

Tagungsbeitrag zu: Jahrestagung der
DBG, Kommission I
Titel der Tagung: Horizonte des Bodens
Veranstalter: DBG
Termin und Ort der Tagung: 2.-7. September 2017, Göttingen
Berichte der DBG (nicht begutachtete online Publikation)
<http://www.dbges.de>

Unsicherheiten bei der Berechnung von Nährstoffbilanzen an Umweltmessnetzen

Bernd Ahrends¹, Christian Vonderach²,
Wendelin Weis³ & Klaus von Wilpert⁴

1 Einleitung und Problemstellung

Die aktuellen Herausforderungen des Klimawandels mit den Vorgaben des Übereinkommens auf der UN-Klimakonferenz in Paris setzen einen noch stärkeren Fokus auf die intensivierete Biomassenutzung zur Energiegewinnung, um die CO₂-Emissionen zu reduzieren. Diskutiert wird hierbei auch die Nutzung nährstoffreichen Kronenmaterials aus dem Wald. Bei Wäldern kommt hierbei der Biomasse, die nicht in der konventionellen Holzproduktion enthalten ist (Äste, Kronen, kleine Bäume), eine große Bedeutung als Rohstofflieferant zu (PARÉ & THIFFAULT 2016). Da ein hoher Anteil der oberirdisch gespeicherten Nährstoffvorräte an Calcium, Magnesium und Kalium in der Krone und den Ästen der Bäume zu finden ist (PRETZSCH et al. 2014), stellt eine zunehmende Nutzung dieser Baumkompartimente steigende Ansprüche an die Nährstoffausstattung und -versorgung der Waldböden dar. Eine Literaturstudie von ACHAT et al. (2015) zeigt, dass hohe Nährstoffverluste Konsequenzen für Waldökosysteme haben.

Schlüsselworte: Umweltmonitoring, Nährstoffbilanzierung, Vollbaumnutzung, Fehlerabschätzung, Monte-Carlo-Simulation

¹Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Abteilung Umweltkontrolle

²Forstliche Versuchs- und Versuchsanstalt Baden-Württemberg, Abteilung Biometrie und Informatik

³Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Abteilung Boden und Klima

⁴Forstliche Versuchs- und Versuchsanstalt Baden-Württemberg, Abteilung Boden und Umwelt

Die meisten Studien in Achat et al. (2015) ergaben, dass es kurz- und mittelfristig (bis zu 33 Jahre nach der Nutzung) zu einer Reduzierung des Baumwachstums von 3-7 % kommt, insbesondere wenn Kronenbiomasse inklusive Laub exportiert wird. Auch der Review von THIFFAULT et al. (2011) weist auf mittelfristige Wachstumsreduktionen in intensiv genutzten Beständen hin. Die langfristigen Effekte sind jedoch weitgehend unbekannt (ZETTERBERG et al. 2014). Entsprechend erfordert die Entwicklung von Nutzungsstrategien zunächst eine Einschätzung der Nährstoffsituation des jeweiligen Standortes. Ein vielfach verwendetes Instrument zur standörtlichen Bewertung sind Nährstoffbilanzen (BLOCK & MEIWES 2013, STUPAK & RAULUND-RASMUSSEN 2016, WEIS et al. 2016). Ein Faktor, der dabei häufig außer Acht gelassen wird, sind die großen Unsicherheiten (PARÉ & THIFFAULT 2016), die sich aus den Modellfehlern der einzelnen Bilanzglieder ergeben. Diese Unsicherheiten werden bei der Durchführung einer Nährstoffbilanzierung an einzelnen Punkten von Umweltmessnetzen (z. B. zweite Bodenzustandserhebung (BZE II), Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF), Bundeswaldinventur (BWI)) zusätzlich durch Unschärfen in den Eingangsdaten der Modelle (z. B. durch Regionalisierungen, Ableitung durch weitere Modelle) vergrößert. Auch wenn die Bilanzgrößen mit den jeweils aktuellsten und vermeintlich genauesten Methoden und/oder Modellen ermittelt werden, besteht dennoch das Problem, dass sich die Unsicherheiten aus den jeweiligen Eingangsdaten, Methoden und Regionalisierungsverfahren entlang der Modellkette akkumulieren können (SCHNEIDER 1983, REYER 2013). Entsprechend fordern auch YANAI et al. (2010) Bilanzierungen des Nährstoffhaushaltes standardmäßig mit Unsicherheitsanalysen zu ergänzen, um nicht zuletzt auch Aussagen über die Signifikanz der beschriebenen Ergebnisse treffen zu können. Da Nährstoffbilanzen auch im Projekt EnNa (Energieholzernte und stoffliche Nachhaltigkeit in Deutschland) berechnet wurden, war es das Ziel deren Fehlerbereiche an Punkten der Umweltmessnetze mit unterschiedlicher Datenverfügbarkeit zu betrachten. Untersucht werden die Inven-

turpunkte der BZE II und die Traktecken der BWI (4x4km²-Netz).

2 Material und Methoden

2.1 Nährstoffbilanzierungen

Die Nährstoffbilanzen im Projekt EnNa wurden anhand der folgenden Gleichung ermittelt:

$$BIL_x = DEP_x + VER_x + pBV_x - SWA_x - NUT_x$$

mit: BIL: Nährstoffbilanz, DEP: Deposition, VER: Verwitterung, pBV: 1/1000 des pflanzenverfügbaren Bodenvorrats (Gesamtelementvorrat in der Humusaufgabe und austauschbarer Vorrat im Mineralboden bis 90 cm Tiefe), SWA: Sickerwasseraustrag (berechnet für die Tiefenstufe 60-90 cm), NUT: Ernteentzug, X: Element (Calcium, Magnesium, Kalium).

Die Ermittlung der atmosphärischen Stoffeinträge erfolgte anhand der Karten zur Nassdeposition des Umweltbundesamtes (SCHAAP et al. 2015, BUILTJES et al. 2011, GAUGER et al. 2008). Mit Hilfe eines statistischen Modells, das die Baumart, die Windgeschwindigkeit, den Luv-Lee-Effekt, die Freilanddeposition, die Bestandeshöhe und die Distanz zur Nordsee (Seesalzkonzentration) berücksichtigt, wurde der Trocken-depositions-Faktor (DRAAIJERS & ERISMAN 1995) berechnet und mit dessen Hilfe die Gesamtdeposition quantifiziert. Die Verwitterung wurde mit dem bodenchemischen Modell PROFILE (SVERDUP & WARFVINGE 1993) ermittelt. An den BZE Punkten wurde der pflanzenverfügbare Bodenvorrat als Summe der Gesamtvorräte in der organischen Auflage und der austauschbaren Vorräte im Mineralboden bestimmt. Ausgehend von diesen Punkten wurde er mit geostatistischen Verfahren auf die BWI-Traktecken übertragen. Der Sickerwasserfluss wurde mit dem Wasserhaushaltsmodell LWF-Brook90 (HAMMEL & KENNEL 2001) berechnet und die Stoffkonzentrationen im Sickerwasser mit Hilfe von Umrechnungsfunktionen aus den 1:2 Extrakten der Bodenlösung und den molaren Anteilen austauschbarer Kationen abgeschätzt. Die Nutzungsentzüge wurden mittels kompartimentspezifischer Biomasse- und Nährelementfunktionen aus den Ergebnissen der Bundeswaldinventuren 2 und 3 sowie den

Hochrechnungen des Einzelbaumwachstumssimulator WEHAM (BMELV 2005) ermittelt. Auf den BZE-Standorten konnten keine Ernteentzüge berücksichtigt werden, da dort bei Projektbeginn eine Bestandesinventur noch fehlte.

2.2 Eingangsdaten

Viele der benötigten Fehlerangaben konnten direkt aus den Modellvalidierungen der jeweiligen Teilmodelle der Stoffbilanz abgeleitet werden. Unter der Annahme, dass die Fehler der verwendeten statistischen Modelle normalverteilt waren, wurde der RMSE (mittlerer Quadratwurzelfehler) vereinfacht mit der Standardabweichung gleichgesetzt. Für Modelle mit heteroskedastischen Fehlern (Biomassemodelle und log-Modelle der Regionalisierung) wurde der Variationskoeffizient (RMSE/E(Y), mit E: Erwartungswert) verwendet. Bei einigen Parametern wurde für eine grobe Abschätzung auf Angaben aus der Literatur zurückgegriffen.

2.3 Analysen mit der Monte-Carlo Methode

Das Monte-Carlo Verfahren (MC) ist die am meisten verwendete Technik für empirische Unsicherheitsanalysen, da es keine strengen Anforderungen an die exakte Formulierung der Fehler-Funktion hat und daher sehr einfach zu implementieren sowie allgemeingültig anwendbar ist (LI & WU 2006). Im vorliegenden Fall erfolgte eine MC-Simulation der Nährstoffbilanz. Hierbei wurde bei jeder Iteration der Modellvorhersage der einzelnen Bilanzglieder oder deren Untergleichungen (z. B. Sickerwasseraustrag, Nährelemententzüge) ein Fehlerwert hinzuaddiert, der zufällig aus seiner bekannten (oder angenommenen) Wahrscheinlichkeitsverteilung ausgewählt war. YANAI et al. (2010) folgend wurde bei der Zufallsgenerierung der Fehlerterme deren Kovarianzstruktur berücksichtigt.

Mit Ausnahme der Deposition und der Entzüge durch Biomassenutzung enthielten die berechneten Bilanzen auf den BWI-Standorten sowohl einen Regionalisierungs- als auch einen methodischen (modellbedingten) Fehler, die beide entsprechend implementiert wurden.

Nach $n=10.000$ Iterationen wurde aus den realisierten Vorhersagen die Höhe des Gesamtfehlers abgeleitet und entsprechende Ergebnis-Statistiken (Mittelwert, Standardabweichung, Quantile, usw.) berechnet. Zusätzlich wurde aus den ermittelten Wahrscheinlichkeitsdichten der Nährstoffbilanz das Signifikanzniveau für das Auftreten von negativen bzw. positiven Elementbilanzen ermittelt. Die Begriffe signifikant und schwach signifikant sind dabei mit Irrtumswahrscheinlichkeiten von $\alpha \leq 0,05$ und $0,05 < \alpha \leq 0,1$ definiert.

Alle statistischen Berechnungen erfolgten mit dem Softwarepaket R (R Core Team, 2015). Die Variation der Parameter unter Berücksichtigung der Kovarianz wurde mit der Funktion `rmvnorm()` aus dem R-Paket „splus2R“ (CONSTANTINE et al. 2013) erzeugt.

3 Ergebnisse der Monte-Carlo-Simulationen

3.1 BZE-Standorte

Eine Berechnung der Bilanzen und die Durchführung der MC-Simulationen waren nur für Standorte möglich, bei denen „ausreichend“ verfügbare Eingangsdaten vorlagen. Limitierend waren vor allem die 1:2 Extrakte zur Ermittlung der Sickerwasserströme. Für Calcium und Magnesium wurden zudem die Karbonatstandorte nicht berücksichtigt, da dort negative Bilanzen auf Grund der raschen Kalklösung unrealistisch sind, gleichzeitig aber sehr hohe Fehler bei der Ermittlung der Bilanzglieder auftraten (schwarze Kreuze). Abb. 1 zeigt die Unsicherheitsbereiche der nutzungs-freien Bodenbilanzen von Calcium, Magnesium und Kalium für die Inventurpunkte der BZE II. Für Calcium ergaben die MC-Simulationen gedrängt auftretende, schwach signifikant negative Calciumbilanzen in Teilen des Spessarts und im Sauerland. Entsprechendes konnte für Magnesium in obengenannten Regionen und zusätzlich in Teilen des Schwarzwaldes und in den ostbayerischen Mittelgebirgen belegt werden. Signifikant positive nutzungs-freie Elementbilanzen ergaben sich für Ca und Mg dagegen für viele Standorte des Norddeutschen Tieflandes. Für Kalium wiesen die Bilanzen mit Ausnahme des Sauerlan-

des und des Schwarzwaldes überwiegend eine signifikant positive Ausrichtung auf. In den beiden genannten Naturräumen waren die Bilanzen jedoch nicht signifikant negativ, sondern eher als unsicher anzusprechen.

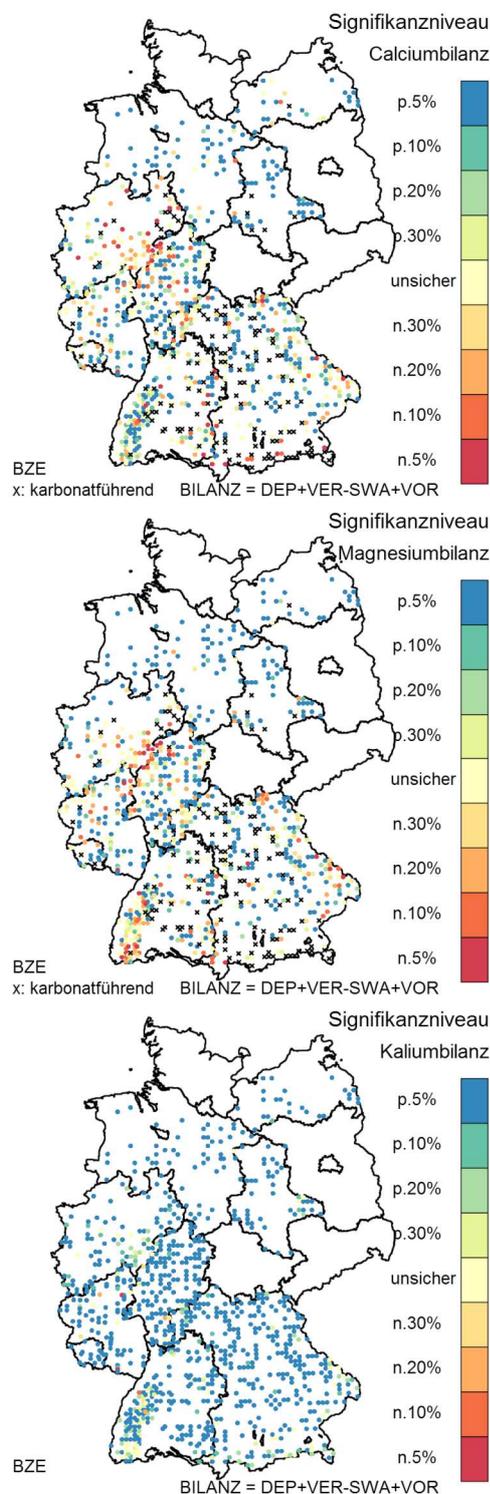


Abb. 1: Unsicherheitsbereiche der nutzungs-freien Stoffbilanzen an den BZE-Punkten. Für Karbonat führende Standorte (schwarze x) wurden für Ca^{2+} und Mg^{2+} keine Unsicherheitsanalysen durchgeführt. p: positive; n: negative Bilanz.

Der Vorhersagewert lag nahe null, wobei positive und negative Werte innerhalb der Wahrscheinlichkeitsdichte des Bilanzwertes nicht ausgeschlossen werden konnten.

3.2 BWI-Standorte

Nach der Regionalisierung der Bilanzglieder auf die BWI-Punkte mittels geostatistischer Verfahren (Abb. 2) konnten aufgrund der höheren Datendichte regionale Strukturen leichter als naturräumliche/bodenkundliche Einheiten erkannt werden, als bei alleiniger Verwendung der BZE-Punkte. Durch die Hinzunahme der nutzungsbedingten Nährstoffentzüge an den BWI-Standorten zeigten sich trotz der zusätzlichen Unsicherheiten durch die Regionalisierung in den oben beschriebenen Regionen immer noch signifikant negative Bilanzen für Calcium und Magnesium. Gleichzeitig reduziert sich für Calcium in Teilen Niedersachsens und insbesondere in den Jungmoränenlandschaften Mecklenburg-Vorpommerns der Anteil an statistisch abgesichert positiven Bilanzen erheblich. Bei Kalium führten die Nutzungsentzüge zu einer deutlichen Reduktion von signifikant positiven Bilanzen. In den bayerischen Kalkalpen und der Schwäbischen Alb, dem mittleren und südlichen Schwarzwald und Brandenburg zeigten sich häufiger schwach signifikant negative Nährstoffbilanzen.

4 Diskussion und Bewertung

4.1 Unsicherheitsbetrachtungen

Bei der Verwendung von Modellen zur Ableitung von waldbaulichen Bewirtschaftungsstrategien besteht die große Gefahr, dass politische oder forstliche Entscheidungsträger die Ergebnisse als „absolut“ ansehen (BECKERS et al. 2009). Daher ist es wichtig, auch die Unsicherheiten von Modellierungen abzuschätzen und diese an die Anwender weiter zu geben (CARTWRIGHT et al. 2016, IVANOVIC & FREER 2009). Die Grenzen der Modellanwendung werden damit klarer aufgezeigt. Auf einer solchen Grundlage können verbesserte Entscheidungen getroffen werden.

Um Modellunsicherheiten darzustellen existieren zahlreiche Ansätze (BEVEN & FREER 2001, LI & WU 2006, ZAK et al. 1997). Im Rahmen dieser Studie wurde die Monte-Carlo-Methode verwendet, da sie sehr ein-

fach in den Bilanzierungsansatz zu implementieren und allgemeingültig anwendbar ist.

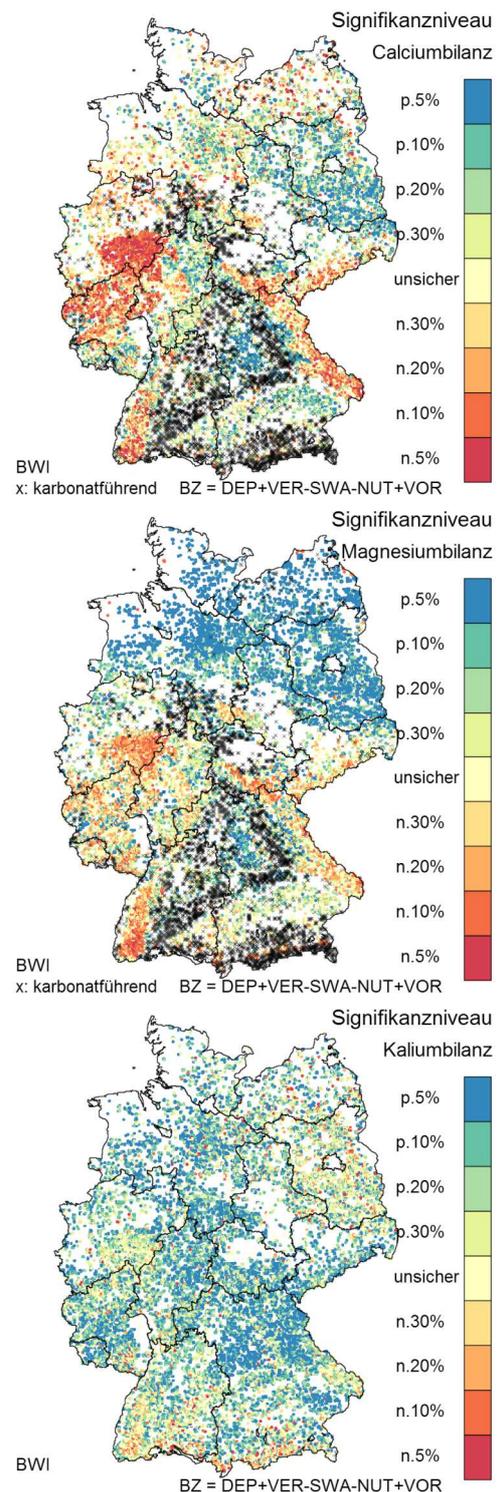


Abb. 2: Unsicherheitsbereiche der Stoffbilanzen inklusive Nährstoffentzügen durch Biomassenutzung an den BWI-Traktecken. Für Karbonat führende Standorte (schwarze x) wurden für Ca^{2+} und Mg^{2+} keine Unsicherheitsanalysen durchgeführt. p: positive; n: negative Bilanz.

Ein weiterer Vorteil ist, dass sie von Anwendern relativ einfach nachzuvollziehen ist und somit eine größere Akzeptanz er-

fährt. Aufgrund der Methodik liegen die Ergebnisse aber nicht in einer analytischen Form vor (vgl. Li & Wu 2006). Der Fehler muss entsprechend aus einer hohen Anzahl an Simulationen über statistische Kenngrößen abgeleitet werden. Des Weiteren sind die mehrdimensionalen Verteilungen für korrelierte Variablen oft unbekannt und/oder schwer abzuleiten. Letzteres wurde in den vorliegenden Untersuchungen durch die Ableitung der Kovarianzen zwischen den Bilanzgliedern an den BZE-Punkten und die Einbeziehung dieser Kovarianzen mittels der R-Funktion „rmvnorm“ berücksichtigt. Hierbei ist jedoch zu beachten, dass die abgeleiteten Korrelationen durch großräumige Standortsunterschiede zwischen den einzelnen Inventurpunkten beeinflusst werden. Entsprechend können z. B. bodenchemische Gesetzmäßigkeiten am Einzelpunkt nur bedingt abgebildet werden. Zwar wurden die einzelnen Glieder der Nährstoffbilanz unabhängig voneinander ermittelt, Ergebnisse von Korrelationsanalysen (nicht dargestellt) zeigen jedoch, dass es sich bei den Bilanzgliedern statistisch gesehen nicht um unabhängige Zufallsvariablen handelt und entsprechend die Kovarianzen berücksichtigt werden sollten. Die Berechnungsmodelle der Bilanzglieder sind also unabhängig, die Daten aber nicht. Der vorgestellte Ansatz stellt damit einen Kompromiss dar, der eine erste Annäherung an die realen Verhältnisse und Unsicherheiten ermöglicht.

4.2 Nährstoffbilanzen

Nährstoffbilanzen haben bei der Entscheidungsunterstützung für die forstliche Praxis den Vorteil, dass das Konzept leicht zu verstehen ist und die Ergebnisse der Berechnungen sehr einfach in Nutzungsstrategien übersetzt werden können. Entsprechend erscheint es naheliegend, einen solchen Ansatz zu verwenden, um Bedingungen (Standorte, Nutzungsintensitäten) zu identifizieren, die langfristig zu Problemen hinsichtlich Nährstoffversorgung und Produktivität am Standort führen können. Dennoch weist die Nährstoffbilanzierung auch einige erhebliche Einschränkungen auf, die nachfolgend kurz angesprochen werden sollen. Sie ist sehr anfällig gegenüber den großen Unsicherheiten einzelner Bilanzglieder.

Dies gilt z. B. für das Zusammenspiel von Calcium- und Magnesiumausträgen mit dem Sickerwasser und den entsprechenden Verwitterungsraten auf Karbonat führenden Standorten. Das einfache Modell der Nährstoffbilanzierung ignoriert bislang wichtige Wechselwirkungen zwischen den einzelnen Bilanzgliedern. Solche Rückkopplungseffekte beeinflussen insbesondere die ohnehin unsicheren Sickerwasserausträge (SVERDRUP et al. 2006). Die Wechselwirkungen zwischen der Austauscherbelegung und den Sickerwasserkonzentrationen wird zwar in dem vorliegenden Ansatz berücksichtigt, der Einfluss der Nutzungsintensität auf die Austauscherbelegung jedoch nicht. Untersuchungen von ZETTERBERG et al. (2013) ergaben z. B. nach 27–30 Jahren um 40 % geringere Calciumkonzentrationen im Sickerwasser für Flächen mit Ganzbaum-Entnahme im Vergleich zu denen mit konventioneller Ernte. Durch Ganzbaumnutzung verringerten sich die austauschbaren Ca^{2+} -Vorräte im Mineralboden und damit auch die Calciumkonzentration im Sickerwasser. Die beschriebenen Effekte waren jedoch sehr temporär und standortsspezifisch, so dass die Ergebnisse schwer zu verallgemeinern sind. Entsprechend kann der Bilanzansatz Schlüsselfaktoren des biogeochemischen Nährstoffkreislaufes sowie Dynamiken während der forstlichen Bewirtschaftung, wie z. B. Änderungen im Humusvorrat (TIETEMA 2004, JONARD et al. 2017), nur indirekt berücksichtigen.

In den dargestellten Simulationen ergeben sich für Calcium signifikant und schwach signifikant negative Bilanzen räumlich sehr stark konzentriert für das Sauerland. Dieser Bereich ist über die gesamte Depositionsgeschichte durch die Kombination von hohen Schwefel- und Stickstoffeinträgen gekennzeichnet (vgl. SCHAAP et al. 2015, BUILTJES et al. 2011). Neben der verstärkten Bodenversauerung und der raschen Abnahme leicht verwitterbarer, calciumhaltiger Minerale führt die nach wie vor hohe Befruchtung des Sickerwassers mit Sulfat und Nitrat zu weiteren Calciumverlusten. Auch in Rheinland-Pfalz und in Hessen ergeben sich gehäuft schwach negative Calciumbilanzen. Dieses deckt sich mit den Ergebnissen von BLOCK et al. (2013) und

PAAR et al. (2016). Nach letztgenannten Autoren nahmen in Hessen die Calcium-Vorräte innerhalb von 15 Jahren auf den Buntsandsteinstandorten (28 % der Waldfläche von Hessen) um 500 kg ha^{-1} ab. Dieses entspricht einer jährlichen Abnahme von $33 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, was etwa viermal höher ist, als der mit WEHAM berechnete mittlere jährliche Nutzungsentzug ($9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Entsprechend besteht ein evidenter Bedarf zur Regeneration der natürlichen Bodenqualität, z. B. durch Bodenschutzkalkung. Auf solchen Standorten ist ein Verzicht auf die Entnahme des Kronenmaterials besonders angeraten. Zukünftig könnte auch über eine Entrindung der Bäume bei Harvester-einsatz (HEPPELMANN et al. 2016) nachgedacht werden. Ähnliches gilt für Magnesium. Bei diesem Element ist zusätzlich der Schwarzwald besonders hervorzuheben. Während der Zeit der sog. „neuartigen Waldschäden“ wurde vor allem der Magnesiummangel als überwiegende Störung in der Waldernährung gesehen (HÜTTL & SCHAAF 1997). Für das in diesem Naturraum liegende Einzugsgebiet Schluchsee ermittelten STAHR et al. (1995) zwar eine durchschnittliche Verwitterungsrate von $1,2 \text{ kmol}_c \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ über 10.000 Jahre, der Mg-Anteil hieran beträgt jedoch nur 2,5 %. Vergleichbare Ergebnisse zeigt auch die Studie von HOFMANN-SCHIELLE (1993) aus den Kammregionen des inneren Bayerischen Waldes an der Grenze zu Tschechien. DULTZ (2001) führt die vielerorts geringen Verwitterungsraten für Magnesium auf eine starke Ausschöpfung während der holozänen Bodenbildung zurück, die in der hohen Mobilität von Magnesium ihre Ursache haben.

Hinsichtlich der insgesamt vergleichbar guten Kaliumversorgung zeigen sich insbesondere in den bayerischen Kalkalpen, der Schwäbischen Alb, dem mittleren und südlichen Schwarzwald und Brandenburg häufiger schwach signifikant negative Nährstoffbilanzen. Dieses passt auch zu den Untersuchungen von WEIS & GÖTTLEIN (2016), WEIS et al. (2014) und MELLERT & EWALD (2014). Diese weisen darauf hin, dass es auf den flachgründigen Böden aus Kalk- und Dolomitverwitterung zu unzureichender Versorgung mit Kalium kommen kann. In Brandenburg könnten „K-

Überhänge“ aufgrund von basischen Stäuben (RIEK et al. 2012) eine Rolle spielen.

5 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Obwohl die Nährstoffbilanz ein wichtiges Instrument bei der Entwicklung von Bewirtschaftungsstrategien ist, bestehen nach wie vor erhebliche Unsicherheiten, die ihren Einsatz in Forstplanung und Beratung der Waldbesitzer erschweren. Unbedingt erforderlich ist daher, neben der „absoluten“ Bilanz auch ihre Unsicherheit abzubilden. In der vorgestellten Untersuchung erfolgte dies mit Hilfe von Monte-Carlo-Simulationen für zwei Umweltmessnetze mit unterschiedlicher Datenverfügbarkeit (BZE, BWI). Der vorgestellte statistische Ansatz erscheint ausreichend genau und umfassend für die Beurteilung der Fehler von Nährstoffbilanzen zu sein. Aufgrund seiner Einfachheit lässt er sich leicht auf andere Testregionen oder Umweltmessnetze (z. B. Level II) übertragen. Fachlich ergeben die Betrachtungen, dass bei waldbaulichen Entscheidungen hinsichtlich ihrer Nährstoffnachhaltigkeit ein erhebliches Maß an Unsicherheit für alle Nährelemente berücksichtigt werden muss. Die hohen Fehlerbereiche der Nährstoffbilanzen machen deutlich, dass aus den dargestellten Ergebnissen nur bedingt Hinweise für die Höhe einer unkritischen Nutzungsintensität abgeleitet werden können. Hinsichtlich einer Erhöhung der Nutzungsintensität kommen vor allem die Standorte mit signifikant positiven Elementbilanzen in Betracht. Allerdings muss berücksichtigt werden, dass hier nur die Elemente Kalium, Calcium und Magnesium betrachtet werden und vor allem das wichtige Nährelement Phosphor nicht in die Beurteilung einfließt. Auf den Standorten mit signifikant und schwach signifikant negativen Ergebnissen sollte von einer Nutzung nährstoffreicher Biomassekompartimente insbesondere des feinen Kronenmaterials dringend abgeraten werden. Durch Stickstoffeinträge und die Remobilisierung von zwischengespeichertem Schwefel sind hier die Bilanzen aktuell bereits ohne Nutzungsintensivierung nicht mehr ausgeglichen. Entsprechend erscheinen weitere Maßnahmen (z. B. Kalkung) zur Erhaltung der Nährstoffnachhaltigkeit sinnvoll, sofern

dadurch keine weitere Destabilisierung der Ökosysteme erfolgt.

Die vorgestellte Unsicherheitsanalyse wurde als Fehlerabschätzung auf einzelnen BWI-Stichprobenpunkten durchgeführt, um das Risiko einer Unterschätzung von Unsicherheiten möglichst auszuschließen. In der praktischen Anwendung bedeutet dies, dass die abgeleiteten Unsicherheitsmargen als Fehler-Obergrenzen anzusehen sind. Da die Bilanzen an den einzelnen BWI-Stichprobenpunkte in der Praxis nicht als Einzelwerte interpretiert werden, sondern als Indikatoren der regionalen Nährstoffbilanzen, können Mittelwerte von Kollektiven der BWI-Stichprobenpunkte für die Abschätzung des regionalen Steuerungsbedarfs der Nährstoffnachhaltigkeit verwendet werden. Auch unter Berücksichtigung des allgemeinen Vorsorgeaspektes sollten neben den signifikant negativen auch die tendenziell negativen Bilanzen in die Planung von Vorsorgekonzepten einbezogen werden.

Danksagung: Die Autoren danken der Fachagentur für Nachwachsende Rohstoffe (FNR) für die finanzielle Förderung des deutschlandweiten Projekts EnNa (Energieholzernte und Nachhaltigkeit) (FKZ: 22006512, 22020212 und 22020312) aus Mitteln des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft.

6 Literatur

- 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.
- Beckers, J., B. Smerdon & M. Wilson (2009): Review of hydrologic models for forest management and climate change applications in British Columbia and Alberta. *Forrex series*, 25, 1-179.
- Beven, K. & J. Freer (2001): Equifinality, data assimilation, and uncertainty estimation in mechanistic modelling of complex environmental systems using the GLUE methodology. *Journal of Hydrology*, 249, 11-29.
- Block, J. & K. J. Meiwes (2013): Erhaltung der Produktivität der Waldböden bei der Holz- und Biomassenutzung. In: Bachmann, G., W. König & J. Utermann: Bodenschutz - Ergänzbares Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. 4200, 1. Lfg. /13. S. 1-50.
- Block, J., M. Greve & G. Schüler (2013): Ohne Kalkung keine nachhaltige Forstwirtschaft. Aktuelle Studien zeigen, dass auf basenarmen Standorten in Rheinland-Pfalz die Nährstoffnachhaltigkeit in gefährdet ist. *Holz-Zentralblatt*, 15, 361-362.
- BMELV (2005): Das Waldentwicklungsmodell 2003 bis 2042 - Modell und Ergebnisse. Berlin, BMELV: 99 S.
- Builtjes, P., E. Hendriks, M. Koenen, M. Schaap, S. Banzhaf, A. Kerschbaumer, T. Gauger, H.-D. Nagel, T. Scheuschner & A. Schlutow (2011): Erfassung, Prognose und Bewertung von Stoffeinträgen und ihren Wirkungen in Deutschland (Modelling of Air Pollutants and Ecosystem Impact - MAPESI). Texte Umweltbundesamt, Dessau-Rosslau. 97 S.
- Cartwright, S. J., K. M. Bowgen, C. Collop, K. Hyder, J. Nabe-Nielsen, R. Stafford, R. A. Stillman, R. B. Thorpe & R. M. Sibly (2016): Communicating complex ecological models to non-scientist end users. *Ecological Modelling*, 338, 51-59.
- Constantine, W., T. Hesterberg, K. Wittkowski, T. Song & S. Kaluzny (2013): splus2R: Supplemental S-PLUS functionality in R. R package version 1.2-0. <http://CRAN.R-project.org/package=splus2R>.
- Draaijers, G. P. J. & J. W. Erisman (1995): A canopy budget model to assess atmospheric deposition from throughfall measurements. *Water, Air, and Soil Pollution*, 85, 2253-2258.
- Dultz, S. (2001): Veränderung des mineralogischen Stoffbestandes in Böden aus pleistozänen Sedimenten Nordwestdeutschland und deren Bedeutung für die Elementfreisetzung. *Ber. Forschungsz. Waldökosysteme Göttingen, Reihe A*, (Bd. 172): 1-201.
- Gauger, T., H.-D. Haenel, C. Rösemann, H.-D. Nagel, R. Becker, P. Kraft, A. Schlutow, G. Schütze, R. Weigelt-Kirchner & F. Anshelm (2008): Nationale Umsetzung UNECE-Luftreinhaltekonvention (Wirkung). Abschlussbericht zum UFOPLAN-Vorhaben FKZ 204 63 252.
- Hammel, K. & M. Kennel (2001): Charakterisierung und Analyse der Wasserverfügbarkeit und des Wasserhaushalts von Waldstandorten in Bayern mit dem Simulationsmodell BROOK90. *Forstliche Forschungsberichte München*, 185. Heinrich Frank. München. 148 S.
- 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.
- Hofmann-Schielle, C. (1993): Silikatbestand und Verwitterungssimulation in den Hochlagenböden des Inneren Bayerischen Waldes. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, 156, 333-339.
- Hüttl, R. F. & W. Schaaf (1997): Magnesium Deficiency in Forest Ecosystems. *Nutrients in Ecosystems*, 1. 362 S.
- Ivanovic, R. F. & J. E. Freer (2009): Science versus politics: truth and uncertainty in predictive modelling. *Hydrol. Process.*, 23, 2549-2554.

- Jonard, M., M. Nicolas, D. A. Coomes, U. Caignet, A. Saenger & Q. Ponette (2017): Forest soils in France are sequestering substantial amounts of carbon. *Sci. Total Environ.*, 574, 616-628.
- Li, H. & J. Wu (2006): Uncertainty analysis in ecological studies. In: Wu, J., K.B. Jones, H. Li & O.L. Loucks: *Scaling and Uncertainty Analysis in Ecology: Methods and Applications*. S. 45-66.
- Mellert, K. H. & J. Ewald (2014): Nutrient limitation and site-related growth potential of Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst) in the Bavarian Alps. *European Journal of Forest Research*, 133, (3): 433-451.
- 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 NW-FVA*, 15, 456.
- Paré, D. & E. Thiffault (2016): Nutrient Budgets in Forests Under Increased Biomass Harvesting Scenarios. *Curr. Forestry Rep.*, 2, 81-91.
- Pretzsch, H., J. Block, J. Dieler, J. Gauer, A. Göttlein, R. Moshhammer, J. Schuck, W. Weis & U. Wunn (2014): Nährstoffentzüge durch die Holz- und Biomassenutzung in Wäldern. Teil 1: Schätzfunktionen für Biomasse und Nährelemente und ihre Anwendung in Szenariorechnungen. *Allg. Forst- u. J.-Ztg.*, 185, (11/12): 261-285.
- R Core Team, 2015. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Reyer, C. (2013): The cascade of uncertainty in modeling forest ecosystem responses to environmental change and the challenge of sustainable resource management. Humboldt-Universität zu Berlin. Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät II, PhD, Berlin. 247 S.
- Riek, W., A. Russ & J. Martin (2012): Soil acidification and nutrient sustainability of forest ecosystems in the northeastern German lowlands - Results of the national forest soil inventory. *Folia Forestalia Polonica*, A, (3): 187-195.
- 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.
- Schneider, S. (1983): CO₂, Climate and Society: A Brief Overview. In: Chen, R., E. Boulding & S. Schneider: *Social Science Research and Climate Change*. Springer. Netherlands. S. 9-15.
- Stahr, K., K. H. Feger, M. Zahrei & K. H. Papenfuss (1995): Estimation of Weathering Rates in Small Catchments on Bärhalde Granite (Black Forest, SW Germany). In: Churchman, G.J., R.W. Fitzpatrick & R.A. Eggleton: *Clays Controlling the environment*. Proc. 10th Int. Clay Conf., Adelaide, Australia, July 18-23, 1993, CSIRO Publishing, Melbourne, Australia. S. 494-498.
- Stupak, I. & K. Raulund-Rasmussen (2016): Historical, ecological, and governance aspects of intensive forest biomass harvesting in Denmark. *WIREs Energy and Environment*, 5, 588-610.
- Sverdrup, H. & P. Warfvinge (1993): Calculating field weathering rates using a mechanistic geochemical model PROFILE. *Applied Geochemistry*, 8, 273-283.
- 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. Pare, 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. *Environ. Rev.*, 19, 278-309.
- Tietema, A. (2004): WANDA, a regional dynamic nitrogen model (With Aggregated Nitrogen DynAmics) for nitrate leaching from forests. *Hydrology and Earth System Sciences*, 8, 803-813.
- Weis, W. & A. Göttlein (2016): Bewirtschaftungsmöglichkeiten zur Sicherung einer nachhaltigen Waldwirtschaft vor dem Hintergrund der Nährstoffversorgung kalkalpiner Standorte. *Forstliche Schriftenreihe, Universität für Bodenkultur Wien*, 21, 97-127.
- Weis, W., B. Blumenthal & A. Göttlein (2014): Wälder der nördlichen Kalkalpen: Ernährung, Wasser- und Stoffhaushalt. *LWF aktuell*, 99, 40-43.
- Weis, W., S. Raspe & T. Schäff (2016): Nährstoffhaushalt und Biomassenutzung. Nährstoffbilanzen: Ein Instrument zur Abschätzung der Folgen intensiver forstlicher Nutzung. *LWF aktuell*, (1): 11-15.
- 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.
- Zak, S. K., K. Beven & B. Reynolds (1997): Uncertainty in the estimation of critical loads: a practical methodology. *Water, Air and Soil Pollution*, 98, 297-316.
- Zetterberg, T., B. A. Olsson, S. Löfgren, C. Von Brömssen & P.-O. Brandtberg (2013): The effect of harvest intensity on long-term calcium dynamics in soil and soil solution at three coniferous sites in Sweden. *Forest Ecology and Management*, 302, 280-294.
- Zetterberg, T., S. J. Köhler & S. Löfgren (2014): Sensitivity analyses of MAGIC modelled predictions of future impacts of whole-tree harvest on soil calcium supply and stream acid neutralizing capacity. *Science of the Total Environment*, 494-495, 187-201.