

## 10 Stoffkonzentrationen im Sickerwasser

UWE KLINCK, PETER RADEMACHER,  
HENNING MEESENBURG, ANNEGRET FIER,  
HEINRICH HÖPER & WALTER SCHÄFER

Land- und forstwirtschaftlich genutzte Standorte unterscheiden sich sowohl in der chemischen Zusammensetzung der Bodenlösung als auch in der Sickerwassermenge beträchtlich. Zurückzuführen ist dies auf die unterschiedliche Intensität der Nutzung, vor allem Befahrung, Bodenbearbeitung, Düngung und Ernte, sowie auf strukturelle Unterschiede im Wurzelraum und in der Vegetationsdecke (BÄUMLER & ZECH 1998). Im Folgenden wird daher zunächst getrennt nach Forstböden und landwirtschaftlichen Böden auf die Stoffkonzentrationen im Sickerwasser eingegangen (Kap. 10.1 und 10.2). Hierbei werden aufgrund unterschiedlicher Problematiken teilweise auch unterschiedliche Stoffe betrachtet. In Kapitel 10.3 wird dann eine zusammenfassende und vergleichende Betrachtung angestellt.

### 10.1 Stoffkonzentrationen unter forstlicher Nutzung

#### 10.1.1 Einleitung

Forstwirtschaftliche Standorte finden sich häufig dort, wo Landwirtschaft aus verschiedenen Gründen (z. B. Hangneigung, flachgründige Standorte etc.) nicht rentabel betrieben werden kann. Sie werden deutlich extensiver genutzt. Befahrungen finden in zeitlich größeren Abständen statt und konzentrieren sich auf die dafür angelegten Rückegassen. Die Nährstoffentzüge aus Waldökosystemen resultieren meist aus der Entnahme von Derbholz mit Derbrinde und Ästen erster Ordnung, der derzeit häufigsten Variante der forstlichen Nutzung. Bei dieser Nutzungsvariante bleiben die nährstoffreicheren Kompartimente Reisigholz und Nadeln im Bestand. Aufgrund der zunehmenden Bedeutung der energetischen Nutzung werden im Zuge der Vollbaum-Nutzung jedoch auch diese Kompartimente stärker genutzt (HAGEMANN et al. 2008, WILPERT et al. 2011). Bei den Nutzungsverfahren gehören Kahlschläge der Vergangenheit an. Stattdes-

sen erfolgt eine schrittweise Überführung des Altbestandes in die Verjüngung, so dass wichtige Puffer- und Bodenschutzfunktionen erhalten bleiben.

Waldböden sind dauerhaft durchwurzelt, und der durchwurzeltbare Boden ist i. d. R. tiefer als bei landwirtschaftlicher Nutzung erschlossen (MÜLLER 2004), so dass ein größeres Nährstoffpotenzial genutzt werden kann. Weiterhin sind sie meist weniger stark verdichtet als Ackerböden (TEEPE, DILLING & BEESE 2003) und besitzen ein ausgeprägtes Makroporensystem. Dies sorgt für eine bessere Durchlüftung, erhöht aber auch die Gefahr von Auswaschungsverlusten.

Nähr- und Schadstoffe werden in Wäldern über die feuchte und insbesondere über die trockene Deposition eingetragen. Sind die Säureinträge größer als die Pufferkapazitäten des Waldbodens, zieht das langfristig eine Verarmung der Standorte an basischen Kationen nach sich (WEIS et al. 2007). Eine ausreichende Nährstoffversorgung oberhalb kritischer Grenzwerte ist jedoch essenziell für die Vitalität der Bestände und deren Zuwachs (TILLER 1989). Ist die Versauerungsdynamik zu stark ausgeprägt, besteht die Möglichkeit, diese durch Kalkungsmaßnahmen abzumildern, die ihrerseits einer ökonomischen und ökologischen Abwägung unterzogen werden müssen (IMMER et al. 1993, BRUMME & BEESE 1992, MEIWES, KHANNA & ULRICH 1986, MEESENBURG et al. 2001). All diese Faktoren und Maßnahmen haben Auswirkungen auf die Qualität der Bodenlösung und des neu gebildeten Grundwassers. Wie stark die Auswirkungen sind und welchen zeitlichen Trends sie unterliegen, soll im Folgenden näher untersucht werden.

#### 10.1.2 Materialien und Methoden

Stoffkonzentrationen in der Bodenlösung liegen von allen BDF-F über einen Zeitraum von 15 bis 33 Jahren vor. Zwei weitere mit der BDF „Lange Bramke, Nordhang“ (F005LBNH) assoziierte Fichtenstandorte werden in der Betrachtung ebenfalls berücksichtigt. Die Zeitreihen beginnen i. d. R. schon in den späten 1970er bzw. frühen 1980er Jahren und decken sich dann mit der nun zwanzigjährigen Laufzeit des Bodendauerbeobachtungsprogramms.

Die Bodenlösung wird aus bis zu sechs verschiedenen Tiefenstufen mit bis zu neun Wie-

derholungen durch Saugkerzen oder -platten gewonnen, an die ein kontinuierlicher Unterdruck angelegt ist (EXPERT PANEL ON SOIL AND SOIL SOLUTION 2011). Die unterste Tiefenstufe befindet sich jeweils unterhalb des Hauptwurzelaumes. Die Bodenlösung in dieser Bodentiefe ist nicht mehr für Baumwurzeln erreichbar und trägt somit bei vertikaler Wasserbewegung zur Grundwasserneubildung bei. Beprobung wird vierzehntägig, wobei zwei aufeinander folgende Beprobungen proportional zur gewonnenen Probenmenge gemischt und im Labor der NW-FVA analysiert werden (KÖNIG, FORTMANN & LÜTER 2009). Hydrogencarbonat ( $\text{HCO}_3^-$ ) wird aus der Alkalinität geschätzt. Die Methodik zur Ermittlung der Depositionsdaten wird in Kapitel 2 beschrieben. Bei der Darstellung von Ionenbilanzen wird die Anionensumme ( $\text{Cl}^- + \text{NO}_3^- + \text{SO}_4^{2-} + \text{HCO}_3^- + \text{Rest}$ ) der Kationensumme ( $\text{H}^+ + \text{Al}^{3+} + \text{Ca}^{2+} + \text{Fe}^{3+} + \text{K}^+ + \text{Mg}^{2+} + \text{Mn}^{2+} + \text{Na}^+ + \text{NH}_4^+$ ) gleichgesetzt. Die Differenz zwischen Kationensumme und Anionensumme (= Rest) wird als analytisch schwer bestimmbare organische Anionen interpretiert. Die Angabe der Ionen erfolgt in Form von Ionenäquivalenten [ $\mu\text{mol}_c \text{l}^{-1}$ ], um die Wertigkeit der Ionen zu berücksichtigen.

Die gemessenen Stoffkonzentrationen wurden je Wiederholung per BDF-F automatisiert auf Plausibilität geprüft. Werte wurden verworfen, wenn sie durch eine Boxplot-Analyse als extreme Ausreißer einzustufen waren und gleichzeitig mehr als das Doppelte bzw. die Hälfte von den Werten zwischen oberem und unterem Quartil abwichen. So entstandene und messbedingte Datenlücken wurden durch lineare Interpolation geschlossen.

Für die Ermittlung der Schwermetallkonzentrationen wird die Bodenlösung unterhalb des Hauptwurzelaumes vierzehntägig in dreifacher Wiederholung gewonnen und zu Quartalsproben proportional zur Probenmenge gemischt. Die Laboranalyse erfolgt mittels ICP und AAS (KÖNIG, FORTMANN & LÜTER 2009).

### 10.1.3 Ionenbilanzen

Die Ionenzusammensetzung des Niederschlagswassers unterliegt auf seinem Weg von der Kronentraufe bis in den Boden und ins Grundwasser vielfältigen Einflüssen und Reaktionsprozessen. Im Folgenden werden die Mittelwerte der Stoffkonzentrationen aus den Jah-

ren 2007–2009 dargestellt und die zeitliche Entwicklung diskutiert. Es ist an dieser Stelle nicht möglich, auf alle Standorte einzugehen. Daher werden zwei Intensiv-BDF-F herausgegriffen, die regionaltypische Ionenzusammensetzungen aufweisen: „Göttinger Wald“ (F009GWBU), ein Kalksteinverwitterungsstandort, und „Augustendorf“ (F021AUKI), ein Sandstandort mit erhöhten Ammoniakdepositionen.

#### Intensiv-BDF-F „Göttinger Wald“ (F009GWBU)

Auf der Buchenfläche „Göttinger Wald“ ist die Ionenäquivalentmenge des Niederschlags im Bestand höher als im Freiland, da Bäume Schadstoffe bzw. Ionen durch die große Blattoberfläche regelrecht auskämmen (Abb. 10.1).

Die Kationen- bzw. Anionensumme des Freilandniederschlags beträgt zu Beginn des BDF-Programms 50 % und aktuell 40 % der Kationen bzw. Anionensumme der Kronentraufe („Deposition im Bestand“).

Die Kationen- bzw. Anionensummen im Freilandniederschlag und in der Kronentraufe („Deposition im Bestand“) sind seit Beginn des BDF-Programms um 40 % zurückgegangen. Von der Abnahme sind alle Elemente ohne Ausnahme betroffen. Beim Sulfat betrug die Abnahme in beiden Depositionslösungen sogar 60 %. Dies kann auf die Bemühungen zur Verminderung von schwefelhaltigen Emissionen zurückgeführt werden (BRUMME & KHANNA 2009).

Im Boden steigen die Äquivalentkonzentrationen mit der Tiefe an. Dies ist u. a. auf den in den ersten 100 cm zunehmenden Carbonatgehalt zurückzuführen. Durch die Carbonatverwitterung gehen große Mengen an  $\text{Ca}^{2+}$  und  $\text{HCO}_3^-$  in Lösung. Die Kationen- bzw. Anionensumme hat unter der Humusaufgabe (5 cm) und in der Austragtiefe (300 cm) seit Beginn des BDF-Programms um 10 % zugenommen, während sie in 20 cm Tiefe unverändert geblieben und in 100 cm Tiefe um 10 % zurückgegangen ist. Solange aber je nach Tiefe und Bezugszeitraum das dominierende Kation Calcium für 70–90 % und das dominierende Anion Hydrogencarbonat für 40–90 % der Kationen- bzw. Anionensumme auf dem Muschelkalkstandort verantwortlich sind, sollten diese Trends nicht überbewertet werden.

Die Sulfatgehalte haben auch in der Bodenlösung, ähnlich wie im Niederschlag, deutlich abgenommen (-60 % in 5 und in 20 cm Tiefe, -50 % in 100 cm Tiefe, -40 % in 300 cm Tiefe).

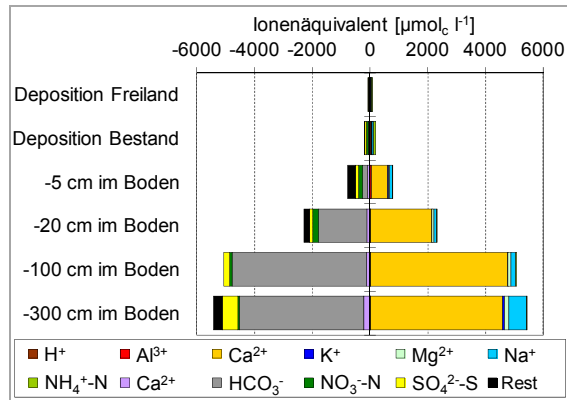


Abb. 10.1: Kationen- und Anionensummen des Freilandniederschlags, der Kronentraufe (Deposition Bestand) und der Bodenlösung verschiedener Tiefen als Mittelwert der Jahre 2007–2009 auf der BDF-F „Göttinger Wald“ (F009GWBU).

### Intensiv-BDF-F „Augustendorf“ (F021AUKI)

Die mit Kiefern bestandene BDF „Augustendorf“ befindet sich im westlichen Niedersachsen in der Nähe von Cloppenburg. Die durch intensive Viehhaltung bedingten hohen Ammoniakemissionen in dieser Region wirken sich auf die Zusammensetzung der Deposition aus. Weiterhin ist bei der Interpretation der Zahlen zu beachten, dass hier 1985 mit  $4 \text{ t ha}^{-1}$  dolomithaltigem Material gekalkt wurde, was einem einmaligen Eintrag von ca.  $1060 \text{ kg ha}^{-1}$  Calcium und  $230 \text{ kg ha}^{-1}$  Magnesium entspricht.

Im Vergleich zur Buchenfläche „Göttinger Wald“ (F009GWBU) ist die Ionensumme in der Deposition und im Oberboden (0–20 cm) auf der Kiefernfläche „Augustendorf“ deutlich höher (Abb. 10.2). Dies ist auf die sehr hohen Stickstoffeinträge in dieser Region zurückzuführen (MOHR et al. 2005). Die Ionensumme unter der Humusauflage (0 cm) beträgt zu Beginn des BDF-Programms 80 % und aktuell 60 % der Ionensumme der Austragstiefe (250 cm). Im Vergleich zur Kronentraufe ist die Ionensumme der Austragstiefe zunächst dreimal, mittlerweile aber neunmal so groß. Der

Anteil negativ geladener organischer Komplexverbindungen an der Anionensumme der Austragstiefe beträgt aktuell <10 %.

Die Kationen- bzw. Anionensumme ist seit Beginn des BDF-Programms im Freilandniederschlag zwar wie im Göttinger Wald um 40 % zurückgegangen, aber in der Kronentraufe beträgt der entsprechende Rückgang nur 20 %. Die Abnahme des Sulfats um 60 % in beiden Depositionslösungen ist erneut deutlich, ebenso wie die des Ammoniums (-50 %) im Freilandniederschlag. Anders als auf der Buchen-BDF-F betrifft die Abnahme aber nicht alle Inhaltsstoffe gleichermaßen. So hat z. B. der relative Anteil an Chlorid zugenommen. Die Ionensumme des Freilandniederschlags beträgt im Mittel 40 % der Ionensumme der Kronentraufe (Abb. 10.2).

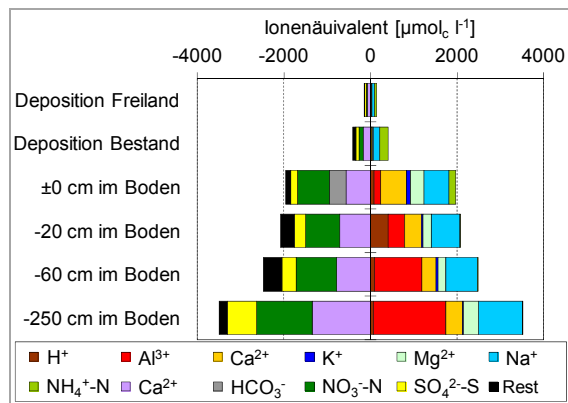


Abb. 10.2: Kationen- und Anionensummen des Freilandniederschlags, der Kronentraufe (Deposition Bestand) und der Bodenlösung verschiedener Tiefen als Mittelwert der Jahre 2007–2009 auf der BDF-F „Augustendorf“ (F021AUKI).

In der Bodenlösung hat die Kationen- bzw. Anionensumme seit Beginn des BDF-Programms unter der Humusauflage (0 cm) um 40 %, in 20 cm Tiefe um 50 %, in 60 cm Tiefe um 20 % und in 250 cm Tiefe sogar um 90 % zugenommen. Verantwortlich dafür ist vor allem das Nitrat, in 250 cm Tiefe auch das Chlorid, während der Anteil des Sulfats in den drei unteren Tiefenstufen zurückgegangen ist. Der steigende Anteil des Nitrats an der Anionensumme deutet auf eine zunehmende Stickstoffsättigung an diesem Standort hin. Auch können die beobachteten starken zeitlichen Schwankungen der Nitratkonzentrationen als Ausdruck eines fortgeschrittenen Stadiums der

Stickstoffsättigung angesehen werden (STODDARD 1994). Die hohen Nitratkonzentrationen unter den Kiefern in „Augustendorf“ werden in erster Linie auf die hohen Stickstoffeinträge zurückgeführt. Die Höhe der Stickstoffeinträge in der ohnehin hoch belasteten Region (GAUGER et al. 2008) ist aber weniger eine Funktion der Baumart, denn der Bestandeshöhe (und damit des Alters) der Wälder (HORVÁTH, MEIWES & MEESENBURG 2009, MOHR et al. 2005, ANDERS et al. 2002). Der Anteil von Aluminium in der Bodenlösung ist eine Folge der niedrigen pH-Werte. Zudem verdrängt das Aluminium andere Nährstoffkationen von den Austauschern im Boden und erhöht somit deren Konzentration in der Bodenlösung. Auch die im Jahr 1985 durchgeführte Kalkung hat diese auf allen carbonatarmen BDF-F zu beobachtende Entwicklung nicht stoppen können.

#### 10.1.4 Nährstoffe und Säure-Base-Status

##### Mittlere Stoffkonzentrationen und langfristige Trends

Im Folgenden wird zunächst auf die mittleren Konzentrationen der für die Baumernährung wichtigen Kationen Calcium, Kalium und Magnesium und der für den Stoffaustausch wichtigen Anionen Chlorid, Nitrat und Sulfat in der Bodenlösung unterhalb des Hauptwurzelraumes eingegangen. Es werden die ersten fünf Jahre mit den letzten fünf Jahren der Zeitreihe verglichen, um eine grobe Einschätzung langjähriger Trends vornehmen zu können. Abnehmende Trends können beispielsweise ein Indikator für einen Rückgang der luftbürtigen Stoffeinträge sein. Gleichzeitig können sie auch auf eine beginnende Verarmung des betreffenden Standorts an essenziellen Nährstoffen oder eine Verschiebung der Pufferbereiche im Boden hinweisen. Obwohl Aluminium und Natrium häufig zu den dominierenden Kationen in der Bodenlösung gehören, sind sie entweder für die Baumernährung nicht in ähnlichem Maße von Bedeutung wie z. B. Calcium, Kalium oder Magnesium oder von ihrem Depositionsverhalten weniger stark anthropogen bedingt wie z. B. Sulfat, weshalb sie im Folgenden keine Berücksichtigung finden.

Die Calciumkonzentrationen sind mit  $90 \text{ mg l}^{-1}$  („Göttinger Wald“/F009GWBU) und  $20 \text{ mg l}^{-1}$  („Harste“/F008HABU) insbesondere auf den beiden Muschelkalkstandorten mit Buche hoch (fortschreitende Lösungsverwitterung des Carbonatgesteins), auf den übrigen BDF-F hingegen moderat ( $5 \text{ mg l}^{-1}$  bei „Augustendorf“,  $4 \text{ mg l}^{-1}$  bei „Ehrhorn, Eiche“/F002EHEI) bis gering ( $<1 \text{ mg l}^{-1}$ ).

Die Magnesiumkonzentrationen liegen meist um  $1 \text{ mg l}^{-1}$  oder darunter. Bis auf den „Göttinger Wald“ sind keine oder abnehmende Trends zu verzeichnen. Nur bei „Augustendorf“ (F021-AUKI) sind mit  $4 \text{ mg l}^{-1}$  deutlich höhere Konzentrationen feststellbar, allerdings auch hohe Streuungen. Über die letzten Jahre nehmen die Konzentrationen dieses Kations tendenziell ab. Bei der Interpretation der Ergebnisse für „Augustendorf“ ist zu beachten, dass hier 1985 mit  $4 \text{ t ha}^{-1}$  Dolomit gekalkt wurde.

Das Niveau der Kaliumkonzentrationen ist mit dem der Magnesiumkonzentrationen vergleichbar. Es gibt keine auffälligen Trends.

Die Anionen Chlorid, Nitrat und Sulfat haben für den Stoffhaushalt von Waldökosystemen eine besondere Bedeutung, da sie einerseits als Nährstoff (Nitrat) fungieren, andererseits im Boden aufgrund fehlender Sorptionsplätze mobil sind und damit auch den Austrag von Kationen steuern (REUSS & JOHNSON 1985). Durch den luftbürtigen Eintrag von Schwefel- und Stickstoffverbindungen ist das Angebot der mobilen Anionen Nitrat und Sulfat gegenüber vorindustriellen Verhältnissen deutlich gesteigert worden und hat damit vielerorts zu einer Verarmung der Böden an Calcium, Kalium und Magnesium beigetragen.

Die in einer Region mit intensiver Tierhaltung und hohen Ammoniakemissionen gelegene BDF-F „Augustendorf“ weist im gesamten Bodenprofil hohe Nitratkonzentrationen auf. Nach einem Maximum 2004 haben sich die Konzentrationen in 250 cm Bodentiefe mittlerweile wieder auf  $15 \text{ mg l}^{-1}$  Nitrat-Stickstoff halbiert. Vermutlich zeigen sich hier erste Erfolge bei der Reduzierung der Ammoniakemissionen, z. B. durch den Einsatz von Filtern in modernen Stallanlagen. Auf den übrigen BDF-F betragen die Konzentrationen dieses auch im Hinblick auf die Trinkwassergewinnung kritischen Anions (Grenzwert der TrinkwV für Nitrat:  $50 \text{ mg l}^{-1} = 11,3 \text{ mg N l}^{-1}$ ) meist weniger als  $5 \text{ mg N l}^{-1}$ . Die Werte liegen aber häufig oberhalb der kritischen Grenzwerte bezüglich Wir-

kungen auf Ökosystemfunktionen, wie Nährstoffimbalancen, Vegetationsveränderungen oder reduziertes Wurzelwachstum, von 0,2–3 mg Nitrat-N l<sup>-1</sup>.

Bei den Chloridkonzentrationen gibt es keine nennenswerten Trends. Auffällig ist, dass die beiden Kiefernstandorte mit 35 mg l<sup>-1</sup> („Augustendorf“) und 20 mg l<sup>-1</sup> („Fuhrberg“/F004FUKI) hier mit Abstand die höchsten Konzentrationen aufweisen. Dieses kann u. a. damit begründet werden, dass insbesondere Kiefernbestände mittleren Alters aufgrund ihrer hohen Interzeptionsverluste (AHRENDTS & PENNE 2010) nur sehr geringe Sickerwassermengen aufweisen und es damit zu einer Aufkonzentration der Ionen in der Bodenlösung kommt (MÜLLER & ANDERS 1996).

In Abbildung 10.3 ist der Verlauf der Sulfatkonzentrationen unterhalb des Hauptwurzelaumes aller Intensiv-BDF dargestellt. Trotz starker jährlicher Schwankungen ist auf allen Flächen ein abnehmender Trend erkennbar. Dies kann auf den Rückgang der industriebürtigen Sulfatemitteion bzw. -deposition zurückgeführt werden (Kap. 2). Die bereits häufiger angesprochene Sonderstellung der Kiefernstandorte „Fuhrberg“ und „Augustendorf“ sowie der beiden Muschelkalkstandorte mit Buche „Harste“ und „Göttinger Wald“ ist auch hier zu erkennen.

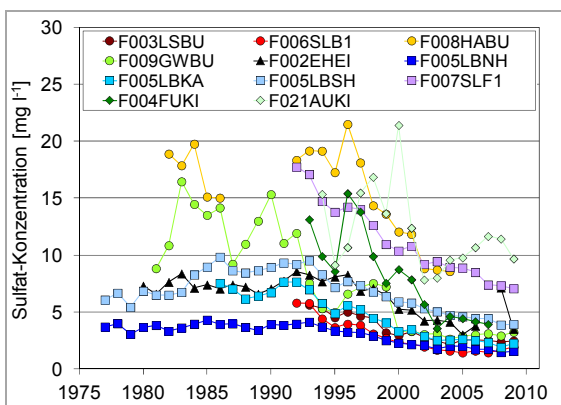


Abb. 10.3: Sulfatkonzentrationen unterhalb des Hauptwurzelaumes auf BDF-F mit den Baumarten Buche (●), Eiche (▲), Fichte (■) und Kiefer (◆).

### Quantitativ bedeutsame Ionen

Neben den für die Waldernährung wichtigen Kationen treten in der Bodenlösung auch antagonistisch bzw. potenziell toxisch wirksame Kationen auf. Auf bodensauren Standorten ist insbesondere Aluminium von Bedeutung, das unterhalb von pH<sub>(H<sub>2</sub>O)</sub> 4,2 zum dominierenden Kation in der Bodenlösung wird (ULRICH 1987). Ein hoher Aluminiumanteil an den Austauschern und in der Bodenlösung wirkt toxisch auf Pflanzenwurzeln und das Mycorrhizasystem, zudem wird ein Nährstoffmangel induziert. Vor allem die bodensauren BDF-F weisen eine hohe Aluminiummobilität mit einem Al-Anteil von 40 bis über 70 % an der Kationensumme auf (Abb. 10.4).

Der relative Anteil von Aluminium an der Kationensumme blieb im Beobachtungszeitraum entweder konstant (Fuhrberg/F004FUKI, Augustendorf/F021AUKI, Lüss/F003LSBU) oder nahm ab (Solling, Buche/F006SLB1, Lange Bramke Kamm/F005LBKA, Solling, Fichte/F007SLF1). Bei den Fichten-BDF-F „Lange Bramke, Nordhang“ (F005LBNH) und „Lange Bramke, Südhang“ (F005LBSH) erhöhte sich Ende der 1970er Jahre der Anteil des Aluminiums innerhalb weniger Jahre von 30 % auf bis zu über 60 % und verblieb seitdem auf diesem Niveau. Ursache für die hohen Aluminiumkonzentrationen ist die natürliche und anthropogene Versauerung („saurer Regen“).

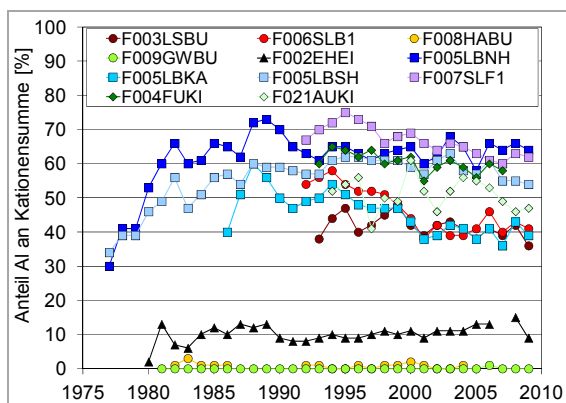


Abb. 10.4: Anteile von Aluminium an der Kationensumme unterhalb des Hauptwurzelaumes auf BDF-F mit den Baumarten Buche (●), Eiche (▲), Fichte (■) und Kiefer (◆).

Ohne Kalkungsmaßnahmen auf den carbonatarmen Standorten werden die pH-Werte auf ihrem jetzigen Niveau verbleiben oder weiter absinken. Eine fortschreitende Freisetzung von Aluminium aus Silikaten und Tonmineralen wäre die Folge. Bei den Muschelkalkstandorten mit Buche „Harste“ (F008HABU) und „Göttinger Wald“ (F009GWBU) hingegen spielt das Aluminium eine vernachlässigbare Rolle, da das Carbonatgestein die eingetragenen Säuren abpuffert. Hier dominiert das Calcium (konstant 80 % im „Göttinger Wald“, von 75 % auf 65 % abnehmend bei „Harste“) oder, wie bei „Ehrhorn, Eiche“ (F002EHEI), eine Kombination aus Calcium (von 35 % auf 20 % abnehmend), Magnesium (konstante 15 %) und dem auf allen BDF-F mit 15–35 % vertretenem Natrium. Quantitativ weniger bedeutend mit Anteilen an der Kationensumme von weniger als 10 % sind Eisen, Kalium, Mangan und Ammonium.

Auf der Seite der Anionen war zu Beginn der 1990er Jahre das Sulfat in der Bodenlösung der meisten BDF-F dominierend (Abb. 10.5). Bis 2009 ging der relative Anteil des Sulfats allerdings deutlich zurück, und zwar von 75 auf 25 % bei „Lange Bramke, Nordhang“, von 70 auf 35 % bei „Solling, Buche“, von 60 auf 35 % bei „Lange Bramke, Kamm“, von 50 auf 35 % bei „Lüss“, von 40 auf 20 % bei „Augustendorf“, von 35 auf 15 % bei „Fuhrberg“ und von 20 auf 5 % im „Göttinger Wald“. Eher moderat war der Rückgang von 65 auf 55 % bei „Solling, Fichte“, während keine Trends bei „Harste“ (zunächst unter, später um die 70 %), „Lange Bramke, Südhang“ (70 %, in den letzten Jahren leicht abnehmend) und „Ehrhorn, Eiche“ (konstant bei 60 %) festgestellt werden konnten.

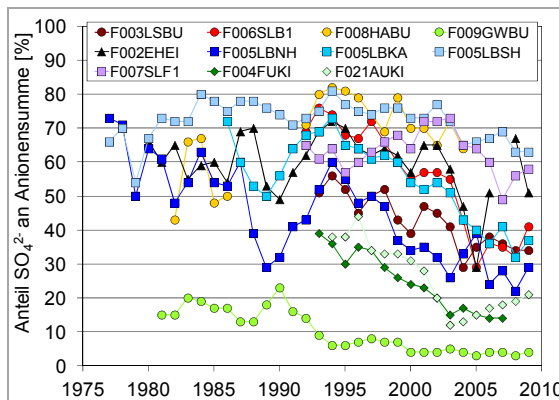


Abb. 10.5: Anteile von Sulfat an der Anionensumme unterhalb des Hauptwurzelaumes auf BDF-F mit den Baumarten Buche (●), Eiche (▲), Fichte (■) und Kiefer (◆).

Ähnlich Natrium auf der Seite der Kationen hat Chlorid auf allen BDF-F Anteile von 15–35 %. Es ist nur im „Göttinger Wald“ vernachlässigbar gering.

Nitrat ist nur bei „Lange Bramke, Nordhang“ (Zunahme von nahezu 0 auf 50 %) und bei „Augustendorf“ (ab 2002 deutlich mehr als 30 %) von größerer Bedeutung.

Neben Sulfat, Chlorid und Nitrat können auf einzelnen BDF-F auf Grund der standörtlichen Eigenschaften auch andere Anionen zu einem gewichtigen Anteil für den Kationenaustrag verantwortlich sein. Auf Muschelkalkstandorten wie „Harste“ und „Göttinger Wald“ ist dies Hydrogencarbonat, bei „Fuhrberg“ sind es organische Anionen.

### Baumarteneffekt und Tiefengradienten

In Abhängigkeit von der Baumart kann sich die Zusammensetzung der Bodenlösung deutlich unterscheiden (Standort Solling: podsolige Braunerde über Buntsandstein, Abb. 10.6). Fichtenbestände kämmen im Vergleich zu Buchenbeständen die Luft effektiver und auch ganzjährig aus, weshalb die mit den verstärkten Säureeinträgen einhergehenden Stoffkonzentrationen in der Bodenlösung höher ausfallen (ROTHE et al. 2002). Zudem konzentrieren sich die Ionen unter Fichte aufgrund der höheren Verdunstung stärker auf als unter Buche, so dass die Ionensumme unterhalb des Hauptwurzelaumes bei Fichte das Drei- (2007–2009) bis Vierfache (1994–1996) der Ionen-

summe bei Buche beträgt. Dank verschiedener Maßnahmen zur Luftreinhaltung nahmen die Summen der Ionenäquivalente seit Beginn des BDF-Programms auf beiden BDF-F ab. Der Rückgang war unter Fichte (-40 %) stärker als unter Buche (-20 %). Von den wesentlichen Ionen nahmen die Anteile von Aluminium und Sulfat an der Ionensumme bei beiden BDF-F ab. Dagegen hat der Anteil von Chlorid zugenommen. Darüber hinaus kann bei „Solling, Buche“ auch eine relative Zunahme des Nitratanteils von weniger als 5 % auf 30 % festgestellt werden. Dies resultiert sowohl aus einer Zunahme der Nitratkonzentration als auch aus einer Abnahme der Konzentrationen anderer Anionen (insbesondere Sulfat).

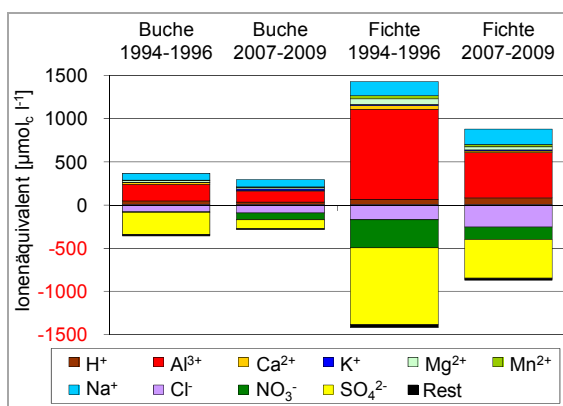


Abb. 10.6: Ionenkonzentrationen in der Bodenlösung unterhalb des Hauptwurzelraumes auf „Solling, Buche“ (F006SLB1) und „Solling, Fichte“ (F007SLF1) in den Zeiträumen 1994–1996 und 2007–2009.

Tiefengradienten der Stoffkonzentrationen in der Bodenlösung besitzen hinsichtlich des ökosystemaren Wirkungsgeschehens ein zusätzliches Informationspotenzial (Abb. 10.7). Für Aluminium ist auf der Fläche „Solling, Fichte“ eine stetige Konzentrationszunahme innerhalb des Bodenprofils zu beobachten. Die geringen Konzentrationen direkt unterhalb der Humusaufgabe ( $\pm 0$  cm) zeigen, dass aus der Humusaufgabe trotz niedriger pH-Werte ( $<3,5$ , Aluminium-Pufferbereich) kein Aluminium freigesetzt wird, da hier kaum aluminiumhaltige Minerale vorhanden sind. In 10, 20 und 40 cm Tiefe unterliegen die Aluminiumkonzentrationen einem leicht abnehmenden Trend. Dagegen nehmen sie in 80 und 100 cm Tiefe infolge der gleichzeitigen Reduktion der Sulfatkonzentrationen von ungefähr  $10 \text{ mg l}^{-1}$  auf ca.  $4 \text{ mg l}^{-1}$  deutlich ab.

rationen von ungefähr  $10 \text{ mg l}^{-1}$  auf ca.  $4 \text{ mg l}^{-1}$  deutlich ab.

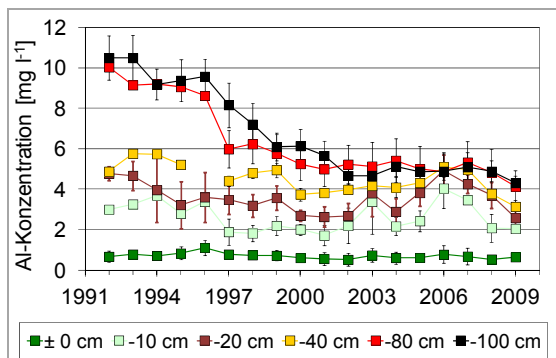


Abb. 10.7: Tiefengradient der Aluminiumkonzentrationen  $\pm$  Standardfehler auf „Solling, Fichte“ (F007SLF1) von 1992 bis 2009 (keine Streuung berechenbar für: -10 cm und -80 cm: 1992–1996, -40 cm: 1992–1995).

### 10.1.5 Schwermetalle

Über den Luftpfad kann es zu erheblichen Schwermetalleinträgen in Wälder kommen. Je nach Stoffeigenschaft und Bodenacidität werden die Schwermetalle im Boden immobilisiert oder mit dem Sickerwasser ausgewaschen. Die Messungen zeigen, dass mit dem Sickerwasser hauptsächlich Blei und Cadmium in größeren Mengen ausgetragen werden. Die Konzentrationen in der Bodenlösung weisen z. T. deutliche standörtliche oder zeitliche Unterschiede auf. So liegen, ähnlich wie bei den atmosphärischen Einträgen, am Anfang des Betrachtungszeitraums in den 1990er Jahren die Blei- und Cadmiumkonzentrationen am Standort „Lange Bramke, Kamm“ (F005LBKA) mit rund  $15\text{--}20 \text{ µg l}^{-1}$  Blei und  $4\text{--}6 \text{ µg l}^{-1}$  Cadmium über lange Zeiträume um das Zehn- bis Zwanzigfache (Blei) bzw. das Zwei- bis Zehnfache (Cadmium) über den Werten anderer BDF-F. Dies ist überwiegend eine Folge der jahrhundertelangen Hüttenindustrie im und am Harz und der damit einhergehenden Schwermetallemissionen. In „Fuhrberg“ (F004FUKI) weisen Blei mit rund  $10 \text{ µg l}^{-1}$  und in „Harste“ (F008HABU) Cadmium mit rund  $10 \text{ µg l}^{-1}$  erhöhte Konzentrationen auf (Abb. 10.8 und 10.9).

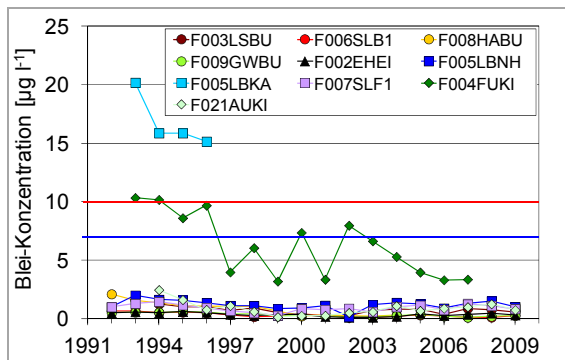


Abb. 10.8: Bleikonzentrationen unterhalb des Hauptwurzelsraumes auf BDF-F mit den Baumarten Buche, Eiche, Fichte und Kiefer. Blaue Linie: Grundwasserprüfwert für Blei bei  $7 \mu\text{g l}^{-1}$  (BUNDESREGIERUNG 2011); rote Linie: Critical Limit für Blei bei  $10 \mu\text{g l}^{-1}$  nach Trinkwasser-Empfehlung (WHO 2004).

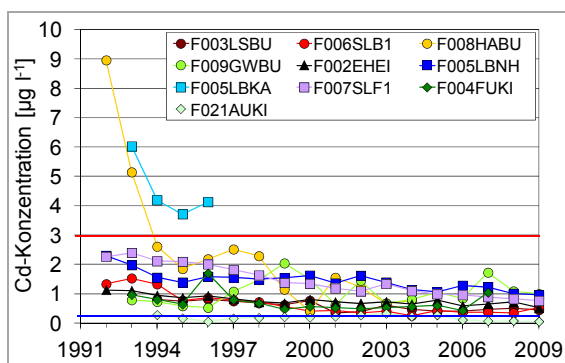


Abb. 10.9: Cadmiumkonzentrationen unterhalb des Hauptwurzelsraumes auf BDF-F mit den Baumarten Buche, Eiche, Fichte und Kiefer. Blaue Linie: Grundwasserprüfwert für Cadmium bei  $0,25 \mu\text{g l}^{-1}$  (BUNDESREGIERUNG 2011); rote Linie: Critical Limit für Cadmium bei  $3 \mu\text{g l}^{-1}$  nach Trinkwasser-Empfehlung (WHO 2004).

Im Verlauf des rund zwanzigjährigen Monitorings gehen an den meisten Standorten die Blei- und Cadmiumkonzentrationen z. T. deutlich zurück und lagen im Jahre 2009 in den meisten Fällen unterhalb von  $1 \mu\text{g l}^{-1}$  Blei bzw.  $1 \mu\text{g l}^{-1}$  Cadmium. Für Blei ergaben sich vor allem für die BDF-F „Solling, Buche“ (F006SLB1), „Harste“ (F008HABU), „Göttinger Wald“ (F009GWBU) und „Fuhrberg“ (F004FUKI) signifikante zeitliche Abnahmen der Konzentrationen in der Bodenlösung. Beim Cadmium weisen alle BDF-F außer „Göttinger Wald“ und „Fuhrberg“ einen signifikanten ( $r^2 > 0,5$ ) Rück-

gang der Konzentration auf. Beide Sachverhalte sind u. a. auf verringerte Schwermetalleinträge zurückzuführen (bleifreies Benzin, verbesserte Filtertechnik, etc.)

So werden die zwischen  $0,25$  und  $3 \mu\text{g l}^{-1}$  liegenden Schwellenwerte für Cadmium und die zwischen  $7$  und  $10 \mu\text{g l}^{-1}$  liegenden Schwellenwerte für Blei nur noch in wenigen Fällen an einzelnen Standorten überschritten. Dagegen werden die für Pflanzen und Bodenorganismen nach den Kriterien der Unbedenklichkeit ermittelten Critical Limits (LOFTS et al. 2004, NAGEL et al. 2007) auch weiterhin überschritten. Die je nach Boden-pH-Wert variierenden Wirkungsschwellen werden von den Autoren für Blei mit  $1,1/2,2/47,0 \mu\text{g l}^{-1}$  und für Cadmium mit  $0,84/1,43/4,45 \mu\text{g l}^{-1}$  angegeben (Angaben jeweils als Minimum/50. Perzentil/Maximum).

## 10.2 Stoffkonzentrationen unter ackerbaulicher Nutzung

### 10.2.1 Einleitung

Landwirtschaftlich genutzte Flächen, insbesondere Ackerflächen, weisen im Vergleich zum Forst eine deutlich intensivere Nutzungsdynamik auf. Dies wirkt sich auf die Ionenzusammensetzung im Sickerwasser aus. Wesentliche Unterschiede sind:

- regelmäßige Bearbeitung des Oberbodens zur Einarbeitung von Ernteresten,
- häufiger Kulturartenwechsel mit periodisch fehlender Vegetationsbedeckung; dies führt im Vergleich zum Forst zu einer deutlich höheren Sickerwasserbildungsrate,
- Eintrag von organischen und mineralischen Dünge- und Pflanzenschutzmitteln,
- hohe Nährstoffentzüge über die abgeführten Ernteprodukte und
- regelmäßige Kalkungsmaßnahmen, um der natürlichen und anthropogenen Versauerung entgegenzuwirken.

Neben der Bewirtschaftung wirkt sich auch die stoffliche Zusammensetzung des Bodenausgangsgesteins auf die Stoffkonzentration im Sickerwasser aus. Beide Einflussgrößen können sich bis ins Grundwasser durchpausen, sofern auf dem Weg keine signifikanten Umsetzungs- (Denitrifikation, Adsorption etc.) und Verdünnungsprozesse stattfinden. Um diese



Zusammenhänge aufzuzeigen, werden im Folgenden die Sickerwasserkonzentrationen von fünf Messstellen mit den Konzentrationen assoziierter GÜN-Messstellen verglichen.

## 10.2.2 Material und Methoden

Im Rahmen der landwirtschaftlichen Bodendauerbeobachtung werden an allen Intensiv-BDF Saugsondenanlagen betrieben. Je nach Aufbau des Untergrundes (u. a. Fest- oder Lockergestein, Grundwasserverhältnisse) wurden in einer oberen (40–80 cm) und einer unteren Tiefe (120–140 cm) jeweils vier Saugsonden derart eingebaut, dass die Bewirtschaftung und der Bodenaufbau oberhalb der Saugsonden nicht gestört werden. Im Allgemeinen wurden keramische Saugkerzen (P80), für die Analytik des Sickerwassers auf Schwermetalle und Organika auch die sorptionsschwächeren Borosilikat- und Nylon-Saugsonden verwendet. Während der Sickerwasserperiode werden vierzehntägig durch Anlegen eines Unterdrucks Sickerwasserproben gewonnen und im Labor analysiert. Die Gewinnung der Grundwasserproben findet im Rahmen des Gewässer-Überwachungssystems Niedersachsen (GÜN) statt (Kap. 13).

Anionen und Kationen sind zu gleichen Äquivalentmengen im Sickerwasser enthalten. Wird Bodenwasser mit Hilfe von Saugsonden oder Lysimetern gewonnen, ist zu beachten, dass im Sickerwasser gelöste organische Substanz die Analytik stören kann. Daher überschreiten einzelne Ionenbilanzen den zulässigen Fehler von 5 % (DEV 2009). Weiterhin sind die Ionenkonzentration und die Ionenzusammensetzung jahreszeitlichen Schwankungen unterworfen. Zu Beginn der Sickerwasserbildung ist die Ionenkonzentration i. d. R. am höchsten und geht im Verlauf des Winterhalbjahres zurück. Um vergleichbare Ergebnisse zu erhalten, werden Proben aus dem Zeitraum November 2007 bis Januar 2008 ausgewertet und gemittelt. Betrachtet werden die Anionen  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{HCO}_3^-$  und die Kationen  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{NH}_4^+$  und  $\text{H}^+$ . Im Gegensatz zu den forstlichen BDF werden  $\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{Al}^{3+}$  und  $\text{Fe}^{3+}$  nicht berücksichtigt, da sie nicht durchgehend analysiert wurden. Ihre Konzentration in der Bodenlösung ist in der Regel gering, da die regelmäßige Kalkung auf Ackerflächen einer starken Versauerung und der damit einherge-

henden Zerstörung von Al-Oxiden, Tonmineralen und Silicaten entgegenwirkt.

## 10.2.3 Ionenbilanzen

Im Folgenden werden die Ionenbilanzen im Bodenwasser und im Grundwasser von fünf Standorten vorgestellt, die sich sowohl in ihrer Nutzung als auch im Ausgangsgestein unterscheiden. In Abbildung 10.10 und 10.14 sind zum Vergleich die bereits in Abbildung 10.1 und 10.2 dargestellten Ionenbilanzen benachbarter forstlicher BDF abgebildet.

Die Abbildungen zeigen, dass die Höhe der Ionenkonzentration von Standort zu Standort stark schwanken kann. Die höchste Ionenkonzentration im Bodenwasser tritt am Standort L037SCHL mit über  $8000 \mu\text{mol}_{(c)}\text{l}^{-1}$  auf. Dies ist auf das carbonathaltige Ausgangsmaterial ( $\text{Ca}^{2+}$  und  $\text{HCO}_3^-$ ) und wahrscheinlich auf eine im August 2007 durchgeführte Düngung mit Volldünger zurückzuführen. L049GLIS zeigt nach einer mehrjährigen Brache gegenüber den anderen Ackerstandorten eine deutlich niedrigere Ionenkonzentration. Durch den Verzicht auf eine Düngung gewinnen die Einflussgrößen Deposition und natürliche Verwitterung an Bedeutung für die Sickerwasserzusammensetzung.

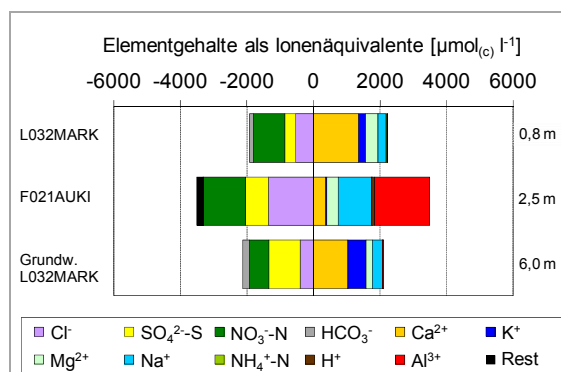


Abb. 10.10: Ionenbilanz am Standort L032MARK, Mittelwert aus zwei Einzelterminen (Nov. 07 bis Jan. 08), Bodenform: Podsol aus holozänem Flugsand, Bewirtschaftung: konventionell bewirtschaftete Ackerfläche (hoher Anteil organischer Düngung), Vorfrucht: Körnermais; sowie Ionenbilanz am Standort F021AUKI in 2,5 m Tiefe und Ionenbilanz an der Grundwasser-messstelle L032MARK (Filteroberkante: 6 m) im Februar 08.

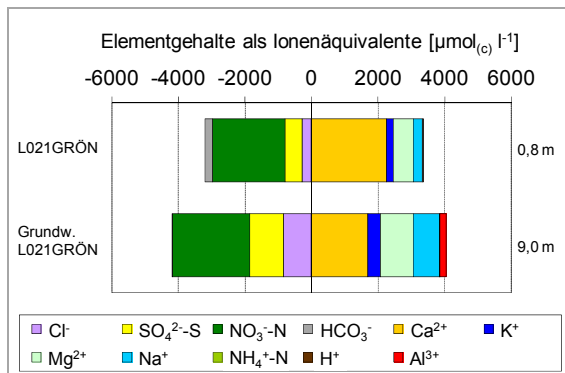


Abb. 10.11: Ionenbilanz am Standort L021GRÖE, Mittelwert aus vier Einzelterminen, Bodenform: Podsol aus Flugsand, Bewirtschaftung: ökologisch bewirtschaftete Ackerfläche (organische Düngung), Vorfrucht: Kartoffeln; sowie Ionenbilanz an der Grundwassermessstelle L021GRÖE (Filteroberkante: 9 m) im Mai 08.

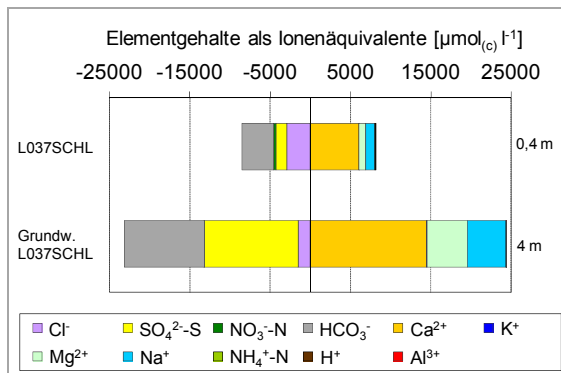


Abb. 10.13: Ionenbilanz am Standort L037SCHL, Mittelwert aus drei Einzelterminen, Bodenform: Gley-Auenboden aus Auenlehm, Bewirtschaftung: konventionell bewirtschaftete Ackerfläche (überwiegend mineralisch gedüngt), Vorfrucht: Winterweizen; sowie Ionenbilanz an der Grundwassermessstelle L037SCHL (Filteroberkante: 4 m) im April 08.

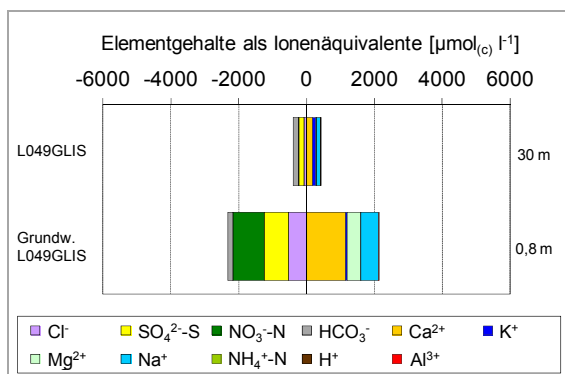


Abb. 10.12: Ionenbilanz am Standort L049GLIS, Mittelwert aus vier Einzelterminen, Bodenform: Braunerde aus Geschiebedecksand, Bewirtschaftung: konventionell bewirtschaftete Ackerfläche (mineralisch und organisch gedüngt), Vorfrucht: mehrjährige Brache; sowie Ionenbilanz an der Grundwassermessstelle L049GLISS (Filteroberkante: 30 m) im April 08.

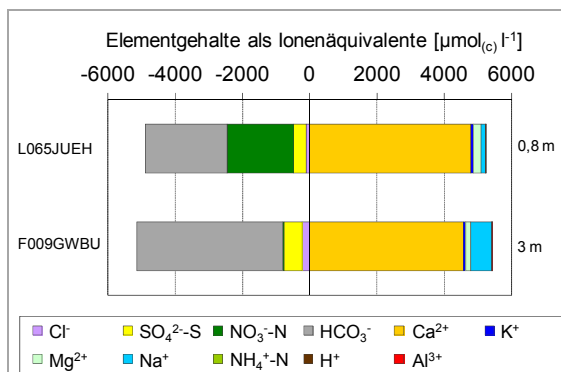


Abb. 10.14: Ionenbilanz am Standort L065JUEH, Mittelwert aus fünf Einzelterminen (Lysimeter), Bodenform: Braunerde-Rendzina aus Mergel- und Kalkstein, Bewirtschaftung: konventionell bewirtschaftete Ackerfläche (mineralisch und organisch gedüngt), Vorfrucht: Wintertriticale; sowie Ionenbilanz am Standort F009GWBU in 3 m Tiefe.

## Nitrat

Auf Ackerstandorten nimmt Nitrat einen hohen Anteil an den anionischen Elementen im Sickerwasser ein. Die zur Düngung verwendeten organischen und anorganischen Stickstoffverbindungen werden größtenteils erst im Boden zu Nitrat-Stickstoff umgesetzt. Das Nitrat-Anion kann, im Gegensatz zu Ammonium-Kation und organischen Stickstoffverbindungen, leicht mit dem Sickerwasser verlagert werden. Auch unter Forst kann Nitrat in Gebieten mit hohen Ammoniakemissionen einen hohen Anteil an der Anionensumme einnehmen, wie der Vergleich der BDF L032MARK mit der BDF F021-AUKI zeigt (Abb. 10.10). Nur wenige Kilometer entfernt befindet sich der ökologisch bewirtschaftete Schlag L021GROE. Hier zeigt sich, dass trotz des Verzichts auf mineralische Düngemittel auch die Stickstoffzufuhr über organische Düngemittel und stickstofffixierende Leguminosen über die Mineralisation des gebundenen Stickstoffs zu Nitratauswaschung führen kann (Abb. 10.11).

## Chlorid, Kalium und Sulfat

Das im Sickerwasser der Ackerflächen enthaltene Chlorid stammt überwiegend aus chloridhaltigen Düngern wie KCl, ist aber auch im Niederschlag und im Gestein enthalten. Chlorid wird unter den hiesigen Klimabedingungen sehr schnell ausgewaschen. L037-SCHL weist die höchsten  $\text{Cl}^-$ -Gehalte der abgebildeten Standorte auf, wahrscheinlich enthielt der im August 2007 eingesetzte Volldünger Kalium in Chloridform. Ein erhöhter Chloridanteil in der Bodenlösung führt zur Desorption von Kationen und könnte eine Ursache für die hohen Ionenkonzentrationen am Standort sein. Kalium wird auf tonreichen Böden von Tonmineralen fixiert, daher ist der Gehalt im Sickerwasser am Standort L037SCHL und auch L065JUEH eher gering. Die Höhe der Sulfatauswaschung wird seit dem Rückgang der  $\text{SO}_2$ -Emissionen maßgeblich durch die Höhe der Schwefeldüngung bestimmt. An allen Standorten ist Sulfat im Sickerwasser enthalten.

## Calcium und Hydrogencarbonat

Alle untersuchten Böden weisen einen hohen Anteil an Calcium in der Bodenlösung auf. Dieses stammt an den Standorten mit sandigem

Ausgangsmaterial (Abb. 10.10 bis 10.12) überwiegend aus Düngung und Kalkung. An den Standorten L065JUEH und L037SCHL wird Calcium vornehmlich aus der Verwitterung des carbonathaltigen Ausgangsgesteins freigesetzt (Abb. 10.13 und 10.14): Im Bodenwasser entsteht aus Kohlenstoffdioxid und Wasser Kohlensäure, diese reagiert mit Calciumcarbonat ( $\text{CaCO}_3$ ) zu Calciumhydrogencarbonat, das sich leicht in Wasser löst.

## Natrium und Magnesium

Die Kationen  $\text{Mg}^{2+}$  und  $\text{Na}^+$  werden durch Verwitterung freigesetzt, sind aber auch in Düngemitteln wie Kalisalzen, Wirtschaftsdüngern und Dolomit (Mg) enthalten. Insbesondere in Küstennähe ist der Eintrag über die Luft erhöht. Ihre Anteile an der Bodenlösung sind auf den betrachteten Standorten eher gering.

In Abbildung 10.10 ist neben L032MARK die Ionenzusammensetzung der F021AUKI dargestellt. Letztere weist zusätzlich  $\text{H}^+$  und  $\text{Al}^{3+}$  und deutlich weniger  $\text{Ca}^{2+}$ -Ionen im Kationenbelag auf als L032MARK. Dies ist auf die starke Versauerung des Waldstandortes zurückzuführen (Kap. 10.1.4). Auf den Ackerstandorten wird dem Versauerungsprozess seit Jahrhunderten durch regelmäßige Kalkung entgegen gewirkt. Im Forstbereich wird diese Maßnahme erst seit gut 30 Jahren eingesetzt. Das Ausgangsgestein am Forststandort F009GWBU ist Carbonatgestein; es hat im Unterboden ausreichend Kapazität, um Säuren abzufuffern. Die dabei freiwerdenden Ionen  $\text{Ca}^{2+}$  und  $\text{HCO}_3^-$  stellen daher den größten Anteil an der Ionenmenge.

An vier der fünf Standorte sind den BDF-Flächen Grundwassermessstellen zugeordnet. Obwohl diese auch das Sickerwasser benachbarter Flächen erhalten, sind Parallelen in der Ionenzusammensetzung und -konzentration vorhanden. An den Standorten L032MARK und L021GROE wird mit dem Sickerwasser ausgetragenes Nitrat auch im Grundwasser wiedergefunden. An beiden Standorten zeigt sich auch eine gute Übereinstimmung in der Ionen-summe zwischen Boden- und Grundwasser. Dies deutet darauf hin, dass die BDF die Standort- und Nutzungsverhältnisse im Einzugsgebiet der GÜN-Messstellen relativ gut abbilden. Auf der BDF L037SCHL übersteigt das Grundwasser mit fast  $25\,000\ \mu\text{mol}(\text{c})\ \text{l}^{-1}$  Ionenäquivalenten die bereits im Sickerwasser

gemessene hohe Ionenkonzentration um das Dreifache. Auffällige Unterschiede ergeben sich für L049GLIS. Trotz der mehrjährigen Grünbrache von 2002 bis 2007 und der daraus resultierenden niedrigen Ionenkonzentration in 0,8 m Tiefe werden an der Grundwassermessstelle deutlich höhere Konzentrationen gemessen. Mit 30 m ist die Grundwassermessstelle verhältnismäßig tief, so dass sich ein großer zeitlicher Verzug ergibt, ehe Bewirtschaftungsänderungen gemessen werden können. Auch ist eine Beeinflussung des Grundwassers durch benachbarte Flächen anzunehmen.

#### 10.2.4 Nitratkonzentrationen ausgewählter Standorte

Nitratausträge mit dem Sickerwasser können die Grundwasserqualität beeinträchtigen und damit dessen Verwendung als Trinkwasser verhindern. Um das Grundwasser effektiv schützen zu können, ist es wichtig zu wissen, welche Feldfrüchte wie viel Stickstoff im Boden belassen und welche Maßnahmen zur Stickstoffreduzierung erfolgsversprechend sind. Die auf BDF-Flächen installierten Saugsonden können, neben gezielt angelegten Feldversuchen, helfen, die Nitratdynamik im Boden besser vorherzusagen. Auf Grund seiner Umweltrelevanz werden an dieser Stelle außer Nitrat keine weiteren Stoffe betrachtet.

Die Nitratkonzentration in den ersten Metern ackerbaulich genutzter Flächen ist großen jahreszeitlichen Schwankungen unterworfen (Abb. 10.15–10.18). Im Unterboden treten die höchsten Konzentrationen i. d. R. im Herbst auf. Der Grenzwert der Trinkwasserverordnung (TVO) von  $11,3 \text{ mg l}^{-1}$  Nitrat-N (TRINKWV 2001) wird

häufig überschritten. Mehrere Faktoren sind hierfür verantwortlich:

- Hauptfrüchte, wie z. B. Getreide und Raps, räumen bereits im Juli/August das Feld. Tritt danach eine feuchtwarme Witterung ein, kommt es zu Mineralisationschüben. Intensive Bodenbearbeitung verstärkt die Mineralisation. Eine Zwischen- oder Nachfrucht könnte dieses Nitrat nur dann aufnehmen, wenn die Bestands- bzw. Wurzelentwicklung vor Eintritt des Winters weit genug vorangeschritten ist. Zudem besteht häufig die Gefahr, dass der Bedarf der Pflanzen durch die freigesetzte Stickstoffmenge und die gegebenenfalls im Herbst erfolgte Düngung überschritten wird.
- Von der Hauptfrucht nicht ausgeschöpfte Düngergaben, insbesondere in Jahren mit trockenheitsbedingten Ertragsdepressionen, können zu einem erheblichen Nitratüberschuss im Boden führen.
- Im Spätsommer/Herbst setzt i. d. R. die Sickerwasserbildung ein. Von ihrer Intensität hängt ab, wie schnell Nitrat in für Pflanzenwurzeln nicht mehr zu erreichende Tiefen verlagert wird.

Verlauf und Höhe der Nitratkonzentration im Sickerwasser ergeben sich aus dem Stickstoffvorrat des Bodens bzw. dessen Mineralisationsleistung, aus Düngungshöhe und -zeitpunkt und dem Stickstoffaneignungsvermögen der Kultur. Letztlich wird sie auch durch die Sickerwassermenge selbst bestimmt.

Die folgenden Abbildungen zeigen die Nitratdynamik ausgewählter Standorte, die wichtigsten Einflussfaktoren auf die Höhe des Nitrat-austrages werden diskutiert.

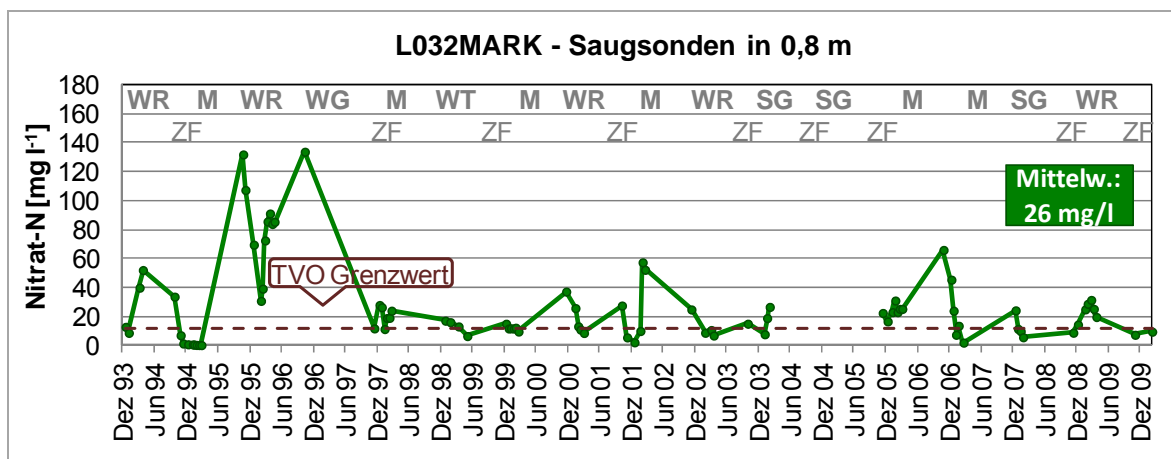


Abb. 10.15: L032MARK; mittels Saugsonden in 0,8 m Tiefe gemessene Nitratkonzentrationen; Zeitraum 1993–2009; M: Mais, WG: Wintergerste, WR: Winterroggen, WT: Wintertriticale, SG: Sommergerste, ZF: Zwischenfrucht.

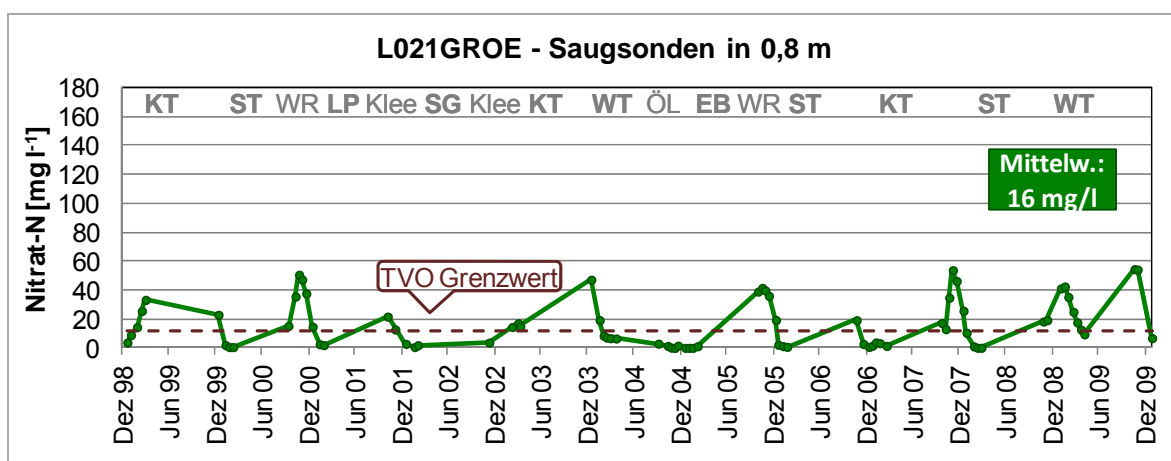


Abb. 10.16: L021GROE; mittels Saugsonden in 0,8 m Tiefe gemessene Nitratkonzentrationen; Zeitraum 1998–2009; KT: Kartoffeln, ST: Sommertriticale, WT: Wintertriticale, SG: Sommergerste, EB: Erbsen, LP: Lupinen, WR: Winterroggen, ÖL: Ölrettich.

Zunächst sollen zwei in einigen Kilometern Entfernung voneinander gelegene Standorte mit gleichem Ausgangsgestein (Flugsand) miteinander verglichen werden. L032MARK wird konventionell bewirtschaftet und häufig organisch gedüngt. Trotz der angebauten Zwischenfrucht treten regelmäßig hohe Nitratkonzentrationen auf, die im Mittel der Jahre  $26 \text{ mg l}^{-1}$  Nitrat-N betragen. Auch der ökologisch bewirtschaftete Schlag L021GROE zeigt erhöhte Nitratkonzentrationen, die insbesondere im Herbst den Grenzwert der TVO deutlich überschreiten. Im Mittel der Jahre ist die Nitratkonzentration mit  $16 \text{ mg l}^{-1}$  Nitrat-N jedoch

niedriger als in L032MARK. Der Stickstoffeintrag auf dem Schlag erfolgt hauptsächlich über stickstofffixierende Leguminosen und organischen Dünger. Dieser Stickstoff wird teilweise im Spätsommer/Herbst durch Mineralisation in Form von Nitrat freigesetzt. Die Winter- oder Zwischenfrucht war offensichtlich nicht weit genug entwickelt oder der Bedarf nicht gegeben, um das Nitrat vollständig aufzunehmen. Zudem ist zu berücksichtigen, dass der Schlag über erhöhte Nährstoffvorräte aus der Zeit der konventionellen Nutzung vor 1989 verfügt, die für eine stetige Nitratnachlieferung sorgen.

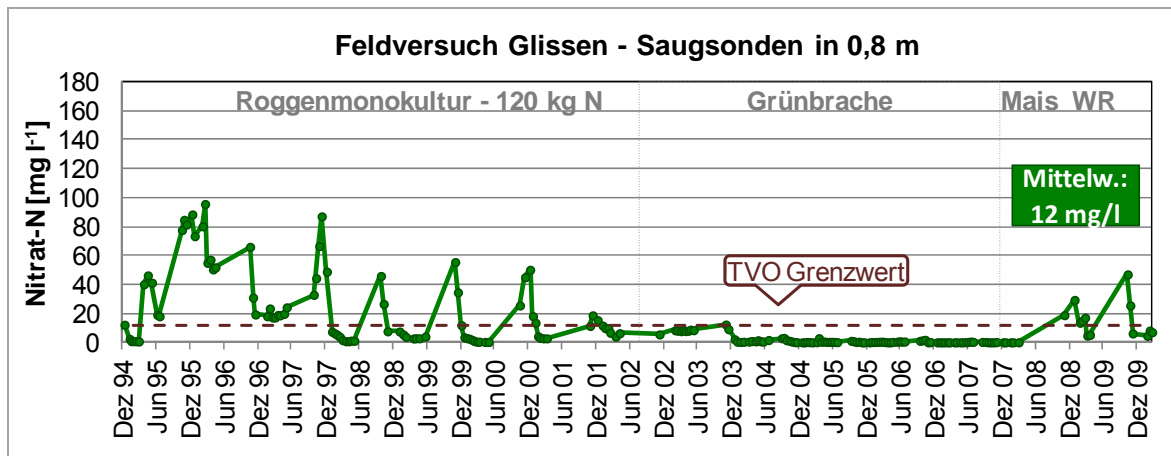


Abb. 10.17: Ehemaliger Feldversuch Glissen (neben der BDF L049GLIS, zwischen 2002 und 2007 ungedüngt); mittels Saugsonden in 0,8 m Tiefe gemessene Nitratkonzentrationen; Zeitraum 1994–2009; WR: Winterroggen.

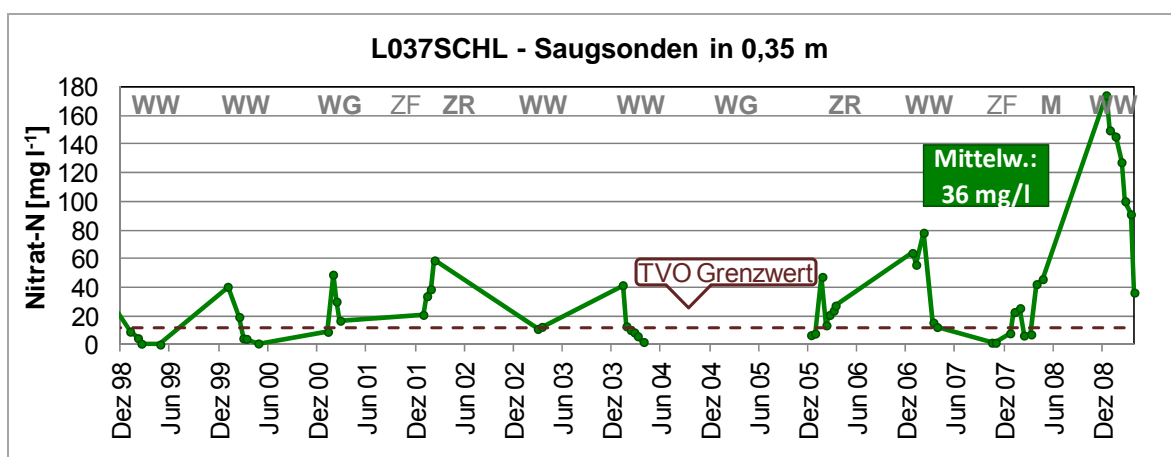


Abb. 10.18: L037SCHL; mittels Saugsonden in 0,8 m Tiefe gemessene Nitratkonzentrationen; Zeitraum 1998–2009; WW: Winterweizen, WG: Wintergerste, ZR: Zuckerrübe, ZF: Zwischenfrucht.

Von 1994 bis Juni 2002 wurde auf dem Feldversuch Glissen Winterroggen in Monokultur angebaut und mit 120 kg Stickstoff gedüngt (Abb. 10.17). Auch an diesem Standort werden im Herbst erhöhte Nitratkonzentrationen gemessen, im Mittel der Jahre 1994–2002 liegen sie bei  $23,2 \text{ mg l}^{-1}$  Nitrat-N. Mit der Umstellung auf eine ungedüngte Grünbrache gehen die Konzentrationen deutlich zurück und liegen mit  $1,5 \text{ mg l}^{-1}$  Nitrat-N weit unterhalb des Grenzwertes der TVO. Nach dem Umbruch der Brache wird der Grenzwert erneut jeweils im Herbst überschritten.

Abbildung 10.18 zeigt beispielhaft, dass auch auf lehmigen und tonigen Böden hohe Nitratkonzentrationen auftreten. Durch die hohe Feldkapazität kann jedoch mehr Niederschlagswasser gespeichert werden. Überschüssiger Stickstoff wird dadurch besser konserviert und steht den nachfolgenden Früchten zur Verfügung. Auffällig sind die sehr hohen Nitratkonzentrationen von bis zu  $170 \text{ mg l}^{-1}$  Nitrat-N nach Maisanbau im Herbst/Winter 2008/2009. Exaktversuche haben gezeigt, dass Mais ab einer jährlichen Düngung von  $150 \text{ kg N pro ha}$  ein sehr hohes Nitrataustragspotenzial birgt. Demgegenüber steht ein vergleichsweise ge-

ringes Austragspotenzial bei einer reduzierten Düngung von 100 kg N pro ha, bei geringen Ertragseinbußen. Dennoch liegen die Konzentrationen auch dann noch um 11 mg l<sup>-1</sup> Nitrat-N (FIER et. al. 2009).

Diese und weitere Untersuchungen bzw. Feldversuche zeigen: Selbst wenn ein Landwirt auf auswaschungsgefährdeten Ackerböden standortangepasst düngt und Maßnahmen wie Zwischenfruchtanbau durchführt, sind mittlere jährliche Nitratkonzentrationen unter 11,3 mg l<sup>-1</sup> Nitrat-N in der Regel nicht zu erreichen.

## 10.2.5 Schwermetallkonzentrationen

An ausgewählten Standorten wird das mittels Saugsonden gewonnene Sickerwasser auf Schwermetalle untersucht. In Tabelle 10.1 sind die Mediane und 90. Perzentile verschiedener Schwermetalle im Zeitraum Januar 2006 bis Januar 2008 dargestellt. Damit auch Werte unterhalb der Nachweisgrenze in der statistischen Auswertung berücksichtigt werden können, wird jeweils die Hälfte der Nachweisgrenze als Rechengröße verwendet.

Tab. 10.1: Median und 90. Perzentil verschiedener Schwermetallgehalte in µg l<sup>-1</sup> im Sickerwasser der Standorte L033DINK, L032MARK und L037SCHL (Zeitraum: Jan. 2006 bis Jan. 2008).

µg l <sup>-1</sup>	L033DINK 1,4 m		L032MARK 1,2 m		L037SCHL 0,75 m	
	Median	90. Perzentil	Median	90. Perzentil	Median	90. Perzentil
Arsen	0,5*	0,5*	0,5*	0,5*	0,5*	0,5*
Blei	2	3,37	1*	2,5	1*	5,4
Cadmium	0,58	1,16	0,25*	0,25*	0,25*	0,25*
Chrom	2,5*	2,5*	2,5*	2,5*	2,5*	2,5*
Kupfer	21	33	8	15	2,5*	42,6
Quecksilber	0,25*	0,25*	0,25*	0,25*	0,25*	0,25*
Nickel	5	15	2,5	7,9	1*	2,8
Zink	258,5	540	25*	25*	25*	116

\* < Nachweisgrenze.

Tab. 10.2: Prüfwerte des Wirkungspfads Boden – Grundwasser nach BBodSCHV (1999) und Schwellenwerte nach Grundwasserverordnung (GrwV 2010) sowie Prüfwerte Grundwasser nach BUNDESREGIERUNG (2011).

µg l <sup>-1</sup>	Prüfwerte Wirkungspfad Boden – Grundwasser (BBodSCHV 1999)	Schwellenwerte GRWV (2010)	Prüfwerte Grundwasser (BUNDESREGIERUNG 2011) – Entwurf –
Arsen	10	10	10
Blei	25	10	7
Cadmium	5	0,5	0,25
Chrom, gesamt	50	nicht definiert	7 (Cr III)
Kupfer	50	nicht definiert	14
Quecksilber	1	0,2	0,05
Nickel	50	nicht definiert	20
Zink	500	nicht definiert	58

Um die Konzentrationen bewerten zu können, werden sie den Prüfwerten des Wirkungspfad-fes Boden – Grundwasser nach Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBod-SchV 1999) gegenübergestellt (Tab. 10.2). Die Mediane und 90. Perzentile liegen überwiegend unterhalb der Prüfwerte. Lediglich am Standort L033DINK überschreiten 13 % der Messwerte den Prüfwert von  $500 \mu\text{g l}^{-1}$  für Zink. Auffällig auf diesem Standort sind weiterhin erhöhte Kupfer- und Cadmiumgehalte. Werden die Schwellenwerte nach Grundwasser-serververordnung herangezogen, übersteigt der Median für Cadmium den Schwellenwert von  $0,5 \mu\text{g l}^{-1}$  geringfügig. Die Ursache ist vermutlich der hohe Anteil an Mastschweinegülle an der organischen Düngung am Standort L033-DINK, insgesamt wurden von Januar 2006 bis Januar 2008  $100 \text{ m}^3$  Mastschweinegülle (mit geringem Anteil an Bullengülle) gegeben. Der Standort L32MARK erhielt im betrachteten Zeitraum  $58 \text{ m}^3$  Mischgülle (Rind/Schwein). Kupfer und Zink werden insbesondere in der Schweine- und Geflügelmast als Futtermittel-zusatzstoffe zur Leistungsförderung eingesetzt. Die Herkunft von Cadmium ist dagegen unklar.

Am Standort L037SCHL übersteigen viele Schwermetallgehalte im Boden die Vorsorge-werte nach BBodSchV (vgl. Kap. 4), im Sicker-wasser können im betrachteten Zeitraum aller-dings nur wenige Überschreitungen der Vor-sorge- oder Prüfwerte (Kupfer, Blei) festgestellt werden. Aufgrund des hohen pH-Wertes von 7,5 sind die Schwermetalle an diesem Standort kaum mobil.

Die BUNDESREGIERUNG (2011) hat mit dem Ent-wurf einer Mantelverordnung neue Prüfwerte für das Grundwasser vorgelegt. Danach wären auf dem Standort L033DINK die vorgeschlagen-ten Prüfwerte für Cadmium, Kupfer und Zink bereits durch die Medianwerte überschritten. Bei L032MARK gibt es beim Kupfer eine leichte Überschreitung durch die 90. Perzentilwerte. Der durch historischen Bergbau belastete, in der Okeraue liegende Standort L037SCHL weist im 90. Perzentil Überschreitungen der Prüfwerte bei Kupfer und Zink auf. Es muss je-doch an dieser Stelle darauf hingewiesen wer-den, dass die Prüfwerte für Grundwasser hier auf Bodenwasser angewendet werden, das bei dem Weg in die Grundwasserleiter noch che-mische Veränderungen erfährt, die konzentra-tionsreduzierend wirken können. Für die Analy-tik ergibt sich bei einem möglichen Inkrafttreten der Prüfwerte die Notwendigkeit, vor allem bei

Cadmium und Quecksilber die Bestimmungsgrenzen abzusenken.

### 10.3 Zusammenfassung Stoffkonzentrationen unter forst- und ackerbaulicher Nutzung

Ackerstandorte weisen im Vergleich zu Forst-standorten eine intensive Nutzungsdynamik mit regelmäßiger Bodenbearbeitung und hoher Nährstoffzu- wie -abfuhr auf. Unter forstlicher Nutzung sind die Böden meist dauerhaft durch-wurzelt. Mit Ausnahme von Kalkungsmaß-nahmen wird nicht gedüngt. Stoffeinträge über atmosphärische Deposition stellen einen be-deutenden Eintragspfad dar. Diese Unterschie-de bewirken, dass sich die Ionenzusammen-setzung des Sickerwassers dieser Nutzungs-formen auch bei räumlicher Nähe bzw. glei-chem geologischen Ausgangsgestein deutlich unterscheiden kann.

#### Ionenbilanzen

##### Forst

Auf carbonathaltigen Böden wie „Göttinger Wald“ (F009GWBU) sind  $\text{Ca}^{2+}$  und  $\text{HCO}_3^-$  die dominierenden Ionen im Sickerwasser unterhalb des Wurzelraums.

Auf den basenarmen Böden ist die natürliche und anthropogene Versauerung meist so weit fortgeschritten, dass Aluminium aus Silikaten und Tonmineralen herausgelöst wird. Es ist daher bei einem Großteil der Flächen das vor-herrschende Kation in der Bodenlösung, häufig gefolgt von  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  und  $\text{Na}^+$ . Mengenmäßig untergeordnet sind  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mn}^{2+}$  und  $\text{NH}_4^+$ . Auf Seite der Anionen dominieren  $\text{SO}_4^{2-}$  und  $\text{Cl}^-$ .

Nitrat ist nur auf den Flächen „Lange Bramke, Nordhang“ (F005LBNH) und in „Augustendorf“ (F021AUKI) von Relevanz für die Ionensum-me.

##### Acker

Durch mineralische und organische Düngung dominieren unter den Anionen  $\text{NO}_3^-$  und  $\text{Cl}^-$  (KCl-Dünger) und bei den Kationen meist  $\text{Ca}^{2+}$ . Ist das Ausgangsgestein carbonathaltig, wird neben  $\text{Ca}^{2+}$  auch  $\text{HCO}_3^-$  ausgewaschen.



Im Gegensatz zu forstwirtschaftlich genutzten Flächen kommen die Kationen  $\text{Al}^{3+}$  und  $\text{H}^+$  nur in sehr geringen Konzentrationen vor.

### Stoffkonzentrationen

#### Forst

In der Deposition, aber vor allem in den Bodenlösungen verschiedener Tiefen, nimmt Sulfat absolut und anteilig deutlich ab. Dessen Versauerungspotenzial ist nur für Carbonatstandorte wie im „Göttinger Wald“ als zunächst unkritisch einzustufen. Auf allen anderen Standorten ist Sulfat aber hauptverantwortlich für den Austrag der für die Baumernährung wichtigen Nährstoffe Calcium, Kalium und Magnesium in den letzten Jahrzehnten.

Aluminium nimmt seit einigen Jahrzehnten einen hohen Anteil an der Kationensumme vieler Standorte ein, abnehmende Trends sind nur auf drei Standorten erkennbar: „Lange Bramke, Kamm“, „Solling, Buche“, „Solling, Fichte“.

Erhöhte Nitratkonzentrationen werden auf der BDF „Augustendorf“ gemessen, seit 2004 gehen die Werte wieder auf mittlerweile  $15 \text{ mg l}^{-1} \text{ NO}_3\text{-N}$  zurück.

Fichtenbestände kämten im Vergleich zu Buchenbeständen die Luft effektiver und auch ganzjährig aus. Dies führt zu verstärkten Säureinträgen und Kationenausträgen.

#### Acker

Aufgrund seiner Umweltrelevanz liegt der Fokus hier auf dem Nitrat. Im Jahresverlauf schwanken die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser unter Ackerflächen stark. Die höchsten Konzentrationen treten im Herbst auf.

Die Höhe der Nitratkonzentration im Sickerwasser ergibt sich aus dem Stickstoffvorrat des Bodens bzw. dessen Mineralisationsleistung, aus Dünghöhe und -zeitpunkt und dem Stickstoffaneignungsvermögen der Kultur. Auch die Sickerwassermenge an sich hat Einfluss auf die Stoffkonzentration. Es sind keine zu- oder abnehmenden Trends erkennbar.

Auch im Ökolandbau können erhöhte Austräge auftreten (hohe Vorräte im Boden, Stickstoffeintrag durch organische Düngung und Leguminosen).

### Schwermetallkonzentrationen

#### Forst

Erhöhte Schwermetallgehalte werden für Cadmium und Blei gemessen, die Konzentrationen sind an den meisten Standorten seit Beginn des Monitoringprogramms rückläufig. Durch die niedrigen pH-Werte ist die Mobilität vieler Schwermetalle unter Forst höher als unter Acker.

#### Acker

Auf den drei untersuchten Flächen treten, gemessen an den derzeit gültigen Prüf- und Schwellenwerten für den Pfad Boden – Grundwasser, keine dauerhaft erhöhten Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser auf. Lediglich am Standort L033DINK überschreiten 13 % der Messwerte den Prüfwert des Wirkungspfades Boden – Grundwasser nach Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV 1999) von  $500 \mu\text{g l}^{-1}$  für Zink, die Kupferwerte sind erhöht. Beides ist auf den vermehrten Einsatz von Schweinegülle zurückzuführen.

## 10.4 Danksagung

Die Daten wurde teilweise im Rahmen des Projekts FutMon (Further Development and Implementation of an EU-level Forest Monitoring System), das durch das EU-LIFE+-Programm kofinanziert wurde, erhoben. Die Autoren danken Bernd Ahrends, Birte Scheler, Markus Wagner und Stefan Fleck von der NW-FVA für ihre wertvolle Hilfe bei der Entstehung dieses Kapitels.

## 10.5 Quellen

- AHRENDTS, B. & PENNE, C. (2010): Modeling the impact of canopy structure on the spatial variability of net forest precipitation and interception loss in Scots pine stands. – *The Open Geography Journal* **3**: 115–124.
- ANDERS, S., BECK, W., BOLTE, A., HOFMANN, G., JENSSEN, M., KRAKAU, U.-K. & MÜLLER, J. (2002): Ökologie und Vegetation der Wälder Nordostdeutschlands. – 283 S.; Oberwinter.
- BÄUMLER, R. & ZECH, W. (1998): Impact of forest use on the soil solution chemistry of mountain forest ecosystems in the Bavarian Alps. – *Forest Ecology and Management* **108/3**: 231–238.
- BRUMME, R. & BEESE, F. (1992): Effects of liming and nitrogen fertilization on emissions of CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O from a temperate forest. – *Journal of Geophysical Research* **97**: 851–858.
- BRUMME, R. & KHANNA, P. K. (2009): Functioning and management of European beech ecosystems. – *Ecological Studies* **208**: 1–499.
- BBODSCHV (1999). Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12. Juli 1999. – BGBl. I/1999: 1554.
- BUNDESREGIERUNG (2011): Verordnung zur Feststellung von Anforderungen für das Einbringen und Einleiten von Stoffen in das Grundwasser, an den Einbau von Ersatzbaustoffen und für die Verwendung von Boden und bodenähnlichem Material. – Arbeitsentwurf, <www.bmu.de> (Stand 06.01.2011).
- DE VRIES, W., SCHÜTZE, G., LOFTS, S., MEILI, M., RÖMKENS, P., FARRET, R., DE TEMMERMAN, L. & JAKUBINSKI, M. (2003): Critical limits for cadmium, lead and mercury related to ecotoxicological effects on soil organisms, aquatic organisms, plants, animals and humans. – In: SCHÜTZE, G. (ed.): Proceedings - Expert meeting on critical limits for heavy metals and methods for their application. Berlin, 02.–04.12.2002. – UBA-Texte **47/03**; Berlin.
- DEV – DEUTSCHE EINHEITSVERFAHREN (2009): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlamm-Untersuchung. – Berlin (Wiley-VCH).
- EXPERT PANEL ON SOIL AND SOIL SOLUTION (2011): Submanual on soil solution collection and analysis. – In: Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests, UNECE, ICP Forests; Hamburg.
- FIER, A., SCHÄFER, W., UHLMANN, J. & EILER, T. (2009): Stickstoffdüngung und Grundwasserschutz - Ergebnisse aus dem Feldversuch Thülsfelde. – <www.lwk-niedersachsen.de/index.cfm/portal/betriebumwelt/nav/197/article/5625.html> (am 30.2.2011).
- GAUGER, T., HAENEL, H.-D., RÖSEMANN, C., NAGEL, H.-D., BECKER, R., KRAFT, P., SCHLUTOW, A., SCHÜTZE, G., WEIGELT-KIRCHNER, R. & ANSHELM, F. (2008): Nationale Umsetzung UNECE-Luftreinhaltkonvention (Wirkung) – Abschlussbericht zum UFOPLAN-Vorhaben FKZ 204 63 252; Dessau.
- GRWV (2010). Verordnung zum Schutz des Grundwassers (Grundwasserverordnung) vom 09.11.2010. – BGBl. I/2010: 1513.
- 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* **42/1**: 16–25.
- HORVÁTH, B., MEIWES, K. J. & MEESENBERG, H. (2009): Die Bedeutung von Baumart und Bestandesalter für die Nitratversickerung unter Wald in der Region Weser-Ems. – *Forstarchiv* **80/2**: 35–41.
- IMMER, A., SCHMIDT, W., MEIWES, K. J. & BEESE, F. (1993): Langzeitwirkungen von Kalkung und Düngung auf den chemischen Zustand im Oberboden, die Humusformen und die Bodenvegetation in einem Fichtenforst. – *Forstwissenschaftliches Centralblatt* **112/1**: 334–346.
- KÖNIG, N., FORTMANN, H. & LÜTER, K.-L. (2009): Probenvorbereitungs-, Untersuchungs- und Elementbestimmungsmethoden des Umweltanalytik-Labors der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt. 2. Ergänzung: 1999–2008. Teil 1: Elementbestimmungsmethoden. – In: Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme **B**: 75–78.

- LOFTS, S., SPURGEON, D. J., SVENDSEN, C. & TIPPING, E. (2004): Deriving soil critical limits for Cu, Zn, Cd and Pb: A method based on free ion concentrations. – *Environmental Science and Technology* **38/13**: 3623–3631.
- MEESENBURG, H., MEIWES, K. J., WAGNER, M. & PRENZEL, J. (2001): Ecosystem effects after a meliorative liming of a catchment at the Harz mountains, Germany. – In: HORST, W. J. et al.: *Plant nutrition: Food security and sustainability of agro-ecosystems through basic and applied research*: 914–915.
- MEIWES, K. J., KHANNA, P. K. & ULRICH, B. (1986): Parameters for describing soil acidification and their relevance to the stability of forest ecosystems. – *Forest Ecology and Management* **15/3**: 161–179.
- 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.
- MÜLLER, J. & ANDERS, S. (1996): Vergleichende Untersuchungen zum Stoff- und Wasserhaushalt von Laub- und Nadelwaldökosystemen im nordostdeutschen Tiefland. – *Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie* **30/1**: 29–30.
- MÜLLER, U. (2004): Auswertungsmethoden im Bodenschutz. Dokumentation zur Methodenbank des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS®). – 7. erweiterte und ergänzte Auflage, Arb.-H. Boden 2004/2: 409 S., 3 Abb., 405 Tab.; Hannover (NLFB).
- NAGEL, H.-D., BECKER, R., KRAFT, P., SCHLUTOW, A., SCHÜTZE, G. & WEIGELT-KIRCHNER, R. (2007): Nationale Umsetzung der EU-NEC-Richtlinie/CAFE-Strategie und UNECE-Luftreinhaltkonvention. – *UBA/ÖKO-Data; Straußberg*.
- REUSS, J. O. & JOHNSON, D. W. (1985): Effect of soil processes on the acidification of water by acid deposition. – *Journal of Environmental Quality* **14/1**: 26–31.
- ROTHE, A., HUBER, C., KREUTZER, K. & WEIS, W. (2002): Deposition and soil leaching in stands of Norway spruce and European beech. Results from the Höglwald research in comparison with other European case studies. – *Plant and Soil* **240/1**: 33–45.
- STODDARD, J. L. (1994): Long-term changes in watershed retention of nitrogen. Its causes and aquatic consequences. – *Advances in Chemistry Series* **237**: 223–284.
- TEEPE, R., DILLING, H. & BEESE, F. (2003): Estimating water retention curves of forest soils from soil texture and bulk density. – *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* **166/1**: 111–119.
- TILLER, K. G. (1989): Heavy metals in soils and their environmental significance. – *Advances in Soil Science* **9**: 113–142.
- TRINKWV – TRINKWASSERVERORDNUNG (2001): Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch vom 21. Mai 2001. – *BGBl I/2001*: 959ff.
- ULRICH, B. (1987): Stability, elasticity, and resilience of terrestrial ecosystems with respect to matter balance. – *Ecological Studies* **61**: 11–49.
- UNECE (2007): Modelling Critical Loads for terrestrial ecosystems. – In: UNECE: *Manual on Methodologies and Criteria for Modelling and Mapping of Critical Loads and Levels; and Air Pollution Effects, Risks and Trends*. – <[www.icpmapping.org](http://www.icpmapping.org)>.
- 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., BAIER, R., HUBER, C. & GÖTTLEIN, A. (2007): Long term effects of acid irrigation at the Höglwald on seepage water chemistry and nutrient cycling. – *Water, Air & Soil Pollution* **7/1–3**: 211–223.
- WHO (2004): *Guidelines for drinking water quality*. – *Recommendations 1*, 3. Aufl.; Genua.