

3. Trends der Nährstoffbilanzen forstlich genutzter Intensiv-BDF in Niedersachsen

BERND AHRENDTS, BIRTE SCHELER,
MARKUS WAGNER, STEFAN FLECK,
HEIKE FORTMANN & HENNING MEESENBURG

3.1. Einleitung

Ein vielfach verwendetes Instrument zur standörtlichen Bewertung und zur Beschreibung der stofflichen Entwicklung von Wäldern ist die Nährstoffbilanzierung (BLOCK & MEIWES 2013, STUPAK & RAULUND-RASMUSSEN 2016, ULRICH 1994, WEIS, RASPE & SCHÄFF 2016). Hierbei werden die wichtigsten Elementeinträge mit den Stoffverlusten verglichen. Neben der Deposition wird auch die Verwitterung im Boden als Eintrag gewertet, da fest gebundene Elemente in eine pflanzenverfügbare Form überführt werden. Die wichtigsten Wege für Stoffverluste sind der Sickerwasseraustrag und der Entzug durch Holz- bzw. Biomasseernte. Die Nährstoffbilanzen sind ein wichtiger Indikator, ob es langfristig im Boden zu einer Akkumulation oder Verarmung von Nährstoffen kommt. Vergleichbare Informationen können auch wiederholte Inventuren der Nährstoffvorräte im Boden liefern (MEESENBURG, MEIWES & BARTENS 1999). Diese können jedoch insbesondere bei der Einbeziehung des Unterbodens mit erheblichen Unsicherheiten behaftet sein (FLECK et al. 2019). Die Stoffbilanzierung bietet darüber hinaus den Vorteil, dass sich Szenarien-Berechnungen durchführen lassen: Wie wirkt sich eine Reduktion der Deposition um 30 % aus? Welche Konsequenzen hat eine Erhöhung der Nährstoffexporte durch eine Intensivierung der Biomassenutzung? Hierdurch sind Stoffbilanzen neben Wiederholungsinventuren ein wichtiges Beratungselement für die Politik und die forstliche Praxis. Daher wurden Bilanzierungen in der Vergangenheit vorwiegend zur Bewertung von Säure- und Stickstoffeinträgen (z. B. Massenbilanzmethode zur Ermittlung von Critical Loads) durchgeführt (MEESENBURG et al. 2004, 2015). Aktuell sind Stoffbilanzen ein wichtiges Instrument zur Bewertung von erntebedingten Nährstoffentzügen bei unterschiedlichen Nutzungsintensitäten, da sie im Gegensatz zu Blatt- und Nadelspiegel-

werten, die den momentanen Ernährungszustand eines Baumes ansprechen, auch eine Prognose über die möglichen Folgen forstlichen Handelns erlauben (AKSELSSON et al. 2007, KLINCK et al. 2012, PUHLMANN et al. 2018, VON WILPERT et al. 2018). Aber auch zur Bewertung des Stickstoffstatus von Waldböden und der Stickstoffsättigung von Waldökosystemen sind Stoffbilanzen ein wichtiges Bewertungskriterium (MEESENBURG et al. 2016, FLECK et al. 2019, PALVIAINEN et al. 2017).

Prinzipiell ist eine Stoffbilanzierung für alle Elemente möglich, die mit hinreichender messtechnischer Genauigkeit erfasst werden können. Im Gegensatz zu landwirtschaftlich genutzten Flächen, bei denen der Einfluss systeminterner Faktoren auf die Stoffbilanz geringer ist, weil der Anteil ausgebrachten Düngers an den Nährstoffzufuhren hoch ist, lassen sich für Wälder Dynamiken der forstlichen Bewirtschaftung mit dem Bilanzansatz wesentlich schwieriger abbilden. Deshalb kann schon die Bilanzierung der Hauptnährelemente in Wäldern mit hohen Unsicherheiten behaftet sein (AHRENDTS et al. 2018a, PARÉ & THIFFAULT 2016). Daher beschränken sich die folgenden Auswertungen auf die Bilanzierung der Nährelementflüsse für die Hauptnährelemente Stickstoff (N), Calcium (Ca^{2+}), Magnesium (Mg^{2+}) und Kalium (K^+), die auch die Resilienz der Waldböden gegenüber Bodenversauerung bestimmen. Phosphor (P), ebenfalls ein für Wachstum und die Vitalität der Wälder essenzielles Nährelement, entzieht sich in mehrfacher Hinsicht der Methodik der Flussbilanzierung (SOHRT, LANG & WEILER 2017). 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. Aus diesen Gründen wurde Phosphor nicht betrachtet.

Die Stoffbilanzen für die forstlich genutzten BDF in Niedersachsen wurden in der Vergangenheit in zahlreichen Studien untersucht (KLINCK et al. 2012, MANDERSCHIED et al. 1995, MEESENBURG 2005, MEESENBURG et al. 2016, RADEMACHER, BUSS & MÜLLER-USING 1999, RADEMACHER, MEESENBURG & MÜLLER-USING 2001). Hierdurch ergibt sich nun die Gelegenheit, die Langzeitdynamik der Stoffbilanzen innerhalb der letzten

30–50 Jahre zu untersuchen. Dieses geschieht vor dem Hintergrund, dass sich die Einträge basischer Kationen in die Waldökosysteme in den letzten Jahrzehnten drastisch verändert haben (HEDIN et al. 1994, KEUFFEL-TÜRK et al. 2021, s. Kap. 14). 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, LORZ & MAKESCHIN 2007). Aber auch in den alten Bundesländern haben verschiedene Luftreinhaltemaßnahmen – angefangen mit der ersten Stufe der Großfeuerungsanlagenverordnung im Jahr 1983 – zu einer drastischen Reduktion des Eintrags von basischen Kationen geführt.

Doch nicht nur die atmosphärischen Stoffeinträge, sondern auch die Nährstoffentzüge durch den Biomassezuwachs und die Sickerwasserausträge können im Rahmen einer forstlichen Umtriebszeit erheblich variieren. In diesem Zusammenhang ist auch zu beachten, dass sich in den letzten Jahrzehnten die Wachstumsleistung der Bestände durch den Temperaturanstieg (PRETZSCH et al. 2014), die hohen Stickstoffeinträge (ETZOLD et al. 2020), die Verringerung der Schwefeleinträge (HAUCK et al. 2012) und durch die erhöhten CO₂-Konzentrationen in der Luft (KÖRNER et al. 2005) deutlich erhöht hat und entsprechend höhere Nährstoffentzüge pro Zeiteinheit zu erwarten sind. Hinzu kommt, dass die Elementkonzentration in den unterschiedlichen Biomassekompartimenten eine Altersabhängigkeit aufweist (JACOBSEN et al. 2003, RUMPF, SCHÖNFELDER & AHREND 2018). Auch wenn die einzelnen Bilanzglieder einer hohen zeitlichen Dynamik unterliegen können, hat sich die Gesamtbilanz über mehrere Jahre der Vergangenheit als verhältnismäßig konstant erwiesen. Dieses lässt sich vereinfacht dadurch erklären, dass es eine relativ starke, wenngleich auch zeitlich verschobene, Beziehung zwischen den Stoffeinträgen und -austrägen gibt (MEESENBURG et al. 2016). Die zeitliche Verzögerung resultiert aus den Randbedingungen, die die aktuellen Stoffbilanzen beeinflussen. Im Unterboden zwischengespeicherter Schwefel, der wieder mobilisiert wird, scheint aktuell die Stoffbilanzen durch Kationenausträge stark zu prägen (VON WILPERT et al. 2018). 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). Durch die Berechnung der Langzeit-Nährstoffbilanzen über 30–50 Jahre soll im folgenden Beitrag untersucht werden, wie stabil die Nährstoffbilanzen der Intensiv-BDF trotz aller Einflussfaktoren und Entwicklungen gewesen sind.

3.2. Material und Methoden

3.2.1. Stoffbilanzierung

Auf zehn niedersächsischen Bodendauerbeobachtungsflächen der Landnutzungs-kategorie Wald (BDF-F) werden intensivier-te Messungen zur Erfassung der Stoffflüsse in Waldökosystemen durchgeführt. Von diesen zehn Flächen wurden neun Flächen (Lüss F003LSBU – Buche, Solling F006SLB1 – Buche und F007SLF1 – Fichte, Ehrhorn F002EHEI – Eiche, Fuhrberg F004FUKI – Kiefer, Augustendorf F021AUKI – Kiefer, Lange Bramke F005LBNH – Fichte, F023LBKA – Fichte und F022LBSH – Fichte) in die folgenden Untersuchungen einbezogen. Hierbei handelt es sich um mäßig bis schwach mit Nährstoffen versorgte Standorte. Ausgeschlossen wurde F009GWBU im Göttinger Wald mit sehr nährstoffreichen Bedingungen auf Muschelkalk. Durch die absoluten Unsicherheiten bei der Berechnung von Verwitterung und Sickerwasserausträgen auf Kalk- und Dolomitstandorten (WEIS & AHREND 2018) würden die Änderungssignale durch die Einbeziehung des Standortes möglicherweise stark verzerrt bzw. überlagert. Für die Fläche F004FUKI liegen nur Daten für den Zeitraum von 1993 bis 2007 vor. Die Stoffbilanz für die Elemente Ca²⁺, Mg²⁺ und K⁺ wurde nach der folgenden Gleichung ermittelt:

$$B_X = D_X + V_X - S_X - E_X \quad \text{Gl. 1}$$

mit
 B = Stoffbilanz,
 D = Deposition,
 V = Verwitterung,
 S = Sickerwasseraustrag,
 E = Ernteentzüge,
 X = Element (Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺).

Die Stickstoffbilanz berechnet sich vereinfacht wie folgt:

$$B_N = D_N - S_N - E_N \quad \text{Gl. 2}$$

Die Vereinfachung erfolgt vor dem Hintergrund, dass die N-Fixierung in den meisten Waldökosystemen vernachlässigbar ist (POSCH, DE

VRIES & SVERDRUP 2015), die Denitrifikation bei tonarmen, grundwasserfernen Waldstandorten häufig unter $1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ liegt (FLECK et al. 2019, SCHULTE-BISPING, BRUMME & PRISACK 2003, EICKENSCHIEDT & BRUMME 2013) und sich Fixierung und Denitrifikation somit gegenseitig ungefähr ausgleichen.

3.2.2. Atmosphärische Stoffeinträge (Deposition)

Die Gesamtdepositionen wurden nach dem Kronenraumbilanzmodell von ULRICH (1994) anhand der gemessenen Einträge im Freiland und Bestand ermittelt.

3.2.3. Verwitterung

Die Silikatverwitterungsraten wurden mit dem geochemischen Modell Profile (SVERDRUP & WARFVINGE 1993) ermittelt. Die Kopplung mit dem Wasserhaushaltsmodell LWF-Brook90 (HAMMEL & KENNEL 2001) und die Modellparametrisierung erfolgt wie bei AHRENDTS et al. (2018b, 2018c) beschrieben. Der normative Mineralbestand wurde mit dem Modell A2M (POSCH & KURZ 2007) anhand gemessener Gesamtaufschlüsse der jeweiligen Böden ermittelt. Die mineralinetischen Modellparameter zur Ermittlung der Verwitterungsraten wurden nach SVERDRUP et al. (2019) aktualisiert.

3.2.4. Nährstoffentzüge

In Abständen von höchstens fünf Jahren werden auf allen BDF-F-Flächen umfangreiche Inventuren der Holzvorräte durchgeführt. Aus der ermittelten jährlichen Zuwachsleistung kann unter Berücksichtigung der Bioelementkonzentrationen in Holz und Rinde (RUMPF, SCHÖNFELDER & AHRENDTS 2018) die jährliche Festlegung der Nährstoffe in der Biomasse berechnet werden. Die Anteile der jeweiligen Kompartimente wurden nach VONDERACH, KÄNDLER & DORMANN (2018) abgeschätzt. Für die ermittelten Nährstoffentzüge wurde eine konventionelle Holznutzung (Derbholz) mit Rinde angenommen.

3.2.5. Sickerwasserausträge

Die Stoffausträge mit dem Sickerwasser wurden durch Multiplikation der gemessenen Sickerwasserkonzentrationen mit dem Sickerwasserfluss berechnet. Der Wasserfluss wurde in täglicher Auflösung mit dem Wasserhaushaltsmodell LWF-Brook90 (HAMMEL & KENNEL 2001) ermittelt. Geprüft wurde das Modell mit Hilfe gemessener Bestandsniederschläge, der langfristigen Chlorid-Bilanzen und von Vergleichsrechnungen mit dem Modell TUB_BGR (WESOLEK et al. 2008). Anhand von gemessenen Bodenwasserspannungen wurde darüber hinaus geprüft, ob die Zeiträume der Sickerwasserbildung vom Modell plausibel wiedergegeben werden.

3.2.6. Statistische Methoden

Die zeitliche Entwicklung der Nährstoffbilanzen und deren Bilanzglieder wurde mit additiven gemischten Regressionsmodellen (ZUUR et al. 2009) untersucht, die im Statistikpaket R 3.5.2 (R DEVELOPMENT TEAM 2018) unter Verwendung der R-Bibliothek „mgcv“ 1.7-16 (WOOD 2006) durch einen Aufruf der R-Bibliothek „nlme“ (PINHEIRO et al. 2008) direkt als gemischte Modelle parametrisiert wurden. Die Kennung der BDF-F wurde hierbei als Zufallseffekt an das Modell übergeben, um die Korrelation der Stoffbilanzen – und Bilanzglieder – auf einer identischen BDF-F-Fläche zu berücksichtigen. Die verwendete Form des verallgemeinerten additiven gemischten Modells (GAMM) lautet wie folgt:

$$SB_{X,JF} = b_0 + f(J_F) + Z_F b_F + \varepsilon_{JF} \quad \text{Gl. 3}$$

wobei SB_X das Bilanzsaldo des Elementes X (Ca, Mg, K oder N) im Jahr J der BDF-Fläche F beschreibt, b_0 : die Regressionskonstante, f : 1-dimensionale glättende Regressionsfunktion, Z_F : Modellmatrix der Zufallseffekte auf Ebene der BDF, b_F : Vektor mit flächenspezifischen Zufallseffekten und ε_{JF} : ein unabhängig und identisch verteilter Fehlerterm im Jahr J der BDF-Fläche F. Zur leichteren Interpretation der Bilanzsalden ist in den dargestellten Abbildungen neben dem partiellen Effekt des Untersuchungsjahres auch die Regressionskonstante des Regressionsmodells (int: Interzept) abgebildet.

3.3. Ergebnisse und Diskussion

3.3.1. Langfristige Stoffbilanzen

Abbildung 3.1 zeigt für 20 Jahre (1999–2018) die Mittelwerte der einzelnen Stoffflüsse für die neun Intensiv-BDF-F. Für diesen Zeitraum sind für alle Flächen ausreichend Daten für eine vergleichende Charakterisierung verfügbar. Mit Ausnahme der Flächen F021AUKI und F005LBNH zeigt sich für alle BDF ein deutlicher Stickstoffüberschuss. Das bedeutet, dass N im Boden angereichert wird. Bei den beiden genannten Flächen deuten die hohen Austräge mit dem Sickerwasser über einen langen Zeitraum auf eine Stickstoffsättigung (ABER 1992) hin. Auf allen anderen Flächen weisen die niedrigen Stickstoffausträge mit dem Sickerwasser darauf hin, dass noch keine Stickstoffsättigung eingetreten ist (BLOCK et al. 2000). Im Mittel ergibt sich ein N-Bilanzsaldo von $+8,7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ für alle neun BDF. Verursacht wird der Bilanzüberschuss durch die hohen atmosphärischen Stickstoffeinträge. Berechnungen der N-Bilanz für Standorte der Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) in Niedersachsen ergaben im Mittel einen positiven Bilanzsaldo von $+6,3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (EVERS, AHRENDTS & WEIS 2019). Auch die mittlere N-Vorratsdifferenz zwischen der BZE I (1990/91) und BZE II (2006–2008) ergab bei Berücksichtigung von Auflagehumus und Mineralboden bis 90 cm Bodentiefe eine vergleichbare Größenordnung der Differenz der Stickstoff-Gesamtvorräte von rund $8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Es zeigt sich demnach, dass in niedersächsischen Waldböden immer noch erhebliche Mengen an Stickstoff gespeichert werden.

Demgegenüber ist das Ca-Bilanzsaldo mit fast $-8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ deutlich negativ. Ursächlich hierfür sind die hohen Entzüge durch den Bio-

massezuwachs bei gleichzeitig extrem niedrigen Verwitterungsraten. Bei den Standorten F021AUKI und F002EHEI treten zusätzlich sehr starke Sickerwasserverluste auf. Welchen Anteil an den hohen Ca-Austrägen bei F021AUKI die mehr als 30 Jahre zurückliegende Bodenschutzkalkung immer noch hat, lässt sich nicht quantifizieren. Da die Ca-Austräge auf dieser Fläche jedoch keinerlei abnehmenden Trend zeigen, sind die Ca-Austräge vermutlich überwiegend durch die hohen Stickstoffausträge bedingt. Aus Vorratsdifferenzen zwischen der BZE I und BZE II ergaben sich für die Substratgruppe der unverlehmten Sande (37 % der Waldfläche Niedersachsens) Abnahmen der Ca-Vorräte von 25 %, wenn die Flächen nicht gekalkt wurden. Bei einem Vorrat von 900 kg ha^{-1} würde dieses für einen Zeitraum von 15 Jahren einen jährlichen Ca-Verlust von $15 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bedeuten. Nach PAAR et al. (2016) nahmen in Hessen die Ca-Vorräte innerhalb von 15 Jahren auf den ungekalkten Buntsandsteinstandorten (28 % der Waldfläche von Hessen) um 500 kg ha^{-1} ab, das entspricht einer jährlichen Abnahme von $33 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. In Niedersachsen sind alle Buntsandsteinstandorte der BZE gekalkt, so dass hier keine vergleichbaren Zahlen verfügbar sind. Auch wenn die absoluten Mengen aufgrund der methodischen Schwächen von wiederholten Bodeninventuren (vgl. KRAVCHENKO & ROBERTSON 2011, SCHRUMPF et al. 2011) sicherlich mit hohen Unsicherheiten behaftet sind, bestätigen sie doch die gefundene Tendenz. Weiterhin ist zu beachten, dass mit einer einzigen 3-Tonnen-Bodenschutzkalkung die gefundene Differenz von $8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bei einem angenommenen Wirkungsgrad von 70 % (GUCKLAND et al. 2012) für mehr als 60 Jahre ausgeglichen werden kann. Auf stickstoffgesättigten Standorten mit hohen Austragsverlusten (vgl. F021AUKI) wäre jedoch ein kürzerer Turnus erforderlich.

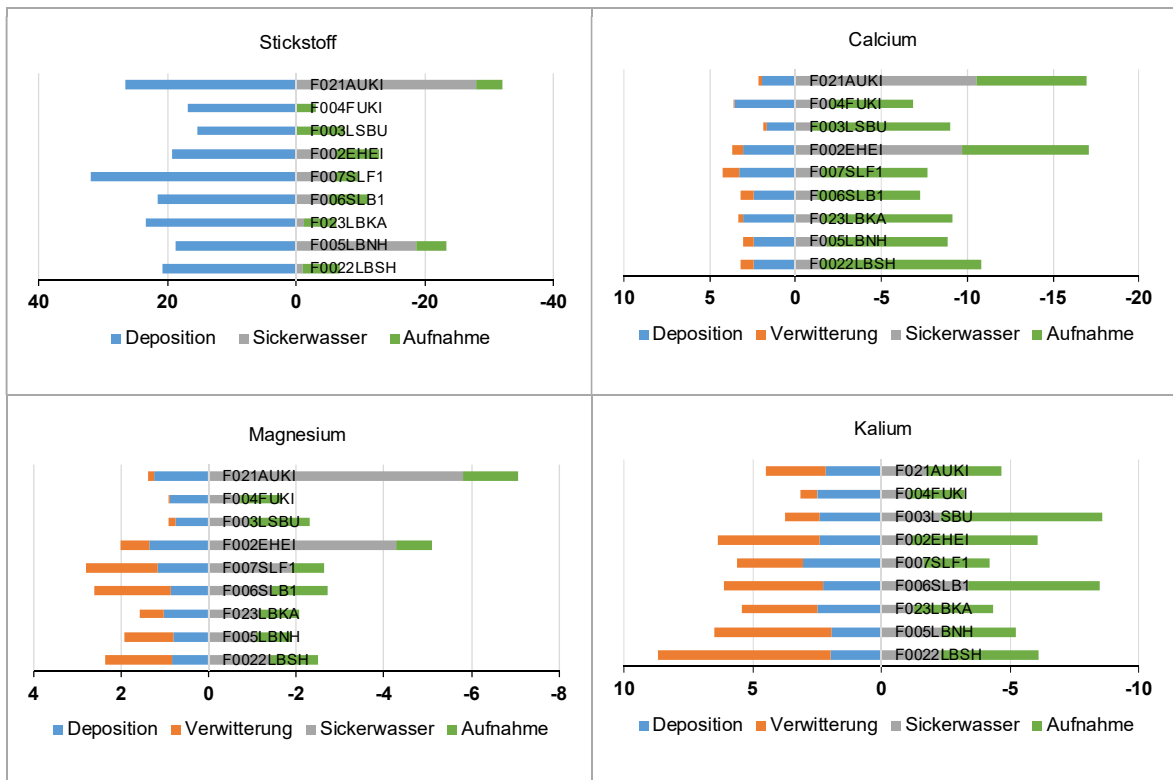


Abb. 3.1: Mittlere (1998–2018) jährliche Stoffflüsse von Ca, Mg, K und N in Wäldern von Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) in Niedersachsen. Im Sinne der Bodenbilanz sind Stoffverluste negativ dargestellt.

Wesentlich ausgeglichener als bei Ca sind die Mg-Bilanzen, auch wenn sie im Mittel ebenfalls negativ sind. Sehr starke Austragsverluste treten wieder bei der stark durch Stickstoff geprägten Fläche F021AUKI auf. Auf dieser Fläche sind die Verluste mehr als dreimal höher als die Einträge. Wie oben schon angesprochen, ist ein möglicher Einfluss der mehr als 30 Jahre zurückliegenden Bodenschutzkalkung in F021AUKI nicht auszuschließen. Anders als bei den Ca-Austrägen, haben sich die Mg-Austräge in den letzten zehn Jahren auf einem deutlich geringeren Niveau stabilisiert und zeigen in diesem Zeitraum eine geringere interannuelle Variabilität (nicht dargestellt).

Die K-Bilanzen gestalten sich aufgrund deutlich höherer Verwitterungsraten insgesamt sehr ausgeglichen. Auf den Buchenstandorten (F003LSBU, F006SLB1) zeigen sich aufgrund höherer K-Gehalte in den Biomassekompartimenten vergleichsweise hohe Aufnahmeraten und entsprechend negative Stoffbilanzen. Zwischen der BZE I und der BZE II (EVERS et al.

2019) haben die Kaliumvorräte in Niedersachsen um 20 % abgenommen. Diese Änderungen müssen jedoch mit einer gewissen Vorsicht interpretiert werden, da sie vor allem im Unterboden aufgetreten sind.

3.3.2. Zeitliche Entwicklungen der Stoffflüsse

Die Nährstoffeinträge durch die atmosphärische Deposition auf den forstlich genutzten BDF haben sich in den letzten 30 Jahren drastisch reduziert (Abb. 3.2). Die Gründe dafür liegen insbesondere in verschiedenen Luftreinhaltemaßnahmen der vergangenen Jahrzehnte (KEUFEL-TÜRK et al. 2021). Etwa mit der Jahrtausendwende ist jedoch eine erhebliche Verlangsamung der Reduktion zu erkennen. Die deutlich breiteren Prognoseintervalle bei Kalium und Stickstoff deuten auf größere lokale Unterschiede hin. Beide Elemente sind im Vergleich zu Ca und Mg, die beide stark durch die Meeresnähe und Niederschlagsmenge beeinflusst

werden, stärker anthropogen, v. a. durch Landwirtschaft, Verkehr, Biomasseverbrennung, geprägt (DÄMMGEN et al. 2013, SCHAAP et al. 2015).

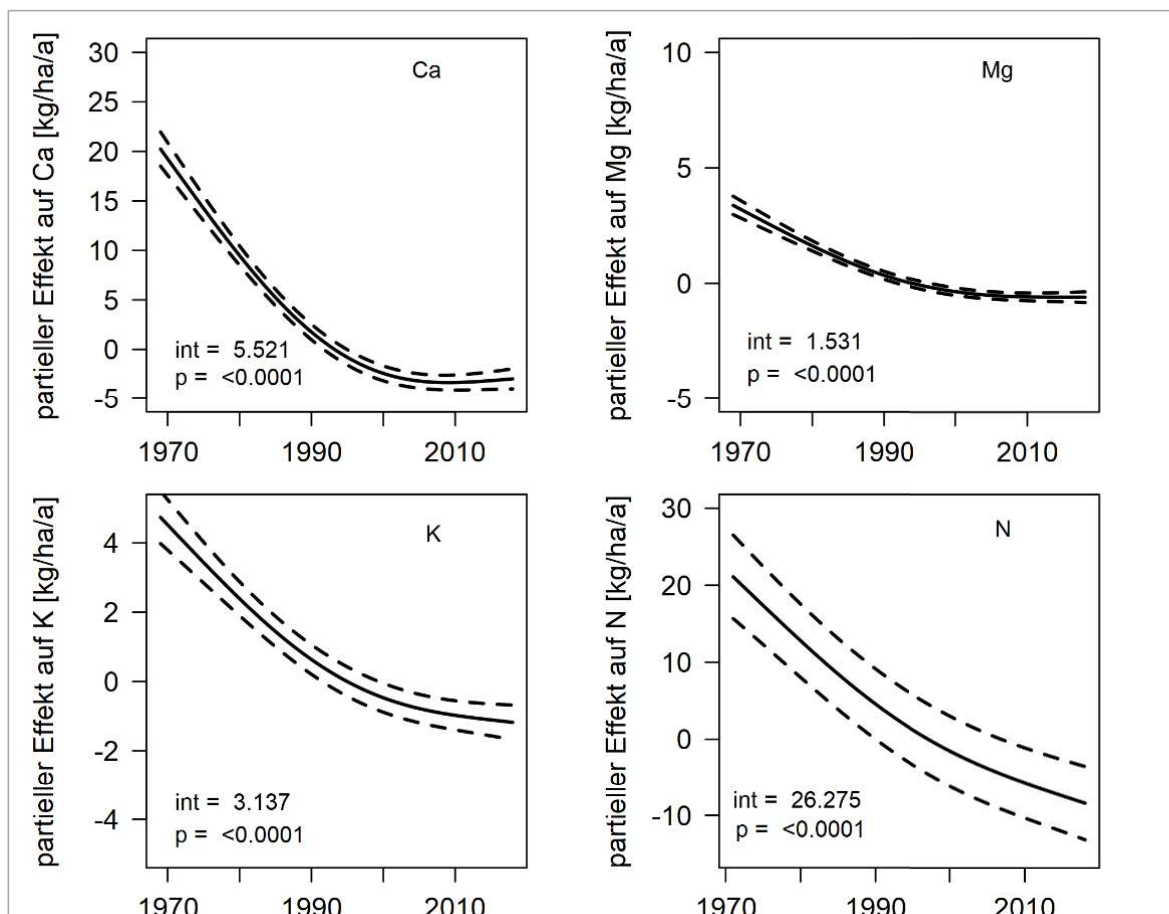


Abb. 3.2: Zeitlicher Effekt des Messjahres auf die Gesamtdeposition von Ca, Mg, K und N in Wäldern von Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) in Niedersachsen. Die gestrichelten Linien kennzeichnen das 95%-Prognoseintervall und „int“ die Regressionskonstante.

Während für Ca und Mg die Sickerwasserausträge (vgl. Abb. 3.3) durch drastisch reduzierte Schwefeleinträge und, damit verbunden, verminderte Anionen-Austräge stark zurückgegangen sind, ist für K eine geringere Veränderung der Sickerwasserausträge zu beobachten. Der ausgeglichene Verlauf bei K könnte darauf zurückzuführen sein, dass die Fixierung und Freisetzung von K im Boden stark von den durch Düngung und Pflanzenaufnahme hervorgerufenen Rahmenbedingungen im Boden abhängig

sind (ANDRIST-RANGEL et al. 2013, SIMONSSON et al. 2007) und es somit zu einem relativ ausgewogenen Austragsniveau kommt. Auch in den Untersuchungen von WEIS & AHRENDTS (2018) waren auf fast allen BZE-Standorten in Niedersachsen auch bei höheren Verwitterungsraten sehr geringe K-Austräge von unter $1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ festzustellen.

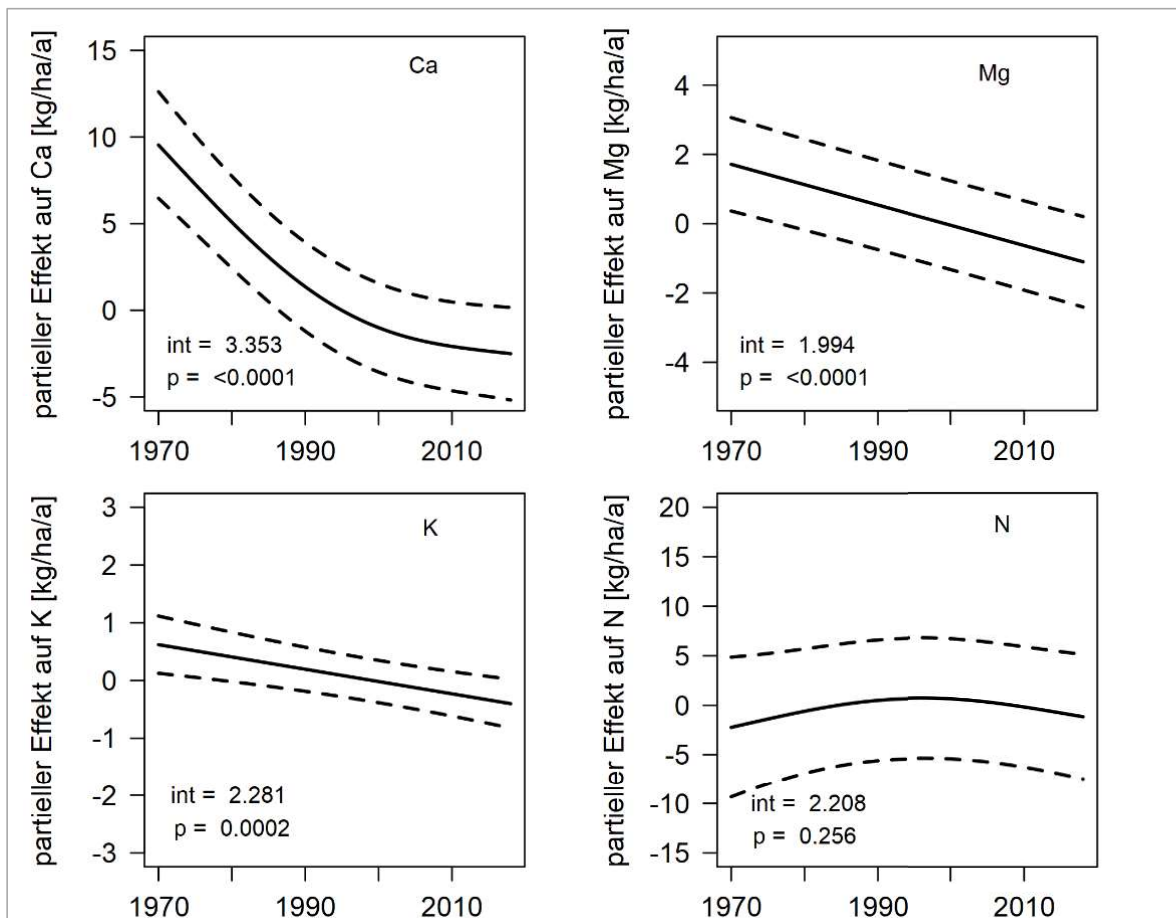


Abb. 3.3: Zeitlicher Effekt des Messjahres auf den Sickerwasseraustrag von Ca, Mg, K und N in Wäldern von Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) in Niedersachsen. Die gestrichelten Linien kennzeichnen das 95%-Prognoseintervall und „int“ die Regressionskonstante.

Bei den N-Austrägen zeigt sich kein signifikanter langfristiger Trend. Die einzelnen BDF-Flächen zeigen jedoch deutliche Unterschiede hinsichtlich der zeitlichen Entwicklung, worauf auch der hohe Unsicherheitsbereich hindeutet. Auch SUCKER, VON WILPERT & PUHLMANN (2011) fanden bei ihren Untersuchungen in bewaldeten Einzugsgebieten in Deutschland keinen generellen Trend zu steigenden oder fallenden Nitratausträgen. Es zeigt sich also, dass sich der sinkende Trend der N-Depositionen nicht auf allen Waldstandorten direkt auf das Austragsgeschehen auswirkt, da das Austragsrisiko von einer ganzen Anzahl weiterer Faktoren (C/N-Verhältnisse, Bodenbearbeitung, Substrat, Sturmwurf usw.) abhängig ist (BORKEN & MATZNER 2004, DWA 2020, EVERS, AHRENDTS & WEIS 2019, MELLERT, GENSIOR & KÖLLING 2005).

Für alle vier betrachteten Elemente ist ein leichter Trend zu verringerten Nährstoffentzügen durch den Biomassezuwachs zu erkennen (Abb. 3.4). Dieser Trend ist auf eine altersbedingt verringerte Zuwachsleistung der untersuchten Bestände zurückzuführen. Viele der untersuchten Bestände haben mittlerweile den Zeitpunkt der Kulmination des laufenden jährlichen Zuwachses deutlich überschritten. Die etwas unterschiedlichen Trends der einzelnen Elemente sind auf stark unterschiedliche Elementkonzentrationen in den Biomassekompartimenten der Baumarten zurückzuführen, hier v. a. auf den Unterschied zwischen Derbholz und Derbrinde. Im Zuge der Bestandesentwicklung verändern sich stark baumartenabhängig die Verhältnisse der Elementkonzentrationen zwischen Derbholz und Derbrinde. Es zeigt sich jedoch für alle vier betrachteten Elemente, dass

der Effekt der Nährstoffentzüge auf die Dynamik der Gesamtbilanz eher von untergeordneter Bedeutung ist.

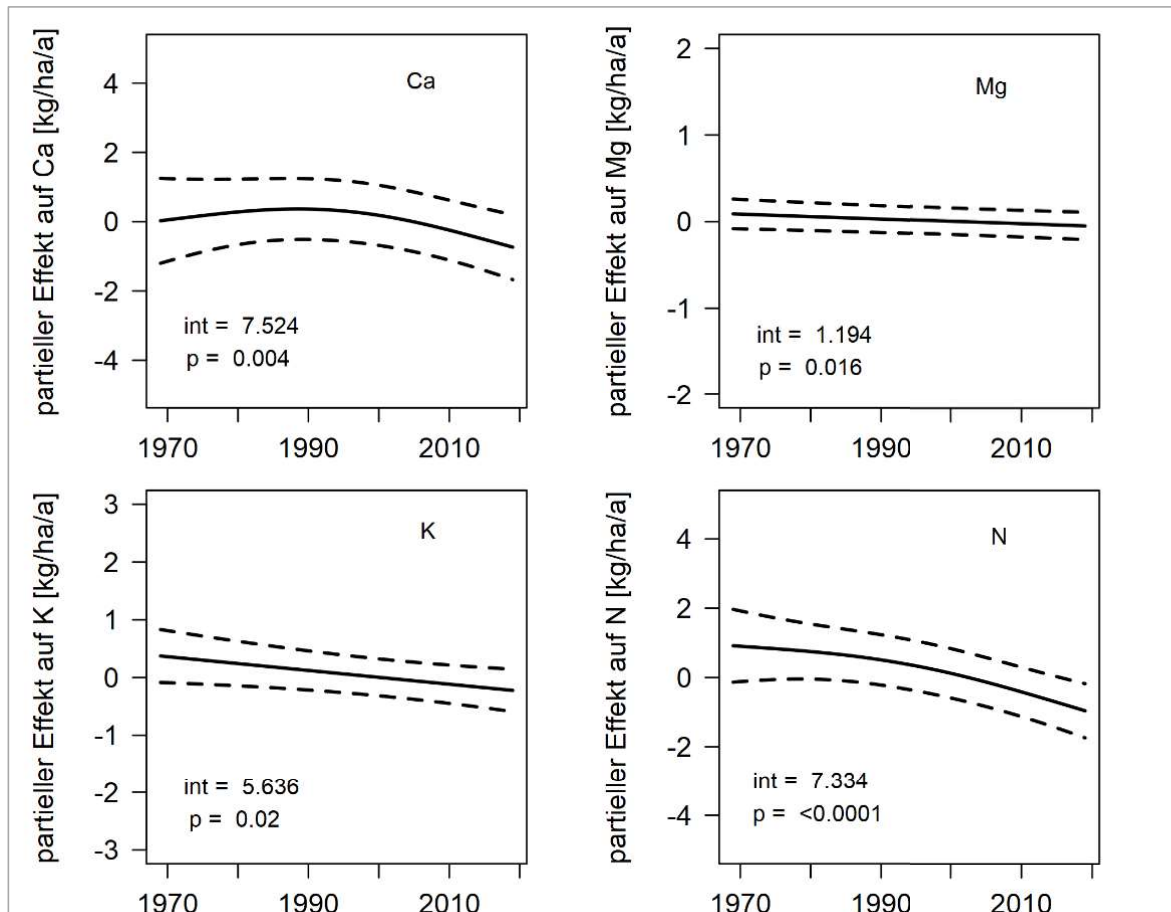


Abb. 3.4: Zeitlicher Effekt des Messjahres auf die Nährstoffentzüge von Ca, Mg, K und N in Wäldern von Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) in Niedersachsen. Die gestrichelten Linien kennzeichnen das 95%-Prognoseintervall und „int“ die Regressionskonstante.

Für Ca, K und Mg zeigt sich ein leicht ansteigender signifikanter Trend der Verwitterungsraten, der jedoch in den letzten Jahren bei K deutlich abgeflacht ist. Dieser Trend wird zum einen durch den ansteigenden CO_2 -Partialdruck in der Bodenatmosphäre infolge der generellen Temperaturerhöhung verursacht (ROMERO-MUJALLI et al. 2019). Die Reaktion mit CO_2 beeinflusst, wie die Reaktionen mit H^+ und H_2O und organischen Säuren, den Verwitterungsprozess der Bodenminerale. Der fördernde Effekt der Temperatur auf die Verwitterung dürfte demgegenüber durch den hemmenden Effekt geringerer Bodenwassergehalte kompensiert werden

(BELYAZID, AKSELSSON & ZANCHI 2019). Der Bodenwassergehalt wirkt sehr sensitiv auf die Verwitterungsrate (HODSON, LANGAN & WILSON 1996). Entsprechend könnte die – insbesondere bei K zu erkennende – mit der Zeit leicht abflachende Effektkurve schon eine Auswirkung der zunehmend trockeneren Sommer der letzten Jahre sein.

Der insgesamt deutlich geringere Effekt bei Ca lässt sich dadurch erklären, dass die untersuchten nährstoffarmen Böden neben hohen Quarzanteilen mineralogisch vorwiegend durch Ca-freie K-Feldspäte und Illite gekennzeichnet sind

und die Ca-haltigen Plagioklase einen deutlich geringeren Anteil aufweisen.

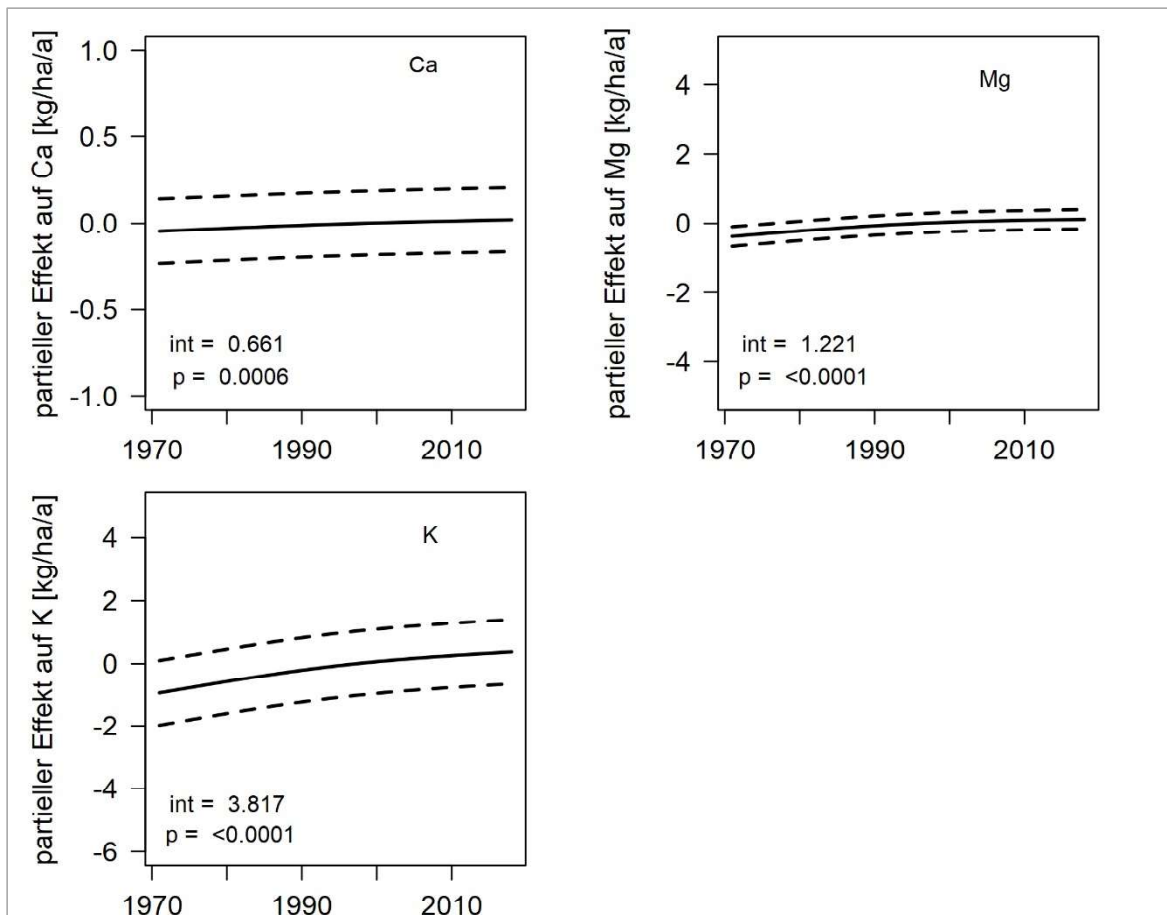


Abb. 3.5: Zeitlicher Effekt des Messjahres auf die Verwitterung von Ca, Mg und K in Wäldern von Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) in Niedersachsen. Die gestrichelten Linien kennzeichnen das 95%-Prognoseintervall und „int“ die Regressionskonstante.

3.3.3. Zeitliche Entwicklungen der Stoffbilanzsalden

Aus der Dynamik der einzelnen Stoffflüsse resultiert eine zeitliche Entwicklung der Bilanzsalden für die forstlich genutzten BDF in Niedersachsen. Für alle vier Elemente zeigen die Bilanzsalden ihre stärkste Dynamik, mit abnehmenden Werten, im Zeitraum von 1970–1990, da sie in der Vergangenheit stark durch die Entwicklung der atmosphärischen Stoffeinträge getrieben waren (vgl. Abb. 3.2). Auch wenn sich für die N-Bilanz eine deutliche Abnahme des Bilanzüberschusses zeigt, findet nach wie vor eine vergleichsweise hohe N-Anreicherung im

Boden statt (vgl. Abb. 3.1). In den letzten Jahren hat sich eine Art Gleichgewicht eingestellt, da die Stoffeinträge nicht weiter zurückgegangen sind und sich hinsichtlich der Sickerwasserverluste und Aufnahmeraten keine entscheidenden Veränderungen ergeben haben (Abb. 3.3 u. 3.4). Für die drei Nährelemente Ca, Mg und K deutet sich etwa seit der Jahrtausendwende ein Wiederanstieg der Bilanzsalden an. Dieser ist überwiegend das Resultat von weiter sinkenden Sickerwasserausträgen (Abb. 3.3) bei konstant bleibender Eintragungssituation durch die atmosphärischen Stoffeinträge und leicht steigenden Verwitterungsraten (vgl. Abb. 3.5). Die weiter sinkenden Sickerwasserausträge werden damit

erklärt, dass die Versauerungsdynamik durch Remobilisierung von im Boden zwischengespeichertem Schwefel immer mehr an Gewicht verliert und mit einem reduzierten Austrag von Anionen (hier: Sulfat) auch der Austrag von Begleitkationen im Sickerwasserfluss reduziert wird. Aufgrund methodischer Unsicherheiten bei der Bestimmung der Ca- und Mg-Flüsse (Deposition, Sickerwasseraustrag) (s. KEUFFEL-TÜRK et al. 2021), sollte dieser Effekt noch mit einer gewissen Vorsicht interpretiert werden.

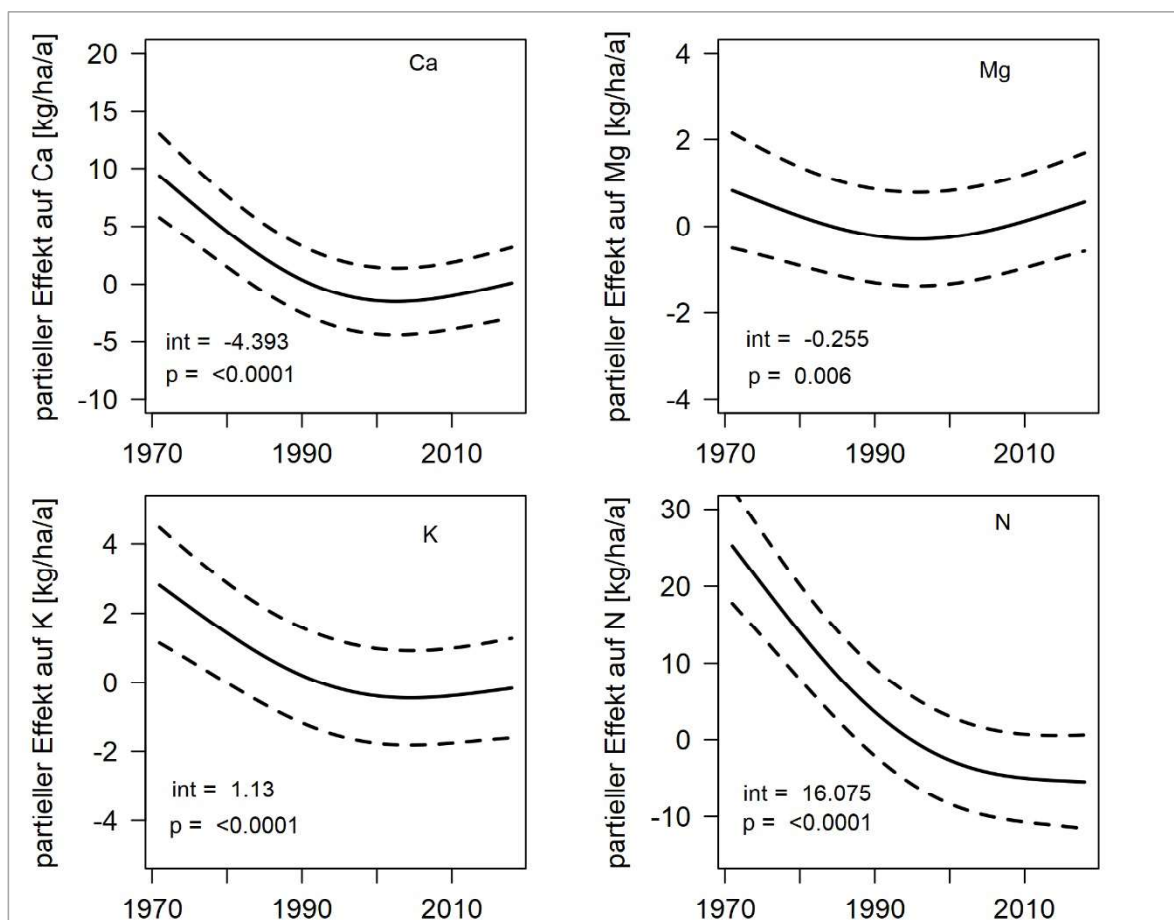


Abb. 3.6: Zeitlicher Effekte des Messjahres auf die Bilanzsalden der Elemente Ca, Mg, K und N in Wäldern von Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) in Niedersachsen. Die gestrichelten Linien kennzeichnen das 95%-Prognoseintervall und „int“ die Regressionskonstante.

3.4. Schlussfolgerungen

Die Stoffbilanzsalden von Ca, Mg und K der niedersächsischen forstlich genutzten Bodendauerbeobachtungsflächen unterliegen in den letzten 30 Jahren (Zeitraum von 1990 bis 2018) keiner starken abnehmenden Dynamik mehr. Während sich noch im Zeitraum von 1970 bis 1990 ein deutlicher Trend zu abnehmenden Bilanzsalden ausgebildet hat, ist diese Entwicklung nicht nur gestoppt, sondern es deutet sich sogar eine leichte Trendumkehr an, da anscheinend die Remobilisierung und damit die Auswaschung von zwischengespeichertem Schwefel immer mehr an Gewicht verliert und die Verluste an sogenannten Begleitkationen mit dem Sickerwasser abnehmen. Die dargestellte positive Entwicklung bedeutet jedoch nicht zwangsläufig, dass die Stoffbilanzsalden positive Werte erreichen. Insbesondere die Ca-Bilanzsalden waren in der Vergangenheit so negativ, dass für viele der nährstoffarmen forstlich genutzten BDF nicht von einer ausgeglichenen Nährstoffbilanz ausgegangen werden kann. Einen deutlichen Überschuss weist demgegenüber immer noch das N-Bilanzsaldo aus. Auch wenn sich die absolute Höhe des Überschusses in den letzten Jahrzehnten reduziert hat, wird in niedersächsischen Waldböden immer noch eine große Menge an N aus vergangenen und gegenwärtigen Überschüssen zwischengespeichert. Aktuell zeichnet sich noch kein Trend zu steigenden Nitratausträgen mit dem Sickerwasser aus Waldböden ab, aber bei abnehmendem N-Retentionsvermögen im Boden steigt das Risiko einer Stickstoffsättigung und damit verbundener Nitratauswaschung in das Grundwasser (ABER 1992, DWA 2020). Dieses ist insofern von großer Bedeutung, als schon aktuell in vielen Wassergewinnungsgebieten in Niedersachsen die Nitratgrenzwerte im Trinkwasser nur durch die Vermischung von nitrathaltigem Wasser von Offenlandflächen mit vergleichsweise nitratarmem Wasser von Waldstandorten eingehalten werden können.

3.5. Literatur

- ABER, J. D. (1992): Nitrogen Cycling and Nitrogen Saturation in Temperate Forest Ecosystems. – *Trends in Ecology and Evolution* **7**: 220–224.
- AHRENDTS, B., VONDERACH, C., WEIS, W. & VON WILPERT, K. (2018a): Unsicherheitsanalysen zur Nährstoffbilanzierung auf Umweltmessnetzen. – *Freiburger Forstliche Forschung* **101**: 242–267.
- AHRENDTS, B., SCHMIDT-WALTER, P., FLECK, S., KÖHLER, M. & WEIS, W. (2018b): Wasserhaushaltssimulationen und Klimadaten. – *Freiburger Forstliche Forschung* **101**: 74–94.
- AHRENDTS, B., KLINCK, U., KLINCK, C. & WEIS, W. (2018c): Herleitung flächiger Verwitterungsraten. – *Freiburger Forstliche Forschung* **101**: 113–149.
- AKSELSSON, C., WESTLING, O., SVERDRUP, H. & GUNDERSEN, P. (2007): Nutrient and carbon budgets in forest soils as decision support in sustainable forest management. – *For. Ecol. Manage.* **238**: 167–174.
- ALEWELL, C., MANDERSCHIED, B., MEESENBURG, H. & BITTERSÖHL, J. (2000): Is acidification still an ecological threat? – *Nature* **407**: 856–857.
- ANDRIST-RANGEL, Y., SIMONSSON, M., ÖBORN, I. & HILLIER, S. (2013): Acid-extractable potassium in agricultural soils: Source minerals assessed by differential and quantitative X-ray diffraction. – *J. Plant Nutr. Soil Sci.* **176**: 407–419.
- AUGUSTIN, S. & BARTENS, H. (2001): Algorithmus zur Abschätzung der potentiell mobilisierbaren Schwefelmenge für saure Waldböden. – *Arb.-H. Boden* 2001/2: 108–143, 7 Abb., 25 Tab.; Hannover (NLFb).
- BELYAZID, S., AKSELSSON, C. & ZANCHI, G. (2019): Water limitation may restrict the positive effect of higher temperatures on weathering rates in forest soils. – *Biogeosciences Discuss.*, <<https://doi.org/10.5194/bg-2019-44>>.
- BLOCK, J. & MEIWES, K. J. (2013): Erhaltung der Produktivität der Waldböden bei der Holz- und Biomassennutzung. – In: BACHMANN, G., KÖNIG, W. & UTERMANN, J.: *Bodenschutz. Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und*

- Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. – 1. Lfg./13: 1–50; Berlin (Schmidt).
- BLOCK, J., EICHHORN, J., GEHRMANN, J., KÖLLING, C., MATZNER, E., MEIWES, K. J., VON WILPERT, K. & WOLFF, B. (2000): Kennwerte zur Charakterisierung des ökochemischen Bodenzustandes und des Gefährdungspotentials durch Bodenversauerung und Stickstoffsättigung an Level-II-Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen. – 167 S.; Bonn.
- BOL, R., JULICH, D., BRÖDLIN, D., SIEMENS, J., KAISER, K., DIPPOLD, M. A., SPIELVOGEL, S., ZILLA, T., MEWES, D., VON BLANCKENBURG, F., PUHLMANN, H., HOLZMANN, S., WEILER, M., AMELUNG, W., LANG, F., KUZYAKOV, Y., FEGER, K. H., GOTSELIG, N., KLUMPP, E., MISSONG, A., WINKELMANN, C., UHLIG, D., SOHRT, J., VON WILPERT, K., WU, B. & HAGEDORN, F. (2016): Dissolved and colloidal phosphorus fluxes in forest ecosystems - an almost blind spot in ecosystem research. – *J. Plant Nutr. Soil Sci.* **179** (4): 425–438, DOI: 10.1002/jpln.201600079.
- BORKEN, W. & MATZNER, E. (2004): Nitrate leaching in forest soils: an analysis of long-term monitoring sites in Germany. – *J. Plant Nutr. Soil Sci.* **167** (3): 277–283.
- DÄMMGEN, U., MATSCHULLAT, J., ZIMMERMANN, F., STROGIES, M., GRÜNHAGE, L., SCHELER, B. & CONRAD, J. (2013): Emission reduction effects on bulk and wet-only deposition in Germany - evidence from long-term observations. Part 2: Precipitation, potential sea salt, soil and fly ash constituents. – *Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft* **72** (1/2): 25–36.
- DWA (Hrsg.) (2020): Diffuse Stoffeinträge in Gewässer aus Wald und naturnahen Nutzungen. – DWA-Themen **T1/2020**, 127 S., [ISBN: 978-3-88721-901-7].
- EICKENSCHIEDT, N. & BRUMME, R. (2013) Regulation of N₂O and NO_x emission patterns in six acid temperate beech forest soils by soil gas diffusivity. N turnover and atmospheric NO_x concentrations. – *Plant and Soil* **369**: 515–529.
- ETZOLD, S., FERRETTI, M., REINDS, G. J., SOLBERG, S., GESSLER, A., WALDNER, P., SCHAUB, M., SIMPSON, D., BENHAM, S., HANSEN, K., INGERSLEV, M., JONARD, M., KARLSSON, P. E., LINDROOS, A. J., MARCHETTO, A., MANNINGER, M., MEESENBURG, H., MERILÄ, P., NÖJD, P., RAUTIO, P., SANDERS, T. G., SEIDLING, W., SKUDNIK, M., THIMONIER, A., VERSTRAETEN, A., VESTERDAL, L., VEJPUSTKOVA, M. & DE VRIES, W. (2020): Nitrogen deposition is the most important environment driver of growth of pure, even-aged and managed European forests. – *For. Ecol. Manage.* **458**: 117762 (13 pp.), <https://dial.uclouvain.be/pr/boreal/object/boreal%3A224384/datastream/PDF_01/view>.
- EVERS, J., AHRENDT, B. & WEIS, W. (2019): Stickstoffstatus in der Bodenlösung und Stickstoffbilanz. – In: EVERS, J., DAMMANN, I., KÖNIG, N., PAAR, U., STÜBER, V., SCHULZE, A., SCHMIDT, M., SCHÖNFELDER, E. & EICHHORN, J.: Waldzustandsbericht für Niedersachsen und Bremen. – Beiträge aus der NW-FVA **19**: 251–260.
- EVERS, J., DAMMANN, I., KÖNIG, N., PAAR, U., STÜBER, V., SCHULZE, A., SCHMIDT, M., SCHÖNFELDER, E. & EICHHORN, J. (2019): Waldbodenzustandsbericht für Niedersachsen und Bremen. Ergebnisse der zweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II). – Beiträge aus der NW-FVA **19**: 498.
- FLECK, S., EICKENSCHIEDT, N., AHRENDT, B., EVERS, J., GRÜNEBERG, E., ZICHE, D., HÖHLE, J., SCHMITZ, A., WEIS, W., SCHMIDT-WALTER, P., ANDREAE, H. & WELLBROCK, N. (2019): Nitrogen Status and Dynamics in German Forest Soils. – *Ecological Studies* **237**: 123–166.
- FÜRST, C., LORZ, C. & MAKESCHIN, F. (2007): Development of formerly deposition influenced forest systems considering Dübener Heide as an example and consequences for process-oriented forest management planning. – *For. Ecol. Manage.* **248**: 6–16.
- GUCKLAND, A., AHRENDT, B., PAAR, U., DAMMANN, I., EVERS, J., MEIWES, K. J., SCHÖNFELDER, E., ULLRICH, T., MINDRUP, M., KÖNIG, N. & EICHHORN, J. (2012): Predicting depth translocation of base cations after forest liming - results from long-term experiments. – *Eur. J. For. Res.* **131** (6): 1869–1887.

- HAMMEL, K. & KENNEL, M. (2001): Charakterisierung und Analyse der Wasserverfügbarkeit und des Wasserhaushalts von Waldstandorten in Bayern mit dem Simulationsmodell BROOK90. – Forstliche Forschungsberichte München **185**, 148 S.; München (Heinrich Frank).
- HAUCK, M., ZIMMERMANN, J., MASCHA, J., DULAMSUREN, C., BADE, C., AHREND, B. & LEUSCHNER, C. (2012): Rapid recovery of stem growth at reduced SO₂ levels suggests a major contribution of foliar damage in the pollutant-caused dieback of Norway spruce during the late 20th century. – *Environ. Pollut.* **164**: 132–141.
- HEDIN, L. O., GENE, G. L., LIKENS, E., BUSHAND, T. A., GALLOWAY, J. N., BUTLER, T. J. & RODHE, H. (1994): Steep declines in atmospheric base cations in regions of Europe and North America. – *Nature* **367**: 351–354.
- HODSON, M. E., LANGAN, S. J. & WILSON, M. J. (1996): A sensitivity analysis of the PROFILE model in relation to the calculation of soil weathering rates. – *Applied Geochemistry* **11**: 835–844.
- JACOBSEN, C., RADEMACHER, P., MEESENBURG, H. & MEIWES, K. J. (2003): Gehalte chemischer Elemente in Baumkompartimenten - Literaturstudie und Datensammlung. – *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme B* **69**: 81.
- KEUFFEL-TÜRK, A. B., SCHELER, B., HÖPER, H., AHREND, B. & MEESENBURG, H. (2021): Stoffeinträge durch Deposition. – *GeoBerichte* (dieser Band, Kap. 14).
- KLINCK, U., RADEMACHER, P., SCHELER, B., WAGNER, M., FLECK, S., AHREND, B. & MEESENBURG, H. (2012): Ökosystembilanzen auf forstwirtschaftlich genutzten Flächen. – *GeoBerichte* **23**: 163–174, 10 Abb., 1 Tab.; Hannover (LBEG).
- KÖRNER, C., ASSHOFF, R., BIGNUCOLO, O., HÄTTENSCHWILER, S., KELL, S. G., PELÁEZ-RIEDL, S. & PEPIN, S. (2005): Carbon flux and growth in mature deciduous forest trees exposed to elevated CO₂. – *Science* **309**: 1360–1362.
- KRAVCHENKO, A. N. & ROBERTSON, G. P. (2011): Whole-profile soil carbon stocks: the danger of assuming too much from analyses of too little. – *SSSAJ* **75** (1): 235–240.
- MANDERSCHIED, B., MATZNER, E., MEIWES, K.-J. & XU, Y. (1995): Long-term development of element budgets in a Norway Spruce (*Picea Abies* (L.) Karst.) forest of the German Solling area. – *Water, Air and Soil Pollution* **79**: 3–18.
- MEESENBURG, H. (2005): Lange Bramke forest research site. – *Acid Rain 2005*: 12–19.
- MEESENBURG, H., AHREND, B., FLECK, S., WAGNER, M., FORTMANN, H., SCHELER, B., KLINCK, U., DAMMANN, I., EICHHORN, J., MINDRUP, M. & MEIWES, K. J. (2016): Long-term changes of ecosystem services at Solling, Germany: Recovery from acidification, but increasing nitrogen saturation? – *Ecological Indicators* **65**: 103–112.
- MEESENBURG, H., KLINCK, U., SCHELER, B. & AHREND, B. (2015): Schutz vor luftgetragenen Bodenbelastungen. – In: *Bodenschutz im Wald, Beitr. Forum Boden - Gewässer - Altlasten* **15**: 21–35, DOI: 10.13140/RG.2.1.5048.8408.
- MEESENBURG, H., MEIWES, K. J. & BARTENS, H. (1999): Veränderung der Elementvorräte im Boden von Buchen- und Fichtenökosystemen im Solling. – *Freiburger Forstliche Forschung* **7**: 109–114.
- MEESENBURG, H., MERINO, A., MEIWES, K. J. & BEESE, F. O. (2004): Effects of long-term application of ammonium sulphate on nitrogen fluxes in a beech ecosystem at Solling, Germany. – *Water, Air, and Soil Pollution: Focus* **4**: 415–426.
- MELLERT, K. H., GENSCH, A. & KÖLLING, C. (2005): Stickstoffsättigung in den Wäldern Bayerns - Ergebnisse der Nitratinventur. – *Forstarchiv* **76**: 35–43.
- MISSONG, A., BOL, R., WILLBOLD, S., SIEMENS, J. & KLUMPP, E. (2016): Phosphorus forms in forest soil colloids as revealed by liquid-state 31P-NMR. – *J. Plant Nutr. Soil Sci.* **179** (2): 159–167, DOI: 10.1002/jpln.201500119.
- PAAR, U., EVERS, J., DAMMANN, I., KÖNIG, N., SCHULZE, A., SCHMIDT, M., SCHÖNFELDER, E., SCHELER, B., ULLRICH, T. & EICHHORN, J. (2016): Waldbodenzustandsbericht für Hessen. Ergebnisse der zweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II). – *Beiträge aus der NW-FVA* **15**: 456.

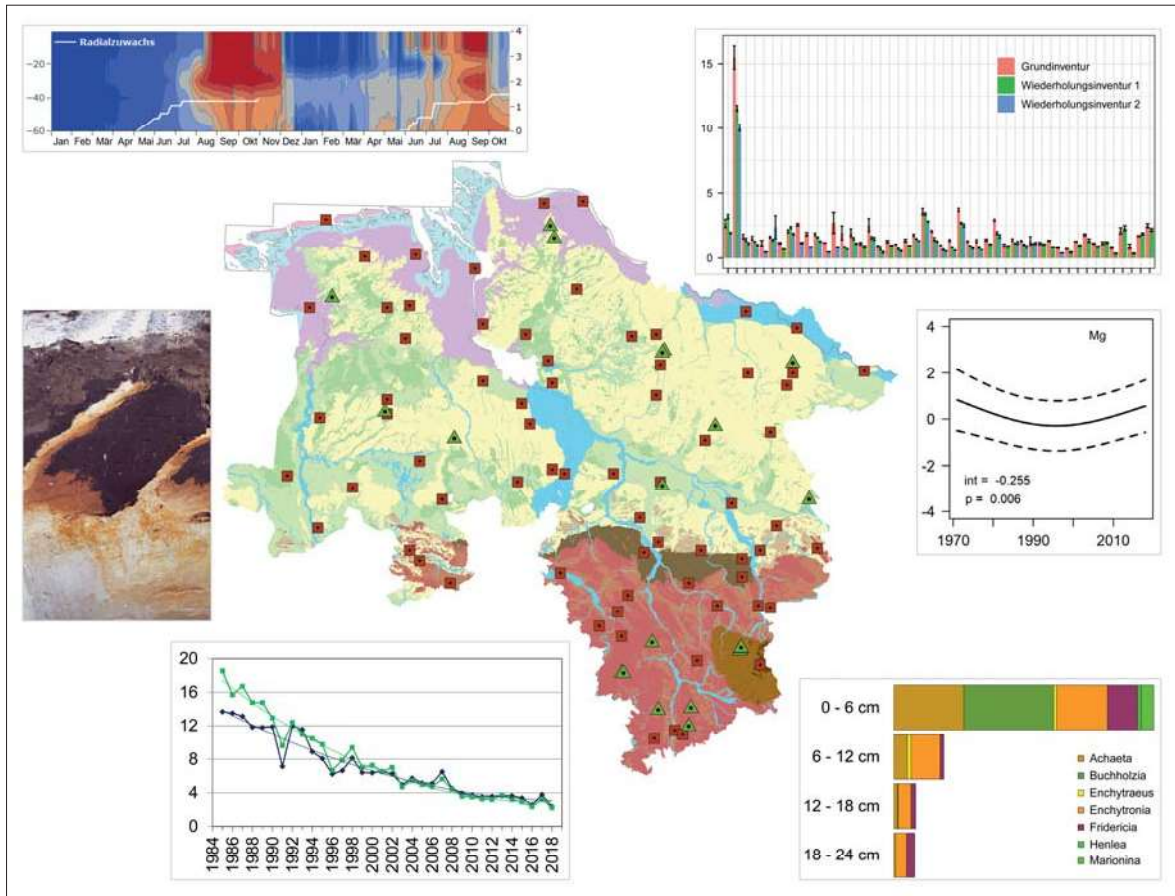
- PALVIAINEN, M., PUMPANEN, J., BERNINGER, F., RITALA, K., DUAN, B., HEINONSALO, J., SUN, H., KÖSTER, E. & KÖSTER, K. (2017): Nitrogen balance along a northern boreal forest fire chronosequence. – *PLoS ONE* **12** (3): e0174720.
- PARÉ, D. & THIFFAULT, E. (2016): Nutrient Budgets in Forests under Increased Biomass Harvesting Scenarios. – *Curr. Forestry Rep.* **2**: 81–91.
- PINHEIRO, J., BATES, D., DEBROY, S., SARKAR, D. & R. C. TEAM (2008): nlme: Linear and Non-linear Mixed Effects Models. – R package version 3.1-103.
- POSCH, M. & KURZ, D. (2007): A2M - A program to compute all possible mineral modes from geochemical analyses. – *Computers & Geosciences* **33**: 563–572.
- POSCH, M., DE VRIES, W. & SVERDRUP, H. (2015): Mass Balance models to derive critical loads of nitrogen and acidity for terrestrial and aquatic ecosystems. – In: DE VRIES, W., HETTELINGH, J.-P. & POSCH, M.: *Critical Loads and Dynamic Risk Assessments*. – *Environmental Pollution* **25**: 171–205; Dordrecht (Springer).
- PRETZSCH, H., BIBER, P., SCHÜTZE, G., UHL, E. & RÖTZER, T. (2014): Forest stand growth dynamics in Central Europe have accelerated since 1870. – *Nature communications* **5** (4967): 5967.
- PUHLMANN, H., AHRENDT, B., KÖHLER, D. & WEIS, W. (2018): Keine Zuwachsverluste im Stammholz riskieren. Energieholznutzung von Schwachholz und Kronenmaterial erhöht das Risiko unzureichender Nährstoffversorgung. – *Holz-Zentralblatt* **38**: 880–882.
- R DEVELOPMENT TEAM (2018): R: A language and environment for statistical computing. – R Foundation for Statistical Computing; Vienna, Austria, [ISBN 3-900051-07-0], <<http://www.R-project.org>>.
- RADEMACHER, P., BUSS, B. & MÜLLER-USING, B. (1999): Waldumbau und Nährstoffmanagement als integrierte Aufgabe in der Kiefernwirtschaft auf ärmeren pleistozänen Sanden. – *Forst und Holz* **54**: 330–335.
- RADEMACHER, P., MEESENBERG, H. & MÜLLER-USING, B. (2001): Nährstoffkreisläufe in einem Eichenwald-Ökosystem des nordwestdeutschen Pleistozäns. – *Forstarchiv* **72**: 43–54.
- ROMERO-MUJALLI, G., BÖRKER, J., GAILLARDET, J. & CALMELS, D. (2019): Ecosystem controlled soil-rock pCO₂ and carbonate weathering - Constraints by temperature and soil water content. – *Chemical Geology* **527**: 118634, <<https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2018.01.030>>.
- RUMPF, S., SCHÖNFELDER, E. & AHRENDT, B. (2018): Biometrische Schätzmodelle für Nährelementgehalte in Baumkompartimenten. – *Freiburger Forstliche Forschung* **101**: 33–73.
- SCHAAP, M., WICHINK KRUIT, R. J., HENDRIKS, C., KRANENBURG, R., SEGERS, A., BUILTJES, P., BANZHAF, S. & SCHEUSCHNER, T. (2015): Atmospheric deposition to German natural and semi-natural ecosystems during 2009. – Project No. (FKZ) 3712 63 240-1, Umweltbundesamt, 82 S.; Dessau-Roßlau.
- SCHRUMPF, M., SCHULZE, E. D., KAISER, K. & SCHUMACHER, J. (2011): How accurately can soil organic carbon stocks and stock changes be quantified by soil inventories. – *Biogeosciences* **8**: 1193–1212.
- SCHULTE-BISPING, H., BRUMME, R. & PRIESACK, E. (2003): Nitrous oxide emission inventory of German forest soils. – *J. Geophys. Res.* **108** (D4): 4132, DOI: 10.1029/JD002292.
- SIMONSSON, M., ANDERSSON, S., ANDRIST-RANGEL, Y., HILLIER, S., MATTSSON, L. & ÖBORN, I. (2007): Potassium release and fixation as a function of fertilizer application rate and soil parent material. – *Geoderma* **140**: 188–198.
- SIMONSSON, M., HILLIER, S. & ÖBORN, I. (2009): Changes in clay minerals and potassium fixation capacity as a result of release and fixation of potassium in long-term field experiments. – *Geoderma* **151**: 109–120.
- SOHRT, J., LANG, F. & WEILER, M. (2017): Quantifying components of the phosphorus cycle in temperate forests. – *WIREs Water* **4**, <<https://doi.org/10.1002/wat2.1243>>.

- STUPAK, I. & RAULUND-RASMUSSEN, K. (2016): Historical, ecological, and governance aspects of intensive forest biomass harvesting in Denmark. – *WIREs Energy and Environment* **5**: 588–610.
- SUCKER, C., VON WILPERT, K. & PUHLMANN, H. (2011): Acidification reversal in low mountain range streams of Germany. – *Environ. Monit. Assess.* **174**: 65–89.
- SVERDRUP, H. & WARFVINGE, P. (1993): Calculating field weathering rates using a mechanistic geochemical model PROFILE. – *Applied Geochemistry* **8**: 273–283.
- SVERDRUP, H., OELKERS, E., LAMPA, M. E., BELYAZID, S., KURZ, D. & AKSELSSON, C. (2019): Reviews and synthesis: Weathering of silicate minerals in soils and watersheds: Parameterization of the weathering kinetics module in the PROFILE and ForSAFE models. – *Biogeosciences Discuss.*: 58, <<https://doi.org/10.5194/bg-2019-38>>.
- ULRICH, B. (1994): Nutrient and Acid-Base Budget of Central European Forest Ecosystems. – In: GODBOLD, D. & HÜTTERMANN, A.: *Effects of Acid Rain on Forest Processes*, S. 1–50; New York (Wiley-Liss.).
- VONDERACH, C., KÄNDLER, G. & DORMANN, C. F. (2018): Consistent set of additive biomass functions for eight tree species in Germany fit by nonlinear seemingly unrelated regression. – *Annals of Forest Science* **75**: 1–49.
- VON WILPERT, K., AHRENDTS, B., WEIS, W., VONDERACH, C., PUHLMANN, H., KÖHLER, D., SUCKER, C., KÄNDLER, G. & NAGEL, J. (2018): Standortangepasste Nutzungsintensitäten und forstliche Handlungsoptionen. – *Freiburger Forstliche Forschung* **101**: 325–373.
- WEIS, W. & AHRENDTS, B. (2018): Nutzungsfreie Stoffbilanzen für die Punkte der BZE II. – *Freiburger Forstliche Forschung* **101**: 206–226.
- WEIS, W., RASPE, S. & SCHÄFF, T. (2016): Nährstoffhaushalt und Biomassenutzung. Nährstoffbilanzen: Ein Instrument zur Abschätzung der Folgen intensiver forstlicher Nutzung. – *LWF aktuell* (**1**): 11–15.
- WESSOLEK, G., DUIJNISVELD, W. H. M. & TRINKS, S. (2008): Hydro-pedotransfer functions (HPTFs) for predicting annual percolation rate on a regional scale. – *J. Hydrol.* **356**: 17–27.
- WOOD, S. N. (2006): *Generalized additive models: an introduction with R.* – *Texts in Statistical Science*, 410 S.; Boca Raton (Chapman & Hall).
- ZUUR, A. F., IENO, E. N., WALKER, N. J., SABELIEV, A. A. & SMITH, G. M. (2009): *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R.* – 574 S.; New York (Springer).

GeoBerichte 39



LANDESAMT FÜR
BERGBAU, ENERGIE UND GEOLOGIE



30 Jahre Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen



Niedersachsen



GeoBerichte 39

Landesamt für
Bergbau, Energie und Geologie

30 Jahre Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen

HEINRICH HÖPER & HENNING MEESENBURG
(Hrsg.)

Hannover 2021

Impressum

Herausgeber: © Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie

Stilleweg 2
30655 Hannover
Tel. (0511) 643-0
Fax (0511) 643-2304

Download unter www.lbeg.niedersachsen.de

1. Auflage.

Version: 29.09.2021

Redaktion: Ricarda Nettelmann

Mail: bodenkundlicheberatung@lbeg.niedersachsen.de

Titelbild: BDF auf Bodengroßlandschaften, Deposition Sulfat, Profilgrube L056MEIN, Radialzuwachs Fichte, Organika BDF-L, Nährstoffbilanz Mg, Bodenfauna (Collage: H. Höper, LBEG).

ISSN 1864–6891 (Print)

ISSN 1864–7529 (digital)

DOI 10.48476/geober_39_2021