

## 15 Standortangepasste Nutzungsintensitäten und forstliche Handlungsoptionen

Klaus von Wilpert<sup>1</sup>, Bernd Ahrends<sup>2</sup>, Wendelin Weis<sup>3</sup>, Christian Vonderach<sup>1</sup>, Heike Puhlmann<sup>1</sup>, Desirée Köhler<sup>3</sup>, Carina Sucker<sup>1</sup>, Gerald Kändler<sup>1</sup>, Jürgen Nagel<sup>2</sup>,

<sup>1</sup>*Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Abt. Boden und Umwelt und Abt. Biometrie und Informatik*

<sup>2</sup>*Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Abt. Umweltkontrolle*

<sup>3</sup>*Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Abt. Boden und Klima*

### 15.1 Einleitung und Problemstellung

Mit der Holz- und Biomassenutzung werden den Waldökosystemen essentielle Nährelemente entzogen. Werden mehr Rindenanteile und Kronenholz aus dem Wald exportiert, steigen die damit verbundenen Nährelementexporte überproportional (Weis et al. 2016, Flückiger & Braun 2009). Eine aus standörtlicher Sicht nachhaltige Nutzung des Rohstoffes Holz ist nur möglich, wenn der mit der Holzernte verbundene Nährstoffexport das Nährstoffangebot am Standort langfristig nicht übersteigt. Bei Bedarf kann die Reduktion der Nutzungsintensität zum Erreichen einer nachhaltigen Nährstoffversorgung beitragen. Alternativ oder ergänzend können Nährstoffe wie Calcium, Magnesium oder Kalium rückgeführt werden, was aber im Rahmen einer naturnahen Forstwirtschaft immer auch hinsichtlich nicht erwünschter Nebenwirkungen geprüft werden muss (Reid & Watmough 2014, Kreuzer 1995). Das anzustrebende Gleichgewicht zwischen Nährstoffangebot am Standort und den Nährstoffentzügen durch Holzernte wird durch die beschleunigte Bodenversauerung infolge anthropogen erhöhter Einträge von Stickstoff und Schwefel gestört (Aber et al. 1998, Kreuzer et al. 1998, Ulrich 1983). Die dadurch bedingten, vielerorts erhöhten Verluste vor allem an Calcium und Magnesium müssen bei der Nährstoffbilanzierung berücksichtigt werden. Allerdings bedarf es einer klaren Unterscheidung zwischen Standorten, an denen Probleme in der Nährstoffversorgung hauptsächlich auf intensive Biomassenutzung zurückzuführen sind und solchen, die in erster Linie durch die Folgen hoher atmosphärischer Depositionen stark versauert und an Nährelementen verarmt sind.

Deshalb werden in diesem Kapitel für die Punkte der Bundeswaldinventur (BWI) Nährstoffbilanzen bei unterschiedlichen Nutzungsintensitäten berechnet und dabei die aktuellen atmosphärischen Stoffeinträge, Verluste mit dem Sickerwasser und die Nährstoffnachlieferung durch Mineralverwitterung berücksichtigt. Die sich hieraus ergebenden Möglichkeiten und Grenzen für eine Intensivierung der Biomassernte im Wald zur Energiegewinnung und für die technische Umwandlung in Industrierohstoffe (u.a. Treibstoffe, Kunststoffe; Hurmekoski & Hetemäki 2014) werden auch vor dem Hintergrund der Unsicherheiten der Nährstoffbilanzierung umfassend beschrieben und diskutiert.

## 15.2 Herleitung der Stoffbilanz

### 15.2.1 Grundlagen der Bilanzierung

Die Bilanzierung der Nährelementflüsse beschränkt sich in diesem Projekt auf die Hauptnährelemente Calcium, Magnesium und Kalium, die auch die Resilienz der Waldböden gegenüber Bodenversauerung bestimmen. Auf eine Bilanzierung der Stickstoffflüsse wurde verzichtet, weil die hohen Stickstoffemissionen der jüngeren Vergangenheit und Gegenwart ein Überangebot an Stickstoff verursacht haben (Sutton et al. 2011, SRU 2015). Phosphor, ebenfalls ein für Wachstum und die Gesundheit der Bäume essentielles Nährelement, entzieht sich in mehrfacher Hinsicht der Methodik der Flussbilanzierung. Phosphorkonzentrationen sind sowohl im tieferen Sickerwasser als auch in der Deposition so niedrig, dass sie mit konventionellen Analysemethoden nicht trennscharf erfasst werden können (Bol et al. 2016). Außerdem findet ein Teil des Phosphortransports mit Niederschlags- und Sickerwasser in kolloidaler, also nicht in gelöster Form statt (Missong et al. 2016) und ist nur mit erheblichem analytischem Aufwand messbar. Phosphor wurde deshalb in dieser Studie nicht behandelt.

Die Projektarbeit wurde konsequent in die Erarbeitung nutzungsfreier Stoffbilanzen (nfSB) und Gesamtbilanzen unter Einbeziehung der Nährelementexporte mit der Holznutzung gegliedert. Dies hat den Vorteil, dass sich die verschiedenen Szenarien von Nutzungsintensitäten sehr einfach vor dem Hintergrund des standörtlichen Nährstoffangebots bewerten und vergleichen lassen. Die nutzungsfreie Stoffbilanz fasst die Nährstofffreisetzung aus der Mineralverwitterung im Boden (Kapitel 6), die Stoffeinträge mit der atmosphärischen Deposition (Kapitel 7) und die Nährstoffausträge mit dem Sickerwasser (Kapitel 8) zusammen. Zusätzlich wurde der nfSB ein Tausendstel des pflanzenverfügbaren Nährstoffvorrats im Boden zugeschlagen, um eine Überbewertung geringfügiger Bilanzdefizite auf nährstoffkräftigen Böden vor dem Hintergrund der Bilanzierungsunsicherheiten zu vermeiden. Langfristig wäre demnach der pflanzenverfügbare Nährelementvorrat frühestens in 1000 Jahren (also in ca. 10 Bestandesgenerationen) verbraucht. Ähnliche Festlegungen haben Hässig et al. (2009) und Weis et al. (2009a) getroffen. Auch Block & Meiwes (2013) empfehlen bei der Bewertung der Nährstoffbilanzen die aktuellen Vorräte an pflanzenverfügbaren Nährstoffen im Boden zu berücksichtigen. Ein solcher Puffer bietet sich deshalb an, da zum einen geringe Bilanzdefizite auf Böden mit hohen pflanzenverfügbaren Nährstoffvorräten eher zu tolerieren sind als auf nährstoffarmen Böden und zum anderen da die Bodenversauerung ein natürlicher – wenn auch äußerst langsamer – Prozess ist (Ulrich 1986). Als pflanzenverfügbare Nährstoffvorräte im Boden wurde für Calcium, Magnesium und Kalium die Summe der Gesamtelementvorräte in der Humusaufgabe und der austauschbaren Vorräte im Mineralboden bis 90 cm Tiefe angenommen. Da die Berechnung der Verwitterungsraten, Sickerwasserausträge und Bodenvorräte auf den Daten der zweiten Bodenzustandserhebung (BZE II) aufbauen, bezieht sich die Bilanzierung auf die Verhältnisse bei BZE-Beprobung (2006-2008). Die Bilanzglieder wurden über die Jahre 2000 bis 2010 gemittelt, um jährliche Schwankungen auszugleichen. Durch geostatistische Regionalisierungs-

verfahren wurden die Bilanzglieder von den BZE-Punkten auf die Traktecken der Bundeswaldinventur (BWI) übertragen (Kapitel 10). Dort kann mittels der BWI-Aufnahmedaten ein mittlerer Ernteentzug quantifiziert und der nfSB gegenübergestellt werden. Zusätzlich werden die räumlichen Muster der Bilanzen gegenüber der BZE durch die 16-fache Datendichte der BWI besser herausgearbeitet. Allerdings steigen durch die Regionalisierung die Modellfehler zusätzlich zu den ohnehin hohen Fehlermargen der an den Messorten der BZE hergeleiteten Bilanzglieder. Detaillierte Informationen zur Ermittlung der nutzungsfreien Stoffbilanz finden sich in den Kapiteln 6 und 8.

### 15.2.2 Ableitung verschiedener Nutzungsintensitäten

Eine Möglichkeit des aktiven Nährstoffmanagements ist es, die Nutzungsintensität so lange zu reduzieren bzw. zu erhöhen bis die Nährstoffbilanzen ausgeglichen sind. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass durch Nutzungsreduktion kaum eine Verbesserung der Gesamtbilanzen erreicht wird, wenn schon die nutzungsfreie Stoffbilanz des Bodens (nfSB) deutlich negativ ist. Die Nutzungsintensität, differenziert nach Sortimenten und Kompartimenten, wurde auf der Basis der mit WEHAM modellierten Nutzungsmenge einzelbaumweise für den Zeitraum von 2003 bis 2052 berechnet und auf Jahresmittelwerte aggregiert. Eine detaillierte Beschreibung der Methodik findet sich in Kapitel 12.

In einem ersten Schritt wurde zur Ableitung einer theoretisch verfügbaren Erntemenge im Hinblick auf die zu erwartenden Sortimente und der ermittelten Nährstoffverfügbarkeit des Standorts eine „Sortimentsabschichtung“ vorgenommen. Dabei wurde an allen Traktecken der BWI die Nutzungsintensität gegenüber der Nutzung nach Szenario ‚Real‘ schrittweise reduziert, bis die Nährelementbilanzen ausgeglichen waren. Für jeden Stichprobenpunkt wurde demnach der berechneten nfSB der gesamte geplante Nutzungsentzug gegenübergestellt. Bei der schrittweisen Abschichtung wurde mit den geringwertigsten Sortimenten (Eh) begonnen. Die wertvolleren Sortimente (Ih und Sth) wurden nur dann in die Reduktion einbezogen, wenn nach vollständiger Reduktion des wertärmeren Sortiments die Nährstoffbilanz immer noch negativ war. Durch die Priorisierung (vgl. Kapitel 12) und die schrittweise Abschichtung der Sortimente konnte so die theoretisch verfügbare Erntemenge unter Einhaltung einer ausgeglichenen Stoffbilanz und gleichzeitig die Höhe des theoretischen Nutzungsverzichts berechnet werden.

In einem zweiten Schritt wurden in dieser Projektarbeit verschiedene, in der Praxis potentiell umsetzbare Nutzungsszenarien gebildet. Sie berücksichtigen unterschiedliche Intensitäten der Derbholz- und Kronennutzung sowie die Umverteilung von Biomassekompartimenten (Bestand – Rückegasse – Export) in Abhängigkeit von der Nutzungstechnik:

- Das Szenario ‚**Min**‘ ist das nährelementschonendste Szenario. Die Nutzung beschränkt sich auf Stamm- und Industrieholz. Die Nutzungsgrenze liegt in Abhängigkeit vom Brusthöhendurchmesser bei Zopfdurchmessern von 12 bis 14 cm bei Nadelholz und 12 bis 17 cm bei Laubholz (vgl. Kapitel 12 Tabelle 12.3). Erntever-

---

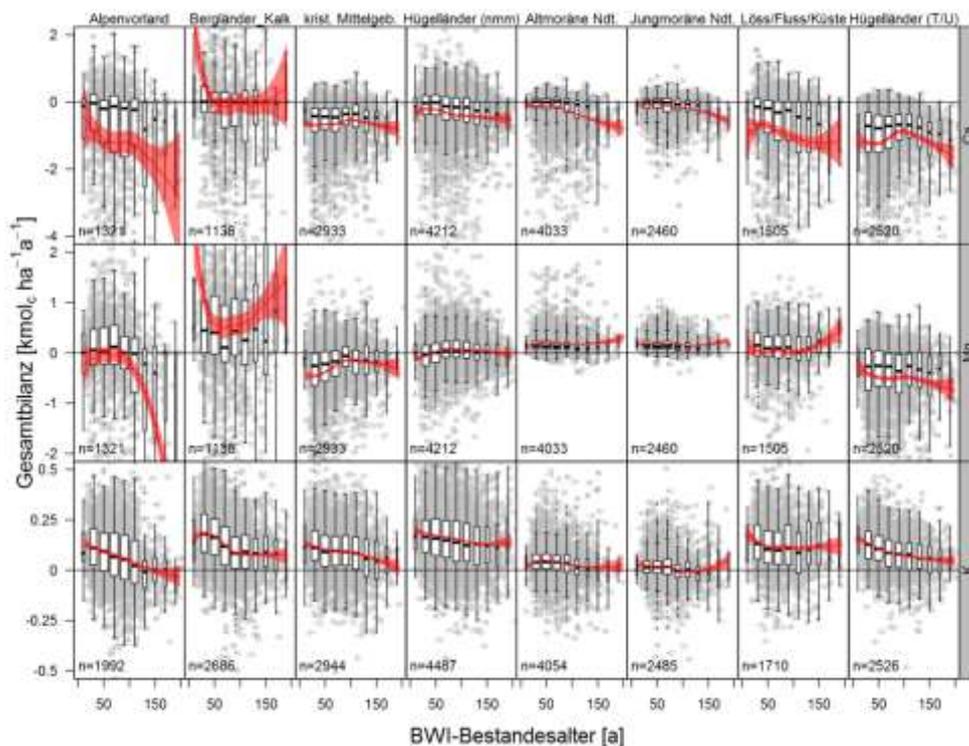
<sup>3</sup> Die Stichproben der BWI sind in Trakten angeordnet. Ein Trakt ist ein Quadrat mit einer Seitenlänge von 150 m. Die Traktecken, die auf Wälder treffen, bilden den Mittelpunkt für das Aufnahmeverfahren.

luste im Derbholz werden mit 10 % (Pretzsch 2009, von Wilpert et al. 2011) veranschlagt. Reisig und Astderbholz werden nicht genutzt und verbleiben durch geeignete motormanuelle oder maschinelle Entastung im Bestandesinneren (nicht auf der Rückegasse konzentriert). Zusätzlich findet, wie von Heppelmann et al. (2016) vorgeschlagen, eine Entrindung des Derbholzes im Bestand statt. Damit werden die nährstoffreichsten Teile (Kronenmaterial und Rinde) komplett auf der Fläche belassen und stehen dort als Nährstoffquelle zur Verfügung.

- Das Szenario ‚**Real**‘ bildet eine derzeit weit verbreitete Nutzungsintensität ab. Die Hauptsortimente sind Stammholz (Sth), Industrieholz (Ih) und Energieholz (Eh). Es wird das gesamte Derbholz mit Rinde abzüglich von 10 % Ernteverlusten geerntet. Die Nutzungsgrenze liegt bei einem Zopfdurchmesser von 7 cm. Die Ernte erfolgt maschinell und zur Bodenschonung werden die Rückegassen armiert. Dazu wird die Hälfte des anfallenden Reisigs (Nichtderbholz) verwendet. Es wird angenommen, dass 80 % der auf den Rückegassen mit der Biomasse aufgebrachten Nährstoffe mittelfristig dem System nicht zur Verfügung stehen und somit als Verlust gewertet werden müssen.
- Das Szenario ‚**Max**‘ bildet die im Vergleich höchste Ernteintensität ab. Das gesamte Derbholz wird ohne Abzüge für technische Ernteverluste als Stamm-, Industrie- oder Energieholz genutzt. Weiterhin werden unter den gleichen Annahmen wie im Szenario ‚Real‘ Reisigmatten auf den Rückegassen angelegt. Zusätzlich wird die andere Hälfte des Kronenmaterials abzüglich der Ernteverluste von 20 % für Nadelbäume und 40 % für Laubbäume als Biomasse zur Energiegewinnung oder chemischen Konversion gewonnen. Dieses Szenario entspricht somit weitgehend einer Vollbaumnutzung.

### 15.2.3 Behandlung des Bestandesalters bei der Bilanzierung

Nährstoffflüsse unterliegen während einer forstlichen Umtriebszeit einer hohen Dynamik. Die Nutzungsintensität (und damit die Nährstoffentzüge) nehmen mit dem Bestandesalter von keiner Nutzung in der Jungwuchsphase bis zu maximalen Nutzungsintensitäten in der Endnutzungsphase zu. Ein gegenläufiger Prozess sind die nach der Endnutzung verstärkten Nährelementexporte mit dem Sickerwasser durch Störungen des Bestandes und des Bodens (Ahrends et al. 2005, Rothe & Mellert 2004), insbesondere nach Kahllegung (von Wilpert 2008, Weis et al. 2006, Weis et al. 2001, Bormann & Likens 1979). Entsprechend wäre es denkbar, dass aufgrund eines unausgeglichene Altersklassenaufbaus, wie er in einigen Regionen durchaus vorkommen kann (vgl. z.B. Albert et al. 2016), Verzerrungen der Gesamtbilanz auftreten. Um dieses näher zu untersuchen, wurden die Gesamtbilanzen der BWI-Punkte gegen das Alter im Jahr 2003 (Beprobung BWI<sup>2</sup>, Startjahr der 50-jährigen Simulation und Prognose der Nährelemententzüge; vgl. Kapitel 12.2.1) aufgetragen (Abb. 15.1).



**Abb. 15.1:** Stoffbilanz (Verwitterung + Deposition – Sickerwasserabfluss – mittlerer Ernteentzug [Szenario ‚Real‘]) an den BWI-Traktecken über dem mittleren Bestandesalter zum Zeitpunkt  $BWI^2$ , stratifiziert nach Modellregionen, für Calcium und Magnesium nur auf karbonatfreien Böden. Boxplots für Altersklassen von 20 Jahren; die Breite der Box ist proportional zur Anzahl an Traktecken in der Altersklasse; y-Achse auf 90 % der Daten beschränkt, die Datengrundlage für die LOESS-Ausgleichskurve jedoch nicht.

Bei der Interpretation der Darstellung ist zu beachten, dass die Ausgleichsfunktionen bei geringen Datendichten in sehr alten Beständen (> 150 Jahren) extrem unsicher waren, der Altersbereich einer forstlichen Umtriebszeit jedoch gut abgedeckt wurde. Die hypothesenkonform tendenziell mit dem Alter abfallenden Ausgleichsfunktionen wiesen jedoch überwiegend nur geringe negative Steigungen auf. Dies war insofern erwartungskonform, als die Gesamtbilanzen für den Ernteentzug einen Zeitraum von 50 Jahren berücksichtigten und der Alterseffekt (wie er bei einer inhomogenen Altersklassenverteilung auftreten würde) entsprechend vermindert wurde. Demzufolge erschien es gerechtfertigt, bei der Bewertung und Einordnung der Stoffbilanzen auf die Berücksichtigung des Alterseffekts zu verzichten.

## 15.2.4 Behandlung von Kalkstandorten bei der Bilanzierung

Auf Kalk- und Dolomitstandorten ist die Versorgung der Waldbestände mit Calcium und Magnesium in der Regel unproblematisch, da durch die hohe Löslichkeit des Ausgangs-

gesteins beide Elemente im Überfluss verfügbar sind. Nur auf sehr reinen Kalken (Calciumkarbonat) kann es zu einer unzureichenden Magnesiumversorgung kommen. Die hohe Löslichkeit der Karbonate bedingt hohe absolute Elementflüsse von Calcium und Magnesium mit der Verwitterung und dem Sickerwasseraustrag. Die Kombination von hohen Flussraten bei gleichzeitig hohem Vorhersagefehler der Modelle führt dazu, dass eine hinreichend verlässliche Interpretation der Stoffbilanz für diese Standorte nicht gewährleistet ist. Aus den genannten zwei Gründen wurden für Kalk- und Dolomitstandorte die Stoffbilanzen modifiziert, indem sie für Calcium und Magnesium als immer ausgeglichen angenommen werden. Für die BWI-Punkte wurde ein binäres Klassifikationsmodell verwendet, das Karbonatstandorte mit einer Treffergenauigkeit von mehr als 90 % identifiziert (vgl. Kapitel 10).

### 15.2.5 Behandlung von BWI-Punkten mit Bodenschutzkalkung

Bodenschutzkalkungen beeinflussen die Stoffbilanzen von Calcium und Magnesium, da beide Elemente im applizierten Dolomitmalk enthalten sind. Die Dolomitmalklösung erhöht zunächst den Eintrag beider Elemente in den Boden. Infolgedessen kann es vorübergehend, aber auch längerfristig, zu höheren Exporten mit dem Sickerwasser kommen (Greve 2015, Huber et al. 2006a). Das langfristige Ziel der Kalkung, die Basensättigung und damit den Vorrat an austauschbar im Boden gebundenem Calcium und Magnesium zu erhöhen, beeinflusst zudem den pflanzenverfügbaren Bodenvorrat (Guckland et al. 2012, Huber et al. 2006a, von Wilpert et al. 2013). Kalkungseffekte sollten dementsprechend in den Bilanzen von Calcium und Magnesium berücksichtigt werden. Dies wird jedoch durch einige prinzipielle und praktische Hindernisse erschwert. Für die BZE-Punkte stehen Informationen zu vergangenen Kalkungen zur Verfügung. Diese Informationen sind hinsichtlich Zeitpunkt, Wiederholung und Menge der Ausbringung von Dolomit jedoch sehr heterogen.

Eine pauschale Abschätzung der teilweise gegenläufigen Bilanzeffekte ist nicht möglich, da die verschiedenen Bestände und Böden sehr unterschiedlich hinsichtlich Aufnahme, Festlegung und Auswaschung des ausgebrachten Calciums und Magnesiums reagieren (vgl. auch Guckland et al. 2012). Für die Punkte der BWI fehlen belastbare Angaben zur Kalkung für einen Teil des Bundesgebiets oder sind in einigen Ländern sehr inhomogen verteilt. So lagen z.B. in Niedersachsen zum Zeitpunkt der Projektbearbeitung verfügbare Informationen nur für den Staatswald vor. Auswertungen im Rahmen der Regionalisierung von Stoffbilanzen (Kapitel 10) ergaben, dass dort, wo die Kalkung dokumentiert war, in den Regionalisierungsmodellen der Kalkungseffekt in Bezug auf die Zielgrößen Sickerwasserverlust, Verwitterung und Bodenvorrat für Calcium und Magnesium nur selten signifikant war und sehr niedrige Koeffizienten mit wechselndem Vorzeichen aufwies. Das zeigt, dass die Kalkung in unserem Datenmaterial offensichtlich keinen eindeutig gerichteten und allenfalls nur sehr schwachen Einfluss auf die einzelnen Bilanzglieder der Nährelementbilanzen hat. Dies kann auch damit begründet werden, dass die maximale Tiefenwirkung der Kalkung i.d.R. nur für 0-40 cm Bodentiefe statistisch gesichert nachweisbar ist (Guckland et al. 2012, Huber et al. 2006a, Wellbrock et al. 2016a). Bei der Betrachtung von Elementvorräten bis 90 cm Bodentiefe fallen die Unterschiede deutlich geringer aus und sind statistisch wenig abgesichert. Aus den genannten Gründen wurde bei der Ableitung des Steue-

rungsbedarfs und von Handlungsoptionen auf Bundesebene die Kalkungswirkung nicht berücksichtigt.

### 15.2.6 Unsicherheiten und Interpretierbarkeit der Ergebnisse

Nährstoffbilanzen sind als Instrument der Nachhaltigkeitsbewertung von Nutzungsoptionen in ihrer Theorie fundiert und einfach in ihrer Anwendung. Aus pragmatischen Gründen (komplexe Datengrundlage, aufwändige Modellierungen) werden die großen Unsicherheiten, die sich aus den Modellfehlern der einzelnen Bilanzglieder (Deposition, Verwitterung, Sickerwasseraustrag, Nutzungsentzüge) und deren Regionalisierung ergeben, häufig außer Acht gelassen. Für die Abschätzung von Handlungsbedarf und Handlungsoptionen auf regionaler Ebene ist aber, neben der Entscheidungsgrundlage einer Nährstoffbilanz, auch deren Belastbarkeit und damit die statistische Signifikanz des Ergebnisses maßgeblich. Kapitel 11 gibt einen Überblick über die Unsicherheiten der einzelnen Bilanzglieder und des Regionalisierungsverfahrens. Mit Hilfe von Monte-Carlo-Simulationen wird die Unsicherheit der nutzungsfreien Stoffbilanz und der Gesamtbilanz abgeschätzt. Die Berechnung der Nährstoffbilanz wird dazu zehntausendfach wiederholt und den Modellvorhersagen der einzelnen Bilanzglieder jeweils ein Fehlerwert hinzuaddiert. Der Fehlerwert wird zufällig aus seiner bekannten bzw. angenommenen Wahrscheinlichkeitsverteilung ausgewählt. In Regionen mit signifikant (Irrtumswahrscheinlichkeit  $p < 5\%$ ) oder schwach signifikant ( $p < 10\%$ ) negativen Bilanzen sind Maßnahmen zum Erhalt des standörtlichen Nährstoffangebots vordringlich einzusetzen. Gebiete, die zwar negative Bilanzen aufweisen, für die die Irrtumswahrscheinlichkeit jedoch hoch ( $p \geq 10\%$ ) ist, können hinsichtlich ihres Nährstoffhaushalts als tendenziell behandlungsbedürftig eingestuft werden. Signifikant und schwach signifikant positive Bilanzen weisen dagegen auf unkritische Nährstoffverhältnisse hin, wogegen bereits bei positiven Bilanzen mit hoher Irrtumswahrscheinlichkeit das Vorsorgeprinzip gelten sollte.

Bei der Interpretation der Bilanzergebnisse ist zusätzlich zu beachten, dass die Grundlagen für die Ableitung und Quantifizierung von Optionen des Nährstoffmanagements nur an den einzelnen Traktecken der Bundeswaldinventur vorliegen. Da an den Traktecken jedoch vergleichsweise kleine Stichproben der untersuchten Waldbestände erhoben wurden, können diese von Sondersituationen wie größeren Lücken oder überproportional massereichen Einzelbäumen dominiert werden, was die Übertragung der an einzelnen Traktecken erarbeiteten Ergebnisse auf Bestandes- und Betriebsebene unsicher macht. Inwieweit und wann Bilanzdefiziten durch aktive Maßnahmen des Nährstoffmanagements in der Praxis entgegengewirkt werden soll und welche Handlungsoptionen dafür gewählt werden, kann nur auf Betriebsebene im Einzelfall entschieden werden. Die Befunde an einzelnen BWI-Trakten oder gar -Traktecken dürfen nicht punktscharf interpretiert werden. Die Ableitung konkreter Steuerungsmaßnahmen auf Basis einzelner BWI-Punkte ist nicht zulässig, da aus den Einzelpunkten keine flächenbezogenen Informationen sicher abgeleitet werden können. Dies ist nur an hinreichend großen Datenkollektiven möglich. Deshalb werden in der vorliegenden Arbeit aggregierte Werte (Mediane oder Mittelwerte) auf der Ebene der in Kapitel 10 zusammengefassten Bodengroßlandschaften (Modellregionen) interpretiert (vgl. Abb. 15.1). Diese sind als Indikatoren für die Einschätzung des regionalen Bedarfs von Steue-

rungsmaßnahmen zu verstehen und nicht als Entscheidungsinstrumente mit konkretem Bestandes- oder Betriebsbezug. Die Entscheidungsgrundlage für konkrete Maßnahmen kann die Übertragung der auf Bundesebene an BWI-Traktecken hergeleiteten Nährstoffbilanzen auf die hinsichtlich waldbaulicher und wachstumskundlicher Informationen detaillierteren und kleinräumigeren Datenbestände der Betriebsinventuren oder Forsteinrichtungen sein. Kapitel 14 zeigt dieses Vorgehen exemplarisch an zwei Testbetrieben.

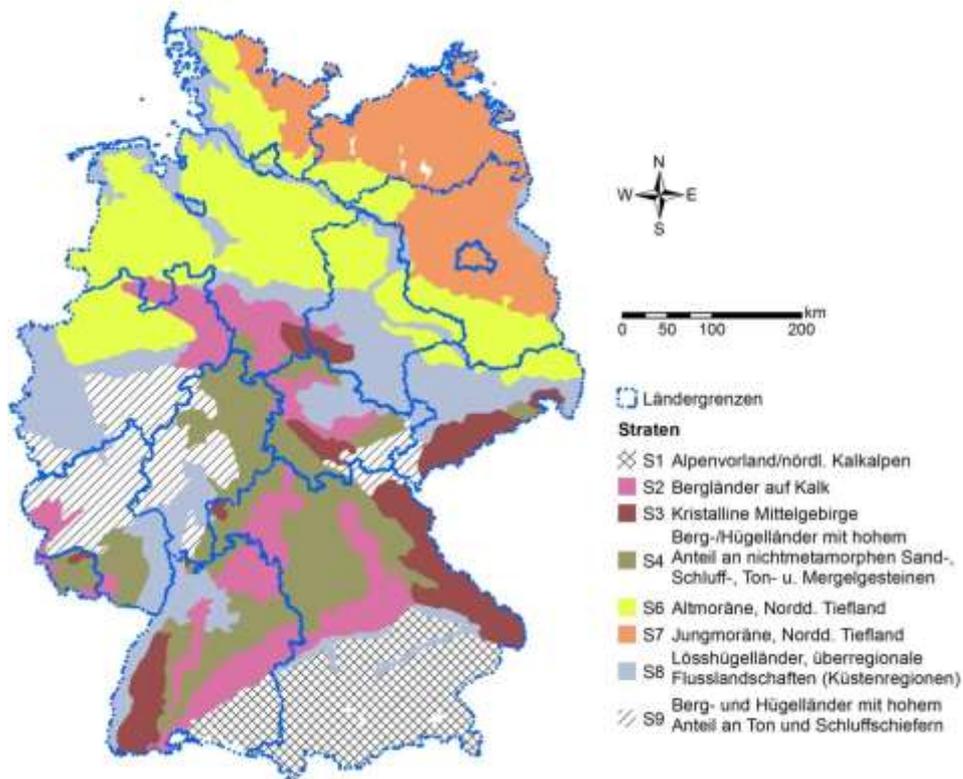


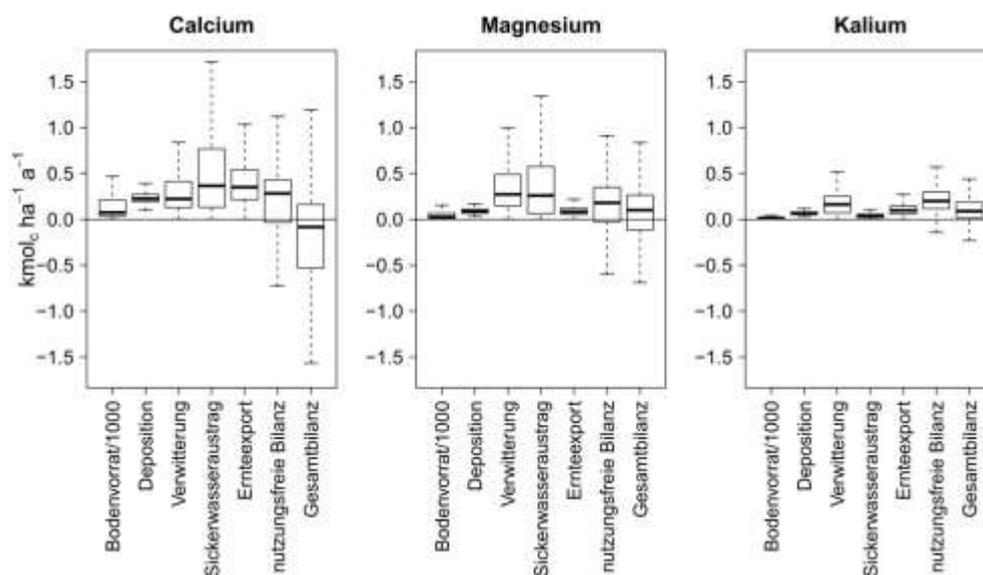
Abb. 15.2: Lage der aggregierten Bodengroßlandschaften (Modellregionen)

## 15.3 Ergebnisse

### 15.3.1 Stoffbilanzen

Die Bedeutung der einzelnen Bilanzglieder in der Stoffbilanz der BWI-Punkte fiel sehr elementspezifisch aus (vgl. Abb. 15.2). Eine relativ gleichmäßige Verteilung auf die einzelnen Bilanzglieder zeigte sich für Calcium. Die beiden Verlustgrößen Sickerwasseraustrag und Ernteexport lagen tendenziell höher als die beiden Gewinngrößen Deposition und Verwitterung, so dass die Gesamtbilanz deutlich in den negativen Bereich tendierte. Aufgrund der hohen Sickerwasserausträge wiesen schon mehr als 25 % der BWI-Punkte auch ohne

Berücksichtigung der Nutzungsentzüge eine negative Calciumbilanz auf. Eine entsprechende Größenordnung galt auch für die nutzungsfreie Magnesiumbilanz. Dieses Ergebnis resultierte jedoch aus einer andersartigen Verteilung der einzelnen Bilanzglieder. Bei Magnesium verlor der Ernteexport deutlich an Gewicht, so dass auch die Gesamtbilanz im Mittel eher im positiven Bereich verblieb. Dies ließ sich auch darauf zurückführen, dass sich die Magnesiumbereitstellung durch Verwitterung und die Verluste durch Sickerwasserausträge in etwa ausgleichen. Bei Kalium verlor der Sickerwasseraustrag erheblich an Bedeutung. Wichtigster Exportpfad war der Ernteexport. Dieser erreichte zwar nicht die Größenordnung der Verwitterung, hatte jedoch immerhin ein so großes Gewicht, dass die Gesamtbilanz auf etwas weniger als 20 % der Standorte negativ wurde. Insbesondere bei Magnesium und Kalium wiesen die berücksichtigten Bodenvorräte nur eine nachrangige Bedeutung auf.



**Abb. 15.3: Median und Streubereich der Bilanzglieder, der nutzungsfreien Stoffbilanz und der Gesamtbilanz für die Punkte der BWI (für Calcium und Magnesium unter Ausschluss der Karbonatstandorte; Ernteexport für Szenario ‚Real‘).**

Abb. 15.3 zeigt, dass die Vorzeichen und die Größe der Bilanzen regional sehr unterschiedlich ausfielen. Allerdings traten für Calcium und Magnesium die mindestens schwach signifikant ( $p < 10\%$ ) negativen Gesamtbilanzen in ähnlichen räumlichen Mustern auf, mit Schwerpunkten in den kristallinen Mittelgebirgen und den Hügelländern mit hohen Schluff- und Tonschieferanteilen im südlichen Nordrhein-Westfalen, in Rheinland-Pfalz und im Sauerland. In diesen Regionen waren häufig schon die nutzungsfreien Stoffbilanzen der beiden Elemente negativ. Ursachen sind die basenarmen Ausgangsgesteine (Richter et al. 2007), die überdurchschnittlich hohen Sickerwasserraten (von Wilpert et al. 2016a) und die

häufig sehr hohen atmosphärischen Säurebelastungen (Schaap et al. 2015), die in der Vergangenheit noch wesentlich höher lagen (Gauger et al. 1997). Unter diesen Rahmenbedingungen ergaben sich geringe Verwitterungsraten (vgl. Kapitel 6) und hohe Austräge mit dem Sickerwasser (vgl. Kapitel 8) mit in Folge negativen Bilanzen. Die räumlichen Muster waren mit denen der BZE-Punkte (vgl. Kapitel 9) vergleichbar, mithilfe der Regionalisierung auf die 16-fache Punktedichte des BWI-Netzes sind regionale Überschuss- und Defizitareale aber deutlich stärker gegeneinander abgrenzbar.

Die Gesamtbilanzen sind die zentrale Entscheidungsgrundlage für die Beurteilung der verschiedenen Nutzungsszenarien. Um einen Eindruck der Größenordnung und großräumigen Unterschiede der Bilanzen und ihrer Eingangsgrößen zu vermitteln, sind in Tab. 15.1 die Mediane für verschiedene Regionen zusammengestellt. Bei der Berechnung der Bilanzen wurden für Calcium und Magnesium karbonatführende Standorte nicht berücksichtigt. Zur besseren Vergleichbarkeit und Interpretation wurden die Regionen der Regionalisierungsstraten (vgl. Abb. 15.1) verwendet. Für die forstliche Praxis wären jedoch auch andere Aggregationen z.B. für die „Waldökologischen Naturräume Deutschlands“ (Gauer & Kroihner 2012) durchführbar. Zu beachten ist jedoch, dass jede Art einer regionalen Zusammenfassung die kleinräumigen Unterschiede verwischt, die z.B. in Abb. 15.3 sichtbar werden.

Im Median lagen die Bilanzüberschüsse für Calcium und Magnesium in den beiden Naturräumen „Alpenvorland und Kalkalpen“ und „Bergländer auf Kalk“ am höchsten. Allerdings werden insbesondere in der Region „Alpenvorland und Kalkalpen“ sehr unterschiedliche Substrate (Kalkgestein, kalkreiche Schotter und Moränen, Tertiärmaterial mit Lössüberlagerung) zusammengefasst, die auch in ihren Bilanzen differierten (vgl. Abb. 15.3). Deutlich negative Gesamtbilanzen fanden sich für die Regionen „Kristalline Mittelgebirge“ und „Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an Ton- und Schluffschiefern“ (insbesondere Sauerland). Für die übrigen Naturräume ergaben sich für die Mediane von Calcium und Magnesium leicht positive oder nahezu ausgeglichene Bilanzlagen. Kalium zeigte in praktisch allen Regionen leicht positive Mediane der Bilanzen.

Die bedeutendsten Ernteexporte des Nutzungsszenarios ‚Real‘ fanden sich in den beiden Regionen mit den höchsten nutzungsfreien Stoffbilanzen. Auf den Moränenstandorten des Norddeutschen Tieflands hingegen befinden sich aufgrund der dort geringen Wuchsleistung der Bestände die niedrigsten Ernteentzüge.

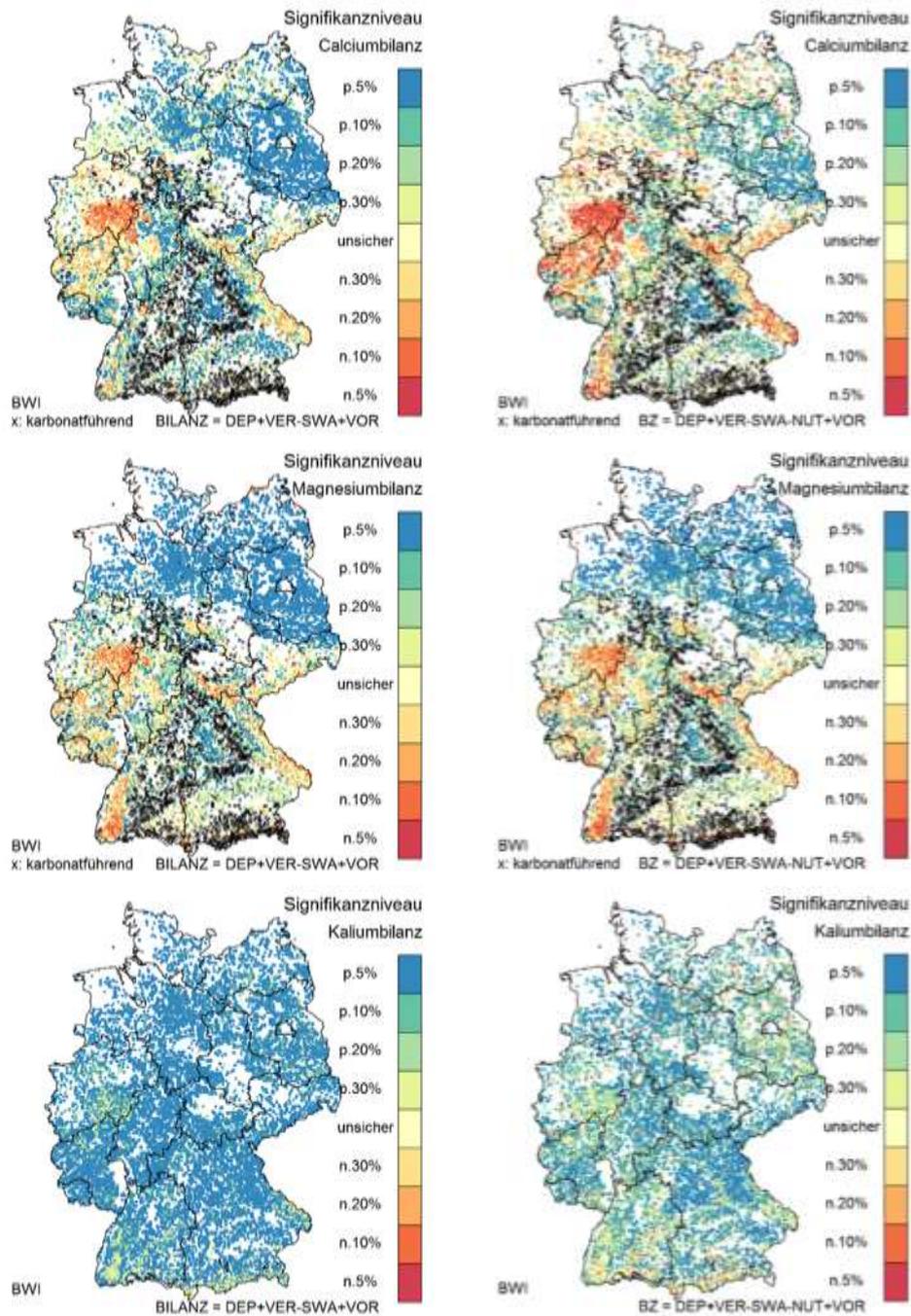


Abb. 15.4: Nutzungsfreie Stoffbilanz (linke Spalte) und Gesamtbilanz (Szenario ‚Real‘; rechte Spalte) von Calcium, Magnesium und Kalium an den BWI-Traktecken. Bilanzdefizite werden in rot, positive Bilanzen in blau dargestellt. Die Farbtintensität gibt die Irrtumswahrscheinlichkeit an.

**Tab. 15.1: Mediane der Stoffbilanzen an den Traktecken der BWI stratifiziert nach Nähr-  
elementen und Modellregionen (für Calcium und Magnesium nur auf karbonatfreien Böden)  
für das Nutzungsszenario ‚Real‘. Nutzungsfreie Stoffbilanz und Gesamtbilanz wurden für die  
Traktecken einzeln berechnet und daraus die Mediane abgeleitet.**

Modellregion		Boden- vorrat	Deposi- tion	Verwit- terung	Sicker- wasser- austrag	Ernte- export	nutzungs- freie Stoffbilanz	Gesamt- bilanz
		alle Traktecken					karbonatfreie Traktecken	
		[kmol <sub>c</sub> ha <sup>-1</sup> ]	[kmol <sub>c</sub> ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]					[kmol <sub>c</sub> ha <sup>-1</sup> ]
Alpenvorland und Kalkalpen	Ca	426,6	0,252	1,124	2,549	0,554	<b>0,627</b>	<b>0,018</b>
	Mg	134,9	0,063	1,174	1,249	0,108	<b>0,406</b>	<b>0,283</b>
	K	17,1	0,058	0,177	0,035	0,119	<b>0,219</b>	<b>0,085</b>
Bergländer auf Kalk	Ca	840,0	0,243	2,076	3,228	0,524	<b>0,562</b>	<b>0,101</b>
	Mg	75,8	0,072	1,581	0,923	0,104	<b>0,768</b>	<b>0,657</b>
	K	25,6	0,061	0,216	0,044	0,117	<b>0,268</b>	<b>0,143</b>
Kristalline Mittelgebirge	Ca	46,8	0,292	0,223	0,529	0,406	<b>0,102</b>	<b>-0,342</b>
	Mg	23,9	0,087	0,295	0,471	0,091	<b>-0,021</b>	<b>-0,128</b>
	K	11,7	0,075	0,174	0,048	0,103	<b>0,217</b>	<b>0,105</b>
Berg- und Hügelländer: S,T,U-Gestein	Ca	172,3	0,241	0,425	0,394	0,391	<b>0,454</b>	<b>0,061</b>
	Mg	92,7	0,076	0,402	0,322	0,088	<b>0,215</b>	<b>0,122</b>
	K	18,8	0,060	0,225	0,031	0,102	<b>0,277</b>	<b>0,165</b>
Altmoräne, Norddeutsches Tiefeland	Ca	57,2	0,201	0,136	0,099	0,240	<b>0,298</b>	<b>0,045</b>
	Mg	10,4	0,084	0,161	0,050	0,070	<b>0,206</b>	<b>0,139</b>
	K	7,2	0,071	0,050	0,026	0,065	<b>0,110</b>	<b>0,043</b>
Jungmoräne, Norddeutsches Tiefeland	Ca	50,9	0,217	0,122	0,054	0,302	<b>0,336</b>	<b>0,038</b>
	Mg	6,4	0,103	0,139	0,037	0,082	<b>0,210</b>	<b>0,134</b>
	K	6,2	0,059	0,038	0,016	0,079	<b>0,088</b>	<b>0,016</b>
Lösshügel- länder, Fluss- landschaften	Ca	275,3	0,201	0,476	0,702	0,396	<b>0,343</b>	<b>-0,070</b>
	Mg	52,9	0,073	0,522	0,340	0,077	<b>0,232</b>	<b>0,147</b>
	K	17,5	0,053	0,216	0,028	0,101	<b>0,256</b>	<b>0,133</b>
Berg- und Hügelländer: T,U-Schiefer	Ca	57,2	0,228	0,189	0,764	0,396	<b>-0,247</b>	<b>-0,705</b>
	Mg	32,6	0,093	0,312	0,607	0,084	<b>-0,160</b>	<b>-0,251</b>
	K	12,6	0,068	0,192	0,055	0,107	<b>0,215</b>	<b>0,105</b>

Zur Auswahl geeigneter Handlungsoptionen ist die Betrachtung der verschiedenen Bilanzglieder von Bedeutung. Unter den aktuellen Rahmenbedingungen („weiterhin hohe Säurebelastungen durch Nitrifikation von Stickstoffverbindungen und Remobilisierung von zwischengespeichertem Schwefel im Unterboden“, vgl. Wellbrock et al. 2016a) hatte der Nährlementexport mit dem Sickerwasser ein deutliches Gewicht in der nutzungsfreien Calcium- und Magnesiumbilanz. Entsprechend werden in Tab. 15.2 die beiden Exportgrößen „Austrag mit der Sickerung“ und „Ernteexport“ als prozentuale Verhältnisse gegenübergestellt. Es ist zu beachten, dass die Relation zwischen Ernte- und Sickerungsexport an jeder Traktecke berechnet wurde. Erst danach erfolgte die Aggregation zu Medianen. Dabei ergab sich, dass der Calciumexport mit der Holzernte häufig nur 50-70 % des Sickerwasserexportes betrug. Eine Ausnahme bildete das Norddeutsche Tiefland, wo selbst die nied-

rigen Ernteentzüge die Sickerwasserexporte deutlich übertrafen. Magnesiumionen sind im Boden mobiler als Calciumionen und werden dementsprechend leichter mit dem Sickerwasser ausgetragen. Entsprechend betrug der Magnesiumexport mit der Holzernte in den meisten Regionen lediglich 10-30 % der Flussrate mit der Sickerung. Eine Ausnahme bildete auch hier das Norddeutsche Tiefland. Der Grund für die höheren Anteile der Ernteentzüge im Norddeutschen Tiefland ist darin zu suchen, dass dort im Vergleich zu allen anderen Modellregionen die niedrigsten Austräge mit dem Sickerwasser gefunden wurden. Dies ist einerseits dadurch zu erklären, dass dort die höchsten Kiefernanteile vorliegen und unter Kiefern häufig geringe Nitratausträge zu beobachten sind (Borken & Matzner 2004) und somit ein wichtiger Antriebsfaktor für den Kationenaustrag fehlt. Außerdem wird der Sickerwasseraustrag in der Nordostdeutschen Tiefebene zusätzlich durch die dort niedrigen Jahresniederschläge vermindert (Riek 2009). Ein vollkommen konträres Bild ergab sich für Kalium. Hier lagen die Exporte mit der Holzernte in allen Modellregionen deutlich über den Austrägen mit dem Sickerwasser. Dies liegt zum einen an der effektiven Aufnahme durch Wurzeln und zum anderen an der Kaliumfixierung in den Zwischenschichten von Tonmineralien (Blume et al. 2002).

### 15.3.2 Handlungsoptionen

Die dargestellten Ergebnisse weisen auf zwei prinzipiell unterschiedliche Problembereiche hin. Zum einen ergaben sich Regionen, die mit hoher Sicherheit ohne jede Nutzung defizitäre Stoffbilanzen für die untersuchten Nährelemente aufwiesen. Das bedeutet, dass hier jegliche Nutzung zur weiteren Verschlechterung der Nährelementbilanzen führt, da bereits ohne Nutzung die Basenvorräte im Boden signifikant abnehmen. Andere Standorte zeigten erst nach Berücksichtigung der erntebedingten Nährstoffentzüge unterschiedlicher Intensität keine ausgeglichene Nährstoffbilanz mehr. Es muss also zwischen einem reinen Bodenschutzproblem und Nährelementdefiziten, die auf den gleichen Standorten sowohl durch Nutzung als auch durch Bodenversauerung und Entbasung ausgelöst sein können, unterschieden werden. Prinzipiell sind bei durch Holzernte defizitären Nährstoffbilanzen zwei unterschiedliche Handlungsalternativen gegeben. Zum einen die Reduktion der Nutzungsintensität und damit des erntebedingten Nährelementexports, zum anderen der Ausgleich von Nährelementdefiziten durch entsprechende Nährelementrückführung.

**Tab. 15.2: Mediane der Relation zwischen Nährelementexport mit der Ernte und im Sickerwasserantrag an den Traktecken der BWI, stratifiziert nach Modellregionen (für Calcium und Magnesium nur auf karbonatfreien Böden; Ernte = verwertbare Holzbiomasse für die drei Nutzungsszenarien ‚Min‘, ‚Real‘ und ‚Max‘).**

Modellregion		Ernteexport [kmol <sub>c</sub> ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]			Sickerung	Ernte / Sickerung [%]		
		‚Min‘	‚Real‘	‚Max‘		‚Min‘	‚Real‘	‚Max‘
Alpenvorland/Kalkalpen	Calcium	0,201	0,544	0,702	1,060	19,7	54,8	70,4
Bergländer auf Kalk		0,154	0,450	0,572	0,648	30,1	96,2	118,3
Kristalline Mittelgebirge		0,146	0,406	0,524	0,529	25,5	69,5	90,3
Berg-/Hügelländer: S,T,U-Gestein		0,128	0,371	0,469	0,366	36,3	104,7	131,0
Altmoräne, Norddt. Tiefland		0,078	0,237	0,303	0,097	67,9	202,9	259,9
Jungmoräne, Norddt. Tiefland		0,099	0,296	0,370	0,050	120,9	329,2	414,9
Lösshügelländer, Flusslandschaften		0,108	0,370	0,454	0,606	16,2	56,8	70,2
Berg-/Hügelländer: T,U-Schiefer		0,131	0,394	0,502	0,743	15,7	47,9	61,7
Alpenvorland/Kalkalpen	Magnesium	0,053	0,110	0,144	0,787	6,7	13,3	17,4
Bergländer auf Kalk		0,050	0,095	0,125	0,497	13,3	23,6	29,3
Kristalline Mittelgebirge		0,043	0,091	0,121	0,471	9,3	19,0	25,0
Berg-/Hügelländer: S,T,U-Gestein		0,046	0,087	0,111	0,298	16,4	30,0	38,1
Altmoräne, Norddt. Tiefland		0,033	0,069	0,089	0,050	65,2	131,8	172,2
Jungmoräne, Norddt. Tiefland		0,043	0,080	0,102	0,036	123,3	225,7	286,0
Lösshügelländer, Flusslandschaften		0,041	0,076	0,094	0,315	14,6	26,6	32,8
Berg-/Hügelländer: T,U-Schiefer		0,040	0,083	0,110	0,606	6,6	13,6	17,5
Alpenvorland/Kalkalpen	Kalium	0,062	0,118	0,156	0,035	190,1	347,3	452,2
Bergländer auf Kalk		0,068	0,116	0,147	0,044	161,7	267,2	335,3
Kristalline Mittelgebirge		0,050	0,103	0,139	0,048	102,0	202,3	271,8
Berg-/Hügelländer: S,T,U-Gestein		0,055	0,102	0,132	0,031	180,8	330,4	425,7
Altmoräne, Norddt. Tiefland		0,027	0,065	0,088	0,026	117,6	264,4	356,3
Jungmoräne, Norddt. Tiefland		0,037	0,079	0,105	0,016	226,8	455,1	595,7
Lösshügelländer, Flusslandschaften		0,063	0,101	0,127	0,028	221,3	366,6	454,9
Berg-/Hügelländer: T,U-Schiefer		0,054	0,107	0,142	0,055	101,2	192,7	252,5

### 15.3.2.1 Anpassung der Nutzungsintensitäten

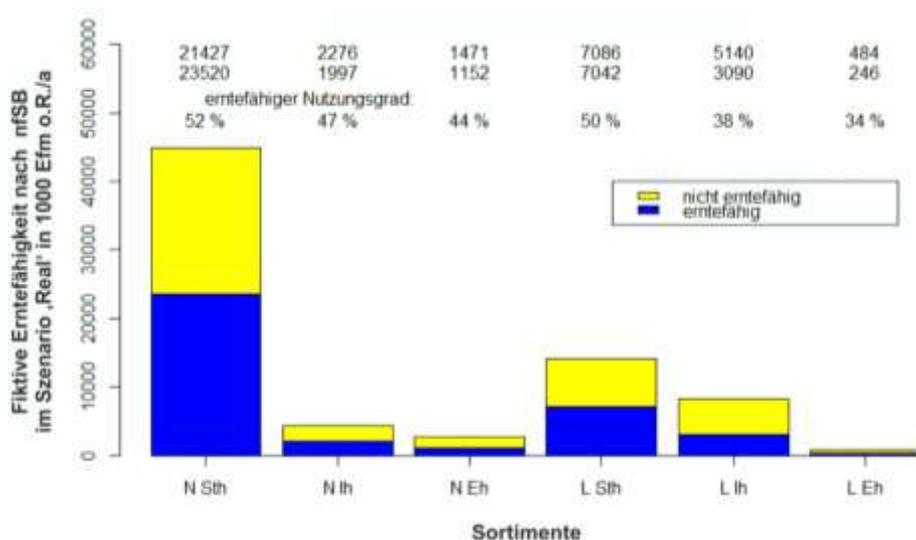
Der Bedarf zur Anpassung der Nutzungsintensität wurde modellhaft auf zwei unterschiedlichen methodischen Wegen abgeschätzt.

#### Schrittweise Reduktion

Einerseits wurde an allen Traktecken der BWI die Nutzungsintensität gegenüber der aktuell üblichen Nutzung schrittweise reduziert, bis die Nährelementbilanzen ausgeglichen waren. Diese Vorgehensweise zeigt für jeden Stichprobenpunkt die theoretisch nachhaltig möglichen Nutzungen und die für den Ausgleich der Nährstoffbilanzen notwendige Nutzungsreduktion, nach Sortimenten gegliedert, auf. Allerdings bleibt dies bei einer punktwisen

Betrachtung ein rein fiktives Konstrukt, da erhebliche Unsicherheiten vorhanden sind. In aggregierter Form und unter der Modellannahme eines mittleren Fehlers von Null, zeigt diese rein modellgetriebene Herangehensweise die theoretische Höhe des notwendigen Nutzungsverzichts, um ausgeglichene Nährstoffbilanzen zu erhalten.

Das Ergebnis einer schrittweisen Reduktion der Ernteintensität nach Sortimenten für das Szenario ‚Real‘ unter Berücksichtigung der drei untersuchten Nährelemente wird in Abbildung 15.5 dargestellt. Dabei bestimmt das am wenigsten verfügbare Element die Bilanz. Visualisiert wird die durchschnittliche Relation zwischen erntefähigen und nicht erntefähigen Sortimentsmassen unter Einhaltung der Nährstoffnachhaltigkeit im Sinne von ausgeglichenen Nährstoffbilanzen. An den BWI-Traktecken mit negativer nfSB wurde das gesamte von WEHAM prognostizierte Erntepotential als Ernteverzicht dargestellt. Bei der Interpretation der Grafik ist zu beachten, dass sich die trakteckenweise Relation zwischen möglicher Ernte und Nutzungsverzicht bei den Sortimenten sowohl aus den unterschiedlichen Massen und Nährstoffgehalten der Sortimente ergibt als auch aus der Verteilung der Baumarten auf unterschiedlichen Standortqualitäten.



**Abb. 15.5: Anpassung der Nutzungsintensität, ausgehend von der aktuellen Nutzung (Szenario ‚Real‘) durch schrittweise Reduktion der Nutzungsintensität, bis die nutzungsreifen Stoffbilanzen ausgeglichen sind. Die Reduktion erfolgte an allen BWI-Traktecken aufsteigend vom geringwertigsten Sortiment Energieholz (Eh) über Industrieholz (Ih) bis zum Stammholz (Sth). Dargestellt sind die nährstoffnachhaltig erntefähigen Sortimentsmassen (L = Laubholz, N = Nadelholz) in Tsd. Efm/a (blau) und die zur Annäherung ausgeglichener Nährstoffbilanzen ermittelten Nutzungsverzichte in Tsd. Efm/a (gelb), bezogen auf die gesamte Waldfläche Deutschlands.**

Bei dieser rein fiktiven Anpassungsoption wären bei den Sortimenten Reduktionen zwischen 48 % und 66 % notwendig, um die Nährstoffbilanzen auszugleichen. Im nach Sorti-

mentsmassen gewichteten Durchschnitt ergeben sich 49 %. Insbesondere beim Nadelholz sind nur kleine Unterschiede zwischen den notwendigen sortimentspezifischen Nutzungsreduktionen zu erkennen. Daraus kann abgeleitet werden, dass die Unterschiede zwischen den Standorten groß sind: entweder die Standorte erlauben die (fast) volle Umsetzung des ermittelten Erntepotenzials ( $\text{nfSB} > \text{Ernteentzug}$ ) oder die geringe Nährstoffausstattung ( $\text{nfSB} < 0$ ) fordert einen vollständigen Nutzungsverzicht. Im aggregierten Mittel erscheint die Nutzung der Hälfte je Sortiment (im Laubholz etwas weniger) gerechtfertigt; ein Flächenbezug ist dabei aber nicht mehr gegeben.

Problematisch ist dieser einfache, ursachenlose Ansatz, da eine negative  $\text{nfSB}$  alleine mit Nutzungsverzicht sanktioniert wird. Die undifferenzierte Forderung nach Nutzungsverzicht auf Flächen mit negativer  $\text{nfSB}$  (ca. 30 % der Traktecken) ist in diesem Kontext nicht vertretbar und geht am Ziel der Arbeit vorbei. Nichtsdestotrotz sind eine rechnerische Umsetzung und die entsprechende Visualisierung hilfreich um zu verstehen, dass ein akuter Handlungsbedarf besteht bzw. dieser durch die Modelle bestätigt wird.

### Realisierbare Nutzungsszenarien

Bei dieser Auswertung wurden drei in der Praxis potentiell umsetzbare Nutzungsszenarien mit unterschiedlicher Nutzungsintensität definiert. Anschließend wurde an jeder einzelnen Traktecke der BWI geprüft, ob der Nährstoffentzug der in den Szenarien geernteten Sortimente von der Stoffbilanz gedeckt wird. War dies nicht der Fall, wurde das Nutzungsszenario mit der nächstniederen Nutzungsintensität gewählt.

Um den Einfluss unterschiedlicher Ernteintensitäten auf die Elementbilanzen auf der Basis der drei vordefinierten Nutzungsszenarien zu verdeutlichen, sind in Abb. 15.3 und 15.6 die resultierenden Stoffbilanzen zusammen mit den ermittelten Irrtumswahrscheinlichkeiten dargestellt. Die aus Abb. 15.2 bekannten Einflüsse einzelner Bilanzglieder auf die Stoffbilanz lassen sich auch hier nachvollziehen. Die regionalen Schwerpunkte von Standorten mit negativer Gesamtbilanz waren für die Szenarien ‚Min‘ und ‚Max‘ in Abb. 15.6 sowohl bei Nutzungsextensivierung als auch bei der Intensivierung des Ernteexports sehr ähnlich zu Abb. 15.3, rechte Spalte (Szenario ‚Real‘). Im Szenario ‚Min‘ reduzierte sich insgesamt der Anteil an Punkten mit signifikant oder schwach signifikant negativer Bilanz, ein Effekt, der für Calcium und Kalium etwas deutlicher ausfiel als für Magnesium. Bei rechnerischer Nutzungsintensivierung (Szenario ‚Max‘) wiesen für Calcium auf karbonatfreien Standorten nur noch wenige BWI-Punkte schwach signifikant positive Bilanzen auf. Eine auffällige Ausnahme hiervon bildeten der Fränkische Keuper und das Tertiäre Hügelland in Bayern sowie die Altmoränenlandschaft in Brandenburg und Sachsen-Anhalt. Für Magnesium ergaben sich, aufgrund der verhältnismäßig geringen Nährelemententzüge mit der Holzernente, nur geringe Auswirkungen der intensiveren Nutzung auf die Gesamtbilanz. Besonders groß waren die Auswirkungen der Ernteexporte für Kalium. Während im Szenario ‚Real‘ ein Großteil der BWI-Punkte noch mindestens schwach signifikant positive Bilanzen zeigte, nahm dieser Anteil im Szenario ‚Max‘ stark ab. Größere Gebiete, insbesondere der Alpenraum sowie Teile Baden-Württembergs und Brandenburgs, wiesen sogar eine klare Tendenz zu signifikant negativen Kaliumbilanzen auf.

Während Abb. 15.6 die räumliche Verteilung der Auswirkungen unterschiedlicher Nutzungsintensitäten verdeutlicht, vermittelt Tab. 15.3 einen Eindruck, welcher Flächenanteil durch Nutzungsreduktion bzw. Ernteintensivierung hinsichtlich der Nährstoffbilanzen positiv oder negativ beeinflusst werden kann. Für die einzelnen Modellregionen und Gesamtdeutschland sind die Anteile der BWI-Traktecken aufgeführt, die ohne Nutzung bzw. bei unterschiedlicher Nutzungsintensität mindestens schwach signifikant negative Nährstoffbilanzen aufweisen. Bei Betrachtung der drei Nährelemente Calcium, Magnesium und Kalium in Kombination ergaben sich für etwas mehr als 30 % der Standorte rein rechnerisch bereits ohne Nutzung negative Bilanzen. Bei Betrachtung der Berechnungsunsicherheiten ( $p < 10\%$ ) lag der Anteil dagegen nur bei 5,5 %. Bei Berücksichtigung der Nährstoffentzüge im Rahmen gängiger Ernteverfahren (Szenario ‚Real‘) wurde der Anteil mindestens schwach signifikant negativer Nährstoffbilanzen mehr als verdreifacht (18,6 %). Dieser Anteil reduzierte sich bei Anwendung des Szenarios ‚Min‘ auf etwa die Hälfte (8,9 %). Das Belassen von Rinde und Reismaterial im Bestand verbessert die Bilanzen besonders deutlich für Calcium und Kalium. Der Effekt war umso ausgeprägter, je mehr die Bilanz durch Ernteexporte und nicht bereits durch hohe Verluste mit dem Sickerwasser ins Negative getrieben wurde. Besonders wirksam wäre eine Reduktion der Ernteintensität demnach im Norddeutschen Tiefland, aber auch in den kristallinen Mittelgebirgen. Dabei bedeutet ein Wechsel vom Ernteszenario ‚Real‘ zu ‚Min‘ einen Verlust von nur 14 % Biomasse (Tab. 15.4). Da es sich dabei um Rinde und Reismaterial handelt und nicht um Stammholz, liegen die zu erwartenden Erlöseinbußen noch deutlich niedriger. Allerdings steigen im Szenario ‚Min‘ vermutlich die Holzerntekosten durch die Entrindung vor Ort. Die Berechnung der Nährstoffbilanzen unter Berücksichtigung einer Intensivierung der Holzernte in Richtung Vollbaumernte (Szenario ‚Max‘) ergab einen Flächenanteil mit mindestens schwach signifikant negativen Bilanzen von 24,8 %, also einen deutlichen Anstieg gegenüber dem Szenario ‚Real‘. Der Effekt war für Kalium besonders stark ausgeprägt, mit einer Verdopplung der Flächenanteile mit mindestens schwach signifikant negativen Gesamtbilanzen im Vergleich zu ‚Real‘. Dem häufigeren Auftreten von Standorten mit negativen Bilanzen stand eine Zunahme der nutzbaren Biomasse um 20 % gegenüber (Tab. 15.4). Es handelt sich dabei in erster Linie um Biomasse zur energetischen Nutzung. Der Mehrerlös aus Vollbaumernte dürfte dementsprechend deutlich geringer sein. Aus Tab. 15.4 ergibt sich aber auch, dass die erntefähigen Gesamtbiomassen von ‚Real‘ zu ‚Max‘ etwa doppelt so stark ansteigen wie von ‚Min‘ zu ‚Real‘.

Der Biomasseentzug kann auch als Indikator für die unterschiedliche Wuchsleistung in den einzelnen Modellregionen herangezogen werden. Die weitaus niedrigsten Wuchsleistungen wiesen im Szenario ‚Real‘ die beiden Regionen im Norddeutschen Tiefland auf. Die Berg- und Hügelländer, die kristallinen Mittelgebirge und die Bergländer auf Kalk zeigten mittlere Produktionsleistungen. Die im Mittel höchste Produktivität ergab sich für das Alpenvorland mit den Kalkalpen, wobei hier sowohl Standorte mit sehr hoher Wuchsleistung (Flysch, Alpenvorland, Tertiärhügelland mit Lössüberdeckung) als auch schwachwüchsige Regionen (flachgründige und skelettreiche Böden der Kalkalpen) vorkommen.

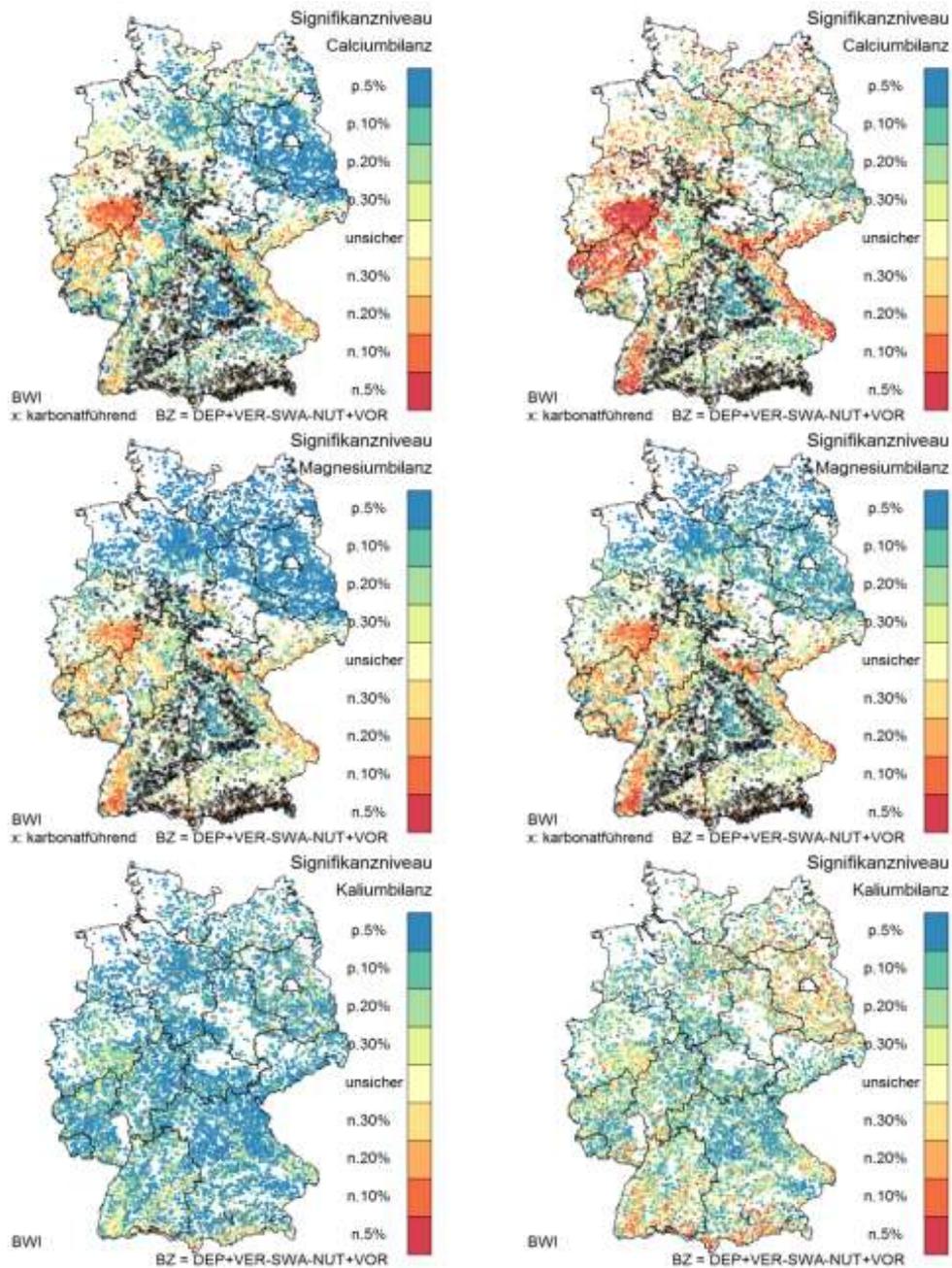


Abb. 15.6: Auswirkungen unterschiedlich intensiver Biomassenutzung auf die Stoffbilanz von Calcium, Magnesium und Kalium an den BWI-Punkten (Szenario ‚Min‘: linke Spalte; Szenario ‚Max‘: rechte Spalte). Bilanzdefizite werden in rot, positive Bilanzen in blau dargestellt. Die Farbintensität gibt die Irrtumswahrscheinlichkeit an.

**Tab. 15.3: Einfluss der Nutzungsintensität auf den Anteil der BWI-Traktecken mit negativen und (mindestens schwach) signifikant negativen Bilanzen für Calcium, Magnesium und Kalium bzw. für die Punkte an denen mindestens eines der Elemente eine negative Bilanz aufweist.**

Modellregion	Anteil Traktecken [%] mit							
	Bilanzwert <sup>b</sup> < 0				Bilanzwert <sup>b</sup> < 0 & p <sup>c</sup> < 10 %			
	nfSB	,Min'	,Real'	,Max'	nfSB	,Min'	,Real'	,Max'
Alpenvorland/Kalkalpen	15,3	17,7	24,9	28,3	0,8	1,0	1,4	1,7
Bergländer auf Kalk	6,4	8,2	12,3	13,8	0,5	1,4	3,9	4,9
Kristalline Mittelgebirge	38,8	57,9	83,5	88,0	3,2	6,6	27,1	38,3
Berg-/Hügelländer: S,T,U-Gestein	12,0	18,1	37,6	44,0	0,3	0,4	2,0	3,3
Altmoräne, Norddt. Tiefland	8,8	13,1	40,2	53,2	0,0	0,1	6,6	10,6
Jungmoräne, Norddt. Tiefland	3,8	9,3	41,0	54,6	0,0	0,1	8,1	13,3
Lösshügelländer, Flusslandschaften	25,2	29,2	42,3	45,9	3,0	3,5	5,9	7,2
Berg-/Hügelländer: T,U-Schiefer	68,6	80,3	90,8	92,7	17,9	28,0	60,5	70,4
<b>Gesamt</b>	<b>21,3</b>	<b>28,3</b>	<b>46,8</b>	<b>53,3</b>	<b>2,9</b>	<b>4,7</b>	<b>14,0</b>	<b>18,3</b>
Alpenvorland/Kalkalpen	14,4	16,3	17,3	18,1	2,9	3,3	3,5	3,8
Bergländer auf Kalk	4,9	5,6	6,0	6,4	0,3	0,5	0,6	0,8
Kristalline Mittelgebirge	52,0	58,4	63,4	66,7	9,4	13,0	18,1	21,7
Berg-/Hügelländer: S,T,U-Gestein	19,0	25,3	29,5	32,0	0,9	2,1	3,6	4,7
Altmoräne, Norddt. Tiefland	0,2	1,0	3,7	7,5	0,0	0,0	0,1	0,4
Jungmoräne, Norddt. Tiefland	0,0	0,4	2,6	7,0	0,0	0,1	0,2	0,3
Lösshügelländer, Flusslandschaften	16,6	20,5	24,2	26,0	2,4	2,8	3,7	4,5
Berg-/Hügelländer: T,U-Schiefer	62,8	66,6	70,2	72,7	14,7	18,4	22,0	25,3
<b>Gesamt</b>	<b>20,9</b>	<b>24,1</b>	<b>27,1</b>	<b>29,7</b>	<b>3,6</b>	<b>4,8</b>	<b>6,3</b>	<b>7,5</b>
Alpenvorland/Kalkalpen	2,5	13,4	27,6	37,0	0,0	3,4	8,2	14,2
Bergländer auf Kalk	0,0	5,0	12,2	20,0	0,0	1,0	2,6	4,7
Kristalline Mittelgebirge	1,4	7,5	17,7	28,1	0,0	0,8	2,8	7,0
Berg-/Hügelländer: S,T,U-Gestein	0,1	3,9	9,9	16,6	0,0	0,6	2,0	4,1
Altmoräne, Norddt. Tiefland	0,0	6,0	22,3	37,4	0,0	1,5	4,0	8,9
Jungmoräne, Norddt. Tiefland	0,0	10,8	36,1	55,0	0,0	2,1	6,9	14,3
Lösshügelländer, Flusslandschaften	0,0	4,3	11,7	19,3	0,0	0,3	2,5	4,5
Berg-/Hügelländer: T,U-Schiefer	0,1	4,1	13,6	24,8	0,0	0,4	1,5	3,2
<b>Gesamt</b>	<b>0,4</b>	<b>6,5</b>	<b>18,3</b>	<b>29,1</b>	<b>0,0</b>	<b>1,2</b>	<b>3,6</b>	<b>7,3</b>
Alpenvorland/Kalkalpen	24,5	36,2	51,3	58,9	3,3	7,0	11,8	17,5
Bergländer auf Kalk	9,2	15,5	25,6	33,5	0,8	2,8	6,8	9,8
Kristalline Mittelgebirge	64,9	76,4	90,1	92,7	11,3	17,2	36,2	46,0
Berg-/Hügelländer: S,T,U-Gestein	26,6	35,8	50,5	56,7	1,2	2,7	5,9	8,9
Altmoräne, Norddt. Tiefland	9,0	17,8	46,8	62,4	0,0	1,6	8,0	14,8
Jungmoräne, Norddt. Tiefland	3,8	17,9	52,5	69,4	0,0	2,2	11,4	20,7
Lösshügelländer, Flusslandschaften	35,5	43,5	55,7	61,2	5,1	6,2	10,9	14,1
Berg-/Hügelländer: T,U-Schiefer	81,5	86,7	92,8	94,5	26,1	36,1	64,3	73,4
<b>Gesamt</b>	<b>30,9</b>	<b>40,2</b>	<b>57,7</b>	<b>65,9</b>	<b>5,5</b>	<b>8,9</b>	<b>18,6</b>	<b>24,8</b>

<sup>a</sup>Bilanz für Ca und Mg auf Kalkstandorten als positiv vorausgesetzt

<sup>b</sup>Bilanzwert nfSB = Deposition + Verwitterung - Sickerwassererlust + 0,001\*Bodenvorrat; für die Szenarien ,Min', ,Real', ,Max' zusätzlich abzüglich Nutzung

<sup>c</sup>nur Traktecken, die im betrachteten Szenario signifikant negativ sind (p < 10 %)

Tab. 15.4: Mediane des Biomasseertrags der Szenarien ‚Min‘, ‚Real‘ und ‚Max‘

Modellregion	Traktecken	Median Szenario ‚Min‘	Median Szenario ‚Real‘	Median Szenario ‚Max‘	‚Min‘ / ‚Real‘	‚Max‘ / ‚Real‘
		[kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]			[%]	[%]
Alpenvorland/Kalkalpen	2.152	4.017	4.581	5.528	88	121
Bergländer auf Kalk	2.790	3.426	3.902	4.635	88	119
Kristalline Mittelgebirge	3.078	3.419	3.891	4.721	88	121
Berg-/Hügelländer: S,T,U-Gestein	4.639	3.121	3.605	4.286	87	119
Altmoräne, Norddt. Tiefland	4.161	2.132	2633	3.198	81	121
Jungmoräne, Norddt. Tiefland	2.518	2.477	2.998	3.596	83	120
Lösshügelländer, Flusslandschaften	1.749	2.648	3.092	3.679	86	119
Berg-/Hügelländer: T,U-Schiefer	2.793	3.176	3.600	4.357	88	121
<b>Gesamt (Median aller Traktecken)</b>		<b>2.962</b>	<b>3.434</b>	<b>4.134</b>	<b>86</b>	<b>120</b>

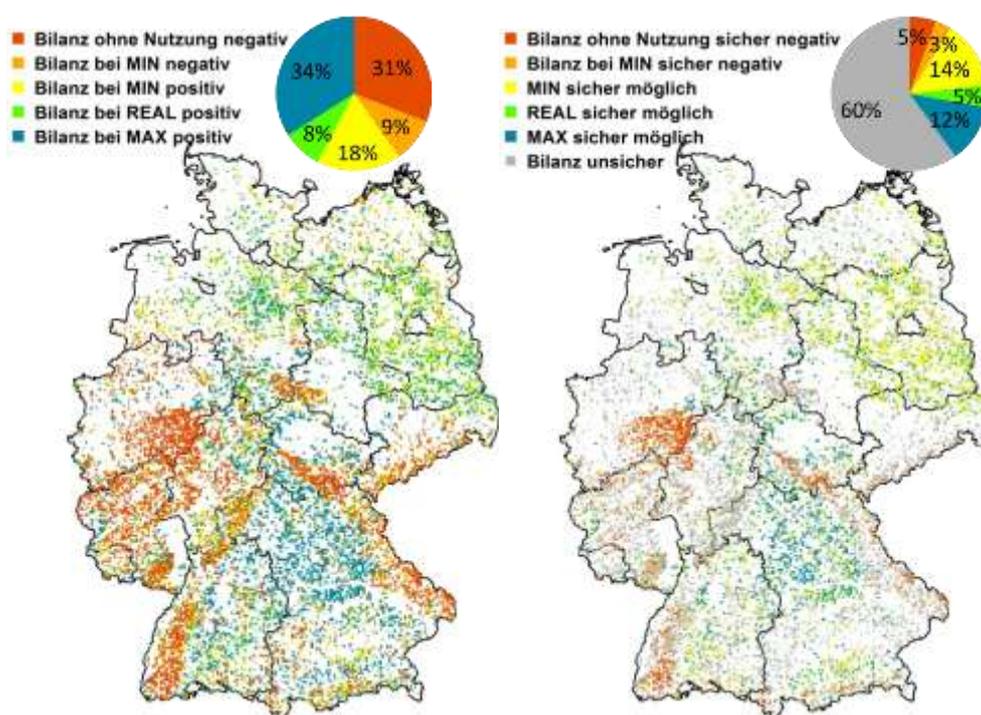


Abb. 15.7: Verteilung der maximal aus der Nährelementbilanz einschließlich 1/1000stel des Bodenvorrats für Ca, Mg und K bedienbaren Nutzungsszenarien. Links: Gesamtbilanz nicht negativ; rechts: Punkte mit sicher negativen Stoffbilanzen bereits ohne bzw. bei minimaler Nutzung, Punkte mit sicher positiven Gesamtbilanzen im jeweiligen Nutzungsszenario und Punkte mit unsicheren Bilanzen (Irrtumswahrscheinlichkeit  $p \geq 10\%$ ).

In Abb. 15.7 wird die räumliche Verteilung der an den BWI-Traktecken unter Einhaltung ausgeglichener Nährstoffbilanzen maximal möglichen Nutzungsszenarien gezeigt. Dazu wurde an jeder Traktecke das Element zur Beurteilung herangezogen, welches in der gegebenen Situation am kritischsten einzustufen war. Zusätzlich zu den drei Nutzungsszenarien wurden in der Abbildung Areale mit einer negativen nutzungsfreien Stoffbilanz ausgewiesen und solche, die zwar ohne Nutzung eine positive Bilanz zeigten, aber bereits bei Anwendung des Holzernteszenarios ‚Min‘ negative Gesamtbilanzen aufwiesen. Abb. 15.7 erlaubt die Identifizierung von Gebieten, die aus Gründen des Vorsorgeprinzips und der Risikominimierung von zukünftigen nährstoffbedingten Produktivitätseinbußen eine Anpassung der Ernteentzüge oder eine Rückführung von Nährelementen (s.u.) nahelegen (linke Teilabbildung) und von Regionen, für die bestimmte Nutzungsintensitäten mit hoher Wahrscheinlichkeit unbedenklich sind (rechte Teilabbildung). Dabei zeigt der linke Teil der Abbildung das Ergebnis für die Bilanzen ohne Berücksichtigung der Unsicherheiten. Der rechte Teil fokussiert auf diejenigen Punkte, für welche die Nährstoffbilanz entweder bereits ohne Nutzung sicher negativ ist, das Nutzungsszenario ‚Min‘ sicher zu negativen Bilanzen führt oder die entsprechenden Nutzungsszenarien sicher nicht zu negativen Bilanzen führen (Irrtumswahrscheinlichkeit kleiner 10 %). Punkte mit höheren Unsicherheiten in der Bilanzierung wurden grau dargestellt. Für die BWI-Traktecken lag der Anteil von Standorten, die bereits ohne Nutzung negative Bilanzen aufweisen, bei 30,9 %. Der Anteil der Punkte, die eine Nutzung nur unterhalb der Intensität des Szenarios ‚Min‘ erlaubten, lag bei 9,3 %. Damit kann für 40,2 % der Punkte selbst die Ernte von Stammholz ohne Rinde (Szenario ‚Min‘) nicht realisiert werden. Das intensivere Szenario ‚Real‘ ließe sich nicht auf 57,7 % der Traktecken und das intensivste Szenario ‚Max‘ (Vollbaumernte) nicht auf 65,9 % realisieren. Unter Berücksichtigung der Bilanzunsicherheiten (Tab. 15.3 rechter Block) lag der Anteil signifikant negativer nutzungsfreier Stoffbilanzen bei 5,5 % und derjenige für eine Nutzungsintensität unterhalb von ‚Min‘ bei 3,4 %. Das rechte Diagramm der Abb. 15.7 zeigt, dass für 12 % der Punkte die Holzernte im Szenario ‚Max‘ gesichert möglich war, für weitere 5 % im Szenario ‚Real‘ und für zusätzliche 14 % im Szenario ‚Min‘. Für einen großen Teil der Punkte (60 %) ergeben die Unsicherheitsbetrachtungen der Bilanzen Irrtumswahrscheinlichkeiten von mehr als 10 %. Dies sind überwiegend Punkte mit sehr kleinen Abweichungen vom Bilanzgleichgewicht.

### 15.3.2.2 Ausgleich von Nährstoffverlusten

Schon Ulrich (1987) schlug vor, durch hohe Säureeinträge verursachte negative Nährstoffbilanzen durch Kalkung auszugleichen. Besonders dringend stellt sich der Bedarf zur Kompensation von negativen Nährelementbilanzen durch Kalkung und Nährelementrückführung auf Flächen mit sicher negativen nutzungsfreien Stoffbilanzen dar. Um diesen zu quantifizieren wurde in Tab. 15.5 der durchschnittliche Rückführungsbedarf nach Elementen und Modellregionen getrennt berechnet. Die Unsicherheitsanalysen in Kapitel 11 haben gezeigt, dass von den Traktecken mit negativen Nährelementbilanzen nur ein relativ kleiner Anteil statistisch signifikant negativ ist. Aus diesem Grund wurde in Tab. 15.5 die Fläche mit einem Rückführungsbedarf nur aus dem Anteil der Traktecken abgeleitet, die mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von  $p < 10\%$  signifikant negativ waren. Diesem wurde für das

Nutzungsszenario ‚Real‘ entsprechend der Flächenrepräsentativität der Traktecken eine auf das Element bezogene Waldfläche zugeordnet. Wie anhand der vorab dargestellten Ergebnisse zu erwarten (vgl. Abb. 15.3), ergab sich der weitaus größte Flächenumfang für Kompensationsmaßnahmen in den „Kristallinen Mittelgebirge“ (Ca: 378.378 ha, Mg: 253.463 ha) und den „Berg- und Hügelländern mit hohem Anteil an Ton- und Schluffschiefern“ (Ca: 767.658 ha, Mg: 278.900 ha). In den beiden Regionen dominierte der Verlust von Calcium und Magnesium mit dem Sickerwasser den Rückführungsbedarf. Für die anderen Modellregionen ergaben sich deutlich geringere Flächenanteile für Kompensationsmaßnahmen. Wurde der Rückführungsbedarf auf einen Hektar bezogen, dann traten die Modellregionen „Alpenvorland/Kalkalpen“ und „Lösshügelländer, Flusslandschaften“ deutlich in den Vordergrund. Hier wiesen einige wenige BWI-Punkte ein drastisches Bilanzdefizit durch sehr hohe Sickerwasserausträge auf. Dieses „Phänomen“ wird in der Diskussion detaillierter besprochen.

Für Kalium zeigte sich insgesamt ein geringer Rückführungsbedarf, der sich relativ gleichmäßig auf die Modellregionen verteilte. Hohe relative Anteile zeigten sich jedoch im Norddeutschen Tiefland. Ebenfalls höhere Flächenanteile mit Kaliumdefiziten traten in der Region „Alpenvorland/Kalkalpen“ auf. Insbesondere für die Kalkalpen ist die Kaliumproblematik auf den dort oft flachgründigen und skelettreichen Kalkverwitterungsböden bekannt (Göttlein et al. 2014). Auch im Alpenvorland von Baden-Württemberg befindet sich noch ein erheblicher Anteil an Bilanzen, die mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 10 % negativ sind. In den meisten anderen Regionen lagen die Flächenanteile mit potentiell Kaliumrückführungsbedarf zwischen 0,2 und 0,4 % der Gesamtfläche.

Nachdem in den Modellregionen der Rückführungsbedarf nach Elementen getrennt dargestellt und damit die räumliche Differenzierung des Bedarfs von Kalkung und Nährstoffrückführung besprochen wurde (Tab. 15.5), soll in der abschließenden Tabelle 15.6 ein Überblick über die jährlichen Behandlungsflächen gegeben werden, die sich aus den berechneten Nährstoffbilanzen ableiten lassen. Die Behandlungsflächen werden nach Bilanzdefiziten bei den Elementkombinationen (1) Ca **und/oder** Mg, (2) Ca und/oder Mg **und** K, sowie (3) nur K (nicht Ca und Mg) gegliedert. Dabei steht (1) für Kalkung mit Dolomit-Gesteinsmehl, das Ca und Mg enthält, (2) für eine Dolomitskalkung, die zusätzlich mit einem geeigneten Kaliumträger angereichert ist und (3) für die Behandlung überwiegend kalkhaltiger Böden, auf denen Bodenversauerung nicht das Problem ist und mittels eines geeigneten Kaliumträgers nur der Kaliumhaushalt unterstützt werden könnte.

Es ist bei der Interpretation von Tabelle 15.6 zu beachten, dass hier zunächst Kalkung und Nährstoffrückführung als einzige Optionen eines aktiven Nährstoffmanagements dargestellt werden, wie dies in Abschnitt 15.3.2.1 hinsichtlich der Option der Anpassung der Nutzungsintensität geschehen ist, um die Realisierbarkeit und den Aufwand dieser beiden Optionen sauber vergleichen zu können. Kombinationen dieser beiden Optionen werden im Abschnitt 15.3.2.3 besprochen.

**Tab. 15.5: Rückführungsbedarf nach Elementen und Modellregionen (bezogen auf Flächen mit negativer Gesamtbilanz und Irrtumswahrscheinlichkeit  $p < 10\%$  im Nutzungsszenario ‚Real‘; für Ca und Mg nur karbonatfreie Standorte). Es ist zu beachten, dass an vielen Traktecken Rückführungsbedarf für mehrere Elemente besteht.**

Modellregion	Fläche [ha]	Flächenanteil		Rückführungsbedarf		
		Region	Gesamt	Boden	Ernte	Gesamt
		%		[kmol <sub>c</sub> ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]		
Alpenvorland/Kalkalpen	14.081	1,4	0,1	10,27	0,95	11,21
Bergländer auf Kalk	49.057	3,9	0,5	1,19	0,72	1,90
Kristalline Mittelgebirge	378.378	27,1	3,5	0,54	0,65	1,19
Berg-/Hügelländer: S,T,U-Gestein	43.152	2,0	0,4	0,96	0,83	1,79
Altmoräne, Norddt. Tiefland	124.460	6,6	1,1	0,00	0,89	0,89
Jungmoräne, Norddt. Tiefland	93.118	8,1	0,9	0,00	0,78	0,78
Lösshügelländer, Flusslandschaften	46.786	5,9	0,4	4,61	0,76	5,37
Berg-/Hügelländer: T,U-Schiefer	767.658	60,5	7,1	1,07	0,53	1,60
<b>Gesamt</b>	<b>1.516.692</b>	<b>14,0</b>		<b>0,97</b>	<b>0,64</b>	<b>1,61</b>
Alpenvorland/Kalkalpen	34.068	3,5	0,3	2,78	0,14	2,92
Bergländer auf Kalk	7.268	0,6	0,1	0,78	0,16	0,94
Kristalline Mittelgebirge	253.463	18,1	2,3	0,66	0,12	0,78
Berg-/Hügelländer: S,T,U-Gestein	74.949	3,6	0,7	0,33	0,16	0,49
Altmoräne, Norddt. Tiefland	2.725	0,1	0,0	0,00	0,20	0,20
Jungmoräne, Norddt. Tiefland	1.817	0,2	0,0	0,00	0,29	0,29
Lösshügelländer, Flusslandschaften	29.071	3,7	0,3	1,60	0,11	1,71
Berg-/Hügelländer: T,U-Schiefer	278.900	22,0	2,6	1,46	0,11	1,57
<b>Gesamt</b>	<b>682.261</b>	<b>6,3</b>		<b>1,09</b>	<b>0,12</b>	<b>1,21</b>
Alpenvorland/Kalkalpen	80.400	8,2	0,7	0,00	0,20	0,20
Bergländer auf Kalk	33.159	2,6	0,3	0,00	0,22	0,22
Kristalline Mittelgebirge	39.064	2,8	0,4	0,00	0,20	0,20
Berg-/Hügelländer: S,T,U-Gestein	42.698	2,0	0,4	0,00	0,17	0,17
Altmoräne, Norddt. Tiefland	76.312	4,0	0,7	0,00	0,15	0,15
Jungmoräne, Norddt. Tiefland	78.583	6,9	0,7	0,00	0,14	0,14
Lösshügelländer, Flusslandschaften	19.532	2,5	0,2	0,00	0,16	0,16
Berg-/Hügelländer: T,U-Schiefer	19.532	1,5	0,2	0,00	0,19	0,19
<b>Gesamt</b>	<b>389.280</b>	<b>3,6</b>		<b>0,00</b>	<b>0,17</b>	<b>0,17</b>

Tab. 15.6 zeigt für Flächen mit signifikanter Ca- und/oder Mg-Bilanz die Wiederholungsintervalle für eine Behandlung mit  $3 \text{ t ha}^{-1}$  Dolomitkalk, eine Dosierung die im Normalfall empfohlen wird (Janssen et al. 2016). Die Berechnung der benötigten Dolomitmenge erfolgte an jedem Einzelpunkt so, dass sowohl Calcium- als auch Magnesiumdefizite ausgeglichen wurden. Daraus wurde die theoretisch durchschnittlich jährlich zu behandelnde Fläche abgeleitet. Für das Szenario ‚Real‘ ergab sich eine jährlich zu kalkende Fläche von 84.961 ha im Bundesgebiet. Dass dieser Werte deutlich über dem von Reif et al. (2014) angeführten Wert von etwa 60.000 ha für 2013 liegt, kann auch darauf zurückgeführt werden, dass in dieser Studie auch die Bundesländer mit einbezogen wurden, die nur in „Ausnahmefällen“ kalken. Die jährlichen, statistisch abgesicherten ( $p < 10\%$ ) Kalkungsflächen

liegen mit etwa 85.000 ha unter der durchschnittlichen deutschlandweiten Kalkungsfläche für den Zeitraum 1980-2012, die nach Riek et al. (2016) ca. 100.000 ha a<sup>-1</sup> betrug. Wenn davon ausgegangen würde, dass auch die nicht signifikant negativen Nährelementbilanzen einen Kalkungsbedarf begründen, würde die jährliche Kalkungsfläche um 14 % höher als die durchschnittliche Kalkungsintensität liegen. Dass der Wert von ca. 85.000 ha nur noch halb so groß wie die im Jahre 1991 deutschlandweit gekalkte Fläche (191.000 ha; Reif et al. 2014) ist, deutet auf eine abnehmende Tendenz hin, die sich indirekt auch aus den berechneten Wiederholungsintervallen für Kalkungsmaßnahmen ablesen lässt. Der Grund für diese Tendenz liegt sicherlich darin, dass die enormen Basenverluste aufgrund der Schwefeleinträge während der 1980er Jahre zunächst kompensiert werden mussten. Für die beiden flächenmäßig mit Abstand am bedeutendsten Modellregionen „Kristalline Mittelgebirge“ und „Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an Ton- und Schluffschiefern“ ergaben sich für das Szenario ‚Real‘ Intervalle zwischen 18 und 27 Jahren und damit deutlich längere Zeiten bis zur Wiederholungskalkung, als sie häufig in der Vergangenheit angewendet wurden (z.B. alle 10 Jahre; Janssen et al. 2016).

**Tab. 15.6: Flächenumfang von Bilanzdefiziten und jährliche Behandlungsflächen der Elementkombinationen „Ca und/oder Mg“, „Ca und/oder Mg und K“ und „nur K“ auf Bundesebene bei der aktuell üblichen Nutzungsintensität (Szenario ‚Real‘). Dargestellt sind alle Defizit- und Behandlungsflächen und diejenigen, die bei p < 10 % signifikant sind.**

		Bilanz positiv oder unsicher	Bilanz signifikant negativ		
			Ca und/oder Mg negativ, K positiv	Ca und/oder Mg negativ, K negativ	Nur K negativ
Signifikante Bilanzdefizite (p < 10 %)	Fläche [ha]	8.832.605	1.625.254	180.331	208.948
	Anteil am Gesamtwald [%]	81,4	15,0	1,66	1,93
	Mittleres Wiederholungsintervall der Kalkung [a]		19	5	5
	Jährliche Behandlungsfläche [ha/a]		84.961	38.651	41.452
	Anteil der Behandlungsfläche am Gesamtwald [%/a]		0,78	0,36	0,38
Bilanzdefizite	Fläche [ha]	4.591.410	4.274.808	1.318.645	662.275
	Anteil am Gesamtwald [%]	42,3	39,4	12,2	6,11
	Mittleres Wiederholungsintervall der Kalkung [a]		38	12	14
	Jährliche Behandlungsfläche [ha/a]		113.740	113.539	46.346
	Anteil der Behandlungsfläche am Gesamtwald [%/a]		1,05	1,05	0,43

Ein signifikanter Bedarf zur Rückführung des Nährelements Kalium besteht auf jährlich ca. 80.000 ha. Auf knapp der Hälfte dieser Fläche wurde der Kaliumbedarf auf kalkungsbedürftigen Flächen diagnostiziert, die andere Hälfte sind Kalkstandorte, auf denen eine Kal-

kung nicht in Frage kommt. Auf versauerten Standorten mit signifikant negativen Kaliumbilanzen kann dem bei der Waldkalkung verabreichten Dolomit-Gesteinsmehl ein geeigneter Kaliumträger beigemischt werden. In den vergangenen 10 Jahren wurde in Baden-Württemberg spezifisch für die Rückführung von Kalium und Phosphor auf versauerten Waldböden eine Dolomit-Holzasche-Mischung entwickelt, getestet und in den Praxisbetrieb eingeführt (von Wilpert et al. 2011). Bei der hierfür verwendeten qualitätsgeprüften und zertifizierten Holzasche aus der Verbrennung naturbelassenen Holzes (meist aus nach der NAWARO-Richtlinie zertifizierten Brennstätten) wird sichergestellt, dass die in der Düngemittelverordnung festgelegten Grenzwerte für Schwermetallkonzentrationen unterschritten und diejenigen für den Gehalt an ernährungswirksamen Bestandteilen sicher eingehalten werden (von Wilpert et al. 2015, 2016b). Diese Qualitätseigenschaften werden in einem doppelten Qualitätssicherungssystem an den Ausgangssubstanzen und am fertigen Produkt überwacht, bevor diese im Wald ausgebracht werden (von Wilpert 2015). Die in Tab. 15.6 berechneten Wiederholungsturni basieren auf den Nährstoffgehaltsangaben für Holzasche in von Wilpert et al. (2016b). Aufgrund des niedrigen Kaliumgehalts bei einer Mindestmenge von 1 % Kalium im Gemisch (von Wilpert et al. 2013) kann die Kalkungsintensität überproportional hoch werden, wenn mittels des Dolomit-Holzasche-Gemischs die Kaliumbilanz vollständig ausgeglichen werden soll. In diesem Fall können dem Gemisch alternative Kaliumträger, wie z.B. Kaliumkarbonat, zugesetzt werden. Kaliumsulfat wäre in diesem Fall nicht empfehlenswert, da durch die Einführung des hochmobilen Sulfat-Anions ein äquivalenter Export basisch wirkender Kationen provoziert würde.

Für Kaliummangelstandorte, auf denen Bodenschutzkalkungen überflüssig sind, wie sie zum Beispiel häufig in den bayerischen Kalkalpen und in der Region der Bergländer auf Kalkgestein vorkommen, bieten sich andere Wege der Kaliumrückführung, wie zum Beispiel der Einsatz von Rinden-Asche-Pellets (Ettl et al. 2009, Knust et al. 2015), an.

### 15.3.2.3 Kombinierte Handlungsoptionen

In den vorangegangenen Abschnitten wurden die beiden möglichen Handlungsoptionen zur Behebung negativer Elementbilanzen, Nutzungsreduktion und Nährstoffrückführung, getrennt betrachtet. Häufig ist eine Kombination beider Optionen aber zielführender, etwa wenn die alleinige Nutzungsreduktion nicht ausreicht, um Nährelementdefizite zu beheben. Die folgende Tabelle 15.7 zeigt exemplarisch, wie der Nährstoffrückführungsbedarf durch eine angepasste Nutzung vermindert werden kann.

Eine reine Stammholznutzung ohne Rinde (Szenario ‚Min‘) würde den Flächenanteil mit Ca-/Mg-Rückführungsbedarf in den beiden besonders kalkungsbedürftigen Regionen („Kristalline Mittelgebirge“ und „Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an Ton- und Schluffschiefern“) nahezu halbieren, eine Vollbaumnutzung (Szenario ‚Max‘) um 22 % bzw. 14 % der Gesamtwaldfläche in der Region erhöhen. Für die Böden der Alt- und Jungmoränen im Norddeutschen Tiefland war die Holz- und Biomasseernte die dominierende Ursache für den Kompensationsbedarf. In diesen Regionen liegt der Flächenteil mit Rückführungsbedarf im Szenario ‚Min‘ nur knapp über Null, während im Szenario ‚Max‘ 10-13 % der Flächen einen Rückführungsbedarf aufweisen.

**Tab. 15.7: Bedarfsabschätzung zum Ausgleich signifikant negativer Calcium- und/oder Magnesiumgesamtbilanzen ( $p < 10\%$ ) mit  $3\text{ t ha}^{-1}$  Dolomit (Calciumgehalt  $233\text{ kg t}^{-1}$ , Magnesiumgehalt  $93\text{ kg t}^{-1}$ ) bei unterschiedlicher Ernteintensität.**

Modellregion	sig. neg. Ca und/oder Mg-Bilanz (ohne Berücksichtigung von K)			3 t ha <sup>-1</sup> Dolomit		
	Fläche [ha]	Flächenanteil [%]		Kalkungs- turnus [a]	Fläche pro Jahr [ha a <sup>-1</sup> ]	jährl. Anteil an Gesamt- fläche [%]
		Region	Gesamt			
Alpenvorland/Kalkalpen	38.620	4,0	0,4	5	7.828	0,07
Bergländer auf Kalk	23.172	1,8	0,2	15	1.509	0,01
Kristalline Mittelgebirge	237.625	17,0	2,2	24	10.023	0,09
Berg-/Hügelländer: S,T,U-Gestein	51.341	2,4	0,5	33	1.579	0,01
Altmoräne, Norddt. Tiefland	2.272	0,1	0,0	25	92	0,00
Jungmoräne, Norddt. Tiefland	2.272	0,2	0,0	64	36	0,00
Lösshügelländer, Flusslandschaften	47.252	5,9	0,4	7	6.755	0,06
Berg-/Hügelländer: T,U-Schiefer	454.349	35,8	4,2	14	33.028	0,30
<b>Gesamt</b>	<b>856.903</b>	<b>7,9</b>		<b>14</b>	<b>60.850</b>	<b>0,56</b>
Alpenvorland/Kalkalpen	44.061	4,5	0,4	5	8.665	0,08
Bergländer auf Kalk	54.962	4,3	0,5	18	3.068	0,03
Kristalline Mittelgebirge	502.838	36,0	4,6	27	18.430	0,17
Berg-/Hügelländer: S,T,U-Gestein	101.294	4,8	0,9	27	3.713	0,03
Altmoräne, Norddt. Tiefland	125.369	6,6	1,2	39	3.194	0,03
Jungmoräne, Norddt. Tiefland	93.118	8,1	0,9	45	2.082	0,02
Lösshügelländer, Flusslandschaften	69.952	8,8	0,6	8	9.027	0,08
Berg-/Hügelländer: T,U-Schiefer	813.990	64,2	7,5	18	44.774	0,41
<b>Gesamt</b>	<b>1.805.585</b>	<b>16,6</b>		<b>19</b>	<b>92.953</b>	<b>0,86</b>
Alpenvorland/Kalkalpen	49.057	5,0	0,5	5	9.318	0,09
Bergländer auf Kalk	69.044	5,4	0,6	19	3.674	0,03
Kristalline Mittelgebirge	637.292	45,6	5,9	27	23.259	0,21
Berg-/Hügelländer: S,T,U-Gestein	143.538	6,8	1,3	29	4.918	0,05
Altmoräne, Norddt. Tiefland	203.043	10,7	1,9	39	5.215	0,05
Jungmoräne, Norddt. Tiefland	153.077	13,4	1,4	44	3.498	0,03
Lösshügelländer, Flusslandschaften	85.850	10,8	0,8	9	10.086	0,09
Berg-/Hügelländer: T,U-Schiefer	929.365	73,3	8,6	19	49.663	0,46
<b>Gesamt</b>	<b>2.270.268</b>	<b>20,9</b>		<b>21</b>	<b>109.631</b>	<b>1,01</b>

Die Verringerung der Rückführungsintervalle beim Szenario ‚Min‘ lässt sich darauf zurückführen, dass sich der Anteil der zu kalkenden Flächen deutlich reduzierte (von 92.953 auf 60.850 ha, vgl. Tab, 15.7), aber die noch verbleibenden Flächen extremere Bilanzdefizite aufwiesen. Hierdurch lassen sich auch die geringen Wiederholungsraten für die Regionen „Alpenvorland/Kalkalpen“ und „Lösshügelländer, Flusslandschaften“ erklären.

## 15.4 Diskussion und Bewertung

### 15.4.1 Stoffbilanzen als Nachhaltigkeitsindikator

Im Gegensatz zu Blatt- und Nadelspiegelwerten, die den momentanen Ernährungszustand eines Baumes ansprechen, erlauben Stoffbilanzen auch eine Prognose über die möglichen Folgen forstlichen Handels (Akselsson et al. 2007, Lemm et al. 2010). Nach Amereller (2016) kann als Maßstab für nachhaltiges Wirtschaften nur eine ausgeglichene Bilanz aus Nährstoffentzügen und Nährstoffnachlieferung dienen. Entsprechend wurden in der Vergangenheit in zahlreichen Studien und Bundesländern (Hagemann et al. 2008, Klinck et al. 2012, Paré & Thiffault 2016, Pretzsch et al. 2013, Riek et al. 2015, Sverdrup et al. 2006, Vadeboncoeur et al. 2014, von Wilpert et al. 2011, Weis et al. 2009a) vergleichbare Ansätze zur Abschätzung der stofflichen Nachhaltigkeit eingesetzt. Im Gegensatz zu den vorab angeführten Arbeiten wurde aber in der vorliegenden Studie konsequent der Forderung von Yanai et al. (2010) nachgegangen, die Bilanzen standardmäßig mit Unsicherheitsanalysen zu ergänzen. Damit können auch Aussagen über die Signifikanz der beschriebenen Ergebnisse getroffen werden.

Dennoch gibt es einige weitere Unsicherheiten, die aus den vorgegebenen Rahmenbedingungen resultieren. Insbesondere die nutzungsfreien Stoffbilanzen haben vorwiegend Gültigkeit für die Stoffhaushaltssituation, wie sie zwischen 2000 und 2010 herrschte. Ein eindrucksvolles Beispiel für die hohe Dynamik von einzelnen Komponenten der Stoffbilanz ist die rasche Abnahme der hohen Einträge basischer Stäube in den neuen Bundesländern nach der deutsch-deutschen Wiedervereinigung (Fürst et al. 2007). Auf der anderen Seite zeigen Auswertungen von Level-II-Flächen, dass zwar die einzelnen Bilanzglieder einer hohen zeitlichen Dynamik unterliegen, die Gesamtbilanz jedoch verhältnismäßig konstant bleibt. Dieses lässt sich vereinfacht dadurch erklären, dass es eine relativ starke, wenngleich auch zeitlich verschobene, Beziehung zwischen den Stoffeinträgen und -austrägen gibt (Meeseburg et al. 2016). Die zeitliche Verzögerung resultiert aus den Randbedingungen, die die aktuellen Stoffbilanzen beeinflussen. Im Unterboden zwischengespeicherter Schwefel scheint aktuell die Stoffbilanzen stark zu prägen. Wie lange dieser Effekt in einer vergleichbaren Intensität noch anhält, ist schwer vorherzusagen. Von einem längeren Zeitraum ist jedoch durchaus auszugehen (Alewell et al. 2000, Augustin & Bartens 2001, von Wilpert 2008). In diesem Zusammenhang ist auch zu beachten, dass sich im letzten Jahrzehnt die Wachstumsleistung der Bestände durch den Temperaturanstieg (Pretzsch et al. 2014), die hohen Stickstoffeinträge (Laubhann et al. 2009), die Verringerung der Schwefeleinträge (Hauck et al. 2012), die erhöhten CO<sub>2</sub>-Konzentrationen (Körner et al. 2005) und durch Mischbestände (Pretzsch 2016) deutlich erhöht hat und entsprechend höhere Nährstoffentzüge pro Zeiteinheit als in der Vergangenheit schon bei Derbholznutzung vorliegen.

Weitere Unsicherheiten ergeben sich aus der verfügbaren und z.T. inhomogenen Datengrundlage. Gravierend war, dass auch aus der BZE systematisch in einzelnen Ländern wichtige, aber eben nur fakultativ zu erhebende Parameter wie z.B. Sulfat-, Nitrat- und Chlorid-Konzentrationen aus 2:1-Extrakten fehlten. Dieses sollte auch bei der Ergebnisinterpretation in einigen Ländern (z.B. in Brandenburg) beachtet werden. Damit war die Da-

tengrundlage in einigen Regionen stark eingeschränkt und die regionalbezogene Herleitung des Basenaustrags mit dem Sickerwasser nicht möglich. Der Basenaustrag musste dort aus den bundesweiten Regionalisierungsmodellen geschätzt werden. Ebenso waren Bodenschutzkalkungen an den BWI-Punkten nur in wenigen Ländern dokumentiert, so dass der Kalkungseinfluss in den Bilanzrechnungen nur unzureichend abgebildet werden konnte. Probleme hinsichtlich gemessener und z.T. im Gelände geschätzter Texturdaten dürften nach den Auswertungen von Vos et al. (2016) für diese Untersuchung nur von nachrangiger Bedeutung sein. Bei allen methodischen und datentechnischen Problemen ist zusätzlich zu beachten, dass auch der Klimawandel den Stoffhaushalt von Wäldern beeinflussen wird (vgl. z.B. Ouimet et al. 2013), was tendenziell zu einer weiteren Zunahme der Unsicherheit von Stoffbilanzen führen kann. Nichtsdestotrotz ist es im Projekt erstmalig gelungen, für die beiden großen Umweltmessnetze (BZE, BWI) Stoffbilanzen mit einem homogenen Instrumentarium zu ermitteln, die in ihren regionalen Ausprägungen ein sehr plausibles Bild zeichnen. Entsprechende Bilanzen lagen vorher nur länderspezifisch und methodisch inhomogen für die vergleichsweise wenigen Level-II-Standorte vor. Diese haben eher exemplarischen Charakter. Die Anwendung auf die BWI-Traktecken und die Testregionen zeigt, dass es sich hierbei um ein flächendeckend einsetzbares Instrumentarium handelt. Bei der direkten Implementierung auf Betriebsebene sind jedoch sicherlich noch einige Anpassungen notwendig.

#### **15.4.2 Nutzungsreduktion zur Sicherung der Nachhaltigkeit?**

Bei deutlich defizitären Bilanzen sollte grundsätzlich auf die Energieholznutzung verzichtet werden. Hierüber hinausgehende Nutzungsreduktionen können auf besonders nährstoffarmen Standorten eine Handlungsoption darstellen (Amereller 2016, Pretsch et al. 2013). Solche Maßnahmen sind jedoch immer im Gesamtkontext zu betrachten und zu bewerten. Entsprechend ist eine pauschale Nutzungsreduktion auf großen Flächen nicht sinnvoll, da vor dem Hintergrund des Klimawandels und den Vorgaben des Übereinkommens der UN-Klimakonferenz in Paris ( $< 2^\circ\text{C}$  Erwärmung) die notwendige Reduktion der  $\text{CO}_2$ -Emissionen ohne eine Fortführung der Nutzung von Stammholz und sonstiger Biomasse aus dem Wald nicht möglich sein wird. Insbesondere langlebige Holzprodukte stellen eine bedeutende Kohlenstoffsänke dar (Bauhus et al. 2017). Entsprechend wird durch die nationale Energiepolitik eine größtmögliche Substitution fossiler Energieträger durch erneuerbare Energiequellen gefordert (BMELV 2011). Nach Bauhus et al. (2017) ist ein Nutzungsverzicht keine zielführende Klimaschutzstrategie, da das geringere Substitutionspotenzial im Vergleich zur konventionellen Nutzung zu höheren  $\text{CO}_2$ -Emissionen führt, die auch durch einen höheren Kohlenstoffspeicher im Wald nicht ausgeglichen werden können. Die Problematik der Nutzungsreduktion wird dadurch verschärft, dass die stärksten Einschränkungen massenreiche Nadelwaldgebiete in den kristallinen Mittelgebirgsregionen und im Sauerland betreffen würden. Insbesondere Nadelwälder haben hinsichtlich der  $\text{CO}_2$ -Substitution jedoch eine große Bedeutung (Bauhus et al. 2017). Des Weiteren sind die ökologischen Folgen durch die Bereitstellung von Produktionsflächen im Ausland bei Flächenstilllegungen im Inland nicht zu unterschätzen (Schulze et al. 2016). Darüber hinaus würde die Vielfalt der Ökosystemdienstleistungen erheblich geschwächt werden. Dieses

betrifft insbesondere die Trinkwasserschutzfunktion (fehlender Stickstoffentzug), die Ertragsfunktion (Reduktion der Produktionsintensität) und die Sozialfunktion (Gefährdung waldgebundener Arbeitsplätze). Im Zusammenhang mit Nutzungsreduktionen ist unbedingt zu berücksichtigen, dass ohne jegliche Nutzung schon etwa ein Drittel der Standorte (vgl. Kapitel 9) negative Bilanzen für mindestens eines der drei Kationen aufweisen. Allerdings liegt der Anteil der auch unter Berücksichtigung der hohen Bilanzierungsunsicherheiten noch verlässlich negativen Bilanzen bei nur 5,5 %. Das bedeutet, dass unter Beibehaltung einer minimalen Nutzungsintensität auf knapp 6% der bundesdeutschen Waldfläche (mehr als 600.000 ha) ein signifikantes Bodenschutzproblem besteht. Wenn man den Vorsorgegedanken weiter auslegt und in diese Betrachtung auf allen Standorten mit negativer nutzungsfreier Stoffbilanz (also nicht nur den Standorten mit signifikant negativer nutzungsfreier Stoffbilanz) einen Bedarf zu Bodenschutzkalkungen annimmt, trifft dies auf einem Drittel der Waldfläche zu. Die Dimensionen lassen sich an den Ergebnissen der BZE II aus Hessen verdeutlichen. Nach Paar et al. (2016) nahmen die Calcium-Vorräte innerhalb von 15 Jahren auf den Buntsandsteinstandorten (28 % der Waldfläche von Hessen) um  $500 \text{ kg ha}^{-1}$  ab. Dieses entspricht einer jährlichen Abnahme von  $33 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  und damit dem Vierfachen des mittleren jährlichen Nutzungsentzugs ( $9,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) im Szenario ‚Real‘ (vgl. Kapitel 12). Die Anwendung des Szenarios ‚Min‘ zeigt jedoch auch, dass bei Vermeidung hoher Verluste an geernteter Biomasse (vgl. Tab. 15.4) eine deutliche Reduzierung um fast 20 % für Flächen mit signifikant negativen Bilanzen (vgl. Tab. 15.3) erreicht werden kann. Hinsichtlich des Kalkungsbedarfs erscheint diese Maßnahme noch wesentlich effektiver, da der Flächenanteil von 16,6 % auf 7,9 % und die theoretisch jährlich zu kalkende Fläche von 92.953 ha auf 60.850 ha reduziert werden kann (vgl. Tab. 15.6). Diese Ergebnisse weisen darauf hin, dass sinnvolle technische Innovationen, wie die Entrindung des Derbholzes im Bestand (vgl. Heppelmann et al. 2016) möglichst schnell in der Praxis etabliert werden sollten. Zu beachten ist dabei auch, dass der Hauptanteil des Gewinns in der Forstwirtschaft durch den Verkauf von Stammholz erzeugt wird. Reisigma-terial und Rinde tragen selbst bei Vollbaumernte finanziell nur wenig zum Gesamtgewinn bei (Rüping 2009, Weis et al. 2016).

### 15.4.3 Möglichkeiten und Risiken einer Nutzungsintensivierung

Der Befund, dass unter Berücksichtigung der drei untersuchten Elemente Calcium, Magnesium und Kalium auf 34 % (vgl. Tab. 15.3) der bundesdeutschen Waldfläche selbst beim Szenario ‚Max‘ keine negativen Bilanzen auftreten, ist ein Indiz, dass auf solchen Flächen eine intensivere Nutzung möglich ist. Damit könnten zumindest in Teilen Ansprüche an die Biomassebereitstellung aus dem Wald in Folge der Energiewende und neuer strategischer Ansätze der Bioökonomie bedient werden, ohne die Nährstoffnachhaltigkeit zu gefährden. Insgesamt sollten Intensivierungen mit Bedacht vorgenommen und ihre Folgen für das Waldwachstum im Rahmen von Inventuren beobachtet werden. Aus der Literatur (Achat et al. 2015, Helmisaari et al. 2011, Thiffault et al. 2011) sind Wachstumseinbußen nach Vollbaumnutzungen bekannt, die die kurzfristigen Gewinne durch Energieholznutzung langfristig in Verluste vor allem bei der Stammholznutzung umkehren könnten. In diesem Zusammenhang sei auf die Erfahrungen früherer, extremer Übernutzungen unserer Wälder durch

Waldweiden oder Streunutzung (Glatzel 1991) verwiesen, die nur durch langwierige und kostspielige Sanierungsmaßnahmen ausgeglichen werden konnten (Meiwes et al. 2008). Weiterhin ist zu beachten, dass auf Standorten mit geringen Nährstoffvorräten durch historische Übernutzung positive Bilanzen dazu dienen, das Standortspotenzial wiederherzustellen.

Bei Nutzungsanpassungen sollte auch berücksichtigt werden, dass Bilanzdefizite für Kalium gravierender zu bewerten sind als für Calcium und Magnesium. Unseren Berechnungen zu Folge werden negative Kaliumbilanzen, im Gegensatz zu Calcium und Magnesium, in erster Linie durch den Kaliumentzug mit der Holzernte erzeugt. Bisher bestehen nur sehr eingeschränkte Möglichkeiten einer Rückführung von Kalium. Die notwendigen Maßnahmen können, aufgrund der hohen Verlustraten auf durchlässigen Standorten, zudem teurer sein als bei der Kalkung von Calcium und Magnesium. Allerdings bestehen noch erhebliche Kenntnislücken bei der Bewertung der pflanzenverfügbaren Kaliumvorräte im Boden. Während für Calcium und Magnesium die Wurzelaufnahme hauptsächlich über den Massenfluss aus der Bodenlösung erfolgt (Mengel 1991, Türk et al. 1993), trifft dieses für Kalium nur eingeschränkt zu. Die Untersuchungen von Hildebrand (1990) deuten darauf hin, dass insbesondere bei Lehmböden die Pflanzenverfügbarkeit stärker von der Verteilung der Kaliumvorräte in den Bodenaggregaten als von der absoluten Höhe des Bodenvorrates abhängt. Kalium ist im Aggregatinneren vergleichsweise wenig mobil. Außerdem dringen Feinwurzeln nur schwer in das Innere von Bodenaggregaten vor, weshalb Kalium von den Baumwurzeln nur eingeschränkt aufgenommen werden kann (Hildebrand 1994). Hildebrand (1990) weist auf die große Bedeutung der Bioturbation für die mechanische Aufschließung der Aggregate und Freisetzung eingeschlossener Kaliumreserven hin. Entsprechend bewerten von Wilpert & Hildebrand (1997) auf versauerten Waldböden eine Kalkung und eine damit einhergehende Erhöhung der biologischen Aktivität als ökosystemkonformerer Weg zur Behebung von Kaliummangel als die Zufuhr leichtlöslicher Kalisalze. Dem steht allerdings entgegen, dass auf gekalkten Flächen teilweise signifikant geringere Kaliumgehalte in Rinde und Nadeln bzw. Blättern gefunden wurden (Wellbrock et al. 2016a, Greve 2015, Weis et al. 2009b). Im Zusammenhang mit der Kaliumverfügbarkeit in Böden ist jedoch auch zu berücksichtigen, in wie weit die pflanzenverfügbare Fraktion des Kaliums auf das austauschbare Kalium beschränkt ist. Aus der Landwirtschaft ist bekannt, dass für die Ernährung der Pflanzen auch das schwer verfügbare Kalium eine wichtige Rolle spielt (Römheld & Kirkby 2010, Wang et al. 2011, Kong & Steffens 1989).

Bei Entscheidungen über eine Intensivierung der Biomassenutzung darf auch der wichtige Pflanzennährstoff Phosphor nicht unbeachtet gelassen werden. Wie einleitend bereits hervorgehoben, ist eine Bilanzierung des Phosphorhaushalts nur sehr eingeschränkt möglich. Entsprechendes gilt auch für die Quantifizierung der pflanzenverfügbaren Phosphorvorräte im Boden. Phosphor kommt in primären und sekundären Mineralien, in amorphen anorganischen Verbindungen und in organischen Formen vor, deren Bedeutung für die Waldernährung nur unzureichend geklärt ist. Daher werden häufig Blatt- und Nadelgehalte als Indikator für die Einschätzung der Ernährungssituation der Waldbäume verwendet. Hier zeigen die Ergebnisse der BZE II (Riek et al. 2016), dass nach diesem Indikator die P-Ernährung der Buche an mehr als der Hälfte der BZE-Punkte (latent) mangelhaft ist. Die

Untersuchungen von Braun et al. (2010) zeigten für die Schweiz, dass beim Unterschreiten der Mangelgrenze Wachstumseinbußen auftreten können. Phosphor ist sicherlich ein wichtiger Faktor für die Waldernährung und noch in weit höherem Maße im Kronenmaterial konzentriert als Calcium, Magnesium und Kalium (Weis & Göttlein 2012), kann aber nach dem aktuellen Stand der Forschung in praxistauglichen Bewertungsverfahren (noch) nicht berücksichtigt werden. Hinzu kommt, dass die Phosphorgehalte in der Biomasse hohe negative Korrelationen zur Temperatur und der Länge der Vegetationsperiode aufweisen (Reich & Oleksyn 2004), zwei Parameter die sich in den letzten Jahrzehnten aufgrund des Klimawandels deutlich verändert haben (vgl. Pretzsch et al. 2014).

Weiterhin ist zu beachten, dass die Biomassenutzung nicht nur Auswirkungen auf den Elementhaushalt hat, sondern auch organische Substanz entzogen wird, die nicht mehr für die Humusbildung zur Verfügung steht und nicht sinnvoll durch Ausgleichmaßnahmen kompensiert werden kann (Meiwes et al. 2008). Die Bedeutung des Kohlenstoffs im und auf dem Boden wurde in Kapitel 13 ausführlich diskutiert.

Entsprechend ist es Voraussetzung, dass die Planung einer Nutzungsintensivierung auf der Basis eines auf Messdaten gestützten Entscheidungsinstruments erfolgt, wie es in der vorliegenden Projektarbeit vorgestellt wurde. Ein solches Steuerungsinstrument müsste jedoch im Aufnahmeturnus der die Messdaten liefernden Bestands- und Bodeninventuren laufend aktualisiert und an veränderliche Umweltbedingungen angepasst werden. Damit kommt den beteiligten Forstlichen Monitoringsystemen (z.B. BWI, BI, BZE und Level II) eine in der praktischen Betriebssteuerung entscheidende neue Aufgabe zu. Ein solches Steuerungsinstrument kann nur dann wirksam eingesetzt werden, wenn nach jeder durchgeführten Maßnahme eine flächenscharfe Dokumentation erfolgt. Entsprechendes gilt auch für die digitale Aufarbeitung von durchgeführten Kalkungen in Form eines Katasters, wobei zusätzlich großmaßstäbliche GIS-Informationen benötigt werden, um gegenüber Kalkung sensitive Naturschutzflächen berücksichtigen und aussparen zu können (vgl. z.B. Meiwes et al. 2011).

#### **15.4.4 Ausgleichsmaßnahmen zur Kompensation von Bilanzdefiziten**

Das Bestreben, die Bodenfruchtbarkeit für das Waldwachstum auch für die folgende Generation zu erhalten, liegt im ureigenen Interesse der Waldbesitzer und Forstbetriebe. Auch die Waldgesetze (z.B. BWaldG, BayWaldG, LWaldG, SächsWaldG) und das Bundesbodenschutzgesetz (BBodSchG) verpflichten zu einem nachhaltigen und ressourcenschonenden Umgang mit dem Produktionsfaktor Waldboden, so dass schädliche Bodenveränderungen verhindert werden. Hier muss dem fortschreitenden Abbau der Nährstoffvorräte durch Ausgleichsmaßnahmen entgegengewirkt werden. Grundsätzlich kann dies auf zwei Wegen erfolgen: eine angepasste Nutzungsintensität und/oder eine Kompensation von Nährstoffverlusten. Die Auswertungen bezüglich der nutzungsfreien Stoffbilanzen zeigen, dass Nutzungsmodifikationen in einigen Regionen klar an ihre Grenzen stoßen. Da es sich dort in erster Linie um ein Bodenschutzproblem handelt, treten besonders betroffene Länder der stark ausgeprägten, depositionsgetriebenen Bodenversauerung seit Jahrzehnten durch die Ausbringung von dolomitischem Gesteinsmehl in einer Regeldosierung von  $3 \text{ t ha}^{-1}$  entgegen (NW-FVA 2010 für Niedersachsen und Sachsen-Anhalt; MULNV 2000 für Nordrhein-

Westfahlen; Hessenforst 2014 für Hessen; Greve 2015 für Rheinland-Pfalz; Saarforst 2013 für Saarland; von Wilpert et al. 2013 für Baden-Württemberg; SachsenForst 2010 für Sachsen). In anderen Bundesländern (Bayern, Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern) wird Kalkung nur in Ausnahmefällen und nach vorheriger Prüfung auf akute Nährstoffmängel vor Ort empfohlen (Schäff et al. 2016, Stetter 2010 für Bayern; Riek et al. 2015 für Brandenburg; Russ et al. 2011 für Mecklenburg-Vorpommern). Kalkungen haben vielfältige positive Auswirkungen, so die Verbesserung des Säure-/Basenzustands der Böden (von Wilpert 2003, Guckland et al. 2010, Grüneberg et al. 2017), eine verbesserte bodenbiologische Aktivität (Kreutzer 1995, Schäffer et al. 2001), die Mobilisierung inaktiver Humusformen (Kreutzer 1995), die Verlagerung von Kohlenstoff in den oberen Mineralboden (Hartmann et al. 2016), die Verbesserung der Filtereigenschaften des Bodens und die damit einhergehende Verbesserung der Wasserqualität (Sucker et al. 2009) sowie eine verbesserte Nährstoffversorgung der Bäume, insbesondere bei Ca und Mg (Riek et al. 2017, Weis et al. 2009, von Wilpert & Lukes 2003). Neben den gewünschten positiven Kalkungswirkungen können ungewollte Nebenwirkungen auftreten, auf die an späterer Stelle noch eingegangen wird. An Standorten, bei denen zusätzlich Kaliummangel identifiziert wird, könnte ein geeigneter und ökosystemverträglicher Kaliumträger beigemischt werden, da Kalium im Dolomitkalk nicht enthalten ist (von Wilpert et al. 2011, 2015, 2016b). Die Auswertungen haben jedoch gezeigt, dass die mit der Holzasche zugeführte Kaliummenge in der Regel sogar für einen kurzfristigen Bilanzausgleich zu gering ist. Für solche Standorte und für die Standorte, die ausschließlich durch einen zusätzlichen Kaliumbedarf charakterisiert sind (z.B. viele Karbonatstandorte in den bayerischen Kalkalpen), wäre der Einsatz von Rinden- oder Reisisg-Holzasche-Pellets ein weiterer Lösungsansatz (Ettl et al. 2009, 2010, Knust et al. 2015, Ettl & Göttlein 2017). Dabei besteht gegenwärtig die größte Limitierung in der wirtschaftlichen Verfügbarkeit von Rinde und Reisisg zur Beimischung und dem vergleichsweise hohen Aufwand des Pelletierens.

Die vorgestellten Auswertungen erlauben eine regionale Abschätzung der Größenordnung des Rückführungsbedarfs und daraus auch eine überschlägige Kalkulation möglicher Kosten. Die durchgeführten Unsicherheitsanalysen vermitteln die nötigen Sicherheiten, um in der praktischen Planung die notwendigen Aufwendungen und Kosten für Maßnahmen des Nährstoffmanagements begründen zu können. Außerdem bilden sie einen verlässlichen Rahmen für die Priorisierung von Maßnahmen. Es zeigt sich, dass insbesondere für die Regionen mit einem besonders hohen Flächenanteil an potentiellen Kalkungsflächen die Wiederholungsintervalle deutlich größer als in der Vergangenheit gewählt werden könnten. Für Regionen mit sehr kurzen Wiederholungsintervallen ist zu beachten, dass die Werte häufig aus einer geringen Anzahl von Standorten mit extrem hohen Bilanzdefiziten resultieren. Es handelt sich häufig um Standorte, die zwar bereits entkalkt sind und folglich nicht den separat berücksichtigten Karbonatstandorten zugeschlagen wurden, aufgrund ihrer hohen Vorräte austauschbarer Nährstoffkationen aber hohe Sickerwasserausträge an Calcium und Magnesium generieren (vgl. auch Horn et al. 1989). Die Defizite sind hierbei so groß, dass auch die Einbeziehung der Bodenvorräte nicht für einen Ausgleich der Bilanz sorgt. Entsprechend sollte für zukünftige Arbeiten genauer geprüft werden, ob die „1/1000stel-Regel“ (d.h. die Berücksichtigung eines Tausendstels des Bodenvorrats bei der Bilanzie-

rung) den Anforderungen in einem praxisnahen Entscheidungsunterstützungssystem hinreichend gerecht wird. Konkret und flächenscharf können diese Entscheidungen aber nur auf lokaler Ebene (Betrieb, Bestand) getroffen werden, da nur dort alle individuell flächenbezogenen Kriterien gegeneinander abgewogen werden können.

Bei der Zufuhr von Dolomitkalk sind weiterhin Probleme von Nährstoffungleichgewichten zu berücksichtigen. In diesem Zusammenhang ist insbesondere auf eine mögliche Störung der Kaliumversorgung durch den Calcium-Kalium-Antagonismus (Baule & Fricker 1967) hinzuweisen. Zusammenstellungen zahlreicher Studien zu diesem Thema sind bei Hüttl & Zoetl (1993) zu finden. Auch die aktuellen Auswertungen von Riek et al. (2016) zeigen, dass Fichtennadeln auf gekalkten BZE-Standorten niedrigere Gehalte an Phosphor und Kalium aufweisen als auf ungekalkten Standorten. Für Kalium fanden Dammann et al. (2013) vergleichbare Zusammenhänge in Buchenblättern. Entsprechende Ergebnisse wurden auch auf Versuchsflächen zur Waldkalkung beobachtet (Greve 2015, Guckland et al. 2011, Weis et al. 2009a, Huber et al. 2006b). Andererseits konnten Hartmann et al. (2016) an den Ergebnissen der BZE in Baden-Württemberg zeigen, dass Kalkung keinen dominanten Effekt auf die Nadel-/Blattgehalte von Kalium hatte: bei Kalkungen, die länger als 15 Jahre zurücklagen, war für Fichtenbestände tendenziell eine Verbesserung der Kaliumversorgung zu beobachten. Der entscheidende und dominante Faktor der Kaliumernährung waren bei dieser Auswertung Regionen, in denen Lehmböden vorherrschen, auf denen trotz hoher pflanzenverfügbarer Kaliumvorräte die niedrigsten Nadel-/Blattspiegelwerte gemessen wurden. Dies bestätigt die von Hildebrand (1990, 1994) beschriebene Kaliumverarmung der Aggregatoberflächen in stark aggregierten Lehmböden und deren Bedeutung für die Pflanzenernährung.

Meiwes et al. (2008) stellten treffend fest, dass mit Kalkung, Düngung oder Holzaschezufuhr die langsame Nährstofffreisetzung aus der Mineralisation organischen Materials nicht vollständig imitiert werden kann. Es kann lediglich versucht werden, die ökologischen Nebenwirkungen durch die hohen atmosphärischen Säureinträge und den zunehmenden Anspruch unserer Gesellschaft an die Ressource Holz in einem akzeptablen Rahmen zu halten. Auch wenn bei Versuchen mit der Ausbringung von Kalk und Asche im Wald die langjährigen Erfahrungen häufig positiv sind (Flückiger & Braun 2009, Greve 2015, Ettl & Göttlein 2017, Wellbrock et al. 2016b) soll an dieser Stelle nicht verschwiegen werden, dass es auch unerwünschte Nebenwirkungen geben kann, wie z.B. Humusabbau, Veränderung der Artenzusammensetzung, erhöhte Stickstoffausträge, Auswirkungen auf Wurzelwachstum und -verteilung, Nährstoffungleichgewichte und biotische Risiken. Diese zusätzlichen Einflüsse auf das Ökosystem Wald sowie mögliche Konflikte mit anderen Zielvorgaben sind bei der Entscheidung für Maßnahmen der Nährstoffrückführung zu berücksichtigen (Lundström et al. 2003, Reid & Watmough 2014, Reif et al. 2014, Huber et al. 2006a, Kreutzer 1995, Hüttl 1989), wie dies z.B. in Baden-Württemberg durch eine kleinteilige Aussparung von naturschutzrelevanten und möglicherweise kalkungssensitiven Biotopen mittels eines GIS-gestützten Steuerungsinstruments erfolgt (Janssen et al. 2016).

### 15.4.5 Bilanzierung auf Betriebsebene

Auf Betriebsebene liegen in einigen Bundesländern analog zu den Daten der BWI biometrische Daten zu Waldstruktur und Bestandesvorräten vor (Betriebsinventuren). Hier können die gleichen Auswertungsalgorithmen angewandt werden wie auf Bundesebene. In Kapitel 12 wurde das an den beiden Testgebieten „Altdorfer Wald“ bei Ravensburg in Südwestdeutschland und „Fuhrberger Feld“ bei Hannover in Norddeutschland aufgezeigt. Die auf Bundesebene im BWI-Netz erarbeitete Methodik und die daraus abgeleiteten Indikatoren für Umfang und Intensität eines Nährstoffmanagements konnten gut auf Betriebsebene angewendet werden. Diese kleinräumigen Konkretisierungen sollten nicht direkt umsetzbare Betriebsplanungen darstellen, sondern die Anwendbarkeit der Nährstoffnachhaltigkeitskonzepte auf Betriebsebene prüfen. Es konnte gezeigt werden, dass die in diesem Projekt entwickelten Methoden auch auf konkrete forstbetriebliche Situationen angewendet werden können und es ermöglichen, auf der operativen betrieblichen Ebene die stoffliche Nachhaltigkeit zu quantifizieren. Insofern haben die Ergebnisse demonstrativen Charakter. Sie können prinzipiell nicht verallgemeinert und auf einfache Weise auf andere Fallbeispiele übertragen werden. Das Ziel der betrieblichen Anwendung muss ja die möglichst treffsichere Abbildung der individuellen Randbedingungen und Charakteristika sein. Die Vergleichbarkeit zwischen den regionalen Ergebnissen und der BWI-Ebene zeigt aber, dass letztere durchaus die Qualität von orientierenden Indikatoren haben. Für deren Übertragung auf Betriebe und Waldflächen sind belastbarere Datengrundlagen (räumlich höher aufgelöste Daten der Betriebsinventuren, Forsteinrichtung und Standortkartierung) notwendig, die konkrete betriebliche Entscheidungen über Nutzungsintensitäten und/oder einen Nährstoff-Rückführungsbedarf ermöglichen.

## 15.5 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Im Projekt „Energieholzernte und stoffliche Nachhaltigkeit in Deutschland“ (EnNa, Förderkennzeichen FNR 22006512, 22020212, 22020312) wurden Methoden entwickelt, mit denen die deutschlandweit nachhaltig nutzbare Holzbiomasse abgeschätzt werden kann. Eine erhöhte Nachfrage nach Holzbiomasse entsteht nicht nur durch die Energiewende und den dadurch steigenden Bedarf, Energie aus nachwachsenden Rohstoffen zu erzeugen (Graudal et al. 2013, Mühlenhoff et al. 2014), sondern auch durch neue technische Entwicklungen, welche Holzbiomasse als Ersatz für erdölbasierte Werkstoffe einsetzen (Busch et al. 2006). Unter Nutzung aller zweckdienlichen und bundesweit verfügbaren Daten forstlicher Monitoringsysteme und wissenschaftlicher Projekte wurde in EnNa ein Indikatorensystem entwickelt, welches die Nachhaltigkeit der Holznutzung an den Traktecken der Bundeswaldinventur (BWI) bewertbar macht. Dabei ist der Begriff Nachhaltigkeit nicht nur auf die Holzbiomassemenge bezogen, sondern vor allem auf die Erhaltung der Nährelementvorräte in den Waldböden. Im Sinne einer Gesamtstrategie stellt das Projekt also einerseits belastbare Informationen zur Ermittlung der Holzbiomassepotenziale und andererseits Instrumente zur Sicherung der Nährstoffnachhaltigkeit bereit. Die BWI-Traktecken stellen hierbei ein für die gesamte Waldfläche Deutschlands repräsentatives Aufnahmenetz dar, durch dessen Erhebungsdichte regional differenzierte Strategieansätze zur aktiven

Steuerung und Bewertung der stofflichen Nachhaltigkeit im Rahmen der Holz- und Biomasseernte sowie von Vorsorge- und Kompensationsmaßnahmen (z.B. Bodenschutzkalung) entwickelt werden können.

Der methodische Kern der Projektarbeit war die Erstellung von Stoffbilanzen für die Pflanzennährstoffe Calcium, Magnesium und Kalium. Für diese Nährelemente wurde an insgesamt 23.880 Traktecken der BWI (4 x 4 km) die Nachlieferung durch die Verwitterung primärer Mineralien aus dem Ausgangsgestein (Kapitel 6), der Eintrag mit der Deposition (Kapitel 7), der Verlust mit dem Sickerwasser (Kapitel 4 und 8) und der verfügbare Nährstoffvorrat im Boden (Kapitel 5) berechnet, gegeneinander bilanziert und die Unsicherheiten berücksichtigt. Die so berechneten nutzungsfreien Stoffbilanzen beschreiben den mittleren Zustand für den Zeitraum 2000 bis 2010 und spiegeln damit die standörtlichen Verhältnisse um den Aufnahmezeitraum der BWI<sup>3</sup> (2012) wieder. Darauf aufbauend wurde der Einfluss der Holz- und Biomasseernte auf die Nährstoffbilanzen exemplarisch für drei unterschiedlich intensive Nutzungsszenarien untersucht (Kapitel 2, 3 und 12). Wesentliche Eingangsdaten für die Erstellung der Stoffbilanzen, insbesondere bodenkundliche Daten, liegen nicht für die Erhebungspunkte der BWI vor. Die Teilbilanzen (Deposition, Verwitterung, Sickerwasseraustrag und Bodenvorrat) wurden deshalb zunächst an den Erhebungspunkten der bundesweiten Bodenzustandserhebung (BZE) näherungsweise berechnet und anschließend über statistische Regionalisierungsverfahren auf die BWI-Traktecken übertragen (Kapitel 10). Alle Daten, die zur Bilanzierung verwendet wurden, sind durch Mess-, Schätz- und Modellfehler zu einem gewissen Grad unscharf. Deshalb wurden mittels Monte-Carlo-Simulationen Unsicherheitsbereiche für die Stoffbilanzen individuell für jedes untersuchte Nährelement und für jede BWI-Traktecke abgeleitet (Kapitel 11). Damit konnte für jede BWI-Traktecke bewertet werden, ob für ein Nährelement die Stoffbilanz einen Überschuss oder ein Defizit aufweist (also Nährstoffvorräte auf- oder abgebaut werden) oder ob die Bilanz mehr oder weniger ausgeglichen ist. Auf dieser Basis konnten mit den entsprechenden Sicherheiten belastbare, regional differenzierte Strategieansätze für ein nachhaltiges Nährstoffmanagement entwickelt werden. Es konnte weiterhin gezeigt werden, dass die in diesem Projekt entwickelten Methoden auch auf konkrete forstbetriebliche Situationen anwendbar sind und so auch auf der operativen betrieblichen Ebene die stoffliche Nachhaltigkeit quantifiziert werden kann (Kapitel 14).

Auf der Basis der berechneten Stoffbilanzen können Areale ausgeschieden werden, in denen die Bilanzen unter Annahme der verschiedenen Nutzungsszenarien (vgl. Kapitel 12) ausgeglichen sind. Auf 34 % der Waldfläche würde die Bilanz bei allen Nährelementen ausreichen, um eine Vollbaumernte („Max“) zuzulassen, ohne dass dadurch Bilanzdefizite entstünden. Da die Bilanzierungsrechnungen jedoch mit Unsicherheiten belastet sind, erscheint es in einer auf Vorsorge und Erhalt der Nachhaltigkeit ausgerichteten Forstwirtschaft nicht ratsam, die Option der Nutzungsintensivierung „auszureizen“, sondern nur auf die 12 % der Waldfläche anzuwenden, auf denen diese Bilanz auch statistisch abgesichert positiv ist. Der Biomasseertrag würde dort im Mittel um etwa 20 % steigen. Da Kronenmaterial und Rinde in der Regel aber einen vergleichsweise geringen Wert haben, würde eine solche Ausweitung der Nutzungsintensität ökonomisch nur dann sinnvoll sein, wenn die zusätzlich genutzte Biomasse ein besonders wertvoller Ausgangsstoff für die chemische

Konversion wäre oder wenn der dadurch generierbare Beitrag zur regenerativen Energieerzeugung hoch bewertet würde.

Bei 42 % (sig. 17 %) der Waldfläche reicht die derzeitige Nährelementbilanz aus, um die aktuelle Nutzungsintensität („Real“) ohne weitere Kompensationsmaßnahmen aufrecht zu erhalten. Negative Bilanzen für mindestens eines der betrachteten Nährelemente ergeben sich im Nutzungsszenario „Real“ auf 58 % (signifikant 19 %) der BWI-Traktecken. Auf diesen Flächen besteht die Option, die Nutzungsintensität so weit zu reduzieren, dass die Nährelementbilanzen ausgeglichen werden. Dies ist allerdings nur dann sinnvoll, wenn das Bilanzdefizit kleiner als der Nährelementexport mit der aktuellen Nutzung ist. Durch konsequente Anwendung des Nutzungsszenarios „Min“, bei welchem die nährstoffarmen, aber wertvollen Sortimente (Stamm- und Industrieholz) weiterhin genutzt und die nährstoffreichen Biomassen (Rinde und Kronenmaterial) im Bestand belassen werden, würde der Anteil von BWI-Traktecken mit negativen Bilanzen auf 40 % (signifikant 9 %) reduziert werden. Hierfür müssten jedoch innovative Holzernteverfahren entwickelt werden, die es erlauben, während des Erntevorgangs das Holz zu entrinden und die Rindenbiomasse auf der Bestandesfläche zu verteilen. Der Biomassertrag würde sich hierbei im Vergleich zum Szenario „Real“ um durchschnittlich 14 % reduzieren. Zu beachten ist, dass auf 31 % (signifikant 5 %) der Waldfläche die Nährstoffbilanzen bereits ohne Nutzung negativ sind (in den Anteilen mit negativen Bilanzen bei den Szenarien „Real“ und „Min“ enthalten), so dass dort die alleinige Reduktion der Nutzungsintensität kein wirkungsvolles Nährstoffmanagement zur Behebung der aktuellen Bilanzdefizite ermöglicht. Auf weiteren 9 % (sig. 3 %) der Waldfläche reicht die aktuelle Nährstoffbilanz nicht aus, um das ressourcenschonendste Nutzungsszenario „Min“ zu ermöglichen.

Der Grundsatz einer Beibehaltung der derzeitigen Nutzungsintensität der Wälder, ohne dass die Nutzung zur Beeinträchtigung der Standortsproduktivität führt, ist in den Forstverwaltungen der Länder und des Bundes als Leitlinie einer nachhaltigen Forstwirtschaft Konsens. Dies wurde in einem Expertenworkshop an der FVA Freiburg am 19.05.2015 von Vertretern der Länder und des Bundes folgendermaßen formuliert: „Die Bewirtschaftung des Waldes zur Nutzung des nachwachsenden Rohstoffs Holz ist oberstes Ziel der Forstwirtschaft. Die Beibehaltung aktueller Nutzungsintensitäten muss auch für die Zukunft gewährleistet werden; dabei gilt der Grundsatz des Erhalts der Standortsproduktivität bei geringstmöglichen Nebenwirkungen.“ (Vonderach und von Wilpert 2015).

Anhand der Kombination der defizitären Elemente sowie der Relation zwischen dem Nährelementexport mit der Holzernte und dem Nährelementverlust mit dem Sickerwasserausstrom kann auf den Prozesshintergrund der Bilanzdefizite geschlossen werden. Auf knapp 40 % der Waldfläche (signifikant 15 %) sind bei aktuell üblicher Nutzungsintensität („Real“) die Bilanzen für Calcium und/oder Magnesium negativ, bei gleichzeitig ausgeglichenen oder positiven Kaliumbilanzen. Dies betrifft überwiegend stark versauerte Böden, hauptsächlich auf basenarmem Ausgangsgestein mit hoher Wasserdurchlässigkeit und in Regionen mit hohen Niederschlägen. Diese Flächen decken sich zu hohen Anteilen mit den Arealen, in denen schon die nutzungsfreien Stoffbilanzen für diese Elemente negativ sind. Der Bilanzausgleich könnte dort durch Kalkung mittels Dolomit erfolgen. Auf rund 12 % der Waldfläche (signifikant 1,7 %) besteht im Nutzungsszenario „Real“ zusätzlich zu den über-

wiegend durch Versauerung verursachten Bilanzdefiziten bei Calcium und Magnesium ein Bilanzdefizit bei Kalium, das einen engen Zusammenhang mit der Nutzungsintensität zeigt. Auf diesen Standorten ist der Verzicht auf die Nutzung kaliumreicher Biomasse (Rinden, Reisig) geeignet, um Kaliumdefizite zu vermeiden. Alternativ bieten sich für den Bilanzausgleich Kaliumgaben im Zusammenhang mit Bodenschutzkalkungen (z.B. Dolomit-Holzasche-Gemisch) an. Auf gut gepufferten und basenversorgten Böden, meist auf kalkführendem Ausgangsgestein, treten im Nutzungsszenario ‚Real‘ Bilanzdefizite bei Kalium auf, ohne dass eines der beiden anderen Elemente defizitär ist (6 % der Waldfläche; signifikant 1,9 %). Hier wäre eine reine Kalium-Rückführung in Form von Holzasche oder einem anderen ökosystemverträglichen Kaliumträger möglich.

Der mit dem Bilanzansatz ermittelte Flächenumfang mit einem statistisch gesicherten Bedarf für Nährstoffrückführungen von bundesweit knapp 165.000 ha pro Jahr (davon 124.000 ha Dolomit-Kalkung und 41.000 ha zusätzliche oder alleinige Kaliumrückführung) und der dafür zu veranschlagende Aufwand in Höhe von jährlich 45-50 Mio. € stellen eine realistische Größenordnung dar. Sie sind eine Investition in die Stabilität und Funktionalität unserer Waldökosysteme, mit der es gelingen kann, die bisher übliche Nutzungsintensität auf diesen Flächen weitgehend aufrecht zu erhalten. Diese Maßnahmen haben ausschließlich das Ziel, nur die Nährelementmengen den Waldböden wieder zuzuführen, die durch Bodenversauerung und Sickerwasserverlust zu negativen Bilanzen führen sowie durch die Holznutzung exportiert werden, wenn die aktuelle Nutzungsintensität beibehalten werden soll. Eine Steigerung der Produktivität über das standörtliche Potenzial hinaus ist damit ausgeschlossen. Selbstverständlich sollen Bodenschutzkalkungen und Nährstoffrückführungen nur eingesetzt werden, wenn ihre Notwendigkeit objektiv begründet ist. In jedem Fall sind die gewollten Wirkungen gegenüber ungewollten Nebenwirkungen abzuwägen.

Gegenüber der bisherigen Bewirtschaftungspraxis hat die Nachhaltigkeitssteuerung auf der Basis von Nährstoffbilanzen den Vorteil, dass sowohl eine Anpassung der Nutzungsintensität als auch Vorsorge- und Kompensationsmaßnahmen wie Kalkungen auf gesicherten Messdaten beruhen sowie im Wiederholungsturnus der Forstlichen Monitoringverfahren periodisch aktualisiert und an veränderte Umwelteinflüsse angepasst werden können. Beide Strategieansätze werden mit dem gleichen, bundesweit einheitlichen Datensatz gesteuert. Es wurde aufgezeigt, dass die im Bereich sensibler und stark versauerter Böden naheliegende Reduktion der Nutzungsintensität durch entsprechende Intensivierung der Nutzungsintensität auf sehr gut versorgten Standorten wenigstens teilweise kompensiert werden kann. Der auf der Basis statistisch abgesicherter Stoffbilanzen abgeleitete Umfang notwendiger Nährstoffrückführungen liegt im Bereich der durchschnittlichen bundesweiten Kalkungsintensität der vergangenen 35 Jahre.

Angesichts der Tatsache, dass Holz aus nachhaltig bewirtschafteten Wäldern (vgl. Köhl et al. 2018) durch Festlegung von CO<sub>2</sub> in Holzprodukten und durch Substitution fossiler Energieträger den effektivsten Beitrag terrestrischer Ökosysteme zur Minderung des Treibhauseffekts leistet und dieser durch Nutzungseinschränkung gemindert würde (Pistorius 2007), kann Nutzungsreduktion nicht uneingeschränkt als alleiniger Strategieansatz zum aktiven Nährstoffmanagement empfohlen werden. Deshalb stellt die Entscheidung, welcher Strategieansatz bei der Waldbewirtschaftung eingesetzt werden soll, ein komplexes Opti-

mierungsproblem dar und es sind dabei beide Ansätze, Nährstoffrückführung und Nutzungsreduktion, anhand ökologischer und ökonomischer Kriterien gegeneinander abzuwägen. Bei der Bewertung der hier vorgestellten Ergebnisse ist jedoch zu bedenken, dass damit lediglich die aktuellen Bilanzdefizite ausgeglichen werden. Das bedeutet, dass auf diesem Weg nur der aus der bisherigen Depositions- und Nutzungsgeschichte hervorgegangene Bodenzustand beibehalten wird. Der Anspruch, die Bodenqualität zu regenerieren, würde in den betroffenen Regionen den Handlungsbedarf erhöhen. Eher bodenschutzorientierte Vorgehensweisen zur Wiederannäherung an natürliche Bodenverhältnisse, wie sie z.B. mit einer regenerationsorientierten Bodenschutzkalkung in Baden-Württemberg (von Wilpert et al. 2013), in Rheinland-Pfalz (Greve 2015) oder in Niedersachsen (Guckland et al. 2010) verfolgt werden, sind mit dem hier vorgestellten Bilanzansatz nicht erfasst. Andererseits wird aufgrund der naturräumlichen Gegebenheiten und aus weiteren Gründen der Bedarf für Bodenschutzkalkungen in anderen Bundesländern nicht so hoch eingeschätzt oder die Kalkung nur dann für notwendig erachtet, wenn die Ernährungssituation der Waldbäume als kritisch beurteilt wird (Schäff et al. 2016).

Zusammenfassend gilt, dass in Deutschland auf etwa drei Viertel der Fläche die natürlichen Bodenfunktionen durch die überwiegend anthropogen verursachte Bodenversauerung stark beeinträchtigt sind. Die im forstlichen Erfahrungswissen tief verankerte Annahme, dass die Holznutzung durch die geringe Größenordnung der mit ihr verbundenen Nährelementexporte in aller Regel durch die „nachschaufende Kraft“ der Böden getragen wird, trifft tendenziell auch heute noch zu. Aber die aufsummierte Wirkung der Depositionsgeschichte sowie Belastungen aus der historischen Waldbewirtschaftung, wie die Streunutzung, haben die Böden auf einem nicht unerheblichen Anteil der Waldfläche in Deutschland ausgelautet, so dass dort auch die Nährelementexporte mit der Holznutzung problematisch werden. Allerdings bestehen trotzdem auf mindestens 12 % der Waldfläche Möglichkeiten, die Nutzungsintensität in Richtung Vollbaumnutzung zu erhöhen, ohne die Nährstoffnachhaltigkeit zu gefährden.

In diesem Bericht wurde eine große Bandbreite an Handlungsoptionen aufgezeigt und diskutiert. Es ist sicherlich unstrittig, dass angesichts des hohen Anteils negativer Nährstoffbilanzen ein deutlicher Handlungsbedarf besteht, wenn vermieden werden soll, dass die Waldbewirtschaftung den Nährstoffhaushalt zusätzlich zur Deposition von Stickstoff und Säuren belastet. Die regional differenzierten Projektergebnisse zeigen aber auch, dass es keinen für die gesamte Waldfläche Deutschlands einheitlichen Lösungsweg zur Steuerung der stofflichen Nachhaltigkeit geben kann, sondern regional optimierte Lösungen gewählt werden müssen, die auch standorts- und baumartenspezifische Besonderheiten berücksichtigen. Dies gilt insbesondere für die ca. 60 % BWI-Traktecken, an denen die Stoffbilanzen mehr oder weniger ausgeglichen sind, das heißt, sich die Bilanzen statistisch nicht signifikant von Null unterscheiden. Auf diesen Flächen ist der Ermessensspielraum der regional oder örtlich Verantwortlichen größer, ob und welche Maßnahmen einer aktiven Nachhaltigkeitssteuerung ergriffen werden sollen. Angesichts der in den Bundesländern und Forstbetrieben unterschiedlichen Randbedingungen und örtlichen Erfahrungen können der regional oder lokal gegebene Handlungsbedarf und die daraus abzuleitenden Maßnahmen des Nährstoffmanagements nur auf diesen Ebenen von den dort Verantwortlichen eingeschätzt

werden. Hierbei müssen z.B. höhere Nährstoffentzüge durch unterbaute Laubbaumarten stärker berücksichtigt werden. Die kleinräumige Steuerung betrieblicher Maßnahmen muss letztlich an dem detaillierteren Datenbestand der Betriebsinventuren in den einzelnen Forstbetrieben erfolgen. Im Projekt konnte gezeigt werden, dass auf Betriebsebene ein analoger Datensatz mit sehr viel höherer räumlicher Auflösung erzeugt werden kann. Das Einpflegen von Betriebsinventurdaten und die Berechnung der Stoffbilanzen für alle Punkte der Betriebsinventuren mit den hier entwickelten Algorithmen sind mit vertretbarem Aufwand möglich.

Der in dem vorliegenden Projekt erarbeitete Datenbestand wird dem Thünen-Institut für Waldökosysteme in Eberswalde übergeben und dort gemeinsam mit den Daten der Bundeswaldinventur gehalten. So sind die Ergebnisse dieser Arbeit für die Nachhaltigkeitssteuerung auf regionaler Ebene bundesweit verfügbar. Wenn mit den hier vorgestellten, auf Monitoringdaten basierenden und statistisch bewerteten Bilanzierungen flächendeckend ein aktives Nährstoffmanagement verankert wird und in der Gesellschaft dadurch klar wird, dass die Forstwirtschaft aktiv die Nachhaltigkeit der Waldökosysteme erhält und in diese auch investiert, wird dies ein neues Vertrauen in die Forstwirtschaft schaffen.

## 15.6 Literaturverzeichnis

- Aber, J., W. McDowell, K. Nadelhoffer, A. Magill, G. Berntson, M. Kamakea, S. McNulty, W. Currie, L. Rustad, I. Fernandez. 1998. Nitrogen saturation in temperate forest ecosystems - hypotheses revisited. *Bioscience* 48 (11): 921-934.
- Achat, D. L., C. Deleuze, G. Landmann, N. Pousse, J. Ranger, L. Augusto. 2015. Quantifying consequences of removing harvesting residues on forest soils and tree growth – A meta-analysis. *Forest Ecology and Management* 348: 124-141.
- Ahrends, B., J. Böttcher, W. H. M. Duijnsveld. 2005. Auswirkungen des Waldumbaus von Kiefernreinbeständen auf die Stoffdeposition und die Grundwasserqualität in Nordwestdeutschland. *Berichte Freiburger Forstliche Forschung* 62: 221-234.
- Akselsson, C., O. Westling, H. Sverdrup, J. Holmqvist, G. Thelin, E. Uggla, E. Malm. 2007. Impact of harvest intensity on long-term base cation budgets in Swedish forest soils. *Water, Air, and Soil Pollution Focus* 7 (1-3): 201-210.
- Albert, M., G. Leefken, R. Nuske, B. Ahrends, J. Suttmöller, H. Spellmann. 2016. Auswirkungen von klimatischer Unsicherheit auf die Forstplanung am Beispiel von vier Regionen im norddeutschen Tiefland. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 187 (9/10): 161-185.
- Alewell, C., B. Manderscheid, H. Meesenburg, J. Bittersohl. 2000. Is acidification still an ecological threat? *Nature* 407: 856-857.
- Amereller, K. 2016. Nährstoffschonende Biomassenutzung. *LWF aktuell* 1: 4-7.
- Augustin, S., H. Bartens. 2001. Algorithmus zur Abschätzung der potentiell mobilisierbaren Schwefelmenge für saure Waldböden. *Arbeitshefte Boden* 2: 108-143.

- Bauhus, J., J. Rock, H. Spellmann, M. Dieter, F. Lang, K. Richter, A. Bolte, S. Rüter, M. Bösch, S. Entenmann. 2017. Beiträge der Forst- und Holzwirtschaft zum Klimaschutz. *AFZ/Der Wald* 3: 10-14.
- Baule, H., C. Fricker. 1967. Die Düngung von Waldbäumen. BVL Verlagsgesellschaft. München. 259 S.
- Block, J., K. J. Meiwes. 2013. Erhaltung der Produktivität der Waldböden bei der Holz- und Biomassenutzung. In: Bachmann, G., W. König, J. Utermann: Bodenschutz – Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. 4200, 1. Lfg. /13. 1-50.
- Blume, H. P., G. W. Brümmer; U. Schwerdtmann, R. Horn, I. Kögel-Knabner, K. Stahr., K. Auerswald, L. Beyer, A. Hartmann, N. Litz, A. Scheinost, H. Stanjek, G. Welp, B. M. Wilke. 2000. Scheffer/Schachtschabel: Lehrbuch der Bodenkunde. 15. Auflage. Spektrum Verlag. Heidelberg, Berlin. 593 S.
- BMELV (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz). 2011. Waldstrategie 2020. Bonn. 36 S.
- Bol, R., D. Julich, D. Brödlin, J. Siemens, K. Kaiser, M. A. Dippold, S. Spielvogel, T. Zilla, D. Mewes, F. von Blanckenburg, H. Puhmann, S. Holzmann, M. Weiler, W. Amelung, F. Lang, Y. Kuzyakov, K. H. Feger, N. Gottselig, E. Klumpp, A. Missong, C. Winkelmann, D. Uhlig, J. Sohr, K. von Wilpert, B. Wu, F. Hagedorn. 2016. Dissolved and colloidal phosphorus fluxes in forest ecosystems – an almost blind spot in ecosystem research. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 179 (4): 425-438. DOI: 10.1002/jpln.201600079.
- Borken, W., E. Matzner. 2004. Nitrate leaching in forest soils: an analysis of long-term monitoring sites in Germany. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 167 (3): 277-283.
- Bormann, F. H., G. E. Likens. 1979. Pattern and Process in a Forested Ecosystem. Springer-Verlag. New York. 253 S.
- Braun, S., V. F. D. Thomas, R. Quiring, W. Flückiger. 2010. Does nitrogen deposition increase forest production? The role of phosphorus. *Environmental Pollution* 158 (6): 2043-2052.
- Busch, R., T. Hirth, A. Liese, S. Nordhoff, J. Puls, O. Pulz, D. Sell, C. Syldatk, R. Ulber. 2006. Nutzung nachwachsender Rohstoffe in der industriellen Stoffproduktion. *Chemieingenieurtechnik* 78(3): 219-228.
- Dammann, I., J. Evers, U. Paar, J. Eichhorn. 2013. Ernährung von Buche und Kiefer in Nordwestdeutschland. *AFZ/Der Wald* 14: 4-10.
- Ettl, R., A. Göttlein. 2017. Untersuchungen zu Langzeiteffekten der Ausbringung von Rinden-Aschen-Presslingen auf Sickerwasser- und Bodenchemie sowie ernährungskundliche Effekte auf einen Fichtenaltbestand im Oberpfälzer Wald. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 188 (3/4): 56-71.
- Ettl, R., W. Weis, A. Göttlein. 2009. Rinden-Asche-Presslinge – ein Lösungsansatz für ein ökologisch verträgliches Ascherecycling? *Forst und Holz* 64 (1): 24-30.

- Ettl, R., W. Weis, A. Göttlein. 2010. Laborversuch zur Bewertung von Organo-Asche-Presslingen und einem Kalk-Asche-Gemisch als mögliche Produkte für eine nährstoffliche Kreislaufwirtschaft in Wäldern. *Forstarchiv* 81: 12-20.
- Flückiger, W., S. Braun. 2003. Critical limits for nutrient concentrations and ratios for forest trees – a comment. In: Achermann, B. & R. Bobbink: Empirical critical loads for nitrogen. Additional Documents – Working group presentations. Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape. Bern. 273-280.
- Flückiger, W., S. Braun. 2009. Nährstoffe im Wald lassen – oder recyceln! *Wald und Holz* 9: 30-33.
- Fürst, C., C. Lorz, F. Makeschin. 2007. Development of formerly deposition influenced forest systems considering Dübener Heide as an example and consequences for process-oriented forest management planning. *Forest Ecology and Management* 248: 6-16.
- Gauer, J., F. Kroiher. 2012. Waldökologische Naturräume Deutschlands – Forstliche Wuchsgebiete und Wuchsbezirke. *vTI Agriculture and Forestry Research*, 359, 48 S.
- Gauger, T., R. Köble, G. Smiatek. 1997. Kartierung kritischer Belastungskonzentrationen und -raten für empfindliche Ökosysteme in der Bundesrepublik Deutschland und anderer ECE-Länder. Teil 1: Deposition Loads. Institut für Navigation der Universität Stuttgart im Auftrag des Umweltbundesamtes, 126 S.
- Glatzel, G. 1991. The impact of historic land use and modern forestry on nutrient relations of Central European forest ecosystems. *Fertilizer Research* 27: 1-8.
- Göttlein, A., K. Katzensteiner, A. Rothe. 2014. Standortsicherung im Kalkalpin – SicALP. Abschlussbericht zum Forschungsprojekt INTERREG BY/Ö J00183. Forstliche Forschungsberichte München 212, 172 S.
- Graudal, L., U. B. Nielsen, E. Schou, B. Jellesmark, B. J. Thorsen, J. K. Hansen, N. S. Bentzen, V. K. Johannsen. 2013. Possibilities for sustainable increase of Danish produced woody biomass 2010-2100. Perspectives for the contribution of forests to the green conversion towards a bio-based economy. Department of Geosciences and Natural Resource Management, University of Copenhagen, 86 S.
- Greve, M. 2015. Langfristige Auswirkungen der Waldkalkung auf den Stoffhaushalt. Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz 73 (15), 333 S.
- Grüneberg, E., K. von Wilpert, H. Meesenburg, J. Evers, D. Ziche, H. Andreae, N. Wellbrock. 2017. Was nützt die Waldkalkung? *AFZ/DerWald* 2: 15-17.
- Guckland, A., B. Ahrends, U. Paar, I. Dammann, J. Evers, K. J. Meiwes, E. Schönfelder, T. Ullrich, M. Mindrup, N. König, J. Eichhorn. 2012. Predicting depth translocation of base cations after forest liming – results from long-term experiments. *European Journal of Forest Research* 131(6): 1869-1887.
- Guckland, A., U. Paar, I. Dammann, J. Evers, K. J. Meiwes, M. Mindrup. 2011. Einfluss der Kalkung auf die Bestandesernährung. *AFZ/Der Wald* 6: 23-25.

- Guckland, A., U. Paar, I. Dammann, J. Evers, K. J. Meiwes, E. Schönfelder, T. Ullrich, M. Mindrup, J. Eichhorn. 2010. Tiefenwirkung der Bodenschutzkalkung. *AFZ/DerWald* 24: 14-15.
- Hagemann, H., G. Bilke, D. Murach, A. Schulte. 2008. Bilanzierung und Bewertung von Nährelemententzügen durch Vollbaumnutzungsstrategien bei der Kiefer (*Pinus sylvestris*) in Brandenburg. *Archiv für Forstwesen und Landschaftsökologie* 42: 16-25.
- Hartmann, P., H. Buberl, H. Puhlmann, J. Schäffer, G. Trefz-Malcher, D. Zirlwagen, K. von Wilpert. 2016. Waldböden Südwestdeutschlands: Ergebnisse der Bodenzustandserhebungen im Wald von 1989-1992 und 2006-2008. Verlag Kessel. 328 S.
- Hässig, J., S. Zimmermann, P. Waldner, O. Thees, R. Lemm. 2009. Ein Modell zur Bewertung des Nährstoffentzugs durch die Holzernte – Erste Auswertungen bei intensivierter Energieholznutzung im Schweizer Mittelland. In: Thees, O. & R. Lemm: *Management zukunftsfähige Waldnutzung*. 191-223.
- Hauck, M., J. Zimmermann, J. Mascha, C. Dulamsuren, C. Bade, B. Ahrends, C. Leuschner. 2012. Rapid recovery of stem growth at reduced SO<sub>2</sub> levels suggests a major contribution of foliar damage in the pollutant-caused dieback of Norway spruce during the late 20th century. *Environmental Pollution* 164: 132-141.
- Helmisaari, H.-S., K. H. Hanssen, S. Jacobson, M. Kukkola, J. Luirod, A. Saarsalmi, P. Tamminen. 2011. Logging residue removal after thinning in Nordic boreal forests: Long-term impact on tree growth. *Forest Ecology and Management* 261 (11): 1919-1927.
- Heppelmann, J. B., E. R. Labelle, U. Seeling, S. Wittkopf. 2016. Evaluation the debarking efficiency of modified harvesting heads on European tree species. *Proceedings of the 49th FORMEC Symposium, September 4-7, Warsaw, Poland, 49-52.*
- Hessenforst. 2014. *Geschäftsanweisung 01/2014–C 15 Kompensationskalkung*. 10 S.
- Hildebrand, E. E. 1990. The spatial heterogeneity of chemical properties in acid forest soils and its importance for tree nutrition. *Water, Air and Soil Pollution* 54: 183-191.
- Hildebrand, E. E. 1994. The Heterogeneous Distribution of Mobile Ions in the Rhizosphere of Acid Forest Soils: Facts, Causes, and Consequences. *Journal of Environmental Science Health A* 29 (9): 1973-1992.
- Horn R., E. D. Schulze, R. Hantschel. 1989. Nutrient Balance and Element Cycling in Healthy and Declining Norway Spruce Stands. In: Schulze, E. D., O. L. Lange, R. Oren (Hrsg.): *Forest Decline and Air Pollution. Ecological Studies (Analysis and Synthesis), Vol 77*, Springer, Berlin, Heidelberg, 444-455.
- Huber, C., R. Baier, A. Göttlein, W. Weis. 2006a. Changes in soil, seepage water and needle chemistry between 1984 and 2004 after liming an N-saturated Norway spruce stand at the Höglwald, Germany. *Forest Ecology and Management* 233: 11-20.
- Huber, C., W. Weis. A. Göttlein. 2006b. Tree nutrition of Norway spruce as modified by liming and experimental acidification at the Höglwald site, Germany, from 1982 to 2004. *Annales Forest Sciences* 63: 861-869.

- Hurmekoski, E., L. Hetemäki. 2014. Studying the Future of the Forest-Based Sector: Structural Changes towards Bioeconomy. In: A. Roos, D. Kleinschmit, A. Toppinen, S. Baardsen, B. H. Lindstad, & B. J. Thorsen (Hrsg.): Conference Proceedings Nordic Workshop "The forest sector in the bio-based economy – perspectives from policy and economic sciences", August 28-29, 2013, Uppsala/Sweden, 40-44.
- Hüttl, R. F. 1989. Liming and fertilization as mitigation tools in declining forest ecosystems. *Water, Air, and Soil Pollution* 44: 93-118.
- Hüttl, R. F., H. W. Zoetl. 1993. Liming as a mitigation tool in Germany's declining forests – reviewing results from former and recent trials. *Forest Ecology and Management* 61: 325-338.
- Janssen, A., J. Schäffer, K. von Wilpert, A. Reif. 2016. Flächenbedeutung der Waldkalkung in Baden-Württemberg. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* 15: 5-15.
- Klinck, U., P. Rademacher, B. Scheler, M. Wagner, S. Fleck, B. Ahrends, H. Meesenburg. 2012. Ökosystembilanzen auf forstwirtschaftlich genutzten Flächen. *GeoBerichte* 23: 163-174.
- Knust, C., K. Schua, A. Göttlein, R. Ettl, T. Wolferstetter, K.-H. Feger. 2015. Compensation of nutrient losses resulting from the intensified use of woody biomass using bark-ash-pellets. In: Butler Manning, D., A. Bemann, M. Bredemeier, N. Lamersdorf, C. Ammer, C. (Hrsg.): *Bioenergy from dendromass for the sustainable development of rural areas*. Wiley (Imprint) Inc., 269-286.
- Köhl, M., T. Butarbutar, P. R. Neupane, V. Mues. 2018. Kann Tropenholz klimaneutral gerechnet werden? *AFZ/Der Wald* 10: 16-19.
- Kong, T., D. Steffens. 1989. Bedeutung der Kalium-Verarmung in der Rhizosphäre und der Tonminerale für die Freisetzung von nichtaustauschbarem Kalium und dessen Bestimmung mit HCl. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 152 (4): 337-402.
- Körner, C., R. Asshoff, O. Bignucolo, S. Hättenschwiler, S. G. Kell, S. Peláez-Riedl, S. Pepin. 2005. Carbon flux and growth in mature deciduous forest trees exposed to elevated CO<sub>2</sub>. *Science* 309: 1360-1362.
- Kreutzer K. 1995. Effects of forest liming on soil processes. *Plant and Soil* 168-169: 447-470.
- Kreutzer K., C. Beier, M. Bredemeier, K. Blanck, T. Cummins, E. P. Farrell, N. Lamerdorf, L. Rasmussen, A. Rothe, P. H. B. de Visser, W. Weis, T. Weiß, Y.-J. Xu. 1998. Atmospheric deposition and soil acidification in five coniferous forest ecosystems: A comparison of the control plots of the EXMAN sites. *Forest Ecology and Management* 101: 125-142.
- Laubhann, D., H. Sterba, G. J. Reinds, W. de Vries. 2009. The impact of atmospheric deposition and climate on forest growth in European monitoring plots: An individual tree growth model. *Forest Ecology and Management* 258 (8): 1751-1761.
- Lemm, R., O. Thees, U. Hensler, J. Hässig, A. Bürgi, S. Zimmermann. 2010. Ein Modell zur Bilanzierung des holzerntebedingten Nährstoffentzugs auf Schweizer Waldböden. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 161 (10): 401-412.

- Lundström, U. S., D. C. Brain, A. F. S. Taylor, A. W. van Hees, C. E. Geibe, S. J. M. Holmström, P.-A. Melkerud, R. Finlay, D. L. Jones, L. Nyberg, J. P. Gustafsson, G. Riise, L. Tau Strand. 2003. Effects of acidification and its mitigation with lime and wood ash on forest soil processes in southern Sweden. A joint multidisciplinary study. *Water, Air, and Soil Pollution: Focus* 3(4): 167-188.
- Meesenburg, H., B. Ahrends, S. Fleck, M. Wagner, H. Fortmann, B. Scheler, U. Klinck, I. Dammann, J. Eichhorn, M. Mindrup, K. J. Meiwes. 2016. Long-term changes of ecosystem services at Solling, Germany: Recovery from acidification, but increasing nitrogen saturation? *Ecological Indicators* 65: 103-112.
- Meiwes, K. J., J. Ackermann, M. Mindrup, V. Stüber. 2011. GIS-gestützte Planung und Dokumentation von Bodenschutzkalkungen im Wald. *AFZ/Der Wald* 21: 32-34.
- Meiwes, K. J., N. Asche, J. Block, R. Kallweit, C. Kölling, G. Raben, K. von Wilpert. 2008. Potenziale und Restriktionen der Biomassennutzung im Wald. *AFZ/Der Wald* 10-11: 598-603.
- Mengel, K. 1991. Ernährung und Stoffwechsel der Pflanze. Gustav Fischer Verlag Jena. 466 S.
- Missong, A., R. Bol, S. Willbold, J. Siemens, E. Klumpp. 2016. Phosphorus forms in forest soil colloids as revealed by liquid-state <sup>31</sup>P-NMR. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 179 (2): 159-167. DOI: 10.1002/jpln.201500119.
- Mühlenhoff, J., R. Kajimura, N. Boenigk. 2014. Holzenergie in Deutschland – Status Quo und Potentiale. Agentur für Erneuerbare Energien e. V. (Hrsg.). 25 S.
- MUNLV (Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz Nordrhein-westfalen). 2001. Handbuch zur Dienstanweisung über die Bodenschutzkalkung in den Wäldern Nordrhein-Westfalens (Kalk 2000). RdErl. d. Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz 31-03-00.00 vom 24.09.2001 (n.v.). [http://waldkalkung.com/fileadmin/user\\_upload/2001\\_NRW\\_-010924\\_KALK\\_HB\\_Handbuch\\_Kalkung\\_NRW.pdf](http://waldkalkung.com/fileadmin/user_upload/2001_NRW_-010924_KALK_HB_Handbuch_Kalkung_NRW.pdf)
- NW-FVA (Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt). 2010. Merkblatt Bodenschutzkalkungen in Niedersachsen und Sachsen-Anhalt. [http://www.ml.niedersachsen.de/download/54111/Merkblatt\\_Bodenschutzkalkungen\\_fuer\\_Niedersachsen\\_und\\_Sachsen-Anhalt.pdf](http://www.ml.niedersachsen.de/download/54111/Merkblatt_Bodenschutzkalkungen_fuer_Niedersachsen_und_Sachsen-Anhalt.pdf), 58 S.
- Ouimet, R., J.-D. Moore, L. Duchesne, C. Camiré. 2013. Etiology of a recent white spruce decline: role of potassium deficiency, past disturbances, and climate change. *Canadian Journal of Forest Research* 43: 66-77.
- Paar, U., J. Evers, I. Dammann, N. König, A. Schulze, M. Schmidt, E. Schönfelder, B. Scheler, T. Ullrich, J. Eichhorn. 2016. Waldbodenzustandsbericht für Hessen. Ergebnisse der zweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II). Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt 15, 456 S.
- Paré, D., E. Thiffault. 2016. Nutrient budgets in forests under increased biomass harvesting scenarios. *Current Forestry Reports* 2: 81-91.

- Pistorius, T. 2007. Die Bedeutung von Kohlenstoffbilanzen im Diskurs über die Einbindung der Forstwirtschaft in die nationale Klimapolitik. Dissertation, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, 255 S.
- Pretzsch, H. 2009. Forest Dynamics, Growth and Yield: From Measurement to Model. Springer Verlag. Berlin. 664 S.
- Pretzsch, H. 2016. Ertragstafel-Korrekturfaktoren für Umwelt- und Mischungseffekte. *AFZ/DerWald* 14: 47-50.
- Pretzsch, H., P. Biber, G. Schütze, E. Uhl, T. Rötzer. 2014. Forest stand growth dynamics in Central Europe have accelerated since 1870. *Nature Communications* 5: 4967.
- Pretzsch, H., R. Moshhammer, J. Dieler, M. Böttcher, A. Göttlein, W. Weis, J. Block, J. Schluck, J. Gauer, U. Wunn. 2013. Entscheidungsstützungssystem zum Nährstoffentzug im Rahmen der Holzernte. Teil 1: Textteil Nährstoffbilanzen wichtiger Waldstandorte in Bayern und Rheinland-Pfalz. 204 S.
- Reich, P. B., J. Oleksyn. 2004. Global patterns of plant leaf N and P in relation to temperature and latitude. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 101 (30): 11001-11006.
- Reid, C., S. A. Watmough. 2014. Evaluating the effects of liming and wood-ash treatment on forest ecosystems through systematic meta-analysis. *Canadian Journal of Forest Research* 44: 867-885.
- Reif, A., E.-D. Schulze, J. Ewald, A. Rothe. 2014. Waldkalkung - Bodenschutz contra Naturschutz? *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* 14: 5-29.
- Richter, A., G. H. Adler, M. Fahrak, W. Eckelmann. 2007. Erläuterungen zur nutzungsdifferenzierten Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland im Maßstab 1:1.000.000 (BÜK 1000 N, Version 2.3). Hannover. 53 S.
- Riek, W. 2009. Quantifizierung des Risikos für Nitrataustrag aus brandenburgischen Waldökosystemen auf der Grundlage chemischer Oberbodeneigenschaften. *Eberswalder Forstliche Schriftenreihe / Wald im Klimawandel – Risiken und Anpassungsstrategien*, 42: 93-100.
- Riek, W., A. Russ, D. Kühn. 2015. Waldbodenbericht Brandenburg. Zustand und Entwicklung der brandenburgischen Waldböden. Ergebnisse der landesweiten Bodenzustandserhebungen BZE II und BZE IIa. *Eberswalder Forstliche Schriftenreihe* 60, 172 S.
- Riek, W., U. Talkner, I. Dammann, M. Kohler, K. J. Meiwes, A. Göttlein. 2016. Waldernährung. In: Wellbrock, N., A. Bolte, H. Flessa: *Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland*. Thünen Report, 245-291.
- Riek, W., U. Talkner, I. Damman, M. Kohler, K. J. Meiwes, A. Göttlein. 2017. Situation der Waldernährung in Deutschland. *AFZ/DerWald* 2: 31-34.
- Römheld, V., E. A. Kirkby. 2010. Research on potassium in agriculture: needs and prospects. *Plant and Soil* 335 (1): 155-180.

- Rothe, A., K. H. Mellert. 2004. Effects of forest management on nitrate concentrations in seepage water of forests in southern Bavaria, Germany. *Water, Air, and Soil Pollution* 156: 337-355.
- Rüping, U. 2009. *Wasserschutz im Wald: Betriebswirtschaftliches Bewertungskonzept und institutionelle Umsetzungsinstrumente*. Schriften zur Forst- und Umweltökonomie, 34. J.D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt am Main. 256 S.
- Russ, A., W. Riek, J. Martin. 2011. Zustand und Wandel der Waldböden Mecklenburg-Vorpommerns: Ergebnisse der zweiten bundesweiten Bodenzustandserhebung in Mecklenburg-Vorpommern. *Mitteilungen aus dem forstlichen Versuchswesen Mecklenburg-Vorpommern* 9, 108 S.
- Saarforst. 2013. Konzept zur Bodenschutzkalkung des Staatsforstes im Saarland. [http://www.saarforst-saarland.de/images/stories/Konzept\\_Waldkalkung\\_Saarland\\_082013.doc](http://www.saarforst-saarland.de/images/stories/Konzept_Waldkalkung_Saarland_082013.doc), 13 S.
- SachsenForst. 2010. Leitfaden forstliche Bodenschutzkalkung in Sachsen. *Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Forsten Graupa* 21, 58 S.
- Schaap, M., R. J. Wichink Kruit, C. Hendriks, R. Kranenburg, A. Segers, P. Bultjes, S. Banzhaf, T. Scheuschner. 2015. Atmospheric deposition to German natural and semi-natural ecosystems during 2009. Project No. (FKZ) 3712 63 240-1, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau. 82 S.
- Schäff, T., C. Kölling, W. Weis. 2016. Nährstoffmängel und deren Kompensation. *LWF aktuell* 108 (1): 20-23.
- Schäffer, J., V. Geißen, R. Hoch, K. von Wilpert. 2001. Waldkalkung belebt Böden wieder. *Allgemeine Forstzeitschrift* 56 (21): 1106-1109.
- Schulze, E. D., O. Frör, D. Hessenmöller. 2016. Externe ökologische Folgen von Flächenstilllegungen im Wald. *AFZ/DerWald* 15: 24-26.
- SRU. 2015. Stickstoff: Lösungsstrategien für ein drängendes Umweltproblem: Sondergutachten Sachverständigenrat für Umweltfragen. Berlin. 560 S.
- Stetter, U. 2010. Bodenschutzkalkung? Fraget die Bäume: Umfangreiche Daten zur Waldkalkung eröffnen einen anderen Blickwinkel auf das Thema Kalkung. *LWF aktuell* 75: 25-27.
- Sucker, C., H. Puhlmann, D. Zirlewagen, K. von Wilpert, K. H. Feger. 2009. Bodenschutzkalkungen in Wäldern zur Verbesserung der Wasserqualität – Vergleichende Untersuchungen auf Einzugsgebietsebene. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 53 (4): 250-262.
- Sutton, M. A., O. Oenema, J. W. Erisman, A. Leip, H. van Grinsven, W. Winiwarter. 2011. Too much of a good thing. *Nature* 472 (7342): 159-161.
- Sverdrup, H., G. Thelin, M. Robles, I. Stjernquist, J. Sörensen. 2006. Assessing nutrient sustainability of forest production for different tree species considering Ca, Mg, K, N and P at Björnstorp Estate, Sweden. *Biogeochemistry* 81: 219-238.

- Thiffault, E., K. D. Hannam, D. Paré, B. D. Titus, P. W. Hazlett, D. G. Maynard, S. Brais. 2011. Effects of forest biomass harvesting on soil productivity in boreal and temperate forests – A review. *Environmental Reviews* 19: 278-309.
- Türk, S., M. Gülpen, S. Fink. 1993. Aufnahme, Transport und Verbleib von Calcium und Magnesium in Fichten (*Picea abies* [L.] Karst. ) und Kiefern (*Pinus silvestris* L.) bei unterschiedlicher Ernährung und Schadstoffbelastung. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 112: 191-208.
- Ulrich, B. 1983. Soil acidity and its relations to acid deposition. In: B. Ulrich & J. Pankrath (Eds.): *Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems*. D. Reidel Publishing Company, Dordrecht, 127-143.
- Ulrich, B. 1986. Natural and anthropogenic components of soil acidification. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 149 (6): 702-717.
- Ulrich, B. 1987. Stability, Elasticity, and Resilience of Terrestrial Ecosystems with Respect to Matter Balance. In: Schulze, E.D. & H. Zwölfer: *Potentials and Limitations of Ecosystem Analysis*. Ecol. Stud., 61. Springer. Berlin, Heidelberg. 11-49.
- Vadeboncoeur, M. A., S. P. Hamburg, R. D. Yanai, J. D. Blum. 2014. Rates of sustainable forest harvesting depend on rotation length and weathering of soil minerals. *Forest Ecology and Management* 318 (15): 194-205.
- Vonderach, C, K. von Wilpert. 2015. Protokoll der „Roundtable“-Diskussion während des Expertenworkshops „Nährstoffnachhaltigkeit von Holzernte“. Unveröffentlicht, 3 S.
- von Wilpert, K. 2003. Drift des Stoffhaushalts im Fichten-Düngeversuch Pfalzgrafenweiler. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 174 (2/3): 21-30.
- von Wilpert, K. 2008. Waldbauliche Steuerungsmöglichkeiten des Stoffumsatzes von Waldökosystemen: Am Beispiel von Buchen- und Fichtenvarianten der Conventwald-Fallstudie. *Berichte Freiburger Forstliche Forschung* 40, 237 S.
- von Wilpert, K. 2015. Restriktionen zum Einbringen von Materialien in Waldböden. *Beiträge Forum Boden – Gewässer – Altlasten* 15: 36-50.
- von Wilpert, K., B. Bösch, P. Bastian, D. Zirlewagen, F. Hepperle, S. Holzmann, H. Puhmann, J. Schäffer, G. Kändler, U. H. Sauter. 2011. Biomasse-Aufkommensprognose und Kreislaufkonzepte für den Einsatz von Holzaschen in der Bodenschutzkalkung in Oberschwaben. *Berichte Freiburger Forstliche Forschung* 87, 155 S.
- von Wilpert, K., P. Hartmann, H. Puhmann, P. Schmidt-Walter, H. Meesenburg, J. Müller, J. Evers. 2016a. Bodenwasserhaushalt und Trockenstress. In: Wellbrock, N., A. Bolte, H. Flessa: *Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland*. Thünen Report, 343-386.
- von Wilpert, K., P. Hartmann, J. Schäffer. 2013. Regenerationsorientierte Bodenschutzkalkung, FVA Merkblatt 54, 39 S.
- von Wilpert, K., P. Hartmann, J. Schäffer. 2016b. Quality control in a wood ash re-cycling concept for forests. *VGB PowerTech* 4: 64-72.

- von Wilpert, K., E. E. Hildebrand. 1997. Kalium-Mangel in Wäldern durch selektive Kaliumverarmung von Aggregatoberflächen. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 85 (1): 449-452.
- von Wilpert, K., M. Lukes. 2003. Ecochemical effects of Phonolite rock powder, Dolomite and Potassium sulfate in a spruce stand on an acidified glacial loam. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 65: 115-127.
- von Wilpert, K., C. Vonderach, D. Zirlewagen. 2015. EnNa – a project for sustainable harvesting wooden biomass. *VGB PowerTech* 7: 83-88.
- Vos, C., A. Don, R. Prietz, A. Heidkamp, A. Freibauer. 2016. Field-based soil-texture estimates could replace laboratory analysis. *Geoderma* 267: 215-219.
- Wang, H.-Y., Q.-H. Shen, J.-M. Zhou, J. Wang, C.-W. Du, X.-Q. Chen. 2011. Plants use alternative strategies to utilize nonexchangeable potassium in minerals. *Plant and Soil*, 343 (1): 209-220.
- Weis, W., E. Dietz, A. Göttlein, W. Häusler, C. Kölling, K. H. Mellert, A. Rothe, G. Rücker, T. Seifert. 2009a. Erstellung von Nährstoffbilanzen für die Staatswaldflächen in Bayern als Grundlage einer nachhaltigen Biomassenutzung. Abschlussbericht zu einem Forschungs- und Entwicklungsvorhabens der Bayerischen Staatsforsten, 51 S.
- Weis, W., C. Huber, A. Göttlein. 2001. Regeneration of Mature Norway Spruce Stands: Early Effects of Selective Cutting and Clear Cutting on Seepage Water Quality and Soil Fertility. In: *Optimizing Nitrogen Management in Food and Energy Production and Environmental Protection: Proceedings of the 2nd International Nitrogen Conference on Science and Policy*. The Scientific World 1 (S2): 493-499.
- Weis, W., A. Göttlein. 2012. Nährstoffnachhaltige Biomassenutzung. *LWF aktuell* 90: 44-47.
- Weis, W., A. Gruber, C. Huber, A. Göttlein. 2009b. Element concentrations and storage in the aboveground biomass of limed and unlimed Norway spruce trees at Höglwald. *European Journal of Forest Research* 128 (5): 437-445.
- Weis, W., C. Kölling, T. Schäff. 2016. Kronennutzung aus nährstoffkundlicher Sicht. *LWF aktuell* 108: 16-19.
- Weis, W., V. Rotter, A. Göttlein. 2006. Water and element fluxes during the regeneration of Norway spruce with European beech: Effects of shelterwood-cut and clear-cut. *Forest Ecology and Management* 224: 304-317.
- Wellbrock, N., A. Bolte, H. Flessa. 2016b. Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland. Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 2006 bis 2008. *Thünen Report* 43, 558 S.
- Wellbrock, N., A. Lauer, N. Eickenscheidt, J. Höhle, J. Evers, B. Ahrends, C.-G. Schimming, H.-D. Nagel, W. Riek, K. J. Meiwes, H. Meesenburg. 2016a. Bodenversauerung und Nährstoffverfügbarkeit. In: Wellbrock, N., A. Bolte, H. Flessa: *Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland: Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 2006 bis 2008*. *Thünen Report* 43: 75-134.

Yanai, R. D., J. J. Battles, A. D. Richardson, C. A. Blodgett, D. M. Wood, E. B. Rastetter.  
2010. Estimating Uncertainty in Ecosystem Budget Calculations. *Ecosystems* 13: 239-248.