch rascher zunimmt. Geprüft wird auch, in welchem Größenverhältnis die Ernteentzüge zu den anderen Bilanzgrößen stehen. So ist beim Schwefel der Entzug mit der Holzernte im Vergleich zum atmosphärischen Schwefeleintrag und zum Sulfataustrag mit dem Sickerwasser so gering, dass hier die Nutzungsintensität die Bilanz kaum merklich beeinflusst. Demgegenüber ist beim Phosphor der Ernteentzug nicht nur die wesentlichste Bilanzgröße, sondern der P-Export variiert auch sehr stark in Abhängigkeit von der Nutzungsintensität.

Grundsätzlich muss auch der aktuelle Ernährungszustand der Waldbäume und das aktuelle Wachstum mit in die Bewertung einbezogen werden. Zeigen sich hier bereits Hinweise auf eine unzureichende Nährstoffversorgung oder auf ein durch Nährstoffengpässe eingeschränktes Wachstum, sollte der Biomasseentzug eingeschränkt werden, auch wenn die vorstehend beschriebenen Indikatoren nicht auf ein erhöhtes Risiko hindeuten. Auf der anderen Seite bieten eine (noch) ausreichende Nährstoffversorgung und ein gutes Wachstum keine Gewähr der Unbedenklichkeit hoher Ernteentzüge, da Auswirkungen einer Verletzung der Nährstoffnachhaltigkeit insbesondere wegen der puffernden Wirkung der Nährstoffspeicher im Boden erst mit erheblicher Verzögerung auftreten können.

5.2 Hilfsmittel zur Gewährleistung der Nährstoffnachhaltigkeit

5.2.1 Schätztafeln zum Nährstoffvorrat in der oberirdischen Biomasse

Die möglichen Auswirkungen von Nährstoffentzügen durch Holz- und Biomassennutzung auf die Standortproduktivität am konkreten Waldort lassen sich in einem ersten Schritt über eine Gegenüberstellung der Nährelementvorräte im

aufstockenden Bestand und der Nährelementvorräte im jeweiligen Boden abschätzen (BLOCK und MEIWES 2013, KÖLLING et al. 2008, MEIWES et al. 2008). Diesem Prinzip liegen auch die Bewertungshilfen in der „Forstlichen Standortaufnahme“ (AK STANDORTSKARTIERUNG, 2016, Tab. 86, S. 182) zugrunde.

Im hiesigen Projekt wurden auf einem Spektrum unterschiedlicher Standorte, von den hier stockenden Hauptbaumarten bei unterschiedlicher Bonität, Biomassedaten auf Bestandesebene und Nährstoffvorräte in der Biomasse kalkuliert (vgl. Kap. 3). Diese Daten wurden genutzt, um aus ihnen Schätztafeln zu Biomasse- und Nährelementvorräten (N, P, S, K, Ca, Mg, Mn) zu generieren. Die Tafeln differenzieren nach den unter-

suchten Substrattypen, den dort jeweils erfassten Baumarten, der Bonität und dem Bestandesalter. Tabelle 23 enthält einen Ausschnitt aus diesen Schätztafeln für die Standortgruppe „Devon I“, Bestockungstyp „Fichte“. Die vollständigen Schätztafeln sind auf den Webseiten der FAWF verfügbar <http://www.wald-rlp.de/forschungsanstalt-fuer-waldoekologie-und-forstwirtschaft/forschungsschwerpunkte/naehrstoffentzug.html>.

Mit Hilfe dieser Tafeln können die mit geplanten Erntemaßnahmen verbundenen Nährstoffentzüge hergeleitet werden. Zudem kann abgeschätzt werden, welcher Ernteertrag sich zusätzlich zur Derbholznutzung bei Mitnutzung von Kronenmaterial ergibt und in welchem Umfang

Tabelle 23

Auszug aus Schätztafeln zu Vorräten an oberirdischer Biomasse und an Nährstoffen in den oberirdischen Biomassekompartimenten (Devon I, Fichte, Ertragsklasse 1,5;)

Alter	G [m ² /ha]	Vfm [mR/ha]	Nutzung	Biomasse [t/ha]	N [kg/ha]	P [kg/ha]	K [kg/ha]	Ca [kg/ha]	Mg [kg/ha]	S [kg/ha]	Mn [kg/ha]
30	26,1	131	Derbholz o.R.	39	20	1,5	20	28	5,2	2,8	6,3
			Derbrinde	5	28	3,4	17	34	4,3	2,2	4,5
			Reisig	22	102	11,3	51	61	10,9	9,4	11,7
			Nadeln	13	180	14,1	64	47	8,2	14,1	16,4
			Vollbaum	80	329	30,3	151	170	28,6	28,4	39,1
50	39,7	386	Derbholz o.R.	129	65	4,8	65	92	16,8	8,8	21,0
			Derbrinde	14	72	8,5	42	94	11,1	5,9	12,3
			Reisig	18	97	10,6	47	52	9,8	9,7	10,2
			Nadeln	14	183	14,4	65	48	8,4	14,3	16,8
			Vollbaum	175	418	38,3	220	286	46,0	38,7	60,5
75	51,1	681	Derbholz o.R.	235	118	8,8	118	167	29,5	15,0	38,2
			Derbrinde	23	114	12,9	64	158	17,4	9,8	20,6
			Reisig	21	109	11,7	52	61	11,2	12,3	11,8
			Nadeln	14	193	15,2	68	50	8,8	15,1	17,6
			Vollbaum	293	534	48,6	303	436	66,8	52,2	88,4
100	56,8	863	Derbholz o.R.	293	148	11,1	148	209	35,6	17,7	47,7
			Derbrinde	27,5	131	14,1	70	191	19,9	11,9	24,8
			Reisig	26	122	12,9	58	74	13,0	15,0	13,9
			Nadeln	15	196	15,4	70	51	8,9	15,3	17,9
			Vollbaum	361	597	53,5	345	525	77,4	59,9	104,5
120	58,7	933	Derbholz o.R.	310	157	11,8	157	221	36,9	17,9	50,4
			Derbrinde	29	132	13,7	68	199	19,9	12,4	25,8
			Reisig	30	131	13,6	61	85	14,3	17,0	15,6
			Nadeln	14	195	15,3	69	51	8,9	15,2	17,8
			Vollbaum	383	615	54,4	355	555	80,1	62,6	109,8

sich der Nährstoffentzug hierdurch erhöht. Zur Bewertung möglicher nachteiliger Effekte auf die Standortsproduktivität können die kalkulierten Entzüge mit Bodenvorräten an pflanzenverfügbaren Nährstoffen, z.B. aus der forstlichen Standortskartierung, abgeglichen werden. Hiermit lässt sich auch der Nährstoffnachhaltigkeitsindikator „Biomassequotient“ (pflanzenverfügbare Vorrat eines Nährstoffs im Boden in Relation zum entsprechenden Vorrat in einem Bestand im Baumholzalter, KÖLLING et al. 2008, MEIWES et al. 2008) berechnen.

5.2.2 Entscheidungsunterstützungssystem - Nährstoffbilanzen

Die mit Hilfe der Schätztafeln herleitbaren Indikatoren zur Nährstoffnachhaltigkeit beinhalten keine vollständige Nährstoffbilanz. Daher ist die Bewertung der Befunde eingeschränkt und beruht auf Konventionen (vgl. BLOCK & MEIWES 2013). Das nachfolgend dargestellte „Entscheidungsunterstützungssystem – Nährstoffbilanzen“ (Decision Support System, DSS-Nährstoffbilanzen) kalkuliert demgegenüber Input-/Output-Bilanzen der Nährelemente K, Ca, Mg, S, N und P (vgl. Kap. 4.2), die Netto-Säurebelastung (vgl. Kap. 4.3) und die Nährstoffvorräte im Boden (vgl. Kap. 4.4). Zudem berechnet es aus den Befunden Indikatoren zur Nährstoffnachhaltigkeit (vgl. Kap. 5.1) und leitet die Vulnerabilitätsstufe (vgl. Kap. 5.3.3) sowie gegebenenfalls eine Empfehlung zur Bodenschutzkalkung (vgl. Kap. 6.5) her. Das DSS liefert somit wesentliche Grundlagen zur Entscheidungsfindung der unter Bodenschutzaspekten tolerierbaren Nutzungsintensität und der Erforderlichkeit einer Kalkung zur Stabilisierung des Nährstoffhaushaltes.

Die Eingabeparameter in das DSS wurden so gewählt, dass sie aus den Daten der Forsteinrichtung und der Standortskartierung sowie der geographischen Lage und dem Höhenmodell bestimmt werden können. Daraus werden dann die notwendigen Variablen für die eigentliche Bilanzgrößen abgeleitet. Nachfolgend werden die Eingabeparameter beschrieben.

i Wuchsgebiet, Wuchsbezirk

Aus einer vorgeblendeten Liste ist zunächst ein rheinland-pfälzisches Wuchsgebiet und davon abhängig ein Wuchsbezirk auszuwählen.

ii Niederschlagsklasse

Im nächsten Schritt ist der jährliche Niederschlag (Periode 1961 bis 2000) abzuschätzen. Dazu wird eine Auswahl von sechs Niederschlagsklassen angeboten.

Die Niederschlagsklassen werden wie folgt definiert:

Niederschlagsklasse	Wertebereich
1	< 600 mm
2	600 mm - 674 mm
3	675 mm - 749 mm
4	750 mm - 849 mm
5	850 mm - 949 mm
6	> 950 mm

iii Wärmestufe

Schließlich ist eine Wärmestufe anzugeben. Es werden vier Stufen zur Auswahl angeboten:

Wärmestufe	Name	Wertebereich der Vegetationszeittemperatur
1	planar	> 16° C
2	kollin	14° C - 16° C
3	submontan	13° C - 14° C
4	montan	< 13° C

iv Grundform

Die Grundform beschreibt die Hangsituation.

Grundform	
2	Schatthang > 10°
3	Eben < 10°
4	Sonnhang > 10°

Für die möglichen Kombinationen dieser Vorgabeparameter werden aus den Daten der Forsteinrichtungsdatenbank wuchsbezirksspezifische Mittelwerte für Niederschlag, Jahrestemperatur und Vegetationszeittemperatur bereitgestellt, die in die Berechnung einiger Bilanzkomponenten eingehen (vgl. Kap. 4).

v Substrat

Eine Liste mit den in Kapitel 3.1 beschriebenen Substratgruppen wird als Auswahlmöglichkeit angeboten:

Substratgruppe	
10	Lösslehme
71	Devon I
72	Devon II
73	Devon III
77	Devon I, Podsol
80	Sande des Buntsandsteins
81	Sande des Buntsandsteins, Podsol
82	oligotr. Lehmsande
83	mesotr. Lehmsande
85	mesotr. Sande
86	oligotr. Sande
87	oligotr. Sande, Podsol
91	Rotliegendes I
92	Rotliegendes II
93	Rotliegendes III

Substratgruppe	
94	Sande des Rotliegenden
95	Sande des Rotliegenden, Podsol
100	Bimslehme
101	Bimslehme, über
102	Bimslehme, arme, über
105	Bimsmischlehme
120	Schwemmsande
121	Schwemmsande, Podsol
132	magmatische Lehme
135	eutr. Schiefer
136	Schichtlehme
138	saure Magmatite
139	Kalklehme
140	Dolomitlehme
239	kalkgründige mesotr. Lehme/Sande

Nach der Auswahl einer der o. a. Substratgruppen öffnet sich eine Liste mit den dieser Substratgruppe zugeordneten Substratreihen. Die, gemessen an der Anzahl verfügbarer Bodenprofile, häufigste Substratreihe ist voreingestellt.

Substratgruppe		Substratreihe		Bodenart	Wasserregime
72	Dev_II	072001	DL/*Tsf'd	T/L/U	terrestrisch
72	Dev_II	072002	DL/*Tsfj'd	T/L/U	terrestrisch
72	Dev_II	072003	DL/*TsfjL'd	T/L/U	terrestrisch
72	Dev_II	072004	DL/^s'd	T/L/U	terrestrisch
72	Dev_II	072005	DL/^sJL'd	T/L/U	terrestrisch
72	Dev_II	072006	Luk*Tsf'd	T/L/U	terrestrisch
72	Dev_II	072007	NL*Tsf'd	T/L/U	terrestrisch
72	Dev_II	072008	wDL/*Tsf'd	T/L/U	grund-/staunass
72	Dev_II	072009	wDL/*Tsfj'd	T/L/U	grund-/staunass
72	Dev_II	072010	wDL/*TsfjL'd	T/L/U	grund-/staunass
72	Dev_II	072012	wjL*Tsf'd	T/L/U	grund-/staunass
72	Dev_II	072013	wNL*Tsfj'd	T/L/U	grund-/staunass
72	Dev_II	072014	wpöDL/*QJ'd	T/L/U	grund-/staunass
72	Dev_II	072001	DL/*Tsf'd	T/L/U	terrestrisch
72	Dev_II	072002	DL/*Tsfj'd	T/L/U	terrestrisch

Das Wasserregime (terrestrisch oder grund-/staunass) und die (Haupt-)Bodenart (S oder T/L/U) ergibt sich aus der Substratreihe.

vi Wasserhaushaltsstufe

Neun Möglichkeiten gibt es bei der Auswahl der Wasserhaushaltsstufe:

Kürzel	Wasserhaushaltsstufe
äfr	äußerst frisch
sfr	sehr frisch
zfr	ziemlich frisch
fr	frisch
mfr	mäßig frisch
mtr	mäßig trocken
tr	trocken
str	sehr trocken
ätr	äußerst trocken

vii Bestockungstyp

Nachstehende Liste der Bestockungstypen wird als Auswahlmöglichkeit vorgegeben:

Bestockungstyp	Bestockungsname	Bemerkung	Produktionszeitraum (Jahre)
1	Fichte	Fichtenreinbestand	100
2	Douglasie	Douglasienreinbestand	100
3	Buche	Buchenreinbestand	120
4	Eiche Buche	Eichen-Buchen-Bestand	180
5	Kiefer Buche	Kiefer-Buchen-Bestand	120
41	Eiche rein	Eichenreinbestand	180
51	Kiefer rein	Kiefernreinbestand	120

Der Kalkulationszeitraum (Produktionszeitraum) ist für jeden ausgewählten Bestockungstyp festgelegt.

viii Ertragsklasse

Die Auswahlmöglichkeit der Ertragsklasse wird von 0 bis 4 in Schritten von 0,5 vorgegeben.

Die Eingabeparameter für ein Szenario können menügesteuert erfasst werden. Auch lassen sich mehrere Parametersätze über eine Access-Datenbank-Datei einlesen.

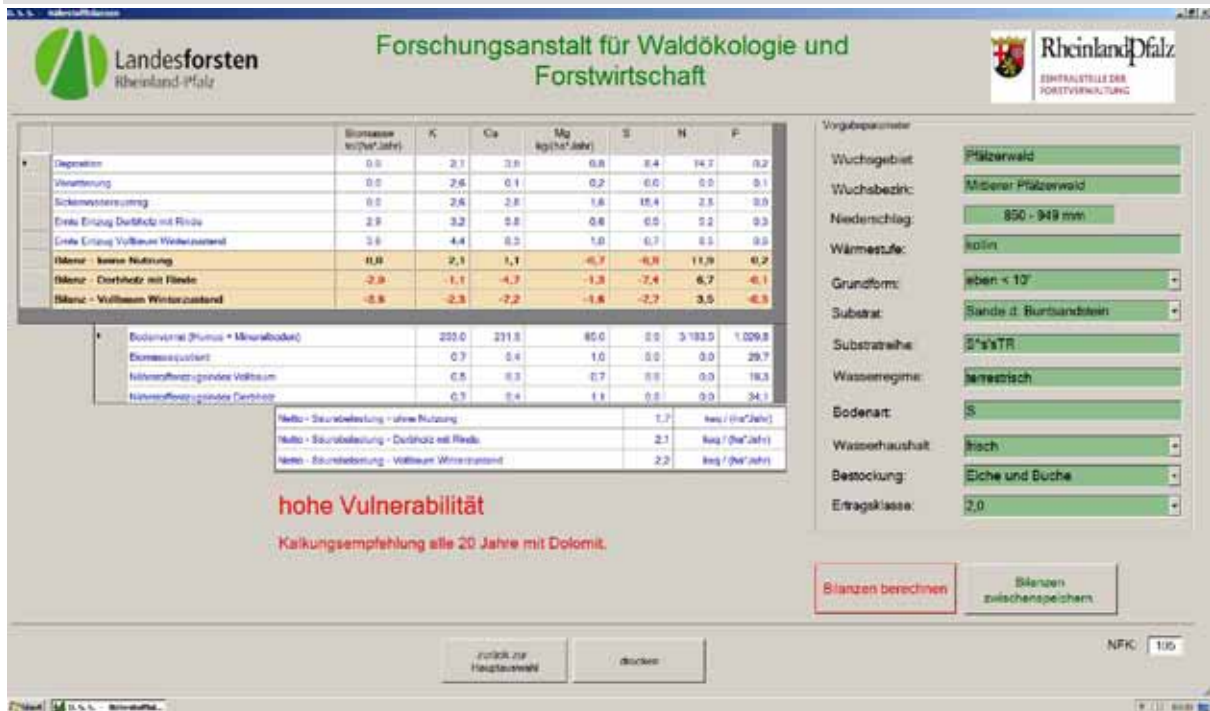
Für die jeweils ausgewählten Vorgaben werden die Biomasseentnahme in $t\ ha^{-1}\ a^{-1}$ und die einzelnen Bilanzgrößen sowie die Salden der Nähr Elemente N, P, K, Ca, Mg, S in $kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$ für die Nutzungsszenarien „keine Nutzung“, „Derbholz mit Rinde“ und „Vollbaum“ ausgegeben (Abb. 21).

Zudem werden die Schätzungen der pflanzenverfügbaren Vorräte der jeweiligen Nährelemente im Boden und die aus diesen Daten hergeleiteten Kennwerte „Biomassequotient“ (Quotient Bodenvorrat – Vorrat in oberirdischer Biomasse im Baumholzalder) und „Nährstoffnutzungsindex Derbholz“ bzw. „Nährstoffnutzungsindex Vollbaum“ (Quotient Bodenvorrat – Nährstoffentzug bei Derbholz- bzw. Vollbaumnutzung aufsummiert über 100 Jahre) dargestellt. Weiterhin werden die Netto-Säurebelastung bei den drei Nutzungsintensitäten, die Vulnerabilitätsstufe und eine Kalkungsempfehlung (Erforderlichkeit einer Bodenschutzkalkung und gegebenenfalls Kalkungsturnus und Kalkungsmaterial) ausgegeben.

Eine Variation in den Eingabeparametern zeigt daraus resultierende Veränderungen in den Bilanzen und Bewertungen, wie beispielweise die

Abbildung 21

Screenshot der Maske des „DSS - Nährstoffbilanzen



Auswirkung einer Vollbaumnutzung bei Buche im Vergleich zur Vollbaumnutzung bei Fichte auf dem gleichen Standort.

Die Parametererfassung über die Access-Datenbank-Datei erlaubt eine gleichzeitige Berechnung für unterschiedliche Parametersätze. Für jeden Parametersatz wird in der Ausgabedatei ein Satz an Nährelementbilanzen berechnet. Die Befunde können zwischengespeichert und in einer Excel-Tabelle ausgegeben werden.

5.2.3 Digitale Themenkarten zur Nährstoffnachhaltigkeit

Digitale Themenkarten ermöglichen eine rasche visuelle Erfassung der Situation, je nach Maßstab für den einzelnen Waldort oder eine größere Region. Zudem können sie mit vergleichsweise geringem Aufwand modifiziert bzw. an die jeweilige Fragestellung angepasst werden. Daher sind derartige Karten sowohl für die Entscheidungsfindung in der forstlichen Praxis als auch für überregionale Planungen in besonderem Maße geeignet.

Die Erzeugung von Karten zum Thema Nährstoffnachhaltigkeit ist möglich, wenn geeignete georeferenzierte Grundlagendaten, insbesondere

Forsteinrichtungsdaten und Standortskarten mit den für die Nährstoffbilanzierung und Nährstoffvorratsschätzung erforderlichen Informationen, vorliegen. Die erforderlichen Standortskarten stehen in Rheinland-Pfalz aktuell (Dezember 2016) für den Südtel des Landes und für den östlichen Hunsrück/Taunus (insgesamt ca. 189.000 ha Waldfläche) zur Verfügung. Eine Ausweitung der Karten zur Nährstoffnachhaltigkeit auf weitere Waldareale ist parallel zum Fortschritt der Standortkartierung vorgesehen.

Die den digitalen Themenkarten zugrundeliegenden Kalkulationen werden im DSS-Nährstoffbilanzen durchgeführt.

Die Kalkulationen und Darstellungen erfolgen auf der Ebene der Waldeinteilung der Forsteinrichtung (Waldorte). Dieser Ansatz wurde gewählt, da der Waldort die Bewirtschaftungseinheit ist (meist 2 bis 20 ha), für die konkrete Hiebsplanungen erfolgen. Eine alternativ dazu mögliche Verschneidung der Layer mit Daten zu Substratreihe, Frischstufe, Bestockungstyp etc. führt zu einem sehr kleinteiligen „Flickenteppich“, der für die Praxisumsetzung nicht geeignet erscheint. Allerdings ist bei der größeren Darstellung auf Waldortebene zu beachten, dass hierdurch zum Teil abrupte

Wechsel in den Bilanzierungsbefunden und deren Bewertung zwischen benachbarten Waldorten auftreten. Auch innerhalb eines Waldortes können sehr unterschiedliche Situationen (z. B. unterschiedliche Substratreihen, Frischestufen, Bestockungstypen) auftreten, dargestellt wird aber nur die flächenmäßig häufigste Situation.

Jedes Waldortpolygon verfügt über eine WEFLKZ (Wald-Einteilungs-Flächen-Kenn-Ziffer), der alle für die Kalkulationen im DSS notwendigen Informationen zugeordnet werden. Tabelle 24 zeigt einen Ausschnitt der Einsteuerdatei.

Wuchsgebietsnummer (WGNR), Wuchsbezirksnummer (WBZNR), Niederschlagsklasse (ID_NSKL), Wärmestufe (WST) und Grundform (GF) werden aus der Lage des Waldortpolygons hergeleitet. Die Substratreihe (SR_Nr) (und über diese auch die Substratgruppe (StaO_Nr)) sowie die Wasserhaushaltsstufe (FRSTU) werden aus den Standortskarten bestimmt. Aus der Standortstypenkarte werden für jeden Waldort die dort flächenmäßig am stärksten vorkommende Substratreihe und Wasserhaushaltsstufe abgegriffen und diese dem Waldort zugeordnet. Bei der Herleitung des Bestockungstyps (ID_Best) wird zunächst in den Baumartenzeilen des Waldorts jede Baumart einer Baumartengruppe zugeordnet

(siehe Tab. 25). Dann wird als „Bestockung“ für die weiteren Kalkulationen im DSS die Baumartengruppe mit dem höchsten Derbholzvorrat im jeweiligen Waldort ausgewählt („Hauptbaumart“). Handelt es sich dabei um Eiche oder Kiefer wird zudem geprüft, ob ein Reinbestand (Bestockungstyp Nr. 4 bzw. 5) oder ein Mischbestand mit Buche (Bestockungstyp Nr. 41 bzw. 51) eingesteuert werden soll. Ein Mischbestand wird dann gewählt, wenn der Vorratsanteil der Baumartengruppe Buche mindestens 20 % der Summe des Vorrats der Hauptbaumart (Eiche oder Kiefer) und der Baumartengruppe Buche für den jeweiligen Waldort beträgt. Als Ertragsklasse wird die Ertragsklasse der „Hauptbaumart“ eingesteuert. Kommt diese Baumart(en)gruppe in mehreren Baumartenzeilen vor, wird ein mit dem Bestockungsgrad gewogenes Mittel berechnet.

Als Themenkarten zur Nährstoffnachhaltigkeit können alle im DSS berechneten Befunde und Bewertungen ausgegeben werden:

- Bilanzgrößen: atmosphärische Deposition, Mineralverwitterung, Austrag mit dem Sickerwasser, Entzug mit der Holzernte (Derbholz mit Rinde, Vollbaum)
- Bilanzsalden bei unterschiedlicher Nutzungsintensität (keine Nutzung, Derbholz mit Rinde, Vollbaum)

Tabelle 24

Ausschnitt der Einsteuerdatei in das DSS-Nährstoffbilanzen zur Berechnung der Nährstoffbilanzen, Bodenvorräte, Nährstoffentzugsindizes und zur Herleitung der Bewertungen; WEFLKZ Wald-Einteilungs-Flächen-Kenn-Ziffer, WGNR Wuchsgebietsnummer, WBZNR Wuchsbezirksnummer, ID_NSKL Niederschlagsklasse, WST Wärmestufe, GF Grundform, StaO_Nr Standortnummer (Substratgruppe), SR_Nr Substratreihennummer, FRSTU Frischestufe (Wasserhaushaltsstufe), ID_Best Bestockungstyp, Etr_kl Ertragsklasse

WEFLKZ	WGNR	WBZNR	ID_NSKL	WST	GF	StaO_Nr	SR_Nr	FRSTU	ID_Best	Etr_kl
15,0,1,1,69,2,a,0,20091001	70	7	2	2	2	92	092006	50	4	2
15,0,1,1,69,3,a,0,20091001	70	7	2	2	4	91	091004	30	41	2,5
15,0,1,1,69,4,a,0,20091001	70	7	2	2	4	139	139007	20	41	4
15,0,1,1,69,4,b,0,20091001	70	7	2	2	4	139	139007	30	3	2
15,0,1,1,69,5,a,0,20091001	70	7	2	2	3	91	091004	40	41	2,5
15,0,1,1,70,10,a,0,20091001	70	7	2	2	2	92	092006	50	2	1,5
15,0,1,1,70,11,a,0,20091001	70	7	2	2	3	91	091004	50	4	2

Tabelle 25

Baumartengruppen und zugeordnete Baumarten

Baumartengruppe	zugeordnete Baumarten
Eiche (a)	Stieleiche, Traubeneiche und übrige Eichenarten (außer Roteiche)
Buche (b)	Rotbuche und übrige, nicht unter (a) aufgeführte Laubbaumarten
Douglasie (c)	Douglasie
Kiefer (d)	alle Kiefern- und Lärchenarten
Fichte (e)	Fichte und übrige, nicht unter (c) und (d) aufgeführte Nadelbaumarten

- c) Nährstoffvorräte im Boden
- d) Biomassequotient und Nährstoffentzugsindizes (Derbholz mit Rinde, Vollbaum)
- e) Netto-Säurebelastung bei unterschiedlicher Nutzungsintensität (Derbholz mit Rinde, Vollbaum)
- f) Vulnerabilitätsstufe
- g) Kalkungsempfehlung (erforderlich / nicht erforderlich, Turnus, Material)

Darüber hinaus können auch für die Herleitung der Befunde a bis g verwendete Einsteuerparameter (z. B. Bestockungstyp) oder kalkulierte Werte wie die nFK dargestellt werden.

Für die forstliche Praxis ist insbesondere die Kartendarstellung der Vulnerabilitätsstufen von Bedeutung, da die Vulnerabilitätsstufen mit konkreten Handlungsempfehlungen, insbesondere Empfehlungen zur standortsverträglichen Nutzungsintensität, verbunden sind (vgl. Kap. 6.4). Die Abbildung 22 enthält als Beispiel einen Kartenausschnitt mit der räumlichen Verteilung der Vulnerabilitätsstufen im Bereich Ramsen (weitere Beispiele der Themenkarten enthält Anhang 5). Durch den Kartenausschnitt verläuft die Grenze zwischen dem Wuchsgebiet Pfälzerwald und dem Wuchsgebiet Saar-Nahe-Bergland. Bei den Flächen mit geringer Vulnerabilität (hell- und dunkelblau) handelt es sich meist um Tonlehme des Rotliegenden, bei den rot und orange-braun dargestellten Flächen mit hoher Vulnerabilität meist um Sande des Buntsandsteins; bei den Flächen mit mittlerer Vulnerabilität handelt es sich meist um oligotrophe Lehmsande und Lehme.

Die Themenkarten zur Bodenschutzkalkung dienen zur Entscheidung, wo eine Kalkung erforder-

lich ist, in welchem Turnus Kalkungen erfolgen sollten und durch Verschneiden mit Informationen zu bereits erfolgten Kalkungen, wann die nächste Bodenschutzkalkung ansteht, sowie welches Material (Dolomit oder Dolomit+, vgl. Kap. 6.5) dabei verwendet werden sollte. Abbildung 23 zeigt beispielhaft für den Kartenausschnitt bei Ramsen den empfohlenen Kalkungsturnus.

5.3 Nährstoffbilanzen, Bodenvorräte und Bewertungen der Vulnerabilität in Abhängigkeit von Substrat, Bestockung und Nutzungsintensität

Um die vor Ort benötigten Informationen zu liefern, werden die Nährstoffbilanzen, die Bodenvorräte, die Nährstoffnachhaltigkeitsindikatoren und die Einschätzung der Vulnerabilität jeweils anhand der für die zu bewertenden Waldflächen verfügbaren Daten mit Hilfe eines Entscheidungsunterstützungssystems (DSS, vgl. Kap. 5.2.2) hergeleitet und – soweit entsprechende Grundlageninformationen (insbesondere Forsteinrichtungsdaten und geeignete Standortskarten) vorhanden sind – in Form digitaler Karten zur Nährstoffnachhaltigkeit auf Waldortebene (vgl. Kap. 5.2.3) bereitgestellt.

Die Befunde der Nährstoffbilanzierungen und Bodenvorratsabschätzungen variieren erheblich in Abhängigkeit der örtlichen Gegebenheiten bzw. Einsteuerungen in das Entscheidungsunterstützungssystem. Die nachfolgend dargelegten Befunde sind daher nur Beispiele, anhand derer charakteristische Ergebnisse und Zusammenhänge erörtert werden. Ausgewählt wurden hierzu in Rheinland-Pfalz besonders verbreitet vorkommende Situationen. Bei den Substratreihen wurden beispielsweise diejenigen für die Ergebnisdarstellungen ausgewählt, die mit einer hohen

Abbildung 22

Kartenausschnitt „Vulnerabilitätsstufen“; Maßstab 1:30.000

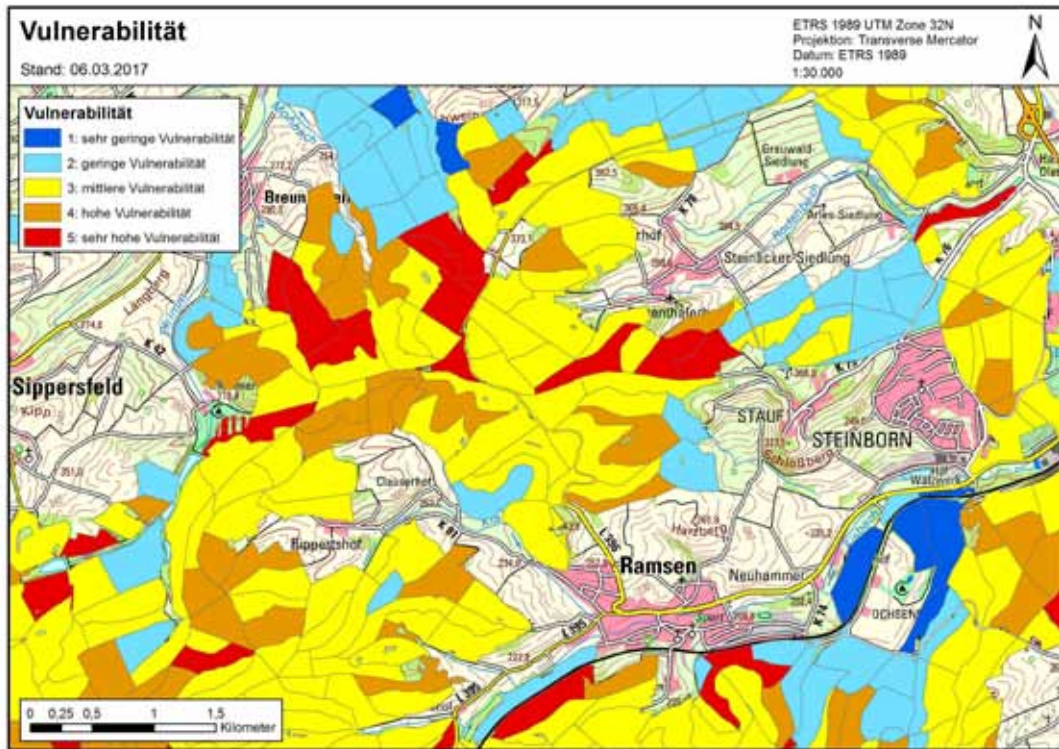
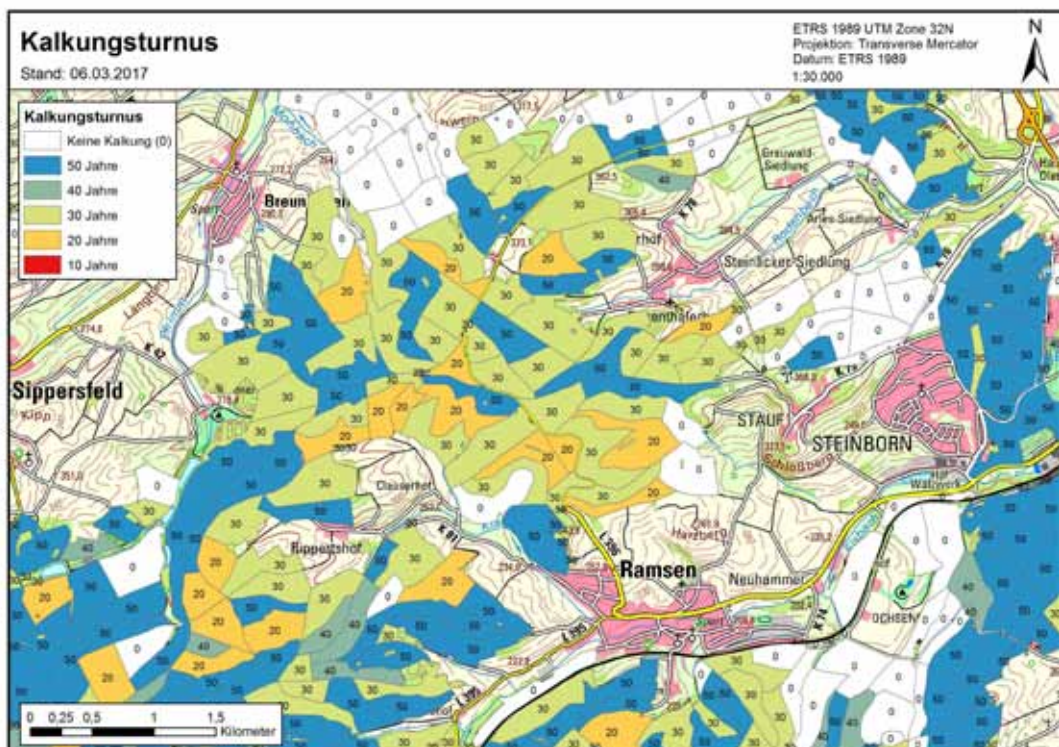


Abbildung 23

Kartenausschnitt „Turnus der Bodenschutzkalkung“; mit „0“ gekennzeichnete weiße Flächen: „Kalkung nicht erforderlich“



Anzahl an Bodenprofilen vertreten und damit mutmaßlich weit verbreitet sind. Die konkreten Einsteuerungen in das DSS sind jeweils angegeben.

In den Kapiteln 5.3.1 und 5.3.2 wird dargestellt, von welchen Faktoren die einzelnen Komponenten der Nährstoffbilanz und die Nährstoffvorräte im Boden jeweils beeinflusst werden; im Kapitel 5.3.4 wird anhand von Beispielen die Interpretation und die Bewertung der Bilanzen, Bodenvorräte und abgeleiteten Indikatoren erörtert.

5.3.1 Einflüsse auf die Bilanzkomponenten

Die Einflüsse von Standort, Baumart, Wuchsleistung und Nutzungsintensität auf die Biomasse- und Nährstoffentzüge wurden bereits in Kapitel 3.3 dargelegt.

Die Bilanzkomponente „atmosphärische Deposition“ wird von der Nassdeposition und den Depositionsfaktoren bestimmt (vgl. Kap. 4.2.1). Die Nassdeposition variiert insbesondere in Abhängigkeit von der durchschnittlichen Jahresniederschlagshöhe. Demzufolge weisen niederschlagsreiche Regionen höhere Depositionsraten auf als niederschlagsärmere. Die Depositionsfaktoren sind baumartenspezifisch. Fichte und Douglasie weisen generell höhere Depositionsraten auf als

Kiefer, Buche und Eiche. Tabelle 26 zeigt beispielhaft mit dem DSS-Nährstoffbilanzen kalkulierte Gesamtdositionsraten für die verschiedenen Baumarten jeweils für eine niederschlagsarme und eine niederschlagsreiche Situation.

In den dargestellten Beispielen ist der Nährstoffeintrag über die atmosphärische Deposition bei Nadelwald um 30 bis 50 % höher als bei Laubwald und bei der niederschlagsreicheren Situation um 10 bis 20 % höher als bei der niederschlagsärmeren.

Die Bilanzkomponente „Nährstofffreisetzung aus der Mineralverwitterung“ wird insbesondere vom Mineralbestand des jeweiligen Substrats, der der Verwitterung ausgesetzten Oberfläche, der Bodentemperatur und dem Wassergehalt des Bodens beeinflusst. Im DSS wird die Nährstofffreisetzung aus der Mineralverwitterung differenziert für jede Substratgruppe über eine multiple Regressionsrechnung in Abhängigkeit von der (Luft-)Temperatur und der nutzbaren Feldkapazität (nFk) hergeleitet, wobei in die Schätzung der nFk die Wasserhaushaltsstufe, der Jahresniederschlag und die Grundform (Hangsituation: eben, Sonnhang, Schatthang) eingehen (vgl. Kap. 4.2.2). Tabelle 27 zeigt beispielhaft im DSS kalkulierte

Tabelle 26

Atmosphärische Deposition (Gesamtdositionsraten) bei unterschiedlicher Bestockung und unterschiedlicher Jahresniederschlagshöhe
Einsteuerung in DSS: Hunsrück, Mosel-Hunsrück, kollin, eben, frisch (Bestockungstyp und Niederschlagsgruppe variiert)

Baumart	Niederschlagsgruppe mm	K kg ha ⁻¹ a ⁻¹	Ca kg ha ⁻¹ a ⁻¹	Mg kg ha ⁻¹ a ⁻¹	S kg ha ⁻¹ a ⁻¹	N kg ha ⁻¹ a ⁻¹
Fichte / Douglasie	600 - 674	2,5	4,3	1,1	8,3	16,0
Fichte / Douglasie	850 - 949	2,9	5,1	1,2	9,1	17,6
Kiefer	600 - 674	2,4	4,0	1,0	6,0	12,1
Kiefer	850 - 949	2,8	4,8	1,1	6,6	13,3
Buche	600 - 674	1,7	2,9	0,7	5,4	11,9
Buche	850 - 949	2,0	3,4	0,8	5,9	13,1
Eiche	600 - 674	1,7	2,9	0,7	6,6	12,8
Eiche	850 - 949	2,0	3,4	0,8	7,3	14,1

Tabelle 27

Nährelementfreisetzung aus der Mineralverwitterung bei unterschiedlichem Bodensubstrat (Abkürzungen der Substrate und Kurzbeschreibung in Tab. 1, Kap. 3.1)
 Einsteuerung in DSS: Hunsrück, Rhein-Hunsrück, 750-849 mm, kollin, eben, frisch, Fichte (Substratreihe variiert)

Substrat	Substratreihe	K	Ca	Mg
		kg ha ⁻¹ a ⁻¹	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	kg ha ⁻¹ a ⁻¹
LL	wöL	28,4	6,3	9,2
Dev_I	wDL/ˆsJ'd	6,0	0,9	2,2
Dev_II	DL/ˆs'd	11,8	1,3	3,7
Dev_III	wöDL/*TsfJL'd	14,7	2,1	4,8
Dev_I, PP	aNL*Q'd	1,7	0,2	0,4
S`s	Sˆs'sTR	3,1	0,1	0,2
S`s, PP	aSˆs'sTR	1,4	0,0	0,1
Rot_II	ZLˆu'r	14,7	2,4	4,4
BiL	BiL+VTbs	87,8	21,2	19,4
ML	ML+B	9,9	15,5	13,3
sauMag	NL+R	8,7	0,9	0,9
DolL	eCLˆd'm	11,8	1274,6	400,0

Nährelement-Freisetzungsraten aus der Mineralverwitterung für ausgewählte Bodensubstrate mit unterschiedlicher Trophie. Der Rhein-Hunsrück wurde als Beispiel ausgewählt, da hier besonders viele Substratreihen vorkommen. Im Anhang 4.1 finden sich Kalkulationen der Nährelement-Freisetzungsraten aus der Mineralverwitterung für alle im Projekt bearbeiteten Substrate.

Die Freisetzungsraten der Nährelemente variiert zwischen den verschiedenen Bodensubstraten erheblich, bei Calcium und Magnesium um mehrere Größenordnungen. Bei Kalium zeigen sich auffällig niedrige Freisetzungsraten bei den Sanden des Buntsandsteins (S`s), besonders hohe bei den Bimslehmen (BiL). Die Calcium- und Magnesium-Freisetzung ist bei den Sanden des Buntsandsteins verschwindend gering und auch beim Devon_I (Dev_I) nur sehr niedrig. Demgegenüber weisen die Bimslehme, die Magmatischen Lehme (ML) hohe und die Dolomitlehme (DolL) erwartungsgemäß sehr hohe Calcium- und Magnesium-Freisetzungsraten auf. Das Rotliegende_II (Rot_II) zeigt höhere K-, Ca- und Mg-Freisetzungsraten als die devonischen Substrate. Bei den Sauren Mag-

matiten (SauMag) ist die K-Freisetzung hoch, die Ca- und Mg-Freisetzung dagegen nur mäßig. Der Nährstoffaustrag mit dem Sickerwasserfluss wird im DSS aus dem Anionenaustrag (Nitrat, Sulfat, Hydrogencarbonat und organische Anionen) und substratspezifischen Anteilen der jeweiligen Kationen an der Kationenäquivalentsumme geschätzt (vgl. Kap. 4.2.3). Bei der Kalkulation des Anionenaustrags fließen Schätzungen der Sickerungsrate und der Konzentrationen der jeweiligen Anionen aus Depositions-, Standorts- und Bestockungsinformationen ein. Die Nährstoffausträge mit dem Sickerwasserfluss werden somit von einer Reihe an Faktoren beeinflusst und variieren vor allem in Abhängigkeit von Bodensubstrat, klimatischen Bedingungen und Bestockung in einem sehr weiten Rahmen. Tabelle 28 zeigt beispielhaft die Nährelementausträge bei Bestockung mit Buche und mit Fichte für ausgewählte Bodensubstrate mit unterschiedlicher Trophie. Im Anhang 4.2 finden sich Kalkulationen der Nährstoffausträge mit dem Sickerwasserfluss für alle im Projekt bearbeiteten Substrate bei unterschiedlichen Bestockungstypen.

Tabelle 28

Nährelementausträge mit dem Sickerwasserfluss unter Buche (obere Tabelle) und unter Fichte (untere Tabelle) bei unterschiedlichem Bodensubstrat (Abkürzungen der Substrate und Kurzbeschreibung in Tab.1, Kap. 3.1)

Einstuerung in DSS: Hunsrück, Rhein-Hunsrück, 750-849 mm, kollin, eben, frisch, (Substratreihe und Bestockungstyp variiert)

Substrat	Substratreihe	Bestockungstyp	K	Ca	Mg	S	N
			kg ha ⁻¹ a ⁻¹	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	kg ha ⁻¹ a ⁻¹
LL	wöL	Buche	2,1	65,5	23,8	17,4	1,8
Dev_I	wDL/^sJ'd	Buche	2,3	3,3	1,8	17,4	2,0
Dev_II	DL/^s'd	Buche	2,3	6,4	3,4	17,4	4,2
Dev_III	wöDL/*TsfJL'd	Buche	0,6	7,8	7,3	17,4	2,5
Dev_I, PP	aNL*Q'd	Buche	2,0	2,3	1,4	17,4	2,1
S's	S^s'sTR	Buche	2,4	2,6	1,5	17,4	2,0
S's, PP	aS^s'sTR	Buche	3,9	1,9	1,9	17,4	1,7
Rot_II	ZL^u'r	Buche	2,3	8,5	4,4	17,4	3,0
BiL	BiL+VTbs	Buche	5,3	10,5	3,8	17,4	3,5
ML	ML+B	Buche	0,7	18,5	9,1	17,4	3,9
sauMag	NL+R	Buche	2,5	3,5	1,6	17,4	1,6
DoIL	eCL^d'm	Buche	3,0	132,6	24,3	17,4	0,8

Substrat	Substratreihe	Bestockungstyp	K	Ca	Mg	S	N
			kg ha ⁻¹ a ⁻¹	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	kg ha ⁻¹ a ⁻¹
LL	wöL	Fichte	1,7	54,3	19,8	16,8	4,7
Dev_I	wDL/^sJ'd	Fichte	2,8	4,0	2,2	16,8	5,3
Dev_II	DL/^s'd	Fichte	3,1	8,6	4,5	16,8	10,7
Dev_III	wöDL/*TsfJL'd	Fichte	0,7	9,4	8,8	16,8	6,6
Dev_I, PP	aNL*Q'd	Fichte	2,4	2,8	1,7	16,8	5,5
S's	S^s'sTR	Fichte	2,9	3,2	1,9	16,8	5,0
S's, PP	aS^s'sTR	Fichte	4,7	2,3	2,3	16,8	4,3
Rot_II	ZL^u'r	Fichte	2,9	10,7	5,5	16,8	7,8
BiL	BiL+VTbs	Fichte	7,0	13,7	5,0	16,8	9,2
ML	ML+B	Fichte	0,9	22,4	11,0	16,8	10,4
sauMag	NL+R	Fichte	2,9	4,1	1,9	16,8	4,2
DoIL	eCL^d'm	Fichte	2,3	100,9	18,5	16,8	2,2

Tabelle 29

Nährelementausträge mit dem Sickerwasserfluss unter Fichte bei unterschiedlichem Wasserregime; Einsteuerung in DSS: Hunsrück, Rhein-Hunsrück, 750-849 mm, kollin, eben, frisch, (Substratreihe variiert)

Substrat	Substratreihe	Wasserregime	K	Ca	Mg	S	N
			kg ha ⁻¹ a ⁻¹	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	kg ha ⁻¹ a ⁻¹
Dev_I	wDL/ˆsJ'd	Staunass	2,8	4,0	2,2	16,8	5,3
Dev_II	DL/ˆs'd	Terrestrisch	3,1	4,5	2,5	16,8	8,8

Unter Fichte ergeben sich höhere Stickstoffausträge als unter Buche und damit verbunden in der Regel auch höhere Austräge an K, Ca und Mg. Nur beim Dolomitlehm (DoLL) zeigt die Buche höhere Basekationenausträge als die Fichte. Die Schwefelausträge unterscheiden sich zwischen den Baumarten nur wenig. Zwischen den als Beispiele herangezogenen Substraten variieren vor allem die Calcium- und Magnesiumausträge beträchtlich. Besonders hohe Austräge zeigen erwartungsgemäß die Dolomitlehme, die Lösslehme (LL) und die Magmatischen Lehme (ML). Auffällig sind auch die hohen Kaliumausträge bei Bimslehmen (BiL) und die im Vergleich zu den übrigen devonischen Bodensubstraten hohen Magnesiumausträge beim Devon III.

Innerhalb eines Substrats beeinflusst das über die Substratreihe eingesteuerte Wasserregime den Stickstoffaustrag (vgl. Kap. 4.2.3) und damit auch den Austrag der Kationen K, Ca und Mg. Tabelle 29 zeigt die Nährelementausträge mit dem Sickerwasserfluss einer Devon_I Substratreihe mit Stauwassereinfluss im Vergleich zu einer Substratreihe ohne Stauwassereinfluss: In diesem Beispiel sind beim Stauwasserstandort die Stickstoffausträge um ca. 40 % und die K-, Ca- und Mg-Austräge um etwa 10 % geringer als beim terrestrischen Standort.

5.3.2 Nährstoffvorräte im Boden

Die Nährstoffvorräte im Mineralboden werden differenziert für die jeweilige Substratreihe in Abhängigkeit der Frischstufe geschätzt (Kap. 4.4.1). Die Schätzung der Humusauflagevorräte erfolgt nach Substratgruppen differenziert in Abhängigkeit von Bestockungstypen und der Höhe über NN (Kap. 4.4.2). Im DSS-Nährstoffbilanzen wird die Summe der Mineralbodenvorräte und der

Humusauflagevorräte ausgegeben. In Tabelle 30 sind die Nährstoffvorräte im Boden ausgewählter Bodensubstrate mit unterschiedlicher Trophie bei zwei weit auseinanderliegenden Frischstufen dargestellt. Im Anhang 4.3 finden sich Vorratsabschätzungen für alle im Projekt bearbeiteten Substrate bei Frischstufe „frisch“.

Bei sonst identischer Einsteuerung von Substratreihe, Niederschlagsgruppe und Grundform bestimmt die Frischstufe die Feinbodenmenge (Gründigkeit, Skelettgehalt) (vgl. Kap. 4.4) und hat daher einen erheblichen Einfluss auf die kalkulierten Bodenvorräte. So ist in den in Tabelle 30 dargestellten Beispielen der Phosphorvorrat in der bei den Dolomitlehmen ausgewählten Substratreihe bei Einsteuerung der Frischstufe „sehr frisch“ mit 4,48 t P/ha nahezu vierfach höher als bei Einsteuerung der Frischstufe „trocken“ mit nur 1,25 t P/ha. Bei Phosphor und Stickstoff hat die Frischstufe sogar einen größeren Einfluss auf den Nährstoffvorrat als das Bodensubstrat. Bei den übrigen Elementen wird der Nährstoffvorrat im Boden dagegen überwiegend vom jeweiligen Substrat bestimmt. Auffällig niedrig sind die Vorräte an allen aufgeführten Nährelementen bei den Sanden des Buntsandsteins (S`s), den Podsolen dieses Bodensubstrats (S`s,PP), den Podsolen im Devon_I (Dev_I,PP) und bei den Sauren Magmatiten (SauMag). Selbst bei Frischstufe „sehr frisch“ entfallen die kalkulierten Vorräte meist in die Bewertungsstufen „gering“ oder „gering/mittel“ nach AK Standortkartierung (2016, Tab. 79 und 86). Hohe Vorräte an Kalium, Calcium und Magnesium weisen die ausgewählten Substratreihen der Substrate Dolomitlehme (DoLL), Magmatische Lehme (ML), Bimslehme (BiL), Lösslehme (LL) und bei höherer Frischstufe auch Devon_III und Rotliegendes_II auf (vgl. Tab. 30). Neben

Tabelle 30

Nährelementvorräte im Mineralboden und Humus bei unterschiedlichem Bodensubstrat (Abkürzungen der Substrate und Kurzbeschreibung in Tab.1, Kap. 3.1) und unterschiedlicher Frischestufe Einsteuerung in DSS: Hunsrück, Rhein-Hunsrück, 750-849 mm, kollin, eben, Fichte (Substratreihe und Frischestufe variiert)

Substrat	Substratreihe	Frischestufe	K	Ca	Mg	N	P
			kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹
LL	wöL	trocken	447	2177	821	3383	643
Dev_I	wDL/^sJ'd	trocken	320	380	146	4648	556
Dev_II	DL/^s'd	trocken	335	424	152	5239	576
Dev_III	wöDL/*TsfJL'd	trocken	404	1660	932	4539	758
Dev_I, PP	aNL*Q'd	trocken	161	288	108	3351	538
S's	S^s'sTR	trocken	184	209	62	2417	497
S's, PP	aS^s'sTR	trocken	182	212	58	2122	363
Rot_II	ZL^u'r	trocken	514	1135	709	2775	742
BiL	BiL+VTbs	trocken	994	1084	357	3831	961
ML	ML+B	trocken	422	6928	2086	4525	2476
sauMag	NL+R	trocken	240	397	127	2474	542
DoIL	eCL^d'm	trocken	820	15413	5525	5047	1253
LL	wöL	sehr frisch	1268	6690	2440	8851	2070
Dev_I	wDL/^sJ'd	sehr frisch	736	706	262	12080	1519
Dev_II	DL/^s'd	sehr frisch	686	718	237	12923	1502
Dev_III	wöDL/*TsfJL'd	sehr frisch	1060	4546	2755	11954	2280
Dev_I, PP	aNL*Q'd	sehr frisch	230	430	151	9090	1516
S's	S^s'sTR	sehr frisch	362	357	98	5267	1506
S's, PP	aS^s'sTR	sehr frisch	369	383	88	4359	1116
Rot_II	ZL^u'r	sehr frisch	1675	4052	2773	7499	2712
BiL	BiL+VTbs	sehr frisch	3149	2849	782	10720	3333
ML	ML+B	sehr frisch	1148	22220	6118	12071	8096
sauMag	NL+R	sehr frisch	477	652	197	4497	1079
DoIL	eCL^d'm	sehr frisch	2919	56012	19804	16050	4478

den erwartungsgemäß sehr hohen Calcium- und Magnesiumvorräte in den Dolomitlehmen und den Magmatischen Lehmen fallen die selbst bei geringer Frischstufe hohen Kaliumvorräte bei den Bimslehmen auf.

5.3.3 Ausweisung von Vulnerabilitätsstufen

Zur Einwertung der Sensitivität der Waldstandorte gegenüber einer Beeinträchtigung der Nährstoffnachhaltigkeit (Vulnerabilität) und zur Erleichterung der Umsetzbarkeit der in Kapitel

6.4.2 dargelegten Empfehlungen zur nährstoffnachhaltigen Nutzung werden auf Basis der Nährstoffbilanzen und -vorräte fünf Vulnerabilitätsstufen ausgewiesen:

Stufe 1 – sehr geringe Vulnerabilität

Nährstoffentzugsindex_Vollbaum für Phosphor bei phosphorreicherer Standorten ($P_{ges} > 950 \text{ kg/ha}$) > 15 bzw. bei phosphorarmen Standorten ($P_{ges} \leq 950 \text{ kg/ha}$) > 23 und K-Bilanz trotz Vollbaumnutzung ausgeglichen oder positiv; Ca-Bilanz und

Mg-Bilanz auch bei Vollbaumnutzung ausgeglichen oder positiv oder Nährstoffzugsindex Ca > 10 und Mg > 10.

Stufe 2 - geringe Vulnerabilität

Nährstoffzugsindex_Vollbaum für Phosphor bei phosphorreicherer Standorten ($P_{ges} > 950 \text{ kg/ha}$) > 13 bzw. bei phosphorarmen Standorten ($P_{ges} \leq 950 \text{ kg/ha}$) > 19 und K-Bilanz auch bei Vollbaumnutzung ausgeglichen oder positiv; Nährstoffzugsindex Ca > 2 und Mg > 2.

Stufe 3 – mittlere Vulnerabilität

Nährstoffzugsindex_Derbholz für Phosphor bei phosphorreicherer Standorten ($P_{ges} > 950 \text{ kg/ha}$) > 20 bzw. bei phosphorarmen Standorten ($P_{ges} \leq 950 \text{ kg/ha}$) > 30 und K-Bilanz bei Derbholznutzung ausgeglichen oder positiv.

Stufe 4 – hohe Vulnerabilität

Nährstoffzugsindex_Derbholz für Phosphor bei phosphorreicherer Standorten ($P_{ges} > 950 \text{ kg/ha}$) > 17 bzw. bei phosphorarmen Standorten ($P_{ges} \leq 950 \text{ kg/ha}$) > 26 und positiver K-Bilanz bei Derbholznutzung oder Nährstoffzugsindex_Derbholz für Kalium $\geq 0,6$.

Sehr geringe Nährstoffvorräte: P- Bodenvorrat < 750 kg P ha^{-1} , K- Bodenvorrat < 150 kg K ha^{-1} , Ca-Bodenvorrat $200 \text{ kg Ca ha}^{-1}$ oder Mg-Bodenvorrat < 35 kg Mg ha ; Standorte der Stufe 5 (sehr hohe Vulnerabilität) werden bei sehr geringen Nährstoffvorräten nicht aufgewertet und bleiben in Stufe 5.

Stufe 5 – sehr hohe Vulnerabilität

Nährstoffzugsindex_Derbholz für Phosphor bei phosphorreicherer Standorten ($P_{ges} > 950 \text{ kg/ha}$) ≤ 17 bzw. bei phosphorarmen Standorten ($P_{ges} \leq 950 \text{ kg/ha}$) ≤ 26 und/oder Standorte mit negativer K-Bilanz bei Derbholznutzung und Nährstoffzugsindex_Derbholz für Kalium < 0,6 .

Bei Standorten mit sehr geringer Vulnerabilität (Stufe 1) ist eine vergleichsweise hohe Nutzungsintensität standortsverträglich und gegebenenfalls standortsförderlich, da hiermit Stickstoffüberschüsse abgebaut werden können. Allerdings gelten auch hier die in Kapitel 6.4.2 unter den

Ziffern 1, 2, 6 und 8 dargelegten Einschränkungen (insbesondere: zum Schutz des Kohlenstoff-/Humushaushalts Vollbaumnutzung bei maximal jedem zweiten Eingriff).

Bei Standorten mit geringer Vulnerabilität (Stufe 2) sollten Vollbaumnutzungen zum Schutz der Nährstoffvorräte auf 2 Eingriffe in 100 Jahren oder im jeweiligen Produktionszeitraum (80 bis 180 Jahre) beschränkt werden, bei Laubbäumen zum Beispiel auf zwei Dimensionierungseingriffe im jungem Baumholzalter, bei Nadelbäumen bei Eingriffen zur Einleitung der Verjüngung.

Bei Standorten mit mittlerer Vulnerabilität (Stufe 3) sind Vollbaumnutzungen nicht standortsverträglich. Nutzungen sollten hier generell auf Derbholz beschränkt werden. Schon bei Derbholznutzung defizitäre Ca- und Mg-Bilanzen (und die damit verbundene Versauerung) sollten über Dolomitkalkungen ausgeglichen werden (vgl. Kap. 6.5).

Auch bei Standorten mit hoher Vulnerabilität (Stufe 4) sind Vollbaumnutzungen auszuschließen. Darüber hinaus sollte schwächeres Laubderbholz im Bestand verbleiben. Empfohlen wird, bei Vulnerabilitätsstufe 4 bei Eingriffen anfallende Laubbäume mit einem BHD < 15 cm nach der Fällung (nach Möglichkeit an Ort und Stelle) im Bestand zu belassen und den Mindestzopf bei Laubbäumen auf 10 cm zu setzen. Wenn Bodenschutzkalkungen erfolgen, sollte auf diesen schwach mit Phosphor versorgten Standorten zur Unterstützung des P-Haushalts eine Ausbringung von mit Holzasche und Phosphor angereichertem Dolomitkalk erwogen werden (vgl. Kap. 6.5).

Bei Standorten der Vulnerabilitätsstufe 5 sind neben Dolomitkalkung (ggf. angereicherter Dolomitkalk) die bereits für die Vulnerabilitätsstufe 4 angeführten Maßnahmen zur Reduzierung des Kaliumzugs mit der Holzernte zwingend notwendig. Empfohlen wird, bei Vulnerabilitätsstufe 5 bei Eingriffen anfallende Laubbäume mit einem BHD < 20 cm nach der Fällung (nach Möglichkeit an Ort und Stelle) im Bestand zu belassen und den Mindestzopf bei Laubbäumen auf 12 cm zu setzen.

Bei den Standorten der Vulnerabilitätsstufen 4 und 5 kommt zudem den in Kapitel 6.3 angeführten waldbaulichen Maßnahmen zur Stabili-

sierung des Stoffhaushalts besondere Bedeutung zu.

5.3.4 Bewertungen der Nährstoffbilanzen

Nachfolgend erfolgen anhand von Beispielen Bewertungen der für die rheinland-pfälzischen Standorte anhand der aktuellen Datenbasis erstellten Nährstoffbilanzen unter Einbeziehung eines Vergleichs der einzelnen Flussgrößen untereinander und eines Abgleichs mit den Bodenvorräten des jeweiligen Nährstoffs (Indikator „Nährstoffzugsindex“). Da sich die einzelnen Nährstoffe sehr unterschiedlich verhalten und Bilanzdefizite gegebenenfalls sehr unterschiedliche Konsequenzen nach sich ziehen, erfolgen die Bewertungen differenziert nach den einzelnen Nährelementen. Zudem werden Einschätzungen der Vulnerabilität der Standorts-Bestockungskombinationen gegenüber Verletzungen der Nährstoffnachhaltigkeit bei unterschiedlicher Nutzungsintensität dargestellt und erörtert.

Tabelle 31 zeigt Befunde für die Bestockung Buche auf Devon II im Hunsrück und auf Sanden des Buntsandsteins im Pfälzerwald. Die Kalkulationen erfolgten mit dem Entscheidungsunterstützungssystem (DSS)-Nährstoffbilanzen (vgl. Kap. 5.2.2). Die konkreten Einstellungen in das DSS sind bei der Tabelle angegeben.

Auf den beiden ausgewählten Substraten liegt der durchschnittliche jährliche Biomasseentzug bei Vollbaumnutzung etwa um das 1,3-Fache höher als bei Derbholznutzung. Die durchschnittlichen jährlichen Nährelemententzüge sind bei Vollbaumnutzung gegenüber der Derbholznutzung um das 1,4- bis 2,2-Fache höher.

Die **Kalium**bilanzen sind auf dem Buntsandsteinstandort schon bei Derbholznutzung defizitär, während sie auf dem Devon II-Standort auch bei Vollbaumnutzung deutlich positiv bleiben. Die Unterschiede zwischen den beiden Standorten ergeben sich vor allem aus der unterschiedlichen Kaliumfreisetzung aus der Mineralverwitterung: Sie ist auf dem Devon-Standort viermal so hoch wie auf dem Buntsandsteinstandort. Während die K-Freisetzungsraten auf dem Buntsandsteinstandort nur halb so hoch ist wie der K-Entzug

bei Derbholznutzung, gleicht sie auf dem Devonstandort selbst bei Vollbaumnutzung den Ernteentzug aus. Die Kaliumvorräte im Boden liegen auf dem ausgewählten Devonstandort im „mittleren“ Bereich (vgl. AK Standortkartierung 2016, Tab. 86), auf dem Buntsandsteinstandort dagegen in der Bewertungsstufe „gering“. Obwohl die K-Ernteentzüge auf dem (ärmeren) Buntsandsteinstandort bei vergleichbarem Biomasseentzug geringer ausfallen als auf dem Devonstandort, sind die Nährstoffentzugsindizes-Derbholz (NEI_{Dh}) und -Vollbaumnutzung (NEI_{Vb}) aufgrund der deutlich geringeren Bodenvorräte beim Buntsandsteinstandort erheblich geringer als beim Devonstandort. Die schon bei Derbholznutzung defizitäre Kaliumbilanz und der unter 0,6 liegende NEI_{Dh} führen dazu, dass der Buntsandsteinstandort in die Vulnerabilitätsstufe „sehr hoch“ eingewertet wird (vgl. Kap. 5.3.3).

Für den Kaliumhaushalt der Ökosysteme ist der Ernteentzug eine bedeutsame Größe. Nach Untersuchungen von DUCHESNE & HOULE (2008) sowie OLSSON et al. (1996a,b) verringert der K-Entzug den austauschbaren K-Pool im Boden. Bei defizitären Bilanzen und nur geringen Kaliumvorräten im Boden, wie im dargestellten Beispiel für Buntsandstein, sollte daher die Nutzungsintensität reduziert werden. Buchen enthalten vergleichsweise viel Kalium im Holz (vgl. Kap. 3.2). Auf Standorten mit defizitären K-Salden sollte daher nach Möglichkeit auch die Nutzung von Buchenderbholz eingeschränkt werden, beispielsweise durch Belassen eines Teils des schwächeren Buchen-Industrie- oder -Brennholzes im Waldbestand (siehe Kap. 6.4). Auch erscheint auf Standorten mit geringen K-Vorräten und defizitärer K-Bilanz eine K-Zufuhr über einen mit Holzasche angereicherten Dolomitmalk angebracht (vgl. Kap. 6.5.2).

Die **Calcium**bilanzen sind bei den beiden ausgewählten Standorten schon bei Derbholznutzung defizitär. Die Ca-Freisetzung aus der Mineralverwitterung reicht auf beiden Standorten bei Weitem nicht aus, den Entzug bei Derbholznutzung auszugleichen. Die Ca-Deposition spielt in der Bilanz dieser Beispielstandorte eine bedeutendere Rolle als die Ca-Freisetzung aus der Verwitterung. Defizitäre Ca-Bilanzen sind auf basenarmen

Tabelle 31

Bilanzierungsbefunde, Schätzungen der Nährstoffvorräte im Boden (Humusaufgabe + Mineralboden) und Nährstoffentzugsindizes bei Derbholznutzung (NEI_Dh) und bei Vollbaumnutzung (NEI_Vb) bei Bestockung mit Buche auf Devon II und auf Sanden des Buntsandsteins; Biomasseentzug in t Trockenmasse ha⁻¹ a⁻¹, Nährelement-Bilanzkomponenten in kg ha⁻¹ a⁻¹, Bodenvorrat in kg ha⁻¹, NEI: Bodenvorrat/(Entzug Derbholz bzw. Vollbaum*100 Jahre).

Einstreuung Devon II (obere Hälfte der Tabelle): Hunsrück, Mosel-Hunsrück, 850 - 949 mm, kollin, eben, Devon II, Substratreihe DL/As`d, frisch, Buche, Ertragsklasse 2,0;

Einstreuung Buntsandstein (untere Hälfte der Tabelle): Pfälzerwald, Wasgau (Südlicher Pfälzerwald), 850 - 949 mm, kollin, eben, Sande des Buntsandsteins, Substratreihe SAs`sTR, frisch, Buche, Ertragsklasse 2,0

Devon_II	Biomasse	K	Ca	Mg	S	N	P
Deposition		2,0	3,4	0,8	5,9	13,1	0,2
Verwitterung		10,1	1,1	3,2	0,0	0,0	0,1
Sickerwasseraustrag		2,3	6,5	3,4	17,8	4,7	0,0
Entzug Derbholz m. R.	4,5	6,2	6,2	1,3	0,6	6,5	0,5
Entzug Vollbaum	5,9	8,8	10,5	1,9	1,0	13,0	1,1
Bilanz Derbholz m. R.		3,5	-8,2	0,7	12,6	1,9	-0,3
Bilanz Vollbaum		0,9	12,5	1,3	13,0	-4,6	-0,9
Bodenvorrat (Humus + Mineralboden)		494	483	159		9413	1110
Nährstoffentzugsindex Vollbaum		0,6	0,5	0,8			9,7
Nährstoffentzugsindex Derbholz		0,8	0,8	1,2			21,4
Vulnerabilitätsstufe:	mittel						
Buntsandstein							
Biomasse	K	Ca	Mg	S	N	P	
Deposition		1,9	4,0	0,7	6,4	13,1	0,2
Verwitterung		2,7	0,1	0,2	0,0	0,0	0,1
Sickerwasseraustrag		2,4	2,6	1,5	14,5	2,7	0,0
Entzug Derbholz m. R.	4,4	4,8	6,0	1,1	0,7	6,5	0,4
Entzug Vollbaum	5,7	6,8	8,9	1,5	1,1	11,7	0,7
Bilanz Derbholz m. R.		-2,5	-4,6	1,7	-8,8	4,0	-0,1
Bilanz Vollbaum.		-4,6	-7,4	2,1	-9,2	-1,2	-0,5
Bodenvorrat (Humus + Mineralboden)		230	217	58		3296	1043
Nährstoffentzugsindex Vollbaumnutzung		0,3	0,2	0,4			14,9
Nährstoffentzugsindex Derbholznutzung		0,5	0,4	0,5			28,5
Vulnerabilitätsstufe:	sehr hoch						

Substraten offenbar die Regel (AKSELSSON et al. 2007a, BLOCK et al. 2007, 2008, 2013, HUNTINGTON 2000, KLINCK et al. 2012a, LIKENS et al. 1998, PRETZSCH et al. 2013, WATMOUGH & DILLON 2003). Dies liegt an der häufig gegenüber den Entzügen mit der Ernte nur sehr geringen Calciumnachlieferung aus der Verwitterung und den inzwischen deutlich zurückgegangenen Calciumeinträgen über die atmogene Deposition. Die Ca-Bodenvorräte fallen auf dem ausgewählten Devonstandort in die Bewertungsstufe „gering/mittel“ (vgl. AK Standortskartierung 2016, Tab. 86), auf dem Buntsandsteinstandort in die Bewertungsstufe „gering“. Die Nährstoffnutzungsindizes sind bei beiden Nutzungsintensitäten mit Werten <1 sehr gering und weisen wie die defizitären Bilanzen selbst bei Beschränkung auf Derbholznutzung auf eine hohe Gefährdung des Ca-Haushaltes beider Standorte hin. Ein Ausgleich der defizitären Ca-Bilanzen ist daher bei beiden Standorten nur über eine externe Ca-Zufuhr zum Beispiel durch Bodenschutzkalkung zu erzielen.

Auch die **Magnesium**bilanzen sind bei den beiden ausgewählten Standorten schon bei Derbholznutzung defizitär. Allerdings reicht auf dem Devonstandort die Mg-Freisetzung aus der Mineralverwitterung aus, den Ernteentzug selbst bei Vollbaumnutzung auszugleichen. Das Mg-Bilanzdefizit wird auf dem Devonstandort durch die hohen Mg-Austräge mit dem Sickerwasserfluss verursacht, die mit den vergleichsweise hohen Nitratstickstoff-Austrägen zusammenhängen. Die Mg-Bodenvorräte fallen auf dem Devonstandort in die Bewertungsstufe „mittel“, auf dem Buntsandsteinstandort in die Bewertungsstufe „gering“. Dementsprechend sind die Nährstoffnutzungsindizes auf dem Devonstandort etwas höher als auf dem Buntsandsteinstandort. Wenn gleich die defizitären Bilanzsalden auf beiden Standorten auf einen vulnerablen Mg-Haushalt hinweisen, zeigen die Detailinformationen der Bilanzierung, dass auf dem Buntsandsteinstandort eine Einschränkung der Nutzungsintensität zwingender ist als auf dem Devonstandort. Wie bei Calcium ist auch bei Magnesium zum Ausgleich der defizitären Bilanzen bei beiden Standorten eine externe Mg-Zufuhr zum Beispiel durch eine Bodenschutzkalkung mit Dolomit erforder-

lich. Auf dem Devonstandort wäre angesichts der vergleichsweise hohen Mg-Freisetzungsrates aus der Verwitterung eine ausgeglichene Mg-Bilanz auch über eine Reduzierung der Mg-Austräge mit dem Sickerwasser zu erzielen. Allerdings müssten hierzu die als „Kationenschiffer“ wirkenden Anionenausträge mit dem Sickerwasser, insbesondere die Nitrat- und Sulfatausträge, deutlich sinken, was mittelfristig nicht realistisch erscheint (s. u.).

Beim **Schwefel** ergeben sich bei beiden ausgewählten Substraten und auch bei allen anderen Substraten des Projekts unabhängig von der Nutzungsintensität stets negative Bilanzsalden. Diese Bilanzdefizite entstehen durch den allmählichen Abbau von in Zeiten noch höherer Sulfatdeposition im Boden angereicherten Sulfaten, wodurch die Sickerwasserausträge die aktuellen Depositionsraten überschreiten. Diese Befunde stimmen mit den Ergebnissen anderer Feldstudien überein (AKSELSSON et al. 2013, KLINCK et al. 2012a, FORSIUS et al. 2005, KREUTZER et al. 1998). Der Entzug mit der Holzernte spielt in den Bilanzen nur eine vergleichsweise geringe Rolle, da er meist um eine Größenordnung niedriger ist als die Deposition und der Austrag mit dem Sickerwasser. In Rheinland-Pfalz wurden bei der zweiten landesweiten Bodenzustandserhebung mit Königswasser extrahierbare Gesamtschwefelmengen im Wurzelraum von 95 bis 5900 kg je Hektar ermittelt (BLOCK & GAUER 2012). Vergleichsweise niedrige S-Vorräte finden sich vor allem auf Sanden des Buntsandsteins. Hier sind auch die Austräge mit dem Sickerwasser und die Bilanzdefizite geringer als auf anderen Substraten. Nach Untersuchungen von PRIETZEL und KÖLLING (1999) an bayerischen Waldböden erwiesen sich durchschnittlich 60 % der Schwefelvorräte als mobilisierbar. Bei S-Bilanzdefiziten von 5 bis 15 kg S ha⁻¹ a⁻¹ ist demnach auf der Mehrzahl der Waldstandorte von einer noch einige Jahrzehnte anhaltenden, erhöhten Befruchtung des Sickerwassers mit SO₄²⁻ auszugehen. Langfristig ist allerdings mit einer weiteren Abnahme der Sulfatausträge und der daran gekoppelten Austräge an Kationen zu rechnen. Gegenwärtig lässt sich aus den negativen Bilanzsalden keine Notwendigkeit einer Nutzungseinschränkung oder Schwefeldüngung ableiten. Allerdings sollten der Schwefeleintrag

über die Deposition und der Austrag mit dem Sickerwasser sowie die Versorgung der Waldbäume mit diesem Nährelement langfristig beobachtet werden, um rechtzeitig Versorgungsengpässen begegnen zu können. Dies gilt insbesondere für Buchenbestände auf Buntsandstein, da dieses Substrat den BZE-Befunden zufolge (BLOCK & GAUER 2012) nur über vergleichsweise geringe S-Vorräte im Boden verfügt* und die Bilanzdefizite bei Buche höher ausfallen, als bei den übrigen Bestockungstypen.

Stickstoff gelangt in vergleichsweise großen Mengen über die atmosphärische Deposition in die Waldökosysteme. Auch in den beiden als Beispiele dargestellten Situationen übersteigt die N-Deposition die N-Entzüge bei Derbholznutzung um das Doppelte und trotz der hohen N-Austräge mit dem Sickerwasser weisen die N-Salden bei Derbholznutzung einen Überschuss aus. Bei Vollbaumnutzung ergeben sich negative N-Salden, die allerdings auch über 100 Jahre aufsummiert nur wenige Prozent des N-Bodenvorrats ausmachen. Eine Vollbaumnutzung kommt zudem wegen der Vulnerabilität beider Standorte in Bezug auf den K-, Ca-, Mg- und P-Haushalt nicht in Betracht.

Aktuell werden die N-Entzüge mit der Ernte durch die N-Einträge über die Deposition meist überkompensiert. Allerdings ist die Stickstoffemission europaweit rückläufig und auch die N-Deposition in den Waldökosystemen zeigt in einer Reihe von Messflächen bereits eine abnehmende Tendenz (KLINCK et al. 2012a, FAWF 2016b). Wenngleich sich aus der aktuellen Situation noch keine Nutzungseinschränkungen aus den N-Bilanzen ableiten lassen, so sollte doch die Entwicklung des Stickstoffeintrags über die Deposition, des Austrags über das Sickerwasser, der N-Vorräte im Boden und der Stickstoffernährung der Waldbäume fortlaufend beobachtet werden.

Bei **Phosphor** bestehen erhebliche Unsicherheiten bei der Abschätzung der Deposition und der Freisetzung aus der Verwitterung (vgl. FÖLLMI et

al. 2009). Für die P-Bilanzierung der rheinland-pfälzischen Standorte wurden eine P-Deposition von einheitlich $0,20 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (vgl. Kap. 4.2.1), pauschale, substratabhängige P-Freisetzungsraten aus der Mineralverwitterung zwischen $0,04$ (Schwemmsande) und $0,10 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Magmatische Lehme) (vgl. Kap.4.2.2) und ein einheitlicher P-Austrag mit dem Sickerwasser von $0,03 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (vgl. Kap. 4.2.3) angenommen. Der sicher zu bestimmende P-Verlust mit der Holzernnte ist bei beiden Beispielstandorten die bestimmende Größe der P-Bilanz. Die Unterschiede zwischen Vollbaum- und Derbholznutzung sind in den Ernteentzügen und Bilanzsalden besonders ausgeprägt. Ein Verzicht auf die Mitnutzung des Kronenmaterials wirkt sich daher positiv auf den P-Haushalt aus. Dies wird auch in anderen Feldstudien bestätigt: beim Vergleich Stammholznutzung/Vollbaumnutzung zeigten sich meist erhebliche Unterschiede in den Auswirkungen auf die P-Gehalte im Boden und die P-Ernährung der Nadeln/Blätter (vgl. THIFFAULT et al 2011). Die P-Entzüge mit der Holzernnte liegen schon bei Derbholznutzung meist höher als die angenommenen Einträge über Deposition und Verwitterung, so dass sich, wie in den beiden in Tabelle 31 dargestellten Beispielssituationen, in der Regel defizitäre Salden ergeben. Dies stimmt mit Befunden von LG et al. (2009) überein, die P-Bilanzen aus den Daten des deutschen forstlichen Umweltmonitorings herleiteten. Da die Einträge an Phosphor meist nur sehr gering sind und der Export mit dem Erntegut die Bilanzen dominiert, kommt dem Abgleich zwischen Ernteentzug und Bodenvorrat eine entscheidende Rolle zu. In den in Tabelle 31 dargestellten Beispielen liegen die Gesamt-Phosphorvorräte im Boden bei etwa 1 t P/ha auf dem Buntsandsteinstandort und $1,1 \text{ t P/ha}$ auf dem Devonstandort. Die P-Entzüge über die Derbholznutzung der jeweiligen Buchenbestände sind auf dem Buntsandsteinstandort merklich geringer als auf dem Devonstandort, da Holz- und Rinde der Buche auf den Sanden des Buntsandsteins geringere P-Gehalte aufweisen als im Devon II (vgl. Kap. 3.2.2.2).

* Eine substratdifferenzierte Schätzung der Schwefelvorräte im DSS ist gegenwärtig wegen der noch unzureichenden Datenlage nicht möglich.

Die über 100 Jahre aufsummierten P-Entzüge machen bei Derbholznutzung auf dem Devonstandort knapp 5 %, auf dem Buntsandsteinstandort 3,5 % des Gesamt-P-Vorrats im Boden aus. Die Nährstoffentzugsindizes sind dementsprechend vergleichsweise hoch und weisen keine besondere Vulnerabilität des P-Haushalts auf den beiden ausgewählten Standorten auf. Bei dieser Bewertung sollte allerdings berücksichtigt werden, dass Phosphor ein breites Spektrum unterschiedlicher Bindungsformen aufweist, das von leicht verfügbaren bis zu schwer verfügbaren organischen und anorganischen Formen reicht (HEDLEY et al. 1982) und der pflanzenverfügbare Anteil aus den verfügbaren Daten der P_{ges} -Vorräte nicht zuverlässig abgeleitet werden kann. Zudem belegen aktuelle Auswertungen zur Waldernährung in Rheinland-Pfalz eine häufig unzureichende Phosphorernährung (GREVE et al. 2016). Die aufgrund der defizitären Kaliumbilanz erfolgte Einwertung des Buntsandsteinstandortes in Tabelle 31 in die Vulnerabilitätsstufe „sehr hoch“ und die damit verbundenen Empfehlungen zur Einschränkung der Nutzungsintensität (vgl. Kap. 6.4) ist somit auch eine bedeutsame Vorsorgemaßnahme zum Schutz des Phosphorhaushaltes.

Der Bestockungstyp beeinflusst die Nährstoffbilanz und die Einwertung des Standorts in die jeweilige Vulnerabilitätsstufe im Wesentlichen über die baumartenspezifischen Nährstoffentzüge, aber auch über die baumartenspezifische Deposition und den Einfluss der Bestockung auf die Sickerwasserausträge. Tabelle 32 zeigt die Bilanzsalden bei Derbholz- und Vollbaumnutzung und die abgeleiteten Vulnerabilitätsstufen für den in Tabelle 31 bereits dargestellten Buntsandsteinstandort, differenziert nach den sieben im Projekt bearbeiteten Bestockungstypen.

Die Kaliumbilanzen sind in diesem Bestockungstyp-Vergleich nur bei Kiefer positiv - im Reinbestand bei beiden Nutzungsintensitäten, bei Kiefern-Buchen-Mischbeständen nur bei Beschränkung auf Derbholznutzung. Dies ist im Wesentlichen auf die vergleichsweise geringen Ernteentzüge bei Kiefer im Vergleich zu den anderen Baumarten zurückzuführen (Derbholznutzung Kiefer: $1,3 \text{ kg K ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$; Buche: $4,8 \text{ kg K ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$;

Fichte: $3,1 \text{ kg K ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Bei den übrigen Bestockungstypen ergeben sich demgegenüber schon bei Derbholznutzung defizitäre K-Bilanzsalden, wobei die Defizitbeträge bei Buche auffallend hoch, bei Douglasie demgegenüber merklich geringer ausfallen. Bei Buche sind die hohen K-Bilanzdefizite den hohen K-Exporten mit der Holzernte auch bereits bei Derbholznutzung geschuldet. Bei Douglasie sind die K-Entzüge bei Derbholznutzung demgegenüber nur etwas mehr als halb so hoch wie bei Buche (Douglasie: $2,7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$; Buche: $4,8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$); allerdings sind die K-Austräge mit dem Sickerwasser höher (Douglasie: $3,3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$; Buche: $2,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$).

Die Calcium- und Magnesium-Bilanzen sind auf dem als Beispiel herangezogenen Standort bei allen Bestockungstypen schon bei Derbholznutzung defizitär. Dies ist im Wesentlichen eine Folge der nur sehr geringen Nachlieferung dieser Nährelemente aus der Verwitterung ($0,1 \text{ kg Ca}$ und $0,2 \text{ kg Mg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Geringe Bilanzdefizite ergeben sich bei Derbholznutzung in Kiefernreinbeständen, besonders hohe Defizite bei Vollbaumnutzung in Fichtenbeständen.

Die Stickstoffbilanzen sind nur bei Vollbaumnutzung in Fichten-, Douglasien- und Buchenbeständen defizitär; vor allem bei Derbholznutzung in Kiefer und Eiche ergeben sich erhebliche Bilanzüberschüsse.

Die Phosphorbilanzen sind nur bei den Bestockungstypen „Kiefer“ und „Kiefer mit Buche“ bei Derbholznutzung positiv. Besonders hohe Defizite in den P-Bilanzsalden ergeben sich bei Vollbaumnutzung in Fichte und Douglasie.

Die für die Beispiele in Tabelle 32 hergeleiteten Vulnerabilitätsstufen reichen von „mittlere Vulnerabilität“ bei den Bestockungstypen „Kiefer“ und „Kiefer mit Buche“ bis „sehr hohe Vulnerabilität“ beim Bestockungstyp „Buche“. Die Einwertung der Buchenbestockung in die höchste Vulnerabilitätsstufe ist der schon bei Derbholznutzung defizitären Kaliumbilanz bei zudem sehr geringem NEI_Dh (Buche: 0,5; zum Vergleich: Kiefer: 2,0, Douglasie: 0,9) geschuldet.

Das Bodensubstrat beeinflusst die Nährstoffbilanzen im Wesentlichen über die Nährstofffreisetzung aus der Mineralverwitterung, aber auch über die Nährstoffausträge mit dem Sickerwasser

Tabelle 32

Bilanzsalden bei Derbholznutzung und bei Vollbaumnutzung sowie Vulnerabilitätsstufe bei unterschiedlicher Bestockung; Einsteuerung: Pfälzerwald, Wasgau (Südlicher Pfälzerwald), 850 - 949 mm, kollin, eben, Sande des Buntsandsteins, Substratreihe S^Λs`sTR, frisch, Ertragsklasse 2,0 (Bestockungstyp variiert)

Bestockungstyp	K	Ca	Mg	N	P	Vulnerabilität
Derbholznutzung (Dh)	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	
Vollbaumnutzung (Vb)						
Fichte_Dh	-0,9	-4,6	-1,5	5,0	-0,22	hoch
Fichte_Vb	-3,8	-9,4	-2,2	-2,4	-0,89	
Douglasie_Dh	-0,4	-0,8	-1,2	5,5	-0,21	hoch
Douglasie_Vb	-3,2	-3,9	-1,7	-1,3	-0,62	
Kiefer_Dh	1,6	-0,4	-1,0	9,2	0,08	mittel
Kiefer_Vb	0,5	-1,7	-1,3	6,5	-0,12	
Kiefer mit Buche_Dh	0,7	-0,8	-1,1	7,9	0,02	mittel
Kiefer mit Buche_Vb	-0,8	-2,8	-1,4	4,2	-0,24	
Buche_Dh	-2,5	-4,6	-1,7	4,0	-0,15	sehr hoch
Buche_Vb	-4,6	-7,4	-2,1	-1,2	-0,48	
Eiche_Dh	-1,1	-2,6	-1,3	6,8	-0,13	hoch
Eiche_Vb	-2,1	-4,8	-1,7	4,2	-0,33	
Eiche mit Buche_Dh	-1,1	-4,5	-1,3	6,3	-0,08	hoch
Eiche mit Buche_Vb	-2,3	-7,0	-1,7	3,1	-0,31	

(insbesondere Anteile K, Ca, Mg an Kationenäquivalentsumme) und die Einwertung des Standorts in die jeweilige Vulnerabilitätsstufe zudem über die Nährstoffvorräte im Boden. Tabelle 33 zeigt die Bilanzsalden bei Derbholznutzung und die Vulnerabilitätsstufen für die 23 im Projekt differenzierten Bodensubstrate, Tabelle 34 die entsprechenden Bilanzen bei Vollbaumnutzung. Als Substratreihe wurde eine im jeweiligen Substrat häufig vertretene Substratreihe ausgewählt. Zu beachten ist, dass die Substratreihen innerhalb der Gruppen in wesentlichen Eigenschaften erheblich differieren können. So enthalten einige Substrate sowohl terrestrische als auch wechselfrische Substratreihen und Substratreihen mit der Hauptbodenart Sand oder mit Ton/Schluff/Lehm, was sich auf die Bilanzierungsbefunde auswirkt. Auch unterscheiden sich die Nährstoffvorräte im Boden zwischen den einzelnen Substratreihen einer Substratgruppe zum Teil beträchtlich, was die Einwertung der Vulnerabilität beeinflusst. Die Befunde in den Tabellen 33 und 34 sind daher

nur Beispiele und können nur mit erheblichen Einschränkungen auf andere Substratreihen in der jeweiligen Gruppe übertragen werden. Die übrigen Einsteuerparameter wurden gleich gehalten. Als Beispiel wurde der Rhein-Hunsrück ausgewählt, da hier besonders viele der Bodensubstrate vorhanden sind, und als Bestockung die Buche, da sie auf allen Substraten vorkommt.

Der (entkalkte) Lösslehm (LL) zeigt bei den gewählten Einsteuerungen bei beiden Nutzungsintensitäten erhebliche Bilanzüberschüsse für Kalium, aber Bilanzdefizite für Calcium, Magnesium und Phosphor. Die defizitären Ca- und Mg-Bilanzen werden durch die hohen Austräge dieser Elemente mit dem Sickerwasser verursacht. Bei Lösslehm ist der Oberboden meist bereits basenarm wodurch sich vergleichsweise geringe Ca-Freisetzungsraten ergeben. Demgegenüber enthält das Unterbodensickerwasser hohe HCO³⁻- und Ca²⁺-Gehalte, was zu hohen Ca-Austrägen mit dem Sickerwasser und dementsprechend ne-

Tabelle 33

Bilanzsalden bei Derbholznutzung bei unterschiedlichem Bodensubstrat (Abkürzungen der Substrate und Kurzbeschreibung in Tab. 1, Kap. 3.1)

Einststeuerung in DSS: Hunsrück, Rhein-Hunsrück, 750-849 mm, kollin, eben, frisch, Buche, Ertragsklasse 2,0 (Substratreihe variiert)

Substrat	Substratreihe	K	Ca	Mg	S	N	P	Vulnerabilität
		kg ha ⁻¹ a ⁻¹	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	
LL	wöL	21,0	-62,7	-15,9	-11,4	6,9	-0,4	gering
Dev_I	wDL/^sJ'd	0,3	-4,1	0,0	-11,3	4,8	-0,3	mittel
Dev_II	DL/^s'd	5,3	-7,7	-0,1	-11,4	4,1	-0,3	mittel
Dev_III	wöDL/*TsfJL'd	8,7	-9,2	-3,7	-11,4	6,2	-0,4	gering
Dev_I, PP	aNL*Q'd	-3,5	-3,6	-1,3	-11,3	6,4	-0,3	sehr hoch
S's	S^s'sTR	-2,0	-4,8	-1,5	-7,9	6,3	-0,1	sehr hoch
S's, PP	aS^s'sTR	-5,1	-4,2	-1,9	-7,9	6,6	-0,2	sehr hoch
oLS-L	LS^s'sK	1,2	-6,4	-0,8	-7,8	6,1	-0,3	mittel
mLS- L	wS/L'SF	5,1	-11,9	-5,6	-11,4	7,7	-0,4	mittel
mS	§S°Suk	5,2	-11,9	-4,7	-7,8	3,8	-0,4	gering
oS	S^s'jL	-2,0	-4,8	-1,5	-7,9	6,4	-0,1	hoch
oS, PP	aS^s'jL	-5,1	-4,2	-1,9	-7,9	6,8	-0,2	sehr hoch
Rot_I	UL^u'r	-1,1	-11,0	-2,3	-11,4	3,7	-0,4	hoch
Rot_II	ZL^u'r	7,0	-10,0	-0,7	-11,4	3,6	-0,4	gering
Rot_III	TL^u'r	31,7	-12,2	3,5	-11,4	3,3	-0,3	gering
Rot_S	S^s'r	0,6	-4,4	-1,1	-7,9	6,3	-0,1	mittel
Rot_S, PP	aS^s'c	-0,9	-3,7	-1,4	-7,9	6,7	-0,2	hoch
BiL	BiL+VTbs	78,0	8,7	15,4	-11,3	5,5	-0,2	sehr gering
BiLü	BiL/*TsfJ'd	82,7	11,7	12,2	-11,3	5,7	-0,2	sehr gering
BiLaü	&BiL'/*TsfJ'd	24,1	3,5	9,7	-11,3	4,9	-0,3	sehr hoch
BiL&	&BiL/*TsfJL'd	81,3	12,1	15,6	-11,4	3,8	-0,3	sehr gering
S'qSF	S'SF	-0,3	-7,1	-1,8	-7,9	6,3	-0,2	hoch
S'qSF,PP	aS'SF	-4,8	-5,3	-1,7	-7,9	6,5	-0,2	hoch
ML	ML+B	3,8	-6,5	3,0	-11,4	4,8	-0,4	sehr gering
eu_Tsf	§NL*Tsf'd	1,3	-16,5	-9,8	-11,4	2,9	-0,4	mittel
ZL	wZL^u'm	11,6	-8,4	1,1	-11,4	4,9	-0,4	gering
sauMag	NL+R	2,2	-6,1	-1,4	-11,4	4,2	-0,3	sehr hoch
KalkL	eLhf'RA	5,2	510,3	63,3	-11,4	5,3	-0,4	sehr gering
DoLL	eCL^d'm	3,5	1138,5	374,5	-11,4	7,9	-0,4	sehr gering
mLS- L/KalkL	cöL	22,6	-113,2	4,6	-11,4	5,8	-0,4	gering

Tabelle 34

Bilanzsalden bei Vollbaumnutzung bei unterschiedlichem Bodensubstrat (Abkürzungen der Substrate und Kurzbeschreibung in Tab. 1, Kap. 3.1)

Einstuerung in DSS: Hunsrück, Rhein-Hunsrück, 750-849 mm, kollin, eben, frisch, Buche, Ertragsklasse 2,0 (Substratreihe variiert)

Substrat	Substratreihe	K	Ca	Mg	S	N	P	Vulnerabilität
		kg ha ⁻¹ a ⁻¹	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	
LL	wöL	17,8	-67,4	-16,5	-11,8	0,8	-1,0	gering
Dev_I	wDL/ˆsJ'd	-1,4	-6,3	-0,4	-11,7	0,1	-0,7	mittel
Dev_II	DL/ˆs'd	2,7	-12,0	-0,7	-11,8	-2,4	-0,9	mittel
Dev_III	wöDL/*TsfJL'd	5,6	-13,9	-4,4	-11,8	0,1	-1,0	gering
Dev_I, PP	aNL*Q'd	-5,3	-5,7	-1,7	-11,7	1,7	-0,7	sehr hoch
S's	Sˆs'sTR	-4,0	-7,6	-1,9	-8,3	1,1	-0,5	sehr hoch
S's, PP	aSˆs'sTR	-7,2	-7,1	-2,3	-8,3	1,4	-0,5	sehr hoch
oLS-L	LSˆs'sK	-1,4	-10,7	-1,3	-8,2	-0,4	-0,9	mittel
mLS- L	wS/L'SF	2,0	-16,7	-6,2	-11,8	1,6	-1,0	mittel
mS	§S°Suk	2,2	-16,5	-5,2	-8,2	-2,4	-1,2	gering
oS	Sˆs'jL	-4,0	-7,6	-1,9	-8,3	1,2	-0,5	hoch
oS, PP	aSˆs'jL	-7,1	-7,1	-2,3	-8,3	1,6	-0,5	sehr hoch
Rot_I	ULˆu'r	-4,2	-15,7	-2,8	-11,8	-2,4	-1,2	hoch
Rot_II	ZLˆu'r	4,0	-14,7	-1,3	-11,8	-2,5	-1,2	gering
Rot_III	TLˆu'r	28,7	-16,9	3,0	-11,8	-2,8	-1,2	gering
Rot_S	Sˆs'r	-1,5	-7,2	-1,5	-8,3	1,1	-0,5	mittel
Rot_S, PP	aSˆs'c	-3,0	-6,5	-1,9	-8,3	1,5	-0,5	hoch
BiL	BiL+VTbs	75,1	5,6	15,0	-11,7	0,0	-0,6	sehr gering
BiLü	BiL/*TsfJ'd	79,8	8,6	11,8	-11,7	0,2	-0,6	sehr gering
BiLaü	&BiL"/*TsfJ'd	22,3	1,4	9,3	-11,7	0,2	-0,7	sehr hoch
BiL&	&BiL/*TsfJL'd	78,7	7,8	15,0	-11,8	-2,7	-0,9	sehr gering
S'qSF	S'SF	-2,3	-9,9	-2,2	-8,3	-1,1	-0,5	hoch
S'qSF,PP	aS'SF	-6,9	-8,2	-2,1	-8,3	-1,3	-0,5	hoch
ML	ML+B	0,6	-11,3	2,4	-11,8	-1,3	-1,0	sehr gering
eu_Tsf	§NL*Tsf'd	-1,9	-21,2	-10,4	-11,8	-3,2	-1,0	mittel
ZL	wZLˆu'm	8,6	-13,1	0,6	-11,8	-1,3	-1,2	gering
sauMag	NL+R	-0,5	-10,4	-2,0	-11,8	-2,8	-0,9	sehr hoch
KalkL	eLhf'RA	2,0	505,5	62,6	-11,8	-0,8	-1,0	sehr gering
Doll	eCLˆd'm	0,3	1133,8	373,9	-11,8	1,8	-1,0	sehr gering
mLS- L/KalkL	cöL	19,4	-118,0	4,0	-11,8	-0,2	-1,0	gering

gativen Bilanzsalden führt. Diese Leachingverluste sind deutlich höher als die Einträge mit der Deposition (vgl. auch ARMBRUSTER et al. 2002). Dabei wird der Austrag durch die Nitratauswaschung bei hoher N-Deposition forciert. Allerdings sind die Ca-Vorräte beim Lösslehm hoch (Bewertung nach AK STANDORTSKARTIERUNG 2016), die Mg-Vorräte sogar sehr hoch und die P-Vorräte mittel. Die Nährstoffentzugsindizes bei Vollbaumnutzung (NEI_Vb) liegen bei Ca und Mg deutlich über 2 und bei P über 13; daher wird der hier in das DSS eingesteuerte Standort in die Vulnerabilitätsstufe „gering“ eingewertet.

Als Beispiel für Devon_I (Dev_I) wurde als häufige Substratreihe in dieser Gruppe ein Decklehm über saprolithisch vorverwitterten quarzitisches Sandsteinen ausgewählt. Die Kalium- und Magnesiumbilanzen bei Derbholznutzung sind geringfügig, die Calciumbilanzen deutlich defizitär. Der ausgewählte Standort wurde aufgrund der schon bei Derbholznutzung negativen K-Bilanz bei einem NEI_Derbholz von 1,1 in die Vulnerabilitätsstufe „hoch“ eingewertet.

Der Podsolstandort im Devon_I (Dev_I,PP) zeigt aufgrund der geringeren Basekationen-Austräge mit dem Sickerwasser (höhere Al-Anteile an der Kationensumme) zwar ein leicht positives Mg-Bilanzsaldo, verfügt aber über deutlich geringere K-, Ca-, Mg und P-Vorräte als der Braunerde-Dev_I-Standort. Da die K-Bilanz schon bei Derbholznutzung defizitär ist und der NEI_Derbholz bei Kalium nur 0,3 beträgt, wurde er der Vulnerabilitätsstufe „sehr hoch“ zugeordnet.

Der als Beispiel herangezogene Devon_II-Standort (Dev_II), ein lösshaltiger Decklehm über Sandsteinen des Devons, weist bei beiden Nutzungsintensitäten deutlich positive Kaliumbilanzen, aber schon bei Derbholznutzung eine leicht negative Magnesiumbilanz und eine deutlich negative Calciumbilanz auf und wird in die Vulnerabilitätsstufe „mittel“ eingewertet.

Auch der ausgewählte Devon_III-Standort (Dev_III), ein wechselfrischer, lössreicher Decklehm über einem Tonschiefer-Saprolithlehm, zeigt wegen der hohen K-Freisetzung aus der

Mineralverwitterung bei beiden Nutzungsintensitäten Überschüsse in der Kaliumbilanz, aber schon bei Derbholznutzung beträchtliche Defizite bei Calcium und Magnesium. Die Defizitbeträge bei Ca und Mg sind höher als bei den vorstehend beschriebenen devonischen Substraten, da diese Nährstoffe auf diesem Substrat wegen ihrer höheren Anteile an der Kationensumme in erheblichem Umfang mit dem Sickerwasser ausgetragen werden. Der Standort wurde dennoch in die Vulnerabilitätsstufe „gering“ eingeordnet, weil die Ca-, Mg- und P-Entzüge selbst bei Vollbaumnutzung in Relation zu den Vorräten dieser Elemente im Boden nur gering sind.

Die in der Regel tief basenarmen Sande aus quarzreichen Sandsteinen des Buntsandsteins (S`s) und die oligotrophen Sande außerhalb des Buntsandsteins und Rotliegenden (oS) sowie die Podsole dieser Gruppen (S`s,PP; oS,PP) zeigen bei allen in die DSS-Kalkulationen einbezogenen Nährelemente mit Ausnahme von Stickstoff schon bei Derbholznutzung deutlich defizitäre Bilanzsalden und nur geringe Bodenvorräte. Die Einwertung in die Vulnerabilitätsstufe „sehr hoch“ (oS „hoch“) erfolgte in den dargestellten Beispielen aufgrund der bereits bei Derbholznutzung negativen K-Bilanz bei nur geringem NEI_Dh für K (<0,6) (oS 0,7) und bei den beiden Podsolstandorten auch aufgrund des geringen NEI_Dh für P (<26).

Die periglazial fluviatil umgelagerten Sande der Schwemmfächer der pleistozänen Rheinterrasse (S`qSF, S`qSF,PP) zeigen wie die Sande des Buntsandsteins, aus dem die Schwemmfächer entstanden sind, defizitäre K-, Ca- und Mg-Bilanzen, aber im Vergleich zu S`s höhere Bodenvorräte. Die Beispielsstandorte wurden der Vulnerabilitätsstufe „hoch“ zugeordnet. Bei den Schwemmsanden ist allerdings zu berücksichtigen, dass der häufig basenhaltige Untergrund der quartären Schwemmfächersedimente bei der Kalkulation der Mineralverwitterung in der Regel nicht erfasst wird. Dementsprechend ergeben sich nur sehr geringe Freisetzungsraten an Calcium, Magnesium und Kalium. Die auf den Schwemmsanden beprobten Kiefern zeigen im Standortsvergleich aber eher hohe Gehalte dieser Nährelementgehalte (vgl. Kap. 3.2.2) und entsprechend hohe

Entzüge mit der Holzernte; dies spricht für eine tiefe Durchwurzelung, die eine Erschließung basenreicherer Schichten im Unterboden oder Anschluss an basenreiches Grundwasser bewirken kann. Die kalkulierten Bilanzen erscheinen daher nur für mächtige Schwemmsandauflagen ohne Grundwassereinfluss realistisch.

Das für die Gruppe der mesotrophen Sande aus glimmer- und feldspatreichen Sandsteinen (mS) eingesteuerte Sandkolluvium weist bei Derbholznutzung eine positive K-Bilanz und eine negative Ca-, Mg- und P-Bilanz bei allerdings hohen Bodenvorräten auf. Der ausgewählte Standort fällt in die Vulnerabilitätsstufe „mittel“.

Mit Ausnahme der Sande aus Sandsteinen des Rotliegenden und des Karbons (Rot_S, Rot_S,PP) zeigen alle in den Tabellen 33 und 34 dargestellten Rotliegendes-Standorte (Rot_I, _II, _III) bei Derbholznutzung positive Kalium-Bilanzsalden, bei Rot_II und _III selbst bei Vollbaumnutzung. Bei den ausgewählten Beispiele zu Rot_II (Schichtlehm über Tonlehm aus Tonsteinverwitterung des Rotliegenden) und Rot_III (Tonlehm aus Tonsteinverwitterung des Rotliegenden) sind bei Derbholznutzung auch die Magnesiumbilanzen positiv und beide Standorte weisen hohe Calcium-, Magnesium- und Phosphorvorräte auf, die zu vergleichsweise hohen NEI_Vollbaumnutzung führen. Rot_II und Rot_III wurden daher in den eingesteuerten Beispielen der Vulnerabilitätsstufe „gering“ zugeordnet, während Rot_I in die Stufe „mittel“ fällt.

Die Sande des Rotliegenden (Rot_S und Rot_S,PP) unterscheiden sich in Bilanzen und Vorräten nur wenig von den übrigen oligotrophen Sanden (oS, S`s); das eingesteuerte Beispiel fällt in die Vulnerabilitätsstufe „hoch“.

Bei den oligotrophen und den mesotrophen Lehmsanden/Lehmen (oS-L; mLS-L) handelt es sich um Sammelgruppen (Lehmsande bis Tonlehme, die sich in den Basengehalten unterscheiden: Während die oLS-L „tief basenarm“ oder nur im „Untergrund basenhaltig“ sind, sind die mLS-L im „Unterboden basenhaltig“ bis im „Gesamtboden basenreich“). Die als Beispiele eingesteuerten Substratreihen zeigen bei Derbholznutzung positive K-Bilanzen und defizitäre Ca-, Mg- und

P-Bilanzen, unterscheiden sich aber beträchtlich in den Nährstoffvorräten im Boden. So sind die Ca- und Mg-Vorräte beim mLS-L-Standort um ein Vielfaches höher als beim oLS-L-Standort. Beim mLS-L-Standort verhindert der geringe NEI_Vollbaum für Phosphor eine Einwertung in die Vulnerabilitätsstufe „niedrig“, so dass beide Standorte trotz der Unterschiede in den Basenvorräten der Stufe „mittel“ zugeordnet werden.

Bei den Bims- und Bimsmischlehmen zeigen die für die Gruppen BiL und BiLü eingesteuerten Standorte auch bei Vollbaumnutzung positive K-, Ca- und Mg-Bilanzsalden und vergleichsweise hohe Nährstoffentzugsindizes. Demzufolge wurden sie als „sehr gering“ vulnerabel eingewertet. Für Bims (Laacher-See Tephra) ergaben sich bei den PROFILE-Kalkulationen generell sehr hohe Freisetzungsraten an Calcium, Kalium und Magnesium (vgl. Kap. 4.2.2). Bimsreiche Substrate weisen demzufolge hohe Basekationen-Bilanzüberschüsse auf. Die Nährelementgehalte in den Bäumen liegen mit Ausnahme von Kalium im Standortvergleich allerdings nur im mittleren Bereich. Dies spricht - auch angesichts der in Kapitel 4.2.2 aufgeführten Probleme bei der Simulation der Verwitterungsrate im Bims - für eine mögliche Überschätzung der Freisetzungsraten an Basekationen. Trotz dieser Einschränkungen ist aber davon auszugehen, dass die Basekationenbilanzen auch bei Vollbaumnutzung bei den Gruppen BiL und BiLü positiv bleiben.

Der Bimsmischlehm über Tonschiefersaprolith (&BiL`/*TsfJL`d) weist bei Derbholznutzung eine positive K-, aber negative Ca- und Mg-Bilanz aus und fällt demzufolge in die Vulnerabilitätsstufe „mittel“. Die „arme“ Variante dieses Bodensubstrats (BiLaü) verfügt über deutlich geringere Bodenvorräte als die übrigen Bimssubstrate und zeigt im dargestellten Beispiel selbst bei Derbholznutzung eine defizitäre K-Bilanz, was zur Einwertung in die Vulnerabilitätsgruppe „sehr hoch“ führt.

Die periglazial überprägten Lehme aus der Verwitterung intermediärer bis basischer Magmatite (ML) zeigen auch bei Vollbaumnutzung positive K- und Mg-Bilanzsalden, hohe K-, Ca-, Mg- und P-Vorräte, entsprechend hohe Nährstoffent-

zugsindizes und demzufolge eine „sehr geringe“ Vulnerabilität.

Die Schuttgruse und Schuttgruslehme aus sauren Magmatiten (sauMag) weisen demgegenüber nur geringe Nährstoffvorräte im Boden auf. Im eingesteuerten Beispiel führte der geringe P-Vorrat und der dementsprechend niedrige NEI_Dh für P zur Einwertung „sehr hohe Vulnerabilität“. Bei den sauren Magmatiten sind die Böden häufig extrem skelettreich und die Feinerde zwischen dem Bodenskelett weist meist nur eine sehr geringe Dichte auf. Demzufolge ergaben die PROFILE-Simulationen nur geringe Ca- und Mg-Freisetzungsraten, was zu defizitären Bilanzsalden schon bei Derbholznutzung führt. Allerdings deuten die im Standortsvergleich hohen Nährstoffgehalte in der Biomasse der Buche, auf eine Unterschätzung der Nährstoffverfügbarkeit hin. So ist zu vermuten, dass die Buche trotz des hohen Skelettgehalts die gut durchlüfteten Böden weitaus tiefer erschließt, als in den hiesigen Kalkulationen angenommen (max. 2 m) und der Nährstoffhaushalt somit möglicherweise ungünstiger eingewertet wird als es der Realität entspricht.

Die Schuttlehme aus/über basenreicheren Schiefern (eutrophe Schiefer, euTsf) zeigen positive K-, aber negative Ca-, Mg- und P-Bilanzen. Letzteren stehen allerdings mittlere bis hohe Bodenvorräte entgegen; die Vulnerabilität wird demzufolge als „mittel“ bewertet.

Die Schichtlehme (ZL; lösshaltige Hauptlagen über tonreichen Basislagen aus Tonsteinverwitterung) weisen auch bei Vollbaumnutzung positive K-Bilanzen aus. Den defizitären Ca- und P-Bilanzsalden stehen sehr hohe Bodenvorräte gegenüber; daher wird die Vulnerabilität im aufgeführten Beispiel als „gering“ eingestuft.

Die K-, Ca- und Mg-Bilanzen der Kalklehme (KalkL) und Dolomitlehme (Doll) sind auch bei Vollbaumnutzung positiv und dem P-Bilanzdefizit steht ein hoher P-Vorrat im Boden gegenüber. Beide Standorte weisen bei der gewählten Einsteuerung daher eine „sehr geringe“ Vulnerabilität auf.

Die Lösslehme über kalkhaltigem Löss oder anderen kalkgründigen Substraten (mLS-L/KalkL)

zeigen zwar im dargestellten Beispiel aufgrund sehr hoher Ca-Austräge mit dem Sickerwasser eine defizitäre Ca-Bilanz, aber hohe Ca-Vorräte und vergleichsweise hohe P-Vorräte im Boden, sodass dieser Standort der „geringen“ Vulnerabilität zugeordnet werden kann.

5.4 Einfluss der Bodenschutzkalkung auf die Calcium- und Magnesiumbilanzen

Der weit überwiegende Teil der Waldfläche des Landes Rheinland-Pfalz stockt auf basenarmen, gegenüber Versauerung besonders sensiblen Bodensubstraten (silikatische Sandsteine, Quarzite, Schiefer, verwitterte pleistozäne Deckschichten, vgl. BLOCK & GAUER 2012). Schon bei der ersten landesweiten Waldbodenzustandserhebung (BZE I) im Jahr 1989 erwiesen sich die Waldböden an etwa 70 % der untersuchten Aufnahmepunkte als stark bis sehr stark versauert und nur an etwa 8 % der Plots waren keine oder nur geringe Versauerungsmerkmale zu erkennen (BLOCK et al. 1991). Der Anteil tiefreichend basenarmer Waldböden ist in Rheinland-Pfalz sehr hoch: tief basenarme Standorte (Typ 5 nach KÖLLING 2010) sind mit 35 % der BZE II-Plots der häufigste Basentyp (vgl. BLOCK & GAUER 2012). Basenreichere Standorte (Typ 1 und 2) nehmen demgegenüber nur ein Drittel der Waldfläche ein. Auf den Befunden der BZE I und den Ergebnissen von Kalkungsversuchen aufbauend wird in Rheinland-Pfalz seit Mitte der 1980er Jahre ein umfangreiches Programm zur Bodenschutzkalkung durchgeführt. Zwischen 1981 und 2015 wurden über alle Waldbesitzarten Kalkungen in einem Umfang von etwa 691.000 Hektar (einschließlich der Wiederholungskalkungen seit dem Jahr 2000) durchgeführt. Insgesamt sind inzwischen etwa zwei Drittel der 828.500 Hektar umfassenden Waldfläche des Landes zumindest einmal gekalkt worden.

In der Regel wird bei der Bodenschutzkalkung in Rheinland-Pfalz Dolomitgesteinsmehl mit einem Magnesiumcarbonatanteil von etwa 40 % in einer Korngrößenabstufung von 0 bis 2 mm in einer Aufwandmenge von meist 3 Tonnen je Hektar vom Hubschrauber aus appliziert.

Die Befunde der zweiten Waldbodenzustandserhebung (BZE II) belegen eine erhebliche Verbesserung des Säure-Base-Zustandes der gekalkten

Waldböden mit einem deutlichen Anstieg der austauschbaren Magnesium- und Calciumgehalte in der Humusaufgabe und im Mineralboden (BLOCK & GAUER 2012). Auch aktuelle Auswertungen der langfristigen Auswirkungen der Waldkalkung an drei 1989 angelegten Kalksteigerungsversuchen auf Buntsandstein und Devon II zeigen eine deutliche Verbesserung des Bodenzustandes (Basensättigung, Aziditätsgrad, Vorräte an austauschbarem Ca und Mg im Wurzelraum, BC/Al-Verhältnis in der Bodenlösung) und eine verbesserte Ca- und Mg-Ernährung, während auf den ungekalkten Kontrollflächen die Versauerung und die Risiken für Aluminium-Toxizität im 24-jährigen Untersuchungszeitraum weiter angestiegen sind (GREVE 2015). Dem Waldökosystem werden bei einer Dolomitskalkung mit 3 t ha⁻¹ etwa 350

kg Magnesium und 650 kg Calcium je Hektar zugeführt. Die Säureneutralisationskapazität von 3 t Dolomit je Hektar ist den Befunden der o. a. Kalksteigerungsversuche zufolge nach 24 Jahren aufgebraucht und die puffende Wirkung damit erschöpft (GREVE 2014). Tabelle 35 zeigt die Calcium- und Magnesium-Bilanzen der drei Versuchsanlagen über den Zeitraum 1989 bis 2012 für die Dolomitskalkung mit 3 t ha⁻¹ im Vergleich zu den nicht gekalkten Kontrollflächen. Calcium wird auch auf den gekalkten Parzellen nur vergleichsweise wenig ausgewaschen, aber in erheblichen Umfang in die Biomasse aufgenommen und gegebenenfalls mit der Holzernte entzogen. Bei Magnesium dominiert dagegen die Auswaschung mit dem Sickerwasser gegenüber Aufnahme/Ernteentzug. Während die Ca- und Mg-Salden der

Tabelle 35

Calcium- und Magnesium-Bodenbilanzen [kg / ha] über den Zeitraum 1989 bis 2012 bei drei Versuchsanlagen; Dolomitskalkung mit 3 t ha⁻¹ im Vergleich zu nicht gekalkten Kontrollflächen; Adenau: Fichte auf Decklehm über devonischem Tonschiefer (Devon_II), Idar-Oberstein: Fichte auf Decklehm über Quarzitschutt (Devon_II), Hochspeyer: Kiefer mit Buche auf Sanden des Mittleren Buntsandsteins (S` sPP); Daten aus GREVE (2015)

a) Calcium

Kalkung	Idar-Oberstein		Adenau		Hochspeyer	
	keine	3 t ha ⁻¹	keine	3 t ha ⁻¹	keine	3 t ha ⁻¹
Zufuhr mit Kalkung	0	+651	0	+651	0	+651
atmogene Deposition	+147	+147	+173	+173	+95	+95
Mineralverwitterung	+16	+16	+21	+21	+3	+3
Festlegung in Biomasse	-197	-264	-211	-349	-153	-193
Austrag mit Sickerwasser	-73	-119	-116	-170	-39	-60
Salden	-107	431	-133	326	-94	496

b) Magnesium

Kalkung	Idar-Oberstein		Adenau		Hochspeyer	
	keine	3 t ha ⁻¹	keine	3 t ha ⁻¹	keine	3 t ha ⁻¹
Zufuhr mit Kalkung	0	+353	0	+353	0	+353
atmogene Deposition	+38	+38	+53	+53	+24	+24
Mineralverwitterung	+40	+40	+34	+34	+4	+4
Festlegung in Biomasse	-28	-44	-30	-49	-22	-35
Austrag mit Sickerwasser	-90	-195	-59	-275	-25	-95
Salden	-40	192	-2	116	-19	251

ungekalkten Kontrollflächen defizitär sind, weisen die gekalkten Parzellen positive Salden auf. Die Bilanzüberschüsse betragen 24 Jahre nach der Kalkung zwischen 33 % (Adenau, Mg) und 76 % (Hochspeyer, Ca) der mit der Kalkung ausgebrachten Nährstoffe: die stabilisierende Wirkung auf den Nährstoffhaushalt hält demnach noch an. Besonders langanhaltend ist die Wirkung der Ca- und Mg-Zufuhr auf den Sanden des Mittleren Buntsandsteins (Fläche Hochspeyer). Hier sind sowohl die „Verluste“ durch die Aufnahme in die Kieferbestockung als auch die Auswaschungsraten, bedingt durch vergleichsweise niedrige Sulfat- und Nitratkonzentrationen und dementsprechend geringe Kationenkonzentrationen im Bodensickerwasser, geringer als an den beiden Devon-Standorten.

Die Kalkulation der Nährstoffbilanzen erfolgt im hiesigen Projekt generell für nicht gekalkte Ökosysteme. Auf mit mindestens 3 t Dolomit ha⁻¹ gekalkten Flächen ist unabhängig von diesen Kalkulationen nach den vorstehend dargestellten Befunden der Kalkungsversuche von positiven Ca- und Mg- Bilanzen auszugehen, solange die Kalkungsmaßnahme nicht länger als 2 bis 4 Jahrzehnte zurückliegt.

Die Befunde der Bilanzierungen und Bodenvorratsabschätzungen werden zur Ableitung konkreter Empfehlungen zur Bodenschutzkalkung verwendet (vgl. Kap. 6.5).

5.5 Wechselwirkungen zwischen Nährstoffentzug, Bodenversauerung und Nährstoffverfügbarkeit

Alle Größen der ökosystemaren Nährstoffbilanzen sind eng miteinander verflochten. Eine Gefährdung der Standortsproduktivität geht häufig von der kombinierten Wirkung des Eintrags an Luftverunreinigungen und des Nährstoffentzugs bei übermäßiger Nutzung aus (ADAMS et al. 2000, FORSIUS et al. 1997).

Mit der atmosphärischen Deposition werden nicht nur Nährstoffe, sondern zugleich auch versauernd wirkende Stoffe in die Ökosysteme eingetragen. Die Bodenversauerung führt zu einem Verlust an Bindungsplätzen für Kationen, eine Verdrängung von „basischen“ Kationen durch Kationsäuren am Austauscherelement und infolge dessen

zu erhöhten Austrägen an Nährstoffkationen mit dem Sickerwasserfluss (ABRAHAMSEN et al. 1994, KREUTZER et al. 1998). Zudem bewirken hohe Einträge an Schwefel- und Stickstoffverbindungen mit der atmosphärischen Deposition hohe Austragsraten an Sulfat- und Nitraten. Die hohen Sulfat- und Nitratausträge haben zur Folge, dass entsprechend viel Kalium, Magnesium, Calcium und auf sauren Böden auch Aluminium mit dem Sickerwasser ausgetragen wird.

Die Holz- und Biomassenutzung und der damit verbundene Entzug an Alkalinität aus dem Stoffkreislauf der Ökosysteme verstärkt die Versauerung des Bodens (VAN BREEMEN et al. 1983, KREUTZER et al. 1998). Pflanzen nehmen im Überschuss Kationen auf und setzen zum Ladungsausgleich Protonen in der Rhizosphäre frei. Daher ist jegliches Pflanzenwachstum mit einer Versauerung des Bodens verbunden. Wird das Pflanzenmaterial am gleichen Standort mineralisiert, werden dabei H⁺-Ionen verbraucht. Die Wirkung auf die H⁺-Produktion ist in diesem Fall neutral. Wird die Biomasse dagegen exportiert, verbleiben die entsprechenden Versauerungsäquivalente im Boden zurück. Der Beitrag des Ernteentzugs an der Versauerung hängt von der Produktivität der Standorte, der hieran gekoppelten Entzüge an Basekationen und einer Fülle weiterer Faktoren ab (STAAR & OLSSON 1991). Daher lassen sich die Auswirkungen unterschiedlicher Ernteintensitäten auf die Bodenazidität in Feldstudien häufig nicht belegen (THIFFAULT et al. 2011). RUMPF et al. (2012b) kalkulierten die H-Abgabe im Boden unter der Annahme einer NH₄⁺- und NO₃⁻-Aufnahme durch die Bäume zu gleichen molaren Anteilen auf 0,25 bis 1,4 kmolc ha⁻¹ a⁻¹ je nach Baumart und Nutzungsintensität. Von den untersuchten Baumarten zeigte die Kiefer die geringste und die Buche die höchste Protonenabgabe. Die Bodenversauerung dürfte die Mineralverwitterung und die Freisetzungsraten an Nährstoffkationen erhöhen (GERARD et al. 2002, ROZALÉN et al. 2008). Auf karbonatfreien Standorten mit nur geringer Verfügbarkeit an leicht verwitterbaren Mineralen reicht dies in der Regel aber nicht aus, die eingetragenen und ökosystemintern freigesetzten Säuren zu puffern und die Verluste an Nährstoffkationen auszugleichen.

Die in Mitteleuropa meist sehr hohen Eintragsraten an Stickstoff beschleunigen auf N-limitierten Standorten das Wachstum (KAHLE et al. 2008). Hierdurch kann die Versorgung mit anderen Nährstoffen unzureichend werden (EVERS & HÜTTL 1990, FLÜCKINGER & BRAUN 2011, GEORGE & SEITH 1998, KATZENSTEINER et al. 1995). Beispielsweise weisen Untersuchungen von BRAUN et al. (2010) in der Schweiz auf eine, durch hohe N-Einträge ausgelöste, zunehmende P-Limitierung des Wachstums vor allem in Buchenwäldern hin. Die durch die N-Einträge erhöhte Biomasseproduktion und die damit verbundene höhere Aufnahme auch anderer Nährstoffe führt zu höheren Entzügen auch dieser Nährstoffe mit der Holzernte. Hohe Entzüge und damit gegebenenfalls verbundene defizitäre Nährstoffsalden können langfristig zu Nährstoffengpässen führen, was wiederum ein verringertes Wachstum und damit gegebenenfalls auch einen geringeren Entzug mit der Holzernte nach sich zieht. Hierdurch kann sich gegebenenfalls ein neues Fließgleichgewicht auf allerdings geringerem Produktionsniveau einstellen. Unklar ist, ob diese Umstellung allmählich oder abrupt mit einer Destabilisierung der Ökosysteme vonstatten geht.

Die forstliche Bewirtschaftung beeinflusst unmittelbar oder mittelbar alle Größen des Nährstoffhaushalts. Durch die Baumartenwahl wird die Deposition, bei Laubbäumen in Richtung vergleichsweise geringer, bei Nadelbäumen in Richtung vergleichsweise hoher Einträge beeinflusst. Ein Baumartenwechsel von Laubholz zu Nadelholz führt meist zu Humusverlusten, verbunden mit z.T. erheblichen Austrägen an Nährstoffen mit dem Sickerwasser. Dies ist auch bei starken Durchforstungseingriffen oder bei Kahlliegung der Fall. Auf der anderen Seite kann der Entzug von Stickstoff mit der Holzernte unter Umständen den Nitrataustrag mit dem Sickerwasser und damit auch den Austrag an Basekationen auf diesem Pfad reduzieren.

5.6 Einschränkungen in der Aussagekraft von Nährstoffbilanzen

Eintrag-Austrag-Bilanzen der wesentlichen Nährelemente sind zweifelsfrei die aussagekräftigsten Indikatoren für die Nährstoffnachhaltigkeit (vgl. Kap. 5.1). Allerdings ist die Herleitung der Bilanzen

hinsichtlich der Messverfahren und Modellierungen sehr komplex und bei allen Bilanzgrößen mit z.T. erheblichen Unsicherheiten behaftet (vgl. BEESE 1996, FUTTER et al. 2012, HODSON et al. 1997, KLAMINDER et al. 2011, SVERDRUP et al. 2006, WISSENSCHAFTL. BEIRAT 1994), die sich im Einzelnen kaum quantifizieren lassen (MEIWES & MINDRUP 2012).

5.6.1 Unsicherheiten bei der Herleitung der Bilanzgrößen

Die Kalkulationen der Nährstoffentzüge mit der Holz- und Biomassenutzung in der hiesigen Studie basiert auf umfangreichen Aufnahmen, chemischen Analysen und Dichtemessungen von 544 Probestämmen. Für die Herleitung der Biomassefunktionen und der Nährelementgehalte und -vorräte standen somit standort- und baumartendifferenzierte Daten zur Verfügung. Der von AHRENDTS et al. (2011) auf 10 bis 20 % geschätzte Fehler durch die Einsteuerung von Standardwerten bei der Schätzung von Nährstoffentzügen konnte demnach weitgehend vermieden werden. Zudem erfolgten die Kalkulationen auf Bestandesebene für unterschiedliche Wüchsigkeiten, was die Übertragung der Befunde auf Bestände mit unterschiedlicher Wuchsleistung ermöglicht. Trotz der vergleichsweise hohen Anzahl an Probestämmen und des gewaltigen Aufwands bei Vermessung und Analyse ist die Datengrundlage je Standort und Baumart/Bestockungstyp auch angesichts der großen Streuung der Befunde sehr beschränkt. Zudem lassen sich die Unsicherheiten bei der Abschätzung der Entzüge nicht zuverlässig quantifizieren. Allerdings stellen die hiesigen Abschätzungen einen beträchtlichen Fortschritt gegenüber den bislang üblichen Abschätzungen auf Basis von Standardwerten dar und dürften für die Bewertung der Nährstoffnachhaltigkeit auf den Standorten und Bestockungstypen auf denen Biomassebeprobungen erfolgten (vgl. Kap. 3.1, Tab 2) hinreichend zuverlässige Befunde liefern. Die Übertragung der Befunde auf andere Standort – Bestockung – Kombinationen dürfte mit steigenden Unsicherheiten verbunden sein. Daher wäre eine Erweiterung der Biomasse-Beprobungen und – Modellierung sowie der SILVA-Simulationen für weitere Standorte und Bestockungstypen wünschenswert.

Zu berücksichtigen ist, dass bei den Kalkulationen über den gesamten Kalkulationszeitraum von Vollbestockung ausgegangen wird, was in der Praxis häufig nicht der Fall ist. Auch werden keine herabgesetzten Bestockungsdichten in einer Verjüngungsphase berücksichtigt. Ebenso werden keine Ernterückstände oder das „Liegenlassen“ absterbender, unterdrückter Bäume kalkuliert. Hierdurch wird der Ernteentzug gegenüber den Praxisbedingungen überschätzt. Auf der anderen Seite bleiben aber auch die Ernteentzüge erhöhende Effekte, wie Nutzungen in Zusammenhang mit der Anlage der Feinerschließung, die Konzentrierung von Kronenmaterial bei Harvestereinsatz auf und am Rand der Rückegassen und zumindest partielle Entzüge durch ein „Herausfällen“ von Bäumen aus Verjüngungsbereichen unberücksichtigt. Alle diese Effekte sind von Fall zu Fall sehr unterschiedlich und lassen sich nicht zuverlässig generalisiert quantifizieren.

Die Nährstoffeinträge über die atmosphärische Deposition werden von einer Fülle von Faktoren beeinflusst. Hierzu gehören Lage- und Standortbedingungen wie die Höhenlage, die Exposition, die Niederschlagshöhe und -verteilung, die Anzahl an Nebeltagen, Bestandeseigenschaften wie Baumart, Bestandeshöhe und Bestandesstruktur sowie die räumliche Lage in Bezug auf mögliche Emissionsquellen. So ist anzunehmen, dass in Waldrandlage infolge der Nähe zu landwirtschaftlichen Emissionsquellen höhere Nährstoffeinträge durch Einwehungen von Düngemittel- und Bodestäuben sowie Ammoniakimmissionen auftreten als inmitten größerer Waldgebiete. Nach Untersuchungen von SPANGENBERG (2002) im südlichen Bayern ist die Deposition insbesondere von Stickstoff, aber auch von anderen Stoffen am Waldrand bis in eine Tiefe von 50 bis 150 m um bis zum Dreifachen der Werte im Bestandesinneren erhöht. Vergleichsweise höhere Einträge sind auch in der Nähe zu Ballungsräumen, Straßen oder Punktquellen wie beispielsweise größeren Tierhaltungsanlagen zu erwarten. Die Depositionsmessstationen des forstlichen Umweltmonitorings liegen meist inmitten größerer Waldareale. Da Waldrandlagen häufig einen erheblichen Anteil an den Waldflächen einnehmen - nach Schätzungen von SPANGEN-

BERG (2002) meist deutlich mehr als 10 % - sind hieraus abgeleitete Einträge für den Gesamtwald daher voraussichtlich eine Unterschätzung. ERISMAN & DRAAIJERS (2003) beziffern die auf der Nicht-Berücksichtigung von Randeffekten beruhende Unterschätzung der trockenen Deposition für den Wald in den Niederlanden auf 5-10 % bei versauernd wirkenden Komponenten (S, N) und 20-25 % bei Partikeln (Na, Ca, Mg, K). Auch wenn die Waldflächen in Rheinland-Pfalz im Mittel erheblich größer zugeschnitten sind als in den Niederlanden, muss auch für die hiesige Situation von einer Unterschätzung der Deposition bei Übertragung der Werte aus im Bestandesinneren gelegenen Messstationen auf den Gesamtwald ausgegangen werden.

Die Nährstoffeinträge über die atmosphärische Deposition werden aus regionalisierten Nassdepositionsdaten des UBA-MAPESI-Projekts und den aus Bestandesdepositionsdaten von 32 Messflächen in Rheinland-Pfalz kalkulierten Depositionsfaktoren (Gesamtdeposition/Nassdeposition) für unterschiedliche Bestockungstypen hergeleitet (vgl. Kap. 4.2.1). Trotz dieser umfangreichen Daten müssen die hieraus hergeleiteten Depositionsraten angesichts der Fülle von Einflussfaktoren nur als erste Schätzung gewertet werden. Die Daten der einzelnen Messorte variieren sowohl hinsichtlich der Freilanddeposition als auch der Bestandesdeposition in einem weiten Rahmen. Die Herleitung der Trockendeposition von Ca, Mg und K erfolgte über die Kronenraumbilanzierung nach ULRICH (1994). Hierbei handelt es sich um ein Schätzverfahren, bei dem die Herleitung der partikulären Deposition von Ca, Mg und K analog zur Natriumdeposition erfolgt. Dieser Ansatz setzt gleiche Partikelgrößenspektren für alle vier Elemente voraus, was sicherlich nur mit Einschränkungen unterstellt werden kann. Inwieweit die Gesamtdepositionsraten der Basekationen hierbei über- oder unterschätzt werden, ist allerdings nicht bekannt.

Bei der nach ULRICH (1994) bzw. DRAAIJERS et al. (1998) durchgeführten Kalkulation der N-Gesamtdeposition wird nach MEESENBERG et al. (2009) der tatsächliche Stickstoffeintrag in das Ökosystem wahrscheinlich merklich unterschätzt. Eine weitere Unsicherheit ergibt sich aus den nur spärlich verfügbaren Depositionsdaten für jün-

gere Waldbestände. Die Herleitung der mittleren Stoffdeposition über die gesamte Bestandesentwicklung ist daher mit erheblicher Unschärfe verbunden (vgl. Kap. 4.2.1).

Die Nährstofffreisetzung aus der Mineralverwitterung ist als „nachschaufende Kraft“ eine Standortseigenschaft und für die Bewertung der Nährstoffentzüge durch die Holzernte von besonderer Bedeutung. Anders als bei der Deposition und den Austrägen mit dem Sickerwasserfluss dürfte diese Bilanzgröße auch zeitlich nur wenig variieren. Veränderungen in den Einflussgrößen Bodentemperatur und Bodenwassergehalt zum Beispiel im Zuge des Klimawandels wirken sich vermutlich nur sehr allmählich auf die Verwitterungsraten aus. Die Kalkulation der Nährstofffreisetzungsraten aus der Mineralverwitterung erfolgte mit Hilfe des steady-state Stoffhaushaltsmodells PROFILE (SVERDRUP & WARFVINGE 1993). Die in diesem Modell kalkulierten Freisetzungsraten sind vor allem vom Mineralbestand, der gesamten der Bodenlösung zugänglichen Mineraloberfläche, vom Bodenwassergehalt und von der Bodentemperatur abhängig. Da in Rheinland-Pfalz von 271 Untersuchungsstellen quantitative Mineralanalysen mit röntgendiffraktometrischer Messung und Gesamtanalysen aus jeweils zwei bis drei Tiefenstufen vorliegen, war die Datenlage hier vergleichsweise gut. Die verwitterbare Oberfläche wird meist über die Korngrößenverteilung hergeleitet. Auch hier lagen für alle Standorte umfangreiche Messdaten mit der Köhn-Pipett-Methode vor. Allerdings entsprechen weder über BET-Analysen an vorbehandelten Proben noch über Texturanalysen abgeschätzte Oberflächen der tatsächlich in natürlich gelagerten Böden der Bodenlösung zugänglichen Mineraloberfläche, da hier die Aggregation von Bodenpartikeln und die konkreten Fließwege des Bodenwassers keine Berücksichtigung finden. In PROFILE gehen die Anteile der vorhandenen Minerale gewichtsbezogen ein. Damit kommt Mineralen, die vornehmlich in kleinen Korngrößenfraktionen vorkommen, eine eher zu geringe, Mineralen in großen Korngrößen eine eher zu hohe Bedeutung zu. FICHTER (1997b) berechnete mit PROFILE für einen Standort aus Decklehm über devonischen Quarzit im Hunsrück und einen Standort aus Sanden des Mittleren

Buntsandsteins im Pfälzerwald Ca-, Mg- und K-Freisetzungsraten aus Verwitterung bei unterschiedlicher Einsteuerung der Mineralgehalte. Zum einen wurden die Mineralanteile, wie üblich, massenbezogen und zum anderen oberflächenbezogen eingesteuert. Bei der oberflächenbezogenen Einsteuerung ergaben sich für beide Standorte deutlich höhere Freisetzungsraten. Die bei der Kalkulation der Oberflächenanteile verwendeten Gewichtungen für die jeweiligen Minerale sind allerdings sehr pauschal und bedürfen weiterer Prüfung.

Für Standorte aus Bims, für die eine Schätzung der spezifischen Oberfläche aus der Textur wegen der großen inneren Oberfläche der Bimslapilli unplausibel niedrige Werte liefert, wurden orientierende BET-Oberflächenmessungen nach DIN ISO 9277 durchgeführt. Allerdings ist nicht auszuschließen, dass die Berücksichtigung der gewaltigen inneren Oberfläche der Bimskörnchen über die BET-Messung zu einer Überschätzung der Verwitterungsrate in PROFILE führt.

Der Temperatureinfluss auf die Verwitterungsraten wurde durch Simulationen mit gestaffelten Temperaturen aufgefangen und kann waldortbezogen berücksichtigt werden.

FICHTER et al. (1998) führen an, dass die Mg-Freisetzung in PROFILE sehr wahrscheinlich überschätzt wird. Magnesium sei vor allem Bestandteil von Schichtsilikaten, die in kleineren Korngrößenfraktionen angereichert sind und zu Transformationsreaktionen neigen. Dabei würden Zwischenschichtkationen wie Kalium wesentlich leichter freigesetzt als Magnesium, das Bestandteil des Schichtgitters ist. PROFILE unterstelle aber eine kongruente Mineralauflösung. Dass diese Annahme für viele Böden nicht zutrefte, belege schon das Vorhandensein von Illit-Vermiculit aus der unvollständigen Auflösung von Illit. Trotz der vergleichsweise guten Datenlage in Rheinland-Pfalz ist die Herleitung der Mineralverwitterung über PROFILE mit Unsicherheiten verbunden, da sie auf einer Reihe von Annahmen beruht und die kalkulierten Freisetzungsraten bislang nicht mit einem zuverlässigen Alternativverfahren unabhängig geprüft werden können. Als Beispiel kann hier die in Kapitel 4.2.2 erörterte Problematik der PROFILE-Simulationen mit und

ohne CO₂-abhängiger Verwitterung angeführt werden.

Ein unabhängig vom zur Herleitung der Verwitterungsraten verwendeten Verfahren bestehendes Problem ist die Schätzung des Bodenraumes, in dem die für den ökosystemaren Stoffhaushalt relevante Verwitterung stattfindet, sowie die Aufteilung in (verwitternden) Feinboden und (weitgehend verwitterungsresistentes) Bodenskelett. Die angenommene durchwurzelte Bodentiefe und die Skelettgehalte im Bodenprofil haben einen sehr beträchtlichen Einfluss auf die kalkulierten Freisetzungsraten. Flächenbezogene Informationen zur Wurzeltiefe und zu den Bodenskelettgehalten liegen in der Regel aber nicht vor. Daher muss der Verwitterungsraum und die verwitternde Feinbodenmenge aus anderen Informationen hergeleitet werden. In der hiesigen Untersuchung erfolgte die Herleitung über die nutzbare Feldkapazität, die ihrerseits aus der bei der Standortkartierung flächig erfassten Frischestufe unter Berücksichtigung der Niederschlagshöhe und der Hangposition abgeleitet wird (vgl. Kap. 4.2.2). Die mit dieser indirekten Schätzung verbundenen Unsicherheiten müssen bei der Interpretation der Befunde berücksichtigt werden.

Bedacht werden muss auch, dass die Wurzel-dichte in der Regel mit zunehmender Bodentiefe rasch abnimmt. Bei im Unterboden freigesetzten Nährstoffen ist meist unklar, ob oder in welchem Umfang sie zur Waldernährung beitragen. Um der sicherlich mit zunehmender Bodentiefe abnehmenden Bedeutung der freigesetzten Nährstoffe für den ökosystemaren Stoffhaushalt Rechnung zu tragen, wurden im hiesigen Projekt die für Tiefen unter 90 cm hergeleiteten Freisetzungsraten – mit Ausnahme des Substrats Saure Magmatite (insbesondere Rhyolith) (vgl. Kap. 4.2.2) – in den Bilanzen pauschal um zwei Drittel reduziert. Zu berücksichtigen ist dabei, dass diese Reduktion lediglich eine Konvention darstellt; der tatsächliche Beitrag verschiedener Bodentiefen zur Waldernährung ist nicht bekannt und dürfte von Standort zu Standort und von Baumart zu Baumart erheblich differieren.

Wie die vorgenannten Bilanzgrößen ist auch der Nährstoffaustrag mit dem Sickerwasserfluss von einer Vielzahl an Faktoren abhängig. Neben Kenngrößen des Bodenwasserhaushalts dürfte

der Nährstoffaustrag vor allem auch in Abhängigkeit vom Eintrag und der Eintragungsgeschichte variieren. So spielt gegenwärtig der Abbau von Sulfatvorräten im Boden – aus Zeiten noch höherer Sulfateinträge aus der Emission von Schwefeldioxid – eine erhebliche Rolle. Schwer einzuschätzen ist auch der Nitrataustrag mit dem Sickerwasser – gemeinsam mit Sulfat ein den Austrag von Ca, Mg und K beschleunigender Treiber. Der Nitrataustrag ist zeitlich sehr variabel und hängt von einer Vielzahl von Einflussfaktoren ab (u. a. Stickstoffdeposition, Bodeneigenschaften, Bestockung, waldbauliche Behandlung, Störungen durch biotische und abiotische Einwirkungen), die bislang nur unzureichend verstanden werden. Neben der aktuellen Bestockung werden die Austräge auch von der Bestockungs- und Nutzungsgeschichte beeinflusst, beispielsweise von landwirtschaftlicher Zwischennutzung oder einer intensiven Streunutzung. Darüber hinaus wirken sich Maßnahmen wie Bodenbearbeitung, Kalkung und Düngung unter Umständen beträchtlich auf den Stofffluss mit dem Sickerwasser aus.

Zu berücksichtigen ist auch, dass sowohl die Simulationen des Wasserhaushalts und damit der Sickerung als auch die Messungen der Nährelementkonzentrationen im Sickerwasser in der Regel in mehr oder minder ungestörten Ökosystemen erfolgen. In der Verjüngungsphase oder nach Schäden durch Sturmwurf, Schneebruch oder Insektenkalamitäten ist mit höheren Sickerraten, Humusvorratsabbau und – damit gekoppelt – erhöhten Nährstoffausträgen mit dem Sickerwasser zu rechnen. Da diese Phasen in den Messreihen meist nicht enthalten sind, werden die über eine Nutzungsperiode gemittelten Nährstoffausträge vermutlich unterschätzt. Wie für die Deposition bereits erörtert, führt zudem auch beim Sickerwasseraustrag die unzureichende Berücksichtigung von Waldrandlagen bei den zugrundeliegenden Messdaten vermutlich zu einer Unterschätzung (vgl. SPANGENBERG 2002).

Im hiesigen Projekt erfolgt die Schätzung der Nährstoffausträge in mehreren Schritten: Zunächst wird der Anionenaustrag (Äquivalentsumme Cl⁻, NO₃⁻, SO₄²⁻, org⁻, HCO₃⁻) hergeleitet. Der Austrag an Kationen entspricht der Äquivalentsumme des Austrags der vorstehend aufgeführten Anionen. Die Differenzierung der einzelnen

Kationen erfolgt über mittlere Anteile der einzelnen Kationen (H^+ , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Mn^{2+} , Al^{3+} , Fe^{3+} , NH_4^+) an der Kationenäquivalentsumme. Als Grundlagendaten für diese Schätzungen standen Befunde von Wasserhaushaltssimulationen mit einem prozessorientierten Modell für mehr als 200 Standorte, Analysebefunde von mit Saugkerzen gewonnenen Bodenlösungen von 45 rheinland-pfälzischen und 97 weiteren Standorten sowie Nitratkonzentrationen im wässrigen 1:2-Extrakt von 160 BZE II Plots zur Verfügung. Trotz dieser umfangreich erscheinenden Datenbasis müssen die im hiesigen Projekt hergeleiteten Nährstoffaustragsraten als erste Schätzung gewertet werden. So sind bei der Schätzung der Nitrat- und Sulfatkonzentrationen im Sickerwasser nur geringe Bestimmtheitsmaße zu erreichen (vgl. Kap. 4.2.3). Für Standorte mit Hydrogencarbonatgehalten im Sickerwasser lagen nur wenige Befunde vor, die eine überaus hohe Varianz zeigen. Allerdings weisen diese Substrate meist hohe Nährstoffvorräte im Boden auf und sind demzufolge weniger vulnerabel gegenüber Nährstoffausträgen. Mögliche Fehleinschätzungen bei der Nährstoffbilanzierung werden auf diesen Standorten durch die Einbeziehung des Nährstoffzugsindex in die Ableitung der Vulnerabilitätsstufe (vgl. Kap. 5.3.3) „eingefangen“. Für Stau- oder Grundwasserstandorte lassen sich Nährstoffbilanzen nur mit großen Einschränkungen herleiten. Bei Stauwasserstandorten ist der Wurzelraum baumartenspezifisch durch Dichtschichten und Wasserüberschuss begrenzt. Dies beschränkt auch den für die Bäume wirksamen Verwitterungsraum und damit den Eintrag der Nährstoffkationen über die Mineralverwitterung. Auf der anderen Seite ist aber auch der Austrag der Nährstoffe über den vertikalen Sickerwasserfluss reduziert. Eine Quantifizierung dieser Effekte und ihre Einbindung in die Nährstoffbilanzierung sind beim gegenwärtigen Wissensstand aber kaum möglich. Stauwasserböden zeigen häufig ein Basensättigungsprofil mit deutlich ansteigender Basensättigung oberhalb und in den Dichtschichten. Sofern kein Substratwechsel vorliegt, dürfte dies eine Folge des „Rückstaus“ der im Oberboden freigesetzten basischen Kationen sein. Stauwasserböden mit einem derartigen Basensätti-

gungsprofil können im Vergleich zu terrestrischen Standorten des gleichen Substrats im Hinblick auf die Entzüge an K, Ca und Mg als weniger vulnerabel angesehen werden. Stauwasserstandorte mit durchgängig geringer Basensättigung sind demgegenüber aufgrund der Einschränkung des Wurzelraums besonders empfindlich. Auf Grundwasserstandorten kann der Nährstoffhaushalt durch die Zufuhr von Nährstoffen (insbesondere Ca, K, Mg) mit dem Grundwasser wesentlich beeinflusst sein. Dies lässt sich allerdings in den in der hiesigen Untersuchung erstellten Bilanzen nicht abbilden. Meist ist davon auszugehen, dass Standorte mit wurzelerreichbarem Grundwasser insbesondere hinsichtlich des Ca- und Mg-Haushaltes weniger vulnerabel sind, als vergleichbare terrestrische Standorte. Auch Hangwasserzu- und -abfluss kann den Nährstoffhaushalt wesentlich beeinflussen. Zuflussbereiche sind dabei weniger, Abflussbereiche höher vulnerabel als Bereiche ohne Hangwasserfluss.

5.6.2 Zeitliche Varianz der Bilanzgrößen

Die Nährstoffbilanzen sind aus Messdaten hergeleitet, die bestenfalls Zeitreihen von wenigen Jahrzehnten umfassen, aber auf lange Zeiträume hochgerechnet und in die Zukunft übertragen werden. Dies ist mit großen Unsicherheiten verbunden, da insbesondere die Bilanzgrößen Deposition und Sickerwasseraustrag zeitlich nicht konstant sind.

So sind die Gesamtdositionen an Basekationen in den rheinland-pfälzischen Messreihen seit Mitte der 1980er Jahre infolge reduzierter Staubemissionen in nicht gekalkten Waldökosystemen um etwa die Hälfte gesunken; die Schwefeldeposition zeigt aufgrund der drastischen SO_2 -Emissionsminderung sogar einen Rückgang um mehr als drei Viertel (FAWF 2016b). Demgegenüber weisen die Stickstoffeinträge an der Mehrzahl der Untersuchungsstandorte keinen signifikanten Trend auf. In die Bilanzen fließen Daten der Nassdeposition aus den Jahren 2004 bis 2007 ein. Wenngleich sich der abwärts gerichtete Trend bei der Basekationendeposition im letzten Jahrzehnt merklich abgeschwächt hat, so überschätzen die so hergeleiteten Daten möglicherweise vor allem die Ca- und Mg-Deposition in künftigen Jahren.

Wie bei der atmosphärischen Deposition zeigen auch die Nährstoffflüsse mit dem Sickerwasser einen zeitlichen Trend. Bei Sulfat sind die Austräge seit dem Beginn der Messungen Mitte der 1980er Jahre deutlich zurückgegangen. Hier findet ein Vorratsabbau der im Boden aus Zeiten noch höherer Schwefeinträge gespeicherten Sulfatvorräte statt. Nach Kalkulationen von ALLEWELL (1995) wird auf Standorten mit hoher Sulfatbelastung aber auch 50 Jahre nach Abklingen der Schwefeinträge noch eine Sulfatfreisetzung aus dem Boden festzustellen sein. Auch die Calcium- und Magnesiumausträge sind seit Mitte der 1980er Jahre aufgrund geringerer Eintragsraten und wegen der verminderten Anionenusträge (insbesondere Sulfat) gesunken. Beim Nitrat ist aus den rheinland-pfälzischen Datenreihen kein einheitlicher Trend erkennbar. Allerdings liegen die Stickstoffeinträge meist erheblich über den Critical Loads. Bleiben die N-Depositionsraten weiterhin auf dem aktuellen hohen Niveau, könnte dies langfristig zu einem Anstieg der Nitratausträge mit dem Sickerwasser und damit gekoppelt auch zu einem Anstieg der Austräge an Basekationen führen. Eine deutliche Verringerung der Stickstoffeinträge führt aber, wie Dachexperimente (BREDEMEIER et al. 1995, WRIGHT 1995) zeigen, zu einer raschen Abnahme der Nitratausträge und der damit gekoppelten Basekationenusträge. Eine Vorhersage der künftigen Entwicklung ist demzufolge kaum möglich.

Da sich demnach die einzelnen Kenngrößen der Nährstoffbilanz im Laufe der Zeit verändern, müssen diese Entwicklungen erfasst und die Bilanzierungen gegebenenfalls aktualisiert werden. Die aus den aktuellen Bilanzen abgeleiteten Bewertungen und Empfehlungen zur Gewährleistung der Nährstoffnachhaltigkeit haben – auch wenn die Kalkulationen eine vollständige Produktionsperiode umfassen – einen Gültigkeitszeitraum von maximal zwei Jahrzehnten.

5.6.3 Konsequenzen für die Bewertung der Nährstoffnachhaltigkeit

Die hohen und nur sehr eingeschränkt quantifizierbaren Unsicherheiten bei der Kalkulation der Nährstoffbilanzen (und der Schätzung der Nährstoffvorräte im Boden) müssen bei der

Interpretation der Befunde im Hinblick auf die Gewährleistung der Nährstoffnachhaltigkeit bei unterschiedlicher Waldbehandlung berücksichtigt werden. Die Bilanzierungen geben lediglich einen Anhalt, ob auf dem jeweiligen Standort und der jeweiligen Bestockung bei der gewählten Nutzungsintensität Risiken einer Verletzung der Nährstoffnachhaltigkeit bestehen oder nicht. Die Qualität der verfügbaren Daten und der hiermit durchgeführten Simulationen reicht gegenwärtig keineswegs aus, aus den Salden die nachhaltig nutzbare Höhe der Holz- und Biomassenutzung konkret herzuleiten.

Vor allem bei geringfügig positiven oder negativen Salden können schon geringfügige Veränderungen in den Einsteuergößen einen Vorzeichenwechsel bewirken. Eine sorgfältige Bewertung der Befunde unter Betrachtung aller Bilanzgrößen und Einbeziehung eines Abgleichs mit den Bodenvorräten der jeweiligen Nährstoffe ist daher zwingend erforderlich (vgl. Kap. 5.1). Beispielsweise lassen sich auf Standorten mit geringen Nährstoffvorräten auch bei schwach positiver Bilanz Risiken einer Verletzung der Nährstoffnachhaltigkeit nicht ausschließen, vor allem, wenn der Nährstoffentzug kleiner als die kalkulierte Nährstoffnachlieferung aus der Verwitterung ist, der Bilanzausgleich demnach über die schwer kalkulierbare atmosphärische Deposition erfolgt. Nach Möglichkeit sollten die jeweiligen konkreten örtlichen Bedingungen und Erfahrungen berücksichtigt werden. Auf erhöhte Risiken durch Übernutzung weisen durch Nadel-/Blattverfärbungen, Minderwuchs oder Nadel-/Blattanalysen erkennbare Nährelementmängel hin. Starke Störungen im Nährstoffhaushalt werden durch die Ausbildung von Hagerhumus und das Auftreten von Moosen, beispielsweise Weißmoos (*Leucobryum glaucum*), Gewöhnliches Gabelzahnmoos (*Dicranum scoparium*), Schönes Frauenhaarmoos (*Polytrichum formosum*) in Bereichen ohne Humusdecke angezeigt. Auf derartigen Standorten sollte die Nutzung reduziert und die Entnahme von Kronenmaterial unbedingt unterbleiben, auch wenn die kalkulierten Bilanzen keine Defizite aufweisen. Auf der anderen Seite kann gegebenenfalls ein erhöhter Nährstoffentzug auch bei defizitärer Bilanz zur Stabilisierung des Nährstoffhaushalts beitragen, wenn deutliche

Kennzeichen einer Stickstoffeutrophierung zum Beispiel durch das übermäßige Auftreten von Stickstoffweisern wie Kletten-Labkraut (*Galium aparine*), Stink-Storchschnabel (*Geranium robertianum*), Gewöhnliche Nelkenwurz (*Geum urbanum*), Schwarzer Holunder (*Sambucus nigra*), Gewöhnliche Vogelmiere (*Stellaria media*) oder

Gewöhnliche Brennnessel (*Urtica dioica*) vorhanden sind. Die Bilanzdefizite sind hier meist mit hohen Austrägen an Nitrat verbunden und beruhen nicht auf einer unzureichenden Nachlieferung aus der Verwitterung.

6 Empfehlungen zur nährstoffnachhaltigen Waldbewirtschaftung

6.1 Generelles

Forstwirtschaft ist durch lange Produktionszeiten gekennzeichnet, die eine Vorhersage der Produktionsbedingungen über die gesamte Produktionsperiode und der in dieser Zeit auftretenden Risiken erheblich erschweren. Fehler in der Bewirtschaftung, zum Beispiel durch übermäßige Nährstoffexporte mit der Nutzung, zeigen in der Regel erst mit erheblicher Verzögerung negative Wirkungen und lassen sich dann häufig nicht mehr effektiv korrigieren. Um die Bodenfruchtbarkeit der Waldböden im Interesse der Waldbesitzenden und der Gesellschaft zu erhalten, müssen daher Empfehlungen zur Gewährleistung der Nährstoffnachhaltigkeit am Vorsorgeprinzip ausgerichtet sein: bestehen zum Beispiel berechtigte Zweifel an der Nährstoffnachhaltigkeit einer Mitnutzung von Kronenmaterial zur energetischen Verwendung, sollte diese Intensivnutzung unterbleiben.

Bei Kompensationsmaßnahmen, wie der Rückführung von Nährstoffen im Rahmen der Bodenschutzkalkung mit oder ohne Holzasche- und/oder Phosphatbeimischung, sollte berücksichtigt werden, dass die Forstwirtschaft in Rheinland-Pfalz naturnah ausgerichtet ist (§5 (2) LWaldG RLP v. 30.11.2000). Daher müssen bei der Abwägung jeder Maßnahme die Prinzipien der naturnahen Waldbewirtschaftung gewahrt bleiben. Auf der einen Seite sind Eingriffe in den Naturhaushalt zu minimieren und auf der anderen Seite müssen auch die Folgen des „Nichtstun“ zum Beispiel durch fortschreitende Bodenversauerung und Nährstoffverarmung erwogen werden.

Der Nährstoffhaushalt der Waldökosysteme wird von einer Fülle von Faktoren beeinflusst, die eng miteinander verflochten sind (vgl. Kap. 5.5). Emp-

fehlungen zur Gewährleistung der Nährstoffnachhaltigkeit lassen sich daher nicht auf die Frage der Intensität der Holz- und Biomassenutzung oder die Rückführung von Nährstoffen im Rahmen der Bodenschutzkalkung und Düngung beschränken, sondern müssen nach Möglichkeit alle Einflussfaktoren auf den Stoffhaushalt berücksichtigen. Nachfolgend werden daher nicht nur Empfehlungen zur ökosystemverträglichen Nutzungsintensität und, soweit erforderlich, zur Nährstoffrückführung gegeben, sondern auch Vorschläge unterbreitet, die auf eine Stabilisierung des Nährstoffhaushaltes der Ökosysteme durch eine weitere Reduktion des Eintrags von Luftverunreinigungen und einen „störungsarmen“ Waldbau ausgerichtet sind. Zudem werden die bei allen Empfehlungen zur nährstoffnachhaltigen Waldbewirtschaftung zu beachtenden Waldschutzrisiken und Naturschutzaspekte erörtert.

Alle Empfehlungen haben aus den in Kapitel 5.5.2 erläuterten Gründen einen zeitlich begrenzten Gültigkeitszeitraum. Sie müssen daher regelmäßig überprüft und an den jeweils aktuellen Stand der Kenntnisse angepasst werden.

6.2 Verringerung des Stickstoffeintrags über die atmosphärische Deposition

Die in Deutschland betriebene Forstwirtschaft ist eine naturnahe und vergleichsweise extensive Bewirtschaftungsform. Dennoch werden die in den Waldökosystemen ablaufenden Prozesse und die Produktion von Holz im erheblichen Umfang durch externe Faktoren beeinflusst. Seit der Industrialisierung und der Intensivierung der Landwirtschaft werden erhebliche Mengen an Luftverunreinigungen, insbesondere Schwefel-

und Stickstoffverbindungen, aber auch „basische“ Nährstoffe emittiert, weit verfrachtet und in die Waldökosysteme eingetragen. Sie beeinflussen den Stoffhaushalt in vielfältiger Weise. Zum einen erhöhen die Einträge die verfügbaren Nährstoffgehalte, zum anderen können sie über Bodenversauerung und verstärkte Auswaschung von Nährstoffen auch zur Verarmung der Böden beitragen. Luftreinhaltemaßnahmen wirken sich daher beträchtlich auf den ökosystemaren Nährstoffhaushalt und die Nährstoffnachhaltigkeit aus. Vor allem aus der atmosphärischen Deposition stammender Schwefel und Stickstoff wird zum Teil in erheblichem Umfang mit dem Sickerwasser wieder ausgetragen. Für die Versorgung der Waldbestände mit diesen Elementen ist dies eher unproblematisch, weil Schwefel und Stickstoff durch die bereits Jahrzehnte andauernde hohe Deposition an Sulfat (SO_4^{2-}), Nitrat (NO_3^-) und Ammonium (NH_4^+) im Boden meist in ausreichender Menge vorhanden sind und nach wie vor in beträchtlichem Umfang über die atmosphärische Deposition eingetragen werden (vgl. Kap. 5.3.4). Die negative Wirkung der Austräge von Nitrat und Sulfat auf den Stoffhaushalt der Ökosysteme ergibt sich vor allem aus ihrer Eigenschaft als mobile Anionen im Boden. Aus Gründen der Elektroneutralität in der Bodenlösung wird zusammen mit den Anionen SO_4^{2-} und NO_3^- eine äquivalente Menge Kationen, insbesondere Calcium (Ca^{2+}), Kalium (K^+) und Magnesium (Mg^{2+}) und in sauren Böden - wenn Calcium, Kalium und Magnesium bis auf Reste abgenommen haben - letztendlich Aluminium (Al^{3+}) ausgetragen. Der Austrag von Nitrat- und Sulfationen trägt dadurch zur Säurebelastung der Ökosysteme bei (vgl. Kap. 4.3). Die Sulfatkonzentrationen im Unterboden-Sickerwasser sind in den beiden letzten Jahrzehnten den Befunden der ersten (1989) und zweiten (2006) Bodenzustandserhebungen und den Sickerwasseranalysen an Waldboden-Dauerbeobachtungsflächen zufolge deutlich zurückgegangen (Block & GAUER 2012, FAWF 2016b). Dies ist als Erfolg der durchgreifenden Luftreinhaltemaßnahmen zu werten; so ist die Emission von Schwefeldioxid in Deutschland seit 1990 um 93 % gesunken (UMWELTBUNDESAMT 2016) und auch die Schwefeldeposition in den rheinland-pfälzischen Waldökosystemen ist parallel hierzu beträchtlich zurückgegangen (FAWF 2016b, MULEWF-RLP

2013). Dennoch weisen viele Ökosysteme noch beträchtliche Sulfatausträge auf (vgl. Kap. 5.3 und FAWF 2016); offenbar ist der Abbau der in Zeiten hoher Schwefeleinträge im Boden gespeicherten Sulfate noch nicht abgeschlossen und wird wohl noch mehrere Jahrzehnte zu erhöhten Austrägen auch an „basischen“ Nährstoffkationen führen und zur Säurebelastung beitragen. Auf basenarmen Standorten kann dies den Nährstoffhaushalt erheblich beeinträchtigen, zumal die atmosphärische Deposition von Stäuben und der hierin enthaltenen „basischen“ Nährstoffe durch Staubzurückhaltung im Zuge der Luftreinigung und verringerte Bodenabwehungen insbesondere durch eine Reduktion der vegetationslosen Brachezeiten in der Landwirtschaft deutlich abgenommen haben.

Die Emission an Stickstoffverbindungen konnte bislang weit weniger zurückgeführt werden als die Emission an Schwefeldioxid; der Ausstoß an Stickoxiden ist von 1990 auf 2014 um 58 %, der Ammoniakausstoß um 20 % gesunken (UMWELTBUNDESAMT 2016). Dies reicht offenbar nicht aus, den Stickstoffeintrag in den Wald wirksam zu reduzieren: an der Mehrzahl der rheinland-pfälzischen Messstationen des forstlichen Umweltmonitorings ist bislang kein signifikant abwärts gerichteter Trend zu erkennen (MULEWF-RLP 2013). Nahezu die Hälfte der rheinland-pfälzischen Waldökosysteme befindet sich aktuell im Status einer mehr oder minder ausgeprägten Stickstoffsättigung (Block & GAUER 2012), die eintritt, sobald die vorhandene Vegetation den insgesamt verfügbaren Stickstoff nicht mehr vollständig als Nährstoff aufnehmen kann. Der Stoffhaushalt wird in diesen Systemen von der Auswaschung von Nitrat und begleitenden Kationen mit dem Sickerwasser beherrscht (Block 2006). Hier ist eine deutliche Verringerung der Stickstoffdeposition das wirkungsvollste Mittel zur Stabilisierung des Nährstoffhaushaltes (FENN et al. 1998). Eine weitere Minderung der Emission von Stickstoffverbindungen aus Landwirtschaft, Industrie und Verkehr ist daher weiterhin geboten. Die von der Europäischen Kommission im Zuge der Weiterentwicklung der EU-NEC-Richtlinie vorgeschlagenen Reduktionsziele für 2030 (– 39 % für Ammoniak, – 69 % für Stickstoffoxide gegenüber dem Basisjahr 2005) sind dabei bei Weitem nicht ausreichend (vgl. SRU 2015).

6.3 Waldbauliche Maßnahmen zur Stabilisierung der Waldökosysteme

Waldbauliche Maßnahmen zur Unterstützung der Einhaltung der Nährstoffnachhaltigkeit betreffen die Baumartenwahl, die Baumartenmischung, die Eingriffsstärke, den Erhalt einer standorts- und bestockungsangepassten Kraut- und Strauchschicht und insbesondere die Vermeidung von „Störungen“.

Die Baumartenwahl und die Mischung haben nicht nur einen Einfluss auf die Nährstoffentzüge mit der Holz- und Biomassenutzung (vgl. Kap. 3.3), sondern auch auf die Ausnutzung des Bodenspeichers, den internen Stoffumsatz und die Risiken von Störungen, die den Nährstoffkreislauf unterbrechen können. Daher müssen grundsätzlich alle Aspekte der jeweiligen Baumart in ihrer Gesamtheit betrachtet werden (vgl. Block 2008). Die Mischung verschiedener Baumarten führt zu einer besseren Ausnutzung der Standortsressourcen und vor allem auf armen Standorten zu einer Verbesserung der Standorts- und Wachstumsbedingungen. Demzufolge zeigen Mischbestände hier meist eine höhere Produktionsleistung (Overyielding) als die entsprechenden Reinbestände (PRETZSCH et al. 2010, 2013, 2016). Durch tiefwurzelnende Baumarten wie in erster Linie Weißtanne, Stiel- und Traubeneiche, aber auch Buche und auf stauwasserfreien Standorten Douglasie können die in tiefen, dichten und luftarmen Bodenbereichen verfügbaren Nährstoffe erschlossen werden. Zudem werden die Risiken gravierender Störungen durch Sturmwurf oder Kalamitäten biotischer Gegenspieler reduziert. Hiermit werden überhöhte Auswaschungsverluste der Nährstoffe durch Überschusssnitrifikation gegebenenfalls unterbunden und Unterbrechungen des Nährstoffkreislaufs vermindert. Sind Störungen, zum Beispiel durch großflächigen Sturmwurf, eingetreten, können negative Effekte auf den Nährstoffhaushalt durch geeignete waldbauliche Maßnahmen, zum Beispiel durch den weitgehenden Erhalt der aufkommenden Pionierbaumarten und der Schlagflora, deutlich abgemildert werden (STARK 2014, STARK et al. 2014).

Einen großen Einfluss haben die Baumartenwahl und die Mischung verschiedener Baumarten auch auf die Streuqualität, die Umsatzrate der Streu und damit zusammenhängend auf die Bodenver-

sauerung und die Kohlenstoff- und Nährstoffspeicherung im Boden (BLOCK 1997, AUGUSTO et al. 2000). REICH et al. (2005) beobachteten 30 Jahre nach der Pflanzung verschiedener Baumarten am gleichen Standort (Versuchswald auf armem Sandstandort im westlichen Polen) sehr unterschiedliche Basensättigungen im Boden. Während der Boden unter Kiefer und Fichte eine geringe Basensättigung aufwies, zeigte sich bei Bergahorn und Winterlinde eine deutlich höhere Basensättigung. Die Buche lag in einem mittleren Bereich. Der Stickstoffstatus der Waldökosysteme beeinflusst den Stoffhaushalt in vielfältiger Weise (TAMM 1991). Schon bei der in unseren Wäldern verbreitet vorkommenden „beginnenden Stickstoffsättigung“ (vgl. ABER et al. 1989, BLOCK et al. 2000) reagiert der ökosystemare Stoffhaushalt sehr empfindlich auf Störungen z.B. durch Sturmwurf, Schneebruch oder Insektenkalamitäten und auch auf waldbauliche Maßnahmen wie Kahllung, starke Verjüngungshiebe oder Bodenbearbeitung (GUNDERSEN et al. 2006, KÖLLING 1991, 1993, 1999, KREUTZER 1991, ROTHE et al. 1998, 1999, VITOUSEK & MATSON 1985). Bei derartigen Störungen kommen mehr Wärme und Wasser auf den Boden, wodurch der Humusumsatz und damit die Freisetzung von Nitrat und anderen Nährstoffen verstärkt werden. Da gleichzeitig die Nitrataufnahme durch die Bäume ganz oder teilweise ausfällt, werden Nitrat und begleitende Kationen mit dem Sickerwasser ausgetragen (HUBER et al. 2004, 2009, 2010, KLINCK et al. 2013, KÖLLING 1993, McHALE et al. 2007, MELLERT et al. 2005, MELLERT & KÖLLING 2006, WEIS et al. 2006). In den Nährstoffbilanzen entsteht ein - in den hiesigen Kalkulationen nicht berücksichtigtes - „Leck“, das auch auf „besseren“ Standorten zu negativen Salden führen kann. Der Waldbau muss daher auf die Schaffung oder Erhaltung stabiler Waldökosysteme mit möglichst geringen Risiken im Hinblick auf Sturmwurf oder Insektenkalamitäten ausgerichtet sein (vgl. Block 2006). Eingriffe zur Pflege, Ernte oder Verjüngung sollten möglichst schonend durchgeführt werden: dabei sollte eine ständige Bedeckung mit Bäumen angestrebt werden, aber ohne längere Zeit anhaltende Dichtstände, die zur Entkoppelung des Streuumsatzes führen. Nach Möglichkeit sollten Lücken in der Durchwurzelung („root gaps“) vermieden wer-

den, um eine stetige Aufnahme von Nährstoffen zu gewährleisten und die Nitratauswaschung zu begrenzen. Große Bedeutung kommt in diesem Zusammenhang der Erhaltung von unter- und zwischenständigen Bäumen bei Hiebsmaßnahmen im Herrschenden zu. Den Kronenschluss erheblich unterbrechende Eingriffe sollten auf das waldbaulich unbedingt erforderliche Ausmaß begrenzt werden. Hinweise auf übermäßige Stickstofffreisetzung- und damit gegebenenfalls verbundene Auswaschungen an Basekationen - ergeben sich aus dem augenfälligen Auftreten von Stickstoffweisern, wie Brombeere (*Rubus fruticosus agg.*), Brennnessel (*Urtica dioica*), Weidenröschen (*Epilobium angustifolium*) und Springkraut (*Impatiens spec.*) auch auf „armen“ Standorten. In besonderem Maße muss in Douglasienökosystemen auf eine möglichst „störungsarme“ waldbauliche Behandlung geachtet werden. Unter Douglasie weist das Bodensickerwasser zum Teil überraschend hohe Nitratkonzentrationen auf (BLOCK 2014, HORVÁTH et al. 2009, JUSSY et al. 2004, MARESCHAL et al. 2013, NLWKN 2010, PRIETZEL & BACHMANN 2011, ZELLER et al. 2007, 2010). Dies könnte auf baumartenspezifischen Unterschieden in der Zusammensetzung der Streu und in deren Mineralisation beruhen. So fanden TRUM et al (2011) engere C/N- und C/P-Verhältnisse in der Douglasienstreu im Vergleich zu Fichte, Buche und Eiche und für die Humusaufgabe unter Douglasie eine weitaus höhere relative Nitrifikation und den höchsten Nitratanteil an der Anionensumme im Perkolat der Auflagehumusproben. MARESCHAL et al. (2013) führen die auch im unmittelbaren Vergleich zu benachbart angebauten anderen Baumarten hohen Nitratkonzentrationen unter Douglasie auf baumartenspezifische Unterschiede in Vorkommen, Typus und Aktivität Ammoniak oxidierender Bakterien zurück. Eine Kalkung scheint unter diesen Bedingungen den Nitrataustrag zu forcieren. So enthielt beispielsweise das Sickerwasser in einem Düngungsversuch im Forstamt Adenau auf der mit 6 t Dolomit ha⁻¹ gekalkten Parzelle in 30 cm Bodentiefe im Mittel 12,1 ± 6,0 mg Nitratstickstoff l⁻¹ gegenüber 2,9 ± 2,8 mg Nitratstickstoff l⁻¹ auf der nicht behandelten Kontrolle. Auf gekalkten und aufgelichteten Douglasienflächen treten

zum Teil augenfällig Brennesselfluren auf, während bei benachbart liegenden, ebenfalls gekalkten, anderen Bestockungen (Fichte, Buche) keine derartigen Hinweise auf Überschusnitrifikation zu erkennen sind. Die unter Douglasie offenbar häufiger als bei anderen Baumarten auftretende Überschusnitrifikation ist mit einer hohen H⁺-Produktion verbunden. Nach Untersuchungen von MARESCHAL et al. (2013) führt dies bereits innerhalb weniger Jahrzehnte zu Veränderungen in der Mineralogie. Den Befunden dieser Autoren zufolge kann kurzfristig die Bodenfruchtbarkeit durch eine Verdrängung von Zwischenschicht-Al-Hydroxiden und die damit verbundene Erhöhung der Kationenbindungsfähigkeit erhöht werden. Langfristig ist aber eine Auflösung nährstoffbindender Tonminerale und damit eine Verschlechterung der Bodenfruchtbarkeit zu erwarten. Bei Douglasie sind demnach sowohl die Kalkung als auch deren Unterlassung auf versauerungsgefährdeten Standorten mit Risiken für den Stoffhaushalt verbunden. Diese Situation erfordert eine besonders sorgfältige Abwägung. Auf jeden Fall sollten bei Douglasie in der Dimensionierungsphase Durchforstungseingriffe mit längerer Unterbrechung des Kronenschlusses vermieden werden, sofern keine unter- und zwischenständigen Bäume vorhanden sind.

6.4 Nährstoffnachhaltige Nutzung von Holz und sonstiger forstlicher Biomasse

6.4.1 Generelles

Zeigen die Nährstoffbilanzen und deren Abgleich mit den jeweiligen Bodenvorräten nicht tolerierbare Defizite durch einen zu hohen Nährstoffentzug mit der Holz- und Biomassenutzung, muss der Entzug an Nährstoffen über die Holz- und Biomassenutzung durch geeignete Maßnahmen reduziert werden. Hierzu bieten sich gestaffelte Nutzungskonzepte in Bezug auf Nutzungsalter, Baumart und Intensität der Nutzung an. Maßgebend sind die unterschiedlichen, artspezifischen Nährstoffgehalte von Derbholz einerseits und Ast- und Kronenholz sowie Rinde andererseits. Im Hinblick auf das Bestandesalter bewirken Nutzungen in älteren Beständen je Tonne geernteter Biomasse geringere Entzüge als Nutzungen in jüngeren Beständen. Bei der Nutzung von Kiefern

und Douglasien entstehen - bezogen auf die geerntete Trockenmasse - meist geringere Entzüge als bei der Nutzung von Buchen und Eichen. Die Nutzungsintensität kann theoretisch von der ausschließlichen Nutzung stofflich höherwertig verwertbarer Sortimente, über die Nutzung des Derbholzes, die Mitnutzung von Kronenmaterial bei einer beschränkten Anzahl von Eingriffen bis hin zur Vollbaumnutzung (Nutzung der gesamten oberirdischen Biomasse) über den gesamten Produktionszeitraum variiert werden. In der Praxis sind allerdings neben den nachfolgend aufgeführten Aspekten der Nährstoffnachhaltigkeit auch Einschränkungen durch Vorgaben von Zertifizierungssystemen, die örtlichen Gegebenheiten (z. B. Steilhang), die Vermarktungsmöglichkeiten usw. zu berücksichtigen.

Die Erntemenge an Biomasse ist bei Vollbaumnutzung von Nadelbäumen um bis zu 25 %, von Laubbäumen um bis zu 40 % höher als bei Derbholznutzung. Der Entzug an Nährelementen steigt demgegenüber wegen der höheren Nährelementgehalte im Reisig von der Derbholznutzung zur Vollbaumnutzung deutlich stärker, nämlich um bis zu 300 %. Hinsichtlich des Nährstoffexportes zeigen Fichte und Douglasie meist größere Unterschiede zwischen Vollbaum- und Derbholznutzung als Kiefer und vor allem als Eiche und Buche (vgl. Kap. 3.3.5). Bei schlechtem Wachstum sind im Vergleich zu gutem Wachstum die Unterschiede zwischen Vollbaum- und Derbholznutzung bei allen Baumarten größer, da der Kronenanteil an der Gesamtbiomasse steigt. Der Nährstoffhaushalt der Waldökosysteme wird nicht nur durch die Intensität, sondern auch die Modalität der Nutzung beeinflusst. So kann der heute übliche Einsatz von Harvestern zu einer konzentrierten Ablagerung nährelementreichen Reisigs am Rand oder auf den Rückegassen und zu einem entsprechenden Nährelementexport auf den Zwischenfeldern führen. Anzunehmen ist, dass ein Teil der an oder auf der Rückegasse akkumulierten Nährstoffe mittelfristig über den Streufall der Randbäume wieder auf die Fläche zurück gelangt. Ein Teil dürfte aber dem ökosystemaren Nährstoffkreislauf verloren gehen. Verluste sind vor allem bei Kalium zu erwarten, das sehr

rasch aus den am Rande der Gasse konzentrierten Ernterückständen ausgewaschen und auch im Boden nicht gebunden wird. Auch die Nährstoffe in dem Reisig, das gegebenenfalls zur Erhaltung der Befahrbarkeit als Armierung auf der Rückegasse eingebaut ist, dürften aufgrund der Bodenverdichtung durch die Maschinen zu einem erheblichen Teil dem Nährstoffkreislauf entzogen sein (SCHACK-KIRCHNER et al. 2016). Demnach besteht bei einer wiederholten Harvesterdurchforstung die Gefahr einer Bodenfruchtbarkeitsminderung vor allem auf den Zwischenfeldern (vgl. HABEREDER 1997). Dem kann durch geeignete technische Maßnahmen, wie dem Einsatz von Bogiebändern bei Verzicht auf Reisigmatten und der Verwendung von Harvestern mit langen Fällarmen entgegengewirkt werden. Auch lassen technische Weiterentwicklungen auf eine deutliche Reduktion der Nährstoffentzüge hoffen. So testen die Hochschule Weihenstephan-Triesdorf und das Kuratorium für Waldarbeit und Forsttechnik (KWF) aktuell entrindende Harvesterfällköpfe (HOCHSCHULE WEIHENSTEPHAN-TRIEDORF & KWF 2014, WITTKOPF et al. 2016). Sollte es möglich sein, bei Nadelholz einen erheblichen Teil der Rinde auf der Fläche zu belassen, würde dies die Nährstoffentzüge deutlich reduzieren. Beim Einsatz von Seilkränen in Hanglagen werden die motormanuell gefällten Bäume häufig zur Reduzierung der Kosten, aber auch zur Verringerung des Unfallrisikos bei der Arbeit der Waldarbeiter in zum Teil schwer begehbarem Gelände, als Vollbäume vorgeliefert und erst an der Waldstraße von einem Harvester gezopft und entastet. Dies ist mit einem entsprechend hohem Nährstoffentzug verbunden, der auf vulnerablen Standorten die Nährstoffnachhaltigkeit verletzt und gegebenenfalls die Standortsproduktivität mindert. Zur Vermeidung dieser Risiken für die Standortsproduktivität müssten die Bäume am Fällort gezopft und zumindest grob entastet werden. Seilkranverfahren sind kostenintensiv und in der Kosten-Nutzen-Relation besonders sensibel hinsichtlich der Ernteintensität. SPINELLI et al. (2016) untersuchten in fünf Situationen in Fichtenbeständen und Laub-Stockausschlagswäldern Aufwand, Kosten und Ertrag bei Seilkranverfahren im Vergleich „Vorliefern von Vollbäumen (whole-tree - WT)“

und einem „tree-length harvesting -TL“ (Zopfen – Nadelbäume bei 10 cm, Laubbäume bei 5 cm – und Entasten am Fällort). In den Fichtenbeständen blieben beim Zopfen und Entasten am Fällort zwei bis dreimal so viel Biomasse im Bestand als beim Vollbaum-Vorliefern. Der Arbeitszeiteinsatz stieg bei TL gegenüber WT allerdings um 30 bis 60 %, die Erntekosten um bis zu 30 %. In den Niederwäldern waren die Unterschiede zwischen beiden Verfahren geringer. Die Autoren empfehlen eine sorgfältige Einzelfallabwägung unter Einbeziehung der Komponenten Gefahren für die Standortsproduktivität, Kosten-Nutzen-Relation und Arbeitssicherheit.

Eine grobe Entastung von Kronen am Fällort (Grobentastung auf der Oberseite des gefällten Baumes; Verfahren „abgezopft und grob geastet“, vgl. PUTZGRUBER 2016) zur Reduktion der Nährstoffentzüge kommt auch außerhalb von Seilkranverfahren in Betracht. So entstehen in Schneebruchlagen bei Fichte häufig „Kandelaberkronen“, die eine Aufarbeitung mit dem Harvester bis Zopf 8 cm unmöglich machen. Das verbleibende zum Teil deutlich über 10 cm starke Kronenmaterial kann nicht auf der Fläche bleiben, da es als Brutraum für Borkenkäfer geeignet ist. Auf vulnerablen Standorten gefährdet eine komplette Entfernung der Kronen von der Fläche und beispielsweise deren Nutzung als Hackschnitzel aber die Nährstoffnachhaltigkeit. Als Alternative kann der nicht vom Harvester zu bearbeitende Teil des Baumes bei 8 cm gezopft und auf den ohne Drehen erreichbaren Partien (grob) geastet, aus dem Bestand gerückt und als Hackschnitzel genutzt werden. Dieses Verfahren hat sich nach Untersuchungen an Fichten in Bayern als ökologisch und ökonomisch brauchbare Alternative herausgestellt, da mit vergleichsweise geringem Aufwand der Nährstoffentzug gesenkt werden kann (DIETZ et al. 2016; SCHULMEYER 2016). Die Ausbeute an Hackschnitzeln wird gegenüber dem Hacken ganzer Kronen zwar reduziert, die Qualität nach den Befunden dieser Studie jedoch erheblich verbessert.

Auch Details im Ernteverfahren modifizieren den Nährstoffentzug erheblich. So kann bei der Gewinnung von Hackschnitzeln aus Vollbäumen eine

Vortrocknung im Bestand erfolgen. Die Bäume werden hierbei im Herbst/Winter abgeschnitten, aber erst nach dem folgenden Sommer vorgeliefert und gehackt. Hierbei verbleibt ein erheblicher Teil des nährstoffreichen feineren Kronenmaterials (Nadeln, Zweige, dünne Äste) an Ort und Stelle im Bestand. Nach Untersuchungen von MØLLER (2000) und STUPAK et al. (2008b) reduziert sich beim Nadelholz bei dieser Vorgehensweise der Entzug an Ca und Mg um 20 bis 30 % und der Entzug an N, P und K um 30 bis 60 %, während der „Verlust“ an geernteter Biomasse deutlich unter 20 % liegt. Zudem sind die Hackschnitzel aus dem vorgetrockneten Material qualitativ besser (geringerer Wassergehalt, geringerer Rinden- und Nadelanteil, und daher auch geringerer Ascheanfall) und erzielen häufig bessere Preise. Allerdings müssen bei dieser Vorgehensweise Borkenkäfergefahren berücksichtigt werden.

Der Entzug an Nährstoffen unterscheidet sich zwischen den jeweiligen Nutzungsvarianten erheblich; Waldbewirtschaftende haben somit einen beträchtlichen Gestaltungsspielraum für eine im Hinblick auf die Nährstoffnachhaltigkeit vertretbare Holz- und Biomassenutzung.

Die hohen Energieholzpreise und die gewachsenen technischen Möglichkeiten führen in Skandinavien bereits teilweise zu einer Nutzung von Wurzelstöcken für energetische Zwecke (LUNNAN et al. 2008). Die Rodung von Wurzelstöcken ist mit sehr gravierenden negativen Effekten auf die Bodenstruktur, die Kohlenstoffspeicherung im Boden und die Biodiversität (KATAJA-AHO et al. 2011, 2012, JONSELL 2008, STAAF & OLSSON 1994, WALMSLEY & GODBOLD 2013) verbunden. In der Regel werden die Böden bei der Stockrodung vollflächig befahren und gegebenenfalls verdichtet. Zudem ist eine Mitentnahme (humusreichen) Bodenmaterials, auch wenn die Stöcke ausgeschüttelt werden, wohl unvermeidbar. Die vor allem auf bindigen Böden für den Folgebestand sehr bedeutsamen Wurzelkanäle dürften zu einem großen Teil verloren gehen. Die mit Stockrodung verbundene Bodenvorbereitung zur Kulturbegründung auf Sturmwurfflächen in Niedersachsen in den 1970er Jahren führte zu beträchtlichen Wachstumsinderungen (OTTO

2000). Die positiven Aspekte der Stockrodung im Hinblick auf die Gefährdung der Folgekultur durch Rüsselkäfer (insbesondere *Hylobius abietis*) und Wurzelpilzinfektionen (insbesondere *Armillaria* sp.) (CLEARY et al. 2013) lassen sich auch durch andere, ökologisch vertretbare Maßnahmen, wie einer größeren Zeitspanne zwischen Räumung des Altbestandes und Kulturbegründung erreichen. Die Nutzung von Wurzelstöcken steht somit im krassen Widerspruch zu den Prinzipien einer ordnungsgemäßen bodenpfleglichen Waldbewirtschaftung und ist daher nur in besonders gelagerten Ausnahmefällen, z.B. bei der Umwandlung von Wald in andere Nutzungsformen (z.B. Straßenbau), tolerierbar.

Mit dem Entzug von Holz und sonstiger forstlicher Biomasse ist grundsätzlich auch ein Eingriff in die Humusproduktion der Waldökosysteme verbunden. Die Auswirkungen unterschiedlicher Ernteintensitäten auf die Kohlenstoffspeicherung im Boden lassen sich angesichts der hohen räumlichen Streuung, der Fülle von Einflussfaktoren und Problemen im Versuchsdesign nur schwer statistisch signifikant belegen (YANAI et al. 2003). Auch variieren die Befunde von entsprechenden Untersuchungen in einem sehr weiten Rahmen (JOHNSON & CURTIS 2001, JOHNSON et al. 2002). Dennoch sind negative Effekte einer sehr intensiven Biomassenutzung auf die ökosystemaren C-Vorräte sehr wahrscheinlich (FINÉR et al. 2003, NAVE et al. 2010, OLAJUYIGBE et al. 2014, OLSSON et al. 1996b, SANCHEZ et al. 2006, SMOLANDER et al. 2008). In einer Metaanalyse auf Basis von 238 weltweiten Veröffentlichungen kommen ACHAT et al. (2015a, 2015b) zu dem Schluss, dass eine konventionelle Stammholznutzung lediglich mit einer Verschiebung des Kohlenstoffs vom Oberboden in tiefere Bodenschichten verbunden ist, bei einer Intensivnutzung (Entnahme auch der Ernterückstände) dagegen in erheblichem Umfang Bodenkohlenstoff verloren geht. Die Speicherung von organischem Kohlenstoff im Boden ist nicht nur für den Klimaschutz von großer Bedeutung, sondern der organische Bodenkohlenstoff ist auch ein entscheidendes Bindeglied zur Standortsproduktivität (VANCE 2000). Bodenkohlenstoff trägt als wesentlicher Humusbestandteil insbesondere

auf tonmineralarmen Böden entscheidend zur Sorptionsfähigkeit der Böden für Nährelemente bei. Die hinreichende Verfügbarkeit organischen Materials ist zudem für die Bodenorganismen und insbesondere auch die Funktionsfähigkeit der Zersetzerkette von herausragender Bedeutung. Eine Verringerung der Humus- und Bodenkohlenstoff-Vorräte muss daher unbedingt vermieden werden.

Auch ist davon auszugehen, dass mehrfach wiederholte Vollbaumnutzungen die Verfügbarkeit von Totholz in unterschiedlichen Zersetzungsstadien einschränken und damit die Diversität der Waldlebensgemeinschaften herabsetzen können. BLOCK et al. (2007) kalkulierten die Biomasse- und damit verbundenen Kohlenstoffzüge in einem Traubeneichen-Buchen-Mischbestand auf Buntsandstein bei verschiedenen Nutzungsintensitäten in Relation zu der überschlägig geschätzten insgesamt im Bestandesleben erzeugten Biomasse, einschließlich der Blätter und Wurzeln. Bei einer auf das Stammholz begrenzten Nutzung betrug der genutzte Anteil an der Gesamtproduktion weniger als ein Fünftel, bei Derbholznutzung etwa ein Drittel und bei Vollbaumnutzung über die gesamte Umtriebszeit mehr als die Hälfte. Zum Schutz der Humusvorräte sollte grundsätzlich ein Teil der Biomasse im Bestand verbleiben. Vollbaumnutzungen bei jedem Eingriff über den gesamten Produktionszeitraum kommen daher auch bei Standorten mit hoher Nährstoffnachlieferung aus Mineralverwitterung oder Kalkauflösung nicht in Betracht (vgl. auch MEIWES et al. 2008). Im Übrigen orientieren sich die nachfolgenden Empfehlungen an den Bilanzierungen der einzelnen Nährelemente und deren Bewertungen im Abgleich mit den Vorräten im Boden (vgl. Kap. 5.3.4).

6.4.2 Empfehlungen zur nährstoffnachhaltigen Nutzung

Die nachfolgend aufgeführten Empfehlungen zur nährstoffnachhaltigen Nutzung von Holz und Biomasse wurden aus den dargelegten Bilanzierungen und deren Bewertung (vgl. Kap. 5) sowie den im Kapitel 6.4.1 aufgeführten Aspekten zum Schutz der Bodenstruktur und der Kohlenstoffvorräte im Boden abgeleitet. Vorgaben

von Zertifizierungssystemen sind hierbei nicht berücksichtigt*. Die Bewertung der Nährstoffvorräte im Boden bezieht sich auf die in Kapitel 4.4 dargestellte Methodik.

1. Stockrodungen auf Waldflächen müssen grundsätzlich unterbleiben.
2. Vollbaumnutzungen sollten auch auf Waldorten mit positiven Nährstoffbilanzen und hohen Nährstoffvorräten im Boden auf maximal jeden zweiten Eingriff beschränkt werden. Bei sehr starken Eingriffen (>75 Efm Derbholznutzung je Hektar) oder flächigen Kalamitätsanfällen sollte maximal die Hälfte des anfallenden Nicht-Derbholzes (Kronenmaterial) entnommen werden.

Anmerkung: Auch bei einer Vollbaumnutzung verbleibt ein Teil der oberirdischen Biomasse zum Beispiel durch Abbrechen von Ästen und Zweigen beim Fällen und Vorliefern auf der Fläche. Dieser Anteil kann gegebenenfalls gezielt, solange keine Waldschutzgründe dagegen sprechen, durch Vortrocknung nach dem Fällen erhöht werden. Daher wird bei Beachtung von Empfehlung 2 deutlich weniger als die Hälfte der Nicht-Derbholz-Biomasse dem Ökosystem entnommen.

3. Eine Nutzung von Nicht-Derbholz (Material < 7cm Ø) sollte nur auf Waldorten mit folgenden Voraussetzungen erfolgen:
Der Nährstoffzugsindex_Vollbaum für Phosphor (berechnet aus dem P_{ges} -Königswas-

seraufschluss in Humusaufgabe und Mineralboden geteilt durch den über 100 Jahre aufsummierten Ernteentzug bei Vollbaumnutzung) ist > 13, auf phosphorarmen Standorten ($P_{ges} \leq 950 \text{ kg/ha}$) > 19 und

- a) K-, Ca- und Mg-Bilanz bei Vollbaumnutzung positiv (Bedingung bei jedem der drei Nährelemente erfüllt) oder
- b) K-Bilanz positiv und Ca- und/oder Mg-Bilanz negativ, aber Bodenvorrat des Nährelements mit defizitärer Bilanz größer als das 2-Fache des über 100 Jahre aufsummierten Ernteentzugs bei Vollbaumnutzung (Nährstoffzugsindex_Vollbaum für Element mit negativer Bilanz > 2). Die Bodenvorräte an Calcium und Magnesium beziehen sich jeweils auf die Summe der im HNO_3 -Druckaufschluss oder Königswasseraufschluss in der Humusaufgabe ermittelten Vorräte und die im Feinboden des Mineralbodens bis Wurzeltiefe ermittelten austauschbaren (NH_4Cl -Perkolation) Vorräte.

Die Voraussetzung für die Nutzung von Nicht-Derbholz, dass der Nährstoffzugsindex_Vollbaum für Phosphor bei phosphorreicherer Standorten ($P_{ges} > 950 \text{ kg/ha}$) > 13 bzw. bei phosphorarmen Standorten ($P_{ges} \leq 950 \text{ kg/a}$) > 19 sein soll, beachtet, dass nur ein Teil der P_{ges} -Vorräte im Boden pflanzenverfügbar ist (vgl. Kap. 4.5). Die unterschiedlichen Vorgaben für den Nährstoffzugsindex bei phosphorärmeren und -reicherer Standorten liegen an

* In nach Forest Stewardship Council® (FSC®) zertifizierten Betrieben gilt ab voraussichtlich Mitte 2017 folgende Regelung (FSC-Deutschland Standard 3.0):

10.11.7.

Nichtderbholz verbleibt in der Regel im Wald.

Die Nutzung von Nichtderbholz ist auf folgende Fälle beschränkt:

- Verkehrssicherungs-, Böschungspflegemaßnahmen oder das Schneiden von Lichtraumprofilen entlang von Wegen und öffentlichen Straßen, wenn eine Rückführung in den Bestand wirtschaftlich nicht zumutbar ist.
- Gesetzlich oder behördlich geforderte Maßnahmen im Rahmen des Hochwasserschutzes.
- Nutzung aus einem Gassenauftrieb; nur bei Ersterschließung.
- Naturschutzfachlich begründete Maßnahmen gemäß 6.4.
- Nutzung von Weihnachts- und Maibäumen und andere Nutzungen im Rahmen von Bräuchen oder Leseholzrechten.
- vereinzelte Unterschreitung der Derbholzgrenze bei der Aufarbeitung von Flächenlosen durch nicht-gewerbliche Brennholzelbstwerber.
- Waldschutzmaßnahmen in Nadelholzbeständen, die auf Grundlage eines Kalamitätspräventions-Konzepts als besonders gefährdet eingestuft werden. Der Forstbetrieb dokumentiert Zeitpunkt, Fläche und Menge des genutzten oder zur Nutzung vorgesehenen Nicht-Derbholzes.

(Quelle: <http://www.fsc-deutschland.de/preview.fsc-waldstandard-3-0.a-992.pdf>, 29.07.2016)

der Annahme, dass der Anteil des pflanzenverfügbaren P-Vorrats mit sinkenden P-Vorräten abnimmt. Bei Standorten mit einem P_{ges} -Vorrat $> 950 \text{ kg/ha}$ wird von einem verfügbaren Anteil von 50 %, bei Standorten mit einem P_{ges} -Vorrat $\leq 950 \text{ kg/ha}$ von einem verfügbaren Anteil von 33 % ausgegangen. Bei Einhaltung der vorstehenden Vorgaben liegt der über 100 Jahre aufsummierte P-Ernteentzug dann auch bei hoher Wuchsleistung unter 5 % des Gesamt-P-Vorrats und in der Regel unter 10 % des mobilisierbaren P-Vorrats im Boden. Auch bei negativen Ca- und Mg-Bilanzsalden eine Nutzung von Nicht-Derbholz zuzulassen, trägt dem Aspekt Rechnung, dass auch bei basenreicheren Standorten (z.B. Devon III, Lösslehm) wegen der zum Teil sehr hohen Austräge mit dem Sickerwasser negative Ca- und Mg-Bilanzsalden berechnet werden, denen aber zum Teil hohe Bodenvorräte dieser Nährelemente gegenüberstehen. Die Restriktion, dass bei defizitärer Bilanz der pflanzenverfügbare Bodenvorrat 2-fach höher als die über 100 Jahre aufsummierten Ca- bzw. Mg-Ernteentzüge sein müssen, entspricht einem Nährstoffzugsindex von 2 und damit aus Vorsorgeerwägungen dem Doppelten der von MEIWES & MINDRUP (2012) als Schwelle eines Risikos für die Nährstoffnachhaltigkeit angegebenen Werten (Ca, Mg: 1).

4. Auf Waldorten mit schon bei Derbholznutzung negativer K-Bilanz und auf Waldorten, bei denen die P-Entzüge bei Derbholznutzung den verfügbaren Bodenvorrat um mehr als 10 % reduzieren (Nährstoffzugsindex_Derbholz < 20 bzw. bei phosphorarmen Standorten < 30), sollte eine Einschränkung der Derbholznutzung angestrebt werden. Kalium kann nur eingeschränkt, ökosystemverträglich und ökonomisch machbar im erforderlichen Umfang zurückgeführt werden. Daher muss bei negativer K-Bilanz schon bei Derbholznutzung der K-Entzug über die Holzernte weiter reduziert werden. Bei P_{ges} -Vorräten unter $1,2 \text{ t ha}^{-1}$ überschreitet der über 100 Jahre aufsummierte P-Ernteentzug auch bei Beschränkung auf Derbholznutzung in der Regel 10 % des mobilisierbaren P-Vorrats im Boden, was ebenfalls eine Reduzierung des Ernteentzugs erforderlich

macht. Dies kann beispielsweise durch eine Anhebung des Mindestzopfes, eine Begrenzung der Nutzung von Brennholz oder Industrieholz, das Liegenlassen aller Laubbäume bei den ersten Dimensionierungseingriffen (Erstdurchforstung) oder einen teilweisen Verzicht der Nutzung von unter- und zwischenständigen Buchen zum Beispiel in Kiefern-Buchen- oder Fichten-Buchen-Mischbeständen oder Eichenbeständen mit Buchenbegleitbestand erfolgen. Bei positiver K-Bilanz, aber nur geringen P-Vorräten, sollte ergänzend oder alternativ eine P-Rückführung über mit Holzasche oder phosphatangereichertem Dolomit erwogen werden (vgl. Kap. 6.5).

Besonders vordringlich sind Einschränkungen in der Derbholznutzung und die P-Zufuhr über mit P angereichertem Dolomit auf Standorten mit P_{ges} -Vorräten unter 750 kg ha^{-1} . Hier dürfte der verfügbare P-Vorrat unter 250 kg ha^{-1} liegen und eine nutzungsbedingte Verringerung der P-Vorräte muss unter allen Umständen vermieden werden. Als in besonderem Maße vulnerabel sind auch Standorte zu erachten, die eine negative K-Bilanz und geringe K-Vorräte im Boden aufweisen. Als Indikator für eine im Hinblick auf die Relation K-Bodenvorrat und K-Ernteentzug besonders vulnerable Situation ist ein Nährstoffzugsindex_Derbholz für K von $< 0,6$ empfohlen.

Anzunehmen ist, dass Standorte mit sehr geringen Nährstoffvorräten im Boden ($< 750 \text{ kg P ha}^{-1}$, $< 150 \text{ kg K ha}^{-1}$, $< 200 \text{ kg Ca ha}^{-1}$, $< 35 \text{ kg Mg ha}^{-1}$) im Wesentlichen durch geschichtliche Waldverwüstungen und Übernutzungen verarmt sind und der aktuelle Nährstoffstatus nicht dem natürlichen Standortpotenzial entspricht. Hier sollte unabhängig von den Bilanzsalden eine Einschränkung der Derbholznutzung erfolgen, um das Standortpotenzial nach Möglichkeit allmählich wieder anzuhäufen.

5. Beim Einsatz von Harvestern sollte das Kronenmaterial soweit wie möglich auf den Zwischenfeldern verbleiben. Auf die Herstellung von Reisigmatten zur Armierung von Rückegassen sollte im Regelfall verzichtet werden (Ausnahmen zum Beispiel bei kleineren Nassstellen). Durch den Einsatz moderner Bänder-

technik (z. B. Bogiebänder) sind Reisingarmierungen der Rückegassen in der Regel nicht mehr erforderlich (vgl. Feinerschließungsrichtlinie – Landesforsten RLP 2012). In geringem Umfang auf der Gasse anfallendes Reisig kann dort verbleiben, da es die Befahrbarkeit der Gasse verbessert und die Erosionsgefahr reduziert. Eine Verringerung des auf der Gasse anfallenden Reisigs kann erzielt werden, wenn vom Harvester nicht erreichbare Bäume vorgefertigt statt zugefällt werden. Im Übermaß auf der Gasse anfallendes Reisig sollte zumindest teilweise wieder vom Rückegassenrand in das Zwischenfeld zurückgeschoben werden, wenn dies ohne Schäden am Bestand möglich ist. Reisinghaufen am Gassenrand sollten vermieden werden. Der Verbleib des Kronenmaterials verteilt auf den Zwischenfeldern ist vor allem auf Standorten mit hoher oder sehr hoher Vulnerabilität (vgl. Kap. 5.3.3) vordringlich.

6. Beim Einsatz von Seilkranverfahren sollten vor allem auf Standorten mit hoher oder sehr hoher Vulnerabilität (vgl. Kap. 5.3.3) eine Kronenkappung und eine Teilentastung (Grobentastung auf der Oberseite des gefällten Baumes) am Fällort erfolgen (Verfahren „abgezopft und grob geastet“, vgl. PUTZGRUBER 2016). Auch bei weniger empfindlichen Standorten sollte beachtet werden, dass das Hochseilen der gefällten Bäume ohne diese Maßnahmen einer Vollbaumnutzung gleichkommt und nicht unbeschränkt wiederholt durchgeführt werden darf. Auf besonders vulnerablen Standorten sollte die Nutzung gegebenenfalls auf wertvollere Sortimente oder auch Baumarten mit geringerem Nährstoffentzug, z. B. Kiefern, beschränkt werden.
7. Bei der Planung von Vollbaumnutzungen bzw. der Nutzung von Nicht-Derbholz für die energetische Verwendung sollte eine Vortrocknung im Bestand geprüft werden: Fällung der Bäume im Winter, Belassen am Fällort über Sommer und Entnahme im nachfolgenden Spätsommer/Herbst. Dieses Vorgehen darf allerdings nur erfolgen, wenn keine Waldschutzprobleme zu erwarten sind.

8. Bei Laubbäumen sollte eine Entnahme von Kronenmaterial mit Laub grundsätzlich unterbleiben.

Die vorstehenden Empfehlungen gelten für Waldökosysteme, in denen eine Minderung der Nährstoffverfügbarkeit vermieden werden muss. Sie gelten nicht für Fälle, in denen hohe Nährstoffentzüge zum Beispiel zum Erhalt oligotropher Biotop erwünscht sind (vgl. Kap. 6.6). Ausnahmen bilden auch die Lichtraumprofilpflege entlang befestigter Wege und Hiebsmaßnahmen entlang von Straßen oder zur Gewässer begleitenden Vegetationspflege. An Waldaußenrändern insbesondere zu landwirtschaftlich genutzten Arealen dürfte die Deposition an Nährstoffen höher sein, als in den hiesigen Bilanzierungen angenommen. Hier ist daher eine höhere Nutzungsintensität tolerierbar und zur Vermeidung einer zunehmenden Stickstoff-Eutrophierung auch sinnvoll. Generell müssen bei der Entscheidung der Nutzungsmodalität Waldschutzaspekte in Form einer sorgfältigen Risikoabwägung einbezogen werden (vgl. Kap. 6.6).

6.5 Bodenschutzkalkung

6.5.1 Generelles

In Rheinland-Pfalz dominieren unter Wald basenarme Ausgangssubstrate. Regionen mit besonders verbreitet basenarmen Standorten sind der Pfälzerwald, die Schwemmfächer in der Rheinebene, die Hauptbuntsandsteingebiete der Eifel und die Quarzitrücken des Rheinischen Schiefergebirges. Aber auch die stark mesozoisch tertiär verwitterten Hochflächen des Schiefergebirges, Grauwacken und manche Schieferböden des Rheinischen Schiefergebirges sind häufig sehr basenarm. Seit der Industrialisierung wurde die Basenarmut der Waldstandorte durch Einträge starker Mineralsäuren aus der anthropogenen Emission von Luftverunreinigungen erheblich verstärkt. Zudem haben auf den meisten Waldstandorten historische Übernutzungen in Form übermäßiger Holznutzung, Kohlebrennen, Streurechen, Rott- und Schiffelwirtschaft die natürliche Bodenversauerung verstärkt und zur Verarmung an Nährstoffen beigetragen (EBERMAYER 1876, ULRICH 1995). Auch die heute in Rheinland-Pfalz vorhandenen Podsole sind meist wohl anthropogen z.B. durch

die verbreitete Schifffelwirtschaft und Verheidung auf silikatarmeren Standorten entstanden (vgl. PAFFEN 1940 zit. in SCHWIND 1983). Aber selbst in der Gruppe der Podsole ändert sich die Bodendynamik durch die jüngeren anthropogenen Depositionen von Säurebildnern. Die Bodenbildung wird bei Podsolen durch starke organische Säuren angetrieben, die im Unterboden ausfallen. Seit dem Anstieg der anthropogenen Emission von Luftverunreinigungen im Zuge der Industrialisierung überlagert der Eintrag starker Mineralsäuren diesen Prozess und verstärkt die Basenauswaschung wesentlich tiefer reichend.

Nach den Ergebnissen der BZE II sind aktuell nur 19 % der Standorte in Rheinland-Pfalz im Gesamtboden basenreich, 35 % sind dagegen tief basenarm, weitere 15 % weisen nur im Untergrund (tiefer als 90 cm) noch geringe Basenreserven auf (BLOCK & GAUER 2012).

Auf vielen basenarmen Substraten sind die Calcium- und teilweise auch die Magnesiumbilanzen schon bei regulärer Derbholznutzung, z.T. bereits bei Nutzungsverzicht defizitär. Diese Befunde der hiesigen Untersuchung stimmen mit den Ergebnissen anderer Autoren überein (z. B. FICHTER et al. 1998, HUNTINGTON 2000, KLINCK et al. 2012a, LIKENS et al. 1998, WATMOUGH & DILLON 2003). Eine abnehmende Ca-Verfügbarkeit beeinflusst viele ökosystemare Prozesse und kann weitreichende Folgen für die Bäume und die Stabilität der Ökosysteme haben (LAUTNER & FROMM 2010, LIKENS et al. 1998). Häufig übersteigen die über eine Produktionsperiode aufsummierten Nährstoffentzüge und Bilanzdefizite den aktuellen Vorrat im Boden um ein Mehrfaches. Hier reicht eine Reduktion der Nutzungsentzüge zur Stabilisierung des Nährstoffhaushaltes nicht aus. Zudem belegen die hiesigen Kalkulationen eine Netto-Säurebelastung vieler Waldstandorte. Daher ist auf diesen Standorten aus Bodenschutzgründen eine Kalkung mit Dolomitgesteinsmehl geboten. Eine Vielzahl von Studien belegt die Effektivität und lange Wirkungsdauer einer fachgerechten Kalkung im Hinblick auf die Rückführung von Calcium und Magnesium in den ökosystemaren Stoffhaushalt (BLOCK 2011, BLOCK & GAUER 2012, BUTZ-BRAUN 2014, FETZER 2014, GREVE 2014, 2015, SCHÜLER 1996, 2002, v. WILPERT 2014) und zur Unterstützung des Waldumbaus (BLOCK et al.

2013, GREVE 2014, 2015).

Bodenschutzkalkungen sind grundsätzlich eingebunden in das rheinland-pfälzische Konzept zur Waldbodenrestauration durch Aktivierung ökosystemarer Nährstoffkreisläufe (BLOCK et al. 1997) und dienen der dort beschriebenen Zielsetzung zur Wiederherstellung der Reglerfunktion des Waldbodens:

- unmittelbare Pufferung von Säuredeposition
- weitgehend geschlossener Nährstoffkreislauf unter Einbeziehung des tieferen Mineralbodens
- chemisches Bodenmilieu im gesamten durchwurzelbaren Bodenbereich, das Wurzelschäden vermeidet
- hinreichende Nährelementbereitstellung im Boden.

Flächige Bodenschutzkalkungen kommen in diesem Konzept nur in Betracht, wenn waldbauliche Maßnahmen (insbesondere die Erziehung strukturreicher Bestände, Förderung tiefwurzelnder Baumarten mit leicht zersetzlicher Streu, Umbau von Nadelholzreinbeständen in laubbaumreiche Bestockungen, gegebenenfalls unterstützt durch Pflanzlochkalkung) zur Erreichung der vorstehend benannten Ziele nicht ausreichen.

Bei der Kalkung müssen Restriktionen zum Schutz wertvoller basenarmer Biotope beachtet werden (AHRENS 1995, REIF et al. 2014, RIFFELL et al. 2011, SEITZ 2014, TSCHÖPE et al. 2014). Kalkungen führen zwar in der Regel zu einer Erhöhung der Artenzahl, vor allem mehrfach wiederholte Kalkungen können aber auch ein stärkeres Auftreten von Störungszeigerarten zur Folge haben (KOPPA & WECKESSER 2014). Auch wenn starke Versauerung und Basenarmut häufig anthropogen bedingt sind, sind Standorte mit seltener besonders säuretoleranter Vegetation wie beispielsweise Wacholderheiden, Moore, aber auch Randstreifen oligotropher Gewässer oder Block- und Felsformationen mit besonders seltenen, an saure Bedingungen angepassten Moosen aus Naturschutzgründen schützenswert. Dies gilt auch für Flechten-Kiefern-Wälder auf nährstoffarmen Ausgangssubstraten und naturschutzrelevante Eichenwaldgesellschaften nährstoffarmer und trockener Standorte.

Derartige kalkempfindliche Biotope werden bei der Biotopkartierung ausgewiesen und aus der Kalkungskulisse ausgespart.

Die nachfolgend dargelegten Empfehlungen zur Kalkungsstrategie berücksichtigen die im rheinland-pfälzische Konzept zur Waldbodenrestoration durch Aktivierung ökosystemarer Nährstoffkreisläufe vorgegebenen Grundsätze der „Ökosystemverträglichkeit“, der „Standortsbezogenheit“, der „Langfristigkeit“ und der „Humuspfleghlichkeit“ (Block et al. 1997). Sie entsprechen der Empfehlung von HILDEBRAND (1996) „durch moderate Zufuhr möglichst systemverwandter Puffersubstanzen und Nährelementlieferanten die Regelmechanismen eines standorttypischen Nährelementkreislaufes zu erhalten bzw. zu restaurieren“.

6.5.2 Empfehlungen zur Kalkungsstrategie

Die nach Standort, Bestockung und Nutzungsintensität differenzierenden Bilanzierungen insbesondere der Nährelemente Calcium und Magnesium und die aus den ökosystemaren Bilanzen hergeleitete aktuelle Säurebelastung (vgl. Kap. 4.3) eignen sich in besonderem Maße zur Ableitung von Empfehlungen zur Bodenschutzkalkung, da die Salden dieser Basekationen und die Netto-Säurebelastung unmittelbar das Hauptziel der Kalkung betreffen, den Boden und seine vielfältigen Funktionen zu schützen. Daher wird empfohlen, die Kalkungsstrategie als Bodenschutzmaßnahme an diesen Bilanzierungen, ergänzt um Informationen über die pflanzenverfügbaren Vorräte an Nährelementen im Boden und bereits erfolgte Kalkungen, auszurichten.

Im Vordergrund steht dabei, ein Fortschreiten der Bodenversauerung zu verhindern und die aktuellen Vorräte an pflanzenverfügbaren Nährstoffen, insbesondere Ca und Mg, langfristig zumindest zu erhalten. Auf Standorten, die durch historische Übernutzung und Luftschadstoffeinträge verursachte Bodenversauerung erheblich an Ca und Mg verarmt sind und nur noch über geringe Bodenvorräte an diesen Nährstoffen verfügen, wird zudem eine bemessene Wiedererhöhung der Vorräte angestrebt. Da für die rheinland-pfälzischen Waldstandorte keine Informationen zu den jeweiligen naturgegebenen Nährstoffvorräten vor der massiven Einflussnahme durch den Menschen als Referenzgröße vorliegen, können allerdings keine konkreten Zielvorräte definiert

werden. Stattdessen sollte die Dolomitmalkzufuhr über eine standortabhängige Modifikation der Kalkungsturni so bemessen werden, dass sich bei der Langzeitbilanzierung nicht nur ausgeglichene, sondern leicht positive Ca- und Mg-Bilanzsalden ergeben, die über lange Zeitspannen – gegebenenfalls ein Jahrhundert (Grundsatz der „Langfristigkeit“, vgl. Block et al. 1997) – sehr vorsichtig die Trophie des jeweiligen Standorts wieder verbessern. Die Wirksamkeit und die weitere Erfordernis der Kalkungen sollten anhand der vorhandenen Kalkungsversuche (vgl. GREVE 2015) und von weiteren Wiederholungen der landesweiten Waldbodenzustandserhebung (BZE) (vgl. BLOCK & GAUER 2012) dauerhaft überprüft werden. Standorte mit zumindest „mittel/hohen“ Bodenvorräten an Calcium ($> 2000 \text{ kg Ca ha}^{-1}$) und Magnesium ($> 350 \text{ kg Mg ha}^{-1}$) (vgl. AK STANDORTSKARTIERUNG 2016) können demgegenüber zumindest vorläufig von Kalkungen ausgenommen werden, auch wenn sich aktuell negative Ca- und/oder Mg-Bilanzsalden oder eine positive Netto-Säurebelastung ergeben. Dem Konzept zur Waldbodenrestoration durch Aktivierung ökosystemarer Nährstoffkreisläufe entsprechend, sollten hier waldbauliche Maßnahmen zur Einbeziehung der meist im Unterboden noch vorhandenen Vorräte an Ca, Mg und K in den ökosystemaren Nährstoffkreislauf im Vordergrund stehen (Block et al. 1997). Zudem erscheint es auf diesen Standorten realistisch, dass durch den allmählichen Abbau der Aluminiumsulfate und durch weitere Luftreinhaltemaßnahmen reduzierte Stickstoffeinträge die Verfügbarkeit mobiler Anionen und die hierdurch verursachten Basekationenverluste mit dem Sickerwasserfluss soweit zurückgehen, dass sich langfristig weitgehend ausgeglichene Bilanzen ergeben sowie langfristig auch ohne Kalkung die Säurebelastung hinreichend gepuffert wird. Allerdings sollte diese Einschätzung auch angesichts der zukünftig zu erwartenden Veränderungen bei den einzelnen Bilanzgrößen spätestens in zwei Jahrzehnten erneut geprüft werden (vgl. Kap. 5.6.2).

Die Kalkungsnotwendigkeit wird generell an den Bilanzen und Säurebelastungen bei herkömmlicher Derbholznutzung ausgerichtet. Nicht vorgesehen sind Kalkungen zur Ermöglichung von

Vollbaumnutzungen. In zertifizierten Betrieben müssen die Vorgaben der Zertifizierer beachtet werden *).

Folgende Kalkungsstrategie wird empfohlen:

1. Kalkungsnotwendigkeit

- a) Bodenschutzkalkung **nicht erforderlich**: Standorte ohne Netto-Säurebelastung bei Derbholznutzung und mit ausgeglichener oder positiver Ca- und Mg- Bilanz bei Derbholznutzung oder Standorte mit hohen Vorräten an pflanzenverfügbarem Ca und Mg im Boden ($> 2000 \text{ kg Ca ha}^{-1}$ und $> 350 \text{ kg Mg ha}^{-1}$).
- b) Bodenschutzkalkung **erforderlich**: Standorte mit Netto-Säurebelastung bei Derbholznutzung und/oder negativer Ca- und/oder Mg- Bilanz bei Derbholznutzung und höchstens „mittleren“ Ca- und Mg- Vorräten im Boden ($< 2000 \text{ kg Ca ha}^{-1}$ und $< 350 \text{ kg Mg ha}^{-1}$).

2. Kalkungsturnus

- a) 50 Jahre: Standorte mit Netto-Säurebelastung bei Derbholznutzung $\leq 1,0 \text{ keq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$
- b) 40 Jahre: Standorte mit Netto-Säurebelastung bei Derbholznutzung $\leq 1,3 \text{ keq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$
- c) 30 Jahre: Standorte mit Netto-Säurebelastung bei Derbholznutzung $\leq 1,7 \text{ keq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$
- d) 20 Jahre: Standorte mit Netto-Säurebelastung bei Derbholznutzung $\leq 2,5 \text{ keq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$
- e) 10 Jahre: Standorte mit Netto-Säurebelastung bei Derbholznutzung $> 2,5 \text{ keq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$

Eine „Kalkung“ entspricht bei diesen Empfehlungen der Applikation von kohlensaurem Magnesiumkalk (Dolomitgesteinsmehl mit einem Magnesiumcarbonatanteil von min. 25 %

in einer Korngrößenabstufung von 0 bis 2 mm) in einer Aufwandmenge von 3 Tonnen je Hektar. Die Säureneutralisationskapazität liegt bei min. 50 keq/ha.

Zurückliegende Kalkungen werden im Kalkungsturnus berücksichtigt. Erneute Kalkungsmaßnahmen können erst wieder durchgeführt werden, wenn der Turnus erreicht oder überschritten ist.

3. Material

Als Material wird für die Waldkalkung kohlen-saurer Magnesiumkalk (hauptsächlich Dolomit) mit einer Dosierung von 3 t/ha eingesetzt. Die Ökosystemverträglichkeit dieses Materials konnte in den langfristigen Untersuchungen auf den Flächen des Kompensationsversuchs bestätigt werden (GREVE 2015, SCHÜLER 2002). Auf phosphorarmen Substraten besteht die Gefahr einer zunehmenden Unterversorgung der Waldökosysteme mit Phosphor, der allein durch Nutzungseinschränkungen nicht begegnet werden kann. In der Regel weisen diese Substrate auch hohe Netto-Säurebelastungen, negative Ca- und Mg-Salden und geringe Bodenvorräte an diesen Nährelementen auf, was Kalkungen erforderlich macht. Zudem sind auf diesen Standorten häufig auch die Kaliumbilanzen defizitär; eine Unterstützung des Kaliumhaushaltes ist daher vorteilhaft, wengleich wegen der raschen K-Auswaschung aus sauren Waldböden die Wirksamkeit einer Kaliumzufuhr nur beschränkt ist.

Auf bestehenden Kalkungs-Versuchsflächen der FAWF wird seit dem Winter 2015/16 geprüft, ob eine Beimischung von Holzasche und Rohphosphat zum Dolomitkalk geeignet ist -

* In nach Forest Stewardship Council® (FSC®) zertifizierten Betrieben gilt ab voraussichtlich Mitte 2017 folgende Regelung (FSC-Deutschland Standard 3.0):

10.6.

Der Forstbetrieb vermeidet den Einsatz von Dünger oder zielt darauf ab, dessen Verwendung zu minimieren. Wenn Dünger eingesetzt werden, weist der Forstbetrieb nach, dass dessen Anwendung von ebenso großem oder größerem wirtschaftlichen wie ökologischen Vorteil ist, als das Umsetzen von Waldbaukonzepten, die ohne den Einsatz von Dünger* auskommen, und vermeidet, mindert und/oder behebt Schäden in der Umwelt einschließlich des Bodens.

10.6.1.

Der Forstbetrieb verzichtet auf Düngung zum Zweck der Ertragssteigerung. Die Durchführung einer Bodenschutzkalkung dient der Erhaltung oder Wiederherstellung der durch Bodenversauerung und Nährstoffverarmung gefährdeten Bodenfunktionen und der natürlichen Bodendiversität sowie zur Stabilisierung der Waldökosysteme. Der Forstbetrieb kennt negative Auswirkungen und vermeidet diese möglichst. Notwendigkeit, Umfang und Anwendung basieren auf einem wissenschaftlich begründeten Konzept (Quelle: <http://www.fsc-deutschland.de/preview.fsc-waldstandard-3-0.a-992.pdf>, 29.07.2016).

ergänzend zu einem Verzicht auf die Nutzung von Nicht-Derbholzmaterial und die in Kapitel 6.4.2 unter Ziffer 4 beschriebene Einschränkung der Derbholznutzung - die Phosphor-Entzüge mit der Holzernte auszugleichen. Dieser zu Versuchszwecken ausgebrachte angereicherte Kalk enthält 77 % Dolomit, 20 % Holzasche und 3 % Rohphosphat und entspricht wie der reine Dolomit dem Düngemitteltyp „kohlenaurer (Magnesium-)Kalk“ der Düngemittelverordnung (Neufassung vom 5. Dezember 2012, BGBl. I S. 2482). Durch Beimischung von Brennraumasche aus naturbelassenem Rohholz zu dem Dolomitmalk wird eine Rückführung von Kalium und Phosphor, aber auch von Spurennährstoffen ermöglicht. Allerdings reichen die P-Gehalte der Asche nicht aus, um den P-Entzug mit der Holzernte, der die P-Bilanzen maßgeblich beeinflusst (vgl. Kap. 5.3.4), selbst bei Derbholznutzung auszugleichen. Um zumindest zu gewährleisten, dass die P-Vorräte bei Derbholznutzung auf diesen phosphorarmen Substraten nicht weiter reduziert werden, wurde deshalb ein weicherdiges Rohphosphat gering dosiert beigemischt (90 kg pro 3 t).

Sollte der angereicherte Dolomitmalk analog zu den bereits vorliegenden Befunden der Untersuchungen der FVA Baden-Württemberg mit Dolomit-Holzaschegemischen (v. WILPERT et al. 2011) den P- und gegebenenfalls auch den K- Haushalt der Ökosysteme unterstützen, ohne über eine reine Dolomitapplikation hinausgehende Nebenwirkungen zu zeigen, sollte der Einsatz dieses Materials auf P- und K-armen Standorten erwogen werden, auf denen eine Bodenschutzkalkung nach den vorstehend beschriebenen Kriterien erforderlich ist. Ziel dieser Rückführung ist ein Ausgleich der defizitären Bilanzen auf Phosphorarmen Standorten.

Aufwandmenge, Korngrößenabstufung, Grenzwerte für Schadstoffe und Kalkungsturni dieses angereicherten Dolomitmalks sollten der vorstehend beschriebenen Verfahrensweise bei reinem Dolomit entsprechen. Mit einer Applikation von 3 t Trockenmasse würden dem Ökosystem ca. 615 kg Ca ha⁻¹, 220 kg Mg ha⁻¹, 15 kg P ha⁻¹, 25 kg K ha⁻¹ und diverse Spurennährstoffe (0,3 kg Zn ha⁻¹, 7,8 kg Fe ha⁻¹, 1,7 kg Mn ha⁻¹, 0,06 kg Cu ha⁻¹) zugeführt.

Als Schwelle für den Einsatz von Dolomit+ wird für Phosphor ein Gesamtvorrat im Boden von maximal 950 kg/ha und für Kalium ein austauschbarer Vorrat von maximal 220 kg/ha empfohlen. Da Standorte trotz kaliumhaltiger Minerale und daraus resultierender hoher K-Nachlieferung teilweise niedrige austauschbare K-Vorräte aufweisen, sollte der Einsatz von Dolomit+ nur auf Standorten erfolgen, bei denen der K-Entzug bei Derbholznutzung die K-Freisetzung aus der Mineralverwitterung übersteigt.

- a. Einsatz von Dolomit+, wenn $P_{ges} < 950 \text{ kg/ha}$ und/oder wenn $K_{austauschbar} < 220 \text{ kg/ha}$ und K-Entzug (Derbholznutzung) > K-Freisetzung
- b. Ansonsten wird Dolomit (kohlenaurer Magnesiumkalk) verwendet.

6.6 Berücksichtigung von Waldschutzrisiken und Naturschutzaspekten

Bei der Abwägung der Erntemodalität und -intensität müssen grundsätzlich auch Aspekte des Waldschutzes und des Naturschutzes sowie der Biodiversität berücksichtigt werden (vgl. Übersichten in SCHROEDER 2008 (Waldschutz) und BUNNELL & HOUDE 2010, JONSELL 2008, RIFFELL et al. 2011, SCHABER-SCHOOR 2009 (Biodiversität)). Absterbende und tote Bäume sowie Hiebsreste und Wurzelstöcke werden von vielen Organismen als Brut- und Lebensraum genutzt. Die Verfügbarkeit dieser Materialien ist daher für die Biodiversität von erheblicher Bedeutung. Auf der anderen Seite kann dieses Material auch von Schadorganismen zur Massenvermehrung und als Ausgangspunkt für den Befall vitaler Bäume genutzt werden. Allerdings gilt dies in der Regel nur für frisches, grobes Material oberhalb der Derbholzgrenze. Nur in Ausnahmefällen, zum Beispiel bei einer akuten Gradation des Kupferstechers (*Pityogenes chalcographus*), macht es Sinn, aus Waldschutzgründen auch Reisig zu entfernen. Auch von stärkerem Material gehen Waldschutzgefahren nur aus, solange es „frisch“ ist. Lagen beispielsweise die Hiebsreste über Sommer im Wald, beherbergen sie in der Regel keine - auf frisches Material angewiesene - Waldschädlinge mehr. Berücksichtigt werden sollte auch die aktuelle Gefährdungssituation: Besteht beispielsweise

aufgrund von vorhergegangenen Sturmwurf oder einer besonders warmen, langandauernden Brutperiode eine erhöhte Gefährdung durch den Buchdrucker (*Ips typographus*), sollte nach Möglichkeit kein Fichtenholz über 10 cm Durchmesser im Wald belassen werden.

Bei allen Maßnahmen, insbesondere beim Einsatz schwerer Maschinen zur Ernte und Vorlieferung des Erntegutes, muss der Schutz des Bodens vor Verdichtung und der Schutz des stehenden Bestandes vor Verletzungen der Rinde und der Wurzeln beachtet werden.

In einigen Fällen sind hohe Nährstoffentzüge durchaus erwünscht, zum Beispiel bei der Naturschutzpflege oligotropher Biotope, wie Heidelandschaften, oder bei der Pflege Gewässer begleitenden Baumbewuchses.

Weitere waldbezogene Beispiele erwünschter Nährstoffentzüge sind die Renaturierung von Hangbrüchern und Waldmooren. In diesen fand häufig nach vorausgegangener Entwässerung eine Aufforstung, in der Regel mit Nadelholz, mit entsprechender Anhäufung von Biomasse und meist auch eine Stickstoffeutrophierung durch die erhöhte atmosphärische Deposition statt. Zur Wiederannäherung an die ursprüngliche Nassvegetationsentwicklung aus Gründen des Naturschutzes und des Wasserrückhalts ist hier ein Export von Nährstoffen, insbesondere Stickstoff, förderlich.

Flechten-Kiefern-Wälder auf nährstoffarmen Ausgangssubstraten (*Cladonio-Pinetum* im Verband der Sand- und Silikat-Kiefernwälder (*Dicrano-Pinion*)) sind bundesweit in ihrem Bestand bedroht (FISCHER et al. 2009). Hier dürfte eine Ausmagerung durch Nährstoffentzug den Erhalt

der besonders durch Stickstoffeintrag gefährdeten Lebensgemeinschaften fördern. Gleiches gilt auch für naturschutzrelevante Eichenwaldgesellschaften nährstoffarmer und trockener Standorte (*Calamagrostio-Quercetum petraeae*, *Vaccinio vitis-idaeae-Quercetum*).

Niederwälder wiederum sind nicht nur wegen ihres hohen Lichtangebots, sondern auch wegen der Aushagerungsprozesse durch Kurzumtrieb und infolge Erosion in Steillagen für viele Arten besonders wertvoll. Wenn der Naturschutzaspekt im Vordergrund steht, dient auch hier gegebenenfalls der Nährstoffentzug durch Biomassenutzung dem Erhalt der Artenvielfalt.

Im unmittelbaren Nahbereich zu Verkehrswegen ist von erheblichen zusätzlichen Einträgen insbesondere über Stäube auszugehen. Um hier übermäßige Stoffanreicherungen zu vermeiden, das Wachstum der Randvegetation zu bremsen und damit auch die Pflegeintensität zu reduzieren, ist eine Vollbaumnutzung bei der Lichtraumprofilpflege entlang von befestigten Wegen und bei Hiebsmaßnahmen entlang von Straßen unabhängig vom Standort tolerierbar und zweckmäßig.

Häufig konkurrieren Aspekte der Nutzungsökonomie, der Nährstoffnachhaltigkeit, des Bodenschutzes, des Waldschutzes und des Naturschutzes bzw. der Biodiversität miteinander. Entscheidungen zur Nutzungsmodalität und -intensität erfordern daher sorgfältige, fallbezogene Abwägungen. Dazu ist eine bestandesbezogene, langfristig aufrufbare Dokumentation aller - insbesondere der über die Derbholznutzung hinausgehenden - Nutzungen erforderlich.

7 Ausblick

7.1 Erweiterung der Datengrundlage und Verbesserung der Kalkulationsverfahren

Die in diesem Projekt dargestellten Nährstoffbilanzen sind ein erster Ansatz zur Darstellung möglicher Risiken für die Standortsproduktivität bei der Nutzung von Holz und sonstiger forstlicher Biomasse. Die Befunde differieren nach den bedeutsamen Standorten in Rheinland-Pfalz, nach Baumarten und Nutzungsintensitäten und sind damit zusammen mit den Schätzungen der Bodenvorräte die Grundlage für Empfehlungen zur nährstoffnachhaltigen Waldbewirtschaftung auf Basis des aktuellen Kenntnisstandes. Allerdings ist der Stoffhaushalt der Waldökosysteme äußerst komplex und die Simulation des Nährstoffhaushalts bei unterschiedlichen Rahmenbedingungen sowohl im Hinblick auf die Datengrundlage als auch die eingesetzten Modelle sehr anspruchsvoll. Wie in Kapitel 5.5 eingehend erörtert, bestehen bei der Herleitung aller Bilanzgrößen erhebliche Unsicherheiten, die die Aussagekraft der Bilanzen und die Sicherheit der hieraus abgeleiteten Empfehlungen einschränken. Trotz dieser Restriktion ist es sinnvoll auch beim gegenwärtigen Wissensstand bereits konkrete Empfehlungen zur standortsdifferenzierten Waldbehandlung zu geben: Zum einen ist aus den in Kapitel 1 dargelegten Gründen (insbesondere: Einnahmemöglichkeit für den Waldbesitzenden, Bereitstellung eines wertvollen Rohstoffs für die Volkswirtschaft, Substitution fossiler Rohstoffe) eine Ausschöpfung des Standortpotenzials geboten, zum anderen können aber bei überhöhten Nutzungen oder ausbleibenden Bodenschutzmaßnahmen irreversible Schäden in den Ökosystemen entstehen. Zu warten, bis bessere Daten und Kenntnisse vorliegen, ist daher keine Option, zumal bei der Komplexität der Waldökosysteme und der Vielfalt der Standorte und Umweltbedingungen sowie ihrer zeitlichen Variabilität immer nur mehr oder minder gute Annäherungen an den tatsächlich vor Ort vorliegenden Stoffhaushalt zu erwarten sind.

Allerdings geben die erkannten Defizite Anlass zur Verbesserung der Datengrundlage und der eingesetzten Modelle. Nachfolgend werden

Vorschläge unterbreitet, welche Aspekte nach Ansicht der Autoren vorrangig weiterbearbeitet werden sollten.

Die Kalkulation der Biomasse- und Nährstoffentzüge beschränkt sich beim gegenwärtigen Projektstand in Rheinland-Pfalz auf 5 Baumarten und unter Einbeziehung der Mischbestände auf 7 Bestockungstypen. Das Standortsspektrum der Kalkulation der Biomasse- und Nährstoffentzüge umfasst 8 Substratgruppen, wovon aber nur drei (Devon I, II und Buntsandstein) mit allen 7 Bestockungstypen besetzt sind. Um die vielfältigen Bestockung-Standort-Kombinationen in Rheinland-Pfalz möglichst umfassend abbilden zu können, empfiehlt es sich, sowohl das Baumarten/Bestockungstypenspektrum (bspw. um Buchen-Fichtenmischbestände, Birke, Europäische Lärche, Weißtanne, Esskastanie, Bergahorn) und auch das Standortsspektrum (z.B. um Karbonatstandorte und intermediäre/basische Magmatite) zu erweitern. Geprüft werden sollte, inwieweit Befunde anderer Untersuchungen zum Nährstoffgehalt von Waldbäumen auf rheinland-pfälzischen Standorten, zum Beispiel aus Studien zum Nährstoffhaushalt von Vorwäldern (STARK et al. 2014, 2015) und von Niederwäldern bzw. durchgewachsenen Niederwäldern (LEUSCHNER et al. 2007, PYTTEL 2012, PYTTEL et al. 2015) in die Kalkulationen einbezogen werden können.

Auch bei den übrigen Kenngrößen der ökosystemaren Nährstoffbilanz sind Verbesserungen der Datengrundlagen und der Schätzmodalitäten geboten.

Die Depositionskalkulationen beruhen auf Nassdepositionsdaten der Jahre 2004 bis 2007 des UBA-MAPESI-Projekts und auf bestockungstypabhängigen Depositionsfaktoren, die aus rheinland-pfälzischen Messdaten hergeleitet wurden. Im nachfolgenden PINETI-Projekt (WICHINK KRUIT et al. 2014) wurden lediglich Daten für ein einzelnes Jahr (2009) berechnet. Im Focus der europäischen Gesamtdepositionsmodellierung standen bislang Stickstoff und Schwefel, nicht aber die Basekationen. Die Befunde der Gesamtdepositionsmodellierung für die Base-

kationen weichen sowohl in MAPESI als auch in PINETI gravierend von den im Level II-Programm mit Hilfe von Kronenraummodellen aus Messdaten der Freiland- und Bestandes-Deposition ermittelten Depositionsraten ab und sind unseres Erachtens für die hiesigen Bilanzierungen nicht geeignet. Es wäre wünschenswert, die Nassdepositionsmodellierung für Deutschland in der Zeitreihe 2004 bis 2015 zu aktualisieren und die Gesamtdepositionsmodellierung für die Basiskationen zu überarbeiten und näher an die im europäischen Level II-Programm ermittelten Depositionsraten zu bringen. Die aktualisierten und verbesserten Depositionsraten können dann ohne größeren Aufwand in die hiesigen Bilanzierungen eingebunden werden.

Die Kalkulationen der Freisetzungsraten der Nährstoffkationen über Mineralverwitterung erfolgen im hiesigen Projekt mit dem schwedischen Stoffhaushaltsmodell PROFILE. Die Besetzung der Substrattypen mit Bodenprofilen ist dabei sehr unterschiedlich (vgl. Kap. 4.2.2). Es empfiehlt sich daher insbesondere für die schwächer besetzten Substrate weitere Bodenprofile und darüber hinaus auch bislang noch nicht untersuchte Standorte in die Simulationen einzubeziehen. Um die Datengrundlage für weitere PROFILE-Simulationen zu schaffen, sollten im Zuge der Standortskartierung an ausgewählten Profilen in Ergänzung der chemischen und physikalischen Untersuchungen auch Mineralanalysen durchgeführt werden. Die in PROFILE kalkulierten Verwitterungsraten reagieren sehr empfindlich auf die Mineralzusammensetzung, die der Verwitterung ausgesetzten Oberfläche, den Bodenwassergehalt und die Bodentemperatur. Hier existieren Unklarheiten und z.T. auch gegensätzliche Empfehlungen, wie diese grundlegenden Daten erfasst und in PROFILE eingesteuert werden sollen. Beispielsweise erachten HODSON et al. (1998) die Herleitung der Mineraloberfläche über die (aufwendige) BET-Methode als unbedingt erforderlich. Demgegenüber empfehlen SVERDRUP & WARFVINGE (1993) die Schätzung der Oberfläche aus den Anteilen der Ton-, Schluff- und Sandfraktion, da die BET-Methode sehr empfindlich auf Reste an organischem Material und unverwitterbarer amorpher Mineralbestandteile reagiere, die sich häufig aber

nur schwer vor der Oberflächenmessung entfernen ließen. Auch beim Wassergehalt ist unklar, welche Bodenkennwerte hier den in den Laborexperimenten verwendeten Wassergehalten am ehesten nahekommen (Feldkapazität, nutzbare Feldkapazität, mittlerer Wassergehalt aus Wasserhaushaltssimulationen mit und ohne Abzug des Totwassers?). Hier sollte Klarheit geschaffen und das Vorgehen europaweit vereinheitlicht werden. Sinnvoll wären auch weitere Laborexperimente: Die Verwitterungskoeffizienten wurden schwerpunktmäßig für die in Skandinavien häufigen (primären) Minerale hergeleitet. Weitere Experimente mit den in Deutschland häufig bedeutsameren (sekundären) Tonmineralen wären daher wünschenswert.

Die Nährstoffausträge mit dem Sickerwasser werden im hiesigen Projekt in mehreren Schritten geschätzt. Zunächst wird der Austrag der Anionen Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , org⁻, HCO_3^- hergeleitet. Der Kationenaustrag wird der Äquivalentsumme des Austrags dieser Anionen gleichgesetzt und die einzelnen Kationen über die mittleren Anteile an H^+ , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Mn^{2+} , Al^{3+} , Fe^{3+} , NH_4^+ an der Kationenäquivalentsumme standortsdifferenziert berechnet (vgl. Kap. 4.2.3).

Während die Sickerungsrate aus den für jeden Waldort verfügbaren Informationen recht sicher geschätzt werden kann, ist die Herleitung der für die Nährstoffausträge mit dem Sickerwasser erforderlichen Konzentrationen von NO_3^- , SO_4^{2-} , organischen Anionen und ggf. HCO_3^- im tieferen Sickerwasser weitaus unsicherer. Hier sollten weitere Anstrengungen zur Schätzung der Anionenausträge, z. B. über eine noch eingehendere Auswertung der umfangreichen Daten des deutschen und europäischen forstlichen Umweltmonitorings erfolgen. Auch bei der nach Standorten differenzierenden Herleitung der Anteile der jeweiligen Kationen an der Kationenäquivalentsumme zeigen sich beträchtliche Defizite. So ist eine Reihe von Standortstypen nur sehr gering mit Sickerwasseranalysedaten belegt. Diese Lücken sollten in Rheinland-Pfalz gezielt durch Sickerwasserbeprobungen mit Sauganlagen in der Nähe ausgewählter, hinsichtlich der Festphase bereits untersuchter Bodenprofile verringert werden.

Gegenwärtig wird die Standortkartierung in Rheinland-Pfalz forciert und auf bislang nicht erfasste Waldareale ausgeweitet. Dabei werden weitere Bodenprofile physikalisch und chemisch analysiert. Die Daten zu Humusaufgabe und Mineralboden können die Datenbasis für die Abschätzung der Nährstoffvorräte im Boden erweitern und insbesondere für die bislang nur mit wenigen Bodenprofilen besetzten Substratreihen verbessern.

Das DSS-Nährstoffbilanz ist so gestaltet, dass aktualisierte und verbesserte Schätzungen der einzelnen Bilanzgrößen ohne größeren Aufwand integriert werden können. Dies gilt auch für die Schätzung der Nährstoffvorräte im Boden bei erweiterter Datengrundlage. Die Kalkulationen und Bewertungen können demnach kontinuierlich an den jeweils aktuellen Datenstand und die Erkenntnisfortschritte in diesem sich dynamisch entwickelnden Forschungsfeld angepasst werden.

7.2 Vervollständigung der digitalen Karten zur Nährstoffnachhaltigkeit

Die Karten zum Thema Nährstoffnachhaltigkeit basieren maßgeblich auf digitalen Standortskarten. Diese Standortskarten stehen aktuell in der erforderlichen Güte aber nur für etwa die Hälfte der Waldfläche des Landes zur Verfügung. In den kommenden Jahren soll die Standortkartierung in Rheinland-Pfalz nach der von GAUER et al. (2016) beschriebenen Methodik als Grundlage für die nachhaltige Waldbewirtschaftung komplettiert werden. Die Umsetzung in Karten zur Nährstoffnachhaltigkeit mit den Themen Nährstoffvorrat, Bilanzgrößen, Bilanzsalden, Nährstoffnutzungsindizes sowie aus diesen Informationen abgeleitete Vulnerabilitätsstufen und Kalkulationsempfehlungen kann dann sukzessive mit bemessenem Aufwand zeitnah erfolgen. Um die Umsetzung der Empfehlungen zur nährstoffnachhaltigen Waldbewirtschaftung zu erleichtern, sollen die Themenkarten zur Nährstoffnachhaltigkeit in das Waldinformationssystem (WaldIS) integriert werden.

8 Zusammenfassung

Die Ausschöpfung des Holznutzungspotenzials ist eine bedeutsame gesellschaftspolitische Zielsetzung. Allerdings muss die Nutzung des Waldes nachhaltig ausgerichtet sein. Die forstliche Nachhaltigkeit umfasst die dauerhafte Sicherung aller Wirkungen und Leistungen des Waldes und schließt damit auch die Erhaltung des Standortpotenzials ein.

Eine grundlegende Bedingung für den Erhalt des Standortpotenzials ist die Sicherung einer standortangepassten Versorgung auch künftiger Waldgenerationen mit Nährstoffen („Nährstoffnachhaltigkeit“). Die Nutzung und Bewirtschaftung des Waldes muss demnach gewährleisten, dass die im Ökosystem vorhandenen pflanzenverfügbaren Nährstoffvorräte dauerhaft erhalten bleiben. Allerdings sind für den Waldbewirtschafter die Grenzen zwischen einer nachhaltigen Ausnutzung des jeweiligen Standortpotenzials und einer die Nährstoffnachhaltigkeit verletzenden Übernutzung nur schwer zu erkennen.

Zur Beratung der Forstpraxis wurde für Rheinland-Pfalz ein System entwickelt, das die Sensitivität der einzelnen Waldstandorte gegenüber einer Beeinträchtigung der Nährstoffnachhaltigkeit über ökosystemare Eintrags-Austrags-Bilanzen der wesentlichen Nährstoffe im Abgleich mit deren pflanzenverfügbaren Vorräten im Boden bewertet. Auf der Inputseite der Bilanzierung werden der Nährstoffeintrag über die atmosphärische Deposition, die Freisetzung von Nährelementen über die Mineralverwitterung und auf der Outputseite der Nährstoffentzug mit der Nutzung von Holz oder sonstiger Biomasse sowie der Austrag von Nährstoffen mit dem Sickerwasserfluss an der Untergrenze des Wurzelraums betrachtet. Zudem werden für den jeweiligen Standort die Bodenvorräte dieser Nährstoffe geschätzt.

Die Schätzung der Deposition basiert auf dem landesweiten Datensatz der MAPESI-Nassdepositionsdaten und bestockungstypspezifischen Depositionsfaktoren, die aus den Messdaten von 32 rheinland-pfälzischen Depositionsmessflächen hergeleitet wurden.

Als Grundlage für die Herleitung der Nährstofffreisetzung aus der Mineralverwitterung dienen PROFILE-Simulationen für 271 Bodenprofile bei jeweils vier Bodentemperaturen und fünf unterschiedlichen Bodenskelettgehalten. Die Schätzung der Freisetzungsraten erfolgt differenziert für jeden ausgewählten Standort über eine multiple Regressionsrechnung in Abhängigkeit von Temperatur und nutzbarer Feldkapazität (als Hilfsgröße für die Feinbodenmenge).

Zur Herleitung der Nährstoffentzüge mit der Holzernte bei unterschiedlicher Bestockung und Bonität und bei unterschiedlicher Nutzungsintensität erfolgten Szenariosimulationen mit SILVA für sieben Bestockungstypen mit jeweils geringer und hoher Bonität. Als Grundlage für die Ableitung von standortsdifferenzierten Biomasse- und Nährstoffmodellen wurden 544 Probestämme der Baumarten Buche, Eiche, Fichte, Douglasie und Kiefer auf unterschiedlichen Standorten vermessen, in Kompartimente zerlegt und auf die Nährelementgehalte analysiert.

Zur Schätzung der Nährstoffausträge mit dem Sickerwasser wird zunächst der Anionenaustrag (Äquivalentsumme Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , org, HCO_3^-) im Wesentlichen über Regressionen zu Klimaparametern, Deposition, Standorts- und Bestockungsdaten hergeleitet. Der Kationenaustrag wird diesem gleichgesetzt und der Austrag der einzelnen Nährstoffkationen über deren Anteil an der Kationenäquivalentsumme bestimmt. Als Basis für die Ableitung der standortsspezifischen Kationenaufteilung dienten Analysedaten von mit Saugkerzen gewonnenen Sickerwasserproben von 99 Untersuchungsflächen.

Die Schätzung der Nährstoffvorräte im Boden erfolgt differenziert für die jeweilige Substratreihe in Abhängigkeit der Frischestufe auf der Basis von 2633 chemisch analysierten Bodenprofilen.

Neben den Bilanzen und Bodenvorräten der Nährstoffe werden die Nährstoffnachhaltigkeitsindikatoren „Nährstoffzugsindex bei Derbholznutzung“ und „Nährstoffzugsindex bei Vollbaumnutzung“ (Vorrat eines Nährstoffs im Boden in Relation zum über 100 Jahr aufsummierten Entzug dieses Nährstoffs bei Derbholznutzung bzw. bei Vollbaumnutzung) berechnet. Zudem wird die „Netto-Säurebelastung“ kalkuliert. Hierzu wird aus den Bilanzen von Ammonium, Nitrat, Sulfat, Protonen, der Auswaschung organischer Anionen und dem Alkalinitätsentzug bei Derbholznutzung die aktuelle Säurebelastung hergeleitet und hiervon die Pufferung über die Freisetzung von Basekationen aus der Mineralverwitterung und

die ebenfalls puffernd wirkende atmogene Deposition von Basekationen abgezogen.

Mit Hilfe der Bilanzsalden, Bodenvorräte und der abgeleiteten Indikatoren wird der jeweilige Standort einer „Vulnerabilitätsstufe“ zugeordnet. Für die jeweiligen Vulnerabilitätsstufen werden konkrete Vorschläge zur standortsverträglichen Nutzungsintensität und waldbaulichen Behandlung zur Gewährleistung der Nährstoffnachhaltigkeit dargelegt. Unter anderem wird aufgezeigt, ob und in welchem Umfang am jeweiligen Standort eine Nutzung auch von Material unter der Derbholzgrenze standortsverträglich ist oder ob wegen besonders hoher Vulnerabilität auch ein Teil des schwächeren Derbholzes im Bestand verbleiben sollte.

Weiterhin wird aus den Bilanzsalden und Bodenvorräten der Elemente Calcium und Magnesium sowie aus der Netto-Säurebelastung hergeleitet, ob der jeweilige Standort durch eine Kalkung vor weiterer Versauerung und Verarmung geschützt werden muss und welcher Turnus der Bodenschutzkalkungen zu empfehlen ist. Zudem wird auf Versuchsflächen der FAWF seit dem Winter 2015/2016 überprüft, ob sich eine bemessene Holzasche- und Phosphat-Beimischung zur Kalkung eignet, um der Gefahr einer zunehmenden Unterversorgung an Kalium und Phosphor auf armen Standorten entgegenzuwirken.

Die Kalkulationen der Nährstoffbilanzen, die Schätzung der Bodenvorräte, die Berechnung der Indikatoren sowie die Herleitung der Vulnerabilitätsstufe und Kalkungsempfehlung erfolgen in einem Entscheidungsunterstützungssystem (DSS-Nährstoffbilanzen). Der Anwender steuert hierzu aus Auswahllisten die erforderlichen Parameter in das Rechenprogramm ein und erhält dann als Ausgabe alle vorstehend skizzierten Kenndaten und Bewertungen.

Mit Hilfe des DSS erfolgen auch die Kalkulationen für die Erzeugung digitaler Themenkarten zur Nährstoffnachhaltigkeit mittels eines geographischen Informationssystems (GIS). Diese stellen die Befunde der Bilanzierungen und Bewertungen (Bilanzsalden, Bodenvorräte, Vulnerabilitätsstufe, Kalkungsempfehlung ...) auf der Ebene der Waldeinteilung der Forsteinrichtung dar und verschaffen dem Waldbewirtschafter einen einfachen Zugang zu den Entscheidungsgrundlagen für die einzelne Bewirtschaftungseinheit.

9 Summary

An increase in timber harvesting and utilization of solid and fuel wood are important socioeconomical goals. But timber harvest has to be sustainable. Sustainability in forestry contains a permanent protection of all functions of forests and therefore includes the conservation of the site fertility.

An essential condition for the conservation of the site fertility is a preservation of a site specific, adequate nutrient supply for the present and future forests ("nutrient sustainability"). Preservation of the plant available nutrient stocks has to be ensured by the forest management. But the differences between a (nutrient) sustainable utilization and a depletion of the forest sites is difficult to determine by forest managers. Therefore, a system was developed to identify the sensitivity of forests sites in Rhineland Palatinate against impairment of the nutrient sustainability. The assessment takes the input-output-budgets and plant available stocks of the macronutrients into account. Nutrient inputs into the ecosystem are atmospheric deposition and mineral weathering. Loss of nutrients occurs through biomass export and seepage water. Additionally, the soil nutrient stocks are estimated.

The statewide MAPESI wet-deposition data set and forest stand specific deposition factors from 32 monitoring plots were used to estimate the deposition rates. Nutrient release by mineral weathering are

based on PROFILE calculations for 271 soil profiles, which were varied by four soil temperatures and five proportions of coarse fraction. The site specific nutrient release was calculated by a multiple regression of temperature and available field capacity (auxiliary quantity for the fine soil).

On different soil locations, 544 trees of the tree species European beech, common and sessile oak, Norway spruce, Douglas fir, Scots pine were cut down, measured, parted into compartments and analyzed for the nutrients N, P, S, Ca, Mg and K. Together with the results from SILVA simulations of seven stand types with high and low site quality class, the results were used to calculate the nutrient export through timber harvesting for different combinations of stand types and site qualities as well as different harvest intensities.

The soil water fluxes of Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , organic anions and HCO_3^- were calculated by regressions to climatic data, atmospheric deposition, soil characteristics and tree species. The cation loss by seepage water is equivalent to the loss of anions. The amount of each of the different cations was estimated by their site specific share of the cation sum, derived from soil solution analysis from 99 studies.

The soil nutrient stocks are estimated for each site unit reported by site mapping in Rhineland Palatinate according to their site specific available field capacity. These calculations are based on a data set of 2633 soil profiles with chemical analysis.

Beyond nutrient budgets and nutrient stocks the "nutrient export index" (soil nutrient stock divided by the nutrient loss by timber harvesting in 100 years) is used as an indicator for the nutrient sustainability. Two versions with different harvest intensities (total above ground biomass and stem wood with bark) are calculated.

Additionally the net acid load is estimated. Therefore, buffering by base cations from mineral weathering and atmospheric deposition is subtracted from the acid load, which originates from timber harvesting and from the budgets of ammonia, nitrate, sulfate, protons and organic anions.

A "vulnerability class" is assigned to a specific forest site by a combined assessment of the nutrient stocks, nutrient budgets and nutrient export indices. Practical recommendations for harvest intensity and silvicultural management in order to ensure nutrient sustainability are connected to each vulnerability class. It is presented, among other things, if and to what extent the harvest of wood below 7 cm diameter at the smaller end is acceptable in terms of nutrient sustainability or if the harvest of compact wood (over 7 cm minimum diameter at the smaller end) should be restricted to preserve the site fertility.

The budgets and stock of magnesium and calcium as well as the net acid load are used to determine, if and at which intervals a forest site should be limed to compensate acidification. Since 2016 it is tested on experimental forest sites, if an addition of wood ash and phosphate fertilizer to the limestone could help to counteract depletion of potassium and phosphorous from the ecosystem.

A decision support system (DSS) is used to calculate the nutrient budgets, soil nutrient stocks, nutrient export indices as well as the vulnerability class and to derive recommendation for forest liming. The user can pick the necessary information from a selective list. An output of all parameter and recommendations is generated by the DSS.

Based on the DSS calculations, thematic maps are generated with a geographic information system (GIS). Element budgets, element stocks, indicators for the nutrient sustainability, vulnerability classes and liming recommendations are presented for the forest area, separated into compartments according to the current forest mapping. For forest managers, these maps are a simple access to important information regarding nutrient sustainability for each management unit.

10 Résumé

Produire de plus en plus de bois et mieux utiliser les ressources en bois-énergie et en bois-matériau constituent des objectifs politiques et sociaux très importants. Ceci étant, la gestion des forêts doit être fondée sur le principe de la pérennité. Cela implique de maintenir toutes les fonctionnalités et donc la pleine fertilité de la forêt.

Il s'agit donc de préserver un approvisionnement en nutriments suffisants aux futures générations d'arbres. Par conséquent, la gestion des forêts et le prélèvement de bois doivent assurer que les réserves nutritionnelles contenues dans les écosystèmes et, donc, que la fertilité des sols soient préservées. Toutefois, les gestionnaires forestiers ont du mal à bien situer la limite entre une exploitation respectueuse du patrimoine stationnel et la surexploitation engendrant l'épuisement des sols.

Un système d'évaluation de la susceptibilité des diverses stations forestières à subir une dégradation de leur fertilité a été établi à l'appui des praticiens. Ce système repose sur des bilans des entrées et des sorties pour les principaux nutriments contenus dans les sols des stations concernées et rapportés aux réserves disponibles pour les végétaux. Du côté des entrées, on trouve les apports de nutriments sous forme de dépôts atmosphériques et la libération de nutriments par l'altération des minéraux. Pour les sorties, on comptabilise l'exportation de nutriments liée au prélèvement de bois et d'autres éléments de biomasse ainsi qu'à leur lessivage à la limite inférieure de l'espace racinaire. Pour chaque station, on évalue, en plus, les réserves de certains nutriments dans les sols.

L'évaluation des dépôts atmosphériques est basée sur les données de déposition humide et les facteurs de déposition spécifiques aux différents types de peuplements relevées dans le cadre de MAPESI sur 32 placettes en Rhénanie-Palatinat.

Les nutriments libérés par altération des minéraux ont été déterminés grâce à des simulations PROFILE pour 271 profils de sols différents pour quatre niveaux de température de sol et pour cinq classes de pierrosité. L'évaluation de ce taux a été effectuée pour chaque station par un calcul de régression multiple en fonction de la température et de la capacité au champ utile (comme indicateur de la quantité de terre fine).

Les exportations de nutriments liées au prélèvement de bois en fonction de la densité du peuplement et de la classe de fertilité ont été estimées sur la base de simulations de scénarios à l'aide de la plateforme logicielle SILVA pour sept types de peuplements forestiers de bonne et de mauvaise fertilité chaque fois. Pour établir des modèles pour la biomasse et les nutriments différenciés en fonction des stations, 544 arbres échantillons (hêtres, chênes, épicéas, douglas et pins) issus de différentes stations ont été coupés, mesurés, débités en compartiments et leur teneur en nutriments a été analysée.

Pour évaluer les sorties de nutriments dues aux infiltrations, on détermine d'abord la sortie d'anions (somme Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , anions organiques, HCO_3^-), principalement par régression par rapport aux paramètres en matière de climat, de dépôt, de station et de densité de peuplement. La même valeur est retenue pour les sorties de cations. Les sorties des divers nutriments sont alors calculées en fonction de la part de ceux-ci dans la somme des équivalents cationiques. Pour estimer la répartition des cations selon les stations, on s'est servi des résultats d'analyses d'eaux d'infiltration recueillis sur 99 placettes au moyen de lysimètres à suction.

L'évaluation des réserves de nutriments du sol a été différenciée sur la base de 2633 profils de sols analysés pour les séries de substrats en fonction de leur régime hydrique.

En plus des bilans et des réserves de nutriments dans les sols, on a calculé les indicateurs de pérennité suivants: « indice de prélèvement de nutriments en cas de récolte conventionnelle (bois fort) » et « indice de prélèvement des nutriments lors de la récolte complète (rémanents inclus) » (réserves d'un nutriment dans le sol divisées par les exportations cumulées de ce nutriment sur 100 ans avec récolte conventionnelle ou récolte complète). La « charge acide nette » est également calculée. Pour cela on calcule la charge acide actuelle à partir des bilans ammonium, nitrate, sulfate, protons, du lessivage des anions organiques et du prélèvement d'alcalinité par récolte de bois conventionnelle et on en soustrait

la neutralisation par les cations basiques libérés par l'altération des minéraux ainsi que par la déposition atmosphérique de cations basiques qui a également un effet tampon.

En se basant sur les soldes des bilans ainsi que sur les réserves des sols et les indicateurs calculés, on a pu catégoriser les stations en plusieurs classes de vulnérabilité. Pour chaque classe, on a élaboré des propositions concrètes portant sur l'intensité du prélèvement acceptable et au traitement sylvicole requis pour préserver la fertilité à long terme. Entre autres, on montre si et dans quelles limites on peut prélever des bois de diamètre inférieur à 7 cm ou si, dans les stations d'une vulnérabilité particulièrement élevée, il vaut mieux renoncer à prélever une partie du bois fort.

On détermine également, à partir des bilans et des réserves du sol en calcium et en magnésium ainsi que de la charge acide nette, si et à quelle fréquence il convient de protéger la station concernée d'une acidification et d'un appauvrissement accrus par à l'aide de chaulage. Depuis l'hiver 2015/2016, on essaie, en plus, sur un dispositif dédié du FAWF si un apport de cendre de bois et de phosphate peut contrer le risque de carence en potassium et en phosphore dans les stations à pénurie.

Les calculs de bilans de nutriments, l'estimation des réserves dans les sols, le calcul des indicateurs, la détermination de la classe de vulnérabilité et la formulation des recommandations correspondantes en matière de chaulage sont réalisés par un système d'aide à la décision (DSS). L'utilisateur sélectionne dans des listes de sélection les paramètres requis par le programme et obtient toutes les données et évaluations décrites plus haut.

Ce système effectue également les calculs requis pour la réalisation de cartes thématiques numériques sur la préservation de la fertilité au moyen d'un système d'information géographique (SIG). Ces cartes montrent les résultats des bilans et des évaluations (soldes, réserves des sols, classe de vulnérabilité, recommandations en matière de chaulage...) au niveau du parcellaire de l'aménagement forestier et procurent au gestionnaire forestier un accès aisé aux bases de décision concernant le territoire qu'il gère.

11 Literaturverzeichnis

- ABER, J. D.; NADELHOFFER, K.J.; STEUDLER, P.; MELILLO, J.M. (1989): Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. *Bioscience*, 39(6): 378–386
- ABRAHAMSEN, G.; STUANES, A. O.; TVEITE, B. (eds.) (1994): Long-term experiments with acid rain in Norwegian forest ecosystems. *Ecol. Studies* 104: 332-335
- ACHAT, D. L.; DELEUZE, C.; LANDMANN, G.; POUSSE, N.; RANGER, J. AUGUSTO, L. (2015a): Quantifying consequences of removing harvesting residues on forest soils and tree growth – A meta-analysis. *Forest Ecology and Management* 348: 124–141
- ACHAT, D. L.; FORTIN, M.; LANNDMANN, G.; RINGEVAL, B.; AUGUSTO, L. (2015b): Forest soil carbon is threatened by intensive biomass harvesting. *Scientific Reports* 5: 15991 DOI:10.1038/15991
- ADAMS, M. B.; BURGER, J. A.; JENKINS, A. B.; ZELAZNY, L. (2000): Impact of harvesting and atmospheric pollution on nutrient depletion of eastern US hardwood forests. *For. Ecol. Manage.* 138: 301-319
- AEE (AGENTUR FÜR ERNEUERBARE ENERGIEN) (Hrsg.) (2013): Potenzialatlas Bioenergie in den Bundesländern. AEE Berlin, 114 S.
- AHRENS, M. (1995): Einfluß der Waldkalkung auf die Moosflora und die Moosvegetation des Nordschwarzwalds. – Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 70: 455–496; Karlsruhe
- AHRENS, B.; DÖRING, C.; JANSEN, M.; MEESENBURG, H. (2008): Unterschiedliche Nutzungsszenarien und ihre Auswirkungen auf die Basensättigung im Wurzelraum – Ergebnisse von Szenarienvergleichen in Teileinzugsgebieten der Großen Bramke. *Forst und Holz* 63, 12:32-37
- AHRENS, B.; MEESENBURG, H.; MEIWES, K. J.; RADEMACHER, P. (2011): Sensitivität der Nährstoffentzüge aus Waldökosystemen hinsichtlich der Biomassefunktionen und Nährstoffgehalte. Tagungsbeitrag zur Jahrestagung: Böden verstehen - Böden nutzen - Böden fit machen, 3. - 9. Sept. 2011, Berlin, Berichte der DBG (www.nw-fva.de/?id=355)
- AKSELSSON, C.; WESTLING, O.; SVERDRUP, H.; GUNDERSEN, P. (2007a): Nutrient and carbon budgets in forest soils as decision support in sustainable forest management. *For. Ecol. Manage.* 238(1–3): 167-174
- AKSELSSON, C.; WESTLING, O.; SVERDRUP, H.; HOLMQVIST, J.; THELIN, G.; UGGLA, E.; MALM, G. (2007b): Impact of harvest intensity on long-term base cation budgets in Swedish forest soils. *Water Air Soil Pollut. Focus*, 7(1–3): 201-210
- AKSELSSON, C.; HULTBERG, H.; KARLSSON, P.E.; PIHL KARLSSON, G.; HELLSTEN, S. (2013): Acidification trends in south Swedish forest soils 1986-2008 - slow recovery and high sensitivity to sea-salt episodes. *Sci. Total Environ.* 444: 271-287
- AK STANDORTSKARTIERUNG IN DER ARBEITSGEMEINSCHAFT FORSTEINRICHTUNG (2016): Forstliche Standortsaufnahme. 7. Aufl., IHW-Verlag, Eching: 400 S.
- ALEWELL, C. (1995): Sulfat-Dynamik in sauren Waldböden – Sorptionsverhalten und Prognose bei nachlassenden Depositionen. *Bayreuther Forum Ökologie*, Bd. 19: 1-185
- APRIL, R.; NEWTON, R. (1992) Mineralogy and mineral weathering. In: DW JOHNSON & SE LINDBERG (Eds) *Atmospheric Deposition and Forest Nutrient Cycling* (pp 378–425). *Ecological Studies* 91. Springer-Verlag, New York
- ARMBRUSTER, M.; MACDONALD, J.; DISE, N. B.; MATZNER, E. (2002): Throughfall and output fluxes of Mg in European forest ecosystems: a regional assessment. *For. Ecol. Manage.* 164: 137-147
- AUGUSTO, L.; RANGER, J.; PONETTE, O.; RAPP, M. (2000): Relationships between forest tree species, stand production and stand nutrient amount. *Ann. For. Sci.* 57, 4: 313-324
- BARRE, P.; MONTAGNIER, C.; CHENU, C.; ABBADIE, L.; VELDE, B. (2008): Clay minerals as a soil potassium reservoir: observation and quantification through X-ray diffraction. *Plant and Soil* 302: 213-220
- 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
- BEESE, F. (1996): Indikatoren für eine multifunktionelle Waldnutzung. *Forstw. Cbl.* 115: 65-79
- BELANGER, N.; PARRE, D.; YAMASAKI, S. H. (2003): The acid base status of boreal black spruce stands after whole tree and stem-only harvesting. *Can. J. For. Res.* 33: 1874-1879

- BLOCK, J.; BOPP, O.; GATTI, M.; HEIDINGSFELD, N.; ZOTH, R. (1991): Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz. Mitteilung aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Nr. 17/91, 1-237
- BLOCK, J. (1997): Disposition rheinland-pfälzischer Waldbodensubstrate gegenüber Versauerung. In: Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz: Waldschäden, Boden- und Wasserversauerung durch Luftschadstoffe in Rheinland-Pfalz, Mainz: 16–27
- BLOCK, J. (2006): Stickstoffbelastung der rheinland-pfälzischen Wälder. Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Nr. 60/06: 1-31
- BLOCK, J. (2008): Buche – Mutter des Waldes oder Problembaumart. Ann. Sci. Bios. Trans. Vosges du Nord-Pfälzerwald 14: 59-77
- BLOCK, J. (2011): Einfluss der Kalkung auf den Waldbodenzustand in Rheinland-Pfalz. Freiburger Forstl. Forschung, Heft 88:174-182
- BLOCK, J. (2014): Nährstoffhaushalt unterschiedlicher Bestockungstypen auf Sanden des Buntsandsteins. Exkursionsführer Sektion Waldbau im DVFF am 25.10.2014 zu den Versuchsanlagen im Forstamt Hinterweidenthal
- BLOCK, J.; ROEDER, A.; SCHÜLER, G. (1997): Waldbodenrestauration durch Aktivierung ökosystemarer Nährstoffkreisläufe. Grundlagen und Maßnahmen in Rheinland-Pfalz. AFZ/DerWald 1/1997:29-33
- BLOCK, J.; EICHBORN, 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.; SEIFERT, T.; SCHUCK, J. (2007). Einfluss der waldbaulichen Behandlung und der Holznutzung auf den Nährstoffhaushalt von Traubeneichenökosystemen. Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz, 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, 7/8, 66-70
- BLOCK, J.; GAUER, J. (2012): Waldbodenzustand in Rheinland-Pfalz: Ergebnisse der zweiten landesweiten Bodenzustandserhebung BZE II: Mitteilungen der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz Nr. 70/2012, 228 S.
- BLOCK, J.; GREVE, M.; SCHÜLER, G. (2013): Ohne Kalkung keine nachhaltige Forstwirtschaft. Holz-Zentralblatt 15: 361-362
- BLOCK, J.; MEIWES, K. J. (2013): Erhaltung der Produktivität der Waldböden bei der Holz- und Biomassenutzung. In: Bachmann, G.; König, W.; Utermann, J.: Bodenschutz - Ergänzbares Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. 4200, BoS erg.- Lfg. 1/13, VII/13: 1-50
- BMELV (BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ) (2011): Waldstrategie 2020. BMELV Bonn: 1-36
- BMU (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT) UND BMELV (BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ) (2009): Nationaler Biomasseaktionsplan für Deutschland. BMU, BMELV Berlin
- BMVEL (BUNDESMINISTERIUM FÜR VERBRAUCHERSCHUTZ, ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT) (2004): Verstärkte Holznutzung zugunsten von Klima, Lebensqualität, Innovationen und Arbeitsplätzen (Charta für Holz). BMVEL Berlin, 1-23
- BRANTLEY, S. L. (2008): Kinetics of mineral dissolution. In: BRANTLEY, S. L., KUBICKI, J. D.; WHITE, A. F.: KINETICS of Water-Rock-Interaction. Springer Science+Business Media, New York: 151-210
- BRAUN, S.; THOMAS, V. F.; QUIRING, R.; FLÜCKIGER, W. (2010): Does nitrogen deposition increase forest production? The role of phosphorus. – Environmental Pollution 158: 2043-2052
- BREDEMEIER, M., (1987): Stoffbilanzen, interne Protonenproduktion und Gesamtsäurebelastung des Bodens in verschiedenen Waldökosystemen Norddeutschlands, Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Reihe A, Bd.33, S. 172

- BREDEMEIER, M.; ULRICH, B.; SCHULTZ, R. (1988): Belastung von Waldböden durch Stoffeinträge und ihre Folgewirkungen für Waldökosysteme. In: Bachmann, G.; König, W.; Utermann, J.: Bodenschutz - Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. 4160, 1. Lfg. XI/88: 1-22
- BREDEMEIER, M.; BLANCK, K.; LAMERSDORF, N.; WIEDEY, G. A. (1995): Response of soil water chemistry to experimental 'clean rain' in the NITREX roof experiment at Solling, Germany. *Forest Ecology and Management*, Vol. 71, Issues 1-2: 31-44
- BUILTJES, P.; BANZHAF, S.; GAUGER, TH.; HENDRIKS, E.; KERSCHBAUMER, A.; KOENEN, M.; NAGEL, H.-D.; SCHAAP, M.; SCHEUSCHNER, TH.; SCHLUTOW, A. (2011): Erfassung, Prognose und Bewertung von Stoffeinträgen und ihren Wirkungen in Deutschland. UBA-Texte 38/2011, 95 S.
- BUNNELL, F.L.; HOUDE, I. (2010): Down wood and biodiversity – implications to forest practices. *Environ. Rev.* 18: 397-421
- BURGER, J. A. (2002): Soil and long-term site productivity values. In: J. RICHARDSON, R. BJORHEDEN, P. HAKKILA, A. T. LOWE, C. T. SMITH. (eds.). *Bioenergy from Sustainable Forestry: Guiding Principles and Practice*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands: 165-189
- 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 Bodenprofilen in Rheinland-Pfalz. Unveröffentlichter Bericht zu einem Werkvertrag im Auftrag der der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz
- BUTZ-BRAUN, R. (2012): Tonminerale als Indikator für die Nährstoffverfügbarkeit - Untersuchungsergebnisse der Thüringer Wald- und Hauptmessstationen. - In: Thüringen Forst AÖR (Hrsg.): *Wie belastbar ist unser Wald? - Ergebnisse des forstlichen Umweltmonitorings in Thüringen*. 164 S - Erfurt.
- BUTZ-BRAUN, R. (2014): Einfluss der Bodenschutzkalkung auf den Entwicklungszustand der Tonminerale. *Forstarchiv* 85, Heft 2: 65-67
- CALLESEN, I.; RAULUND-RASMUSSEN, K. (2004): Base cation, aluminum and phosphorus release potential in Danish forest soils. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 167(2): 169-176
- CALLESEN, I.; RAULUND-RASMUSSEN, K.; LAZDIŅŠ, A.; PÄRN, H. (2005): Nutrient release capability in sandy parent material in Baltic and Danish forest soils. *For. Studies*, 42: 58-65
- CARTER, M.C.; DEAN, T.J.; ZHOU, M.; MESSINA, M.G.; WANG, Z. (2002): Short-term changes in soil C, N, and biota following harvesting and regeneration of loblolly pine (*Pinus taeda* L.). *For. Ecol. Manage.* 164(1-3): 67-88
- CHATARPAUL, L. (1987): Biological and nutritional implications of harvesting biomass: A central Ontario perspective. In: Z.Z. Stiasny (Ed.). *Proceedings: Sixth Canadian Bioenergy R & D Seminar*. February 16-18, 1987, Richmond, B.C. Elsevier Applied Science, London: 139-145
- CLAYTON, J. L. (1979): Nutrient Supply to Soil by Rock Weathering. In: Leaf, A. L.: *Impact of intensive harvesting on forest nutrient cycling*. Syracuse: College of Environmental Science and Forestry, State Univ. of New York, 1979: 75-96
- CLEARY, M. R.; ARHIPOVA, N.; MORRISON, D. J.; THOMSON, I. M.; STURROCK, R.N.; VASAITIS, R.; GAITNIEKS, T.; STENLID, J. (2013): Stump removal to control root disease in Canada and Scandinavia: A synthesis of results from long term trials. *Forest Ecol. Manage.* 290: 5-14
- COUNCIL OF THE EUROPEAN UNION (2007): European council action plan - Energy policy for Europe (EPE). 7224/1/07 Rev 1, Annex 1
- DIETZ, E.; SCHULMEYER, F.; SCHÜTT, M.; HÜTTL, K.; REGER, B.; BORCHERT, H. (2016): Welchen Beitrag können neue Verfahren zur Nährstoffschonung bei der Holzernte leisten. *Abstracts Forstw. Tagung 26.-29.09.2016*, S. 249
- 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

- DRAAIJERS, G. P. L. (1993): The variability of atmospheric deposition to forests. PhD Thesis, University of Utrecht, The Netherlands
- DRAAIJERS, G.P.L.; ERISMAN, J.W. (1995): A canopy budget model to assess atmospheric deposition from throughfall measurements. *Water, Air and Soil Pollution* 85: 2253-2258
- DRAAIJERS, G.P.L.; ERISMAN, J.W.; LÖVBLAD, G.; SPRANGER, T.; VEL, E. (1998): Quality and uncertainty aspects of forest deposition estimation using throughfall, stemflow and precipitation measurements. TNO-report. TNO-MEP-R98/093
- DUCHESNE, L.; HOULE, D. (2008): Impact of nutrient removal through harvesting on the sustainability of the boreal forest. *Ecol. Appl.* 18 (7): 1642-1651
- DULTZ, S. (2001): Veränderung des mineralogischen Stoffbestandes in Böden aus pleistozänen Sedimenten Nordwestdeutschlands und deren Bedeutung für die Elementfreisetzung. *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A, Band 172*: 202 S.
- DYCK, W.J.; COLE, D.W.; COMERFORD, N.B. (Editors) (1994): Impacts of forest harvesting on long-term site productivity. Chapman and Hall, London
- EBERMAYER, E. (1876): Die gesamte Lehre der Waldstreu mit Rücksicht auf die chemische Statik des Waldbaues unter Zugrundlegung der in den Königl. Staatsforsten Bayerns angestellten Untersuchungen. J. Springer, Berlin, 300 S. u. Anhang
- EDER, W. (1980): Quantifizierung von bodenkundlichen Standortfaktoren als Grundlage für eine leistungsbezogene Standortkartierung insbesondere auf Buntsandsteinstandorten der Pfalz. *Mitteilungen aus Forsteinrichtung und Waldbau* 23, 263 S.
- EGNELL, G. (2011): Is the productivity decline in Norway spruce following whole-tree harvesting in the final felling in boreal Sweden permanent or temporary? *For. Ecol. Manage.*, Vol. 291 (1): 148-153
- EGNELL, G.; VALINGER, E. (2003): Survival, growth and growth allocation of planted Scots pine trees after different levels of biomass removal in clear-felling. *For. Ecol. Manage.* 177: 65-74
- ELLENBERG, H.; WEBER, H.E.; DÜLL, R.; WIRTH, V.; WERNER, W. (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* 18, 3. Auflage, 262 S.
- ERISMAN, J. W., DRAAIJERS, G. (2003): Deposition to forests in Europe: most important factors influencing dry deposition and models used for generalisation. *Env. Pollution* 124: 379-388
- ETTL, R.; GÖTTLEIN A. (2007): Waldhackschnitzelproduktion in Fichtenreinbeständen - Monetäre Bewertung des Nährstoffexportes bei Biomassenutzung. *AFZ-Der Wald*, Heft 14: 756-758
- EVERS, F. H.; HÜTTL, R. F. (1990): A new fertilization strategy in declining forests. *Water, Air and Soil Poll.* 54, 4: 495-508
- FAWF (2016a): <http://www.wald-rlp.de/fileadmin/website/fawfseiten/fawf/FUM/index.htm?umweltmonitoring/DBFL/forschung.html>
- FAWF (2016b): <http://www.wald-rlp.de/forschungsanstalt-fuer-waldoekologie-und-forstwirtschaft/forschungsschwerpunkte/luftschadstoffbelastung-des-waldes.html>
- FENN, M.E.; POTH, M.A.; ABER, J.D.; BARON, J.S.; BORMANN, B.T.; JOHNSON, D.W.; LEMLY, A.D.; McNULTY, S.G.; RYAN, D.F.; STOTTLEMYER, R. (1998): Nitrogen excess in North American ecosystems: predisposing factors, ecosystem responses, and management strategies. *Ecol. Appl.* 8(3): 706-733
- FETZER, K. D. (2014): Planung und Durchführung der Bodenschutzkalkung im Saarland. *Forstarchiv* 85, Heft 2: 47-54
- FICHTER, J. (1997a): 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. 284p
- FICHTER, J. (1997b): Elementfluss "basischer" Kationen aus der Verwitterung von Bodenmineralen (Level II Standorte Merzalben und Idar-Oberstein). Bericht zum Werkvertrag C/13/97 der FAWF Rheinland-Pfalz: 1-47 (unveröffentlicht)

- FICHTER, J.; DAMBRINE, E.; TURPAULT, M.-P.; RANGER, J. (1998): Base Cation Supply in Spruce and Beech Ecosystems of the Strengbach Catchment (Vosges Mountains, N-E France). *Water, Air, and Soil Pollution*, Vol. 104, 1-2: 125-148
- FINÉR, L.; MANNERKOSKI, H.; PIIRAINEN, S.; STARR, M. (2003): Carbon and nitrogen pools in an old-growth, Norway spruce mixed forest in eastern Finland and changes associated with clear-cutting. *For. Ecol. Manage.* Vol. 174, 1-3: 51-63
- FISCHER, P.; HEINKEN, T.; MEYER, P.; SCHMIDT, M.; WAESCH, G. (2009): Zur Abgrenzung und Situation des FFH-Lebensraumtyps „Mitteleuropäische Flechten-Kiefernwälder“ (91TO) in Deutschland. – *Natur und Landschaft* 84(6): 281-287
- FLÜCKINGER, W.; BRAUN, S. (2011). Auswirkung erhöhter Stickstoffbelastung auf die Stabilität des Waldes. Synthesenbericht. *Schönenbuch: Institut Angewandte Pflanzenbiologie*, 87 S.
- FÖLLMI, K. B.; HOSEIN, R.; ARN, K.; STEINMANN, P. (2009): Weathering and the mobility of phosphorus in the catchments and forefields of the Rhone and Oberaar glaciers, central Switzerland: Implications for the global phosphorus cycle on glacial-interglacial timescales. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 73: 2252–2282
- FORSIUS M.; JOHANSSON M.; POSCH M.; HOLMBERG M.; KÄMÄRI J.; LEPISTÖ A.; ROOS J.; SYRI S.; STARR M. (1997): Modelling the effects of climate change, acidic deposition and forest harvesting on the biogeochemistry of a boreal forested catchment in Finland. *Boreal Env. Res.* 2: 129-143
- FORSIUS, M.; KLEEMOLA, S.; STARR, M. (2005): Proton budgets for a monitoring network of European forested catchments: impacts of nitrogen and sulfur deposition. *Ecol. Indicators* 5: 73-83
- FÜRST, C.; LORZ, C.; MAKESCHIN, F. (2007): Development of forest ecosystems after heavy deposition loads considering Dübener Heide as example challenges for a process-oriented forest management planning. *Forest ecology and management* 248 (1), 6-16
- FUTTER, M. N.; KLAMINDER, J.; LUCAS, R. W.; LAUDON, H.; KÖHLER, S. J. (2012): Uncertainty in silicate mineral weathering rate estimates: source partitioning and policy implications. *Environ. Res. Lett.* 7 024025
- GAFÄ (Gutachterausschuss Forstliche Analytik) (2005): *Handbuch Forstliche Analytik (Grundwerk 2005)*. Herausgegeben vom Gutachterausschuss Forstlicher Analytik beim Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft
- GAUER, J.; BEHRENS, TH.; STEINRÜCKEN, U. (2016): Digitale Standortkartierung – eine effektive Methode zur Erstellung von Standortskarten. *Forstarchiv* 87: 121-131
- GAUGER, T. (2010): Modellierung der Gesamt-Deposition der Jahre 2004 bis 2007 für ausgewählte Wald-Standorte in Deutschland. Datenaufbereitung auf Basis von Daten und Ergebnissen des BMU/UBA Forschungsvorhabens 3707 64 200 (MAPESI-Projekt: Modelling of Air Pollutants and EcoSystem Impact). *Johann Heinrich von Thünen-Institut, Eberswalde*. 32 S.
- GEHRMANN, J.; ANDREAE, H.; FISCHER, U.; LUX, W.; SPRANGER, T. (2001): Luftqualität und atmosphärische Stoffeinträge an Level II- Dauerbeobachtungsflächen in Deutschland. Arbeitskreis der Bund-Ländergruppe Level II. *BMVEL (Hrsg.), Bonn*
- GERARD, F.; FRANCOIS, M.; RANGER, J. (2002): Processes controlling silica concentration in leaching and capillary soil solutions of an acidic brown forest soil (Rhone, France). *Geoderma* 107: 197-226
- GEORGE, E.; SEITH, B. (1998): Long-term effects of a high nitrogen supply to soil on the growth and nutritional status of young Norway spruce trees. *Environ. Pollut.* 102: 301-306
- GOLUBEV S. V., POKROVSKY O. S., SCHOTT J. (2005) Experimental determination of the effect of dissolved CO₂ on the dissolution kinetics of Mg and Ca silicates at 25°C. *Chemical Geology* 217, 227-238
- GREVE, M. (2014): Langfristige Auswirkungen der Waldkalkung auf Bodenzustand, Sickerwasser und Nadelspiegelwerte von drei Versuchsanlagen in Rheinland-Pfalz. *Forstarchiv* 85 J. (2): 35-46
- GREVE, M. (2015): Langfristige Auswirkungen der Waldkalkung auf den Stoffhaushalt. *Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz* Nr. 73/15, 333 S.
- GREVE, M.; BLOCK, J.; SCHRÖCK, H.-W.; SCHULTZE, J.; WERNER, W.; WIES, K. (2016): Nährstoffversorgung Rheinland-Pfälzischer Wälder: Bewertung von Status und Entwicklung der Waldernährung und Erprobung neuerer Bewertungs-Verfahren. *Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz* Nr. 76/16, 251 S.

- GROTE, R. (2002): Foliage and Branch Biomass Estimation of Coniferous and Deciduous Tree Species. *Silva Fennica* 36 (4), 779-784
- GROTE, R.; SCHUCK, J.; BLOCK, J.; PRETZSCH, H. (2003): Oberirdische holzige Biomasse in Kiefern-/Buchen- und Eichen-/Buchen-Mischbeständen. *Forstw. Cbl.* 122, 287-301
- GUNDERSEN, P.; SCHMIDT, I. K.; RAULUND-RASMUSSEN, K. (2006): Leaching of nitrate from temperate forests – effects of air pollution and forest management. *Environ. Rev.* 14: 1-57
- HABEREDER, R. (1997): Auswirkungen maschineller Durchforstungstechnik (Harvester) auf den Nährelementvorrat im Boden. *Forst u. Holz* 52, 2: 31-34
- 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
- HAKKILA, P. (2004): Developing technology for large-scale production of forest chips. Wood Energy Technology Programme 1999-2003. Tekes, National Technology Agency, Helsinki, Final Report: 1-99
- HALLBÄCKEN, L. (1992): Long term changes of base cation pools in soil and biomass in a beech and a spruce forest of southern Sweden. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 155: 51-60
- HÄSSIG, J.; ZIMMERMANN, S.; WALDNER, P.; THEES, O.; LEMM R. (2009): Ein Modell zur Bewertung des Nährstoffentzugs durch die Holzernte – Erste Anwendung bei intensivierter Energieholznutzung im Schweizer Mittelland. In: Thees O.; Lemm R. (Ed.): *Management zukunftsfähige Waldnutzung*. Birmensdorf, Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL; Zürich, vdf Hochschulverlag: 191-224
- HEDIN, L.; ARMESTO, J. J.; JOHNSON, A. H. (1995): Patterns of nutrient loss from unpolluted, old-growth temperate forests: Evaluation of biogeochemical theory. *Ecology*, 76 (2): 493-509
- HEDLEY, M. J., STEWART, J., CHAUHAN, B. S. (1982): Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 46, S. 970–976
- HELMISAARI, H.-S.; HANSSON, K. H.; JACOBSON, S.; KUKKOLA, M.; LUIRO, J.; SAARSALMI, A.; TAMMINEN, P.; TVEITE, B. (2011). Logging residue removal after thinning in Nordic boreal forests: Long-term impact on tree growth. *For. Ecol. Manage.* 261, 1919-1927
- HEYN B., (1989): Elementflüsse und Elementbilanzen in Waldökosystemen der Bärhalde - Südschwarzwald, Freiburger Bodenkundliche Berichte Heft 23: 199
- HILDEBRAND, E.E. (1996): Warum müssen wir Waldböden kalken? *Mitteilungen der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden- Württemberg* 194: 53-65
- HODSON, M. E.; LANGAN, S. J.; WILSON, M. J. (1996): A sensitivity analysis of the PROFILE model in relation to the calculation of soil weathering rates. *Applied Geochemistry* 11, 6: 835-844
- HODSON, M. E.; LANGAN, S. J.; MERIAN, S. (1998): Determination of mineral surface area in relation to the calculation of weathering rates. *Geoderma* 83: 35-54.
- HODSON, M. E.; LANGAN, S. J.; WILSON, M. J. (1997): A critical evaluation of the use of the profile model in calculating mineral weathering rates. *Water, Air, Soil Poll.* Vol. 98, 1-2: 79-104
- HODSON, M. E. (2002): Comments on "Calculations of weathering rate and soil solution chemistry for forest soils in the Norwegian-Russian border area with the PROFILE model" by G. Koptsik, S. Tevedal, D. Aamlid and K.Venn. *Applied Geochemistry* 17: 111 – 121
- HORVÁTH, B.; MEIWES, K. J.; MEESENBURG, H. (2009): Die Bedeutung von Baumart und Bestandesalter für die Nitratversickerung unter Wald in der Region Weser-Ems. *Forstarchiv* 80: 2, 35-41 (2009)
- HUBER, C.; WEIS, W.; BAUMGARTEN, M.; GÖTTLEIN, A. (2004): Spatial and temporal variation of seepage water chemistry after felling and small scale clear-cutting in a N-saturated Norway spruce stand. *Plant and Soil* 267: 23-40
- HUBER, C.; WEIS, W.; KOHLPAINTNER, M.; GÖTTLEIN, A. (2009): Auswirkungen von Extremereignissen (Trockenheit, Borkenkäferbefall, Sturm) auf den Stoffhaushalt von Waldökosystemen. *Berichte Freiburger Forstliche Forschung* 82: 15-25

- HUBER, C.; AHEREN, J.; WEIS, W.; FARRELL, E.P.; GÖTTLEIN, A.; CUMMINS, T. (2010): Ion concentrations and fluxes of seepage water before and after clear cutting Norway spruce stands at Ballyhooley, Ireland, and Höglwald, Germany. *Biogeochemistry* 101: 7-26
- HUNTINGTON, T. G. (2000): The potential for calcium depletion in forest ecosystems of southeastern United States: Review and analysis. *Global Biogeochemical Cycles*, Vol. 14, 2: 623-638
- ICP FORESTS (International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests) (2010): Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. Part XI: Sampling and analysis of soil solution (www.icp-forests.org/Manual.htm)
- ILG, K.; WELLBROCK, N.; LUX, W. (2009): Phosphorus supply and cycling at long term forest monitoring sites in Germany. – *Eur. J. For. Res.* Vol. 128 (5): 483-492
- JACKS G. (1990): Mineral weathering studies in Scandinavia. In: B. J. Mason (Ed.): *The Surface Waters Acidification Programme*. Cambridge University Press: 215-222
- JACKS G.; ÅBERG G.; HAMILTON P.J. (1989): Calcium budgets for catchments as interpreted by strontium isotopes. *Nordic Hydrology* Vol. 20 No 2: 85-96
- JACOBSON, S.; KUKKOLA, M.; MÄLKÖNEN, E.; TVEITE, B.; MÖLLER, G. (1996): Growth response of coniferous stands to whole-tree harvesting in early thinnings. *Scand. J. For. Res.* 11(1): 50-59
- JACOBSON, S.; KUKKOLA, M.; MÄLKÖNEN, E.; TVEITE, B. (2000): Impact of whole-tree harvesting and compensatory fertilization on growth of coniferous thinning stands. *For. Ecol. Manage.* 129(1-3): 41-51
- JANDL, R.; LINDNER, M.; VESTERDAL, L.; BAUWENS, B.; BARITZ, R.; HAGEDORN, F.; JOHNSON D. W.; MINKKINEN, K.; BYRNE, K. A. (2007): How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Geoderma* 137: 253-268
- JOHNSON, D.W.; LINDBERG S.E. (eds) (1991): *Atmospheric Deposition and Forest Nutrient Cycling: A Synthesis of the Integrated Forest Study*. Ecological Series 91, Springer-Verlag, New York. 707 p
- JOHNSON, D.W.; CURTIS, P.S. (2001): Effects of forest management on soil C and N storage: meta analysis. *For. Ecol. Manage.* 140(2-3): 227-238
- JOHNSON, D.W.; KNOEPP, J.D.; SWANK, W.; SHAN, J.; MORRIS, L.A.; VAN LEAR, D.H.; KAPELUCK, P.R. (2002): Effects of forest management on soil carbon: results of some long-term resampling studies. *Environ. Pollut.* 116 (Suppl. 1): 201-208
- JONARD, M., FÜRST, A., VERSTRAETEN, A., THIMONIER, A., TIMMERMANN, V., POTOC'IC', N., WALDNER, P., BENHAM, S., HANSEN, K., MERILÄ, P., PONETTE, Q., DE LA CRUZ, A.C., ROSKAMS, P., NICOLAS, M., CROISÉ, L., INGERSLEV, M., MATTEUCCI, G., DECINTI, B., BASCIETTO, M., RAUTIO, P. (2014): Tree mineral nutrition is deteriorating in Europe. *Glob. Change Biol.* 1–13. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.12657>.
- JONSELL, M. (2008): The effects of forest biomass harvesting on biodiversity. In: D. Röser et al. (Eds.): *Sustainable use of forest biomass for energy. A synthesis with focus on the Baltic and Nordic region*. Springer, Dordrecht, the Netherlands: 129-154
- JÖNSSON, C.; WARFVINGE, P.; SVERDRUP, H. J. (1995): Uncertainty in predicting weathering rates and environmental stress factors with the PROFILE model. *Water, Air and Soil Pollu.* 81: 1-23
- JUSSY, J. H.; COLIN-BELGRAND, M.; DAMBRINE, E.; RANGER, J.; ZELLER, B.; BIENAIME, S. (2004): N deposition, N transformation and N leaching in acid forest soils. *Biogeochemistry* 69: 241–262
- KAARAKKA, L.; TAMMINEN, P.; SAARSALMI, A.; KUKKOLA, M.; HELMISAARI, H.- S.; BURTON, A.J. (2014): Effects of repeated whole-tree harvesting on soil properties and tree growth in a Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) stand, *Forest Ecology and Management*, Vol. 313: 180-187
- KAHLE, H.-P.; KARJALAINEN, T.; SCHUCK, A.; ÅGREN, G. I.; KELLOMÄKI, S.; MELLERT, K.; PRIETZEL, J.; REHFUESS, K.-E.; SPIECKER H. (editors) (2008): *Causes and Consequences of Forest Growth Trends in Europe - Results of the Recognition Project*. Europ. For. Institute, Research Report 21, Brill: Leiden, Boston, Köln
- KAUPENJOHANN, M. (1989), *Chemischer Bodenzustand und Nährelementversorgung immissionsbelasteter Fichtenbestände in NO-Bayern*, *Bayreuther Bodenkundliche Berichte* 11:1-202

- KATAJA-AHO, S.; FRITZE, H.; HAIMI, J. (2011): Short-term responses of soil decomposer and plant communities to stump harvesting in boreal forests. *Forest Ecology and Management*, Vol. 262, 3: 379-388
- KATAJA-AHO, S.; SMOLANDER, A.; FRITZE, H.; NORRGÅRD, S.; HAIMI, J. (2012): Responses of soil carbon and nitrogen transformations to stump removal. *Silva Fennica* 46(2): 169-179
- KATZENSTEINER, K.; ECKMÜLLNER, O.; JANDL, R.; GLATZEL, G.; STERBA, H.; WESSELY, A.; HÜTTL, R. F. (1995): Revitalization experiments in magnesium deficient Norway spruce stands in Austria. *Plant and Soil*, 168-169: 489-500
- KEUFFEL-TÜRK, A.; JANKOWSKI, A.; SCHELER, B.; RADEMACHER, P.; MEESENBURG, H. (2012): Stoffeinträge durch Deposition. In: HÖPER, H. u. MEESENBURG, H. (Hrsg.): Tagungsband – 20 Jahre Boden-Dauerbeobachtung. *GeoBerichte* 23, Landesamt f. Bergbau, Energie u. Geologie, Hannover: 163-174
- KLAMINDER, J.; LUCAS, R.W.; FUTTER, M.N.; BISHOP, K. H.; KOHLER, S. J.; EGNELL, G.; LAUDON, H. (2011): Silicate mineral weathering rates estimates: Are they precise enough to be useful when predicting the recovery of nutrient pools after harvesting. *Forest Ecology and Management* 261: 1-9
- KLINCK, U.; RADEMACHER, P.; SCHELER, B.; WAGNER, M.; FLECK, S.; AHREND, B.; MEIWES, K.J.; MEESENBURG, H. (2012a): Ökosystembilanzen auf forstwirtschaftlich genutzten Flächen. In: Höper, H. u. Meeseburg, H. (Hrsg.): Tagungsband – 20 Jahre Boden-Dauerbeobachtung. *GeoBerichte* 23, Landesamt f. Bergbau, Energie u. Geologie, Hannover:163-174
- KLINCK, U.; RADEMACHER, P.; WAGNER, M.; FLECK, S.; AHREND, B.; MEESENBURG, H., FIER, A., HÖPER, H., WALLRABENSTEIN, H., HASSDENTEUFEL, M. (2012b): Stoffausträge mit dem Sickerwasser. In: Höper, H. u. Meeseburg, H. (Hrsg.): Tagungsband – 20 Jahre Boden-Dauerbeobachtung. *GeoBerichte* 23, Landesamt f. Bergbau, Energie u. Geologie, Hannover: 152-162
- KLINCK, U.; FRÖHLICH, D.; MEIWES, K. J., BEESE, F. (2013): Entwicklung der Stoffein- und -austräge nach einem Fichten-Kleinkahlschlag. *Forstarchiv* 84; 3: 93-101
- KLINCK, U.; FRÖHLICH, D.; MEIWES, K. J., BEESE, F. (2013): Entwicklung der Stoffein- und -austräge nach einem Fichten-Kleinkahlschlag. *Forstarchiv*, im Druck
- KOLB, E.; GÖTTLEIN, A. (2012): Regionale Bewertung erntebedingter Nährstoffentzüge. *AFZ-DerWald* 15: 5-7
- KÖLLING, C. (1991): Stickstoffsättigung von Waldökosystemen. *Allgemeine Forstzeitschrift* 46, 10, 513-517
- KÖLLING, C. (1993): Die Zusammensetzung der Bodenlösung in sturmgeworfenen Fichtenforst (*Picea abies* (L.) Karst) – Ökosystemen. In: Forstwissenschaftliche Fakultät der Universität München und Bayerische Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt (Hrsg.) Selbstverlag. Schriftenreihe der Forstwissenschaftlichen Fakultät der Universität München und der Bayerischen Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt, Nr. 133
- KÖLLING, C. (1999): Ordination von Waldökosystemen nach Stoffkonzentrationen der Lösungsphase und bodenchemischen Tiefengradienten. *Z. Pflanzenernährung Bodenkunde* 162, 89-95
- KÖLLING, C. (2010): Maß halten – Biomassenutzung kann Produktionskapital verzehren. *LWF- Waldforschung aktuell* 78: 28-31
- KÖLLING, C.; GÖTTLEIN, A.; ROTHE, A. (2007): Energieholz nachhaltig nutzen. *LWF aktuell*, 61, 32-36
- KÖLLING, C.; GÖTTLEIN, A.; ROTHE, A. (2008): Nährstoffentzug limitiert Biomassenutzung. *Holz-Zentralblatt* 3/2008: 76-77
- KOM (KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN) (2005): Aktionsplan für Biomasse. SEK(2005)1573
- KOMPA, TH.; WECKESSER, M. (2014): Die Auswirkungen von Kalkungsmaßnahmen auf die Bodenvegetation am Beispiel von Flächen der Bodenzustandserhebung in Sachsen. *Forstarchiv* 85, Heft 2: 71-72
- KRAMER, H. (1981): Die ungenutzte Biomasse in der nachhaltigen Forstwirtschaft der Bundesrepublik Deutschland. *Schr. Forstl. Fak. Univ. Göttingen u. Niedersächs. Forstl. Versuchsanstalt* Bd. 69: 6-19
- KRAUSS, H.H.; HEINSDORF, H. (2008): Herleitung von Trockenmassen und Nährstoffspeicherungen in Buchenbeständen. *Eberswalder Forstliche Schriftenreihe* 37, 1-71
- KRAPFENBAUER, A. (1983): Von der Streunutzung zur Ganzbaumnutzung. *Centralbl. f. d. ges. Forstw.* 100: 143-174
- KREUTZER, K. (1979): Ökologische Fragen zur Vollbaumernte. *Forstwiss. Cbl.* 98: 298-308

- KREUTZER, K. (1991): Einfluss von saurer Beregnung auf Kalkung auf Ernährungszustand und Streufall von Altfeichten. In: Pröbstle, P., Kreutzer, K. [Hrsg.]: Ökosystemforschung Högwald: Beiträge zur Auswirkung von saurer Beregnung und Kalkung in einem Fichtenbestand, Forstwissenschaftliche Forschung; 39; 35-39
- KREUTZER, K.; BEIER, C.; BREDEMEIER, M.; BLANCK, K.; CUMMINS, T.; FARRELL, E. P.; LAMMERSDORF, N.; RASMUSSEN, L.; ROTHE, A.; DE VISSER, P.H.B.; WEIS, W.; WEISS, T.; XU, Y.-J. (1998): Atmospheric deposition and soil acidification in five coniferous forest ecosystems: a comparison of the control plots of the EXMAN sites. *For. Ecol. Manage.* 101, 1-3: 125-142
- KWF (HOCHSCHULE WEIHENSTEPHAN-TRIESDORF; KURATORIUM FÜR WALDARBEIT UND FORSTTECHNIK) (2014): Reduzierung des Nährstoffentzugs bei der mechanisierten Holzernte mit entrindenden Fällköpfen. *FTI* 5+6: 20
- LATTIMORE, B.; SMITH, C.T.; TITUS, B.D.; STUPAK, I.; EGNELL, G. (2009): Environmental factors in woodfuel production: Opportunities, risks, and criteria and indicators for sustainable practices. *Biomass Bioenergy*, 33(10): 1321-1342
- LAUTNER, S.; FROMM, J. (2010): Calcium-dependent physiological processes in trees. *Plant Biology* 12: 268-274
- LEMM, R.; THEES, O.; HENSLER, U.; HÄSSIG, J.; BURGI, A.; ZIMMERMANN, S. (2010): Ein Modell zur Bilanzierung des holzertebedingten Nährstoffentzuges auf Schweizer Waldböden. *Schweiz. Z. Forstwesen* 161, 10: 410-412
- LEUSCHNER, C.; SCHADE, E.; HÖLSCHER, D.; KOENIES, H. (2007): Auswirkungen der Niederwaldwirtschaft im Siegerland (Nordrhein-Westfalen) auf die Nährstoffvorräte in Boden und Biomasse. In: *Niederwälder in Nordrhein-Westfalen: Beiträge zur Ökologie, Geschichte und Erhaltung*. LANUV-Fachbericht 1:17-31
- Likens, G. E.; Driscoll, C. T.; Buso, D. C.; Siccama, T. G.; Johnson, C. E.; Lovett, G.M.; Fahey, T.J.; Reiners, W.A.; Ryan, D.F.; Martin, C.W.; Bailey, S. W. (1998): The biogeochemistry of calcium at Hubbard Brook. *Biogeochemistry* 41: 89-173
- LUNDSTROM, U. (1990): Laboratory and lysimeter studies of weathering. In: Mason, B.J. (Ed.): *The surface water acidification programme*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 267-275.
- LUNNAN, A.; STUPAK, I.; ASIKAINEN, A.; RAULUND-RASMUSSEN, K. (2008): Introduction to sustainable utilisation of forest energy. In: D. Röser et al. (Eds.): *Sustainable use of forest biomass for energy. A synthesis with focus on the Baltic and Nordic region*. Springer, Dordrecht, the Netherlands: 1-8
- MALEK, S. (2010): Nutrient fluxes in planted Norway spruce stands of different age in southern Poland. *Water Air Soil Pollut.* 209:45-59
- MANTAU, U. (2012): Holzrohstoffbilanz Deutschland, Entwicklungen und Szenarien des Holzaufkommens und der Holzverwendung 1987 bis 2015, Hamburg, 2012, 65 S.
- MANTAU, U. (2013): Auswirkungen der stofflichen und energetischen Nutzung auf den Waldholzverbrauch. *AFZ-DerWald* 2: 22-27
- MARESCHAL, L.; TURPAULT, M.-P.; BONNAUD, P.; RANGER, J. (2013): Relationship between the weathering of clay minerals and the nitrification rate: a rapid tree species effect. *Biogeochemistry* 112: 293-309
- MARQUES, R.; RANGER, J.; VILLETTE, S.; GRANIER, A. (1997): Nutrient dynamics in a chronosequence of Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) France) stands on the Beaujolais Mounts (France). 2. Quantitative approach. *Forest Ecology and Management* 92: 167-197
- McHALE M. R., BURNS D. A., LAWRENCE D. B., MURDOCH P.S. (2007): Factors controlling soil water and stream water aluminum concentrations after a clearcut in a forested catchment with calcium-poor soils. *Biogeochemistry* 84:311-331
- MEESENBURG, H.; EICHHORN, J.; MEIWES, K. J. (2009): Atmospheric deposition and canopy interactions. In: BRUMME, R. KHANNA, P. K. (eds): *Functioning and Management of European Beech Ecosystems*. *Ecol. Studies* 208: 265-302
- MEIWES, K. J.; ASCHE, N.; BLOCK, J.; KALLWEIT, R.; KÖLLING, C.; RABEN, G.; v. WILPERT, K. (2008): Potenziale und Restriktionen der Biomassennutzung im Wald. *AFZ/Der Wald*, 10-11, 598-603
- MEIWES, K.-J.; RUMPF, S.; KLINCK, U.; MEESENBURG, H.; NAGEL, J. (2012): Vollbaumnutzung: Untersuchungsergebnisse zum Nährelement-Export in Nordwestdeutschland und Ansätze zur standörtlichen Bewertung. In: Nagel, J. (Hrsg.): *DVFFA – Sektion Ertragskunde, Jahrestagung 2012*: 88-92

- MEIWES K.J.; MINDRUP M. (2013): Indikatoren zur standörtlichen Bewertung der intensiven Biomassenutzung im Wald. Ergebnisbericht zum FNR Forschungsvorhaben FKZ: 22015407, S. 5-24; <http://www.fnr-server.de/ftp/pdf/berichte/22015407.pdf>
- MEIWES, K. J.; RUMPF, S.; AHRENDS, B.; RADEMACHER, P.; NAGEL, J. (2013). Nährstoffexporte bei Vollbaumnutzung in Nordwestdeutschland – Einflussfaktoren und standörtliche Bewertung. Ber. Freiburger Forstl. Forschung
- MELLERT, K.H.; GENSIOR, A.; KÖLLING, C. (2005): Stickstoffsättigung in den Wäldern Bayerns – Ergebnisse der Nitratinventur. Forstarchiv 76:, 35-43
- MELLERT, K.H.; KÖLLING, C. (2006): Stickstoffsättigung – ein wachsendes Problem ohne Lösung? Forst und Holz 61, 3:, 95-98
- MCPFE (MINISTERIAL CONFERENCE ON THE PROTECTION OF FORESTS IN EUROPE) (1993): Helsinki Resolution H1.
- MCPFE (MINISTERIAL CONFERENCE ON THE PROTECTION OF FORESTS IN EUROPE) (2002): Improved Pan-European Indicators for Sustainable Forest Management. MCPFE Expert Level Meeting, 7.-8. Oct. 2002, Vienna, Austria
- MOHR, K.; SCHAAF, S.; HORVATH, B.; MEESENBURG, H.; DÄMMGEN, U. (2005): Die Stickstoff-Belastung von Waldökosystemen – Stoff- und Energieflüsse der im ANSWER-Projekt untersuchten Waldbestände. In: Dämmgen U. (Hrsg.): Bestimmung von Ammoniak-Einträgen aus der Luft und deren Wirkungen auf Waldökosysteme (ANSWER-Projekt). Landbauforschung Völkenrode Sonderheft 279, Braunschweig: 69-94
- MORRIS, L.A.; MILLER, R.E. (1994): Evidence for long-term productivity change as provided by field trials. In: Impacts of forest harvesting on long-term site productivity. Edited by W.J. Dyck, D.W. Cole, and N.B. Comerford. Chapman and Hall, London: 41-80
- MØLLER, I. S. (2000): Calculation of biomass and nutrient removal for different harvesting intensities. New Zealand J. For. Sci. 30, 1/2: 29-45
- MUF-RLP (Ministerium f. Umwelt u. Forsten Rheinland-Pfalz) 1996. Anweisung für die Standortserkundung und -kartierung im Staats- und Körperschaftswald von Rheinland-Pfalz – A.Sta.96. Mainz
- MULEWF-RLP (Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Ernährung, Weinbau und Forsten Rheinland-Pfalz) 2013: Langzeitmessreihen – unverzichtbare Grundlage der Umweltkontrolle im Wald (http://www.wald-rlp.de/fileadmin/website/fawfseiten/fawf/downloads/WSE/2013/2013_langzeitmessreihen.pdf)
- NAGEL, J.; SCHMIDT, M. (2006): The Silvicultural Decision Support System BWINPro. In: Hasenauer, H. (Ed.) 2006: Sustainable Forest Management, Growth Models for Europe. Springer, Berlin, Heidelberg: 59-63
- NAVE, L.E.; VANCE, E.D.; SWANSTON, C.W.; CURTIS, P.S. (2010): Harvest impacts on soil carbon storage in temperate forests. For. Ecol. Manage. 259(5): 857-866
- NEWMAN, E. I. (1995): Phosphorus inputs to terrestrial ecosystems. Jour. of Ecology 83: 713-726
- NIEDERBERGER, J. (2012): Mail an M. Greve vom 17.04.2012 mit Befunden der Hedley-Fraktionierung von Proben der Kompensationskalkungsversuche Idar-Oberstein und Hochspeyer
- NIEDERBERGER, J. (2014): Entwicklung von NIR-Methoden zur Bestimmung von pflanzenverfügbarem Phosphor in Waldböden. Abschlussbericht eines Projekts im Auftrag des Thünen-Instituts für Waldökosysteme Eberswalde: 1-53
- NIEDERBERGER, J.; KOHLER, M.; BAUHUS, J. (2016): The relevance of different soil phosphorus fractions for short-term tree nutrition: results from a mesocosm bioassay. Forestry 2016; 1–10, doi:10.1093/forestry/cpw050
- NIEMINEN, M; LAIHO, R.; SARKKOLA, S.; PENTILLÄ, T. (2016): Whole tree, stem-only, and stump harvesting impacts on the nutrient capital of a Norway spruce-dominated peatland forest. European Journal of Forest Research, Vol. 135, No. 3: 531-538
- NIKLAS, K. J. (1994): Plant Allometry: The Scaling of Form and Process. Published by University of Chicago Press, 395 S.
- NILSSON, L. O.; WIKLUND, K. (1994): Nitrogen uptake in a Norway spruce stand following ammonium sulphate application, fertigation, irrigation, drought and nitrogen-free-fertilisation. Plant and Soil 164: 221–229
- NLWKN (NIEDERSÄCHSISCHER LANDESBETRIEB FÜR WASSERWIRTSCHAFT, KÜSTEN- UND NATURSCHUTZ) (Hrsg.) (2010): Nitrat austräge unter Wald - Untersuchungen auf Standorten mit hohen luftbürtigen Stickstoffeinträgen. Grundwasser, Bd. 9: 1-32 www.nlwkn.de > Service > Veröffentlichungen/Webshop

- NYKVIST, N.; ROSÉN, K. (1985): Effect of clear-felling and slash removal on the acidity of Northern coniferous soils. *For. Ecol. Manage.* 11, 157-169
- NORD-LARSEN, T. (2002): Stand and site productivity response following whole-tree harvesting in early thinnings of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.). *Biomass Bioenergy*, 23(1): 1-12
- OLAJUYIGBE, S. O.; TOBIN, B.; NIEUWENHUIS, M. (2014). The role of brash in augmenting forest site carbon capital and maintaining site nutrition in a Sitka spruce forest in Ireland. *Eur. J. Forest Res.* 133: 563-572
- OLSSON, B.A.; MELKERUD, P. A. (2000): Weathering in three podzolized pedons on glacial deposits in northern Sweden and central Finland. *Geoderma* 94, 2-4: 149-161
- OLSSON, B.A.; BENGTSOON, J.; LUNDKVIST, H. (1996a): Effects of different forest harvest intensities on the pools of exchangeable cations in coniferous forest soils. *For. Ecol. Manage.* 84(1-3): 135-147
- OLSSON, B.A.; STAAF, H.; LUNDKVIST, H.; BENGTSOON, J.; ROSÉN, K. (1996b): Carbon and nitrogen in coniferous forest soils after clearfelling and harvests of different intensity. *For. Ecol. Manage.* 82(1-3): 19-32
- Olsson, B.A.; Lundkvist, H.; Staaf, H. (2000): Nutrient status in needles of Norway spruce and Scots pine following harvesting of logging residues. *Plant and Soil*, 223(1-2): 163-175
- OTTO, H. J. (2000): Waldbauliche Erfahrungen nach Sturmkatastrophen – eine Rückschau in Niedersachsen. *Forst u. Holz* 55: 371-376
- PETERSEN K. S. (2005): Soil solution nitrogen concentrations and leaching rates as influenced by organic matter retention on a highly productive Douglas-fir site. *For. Ecol. Manage.* 218(1-3):74-88
- PRETZSCH, H. (2002): Grundlagen der Waldwachstumsforschung. Blackwell Verlag, Berlin, Wien, 414 S.
- PRETZSCH, H.; BIBER, P.; DURSKY, J. (2002): The single tree-based stand simulator SILVA: construction, application and evaluation. *Forest Ecology and Management* 162: 3-21
- PRETZSCH, H.; BLOCK, J.; DIELER, J.; DONG, PHAN HOANG; KOHNLE, U.; NAGEL, J.; SPELLMANN, H.; ZINGG, A. (2010): Comparison between the productivity of pure and mixed stands of Norway spruce and European beech along an ecological gradient. *Ann. For. Sci.* 67 (2010) 712 DOI: 10.1051/forest/2010037
- PRETZSCH, H.; BIELAK, K.; BLOCK, J.; BRUCHWALD, A.; DIELER, J.; EHRHART, H.-P.; KOHNLE, U.; NAGEL, J.; SPELLMANN, H.; ZASADA, M.; ZINGG, A. (2013): Productivity of mixed versus pure stands of oak (*Quercus petraea* (MATT.) LIEBL. and *Quercus robur* L.) and European beech (*Fagus sylvatica* L.) along an ecological gradient. *Eur. J. Forest Res.* 132: 263-280
- PRETZSCH, H.; BLOCK, J.; BÖTTCHER, M.; DIELER, J.; GAUER, J.; GÖTTLEIN, A.; MOSHAMMER, R.; SCHUCK, J.; WEIS, W.; WUNN, U. (2013): Entscheidungsstützungssystem zum Nährstoffentzug im Rahmen der Holzernte - Nährstoffbilanzen wichtiger Waldstandorte in Bayern und Rheinland-Pfalz. Schlussbericht zum Projekt 25966-33/0, Deutsche Bundesstiftung Umwelt, 204 S. und Anhang
- PRETZSCH, H.; BIBER, P.; SCHÜTZE, S.; UHL, E.; RÖTZER, TH. (2014): Forest stand growth dynamics in Central Europe have accelerated since 1870. *NATURE COMMUNICATIONS* | 5:4967 | DOI: 10.1038/ncomms5967 | www.nature.com/naturecommunications
- PRETZSCH, H.; BLOCK, J.; DIELER, J.; GAUER, J.; GÖTTLEIN, A.; MOSHAMMER, R.; SCHUCK, J.; WEIS, W.; WUNN, U. (2014): Nährstoffentzüge durch die Holz- und Biomassenutzung in Wäldern. Teil 1: Schätzfunktionen für Biomasse und Nährelemente und ihre Anwendung in Szenariorechnungen. *Allg. Forst- u. J.-Ztg.*, 185. Jg., 11/12: 261-285
- PRETZSCH, H.; SCHÜTZE, G.; BIBER, P. (2016): Zum Einfluss der Baumartenmischung auf die Ertragskomponenten von Waldbeständen. *Allgemeine Forst und Jagdzeitung* 187, S. 122–135
- PRIETZEL, J.; KÖLLING, C. (1999): Remobilisierung von Sulfat-Schwefel aus Luftverunreinigungen. Ein praxistaugliches Routineverfahren zur Beurteilung des SO₄-Mobilisierungspotenzials in Waldböden. *Forstw. Centalbl.* 118: 329-344
- PRIETZEL, J.; BACHMANN, S. (2011): Verändern Douglasien Wasser und Boden? *LWF aktuell* 84/2011: 50-52
- PROE, M.F.; DUTCH, J. (1994): Impact of whole-tree harvesting on second-rotation growth of Sitka spruce: the first 10 years. *For. Ecol. Manage.* 66(1-3): 39-54

- PROE, M.F.; CAMERON, A.D.; DUTCH, J.; CHRISTODOULOU, X.C. (1996): The effect of whole tree harvesting on the growth of second rotation Sitka spruce. *Forestry*, 69: 389-401
- PUTZGRUBER, N. (2016): Ökologie – Ökonomie Waldbewirtschaftung: Nutzung der Biomasse (Nichtderbholz). Vortrag ÖBF/WNN am 13.04.2016
- PYTTEL, P. (2012): Aspekte einer nachhaltigen Bewirtschaftung durchgewachsener Niederwälder. Schriftenreihe Freiburger Forstliche Forschung; Band 52. 166 S.
- PYTTEL, P.; KÖHN, M.; BAUHUS, J. (2015). Effects of different harvesting intensities on the macro nutrient pools in aged oak coppice forests. *Forest Ecol. Manage.* (2015), <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2015.03.037>
- RADEMACHER, P.; BUSS, B.; MÜLLER-USING, B. (1999): Waldbau und Nährstoffmanagement als integrierte Aufgabe in der Kiefern-Waldwirtschaft auf ärmeren pleistozänen Sanden. *Forst und Holz* 54, 330-335
- RADEMACHER, P.; MEESENBURG, H.; MÜLLER-USING, B. (2001a): Nährstoffkreisläufe in einem Eichenwald-Ökosystem des nordwestdeutschen Pleistozäns. *Forstarchiv*, 72, 43-54
- RADEMACHER, P.; MÜLLER-USING, B.; MEESENBURG, H.; MEIWES, K.J. (2001b): Inventory and budget of nutrients in managed German forest stands: A method to control sustainable nutrient management. W.J. Horst et al. (eds.), *Plant nutrition – Food security and sustainability of agro-ecosystems*. Kluwer, Development Plant Soil Sci., 906-907
- RADEMACHER, P.; SCHÖNFELDER, E.; MEIWES, K. J. (2012): Elementgehalte in Kompartimenten von Fichte (*Picea abies* [L.] Karst.), Kiefer (*Pinus sylvestris* [L.]), Buche (*Fagus sylvatica* [L.]), Eiche (*Quercus robur* [L.] und *petraea* [Liebl.]) und Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* [Mirb.] Franco). Ergebnisbericht zum FNR Forschungsvorhaben FKZ: 22015407, S. 125-154; <http://www.fnr-server.de/ftp/pdf/berichte/22015407.pdf>
- RANGER, J.; TURPAULT, M-P. (1999): Input-output nutrient budgets as a diagnostic tool for sustainable forest management. *For. Ecol. Manage.* 122: 139-154
- RASPE, S.; GÖTTLEIN, A. (2008): Nährstoffbilanzen von Fichtenökosystemen. *Forst und Holz* 63; 7/8: 60-65
- RAULUND-RASMUSSEN, K.; STUPAK, I.; CLARKE, N.; CALLESEN, I.; HELMISAARI, H.-S.; KARLTUN, E.; VARNA-GIRYTE-KABASINSKIENE, I. (2008): Effects of very intensive forest biomass harvesting on short and long term site productivity. In: D. Röser et al. (Eds.): *Sustainable use of forest biomass for energy. A synthesis with focus on the Baltic and Nordic region*. Springer, Dordrecht, the Netherlands: 29-78
- REICH, P. B.; OLEKSYN, J.; MODRZYNSKI, J.; MROZINSKI, P.; HOBBI, S. E.; EISSENSTAT, D. M.; CHOROVER, J.; CHADWICK, O. A.; HALE, C. M.; TJOELKER, M. G. (2005): Linking litter calcium, earthworms and soil properties: a common garden test with 14 tree species. *Ecological Letters* 8: 811-818
- REIF, A.; SCHULZE, E.-D.; EWALD, J.; ROTHE, A. (2014): Waldkalkung – Bodenschutz contra Naturschutz? *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz*, Heft 14-2. http://www.afsv.de/download/literatur/waldoekologie-online/waldoekologie-online_heft-14-2.pdf
- REUSS, J.O.; JOHNSON D.W. (1986): Acid deposition and the acidification of soils and waters, *Ecological Studies* 59: 115
- RIFFELL, S.; VERSCHUYL, J.; MILLER, D.; WIGLEY, T.B. (2011): Biofuel harvests, coarse woody debris, and biodiversity – A meta-analysis. *For. Ecol. Manage.* 261(4): 878-887
- RÖSER, D.; ASIKAINEN, A.; RAULUND-RASMUSSEN, K.; STUPAK, I. (Editors) (2008): *Sustainable use of forest biomass for energy. A synthesis with focus on the Baltic and Nordic Region*. Springer, Dordrecht, the Netherlands, 259 P.
- ROSSET, C.; HÄSSIG, J.; THEES, O.; LEMM, R.; FRUTIG, F.; BÜRGI, A.; HENSLER, U.; BRANG, P. (2009): Potenziale und Verfügbarkeit des Schweizer Holzes - Funktionsweise und erste Anwendung der dynamischen Waldholzverfügbarkeitskarte WVK. In: Thees, O.; Lemm, R. (Hrsg.) *Management zukunftsfähige Waldnutzung. Grundlagen, Methoden und Instrumente*. Birmensdorf, Eid. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL; Zürich, VDF: 157-190.
- ROTHER, A.; KÖLLING, C.; MORITZ, K. (1998): Waldbewirtschaftung und Grundwasserschutz. *Allgemeine Forstzeitschrift* 53: 291-295

- ROTHER, A.; BRANDT, S.; HURLER, R. (1999): Waldbewirtschaftung und Nitratbelastung des Grundwassers am Beispiel des Eurasburger Forstes. *AFZ-DerWald* 54, 10: 531-533
- ROBARGE, W.P. (2003): Soil chemistry and mineralogy: Precipitation-dissolution processes. *Encyclopedia of Soils*. Elsevier Science. New York
- ROZALÉN, M.L., HUERTAS, F.J., BRADY, P.V., (2008): Experimental Study of the Effect of pH on the Kinetics of Montmorillonite Dissolution at 25°C, *Geochim. Cosmochim. Acta*, vol. 72, no. 17, pp. 4224–4253
- RUMPF, S.; NAGEL, J.; SCHMIDT, M. (2012a): Biomasseschätzfunktionen von Fichte (*Picea abies* [L.] Karst.), Kiefer (*Pinus sylvestris* [L.]), Buche (*Fagus sylvatica* [L.]), Eiche (*Quercus robur* [L.] und *petraea* [Liebl.]) und Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* [Mirb.] Franco) für Nordwestdeutschland. Ergebnisbericht zum FNR Forschungsvorhaben FKZ: 22015407, S. 25-124; <http://www.fnr-server.de/ftp/pdf/berichte/22015407.pdf>
- RUMPF, S.; NAGEL, J.; MEIWES, K. J. (2012b): Simulation von Elemententzügen in Beständen der Baumarten Fichte (*Picea abies* L.), Kiefer (*Pinus sylvestris* L.), Buche (*Fagus sylvatica* L.) und Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* L.) (Nordwestdeutschland). Ergebnisbericht zum FNR Forschungsvorhaben FKZ: 22015407, S. 155-172; <http://www.fnr-server.de/ftp/pdf/berichte/22015407.pdf>
- SAARSALMI, A.; TAMMINEN, P.; KUKKOLA, M.; HAUTAJARVI, R. (2010): Whole tree harvesting at clear-felling: Impact on soil chemistry, needle nutrient concentrations and growth of Scots pine. *Scandinavian Journal of Forest Research* 25: 148-156
- SANCHEZ, F.G.; TIARKS, A.E.; KRANABETTER, J.M.; PAGE-DUMROESE, D.S.; POWERS, R.F.; SANBORN, P.T.; CHAPMAN, W.K. (2006): Effects of organic matter removal and soil compaction on fifth-year mineral soil carbon and nitrogen contents for sites across the United States and Canada. *Can. J. For. Res.* 36(3): 565–576
- SCHABER-SCHOOR, G. (2009): Produktion von Waldenergieholz und Nachhaltigkeit von Totholz unter Berücksichtigung der Biodiversität. *Forst u. Holz* 64,2: 14-17
- SCHNOOR, J. L.; STUM, W. (1986): The role of chemical weathering in the neutralization of acidic deposition. *Schweiz. Z. Hydrol* (1986) 48: 171
- SCHROEDER, L.M. (2008): Insect pests and forest biomass for energy. In: Sustainable use of forest biomass for energy. A synthesis with focus on the Baltic and Nordic region. Edited by D. Röser, A. Asikainen, K. Raulund-Rasmussen, and I. Stupak. Springer, Dordrecht, the Netherlands. pp. 109-128
- SCHÜLER, G. (1996): Bodenschutz durch standortsdifferenzierte Waldkalkung. *Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges.* 79, 133-136
- SCHÜLER, G. (2002): Schutz versauerter Böden in nachhaltig bewirtschafteten Wäldern-Ergebnisse aus 10-jähriger interdisziplinärer Forschung. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 173, 1-7
- SCHWIND, W. (1983): Der Wald in der Vulkaneifel in Geschichte und Gegenwart. Dissertation Forstwissenschaftlicher Fachbereich Georg-August-Universität Göttingen, S. 160-161
- SCOTT, D.A.; DEAN, T.J. (2006): Energy trade-offs between intensive biomass utilization, site productivity loss, and ameliorative treatments in loblolly pine plantations. *Biomass Bioenergy*, 30(12): 1001-1010
- SCHABER-SCHOOR, G. (2009): Produktion von Waldenergieholz und Nachhaltigkeit von Totholz unter Berücksichtigung der Biodiversität. *Forst u. Holz* 64,2: 14-17
- SCHACK-KIRCHNER, H.; STUTZ, K.; WARLO, H.; LANDES, L.; LINZ, M.; KÄNDLER, G., LANG, F. (2016): Reisigmatten auf Rückegassen: Gefahr für die Nährstoffnachhaltigkeit der Waldnutzung? Vortrag und Abstract FowiTa 28.09.2016
- SCHULMEYER, F. (2016): Ökonomische Betrachtung der groben Entastung von Kronen zur Reduktion von Nährstoffentzügen. Poster anl. Forstwissenschaftliche Tagung 26. -29.09.2016 in Freiburg
- SEINTSCH, B. (2010): Holzbilanzen 2006 bis 2009 für die Bundesrepublik Deutschland. Arbeitsbericht des Instituts für Ökonomie der Forst- und Holzwirtschaft 2010/3: 1-26
- SEIFERT T. H.; 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
- SEITZ, B.-J. (2014): Waldkalkung im Spannungsfeld von Natur- und Bodenschutz. *FVA-einblick* 1/2014: 17-19

- SMIDT, S. (2007): 10 Jahre Depositionsmessung im Rahmen des europäischen Waldschadensmonitorings. Ergebnisse 1996 - 2005. BFW-Berichte, Wien, (138): 79 S.
- SMOLANDER, A.; LEVULA, T.; KITUNEN, V. (2008): Response of litter decomposition and soil C and N transformations in a Norway spruce thinning stand to removal of logging residue. *For. Ecol. Manage.* 256(5): 1080-1086
- SPANGENBERG, A. (2002): Stickstoffbelastung an Waldrändern. Untersuchungen in Südbayerischen Regionen mit hoher Ammoniakemission. *Forstliche Forschungsberichte München Nr. 190*: 1-176
- SPINELLI, R.; MAGAGNOTTI, N.; AMINTI, G.; DE FRANCESCO, F.; LOMBARDINI, C. (2016): The effect of harvesting method on biomass retention and operational efficiency in low-value mountain forests. *Eur J Forest Res* (2016) 135:755–764
- SPLICHTNA, B.; GLATZEL, G. (2005): Optionen der Bereitstellung von Biomasse aus Wäldern und Energieholzplantagen für die energetische Nutzung - Szenarien, ökologische Auswirkungen, Forschungsbedarf. In: Berlin-Brandenburgische Akademie der Wissenschaften. Materialien der Interdisziplinären Arbeitsgruppe Zukunftsorientierte Nutzung ländlicher Räume, 1, 1-46
- SRU (SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN) 2015: Stickstoff: Lösungsstrategien für ein drängendes Umweltproblem. Sondergutachten. Hausdruck SRU Berlin: 1-564
- STAAF, H.; OLSSON, B.A. (1991): Acidity in four coniferous forest soils after different harvesting regimes of logging slash. *Scand. J. For. Res.* 6(1): 19-29
- STAAF, H.; OLSSON, B.A. (1994): Effects of slash removal and stump harvesting on soil water chemistry in a clearcutting in SW Sweden. *Scand. J. For. Res.* 9(1): 305-310
- STARK, H. (2014): Biomass production and nutrient cycling in widely spaced nurse crop systems. Thesis University of Freiburg 2014: 1-140
- STARK, H.; NOTHDURFT, A.; BLOCK, J.; BAUHUS, J. (2015): Forst restoration with *Betula* ssp. and *Populus* ssp. nurse crops increases productivity and soil fertility. *Forest Ecology and Management* 339: 57-70
- STARR, M.; LINDROOS, A.-J.; TARVAINEN, T.; TANSKANEN, H. (1998): Weathering rates in the Hietajärvi Integrated Monitoring catchment. *Bor. Envir. Res.* 3: 275-285
- STARR, M.; LINDROOS, A.-J. (2006): Changes in the rate of release of Ca and Mg and normative mineralogy due to weathering along a 5300-year chronosequence of boreal forest soils. *Geoderma*, 133: 269-280
- STARR, M.; HARTMAN, M.; KINNUNEN, T. (1998): Biomass functions for mountain birch in the Vuoskojärvi Integrated Monitoring area. *Bor. Env. Res.* 3: 297-303
- STERBA, H. (2012): Zuwachs nach Stammzahlreduktionen bei Entzug unterschiedlicher Biomassenfraktionen. In: Nagel, J. (Hrsg.): DVFFA – Sektion Ertragskunde, Jahrestagung 2012: 82-87
- STEPHENS, J. C. (2002): Response of soil mineral weathering to elevated carbon dioxide. Thesis California Institute of Technology, Pasadena, California
- STEPHENS, J. C., HERING J. G. (2004): Factors affecting the dissolution kinetics of volcanic ash soils: Dependencies on pH, CO₂, and oxalate. *Applied Geochemistry* 19, 1217-1232
- STÜBER, V.; MEIWES, K. J.; MINDRUP M. (2008): Nachhaltigkeit und Vollbaumnutzung: Bewertung aus Sicht der forstlichen Standortskartierung am Beispiel Niedersachsen. *Forst und Holz*, 63: 28-33
- STUPAK, I.; ASIKAINEN, A.; RÖSER, D.; PASANEN, K. (2008a): Review of recommendations for forest energy harvesting and wood ash recycling. In: D. Röser et al. (Eds.): Sustainable use of forest biomass for energy. A synthesis with focus on the Baltic and Nordic region. Springer, Dordrecht, the Netherlands: 155-196
- STUPAK, I.; NORDFJELL, T.; GUNDERSEN, P. (2008b): Comparing biomass and nutrient removals of stems and fresh and predried whole trees in thinnings in two Norway spruce experiments. *Can. J. For. Res.* 38: 2660-2673
- SVENSSON, T.; LOVETT, G. M.; LIKENS, G. E. (2010): Is chloride a conservative ion in forest ecosystems? *Biogeochemistry* Volume 107, Issue 1-3: 125-134
- SVERDRUP H.; WARFVINGE, P. (1993): Calculating field weathering rates using a mechanistic geochemical model PROFILE. *Applied Geochemistry*. Vol. 8. 273-283

- SVERDRUP, H.; ROSÉN, K. (1998): Long-term base cation mass balances for Swedish forests and the concept of sustainability. *For. Ecol. Manage.* 110(1-3): 221-236
- SVERDRUP, H.; THELIN, G.; ROBLES, M.; STJERNQUIST, I.; SORENSEN, J. (2006): Assessing nutrient sustainability in forest production for different tree species considering Ca, Mg, K, N and P at Bjornstorp Estate, Sweden. *Biogeochemistry* 81, 219-238
- TAMM, C.O. (1991): Nitrogen in terrestrial ecosystems - Questions of productivity, vegetational changes, and ecosystem stability. *Ecol. Studies* 81: 1-115
- THIFFAULT, E.; PARÉ, D.; BÉLANGER, N.; MUNSON, A.; MARQUIS, F. (2006): Harvesting intensity at clear-felling in the boreal forest: Impact on soil and foliar nutrient status. *Soil Science Society of America Journal* 70: 691-701
- THIFFAULT, E.; HANNAM, K. D.; PARÉ, D.; TITUS, B. D.; HAZLETT, P. W.; MAYNARD, D. G.; BRAIS, S. (2011): Effects of forest biomass harvesting on soil productivity in boreal and temperate forests - A review. *Environ. Rev.* 19: 278-309, doi:10.1139/A11-009
- TRUM, F.; TITEUX, H.; RANGER, J.; DELVAUX, B. (2011): Influence of tree species on carbon and nitrogen transformation patterns in forest floor profiles. *Annals of Forest Science* 68 (4), pp.837-847
- TSCHÖPE, V.; SCHABEL, A.; SCHÄFFER, J. (2014): Einfluss der Bodenschutzkalkung auf das Grüne Beesenmoos. *AFZ/DerWald* 12/2014: 12-15
- ULRICH, B. (1972): Betriebswirtschaftliche Konsequenzen von Eingriffen in den Nährstoffhaushalt von Waldökosystemen. *Forstarchiv*. 43 ,129-132
- ULRICH, B. (1981): Destabilisierung von Waldökosystemen durch Biomassenutzung. *Forstarchiv* 52: 199-203
- ULRICH, B. (1983): Interactions of forest canopies with atmospheric constituents: SO₂, alkali and earth alkali cations and chloride. In: B. Ulrich and J. Pankrath (Eds.): *Effects of air pollutants in forest ecosystems*. Reidel Publ. Co., Dordrecht, the Netherlands: 33-45
- ULRICH, B. (1993): 25 Jahre Ökosystem- und Waldschadensforschung im Solling. *Forstarchiv* 64: 147-152
- ULRICH, B. (1994): Nutrient and acid-/base budget of central European forest ecosystems. In: Hüttermann, A., Godbold, D. L. (Hrsg.): *Effects of acid rain on forest processes*. Wiley, New York: 1-4350
- ULRICH, B. (1995): Die Entwicklung der Waldschäden aus ökosystemarer Sicht. *UBA-Texte* 28/95: 9-19
- ULRICH, B.; MAYER, R. (1973): Systemanalyse des Bioelement-Haushalts von Wald-Ökosystemen. In: Ellenberg, H. (Hrsg.): *Ökosystemforschung*. Berlin, Heidelberg, New York: 165-174
- ULRICH, B.; MAYER, R.; SOMMER, U. (1975): Rückwirkung 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 Waldökosystemen des Solling. *Schr. Forstl. Fak. Univ. Göttingen* 58, 1-291
- UMWELTBUNDESAMT (2016): www.umweltbundesamt.de/daten/luftbelastung/luftschadstoffemissionen-in-deutschland
- UNECE 2012: www.emep.int
- VAN BREEMEN, N., MULDER, J., AND DRISCOLL, C.T. (1983): Acidification and alkalinization of soils. *Plant Soil*, 75(3): 283-308
- VAN BREEMEN, N.; DRISCOLL C.T.; MULDER, J. (1984): Acidic deposition and internalproton sources in acidification of soils and waters, *Nature* Vol.307, S.599-604
- VANCE, E.D. (2000): Agricultural site productivity: principles derived from long-term experiments and their implications for intensively managed forests. *For. Ecol. Manage.* 138(1-3): 369-396
- VERMEULEN, A.T. & BLEEKER, A. (2007): Dry deposition of acidifying components on forest. Sensitivity study on the influence of detailed tree height on dry deposition estimates. ECN-E-07-077 <https://www.ecn.nl/publications/E/2007> (18.12.2013)
- VON WILPERT, K. (2014): Begründung, Technik und Wirkung der Bodenschutzkalkung. *FVA-einblick* 1/2014:10-13

- VON WILPERT, K.; BÖSCH, B.; BASTIAN, P.; ZIRLEWAGEN, D.; HEPPELE, 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
- VITOUSEK, P. M. (1982): Nutrient cycling and nutrient use efficiency. *Am. Nat.* 119, 533 – 572
- VITOUSEK, P. M.; MATSON, P. A. (1985): Disturbance, nitrogen availability and nitrogen losses in an intensively managed loblolly pine plantation. *Ecology*, 66(4): 1360-1376
- VORHOLT, H. (2010): Preisindex für Holzprodukte zur Energieerzeugung- Ein neuer Indikator für den Energiemarkt. Statistisches Bundesamt – Wirtschaft und Statistik 3/2010: 290-294
- WALMSLEY, J. D.; JONES, D.L.; REYNOLDS, B.; PRICE, M. H.; HEALEY, J. R. (2009): Whole tree harvesting can reduce second rotation forest productivity. *For. Ecol. Manage.* 257(3): 1104–1111
- WALMSLEY, J. D.; GODBOLD, D. L. (2011): Stump Harvesting for Bioenergy – A Review of the Environmental Impacts. *Forestry*, 83, 1: 17-38
- WATMOUGH, S.A., DILLON, P. (2003): Base Cation and Nitrogen Budgets for a Mixed Hardwood Catchment in South-central Ontario. *Ecosystems* 6: 675-693
- WEIS, W.; ROTTER, V.; GÖTTLEIN, A. (2006): Water and element fluxes during the regeneration of Norway spruce with European beech: effects of shelterwood-cut and clear-cut. *Water, Air, and Soil Pollution*, Vol. 224: 304-307
- WEIS, W.; GRUBER, A.; HUBER, C. (2009): Element concentrations and storage in the aboveground biomass of limed and unlimed Norway spruce trees at Höglwald. *Eur. J. Forest Res.* 128: 437-445
- WEIS, W.; GÖTTLEIN, A. (2012): Nährstoffnachhaltige Biomassenutzung. *LWFaktuell* 90: 44-47
- WIEDEMANN, E. (1935): Über Schäden durch Streunutzung im deutschen Osten. *Forstarchiv* 11: 386-390
- WICHINK KRUIT, R.; SCHAAP, M.; SEGERS, A.; HESLINGA, D.; BUILTJES, P.; BANZHAF, S.; THOMAS SCHEUSCHNER TH. (2014): Modelling and mapping of atmospheric nitrogen and sulphur deposition and critical loads for ecosystem specific assessment of threats to biodiversity in Germany – PINETI (Pollutant INput and EcosysTem Impact) Part 1. Substudy 1: UBA Texte 61/2014
- WILHELM, G.; EDER, W.; LETTER, H.-A. (1999): Konzeption einer naturnahen Erzeugung von Wertholz – Zielsetzungen und waldbauliche Prinzipien. *AFZ/DerWald* 54: 232-233
- WILSON, J. (2004): Weathering of the primary rock-forming minerals: Processes, products and rates. *Clay Minerals* 39(3):233-266
- WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT DER BUNDESREGIERUNG GLOBALE UMWELTVERÄNDERUNGEN (1994): Welt im Wandel: Die Gefährdung der Böden. Jahresgutachten 1994, Economica-Verlag, Bonn
- WITTKOPF, S.; HEPPELMANN, J. B.; GRÜNBERGER, J.; HEINRICH, B.; GUBA, E. (2016): Projekt entrindende Harvesterfällköpfe. *Forsttechnische Informationen (FTI)* 2016: 55-58
- WRIGHT, R. F. (1995): NITREX: Phase 2 –Final Report. NIVA-Report No. 38/1995, 56 pp.
- YANAI, R.D.; STEHMAN, S.V.; ARTHUR, M.A.; PRESCOTT, C.E.; FRIEDLAND, A.J.; SICCAMI, T.G.; BINKLEY, D. (2003): Detecting change in forest floor carbon. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 67(5): 1583-1593
- ZELLER, B.; RECOUS, S.; KUNZE, M.; MOUKOUMI, J.; COLIN-BELGRAND, M.; BIENAIME, S.; RANGER, J.; DAMBRINE, E. (2007): Influence of tree species on gross and net N transformations in forest soils. *Ann. For. Sci.* 64: 151-158
- ZELLER, B.; ANDRIANARISOA, S.; JUSSY, J.-H.; DAMBRINE, E.; RANGER, J. (2010): Impact of Douglas-fir on the N cycle: Douglas-fir promotes nitrification? Vortrag und Abstract Tagung "Opportunities and risks for Douglas fir in a changing climate". *Berichte Freiburger Forstliche Forschung Heft* 85: 11-12

12 Danksagung

Das dargestellte Projekt baut auf verschiedenen älteren Projekten auf. Mit dem Projekt „Nährstoffentzüge durch die Holzernte und ihr Einfluss auf den Nährstoffhaushalt armer Standorte“ wurde die damalige FVA Rheinland-Pfalz bereits 2001 durch den Waldbaureferenten des Ministeriums für Umwelt und Forsten, Herrn Dr. Walter Eder, beauftragt. Obwohl seinerzeit die Holznutzung eher extensiv erfolgte und das Thema „Nährstoffnachhaltigkeit“ noch nicht auf der allgemeinen Tagesordnung stand, erkannte Dr. W. Eder dessen Bedeutung für die naturnahe, nachhaltige Waldbewirtschaftung. Hierfür sind wir ihm zu besonderem Dank verpflichtet. Auch von seinen Nachfolgern, Herrn Dr. Harald Egidi und Herrn Georg Wilhelm, haben wir stets Motivation, Unterstützung und vielfältige Anregungen erhalten.

Ein weiterer wesentlicher Baustein war das gemeinsam mit dem Lehrstuhl für Waldwachstumskunde und dem Fachgebiet für Waldernährung und Wasserhaushalt der TU München durchgeführte Projekt „Entscheidungsunterstützungssystem zum Nährstoffentzug im Rahmen der Holzernte“. Die Autoren danken der Deutschen Bundesstiftung Umwelt, DBU, für die Förderung dieses Projekts (Az. 25966-33/0).

Hervorheben möchten wir die enge, fruchtbare Zusammenarbeit mit den vorgenannten Universitätsinstituten und mit der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt in Göttingen. Besonders bedanken möchten wir uns bei Herrn Dr. Bernd Ahrends (NW-FVA) für die wertvollen Hinweise und Diskussionen zu vielfältigen im Zuge der Projektbearbeitung auftauchenden Fragen insbesondere bei der PROFILE-Anwendung und Herrn Dr. Karl Josef Meiwes für den stetigen, fruchtbaren Gedankenaustausch zu diesem komplexen Thema.

Die Kolleginnen und Kollegen der örtlichen Forstämter haben das Projekt sehr wesentlich durch Rat und Tat bei der Auswahl der Untersuchungsflächen, der Bereitstellung der Probestämme und vieles mehr unterstützt. Herrn Michael Blessinger von der Außenstelle Forsteinrichtung, Standortkartierung der Zentralstelle der Forstverwaltung danken wir für die kompetente Beschreibung der Bodenprofile an den Probenahmestandorten.

Die umfangreichen chemischen Analysen sind für das Projekt von zentraler Bedeutung. Bei den Laborteams der LUFA Speyer und des Fachgebiets für Waldernährung und Wasserhaushalt in Freising möchten wir uns für die zuverlässige und sorgfältige Analytik und die Beratung in allen „chemischen Fragen“ herzlich bedanken. Dr. Rüdiger Butz-Braun, Tonmineralogische Beratung Kirchhain, danken wir nicht nur für die unverzichtbaren Mineralanalysen, sondern auch für 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 unermüdlichen und fachkundigen Einsatz das Projekt nicht hätte durchgeführt werden können. Da dieses Projekt sehr eng mit dem „Forstlichen Umweltmonitoring“ als Kernarbeitsfeld des Forschungsbereichs 5.2 verflochten ist, haben nahezu alle Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter des FB 5.2 mitgewirkt.

Herr Dr. Phan Hoang Dong und Herr Prof. Dr. Axel Roeder haben uns bei der Aufnahme und Auswertung der waldwachstumskundlichen Daten beraten. Frau Dr. Patrizia Balcar und die Herren Dr. Hubert Fischer und Dr. Ernst Segatz haben uns mit wertvollen Anregungen und Diskussionen insbesondere im Hinblick auf die „Empfehlungen zur nährstoffnachhaltigen Waldbewirtschaftung“ unterstützt.

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. Viele, hier nicht namentlich aufgeführte Personen, wie eine Vielzahl von studentischen Hilfskräften, Praktikantinnen und Praktikanten haben unmittelbar oder mittelbar zum Projekt beigetragen. Auch ihnen sei an dieser Stelle herzlich gedankt.

Die Verfasser

13 Anhang

Anhang 1: Konzentrationen der Elemente N, P, K, Ca, Mg, S und Mn differenziert nach Standort, Baumart und Kompartiment

Baumart	Substrat	Kompartiment	Statistik	N [g/kg]	P [g/kg]	K [g/kg]	Ca [g/kg]	Mg [g/kg]	S [g/kg]	Mn [g/kg]
Buche	BiL	Zweig	Anzahl	15	15	14	15	15	10	11
Buche	BiL	Zweig	Mw	9,64	0,84	3,11	4,83	0,62	0,64	0,48
Buche	BiL	Zweig	Md	9,07	0,83	2,98	4,98	0,64	0,61	0,45
Buche	BiL	Zweig	Stabwa	1,29	0,12	0,40	1,30	0,18	0,09	0,14
Buche	BiL	Zweig	Min	8,27	0,62	2,54	3,18	0,36	0,58	0,27
Buche	BiL	Zweig	Max	12,21	1,11	3,72	8,08	0,92	0,86	0,74
Buche	BiL	Ast	Anzahl	15	15	15	15	15	10	10
Buche	BiL	Ast	Mw	3,33	0,25	1,90	2,45	0,34	0,24	0,21
Buche	BiL	Ast	Md	3,30	0,25	2,05	2,55	0,30	0,23	0,22
Buche	BiL	Ast	Stabwa	0,31	0,05	0,30	0,57	0,09	0,02	0,04
Buche	BiL	Ast	Min	2,80	0,18	1,39	1,73	0,21	0,21	0,12
Buche	BiL	Ast	Max	3,89	0,35	2,32	3,36	0,50	0,28	0,26
Buche	BiL	Rinde Krone	Anzahl	15	15	15	15	15	10	11
Buche	BiL	Rinde Krone	Mw	8,52	0,58	3,85	10,82	0,72	0,53	0,56
Buche	BiL	Rinde Krone	Md	9,01	0,54	4,01	11,35	0,71	0,52	0,52
Buche	BiL	Rinde Krone	Stabwa	1,08	0,10	0,58	2,15	0,15	0,05	0,19
Buche	BiL	Rinde Krone	Min	6,88	0,42	2,69	7,49	0,47	0,46	0,35
Buche	BiL	Rinde Krone	Max	9,90	0,77	4,65	13,83	1,05	0,61	1,01
Buche	BiL	Rinde Stamm	Anzahl	15	12	15	15	15	9	11
Buche	BiL	Rinde Stamm	Mw	8,36	0,47	3,69	12,87	0,75	0,51	0,60
Buche	BiL	Rinde Stamm	Md	8,59	0,46	3,73	12,71	0,78	0,50	0,58
Buche	BiL	Rinde Stamm	Stabwa	1,30	0,03	0,59	3,63	0,17	0,04	0,22
Buche	BiL	Rinde Stamm	Min	6,49	0,41	2,56	6,59	0,41	0,45	0,31
Buche	BiL	Rinde Stamm	Max	10,03	0,54	4,74	22,43	1,06	0,60	1,08
Buche	BiL	Holz Krone	Anzahl	15	15	15	15	15	10	9
Buche	BiL	Holz Krone	Mw	0,97	0,09	1,47	0,85	0,33	0,10	0,12
Buche	BiL	Holz Krone	Md	0,93	0,08	1,48	0,85	0,34	0,10	0,12
Buche	BiL	Holz Krone	Stabwa	0,24	0,02	0,27	0,14	0,09	0,01	0,02
Buche	BiL	Holz Krone	Min	0,68	0,06	1,01	0,65	0,10	0,08	0,08
Buche	BiL	Holz Krone	Max	1,40	0,12	1,99	1,11	0,45	0,12	0,14
Buche	BiL	Holz Stamm	Anzahl	15	15	14	14	15	8	11
Buche	BiL	Holz Stamm	Mw	0,84	0,07	1,29	0,84	0,29	0,09	0,13
Buche	BiL	Holz Stamm	Md	0,83	0,08	1,24	0,81	0,28	0,09	0,11
Buche	BiL	Holz Stamm	Stabwa	0,14	0,03	0,30	0,13	0,16	0,01	0,05
Buche	BiL	Holz Stamm	Min	0,64	0,00	0,89	0,64	0,00	0,09	0,07
Buche	BiL	Holz Stamm	Max	1,12	0,10	1,86	1,14	0,58	0,10	0,23
Buche	Dev_l	Zweig	Anzahl	35	35	35	35	35	4	7
Buche	Dev_l	Zweig	Mw	9,14	0,89	2,47	4,49	0,71	0,73	0,58
Buche	Dev_l	Zweig	Md	9,00	0,95	2,44	4,25	0,66	0,72	0,65
Buche	Dev_l	Zweig	Stabwa	1,07	0,33	0,34	1,12	0,21	0,06	0,36
Buche	Dev_l	Zweig	Min	6,87	0,02	1,94	2,68	0,43	0,68	0,13
Buche	Dev_l	Zweig	Max	11,63	1,45	3,21	7,85	1,24	0,80	1,16
Buche	Dev_l	Ast	Anzahl	35	35	35	34	35	5	11
Buche	Dev_l	Ast	Mw	3,11	0,29	1,35	2,04	0,43	0,25	0,27
Buche	Dev_l	Ast	Md	3,10	0,28	1,38	1,97	0,41	0,25	0,28
Buche	Dev_l	Ast	Stabwa	0,57	0,10	0,21	0,46	0,11	0,02	0,13
Buche	Dev_l	Ast	Min	2,00	0,11	0,95	1,25	0,22	0,23	0,05
Buche	Dev_l	Ast	Max	4,78	0,56	2,03	3,50	0,68	0,29	0,50
Buche	Dev_l	Rinde Krone	Anzahl	35	35	35	35	35	5	11
Buche	Dev_l	Rinde Krone	Mw	7,77	0,48	2,26	12,06	0,72	0,49	0,73
Buche	Dev_l	Rinde Krone	Md	7,90	0,44	2,27	11,94	0,68	0,49	0,92
Buche	Dev_l	Rinde Krone	Stabwa	1,16	0,10	0,30	3,17	0,20	0,10	0,37
Buche	Dev_l	Rinde Krone	Min	5,48	0,34	1,60	3,98	0,46	0,33	0,15
Buche	Dev_l	Rinde Krone	Max	10,00	0,70	3,16	17,35	1,34	0,59	1,18

Baumart	Substrat	Kompartiment	Statistik	N [g/kg]	P [g/kg]	K [g/kg]	Ca [g/kg]	Mg [g/kg]	S [g/kg]	Mn [g/kg]
Buche	Dev_I	Rinde Stamm	Anzahl	34	33	35	35	35	4	11
Buche	Dev_I	Rinde Stamm	Mw	7,48	0,44	2,15	12,90	0,74	0,49	0,89
Buche	Dev_I	Rinde Stamm	Md	7,40	0,43	2,09	12,69	0,74	0,49	1,06
Buche	Dev_I	Rinde Stamm	Stabwa	0,71	0,07	0,34	2,50	0,17	0,03	0,46
Buche	Dev_I	Rinde Stamm	Min	5,27	0,31	1,62	6,77	0,47	0,44	0,15
Buche	Dev_I	Rinde Stamm	Max	8,95	0,58	3,03	18,23	1,19	0,52	1,50
Buche	Dev_I	Holz Krone	Anzahl	34	35	35	35	35	5	11
Buche	Dev_I	Holz Krone	Mw	1,17	0,12	1,26	0,82	0,39	0,11	0,15
Buche	Dev_I	Holz Krone	Md	1,17	0,10	1,24	0,76	0,37	0,11	0,18
Buche	Dev_I	Holz Krone	Stabwa	0,14	0,04	0,23	0,19	0,11	0,00	0,08
Buche	Dev_I	Holz Krone	Min	0,94	0,06	0,89	0,55	0,18	0,10	0,03
Buche	Dev_I	Holz Krone	Max	1,55	0,24	1,84	1,41	0,61	0,11	0,24
Buche	Dev_I	Holz Stamm	Anzahl	33	34	35	35	35	5	11
Buche	Dev_I	Holz Stamm	Mw	1,00	0,08	1,10	0,79	0,33	0,10	0,16
Buche	Dev_I	Holz Stamm	Md	1,00	0,07	1,09	0,81	0,33	0,10	0,17
Buche	Dev_I	Holz Stamm	Stabwa	0,12	0,03	0,17	0,10	0,10	0,01	0,06
Buche	Dev_I	Holz Stamm	Min	0,77	0,05	0,83	0,54	0,16	0,09	0,05
Buche	Dev_I	Holz Stamm	Max	1,32	0,16	1,49	0,97	0,59	0,11	0,23
Buche	Dev_II	Zweig	Anzahl	25	25	25	25	25	19	22
Buche	Dev_II	Zweig	Mw	9,58	0,91	2,82	5,13	0,71	0,64	0,74
Buche	Dev_II	Zweig	Md	9,34	0,82	2,73	4,94	0,63	0,63	0,60
Buche	Dev_II	Zweig	Stabwa	1,61	0,19	0,43	1,76	0,33	0,09	0,52
Buche	Dev_II	Zweig	Min	6,60	0,68	1,98	2,35	0,33	0,47	0,10
Buche	Dev_II	Zweig	Max	14,09	1,44	3,56	9,30	1,53	0,81	1,95
Buche	Dev_II	Ast	Anzahl	24	24	24	23	24	19	22
Buche	Dev_II	Ast	Mw	3,43	0,31	1,67	2,72	0,44	0,25	0,37
Buche	Dev_II	Ast	Md	3,16	0,29	1,61	2,70	0,44	0,23	0,27
Buche	Dev_II	Ast	Stabwa	0,93	0,10	0,40	0,99	0,19	0,04	0,26
Buche	Dev_II	Ast	Min	2,04	0,16	0,99	1,24	0,18	0,19	0,05
Buche	Dev_II	Ast	Max	5,86	0,49	2,71	5,22	0,80	0,35	0,78
Buche	Dev_II	Rinde Krone	Anzahl	25	25	25	25	25	20	22
Buche	Dev_II	Rinde Krone	Mw	7,97	0,59	2,91	12,24	0,79	0,53	1,03
Buche	Dev_II	Rinde Krone	Md	7,85	0,50	2,86	11,63	0,80	0,53	0,77
Buche	Dev_II	Rinde Krone	Stabwa	1,46	0,22	0,73	4,02	0,32	0,07	0,72
Buche	Dev_II	Rinde Krone	Min	5,27	0,31	1,85	6,02	0,42	0,36	0,15
Buche	Dev_II	Rinde Krone	Max	10,54	1,03	4,65	23,09	1,46	0,64	2,38
Buche	Dev_II	Rinde Stamm	Anzahl	24	24	24	24	24	20	22
Buche	Dev_II	Rinde Stamm	Mw	8,29	0,55	2,94	13,97	0,82	0,57	1,15
Buche	Dev_II	Rinde Stamm	Md	8,36	0,52	3,00	12,15	0,81	0,57	1,02
Buche	Dev_II	Rinde Stamm	Stabwa	1,22	0,15	0,67	4,97	0,33	0,07	0,77
Buche	Dev_II	Rinde Stamm	Min	6,38	0,34	1,62	8,82	0,36	0,44	0,15
Buche	Dev_II	Rinde Stamm	Max	11,27	0,92	4,09	26,70	1,46	0,72	2,70
Buche	Dev_II	Holz Krone	Anzahl	25	25	25	25	25	20	22
Buche	Dev_II	Holz Krone	Mw	1,19	0,10	1,40	0,86	0,40	0,11	0,19
Buche	Dev_II	Holz Krone	Md	1,18	0,10	1,33	0,85	0,40	0,11	0,14
Buche	Dev_II	Holz Krone	Stabwa	0,28	0,02	0,41	0,15	0,15	0,01	0,13
Buche	Dev_II	Holz Krone	Min	0,83	0,06	0,86	0,60	0,13	0,09	0,03
Buche	Dev_II	Holz Krone	Max	1,73	0,15	2,47	1,21	0,69	0,14	0,45
Buche	Dev_II	Holz Stamm	Anzahl	25	25	25	25	24	20	22
Buche	Dev_II	Holz Stamm	Mw	1,02	0,08	1,27	0,86	0,27	0,11	0,18
Buche	Dev_II	Holz Stamm	Md	0,88	0,09	1,20	0,87	0,28	0,10	0,17
Buche	Dev_II	Holz Stamm	Stabwa	0,33	0,02	0,40	0,18	0,10	0,03	0,12
Buche	Dev_II	Holz Stamm	Min	0,60	0,06	0,73	0,52	0,14	0,08	0,03
Buche	Dev_II	Holz Stamm	Max	1,75	0,11	2,43	1,27	0,58	0,16	0,44

Baumart	Substrat	Kompartiment	Statistik	N [g/kg]	P [g/kg]	K [g/kg]	Ca [g/kg]	Mg [g/kg]	S [g/kg]	Mn [g/kg]
Buche	Dev_III	Zweig	Anzahl	15	15	15	15	15	15	15
Buche	Dev_III	Zweig	Mw	9,87	0,96	3,58	6,65	0,78	0,67	0,75
Buche	Dev_III	Zweig	Md	9,59	0,96	3,54	6,44	0,76	0,66	0,75
Buche	Dev_III	Zweig	Stabwa	1,13	0,21	0,35	2,42	0,12	0,08	0,24
Buche	Dev_III	Zweig	Min	7,96	0,72	3,05	3,69	0,61	0,59	0,35
Buche	Dev_III	Zweig	Max	11,99	1,46	4,30	11,62	1,04	0,86	1,16
Buche	Dev_III	Ast	Anzahl	15	15	15	15	15	15	15
Buche	Dev_III	Ast	Mw	3,76	0,37	2,17	4,39	0,64	0,27	0,39
Buche	Dev_III	Ast	Md	3,91	0,34	2,05	4,40	0,62	0,27	0,37
Buche	Dev_III	Ast	Stabwa	0,59	0,10	0,34	1,56	0,21	0,03	0,12
Buche	Dev_III	Ast	Min	2,86	0,21	1,40	2,34	0,33	0,22	0,23
Buche	Dev_III	Ast	Max	4,67	0,55	2,65	8,02	1,04	0,33	0,63
Buche	Dev_III	Rinde Krone	Anzahl	13	13	13	13	13	13	13
Buche	Dev_III	Rinde Krone	Mw	7,00	0,65	3,64	17,35	0,99	0,52	0,99
Buche	Dev_III	Rinde Krone	Md	6,94	0,62	3,65	16,17	0,97	0,52	1,02
Buche	Dev_III	Rinde Krone	Stabwa	1,40	0,13	0,38	4,92	0,21	0,07	0,23
Buche	Dev_III	Rinde Krone	Min	4,53	0,45	3,01	10,19	0,67	0,42	0,60
Buche	Dev_III	Rinde Krone	Max	10,08	0,87	4,12	26,34	1,43	0,67	1,43
Buche	Dev_III	Rinde Stamm	Anzahl	15	15	15	15	13	15	15
Buche	Dev_III	Rinde Stamm	Mw	7,09	0,55	3,43	17,29	0,81	0,50	0,92
Buche	Dev_III	Rinde Stamm	Md	6,93	0,58	3,36	16,09	0,83	0,50	0,97
Buche	Dev_III	Rinde Stamm	Stabwa	1,07	0,10	0,50	5,54	0,15	0,06	0,21
Buche	Dev_III	Rinde Stamm	Min	5,39	0,38	2,62	9,15	0,50	0,41	0,52
Buche	Dev_III	Rinde Stamm	Max	9,09	0,72	4,25	25,35	1,08	0,59	1,24
Buche	Dev_III	Holz Krone	Anzahl	13	13	13	11	13	12	10
Buche	Dev_III	Holz Krone	Mw	1,16	0,13	1,59	1,02	0,78	0,12	0,19
Buche	Dev_III	Holz Krone	Md	1,10	0,12	1,51	1,07	0,77	0,12	0,20
Buche	Dev_III	Holz Krone	Stabwa	0,24	0,03	0,28	0,18	0,33	0,02	0,04
Buche	Dev_III	Holz Krone	Min	0,84	0,09	1,23	0,76	0,33	0,09	0,12
Buche	Dev_III	Holz Krone	Max	1,58	0,18	2,18	1,32	1,42	0,16	0,27
Buche	Dev_III	Holz Stamm	Anzahl	15	15	15	15	15	14	15
Buche	Dev_III	Holz Stamm	Mw	0,99	0,11	1,55	1,03	0,55	0,11	0,22
Buche	Dev_III	Holz Stamm	Md	1,00	0,11	1,64	0,98	0,50	0,12	0,20
Buche	Dev_III	Holz Stamm	Stabwa	0,19	0,02	0,32	0,17	0,18	0,01	0,07
Buche	Dev_III	Holz Stamm	Min	0,62	0,08	1,02	0,83	0,28	0,09	0,12
Buche	Dev_III	Holz Stamm	Max	1,30	0,16	1,99	1,40	0,85	0,15	0,37
Buche	Rotl	Zweig	Anzahl	15	15	15	14	15	15	15
Buche	Rotl	Zweig	Mw	10,28	1,45	3,70	6,91	0,82	0,71	0,83
Buche	Rotl	Zweig	Md	10,47	1,51	3,65	6,62	0,82	0,72	0,88
Buche	Rotl	Zweig	Stabwa	0,68	0,21	0,43	1,46	0,19	0,06	0,43
Buche	Rotl	Zweig	Min	9,16	1,07	2,74	4,42	0,50	0,54	0,34
Buche	Rotl	Zweig	Max	11,62	1,80	4,38	9,88	1,14	0,78	1,81
Buche	Rotl	Ast	Anzahl	15	15	15	13	14	15	15
Buche	Rotl	Ast	Mw	4,17	0,58	2,49	3,59	0,50	0,28	0,39
Buche	Rotl	Ast	Md	4,24	0,59	2,49	3,73	0,48	0,28	0,35
Buche	Rotl	Ast	Stabwa	0,77	0,12	0,25	0,56	0,13	0,04	0,21
Buche	Rotl	Ast	Min	2,65	0,36	2,00	2,25	0,30	0,20	0,11
Buche	Rotl	Ast	Max	5,53	0,78	2,85	4,33	0,81	0,38	0,82
Buche	Rotl	Rinde Krone	Anzahl	15	15	15	15	15	15	15
Buche	Rotl	Rinde Krone	Mw	8,03	0,66	3,36	16,46	0,69	0,53	0,88
Buche	Rotl	Rinde Krone	Md	7,83	0,67	3,41	15,41	0,64	0,55	0,81
Buche	Rotl	Rinde Krone	Stabwa	0,72	0,10	0,55	6,24	0,23	0,08	0,36
Buche	Rotl	Rinde Krone	Min	7,18	0,49	2,49	8,18	0,39	0,41	0,47
Buche	Rotl	Rinde Krone	Max	9,05	0,81	4,69	29,10	1,15	0,67	1,57

Baumart	Substrat	Kompartiment	Statistik	N [g/kg]	P [g/kg]	K [g/kg]	Ca [g/kg]	Mg [g/kg]	S [g/kg]	Mn [g/kg]
Buche	Rotl	Rinde Stamm	Anzahl	15	15	15	15	14	15	15
Buche	Rotl	Rinde Stamm	Mw	7,20	0,54	2,98	18,93	0,57	0,48	0,90
Buche	Rotl	Rinde Stamm	Md	7,32	0,55	2,94	16,75	0,54	0,51	0,86
Buche	Rotl	Rinde Stamm	Stabwa	0,62	0,10	0,48	7,25	0,13	0,07	0,40
Buche	Rotl	Rinde Stamm	Min	6,01	0,37	2,27	8,14	0,41	0,36	0,44
Buche	Rotl	Rinde Stamm	Max	8,20	0,68	3,81	32,69	0,81	0,60	1,64
Buche	Rotl	Holz Krone	Anzahl	15	14	14	15	14	15	14
Buche	Rotl	Holz Krone	Mw	1,63	0,14	1,78	0,96	0,41	0,12	0,15
Buche	Rotl	Holz Krone	Md	1,72	0,13	1,77	0,93	0,44	0,12	0,16
Buche	Rotl	Holz Krone	Stabwa	0,36	0,03	0,17	0,13	0,09	0,02	0,08
Buche	Rotl	Holz Krone	Min	1,05	0,10	1,52	0,78	0,28	0,09	0,06
Buche	Rotl	Holz Krone	Max	2,44	0,21	2,01	1,26	0,53	0,16	0,32
Buche	Rotl	Holz Stamm	Anzahl	15	13	15	15	15	15	15
Buche	Rotl	Holz Stamm	Mw	1,48	0,10	1,46	0,96	0,38	0,10	0,18
Buche	Rotl	Holz Stamm	Md	1,54	0,10	1,45	0,93	0,37	0,11	0,14
Buche	Rotl	Holz Stamm	Stabwa	0,23	0,01	0,18	0,11	0,11	0,01	0,11
Buche	Rotl	Holz Stamm	Min	1,09	0,08	1,22	0,79	0,21	0,08	0,06
Buche	Rotl	Holz Stamm	Max	1,88	0,11	1,92	1,17	0,63	0,13	0,43
Buche	sauMag	Zweig	Anzahl	14	15	15	14	15	10	12
Buche	sauMag	Zweig	Mw	9,91	0,98	2,94	5,18	0,65	0,65	0,86
Buche	sauMag	Zweig	Md	9,92	0,94	2,84	5,09	0,62	0,65	0,92
Buche	sauMag	Zweig	Stabwa	0,75	0,20	0,49	1,49	0,20	0,04	0,28
Buche	sauMag	Zweig	Min	8,12	0,68	2,19	3,14	0,37	0,58	0,36
Buche	sauMag	Zweig	Max	11,63	1,27	3,64	7,70	1,04	0,72	1,33
Buche	sauMag	Ast	Anzahl	15	15	15	14	14	10	12
Buche	sauMag	Ast	Mw	4,18	0,36	1,88	2,89	0,39	0,27	0,43
Buche	sauMag	Ast	Md	4,26	0,36	1,80	2,76	0,37	0,26	0,42
Buche	sauMag	Ast	Stabwa	0,63	0,13	0,47	0,93	0,11	0,03	0,17
Buche	sauMag	Ast	Min	3,23	0,18	1,38	1,77	0,25	0,24	0,19
Buche	sauMag	Ast	Max	5,07	0,59	2,68	4,81	0,57	0,34	0,77
Buche	sauMag	Rinde Krone	Anzahl	14	14	13	14	13	9	8
Buche	sauMag	Rinde Krone	Mw	9,89	0,63	2,99	14,70	0,70	0,50	0,87
Buche	sauMag	Rinde Krone	Md	10,10	0,64	2,89	12,83	0,72	0,49	0,94
Buche	sauMag	Rinde Krone	Stabwa	1,76	0,09	0,58	6,04	0,14	0,04	0,23
Buche	sauMag	Rinde Krone	Min	7,19	0,44	2,18	7,43	0,47	0,43	0,40
Buche	sauMag	Rinde Krone	Max	12,56	0,75	4,27	30,50	1,00	0,56	1,08
Buche	sauMag	Rinde Stamm	Anzahl	15	15	15	13	15	10	11
Buche	sauMag	Rinde Stamm	Mw	9,09	0,54	2,94	13,55	0,70	0,47	1,08
Buche	sauMag	Rinde Stamm	Md	9,23	0,54	2,80	12,46	0,67	0,48	0,98
Buche	sauMag	Rinde Stamm	Stabwa	1,60	0,05	0,53	3,31	0,12	0,05	0,55
Buche	sauMag	Rinde Stamm	Min	6,55	0,46	2,12	10,11	0,55	0,39	0,43
Buche	sauMag	Rinde Stamm	Max	11,79	0,65	3,97	20,33	0,89	0,54	2,34
Buche	sauMag	Holz Krone	Anzahl	14	14	14	14	14	9	11
Buche	sauMag	Holz Krone	Mw	1,73	0,11	1,42	0,94	0,39	0,12	0,23
Buche	sauMag	Holz Krone	Md	1,75	0,12	1,43	0,95	0,35	0,12	0,24
Buche	sauMag	Holz Krone	Stabwa	0,44	0,04	0,26	0,22	0,11	0,01	0,09
Buche	sauMag	Holz Krone	Min	1,10	0,07	0,95	0,65	0,22	0,11	0,08
Buche	sauMag	Holz Krone	Max	2,38	0,19	1,75	1,28	0,57	0,13	0,36
Buche	sauMag	Holz Stamm	Anzahl	15	15	15	15	15	10	12
Buche	sauMag	Holz Stamm	Mw	1,52	0,08	1,21	0,92	0,33	0,10	0,21
Buche	sauMag	Holz Stamm	Md	1,62	0,09	1,18	0,91	0,30	0,10	0,19
Buche	sauMag	Holz Stamm	Stabwa	0,41	0,02	0,31	0,20	0,13	0,01	0,09
Buche	sauMag	Holz Stamm	Min	0,94	0,05	0,80	0,62	0,18	0,09	0,08
Buche	sauMag	Holz Stamm	Max	2,24	0,12	1,84	1,29	0,58	0,12	0,36

Baumart	Substrat	Kompartiment	Statistik	N [g/kg]	P [g/kg]	K [g/kg]	Ca [g/kg]	Mg [g/kg]	S [g/kg]	Mn [g/kg]
Buche	S's	Zweig	Anzahl	72	69	72	72	72	4	10
Buche	S's	Zweig	Mw	8,75	0,62	2,60	4,34	0,66	0,62	0,81
Buche	S's	Zweig	Md	8,86	0,60	2,53	4,37	0,67	0,62	0,75
Buche	S's	Zweig	Stabwa	1,28	0,16	0,46	1,10	0,21	0,01	0,50
Buche	S's	Zweig	Min	4,66	0,28	1,50	2,11	0,31	0,61	0,17
Buche	S's	Zweig	Max	11,92	1,16	3,75	7,65	1,11	0,64	1,64
Buche	S's	Ast	Anzahl	71	68	72	71	72	3	10
Buche	S's	Ast	Mw	3,38	0,21	1,47	2,37	0,38	0,27	0,41
Buche	S's	Ast	Md	3,25	0,21	1,45	2,36	0,38	0,28	0,44
Buche	S's	Ast	Stabwa	0,68	0,07	0,33	0,63	0,14	0,00	0,24
Buche	S's	Ast	Min	2,11	0,09	0,58	1,27	0,16	0,27	0,09
Buche	S's	Ast	Max	5,61	0,44	2,26	4,28	0,74	0,28	0,80
Buche	S's	Rinde Krone	Anzahl	56	55	56	55	56	4	8
Buche	S's	Rinde Krone	Mw	7,55	0,42	2,58	11,75	0,67	0,56	0,98
Buche	S's	Rinde Krone	Md	7,29	0,40	2,60	11,00	0,67	0,56	1,14
Buche	S's	Rinde Krone	Stabwa	1,41	0,12	0,55	3,46	0,24	0,02	0,48
Buche	S's	Rinde Krone	Min	5,23	0,23	1,11	6,18	0,24	0,54	0,22
Buche	S's	Rinde Krone	Max	12,53	0,87	3,93	20,66	1,26	0,58	1,39
Buche	S's	Rinde Stamm	Anzahl	64	59	64	63	64	5	10
Buche	S's	Rinde Stamm	Mw	7,69	0,39	2,57	13,44	0,69	0,60	1,06
Buche	S's	Rinde Stamm	Md	7,49	0,39	2,52	12,92	0,69	0,60	1,31
Buche	S's	Rinde Stamm	Stabwa	1,24	0,07	0,60	4,29	0,24	0,03	0,57
Buche	S's	Rinde Stamm	Min	5,59	0,23	1,11	6,07	0,22	0,55	0,20
Buche	S's	Rinde Stamm	Max	10,82	0,54	4,39	27,60	1,26	0,63	1,67
Buche	S's	Holz Krone	Anzahl	54	53	56	56	55	4	8
Buche	S's	Holz Krone	Mw	1,26	0,07	1,09	0,78	0,30	0,13	0,24
Buche	S's	Holz Krone	Md	1,17	0,07	1,04	0,73	0,30	0,12	0,26
Buche	S's	Holz Krone	Stabwa	0,31	0,02	0,27	0,18	0,10	0,02	0,14
Buche	S's	Holz Krone	Min	0,87	0,05	0,44	0,55	0,13	0,11	0,04
Buche	S's	Holz Krone	Max	2,47	0,11	1,76	1,33	0,54	0,17	0,42
Buche	S's	Holz Stamm	Anzahl	61	61	64	62	64	4	10
Buche	S's	Holz Stamm	Mw	1,09	0,06	0,94	0,82	0,26	0,12	0,24
Buche	S's	Holz Stamm	Md	1,02	0,06	0,89	0,80	0,23	0,12	0,26
Buche	S's	Holz Stamm	Stabwa	0,22	0,01	0,25	0,15	0,07	0,00	0,12
Buche	S's	Holz Stamm	Min	0,77	0,03	0,43	0,59	0,11	0,12	0,07
Buche	S's	Holz Stamm	Max	1,58	0,10	1,67	1,25	0,43	0,12	0,44
Eiche	Dev_l	Zweig	Anzahl	15	15	15	15	15	15	15
Eiche	Dev_l	Zweig	Mw	10,61	1,13	3,51	5,77	1,27	0,70	1,64
Eiche	Dev_l	Zweig	Md	10,50	1,13	3,44	5,76	1,36	0,69	1,43
Eiche	Dev_l	Zweig	Stabwa	0,96	0,20	0,42	1,97	0,51	0,07	1,05
Eiche	Dev_l	Zweig	Min	8,83	0,81	3,02	3,71	0,59	0,60	0,38
Eiche	Dev_l	Zweig	Max	12,49	1,48	4,29	10,62	2,03	0,81	3,93
Eiche	Dev_l	Ast	Anzahl	14	14	14	14	14	14	14
Eiche	Dev_l	Ast	Mw	5,12	0,50	2,30	5,12	0,63	0,35	0,72
Eiche	Dev_l	Ast	Md	5,24	0,49	2,30	4,77	0,61	0,36	0,83
Eiche	Dev_l	Ast	Stabwa	0,46	0,10	0,36	1,64	0,21	0,05	0,38
Eiche	Dev_l	Ast	Min	4,15	0,38	1,55	2,75	0,37	0,27	0,13
Eiche	Dev_l	Ast	Max	5,70	0,77	2,99	8,76	1,06	0,41	1,30
Eiche	Dev_l	Rinde	Anzahl	14	15	15	12	15	15	15
Eiche	Dev_l	Rinde	Mw	5,81	0,52	2,96	17,78	1,11	0,49	1,28
Eiche	Dev_l	Rinde	Md	5,85	0,52	3,03	17,87	0,84	0,53	1,42
Eiche	Dev_l	Rinde	Stabwa	0,45	0,07	0,53	1,87	0,55	0,05	0,51
Eiche	Dev_l	Rinde	Min	5,00	0,41	2,19	13,30	0,50	0,40	0,55
Eiche	Dev_l	Rinde	Max	6,86	0,65	3,97	21,31	2,09	0,54	2,01

Baumart	Substrat	Kompartiment	Statistik	N [g/kg]	P [g/kg]	K [g/kg]	Ca [g/kg]	Mg [g/kg]	S [g/kg]	Mn [g/kg]
Eiche	Dev_I	Kernholz	Anzahl	15	15	15	15	13	15	15
Eiche	Dev_I	Kernholz	Mw	1,09	0,04	0,95	0,52	0,09	0,12	0,08
Eiche	Dev_I	Kernholz	Md	1,07	0,04	0,88	0,50	0,06	0,12	0,07
Eiche	Dev_I	Kernholz	Stabwa	0,07	0,00	0,40	0,12	0,08	0,01	0,04
Eiche	Dev_I	Kernholz	Min	0,97	0,03	0,46	0,35	0,00	0,09	0,03
Eiche	Dev_I	Kernholz	Max	1,23	0,05	1,91	0,75	0,23	0,15	0,15
Eiche	Dev_I	Splintholz	Anzahl	15	14	15	14	15	12	15
Eiche	Dev_I	Splintholz	Mw	1,73	0,19	1,95	0,67	0,27	0,15	0,15
Eiche	Dev_I	Splintholz	Md	1,63	0,18	1,93	0,68	0,26	0,15	0,18
Eiche	Dev_I	Splintholz	Stabwa	0,28	0,04	0,51	0,05	0,12	0,01	0,08
Eiche	Dev_I	Splintholz	Min	1,31	0,14	1,18	0,60	0,13	0,13	0,03
Eiche	Dev_I	Splintholz	Max	2,23	0,27	3,29	0,77	0,51	0,16	0,26
Eiche	Dev_II	Zweig	Anzahl	13	14	15	15	15	13	15
Eiche	Dev_II	Zweig	Mw	10,90	0,86	3,30	6,12	1,04	0,76	2,05
Eiche	Dev_II	Zweig	Md	10,80	0,89	3,39	5,92	0,98	0,77	2,08
Eiche	Dev_II	Zweig	Stabwa	0,85	0,21	0,56	2,51	0,36	0,04	1,16
Eiche	Dev_II	Zweig	Min	9,45	0,37	2,08	0,67	0,20	0,71	0,10
Eiche	Dev_II	Zweig	Max	12,33	1,23	4,30	9,48	1,52	0,84	4,61
Eiche	Dev_II	Ast	Anzahl	15	15	15	15	15	15	15
Eiche	Dev_II	Ast	Mw	5,43	0,41	2,64	5,75	0,58	0,39	1,04
Eiche	Dev_II	Ast	Md	5,73	0,42	2,54	5,52	0,54	0,40	1,08
Eiche	Dev_II	Ast	Stabwa	0,64	0,09	0,57	2,62	0,18	0,06	0,49
Eiche	Dev_II	Ast	Min	4,06	0,24	1,87	1,57	0,34	0,26	0,40
Eiche	Dev_II	Ast	Max	6,19	0,52	3,65	10,31	0,99	0,49	1,93
Eiche	Dev_II	Rinde	Anzahl	15	15	15	12	15	15	14
Eiche	Dev_II	Rinde	Mw	6,99	0,50	3,22	12,42	0,95	0,62	2,12
Eiche	Dev_II	Rinde	Md	6,83	0,51	3,17	11,69	0,99	0,59	2,24
Eiche	Dev_II	Rinde	Stabwa	1,16	0,11	0,64	3,62	0,30	0,09	0,87
Eiche	Dev_II	Rinde	Min	5,60	0,30	1,92	8,07	0,45	0,46	0,78
Eiche	Dev_II	Rinde	Max	8,93	0,70	4,48	20,02	1,42	0,79	3,59
Eiche	Dev_II	Kernholz	Anzahl	14	14	14	14	14	14	14
Eiche	Dev_II	Kernholz	Mw	1,04	0,04	1,09	0,52	0,07	0,11	0,11
Eiche	Dev_II	Kernholz	Md	1,07	0,04	0,92	0,54	0,03	0,11	0,11
Eiche	Dev_II	Kernholz	Stabwa	0,20	0,01	0,56	0,13	0,08	0,01	0,04
Eiche	Dev_II	Kernholz	Min	0,70	0,03	0,40	0,27	0,00	0,09	0,04
Eiche	Dev_II	Kernholz	Max	1,39	0,07	2,23	0,71	0,24	0,12	0,17
Eiche	Dev_II	Splintholz	Anzahl	14	14	15	15	14	14	13
Eiche	Dev_II	Splintholz	Mw	1,62	0,15	1,98	0,70	0,18	0,14	0,14
Eiche	Dev_II	Splintholz	Md	1,51	0,15	2,12	0,54	0,18	0,14	0,14
Eiche	Dev_II	Splintholz	Stabwa	0,30	0,04	0,46	0,34	0,04	0,02	0,04
Eiche	Dev_II	Splintholz	Min	1,35	0,05	1,08	0,41	0,13	0,11	0,08
Eiche	Dev_II	Splintholz	Max	2,28	0,21	2,64	1,67	0,25	0,20	0,21
Eiche	Dev_III	Zweig	Anzahl	15	14	15	15	15	15	14
Eiche	Dev_III	Zweig	Mw	10,56	0,89	3,85	7,97	1,17	0,77	1,42
Eiche	Dev_III	Zweig	Md	10,24	0,86	3,99	7,81	1,11	0,71	1,47
Eiche	Dev_III	Zweig	Stabwa	1,37	0,17	0,54	1,84	0,31	0,18	0,43
Eiche	Dev_III	Zweig	Min	8,80	0,71	3,15	4,57	0,66	0,45	0,73
Eiche	Dev_III	Zweig	Max	14,01	1,28	5,10	12,32	1,65	1,20	1,95
Eiche	Dev_III	Ast	Anzahl	15	15	15	15	15	15	15
Eiche	Dev_III	Ast	Mw	5,04	0,37	2,73	8,41	0,71	0,41	0,73
Eiche	Dev_III	Ast	Md	5,04	0,37	2,56	7,62	0,69	0,38	0,71
Eiche	Dev_III	Ast	Stabwa	0,98	0,07	0,47	2,65	0,12	0,10	0,23
Eiche	Dev_III	Ast	Min	3,67	0,22	2,13	4,66	0,52	0,31	0,42
Eiche	Dev_III	Ast	Max	6,74	0,52	3,84	14,18	0,95	0,60	1,28

Baumart	Substrat	Kompartiment	Statistik	N [g/kg]	P [g/kg]	K [g/kg]	Ca [g/kg]	Mg [g/kg]	S [g/kg]	Mn [g/kg]
Eiche	Dev_III	Rinde	Anzahl	15	15	15	15	15	15	15
Eiche	Dev_III	Rinde	Mw	5,93	0,37	3,25	22,05	1,02	0,56	1,38
Eiche	Dev_III	Rinde	Md	5,73	0,37	3,10	20,91	0,91	0,57	1,34
Eiche	Dev_III	Rinde	Stabwa	0,89	0,06	0,71	5,97	0,40	0,09	0,42
Eiche	Dev_III	Rinde	Min	4,52	0,26	1,86	14,07	0,57	0,44	0,79
Eiche	Dev_III	Rinde	Max	7,56	0,45	4,53	34,18	1,94	0,72	2,23
Eiche	Dev_III	Kernholz	Anzahl	15	15	14	15	14	15	15
Eiche	Dev_III	Kernholz	Mw	1,00	0,04	0,92	0,56	0,03	0,12	0,06
Eiche	Dev_III	Kernholz	Md	0,94	0,04	0,87	0,48	0,03	0,12	0,05
Eiche	Dev_III	Kernholz	Stabwa	0,18	0,01	0,23	0,20	0,02	0,02	0,02
Eiche	Dev_III	Kernholz	Min	0,82	0,03	0,60	0,39	0,00	0,09	0,03
Eiche	Dev_III	Kernholz	Max	1,41	0,05	1,32	1,11	0,06	0,17	0,10
Eiche	Dev_III	Splintholz	Anzahl	15	15	15	15	15	15	12
Eiche	Dev_III	Splintholz	Mw	1,60	0,16	1,87	0,80	0,21	0,17	0,11
Eiche	Dev_III	Splintholz	Md	1,51	0,16	1,84	0,80	0,20	0,16	0,11
Eiche	Dev_III	Splintholz	Stabwa	0,36	0,03	0,43	0,18	0,06	0,04	0,02
Eiche	Dev_III	Splintholz	Min	1,09	0,11	1,12	0,53	0,14	0,11	0,09
Eiche	Dev_III	Splintholz	Max	2,38	0,21	2,65	1,12	0,41	0,25	0,17
Eiche	Rotl	Zweig	Anzahl	15	15	15	14	15	15	15
Eiche	Rotl	Zweig	Mw	10,75	1,30	3,77	10,09	1,21	0,78	1,30
Eiche	Rotl	Zweig	Md	10,87	1,19	3,70	10,11	1,21	0,76	1,09
Eiche	Rotl	Zweig	Stabwa	0,91	0,26	0,46	1,58	0,27	0,10	0,53
Eiche	Rotl	Zweig	Min	9,00	0,88	3,15	7,44	0,67	0,60	0,66
Eiche	Rotl	Zweig	Max	12,28	1,71	4,52	13,15	1,68	0,94	2,33
Eiche	Rotl	Ast	Anzahl	15	15	15	14	15	15	15
Eiche	Rotl	Ast	Mw	5,08	0,60	2,98	8,37	0,65	0,39	0,46
Eiche	Rotl	Ast	Md	5,08	0,55	3,04	9,15	0,58	0,41	0,41
Eiche	Rotl	Ast	Stabwa	0,63	0,18	0,44	2,36	0,16	0,07	0,16
Eiche	Rotl	Ast	Min	3,86	0,39	2,39	5,12	0,49	0,29	0,27
Eiche	Rotl	Ast	Max	6,15	0,93	4,05	12,45	0,96	0,53	0,76
Eiche	Rotl	Rinde	Anzahl	15	15	15	13	15	15	15
Eiche	Rotl	Rinde	Mw	6,12	0,50	3,36	28,69	0,91	0,55	0,92
Eiche	Rotl	Rinde	Md	5,87	0,47	3,36	29,40	0,88	0,53	0,79
Eiche	Rotl	Rinde	Stabwa	1,03	0,13	0,64	5,26	0,25	0,09	0,31
Eiche	Rotl	Rinde	Min	4,93	0,33	2,32	16,09	0,61	0,42	0,52
Eiche	Rotl	Rinde	Max	7,92	0,78	4,41	34,99	1,45	0,74	1,57
Eiche	Rotl	Kernholz	Anzahl	15	12	15	15	15	15	15
Eiche	Rotl	Kernholz	Mw	1,12	0,03	0,96	0,60	0,04	0,12	0,04
Eiche	Rotl	Kernholz	Md	1,13	0,03	0,82	0,59	0,03	0,11	0,04
Eiche	Rotl	Kernholz	Stabwa	0,24	0,01	0,29	0,11	0,04	0,02	0,02
Eiche	Rotl	Kernholz	Min	0,70	0,03	0,65	0,44	0,01	0,10	0,02
Eiche	Rotl	Kernholz	Max	1,59	0,06	1,53	0,82	0,14	0,15	0,07
Eiche	Rotl	Splintholz	Anzahl	14	14	15	15	15	15	15
Eiche	Rotl	Splintholz	Mw	1,98	0,25	2,04	0,81	0,23	0,17	0,08
Eiche	Rotl	Splintholz	Md	2,03	0,25	1,87	0,81	0,20	0,16	0,08
Eiche	Rotl	Splintholz	Stabwa	0,40	0,07	0,34	0,17	0,06	0,02	0,03
Eiche	Rotl	Splintholz	Min	1,29	0,16	1,52	0,45	0,13	0,14	0,04
Eiche	Rotl	Splintholz	Max	2,58	0,41	2,63	1,13	0,35	0,22	0,15
Eiche	S's	Zweig	Anzahl	35	35	35	35	33	5	9
Eiche	S's	Zweig	Mw	9,46	0,78	2,45	5,49	0,96	0,70	1,52
Eiche	S's	Zweig	Md	9,28	0,78	2,41	5,10	0,81	0,69	1,39
Eiche	S's	Zweig	Stabwa	1,22	0,11	0,44	1,89	0,45	0,05	0,44
Eiche	S's	Zweig	Min	7,64	0,58	1,68	2,82	0,36	0,64	0,94
Eiche	S's	Zweig	Max	11,85	1,05	3,22	9,00	2,34	0,77	2,24

Baumart	Substrat	Kompartiment	Statistik	N [g/kg]	P [g/kg]	K [g/kg]	Ca [g/kg]	Mg [g/kg]	S [g/kg]	Mn [g/kg]
Eiche	S's	Ast	Anzahl	34	35	35	35	34	4	9
Eiche	S's	Ast	Mw	4,54	0,33	1,75	4,31	0,50	0,37	0,57
Eiche	S's	Ast	Md	4,54	0,31	1,73	4,03	0,47	0,37	0,64
Eiche	S's	Ast	Stabwa	0,67	0,09	0,27	1,21	0,19	0,02	0,22
Eiche	S's	Ast	Min	3,27	0,18	1,18	2,43	0,23	0,34	0,28
Eiche	S's	Ast	Max	6,30	0,56	2,36	7,26	1,00	0,39	0,91
Eiche	S's	Rinde	Anzahl	35	35	35	35	35	5	9
Eiche	S's	Rinde	Mw	5,85	0,31	2,13	16,93	0,76	0,50	1,17
Eiche	S's	Rinde	Md	5,67	0,31	2,19	17,31	0,64	0,48	1,11
Eiche	S's	Rinde	Stabwa	1,01	0,08	0,53	4,15	0,37	0,08	0,31
Eiche	S's	Rinde	Min	2,77	0,13	0,82	7,12	0,34	0,41	0,67
Eiche	S's	Rinde	Max	7,92	0,53	3,00	27,34	1,76	0,60	1,59
Eiche	S's	Kernholz	Anzahl	35	31	33	35	32	5	8
Eiche	S's	Kernholz	Mw	0,87	0,02	0,61	0,42	0,03	0,11	0,07
Eiche	S's	Kernholz	Md	0,83	0,02	0,59	0,38	0,03	0,10	0,06
Eiche	S's	Kernholz	Stabwa	0,18	0,01	0,14	0,15	0,02	0,01	0,01
Eiche	S's	Kernholz	Min	0,55	0,01	0,40	0,27	0,01	0,09	0,04
Eiche	S's	Kernholz	Max	1,22	0,04	1,05	1,03	0,07	0,13	0,09
Eiche	S's	Splintholz	Anzahl	35	34	35	35	34	5	6
Eiche	S's	Splintholz	Mw	1,78	0,13	1,21	0,58	0,17	0,13	0,13
Eiche	S's	Splintholz	Md	1,70	0,13	1,24	0,58	0,16	0,13	0,13
Eiche	S's	Splintholz	Stabwa	0,70	0,02	0,27	0,13	0,06	0,03	0,02
Eiche	S's	Splintholz	Min	0,55	0,08	0,45	0,26	0,08	0,11	0,10
Eiche	S's	Splintholz	Max	3,15	0,19	1,65	0,88	0,30	0,17	0,15
Fichte	Dev_I	Nadeln	Anzahl	40	38	40	36	36	10	15
Fichte	Dev_I	Nadeln	Mw	13,42	1,06	4,76	3,55	0,62	1,05	1,30
Fichte	Dev_I	Nadeln	Md	13,50	1,04	4,65	3,40	0,63	1,03	1,17
Fichte	Dev_I	Nadeln	Stabwa	0,99	0,14	1,05	1,26	0,15	0,10	0,62
Fichte	Dev_I	Nadeln	Min	11,33	0,83	2,85	1,22	0,33	0,89	0,39
Fichte	Dev_I	Nadeln	Max	15,61	1,48	7,42	7,36	1,08	1,22	2,43
Fichte	Dev_I	Zweig	Anzahl	40	40	40	39	39	10	14
Fichte	Dev_I	Zweig	Mw	7,90	0,87	3,77	3,25	0,72	0,85	0,69
Fichte	Dev_I	Zweig	Md	8,03	0,85	3,63	3,07	0,65	0,84	0,70
Fichte	Dev_I	Zweig	Stabwa	2,43	0,29	1,21	0,67	0,21	0,22	0,19
Fichte	Dev_I	Zweig	Min	3,87	0,40	1,64	2,45	0,40	0,52	0,46
Fichte	Dev_I	Zweig	Max	13,67	1,61	7,29	5,31	1,30	1,14	1,11
Fichte	Dev_I	Ast	Anzahl	37	37	37	38	37	8	14
Fichte	Dev_I	Ast	Mw	2,21	0,22	1,07	2,71	0,35	0,25	0,50
Fichte	Dev_I	Ast	Md	2,06	0,21	1,08	2,52	0,33	0,24	0,51
Fichte	Dev_I	Ast	Stabwa	0,67	0,07	0,21	1,01	0,09	0,04	0,15
Fichte	Dev_I	Ast	Min	1,31	0,13	0,68	1,14	0,23	0,19	0,24
Fichte	Dev_I	Ast	Max	4,06	0,41	1,63	5,64	0,58	0,32	0,76
Fichte	Dev_I	Rinde Krone	Anzahl	39	38	39	39	39	9	15
Fichte	Dev_I	Rinde Krone	Mw	5,65	0,67	3,09	6,10	0,90	0,49	1,01
Fichte	Dev_I	Rinde Krone	Md	5,48	0,68	3,14	5,88	0,89	0,48	1,00
Fichte	Dev_I	Rinde Krone	Stabwa	0,99	0,14	0,74	1,24	0,17	0,13	0,17
Fichte	Dev_I	Rinde Krone	Min	4,11	0,38	1,47	4,05	0,60	0,31	0,71
Fichte	Dev_I	Rinde Krone	Max	8,30	1,04	4,77	9,79	1,30	0,69	1,38
Fichte	Dev_I	Rinde Stamm	Anzahl	40	40	40	39	40	10	15
Fichte	Dev_I	Rinde Stamm	Mw	4,78	0,52	2,67	7,34	0,75	0,42	0,98
Fichte	Dev_I	Rinde Stamm	Md	4,73	0,51	2,69	6,98	0,73	0,40	0,99
Fichte	Dev_I	Rinde Stamm	Stabwa	0,79	0,15	0,82	1,31	0,21	0,05	0,21
Fichte	Dev_I	Rinde Stamm	Min	3,34	0,28	1,08	4,88	0,36	0,36	0,62
Fichte	Dev_I	Rinde Stamm	Max	6,39	0,88	4,38	10,12	1,33	0,51	1,38

Baumart	Substrat	Kompartiment	Statistik	N [g/kg]	P [g/kg]	K [g/kg]	Ca [g/kg]	Mg [g/kg]	S [g/kg]	Mn [g/kg]
Fichte	Dev_I	Holz Krone	Anzahl	39	34	39	37	36	9	15
Fichte	Dev_I	Holz Krone	Mw	0,53	0,05	0,54	0,71	0,13	0,07	0,18
Fichte	Dev_I	Holz Krone	Md	0,38	0,05	0,50	0,67	0,13	0,07	0,19
Fichte	Dev_I	Holz Krone	Stabwa	0,35	0,01	0,16	0,14	0,02	0,01	0,04
Fichte	Dev_I	Holz Krone	Min	0,26	0,03	0,30	0,51	0,09	0,05	0,12
Fichte	Dev_I	Holz Krone	Max	1,66	0,08	1,04	1,14	0,17	0,08	0,25
Fichte	Dev_I	Holz Stamm	Anzahl	39	37	39	38	40	10	16
Fichte	Dev_I	Holz Stamm	Mw	0,50	0,04	0,50	0,74	0,13	0,07	0,18
Fichte	Dev_I	Holz Stamm	Md	0,33	0,04	0,47	0,69	0,12	0,06	0,18
Fichte	Dev_I	Holz Stamm	Stabwa	0,37	0,01	0,14	0,17	0,04	0,01	0,04
Fichte	Dev_I	Holz Stamm	Min	0,18	0,02	0,28	0,53	0,08	0,05	0,10
Fichte	Dev_I	Holz Stamm	Max	1,35	0,08	0,97	1,15	0,20	0,09	0,28
Fichte	Dev_II	Nadeln	Anzahl	30	30	30	25	24	30	26
Fichte	Dev_II	Nadeln	Mw	12,96	1,17	4,36	6,86	1,20	0,96	2,41
Fichte	Dev_II	Nadeln	Md	13,06	1,15	4,31	6,98	1,22	0,97	1,98
Fichte	Dev_II	Nadeln	Stabwa	0,98	0,14	0,82	2,02	0,28	0,12	1,81
Fichte	Dev_II	Nadeln	Min	10,49	0,86	2,81	2,85	0,69	0,74	0,49
Fichte	Dev_II	Nadeln	Max	14,67	1,47	5,94	9,98	1,65	1,18	7,81
Fichte	Dev_II	Zweig	Anzahl	30	30	30	25	25	30	28
Fichte	Dev_II	Zweig	Mw	9,61	1,23	4,84	4,60	1,25	0,84	1,28
Fichte	Dev_II	Zweig	Md	9,47	1,20	4,78	4,58	1,17	0,81	1,11
Fichte	Dev_II	Zweig	Stabwa	1,48	0,21	0,90	0,79	0,26	0,17	0,76
Fichte	Dev_II	Zweig	Min	6,86	0,85	3,53	3,39	0,84	0,61	0,30
Fichte	Dev_II	Zweig	Max	12,80	1,74	6,90	6,64	1,89	1,26	3,28
Fichte	Dev_II	Ast	Anzahl	28	30	30	24	25	30	30
Fichte	Dev_II	Ast	Mw	3,28	0,35	1,49	3,73	0,55	0,26	1,04
Fichte	Dev_II	Ast	Md	3,35	0,34	1,50	3,67	0,56	0,26	0,81
Fichte	Dev_II	Ast	Stabwa	0,68	0,09	0,44	0,68	0,11	0,05	0,79
Fichte	Dev_II	Ast	Min	1,96	0,18	0,71	2,58	0,35	0,16	0,20
Fichte	Dev_II	Ast	Max	4,81	0,54	2,21	5,21	0,76	0,36	3,04
Fichte	Dev_II	Rinde Krone	Anzahl	30	30	30	25	25	30	29
Fichte	Dev_II	Rinde Krone	Mw	5,75	0,79	3,45	7,26	1,16	0,49	1,91
Fichte	Dev_II	Rinde Krone	Md	5,85	0,79	3,25	7,57	1,13	0,48	1,36
Fichte	Dev_II	Rinde Krone	Stabwa	1,11	0,20	0,86	1,05	0,22	0,07	1,42
Fichte	Dev_II	Rinde Krone	Min	3,98	0,43	1,85	5,55	0,64	0,37	0,48
Fichte	Dev_II	Rinde Krone	Max	7,58	1,16	5,15	8,92	1,78	0,65	5,99
Fichte	Dev_II	Rinde Stamm	Anzahl	30	30	30	25	25	30	28
Fichte	Dev_II	Rinde Stamm	Mw	5,09	0,63	3,07	8,52	1,04	0,45	1,92
Fichte	Dev_II	Rinde Stamm	Md	4,90	0,57	2,97	8,46	0,99	0,43	1,45
Fichte	Dev_II	Rinde Stamm	Stabwa	1,04	0,18	1,11	1,57	0,24	0,06	1,40
Fichte	Dev_II	Rinde Stamm	Min	2,80	0,32	1,47	5,92	0,65	0,33	0,39
Fichte	Dev_II	Rinde Stamm	Max	7,04	0,97	5,91	13,05	1,50	0,57	5,63
Fichte	Dev_II	Holz Krone	Anzahl	30	30	30	24	25	30	28
Fichte	Dev_II	Holz Krone	Mw	0,82	0,08	0,54	0,94	0,18	0,07	0,33
Fichte	Dev_II	Holz Krone	Md	0,78	0,07	0,51	0,90	0,17	0,06	0,26
Fichte	Dev_II	Holz Krone	Stabwa	0,32	0,04	0,23	0,16	0,05	0,01	0,23
Fichte	Dev_II	Holz Krone	Min	0,29	0,00	0,16	0,70	0,10	0,05	0,07
Fichte	Dev_II	Holz Krone	Max	1,46	0,16	1,05	1,23	0,30	0,10	0,94
Fichte	Dev_II	Holz Stamm	Anzahl	30	30	29	25	23	30	28
Fichte	Dev_II	Holz Stamm	Mw	0,81	0,05	0,46	0,89	0,14	0,06	0,34
Fichte	Dev_II	Holz Stamm	Md	0,83	0,05	0,44	0,89	0,13	0,06	0,27
Fichte	Dev_II	Holz Stamm	Stabwa	0,35	0,03	0,14	0,12	0,03	0,01	0,22
Fichte	Dev_II	Holz Stamm	Min	0,27	0,00	0,20	0,67	0,08	0,04	0,06
Fichte	Dev_II	Holz Stamm	Max	1,55	0,11	0,78	1,21	0,20	0,08	0,84

Baumart	Substrat	Kompartiment	Statistik	N [g/kg]	P [g/kg]	K [g/kg]	Ca [g/kg]	Mg [g/kg]	S [g/kg]	Mn [g/kg]
Fichte	Dev_III	Nadeln	Anzahl	15	15	15	15	15	15	14
Fichte	Dev_III	Nadeln	Mw	13,58	1,24	4,92	7,25	1,35	1,03	1,27
Fichte	Dev_III	Nadeln	Md	12,86	1,22	4,86	7,04	1,38	1,02	1,09
Fichte	Dev_III	Nadeln	Stabwa	1,89	0,19	0,71	1,25	0,25	0,10	0,50
Fichte	Dev_III	Nadeln	Min	11,26	0,97	3,72	5,45	0,84	0,92	0,68
Fichte	Dev_III	Nadeln	Max	17,53	1,60	6,27	10,40	1,73	1,22	2,47
Fichte	Dev_III	Zweig	Anzahl	14	15	15	15	15	15	14
Fichte	Dev_III	Zweig	Mw	8,37	1,17	5,68	4,75	1,49	0,77	0,76
Fichte	Dev_III	Zweig	Md	8,67	1,10	5,48	4,75	1,55	0,78	0,69
Fichte	Dev_III	Zweig	Stabwa	2,30	0,25	0,54	0,52	0,38	0,08	0,21
Fichte	Dev_III	Zweig	Min	1,23	0,75	4,57	3,74	0,91	0,67	0,45
Fichte	Dev_III	Zweig	Max	10,75	1,58	6,43	5,56	2,42	0,93	1,16
Fichte	Dev_III	Ast	Anzahl	13	12	11	13	13	13	12
Fichte	Dev_III	Ast	Mw	3,58	0,32	1,28	4,60	0,60	0,27	0,45
Fichte	Dev_III	Ast	Md	3,28	0,32	1,23	4,57	0,59	0,28	0,36
Fichte	Dev_III	Ast	Stabwa	1,24	0,04	0,23	0,56	0,13	0,07	0,22
Fichte	Dev_III	Ast	Min	1,76	0,24	0,95	3,61	0,44	0,16	0,24
Fichte	Dev_III	Ast	Max	5,70	0,37	1,64	5,51	0,88	0,41	0,91
Fichte	Dev_III	Rinde Krone	Anzahl	14	14	14	14	14	14	13
Fichte	Dev_III	Rinde Krone	Mw	6,20	0,88	3,66	7,96	1,23	0,48	0,84
Fichte	Dev_III	Rinde Krone	Md	5,96	0,86	3,71	7,70	1,24	0,49	0,79
Fichte	Dev_III	Rinde Krone	Stabwa	1,17	0,20	0,85	1,72	0,17	0,04	0,35
Fichte	Dev_III	Rinde Krone	Min	4,59	0,60	2,18	5,25	0,92	0,43	0,44
Fichte	Dev_III	Rinde Krone	Max	9,02	1,27	5,14	11,52	1,49	0,56	1,69
Fichte	Dev_III	Rinde Stamm	Anzahl	15	15	15	15	15	15	13
Fichte	Dev_III	Rinde Stamm	Mw	5,47	0,68	3,11	10,49	1,09	0,43	0,86
Fichte	Dev_III	Rinde Stamm	Md	5,44	0,60	3,16	10,75	1,09	0,44	0,86
Fichte	Dev_III	Rinde Stamm	Stabwa	1,05	0,22	0,86	2,44	0,21	0,04	0,23
Fichte	Dev_III	Rinde Stamm	Min	2,97	0,45	1,68	7,09	0,74	0,33	0,53
Fichte	Dev_III	Rinde Stamm	Max	6,72	1,17	4,60	15,54	1,44	0,49	1,25
Fichte	Dev_III	Holz Krone	Anzahl	14	14	14	14	14	14	13
Fichte	Dev_III	Holz Krone	Mw	0,98	0,08	0,54	1,02	0,17	0,06	0,16
Fichte	Dev_III	Holz Krone	Md	0,93	0,07	0,55	1,00	0,18	0,06	0,14
Fichte	Dev_III	Holz Krone	Stabwa	0,31	0,03	0,15	0,15	0,04	0,01	0,05
Fichte	Dev_III	Holz Krone	Min	0,47	0,04	0,28	0,67	0,09	0,04	0,11
Fichte	Dev_III	Holz Krone	Max	1,50	0,13	0,85	1,28	0,23	0,08	0,27
Fichte	Dev_III	Holz Stamm	Anzahl	15	15	15	15	15	15	13
Fichte	Dev_III	Holz Stamm	Mw	1,01	0,06	0,47	1,02	0,15	0,06	0,16
Fichte	Dev_III	Holz Stamm	Md	0,86	0,06	0,48	1,03	0,15	0,06	0,14
Fichte	Dev_III	Holz Stamm	Stabwa	0,36	0,02	0,10	0,12	0,04	0,01	0,05
Fichte	Dev_III	Holz Stamm	Min	0,54	0,04	0,32	0,85	0,09	0,05	0,11
Fichte	Dev_III	Holz Stamm	Max	1,77	0,10	0,66	1,22	0,22	0,07	0,25
Fichte	S's	Nadeln	Anzahl	15	15	15	15	15	15	15
Fichte	S's	Nadeln	Mw	13,27	1,03	4,39	6,58	1,08	0,99	1,24
Fichte	S's	Nadeln	Md	12,72	1,03	4,38	6,56	1,09	0,98	1,26
Fichte	S's	Nadeln	Stabwa	1,80	0,12	0,76	1,73	0,24	0,11	0,51
Fichte	S's	Nadeln	Min	10,87	0,88	3,14	3,46	0,81	0,84	0,50
Fichte	S's	Nadeln	Max	16,05	1,24	5,56	9,46	1,60	1,17	2,26
Fichte	S's	Zweig	Anzahl	11	15	15	15	15	15	15
Fichte	S's	Zweig	Mw	8,03	0,96	4,70	4,75	1,08	0,74	0,66
Fichte	S's	Zweig	Md	8,26	0,98	4,42	4,69	0,99	0,75	0,61
Fichte	S's	Zweig	Stabwa	0,73	0,11	0,95	1,00	0,30	0,13	0,17
Fichte	S's	Zweig	Min	6,69	0,79	3,73	3,17	0,77	0,56	0,43
Fichte	S's	Zweig	Max	9,07	1,13	6,49	6,39	1,84	0,99	0,91

Baumart	Substrat	Kompartiment	Statistik	N [g/kg]	P [g/kg]	K [g/kg]	Ca [g/kg]	Mg [g/kg]	S [g/kg]	Mn [g/kg]
Fichte	S's	Ast	Anzahl	14	15	15	15	14	15	15
Fichte	S's	Ast	Mw	3,02	0,30	1,29	5,43	0,48	0,26	0,47
Fichte	S's	Ast	Md	2,86	0,32	1,15	5,50	0,45	0,27	0,41
Fichte	S's	Ast	Stabwa	0,55	0,07	0,43	1,59	0,13	0,06	0,15
Fichte	S's	Ast	Min	2,01	0,19	0,87	3,21	0,24	0,18	0,30
Fichte	S's	Ast	Max	3,81	0,40	2,16	7,87	0,70	0,39	0,72
Fichte	S's	Rinde Krone	Anzahl	13	15	15	13	15	15	15
Fichte	S's	Rinde Krone	Mw	5,29	0,64	3,02	7,77	0,95	0,49	0,84
Fichte	S's	Rinde Krone	Md	5,23	0,64	2,73	8,02	0,89	0,49	0,83
Fichte	S's	Rinde Krone	Stabwa	0,87	0,10	1,03	1,77	0,18	0,06	0,28
Fichte	S's	Rinde Krone	Min	3,66	0,47	1,73	5,00	0,76	0,35	0,48
Fichte	S's	Rinde Krone	Max	6,88	0,84	5,12	11,94	1,43	0,62	1,33
Fichte	S's	Rinde Stamm	Anzahl	14	15	15	15	15	15	13
Fichte	S's	Rinde Stamm	Mw	4,98	0,56	2,74	10,87	0,85	0,45	0,77
Fichte	S's	Rinde Stamm	Md	4,94	0,54	2,56	9,88	0,81	0,46	0,83
Fichte	S's	Rinde Stamm	Stabwa	1,02	0,13	1,08	3,93	0,25	0,07	0,14
Fichte	S's	Rinde Stamm	Min	3,19	0,34	1,16	6,21	0,51	0,34	0,54
Fichte	S's	Rinde Stamm	Max	6,51	0,75	4,47	19,10	1,47	0,60	0,96
Fichte	S's	Holz Krone	Anzahl	15	15	15	15	15	15	15
Fichte	S's	Holz Krone	Mw	0,64	0,05	0,45	1,06	0,14	0,06	0,15
Fichte	S's	Holz Krone	Md	0,60	0,05	0,45	1,07	0,13	0,06	0,14
Fichte	S's	Holz Krone	Stabwa	0,36	0,01	0,11	0,19	0,04	0,01	0,06
Fichte	S's	Holz Krone	Min	0,22	0,04	0,26	0,76	0,09	0,04	0,08
Fichte	S's	Holz Krone	Max	1,76	0,07	0,71	1,43	0,21	0,08	0,27
Fichte	S's	Holz Stamm	Anzahl	14	15	15	15	15	15	15
Fichte	S's	Holz Stamm	Mw	0,69	0,04	0,43	0,98	0,12	0,05	0,14
Fichte	S's	Holz Stamm	Md	0,64	0,04	0,44	0,96	0,11	0,05	0,13
Fichte	S's	Holz Stamm	Stabwa	0,30	0,01	0,08	0,10	0,03	0,01	0,06
Fichte	S's	Holz Stamm	Min	0,30	0,03	0,24	0,84	0,09	0,05	0,07
Fichte	S's	Holz Stamm	Max	1,14	0,07	0,55	1,16	0,18	0,07	0,27
Kiefer	Dev_I	Nadeln	Anzahl	15	14	15	15	15	15	11
Kiefer	Dev_I	Nadeln	Mw	15,77	1,20	5,07	5,03	1,03	1,21	2,11
Kiefer	Dev_I	Nadeln	Md	15,34	1,21	5,09	5,17	1,01	1,16	2,16
Kiefer	Dev_I	Nadeln	Stabwa	2,30	0,10	0,65	1,31	0,20	0,17	0,35
Kiefer	Dev_I	Nadeln	Min	11,43	1,03	3,84	3,06	0,71	0,90	1,62
Kiefer	Dev_I	Nadeln	Max	19,14	1,35	6,30	7,27	1,34	1,63	2,90
Kiefer	Dev_I	Zweig	Anzahl	15	15	15	15	15	15	15
Kiefer	Dev_I	Zweig	Mw	9,59	1,01	4,32	3,87	1,02	1,00	0,80
Kiefer	Dev_I	Zweig	Md	9,77	1,05	4,19	3,88	0,98	1,02	0,73
Kiefer	Dev_I	Zweig	Stabwa	2,20	0,19	0,54	0,72	0,23	0,17	0,31
Kiefer	Dev_I	Zweig	Min	6,06	0,73	3,42	2,56	0,60	0,62	0,35
Kiefer	Dev_I	Zweig	Max	13,55	1,33	5,21	5,49	1,37	1,21	1,39
Kiefer	Dev_I	Ast	Anzahl	15	15	15	15	15	15	15
Kiefer	Dev_I	Ast	Mw	3,02	0,31	1,76	3,47	0,70	0,29	0,58
Kiefer	Dev_I	Ast	Md	3,15	0,30	1,82	3,30	0,63	0,29	0,57
Kiefer	Dev_I	Ast	Stabwa	0,49	0,06	0,29	0,69	0,20	0,04	0,21
Kiefer	Dev_I	Ast	Min	2,13	0,20	1,28	2,64	0,49	0,20	0,26
Kiefer	Dev_I	Ast	Max	3,78	0,39	2,22	4,75	1,09	0,36	0,98
Kiefer	Dev_I	Spiegelrinde	Anzahl	14	14	15	12	15	14	12
Kiefer	Dev_I	Spiegelrinde	Mw	4,83	0,58	3,33	5,37	1,43	0,51	0,85
Kiefer	Dev_I	Spiegelrinde	Md	4,60	0,57	3,18	5,64	1,36	0,52	0,86
Kiefer	Dev_I	Spiegelrinde	Stabwa	0,74	0,07	0,64	0,87	0,35	0,06	0,22
Kiefer	Dev_I	Spiegelrinde	Min	3,71	0,48	2,46	3,13	0,89	0,40	0,45
Kiefer	Dev_I	Spiegelrinde	Max	6,43	0,72	4,80	6,26	2,10	0,65	1,23

Baumart	Substrat	Kompartiment	Statistik	N [g/kg]	P [g/kg]	K [g/kg]	Ca [g/kg]	Mg [g/kg]	S [g/kg]	Mn [g/kg]
Kiefer	Dev_I	Borke	Anzahl	14	15	14	12	15	14	15
Kiefer	Dev_I	Borke	Mw	2,16	0,17	0,84	2,99	0,26	0,26	0,23
Kiefer	Dev_I	Borke	Md	2,21	0,17	0,90	3,01	0,23	0,26	0,26
Kiefer	Dev_I	Borke	Stabwa	0,36	0,04	0,19	0,74	0,11	0,03	0,08
Kiefer	Dev_I	Borke	Min	1,51	0,09	0,45	1,90	0,08	0,23	0,06
Kiefer	Dev_I	Borke	Max	2,85	0,25	1,14	4,30	0,45	0,33	0,38
Kiefer	Dev_I	Kernholz	Anzahl	10	10	10	9	10	10	10
Kiefer	Dev_I	Kernholz	Mw	0,48	0,03	0,35	1,12	0,21	0,06	0,38
Kiefer	Dev_I	Kernholz	Md	0,49	0,03	0,35	1,10	0,22	0,06	0,32
Kiefer	Dev_I	Kernholz	Stabwa	0,11	0,01	0,06	0,09	0,03	0,01	0,19
Kiefer	Dev_I	Kernholz	Min	0,34	0,02	0,28	1,03	0,16	0,05	0,17
Kiefer	Dev_I	Kernholz	Max	0,70	0,04	0,46	1,33	0,25	0,07	0,74
Kiefer	Dev_I	Splintholz	Anzahl	15	15	15	15	15	15	15
Kiefer	Dev_I	Splintholz	Mw	0,74	0,06	0,59	0,94	0,29	0,08	0,27
Kiefer	Dev_I	Splintholz	Md	0,69	0,07	0,58	0,92	0,30	0,08	0,29
Kiefer	Dev_I	Splintholz	Stabwa	0,18	0,01	0,12	0,09	0,08	0,01	0,10
Kiefer	Dev_I	Splintholz	Min	0,46	0,04	0,40	0,80	0,18	0,06	0,15
Kiefer	Dev_I	Splintholz	Max	1,00	0,08	0,78	1,12	0,45	0,11	0,48
Kiefer	Dev_II	Nadeln	Anzahl	15	15	15	14	15	15	15
Kiefer	Dev_II	Nadeln	Mw	16,03	1,57	5,68	6,10	0,91	1,29	2,24
Kiefer	Dev_II	Nadeln	Md	16,04	1,47	5,29	6,29	0,98	1,25	2,33
Kiefer	Dev_II	Nadeln	Stabwa	1,78	0,43	1,48	0,99	0,22	0,24	0,91
Kiefer	Dev_II	Nadeln	Min	13,54	0,78	3,02	4,43	0,44	0,73	0,94
Kiefer	Dev_II	Nadeln	Max	19,80	2,24	9,03	7,75	1,24	1,72	4,43
Kiefer	Dev_II	Zweig	Anzahl	15	15	15	15	15	14	15
Kiefer	Dev_II	Zweig	Mw	11,07	1,23	4,25	4,24	0,84	1,04	0,77
Kiefer	Dev_II	Zweig	Md	10,94	1,21	4,44	4,07	0,85	1,01	0,80
Kiefer	Dev_II	Zweig	Stabwa	1,01	0,15	0,70	0,83	0,11	0,13	0,23
Kiefer	Dev_II	Zweig	Min	9,75	1,01	2,98	2,97	0,59	0,83	0,41
Kiefer	Dev_II	Zweig	Max	13,03	1,51	5,23	5,85	1,01	1,25	1,20
Kiefer	Dev_II	Ast	Anzahl	15	15	15	15	15	15	15
Kiefer	Dev_II	Ast	Mw	3,37	0,34	1,60	3,30	0,57	0,30	0,57
Kiefer	Dev_II	Ast	Md	3,38	0,32	1,58	3,41	0,57	0,30	0,58
Kiefer	Dev_II	Ast	Stabwa	0,74	0,09	0,39	0,62	0,06	0,06	0,21
Kiefer	Dev_II	Ast	Min	2,12	0,21	1,10	2,19	0,43	0,18	0,24
Kiefer	Dev_II	Ast	Max	4,92	0,54	2,33	4,54	0,68	0,41	0,94
Kiefer	Dev_II	Spiegelrinde	Anzahl	14	15	15	15	15	15	15
Kiefer	Dev_II	Spiegelrinde	Mw	6,30	0,73	3,06	7,96	1,21	0,61	0,93
Kiefer	Dev_II	Spiegelrinde	Md	6,32	0,70	2,86	7,77	1,30	0,63	1,02
Kiefer	Dev_II	Spiegelrinde	Stabwa	0,87	0,17	0,78	2,35	0,22	0,11	0,39
Kiefer	Dev_II	Spiegelrinde	Min	4,91	0,52	2,13	4,54	0,92	0,40	0,28
Kiefer	Dev_II	Spiegelrinde	Max	7,75	1,17	4,29	13,01	1,67	0,77	1,63
Kiefer	Dev_II	Borke	Anzahl	15	15	15	15	15	15	15
Kiefer	Dev_II	Borke	Mw	3,39	0,27	1,11	5,36	0,32	0,35	0,30
Kiefer	Dev_II	Borke	Md	3,29	0,24	0,99	5,13	0,33	0,36	0,27
Kiefer	Dev_II	Borke	Stabwa	0,69	0,10	0,41	1,44	0,14	0,07	0,11
Kiefer	Dev_II	Borke	Min	2,14	0,15	0,58	3,38	0,10	0,25	0,15
Kiefer	Dev_II	Borke	Max	4,86	0,45	1,84	8,10	0,63	0,47	0,53
Kiefer	Dev_II	Kernholz	Anzahl	15	15	15	14	13	15	14
Kiefer	Dev_II	Kernholz	Mw	1,07	0,05	0,40	1,18	0,23	0,08	0,27
Kiefer	Dev_II	Kernholz	Md	1,06	0,04	0,35	1,18	0,23	0,06	0,27
Kiefer	Dev_II	Kernholz	Stabwa	0,40	0,03	0,18	0,13	0,05	0,03	0,07
Kiefer	Dev_II	Kernholz	Min	0,51	0,02	0,17	0,88	0,15	0,04	0,16
Kiefer	Dev_II	Kernholz	Max	1,72	0,11	0,69	1,42	0,35	0,12	0,38

Baumart	Substrat	Kompartiment	Statistik	N [g/kg]	P [g/kg]	K [g/kg]	Ca [g/kg]	Mg [g/kg]	S [g/kg]	Mn [g/kg]
Kiefer	Dev_II	Splintholz	Anzahl	15	15	15	15	15	15	13
Kiefer	Dev_II	Splintholz	Mw	1,05	0,09	0,53	0,98	0,34	0,09	0,25
Kiefer	Dev_II	Splintholz	Md	1,03	0,08	0,47	0,97	0,37	0,08	0,26
Kiefer	Dev_II	Splintholz	Stabwa	0,39	0,02	0,14	0,09	0,07	0,02	0,06
Kiefer	Dev_II	Splintholz	Min	0,54	0,06	0,34	0,84	0,19	0,07	0,14
Kiefer	Dev_II	Splintholz	Max	2,01	0,14	0,75	1,12	0,45	0,13	0,38
Kiefer	S'qSF	Nadeln	Anzahl	15	15	15	15	15	15	15
Kiefer	S'qSF	Nadeln	Mw	14,68	1,44	5,80	4,15	0,97	1,12	0,69
Kiefer	S'qSF	Nadeln	Md	14,33	1,40	5,84	4,39	0,98	1,08	0,75
Kiefer	S'qSF	Nadeln	Stabwa	1,03	0,23	0,63	1,70	0,30	0,12	0,42
Kiefer	S'qSF	Nadeln	Min	13,11	1,10	4,73	1,42	0,45	0,97	0,14
Kiefer	S'qSF	Nadeln	Max	16,57	1,86	7,20	7,07	1,34	1,35	1,39
Kiefer	S'qSF	Zweig	Anzahl	15	15	15	15	15	15	15
Kiefer	S'qSF	Zweig	Mw	10,18	1,21	4,30	3,50	0,94	1,00	0,24
Kiefer	S'qSF	Zweig	Md	9,92	1,19	4,37	3,15	0,94	0,96	0,24
Kiefer	S'qSF	Zweig	Stabwa	0,83	0,21	0,47	1,18	0,19	0,12	0,13
Kiefer	S'qSF	Zweig	Min	8,85	0,91	3,36	1,88	0,63	0,83	0,08
Kiefer	S'qSF	Zweig	Max	11,75	1,64	5,20	5,87	1,24	1,25	0,48
Kiefer	S'qSF	Ast	Anzahl	15	15	15	15	15	15	15
Kiefer	S'qSF	Ast	Mw	2,90	0,29	1,60	3,16	0,53	0,26	0,20
Kiefer	S'qSF	Ast	Md	3,12	0,30	1,50	3,30	0,52	0,22	0,21
Kiefer	S'qSF	Ast	Stabwa	0,98	0,10	0,38	0,75	0,16	0,08	0,10
Kiefer	S'qSF	Ast	Min	1,78	0,17	1,04	1,85	0,29	0,17	0,06
Kiefer	S'qSF	Ast	Max	4,57	0,45	2,14	4,54	0,81	0,43	0,33
Kiefer	S'qSF	Spiegelrinde	Anzahl	15	15	14	15	15	15	15
Kiefer	S'qSF	Spiegelrinde	Mw	5,24	0,69	3,41	9,14	1,21	0,57	0,33
Kiefer	S'qSF	Spiegelrinde	Md	5,47	0,71	3,44	8,34	1,11	0,54	0,29
Kiefer	S'qSF	Spiegelrinde	Stabwa	0,94	0,20	0,67	2,83	0,45	0,11	0,18
Kiefer	S'qSF	Spiegelrinde	Min	3,73	0,41	2,22	4,77	0,47	0,42	0,12
Kiefer	S'qSF	Spiegelrinde	Max	6,88	1,10	4,88	14,25	2,15	0,79	0,64
Kiefer	S'qSF	Borke	Anzahl	14	14	13	14	13	13	14
Kiefer	S'qSF	Borke	Mw	2,50	0,22	1,07	6,40	0,25	0,30	0,11
Kiefer	S'qSF	Borke	Md	2,50	0,21	1,09	6,31	0,23	0,31	0,12
Kiefer	S'qSF	Borke	Stabwa	0,44	0,07	0,29	1,57	0,12	0,03	0,05
Kiefer	S'qSF	Borke	Min	1,89	0,13	0,64	3,38	0,10	0,24	0,04
Kiefer	S'qSF	Borke	Max	3,33	0,37	1,67	8,82	0,54	0,37	0,21
Kiefer	S'qSF	Kernholz	Anzahl	10	8	10	10	10	10	10
Kiefer	S'qSF	Kernholz	Mw	0,61	0,03	0,38	1,26	0,20	0,06	0,11
Kiefer	S'qSF	Kernholz	Md	0,53	0,03	0,40	1,22	0,19	0,06	0,11
Kiefer	S'qSF	Kernholz	Stabwa	0,22	0,00	0,11	0,23	0,03	0,01	0,06
Kiefer	S'qSF	Kernholz	Min	0,38	0,02	0,23	0,98	0,17	0,06	0,04
Kiefer	S'qSF	Kernholz	Max	1,07	0,03	0,60	1,64	0,27	0,07	0,19
Kiefer	S'qSF	Splintholz	Anzahl	15	15	15	15	15	15	15
Kiefer	S'qSF	Splintholz	Mw	0,78	0,09	0,65	1,04	0,28	0,08	0,11
Kiefer	S'qSF	Splintholz	Md	0,74	0,09	0,66	0,94	0,25	0,08	0,12
Kiefer	S'qSF	Splintholz	Stabwa	0,19	0,01	0,11	0,21	0,09	0,02	0,05
Kiefer	S'qSF	Splintholz	Min	0,54	0,05	0,47	0,74	0,16	0,06	0,04
Kiefer	S'qSF	Splintholz	Max	1,06	0,11	0,86	1,40	0,43	0,11	0,16
Kiefer	S's	Nadeln	Anzahl	35	35	35	34	35	5	10
Kiefer	S's	Nadeln	Mw	16,56	1,01	5,10	3,48	0,82	1,12	0,37
Kiefer	S's	Nadeln	Md	16,65	0,99	4,92	3,46	0,79	1,13	0,37
Kiefer	S's	Nadeln	Stabwa	1,77	0,16	0,95	0,91	0,18	0,05	0,08
Kiefer	S's	Nadeln	Min	13,26	0,62	3,18	0,61	0,52	1,04	0,26
Kiefer	S's	Nadeln	Max	21,24	1,26	6,83	5,47	1,24	1,18	0,54

Baumart	Substrat	Kompartiment	Statistik	N [g/kg]	P [g/kg]	K [g/kg]	Ca [g/kg]	Mg [g/kg]	S [g/kg]	Mn [g/kg]
Kiefer	S's	Zweig	Anzahl	30	30	35	35	35	5	10
Kiefer	S's	Zweig	Mw	7,03	0,60	3,67	3,53	0,74	0,99	0,19
Kiefer	S's	Zweig	Md	6,91	0,60	3,55	3,49	0,72	0,95	0,18
Kiefer	S's	Zweig	Stabwa	0,73	0,08	0,69	0,63	0,20	0,12	0,07
Kiefer	S's	Zweig	Min	5,49	0,43	2,49	1,89	0,40	0,87	0,10
Kiefer	S's	Zweig	Max	8,73	0,84	5,24	4,81	1,17	1,18	0,32
Kiefer	S's	Ast	Anzahl	32	35	34	34	35	3	10
Kiefer	S's	Ast	Mw	1,72	0,15	1,03	2,44	0,41	0,25	0,12
Kiefer	S's	Ast	Md	1,67	0,15	1,02	2,42	0,39	0,25	0,11
Kiefer	S's	Ast	Stabwa	0,48	0,06	0,19	0,48	0,14	0,01	0,05
Kiefer	S's	Ast	Min	0,22	0,02	0,72	1,55	0,19	0,24	0,07
Kiefer	S's	Ast	Max	2,66	0,34	1,45	3,72	0,80	0,27	0,20
Kiefer	S's	Spiegelrinde	Anzahl	34	35	35	35	35	5	10
Kiefer	S's	Spiegelrinde	Mw	4,37	0,41	2,45	8,04	0,98	0,51	0,19
Kiefer	S's	Spiegelrinde	Md	4,17	0,38	2,56	7,86	0,94	0,49	0,18
Kiefer	S's	Spiegelrinde	Stabwa	0,74	0,13	0,65	2,06	0,37	0,07	0,06
Kiefer	S's	Spiegelrinde	Min	3,36	0,07	0,34	2,34	0,16	0,41	0,08
Kiefer	S's	Spiegelrinde	Max	5,83	0,71	3,40	11,80	1,80	0,59	0,28
Kiefer	S's	Borke	Anzahl	34	34	35	34	35	5	10
Kiefer	S's	Borke	Mw	2,50	0,13	0,74	4,51	0,26	0,36	0,09
Kiefer	S's	Borke	Md	2,51	0,13	0,70	4,36	0,25	0,35	0,07
Kiefer	S's	Borke	Stabwa	0,31	0,05	0,24	1,63	0,12	0,05	0,04
Kiefer	S's	Borke	Min	1,85	0,01	0,32	1,52	0,05	0,30	0,04
Kiefer	S's	Borke	Max	3,23	0,26	1,35	8,70	0,53	0,41	0,15
Kiefer	S's	Kernholz	Anzahl	30	32	31	34	35	5	10
Kiefer	S's	Kernholz	Mw	0,39	0,02	0,28	0,95	0,21	0,08	0,07
Kiefer	S's	Kernholz	Md	0,38	0,01	0,27	0,95	0,21	0,08	0,08
Kiefer	S's	Kernholz	Stabwa	0,07	0,01	0,05	0,12	0,08	0,02	0,03
Kiefer	S's	Kernholz	Min	0,27	0,00	0,18	0,70	0,01	0,06	0,00
Kiefer	S's	Kernholz	Max	0,54	0,04	0,41	1,31	0,46	0,10	0,11
Kiefer	S's	Splintholz	Anzahl	34	33	35	31	35	5	10
Kiefer	S's	Splintholz	Mw	0,53	0,04	0,46	0,76	0,22	0,08	0,07
Kiefer	S's	Splintholz	Md	0,52	0,04	0,46	0,76	0,20	0,08	0,06
Kiefer	S's	Splintholz	Stabwa	0,09	0,01	0,08	0,08	0,07	0,01	0,03
Kiefer	S's	Splintholz	Min	0,27	0,02	0,19	0,62	0,09	0,07	0,03
Kiefer	S's	Splintholz	Max	0,79	0,06	0,62	0,95	0,35	0,10	0,11
Douglasie	Dev_l	Nadeln	Anzahl	15	15	15	15	15	15	15
Douglasie	Dev_l	Nadeln	Mw	15,62	1,06	6,05	6,32	1,39	1,28	1,06
Douglasie	Dev_l	Nadeln	Md	14,41	1,07	5,79	5,72	1,44	1,30	0,83
Douglasie	Dev_l	Nadeln	Stabwa	2,60	0,18	1,39	3,29	0,36	0,22	0,63
Douglasie	Dev_l	Nadeln	Min	11,86	0,78	3,96	2,31	0,90	0,84	0,43
Douglasie	Dev_l	Nadeln	Max	21,43	1,43	8,89	13,43	2,32	1,53	2,33
Douglasie	Dev_l	Zweig	Anzahl	15	15	15	15	15	13	14
Douglasie	Dev_l	Zweig	Mw	9,31	1,18	4,66	6,65	1,15	0,85	0,43
Douglasie	Dev_l	Zweig	Md	8,79	1,21	4,58	6,23	1,16	0,85	0,44
Douglasie	Dev_l	Zweig	Stabwa	1,47	0,28	0,95	2,02	0,27	0,09	0,09
Douglasie	Dev_l	Zweig	Min	7,22	0,78	3,20	2,84	0,69	0,71	0,30
Douglasie	Dev_l	Zweig	Max	12,69	1,61	6,58	9,97	1,58	0,99	0,59
Douglasie	Dev_l	Ast	Anzahl	15	15	14	15	15	15	14
Douglasie	Dev_l	Ast	Mw	3,20	0,39	1,96	4,61	0,51	0,30	0,25
Douglasie	Dev_l	Ast	Md	2,95	0,33	1,84	4,24	0,50	0,29	0,24
Douglasie	Dev_l	Ast	Stabwa	0,69	0,13	0,51	1,53	0,15	0,06	0,05
Douglasie	Dev_l	Ast	Min	2,18	0,24	1,33	3,04	0,29	0,21	0,18
Douglasie	Dev_l	Ast	Max	4,30	0,69	2,92	7,74	0,74	0,43	0,34

Baumart	Substrat	Kompartiment	Statistik	N [g/kg]	P [g/kg]	K [g/kg]	Ca [g/kg]	Mg [g/kg]	S [g/kg]	Mn [g/kg]
Douglasie	Dev_I	Rinde	Anzahl	15	15	15	15	15	15	13
Douglasie	Dev_I	Rinde	Mw	3,92	0,55	2,97	3,68	0,52	0,44	0,23
Douglasie	Dev_I	Rinde	Md	3,87	0,54	2,78	3,27	0,52	0,43	0,21
Douglasie	Dev_I	Rinde	Stabwa	0,60	0,08	0,72	1,44	0,10	0,07	0,05
Douglasie	Dev_I	Rinde	Min	3,00	0,43	2,04	1,86	0,40	0,35	0,16
Douglasie	Dev_I	Rinde	Max	5,32	0,70	4,42	7,48	0,76	0,60	0,33
Douglasie	Dev_I	Kernholz	Anzahl	15	14	14	14	15	15	13
Douglasie	Dev_I	Kernholz	Mw	0,67	0,01	0,02	0,15	0,02	0,05	0,01
Douglasie	Dev_I	Kernholz	Md	0,68	0,01	0,02	0,12	0,01	0,05	0,01
Douglasie	Dev_I	Kernholz	Stabwa	0,21	0,00	0,01	0,06	0,02	0,01	0,00
Douglasie	Dev_I	Kernholz	Min	0,39	0,01	0,01	0,07	0,01	0,03	0,01
Douglasie	Dev_I	Kernholz	Max	1,09	0,02	0,04	0,26	0,06	0,06	0,02
Douglasie	Dev_I	Splintholz	Anzahl	15	14	15	15	15	15	15
Douglasie	Dev_I	Splintholz	Mw	0,63	0,08	0,53	0,63	0,08	0,08	0,06
Douglasie	Dev_I	Splintholz	Md	0,58	0,08	0,52	0,63	0,09	0,07	0,05
Douglasie	Dev_I	Splintholz	Stabwa	0,14	0,01	0,08	0,04	0,02	0,01	0,01
Douglasie	Dev_I	Splintholz	Min	0,46	0,06	0,41	0,56	0,05	0,06	0,04
Douglasie	Dev_I	Splintholz	Max	0,84	0,09	0,66	0,69	0,11	0,09	0,09
Douglasie	Dev_II	Nadeln	Anzahl	20	20	20	20	20	15	16
Douglasie	Dev_II	Nadeln	Mw	15,13	1,27	5,75	8,17	1,49	1,31	3,30
Douglasie	Dev_II	Nadeln	Md	14,72	1,27	5,77	7,93	1,48	1,25	3,05
Douglasie	Dev_II	Nadeln	Stabwa	1,85	0,17	0,67	1,67	0,34	0,19	1,11
Douglasie	Dev_II	Nadeln	Min	12,04	0,92	4,72	5,61	0,71	1,09	1,90
Douglasie	Dev_II	Nadeln	Max	19,90	1,53	6,89	11,11	2,09	1,73	5,76
Douglasie	Dev_II	Zweig	Anzahl	20	20	20	20	20	15	17
Douglasie	Dev_II	Zweig	Mw	10,05	1,31	4,99	6,66	1,11	0,96	1,13
Douglasie	Dev_II	Zweig	Md	10,31	1,33	5,14	6,34	1,11	0,95	1,04
Douglasie	Dev_II	Zweig	Stabwa	1,47	0,29	1,14	1,79	0,29	0,12	0,34
Douglasie	Dev_II	Zweig	Min	7,20	0,72	2,55	4,22	0,57	0,72	0,66
Douglasie	Dev_II	Zweig	Max	12,53	1,69	6,79	11,58	1,75	1,19	1,73
Douglasie	Dev_II	Ast	Anzahl	20	20	20	20	20	15	16
Douglasie	Dev_II	Ast	Mw	3,11	0,38	1,94	4,59	0,43	0,29	0,70
Douglasie	Dev_II	Ast	Md	3,04	0,37	1,90	4,33	0,43	0,29	0,64
Douglasie	Dev_II	Ast	Stabwa	0,67	0,10	0,56	1,66	0,11	0,05	0,23
Douglasie	Dev_II	Ast	Min	2,06	0,23	1,16	2,21	0,27	0,22	0,32
Douglasie	Dev_II	Ast	Max	4,46	0,55	3,11	8,24	0,72	0,38	1,15
Douglasie	Dev_II	Rinde	Anzahl	20	20	20	19	20	15	17
Douglasie	Dev_II	Rinde	Mw	4,16	0,64	3,25	4,05	0,52	0,45	0,79
Douglasie	Dev_II	Rinde	Md	4,07	0,62	2,75	3,96	0,51	0,44	0,70
Douglasie	Dev_II	Rinde	Stabwa	0,61	0,17	1,09	1,27	0,18	0,06	0,32
Douglasie	Dev_II	Rinde	Min	3,16	0,33	1,94	2,29	0,29	0,37	0,35
Douglasie	Dev_II	Rinde	Max	5,07	0,93	5,11	6,70	1,03	0,60	1,42
Douglasie	Dev_II	Kernholz	Anzahl	20	20	20	20	20	15	16
Douglasie	Dev_II	Kernholz	Mw	0,51	0,01	0,03	0,17	0,02	0,05	0,05
Douglasie	Dev_II	Kernholz	Md	0,46	0,01	0,03	0,15	0,01	0,05	0,04
Douglasie	Dev_II	Kernholz	Stabwa	0,20	0,00	0,02	0,07	0,02	0,01	0,03
Douglasie	Dev_II	Kernholz	Min	0,28	0,01	0,00	0,10	0,00	0,04	0,02
Douglasie	Dev_II	Kernholz	Max	1,05	0,02	0,07	0,29	0,06	0,07	0,12
Douglasie	Dev_II	Splintholz	Anzahl	20	20	20	19	20	14	17
Douglasie	Dev_II	Splintholz	Mw	0,58	0,07	0,55	0,58	0,09	0,07	0,16
Douglasie	Dev_II	Splintholz	Md	0,55	0,08	0,56	0,59	0,09	0,07	0,16
Douglasie	Dev_II	Splintholz	Stabwa	0,17	0,02	0,13	0,09	0,02	0,01	0,05
Douglasie	Dev_II	Splintholz	Min	0,34	0,04	0,33	0,35	0,05	0,06	0,06
Douglasie	Dev_II	Splintholz	Max	0,98	0,12	0,78	0,70	0,13	0,09	0,24

Baumart	Substrat	Kompartiment	Statistik	N [g/kg]	P [g/kg]	K [g/kg]	Ca [g/kg]	Mg [g/kg]	S [g/kg]	Mn [g/kg]
Douglasie	Rotl	Nadeln	Anzahl	15	15	15	15	15	14	15
Douglasie	Rotl	Nadeln	Mw	15,54	1,08	5,54	8,90	1,10	1,15	3,88
Douglasie	Rotl	Nadeln	Md	16,11	1,25	5,45	9,04	1,05	1,14	3,47
Douglasie	Rotl	Nadeln	Stabwa	2,52	0,35	2,02	2,56	0,27	0,15	1,61
Douglasie	Rotl	Nadeln	Min	10,40	0,60	2,80	5,57	0,75	0,93	1,87
Douglasie	Rotl	Nadeln	Max	18,89	1,66	9,44	14,68	1,61	1,46	7,05
Douglasie	Rotl	Zweig	Anzahl	15	13	15	15	15	15	15
Douglasie	Rotl	Zweig	Mw	9,51	1,05	4,11	7,47	0,73	0,84	1,26
Douglasie	Rotl	Zweig	Md	9,45	1,04	3,88	7,91	0,68	0,86	1,14
Douglasie	Rotl	Zweig	Stabwa	1,89	0,15	0,93	2,00	0,24	0,23	0,49
Douglasie	Rotl	Zweig	Min	6,64	0,67	2,81	2,98	0,44	0,30	0,49
Douglasie	Rotl	Zweig	Max	13,13	1,31	5,95	10,45	1,21	1,33	2,16
Douglasie	Rotl	Ast	Anzahl	15	14	14	15	14	14	15
Douglasie	Rotl	Ast	Mw	3,13	0,35	1,94	4,32	0,34	0,28	0,88
Douglasie	Rotl	Ast	Md	3,08	0,35	1,77	3,94	0,32	0,28	0,95
Douglasie	Rotl	Ast	Stabwa	0,45	0,10	0,63	1,28	0,10	0,05	0,28
Douglasie	Rotl	Ast	Min	2,40	0,21	1,18	2,50	0,18	0,21	0,47
Douglasie	Rotl	Ast	Max	4,07	0,56	3,39	6,52	0,57	0,36	1,37
Douglasie	Rotl	Rinde	Anzahl	15	15	15	15	15	15	15
Douglasie	Rotl	Rinde	Mw	3,98	0,54	3,03	4,11	0,35	0,43	0,96
Douglasie	Rotl	Rinde	Md	3,74	0,56	2,88	3,69	0,41	0,42	0,81
Douglasie	Rotl	Rinde	Stabwa	0,89	0,18	0,95	1,87	0,12	0,10	0,51
Douglasie	Rotl	Rinde	Min	2,49	0,22	1,72	1,30	0,16	0,23	0,31
Douglasie	Rotl	Rinde	Max	5,48	0,84	4,88	6,96	0,51	0,63	2,18
Douglasie	Rotl	Kernholz	Anzahl	15	14	15	13	15	15	13
Douglasie	Rotl	Kernholz	Mw	0,50	0,01	0,03	0,15	0,02	0,05	0,06
Douglasie	Rotl	Kernholz	Md	0,42	0,01	0,02	0,13	0,01	0,05	0,05
Douglasie	Rotl	Kernholz	Stabwa	0,18	0,00	0,03	0,07	0,01	0,01	0,02
Douglasie	Rotl	Kernholz	Min	0,26	0,01	0,01	0,08	0,00	0,04	0,03
Douglasie	Rotl	Kernholz	Max	0,87	0,02	0,11	0,36	0,05	0,07	0,10
Douglasie	Rotl	Splintholz	Anzahl	15	14	15	14	15	15	15
Douglasie	Rotl	Splintholz	Mw	0,58	0,09	0,63	0,63	0,07	0,08	0,20
Douglasie	Rotl	Splintholz	Md	0,56	0,09	0,61	0,63	0,07	0,07	0,20
Douglasie	Rotl	Splintholz	Stabwa	0,17	0,02	0,12	0,06	0,02	0,01	0,08
Douglasie	Rotl	Splintholz	Min	0,32	0,07	0,45	0,53	0,04	0,06	0,10
Douglasie	Rotl	Splintholz	Max	0,89	0,13	0,91	0,75	0,10	0,10	0,35
Douglasie	S's	Nadeln	Anzahl	15	15	15	15	15	0	6
Douglasie	S's	Nadeln	Mw	17,11	0,71	5,30	5,53	1,02		1,62
Douglasie	S's	Nadeln	Md	17,50	0,67	5,65	4,88	0,94		2,03
Douglasie	S's	Nadeln	Stabwa	2,35	0,17	1,36	2,55	0,26		1,09
Douglasie	S's	Nadeln	Min	13,91	0,49	2,78	2,31	0,69		0,26
Douglasie	S's	Nadeln	Max	20,31	1,07	7,10	10,42	1,50		2,86
Douglasie	S's	Zweig	Anzahl	15	15	15	12	15	0	4
Douglasie	S's	Zweig	Mw	7,78	0,74	3,74	3,90	0,71		0,75
Douglasie	S's	Zweig	Md	7,96	0,74	3,79	3,97	0,67		0,77
Douglasie	S's	Zweig	Stabwa	1,34	0,13	0,64	0,86	0,13		0,11
Douglasie	S's	Zweig	Min	5,70	0,51	2,25	2,31	0,56		0,61
Douglasie	S's	Zweig	Max	9,54	0,96	4,90	5,38	0,99		0,86
Douglasie	S's	Ast	Anzahl	15	15	15	15	15	0	6
Douglasie	S's	Ast	Mw	1,86	0,19	1,25	2,12	0,24		0,28
Douglasie	S's	Ast	Md	1,86	0,18	1,26	2,22	0,25		0,30
Douglasie	S's	Ast	Stabwa	0,20	0,04	0,37	0,77	0,05		0,19
Douglasie	S's	Ast	Min	1,54	0,13	0,61	1,11	0,14		0,06
Douglasie	S's	Ast	Max	2,29	0,25	2,11	3,91	0,33		0,56

Baumart	Substrat	Kompartiment	Statistik	N [g/kg]	P [g/kg]	K [g/kg]	Ca [g/kg]	Mg [g/kg]	S [g/kg]	Mn [g/kg]
Douglasie	S's	Rinde	Anzahl	15	15	15	14	15	0	6
Douglasie	S's	Rinde	Mw	3,04	0,29	1,78	2,23	0,24		0,26
Douglasie	S's	Rinde	Md	3,15	0,25	1,57	2,08	0,22		0,19
Douglasie	S's	Rinde	Stabwa	0,70	0,11	0,67	0,84	0,06		0,26
Douglasie	S's	Rinde	Min	1,91	0,15	1,01	0,91	0,15		0,05
Douglasie	S's	Rinde	Max	4,24	0,50	2,97	3,60	0,37		0,77
Douglasie	S's	Kernholz	Anzahl	15	15	15	14	14	0	5
Douglasie	S's	Kernholz	Mw	0,36	0,02	0,01	0,13	0,01		0,02
Douglasie	S's	Kernholz	Md	0,33	0,01	0,01	0,12	0,01		0,02
Douglasie	S's	Kernholz	Stabwa	0,09	0,01	0,01	0,02	0,00		0,02
Douglasie	S's	Kernholz	Min	0,23	0,01	0,00	0,09	0,00		0,01
Douglasie	S's	Kernholz	Max	0,51	0,03	0,03	0,17	0,02		0,05
Douglasie	S's	Splintholz	Anzahl	14	15	15	15	15	0	6
Douglasie	S's	Splintholz	Mw	0,46	0,05	0,42	0,36	0,06		0,08
Douglasie	S's	Splintholz	Md	0,46	0,05	0,45	0,36	0,06		0,08
Douglasie	S's	Splintholz	Stabwa	0,08	0,01	0,09	0,06	0,01		0,06
Douglasie	S's	Splintholz	Min	0,34	0,04	0,25	0,28	0,04		0,01
Douglasie	S's	Splintholz	Max	0,59	0,08	0,55	0,46	0,08		0,17
Lärche	S's	Zweig	Anzahl	10	9	10	10	10	0	2
Lärche	S's	Zweig	Mw	9,06	0,80	3,08	4,71	0,80		0,51
Lärche	S's	Zweig	Md	9,13	0,77	3,07	4,58	0,81		0,51
Lärche	S's	Zweig	Stabwa	1,42	0,13	0,37	0,92	0,10		0,12
Lärche	S's	Zweig	Min	6,36	0,57	2,61	3,44	0,62		0,42
Lärche	S's	Zweig	Max	10,93	1,03	3,76	6,59	0,99		0,60
Lärche	S's	Ast	Anzahl	10	10	10	10	10	0	2
Lärche	S's	Ast	Mw	3,55	0,27	1,24	2,59	0,37		0,27
Lärche	S's	Ast	Md	3,53	0,26	1,23	2,26	0,35		0,27
Lärche	S's	Ast	Stabwa	0,42	0,03	0,14	0,84	0,04		0,03
Lärche	S's	Ast	Min	2,92	0,23	1,08	1,86	0,33		0,25
Lärche	S's	Ast	Max	4,27	0,33	1,45	4,50	0,45		0,29
Lärche	S's	Rinde Krone	Anzahl	10	10	10	10	10	0	2
Lärche	S's	Rinde Krone	Mw	7,11	0,62	2,71	3,40	0,65		0,79
Lärche	S's	Rinde Krone	Md	7,10	0,59	2,52	3,07	0,64		0,79
Lärche	S's	Rinde Krone	Stabwa	1,03	0,08	0,47	0,83	0,08		0,21
Lärche	S's	Rinde Krone	Min	5,89	0,54	2,18	2,64	0,54		0,64
Lärche	S's	Rinde Krone	Max	9,06	0,80	3,67	5,19	0,83		0,95
Lärche	S's	Rinde Stamm	Anzahl	10	10	10	9	10	0	2
Lärche	S's	Rinde Stamm	Mw	4,67	0,37	1,74	4,16	0,54		0,55
Lärche	S's	Rinde Stamm	Md	4,62	0,38	1,75	3,92	0,56		0,55
Lärche	S's	Rinde Stamm	Stabwa	0,61	0,07	0,16	0,72	0,11		0,45
Lärche	S's	Rinde Stamm	Min	3,63	0,22	1,49	2,83	0,37		0,23
Lärche	S's	Rinde Stamm	Max	5,90	0,48	2,08	5,35	0,73		0,87
Lärche	S's	Kernholz Krone	Anzahl	9	10	9	10	10	0	2
Lärche	S's	Kernholz Krone	Mw	0,97	0,02	0,36	0,99	0,25		0,10
Lärche	S's	Kernholz Krone	Md	0,95	0,02	0,35	1,08	0,26		0,10
Lärche	S's	Kernholz Krone	Stabwa	0,11	0,01	0,09	0,29	0,06		0,03
Lärche	S's	Kernholz Krone	Min	0,80	0,01	0,25	0,54	0,16		0,08
Lärche	S's	Kernholz Krone	Max	1,13	0,04	0,55	1,36	0,35		0,12
Lärche	S's	Kernholz Stamm	Anzahl	7	9	10	9	10	0	2
Lärche	S's	Kernholz Stamm	Mw	0,93	0,01	0,16	0,42	0,10		0,08
Lärche	S's	Kernholz Stamm	Md	0,91	0,01	0,14	0,41	0,09		0,08
Lärche	S's	Kernholz Stamm	Stabwa	0,07	0,00	0,05	0,11	0,02		0,00
Lärche	S's	Kernholz Stamm	Min	0,84	0,01	0,12	0,25	0,07		0,08
Lärche	S's	Kernholz Stamm	Max	1,07	0,02	0,27	0,59	0,13		0,08

Baumart	Substrat	Kompartiment	Statistik	N [g/kg]	P [g/kg]	K [g/kg]	Ca [g/kg]	Mg [g/kg]	S [g/kg]	Mn [g/kg]
Lärche	S's	Splintholz Krone	Anzahl	9	10	10	10	8	0	2
Lärche	S's	Splintholz Krone	Mw	1,46	0,09	0,55	0,56	0,14		0,05
Lärche	S's	Splintholz Krone	Md	1,47	0,09	0,55	0,56	0,14		0,05
Lärche	S's	Splintholz Krone	Stabwa	0,08	0,01	0,06	0,06	0,01		0,00
Lärche	S's	Splintholz Krone	Min	1,37	0,07	0,41	0,47	0,13		0,05
Lärche	S's	Splintholz Krone	Max	1,61	0,12	0,61	0,67	0,16		0,06
Lärche	S's	Splintholz Stamm	Anzahl	10	10	10	10	10	0	2
Lärche	S's	Splintholz Stamm	Mw	1,18	0,07	0,42	0,51	0,13		0,04
Lärche	S's	Splintholz Stamm	Md	1,29	0,06	0,44	0,50	0,13		0,04
Lärche	S's	Splintholz Stamm	Stabwa	0,30	0,02	0,08	0,08	0,02		0,01
Lärche	S's	Splintholz Stamm	Min	0,68	0,04	0,31	0,42	0,09		0,03
Lärche	S's	Splintholz Stamm	Max	1,58	0,09	0,54	0,67	0,16		0,04

Mw = Mittelwert; Md = Median; Stabwa = Standardabweichung; Min = Minimum; Max = Maximum

Abkürzungen Substrat siehe Tab. 1, Seite 15 ff

Anhang 2: Statistische Auswertungen der Nährelementkonzentrationen in den verschiedenen Baumkompartimenten

Anhang 2.1: Korrelationskoeffizienten der Beziehungen der Nährelementgehalte zwischen einzelnen Kompartimenten für K, Ca, Mg, P, N, S. Korrelationskoeffizienten ab 0,5 wurden als schwache (grün), ab 0,6 als mittlere (blau) und ab 0,7 als starke (rot) Abhängigkeiten gekennzeichnet

Korrelationsmatrix Buche

Buche		Ast	Rinde_Krone	Rinde_Stamm	Holz_Krone	Holz_Stamm
Zweig	K	0,83	0,68	0,59	0,53	0,53
	Ca	0,74	0,66	0,57	0,59	0,51
	Mg	0,71	0,68	0,59	0,37	0,44
	P	0,82	0,52	0,52	0,65	0,59
	N	0,39	0,20	0,27	0,23	0,24
	S	0,39	-0,17	-0,17	0,10	0,16
Ast	K		0,68	0,59	0,70	0,66
	Ca		0,64	0,50	0,54	0,58
	Mg		0,67	0,57	0,71	0,63
	P		0,61	0,51	0,75	0,65
	N		0,45	0,18	0,68	0,57
	S		0,15	-0,21	0,46	0,36
Rinde Krone	K			0,87	0,41	0,43
	Ca			0,85	0,45	0,47
	Mg			0,87	0,52	0,44
	P			0,83	0,59	0,55
	N			0,63	0,34	0,17
	S			0,33	0,14	0,04
Rinde Stamm	K				0,35	0,39
	Ca				0,33	0,36
	Mg				0,41	0,38
	P				0,47	0,55
	N				0,09	0,02
	S				0,05	0,27
Holz Krone	K					0,78
	Ca					0,63
	Mg					0,77
	P					0,74
	N					0,79
	S					0,54

Korrelationsmatrix Fichte

Fichte		Zweig	Ast	Rinde_Krone	Rinde_Stamm	Holz_Krone	Holz_Stamm
Nadel	K	0,46	0,31	0,54	0,46	0,40	0,21
	Ca	0,70	0,52	0,40	0,41	0,64	0,59
	Mg	0,86	0,73	0,65	0,59	0,53	0,39
	P	0,58	0,34	0,56	0,46	0,30	0,25
	N	0,17	0,28	0,27	0,19	0,12	0,02
	S	0,26	0,01	-0,06	-0,11	-0,1	-0,07
Zweig	K		0,56	0,46	0,45	0,32	0,15
	Ca		0,75	0,61	0,63	0,76	0,66
	Mg		0,72	0,72	0,72	0,63	0,51
	P		0,50	0,43	0,32	0,35	0,31
	N		0,40	0,11	0,05	0,34	0,20
	S		0,03	0,20	-0,07	-0,16	-0,27
Ast	K			0,63	0,72	0,53	0,29
	Ca			0,64	0,72	0,68	0,68
	Mg			0,70	0,70	0,63	0,35
	P			0,56	0,62	0,59	0,63
	N			0,43	0,53	0,55	0,54
	S			0,27	0,37	0,22	0,13
Rinde Krone	K				0,83	0,55	0,33
	Ca				0,77	0,52	0,50
	Mg				0,68	0,50	0,36
	P				0,78	0,61	0,57
	N				0,73	0,36	0,23
	S				0,41	-0,14	-0,18
Rinde Stamm	K					0,55	0,32
	Ca					0,51	0,53
	Mg					0,65	0,50
	P					0,62	0,59
	N					0,33	0,40
	S					0,18	0,07
Holz Krone	K						0,59
	Ca						0,79
	Mg						0,65
	P						0,87
	N						0,75
	S						0,79

Korrelationsmatrix Douglasie

Douglasie		Zweig	Ast	Rinde_Baum	Kernholz	Splintholz
Nadel	K	0,38	0,47	0,33	0,04	0,31
	Ca	0,54	0,31	0,53	0,05	0,37
	Mg	0,63	0,48	0,52	0,31	0,41
	P	0,62	0,69	0,75	0,03	0,56
	N	-0,14	-0,24	-0,17	-0,11	-0,16
	S	0,14	0,10	0,22	-0,10	0,24
Zweig	K		0,68	0,56	0,29	0,48
	Ca		0,42	0,43	0,11	0,64
	Mg		0,71	0,57	0,42	0,56
	P		0,63	0,66	0,00	0,58
	N		0,35	0,17	0,15	0,28
	S		0,04	-0,08	-0,06	-0,14
Ast	K			0,68	0,32	0,74
	Ca			0,62	0,33	0,68
	Mg			0,69	0,45	0,63
	P			0,73	0,07	0,65
	N			0,53	0,26	0,27
	S			0,10	0,13	0,43
Rinde Baum	K				0,41	0,67
	Ca				0,20	0,50
	Mg				0,37	0,63
	P				0,13	0,74
	N				0,18	0,29
	S				0,21	0,39
Kern- holz	K					0,42
	Ca					0,21
	Mg					0,39
	P					0,15
	N					0,36
	S					0,46

Korrelationsmatrix Eiche

Eiche		Ast	Rinde_Baum	Kernholz	Splintholz
Zweig	K	0,74	0,67	0,44	0,57
	Ca	0,73	0,53	0,55	0,54
	Mg	0,75	0,69	0,41	0,55
	P	0,88	0,56	0,28	0,78
	N	0,66	0,39	0,52	0,29
	S	0,62	0,40	0,40	0,43
Ast	K		0,67	0,41	0,70
	Ca		0,59	0,57	0,65
	Mg		0,75	0,42	0,62
	P		0,60	0,33	0,70
	N		0,52	0,33	0,30
	S		0,44	0,38	0,59
Rinde Baum	K			0,48	0,48
	Ca			0,28	0,41
	Mg			0,61	0,53
	P			0,62	0,45
	N			0,22	0,26
	S			0,29	0,19
Kern- holz	K				0,61
	Ca				0,50
	Mg				0,51
	P				0,33
	N				0,39
	S				0,42

Korrelationsmatrix Kiefer

Kiefer		Zweig	Ast	Spiegelrinde	Borke	Kernholz	Splintholz
Nadel	K	0,32	0,29	0,37	0,42	0,36	0,38
	Ca	0,59	0,55	0,11	0,14	0,37	0,46
	Mg	0,64	0,67	0,52	0,45	0,29	0,27
	P	0,73	0,71	0,77	0,80	0,69	0,80
	N	0,05	-0,08	0,12	0,15	-0,01	0,05
	S	0,33	0,39	0,49	0,36	0,26	0,29
Zweig	K		0,49	0,53	0,44	0,46	0,40
	Ca		0,61	0,41	0,29	0,35	0,17
	Mg		0,77	0,62	0,44	0,46	0,37
	P		0,73	0,82	0,68	0,57	0,79
	N		0,57	0,62	0,36	0,56	0,54
	S		0,07	0,45	0,13	-0,15	-0,15
Ast	K			0,50	0,60	0,61	0,61
	Ca			0,29	0,29	0,58	0,54
	Mg			0,68	0,52	0,58	0,57
	P			0,80	0,78	0,74	0,80
	N			0,64	0,47	0,71	0,66
	S			0,59	0,31	0,40	0,58
Spiegel- rinde	K				0,40	0,32	0,43
	Ca				0,64	0,19	0,12
	Mg				0,53	0,43	0,39
	P				0,83	0,74	0,83
	N				0,71	0,67	0,67
	S				0,56	0,48	0,46
Borke	K					0,66	0,51
	Ca					0,36	0,37
	Mg					0,62	0,38
	P					0,84	0,80
	N					0,71	0,60
	S					0,73	0,53
Kern- holz	K						0,68
	Ca						0,71
	Mg						0,42
	P						0,80
	N						0,83
	S						0,73

Anhang 2.2: Varianzanalysen zur Prüfung der Unterschiede der Gehalte an N, P und K in verschiedenen Baumkompartimenten der Buche zwischen den untersuchten Standorten

Post-Hoc-Tests nach Tamhane (T2)

Der Test kann angewendet werden bei ungleichen Varianzen und ungleichen Stichprobenumfängen. Dar- gestellt werden signifikante Unterschiede (Farbe ROT). Der Test ist konservativ, d.h. er neigt dazu, die Nullhypothese beizubehalten.

Least Significant Difference-Bonferroni-Test (LSDB)

Der Test wird angewendet, wenn die Varianzen homogen sind. Es werden paarweise t-Tests durchgeführt, die nach der Bonferroni-Methode korrigiert werden.

Unterschiede der N-Konzentration in unterschiedlichen Kompartimenten der Buche auf unterschiedlichen Substraten

Ast Tamhane

	N	Mittel- wert	Devon II	Devon III	Bunt- sandstein	Rotlie- gendes	Bims	Rhyolith
Devon I	35	3109	-324	-648	-269	-1064	-218	-1075
Devon II	24	3433		-324	55	-741	106	-751
Devon III	15	3757			379	-416	430	-427
Buntsandstein	71	3378				-795	51	-806
Rotliegendes	15	4173					846	-11
Bims	15	3327						-857
Rhyolith	15	4184						

Derbrinde Tamhane

	N	Mittelwert	Devon II	Devon III	Buntsandstein	Rotliegendes	Bims	Rhyolith
Devon I	35	7635	-391	694	104	110	-774	-1687
Devon II	25	8026		1085	495	501	-383	-1296
Devon III	15	6942			-590	-583	-1468	-2381
Buntsandstein	64	7531				7	-878	-1791
Rotliegendes	15	7525					-885	-1798
Bims	15	8410						-913
Rhyolith	15	9322						

Derbholz Tamhane

	N	Mittelwert	Devon II	Devon III	Buntsandstein	Rotliegendes	Bims	Rhyolith
Devon I	35	1061	-21	25	-110	-458	183	-529
Devon II	25	1082		46	-89	-437	204	-508
Devon III	15	1036			-135	-483	158	-555
Buntsandstein	60	1171				-348	293	-419
Rotliegendes	15	1519					641	-71
Bims	15	878						-712
Rhyolith	15	1591						

Zweig LSDB

	N	Mittelwert	Devon II	Devon III	Buntsandstein	Rotliegendes	Bims	Rhyolith
Devon I	35	9142	-443	-728	390	-1137	-496	-769
Devon II	25	9585		-284	834	-694	-52	-326
Devon III	15	9869			1118	-409	232	-41
Buntsandstein	72	8751				-1527	-886	-1159
Rotliegendes	15	10278					641	368
Bims	15	9637						-273
Rhyolith	14	9910						

Unterschiede der P-Konzentration in unterschiedlichen Kompartimenten der Buche auf unterschiedlichen Substraten

Ast Tamhane

	N	Mittelwert	Devon II	Devon III	Buntsandstein	Rotliegendes	Bims	Rhyolith
Devon I	35	295	-16	-77	83	-281	41	-67
Devon II	24	311		-61	99	-265	58	-51
Devon III	15	372			160	-204	119	10
Buntsandstein	68	212				-364	-42	-150
Rotliegendes	15	575					322	214
Bims	15	253						-109
Rhyolith	15	362						

Derbrinde Tamhane

	N	Mittelwert	Devon II	Devon III	Buntsandstein	Rotliegendes	Bims	Rhyolith
Devon I	35	443	-120	-154	24	-142	-96	-131
Devon II	25	563		-35	144	-22	23	-11
Devon III	13	597			179	12	58	23
Buntsandstein	55	419				-166	-121	-155
Rotliegendes	15	585					46	11
Bims	15	539						-35
Rhyolith	14	574						

Derbholz Tamhane

	N	Mittelwert	Devon II	Devon III	Buntsandstein	Rotliegendes	Bims	Rhyolith
Devon I	35	96	5	-19	32	-19	20	2
Devon II	25	91		-24	27	-24	15	-3
Devon III	15	115			51	0	39	21
Buntsandstein	60	64				-52	-13	-30
Rotliegendes	14	116					39	21
Bims	15	77						-18
Rhyolith	15	94						

Zweig LSDB

	N	Mittelwert	Devon II	Devon III	Buntsandstein	Rotliegendes	Bims	Rhyolith
Devon I	35	894	-12	-64	271	-559	59	-85
Devon II	25	905		-53	283	-547	70	-74
Devon III	15	958			335	-494	123	-21
Buntsandstein	69	623				-830	-212	-356
Rotliegendes	15	1452					617	473
Bims	15	835						-144
Rhyolith	15	979						

Unterschiede der K-Konzentration in unterschiedlichen Kompartimenten der Buche auf unterschiedlichen Substraten

Ast Tamhane

	N	Mittelwert	Devon II	Devon III	Buntsandstein	Rotliegendes	Bims	Rhyolith
Devon I	35	1354	-315	-811	-120	-1140	-542	-523
Devon II	24	1669		-496	195	-825	-227	-208
Devon III	15	2165			691	-329	269	288
Buntsandstein	72	1475				-1020	-422	-403
Rotliegendes	15	2495					599	617
Bims	15	1896						19
Rhyolith	15	1877						

Derbrinde Tamhane

	N	Mittelwert	Devon II	Devon III	Buntsandstein	Rotliegendes	Bims	Rhyolith
Devon I	35	2197	-697	-1108	-235	-982	-1575	-756
Devon II	25	2894		-412	462	-286	-878	-59
Devon III	15	3305			873	126	-467	352
Buntsandstein	64	2432				-747	-1340	-521
Rotliegendes	15	3179					-593	226
Bims	15	3772						819
Rhyolith	14	2953						

Derbholz Tamhane

	N	Mittelwert	Devon II	Devon III	Buntsandstein	Rotliegendes	Bims	Rhyolith
Devon I	35	1158	-164	-417	165	-379	-141	-117
Devon II	25	1322		-253	329	-215	23	48
Devon III	15	1575			582	38	276	300
Buntsandstein	64	992				-545	-307	-282
Rotliegendes	15	1537					238	263
Bims	15	1299						25
Rhyolith	15	1274						

Zweig LSDB

	N	Mittelwert	Devon II	Devon III	Buntsandstein	Rotliegendes	Bims	Rhyolith
Devon I	35	894	-342	-1111	-129	-1227	-634	-463
Devon II	25	905		-769	213	-885	-292	-121
Devon III	15	958			982	-116	477	648
Buntsandstein	69	623				-1098	-505	-335
Rotliegendes	15	1452					593	763
Bims	15	835						171
Rhyolith	15	979						

Anhang 2.3: Varianzanalysen zur Prüfung der Unterschiede der Gehalte an N, P und K in ausgewählten Baumkompartimenten zwischen den untersuchten Baumarten auf Buntsandstein

Post-Hoc-Tests nach Tamhane (T2)

Der Test kann angewendet werden bei ungleichen Varianzen und ungleichen Stichprobenumfängen. Dargestellt werden signifikante Unterschiede (Farbe ROT). Der Test ist konservativ, d.h. er neigt dazu, die Nullhypothese beizubehalten.

Least Significant Difference-Bonferroni-Test (LSDB)

Der Test wird angewendet, wenn die Varianzen homogen sind. Es werden paarweise t-Tests durchgeführt, die nach der Bonferroni-Methode korrigiert werden.

Unterschiede der N-Konzentration in unterschiedlichen Kompartimenten auf unterschiedlichen Substraten für unterschiedliche Baumarten

Buntsandstein

Ast Tamhane

	N	Mittelwert	Buche	Fichte	Kiefer	Douglasie	Lärche
Eiche	34	4539	1161	1523	2819	2683	989
Buche	71	3378		362	1659	1522	-172
Fichte	14	3016			1296	1160	-534
Kiefer	32	1720				-136	-1830
Douglasie	15	1856					-1694
Lärche	10	3550					

Derbrinde

Tamhane

	N	Mittelwert	Buche	Fichte	Kiefer	Douglasie	Lärche
Eiche	35	5852	-1680	868	3087	2814	906
Buche	64	7531		2548	4767	4494	2586
Fichte	15	4984			2219	1946	38
Kiefer	35	2765				-273	-2181
Douglasie	15	3037					-1908
Lärche	10	4946					

Derbholz

Tamhane

	N	Mittelwert	Buche	Fichte	Kiefer	Douglasie	Lärche
Eiche	35	1258	87	616	784	833	160
Buche	62	1171		529	697	746	73
Fichte	15	643			168	217	-455
Kiefer	32	475				49	-623
Douglasie	15	425					-672
Lärche	8	1098					

Zweig

Tamhane

	N	Mittelwert	Buche	Fichte	Kiefer	Douglasie	Lärche
Eiche	35	9463	712	1432	2435	1687	403
Buche	72	8751		720	1722	975	-309
Fichte	11	8031			1003	255	-1029
Kiefer	30	7029				-747	-2031
Douglasie	15	7776					-1284
Lärche	10	9060					

Unterschiede der P-Konzentration in unterschiedlichen Kompartimenten auf unterschiedlichen Substraten für unterschiedliche Baumarten

Buntsandstein

Ast Tamhane

	N	Mittelwert	Buche	Fichte	Kiefer	Douglasie	Lärche
Eiche	35	327	115	32	173	141	59
Buche	68	212		-84	58	26	-56
Fichte	15	295			141	109	27
Kiefer	35	154				-32	-114
Douglasie	15	186					-82
Lärche	10	268					

Derbrinde LSDB

	N	Mittelwert	Buche	Fichte	Kiefer	Douglasie	Lärche
Eiche	35	310	-108	-273	123	24	-87
Buche	55	419		-164	232	132	21
Fichte	15	583			396	297	185
Kiefer	35	187				-99	-210
Douglasie	15	286					-111
Lärche	10	398					

Derbholz

Tamhane

	N	Mittelwert	Buche	Fichte	Kiefer	Douglasie	Lärche
Eiche	34	73	9	28	37	36	35
Buche	60	64		19	28	28	26
Fichte	15	45			9	9	7
Kiefer	34	36				0	-2
Douglasie	15	36					-2
Lärche	10	38					

Zweig

Tamhane

	N	Mittelwert	Buche	Fichte	Kiefer	Douglasie	Lärche
Eiche	35	775	152	-182	172	35	-25
Buche	69	623		-334	20	-117	177
Fichte	15	957			354	217	157
Kiefer	30	603				-137	-197
Douglasie	15	740					-60
Lärche	9	800					

Unterschiede der K-Konzentration in unterschiedlichen Kompartimenten auf unterschiedlichen Substraten für unterschiedliche Baumarten

Buntsandstein

Ast Tamhane

	N	Mittelwert	Buche	Fichte	Kiefer	Douglasie	Lärche
Eiche	35	1749	275	458	722	498	509
Buche	72	1475		184	448	223	235
Fichte	15	1291			264	40	51
Kiefer	34	1027				-224	-213
Douglasie	15	1251					11
Lärche	10	1240					

Derbrinde Tamhane

	N	Mittelwert	Buche	Fichte	Kiefer	Douglasie	Lärche
Eiche	35	2129	-303	-699	1087	350	284
Buche	64	2432		-396	1390	653	587
Fichte	15	2828			1785	1048	983
Kiefer	35	1042				-737	-803
Douglasie	15	1779					-66
Lärche	8	1845					

Derbholz

Tamhane

	N	Mittelwert	Buche	Fichte	Kiefer	Douglasie	Lärche
Eiche	35	915	-77	477	505	661	623
Buche	64	992		554	582	738	700
Fichte	15	439			28	184	146
Kiefer	35	410				156	118
Douglasie	15	254					-38
Lärche	10	293					

Zweig

Tamhane

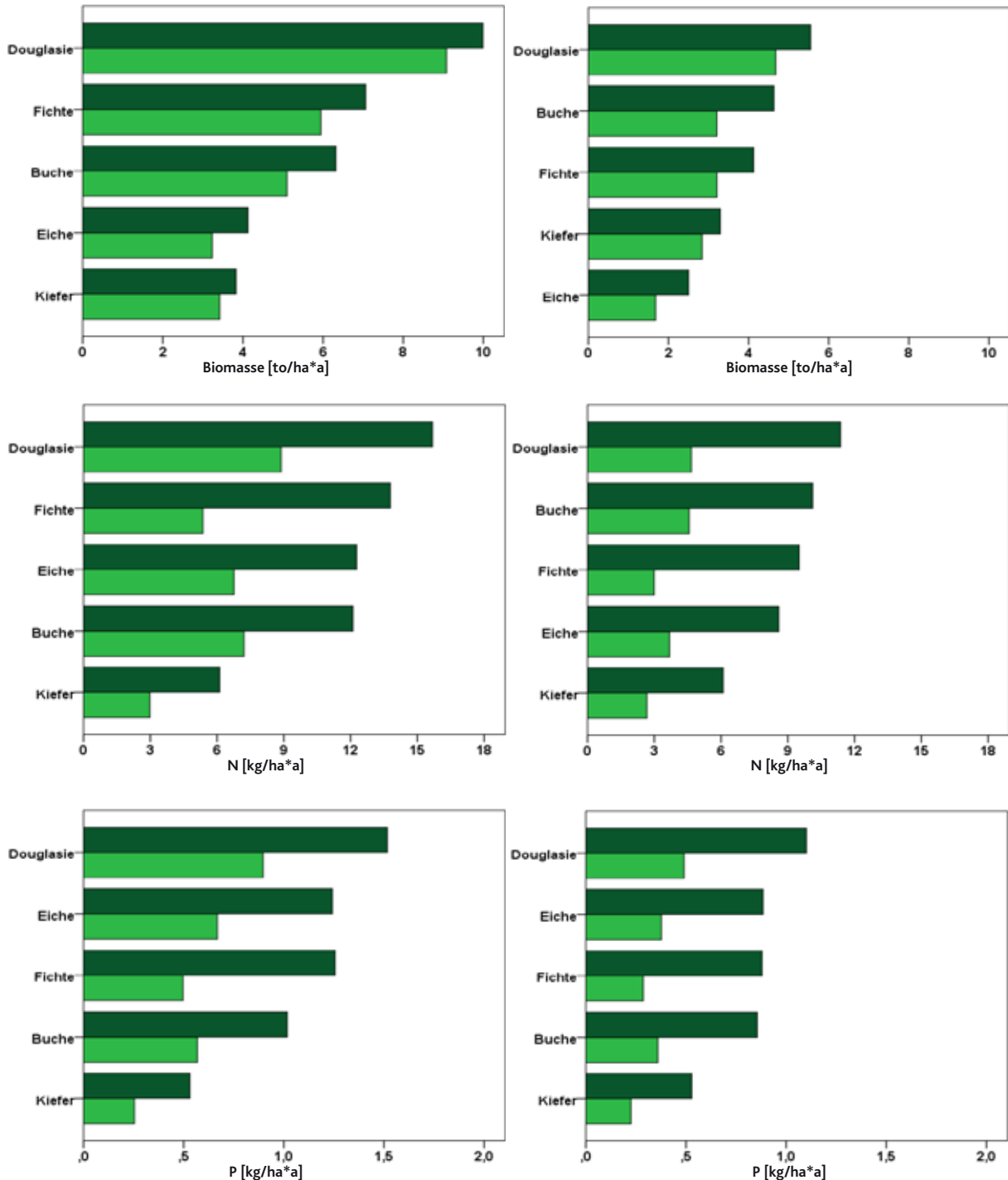
	N	Mittelwert	Buche	Fichte	Kiefer	Douglasie	Lärche
Eiche	35	2447	-155	-2253	-1223	-1294	-629
Buche	72	2602		-2098	-1068	-1139	-474
Fichte	15	4700			1031	960	1624
Kiefer	35	3670				-71	594
Douglasie	15	3741					665
Lärche	10	3076					

Anhang 3: Entzüge an Biomasse (BM) und Nährelementen (N, P, K, Ca, Mg, S) differenziert nach Substrat, Baumart, Ertragsklasse und Nutzungsintensität. Die Kalkulationen beziehen sich bei allen Baumarten auf Reinbestände und einen Kalkulationszeitraum von jeweils 100 Jahren (Entzüge bei Durchforstungen bis Alter 100 zuzüglich Nutzung des 100-jährigen Bestandes)
 Derbholznutzung: helle Säulen; Vollbaumnutzung: dunkle Säulen

Devon I

I. Ertragsklasse

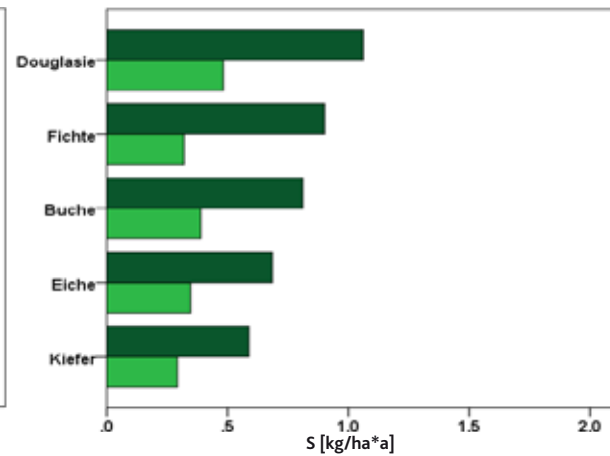
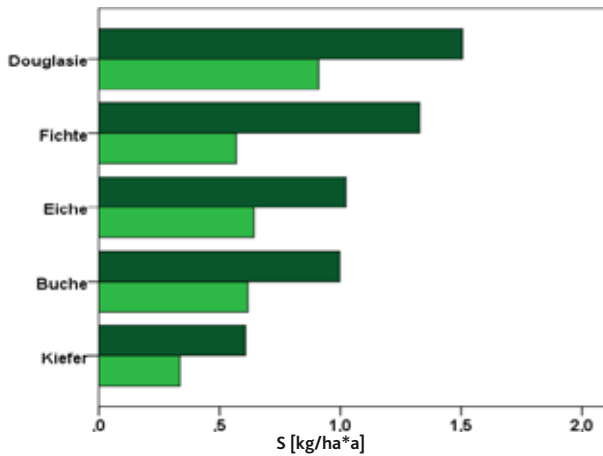
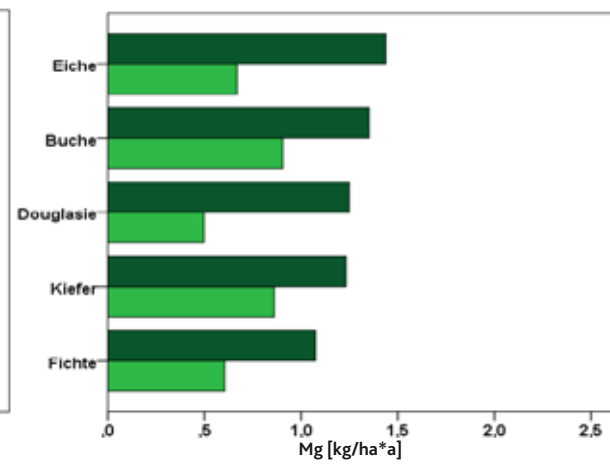
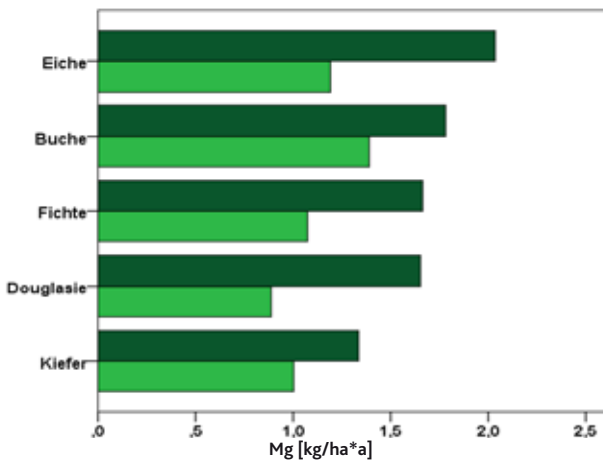
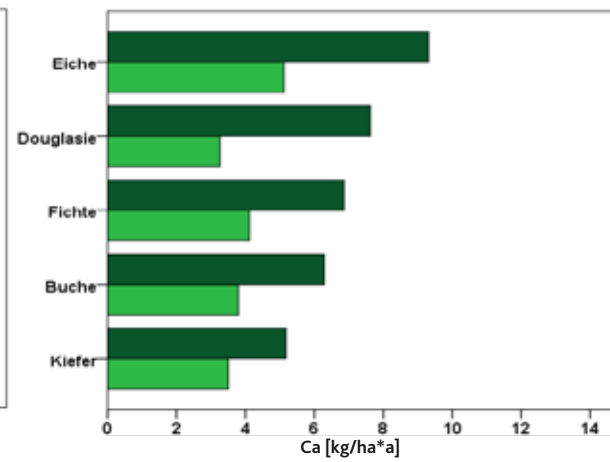
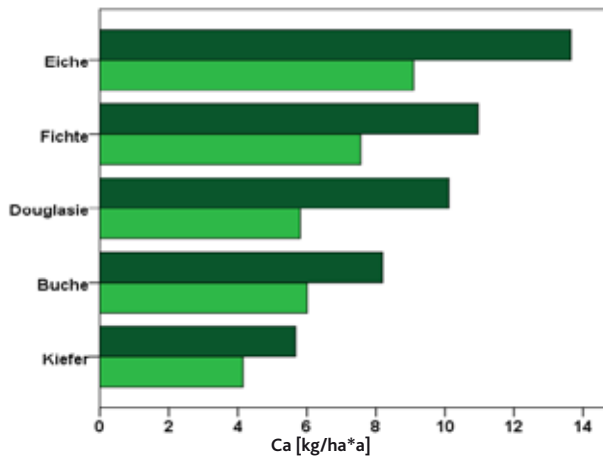
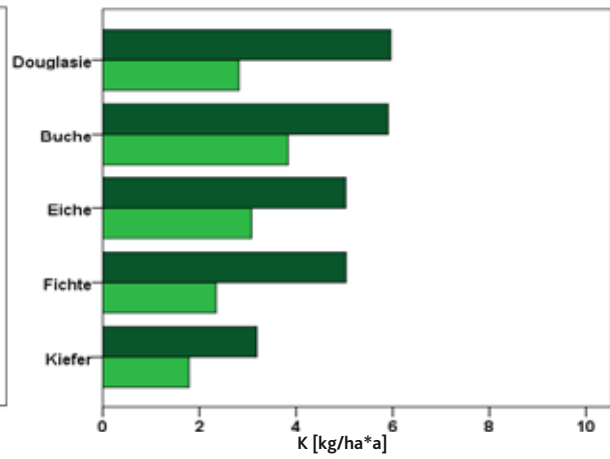
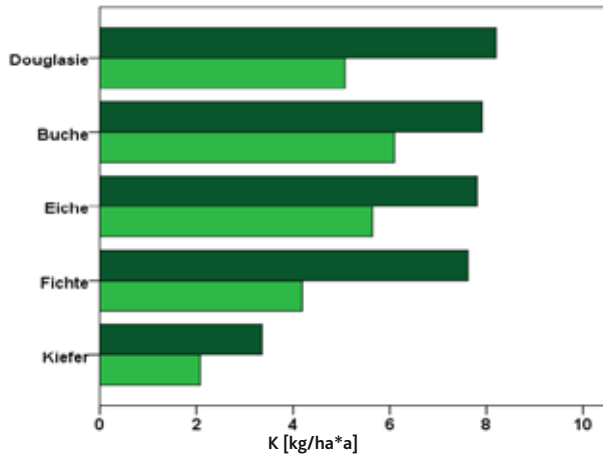
III. Ertragsklasse



Devon I

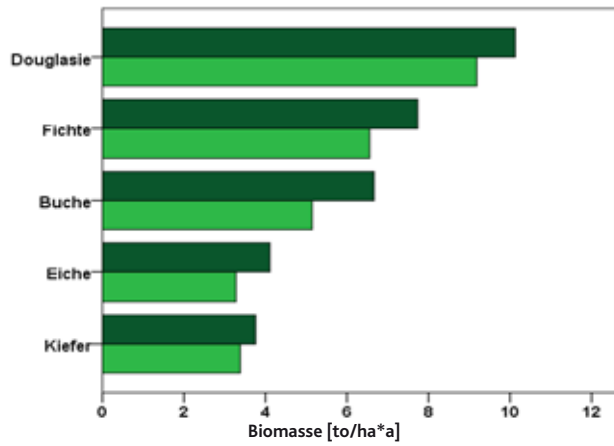
I. Ertragsklasse

III. Ertragsklasse

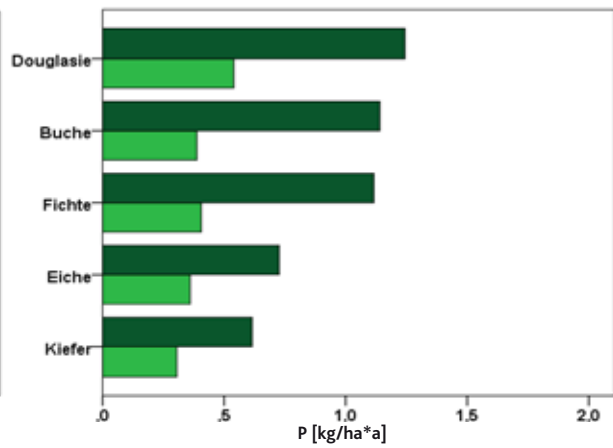
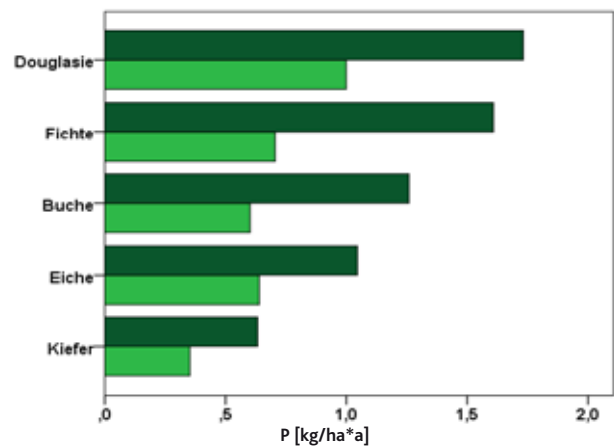
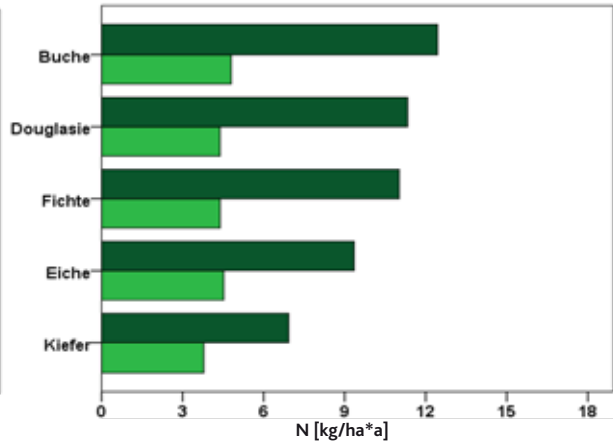
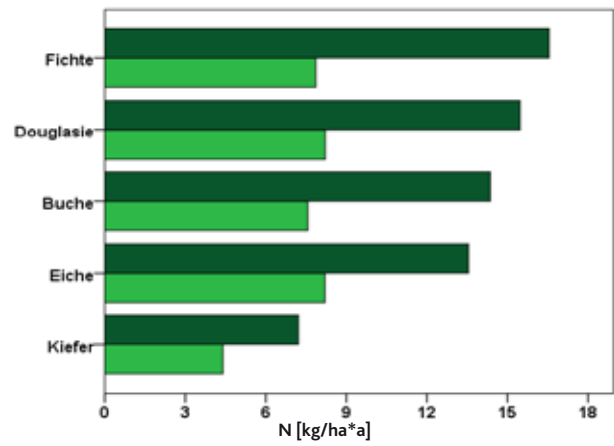
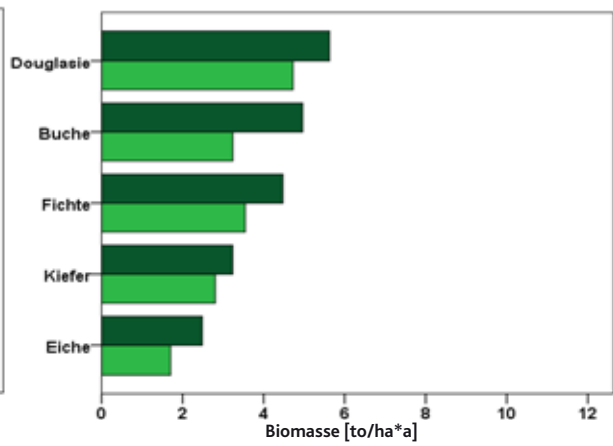


Devon II

I. Ertragsklasse

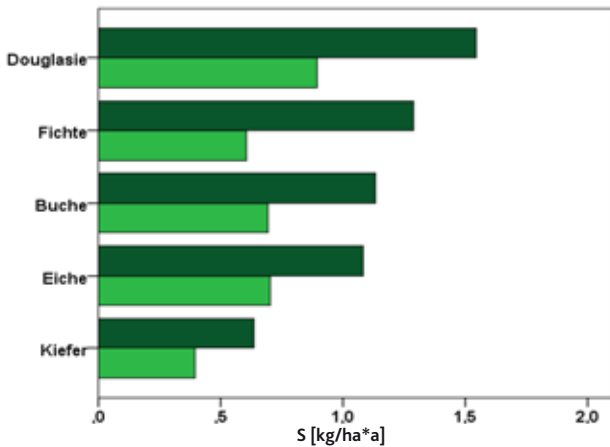
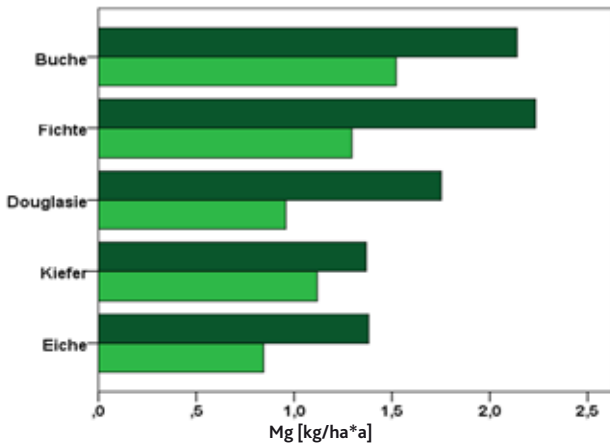
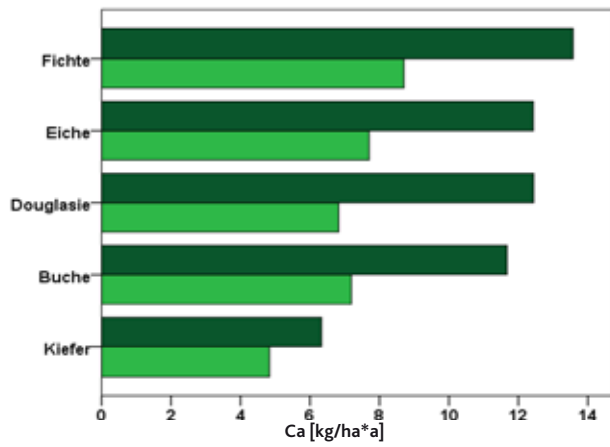
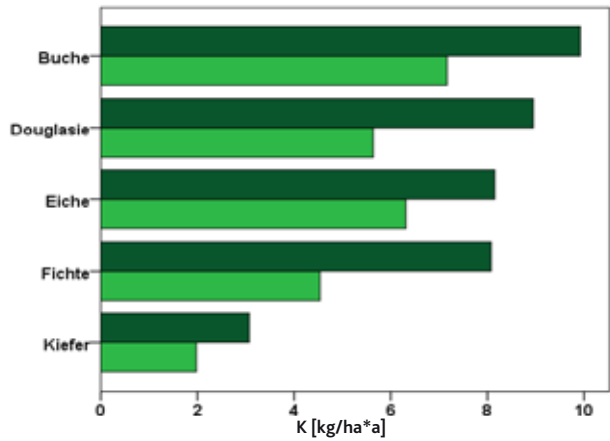


III. Ertragsklasse

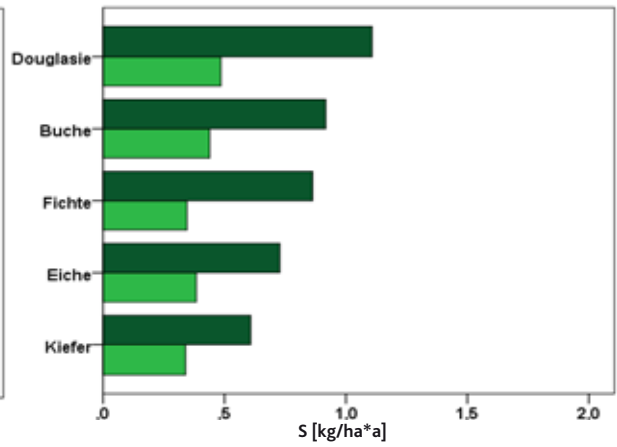
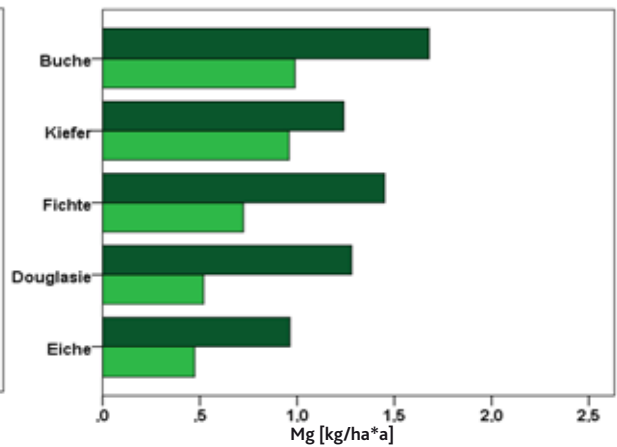
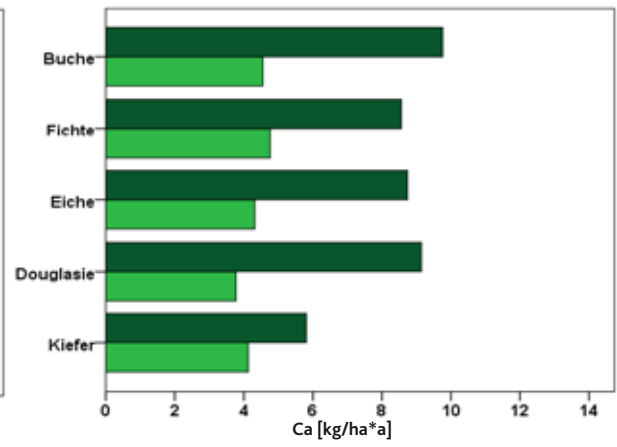
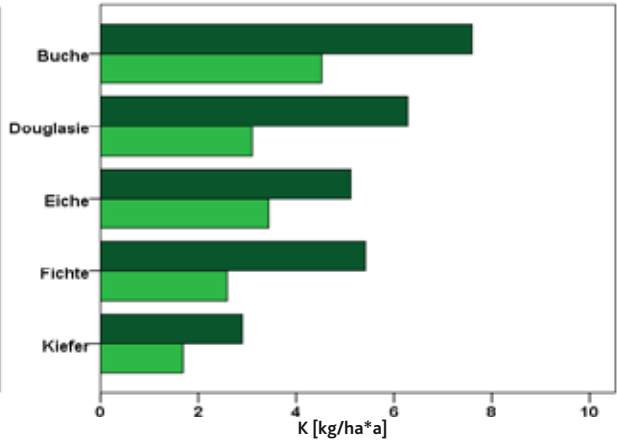


Devon II

I. Ertragsklasse



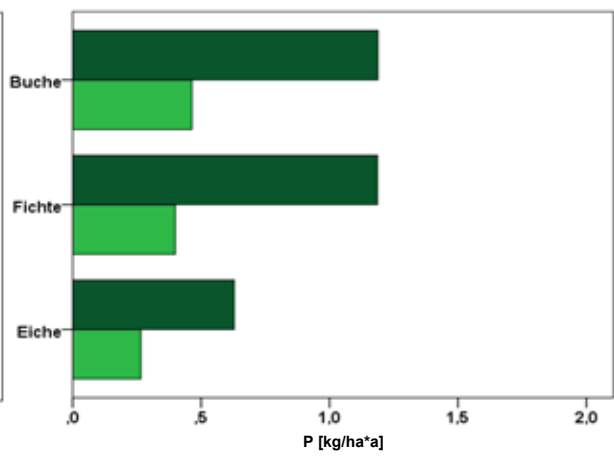
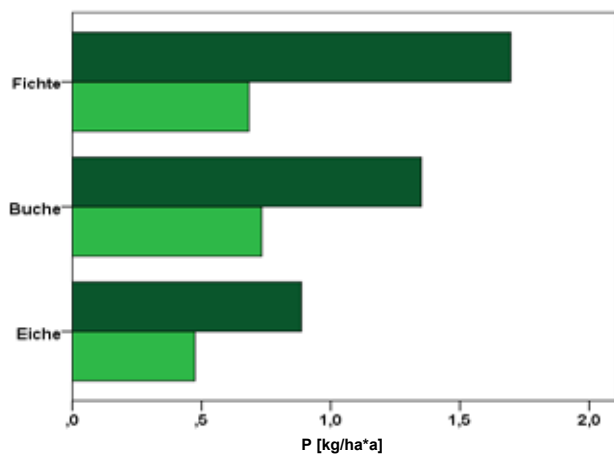
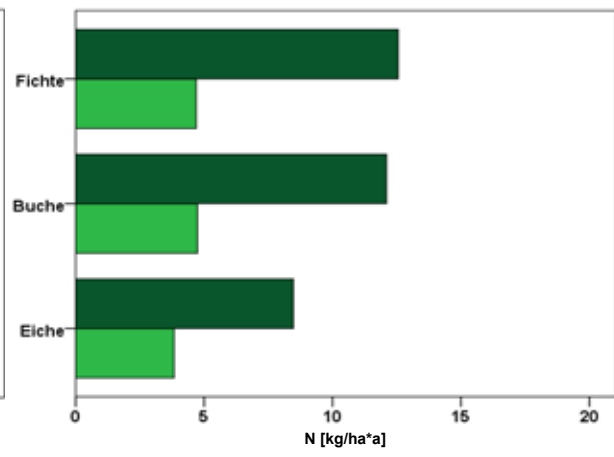
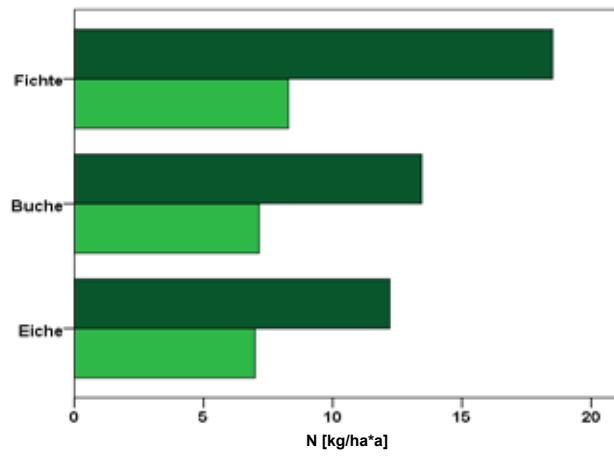
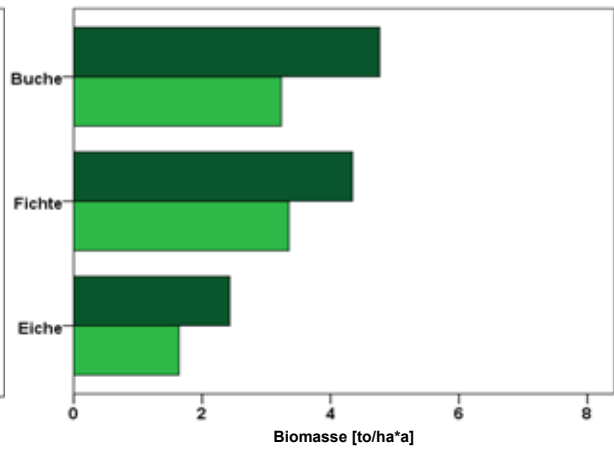
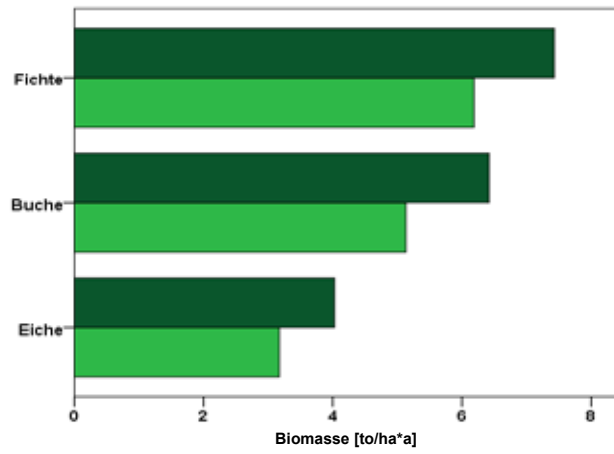
III. Ertragsklasse



Devon III

I. Ertragsklasse

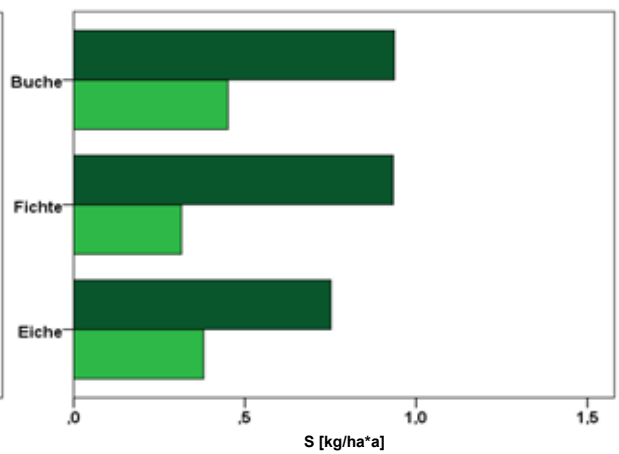
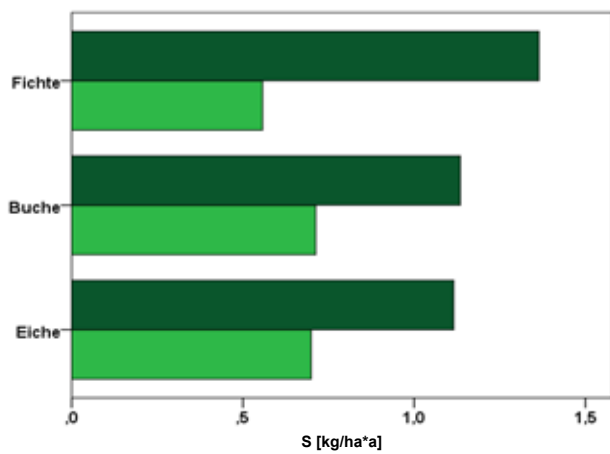
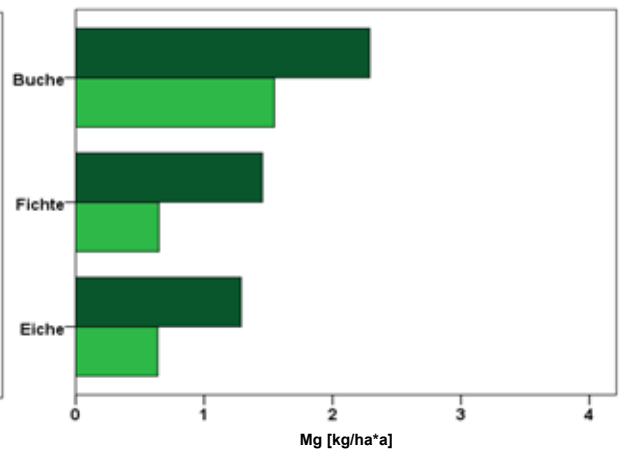
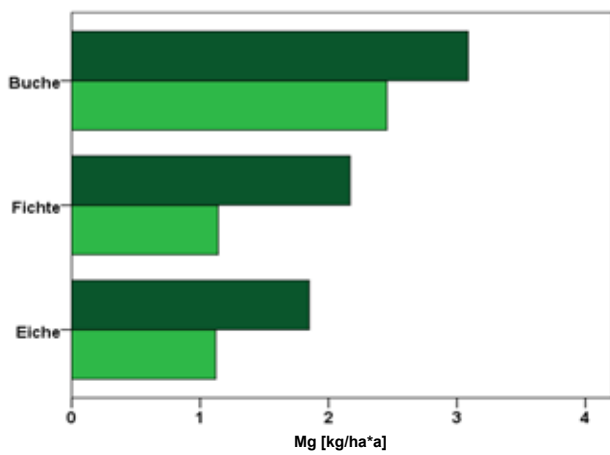
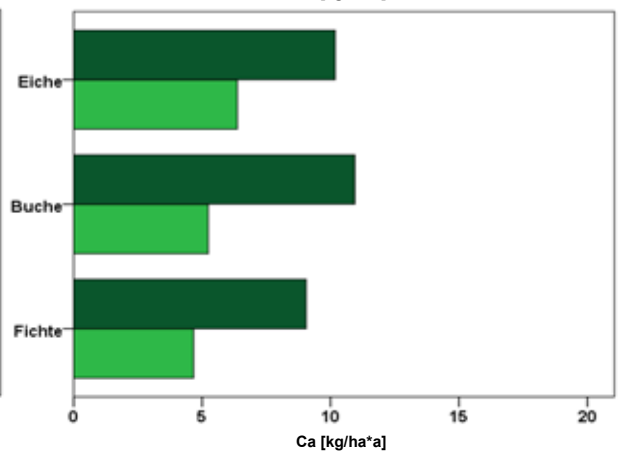
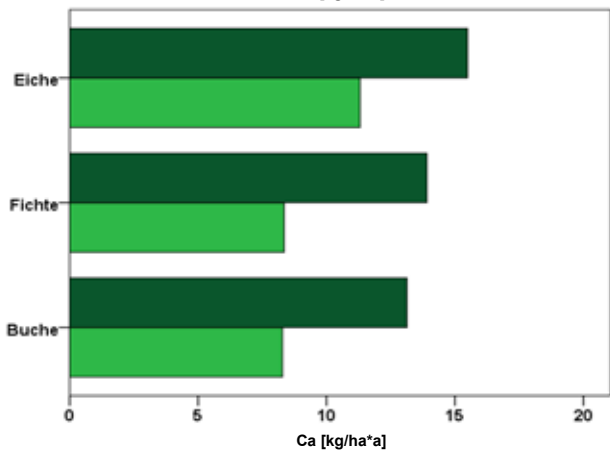
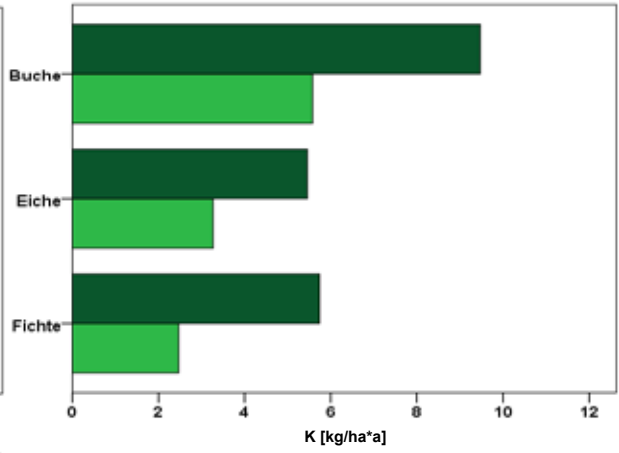
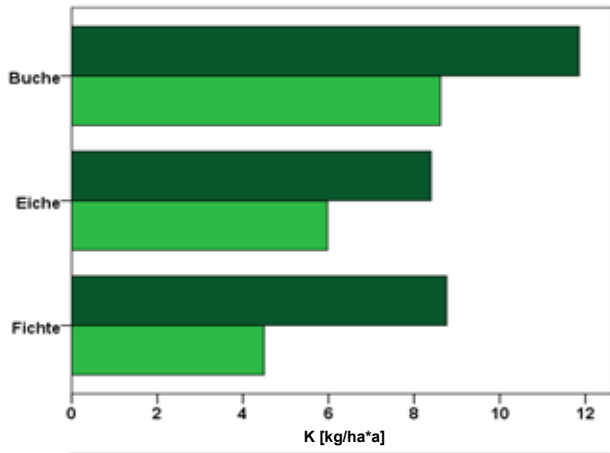
III. Ertragsklasse



Devon III

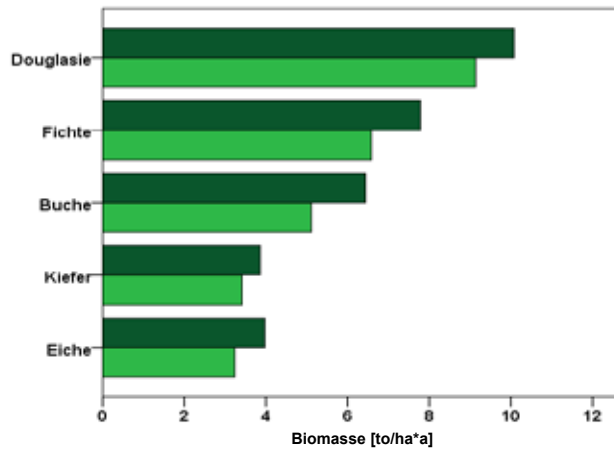
I. Ertragsklasse

III. Ertragsklasse

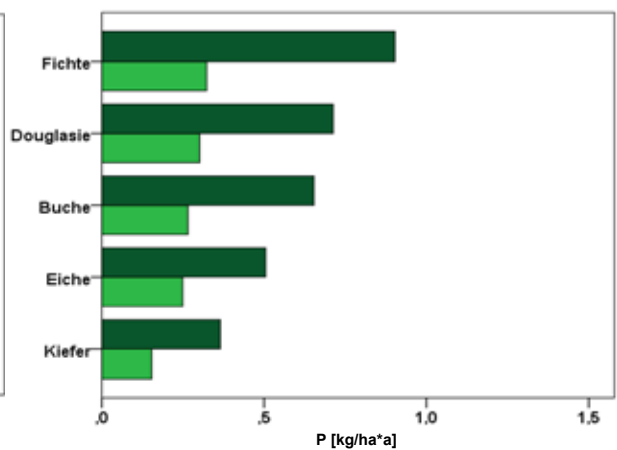
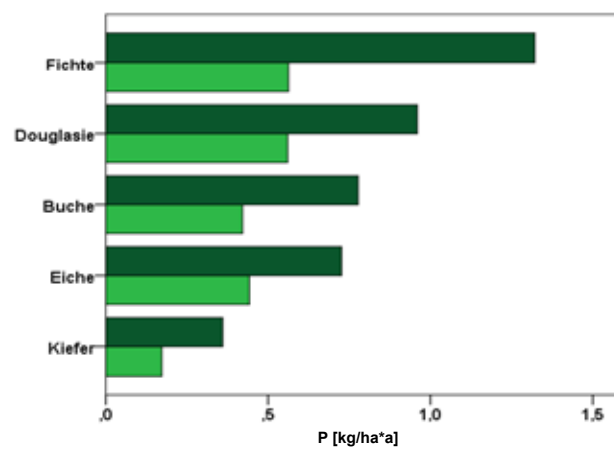
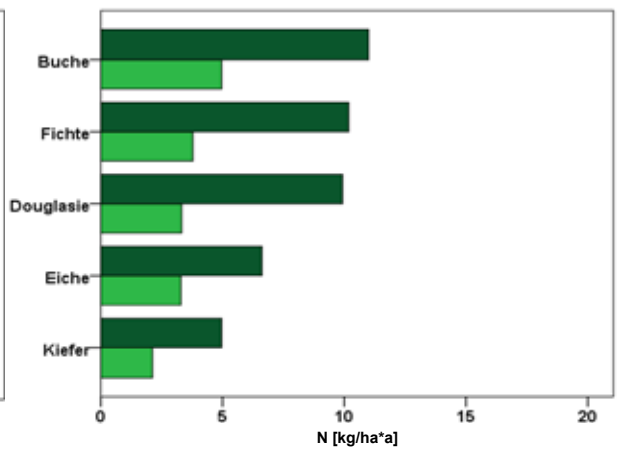
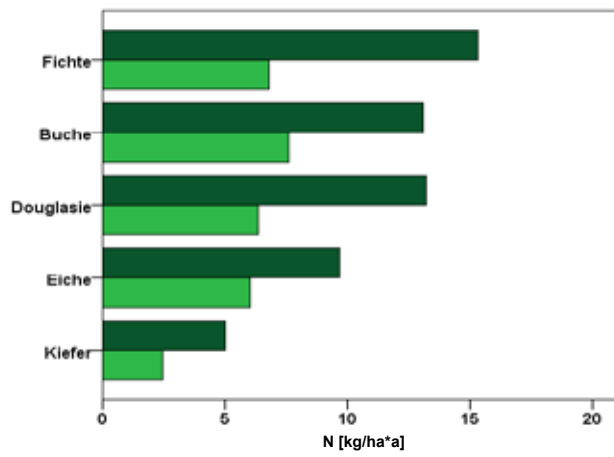
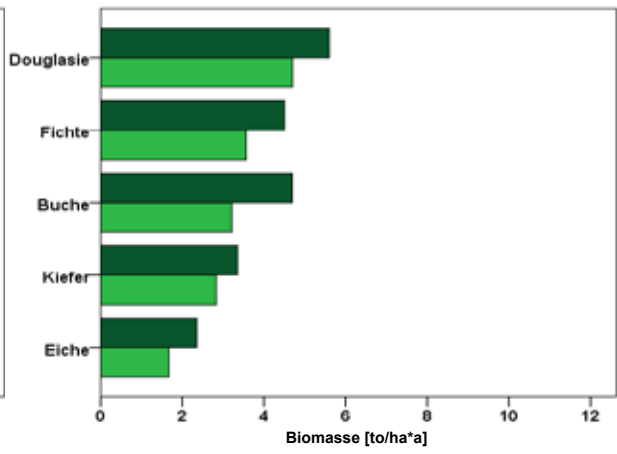


Buntsandstein

I. Ertragsklasse

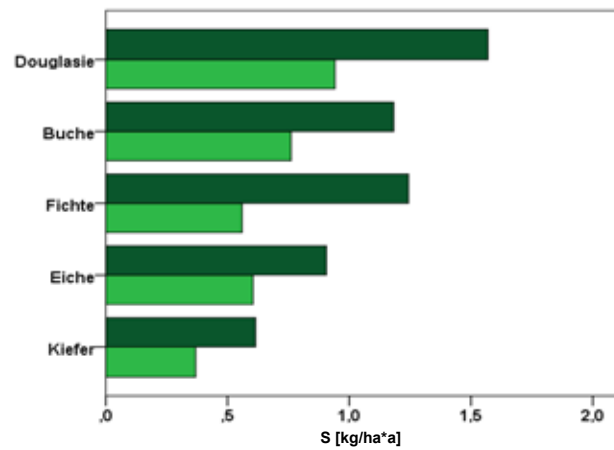
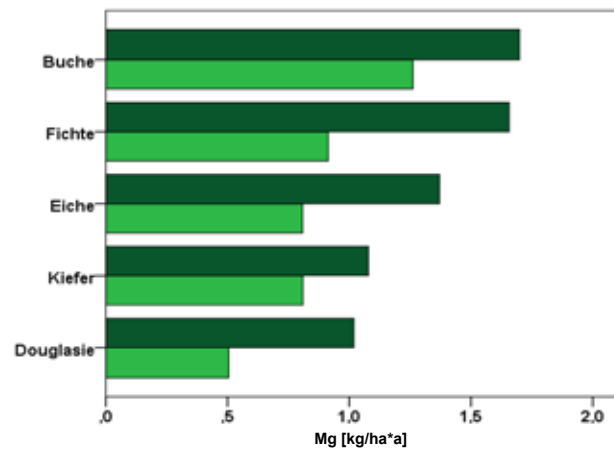
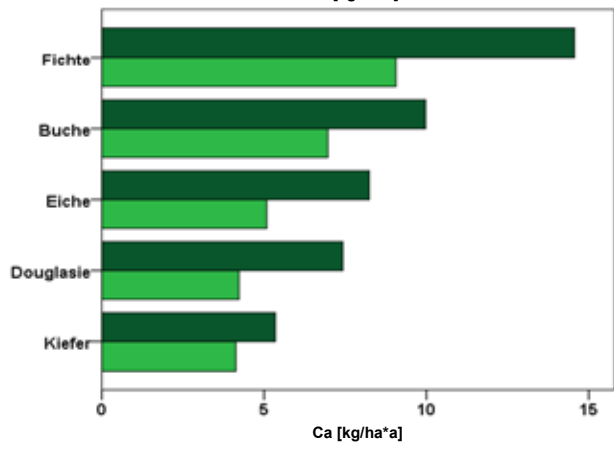
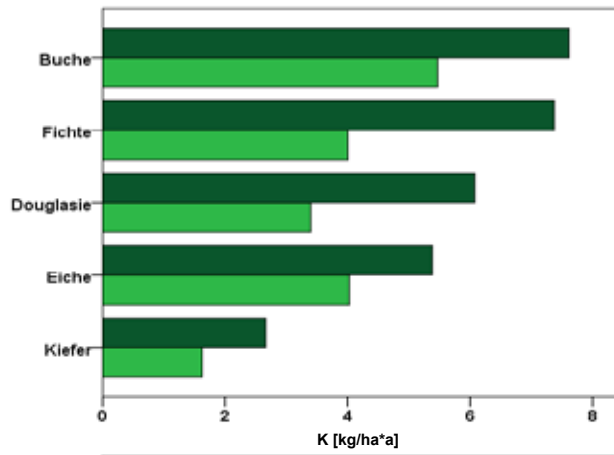


III. Ertragsklasse

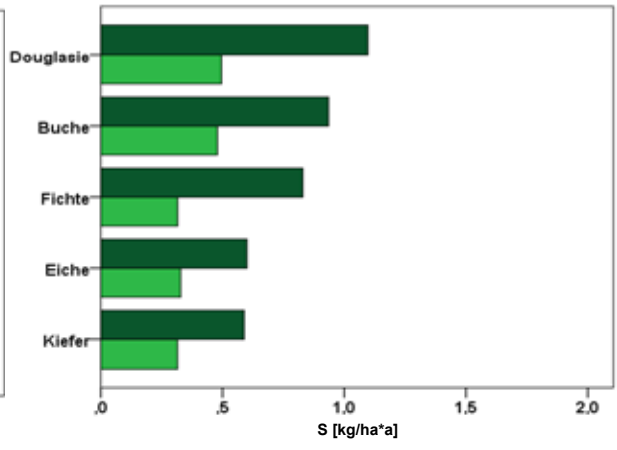
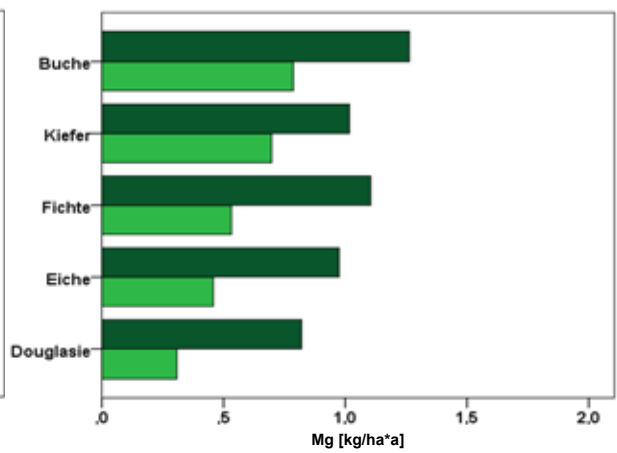
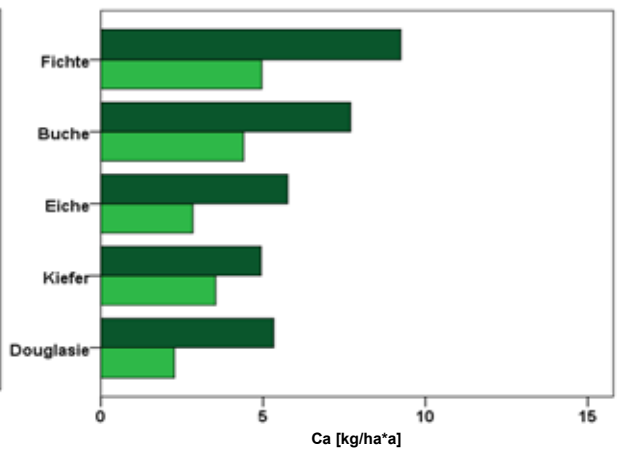
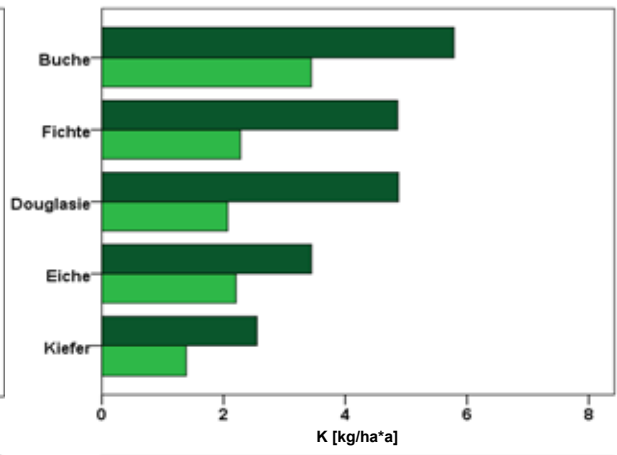


Buntsandstein

I. Ertragsklasse

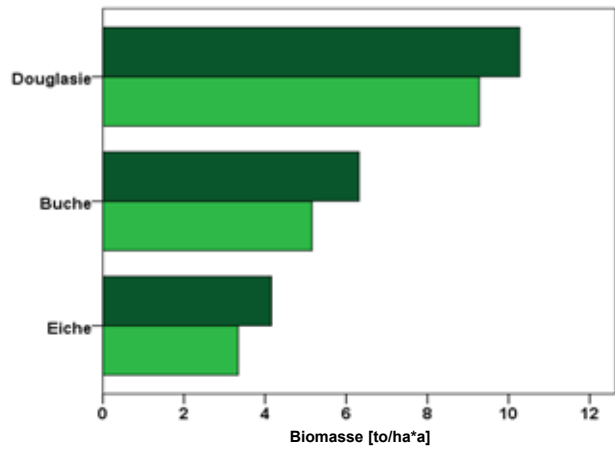


III. Ertragsklasse

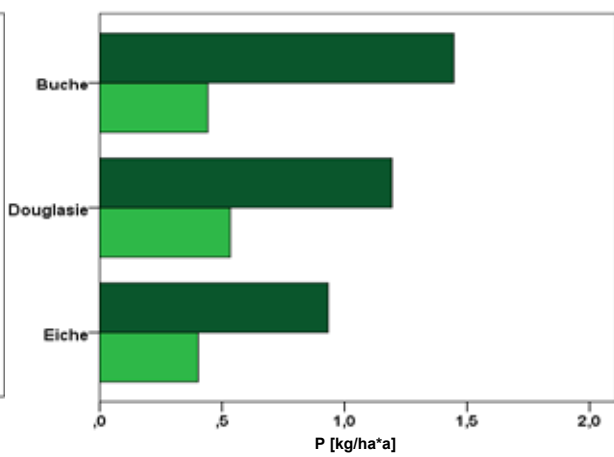
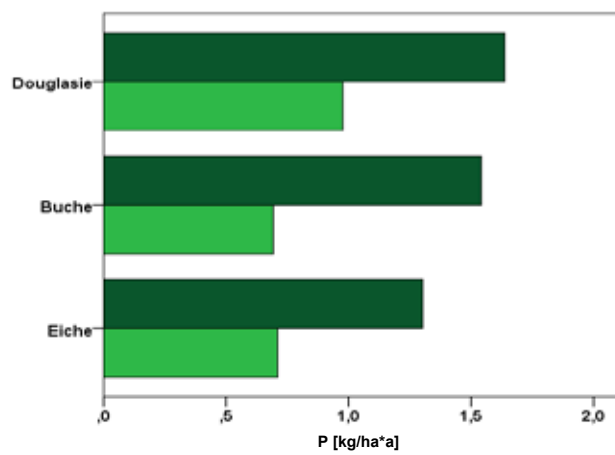
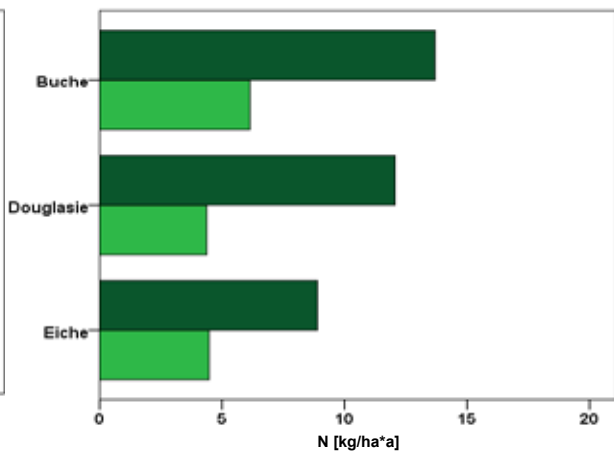
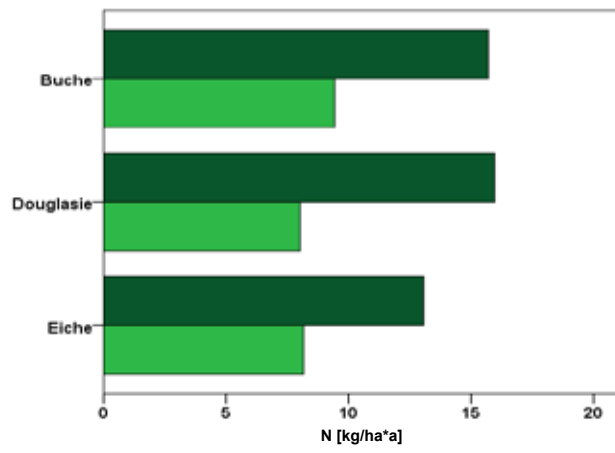
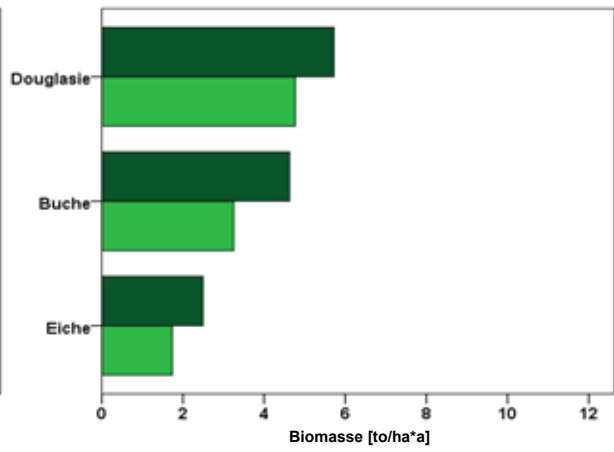


Rotliegendes

I. Ertragsklasse



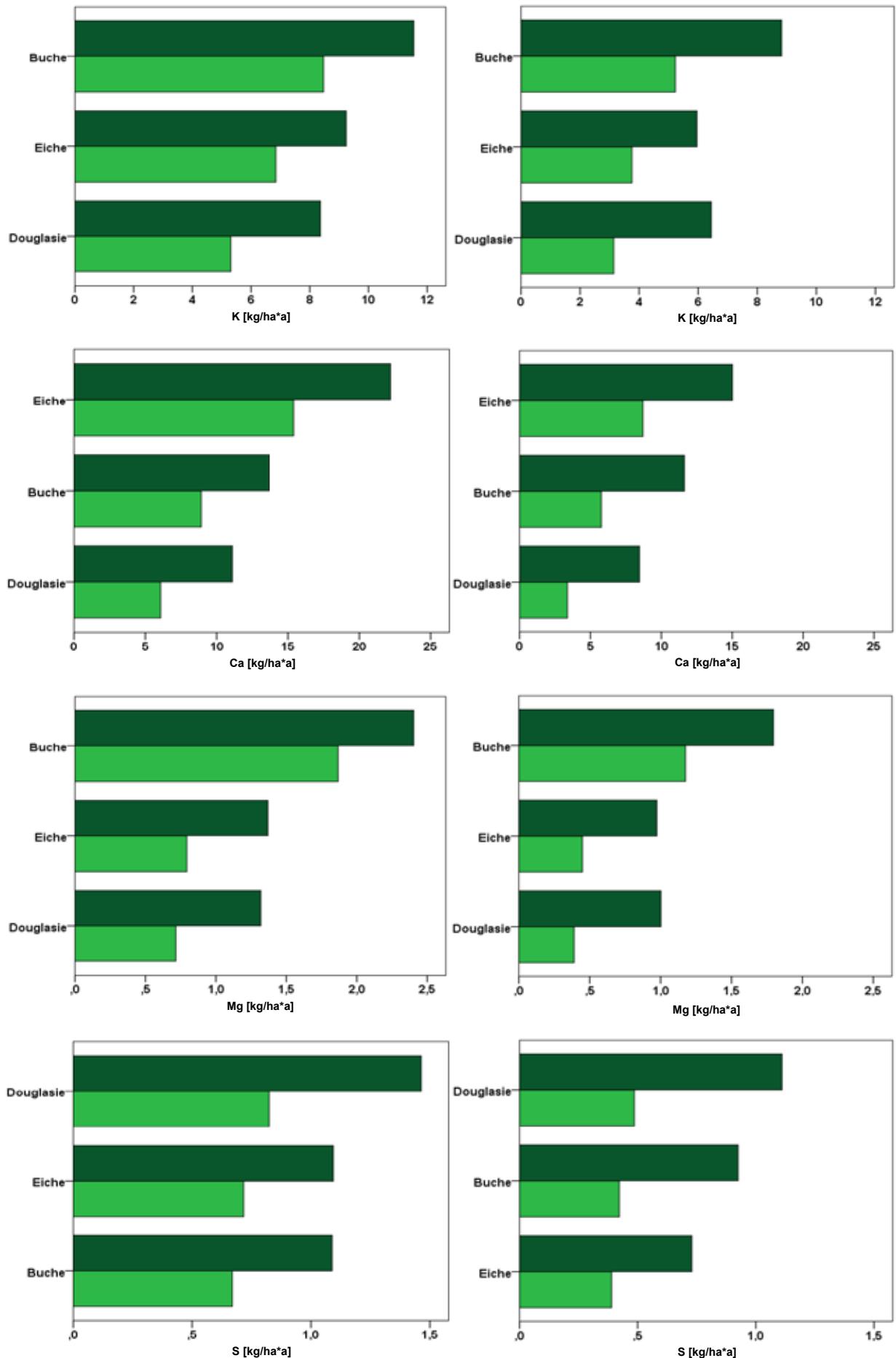
III. Ertragsklasse



Rotliegendes

I. Ertragsklasse

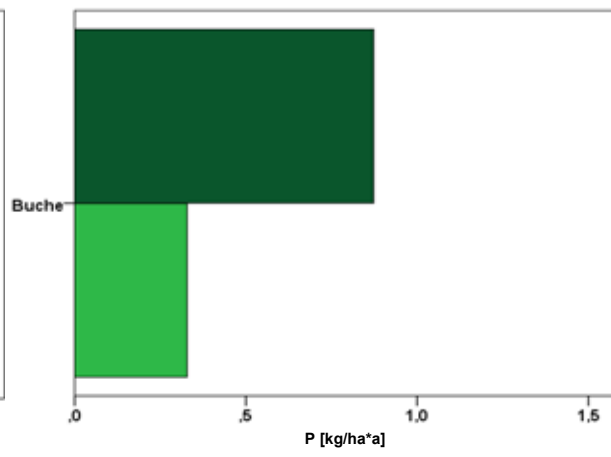
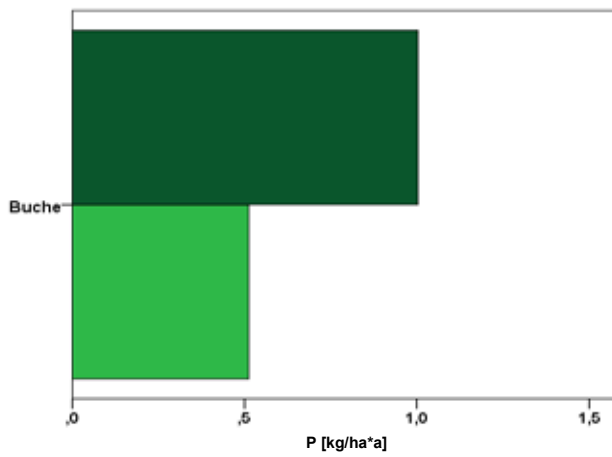
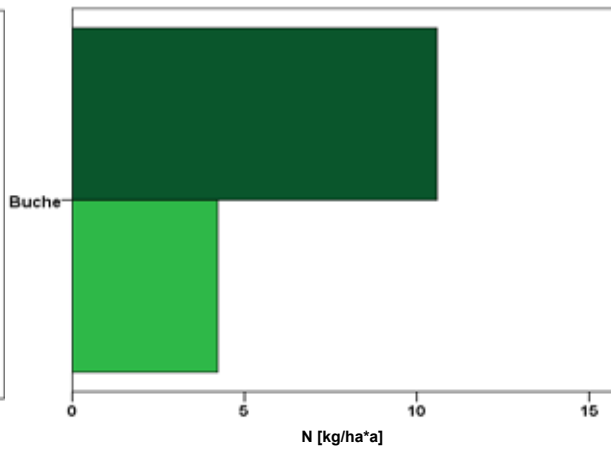
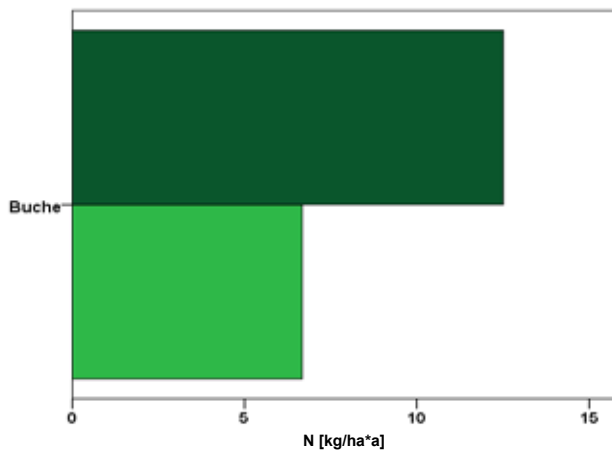
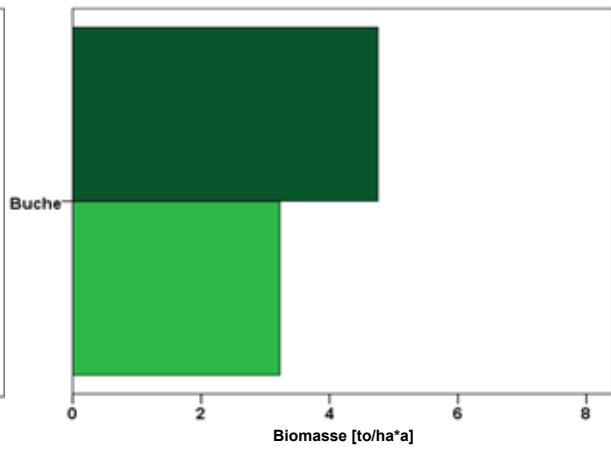
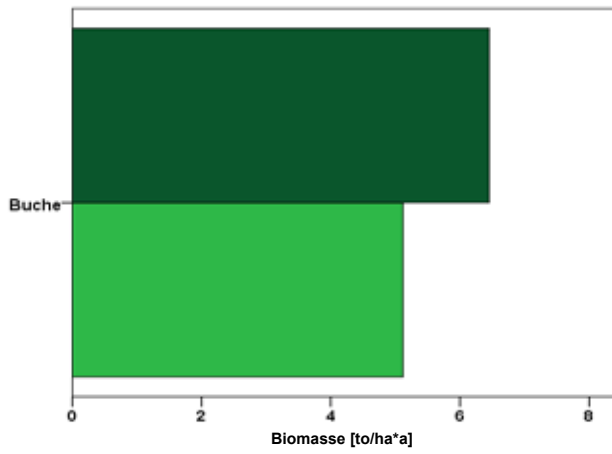
III. Ertragsklasse



Bimslehme

I. Ertragsklasse

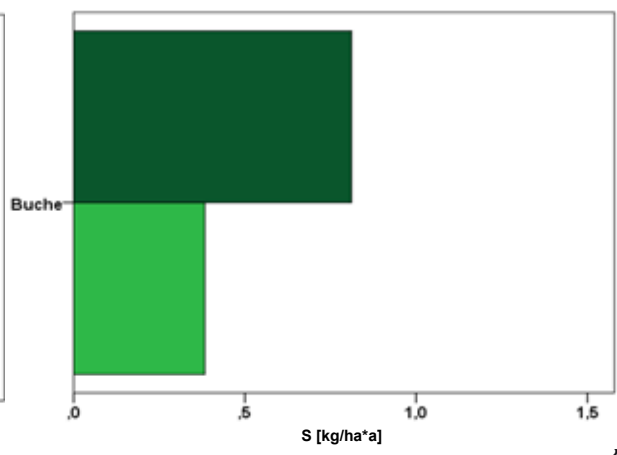
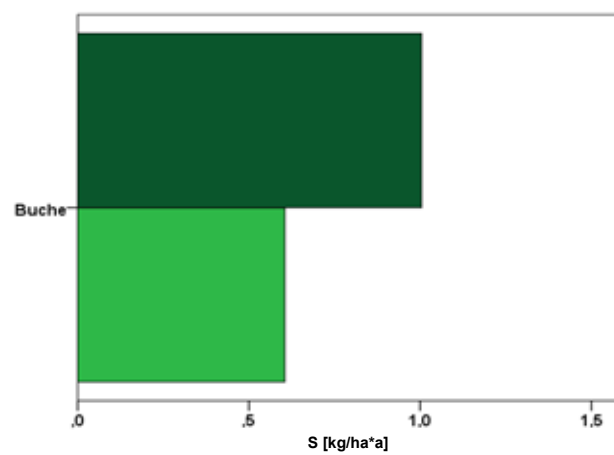
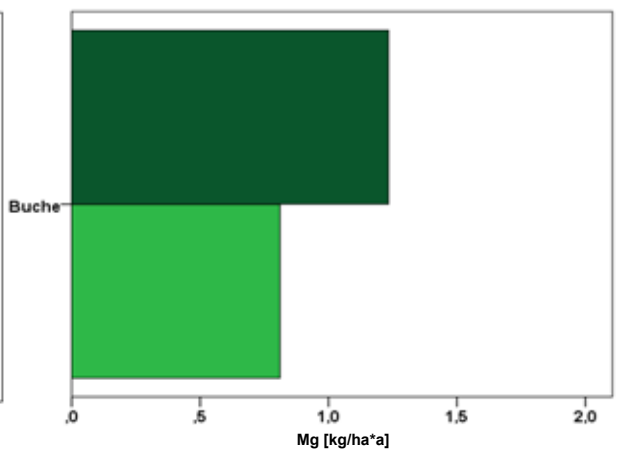
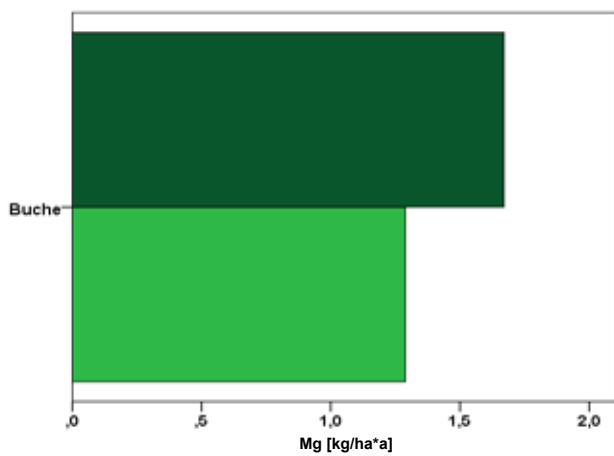
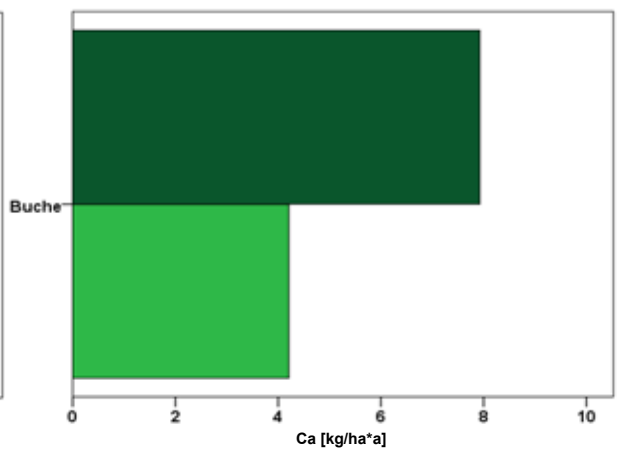
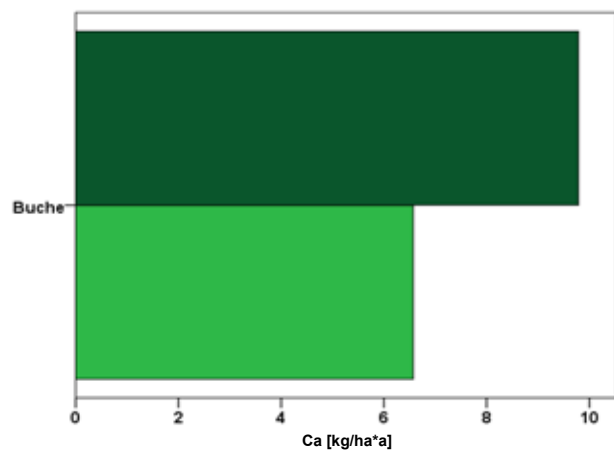
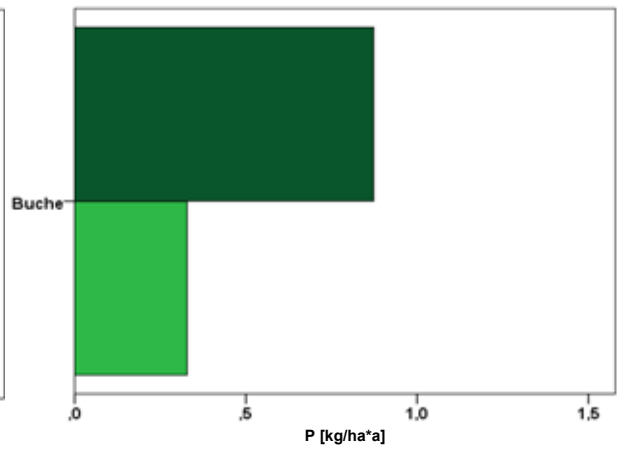
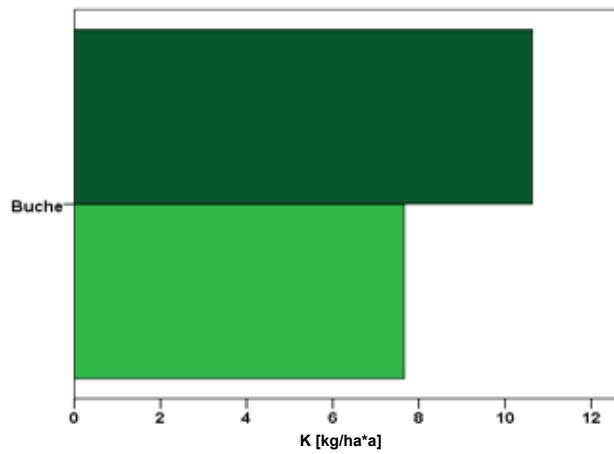
III. Ertragsklasse



Bimslehme

I. Ertragsklasse

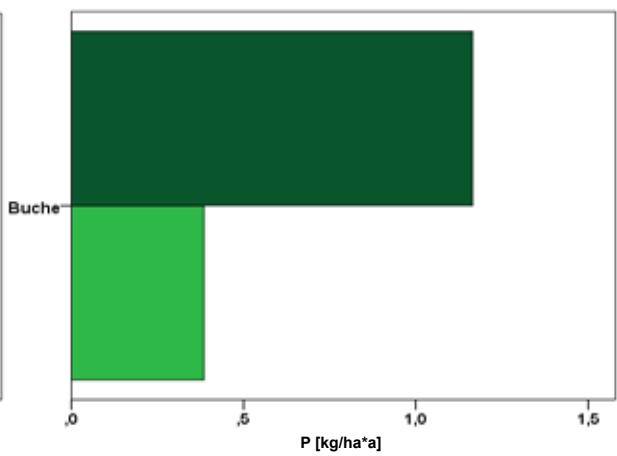
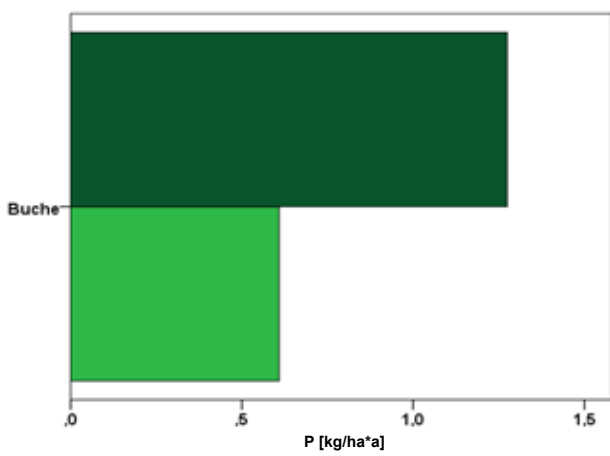
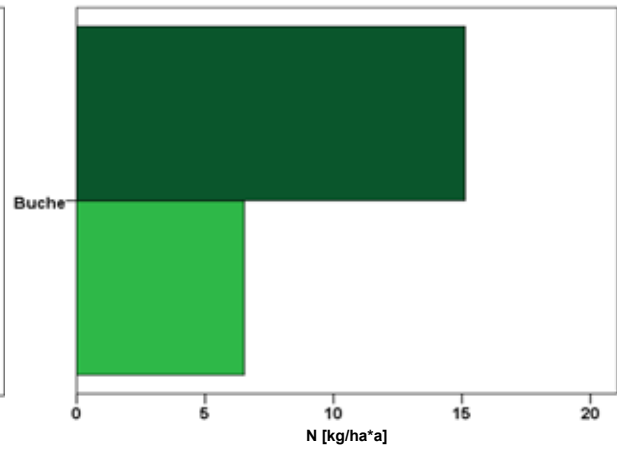
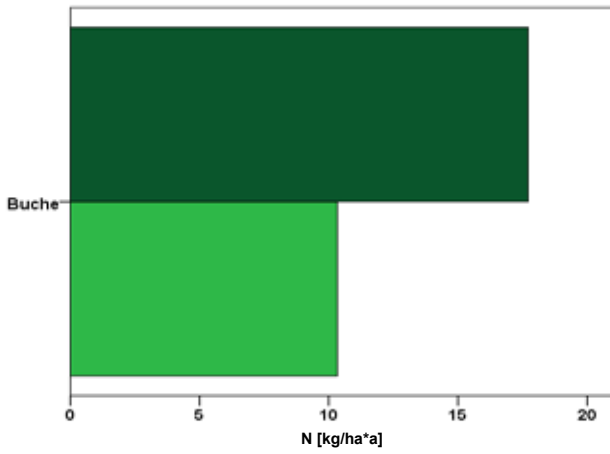
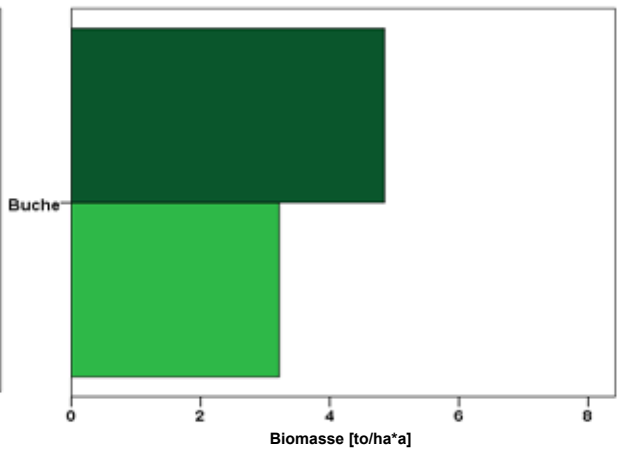
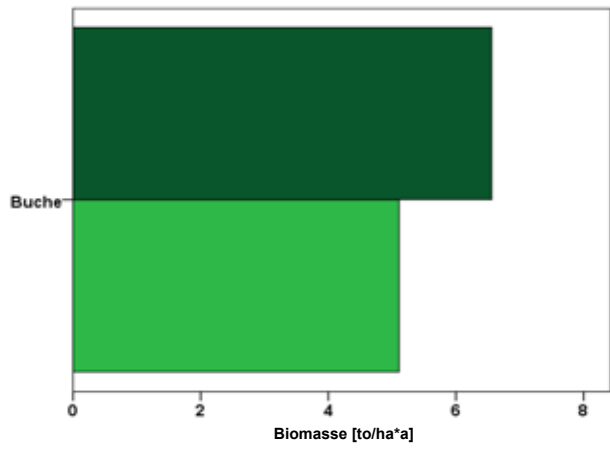
III. Ertragsklasse



Saure Magmatite

I. Ertragsklasse

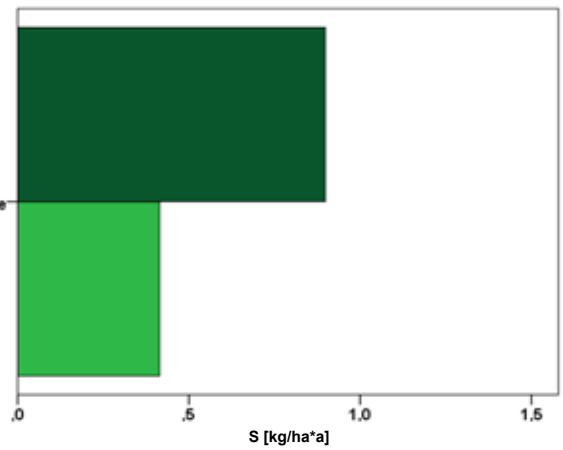
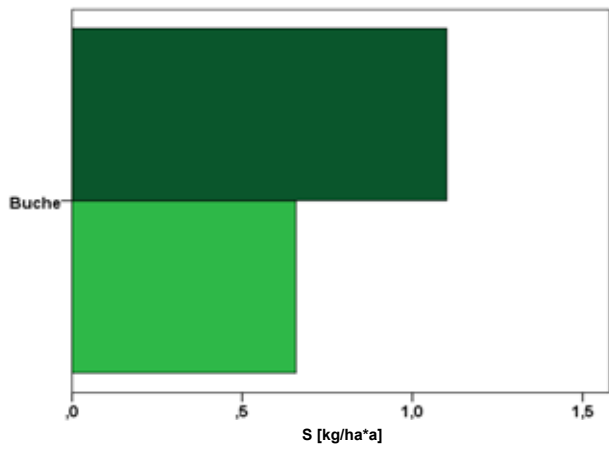
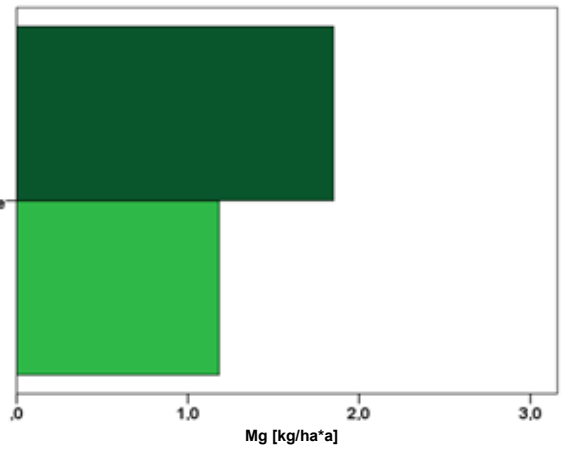
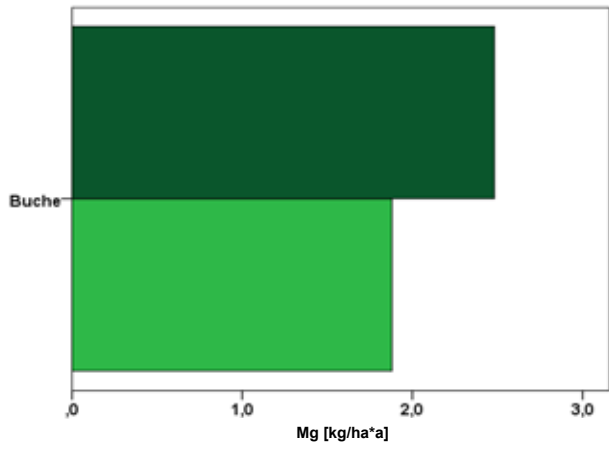
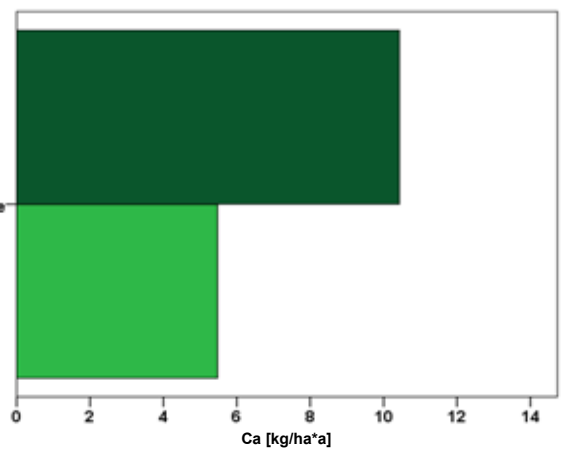
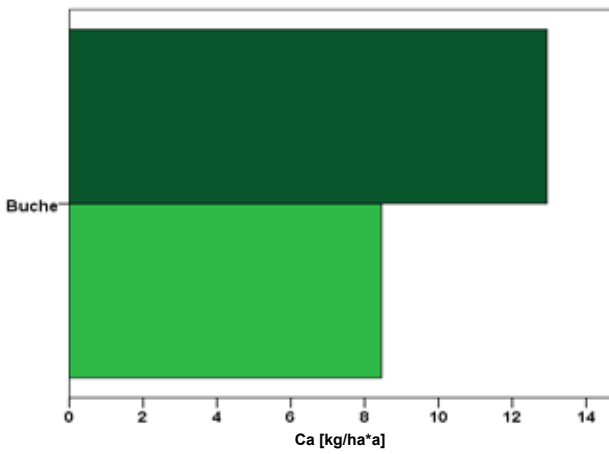
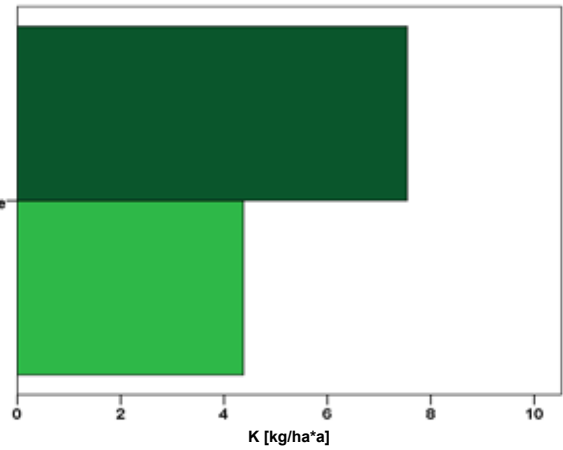
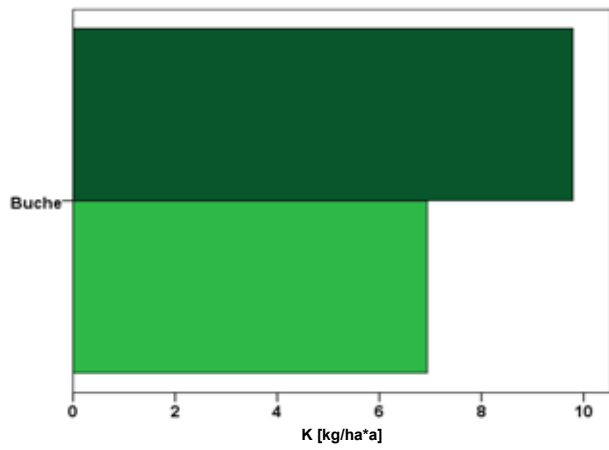
III. Ertragsklasse



Saure Magmatite

I. Ertragsklasse

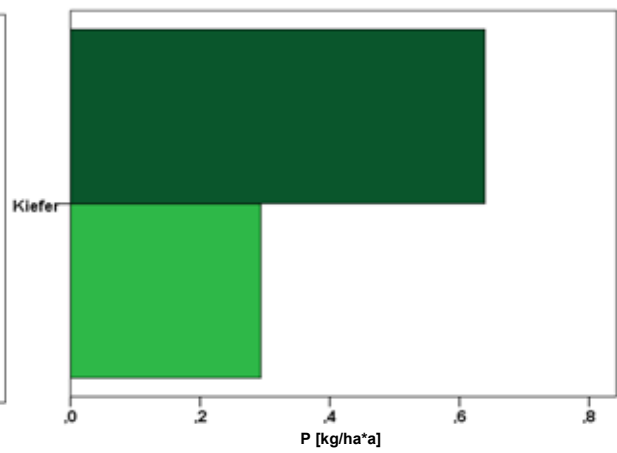
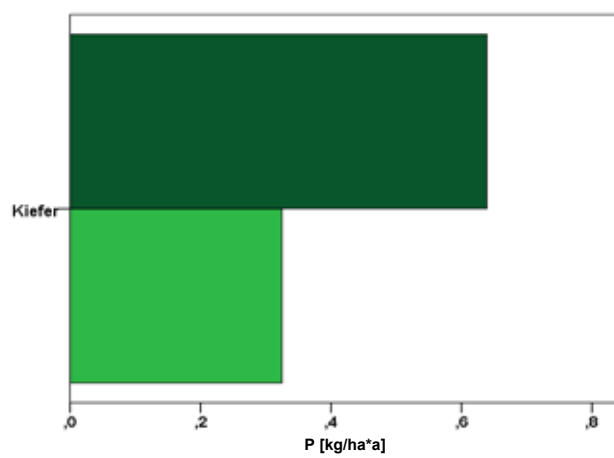
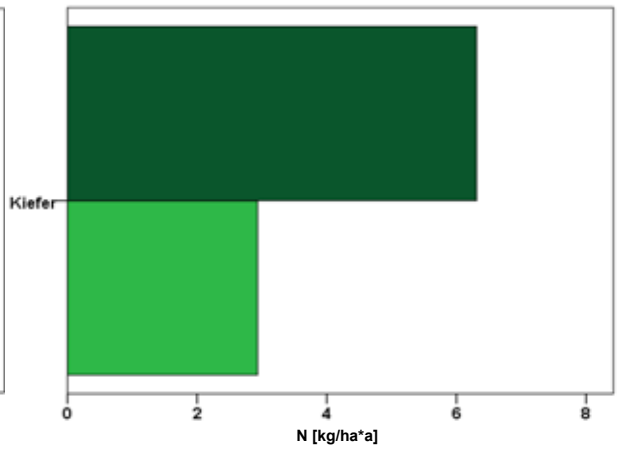
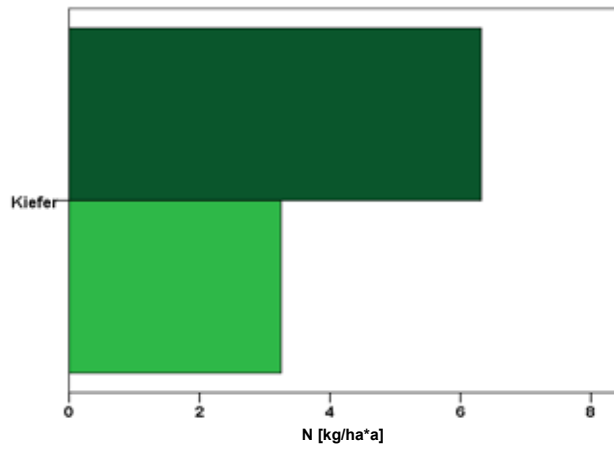
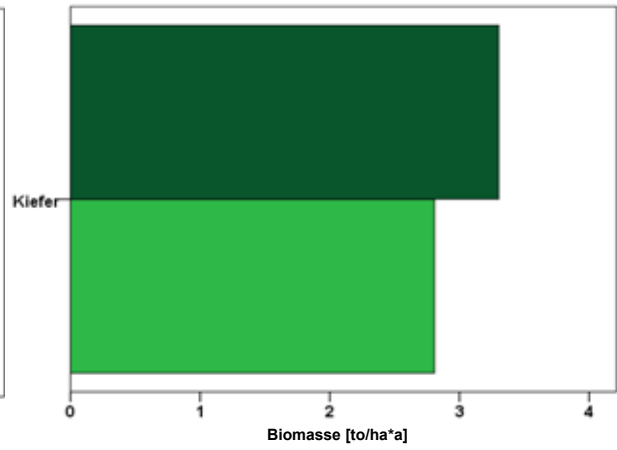
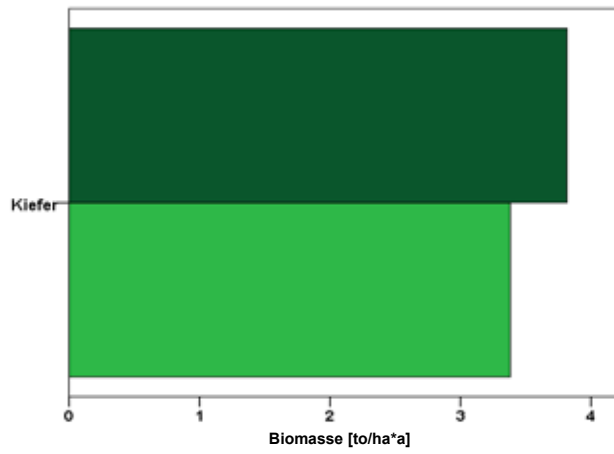
III. Ertragsklasse



Schwemmsande

I. Ertragsklasse

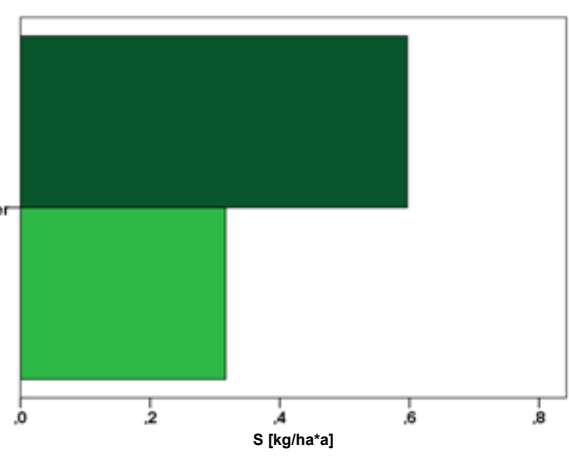
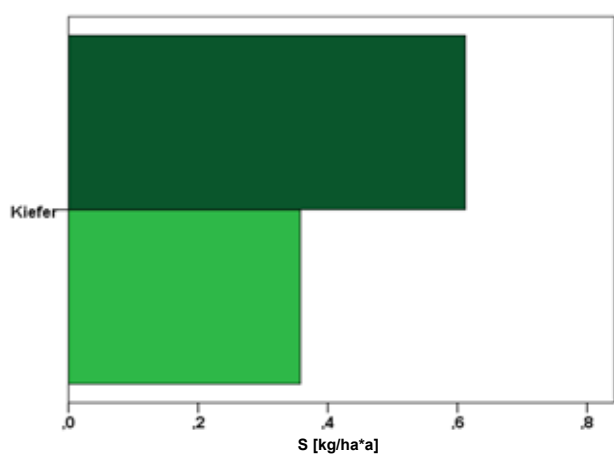
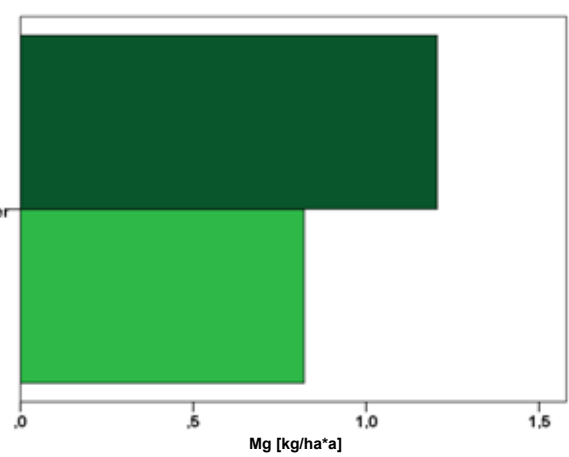
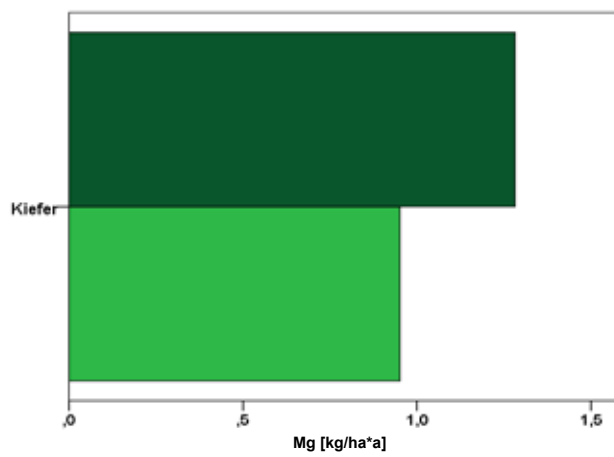
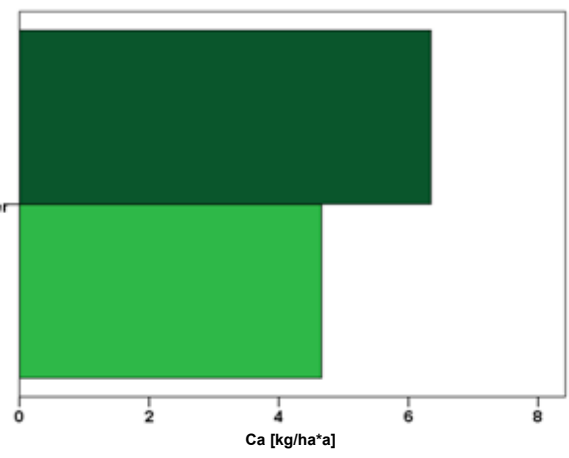
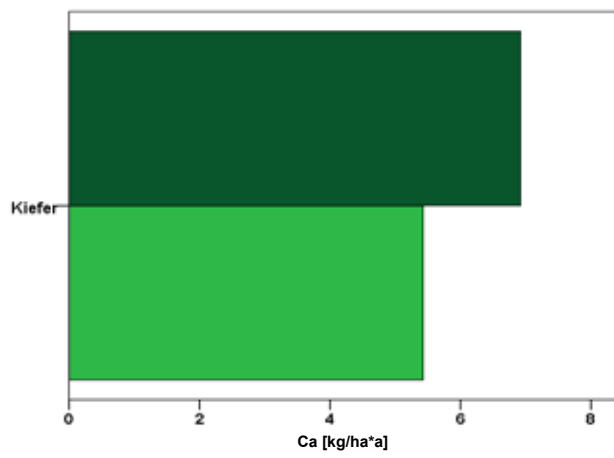
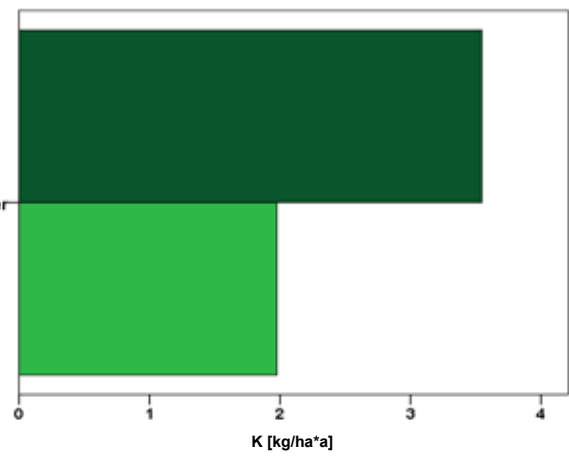
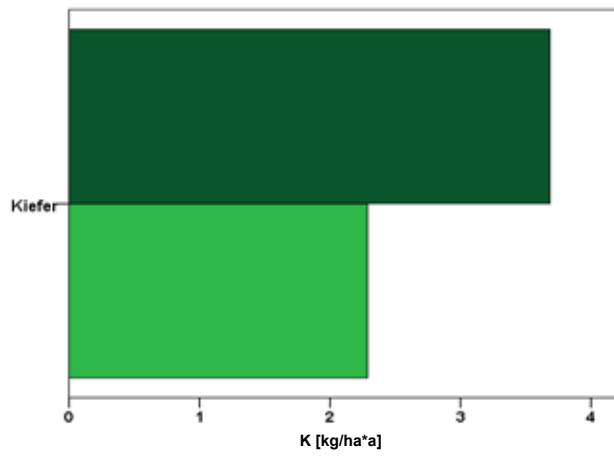
III. Ertragsklasse



Schwemmsande

I. Ertragsklasse

III. Ertragsklasse



Anhang 4: Befunde der Bilanzkalkulationen und Schätzungen der Nährstoffvorräte im Boden mit dem DDS-Nährstoffbilanzen (Beispiele)

Anhang 4.1: Nährelementfreisetzung aus der Mineralverwitterung bei unterschiedlichem Boden- substrat (Abkürzungen der Substrate und Kurzbeschreibung in Tab. 1, Kap. 3.1); Einsteuerung in DSS: Hunsrück, Rhein-Hunsrück, 750-849 mm, kollin, eben, frisch, Fichte (Substrat variiert)

Substrat	Substratreihe	K kg ha ⁻¹ J ⁻¹	Ca kg ha ⁻¹ J ⁻¹	Mg kg ha ⁻¹ J ⁻¹
LL	wöL	28,4	6,3	9,2
Dev_I	wDL/^sJ'd	6,0	0,9	2,2
Dev_II	DL/^s'd	11,8	1,3	3,7
Dev_III	wöDL/*TsfJL'd	14,7	2,1	4,8
Dev_I,PP	aNL*Q'd	1,7	0,2	0,4
S's	S^s'sTR	3,1	0,1	0,2
S's,PP	aS^s'sTR	1,4	0,0	0,1
oLS-L	LS^s'sK	7,0	0,4	1,0
mLS-L	KL'QAT	12,1	0,9	2,3
mS	wS°Sauz	12,1	0,9	2,3
oS	S^s'jL	3,1	0,1	0,2
oS,PP	aS^s'jL	1,4	0,0	0,1
Rot_I	UL^u'r	8,4	1,7	2,1
Rot_II	ZL^u'r	14,7	2,4	4,4
Rot_III	TL^u'r	37,6	6,5	11,5
Rot_S	S^s'r	5,6	0,6	0,6
Rot_S,PP	aS^s'c	5,6	0,6	0,6
BiL	BiL+VTbs	87,8	21,2	19,4
BiLü	BiL/*TsfJ'd	87,8	21,2	19,4
BiLaü	&BiL/*TsfJL'd	29,7	8,5	11,9
BiL&	&BiL/*TsfJL'd	87,8	21,2	19,4
S'qSF	S'SF	3,8	0,1	0,5
S'qSF,PP	aS'SF	1,4	0,0	0,1
ML	ML+B	9,9	15,5	13,3
eu_Tsf	\$NL*Tsf'd	7,1	1,8	3,4
ZL	wZL^u'm	19,2	3,5	6,0
sauMag	NL+R	8,7	0,9	0,9
KalkL	eLhf'RA	11,8	814,4	73,1
DolL	eCL^d'm	11,8	1274,6	400,0
mLS-L/KalkL	cöL	28,4	6,3	9,2

**Anhang 4.2: Nährelementausträge mit dem Sickerwasserfluss bei unterschiedlichem Boden-
substrat und unterschiedlichem Bestockungstyp (Abkürzungen der Substrate
und Kurzbeschreibung in Tab.1, Kap. 3.1); Einsteuerung in DSS: Hunsrück, Rhein-
Hunsrück, 750-849 mm, kollin, eben, frisch, (Substratreihe und Bestockung
variiert)**

Bestockung	Substrat	Substratreihe	K kg ha ⁻¹ J ⁻¹	Ca kg ha ⁻¹ J ⁻¹	Mg kg ha ⁻¹ J ⁻¹	S kg ha ⁻¹ J ⁻¹	N kg ha ⁻¹ J ⁻¹
Fichte	LL	wÖL	1,74	54,28	19,76	16,80	4,72
Fichte	Dev_I	wDL/ΛsJ'd	2,76	3,97	2,16	16,80	5,30
Fichte	Dev_II	DL/Λs'd	3,10	8,56	4,55	16,80	10,70
Fichte	Dev_III	wöDL/*TsfJL'd	0,72	9,38	8,80	16,80	6,57
Fichte	Dev_I,PP	aNL*Q'd	2,41	2,83	1,69	16,80	5,48
Fichte	S's	SΛs'sTR	2,92	3,20	1,85	13,37	5,01
Fichte	S's,PP	aSΛs'sTR	4,68	2,30	2,28	13,37	4,25
Fichte	oLS-L	LSΛs'sK	2,12	5,34	1,69	13,37	5,57
Fichte	mLS- L	KL'QAT	2,33	12,90	9,20	16,80	7,43
Fichte	mS	wS°Sauz	1,68	9,30	6,64	13,37	2,68
Fichte	oS	SΛs'jL	2,91	3,18	1,84	13,37	4,88
Fichte	oS,PP	aSΛs'jL	4,60	2,27	2,25	13,37	3,88
Fichte	Rot_I	UL^u'r	5,34	11,06	4,68	16,80	7,73
Fichte	Rot_II	ZL^u'r	2,94	10,73	5,54	16,80	7,79
Fichte	Rot_III	TL^u'r	0,76	19,10	9,38	16,80	8,93
Fichte	Rot_S	SΛs'r	2,92	3,20	1,85	13,37	5,03
Fichte	Rot_S,PP	aSΛs'c	4,66	2,29	2,27	13,37	4,15
Fichte	BiL	BiL+VTbs	6,96	13,70	5,01	16,80	9,21
Fichte	BiLü	BiL/*TsfJ'd	0,75	9,72	9,12	16,80	8,69
Fichte	BiLaü	&BiL"/*TsfJ'd	3,21	4,62	2,52	16,80	9,50
Fichte	BiL&	&BiL/*TsfJL'd	3,22	8,87	4,71	16,80	11,84
Fichte	S'qSF	S'SF	1,77	6,06	2,66	13,37	5,14
Fichte	S'qSF,PP	aS'SF	4,35	3,66	2,05	13,37	4,51
Fichte	ML	ML+B	0,89	22,42	11,01	16,80	10,37
Fichte	eu_Tsf	§NL*Tsf'd	0,72	21,16	17,13	16,80	15,47
Fichte	ZL	wZL^u'm	2,62	9,59	4,95	16,80	4,80
Fichte	sauMag	NL+R	2,92	4,09	1,90	16,80	4,22
Fichte	KalkL	eLhf'RA	1,01	230,14	6,61	16,80	9,57
Fichte	DOLL	eCL^d'm	2,26	100,90	18,51	16,80	2,20
Fichte	mLS- L/KalkL	cöL	0,44	99,58	2,86	16,80	7,96

Bestockung	Substrat	Substratreihe	K kg ha ⁻¹ J ⁻¹	Ca kg ha ⁻¹ J ⁻¹	Mg kg ha ⁻¹ J ⁻¹	S kg ha ⁻¹ J ⁻¹	N kg ha ⁻¹ J ⁻¹
Douglasie	LL	wöL	1,67	52,17	19,00	16,37	4,54
Douglasie	Dev_I	wDL/ˆsJ'd	2,70	3,90	2,12	16,37	5,20
Douglasie	Dev_II	DL/ˆs'd	3,05	8,42	4,47	16,37	10,57
Douglasie	Dev_III	wöDL/*TsfJL'd	0,71	9,15	8,58	16,37	6,32
Douglasie	Dev_I,PP	aNL*Q'd	2,36	2,78	1,66	16,37	5,38
Douglasie	S's	Sˆs'sTR	2,88	3,15	1,83	13,02	5,00
Douglasie	S's,PP	aSˆs'sTR	4,62	2,27	2,25	13,02	4,25
Douglasie	oLS-L	LSˆs'sK	2,08	5,24	1,66	13,02	5,47
Douglasie	mLS- L	KL'QAT	2,29	12,68	9,05	16,37	7,35
Douglasie	mS	wS°Sauz	1,65	9,15	6,52	13,02	2,65
Douglasie	oS	Sˆs'jL	2,85	3,12	1,81	13,02	4,79
Douglasie	oS,PP	aSˆs'jL	4,52	2,23	2,21	13,02	3,81
Douglasie	Rot_I	ULˆu'r	5,24	10,85	4,60	16,37	7,59
Douglasie	Rot_II	ZLˆu'r	2,89	10,55	5,45	16,37	7,70
Douglasie	Rot_III	TLˆu'r	0,74	18,63	9,15	16,37	8,59
Douglasie	Rot_S	Sˆs'r	2,87	3,14	1,82	13,02	4,94
Douglasie	Rot_S,PP	aSˆs'c	4,58	2,25	2,23	13,02	4,07
Douglasie	BiL	BiL+VTbs	6,79	13,36	4,89	16,37	8,86
Douglasie	BiLü	BiL/*TsfJ'd	0,73	9,49	8,90	16,37	8,36
Douglasie	BiLaü	&BiL"/*TsfJ'd	3,13	4,51	2,45	16,37	9,14
Douglasie	BiL&	&BiL/*TsfJL'd	3,13	8,64	4,59	16,37	11,39
Douglasie	S'qSF	S'SF	1,74	5,95	2,61	13,02	5,05
Douglasie	S'qSF,PP	aS'SF	4,28	3,59	2,01	13,02	4,43
Douglasie	ML	ML+B	0,87	21,79	10,70	16,37	9,97
Douglasie	eu_Tsf	ˆNL*Tsf'd	0,70	20,58	16,66	16,37	14,87
Douglasie	ZL	wZLˆu'm	2,56	9,37	4,84	16,37	4,62
Douglasie	sauMag	NL+R	2,86	4,02	1,86	16,37	4,14
Douglasie	KalkL	eLhf'RA	0,96	219,30	6,30	16,37	8,78
Douglasie	Doll	eCLˆd'm	2,16	96,49	17,70	16,37	2,02
Douglasie	mLS- L/KalkL	cöL	0,42	95,21	2,74	16,37	7,31

Bestockung	Substrat	Substratreihe	K kg ha ⁻¹ J ⁻¹	Ca kg ha ⁻¹ J ⁻¹	Mg kg ha ⁻¹ J ⁻¹	S kg ha ⁻¹ J ⁻¹	N kg ha ⁻¹ J ⁻¹
Kiefer	LL	wöL	1,76	54,96	20,01	16,23	1,40
Kiefer	Dev_I	wDL/^sJ'd	2,28	3,28	1,79	16,23	1,55
Kiefer	Dev_II	DL/^s'd	2,28	6,28	3,34	16,23	3,13
Kiefer	Dev_III	wöDL/*TsfJL'd	0,59	7,64	7,16	16,23	1,94
Kiefer	Dev_I,PP	aNL*Q'd	1,98	2,33	1,40	16,23	1,61
Kiefer	S's	S^s'sTR	2,38	2,60	1,51	12,91	1,46
Kiefer	S's,PP	aS^s'sTR	3,90	1,92	1,90	12,91	1,24
Kiefer	oLS-L	LS^s'sK	1,70	4,28	1,35	12,91	1,63
Kiefer	mLS- L	KL'QAT	1,83	10,14	7,23	16,23	2,17
Kiefer	mS	ws'Sauz	1,47	8,14	5,81	12,91	0,79
Kiefer	oS	S^s'jL	2,38	2,60	1,51	12,91	1,43
Kiefer	oS,PP	aS^s'jL	3,88	1,91	1,89	12,91	1,14
Kiefer	Rot_I	UL^u'r	4,17	8,63	3,66	16,23	2,27
Kiefer	Rot_II	ZL^u'r	2,29	8,36	4,32	16,23	2,28
Kiefer	Rot_III	TL^u'r	0,58	14,54	7,14	16,23	2,64
Kiefer	Rot_S	S^s'r	2,38	2,61	1,51	12,91	1,48
Kiefer	Rot_S,PP	aS^s'c	3,90	1,92	1,90	12,91	1,22
Kiefer	BiL	BiL+VTbs	5,27	10,37	3,79	16,23	2,72
Kiefer	BiLü	BiL/*TsfJ'd	0,57	7,44	6,98	16,23	2,57
Kiefer	BiLaü	&BiL'/*TsfJ'd	2,41	3,48	1,89	16,23	2,81
Kiefer	BiL&	&BiL/*TsfJL'd	2,31	6,38	3,39	16,23	3,50
Kiefer	S'qSF	S'SF	1,44	4,92	2,16	12,91	1,51
Kiefer	S'qSF,PP	aS'SF	3,60	3,03	1,70	12,91	1,32
Kiefer	ML	ML+B	0,69	17,48	8,59	16,23	3,06
Kiefer	eu_Tsf	§NL*Tsf'd	0,49	14,31	11,58	16,23	4,57
Kiefer	ZL	wZL^u'm	2,20	8,03	4,15	16,23	1,42
Kiefer	sauMag	NL+R	2,48	3,48	1,61	16,23	1,24
Kiefer	KalkL	eLhf'RA	1,06	241,69	6,95	16,23	2,88
Kiefer	DOLL	eCL^d'm	2,42	108,08	19,83	16,23	0,66
Kiefer	mLS- L/KalkL	cöL	0,43	97,56	2,80	16,23	2,40

Bestockung	Substrat	Substratreihe	K kg ha ⁻¹ J ⁻¹	Ca kg ha ⁻¹ J ⁻¹	Mg kg ha ⁻¹ J ⁻¹	S kg ha ⁻¹ J ⁻¹	N kg ha ⁻¹ J ⁻¹
Buche	LL	wöL	2,10	65,50	23,85	17,40	1,78
Buche	Dev_I	wDL/ΛsJ'd	2,28	3,29	1,79	17,40	2,05
Buche	Dev_II	DL/Λs'd	2,34	6,44	3,42	17,40	4,17
Buche	Dev_III	wöDL/*TsfJL'd	0,60	7,78	7,30	17,40	2,48
Buche	Dev_I,PP	aNL*Q'd	1,99	2,33	1,40	17,40	2,12
Buche	S's	SΛs'sTR	2,36	2,59	1,50	13,84	1,98
Buche	S's,PP	aSΛs'sTR	3,85	1,90	1,88	13,84	1,68
Buche	oLS-L	LSΛs'sK	1,69	4,25	1,34	13,84	2,16
Buche	mLS- L	KL'QAT	1,85	10,26	7,32	17,40	2,90
Buche	mS	wS°Sauz	1,44	7,96	5,68	13,84	1,05
Buche	oS	SΛs'jL	2,35	2,57	1,49	13,84	1,89
Buche	oS,PP	aSΛs'jL	3,82	1,88	1,86	13,84	1,50
Buche	Rot_I	UL^u'r	4,22	8,74	3,70	17,40	2,99
Buche	Rot_II	ZL^u'r	2,32	8,48	4,38	17,40	3,04
Buche	Rot_III	TL^u'r	0,59	14,73	7,23	17,40	3,37
Buche	Rot_S	SΛs'r	2,36	2,58	1,49	13,84	1,95
Buche	Rot_S,PP	aSΛs'c	3,84	1,89	1,87	13,84	1,60
Buche	BiL	BiL+VTbs	5,34	10,51	3,85	17,40	3,47
Buche	BiLü	BiL/*TsfJ'd	0,58	7,53	7,06	17,40	3,28
Buche	BiLaü	&BiL"/*TsfJ'd	2,45	3,53	1,92	17,40	3,58
Buche	BiL&	&BiL/*TsfJL'd	2,37	6,52	3,47	17,40	4,46
Buche	S'qSF	S'SF	1,43	4,87	2,14	13,84	1,99
Buche	S'qSF,PP	aS'SF	3,55	2,99	1,67	13,84	1,75
Buche	ML	ML+B	0,73	18,49	9,08	17,40	3,91
Buche	eu_Tsf	§NL*Tsfd	0,51	14,79	11,97	17,40	5,83
Buche	ZL	wZL^u'm	2,19	8,01	4,14	17,40	1,81
Buche	sauMag	NL+R	2,47	3,47	1,61	17,40	1,63
Buche	KalkL	eLhf'RA	1,32	300,62	8,64	17,40	3,41
Buche	Doll	eCL^d'm	2,97	132,59	24,33	17,40	0,78
Buche	mLS- L/KalkL	cöL	0,51	116,06	3,34	17,40	2,83

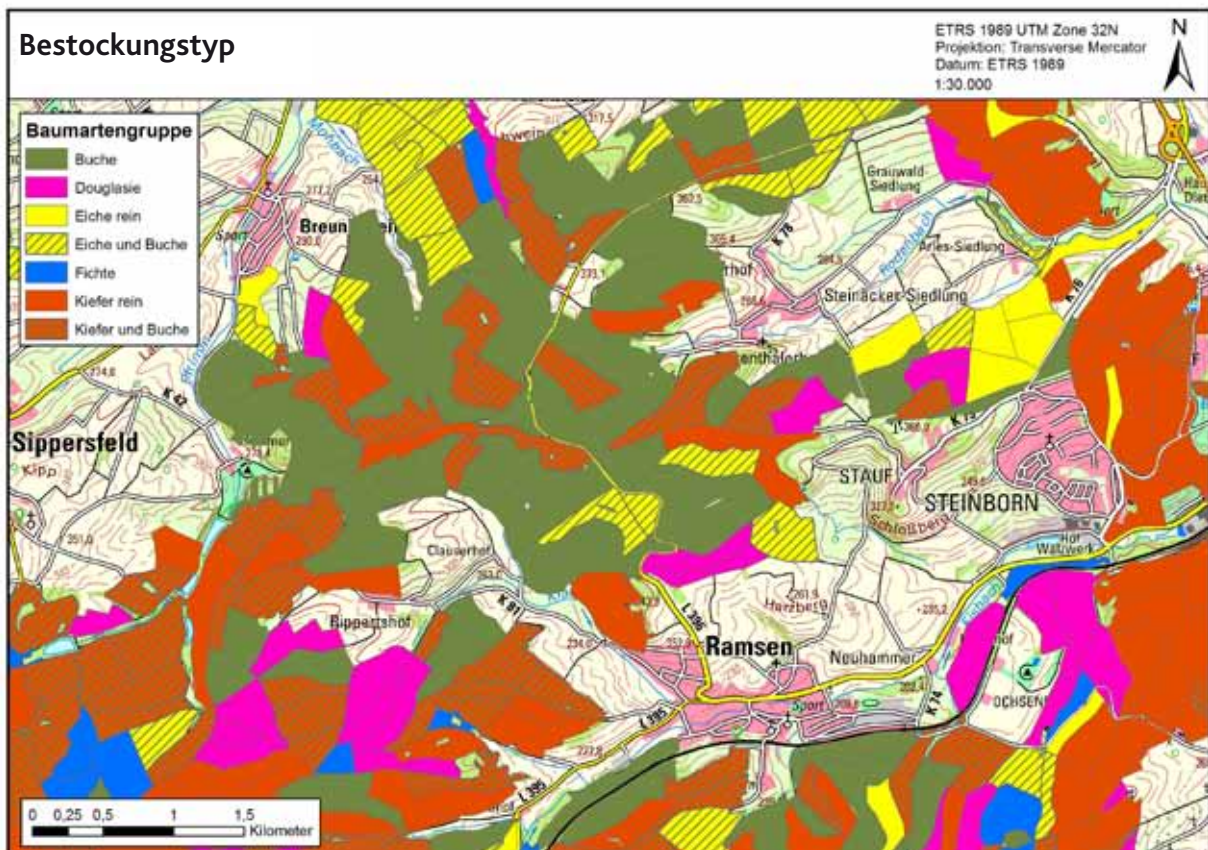
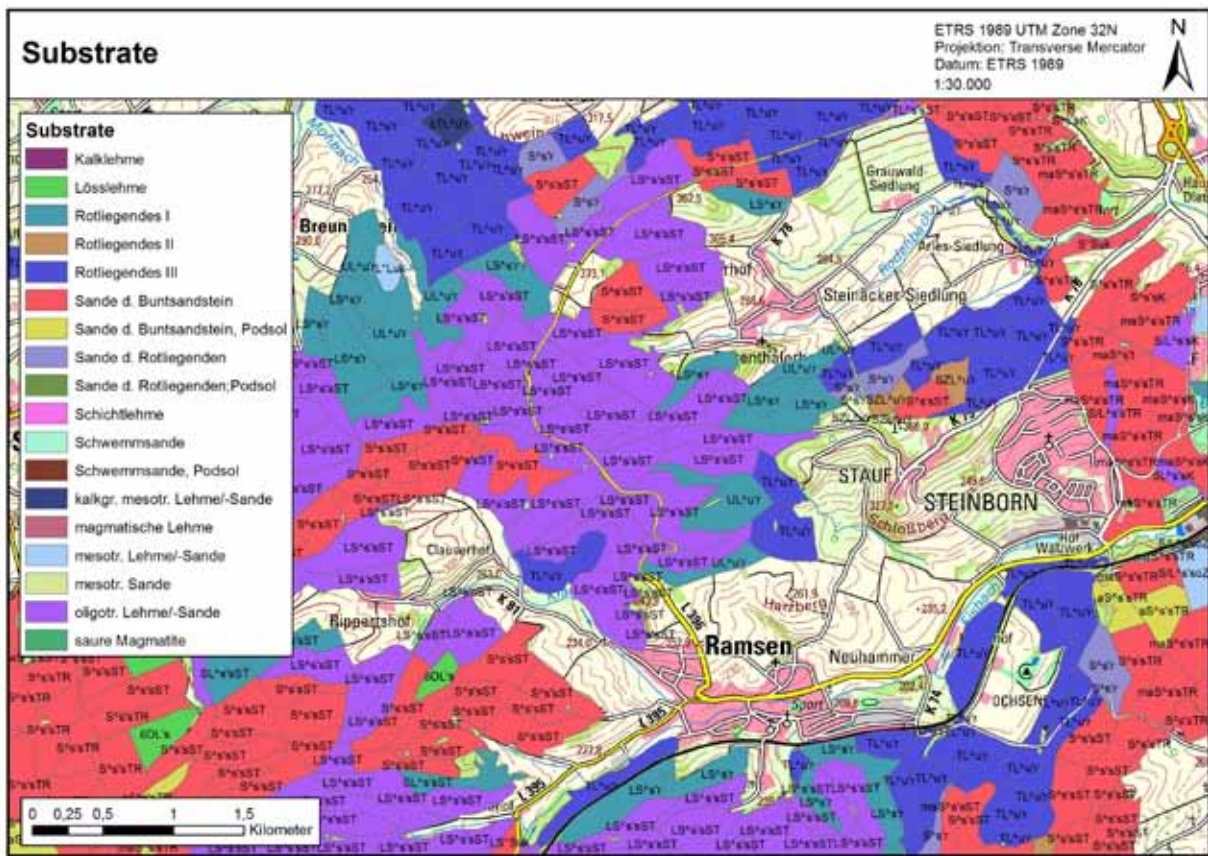
Bestockung	Substrat	Substratreihe	K kg ha ⁻¹ J ⁻¹	Ca kg ha ⁻¹ J ⁻¹	Mg kg ha ⁻¹ J ⁻¹	S kg ha ⁻¹ J ⁻¹	N kg ha ⁻¹ J ⁻¹
Eiche	LL	wöL	1,95	61,07	22,23	17,57	1,67
Eiche	Dev_I	wDL/^sJ'd	2,39	3,44	1,87	17,57	1,93
Eiche	Dev_II	DL/^s'd	2,42	6,67	3,54	17,57	3,93
Eiche	Dev_III	wöDL/*TsfJL'd	0,62	8,03	7,53	17,57	2,32
Eiche	Dev_I,PP	aNL*Q'd	2,08	2,44	1,46	17,57	1,99
Eiche	S's	S^s'sTR	2,48	2,72	1,57	13,98	1,87
Eiche	S's,PP	aS^s'sTR	4,06	2,00	1,98	13,98	1,59
Eiche	oLS-L	LS^s'sK	1,77	4,47	1,41	13,98	2,03
Eiche	mLS- L	KL'QAT	1,93	10,69	7,62	17,57	2,73
Eiche	mS	wS°Sauz	1,52	8,42	6,01	13,98	0,99
Eiche	oS	S^s'jL	2,47	2,71	1,57	13,98	1,78
Eiche	oS,PP	aS^s'jL	4,02	1,98	1,96	13,98	1,41
Eiche	Rot_I	UL^u'r	4,39	9,09	3,85	17,57	2,81
Eiche	Rot_II	ZL^u'r	2,41	8,82	4,56	17,57	2,86
Eiche	Rot_III	TL^u'r	0,61	15,29	7,51	17,57	3,15
Eiche	Rot_S	S^s'r	2,48	2,71	1,57	13,98	1,83
Eiche	Rot_S,PP	aS^s'c	4,04	1,99	1,97	13,98	1,51
Eiche	BiL	BiL+VTbs	5,54	10,91	3,99	17,57	3,25
Eiche	BiLü	BiL/*TsfJ'd	0,60	7,82	7,34	17,57	3,07
Eiche	BiLaü	&BiL'/*TsfJ'd	2,54	3,66	1,99	17,57	3,35
Eiche	BiL&	&BiL/*TsfJL'd	2,44	6,74	3,58	17,57	4,18
Eiche	S'qSF	S'SF	1,50	5,12	2,25	13,98	1,87
Eiche	S'qSF,PP	aS'SF	3,74	3,14	1,76	13,98	1,64
Eiche	ML	ML+B	0,74	18,66	9,17	17,57	3,66
Eiche	eu_Tsf	§NL*Tsf'd	0,52	15,21	12,31	17,57	5,46
Eiche	ZL	wZL^u'm	2,29	8,38	4,33	17,57	1,69
Eiche	sauMag	NL+R	2,59	3,63	1,69	17,57	1,53
Eiche	KalkL	eLhf'RA	1,20	272,79	7,84	17,57	3,16
Eiche	DOLL	eCL^d'm	2,72	121,33	22,26	17,57	0,73
Eiche	mLS- L/KalkL	cöL	0,47	108,18	3,11	17,57	2,63

Anhang 4.3: Nährelementvorräte im Boden bei unterschiedlichem Bodensubstrat (Abkürzungen der Substrate und Kurzbeschreibung in Tab.1, Kap. 3.1); Einstreuung in DSS: Hunsrück, Rhein-Hunsrück, 750-849 mm, kollin, eben, frisch, Fichte (Substratreihe variiert)

Substrat	Substratreihe	K kg ha	Ca kg ha	Mg kg ha	N kg ha	P kg ha
LL	wöL	1092	5720	2092	7675	1763
Dev_I	wDL/^s'j'd	646	636	237	10482	1312
Dev_II	DL/^s'd	611	655	219	11270	1303
Dev_III	wöDL/*TsfjL'd	919	3925	2363	10359	1953
Dev_I,PP	aNL*Q'd	215	399	142	7856	1305
S's	S^s'sTR	324	325	90	4654	1289
S's,PP	aS^s'sTR	329	346	81	3878	954
oLS-L	LS^s'sK	608	641	260	5173	2401
mLS-L	KL'QAT	664	1577	383	7225	1082
mS	wS°Sauz	396	2229	702	4353	891
oS	S^s'jL	399	608	159	5643	1308
oS,PP	aS^s'jL	358	715	187	6148	549
Rot_I	UL^u'r	768	1479	590	7470	2435
Rot_II	ZL^u'r	1425	3425	2329	6483	2288
Rot_III	TL^u'r	1857	9250	3889	7921	3318
Rot_S	S^s'r	383	685	157	3998	1240
Rot_S,PP	aS^s'c	363	713	182	6399	3122
BiL	BiL+VTbs	2685	2469	690	9239	2823
BiLü	BiL/*Tsfj'd	1559	2920	724	9180	1550
BiLaü	&BiL/*TsfjL'd	767	625	199	11092	873
BiL&	&BiL/*TsfjL'd	1051	1780	613	12017	3595
S'qSF	S'SF	478	622	176	4500	1984
S'qSF,PP	aS'SF	537	577	140	6052	2086
ML	ML+B	992	18932	5251	10448	6887
eu_Tsf	\$NL*Tsf'd	847	2930	950	13056	3453
ZL	wZL^u'm	2030	7670	3757	7131	5524
sauMag	NL+R	426	597	182	4062	963
KalkL	eLhf'RA	601	85140	1094	10515	3963
DoLL	eCL^d'm	2468	47281	16733	13684	3785
mLS-L/KalkL	cöL	1107	20647	2088	6090	2649

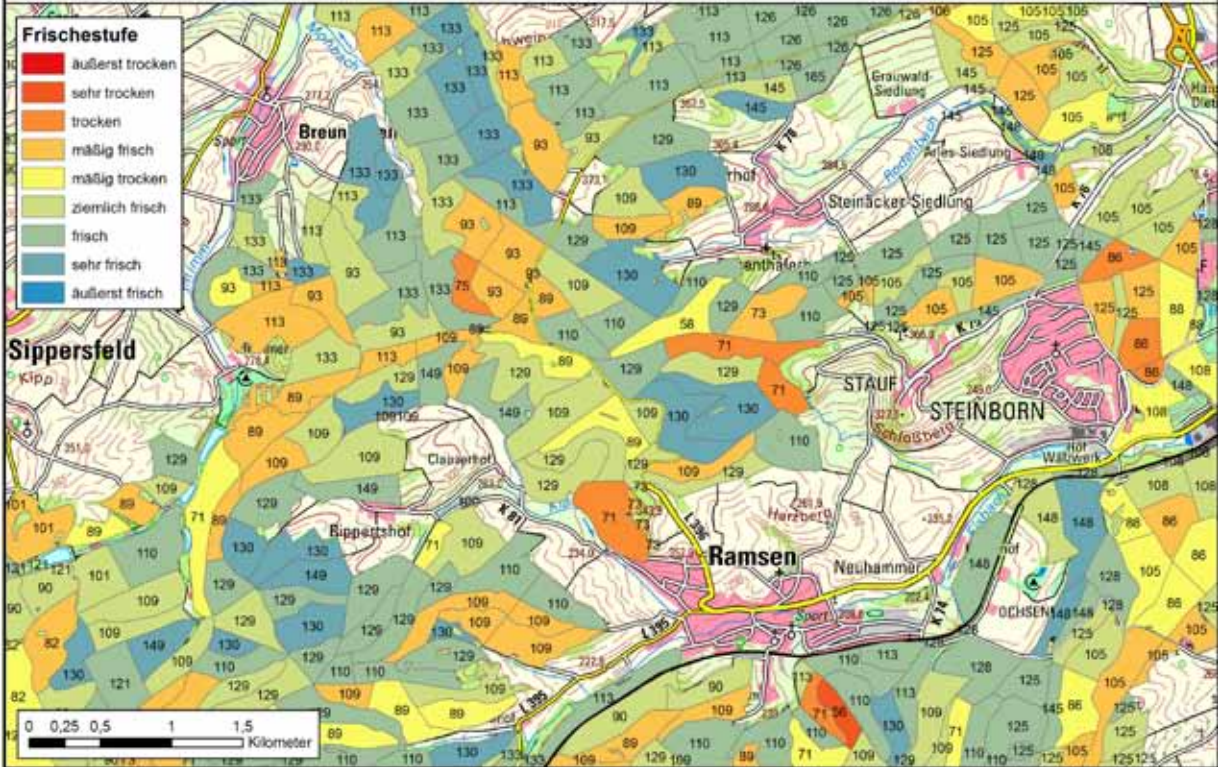


Anhang 5: Themenkarten Nährstoffnachhaltigkeit (Beispiele, Ausschnitt)



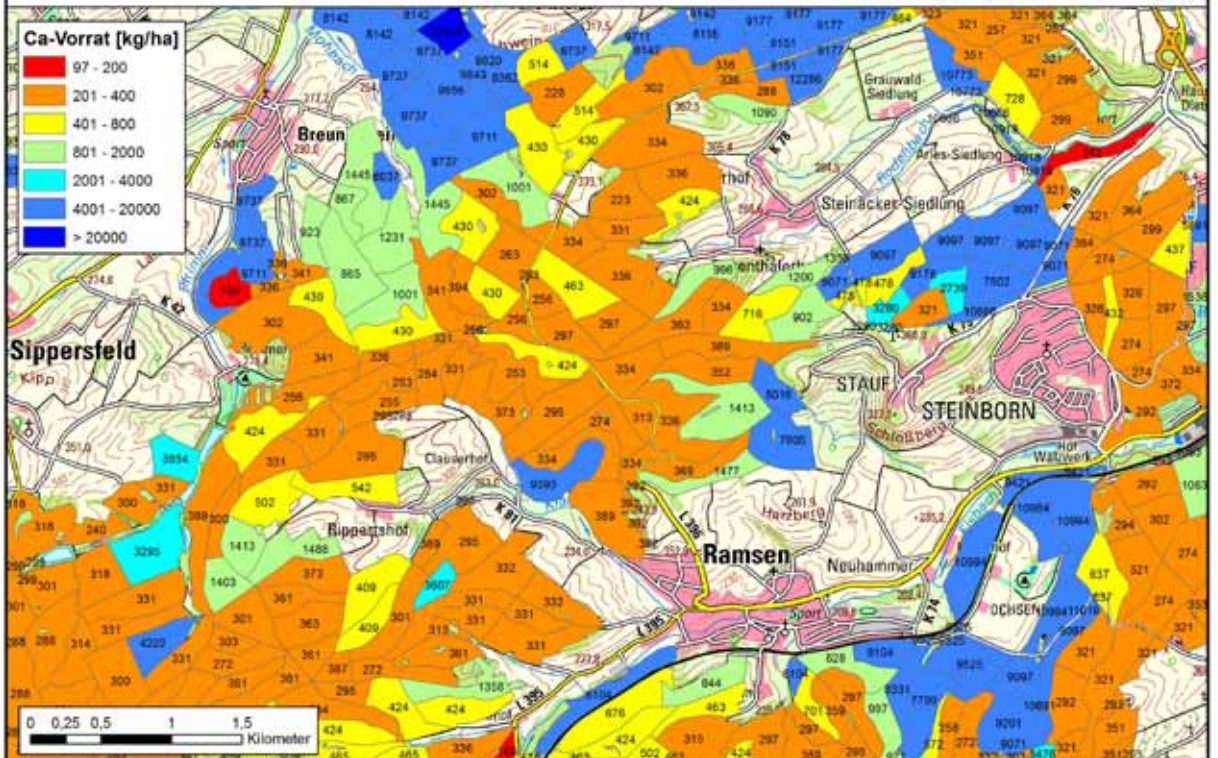
Frischestufen und nutzbare Feldkapazität (nFK)

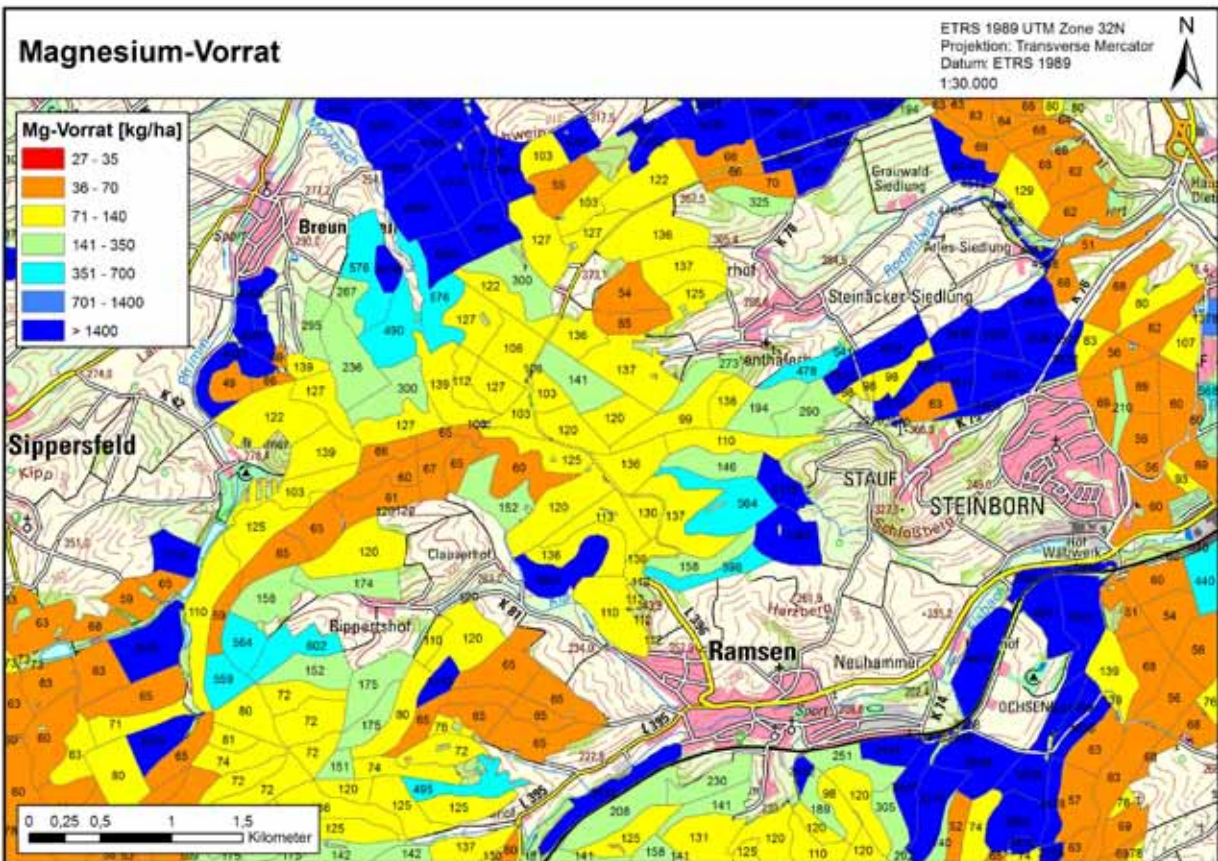
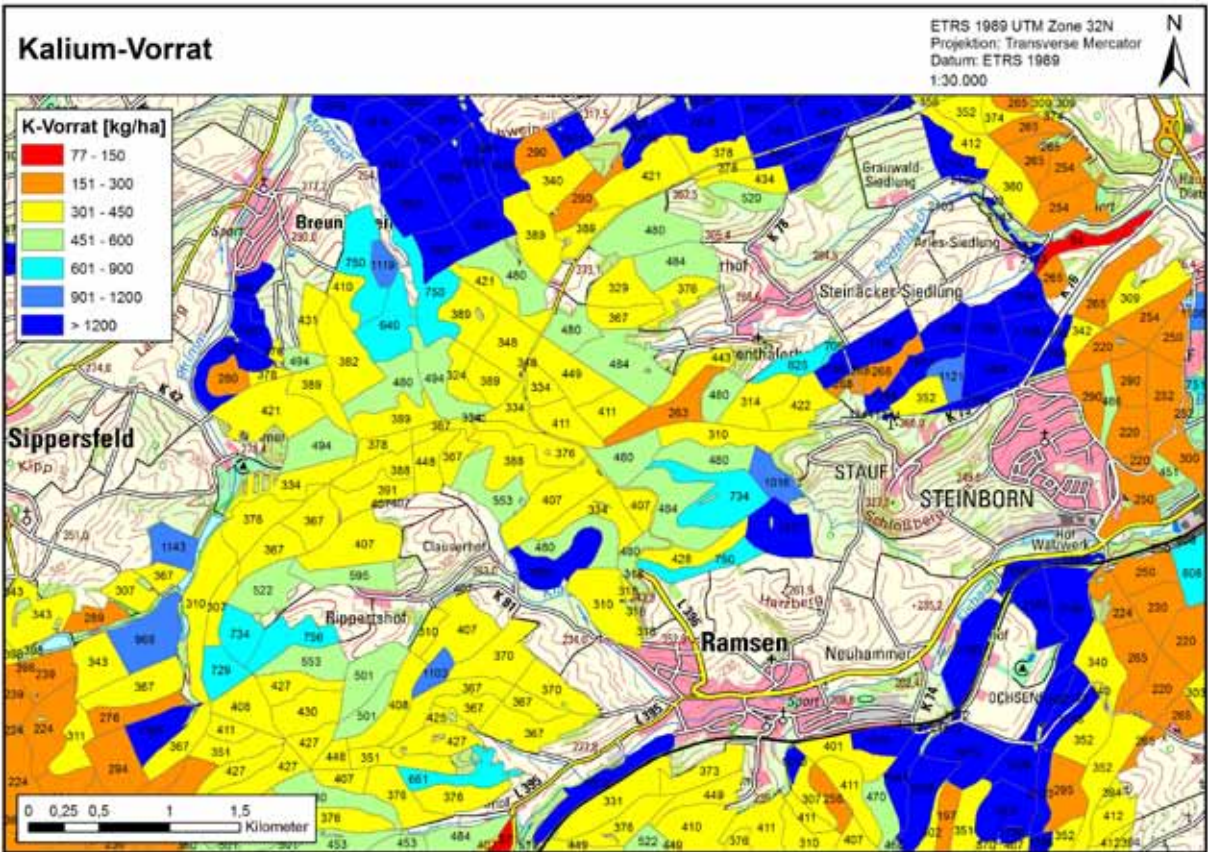
ETRS 1989 UTM Zone 32N
 Projektion: Transverse Mercator
 Datum: ETRS 1989
 1:30.000



Calcium-Vorrat

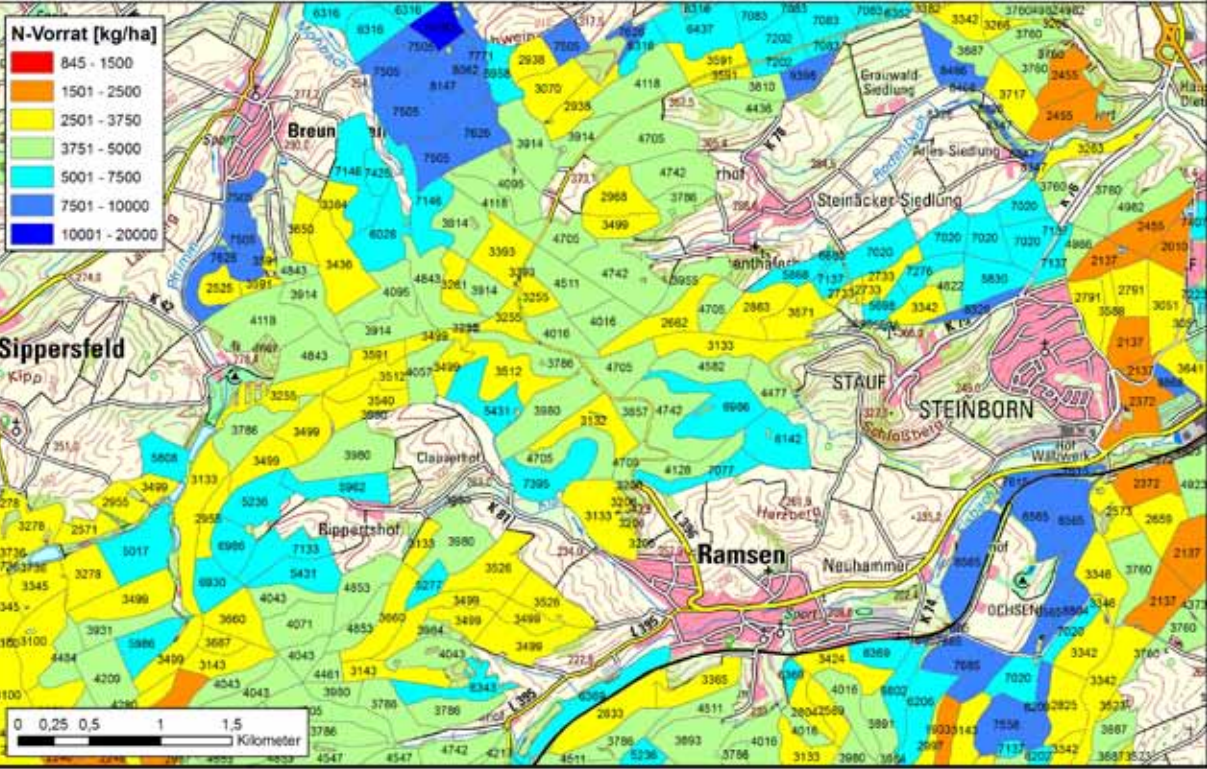
ETRS 1989 UTM Zone 32N
 Projektion: Transverse Mercator
 Datum: ETRS 1989
 1:30.000





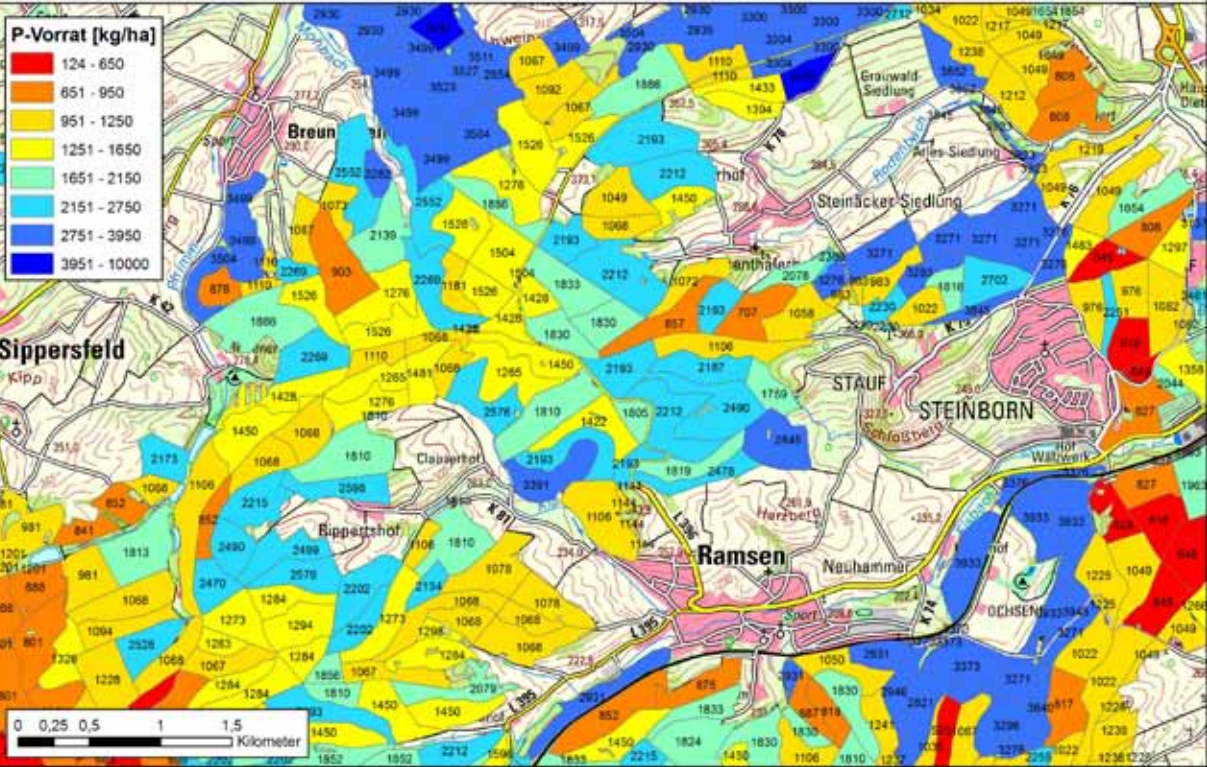
Stickstoff-Vorrat

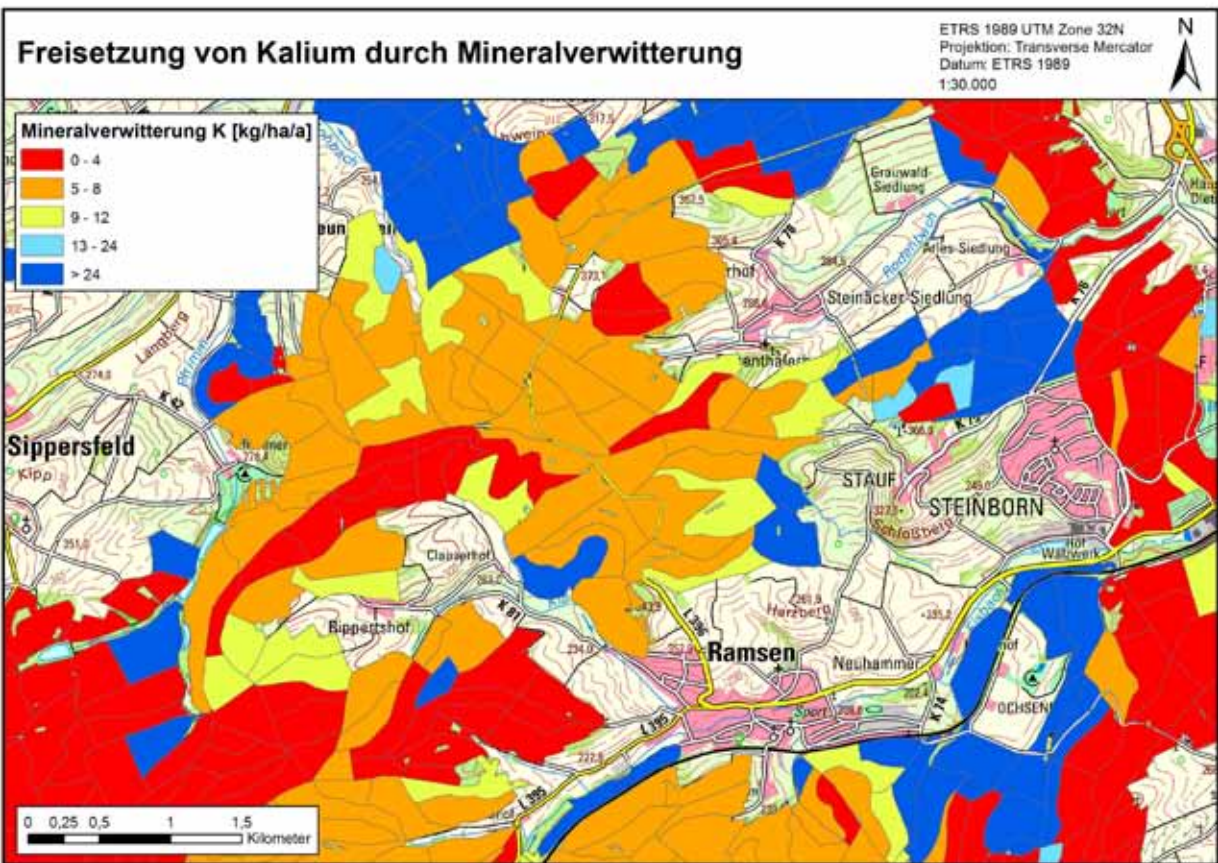
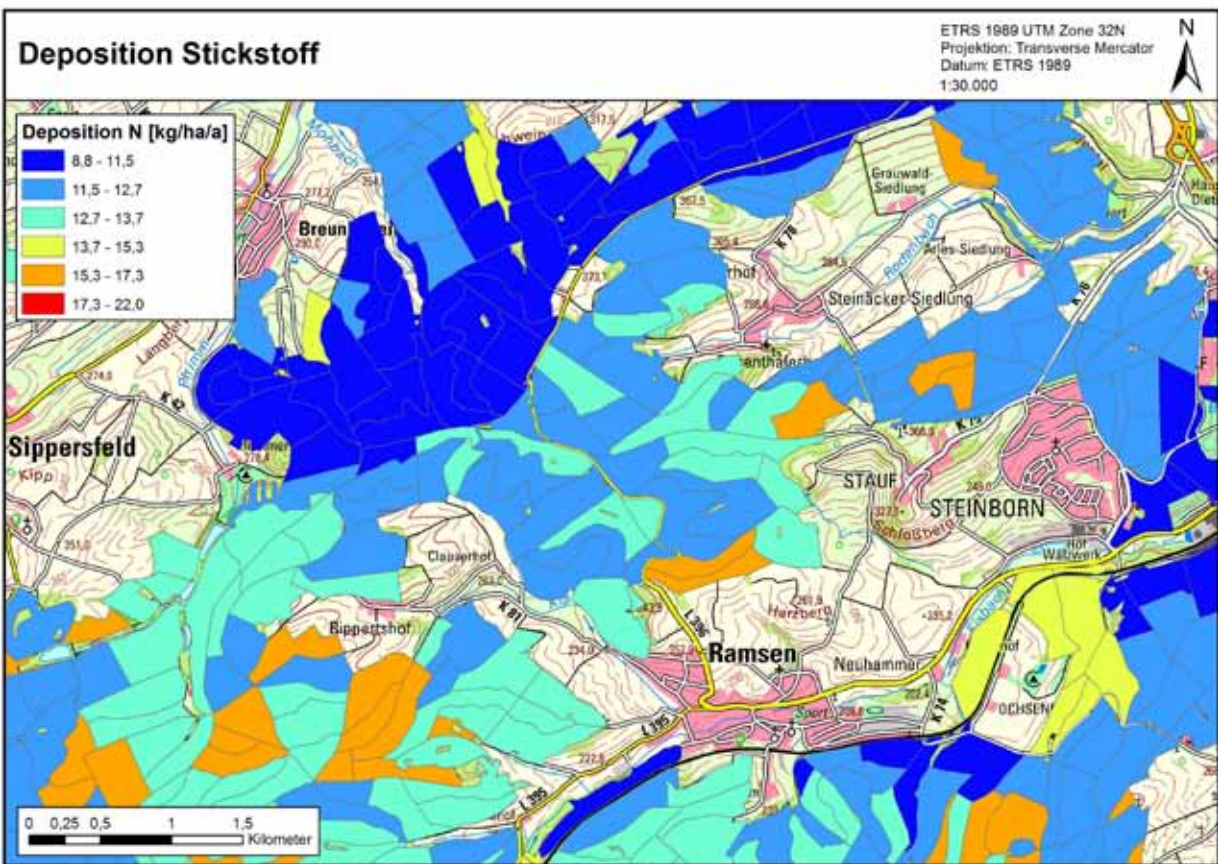
ETRS 1989 UTM Zone 32N
Projektion: Transverse Mercator
Datum: ETRS 1989
1:30.000



Phosphor-Vorrat

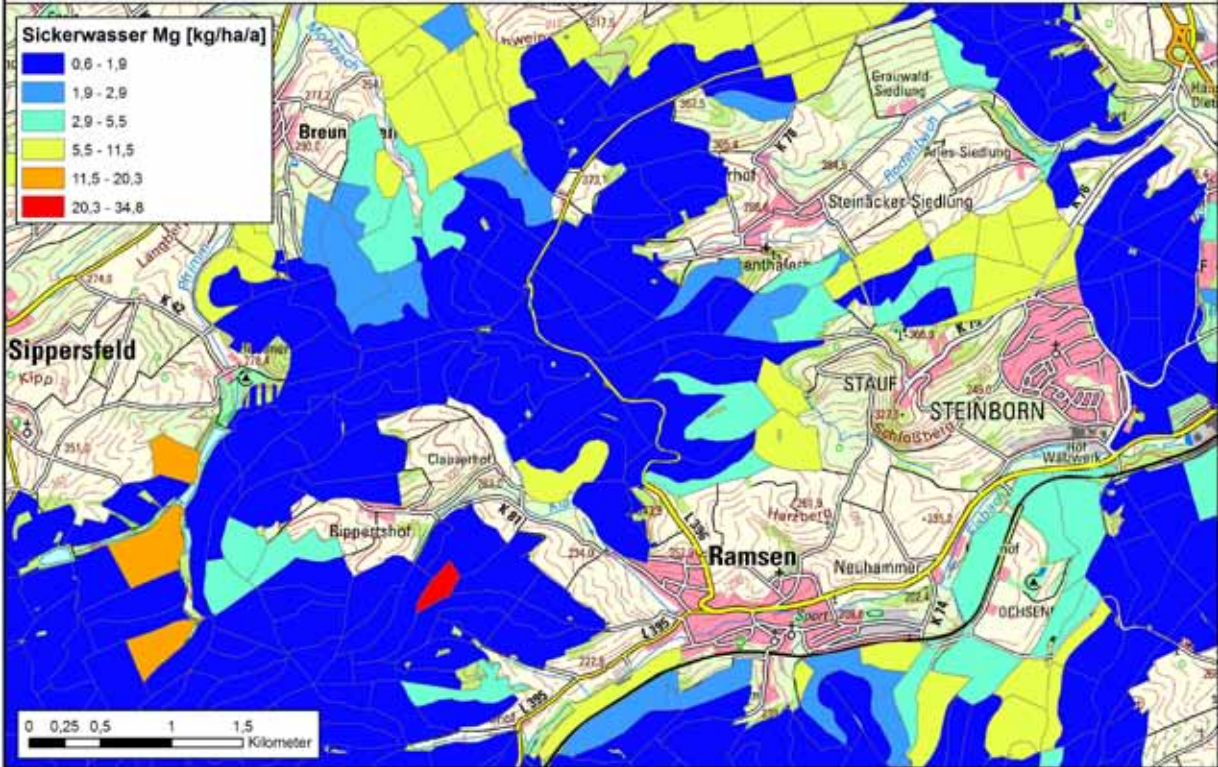
ETRS 1989 UTM Zone 32N
Projektion: Transverse Mercator
Datum: ETRS 1989
1:30.000





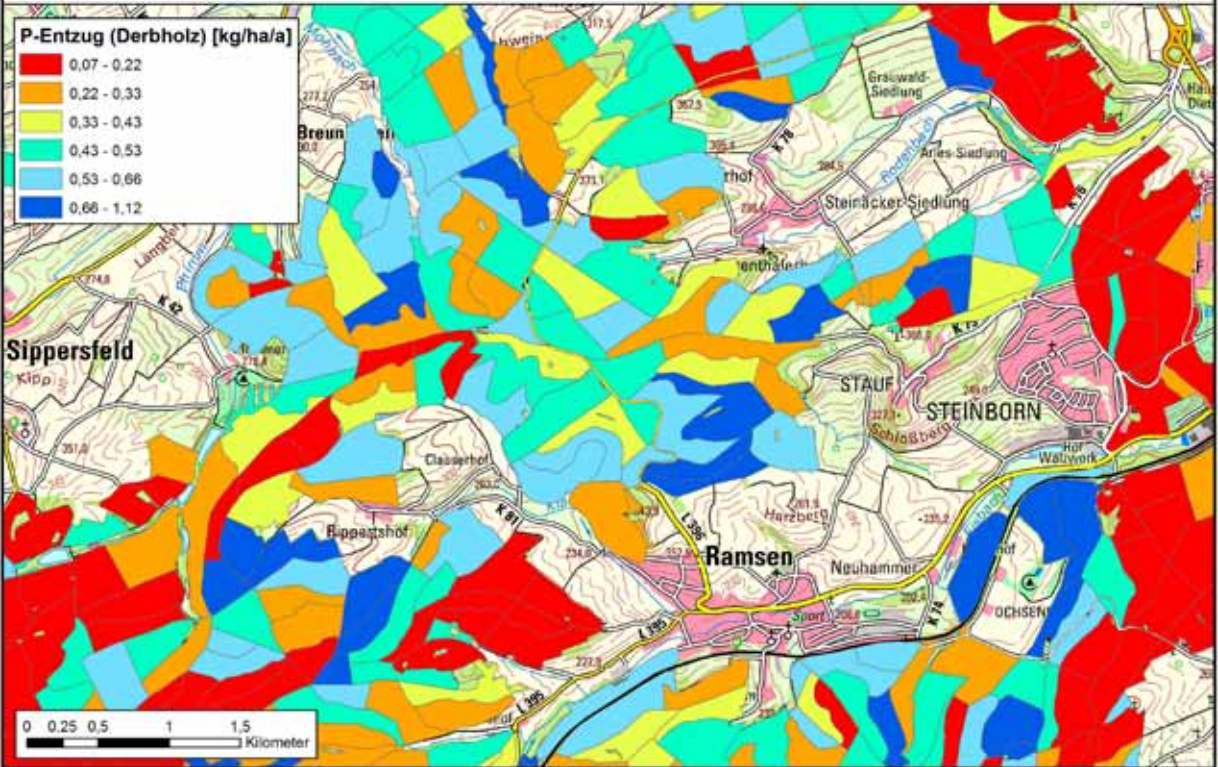
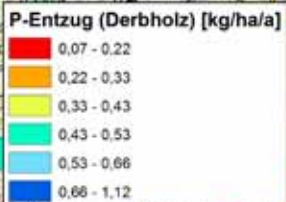
Sickerwasseraustrag Magnesium

ETRS 1989 UTM Zone 32N
Projektion: Transverse Mercator
Datum: ETRS 1989
1:30.000



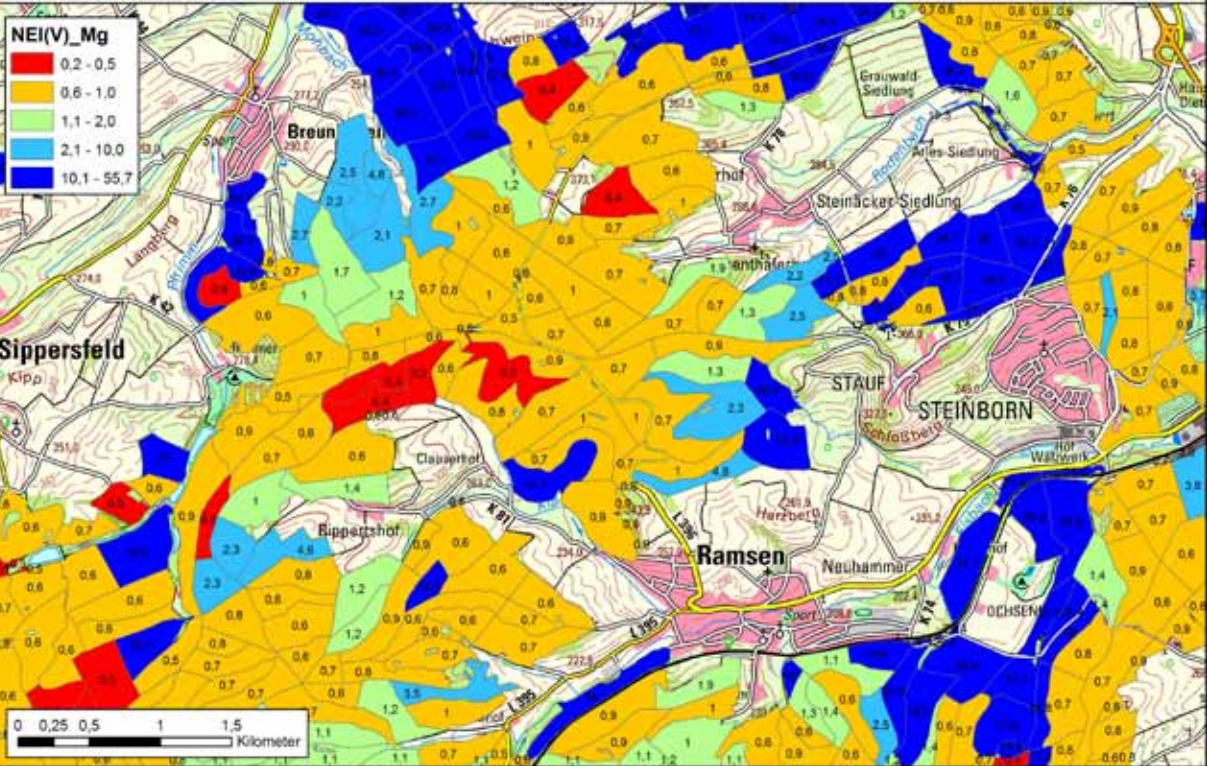
Ernteentzug (Derbholznutzung) Phosphor

ETRS 1989 UTM Zone 32N
Projektion: Transverse Mercator
Datum: ETRS 1989
1:30.000



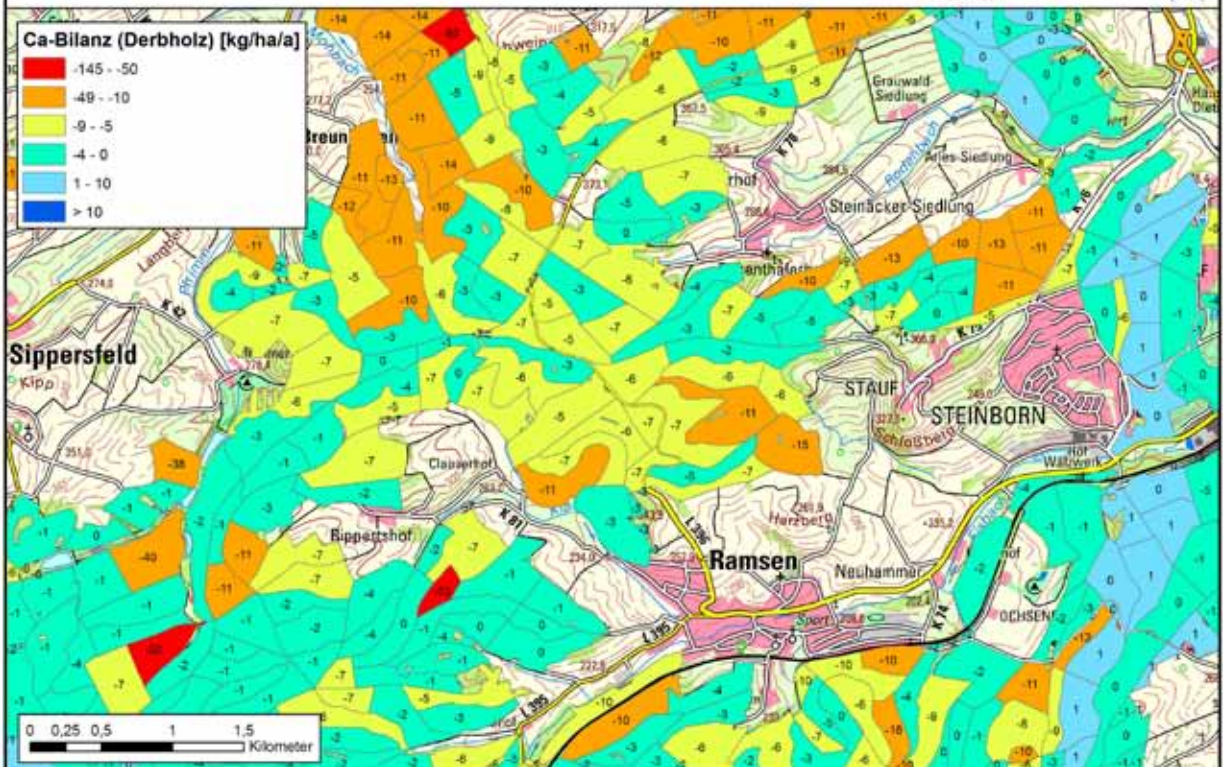
Nährstoffzugsindex Vollbaum Magnesium

ETRS 1989 UTM Zone 32N
Projektion: Transverse Mercator
Datum: ETRS 1989
1:30.000



Calcium-Bilanz bei Derbholznutzung

ETRS 1989 UTM Zone 32N
Projektion: Transverse Mercator
Datum: ETRS 1989
1:30.000





Bisher sind folgende Mitteilungen aus der
Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz
 erschienen:

- | | | |
|---------|---|---------|
| 78/2016 | Block, Greve, Schröck, zum Hingste
Manangantoxizität bei Douglasie (<i>Pseudotsuga Menziesii</i> {Mirb.} Franco)
- Stand der Kenntnis und Empfehlungen zur Begrenzung der Schäden -
ISSN 1610-7705
nur als download: http://www.fawf.wald-rlp.de/index.php?id=2601 | |
| 77/2016 | Ditmar Huckschlag
Demographisches Großkarnivoren-Monitoring in Rheinland-Pfalz
Monitoringjahr 2015
ISSN 1610-7705
nur als download: http://www.fawf.wald-rlp.de/index.php?id=2601 | |
| 76/2016 | Greve, Block, Schröck, Schultze, Werner und Wies
Nährstoffversorgung Rheinland-Pfälzischer Wälder
ISSN 1610-7705
nur als download: http://www.fawf.wald-rlp.de/index.php?id=2601 | |
| 75/2016 | Ditmar Huckschlag:
Die Großkarnivoren in Rheinland-Pfalz - Hinweise seit Ausrottung der
Großkarnivoren bis zum Monitoringjahr 2014
ISSN 1610-7705
nur als download: http://www.fawf.wald-rlp.de/index.php?id=2601 | |
| 74/2015 | Ernst Segatz (Hrsg.), [Autorenkollektiv]:
Die Edelkastanie am Oberrhein - Aspekte ihrer Ökologie, Nutzung
und Gefährdung - Ergebnisse des Interreg IVa-Oberrhein-Projektes
ISSN 1610-7705
nur als download: http://www.fawf.wald-rlp.de/index.php?id=2601 | |
| 73/2015 | Martin Greve
Langfristige Auswirkungen der Waldkalkung auf den Stoffhaushalt
ISSN 1610-7705
nur als download: http://www.fawf.wald-rlp.de/index.php?id=2601 | |
| 72/2012 | Karl, Block, Schultze und Scherzer
Untersuchungen zu Wasserhaushalt und Klimawandel an ausgewählten
forstlichen Monitoringflächen in Rheinland-Pfalz
ISSN 1610-7705
nur als download: http://www.fawf.wald-rlp.de/index.php?id=2601 | |
| 71/2012 | Karl, Block, Schüler, Schultze und Scherzer
Wasserhaushaltsuntersuchungen im Rahmen des Forstlichen
Umweltmonitorings und bei waldbaulichen Versuchen in
Rheinland-Pfalz
ISSN 1610-7705
nur als download: http://www.fawf.wald-rlp.de/index.php?id=2601 | |
| 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 0931-9662 ISSN 0936-6067	
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 1610-7705	€ 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 ISSN 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 Empfehlungen für die Praxis ISSN 0931-9662	€ 10,--
40/1997	Schröck (Hrsg.): Untersuchungen an Waldökosystemdauerbeobachtungsflächen in Rheinland-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 Naturwaldreservat Rotenbergang 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 Rheinland-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-wertgeäteten 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 Immissionschäden 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 Waldgebieten 1984 - 1989 ISSN 0931-9662	€ 6,-- vergriffen
13/1990	Schüler: Der kombinierte Durchforstungs- und Düngungsversuch Kastellaun - angelegt 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 Rheinland-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





Rheinland-Pfalz

MINISTERIUM FÜR UMWELT,
ENERGIE, ERNÄHRUNG
UND FORSTEN

Kaiser-Friedrich-Strasse 1
55116 Mainz

www.mueef.de
www.wald-rlp.de