

12 Ökosystembilanzen auf forstwirtschaftlich genutzten Flächen

UWE KLINCK, PETER RADEMACHER,
BIRTE SCHELER, MARKUS WAGNER,
STEFAN FLECK, BERND AHRENDTS &
HENNING MEESENBURG

Herrn Prof. Dr. Dr. h. c. Bernhard Ulrich zum
85. Geburtstag gewidmet.

12.1 Einleitung

Waldbestände sind komplexe Ökosysteme, die für Stoffbilanzrechnungen abstrahiert in Form von Kompartimenten (z. B. Kronenraum, Auflagehumus, Mineralboden etc.) und Austauschprozessen (z. B. atmogene Deposition, Sickerwasseraustrag etc.) dargestellt werden (ULRICH 1994). Die in den Einzelkompartimenten gemessenen Trends können sich sowohl gegenseitig verstärken als auch nivellieren. Mittels einfacher Bilanzierungen ist es möglich, diese Wechselwirkungen abzubilden und die Interpretation der beobachteten Merkmale von der Ebene des einzelnen Prozesses zu lösen und auf die höhere Ebene des Prozessgeschehens zu heben (SCHULZE 2000).

Seit Beginn der 1990er Jahre – oft auch bereits deutlich früher – werden auf den BDF-F des niedersächsischen Bodendauerbeobachtungsprogramms die dazu notwendigen, umfangreichen Messprogramme durchgeführt. Die langen Messzeitreihen auf den BDF-F ermöglichen eine Trennung von saisonalen und episodischen Variabilitäten von langfristigen Trends. Unter Kenntnis der kleinräumigen Heterogenitäten – die durch räumliche Wiederholungen erfasst werden – können so Entwicklungen bewertet, Zielerreichungen überprüft und mögliche zukünftige Szenarien für typische niedersächsische Waldbestände aufgezeigt werden. Die Untersuchungen konzentrieren sich hierbei auf die vier Baumarten Buche, Eiche, Fichte sowie Kiefer und die Elemente Calcium, Kalium, Magnesium sowie (Gesamt-)Stickstoff bei drei Nutzungsintensitäten (ohne Nutzung, Derbholznutzung, Vollbaumnutzung).

12.2 Material und Methodik

Im Fokus dieses Kapitels stehen zehn BDF-F, die hinsichtlich ihrer Altersstruktur bereits der Baumholzstufe (Brusthöhendurchmesser, BHD >20 cm) zuzurechnen sind (RÖHRIG, BARTSCH & LÜPKE 2006). Mit 60 bis 70 Jahren vergleichsweise jung sind die beiden Kiefernbestände und die drei BDF-F im Einzugsgebiet der Langen Bramke (Harz). Alle anderen betrachteten BDF-F sind mindestens 125 Jahre alt (Bezugsjahr 2011). Die untersuchten Bestände stocken auf einem breiten Spektrum an Ausgangssubstraten, das von nährstoffarmen Bedingungen auf glazifluviatilen Sanden (z. B. „Lüss“, „Ehrhorn, Eiche“) bis zu nährstoffreichen Bedingungen auf Muschelkalk (z. B. im „Göttinger Wald“) reicht. Der Großteil der Standorte ist jedoch nur mäßig bis schwach mit Nährstoffen versorgt. Hervorzuheben ist, dass der Standort „Augustendorf“ 1985 mit 4 t ha^{-1} dolomithaltigem Material gekalkt wurde. Weitergehende Bestandescharakteristika sind Anhang 2 und 3 im Kapitel 17 zu entnehmen.

Für jede der oben angeführten BDF-F wurden Ökosystembilanzen für die Elemente Calcium, Kalium, Magnesium und (Gesamt-)Stickstoff berechnet. Die Bilanzgrößen sind: atmogene Deposition (Kap. 2), Silikatverwitterung, Stoffaustrag mit dem Sickerwasser (Kap. 11) und die Nettonährstoffaufnahme durch die Vegetation. Der betrachtete Zeitraum ist die Laufzeit des BDF-Programms (1990–2009), die zeitliche Auflösung ein Jahr.

Die Jahreswerte der atmogenen Deposition und des Sickerwasseraustrags werden arithmetisch zu einem Gesamtmittelwert zusammengeführt. Die auf demselben Weg ermittelbaren Standardfehler können als Ausdruck der interannuellen Variabilität der jeweiligen Messgrößen angesehen werden. Die Silikatverwitterung wurde als statische Größe mit dem geochemischen Modell PROFILE auf der Grundlage der mineralogischen Zusammensetzung der Böden berechnet (SVERDRUP & WARFVINGE 1993). Die Nettonährstoffaufnahme wurde als Funktion der Wachstumsrate und der Stoffkonzentrationen in den unterschiedlichen Baumkompartimenten quantifiziert. Um unterschiedliche Szenarien hinsichtlich der Nutzungsintensität abbilden zu können, wird bei den Kompartimenten zwischen Derbholz ohne Rinde (Durchmesser >7 cm), Derbrinde, Reisigholz (Durchmesser <7 cm) und Nadeln/Blättern unterschieden. Es werden drei

Nutzungsszenarien betrachtet: die beiden Extreme nutzungsfreie Waldbewirtschaftung und „Vollbaum“-Nutzung (komplette Nutzung der oberirdischen Biomasse ohne Ernteverluste) sowie die konventionelle Nutzung von Derbholz mit Rinde (im Weiteren als „Derbholz“-Nutzung bezeichnet). Beim Laubholz wird wegen der angenommenen Erntemaßnahmen außerhalb der Vegetationszeit der Elementzug mit den Blättern nicht berücksichtigt. Das Szenario Vollbaumnutzung hat aufgrund der zunehmenden Nachfrage von schwächerem, nährstoffreichem Holz aktuell und in naher Zukunft eine besondere Bedeutung (HAGEMANN et al. 2008, WILPERT et al. 2011).

Unter Berücksichtigung der Bilanzgrößen atmosphärische Deposition, Silikatverwitterung, Sickerwasseraustrag und Nettonährstoffaufnahme wird anhand der Mittelwerte für die nunmehr zwanzigjährige Laufzeit des BDF-Programms der Ist-Zustand der ausgewählten BDF-F für unterschiedliche Nutzungsintensitäten beschrieben (Abb. 12.3–12.6). Die Unsicherheiten der Aussage beruhen auf den interannualen Streuungen der atmosphärischen Deposition und des Sickerwasseraustrags sowie auf nicht berücksichtigten zeitlichen Trends. Die lineare Fortschreibung der Stoffbilanzen ermöglicht es, grob die Szenarien der zukünftigen Nährstoffsituation zu kalkulieren (LEMM et al. 2010). Für die Zukunftsszenarien werden zum einen komplette Folgegeneration(en) der gleichen Baumart, zum anderen konstante Nettonährstoffaufnahmen über die gesamte(n) Umtriebszeit(en), wie sie nachfolgend beschrieben sind, und außerdem folgende ökonomisch orientierte Umtriebszeiten, basierend auf ertragskundlichen Aufnahmen und SCHÖBER (1995) zu Grunde gelegt:

- „Lüss“ (F003LSBU), Buche: 150 Jahre,
- „Solling, B1“ (F006SLB1), Buche: 150 Jahre,
- „Göttinger Wald“ (F009GWBU), Buche: 140 Jahre,
- „Ehrhorn, Eiche“ (F002EHEI), Eiche: 180 Jahre,
- „Lange Bramke, Nordhang“ (F005LBNH), Fichte: 95 Jahre,
- „Lange Bramke, Kamm“ (F005LBKA), Fichte: 95 Jahre,
- „Lange Bramke, Südhang“ (F005LBSH), Fichte: 90 Jahre,
- „Solling, F1“ (F007SLF1), Fichte: 95 Jahre,

- „Fuhrberg“ (F004FUKI), Kiefer: 90 Jahre,
- „Augustendorf“ (F021AUKI), Kiefer: 95 Jahre.

Ziel dieser Vorgehensweise ist es, mögliche Nährstoffverluste direkt in Relation zum Umfang einer Standardkalkung mit 3 t ha^{-1} Dolomit setzen zu können, deren Zusammensetzung mit 50 % CaCO_3 (ca. 600 kg ha^{-1} Calcium) und 40 % MgCO_3 (ca. 350 kg ha^{-1} Magnesium) angenommen wurde. Diese Mengen werden mit den Nährstoffverlusten einer Umtriebszeit verglichen, die sich aus der linearen Extrapolation der jährlichen mittleren Elementverluste ergeben. Diese Vorgehensweise dient der Veranschaulichung der Höhe etwaiger Nährstoffverluste und erhebt nicht den Anspruch, den Standort näher zu beurteilen bzw. die Kalkungsplanung zu steuern. Derartige Konzepte verlangen zusätzlich noch nach einer Berücksichtigung der Nährstoffvorräte im Boden.

Ökosysteminterne Kreisläufe bzw. Prozesse, die z. B. den Streufall oder die Entwicklungsdynamik der Bodenvegetation betreffen, finden in den Stoffbilanzen keine Berücksichtigung, obwohl sie von großer Bedeutung sein können. In diesem Zusammenhang ist der Phosphor hervorzuheben, dessen Einträge mit der Deposition und Austräge mit dem Sickerwasser im Vergleich zu den systeminternen Umsätzen gering sind (YANAI 1992). Neueste Untersuchungen zeigen aber, dass gerade Phosphor ein limitierendes Element bezüglich des Wachstums sein kann (BRAUN et al. 2010). Speziell auf den Phosphor wird im Kapitel zur Baumernährung eingegangen (Kap. 9).

Für die Schwermetalle Blei, Cadmium, Kupfer und Zink wurden die Ökosystembilanzen aus der Differenz von Gesamtd deposition und Sickerwasseraustrag berechnet. Die Gesamtd deposition wird hier als Bodeneintrag aus der Summe von Kronentraufe, Streufall und Stammablauf definiert, welcher mit einem Translokationsfaktor zu multiplizieren ist (SCHMIDT 1987). Mit den Zeiträumen 1992–2001 und 2002–2009 werden zwei Bilanzierungszeiträume einander gegenübergestellt.

12.3 Ergebnisse und Diskussion

12.3.1 Makroelemente

Silikatverwitterung

Die Calciumfreisetzung durch Verwitterungsprozesse ist auf den untersuchten BDF-F mit Ausnahme der „Solling, B1“ (F006SLB1) und dem Muschelkalkstandort „Göttinger Wald“ (F009GWBU) gering (s. Abb. 12.1).

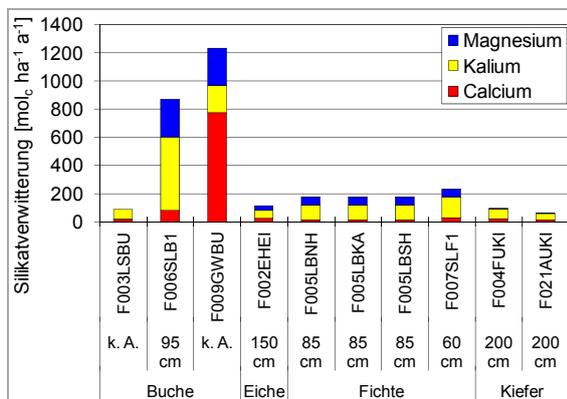


Abb. 12.1: Jährliche Calcium-, Kalium- und Magnesiumfreisetzungen durch Silikatverwitterung innerhalb der durchwurzelten Zone auf zehn BDF-F. Die Calciumfreisetzung für den Muschelkalkstandort „Göttinger Wald“ (F009GWBU) wurde über die mittleren Sickerwässerstränge geschätzt (s. Abb. 12.3 und 11.4).

Auf Muschelkalkstandorten ist Calcium aus der Carbonatverwitterung immer ausreichend verfügbar, und es kann hier bei allen Nutzungsszenarien von einer ausgeglichenen Calciumbilanz ausgegangen werden. Kalium wird auf allen untersuchten BDF-F in größerem Maße freigesetzt. Von den drei Elementen Calcium, Kalium und Magnesium ist es, mit Ausnahme vom „Göttinger Wald“, dasjenige mit den höchsten Freisetzungsraten (auf Äquivalentbasis). Das Maximum auf der BDF-F „Solling, B1“ beträgt aufgrund der Kombination aus Baumart (Buche), Standort (Lößlehm über Sandsteinzersatz des mittleren Buntsandsteins) und der Mächtigkeit der durchwurzelten Zone (95 cm) das Dreieinhalbfache dessen der benachbarten Fichten-BDF-F „Solling, F1“ (F007SLF1) mit einer geringeren Mächtigkeit der durchwurzelten Zone (60 cm) und immer noch das Zweieinhalbfache des ebenfalls vergleichswei-

se gut versorgten Standortes im „Göttinger Wald“. Auch bei der Magnesiumfreisetzung wird im Vergleich zu den anderen BDF-F bei „Solling, B1“ mindestens das Viereinhalbfache erreicht, und nur der „Göttinger Wald“ kann hier ein ähnliches Niveau aufweisen. Aus den (glazi-)fluviatilen Sanden auf den BDF-F „Lüss“ (F003LSBU), „Fuhrberg“ (F004FUKI) und „Augustendorf“ (F021AUKI) findet nur eine sehr geringe Magnesiumnachlieferung durch die Silikatverwitterung statt.

Nettonährstoffaufnahme

Wie viel Calcium, Kalium, Magnesium und Stickstoff in den Baumkompartimenten festgelegt wird, hängt von der Zuwachsleistung und den kompartimentspezifischen Stoffkonzentrationen ab. Beide Parameter sind von den standörtlichen Gegebenheiten (Boden, Klima), der Baumart und dem Bestandesalter abhängig. Calcium wird bei den Nadelhölzern Fichte (40 %) und Kiefer (60 %) hauptsächlich im Derbholz ohne Rinde festgelegt (s. Abb. 12.2).

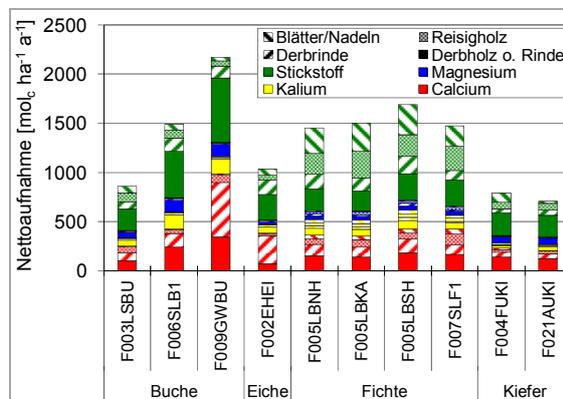


Abb. 12.2: Jährliche Calcium-, Kalium-, Magnesium- und (Gesamt-)Stickstoffnettoaufnahmen in den Baumkompartimenten Derbholz ohne Rinde, Derbrinde, Reisigholz und Blättern/Nadeln auf BDF-F.

Bei der Eiche findet hingegen 75 % der Festlegung in der Derbrinde statt. Die hohe Aufnahme resultiert aus dem hohen Rindenanteil dieser Baumart und den hier hohen Calciumkonzentrationen ($21,5 \text{ mg g}^{-1}$) im Vergleich zum Derbholz ohne Rinde ($0,5 \text{ mg g}^{-1}$) (JACOBSEN et al. 2003). Insbesondere die Buchenstandorte zeigen hinsichtlich der Calciumaufnahme ein sehr variables Bild. Dies kann damit begründet

werden, dass die Buchen sowohl auf Standorten aus Sand als auch auf carbonathaltigen Böden zu finden sind. Neben der höheren Zuwachsleistung auf letztgenannten Standorten sind die Calciumkonzentrationen in allen Baumkompartimenten höher als auf den nährstoffarmen Standorten (JACOBSEN et al. 2003). Die langfristige Nettoaufnahme an Calcium durch die Blätter bzw. Nadeln hat gegenüber den anderen Kompartimenten eher eine nachrangige Bedeutung.

Kalium wird bei den Laubhölzern Buche und Eiche zu 75 % und bei den Nadelhölzern Fichte und Kiefer zu 50 % im Derbholz ohne Rinde festgelegt. In Blättern hingegen wird vergleichsweise wenig (5 %) Kalium langfristig gebunden, während dieser Anteil bei Fichten aufgrund der größeren Nadelmasse erheblich größer ausfällt (JACOBSEN et al. 2003). Ähnlich wie Kalium verhält sich Magnesium, das vorwiegend im Derbholz ohne Rinde (Buche: 75 %, Eiche: 50 %, Fichte: 40 %, Kiefer: 75 %) festgelegt wird. Auch Stickstoff wird vorwiegend im Derbholz ohne Rinde fixiert. Bei der Fichte sind es allerdings nicht 50 %, wie bei Buche, Eiche und Kiefer, sondern, wie bei Derbrinde und Reisigholz, 30 % der Anteile.

Beim Vergleich der jeweiligen Kompartimente hinsichtlich ihrer Bedeutung für die Nettonährstoffaufnahme wird deutlich, dass mit einer zusätzlichen Nutzung von Ästen und Zweigen erhebliche Nährstoffverluste einhergehen und die Nährstoffpools innerhalb des Waldökosystems reduziert werden können (HYVÖNEN et al. 2000). Selbst die übliche forstliche Derbholznutzung kann auf weniger gut versorgten Standorten schon zu einer Verarmung an für das Baumwachstum essenziellen Nährelementen führen. Diese Problematik ist vor dem Hintergrund der derzeit stetig steigenden Nachfrage nach Biomasse von hoher Aktualität, zumal der Nährstoffentzug durch eine unterschiedliche Intensität der Biomassenutzung gegenüber der atmosphärischen Deposition, der Silikatverwitterung und dem Sickerwasseraustrag die einzige direkt steuerbare Bilanzgröße ist (WEIS, ROTTER & GÖTTLEIN 2006).

Stoffbilanzen bei unterschiedlichen Nutzungsintensitäten

Calciumbilanz

Calcium ist eines der Elemente, dessen Bilanz bereits bei völligem Nutzungsverzicht für die meisten BDF-F bestenfalls ausgeglichen ist (s. Abb. 12.3).

Nur für die Standorte im Solling („Solling, B1“/F006SLB1, „Solling, F1“/F007SLBF1) und den Muschelkalkstandort „Göttinger Wald“ (F009GWBU) kann von einer positiven bzw. ausgeglichenen Bilanz ausgegangen werden. Im Gegensatz dazu ist bei „Ehrhorn, Eiche“ (F002EHEI), unabhängig von der Intensität der Biomassenutzung, von Nettoverlusten auszugehen. Auch der gekalkte Standort „Augustendorf“ (F021AUKI) tendiert stark zu einer negativen Bilanz, auch wenn der Beitrag der Kalkung zu den Calciumverlusten nicht quantifiziert werden kann. Begründet werden können die negativen Bilanzen mit nährstoffarmen Ausgangssubstraten („Ehrhorn, Eiche“) und hohen atmosphärischen Stickstoffeinträgen („Augustendorf“), die ihrerseits den Kationenexport forcieren.

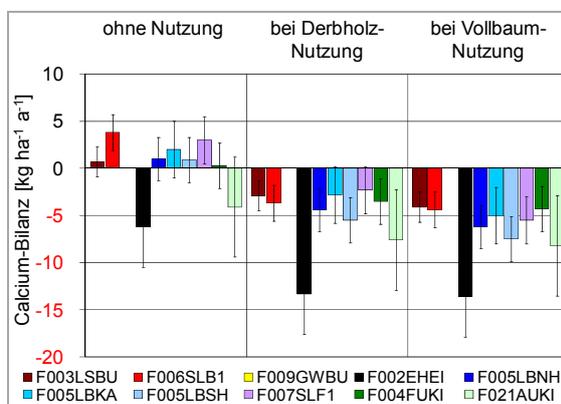


Abb. 12.3: Jährliche Calciumbilanzen bei unterschiedlichen Nutzungsintensitäten auf BDF-F. Die Calciumbilanz auf dem Muschelkalkstandort „Göttinger Wald“ (F009GWBU) wird unabhängig von der Nutzungsintensität als ausgeglichen eingestuft.

Von einer nutzungsfreien Waldbewirtschaftung ist in Niedersachsen mit Ausnahme weniger Schutzgebiete nicht auszugehen. Die übliche Derbholznutzung führt auf den carbonatfreien Standorten zu negativen Calciumbilanzen von -2 bis -13 kg ha⁻¹ a⁻¹. Auf Grundlage der Szenarienrechnung entstehen bei allen diesen Standorten außer „Lange Bramke, Kamm“ (F005LBKA) und „Solling, F1“ (F007SLF1) bereits spätestens in der zweiten Waldgeneration Nährstoffverluste im Umfang einer vollständigen Standardkalkung. Bei „Ehrhorn, Eiche“ und „Augustendorf“ wäre dies sogar innerhalb jeder Umtriebszeit der Fall. Eine Vollbaumnutzung außerhalb der Carbonatstandorte erscheint hinsichtlich der Calciumbilanzen generell problematisch.

Magnesiumbilanz

Aufgrund der hohen Austräge mobiler Anionen (= hohes Potenzial) und der 1985 erfolgten Kalkung (= großes Angebot) kommt es auf der Kiefern-BDF-F „Augustendorf“ (F021AUKI) zu einer verstärkten Nährstoffauswaschung. Entsprechend sind die Magnesiumbilanzen dieser BDF-F für alle Nutzungsintensitäten negativ (s. Abb. 12.4).

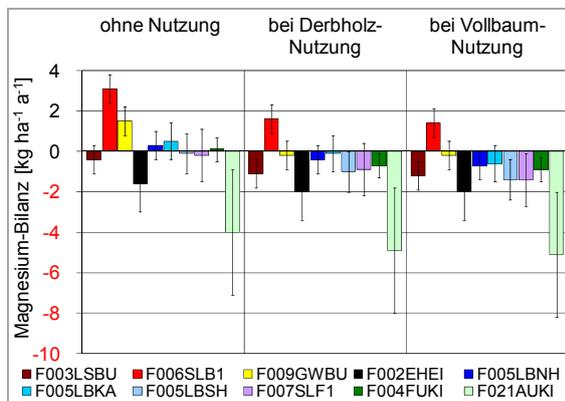


Abb. 12.4: Jährliche Magnesiumbilanzen bei unterschiedlichen Nutzungsintensitäten auf BDF-F.

Ebenfalls bereits bei Nutzungsverzicht negative Salden sind für die BDF-F „Ehrhorn, Eiche“ (F002EHEI) zu erwarten, wobei die Verluste hier etwa halb so hoch wie bei „Augustendorf“ sind. Die Buchen-BDF-F „Solling, B1“ (F006SLB1) hingegen weist unter allen Nutzungen stets positive Magnesiumbilanzen auf. Alle an-

deren BDF-F sind, unter Berücksichtigung der Unsicherheiten, bei Nutzungsverzicht durch ausgeglichene Salden charakterisiert. Unter der üblichen Derbholznutzung und auch unter Vollbaumnutzung würden bei „Ehrhorn, Eiche“ und „Augustendorf“ in jeder Waldgeneration Nährstoffverluste im Umfang einer Standardkalkung eintreten, während dies bei „Lüss“ (F003LSBU) erst in der Folgegeneration erreicht würde. Auf allen anderen Standorten sind für zwei Waldgenerationen sowohl bei Derbholz- als auch bei Vollbaumnutzung hinsichtlich der Magnesiumbilanzen keine Magnesiumverluste im Umfang einer Standardkalkung zu erwarten, weshalb die Magnesiumbilanzen im Vergleich zu den Calciumbilanzen generell als günstiger einzustufen sind.

Kaliumbilanz

Während der Laufzeit des BDF-Programms waren die Kaliumeinträge größer als die Kaliumausträge mit dem Sickerwasser. Ein Nutzungsverzicht würde deshalb für die betrachteten Bestände, mit Ausnahme der Buchen-BDF-F „Lüss“ (F003LSBU), in deutlich positiven Bilanzen (+3 bis +21 kg ha⁻¹ a⁻¹) resultieren (Abb. 12.5).

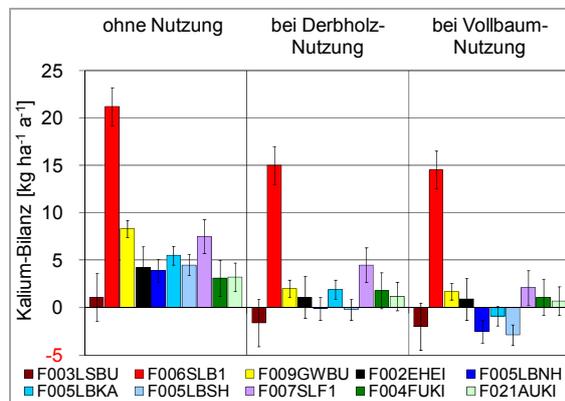


Abb. 12.5: Jährliche Kaliumbilanzen bei unterschiedlichen Nutzungsintensitäten auf BDF-F.

Besonders hoch ist der Kaliumüberschuss auf den Standorten im Solling (F006SLB1, F007SLB1) und im „Göttinger Wald“ (F009GWBU). Bei Derbholznutzung wären die Kaliumbilanzen auf den meisten BDF-F unter Berücksichtigung der Unsicherheit ausgeglichen, obgleich sich die Situation bei „Lüss“ nun etwas schlechter

darstellt. Bei den gut versorgten Standorten im Solling bleibt es bei positiven Bilanzen. Wegen der mit $-2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ leicht negativen Kaliumbilanzen auf den drei Fichten-BDF-F im Einzugsgebiet der Langen Bramke (Harz) sind Planungen bezüglich einer Vollbaumnutzung auf ähnlichen Standorten mit besonderer Sorgfalt durchzuführen. Im Solling und im „Göttinger Wald“ hingegen scheinen auf Grundlage der Bewirtschaftungsszenarien hinsichtlich der Kaliumbilanzen durch Vollbaumnutzung keinerlei besondere Einschränkungen zu veranlassen zu sein.

Stickstoffbilanz

Aufgrund der hohen Stickstoffemissionen aus der Landwirtschaft, dem Straßenverkehr und der Industrie übersteigen die atmosphärischen Stickstoffeinträge auf allen BDF-F die für das Baumwachstum notwendige Menge (s. Abb. 12.6).

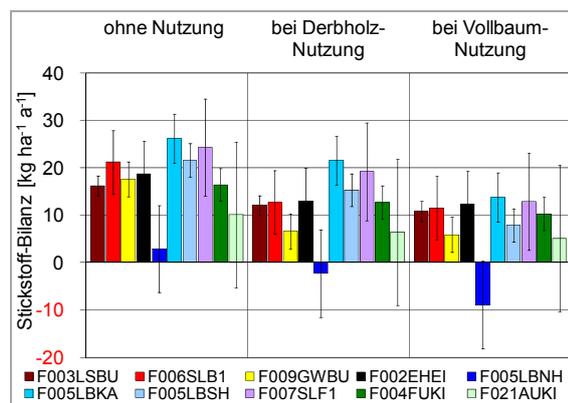


Abb. 12.6: Jährliche (Gesamt-)Stickstoffbilanzen bei unterschiedlichen Nutzungsintensitäten auf zehn forstwirtschaftlich genutzten BDF-F.

Unabhängig von der Nutzungsintensität sind positive Stickstoffbilanzen in den Waldbeständen dort zu erwarten, wo die Aufnahmefähigkeit der Speicher noch nicht gesättigt ist (ABER et al. 1998). Eine Sättigung scheint bei den beiden BDF-F „Lange Bramke, Nordhang“ (F005LBNH) und „Augustendorf“ (F021AUKI) teilweise erreicht zu sein, wie die – im Vergleich zu den anderen BDF-F – hohen (s. Abb. 11.2) und nicht an die Einträge gekoppelten Austräge (s. Abb. 12.9) belegen. Während die Emissionen von oxidierten Stickstoffverbindun-

gen in den letzten Jahren erheblich zurückgegangen sind, befinden sich die Emissionen bei den reduzierten Stickstoffverbindungen Ammoniak und Ammonium nach wie vor auf einem hohen Niveau (UBA 2010), so dass für die niedersächsischen Waldbestände auch in Zukunft eher von einer Über- denn von einer Unterversorgung mit Stickstoff auszugehen ist. Als problematisch sind in diesem Zusammenhang auch die in den Waldböden gespeicherten Stickstoffvorräte anzusehen (Kap. 4 und 11). Werden diese z. B. durch standörtliche Veränderungen (Klimawandel, Auflichtung) mobilisiert, sind nicht nur Grundwasserbelastungen (SIEMION et al. 2011), sondern auch mit dem Nitrataustrag verbundene zusätzliche Nährstoffverluste zu befürchten. Somit ist zu erwarten, dass trotz rückläufiger Schwefeleinträge (Kap. 2, 10 und 11) die Bodenversauerung weiter voranschreitet (ERISMAN & DE VRIES 2000).

Saldo der Stickstoffkomponenten aus atmogener Deposition und Sickerwasseraustrag

Am Beispiel der Buchen-BDF-F „Lüss“ (F003LSBU, Abb. 12.7) und „Göttinger Wald“ (F009GWBU, Abb. 12.8) sowie der Kiefern-BDF-F „Augustendorf“ (F021AUKI, Abb. 12.9) wird auf die zeitliche Dynamik im Ein- und Austrag verschiedener Stickstoffkomponenten eingegangen. Gemeinsam ist allen drei BDF-F, dass jährlich ca. $9\text{--}11 \text{ kg ha}^{-1}$ Nitrat-Stickstoff und ca. $2\text{--}4 \text{ kg ha}^{-1}$ organischer Stickstoff eingetragen werden. Entscheidend für die unterschiedliche Höhe der Stickstoff-Gesamteinträge ist demnach der Ammonium-Stickstoff, dessen Eintragsrate in „Augustendorf“ zu Beginn des BDF-Programms ca. 20 kg ha^{-1} betrug. Mittlerweile liegt diese hier bei ca. 15 kg ha^{-1} , im „Göttinger Wald“ bei rund 10 kg ha^{-1} und bei „Lüss“ bei weniger als 10 kg ha^{-1} . Die Anteile von Ammonium, Nitrat und organischem Stickstoff am Stickstoff-Gesamteintrag betragen für den Standort „Augustendorf“ etwa 60 %, 30 % und 10 %, hingegen im „Göttinger Wald“ 45 %, 45 % und 10 % und bei „Lüss“ 50 %, 40 % und 10 %. Die hohen Anteile von Ammonium an der Gesamtdosition in „Augustendorf“ resultieren aus der hohen Tierhaltungsdichte in dieser Region (MOHR et al. 2005).

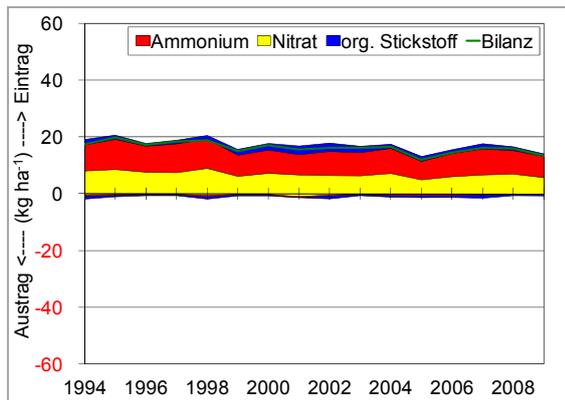


Abb. 12.7: Ein- und Austrag sowie Bilanz von Stickstoff auf der BDF-F „Lüss“ (F003LSBU).

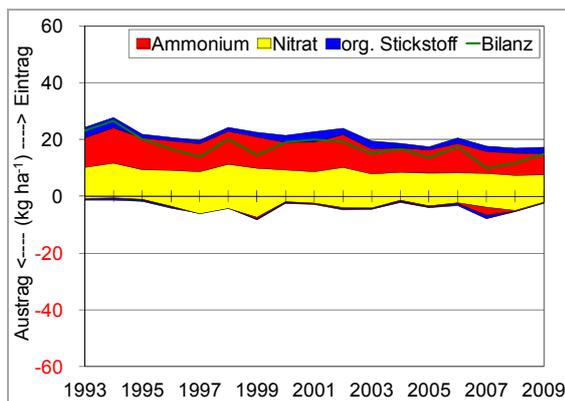


Abb. 12.8: Ein- und Austrag sowie Bilanz von Stickstoff auf der BDF-F „Göttinger Wald“ (F009GWBU).

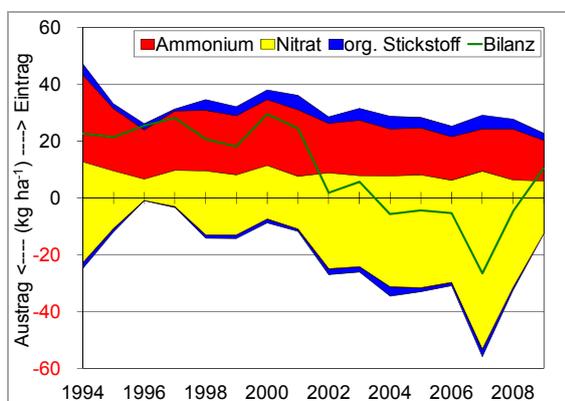


Abb. 12.9: Ein- und Austrag sowie Bilanz von Stickstoff auf der BDF-F „Augustendorf“ (F021AUKI).

Bei den Stickstoffausträgen dominiert meist das Nitrat, in „Lüss“ ist organisch gebundener Stickstoff die Hauptaustragskomponente. Die Anteile von Ammonium, Nitrat und organischem Stickstoff am Stickstoff-Gesamtaustrag liegen bei „Augustendorf“ bei etwa 1 %, 90 % und 5 %, im „Göttinger Wald“ bei 10 %, 75 % und 15 % und bei „Lüss“ bei 25 %, 25 % und 50 %. In „Augustendorf“ gibt es demnach praktisch kaum Ammoniumausträge. Bis auf das sehr feuchte Ausnahmejahr 2007 im „Göttinger Wald“ sind die Ammoniumausträge auch bei den Buchen-BDF-F stets weniger als $0,5 \text{ kg ha}^{-1}$. Der jährliche Austrag an organischem Stickstoff liegt auf der BDF-F „Augustendorf“ bei etwa $1,5 \text{ kg ha}^{-1}$. Die gegenüber den Buchen-BDF-F „Göttinger Wald“ und „Lüss“ ($0,5 \text{ kg ha}^{-1}$) leicht erhöhten Werte sind möglicherweise auf eine erhöhte Freisetzung organischer Verbindungen aus der Humusaufgabe zurückzuführen. BORKEN et al. (2011) fanden auf bayerischen Langzeit-Monitoringflächen unter Kiefer deutlich höhere Austräge an organischen Verbindungen als unter Buche. Deutliche Unterschiede zwischen den BDF-F sind nur beim Nitrat-Stickstoff zu finden, wo „Augustendorf“ Werte von bis zu 50 kg ha^{-1} , der „Göttinger Wald“ ca. 3 kg ha^{-1} und „Lüss“ weniger als $0,5 \text{ kg ha}^{-1}$ aufweisen.

Die Stickstoffbilanzen aus atmosphärem Eintrag und Sickerwasseraustrag sind für die BDF-F „Lüss“ und „Göttinger Wald“ stets positiv, d. h. die Einträge sind größer als die Austräge. Für „Lüss“ ist während der Laufzeit des BDF-Programms nur ein geringfügig abnehmender Trend erkennbar (von $+18 \text{ kg ha}^{-1}$ auf $+15 \text{ kg ha}^{-1}$). Im „Göttinger Wald“ ist eine Abnahme der jährlichen Überschüsse von $+25 \text{ kg ha}^{-1}$ auf mittlerweile $+15 \text{ kg ha}^{-1}$ zu erkennen. Für „Augustendorf“ bestanden bis zum Jahr 2001 ebenfalls Überschüsse von jährlich $+25 \text{ kg ha}^{-1}$, worauf mehrere Jahre mit einer ausgeglichenen Gesamtstickstoffbilanz folgten, während die Bilanz im sehr feuchten Jahr 2007 deutlich negativ war (-27 kg ha^{-1}). Der in den letzten zehn Jahren in „Augustendorf“ zu beobachtende Trend zu höheren Austrägen bzw. negativen Stickstoffbilanzen bei vergleichsweise konstanten Einträgen kann auf eine Stickstoffsättigung des Systems hindeuten (ABER et al. 1998). Gleichzeitig können die Nitratkonzentrationen zu einer Überschreitung der Qualitätsnorm für Nitrat (50 mg l^{-1} nach TrinkwV) führen und somit ein Problem für die

Grundwasserqualität in der Region darstellen (Kap. 10).

12.3.2 Schwermetalle

Von den Schwermetallen werden die i. d. R. wenig mobilen Elemente Blei und Kupfer weitgehend in den Böden akkumuliert (s. Abb. 12.10 und Tab. 12.1). Hierbei kommt es durch das deutliche Überwiegen der atmosphärischen Einträge gegenüber den Austrägen zu einer fortlaufenden Anreicherung der Blei- und Kupfervorräte im Boden. Dennoch können auf sauren Mittelgebirgsstandorten mit hohen Blei- und Kupfervorräten (Kap. 4) die Austräge an Blei und Kupfer beträchtlich sein. Für das deutlich mobilere Element Cadmium dagegen ist die Situation auf den meisten BDF-F umgekehrt: Durch die bis zu fünffach höheren Austräge gegenüber den Einträgen kommt es zu

einer Abreicherung der in der Vergangenheit akkumulierten Cadmiumvorräte. Für die sauren Mittelgebirgs- und Fichtenstandorte gilt dieses auch für Zink (s. Abb. 12.10), während auf Kalkstandorten („Göttinger Wald“/F009GWBU) bzw. gekalkten Standorten („Augustendorf“/F021AUKI) sowie generell im Tiefland und auf vielen Laubbaum-BDF-F die Einträge die Austräge übersteigen, so dass es zu einer weiteren Akkumulation an Zink im System kommt.

Im Vergleich zum Zeitraum 1992–2001 haben sich im Zeitraum 2002–2009 sowohl die Eintrags- wie die Austragsflüsse von Blei und Cadmium reduziert (s. Abb. 12.10 und Tab. 12.1). Dagegen ist für Kupfer und teilweise auch für Zink, besonders auf den BDF-F im niedersächsischen Tiefland und denen mit Laubbaumbeständen, aufgrund des geringeren Rückgangs der Austräge gegenüber den Einträgen, eher ein Trend zu weiterer Schwermetallakkumulation zu verzeichnen (s. Tab. 12.1).

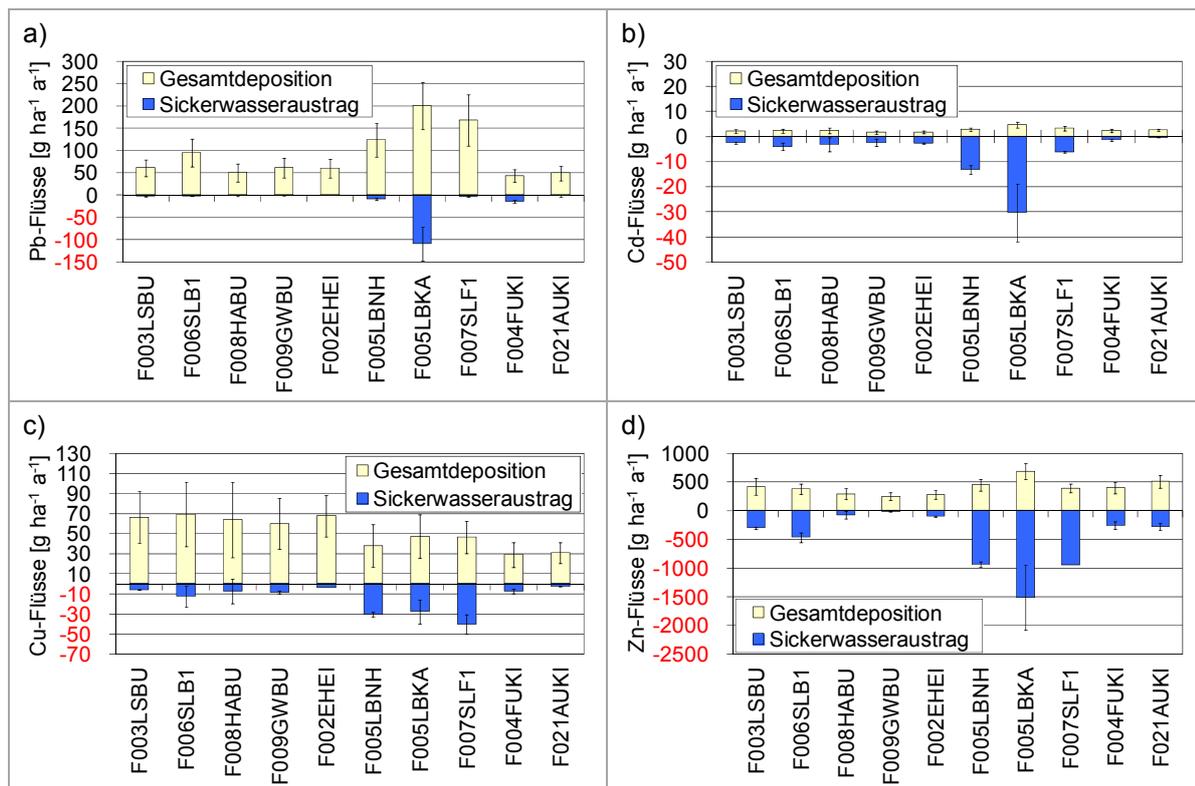


Abb. 12.10: Mittelwerte der Gesamtdeposition und des Sickerwasseraustrags auf BDF-F für Blei, Cadmium, Kupfer und Zink über den Bilanzzeitraum 1992/1993 bis 2001, F005LBKA bis 1996.

Tab. 12.1: Mittelwerte der Gesamtdeposition (Berechnung Kap. 2) und des Sickerwasseraustrags auf BDF-F für Blei, Cadmium, Kupfer und Zink über den Zeitraum 2002–2009.

Schwermetall	F006 SLB1	F009 GWBU	F002 EHEI	F005 LBNH	F007 SLF1	F021 AUKI
Blei	[g ha⁻¹ a⁻¹]					
Gesamtdeposition	56,5	32,6	34,6	119,8	104,0	32,2
Sickerwasseraustrag	-1,3	-0,5	-0,9	-9,8	-4,7	-1,3
Bilanz In-/Output	55,3	32,2	33,7	110,0	99,4	30,9
Cadmium	[g ha⁻¹ a⁻¹]					
Gesamtdeposition	2,02	1,44	1,63	2,98	2,39	2,26
Sickerwasseraustrag	-2,38	-2,25	-1,74	-8,50	-4,22	-0,14
Bilanz In-/Output	-0,36	-0,81	-0,11	-5,52	-1,84	2,12
Kupfer	[g ha⁻¹ a⁻¹]					
Gesamtdeposition	61,6	60,5	64,9	35,2	44,2	35,5
Sickerwasseraustrag	-5,4	-5,3	-4,2	-27,2	-39,0	-1,5
Bilanz In-/Output	56,2	55,2	60,7	8,0	5,3	34,1
Zink	[g ha⁻¹ a⁻¹]					
Gesamtdeposition	324,5	199,8	262,6	520,9	417,8	694,8
Sickerwasseraustrag	-496,1	-9,0	-78,6	-587,4	-732,2	-250,0
Bilanz In-/Output	-171,6	190,8	184,0	-66,5	-314,4	444,7

Der „Critical Stand Still“-Ansatz (SCHÜTZE & NAGEL 1997) geht davon aus, dass sich die derzeitigen Schwermetallvorräte im Waldökosystem nicht weiter erhöhen dürfen. Dies bedeutet, dass Schwermetalle nur in dem Maße eingetragen werden dürfen, in dem ein Austrag aus dem System heraus über das Bodensickerwasser und die Ernteentzüge stattfindet. Die zukünftig tolerierbaren Schwermetalleinträge werden daher als Summe der Exportraten über die Versickerung sowie über die Nutzung bei vollständiger forstlicher Biomassenutzung des oberirdischen Bestandes kalkuliert (RADEMACHER 2005, JACOBSEN et al. 2003). Je nach Standort und Baumart dürften dieser Abschätzung zufolge jährlich 3–35 g Blei, 4,5–22 g Cadmium, 10–50 g Kupfer und 210–1600 g Zink pro Hektar eingetragen werden, ohne dass sich die Vorräte im Boden weiter erhöhen würden. Demnach kommt es an den Standorten „Lange Bramke, Nordhang“ (F005-LBNH), „Lange Bramke, Kamm“ (F005LBKA) und „Solling, F1“ (F007SLF1) zu einer deutlichen Überschreitung der „Critical Stand Still“-Situation für mindestens eines der untersuchten Schwermetalle, einige Standorte liegen im Übergangsbereich einer Gefährdung.

Der „Critical Stand Still“-Ansatz ist insbesondere für die in der Vergangenheit bereits stark mit Schwermetallen belasteten Böden kritisch zu beurteilen, da nach diesem Konzept nur das betrachtete Schutzgut (hier: Waldökosysteme) berücksichtigt wird, nicht jedoch angrenzende Ökosysteme. Zum einen tragen auch die im genutzten Biomasse-Erntegut enthaltenen Schwermetalle wiederum zu einer Belastung angrenzender Ökosysteme bei, im Falle der Rückführung von Holzaschen in den Wald beispielsweise auch des Waldes selbst. Zum anderen kann ein hoher Schwermetallaustrag mit dem Sickerwasser langfristig die Sicherung der Trinkwasserressourcen gefährden. In den Trinkwasserstauseen im Harz haben sich erhebliche Mengen an Schwermetallen abgelagert (SCHMIDT 1990, MATSCHULAT et al. 1987). Maßnahmen zur Senkung der Schwermetallmobilität im Waldboden, wie beispielsweise Kalkungen, würden andererseits unter Verbleib höherer Schwermetallmengen im Wald die Schwermetallausträge und damit die zulässigen atmosphärischen Einträge nach dem „Critical Stand Still“-Ansatz herabsetzen.

12.4 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Für zehn niedersächsische BDF-F mit den Baumarten Buche, Eiche, Fichte und Kiefer wurden für die Laufzeit des BDF-Programms Stoffbilanzen der für die Baumernährung wichtigen Elemente Calcium, Kalium, Magnesium und Stickstoff unter Berücksichtigung von drei Nutzungsintensitäten (ohne Nutzung, Derbholznutzung, Vollbaumnutzung) berechnet. Als Bilanzgrößen fanden atmogene Deposition (Kap. 2), Silikatverwitterung, Sickerwasseraustrag (Kap. 11) und die Nettonährstoffaufnahme in verschiedenen Baumkompartimenten Berücksichtigung. Für ausgewählte Schwermetalle aller Standorte und die verschiedenen Stickstoffkomponenten (Ammonium, Nitrat, organischer Stickstoff) dreier Standorte wurden die Bilanzen aus der Differenz zwischen atmogenem Stoffeintrag und Stoffaustrag mit dem Bodensickerwasser gebildet. Der Standort „Augustendorf“ (F021AUKI) unterscheidet sich von den anderen BDF-F durch sehr hohe Stickstoffeinträge aus landwirtschaftlichen Quellen und eine 1985 ausgeführte Kalkung.

Die Calciumfreisetzung durch Verwitterungsprozesse ist auf den untersuchten BDF-F mit Ausnahme der Buchen-BDF-F „Solling, B1“ (F006SLB1) und „Göttinger Wald“ (F009-GWBU, Carbonatstandort) gering. Kalium wird hingegen auf allen untersuchten BDF-F in relevantem Maße aus dem Ausgangsgestein freigesetzt. Bezüglich der Magnesiumfreisetzung stehen arme Standorte wie „Lüss“ (F003-LSBU), „Fuhrberg“ (F004FUKI) und „Augustendorf“ besser versorgten Standorten wie „Solling, B1“ und „Göttinger Wald“ gegenüber.

Wie viel Calcium, Kalium, Magnesium und Stickstoff in den einzelnen Baumkompartimenten Derbholz ohne Rinde, Derbrinde, Reisigholz und Blättern/Nadeln festgelegt wird, ist abhängig von der Zuwachsleistung und den Stoffkonzentrationen. Beide Parameter werden ihrerseits von den standörtlichen Gegebenheiten (Boden, Klima), der Baumart und dem Bestandesalter determiniert. Es zeigt sich, dass insbesondere auf nährstoffschwachen Standorten durch eine intensivierete Biomassenutzung mit erheblichen Nährstoffungleichgewichten zu rechnen ist.

Bei Derbholznutzung sind auf carbonatfreien Standorten die Calcium- und z. T. auch die Magnesiumbilanzen negativ, während die Kali-

umbilanzen ausgeglichen sind. Der Austrag der Kationen hängt vor allem vom Sulfataustrag ab, der am Ende der zwanzigjährigen Messperiode vorwiegend vom im Boden gespeicherten Schwefel gespeist wird. Dies ist besonders für die Magnesiumbilanzen von Bedeutung. Bei diesem Element ist der Austrag mit dem Sickerwasser deutlich größer als die übrigen Bilanzgrößen Deposition, Verwitterung und Nettonährstoffaufnahme. Die Stickstoffbilanzen sind auf den meisten BDF-F positiv, da die atmogenen Einträge auf einem dauerhaft hohen Niveau liegen. Problematisch wird diese Situation dann, wenn die Speicherkapazität der Systeme gesättigt ist und die Aufnahmekapazität der Waldböden entsprechend stark reduziert wird. Eine Sättigung scheint bei den beiden Standorten „Lange Bramke, Nordhang“ (F005LBNH) und „Augustendorf“ mit der Folge erhöhter Nitratausträge über das Sickerwasser teilweise erreicht zu sein. Gewinnt das Nitrat im Sickerwasser weiter anteilmäßig an Bedeutung, würde die Bodenversauerung auf den pufferschwachen Standorten trotz reduzierter atmogener Schwefeleinträge weiter voranschreiten.

Wie die unterschiedlichen Charakteristika der Bestände in Bezug auf die Eintrag-Austrag-Bilanz des Stickstoffs wechselseitig zusammenwirken können, wird am Beispiel zweier noch in der Stickstoffakkumulationsphase befindlicher Buchenstandorte („Lüss“, Göttinger Wald“) und eines bereits gesättigten Waldökosystems („Augustendorf“) aufgezeigt.

Die Austräge an Schwermetallen über das Bodensickerwasser sind je nach Element und Standorteigenschaften beträchtlich. An einigen BDF-F werden die Critical Limits für Blei- und Cadmium in der Bodenlösung überschritten. In der Laufzeit des BDF-Programms hat auf den BDF-F im niedersächsischen Tiefland eine Anreicherung von Cadmium, Kupfer und Zink stattgefunden. Entsprechendes gilt für alle BDF-F auch für Blei. Die Cadmiumbilanzen sind auf der überwiegenden Anzahl der BDF-F aufgrund der gegenüber den Einträgen deutlich höheren Sickerwasserausträge negativ. Für Zink deuten sich auf den BDF-F im niedersächsischen Bergland negative Eintrags-Austrags-Bilanzen an.

12.5 Danksagung

Die Daten der BDF-F wurde teilweise im Rahmen des Projekts FutMon (Further Development and Implementation of an EU-level Forest Monitoring System), welches durch das EU-LIFE+-Programm kofinanziert wurde, erhoben.

12.6 Quellen

- ABER, J., MCDOWELL, W., NADELHOFFER, K., MAGILL, A., BERNTSON, G., KAMAKEA, M., McNULTY, S., CURRIE, W., RUSTAD, L. & FERNANDEZ, I. (1998): Nitrogen saturation in temperate forest ecosystems – Hypotheses revisited. – *Bioscience* **48**: 921–934.
- BORKEN, W., AHRENS, B., SCHULZ, C. & ZIMMERMANN, L. (2011): Site-to-site variability and temporal trends of DOC concentrations and fluxes in temperate forest soils. – *Global Change Biology* **17**: 2428–2443.
- BRAUN, S., THOMAS, V. F., QUIRING, R. & FLÜCKIGER, W. (2010): Does nitrogen deposition increase forest production? The role of phosphorus. – *Environmental Pollution* **158**: 2043–2052.
- ERISMAN, J. W. & DE VRIES, W. (2000): Nitrogen deposition and effects on European forests. – *Environmental Review* **8**: 65–93.
- HAGEMANN, H., BILKE, G., MURACH, D. & SCHULTE, A. (2008): Bilanzierung und Bewertung von Nährelemententzügen durch Vollbaumnutzungsstrategien bei der Kiefer (*Pinus sylvestris*) in Brandenburg. – *Archiv für Forstwesen und Landschaftsökologie* **42**: 16–25.
- HVYÖNEN, R., OLSSON, B. A., LUNDKVIST, H. & STAAF, H. (2000): Decomposition and nutrient release from *Picea abies* (L.) Karst. and *Pinus sylvestris* L. logging residues. – *Forest Ecology and Management* **126**: 97–112.
- JACOBSEN, C., RADEMACHER, P., MEESENBURG, H. & MEIWES, K. J. (2003): Gehalte und chemische Elemente in Baumkompartimenten - Literaturstudie und Datensammlung. – *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme* **B69**: 1–81.
- LEMM, R., THEES, O., HENSLER, U., HÄSSIG, J., BÜRGI, A. & ZIMMERMANN, S. (2010): Ein Modell zur Bilanzierung des holzerntebedingten Nährstoffentzugs auf Schweizer Waldböden. – *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* **161**: 401–412.
- MATSCHULAT, J., HEINRICHS, H., SCHNEIDER, J. & STURM, M. (1987): Heavy metal contents in lake sediments of the Western Harz Mountains (FRG). – *Chemie der Erde/Geochemistry* **47**: 181–94.
- MOHR, K., MEESENBURG, H., HORVÁTH, B., MEIWES, K. J., SCHAAF, S. & DÄMMGEN, U. (2005): Stoff- und Energieflüsse der im ANSWER-Projekt untersuchten Waldbestände. – In: DÄMMGEN, U. (Hrsg.): Bestimmung von Ammoniak-Einträgen aus der Luft und deren Wirkungen auf Waldökosysteme (ANSWER-Projekt). – *Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft* **279**: 69–94.
- RADEMACHER, P. (2005): Schwermetallgehalte in den Kompartimenten wichtiger Wirtschaftsbaumarten und deren Bedeutung für die Reststoffverwertung. – *Holz als Roh- und Werkstoff* **63**: 220–230.
- RÖHRIG, E., BARTSCH, N. & LÜPKE, B. V. (2006): *Waldbau auf ökologischer Grundlage*. – 479 S.; Stuttgart (Ulmer).
- SCHMIDT, M. (1990): Waldsterben und Trinkwasserversorgung aus dem Westharz. – *AFZ–Der Wald* **30–31**: 790–792.
- SCHMIDT, M. (1987): Atmosphärischer Eintrag und interner Umsatz von Schwermetallen in Waldökosystemen. – *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme* **A34**: 1–174; Göttingen.
- SCHOBER, R. (1995): Ertragstabellen wichtiger Baumarten bei verschiedener Durchforstung. – 186 S.; Frankfurt a. M. (Sauerländer).
- SCHULZE, E. D. (2000): Carbon and nitrogen cycling in European forest ecosystems. – *Ecological Studies* **142**; Berlin (Springer).
- SCHÜTZE, G. & NAGEL, H.-D. (1997): Berechnung kritischer Schwermetalleinträge in den Boden unter dem Aspekt der Vorsorge. – *Bodenschutz* **1**: 14–17.
- SIEMION, J., BURNS, D. A., MURDOCH, P. S. & GERMAIN, R. H. (2011): The relation of harvesting intensity to changes in soil, soil water, and stream chemistry in a northern hardwood forest, Catskill Mountains, USA. – *Forest Ecology and Management* **261**: 1510–1519.

- SVERDRUP, H. & WARFVINGE, P. (1993): Calculating field weathering rates using a mechanistic geochemical model PROFILE. – *Applied Geochemistry* **8**: 273–283.
- UBA (2010): Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen 1990–2008. – Fassung zur EU-Submission 15.01.2010, <<http://www.umweltbundesamt.de>>, Umweltbundesamt; Dessau.
- ULRICH, B. (1994): Nutrient and acid/base budget of central European forest ecosystems. – In: HÜTTERMANN A. & GODBOLD D. L. (Hrsg.): *Effects of acid rain on forest processes*. – 50 S.; New York (Wiley).
- WILPERT, K. v., BÖSCH, B., BASTIAN, P., ZIRLEWAGEN, D., HEPPERLE, F., HOLZMANN, S., PUHLMANN, H., SCHÄFFER, J., KÄNDLER, G. & SAUTER, U. H. (2011): Biomasse-Aufkommensprognose und Kreislaufkonzept für den Einsatz von Holzaschen in der Bodenschutzkalkung in Oberschwaben. – *Berichte Freiburger Forstliche Forschung* **87**: 1–167.
- WEIS, W., RÖTTER, V. & GÖTTLEIN, A. (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.
- YANAI, R. D. (1992): Phosphorus budget of a 70-year-old northern hardwood forest. – *Biogeochemistry* **17**: 1–22.