GeoBerichte 23

LANDESAMT FÜR
BERGBAU, ENERGIE UND GEOLOGIE

Tagungsband

20 Jahre Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen

Niedersachsen

GeoBerichte 23

Landesamt für
Bergbau, Energie und Geologie

Tagungsband

20 Jahre Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen

HEINRICH HÖPER & HENNING MEESENBURG
(Hrsg.)

Hannover 2012

Impressum

Herausgeber:	© Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie Stilleweg 2 30655 Hannover Tel. (0511) 643-0 Fax (0511) 643-2304
	Download unter www.lbeg.niedersachsen.de
Version:	18.08.2016
Redaktion:	Ricarda Nettelmann e-mail: bodenkundlicheberatung@lbeg.niedersachsen.de
Titelbild:	LBEG, NW-FVA.
Manuskript-erstellung:	Annette Baumann, Martin Haßdenteufel, Heinrich Höper.
	Für den sachlichen Inhalt sind die Autoren verantwortlich.

ISSN 1864–7529

GeoBer.	**23**	S. 3 – 254	172 Abb.	43 Tab.	4 Anh.	Hannover 2012

Tagungsband
20 Jahre Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen

HEINRICH HÖPER & HENNING MEESENBURG (Hrsg.)

Kurzfassung

Sechs Jahre nach Veröffentlichung der Bodenschutzkonzeption der Bundesregierung und fünf Jahre nach der Reaktorkatastrophe von Tschernobyl hat Niedersachsen im Jahre 1991 als eines der ersten Bundesländer die Bodendauerbeobachtung begonnen. Ziel ist es, den Zustand der Böden zu erfassen, seine zeitliche Entwicklung zu verfolgen und zukünftige Entwicklungen zu prognostizieren.Damit sollen häufig schleichend verlaufende, möglicherweise schädliche Bodenveränderungen rechtzeitig erkannt werden, um entsprechende Gegenmaßnahmen einleiten zu können. Der Boden darf deshalb nicht isoliert betrachtet werden. Atmosphärische Einträge und die landwirtschaftliche und forstliche Nutzung führen zu Stoffein- und -austrägen, die den Bodenzustand beeinflussen. Mit dem Niederschlag werden Stoffe ins Grundwasser verlagert und beeinflussen dessen Qualität. Aber auch die nachhaltige Sicherung der Bodenfruchtbarkeit im Sinne einer dauerhaft gesicherten Ertragsfähigkeit der Standorte ist von besonderem Interesse. Nicht zuletzt muss auch die Interaktion zwischen dem Boden und der natürlichen Vegetation mit Blick auf den Erhalt der globalen pflanzlichen Vielfalt betrachtet werden.

Anlässlich der Veranstaltung „20 Jahre Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen“ am 05. und 06.12.2011 in Hannover werden im vorliegenden Band die Ergebnisse aus 20 Jahren Bodendauerbeobachtung zusammengestellt. Der Band gibt einen Einblick in die Vielfalt der vorliegenden Daten und zeigt die Möglichkeiten auf, die sich aus der Vernetzung der unterschiedlichen Informationen, u. a. zu Deposition, Landnutzung, Bodeneigenschaften, Grundwasserqualität und Vegetation, ergeben. Darauf bauen Erkenntnisse sowohl für eine nachhaltige landwirtschaftliche und forstliche Bodennutzung als auch für den Schutz der Ressourcen Boden, Grundwasser und pflanzliche Vielfalt auf. Es zeigt sich aber auch, dass 20 Jahre Bodendauerbeobachtung nur der Anfang zum Schutz der über Jahrtausende entstandenen Böden sein können.

Inhalt

Vorwort **5**
1 Das Bodendauerbeobachtungsprogramm **6**
2 Stoffeinträge durch Deposition **19**
3 Stoffbilanzen auf landwirtschaftlich genutzten Flächen **38**
4 Stoffgehalte und -vorräte im Boden und deren Veränderungen **48**
5 Radiologische Untersuchungen **70**
6 Bodenbiologische Untersuchungen **79**
7 Zwölf Jahre Bodenerosionsmonitoring in Niedersachsen **95**
8 Bodenfruchtbarkeit: Humusbilanzen, Nährstoffversorgung und pH-Werte **111**
9 Zeitliche Entwicklung und Bewertung der Baumernährung **121**
10 Stoffkonzentrationen im Sickerwasser **133**
11 Stoffausträge mit dem Sickerwasser **152**
12 Ökosystembilanzen auf forstwirtschaftlich genutzten Flächen **163**
13 Grundwassergüte **175**
14 Verbraucherschutz: Bewirtschaftung von schadstoffbelasteten Standorten **193**
15 Vegetationsmonitoring **201**
16 Klimafolgenmonitoring **233**
17 Anhang **242**

Vorwort

HEINRICH HÖPER

Die Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen wurde vor 20 Jahren auf Beschluss der niedersächsischen Landesregierung begonnen. Auslöser waren die nukleare Katastrophe von Tschernobyl und erste Ansätze zum Schutz des Bodens, vor allem vor stofflichen Belastungen. Um alle bekannten und, aus damaliger Sicht, auch potenziell neue Themen und Fragestellungen behandeln zu können, wurde die Dauerbeobachtung weit angelegt und mit anderen, bereits bestehenden Messnetzen verbunden.

Bodendauerbeobachtung hat zum Ziel, den Zustand des Bodens zu erfassen und langfristige Entwicklungen zur verfolgen. Dabei steht zwar der Boden im Fokus der Betrachtungen, jedoch sind die benachbarten Medien und Kompartimente Luft–Atmosphäre, Wasser–Gewässer und Vegetation, sowohl als den Boden beeinflussend als auch vom Boden beeinflusst, ebenfalls mit zu betrachten. Eine ganz wichtige Rolle spielt auch die landwirtschaftliche und forstliche Bodennutzung, die im Hinblick auf Stoffein- und -austräge zu charakterisieren ist. Bodendauerbeobachtung ist daher an diesen Standorten immer auch Umweltmonitoring, bei dem allerdings der Boden im Zentrum steht.

Mit der vorliegenden Zusammenstellung wird dem umfassenden und integrierenden Ansatz der Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen Rechnung getragen. In Kapitel 1 wird das Gesamtvorhaben, bestehend aus einem landwirtschaftlichen und einem forstlichen Teil vorgestellt. Kapitel 2 und 3 widmen sich den Stoffeinträgen durch Deposition und landwirtschaftliche Bodennutzung. Stoffvorräte und Gehalte an Nähr- und Schadstoffen (Schwermetalle und organische Schadstoffe) im Boden werden in Kapitel 4 dargestellt. Die Kapitel 5 bis 8 befassen sich ausführlicher mit den Themen radiologische Belastung von Böden, Bodenmikrobiologie sowie mit der Entwicklung von Indikatoren der Bodenfruchtbarkeit und von Bodeneigenschaften aus Sicht der Nutzer, hier der Land- und Forstwirtschaft. In den folgenden Kapiteln 9 und 10 werden die Auswirkungen der Bodennutzung auf die Sickerwasserqualität und die Stoffausträge mit dem Sickerwasser beschrieben. Aus landwirtschaftlicher Sicht ergibt sich ein enger Zusammenhang zwischen Bilanzüberschüssen (Kapitel 3) und Stoffausträgen. Mittels einer Zusammenstellung der Daten aus den vorherigen Kapiteln werden für Waldstandorte vollständige Ökobilanzen für Nähr- und Schadstoffe präsentiert (Kapitel 11). Der Zusammenhang zwischen Landnutzung und Grundwassergüte wird in Kapitel 12 behandelt. Die Kapitel 13 und 14 schlagen eine Brücke zwischen dem Bodenschutz und anderen Schutzzielen, hier Naturschutz und Verbraucherschutz. Die Bodendauerbeobachtung ist auch als Instrument des Klimafolgenmonitorings gut geeignet, wobei sich heute schon erste Entwicklungen andeuten.

Im vorliegenden Band werden erste Verknüpfungen zwischen den unterschiedlichen, von der Bodendauerbeobachtung behandelten Themenbereichen dargestellt. Eine umfassende, explorative Analyse der Beziehungen anhand aller vorliegenden Daten war bisher nicht möglich. Die Zeit spielt hier allerdings den Auswertern in die Hände, da mit zunehmender Dauer des Programms die Wahrscheinlichkeit von Entwicklungstrends zunehmen wird. Zwanzig Jahre Bodendauerbeobachtung sind für Menschen ein langer Zeitraum, angesichts schleichender Entwicklungen im Boden aber kaum mehr als ein Wimpernschlag der Natur.

1 Das Bodendauer-beobachtungsprogramm

HEINRICH HÖPER & HENNING MEESENBURG

1.1 Einleitung

Das niedersächsische Bodendauerbeobachtungsprogramm wurde 1990 eingerichtet, als es noch keine rechtsverbindlichen Regelungen zum umfassenden Bodenschutz gab. Allerdings hatte die Bundesregierung in der Bodenschutzkonzeption von 1985 (BMI 1985) alle bedeutenden Einwirkungen auf den Boden zusammengefasst und bewertet sowie Leitlinien des Bodenschutzes formuliert. Als grundlegende Voraussetzung für den Bodenschutz wurde die Verfügbarkeit gesicherter Daten zu Bodenbelastungen und zu Bodenzuständen einschließlich deren Veränderungen über die Zeit betrachtet. Dazu wurde die Einrichtung von Dauerbeobachtungsflächen als notwendig erachtet.

Am 26.04.1986 explodierte ein Kernreaktor in Tschernobyl, Ukraine, und eine radioaktive Wolke zog über Deutschland hinweg (KAUL 1988). Es wurde deutlich, dass eine Bewertung dieses Ereignisses zum einen nur anhand von Informationen über den Status von Umwelt und Boden vor der Katastrophe möglich war und zum anderen die kurzfristige Einführung eines Umweltmonitorings erforderlich machte.

Dazu kamen die Beobachtungen über neuartige Waldschäden, die mit negativen, in der Regel sehr langsam verlaufenden Bodenveränderungen (vor allem Versauerung) in Verbindung gebracht wurden (ULRICH 1987). Diese Erkenntnisse waren durch die Einrichtung erster forstlicher Dauerbeobachtungsflächen (u. a. Solling) in den 1960er Jahren begünstigt worden (ULRICH 1993). Erst durch einen langfristig und umfassend angelegten Untersuchungsansatz konnten schleichende Entwicklungen verfolgt und Interaktionen zwischen den verschiedenen Ökosystemkomponenten aufgezeigt werden.

Aufbauend auf diesen Erfahrungen wurde vom niedersächsischen Kabinett 1990 die Einrichtung von Bodendauerbeobachtungsflächen, in Niedersachsen als drittem Bundesland nach Bayern und Baden-Württemberg, beschlossen. Angesichts der zentralen Stellung des Bodens wurde ein umfassender Ansatz gewählt. Dieser beinhaltet die Erfassung der Stoffein- und -austräge durch Nutzung und Deposition, stoffliche und nicht-stoffliche Veränderungen des Bodens, vegetationskundliche und bodenbiologische Untersuchungen sowie die Einbeziehung von Sicker- und Grundwasser.

Erst acht Jahre nach diesem Kabinettsbeschluss traten 1998 das Bundesbodenschutzgesetz (BBODSCHG 1998) und wenig später das niedersächsische Bodenschutzgesetz (NBODSCHG 1999) in Kraft. Seitens der EU-Kommission wurde 2006 die „Thematische Strategie für den Bodenschutz“ veröffentlicht (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2006). Darin wurden folgende Risiken für Böden beschrieben: Erosion, Verlust organischer Substanz(en), Versalzung, Verdichtung, Erdrutsch, Kontaminierung und Versiegelung.

Als weiteres Risiko wird der Verlust an biologischer Vielfalt angesehen. Hier wurde jedoch davon ausgegangen, dass dieses Risiko durch Maßnahmen in den anderen Risikobereichen ausreichend abgedeckt wird.

Die Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen berücksichtigt die meisten, aber nicht alle der o. a. Risiken. Versalzung spielt in Niedersachsen keine Rolle, die Frage der Erdrutsche sowie der Versiegelung kann auf den Flächen nicht annähernd repräsentativ behandelt werden. Bezüglich der Erosion wurde ein Ansatz gewählt, der über die Bodendauerbeobachtungsfläche im engeren Sinne räumlich weit hinausgeht (s. u.). Zur Kontaminierung wird mit der Bodendauerbeobachtung der diffuse Aspekt der großräumigen Stoffeinträge, durch Deposition oder durch Landnutzung, abgedeckt.

Angesichts des umfassenden und integrativen Ansatzes kann und soll die Bodendauerbeobachtung nicht nur im Bereich des vorsorgenden Bodenschutzes wertvolle Dienste leisten. Es werden Informationen über die zeitliche Entwicklung der land- und forstwirtschaftlichen Bodenutzung im Hinblick auf die Bewertung der Bodenfruchtbarkeit gewonnen. Auch lässt sich der Zusammenhang zwischen Boden, Landnutzung und (Grund-)Wasserqualität im Hinblick auf die Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie unter Praxisbedingungen darstellen. Des Weiteren gibt es über die Untersuchungen an Ernteprodukten und Düngemitteln eine Anbindung an den Verbraucherschutz und

das Futtermittelrecht. Nicht zuletzt lassen sich auf naturnahen Flächen auch Zusammenhänge zwischen Boden und Vegetationsentwicklung über lange Zeiträume verfolgen. Angesichts der prognostizierten Klimaveränderungen stellen die Bodendauerbeobachtungsflächen ein ideales Instrument dar, um die vielfältigen Wechselwirkungen zwischen Witterung, Landnutzung, Boden, Vegetation und Wasser unter Praxisbedingungen zu verfolgen.

Eine Darstellung des niedersächsischen Bodendauerbeobachtungsprogramms erfolgte bereits durch KLEEFISCH & KUES (1997). Dennoch wird im Folgenden erneut eine umfassende Beschreibung des Programms vorgenommen, um den aktuellen Stand zu dokumentieren und dem Leser die Grundlage für die in den folgenden Kapiteln dargestellten Sachverhalte bereitzustellen.

1.2 Gesetzliche Grundlagen

Das niedersächsische Bodendauerbeobachtungsprogramm wurde mit Kabinettsvorlage vom 05.01.1990 und mit Kabinettsbeschluss vom 16.01.1990 eingerichtet. Gesetzlich ist der Unterhalt von Dauerbeobachtungsflächen im § 8 des NBODSCHG (1999) geregelt. Hiernach führt das Land das Niedersächsische Bodeninformationssystem (NIBIS®). Im NIBIS® werden „die von den staatlichen oder sonstigen öffentlichen Stellen erhobenen Daten aus Untersuchungen über die physikalische, chemische und biologische Beschaffenheit des Bodens“ sowie „die Daten der Bodendauerbeobachtungsflächen und anderer vom Land eingerichteter Versuchsflächen“ zusammengeführt und als Entscheidungsgrundlage für Zwecke des Bodenschutzes bereitgestellt.

Selbst wenn die Einrichtung eines Bodendauerbeobachtungsprogramms nicht explizit im NBodSchG festgelegt wird und nichts über den Umfang eines solchen Programms gesagt wird, ergibt sich jedoch im Hinblick auf den Nutzen der Daten Folgendes:

- Nur aktuelle und repräsentative Daten können eine Entscheidungsgrundlage für Fragestellungen des Bodenschutzes darstellen, wodurch ein hinreichender Umfang des Programms und eine stetig zu aktualisierende Erhebung der Daten zu fordern sind.
- Die Besonderheit der Daten aus der Bodendauerbeobachtung im Vergleich zu Daten aus anderen Erhebungen wird expressis verbis hervorgehoben. Dies bezieht sich auf den umfassenden sowie auf den langfristigen Charakter der Bodendauerbeobachtung und auf die Möglichkeit, durch Zeitreihenbetrachtungen schleichende Veränderungen diagnostizieren zu können. Im Kabinettsbeschluss sind diese Ziele eindeutig formuliert.

1.3 Zielsetzung/Fragestellungen

In der Anlage zum Kabinettsbeschluss der niedersächsischen Landesregierung vom 16.01. 1990 sind die Ziele der Bodendauerbeobachtung wie folgt definiert:

An flächen- und bodenrepräsentativen Stellen soll der Status quo von Eigenschaften und Belastungssituationen von Böden festgestellt und durch Bodeninput- und -outputuntersuchungen Daten über langfristige Veränderungen gewonnen werden.

Die BDF „dienen

- der Erfassung der langfristig standort-, belastungs- und nutzungsbezogenen Einflüsse,
- der Vorsorge für rechtzeitige Maßnahmen zum Schutz des Bodens in seiner Substanz und seinen vielfältigen Funktionen
- als Eichstelle, z. B. in Katastrophenlagen (siehe Tschernobyl).“

Im Laufe der Jahre hat sich ein umfangreicher Katalog von konkreten Fragenstellungen an Daten aus der Bodendauerbeobachtung entwickelt, wie die folgende, unvollständige Übersicht zeigt:

Bodenschutz

- Typische (Nähr- und) Schadstoffgehalte in Böden, Hintergrundwerte,
- Typische Gehalte an organischer Substanz im Boden,
- An- oder Abreicherung von Schadstoffen im Boden infolge land- und forstwirtschaftlicher Nutzung oder diffuser Einträge, z. B. aus der Atmosphäre,

- Entwicklung der Radioaktivität nach Tschernobyl,
- Bodenversauerung und Mobilität von Nähr- und Schadstoffen,
- Entwicklung der biologischen Aktivität,
- Entwicklung von Strukturparametern (z. B. Veränderung der Bodendichte oder des Porenvolumens), Verdichtungsanfälligkeit der Böden, Unterbodenverdichtung,
- Bodensubstanzverluste durch Wind- und Wassererosion oder durch Torfmineralisation, Streuauf- und -abbau in Waldböden.

Landnutzung

- Praxisnahe Bilanzen von Nähr- und Schadstoffen unter land- oder forstwirtschaftlicher Bodennutzung,
- Humusbilanzen und Entwicklung der Gehalte an organischem Kohlenstoff,
- Entwicklung des Fruchtartenspektrums und der Erträge,
- Auswirkungen der Anwendung von Siedlungsabfällen (Klärschlamm, Kompost, Gärsubstrate) auf die Böden,
- Bodenfruchtbarkeit, Entwicklung der Gehalte an verfügbaren Nährstoffen im Boden.

Wasserqualität

- Auswirkungen der Landnutzung auf die Grundwasserqualität,
- Austräge von Nährstoffen, Schwermetallen oder Pflanzenschutzmitteln mit dem Sickerwasser,
- Vorkommen von Tierarzneimittelwirkstoffen im Sickerwasser,
- Stoffeinträge in Oberflächengewässer.

Klimafolgen

- Auswirkungen des prognostizierten Klimawandels auf die Böden, vor allem Gehalt an organischer Substanz, Bodenwasser,
- Auswirkungen auf die Vegetation (vor allem Forst).

Vegetation

- Auswirkungen der Veränderung von Bodeneigenschaften und der Bodennutzung auf die Vegetationszusammensetzung,
- Auswirkung des Verzichts auf Pflanzenschutzmittel auf die Vegetation im Ökolandbau im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft.

Auf eine Vielzahl der o. a. Fragen wird in den folgenden Kapiteln eingegangen. Die Bodendauerbeobachtung bietet durch die umfassende Datenerhebung umfangreiche Möglichkeiten der Datenverknüpfung

1.4 Standorte

Die Auswahl der Standorte erfolgte nach fachlicher Repräsentanz anhand folgender Auswahlkriterien:

- Bodentyp,
- Ausgangsgestein (Substrat),
- Klima (Klimaregionen),
- Relief (naturräumliche Kriterien),
- Nutzung (Acker, Grünland, Forst, Brache),
- Belastung (Lage in Ballungsgebieten, Immissionsgebieten, Gebieten mit hohem Viehbesatz, erosionsgefährdeten Gebieten, Wasserschutzgebieten, Naturschutzgebieten),
- Ökosystemtyp (Forst: Bestand und Alter).

Es wurden 90 BDF eingerichtet, 20 Forst-BDF (BDF-F) und 70 vorwiegend landwirtschaftlich genutzte BDF im Freiland (BDF-L). Abbildung 1.1 gibt einen Überblick über die Lage der Flächen in Niedersachsen vor dem Hintergrund der Bodengroßlandschaften.

Die BDF lassen sich je nach Nutzung und Belastungstyp zu folgenden Kategorien zuordnen (Tab. 1.1). Anhang 1 gibt einen Überblick über wesentliche Nutzungs-, Belastungs- und Standortcharakteristika der BDF.

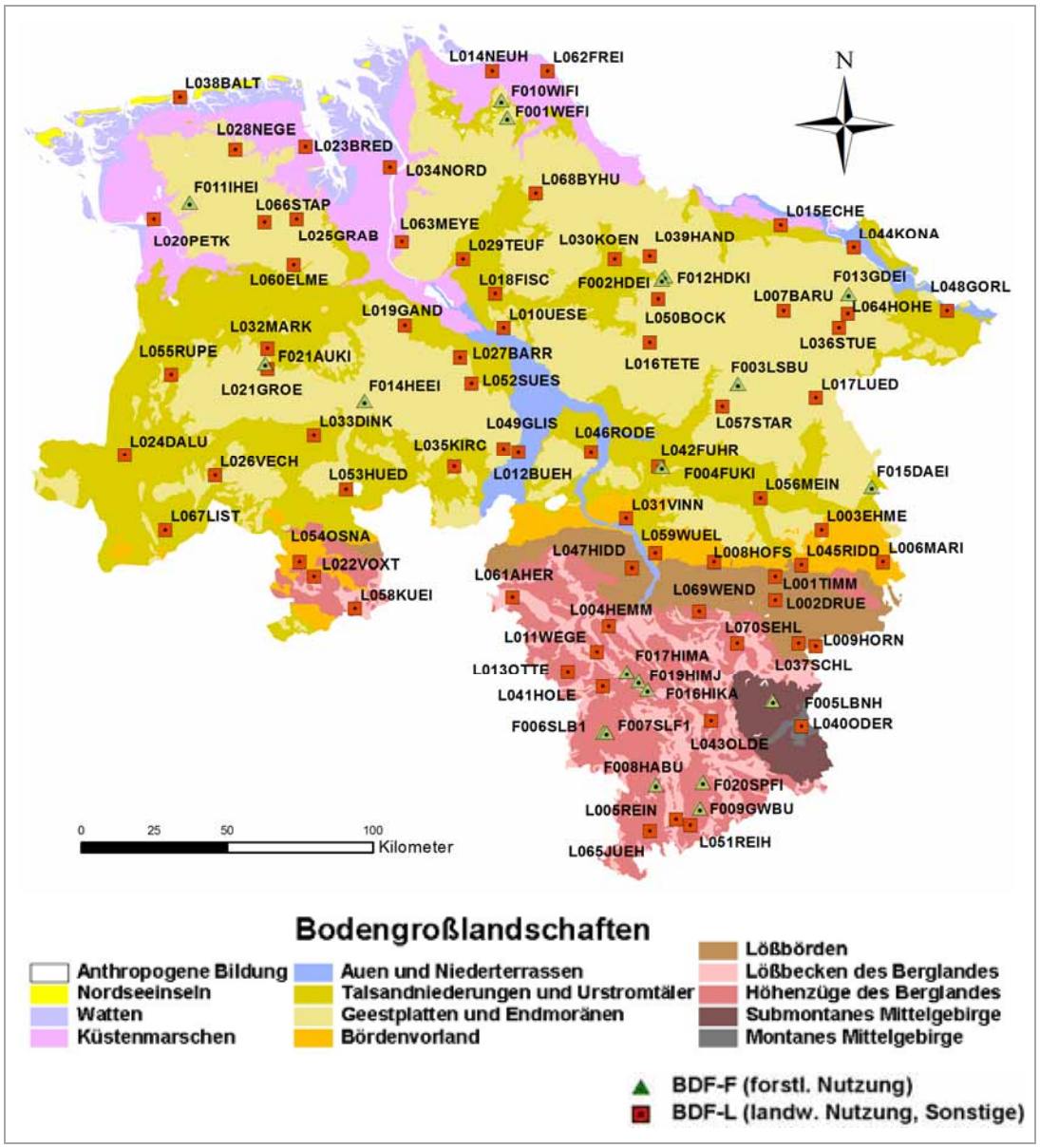


Abb. 1.1: Lage der Bodendauerbeobachtungsflächen in den Bodengroßlandschaften Niedersachsens.

Tab. 1.1: Klassifizierung der BDF-L nach Nutzung, Belastung und Lage in Naturschutzgebieten (NSG) bzw. Naturparks und Wasserschutzgebieten (WSG).

1.	BDF nach Nutzung	Anzahl
1.1	Ackerland, davon	48
	konventionelle Landwirtschaft	42
	ökologische Landwirtschaft	6
1.2	Grünland, davon	16
	Wiese oder Mähweide intensiv (3–4 Schnitte)	4
	Wiese oder Mähweide extensiv (1–2 Schnitte)	7
	Weide, eher extensiv	5
1.3	naturnahe Flächen, davon	5
	Wiese/Weide, gelegentlich genutzt	3
	ungenutzt	2
1.4	Siedlung (Stadtpark)	1
1.5	Forstliche Nutzung, davon	20
	Buche	4
	Eiche	5
	Fichte	7
	Kiefer	3
	Douglasie	1
2	**BDF-L nach Belastung**	**Anzahl**
2.1	keine besondere Belastung (Referenzfläche)	51
2.2	Gebiete mit siedlungs-, verkehrs- oder industriebürtiger Belastung, Stadtböden	6
2.3	Auenstandorte mit schadstoffhaltigen Sedimenten	2
2.4	Flächen mit Ausbringung von Siedlungsabfällen	4
2.5	Gebiete mit erhöhtem Einsatz an Wirtschaftsdüngern	2
2.6	erosionsgefährdete Flächen	4
2.7	Fläche mit ackerbaulicher Moornutzung	1
3.	**BDF-L in NSG oder WSG**	**Anzahl**
3.1	weder NSG noch WSG	49
3.2	WSG	12
3.3	NSG	4
3.4	NSG und WSG	5
4.	**BDF-F nach Schutzstatus**	**Anzahl**
4.1	kein Schutzstatus	7
4.2	WSG	6
4.3	Natura 2000, NSG und/oder Naturwald	4
4.4	multipler Schutzstatus	3

1.5 Methodik – Untersuchungsprogramm

Die Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen orientiert sich an den bundesweit harmonisierten Methoden nach BARTH et al. (2001). Für die forstlich genutzten BDF finden aufgrund der Einbindung in das Europäische Intensive Waldmonitoring (ICP Forests) auch Methoden des ICP Forests (UNECE 2010) Anwendung.

1.5.1 BDF und Teilflächen

Eine Bodendauerbeobachtungsfläche ist eine 1 ha große Fläche, die nach einer bodenkundlichen Feinkartierung im 25-m-Raster in ein mehrere Hektar großes Flurstück gelegt wurde. Für die Grundinventur bei der Einrichtung wurde in der Nähe der Bodendauerbeobachungsfläche eine Grube angelegt, eine detaillierte Bodenansprache vorgenommen sowie horizontbezogen gestörte und ungestörte Bodenproben (Stechzylinder) entnommen. Innerhalb der Bodendauerbeobachtungsfläche wurden vier Kernflächen (KF) von 256 m² festgelegt, eingemessen und mit Magneten unterirdisch vermarkt. Auf Flächen mit hoher Beprobungsintensität, z. B. für N_{min}-Untersuchungen, wurde um die Kernflächen ein 2 m breiter N_{min}-Rahmen angelegt, der anstelle der Kernfläche beprobt wird. So soll der Eingriff in den Boden auf der Kernfläche begrenzt werden. Die Profilbeprobung (bis 1 m Tiefe) bei der Wiederholungsinventur auf den landwirtschaftlich genutzten BDF findet auf dem Kernflächenrahmen (KFR) im Abstand von 3 m um die Kernflächen herum statt.

Bei den BDF-F ist auf der ca. 1 ha großen Fläche eine Kernfläche von 0,25 ha (50 x 50 m) angelegt, auf der weitgehend zerstörungsfreie Erhebungen wie ertragskundliche Messungen, Kronenansprache, Depositions- und Streufallmessungen stattfinden. In der Randzone werden auch Erhebungen durchgeführt, die stärkere Eingriffe in den Boden oder den Waldbestand beinhalten (Profilgrube, Nadel-/Blattprobenahme, Bodenlösungsgewinnung).

1.5.2 Bewirtschaftung

Die Bodendauerbeobachtungsfläche wird ebenso wie das gesamte Flurstück vom Eigentümer oder Besitzer bewirtschaftet. Es erfolgen keine besonderen Auflagen seitens des Programms. Damit soll sichergestellt werden, dass die Bewirtschaftung ortsüblich und standortangepasst erfolgt. Der Bewirtschafter führt eine Schlagkartei mit allen Angaben zur Bewirtschaftung, vor allem Bodenbearbeitung, Saat, angebaute Kulturen, Sorten, Erträge, Art und Menge der aufgebrachten organischen und mineralischen Dünge- und Pflanzenschutzmittel. Die Angaben werden von der Landwirtschaftskammer Niedersachsen geprüft und in einer Datenbank zusammengeführt. Einmalig wurde die Nutzungsgeschichte erhoben, vor allem im Hinblick auf vergangene Umnutzungen sowie Meliorations- und wasserregulierende Maßnahmen.

Die BDF-F werden nach den Regeln einer ordnungsgemäßen Forstwirtschaft bewirtschaftet. Alle forstlichen Bewirtschaftungsmaßnahmen werden dokumentiert. Dies beinhaltet die Entnahme von Bäumen im Zuge von Durchforstungen oder Endnutzungsmaßnahmen sowie die Erfassung der natürlichen oder schadensbedingten Mortalität. Die bewirtschaftungsbedingte Stoffzufuhr durch Kalkungen oder ähnliches wird nach Zeitpunkt, Stoffzusammensetzung und -menge erfasst.

Unter Naturschutz stehende Flächen werden gemäß Schutzzweck und den dafür erforderlichen Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen bewirtschaftet.

1.5.3 Intensität der Untersuchungen

Bezüglich der Intensität der Untersuchungen werden Standard- und Intensiv-BDF (BDF-I) unterschieden. Das Standardprogramm, das auf allen BDF durchgeführt wird, umfasst die Bodenuntersuchungen im Rahmen von Inventuren (s. u.) sowie Ertragsermittlung und Analytik von Pflanzeninhaltsstoffen im Erntegut. Proben von Klärschlamm, Komposten und Gärsubstraten werden, sowie sie auf BDF eingesetzt werden, ebenfalls standardmäßig untersucht. Auf landwirtschaftlich genutzten BDF-I sind darüber hinaus meteorologisch-hydrologische Messstationen zur Gewinnung von Daten für Wasserhaushaltsberechnungen und Saugsondenanlagen zur Gewinnung von Sickerwasser installiert. Außerdem werden zwei bis dreimal jährlich, im zeitigen Frühjahr, zur Ernte und im Herbst vor Beginn der Sickerwasserperiode, N_{min}-Untersuchungen durchgeführt.

Darüber hinaus gibt es Sonderprogramme, u. a. zur Erfassung der Schwermetallein- und -austräge (23 BDF), zur Wind- und Wassererosion (4 BDF) oder zum Verbleib von Tierarzneimittelwirkstoffen im Boden (1 BDF).

Auf forstlich genutzten BDF-I werden alle wesentlichen Größen zur Erfassung der Wasser- und Stoffflüsse erhoben. Dazu gehören die Messung der atmogenen Deposition (jeweils Freiflächen- und Bestandesniederschlag), die Bodenlösungsentnahme, Streufallmessungen sowie meteorologisch-bodenhydrologische Messstationen für die Wasserhaushaltssimulation.

1.5.4 Art und Frequenz der Untersuchungen

Grundinventur (einmalig)

Bei der Einrichtung der BDF erfolgte eine Grundinventur. Es wurde sowohl eine flächenbezogene (Flächenproben) als auch eine horizontbezogene Probenahme (Profilproben) vorgenommen. In der Fläche wurden die vier Kernflächen getrennt beprobt. Die Probenahme erfolgt unter gepflügtem Acker in 0–20 cm Tiefe, unter Grünland in 0–5 und 5–20 cm Tiefe. In der Grube (s. o.) wurde eine horizontbezogene Probenahme bis in über 1 m Tiefe vorgenommen.

Wiederholungsinventuren (alle zehn Jahre)

In den Wiederholungsinventuren werden im Abstand von ca. zehn Jahren ebenfalls flächen- und horizontbezogen Proben genommen und analysiert. Die flächenbezogene Probenahme findet auf den vier Kernflächen mit Probenahmetiefen in Anlehnung an die BBodSchV (gepflügter Acker 0–20 cm (Ap-Horizont), Grünland 0–10 und 10–20 cm) statt. In der ersten Wiederholungsinventur (2000–2010) wurde im Grünland die Schicht 0–5 cm zusätzlich beprobt. Für die horizontbezogene Probenahme werden je Kernfläche vier Rammkerne 0–

1 m tief im KFR gewonnen, bodenkundlich angesprochen und unterhalb des Ap-Horizontes (Acker) bzw. unterhalb von 20 cm Tiefe (Grünland) beprobt. Hierzu werden die Materialien der vier Rammkerne horizontweise zu einer Mischprobe zusammengeführt. Geringmächtige (< 5 cm) oder nur in einzelnen Rammkernen auftretende Horizonte werden nicht beprobt. Horizontober- und -untergrenzen werden als Mittelwerte aus den Beobachtungen der vier Rammkerne einer Kernfläche angegeben.

Auf den BDF-F wurden für die Grund- und Wiederholungsinventuren auf einem 10x10-m-Raster nach dem Zufallsprinzip sechs Punkte ausgewählt. Von diesen Punkten ausgehend wurden in Nord-, Ost-, Süd- und Westrichtung in 2,5 m Entfernung jeweils nach Tiefenstufen getrennt Proben entnommen. Die an diesen vier Punkten entnommenen Proben wurden tiefenstufenabhängig zu Mischproben vereinigt. Die Humusauflage wurde mit einem Stechrahmen entnommen und in die Humuslagen L, Of und Oh (sofern vorhanden) getrennt. Der Mineralboden wurde bis in 100 cm Tiefe mit einem Bodensäulenzylinder entnommen. Die entnommenen Bodensäulen wurden in die Tiefenstufen 0–5 cm, 5–10 cm, 10–20 cm, 20–30 cm, 30–50 cm, 50–70 cm und 70–100 cm getrennt.

Zwischeninventuren (alle ein bis fünf Jahre)

Semistabile Parameter, d. h. Parameter, bei denen innerhalb von wenigen Jahren Veränderungen auftreten können, werden häufiger untersucht, als in den Wiederholungsinventuren vorgesehen. In der Regel werden Proben der vier Kernflächen in den Tiefen 0–20 cm (gepflügter Acker) oder 0–10 und 10–20 cm (Grünland, Acker mit Minimalbodenbearbeitung) gezogen. Die Probenahmefrequenz beträgt ein bis drei Jahre für mikrobielle Parameter sowie drei bis fünf Jahre für pH-Wert, pflanzenverfügbare Nährstoffe, organischen Kohlenstoff und Gesamtstickstoff. Auch werden in dreijährigen Zyklen Vegetationsaufnahmen vorgenommen.

Jährliche Untersuchungen/Erhebungen

Bewirtschaftungsparameter werden jährlich aus den Schlagkarteien der Landwirte zusammengestellt. Zu jedem Ereignis werden die Erträge exakt nach der bei BARTELS, GROH & KLEEFISCH (2000) beschriebenen Vorgehensweise durch die Landwirtschaftskammer Niedersachsen und die LUFA Nordwest erhoben. Von allen Standorten werden Proben des Ernteguts sowie von Ernterückständen, soweit sie von der Fläche abgefahren werden, auf Trockenmasse und Nährstoffe untersucht. Auf 23 Flächen werden zudem die Schwermetallgehalte im Erntegut bzw. in den Ernterückständen bestimmt.

Auf BDF-F werden jährlich (BDF-I) oder zweijährlich (BDF-S) Beerntungen der Blätter bzw. Nadeln durchgeführt, um die Versorgung der Bäume mit Nährstoffen beurteilen zu können. Die Vitalität der Bestände wird durch eine jährliche Erhebung der Kronenverlichtung und durch regelmäßige ertragskundliche Erhebungen beurteilt.

1.5.5 Probenahme – Boden

Proben von Auflagen s. Kap. 1.5.4 bzw. 1.5.6.

Flächenproben

Flächenproben dienen dazu, Gehalte und Vorräte von Stoffen, die über die Bodenoberfläche in den Boden eingetragen und wenig in den Unterboden verlagert werden, möglichst repräsentativ zu erfassen. Auch die organische Substanz, pH-Werte und Pflanzennährstoffe lassen sich am besten über Flächenproben erfassen. Diese werden schichtbezogen, d. h. für festgelegte Probenahmetiefen, vom Oberboden gezogen. Die Probenahme erfolgt häufig mit Hohlkehlbohrern (N_{min}-Bohrer). Die Proben werden in der Regel als Mischprobe von 16 (Acker) bzw. 24 zufällig verteilten Einstichen von jeder Kernfläche einzeln gewonnen, so dass pro Probenahme und pro Schicht vier Mischproben pro BDF vorliegen und getrennt analysiert werden können.

Bezüglich der N_{min}-Gehalte (Summe aus Nitrat und Ammonium im Profil) erfolgt eine flächenbezogene Probenahme in festgelegten Schichten bis in 90 cm Tiefe (0–30, 30–60 und 60–90 cm).

Profilproben

Profilproben dienen dazu, die vertikale Verteilung der Bodeneigenschaften bis in 1 m Tiefe zu erfassen. Somit lassen sich Stoffvorräte und Vorratsänderungen im Bereich der effektiven Durchwurzelungstiefe ermitteln. Auch kann gegebenenfalls eine Stofftiefenverlagerung in diesem Abschnitt erfasst werden. Die Profilgrube erlaubt allerdings keine Aussagen über die räumliche Variation der Werte. Profilproben werden während der Grundinventur horizontbezogen aus einer Profilgrube gewonnen. Die Probenahme erfolgt an der Profilwand der Grube.

Flächenprofilproben

Flächenprofilproben werden im Rahmen der Wiederholungsinventuren horizontbezogen gezogen. Dazu werden im Kernflächenrahmen (KFR) jeder Kernfläche vier Rammkerne von 10 cm Durchmesser und 1 m Länge gewonnen und bodenkundlich angesprochen. Dann werden von den Horizonten, die durchgehend über alle Rammkerne vorhanden sind, Mischproben gebildet und analysiert. Es liegen somit je Horizont vier Mischproben von der BDF vor. Darüber hinaus werden statistisch belastbare Informationen über das Vorkommen, die Mächtigkeit und den Tiefenbereich der Horizonte gewonnen. Diese Vorgehensweise erlaubt es, Vorratsänderungen über die Zeit in einzelnen Horizonten sowie im Profil nachzuweisen.

1.5.6 Untersuchungsprogramm

Grund- und Wiederholungsinventuren

Humusauflage

- Humusmenge, Humusmächtigkeit (nach Lagen),
  pH, N_t, C_{org}, P, Na, K, Mg, Ca, Al, Fe, Mn, A_{Keff},
  austauschbare Kationen: Na^+, K^+, Mg^{2+}, Ca^{2+}, H^+, Al^{3+}, Fe^{2+}, Mn^{2+},
  Schwermetalle (Gesamtgehalte),
  organische Schadstoffe: CKW, PCB_6, PAK,
  radiologisch: Cs.

Flächen- und Profilproben

- bodenchemisch: pH, N_t, C_{org}, P, K, Mg, pflanzenverfügbarer P, K, Mg, KAK_{pot} bzw. A_{Keff} (BDF-F),
  austauschbare Kationen: Na^+, K^+, Mg^{2+}, Ca^{2+}, H^+, Al^{3+}, Fe^{2+}, Mn^{2+} (BDF-F),
  Schwermetalle (Gesamtgehalte sowie DTPA, Ammoniumnitratextrakt oder EDTA-Extrakt (BDF-F)),
  bodenphysikalisch: Korngrößenanalyse, Rohdichte, k_f, k_u, pF-Kurve, Penetrologgermessungen (Unterbodenverdichtung),
  radiologisch: Cs-134, Cs-137, K-40.

Flächenproben

- bodenchemisch: organische Schadstoffe: CKW, PCB_6, PAK, Dioxine (2002 nachanalysiert), dl-PCB_4 (dl-PCB_{12} ab 2006),
  bodenmikrobiologisch: mikrobielle Biomasse, Basalatmung.

Pflanzenproben (nur Grundinventur)

- radiologisch: Cs-134, Cs-137, K-40, Zwischeninventuren.

Flächenproben

- bodenchemisch: pH, N_t, C_{org}, P, K, Mg, pflanzenverfügbarer P, K
  (ca. alle 2–4 Jahre).

Vegetationsaufnahmen (alle drei Jahre)

- Kernflächen: Arteninventar, Deckungsgrade, Trieblängen (BDF-F-I),
  BDF/Umfeld: Arteninventar.

Jährliche Untersuchungen

Aufwuchs

- alle BDF-L:
  Trockenmasseerträge, chemische Untersuchung des Aufwuchses auf Nährstoffe (N, P, K, Mg),
- potenziell belastete Standorte und Referenzflächen (23 BDF-L):
  zusätzlich Schwermetalle (As, Cd, Cr, Cu, Pb, Ni und Zn).

Düngemittel

- Klärschlamm nach KSVO, Kompost nach BIOABFVO, Gärsubstrat auf Nährstoffe und Cu, soweit sie auf den Flächen eingesetzt werden.

Flächenproben

- bodenmikrobiologisch: mikrobielle Biomasse, Basalatmung (jährlich bis 2005, danach Acker jährlich, Grünland alle drei Jahre).

BDF-I

Meteorologisch-hydrologische Messstationen

- Witterung: Niederschlag, Lufttemperatur, Luftfeuchte, Globalstrahlung,
  Boden: Wassergehalte (TDR-Sonden), Saugspannung (Tensiometer), Bodentemperatur (vereinzelt).

Sickerwasserproben (Saugsondenanlagen)

- pH, TC, TIC, N_t, Kationen und Anionen, vierzehntägig im Winterhalbjahr bzw. ganzjährig (BDF-F),
  Schwermetalle (sieben ausgewählte Flächen), vierzehntägig im Winterhalbjahr bzw. ganzjährig (BDF-F).

Boden- und Düngemittelproben

- Flächenproben: N_{min} bis 0,9 m (KFR), dreimal jährlich,
- Düngemittel: Wirtschaftsdünger auf Nährstoffe und Cu.

1.5.7 Datenbankstruktur

Die Ablage der bodenbezogenen Daten zu den BDF-L erfolgt im NIBIS® des LBEG (BARTELS, PLUQUET & SPONAGEL 1991).

- Profildatenbank: Profil- und Horizontparameter aus der bodenkundlichen Standortansprache,
- Labordatenbank: Daten zur Probe, zur Probenlagerung und -behandlung und zur Analytik (Ergebnis, Standardabweichung, Messgenauigkeit, Analyseverfahren),
- Projektdatenbank: Standorte, Beprobungs- bzw. Messorte, Probenahme- bzw. Messverfahren,
- Messwertdatenbank: kontinuierlich gemessene Parameter, Messgeräte,
- Die Bewirtschaftungsparameter werden in einer gemeinsamen Datenbank von Landwirtschaftskammer Niedersachsen und LBEG geführt und können über MS-Access in das NIBIS® eingebunden werden.

Die Daten des NLWKN zu Deposition und Grundwasserqualität werden zeitnah in die Landesdatenbank des NLWKN eingestellt. Vegetationsdaten werden in einer Vegetationsdatenbank des NLWKN (BOVEDA) geführt.

Die Daten der BDF-F werden in der Datenbank ECO der NW-FVA verwaltet (HOPPE & SCHULZE 1997). Derzeit beinhaltet die Datenhaltung folgende Erhebungsbereiche:

- Bodenzustand: profil-, horizont- und tiefenstufenkennzeichnende Merkmale sowie Analysenergebnisse,
- Meteorologie/Bodenhydrologie: hochaufgelöste Daten zu Lufttemperatur, relativer Feuchte, Niederschlag, Globalstrahlung, Windgeschwindigkeit, Matrixpotential, Bodentemperatur, Bodenwassergehalt,
- Deposition: Wassermengen (einzelsammlerbasiert) sowie Analysenergebnisse der Mischproben,
- Bodenlösung: Wassermengen (einzelsammlerbasiert) sowie Analysenergebnisse der Mischproben,
- Streufall: Streufallmengen (kompartiment- und einzelsammlerbasiert) sowie kompartimentbasierte Analysenergebnisse der Mischproben.

Zu allen Erhebungsbereichen werden jeweils Messergebnisse sowie methodenbeschreibende Informationen (Messorte, Geräte-, Installations-, Probenahmeparameter, Analysemethoden, Bestimmungs- und Nachweisgrenzen etc.) mitgeführt (SCHULZE et al. 1999).

1.6 Kooperationspartner

Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG)

Das LBEG ist federführend für das gesamte Bodendauerbeobachtungsprogram. Es koordiniert die Aktivitäten für die landwirtschaftlichen Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF-L) und übernimmt hier auch eigene Aufgaben. So übernimmt es die Standortauswahl und bodenkundliche Ansprache (einschließlich Feinkartierung), die Sicherung und Vermarkung der Flächen und Versuchseinrichtungen, führt die Boden- und Sickerwasserprobenahme und -analytik (mit Ausnahme der Organika) durch, betreibt die bodenkundlich hydrologischen Messstationen und die Saugsondenanlagen auf den Intensiv-BDF und führt alle Daten im NIBIS® bzw. in BDF-spezifischen Datenbanken zusammen. Es wertet die Daten aus und stellt den Kooperationspartnern sowie interessierten Forschungseinrichtungen Daten und Proben von BDF zur Verfügung.

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (NW-FVA)

Die NW-FVA ist mit der Betreuung der Forstlichen Bodendauerbeobachtungsflächen beauftragt. Sie führt alle Erhebungen auf den BDF-F durch. Im Labor der NW-FVA werden alle Analysen der gewonnenen Proben (Ausnahmen: organische Schadstoffe durch die LUFA, radiologische Untersuchungen durch das Isotopenlabor der Univerität Göttingen) durchgeführt. Alle Daten der BDF-F werden bei der NW-FVA geführt.

Landwirtschaftskammer Niedersachsen (LWK)

Die LWK ist in stetigem Kontakt mit den Flächenbesitzern, gewinnt N_{min}-Bodenproben auf den BDF-I, Proben von Düngemitteln sowie Pflanzenmaterial für die Ertragsermittlung und für die Pflanzenanalyse. Sie führt eine Erhebung der Frischsubstanzerträge analog der besonderen Ernteermittlung durch. Die LWK prüft die Angaben der Landwirte zur Schlagkartei und erfasst die Daten in einer Datenbank. Seit 2007 berechnet die LWK Nährstoffbilanzen nach Düngeverordnung, inzwischen auch rückwirkend bis 1991.

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN)

Der NLWKN ist für die Vegetationsuntersuchungen auf den landwirtschaftlich genutzten BDF zuständig. Auf ausgewählten Offenlandstandorten werden Depositionsmessungen durchgeführt. Darüber hinaus betreibt der NLWKN GÜN-Messstellen im Abstrom von vielen BDF-L und BDF-F. Die Messdaten zur Deposition und zur Grundwassserqualität werden in der Landesdatenbank abgelegt.

Landwirtschaftliche Forschungs- und Untersuchungsanstalt Nord-West (LUFA)

Die LUFA führt bodenchemische Untersuchungen auf Organika (PAK, PCB, CKW, Dioxine und Furane) sowie bodenradiologische Untersuchungen durch. Pflanzenmaterial wird z. T gedroschen (Getreide), auf Trockenmasse sowie auf Pflanzeninhaltsstoffe (Nährstoffe, Schwermetalle, z. T. organische Schadstoffe) untersucht. Vereinzelt werden radiologische Untersuchungen an Pflanzenmaterial durchgeführt. Darüber hinaus werden Düngemittel analysiert, vor allem Klärschlamm, Kompost und Wirtschaftsdünger.

1.7 Anbindung an andere Monitoring-Programme des Landes

Die Bodendauerbeobachtungsflächen sind gut als boden- bzw. standortbezogene Referenzflächen für ein umfassendes Umweltmonitoring des Landes Niedersachsen geeignet. Ihre Einrichtung und technische Ausstattung lief und läuft daher in enger Kooperation mit weiteren Monitoringprogrammen des Landes.

Gewässer-Überwachungssystem Niedersachsen (GÜN)

Im Rahmen des Gewässer-Überwachungssystems Niedersachsen (MU 2011) wurden, soweit sinnvoll, Messstellen zur Niederschlagsbeschaffenheit und zur Grundwassergüte mit Bezug zu den Bodendauerbeobachtungsflächen eingerichtet (NLWKN 2011).

28 Depositionsmessstellen wurden direkt oder mit Bezug zu BDF-L eingerichtet, wobei spezi-

elle Belastungssituationen, wie Ballungs- bzw. Immissionsgebiete und Gebiete mit hohem Tierbesatz, sowie potenziell eher gering belastete Flächen in Wasser- und Naturschutzgebieten berücksichtigt wurden. An den Messstellen werden monatlich Proben gewonnen und u. a. auf folgende Parameter analysiert: Niederschlagsmenge, pH-Wert, Anionen und Kationen (SO_4^{2-}, NH_4^+, NO_3^-, PO_4^{3-}, Cl^-, F^-, Na^+, K^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}) und Schwermetalle (Zn, Pb, Cu, Cd, Ni, Cr, Hg).

Es wurden 105 Grundwassergütemessstellen mit Bezug zu 58 BDF, in der Regel im Abstrom der Flächen, eingerichtet. An einigen Standorten wird Grundwasser aus bis zu drei Filtertiefen gewonnen. Die Messstellen filtern in Tiefen zwischen ein und 140 m unter Gelände. Aufgrund der Filtertiefe und aufgrund der hydrogeologischen Verhältnisse (u. a. Vorkommen von Geringleitern, reduzierende Verhältnisse) lässt sich nicht in jedem Fall ein direkter Bezug zwischen der Bewirtschaftung der BDF und den Messergebnissen an der GÜN-Messstelle herstellen. Da jedoch die BDF von ihrer Bewirtschaftung her repräsentativ für einen Landschaftausschnitt ausgewählt wurden, ist dennoch ein Zusammenhang zwischen lokaler Landnutzung und Grundwasserqualität gegeben. Die GÜN-Messstellen werden etwa zweimal jährlich beprobt, und es werden u. a. folgende Güteparameter gemessen: pH, O_2, Anionen und Kationen (NH_4^+, NO_2, NO_3^-, PO_4^{3-}, Cl^-, SO_4^{2-}, Na^+, K^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}, Fe^{2+}, Mn^{2+}, Al^{3+}, F^-, Borid bzw. Borat), sowie die Schwermetalle Zn, Cu, Pb, Cd, Hg und As.

Lufthygienisches Überwachungssystem Niedersachsen (LÜN)

An zwei Forst-BDF erfolgt eine direkte Anbindung an das Lufthygienische Überwachungssystem Niedersachsen (LÜN). Hier wird die Luftqualität, u. a. in Bezug auf die für Waldökosysteme relevanten Komponenten SO_2, Stickstoffoxide (NO_2 und NO_x) und Ozon ermittelt (GAA 2011).

Integriertes Mess- und Informationssystem Umweltradioaktivität (IMIS)

Auf allen BDF-Standorten wurden radiologische Untersuchungen an Boden- und Pflanzenproben (Futtermittel) durchgeführt. Die Untersuchungen wurden in Anlehnung an und in Kooperation mit dem Integrierten Mess- und Informationssystem zur Überwachung der Umweltradioaktivität (IMIS) durch die LUFA Nordwest durchgeführt (Ergebnisse in Kap. 5).

1.8 Einbindung in länderübergreifende Aktivitäten

Obwohl die Bodendauerbeobachtung der Länderhoheit unterliegt, sind länderübergreifende Aktivitäten sinnvoll und erforderlich. Nachdem eine Übereinkunft über die Einrichtung und den Betrieb der Bodendauerbeobachtungsflächen erzielt worden ist (BARTH et al. 2001), stehen jetzt Fragen der länderübergreifenden Auswertung sowie einer Feinabstimmung der Länderprogramme zur Nutzung von Synergieeffekten und zum Schließen von Deckungslücken bezüglicher bestimmter Kombinationen aus Standort, Nutzung und Belastung im Vordergrund.

Darüber hinaus werden die Bodendauerbeobachtungsflächen der Länder, aufgrund des umfangreichen Datenvorlaufs, als Ausgangspunkt für Monitoringprogramme der Europäischen Union oder des Bundes genutzt, wie geschehen bei GEMAS (Geochemical Atlas of Agricultural and Grazing Land Soils (BGR 2011)) oder in der Planung bei der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft, die im Wesentlichen ein Monitoring der Bodenkohlenstoffvorräte zum Ziel hat (VTI-AK 2011).

Die Bodendaten aus der Dauerbeobachtung der Länder werden im Fachinformationssystem Bodenschutz (bBIS-UBA, UMWELTBUNDESAMT 2011) zusammengeführt, um Berichtspflichten des Bundes im Bereich Boden in Zukunft besser erfüllen zu können. Diese Datenbereitstellung erfolgt im Rahmen eines Verwaltungsabkommens zwischen dem Bund und den Ländern. Dabei wird die Verpflichtung der Länder zur Anonymisierung der Daten berücksichtigt.

BDF-F: Level II, BZE I und II

Die forstlich genutzten BDF sind integraler Bestandteil eines umfassenden forstlichen Umweltmonitorings. Dazu sind sieben der Intensiv-BDF-F gleichzeitig als Level-II-Flächen in das Europäische Intensive Waldmonitoring eingegliedert (UNECE 2010). Das pan-europäische Waldmonitoring wurde von der Europäischen

Union unter dem Programm ForestFocus sowie im Rahmen des LIFE+-Projekts FutMon gefördert. Eine Verdichtung des Intensiven Waldmonitorings erfolgt über die Erhebungen im Rahmen der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE), die bisher zweimal mit den Stichjahren 1989/90 (BZE I) und 2006/07 (BZE II) durchgeführt wurde.

1.9 Quellen

BARTELS, R., GROH, H. & KLEEFISCH, B. (2000). Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF) von Niedersachsen. Beschreibung der anfallenden Feldarbeiten. – 15 S., Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie; Hannover [Unveröff.].

BARTELS, R., PLUQUET, E. & SPONAGEL. H. (1991): Bodendauerbeobachtungsflächen im Niedersächsischen Bodeninformationssystem. – Geol. Jb. **A 126**: 107–116.

BARTH, N., BRANDTNER, W., CORDSEN, E., DANN, T., EMMERICH, K.-H., FELDHAUS, D., KLEEFISCH, B., SCHILLING, B. & UTERMANN, J. (2000): Boden-Dauerbeobachtung – Einrichtung und Betrieb von Boden-Dauerbeobachtungsflächen. – In: BACHMANN, G., KÖNIG, W. & UTERMANN, J. (Hrsg.): Bodenschutz. – Ergänzbares Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser **3**, Kennziffer 9152; Berlin (Erich Schmidt).

BBODSCHG (1998): Bundesbodenschutzgesetz vom 17. März 1998. – BGBl. I/1998: 502, i. d. F vom 9. Dezember 2004, BGBl. I/2004: 3214.

BBODSCHV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung in der Fassung vom 12. Juli 1999. – BGBl I/1999: 1554.

BGR – BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE (2011): Geochemical Atlas of Agricultural and Grazing Land Soils. – Hannover (BGR), <www.bgr.de>.

BMI – BUNDESMINISTERIUM DES INNERN (Hrsg.) (1985): Bodenschutzkonzeption der Bundesregierung. – Bundestags-Drucksache 10/2977 vom 7. März 1985: 1–229; Stuttgart (Kohlhammer).

EUROPÄISCHE KOMMISSION (2006): Thematische Strategie für den Bodenschutz. Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen vom 27.09.2006. – KOM **231** endgültig/2: 1–14, <http://ec.europa.eu/>.

GAA – STAATLICHES GEWERBEAUFSICHTSAMT HILDESHEIM (2011): Erläuterungen und Hinweise zu den Daten des Lufthygienischen Überwachungssystems Niedersachsen (LÜN). – 12 S., Staatliches Gewerbeaufsichtsamt; Hildesheim.

HOPPE, J. & SCHULZE, A. (1997): ECO - Datenbank zur Stoffbilanzierung in Waldökosystemen, Teil 1: Datenbankstruktur und Virtuelle Tabellen. – Berichte Forschungszentrum Waldökosysteme **B 54**: 1–124.

KAUL, A. (1988): Consequences of the reactor accident in Chernobyl in the federal republic of Germany: Environmental contamination, radiation protection measures, radiation risk assessment. – Environment International **14**: 83–89.

KLEEFISCH, B. & KUES, J. (Koord.) (1997): Das Bodendauerbeobachtungsprogramm von Niedersachsen. Methoden und Ergebnisse. – Arb.-H. Boden 1997/**2**: 3–108, 40 Abb., 38 Tab., 1 Anl.; Hannover (NLfB).

NBODSCHG (1999). Niedersächsisches Bodenschutzgesetz in der Fassung vom 19. Februar 1999. – Nds. GVBl.: 46.

NLWKN – NIEDERSÄCHSISCHER LANDESBETRIEB FÜR WASSERWIRTSCHAFT-, KÜSTEN UND NATURSCHUTZ (2011): Messnetzkonzeption: „Gewässerüberwachungssystem Niedersachsen, Güte- und Standsmessnetze Grundwasser“. – Reihe Grundwasser [in Vorbereitung].

MU – NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT UND KLIMASCHUTZ (2011): Gewässer-Überwachungssystem Niedersachsen (GÜN).– <http://www.umwelt.niedersachsen.de>.

SCHULZE, A., EVERS, J., HOPPE, J., RUMPF, S. & MEIWES, K. J. (1999): Zur Anwendung des Nachhaltigkeitsprinzips im forstlichen Datenmanagement. – Forstarchiv **70**: 28–36.

ULRICH, B. (1987): Stabilität, Elastizität und Resilienz von Waldökosystemen unter dem Einfluss saurer Deposition. – Forstarchiv **58**: 232–239.

ULRICH, B. (1993): 25 Jahre Ökosystem- und Waldschadensforschung im Solling. – Forstarchiv **64**/4: 147–152.

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).

UMWELTBUNDESAMT (2011). Fachinformationssystem Bodenschutz (bBIS-UBA). – Umweltbundesamt; Dessau, <www.umweltbundesamt.de>.

UNECE (2010): Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. – ICP Forests; Hamburg – ISBN 978-3-926301-03-1, <http://www.icp-forests.org/Manual.htm>.

vTI-AK – JOHANN HEINRICH VON THÜNEN-INSTITUT AGRARRELEVANTE KLIMAFORSCHUNG (2011): Bodenzustandserhebung Landwirtschaft. – vTI; Braunschweig, <www.vti.bund.de>.

2 Stoffeinträge durch Deposition

ANNE KEUFFEL-TÜRK, ANOUCHKA JANKOWSKI, BIRTE SCHELER, PETER RADEMACHER & HENNING MEESENBURG

2.1 Einleitung

Mit dem Niederschlag, aber auch mit Stäuben und als Gase, werden Stoffe in Ökosysteme und in den Boden eingetragen. Die Stoffe können von lokalen Emittenten stammen, aber auch mit dem Ferntransport über große Strecken verfrachtet werden. Mit dem Immissionsschutzgesetz sind die Immissionen in die Umwelt und damit auch die Einträge in die Ökosysteme bei vielen Stoffen reduziert worden. Dennoch findet weiterhin ein Stoffeintrag statt.

Aufgrund der unterschiedlichen Filterwirkung der Bestände, aber auch wegen der Konsequenzen für Boden und Vegetation, unterscheiden sich landwirtschaftlich und forstlich genutzte Flächen deutlich und werden daher im Folgenden zunächst getrennt behandelt. Im Wald führt der Auskämmeffekt, insbesondere bei Nadelwaldbestockung, zu deutlich höheren Depositionsraten als im Offenland. Durch die relativ geringen Nährstoffentzüge wird in Waldbeständen beim Stickstoff leicht eine Überschusssituation hervorgerufen, die sich negativ auf die Ökosysteme auswirken kann. Auf gedüngten, landwirtschaftlich genutzten Flächen spielt dagegen der Nährstoffeintrag durch die Deposition nur eine untergeordnete Rolle. Dennoch ist es wichtig, auch hier den Stoffeintrag zu kennen, um anhand von Stoffbilanzrechnungen Rückschlüsse auf potenzielle Stoffanreicherung im Boden, vor allem bei den Schadstoffen, ziehen zu können.

2.2 Depositionsmessung im Freiland

Der Niedersächsische Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) betreibt das Gewässerkundliche Überwachungssystem Niedersachsen (GÜN). Die Depositionsmessungen an den vorwiegend landwirtschaftlich genutzten Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF-L) werden im Rahmen des GÜN-Messnetzes zur Überwachung der Niederschlagsbeschaffenheit auf Säurebildner, Nährstoffe und Schwermetalle vorgenommen. Auf den Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) soll an repräsentativen Standorten langfristig festgehalten werden, wie sich die Böden in ihren chemischen, physikalischen und biologischen Eigenschaften verändern und welche Einflüsse dazu beitragen. Die Messung der Niederschlagsbeschaffenheit ermöglicht eine quantitative Abgrenzung der über den Luftweg auf die BDF-L eingetragenen Stoffe gegenüber den durch Bewirtschaftungsmaßnahmen zugeführten.

2.2.1 Methoden

Zusätzlich zu dem von der Wasserwirtschaftsverwaltung betriebenen GÜN-Messnetz zur Niederschlagsbeschaffenheit wurden im Rahmen des Bodendauerbeobachtungsprogrammes von 1995 bis 1999 insgesamt 20 Freiland-Niederschlagsmessstellen an BDF-L etabliert. Weitere sechs Messstellen sind zeitweise über Sonderuntersuchungen hinzugekommen, so dass für die Auswertungen zu diesem Bericht die Daten von 26 Freiland-Depositionsmessstellen zur Verfügung standen. Dabei ist zu berücksichtigen, dass vier BDF-L-Bezugsmessstellen aus dem bereits vorhandenen GÜN-Messnetz zugewiesen wurden. In diesen Fällen kann auf Niederschlagsdaten aus den Jahren vor 1995 zurückgegriffen werden.

Die Sammlung des Niederschlags auf den BDF-L erfolgt mit dem Osnabrücksammler, der auch auf den GÜN-Freilandmessstellen und Sondermessstellen eingesetzt wird. Dieser Trichter-Flaschen-Sammler ist während der Expositionszeit ständig geöffnet (sogenannter Bulk-Sammler). Es wird die für wasserwirtschaftliche Belange relevante Niederschlagsdeposition (nasse Deposition und sedimentierender wasserlöslicher Anteil der trockenen Deposition) über einen Monat erfasst. Dazu werden jeweils in der Mitte und am Ende eines Monats Proben genommen, mengenproportional zum gefallenen Niederschlag zu einer Monatsmischprobe zusammengeführt und analysiert.

Die Arbeitsgrundlage für die Untersuchungen und Auswertungen der o. g. Messstellen ist das Depositionsmessprogramm (NLÖ 1993). Eine weitere Handlungsgrundlage bildet die

LAWA-Richtlinie „Atmosphärische Deposition“ (LAWA 1998).

Folgende anorganische Messgrößen werden routinemäßig im Niederschlag untersucht: elektrische Leitfähigkeit, Basekapazität, pH-Wert, Sulfat, Nitrat, Ammonium, Ortho-Phosphat, Chlorid, Fluorid, Natrium, Kalium, Magnesium, Calcium, Zink, Blei, Kupfer, Cadmium, Nickel, Chrom und Quecksilber. Informationen zu den Analyseverfahren finden sich auf der Homepage des NLWKN (www.nlwkn.de). Die Bestimmungsgrenzen bei den Schwermetallen haben sich im betrachteten Zeitraum mit Ausnahme von Zink nicht tendenziell verändert; bei Zink wurde die Bestimmungsgrenze ab 2002 abgesenkt.

2.2.2 Nährstoffeinträge durch Deposition

Um die Nährstoffeinträge durch Deposition zu beschreiben, wurden die Jahresfrachten der Parameter Sulfat, Nitrat, Ammonium und Gesamtstickstoff an GÜN-Freiland- und an BDF-L-Messstellen herangezogen.

Als Hauptemittenten dieser Stoffgruppen gelten in Deutschland die Energiewirtschaft und der Straßenverkehr (NO_x, SO_2) sowie die Land- und Düngerwirtschaft (NH_3) (UBA 2011a). Bei der SO_2-Emission ist seit Ende der 1980er Jahre ein drastischer Rückgang durch Maßnahmen zur Luftreinhaltung zu verzeichnen (UBA 1999). Bei den Stickoxiden ist in diesem Zeitraum ebenfalls ein leichter Rückgang zu beobachten, während die NH_3-Emissionen auf gleichbleibend niedrigem Niveau stagnieren.

2.2.2.1 Nährstoff-Einträge von GÜN- und BDF-L-Messstellen im Vergleich

Abbildung 2.1 stellt die Entwicklung der Jahresfrachten von Sulfatschwefel, Nitrat, Ammonium und Gesamtstickstoff zwischen 1985 und 2009 im Vergleich zwischen BDF-L-Messstellen und GÜN-Freiland-Messstellen dar.

Ein deutlicher Rückgang ist bei den Sulfatschwefel-Frachten zu beobachten, die seit 1985 von 14 kg ha^{-1} a^{-1} auf 4–5 kg ha^{-1} a^{-1} zurückgegangen sind. Ein Grund hierfür sind Maßnahmen der Luftreinhaltung, wie Rauchgasentschwefelungsanlagen bei Kraftwerken, die seit Mitte der 1980er Jahre eingeführt wurden. Die Frachten der Stickstoff-Einträge zeigen zunächst eine leicht rückläufige Tendenz; in den letzten Jahren stagnieren sie auf niedrigem Niveau. Die Frachten der BDF-Messstellen liegen bis zum Jahr 2006 unter denen der GÜN-Messstellen. Ab 2007 weisen BDF- und GÜN-Messstellen fast keine Unterschiede mehr bei den Stickstoff-Frachten auf. Die Sulfatschwefel-Frachten der BDF-Messstellen liegen ab diesem Zeitpunkt leicht über denen der GÜN-Messstellen.

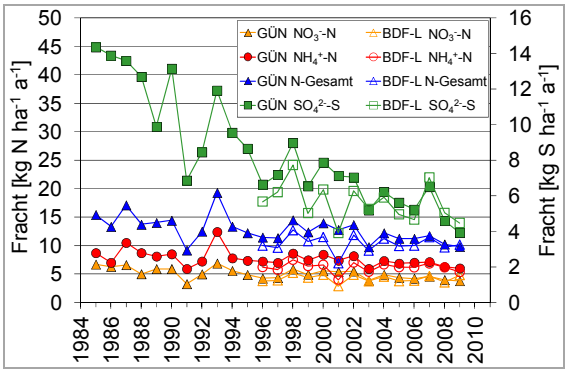


Abb. 2.1: Jährliche Deposition von Schwefel und Stickstoffverbindungen von 1985 bis 2009 (Mittelwerte aller GÜN-Freiland- bzw. BDF-L-Messstellen).

2.2.2.2 Nährstoffeinträge im regionalen Vergleich

Betrachtet man alle GÜN-Messstellen im Freiland, so lassen sich in Niedersachsen einzelne Standorte unter regionalen Aspekten zusammenfassen (Abb. 2.2). Im Westen befinden sich die Regionen I „Ems/Meppen“, II „Osnabrücker Raum“ und III „Hunte“. Im Nordosten liegt der große Bereich VI „Geest/Tideelbe“, an den sich im Süden die Bereiche V „Braunschweig“ und IV „Harz“ anschließen. Eine weitere Region ganz im Nordwesten ist VII „Nordsee“.

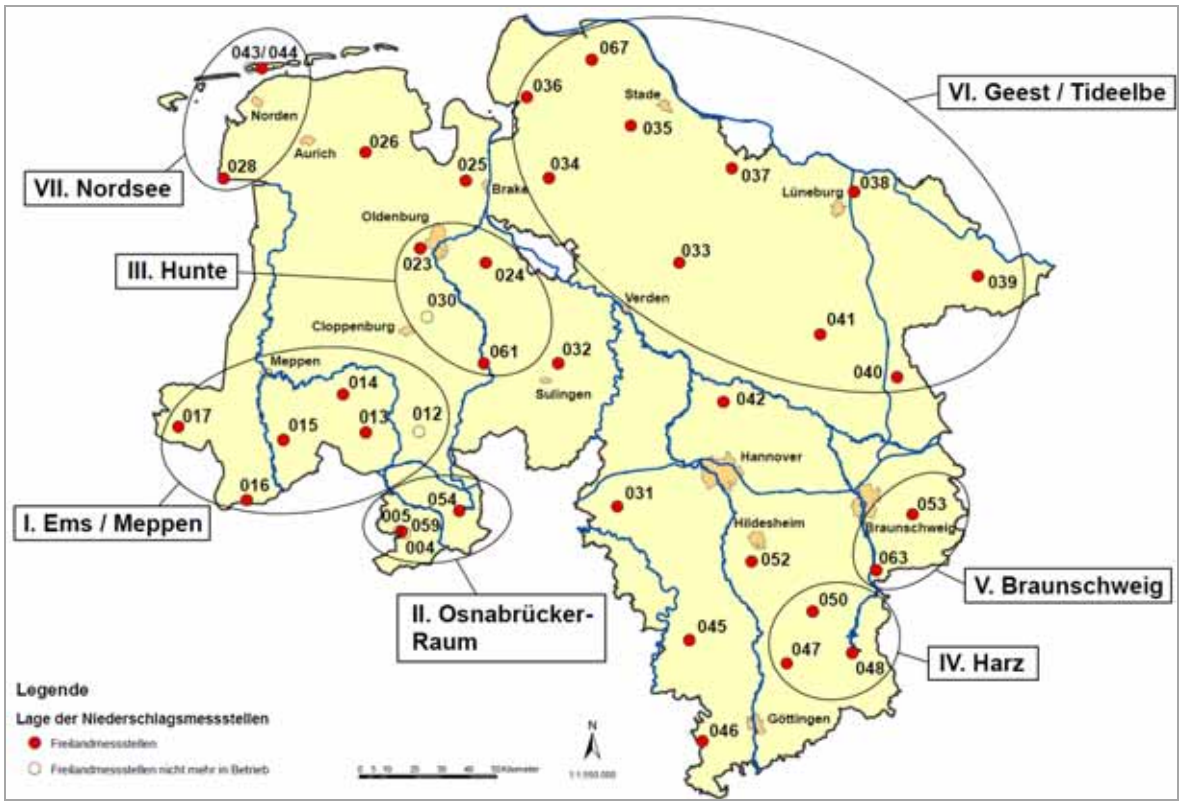


Abb. 2.2: Lage der GÜN-Freilandmessstellen, Darstellung der differenziert ausgewerteten Regionen.

Die Sulfatschwefel-Frachten gehen zwischen 1985 und 2009 ausnahmslos in allen Regionen um mindestens 8 und im Maximum sogar um 14 kg ha^{-1} a^{-1} zurück und liegen 2009 zwischen 3 und 6 kg ha^{-1} a^{-1} (Abb. 2.3). Die höchsten Sulfatschwefel-Frachten weist die Region VII „Nordsee“ auf, was auf den Eintrag von meerwasserhaltigen Aerosolen („Seaspray“) zurückzuführen ist. Bis zum Jahr 2002 fällt auch die Region IV „Harz“ in einzelnen Jahren mit höheren Sulfatschwefel-Frachten gegenüber den anderen Bereichen auf (ausgenommen VII „Nordsee“). In Höhenlagen werden besonders Stoffe deponiert, die mit dem Ferntransport über die Atmosphäre transportiert und mit dem Niederschlag ausgewaschen werden (BRAUER 1996). Nach 2002 ist dieser Effekt jedoch nicht mehr zu beobachten. Grund dafür sind die stark rückläufigen Schwefelemissionen (vgl. Kap. 2.3.3.3).

Die Stickstoff-Frachten haben sich zwischen 1991 und 2009 nicht wesentlich verändert und liegen 2009 zwischen 8 und 13 kg ha^{-1} a^{-1} (Abb. 2.4). Im Vergleich weisen die Regionen II „Osnabrücker Raum“, III „Hunte“ und auch I „Ems/Meppen“ höhere Stickstoff-Frachten auf. Ursachen hierfür liegen in der intensiven Tierhaltung (BUILTJES et al. 2011).

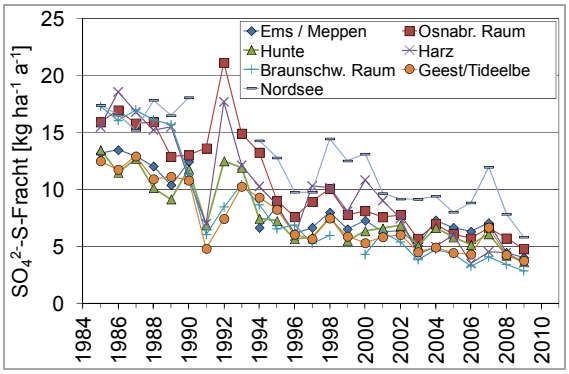


Abb. 2.3: Jährliche Deposition von Sulfatschwefel von 1985 bis 2009 nach Regionen (Mittelwerte aller in der jeweiligen Region liegenden GÜN-Freilandmessstellen).

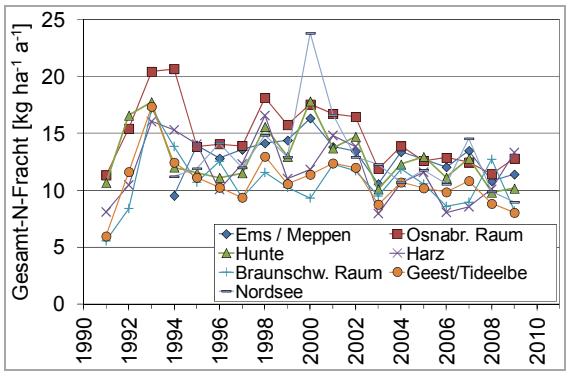


Abb. 2.4: Jahresfrachten der Stickstoffeinträge (Nitrat- und Ammonium-Stickstoff) von 1991 bis 2009 nach Regionen (Mittelwerte aller in der jeweiligen Region liegenden GÜN-Freilandmessstellen).

2.2.3 Schwermetalleinträge durch Deposition

Hauptemittent von Cadmium, Quecksilber und Nickel ist in Deutschland die Energiewirtschaft. Die größten Anteile von Kupfer, Zink und Chrom werden neben der Energiewirtschaft vom Straßenverkehr freigesetzt. Bleiemissionen erfolgen hauptsächlich durch verschiedene Industrieprozesse und die Herstellung von Metall (UBA 2011b).

Da die Schwermetall-Deposition in Niedersachsen sehr geringe Konzentrationen aufweist und oft auch unter der Bestimmungsgrenze der entsprechenden Parameter liegt, konnte keine Frachtenberechnung vorgenommen werden. Stattdessen wurden messstellenbezogene Jahresmittelwerte der Schwermetallkonzentrationen für die Auswertung zugrunde gelegt. Datengrundlage für die folgenden Ausführungen sind Untersuchungen an 26 BDF-Messstellen seit 1995. Dabei ist zu berücksichtigen, dass für vier BDF-L Bezugsmessstellen aus dem GÜN-Messnetz ausgewählt wurden. In diesen Fällen konnte bereits auf Niederschlagsdaten aus den Jahren vor 1995 zurückgegriffen werden.

Für die Betrachtung der zeitlichen Entwicklung der Schwermetallbelastung wurden die Daten des gesamten Beobachtungszeitraumes von 1985 bis 2009 in drei Berichtzeiträume (1985–1991, 1992–2000, 2001–2009) zusammengefasst. Die Schwermetalle Chrom, Nickel, Quecksilber und Zink werden erst seit 1992 im Niederschlag untersucht, entsprechend waren hier nur zwei Berichtszeiträume darstellbar.

2.2.3.1 Schwermetallkonzentrationen im Niederschlag

Im Allgemeinen ist die Belastung des Niederschlages durch Schwermetalle in Niedersachsen gering. Da es bisher keine Bewertungsgrundlagen für die Beurteilung von Niederschlagswässern gibt, wurde auf entsprechende Veröffentlichungen aus dem Bereich Grundwasser zurückgegriffen Die Bewertung für Blei, Cadmium und Quecksilber erfolgte anhand der Schwellenwerte der Grundwasserverordnung (GRWV 2010). Für Zink, Kupfer, Nickel und Chrom sieht die Grundwasserverordnung keine Schwellenwerte (SW) vor. Hier wurden die von der LAWA erarbeiteten Geringfügigkeitsschwellenwerte (LAWA 2004) als SW herangezogen.

Nur 3 % aller Jahresmittelwerte liegen über dem SW (Tab. 2.1). Zink und Cadmium weisen die häufigsten Überschreitungen auf: Bei beiden liegen jeweils 8 % aller Werte über dem SW. Ein Großteil der Analysewerte liegt unterhalb der Bestimmungsgrenze (BG). Somit konnten in 68 % der Fälle keine Jahresmittelwerte für Schwermetalle im Niederschlag ermittelt werden. Besonders hoch ist dieser Anteil bei den Parametern Chrom und Quecksilber mit 92 bzw. 87 %. Bei Kupfer liegen mit 22 % relativ wenige Jahresmittelwerte unter der BG. Hier sind 77 % der Werte größer als die BG, aber kleiner als der SW.

Tab. 2.1: Auswertung von Jahresmittelwerten (MW) der Jahre 1985–2009 (1985–2009: Pb, Cu, Cd; 1992–2009: Zn, Ni, Cr, Hg), Abgleich mit Bestimmungsgrenze (BG) oder Schwellenwert (SW).

	MW ≤ BG	BG < MW < QN	MW ≥ QN	SW
Pb [%]	75	22	3	10 µg/l (GrwV)
Pb [Anzahl]	251	72	11	
Cu [%]	22	77	1	14 µg/l (LAWA)
Cu [Anzahl]	74	258	2	
Cd [%]	65	27	8	0,5 µg/l (GrwV)
Cd [Anzahl]	218	90	26	
Zn [%]	47	45	8	58 µg/l (LAWA)
Zn [Anzahl]	149	141	26	
Ni [%]	86	14	0	14 µg/l (LAWA)
Ni [Anzahl]	273	44	0	
Cr [%]	92	8	0	7 µg/l (LAWA)
Cr [Anzahl]	291	26	0	
Hg [%]	87	10	3	0,2 µg/l (GrwV)
Hg [Anzahl]	261	30	8	
gesamt [%]	**68**	**29**	**3**	
gesamt [Anzahl]	**1517**	**661**	**73**	

2.2.3.2 Zeitliche Entwicklung der Schwermetallbelastung durch Kupfer, Blei und Zink

Die Entwicklung der Emissionen von Kupfer, Blei und Zink in Deutschland von 1990 bis 2009 zeigt Abbildung 2.5 (UBA 2011b).

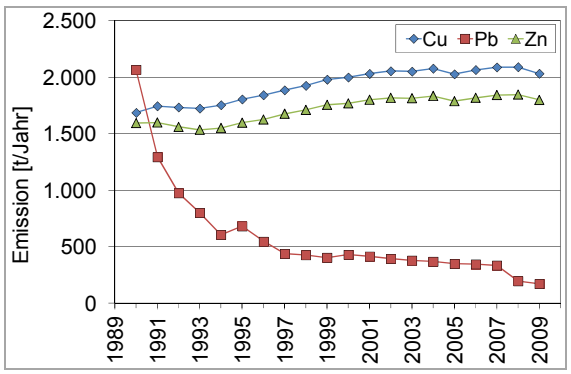


Abb. 2.5: Entwicklung der Emissionen von Kupfer, Blei und Zink in Deutschland von 1990 bis 2009 (Quelle: UBA 2011b).

Bei Blei ist zunächst ein starker Rückgang der Emission von 2000 t bis auf 600 t im Jahr 1994 zu beobachten. Seitdem nimmt die Blei-Emission zwar langsamer, aber stetig ab und lag im Jahr 2009 bei ca. 200 t. Die Kupfer- und Zink-Emissionen unterliegen nicht so großen Veränderungen wie die Blei-Emission. Sie bewegen sich im selben Zeitraum auf einem ähnlichen Niveau, wobei ein leichter Anstieg der Emissionen um ca. 200–300 t zu beobachten ist.

Die Auswertung der Depositionsdaten in Niedersachsen für den Parameter Blei zeigt einen direkten Zusammenhang zu den Emissionsdaten. Im Zeitraum 1985–1991 lagen noch 65 % aller Blei-Jahresmittelwerte über dem SW und 35 % zwischen der BG und dem SW. Im Berichtzeitraum 1992–2000 ist der Anteil der Befunde zwischen BG und SW zwar fast gleich geblieben, es überschritt aber kein einziger Analysenwert mehr den SW, dafür lagen über 60 % der Jahresmittelwerte unter der BG. Diese Entwicklung setzt sich im Zeitraum 2001–2009 fort: 85 % der Werte sind unter der BG und nur noch 15 % liegen zwischen der BG und dem SW (Abb. 2.6).

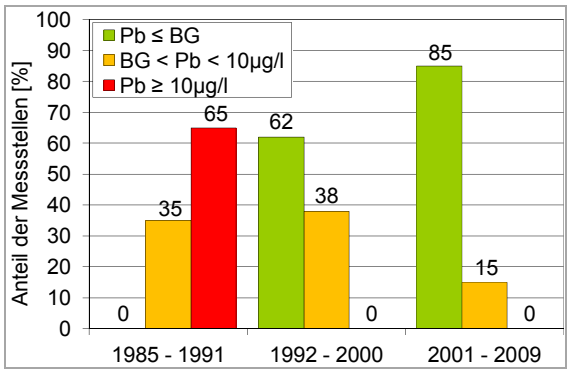


Abb. 2.6: Anteil der Messstellen in Klassen des mittleren Bleigehalts im Niederschlag, nach Berichtszeitraum (334 Jahresmittelwerte).

Die Kupfergehalte im Niederschlag Niedersachsens weisen, in Analogie zur Entwicklung der Emission in Deutschland, keine großen Veränderungen mit der Zeit auf. Es deutet sich allerdings ein leichter Rückgang der Kupferkonzentrationen an: Der Anteil der Messstellen mit Werten unterhalb der BG nimmt zu. (Abb. 2.7).

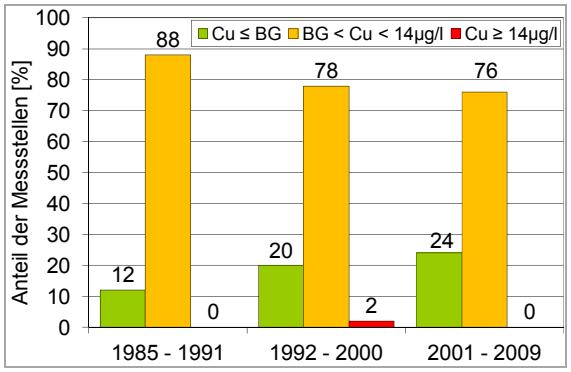


Abb. 2.7: Anteil der Messstellen in Klassen des mittleren Kupfergehalts im Niederschlag, nach Berichtszeitraum (334 Jahresmittelwerte).

Die Depositionsdaten von Zink weisen in den Berichtzeiträumen 1992–2000 und 2001–2009[1] eine ähnliche Verteilung über die Gehaltsklassen auf. Dies spiegelt die weitgehend gleichbleibenden Emissionswerte wider. Ungefähr die Hälfte aller Jahresmittelwerte liegt unter der BG, die andere Hälfte darüber. (Abb. 2.8).

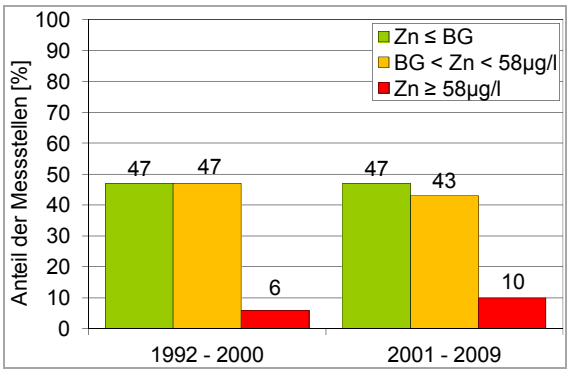


Abb. 2.8: Anteil der Messstellen in Klassen des mittleren Zinkgehalts im Niederschlag, nach Berichtszeitraum (316 Jahresmittelwerte).

2.2.3.3 Zeitliche Entwicklung der Schwermetallbelastung durch Chrom und Nickel

Bei Chrom und Nickel ist ein Rückgang der Emissionen zwischen 1990 und 2009 zu verzeichnen (Abb. 2.9, UBA 2011b). Die Nickel-Emission nimmt von 1990 bis ca. 1995 deutlich von 270 t auf ca. 150 t ab, um sich dann bis 2009 auf einem Niveau von ca. 130 t zu halten. Bei Chrom ist in den Jahren 1990–1993 ein Rückgang der Emission von 180 t auf ca.120 t zu beobachten. Dieser Wert bleibt bis 2007 stabil. In den Jahren nach 2007 geht die Chrom-Emission noch einmal deutlich auf unter 50 t zurück.

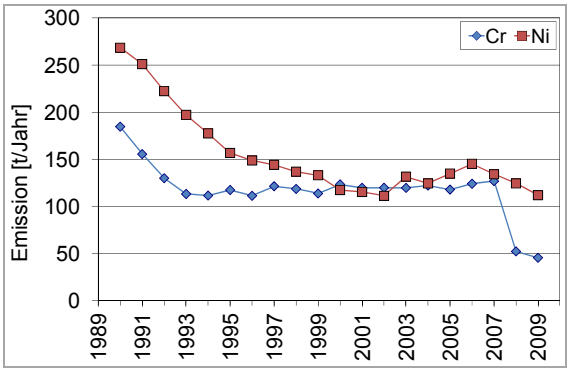


Abb. 2.9: Entwicklung der jährlichen Emissionen von Chrom und Nickel in Deutschland von 1990 bis 2009 (Quelle: UBA 2011b).

[1] Nur zwei Zeiträume, da Analytik erst ab 1992.

Beim Parameter Nickel ist zwischen den Berichtszeiträumen fast kein Unterschied feststellbar. Der überwiegende Anteil der Jahresmittelwerte befindet sich unter der BG und nur 13 % bzw. 14 % dieser Werte liegen zwischen der BG und dem SW (Abb. 2.10). Dies spiegelt auch die konstanten Emissionswerte in diesem Zeitraum wider.

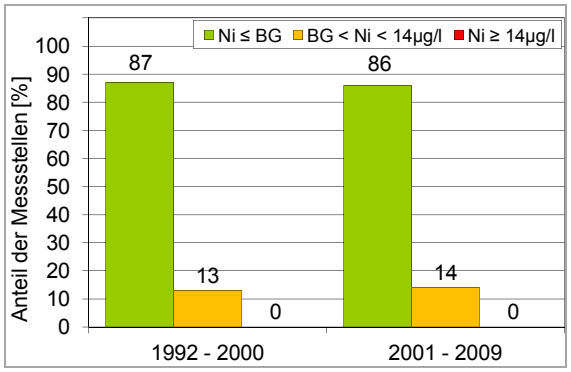


Abb. 2.10: Anteil der Messstellen in Klassen des mittleren Nickelgehalts im Niederschlag, nach Berichtszeitraum (317 Jahresmittelwerte).

Die Chromgehalte im Niederschlag sind in den betrachteten Berichtzeiträumen in der gleichen Größenordnung (Abb. 2.11). Während zwischen 1992 und 2000 fast alle Jahresmittelwerte (98 %) unter der BG liegen, nimmt dieser Anteil im Zeitraum 2001–2009 auf 88 % ab. 12 % der Jahresmittelwerte liegen hier zwischen BG und QN. Insofern bestätigen die niedersächsischen Depositionsdaten nicht den deutschlandweiten starken Rückgang der Chromemission, insbesondere nicht den Rückgang der Jahre 2008 und 2009.

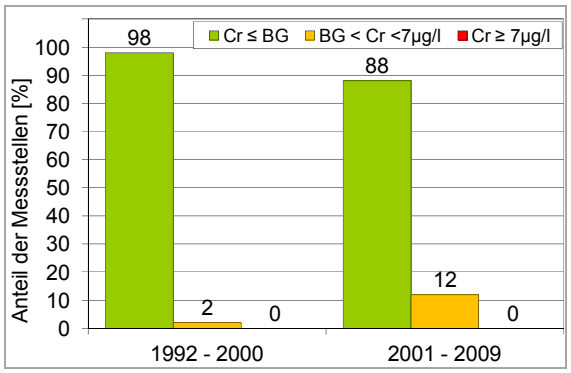


Abb. 2.11: Anteil der Messstellen in Klassen des mittleren Chromgehalts im Niederschlag, nach Berichtszeitraum (317 Jahresmittelwerte).

2.2.3.4 Zeitliche Entwicklung der Schwermetallbelastung durch Cadmium und Quecksilber

Die Entwicklung der Cadmium- und Quecksilber-Emissionen in Deutschland zeigen in den Jahren 1990–2009 einen ähnlichen abnehmenden Verlauf (Abb. 2.12). 1990–1994 erfolgte zunächst ein starker Rückgang der Emissionen von 17 t auf 7 t bei Cadmium und von 25 t auf 8 t bei Quecksilber. Nach leichtem Wiederanstieg und Stabilisierung auf einem Niveau um die 10 t sind die Emissionen seit der Jahrtausendwende weiterhin langsam rückläufig und erreichten 2009 den Bereich um 5 t, wobei die Quecksilberemissionen immer leicht über denen von Cadmium liegen.

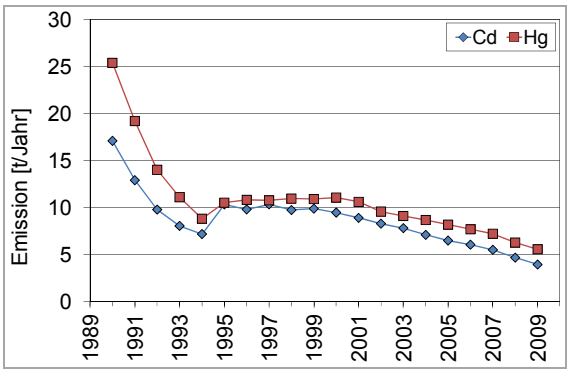


Abb. 2.12: Entwicklung der jährlichen Emissionen von Cadmium und Quecksilber in Deutschland von 1990 bis 2009 (Quelle: UBA 2011b).

Die Cadmiumgehalte im Niederschlag weisen in Niedersachsen kein einheitliches Bild auf (Abb. 2.13). Zunächst fällt auf, dass der Prozentsatz der Werte, die unter der Bestimmungsgrenze liegen, in den drei Berichtzeiträumen immer weiter zurückgeht, nämlich von 88 % auf 58 %. Dagegen steigt der Anteil der Jahresmittelwerte, die zwischen der BG und dem SW liegen, an. Im ersten Berichtzeitraum waren keine Jahresmittelwerte, von 1992 bis 2000 bereits 25 % und ab 2001 sogar 42 % der Jahresmittelwerte in diesem Wertebereich. Diese Entwicklung deckt sich nicht mit der Emissionsentwicklung in Deutschland und wird durch auffällige Trends an wenigen Depositionsmessstellen bestimmt. Eine Klärung dieses Sachverhaltes steht noch aus.

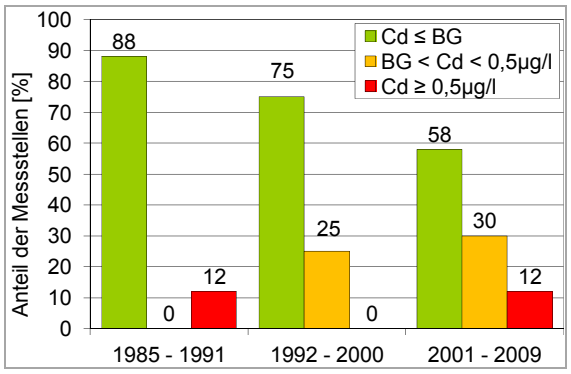


Abb. 2.13: Anteil der Messstellen in Klassen des mittleren Cadmiumgehalts im Niederschlag, nach Berichtszeitraum (334 Jahresmittelwerte).

Der Parameter Quecksilber wird, wie Chrom und Nickel, in Niedersachsen erst seit 1992 im Niederschlag untersucht. Beide untersuchten Berichtzeiträume weisen fast keine Unterschiede auf. Die überwiegende Anzahl der Jahresmittelwerte (87 %) liegen unter der BG. Die Depositionsdaten von Quecksilber befinden sich, wie auch die Emissionen deutschlandweit, auf einem konstanten niedrigen Niveau (Abb. 2.14).

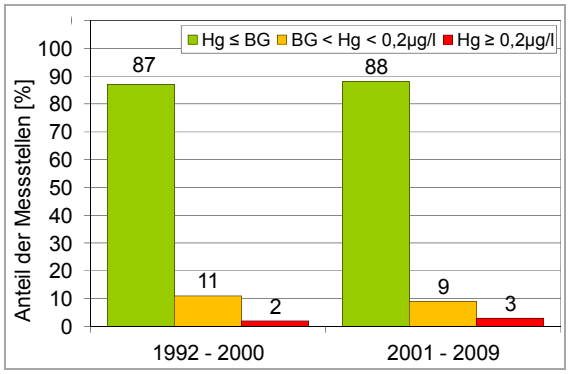


Abb. 2.14: Anteil der Messstellen in Klassen des mittleren Quecksilbergehalts im Niederschlag, nach Berichtszeitraum (299 Jahresmittelwerte).

2.3 Depositionsmessung in Waldbeständen (BDF-F)

Bereits zu Beginn des 20. Jahrhunderts wurde der Begriff des Immissionsschutzwaldes geprägt, da man erkannt hatte, dass Wälder auf Grund ihrer großen Kronenoberflächen effektiv Schadstoffe aus der Luft filtern. Mit der Filterfunktion der Wälder für Partikel und Gase ist aber anderseits eine Belastung der Waldökosysteme durch überproportional hohe Stoffeinträge verbunden. Folgen zu hoher Stoffeinträge sind u. a. akute und/oder chronische physiologische Schäden an Bäumen, veränderte chemische und physikalische Bodenverhältnisse (Versauerung, Eutrophierung, Akkumulation von Schwermetallen) sowie Nähr- und ggf. Schadstoffstoffausträge mit dem Sickerwasser. Wesentliche Faktoren, die die Höhe der Stoffeinträge bestimmen, sind die Niederschlagshöhe, die Nähe zu lokalen Emittenten, die Baumart, die Größe der Kronenoberfläche, die Dichte sowie Exposition der Bestände (MOHR et al. 2005).

Im Solling wurde bereits 1968 damit begonnen, die Stoffeinträge in Wälder systematisch zu erfassen. Hierzu werden die Wassermengen sowie die Elementkonzentrationen in der Kronentraufe, im Stammablauf (nur Buchenwälder) sowie auf nahe gelegenen unbewaldeten Vergleichsflächen (Freiland) ermittelt. Mit Hilfe eines Kronenraummodells werden für die Hauptelemente Umsetzungsprozesse im Kronenraum, wie das Auswaschen von basischen Kationen aus Nadeln und Blättern oder die unmittelbare Aufnahme von Stickstoffverbindungen, abgeschätzt (ULRICH 1994). Auf diesem Weg wird die Gesamtdeposition berechnet, die sich von den in der Kronentraufe gemessenen Flüssen teilweise erheblich unterscheidet.

Schwermetallkonzentrationen werden seit 1992 im Rahmen des BDF-Programms ermittelt. Zur Bestimmung der Gesamtschwermetalleinträge werden neben den Einträgen mit der Kronentraufe und dem Stammablauf zusätzlich die Einträge mit dem Streufall ermittelt.

2.3.1 Methoden

Für die Bestimmung der Hauptelemente erfolgt die Erfassung des Freilandniederschlags (bulk deposition) mit drei Regensammlern des Typs LWF und die Erfassung der Kronentraufe mit 15 Sammlern des gleichen Typs, die in einem regelmäßigen Raster angeordnet sind. In Buchenbeständen werden außerdem Menge und chemische Zusammensetzung des Stammablaufs von fünf repräsentativen Bäumen erfasst. Die Summe aus Kronentraufe und Stammablauf bildet den Bestandesniederschlag (ULRICH 1994).

Die Wasserproben werden alle 14 Tage entnommen. Je Fläche werden drei (bzw. fünf) mengengewichtete Mischproben gebildet. Die Analyse erfolgt vierwöchentlich unter Bildung mengengewichteter Mischproben.

Schwermetallflüsse und -konzentrationen im Niederschlag werden mit Hilfe eines zweiten Sammelsystems mit neun Sammlern im Bestand und drei (sechs) Sammlern im Freiland sowie ggf. einer Probe aus dem Stammablauf bestimmt. Die Probenahme erfolgt ebenfalls vierzehntägig, die Bestimmung der Schwermetallkonzentrationen jedoch nur an mengengewichteten Quartalsmischproben. Durch Verknüpfung der Konzentrationen mit den Niederschlagsmengen in den Schwermetallsammlern werden Stoffflüsse bestimmt.

Die Bestandesstreu wird mit zwölf Sammlern gewonnen, im Labor getrocknet und in verschiedene Fraktionen wie Nadeln/Blätter, Blüten, Früchte, Rest sortiert. Je Fraktion werden Raum- und Zeitmischproben gebildet. Die Berechnung der Streuflüsse erfolgt durch Verknüpfung der Mengen der einzelnen Streufraktionen mit den jeweiligen Schwermetallgehalten (KÖNIG & FORTMANN 1996, 1998).

Die Summe aus Kronentraufe- (KR) und Streufluss sowie in Buchenbeständen des Stammablaufs (StA) ergibt den Bodeneintrag. Zur Berechnung der Gesamtdeposition (GD) wird der Bodeneintrag mit einem element- und baumartenspezifischen Transfer- und Mobilitätsfaktor (F) multipliziert, der bauminterne Rückhalte- und Transportvorgänge berücksichtigt (Tab. 2.2):

GD = (KR + Streu (+ StA)) * F

Tab. 2.2: Faktoren (F) für die Bestimmung der Gesamtdeposition aus dem Bodeneintrag (nach SCHULTZ 1987 und SCHMIDT 1987).

Element	Nadelbaum	Laubbaum
Pb	1,10	1,20
Cd	1,00	0,96
Zn	1,01	0,85
Cu	0,67	0,90

Für einzelne BDF-F-Flächen wurden Daten ab 1971 erhoben. Die nachfolgenden Betrachtungen beziehen sich jedoch auf den Zeitraum 1994–2009, da für diesen Zeitraum lückenlose Datenreihen für alle Flächen vorliegen und für die Betrachtung von Trends eine einheitliche Bezugsbasis Voraussetzung ist. Ein wichtiger Aspekt bei der Messung atmosphärischer Stoffeinträge im Wald sind Erkenntnisse über baumartenspezifische Unterschiede im Stoffeintrag. Damit die Grafiken übersichtlich sind, wird bei den grafischen Darstellungen der Hauptelemente jeweils eine Fläche der vier Hauptbaumarten Buche, Eiche, Fichte, und Kiefer dargestellt. Werden andere Flächen im Text zitiert, ist mit Hilfe der dargestellten Fläche derselben Baumart eine Einschätzung hinsichtlich der relativen Höhe möglich. Auf eine Karte wird aus Platzgründen verzichtet. Eine Darstellung der Flächen erfolgt in Kapitel 1 und im Anhang.

2.3.2 Niederschlagshöhe

Einige Stoffe, wie beispielsweise Natrium oder Chlorid, werden im Wesentlichen in gelöster Form mit dem Niederschlag eingetragen; die Höhe der Stoffeinträge wird folglich stark durch die Niederschlagshöhe bestimmt. Hier zeigen sich deutliche Unterschiede zwischen den höher gelegenen Flächen (Harz, Solling) und Flächen der Tieflandregionen.

Der langjährige Niederschlag (1994–2009) im Freiland beträgt auf den untersuchten Flächen zwischen 637 mm in Fuhrberg (F004FUKI) und 1328 mm in der Langen Bramke (F005LBKA). Zwischen den einzelnen Jahren treten große Schwankungen auf. Bei Ehrhorn, Eiche (F002-EHEI) und Solling, Fichte (F007SLF1) nehmen die Niederschläge signifikant zu, wenn man die Werte ab 1982 bzw. 1970 betrachtet. Die Interzeption, d. h. der in den Kronen zurückgehaltene Niederschlag, ist stark von der Baumart,

dem Bestockungsgrad sowie der Kronenoberfläche der Bestände abhängig. Sie beträgt in dem Kiefernbestand Augustendorf 29 % (F021-AUKI), im Eichenbestand Ehrhorn 20 % (F002-EHEI), in den drei Buchenbeständen zwischen 9 % (Göttinger Wald, F009GWBU) und 22 % (Lüss, F003LSBU) sowie in den Fichtenbeständen zwischen 14 % (Lange Bramke, Nordhang, F005LBNH) und 31 % (Solling, Fichte F007SLF1).

2.3.3 Hauptelemente

2.3.3.1 Natrium

Aerosole des Meerwassers sind die Hauptquelle für Natrium, Chlorid und Magnesium im Niederschlag. Die mittlere Konzentration dieser Elemente im Niederschlag nimmt mit der Entfernung von der Küste deutlich ab.

Die höchsten Natriumeinträge weist die küstennahe Fläche Augustendorf (F021AUKI) mit 18,3 kg ha^{-1} a^{-1} unter Kiefer und 12,1 kg ha^{-1} a^{-1} im Freiland auf, die geringsten Einträge finden sich im Göttinger Wald (F009GWBU) mit 7,2 kg ha^{-1} a^{-1} unter Buche und 4,3 kg ha^{-1} a^{-1} im Freiland. Die Einträge mit dem Bestandesniederschlag betragen zwischen dem 1,2-fachen (Ehrhorn, Eiche, F002EHEI) und dem Zweifachen (Solling, Fichte, F007SLFI) des Freilandniederschlags.

Dem Kation Natrium kommt im Zusammenhang mit der Berechnung der Gesamtdeposition eine besondere Bedeutung zu. Aufgrund geringer Interaktionen im Kronenraum wird der im Bestandesniederschlag gemessene Stofffluss bei diesem Element als Gesamtdeposition gewertet. Bei der Kronenraumbilanzierung wird dann mit Hilfe des Natriumfaktors (Verhältnis von Kronenraumanreicherung zu Freilandniederschlag) die partikuläre Deposition für andere Kationen berechnet.

2.3.3.2 Nährstoffkationen

Calcium, Magnesium und Kalium sind für Wälder besonders wichtige Pflanzennährstoffe, die im Boden austauschbar gebunden bzw. in der Bodenlösung pflanzenverfügbar vorliegen. In Meeresnähe sind Aerosole insbesondere für Magnesium eine wichtige natürliche Quelle. Flugaschen aus Verbrennungsprozessen, insbesondere der Braunkohleverbrennung, waren früher in manchen Gegenden eine bedeutende Quelle anthropogen bedingter Calciumeinträge. Die basischen Stoffeinträge mit dem Niederschlag stellen neben der Verwitterung der Ausgangsgesteine eine wichtige, teils natürliche, teils anthropogene Quelle für die Nährstoffversorgung der Pflanzen bzw. die Neutralisation von Säuren dar, da in Wäldern im Gegensatz zu landwirtschaftlichen Flächen keine Zufuhr durch Düngung erfolgt.

Calcium

Mit Ausnahme der Fläche in Fuhrberg (F004-FUKI) hat der Calciumeintrag im Freilandniederschlag seit 1994 auf allen BDF-F signifikant abgenommen. Erwartungsgemäß ist der Calciumeintrag mit der Gesamtdeposition bis auf die BDF-F Fuhrberg Kiefer (F004 FUKI) und Solling Fichte (F007SLF1) ebenfalls signifikant rückläufig (Abb. 2.15). Im Mittel der Jahre 1994–2009 betrug er zwischen 2,4 kg ha^{-1} a^{-1} (Ehrhorn, Eiche, F002EHEI) und 4,1 kg ha^{-1} a^{-1} (Solling, Fichte, F007SLF1, Göttinger Wald F009GWBU).

Die mittlere Calciumdepostion im Freiland lag zwischen 1,7 kg ha^{-1} a^{-1} in Lüss (F003LSBU) und 2,5 kg ha^{-1} a^{-1} in Fuhrberg (F004FUKI), der Anteil meeresbürtigen Calciums ist in den küstennahen Gebieten höher und beträgt im langjährigen Mittel bis zu 0,5 kg ha^{-1} a^{-1} (Augustendorf, F021AUKI).

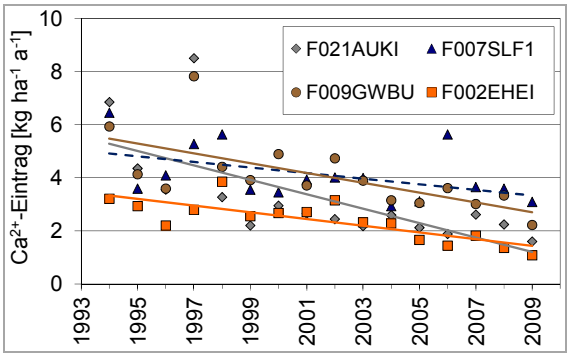


Abb. 2.15: Calciumeintrag mit der Gesamtdeposition auf BDF-F; durchgezogene Linie: signifkanter Trend, gestrichelte Linie: Tendenz.

Kalium

Der Kaliumeintrag mit dem Niederschlag ist geringer als der Calciumeintrag und betrug im langjährigen Mittel im Freiland zwischen 1,2 und 1,9 kg ha^{-1} a^{-1} (nicht grafisch dargestellt). In den untersuchten Beständen lag er zwischen 2,1 kg ha^{-1} a^{-1} im Göttinger Wald (F009-GWBU) und 3,3 kg ha^{-1} a^{-1} im Solling, Fichte (F007SLF1). Bezüglich der Höhe der Kalium-Gesamtdeposition sind keine baumartenspezifischen Zusammenhänge zu erkennen. Ein signifikanter Rückgang des Kaliumeintrags zeigt sich in Augustendorf (F021AUKI, Freiland und Kiefer) sowie bei einer Verlängerung des Betrachtungszeitraumes bis zum flächenspezifischen Messbeginn auch mit der Gesamtdepostion in Ehrhorn (F002EHEI), Lange Bramke, Kamm (F005LBKA) sowie im Solling (F006SLF1, F007SLB1).

Magnesium

Im Vergleich zu den anderen hier betrachteten Nährstoffen ist der Magnesiumeintrag mit dem Niederschlag relativ gering (nicht grafisch dargestellt). Er betrug im Freiland im langjährigen Mittel 1994–2009 zwischen 0,5 und 1 kg ha^{-1} a^{-1} mit großen jahreszeitlichen Schwankungen. Der Magnesiumeintrag mit der Gesamtdeposition lag im langjährigen Mittel zwischen 0,9 kg ha^{-1} a^{-1} (Göttinger Wald, F009-GWBU, Lange Bramke, Nord- und Südhang, F005LBNH, F005LBSH) und 1,6 kg ha^{-1} a^{-1} (Augustendorf, F021AUKI).

Tendenziell nahm der Magnesiumeintrag mit Ausnahme der Fläche Solling Fichte (F007-SLF1) auf allen untersuchten Flächen ab; auf den Freiflächen Ehrhorn (F002EHEI) und Lange Bramke (F005LBKA) sowie den Bestandesflächen Göttinger Wald Buche (F009GWBU) und Ehrhorn Eiche (F002EHEI) war die Abnahme signifikant.

2.3.3.3 Sulfat

Durch umfassende Maßnahmen zur Luftreinhaltung seit Mitte der 1980er Jahre durch das Inkrafttreten der 13. BImSchV am 01. Juli 1983 in den alten sowie zu Beginn der 1990er Jahren in den neuen Bundesländern konnten die Schwefeldioxidemissionen drastisch gesenkt werden. In der Folge ging der Schwefeleintrag sowohl im Freiland- als auch im Bestandesniederschlag sehr stark zurück.

Im Freiland betrug der Sulfatschwefeleintrag im langjährigen Mittel zwischen 5,1 kg ha^{-1} a^{-1} im Göttinger Wald (F009GWBU) und 7,6 kg ha^{-1} a^{-1} in der Langen Bramke (F005LBKA). Obwohl die Maßnahmen zur Luftreinhaltung größtenteils schon zu einem früheren Zeitpunkt ergriffen worden waren, betrug die mittlere jährliche Abnahme in diesem Zeitraum noch zwischen 0,24 kg ha^{-1} a^{-1} (Fuhrberg, F004-FUKI) und 0,52 kg ha^{-1} a^{-1} (Augustendorf, F021AUKI). Im Zeitraum seit 1971 betrug die jährliche Abnahme sogar bis zu 0,77 kg ha^{-1} a^{-1} (Lange Bramke, F005LBKA). Im Bestandesniederschlag lassen sich deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Baumarten erkennen. Die höchsten Schwefeleinträge wurden mit 18,4 kg ha^{-1} a^{-1} unter Fichte gemessen, die geringsten Einträge mit 8,5 kg ha^{-1} a^{-1} unter Buche (Lüss, F003LSBU). Die jährliche Abnahme betrug zwischen 0,5 kg ha^{-1} (Ehrhorn, Eiche, F002EHEI) und Fuhrberg, F004FUKI) und 1,3 kg ha^{-1} unter Fichte im Solling (F007SLF1) (Abb. 2.16). Betrachtet man den Zeitraum seit 1971, betrug die jährliche Abnahme unter Fichte sogar 2,6 kg ha^{-1} (Solling).

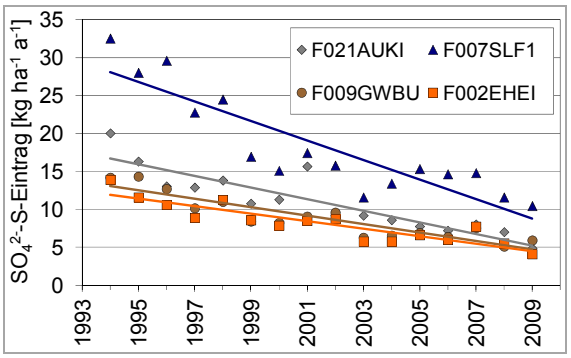


Abb. 2.16: Sulfatschwefeleintrag mit der Gesamtdeposition auf BDF-F; durchgezogene Linie: signifikanter Trend.

2.3.3.4 Stickstoff

Stickstoff ist der Pflanzennährstoff, der das Wachstum in von Menschen unbeeinflussten Ökosystemen am stärksten limitiert, da der Stickstoffgehalt der Bodenausgangsgesteine sehr gering ist. Durch anthropogene Stoffein-

träge mit dem Niederschlag ist Stickstoff jedoch auch im Wald zu einem Überflussfaktor geworden. Dies hat gravierende Konsequenzen für das Ökosystem, wie z. B. eine Verschiebung des Artengefüges der Wälder, veränderte Spross-Wurzel-Verhältnisse mit einem erhöhten Windwurfrisiko, Nährstoffungleichgewichte in den Pflanzen sowie Nitratausträge mit dem Sickerwasser, verbunden mit Nährstoffverlusten ohnehin nährstoffarmer Waldböden.

Im Freiland betrug der Nitrateintrag im langjährigen Mittel zwischen 4,8 kg ha^{-1} a^{-1} (Fuhrberg, F004FUKI) und 6,7 kg ha^{-1} a^{-1} (Lange Bramke, F005LBKA), im Wald zwischen 6,3 kg ha^{-1} a^{-1} (Ehrhorn, Eiche, F002EHEI) und 14,2 kg ha^{-1} a^{-1} (Solling, Fichte, F007SLF1). Während unter Eiche nur das 1,2-fache des Freilandeintrags gemessen wurde, war der Nitrateintrag unter Fichte bis zu 2,2-mal so hoch wie im Freiland.

Auf allen Freiflächen sowie auf sieben von zehn Waldflächen hat der Nitrateintrag signifikant abgenommen, auf den Flächen Fuhrberg (F004FUKI), Lange Bramke, Nordhang (F005-LBNH) und Solling, Buche (F006SLB1) nahm der Nitrateintrag ebenfalls ab, jedoch nicht signifikant. Die jährlichen Abnahmen lagen im Freiland zwischen 0,09 kg ha^{-1} a^{-1} (Fuhrberg, F004FUKI) und 0,21 kg ha^{-1} a^{-1} (Augustendorf, F021AUKI), im Wald zwischen 0,07 kg ha^{-1} a^{-1} (Solling, Buche, F006SLB1) und 0,24 kg ha^{-1} a^{-1} NO_3-N (Augustendorf, F021AUKI, s. Abb. 2.17, F006SLB1 nicht dargestellt).

Der Eintrag von Ammoniumstickstoff hat sowohl im Freiland als auch in der Gesamtdeposition mit Ausnahme der Flächen Fuhrberg (F004FUKI) sowie Solling, Fichte (F007SLF1) und Buche (F006SLB1) ebenfalls signifikant abgenommen. Im langjährigen Mittel wurden im Freiland zwischen 5,5 kg ha^{-1} a^{-1} im Göttinger Wald (F009GWBU) und 9,8 kg ha^{-1} a^{-1} in Augustendorf (F021AUKI), mit der Gesamtdeposition zwischen 8,9 kg ha^{-1} a^{-1} in Lüss (F003LSBU) und 19,6 kg ha^{-1} a^{-1} in Augustendorf (F021AUKI) eingetragen. Die jährliche Abnahme betrug im Freiland zwischen 0,03 kg ha^{-1} in Fuhrberg (F004FUKI) und 0,6 kg ha^{-1} in Augustendorf (F021AUKI, s. Abb. 2.18).

Auf allen untersuchten Flächen wird mehr Stickstoff in Form von Ammonium als in Form von Nitrat eingetragen. In Augustendorf beträgt das Verhältnis Ammonium : Nitrat im Freiland 65 : 35, unter Kiefer sogar 70 : 30.

Unter Berücksichtigung der Tatsache, dass die Stickstoffeinträge mit Hilfe der Kronenraumbilanz teilweise erheblich unterschätzt werden (MEESENBURG et al. 2005), übersteigen die Stickstoffeinträge nach wie vor den Bedarf der Wälder. Sie führen neben einem erwünschten verbesserten Baumwachstum zu einer Stickstoffanreicherung der Waldökosysteme mit den beschriebenen negativen Folgen.

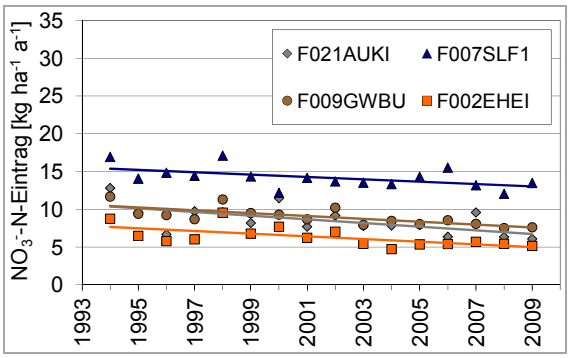


Abb. 2.17: Nitratstickstoffeintrag mit der Gesamtdeposition auf BDF-F; durchgezogene Linie: signifikanter Trend.

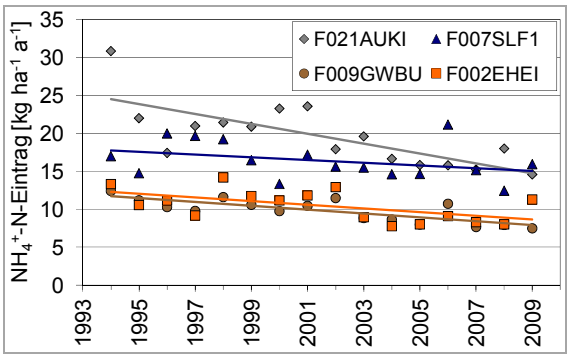


Abb. 2.18: Ammoniumstickstoffeintrag mit der Gesamtdeposition auf BDF-F; durchgezogene Linie: signifikanter Trend.

2.3.3.5 Säure

Der Gesamtsäureeintrag nach Gauger (GAUGER et al. 2002) berechnet sich als Summe der Gesamtdeposition von Nitrat, Ammonium, Sulfat und Chlorid (Chlorid ohne seesalzbürtigen marinen Anteil). Mit Hilfe dieses Summenparameters kann abgeschätzt werden, in welcher

Größenordnung das nachhaltige Puffervermögen der Waldstandorte durch anthropogene Stoffeinträge überschritten wird und wie stark der Standort durch Bodenversauerung sowie damit verbundene Prozesse, z. B. Aluminium-Toxizität, gefährdet ist. Insbesondere auf Grund der starken Abnahme der Schwefeleinträge hat der Gesamtsäureeintrag abgenommen, was zu einer Entlastung der Waldökosysteme führt. Die ebenfalls mit dem Niederschlag eingetragenen Basen (jeweils nicht-marine Anteile) neutralisieren im langjährigen Mittel zwischen 7 und 13 % des Säureeintrags.

Das nachhaltige Puffervermögen der meisten Waldstandorte wird jedoch trotz des Rückgangs des Gesamtsäureeintrags immer noch deutlich überschritten. Zum Erhalt der Schutzfunktion der Böden ist deshalb eine standortangepasste Bodenschutzkalkung weiter notwendig.

2.3.4 Schwermetalle

Anfang der 90er Jahre wiesen Mittelgebirgsstandorte mit Fichtenbestockung mit 80–140 g ha^{-1} a^{-1} Blei (Pb) bzw. 2,5–4,7 g ha^{-1} a^{-1} Cadmium (Cd) etwa doppelt so hohe Kronentraufe-Frachten wie Tieflandstandorte oder BDF-F mit Laubbaumbestockung auf. Im Verlaufe der vergangenen 20 Jahre haben die Schwermetalleinträge deutlich abgenommen und liegen aktuell zwischen 5 und 25 g ha^{-1} a^{-1} Blei (Abb. 2.19) bzw. 0,3–1,7 g ha^{-1} a^{-1} Cadmium. Für die Elemente Cadmium, Zink und Kupfer war der abnehmende Trend schwächer als für Blei.

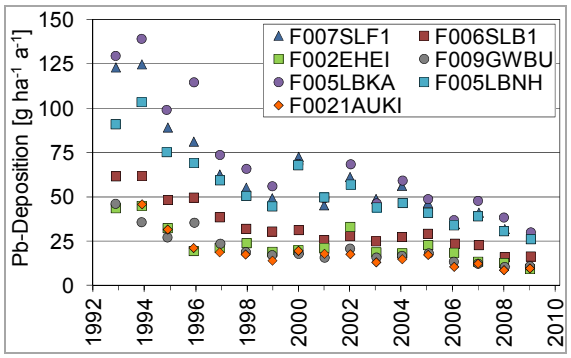


Abb. 2.19: Verlauf der Blei-Deposition in der Kronentraufe für niedersächsische Waldstandorte.

Auf den Freiflächen lagen die Einträge auch Anfang der 90er Jahre meist unterhalb der Werte der am geringsten belasteten Waldflächen und sanken bis heute auf Werte von teilweise unterhalb 10 g ha^{-1} a^{-1} Blei bzw. 0,3 g ha^{-1} a^{-1} Cadmium ab.

Für eine Reihe der niedersächsischen BDF-F liegen aus früheren Untersuchungen weiter zurückreichende Messreihen vor (SCHULTZ 1987): So kann für die Freiland- und Bestandesflüsse der BDF-F Göttinger Wald (F009GWBU), Ehrhorn, Eiche (F002EHEI), Harste (F008HABU), Spanbeck (F020SPFI) und Westerberg (F001-WEFI) die Entwicklung der Schwermetall-Deposition ab 1982 und für den Solling (F006-SLB1 und F007SLF1) ab 1972 verfolgt werden (SEEKAMP 1976, MAYER & HEINRICHS 1980). Das für das Freiland sowie die Buchen- und Fichten-Kronentraufe des Sollings dargestellte Fünfjahresmittel zeigt für den Beginn der Messreihe Anfang der 70er Jahre mit 15–25 g ha^{-1} a^{-1} Cadmium 15–30fach höhere Einträge an als heute (Abb. 2.20), für Blei zeigt sich mit Einträgen von 250–470 g ha^{-1} a^{-1} Anfang der 70er Jahre ein ähnliches Muster.

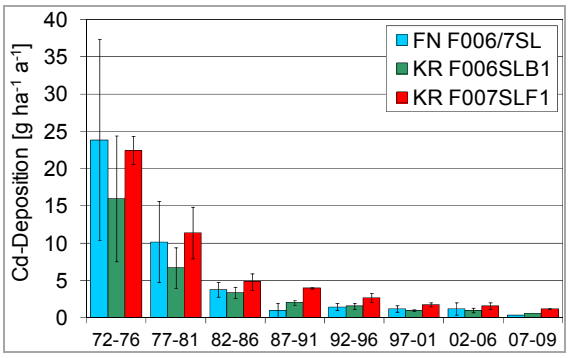


Abb. 2.20: Jahresmittelwert der Cadmium-Deposition im Freilandniederschlag (FN F006/7SL) sowie in der Kronentraufe eines Buchen- (KR F006-SLB1) und eines Fichtenbestandes im Solling (KR F007SLF1).

Abbildung 2.21 für Cadmium sowie Tabelle 2.3 für Blei zeigen anhand des Bodeneintrags, dass die mit dem Streufall transportierten Schwermetallfrachten nicht zu vernachlässigen sind: Mit durchschnittlich 40 % in den Laubbaumbeständen und 47 % in den Nadelbaumbeständen macht diese Komponente nahezu die Hälfte des gesamten Blei-Bodeneintrages aus. Im Falle der Buchen ist der Stammablauf

mit durchschnittlich 6,5 % am gesamten Blei-Bodeneintrag beteiligt. Für Cadmium liegen die Streu-Anteile bei 48 % in Laub- und 40 % in Nadelbaumbeständen, der Stammablauf trägt zu rund 5 % zum Bodeneintrag bei.

Mit 40–80 g ha^{-1} a^{-1} Blei und 1,8–2,8 g ha^{-1} a^{-1} Cadmium ist der Bodeneintrag in den untersuchten Laubbaum- und Kiefernbeständen ca. 30–65 % niedriger als in den Fichtenbeständen.

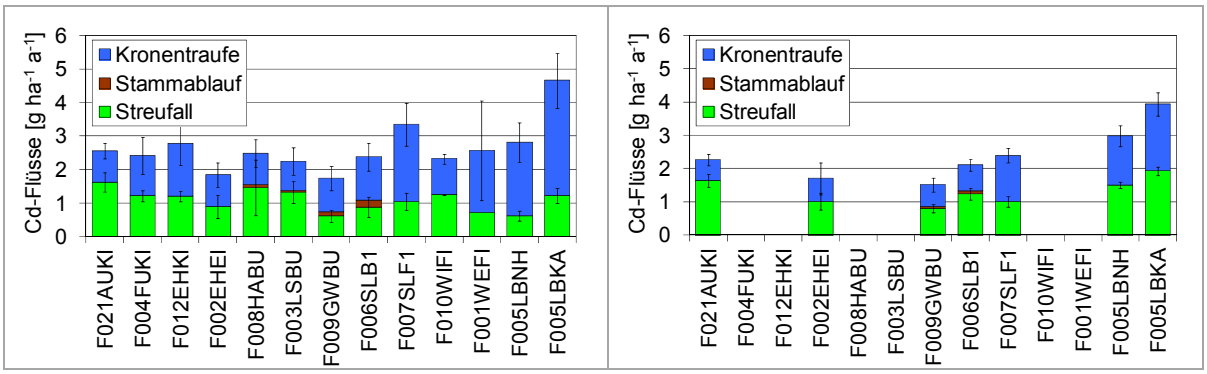


Abb. 2.21: Mittelwerte des Bodeneintrags von Cadmium (Kronentraufe + Streufall + Stammablauf (nur Buche)) für die Zeiträume 1992–2001 (links) sowie 2002–2009 (rechts).

Tab. 2.3: Zusammensetzung und Kalkulation des Blei-Bodeneintrags (Kronentraufe + Streufall + Stammablauf (nur Buche)) [g ha^{-1} a^{-1}] und der Gesamtdeposition auf BDF-F.

a) Zeitraum 1992–2001

BDF-Nr	**F021**	**F004**	**F012**	**F002**	**F008**	**F003**	**F009**	**F006**	**F007**	**F010**	**F001**	**F005**	**F005**
BDF	**AUKI**	**FUKI**	**EHKI**	**EHEI**	**HABU**	**LSBU**	**GWBU**	**SLB1**	**SLF1**	**WIFI**	**WEFI**	**LBNH**	**LBKA**
Zeitraum	93–01	92–01	92–93	92–01	92–01	93–01	92–01	92–01	92–01	92–95	92–95	92–01	92–01
Freilandeintrag	27,6	22,7	23,8	23,8	26,5	29,2	26,1	41,5	41,5	28,1	28,1	45,0	45,0
Kronentraufe	25,0	25,0	38,5	27,3	22,6	25,8	26,5	42,2	78,2	50,0	56,6	70,7	88,5
Stammablauf	–	–	–	–	2,4	1,3	3,9	7,5	–	–	–	–	–
Streufall	21,6	16,2	31,3	21,0	15,8	22,0	19,2	27,2	82,1	61,4	43,4	46,7	102,0
Bodeneintrag	46,6	41,2	69,8	48,3	40,8	49,1	49,6	76,8	160,3	111,4	100,0	117,4	190,5
Gesamtdeposition	**55,9**	**49,4**	**83,8**	**53,1**	**44,9**	**54,0**	**54,6**	**84,5**	**192,4**	**133,7**	**120,0**	**140,9**	**228,6**

b) Zeitraum 2002–2009

BDF-Nr	**F021**	**F004**	**F012**	**F002**	**F008**	**F003**	**F009**	**F006**	**F007**	**F010**	**F001**	**F005**	**F005**
Freilandeintrag	12,3	–	–	13,5	–	–	12,7	20,1	20,1	–	–	18,7	18,7
Kronentraufe	11,4	–	–	14,7	–	–	13,0	20,9	37,4	–	–	34,7	41,1
Stammablauf	–	–	–	–	–	–	1,2	4,4	–	–	–	–	–
Streufall	19,2	–	–	13,2	–	–	12,1	20,3	61,7	–	–	79,4	69,5
Bodeneintrag	30,6	–	–	27,9	–	–	26,3	45,6	99,1	–	–	114,1	110,6
Gesamtdeposition	**36,7**			**30,7**			**28,9**	**50,2**	**118,9**			**136,9**	**132,7**

Ende 2001 wurde auf sechs der 13 BDF-F-Flächen die Messung der Schwermetalle eingestellt. Aus diesem Grund wurden bei der Kalkulation des Bodeneintrags sowie der Gesamtdeposition zwei unterschiedliche Zeiträume gebildet. Hierdurch lässt sich auch der Rückgang des Schwermetalleintrags besser dokumentieren.

Die Kalkulation der Gesamtdeposition mit den in Tabelle 2.2 angegebenen Faktoren ergibt für Blei je nach Baumart eine Erhöhung um 10 bzw. 20 % und für Cadmium in Laubbaumbeständen eine Reduktion um 4 % gegenüber den Bodeneinträgen.

Tabelle 2.3 und Abbildung 2.20 machen ferner deutlich, dass die Blei- und Cadmium-Gesamtdeposition in Laubbaumbeständen um mehr als das Doppelte und in Nadelbaumbeständen um rund das Dreifache höher ist als die Freiflächendeposition. Dies belegt den Auskämmeffekt und die unterschiedliche Filterwirkung der Bäume.

Rückläufige Schwermetallbelastungen wurden weltweit auch in anderen Regionen beobachtet (BERGKVIST, FOLKESON & BERGGREN 1989, NRIAGU 1992, SCHULTE et al. 1996). Der Rückgang wird auf verbesserte Filter- und Rückhaltemaßnahmen, einen Ersatz von Schwermetallen in der industriellen Produktion durch weniger toxische Stoffe sowie verschärfte gesetzliche Umweltauflagen zurückgeführt (NRIAGU 1992).

SCHULTE et al. (1996) haben für 25 Messstationen der Bundesländer Nordrhein-Westfalen, Hessen, Rheinland-Pfalz und Bayern im Zeitraum 1984-1993 einen Rückgang der mittleren Freiflächen-Einträge von Blei auf ca. 22 % und von Cadmium auf rund 60 % der Ausgangswerte ermittelt. In der Kronentraufe der europäischen Level-II-Flächen (europaweites Intensivmonitoring auf Forstflächen) zeigt sich in den 1990er Jahren, vor allem bei Blei und Cadmium, ein Rückgang auf ca. ein Drittel der Konzentrationen, während die Konzentrationen für Zink und Kupfer sowie weitere Schwermetalle weitgehend stagnieren (RADEMACHER 2001).

AAS & BREIVIK (2005) geben für den nordwestdeutschen Raum Hintergrundwerte für Blei-Konzentrationen im Niederschlagswasser von 1,0–1,5 µg l^{-1} und für Cadmium von 0,03–0,05 µg l^{-1} für das Jahr 2003 an (1990: >2 µg l^{-1} Pb bzw. >0,2 µg l^{-1} Cd). Diese Werte liegen um das Zwei- bis Dreifache über den für Nordeuropa ermittelten minimalen Hintergrundwerten (AAS & BREIVIK 2005). Die höchsten Werte des Jahres 2003 wurden mit >3,5 µg l^{-1} Blei und 0,3 µg l^{-1} Cadmium in Südosteuropa ermittelt. Sowohl auf den Freiflächen als auch auf den Bestandesflächen der niedersächsischen BDF-F wurden im Mittel aller Messungen der vergangenen 17 Jahre die von AAS & BREIVIK (2005) angegebenen Hintergrundwerte um das Drei- bis Vierfache für Blei und das Fünf- bis Achtfache für Cadmium überschritten.

Eine direkte Belastung der Waldvegetation dürfte von diesen Schwermetallkonzentrationen nicht mehr ausgehen, allerdings ist zu prüfen, ob die hiermit verbundenen Eintragsmengen zu einer weiteren Schwermetallakkumulation in den Waldökosystemen beitragen und beispielsweise die Zersetzerkette beeinträchtigen.

2.4 Vergleich der Nährstoffeinträge im Freiland von Acker-, Grünland- und Waldstandorten

Es werden die Jahresfrachten von Acker- und Grünlandmessstellen an BDF-L mit denen der Freilandmessstellen an BDF-F im Berichtzeitraum 1985–2009 verglichen. Ausgewertet wurden die Depositionsdaten von sieben Waldstandorten (BDF-F) sowie 20 Acker- und sechs Grünlandstandorten. Ergebnisse der Routine- und Sonderuntersuchungen an BDF-L liegen seit 1995 vor. Zu vier BDF-L wurden Bezugsmessstellen aus dem Messnetz des GÜN ausgewählt. Daher liegen bereits seit 1985 Niederschlagsdaten vor. Dargestellt werden die Jahresmittelwerte der Frachten über alle Messstellen an Standorten mit derselben Nutzung. Die Frachten der Bestandesmessstellen an BDF-F werden nicht dargestellt. Aufgrund der Auskämmeffekte unter Baumbeständen sind die Frachten dort deutlich höher als im Freiland.

Abbildung 2.22 zeigt die zeitliche Entwicklung der Sulfatschwefeleinträge. Die Frachten gehen im Beobachtungszeitraum zurück, wobei alle Kurvenverläufe z. T. deutliche und ähnlich ausgeprägte Schwankungen aufweisen. Zwischen den Freilandstandorten (Acker, Grünland, Wald) gibt es keinen Unterschied. Die Sulfatschwefeleinträge bei Acker und Grünland liegen 1985 zwischen 11,7 und 12,7 kg ha^{-1} a^{-1} und fallen bis zum Jahr 2009 auf unter 5 kg

ha^{-1} a^{-1}. Die Einträge der Freilandflächen an BDF-F gehen ebenso ab 1985 von im Mittel ca. 18 auf 4 kg ha^{-1} a^{-1} zurück. Die Trendlinie zeigt bei den Ackerstandorten einen etwas stärkeren Rückgang der Frachten im Beobachtungszeitraum als bei den Grünland- und Waldstandorten.

Rückläufige Sulfat-Frachten sind auf sinkende Sulfat-Emissionen durch Maßnahmen zur Luftreinhaltung zurückzuführen (Kap. 2.3.3.3).

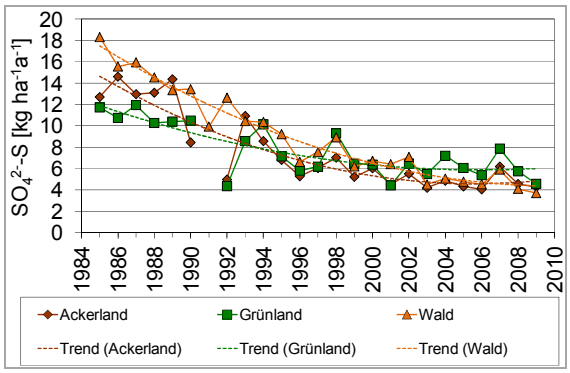


Abb. 2.22: Vergleich der Sulfat-S-Frachten im Freiland von Acker-, Grünland- und Waldstandorten.

Die Frachten des Nitrat-Stickstoffs sind in Abbildung 2.23 dargestellt. Sowohl die Acker- und Grünlandstandorte als auch die forstlichen Standorte zeigen abnehmende Nitrat-N-Frachten. Die Werte von Acker- und Grünlandmessstellen liegen dicht beieinander und fallen von ca. 6,5 auf 3,5 kg ha^{-1} a^{-1}. Die Frachten der Freilandflächen an BDF-F liegen höher und nehmen von über 9 kg ha^{-1} a^{-1} im Jahr 1985 bis auf ca. 4,5 kg ha^{-1} a^{-1} ab.

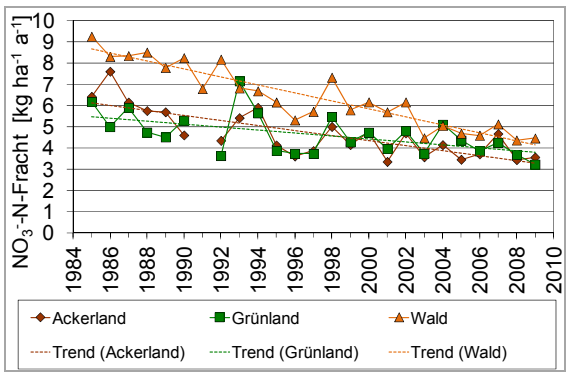


Abb. 2.23: Vergleich der Nitrat-N-Frachten im Freiland von Acker-, Grünland- und Waldstandorten.

Die Entwicklung der Ammonium-N-Frachten ist in Abbildung 2.24 dargestellt. Bei den Acker- und Grünlandstandorten bleiben die Ammonium-N-Frachten mit einigen Schwankungen seit 1985 um einen Wert von 6 kg ha^{-1} a^{-1} stabil. Bei den Freilandflächen an BDF-F ist ein deutlicher Rückgang von 11,7 auf unter 6 kg ha^{-1} a^{-1} zu beobachten.

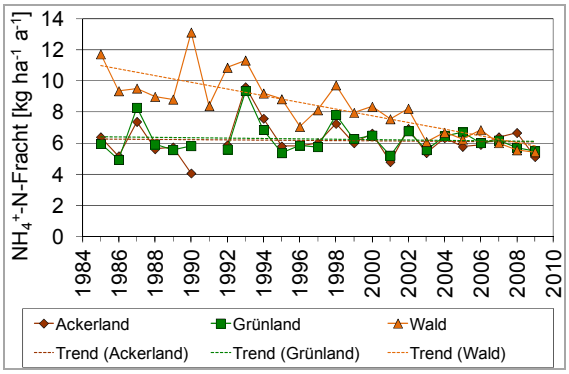


Abb. 2.24: Vergleich der Ammonium-N-Frachten von Acker-, Grünland- und Waldstandorten.

Die Gesamt-Stickstoff-Frachten aus Nitrat-N und Ammonium-N auf Acker- und Grünlandstandorten fallen im Mittel leicht von über 12 auf unter 10 kg ha^{-1} a^{-1}. Auch die Gesamt-N-Fracht der Freilandflächen an BDF-F geht von ca. 21 auf 10 kg ha^{-1} a^{-1} zurück.

2.5 Zusammenfassung

Im Rahmen des niedersächsischen Bodendauerbeobachtungsprogrammes werden an Depositionsmessstellen die Einträge von Nährstoffen und Schwermetallen gemessen. An BDF-L wird der Freilandniederschlag durch den NLWKN und auf BDF-F werden der Freiland- und Bestandsniederschlag durch die NW-FVA ermittelt.

Nährstoffe

- Bei den Nährstoffeinträgen sind regionale Besonderheiten zu beobachten. Nordseenahe Messstellen weisen die höchsten Sulfat-Frachten durch „Seaspray“ auf, während Standorte im Westen Niedersachsens mit intensiver landwirtschaftlicher Nutzung und Tierhaltung durch ihre Stickstoffeinträge auffallen.
- Die Sulfatschwefeldeposition hat sich auf allen Standorten seit Beginn der 1990er Jahre mehr als halbiert und liegt derzeit im Freiland bei etwa 2,5–5,5 kg ha^{-1} a^{-1}. Hierin spiegelt sich der Rückgang der Schwefelemissionen in den vergangenen 20 Jahren durch Maßnahmen zur Luftreinhaltung wider. In Waldbeständen war die relative Reduktion der Sulfatschwefeleinträge noch deutlicher. Hier betragen die Einträge derzeit mit ca. 5–10 kg ha^{-1} a^{-1} nur noch ein Viertel bis ein Drittel derjenigen aus der Mitte der neunziger Jahre.
- Die Nitratdeposition hat auf allen Standorten seit Beginn der 1990er Jahre leicht abgenommen. Auch hier machen sich Luftreinhaltemaßnahmen in Industrie und Verkehr bemerkbar.
- Die Ammoniumdeposition stagniert seit 20 Jahren auf den Acker- und Grünlandflächen. Hingegen nahm sie seit 1985 auf den Freilandflächen an BDF-F im Mittel um 50 % ab. Im Bestandesniederschlag der Waldflächen ist sie seit den 1990er Jahren um etwa 30 % zurückgegangen. Auf allen BDF-F wurde mehr Stickstoff in Form von Ammonium als in Form von Nitrat eingetragen. Die Ammoniak-Emission erfolgt in erster Linie durch die Tierhaltung, und es bleibt abzuwarten, wie sich der Einbau von Filteranlagen bei Stallneubauten auf eine (weitere) Reduktion der Ammoniumeinträge in die Flächen auswirken wird.
- Für naturnahe Offenlandstandorte (z. B. Moore und Heiden) und Gewässer sind niedrige atmosphärische N-Einträge erforderlich, um die Ökosystementwicklung nicht zu gefährden.
- Auf den Waldflächen bewegten sich die Einträge von anorganischem Stickstoff im Mittel der Jahre 2007–2009 zwischen 14,7 und 27,4 kg ha^{-1} a^{-1}. Die Stickstoffeinträge überschreiten nach wie vor den Bedarf der Wälder. Dies führt zu einem besseren Baumwachstum mit stärkeren Nährstoffentzügen aus dem Boden sowie zu einer Stickstoffanreicherung in den Waldökosystemen mit negativen Folgen.
- Auf Waldstandorten haben neben den anthropogen bedingten Einträgen von Stickstoff und Schwefel auch die Einträge von Calcium und Magnesium im Freilandniederschlag und mit der Gesamtdeposition signifikant abgenommen. Dieser Erfolg der Luftreinhaltepolitik macht sich insofern negativ für die Waldbestände bemerkbar, als die Säurepufferfunktion durch die basischen Kationen reduziert wird und die Nährstoffbilanzen für diese Elemente – insbesondere bei intensivierter Biomassenutzung (Kap. 12) – negativ werden.

Säure

- Der Gesamtsäureeintrag in Waldbestände, als Summe der Gesamtdeposition von Nitrat, Ammonium, Sulfat und Chlorid (Chlorid ohne marinen Anteil, GAUGER et al. 2002) berechnet, hat ebenfalls abgenommen, was zu einer Entlastung der Waldökosysteme führt. Die mit dem Niederschlag eingetragenen Basen (jeweils nicht-marine Anteile) neutralisieren im langjährigen Mittel zwischen 7 und 13 % des Säureeintrags.
- Da die Säureeinträge trotz Abnahme nach wie vor das nachhaltige Puffervermögen der meisten Waldstandorte überschreiten, ist eine standortangepasste Bodenschutzkalkung zum Schutz der Böden und den Erhalt ihrer Filterfunktion weiter notwendig.

Schwermetalle

- Im Freilandniederschlag wurden nur sehr geringe Schwermetallgehalte gefunden. Nur 3 % aller zwischen 1985 und 2009 erhobenen Jahresmittelwerte liegen über Schwellenwerten, die entweder aus der Grundwasserverordnung oder als Geringfügigkeitsschwellenwerte nach LAWA zur Beurteilung herangezogen wurden. Überschreitungen der Schwellenwerte konnten für die Schwermetalle Blei, Cadmium, Kupfer, Quecksilber und Zink beobachtet werden. Mit Ausnahme von Cadmium wurden die Schwellenwerte an den Grünlandstandorten öfter überschritten als an den Ackerstandorten. Bei Cadmium waren die Schwellenwertüberschreitungen auf Ackerstandorten um 7 % höher als auf Grünlandstandorten. Der Anteil der Jahresmittelwerte, die über den Schwellenwerten lagen, war bei Cadmium (13 %) und Zink (19 %) am größten. Auffällig war die hohe Anzahl an Befunden mit Werten zwischen Bestimmungsgrenze und Schwellenwert bei Kupfer (82 % der Acker- und 66 % der Grünlandstandorte).
- Es lassen sich Zusammenhänge zwischen den in Niedersachsen erhobenen Depositionsdaten und den deutschlandweit erhobenen Emissionsdaten herstellen. So spiegelt sich die abnehmende Blei-Emission auch in abnehmenden Bleigehalten im Niederschlag wider.
- Im Wald wurde für die Schwermetalle Blei, Cadmium, Zink und Kupfer ein Rückgang sowohl der Freiland- als auch der Kronentraufeeinträge festgestellt.
- Durch die Interzeptionswirkung der Bäume sind in Wäldern die Schwermetalleinträge etwa zwei- bis fünfmal so hoch wie auf Freiflächen.
- Der Anteil der über den Streufall eingetragenen Schwermetalle an den gesamten Schwermetalleinträgen beträgt 30–50 %, der Anteil der Einträge über den Stammablauf, der nur für Buchenbestände ermittelt wurde, 3–10 %.

2.6 Quellen

AAS, W. & BREIVIK, K. (2005): Heavy metals and POP measurements, 2003. – EMEP/CCC-Report **9**/2005, 1–101.

BERGKVIST, B., FOLKESON, L. & BERGGREN, D. (1989): Fluxes of Cu, Zn, Pb, Cd, Cr, and Ni in temperate forest ecosystems - a literature review. – Water, Air, & Soil Pollution **47**: 217–286.

BRAUER, H. (1996): Handbuch des Umweltschutzes und der Umweltschutztechnik, Band 3: Behandlung von Luft und Abgasen. – Berlin (Springer).

BUILTJES, P., BANZHAF, S., GAUGER, T., HENDRIKS, E., KERSCHBAUMER, A., KOENEN, M., NAGEL, H.-D., SCHAAP, M., SCHEUSCHNER, T. & SCHLUTOW, A. (2011): Erfassung, Prognose und Bewertung von Stoffeinträgen und ihren Wirkungen in Deutschland. Zusammenfassender Abschlussbericht. – UBA-Texte **38**/2011: 98 S.

GAUGER, T., ANSHELM, F., SCHUSTER, H., ERISMAN, J. W., VERMEULEN, A. T., DRAAJERS, G. P. J., BLEEKER, A. & NAGEL, H.-D. (2002): Mapping of ecosystem specific long-term trends in deposition loads and concentrations of air pollutants in Germany and their comparison with Critical Loads and Critical Levels, Part 1: Deposition Loads 1990–1999. – UBA-FB 29942210, Umweltbundesamt, Berlin.

GRWV (2010): Verordnung zum Schutz des Grundwassers (Grundwasserverordnung) vom 09.11.2010. – BGBl. I/2010: 1513.

KÖNIG, N. & FORTMANN, H. (1996): Probenvorbereitungs-, Untersuchungs- und Elementbestimmungs-Methoden des Umweltanalytik-Labors der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt und des Zentrallabor II des Forschungszentrums Waldökosysteme. – Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme der Universität Göttingen, Reihe **B 46-49**.

KÖNIG, N. & FORTMANN, H. (1998): Probenvorbereitungs-, Untersuchungs- und Elementbestimmungs-Methoden des Umweltanalytik-Labors der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt und des Zentrallabor II des Forschungszentrums Waldökosysteme. – Berichte des Forschungszentrums

Waldökosysteme der Universität Göttingen Reihe **B 53**.

LAWA – LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (1998): Atmosphärische Deposition - Richtlinie für Beobachtung und Auswertung der Niederschlagsbeschaffenheit. – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser; Berlin.

LAWA – LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (2004): Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser. – S. 1–33; Berlin (Kulturbuch).

MAYER, R. & HEINRICHS, H. (1980): Flüssebilanzen und aktuelle Änderungsraten der Schwermetall-Vorräte in Wald-Ökosystemen des Solling. – Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde **143**: 232–246.

MEESENBURG, H., MOHR, K., DÄMMGEN, U., SCHAAF, S., MEIWES, K. J. & HORVÁTH, B. (2005): Stickstoff-Einträge und -Bilanzen in den Wäldern des ANSWER-Projektes – eine Synthese. – In: DÄMMGEN, U. (Hrsg.): Bestimmung von Ammoniak-Einträgen aus der Luft und deren Wirkung auf Waldökosysteme (ANSWER-Projekt). – Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft **279**: 95–108.

MOHR, K., SCHAAF, S., HORVÁTH, B., MEESENBURG, H. & 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 Wirkung auf Waldökosysteme (ANSWER-Projekt). – Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft **279**: 69–94.

NLÖ (1993): Belastung von Wasser und Boden durch Schadstoffe in Luft und Niederschlägen - Messprogramm Niederschlagsbeschaffenheit. – Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Hildesheim.

NLWKN: Internetauftritt. – www.nlwkn.de.

NRIAGU, J. O. (1992): Worldwide contamination of the atmosphere with toxic metals. – In: VERRY, E. S. & VERMETTE, S. J.: The deposition and fate of trace metals in our environment. – USDA, Forest Service, General Technical Report NC-150: 9–21.

RADEMACHER, P. (2001): Atmospheric heavy metals and forest ecosystems. – S. 1–75, UN/ECE; Geneva.

SCHMIDT, M. (1987): Atmosphärischer Eintrag und interner Umsatz von Schwermetallen in Waldökosystemen. – Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme der Universität Göttingen, Reihe **A 34**: 1–174.

SCHULTE, A., BALAZS, A., BLOCK, J. & GEHRMANN, J. (1996): Entwicklung der Niederschlags-Deposition von Schwermetallen in West-Deutschland. 1. Blei und Cadmium. – Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde **159**: 377–383.

SCHULTZ, R. (1987): Vergleichende Betrachtung des Schwermetallhaushalts verschiedener Waldökosysteme Norddeutschlands. – Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme der Universität Göttingen, Reihe **A 32**: 1–217.

SEEKAMP, G. (1976): Umsatz von Schwermetallen in Waldökosystemen. – S. 1–129, Dissertation, Georg-August-Universität Göttingen.

UBA – UMWELTBUNDESAMT (1999): Lange Emissionsdatenreihen, 1970–1989. – Mündliche Mitteilung, Umweltbundesamt; Berlin.

UBA – UMWELTBUNDESAMT (2011a): Emissionsentwicklung 1990–2009, klassische Luftschadstoffe. – <http://www.umweltbundesamt.de/emissionen/publikationen.htm>; Berlin.

UBA – UMWELTBUNDESAMT (2011b): Emissionsentwicklung 1990-2009, Schwermetalle. – <http://www.umweltbundesamt.de/emissionen/publikationen.htm>; Berlin.

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. – S. 1–50; New York (Wiley).

3 Stoffbilanzen auf landwirtschaftlich genutzten Flächen

HEINRICH HÖPER, MANUELA HOFFMANN,
HUBERT GROH, KARL SEVERIN,
LUISE ENGELKE & VOLKER PUVOGEL

3.1 Einleitung

Mit Stoffbilanzen werden die Stoffein- und -austräge zu einem Bilanzsaldo zusammengeführt. Stoffeinträge ergeben sich auf landwirtschaftlich genutzten Flächen aus der Deposition und der mineralischen bzw. organischen Düngung, in geringerem Umfang auch aus Pflanzenschutzmaßnahmen. Bei Leguminosen erfolgt außerdem ein Stickstoffeintrag durch die Fixierung von Luftstickstoff. Der Stoffaustrag ist auf die Abfuhr von Erntegut einschließlich der Ernterückstände und auf die Auswaschung zurückzuführen.

Je nach Datenlage und Zielsetzung werden unterschiedliche Bilanzierungsansätze verfolgt. Dies betrifft zum einen den räumlichen Bezug. Für die Bodendauerbeobachtungsflächen werden ausschließlich Flächenbilanzen berechnet.

Darüber hinaus ergeben sich unterschiedliche Zielsetzungen. Im Folgenden werden zwei Ziele verfolgt:

- Bewertung der Nährstoffbilanzen im Hinblick auf die Anforderungen der Düngeverordnung und
- Nutzung von Stoffbilanzen zur Prognose von Stoffvorratsveränderungen im Boden.

Beide Ziele haben eine unterschiedliche Methodik zur Folge, die in den jeweiligen Unterkapiteln erläutert wird. Ein Vergleich der Ansätze ist aufgrund der unterschiedlichen Zielsetzung und Vorgehensweise wenig sinnvoll und wird an dieser Stelle daher auch nicht angestellt.

3.2 Nährstoffbilanzen nach Düngeverordnung (DüV)

3.2.1 Methodik

Nährstoffbilanzen auf der Flächenebene können als Ausgangspunkt für eine Düngeberatung genutzt werden. Darüber hinaus liefern die Schlagbilanzen unter Berücksichtigung einer bedarfsgerechten Düngung Anhaltswerte für vermeidbare Nährstoffverluste. Im Rahmen des Bodendauerbeobachtungsprogramms wurden für Stickstoff, Phosphat und Kali jährlich Flächenbilanzen für die jeweiligen Dauerbeobachtungsflächen berechnet. Die Berechnung erfolgte in Anlehnung an die Methodik des Nährstoffvergleichs nach Düngeverordnung (DÜV 2009) unter Verwendung der dort aufgeführten bzw. von der LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NIEDERSACHSEN (2011) ergänzten Richtwerte. Im Folgenden werden lediglich die N- und P-Bilanzen dargestellt, da nur für sie in der DüV Schwellenwerte definiert sind.

Bei den ausgewiesenen N-Salden handelt es sich um Netto-Salden, da sowohl die Stall- und Lagerungsverluste als auch die jeweiligen Ausbringungsverluste gemäß DÜV (2009) berücksichtigt werden.

Im Rahmen der Berechnung wurden folgende Eingangsgrößen berücksichtigt:

Nährstoffzufuhr über

- Wirtschaftsdünger tierischer Herkunft,
- sonstige organische Düngemittel,
- mineralische Düngemittel,
- N-Bindung über Leguminosen.

Nährstoffabfuhr über

- Haupt- und Nebenernteprodukte,
- verkaufte und/oder verfütterte Zwischenfrüchte.

Die Nährstoffzufuhr über Düngemittel ergab sich aus der laut Schlagdatei aufgebrachten Art und Menge sowie den Nährstoffgehalten. Für Mineraldünger wurden die Gehalte nach Herstellerangaben verwendet. Die Nährstoffgehalte der Wirtschaftsdünger tierischer Herkunft und der organischen Düngemittel wurden über Analyse- oder Richtwerte gemäß DüV erfasst.

Die Nährstoffabfuhren wurden auf der Grundlage der von den Bewirtschaftern angegebenen Ernteerträge ermittelt. Die Nährstoffgehalte des Haupt- und Nebenerntegutes entsprachen den Richtwerten gemäß DüV (2009) bzw. LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NIEDERSACHSEN (2011).

Bei Weidegang wurde wie folgt vorgegangen: Den Beweidungsperioden wurde ein Produktionsverfahren nach DLG (2005) zugeordnet, aus dem sich die Trockenmasseaufnahme pro Tier und Tag aus dem Grobfutter ergab. Des Weiteren wurde dem Bewirtschaftungsjahr eine Grünlandnutzungsintensität nach DüV (2009) zugewiesen, aus der der Nährstoffgehalt im Weidegut abgeleitet wurde. Die P_2O_5-Gehalte ergaben sich aus den Richtwerttabellen der LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NIEDERSACHSEN (2011). Aus dem Produkt von Trockenmasseaufnahme pro Tier und Tag, Nährstoffgehalt, Anzahl der Tiere pro Hektar Weidefläche[1] und Anzahl der Weidetage wurde die Nährstoffaufnahme und damit die Nährstoffabfuhr durch Beweidung ermittelt.

Für die Berechnung der Nährstoffzufuhr durch die Weidetiere wurde ebenfalls das Produktionsverfahren nach DLG (2005) ermittelt, aus dem sich nach DüV (2009) und LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NIEDERSACHSEN (2011) die Nährstoffausscheidungen der landwirtschaftlichen Nutztiere je Stallplatz und Jahr ergaben. Diese wurden mit der Anzahl der Weidetiere pro ha und der anteiligen Weidedauer (Weidetage geteilt durch 365 Tage) multipliziert. Gemäß DüV (2009) wurden die so ermittelten Nährstoffausscheidungen beim Stickstoff zu (mindestens) 25 %, bei den anderen Nährstoffen zu 100 % angesetzt.

Aus den Nährstoffzu- und Nährstoffabfuhren wurden die Nährstoffsalden auf der Flächenebene berechnet.

Nährstoffbilanzen liegen für alle Flächen ab dem ersten vollständigen Wirtschaftsjahr bzw. Kalenderjahr (Grünland) nach ihrer Einrichtung vor. Für standortübergreifende Auswertungen wurden Bilanzen ab 1997 verwendet, da ab dann, aufgrund des bis dato eingerichteten Flächenumfangs (ca. 80 % des Programms), statistisch abgesicherte Aussagen erwartet werden können. Für ökologisch bewirtschaftete Betriebe wurde der Zeitraum ab 1998 ausgewertet.

Für eine Betrachtung von Zeitreihen wurden dreijährig gleitende Mittelwerte gebildet, um fruchtartenspezifische Effekte in Einzeljahren zu reduzieren und eine „fruchtfolgebezogene“[2] Betrachtung zu simulieren. Nach DüV (2009) wird zur Bewertung der Stickstoffbilanzen ein dreijähriger, zur Bewertung der Phosphorbilanzen ein sechsjähriger Betrachtungszeitraum zugrunde gelegt.

3.2.2 Nährstoffbilanzen für Stickstoff

Auf ca. 50 bis 70 % der Flächen wurde im dreijährigen Mittel der gemäß DüV (2009) ab 2009 geltende Richtwert für den N-Überschuss von 60 kg N ha-1 a-1 nicht überschritten (Abb. 3.1).

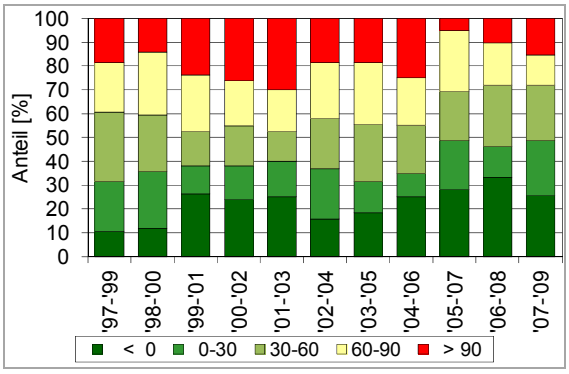


Abb. 3.1: Anteil der konventionell ackerbaulich genutzten BDF (n = 38 bis 42) in Klassen von N-Bilanzüberschüssen, berechnet als dreijährig gemittelte Flächenbilanz nach DüV.

Auf ca. 10–30 % der Flächen traten sogar negative Bilanzsalden auf.

Für den Zeitraum 1997/1999 bis 2007/2009 war ein schwach zunehmender Trend im Hinblick auf den Anteil der Flächen mit N-Bilanzüberschüssen von weniger als 60 kg N ha^{-1} a^{-1} erkennbar. Ihr Anteil nahm um ca. 10 % zu.

[1] Bei Schaf- und Mutterkuhhaltung werden nur die erwachsenen Tiere berücksichtigt.

[2] Klassische Fruchtfolgen sind dreigliedrig, wenngleich auf vielen Standorten abweichende Rhythmen bis hin zu einer freien, häufig kurzfristig marktbezogenen Fruchtartenauswahl praktiziert werden.

In 80–100 % der für die fünf ökologisch bewirtschafteten BDF berechneten Dreijahres-Bilanzzeiträume ergaben sich negative N-Bilanzen. Nur in einzelnen Jahren wurden bei verstärkter organischer Düngung N-Bilanzüberschüsse beobachtet (Abb. 3.2).

Auf den Grünlandflächen wurden auf den mittel oder intensiv genutzten Flächen positive Stickstoffsalden beobachtet (Abb. 3.3). Auf vier Flächen wurde im Mittel der Jahre der Schwellenwert von 60 kg N ha^{-1} a^{-1} nach DüV (2009) überschritten.

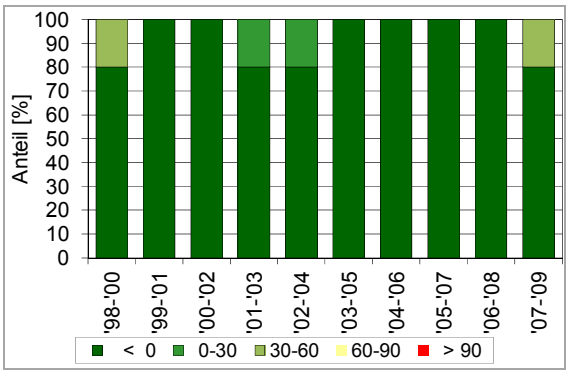


Abb. 3.2: Anteil der Dreijahresbilanzzeiträume der ökologisch bewirtschafteten BDF (n = 5) in Klassen von Stickstoffbilanzüberschüssen, berechnet als dreijährig gemittelte Flächenbilanz nach DüV.

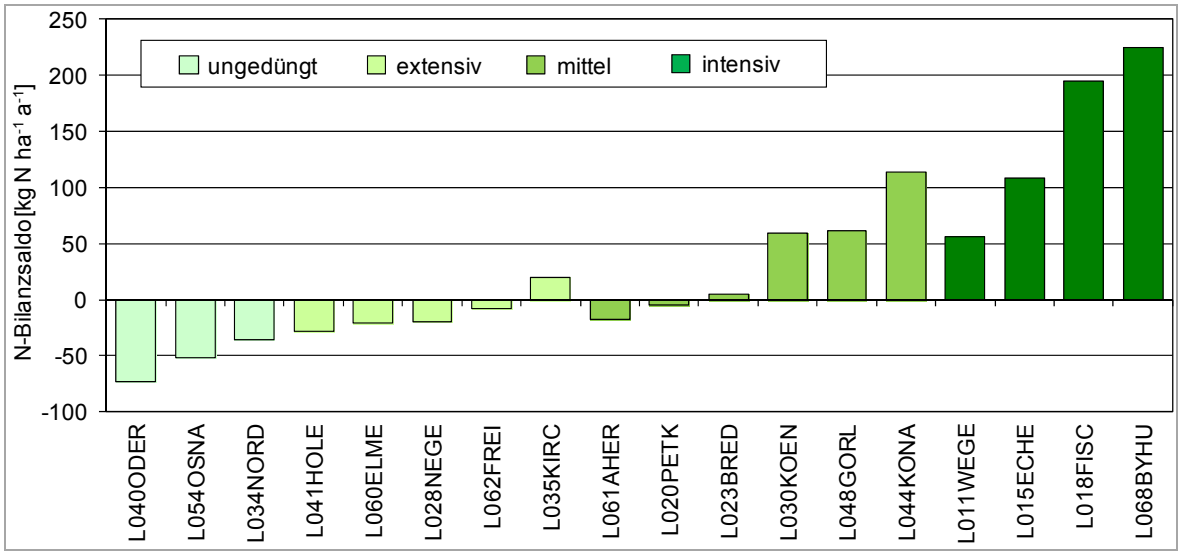


Abb. 3.3: Mittlere N-Salden für Grünland-BDF im Zeitraum 1997–2008, berechnet nach DüV, differenziert nach Nutzungsintensität.

3.2.3 Nährstoffbilanzen für Phosphor

50–65 % der konventionell ackerbaulich genutzten BDF wiesen negative P-Bilanzsalden auf. Der Anteil der Flächen hat sich zwischen 1997/1999 und 2007/2009 nicht signifikant verändert (Abb. 3.4).

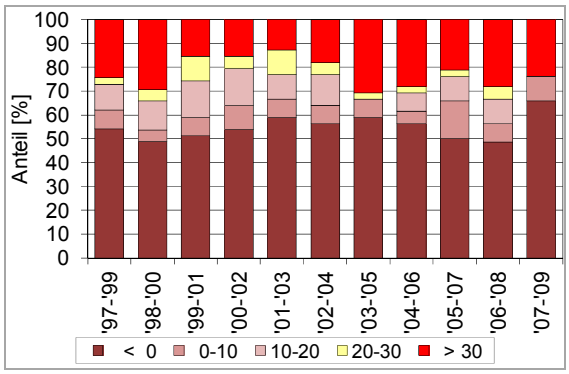


Abb. 3.4: Anteil der konventionell ackerbaulich genutzten BDF (n = 38–42) in Klassen von Phosphatbilanzüberschüssen, berechnet als dreijährig gemittelte Flächenbilanz nach DüV.

Auf etwa 20–30 % der Flächen waren P-Bilanzüberschüsse oberhalb des ab 2009 geltenden Richtwertes von 20 kg P_2O_5 ha^{-1} a^{-1} festzustellen.

Auf den ökologisch bewirtschafteten BDF waren die P-Salden in ca. 80 % der Bilanzierungszeiträume negativ (Abb. 3.5).

In Einzelfällen wurde der Richtwert von 20 kg P_2O_5-Überschuss überschritten.

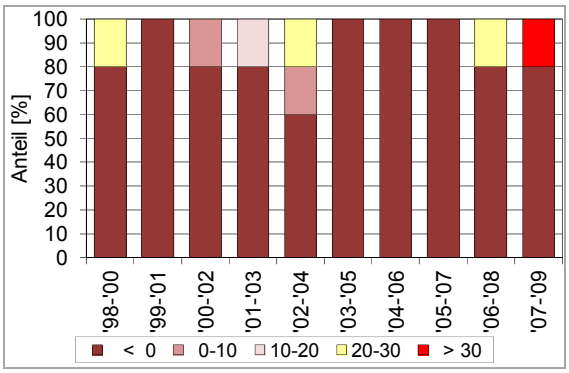


Abb. 3.5: Anteil der Dreijahresbilanzzeiträume der ökologisch bewirtschafteten BDF (n = 5) in Klassen von Phosphatbilanzüberschüssen, berechnet als dreijährig gemittelte Flächenbilanz.

Im Grünland wurden P_2O_5-Salden zwischen -40 und 110 kg P_2O_5 festgestellt (Abb. 3.6). Auf fünf Flächen traten Überschüsse von mehr als 20 kg P_2O_5 auf.

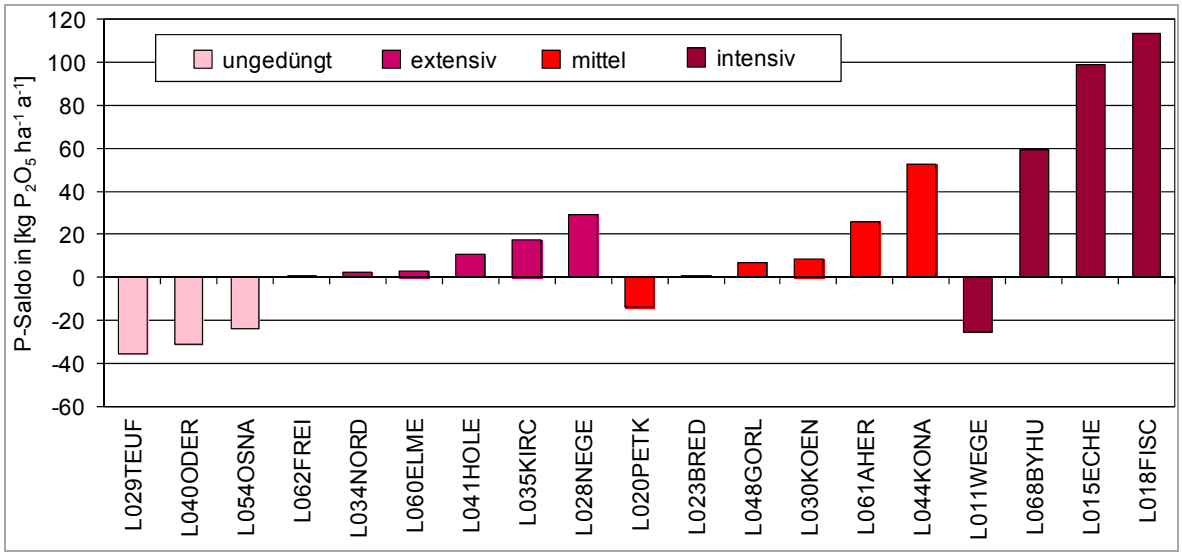


Abb. 3.6: Mittlere P_2O_5-Salden für Grünland-BDF im Zeitraum 1997–2009, berechnet nach DüV, differenziert nach Nutzungsintensität.

3.3 Brutto-Nährstoffbilanzen

3.3.1 Methodik

Brutto-Nährstoffbilanzen wurden am LBEG unter weitgehender Verwendung gemessener Werte, vor allem für Erträge und Pflanzeninhaltsstoffe sowie zum Teil auch für organische Düngemittel, ermittelt. Soweit keine gemessenen Werte vorlagen, wurden die Ertragsangaben der Landwirte sowie die Faustzahlen der LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NIEDERSACHSEN (2011) zu Stoffgehalten im Erntegut und in Düngemitteln verwendet. Für mineralische Düngemittel wurde auf die Herstellerangaben zurückgegriffen. Die symbiotische N-Fixierung wurde für Hauptfrüchte (vor allem Erbsen, Ackerbohnen, Kleegras) ertragsabhängig und für Zwischenfrüchte (vor allem Weißklee und Winterwicken) sowie für Leguminosen im Grünland (angenommener Anteil von 5–10 %) pauschal anhand von Richtwerten ermittelt (FRITSCH 2010, LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NIEDERSACHSEN 2011).

Im Gegensatz zu den o. a. Bilanzen nach DüV wurden hier für Stickstoff Bruttobilanzen gerechnet, d. h. der Stickstoff in den organischen Düngemitteln wurde zu 100 % angerechnet. Gasförmige Verluste bei der Ausbringung wurden nicht in Abzug gebracht, da zum einen angenommen wurde, dass sie durch die Deposition ausgeglichen werden, und zum anderen die Bedingungen während der Ausbringung (Technik, Witterung) nicht hinlänglich bekannt waren, um eine genaue Abschätzung zu erlauben. Stoffeinträge aus der Atmosphäre wurden nicht direkt berücksichtigt.

Die Bruttobilanzen sollen vor allem einen Hinweis auf mögliche Stoffvorratsveränderungen im Boden zwischen den Bodeninventuren liefern und stellen somit eine Plausibilitätsbetrachtung aus Sicht des bodenkundlich orientieren Projektes dar. Aus diesem Grund werden neben Stickstoff und Phosphor hier auch die Elemente Kalium und Schwefel betrachtet. In diesem Teil werden elementbezogene Einheiten verwendet.

3.3.2 Bruttobilanzen für Stickstoff

Der N-Bilanzüberschuss konventionell bewirtschafteter Betriebe ohne organische Düngung betrug im Mittel zwischen 1998 und 2007 44 kg N ha^{-1} a^{-1} (Abb. 3.7).

Mit zunehmendem Anteil der organischen Düngung stieg der Überschuss auf 97 kg N ha^{-1} a^{-1} bei regelmäßig organisch gedüngten Flächen an.

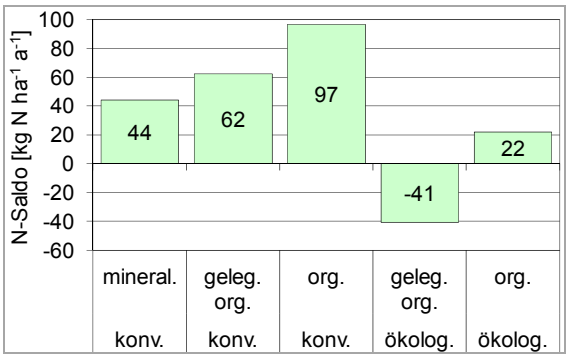


Abb. 3.7: Mittlerer N-Saldo 1998–2007 für ackerbaulich genutzte BDF, klassifiziert nach konventioneller bzw. ökologischer Wirtschaftsweise sowie nach Art der Düngung (geleg. org.: gelegentlich organisch gedüngt, max. drei Düngungsereignisse in zehn Jahren). Anzahl der Werte (von links nach rechts): 79/92/229/20/42.

Auf ökologisch bewirtschafteten Flächen lagen die Überschüsse generell niedriger, ohne organische Düngung ergab sich sogar eine Unterversorgung der Flächen. Diese kann z. T. durch atmosphärische N-Einträge sowie gegebenenfalls durch eine nicht vollständig bei den Bilanzrechnungen erfasste symbiotische Stickstofffixierung ausgeglichen werden.

Es zeigte sich ein schwacher Trend zu abnehmenden N-Bilanzüberschüssen bei ausschließlich mineralisch oder gelegentlich organisch gedüngten Flächen (Abb. 3.8).

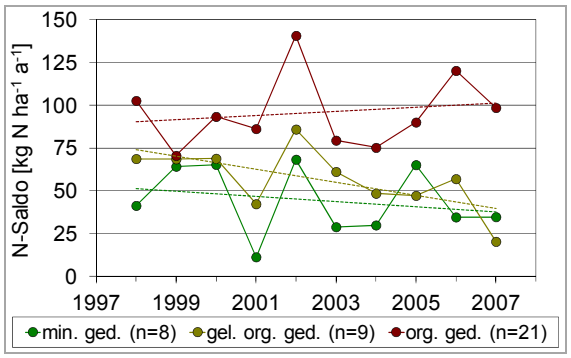


Abb. 3.8: Zeitliche Entwicklung der mittleren N-Salden zwischen 1998 und 2007 für konventionell ackerbaulich genutzte BDF, nach Häufigkeit der organischen Düngung.

3.3.3 Bruttobilanzen für Phosphor

Rein mineralisch bzw. gelegentlich organisch gedüngte Bodendauerbeobachtungsflächen wiesen im Mittel der Jahre 1998–2007 ein P-Bilanzdefizit von 11 kg P ha^{-1} a^{-1} (ca. 23 kg P_2O_5) auf. Gleiches gilt auch für die nicht organisch gedüngte ökologisch bewirtschaftete Fläche. Auf diesen Flächen ist langfristig eine Abnahme der Boden-P-Vorräte zu erwarten (Abb. 3.9).

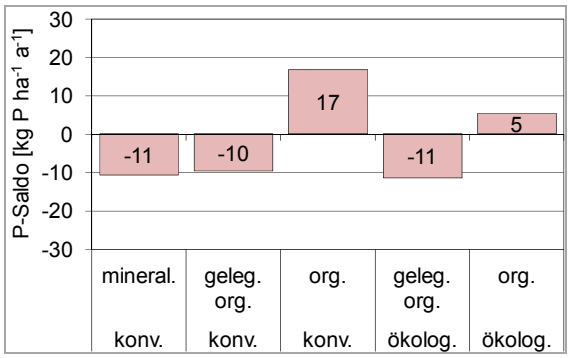


Abb. 3.9: Mittlerer P-Saldo 1998–2007 für ackerbaulich genutzte BDF, klassifiziert nach konventioneller bzw. ökologischer Wirtschaftsweise sowie nach Art der Düngung (geleg. org.: gelegentlich organisch gedüngt, max. drei Düngungsereignisse in zehn Jahren. 1 kg P entspricht ca. 2,3 kg P_2O_5). Anzahl der Werte (von links nach rechts): 117/137/280/14/51.

Bei regelmäßiger organischer Düngung ergaben sich positive Bilanzsalden in Höhe von 17 kg P (39 kg P_2O_5) ha^{-1} a^{-1} bei konventioneller Wirtschaftsweise bzw. 5 kg P (11 kg P_2O_5) ha^{-1} a^{-1} bei ökologischem Landbau.

Ein Trend der P-Bilanzsalden im o. a. Zeitraum bestand nicht.

3.3.4 Bruttobilanzen für Kalium

Auf konventionell bewirtschafteten Bodendauerbeobachtungsflächen waren die Bruttobilanzen für Kalium weitgehend ausgeglichen (Abb. 3.10).

Im Ökolandbau zeigte sich auf einer Fläche ohne organische Düngung ein erhebliches K-Bilanz-Defizit. Bei Fortsetzung dieser Vorgehensweise ist mit einer zunehmenden Ausschöpfung der K-Vorräte im Boden zu rechnen.

Regelmäßig mit organischer Düngung beaufschlagte Flächen des ökologischen Landbaus wiesen leicht positive K-Bilanzsalden auf.

Die K-Bilanzsalden der mineralisch oder regelmäßig organisch gedüngten BDF zeigten einen schwachen Trend in Richtung zunehmende Werte.

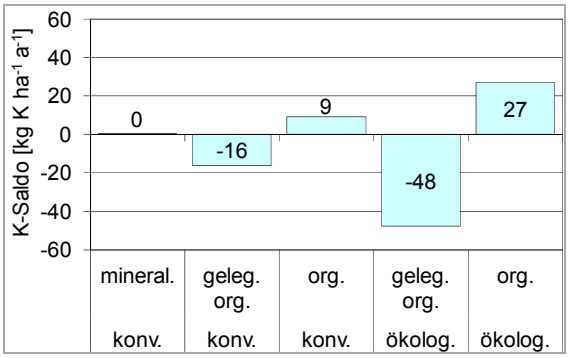


Abb. 3.10: Mittlerer K-Saldo 1998–2007 für ackerbaulich genutzte BDF, klassifiziert nach konventioneller bzw. ökologischer Wirtschaftsweise sowie nach Art der Düngung (geleg. org.: gelegentlich organisch gedüngt, max. drei Düngungsereignisse in zehn Jahren; 1 kg K entspricht ca. 1,2 kg K_2O). Anzahl der Werte (von links nach rechts): 84/110/224/11/42.

3.3.5 Bruttobilanzen für Schwefel

Die Bruttobilanzsalden für Schwefel waren in der Regel auch ohne organische Düngung positiv, da regelmäßig auch schwefelhaltige Mineraldünger eingesetzt wurden (Abb. 3.11).

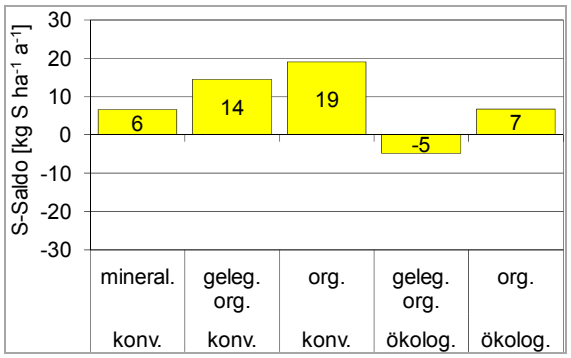


Abb. 3.11: Mittlerer S-Saldo 1998–2007 für ackerbaulich genutzte BDF, klassifiziert nach konventioneller bzw. ökologischer Wirtschaftsweise sowie nach Häufigkeit der organischen Düngung (geleg. org.: gelegentlich organisch gedüngt; max. drei Düngungsereignisse in zehn Jahren). Anzahl der Werte (von links nach rechts): 84/110/224/11/42.

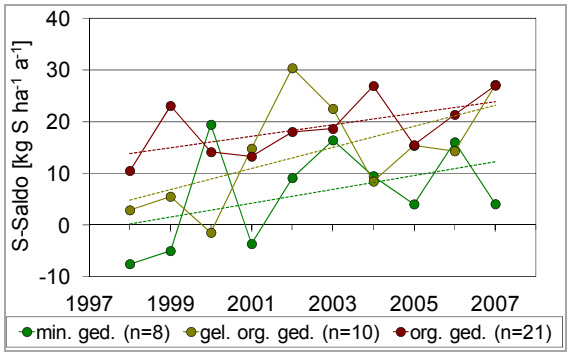


Abb. 3.12: Zeitliche Entwicklung der mittleren S-Salden zwischen 1998 und 2007 für konventionell ackerbaulich genutzte BDF, nach Häufigkeit der organischen Düngung.

Im ökologischen Landbau waren bei Einsatz organischer Düngemittel ebenfalls leichte Schwefelbilanzüberschüsse erkennen. Bei gelegentlich organisch gedüngten Flächen sind die Bilanzsalden aber negativ, so dass es langfristig zu einer Verarmung der Böden an Schwefel kommen kann.

Die mittleren Schwefelsalden haben, ohne Berücksichtigung der Schwefeleinträge aus der Atmosphäre, im Zeitraum von 1998–2007 zugenommen (Abb. 3.12).

3.4 Schwermetallbilanzen

Schwermetallbilanzen wurden nach der bei KAMERMANN, GROH & HÖPER beschriebenen Methodik erstellt. Es wurden hier Stoffeinträge durch Deposition und Düngung sowie Stoffausträge mit dem Erntegut bzw. mit abgefahrenen Ernterückständen berücksichtigt.

Auf bereits belasteten Flächen (L002DRUE, L031VINN, L037SCHL) traten vor allem bei Cu und Zn negative Salden auf. Dies kann auf die hohe Mobilität der Stoffe und auf höhere Pflanzenentzüge bei höheren Bodengehalten zurückgeführt werden (Tab. 3.1).

Mit der regelmäßigen Ausbringung von Siedlungsabfällen (Klärschlamm, Kompost) wurden deutlich positive Salden für Cu und Zn beobachtet. Die Ausbringung von Schweinegülle führte ebenfalls zu erhöhten Cu- und Zn-Einträgen in die Böden.

Die höchsten Cu-Bilanzsalden ergaben sich auf einer ökologisch bewirtschafteten Fläche (L021GROE), auf der Cu-Präparate zum Pflanzenschutz in Kartoffeln eingesetzt wurden.

Die maximal zulässigen Frachten nach BBODSCHV (1999), die zwar nur Anwendung finden, wenn die Vorsorgewerte im Boden erreicht sind, aber zu Bewertungszwecken herangezogen werden können, wurden in einigen Fällen überschritten:

- für Cu beim Einsatz von Cu-Präparaten im Ökolandbau und von Schweinegülle,
- für Zn beim Einsatz von Schweinegülle und Siedlungsabfällen.

Tab. 3.1: Salden für die untersuchten Schwermetalle im niedersächsischen Bodendauerbeobachtungsprogramm [g ha^{-1} a^{-1}] (KAMERMANN, GROH & HÖPER).

BDF	Zeitraum	As[a]	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn	Bemerkung
L002DRUE	1995–2005	8	1,6	-15	10	2	-9	Nähe zu Industrieanlagen
L003EHME	1994–2004	4	1,1	0	10	7	87	mineralisch gedüngt
L010UESE	1997–2006	6	0,9	39	15	7	50	gelegentlich organisch gedüngt
L012BUEH	1992–2001	45	1,1	20	24	6	95	Schweinegülle
L016TETE	1993–2001	2	0,4	98	13	13	376	Klärschlamm
L021GROE	1998–2006	0	1,5	781	16	10	574	Ökolandbau (Cu-Präparate), Hühnertrockenkot
L027BARR	1997–2006	5	3,5	335	50	137	1344	Klärschlamm
L031VINN	1993–2002	14	1,2	-26	12	15	-125	Nähe zu Stadtgebiet und Flughafen
L032MARK	1993–2003	30	1	406	28	31	1389	Schweinegülle
L033DINK	1993–2003	1	0,4	577	22	18	2202	Schweinegülle
L037SCHL	1995–2005	1	-2	-24	10	-80	-361	historische Belastung (Okeraue)
L039HAND	1995–2006	14	0,7	139	17	9	388	Schweinegülle
L043OLDE	1997–2006	32	0,7	-22	18	1	24	mineralisch gedüngt
L045RIDD	1995–2005	0	1	9	9	3	157	Ökolandbau, Nähe zum Stadtgebiet, keine Düngung
L046RODE	1998–2006	2	0,8	200	15	15	677	Schweinegülle
L049GLIS	1995–2005	2	1	82	17	13	214	Mischgülle (Rind/Schwein)
L051REIH	1996–2006	2	1	5	10	5	31	mineralisch gedüngt
L052SUES	1997–2006	30	0,9	331	32	13	1057	Schweinegülle
L064HOHE	1999–2006	56	-0,2	35	14	7	105	Rindergülle, Gärsubstrat (Silomais)
L067LIST	1999–2006	18	0,9	610	25	11	1769	Kompost
Zusammenfassung								
Industriell/gewerblich belastet		11	1,4	-21	11	8,5	-67	Median (n = 2)
Siedlungsabfälle		5	0,9	335	25	13	1344	Median (n = 3)
Schweine-/Mischgülle		14	0,9	200	22	13	677	Median (n = 7)
mineralisch gedüngt		4	0,9	0	10	5	31	Median (n = 4)
max. zulässig nach BBODSCHV (1999)		–	6,0	360	100	400	1200	
max. zulässig nach BUNDESREGIERUNG (2011, Entwurf)		35	5,0	300	75	200	1200	Entwurf nach Vorschlag BOVA, Fachgespräch „Mantelverordnung“ vom 17.03.2011

[a] Datenbasis unvollständig.

Bei Cd, Ni und Pb wurden die maximal zulässigen Frachten auf keiner Fläche erreicht.

Tritt die neue Mantelverordnung mit der geplanten Änderung der BBodSchV (BUNDESREGIERUNG 2011) in Kraft, werden auf weiteren Standorten die maximal zulässigen Frachten für As überschritten.

3.5 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Es wurden Nährstoffbilanzen für Bodendauerbeobachtungsflächen mit zwei unterschiedlichen Bilanzansätzen und unterschiedlichen Zielen gerechnet. Nährstoffbilanzen nach Düngeverordnung dienen der Bewertung der gesetzlichen Anforderung an die Düngegestaltung. Brutto-Nährstoffbilanzen, vor allem beim Stickstoff, wurden gerechnet, um potenzielle Stoffvorratsänderungen in Böden abzuschätzen. Aus der Gesamtschau ergibt sich folgendes Bild:

Stickstoff

Auf im Mittel 60 % der ackerbaulich genutzten Flächen, mit einem leicht zunehmenden Trend, wird der ab 2009 geltende Schwellenwert eines Überschusses von 60 kg N ha^{-1} a^{-1} unterschritten. Die N-Überschüsse nach der Brutto-Bilanzrechnung steigen mit dem Anteil an organischen Düngemitteln an der Düngung an. Ökologisch bewirtschaftete Flächen weisen trotz organischer Düngung nur niedrige Bilanzüberschüsse auf.

Phosphor

Die ab 2009 geltenden Anforderungen der Düngeverordnung, P-Bilanzüberschüsse unterhalb von 20 kg P_2O_5 ha^{-1} a^{-1} zu halten, wird von drei Vierteln der Ackerstandorte bereits im Durchschnitt der Jahre 1998–2009 erreicht. Vor allem rein mineralisch gedüngte Flächen weisen eine negative P-Bilanz auf, die sich langfristig in einer Abnahme der Boden-P-Gehalte niederschlagen dürfte.

Kalium

Die Kaliumversorgung der ackerbaulich genutzten Bodendauerbeobachtungsflächen ist weitgehend ausgeglichen. Eine ökologisch bewirtschaftete Fläche, die nicht organisch gedüngt wird, weist eine deutlich negative Bilanz auf.

Schwefel

Die Schwefelbilanzen sind auf den Ackerstandorten in der Regel leicht positiv.

Die Grünlandstandorte bilden in ihren Intensitätsstufen und in den Nährstoffsalden die ganze Bandbreite der Grünlandnutzung in Niedersachsen ab.

Aus Sicht der Bodendauerbeobachtung gibt es folgende Entwicklungstendenzen, die aus Vorsorgegründen im Auge behalten werden sollten:

- Regelmäßig organisch gedüngte Flächen weisen in der Regel deutliche Stickstoffüberschüsse aus. Können diese Überschüsse nicht im Boden gespeichert werden, kommt es zu Stickstoffauswaschung ins Grundwasser.
- Ausschließlich mineralisch gedüngte, konventionell bewirtschaftete Flächen wurden im Mittel der vergangenen zehn Jahre um 10 kg Phosphor (23 kg P_2O_5) ha^{-1} a^{-1} unterversorgt. Die Bodengehalte dürften zurückgehen. Es stellt sich die Frage, welche Auswirkungen dies auf die Ertragsfähigkeit der Böden hat.
- Eine ökologisch bewirtschaftete und nicht organisch gedüngte Fläche zeigt eine Unterversorgung bei Phosphor, Kalium und Schwefel an. Auch hier ist zu erwarten, dass die Bodennährstoffvorräte mit der Zeit abnehmen und dies die Ertragsfähigkeit der Standorte negativ beeinflusst.

3.6 Quellen

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 (Stand 06.01.2011), <www.bmu.de>.

DLG (2005): Bilanzierung der Nährstoffausscheidungen landwirtschaftlicher Nutztiere. – Erarbeitet von BOHNENKEMPER, O., CHUDASKE, C., LÜPPING, W., RUTZMOSER, K., SCHENKEL, H., SOMMER, W., SPIEKERS, H., STALLJOHANN, G. & STAUDACHER W., Arbeiten der DLG **199**; Frankfurt a. M.

DÜV (2009): Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen. – Fassung vom 27. Februar 2007 (BGBl. I/2007: 221), zuletzt geändert durch Artikel 18 des Gesetzes vom 31. Juli 2009 (BGBl. I/2009: 2585).

FRITSCH, F. (2010). Nährstoffgehalte in Düngemitteln und im Erntegut. Staatliche Pflanzenbauberatung Rheinland-Pfalz. – 12 S., Dienstleistungszentrum Ländlicher Raum Rheinhessen-Nahe-Hunsrück; Bad Kreuznach.

KAMERMANN, D., GROH, H. & HÖPER, H.: Schwermetallein- und -austräge niedersächsischer Bodendauerbeobachtungsflächen. – Geoberichte, Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG); Hannover [in Vorbereitung].

LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NIEDERSACHSEN (2011): Richtwerte für die Berechnung des Nährstoffvergleichs (DüV). – <www.lwk-niedersachsen.de> (Webcode: 01008505).

4 Stoffgehalte und -vorräte im Boden und deren Veränderungen

HEIKE FORTMANN, PETER RADEMACHER, HUBERT GROH & HEINRICH HÖPER

4.1 Einleitung

Stoffgehalte und Stoffvorräte stehen im Zentrum der Bodendauerbeobachtung. Betrachtet werden hier die organische Substanz mit dem darin gebundenen Kohlenstoff und Stickstoff, der pH-Wert und Säure-Base-Status, Nährstoffe und Makroelemente, sowie anorganische (vor allem Schwermetalle) und organische Schadstoffe. In den Veränderungen der Stoffgehalte spiegeln sich die Umwelt- und Nutzungseinflüsse auf die Böden wider. Stoffeinträge aus der Atmosphäre sowie Düngung und Kalkung wirken sich erhöhend, der Export von Pflanzenmaterial und die Stoffauswaschung mit dem Sickerwasser verringernd auf die Stoffgehalte und -vorräte des Bodens aus.

Veränderungen des Kohlenstoffvorrats des Bodens sind insbesondere im Zusammenhang mit der Diskussion der Folgen des Klimawandels und der Berichterstattung im Rahmen des Kyoto-Protokolls von Interesse. Zu- und Abnahmen des Stickstoffpools wirken sich auf die Nitratbelastung des Grundwassers aus. Bei den Nährstoffen sind im Hinblick auf eine nachhaltige Bodennutzung möglichst konstante Bodenvorräte anzustreben, während bei Schadstoffen eher abnehmende Entwicklungen gewünscht sind. Im Gegensatz zu den Schwermetallen können organische Schadstoffe biologisch abgebaut werden, so dass bei einer Reduzierung der Einträge eine Abnahme der Bodengehalte zu erwarten ist.

Letztendlich zeigt die Entwicklung der Stoffgehalte und -vorräte im Boden auch die Auswirkung politischer Entscheidungen und veränderter (land-/forst-)wirtschaftlicher Rahmenbedingungen auf, die auf das Verhältnis zwischen Stoffein- und -austrägen einwirken. Vor allem die Umsetzung, aber auch die Novellierung folgender Gesetze und Gesetzesbereiche wirkt sich mehr oder weniger direkt auf die Bodenqualität aus: das Bundesbodenschutzgesetz (BBODSCHG 1998), das Kreislaufwirtschaftsgesetz (KRW-/ABFG 1994), das Bundesimmissionsschutzgesetz (BIMSCHG 2002), die Düngeverordnung (DÜV 2007), die Futtermittelverordnung (FUTTMV 2007), das Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG 2008) sowie die EU-Agrarpolitik (DIREKTZAHLVERPFLV 2004), auch bekannt unter dem Stichwort „Cross Compliance“.

4.2 Forstwirtschaftlich genutzte BDF (BDF-F)

4.2.1 Vorräte an organischem Kohlenstoff

Die Gesamtvorräte an organischem Kohlenstoff (C_{org}) bis in 1 m Tiefe liegen in den Mineralböden zwischen 70 und 240 t C ha^{-1} (Abb. 4.1). In einem organischen Boden (Anmoorgley) werden Vorräte von 1100 bis 1500 t C ha^{-1} (F015DREI) beobachtet. Davon befindet sich zwischen 1 und 55 %, im Mittel 25 %, in der Humusauflage und damit der größere Teil im Mineralboden. Die höchsten C_{org}-Vorräte im Auflagehumus wurden in den Kammlagen des Hils und des Harzes gefunden (Fichte, Podsol-Braunerde), die niedrigsten auf den Flächen Göttinger Wald Buche (F009GWBU) (Rendzina) und Harste Buche (F008HABU) (Parabraunerde). Die hohen Auflagehumusmengen im Hils und Harz sind auf einen unvollständigen Abbau der sauren Nadelstreu zurückzuführen.

Vergleicht man die Gesamtvorräte von Erst- und Wiederholungsinventur, so sind auf neun Flächen geringere Werte zu finden, auf acht Flächen haben die Vorräte zugenommen und auf vier Flächen sind keine Veränderungen festzustellen (Abb. 4.1). Auf Nadelbaumflächen haben die C_{org}-Vorräte öfter zugenommen als auf Laubbaumflächen. Bei den Stickstoffvorräten sind die Verhältnisse ähnlich (nicht dargestellt).

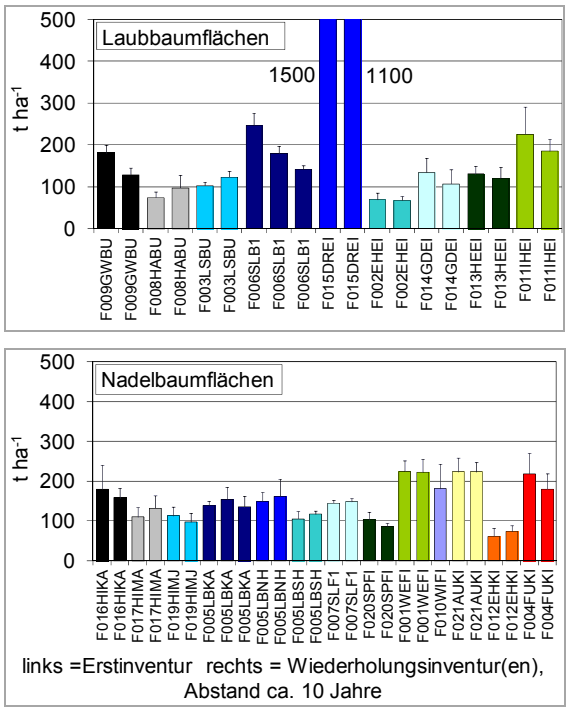


Abb. 4.1: Vorräte an organischem Kohlenstoff im Boden (Auflagehumus und Mineralboden bis 1 m) der BDF-F bei der Erst- und Wiederholungsinventur (linke bzw. rechte Säule gleicher Farbe) auf Flächen mit Laubbäumen (oben) oder Nadelbäumen (unten).

Abbildung 4.2 zeigt die Entwicklung der C_{org}-Vorräte in der Humusauflage und im Mineralboden der BDF-F Solling Buche (F005SLB1) und Solling Fichte (F006SLF1) zwischen 1966 und 2010. Im Boden der Fläche Solling Buche (F005SLB1) ist der überwiegende Teil des organischen Kohlenstoffs im Mineralboden gespeichert. Die Zunahme von C_{org} in der Humusauflage bis 1993 und anschließende Abnahme auf das gleiche Niveau wie in den 70er Jahren hat deshalb kaum Auswirkungen auf die C_{org}-Vorräte des Gesamtprofils. Im Mineralboden (bis 50 cm Tiefe) lässt sich ein Anstieg des C_{org}-Vorrats bis ins Jahr 2000 beobachten, danach nehmen die Vorräte ab. Betrachtet man die C_{org}-Vorräte des Gesamtprofils, so kann eine Zunahme bis 1993, eine Stagnation bis 2000 und eine Abnahme bis 2010 beobachtet werden.

Bei der Fläche Solling Fichte (F006SLF1) ist die Situation ähnlich. Allerdings wirken sich hier Veränderungen der C_{org}-Vorräte in der Humusauflage auf Grund ihrer größeren Mächtigkeit stärker aus. Auf dieser Fläche konnte eine Zunahme des C_{org}-Vorrats in der Humusauflage bis Ende der 80er Jahre, gefolgt von einem Zeitraum weitgehend gleich bleibender C_{org}-Vorräte bis zum Jahr 2000 und eine Abnahme bis 2010 gefunden werden. Diese Abnahme fiel zudem deutlich höher aus als im Boden der Fläche Solling Buche. Im Mineralboden blieb der C_{org}-Vorrat mehr oder weniger gleich. Die Veränderung der C_{org}-Vorräte im Gesamtprofil folgt somit im Wesentlichen den Veränderungen in der Humusauflage.

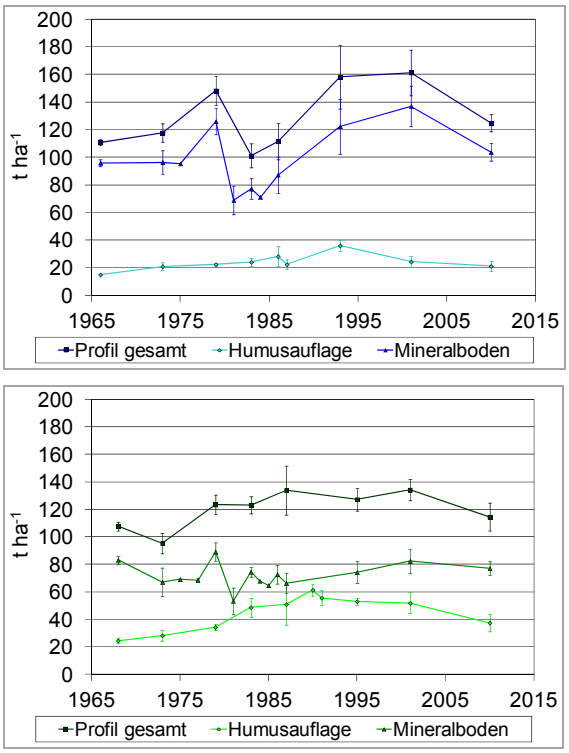


Abb. 4.2: Entwicklung der Vorräte an organischem Kohlenstoff im Auflagehumus, im Mineralboden und im gesamten Profil bis in 50 cm Tiefe auf den BDF-F Solling Buche (F005SLB1, oben) und Solling Fichte (F006SLF1, unten) zwischen 1966 und 2010.

4.2.2 Säure-Base-Status

Nach BLOCK et al. (2000) lassen sich Böden aufgrund des Tiefenprofils ihrer Basensättigung (BS) in verschiedene Typen einteilen:

- Typ 1: Gleichmäßig hohe Basensättigung >90 % im gesamten Profil, extrem hoher Widerstand gegen Versauerung. Die Versorgung mit K, P, Fe, Mn kann problematisch sein.
- Typ 2: Leichte Versauerung des Oberbodens, im Unterboden >80 % Basensättigung, optimale Versorgung mit Nähr- und Spurenelementen.
- Typ 3: Stärkere Oberbodenversauerung, im Unterboden werden maximal 80 % Basensättigung erreicht. Für basenbedürftige und junge Bäume reicht die geringe Basensättigung im Oberboden nicht aus.
- Typ 4: Tief reichende Bodenversauerung, erst in über 1 m Tiefe steigt die Basensättigung auf über 20 %. Für anspruchslose tief wurzelnde Baumarten geeignet.
- Typ 5: Höhere Basensättigung im Oberboden, oft infolge einer Kalkung (bis 20 cm, 10–50 %), in größerer Tiefe geringe Basensättigung ≤10 %.
- Typ 6: Basensättigung im gesamten Profil unter 10 %.

Typ 1 wurde nur im Boden von zwei Flächen gefunden, einer Terra-fusca-Rendzina über Kalkstein im Göttinger Wald Buche (F009-GWBU) und einem Anmoorgley (F015DREI). Typ 2 kam nur im Boden einer Fläche (F008-HABU), in einer Parabraunerde vor, und auch Typ 3 wurde nur im Boden von zwei Flächen gefunden (F020SPFI, F014HEEI), wobei die höhere Basensättigung der Fläche Herrenholz Eiche im Jahre 2002 auf eine Kalkung mit je 3 t ha^{-1} Dolomit in den Jahren 1990 und 1998 zurückzuführen ist (Abb. 4.3).

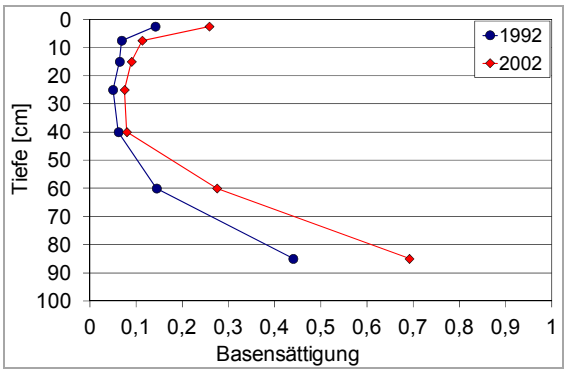


Abb. 4.3: Basensättigung der Fläche Herrenholz Eiche (F014HEEI, Typ 3).

Typ 4 wurde ebenfalls nur im Boden einer Fläche im Hils (Hils-Mulde alt, F017HIMA) bei der Erstinventur gefunden.

Im Boden aller anderen 17 Flächen konnten Basensättigungen von unter 10 % im ganzen Profil (F007SLF1) gefunden werden oder es wurden im Oberboden höhere Basensättigungen (F021AUKI, Abb. 4.4), oft infolge einer Kalkung (F021AUKI, F011IHEI), festgestellt, während der Unterboden mit Basensättigungen von unter 10 % stark versauert war.

Ein Vergleich von Erst- und Wiederholungsinventuren zeigt entweder gleichbleibend sehr niedrige Basensättigungen oder sogar einen Trend zu noch stärkerer Bodenversauerung (abnehmende Basensättigung). Bei den gut versorgten Standorten blieb die Basensättigung gleich oder verbesserte sich sogar geringfügig. Eine Restaurierung starker Bodenversauerung lässt sich nur durch Kalkung erreichen, wie die in Abbildung 4.5 dargestellten Beispiele zeigen. Beide Flächen wurden mit 3 t ha^{-1} gekalkt.

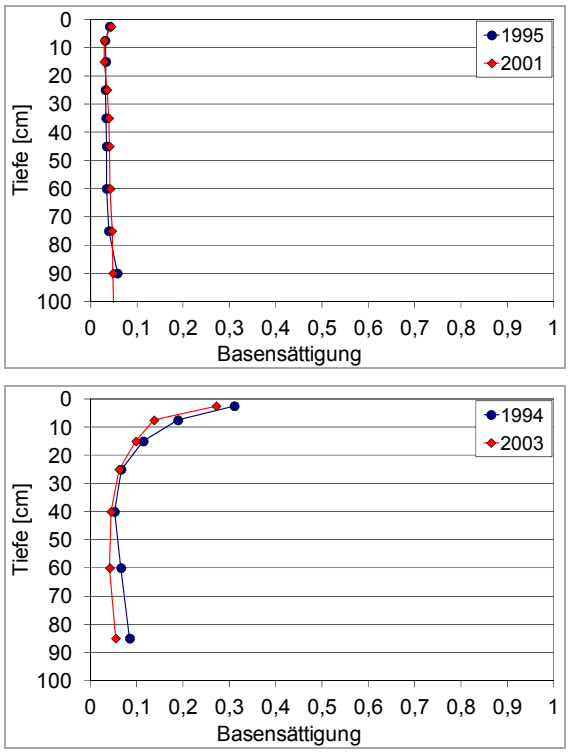
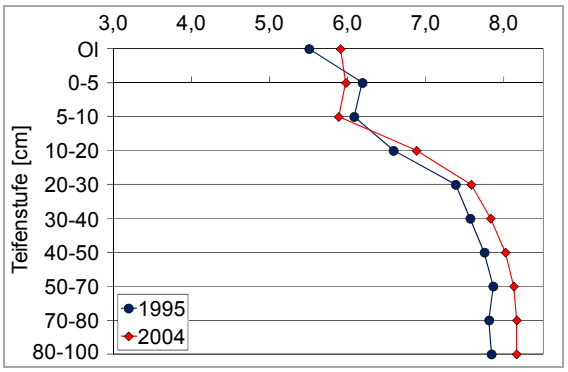


Abb. 4.4: Basensättigung der Flächen F007SLF1 (Typ 6, oben) und F021AUKI (Typ 5, unten).

Es wurden die pH-Werte im Mineralboden und in der Humusauflage in demineralisiertem Wasser, in 0,01 M $CaCl_2$ und in 1 M KCl gemessen. Durch die Kationen K^+ und Ca^{2+} werden austauschbar gebundene Kationsäuren, wie z. B. Aluminium, ausgetauscht und hydrolisiert, weshalb der pH-Wert in den Salzlösungen bei versauerten Böden niedriger ist als in Wasser. Die Differenz zwischen dem in Wasser gemessenen pH-Wert und den in Salzlösungen gemessenen pH-Werten ist ein zusätzlicher Hinweis auf den Grad der Bodenversauerung.

Mineralböden können aufgrund ihrer pH-Werte in Pufferbereiche eingeteilt werden. Die Pufferbereiche geben Hinweise auf die Verfügbarkeit von Nähr- und Schadstoffen für die auf ihnen wachsenden Pflanzen. So zeichnet sich der Kohlensäure-Carbonat-Pufferbereich (pH-H_2O: 6,2–8,6) durch eine hohe Verfügbarkeit von Nährstoffen aus. Von allen BDF-F kann nur eine Fläche im Göttinger Wald Buche (F009-GWBU) diesem Pufferbereich zugeordnet werden (Abb. 4.5).

Kohlensäure-Carbonat-Pufferbereich



Austauscher-Pufferbereich

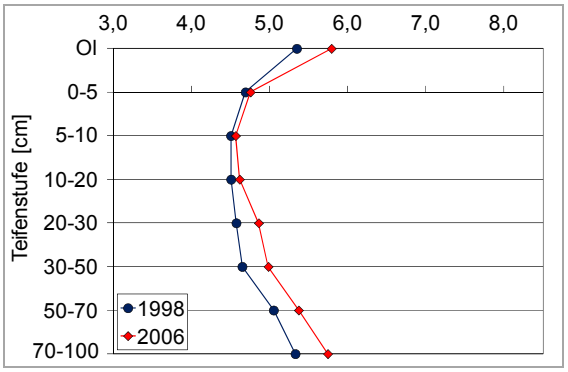


Abb. 4.5: pH-Tiefenprofile der Flächen F009GWBU (oben) und F008HABU (unten).

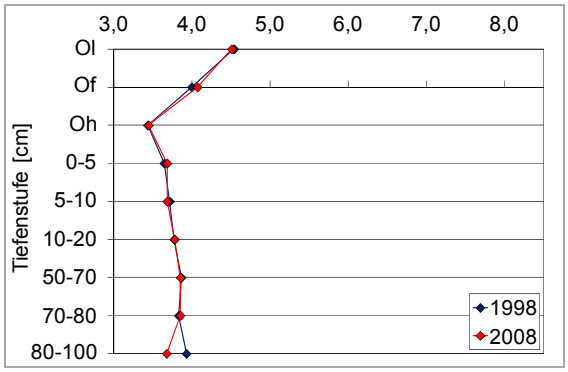
Dem mäßig sauren Austauscherpufferbereich (pH-H_2O: 4,2–5) können drei Flächen zugeordnet werden: F002EHEI, F012EHKI und F008HABU, wobei die pH-Werte im unteren Mineralboden der Fläche HABU sogar im Silikatpufferbereich (pH-H_2O: 5–6,2) liegen (Abb. 4.5).

Die pH-Werte aller weiteren Flächen (17) liegen im Aluminiumpufferbereich (pH 3,0–4,2), der sich durch hohe wurzeltoxische Al-Konzentrationen in der Bodenlösung und eine geringe Pflanzenverfügbarkeit von Nährstoffen auszeichnet. Die meisten dieser Böden sind tiefgründig versauert, nur teilweise konnten in größerer Tiefe (>70 cm) höhere pH-Werte gemessen werden (Abb. 4.6).

In der Humusauflage liegen die pH-Werte (H_2O) in der Ol-Lage meist zwischen 4,5 und 5,0, können jedoch im Humus stark versauerter Böden (z. B. F007SLF1) auch wesentlich

niedriger sein. Von der Ol- zur Oh-Lage sinken die pH-Werte in der Regel um 1–1,5 pH-Einheiten ab und liegen in der Oh-Lage meist geringfügig unter dem Niveau der obersten Mineralbodentiefe (Abb. 4.6).

Aluminium-Pufferbereich



Aluminium-Pufferbereich

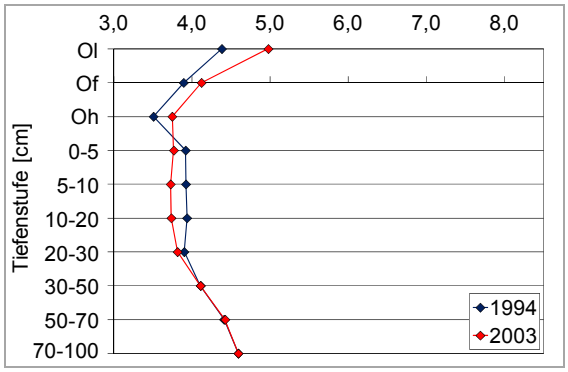


Abb. 4.6: pH-Tiefenprofile der Flächen F016HIKA (oben) und F021AUKI (unten).

Im Vergleich zur Erstinventur konnten bei der Zweitinventur im Mineralboden von fünf Flächen und in der Humusauflage von zehn Flächen höhere pH-Werte gemessen werden. Hierunter waren die mit 3 t ha^{-1} gekalkten Flächen F021AUKI, F011IHEI und F014HEEI. Auf allen anderen Flächen, worunter u. a. die sehr stark versauerten Flächen Solling Fichte (F007-SLF1) und Hils Kamm (F016HIKA) waren, konnte keine Veränderung beobachtet werden.

4.2.3 Schwefelvorräte

Die Schwefelvorräte in der Humusauflage und im Mineralboden liegen zwischen 625 und 3430 kg ha^{-1}, in einem organischen Boden bei über 12000 kg ha^{-1}. Sie haben auf fast allen Flächen als Folge der gesunkenen Schwefeleinträge abgenommen. Lediglich auf der stark belasteten Fichtenfläche im Solling (F007-SLF1) sowie einer weiteren Fläche (F008-HABU) kann eine Zunahme beobachtet werden.

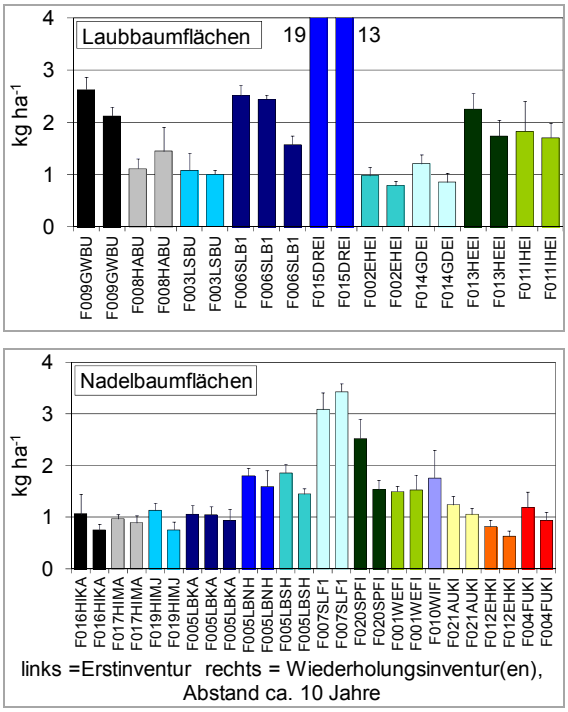


Abb. 4.7: Schwefelvorräte im Boden (Auflagehumus und Mineralboden bis 1 m Tiefe) auf BDF-F bei der Erst- und Wiederholungsinventur (linke bzw. rechte Säule gleicher Farbe) auf Flächen mit Laubbäumen (oben) oder Nadelbäumen (unten).

Sowohl bei den absoluten Vorräten im Profil als auch bei der Entwicklung zwischen Grund- und Wiederholungsinventur ist kein nennenswerter Unterschied zwischen den mit Nadelbäumen bestockten Flächen, die ganzjährig SO_2 aus der Luft auskämmen können, und den mit Laubbäumen bestockten Flächen ersichtlich (Abb. 4.7).

4.2.4 Schwermetalle

An den Bodenproben aus der Grund- und den Wiederholungsinventuren werden die nach BBodSchV relevanten sieben Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom, Kobalt, Kupfer, Nickel und Zink im Salpetersäuredruckaufschluss als Gesamtgehalte (Auflagehumus) bzw. im EDTA-Extrakt als pflanzenverfügbare Fraktion (Mineralboden) analysiert. Eine vollständige Darstellung der Ergebnisse ist an dieser Stelle nicht möglich.

Auf den BDF-F spielten bis zum Benzinbleigesetz (BzBIG 1971) die Bleieinträge über die Deposition eine besondere Rolle. Cadmium wird aufgrund der niedrigen Prüfwerte und der erhöhten Mobilität in den z. T. sehr sauren Waldböden besondere Aufmerksamkeit gewidmet.

Da die Schwermetalle in der Regel über die Luft eingetragen werden und keine Durchmischung durch Bodenbearbeitung stattfindet, akkumulieren wenig mobile Stoffe wie Blei in der Humusauflage.

In Abhängigkeit vom pH-Wert und von ihrer Löslichkeit werden vor allem die mobileren Schwermetalle in den oberen Mineralboden verlagert.

Schwermetallgehalte

Bei den Blei- (Pb)- und Cadmium- (Cd-) Gehalten der Humusauflage sowie im oberen Mineralboden (0–5 cm) werden große Standortunterschiede beobachtet:

Die höchsten Pb-Gesamtgehalte wurden mit Werten zwischen 0,5 und 1,5 mg g^{-1} Pb in der Humusauflage der im Oberharz gelegenen Flächen in der Langen Bramke (F005LBKA, -LBNH, -LBSH) gemessen. Auch die übrigen Mittelgebirgsstandorte (F016HIKA, F017HIMA, F019HIMJ, F006SLB1, F007SLF1, F020SPFI) weisen mit 0,2–0,5 mg g^{-1} Werte oberhalb der Gehalte der BDF-F im Tiefland auf. Dort werden in der Regel Gehalte unter 0,1 mg g^{-1} festgestellt, gelegentlich sogar unter 0,010 mg g^{-1}. Im Mineralboden sind die Verhältnisse ähnlich. Die Pb-Gehalte sind für die Lange Bramke-Standorte mit 0,25–0,55 mg g^{-1} Pb (EDTA-Extrakt) am höchsten (Abb. 4.8). Die übrigen Standorte unterschreiten meist 0,1 mg g^{-1}, eine Vielzahl sogar 0,035 mg g^{-1}.

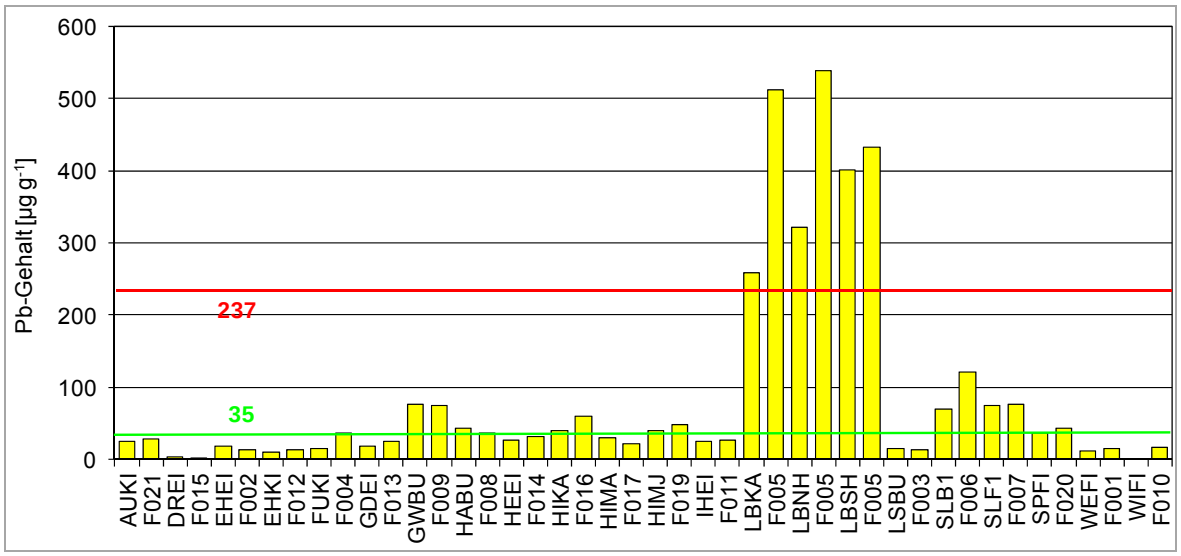


Abb. 4.8: Mittlere Pb-Gehalte in der obersten Mineralbodentiefe 0–5 cm (Ausnahmen: DREI 1992: 50–70 cm) niedersächsischer BDF-F zur Grundinventur 1992 bis 2000 (linke Säule der Datenpaare) sowie zur 1. Wiederholungsinventur 2001 bis 2010 (rechte Säule). Grüne Linie: niedrigste bzw. rote Linie: höchste länderspezifische Hintergrundwerte (NAGEL et al. 2007; LABO 1995, 2003).

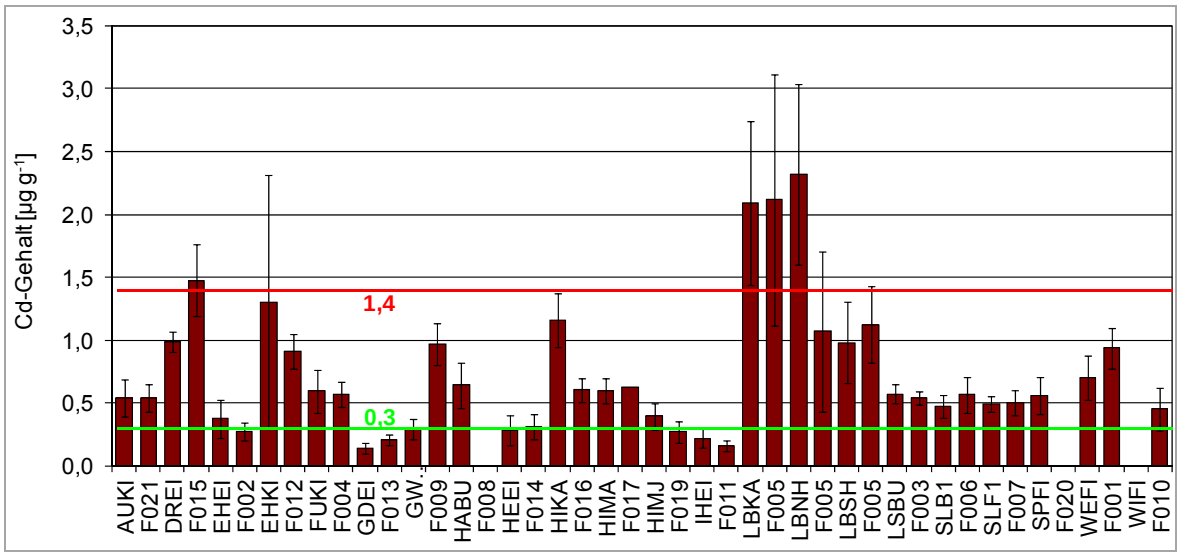


Abb. 4.9: Mittlere Cd-Gehalte in der organischen Auflage niedersächsischer BDF-F zur Grundinventur 1992 bis 2000 (linke Säule der Datenpaare) sowie zur 1. Wiederholungsinventur 2001 bis 2010 (rechte Säule). Grüne Linie: niedrigste bzw. rote Linie: höchste länderspezifische Hintergrundwerte (NAGEL et al. 2007; LABO 1995, 2003).

Bei den Cd-Gehalten werden ebenfalls Maximalwerte in der Humusauflage der BDF-F in der Langen Bramke, im Hils (F016HIKA, F017HIMA, F019HIMJ) und auch im Humus der Fläche Harste Buche (F008HABU) gefunden (1,0–2,3 µg g^{-1}); allerdings erreichen auch einige Tiefland-BDF-F (F015DREI, F012EHKI, F001WEFI) Gehalte zwischen 1,0–1,5 µg g^{-1} (Abb. 4.9). Bei der Mehrzahl der BDF-F werden niedrigere Werte von ca. 0,5 µg g^{-1} Cd festgestellt. Im Mineralboden wurden mit Werten zwischen 0,3–1,7 µg g^{-1} hohe Gehalte für die Lange-Bramke-Flächen gefunden. Durch ähnlich hohe Werte fielen die Solling-Flächen und die BDF-F Göttinger Wald Buche (F009-GWBU) und Drömling (F015DREI) auf. Die meisten BDF-F unterschreiten jedoch Cd-Gehalte von 0,2 µg g^{-1}.

In Abbildung 4.8 und 4.9 wurden zur Bewertung der dargestellten Schwermetallgehalte die niedrigsten (grüne Linie) sowie höchsten (rote Linie) Hintergrundwerte deutscher Waldstandorte angegeben. Es wird deutlich, dass es bei Cd in der Humusauflage fast immer und bei Pb im obersten Mineralboden gelegentlich zu einer Überschreitung der niedrigsten Hintergrundwerte kommt. Die höchsten Hintergrundwerte werden dagegen nur auf den Lange-Bramke-Flächen überschritten. Diese Hintergrundwerte basieren im Gegensatz zu den niedersächsischen Messwerten (Humusauflage: Druckaufschluss, Mineralboden: EDTA-Extrakt) auf Königswasseraufschlüssen. Druckaufschluss und Königswasseraufschluss ergeben vergleichbare Werte beim Aufschluss der Humusauflage. Bei Betrachtung des Mineralbodens muss berücksichtigt werden, dass im Königswasseraufschluss ca. 10 % mehr Blei und 20 % mehr Cadmium gefunden werden als im EDTA-Extrakt. Dies ändert an der grundsätzlichen Aussage jedoch kaum etwas.

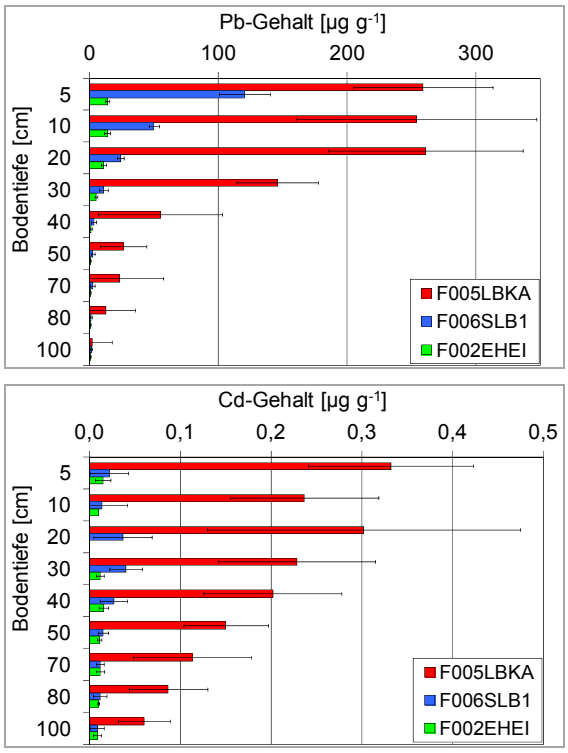


Abb. 4.10: Pb- (oben) und Cd- (unten) Gehalte in Abhängigkeit der Bodentiefe von drei BDF-F.

Auf den BDF-F nimmt Pb in der Regel mit der Bodentiefe stark ab (Abb. 4.10). Beim deutlich mobileren Cadmium ist diese Tendenz nur auf der stark belasteten Fläche F005LBKA zu bemerken, und es kommt hier infolge einer pH- und substratabhängigen Tiefenverlagerung auch im Unterboden zu erhöhten Gehalten.

Schwermetallvorräte

Die Pb- und Cd-Vorräte im gesamten Profil bis 1 m Tiefe folgen weitgehend der Reihung der Gehalte. Die Lange-Bramke-Standorte nehmen mit 500–750 kg ha^{-1} Pb eine Maximalstellung ein, gefolgt von den sonstigen Mittelgebirgsstandorten sowie dem Moorstandort Drömling (F015DREI) (100–250 kg). Die übrigen BDF-F liegen mit Werten zwischen 20–100 kg ha^{-1} Pb deutlich darunter (Abb. 4.11). Bei den Cd-Vorräten sticht BDF-F Drömling mit bindungsstarken Torfen mit 4,5 kg ha^{-1} Cd hervor (nicht dargestellt). Sie zeigt damit ca. fünf- bis zwanzigfach höhere Vorräte als die übrigen BDF-F, von denen die Mittelgebirgsstandorte meist höhere Vorräte als die Geest- und Tieflandstandorte aufweisen.

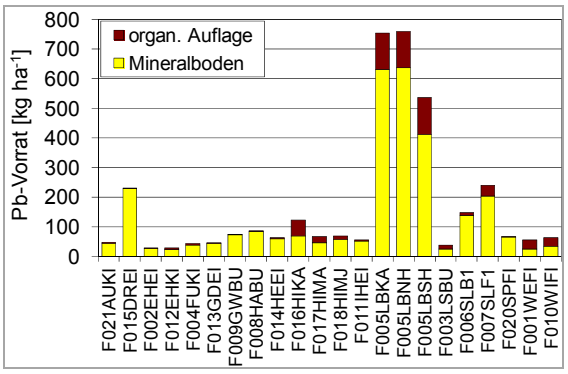


Abb. 4.11: Bleivorräte in der organischen Auflage sowie im Mineralboden bis 100 cm Tiefe (F016HIKA 0–70 cm) zur 1. Wiederholungsinventur (2000–2008).

Im Vergleich zur Erstinventur zwischen 1992 bis 2000 lieferte die Wiederholungsinventur (2001–2010) sowohl höhere als auch niedrigere Schwermetallvorräte (Abb. 4.12, z. B. Kupfervorräte im Mineralboden), wobei oft eine Verschiebung zwischen Auflagehumus und Mineralboden beobachtet wird. Für eine Feststellung signifikanter Veränderungen müssen die Ergebnisse weiterer Wiederholungsinventuren abgewartet werden.

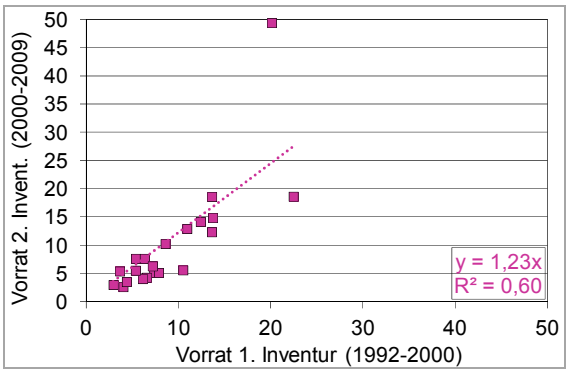


Abb. 4.12: Kupfervorräte zur 1. Wiederholungsinventur (2001–2008) im Vergleich zur Grundinventur (1992–2000) im Mineralboden (0–100 cm, F015DREI 1992 und 2003: 50–100 cm, F016HIKA 2008: 0–70 cm).

Für Pb werden Gehalte oberhalb von 100 µg g^{-1} im Mineralboden bzw. oberhalb von 500 µg g^{-1} in der organischen Auflage als kritisch für Mikroorganismen betrachtet (MÜLLER-EDZARDS, DE VRIES & ERISMAN 1997). Schädigungen von Mikroorganismen lassen eine Reduktion der Streuzersetzung erwarten (INMAN & PARKER 1978, TYLER & WESTMANN 1979, MAYER 1984, BÅÅTH 1989). Beeinträchtigungen durch Cd werden ab 3,0 bzw. 3,5 µg g^{-1} angenommen. Für Zn liegen diese Grenzwerte bei 170 bzw. 300 µg g^{-1} und für Cu bei 60 µg g^{-1} im Mineralboden und aufgrund der höheren Cu-Mobilität in organischen Substraten bereits bei 20 µg g^{-1} in der Humusauflage. Demnach kommt es für Pb an vier, für Cd an zwei und für Cu an sechs der 22 BDF-F zu Überschreitungen dieser Grenzwerte. An den Standorten der ersten bundesdeutschen Bodenzustandserhebung im Wald kommt es für Pb, Cd und Zn in 1–3 % der Proben zu Überschreitungen dieser kritischen Werte im Boden, für Cu liegen 32 % der Auflagehumusproben oberhalb der Grenzkonzentration (BARTENS & BÜTTNER 1997).

An den rund 200 in Niedersachsen untersuchten Punkten der BZE I besteht für Pb, Zn und Cu ein signifikanter Zusammenhang zwischen dem Schwermetallgehalt in der organischen Auflage und der Menge an Auflagehumus, nicht jedoch für Cd (BARTENS & BÜTTNER 1997). Auch auf den niedersächsischen BDF-F besteht eine Tendenz zu höheren Humusauflagevorräten mit steigendem Pb-Gehalt der organischen Auflage.

4.3 Landwirtschaftlich genutzte BDF (BDF-L)

4.3.1 Vorräte an organischem Kohlenstoff und Gesamtstickstoff

Die Vorräte an organischem Kohlenstoff (C_{org}) in 0–1 m Bodentiefe liegen in Ackerböden zwischen 50 und 781 t C ha^{-1} (Abb. 4.13). Die höchsten Werte werden in einem Moorboden (L053HUED), einem Marschboden mit zwischengelagerten Niedermoortorfen (L063-MEYE) und einer Sandmischkultur aus Hochmoor (L024DALU) gefunden. Im Median liegen die Vorräte bei 92 t C ha^{-1}.

In Grünland- und Bracheböden liegen die C_{org}-Vorräte im Median bei 188 t C ha^{-1} (ohne Moorböden bei 170 t C ha^{-1}) und sind damit doppelt so hoch wie in Ackerböden (Abb. 4.14). Besonders hoch sind erwartungsgemäß auch hier die Werte in den Moorböden. Niedrige Vorräte findet man in flachgründigen Böden aus Tonstein (L011WEGE) und in einem jung entwickelten Dünenboden (L038BALT).

Zwischen 1997 und 2010 haben die C_{org}-Gehalte auf vier (8 %) ackerbaulich genutzten BDF ab- und auf fünf (10 %) zugenommen (Abb. 4.15). Auf 39 BDF (81 %) sind die Werte konstant geblieben. Abnehmende Gehalte findet man z. T. auf Flächen, die in den 1980er Jahren eine Nutzungsänderung oder einen Ausbau der Entwässerung erfahren haben (L031VINN und L033DINK). Auf diesen beiden Flächen wurden zwischen 1997 und 2010 im Mittel ca. 600 kg C ha^{-1} a^{-1} freigesetzt. Die Zunahme auf L051REIH ist vermutlich auf die Umstellung auf pfluglose Bodenbearbeitung zurückzuführen. Unter der Annahme unveränderter Krumentiefe geben die Gehaltsveränderungen auch einen direkten Hinweis auf Vorratsveränderungen. Dieses ist für die meisten BDF der Fall. Auf L033DINK haben jedoch eine Krumenvertiefung und eine Untergrundlockerung bis in ca. 50 cm stattgefunden, so dass die Vorratsveränderung prozentual etwas geringer ausgefallen ist als die Gehaltsveränderung.

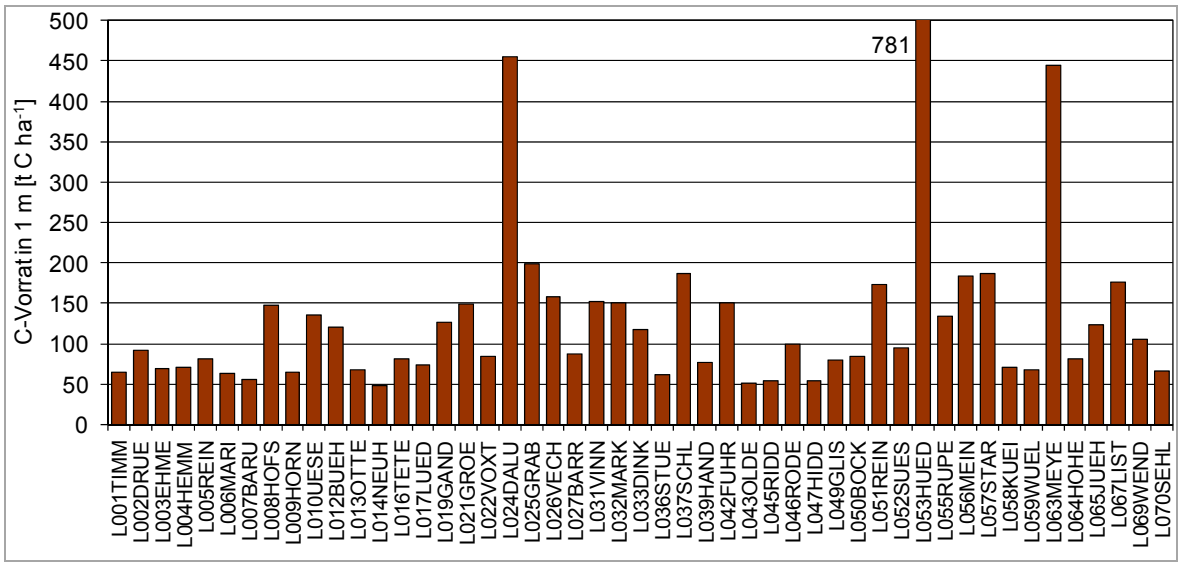


Abb. 4.13: Vorräte an organischem Kohlenstoff in Ackerböden in 1 m Tiefe.

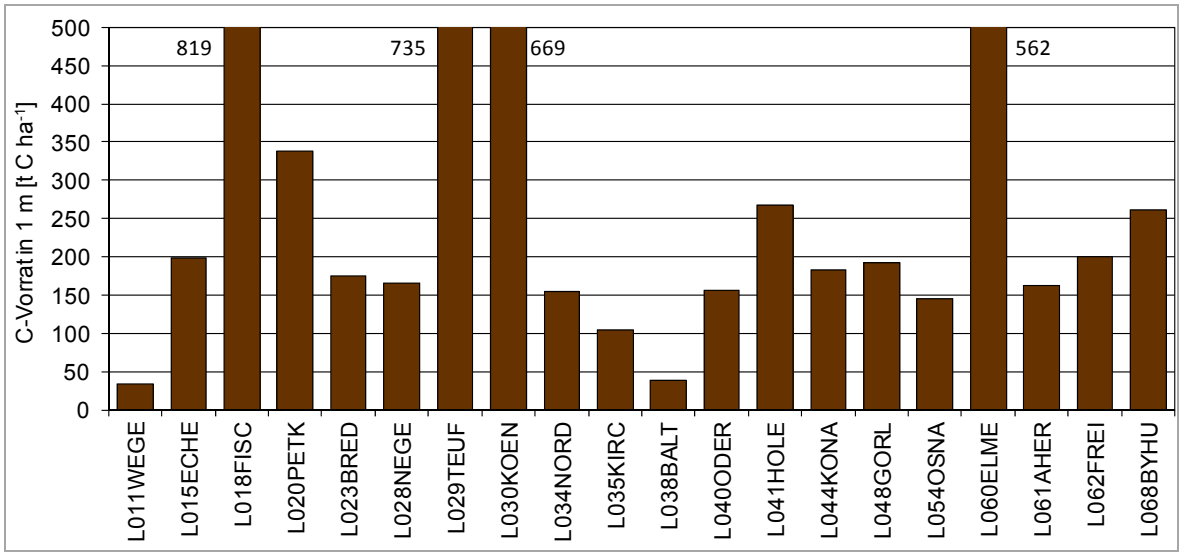


Abb. 4.14: Vorräte an organischem Kohlenstoff in Grünlandböden und Böden von Brachflächen in 1 m Tiefe.

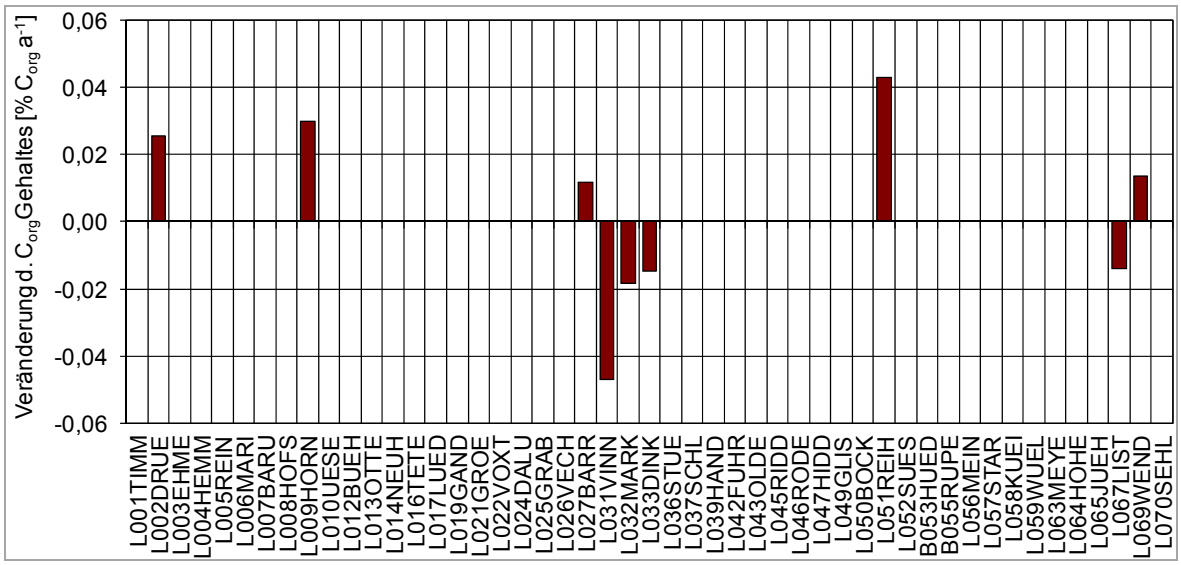


Abb. 4.15: Mittlere jährliche Veränderung der C_{org}-Gehalte auf ackerbaulich genutzten BDF-L in 0–20 cm zwischen 1997 und 2010. Dargestellt sind nur signifikante Veränderungen ($p < 0{,}05$).

Auf den BDF-L unter Grünlandnutzung treten auf jeweils zwei BDF in jeweils einer Schicht (0–10 bzw. 10–20 cm) zu- bzw. abnehmende C_{org}-Gehalte auf (Abb. 4.16). Die Ursachen dafür sind derzeit nicht bekannt. In L020PETK hat eine deutliche pH-Erhöhung stattgefunden, die sich möglicherweise positiv auf das Pflanzenwachstum und den C_{org}-Gehalt im Oberboden ausgewirkt hat. In L068BYHU dagegen ist die Abnahme des C-Gehaltes gekoppelt mit einer Abnahme des pH-Wertes.

Die Gesamtstickstoffgehalte (N_t) in den ackerbaulich genutzten Böden haben sich zwischen 1997 und 2010 auf einigen Standorten erwartungsgemäß analog zu den C_{org}-Gehalten entwickelt (L031VINN, L032MARK, L033DINK, L051REIH, L067LIST; Abb. 4.17). Allerdings zeigen beim Stickstoff mehr Standorte eine abnehmende Entwicklung als eine zunehmende. Wichtig ist hier festzustellen, dass die überschüssigen Bilanzsalden (Kap. 3) nicht zu einer Erhöhung der N_t-Vorräte im Boden geführt haben

Diese Überschüsse unterlagen zu einem hohen Anteil der Auswaschung, zu kleineren Anteilen dem Nitratabbau durch Denitrifikation. Auf den Standorten L031VINN und L033DINK wurden zwischen 1997 und 2010 im Schnitt 200 bzw. 100 kg N ha^{-1} a^{-1} freigesetzt. Am Standort L051REIH hat Minimalbodenbearbeitung in der Schicht 0–20 cm (Probenahmetiefe) zu einer N_t-Festlegung geführt.

Die Entwicklung der pflanzenverfügbaren Nährstoffe wird im Kapitel 8 behandelt.

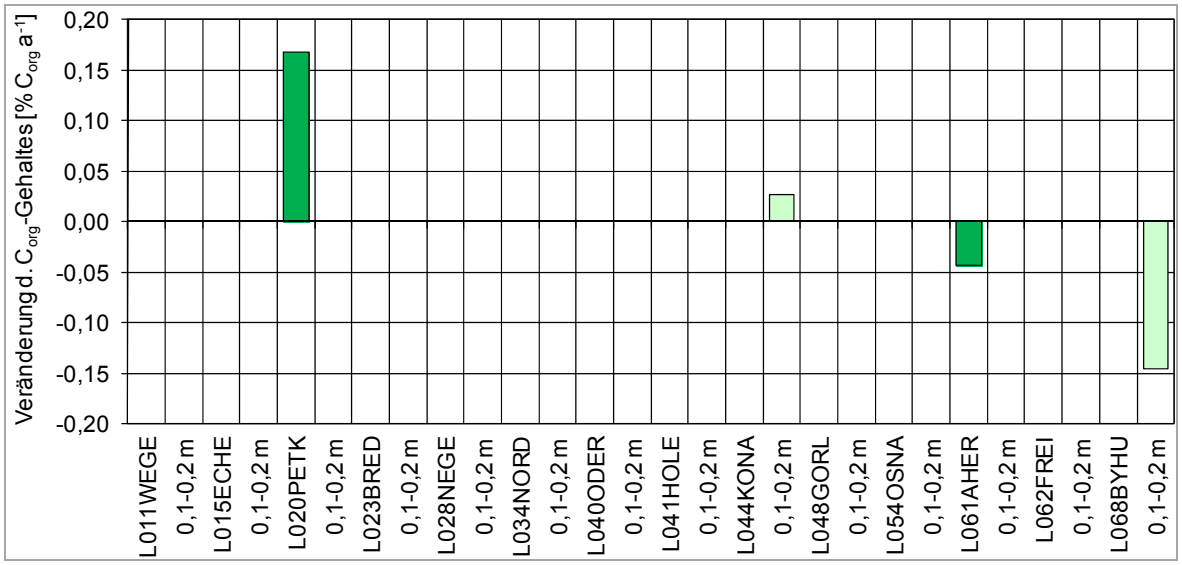


Abb. 4.16: Mittlere jährliche Veränderung der C_{org}-Gehalte auf BDF-L unter Grünland oder Brache in 0–10 (dunkelgrün) und 0–20 cm (hellgrün) zwischen 1997 und 2010. Dargestellt sind nur signifikante Veränderungen (p <0,05).

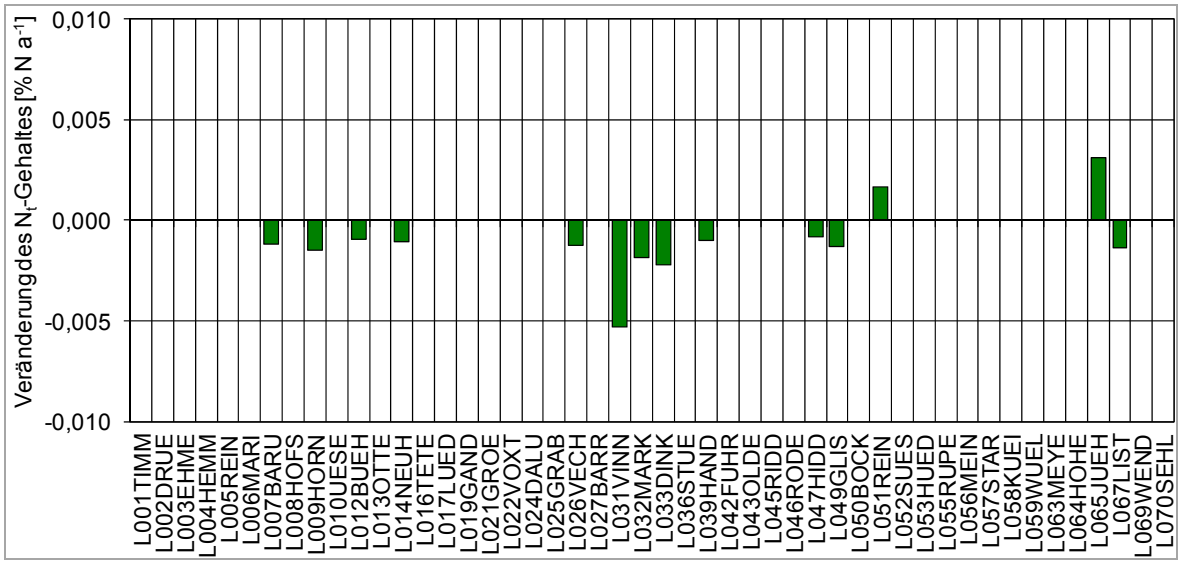


Abb. 4.17: Mittlere jährliche Veränderung der N_t-Gehalte auf ackerbaulich genutzten BDF-L in 0–20 cm zwischen 1997 und 2010. Dargestellt sind nur signifikante Veränderungen (p <0,05).

4.3.2 Säure-/Basen-Status des Bodens – pH-Wert

Auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen wird der pH-Wert mit 0,01 m $CaCL_2$-Lösung bestimmt. Dies dient der Beurteilung des Säurestatus des Bodens im Hinblick auf optimale Bedingungen für das Pflanzenwachstum und die Nährstoffverfügbarkeit. Dieser Aspekt wird in Kapitel 8 behandelt. Aus Sicht des Boden- und Gewässerschutzes sind vor allem niedrige pH-Werte kritisch zu betrachten. Bei pH-Werten im Aluminium-Pufferbereich ($pH_{(CaCl2)}$ ca. 3,3–3,7) löst sich Aluminium, wird phytotoxisch und kann ins Grundwasser eingewaschen werden. Allgemein erhöhen niedrige pH-Werte die Mobilität von Schwermetallen.

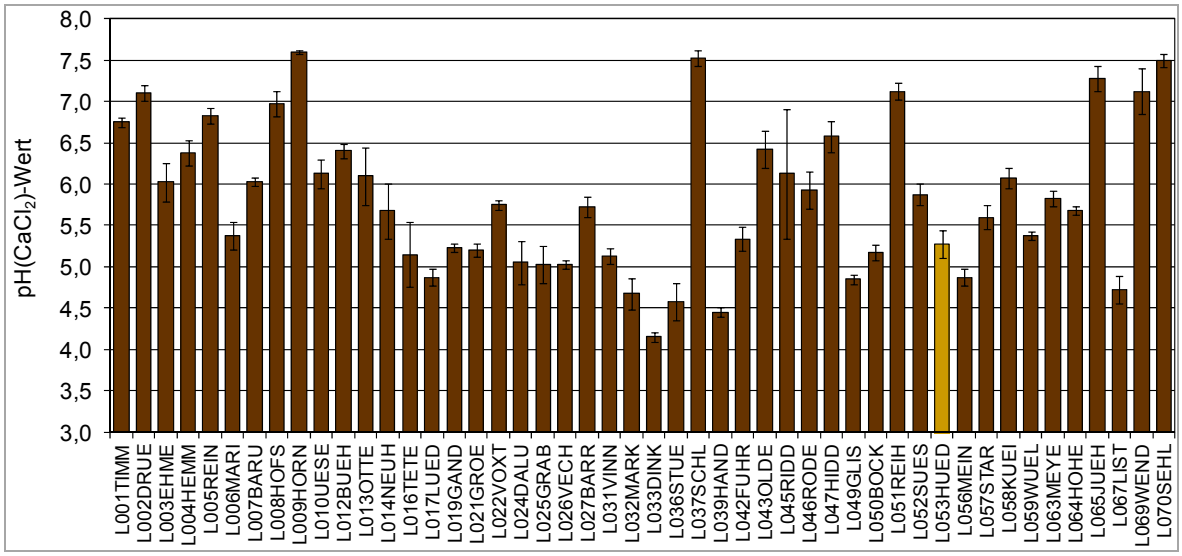


Abb. 4.18: $pH_{(CaCl2)}$-Wert der ackerbaulich genutzten Flächen im Jahr 2010 und Aluminiumpufferbereich ($pH_{(H2O)}$ 3,8–4,2 entspricht $pH_{(CaCl2)}$ 3,3–3,7; REUTER et al. 2008). Beige = Niedermoorfläche.

Weder auf den ackerbaulich noch auf den als Grünland genutzten bzw. brach gefallenen Mineralböden treten pH-Werte im Aluminium-Pufferbereich auf (Abb. 4.19). Auf den potenziell sauren Standorten ist dies auf aktuelle und z. T. vergangene häufig regelmäßig durchgeführte Kalkungsmaßnahmen der Landwirte zurückzuführen. Die Fläche L066STAP (Abb. 4.17) ist ein abgetorftes Hochmoor, das naturgemäß sehr sauer ist. Aufgrund der fehlenden Tonminerale ist hier allerdings eine Aluminium-Toxizität nicht zu befürchten. Acht Ackerstandorte, das entspricht etwa 15 % der Acker-BDF, weisen pH-Werte unter 5 auf, so dass hier eine Kalkung erforderlich wäre, um eine potenzielle Schwermetallmobilisierung zu vermindern. Bei den Grünland- und Bracheflächen treten pH-Werte unter 5 auch in Mineralböden relativ häufig auf. Vier Grünlandstandorte (L023-BRED, L028NEGE, L035KIRC, und L068-BYHU) und zwei Brachen (L038BALT, L040-ODER) zeigen eine entsprechende Versauerung auf, was knapp 40 % der betrachteten Mineralböden unter Grünland oder Brache entspricht. Auf den Moorböden werden eher standorttypisch niedrige Werte gefunden.

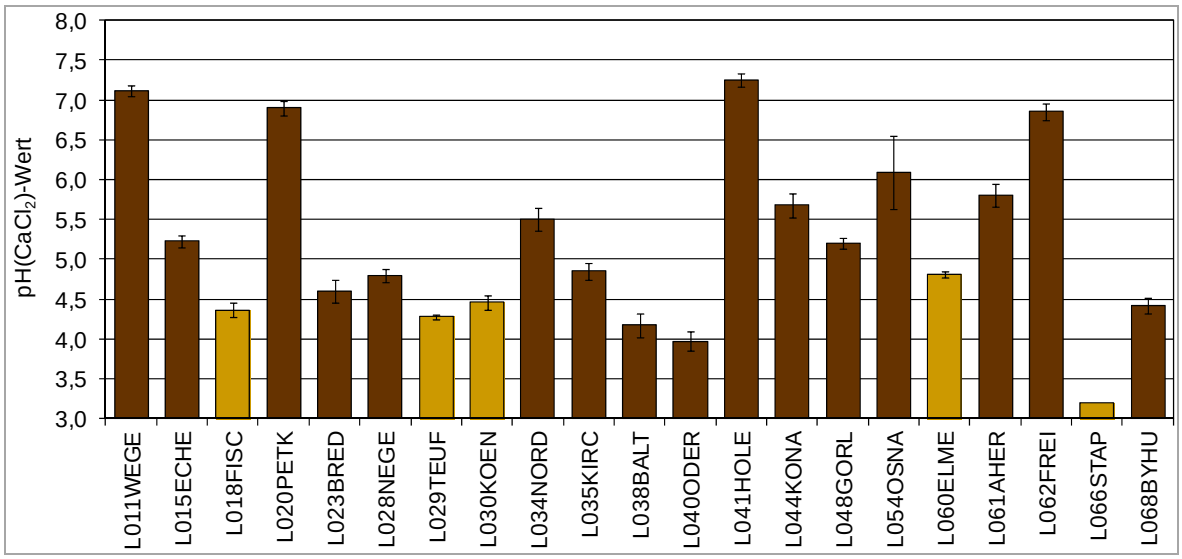


Abb. 4.19: $pH_{(CaCl2)}$-Wert der Grünland- und Bracheflächen in den Jahren 2006–2010 und Aluminiumpufferbereich ($pH_{(H2O)}$ 3,8–4,2 entspricht $pH_{(CaCl2)}$ 3,3–3,7). Beige = Moorböden.

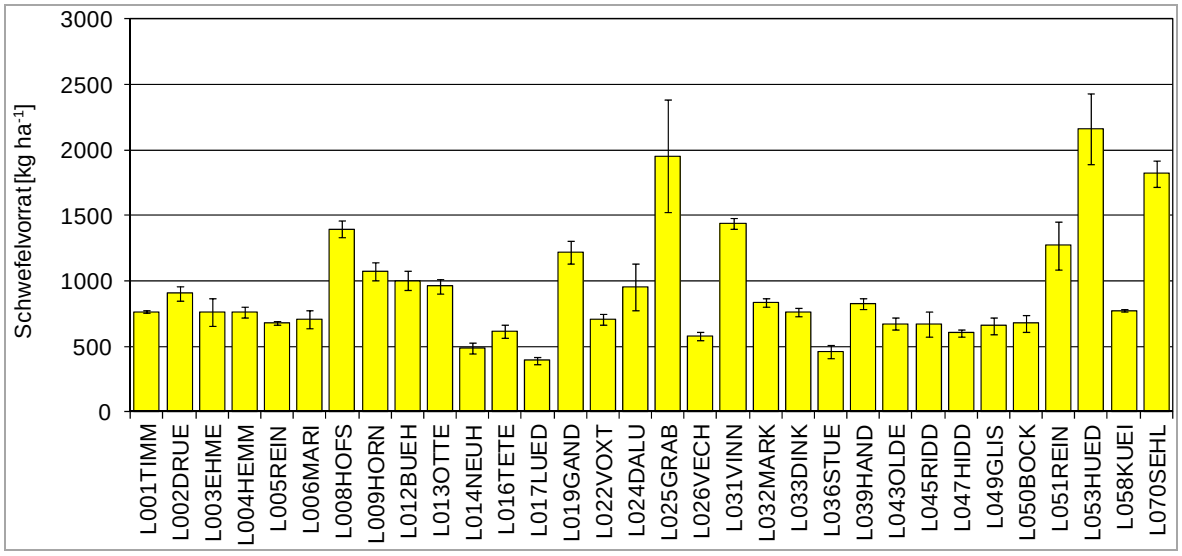


Abb. 4.20: Schwefelvorrat in der Krume von Ackerböden bei der Grundinventur (L070SEHL) oder bei der Wiederholungsinventur (alle anderen). Mittelwerte und Standardabweichung der vier Kernflächen.

4.3.3 Schwefelvorräte

Die Schwefelvorräte für die landwirtschaftlich genutzten BDF liegen im Wesentlichen nur für die Ackerkrume vor. Sie variieren zwischen 400 und 2200 kg ha^{-1}, wobei der höchste Wert auf dem Niedermoorstandort (L053HUED) beobachtet wurde. Im Median liegen sie bei 760 kg ha^{-1}.

4.3.4 Schwermetalle (Kupfer und Zink)

Auf den landwirtschaftlich genutzten BDF spielen die Kupfer- und Zinkeinträge über organische Düngemittel, vor allem Schweinegülle, eine besondere Rolle. Dagegen ist der Schwermetalleintrag über Klärschlamm von untergeordneter Bedeutung (KAMERMANN, GROH & HÖPER).

Kupfer

Die Gesamt-Kupfergehalte in Ackerböden liegen zwischen 2 und 440 mg kg^{-1} Boden. Die hohen Werte findet man in einem Auenboden (L037SCHL), der mit schwermetallhaltigen Auensedimenten aus der früheren bergbaulichen Aktivität im Harz belastet ist. Der Standort L053HUED ist ein ackerbaulich genutztes Niedermoor. Niedermoore weisen bei gleichem Eintrag aufgrund der geringeren Bodendichte in der Regel etwa vier- bis fünffach höhere Gehalte auf als Mineralböden. Weitere Standorte zeigen Gehalte, die über dem in Abbildung 4.21 als rosa Balken dargestellten Hintergrundbereich für Böden auf Sand, Sandlöss, Löss und Geschiebelehm in Niedersachsen liegen (LABO 2003). Dies hat in der Regel geogene Gründe (andere Substrate: L008HOFS, L013-OTTE, L051REIH, L065JUEH oder L070-SEHL), kann aber auch auf siedlungsbedingte Einträge zurückzuführen sein (L031VINN).

Zwischen der Grund- und der 1. Wiederholungsinventur lassen sich häufig keine signifikanten Unterschiede erkennen (Abb. 4.21). In Einzelfällen (z. B. mittels Varianzanalyse) belegbare signifikante Unterschiede müssen sehr vorsichtig interpretiert werden. Trends der Veränderung können erst nach mehreren Wiederholungsuntersuchungen bestätigt werden, um Fehlinterpretationen zu vermeiden. Aus Abbildung 4.21 lässt sich dagegen gut ablesen, dass die Werte beider Inventuren in einer ähnlichen Größenordnung liegen. Auch zeigen sich zu beiden Terminen standorttypische Standardabweichungen zwischen den vier Kernflächen, die z. B. im Tonboden L051REIN oder im Niedermoor L053HUED hoch, im Lössboden L001TIMM oder im Sandboden L017LUED dagegen sehr niedrig ausfallen.

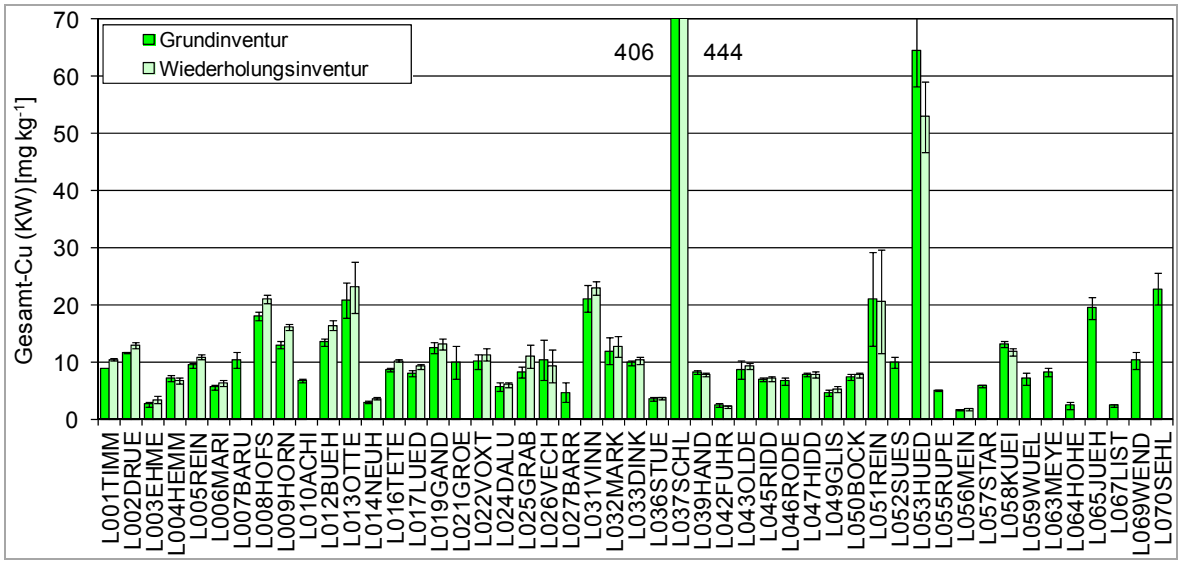


Abb. 4.21: Kupfer-Gehalte[1] im Oberboden (Ap-Horizont) der ackerbaulich genutzten BDF-L. Der rot umgrenzte Bereich markiert die 90. Perzentile (Hintergrundbereich) für Böden auf Sand, Sandlöss, Löss und Geschiebelehm in Niedersachsen (LABO 2003).
[1] Gesamtgehalte im Königswasserextrakt nach BBODSCHV (1999).

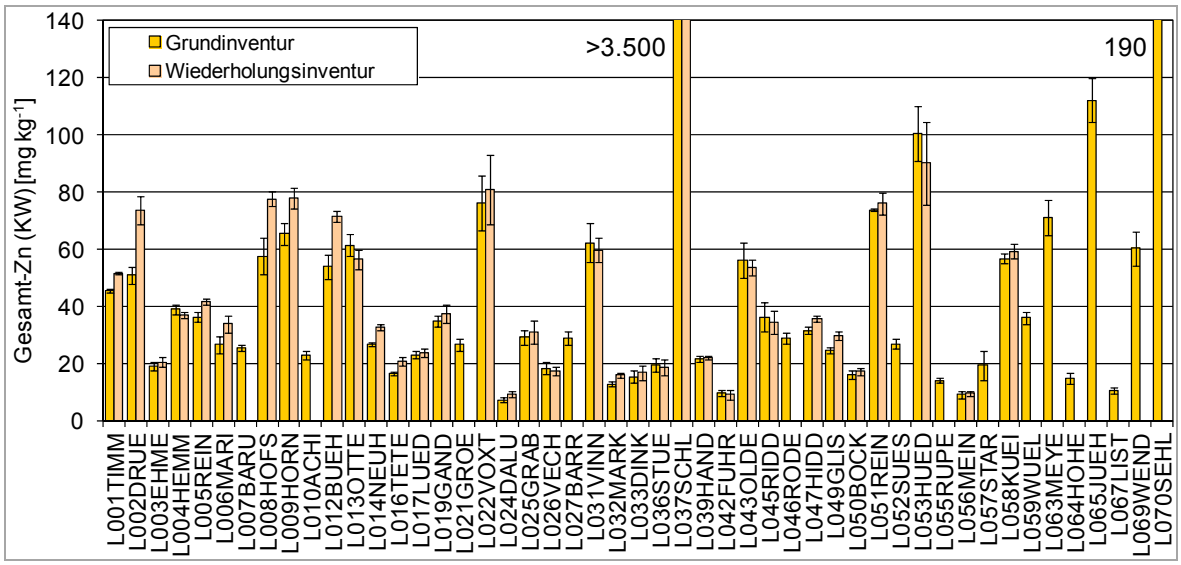


Abb. 4.22: Zink-Gehalte im Oberboden (Ap-Horizont) der ackerbaulich genutzten BDF-L. Der rot umgrenzte Bereich markiert die 90. Perzentile (Hintergrundbereich) für Böden auf Sand, Sandlöss, Löss und Geschiebelehm in Niedersachsen (LABO 2003).

Zink

Die Zinkgehalte im Ap-Horizont der ackerbaulich genutzten BDF liegen zwischen 6 und über 3500 mg kg^{-1} Boden. Hohe Werte findet man wieder in dem historisch belasteten Auenboden (L037SCHL) sowie bei L070SEHL. Weitere Standorte überschreiten, meist aufgrund geogener Ursachen, die Hintergrundwerte für Böden auf Sand, Sandlöss, Löss und Geschiebelehm in Niedersachsen (LABO 2003). Bei den Standorten L002DRUE, L009HORN, L012BUEH, L031VINN, L043OLDE, L058KUEI und L069WEND kann eine siedlungsbedingte leichte Belastung nicht ausgeschlossen werden.

Auch bei Zink liegen die Werte der Grund- und der ersten Wiederholungsinventur relativ dicht zusammen. Einige Standorte weisen jedoch erhöhte Differenzen auf, vor allem L002DRUE. Ob sich hier tatsächlich eine Anreicherung andeutet, lässt sich erst im Rahmen mindestens einer weiteren Wiederholungsinventur klären.

Auf allen BDF werden eine Reihe organischer Schadstoffe untersucht, darunter die Polyaromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK), die Polychlorierten Biphenyle (PCB), Chlorkohlenwasserstoffe (CKW), Dioxine und Furane sowie dioxinähnliche PCB (dl-PCB). Auf einem Teil der Flächen wurden außerdem Tierarzneimittelwirkstoffe gemessen. Aufgrund ihrer Toxizität wird im Folgenden vor allem auf die Dioxine und Furane, die dioxinähnlichen PCB und auf Tierarzneimittelwirkstoffe im Boden eingegangen. Für die forstlich genutzten BDF-F liegt eine umfassende Auswertung vor (FORTMANN & MEESENBURG 2007), so dass sich die Darstellung im Folgenden auf die BDF-L bezieht.

Dioxine und Furane

Dioxine und Furane entstehen bei unvollständigen Verbrennungsprozessen und werden meist über den Luftpfad in die Böden eingetragen. Sie sind sehr toxisch. Die Gruppe setzt sich allerdings aus Wirkstoffen unterschiedlicher Toxizität zusammen. Um eine zusammenfassende Darstellung zu ermöglichen, werden die einzelnen Wirkstoffe über Toxizitätsäquivalente (TE) gewichtet zusammengefasst.

Die Dioxin- und Furangehalte in der Ackerkrume liegen in der Regel im Hintergrundbereich, d. h. unterhalb von 2,6–3,7 ng TE kg^{-1} Boden. Allerdings lassen sich diese Stoffe in allen Böden nachweisen, was auf ihre ubiquitäre Bedeutung hinweist. Auf einem Standort, L002-DRUE, werden zu beiden Inventuren die Hin-

tergrundwerte deutlich überschritten. Zwei Standorte, L009HORN und L012BUEH, weisen lediglich bei der Wiederholungsinventur erhöhte Werte auf. Wieso auf diesen beiden Standorten die Gehalte zwischen der Grund- und der Wiederholungsinventur so deutlich ansteigen, ist unklar. Hier ist eine Nachanalytik geplant, da der Anstieg unplausibel erscheint. Auf den meisten Standorten liegen die Werte der Grund- und der 1. Wiederholungsinventur etwa auf gleicher Höhe, in einigen Fällen haben sie auch abgenommen. Insgesamt zeichnet sich ein Trend zu konstanten bzw. leicht abnehmenden Werten ab. Für gesicherte Trendbetrachtungen sind weitere Wiederholungsinventuren erforderlich.

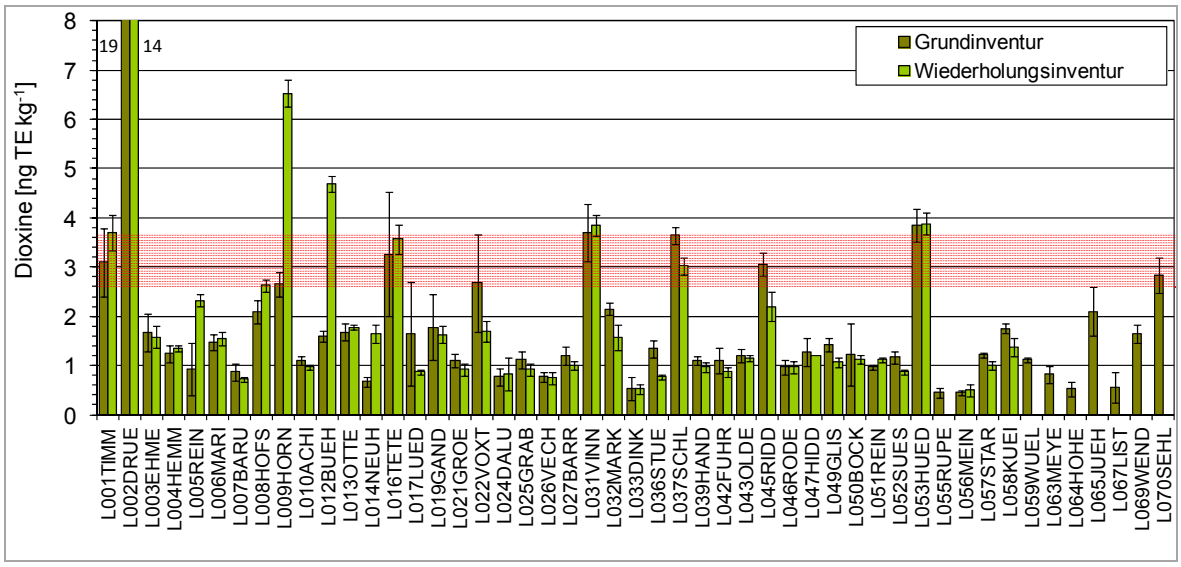


Abb. 4.23: Dioxin- und Furangehalte in Toxizitätsäquivalenten im Oberboden (Ap-Horizont) der ackerbaulich genutzten BDF-L. Der rot umgrenzte Bereich markiert die 90. Perzentile (Hintergrundbereich) für ländliche (unterer Wert) und urban geprägte Gebiete in Niedersachsen (LABO 2003, Summenbildung für TE unter Berücksichtigung der Bestimmungsgrenze).

Im Oberboden von Grünland- und Bracheböden (0–5 cm Tiefe) liegen die Dioxin- und Furangehalte in der Regel deutlich höher. Dies ist vor allem auf den Eintrag über die Luft und die fehlende Einarbeitung im Vergleich zu Acker zurückzuführen. Die Wirkstoffe bleiben, bis auf eine geringfügige Einwaschung, im Bereich der Bodenoberfläche liegen. Daher sind die Hintergrundwerte in der Regel höher, mit 7,6 ng TE kg^{-1} Boden. Auch hier weisen die meisten Grünlandstandorte Gehalte in Höhe oder unterhalb des 90. Perzentils (Hintergrundwerte) auf. Die höchsten Werte findet man auf Standorten in der Elbaue (L048GORL, L062FREI) sowie auf einem Standort in der Nähe eines Industrieemittenten (L034NORD). Auf letzterem Standort scheinen die Werte aber deutlich rückläufig zu sein. Leicht über dem Hintergrundbereich liegen die Flächen L018TEUF (Moorboden), L040HOLE (historische Holzkohlegewinnung im Harz) und L054-OSNA (Stadtpark in Osnabrück). Zwischen Grund- und Wiederholungsinventur sind die Werte meist konstant oder nehmen ab. Lediglich auf L015ECHE deutet sich ein Anstieg an, der aber durch eine Nachanalytik bestätigt werden muss. Insgesamt ist die Zeitreihe mit zwei Inventuren auch hier für Trendbetrachtungen noch nicht ausreichend.

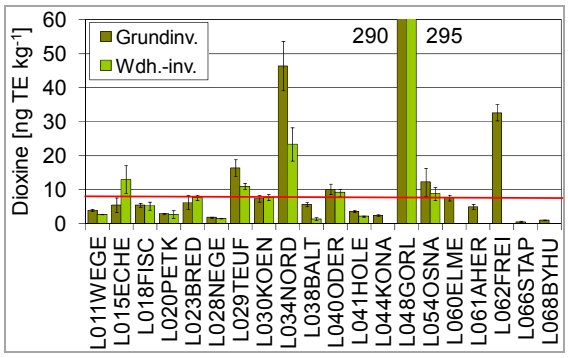


Abb. 4.24: Dioxin- und Furangehalte in Toxizitätsäquivalenten im Oberboden (0–5 cm, L015ECHE: 0–10 cm) der Grünlandflächen. Die rote Linie zeigt das 90. Perzentil (Hintergrundbereich) für Grünlandböden (0–5 cm) in Niedersachsen (LABO 2003, Summenbildung für TE unter Berücksichtigung der Bestimmungsgrenze).

Dioxinähnliche PCB (dl-PCB)

Bei den dl-PCB wurden zunächst nur vier Stoffe, ab 2006 zwölf Stoffe analysiert. Den Stoffen werden nach WHO Toxizitätsäquivalente (TE) zugewiesen, um sie vergleichbar zu machen und eine zusammenfassende Darstellung zu ermöglichen. Die zunächst untersuchten vier Stoffe sind diejenigen mit der höchsten Toxizität. Im Schnitt aller BDF machen sie bereits 95 % der Gesamttoxizität aus, die sich bei einer Analytik aller zwölf dl-PCB ergeben würde. Deshalb wird im Folgenden auch nur die aufsummierte Toxizität der vier dl-PCB dargestellt, um möglichst viele Standorte darstellen zu können. In der Krume der Ackerstandorte liegen die Werte zwischen 0,1 und 1,3 ng TE kg^{-1} Boden, auf über 80 % der Flächen unter 0,4 ng TE kg^{-1} Boden. Die höchsten Gehalte wurden in einem Moorboden, L053HUED (Thematik der geringen Bodendichte, s. o.), sowie u. a. in den siedlungsnahen Standorten L001TIMM und L002DRUE, L031VINN, auch in L006MARI, L008HOFS, L019GAND und L070SEHL gefunden.

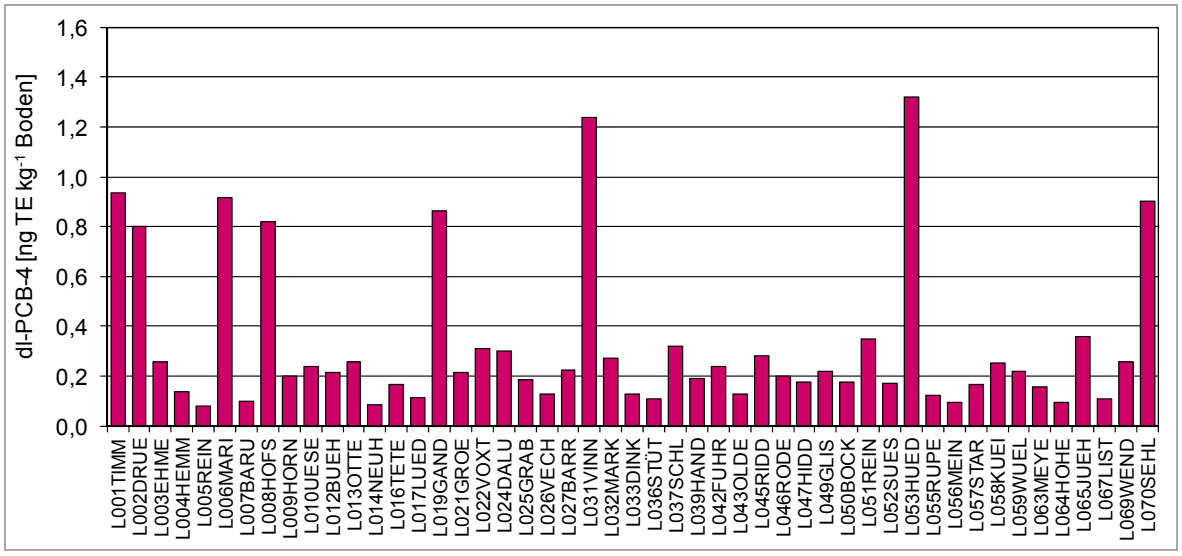


Abb. 4.25: Gehalte an dioxinähnlichen PCB in Toxizitätsäquivalenten im Oberboden (Ap-Horizont) der ackerbaulich genutzten BDF-L (Summenbildung für TE unter Berücksichtigung der Bestimmungsgrenze).

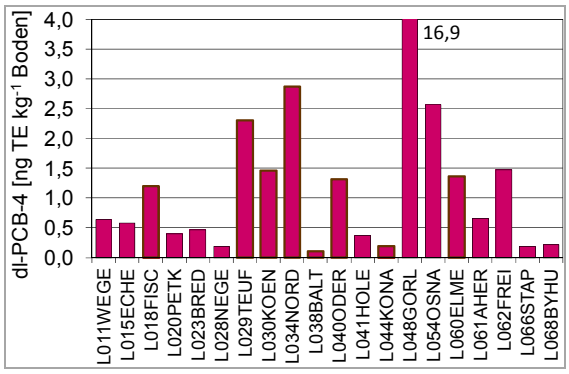


Abb. 4.26: Gehalte an dioxinähnlichen PCB in Toxizitätsäquivalenten im Oberboden (0–5 cm, L015ECHE und L038BALT: 0–10 cm) der Grünland- und Bracheflächen und 90. Perzentil der Werte aus den unbelasteten Mineralböden (0,84, Summenbildung für TE unter Berücksichtigung der Bestimmungsgrenze). Braun umrandet = Moorböden.

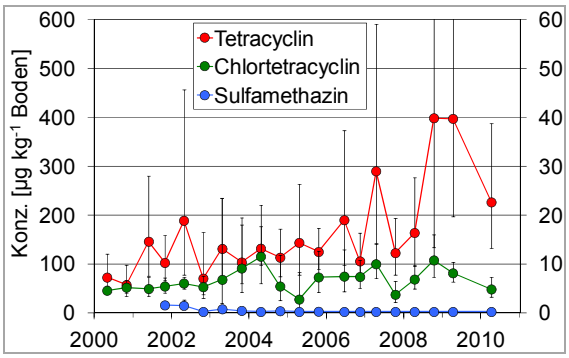


Abb. 4.27: Entwicklung der Gehalte an Tierarzneimittelwirkstoffen in der Ackerkrume der BDF L033-DINK zwischen 2000 und 2010. Tetracyclin (linke Ordinate) und Chlortetracyclin, Sulfamethazin (rechte Ordinate). Mittelwerte und Standardabweichung der logarithmierten Werte.

Bei den Grünlandböden sind drei Gruppen zu erkennen: Mineralböden mit einer Hintergrundbelastung zwischen 0,2 und 0,6 ng TE kg^{-1} Boden, Moorböden mit Werten zwischen 1,2 und 2,3 ng TE kg^{-1} Boden, sowie ein schwerindustrienaher Standort (L034NORD) und zwei Flächen im Bereich der Elbaue (L062FREI, L048-GORL).

Tierarzneimittelwirkstoffe

Tierarzneimittelwirkstoffe gelangen nach Applikation und Ausscheidung durch die Tiere in die organischen Düngemittel. Mengenmäßig von Bedeutung sind hier vor allem die Tetracycline und die Sulfonamide (WINCKLER & GRAFE 2001). In einer ersten Übersichtsuntersuchung wurden von vier regelmäßig mit organischen Düngemitteln beaufschlagten Grünlandstandorten und zehn Acker-BDF Oberbodenproben auf Tetracycline und Sulfonamide untersucht. Die Wirkstoffe wurden vor allem auf mit Schweine- oder Kälbergülle gedüngten Ackerflächen wiedergefunden (KUES et al. 2004). Die höchsten Werte wurden auf der Fläche L033DINK gefunden. Dieser Standort wurde seit 1999 zweimal jährlich, im Mai und im November, untersucht. Es wurden drei Wirkstoffe nachgewiesen: Tetracyclin (ca. 100–500 µg kg^{-1} Boden), Chlortetracyclin (1–10 µg kg^{-1} Boden) und das Sulfonamid Sulfamethazin (<1 µg kg^{-1} Boden, Abb. 4.27).

Während die Gehalte an Sulfamethazin bis 2010 deutlich abgenommen haben und inzwischen unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,1 µg kg^{-1} Boden liegen, haben die Gehalte an Tetracyclin deutlich zugenommen, und die Gehalte an Chlortetracyclin sind konstant geblieben. Dies weist auf die Persistenz der Tetracycline im Boden hin, deren Gehalte somit bei weiteren Einträgen zunehmen können. Tetracycline und Sulfonamide sind zugelassene Tierarzneimittel, die nur nach veterinärmedizinischer Verordnung appliziert werden dürfen. Ihr Einsatz als Leistungsförderer ist nicht erlaubt.

4.4 Diskussion und Zusammenfassung

Hauptelemente

Die Vorräte an organischer Substanz im Auflagehumus und im Boden nehmen in der Reihenfolge Mineralböden unter Ackernutzung < Mineralböden unter Grünland- oder Forstnutzung < organische Böden (bzw. Böden mit torfhaltigen Schichten im Unterboden) zu. Flachgründige oder junge Böden weisen naturgemäß besonders geringe Vorräte auf.

Die Gehalte an organischem Kohlenstoff sind in den ackerbaulich oder als Grünland genutzten Böden in Niedersachsen weitgehend konstant. Ausnahme bilden Standorte mit Grünlandumbruch oder Grundwasserabsenkung in

den vergangenen 25 Jahren, auf denen die C- und N-Gehalte abnehmen. Für Bayern haben CAPRIEL & SEIFFERT (2009) höhere Anteile an Flächen mit ab-, aber auch zunehmenden Kohlenstoffgehalten gefunden.

Auf den meisten forstwirtschaftlich genutzten Flächen wurde ein Trend zu abnehmenden C_{org}-Vorräten im Auflagehumus beobachtet. Dieser steht im Einklang mit anderen Untersuchungen (BARITZ 1998). Da sich jedoch der überwiegende Teil des Kohlenstoffs (im Mittel 75 %) im Mineralboden befindet, zeigt sich bei der Betrachtung des Gesamtkohlenstoffvorrats des Bodens ein anderes Bild. So konnte auf gleich vielen Flächen eine Abnahme wie eine Zunahme der C_{org}-Vorräte gefunden werden. Ähnliche Verhältnisse herrschen bei den Stickstoffvorräten.

Dass sich zur Veränderung des Bodenzustands durch langfristige Bodenuntersuchungen äußerst interessante Informationen gewinnen lassen, zeigen die über 40 Jahre langen Untersuchungsreihen der Versuchsflächen im Solling. So deutet sich auf diesen Flächen nach einer längeren Phase der Kohlenstoffakkumulation jetzt eine Phase abnehmender C_{org}-Vorräte an. Ob sich dieser Trend, der auch im Boden anderer BDF-F gefunden wurde, fortsetzt, bleibt abzuwarten.

Die Basensättigung ist im Mineralboden des überwiegenden Teils der BDF-F (17) mit unter 10 % im ganzen Profil, oder zumindest in mehr als 20 cm Tiefe, sehr gering. Ist die Basensättigung im Oberboden höher, so ist dies oft die Folge einer Kalkung. Bei derart niedrigen Basensättigungen muss mit hohen Konzentrationen an toxischem Aluminium und geringen Konzentrationen an Nährstoffen wie Calcium, Kalium und Magnesium gerechnet werden. Die Situation verbesserte sich nicht zwischen den Inventuren, sondern verschlechterte sich eher noch.

Besser versorgt sind lediglich fünf Standorte, bei denen meist ein basenreiches Ausgangsgestein vorliegt. Bei diesen besser versorgten Standorten wurden gleiche oder leicht höhere Basensättigungen bei den Wiederholungsinventuren gefunden.

Die starke Versauerung der meisten BDF-F zeigt sich auch in niedrigen pH-Werten. Die pH-Werte aller 17 Flächen mit Basensättigungen unter 10 % liegen im Aluminiumpufferbereich (pH 3,0–4,2). Auf den landwirtschaftlich genutzten BDF werden derart niedrige pH-Werte dagegen nicht beobachtet. Aluminium-Toxizität ist damit hier nicht zu befürchten. Jedoch weisen einige Flächen mit pH-Werten unter 5 Kalkbedarf auf, um eine optimale landwirtschaftliche Nutzung sicherzustellen.

Der Rückgang der Schwefelemissionen im Wald spiegelt sich im Rückgang der Schwefelvorräte im Boden fast aller BDF-F wieder.

Schwermetalle

Die Schwermetallgehalte in der organischen Auflage und dem obersten Mineralbodenbereich der BDF-F wurden mit den länderspezifischen Hintergrundwerten verglichen (NAGEL et al. 2007; LABO 1995, 2003). Überschreitungen der höchsten Hintergrundwerte traten für Pb und Cd vor allem auf den Standorten der Langen Bramke auf (im Mineralboden nur für Pb); die unteren Hintergrundwerte wurden dagegen an zahlreichen BDF-F überschritten. Einige BDF-F lagen dagegen deutlich unter den niedrigsten Hintergrundwerten.

Bei Pb, Cd und Cu werden an einem Teil der BDF-F ökotoxikologisch begründete Schwellenwerte überschritten. Für Pb und Cu gibt es einen Zusammenhang zwischen dem Gehalt im Auflagehumus und dem Vorrat an Auflagehumus, was auf eine abbauhemmende Wirkung der Schadstoffe bei den beobachteten Gehalten hinweist.

Signifikante Trends bezüglich der Schwermetallgehalte im Boden lassen sich aufgrund des kurzen Zeitraums weder für forstlich noch für landwirtschaftlich genutzte BDF festmachen. Hierzu sind weitere Inventuren, die in etwa zehnjährigen Abständen durchgeführt werden, erforderlich.

Organische Schadstoffe

Auf allen Standorten werden Dioxine und Furane oder dioxinähnliche PCB (dl-PCB) nachwiesen. Diese Schadstoffe müssen damit als ubiquitär eingestuft werden. Die Gehalte sind jedoch, bis auf wenige Ausnahmen mit bekannten, meist weitgehend historischen Eintragspfaden (Elbsediment, Industriegebiet), gering. Beim Tierarzneimittelwirkstoff Tetracyclin lässt sich auf einer BDF ein Konzentrationsanstieg feststellen, der die Persistenz dieser Verbindung im Boden unterstreicht.

Die Bodendauerbeobachtung hat zum Ziel, durch wiederholte Beprobung die zeitliche Veränderung der Stoffgehalte und -vorräte zu dokumentieren. Die Veränderungen laufen häufig langsam ab und lassen sich nur durch langjährige Untersuchungen erkennen. Für Niedersachsen lassen sich derzeit bereits vor allem für den Kohlenstoff und für Nährstoffe Konstanz bzw. Trends nachweisen. Als kritisch erweisen sich derzeit Trends zur Versauerung und abnehmender Basensättigung, denen durch angepasste Kalkungsmaßnahmen entgegengewirkt werden sollte.

4.5 Danksagung

Die Daten 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.

4.6 Quellen

BÅÅTH, E. (1989): Effects of heavy metals in soil on microbial processes and populations (a review). – Water, Air and Soil Pollution **47**: 335–379.

BARTENS, H. & BÜTTNER, G. (1997): Bodenzustand in Niedersachsen 1990/1991 - Datendokumentation. – Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe **C 5**; Göttingen.

BARITZ, R. (1998): Kohlenstoffvorräte der Waldböden Deutschlands. – Abschlußbericht zum BML-Forschungsprojekt „UNCED follow-up CO2-Bindung in Waldböden - Sonderauswertung“ BML 614-0224-A3-5/2, Arbeitsbericht des Instituts für Forstökologie und Walderfassung 98/1: 57 S., <http://www.bfafh.de/bibl/pdf/c-bericht.pdf>, Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft; Eberswalde.

BBODSCHG (1998): Bundesbodenschutzgesetz vom 17. März 1998. – BGBl. I/1998: 502, i. d. F. vom 9. Dezember 2004, BGBl. I/2004: 3214.

BBODSCHV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung in der Fassung vom 12. Juli 1999. – BGBl I/1999: 1554.

BIMSCHG (2002) Bundes-Immissionsschutzgesetz vom 26. September 2002 – BGBl. I/2002: 3830, geändert durch Artikel 1 des Gesetzes vom 20. Juli 2011 – BGBl. I/2011: 1474.

BLOCK, J., EICHHORN, J., GEHRMANN, J., KÖLLING, C., MATZNER, E., MEIWES, K. J., WILPERT, K. V. & WOLFF, B. (2000): Kennwerte zur Charakterisierung des ökochemischen Bodenzustandes und des Gefährdungspotentials durch Bodenversauerung und Stickstoffsättigung an Level-II-Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen. Arbeitskreis C der Bund-Länder-Arbeitsgruppe „Level II“. – Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BML): 1–167.

BZBIG (1971): Benzinbleigesetz vom 5. August 1971. – BGBl. I/1971: 1234, geändert durch Artikel 58 der Verordnung vom 31. Oktober 2006. – BGBl. I/2006: 2407.

CAPRIEL P. & SEIFFERT, D. (2009): 20 Jahre Boden-Dauerbeobachtung in Bayern. Teil 3: Entwicklung der Humusgehalte zwischen 1986 und 2007. – Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft **10**: 1–47, <http://www.LfL.bayern.de/publikationen/daten/schriftenreihe/p_36603.pdf>.

DIREKTZAHLVERPFLV (2004). Direktzahlungen-Verpflichtungenverordnung vom 4. November 2004. – BGBl. I/2004: 2778, geändert durch Artikel 1 der Verordnung vom 15. April 2011. – eBAnz 2011 AT49 V1.

DÜV (2007): Düngeverordnung vom 27. Februar 2007. – BGBl. I/2007: 221, geändert durch Artikel 18 des Gesetzes vom 31. Juli 2009. – BGBl. I/2009: 2585.

EEG (2008). Erneuerbare-Energien-Gesetz vom 25. Oktober 2008. – BGBl. I/2008: 2074; geändert durch Artikel 6 des Gesetzes vom 21. Juli 2011. – BGBl. I/2011: 1475.

FORTMANN, H. & MEESENBURG, H. (2007): Organische Schadstoffe in Waldböden Niedersachsens - Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen. – GeoBerichte **4**: 91 S., 53 Abb., 29 Tab.; Hannover (LBEG).

FUTTMV (2007): Futtermittelverordnung vom 24. Mai 2007. – BGBl. I/2007: 770, geändert durch Artikel 1 der Verordnung vom 19. Juli 2011. – BGBl. I/2011: 1401.

INMAN, J. C. & PARKER, G. R. (1978): Decomposition and heavy metal dynamics of forest

litter in northwestern Indiana. – Environmental Pollution **17**: 39–51.

KABATA-PENDIAS, A. & PENDIAS, H. (1984). Trace elements in soils and plants. – 315 S.; Boca Raton (CRC Press).

KAMERMANN, D., GROH, H. & HÖPER, H.: Schwermetallein- und -austräge niedersächsischer Bodendauerbeobachtungsflächen. – Geoberichte, Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG); Hannover [in Vorbereitung].

KRW-/ABFG (1994). Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz vom 27. September 1994. – BGBl. I/1994: 2705, geändert durch Artikel 8 des Gesetzes vom 11. August 2010. – BGBl. I/2010: 1163.

KUES J. W., HÖPER, H., PAWELZICK, H. T., PLUQUET, E. & HAMSCHER, G. (2004): Einträge potenzieller Schadstoffe in den Boden über Wirtschaftsdünger. Wirkung auf Bodenorganismen und Verlagerung. – In: MINISTERIUM FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ, LANDWIRSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN UND BUNDESVERBAND BODEN (Hrsg.). Bodenschutz - europäisch und lokal. – Publikation zur gemeinsamen Fachtagung in Berlin am 1. April 2004: 55–62 (Düsseldorf und St. Augustin).

LABO – BUND-/LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT BODENSCHUTZ (1995): Hintergrund- und Referenzwerte für Böden. – Bodenschutz **4**: 1–146; Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen.

LABO – BUND/LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT BODENSCHUTZ (2003): Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden. – In: ROSENKRANZ, D. et al. (Hrsg.): Bodenschutz **3**; Berlin (Erich Schmidt).

MAYER, R. (1984): Schwermetallanreicherungen im Wurzelraum von Waldbeständen. Wald und Wasser. – Nationalpark Bayerischer Wald, Tagungsbericht **5**: 343–351.

MÜLLER-EDZARDS, C., DE VRIES, W. & ERISMAN, J. W. (Hrsg.). (1997): Ten Years of Monitoring Forest Condition in Europe. Studies on Temporal Development, Spatial Distribution and Impacts of Natural and Anthropogenic Stress Factors – Technical Background Report, UN/ECE; Brüssel/Genf.

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 Luftreinhaltekonvention. – Umweltbundesamt/ÖKO-Data: 142 S.; Straußberg.

REUTER, H. I., LADO, L. R., HENGL, T. & MONTANARELLA, L. (2008). Continental-scale digital Soil Mapping using European soil profile data: Soil pH. – Hamburger Beiträge zur Physischen Geographie und Landschaftsökologie **19**: 91–102.

TYLER, G. (1992): Critical concentrations of heavy metals in the mor horizon of Swedish soils. – Swedish Environmental Protection Agency **4078**: 1–38.

TYLER, G. & WESTMAN, L. (1979): Effects of heavy metal pollution on decomposition in forest soils. VI: Metals and sulfuric acid. – Swedish Environmental Protection Agency **1203**.

WINCKLER C. & GRAFE A. (2001): Use of veterinary drugs in intensive animal production: Evidence for persistence of tetracycline in pig slurry. – Journal of Soil and Sediments **1**: 66–70.

5 Radiologische Untersuchungen

MARC VOLKMANN

5.1 Einleitung

Am 11. März 2011 um 14:46:23 Uhr (Ortszeit) ereignete sich das bisher schwerste Erdbeben in Japan und führte zu einem Tsunami mit über 7 m hohen Wellen, der um 14:52 Uhr das Kernkraftwerk Fukushima-Daiichi in Japan traf. Die Schutzwälle des Kraftwerkes waren nur auf Wellen einer Höhe von bis zu 5,7 m ausgelegt, so dass die nachfolgenden Überschwemmungen eine Serie von schweren Unfällen und Störfällen auslöste und dazu führte, das radioaktive Partikel und Strahlung freigesetzt wurden. Im Folgenden soll ein Überblick der Folgen der militärischen und friedlichen Nutzung der Kernenergie gegeben werden.

2053 Atomwaffenversuche wurden von 1945–2009 weltweit durchgeführt. Den Anfang der militärischen Nutzung der Kernenergie machten am 16. Juli 1945 die USA, die auf dem Alamogordo-Testgelände im Rahmen der Operation „Manhattan Project“ die erste atomare Testexplosion (mit Plutonium-239 als Spaltstoff) herbeiführten. Die Sprengkraft dieser Bombe von 20–22 kT TNT entsprach derjenigen der Bombe, die drei Wochen später, am 9. August 1945, über Nagasaki abgeworfen wurde. Von diesem Zeitpunkt an wurden von mehreren Nationen fortlaufend Kernwaffentests durchgeführt. Diese Tests wurden sowohl in der Atmosphäre, unter Wasser, unter der Erde als auch sogar im Weltraum (in 400 km Höhe) durchgeführt. Zwischen 1945 und 1991 wurden weltweit ca. 420 oberirdische Kernwaffentests durchgeführt. Diese Zahl kann höher liegen, da nicht alle Testexplosionen angezeigt wurden bzw. einige unentdeckt blieben. Der Höhepunkt dieser Tests, bezogen auf die Anzahl und die Sprengkraft der Explosionen, lag in den Jahren 1961 und 1962. Seit 1963 gibt es zwischen den USA, der ehemaligen UdSSR und Großbritannien ein Teststoppabkommen für oberirdische Kernwaffenversuche. Lediglich die Volksrepublik China und Frankreich haben seitdem über 63 oberirdische Tests vorgenommen.

Kernwaffen beruhen auf dem Prinzip der Kernspaltung und gegebenenfalls zusätzlich der Kernfusion (Wasserstoffbombe). Bei der Kernspaltungsbombe laufen durch das enthaltene Uran-235 bzw. Plutonium-239 unkontrollierte Kettenreaktionen ab. Bei einer Kernfusion verschmelzen Deuterium (H-2) oder Tritium (H-3) zu Helium. Die Sprengkraft der Bombe beruht auf der dabei auftretenden Hitze- und Druckwelle. Darüber hinaus entsteht bei der Explosion eine sehr intensive Neutronen- bzw. Gammastrahlung. Die bei der Explosion freigewordenen, relativ kurzlebigen Radionuklide (z. B. Zr-95, Nb-95, Ru-103, Ba-140) spielen bei der heutigen Betrachtung in Deutschland keine Rolle mehr, da sie wegen ihrer geringen Halbwertszeiten bereits zerfallen und nicht mehr nachweisbar sind.

Heute haben im Wesentlichen nur noch die flüchtigen (Cs-137) bzw. die mittleren Elemente (Sr-90), die aufgrund ihrer Halbwertszeit auch heute noch in geringem Maße ubiquitär nachweisbar sind, eine Bedeutung.

In der Zeit von 1945–1987 gelangten bei oberirdischen Kernwaffenexplosionen mit einer Sprengkraft von 25 000 Hiroshima-Bomben (545 Mt TNT) unter anderem 600 PBq (10^{15}) Sr-90 bzw. 1000 PBq Cs-137 in die Umwelt. Insgesamt betrug die Freisetzung bei allen militärischen Kernwaffenversuchen ca. 1133 ExaBq (10^{18}). Durch weitere Unfälle bei der friedlichen Nutzung der Kernenergie in den Jahren von 1947–1983 wurden weitere 700 PBq (sowohl kurzlebige als auch langlebige Isotope) freigesetzt, unter anderem bei den Unfällen in der Wiederaufarbeitungsanlage Techa River (Sowjetunion, 1950) im Kernkraftwerk Three Mile Island (USA, 1978) sowie in der Wiederaufarbeitungsanlage Sellafield (GB, 1983).

Der bisher folgenschwerste Unfall in der Geschichte der friedlichen Nutzung der Kernenergie geschah in der Nacht vom 25. auf den 26. April 1986 in Block 4 des Kernkraftwerkes von Tschernobyl in der Ukraine. Dieser Super-GAU stellte alle bisher aufgetretenen Unfälle in den Schatten und gilt als Auslöser einer der größten Umweltkatastrophen des 20. Jahrhunderts. In UNSCEAR (2000) wird der Unfall wie folgt beschrieben:

> „Der Unfall geschah während eines technischen Tests bei niedriger Leistung in Block 4 der Anlage. Sicherheitssysteme waren abgeschaltet worden und unsachgemäßer und in-

stabiler Betrieb des Reaktors führte zu einer unkontrollierbaren Leistungsexkursion, als deren Konsequenz sich Dampfexplosionen ereigneten, die das Reaktorgebäude schwer beschädigten und den Reaktor vollständig zerstörten."

Bei dem Unglück wurden radioaktive Nuklide mit einer Aktivität von 5300 PBq (UNSCEAR 2000) freigesetzt. Die Emission dieser Radionuklide erstreckte sich über insgesamt zehn Tage. Der zeitliche Verlauf der Freisetzung war wie folgt charakterisiert: 24 % des Inventars wurden unmittelbar nach der Explosion am ersten Tag freigesetzt, dann ein Absinken und am 7. Tag (2. Mai) eine Zunahme aufgrund ansteigender Erhitzung des Kerns (durch Löscharbeiten und Abdecken des Kerns mit Sand und Ton, Dolomit, Blei und Borcarbid) und eine abrupte Abnahme der Freisetzungen am 6. Mai (zurückzuführen unter anderem auf das Ende der Brände und auf die Umwandlung von Spaltprodukten in physikalisch-chemisch stabilere Formen).

Aufgrund der unterschiedlichen Eigenschaften (Flüchtigkeit) der freigesetzten Radionuklide zeigen diese sowohl eine Differenzierung im zeitlichen Verlauf wie auch im Anteil an der Gesamtaktivität. Man nimmt an, dass 100 % der Edelgase freigesetzt wurden, von den flüchtigen Elementen (Cs, Te, I) wurden ca. 30–50 % des vorhandenen Inventars freigesetzt, von den mittelflüchtigen (Sr, Ru) ca. 5 % und von den schwerflüchtigen nur ca. 3 % (u. a. Mo, Zr). Die Unterschiede in der Flüchtigkeit der Freisetzungen spiegeln sich auch im atmosphärischen Transport und im späteren Fallout wieder.

Die Nuklide wurden durch atmosphärischen Transport weiträumig verteilt, doch waren die höchsten Kontaminationen auf das Gebiet der ehemaligen UdSSR beschränkt. Im Gegensatz zum Fallout der oberirdischen Kernwaffentests war die Deposition, bestimmt durch das aktuelle Wettergeschehen, extrem inhomogen. Sie war davon abhängig, ob es beim Durchzug der radioaktiven Wolke in der entsprechenden Gegend regnete oder nicht (BRÜCKMANN 1992, GOUSSIOS, PFAU & WOLF 2006, BRÜCKMANN, BRUMME & GRAVENHORST 1988, SCHMIDBAUER 2003).

Nach anfänglicher Ausbreitung der radioaktiven Wolke in Nord-West-Richtung über Weißrussland, Finnland, Schweden bis nach Norwegen wurden anschließend, aufgrund eines Wechsels der Windrichtung, große Teile von Polen, Tschechien, der Slowakei, Ungarn, Österreich, Deutschland, Schweiz, Italien und anderen westeuropäischen Länder betroffen. Ein weiterer Wechsel der Windrichtung führte dann zu weiteren Kontaminationen von Rumänien, Bulgarien, den Balkanstaaten und der Türkei. In Europa wurde 40 % der Fläche mit mehr als 4000 Bq m^{-2} und in Russland, der Ukraine und Belarus wurden 70 % mit mehr als 37 000 Bq m^{-2} (1 milli Curie) kontaminiert.

In Deutschland sah die Belastung wie folgt aus:

Große Teile Bayerns, vor allem die Voralpenregion, wurden sehr stark kontaminiert (Flächenbelastung bis zu 150 kBq m^{-2}; SSK 1996, VÖLKEL & IGL 1995). Dieses Gebiet zählt zu den am stärksten kontaminierten Regionen Westeuropas. In Niedersachsen wurden im Mittel Flächenbelastungen von „nur" 4–9 kBq m^{-2} gemessen. Nur an einigen so genannten „hot spots", z. B. in Hannover, dem Harz und im Kreis Lüchow-Dannenberg, wurden höhere Konzentrationen gefunden, da es beim Durchzug der radioaktiven Wolke regnete (TYKVA & BERG 2004).

Cäsium-137 mit einer Halbwertszeit von 30 Jahren und Cäsium-134 mit einer Halbwertszeit von 2,06 Jahren waren die Radionuklide, die hauptsächlich in Westeuropa deponiert wurden. In Russland, der Ukraine und Weißrussland wurden darüberhinaus Plutonium-239 und Strontium-89/90 abgelagert. Die überwiegende Menge von Strontium-90 verblieb im Nahbereich um den Reaktor. Die höchsten Strontium-90-Depositionen wurden jenseits der Stadt Pripyat und in anliegenden Sümpfen gefunden, die höchsten Plutonium-Konzentrationen lagen innerhalb einer 30-km-Zone um den Reaktor.

Für die gesamte Deposition der im Wesentlichen an Partikel gebundenen Stoffe war die Luftaktivität in den ersten zwei Wochen nach dem Unfall verantwortlich. In den ersten Tagen nach dem Unfall stand zusätzlich die Belastung mit gasförmigem Jod-138 (Halbwertszeit acht Tage) im Vordergrund. Jod wird mit der Atemluft aufgenommen und in die Schilddrüse eingelagert, spätere Krebserkrankungen können hierdurch hervorgerufen werden.

Sowohl die Atomwaffenversuche als auch die Unfälle bei der friedlichen Nutzung der Kern-

energie trugen dazu bei, die radioaktive Belastung der Umwelt signifikant zu erhöhen, so dass nicht mehr allein die natürliche Radioaktivität, hervorgerufen durch kosmische Strahlung (Flares, Sonneneruptionen) und terrestrische Strahlung (natürliche Radionuklide wie K-40, U-238, U-235, Th-232 und deren Zerfallsprodukte) für die Exposition der Umwelt in Frage kommen.

Insbesondere nach dem Super-GAU in Tschernobyl wurden, um die Belastungssituation zu erfassen, Boden-, Pflanzen- und Wasserproben auf radioaktive Stoffe analysiert. Zur Beurteilung der Analysenwerte wurden Vergleichswerte benötigt: Diese konnten prinzipiell anhand von Messwerten aus anderen, nachweislich nicht betroffenen Gebieten (Hintergrundwerte) oder anhand von Messwerten aus demselben Gebiet vor der Katastrophe (Ausgangswerte) abgeleitet werden. Das führte zu der Nachfrage, wie hoch die Hintergrundwerte in Deutschland gewesen waren. Leider gab es zu dieser Zeit keine bundeseinheitliche Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt. Vorliegende Messungen wurden nicht systematisch durchgeführt und waren nicht aufeinander abgestimmt.

Als Konsequenz aus diesen Erfahrungen wurde noch im Jahr des Unglücks, 1986, das Strahlenschutzvorsorgegesetz (STRVG 1986) verabschiedet, das die gesetzliche Grundlage für die Errichtung des „Integrierten Mess- und Informationssystems für die Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt“ (IMIS) ist. Aufgabe von IMIS ist es, die Umwelt kontinuierlich zu überwachen, um bereits geringfügige Änderungen der Umweltradioaktivität flächendeckend schnell und zuverlässig erkennen sowie langfristige Trends erfassen zu können. An diesem Routinemessprogramm zur Überwachung der Umwelt sind mehr als 60 Laboratorien in Bund und Ländern beteiligt. Kontinuierlich arbeitende Messnetze sind für die Überwachung der Radioaktivität in der Atmosphäre, in den Bundeswasserstraßen und in der Nord- und Ostsee eingerichtet. Im Routinebetrieb werden bundesweit mehr als 10 000 Einzelmessungen pro Jahr in Luft, Wasser, Boden, Nahrungs- und Futtermitteln durchgeführt (BFS 2010)

Die Nachfrage nach Ausgangswerten im Boden, nicht nur für radioaktive Stoffe, war auch der konkrete Anlass für die Einrichtung von Bodendauerbeobachtungsflächen in vielen Bundesländern. Mit der Bodendauerbeobachtung sollen die langfristigen standort-, belastungs- und nutzungsspezifischen Einflüsse auf die Böden erfasst werden. Die Dauerbeobachtungsflächen sollen auch Eichstellen bei schwierigen Belastungssituationen und Katastrophenlagen sein. Die LUFA Nord-West ist seit Gründung von IMIS amtliche Messstelle für Futtermittel- und Bodenproben für das Bundesland Niedersachsen und untersucht (unter anderem) auch sämtliche radiologischen Proben für die Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen.

5.2 Material und Methoden

Standorte und Proben

Es werden hier die Ergebnisse aus dem landwirtschaftlichen Teilprojekt (BDF-L) dargestellt. Die Ergebnisse der radiologischen Untersuchungen von Forstböden finden sich bei FORTMANN & MEESENBURG (2009).

Die Entnahme der Flächenproben ist in Kapitel 1 beschrieben. Die massebezogenen Analysewerte (in Bq kg^{-1} Boden) wurden unter Berücksichtigung der Lagerungsdichte in flächenbezogene Werte (Bq m^{-2}) umgerechnet. Diese beziehen sich für Ackerstandorte auf den Pflughorizont (Ap) bzw. für Grünlandstandorte oder nicht gepflügte Flächen auf eine Tiefe von 0–20 cm.

Die Werte wurden auf den Stichtag 01.05.1986 (Datum des Tschernobyl-Unfalls) korrigiert. Für die standortbezogene Auswertung wurden die Ergebnisse aus der Grund- und Wiederholungsinventur von jeweils vier Flächenproben je BDF zusammengefasst.

Analytik

Die ungesiebten Bodenproben wurden grob zerkleinert, gemischt und anschließend bei 105 °C im Umlufttrockenschrank getrocknet. Nach der Trocknung wurden die Proben auf 1 mm vermahlen. Da die Geometrie bei der Gammaspektrometrie eine besondere Bedeutung hat, wurden die Proben in einen Ein-Liter-Marinelli-Becher eingewogen, das Format, in dem auch der Standard der PTB vorlag. Die so vorbereitete Probe wurde gammaspektrometrisch vermessen, wobei insbesondere die

folgenden Nuklide zur Auswertung kamen: Cs-134, Cs-137, K-40.

Es wurde ein Halbleiterdetektor aus hochreinem Germanium (HPGe High Purity Germanium, Hersteller: Canberra) verwendet. Um den Einfluss der Umgebungsstrahlung bei der Messung zu vermindern, ist der Detektor mit einer Bleiabschirmung (10 cm) versehen, die zusätzlich mit einer Drei-Millimeter-Kupferwandung ausgekleidet ist. Die Energiekalibrierung erfolgt als Zehnpunktkalibrierung mit Hilfe einer Referenzlösung der Physikalisch-Technischen Bundesanstalt (PTB) Braunschweig. Darüber hinaus wurde eine Intensitätskalibrierung vorgenommen. Hierfür wurde ebenfalls ein Standard der PTB mit bekannter Zusammensetzung und Aktivität eingesetzt. Die Intensitäts-Kalibrierungskurve ist nicht linear.

Die Messdauer wurde so gewählt, dass für das Nuklid Co-60 eine Nachweisgrenze von 0,5 Bq kg^{-1} Frischmasse erreicht wird.

Stoffspezifische Kenndaten

Cäsium und seine Isotope

Von Cäsium (relative Atommasse 132,9) sind 35 Isotope bekannt: Cs-114 bis Cs-148. Nur eines davon kommt natürlich vor (Cs-133), alle anderen Isotope entstehen künstlich, entweder in Kernreaktoren oder bei Atombombenexplosionen. Als Element der ersten Hauptgruppe handelt es sich um ein Alkalimetall, und es reagiert chemisch und stoffwechselphysiologisch ähnlich wie das für viele Lebewesen essenzielle Kalium. Cäsium kann jedoch Kalium nicht in seinen Stoffwechselfunktionen ersetzen, somit ist die biologische Bedeutung von Cäsium für Tier oder Pflanze bisher unbekannt.

Cs-134 (Halbwertszeit 2,06 Jahre) entsteht hauptsächlich durch Neutroneneinfang von spaltbaren Elementen wie U-235 und Pu-239 in Kernreaktoren; bei Atombombenexplosionen wird es nur in Spuren gebildet. Das bis vor zehn Jahren in Deutschland noch nachweisbare Cs-134 existiert erst seit dem Tschernobyl-Unfall in der Umwelt. Nach über zehn Halbwertszeiten liegen die Cs-134-Konzentrationen im Untersuchungsgebiet unter der Nachweisgrenze und werden daher in diesem Bericht nicht weiter betrachtet.

Für diese Untersuchungen ist Cs-137 das interessanteste Cäsiumisotop. Es entsteht in großer Menge bei Atombombenexplosionen und in Kernreaktoren und hat aufgrund seiner Halbwertszeit von 30 Jahren eine hohe Persistenz in der Umwelt. Cs-137 zerfällt unter Aussendung von Gammastrahlen (0,662 MeV) über das metastabile Barium (Halbwertszeit 2,55 Minuten) in stabiles Barium 137. Die Gammastrahlung wird zur Bestimmung der spezifischen Aktivität des Cs-137 genutzt.

Seit den ersten Atombombentest 1945 hat sich Cs-137 in der Biosphäre angereichert. Während sich der Atombomben-Fallout über einen langen Zeitraum der Emission relativ gleichmäßig verteilte, wurde der radioaktive Fallout aus dem Tschernobyl-Unfall in einem relativ kurzen Zeitraum deponiert. Das Ausmaß dieser Deposition war im Wesentlichen vom Wetter während des Durchzugs der Wolke in der jeweiligen Region abhängig (Regen).

Cs-137 lagert sich bevorzugt an kleine Partikel an (Staub, Wasser) und wurde somit schnell aus der radioaktiven Wolke ausgewaschen. Wegen der unterschiedlichen Regenmengen an verschiedenen Orten kam es deshalb zu einer sehr heterogenen Belastung des Bodens mit radioaktivem Cäsium (Norddeutschland im Mittel 4000 Bq m^{-2}, Bayern bis zu 100 000 Bq m^{-2}). Von dem 1986 freigesetzten Cäsium wurden 50 % in Westuropa, 40 % in der früheren UdSSR und 10 % in Asien deponiert. Cäsium wird in Mineralböden sehr stark an Tonminerale gebunden. Im Mineralboden ist die Verfügbarkeit und damit die Verlagerbarkeit aufgrund der festen Bindung an die mineralische Phase stark eingeschränkt (FIELITZ 2001, KASEROUNI, MAIER & SCHOLL 1987, BRÜCKMANN 1992). Deshalb kommen beide Elemente in der Bodenlösung nur in geringer Konzentration vor. Daher haben Pflanzen, die im Mineralboden wurzeln, für den Mikronährstoff Kalium einen Anreicherungsmechanismus entwickelt, der auch für Cäsium wirksam ist (BRÜCKMANN 1992), da es sich bei beiden Elementen um Vertreter der Alkalimetalle handelt. Unterschiede im ökologischen Verhalten von Kalium und Cäsium können sich aus dem dreifachen Atomgewicht des Cäsiums und der geringeren Cäsiumkonzentration ergeben. Eine Gefährdung durch das in der Umwelt deponierte Cäsium geht zum einen von der direkten Strahlung kontaminierter Flächen aus, zum anderen durch die Inkorporation kontaminierter Lebensmittel.

Dabei wurden Lebensmittel aus bewaldeten Gebieten (Wildfleisch, Pilze und Waldbeeren) stärker kontaminiert als Lebensmittel, die auf landwirtschaftlich genutzten Flächen angebaut wurden. Insgesamt wurde für das Bundesgebiet eine zusätzliche Belastung des Menschen durch den Unfall in Tschernobyl von im Mittel 0,014 mSv pro Jahr kalkuliert. (Zum Vergleich: Die jährliche Belastung durch natürliche Quellen beträgt 2,1 mSv a^{-1}, durch Nuklearmedizin und Röntgendiagnostik weitere 2,1 mSv a^{-1}).

Berechnungsalgorithmen

Zerfallskorrektur

Alle radioaktiven Isotope unterliegen dem Zerfallsgesetz, d. h. nach einer Halbwertszeit hat sich die Hälfte aller zu einem Zeitpunkt t_0 vorhandenen Atome in andere Atome umgewandelt:

$$N_t = N_0 * \frac{1}{2}^{\frac{\Delta t}{HWZ}} \qquad (1)$$

N_t = Menge des Stoffes zum Zeitpunkt t,

N_0 = Menge des Stoffes zum Zeitpunkt t_0,

Δt = Zeitspanne zwischen Zeitpunkt 0 und Zeitpunkt t,

HWZ = Halbwertszeit eines radioaktiven Isotops in Jahren (Cs-134: 2,06; Cs-137: 30, K-40: $1{,}28*10^9$).

Aufgrund des radioaktiven Zerfalls wurden alle Messwerte zerfallskorrigiert. Es wurde je nach Fragestellung eine der folgenden Berechnungen durchgeführt:

- Korrektur auf das Probenahmedatum: Zwischen der Probenahme und der Messung vergingen unterschiedliche Zeiträume. Alle Messwerte wurden daher auf das Probenahmedatum bezogen.
- Korrektur auf das Datum des Tschernobyl-Unfalls: Die Messdaten wurden auf den Zeitpunkt des höchsten radioaktiven Fallouts nach dem Tschernobyl-Unfall, den 01.05.1986, zurückgerechnet.

Berechnung des Inventars

Unter dem Inventar eines Stoffes versteht man seinen Vorrat in einem bestimmten Kompartiment. In dieser Untersuchung wurde das Gesamtinventar einer BDF-Fläche in Bq m^{-2} berechnet:

Gesamtinventar [Bq m^{-2}] = Messwert [Bq kg^{-1}] * Dichte [kg m^{-3}] * Tiefenstufe [m] (2)

5.3 Ergebnisse

Insgesamt lag die Belastung der niedersächsischen Ackerstandorte mit Cs-137 am 01.05. 1986 zwischen 2100 und 14 000 Bq m^{-2} (Abb. 5.1). Im Median betrug der Cs-137-Vorrat in der Ackerkrume 6440 Bq m^{-2}. Die Belastung an Cs-137 auf niedersächsischen Grünlandflächen, in 0–20 cm Bodentiefe, lag zwischen 2600 und 9400 Bq m^{-2}, im Median bei 5000 Bq m^{-2} (Abb. 5.2). Auf zwei Grünlandstandorten wurden höhere Werte (L048GORL: 18 500 Bq m^{-2}, L062FREI: 12 600 Bq m^{-2}) und auf einem Standort extrem niedrige Werte (L066STAP: 150 Bq m^{-2}) ermittelt.

Insgesamt wurden auf dem Gebiet der BRD 300 g Radiocäsium deponiert, was zu einer mittleren Flächenbelastung von 5000 Bq m^{-2} geführt hat (BRÜCKMANN 1992, BRÜCKMANN, BRUMME & GRAVENHORST 1988). Die Flächenbelastung der BDF-L in Niedersachsen lag unter Berücksichtigung der zwei hot spots am 01.05.1986 mit einem Gesamtmedian (Acker und Grünland) von 5800 Bq m^{-2} über diesem Wert.

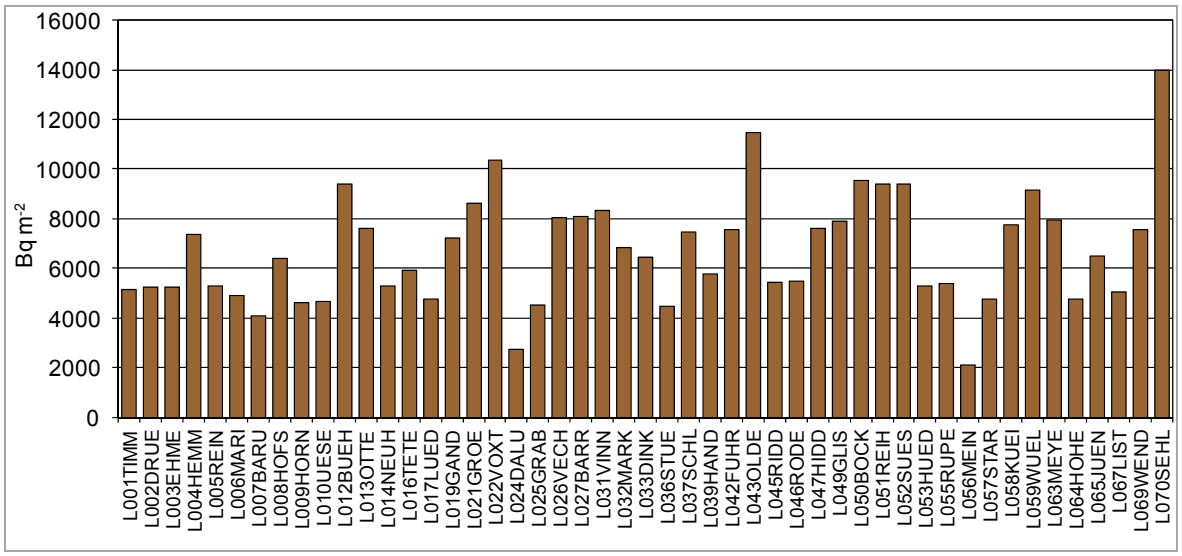


Abb. 5.1: Cs-137-Gesamtinventar in der Krume der Ackerstandorte zum 01.05.1986.

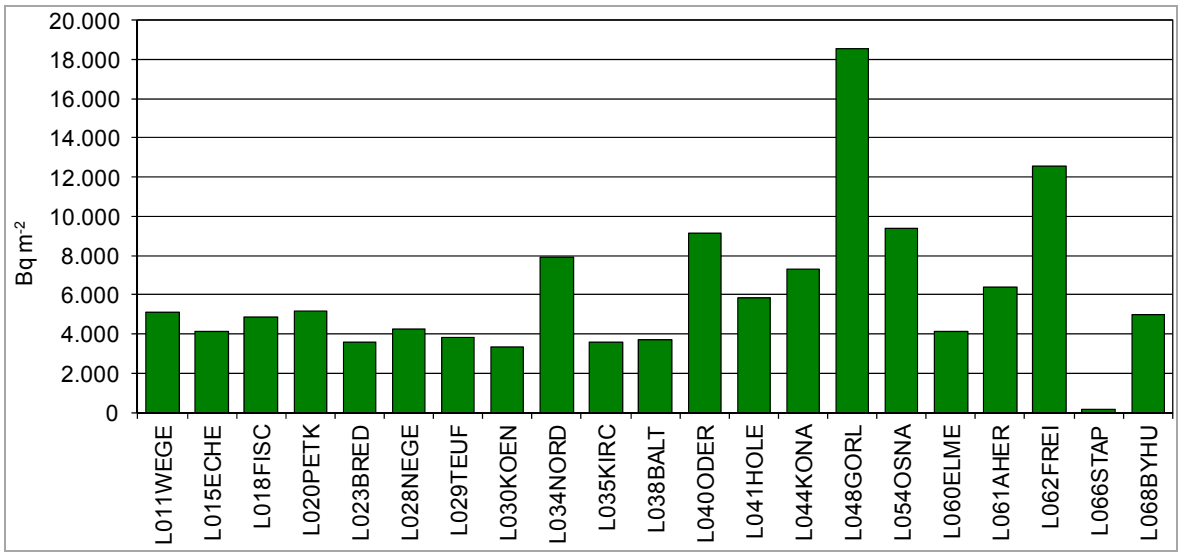


Abb. 5.2: Cs-137-Gesamtinventar im Oberboden (0–20 cm) der Grünlandstandorte zum 01.05.1986.

An drei Standorten weichen die ermittelten Messwerte stark vom Gesamtmedian ab und sollen im Folgenden erläutert werden:

- L066STAP (Stapeler Moor) zeigt einen sehr geringen Cäsiumgehalt von nur 150 Bq m^{-2} auf. Bei der BDF handelt es sich um eine wiedervernässte Abtorfungsfläche. Die mit dem Tschernobyl-Unglück eingetragenen Aktivitäten an Cs-137 wurden mit der Abtorfung vollständig entfernt. Nach der Abtorfung wurde mit der zuvor beiseitegeschobenen Bunkerde (Oberbodenmaterial aus 0–30 cm) nur ein kleiner Teil der Radioaktivität wieder aufgetragen.
- Im Boden von L048GORL (Gorleben) wurde im Vergleich zur mittleren Cäsium-137-Deposition in Niedersachsen dreimal mehr Cäsium-137 gefunden. Insgesamt wurden auf einen Quadratmeter 18 500 Bq nachgewiesen. Da es sich bei der BDF um einen Überschwemmungsbereich der Elbe (Elbauen) handelt, kann man davon ausgehen, dass am Oberlauf der Elbe höher belastetes Material abgetragen und auf der BDF wieder abgelagert wurde. Auch hat sich dadurch die Schichtmächtigkeit des belasteten Oberbodens erhöht.
- In Freiburg an der Elbe (L062FREI) wurden auf einen Quadratmeter Boden 12 600 Bq Cs-137 nachgewiesen. Auch bei dieser Fläche handelt es sich, analog zu Gorleben, um einen Überschwemmungsbereich der Elbe. Somit sind auch diese erhöhten Werte plausibel.

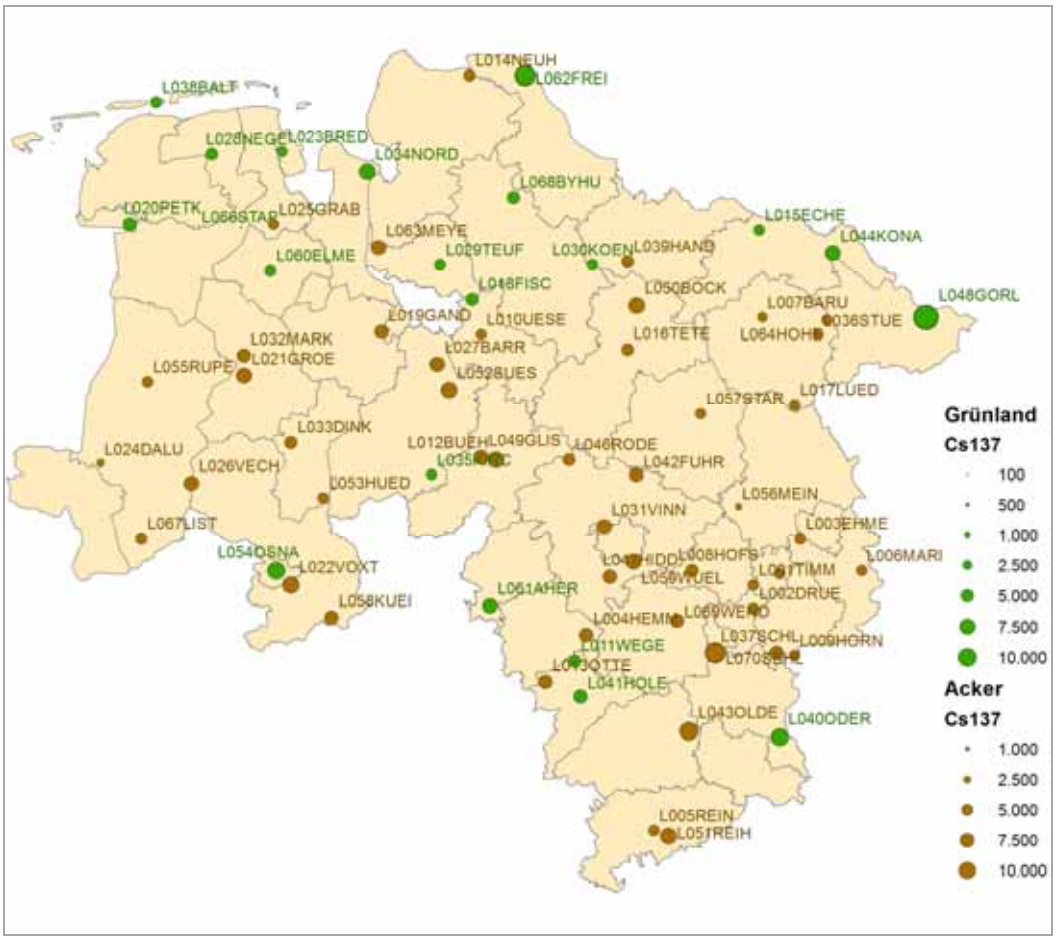


Abb. 5.3: Karte der Cs-137-Gesamtinventare im Oberboden der Acker- (Krume) und Grünlandstandorte (0–20 cm) von Bodendauerbeobachtungsflächen zum 01.05.1986.

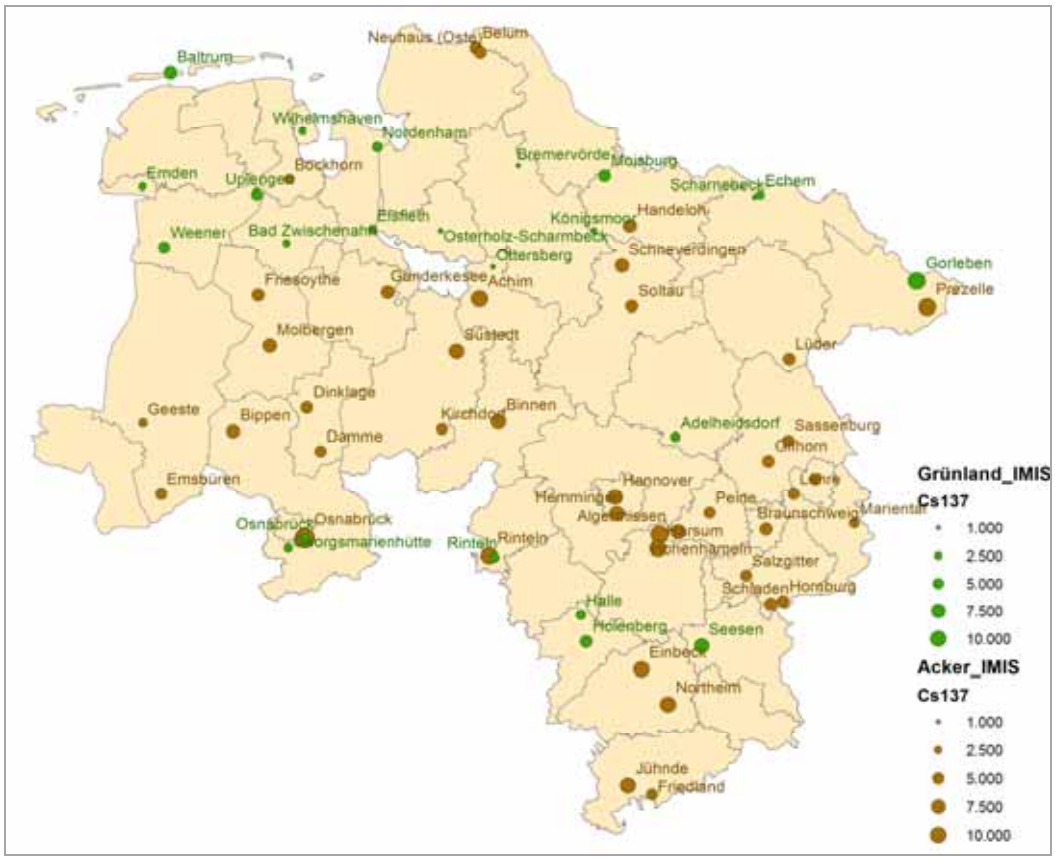


Abb. 5.4: Karte der Cs-137-Gesamtinventare im Oberboden der Acker- (Krume) und Grünlandstandorte (0–10 cm), IMIS-Messungen 1993–2010 zum Stichtag 01.05.1986.

Eine Besonderheit stellt noch L056MEIN (Meinersen) dar. Die Cs-137-Gehalte an der Oberfläche (0–20 cm) betragen, zurückgerechnet auf das Datum der höchsten Deposition am 01.05.1986, 2100 Bq m^{-2}, wogegen im Bereich von 20–45 cm eine Belastung von 4600 Bq m^{-2} ermittelt wurde, so dass sich eine Gesamtbelastung im Profil von 6700 Bq m^{-2} ergibt. Zu erklären ist dies zunächst unlogisch erscheinende Phänomen (Verlagerung der Aktivität in tiefere Schichten wurde sonst bei keiner BDF beobachtet) durch die Landnutzung dieser Ackerfläche: Es handelt sich um eine Spargelanbaufläche. Nach dem Unglück von Tschernobyl wurde die Fläche einmalig tiefgepflügt, so dass es zu einer Umkehr der Schichten im oberen Bereich kam.

Auf dem Grünlandstandort L035KIRC hat nach 1986 ein Umbruch mit einer Pflugtiefe von ca. 30 cm stattgefunden. Dadurch wurde ein Teil der Radioaktivität in die Schicht 20–30 cm eingearbeitet und das Inventar in 0–20 cm durch Verdünnung erniedrigt. Bezogen auf die Schicht 0–30 cm beträgt das Inventar an Cs-137 5520 Bq m^{-2} (0–20 cm: 3560 Bq m^{-2}), ein Wert, der dicht am Median aller Grünlandflächen von 5100 Bq m^{-2} liegt.

Auf den sorptionsschwachen Mooren (L029-TEUF, L030KOEN, L060ELME) können die niedrigeren Werte auf eine Cs-Auswaschung zurückgeführt werden. Cs wird hier, analog zu K, im Vergleich zu Mineralböden deutlich eher ausgewaschen. Die Werte liegen auch im Unterboden niedrig, da hier ebenfalls keine Cs-Sorption stattfindet.

Weitere Unterschiede im Cs-137-Inventar müssen auf regional unterschiedliche Einträge zurückgeführt werden. Ein räumliches Muster lässt sich allerdings nur schwer erkennen. Neben der Elbtalaue findet man vor allem in Südost-Niedersachsen sowie in den Großräumen

Hannover und Osnabrück etwas höhere Werte. Auf einem schmalen Streifen zwischen Oldenburg-Bad Zwischenahn und Lüneburg-Echem sind sowohl auf BDF als auf IMIS-Flächen tendenziell niedrigere Werte gemessen worden. Die BDF Oderbrück liegt im Harz und hat wahrscheinlich aufgrund der höheren Niederschläge auch mehr Radioaktivität abbekommen.

5.4 Quellen

BFS – BUNDESAMT FÜR STRAHLENSCHUTZ (2010): Das integrierte Mess- und Informationssystem (IMIS). – <http://www.bfs.de/de/ion/imis/> (10.12.2010).

BRÜCKMANN, A. (1992): Radioaktives Cäsium nach dem Tschernobyl-Reaktorunfall in Waldökosystemen: Transfer Boden-Pflanze Boden - Verhalten im Boden und in Pflanzen. – Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme **A 90**: 1–110.

BRÜCKMANN, A., BRUMME, R. & GRAVENHORST, G. (1988): Radionuklidbilanz von vier Waldökosystemen nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl und eine Bestimmung der Geschwindigkeit der trockenen Deposition. – Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme **B 9**: 179–298.

FIELITZ, U. (2001): Überprüfung von Ökosystemen nach Tschernobyl hinsichtlich der Strahlenbelastung der Bevölkerung. – Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben StSch 4206: 1–65, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit; Bonn.

FORTMANN, H. & MEESENBURG, H. (2009): Radioaktives Cäsium in Waldböden Niedersachsens - 20 Jahre nach Tschernobyl. Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen. – GeoBerichte **11**: 56 S., 28 Abb., 5 Tab.; Hannover (LBEG).

GOUSSIOS, K., PFAU, T. & WOLF, A. (2006): Zusammenfassende Gesamtdarstellung. Bericht über die Veränderungen der Radioaktivität in Böden seit dem Reaktorunfall von Tschernobyl vor 20 Jahren. Eine Bestandsaufnahme der seitdem in Bayern durchgeführten Untersuchungen. – Bayerisches Landesamt für Umwelt **1**: 1–44.

KASEROUNI, A., MAIER, D. & SCHOLL, W. (1987): Caesium and strontium radioactivity in Baden-Wurttemberg as a result of the Chernobyl accident in relation to previous contamination. – VDLUFA-Schriftenreihe **21**: 689–703.

SCHMIDTBAUER, J. (2003): Der Reaktorunfall von Tschernobyl und seine Auswirkung auf die radioaktive Kontamination von Maronenröhrlingen im Landkreis Cham im Jahr 2002. – Facharbeit an der Universität Kiel: 1–47.

SSK – STRAHLENSCHUTZKOMMISSION (1996): 10 Jahre nach Tschernobyl: Informationen der Strahlenschutzkommission zu den radiologischen Auswirkungen und Konsequenzen insbesondere in Deutschland. – In: BAYER, A., KAUL, A. & REINERS, C. (1996): Zehn Jahre nach Tschernobyl, eine Bilanz. – S. 551–582; Stuttgart (Gustav Fischer).

STRVG – STRAHLENSCHUTZVORSORGEGESETZ (1986): Gesetz zum vorsorgenden Schutz der Bevölkerung gegen Strahlenbelastung vom 19. Dezember 1986 (BGBl. I: 2610), das zuletzt durch Artikel 1 des Gesetzes vom 8. April 2008 (BGBl. I: 686) geändert worden ist.

TYVKA, R. & BERG, D. (2004): Man-made and natural radioactivity in environmental pollution and radiochronology. – Environmental Pollution **7**: 1–395.

UNSCEAR (2000): United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation: Ionizing radiation: sources and biological effects. – 1982 report to the general assembly with Annexes, United Nations; New York.

VÖLKEL, J. & IGL, M. (1995): Vertikale Verteilung von Radiocäsium in Böden des bayrischen Waldes und der nördlichen Kalkalpen acht Jahre nach Tschernobyl. – Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges. **76**: 469–472.

WELLER, H. (1987): Natural and artificial radioactivity in soils and plants after Chernobyl. – VDLUFA-Schriftenreihe **21**: 719–729.

6 Bodenbiologische Untersuchungen

MICHAEL MINDRUP & HEINRICH HÖPER

6.1 Einleitung

Bedeutung der Bodenorganismen für die Bodenfunktionen

Bodenorganismen, dazu zählen die Bodentiere (Bodenfauna) und die Bodenmikroorganismen (Bodenflora), sind verantwortlich für viele im Boden ablaufende Prozesse. Sie sind Träger wesentlicher natürlicher Bodenfunktionen (BBODSCHG 1998), darunter der des Bodens als Bestandteil von Nährstoffkreisläufen sowie als Abbau-, Ausgleichs- und Aufbaumedium für stoffliche Einwirkungen. Gleichzeitig ist der Boden der Lebensraum von Bodenorganismen und bestimmt wesentlich deren Masse bzw. Abundanz (Anzahl), Aktivität und Vielfalt. In bestimmten Landnutzungssystemen tragen Bodenorganismen wesentlich zur Produktionsfunktion des Bodens bei, so z. B. im ökologischen Landbau und in Forstflächen. Bakterien fixieren Stickstoff aus der Luft (symbiontisch lebende Rhizobien in Leguminosen und frei lebende Azotobakterien). Andere zersetzen organisch gebundenen Stickstoff aus Ernterückständen und organischer Düngung und machen ihn als mineralischen Stickstoff für die Pflanze verfügbar. Mykorrhiza-Pilze tragen wesentlich zur Phosphorversorgung von Bäumen bei. Über die Beteiligung an Nährstoffkreisläufen sind Bodenorganismen auch in den globalen Kohlendioxid-Zyklus eingebunden. Durch ihre Aktivität wird sowohl Kohlendioxid im Boden festgelegt (C-Assimilation, Humifikation) als auch wieder freigesetzt. Durch Denitrifikation, Stickstofffestlegung und -freisetzung können sie ebenfalls einen Beitrag zum Grundwasserschutz, aber auch zur Grundwasserbelastung mit Nitrat leisten.

Angesichts der Bedeutung der Bodenorganismen für die Bodenfunktionen muss eine Schädigung vermieden werden. Mit diesem Ziel wurden Vorsorgewerte für Schwermetalle und einige organische Schadstoffe in der BBODSCHV (1999) festgelegt. Offen ist allerdings, wie sich andere potenzielle Belastungen auf die Bodenorganismen langfristig auswirken könnten, darunter die Landnutzung, der Einsatz von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln, aber auch das Brachfallen, die Versauerung und die Verdichtung von Böden. Auch könnten natürliche Ereignisse, wie kalte Winter oder trockene Sommer oder der prognostizierte Klimawandel, die Bodenorganismen in Artenzahl, Masse und Aktivität beeinflussen.

Indikatorfunktion von mikrobieller Biomasse und Basalatmung

Eine umfassende Beschreibung der Bodenorganismen müsste ein Arteninventar, Jahreszyklen der Abundanz (Anzahl oder Masse) sowie Kenngrößen einer Vielzahl von biologischen Bodenprozessen enthalten. Dieses wäre jedoch sehr aufwändig. Es hat sich daher in der Umweltbeobachtung das Konzept der Indikatoren etabliert (OBERHOLZER & HÖPER 2006).

Für die Bodenflora stellen der in der mikrobiellen Biomasse gebundene Kohlenstoff (C_{mik}) sowie die Basalatmung einen solchen Indikator dar. Die mikrobielle Biomasse ist die Gesamtheit aller Bakterien und Pilze im Boden (Bodenflora) und enthält, methodisch bedingt, auch einen Anteil (< 10 %) an kleineren Bodentieren. Es ist ein Summenparameter, der keinen Rückschluss auf einzelne Arten zulässt, aber als biologisch aktive Masse ein Maß für das „biotische Kompartiment“ im Boden darstellt. Sie ist eine unter Standardbedingungen ermittelte Potenzialgröße. In ihrer Gesamtheit, bzw. in repräsentativen Teilen, ist die mikrobielle Biomasse die treibende Kraft für die Umsetzung zugeführter oder bodenbürtiger organischer Substanz, u. a. für die Prozesse der Stickstoff- und Kohlenstoffmineralisation unter weitgehend aeroben Bedingungen. Ein wesentlicher Teil der mikrobiellen Biomasse kann in Gegenwart zeitweise anaerober Bedingungen zum Nitratabbau durch Denitrifikation beitragen. Andere, sehr spezifisch aktive Bodenorganismen, wie Rhizobien, Azotobakter, methanotrophe und methanogene Bakterien, können kaum durch eine Erfassung der mikrobiellen Biomasse indiziert werden. Allerdings spiegelt die mikrobielle Biomasse im Wesentlichen die Lebensbedingungen für aereob und fakultativ anaerob lebende Organismen im Boden wider.

Ein zweiter mikrobieller Parameter ist die Basalatmung. Die Bodenatmung beschreibt einen biologischen Prozess, der durch Abbau von

organischer Substanz in Gegenwart von Sauerstoff zur Freisetzung von CO_2 führt, und wird daher auch als Kohlenstoffmineralisation bezeichnet. Dieser Prozess ist stark von Menge, Qualität und Zeitpunkt zugeführter organischer Substanz wie auch von Menge und Qualität des Bodenhumus abhängig. Führt man vor der Messung der Bodenatmung eine Vorinkubation durch, bei der die kürzlich vor der Probenahme dem Boden zugeführte organische Substanz abgebaut wird, erhält man die Basalatmung. Diese beruht im Wesentlichen auf dem Umsatz des Bodenhumus. Die Basalatmung ist, bei standardisierter Bodenfeuchte und Bodentemperatur, zum einen von den Bodeneigenschaften abhängig, vor allem vom Humusgehalt, der Humusqualität, dem Tongehalt und dem pH-Wert des Bodens. Zum anderen kann sie durch Schadstoffe oder nicht stoffliche Bodenbelastungen beeinträchtigt sein. Dies könnte langfristig zu einer Akkumulation von Humus im Boden, in anderen Fällen aber auch zu einem verstärkten Humusverlust führen.

Aus der mikrobiellen Biomasse und der Basalatmung lassen sich der metabolische Quotient und die Kohlenstoffverfügbarkeit berechnen. Der metabolische Quotient gibt an, wie viel CO_2 pro Einheit mikrobiellem Kohlenstoff freigesetzt wird; er ist also ein Maß für die Effizienz der Mikroorganismen. Das Verhältnis von mikrobiellem Kohlenstoff zum organischen Kohlenstoff wird als Maß für die Kohlenstoffverfügbarkeit für die Mikroflora interpretiert.

Einsatz bodenbiologischer Verfahren in der Bodendauerbeobachtung

Im niedersächsischen Bodendauerbeobachtungsprogramm werden einmal jährlich die mikrobielle Biomasse und die Basalatmung im Oberboden bestimmt. Der Zeitpunkt im zeitigen Frühjahr ist so gewählt, dass das letzte Düngungsereignis und die letzte Bodenbearbeitung einige Monate zurückliegen und einen möglichst geringen Einfluss auf die Ergebnisse haben (KAISER et al. 1992). Somit ist es möglich, langjährige Trends für diese Parameter zu erhalten, ohne die innerhalb eines Jahres auftretende Variation berücksichtigen zu müssen. Es ist bekannt, dass z. B. die mikrobielle Biomasse in Ackerböden vom Frühjahr bis zur Getreideernte um etwa 30 % ansteigen kann (JÖRGENSEN et al. 1994, KAISER et al. 1992). Durch die gewählte Strategie der einmaligen Beprobung im Frühjahr werden geringe zwischenjährliche Variationskoeffizienten von ca. 10 % für die mikrobielle Biomasse und 15 % für die Basalatmung erreicht (HÖPER & KLEEFISCH 2001). Das bedeutet, dass langjährige Trends frühzeitig erkannt werden können.

Folgende Fragen stehen im Vordergrund:

- Welche typischen Vorräte mikrobieller Kennwerte sind in den Forst-, Acker- und Grünlandböden zu erwarten?
- Gibt es einen generellen, landesweiten Trend der bodenbiologischen Parameter über alle Bodendauerbeobachtungsflächen in Abhängigkeit der Nutzung?
- Welche Ursachen lassen sich für Trends auf BDF erkennen?

6.2 Untersuchungen auf forstwirtschaftlichen Flächen

6.2.1 Einleitung

In Wäldern als langlebigen Ökosystemen stellt die Bodenatmung einen wesentlichen Kohlenstofffluss zwischen der Biosphäre und der Atmosphäre dar. Zu einem erheblichen Anteil wird dieser Fluss von der Höhe und der Aktivität der mikrobiellen Biomasse bestimmt (KUZYAKOV 2006).

Die in der Bodendauerbeobachtung untersuchten Waldökosysteme unterscheiden sich erheblich hinsichtlich der Art der Bestockung (Baumart), Wuchsverhalten (Ertragsklasse), Vorgeschichte der Bestände und Standorteigenschaften. In Bezug auf die erwarteten Umsetzungsraten des Kohlenstoffs spielen insbesondere die Faktoren Temperatur, Streuqualität, Bodenfruchtbarkeit, Bodenart und Bodenfeuchte eine große Rolle.

Durch die Berücksichtigung der wichtigsten Baumarten und der wichtigsten Standorte des niedersächsischen Berg- und Flachlandes sowie durch das Vorkommen unterschiedlich alter Bestände wird in der Dauerbeobachtung die Vielfalt der Einflussfaktoren auf die bodenbiologischen Kenngrößen abgedeckt. Die im Folgenden vorgestellten Muster und Raten der Kenngrößen bilden somit weitgehend die tatsächlich in Niedersachsen vorkommende Vielfalt der Standortbedingungen ab.

6.2.2 Material und Methoden

Probenahme

Die Probenahme auf den forstlichen BDF erfolgte in der Regel in ca. zehnjährigem Abstand von 2000 bis 2010 jeweils im April oder Mai. Von den Intensiv-Flächen im Solling unter Buche und Fichte wurden jährlich Proben gewonnen. Die Beprobung erfolgte, nach zufälliger Auswahl der Punkte, mit einem Kammerbohrer (Durchmesser 8 cm), wobei die Bohrkerne jeweils im Auflagehumus morphologisch nach den L-Lagen, Of-Lagen und Oh-Lagen, im Mineralboden nach den Tiefenstufen 0–5, 5–10 und 10–15 cm getrennt wurden. Jeweils drei Einstiche wurden zu einer Mischprobe vereinigt. Pro Standort wurden vier Mischproben von den Auflagehumushorizonten bzw. Mineralbodentiefenstufen gewonnen und untersucht.

Analysen

Die mikrobielle Biomasse (C_{mik}) wurde mit der Chloroform-Fumigations-Extraktions-Methode bestimmt (VANCE et al. 1987). Der mikrobielle Kohlenstoff wurde als 2,22 * E_c (WU et al., 1990) berechnet, wobei E_c die Differenz des extrahierten organischen C des begasten und des unbegasten Bodens ist. Die CO_2-Basalatmung wurde mittels Bebrütung bei Jahresmitteltemperatur und gaschromatografischer Messung des CO_2 (Wärmeleitfähigkeitsdetektor) gemessen.

6.2.3 Bodenbiologische Kenngrößen von Forstböden

Vorrat an mikrobiellem Kohlenstoff

In der Summe aus Auflagehumus und dem oberen Mineralboden bis 15 cm Tiefe betrug der Vorrat an mikrobiellem Kohlenstoff im mehrjährigen Mittel zwischen 0,31 t C_{mik} ha^{-1} in Augustendorf unter Kiefer (F021AUKI) und 2,65 t C_{mik} ha^{-1} im Göttinger Wald unter Buche (F009GWBU). Der Mittelwert über alle Standorte beträgt 0,89 t C_{mik} ha^{-1}.

Im Auflagehumus wurde eine Spannweite der Mittelwerte von 0,06 t C_{mik} ha^{-1} bei der Fläche im Göttinger Wald unter Buche (F009GWBU) bis 0,95 t C_{mik} ha^{-1} bei der Fläche der Hilsmulde im Jungbestand unter Fichte (F019HIMJ) gefunden.

Im Mineralboden bis 15 cm Tiefe lag die Spannweite der Mittelwerte zwischen 0,08 t C_{mik} ha^{-1} bei der Fläche in Ehrhorn unter Kiefer (F012EHKI) bis 0,79 t C_{mik} ha^{-1} bei der Fläche auf dem Hilskamm unter Fichte (F016HIKA) bei einem Mittelwert über alle untersuchten Standorte von 0,54 t C_{mik} ha^{-1}.

Mittels Varianzanalyse und Scheffé-Test wurden bei C_{mik} in der Summe aus Auflagehumus und Mineralboden signifikante Unterschiede zwischen den Flächen festgestellt. Es bilden sich drei Gruppen heraus: „Göttinger Wald, Buche“ (F009GWBU) mit den signifikant höchsten C_{mik}-Vorräten, „Westerberg, Douglasie“ (F001WEFI) und die drei Flächen im Hils (F016HIKA, F017HIMA, F019HIMJ) mit mittleren Vorräten sowie alle anderen Flächen mit niedrigen Vorräten.

Tab. 6.1: Bodenmikrobiologische Kenngrößen im Vorrat in der Summe der Auflagehumushorizonte und der Mineralbodentiefenstufen bis 15 cm Tiefe.

BDF-F	C_{mik}*			BA*			MQ*			CV*		
	[t C_{mik} ha^{-1}]			[t CO_2-C ha^{-1} a^{-1}]			[t CO_2-C t^{-1} C_{mik} a^{-1}]			[%]		
	Mw**		Std**	Mw		Std	Mw		Std	Mw		Std
Solling Fichte	0,72	b	0,32	11,0	abc	3,8	17,2	ab	6,4	0,80	b	0,51
Solling Buche	0,74	b	0,31	10,6	bc	4,5	15,9	ab	6,8	0,77	b	0,36
Harste Buche	0,96	b	0,89	5,1	bd	1,8	6,6	a	4,0	3,05	ac	2,96
Göttinger Wald Buche	2,65	a	2,05	11,3	abcd	3,6	8,1	a	6,3	4,95	a	4,11
Lange Bramke Nordhang Fichte	0,73	b	0,53	8,8	bcd	5,0	14,1	ab	4,0	0,62	bc	0,35
Fuhrberg Kiefer	0,35	b	0,05	10,6	abcd	2,5	30,9	b	9,3	0,41	bc	0,1
Augustendorf Kiefer	0,32	b	0,13	5,7	bd	2,0	20,6	ab	11,7	0,42	b	0,12
Lüss Buche	0,42	b	0,07	7,1	abcd	0,9	17,6	ab	5,4	0,65	bc	0,11
Ehrhorn Eiche	0,31	b	0,05	3,9	d	0,9	12,6	a	2,7	0,88	bc	0,15
Herrenholz Eiche	0,45	b	0,09	6,1	bcd	2,2	13,8	ab	5,8	0,79	bc	0,16
Ehrhorn Kiefer	0,38	b	0,11	4,8	bcd	0,7	13,3	ab	2,0	0,91	bc	0,26
Westerberg Douglasie	1,06	ab	0,41	13,6	abcd	3,9	13,2	ab	2,5	0,73	bc	0,28
Wingst Fichte	0,71	b	0,16	9,9	abcd	4,0	13,7	ab	2,9	0,59	bc	0,13
Hilsmulde Jungbestand Fichte	1,72	ab	0,29	21,1	a	3,8	12,4	ab	2,7	2,11	abc	0,36
Hilsmulde Altbestand Fichte	1,31	ab	0,65	12,8	abcd	2,3	10,9	ab	3,3	1,37	bc	0,68
Hilskamm Fichte	1,41	ab	0,33	16,9	ac	2,3	12,3	ab	2,1	0,82	bc	0,19

* C_{mik}: Kohlenstoff in der mikrobiellen Biomasse, BA: Basalatmung, MQ: Metabolischer Quotient, CV: Kohlenstoff-Verfügbarkeit.

** Mittelwerte (Mw) und Standardabweichungen (Std); unterschiedliche Buchstaben bedeuten auf dem 5 %-Niveau signifikante Mittelwertdifferenzen (Varianzanalyse, Scheffé-Test).

Basalatmung

In der Summe aus Auflagehumus und dem oberen Mineralboden bis 15 cm Tiefe betrug die Spannweite der Mittelwerte 3,9 t CO_2-C ha^{-1} a^{-1} bei der Fläche in Ehrhorn unter Eiche (F002EHEI) bis 21,1 t CO_2-C ha^{-1} a^{-1} bei der Fläche in der Hilsmulde im Jungbestand unter Fichte (F019HIMJ). Der Mittelwert aller Standorte beträgt 10 t CO_2-C ha^{-1} a^{-1}.

Metabolischer Quotient

In der Summe aus Auflagehumus und dem oberen Mineralboden bis 15 cm Tiefe betrug die Spannweite der Mittelwerte 6,6 t CO_2-C t^{-1} C_{mik} a^{-1} bei der Fläche in Harste unter Buche (F008HABU) bis 30,9 t CO_2-C t^{-1} C_{mik} a^{-1} bei der Fläche in Fuhrberg unter Kiefer (F004FUKI). Der Mittelwert über alle Standorte beträgt 15 t CO_2-C t^{-1} C_{mik} a^{-1}. Der multiple Mittelwertvergleich zeigt, dass die metabolischen Quotienten der Flächen Harste unter Buche (F008HABU) mit 6,6 t CO_2-C t^{-1} C_{mik} a^{-1}, Göttinger Wald Buche (F009GWBU) mit 8,1 t CO_2-C t^{-1} C_{mik} a^{-1} und Ehrhorn Eiche (F002-EHEI) mit 12,6 t CO_2-C t^{-1} C_{mik} a^{-1} signifikant niedriger lagen als der höchste Wert in Fuhrberg unter Kiefer (F004FUKI) mit 30,9 t CO_2-C t^{-1} C_{mik} a^{-1}. Die anderen Flächen liegen auf nicht unterscheidbarem Niveau dazwischen.

Kohlenstoffverfügbarkeit

Für die Summe aus Auflagehumus und Mineralboden bis 15 cm Tiefe betrug die Spannweite der Mittelwerte 0,41 % bei Fuhrberg unter Kiefer (F004FUKI) bis 4,95 % im Göttinger Wald unter Buche (F009GWBU) bei einem Mittelwert über alle untersuchten Standorte von 1,12 %.

Tiefenprofil der bodenbiologischen Kenngrößen

Beispielhaft für die Spannweiten bodenbiologischer Kenngrößen in Waldböden sind die beiden Standorte Göttinger Wald Buche (F009-GWBU) und Augustendorf Kiefer (F021AUKI) dargestellt.

Abildung 6.1 und 6.2 zeigen die von der Ausprägung der Auflagehumushorizonte bzw. der Tiefenstufe im Mineralboden abhängigen Verteilungsmuster des Kohlenstoffs in der mikrobiellen Biomasse sowie der Basalatmung.

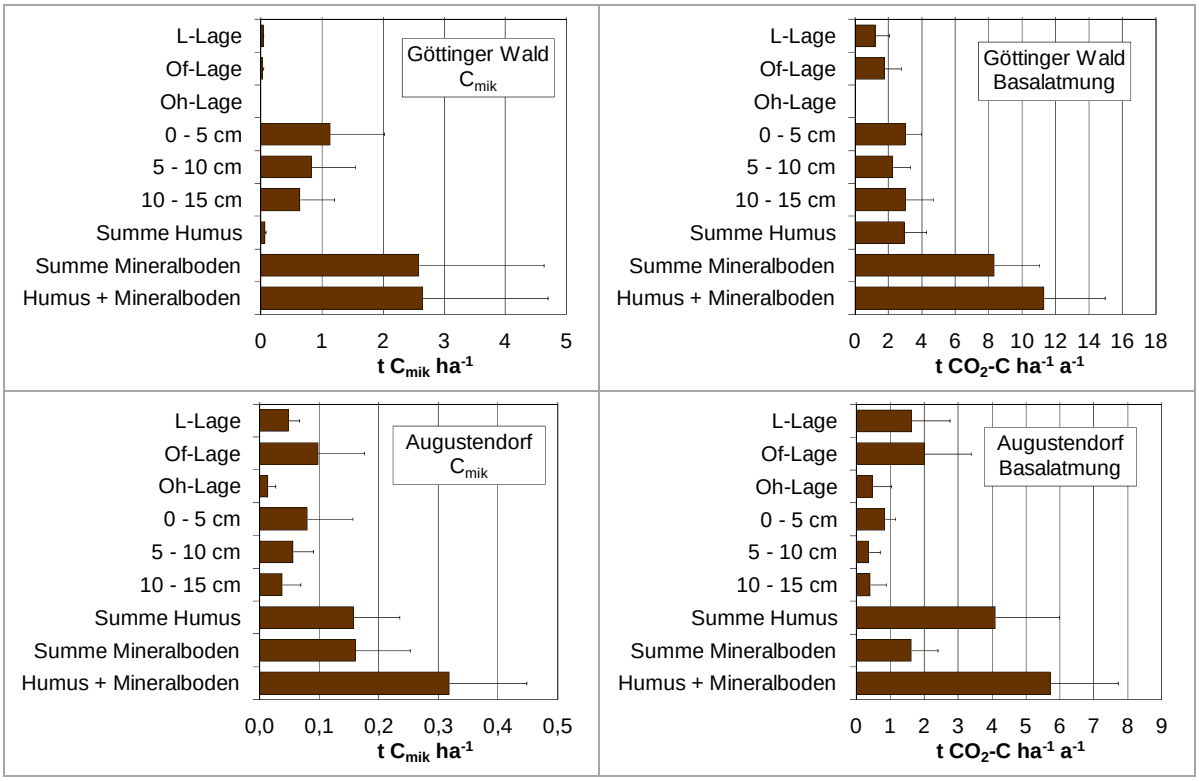


Abb. 6.1: Tiefenprofil der Vorräte an mikrobieller Biomasse für Göttinger Wald Buche (F009GWBU, oben) und Augustendorf Kiefer (F021AUKI, unten) in den Lagen des Auflagehumus und der oberen Schichten des Mineralbodens (Mittelwerte und Standardabweichungen).

Abb. 6.2: Tiefenprofil der Basalatmung für Göttinger Wald Buche (F009GWBU, oben) und Augustendorf Kiefer (F021AUKI, unten) in den Lagen des Auflagehumus und der oberen Schichten des Mineralbodens (Mittelwerte und Standardabweichungen.

Auf dem eutrophen Standort im Göttinger Wald unter Buche (F009GWBU), bei dem 5 % des organischen Kohlenstoffs durch die mikrobielle Biomasse gebildet wird und bei dem aufgrund der hohen Kohlenstoffumsätze ein Auflagehumus praktisch fehlt, erfolgt der C-Umsatz fast komplett im oberen Mineralboden. Entsprechend hoch ist auch der Vorrat an mikrobieller Biomasse. Demgegenüber wird auf dem nährstoffarmen Geeststandort in Augustendorf (F021AUKI) mit 0,4 % Anteil des mikrobiellen Kohlenstoffs am organischen Kohlenstoff und einem geringeren Vorrat an mikrobieller Biomasse deutlich, dass die C-Umsätze wesentlich langsamer mit geringeren Raten ablaufen. Zugleich zeigt sich bei der Betrachtung der Basalatmung, dass im Göttinger Wald die Umsetzungen bedeutend effizienter ablaufen, was aus der höheren Basalatmung einerseits und dem Verhältnis von Basalatmung zu mikrobieller Biomasse abgeleitet werden kann.

Aus den bodenbiologischen Untersuchungen der Waldböden des niedersächsischen Bodendauerbeobachtungsprogramms lassen sich einige allgemeinen Schlüsse bezüglich der Beteiligung verschiedener Faktoren für die Unterschiede zwischen den Standorten ziehen.

Als wesentliche Steuergrößen für die Kohlenstoff-Umsatzleistungen lässt sich ableiten, dass, neben der Baumart, dem Bestandesalter und den Klimabedingungen, die Nährstoffausstattung des Mineralbodens und der Grad seiner Versauerung eine große Rolle spielen. Die hohe Bedeutung dieser Faktoren wird auch in neueren Arbeiten zum Kohlenstoffhaushalt hervorgehoben (KIRSCHBAUM 1995, OLSSON et al. 2009, ZIRLEWAGEN & WILPERT 2010). Unter ähnlichen Klimabedingungen für dieselbe Baumart spielt in hohem Maße neben der Nährstoffausstattung der Grad der Versauerung eine besondere Rolle für die Kohlenstoffakkumulation im Oberboden (WALSE, BERG & SVERDRUP 1998).

Unterschiede der Kenngrößen zwischen den Flächen mit unterschiedlichen Baumarten

Um den Einfluss der Streu einer bestimmten Baumart auf die mikrobiologischen Kennwerte herauszustellen, wurden die Untersuchungsflächen nach Baumarten zusammengefasst und varianzanalytisch untersucht. In Tabelle 6.2 sind die Ergebnisse dargestellt.

Zwar lagen die C_{mik}-Vorräte unter Douglasie mit 1,06 t C_{mik} ha^{-1} unter allen betrachteten Baumarten am höchsten, dies konnte statistisch aber nicht abgesichert werden. Dagegen war der zweithöchste Vorrat an C_{mik} unter Buche mit 0,97 t C_{mik} ha^{-1} signifikant höher als der unter Kiefer und Eiche, die in der Summe aus Auflagehumus und oberem Mineralboden C_{mik}-Vorräte von 0,34 t C_{mik} ha^{-1} bzw. 0,38 t C_{mik} ha^{-1} aufwiesen. Der C_{mik}-Vorrat auf den Fichtenflächen mit 0,8 t C_{mik} ha^{-1} lag zudem signifikant höher als der auf den Kieferflächen; zwischen den Fichten- und Buchenflächen gab es dagegen keine Unterschiede.

Bei der Höhe der Basalatmung ergaben sich die folgenden Unterschiede: Die Douglasienfläche wies mit 13,5 t CO_2-C ha^{-1} a^{-1} den höchsten Wert auf, der signifikant höher lag als bei den Eichenflächen mit 5 t CO_2-C ha^{-1} a^{-1}. Der zweithöchste Wert unter Fichte mit 11,6 t CO_2-C ha^{-1} a^{-1} konnte als signifikant höher als die Basalatmung unter Buche, Kiefer und Eiche mit 9,4 t CO_2-C t^{-1} C_{mik} a^{-1}, 6,7 t CO_2-C t^{-1} C_{mik} a^{-1} und 5 t CO_2-C t^{-1} C_{mik} a^{-1} lokalisiert werden. Zudem zeigten auch die Buchenflächen im Vergleich mit den Eichenflächen eine signifikant höhere Basalatmung.

Für den Metabolischen Quotienten wiesen die Kieferflächen mit 21,9 t CO_2-C t^{-1} C_{mik} a^{-1} ein signifikant höheres Niveau auf, als die Fichten-, Buchen- und Eichenflächen mit 16,7 t CO_2-C t^{-1} C_{mik} a^{-1}, 13,5 t CO_2-C t^{-1} C_{mik} a^{-1} bzw. 13,2 t CO_2-C t^{-1} C_{mik} a^{-1}, während der Wert der Douglasienfläche mit ebenfalls 13,2 t CO_2-C t^{-1} C_{mik} a^{-1} keine signifikanten Unterschiede zu anderen Baumarten zeigte.

Die höchste Kohlenstoffverfügbarkeit wurde auf den Buchenflächen mit einem Prozentanteil von 1,52 % C_{mik} an C_{org} im Vorrat festgestellt, wobei dieser Wert gegenüber denen der Fichtenflächen mit 0,83 % bzw. Kieferflächen mit 0,49 % signifikant höher war. Demgegenüber zeigte die C-Verfügbarkeit der Eichenflächen mit 0,84 % bzw. der Douglasienfläche mit 0,73 % keine signifikanten Mittelwertdifferenzen zu den Flächen der anderen Baumarten.

Literaturvergleich

BORKEN et al. (2002) führten in den Jahren 1997–1999 im Felde kontinuierliche Messungen der Basalatmung an den Standorten Solling und Lüss jeweils unter den Baumarten Buche, Fichte und Kiefer durch. Sie ermittelten eine Basalatmung zwischen 4,2–5,9 t CO_2-C ha^{-1} a^{-1}. Von den von BORKEN et al. (2002) untersuchten Flächen wurden die Standorte im Solling unter Buche und Fichte (F006SLB1, F007SLF1) und in Lüss unter Buche (F003LSBU) in das Niedersächsische Bodendauerbeobachtungsprogramm übernommen. Die mit eigenen Messungen im Rahmen der Bodendauerbeobachtung im Labor ermittelten Raten der Basalatmung für diese Standorte fallen mit Werten von 11 bzw. 10,6 t CO_2-C ha^{-1} a^{-1} im Solling unter Fichte und Buche bzw. 7,1 t CO_2-C ha^{-1} a^{-1} in Lüss unter Buche etwas höher aus. Diese höheren Werte sind vermutlich auf die Bestimmungsmethode mit der Einstellung eines optimalen Wassergehaltes und idealer Bebrütungsbedingungen zurückzuführen. Sie geben jedoch gut die relativen Unterschiede in den Standortbedingungen wieder.

Tab. 6.2: Nach Baumarten gegliederte Kenngrößen in der Summe der Auflagehumushorizonte und der Tiefenstufen des Mineralbodens bis 15 cm Tiefe.

mik	C_{mik}*			BA*			MQ*			CV*		
	[t C_{mik} ha^{-1}]			[t CO_2-C ha^{-1} a^{-1}]			[t CO_2-C t^{-1} C_{mik} a^{-1}]			[%]		
	Mw**		Std**	Mw		Std	Mw		Std	Mw		Std
Fichte	0,80	ac	0,43	11,6	a	4,7	16,7	b	6,1	0,83	b	0,52
Buche	0,97	a	0,99	9,4	b	4,3	13,5	b	7,0	1,52	a	2,20
Kiefer	0,34	b	0,11	6,7	cd	2,9	21,9	a	11,5	0,49	b	0,23
Eiche	0,38	bc	0,10	5,0	c	2,0	13,2	b	4,5	0,84	ab	0,16
Douglasie	1,06	abc	0,41	13,5	abd	3,9	13,2	ab	2,5	0,73	ab	0,28

* C_{mik}: Kohlenstoff in der mikrobiellen Biomasse, BA: Basalatmung, MQ: Metabolischer Quotient, CV: Kohlenstoff-Verfügbarkeit.

** Mittelwerte (Mw) und Standardabweichungen (Std); unterschiedliche Buchstaben bedeuten auf dem 5 %-Niveau signifikante Mittelwertdifferenzen (Varianzanalyse, Scheffé-Test).

Entlang eines mehr oder weniger scharf ausgeprägten Gradienten nahmen die Gehalte an mikrobiellem Kohlenstoff auf allen untersuchten Forststandorten vom oberen Auflagehumushorizont zum tiefer gelegenen Mineralboden stark ab. Dies Muster gilt für alle untersuchten Standorte, bis auf den Standort im Göttinger Wald, bei dem ein ausgeprägter Auflagehumus fehlt.

Über alle Standorte betrachtet, wurden im Auflagehumus Mittelwerte von ca. 13 000 in der L-Lage über 4960 in der Of-Lage bis 3230 mg C_{mik} kg^{-1} in der Oh-Lage gemessen. Im Mineralboden zeigte sich ein ausgeprägter Tiefengradient von 468 in 0–5 cm über 227 in 5–10 cm bis zu 144 mg C_{mik} kg^{-1} in 10–15 cm Tiefe.

Schätzrahmen

Von MACHULLA, BLUME & JAHN (2001) wurde anhand eigener Messwerte und Literaturangaben ein Rahmen für die Schätzung des Vorrates des Kohlenstoffs in der mikrobiellen Biomasse bis 30 cm Mineralbodentiefe mit einer sechsstufigen Klassenbildung erarbeitet (Tab. 6.3). Die Klasseneinteilung ist im Wesentlichen deckungsgleich mit der bereits von JÖRGENSEN (1997) vorgenommenen Einstufung, wobei von MACHULLA, BLUME & JAHN (2001) zusätzlich im unteren Bereich der Einstufung eine weitere Klasse gebildet wurde.

Tab. 6.3: C_{mik}-Klassen für Böden verschiedener Ökosystemtypen (MACHULLA, BLUME & JAHN 2001).

Klasse	Bezeichnung	C_{mik} [kg ha^{-1}]
1	sehr gering	< 200
2	gering	200–400
3	mäßig	400–800
4	mittel	800–1600
5	hoch	1600–3200
6	sehr hoch	> 3200

Eine Klassifizierung der in den forstlichen Bodendauerbeobachtungsflächen im Mineralboden bis 15 cm Tiefe ermittelten Vorräte an C_{mik} ergibt die in Tabelle 6.4 zusammengefassten Ergebnisse.

Danach liegen knapp zwei Drittel der forstlich genutzten Standorte (61 %) in einem geringen bis sehr geringen Bereich des Vorrates an C_{mik}, ein Drittel der Standorte (34 %) weisen einen mäßigen bis mittleren Vorrat auf, und auf 6 % wird ein hoher Vorrat erreicht. Hierin spiegelt sich zum einen wider, dass ein Großteil der Flächen auf Sandstandorten mit naturgemäß niedriger mikrobieller Besiedlung liegt. Zum anderen neigen Forststandorte aufgrund meist ungünstigerer Standortbedingungen und nicht erfolgter Düngung eher zu niedrigeren mikrobiellen Biomassen als landwirtschaftlich genutzte Standorte.

Tab. 6.4: Häufigkeiten des Vorrates an C_{mik} im mineralischen Oberboden der Forststandorte aus der Bodendauerbeobachtung anhand des Bewertungsrahmens von MACHULLA, BLUME & JAHN (2001).

Klasse	Beurteilung	Anteil [%]
1	sehr gering	22
2	gering	39
3	mäßig	28
4	mittel	6
5	hoch	6
6	sehr hoch	–

Bei der Interpretation ist zu berücksichtigen, dass sich die Klasseneinteilung von MACHULLA, BLUME & JAHN (2001) auf eine Bodentiefe bis 30 cm bezieht, auf den Waldstandorten aber eine Beprobung bis 15 cm vorgenommen wurde; allerdings sind die unterhalb dieser Tiefe liegenden C_{mik}-Vorräte nur noch gering, so dass ihre Berücksichtigung nur eine geringe Verschiebung zu höheren Vorräten erwarten lässt.

6.2.4 Zeitliche Entwicklung bodenbiologischer Kenngrößen im Solling

Für einen zehnjährigen Untersuchungszeitraum wurden im Solling jährlich die bodenbiologischen Kenngrößen des mikrobiellen Kohlenstoffs und der Basalatmung ermittelt, und zwar unter Buche und Fichte (F006SLB1, F007SLF1). Ziel war es, die zeitliche Dynamik abzubilden und mögliche Veränderungen zu erfassen.

Zeitliche Entwicklung der Vorräte

Im Mittel lagen über den Betrachtungszeitraum von zehn Jahren die Vorräte an mikrobiellem Kohlenstoff in der Summe der Auflagehumushorizonte und der Mineralboden-Tiefenstufen bis 15 cm sowohl auf der Fichten- als auch auf der Buchenfläche bei etwa 0,6 t C_{mik} ha^{-1}; die entsprechenden Basalatmungen betrugen auf der Fichtenfläche etwa 10 und auf der Buchenfläche etwa 11 t CO_2-C ha^{-1} a^{-1}.

Sowohl auf der Fichtenfläche als auch auf der Buchenfläche war im Zeitverlauf etwa eine Verdopplung sowohl der Vorräte an mikrobiellem Kohlenstoff als auch der Basalatmung zu beobachten.

Quantitativ betrachtet leistete hierzu die Erhöhung in der Of- und Oh-Lage des Auflagehumus sowie in der Tiefenstufe 0–5 cm des Mineralbodens den stärksten Beitrag, und zwar auf beiden Flächen, unter Fichte und Buche.

Zeitliche Entwicklung der Gehalte

Wegen der hohen Variabilität der Auflagehumusvorräte auf den Probeflächen und den damit stark variierenden Kohlenstoffvorräten wurden zur Beschreibung der Veränderungen in der biologischen Aktivität im Zeitverlauf die Befunde der Gehaltsbestimmungen an C_{mik} und der Basalatmung herangezogen.

Beispielhaft für die Entwicklung im Solling zeigt die Abbildung 6.3 den zeitlichen Verlauf der Gehalte an mikrobiellem Kohlenstoff am Standort Solling Fichte.

Am Standort Solling Fichte (F007SLF1) nahm der Gehalt an mikrobieller Biomasse im Auflagehorizont L und in allen drei Schichten des Mineralbodens signifikant zu ($p < 0,05$). Zudem erhöhte sich die Basalatmung signifikant in den Auflagehorizonten Of und Oh sowie in den beiden oberen Mineralbodenhorizonten (0–5 und 5–10 cm).

Als Ursachen für die Zunahme mikrobieller Kenngrößen kommen u. a. Veränderungen der Temperaturen im Zeitverlauf sowie bestandesdynamische Ursachen in Frage. Aus der Literatur (KIRSCHBAUM 1995) ist bekannt, dass die Temperatur eine der wesentlichen Steuergrößen der mikrobiellen Kenngrößen ist. Für den Solling liegen hierzu Informationen für die letzten 35 Jahre vor. Danach hat sich in den letzten 35 Jahren die Wintermitteltemperatur durchschnittlich von 1,8 °C auf 3 °C und die Sommermitteltemperatur von 11,4 °C auf 13,3 °C erhöht (FLECK 2011).

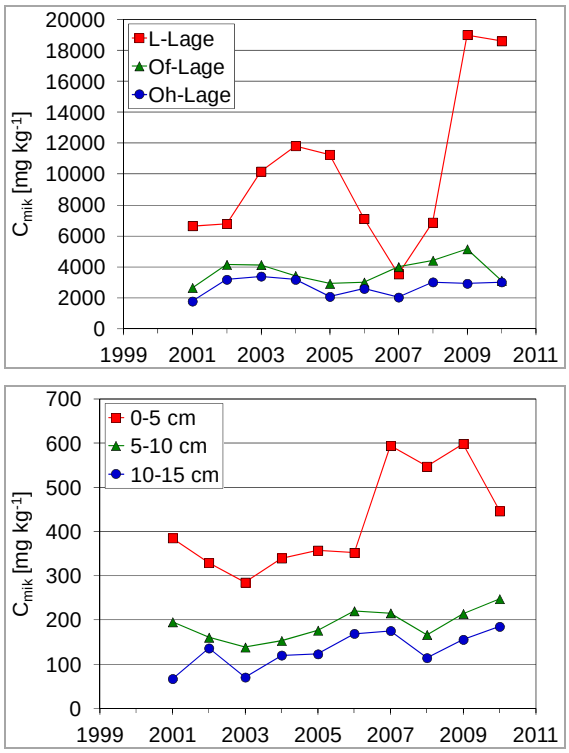


Abb. 6.3: Zeitlicher Verlauf der Gehalte an mikrobieller Biomasse auf dem Standort Solling Fichte (F007SLF1) für die Lagen des Auflagehumus (oben) und für die oberen Schichten des Mineralbodens (unten).

Sowohl im Fichten- als auch im Buchenbestand wurden im Untersuchungszeitraum aufgrund von Kalamitäten (Borkenkäferbefall, pilzliche Erkrankungen, Sturmwurf) Bäume von den Versuchsflächen entnommen. Es ist anzunehmen, dass sich dadurch das Bestandesklima verändert hat. Zusätzlich wurde im Untersuchungszeitraum eine deutliche Verminderung der atmogenen Schadstoffdeposition, insbesondere der Säurebelastung und der Schwefeleinträge, gemessen. Die Kombination dieser Faktoren könnte die Veränderungen in der biologischen Aktivität auf diesen Standorten verursacht haben.

6.3 Untersuchungen auf landwirtschaftlichen Flächen

6.3.1 Zielsetzung, Fragestellung

HÖPER & KLEEFISCH (2001) haben eine ausführliche Analyse des Ist-Zustandes der niedersächsischen Bodendauerbeobachtungsflächen hinsichtlich der bodenbiologischen Parameter vorgenommen. Es wurden die Gehalte für alle Bodendauerbeobachtungsflächen dargestellt. Darüber hinaus wurden standorttypische Werte in Abhängigkeit von Nutzung, Bodenart, Humusgehalt und pH-Wert angegeben. Außerdem wurde ein Referenzsystem entwickelt, das es erlaubt, auf weiteren Standorten ermittelte Werte zu bewerten, um ggf. Abweichungen von den Sollwerten als Hinweis auf mögliche Bodenbelastungen zu identifizieren. OBERHOLZER & HÖPER (2006) haben gezeigt, wie dieses eingesetzt werden kann, z. B. zur Bewertung von TNT-belasteten Böden.

Im vorliegenden Beitrag soll daher zum einen auf die Vorräte eingegangen werden, um einen Vergleich mit den forstlichen Flächen zu erlauben. Zum anderen wird vor allem die zeitliche Entwicklung der bodenbiologischen Parameter dargestellt.

6.3.2 Material und Methoden

Probenahme und Probenvorbehandlung

Die Beprobung erfolgte unter Ackerland jährlich und unter Grünland jährlich bis 2003 und ab 2004 alle drei Jahre, im Zeitraum zwischen dem 15. Februar und dem 15. April. Auf jährlich gepflügten Ackerstandorten wird die Schicht 0–20 cm, auf Ackerstandorten, die nicht jährlich gepflügt werden, auf mehrjährigen Brachen und unter Grünland werden die Schichten 0–10 und 10–20 cm beprobt. Von jeder Bodendauerbeobachtungsfläche werden vier Kernflächen von jeweils 256 m² getrennt beprobt. Es wird pro Kernfläche und Schicht eine Mischprobe aus 16 (Acker, gepflügt) oder 24 Einstichen (Grünland und sonstige) mit einem N_{min}-Bohrer (Nutdurchmesser 30 mm) gebildet. Die Proben werden bei 4 °C gelagert. Seit 2007 werden die Proben so bald wie möglich eingefroren (-18 °C). Die Bodenproben werden zunächst feldfeucht grob (8 mm) unter Entfernung deutlich erkennbarer Pflanzenteile

gesiebt und ggf. für weitere Analysen aufgeteilt. Eine Unterprobe wird auf ca. 50 % der maximalen Wasserhaltkapazität (Zielfeuchte) bei 25–30 °C angetrocknet. Eine genaue Zielfeuchte für diesen Prozess wurde in den Jahren 1996–1998 festgelegt, wobei auch die Siebfähigkeit der Böden eine Rolle spielte. Die Proben werden anschließend auf 2 mm gesiebt und kühl gelagert.

Probenvorbereitung und Analytik

Vor der Analytik wird die Zielfeuchte (s. o.) eingestellt, und die Bodenproben werden sieben Tage bei 20–22 °C in PE-Dosen vorinkubiert.

Die Analytik erfolgte mit einer SIR-Anlage (SIR = substratinduzierte Respiration) nach HEINEMEYER et al. (1989) bis 2007 im Labor des LBEG und ab 2008 im Labor der Martin-Luther Universität Halle, Institut für Agrar- und Ernährungswissenschaften durch Frau Dr. Tischer. Es werden jeweils drei Wiederholungen pro Probe gemessen.

Der in der mikrobiellen Biomasse enthaltene Kohlenstoff (C_{mik}) wird nach ISO 14240-1 (ISO 1997), unter Verwendung des Konversionsfaktors 30 mg C_{mik} h ml^{-1} CO_2 (KAISER et al. 1992), bestimmt.

Die Basalatmung wird nach ISO 16072 bei 22 °C bestimmt (ISO 2001). Es wird der Mittelwert der CO_2-Freisetzungsraten im Zeitraum zwischen der 10. und 20. Stunde nach Beginn der Messung ermittelt. Für kalkhaltige und organische Böden wird der Mittelwert für den Zeitraum zwischen der 30. und 40. Stunde nach Beginn der Messung gebildet.

Auswertung

Für die Vorratsbetrachtungen wurden die mikrobielle Biomasse unter Berücksichtigung der Lagerungsdichte, der Horizontmächtigkeit und des Skelettgehaltes in Vorräte für die Krume (Ackerland) bzw. für die Schicht 0–20 cm (Grünland) umgerechnet. Die Basalatmung wurde, um die Vergleichbarkeit mit den Forststandorten herzustellen, zu Jahreswerten hochgerechnet und auf die mittlere Jahrestemperatur am Standort (1961–1990) mit folgender Formel umgerechnet (DAISY-Modell nach HANSEN et al. 1993):

$$BA_{TJ} = BA_{22} * TJ / 22{,}5 \qquad (1)$$

TJ = mittlere Jahrestemperatur am Standort (1961–1990, Rasterdaten des LBEG),

BATJ = Basalatmung bei mittlerer Jahrestemperatur,

BA22 = Basalatmung, bei 22 °C gemessen.

Der metabolische Quotient wurde als Jahreswert der Basalatmung pro Vorrat an mikrobieller Biomasse ermittelt. Die Kohlenstoffverfügbarkeit ergibt sich als Quotient aus den Vorräten an mikrobiell gebundenem und organischem Kohlenstoff.

Für die Trendberechnungen wurde der Mittelwert aus den Einzelwerten der vier Kernflächen ermittelt. Der Trend ergibt sich aus der Regression der jährlichen Mittelwerte über die Zeit. Die Steigung der Regressionsgraden wurde einem Signifikanztest unterzogen. Für die Auswertung landesweiter Trends wurden für die mikrobielle Biomasse und die Basalatmung jährliche Relativwerte gebildet. Hierzu wurde für jede Bodendauerbeobachtungsfläche (BDF) der jährliche Mittelwert in Prozent zum Mittelwert der Jahre 1998–2002 (Referenzjahre) berechnet. Die jährlichen Relativwerte der einzelnen BDF wurden über alle BDF gemittelt, und es wurde ebenfalls die Standardabweichung der Relativwerte berechnet.

6.3.3 Bodenbiologische Kennwerte – Vorräte

Die bodenbiologischen Kennwerte von landwirtschaftlich genutzten Flächen werden innerhalb der Landnutzungsgruppe stark von der Bodenart bestimmt (HÖPER & KLEEFISCH 2001). Deshalb wird im Folgenden eine Klassifizierung nach der Bodenartenhauptgruppe vorgenommen. Der Vorrat an mikrobiell gebundenem Kohlenstoff in der Krume von Ackerböden liegt zwischen 0,46 und 1,77 t C_{mik} ha^{-1} und nimmt mit steigendem Tongehalt zu.

Die Vorräte liegen unter Grünland, außer in Tonböden, etwa in gleicher Größenordnung wie unter Acker. In den Tonböden sind die Werte im Grünland niedriger, was möglicherweise auf die deutlich erschwerte Inkorporation von organischer Substanz in den schweren Boden zurückzuführen ist. Der metabolische Quotient nimmt mit steigendem Tongehalt ab. In Moorböden ist der Wert wieder vermindert,

da die organische Substanz im Torf nicht in ähnlicher Weise genutzt werden kann, wie die organische Substanz der Mineralböden.

Tab. 6.5: Vorräte mikrobieller Kenngrößen in der Krume von Ackerböden nach Hauptbodenart, 2000–2009 (C_{mik}: Kohlenstoff in der mikrobiellen Biomasse, BA: Basalatmung, MQ: Metabolischer Quotient, CV: Kohlenstoff-Verfügbarkeit, Mittelwerte (Mw) und Standardabweichungen (Std)).

Hauptbodenart	C_{mik} [t C_{mik} ha^{-1}]		BA [t CO_2-C ha^{-1} a^{-1}]		MQ [t CO_2-C t^{-1} C_{mik} a^{-1}]		CV [%]	
	Mw	Std	Mw	Std	Mw	Std	Mw	Std
Sand (n = 20)	0,46	0,13	2,95	0,86	6,87	1,81	0,74	0,34
Lehm (n = 5)	0,80	0,13	2,98	0,53	3,79	0,48	1,58	0,50
Schluff (n = 16)	1,03	0,50	3,75	1,11	4,09	1,22	2,10	0,51
Ton (n = 4)	1,77	0,64	4,69	1,16	2,95	0,43	2,25	0,78
Niedermoortorf (n = 1)	0,69		5,53		8,24		0,27	

Tab. 6.6: Vorräte mikrobieller Kenngrößen im Oberboden (0–20 cm) von Grünlandböden, 2000–2009. (Abkürzungen s. o.).

Hauptbodenart	C_{mik} [t C_{mik} ha^{-1}]		BA [t CO_2-C ha^{-1} a^{-1}]		MQ [t CO_2-C t^{-1} C_{mik} a^{-1}]		CV [%]	
	Mw	Std	Mw	Std	Mw	Std	Mw	Std
Sand (n = 3)	0,47	0,11	2,95	0,73	6,44	1,30	0,54	0,16
Schluff (n = 1)	1,24		3,83		3,12		1,54	
Ton (n = 9)	1,21	0,51	3,73	1,13	3,45	1,09	1,57	0,55
Niedermoortorf (n = 4)	0,83	0,26	6,18	2,82	7,28	1,06	0,35	0,06

Moorböden weisen besonders hohe metabolische Quotienten auf, was vor allem auf die hohe Menge an organischer Substanz als Substrat für die mikrobielle Aktivität zurückzuführen ist.

Bewertet man die Bodenvorräte an mikrobiell gebundenem Kohlenstoff anhand des Bewertungsrahmens von MACHULLA, BLUME & JAHN (2001), ergibt sich folgendes Bild:

Weder unter Ackernutzung noch unter Grünlandnutzung gibt es Standorte in den Klassen 1 „sehr gering“ oder 6 „sehr hoch“. Die meisten Standorte sind den Klassen 3 „mäßig“ und 4 „mittel“ zuzuordnen, wobei die Grünlandstandorte tendenziell eher in die Klasse „mittel“ fallen. Dies hängt aber vor allem mit dem hohen Anteil an Tonböden im Grünland zusammen (9 von 17 Standorten).

Tab. 6.7: Häufigkeiten (in %) des Vorrates an C_{mik} im mineralischen Oberboden der landwirtschaftlich genutzten Standorte aus der Bodendauerbeobachtung anhand des Bewertungsrahmens von MACHULLA, BLUME & JAHN (2001, Tab. 6.4).

Klasse	Beurteilung	Acker (n = 46)	Grünland (n = 17)
1	sehr gering	–	–
2	gering	17	12
3	mäßig	41	24
4	mittel	30	47
5	hoch	11	18
6	sehr hoch	–	–

6.3.4 Landesweite Trends

In Grünlandböden variieren die mittleren jährlichen Relativwerte der mikrobiellen Biomasse in den Jahren 1998–2009 zwischen 90 und 112 %, wobei 2008 die höchsten und 2005 die niedrigsten Werte beobachtet werden (Abb. 6.4). Die Standardabweichung liegt etwa bei 15–20 % des Mittelwertes. Die Relativwerte weisen keinen Trend auf. Dies ist ein Hinweis darauf, dass es keine landesweiten Einflüsse auf die mikrobielle Biomasse im Grünland gab. Es zeigt aber auch, dass das Analyseverfahren über die Jahre eine hohe methodische Konstanz aufwies.

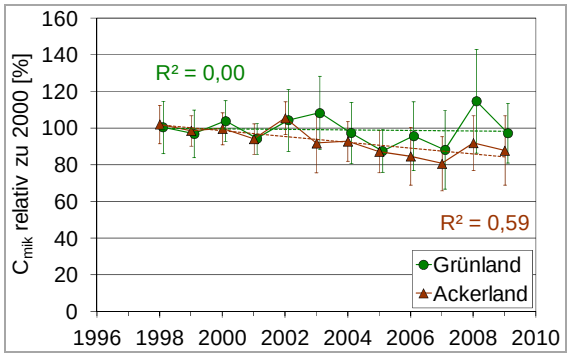


Abb. 6.4: Mittlere jährliche Relativwerte und Standardabweichung für die mikrobielle Biomasse, bezogen auf den Referenzzeitraum 1998–2002, differenziert nach Ackerland oder Grünland und linearer Trend.

In Ackerböden (jährlich gepflügt) variieren die mittleren jährlichen Relativwerte der mikrobiellen Biomasse zwischen 103 und 81 %. Nach 2002 wurden nur noch mittlere Relativwerte unter 100 % beobachtet. Es ergibt sich ein signifikanter Trend zu abnehmenden Werten der mikrobiellen Biomasse mit einer relativen Abnahme von 10–15 % in zehn Jahren.

Bei der Basalatmung liegen die mittleren jährlichen Relativwerte für Grünlandböden zwischen 90 und 140 % (Abb. 6.5). Das Jahr 2008 fällt mit dem hohen Wert besonders auf, der mit dem ersten Jahr des Laborwechsels zusammenfällt. Eine signifikante Veränderung der Basalatmung über den Zeitraum ist nicht auszumachen.

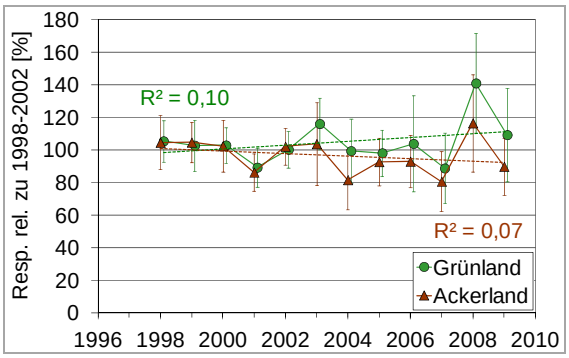


Abb. 6.5: Mittlere jährliche Relativwerte und Standardabweichung für die Basalatmung, bezogen auf den Referenzzeitraum 1998–2002, differenziert nach Ackerland oder Grünland und linearer Trend.

Ackerböden weisen bei der Basalatmung im betrachteten Zeitraum mittlere jährliche Relativwerte zwischen 81 und 115 % auf. Ein signifikanter Trend ist hier nicht auszumachen. Die Mittelwerte für Grünland und Acker haben sich allerdings um etwa 15 % auseinander entwickelt, mit niedrigeren Werten im Ackerland.

63 % der BDF unter Ackernutzung weisen im Zeitraum 1998–2009 konstante Werte für die mikrobielle Biomasse auf, auf 37 % der Flächen nehmen die Werte ab (Tab. 6.8). Beim Grünland ist der Anteil der Flächen mit konstanten Werten höher und liegt zwischen 83 (10–20 cm Tiefe) und 89 % (0–10 cm Tiefe).

Bei der Basalatmung liegt der Anteil der Flächen mit konstanten Werten insgesamt höher als bei der mikrobiellen Biomasse mit ca. 78 bis 89 %. Flächen mit nicht konstanten Werten tendieren beim Acker eher zu einer Abnahme (15 %) und beim Grünland eher zu einer Zunahme, vor allem in der Schicht 0–10 cm (22 %).

Tab. 6.8: Relative Häufigkeit (%) von Bodendauerbeobachtungsflächen mit abnehmender, konstanter oder zunehmender mikrobieller Biomasse oder Basalatmung im Zeitraum 1998–2009, nach Nutzung und Schicht.

Nutzung	Schicht [cm]	Abnahme [%]	Konstanz [%]	Zunahme [%]
mikrobielle Biomasse				
Acker	0–20	37	63	0
Grünland	0–10	6	89	6
	10–20	17	83	0
Basalatmung				
Acker	0–20	15	83	2
Grünland	0–10	0	78	22
	10–20	6	89	6

Die Ursachen für die abnehmenden Gehalte an mikrobieller Biomasse in den Ackerböden sind schwer auszumachen. Es ergibt sich kein signifikanter Zusammenhang zum pH-Wert, Tongehalt und Gehalt an organischer Substanz der Böden. Tendenziell betroffen von abnehmenden Gehalten sind saure Sandböden und (strukturlabile) Lössböden. Auf L031VINN hat auch die Landnutzungsänderung und Umwandlung von Grünland in Acker im Jahre 1981 nicht nur zu abnehmenden Humusgehalten, sondern auch zu einer abnehmenden mikrobiellen Biomasse geführt.

Die Gehalte an organischem Kohlenstoff nehmen in deutlich weniger Böden signifikant ab (Kap. 4.3.1) als die Gehalte an mikrobiellem Kohlenstoff, die Humusbilanzen der meisten Standorte sind eher deutlich positiv (Kap. 8.2). Dennoch könnte die abnehmende mikrobielle Biomasse ein Frühindikator für eine negative Beeinflussung des Gehaltes an organischer Substanz im Boden sein. Theoretisch wirken sich Veränderungen im Humushaushalt des Bodens besonders stark auf die leicht umsetzbare und damit mikrobiell gut verfügbare Humusfraktion aus. Die mikrobielle Biomasse könnte abnehmen, bevor der Humusgehalt des Bodens sich verändert. Auf Dauer müsste aber auch der Humusgehalt eine Reaktion zeigen. Es bleibt abzuwarten, ob sich diese Hypothese bewahrheitet.

6.3.5 Trends auf einzelnen BDF

Konversion Acker – Grünland und Brache – Acker

Auf einigen BDF hat eine Nutzungsänderung stattgefunden, die sich in typischer Art und Weise auf die Gehalte an mikrobiell gebundenem Kohlenstoff ausgewirkt hat.

L042FUHR, Gley aus fluviatilen Sanden, wurde 2006 nach langjähriger Brache erstmals wieder ackerbaulich bearbeitet, danach weitere zwei Jahre nicht bewirtschaftet und 2009 erneut unter Pflug genommen. Unter Brache hat die mikrobielle Biomasse in der Schicht 0,1–0,2 m bis 2005 deutlich abgenommen, tendenziell ebenso im Oberboden (Abb. 6.6). Mit dem Pflügen glichen sich die Werte beider Horizonte 2006 an, um dann in den beiden folgenden Brachejahren 2007 und 2008 wieder auseinanderzulaufen.

L035KIRC, Pseudogley-Eschboden aus periglaziären Sanden, wurde bis 1998 ackerbaulich bewirtschaftet und ist seitdem Extensivgrünland mit Schafbeweidung. Seit 1998 ist die mikrobielle Biomasse in der Schicht 0,1–0,2 m deutlich abgesunken und hat etwa einen Wert von 50 % des Ausgangsniveaus erreicht (Abb. 6.6). In der Schicht 0–0,1 m sind die Gehalte dagegen signifiant auf etwa das Doppelte des Ausgangswertes angestiegen.

Es zeigt sich, dass es unter Brache zu einer deutlichen Differenzierung der mikrobiellen Besiedlung im Profil kommt. Diese passt sich im Tiefenprofil dem Kohlenstoffeintrag durch die Pflanze an, da ja wegen der unterlassenen Bodenbearbeitung auf diesem Wege kein Kohlenstoff in den Unterboden gelangt. Deshalb nimmt im Unterboden auch, in Reaktion auf den reduzierten Kohlenstoffeintrag, die mikrobielle Biomasse ab. Die Brache, und damit die Unterlassung pflanzenbaulicher Maßnahmen wie Bodenbearbeitung, Düngung und häufig auch Pflanzenschutz, führt offensichtlich nicht zu einer „Verbesserung“ der Lebensbedingungen der Mikroorganismen, sondern zu einem typischen, an die Intensität des Substrateintrags angepassten Tiefengradienten.

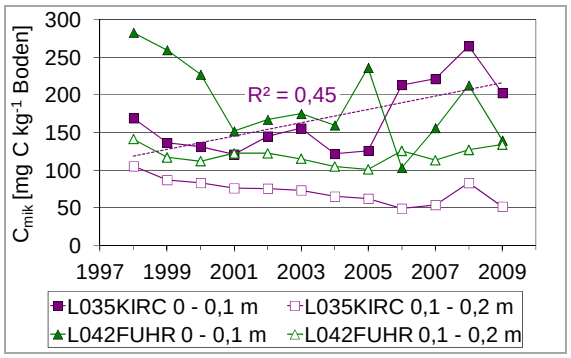


Abb. 6.6: Gehalte an mikrobieller Biomasse im Oberboden (0–0,1 und 0,1–0,2 m) der Flächen L042-FUHR (Konversion Brache – Acker 2006 bzw. 2009) und L035KIRC (Konversion Acker – Grünland 1999).

Minimalbodenbearbeitung

Auf dem Standort L037SCHL, Gley-Auenboden aus Auenlehm, wird seit Jahren Minimalbodenbearbeitung praktiziert, i. d. R. der Einsatz von Scheibenegge und Drillkombination. Gepflügt wurde jeweils im Herbst 2000 und 2004, im Herbst 2008 wurde 15 cm tief gegrubbert. Die beiden Schichten 0–0,1 und 0,1–0,2 m unterscheiden sich in der Regel deutlich in der mikrobiellen Biomasse (Abb. 6.7). Mit der tiefen Bodenbearbeitung gleichen sich die Gehalte an, um in Jahren ohne wendende Bodenbearbeitung wieder auseinanderzulaufen. Die Variation der mikrobiellen Biomasse in der oberen Schicht wird stark durch die Art der Bodenbearbeitung geprägt und wenig durch die wechselnden Kulturen beeinflusst.

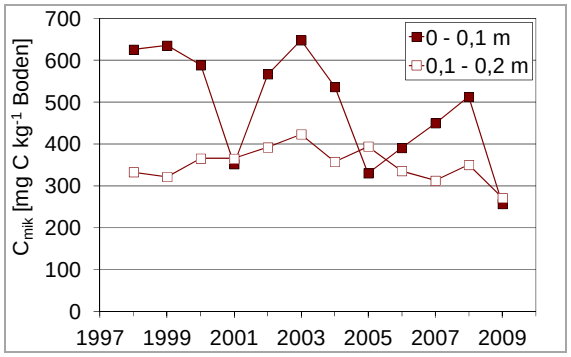


Abb. 6.7: Gehalte an mikrobieller Biomasse im Oberboden (0–0,1 und 0,1–0,2 m) der Fläche L037SCHL (Minimalbodenbearbeitung).

6.4 Zusammenfassung und Vergleich der Befunde in land- und forstwirtschaftlich genutzten Böden

Die mikrobielle Biomasse in Böden befindet sich vor allem im Auflagehumus und im gut durchwurzelten und mit organischer Substanz angereicherten mineralischen Oberboden von wenigen Dezimetern Mächtigkeit.

In Forstböden werden die bodenbiologischen Kenngrößen neben Bodeneigenschaften vor allem durch die Baumart, das Baumalter, die Nutzungsgeschichte der Bestände und das meteorologische und chemische Klima bestimmt.

In landwirtschaftlich genutzten Böden spielen die Bodenart sowie die Hauptnutzung der Standorte (Acker, Grünland oder Brache) und die Art der Bodenbearbeitung eine bedeutende Rolle für die Vorräte und deren Verteilung im Profil.

In der absoluten Höhe liegen die Vorräte an mikrobiell gebundenem Kohlenstoff in forst- oder landwirtschaftlich genutzten Oberböden in einer ähnlichen Größenordnung: Leichte und saure Sandböden liegen im Bereich 300 bis 500, etwas schwerere schluffige, lehmige und anlehmige Böden bei 600 bis z. T. über 1000 und Tonböden bei 1000–2000 kg C_{mik} ha^{-1} Der höchste Wert wurde auf der BDF-F Göttinger Wald mit gut 2600 kg C_{mik} ha^{-1} festgestellt.

Unter den BDF-F befinden sich Standorte mit sehr geringen Vorräten an mikrobieller Biomasse (22 % < 200 kg C_{mik} ha^{-1}). Dies hängt mit den z. T. ungünstigen Standortbedingungen der Forstflächen zusammen. Forstflächen sind u. a. dort eingerichtet worden, wo die Standortbedingungen eine landwirtschaftliche Nutzung nicht zuließen.

Die aufs Jahr kumulierte Basalatmung im Oberboden liegt in den Forstböden deutlich höher als in den landwirtschaftlich genutzten Böden. Dies ist zumindest teilweise auf methodische Unterschiede bei der Ermittlung der Basalatmung zurückzuführen. Andererseits herrschen naturgemäß in den rein organischen Auflagehorizonten der Forstböden deutlich unterschiedlichere Abbaubedingungen als im Mineralboden der landwirtschaftlich genutzten Flächen. Im Mineralboden tragen Tonminerale bzw. Fe- und Mn-Oxide oder Hydroxide zur Stabilisierung der organischen Substanz bei. Auch führt das Einpflügen von organischer

Substanz auf Ackerstandorten zu einer gewissen Abbauhemmung, wenn das Material im unteren Bereich der Ackerkrume zum Liegen kommt.

Für die BDF-F im Solling unter Fichte und Buche wurden für einen Zehnjahreszeitraum Veränderungen im Kohlenstoffumsatz des Oberbodens nachgewiesen, die sich in der Erhöhung des mikrobiellen Kohlenstoffs und der Erhöhung der Basalatmung ausdrücken. Dies kann als Folge der Veränderungen des meteorologischen und chemischen Klimas interpretiert werden.

Auf 37 % der ackerbaulich genutzten BDF wurde eine signifikante Abnahme der Gehalte an mikrobieller Biomasse zwischen 1998 und 2009 festgestellt. Betroffen sind vor allem saure Sandböden und „strukturlabile“ Lössböden. Allerdings lassen sich derzeit keine quantitativen Erklärungen, z. B. anhand von Korrelations- und Regressionsberechnung, ableiten. Auch wenn auf den meisten Flächen die Humusgehalte in diesem Zeitraum konstant geblieben sind, deutet sich hier an, dass die Humusgehalte schleichend, d. h. bisher noch knapp unter der Signifikanzschwelle, abnehmen könnten. Längere Zeitreihen müssen zeigen, ob diese Hypothese bestätigt werden kann.

In den Grünlandböden sind die Gehalte an mikrobieller Biomasse im Mittel der Flächen konstant geblieben, so dass methodische Gründe für die Abnahme der Gehalte in den Ackerböden weitgehend ausgeschlossen werden können.

6.5 Quellen

BBODSCHG (1998): Bundesbodenschutzgesetz vom 17. März 1998. – BGBl. I/1998: 502, in der Fassung vom 9. Dezember 2004, BGBl. I/2004: 14.

BBODSCHV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung in der Fassung vom 12. Juli 1999. – BGBl I/1999: 554.

BORKEN, W., XU, Y., DAVIDSON, E. A. & BEESE, F. (2002): Site and temporal variation of soil respiration in European beech, Norway spruce, and Scots pine forests. – Global Change Biology **8**: 1205–1216.

FLECK, S. (2011): Entwicklung der Temperaturen auf den BDF-F-Probeflächen im Solling. – Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt [Unveröff.].

HANSEN, S., JENSEN, H. E. NIELSEN, N. E. & SVENDSEN, H. (1993) The Soil Plant System Model DAISY. – Copenhagen (Jordbrugsforlaget).

HÖPER, H. & KLEEFISCH, B. (2001): Untersuchung bodenbiologischer Parameter im Rahmen der Boden-Dauerbeobachtung in Niedersachsen. Bodenbiologische Referenzwerte und Zeitreihen. – Arb.-H. Boden 2001/**4**: 94 S., 46 Abb., 28 Tab.; Hannover (NLfB).

ISO 14240–1 (1997) Soil quality - Determination of soil microbial biomass - Part 1: Substrate-induced respiration method. – <http://www.iso.org/iso/iso_catalogue/catalogue_tc/catalogue_detail.htm?csnumber=21530>.

ISO 16072 (2001). Soil quality - Laboratory methods for determination of microbial soil respiration. – <http://www.iso.org/iso/iso_catalogue/catalogue_tc/catalogue_detail.htm?csnumber=32096>.

JÖRGENSEN, R. G. (1997): Die Beurteilung von Böden mit mikrobiologischen Parametern. – VDLUFA-Schriftenreihe **46**: 767–770.

JOERGENSEN R. G, MEYER B. & MUELLER T. (1994): Time course of the soil microbial biomass under wheat: A one year field study. – Soil Biol. Biochem. **26**: 987–994.

KAISER, E.-A., MUELLER, T., JOERGENSEN, R. G., INSAM, H. & HEINEMEYER, O. (1992) Evaluation of methods to estimate the soil microbial

biomass and the relationship with soil texture and organic matter. – Soil Biology and Biochemistry **24**: 675–683.

KIRSCHBAUM, M. U. F. (1995): The temperature dependence of soil organic matter decomposition and the effect of global warming on soil organic C storage. – Soil Biology and Biochemistry **27**: 753–760.

KUZYAKOV, Y. (2006): Sources of CO_2 efflux from soil and review of partitioning methods. – Soil Biology and Biochemistry **38**: 425–448.

MACHULLA, G., BLUME, H. P. & JAHN, R. (2001): Schätzung der mikrobiellen Biomasse von Böden aus antropogenen und natürlichen Substraten - ein Beitrag zur Standortbewertung. – Journal of Plant Nutrition and Soil Science **164**: 547–554.

OBERHOLZER, H.-R. & HÖPER, H. (2006). Soil Quality Assessment and Long-Term Field Observation with Emphasis on Biological Soil Characteristics. – In: BENCKISER, G. & SCHNELL, S. (Hrsg.) (2006): Biodiversity in Agricultural Production Systems: 397–421 (CRC Press).

OLSSON, M. T., ERLANDSSON, M., LUNDIN, L., NILSSON, T., NILSSON, A. & STENDAHL, J. (2009): Organic carbon stocks in Swedish Podzol soils in relation to soil hydrology and other site characteristics. – Silva Fennica **43**: 209–222.

VANCE, E. D., BROOKES, P. C. & JENKINSON, D. S. (1987): An extraction method for measuring soil microbial C. – Soil Biology and Biochemistry **19**: 703–708.

WALSE, C., BERG, B. & SVERDRUP, H. (1998): Review and synthesis of experimental data on organic matter decomposition with respect to the effect of temperature, moisture, and acidity. – Environmental Review **6**: 25–40.

WU, J. (1990): Measurement of soil microbial biomass-C by fumigation-extraction - an automated procedure. – Soil Biology and Biochemistry **22**: 1167–1169.

ZIRLEWAGEN, D. & WILPERT, K. (2010): Upscaling of Environmental Information: Support of Land-Use Management Decisions by Spatio-Temporal Regionalization Approaches. – Environmental Management **46**: 878–893.

7 Zwölf Jahre Bodenerosionsmonitoring in Niedersachsen: Wie hoch ist der Bodenabtrag und was trägt Dauerbeobachtung zur Modellierung der Bodenerosion und des Stofftransports in die Gewässer bei?

THOMAS MOSIMANN, JAN BUG & BASTIAN STEINHOFF

7.1 Einführung

Bodenerosion durch Wasser ist ein durch den Ackerbau beschleunigter Prozess. Ergiebige oder besonders intensive Regenereignisse mobilisieren auf dem zeitweise durch Pflanzen ungeschützten Boden humushaltige Feinerde. Das abfließende Wasser transportiert die feinen Partikel oder sogar Bodenaggregate hangabwärts. Dadurch nimmt die Mächtigkeit des Bodens am Hang nach und nach ab. Die Standortqualität vermindert sich, Bodenfunktionen werden beeinträchtigt, und Feinerde wird auf benachbarte Flächen und in Gewässer eingetragen.

Abb. 7.1: Off-Site-Schäden durch Bodenerosion: 1. Feinerde gelangt in einen Einlaufschacht, 2. Übertritt auf eine benachbarte Parzelle, 3. Übertritt in einen Bach, 4. Überschlämmung einer Flurstraße.

Abbildung 7.1 stellt Beispiele für Schäden durch Bodenerosion außerhalb der durch Abtrag betroffenen Parzellen dar. Wassererosion ist auch in Niedersachsen ein Problem. Etwa 180 000 ha Ackerfläche sind besonders anfällig für Bodenabtrag durch Wasser (NLÖ 2003). Rund 90 000 ha sind stark gefährdet und benötigen Schutz durch eine angepasste Bewirtschaftung. Um die Gründe und Folgen von Bodenabtrag zu untersuchen, wird in Niedersachsen seit dem Jahr 2000 Bodenerosion durch Wasser im Rahmen der Bodendauerbeobachtung aufgenommen. Dabei werden die erosionsbeeinflussenden Faktoren, die Schäden auf den Parzellen und die Auswirkungen der Bodenerosion auf fünf zusammenhängenden Referenzgebieten von jeweils 33–106 ha Größe erfasst. Daneben erstreckt sich die Beobachtung im Rahmen der Erfolgskontrolle von Schutzmaßnahmen auf ausgewählte Betriebsflächen in zwei weiteren Gebieten. Insgesamt erfasst die Dauerbeobachtung so rund 400 ha Ackerfläche mit 85 Einzelparzellen. Die Flächen repräsentieren die verschiedenen erosionsgefährdeten Gebiete mit Löss- und Sandlössbedeckung in Niedersachsen (CAPELLE & LÜDERS 1985, CAPELLE 1990).

Die grundsätzlichen Ziele der Erosionsdauerbeobachtung in Niedersachsen sind:

- Lieferung empirisch abgesicherter Werte zum Ausmaß der Bodenerosion unter verschiedenen Standortbedingungen,
- Ermittlung von Trends der Bodenerosionsgefährdung in den einzelnen Regionen,
- Analyse der Auswirkungen von Bewirtschaftungsänderungen auf die Bodenerosionsgefährdung,
- Validierung von Modellen.

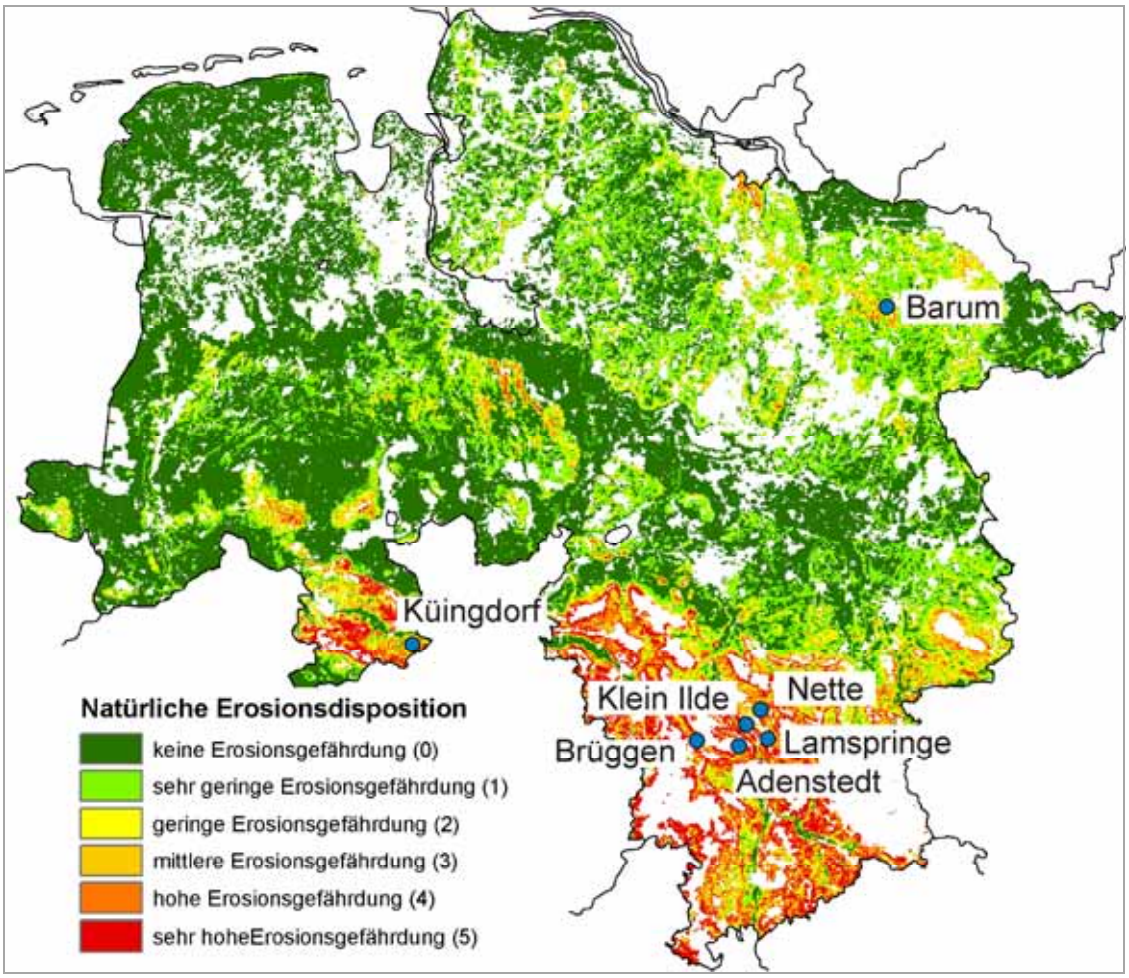


Abb. 7.2: Lage der Untersuchungsgebiete des Bodenerosionsmonitorings in Niedersachsen (Kartengrundlage: LBEG).

7.2 Methodik des Bodenerosionsmonitorings

Für eine auf mindestens 15 Jahre angelegte Dauerbeobachtung ist die direkte Messung der Bodenerosion durch Auffangen des abgespülten Bodenmaterials am Hangfuß zu aufwendig. Solche Messungen bilden zudem die realen Bewirtschaftungsbedingungen nur ungenügend ab. Wegen des hohen Aufwandes lassen sich nur wenige Flächen untersuchen. Dies widerspricht der Vielfalt des Erosionsgeschehens. Für die Dauerbeobachtung der Wassererosion in Niedersachsen ist deshalb die Erosionskartierung und –vermessung, kombiniert mit einer Bewirtschaftungsbefragung, die optimale Methode. Ein solches Vorgehen

- kann im Vergleich zu Plots große Flächen untersuchen (bis mehrere Hundert Hektar),
- erfasst die Bodenerosion unter realer Bewirtschaftung,
- kann die flächenhaft-lineare und lineare Erosion präzise quantifizieren,
- berücksichtigt alle Erosionsursachen,
- analysiert die Erosionsprozesse parzellenübergreifend und
- ist wegen des begrenzten Zeitaufwandes und der vertretbaren Kosten langfristig durchführbar.

Das Erosionsgeschehen wird immer zum Ende der Frostperiode (Ermittlung der Wintererosion) erfasst. Im Frühjahr und Sommer (Sommererosion) finden Kartierungen nach Niederschlagsereignissen mit einer Gesamtregenhöhe von 30 mm und, unabhängig von der Menge, nach allen Regenereignissen, die deutliche Erosionsspuren verursachen, statt. Die Dauerbeobachtung erfasst alle Erosionsformen in ihrer räumlichen Abgrenzung. Die linearen und flächenhaft-linearen Erosionsformen werden vermessen (Anzahl, Breite, Tiefe und Länge der Formen). Aus den Ausräumungsvolumina lassen sich die linearen Bodenabträge präzise in Tonnen pro Hektar ($t\ ha^{-1}$) bzw. Tonnen pro Hektar und Jahr ($t\ ha^{-1}\ a^{-1}$) errechnen. Flächenhafte Erosionsformen werden in drei spezifische Typen differenziert: Abspülung, Abspülung in Bearbeitungsspuren und Kleinstrillen. Eine Quantifizierung der Bodenabträge durch flächenhafte Erosionsformen ist mit der Methodik der Feldkartierung jedoch nicht möglich (AUERSWALD & WIEGAND 2001), da die Mächtigkeit der abgetragenen Feinerdeschicht nicht bestimmt werden kann. Für die Schätzung von Gesamtabträgen müssen also die gemessenen Abträge der linearen Erosion mit berechneten Werten für die flächenhafte Erosion verknüpft werden.

Darüber hinaus erfasst jede Kartierung die angebauten Kulturen, die Bodenbearbeitung, den Verschlämmungsgrad der Flächen in Prozent und weitere wichtige erosionsbeeinflussende Faktoren.

Abb. 7.3: Flächenhafte Abspülung (links) und Rillenerosion (rechts) im Gebiet Barum (März 2009).

Seit dem Jahr 2010 erfolgt die Erfassung der Erosionsformen im Feld mit Hilfe von mobilen GPS-Empfängern und der eigens dafür programmierten Applikation Eropad (STEINHOFF et al. 2010). Die alle drei Jahre durchgeführte Bewirtschaftungsbefragung erfasst parallel zu den Kartierungen die agrartechnischen Randbedingungen auf den Referenzflächen sowie Daten zur Betriebsstruktur. Für die Bodenerosion wichtige Merkmale der Bewirtschaftung werden für die einzelnen Parzellenflächen von den Betriebsleitern erfragt. Neben den angebauten Kulturen steht die Erfassung der Bodenbearbeitungs- und Bestelltechniken (eingesetzte Maschinen und Verfahren) im Vordergrund. Alle Daten der Dauerbeobachtung fließen in die Datenbank NERODAT (Niedersächsische EROsions DATenbank) ein (MOSIMANN et al. 2009). In NERODAT werden seit dem Jahr 2010 auch alle Geodatensätze aufgenommen, so dass eine kombinierte Sach- und Geodatenbank zur Analyse und Archivierung der Daten zur Verfügung steht. Eine weiterführende Darstellung der Methodik des Erosionsmonitorings befindet sich in MOSIMANN et al. 2009.

7.3 Ergebnisse der Messreihe 2000–2011

Für die Analysen der Bodenabträge in Niedersachsen steht ein Datenkollektiv von über 1000 Parzellenmessjahren zur Verfügung. Insgesamt wurden in den zwölf Jahren 983 Erosionsereignisse mit über 4400 linearen Einzelformen vermessen.

7.3.1 Wie hoch sind die Bodenabträge in Niedersachsen?

Im Mittel beträgt der kartierte und vermessene Bodenabtrag auf allen Parzellen der Dauerbeobachtung 1,2 t ha^{-1} a^{-1}. Dieser Wert umfasst alle Abträge der linearen und flächenhaft-linearen Erosion. Zur Bestimmung des Gesamtbodenabtrags muss der flächenhafte Bodenabtrag abgeschätzt werden. In der Literatur werden unterschiedliche Werte für diesen Beitrag genannt. Die Angaben schwanken zwischen 20–25 % (FELDWISCH 1995), 22–46 % (GOEVERS & POESEN 1988) und 35–50 % (LOCH 1996) der linearen Erosion. Ein mittlerer Anteil von 40 % ist für die untersuchten Gebiete plausibel, da häufig flächenhafte Formen aufgenommen werden und die Verhältnisse im südlichen Niedersachsen mit denen in Belgien am ehesten vergleichbar sind. Der Gesamtabtrag liegt also entsprechend höher als der kartierte Abtrag. Abbildung 7.4 fasst die Ergebnisse nach Regionen differenziert zusammen. Der mittlere Gesamtabtrag für alle Parzellen der Dauerbeobachtung beträgt 1,7 t ha^{-1} a^{-1}.

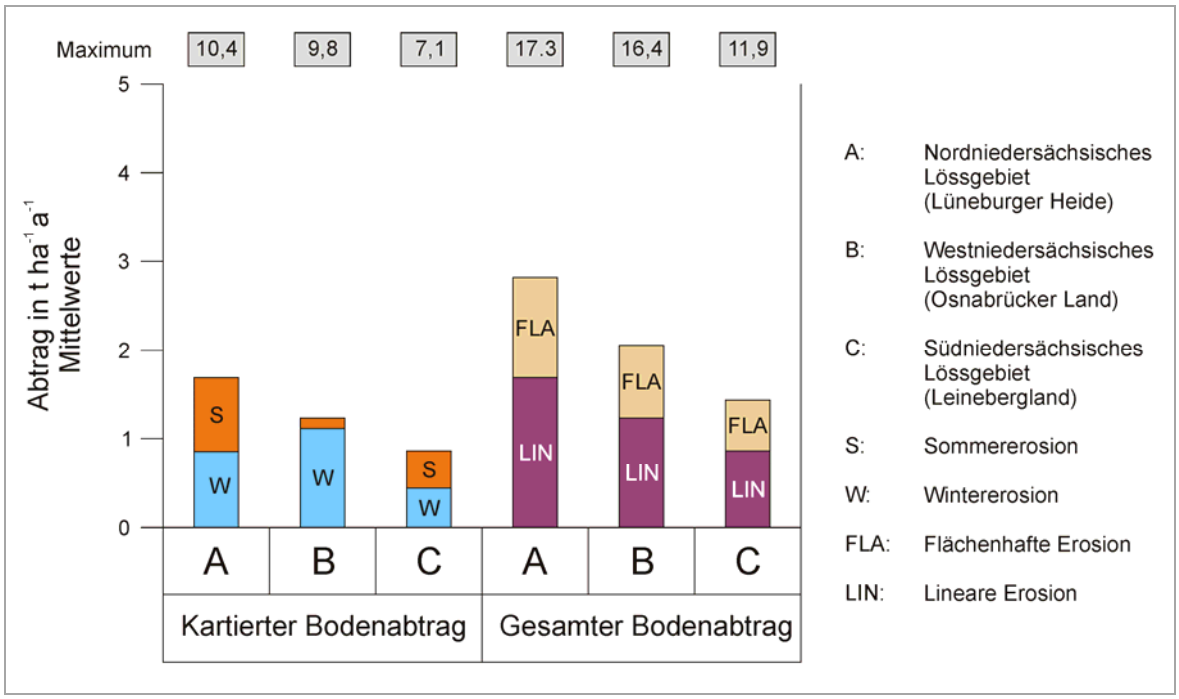


Abb. 7.4: Mittlere jährliche Bodenabträge der Dauerbeobachtungsflächen in Niedersachsen für die Messperiode 2000–2011.

Die ermittelten jährlichen Gesamtabträge sind im Vergleich zu anderen empirisch erhobenen Werten gering. VANDAELE & POESEN (1995) stellen für Lehmgebiete in Belgien einen jährlichen Bodenabtrag zwischen 8–12 t ha^{-1} a^{-1} fest. BRUNOTTE (1990) schätzt, dass der mittlere Bodenabtrag auf Ackerflächen in Deutschland etwa 5 t ha^{-1} a^{-1} beträgt. Völlig abweichend von diesen Einschätzungen wurden jedoch auch bei ähnlich angelegten langjährigen Feldkartierungen für Gebiete in der Schweiz Abtragsraten von lediglich 0,2–2,4 t ha^{-1} a^{-1} ermittelt (PRASUHN 2010). Die zum Teil hohen mittleren Abtragsmengen anderer Untersu-

chungen lassen sich nur dadurch erklären, dass diese in besonders erosionsanfälligen Gebieten erhoben wurden. Es zeigt sich also, dass noch weitere Messreihen benötigt werden, um die tatsächlichen Bodenabträge mit hoher Sicherheit bestimmen zu können.

Tab. 7.1: Wichtige Kennwerte der Bewirtschaftung in den drei Regionen der Dauerbeobachtung der Bodenerosion.

Region	Sommerfrüchte [%]	Zwischenfrüchte vor Sommerfrüchten [%]	konservierende Bewirtschaftung [%]
Nordniedersächsisches Sandlössgebiet	34,3	44,6	19,4
Westniedersächsisches Lössgebiet	28,2	77,4	44,6
Südniedersächsisches Lössgebiet	22,8	77,7	49,4

Die Bodenabträge in den drei Beobachtungsregionen Niedersachsens unterscheiden sich deutlich. Die höchsten Abträge fanden mit 2,8 t ha^{-1} a^{-1} bislang auf den Parzellen im nordniedersächsischen Sandlössgebiet statt. Im Vergleich zu den anderen Gebieten weist diese Region zwar geringere Hangneigungen (3–10 % im Vergleich zu 4–18 % in Südniedersachsen) auf. Hauptursachen der höheren Erosionsaktivität sind die sehr erosionsanfälligen Sandlössböden mit geringem Humusgehalt sowie die Art der Bewirtschaftung. Der Anteil der konservierenden Bewirtschaftung ist mit knapp 20 % wesentlich geringer als in den anderen Gebieten (50 %). In Nordniedersachsen liegt der Anteil der Sommerfrüchte (Zuckerrüben, Kartoffeln, Mais) deutlich höher als in den anderen Gebieten. Nur hier sind Kartoffeln fester Bestandteil der Fruchtfolgen. Auch im Winter liegen die Abtragsbeträge im Durchschnitt in Nordniedersachsen höher. Hauptursache ist der niedrigere Anteil an Zwischenfrüchten, und die entsprechend geringere Bodenbedeckung (s. Tab. 7.1) zeigt zudem, dass der Mittelwert von 1,7 t ha^{-1} a^{-1} zum Teil weit überschritten wird. Auf etwa 25 % der Parzellen ist der Abtrag höher als der ermittelte Durchschnitt. Auf einer Parzelle in Nordniedersachsen beträgt der kartierte Bodenverlust jährlich über 10 t ha^{-1} a^{-1}. Dies entspricht einer Abnahme der Profilmächtigkeit von etwa 8 mm in zehn Jahren. In allen Regionen liegen die Extremwerte weit über den Mittelwerten. Zwei Hauptgründe erklären die zum Teil gering erscheinenden Mittelwerte:

- Die Flächen der Dauerbeobachtung bilden das gesamte Spektrum der Erosionsgefährdung ab. Sie beinhalten auch Schläge, auf denen nahezu keine Erosion stattfindet.
- In der Beobachtungsperiode von 2000 bis 2011 sind Starkniederschläge in den Dauerbeobachtungsgebieten nur unterdurchschnittlich aufgetreten.

7.3.2 In welchem zeitlichen Rhythmus tritt Bodenabtrag auf?

Die Bodenerosion unterliegt einer erheblichen zeitlichen Variabilität. Diese Variabilität lässt sich auf drei Hauptfaktoren zurückführen:

- Verteilung erosiver Niederschläge,
- die Fruchtfolge auf den einzelnen Parzellen und
- der Zustand der Bodenoberfläche in Abhängigkeit von der Bodenbearbeitung.

Im Durchschnitt tritt Bodenerosion in Niedersachsen fast jedes zweite Jahr auf (48 % der Messjahre). Auf den einzelnen Schlägen gibt es aber eine große Vielfalt der zeitlichen Abfolgen. Zur Verdeutlichung dieser zeitlichen Variabilität fasst die Erosionsdauerbeobachtung in Niedersachsen für alle Parzellen die jährlichen Bodenabträge mit den wichtigsten erosionsbeeinflussenden Faktoren in Abtragszeitreihen zusammen. Diese Zeitreihen zeigen die Variabilität des Bodenabtrages deutlich auf. Ein Beispiel dafür gibt Abbildung 7.5 mit dem Erosionsgeschehen für die Parzelle 4032 im Gebiet Klein Ilde (Lamme-Einzugsgebiet, Südniedersachsen). Die Parzelle ist fast jährlich von Erosionsereignissen betroffen, die meist aber nur zu geringen Bodenabträgen führen. Die linea-

ren Formen konzentrieren sich auf dieser Parzelle vornehmlich im Vorgewende, da das Hauptfeld genau quer zur Hangfalllinie bewirtschaftet wird. Im Jahr 2002 (konventioneller Winterweizenanbau) trat im Winter ein flächenhaft-paralleles Erosionssystem mit über 5 t ha^{-1} Bodenabtrag durch Schneeschmelzerosion auf.

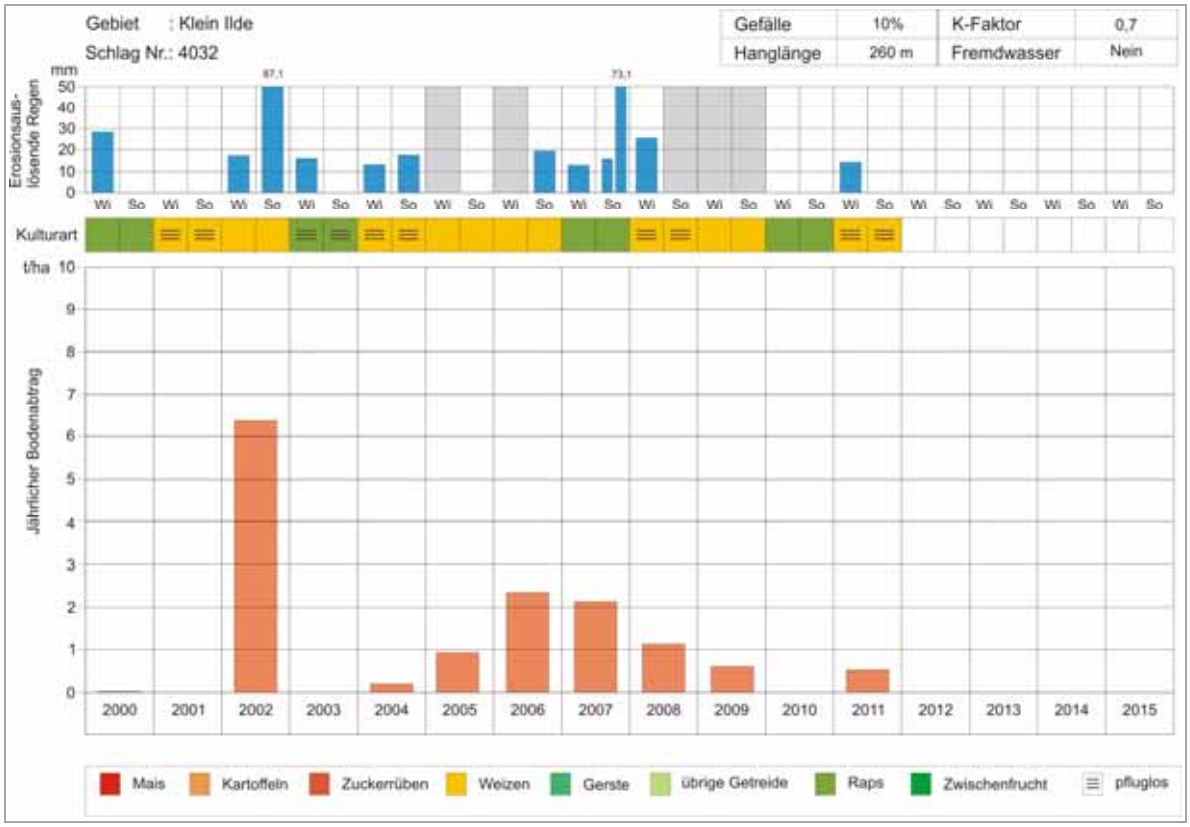


Abb. 7.5: Abtragszeitreihe 2000–2011 der Parzelle 4032 im Gebiet Klein Ilde (Lamme-Einzugsgebiet, Südniedersachsen).

Als Hauptgrund für die Varianz der Bodenabträge zwischen den einzelnen Jahren erweist sich die Verteilung der erosiven Niederschläge. Starkregen fehlen in Jahren mit geringer Erosionsaktivität ganz oder fallen nur zu Zeitpunkten mit hoher Bodenbedeckung, wie in den Monaten Juli oder August. In solchen Jahren ist der Bodenabtrag dann zum großen Teil auf die winterlichen Niederschläge bzw. die Schneeschmelze zurückzuführen. Dies spiegelt sich auch in den jahreszeitlichen Anteilen der Bodenabträge wider (Abb. 7.6).

Ein wichtiges Ergebnis der zeitlichen Analyse der elfjährigen Messreihe in Niedersachsen ist der hohe Anteil des Bodenabtrages im Winter. Im Gegensatz zu gängigen Annahmen finden in Niedersachsen über 55 % der Bodenabträge in den Monaten November–März statt. Parzellen mit Sommerfrüchten sind demnach insgesamt nicht erosionsaktiver als Parzellen mit Wintergetreide oder Winterraps. Wenn die Sommerfrüchte konservierend, im Winterzustand mit Zwischenfrucht oder Mulch (> 30 % Bodenbedeckung) und entsprechend der guten fachlichen Praxis angebaut werden, bleiben die Bodenabträge mehrheitlich unter den Werten auf vergleichbaren Schlägen mit Wintergetreide.

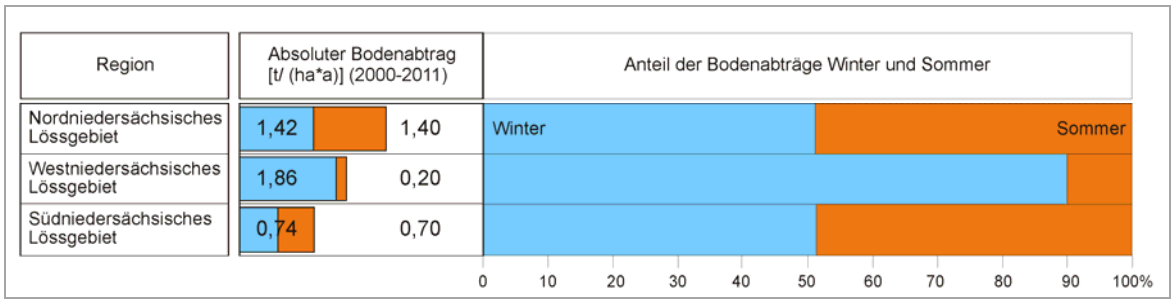


Abb. 7.6: Die Anteile des Bodenabtrages im Sommer und Winter.

7.3.3 Wo tritt Bodenerosion auf? – Die kleinsträumliche Verbreitung verschiedener Abtragsformen.

Bei der Erosionsdauerbeobachtung werden alle Erosionsformen, die Off-Site-Schäden sowie wichtige erosionsbeeinflussende Parameter lagegetreu kartiert. Für jede Kartierung entsteht auf diese Weise eine Karte der Erosionsformen und der Akkumulation. Solche Karten ermöglichen einen schnellen Überblick über die räumliche Verteilung der Bodenabträge. Abbildung 7.7 stellt das Ergebnis der Winterkartierung 2011 im Gebiet Küingdorf dar. Neben Erosion in Rillen und Rinnen trat vor allem fächerartiger bzw. paralleler Bodenabtrag in Rillen auf. Dies sind typische Erscheinungsformen der Schneeschmelzerosion.

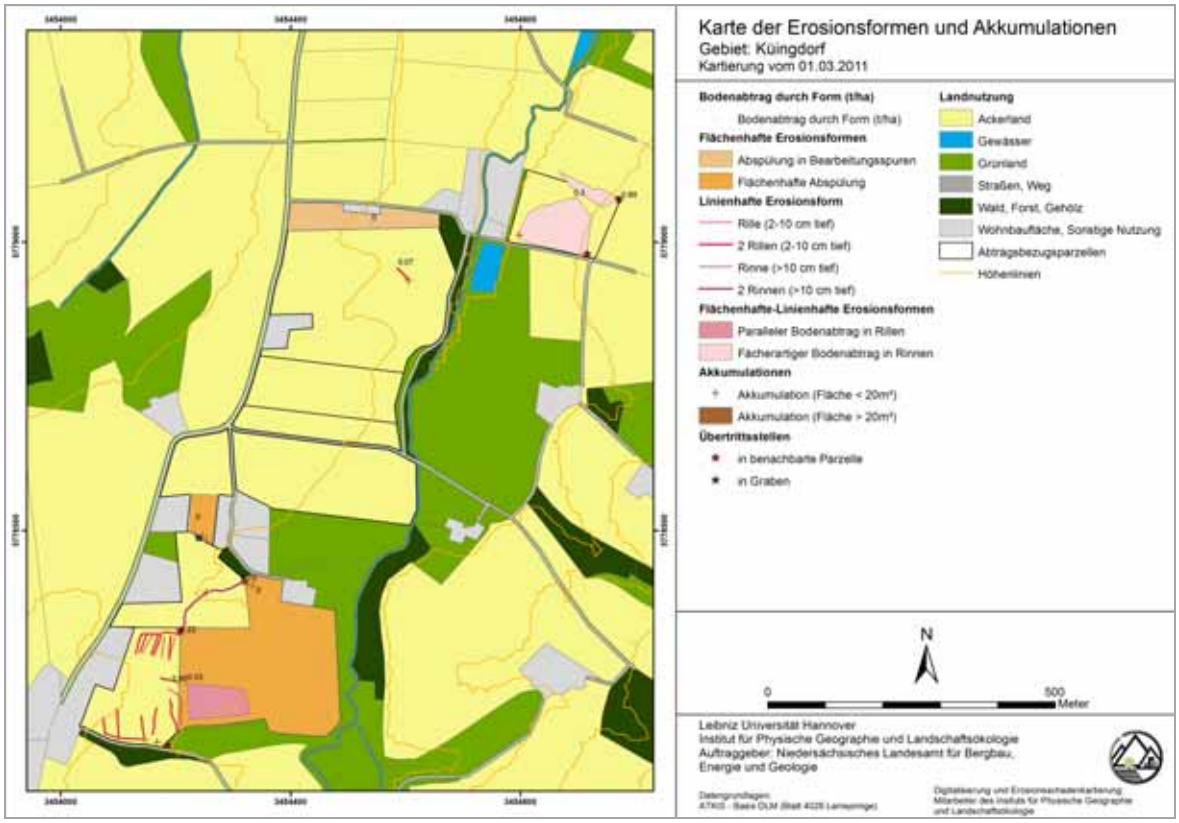


Abb. 7.7: Kartographische Dokumentation der Winterkartierung 2011 im Gebiet Küingdorf.

Die Dauerbeobachtung zeigt, dass Bodenerosion auch innerhalb der Parzellen räumlich sehr unterschiedlich hoch ausfällt. Für eine genaue Auswertung dieser räumlichen Variabilität erfolgt die Analyse aller bislang kartierten Erosionsereignisse innerhalb der einzelnen Kartiergebiete (BUG 2011). Abbildung 7.8 zeigt eine solche kleinräumig-differenzierte Analyse für das Gebiet Lamspringe. Bodenerosion konzentriert sich stark auf bestimmte Bereiche mit häufigem Abfluss größerer Wassermengen. Bereiche mit linearer Erosion differenzieren sich klar von denen ohne lineare Erosion:

- 78 % der Fläche des Gebietes Lamspringe sind bislang nicht von linearem Bodenabtrag betroffen.
- Auf 12 % der erosionsaktiven Fläche waren die Gesamtabträge mit unter 50 t ha^{-1} gering.
- 10 % der Fläche waren mit über 50 t ha^{-1} in elf Jahren (> 4,5 t ha^{-1} a^{-1}) stark von Erosion betroffen.

Der geringe Anteil der betroffenen Fläche erklärt sich unter anderem damit, dass fünf Schläge erst seit dem Jahr 2008 Teil der Dauerbeobachtungsfläche sind. Die Analysen für diese Schläge im Nordosten des Gebietes basieren deshalb auf nur drei Messjahren.

Abb. 7.8: Kleinräumig-differenzierte Verteilung der Bodenabträge im Gebiet Lamspringe (Südniedersachsen).

Einige Schläge sind aufgrund ihrer Struktur und Bearbeitung wesentlich häufiger und flächendeckender von linearer Erosion betroffen als andere. Beispielhaft zeigt dies der Vergleich zwischen den Schlägen 1/2 im Norden und 1/6 im Süden des Gebietes. Auf dem nördlichen Schlag trat bislang lineare Erosion vor allem im südlichen Vorgewende und in einer Tiefenlinie im Zentrum der Parzelle auf. Da das Hauptfeld parallel zu den Höhenlinien bewirtschaftet wird, entstehen in den Fahrspuren nur in Ausnahmefällen Erosionsspuren. So ist der Schlag insgesamt nur gering von linearem Bodenabtrag betroffen. 80 % der Schlagfläche blieben ohne Bodenerosion. In einem kleinen Bereich wurden aber auch hier hohe Bodenabträge von bis zu 125 t ha^{-1} in elf Jahren gemessen. Im Süden des Untersuchungsgebietes Lamspringe befindet sich ein besonders stark von linearem Bodenabtrag betroffener Schlag (1/6). Auf 57,5 % der Fläche trat lineare Erosion auf. Bislang ohne lineare Erosion blieben ein Rücken im Zentrum der Parzelle sowie flache Bereiche im äußersten Süden. Ansonsten tritt auf dem Schlag häufig und flächendeckend lineare Erosion auf. Durch die komplexe Reliefstruktur des Schlages mit Kuppen und Tiefenlinien werden einige Bereiche direkt in Hangfalllinie bewirtschaftet. Dort treten regelmäßig Abträge in Fahrspuren und Saatrillen auf. Zusätzlich wird der Schlag von zwei Tiefenlinien durchzogen, in denen sich fast jährlich Erosionsformen bilden. Insgesamt sind ca. 25 % des Schlages stark von Erosion betroffen. Hier übersteigen die Abträge 4,5 t ha^{-1} a^{-1}.

Insgesamt sind also im Gebiet Lamspringe bislang nur 22 % der Fläche durch lineare und flächenhaft-lineare Erosion betroffen. Durch die verbreitet höhenlinienparallele Bearbeitung tritt nur auf wenigen Schlägen Fahrspur- und Saatrillenerosion auf. Sehr hohe Abträge sind in Tiefenlinien und in einigen Vorgewenden zu verzeichnen. Es zeigen sich aber deutliche Unterschiede in der Erosionsaktivität zwischen den Tiefenlinienbereichen und den Vorgewenden. Auf Basis dieser Erkenntnisse lassen sich Erosionsschutzmaßnahmen räumlich konzentriert planen. Eine Modellierung der linearen Erosionsaktivität ist auf Basis solcher Daten möglich (s. Kap. 7.4).

7.3.4 Wie hängt die Bodenerosion von der Bewirtschaftung ab? – Auswertungen zu Anbaufrüchten und Bodenbearbeitungssystemen.

Die Dauerbeobachtung zeigt in vielen Fällen, dass Parzellen mit hohen Bodenabträgen in direkter Nachbarschaft von Parzellen ohne Erosion liegen. Nebst den Oberflächenformen bestimmen vor allem die Feldfrüchte und die Bodenbearbeitung die räumliche Variabilität der Bodenabträge. Tabelle 7.2 stellt die mittleren Bodenabträge für verschiedene Hauptkulturen und Bodenbearbeitungssysteme zusammen.

Tab. 7.2: Mittlerer linearer Bodenabtrag in Abhängigkeit von Anbaukultur und Bodenbearbeitung (kursiv: Hauptfrüchte, die nur ein einzelnen Gebieten angebaut werden).

Hauptfrucht	Mittlerer Bodenabtrag [t/ha * a]	Parzellen-messjahre [a]	Anteil pfluglose Boden-bearbeitung [%]	Mittlerer Bodenabtrag pfluglos [t/ha * a]	Mittlerer Bodenabtrag Pflug [t/ha * a]
Winterweizen	0,9	385	39	0,6	1,2
Zuckerrübe	0,9	127	54	1,1	0,8
Wintergerste	1,0	116	6	0,1	1,1
Winterraps	0,5	73	26	0,3	0,5
Kartoffeln	*4,2*	*33*	*0*	*k. A.*	*4,2*
Futtermais (Silomais)	*0,6*	*23*	*43*	*0,2*	*1,0*
Sonstiges	1,0	44	7	0	0,3

Die höchsten mittleren Bodenabträge treten auf Parzellen mit Kartoffeln auf. Kartoffeln werden nur im nordniedersächsischen Gebiet Barum angebaut. Die Dammkultur begünstigt die Bildung von linearen Erosionsformen, da die meisten Schläge in Barum in Hangfallrichtung bewirtschaftet werden. Eine konservierende Bewirtschaftung (das Mulchlegen) funktioniert im Kartoffelanbau noch nicht richtig. Der Anbau erfolgt größtenteils konventionell. Damit führt der Anbau von Kartoffeln im Norden Niedersachsens zu dreifach höheren Bodenabträgen als der Anbau von Getreide (Mittelwert 1,5 t ha^{-1} a^{-1} im Gebiet Barum) oder Zuckerrüben (Mittelwert 1,3 t ha^{-1} a^{-1} im Gebiet Barum).

Parzellen mit Zuckerrüben, Winterweizen und Wintergerste weisen im Durchschnitt ähnliche mittlere Bodenabträge (0,9–1 t ha^{-1} a^{-1}) auf. Dieses Ergebnis überrascht hinsichtlich der Zuckerrübe. Sie gilt als besonders erosionsfördernde Anbaufrucht, da sie im beginnenden Zeitraum intensiver Starkregen den Boden wenig schützt. Die Parzellen der Dauerbeobachtung mit der Hauptfrucht Zuckerrübe sind im Winter zu 85 % durch eine Zwischenfrucht oder durch Mulch geschützt. Im Winter tritt auf diesen Parzellen nur sehr vereinzelt lineare Erosion auf. 83 % der auffallend geringen Bodenabträge bei der Zuckerrübe können auf Sommerniederschläge zurückgeführt werden. Im Gegensatz dazu treten auf Parzellen mit Wintergetreide etwa zwei Drittel der Erosionsereignisse in den Wintermonaten auf. Diese führen zu 74 % der Bodenabträge auf Getreideparzellen. Für Nordwestdeutschland gilt also: Wintergetreide ist aufgrund der hohen Abträge in den Wintermonaten wesentlich erosionsfördernder als bislang angenommen. Gerste wird aufgrund von fruchtfolgebedingten Einschränkungen fast ausschließlich konventionell angebaut. Dadurch fallen die mittleren Bodenabträge, trotz der besseren Bodenbedeckung durch den mehr horstartigen Wuchs, ähnlich hoch wie beim Weizen aus. Durch einen vermehrten konservierenden Anbau von Gerste könnte der lineare Bodenabtrag vermutlich deutlich verringert werden. Nur durch den mit 39 % deutlich höheren Anteil an pflugloser Bearbeitung treten beim Weizen vergleichbare Bodenabträge auf. Beim Anbau von Winterraps zeigen sich nur etwa halb so hohe Abtragsbeträge wie beim Wintergetreide. Raps schützt den Boden wesentlich besser vor linearer Erosion als Wintergetreide. Das liegt vor allem an dem bis zu 40 % höheren Bodenbedeckungsgrad dieser Frucht in den Wintermonaten.

Die Anbaufrucht Mais spielt in den Gebieten der Dauerbeobachtung bislang nur eine untergeordnete Rolle. In den ersten sechs Messjahren fand Maisanbau nur im westniedersächsischen Gebiet Küingdorf statt. Hier sind die Bodenabträge wegen der kleinparzellierten Struktur im Mittel geringer als in den anderen Gebieten (MOSIMANN et al. 2009). Erst in den letzten Jahren nimmt der Anbau auch in den anderen, klassischen Marktfruchtanbaugebieten zu. Der Hauptgrund für den Anstieg des Maisanbaus ist die Nutzung von Mais als Substrat für die Erzeugung von Energie aus Biogas. Diese Nutzung steht im Zusammenhang mit der Novellierung des EEG im Jahre 2004 (WEIDANZ & MOSIMANN 2008) und führt zu teilweise erhöhten Bodenabträgen im südlichen, lössgeprägten niedersächsischen Berg- und Hügelland. Aussagen zur Höhe der Bodenabträge beim Maisanbau sind auf Grundlage der bisherigen Messreihe noch nicht zulässig.

Bei fast allen Feldfrüchten führt eine konservierende Bodenbearbeitung durch die 10–30 % höhere Bodenbedeckung zu einer Verringerung des Bodenabtrags. Besonders effektiv zeigt sich diese Bearbeitungsvariante beim Anbau von Wintergerste und Winterweizen. Die Werte für die Zuckerrübe dürfen dagegen nicht als Effekt des Bodenbearbeitungssystems interpretiert werden. Auf den besonders erosionsgefährdeten Flächen der Dauerbeobachtung wird nämlich die Zuckerrübe nur ohne Pflug angebaut, während auf den wenig gefährdeten Flächen der Pflug häufiger zum Einsatz kommt. Insgesamt ist der Einsatz konservierender Bearbeitungssysteme beim Zuckerrübenanbau weiter verbreitet als bei den anderen Feldfrüchten. Dies ist ein weiterer Grund für die vergleichsweise niedrigen Bodenabträge bei der Zuckerrübe.

7.3.5 Gibt es einen Trend bei den Bodenabträgen in Niedersachsen?

Dauerbeobachtung will auch Trends ermitteln. Bei der Erosionsintensität lässt sich aus den Mittelwerten der Jahre 2000–2011 bislang jedoch keine Veränderung ableiten. Die in Abbildung 7.9 dargestellten jährlichen Mittelwerte zeigen ab dem Jahr 2003 einen annähernd konstanten mittleren jährlichen kartierten Bodenabtrag von 1,2 t ha^{-1} a^{-1} an. Einflüsse wie der zunehmende Anteil der konservierenden Bewirtschaftung spiegeln sich noch nicht in den Mittelwerten wider oder werden durch andere Effekte überprägt. Ein Einfluss des Klimawandels mit einer einhergehenden erhöhten Häufigkeit von Starkniederschlägen in Niedersachsen (ENGEL & MÜLLER 2009) kann aufgrund der starken kurzzeitigen Variabilität der Bodenerosion nicht festgestellt werden. Weder die Häufigkeit von Starkregenereignissen noch die Regenmengen sind in der letzten Dekade signifikant angestiegen.

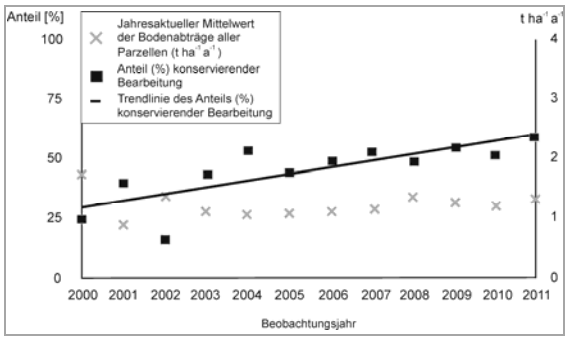


Abb. 7.9: Mittlere Bodenabträge 2000–2011 und die Entwicklung der konservierenden Bodenbearbeitung in Niedersachsen.

Für die Bildung von validen Mittelwerten auf Parzellenbasis ist die elfjährige Messreihe wegen der starken jährlichen Schwankungen noch zu kurz (MOSIMANN et al. 2009). Die Mittelwerte hängen stark von Einzelereignissen mit hohen Abträgen oder auch von Phasen ohne Abtrag ab. Die bisherige Entwicklung der Standardabweichung lässt darauf schließen, dass eine Beobachtungsreihe der Bodenerosion mindestens 15 Jahre dauern muss, um valide Mittelwerte zu bekommen. Die Weiterführung der Dauerbeobachtung der Wassererosion in Niedersachsen ist ein wichtiges Ziel, um die bisher gesammelten Daten noch besser nutzen zu können.

7.4 Modellentwicklungen auf Basis des Erosionsmonitorings

Ein wichtiges Ziel der Erosionsdauerbeobachtung in Niedersachsen ist nicht nur die langfristige Erfassung des Erosionsgeschehens, sondern auch die Inwertsetzung dieser Erkenntnisse in Modellen und Instrumenten für die Praxis. Die Beobachtungen zur Wassererosion fließen deshalb mit zunehmender Länge der Messreihen immer stärker in die Entwicklung von Feldschlüsseln (MOSIMANN & SANDERS 2003; MOSIMANN, WESTPHAL & BACKHAUS 2007) und in die Entwicklung von Modellen ein (BUG & MOSIMANN 2010, 2012; STEINHOFF, BUG & MOSIMAN 2012). Zwei Beispiele neu entstandener Modelle sollen im Folgenden vorgestellt werden.

7.4.1 Modell zur Prognose der linearen Erosionsaktivität

Das Modell LINERO (BUG & MOSIMANN 2012) dient der Prognose der räumlichen Verteilung und Aktivität von LINearen EROsionsformen. LINERO grenzt Schlagbereiche ab, auf denen lineare Erosionsformen auftreten und schätzt die Höhe des zu erwartenden Abtrages ein. Die empirische Basis des Modells liefert das zwölfjährige Monitoring. Durch umfangreiche, räumliche Auswertung entstehen Schadenskarten der linearen Erosion für die Untersuchungsgebiete. Mit Hilfe von statistischen und wissensbasierten Methoden werden Zusammenhänge zwischen der Lage bzw. der Höhe des linearen Abtrages und des Reliefs sowie der Schlagstruktur ermittelt. Aus Geländemodellen und den digitalen Schlagstrukturen werden anhand verschiedener GIS-Modelle Prädiktoren abgeleitet, die zur Prognose benötigt werden.

Die Vorhersage der linearen Erosionsaktivität erfolgt für vier einzelne Teilprozesse: Die Erosion in Tiefenlinien, in Fahrspuren, im Vorgewende und durch Zuschusswasser beruht auf je einem eigenen Entscheidungsbaum. Die Ausweisung von Schlagbereichen, auf denen kein linearer Bodenabtrag auftritt, ist ein weiterer Modellschritt. LINERO kombiniert nun als

GIS-basiertes Modell die Endscheidungsbäume mit den Prädiktoren. Dadurch können die Erkenntnisse der Dauerbeobachtung zur linearen Erosionsaktivität auch auf andere Gebiete übertragen werden. Als Eingangsdaten benötigt das Modell lediglich die Schlagstruktur und ein Geländemodell. Abbildung 7.10 zeigt als Beispiel die Anwendung von LINERO im Gebiet Nette. Das Modell wurde auf Basis der Daten aus Lamspringe und Barum erstellt. Das Gebiet Nette liefert somit unabhängige Daten. Es zeigt sich, dass die Ergebnisse des Modells LINERO im Gebiet Nette gut mit der kartierten Erosion übereinstimmen. Durch die konsequente Querbearbeitung auf allen Schlägen ist das Auftreten von linearen Erosionsformen in diesem Gebiet eher selten und zumeist auf die Vorgewende beschränkt. Das Modell bildet diese Situation sehr gut ab.

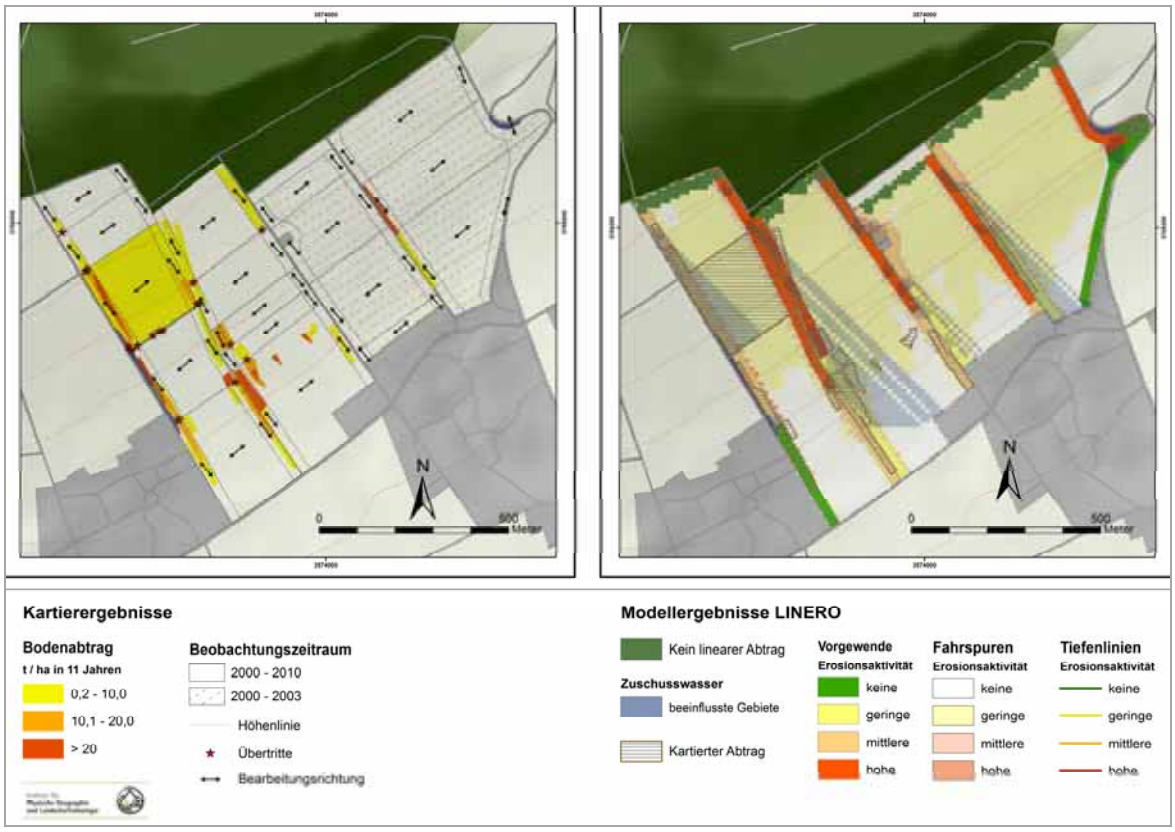


Abb. 7.10: Kartierte und prognostizierte lineare Erosionsaktivität im Gebiet Nette.

Die Prognose in Stufen der Erosionsaktivität hat semi-quantitativen Charakter. In Gebieten mit ausreichender empirischer Datenbasis aus einem Erosionsmonitoring können den Aktivitätsstufen ungefähre Abtragsmengen zugeordnet werden (BUG & MOSIMANN 2012). Für eine semi-quantitative Aussage ist also eine regionale Kalibrierung erforderlich. Für eine qualitative Aussage (wo tritt lineare Erosion hauptsächlich auf?) lässt sich aber das Modell jetzt schon auf andere Gebiete übertragen. LINERO kann aufgrund seiner guten empirischen Basis zur lokal differenzierten Planung von Maßnahmen zum Boden- und Gewässerschutz eingesetzt werden.

7.4.2 Modell zur Ermittlung des Gewässeranschlusses von Ackerflächen

Eine ernstzunehmende Folge der Bodenerosion durch Wasser ist der Eintrag von Feinerde und daran gebundener Nähr- und Schadstoffe in die Gewässer. Zur Planung von Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerqualität gehört die Lokalisierung von Ackerparzellen, von denen Feinerde in die Gewässer gelangen kann. Denn Maßnahmen auf diesen Flächen sind doppelt effektiv, da diese sowohl die On-Site-Schäden auf der Fläche verringern als auch den Eintrag von Material in Fließgewässer (Off-Site-Schaden) eindämmen können. Zur Lokalisierung solcher Flächen dient der Feldschlüssel „Gewässeranschluss von Ackerflächen" (MOSIMANN, WESTPHAL & BACKHAUS 2007), der auf Basis der Ergebnisse der Erosionsdauerbeobachtung in Niedersachsen entstand. In Kombination mit dem Schlüssel „Bodenerosion selber abschätzen" (MOSIMANN & RÜTTIMANN 1999, MOSIMANN & SANDERS 2003) kann im Rahmen einer Feldkartierung geklärt werden, ob ein Ackerschlag erosionsgefährdet ist und ob die Wahrscheinlichkeit erheblich ist, dass von diesem Schlag Bodenmaterial in Gewässer gelangt. Zur Einschätzung der Gefährdungssituation für größere Flächen wurde der Schlüssel „Gewässeranschluss" zum halbautomatisierten Modell MOGWAF (GIS-basiertes Modell zur Bestimmung des Gewässeranschlusses von erosionsaktiven Flächen) weiterentwickelt (BUG & MOSIMANN 2010). Dieses Modell ermöglicht die Verortung an Gewässer angeschlossener Ackerparzellen ohne aufwendige Feldkartierungen. Es ist mit Anpassungen an die jeweilige Landschafts- und Nutzungsstruktur räumlich übertragbar und benötigt nur wenige Eingangsparameter. Für Niedersachsen und parallel für die Nordwestschweiz (www.geo.bl.ch) entstand so ein Instrument,

- das Flächen von Ackerschlägen mit Gewässeranschluss erkennt,
- das nutzungsspezifische Besonderheiten wie Bankette, Einlaufschächte und Grabenstrukturen berücksichtigt,
- das flächendeckend und schnell ohne Feldbegehungen den Anschluss modelliert und damit
- als Grundlage für die Maßnahmenplanung eingesetzt werden kann.

Für die Vorhersage des Gewässeranschlusses von Ackerflächen benötigt das GIS-Modell nur wenige, allgemein verfügbare Eingangsdaten. Durch die Integration der Ergebnisse können gängige Erosionsgefährdungskarten um den Aspekt der Gewässergefährdung erweitert werden. Diese Information ist im Hinblick auf die EU-Wasserrahmenrichtlinie und die Vorgaben der Cross-Compliance-Richtlinien von hoher Bedeutung für den Gewässerschutz und die landwirtschaftliche Beratung. Abbildung 7.11 zeigt Ergebnisse einer Modellierung mit MOGWAF für das obere Einzugsgebiet der Lamme.

Die Aussagen von MOGWAF sind parzellenscharf und damit gut vermittelbar. Den beteiligten Akteuren liefert das Modell eine einfache Information zum Zusammenhang zwischen Bodenerosion und Gewässerbelastung. Die Ergebnisse weisen den Landwirt auf eine räumlich abgrenzbare Gefahr hin, auf die durch punktuelle Maßnahmen reagiert werden kann. Durch die Integration der Ergebnisse von MOGWAF in Erosionsgefährdungskarten kann der Prozess der Bodenerosion auch in seiner Wirkung auf die Gewässer abgebildet und als Umweltinformation allen betroffenen Akteuren zur Verfügung gestellt werden (siehe Beispiel Kanton-Basel-Landschaft: www.baselland.ch/-Bodeninformation.312689.0.html).

In Zukunft soll geprüft werden, wie weit das Modell auch den Eintrag in andere Schutzgüter, wie dystrophe Ökotope oder aber auch Siedlungsbereiche, vorhersagen kann.

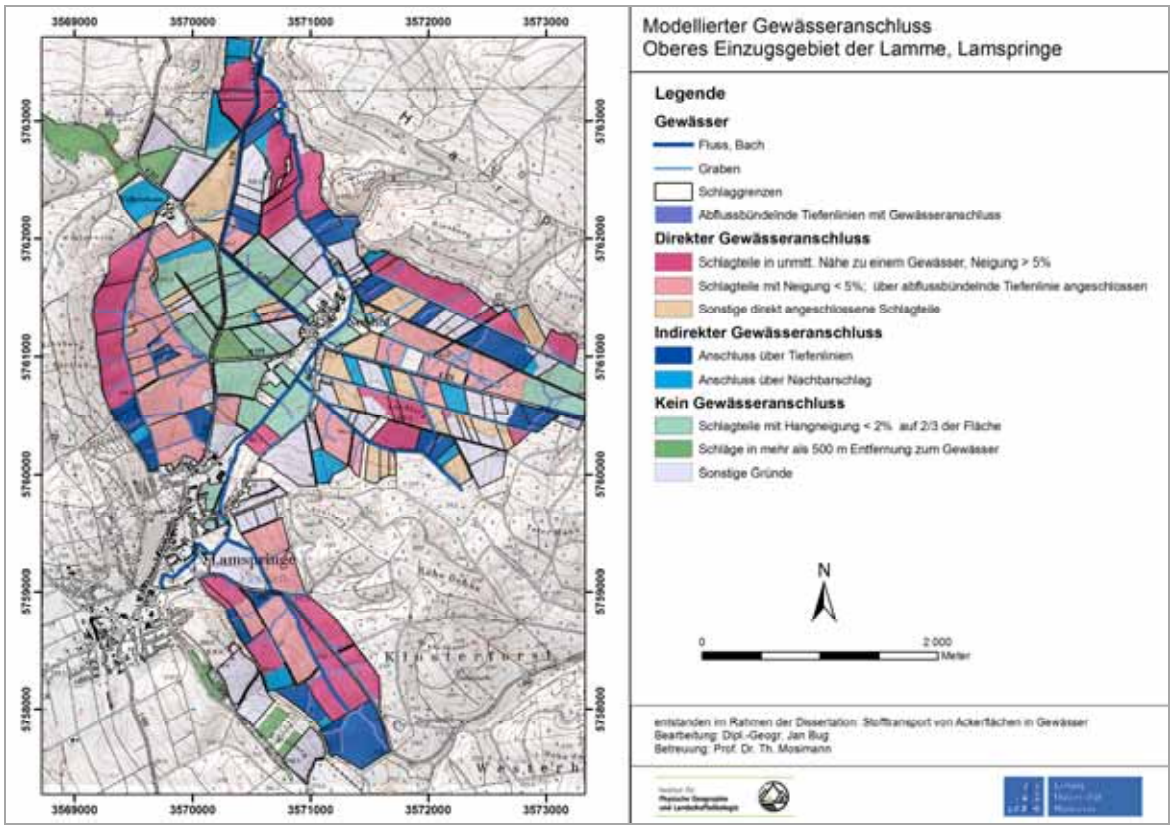


Abb. 7.11: Modellierter Gewässeranschluss im Gebiet Lamspringe und Umgebung.

7.5 Fazit: Der Wert einer Dauerbeobachtung der Bodenerosion

Mit der Dauerbeobachtung wird die Bodenerosion zu einer belegbaren Größe im Landschaftshaushalt. Durch das Monitoring können die schleichende Schädigung des Bodens und Auswirkungen des Feinerdeaustrags in ihrem Ausmaß und in ihrer räumlichen Differenzierung nachgewiesen werden. Dies erleichtert die Einschätzung des Umweltproblems „Bodenerosion“ im Zusammenhang mit der Umsetzung des Boden- und Gewässerschutzes sowie einer umweltverträglichen Landwirtschaft. Die langen Datenreihen liefern auch unverzichtbare Grundlagen für die Einschätzung der Verlässlichkeit gängiger Modelle zur Abschätzung der Bodenerosion, wie zum Beispiel die Allgemeine Bodenabtragsgleichung (ABAG) oder Erosion 3D. Besonders die Validierung von Erosion 3D kann gut durchgeführt werden, da die Dauerbeobachtung alle Faktoren von Einzelereignissen aufzeichnet.

Durch die lange Messreihe lässt sich zudem die Wirkung der heute praktizierten Erosionsschutzmaßnahmen einschätzen. Bislang zeigt sich, dass eine konservierende Bewirtschaftung die Bodenabträge in Niedersachsen um 50–80 % vermindern kann. Die Ergebnisse des Erosionsmonitorings können als Argumentationshilfe in der Landwirtschaftsberatung dienen. So lassen sich zum Beispiel auch die Standort- und Nutzungsbedingungen eingrenzen, unter denen die konservierende Bodenbearbeitung als Schutzmaßnahme nicht ausreicht, um den Bodenqualitätsstandard (NLÖ 2003) zu erreichen. Damit kann festgestellt werden, bei welchen Standort- und Bewirtschaftungssituationen ein dringender Handlungsbedarf in der landwirtschaftlichen Beratung besteht.

Wie Kapitel 7.4 zeigt, liefert der Datensatz die Grundlage für die Entwicklung neuer Modelle. Die Modelle LINERO und MOGWAF selbst

können wiederum als Grundlage für eine räumlich differenzierte Maßnahmenplanung (BUG 2011) und das Gewässerschutzmanagement eingesetzt werden. Die Einbettung von Modellbausteinen für die Prognose der linearen Erosion in die ABAG und Bodenerosionsschlüssel (MOSIMANN & SANDERS 2003) sind Aufgaben für die Zukunft. Auch die Prognose des Risikos von Off-Site-Schäden abseits der Gewässer kann an die Hand genommen werden.

Im Zeitalter der kurzen Projektzyklen in der Forschung setzt die Dauerbeobachtung einen Gegenakzent: die „unspektakuläre" Beschaffung von verlässlichen Langfristdaten, die vielseitig in Wert gesetzt werden können.

7.6 Quellen

AUERSWALD, K. & WIEGAND, S. (2001): Ist die Erosionsschadenskartierung geeignet, um im Sinne der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung Erosionsflächen zu identifizieren und den Bodenabtrag festzustellen? – Bodenschutz **4**: 123–128.

BUG, J. (2011): Modellierung der linearen Erosion und des Risikos von Partikeleinträgen in Gewässer - Entwicklung und Anwendung von entscheidungsbasierten Modellen zur flächenhaften Prognose der linearen Erosionsaktivität und des Gewässeranschlusses von Ackerflächen (Niedersachsen und Nordwestschweiz). – 151 S., Dissertation, Universität Hannover.

BUG, J. & MOSIMANN, T. (2010): Modellierung des Gewässeranschlusses von erosionsaktiven Flächen - Entwicklung und Anwendung eines GIS-gestützten Modells in Niedersachsen und der Nordwestschweiz. – Naturschutz und Landschaftsplanung **43/3**: 77–84.

BUG, J. & MOSIMANN, T. (2012): Modellierung der linearen Bodenerosion - Entwicklung eines entscheidungsbasierten Modells zur flächenhaften Prognose der linearen Erosionsaktivität. – Geosynthesis **15**.

BRUNOTTE, J. (1990): Landtechnische Maßnahmen zum bodenschonenden und bodenschützenden Zuckerrübenanbau. – Forschungsbericht Agrartechnik des Arbeitskreises Forschung und Lehre der MEG **183**: 205 S., Dissertation, Universität Kiel.

CAPELLE, A. (1990): Die erosionsgefährdete Landesfläche in Niedersachsen und Bremen. – Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung **31**: 11–17.

CAPELLE, A. & LÜDERS, R. (1985): Die potentielle Erosionsgefährdung der Böden in Niedersachsen. – Göttinger Bodenkundliche Berichte **83**: 107–127.

ENGEL, N. & MÜLLER, U. (2009): Auswirkungen des Klimawandels auf Böden in Niedersachsen. – 27 S., 15 Abb.; Hannover (LBEG).

FELDWISCH, N. (1995): Hangneigung und Bodenerosion. Boden und Landschaft. – Schriftenreihe zur Bodenkunde, Landeskultur und Landschaftsökologie **3**: 164 S.

GOVERS, G. & POESEN, J. (1988): Assessment of the interrill and rill contributions to total soil loss from an upland field plot. – Geomorphology **1**: 343–354.

LOCH, R. J. (1996): Using rill/interrill comparisons to interfere likely responses of erosion to slope length: implications for land management. – Australian Journal of Soil Research **34**: 489–502.

MOSIMANN, T. BUG, J. SANDERS, S. & BEISIEGEL, F. (2009): Bodenerosionsdauerbeobachtung in Niedersachsen 2000–2008. – Geosynthesis **14**: 101 S.

MOSIMANN, T. & RÜTTIMANN, M. (1999): Bodenerosion selber abschätzen - ein Schlüssel für Betriebsleiter und Berater. Ackerbaugebiete des zentralen Mittellandes. – 36 S., ABTEILUNG LANDWIRTSCHAFT AARGAU, ABTEILUNG UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT KANTON BERN, AMT FÜR UMWELTSCHUTZ UND LANDWIRTSCHAFTSAMT KANTON LUZERN, AMT FÜR UMWELTSCHUTZ UND AMT FÜR LANDWIRTSCHAFT KANTON SOLOTHURN (Hrsg.); Aarau, Bern, Luzern und Solothurn.

MOSIMANN, T & SANDERS, S. (2003): Bodenerosion selber abschätzen. Ein Schlüssel für Betriebsleiter und Berater in Niedersachsen. Ackerbaugebiete im südlichen Niedersachsen. – 29 S., LANDWIRTSCHAFTSKAMMER HANNOVER (Hrsg.); Hannover.

MOSIMANN, T., WESTPHAL, H. & BACKHAUS, J. (2007): Gewässeranschluss von Ackerflächen. Ein Schlüssel für Betriebsleiter und Berater in Niedersachsen. – 15 S., Institut für Physische Geographie und Landschafts-

ökologie und Landwirtschaftskammer Niedersachsen; Hannover.

NLÖ – NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR ÖKOLOGIE (Hrsg.) (2003): Bodenqualitätszielkonzept Niedersachsen. Teil 1: Bodenerosion und Bodenversiegelung. – Nachhaltiges Niedersachsen **23**: 1–52.

PRASUHN, V. (2010): Zeitliche Variabilität von Bodenerosion – Analyse von 10 Jahren Erosionsschadenskartierungen im Schweizer Mittelland. – Die Bodenkultur **61/2**, Universität für Bodenkultur Wien.

STEINHOFF, B., BUG, J., MEER, U. & MOSIMANN, T. (2010): GIS- und GPS-gestützte Erfassung von Bodenerosion. – ArcAktuell **3**/2010: 20–21.

STEINHOFF, B., BUG, J. & MOSIMANN, T. (2012): Automatische Generierung von Prozesseinheiten zur räumlich-differenzierten Erosionsmodellierung. – GIS-Science [im Druck].

VANDAELE, K. & POESEN, J. (1995): Spatial and temporal patterns of soil erosion rates in an agricultural catchment, central Belgium. – Catena **25**: 213–226.

WEIDANZ, J. & MOSIMANN, T. (2008): Auswirkungen von Maisanbau zur Produktion von Biogas auf die Bodenerosion. – Wasser und Abfall **7-8**: 16–20.

8 Bodenfruchtbarkeit: Humusbilanzen, Nährstoffversorgung und pH-Werte

HEINRICH HÖPER, LUISE ENGELKE, KARL SEVERIN, HUBERT GROH & MANUELA HOFFMANN

8.1 Zielsetzung

Aus landwirtschaftlicher Sicht ist die Bodenfruchtbarkeit, d. h. die nachhaltige Ertragsfähigkeit der Böden, von besonderem Interesse. Die Bodenfruchtbarkeit kann sich letztendlich auf alle ertragsbeeinflussenden Faktoren beziehen, wie die Nährstoff- und Wasserversorgung der Pflanzen, Schadstoffgehalte im Boden und das Auftreten von Schädlingen und Krankheitserregern. Die Wasserversorgung ist zum einen von der Witterung, zum anderen von der Wasserspeicherfähigkeit des Bodens abhängig. Auf die Witterung hat der Landwirt keinen Einfluss, die Wasserspeicherfähigkeit des Bodens ist aber, vor allem in ton- und schluffarmen Böden, vom Humusgehalt abhängig. Dieser kann durch die Bewirtschaftung beeinflusst werden. Die Humusbilanzierung ist ein Instrument, um die bewirtschaftungsabhängige Beeinflussung des Bodenhumusgehaltes zu bewerten. Im Folgenden sollen die Ergebnisse der Humusbilanzierung der BDF dargestellt und bewertet werden.

Die Nährstoffsituation wird vor allem durch die Düngung bestimmt. Bei den Grundnährstoffen Phosphor und Kalium können sich langfristig Stoffvorräte in Böden auf- oder abbauen, wenn der Landwirt nicht bedarfsgerecht düngt. Von Bedeutung sind hier vor allem die pflanzenverfügbaren Nährstoffe, die sich mit standardisierten Verfahren analysieren und bewerten lassen.

Nicht zuletzt spielen auch die Bodenreaktion und damit der pH-Wert eine wichtige Rolle bei der Bodenfruchtbarkeit. Zu hohe pH-Werte verringern die Verfügbarkeit von Spurenelementen und können zu einem erhöhten Humusabbau führen, während zu niedrige pH-Werte den Humusumsatz verlangsamen und die Schwermetallmobilität, und damit gegebenenfalls auch deren Aufnahme durch die Kulturpflanze, fördern können. Auch hier gibt es Verfahren, um standortabhängig einen Ziel-pH-Wert festzulegen, Abweichungen zu bewerten und, vor allem bei zu niedrigen pH-Werten, einen Kalkbedarf zu ermitteln.

Dieses Kapitel soll einen Überblick über den Zustand der niedersächsischen Böden und seine Entwicklung in den letzten zehn Jahren geben.

8.2 Humusbilanzierung

8.2.1 Einleitung

Da sich Humusgehalte im Boden nur sehr langsam verändern, es aber von Interesse ist, jährliche Bewirtschaftungsmaßnahmen in ihrer Wirkung auf den Bodenhumus zu bewerten, wurde vom VDLUFA die Methode der Humusbilanzierung entwickelt (VDLUFA 2004). Diese knüpft an die Kenntnis humusmehrender und humuszehrender Feldfrüchte an, aus der sich ein fruchtartspezifischer Humusbedarf ableitet. Dem wird die Humuszufuhr mittels auf der Fläche verbliebener Ernterückstände und zugeführter organischer Substanz gegenübergestellt und ein Humussaldo ermittelt. Die Methode wird nur für Ackerböden verwendet.

Die VDLUFA-Methode gibt eine Spannweite für die Richtwerte zur Ermittlung des Humusbedarfs an, um unterschiedliche Standort- und Bewirtschaftungsbedingungen im Hinblick auf den Humusbedarf abzubilden. Die Humussalden werden in fünf Gruppen (A bis E) eingeteilt, wobei eine Einstufung in Gruppe C eine optimale Humusversorgung bedeutet.

Für eine praktische und rechtlich verbindliche Umsetzung im Rahmen der EG-Agrarpolitik (DIREKTZAHLVERPFLV 2004, Cross Compliance, EG 2004) wurde die VDLUFA-Methode vereinfacht. So werden feste Kennzahlen für den Humusbedarf verwendet. Für den Humusbilanzsaldo wird ein Optimalbereich definiert (-75 bis +125 kg C ha^{-1} a^{-1}), der in etwa mit der Gruppe C der VDLUFA-Methode (-75 bis +100 kg C ha^{-1} a^{-1}) übereinstimmt. Eine Überschreitung ist möglich, dagegen darf der Wert von -75 kg C ha^{-1} a^{-1} nicht unterschritten werden.

Im Folgenden werden für die Beschreibung der Humusversorgung auf den ackerbaulich genutzten Bodendauerbeobachtungsflächen die

Gruppen A bis E nach VDLUFA-Methode verwendet. Danach erfüllen Flächen mit einer Humusversorgung in den Gruppen A und B nicht die Anforderungen nach Cross Compliance in diesem Punkt. Es sei jedoch darauf hingewiesen, dass der Landwirt bei niedrigen Humussalden die Möglichkeit hat, durch eine Bestimmung des Bodenhumusgehaltes nachzuweisen, dass er ordnungsgemäß gewirtschaftet hat.

8.2.2 Methodik

Der Humusbilanzsaldo ergibt sich aus der Zufuhr (Humusreproduktion) und der anbauspezifischen Veränderung des Humusvorrates im Boden (Humusbedarf). Einen positiven Humusbedarf haben humusmehrende Feldfrüchte, wie Körnerleguminosen und Feldgras, einen negativen Humusbedarf haben dagegen die Humuszehrer, wie Hackfrüchte und Mais. Die Humusreproduktion erfolgt durch Nebenprodukte, die auf der Fläche verbleiben, wie z. B. Stroh oder Zuckerrübenblatt, durch Zwischenfruchtanbau und durch die Zufuhr von Wirtschaftsdüngern oder Sekundärrohstoffen.

Tab. 8.1: Bewertung der Humussalden nach VDLUFA (2004).

Humusbilanzsaldo [kg Humus-C ha^{-1} a^{-1}]			Bewertung
	Gruppe		
<-200	A	sehr niedrig	ungünstige Beeinflussung von Bodenfunktionen und Ertragsleistung
-200 bis -76	B	niedrig	mittelfristig tolerierbar, besonders auf mit Humus angereicherten Böden
-75 bis +100	C	optimal	optimal hinsichtlich Ertragssicherheit bei geringem Verlustrisiko, langfristig Einstellung standortangepasster Humusgehalte
+101 bis +300	D	hoch	mittelfristig tolerierbar, besonders auf mit Humus verarmten Böden
>+300	E	sehr hoch	erhöhtes Risiko für Stickstoffverluste, niedrige N-Effizienz

Die Kennwerte zur Ermittlung von Humusbedarf und Humusreproduktion sind in der DIREKTZAHLVERPFLV (2004) festgelegt. Eine Bewertung der Humusbilanzsalden erfolgt nach VDLUFA (2004 u. Tab. 8.1).

Analog zur DIREKTZAHLVERPFLV (2004) wurden jeweils dreijährige Mittelwerte gebildet. Dies erfolgte gleitend von 1997 bis 2008. Im Gegensatz zur DIREKTZAHLVERPFLV (2004) werden hier keine betrieblichen Mittelwerte gebildet, sondern nur die Flurstücke der BDF bewertet.

8.2.3 Humussalden der BDF

Mittlere Humusbilanzsalden

Im Median lagen die Humussalden der konventionell ackerbaulich genutzten Bodendauerbeobachtungsflächen über die Jahre hinweg bei ca. 110 kg C ha^{-1} a^{-1} und damit in der Gruppe D, hoch (Abb. 8.1). Eine mindestens optimale Versorgung wird im Median in allen Zeiträumen erreicht. Ein Trend lässt sich nicht erkennen.

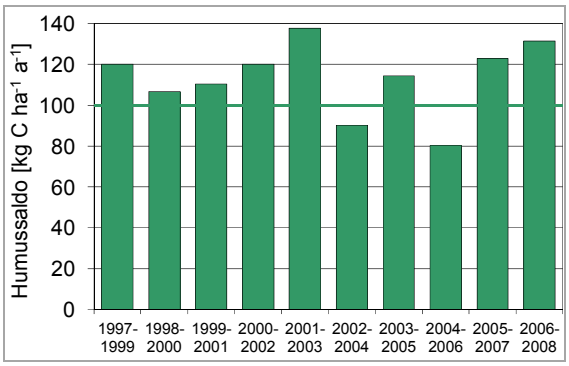


Abb. 8.1: Mediane der dreijährigen Humussalden für die konventionell ackerbaulich genutzten Bodendauerbeobachtungsflächen (n = 28 ab 1997, n = 32 ab 1998, n = 33 ab 1999, n = 39 ab 2000).

Einordnung der Humussalden in Gruppen nach VDLUFA

Die Mehrheit der für die konventionell ackerbaulich genutzten Bodendauerbeobachtungsflächen ermittelten Humussalden (50–55 %) zeigen eine optimale bis hohe Humusversorgung an (Gruppen C und D). Etwa 15–25 % der dreijährigen Humussalden im Zeitraum 1997–2009 weisen niedrige oder sehr niedrige Werte auf (Gruppen A und B). Sie würden damit die Anforderung nach Cross Compliance (DIREKTZAHLVERPFLV 2004) nicht erfüllen. Hierbei ist jedoch festzustellen, dass es sich über die Jahre nicht um dieselben Flächen handeln muss, die in diese niedrige Kategorie fallen. Ebenfalls 15–25 % der Humussalden liegen in der Gruppe E. Hier könnte es aufgrund der Überversorgung mit Humus zu einer erhöhten Stickstoffmineralisation und -auswaschung kommen.

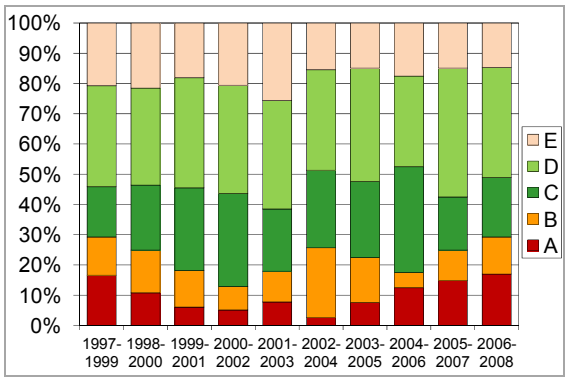


Abb. 8.2: Relative Verteilung der dreijährigen gemittelten Humussalden auf die Gruppen nach VDLUFA (2004) für die konventionell ackerbaulich genutzten Bodendauerbeobachtungsflächen. (n = 28 ab 1997, n = 32 ab 1998, n = 33 ab 1999, n = 39 ab 2000).

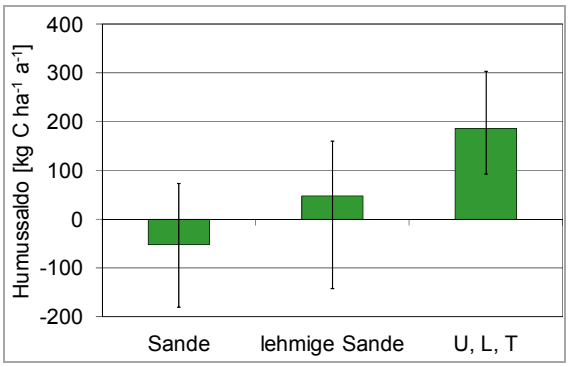


Abb. 8.3: Mediane der dreijährigen Humussalden sowie der Bereich zwischen dem unteren und dem oberen Quartil (50 % der Werte liegen in diesem Bereich) für die konventionell ackerbaulich genutzten Bodendauerbeobachtungsflächen, differenziert nach Bodenartengruppe.

Die unterversorgten Flächen weisen einen hohen Anteil an Hackfrüchten in der Fruchtfolge auf. Im Gegensatz dazu stehen die überversorgten Flächen mit einem höheren Anteil an Getreide sowie an Zwischenfrüchten zur Gründüngung und mit Ausbringung von Siedlungsabfällen (Kompost, Klärschlamm).

Humussalden auf leichten Böden

Die reinen Sandböden haben in Niedersachsen im Median eine negative Humusbilanz (Abb. 8.3). Dies ist darauf zurückzuführen, dass auf diesen Flächen bevorzugt Humuszehrer wie Mais und Kartoffeln angebaut werden. In der Regel werden sie von viehhaltenden Betrieben, meist Veredelungsbetrieben (vor allem Schweinemast), bewirtschaftet. Dadurch erfolgt zwar häufig eine organische Düngung in Form von Gülle; diese Düngung kann die Humusbilanz aber nicht ausgleichen, da der Eintrag von Kohlenstoff eher gering ist. Schluff-, Lehm- und Tonböden weisen dagegen in der Regel eine deutlich positive Humusbilanz auf. Hier kommen vor allem getreidebetonte Fruchtfolgen zur Geltung, z. T. mit Winterraps sowie mit dem Anbau von Zwischenfrüchten als Gründüngung. Auch tragen die hohen Erträge in Verbindung mit dem Verbleib der Ernterückstände auf der Fläche zu den hohen Humussalden bei.

Humussalden und Energiepflanzenanbau

Der Anteil der angebauten Energiepflanzen nimmt in Niedersachsen immer weiter zu. Im Jahr 2010 wurden etwa 180 000 ha Mais für Biogasanlagen in Niedersachsen angebaut (LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NIEDERSACHSEN 2010). Da Mais zu den humuszehrenden Früchten zählt, ist zu erwarten, dass mit zunehmendem Maisanbau die Humussalden negativ werden.

In der Tat zeigt sich für L014NEUH und L017-LUED, dass mit Einführung des kontinuierlichen Maisanbaus die Humussalden negativ werden (Abb. 8.4). Auf L014NEUH traten jedoch auch bei Getreideanbau in den Jahren 2003 und 2005 negative Humussalden auf, da das Stroh geerntet wurde und keine organische Düngung erfolgte. Auf L017LUED wurde 2004 sogar ein Saldo von -760 kg C ha^{-1} a^{-1} bei Kartoffelanbau ermittelt.

Tatsächlich lässt sich auf L014NEUH ein schwacher, aber signifikanter Trend zu abnehmenden Humusgehalten seit 1992 feststellen (Abb. 8.5). Auf L017LUED gibt es keinen Trend über den gesamten Zeitraum. Allerdings liegen hier die C_{org}-Gehalte 1998–2004 tendenziell höher als 2005–2010, ohne dass diese Entwicklung jedoch derzeit statistisch abgesichert werden kann. Möglicherweise ist der zeitliche Rahmen noch zu klein, um Veränderungen festzustellen, da erst in den letzten vier bis fünf Jahren Mais als Energiepflanze in Monokultur angebaut wurde.

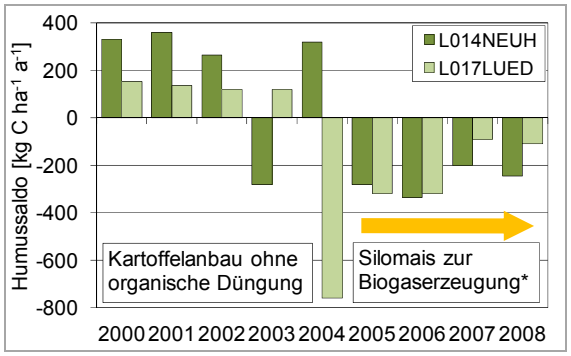


Abb. 8.4: Jährliche Humussalden auf zwei BDF mit kontinuierlichem Anbau von Silomais zur Biogaserzeugung ab 2005 (L017LUED) bzw. ab 2006 (L014NEUH). Die negativen Werte auf L014-NEUH 2003 und 2005 sind auf Getreideanbau ohne organische Düngung mit Strohernte zurückzuführen.

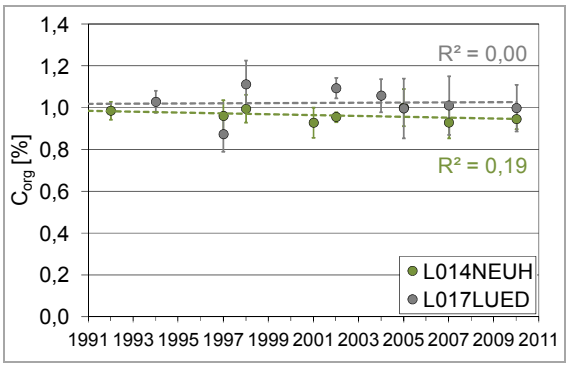


Abb. 8.5: Gehalte an organischem Kohlenstoff in der Ackerkrume von L014NEUH und L017LUED. Mittelwerte und Standardabweichung über die vier Kernflächen.

Humussalden und Humusgehalte

Positive Humussalden sollten sich positiv, negative Humussalden negativ auf die Bodenkohlenstoffvorräte auswirken. Es zeigt sich allerdings, dass es für die ackerbaulich genutzten BDF keine signifikante Beziehung zwischen diesen Parametern gibt (Abb. 8.6). Bei mittleren langjährigen Humussalden zwischen -200 und +600 kg C ha^{-1} a^{-1} zeigen viele Standorte keine Beeinflussung des Bodenkohlenstoffgehaltes durch die Humuswirtschaft. Die stärksten Ausschläge bei den Kohlenstoffgehalten des Bodens sind auf Ungleichgewichtssituationen zurückzuführen und treten wahrscheinlich nur so lange auf, bis das Gleichgewicht wieder hergestellt ist.

Dass auf den Bodendauerbeobachtungsflächen keine Beziehung zwischen der Humusbilanz und der Veränderung des Bodenkohlenstoffvorrates zu erkennen ist, kann verschiedene Ursachen haben:

- Die zu erwartenden Veränderungen sind so gering, dass sie kaum erkannt werden können. Veränderungen des Humusgehaltes von weniger als 500 kg C ha^{-1} a^{-1} lassen sich innerhalb eines Zeitraums von zehn bis zwölf Jahren, selbst mit dem gewählten, engen Abstand der Untersuchungen (ca. alle drei Jahre), nur auf sehr homogenen Standorten nachweisen. Streckt man den Zeitraum und erhöht damit die Zahl der Beobachtungen, könnte man, statistisch gesehen, auch geringfügigere Veränderungen absichern. Allerdings steigt

auch die Wahrscheinlichkeit, dass Änderungen in der Humuswirtschaft einen gegenläufigen Trend auslösen und beide sich neutralisieren.

- Bei längerfristig hohen oder niedrigen Humusbilanzen treten Sättigungseffekte auf, d. h. der Bodenhumusspiegel stellt sich auf einen entsprechend höheren oder niedrigeren Gleichgewichtsgehalt ein. Dieser bleibt bestehen, solange die Humuswirtschaft nicht verändert wird. Sich ändernde Bodenhumusgehalte wären dann der Ausdruck von sich ändernden Humusbilanzen und nicht vom absoluten Wert des Bilanzsaldos abhängig.
- Es treten z. T. Humusungleichgewichte auf, die nicht auf die Humuszufuhr zurückzuführen sind, z. B. Eingriffe in den Wasserhaushalt, Änderungen in der Bodenbearbeitung, die den Einfluss der Humusbilanz auf die Bodenhumusgehalte überlagern.

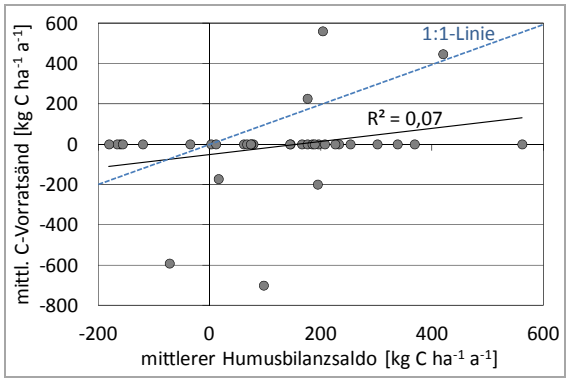


Abb. 8.6: Beziehung zwischen der mittleren Humusbilanz (1997–2008) und der mittleren Veränderung der C-Vorräte in der Ackerkrume zwischen 1997 und 2010, ohne bekannte Senken- (L051REIH) oder Quellenstandorte (L031VINN, L033DINK).

8.3 Nährstoffversorgung

8.3.1 Einleitung

Die Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit ist wichtig für die optimale und nachhaltige Versorgung von Mensch und Tier mit Lebens- bzw. Futtermitteln. Dabei ist zu unterscheiden zwischen natürlicher Bodenfruchtbarkeit, die durch das Ausgangsgestein, das Klima und durch Bodenorganismen geprägt ist, und der erworbenen Bodenfruchtbarkeit, die durch die Bewirtschaftung (Bodenbearbeitung, Düngung, Fruchtfolge und Pflanzenschutz) beeinflusst wird (GISI et al. 1997).

Die Versorgung der Böden mit den Grundnährstoffen Phosphor und Kalium ist ein wichtiger Indikator dafür, wie es um die Ertragsfähigkeit der Böden bestellt ist. Je optimaler ein Boden mit Nährstoffen in Abhängigkeit von seiner Beschaffenheit (Ton- und Humusgehalt, pH-Wert) versorgt ist, umso mehr kann der Boden zum Pflanzenertrag beitragen. Dabei gilt es, ein Gleichgewicht zwischen der optimalen Versorgung der Kulturpflanze und einer möglichst geringen Freisetzung von Nährstoffen in die Umwelt, vor allem Grund- und Oberflächengewässer, zu finden.

Im vorliegenden Kapitel wird dargestellt, wie sich die Nährstoffversorgung der Bodendauerbeobachtungsflächen mit den Grundnährstoffen in Niedersachsen darstellt und wie sie sich zwischen der Grund- und der Wiederholungsinventur, die ca. zehn Jahre auseinanderliegen, entwickelt hat.

8.3.2 Methodik

Die Düngungsempfehlungen für die Landwirtschaft bauen auf der Analytik der pflanzenverfügbaren Nährstoffe im Boden und der Einstufung der Ergebnisse in Versorgungsklassen auf. Die pflanzenverfügbaren Nährstoffe P und K werden in Niedersachsen am Calcium-Acetat-Lactat-Extrakt (CAL) bestimmt.

Die Analyseergebnisse werden standortabhängig, nach Ton- und Humusgehalt des Bodens, in Gehaltsklassen eingeteilt. Es gibt sechs Klassen von A bis F, wobei C eine optimale Versorgung, A und B eine Unterversorgung, D bis E eine Überversorgung und F eine extreme Überversorgung darstellen. Die da-

raus resultierenden allgemeinen Düngungsempfehlungen sind in Tabelle 8.2 dargestellt. Dieses Verfahren wird auf konventionell bewirtschafteten Flächen angewendet. Die ökologisch bewirtschafteten Flächen sind ausgenommen. Bei der Auswertung wird zwischen mineralisch gedüngten[1] und organisch gedüngten Flächen unterschieden.

Tab. 8.2: Übersicht über die Gehaltsklassen und die daraus resultierenden Düngungsempfehlungen (LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NIEDERSACHSEN 2011).

Gehaltsklasse		Düngungsempfehlung
A	sehr niedrig	stark erhöhte Düngung
B	niedrig	erhöhte Düngung
C	**anzustreben**	**Erhaltungsdüngung**
D	hoch	reduzierte Düngung
E	sehr hoch	keine Düngung
F	extrem hoch	nähere Prüfung, ob Pflanzenschäden möglich; Maßnahmen gegen Überversorgung

8.3.3 Die Phosphorversorgung der Böden

Während der Grundinventur (1991–1999, L070SEHL: 2002) waren je 40 % der untersuchten konventionell ackerbaulich genutzten BDF den P_{CAL}-Gehaltsklassen C (anzustreben) und D (hoch) zuzuordnen (Abb. 8.7). Nur etwa 5 % waren in A und B (sehr niedrig oder niedrig) bzw. in E (sehr hoch) eingruppiert. Zur Wiederholungsinventur hat sich die Verteilung der Gehaltsklassen tendenziell erniedrigt, auf etwa 33 % der Flächen wurden eine niedrigere Gehaltsklasse und lediglich auf einer Fläche eine höhere Klasse festgestellt. Die Verteilungskurve hat sich dergestalt verschoben, dass jetzt ca. 60 % der BDF der Gehaltsstufe C (anzustreben) zuzuordnen sind. Der Anteil der unterversorgten Flächen (Stufen A und B) hat sich auf etwa 10 % verdoppelt.

[1] Ausschließlich mineralisch oder maximal dreimal in zehn Jahren organisch gedüngt.

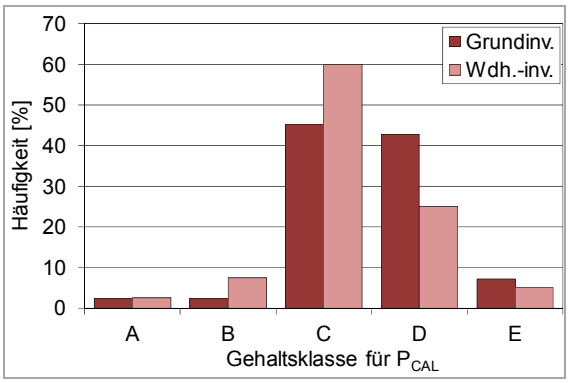


Abb. 8.7: Verteilung der P_{CAL}-Gehalte von konventionell ackerbaulich genutzten BDF nach Gehaltsklassen zur Grund- und Wiederholungsinventur.

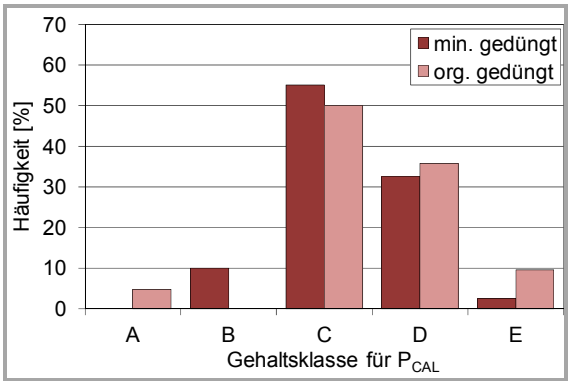


Abb. 8.8: Relative Häufigkeit der auf den konventionell ackerbaulich genutzten BDF vorkommenden P_{CAL}-Gehaltsklassen in Abhängigkeit der Häufigkeit der organischen Düngung über beide Inventuren.

Betrachtet man die Häufigkeitsverteilung der P-Gehaltsklassen nach Art der regelmäßig eingesetzten Düngung, ergibt sich, dass in Klasse C ein etwas höherer Anteil der mineralisch gedüngten BDF zu finden ist (Abb. 8.8). Dagegen findet man in Gehaltsklasse E fast ausschließlich Flächen mit regelmäßiger organischer Düngung.

Auf den Grünlandflächen sind etwa 35 % der Gehaltsklasse B (niedrig) und 30 % der Gehaltsklasse C (anzustreben) zuzuordnen (Abb. 8.9). Je 13 % fallen in die Gehaltsklassen A (sehr niedrig) und E (sehr hoch). Zwischen Grund- und Wiederholungsinventur hat es netto eine Verschiebung von Klasse D (hoch) zu Klasse C (niedrig) gegeben. Auf etwa einem Viertel der Flächen haben die Gehalte um min-

destens eine Klasse abgenommen, allerdings haben sie auf ca. 17 % der Flächen auch zugenommen. Dies zeigt, dass es bei Grünland unterschiedliche Trends gibt. Ein Teil der Flächen wird extensiviert und nicht (mehr) gedüngt, während ein anderer Teil intensiviert wird.

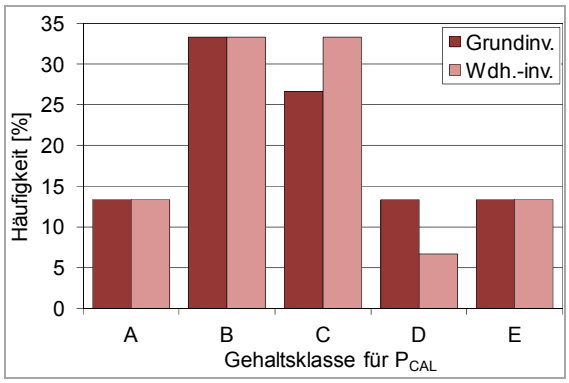


Abb. 8.9: Verteilung der P_{CAL}-Gehalte von Grünland-BDF nach Gehaltsklassen zur Grund- und Wiederholungsinventur.

8.3.4 Die Kaliumversorgung der Böden

Der Großteil der Ackerflächen ist in den Klassen B bis D vorzufinden (Abb. 8.10). Bei der Grundinventur sind die Flächen etwas besser versorgt als bei der Wiederholungsinventur. Die Kaliumversorgung ist bei den organisch gedüngten Böden etwas besser als bei den mineralisch gedüngten Flächen (nicht dargestellt).

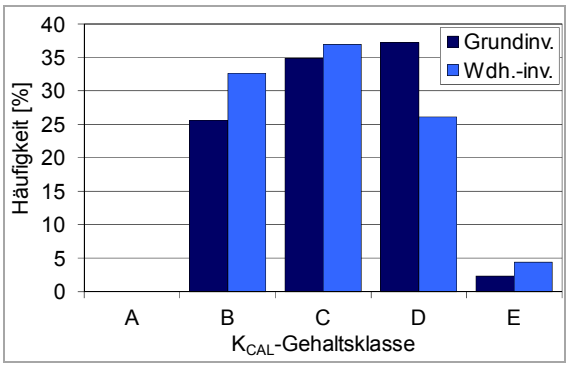


Abb. 8.10: Verteilung der K_{CAL}-Gehalte von konventionell ackerbaulich genutzten BDF nach Gehaltsklassen zur Grund- und Wiederholungsinventur.

Die Grünlandböden sind im Mittel schlechter mit Kalium versorgt als die Ackerflächen (Abb. 8.11). 60–70 % der Standorte sind in den Klassen A und B zu finden. Ein bedeutender Anteil der Bodendauerbeobachtungsflächen unter Grünland wird nur extensiv genutzt. Bei Unterlassung oder Reduzierung der K-Düngung kommt es zu Auswaschung und damit zu einer Reduzierung der K-Gehalte im Boden. Zwischen Grund- und Wiederholungsinventur hat jedoch auf einem Teil der Flächen eine Intensivierung, verbunden mit einer Verschiebung von den Klassen A und B hin zu C, stattgefunden.

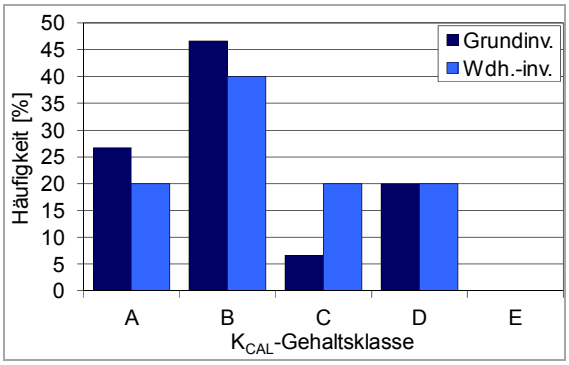


Abb. 8.11: Verteilung der K_{CAL}-Gehalte von Grünland-BDF nach Gehaltsklassen zur Grund- und Wiederholungsinventur.

8.4 Der Säurezustand der Böden (pH-Werte)

Die pH-Werte der Ackerstandorte fallen zu 35–45 % in die Klasse C (anzustreben) und zu 80–85 % in die Klassen B (niedrig) bis D (hoch) (Abb. 8.12). Lediglich 2–5 % der Standorte weisen sehr niedrige pH-Werte auf, auf ca. 10–15 % sind sie sehr hoch, überwiegend standortbedingt. Zwischen Grund- und Wiederholungsinventur ist ein gewisser Trend zur Versauerung zu erkennen. Auf 35 % der Flächen hat der pH-Wert um eine Klasse ab-, auf 13 % um eine Stufe zugenommen. Der Anteil der Standorte in der Klasse B hat sich fast verdoppelt.

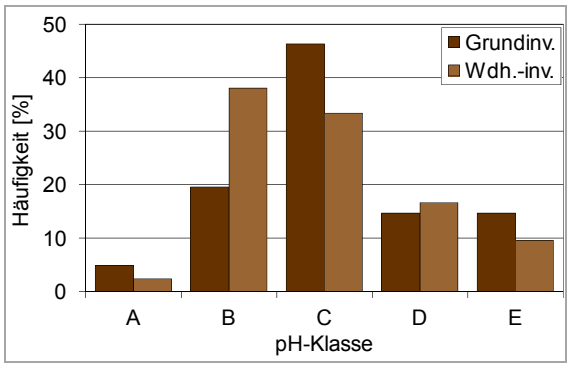


Abb. 8.12: Verteilung der pH($CaCL_2$)-Werte von konventionell ackerbaulich genutzten BDF nach pH-Klassen zur Grund- und Wiederholungsinventur.

Die Grünlandflächen sind ebenfalls zu einem hohen Anteil von ca. 80 % den pH-Klassen B bis D zuzuordnen (Abb. 8.13). Auf einer naturnahen Fläche (L040ODER) sind die pH-Werte sehr niedrig. Diese Fläche liegt im Harz und weist aufgrund der unterlassenen Kalkung und der erhöhten Auswaschung durch die Niederschläge deutliche Versauerungstendenzen auf. In E fallen die Kalkstandorte L011WEGE (Braunerde-Pelosol) und L041HOLE (Rendzina). Ein Trend zur Versauerung ist auf den intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen L011WEGE, L015ECHE und L068BYHU zu erkennen.

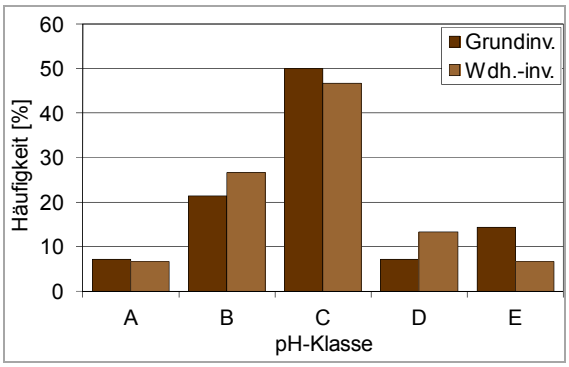


Abb. 8.13: Verteilung der pH($CaCl_2$)-Werte von Grünlandstandorten der Bodendauerbeobachtung nach pH-Klassen zur Grund- und Wiederholungsinventur.

8.5 Schlussfolgerungen

Humusbilanzierung

Die Humussalden der niedersächsischen Ackerböden sind im Mittel optimal und tendenziell eher hoch. Dennoch gibt es problematische Standorte. Etwa 15 % der dreijährigen Humussalden würden die Anforderungen nach Cross Compliance bezüglich der Humusbilanzierung nicht erfüllen. Allerdings besteht dann die Möglichkeit für den Landwirt, über eine Bestimmung des Humusgehaltes nachzuweisen, dass der Standort nicht gefährdet ist. Alle landwirtschaftlich genutzten BDF haben Humusgehalte oberhalb der Schwellenwerte nach Cross Compliance (1,0 % Humus bzw. 0,6 % C_{org} bei Böden mit weniger als 13 % Ton und 1,5 % Humus bzw. 0,9 % C_{org} bei mehr als 13 % Ton), so dass letztendlich kein Verstoß gegen diese Regelung zu verzeichnen ist.

Sehr hohe Humussalden, die auf ca. 20 % der Ackerstandorte auftreten, könnten ebenfalls problematisch sein. Aufgrund potenziell erhöhter Humusgehalte kann es zu einer stärkeren Stickstoffauswaschung nach Mineralisation kommen.

Die Humussalden sind nicht mit der Entwicklung der Gehalte an organischem Kohlenstoff im Boden korreliert. Längerfristig hohe Humussalden sollten zwar theoretisch zu einem höheren Humusgehalt führen, jedoch stellt sich nach einer gewissen Zeit ein Gleichgewichtshumusgehalt ein, der nicht weiter ansteigt.

Ebenso führen niedrige Humussalden zu niedrigeren Humusgehalten, doch auch hier wird nach einer gewissen Zeit ein Humusgleichgewicht entstehen. Die Humusgehalte sollten sich daher vor allem dann ändern, wenn die Humussalden sich aufgrund einer veränderten Wirtschaftsweise dauerhaft ändern. Dies kann z. B. der Fall sein, wenn nach einer getreidereichen Fruchtfolge auf Silomais als Energiepflanze umgestellt wird. Diese Effekte können bisher noch nicht an den BDF nachgewiesen werden, da die betrachteten Zeiträume noch zu kurz sind.

Deutliche Effekte auf den Humusgehalt sind vor allem bei der regelmäßigen Ausbringung hoher Mengen an Kompost oder Stallmist, d. h. organischer Dünger mit langsamen Abbauraten, zu erwarten. Beide Düngemittel werden aber nur sporadisch auf den Bodendauerbeobachtungsflächen eingesetzt.

Nährstoffversorgung der Böden

Die Gehalte der Ackerböden mit pflanzenverfügbarem Phosphor sind weitgehend optimal. Auf ausschließlich mineralisch gedüngten Böden gibt es jedoch zwischen Grund- und Wiederholungsinventur einen Trend zu niedrigeren Gehaltsklassen. Hier spiegeln sich die negativen Phosphorbilanzen der Böden (Kap. 8.3.3) wider. Damit die Fruchtbarkeit dieser Standorte erhalten wird, sollte die Phosphordüngung wieder optimiert werden, um die Gehaltsklasse C zu erreichen. Regelmäßig organisch gedüngte Böden sind dagegen zum Teil mit Phosphor überversorgt (Gehaltsklasse E). Auch hier sollte die Düngung entsprechend angepasst werden.

Die Kaliumversorgung der Ackerböden ist in der Regel optimal bis hoch, allerdings finden sich auf etwa 25 % der Standorte auch niedrige Werte. Vor allem auf sorptionsschwachen Sand- und Moorböden wird Kalium ausgewaschen und muss durch eine optimierte Düngung gemäß der Empfehlungen der Landwirtschaftskammer ersetzt werden. Die Grünlandstandorte weisen häufiger niedrige Kaliumgehalte im Boden auf. Diese spiegelt die teilweise extensive Nutzung wieder.

pH-Werte

Die pH-Werte der Ackerstandorte befinden sich ebenfalls weitgehend in einem optimalen Bereich. Auf einigen Standorten wurde jedoch die Kalkung zu stark vernachlässigt, so dass auf Sandböden in einzelnen Fällen pH-Werte von 4,5 und darunter festgestellt wurden. Hier kann es somit zu einer stärkeren Mobilisierung von Schwermetallen und Spurenelementen, wie Kupfer und Zink, kommen. Dadurch erhöht sich der Austrag ins Grundwasser, was zu Verlusten an Spurenelementen führt oder zu erhöhten Schwermetallgehalten im Grundwasser, aber auch kurzfristig zu erhöhten Schwermetallgehalten in Kulturpflanzen führen kann.

Phytosanitärer Zustand der Böden

Dem phytosanitären Zustand der Böden, d. h. dem Auftreten und der Verbreitung bodenbürtiger Schaderreger und Schadorganismen, wurde bisher wenig Aufmerksamkeit gewidmet. Es kann allerdings vermutet werden, dass eine veränderte Fruchtfolgegestaltung oder auch der prognostizierte Klimawandel den phytosanitären Zustand und somit die Bodenfruchtbarkeit beeinflusst Die Bodendauerbeobachtung wäre geeignet, die komplexen Wechselwirkungen zwischen Klima, Bewirtschaftung und Bodeneigenschaften in ihrer Wirkung auf Pflanzenerträge und -qualität umfassend abzubilden.

8.6 Quellen

GISI, U., SCHLENKER, R., SCHULIN, R., STADELMANN, F. X. & STICHER, H. (1997): Bodenökologie. – 2. Aufl.; Stuttgart (Thieme).

DIREKTZAHLVERPFLV (2004). Verordnung über die Grundsätze der Erhaltung landwirtschaftlicher Flächen in einem guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand (Direktzahlungen-Verpflichtungenverordnung) vom 04.11.2004, Anlage 3. – BGBl. I/2004: 2780–2784.

VDLUFA – VERBAND DEUTSCHER LANDWIRTSCHAFTLICHER UNTERSUCHUNGS- UND FORSCHUNGSANSTALTEN (2004): Humusbilanzierung - Methode zur Beurteilung und Bemessung der Humusversorgung von Ackerland. – Standpunkt des VDLUFA; Bonn.

EG (2004): Verordnung (EG) Nr. 796/2004 der Kommission mit Durchführungsbestimmungen zur Einhaltung anderweitiger Verpflichtungen, zur Modulation und zum Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystem nach der Verordnung (EG) Nr. 1782/2003 des Rates mit gemeinsamen Regeln für Direktzahlungen im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik und mit bestimmten Stützungsregelungen für Inhaber landwirtschaftlicher Betriebe (ABl. L 141 vom 30.04.2004, S. 18) sowie mit Durchführungsbestimmungen zur Einhaltung anderweitiger Verpflichtungen nach der Verordnung (EG) Nr. 479/2008 (ABl. L 148 vom 06.06.2008).

LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NIEDERSACHSEN (2010): Mais weiterhin die wichtigste Kultur zur Biogaserzeugung. – <http://www.lwk-niedersachsen.de> (Webcode: 01016443).

LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NIEDERSACHSEN (2011). Richtwerte für die Düngung in Niedersachsen. – <http://www.lwk-niedersachsen.de> (Webcode: 01011622).

9 Zeitliche Entwicklung und Bewertung der Baumernährung

MICHAEL MINDRUP, INGE DAMMANN,
ULRIKE TALKNER & KARL JOSEF MEIWES

9.1 Einleitung

Etwa seit den 50er Jahren des vorigen Jahrhunderts hat sich die chemische Blattanalyse zu einem wissenschaftlichen Instrument zur Beurteilung des Ernährungszustandes von Waldbäumen entwickelt, womit Fragen der Vitalität, der Gesundheit und des Zuwachses im Hinblick auf einen erwarteten wirtschaftlichen Ertrag von Waldgehölzen angesprochen sind.

Standen dabei zunächst Fragen nach der Erklärung von Wachstumsstörungen und der Identifizierung von Nährstoffmängeln aufgrund devastiver Vornutzungen im Vordergrund, schlossen sich sehr schnell Untersuchungen zu den Auswirkungen und dem wirtschaftlichen Nutzen einmaliger Stoffzufuhren in die Waldökosysteme an. Dabei wurde im Rahmen von Kalksteigerungs- und Kalkformenversuchen sowie Nährstoffmangelversuchen Fragen nachgegangen, die sich mit den ökosystemaren Auswirkungen in Bezug auf die Mineralisierung schlecht zersetzbarer Humusauflagen (Rohhumusproblem), aber auch dem direkten Nährstoffausgleich bei wachstumsbegrenzenden Nährstoffmängeln oder Nährstoffungleichgewichten beschäftigten.

Seit den 70er Jahren des vorigen Jahrhunderts kamen Fragestellungen hinzu, die, fußend auf dem vermehrten Auftreten der so genannten Neuartigen Waldschäden, weitere Anstrengungen in Bezug auf die Lösung von Ernährungsdefiziten erforderlich machten. In Versuchen und Fallstudien wurden Maßnahmen zur Kompensation der Folgen der lang anhaltenden sauren Deposition abgeleitet, die inzwischen als Bodenschutzkalkungen mit magnesiumhaltigen Kalken fester Bestandteil der forstbetrieblichen Praxis geworden sind.

Inzwischen hat sich das Monitoring der Ernährungssituation auf Bodendauerbeobachtungsflächen in Wäldern (BDF-F) auch wegen der Erfolge bei der Standardisierung der Probenahmen, der Analytik und der Bewertungsschemata der Elementgehalte in Blattorganen zu einem sicheren Diagnoseinstrument entwickelt, um die Reaktion auf veränderte Umweltbedingungen abzubilden, Prognosen über weitere Entwicklungen des Ernährungsstatus abzugeben und auf geeignete Gegenmaßnahmen hinzuweisen. Zu nennen sind hierbei insbesondere Ausgleichsmaßnahmen der Waldbesitzer in Form von Bestandeskalkungen und Empfehlungen zu Nutzungsänderungen der Standorte, wie Baumartenwahl und Nutzung bisher nicht aus den Wäldern entnommener Kompartimente (z. B. Hackschnitzel, Kronenrestholz; DAMMANN, MIDRUP & SCHÖNFELDER 2008, RADEMACHER et al. 2009, RUMPF et al. 2008).

9.2 Bedeutung der Makroelemente für die Waldernährung

Stickstoff (N)

Stickstoff kann von Waldbäumen entweder in der reduzierten Form als Ammonium-N (NH_4^+) oder in der oxidierten Form als Nitrat-N (NO_3^-) aus der Bodenlösung über die Wurzeln aufgenommen werden. Weiter ist bekannt, dass N ebenfalls über die Blattorgane aufgenommen werden kann. Stickstoff dient den Bäumen vor allem zum Aufbau organischer Verbindungen, wie Eiweißkörpern, Peptiden, Aminosäuren, Enzymen und sekundären Pflanzeninhaltsstoffen, und er findet sich deshalb besonders in den photosynthetisch aktiven Blattorganen, ist aber innerhalb der Bäume sehr mobil. Wegen seiner besonderen Bedeutung bei der Photosynthese stellt die Stickstoffversorgung den stärksten das Wachstum begrenzenden Faktor dar. Mangelsymptome sind mit verringerten Blattgrößen, Einschränkungen beim Trieblängenwachstum und Vergilbungserscheinungen verbunden. Stickstoff war über lange Zeit in nicht gedüngten Waldökosystemen als wachstumsbegrenzender Faktor anzusehen. Noch bis in die 80er Jahre des vorigen Jahrhunderts wurde daher eine wirtschaftlich erfolgreiche N-Düngung in Wäldern durchgeführt. In neuerer Zeit wird dagegen auch ohne Düngung aufgrund des inzwischen länger anhaltenden Eintrages erheblicher N-Mengen mit der atmosphärischen Deposition ein Anstieg im Zuwachsverhalten in Wäldern beobachtet.

Phosphor (P)

Der als Hydrogen- oder Dihydrogenphosphat (HPO_4^- bzw. $H_2PO_4^{2-}$) von den Baumwurzeln aufgenommene Phosphor spielt eine große Rolle beim Kohlenhydrataufbau der Bäume, er findet sich in Nukleotiden, in der Reserveform des Phytins, und er hat eine hohe Bedeutung bei der Assimilation von Kohlendioxid mit Hilfe des Systems der Photophosphorylierung. Mangelsymptome äußern sich erst in sehr ausgeprägten Schadbildern durch eine blaugrüne Verfärbung der Blattorgane; daneben zeigt sich bei leichtem Mangel Blühverzögerung. Wenn nicht Phosphor über Düngungsmaßnahmen zugeführt wurde, tritt als einzige wesentliche Quelle die Silikatverwitterung auf, da sowohl die Austräge aus Waldökosystemen als auch die atmosphärischen Einträge sehr gering sind.

Kalium (K)

Die Aufnahme von Kalium erfolgt als einfach positiv geladenes Kation. Kalium spielt durch sein Vorkommen im Zellsaft eine erhebliche Rolle beim Quellungszustand und den damit verbundenen physiko-chemischen Eigenschaften als Bedingung vieler Stoffwechselvorgänge. Die K-Konzentration regelt entscheidend den Turgor der Pflanze, bei einer nicht ausreichenden K-Versorgung ist die Frostresistenz der Bäume verringert. Da K aus älteren in jüngere Blattorgane verlagert wird, sind Mangelsymptome, wie Gelbspitzigkeit und Blattrandnekrosen, zuerst bei älteren Blattorganen zu beobachten. Hinzu kommen bei K-Mangel, wegen des gestörten Wasserhaushalts, die daraus resultierenden Symptome mit hängenden Zweigen und Verkrümmungen.

Calcium (Ca)

Das Nährelement Calcium wird als zweifach positiv geladenes Kation aus der Bodenlösung aufgenommen. Ca hat für das Längenwachstum von Wurzelzellen, die Integrität und Permeabilität von Membranen sowie wegen seiner zu Kalium antagonistischen Wirkung auf den Quellungszustand der Zellen eine hohe Bedeutung. Unzureichende Versorgung der Bestände mit Calcium kann infolge der Hemmung der Nitrataufnahme zu verminderter Eiweißsynthese führen. In älteren Blattorganen wird Ca als schwerlösliches Oxalat, Phosphat oder Carbonat gefunden, während in jüngeren Pflanzenteilen die wasserlöslichen Ca-Formen vorherrschen. Calciummangel äußert sich vor allem bei jüngeren Blattorganen in Spitzendürre und Chlorosen.

Magnesium (Mg)

Dem als zweifach positiv geladenes Kation von den Bäumen aufgenommenen Magnesium kommt als Bestandteil des Chlorophylls (Zentralatom des Chelats) eine besondere Bedeutung bei der Photosynthese und damit dem Kohlenhydrataufbau zu. Weiter wird es bei der Eiweißsynthese als Bestandteil der Ribosomen benötigt und hat Anteil an anderen wichtigen Stoffwechselvorgängen, wie dem Phosphortransfer und der Synthese von Acetyl-Coenzym-A. Mg-Mangelsymptome äußern sich in Chlorosen und späteren Nekrosen der Blattorgane mit anschließendem Blattabfall, einem bei Nadelbäumen mit Mg-Mangel als Goldspitzigkeit bezeichneten häufig beobachteten Schadbild.

Übersichten zur Pflanzenernährung und der Bedeutung einzelner Nährelemente finden sich bei MENGEL & KIRKBY (1982) und MARSCHNER (1986). Informationen zu Vorkommen und Ausprägung von Ernährungsstörungen an Waldgehölzen werden von HARTMANN, NIENHAUS & BUTIN (2007) gegeben.

9.3 Material und Methoden

Daten zu den Elementgehalten in Nadeln und Blättern liegen für den Zeitraum von 1994 (Fichte und Kiefer) bzw. 1995 (Buche und Eiche) bis 2009 vor. Die Beprobung auf den neun Intensiv-BDF-F erfolgte jährlich, auf den Standard-BDF-F in mehrjährigen Intervallen, so dass fünf bis 16 chemische Analysen zur Darstellung der Ernährungssituation der BDF einbezogen werden konnten. Die Analysen wurden in der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt mit den bei KÖNIG, FORTMANN & LÜTER (2009) beschriebenen Methoden durchgeführt.

Für die Bewertung des Ernährungszustandes wurden für die einzelnen Nährelemente die arithmetischen Mittelwerte des Untersuchungszeitraumes gebildet und anhand der fünfstufigen Klassifizierung des ARBEITSKREISES STANDORTSKARTIERUNG (2003) für Kiefer,

Fichte und Buche bzw. anhand der fünfstufigen Klassifizierung nach KRAUSS & HEINSDORF (2005) für Eiche und Douglasie eingestuft.

Für die statistische Analyse des zeitlichen Trends der verschiedenen Elemente wurde ein gemischtes lineares Modell gewählt (PINHEIRO & BATES 2002). Die zeitliche Variable „Jahr" ging als fester Effekt in das Modell ein, die räumliche Variable „Fläche" als zufälliger Effekt. Es wurden zwei Modellvarianten verglichen: In der einen Variante wurde nur das absolute Niveau für die Flächen geschätzt, in der anderen zusätzlich zum absoluten Niveau auch das lineare Glied des Zeiteinflusses. Die Modellkomponenten wurden mit der ML(Maximum Likelihood)-Methode geschätzt. Die Modellvariante mit dem kleineren AIC (Akaike's Information Criterion) wurde zur Beurteilung der Trends ausgewählt. Zur Berechnung wurde das Statistikprogramm R (Version 2.9.1) mit der Library „nlme" verwendet (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2009).

9.4 Ergebnisse

Wegen der für die verschiedenen Baumarten unterschiedlichen Bewertungsrahmen der Ernährungsstufen wird die Ernährungssituation auf den verschiedenen BDF-F entsprechend ihrer Bestockung mit unterschiedlichen Baumarten besprochen. Dabei werden aufgrund ihrer hohen Bedeutung für das Wachstum und die Vitalität der Waldbestände die Gehalte an den Makroelementen Stickstoff (N), Phosphor (P), Kalium (K), Calcium (Ca) und Magnesium (Mg) in den Blattorganen der Bäume angesprochen und nach üblichen Klassifizierungsschlüsseln bewertet (Tab. 9.1).

9.4.1 Bewertung des Ernährungszustandes

Buche

N-Gehalte

Die mit Buche bestockten BDF-F in Lüss (F003LSBU), im Solling (F006SLB1), im Göttinger Wald (F009GWBU), in Harste (F008-HABU) und in Ihlow (F011IHEI) wiesen mit Stickstoffgehalten von im Mittel 24,1 mg g^{-1} und in allen Einzelfällen mit Werten von über 22 mg g^{-1} hohe Gehalte am Nährstoff Stickstoff auf.

P-Gehalte

Die Phosphorgehalte dagegen lagen mit Werten zwischen 1,05 mg g^{-1} im Göttinger Wald (F009GWBU), 1,17 mg g^{-1} in Harste (F008-HABU), 1,21 mg g^{-1} in Lüss (F003LSBU) und 1,26 mg g^{-1} im Solling (F006SLB1) im Bereich der geringen Gehalte; nur in Ihlow (F011IHEI) wurde mit 1,37 mg g^{-1} eine mittlere P-Ernährung gefunden.

K-Gehalte

Bis auf BDF-F Ihlow (F011IHEI), bei der mit 5,04 mg g^{-1} nur geringe Kaliumgehalte festgestellt wurden, lagen auf allen anderen Flächen die Werte für Kalium im mittleren oder sehr hohen Bereich der Kaliumversorgung. Dabei wurden mittlere Gehalte im Solling (F006SLB1) mit 5,69 mg g^{-1} und 6,39 mg g^{-1} in Harste (F008HABU) gefunden, bei den BDF-F Lüss (F003LSBU) mit 8,28 mg g^{-1} und 7,70 mg g^{-1} im Göttinger Wald (F009GWBU) wurde eine sehr hohe Versorgung diagnostiziert.

Ca-Gehalte

Im Göttinger Wald (F009GWBU) und in Harste (F008HABU) lagen die Gehalte der Buchenblätter mit 11,47 bzw. 8,51 mg g^{-1} im Bereich sehr hoher Calciumversorgung, während sie in Lüss (F003LSBU) mit 6,26 mg g^{-1} im mittleren Bereich der Ernährung anzusprechen waren. Dagegen wurde in den Blättern im Solling (F006SLB1) mit 3,76 mg g^{-1} und Ihlow (F011-IHEI) mit 3,24 mg g^{-1} Calciummangel diagnostiziert.

Mg-Gehalte

Im Göttinger Wald (F009GWBU), in Harste (F008HABU) und in Ihlow (F011IHEI) konnten mit Gehalten von 1,20, 1,01 bzw. 1,36 mg g^{-1} hohe Ernährungsstufen für Magnesium festgestellt werden, während in Lüss (F003LSBU) mit 0,97 mg g^{-1} ein mittlerer Gehalt und im Solling (F006SLB1) mit 0,73 mg g^{-1} ein nur wenig über der Mangelgrenze liegender Gehalt gefunden wurde.

Fichte

N-Gehalte

Auf allen mit Fichte bestockten BDF-F wurden Stickstoffgehalte in den Nadeln gefunden, die einen mittleren bis sehr hohen Ernährungszustand anzeigten. Im Solling (F007SLF1), im Jungbestand in der Hilsmulde (F019HIMJ) und in Spanbeck (F020SPFI) lagen diese mit 14,7, 14,0 bzw. 14,9 mg g^{-1} im mittleren Bereich. Im Altbestand der Hilsmulde (F017HIMA), in der Wingst (F010WIFI) und in der Langen Bramke (F005LBNH) wurden mit 15,6, 16,2 bzw. 15,1 mg g^{-1} hohe Stickstoffgehalte gefunden, und auf dem Hilskamm (F016HIKA) lagen sie mit 17,0 mg g^{-1} an der Grenze zum sehr hohen Bereich.

P-Gehalte

Bis auf die BDF-F Spanbeck (F020SPFI) mit 1,41 mg g^{-1} und Wingst (F010WIFI) mit 1,48 mg g^{-1} wurde auf allen anderen Fichtenstandorten eine nur geringe bis sehr geringe Phosphorernährung der Fichtenbestände gefunden. So bewegten sich die P-Gehalte der Nadeln im Solling (F007SLF1), in der Langen Bramke (F005LBNH) und beim Jungbestand der Hilsmulde (F019HIMJ) mit 1,39, 1,38 bzw. 1,36 mg g^{-1} im Bereich der geringen Versorgung. Für die Bestände der Altfichte in der Hilsmulde (F017HIMA) und auf dem Hilskamm (F016HIKA) dagegen lagen die Gehalte mit 1,14 bzw. 1,17 mg g^{-1} im Phosphor-Mangelbereich.

K-Gehalte

Auf keinem der Fichtenstandorte wurden Kaliumgehalte festgestellt, die unterhalb einer ausreichenden Versorgung mit diesem Nährstoff lagen. So zeigten die Fichten im Solling (F007-SLF1), auf dem Hilskamm (F016HIKA), im Jungbestand der Hilsmulde (F019HIMJ), in Spanbeck (F020SPFI) und in der Wingst (F010WIFI) mit 4,92, 4,25, 4,72, 4,43 bzw. 4,67 mg g^{-1} eine mittlere Kaliumversorgung. Im Altbestand der Hilsmulde (F017HIMA) und in der Langen Bramke (F005LBNH) wurden mit 5,26 bzw. 5,37 mg g^{-1} hohe Kaliumgehalte festgestellt.

Ca-Gehalte

Nur auf einem der Fichtenstandorte, nämlich in der Langen Bramke (F005LBNH), wurde mit 1,55 mg g^{-1} ein geringer Calciumgehalt der Nadeln gemessen, während auf den anderen Standorten die Ca-Ernährung als mittel bis hoch zu bewerten war. So wurden im Solling (F007SLF1), auf dem Hilskamm (F016HIKA) und in der Wingst (F010WIFI) mit 2,11, 2,28 bzw. 2,73 mg g^{-1} mittlere Ca-Gehalte gefunden, im Altbestand und dem Jungbestand der Hilsmulde (F017HIMA bzw. F019HIMJ) sowie in Spanbeck (F020SPFI) wurden die Gehalte mit 3,83, 3,67 bzw. 3,82 mg g^{-1} als hoch angesprochen.

Mg-Gehalte

Die Magnesiumversorgung der Fichtenbestände wies verbreitet auf eine angespannte Situation bei diesem Nährelement hin. Lediglich auf zwei der Untersuchungsflächen, im Alt- und Jungbestand in der Hilsmulde (F017HIMA bzw. F019HIMJ), wurden mit 1,03 bzw. 1,11 mg g^{-1} mittlere Mg-Gehalte gefunden. Auf dem Hilskamm (F016HIKA) zeigten sich mit 0,80 mg g^{-1}, ebenso wie in Spanbeck (F020-SPFI) und in der Wingst (F010WIFI) mit 0,84 bzw. 0,94 mg g^{-1}, nur noch geringe Gehalte, während im Solling (F007SLF1) und in der Langen Bramke im Harz (F005LBNH) mit 0,61 bzw. 0,58 mg g^{-1} bereits mit sehr geringen Gehalten die Mangelgrenze an diesem Nährstoff erreicht war.

Eiche

N-Gehalte

Auf den untersuchten Eichenstandorten konnte durch die Blattanalyse eine mittlere bis hohe Stickstoffversorgung festgestellt werden. Wurden in Lüss (F003LSBU) mit 22,4 und in der Göhrde (F013GDEI) mit 24,1 mg g^{-1} bereits mittlere N-Gehalte gefunden, lagen diese in Ehrhorn (F002EHEI) mit 27,8, im Drömling (F015DREI) mit 26,3, in Herrenholz (F014-HEEI) mit 26,9 und in Ihlow (F011IHEI) mit 28,4 mg g^{-1} im Bereich hoher Stickstoffversorgung.

P-Gehalte

Die Phosphorversorgung bei der Eiche lag auf vier der sechs BDF-F, nämlich Lüss (F003-LSBU) mit 1,51, Ehrhorn (F002EHEI) mit 1,73, Herrenholz (F014HEEI) mit 1,54 und Ihlow (F011IHEI) mit 1,92 mg g^{-1} im mittleren Bereich. In der Göhrde (F013GDEI) wurde mit 2,41 mg g^{-1} ein hoher P-Ernährungsstatus gefunden, während im Drömling (F015DREI) mit 1,07 mg g^{-1} ein nur geringer Gehalt festgestellt wurde.

K-Gehalte

Die Kaliumversorgung bei der Eiche zeigte auf allen BDF-F ein einheitlich gutes Versorgungsbild mit diesem Nährstoff. Über alle sechs Eichenstandorte gesehen lagen die Gehalte im Bereich von 7,16 bis 9,41 mg g^{-1} und damit innerhalb einer hohen Kaliumernährungsstufe.

Ca-Gehalte

Die Calciumernährung der untersuchten Eichenbestände wies eine angespannte Situation auf. Während die Gehalte nur noch in der Göhrde (F013GDEI) mit 6,73 und im Drömling (F015DREI) mit 5,76 mg g^{-1} eine mittlere Calciumversorgung widerspiegelten, lag diese in Lüss (F003LSBU) mit 4,86, in Ehrhorn (F002EHEI) mit 4,68, in Herrenholz (F014-HEEI) mit 4,88 und in Ihlow (F011IHEI) mit 3,75 mg g^{-1} in der Stufe der geringen Ca-Ernährung.

Mg-Gehalte

Die Magnesiumversorgung von fünf der sechs untersuchten Eichenstandorte zeigte das Bild einer mittleren Versorgung an. So lagen die Blattgehalte an Magnesium im Bereich zwischen 1,40 im Drömling (F015DREI), 1,52 in der Göhrde (F013GDEI) und jeweils 1,59 mg g^{-1} in Ehrhorn (F002EHEI) und Herrenholz (F014HEEI); mit einem Gehalt von 2,31 mg g^{-1} wies der Bestand in Ihlow (F011IHEI) eine hohe Mg-Versorgung auf. Lediglich in Lüss (F003LSBU) wurde mit 1,19 mg g^{-1} der Bereich einer geringen Mg-Ernährung angezeigt.

Kiefer

N-Gehalte

Die Stickstoffernährung der untersuchten Kiefernbestände lag mit 16,1 mg g^{-1} in Fuhrberg (F004FUKI) und 16,5 mg g^{-1} in Ehrhorn (F012-EHKI) in der Stufe der hohen N-Versorgung; in Augustendorf (F021AUKI) zeigte sich mit 20,5 mg g^{-1} eine sehr hohe Ernährungsstufe im Bereich des Luxuskonsums bei der Baumart Kiefer.

P-Gehalte

Während die Kiefernbestände mit Nadelgehalten von 1,55 mg g^{-1} in Fuhrberg (F004FUKI) und 1,66 mg g^{-1} in Augustendorf (F021AUKI) eine mittlere Phosphor-Ernährungsstufe aufwiesen, konnte in Ehrhorn (F012EHKI) mit 1,24 mg g^{-1} nur eine geringe Versorgung mit Phosphor festgestellt werden.

K-Gehalte

Auf allen drei untersuchten Kiefernstandorten wiesen die Blätter mit Kaliumgehalten von 5,03 mg g^{-1} in Ehrhorn (F012EHKI), 5,49 mg g^{-1} in Fuhrberg (F004FUKI) und 6,01 mg g^{-1} in Augustendorf (F021AUKI) eine hohe Ernährungsstufe auf.

Ca-Gehalte

Die Calciumernährung wurde mit Werten von 2,68 mg g^{-1} in Augustendorf (F021AUKI), 2,73 mg g^{-1} in Ehrhorn (F012EHKI) und 2,93 mg g^{-1} in Fuhrberg (F004FUKI) auf allen drei Standorten als hoch angesprochen.

Mg-Gehalte

Demgegenüber lagen die Magnesiumgehalte der Nadeln auf allen drei Standorten mit Werten von 0,83 mg g^{-1} in Augustendorf (F021-AUKI), 0,86 mg g^{-1} in Ehrhorn (F012EHKI) und 0,90 mg g^{-1} in Fuhrberg (F004FUKI) bereits unterhalb einer optimalen Ernährungsstufe im Bereich geringer Magnesiumversorgung.

Douglasie

N-, P-, K-, Ca- und Mg-Gehalte

Die Nadeln der mit Douglasie bestockten BDF-F in Westerberg (F001WEFI) wiesen einen als hoch bewerteten N-Gehalt von 21,0 mg g^{-1} auf. Sowohl beim Phosphor mit 1,09 mg g^{-1}, beim Kalium mit 5,64 mg g^{-1} als auch beim Calcium mit 3,39 mg g^{-1} wurden dagegen nur geringe Ernährungsstufen festgestellt, während die Magnesiumversorgung in einem mittleren Bereich von 1,07 mg g^{-1} als ausreichend beurteilt wurde.

Tab. 9.1: Elementgehalte in Blattorganen der Waldbestände von Intensiv- und Standard-BDF-F in Niedersachsen. Mittelwerte (MW) und Standardabweichungen (SD) in mg g^{-1}. Farbliche Hinterlegung charakterisiert die Ernährungsstufe für Kiefer, Fichte und Buche nach ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG (2003) bzw. für Eiche und Douglasie nach KRAUSS & HEINSDORF (2005).

		N		P		K		Ca		Mg	
Baumart	BDF-F	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD
Buche	Lüss	22.4	2.5	1.21	0.12	8.28	1.45	6.26	1.13	0.97	0.34
Buche	Solling	24.5	1.8	1.26	0.13	5.69	1.40	3.76	0.76	0.73	0.19
Buche	Göttinger Wald	24.5	2.0	1.05	0.12	7.70	1.38	11.47	1.97	1.20	0.40
Buche	Harste	24.5	2.3	1.17	0.12	6.39	1.47	8.51	1.38	1.01	0.29
Buche	Ihlow	24.5	2.6	1.37	0.14	5.04	1.12	3.24	0.66	1.36	0.29
Buche	alle	24.1	2.3	1.19	0.16	6.77	1.80	7.04	3.36	1.02	0.37
Eiche	Lüss	22.4	2.4	1.51	0.24	8.28	1.81	4.86	1.17	1.19	0.21
Eiche	Ehrhorn	27.8	2.1	1.73	0.27	8.33	1.24	4.68	0.97	1.59	0.32
Eiche	Drömling	26.3	2.7	1.07	0.20	7.71	1.40	6.73	1.65	1.40	0.42
Eiche	Göhrde	24.1	2.8	2.41	0.35	9.41	1.16	5.76	1.19	1.52	0.44
Eiche	Herrenholz	26.9	2.6	1.54	0.19	8.44	1.45	4.88	1.00	1.59	0.46
Eiche	Ihlow	28.4	2.8	1.92	0.36	7.16	1.94	3.75	1.01	2.31	0.29
Eiche	alle	25.9	3.4	1.69	0.43	8.24	1.63	4.94	1.36	1.56	0.48
Fichte	Solling	14.7	1.5	1.39	0.16	4.92	1.04	2.11	0.60	0.61	0.14
Fichte	Hilskamm, Altfichte	17.0	2.0	1.14	0.12	4.25	1.03	2.28	0.52	0.80	0.17
Fichte	Hilsmulde, Altfichte	15.6	1.6	1.17	0.15	5.26	1.10	3.83	0.74	1.03	0.23
Fichte	Hilsmulde Jungfichte	14.0	2.0	1.36	0.13	4.72	1.11	3.67	1.25	1.11	0.21
Fichte	Lange Bramke	15.1	1.4	1.38	0.19	5.37	0.92	1.55	0.62	0.58	0.16
Fichte	Spanbeck	14.9	1.4	1.41	0.16	4.43	0.81	3.82	1.13	0.84	0.15
Fichte	Wingst	16.2	1.5	1.48	0.18	4.67	1.07	2.73	0.95	0.94	0.17
Fichte	alle	15.3	1.8	1.35	0.19	4.84	1.07	2.73	1.21	0.81	0.26
Kiefer	Augustendorf	20.5	1.7	1.66	0.15	6.01	0.77	2.68	0.72	0.83	0.13
Kiefer	Ehrhorn	16.5	1.4	1.24	0.15	5.03	0.62	2.73	0.58	0.86	0.15
Kiefer	Fuhrberg	16.1	1.7	1.55	0.15	5.49	0.70	2.93	0.75	0.90	0.12
Kiefer	alle	18.0	2.6	1.50	0.23	5.56	0.81	2.77	0.70	0.86	0.14
Douglasie	Westerberg	21.0	3.0	1.09	0.11	5.64	0.74	3.39	0.59	1.07	0.12

Ernährungsstufe	Farbe
sehr gering	
gering	
mittel	
hoch	
sehr hoch	

In Abbildung 9.1 bis 9.5 ist der bewertete Ernährungszustand gemäß der Verteilung der BDF-F in Niedersachsen sowie entsprechend der unterschiedlichen Bestockung mit den Wirtschaftsbaumarten Buche, Eiche, Kiefer, Fichte und Douglasie dargestellt.

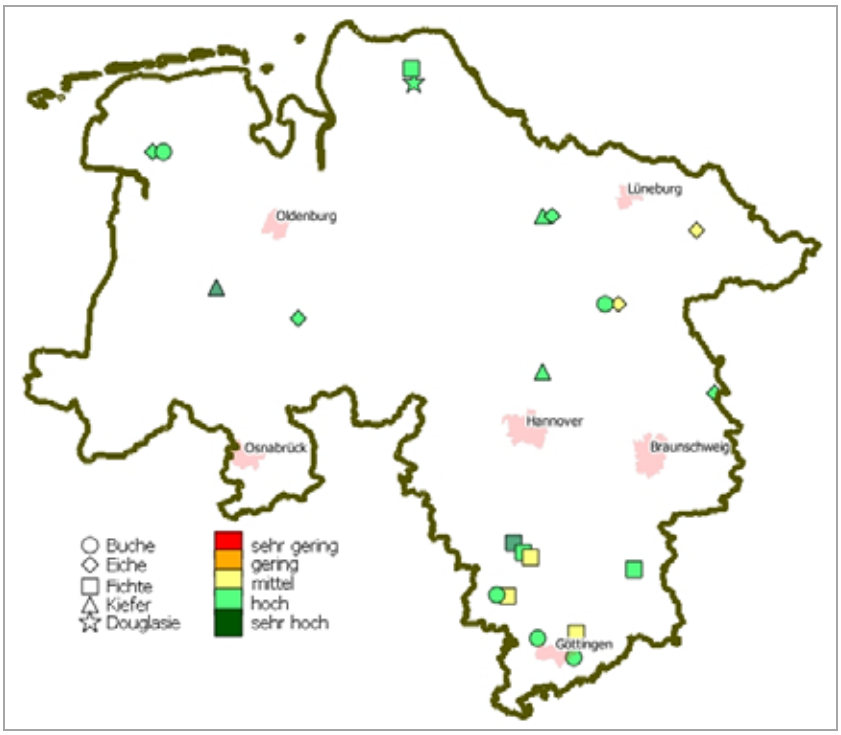


Abb. 9.1: Bewerteter Stickstoff-Ernährungszustand von Waldbeständen auf BDF-F in Niedersachsen.

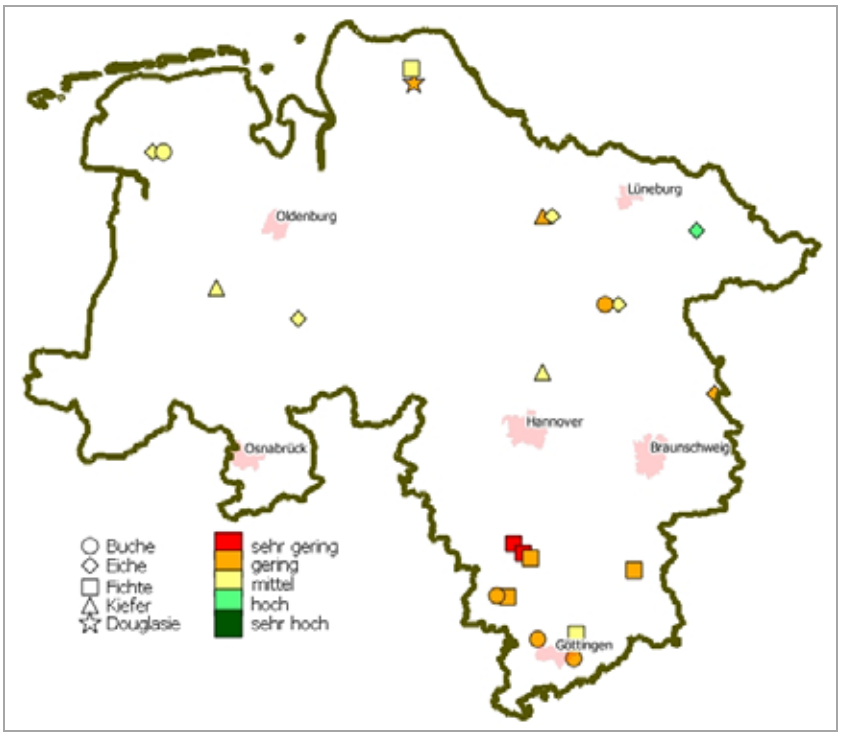


Abb. 9.2: Bewerteter Phosphor-Ernährungszustand von Waldbeständen auf BDF-F in Niedersachsen.

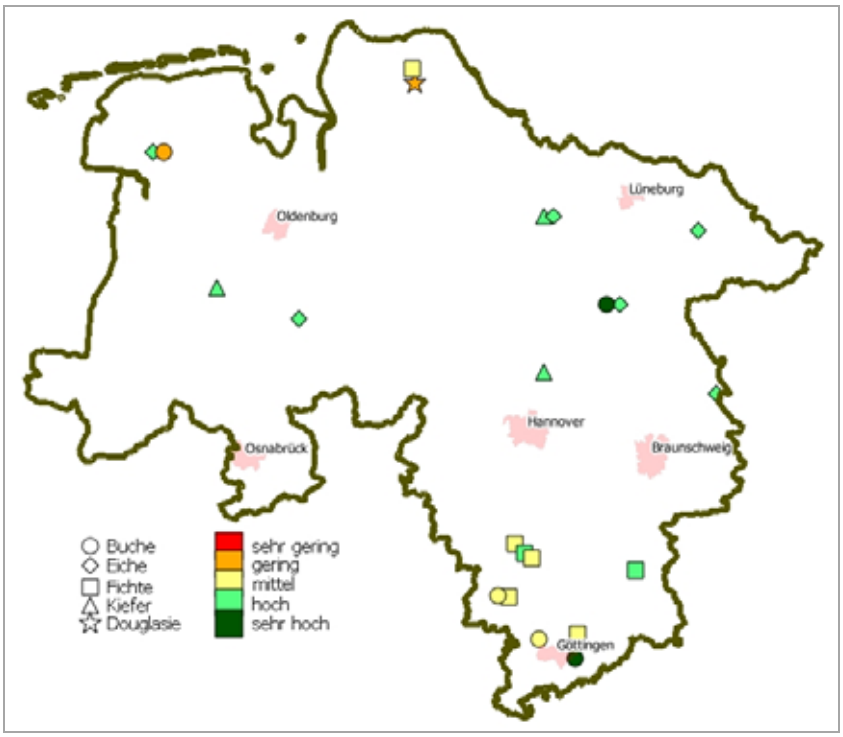


Abb. 9.3: Bewerteter Kalium-Ernährungszustand von Waldbeständen auf BDF-F in Niedersachsen.

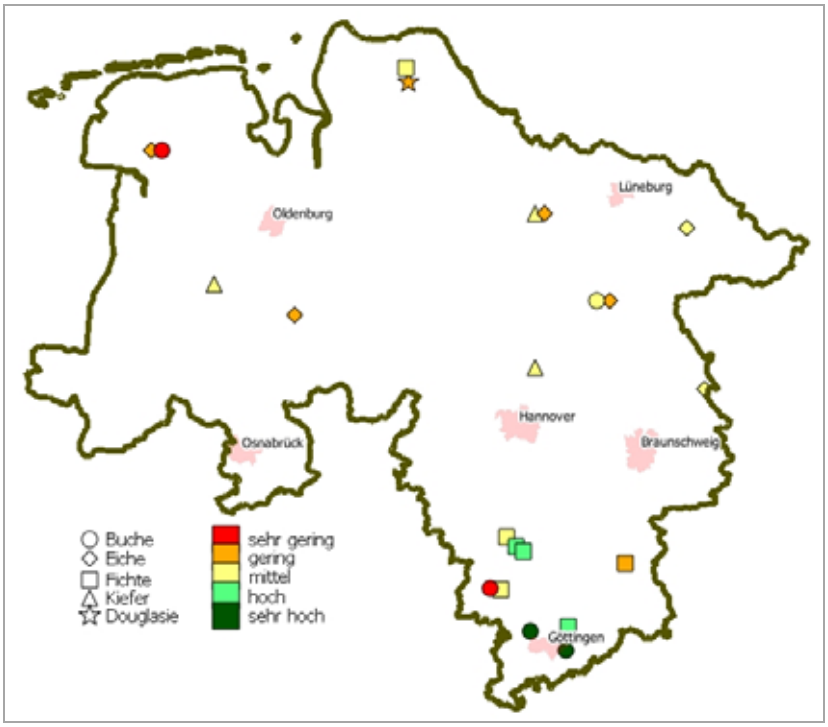


Abb. 9.4: Bewerteter Calcium-Ernährungszustand von Waldbeständen auf BDF-F in Niedersachsen.

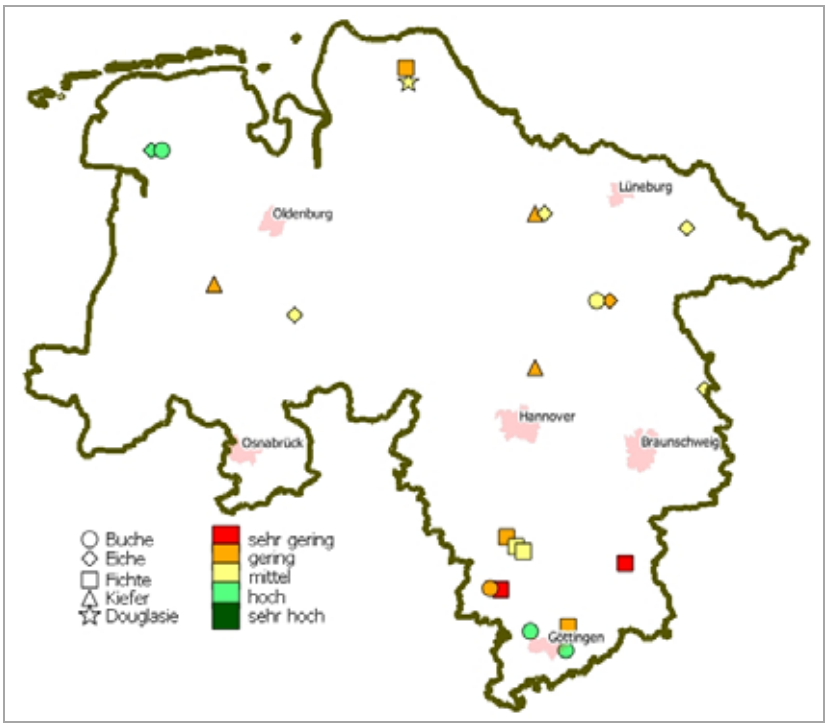


Abb. 9.5: Bewerteter Magnesium-Ernährungszustand von Waldbeständen auf BDF-F in Niedersachsen.

9.4.2 Trends des Ernährungszustandes

Stickstoffernährung

Bei Buche und Fichte sind für den Untersuchungszeitraum statistisch abgesicherte Zunahmen der N-Gehalte in Blättern oder Nadeln mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von unter 5 % ($p < 5$ %) bzw. unter 1 % ($p < 1$ %) festzustellen (Tab. 9.2). Die anderen Baumarten weisen tendenziell ebenfalls zunehmende N-Gehalte auf. Die Trends lassen sich allerdings bisher nicht statistisch absichern.

Phosphorernährung

Für die Buche, die Fichte und die Douglasie wurden zwar zeitliche Trends der Zunahme der P-Gehalte in den Blattorganen beobachtet, diese konnten statistisch aber nicht abgesichert werden. Dagegen zeigten die Eiche und die Kiefer abnehmende P-Gehalte, die statistisch ebenfalls nicht signifikant waren (Tab. 9.2).

Kaliumernährung

Bei der Buche wurden signifikant ($p < 5$ %) zunehmende, bei der Fichte hochsignifikant ($p < 0{,}1$ %) abnehmende K-Gehalte in Blättern bzw. Nadeln festgestellt (Tab. 9.2). Die anderen Baumarten (Eiche, Kiefer und Douglasie) wiesen tendenziell zunehmende K-Gehalte in Blättern oder Nadeln auf.

Calciumernährung

Bei den Baumarten Buche, Fichte, Eiche und Kiefer zeigten sich tendenzielle Zunahmen der Ca-Gehalte in Blättern bzw. Nadeln; bei der Douglasie nahmen diese im Zeitverlauf dagegen ab, wobei die Trends statistisch nicht abgesichert werden konnten (Tab. 9.2).

Magnesiumernährung

Bei der Buche wurde eine signifikante ($p < 5$ %) und bei der Fichte eine hochsignifikante ($p < 0{,}1$ %) Zunahme der Mg-Gehalte in den Nadeln beobachtet (Tab. 9.2).

Tab. 9.2: Trends der Elementgehalte von N, P, K, Ca und Mg in Blattorganen der Baumarten Buche, Eiche, Fichte, Kiefer und Douglasie auf BDF-F in Niedersachsen im Zeitraum 1994–2009. Fichte, Kiefer, Douglasie: 1. Nadeljahrgang.

	Buche	Eiche	Fichte	Kiefer	Douglasie
N	↑ *	↑ n. s.	↑ **	↑ n. s.	↑ n. s.
P	↑ n. s.	↓ n. s.	↑ n. s.	↓ n. s.	↑ n. s.
K	↑ *	↑ n. s.	↓ ***	↑ n. s.	↑ n. s.
Ca	↑ n. s.	↑ n. s.	↑ n. s.	↑ n. s.	↓ n. s.
Mg	↑ *	↓ n. s.	↑ ***	↑ n. s.	↑ n. s.

Trends: ↑ zunehmend; ↓ abnehmend.

Irrtumswahrscheinlichkeiten: * $p < 5$ %, ** $p < 1$ %, *** $p < 0{,}1$ %.

Bei Kiefer und Douglasie nahmen die Mg-Gehalte in den Nadeln tendenziell zu, während die Werte in den Eichenblättern tendenziell abnahmen, ohne dass diese Trends signifikant waren.

9.4.2.1 Nährstoffrelationen und Langzeittrend

In der Waldernährungslehre ist es üblich, nicht nur die Gehalte an Nährstoffen in den Blattorganen und ihre zeitliche Entwicklung zu beurteilen, sondern auch Nährstoffrelationen der Kernnährstoffe ergänzend als Indikatoren heranzuziehen (INGESTAD 1979, 1982 u. 1989; OREN & SCHULZE 1989, FIEDLER & HÖHNE 1987, HÜTTL 1988). Ein solcher Indikator ist der Quotient aus Bc zu N, d. h. die Summe der basischen Kationen Ca, Mg und K (Bc), geteilt durch Stickstoff, jeweils ausgedrückt in mol.

Auf den BDF-F im Solling mit Buche (F006-SLB1) und Fichte (F007SLF1) wird der Ernährungszustand der Bäume durch Nadel- bzw. Blattanalyse seit 1968 beobachtet.

In Abbildung 9.6 ist die Entwicklung des Quotienten Bc/N auf diesen Flächen seit 1968 dargestellt. Es zeigen sich bei beiden Baumarten starke Veränderungen der Nährstoffrelationen im Verlaufe der letzten 40 Jahre. Dabei konvergieren die zu Beginn der Untersuchungen im Jahr 1968 stark unterschiedlichen Bc/N-Werte bis zum Jahr 2010 auf ein sehr ähnliches, gegenüber dem Ausgangszustand wesentlich niedrigeres Niveau.

Bei der Fichte halbiert sich die Bc/N-Relation von etwa 0,34 auf 0,18 mol mol^{-1}, während sie bei der Buche lediglich von 0,2 mol mol^{-1} auf 0,16 mol mol^{-1}, d. h. um 20 %, abnimmt, hier allerdings von einem niedrigeren Ausgangswert.

Die dargestellten Muster weisen für den vierzigjährigen Untersuchungszeitraum sowohl bei der Buche als auch bei der Fichte auf eine Verschlechterung zu einer disharmonischen Ernährungssituation hin. Verantwortlich hierfür war bei der Fichte eine starke Zunahme der N-Gehalte, verbunden mit einer Abnahme der Ca- und K-Gehalte bei niedrigen Mg-Gehalten.

Bei der Buche lagen die N-Gehalte der Blätter schon zu Beginn der Beobachtung auf hohem Niveau und erhöhten sich in den sehr hohen Bereich, gleichzeitig nahmen, wie bei der Fichte, die Ca- und K-Gehalte in den Blättern stark ab, und die Mg-Gehalte blieben auf einem geringen Niveau.

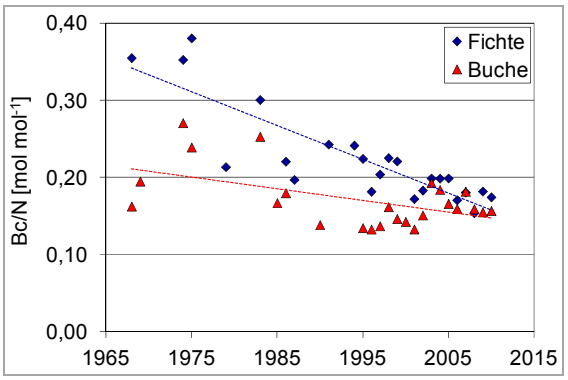


Abb. 9.6: Nährstoffrelationen von Bc zu N (basic cation: molare Summe aus Calcium, Magnesium und Kalium; N: Stickstoff) in Blattorganen im langjährigen Trend auf BDF-F im Solling mit Buche (F006SLB1) und Fichte (F007SLF1).

9.5 Zusammenfassung

Zur Beurteilung des Ernährungszustandes und zur Beschreibung seiner zeitlichen Entwicklung wurden im Zeitraum von 1994 bis 2009 auf den forstlich genutzten Flächen des niedersächsischen Bodendauerbeobachtungprogramms Untersuchungen zur Baumernährung durchgeführt. Dazu wurden auf den Intensiv-BDF-F im jährlichen Abstand, auf den Standard-BDF-F im mehrjährigen Abstand nach standardisierten Methoden Nadel-/Blattproben gewonnen, chemisch analysiert und die für die Beurteilung der Ernährungssituation wichtigen Elementgehalte bestimmt. Es erfolgte eine nach Standorten und Baumarten differenzierte Bewertung des Ernährungszustandes der Wälder anhand üblicher Klassifizierungsschlüssel. Eine Beurteilung der zeitlichen Entwicklung der Ernährungssituation wurde mit Hilfe regressionsanalytischer statistischer Verfahren vorgenommen.

Die anhaltend hohe, oft über dem Bedarf wüchsiger Bestände liegende atmosphärische Stickstoffdeposition spiegelte sich im N-Ernährungsstatus der Bestände wider, der auf drei Viertel der BDF-F als hoch bis sehr hoch bewertet wurde und auf den restlichen Flächen im mittleren Bereich lag. Für die wichtigen Wirtschaftsbaumarten Buche und Fichte wurde eine statistisch signifikante Zunahme des Stickstoffgehalts in den Blattorganen nachgewiesen.

Über die Hälfte der untersuchten BDF-F wies mit geringen bis sehr geringen P-Gehalten in den Blattorganen eine angespannte Phosphorversorgung auf, wobei besonders die Bestände mit Buche, Fichte und Douglasie betroffen waren; die Phosphorernährung der Eichen- und Kiefernbestände wurde dagegen als weitgehend ausreichend beurteilt. Wegen nicht nachgewiesener Trends sind bei der P-Ernährung keine durchgreifenden Veränderungen zu erwarten.

Die Kaliumversorgung der Bestände auf den BDF-F bietet keinen Anlass zur Besorgnis. Bezogen auf die zeitliche Entwicklung wies die Baumart Fichte allerdings einen statistisch abgesicherten abnehmenden Trend im K-Ernährungsstatus auf, wobei das Niveau der Ernährung als mittel bis hoch beurteilt wurde. Diese Entwicklung muss daher mit Augenmerk weiter verfolgt werden.

Auf einem Drittel der BDF-F zeigten sich geringe bis sehr geringe Calciumgehalte, wobei keine auf die Baumarten bezogenen Trends abgesichert wurden.

Auf über der Hälfte der untersuchten BDF-F wurde für den Nährstoff Magnesium nur eine geringe bis sehr geringe Versorgung gefunden. Bezogen auf die Baumarten wiesen die Buchenbestände die beste und die Nadelholzbestände mit Fichte und Kiefer die schlechteste Ernährung auf; die Eiche und die Douglasie waren zwischen ihnen angesiedelt. Bei Fichte und Buche wurde eine statistisch signifikante Verbesserung der Ernährungssituation auf allerdings niedrigem Ausgangsniveau statistisch nachgewiesen.

Das Niveau der Gehalte an Calcium und Magnesium in der Blattorganen, insbesondere der Nadelgehölze, verdeutlicht die Notwendigkeit, im Zuge von Bodenschutzkalkungen diese Nährstoffe nachzuführen.

Durch die Erhebungen des Ernährungszustandes von Waldbeständen auf den Intensiv- und Standard-BDF-F des niedersächsischen Bodendauerbeobachtungsprogramms konnte der aktuelle Waldernährungszustand zuverlässig erfasst, beschrieben und bewertet werden.

Die regelmäßige Wiederholung der Erhebung erlaubte es, mit Hilfe geeigneter statistischer Methoden Ernährungstrends zu erkennen und abzusichern.

Damit hat sich das Monitoring der Ernährungssituation auf BDF-F mittels der chemischen Nadel-Blatt-Analyse als ein Instrument bewährt, um die Reaktion der Bestände auf veränderte Umweltbedingungen abzubilden, Prognosen über weitere Entwicklungen des Ernährungsstatus abzugeben und auf geeignete Gegenmaßnahmen hinzuweisen.

9.6 Quellen

ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG (2003): Forstliche Standortskartierung. Begriffe, Definitionen, Einteilungen, Kennzeichnungen, Erläuterungen. – 6. Aufl.; Eching (IHW).

DAMMANN, I., MINDRUP, M. & SCHÖNFELDER, E. (2008): Entwicklung der Kalium-, Calcium- und Magnesium-Nährstoffversorgung von Waldbeständen in Niedersachsen und ihre Bedeutung für die Biomassenutzung. Energieholz und Nachhaltigkeit, Teil 3: Waldernährung. – Forst und Holz **63**: 41–44.

FIEDLER, H. J. & HÖHNE, H. (1987): Relationen der Kernnährstoffe in Fichtennadeln und ihre Abhängigkeit von biologischen Faktoren. – Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie **21**: 17–21.

HARTMANN, G., NIENHAUS, F. & BUTIN, H. (2007): Farbatlas Waldschäden - Diagnose von Baumkrankheiten. – Stuttgart (Ulmer).

HÜTTL, R. F. (1988): Forest decline and nutritional disturbances. – In: COLE, D. W. & GESSEL, S. B. (eds.): Forest site evaluation and long-term productivity: 180–186.

INGESTAD, T. (1979): Mineral nutrition requirements of Pinus silvestris and Picea abies seedlings. – Physiologia Plantarum **45**: 373–380.

INGESTAD, T. (1982): Relative addition rate and external concentration; driving variables used in plant nutrition research. – Plant, Cell & Environment **5**: 443–453.

INGESTAD, T. (1989): Quantitative mineral nutrition of forest trees. – Lecture given at the 1989 Marcus Wallenberg Prize Symposium; Marcus Wallenberg Foundation, Falun (Sweden).

KÖNIG, N., FORTMANN, H. & LÜTER, K.-L. (2009): Probenvorbereitungs-, Untersuchungs- und Elementbestimmungsmethoden des Umweltanalytik-Labors der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt. 2. Ergänzung: 1999–2008. – Berichte Forschungszentrum Waldökosysteme **B**: 75–78.

KRAUSS, H.-H. & HEINSDORF, D. (2005): Ernährungsstufen für wichtige Wirtschaftsbaumarten. – Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie **39**: 172–179.

MARSCHNER, H. (1986): Mineral Nutrition of Higher Plants. – 674 S.; London (Academic Press).

MENGEL, K. & KIRKBY, E. A. (1982): Principles of Plant Nutrition. – 655 S., International Potash Institute; Worblaufen-Bern.

OREN, R. & SCHULZE, E.-D. (1989): Nutritional disharmony and forest decline: A conceptual model. – In: SCHULZE, E.-D., LANGE, R. & OREN, R. (eds.): Forest decline and air pollution. – Ecological Studies **77**: 425–443; Berlin (Springer).

PINHEIRO, J. C. & BATES, D. M. (2000). Mixed-Effects Models in S and S-Plus. – 528 S.; Berlin (Springer).

R DEVELOPMENT CORE TEAM (2009): R: A language and environment for statistical computting. – <http://www.R-project.org>, R Foundation for Statistical Computing, Vienna (Austria), [ISBN 3-900051-07-0].

RADEMACHER, P., KHANNA, P. K., EICHHORN, J. & GUERICKE, M. (2009): Tree Growth, Biomass, and Elements in Tree Components of Three Beech Sites. – In: BRUMME, R. & KHANNA, P. K. (eds.): Functioning and Management of European Beech Ecosystems. – Ecological Studies **208**: 105–136.

RUMPF, S., KHANNA, P. K., BAUHUS, J., MEIWES, K. J., KOHLER, M. & SCHÖNFELDER, E. (2008): Phosphorversorgung - Zustand und Tendenzen sowie ihre Bedeutung für die Energieholznutzung. Energieholz und Nachhaltigkeit, Teil 3: Waldernährung. – Forst und Holz **63**: 37–40.

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

Waldböden sind dauerhaft durchwurzelt, und der durchwurzelbare 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 Säureeinträge 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 Hauptwurzelraumes. Die Bodenlösung in dieser Bodentiefe ist nicht mehr für Baumwurzeln erreichbar und trägt somit bei vertikaler Wasserbewegung zur Grundwasserneubildung bei. Beprobt 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 (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 (Cl^- + NO_3^- + SO_4^{2-} + HCO_3^- + Rest) der Kationensumme (H^+ + Al^{3+} + Ca^{2+} + Fe^{3+} + K^+ + Mg^{2+} + Mn^{2+} + Na^+ + 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 [$\mu mol_c\ l^{-1}$], 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 Hauptwurzelraumes 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 Jahren 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“ (F009-GWBU), 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 Ca^{2+} und HCO_3^- in Lösung. Die Kationen- bzw. Anionensumme hat unter der Humusauflage (5 cm) und in der Austragstiefe (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).

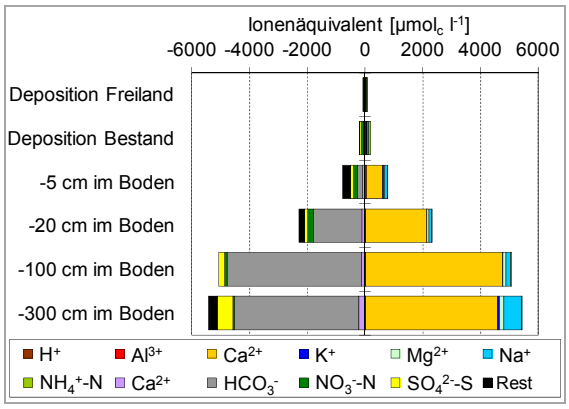


Abb. 10.1: Kationen- und Anionensummen des Freilandniederschlags, der Kronentraufe (Deposition Bestand) und der Bodenlösung verschiedener Tiefen als Mittelwert der Jahre 2007–2009 auf der BDF-F „Göttinger Wald“ (F009GWBU).

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 t ha^{-1} dolomithaltigem Material gekalkt wurde, was einem einmaligen Eintrag von ca. 1060 kg ha^{-1} Calcium und 230 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).

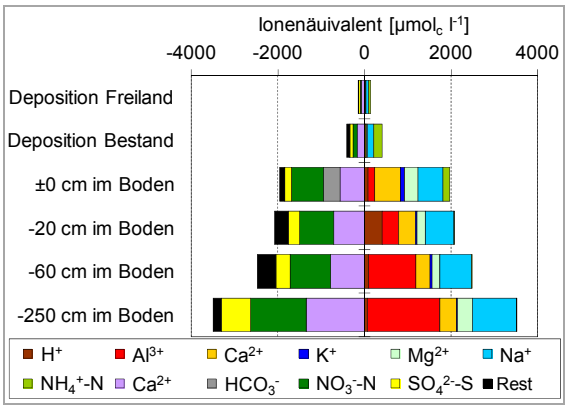


Abb. 10.2: Kationen- und Anionensummen des Freilandniederschlags, der Kronentraufe (Deposition Bestand) und der Bodenlösung verschiedener Tiefen als Mittelwert der Jahre 2007–2009 auf der BDF-F „Augustendorf“ (F021AUKI).

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 Stoffaustrag 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 mg l^{-1} („Göttinger Wald“/F009GWBU) und 20 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 mg l^{-1} bei „Augustendorf“, 4 mg l^{-1} bei „Ehrhorn, Eiche“/F002EHEI) bis gering (<1 mg l^{-1}).

Die Magnesiumkonzentrationen liegen meist um 1 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 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 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 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 mg l^{-1} = 11,3 mg N l^{-1}) meist weniger als 5 mg N l^{-1}. Die Werte liegen aber häufig oberhalb der kritischen Grenzwerte bezüglich Wir-

kungen auf Ökosystemfunktionen, wie Nährstoffimbalanzen, Vegetationsveränderungen oder reduziertes Wurzelwachstum, von 0,2–3 mg Nitrat-N l^{-1}.

Bei den Chloridkonzentrationen gibt es keine nennenswerten Trends. Auffällig ist, dass die beiden Kiefernstandorte mit 35 mg l^{-1} („Augustendorf“) und 20 mg l^{-1} („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 (AHRENDS & 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 Hauptwurzelraumes aller Intensiv-BDF dargestellt. Trotz starker jährlicher Schwankungen ist auf allen Flächen ein abnehmender Trend erkennbar. Dies kann auf den Rückgang der industriebürtigen Sulfatemission 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.

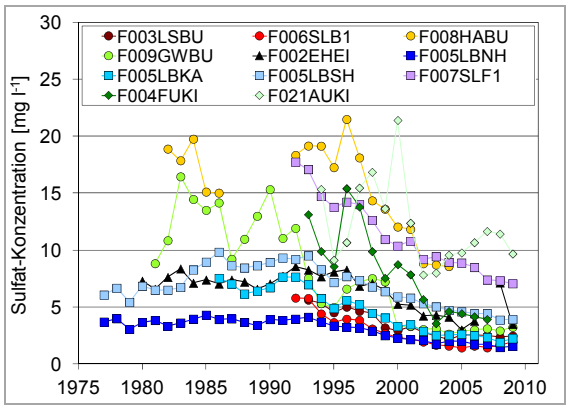


Abb. 10.3: Sulfatkonzentrationen unterhalb des Hauptwurzelraumes auf BDF-F mit den Baumarten Buche (●), Eiche (▲), Fichte (■) und Kiefer (♦).

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 $pH_{(H2O)}$ 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 Mycorrhiza-System, 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“).

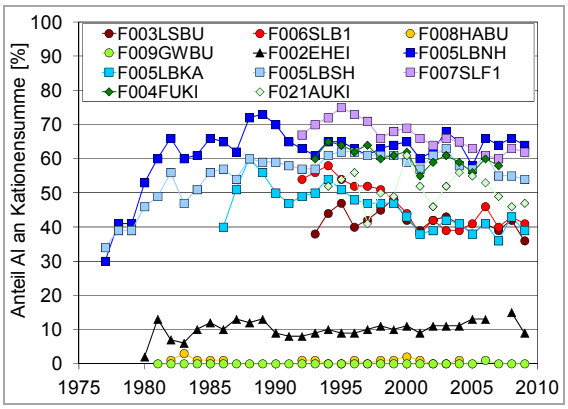


Abb. 10.4: Anteile von Aluminium an der Kationensumme unterhalb des Hauptwurzelraumes auf BDF-F mit den Baumarten Buche (●), Eiche (▲), Fichte (■) und Kiefer (♦).

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.

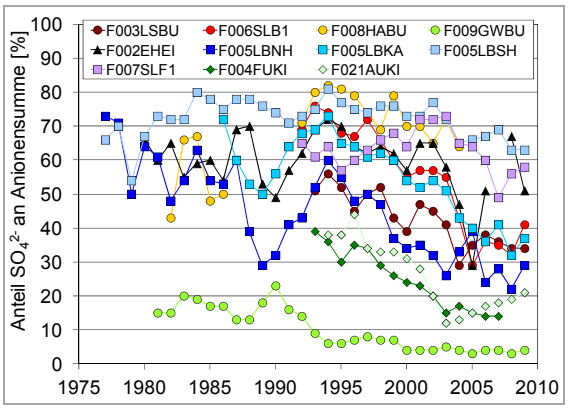


Abb. 10.5: Anteile von Sulfat an der Anionensumme unterhalb des Hauptwurzelraumes auf BDF-F mit den Baumarten Buche (●), Eiche (▲), Fichte (■) und Kiefer (♦).

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 Hauptwurzelraumes 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).

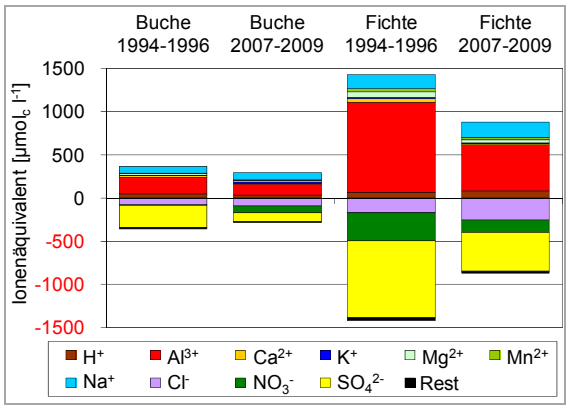


Abb. 10.6: Ionenkonzentrationen in der Bodenlösung unterhalb des Hauptwurzelraumes auf „Solling, Buche“ (F006SLB1) und „Solling, Fichte“ (F007SLF1) in den Zeiträumen 1994–1996 und 2007–2009.

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 Humusauflage (±0 cm) zeigen, dass aus der Humusauflage 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 mg l^{-1} auf ca. 4 mg l^{-1} deutlich ab.

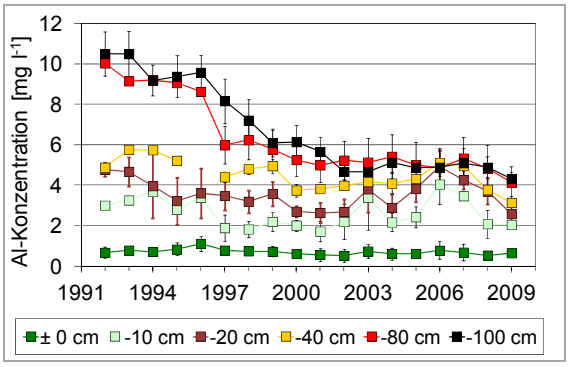


Abb. 10.7: Tiefengradient der Aluminiumkonzentrationen ± Standardfehler auf „Solling, Fichte“ (F007SLF1) von 1992 bis 2009 (keine Streuung berechenbar für: -10 cm und -80 cm: 1992–1996, -40 cm: 1992–1995).

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 atmogenen Einträgen, am Anfang des Betrachtungszeitraums in den 1990er Jahren die Blei- und Cadmiumkonzentrationen am Standort „Lange Bramke, Kamm“ (F005LBKA) mit rund 15–20 µg l^{-1} Blei und 4–6 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 µg l^{-1} und in „Harste“ (F008HABU) Cadmium mit rund 10 µg l^{-1} erhöhte Konzentrationen auf (Abb. 10.8 und 10.9).

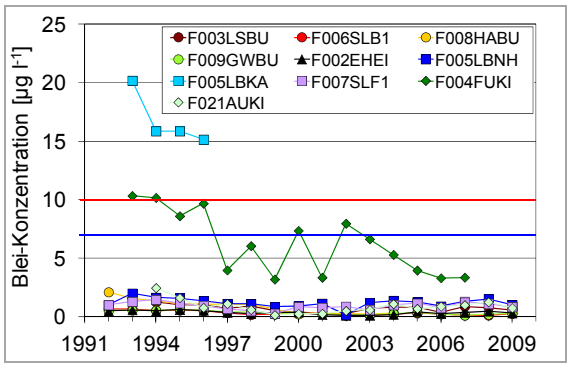


Abb. 10.8: Bleikonzentrationen unterhalb des Hauptwurzelraumes auf BDF-F mit den Baumarten Buche, Eiche, Fichte und Kiefer. Blaue Linie: Grundwasserprüfwert für Blei bei 7 µg l^{-1} (BUNDESREGIERUNG 2011); rote Linie: Critical Limit für Blei bei 10 µg l^{-1} nach Trinkwasser-Empfehlung (WHO 2004).

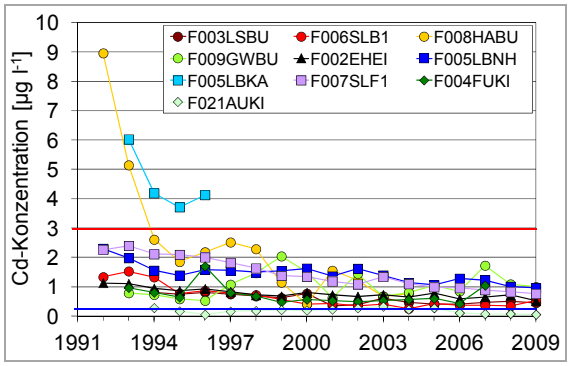


Abb. 10.9: Cadmiumkonzentrationen unterhalb des Hauptwurzelraumes auf BDF-F mit den Baumarten Buche, Eiche, Fichte und Kiefer. Blaue Linie: Grundwasserprüfwert für Cadmium bei 0,25 µg l^{-1} (BUNDESREGIERUNG 2011); rote Linie: Critical Limit für Cadmium bei 3 µg l^{-1} nach Trinkwasser-Empfehlung (WHO 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 µg l^{-1} Blei bzw. 1 µg l^{-1} Cadmium. Für Blei ergaben sich vor allem für die BDF-F „Solling, Buche“ (F006-SLB1), „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 ($r^2 > 0,5$) Rückgang 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 µg l^{-1} liegenden Schwellenwerte für Cadmium und die zwischen 7 und 10 µg 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 µg l^{-1} und für Cadmium mit 0,84/1,43/4,45 µg 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 NO_3^-, SO_4^{2-}, Cl^-, HCO_3^- und die Kationen Mg^{2+}, Ca^{2+}, K^+, Na^+, NH_4^+ und H^+. Im Gegensatz zu den forstlichen BDF werden Mn^{2+}, Al^{3+} und 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 einhergehenden 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 $\mu mol_{(c)}\ l^{-1}$ auf. Dies ist auf das carbonathaltige Ausgangsmaterial (Ca^{2+} und 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.

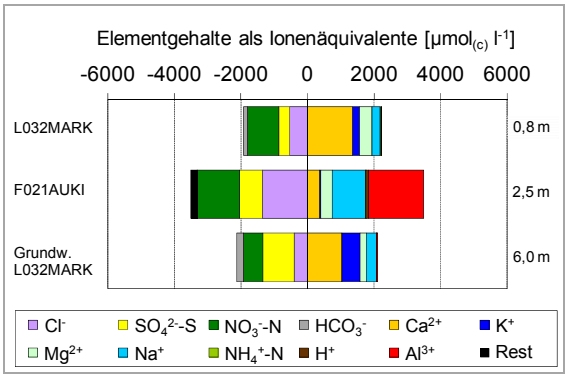


Abb. 10.10: Ionenbilanz am Standort L032MARK, Mittelwert aus zwei Einzelterminen (Nov. 07 bis Jan. 08), Bodenform: Podsol aus holozänem Flugsand, Bewirtschaftung: konventionell bewirtschaftete Ackerfläche (hoher Anteil organischer Düngung), Vorfrucht: Körnermais; sowie Ionenbilanz am Standort F021AUKI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

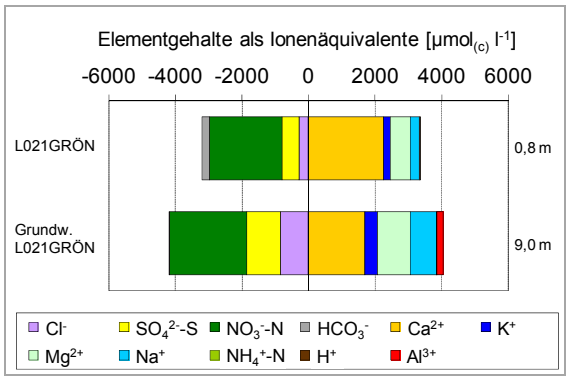


Abb. 10.11: Ionenbilanz am Standort L021GROE, Mittelwert aus vier Einzelterminen, Bodenform: Podsol aus Flugsand, Bewirtschaftung: ökologisch bewirtschaftete Ackerfläche (organische Düngung), Vorfrucht: Kartoffeln; sowie Ionenbilanz an der Grundwassermessstelle L021GROE (Filteroberkante: 9 m) im Mai 08.

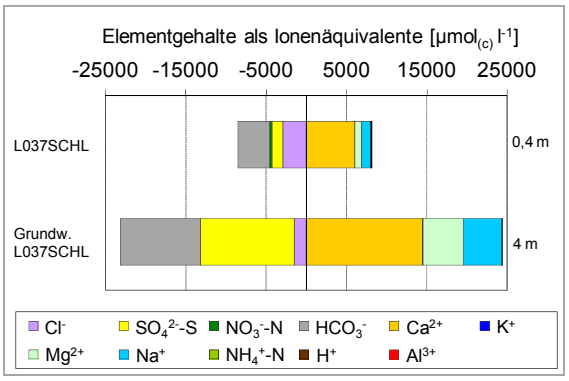


Abb. 10.13: Ionenbilanz am Standort L037SCHL, Mittelwert aus drei Einzelterminen, Bodenform: Gley-Auenboden aus Auenlehm, Bewirtschaftung: konventionell bewirtschaftete Ackerfläche (überwiegend mineralisch gedüngt), Vorfrucht: Winterweizen; sowie Ionenbilanz an der Grundwassermessstelle L037SCHL (Filteroberkante: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

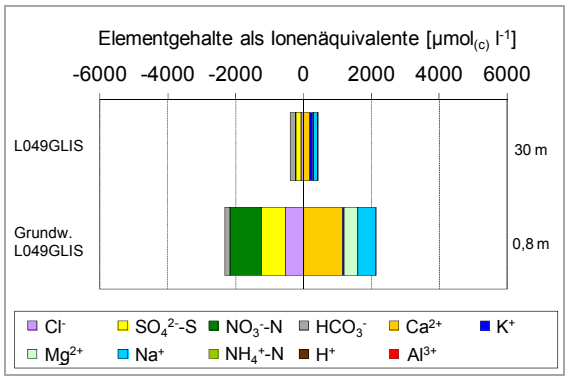


Abb. 10.12: Ionenbilanz am Standort L049GLIS, Mittelwert aus vier Einzelterminen, Bodenform: Braunerde aus Geschiebedecksand, Bewirtschaftung: konventionell bewirtschaftete Ackerfläche (mineralisch und organisch gedüngt), Vorfrucht: mehrjährige Brache; sowie Ionenbilanz an der Grundwassermessstelle L049GLISS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

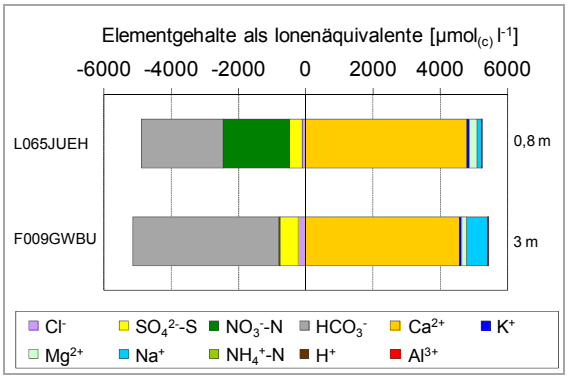


Abb. 10.14: Ionenbilanz am Standort L065JUEH, Mittelwert aus fünf Einzelterminen (Lysimeter), Bodenform: Braunerde-Rendzina aus Mergel- und Kalkstein, Bewirtschaftung: konventionell bewirtschaftete Ackerfläche (mineralisch und organisch gedüngt), Vorfrucht: Wintertriticale; sowie Ionenbilanz am Standort 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 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 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 ($CaCO_3$) zu Calciumhydrogencarbonat, das sich leicht in Wasser löst.

Natrium und Magnesium

Die Kationen Mg^{2+} und 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 H^+ und Al^{3+} und deutlich weniger 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 entgegengewirkt. 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 abzupuffern. Die dabei freiwerdenden Ionen Ca^{2+} und 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 Ionensumme 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 µmol(c) 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 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 Mineralisationsschüben. 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 Nitratastrages werden diskutiert.

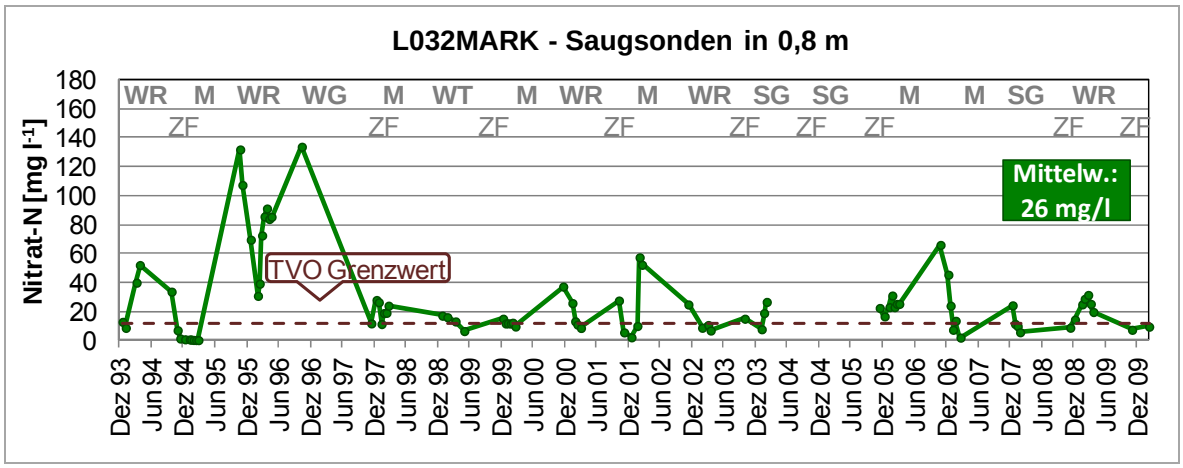


Abb. 10.15: L032MARK; mittels Saugsonden in 0,8 m Tiefe gemessene Nitratkonzentrationen; Zeitraum 1993–2009; M: Mais, WG: Wintergerste, WR: Winterroggen, WT: Wintertriticale, SG: Sommergerste, ZF: Zwischenfrucht.

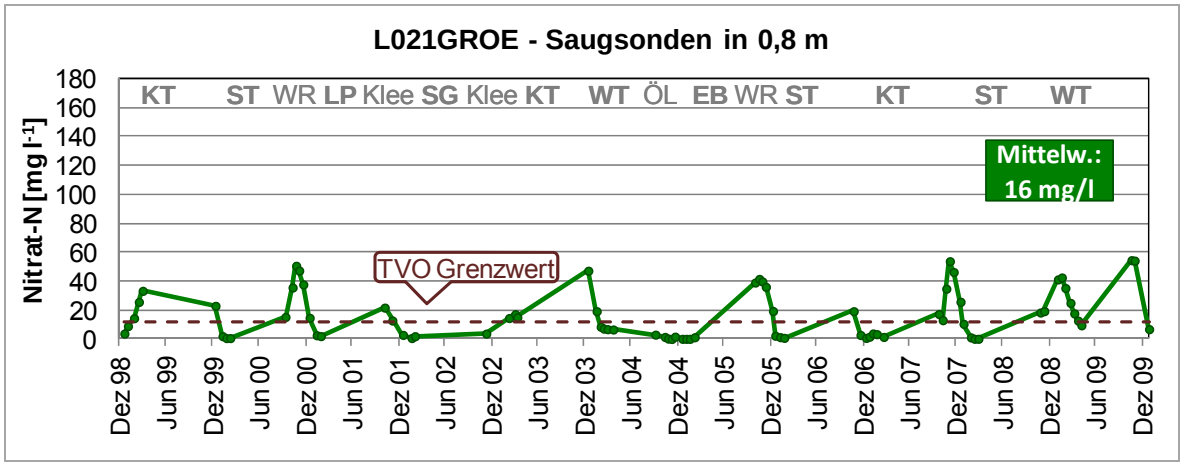


Abb. 10.16: L021GROE; mittels Saugsonden in 0,8 m Tiefe gemessene Nitratkonzentrationen; Zeitraum 1998–2009; KT: Kartoffeln, ST: Sommertriticale, WT: Wintertriticale, SG: Sommergerste, EB: Erbsen, LP: Lupinen, WR: Winterroggen, ÖL: Ölrettich.

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 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 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.

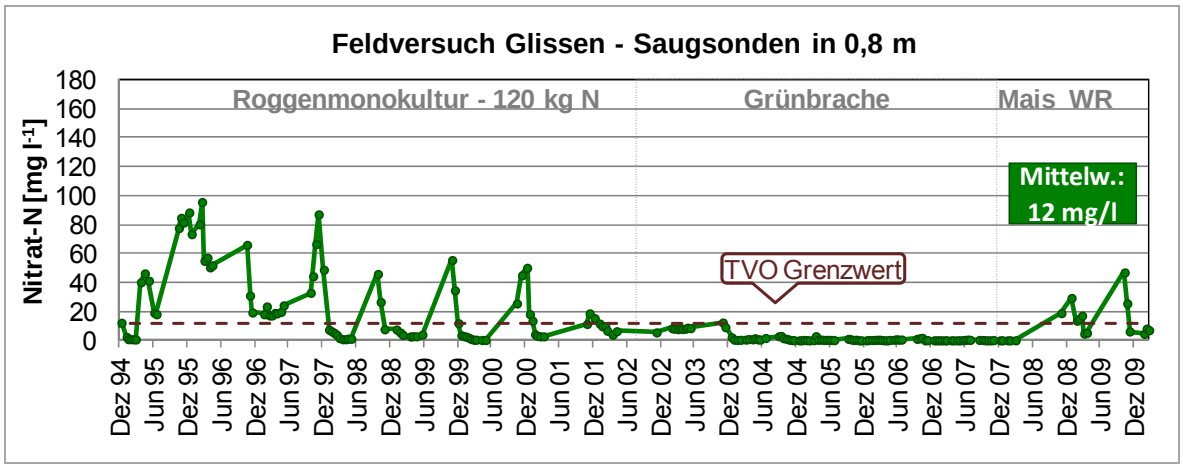


Abb. 10.17: Ehemaliger Feldversuch Glissen (neben der BDF L049GLIS, zwischen 2002 und 2007 ungedüngt); mittels Saugsonden in 0,8 m Tiefe gemessene Nitratkonzentrationen; Zeitraum 1994–2009; WR: Winterroggen.

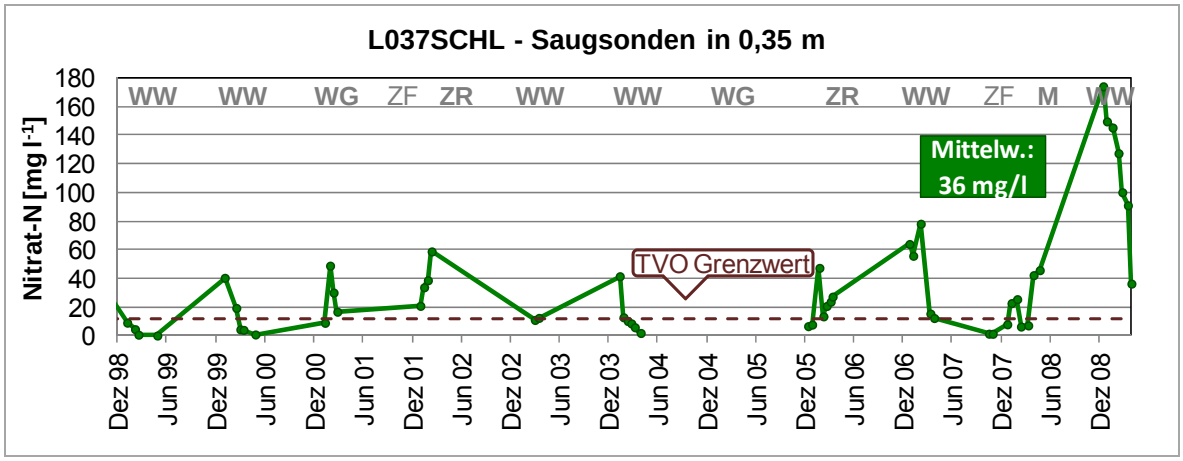


Abb. 10.18: L037SCHL; mittels Saugsonden in 0,8 m Tiefe gemessene Nitratkonzentrationen; Zeitraum 1998–2009; WW: Winterweizen, WG: Wintergerste, ZR: Zuckerrübe, ZF: Zwischenfrucht.

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 mg l^{-1} Nitrat-N. Mit der Umstellung auf eine ungedüngte Grünbrache gehen die Konzentrationen deutlich zurück und liegen mit 1,5 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 Nitratkonzentration von bis zu 170 mg l^{-1} Nitrat-N nach Maisanbau im Herbst/Winter 2008/2009. Exaktversuche haben gezeigt, dass Mais ab einer jährlichen Düngung von 150 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^{-1} 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^{-1} 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^{-1} im Sickerwasser der Standorte L033DINK, L032MARK und L037SCHL (Zeitraum: Jan. 2006 bis Jan. 2008).

µg l^{-1}	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^{-1}	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 Wirkungspfades Boden – Grundwasser nach Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBODSCHV 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 µg l^{-1} für Zink. Auffällig auf diesem Standort sind weiterhin erhöhte Kupfer- und Cadmiumgehalte. Werden die Schwellenwerte nach Grundwasserverordnung herangezogen, übersteigt der Median für Cadmium den Schwellenwert von 0,5 µg 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 m³ Mastschweinegülle (mit geringem Anteil an Bullengülle) gegeben. Der Standort L32MARK erhielt im betrachteten Zeitraum 58 m³ Mischgülle (Rind/Schwein). Kupfer und Zink werden insbesondere in der Schweine- und Geflügelmast als Futtermittelzusatzstoffe zur Leistungsförderung eingesetzt. Die Herkunft von Cadmium ist dagegen unklar.

Am Standort L037SCHL übersteigen viele Schwermetallgehalte im Boden die Vorsorgewerte nach BBodSchV (vgl. Kap. 4), im Sickerwasser können im betrachteten Zeitraum allerdings nur wenige Überschreitungen der Vorsorge- 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 Entwurf einer Mantelverordnung neue Prüfwerte für das Grundwasser vorgelegt. Danach wären auf dem Standort L033DINK die vorgeschlagenen 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 jedoch an dieser Stelle darauf hingewiesen werden, dass die Prüfwerte für Grundwasser hier auf Bodenwasser angewendet werden, das bei dem Weg in die Grundwasserleiter noch chemische Veränderungen erfährt, die konzentrationsreduzierend wirken können. Für die Analytik 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 Forststandorten eine intensive Nutzungsdynamik mit regelmäßiger Bodenbearbeitung und hoher Nährstoffzu- wie -abfuhr auf. Unter forstlicher Nutzung sind die Böden meist dauerhaft durchwurzelt. Mit Ausnahme von Kalkungsmaßnahmen wird nicht gedüngt. Stoffeinträge über atmosphärische Deposition stellen einen bedeutenden Eintragspfad dar. Diese Unterschiede bewirken, dass sich die Ionenzusammensetzung des Sickerwassers dieser Nutzungsformen auch bei räumlicher Nähe bzw. gleichem geologischen Ausgangsgestein deutlich unterscheiden kann.

Ionenbilanzen

Forst

Auf carbonathaltigen Böden wie „Göttinger Wald“ (F009GWBU) sind Ca^{2+} und 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 vorherrschende Kation in der Bodenlösung, häufig gefolgt von Ca^{2+}, Mg^{2+} und Na^+. Mengenmäßig untergeordnet sind Fe^{3+}, K^+, Mn^{2+} und NH_4^+. Auf Seite der Anionen dominieren SO_4^{2-} und Cl^-.

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

Acker

Durch mineralische und organische Düngung dominieren unter den Anionen NO_3^- und Cl^- (KCl-Dünger) und bei den Kationen meist Ca^{2+}. Ist das Ausgangsgestein carbonathaltig, wird neben Ca^{2+} auch HCO_3^- ausgewaschen.

Im Gegensatz zu forstwirtschaflich genutzten Flächen kommen die Kationen Al^{3+} und 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 Jahrzenten 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 mg l^{-1} NO_3^--N zurück.

Fichtenbestände kämmen im Vergleich zu Buchenbeständen die Luft effektiver und auch ganzjährig aus. Dies führt zu verstärkten Säureeinträgen 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 Düngungshöhe 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 µg 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

AHRENDS, 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_2 and N_2O 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 ecotoxical 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-Luftreinhaltekonvention (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. & MEESENBURG, 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): Ecosytem 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-Luftreinhaltekonvention. – 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>.

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.

11 Stoffausträge mit dem Sickerwasser

UWE KLINCK, PETER RADEMACHER,
MARKUS WAGNER, STEFAN FLECK,
BERND AHRENDS, HENNING MEESENBURG,
ANNEGRET FIER, HEINRICH HÖPER,
HENNING WALLRABENSTEIN &
MARTIN HASSDENTEUFEL

11.1 Stoffausträge unter Forst

11.1.1 Einleitung

Ähnlich den Elementvorräten, die bei Bodeninventuren ermittelt werden (Kap. 4), charakterisieren die Stoffflüsse im Boden den Standort unter seiner jeweiligen Nutzung. Ein wichtiges Ziel ist die langfristige Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit durch Minimierung von anthropogen bedingten ober- und unterirdischen Stoffausträgen aus dem System. Hier sind größere Verluste dann relevant, wenn Einbußen im Ertrag oder beim Zuwachs drohen oder arbeits- und kostenintensive Kompensationsmaßnahmen (z. B. Düngung, Kalkung) erforderlich werden (NW-FVA 2008). Da die Trinkwassergewinnung bevorzugt unter bewaldeten und weniger unter intensiver genutzten landwirtschaftlichen Einzugsgebieten stattfindet, sind die Stoffausträge von Waldökosystemen auch hinsichtlich der Qualität des Grundwassers von Bedeutung, insbesondere wenn kritische Grenzwerte (z. B. hinsichtlich der Schwermetalle im Bodensickerwasser) überschritten werden. Auch Stoffflüsse innerhalb des Bodenprofils sind von Interesse, z. B. bei der Frage, wie sich atmogene Säureeinträge auf die Basensättigung in verschiedenen Bodentiefen auswirken.

Für die Berechnung von Stoffausträgen mit dem Sickerwasser sind neben den Stoffkonzentrationen Angaben zur zeitlich und räumlich äußerst variablen Höhe der Wasserflüsse erforderlich. Darüber hinaus werden die Unsicherheiten bei der Interpretation von langfristigen Trends durch die hohe kleinräumige Heterogenität der Stoffkonzentrationen im Sickerwasser (DEURER et al. 2001) oder der sie bedingenden Faktoren wie Humusvorräte, Lagerungsdichte, Bodenart und Relief erschwert (PENNE et al. 2010, TEICHERT 2000, GÖTTLEIN & STANJEK 1996). In diesem Beitrag werden zur Analyse der ökosystemrelevanten Sickerwasserausträge und deren zeitlichen Mustern die Jahressummen der Stoffflüsse herangezogen. Für eine weitergehende standortspezifische Bewertung der Forststandorte werden die Austräge den Einträgen gegenübergestellt.

11.1.2 Material und Methoden

Die Stoffflüsse an der untersten Tiefenstufe der Sickerwassergewinnung, mit mindestens drei Wiederholungen, werden als Austrag unterhalb der von den Beständen durchwurzelten Zone interpretiert. Die Stoffkonzentrationen wurden für jeden Beprobungszeitraum mit den modellierten Wasserflüssen multipliziert. Ein Großteil der Grundwasserneubildung findet erfahrungsgemäß im ausklingenden Winter statt, nachdem der durch die vorangegangene Vegetationsperiode entleerte Bodenwasserspeicher wieder aufgefüllt ist (MANDERSCHEID & MATZNER 1995). Deshalb sind die Stoffkonzentrationen im Winter von besonderem Gewicht.

Zwei verschiedene Wasserhaushaltsmodelle, die auf physikalisch begründeten Modellansätzen beruhen, kamen zum Einsatz: SIMPEL (HÖRMANN 1997) für die Standorte „Göttinger Wald“ (F009GWBU), „Ehrhorn, Eiche“ (F002-EHEI) und „Augustendorf“ (F021AUKI) sowie LWF-BROOK90 (HAMMEL & KENNEL 2001) für alle anderen BDF-F, außer „Harste“ (F008-HABU). Für die betreffenden BDF-F kann somit auf Zeitreihen des Stoffflusses von 15 bis 33 Jahren zurückgegriffen werden (Tab. 11.1). Unter Berücksichtigung der Streuung (Standardfehler) werden die ersten fünf Jahre mit den letzten fünf Jahren der Zeitreihe verglichen, um eine Einschätzung langfristiger Trends vornehmen zu können. Bei der Interpretation der Stoffflüsse für die Kiefern-BDF-F „Augustendorf“ (F021AUKI) ist zu beachten, dass hier 1985 mit 4 t ha^{-1} dolomithaltigem Material gekalkt wurde. Dies entspricht einem einmaligen Eintrag von ca. 1060 kg ha^{-1} Calcium und 230 kg ha^{-1} Magnesium.

Tab. 11.1: Jährliche Sickerwassermengen [mm] auf BDF-F mit Angabe der Bodentiefe, für die Wasserflüsse berechnet wurden (Austragstiefe) und Anzahl der räumlichen Wiederholungen (Wert: Stoffkonzentrationen vorhanden, Unterstreichung: auch Schwermetallkonzentrationen vorhanden).

Hauptbaumart	BUCHE			EICHE	FICHTE				KIEFER	
Bezeichnung	F003LSBU	F006SLB1	F009GWBU	F002EHEI	F005LBNH	F005LBKA	F005LBSH	F007SLF1	F004FUKI	F021AUKI
Austragstiefe (cm)	60	90	100	150	80	80	80	100	100	250
Wdh. (n = ...)	6	3	3	5	8	4	8	4	6	6
1977					835		605			
1978					790		595			
1979					670		485			
1980				465	780		615			
1981			505	500	1090		850			
1982			215	240	680		465			
1983			180	305	725		505			
1984			215	350	920		725			
1985			160	290	775		565			
1986			220	240	870	770	700			
1987			345	400	960	855	760			
1988			195	360	950	800	725			
1989			160	185	475	400	320			
1990			155	230	540	465	375			
1991			130	220	605	510	425			
1992		550	230	255	685	620	520	360		
1993	390	470	235	390	780	685	580	385	270	
1994	550	765	280	420	1025	955	815	600	250	285
1995	370	530	230	305	800	735	600	370	185	185
1996	245	300	170	115	475	395	325	120	145	20
1997	250	255	190	185	760	605	525	90	85	50
1998	610	600	320	450	1055	930	860	345	235	170
1999	315	510	225	315	675	530	480	325	100	185
2000	260	580	220	280	860	680	630	435	130	115
2001	405	680	235	380	885	730	675	590	215	145
2002	550	800	325	665	1375	1215	1185	715	370	185
2003	215	395	250	225	500	425	390	255	190	95
2004	340	575	235	205	790	625	585	445	210	95
2005	300	515	210	265	690	510	485	395	145	105
2006	265	575	180	285	585	400	360	500	120	115
2007	365	995	285		1505	1285	1275	950	400	240
2008	235	535	190	355	820	635	615	385		170
2009	225	610	215	165	675	465	455	520		80

BDF-Programm

11.1.3 Makro-Elemente

Analog der Vorgehensweise bei den Stoffkonzentrationen (Kap. 10) wird auf die Stoffflüsse der Kationen Calcium, Kalium und Magnesium sowie der Anionen Chlorid, Nitrat und Sulfat eingegangen. Die Berechnung von Stoffflüssen ist für acht BDF-F sowie die beiden assoziierten Fichtenstandorte in der Langen Bramke möglich (Tab. 11.1). Die Höhe der Stoffflüsse ist insbesondere von der Höhe der Wasserflüsse abhängig, was sich besonders in hydroklimatisch extremen Jahren zeigt. Zu nennen wäre hier z. B. das im langjährigen Mittel niederschlagsreiche Jahr 2007 (erhöhte Stoffflüsse) und die vergleichsweise trockenen Jahre 1996 und 2003 (ML 2010).

Die im Vergleich sehr hohen (100–350 kg ha^{-1} a^{-1}) Calciumausträge im „Göttinger Wald“ (F009GWBU) sind dem carbonathaltigen Ausgangsgestein geschuldet. Bei allen anderen BDF-F betrugen sie 2009 weniger als 6 kg ha^{-1} a^{-1} (Abb. 11.1). Erhöhte Calciumausträge treten bei denjenigen BDF-F auf, auf denen auch höhere Konzentrationen gemessen wurden („Augustendorf“/F021AUKI, „Ehrhorn, Eiche“/F002EHEI). Es konnten entweder keine oder abnehmende Trends festgestellt werden.

Bei den Chloridausträgen werden Werte zwischen 10–30 kg ha^{-1} a^{-1} erreicht, wobei Laubholzbestände niedrigere Austräge als Nadelholzbestände aufweisen. Ebenso wie die Chloridkonzentrationen (Kap. 10) nehmen auch die Chloridausträge im Solling („Solling, B1“/F006-SLB1, „Solling, F1“/F007SLF1) zu. Im Übrigen gibt es keine markanten Trends. „Augustendorf“ fällt durch große (2–131 kg ha^{-1} a^{-1}) Jahresschwankungen auf.

Vergleichsweise klein sind dagegen die Kaliumausträge. Sie betragen mit Ausnahme des besonders niederschlagsreichen Jahres 2007 1–4 kg ha^{-1} a^{-1} und zeigen bis auf eine Zunahme bei der BDF-F „Solling, B1“ keine auffälligen Trends.

Die Magnesiumausträge, die in der Höhe den Kaliumausträgen entsprechen, weisen mit Ausnahme der BDF „Augustendorf“ abnehmende

Trends auf. „Augustendorf“ weist als einzige in der Vergangenheit gekalkte BDF-F fluktuierende Austragsmengen zwischen 0 und 12 kg ha^{-1} a^{-1} auf.

Auf der BDF-F „Augustendorf“ sind die Nitratausträge im Vergleich zu anderen Waldstandorten sehr hoch (Abb. 11.2). Auch auf „Lange Bramke, Nordhang“ (F005LBNH) werden Nitrat-N-Flüsse von 25 kg ha^{-1} a^{-1} in mehreren Jahren erreicht. Nach BLOCK et al. (2000) werden Waldökosysteme mit Stickstoffausträgen über 15 kg ha^{-1} a^{-1} als auf hohem Niveau stickstoffgesättigt betrachtet. Bei den beiden assoziierten Fichten-BDF-F („Lange Bramke, Kamm“/F005LBKA, „Lange Bramke, Südhang“/F005LBSH) und bei „Fuhrberg, Kiefer“ (F004-FUKI) gibt es hingegen kaum Nitratausträge. Ein genereller Effekt der Baumart kann hieraus aber nicht abgeleitet werden (HORVÁTH, MEIWES & MEESENBURG 2009, BORKEN & MATZNER 2004).

Das Beispiel der Sulfatausträge zeigt eindrücklich, wie stark die zeitliche Entwicklung der Konzentrationen durch die jährliche Variabilität der Wasserflüsse überprägt wird (Abb. 11.3). Besonders deutlich wird dies im Trockenjahr 1996 und im niederschlagsreichen Jahr 2007. In klimatischen Normaljahren hat sich, außer bei „Solling, F1“ und „Lange Bramke, Südhang“, das Niveau der Sulfat-S-Austräge mit der Bodenlösung 2009 auf Werte um 10 kg ha^{-1} a^{-1} verringert.

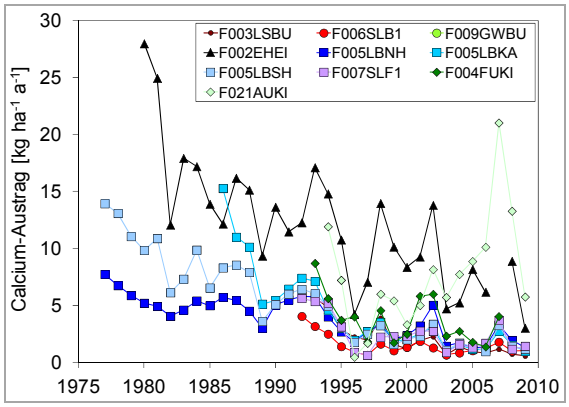


Abb. 11.1: Calciumausträge unterhalb des Hauptwurzelraumes auf BDF-F mit den Baumarten Buche (●), Eiche (▲), Fichte (■) und Kiefer (♦). Calcium im „Göttinger Wald“ (F009GWBU) >30 kg ha^{-1} a^{-1}.

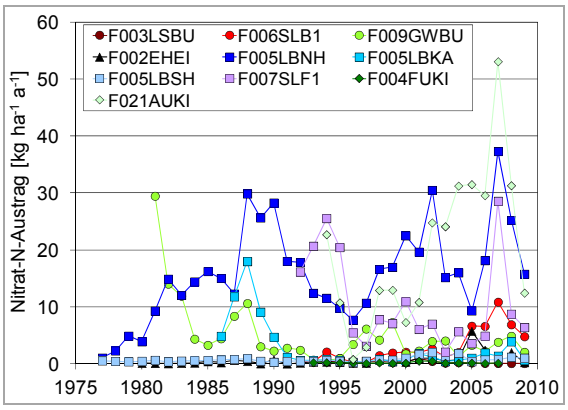


Abb. 11.2: Nitrat-N-Austräge unterhalb des Hauptwurzelraumes auf BDF-F mit den Baumarten Buche (●), Eiche (▲), Fichte (■) und Kiefer (♦).

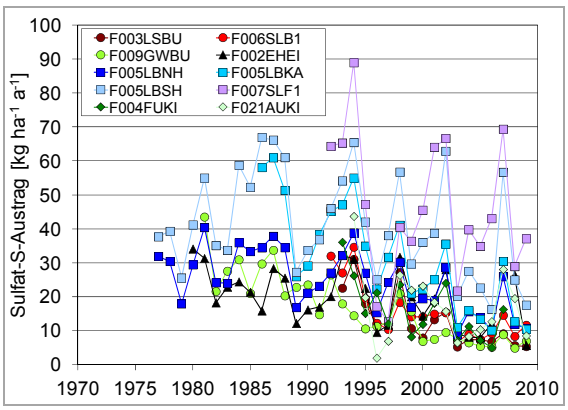


Abb. 11.3: Sulfat-S-Austräge unterhalb des Hauptwurzelraumes auf BDF-F mit den Baumarten Buche (●), Eiche (▲), Fichte (■) und Kiefer (♦).

Die Stoffausträge werden u. a. von den im Boden verfügbaren Vorräten gesteuert (Kap. 4). So sind die Gesamtschwefelvorräte im Boden (Humusauflage + Mineralboden) besonders bei „Solling, F1“ und im „Göttinger Wald“ vergleichsweise hoch (>2 t ha^{-1}). Für den Solling ist demnach durch die „Schleppwirkung“ des mobilen Anions Sulfat auch in den nächsten Jahren von erhöhten Austrägen an wichtigen Nährelementen wie Calcium und Magnesium auszugehen. Für den Muschelkalkstandort im „Göttinger Wald“ sind diese Austräge als weniger bedenklich einzustufen, da hier große Vorräte an Calcium vorhanden sind. Für den Nord- und Südhang der Langen Bramke und die Buchen-BDF-F im Solling sind Gesamtschwefelvorräte von 1–2 t ha^{-1} zu verzeichnen, und alle übrigen BDF-F weisen Vorräte von ca. 1 t ha^{-1}

auf. Bei den Gesamtstickstoffvorräten im Boden sind die Maxima auf der Buchen-BDF-F im „Göttinger Wald“ (11 t ha^{-1}) und auf „Solling, B1“ (aktuell 10 t ha^{-1}) zu finden. Die generell eher nährstoffarmen Standorte „Ehrhorn, Eiche“ und „Lüss“ (F003LSBU) weisen hingegen Gesamtstickstoffvorräte von 5–6 t ha^{-1} aus, während alle andere Standorte, insbesondere die Nadelbaumstandorte, durch Werte von ca. 7–9 t·ha^{-1} charakterisiert sind. Die BDF-F mit hohen Nitratflüssen im Bodensickerwasser („Lange Bramke, Nordhang“, „Augustendorf“) sind hinsichtlich ihrer Bodenvorräte an Stickstoff und Schwefel folglich nicht besonders auffällig.

Für eine vereinfachte Zustandsbeschreibung der Standorte hinsichtlich der Austräge von Calcium, Kalium, Magnesium und (Gesamt-) Stickstoff wurden die in der zwanzigjährigen Laufzeit des BDF-Programms berechneten Jahreswerte arithmetisch gemittelt. Die Standardfehler bilden die interannuelle Variabilität ab (Abb. 11.4).

Die mittleren Calciumausträge sind, abgesehen vom Muschelkalk-Standort „Göttinger Wald“, bei „Ehrhorn, Eiche“ am höchsten und bei der Buchen-BDF-F „Solling, B1“ am geringsten. Infolge der Kalkungsmaßnahme 1985 verzeichnet auch die Kiefern-BDF-F „Augustendorf“ vergleichsweise hohe Calciumausträge. Signifikante Unterschiede bestehen zwischen „Ehrhorn, Eiche“ und allen anderen BDF-F mit Ausnahme der Kiefern-BDF-F „Augustendorf“ und „Fuhrberg“. Auch „Solling, B1“ unterscheidet sich signifikant von „Augustendorf“. Der „Göttinger Wald“ nimmt aufgrund des carbonathaltigen Ausgangsgesteins eine Sonderstellung ein (BRUMME & KHANNA 2009).

Hinsichtlich der Kaliumausträge gibt es keine signifikanten Unterschiede zwischen den Standorten und Baumarten. Die Magnesiumausträge haben infolge der Kalkungsmaßnahme ihr Maximum auf der Kiefernfläche „Augustendorf“. Auf der anderen Kiefernfläche „Fuhrberg“ sind die Austräge im Vergleich der BDF-F untereinander hingegen am geringsten. Signifikante Unterschiede gibt es zwischen „Göttinger Wald“, „Ehrhorn, Eiche“ und „Augustendorf“ einerseits und „Lüss“, „Solling, B1“ und „Fuhrberg“ andererseits, während die übrigen BDF-F eine Mittelposition einnehmen.

Die deutlichsten standörtlichen Unterschiede werden bei den Gesamtstickstoffausträgen offenbar. Vergleichsweise hohe Austräge verzeichnen hier die Standorte „Solling, F1“, „Lange Bramke, Nordhang“ und „Augustendorf“, die gleichzeitig auch durch sehr hohe Stickstoffdepositionen charakterisiert sind (GAUGER et al. 2008).

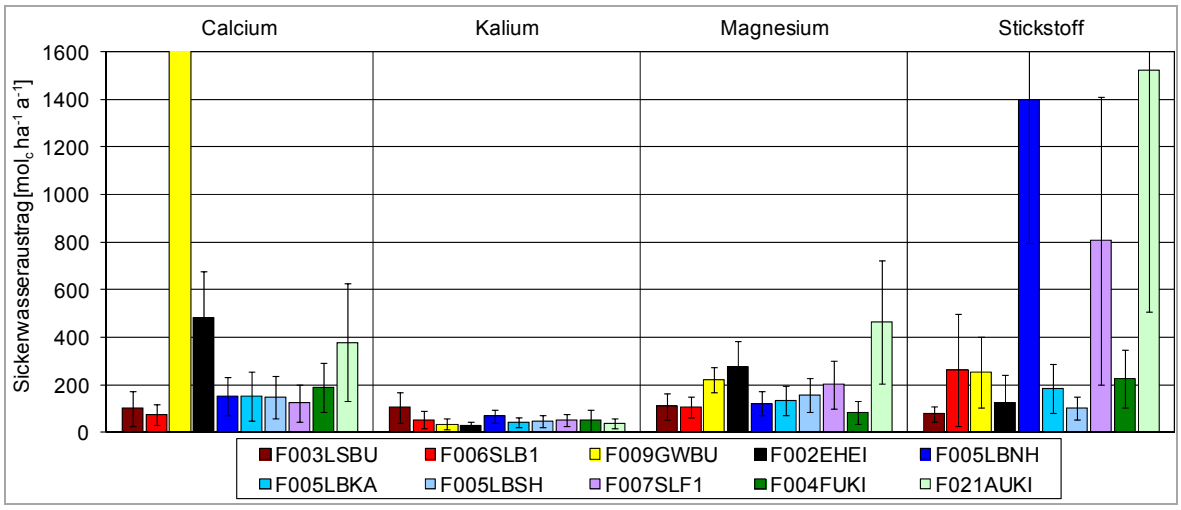


Abb. 11.4: Mittlere jährliche Calcium-, Kalium-, Magnesium- und (Gesamt-)Stickstoffausträge ± Standardfehler mit dem Sickerwasser auf BDF-F mit den Baumarten Buche, Eiche, Fichte und Kiefer. Calcium im „Göttinger Wald“ (F009 GWBU): 10,644 ± 2,835 mol_c ha^{-1} a^{-1}.

Baumartenspezifische Verallgemeinerungen sollten aus folgenden Gründen mit Vorsicht erfolgen:

- Zwischen den Solling-BDF-F mit Buche und Fichte gibt es keine signifikanten Unterschiede, auch wenn die Austräge unter Fichte bis auf das Element Kalium höher als die unter Buche sind.
- Zwischen den Buchenstandorten gibt es nur beim Magnesium Unterschiede, wo sich der nährstoffreiche „Göttinger Wald“ von den Standorten „Lüss“ und „Solling, B1“ signifikant unterscheidet.
- Für die Eiche kann nur auf Daten einer Fläche zurückgegriffen werden.
- Die Fichtenstandorte unterscheiden sich nur in ihren Stickstoffausträgen signifikant, hier aber interessanterweise sogar innerhalb des kleinen Wassereinzugsgebietes der Langen Bramke (Harz).
- Bei den Kiefernstandorten gibt es signifikante Unterschiede bei den Magnesium- und Stickstoffausträgen, die aber auf die Kalkung und die hohen Stickstoffeinträge aus der Deposition in „Augustendorf“ zurückzuführen sind.

11.1.4 Schwermetalle

Die Schwermetallausträge mit dem Bodensickerwasser weisen standörtlich große Unterschiede auf (Abb. 12.10 und Tab. 12.1): So liegen die aktuellen Blei- und Cadmiumausträge bei den Fichten-BDF-F „Lange Bramke, Nordhang“ (F005LBNH) und „Solling, F1“ (F007-SLF1) mit 5–20 g ha^{-1} a^{-1} z. T. deutlich über denen der übrigen BDF-F, die in den letzten zehn Jahren nur gelegentlich Werte von 1,5 g ha^{-1} a^{-1} Blei und 3 g ha^{-1} a^{-1} Cadmium erreichten. Dagegen wurden insbesondere am Standort „Lange Bramke, Kamm“ (F005LBKA) noch bis Mitte der 1990er Jahre Austräge von 60–140 g ha^{-1} a^{-1} Blei und 15–40 g ha^{-1} a^{-1} Cadmium ermittelt. Dabei überschreiten die Austräge für das mobilere Cadmium (z. T. auch Zink) die Einträge um das bis zu Fünffache, während für das weniger mobile Blei (ebenso Kupfer) umgekehrt die Einträge die Austräge um das bis zu 65fache übersteigen. Im Fall von Blei und Kupfer kommt es also durch das Überwiegen der Einträge zu einer weiteren Akkumulation im Boden, während beim Cadmium und teilweise auch beim Zink das Überwiegen der Austräge zu einer Abreicherung der Schwermetallvorräte im Boden führt (Abb. 12.10 und Tab. 12.1). Offenbar sind die Böden aufgrund der Versauerung und der im unteren Mineralboden schwachen Rückhaltebedingungen (Kap. 4) im Falle mobiler Schwermetalle nicht mehr in der Lage, die über Jahrzehnte hohen Einträge und Akkumulationen zurückzuhalten (BRÜMMER & HERMS 1983). Diese Situation ist z. B. für die Trinkwassergewinnung in der Harzregion von besonderer Bedeutung (MATSCHULAT et al. 1987). Die akute Austragsproblematik der weniger mobilen Schwermetalle ist dagegen deutlich geringer ausgeprägt, wenngleich auch beim Blei – allerdings in den vergangenen Jahren nur noch selten und lediglich im niedrigsten Bereich – Überschreitungen von Schwellenwerten auftreten (Kap. 10). Allerdings muss hierbei verfolgt werden, ob es nicht in Zukunft bei weiteren Schwermetallen und insbesondere auf sauren Bergland- und Nadelbaumstandorten (Kap. 4) ebenfalls zu einer Überschreitung der Speicherfähigkeit der Böden und zu einem Anstieg der Schwermetallausträge kommen kann.

11.2 Stoffausträge unter Acker

11.2.1 Einleitung

Stoffkonzentrationen im Sickerwasser können einen ersten Hinweis auf eine potenzielle Belastungssituation für das Grundwasser geben. Entscheidend sind jedoch die tatsächlich mit dem Sickerwasser ausgetragenen Stofffrachten. Diese Stoffausträge können direkt im Gelände erfasst werden. Dazu wurden von 2001 bis Anfang 2003 an sechs Standorten in Niedersachsen Doppel-Lysimeter mit je 1 m² Grundfläche installiert. Sie werden analog zur jeweiligen BDF bewirtschaftet. In ein bis maximal 2 m Tiefe wird der Lysimeterabfluss quantitativ erfasst und analysiert. Um auch die mittels Saugsonden gewonnenen Stoffkonzentrationen (Kap. 10.2) in Frachten umrechnen zu können, wird eine Wasserhaushaltsmodellierung mit einem DVWK-Modell (DVWK 1996) nach WENDLING, MÜLLER & SCHWEDE (1984) und WENDLING, SCHELLIN & THOMÄ (1991) durchgeführt. Die Eingangsgrößen für die Wasserhaushaltsmodelle werden aus Wetterdaten gewonnen, insgesamt 13 BDF-L-Standorte sind mit Wetterstationen ausgestattet. Die

Ergebnisse können abschließend an den Lysimetern geeicht werden.

11.2.2 Sickerwasserraten der Lysimeterstationen

Der jahreszeitliche Verlauf der Sickerwasserspende korreliert eng mit den Niederschlägen, abzüglich der Verdunstung (Evapotranspiration). Auf grundwasserfernen Böden wird die absolute Höhe ferner von den Bodeneigenschaften, insbesondere der Bodenart bzw. der Feldkapazität, bestimmt. Übersteigt der Wassergehalt im Boden die Feldkapazität im effektiven Wurzelraum, tritt Sickerwasser auf. Mit Hilfe der Lysimeter wird die gebildete Sickerwassermenge präzise erfasst (Tab. 11.2)

Am Standort L065JUEH traten im Mittel der Jahre 2003–2010 505 mm Sickerwasser auf, auf der 12 km entfernten BDF L051REIH nur 163 mm. Die Niederschlagsdifferenz zwischen den beiden Standorten beträgt zwar 141 mm, das reicht jedoch nicht aus, um die Differenz der Sickerwassermenge von 342 mm zu erklären. Maßgebend sind die Bodenunterschiede: L065JUEH ist ein flachgründiger Kalksteinverwitterungsboden mit hoher Wasserdurchlässigkeit im Kalksteinverwitterungszersatz. L051-REIH hingegen hat einen deutlich geringeren Steinanteil. Zudem besitzt der Ton ein starkes Quellungsvermögen, dies bedingt eine geringe Wasserleitfähigkeit. Aufgrund der schwachen Hangneigung des Standorts wird Wasser rasch oberflächlich abgeführt.

Tab. 11.2: Standorteigenschaften der Lysimeter: Lysimetertiefe, Hauptbodenart, mittlere jährliche korrigierte Niederschläge der Jahre 2003–2010, mittlere Sickerwasserrate der Winterhalbjahre 2003/04 bis 2009/10.

Lysimeter-standorte	Tiefe [m]	Boden-art	Nieder-schlag [mm a^{-1}]	Sicker-wasser-rate [mm a^{-1}]
FV Thülsfelde	2	Sand	783	434
L010UESE	2	Sand	777	414
L065JUEH	1	Ton	771	505
L051REIH	1,5	Ton	630	163
L070SEHL	1	Schluff	679[1]	303
L064HOHE	2	Sand	781[2]	338

[1] Niederschlag an der Station Haverlah (2003–2008).
[2] Mit Beregnung.

Der Lysimeterstandort Thülsfelde ist einem Feldversuch der Landwirtschaftskammer Niedersachsen angeschlossen und liegt in der Nähe der Standorte L021GROE und L032-MARK (westliches Niedersachsen). Die vergleichsweise hohen Niederschläge in dieser Region, gepaart mit wasserdurchlässigen Sandböden, führen zu hohen Sickerwassermengen von durchschnittlich 434 mm am Standort Thülsfelde. Vergleichbare Klima- und Bodenverhältnisse finden sich auch an der Lysimeterstation L010UESE im mittleren Niedersachsen. Im niederschlagsärmeren östlichen Niedersachsen werden zur Ertragssicherung auf Sandböden, wie der Lysimeterstandort L064HOHE, Beregnungsanlagen eingesetzt. Die Beregnungsgaben werden von der lokalen Wetterstation zusammen mit den Niederschlägen erfasst. Da das Beregnungswasser größtenteils von der jeweiligen Kultur verbraucht wird, trägt es nur wenig zur Sickerwasserbildung bei. Daher liegt die Sickerwassermenge mit 338 mm hier deutlich niedriger als in Thülsfelde.

Schluffreiche Böden besitzen in der Regel eine hohe Wasserspeicherfähigkeit und niedrige Sickerwasserraten. Am Standort L070SEHL, einem Kalksteinverwitterungsboden, nimmt jedoch der Steinanteil mit der Tiefe deutlich zu und verringert die Wasserspeicherfähigkeit, so dass durchschnittlich 303 mm Sickerwasser gebildet wurden.

Die Jahressickerwassersummen eines Standortes können zwischen den Jahren erheblich schwanken. Abbildung 11.5 zeigt dies beispielhaft für den Standort L064HOHE.

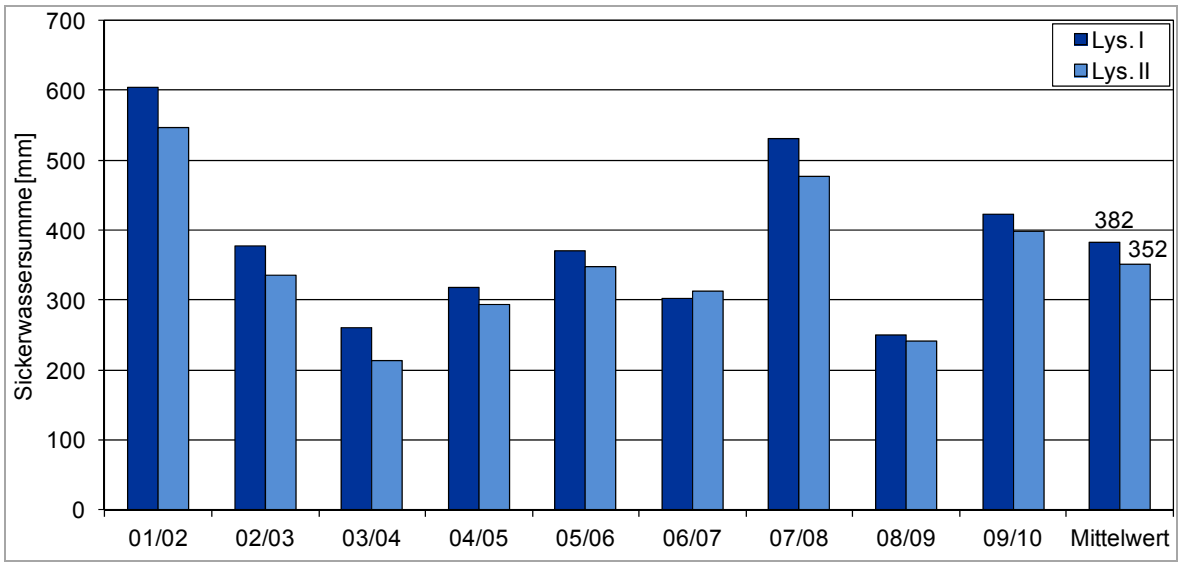


Abb. 11.5: Jährliche Sickerwassermenge in den Winterhalbjahren im Lysimeter L064HOHE.

Lysimeter II weist tendenziell etwas niedrigere Sickerwassermengen als Lysimeter I auf. Dies kann auf geringfügige Bodenunterschiede zurückgeführt werden. Im niederschlagsreichen Winterhalbjahr 2007/08 wurden im Mittel der beiden Lysimeter 505 mm Sickerwasser gebildet. Im folgenden frostreichen und niederschlagsarmen Winterhalbjahr 2008/09 waren es hingegen nur 245 mm. Im Durchschnitt der betrachteten neun Jahre wurden 367 mm Sickerwasser gemessen.

Bei gleichen Boden- und Klimaverhältnissen wird die Sickerwasserrate im Wesentlichen von der Nutzung bestimmt und nimmt in der Reihenfolge Nadelwald, Laubwald, Grünland, Acker deutlich zu (RENGER et al. 1984). Unter Nadelwald ist die Evapotranspiration am höchsten, vergleichsweise wenig Niederschlag erreicht die Bodenoberfläche. Daher werden z. B. auf der Forst-BDF „Augustendorf“ (F021-AUKI, Nadelwald) im Mittel jährlich 129 mm Sickerwasser gebildet (Tab. 11.1), im nur wenige Kilometer entfernten ackerbaulich genutzten Lysimeter Thülsfelde aber 448 mm (jeweils Sand als Hauptbodenart, Mittelwert der Jahre 2003–2009).

11.2.3 Nährstofffrachten

Lysimeteruntersuchung

Unter Ackernutzung können erhebliche Nährstoffmengen mit dem Sickerwasser ausgetragen werden. Eine Methode, diese zu erfassen, ist die Bestimmung der Nährstoffkonzentrationen im Sickerwasser der Lysimeter. Abbildung 11.6 zeigt die mittleren Nährstofffrachten des Lysimeters L065JUEH der Winterhalbjahre 2003/04 bis 2009/10.

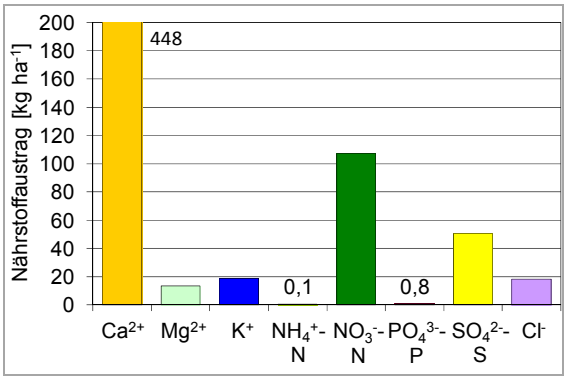


Abb. 11.6: Mittlere Nährstofffrachten im Sickerwasser des Lysimeters L065JUEH der Winterhalbjahre 2003/04 bis 2009/10.

Auf dem flachgründigen und carbonatreichen Boden wird eine organisch und mineralisch gedüngte Raps-/Getreidefruchtfolge gefahren. Wie sich bereits anhand der Ionenbilanz (Abb. 10.14) abzeichnete, werden insbesondere Nitrat und Calcium mit dem Sickerwasser ausgetragen. Während das Calcium größtenteils aus der Verwitterung des Kalksteins stammt, wird Nitrat, aber auch Chlorid und Sulfat überwiegend über die Düngung in den Boden eingetragen. Phosphor wird nach der Düngung im Boden rasch an Oxide und Tonminerale sorbiert. Er wird daher auf Mineralböden nur in geringen Mengen mit dem Sickerwasser verlagert.

Auf sandigen, carbonatarmen Ackerböden wie L064HOHE ist eine regelmäßige Kalkung erforderlich, um einer pH-Absenkung durch Versauerung entgegenzuwirken. Daher werden auch auf diesen Standorten größere Mengen Calcium- und auch Magnesiumionen aus der Verwitterung der zugeführten Carbonate freigesetzt und ausgewaschen (Abb. 11.7).

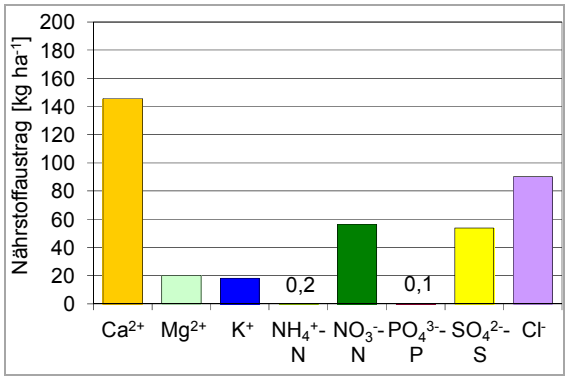


Abb. 11.7: Mittlere Nährstofffrachten im Sickerwasser des Lysimeters L064HOHE der Winterhalbjahre 03/04 bis 09/10.

Saugsondenuntersuchungen

Lysimeter sind zu kostenintensiv, um sie flächendeckend auf den BDF-Standorten zu installieren. Um dennoch Informationen über Frachten der mit dem Sickerwasser ausgetragenen Stoffe zu erhalten, werden Wasserhaushaltsmodelle eingesetzt. Mit ihrer Hilfe können die mittels Saugsonden gewonnen Stoffkonzentrationen in Frachten umgerechnet werden. In Abbildung 11.8 sind die mittleren N-Frachten in kg N ha^{-1} a^{-1} aller BDF-Flächen mit Saugsondenanlage dargestellt. Zusätzlich ist der mittlere Brutto-N-Saldo (N-Zufuhr minus N-Entzug) in kg ha^{-1} a^{-1} im Diagramm abgetragen (Kap. 3.3.2). Bei den Bruttobilanzen wird der Stickstoffeintrag aus der organischen Düngung zu 100 % angerechnet, ohne Berücksichtigung der Verfügbarkeit des organischen Stickstoffs. Gasförmige Verluste, z. B. bei der Ausbringung der organischen Düngemittel, werden nicht abgezogen, andererseits wird der atmosphärische Stickstoffeintrag ebenfalls nicht als Eintrag angesetzt.

Es wird deutlich, dass insbesondere auf den Sandböden im langjährigen Mittel der N-Saldo und der mittlere N-Austrag mit dem Sickerwasser eng linear korrelieren. (R^2 = 0,97). Aus der Steigung der Regressionsgeraden (0,9) kann geschlossen werden, dass der langjährige mittlere N-Saldo fast vollständig mit dem Sickerwasser aus der Fläche ausgetragen wird. Ein im Gleichgewicht befindlicher Boden ist nicht in der Lage, zusätzlich zum Pflanzenbedarf eingebrachten Stickstoff dauerhaft zu binden, eine Festlegung des überschüssig gedüngten Stickstoffs in der organischen Substanz des Bodens wurde nicht festgestellt. Bei den Auenböden ist das Bestimmtheitsmaß niedriger, da weitere Prozesse zu berücksichtigen sind. Durch Denitrifikation kann es zu Nitratabbau im Sickerwasser kommen. Auf der BDF L051REIH wird zudem seit einigen Jahren pfluglos gearbeitet. Dadurch hat sich der Humusgehalt leicht erhöht, im Mittel wurden 50 kg N ha^{-1} a^{-1} im Humus festgelegt und damit der Auswaschung entzogen. Auf der BDF L012BUEH haben sich im betrachteten Zeitraum die Humusvorräte reduziert, wodurch zusätzlich Stickstoff freigesetzt wurde. Auf der BDF L021GROE überschreitet die N-Auswaschung den N-Überschuss deutlich. Die ökologisch bewirtschaftete Fläche wird nur verhalten organisch gedüngt, allerdings konnte im Saldo der Stickstoffeintrag über Leguminosen nur grob anhand von Richtwerten geschätzt werden. Die Richtwerte mögen in nur geringfügig gedüngten Böden die tatsächliche N-Fixierung unterschätzen, da diese negativ mit der Düngungshöhe korreliert. Andererseits tragen sowohl der organisch als auch der in den Leguminosen gebundene Stickstoff zu einem erhöhten Mineralisationspotenzial des Bodens bei. Dieser Stickstoff unterliegt insbesondere bei Mineralisationsschüben im Herbst ebenfalls der Auswaschung.

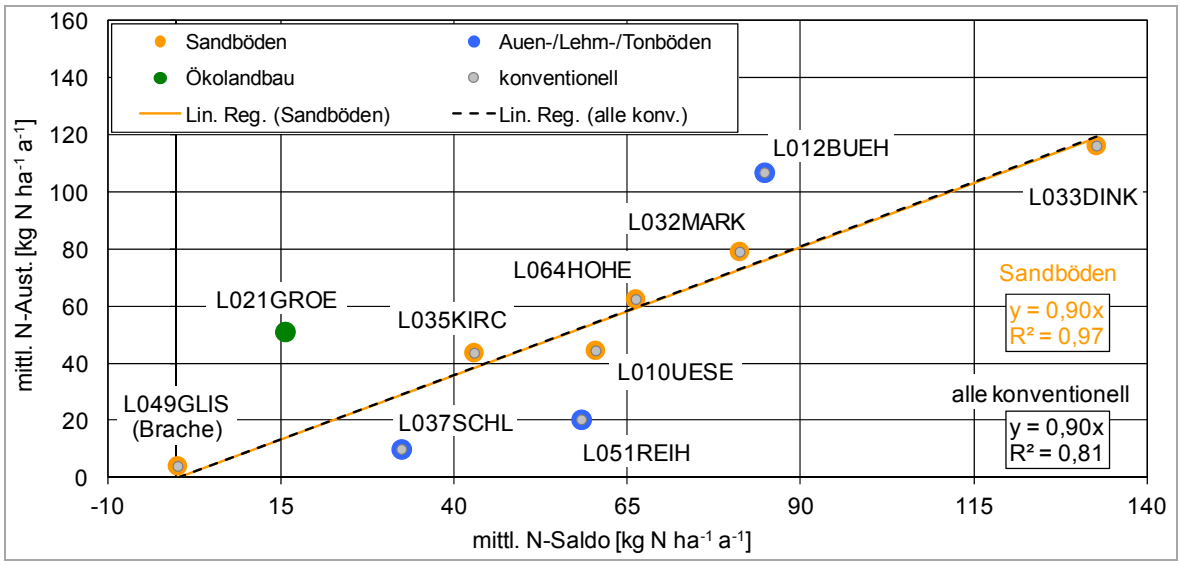


Abb. 11.8: N-Austrag mit dem Sickerwasser in Abhängigkeit vom N-Saldo.

11.3 Zusammenfassung – Stofffrachten unter forstlicher und ackerbaulicher Nutzung

Um Stofffrachten berechnen zu können wird zunächst die Sickerwassermenge benötigt. Auf sechs ackerbaulich genutzten BDF wurden zu diesem Zwecke Lysimeter zur direkten Erfassung installiert. Auf allen weiteren betrachteten BDF wurden Wasserhaushaltsmodelle eingesetzt. Sowohl auf Forst- als auch Ackerflächen unterliegt die Sickerwasserneubildungsrate starken jährlichen Schwankungen. Bei gleichem Ausgangsgestein und gleichen Niederschlagshöhen wird unter Wald deutlich weniger Sickerwasser gebildet als unter Acker.

Die höheren Sickerwassermengen, gepaart mit hohen Konzentrationen, führen zu höheren Nährstoffausträgen unter Acker als unter Forst. Neben Nitrat werden auch erhebliche Mengen an Carbonat und Sulfat mit dem Sickerwasser ackerbaulich genutzter BDF ausgetragen. Der Vergleich mit den N-Salden zeigt zudem, dass in die Flächen eingetragener überschüssiger Stickstoff langfristig auch wieder ausgewaschen wird. Unter Forst sind die Nährstoffausträge in der Regel geringer. Dies hängt mit den geringeren Sickerwassermengen, aber auch mit den geringen Nährstoffeinträgen aufgrund der unterlassenen Düngung der Forststandorte zusammen. Erhöhte Austräge sind hier in der Regel auf erhöhte Stickstoffeinträge über die Deposition zurückzuführen. Die Cadmiumausträge hingegen sind unter Forst meist höher als unter Acker, da Cadmium auf Grund der niedrigen Boden-pH-Werte mobiler ist (vgl. KAMERMANN, GROH & HÖPER). Für Blei muss der Vergleich entfallen, da unter Acker noch keine ausreichend langen Datenreihen vorliegen.

11.4 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.

11.5 Quellen

BLOCK, J., EICHHORN, J., GEHRMANN, J., KÖLLING, C., MATZNER, E., MEIWES, K. J., WILPERT, K. V. & WOLFF, B. (2000): Kennwerte zur Charakterisierung des ökochemischen Bodenzustandes und des Gefährdungspotentials durch Bodenversauerung und Stickstoffsättigung an Level-II-Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen. – 167 S., Arbeitskreis C der Bund-Länder-Arbeitsgruppe Level II, Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BML).

BORKEN, W. & MATZNER, E. (2004): Nitrate leaching in forest soils: An analysis of long-term monitoring sites in Germany. – Journal of Plant Nutrition and Soil Science **167/3**: 277–283.

BRÜMMER, G. & HERMS, U. (1983): Influence of soil reaction and organic matter on the solubility of heavy metals in soils. – In: ULRICH, B. & PANKRATH, J. (eds.): Effect of accumulation of air pollutants in forest ecosystems: 233–243, Umweltbundesamt; Dessau.

BRUMME, R. & KHANNA, P. K. (2009): Functioning and management of European beech ecosystems. – Ecological Studies **208**: 1–499.

DEURER, M., DUIJNISVELD, W.H.M, BÖTTCHER, J. & KLUMP, G. (2001): Heterogeneous solute flow in a sandy soil under a pine forest: Evaluation of a modeling concept. – Journal of Plant Nutrition and Soil Science **164/6**: 601–610.

DVWK – DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU (1996): Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen. – DVWK-Merkblatt **238**: 1–177; Hamburg (Parey).

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-Luftreinhaltekonvention (Wirkung) – Abschlussbericht zum UFOPLAN-Vorhaben FKZ 204 63 252; Dessau.

GÖTTLEIN, A. & STANJEK, H. (1996): Micro-scale variation of solid-phase properties and soil solution chemistry in a forest podzol and its relation to soil horizons. – European Journal of Soil Science **47/4**: 627–636.

HAMMEL, K. & KENNEL, M. (2001): Charakterisierung und Analyse der Wasserverfügbarkeit und des Wasserhaushalts von Waldstandorten in Bayern mit dem Simulationsmodell Brook90. – Forstliche Forschungsberichte München **185**, LWF Bayern.

HÖRMANN G. (1997): SIMPEL – Ein einfaches, benutzerfreundliches Bodenwassermodell zum Einsatz in der Ausbildung. – Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen **41/2**: 67–72.

HORVÁTH, B., MEIWES, K. J. & MEESENBURG, H. (2009): Die Bedeutung von Baumart und Bestandesalter für die Nitratversickerung unter Wald in der Region Weser-Ems. – Forstarchiv **80/2**: 35–41.

KAMERMANN, D., GROH, H. & HÖPER, H.: Schwermetallein- und -austräge niedersächsischer Bodendauerbeobachtungsflächen. – Geoberichte, Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG); Hannover [in Vorbereitung].

MANDERSCHEID, B. & MATZNER, E. (1995): Spatial and temporal variation of soil solution chemistry and ion fluxes through the soil in a mature Norway spruce (Picea abies (L.) Karst.) stand. – Biogeochemistry **30/2**: 99–114.

MATSCHULLAT, J., HEINRICHS, H., SCHNEIDER, J., & STURM, M. (1987): Schwermetalle in Seesedimenten des Westharzes (BRD). – Chemie der Erde **47**: 181–194.

ML – NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT, VERBRAUCHERSCHUTZ UND LANDESENTWICKLUNG (2010): Waldzustandsbericht 2010. – Hannover.

NW-FVA – NORDWESTDEUTSCHE FORSTLICHE VERSUCHSANSTALT (2008): Ergebnisse angewandeter Forschung zur Buche. – Beiträge aus der NW-FVA **3**; Göttingen.

PENNE, C., AHRENDS, B., DEURER, M. & BÖTTCHER, J. (2010): The impact of the canopy structure on the spatial variability in forest floor carbon stocks. – Geoderma **158/3-4**: 282–297.

RENGER, M., STREBEL, O., SPONAGEL, H. & WESSOLEK, G. (1984): Einfluss von Grundwasserabsenkungen auf den Pflanzenertrag landwirtschaftlich genutzter Flächen. – Wasser und Boden **10**: 499–502.

TEICHERT, A. (2000): Raum-Zeit-Strukturen von Messgrößen des Stoffhaushalts eines grundwassernahen sauren Sandbodens unter Kiefernwald. Horizonte. – Herrenhäuser Forschungsbeiträge zur Bodenkunde **5**.

WENDLING, U., MÜLLER, J. & SCHWEDE, K. (1984): Ergebnisse von Verdunstungsmessungen über Gras mit einem Off-line-Datenerfassungssystem (2. Mitteilung). – Zeitschrift für Meteorologie **34**: 190–202.

WENDLING, U., SCHELLIN, H.-G. & THOMÄ, M. (1991): Bereitstellung von täglichen Informationen zum Wasserhaushalt des Bodens für die Zwecke der agrarmeteorologischen Beratung. – Zeitschrift für Meteorologie **41**: 468–475.

12 Ökosystembilanzen auf forstwirtschaftlich genutzten Flächen

UWE KLINCK, PETER RADEMACHER, BIRTE SCHELER, MARKUS WAGNER, STEFAN FLECK, BERND AHRENDS & 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) zuzurechen 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 Elemententzug 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 atmogene 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 atmogenen 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 SCHOBER (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, fanden 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 Gesamtdeposition und Sickerwasseraustrag berechnet. Die Gesamtdeposition 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).

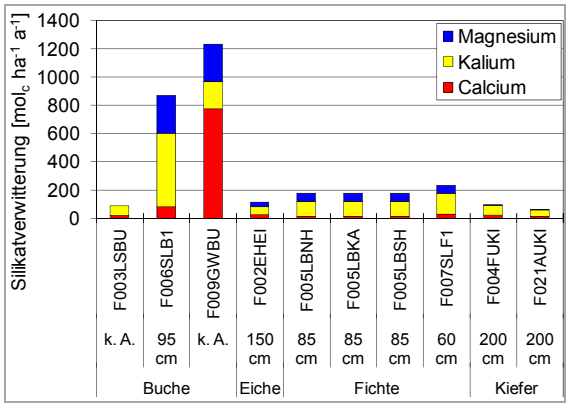


Abb. 12.1: Jährliche Calcium-, Kalium- und Magnesiumfreisetzungen durch Silikatverwitterung innerhalb der durchwurzelten Zone auf zehn BDF-F. Die Calciumfreisetzung für den Muschelkalkstandort „Göttinger Wald“ (F009GWBU) wurde über die mittleren Sickerwasserausträge geschätzt (s. Abb. 12.3 und 11.4).

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 vergleichsweise 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).

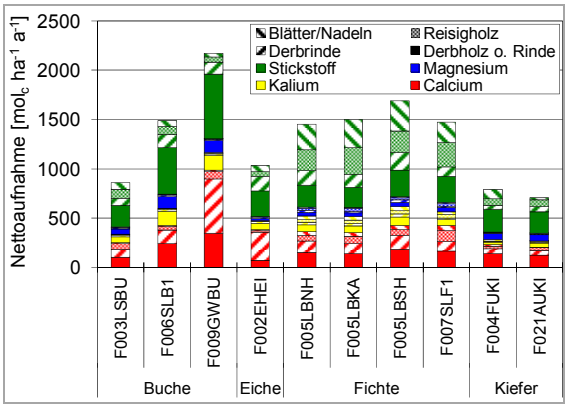


Abb. 12.2: Jährliche Calcium-, Kalium-, Magnesium- und (Gesamt-)Stickstoffnettoaufnahmen in den Baumkompartimenten Derbholz ohne Rinde, Derbrinde, Reisigholz und Blättern/Nadeln auf BDF-F.

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 mg g^{-1}) im Vergleich zum Derbholz ohne Rinde (0,5 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 zusätzliche 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 derzeitig stetig steigenden Nachfrage nach Biomasse von hoher Aktualität, zumal der Nährstoffentzug durch eine unterschiedliche Intensität der Biomassenutzung gegenüber der atmogenen 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“ (F009-GWBU) kann von einer positiven bzw. ausgeglichenen Bilanz ausgegangen werden. Im Gegensatz dazu ist bei „Ehrhorn, Eiche“ (F002-EHEI), 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.

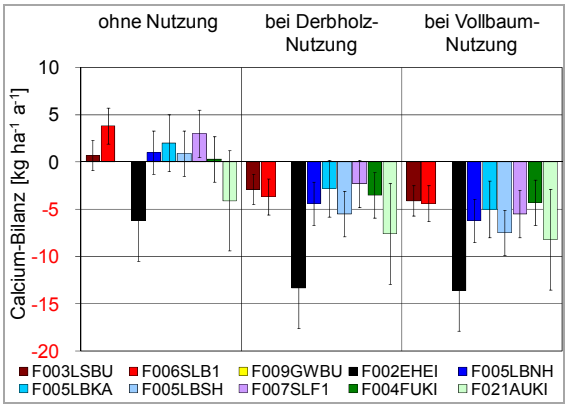


Abb. 12.3: Jährliche Calciumbilanzen bei unterschiedlichen Nutzungsintensitäten auf BDF-F. Die Calciumbilanz auf dem Muschelkalkstandort „Göttinger Wald“ (F009GWBU) wird unabhängig von der Nutzungsintensität als ausgeglichen eingestuft.

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“ (F005-LBKA) 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).

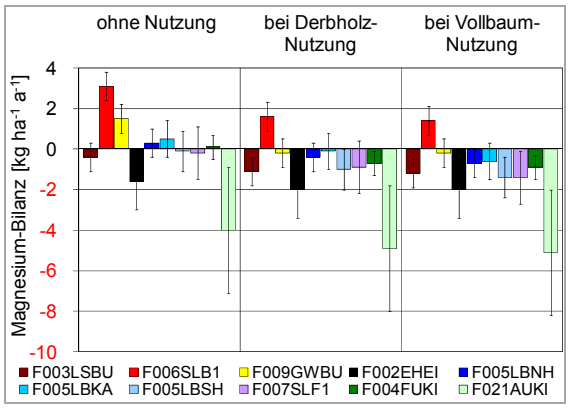


Abb. 12.4: Jährliche Magnesiumbilanzen bei unterschiedlichen Nutzungsintensitäten auf BDF-F.

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“ (F006-SLB1) hingegen weist unter allen Nutzungen stets positive Magnesiumbilanzen auf. Alle anderen 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).

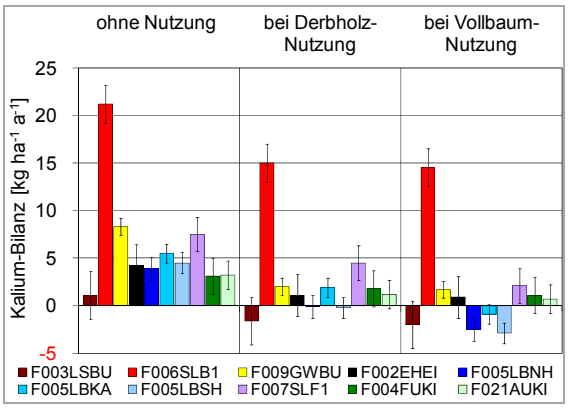


Abb. 12.5: Jährliche Kaliumbilanzen bei unterschiedlichen Nutzungsintensitäten auf BDF-F.

Besonders hoch ist der Kaliumüberschuss auf den Standorten im Solling (F006SLB1, F007-SLBF1) 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 kg ha^{-1} 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).

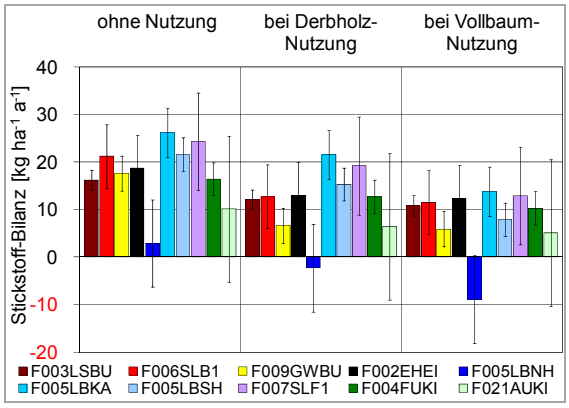


Abb. 12.6: Jährliche (Gesamt-)Stickstoffbilanzen bei unterschiedlichen Nutzungsintensitäten auf zehn forstwirtschaftlich genutzten BDF-F.

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 Stickstoffverbindungen 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“ (F003-LSBU, Abb. 12.7) und „Göttinger Wald“ (F009-GWBU, 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. 9–11 kg ha^{-1} Nitrat-Stickstoff und ca. 2–4 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 Gesamtdeposition in „Augustendorf“ resultieren aus der hohen Tierhaltungsdichte in dieser Region (MOHR et al. 2005).

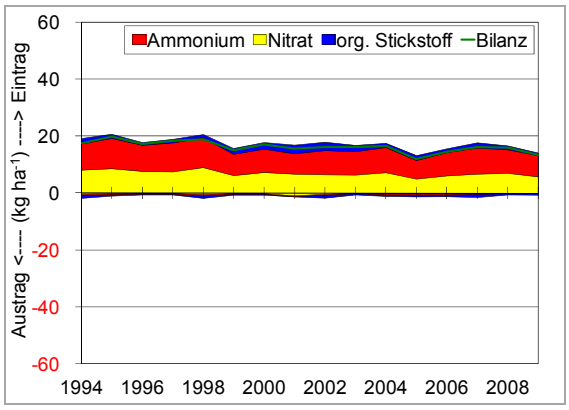


Abb. 12.7: Ein- und Austrag sowie Bilanz von Stickstoff auf der BDF-F „Lüss“ (F003LSBU).

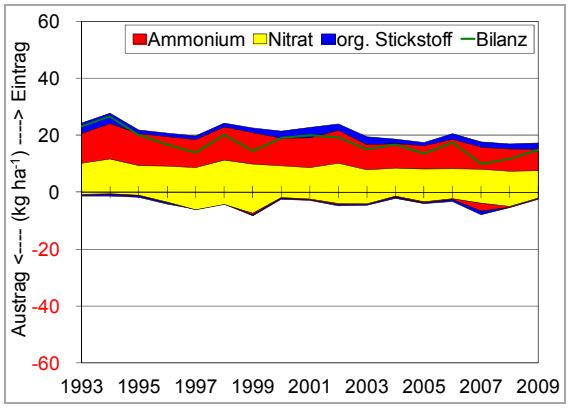


Abb. 12.8: Ein- und Austrag sowie Bilanz von Stickstoff auf der BDF-F „Göttinger Wald“ (F009GWBU).

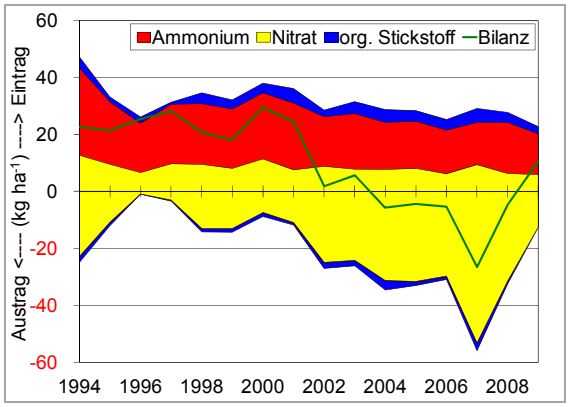


Abb. 12.9: Ein- und Austrag sowie Bilanz von Stickstoff auf der BDF-F „Augustendorf“ (F021AUKI).

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 kg ha^{-1}. Der jährliche Austrag an organischem Stickstoff liegt auf der BDF-F „Augustendorf“ bei etwa 1,5 kg ha^{-1}. Die gegenüber den Buchen-BDF-F „Göttinger Wald“ und „Lüss“ (0,5 kg ha^{-1}) leicht erhöhten Werte sind möglicherweise auf eine erhöhte Freisetzung organischer Verbindungen aus der Humusauflage 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 kg ha^{-1} aufweisen.

Die Stickstoffbilanzen aus atmogenem 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 kg ha^{-1} auf +15 kg ha^{-1}). Im „Göttinger Wald“ ist eine Abnahme der jährlichen Überschüsse von +25 kg ha^{-1} auf mittlerweile +15 kg ha^{-1} zu erkennen. Für „Augustendorf“ bestanden bis zum Jahr 2001 ebenfalls Überschüsse von jährlich +25 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).

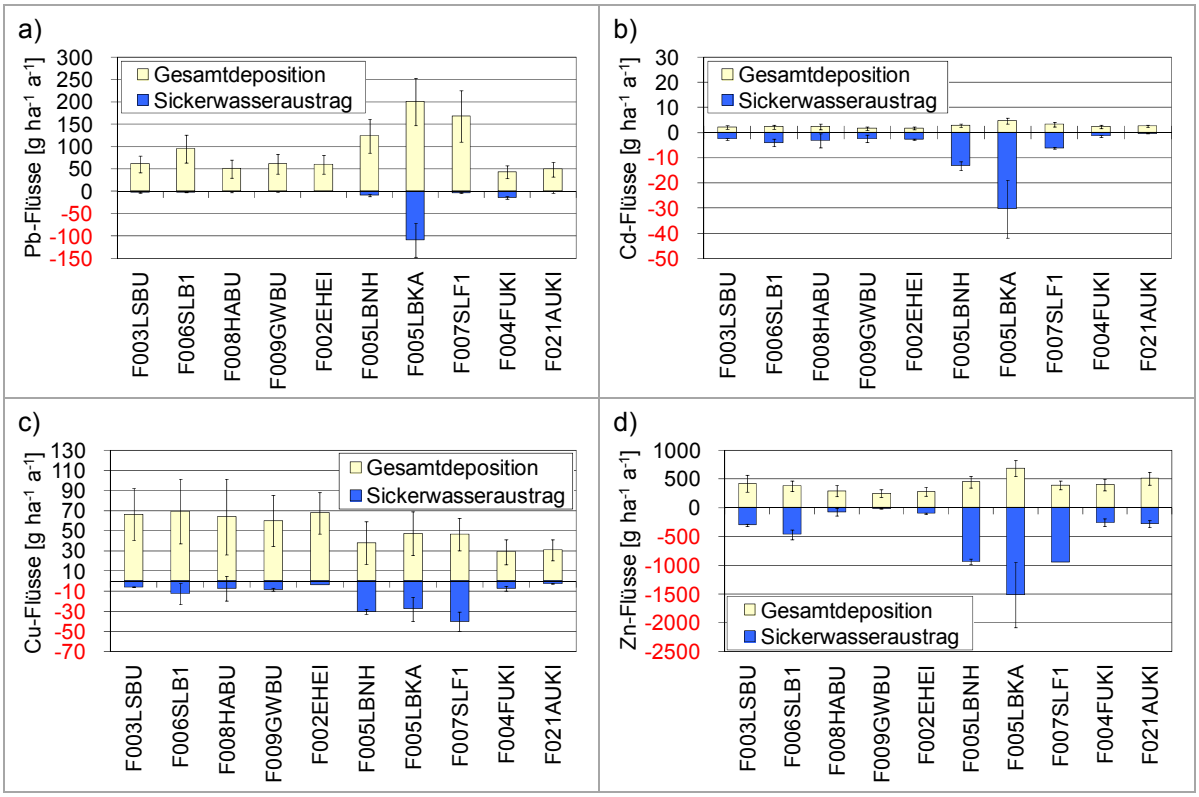


Abb. 12.10: Mittelwerte der Gesamtdeposition und des Sickerwasseraustrags auf BDF-F für Blei, Cadmium, Kupfer und Zink über den Bilanzzeitraum 1992/1993 bis 2001, F005LBKA bis 1996.

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 Biomasse-Nutzung 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 intensivierte Biomasse-Nutzung mit erheblichen Nährstoffungleichgewichten zu rechnen ist.

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

HYVÖNEN, 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): Ertragstafeln 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., ROTTER, 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.

13 Grundwassergüte

ANOUCHKA JANKOWSKI

13.1 Einführung

In Niedersachsen werden im Rahmen verschiedener Messprogramme zahlreiche Grundwassermessstellen regelmäßig hinsichtlich chemisch-physikalischer Parameter untersucht, wobei Messstrategie und Messfrequenz nationalen und internationalen Verpflichtungen und Bedürfnissen angepasst sind.

Die Rahmenbedingungen sind in einer Messnetzkonzeption festgelegt (NLWKN 2011a). Sie schaffen die Voraussetzung dafür, dass von den beteiligten Dienststellen der niedersächsischen Wasserwirtschaftsverwaltung die Untersuchungen nach identischen Kriterien durchgeführt und die Ergebnisse vergleichbar ausgewertet und dargestellt werden können.

Mit der Einrichtung des Bodendauerbeobachtungsprogramms (BD-Programm) verfügt Niedersachsen über ein Monitoringsystem für das Umweltmedium Boden zur frühzeitigen Risikovorhersage als Grundlage für die nachhaltige Daseinsvorsorge. Es wird zwischen landwirtschaftlich (BDF-L) und forstlich (BDF-F) genutzten Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) differenziert. Neben einer bodenphysikalischen, -chemischen und -mikrobiologischen Grundinventur werden zeitabhängige Untersuchungen durchgeführt. Die Betrachtung der Stoffflüsse beinhaltet die Niederschlagsbeschaffenheit (Eintrag luftgetragener Stoffe) sowie die Beobachtung der Grundwassergüte.

Die langjährig durchgeführten Messungen sollen Informationen darüber liefern, ob und, wenn ja, wie sich bestimmte Nutzungen und Nutzungsänderungen in der Grundwasserbeschaffenheit im zeitlichen Verlauf widerspiegeln.

Im Zusammenhang mit der Ausstattung der BDF mit Grundwassermessstellen (GWM) konnte seinerzeit vielfach auf bereits vorhandene Messstellen zurückgegriffen werden. Es wurden jedoch auch viele Messstellen im Rahmen des BD-Programmes neu gebaut.

Mittlerweile sind von den 90 BDF 58 mit GWM mit bis zu vier Filterlagen pro Standort ausgestattet. Es handelt sich hierbei um 46 landwirtschaftlich und zwölf forstlich genutzte BDF (Tab. 13.1).

Tab. 13.1: Anzahl BDF-L und BDF-F mit GWM, differenziert nach der Anzahl der Filterlagen.

Anzahl Filterlagen	BDF-L	BDF-F	Summe
1	26	6	32
2	10	2	12
3	6	3	9
4	4	1	5
BDF mit GWM insgesamt	46	12	58
GWM an BDF insgesamt	80	22	102

Ziel der vorliegenden Ausarbeitung ist die Darstellung ausgewählter Ergebnisse der Grundwassermessungen an den o. g. 58 Standorten im Berichtszeitraum 1992–2009.

13.2 Datengrundlage

Der NLWKN betreibt insgesamt 102[1] GWM an 58 BDF. An den Messstellen werden zweimal jährlich Analysen nach dem Grundprogramm durchgeführt (Tab. 13.2). Auf die Parameter des Ergänzungsprogramms ohne leichtflüchtige Kohlenwasserstoffe (LHKW) wurde bis 2009 im fünfjährigen und ab 2010 im dreijährigen Turnus analysiert. Die LHKW wurden bis 2009 ebenfalls im fünfjährigen, ab 2010 jedoch im sechsjährigen Abstand bestimmt.

[1] Ohne Quellenstandort Sekborn im Forst.

Tab. 13.2: Untersuchungsumfang.

	Messgrößen
Grundprogramm	vor Ort: Abstich, Geruch, Färbung, Trübung, Bodensatz, Temperatur, pH-Wert, Sauerstoffgehalt, Leitfähigkeit, Säurekapazität bis pH 4,3, Basekapazität bis pH 8,2, Cyanid (Schnelltest). im Labor: gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), Ammonium-Stickstoff, Nitrat-Stickstoff, Nitrit-Stickstoff, Ortho-Phosphat-Phosphor, Chlorid, Sulfat, Calcium, Magnesium, Natrium, Kalium, gelöstes Eisen, Mangan, gelöstes Aluminium.
Ergänzungsprogramm	Adsorbierbare organische Halogenverbindungen (AOX), Cyanid, Chrom, Nickel, Zink, Kupfer, Blei, Cadmium, Quecksilber, Arsen, Bor, Silicium, Fluorid, Spektraler Absorptionskoeffizient (SAK) bei 254 und 436 nm. Leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe (LHKW): Dichlormethan, Trichlormethan (Chloroform), Tetrachlorkohlenstoff, 1,1,1-Trichlorethan, Trichlorethen („TRI“), Tetrachlorethen („PER“), 1,2-Dichlorpropan, cis-1,3-Dichlorpropen, trans-1,3-Dichlorpropen.

Für die folgenden Auswertungen sind die BDF nach den Nutzungen Ackerland, Grünland und Wald sowie nach der Lage der Filteroberkante (bis 10 m, >10 m–30 m sowie >30 m ab Messpunkthöhe (MPH)) in Klassen eingeteilt und zusammenfassend ausgewertet worden (Tab. 13.3). Die Anzahl der ausgewerteten GWM variiert in Abhängigkeit der Parameter, da nicht immer auf vollständige Datenreihen zurückgegriffen werden konnte.

Die verwendeten Daten beziehen sich auf den Zeitraum von 1992 bis 2009. Für die Nährstoffe und Aluminium wurde dieser in vier (1992–1996, 1997–2001, 2002–2006 und 2007–2009) und für die Schwermetalle in zwei Berichtszeiträume (1992–2001 und 2002–2009) aufgeteilt.

Für die 90%-Perzentilauswertungen wurden die Jahresmittelwerte der an den GWM gemessenen Güteparameter herangezogen.

Tab. 13.3: Anzahl GWM und BDF in Abhängigkeit von der Landnutzung und Filtertiefe.

Nutzung	Filteroberkante ab MPH[1]	Anzahl GWM		Anzahl BDF
Ackerland	≤10 m	24	51	35
	>10–30 m	20		
	>30 m	7		
Wald	≤10 m	7	22	11
	>10–30 m	7		
	>30 m	8		
Grünland	≤10 m	11	29	11
	>10–30 m	10		
	>30 m	8		

[1] Messpunkthöhe.

Für die Ermittlung der relativen Häufigkeit von Messstellen innerhalb definierter Konzentrationsklassen eines Güteparameters wurde jeweils die höchste an einer Messstelle gemessene Konzentration in den jeweiligen Berichtszeiträumen ausgewertet. Die Auswertung der Daten erfolgte messstellenbezogen, d. h. jede Messstelle wurde, unabhängig von der Anzahl der im Berichtszeitraum entnommenen Grundwasserproben, einmal berücksichtigt.

13.3 Nährstoffe

Die Beschaffenheit des Grundwassers wird durch eine Vielzahl natürlicher (geogener) und anthropogener Faktoren beeinflusst. Gegenüber anthropogen bedingten Einträgen ist das Grundwasser in Regionen mit gut durchlässigen bzw. geringmächtigen Deckschichten besonders gefährdet, so dass mit der Grundwasserneubildung Stoffe schneller verlagert werden (vgl. HEINKELE et al. 2002). Bei andauernder Stoffanlieferung können zudem auch tiefer gelegene Grundwasservorkommen nachteilig verändert werden.

Aufgrund der landwirtschaftlichen Nutzung werden in Niedersachsen in weiten Bereichen Nährstoffe aus den Böden in Grund- und Oberflächengewässer eingetragen. Als Konsequenz werden sowohl im Grundwasser als auch im Oberflächengewässer erhöhte Nährstoffkonzentrationen, insbesondere Stickstoff, gemessen (z. B. NLFB & NLÖ 2004; BEZIRKSREGIERUNG HANNOVER & NLWK 2005).

Der landwirtschaftlichen Bodennutzung kommt die größte Bedeutung als potentielle Belastungsquelle für das Grundwasser zu. Dabei ist vor allem die Stickstoffanlieferung infolge Düngung zu nennen, die sich in der Nitratkonzentration im Grundwasser widerspiegelt (z. B. NLFB & NLÖ 2004).

Während in natürlichen Böden Stickstoff ein Mangelelement ist, tritt bei landwirtschaftlicher Bodennutzung infolge der langjährigen Flächenbewirtschaftung ein Nitratüberschuss auf. Dieser Nährstoffüberschuss, der nicht pflanzenproduktiv verwertet wird, unterliegt der Auswaschung aus dem durchwurzelten Boden und kann letztlich zu einem Anstieg des Nitratgehaltes im Grundwasser führen.

Ammonium stellt eine für die Pflanzenernährung wesentliche Stickstoffverbindung dar, die bei der Mineralisierung organischer Verbindungen auftritt. Im Zuge der Nitrifikation wird Ammonium über Nitrit zu Nitrat oxidiert. Hohe Ammoniumgehalte deuten demnach auf reduzierende Bedingungen in Grundwässern hin, oft aber auch auf eine anthropogene Beeinflussung durch Abwasser oder organische Düngemittel (KUNKEL et al. 2004). Ammonium kann somit als Verschmutzungsindikator gelten, aber auch als ein möglicher Anzeiger für einen Oberflächenabfluss angesehen werden.

Hohe Sulfatkonzentrationen können geogene Ursachen haben, aber auch Indikatoren für Einträge aus der Landwirtschaft sein (MATTHESS 1959). Die landwirtschaftliche Düngung, insbesondere mit den Mineraldüngern Superphosphat (enthält 12 % Schwefel), Ammoniumsulfat und Kaliumsulfat, führt speziell im obersten Grundwasserstockwerk zu erhöhten Sulfatgehalten. Erhöhte Sulfatkonzentrationen können außerdem auf eine durch autotrophe Denitrifikation verdeckte Nitratbelastung hinweisen, bei der durch Oxidation von Metallsulfiden eine äquivalente Menge Sulfat gebildet wird. Sehr hohe Sulfatkonzentrationen können durch natürliche Gegebenheiten verursacht sein, z. B. durch Ablaugung von Salzstöcken (Tiefenversalzung) oder in Küstennähe durch Meerwasserintrusion. Beides ist im niedersächsischen Tiefland nicht selten und muss bei der Bewertung berücksichtigt werden. Die Grundwasserverordnung trägt dem mit einem relativ hohen Grenzwert von 240 mg l^{-1} Rechnung. Ein relevanter Sulfateintrag kann insbesondere in Waldbeständen auch über den Niederschlag erfolgen.

Für die Klassifizierung der Nährstoffkonzentrationen wurden die in der Tabelle 13.4 aufgeführten Klassen verwendet. Da die Auswertungen zu Nitrat und Ammonium auf Stickstoff bezogen durchgeführt wurden, sind die aufs Element bezogenen Schwellenwerte ebenfalls in dieser Tabelle aufgeführt.

Tab. 13.4: Konzentrationsklassen für die Nährstoffe in mg l^{-1}.

Parameter	Klasse 1	Klasse 2	Klasse 3	Klasse 4	Klasse 5	SW[2]
Nitrat	<BG[1]	>BG bis ≤25	>25 bis ≤40	>40 bis ≤50	>50	50
Nitrat-N	<BG	>BG bis ≤5,6	>5,6 bis ≤9,0	>9,0 bis ≤11,3	>11,3	
Ammonium	<BG	>BG bis ≤0,5	>0,5 bis ≤2,5	>2,5		0,5
Ammonium-N	<BG	>BG bis ≤0,39	>0,39 bis ≤1,94	>1,94		
Sulfat	<BG	>BG bis ≤60	>60 bis ≤240	>240		240

[1] Bestimmungsgrenze, [2] Schwellenwert.

Für die Bewertung der Stoffkonzentrationen im Grundwasser wurden die Schwellenwerte der Grundwasserverordnung (GRWV 2010) herangezogen. Diese entsprechen auch den Vorgaben der EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL, EG 2000) und der ergänzenden Grundwasserrichtlinie (EG 2006).

Die weiteren Klassifizierungen ergeben sich aufgrund der folgenden Überlegungen:

Die EG-Trinkwasserrichtlinie (EUROPARAT 1998) nennt für Nitrat neben dem Grenzwert von 50 mg l^{-1} noch einen Richtwert von 25 mg l^{-1}. Ein durch landwirtschaftliche Nutzung unbeeinflusstes Grundwasser weist Nitratgehalte deutlich unter 25 mg l^{-1} auf. Zudem gibt die EG-WRRL vor, dass ab zwei Drittel des Schwellenwertes Maßnahmen zur Trendumkehr einzuleiten sind, dieses würde einem Wert von 37,5 mg l^{-1} entsprechen (EG 2000). In Anlehnung an den Nitratbericht 2008 (BMU & BMLEV 2008) wurde hier der Wert von 40 mg l^{-1} verwendet.

Der Schwellenwert für Ammonium beträgt 0,5 mg l^{-1}. Im Vergleich zum Nitrat-Schwellenwert ist dieser Wert um zwei Zehnerpotenzen niedriger. Aus diesem Grunde wurde anhand des Datenpools ein weiterer Wert von 2,5 mg l^{-1} ermittelt. Sofern Messwerte größer als 2,5 mg l^{-1} sind, ist davon auszugehen, dass es sich um auffällige Analysenergebnisse des Grundwassers handelt.

Der Schwellenwert für Sulfat ist mit 240 mg l^{-1} sehr hoch. Aus diesem Grunde wurde anhand des Datenpools ein weiterer Wert von 60 mg l^{-1} ermittelt. Bei Messwerten größer als 60 mg l^{-1} beginnen Auffälligkeiten, denen entsprechend geogene oder anthropogene Ursachen zugeordnet werden können. Konzentrationen >240 mg l^{-1} sind meist nur in tiefer gelegenen Grundwässern, die aufgrund ihres Alters stärker mineralisiert sind, zu finden oder es handelt sich um hydrogeologische Sonderfälle. Auch sind durch Menschenhand verursachte Grundwasserschadensfälle möglich.

Im Folgenden wird für die Nährstoffe jeweils eine Karte dargestellt, die einen Gesamteindruck aus dem GÜN-Grundwassergütemessnetz vermittelt. Grundlage für diese Auswertung sind die Daten der Bewertung des chemischen Zustandes der Grundwasserkörper gemäß EG-WRRL (Jahresmittelwerte 2006–2008). Zudem wird neben der Lage der BDF auch dargestellt, an welchen dieser BDF derzeit GWM betrieben werden.

Der Schwerpunkt der folgenden Auswertungen zu den Nährstoffuntersuchungen bezieht sich auf die Daten von 102 GWM an landwirtschaftlich und forstlich genutzten BDF. Positivbefunde werden durch die Überschreitung der Bestimmungsgrenze (BG) definiert.

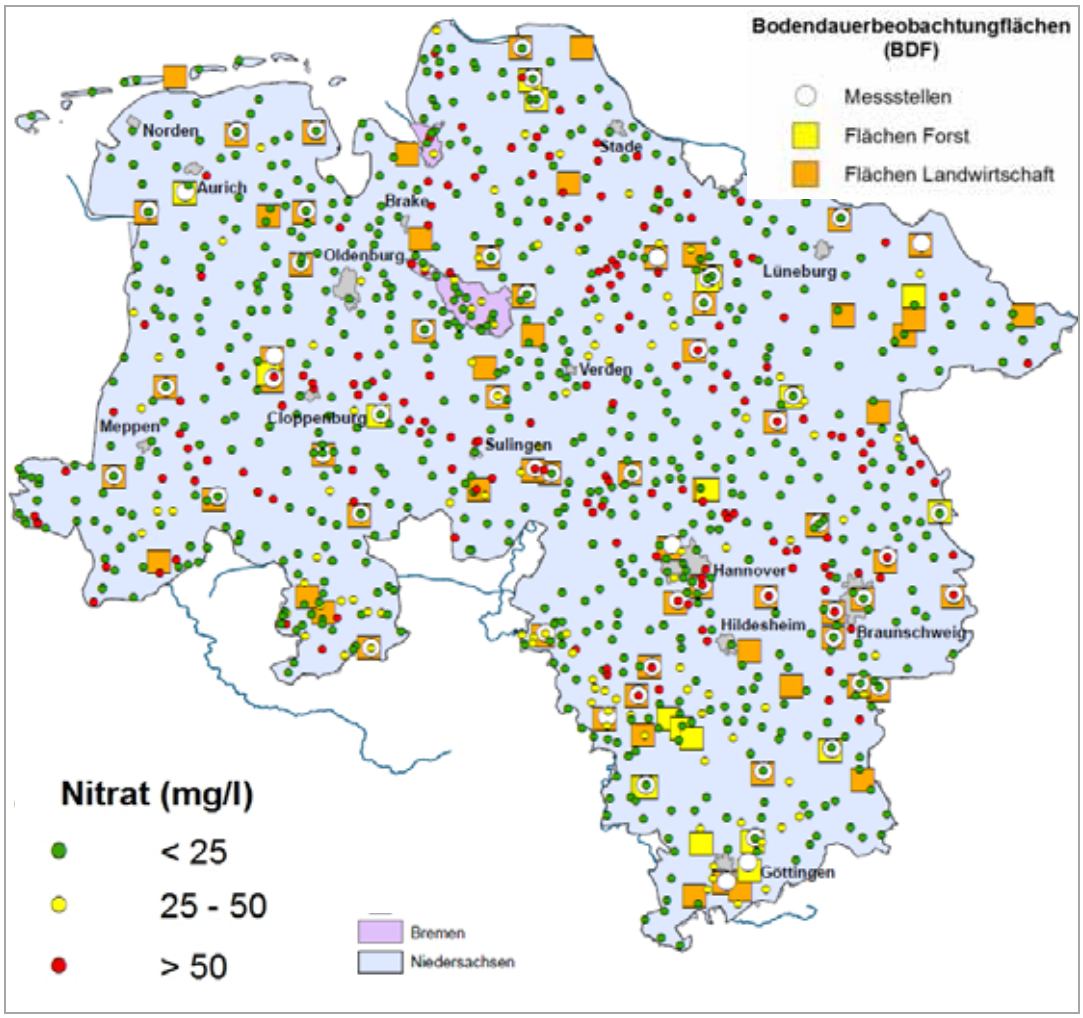


Abb. 13.1: Jahresmittel der Nitratkonzentration aller Überblicksmessstellen gemäß EG-WRRL der Jahre 2006–2008 (aufgestellt von A. Maarfeld, A. Jankowski & D. de Vries, NLWKN).

13.3.1 Nitrat

Die Nitratbelastung in der Fläche ist nach wie vor hoch (Abb. 13.1). Landesweit ist der Nitratgehalt im Grundwasser tendenziell als stagnierend bis leicht steigend zu bewerten. Dies wird auch durch den mit Hilfe von repräsentativen GWM des GÜN jährlich zu berechnenden Umweltindikator „Nitratgehalt im Grundwasser“ bestätigt (LIKI 2011). Mehr als 30 % der Messstellen weisen Nitratgehalte über dem Richtwert von 25 mg l^{-1} auf, und von diesen liegen wiederum zwei Drittel sogar über dem Schwellenwert (SW) von 50 mg l^{-1} (MU 2011).

Die Nitratbelastung im Grundwasser ist im Wesentlichen im Bereich der grundwasserfernen Geestflächen (mit landwirtschaftlicher Nutzung und geringem Nitratabbauvermögen im Unterboden) sowie im Bereich der Lößbörde südlich von Braunschweig und dem nördlich angrenzenden Raum Peine/Burgdorf zu finden (mit landwirtschaftlicher Nutzung und geringer Grundwasserneubildung). Im Gebiet der Ems treten in den ackerbaulich genutzten Talsandniederungen Belastungen im flachen Grundwasser auf (NLWKN 2008).

In Abbildung 13.2 ist für den Parameter Nitrat das 90%-Perzentil der Jahresmittelwerte aller Messstellen differenziert nach Nutzung und Filterlage dargestellt. Es ist deutlich zu sehen, dass die Nitratkonzentrationen im Grundwas-

ser unter Ackerstandorten am höchsten und unter Waldstandorten am niedrigsten sind.

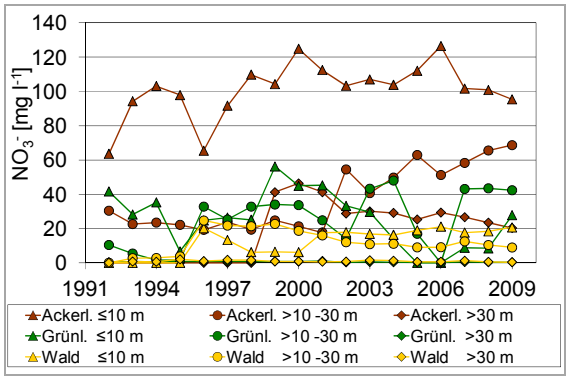


Abb. 13.2: Nitrat: 90%-Perzentile der Jahresmittelwerte von Messstellen, differenziert nach Nutzung und Filtertiefe.

Unter Ackerland nimmt die Nitratkonzentration mit zunehmender Filtertiefe ab. Über den gesamten Berichtszeitraum (1992–2009) betrachtet, ist in den oberen beiden Filterlagen ein steigender Trend festzustellen. Seit 2007 haben allerdings die Werte in der Filterlage <10 m wieder abgenommen.

Unter Grünland wurden bis 2002 ebenfalls die höchsten Werte in der obersten und die niedrigsten in der untersten Filterlage gemessen. Jedoch weisen die obere und die mittlere Filtertiefe gegenläufige Trends auf. Während die Nitratgehalte in der oberen Filterlage etwa seit 1999 zurückgehen, nehmen sie in der mittleren Filterlage stetig zu. Dies ist ein Hinweis darauf, dass die Stickstoffeinträge auf Grünlandflächen abgenommen haben.

Unter Wald ist für die beiden oberen Filterlagen eine umgekehrte Entwicklung im Vergleich zum Grünland festzustellen. Während seit 1996 die Nitratgehalte in der oberen Filterlage stetig zugenommen haben, sind sie in der mittleren Lage zurückgegangen. Hier deuten sich zwei konträre Entwicklungen an: Zum einen ist der Stickstoffeintrag durch Deposition seit Ende der 1990er Jahre leicht rückläufig (Kap. 2), was sich in den abnehmenden Nitratgehalten in der mittleren Filterlage widerspiegelt. Zum anderen gibt es Hinweise, dass auf einigen Waldstandorten, vor allem auf leichten Böden in Nordwestniedersachsen, die Stickstoffspeicherkapazität des Oberbodens zunehmend erschöpft ist, so dass es seit Beginn der 2000er Jahre zu einem zunehmenden Nitrataustrag mit dem Sickerwasser ins Grundwasser kommt (vgl. Kap. 12, Standort Augustendorf). Die unterste Filterlage ist unter Wald nach wie vor weitgehend frei von Nitrat.

Im Berichtszeitraum 2007–2009 war Nitrat an 63,4 % von 93 GWM an BDF nachweisbar. Der Schwellenwert der Grundwasserverordnung für Nitrat von 50 mg l^{-1} wurde an 20,4 % der Messstellen unter Acker und Grünland überschritten. Es gab keine SW-Überschreitungen im Grundwasser unter Wald.

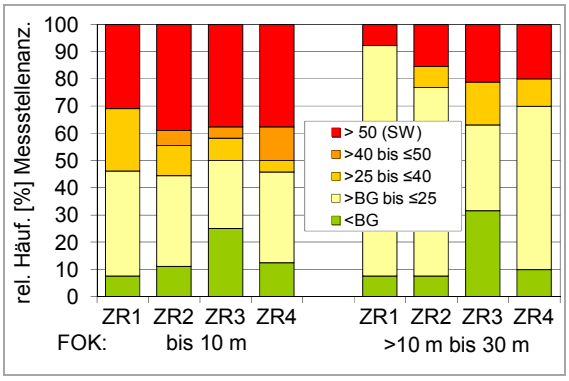


Abb. 13.3: Nitrat: Häufigkeitsverteilung der GWM unter Ackerland in Konzentrationsklassen [mg NO_3 l^{-1}], differenziert nach Zeitraum und Filterlage (FOK: Filteroberkante); Zeiträume: ZR1 = 1992–1996, ZR2 = 1997–2001, ZR3 = 2002–2006, ZR4 = 2007–2009.

Im jüngsten Berichtszeitraum (2007–2009) überschritten unter Ackerland in der oberen Filterlage 37,5 % der Jahresmittelwerte den SW von 50 mg Nitrat l^{-1} (Abb. 13.3). 4,2 % der Werte lagen zwischen Richtwert (25 mg Nitrat l^{-1}) und Maßnahmenwert zur Trendumkehr (40 mg Nitrat l^{-1}) sowie 12,5 % zwischen Maßnahmenwert zur Trendumkehr und Schwellenwert. Es ist auffällig, dass in der oberen Filterlage die SW-Überschreitungen in den letzten 15 Jahren tendenziell gleich geblieben sind. In der mittleren Filterlage stiegen die SW-Überschreitungen dagegen zunächst an und sind seit 2002 (ZR3) relativ stabil. Im jüngsten Berichtszeitraum (2007–2009) überschritten in der mittleren Filterlage 20 % den SW, und 10 % lagen zwischen dem Richtwert und dem Maßnahmenwert zur Trendumkehr. In der Filterlage >30 m wurde allein an der BDF L049GLIS (Ackerland) eine SW-Überschreitung festgestellt. Diese besteht im Übrigen bereits seit

Beginn der Messungen. Der Standort ist eine Braunerde aus Geschiebedecksand mit einer hohen Nitrataustragsgefährdung.

Unter Grünland ist im aktuellen Berichtszeitraum (2007–2009) eine deutliche Zweiteilung der Befunde zu verzeichnen. Während an jeweils 33,3 % der Messstellen in den beiden obersten Filterlagen der SW überschritten wurde, lagen die Nitratgehalte der anderen Messstellen unter dem Richtwert. Dies spiegelt einerseits die deutlich unterschiedliche Nutzungsintensität der Grünlandflächen wider, die zwischen sehr extensiv, d. h. ungenutzt oder beweidet und meist ungedüngt, und sehr intensiv, d. h. mit mehr als 200 kg N ha^{-1} gedüngt und mit bis zu fünf Schnitten pro Jahr, variieren kann (vgl. Kap. 8). Andererseits können höhere Nitratgehalte auch auf einen höheren Ackeranteil im Einzugsgebiet der GWM hinweisen. In der untersten Filterlage wurde im gesamten Zeitraum keine Überschreitung des Richtwertes beobachtet.

Im gesamten Berichtszeitraum 1992–2009 wurde unter Wald in keiner Filterlage der Richtwert von 25 mg l^{-1} erreicht.

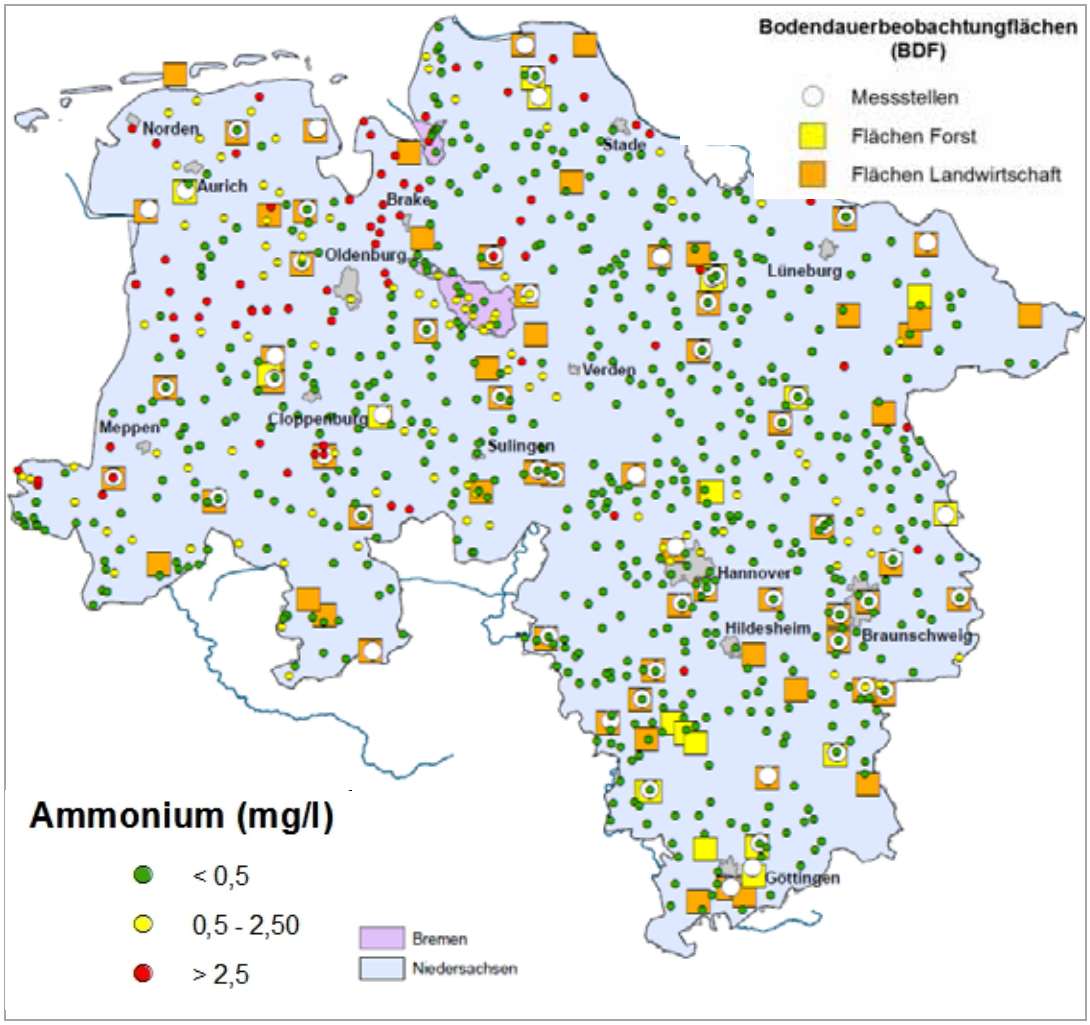


Abb. 13.4: Jahresmittel der Ammoniumkonzentration aller Überblicksmessstellen gemäß EG-WRRL der Jahre 2006–2008 (aufgestellt von A. Maarfeld, A. Jankowski & D. de Vries, NLWKN).

13.3.2 Ammonium

Die regionalen Belastungsschwerpunkte der Ammoniumkonzentration im Grundwasser liegen im Westen und Norden Niedersachsens (Abb. 13.4). Östlich einer Linie Bremerhaven-Sulingen und südlich einer Linie Bremen-Lüneburg sind nur vereinzelte kleinräumige Belastungen zu erkennen.

Mit hohen Ammoniumgehalten ist in den GWM der Moor- und Marschengebiete in den Küsten- und Auenbereichen zu rechnen; aber auch die Talsandniederungen und die Moorgebiete in den Geestgebieten zeigen oft erhöhte Werte (BEZIRKSREGIERUNG WESER-EMS, NLWK & NLÖ 2004). In Schleswig-Holstein wurde an einer Grundwassermessstelle im Naturraum Marsch der höchste Wert aller Messstellen des Landes von 17 mg NH_4 l^{-1} beobachtet (Mittelwert der Jahre 1996–2000, MLUL 2012).

Für die Darstellung der Grundwasserbelastung mit Ammonium im zeitlichen Verlauf (Abb. 13.5) wurden die in Tabelle 13.5 aufgeführten Messstellen aufgrund besonderer Standortbedingungen nicht berücksichtigt. Diese GWM liegen überwiegend in Moor- oder Marschgebieten. Hier kann es aufgrund hoher Grundwasserstände und niedriger Redoxpotenziale zu erhöhten Ammoniumgehalten im Grundwasser kommen: Zum einen wird möglicherweise das aus der Düngung oder aus der Stickstoffmineralisation stammende Ammonium nicht weiter zu Nitrat oxidiert und gelangt unverändert ins Grundwasser. Zum anderen kann es unter stark reduzierenden Bedingungen zu einer Nitratammonifikation kommen, d. h. dass in reduzierende Schichten eingetragenes Nitrat zu Ammonium reduziert wird (BEZIRKSREGIERUNG WESER-EMS, NLWK & NLÖ 2004, KONRAD 2007). Da diese Prozesse die anthropogene Beeinflussung des Grundwassers stark überprägen, müssen die an diesen Standorten auftretenden Befunde gesondert betrachtet werden.

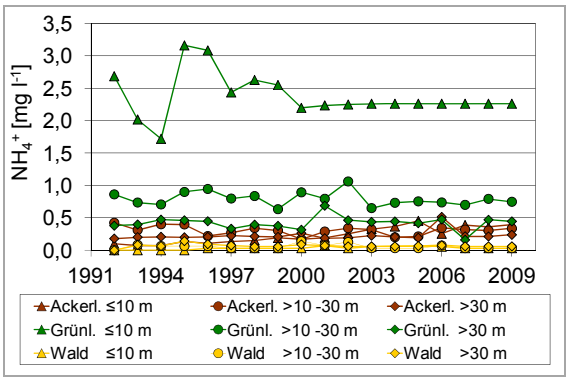


Abb. 13.5: Ammonium: 90%-Perzentile der Jahresmittelwerte ausgewählter Messstellen nach Nutzung und Tiefe.

In Abbildung 13.5 ist die zeitliche Entwicklung der Ammoniumkonzentrationen, jeweils als 90%-Perzentil der Jahresmittelwerte der ausgewählten Messstellen, differenziert nach Nutzung und Filtertiefe dargestellt.

Unter Grünland werden die höchsten Ammoniumkonzentrationen gemessen. Die Gehalte nehmen mit der Tiefe ab. Unter Ackerstandorten werden Werte bis zu 0,5 mg l^{-1} und unter Waldstandorten bis zu 0,14 mg l^{-1} beobachtet. Seit 2000 ist, unabhängig von der Nutzung und der Filterlage, kein Trend feststellbar.

Im jüngsten Berichtszeitraum (2007–2009) war Ammonium an 81,6 % aller auswertbaren GWM (87) an BDF nachweisbar. Der Schwellenwert (SW) der Grundwasserverordnung für Ammonium von 0,5 mg l^{-1} wurde an 28,7 % der GWM bzw. an 14 BDF überschritten. Der Hauptanteil der SW-Überschreitungen lag unter Acker und Grünland. Unter Wald wurde nur an einer BDF (F015DREI), einem Anmoorgley, der SW überschritten. Die erhöhten Ammoniumgehalte lassen sich auch hier auf den Moorbodencharakter und die reduzierenden Bedingungen am Standort zurückführen.

Tab. 13.5: GWM an BDF mit den jeweils höchsten Jahresmittelwerten für Ammonium in Abhängigkeit von der Nutzung und der Filtertiefe (Moorstandorte kursiv).

Nutzung/Filtertiefe	Messstelle	Jahresmittelwerte [mg l^{-1}]			Mittelwert im Zeitraum [mg l^{-1}]			
		n	MIN	MAX	1992–1996	1997–2001	2002–2006	2007–2009
Ackerland bis 10 m	*L024DALU I1*	16	3,9	5,3	4,5	4,9	4,3	4,5
Ackerland bis 10 m	L033DINK	9	6,2	7,7		7,0	7,1	7,4
Ackerland bis 10 m	L014NEUH I	14	1,1	3,2	3,1	2,2	2,2	1,8
Ackerland >10 m bis 30 m	*L024DALU II1*	16	3,3	4,1	3,8	3,6	3,6	3,8
Ackerland >10 m bis 30 m	L014NEUH II	12	10,0	19,0	19,0	11,3	13,1	13,4
Ackerland >30 m	L025GRAB III	18	0,2	0,8	0,6	0,6	0,5	0,5
Grünland bis 10 m	*L018FISC I*	18	0,1	1,9	1,5	0,6	1,1	1,2
Grünland bis 10 m	*L018FISC II*	18	1,0	1,9	1,6	1,6	1,3	1,1
Grünland bis 10 m	*L029TEUF I*	18	0,0	2,7	1,0	1,2	1,8	2,1
Grünland bis 10 m	*L029TEUF II*	18	0,5	1,8	0,8	1,3	1,3	1,8
Grünland bis 10 m	*L030KOEN I*	13	0,6	2,4	1,3	0,8	1,8	0,7
Grünland bis 10 m	L020PETK I	10	5,1	5,9		5,4	5,6	5,8
Grünland >10 m bis 30 m	*L018FISC III*	18	0,6	0,9	0,7	0,7	0,7	0,8
Grünland >10 m bis 30 m	*L029TEUF III*	18	2,8	4,5	3,4	3,3	3,5	3,5
Grünland >10 m bis 30 m	L023BRED II	18	5,8	6,4	6,2	6,1	6,0	6,0
Grünland >10 m bis 30 m	*L030KOEN II*	13	0,4	1,1	0,9	0,9	0,9	1,0
Grünland >10 m bis 30 m	L020PETK II	9	4,2	5,1		4,2	4,8	4,9
Grünland >30 m	L023BRED III	18	1,0	2,5	1,8	2,0	2,2	1,7
Grünland >30 m	*L030KOEN III*	13	0,2	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3
Wald bis 10 m	*F015DREI*	8	0,5	1,2			0,9	0,8
Wald >30 m	F001WEFI	14	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2

[1] Die BDF L024DALU ist zwar kein Moorstandort im bodenkundlichen Sinn (Sandmischkultur), liegt aber in einer Landschaft mit einem höheren Anteil an Moorböden.

Der Wert von 2,5 mg l^{-1}, der auf auffällige Befunde hindeutet, wurde unter einigen Acker- und Grünlandstandorten überschritten (L014-NEUH, L015ECHE, L020PETK, L024DALU, L029TEUF, L030KOEN, L033DINK). Hier handelt es sich im Wesentlichen um die in Tabelle 13.5 erwähnten Moor- und Marschstandorte. Die höheren Werte unter L033DINK sind möglicherweise auf die Gülledüngung in Verbindung mit teilweise hohen, die Nitrifikation hemmenden Wasserständen zurückzuführen. Werte größer als 2,5 mg l^{-1} wurden unter Waldstandorten nicht nachgewiesen.

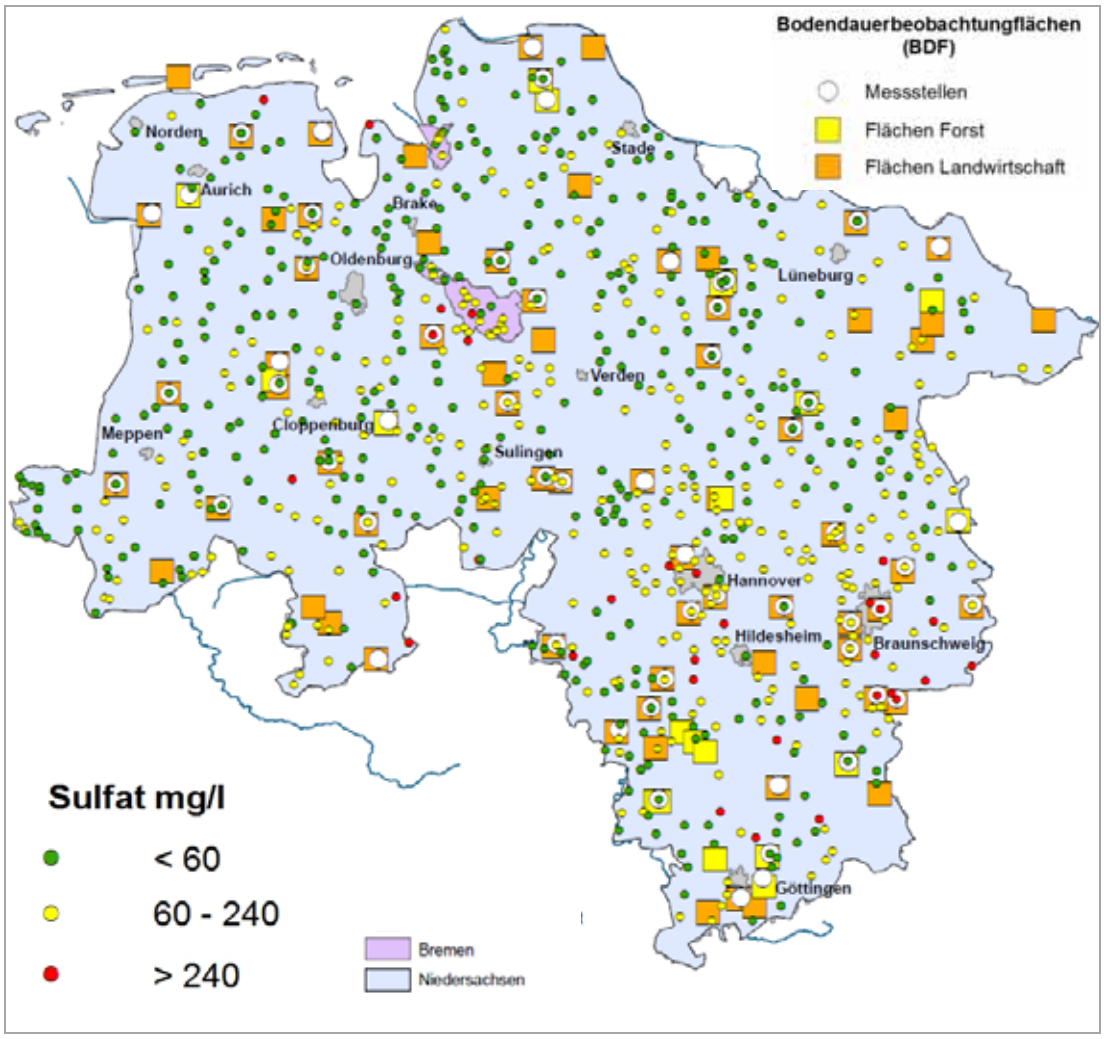


Abb. 13.6: Jahresmittel der Sulfatkonzentration aller Überblicksmessstellen gemäß EG-WRRL der Jahre 2006–2008 (aufgestellt von A. Maarfeld, A. Jankowski & D. de Vries, NLWKN).

13.3.3 Sulfat

Sulfatbelastungen mit Werten oberhalb des SW sind in Niedersachsen eher punktuell anzutreffen (Abb. 13.6). Die häufigsten SW-Überschreitungen werden im Süden Niedersachsens, insbesondere in der Gegend um Braunschweig, aber auch um Göttingen, Hannover und Hildesheim festgestellt. Zum Teil sind geogene Ursachen bekannt, z. B. Vorkommen von Gipskarst im Braunschweiger Raum oder Gipseinschaltungen in mesozoischen Schichten im Raum Göttingen (und westlich von Hildesheim). Im Fuhrberger Feld, nordöstlich von Hannover, werden erhöhte Sulfatgehalte im Grundwasser durch Nitrateintrag in einen pyritführenden Grundwasserkörper, und damit anthropogen, herbeigeführt. Das Nitrat gibt unter reduzierenden Bedingungen Sauerstoff ab, der den pyritbürtigen Schwefel oxidiert. Bei dieser Reaktion entstehen aus dem Nitrat Lachgas (N_2O) und Distickstoff (N_2) sowie aus dem pyritbürtigen Schwefel Sulfat. Dadurch nimmt die Nitratkonzentration stark ab, und die Sulfatkonzentration steigt an (KÖLLE et al. 1983).

Die hohen Belastungen im küstennahen Grundwasser sind dagegen durch marinen Einfluss verursacht. Die Lage der Salz-/Süßwassergrenze ist allerdings nicht nur geogen be-

dingt, sondern wird durch Grundwasserentnahmen beeinflusst (GRUBE et al. 2000).

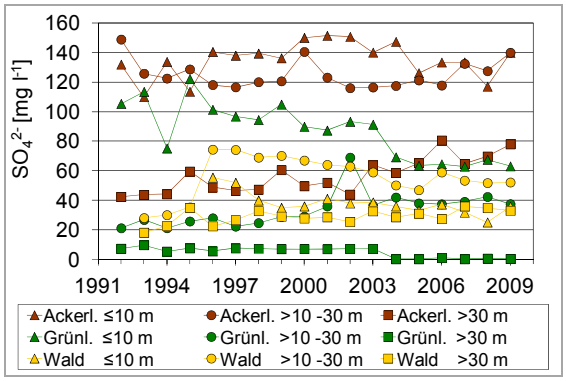


Abb. 13.7: Sulfat: 90%-Perzentile der Jahresmittelwerte ausgewählter Messstellen, differenziert nach Nutzung und Tiefe.

In Abbildung 13.7 ist die zeitliche Entwicklung der Sulfatkonzentrationen als 90%-Perzentile der Jahresmittelwerte von Messstellen, differenziert nach Nutzung und Filtertiefe, dargestellt. Diese Messstellen wurden mit dem Ziel, ein vergleichbares Datenkollektiv zu bilden, ausgewählt. Die in Tabelle 13.6 aufgeführten, stark belasteten Messstellen wurden hierbei nicht berücksichtigt.

Unter Acker- und Grünlandstandorten nimmt die Sulfatkonzentration mit der Tiefe ab.

Die höchsten Werte wurden in den obersten beiden Filterlagen unter Ackerland festgestellt. In beiden Filterlagen ist, über den gesamten Berichtszeitraum betrachtet, kein Trend festzustellen. In der Filterlage >30 m sind die Werte dagegen seit 2003 von ca. 60 auf ca. 80 mg l^{-1} Sulfat angestiegen. Dies könnte ein Hinweis auf einen zunehmenden Nitrateintrag sein, der derzeit noch durch die Nitratreduktion durch Schwefeloxidation und die damit verbundene Sulfatbildung kaschiert ist. In der Tat deuten auch die zunehmenden Nitratgehalte unter Acker in der mittleren Filterlage (Abb. 13.2) auf einen zunehmenden Nitrateintrag in größere Tiefen hin.

Unter Grünland entwickeln sich die Sulfatgehalte im Grundwasser der oberen beiden Filtertiefen eher gegenläufig. Während in der obersten Filterlage ein deutlich abnehmender Trend feststellbar ist, nimmt das 90%-Perzentil in der mittleren Filterlage zu. In der oberen Filterlage zeigt sich damit der Rückgang der Schwefeleinträge durch Deposition (Kap 2). Die Zunahme der Werte in der mittleren Tiefe ist dagegen schwerer zu erklären, zumal sie auch gegenläufig zur Entwicklung der Sulfatgehalte unter Wald in der gleichen Filterlage verläuft. Es könnte sich sowohl um eine Tiefenverlagerung der mit der Deposition eingetragenen Schwefelverbindungen (Kap. 2) als auch um eine Zunahme der Oxidation geogener Schwefelvorräte infolge Nitrateintrag in tiefere Lagen (vgl. Diskussion oben zu Acker) handeln.

Unter Waldstandorten wurden in vergleichbaren Filterlagen jeweils die geringsten Sulfatkonzentrationen gemessen. Jedoch ist auffällig, dass hier das 90%-Perzentil der Jahresmittelwerte in der Filterlage >10 m bis 30 m höher liegt, als in der obersten Filterlage bis 10 m, dieses jedoch mit abnehmendem Trend. Dies ist eine Folge abnehmender Sulfateinträge in die Wälder, die sich zuerst im oberflächennahen Grundwasser durch abnehmende Sulfatgehalte bemerkbar macht (Kap. 2).

Im jüngsten Berichtszeitraum (2007–2009) war Sulfat an 96,8 % der ausgewerteten GWM (93) an BDF nachweisbar. Der Schwellenwert der Grundwasserverordnung von 240 mg/l wurde an 9,7 % der Messstellen unter Acker oder Grünland überschritten (L001TIMM, L009-HORN, L014NEUH, L019GAND, L023BRED, L031VINN, L037SCHL, L045RIDD). Es gab keine SW-Überschreitungen unter Wald.

Tab. 13.6: GWM des BD-Programmes mit den jeweils höchsten Jahresmittelwerten für Sulfat in Abhängigkeit von der Nutzung und der Filtertiefe.

Nutzung/Filtertiefe	Messstelle	Jahresmittelwerte [mg/l]			Mittelwert im Zeitraum [mg/l]			
		Anzahl	MIN	MAX	1992–1996	1997–2001	2002–2006	2007–2009
Ackerland >10 m bis 30 m	L019GAND I	18	209	269	233	259	258	240
Ackerland >10 m bis 30 m	L014NEUH II	12	282	450	320	389	368	311
Ackerland >10 m bis 30 m	L001TIMM I	18	200	281	259	255	237	215
Ackerland bis 10 m	L009HORN	18	1350	1529	1402	1424	1464	1417
Ackerland bis 10 m	L045RIDD	8	227	459			327	408
Ackerland bis 10 m	L037SCHL	8	485	640			579	522
Ackerland bis 10 m	L031VINN	12	180	410	405	364	302	212
Grünland >10 m bis 30 m	L061AHER	6	110	140			137	117
Grünland >10 m bis 30 m	L023BRED II	18	793	1070	890	970	1019	963
Grünland >10 m bis 30 m	L060ELME	8	121	138			133	123
Grünland >30 m	L023BRED III	18	244	378	315	336	335	285
Grünland bis 10 m	L023BRED I	18	186	276	219	233	249	203
Wald bis 10 m	F014HEEI	9	85	130		110	102	124

13.4 Schwermetalle und Aluminium

Während Belastungen der Atmosphäre und der Oberflächengewässer häufig unmittelbar erkennbar sind, können nachteilige Veränderungen im Grundwasser ohne entsprechende Überwachung lange verborgen bleiben. Schwermetalle sind persistent, d. h. dass sie lange Zeit im System Boden-Wasser verbleiben. Aus vorgenannten Gründen wird im Rahmen der Grundwasserbeobachtung des Gewässerkundlichen Überwachungssystems Niedersachsen (GÜN) das Grundwasser auch auf diverse Schwermetalle untersucht.

Die in der Umwelt (Luft, Wasser, Boden) gemessenen Schwermetallbelastungen können sowohl geogene, d. h. auf das anstehende Gestein zurückzuführende, als auch anthropogene, d. h. in menschlichen Aktivitäten begründete, Ursachen haben. Bei den anthropogenen Ursachen kann man historische (z. B. Bergbau, Beginn der Industrialisierung) und aktuelle Einträge unterscheiden. Aktuelle Einträge können mit dem Niederschlag, aufgrund nahe gelegener Emittenten (Industrie, Verkehr, aber auch Siedlung), oder über schwermetallbelastete Kalke, Dünge- oder Pflanzenschutzmittel erfolgen (SCHULTE et al. 1996; VISSCHEDIJK et al. 2010; KAMERMANN, GROH & HÖPER). Schwermetalle werden nicht abgebaut und können sich daher im Boden und in den Gewässern anreichern.

Auch trägt der luftgetragene Eintrag von Säurebildnern auf nicht gekalkten Standorten mit zur Grundwasserversauerung bei. Die Versauerung des Grundwassers fördert die Mobilität von Spurenstoffen, besonders von Schwermetallen und Aluminium, die natürlicherweise in Böden und Gesteinen vorkommen.

In Abhängigkeit von der Anzahl der auf die jeweils dargestellten Parameter untersuchten GWM wurden die Daten von 100 bzw. 101 GWM an landwirtschaftlich und forstlich genutzten BDF ausgewertet. Für die Bewertung der Schwermetalle wurden die Schwellenwerte nach GRWV (2010) bzw. die LAWA-Geringfügigkeitsschwellenwerte (LAWA 2004) herangezogen. Die Bewertung von Aluminum erfolgte mit Hilfe des Grenzwertes der Trinkwasserverordnung (TRINKWV 2011). Positivbefunde werden durch die Überschreitung der Bestimmungsgrenze (BG) definiert.

Der Fokus dieser Auswertung liegt auf den Schwermetallen Blei, Cadmium, Kupfer und Zink. Da diese Schwermetalle in der Vergan-

genheit nur alle fünf Jahre im Grundwasser untersucht wurden, sind in der folgenden Auswertung jeweils zwei Berichtszeiträume zusammengefasst worden (1992–2001 und 2002–2009).

Folgende Konzentrationsklassen wurden für die Auswertung der Schwermetalle und des Aluminiums gebildet:

Klasse 1: < BG[1]

Klasse 2: > BG bis ≤ SW[2]

Klasse 3: > SW

Für Aluminium wurde zudem der Konzentrationsbereich >1 mg l^{-1} zur Ausweisung besonders deutlicher Überschreitungen des SW gesondert klassifiziert (Klasse 4).

13.4.1 Blei

Im jüngsten Berichtszeitraum (2002–2009) war Blei an 42,6 % der ausgewerteten 101 GWM an BDF nachweisbar. Der Schwellenwert von 10 µg l^{-1} (GRWV 2010) wurde an zwei Messstellen, je einmal unter Acker und unter Wald, überschritten (L037SCHL, F006SLB1). Unter Grünland gab es keine SW-Überschreitungen. Bei L037SCHL handelt es sich um eine in der Okeraue liegende, durch historischen Bergbau mit Schwermetallen belastete Fläche (KÖSTER & MERKEL 1980).

13.4.2 Cadmium

Im jüngsten Berichtszeitraum (2002–2009) war Cadmium an 48,5 % von 101 GWM nachweisbar. Der Schwellenwert von 0,5 µg l^{-1} (GRWV 2010) wurde an 16,8 % der Messstellen unter Acker oder Wald überschritten (L001TIMM, L005REIN, L008HOFS, L009HORN, L014-NEUH, L016TETE, L019GAND, L025GRAB, L026VECH, L031VINN, L043OLDE, L053-HUED, F005LB, F006SLB1, F010WIFI, F020-SPFI). Es gab keine SW-Überschreitungen unter Grünland. Der größte Anteil der SW-Überschreitungen wurde unter Ackerstandorten nachgewiesen (s. Abb. 13.8).

Von den oberflächennahen GWM (Filteroberkante maximal 10 m unter MPH) überschritten im Berichtszeitraum 2002–2009 unter Ackernutzung 37,5 % und unter Wald 28,6 % den SW.

Unter Acker nahmen vom ersten (1992–2001) zum zweiten Zeitraum (2002–2009) in den Messstellen der oberen Filterlage sowohl die Positivbefunde oberhalb der BG als auch die Befunde größer SW leicht zu. In der mittleren Filterlage (>10 m bis 30 m) nahmen die SW-Überschreitungen deutlich, um 30 %, ab, weitgehend zugunsten der nächst tieferen Konzentrationsklasse (>BG bis ≤SW).

Unter Grünland sind hingegen im aktuellen Berichtszeitraum keine Überschreitungen des SW in der oberen Filterlage feststellbar. Insgesamt sind die Werte unter Grünland sehr niedrig. 78 bis 88 % der Messstellen weisen Befunde unterhalb der BG auf.

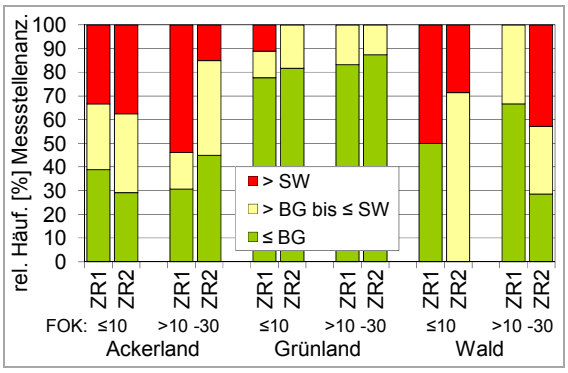


Abb. 13.8: Cadmium: Häufigkeitsverteilung der GWM in Konzentrationsklassen, differenziert nach Landnutzung, Zeitraum und Filterlage (FOK: Filteroberkante); Zeiträume: ZR1 = 1992–2001, ZR2 = 2002–2009.

Unter Wald hat der Anteil der Messstellen mit SW-Überschreitung in der Filterlage bis 10 m von ca. 50 auf 30 % abgenommen. Allerdings findet man im aktuellen Zeitraum (2002–2009) in dieser Filterlage keine Befunde unterhalb der BG mehr. An allen Messstellen unter Wald lässt sich Cadmium im Grundwasser in der oberen Filterlage nachweisen.

Besonders auffällig ist die starke Zunahme der SW-Überschreitungen in der mittleren Filterla-

[1] Bestimmungsgrenze.

[2] Schwellenwert, Wert und rechtliche Grundlage (i. d. R. GRWV 2010, s. Text) werden im Folgenden stoffbezogen konkretisiert.

ge (>10 m bis 30 m tief). Im aktuellen Berichtszeitraum betrifft dies 42,9 % der Messstellen unter Wald. Somit stellt dies nicht nur die höchste Prozentzahl der SW-Überschreitungen im aktuellen Berichtszeitraum dar, sondern es lässt zudem auf eine Verlagerung der Cadmiumbelastung in tiefere Lagen schließen.

An keiner Messstelle wurde eine Überschreitung des SW in der tiefen Filterlage (>30 m unter MPH) festgestellt.

13.4.3 Kupfer

Im jüngsten Berichtszeitraum (2002–2009) war Kupfer an 55 % von 100 GWM nachweisbar. Der Geringfügigkeitsschwellenwert von 14 µg l^{-1} (LAWA 2004) wurde an einer Messstelle, unter Ackerland, überschritten (L008-HOFS). Die Belastung ist vermutlich geogen, der Standort befindet sich auf Tonen der Unterkreide. Tonsteine weisen generell die höchsten Hintergrundwerte für Kupfer im Boden und Untergrund auf (LABO 2003). Unter Wald und Grünland gab es keine SW-Überschreitungen.

13.4.4 Zink

Im jüngsten Berichtszeitraum (2002–2009) war Zink an 58,4 % von 101 GWM nachweisbar. Der Geringfügigkeitsschwellenwert von 58 µg l^{-1} (LAWA 2004) wurde an 16,8 % der Messstellen unter Acker, Grünland oder Wald überschritten (L005REIN, L016TETE, L019-GAND, L021GROE, L023BRED, L025GRAB, L026VECH, L031VINN, L032MARK, L033-DINK, L037SCHL, L050BOCK, F005LB, F006-SLB1, F011IHEI). Der größte Anteil der SW-Überschreitungen wurde unter den Ackerstandorten nachgewiesen.

Im Zeitraum 2002–2009 wurde der SW für Kupfer in der oberen Filterlage an 37,5 % der Ackerstandorte, 9,1 % der Grünlandstandorte und 28,6 % der Waldstandorte überschritten (Abb. 13.9).

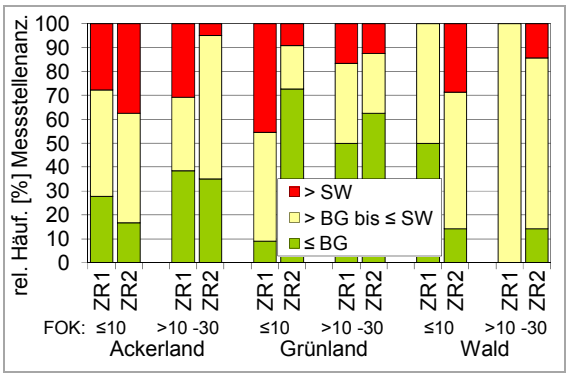


Abb. 13.9: Zink: Häufigkeitsverteilung der GWM in Konzentrationsklassen, differenziert nach Landnutzung, Zeitraum und Filterlage (FOK: Filteroberkante); Zeiträume: ZR1 = 1992–2001; ZR2 = 2002–2009.

Unter den Ackerstandorten nahm in der oberen Filterlage (≤10 m) der Anteil der Messstellen mit Werten oberhalb des SW vom ersten (1992–2001) zum zweiten Zeitraum (2002–2009) von 28 auf 38 % zu. Analog verringerte sich der Anteil der Flächen mit Werten unterhalb der BG von 28 auf 17 %. Die Befunde zwischen BG und SW blieben über den gesamten Berichtszeitraum unverändert. In der mittleren Filterlage (>10 m bis 30 m) hat der Anteil der Messstellen unter Acker mit SW-Überschreitungen um 26 % abgenommen. Diese Differenz findet sich vollständig in der nächst tieferen Konzentrationsklasse (>BG bis ≤SW) wieder.

Unter Grünland hat sich die Lage in der oberen Filterlage vom ersten zum zweiten Zeitraum deutlich verbessert. Der Anteil der Messstellen mit Überschreitung des SW hat von 46 auf 9 % abgenommen, zudem hat der Anteil der Messstellen mit Befunden unter der BG stark von 9 auf 73 % zugenommen. In der mittleren Filterlage (>10 m bis 30 m) hat es nur leichte Verschiebungen, hin zu niedrigeren Befunden, gegeben.

Unter Wald hat sowohl in der oberen als auch in der mittleren Filterlage der Anteil der Messstellen mit Überschreitung des SW, um ca. 29 bzw. 14 %, zugenommen. Nur an knapp 15 % der Messstellen werden derzeit noch in beiden Tiefen Befunde unterhalb der BG beobachtet.

An je einer Messstelle unter Acker bzw. Grünland wurden SW-Überschreitungen in der untersten Filterlage >30 m festgestellt (L050-BOCK, L023BRED).

13.4.5 Aluminium

Im Berichtszeitraum 2002–2009 war Aluminium an 82 % von 100 GWM nachweisbar. Der Grenzwert der Trinkwasserverordnung (TRINKWV 2011) von 0,2 mg l^{-1} (SW) wurde an 35 % der Messstellen unter Acker, Grünland oder Wald überschritten.

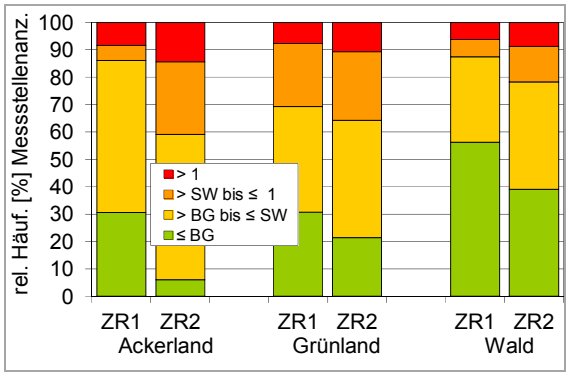


Abb. 13.10: Aluminium: Häufigkeitsverteilung der GWM in Konzentrationsklassen, differenziert nach Landnutzung und Zeitraum (Zeiträume: ZR1 = 1992–2001; ZR2 = 2002–2009).

Unter Ackerstandorten nahm vom ersten (1992–2001) zum zweiten Berichtszeitraum (2002–2009) der Anteil der Messstellen mit Werten oberhalb des SW (Grenzwert nach TRINKWV 2011) um 27 % und damit deutlich zu (Abb. 13.10). Im aktuellen Berichtszeitraum übersteigen 41 % der Messstellen den SW. Dabei handelt es sich meistens um Standorte mit sandigen Böden. Es bleibt zu klären, ob der Trend zu abnehmenden pH-Werten auf Acker- und Forststandorten (Kap. 4 und 8) die Ursache für die offensichtlich steigende Aluminiummobilität ist.

Unter Grünland überschreiten im Berichtszeitraum 2002–2009 36 % der Messstellen den SW. Dieser Anteil ist im Vergleich zum vorherigen Berichtszeitraum leicht gestiegen (5 %). Betroffen sind hier ausschließlich Messstellen in der obersten Filterlage. SW-Überschreitungen wurden vorwiegend an GWM in Moor- oder Marschgebieten festgestellt.

Unter Wald wurde im aktuellen Berichtszeitraum der SW an 22 % der Messstellen überschritten. Der Anteil an Messstellen mit SW-Überschreitung hat vom ersten zum zweiten Berichtszeitraum um 10 % zugenommen.

Aluminiumkonzentrationen oberhalb von 1 mg l^{-1} wurden fast ausschließlich in der oberen Filterlage (<10 m), hier allerdings bei allen Nutzungen, festgestellt. Dies zeigt, dass der Prozess der Grundwasserversauerung im oberen Bereich der Grundwasserkörper weiter zu einer Freisetzung von gelöstem Aluminium führt (MU 2011, MALESSA 1995). Dagegen wurde dieser Wert in der tiefen Filterlage (>30 m) im aktuellen Berichtszeitraum, mit Ausnahme einer Messstelle (L049GLIS, Acker), nicht überschritten, ein Zeichen, dass die tieferen Bereiche der Grundwasserkörper noch nicht von der Versauerungsfront erfasst worden sind.

13.5 Zusammenfassung und Ausblick

Es wurde eine Auswertung von insgesamt 102 Grundwassermessstellen an 58 landwirtschaftlich und forstlich genutzten BDF-Standorten vorgenommen. Die Anzahl der ausgewerteten GWM variierte in Abhängigkeit der Güteparameter. Für die Auswertung wurden die Messstellen nach Landnutzung (Acker, Grünland, Wald) und Tiefe der Filterlage (≤10 m, >10 bis 30 m und >30 m unter Messpunkthöhe) klassifiziert. Die Befunde wurden anhand von Schwellenwerten (SW) nach GRWV (2010) und LAWA (2004) bewertet. Die Bewertung von Aluminium erfolgte mit Hilfe des Grenzwertes der Trinkwasserverordnung (TRINKWV 2011).

Im Berichtszeitraum 2007–2009 wurde der Schwellenwert von 50 mg l^{-1} für Nitrat an 20 %, der Schwellenwert für Ammonium von 0,5 mg l^{-1} an 29 % und der Schwellenwert für Sulfat von 240 mg l^{-1} an 10 % der Messstellen überschritten.

Die Ammoniumkonzentrationen sind im Mittel unter Grünland deutlich höher als unter Acker oder Wald. Die geringsten Konzentrationen wurden unter Wald gemessen. Entsprechend wurden hier auch keine SW-Überschreitungen festgestellt. Unter Marschböden wurden in den oberen beiden Filtertiefen und unter Moorstandorten in allen Filterlagen erhöhte Werte festgestellt. Es ist unabhängig von der Nutzung und der Filterlage kein Trend für Ammonium seit 2000 erkennbar.

Demgegenüber sind die Konzentrationen für Nitrat und Sulfat unter Ackerland in gleicher Filterlage deutlich höher als unter Grünland. Wie beim Ammonium wurden auch hier unter Wald

die geringsten Konzentrationen und keine SW-Überschreitungen festgestellt. Die Nitratbelastung in der Fläche ist nach wie vor hoch. Ein abnehmender Trend ist derzeit nicht erkennbar, im Gegenteil: Unter Ackerland ist die Tendenz für die Filterlage bis 10 m leicht und für die mittlere Filterlage (>10 m bis 30 m) deutlich steigend.

Bei den Sulfatgehalten ist unter Acker in den obersten beiden Filterlagen kein Trend zu sehen. Unter Grünland ist für die obere Filterlage bis 10 m eine Abnahme und für die mittlere Filterlage (>10 m bis 30 m) ein leichter Anstieg zu verzeichnen. Auffällig ist, dass unter Waldstandorten in der mittleren Filterlage (>10 bis 30 m) im Mittel höhere Sulfatkonzentrationen gemessen wurden als in der Filterlage bis 10 m. Hier machen sich in der oberen Filterlage bereits die abnehmenden Sulfatdepositionen bemerkbar (Kap. 2).

Bei den Schwermetallen Blei und Kupfer wurde der SW nur an wenigen Messstellen überschritten (jeweils vier BDF). An der landwirtschaftlich genutzten BDF L025GRAB und der forstlich genutzten BDF F006SLB1 traten bei Blei, Cadmium und Zink Überschreitungen des SW auf.

Aktuelle Auswertungen von Bodenuntersuchungen auf BDF zeigten, dass vor allem für Kupfer und Zink die maximal zulässige zusätzliche Fracht über alle Eintragspfade nach Bodenschutzverordnung (BBODSCHV 1999) auf einzelnen BDF überschritten wird (KAMERMANN, GROH & HÖPER). Demzufolge prognostizieren KAMERMANN, GROH & HÖPER, dass auf Grundlage der derzeit ermittelten Schwermetallgehalte und unter Berücksichtigung einer Fortsetzung der aktuellen Einträge auf einigen Flächen bereits nach 50–200 Jahren die Vorsorgewerte im Boden für Kupfer und Zink erreicht werden.

Dagegen stellen wir bereits heute SW-Überschreitungen für die Schwermetalle Blei, Cadmium, Kupfer und Zink im Grundwasser fest. Im zukünftigen Fokus der Grundwasserbeobachtung sollten vor allem Cadmium und Zink stehen, denn im gesamten Untersuchungszeitraum 1992–2009 wurden die Schwellenwerte für Cadmium an 19 BDF und die für Zink an 18 BDF überschritten. Mit Blick auf die unterschiedlichen Nutzungen überwiegen die SW-Überschreitungen deutlich auf den Ackerstandorten, während sie bei Wald- und Grünlandstandorten eher von untergeordneter Bedeutung sind. Zudem konnte für Cadmium aufgezeigt werden, dass unter Ackerland bereits eine Verlagerung in die mittlere Tiefe (>10 m bis 30 m) stattgefunden hat. Auffällig war auch, dass an allen Messstellen unter Wald Cadmium in der obersten Filterlage im Grundwasser nachgewiesen wurde (Abb. 13.8). Zink ist das einzige Schwermetall, das auch an Messstellen mit einer FOK >30 m nachweisbar war. Zudem gab es im aktuellen Berichtszeitraum (2002-2009) nur bei Zink als einzigem Schwermetall unter Grünland SW-Überschreitungen.

Auffallend ist der hohe Prozentsatz an GWM mit SW-Überschreitungen beim Aluminium. An insgesamt 25 der 58 mit GWM ausgestatteten BDF wurden SW-Überschreitungen festgestellt. Derart hohe Anteile an SW-Überschreitungen können nur mit der fortschreitenden Versauerung des Grundwassers erklärt werden. Die SW-Überschreitungen von Aluminium sind unter allen betrachteten Nutzungen weiterhin steigend. Besonders auffällig ist der stark steigende Trend der SW-Überschreitungen bei Messstellen unter Ackerland. Eine Tiefenverlagerung konnte nicht nachgewiesen werden. Mit Blick auf die unterschiedlichen Nutzungen überwiegen die SW-Überschreitungen deutlich auf den Ackerstandorten (14 BDF), am seltensten kamen Überschreitungen unter Waldstandorten vor. Eine genauere Analyse dieses Sachverhaltes, der der potenziell höheren Al-Mobilität unter Wald aufgrund der geringeren Boden-pH-Werte im Vergleich zu landwirtschaftlich genutzten Flächen widerspricht (Kap. 4), steht noch aus.

Ein wesentlicher Ansatzpunkt der vergangenen Jahre war, die diffusen Nährstoff- und Schwermetalleinträge durch geeignete Maßnahmen weiter zu reduzieren. Hierzu wurde ab 1992, aufbauend auf der Grundberatung durch die Landwirtschaftskammer Niedersachsen (LWK), zusätzlich das Niedersächsische Kooperationsmodell zum Trinkwasserschutz gestartet. Dieses beinhaltet neben einer insbesondere auf die Optimierung des Nährstoffmanagements ausgerichteten Wasserschutzberatung in Trinkwassergewinnungsgebieten die Vermittlung und Umsetzung von konkreten Grundwasserschutzmaßnahmen, so genannten freiwilligen Vereinbarungen, auf den landwirtschaftlich und forstlich genutzten Flächen. Die Erfolge dieser Kooperation zwischen der Wasserwirtschaft und der Landwirtschaft sind u. a. durch abnehmende Nitratgehalte an

GWM in Trinkwassergewinnungsgebieten nachgewiesen (NLWKN 2011b).

Seit 2010 werden in Niedersachsen, zusätzlich zu den Aktivitäten in den Trinkwassergewinnungsgebieten, landesweit in der Zielkulisse „Nitratreduktion“ Grundwasserschutzmaßnahmen in Verbindung mit einer maßnahmenbegleitenden Beratung umgesetzt. Die Zielkulisse „Nitratreduktion“ weist Gebiete aus, die aufgrund der Nitratbelastung bei der Bewertung des chemischen Zustandes der Grundwasserkörper gemäß EG-WRRL als „Zielerreichung gefährdet“ ausgewiesen wurden. Diese Bemühungen zur Verringerung der diffusen Nährstoffeinträge stellen somit eine Ausweitung der Grundwasserschutzaktivitäten auf Gebiete außerhalb der Trinkwassereinzugsgebiete dar.

Trotz der erzielten Erfolge im Trinkwasserschutz zeigen die Auswertungen, dass die Grundwasservorkommen weiterhin durch vorsorgende Maßnahmen flächendeckend zu schützen sind, um die Verfügbarkeit von Grundwasser in guter Qualität auch für kommende Generationen sicherzustellen. Dies unterstreicht die Wichtigkeit der ergriffenen umweltpolitischen Maßnahmenprogramme seitens des Landes und der EU.

Allerdings muss bei der Umsetzung grundwasserschutzorientierter Maßnahmen immer berücksichtigt werden, dass sich die positive Maßnahmenwirkung aufgrund langer Fließzeiten häufig erst mit großer zeitlicher Verzögerung nachweisen lässt.

Somit bleibt die Erhaltung und womöglich auch die Verbesserung der Grundwassergüte weiterhin eine Kernaufgabe aller in Niedersachsen beteiligten Dienststellen. Mit Blick auf die Maßnahmenumsetzung braucht das Land die Landwirte als wichtige Kooperationspartner. Zudem sollten zukünftige Flächennutzungskonzepte mit den im Grundwasserschutz Aktiven abgestimmt werden, um bisherige Erfolge zu bewahren.

13.6 Quellen

BBODSCHV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung in der Fassung vom 12. Juli 1999. – BGBl I/1999: 1554.

BEZIRKSREGIERUNG HANNOVER & NLWK (2005): EG-WRRL-Bericht 2005. Bestandsaufnahme zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie, Oberflächengewässer, Bearbeitungsgebiet Große Aue. – Stand: November 2004, <www.wasserblick.net>.

BEZIRKSREGIERUNG WESER-EMS, NLWK & NLÖ (2004): Bestandsaufnahme zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie Oberflächengewässer - Bearbeitungsgebiet Hunte. - <www.wasserblick.net>.

BMU & BMLEV (2008): Nitratbericht 2008 - Gemeinsamer Bericht der Bundesministerien für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit sowie für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. – BMU und BMLEV; Bonn

EG (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. – ABl. **L 327** vom 22.12.2000: 1–83.

EG (2006): Richtlinie 2006/118/EG des Europäischen Parlaments und des Rates zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung. – ABl. **L 372** vom 12.12.2006: 19–31.

EUROPARAT (1998): Richtlinie 98/83/EG des Rates vom 3. November 1998 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch. – ABl. L 330 vom 05.12.1998: 32–54.

GRUBE, A., WICHMANN, K., HAHN, L. & NACHTIGALL, K. H. (2000): Geogene Grundwasserversalzung in den Poren-Grundwasserleitern Norddeutschlands und ihre Bedeutung für die Wasserwirtschaft. – TZW Schriftenreihe **9**: 1–203.

GRWV (2010): Verordnung zum Schutz des Grundwassers (Grundwasserverordnung - GrwV) vom 09.11.2010. – BGBl. I/2010: 1513.

HEINKELE, T., JAHNKE, C., VOIGT, H. J., HANNAPPEL, S. & DONAT, E. (2002): Charakterisierung der Empfindlichkeit von Grundwasserkörpern. – UBA-Texte **19/2002**: 1–118.

KAMERMANN, D., GROH, H. & HÖPER, H.: Schwermetallein- und -austräge niedersächsischer Bodendauerbeobachtungsflächen. – Geoberichte, Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG); Hannover [in Vorbereitung].

KÖLLE, W., WERNER, P., STREBEL, O., & BÖTTCHER, J. (1983): Denitrifikation in einem reduzierenden Grundwasserleiter. – Vom Wasser **61**: 125–146.

KÖSTER, W. & MERKEL, D. (1980): Schwermetallgehalte von Grünlandböden in der Oker- und Alleraue. – Landwirtschaftliche Forschung **SH 37**: 556–563.

KONRAD, C. (2007). Methoden zur Bestimmung des Umsatzes von Stickstoff, dargestellt für drei pleistozäne Grundwasserleiter Norddeutschlands. – Dissertation, Techn. Univ. Dresden, 335 S.

KUNKEL, R., VOIGT, H.-J., WENDLAND, F. & HANNAPPEL, S. (2004) Die natürliche, ubiquitär überprägte Grundwasserbeschaffenheit in Deutschland. – Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt **47**: 222 S.

LABO – BUND/LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT BODENSCHUTZ (2003): Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden. – In: ROSENKRANZ, D. et al. (Hrsg.): Bodenschutz **3**; Berlin (Erich Schmidt).

LAWA – LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (2004): Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser. – 33 S.; Berlin (Kulturbuch).

LIKI – LÄNDERINITIATIVE KERNINDIKATOREN (2011): Kernindikator 20: Nitrat im Grundwasser. – <http://www.lanuv.nrw.de/liki-newsletter/>.

MALESSA, V. (1995): Soil acidification gradients: Mode of development, status quo and classification. – Water, Air & Soil Pollution **84**: 303–321.

MATTHESS, G. (1959): Über die Herkunft von Sulfat-Ionen im Grundwasser. – Zeitschrift der Deutschen Geologischen Gesellschaft **111**: 739–781.

MLUL – MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, UMWELT UND LÄNDLICHE RÄUME DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (2012): Beobachtung und Überwachung der Grundwasserbeschaffenheit in Schleswig-Holstein. Basismessnetz 1996–2000. – <www.schleswig-holstein.de>.

MU – NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT UND KLIMASCHUTZ (2011): Umweltbericht 2010. – Hannover.

NLFB & NLÖ – NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG & NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR ÖKOLOGIE (2004): EG-WRRL-Bericht 2005 - Grundwasser - Stand 15.07.2004 - Betrachtungsraum NI05 - Mittlere Weser - Ergebnisse der Bestandsaufnahme. – <www.wasserblick.net>.

NLWKN – NIEDERSÄCHSISCHER LANDESBETRIEB FÜR WASSERWIRTSCHAFT-, KÜSTEN UND NATURSCHUTZ (2008): Wichtige Wasserbewirtschaftungsfragen in Niedersachsen und Bremen für die Einzugsgebiete von Elbe, Weser, Ems und Vechte/Rhein. – Reihe Wasserrahmenrichtlinie **1**; Norden.

NLWKN – NIEDERSÄCHSISCHER LANDESBETRIEB FÜR WASSERWIRTSCHAFT-, KÜSTEN UND NATURSCHUTZ (2011a): Messnetzkonzeption: „Gewässerüberwachungssystem Niedersachsen, Güte- und Standsmessnetze Grundwasser“. – Reihe Grundwasser [in Vorbereitung].

NLWKN – NIEDERSÄCHSISCHER LANDESBETRIEB FÜR WASSERWIRTSCHAFT-, KÜSTEN UND NATURSCHUTZ (2011b): Trinkwasserschutzkooperationen in Niedersachsen - Grundlagen des Kooperationsmodells und Darstellung der Ergebnisse. – Reihe Grundwasser **13**.

SCHULTE, A., BALAZS, A., BLOCK, J. & GEHRMANN, J. (1996): Entwicklung der Niederschlags-Deposition von Schwermetallen in West-Deutschland. 1. Blei und Cadmium. – Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde **159**: 377–383.

TRINKWV (2011): Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung - TrinkwV) vom 21. Mai 2001 (BGBl. I: 959), zuletzt geändert durch Artikel 1 der Verordnung vom 3. Mai 2011 (BGBl. I: 748, 2062).

VISSCHEDIJK, A., VAN DER GON, H. D., KUENEN, J. & VAN DER BRUGH, H. (2010): 6. Heavy metal emissions and reduction costs. - In: SLOOTWEG, J., POSCH, M. & HETTELINGH, J. P. (Hrsg.). Progress in the modelling of critical thresholds, impacts to plant species diversity and ecosystem services in Europe: CCE Status Report 2010. – Coordination Centre for Effects, <www.rivm.nl/cce>: 69–82.

14 Verbraucherschutz: Bewirtschaftung von schadstoffbelasteten Standorten

KARL SEVERIN & HEINRICH HÖPER

14.1 Einleitung

Die Böden der Überschwemmungsflächen der Elbe, der Harzflüsse Innerste, Oker, Oder, Söse und andere weisen zum Teil hohe Schadstoffgehalte auf. Schwermetalle sind an den Harzflüssen, Dioxine (PCDD/PCDF) und Schwermetalle sind an der Elbe von Bedeutung. Im Bereich der Überschwemmungsgebiete anderer größerer Flüsse Niedersachsens liegen gegenüber reinen Landböden erhöhte Schadstoffgehalte vor. Die Ursache für die Bodenbelastungen mit Dioxinen sind Ablagerungen belasteter Sedimente im Überschwemmungsbereich der Elbe, die im letzten Jahrhundert abgelagert wurden. Hohe Schwermetallgehalte in Auenböden der Harzflüsse sind vor allem auf den Bergbau im Harz zurückzuführen.

Erhöhte Schadstoffgehalte müssen bei der landwirtschaftlichen Futter- und Lebensmittelproduktion beachtet werden.

Bei einer nicht sachgerechten Bewirtschaftung dieser Standorte als Acker- oder Grünland kann es in Futtermitteln (Gras, Getreide) und Lebensmitteln (Getreide, Gemüse, Obst, Fleisch, Leber, Milch) zu Überschreitungen der Höchstwerte für bestimmte Schadelemente nach Lebens- und Futtermittelrecht kommen.

14.2 Allgemeiner Hintergrund – Wissensstand

Der Übergang von Schwermetallen vom Boden in die Pflanze erfolgt vor allem über zwei Pfade:

- Systemische Aufnahme: Die Schwermetalle werden über die Wurzeln aufgenommen und in den verschiedenen Pflanzenorganen angereichert.
- Verschmutzung durch anhaftenden Boden auf den Pflanzenoberflächen.

Für den jeweiligen Kontaminationspfad entscheidend sind die Pflanzenverfügbarkeit der Schwermetalle und die Pflanzenart. Mobile Elemente, wie zum Beispiel Cadmium und Zink, werden überwiegend über die Wurzeln aufgenommen und in den einzelnen Pflanzenorganen akkumuliert. Die Pflanzenverfügbarkeit wird bei diesen Elementen in starkem Maße auch vom Boden-pH-Wert beeinflusst. Arsen und Blei sind dagegen weniger mobil im Boden und werden deshalb im geringeren Umfang über die Wurzeln in die Pflanzen aufgenommen.

Einige Pflanzen zeigen ein starkes und andere dagegen ein geringes Aufnahmevermögen von Schwermetallen. Cadmium wird zum Beispiel von Weizen stark, von Roggen dagegen weniger stark aufgenommen. Beim Weizen bestehen darüber hinaus sortenspezifische Unterschiede im Aneignungsvermögen.

Bei Nahrungspflanzen ist die systemische Aufnahme von besonderer Bedeutung. Die Verschmutzungen von Nahrungspflanzen sind dagegen von untergeordneter Bedeutung, da anhaftender Boden in der Regel durch Putzen, Waschen und Schälen weitestgehend entfernt wird.

Im Gegensatz zu Nahrungspflanzen ist die Kontamination von Schwermetallen bei Futterpflanzen vor allem durch Verschmutzung mit anhaftendem Boden der wichtigste Übergangspfad, die systemische Aufnahme ist dagegen von untergeordneter Bedeutung. Dabei spielen auch die Höhe der zu erntenden Pflanze und die Geschlossenheit der Bodenbedeckung eine Rolle. So weist z. B. Kleegras, das auf dem Acker angebaut wird, bei gleicher Bodenbelastung höhere Bleigehalte auf als Gras vom Grünland, vermutlich, da es eine geringere Wuchshöhe einnimmt und der Boden bei der zweijährigen Kultur offener ist als bei Dauergrünland. Silomais kann trotz hoher Bodenbelastung geringe Schwermetallkonzentrationen im Pflanzenmaterial enthalten (Abb. 14.1).

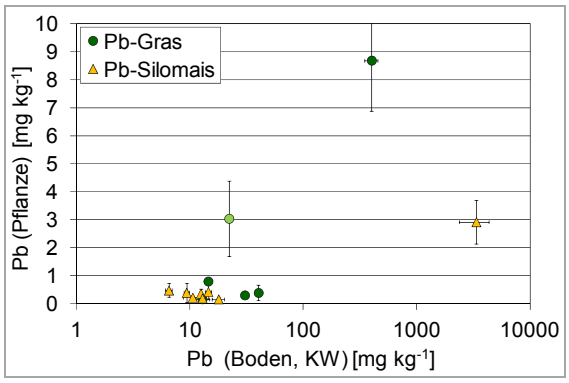


Abb. 14.1: Bleigehalte im Boden (Königswasser-Extrakt) und im Korn von Futterfrüchten (Gras = dunkelgrün, Kleegras = hellgrün oder Silomais = gelb) auf Bodendauerbeobachtungsflächen. Mittelwerte und Standardabweichungen über vier Kernflächen (Bodengehalte) sowie vier Kernflächen und verschiedene Erntetermine (Pflanzengehalte).

Der Übergang von Dioxinen vom Boden in die Pflanze erfolgt nach jetzigem Kenntnisstand praktisch ausschließlich über den Weg der Verschmutzung durch anhaftenden Boden auf den Pflanzenoberflächen. Verschmutzungen erfolgen über direkten Kontakt mit Boden, durch mit Regenwasser verursachte Verunreinigungen mit Böden oder infolge von mit Hochwässern auf Pflanzenaufwuchs abgesetzte belastete Flusssedimente oder sedimentiertes belastetes Erosionsmaterial der Böden. Auf Grünlandflächen mit erhöhten Bodenschadstoffgehalten kann es unter anderem durch die Verschmutzung des Erntegutes oder durch die Aufnahme von Bodenmaterial beim Fressen zu unerwünschten Schadstoffeinträgen in das Futter für Nutztiere kommen.

In der Abbildung 14.2 wird der Einfluss der Cadmium-Bodengehalte (Ammoniumnitratauszug) auf den Cadmiumgehalt im Weizenkorn dargestellt. Ab 0,04 mg kg^{-1} Cadmium im Boden im Ammoniumnitratauszug (entsprechend ca. 3 mg/kg Cadmium im Boden im Königswasserauszug) werden die Grenzwerte der Kontaminantenverordnung überschritten. In einem Übergangsbereich unterhalb dieser Bodenwerte muss jedoch bereits mit Überschreitungen der Grenzwerte nach Kontaminantenverordnung gerechnet werden (LANDWIRTSCHAFTSKAMMER HANNOVER 2002).

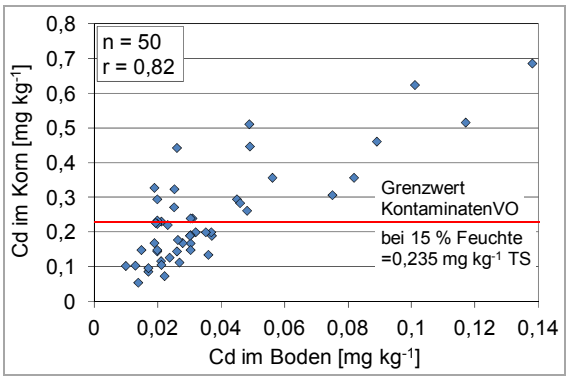


Abb. 14.2: Zusammenhang von Cadmium im Boden und Cadmium im Weizenkorn (2002, Lössböden, Landkreis Goslar, Ammoniumnitratauszug; LANDWIRTSCHAFTSKAMMER HANNOVER 2002).

Auf den Bodendauerbeobachtungsflächen, auf denen regelmäßig Winterweizen angebaut wird, bestätigt sich dieser Sachverhalt. Die meisten Flächen weisen geringe Gehalte an mobilem Cadmium im Boden sowie geringe Gesamtgehalte an Cd im Weizenkorn auf. Erst oberhalb von 0,04 mg kg^{-1} TS Cd im Ammoniumextrakt wird der zulässige Höchstgehalt von Cadmium im Korn von 0,235 mg kg^{-1} (bei 15 % Restfeuchte im Korn) z. T. deutlich überschritten. Dies ist nur auf einer BDF, L037-SCHL, der Fall, die in der Okeraue liegt und infolge historischer Bergbauaktivitäten im Harz eine erhöhte Bodenbelastung aufweist.

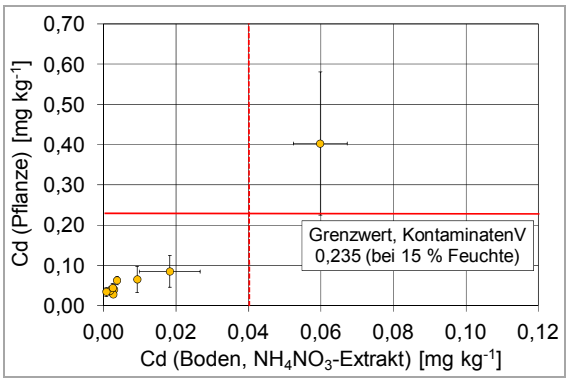


Abb. 14.3: Cadmiumgehalte im Boden (Ammoniumnitratextrakt) und im Korn von Winterweizen von Bodendauerbeobachtungsflächen. Mittelwerte und Standardabweichungen über vier Kernflächen (Bodengehalte) sowie vier Kernflächen und verschiedene Erntetermine (Pflanzengehalte).

14.3 Schwermetallgehalte im Erntegut von Bodendauerbeobachtungsflächen

Die Cd-Gehalte im Korn von Wintergerste, Winterroggen und Winterweizen liegen im Mittel auf den einzelnen, in der Regel gering belasteten BDF (ohne B037SCHL) zwischen 0,01 und 0,08 mg kg^{-1} TS (Abb. 14.4). Legt man unabhängig von der tatsächlichen Verwendung die Höchstwerte für Lebensmittelgetreide zugrunde, werden diese weder von Wintergerste und Winterroggen (Höchstwert 0,12 mg kg^{-1} TS) noch von Winterweizen (Höchstwert 0,235 mg kg^{-1} TS) überschritten. Die Höchstwerte für Futtermittel (1,2 mg kg^{-1} TS bei 15 % Restfeuchte) werden weit unterschritten.

Die Pb-Gehalte im Korn von Wintergerste, Winterroggen und Winterweizen erreichen im Mittel auf den einzelnen gering belasteten BDF (ohne B037SCHL) Werte zwischen 0,01 und 0,2 mg kg^{-1} TS (Abb. 14.5). Im Mittel werden damit die Höchstwerte für Lebensmittelgetreide (0,23 mg kg^{-1} TS) nicht erreicht. Dennoch kann es in Einzelfällen zu Überschreitungen kommen, wie an der oben dargestellten Standardabweichung ersichtlich ist. Auch weisen die Werte zum Teil erhebliche Schwankungen auf. Hier spielt höchstwahrscheinlich neben der pflanzlichen Aufnahme der Schwermetalle die Anhaftung von schwermetallhaltigem Bodenstaub eine Rolle, die von Jahr zu Jahr stark variieren kann. Ursache hierfür könnten unterschiedliche Ereignisse der Staubaufwirbelung in den Jahren sowie die Abwaschung durch Niederschlagsereignisse vor der Ernte sein.

Die Problematik der Staubanhaftung ist bei Blei stärker zu werten als bei Cadmium, da der Boden als potenzielle Quelle des Staubes etwa hundertfach höhere Blei- als Cadmiumgehalte aufweist, die Höchstwerte für Lebensmittel bei Weizen aber gleich hoch und bei anderen Lebensmittelgetreiden beim Blei nur doppelt so hoch sind wie beim Cadmium.

Da beim Mahlen der Getreide in der Regel die Schale entfernt wird, dürften die Schwermetallgehalte im Mehl deutlich unter den Grenzwerten liegen. Andererseits könnte bei der Herstellung von Vollkornmehlen eine Schwermetallanalytik auf Blei im Einzelfall sinnvoll sein.

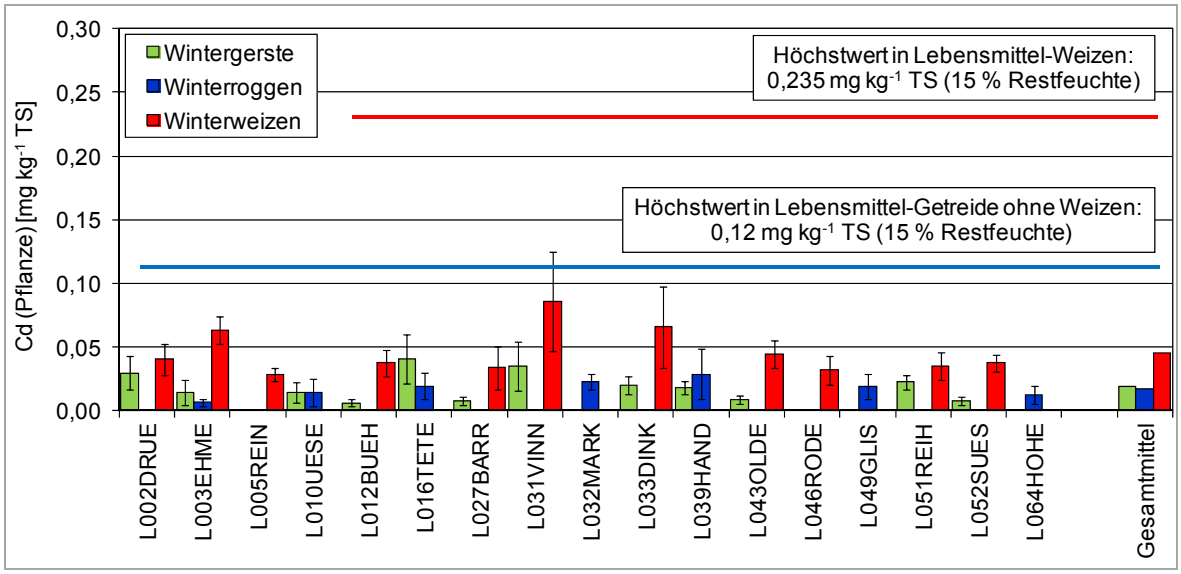


Abb. 14.4: Cadmiumgehalte im Korn der wichtigsten Getreide der unbelasteten Bodendauerbeobachtungsflächen (ohne L037SCHL) und Höchstwerte für Lebensmittelgetreide (vgl. Tab. 14.1).

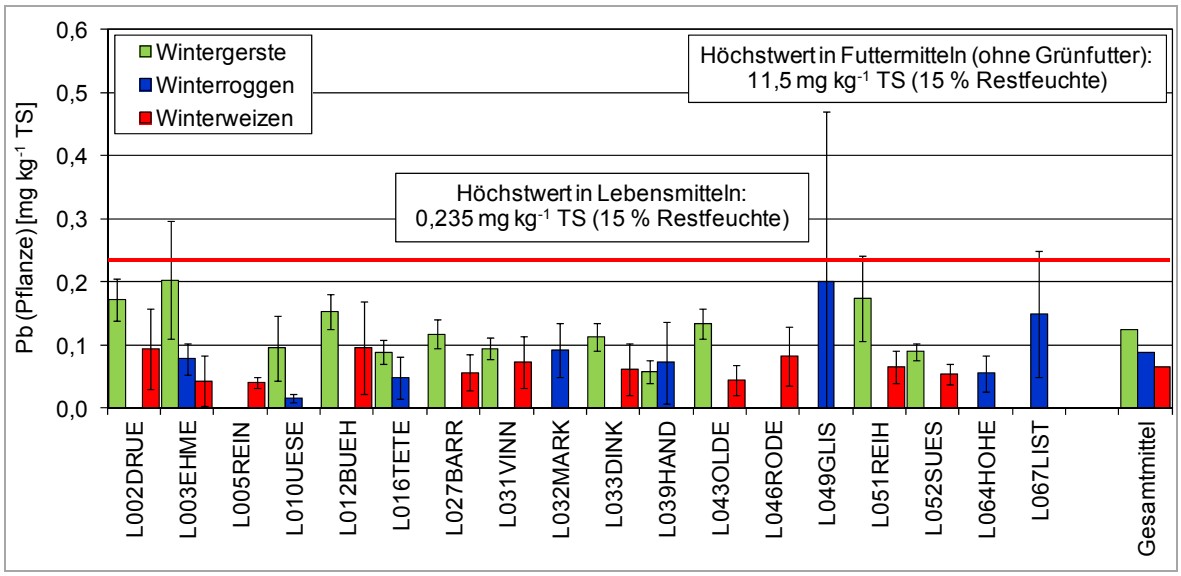


Abb. 14.5: Bleigehalte im Korn der wichtigsten Getreide der unbelasteten Bodendauerbeobachtungsflächen und Höchstwerte für Lebens- bzw. Futtermittel (vgl. Tab. 14.1).

14.4 Pflichten des Nahrungs- und Futtermittelproduzenten bzw. -unternehmers

Der Landwirt als Nahrungs- und Futtermittelproduzent muss die Einhaltung der Höchstgehalte nach Lebens- und Futtermittelrecht eigenverantwortlich sicherstellen.

Die Verpflichtung ergibt sich aus den rechtlichen Bestimmungen nach Lebensmittel- und Futtermittelrecht.

Um Verstöße gegen die lebensmittel- und futtermittelrechtlichen Pflichten zu vermeiden, sind auf Flächen mit erhöhten Schadstoffgehalten pflanzenbauliche Maßnahmen zur Reduzierung des Schadstofftransfers vom Boden in die Nutzpflanze zu prüfen und im Falle von bereits vorliegenden oder zu erwartenden Überschreitungen der Höchstgehalte nach Lebensmittel- und Futtermittelrecht Maßnahmen zu ergreifen.

Tab. 14.1: Verordnung (EG-Nr. 1881/2006, EG 2006) zur Festsetzung der Höchstgehalte für Cadmium und Blei in Lebensmitteln; Höchstgehalte für unerwünschte Stoffe in Futtermitteln (EG-Richtlinie 2002/32/EG, EG 2002).

Element	Erzeugnis		Höchstgehalt bei Lebensmitteln in mg/kg Frischgewicht, bei Futtermitteln in mg/kg bei 12 % Feuchte	
Cadmium	**Lebensmittel**			
	Getreide,		0,10	
	ausgenommen:			
	Kleie, Keime, Weizen und Reis		0,20	
	Futtermittel			
	Futtermittelausgangserzeugnisse pflanzlichen Ursprunges		1,0	
Blei	**Lebensmittel**			
	Getreide, Hülsengemüse und Hülsenfrüchte		0,20	
	Futtermittel			
	Futtermittelausgangserzeugnisse,		10,0	
	ausgenommen:			
	Grünfutter		30,0	
Dioxine und dl-PCB's			**Höchstgehalte (pg WHO-TEQ/g Fett)**	
	Lebensmittel		**Dioxine**	**Dioxine + dl-PCB**
	vom Schwein	Fleisch und Fleischerzeugnisse	1,0	1,5
	vom Geflügel	Fleisch und Fleischerzeugnisse	2,0	4,0
		Hühnereier und Eiprodukte	3,0	6,0
	vom Rind	Fleisch und Fleischerzeugnisse	3,0	4,5
		Milch und Milcherzeugnisse	3,0	6,0
	tierische Produkte	Leber und Lebererzeugnisse	6,0	12,0
			Höchstgehalte (ng WHO-TEQ/kg bei 88 % TM)	
	Futtermittel		**Dioxine**	**Dioxine + dl-PCB**
	Einzelfuttermittel pflanzlichen Ursprungs		0,75	1,25
	Einzelfuttermittel mineralischen Ursprungs		1,00	1,50
	tierisches Fett einschl. Milchfett und Eifett		2,00	3,00

14.5 Bewirtschaftungsempfehlungen der Landwirtschaftskammer Niedersachsen

Für landwirtschaftliche Standorte mit erhöhten Schadstoffgehalten und Schadstoffbelastungen stehen sechs Merkblätter zur Verfügung:

- Bewirtschaftung von Grünlandflächen im Deichvorland der Elbe in Niedersachsen,
- Grünlandbewirtschaftung von Überschwemmungsflächen im Bereich der Elbtalniederung der Bundesländer Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen, Sachsen-Anhalt, Schleswig-Holstein,
- Hinweise zur Bewirtschaftung von Überschwemmungsflächen in Niedersachsen,
- Anbauempfehlungen für schwermetallbelastete Böden zur Gewährleistung der Lebensmittel- und Futtermittelqualität,
- Hinweise zur verschmutzungsarmen Grünfutterernte und zum Grünlandmanagement im Oberharz,
- Beurteilung der landwirtschaftlichen Nutzung auf Altablagerungen (HEITEFUSS, SCHNEIDER & SEVERIN 2003).

Für die Elbaußendeichflächen müssen die nach Merkblatt umgesetzten Maßnahmen in einer Dokumentationsliste dokumentiert werden.

Diese Merkblätter sind auf der Homepage der Landwirtschaftskammer unter www.lwk-niedersachsen.de zu finden.

14.5.1 Hinweise zur Bewirtschaftung von Überschwemmungsflächen in Niedersachsen

Mit diesem Merkblatt wird auf die Verantwortung des Landwirtes als Futtermittel- und Lebensmittelunternehmer hingewiesen. Es enthält allgemeine Empfehlungen für die Beweidung, die Heu- und Silagegewinnung sowie für die Grünlandpflege, um das Risiko einer Schadstoffanreicherung (z. B. Dioxine) in Futtermitteln (Aufwuchs, Silage, Heu) und Lebensmitteln (Fleisch und Milch) zu vermindern und somit den Anforderungen des Futtermittel- und Lebensmittelrechtes gerecht zu werden (s. Kap. 4, dl-PCB und Dioxine).

Zur Vermeidung der Verunreinigung von Futtermitteln mit Schadstoffen sind daher Maßnahmen zur verschmutzungsarmen Nutzpflanzenernte (einschließlich Beweidung) anzuwenden. Die Beweidung und Mahd in Senken, Flutrinnen und Mulden sowie auf niedergelegenen Terrassen sollte in den betroffenen Gebieten unterbleiben.

Um im Falle einer Futternutzung die Verunreinigung von Futtermitteln mit Schadstoffen gering zu halten bzw. zu reduzieren, sind allgemein übliche Handlungsgrundsätze und Maßnahmen bei der Schnittnutzung und der Beweidung durch den Landwirt anzuwenden. Die von der Fach- bzw. Spezialberatung empfohlenen Handlungsgrundsätze und Maßnahmen dienen der Umsetzung der „Guten fachlichen Praxis einer verschmutzungsarmen Futternutzung“.

An dieser Stelle werden beispielhaft für alle einige wichtige Maßnahmen genannt.

Grünlandpflege

- Dichte Grasnarbe mit standortangepassten Pflanzen anstreben. Zur Erreichung eines derartigen Zustandes sind gegebenenfalls Nachsaaten vorzunehmen. Gegebenenfalls Wachstum der Gräser durch Striegeln oder Walzen anregen.
- Wühlmaus, Feldmaus, Maulwurf oder Wildschwein können die Grasnarbe schädigen. Die geschädigte Grasnarbe ist frühzeitig durch Abschleppen oder Walzen einzuebnen.
- Bei einem hohen und ungleichmäßigen Bestand an Gräsern im Herbst (Oktober/November) sollte ein tiefer Reinigungsschnitt (kurzrasig, etwa 5 cm Aufwuchshöhe) erfolgen. Dies kann nach vorangegangenen Hochwasserereignissen und bei deutlich sichtbaren Verschmutzungen des Aufwuchses auch im Frühjahr oder im Sommer erforderlich sein. Der Säuberungsschnitt kann gegebenenfalls auf der Fläche verbleiben.
- Vor Vegetationsbeginn sind angeschwemmte Treibsel einzusammeln.

Heu- und Silagegewinnung

- Grundsätzlich ist nur sauberes Futter zu ernten. Abflusslose Senken sollten von einer Nutzung ausgeschlossen werden.
- Bei der Ernte sollte eine Schnitthöhe von mindestens 8 cm angestrebt werden.
- Bei allen Arbeiten zum Wenden, Schwaden und Laden ist eine möglichst hohe Einstellung der „Pick-up“ zu wählen. Die Zinken sollten so eingestellt werden, dass sie auf ebener Fläche zum Boden einen Abstand von mindestens einer Handdicke haben, um die Aufnahme von Wurzelfilz und Boden weitestgehend zu vermeiden.
- Im Vergleich zur Grassilage ist bei einer Heuwerbung eine geringere Verschmutzung und somit verringerte Schadstoffkonzentration zu erwarten.

Beweidung – allgemeine Grundsätze

- Bei der Beweidung ist auf einen angepassten Besatz und kurze Beweidungszeiten zu achten, um Trittschäden und einem zu tiefen Verbiss vorzubeugen.
- Eine ganzjährige Weidehaltung sollte vermieden werden, da besonders im Winterhalbjahr die Gefahr der Futterverschmutzung steigt.
- Keine Beweidung von abflusslosen Senken und von Uferbereichen der Elbe. Diese Bereiche und der Zugang zu den Bracks sollten ausgezäunt werden.
- Die Wasserversorgung sollte durch Brunnen, besser durch externe Wasserzufuhr (Tränkewagen, öffentliche Wasserversorgung), sichergestellt werden.

Stallfütterung

- Nur sauberes Futter verfüttern.
- Bei deutlich sichtbaren Verschmutzungen des Futters ist das Futter einer alternativen Verwertung zuzuführen (z. B. Energiegewinnung).

Die speziellen Empfehlungen für die Elbtalniederung sind dem Merkblatt „Bewirtschaftung von Grünlandflächen im Deichvorland der Elbe in Niedersachsen“ zu entnehmen.

14.5.2 Handlungsempfehlungen für Ackerbau auf schwermetallbelasteten Böden

Optimierung des pH-Wertes

Den größten Einfluss auf die Mobilität von Schwermetallen, vor allem von Cadmium, hat der pH-Wert des Bodens.

Auf schluffigen, lehmigen und tonigen Ackerböden sollte der pH-Wert mindestens 7,2, auf Grünlandböden mit gleichen Bodenarten 6,5 bis 6,7 betragen und ist durch entsprechende Erhaltungskalkungen aufrechtzuerhalten.

Eine Kalkung trägt zum Beispiel auf Sandböden mit geringen Ziel-pH-Werten wirksamer zur Verringerung der Schwermetallmobilität bei als auf Böden mit hohen Ziel-pH-Werten (Lößböden, Tonböden).

Die Böden sollten regelmäßig, etwa alle drei Jahre, auf ihren pH-Wert untersucht werden.

Die Düngungsempfehlungen zur Kalkung der Landwirtschaftskammer Niedersachsen sind dabei zu beachten.

Anbauempfehlungen

Getreideanbau

Die einzelnen Getreidearten weisen ein unterschiedliches Cadmiumaufnahmevermögen auf: Das Aufnahmevermögen von Weizen ist erheblich höher als das von Roggen. Wird bei Brotweizen durch Untersuchungen eine Überschreitung des Höchstgehaltes nach Lebensmittelrecht festgestellt, kann ein Ausweichen auf Roggen oder Gerste sinnvoll sein. Kritische Cadmiumgehalte im Boden für den Getreideanbau sind in Tabelle 14.2 aufgeführt.

Tab. 14.2: Kritische Cadmiumgehalte (Königswasserauszug) in Böden des Vorharzraumes sowie der Flusstäler der Harzflüsse und der Elbe (bei ausreichender Kalkversorgung).

Anbau	kritischer Cd-Gehalt
Backweizen, Triticale	2 mg kg^{-1} Boden
Roggen und Gerste zur Lebensmittelerzeugung	3 mg kg^{-1} Boden
Futtergetreide	10 mg kg^{-1} Boden

Für den Getreideanbau bedeutet dies:

- Bei Cadmiumgehalten über 10 mg kg^{-1} im Boden (Königswasserauszug) darf kein Anbau von Getreide mit dem Ziel der Lebensmittelherstellung erfolgen. Ein Anbau von Futtergetreide ist nur nach Prüfung der Schwermetallgehalte im Futtergetreide möglich.
- Bei Cadmiumgehalten von 3–10 mg kg^{-1} im Boden soll kein Anbau von Weizen und Wintertriticale zum Zwecke der Lebensmittelherstellung erfolgen. Beim Anbau von Winterroggen und Wintergerste zum Zwecke der Lebensmittelherstellung sind insbesondere die Cadmiumgehalte vor dem Inverkehrbringen zu überprüfen. Der Anbau von Futtergetreide ist möglich.
- Bei Cadmiumgehalten von 2–3 mg kg^{-1} im Boden ist der Anbau von bestimmten Winterweizensorten zum Zwecke der Lebensmittelherstellung möglich. Vor dem Inverkehrbringen des Weizens als Lebensmittel sollte jedoch eine Cadmiumuntersuchung zur Absicherung durchgeführt werden.
  Der Anbau von Futtergetreide ist möglich.
  Der Anbau von Wintertriticale und Wintergerste ist für die Lebensmittelherstellung möglich. Vor dem Inverkehrbringen sollte jedoch bei beiden Getreidearten Cadmium untersucht werden.
  Der Anbau von Winterroggen zum Zwecke der Brotherstellung ist möglich.
- Beim Cadmiumgehalt im Boden von unter 2 mg kg^{-1} Boden ist der Anbau aller Getreidearten zum Zwecke der Lebensmittelherstellung möglich.

Bei besonders hohen Bleigehalten im Boden kann der sehr niedrige Lebensmittelhöchstwert für Blei bei Getreide überschritten werden. Die verschiedenen Getreidearten und -sorten unterscheiden sich praktisch nicht im Bleiaufnahmevermögen.

Düngung

Schwermetalle (Cadmium, Arsen) werden unter anderem mit P-haltigen Düngemitteln sowie Reststoffdüngern zugeführt. Es wird empfohlen, Düngemittel anzuwenden, die die Höchstwerte der deutschen Düngemittelverordnung einhalten.

Zur Verminderung der Schwermetallzufuhren auf Standorten mit erhöhten Schwermetallgehalten sollte daher zur Deckung des Phosphat-Düngebedarfes der Düngung mit Wirtschaftsdüngern tierischer Herkunft der Vorzug gegeben werden.

Spezialberatung der Landwirtschaftskammer Niedersachsen

Die Spezialberatung der Landwirtschaftskammer berät landwirtschaftliche Betriebe zu allen Fragen der Erzeugung unbedenklicher, hochwertiger Futter- und Lebensmittel auf schadstoffbelasteten Standorten. Die Spezialberatung berät konventionell und ökologisch wirtschaftende Betriebe.

Durch die Beratung der Landwirtschaftskammer Niedersachsen (Anbauempfehlungen, Spezialberatung) wird die Einhaltung der Schadstoffhöchstwerte in landwirtschaftlichen Lebens- und Futtermitteln zum weitaus überwiegenden Teil sichergestellt.

14.6 Quellen

EG (2002): Richtlinie 2002/32/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 7. Mai 2002 über unerwünschte Stoffe in der Tierernährung. – ABl. **L 140**: 10.

EG (2006): Verordnung (EG) Nr. 1881/2006 der Kommission vom 19. Dezember 2006 zur Festsetzung der Höchstgehalte für bestimmte Kontaminanten in Lebensmitteln. – Abl. **L 364**: 5ff.

HEITEFUSS, S., SCHNEIDER, J. & SEVERIN, K. (2003): Beurteilung der landwirtschaftlichen Nutzung auf Altablagerungen - Standpunkt. – Geofakten **12**: 8 S., 3 Abb.; Hannover (NLfB).

LANDWIRTSCHAFTSKAMMER HANNOVER (2002): Orientierende Untersuchungen zum Cadmiumgehalt landwirtschaftlich genutzter Böden und Kulturpflanzen im Landkreis Goslar. – Forschungsbericht [Unveröff.].

15 Vegetationsmonitoring

ANNEMARIE SCHACHERER, ANNETTE MOST,
URSULA RUMPF, BERNADETT LAMBERTZ,
UWE KLINCK & HENNING MEESENBURG

15.1 Einleitung

Biomonitoring ist nach TRAXLER (1997) die regelmäßige, systematische Verwendung von Organismen zur Bestimmung der Umweltsituation. Diese gilt es zu erfassen, zu dokumentieren und deren Dynamik festzustellen sowie im Hinblick auf die Biodiversität zu beurteilen (ZISKA, HORRES & SCHNEIDER 2003). Damit werden Ökosysteme charakterisiert und veränderte Umweltfaktoren aufgedeckt (SCHMIDT 1999, SEIDLING 2001, WEISS 2003). Auch anthropogene Eingriffe (Stickstoffeinträge) können mit ihren Folgen für die Vegetationsentwicklung eingeschätzt werden (UMLAUFF-ZIMMERMANN & KREIMES 1987, NEITE 1988, ZISKA, HORRES & SCHNEIDER 2003). Gerade in Bezug auf den Klimawandel dienen die hier gewonnenen Daten als Grundlage zur Beurteilung der Auswirkungen auf die Vegetation.

Seit den 1990er Jahren wird der natürlichen Artenvielfalt einschließlich der innerartlichen Vielfalt und der Vielfalt der Lebensräume (Biodiversität) sowohl auf niedersächsischer als auch auf nationaler, europäischer und internationaler Ebene zunehmende Bedeutung beigemessen. 1992 wurde auf dem Umweltgipfel in Rio de Janeiro auf der „Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung (UNCED)“ das internationale völkerrechtliche Übereinkommen zum Schutz der biologischen Vielfalt (Biodiversitäts-Konvention, Convention on biological diversity, CBD) unterzeichnet. Am 3. Mai 2011 hat die EU-Kommission die EU-Biodiversitätsstrategie für das Jahr 2020 veröffentlicht und damit erneut ihr starkes Engagement für die Abwendung einer globalen Biodiversitätskrise bekräftigt. Ziel 3 dieser Grundsatzstrategie hebt auf die Sicherstellung einer nachhaltigen Land- und Forstwirtschaft und insbesondere auch auf eine verbesserte Integration des Biodiversitätsschutzes in diese wichtigen Politikbereiche ab (SUNDSETH 2011). Vom Bundeskabinett wurde die „Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt“ (BMU 2007), vom Niedersächsischen Landtag die „Niedersächsische Strategie zum Erhalt der biologischen Vielfalt“ (NILAS 2008) beschlossen.

Das niedersächsische Bodendauerbeobachtungsprogramm beinhaltet neben bodenkundlichen Untersuchungen und der Ermittlung von Stoffein- und -austrägen auch die kontinuierliche Erfassung von gesicherten Daten zu Flora und Vegetation (KLEEFISCH & KUES 1997).

Diese Vegetationsuntersuchungen sind durch den langfristigen und landesweiten Ansatz geeignet, auch sehr langsam und normalerweise unbemerkt verlaufende Veränderungsprozesse wie das Einwandern und die Etablierung, aber auch den Rückgang und das Aussterben von Arten sichtbar zu machen.

Die Auswahl der Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) erfolgte nach fachlicher Repräsentanz (KLEEFISCH & KUES 1997). Unter der Voraussetzung, dass die ausgewählten BDF das Land Niedersachsen repräsentieren, erlauben die Vegetationsdaueruntersuchungen auch für den Naturschutz relevante Aussagen über Veränderungen der Biodiversität bzw. der Phytodiversität landwirtschaftlich genutzter Flächen in Niedersachsen – auch in Abhängigkeit der verschiedenen im Programm berücksichtigten Faktoren.

Vegetationskundliche Untersuchungen nach standardisierter Methode ergänzen die bodenchemischen und -physikalischen Untersuchungen sinnvoll, weil zwischen Boden und Vegetation enge Wechselwirkungen bestehen:

- Der Boden dient den Pflanzen u. a. als Substrat, in dem sie wurzeln, als Wasser- und Nährstoffspeicher und als Lebensraum für weitere Arten der jeweiligen Biozönose.
- Die Pflanzenarten wiederum beeinflussen den Boden durch artspezifisch unterschiedliche Durchwurzelung verschiedener Bodenhorizonte, durch Nährstoffaufnahme und -verlagerung im Boden, durch Lieferung organischer Substanz für die Humusbildung, denn
- Pflanzenteile sind Nahrungsgrundlage für Bodentiere und Mikroorganismen, die nicht nur als Destruenten wichtige Funktionen bei der Bodenbildung und der Aufrechterhaltung der Bodenfruchtbarkeit erfüllen.

Chemische oder physikalische Messwerte sind immer nur Momentaufnahmen einer einzelnen Messgröße. Die aktuelle Vegetation einer Fläche bildet hingegen die Summenwirkung aller Standortfaktoren einschließlich der Bewirtschaftung auch über längere Zeiträume ab und ist somit ein integrierender Zeiger für Veränderungen auf der Bodenoberfläche und im Boden. Aus diesem Grund werden z. B. auch in den Bodendauerbeobachtungsprogrammen Bayerns (HEINZ & KUHN 2008) und Schleswig-Holsteins (ELSNER & MIERWALD 2001) regelmäßige Vegetationsuntersuchungen durchgeführt.

Der Niedersächsische Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) führt die Aufnahme von Flora und Vegetation auf den landwirtschaftlich genutzten BDF-L durch und wertet die erhobenen Daten aus. Die Vegetationsaufnahmen von BDF in Forstflächen (BDF-F) werden von der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt (NW-FVA) durchgeführt und ausgewertet. Im Folgenden werden die Auswertungen zunächst getrennt nach BDF-L (Kap. 15.2) und BDF-F (Kap. 15.3) dargestellt und im Anschluss eine Synthese vorgenommen. Die Auswertung orientiert sich dabei zum einen an der Zielsetzung Artenschutz und biologische Vielfalt, zum anderen aber auch an der Zeigerfunktion der vorgefundenen Vegetation für die Standortbedingungen und deren Veränderungen im Laufe der Zeit. Vor allem die Temperatur- und Feuchtezeigerwerte können zukünftig auch im Hinblick auf die vorhergesagten globalen Klimaveränderungen von Bedeutung sein.

Die folgende Auswertung konzentriert sich auf die Acker-, Grünland- und Forstflächen. Auf Sonderflächen wird aus Platzgründen nicht näher eingegangen.

15.2 Vegetationsmonitoring auf BDF-L

15.2.1 Einleitung

Die Zusammensetzung der Pflanzendecke einer landwirtschaftlich genutzten Fläche ist zum einen durch die natürlich wirkenden Standortfaktoren wie Bodeneigenschaften, Klima und Wasserversorgung, zum anderen aber insbesondere auch durch die Bewirtschaftungsmaßnahmen geprägt. Während die Grünlandvegetation über Jahrhunderte vorrangig durch das Beweiden und Mähen am Standort natürlich vorkommender Pflanzen geprägt war, ist der Ackerbau seit Beginn durch intensive Bodenbearbeitung und die Einsaat von Kulturpflanzen gekennzeichnet. Dennoch haben sich über Jahrhunderte nicht nur der Grünlandbewirtschaftung sondern auch des Ackerbaus Pflanzengesellschaften aus heimischen Wildpflanzen entwickelt, die an die jeweiligen Bewirtschaftungsmaßnahmen angepasst sind und als Bestandteil unserer Kulturlandschaft gelten. Dem entsprechend sind sie auch Schutzgut des Naturschutzes. Das gilt auch für viele unserer typischen Ackerwildkrautarten wie Klatschmohn, Kornblume oder Feldrittersporn, die erst mit Beginn des Ackerbaus aus Süd- und Südosteuropa eingewandert und bei uns heimisch geworden sind (Archaeophyten). Andere Arten sind erst später eingewandert (ab 17. Jh.) bzw. etablieren sich auch gegenwärtig neu in unserer Landschaft (Neophyten).

Moderne Landbaumethoden, geprägt durch intensive Bodenbearbeitung, Anwendung von Mineraldünger- und Pflanzenschutzmitteln, veränderte Fruchtfolgen, Pflanzenzüchtung und Agrartechnik haben zu Veränderungen der Artenzusammensetzung und, auf der Mehrzahl der Flächen, zu einer starken Verarmung der Pflanzengesellschaften des Grünlands und der Äcker geführt, aber auch bestimmte Arten, so genannte „Problemunkräuter“, gefördert (HOFMEISTER & GARVE 2006, DIERSCHKE & BREIMLE 2002). Andererseits können ökologisch bewirtschaftete Flächen durch Unterlassung der Herbizidanwendung und Reduzierung der Stickstoffdüngung ein wichtiges Reservat für seltene und gefährdete Arten in der landwirtschaftlich genutzten Kulturlandschaft sein.

15.2.2 Methodik

Untersuchungsflächen

Das niedersächsische Bodendauerbeobachtungsprogramm ist bei HÖPER & MEESENBURG (2012) ausführlich beschrieben: In der Aufbauphase zwischen 1991 und 2002 wurden insgesamt 70 BDF-L mit einer Fläche von je 1 ha eingerichtet, in denen je vier (z. T. auch fünf oder sechs) Kernflächen von 256 m² dauerhaft mit Magneten unterirdisch vermarkt wurden. Für die vegetationskundlichen Untersuchungen wurden in diesen Kernflächen jeweils 50 m² (i. d. R. 16,0 m x 3,1 m) große Teilflächen, die

vBDF, eingemessen und so dokumentiert, dass sie für die Aufnahmen der Vegetation in den Folgejahren exakt wieder auffindbar waren und sind. Die Lage der vBDF wurde so gewählt, dass möglichst homogene Bestände erfasst werden konnten.

Datenerhebung im Gelände

Die Artenbestandserfassungen und die Vegetationsaufnahmen werden grundsätzlich während der Hauptentwicklungszeit der Pflanzenbestände, im Grünland möglichst vor dem ersten Schnitt bzw. der ersten Nutzung, nach standardisierter Methode durchgeführt.

Erfasst wurden die wild wachsenden, einheimischen Sippen (Arten und Unterarten) der niedersächsischen Florenlisten der Farn- und Blütenpflanzen (GARVE 2004) sowie alle weiteren, wild wachsenden Blütenpflanzen, darunter auch unbeständige Neophyten und verwilderte Kulturpflanzen.

Aufnahme der Flora der Gesamtfläche der BDF

Der Gesamtartenbestand aller auf der 1 ha großen BDF wachsenden Farn- und Blütenpflanzen wird alle sechs Jahre durch einmalige Begehung zur Hauptentwicklungszeit der Vegetation (normalerweise Mai bis August) qualitativ ermittelt. Für die seltenen und gefährdeten Arten der Roten Liste Niedersachsens (GARVE 2004) werden auch Angaben zur Populationsgröße in den Größenklassen der Methodik des niedersächsischen Pflanzenarten-Erfassungsprogramms (SCHACHERER 2001) gemacht.

Vegetationsaufnahme der Teilflächen (vBDF)

In anfangs zweijährigem, später dreijährigem Rhythmus wurden auf allen vBDF jedes Standortes Vegetationsaufnahmen durchgeführt. Von jeder Teilfläche wird der Gesamtartenbestand an Gefäßpflanzen aufgenommen sowie die Deckungsanteile bzw. Häufigkeiten der einzelnen Pflanzenarten nach der modifizierten dezimalen LONDO-Skala (KLEEFISCH & KUES 1997) ermittelt.

Datenerfassung und -bearbeitung

Sämtliche Daten der Vegetationsaufnahmen sind in eine für diesen Zweck entwickelten Datenbank BOVEDA (KESEL 2000–2011) eingegeben. Ökologische Faktoren des jeweiligen Artenbestandes werden mit Hilfe der Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (2001) hinsichtlich Temperatur, Reaktion und Stickstoffversorgung, unter Verwendung des Programms ELLEX 2005 (KESEL 2005), ausgewertet.

Für die vBDF werden neben den ungewichteten auch die gewichteten Mittelwerte der Zeigerwerte (Berücksichtigung der jeweiligen Deckungsgrade der Arten) berechnet.

Auswertung der Vegetationsdaten

Zur vergleichenden Auswertung der Vegetationsentwicklung auf den BDF über den Untersuchungszeitraum wurden vergleichbare Flächenstichproben zugrunde gelegt, indem die Aufnahmen aus i. d. R. drei Jahren zu einem Kartierdurchgang (DG) zusammengefasst wurden und zwar so, dass jede vBDF genau einmal pro Kartierdurchgang aufgenommen worden ist.

Da die Untersuchungsflächen erst sukzessive eingerichtet wurden, musste ein Kompromiss zwischen Einbeziehung möglichst vieler BDF und dem Auswerten möglichst langer Zeitreihen gefunden werden. Für die Acker-BDF erfolgte dies mit der Festlegung auf die Auswertung von fünf vollständigen Kartierdurchgängen. Die BDF L063MEYE, L064HOHE, L065JUEHN, die erst 1999 eingerichtet wurden, konnten damit ebenso wie die zwischenzeitlich aufgegebenen BDF L055RUPE und L025GRAB nicht bei den vBDF-Auswertungen berücksichtigt werden. Auch konnten vor 1995/96 erhobene Daten nicht berücksichtigt werden, weil anderenfalls noch weniger BDF hätten einbezogen werden können.

Für die 20 Grünlandflächen wurden die Daten aus vier vollständigen Kartierdurchgängen in die vBDF-Auswertung einbezogen (Tab. 15.1).

Tab. 15.1: Zu Kartierdurchgängen zusammengefasste Zeiträume.

Zeitraum	Kartierdurchgang (DG)	Kartierdurchgang (DG)
1996–1998	DG 1 Acker	
1999–2001	DG 2 Acker	DG 3 Grünland
2002–2004	DG 3 Acker	DG 4 Grünland
2005–2007	DG 4 Acker	DG 5 Grünland
2008–2010	DG 5 Acker	DG 6 Grünland

Ausnahmen: DG 1 Acker: L031VINN, L032MARK, L033DINK: 1995 statt 1996; DG 2 Acker: L031VINN, L032MARK, L033DINK: 1998 statt 1999; L021GROE: 2002 statt 2001; DG 1 Grünland: L018FISC, L020PETK: 1998 statt 1999.

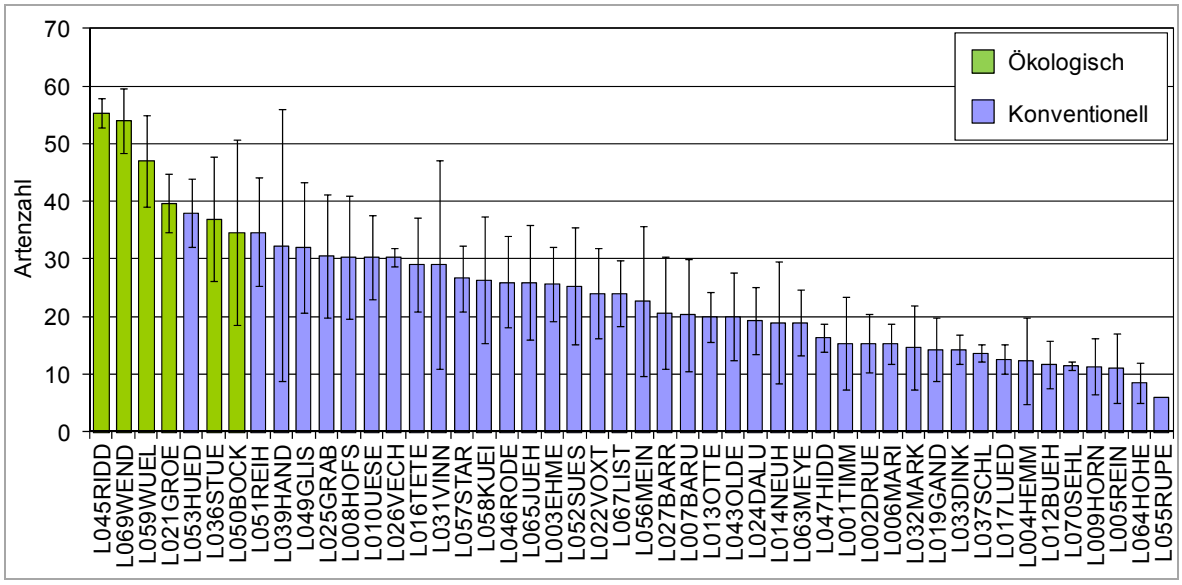


Abb. 15.1: Mittlere Artenzahl wild wachsender heimischer Gefäßpflanzen auf den Acker-BDF und Standardabweichung.

15.2.3 Arten auf Ackerstandorten

Artenzahlen und Stetigkeit

Für die Untersuchung der Artenvielfalt auf den Acker-BDF wurden ausschließlich heimische Arten der niedersächsischen Florenliste der Farn- und Blütenpflanzen (GARVE 2004) betrachtet. Verwilderte Kulturpflanzen (z. B. Ausfallgetreide) und unbeständige Neophyten wurden ebenso wie Gehölze, die auf bewirtschafteten Äckern nur unbeständig vorkommen, bei den Kartierungen zwar miterfasst, aber in den folgenden Auswertungen zur Artenvielfalt nicht berücksichtigt.

Von insgesamt 70 BDF-L liegen 48 auf Ackerflächen, davon werden 42 konventionell und sechs nach den Richtlinien des ökologischen Landbaus bewirtschaftet, zwei wurden zwischenzeitlich aufgegeben.

Die über den gesamten Untersuchungszeitraum gemittelten Artenzahlen wild wachsender, heimischer Farn- und Blütenpflanzen auf den einzelnen Acker-BDF unterscheiden sich sehr stark in Abhängigkeit von Standort und Bewirtschaftung (Abb. 15.1). Die ökologisch bewirtschafteten Äcker sind deutlich artenrei-

cher als die konventionell bewirtschafteten. Insgesamt sind die Artenzahlen auf den Acker-BDF insbesondere bei konventioneller Bewirtschaftung sehr niedrig. Das Minimum liegt bei sechs Arten, das Maximum bei 58 Arten pro 1-ha-BDF.

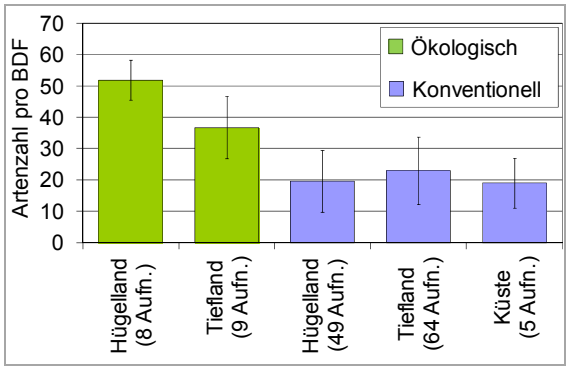


Abb. 15.2: Durchschnittliche Artenzahl auf konventionell und ökologisch bewirtschafteten Acker-BDF in Niedersachsen in den Regionen Hügelland, Tiefland und Küste.

In Abbildung 15.2 sind die über den gesamten Kartierzeitraum gemittelten Artenzahlen wild wachsender, heimischer Farn- und Blütenpflanzen auf den Acker-BDF getrennt nach den aus jeweils mehreren naturräumlichen Regionen (GARVE 2004) zusammengefassten niedersächsischen Rote-Liste-Regionen Küste, Tiefland und Hügel- und Bergland und nach Bewirtschaftungsformen (konventionell und ökologisch) dargestellt. Es besteht ein deutlicher Unterschied zwischen den ökologisch und den konventionell bewirtschafteten Äckern mit durchschnittlich 44 bzw. 21 Arten pro Hektar. Auf den ökologisch bewirtschafteten Äckern sind die Artenzahlen im südniedersächsischen Hügelland höher als im Tiefland. Im Naturraum Küste gibt es keine ökologisch bewirtschafteten Äcker. Auf den konventionell bewirtschafteten Äckern unterscheiden sich die mittleren Artenzahlen in den verschiedenen Naturräumen Hügelland, Tiefland und Küste nicht signifikant.

Auch bezüglich der Zusammensetzung der Ackerbegleitflora zeigen sich nur geringe Unterschiede zwischen den Regionen, aber deutliche Unterschiede zwischen den Bewirtschaftungsformen. In Tabelle 15.2 und 15.3 sind alle Arten aufgeführt, die mit einer Stetigkeit von >50 % bei den Aufnahmen der BDF (1-ha-Flächen) gefunden worden sind.

Gemittelt über den gesamten Erfassungszeitraum kommen auf konventionell bewirtschafteten Äckern 12–14 heimische Wildpflanzenarten auf mehr als 50 % der BDF-Flächen vor (Tab. 15.2). Das Artenspektrum dieser häufig gefundenen Arten unterscheidet sich kaum zwischen den Regionen.

Es handelt sich vorrangig um Arten, die positiv auf hohe Nährstoffangebote reagieren und die wie z. B. die Gräser Kriechende Quecke (*Elymus repens*) und Gewöhnlicher Windhalm (*Apera spica-venti*) oder wie Acker-Stiefmütterchen (*Viola arvensis*) und Gewöhnliches Hirtentäschel (*Capsella bursa pastoris*) relativ unempfindlich gegenüber Herbizidanwendung sind oder um Arten, die sich durch eine kurze Entwicklungszeit auszeichnen wie Vogelmiere (*Stellaria media*) und Einjähriges Rispengras (*Poa annua*). Insbesondere auch die klettend bzw. windend wachsenden Arten Klettenlabkraut (*Galium aparine*) und Acker-Flügelknöterich (*Fallopia convolvulus*) gehören zu den Arten, die mit den heutigen konventionellen Landbaumethoden relativ gut zurechtkommen.

Tab. 15.2: Die meistgefundenen Pflanzenarten auf konventionell bewirtschafteten Acker-BDF-L differenziert nach Region (ST: Stetigkeit).

	Acker-BDF-L, Region Hügelland	ST	Acker-BDF-L, Region Tiefland	ST	Acker-BDF-L, Region Küste	ST
1	Kletten-Labkraut (*Galium aparine*)	84 %	Kriechende Quecke (*Elymus repens ssp. rep.*)	91 %	Gewöhnlicher Windhalm (*Apera spica-venti*)	100 %
2	Acker-Kratzdistel (*Cirsium arvense*)	76 %	Acker-Flügelknöterich (*Fallopia convolvulus*)	84 %	Gewöhnliches Hiertentäschel (*Capsella bursa-pastoris*)	100 %
3	Acker-Flügelknöterich (*Fallopia convolvulus*)	71 %	Weißer Gänsefuß (*Chenopodium album*)	83 %	Acker-Flügelknöterich (*Fallopia convolvulus*)	100 %
4	Gewöhnlicher Löwenzahn (*Taraxacum officinale agg_*)	67 %	Acker-Stiefmütterchen (*Viola arvensis ssp arvensis*)	81 %	Echte Kamille (*Matricaria recutita*)	100 %
5	Acker-Stiefmütterchen (*Viola arvensis ssp. arvensis*)	67 %	Vogelmiere (*Stellaria media*)	70 %	Vogelmiere (*Stellaria media*)	100 %
6	Weißer Gänsefuß (*Chenopodium album*)	65 %	Acker-Vogelknöterich (*Polygonum aviculare agg_*)	63 %	Acker-Stiefmütterchen (*Viola arvensis ssp. arvensis*)	100 %
7	Acker-Vogelknöterich (*Polygonum aviculare agg_*)	63 %	Einjähriges Rispengras (*Poa annua*)	61 %	Einjähriges Rispengras (*Poa annua*)	80 %
8	Kriechende Quecke (*Elymus repens ssp. rep.*)	59 %	Gewöhnlicher Windhalm (*Apera spica-venti*)	56 %	Acker-Vogelknöterich (*Polygonum aviculare agg_*)	80 %
9	Vogelmiere (*Stellaria media*)	59 %	Gewöhnliches Hiertentäschel (*Capsella bursa-pastoris*)	56 %	Kriechende Quecke (*Elymus repens ssp. rep.*)	60 %
10	Echte Kamille (*Matricaria recutita*)	57 %	Kletten-Labkraut (*Galium aparine*)	56 %	Floh-Knöterich (*Persicaria maculosa*)	60 %
11	Purpurrote Taubnessel (*Lamium purpureum*)	55 %	Acker-Vergissmeinnicht (*Myosotis arvensis*)	55 %	Geruchlose Kamille (*Tripleurospermum perforatum*)	60 %
12	Gewöhnliches Hiertentäschel (*Capsella bursa-pastoris*)	53 %	Acker-Kratzdistel (*Cirsium arvense*)	52 %	Acker-Kratzdistel (*Cirsium arvense*)	60 %
13					Kletten-Labkraut (*Galium aparine*)	60 %
14					Acker-Vergissmeinnicht (*Myosotis arvensis*)	60 %

Auf den ökologisch bewirtschafteten Äckern (Tab. 15.3) ist die Artenvielfalt deutlich höher: 23 heimische Wildpflanzenarten kommen im Tiefland auf mehr als jeder zweiten ökologisch bewirtschafteten 1-ha-Acker-BDF vor und 35 im Hügelland. Das Artenspektrum ist nicht nur größer, sondern auch naturraumspezifischer. Unterschiede im Arteninventar zwischen den im Tiefland vorherrschenden basenarmen Sand- und Lehmböden und den im Hügelland häufigeren Kalkverwitterungs- sowie basenreichen Lehm- und Tonböden sind auf den ökologisch bewirtschafteten Äckern noch deutlich erkennbar. Die bewirtschaftungsbedingte Nivellierung der Standorte ist im ökologischen Ackerbau weniger stark ausgeprägt als im konventionellen. Eine Reihe von Arten ist nur im Tiefland, nicht aber im Hügelland häufig, z. B. Gewöhnlicher Reiherschnabel (*Erodium cicutarium*), Acker-Krummhals (*Anchusa arvensis*), Kornblume (*Centaurea cyanus*), Acker-Spark (Spergula arvensis). Andere Arten wie Klatschmohn, (*Papaver rhoeas*), Acker-Hellerkraut (*Thlaspi arvense*), Acker-Gauchheil

(*Anagallis arvensis*), Persischer und Glänzender Ehrenpreis (*Veronica persica, Veronica polita*), Acker-Fuchsschwanz (*Alopecurus myosuroides*), Acker-Frauenmantel (*Aphanes arvensis*) u. a. kommen auf mehr als jedem zweiten Acker im Hügelland vor, sind aber im Tiefland sehr viel seltener.

Tab. 15.3: Die meistgefundenen Pflanzenarten auf ökologisch bewirtschafteten Acker-BDF-L, differenziert nach Hügelland und Tiefland.

	Acker-BDF-L, Region Hügelland	**Stetigkeit**	**Acker-BDF-L, Region Tiefland**	**Stetigkeit**
1	*Fallopia convolvulus*	100 %	*Capsella bursa-pastoris*	100 %
2	*Myosotis arvensis*	100 %	*Fallopia convolvulus*	100 %
3	*Papaver rhoeas*	100 %	*Vicia hirsuta*	100 %
4	*Polygonum aviculare agg.*	100 %	*Elymus repens ssp. rep.*	89 %
5	*Sisymbrium officinale*	100 %	*Erodium cicutarium*	89 %
6	*Thlaspi arvense*	100 %	*Stellaria media*	89 %
7	*Viola arvensis*	100 %	*Tripleurospermum perforatum*	89 %
8	*Capsella bursa-pastoris*	88 %	*Veronica arvensis*	89 %
9	*Cirsium arvense*	88 %	*Vicia sativa agg*	89 %
10	*Lamium purpureum*	88 %	*Viola arvensis*	89 %
11	*Sonchus oleraceus*	88 %	*Anchusa arvensis ssp_ arvensis*	78 %
12	*Stellaria media*	88 %	*Apera spica-venti*	78 %
13	*Trifolium pratense*	88 %	*Centaurea cyanus*	78 %
14	*Veronica arvensis*	88 %	*Geranium pusillum*	78 %
15	*Anagallis arvensis*	75 %	*Conyza canadensis*	67 %
16	*Chenopodium album*	75 %	*Matricaria discoidea*	67 %
17	*Matricaria recutita*	75 %	*Myosotis arvensis*	67 %
18	*Taraxacum officinale agg.*	75 %	*Polygonum aviculare agg.*	67 %
19	*Trifolium repens*	75 %	*Spergula arvensis ssp. arvensis*	67 %
20	*Tripleurospermum perforatum*	75 %	*Chenopodium album*	56 %
21	*Veronica persica*	75 %	*Lapsana communis*	56 %
22	*Veronica polita*	75 %	*Poa annua*	56 %
23	*Vicia hirsuta*	75 %	*Trifolium pratense*	56 %
24	*Vicia sativa agg.*	75 %		
25	*Vicia villosa*	75 %		
26	*Alopecurus myosuroides*	63 %		
27	*Apera spica-venti*	63 %		
28	*Aphanes arvensis*	63 %		
29	*Elymus repens ssp. rep.*	63 %		
30	*Equisetum arvense*	63 %		
31	*Galium aparine*	63 %		
32	*Lamium amplexicaule*	63 %		
33	*Medicago lupulina*	63 %		
34	*Poa annua*	63 %		
35	*Sonchus asper ssp. asper*	63 %		

Im Vergleich zwischen ökologischer und konventioneller Bewirtschaftungsform fallen Unterschiede nicht nur bezüglich der Stetigkeit des Vorkommens einzelner Arten, sondern auch im Artenspektrum der häufigen Arten auf: Die Wicken (*Vicia spec.*) spielen im ökologischen Landbau eine deutlich größere Rolle, während z. B. das im konventionellen Landbau mit hoher Stetigkeit auftretende Kletten-Labkraut (*Galium aparine*) im ökologischen Landbau relativ geringere Bedeutung hat.

Zeitliche Veränderungen

Die Auswertungen zu den zeitlichen Veränderungen basieren für die konventionell bewirtschafteten Äcker auf 700 Vegetationsaufnahmen der vBDF, davon je 140 pro Kartierdurchgang, und für die ökologisch bewirtschafteten Äcker auf insgesamt 100 Vegetationsaufnahmen, davon 20 pro Kartierdurchgang.

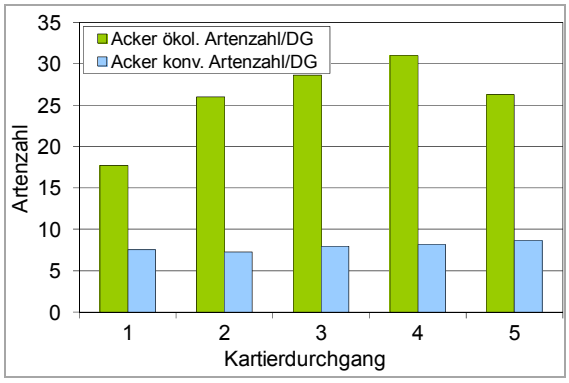


Abb. 15.3: Veränderung der mittleren Artenzahl pro Acker-vBDF über die Zeit.

Während die Artenzahlen der Ackerbegleitflora auf den konventionell bewirtschafteten vBDF auf niedrigem Niveau sehr geringfügig ansteigen (Steigung der Regressionsgeraden m = 0,3, Bestimmtheitsmaß $R^2 = 0,8$), zeichnet sich bei den Artenzahlen auf den ökologisch bewirtschafteten Flächen ein positiver Trend (m = 2,2, $R^2 = 0,5$) ab.

Tabelle 15.4 zeigt alle Ackerwildkrautarten, die auf den konventionell bewirtschafteten Acker-vBDF über die fünf Kartierdurchgänge von 1995 bis 2010 deutlich zu- oder abgenommen ($R^2 > 0,5$) haben. Trotz der im Untersuchungszeitraum bereits hohen Bewirtschaftungsintensität hat die Häufigkeit (Stetigkeit) einiger Arten zugenommen. Dies sind fast ausnahmslos Arten, die Standorte mit sehr hohem Stickstoffangebot kennzeichnen (N-Werte nach ELLENBERG et al. (2001) von 7 und 8 bzw. Stickstoffzeiger nach HOFMEISTER & GARVE 2006). Insbesondere häufige (Tab. 15.4) und weit verbreitete „Problemunkräuter“ wie Kletten-Labkraut (*Galium aparine*) und Echte und Geruchlose Kamille (*Matricaria recutita, Tripleurospermum perforatum*) haben zugenommen, allerdings ist die als „Problemunkraut“ geltende Quecke (*Elymus repens*) auf den konventionell bewirtschafteten Äckern deutlich zurückgedrängt worden. Auch einige konkurrenzschwache, kleinwüchsige Ackerwildkrautarten wie Acker-Frauenmantel (*Aphanes arvensis*), der bereits regional gefährdete Glänzende Ehrenpreis (*Veronica polita*) und die Kleine Brennnessel (*Urtica urens*) – alle drei sind Archäophyten – sind im Untersuchungszeitraum immer seltener gefunden worden.

In Tabelle 15.5 sind alle diejenigen Ackerwildkrautarten aufgeführt, die auf den ökologisch bewirtschafteten Acker-vBDF über die fünf Kartierdurchgänge von 1995 bis 2010 eine deutliche Zu- oder Abnahme ($R^2 \geq 0,5$) zeigen. Auch unter ökologischer Bewirtschaftung haben insbesondere häufige und weit verbreitete Ackerwildkrautarten im Untersuchungszeitraum 1996–2010 zugenommen, darunter Quecke (*Elymus repens*), aber auch die Acker-Hundskamille (*Anthemis arvensis*), die in der Roten Liste (GARVE 2004) als regional gefährdete Art bzw. im Hügelland als Art der Vorwarnliste eingestuft ist. Während die kleinwüchsigen Arten Acker-Spark (*Spergula arvensis*) und der Krumenfeuchte-Zeiger Kröten-Binse (*Juncus bufonius*) zugenommen haben, zeigen Efeublättriger Ehrenpreis (*Veronica hederifolia*) und Stängelumfassende Taubnessel (*Lamium amplexicaule*) eine Abnahme.

Tab. 15.4: Ackerwildkrautarten, die auf konventionell bewirtschafteten Äckern (vBDF) im Untersuchungszeitraum signifikant zu- bzw. abgenommen haben (Bestimmtheitsmaß $R^2 > 0,5$ und Steigung der Regressionsgeraden $m > 1$ bzw. $m < -1$).

Kartierdurchgang	Stetigkeit der Art pro Kartierdurchgang						R^2	m
	DG1–5	DG 1	DG2	DG3	DG4	DG5		
Matricaria recutita	153	21	19	31	41	41	0,87	6,2
Galium aparine	232	36	38	49	50	59	0,94	5,8
Veronica hederifolia ssp. hederifolia	60	6	8	9	14	23	0,86	4,0
Geranium pusillum	68	4	11	18	17	18	0,77	3,4
Solanum nigrum	110	15	22	19	23	31	0,78	3,3
Chenopodium album	250	46	48	46	48	62	0,56	3,2
Epilobium ciliatum	18	0	0	1	5	12	0,80	2,9
Persicaria lapathifolia ssp. pallida	24	1	0	4	10	9	0,82	2,6
Sisymbrium officinale	23	0	4	5	5	9	0,88	1,9
Persicaria amphibia	23	1	2	6	8	6	0,73	1,6
Mercurialis annua	54	8	9	9	15	13	0,70	1,6
Sonchus asper ssp. asper	16	2	1	0	6	7	0,58	1,5
Tripleurospermum perforatum	87	14	16	20	16	21	0,56	1,4
Rumex obtusifolius	20	3	1	4	5	7	0,72	1,2
Bidens tripartita	7	0	0	0	3	4	0,80	1,1
Digitaria ischaemum	33	4	6	8	6	9	0,66	1,0
Vicia hirsuta	49	12	10	10	11	6	0,58	-1,1
Urtica urens	13	5	4	2	2	0	0,95	-1,2
Ranunculus repens	18	6	4	5	2	1	0,84	-1,2
Persicaria lapathifolia s. l.	10	5	2	3	0	0	0,80	-1,2
Veronica polita	11	5	4	1	1	0	0,90	-1,3
Urtica dioica	11	4	5	2	0	0	0,81	-1,3
Aphanes arvensis	36	10	17	3	3	3	0,50	-2,8
Elymus repens ssp. repens	333	79	86	73	49	46	0,81	-10,3

Tab. 15.5: Ackerwildkrautarten, die auf ökologisch bewirtschafteten Äckern (vBDF) im Untersuchungszeitraum signifikant zu- bzw. abgenommen haben. (Bestimmtheitsmaß $R^2 > 0,5$ und Steigung der Regressionsgeraden $m > 1$ bzw. $m < -1$).

Kartierdurchgang	Stetigkeit der Art pro Kartierdurchgang						R^2	m
	DG1–5	DG1	DG2	DG3	DG4	DG5		
Chenopodium album	62	4	12	16	16	14	0,58	2,4
Spergula arvensis ssp. arvensis	50	4	8	12	13	13	0,85	2,3
Polygonum aviculare agg.	76	7	15	18	20	16	0,54	2,3
Elymus repens ssp. repens	72	8	14	16	16	18	0,82	2,2
Vicia sativa agg.	84	12	16	17	19	20	0,93	1,9
Capsella bursa-pastoris	84	13	16	17	18	20	0,96	1,6
Trifolium pratense	35	1	8	9	8	9	0,56	1,6
Juncus bufonius	32	4	4	7	7	10	0,89	1,5
Anthemis arvensis	16	0	3	2	5	6	0,86	1,4
Fallopia convolvulus	81	12	17	17	16	19	0,63	1,3
Rumex crispus	12	0	0	4	5	3	0,57	1,1
Echinochloa crus-galli	11	0	2	0	5	4	0,58	1,1
Vicia villosa	35	4	7	6	10	8	0,61	1,1
Vicia hirsuta	83	13	17	18	16	19	0,57	1,1
Lamium amplexicaule	21	6	5	6	1	3	0,53	-1,0
Veronica hederifolia ssp.hederif.	17	4	6	6	1	0	0,54	-1,3

Artenschutz/Gefährdete Arten

In Tabelle 15.6 wird dargestellt, welche seltenen und landesweit oder im jeweiligen Naturraum regional gefährdeten Arten der niedersächsischen Roten Liste (GARVE 2004) seit Beginn des Programms in den Vegetationsaufnahmen der Acker-vBDF aufgenommen worden sind. Ausgewertet wurden >900 Vegetationsaufnahmen auf konventionell bewirtschafteten und 169 Aufnahmen auf ökologisch bewirtschafteten vBDF sowie die Gesamtartenlisten der 1-ha-Flächen (BDF). Die Angaben zur Populationsgröße entsprechen den Größenklassen des niedersächsischen Pflanzenarten-Erfassungsprogramms (SCHACHERER 2001) und geben die Spanne an, innerhalb der die Individuenzahl pro Vegetationsaufnahme für die jeweilige Art lag.

Bemerkenswert ist, wie wenige Arten der Roten Liste über die gesamte Laufzeit des BDF-Programms auf Acker-BDF gefunden worden sind. Insbesondere bei konventioneller Bewirtschaftung werden seltene und gefährdete Arten mit Ausnahme der Verwechselten Trespe (*Bromus commutatus*) regelmäßig nur in sehr geringer Individuenzahl gefunden. Die ökologisch bewirtschafteten Äcker weisen dagegen trotz der auch dort üblichen Unkrautbekämpfungsmaßnahmen einige landesweit stark gefährdete Arten in größeren Beständen und auch über den gesamten Untersuchungszeitraum auf und tragen dadurch zum Erhalt dieser Arten und der zugehörigen Pflanzengesellschaften bei.

Tab. 15.6: Vorkommen von gefährdeten und stark gefährdeten Arten (Fettdruck) auf den Acker-vBDF.

Artname	Zahl der Vegetationsaufnahmen mit gefährdeten Arten		Populationsgröße (Anzahl der Pflanzen pro BDF, einschließlich vBDF)	
Bewirtschaftungsform	**konventionell**	**ökologisch**	**konventionell**	**ökologisch**
Anthemis arvensis	–	1	–	1
Arnoseris minima	–	1	–	5–25
Bromus arvensis	1	–	2–5	–
Bromus commutatus	4	–	50 bis >1000	–
Centaurea cyanus	1	1	1	1
Consolida regalis	–	1	–	6–25
Coronopus sqamatus	1	–	1	–
Cynosurus cristatus	–	1	–	1
Euphorbia platyphyllos	1	–	2–5	–
Galeopsis segetum	–	1		1
Hypochoeris glabra	–	8		1–1000
Lithospermum arvense	6	–	1–25	–
Odontites vernus	1	–	2–5	–
Raphanus raphanistrum	3	28	1–5	1 bis >1000
Silene noctiflora	–	2	–	1–5
Stachys arvensis	2	–	1–5	–
Summe	**20 von >900**	**44 von 169**		

Andererseits zeigen die Daten, dass auch auf konventionell bewirtschafteten Äckern immer wieder Einzelpflanzen oder wenige Exemplare gefährdeter Arten gefunden werden. Das bedeutet, dass trotz langjähriger intensiver Bewirtschaftung noch keimfähige Samen bzw. Diasporen im Boden vorhanden sind („Diasporenbank“). Diese können mit geeigneten Maßnahmen und Programmen wie dem 1987 gestarteten Niedersächsischen Ackerwildkrautprogramm (SCHACHERER 1989, 2007) oder den Folgeprogrammen (WICKE 2007) reaktiviert werden.

Die hier dargestellten Ergebnisse belegen die Notwendigkeit von Naturschutzmaßnahmen zum Erhalt der niedersächsischen Ackerbegleitflora.

15.2.4 Arten auf Grünlandflächen

Vegetationskundliche Klassifizierung der Bestände

Die Pflanzenartenzusammensetzung der Grünlandflächen wird insbesondere vom Boden, vom Wasserhaushalt und von der Nutzungsart bestimmt. Auf extensiv genutzten Flächen ist die Vegetation in Abhängigkeit vom Standort sehr unterschiedlich ausgeprägt und hat zur Ausbildung einer Vielzahl unterschiedlicher, in der Regel artenreicher Pflanzengesellschaften geführt. Mit zunehmender Intensivierung führt der Einfluss der Bewirtschaftungsmaßnahmen, wie der Einsatz von chemischen Pflanzenschutzmitteln, hohen Düngergaben, Umbruch, Nach- und Übersaaten sowie Maßnahmen zur Entwässerung feuchter bis nasser Standorte, zu einer Nivellierung und Artenverarmung der Bestände.

Im Folgenden wird eine grobe vegetationskundliche Klassifizierung der BDF-Bestände vorgenommen. Da in die Untersuchung einbezogene Sonderflächen die Gesamtentwicklung nur unzureichend abbilden, wurden bestimmte Auswertungsschritte auf das Wirtschaftsgrünland im engeren Sinne beschränkt.

Von den Grünlandflächen werden zwölf den Wiesen und Weiden des „Wirtschaftsgrünlands mittlerer Standorte“ (Arrhenatheretalia) zugeordnet. Davon hat die überwiegende Zahl der Bestände eine Tendenz zum Verband der Weiden (Cynosurion). Sie zeichnen sich durch das Auftreten von Weidezeigern wie Ausdauerndes Weidelgras (*Lolium perenne*), Gänseblümchen (*Bellis perennis*) und Herbst-Löwenzahn (*Leontodon autumnalis*) aus. Vielfach sind auf diesen Flächen Flutrasenarten wie Weißes Straußgras (*Agrostis stolonifera*) und Knick-Fuchsschwanz (*Alopecurus geniculatus*) zu finden. Die Grünlandfläche im Teufelsmoor (L029TEUF) wird dem Feuchtgrünland (Molinietalia) zugeordnet. Dabei handelt es sich um einen Fragmentbestand mit Dominanz der Rasenschmiele (*Deschampsia cespitosa*).

Zu den sonstigen Beständen gehören ein Dominanzbestand von Rohr-Glanzgras (*Phalaris arundinacea*) im Vorland der Elbe (Gorleben, L048GORL) und eine Ansaat mit Vielblütigem Weidelgras (*Lolium multiflorum*) in der Aher Kämpe (L061AHER). Hier fehlen die typischen Arten des Wirtschaftsgrünlands weitgehend.

Auf dem flachgründigen Kalkverwitterungs-Boden bei Holenberg (L041HOLE) ist ein extensiv genutzter Kalk-Magerrasen (Mesobromion) zu finden. Die Untersuchungsfläche bei Oderbrück ist als Bergwiese anzusprechen (Polygono-Trisetion). Auch hier findet eine extensive Bewirtschaftung statt. Ferner werden ein Parkrasen in Osnabrück (L054OSNA) und die grünlandähnlich ausgeprägten, ehemaligen Ackerbrachen zu den Grünlandflächen gestellt (L035KIRC, L042FUHR). Letztere sind durch einen hohen Anteil von Ackerwildkräutern gekennzeichnet (Tab. 15.7).

Damit werden 13 Flächen dem Wirtschaftsgrünland zugeordnet. Unter den restlichen Flächen befinden sich zwei extensiv genutzte Bestände, zwei Dominanzbestände, zwei Brachen und ein Parkrasen.

Tab. 15.7: Grünland-BDF mit Angabe der naturräumlichen Region, der Bodentypen sowie eine grobe vegetationskundliche Klassifizierung der Bestände nach DIERSCHKE & BRIEMLE (2002).

Nr.	Name	Naturräumliche Region	Bodentyp	Vegetationskundliche Klassifizierung
L011WEGE	Wegensen	Weser- und Leinebergland	Braunerde-Pelosol	**Wirtschaftsgrünland** mittlerer Standorte (Tendenz zur Weide)
L015ECHE	Echem	Lüneburger Heide und Wendland	Flußmarsch	**Wirtschaftsgrünland** mittlerer Standorte (Weide)
L018FISC	Fischerhude	Stader Geest	Hochmoorboden	**Wirtschaftsgrünland** mittlerer Standorte (Tendenz zur Weide)
L020PETK	Petkum	Nordseeküste und Marschen	Brackmarsch	**Wirtschaftsgrünland** mittlerer Standorte (Tendenz zur Weide)
L023BRED	Bredde-warden	Nordseeküste und Marschen	Brackmarsch	**Wirtschaftsgrünland** mittlerer Standorte (mit Arten des Feucht-grünlands in den Grüppen)
L028NEGE	Negen-bargen	Ostfriesische Oldenburgi-sche Geest	Esch über Pseudogley	**Wirtschaftsgrünland** mittlerer Standorte
L029TEUF	Teufelsmoor	Stader Geest	Niedermoorboden	**Wirtschaftsgrünland** (Fragmentbestand einer Feuchtwiese)
L030KOEN	Königsmoor	Stader Geest	Hochmoorboden	**Wirtschaftsgrünland** mittlerer Standorte
L034NORD	Nordenham	Nordseeküste und Marschen	Brackmarsch	**Wirtschaftsgrünland** mittlerer Standorte (Weide)
L035KIRC	Kirchdorf	Ems-, Hunteniederung und Dümmer-Geestniederung	Pseudogley-Eschboden	ehemalige Ackerbrache mit hohen Anteilen von Grünland-arten
L040ODER	Oderbrück	Harz	Podsol-Braunerde	Bergwiese
L041HOLE	Holenberg	Weser- und Leinebergland	Rendzina	Kalk-Magerrasen
L042FUHR	Fuhrberg	Weser-Aller-Flachland	Podsoliger Gley	ehemalige Ackerbrache mit Grünlandarten (jetzt Acker)
L044KONA	Konau	Lüneburger Heide und Wendland	Gley-Auenboden	**Wirtschaftsgrünland** mittlerer Standorte (Tendenz zur Weide)
L048GORL	Gorleben	Lüneburger Heide und Wendland	Gley-Auenboden	Röhricht (Rohrglanzgras-Dominanzbestand)
L054OSNA	Osnabrück	Osnabrücker Hügelland	anthropogener Auftragsboden	Parkrasen
L060ELME	Elmendorf	Ostfriesisch Oldenburgi-sche Geest	Niedermoorboden	**Wirtschaftsgrünland** mittlerer Standorte
L061AHER	Aher Kämpe	Weser- und Leinebergland	Gley-Auenboden	Dominanzbestand des Vielblütigen Weidelgrases
L062FREI	Freiburg	Nordseeküste und Marschen	Brackmarsch	**Wirtschaftsgrünland** mittlerer Standorte (Tendenz zur Weide)
L068BYHU	Byhusen	Stader Geest	Mittlerer Gley-Podsol	**Wirtschaftsgrünland** mittlerer Standorte (Tendenz zur Weide)

Artenzahlen

Die Mittelwerte der Gesamtartenzahl der vBDF je Standort der Durchgänge (DG) 3 bis 6 sind in Abbildung 15.4 dargestellt. Die mittlere Artenzahl über den Untersuchungszeitraum von 1999 bis 2010 (3. bis 6. DG) auf den 20 untersuchten Grünlandflächen war 21,1. Die mit Abstand höchste mittlere Artenzahl im Betrachtungszeitraum hat der Kalk-Magerrasen bei Holenberg mit 57 Pflanzenarten pro vBDF (50 m²).

An den einzelnen Standorten der untersuchten Grünlandflächen (vBDF) in einzelnen Aufnahmejahren beträgt das Minimum 10 und das Maximum 59 Arten auf den Aufnahmeflächen. Die geringste Artenzahl wurde 1998 auf der besonders intensiv bewirtschafteten Fläche in der Aher Kämpe festgestellt. Das Maximum wurde auf dem extensiv genutzten Kalk-Magerrasen bei Holenberg vorgefunden. Die zweitgrößte Gesamtartenzahl im Betrachtungszeitraum beträgt 37, auf der ehemaligen Ackerbrache bei Fuhrberg. – Bei ausschließlicher Betrachtung der Bestände des Wirtschaftsgrünlands schwankt die Artenzahl zwischen 10 (Byhusen) und 27 (Breddewarden).

Damit liegen die ermittelten Artenzahlen, mit Ausnahme des Kalkmagerrasens bei Holenberg, unterhalb der für gut ausgebildete Pflanzengesellschaften des Wirtschaftgrünlands angegebenen Werte. So sind in den Stetigkeitstabellen gut ausgebildeter Weidelgras-Weißkleewieden des Flachlands (Cynosurion) zwischen 26 und 29 Arten angegeben, für Glatthaferwiesen 24, für Sumpfdotterblumenwiesen (Calthion) des Flachlands 30 und mehr Arten und für Bergwiesen 30 bis 46 Arten (DIERSCHKE 1997 und BURKART et al. 2004).

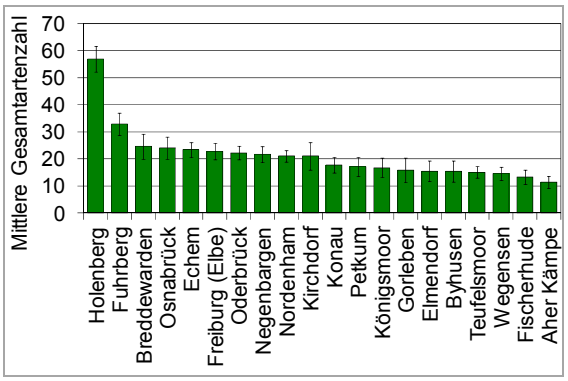


Abb. 15.4: Gesamtartenzahl der Gefäßpflanzen auf den Grünland-vBDF mit Standardabweichung (Dargestellt sind die Mittelwerte der Gesamtartenzahl der vBDF je Standort der Durchgänge 3 bis 6).

Zeitliche Veränderungen

Die über alle Grünland-BDF gemittelte Gesamtartenzahl hat zwischen dem 3. und 6. Kartierdurchgang signifikant (Bestimmtheitsmaß $R^2 > 0,5$), von 20 (1999–2001) auf 21 (2008–2010), zugenommen. Die Entwicklung an den einzelnen Standorten ist unterschiedlich (Tab. 15.8). So sind auf dem Kalk-Magerrasen bei Holenberg die mittleren Artenzahlen seit dem Kartierdurchgang 1995 von 50 auf 58 im Jahr 2008 angestiegen. Von der Fläche in Freiburg ist bekannt, dass dort mit Beginn der Untersuchungen die Bewirtschaftung umgestellt wurde. Die zuvor intensiver genutzte Fläche wird seit 2000 nicht mehr gedüngt und ohne Einsatz von Pflanzenschutzmitteln bewirtschaftet. Auch hier zeigt sich ein Anstieg der Artenzahlen in einem relativ kurzen Zeitraum von 20 auf 26 (zwischen 2000 und 2009). Dagegen hat die Gesamtartenzahl auf der BDF in Fischerhude signifikant abgenommen. 1996 wurden im Durchschnitt 20 Arten auf den vBDF ermittelt, 2008 waren es nur elf Arten. Die drainierte Fläche wird intensiv mit regelmäßiger Nachsaat und dem Einsatz von Herbiziden genutzt.

Tab. 15.8: Entwicklung der Gesamtartenzahl (gerundet) der Gefäßpflanzen auf den Grünlandflächen (vBDF; MW: Mittelwert der Durchgänge 3 bis 6, R^2: Bestimmtheitsmaß für alle Durchgänge, m: Steigung der Korrelationsgeraden für alle Durchgänge). Signifikante Veränderungen sind grau hinterlegt.

Nr.	Name	Mittlere Gesamtartenzahl der vBDF						MW	R^2	m
	Kartierdurchgang	DG 1	DG 2	DG 3	DG 4	DG 5	DG 6			
L011WEGE	Wegensen	20	15	12	17	15	15	15	0,17	-0,6
L015ECHE	Echem	21	22	11	23	25	24	21	0,14	1,0
L018FISC	Fischerhude	17	20	14	14	15	11	13	0,53	-1,3
L020PETK	Petkum	17	21	21	18	18	12	17	0,33	-1,0
L023BRED	Breddewarden	23	20,	23	27	26	23	25	0,15	0,5
L028NEGE	Negenbargen	22	25	22	23	20	22	22	0,12	-0,3
L029TEUF	Teufelsmoor	14	13	15	17	16	14	15	0,19	0,3
L030KOEN	Königsmoor	13	16,	17	16	21	14	17	0,02	0,2
L034NORD	Nordenham	20	20	19	22	22	22	21	0,54	0,5
L035KIRC	Kirchdorf	13	16	19	15	24	26	21	0,76	2,5
L040ODER	Oderbrück	20	18,	23	21	21	25	22	0,57	0,9
L041HOLE	Holenberg	50	52	55	58	56	59	57	0,86	1,6
L042FUHR	Fuhrberg		37	31	33	38	31	33	0,06	-0,5
L044KONA	Konau		15	17	15	18	21	18	0,71	1,4
L048GORL	Gorleben	10	13	16	13	23	12	16	0,18	1,0
L054OSNA	Osnabrück		20	27	24	22	24	24	0,06	0,4
L060ELME	Elmendorf		25,	14	15	14	20	16	0,10	-1,0
L061AHER	Aher Kämpe		10	12	12	10	12	11	0,09	0,2
L062FREI	Freiburg			20	21	25	26	23	0,84	2,0
L068BYHU	Byhusen			10	16	17	19	16	0,84	2,9
	Mittelwert	**k. A.**	**k. A.**	**20**	**21**	**22**	**21**	**21**	**0,61**	**0,7**

Auf den dreizehn Flächen des Wirtschaftsgrünlands der mittleren und der feuchten Standorte wird die Veränderung des Vorkommens der einzelnen Pflanzenarten anhand der Stetigkeit in den vBDF betrachtet. Hierzu wurden die komplett aufgenommenen Durchgänge 3 bis 6 ausgewertet (224 Aufnahmen pro Durchgang).

Insgesamt wurden 144 Pflanzenarten auf den Aufnahmeflächen nachgewiesen. Dabei ist Gewöhnliches Rispengras (*Poa trivialis*), das in 95 % der Aufnahmen vorkommt, die häufigste Art. Es folgen in abnehmender Reihenfolge Wiesen-Rispengras (*Poa pratensis*) (88 %), Kriechender Hahnenfuß (*Ranunculus repens*) (85 %), Gewöhnlicher Löwenzahn (*Taraxacum officinale agg.*) (84 %), Ausdauerndes Weidelgras (*Lolium perenne*) (81 %), Weißklee (*Trifolium repens*) (80 %) und Wolliges Honiggras (*Holcus lanatus*) (70 %). 40 % der Arten treten nur in maximal zehn der 224 Aufnahmen auf.

Im Betrachtungszeitraum des dritten bis sechsten Kartierdurchgangs (1999–2010) haben auf den untersuchten Flächen des Wirtschaftsgrünlands mehr Arten zugenommen als abgenommen. Dies entspricht der Entwicklungstendenz der Gesamtartenzahlen auf den Flächen.

Die größte Zunahme zeigt Vielblütiges Weidelgras (*Lolium multiflorum*), eine vielfach bei Nach- und Einsaaten in die Bestände eingebrachte Art. Sie ist aufgrund ihres hohen Energie- und Eiweißgehaltes eine viel verwendete Futterpflanze. Zugenommen haben kennzeichnende Arten des artenreichen mesophilen Grünlands, Wiesenschaumkraut (*Cardamine pratensis*), Gras-Sternmiere (*Stellaria grami-*

nea), Gewöhnlicher Rot-Schwingel (*Festuca rubra*) und Gewöhnliches Ruchgras (*Anthoxanthum odoratum*). Gleichzeitig haben Störzeiger wie Große Brennnessel (*Urtica dioica*) und Ackerwinde (*Convolvulus arvensis*) zugenommen. Allerdings haben im selben Zeitraum andere Arten mit vergleichbaren Standortansprüchen abgenommen. Dies sind Gänseblümchen (*Bellis perennis*) und Gewöhnliche Schafgarbe (*Achillea millefolium*) als Arten des mesophilen Grünlands und Gewöhnliche Kratzdistel (*Cirsium vulgare*), Gewöhnliches Hirtentäschel (*Capsella bursa-pastoris*) und Vogelmiere (*Stellaria media*) bei den Störzeigern.

Artenschutz/Gefährdete Arten

Auf sieben der 20 betrachteten Grünlandflächen wurden insgesamt zehn gefährdete Pflanzenarten bei mindestens einem der drei Erfassungsdurchgänge nachgewiesen (Tab. 15.10). Dabei handelt es sich um typische Grünlandpflanzen des artenreichen mesophilen Grünlands wie Wiesen-Kammgras (*Cynosurus cristatus*) und Wiesen-Kümmel (*Carum carvi*), Arten des Feuchtgrünlands und der feuchten Hochstaudenfluren wie Sumpfdotterblume (*Caltha palustris*), Faden-Binse (*Juncus filiformis*), Hirsen-Segge (*Carex panicea*), Fuchs-Segge (*Carex vulpina*) und Gelbe Wiesenraute (*Thalictrum flavum*), die Röhrichtart Schwanenblume (*Butomus umbellatus*), die Magerrasenart Gewöhnliches Kreuzblümchen (*Polygala vulgaris*) und die Ackerwildkrautart Ackerröte (*Sherardia arvensis*) auf einer ehemaligen Ackerbrache.

Tab. 15.9: Stetigkeit von Grünlandarten auf den BDF des Wirtschaftsgrünlands (n = 13), mit signifikanten Veränderungen (Bestimmtheitsmaß $R^2 > 0,5$) im Untersuchungszeitraum (3. bis 6. Durchgang) und Steigung der Regressionsgeraden m.

Art	Stetigkeit der Art pro Durchgang					R^2	m
	DG 3–6	3. DG	4. DG	5. DG	6. DG		
Lolium multiflorum	54	8	11	16	19	0,99	3,8
Cardamine pratensis	119	26	25	33	35	0,82	3,5
Agrostis stolonifera	108	22	29	26	31	0,63	2,4
Stellaria graminea	32	5	7	9	11	1,00	2,0
Urtica dioica	15	1	2	6	6	0,87	1,9
Cerastium holosteoides	122	27	31	31	33	0,85	1,8
Festuca rubra agg.	79	18	18	20	23	0,86	1,7
Plantago major ss. intermedia	8	1	0	2	5	0,70	1,4
Convolvulus arvensis	12	0	4	4	4	0,60	1,2
Odontites vulgaris	4	0	0	0	4	0,60	1,2
Anthoxanthum odoratum	41	9	9	11	12	0,90	1,1
Stellaria palustris	5	3	2	0	0	0,90	-1,1
Bellis perennis	42	12	12	9	9	0,80	-1,2
Cirsium vulgare	30	10	7	9	4	0,61	-1,6
Capsella bursa-pastoris	42	13	12	11	6	0,83	-2,2
Stellaria media	112	30	32	26	24	0,72	-2,4
Achillea millefolium	86	25	23	21	17	0,97	-2,6

Nur auf zwei Flächen konnte eine Art der Roten Liste in allen drei Kartierdurchgängen festgestellt werden: Gelbe Wiesenraute (*Thalictrum flavum*) auf der Fläche im Teufelsmoor und Faden-Binse (*Juncus filiformis*) auf der Bergwiese bei Oderbrück. Auf vier BDF konnten drei gefährdete Arten nur im ersten Kartierdurchgang nachgewiesen werden. Die auf der Ackerbrache in Fuhrberg festgestellte gefährdete Ackerwildkrautart wurde nach Wiederaufnahme der Ackernutzung nicht wieder gefunden. Vier weitere gefährdete Arten wurden nur beim ersten Kartierdurchgang festgestellt. Drei Rote-Liste-Arten wurden nur in einzelnen Jahren nachgewiesen. Lediglich Wiesen-Kammgras (*Cynosurus cristatus*) konnte im zweiten Durchgang neu nachgewiesen und bei der anschließenden Wiederholung bestätigt werden. Insgesamt hat die Zahl der Rote-Liste-Arten auf den BDF im Grünland von neun auf fünf Arten abgenommen. Die Zahl der Flächen mit Nachweisen gefährdeter Arten hat sich von fünf auf drei Flächen verringert.

Tab. 15.10: Nachgewiesenen Rote-Liste-Arten auf den BDF der Grünlandflächen.

Nr.	Name	wissenschaftlicher Artname	deutscher Artname	Kartier-region	Gefährdung		Durchgang		
					regional	landes-weit	1.	2.	3.
L028NEGE	Negenbargen	*Cynosurus cristatus*	Wiesen-Kammgras	T	3*	*	–	X	X
L029TEUF	Teufelsmoor	*Caltha palustris*	Sumpfdotterblume	T	3	3	X	–	–
L029TEUF	Teufelsmoor	*Thalictrum flavum*	Gelbe Wiesenraute	T	3	3	X	X	X
L040ODER	Oderbrück	*Carex panicea*	Hirsen-Segge	H	3	3	X	–	–
L040ODER	Oderbrück	*Juncus filiformis*	Faden-Binse	H	3	3	X	X	X
L041HOLE	Holenberg	*Polygala vulgaris*	Gewöhnliches Kreuzblümchen	H	3	3	–	X	–
L042FUHR	Fuhrberg	*Carum carvi*	Wiesen-Kümmel	T	3	3	X	–	–
L042FUHR	Fuhrberg	*Sherardia arvensis*	Ackerröte	T	3	3	X	X	–
L048GORL	Gorleben	*Butomus umbellatus*	Schwanenblume	T	3	3	X	–	X
L048GORL	Gorleben	*Carex vulpina*	Fuchs-Segge	T	3	3	X	–	X
L048GORL	Freiburg	*Carum carvi*	Wiesen-Kümmel	K	3	3	X	–	–

* Gefährdungsstufe 3 entspricht dem Status „gefährdet“ (GARVE 2004).

15.2.5 Zeigerwerte

Für die Auswertung der Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (2001) wurden die Vegetationsaufnahmen der vBDF aus denjenigen Aufnahmejahren herangezogen, die Bestandteil vollständiger Kartierdurchgänge sind. In Tabelle 15.11 sind die auch bei ZACHARIAS (2001) betrachteten, besonders umweltrelevanten, mittleren Werte für die Bodenreaktion (Acidität) und die Stickstoffsituation der Standorte dargestellt. Die Temperaturzahl wurde insbesondere unter dem Aspekt Klimawandel betrachtet.

Während sich zwischen einzelnen BDF (mit Differenzen von über 0,5 Zeigerwerteinheiten) deutliche Unterschiede abzeichnen, lassen sich kaum deutliche Trendentwicklungen der mittleren Zeigerwerte der verschiedenen Bewirtschaftungseinheiten erkennen. Das mag zum einen daran liegen, dass gerade bei den BDF-L die Bewirtschaftung großen Einfluss hat und dass sich zum anderen gegenläufige Entwicklungen auf einzelnen BDF gegenseitig ausgleichen.

Tab. 15.11: Mittlere Temperatur- (mT), Reaktions- (mR) und Stickstoffzeigerwerte (mN) nach ELLENBERG et al. (1991) je Kartierdurchgang (DG) nach Landnutzung.

Äcker (konventionell)	**mittl. Temperaturzahl/DG**		**mittl. Reaktionszahl/DG**		**mittl. Stickstoffzahl/DG**	
Kartierdurchgang	**gewichtet**	**ungew.**	**gewichtet**	**ungew.**	**gewichtet**	**ungew.**
DG 1	5,9	5,9	6,2	6,2	6,9	6,8
DG 2	5,9	5,9	6,1	6,2	6,7	6,7
DG 3	5,8	5,8	6,2	6,2	6,8	6,8
DG 4	5,8	5,8	6,2	6,2	6,8	6,8
DG 5	5,8	5,8	6,4	6,2	6,8	6,7
Mittelwert	5,8	5,8	6,2	6,2	6,8	6,8
Veränderung über Zeit	./.	./.	./.	./.	./.	./.
Äcker (ökologisch)	**mittl. Temperaturzahl/DG**		**mittl. Reaktionszahl/DG**		**mittl. Stickstoffzahl/DG**	
Kartierdurchgang	**gewichtet**	**ungew.**	**gewichtet**	**ungew.**	**gewichtet**	**ungew.**
DG 1	5,8	5,8	5,8	6,0	6,4	6,0
DG 2	5,9	5,9	5,8	5,9	6,0	5,9
DG 3	5,8	5,8	5,7	5,8	6,2	6,1
DG 4	5,9	5,8	5,7	5,9	5,7	6,0
DG 5	5,9	5,8	5,6	5,6	5,9	6,0
Mittelwert	5,8	5,8	5,7	5,8	6,0	6,0
Veränderung über Zeit	./.	./.	abnehmende Tendenz	abnehmende Tendenz	abnehmende Tendenz	./.
Grünland (alle vBDF)	**mittl. Temperaturzahl/DG**		**mittl. Reaktionszahl/DG**		**mittl. Stickstoffzahl/DG**	
Kartierdurchgang	**gewichtet**	**ungew.**	**gewichtet**	**ungew.**	**gewichtet**	**ungew.**
DG 1	5,8	5,7	6,3	6,1	6,0	5,9
DG 2	5,8	5,7	6,3	6,1	5,9	5,9
DG 3	5,8	5,7	6,2	6,1	5,8	5,9
DG 4	5,8	5,7	6,2	6,0	6,0	6,0
Mittelwert	5,8	5,7	6,3	6,0	5,9	5,9
Veränderung über Zeit	./.	./.	./.	./.	./.	./.
Grünland (nur Wirt.-Gl)	**mittl. Temperaturzahl/DG**		**mittl. Reaktionszahl/DG**		**mittl. Stickstoffzahl/DG**	
Kartierdurchgang	**gewichtet**	**ungew.**	**gewichtet**	**ungew.**	**gewichtet**	**ungew.**
DG 1	6,0	5,7	6,5	6,2	6,2	6,1
DG 2	5,9	5,8	6,5	6,1	6,2	6,1
DG 3	5,9	5,8	6,3	6,1	6,0	6,2
DG 4	5,9	5,8	6,3	6,1	6,0	6,1
Mittelwert	5,9	5,8	6,4	6,1	6,1	6,1
Veränderung über Zeit	./.	./.	./.	./.	./.	./.
Küstendünental Baltrum	**mittl. Temperaturzahl/DG**		**mittl. Reaktionszahl/DG**		**mittl. Stickstoffzahl/DG**	
Kartierdurchgang	**gewichtet**	**ungew.**	**gewichtet**	**ungew.**	**gewichtet**	**ungew.**
DG 1	4,5	4,8	5,9	6,0	3,3	5,0
DG 2	4,3	4,8	5,6	5,9	3,2	4,7
DG 3	4,5	4,8	5,9	5,8	3,3	4,6
DG 4	4,4	4,8	5,8	5,8	3,4	4,7
DG 5	4,3	4,7	5,7	5,7	3,6	4,6
DG 6	4,6	4,9	5,8	5,8	3,5	4,8
Mittelwert	4,4	4,8	5,8	5,8	3,4	4,7
Veränderung über Zeit	./.	./.	./.	./.	./.	./.

Reaktionszahl

Die mittleren Reaktionszahlen der landwirtschaftlich genutzten vBDF unterscheiden sich nur wenig. Die ökologisch bewirtschafteten Äcker weisen geringfügig niedrigere Werte auf. Auch bezüglich der zeitlichen Entwicklung gibt es kaum Trends. Lediglich die Reaktionszahlen der ökologisch bewirtschafteten Äcker zeigen seit 1996/98 leicht abnehmende Tendenz. Auch auf der nicht bewirtschafteten Naturschutzfläche auf Baltrum zeigt sich kein Trend zur Versauerung.

Stickstoffzahl

Die mittleren Stickstoffzahlen der konventionell bewirtschafteten Acker-vBDF zeigen stickstoffreiche Standorte an, die der ökologisch bewirtschafteten vBDF liegen deutlich niedriger und weisen auf nährstoffreiche bis wenig nährstoffreiche Verhältnisse hin. Bei einer Differenz von über 0,5 kann ein deutlicher Unterschied angenommen werden (ZACHARIAS 2001). Bei den gewichteten Stickstoffzahlen – aber nur bei diesen – ergibt sich für die ökologisch bewirtschafteten Acker-BDF eine Abnahme über die Zeit.

Temperaturzahl

Bemerkenswert ist, dass es weder auf den landwirtschaftlich genutzten noch auf den Sonderstandorten eine Veränderung der mittleren Temperaturzahl über den Untersuchungszeitraum gegeben hat. Auch bei Betrachtung einzelner BDF ergeben sich zwar geringfügige Unterschiede zwischen den BDF, aber keine Veränderung über den Untersuchungszeitraum.

15.3 Vegetationsmonitoring auf BDF-F

15.3.1 Einleitung

Seit 20 Jahren wird ein Monitoring der Bodenvegetation im Rahmen des Bodendauerbeobachtungsprogramms auf forstlich genutzten Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF-F) eingesetzt. Als Bioindikatoren in Waldökosystemen eignen sich nach SCHMIDT (1991, 1995) die Waldbodenpflanzen besonders gut. Ihre empfindliche Reaktion auf Veränderungen, ihre leichte Bestimmbarkeit, ihre Unbeweglichkeit und ihr relativ langes Erscheinen am Standort zeichnen sie als Weiser- und Zeigerpflanzen aus (SCHMIDT 2003, SCHMIDT & WECKESSER 2001).

15.3.2 Methodik

Auf den BDF-F wurden je vier (in Ausnahmen nur drei) dauerhaft vermarkte, 100 m² große Teilflächen angelegt. Auf diesen Dauerquadraten wurden die Arten der Baum-, Strauch-, Kraut- und Moosschicht getrennt erfasst und ihre Deckungsgrade in Prozent geschätzt. Zur Baumschicht werden alle Gehölze über 5 m gerechnet, zur Strauchschicht zählen alle Gehölze, die eine Höhe von 0,5 m überschreiten, die Krautschicht umfasst alle krautigen Pflanzen sowie Gehölze unter 0,5 m. In der Moosschicht werden die erdbewohnenden Kryptogamen bestimmt. Die Erfassung erfolgt je nach Beobachtungsintensität der Flächen alle ein bis drei Jahre zum Zeitpunkt der höchsten Biomasseentwicklung. Auf geophytenreichen Flächen erfolgt jeweils eine Frühjahrs- und Sommeraufnahme.

Die ökologische Auswertung wurde anhand von Artenzahl und Deckungsgrad vorgenommen. Für jede BDF-F wurden die Ergebnisse der einzelnen Teilflächen gemittelt. Weitere ökologische Auswertungen erfolgten mit Hilfe der Computerprogramme „SORT“ und „FRIDOLINO“. Dabei wurden mittlere Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (2001) berechnet. Die Auswertung wurde qualitativ (ungewichtet: ohne Berücksichtigung der Deckungsgrade) und quantitativ (gewichtet: unter Berücksichtigung der Deckungsgrade) vorgenommen. Dabei wurden, wie von ELLENBERG et al. (2001) vorgeschlagen, die Werte der Strauch-, Kraut- und

Moosschicht verwendet, die Baumschicht blieb unberücksichtigt.

15.3.3 Vegetationsentwicklung in der Krautschicht

Artenzahl

Die Artenzahlen haben sich auf den einzelnen BDF-F unterschiedlich entwickelt (Abb. 15.5). In den Buchenbeständen auf nährstoffreichem Substrat zeigen sich leichte Schwankungen, gerichtete Zu- oder Abnahmen sind nicht festzustellen. Die größeren Schwankungen der Frühjahrswerte auf F008GWBU/Göttinger Wald und auf F007HABU/Harste hängen mit dem unterschiedlichen Beginn des Austriebes einiger Arten je nach Witterungsverlauf zusammen. Mit durchschnittlich 18–21 Arten sind diese beiden Bestände typische artenreiche Waldgersten- bzw. Waldmeisterbuchenbestände. Die beiden Buchenbestände F003LSBU/Lüss und F006BLB1/Solling, Buche auf armen Substraten stellen typische Hainsimsen-Buchenwälder dar. Mit durchschnittlich 1–6 Arten sind diese Luzulo-Fageten sehr artenarm und zeigen kaum Veränderungen hinsichtlich der Artenzahlen im Laufe der Untersuchungsjahre.

Die Entwicklung in den Eichenbeständen stellt sich ähnlich dar. Dabei sind die Artenzahlen auf den einzelnen BDF-F mit im Mittel von 3–17 Arten sehr unterschiedlich (F015DREI/Drömling wird nicht berücksichtigt, da hier aufgrund des Grundwasseranstiegs seit 2003 keine Aufnahmen möglich waren). Wie in den Buchenbeständen sind auch hier im gesamten Untersuchungsraum keine gerichteten Zu- oder Abnahmen ersichtlich. In zwei Beständen erfolgten im Laufe des Monitorings forstliche Eingriffe. Auf F013GDEI/Göhrde wurden Fichten, die die zweite Baumschicht bildeten, entfernt. Bessere Lichtbedingungen konnten die Buchen der Strauchschicht nutzen und ihre Deckungsgrade erhöhen. In der Krautschicht wurde keine Reaktion festgestellt; anders reagierte die Vegetation auf F014HEEI/Herrenholz auf eine Durchforstung, bei der sowohl Buchen als auch Eichen und Hainbuchen der Baumschicht entfernt wurden. Drei der vier Dauerquadrate sind von dem forstlichen Eingriff direkt betroffen. Bedingt durch die veränderten Lichtverhältnisse und Bodenbedingungen traten hier viele Therophyten als Störungs- und Lichtzeiger auf. Die nicht direkt betroffene Teilfläche zeigte trotz erhöhtem Lichtgenuss keine Artenzahlzunahme.

In den Fichtenbeständen sind die mittleren Artenzahlen ebenfalls weit gestreut. Sie liegen im Mittel zwischen 2–20 Arten. Die meisten Untersuchungsflächen zeigen im Untersuchungszeitraum keine gerichteten Zu- oder Abnahmen. Auf F001WEFI/Westerberg kann jedoch eine stetige Abnahme der Artenzahlen festgestellt werden. Dieser nach einem Sturmereignis im Jahr 1993 mit Douglasie aufgeforstete Bestand wies in den ersten Untersuchungsjahren viele Lichtzeiger auf. Inzwischen bildet die Douglasie mit Buche, Fichte, Kiefer, Lärche und Birke ein dichtes Kronendach, das ungünstige Lichtbedingungen für die Krautschicht schafft. Aufgrund dessen sind viele Arten, besonders die Lichtzeiger, verschwunden. Ein Vergleich der mittleren Artenzahl über den gesamten Untersuchungszeitraum von neun Arten mit der mittleren Artenzahl des letzten Untersuchungsjahres 2009 von zwei Arten zeigt, wie sehr hier die veränderten Lichtverhältnisse zum Rückgang krautiger Arten beigetragen haben. Im Gegensatz zu F001WEFI wurden auf zwei Flächen aufgrund von Durchforstungsmaßnahmen günstigere Lichtbedingungen für die Vegetation in der Krautschicht geschaffen. Im Solling (F006SLF1) stiegen die Artenzahlen nach einer mortalitätsbedingten Entnahme von Fichten im Jahr 2006 auf durchschnittlich 13 Arten an. Im Vergleich dazu beträgt die mittlere Artenzahl über den gesamten Untersuchungszeitraum acht. Noch ausgeprägter ist dieser Anstieg auf F020SPFI/Spanbeck. Hier erfolgten mehrere Eingriffe (Kalkungsmaßnahmen und Durchforstungen). Die letzte sehr extreme Entnahme der Fichten im Winter 2008/2009 führte zu einer mittleren Artenzahl in der Krautschicht von 27 Arten, wobei hier viele Licht- und Stickstoffzeiger auftraten. Die mittlere Artenzahl in den 20 Jahren der Untersuchungen beträgt 20. Dieser hohe Wert für einen Fichtenbestand zeigt die Bedeutung von forstlichen Maßnahmen für die Zusammensetzung der Bodenvegetation.

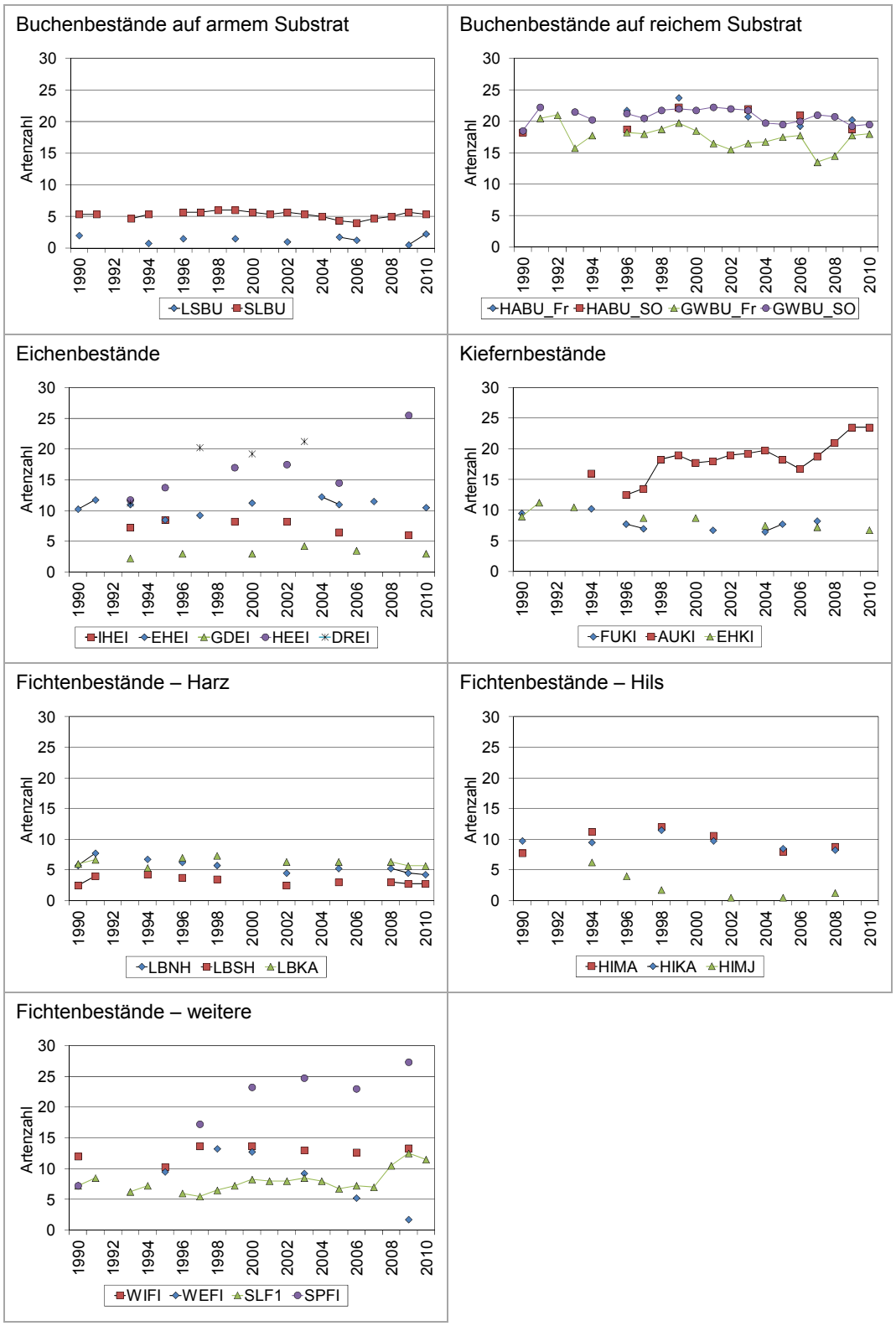


Abb. 15.5: Entwicklung der Artenzahlen in der Krautschicht, BDF-F getrennt nach vorherrschender Baumart im Beobachtungszeitraum 1990–2010.

Die drei Kiefernbestände weisen im Mittel 8–18 Arten auf. Dabei ist die Fläche F021AUKI/ Augustendorf sehr artenreich. Seit einer Durchforstungsmaßnahme im Winter 2008/2009 kann ein geringer Anstieg der Artenzahl festgestellt werden. Es muss darauf hingewiesen werden, dass dieser Kiefernbestand auch vor dem Eingriff viele Licht- und Stickstoffzeiger aufwies. Die Baumschicht ist hier sehr lückig. Infolgedessen können die Lichtbedingungen für die Vegetation der Krautschicht als vorteilhaft eingestuft werden. Außerdem sind die Bodenbedingungen günstig. Die Fläche liegt in einem Gebiet mit hohen Stickstoffeinträgen durch intensive Tierhaltung. Auf F004FUKI/ Fuhrberg haben sich die Artenzahlen im Verlauf der Untersuchungsreihe wenig verändert. Im Mittel sind hier acht Arten zu finden. Dagegen kann auf F012EHKI/Ehrhorn ein leichter Rückgang der Artenzahlen über den gesamten Untersuchungsraum festgestellt werden. Von 1991 bis 2010 sind die mittleren Artenzahlen von zwölf auf sieben Arten stetig zurückgegangen.

Deckungsgrad

Konnten im Buchenbestand im Göttinger Wald keine gerichteten Veränderungen der Artenzahlen konstatiert werden, so ist hier bei den Frühjahrsaufnahmen eine kontinuierliche Zunahme der Deckungsgrade zu beobachten (Abb. 15.6). Der Rückgang im Frühjahr 2007 ist durch eine umgestürzte Buche zu erklären, so dass weniger Fläche für die Krautschicht zur Verfügung stand. Im gesamten Untersuchungszeitraum beträgt der mittlere Deckungsgrad in der Krautschicht 78 %. Im Sommer sind die Deckungsgrade der Krautschicht dagegen rückgängig: Wo sich im Frühjahr Bärlauch (*Allium ursinum*) bzw. Buschwindröschen (*Anemone nemorosa*) ausbreitete, sind im Sommer Lücken. Hier liegt der Mittelwert bei 24 %. Anders sieht die Entwicklung auf der artenreichen Fläche F007HABU/Harste aus. Hier sind keine gerichteten Zu- oder Abnahmen zu beobachten. Im Frühjahr sind auf den vier Dauerquadraten im Mittel 46 % bedeckt, im Sommer 71 %. Die artenarmen Buchenbestände F003-LSBU/Lüss und F006SLB1/Solling zeigen bei mittleren Werten von 0,7 und 3,6 % kaum Veränderungen des Deckungsgrades.

Die Deckungsgrade der Krautschicht in den Eichenbeständen F002EHEI/Ehrhorn und F011-IHEI/Ihlow gingen im Untersuchungszeitraum stetig zurück. Hier kann Lichtmangel durch stärker werdende Baum- und Strauchschichtdeckungen als Ursache angenommen werden. Auf F014HEEI/Herrenholz fällt der geringe Deckungsgrad im Untersuchungsjahr 2009 auf. Wie oben erwähnt, ist hier die starke Durchforstungsmaßnahme für die geringe Ausprägung der Krautschicht verantwortlich. Die Artenzahlen sind durch das Auftreten vieler Therophyten explosionsartig gestiegen, diese traten jedoch nur vereinzelt auf und bedeckten keine großen Flächen. Keine großen Veränderungen zeigen die Deckungsgrade auf F013-GDEI/Göhrde.

In sechs Fichtenbeständen (F005LBNH/Lange Bramke, Nordhang und Kamm, F001WEFI/ Westerberg, F010WIFI/Wingst, F016HIKA/Hilskamm und F017HIMA/Hilsmulde) sind im Untersuchungszeitraum die Deckungsgrade der Krautschicht zurückgegangen. Dabei handelt es sich vorwiegend um den Rückgang von Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa*) und Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*). Zurückzuführen ist dieser Rückgang vor allem auf dichter werdende Kronenschlüsse in der Baum- und/oder Strauchschicht. Auf zwei BDF-F (F018HIMJ/Hilsmulde, Jungfichte, Lange Bramke, Südhang) ist die Vegetation der Krautschicht kaum entwickelt. Die mittleren Deckungsgrade liegen im Untersuchungszeitraum unter 1 %. Auf den BDF-F F020SPFI/ Spanbeck und F007SLF1/Solling lassen sich keine gerichteten Zu- oder Abnahmen erkennen. Hier fallen, je nach forstlichen Eingriffen, mal Deckungsgraderhöhungen, mal Deckungsgradabnahmen auf.

In den beiden Kiefernbeständen F004FUKI/ Fuhrberg und F012EHKI/Ehrhorn wird die Krautschicht von *Vaccinium myrtillus* dominiert. Diese Art zeigt zwar Schwankungen des Deckungsgrades im Untersuchungszeitraum, gerichtete Entwicklungen sind jedoch nicht erkennbar. Gleiches gilt für die Deckungsgrade der Krautschicht auf der Fläche F021AUKI/ Augustendorf. Hier dominieren die Arten *Deschampsia flexuosa*, Himbeere (*Rubus idaeus*) sowie Dorniger Wurmfarn (*Dryopteris carthuisiana*) und Breitblättriger Wurmfarn (*D. dilatata*).

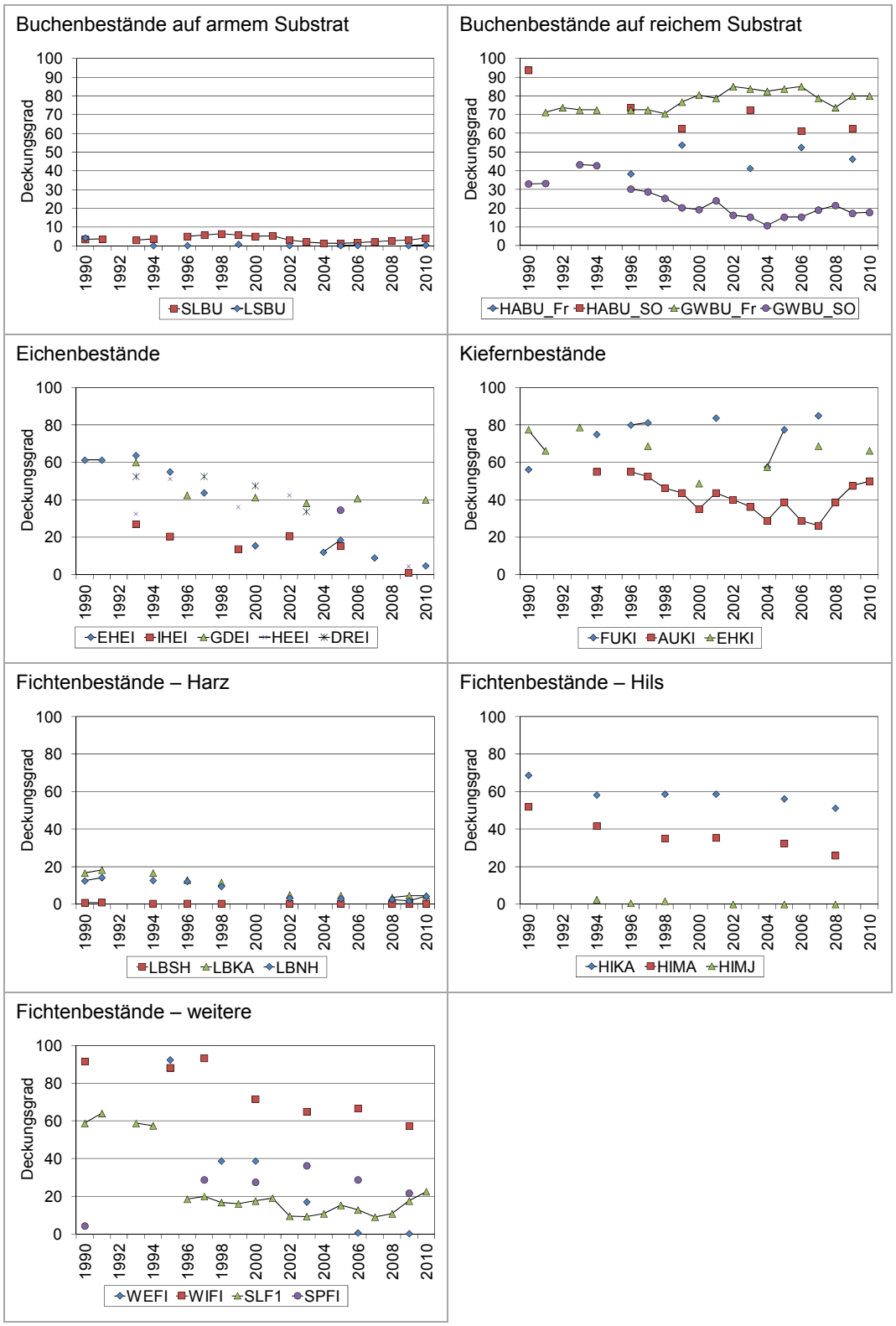


Abb. 15.6: Entwicklung der Deckungsgrade in der Krautschicht, BDF-F getrennt nach vorherrschender Baumart im Beobachtungszeitraum 1990–2010.

Mittlere Zeigerwerte

Lichtzeigerwerte

Die mittleren ungewichteten Lichtzeigerwerte liegen für alle BDF-F (F015DREI/Drömling ausgenommen, s.o.) zwischen 3,3 und 5,8. Dabei sind die Buchenbestände diejenigen mit den geringsten Werten (3,2–4,6 im Mittel). Die gewichteten Lichtzeigerwerte liegen auf den meisten BDF-F etwas tiefer (Abb. 15.7). Die Spannweite reicht hier im Mittel von 2,6–5,8. Auch hier zeigen die Buchenbestände die lichtärmsten Verhältnisse an (2,6–4,7). Für die Eichenbestände errechnen sich mittlere ungewichtete Werte zwischen 4,7 und 5,4, die gewichteten liegen zwischen 4,4 und 5,1. In gleicher Größenordnung liegen die ungewichteten Werte für die Fichtenbestände (4,7–5,4). Die gewichteten Werte zeigen eine größere Spannweite (3,6–5,8). Für die Kiefernbestände errechnen sich ungewichtete Werte von 5,6–5,8, gewichtet von 5,4–5,7. Diese Bestände haben die meisten lichtliebenden Arten.

Leichte kontinuierliche Zunahmen im Untersuchungszeitraum können nur auf F014HEEI/Herrenholz festgestellt werden. In diesem Eichenbestand nahm der mittlere ungewichtete Lichtzeigerwert von 4,5 zu Versuchsbeginn im Jahr 1993 bis auf 5,0 im Jahr 2009 zu. Dies gilt nicht für die Entwicklung der gewichteten Werte. Gerichtete Abnahmen sind demgegenüber im Eichenbestand F002EHEI/Ehrhorn erkennbar. Dies gilt für die ungewichteten wie auch für die gewichteten Werte.

Reaktionszeigerwerte

Die mittleren Reaktionszeigerwerte für die BDF-F zeigen, wie die Lichtzeigerwerte, für die Berechnung ohne Berücksichtigung des Deckungsgrades (ungewichtet) eine engere Spannweite (2,4–6,8). Die Berechnung unter Berücksichtigung des Deckungsgrades (gewichtet) ergibt Werte zwischen 2,1 und 7,1 (Abb. 15.8). Die Buchenwälder auf Kalk sind basenreiche Standorte mit vielen Kalkzeigern. Daher errechnen sich gewichtet wie ungewichtet mittlere Werte über 6,0. Die basenarmen Buchenstandorte haben mittlere Reaktionszeigerwerte unter 3. Dies ist mit den mittleren Reaktionszeigerwerten der Fichtenbestände vergleichbar. In diesen Beständen treten vor allem Säurezeiger auf (ungewichtet: 2,4–3,7, gewichtet: 2,1–3,7). Auch die Kiefern- und Eichenbestände lassen nach den Berechnungen der mittleren Reaktionszeigerwerte auf saure Standortsbedingungen schließen, wobei die mittleren ungewichteten zwischen 3,0 und 3,7 liegen, die gewichteten zwischen 2,1 und 3,9.

Gerichtete Entwicklungen lassen sich in dem Eichenbestand auf F011IHEI/Ihlow und in dem Fichtenbestand im Harz (F004LBNH/Lange Bramke, Nordhang) feststellen. Hier sind kontinuierliche Abnahmen der Reaktionszeigerwerte festzustellen.

Stickstoffzeigerwerte

Die mittleren ungewichteten Stickstoffzeigerwerte zeigen, wie auch die mittleren Reaktionszeigerwerte, eine große Spannweite zwischen 2,7 und 6,4, gleiches kann für die mittleren gewichteten Werte festgestellt werden (2,8–7,2) (Abb. 15.9). In den beiden Buchenwäldern F008GWBU/Göttinger Wald und F007HABU/Harste sind viele Arten nicht nur Kalkzeiger, sondern weisen auch auf eine gute Stickstoffversorgung hin. Auf F005SLB1/Solling unter Buche ist die Stickstoffversorgung weniger günstig (ungewichtet: 4,2, gewichtet: 4,3). Der Fichtenbestand F006SLF1/Solling weist auf noch ungünstigere Stickstoffversorgung hin (ungewichtet: 3,6, gewichtet: 3,5). Die mittleren ungewichteten Stickstoffzeigerwerte liegen in den Fichtenbeständen zwischen 3,1 und 5,4, die gewichteten zwischen 3,0 und 5,2. Die hohen Werte von 5,2 bzw. 5,4 berechnen sich nur für F020SPFI/Spanbeck. Dies ist auf Kalkungsmaßnahmen und Auflichtungen zurückführbar (s. o.). In den Eichen- und Kiefernbeständen ist die Stickstoffversorgung sehr unterschiedlich. Es lassen sich mittlere ungewichtete Stickstoffzeigerwerte zwischen 2,7 und 6,3 errechnen, gewichtet zwischen 2,8 und 6,3.

Gerichtete Abnahmen lassen sich, wie bei der Reaktionszahl, auf der BDF-F im Harz (F004-LBNH/Lange Bramke, Nordhang) für die mittleren ungewichteten Stickstoffwerte feststellen. Auf den anderen BDF-F ist keine eindeutige Tendenz ersichtlich.

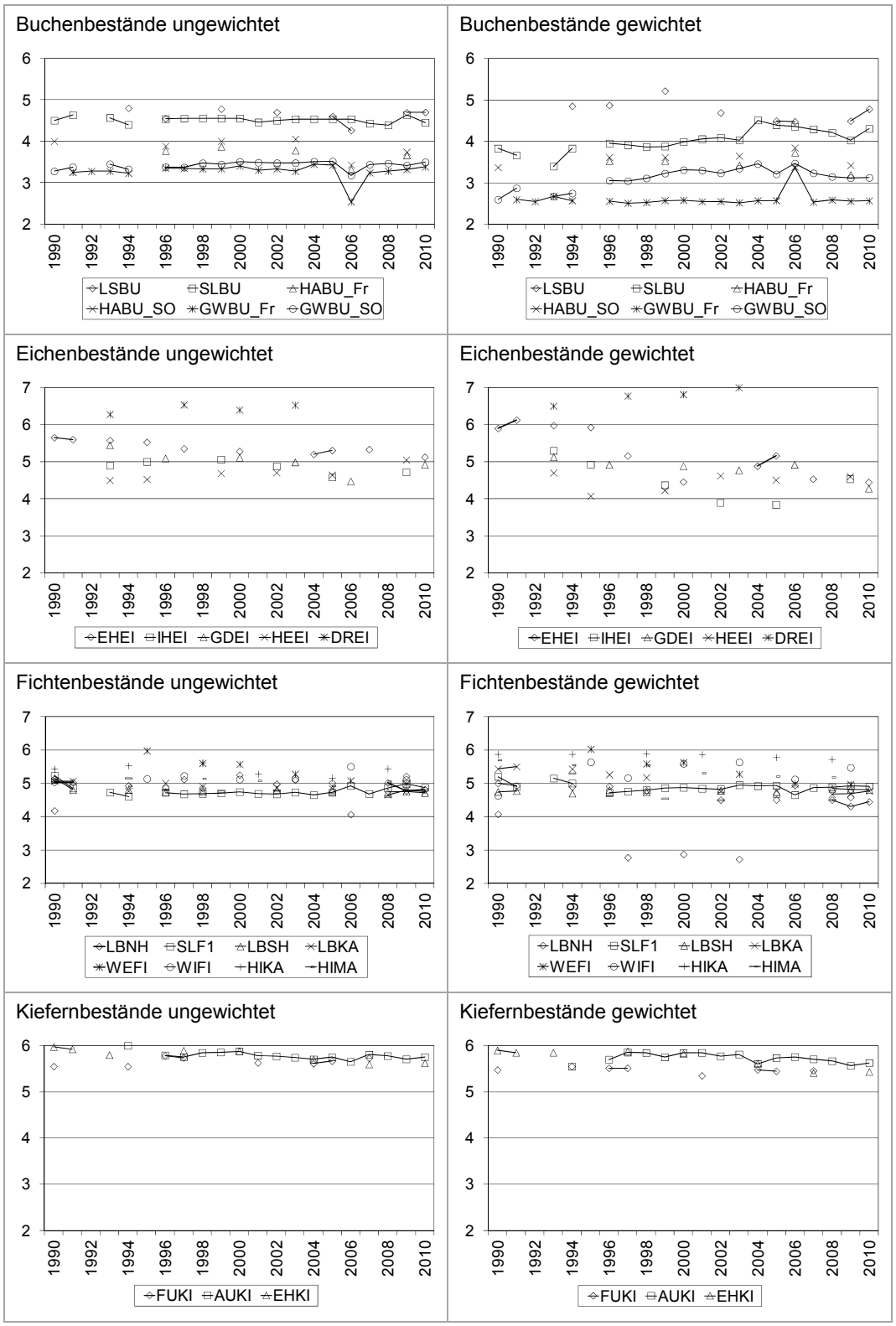


Abb. 15.7: Entwicklung der mittleren Lichtzeigerwerte; BDF-F, getrennt nach vorherrschender Baumart im Beobachtungszeitraum 1990–2010.

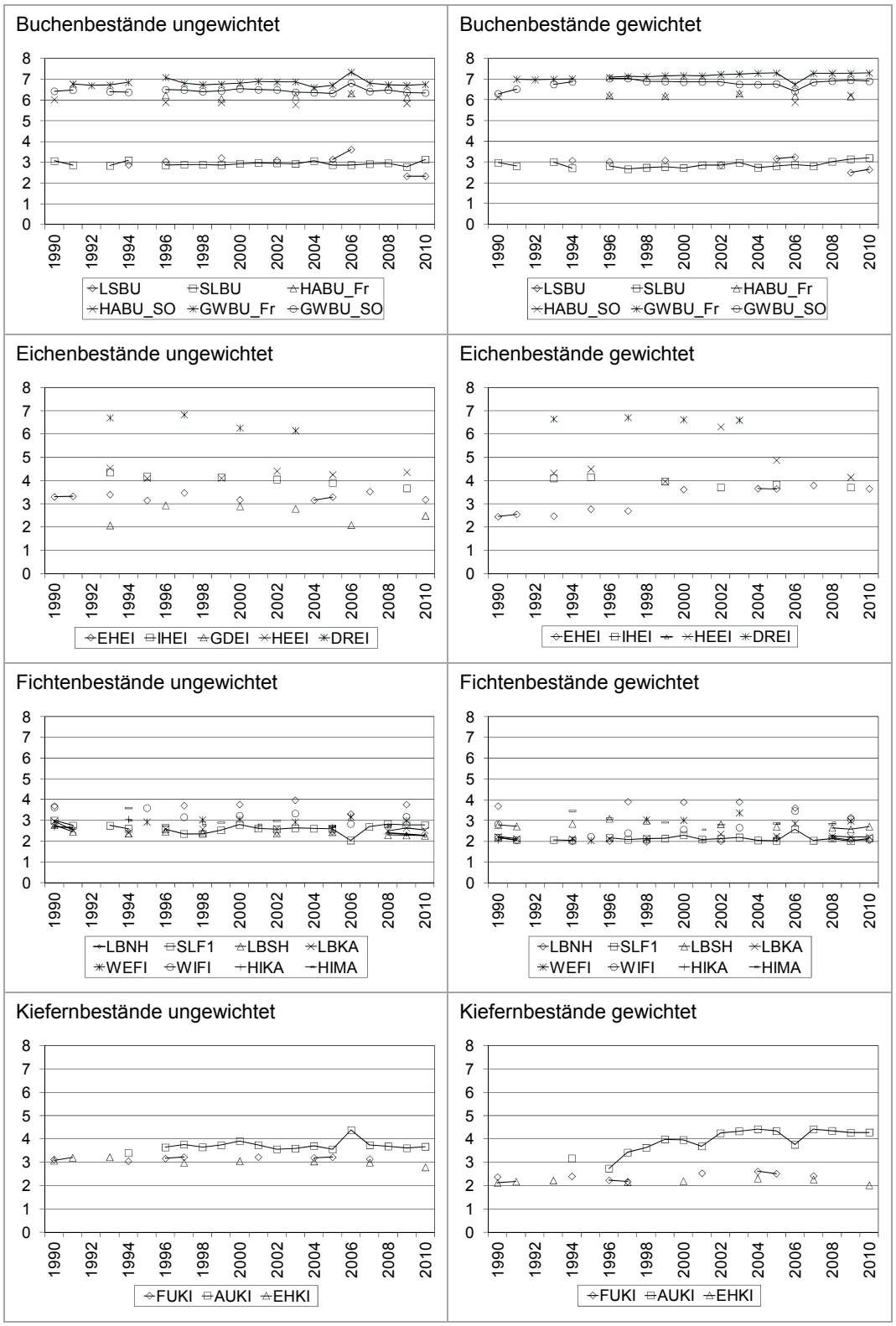


Abb. 15.8: Entwicklung der mittleren Reaktionszeigerwerte; BDF-F, getrennt nach vorherrschender Baumart im Beobachtungszeitraum 1990–2010.

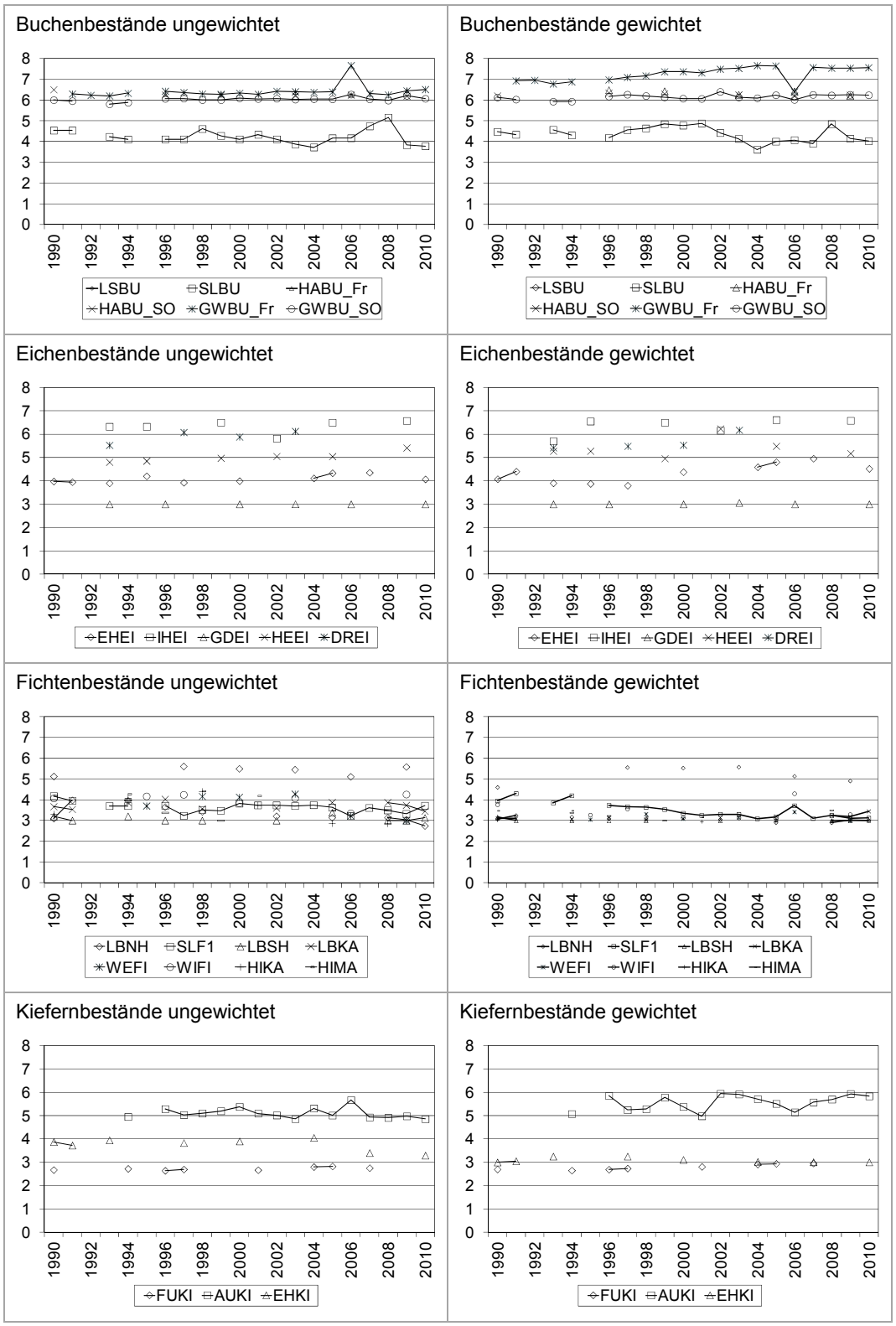


Abb. 15.9: Entwicklung der mittleren Stickstoffzeigerwerte; BDF-F, getrennt nach vorherrschender Baumart im Beobachtungszeitraum 1990–2010.

15.4 Zusammenfassung und Ausblick

Ackerstandorte auf BDF-L

Auf 48 Acker-BDF-L, davon 42 konventionell und sechs ökologisch bewirtschaftet, werden Vegetationsuntersuchungen durchgeführt. Seit 1992 wurden insgesamt über 1000 Vegetationsaufnahmen erstellt.

- Die über den gesamten Untersuchungszeitraum gemittelten Artenzahlen wild wachsender, heimischer Farn- und Blütenpflanzen auf den einzelnen Acker-BDF unterscheiden sich sehr stark in Abhängigkeit von Standort und Bewirtschaftung.
- Die ökologisch bewirtschafteten Äcker sind mit durchschnittlich 44 Arten pro Hektar deutlich artenreicher als die konventionell bewirtschafteten mit durchschnittlich 21 Arten. Insgesamt sind die Artenzahlen auf den Acker-BDF, insbesondere bei konventioneller Bewirtschaftung, sehr niedrig. Das Minimum liegt bei sechs Arten, das Maximum bei 58 Arten pro 1-ha-BDF.
- Während die Artenzahlen der Ackerbegleitflora auf den konventionell bewirtschafteten vBDF von 1995 bis 2010 auf niedrigem Niveau sehr geringfügig ansteigen, zeichnet sich ein deutlicherer Trend bei den Artenzahlen auf den ökologisch bewirtschafteten Flächen ab.
- Gemittelt über den gesamten Erfassungszeitraum kommen auf konventionell bewirtschafteten Äckern 12–14 heimische Wildpflanzenarten auf mehr als 50 % der 1-ha-BDF-Flächen vor. Das Artenspektrum dieser häufig gefundenen Arten unterscheidet sich kaum zwischen den naturräumlichen Regionen Küste, Tiefland und Hochland. Es handelt sich vorrangig um Arten, die positiv auf hohe Nährstoffangebote reagieren.
- Auf den ökologisch bewirtschafteten Äckern kommen 23 heimische Wildpflanzenarten im Tiefland auf mehr als jeder zweiten ökologisch bewirtschafteten Acker-BDF vor und 35 im Hügelland. Das Artenspektrum ist nicht nur größer, sondern auch naturraumspezifischer.
- Bezüglich der Zusammensetzung der Ackerbegleitflora zeigen sich nur geringe Unterschiede zwischen den Regionen, aber deutliche Unterschiede zwischen den Bewirtschaftungsformen. Unterschiede im Arteninventar zwischen den im Tiefland vorherrschenden basenarmen Sand- und Lehmböden und den im Hügelland häufigeren Kalkverwitterungs- sowie basenreichen Lehm- und Tonböden sind auf den ökologisch bewirtschafteten Äckern noch deutlich erkennbar. Die bewirtschaftungsbedingte Nivellierung der Standorte ist im ökologischen Ackerbau weniger stark ausgeprägt als im konventionellen.
- Trotz der im Untersuchungszeitraum bereits hohen Bewirtschaftungsintensität hat die Häufigkeit (Stetigkeit) einiger Arten auf den konventionell bewirtschafteten Acker-vBDF über die fünf Kartierdurchgänge von 1995 bis 2010 deutlich zugenommen. Es handelt sich vorrangig um Arten, die Standorte mit sehr hohem Stickstoffangebot kennzeichnen, insbesondere häufige und weit verbreitete „Problemunkräuter“. Andere Arten – darunter einige konkurrenzschwache, kleinwüchsige Ackerwildkrautarten, aber auch die Quecke – sind auf den konventionell bewirtschafteten Äckern deutlich zurückgedrängt worden.
- Auch unter ökologischer Bewirtschaftung haben insbesondere häufige und weit verbreitete Ackerwildkrautarten im Untersuchungszeitraum 1996–2010 zugenommen, darunter neben der Quecke auch die in Niedersachsen regional gefährdete Acker-Hundskamille.
- Nur wenige seltene und landesweit oder im jeweiligen Naturraum regional gefährdete Arten der niedersächsschen Roten Liste sind seit Beginn des Programms in den Vegetationsaufnahmen der Acker-BDF-L erfasst worden. Insbesondere bei konventioneller Bewirtschaftung werden seltene und gefährdete Arten regelmäßig nur in sehr geringer Individuenzahl gefunden.
- Die ökologisch bewirtschafteten Äcker weisen dagegen trotz der auch dort üblichen Unkrautbekämpfungsmaßnahmen einige landesweit stark gefährdete Arten in größeren Beständen und auch über den gesamten Untersuchungszeitraum auf und tragen dadurch zum Erhalt dieser Arten und der zugehörigen Pflanzengesellschaften bei.
- Auch auf konventionell bewirtschafteten Äckern werden immer wieder Einzelpflanzen oder wenige Exemplare gefährdeter

Arten gefunden. Diese trotz langjähriger intensiver Bewirtschaftung in der Diasporenbank des Bodens keimfähig erhaltenen Samen bzw. Diasporen können mit geeigneten Maßnahmen und Programmen reaktiviert werden.

- Die Ergebnisse der BDF-Vegetationsuntersuchungen belegen die Notwendigkeit von Naturschutzmaßnahmen zum Erhalt der niedersächsischen Ackerbegleitflora.
- Über den Untersuchungszeitraum möglicherweise veränderte Umweltbedingungen spiegeln sich bisher nicht in der Vegetation der BDF-L wider oder sie werden durch Bewirtschaftungsmaßnahmen überlagert. Auf den ökologisch bewirtschafteten BDF-L zeigt der N-Wert abnehmende Tendenz, während im konventionellen Ackerbau, im Grünland und auch im Dünental auf Baltrum keine deutlichen und gerichteten Veränderungen, weder bezüglich Stickstoffversorgung noch bezüglich Acidität oder Temperaturanstieg, sichtbar werden.

Grünlandstandorte auf BDF-L

- Die Grünlandbestände der Bodendauerbeobachtungsflächen sind überwiegend dem Wirtschaftsgrünland zuzuordnen. Darüber hinaus gibt es Sonderflächen wie einen extensiv genutzten Kalk-Magerrasen, eine Bergwiese, zwei ehemalige Ackerbrachen, einen Rohrglanzgrasbestand, einen Bestand des Vielblütigen Weidelgrases und einen Parkrasen. Das in Niedersachsen vorkommende Spektrum standorttypischer Grünlandgesellschaften des Extensivgrünlands ist damit nur teilweise in die Untersuchungen einbezogen.
- Die Gesamtartenzahl der Vegetationsaufnahmen der vBDF liegt im Mittel bei 20 Arten. Nur auf dem Kalk-Magerrasen bei Holenberg und der ehemalige Ackerbrache bei Fuhrberg wurden mehr als 30 Arten auf den Aufnahmeflächen nachgewiesen. Damit ist die Gesamtartenzahl relativ gering und weist auf eine vergleichsweise intensive Bewirtschaftung der meisten Bestände hin.
- Im Untersuchungszeitraum ist die Gesamtartenzahl auf den untersuchten Grünlandflächen in geringem Ausmaß angestiegen. Eine Zunahme der Artenzahlen ist auf sieben Einzelflächen statistisch abgesichert. Nur auf einer Grünlandfläche hat die Gesamtartenzahl signifikant abgenommen.
- Allgemein zeigen die Ergebnisse, dass sich im Beobachtungszeitraum keine weitere Artenverarmung als Folge einer weiteren Intensivierung auf den Flächen des Wirtschaftsgrünlands eingestellt hat. Sowohl konkurrenzschwache Grünlandarten, die weniger nährstoffreiche Bodenverhältnisse anzeigen, als auch Störzeiger stark gedüngter Standorte nehmen zu.
- Bemerkenswert ist die Abnahme von Rote-Liste-Arten auf den Untersuchungsflächen. Während die allgemein verbreiteten Arten tendenziell leicht zunehmen, ist die weitere Abnahme von ohnehin schon seltenen und gefährdeten Arten des Grünlands besorgniserregend. Hinzu kommt, dass hochgradig gefährdete Arten der Roten Liste auf den Untersuchungsflächen im Grünland gänzlich fehlen.
- Um die Repräsentativität der Untersuchungen zu verbessern, ist es wünschenswert, weitere unterschiedlich ausgeprägte Grünlandgesellschaften in die Untersuchung einzubeziehen. Angeregt wird die Aufnahme weiterer artenreicher Grünlandgesellschaften, z. B. unterschiedlich ausgeprägte Feuchtwiesen und Bestände des mesophilen Grünlands im niedersächsischen Hügelland in das Untersuchungsprogramm.

Forstlich genutzte Flächen (BDF-F)

- Auf 20 BDF-F (plus zwei Zusatzflächen im Harz) wird die Vegetation von vier Buchen-, fünf Eichen-, zehn Fichten- und drei Kiefernbeständen aufgenommen. Dabei wird die Baum-, Strauch-, Kraut- und Moosschicht getrennt erfasst.
- In den 20 Jahren der Untersuchungen veränderten sich die Artenzahlen in den Beständen nur geringfügig. Es sind wenige Trends hinsichtlich Zu- oder Abnahmen zu erkennen. Anstiege der Artenzahlen konnten auf einigen BDF-F nur ein bis zwei Jahre nach forstlichen Eingriffen festgestellt werden. Hier sind vor allem kurzzeitig auftretende Therophyten für die Zunahme verantwortlich, die als Licht- und Störungszeiger eingestuft werden können. Erhöhungen der Deckungsgrade hatte dies nicht zur Folge, da diese Einjährigen keine dichten Massenbestände bildeten.

Kontinuierliche Rückgänge in den Artenzahlen sind auf zwei Flächen (F001WEFI, F012EHKI) aufgrund von zunehmenden Kronenschlüssen zu beobachten. Auf F001WEFI/Westerberg ist dies mit einem starken Rückgang der Deckungsgrade verbunden. Betroffen sind vor allem *Deschampsia flexuosa* und *Vaccinium myrtillus*, die mit dem geringen Lichtgenuss nicht auskommen. Auch auf F002EHEI/Ehrhorn, Eiche ging die Deckung der Drahtschmiele aufgrund der geringer werdenden Lichtverhältnisse stark zurück. Dies spiegelt sich auch in den mittleren Lichtwerten wieder. Gerichtete Abnahmen der mittleren R- und N-Werte sind nur auf einer BDF-F im Harz (F004LBNH) festzustellen.

- Insgesamt sind die Veränderungen der Vegetation in der Krautschicht anhand der betrachteten Parameter gering. Forstliche Eingriffe, die je nach Intensität Licht- und Bodenbedingungen verändern, führen zunächst zu Artenverschiebungen. Ob hier immer eine Regeneration möglich ist, kann nur ein weitergehendes Monitoring zeigen.
- Eine Reaktion auf möglicherweise veränderte Umweltbedingungen, wie erhöhte Stickstoffeinträge oder Klimaveränderungen, zeigt die Waldbodenvegetation in den untersuchten Beständen bisher kaum. Dies spricht für eine hohe Resilienz der Bestände. Da Wälder jedoch, wie dieses Monitoring zeigt, nur langsam auf Veränderungen reagieren, ist es wichtig, vegetationskundliche Beobachtungen weiterzuführen. So bleibt gewährleistet, dass Veränderungen erkannt und bewertet werden können.

Ausblick

Gerichtete Veränderungen in der Vegetation, als Reaktion auf Boden- und Umweltveränderungen, verlaufen sehr langsam. Sowohl im Offenland als auch auf den Forstflächen deuten sich Trends an, die jedoch wegen der noch relativ kurzen Beobachtungsdauer von 20 Jahren nicht immer abzusichern sind. Die Untersuchungen zur Vegetations- und Artenzusammensetzung auf den Bodendauerbeobachtungsflächen sollten unverändert fortgesetzt werden. Nicht nur aufgrund der landesweit methodisch einheitlichen und systematischen Vorgehensweise bieten die vorliegenden Ergebnisse eine Datenbasis, die für Niedersachsen einmalig ist. Ergänzend zur Biotopkartierung werden Daten von land- und forstwirtschaftlich genutzten Flächen erhoben, die mit 82 % (2009) den größten Teil der Flächennutzung in Niedersachsen ausmachen.

15.5 Quellen

BMU – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (Hrsg.) (2007): Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt - vom Bundeskabinett am 7. November 2007 beschlossen. – Reihe Umweltpolitik: 178 S., <http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/broschuere_biolog_vielfalt_strategie_bf.pdf>; Berlin.

BURKART, M., DIERSCHKE, H., HÖLZEL, N., NOWIAK, B. & FARTMANN T. (2004): Molinio-Arrhenatheretea (E1) Kulturgrasland und verwandte Vegetationstypen, Teil 2: Molinietalia. – Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands **9**: 1–103.

DIERSCHKE, H. (1985): Pflanzensoziologische und ökologische Untersuchungen in den Wäldern Süd-Niedersachsens. II. Syntaxonomische Übersicht der Laubwaldgesellschaften und Gliederung der Buchenwälder. – Tuexenia **5**: 491–521.

DIERSCHKE, H. (1989): Artenreiche Buchenwaldgesellschaften Nordwest-Deutschlands. – Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft **1**: 107–148.

DIERSCHKE, H. (1997): Molinio-Arrhenatheretea (E1) Kulturgrasland und verwandte Vegetationstypen, Teil 1: Arrhenatheretalia. – Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands **3**: 1–73.

DIERSCHKE, H. & BRIEMLE, G. (2002): Kulturgrasland. – 239 S.; Stuttgart (Ulmer).

DÖRING-MEDERAKE, U. (1990): Pflanzensoziologische Gliederung und Standortsbedingungen von Bruch-, Quell- und Uferwäldern im niedersächsischen Tiefland. – Dissertation, Universität Göttingen: 165 S.

ELLENBERG, H., WEBER, H. E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W. & PAULISSEN, D. (2001). Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. – 3. Aufl., Scripta Geobotanika **XVIII**: 1–262.

ELSNER, D.-C. & U. MIERWALD (2001): Zehn Jahre vegetationskundliche Untersuchungen auf Bodendauer-Beobachtungsflächen. – Landesamt für Natur und Umwelt: Jahresbericht 2001.

GARVE, E. (2004): Rote Liste und Florenliste der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. – 5. Fassung, Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen **24**: 1–76.

HÄRDTLE, W., HEINKEN, T., PALLAS, J. & WEISS, W. (1997): Querco-Fagetea (H5). Sommergrüne Laubwälder - Teil 1: Quercion roboris. Bodensaure Eichenmischwälder. – Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands **2**: 1–51.

HEINKEN, T. (2008): Vaccinio-Piceetea (H7). Beerstrauch-Nadelwälder – Teil 1: Dicrano-Pinion. – Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands **10**: 1–88.

HEINZ, S. & KUHN, G. (2008): 20 Jahre Boden-Dauerbeobachtung in Bayern. Teil 2: Vegetation auf Äckern und im Grünland. – Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft **5**: 1–161.

HOFMEISTER, H. & GARVE, E. (2006): Lebensraum Acker. – 2. Aufl.; Remagen (Kessel).

HÖPER, H. & MEESENBURG, H. (2012): Das Bodendauerbeobachtungsprogramm. – GeoBerichte **23**: 6–18; Hannover (LBEG)

KESEL, R. (2000–2011): BOVEDA - Boden-Vegetations-Datenbank auf MS-Access-Basis für das Bodendauerbeobachtungsprogramm Niedersachsens, Projektteil Flora und Vegetation. – Ecosurvey, Büro Bremen. [Unveröff.].

KESEL, R. (2005): ELLEX - Programm zur Auswertung der Ellenbergschen Zeigerwerte. – Ecosurvey, Büro Bremen [Unveröff.].

KLEEFISCH, B. & KUES, J. (Koord.) (1997): Das Bodendauerbeobachtungsprogramm von Niedersachsen. Methoden und Ergebnisse. – Arb.-H. Boden 1997/**2**: 3–108, 40 Abb., 38 Tab., 1 Anl.; Hannover (NLfB).

KOPERSKI, M. (1999): Florenliste und Rote Liste der Moose in Niedersachsen und Bremen. – 2. Fassung, Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen **19**: 1–76.

NEITE, H. (1988): Untersuchungen zur Anlage und Beobachtung von Dauerprobeflächen in der Krautschicht von Buchenwäldern. – Tuexenia **8**: 295–305.

NILAS – Niedersächsisches Landtagsdokumentationssystem (2008): Biologische Vielfalt durch eine niedersächsische Artenschutzstrategie erhalten und vergrößern. – 13.11.2008, Drucksache **16/652**: 2 S., Niedersächsisches Landtagsdokumentationssystem, 16. Wahlperiode, Stand 10.10.2011.

SCHACHERER, A. (1989): Das niedersächsische Ackerwildkrautprogramm - erste Zwischenbilanz. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen **9**: 125–136.

SCHACHERER, A. (2001): Das niedersächsische Pflanzenarten-Erfassungsprogramm. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen **21**, Supplement Pflanzen: 1–20.

SCHACHERER, A. (2007): 20 Jahre Ackerwildkrautschutz in Niedersachsen – Entstehung eines Förderprogramms. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen **27**: 79–85.

SCHMIDT, W. (1991): Veränderungen der Krautschicht in Wäldern und ihre Eignung als pflanzlicher Bioindikator. – Schriftenreihe für Vegetationskunde **21**: 77–96.

SCHMIDT, W. (1995): Waldbodenpflanzen als Bioindikatoren niedersächsischer Naturwälder. – Forstarchiv **66**: 155–158.

SCHMIDT, W. (1999): Bioindikation und Monitoring von Pflanzengesellschaften - Konzepte, Ergebnisse, Anwendungen, dargestellt an Beispielen aus Wäldern. – Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft **11**: 133–155.

SCHMIDT, W. (2003): Vielfalt im Urwald – Einfalt im Wirtschaftswald? Untersuchungen zur Gefäßpflanzendiversität in Naturwaldreservaten. – In: GRADSTEIN, S. R., WILLMANN, R. & ZIZKA, G. (Hrsg.) (2003): Biodiversitätsforschung - Die Entschlüsselung der Artenvielfalt in Raum und Zeit. – Kleine Senckenberg-Reihe **45**: 185–204.

SCHMIDT, W. & WECKESSER, M. (2001): Struktur und Diversität der Waldvegetation als Indikatoren für eine nachhaltige Waldnutzung. – Forst und Holz **56**: 493–498.

SEIDLING, W. (2001): Auswertungsansätze zu den vegetationskundlichen Erhebungen auf den Dauerbeobachtungsflächen im Level-II-Programm. – In: BMELV (Hrsg.): Dauerbe-

obachtung der Waldvegetation im Level-II-Programm: 48–87.

SUNDSETH, K. (2011): Die EU-Biodiversitätsstrategie für das Jahr 2020. – Natura 2000 **30**: 3–7.

TRAXLER, A. (1997): Handbuch des vegetationsökologischen Monitorings. Methoden, Praxis, angewandte Projekte. Teil A: Methoden. – Umweltbundesamt Monographien **89A**: 1–391; Wien.

UMLAUFF-ZIMMERMANN, R. & KREIMES, K. (1987): Passives Monitoring in Waldökosystemen. – Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie **16**: 85–90.

WEISS, J. (2003): Biomonitoring und Erfolgskontrolle. – LÖBF-Mitteilungen **2**/2003: 8–14.

WICKE, G. (2007): Ergebnisse von 20 Jahren Ackerwildkrautschutz in Niedersachsen und Förderung im Kooperationsprogramm Naturschutz ab 2007. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen **27**: 86–93.

ZACHARIAS, D. (2001): Vegetation als Indikator für Acidität und Nährstoffsituation der Böden – In : NLFB – NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG (Hrsg.): Fachtagung mit Exkursion „10 Jahre Boden-Dauerbeobachtung in Niedersachsen“ am 17./18.10.2001 in Hannover, <www.lbeg.niedersachsen.de>.

ZERBE, S. (1993): Fichtenforste als Ersatzgesellschaften von Hainsimsen-Buchenwäldern. Vegetation, Struktur und Vegetationsveränderungen eines Forstökosystems. – Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme der Universität Göttingen Reihe **A 100**: 1–173.

ZIZKA, G., HORRES, R. & SCHNEIDER, J. V. (2003): Blütenpflanzen: Biodiversitätsforschung in den Tropen und „vor der Haustür“. – In: GRADSTEIN, S. R., WILLMANN, R. & ZIZKA, G. (Hrsg.) (2003): Biodiversitätsforschung – Die Entschlüsselung der Artenvielfalt in Raum und Zeit. – Kleine Senckenberg-Reihe **45**: 119–126.

16 Klimafolgenmonitoring

STEFAN FLECK, HENNING MEESENBURG, MARKUS WAGNER, BERND AHRENDS, MARTIN HASSDENTEUFEL, HEINRICH HÖPER & WALTER SCHÄFER

16.1 Einleitung

Der Boden ist als wichtiges Umweltmedium Gegenstand der Klimafolgenbetrachtung in der Deutschen Anpassungsstrategie (BUNDESREGIERUNG 2008). Auch in der Anpassungsstrategie des Landes Niedersachsen wird dezidiert auf den Bodenschutz als Handlungsfeld eingegangen (NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT UND KLIMASCHUTZ 2009). Als besondere Problemfelder werden u. a. benannt: Bodenerosion durch Wind und Wasser, Erhöhung der Stoffausträge, Humusverluste und Veränderungen im Wasserhaushalt (Sommertrockenheit, Staunässe und Überflutungen im Winter). Zur Erkennung und Quantifizierung der erwarteten Folgen globaler Klimaveränderungen auf die Böden ist ein Klimafolgenmonitoring unabdingbar. Dabei müssen bestehende Monitoringprogramme übernommen und gegebenenfalls an die erweiterten Fragestellungen angepasst werden.

Die Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen ist das Instrument des Landes zum Klimafolgenmonitoring, bezogen auf den Boden. Die Messergebnisse der vergangenen 20 Jahre liefern eine fundierte Basis zur Bewertung zukünftiger Entwicklungen. Welche treibenden Faktoren haben die beobachteten Entwicklungen im Wesentlichen bewirkt, und wie können sie die weitere Entwicklung unter sich ändernden Rahmenbedingungen beeinflussen? Wie ist der aktuelle Belastungszustand der Böden als Startpunkt für die weitere Entwicklung einzustufen? Und welche Veränderungen wären dann unter dem Einfluss des Klimawandels und anderer Rahmenbedingungen zu erwarten? Die Analyse dieser Zusammenhänge kann erste Hinweise auf die Bereiche geben, die bei der Weiterentwicklung des BDF-Programms besondere Aufmerksamkeit verdienen.

Natürliche Prozesse sind auf den land- oder forstwirtschaftlich genutzten Böden stark anthropogen überprägt. Der Einfluss langfristiger klimatischer Veränderungen kann (erst) nach hinreichend langer Beobachtung interpretiert werden. Der integrative Ansatz der Bodendauerbeobachtung, d. h. die parallele Erfassung von Daten zur Witterung, zum Stoffeintrag, zur Landbewirtschaftung, zum Bodenzustand und zur Qualität von Boden- oder Grundwasser, ermöglicht es, die verschiedenen Einflussgrößen, darunter auch die Klimaveränderungen, in ihrer Wirkung und ihrer Interaktion zu quantifizieren.

16.2 Auswirkungen des Klimawandels in Niedersachsen

16.2.1 Prognose von Klimaveränderungen und Auswirkungen

Zur erwarteten Veränderung der Rahmenbedingungen für die Entwicklung der Bodenfunktionen in den kommenden Jahren gehört auch der Klimawandel. Gemäß IPCC-Bericht (SOLOMON et al. 2007) werden, ausgehend von den weltweiten Klimaveränderungen, folgende Auswirkungen in Niedersachsen vorhergesagt:

- ein genereller Anstieg der Temperatur,
- eine Zunahme der Winterniederschläge (Dezember bis Februar),
- eine Abnahme der Sommerniederschläge (Juni bis August) und
- eine Zunahme der Starkregenereignisse in den Sommermonaten.

Eine Erhöhung der Bodentemperatur erhöht die Abbauleistung der Bodenorganismen (BLUME et al. 2010) und beschleunigt damit den Humusabbau. Zugleich wird allgemein auch das Pflanzenwachstum verstärkt, so dass der Nährstoffbedarf der Vegetation steigt.

Während bei der Temperatur eine absolute Erhöhung erwartet wird, könnte es bei den Niederschlägen eine saisonale Verschiebung in die Wintermonate geben, ohne dass sich die an der Bodenoberfläche jährlich auftreffende Wassermenge verändert. Für die Auswaschung und Verfügbarkeit von Nährstoffen könnten daher saisonale Effekte bedeutender werden, wenn die IPCC-Vorhersagen eintreten sollten. So könnten im Forst, bei höheren Winterniederschlägen nach der herbstlichen Nährstoffzufuhr aus dem Streufall, besonders die

mobileren Nährstoffe Kalium, Magnesium und Calcium verstärkt aus Streu und Humus gelöst werden (BLAIR 1988, LASKOWSKI, NIKLIŃSKA & MARYAŃSKI 1995). Weil im Winter keine Aufnahme durch die Pflanzenwurzeln erfolgt, könnte eine verstärkte Auswaschung die Folge sein. In den Sommermonaten wäre dagegen, aufgrund der geringeren Nährstoffmobilisierung durch Lösung, mit einer geringeren Verfügbarkeit von Nährstoffen für Pflanzenwurzeln zu rechnen. In der Landwirtschaft kann es im Sommer zu stärkerer Trockenheit, höherer Beregnungsbedürftigkeit und höheren Ertragsschwankungen kommen (HEIDT 2009). Im Winter nimmt dagegen die Sickerwassermenge und die Auswaschungsgefährdung der Böden zu, wobei in milden Wintern, infolge der Stickstoffmineralisation, mehr Nitrat in die Auswaschung gehen könnte. Es kann darüberhinaus, im Rahmen der Klimaanpassung der Landwirtschaft oder infolge politischer Maßnahmen (EEG 2008), zu Veränderungen im Spektrum der angebauten Kulturen kommen, was sich ebenfalls auf die Böden auswirken könnte.

Mit der Zunahme der Starkregenereignisse in den Sommermonaten erhöht sich auch die Gefahr der Bodenverluste durch Wassererosion. Dies ist besonders schwer vorherzusagen, da die Ereignisse nur vereinzelt und zufällig auftreten können und die Bodenbedeckung zum Zeitpunkt des Ereignisses eine entscheidende Rolle spielt. Einzelereignisse können dann aber bedeutend für das jährliche Erosionsgeschehen sein. Ein konsequentes und dauerhaftes Monitoring ist hier von besonderer Bedeutung. Ergebnisse zum niedersächsischen Erosionsmonitoring finden sich bei MOSIMANN et al. (2009).

16.2.2 Ermittlung der Wasserhaushaltskomponenten

Die Ermittlung der Wasserhaushaltskomponenten dient im Rahmen der Bodendauerbeobachtung in erster Linie der Quantifizierung von Nährstoffausträgen mit dem Bodensickerwasser sowie der Identifizierung von Phasen eingeschränkter Bodenwasserverfügbarkeit. Aus langzeitlichen Untersuchungen können Auswirkungen unterschiedlicher Nutzung und Behandlung sowie die jeweilige Belastung des Grundwassers erfasst und bewertet werden.

Eine direkte Messung von Bodensickerwassermengen erfordert einen hohen technischen Aufwand und ist nicht ohne Störung des natürlich entwickelten Bodengefüges durchführbar.

Bei den forstwirtschaftlich genutzten BDF wird überwiegend das forsthydrologische Simulationsmodell Brook90 (FEDERER, VÖRÖSMARTY & FEKETE 2003) in der Version LWF-Brook90 (HAMMEL & KENNEL 2001) eingesetzt. Der tägliche Wasserfluss im Boden basiert auf der nummerischen Lösung der Richards-Gleichung. Zur Berechnung der potenziellen Evapotranspiration wird eine Modifikation der Penman-Montheith-Formel nach SHUTTLEWORTH & WALLACE (1985) verwendet. KENNEL (1998) überprüfte die Gültigkeit des Modells anhand von Langzeitreihen aus bewaldeten Einzugsgebieten. Das Modell ist gut an mitteleuropäische Verhältnisse angepasst (SCHULTZE et al. 2005), hat seine Anwendbarkeit auf zahlreichen unterschiedlichen Standorten und für verschiedene Baumarten unter Beweis gestellt (ARMBRUSTER, SEEGERT & FEGER 2004, WELLPOTT et al. 2005) und wurde auch bei Fragestellungen zu regionalen Auswirkungen des Klimawandels eingesetzt (PANFEROV et al. 2009, SCHWÄRZEL et al. 2009). Validiert und kalibriert wird das Modell für die BDF-F anhand von Messungen des Bestandesniederschlags, des Matrixpotentials und der Bodenwassergehalte.

Für die landwirtschaftlich genutzten BDF wird zur standortbezogenen Abschätzung der Sickerwassermenge ein Einschicht-Bodenwasserhaushaltsmodell eingesetzt. Die Sickerwassermenge wird darin als Bilanzgröße aus Niederschlag und Verdunstung, unter Berücksichtigung bodenphysikalischer sowie landwirtschaftlich relevanter Modellparameter, auf Tagesbasis errechnet. Meteorologische Eingangsdaten werden jeweils durch Wetterstationen erfasst. Die Wasserspeicherfähigkeit der Böden geht als nFK_{We} unter Verwendung der von RENGER et al. (2009) vorgeschlagenen Feuchtigkeitsäquivalente in das Modell ein. Diese Werte orientieren sich an Wassergehalten aus in-situ-Bestimmungen und spiegeln somit eher Feldbodenbedingungen sowie die Dynamik der Wasserbindung wider, als der standardisierte FK-Wert bei pF 1,8. Potenzielle und aktuelle Verdunstung werden, wie in DVWK (1996) beschrieben, gemäß den Verfahren nach WENDLING, MÜLLER & SCHWEDE (1984) und WENDLING, SCHELLIN & THOMÄ (1991) ermittelt. Eine Modellvalidierung erfolgt

anhand von empirischen Messwerten (z. B. Sickerwasser aus Lysimetern, Wassergehalt aus Bodenproben), die mit den Ergebnissen verschiedener berechneter Ausgangsvariablen abgeglichen werden.

Entwicklung der Sickerwasserflüsse auf den Intensiv-BDF

Betrachtet man die tatsächlich in den letzten 20 Jahren eingetretene Entwicklung auf den BDF-F, erkennt man bei den meisten Flächen eine tendenzielle Zunahme der jährlichen Sickerwassermenge, bei drei Flächen blieb sie konstant, und nur bei Augustendorf nahm sie leicht ab (Abb. 16.1). Eine Zunahme der Sickerwassermengen würde zu erhöhten Nährstoffverlusten durch Auswaschung führen. Die statistische Unsicherheit dieser Trends ist jedoch noch zu groß, um daraus eine generelle Zunahme der Sickerwassermengen abzuleiten. Bei den auftretenden Schwankungen müsste der Betrachtungszeitraum für statistisch signifikante Aussagen länger sein.

Abbildung 16.2 zeigt die Entwicklung der jährlichen Sickerwassersummen auf den BDF-L sowie die über alle BDF-L gemittelte jährliche Niederschlagsmenge seit 2001. Der im Vergleich zu den forstlichen Flächen noch kürzere Simulationszeitraum reicht ebenfalls nicht aus, um signifikante Trends ableiten zu können. Eindeutig erkennbar ist die kurzfristige Reaktion des Bodensickerwassers in Abhängigkeit von der jährlichen Niederschlagsmenge. Die als besonders feucht geltenden Jahre 2002 und 2007 weisen die höchsten Sickerwassermengen auf. Die Periode relativ geringer Niederschlagsmengen von 2003 bis 2006 wird durch die Sickerwassermengen sehr genau nachgezeichnet. Die Jahre 2003 und 2006 waren von überdurchschnittlich langer saisonaler Trockenheit geprägt und zeigen die geringsten Sickerwasserverluste. Demnach ist der Niederschlag eine entscheidende Steuergröße des Bodenwasserhaushaltes der beobachteten Flächen. Reduziert um die kulturabhängige Verdunstungsmenge ergibt sich daraus die Sickerwassermenge (abzüglich des im Boden gespeicherten Wassers). Zwar ist von langfristigen Veränderungen in den absoluten jährlichen Niederschlagssummen gemäß IPCC-Bericht nicht auszugehen. Ein Effekt auf die Sickerwassermengen durch die saisonale Zunahme der Niederschläge in den Wintermonaten ist dennoch zu erwarten. Voraussichtlich wird die saisonale Verschiebung der Niederschläge in die Phase geringer pflanzenphysiologischer Aktivität eine Erhöhung des jährlich versickernden Bodenwassers und damit eine erhöhte Nährstoffauswaschung im Winter zur Folge haben.

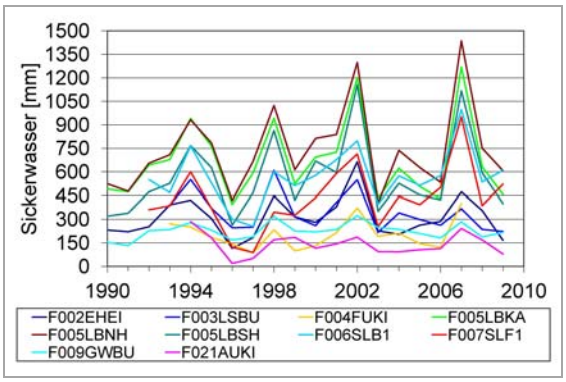


Abb. 16.1: Entwicklung der jährlichen Sickerwassermengen auf ausgewählten BDF-F.

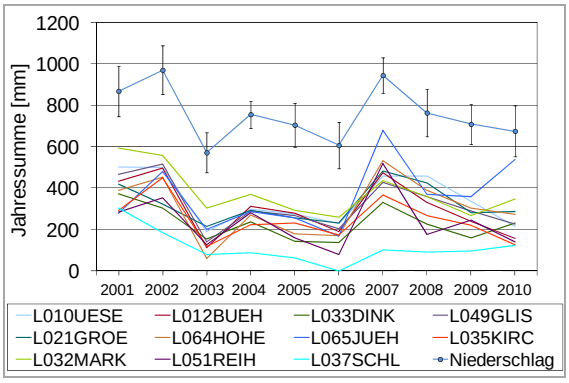


Abb. 16.2: Entwicklung der jährlichen Sickerwasser- und Niederschlagsmengen auf den BDF-L. Der Niederschlag ist als Mittel aller BDF-L dargestellt (Fehlerbalken: Standardabweichung).

Die BDF-L Schladen ist gekennzeichnet durch sehr geringe Jahresniederschläge sowie durch eine hohe Wasserspeicherfähigkeit (nFK). Die Sickerwassermengen fallen entsprechend niedrig aus. 2006 reichten die Niederschläge nicht aus, um den Bodenspeicher gänzlich zu füllen. Folglich trat kein Sickerwasser auf.

Langzeituntersuchungen auf der BDF-F Solling, Buche

Für die Fläche Solling, Buche (F006SLB1) liegen aus verschiedenen Messprogrammen Wasserhaushaltsmessungen seit 1960 vor, die eine für statistisch signifikante Aussagen geeignete Langzeitbetrachtung auf Basis der Bodenfeuchtesimulation erlauben. Demnach schwankte zwar auch im Zeitraum 1960–2009 die in den Wintermonaten pflanzenverfügbare Bodenwassermenge erheblich. Die größten positiven Abweichungen vom langjährigen Mittel traten aber alle erst in der zweiten Hälfte des Betrachtungszeitraums auf und die negativen Abweichungen liegen vermehrt in den ersten 25 Jahren. Die daraus berechnete langfristige Zunahme der winterlichen Bodenfeuchte ist nach dem Mann-Kendall-Test statistisch signifikant auf dem 10-%-Niveau (Abb. 16.3) und bestätigt damit indirekt die nach SOLOMON et al. (2007) erwartete Entwicklung.

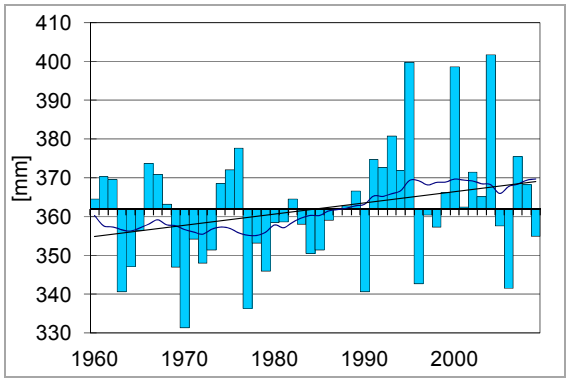


Abb. 16.3: Pflanzenverfügbares Bodenwasser [mm] (bis 1 m Tiefe) in den Wintermonaten Dezember bis Februar auf der Fläche Solling, Buche (F006SLB1; Darstellung mit langfristigem Mittelwert, linearem Trend und gleitendem Mittelwert).

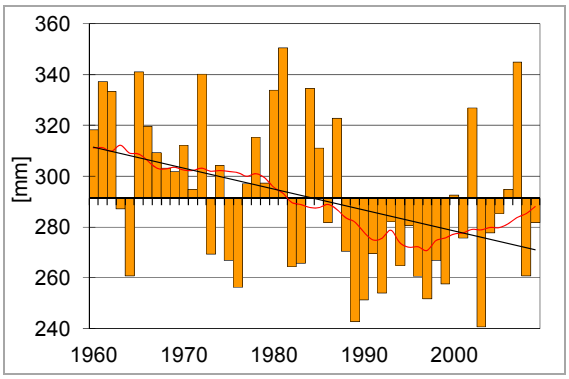


Abb. 16.4: Pflanzenverfügbares Bodenwasser [mm] (bis 1 m Tiefe) in den Sommermonaten Juni bis August auf der Fläche Solling, Buche (F006SLB1; Darstellung mit langfristigem Mittelwert, linearem Trend und gleitendem Mittelwert).

Auch in den Sommermonaten bestätigt die Bodenfeuchtesimulation aus dem Solling den erwarteten Trend. Bei großen Bodenfeuchteschwankungen liegen die meisten Überschreitungen des langfristigen Mittelwerts in den ersten 25 Jahren des Betrachtungszeitraums, während die Unterschreitungen gehäuft in seiner zweiten Hälfte auftreten. Der abnehmende Trend ist nach dem Mann-Kendall-Test statistisch signifikant auf dem 1-%-Niveau (Abb. 16.4).

Die Bedeutung dieser klimatischen Veränderungen für die Vegetation wurde anhand von Jahrringdaten der Buchen im Solling (BECK & MÜLLER 2007) rückwirkend analysiert (FLECK, WAGNER & MEESENBURG 2010). Demnach traten Zuwachsrückgänge insbesondere nach Jahren mit drastischen Bodenfeuchteschwankungen auf. In der Vegetationsperiode war in solchen Extremjahren besonders wenig Bodenwasser pflanzenverfügbar, in der Winterruhe dagegen sehr viel, wobei der Boden durchgehend Austrocknungs- bzw. Befeuchtungsperioden ausgesetzt war (Abb. 16.5). Deutliche Zuwachssteigerungen folgten dagegen auf Jahre, in denen Sommertrockenheit und Winterfeuchte nicht so extreme Werte erreichten.

Bei Eintreten der IPCC-Klimaprojektionen ist damit zu rechnen, dass Jahre mit extremen Bodenfeuchteschwankungen häufiger werden. Die empirisch belegten Wachstumsreaktionen auf Extremjahre könnten eine Folge der dann im Sommer geringen Nährstoffmobilisierung sein oder aber auch direkte Wirkungen der

Wasserverfügbarkeit auf Transpiration und Photosynthese (GRANIER et al. 2007). Die gleichzeitig durch den Temperaturanstieg beschleunigten Zersetzungsprozesse sind ebenfalls wasserabhängig; bei Trockenheit im Sommer besteht daher die Gefahr, dass die Nährstoffmobilisierung zu einem für die heimische Pflanzenwelt nicht nutzbaren Jahresabschnitt erfolgt, so dass erhöhte Auswaschungsverluste die Folge sind. Ein Zusammenwirken dieser Effekte könnte im Ergebnis eine Verarmung vieler Böden an basischen Kationen bewirken, wie sie zum Teil auch schon in den vergangenen 20 Jahren des BDF-Programms sichtbar wurde.

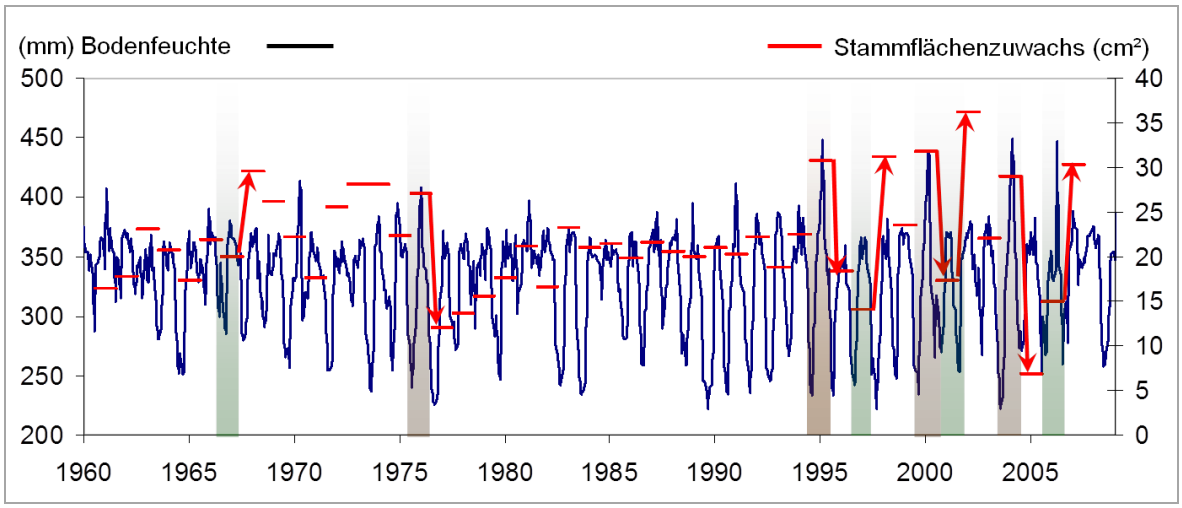


Abb. 16.5: Pflanzenverfügbares Bodenwasser [mm] auf der Fläche Solling, Buche (F006SLB1) und jährlicher Grundflächenzuwachs. Die stärksten Zuwachsrückgänge folgen den braun unterlegten Extremjahren, die stärksten Zuwachssteigerungen den grün unterlegten Jahren.

16.2.3 Humushaushalt

Die erwarteten Klimaveränderungen können sich direkt oder indirekt auf den Humushaushalt der Böden und auf deren Humusgehalte auswirken. So lassen zum einen steigende Temperaturen eine verstärkte Mineralisation der organischen Substanz und damit zumindest zeitweilig abnehmende Humusgehalte erwarten. Zum anderen könnte aber eine stärkere Austrocknung der Böden im Sommer dieser Entwicklung entgegenwirken. Darüber hinaus kann es auch indirekt, z. B. infolge von Klimaanpassungsstrategien, zu Auswirkungen auf den Boden kommen. Die Fruchtfolgen ändern sich, wie heute schon erkennbar, durch den Anbau von Pflanzen zur Energieerzeugung, oder, wie zukünftig erwartet, als Anpassung an die sich ändernden klimatischen Verhältnisse. Mit der Bodendauerbeobachtung lassen sich aufgrund des langfristigen Charakters aber auch aufgrund des integrierenden Ansatzes, d. h. unter Erfassung klimatischer und bewirtschaftungsbedingter Einflussfaktoren, die Ursachen für die zu erwartenden schleichenden Bodenveränderungen bestmöglich unter praxisnahen Bedingungen erforschen. Dies ist umso wichtiger, als der Temperatureinfluss auf den Abbau von organischer Substanz in der Literatur sehr kontrovers diskutiert wird (AGREN & BOSATTA 2002, DAVIDSON & JANSSEN 2006, GIARDINA & RYAN 2000, LISKI et al. 1999).

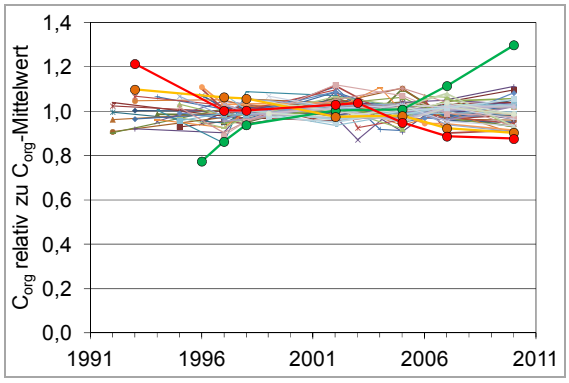
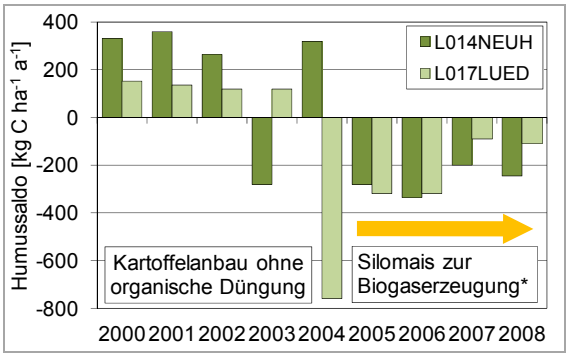


Abb. 16.6: Entwicklung der relativen C_{org}-Gehalte im Ap-Horizont der ackerbaulich genutzten BDF-L. (Relativwert = Mittelwerte der vier Kernflächen eines Jahres, geteilt durch Gesamtmittelwert über alle Jahre). Herausgehobene BDF-L: gelb = L031VINN, rot = L033DINK, grün = L051REIH.

Abbildung 16.6 gibt einen Überblick über die Entwicklung der relativen C_{org}-Gehalte auf den ackerbaulich genutzten BDF-L zwischen 1992 und 2010. Es zeigen sich zwar auf einzelnen Flächen deutliche Schwankungen zwischen den Jahren. Über alle Flächen betrachtet lässt sich jedoch kein Trend erkennen, der eine landesweite, möglicherweise den Klimaveränderungen zuzuschreibende Entwicklung dokumentieren könnte. Auch eine regionale Betrachtung, z. B. Ostniedersachsen versus Westniedersachsen, liefert keine anderen Erkenntnisse. Nichtsdestoweniger kann es auf Einzelflächen aufgrund vergangener Nutzungsänderungen (z. B. Grünlandumbruch, Entwässerungsmaßnahmen) zu signifikanten Veränderungen kommen.



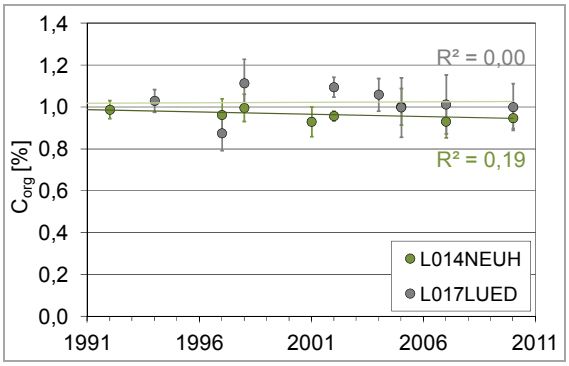


Abb. 16.7: Entwicklung der Humusbilanzen (oben) und der C_{org}-Gehalte (unten) in der Ackerkrume nach Umstellung auf eine Fruchtfolge mit einem hohen Energiepflanzenanteil (hier: Silomais) auf den BDF-L L014NEUH und L017LUED.

Andererseits zeigt sich, dass nicht nur die vorhergesagten Klimaveränderungen Folgen für den Boden haben könnten, sondern auch die Maßnahmen zur Anpassung. Mit einer Umstellung auf eine Fruchtfolge mit einem hohen Anteil an Silomais als Energiepflanze haben sich auf den BDF-L L014NEUH und L017LUED seit 2005 negative Humusbilanzen ergeben (Abb. 16.7). Auch die C_{org}-Gehalte zeigen einen leichten, wenngleich noch nicht absicherbaren Trend zu abnehmenden Werten auf L014-NEUH. Auf L017LUED liegen die Werte nach einem Zwischenhoch 1997–2004 inzwischen ebenfalls wieder etwas niedriger.

16.3 Mögliche Konsequenzen für die zukünftige Ausrichtung des BDF-Programms

Das niedersächsische Programm zur Bodendauerbeobachtung ist dazu angelegt, zeitliche Entwicklungen von Bodeneigenschaften langfristig zu verfolgen. Der Boden wird dabei umfassend im Kontext von Klima bzw. Witterung und land- bzw. forstwirtschaftlicher Bodennutzung als wirkende Faktoren sowie im Hinblick auf Interaktionen mit dem Grundwasser und der Vegetationsdecke betrachtet. Der Schwerpunkt liegt dabei auf gemessenen Werten oder direkten Beobachtungen, die es erlauben sollten, rückblickend Indizien für die potenziellen Auswirkungen globaler Klimaveränderungen auf Böden zu erhalten. Dabei ist es entscheidend, die Böden im gesamten Wirkungsgeflecht zu betrachten. Von besonderer Bedeutung ist dabei auch der Langzeitcharakter der Bodendauerbeobachtung. Nur bei Langzeitbetrachtungen ist es möglich, eine systemimmanente Oszillation der Bodenparameter mit unterschiedlichen Amplituden (jahreszeitlich, zwischenjährlich, fruchtfolgebezogen, Jahrzehnte) von langfristigen Trends zu unterscheiden. Und nur bei einer umfassenden Datenerhebung wird es möglich sein, diesen Trends Ursachen zuzuweisen und Maßnahmen einzuleiten.

Insgesamt ist allerdings auch zu berücksichtigen, dass die Dauerbeobachtungsprogramme der Länder naturgemäß mit einem begrenzten Etat ausgestattet sind, und dass, neben der Auswirkung von globalen Klimaveränderungen auf die Böden, die ursprünglichen Fragestellungen nicht vernachlässigt werden dürfen, u. a. die Entwicklung stofflicher und nicht-stofflicher Bodenbelastungen, Bodenfruchtbarkeit und Artenvielfalt.

Im Hinblick auf ein Klimafolgenmonitoring könnte das Bodendauerbeobachtungsprogramm in folgenden Aspekten ausgebaut werden:

Stärkere Berücksichtigung saisonaler Schwankungen

Die vorhergesagte Saisonalität der Klimaveränderungen, nassere und mildere Winter sowie trockenere und heißere Sommer mit Starkregenereignissen, lässt Veränderungen in der Nährstoffversorgung der Kulturen und Baumbestände und in der Nährstoffauswaschung mit dem Sickerwasser erwarten. Diese Dynamik gilt es möglichst genau abzubilden.

Modellbasierte Abschätzungen des Klimawandeleffekts

Unter Verwendung der Beobachtungen der letzten 20 Jahre können Wasserhaushalts- und Kohlenstoffmodelle, aber auch Ertragsmodelle in den Bereichen Forst- und Landwirtschaft validiert und zur Abschätzung zukünftiger Entwicklungen, u. a. infolge der vorhergesagten Klimaveränderungen, verwendet werden. Entscheidend ist hier, dass es gelingen muss, die oben beschriebene systemimmanente Oszillation der Bodenparameter möglichst genau abzubilden. Je genauer es gelingt, diese Schwankungen vorherzusagen, um so eher ist es möglich, Trends zu erkennen. Auch sind solche Modelle wichtig, um gegebenenfalls Klimaeinflüsse von anderen Einflussfaktoren (z. B. Bewirtschaftung) abzugrenzen.

Langfristige Messreihen fortsetzen

Angesichts häufig langsamer („schleichender“) Bodenveränderungen ist die Langfristigkeit der Bodendauerbeobachtung sicherzustellen. Dazu gehört nicht nur eine adäquate finanzielle und personelle Ausstattung. Probenahme und Analytik müssen über Jahrzehnte stark standardisiert erfolgen, Laborwechsel sind nach Möglichkeit zu vermeiden. Der Dokumentation und standardisierten Auswertung sind besondere Aufmerksamkeit zu widmen.

Verfahren der Datenhaltung und -auswertung weiter entwickeln

Die umfangreiche Datensammlung macht es erforderlich, die Systeme der Datenhaltung weiter zu entwickeln, um Daten zeitnah und untereinander verknüpft bereitstellen zu können. Diese müssen, basiert auf den jeweiligen Fragestellungen, flexibel die umfangreichen Verknüpfungsmöglichkeiten der Daten berücksichtigen und statistische Verfahren der Datenauswertung, von der einfachen Regressions- oder Varianzanalyse bis hin zu Zeitreihenanalysen und multivariaten Verfahren, ermöglichen.

16.4 Quellen

AGREN, G. I. & BOSATTA, E. (2002): Temperature response of soil organic matter. – Soil Biology and Biochemistry **34**: 129–132.

ARMBRUSTER, M., SEEGERT, J. & FEGER, K.-H. (2004): Effects of changes in tree species composition on water flow dynamics - Model applications and their limitations. – Plant and Soil **264**: 13–24.

BECK, W. & MÜLLER, J. (2007): Impact of Heat and Drought on Tree and Stand Vitality - Dendroecological Methods and first Results from Level-II-Plots in Southern Germany. – In: EICHHORN, J. (Hrsg.): Symposium forests in a changing environment - results of 20 years ICP Forests Monitoring, Göttingen, 25.–28.10.2006. – Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt **142**: 120–127.

BLAIR, J. M. (1988): Nutrient release from decomposing foliar litter of three tree species with special reference to calcium, magnesium and potassium dynamics. – Plant and Soil **110**: 49–55.

BLUME, H. P., BRÜMMER, G. W., HORN, R., KANDELER, E., KÖGEL-KNABNER, I., KRETZSCHMAR, R., STAHR, K. & WILKE, B.-M. (2010): Lehrbuch der Bodenkunde. – Berlin (Springer).

BUNDESREGIERUNG (2008): Deutsche Anpassungsstrategie an den Klimawandel. – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn, 78 S., <www.bmu.de>.

DAVIDSON, E. A. & JANSSEN, I. A. (2006): Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. – Nature **440**: 165–173.

DVWK (1996): Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen. – Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau, Merkblatt **238**: 1–177; Hamburg (Parey).

EEG (2008): Gesetz für den Vorrang Erneuerbarer Energien vom 25. Oktober 2008 (BGBl. I: 2074), geändert durch Artikel 1 des Gesetzes vom 28. Juli 2011 (BGBl. I: 1634).

FEDERER, C. A., VÖRÖSMARTY, C. & FEKETE, B. (2003): Sensitivity of annual evaporation to soil and root properties in two models of contrasting complexity. – Journal of Hydrometeorology **4**:1276–1290.

FLECK, S., WAGNER, M. & MEESENBURG, H. (2010): Wasserverfügbarkeit und Wachstum von Buche und Fichte. – In: NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT, VERBRAUCHERSCHUTZ UND LANDESENTWICKLUNG (Hrsg.): Waldzustandsbericht **2010**: 20–21.

GIARDINA, G. P. & RYAN, M. G. (2000): Evidence that decomposition rates of organic carbon in mineral soil do not vary with temperature. – Nature **404**: 858–861.

GRANIER, A., REICHSTEIN, M., BREDA, N., JANSSENS, I. A., FALGE, E., CIAIS, P., GRÜNWALD, T., AUBINET, M., BERBIGIER, P., BERNHOFER, C., BUCHMANN, N., FACINI, O., GRASSI, G., HEINESCH, B., ILVESNIEMI, H., KERONEN, P., KNOHL, A., KOSTNER, B., LAGERGREN, F., LINDROTH, A., LONGDOZ, B., LOUSTAU, D., MATEUS, J., MONTAGNANI, L., NYS, C., MOORS, E., PAPALE, M., PEIFFER, K., PILEGAARD, G., PITA, J., PUMPANEN, D., RAMBAL, S., REBMANN, C., RODRIGUES, A., SEUFERT, G., TENHUNEN, J., VESALA, T. & WANG, O. (2007): Evidence for soil water control on carbon and water dynamics in European forests during the extremely dry year 2003. – Agricultural and Forest Meteorology **143 (1-2)**: 123–145.

HAMMEL, K. & KENNEL, M. (2001): Charakterisierung und Analyse der Wasserverfügbarkeit und des Wasserhaushalts von Waldstandorten in Bayern mit dem Simulationsmodell BROOK90. – Forstliche Forschungsberichte München **185**: 1–148.

HEIDT, L. (2009): Auswirkungen des Klimawandels auf die potenzielle Beregnungsbedürftigkeit Nordost-Niedersachsens. – GeoBerichte **13**: 109 S., 66 Abb., 14 Tab., Anh., 5 Kt.; Hannover (LBEG).

KENNEL, M. (1998): Modellierung des Wasser- und Stoffhaushaltes von Waldökosystemen. Fallstudien: Forsthydrologisches Forschungsgebiet Krofdorf, Referenzgebiet Große Ohe. – Forstliche Forschungsberichte München **168**: 1–362.

LASKOWSKI, R., NIKLIŃSKA, M. & MARYAŃSKI, M. (1995): The dynamics of chemical elements in forest litter. – Journal of Ecology **76 (5)**: 1393–1406.

LISKI, J., ILVESNIEMI, H., MÄKELÄ, A. & WESTMAN, C. J. (1999): CO_2 Emissons from Soil in response to climatic warming are overestimated. - The decomposition of old soil organic matter is tolerant to temperature. – Ambio **28 (2)**: 171–174.

MOSIMANN, T., SANDERS, S., BUG, J. & BEISIEGEL, F. (2009): Bodenerosionsdauerbeobachtung in Niedersachsen 2000–2008. Methodik, Erosionsgeschehen, Bodenabträge und Anwendung der Ergebnisse. – Geosynthesis **14**: 1–101, Leibniz-Universität Hannover, Institut für Physische Geographie und Landschaftsokologie; Hannover.

NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT UND KLIMASCHUTZ (2009): Der Klimawandel als Herausforderung für Staat und Gesellschaft - Struktur für eine Anpassungsstrategie. – <www.mu.niedersachsen.de>.

PANFEROV, O., DÖRING, C., RAUCH, E., SOGACHEV, A. & AHRENDS, B. (2009): Feedbacks of windthrow for Norway spruce and Scots pine stands under changing climate. Environ. – Environmental Research Letters **4** (doi: 10.1088/1748-9326/4/4/045019): 1–10.

RENGER, M., BOHNE, K., FACKLAM, M., HARRACH, T., RIEK, W., SCHÄFER, W., WESSOLEK, G. & ZACHARIAS, S. (2009): Ergebnisse und Vorschläge der DBG-Arbeitsgruppe „Kennwerte des Bodengefüges" zur Schätzung bodenphysikalischer Kennwerte. – In: WESSOLEK, G, KAUPENJOHANN, M. & RENGER, M. (Hrsg.): Bodenphysikalische Kennwerte und Berechnungsverfahren für die Praxis. – Bodenökologie und Bodengenese **40**: 1–51; TU Berlin.

SCHULTZE, B., KÖLLING C., DITTMAR C., RÖTZER T. & ELLING W. (2005): Konzept für ein neues quantitatives Verfahren zur Kennzeichnung des Wasserhaushalts von Waldböden in Bayern: Modellierung - Regression - Regionalisierung. – Forstarchiv **76**: 155–163.

SCHWÄRZEL, K., FEGER, K. H., HÄNTZSCHEL, J., MENZER, A., SPANK, U., CLAUSNITZER, F., KÖSTNER, B. & BERNHOFER, C. (2009): A novel approach in model-based mapping of soil water conditions at forest sites. – Forest Ecology and Management **258**: 2163–2174.

SHUTTLEWORTH, W. J. & WALLACE, J. S. (1985): Evaporation from sparse crops - An energy combination theory. – Quarterly Journal of the Royal Meterological Society **111**: 839–855.

SOLOMON, S., QIN, D., MANNING, M., CHEN, Z., MARQUIS, M., AVERYT, K. B., TIGNOR, M. & MILLER, H. L. (eds.) (2007): Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. – S. 1–996; Cambridge/New York (University Press).

WELLPOTT, A., IMBRY, F., SCHINDLER, D. & MAYER, H. (2005): Simulation of drought for a Scots pine forest (Pinus sylvestris L.) in the southern upper Rhine plain. – Meteorologische Zeitschrift **14**: 143–150.

WENDLING, U., MÜLLER, J. & SCHWEDE, K. (1984): Ergebnisse von Verdunstungsmessungen über Gras mit einem Off-line-Datenerfassungssystem (2. Mitteilung). – Zeitschrift für Meteorologie **34**: 190–202.

WENDLING, U., SCHELLIN, H.-G. & THOMÄ, M. (1991): Bereitstellung von täglichen Informationen zum Wasserhaushalt des Bodens für die Zwecke der agrarmeteorologischen Beratung. – Zeitschrift für Meteorologie **41**: 468–475.

17 Anhang

Anhang 1: Standortliche Charakterisierung der landwirtschaftlichen Bodendauerbeobachtungsflächen

Tab. 17.1: Standortliche Charakterisierung der landwirtschaftlichen Bodendauerbeobachtungsflächen.

BDF-KBZ	Standort	Bodentyp (KA3)	Geogenese	KR	Klimaraum	BSK200	Morphologie
L001TIMM	Timmerlah	Parabraunerde	Lößlehm über Sandlöß über periglazialen Sanden	4	Subkontinentale Bergvorlandregion	4220	Ebene bis flachwellige Lößbörden
L002DRUE	Drütte	Schwarzerde-Parabraunerde	Lößlehm über kreidezeitlichem Gesteinszersatz (Turon)	5	Submontane Berglandregion	5210	Flachhängige Lößbecken und Hangfußlagen
L003EHME	Ehmen	Pseudogley	Periglaziäre Sande über Geschiebelehm	3	Subkontinentale Flachlandregion	3250	Grundwasserferne, ebene bis wellige Geest
L004HEMM	Hemmendorf	Parabraunerde	Lößlehm	5	Submontane Berglandregion	5110	Ebene bis flachwellige Lößbecken
L005REIN	Reinshof	Parabraunerde-Tschernosem	Lößlehm über Tonsteinzersatz	5	Submontane Berglandregion	5130	Ebene bis flachwellige Lößbecken
L006MARI7	Mariental	Pseudogley	Periglaziäre Sande über Geschiebelehm über Sandsteinzersatz des Lias (unterer Jura)	5	Submontane Berglandregion	5370	Flach- bis mittelhängiges Bergland
L007BARU	Barum	Kolluvium über Pseudogley-Parabraunerde	Umgelagerter weichselzeitlicher Löß über Sandlöß über Geschiebedecksand über Drethe-Gechiebelehm	3	Subkontinentale Flachlandregion	3260	Grundwasserferne, ebene bis wellige Geest
L008HOFS	Hofschwicheldt	Pelosol	Ton der Unterkreide	4	Subkontinentale Bergvorlandregion	4130	Ebene bis flachwellige Bördenrandzone
L009HORN	Hornburg	Pseudogley-Tschernosem	Lößlehm	4	Subkontinentale Bergvorlandregion	4210	Ebene bis flachwellige Lößbörden
L010UESE	Achim-Uesen	Pseudogley-Podsol	Geschiebedecksand über drenthezeitlichem Geschiebelehm	2	Maritim-Subkontinentale Flachlandregion	2250	Grundwasserferne, ebene bis wellige Geest
L011WEGE	Wegensen	Braunerde-Pelosol	Tonsteinzersatz des mittleren Keupers	5	Submontane Berglandregion	5350	Flach- bis mittelhängiges Bergland
L012BUEH	Bühren	Pseudovergleyter Auenboden	Holozäner Auenlehm	0	Talauen und Moore	0120	Talauen
L013OTTE	Ottenstein	Braunerde	Kryoturbate Fließerden über Tonsteinzersatz des unteren Keupers	5	Submontane Berglandregion	5520	Hochflächen, z. T. mit steilen Hängen

Tab. 17.1: Standortliche Charakterisierung der landwirtschaftlichen Bodendauerbeobachtungsflächen (Fortsetzung).

BDF-KBZ	Standort	Bodentyp (KA3)	Geogenese	KR	Klimaraum	BSK200	Morphologie
L014NEUH	Neuhäuserfelde	Schluffige Seemarsch	Perimarine Sedimente	1	Maritime Flachlandregion	1520	Marschen
L015ECHE	Echem	Flußmarsch	fluviatile, perimarine Sedimente	0	Talauen und Moore	0130	Talauen
L016TETE	Tetendorf	Podsol-Braunerde	Periglaziäre Sande über glazifluviatilen Sedimenten	2	Maritim-Subkontinentale Flachlandregion	2210	Grundwasserferne, ebene bis wellige Geest
L017LUED	Lüder	Podsol-Braunerde	Periglaziäre Sande über glazifluviatilen Sedimenten	3	Subkontinentale Flachlandregion	3210	Grundwasserferne, ebene bis wellige Geest
L018FISC	Fischerhude	Hochmoor	Hochmoor über fluviatil-glazifluviatilen Sedimenten	0	Talauen und Moore	0210	Moore
L019GAND	Ganderkesee	Pseudogley-Braunerde	Periglaziäre Sande über Geschiebelehm	2	Maritim-Subkontinentale Flachlandregion	2250	Grundwasserferne, ebene bis wellige Geest
L020PETK	Petkum	Brackmarsch	Brackmarsch über Niedermoortorf	1	Maritime Flachlandregion	1540	Marschen
L021GROE	Grönheimer Feld	Podsol	Flugsand über Geschiebedecksand über glazifluviatilen Sanden	2	Maritim-Subkontinentale Flachlandregion	2210	Grundwasserferne, ebene bis wellige Geest
L022VOXT	Voxtrup	Braunerde	Hangbildungen über Tonsteinzersatz	5	Submontane Berglandregion	5350	Flach- bis mittelhängiges Bergland
L023BRED	Breddewarden	Knickige Brackmarsch	Brackmarsch	1	Maritime Flachlandregion	1540	Marschen
L024DALU	Dalumer Moor	Hochmoor-umbruchboden (Sandmischkultur)	Sandmischkultur	0	Talauen und Moore	0240	Moore
L025GRAB	Grabhorn	Gley-Podsol	Periglaziäre Sande über glazifluviatilen Sanden	1	Maritime Flachlandregion	1110	Grundwassernahe, ebene Geest
L026VECH	Vechtel	Podsol-Gley	Holozäne Flugsande über fluviatilen, weichselzeitlichen Sanden	2	Maritim-Subkontinentale Flachlandregion	2110	Grundwassernahe, ebene Geest
L027BARR	Barrien	Parabraunerde	Sandlöß über pleistozänen Sanden über Geschiebelehm	2	Maritim-Subkontinentale Flachlandregion	2260	Grundwasserferne, ebene bis wellige Geest
L028NEGE	Negenbargen	Pseudogley-Plaggenesch	Flugsand mit Plaggenauflage über fluviatilen und glazifluviatilen Sedimenten	1	Maritime Flachlandregion	1110	Grundwassernahe, ebene Geest
L029TEUF	Teufelsmoor	Niedermoor	Niedermoortorf	0	Talauen und Moore	0230	Moore
L030KOEN	Königsmoor	Hochmoor	Hochmoortorf über fluviatilen und glazifluviatilen Sedimenten	0	Talauen und Moore	0210	Moore

Tab. 17.1: Standortliche Charakterisierung der landwirtschaftlichen Bodendauerbeobachtungsflächen (Fortsetzung).

BDF-KBZ	Standort	Bodentyp (KA3)	Geogenese	KR	Klimaraum	BSK200	Morphologie
L031VINN	Vinnhorst	Gley	fluviatile Sedimente	2	Maritim-Subkontinentale Flachlandregion	2240	Grundwasserferne, ebene bis wellige Geest
L032MARK	Markhausen	Podsol	Flugsand über fluviatilen Sanden	2	Maritim-Subkontinentale Flachlandregion	2210	Grundwasserferne, ebene bis wellige Geest
L033DINK	Dinklage	Gley-Podsol	Flugsand über fluviatilen Sanden	2	Maritim-Subkontinentale Flachlandregion	2110	Grundwassernahe, ebene Geest
L034NORD	Nordenham	Knickige Brackmarsch	Brackmarsch	1	Maritime Flachlandregion	1540	Marschen
L035KIRC	Kirchdorf	Pseudogley-Eschboden	Periglaziäre Sande mit Plaggenauflage über Geschiebelehm	2	Maritim-Subkontinentale Flachlandregion	2250	Grundwasserferne, ebene bis wellige Geest
L036STUE	Stütensen	Braunerde	Geschiebedecksand über glazifluviatilen Sanden	3	Subkontinentale Flachlandregion	3230	Grundwasserferne, ebene bis wellige Geest
L037SCHL	Schladen	Gley-Auenboden	Auelehm	0	Talauen und Moore	0120	Talauen
L038BALT	Baltrum	Gley	Marine Sande	1	Maritime Flachlandregion	1410	Nordseeinseln
L039HAND	Handeloh	Podsol-Braunerde	Geschiebedecksand über glazifluviatilem Material	2	Maritim-Subkontinentale Flachlandregion	2210	Grundwasserferne, ebene bis wellige Geest
L040ODER	Oderbrück	Podsol-Braunerde	Fließerden über Granitzersatz	6	Montane Berglandregion	6220	Steilhängiges Bergland
L041HOLE	Holenberg	Rendzina	Hangbildungen über Kalksteinzersatz des unteren Muschelkalks	5	Submontane Berglandregion	5440	Mittel- bis steilhängiges Bergland
L042FUHR	Fuhrberg	Gley	Weichselzeitliche fluviatile Sande	2	Maritim-Subkontinentale Flachlandregion	2110	Grundwassernahe, ebene Geest
L043OLDE	Oldershausen	Pseudogley-Parabraunerde	Weichselzeitlicher Lößlehm	5	Submontane Berglandregion	5210	Flachhängige Lößbecken und Hangfußlagen
L044KONA	Konau	Gley-Auenboden	Holozäner Auenlehm	0	Talauen und Moore	0120	Talauen
L045RIDD	Riddagshausen	Pseudogley-Braunerde	Geschiebedecksand über Geschiebelehm	3	Subkontinentale Flachlandregion	3330	Grundwasserferne, hügelige Geest
L046RODE	Rodewald	Gley-Pseudogley	Hochflutlehm über fluviatilen Sanden	2	Maritim-Subkontinentale Flachlandregion	2240	Grundwasserferne, ebene bis wellige Geest
L047HIDD	Hiddestorf	Parabraunerde	Lößlehm über Geschiebelehm	4	Subkontinentale Bergvorlandregi-on	4220	Ebene bis flachwellige Lößbörden
L048GORL	Gorleben	Gley-Auenboden	Auelehm über fluviatlilem Material	0	Talauen und Moore	0120	Talauen

Tab. 17.1: Standortliche Charakterisierung der landwirtschaftlichen Bodendauerbeobachtungsflächen (Fortsetzung).

BDF-KBZ	Standort	Bodentyp (KA3)	Geogenese	KR	Klimaraum	BSK200	Morphologie
L049GLIS	Glissen	Braunerde	Geschiebedecksand über glazifluviatilem Material	2	Maritim-Subkontinentale Flachlandregion	2210	Grundwasserferne, ebene bis wellige Geest
L050BOCK	Bockheber	Pseudogley-Braunerde	Geschiebedecksand über Geschiebelehm	2	Maritim-Subkontinentale Flachlandregion	2250	Grundwasserferne, ebene bis wellige Geest
L051REIH	Reinhausen	Pelosol	Fließerden (Röt) über Gesteinszersatz von Ton- und Kalksteinen des oberen Buntsandsteins	5	Submontane Berglandregion	5450	Mittel- bis steilhängiges Bergland
L052SUES	Süstedt	Pseudogley-Bänderparabraun-erde	Sandlöß über Geschiebedecksand über Geschiebelehm	2	Maritim-Subkontinentale Flachlandregion	2260	Grundwasserferne, ebene bis wellige Geest
L053HUED	Hüde	Niedermoor	Niedermoortorf über Mudde über glazifluviatilem Sand	0	Talauen und Moore	0230	Moore
L054OSNA	Osnabrück	Anthropogener Auftragsboden	Anthropogene Auffüllungen über Kalkstein- und Mergelsteinzersatz	5	Submontane Berglandregion	5350	Flach- bis mittelhängige Bergland
L055RUPE	Rupennest	Tiefumbruchboden aus Podsol	(Podsol-) Tiefumbruch über glazifluviatilen Sanden	1	Maritime Flachlandregion	1110	Grundwassernahe, ebene Geest
L056MEIN	Meinersen	Tiefumbruchboden aus Podsol	Tiefumbruch (Spargeltiefkultur) aus glazifluviatilen Sanden	2	Maritim-Subkontinentale Flachlandregion	2220	Grundwasserferne, ebene bis wellige Geest
L057STAR	Starkshorn	Braunerde-Podsol	Geschiebedecksand über glazifluviatilen weichselzeitlichen Sanden	2	Maritim-Subkontinentale Flachlandregion	2310	Grundwasserferne, hügelige Geest
L058KUEI	Küingdorf	Pseudogley-Braunerde	Umgelagerter Lößlehm über Geschiebelehm	5	Submontane Berglandregion	5220	Flachhängige Lößbecken und Hangfußlagen
L059WUEL	Wülferode-Kronsberg	Braunerde	Geschiebelehm über Mergelstein-, Kalksteinzersatz	4	Subkontinentale Bergvorlandregi-on	4120	Ebene bis flachwellige Bördenrandzone
L060ELME	Elmendorf	Niedermoor	Niedermoortorf	0	Talauen und Moore	0230	Moore
L061AHER	Aher Kämpe	Gley-Auenboden	Auenlehm	0	Talauen und Moore	0120	Talauen
L062FREI	Freiburg (Elbe)	Brackmarsch	Brackische Sedimente	1	Maritime Flachlandregion	1510	Marschen
L063MEYE	Meyenburg	Brackmarsch	Perimarine Sedimente	1	Maritime Flachlandregion	1540	Marschen
L064HOHE	Hohenzethen	Braunerde	Geschiebedecksand über glazifluviatilen Sanden	3	Subkontinentale Flachlandregion	3230	Grundwasserferne, ebene bis wellige Geest
L065JUEH	Jühnde	Braunerde-Rendzina	Kalksteinzersatz des Mittleren Muschelkalks	5	Submontane Berglandregion	5530	Hochflächen, z. T. mit steilen Hängen

Tab. 17.1: Standortliche Charakterisierung der landwirtschaftlichen Bodendauerbeobachtungsflächen (Fortsetzung).

BDF-KBZ	Standort	Bodentyp (KA3)	Geogenese	KR	Klimaraum	BSK200	Morphologie
L066STAP	Stapeler Moor	Hochmoor	Antropogene Auffüllung (Bunkerde) über Hochmoortorf über glazifluviatilem Sand	0	Talauen und Moore	0210	Moore
L067LIST	Listrup	Tiefumbruchboden aus Podsol	Podsoltiefumbruch über glazifluviatilen Sanden	2	Maritim-Subkontinentale Flachlandregion	2110	Grundwassernahe, ebene Geest
L068BYHU	Byhusen	Gley-Podsol	Geschiebedecksand über glazifluviatilen Sanden	2	Maritim-Subkontinentale Flachlandregion	2210	Grundwasserferne, ebene bis wellige Geest
L069WEND	Wendhausen	Pseudogley-Braunerde	Lößlehm über Löß über Geschiebelehm	4	Subkontinentale Bergvorlandregion	4230	Ebene bis flachwellige Lößbörden
L070SEHL	Sehlde	Braunerde	Fließerde aus Lößlehm und Oberkreidekalksteinverwitterung	5	Submontane Berglandregion	5420	Mittel- bis steilhängiges Bergland

Anhang 2: Standortliche Charakterisierung der forstlich genutzten Bodendauerbeobachtungsflächen

Tab. 17.2: Standortliche Charakterisierung der forstlich genutzten Bodendauerbeobachtungsflächen.

BDF-KBZ	Standort	Bodentyp (KA3)	Geogenese	KR	Klimaraum
F001WEFI	Westerberg	Podsol	Flugsand über glazifluviatilen Sanden	1	Maritime Flachlandregion
F002EHEI	Ehrhorn, Eiche	Podsolige Braunerde	glazifluviatile Sande	2	Maritim-Subkontinentale Flachlandregion
F003LSBU	Lüss	Podsol-Braunerde	glazifluviatile Sande	2	Maritim-Subkontinentale Flachlandregion
F004FUKI	Fuhrberg	Gley-Podsol	fluviatile Sande	2	Maritim-Subkontinentale Flachlandregion
F005LBNH	Lange Bramke, Nordhang	Podsol-Braunerde	devonische Sandsteine (Kahlebergsandstein) und Tonschiefer	6	Montane Berglandregion
F005LBSH	Lange Bramke, Südhang	Podsol-Braunerde	devonische Sandsteine (Kahlebergsandstein) und Tonschiefer	6	Montane Berglandregion
F005LBKA	Lange Bramke, Kamm	Podsol-Braunerde	devonische Sandsteine (Kahlebergsandstein) und Tonschiefer	6	Montane Berglandregion
F006SLB1	Solling, Buche	Podsolige Braunerde	Lößlehm über Sandsteinzersatz des mittleren Buntsandsteins (Sollingfolge)	6	Montane Berglandregion
F007SLF1	Solling, Fichte	Podsolige Braunerde	Lößlehm über Sandsteinzersatz des mittleren Buntsandsteins (Sollingfolge)	6	Montane Berglandregion
F008HABU	Harste	Parabraunerde	Lößlehm über Kalksteinzersatz	5	Submontane Berglandregion
F009GWBU	Göttinger Wald	Terra Fusca-Rendzina	Kalksteinzersatz des unteren Muschelkalks	5	Submontane Berglandregion
F010WIFI	Wingst	Podsolige Braunerde	Flugsand über glazifluviatilen Sanden	1	Maritime Flachlandregion
F011IHEI	Ihlow	Plaggenesch auf Gley	fluviatiler Sand	1	Maritime Flachlandregion
F012EHKI	Ehrhorn, Kiefer	Podsolige Braunerde	glazifluviatile Sande	2	Maritim-Subkontinentale Flachlandregion
F013GDEI	Göhrde	Podsol-Braunerde	glazifluviatile Sande	3	Subkontinentale Flachlandregion
F014HEEI	Herrenholz	Pseudogley	Sandlöß über Geschiebelehm	2	Maritim-Subkontinentale Flachlandregion
F015DREI	Drömling	Anmoorgley	Niedermoortorf	0	Talauen und Moore
F016HIKA	Hilskamm, Altfichte	Podsolige Braunerde	Sandsteinzersatz des Hilssandstein	5	Submontane Berglandregion
F017HIMA	Hilsmulde, Altfichte	Braunerde-Podsol	Fließerden über Flammenmergel der Unterkreide	5	Submontane Berglandregion
F019HIMJ	Hilsmulde, Jungfichte	Podsolige Braunerde	Lößlehm über Hilssandstein	5	Submontane Berglandregion
F020SPFI	Spanbeck	Braunerde	Lößlehm über Sandsteinzersatz des mittleren Buntsandsteins	5	Submontane Berglandregion
F021AUKI	Augustendorf	Podsol-Tiefumbruchsboden	fluviatile Sande	2	Maritim-Subkontinentale Flachlandregion

Anhang 3: Nutzung bzw. Bewirtschaftung der landwirtschaftlichen Bodendauerbeobachtungsflächen und besondere Belastungen

Tab. 17.3: Nutzung bzw. Bewirtschaftung der landwirtschaftlichen Bodendauerbeobachtungsflächen und besondere Belastungen.

BDF-KBZ	BDF-Name	Nutzung	NSG/ WSG	Land-wirt-schaft	Fruchtfolge/Grünlandnutzung	Klasse_N-Düngung	Klasse_org-Düngung	Dränung	Belastung
L001TIMM	Timmerlah	Ackerland		konv.	Getreide/Zuckerrüben	> 200 kgN/ha*a	regelmäßig	nein	
L002DRUE	Drütte	Ackerland		konv.	Getreide/Raps/Zuckerrüben	100–200 kgN/ha*a	keine	nein	Emissionen (Luft)
L003EHME	Ehmen	Ackerland		konv.	Getreide/Zuckerrüben	100–200 kgN/ha*a	keine	ja	
L004HEMM	Hemmendorf	Ackerland		konv.	Getreide/Zuckerrüben	> 200 kgN/ha*a	gelegentlich	nein	
L005REIN	Reinshof	Ackerland		konv.	Getreide/Zuckerrüben	100–200 kgN/ha*a	keine	ja	
L006MARI	Mariental	Ackerland		konv.	Getreide/Raps	100–200 kgN/ha*a	keine	ja	
L007BARU	Barum	Ackerland		konv.	Getreide/Kartoffeln/Zuckerrüben	> 200 kgN/ha*a	regelmäßig	ja	Wassererosion
L008HOFS	Hofschwicheldt	Ackerland		konv.	Getreide/Raps	100–200 kgN/ha*a	gelegentlich	ja	
L009HORN	Hornburg	Ackerland	WSG	konv.	Getreide/Zuckerrüben	100–200 kgN/ha*a	keine	ja	
L010UESE	Achim-Uesen	Ackerland	WSG	konv.	Getreide/Raps // ab 2010 naturnah	100–200 kgN/ha*a	gelegentlich	ja	
L011WEGE	Wegensen	Grünland		konv.	Mähweide, 3 Schnitte	> 200 kgN/ha*a	regelmäßig	nein	
L012BUEH	Bühren	Ackerland		konv.	Getreide/Raps	> 200 kgN/ha*a	regelmäßig	ja	
L013OTTE	Ottenstein	Ackerland		konv.	Getreide/Raps	100–200 kgN/ha*a	gelegentlich	nein	
L014NEUH	Neuhäuserfelde	Ackerland		konv.	Getreide/Raps // ab 2006 Mais	> 200 kgN/ha*a	gelegentlich	ja	
L015ECHE	Echem	Grünland		konv.	Mähweide, 2 Schnitte	100–200 kgN/ha*a	regelmäßig	nein	
L016TETE	Tetendorf	Ackerland		konv.	Getreide/Mais/Kartoffeln	> 200 kgN/ha*a	regelmäßig	nein	Klärschlamm
L017LUED	Lüder	Ackerland		konv.	Getreide/Kartoffeln // ab 2005 Mais	100–200 kgN/ha*a	gelegentlich	nein	
L018FISC	Fischerhude	Grünland		konv.	Mähweide, 3 Schnitte	> 200 kgN/ha*a	regelmäßig	ja	
L019GAND	Ganderkesee	Ackerland		konv.	Getreide/Kartoffeln	100–200 kgN/ha*a	regelmäßig	nein	Klärschlamm
L020PETK	Petkum	Grünland		konv.	Mähweide, 1 Schnitt	100–200 kgN/ha*a	regelmäßig	nein	
L021GROE	Grönheimer Feld	Ackerland	WSG	ökol.	Getreide/Kartoffeln/Erbsen	< 100 kgN/ha*a	regelmäßig	nein	
L022VOXT	Voxtrup	Ackerland	WSG	konv.	Getreide/Mais/Raps	100–200 kgN/ha*a	regelmäßig	nein	
L023BRED	Breddewarden	Grünland		konv.	Mähweide, 2 Schnitte	100–200 kgN/ha*a	regelmäßig	nein	
L024DALU	Dalumer Moor	Ackerland		konv.	Getreide/Mais/Kartoffeln/Ackergras	> 200 kgN/ha*a	regelmäßig	nein	

Tab. 17.3: Nutzung bzw. Bewirtschaftung der landwirtschaftlichen Bodendauerbeobachtungsflächen und besondere Belastungen (Fortsetzung).

BDF-KBZ	BDF-Name	Nutzung	NSG/ WSG	Land-wirt-schaft	Fruchtfolge/Grünlandnutzung	Klasse_N-Düngung	Klasse_org-Düngung	Dränung	Belastung
L025GRAB	Grabhorn	Ackerland		konv.	Getreide/Mais/Kartoffeln	100–200 kgN/ha*a	regelmäßig	ja	
L026VECH	Vechtel	Ackerland		konv.	Getreide/Mais/Kartoffeln	> 200 kgN/ha*a	regelmäßig	ja	
L027BARR	Barrien	Ackerland		konv.	Getreide/Raps/Mais	100–200 kgN/ha*a	regelmäßig	nein	Klärschlamm
L028NEGE	Negenbargen	Grünland		konv.	Weide	< 100 kgN/ha*a	gelegentlich	nein	
L029TEUF	Teufelsmoor	Grünland	NSG	ext.	Wiese, 2 Schnitte	< 100 kgN/ha*a	keine	nein	
L030KOEN	Königsmoor	Grünland		konv.	Wiese, 4 Schnitte	> 200 kgN/ha*a	regelmäßig	ja	
L031VINN	Vinnhorst	Ackerland		konv.	Getreide/Raps	100–200 kgN/ha*a	keine	nein	Emissionen (Luft)
L032MARK	Markhausen	Ackerland	WSG	konv.	Getreide/Mais	> 200 kgN/ha*a	regelmäßig	nein	Wirtschaftsdünger
L033DINK	Dinklage	Ackerland		konv.	Mais/Getreide	> 200 kgN/ha*a	regelmäßig	ja	Wirtschaftsdünger
L034NORD	Nordenham	Grünland		konv.	Weide	100–200 kgN/ha*a	gelegentlich	nein	Emissionen (Luft)
L035KIRC	Kirchdorf	Naturnahe Fläche	WSG	konv.	Weide	< 100 kgN/ha*a	keine	nein	
L036STUE	Stütensen	Ackerland		ökol.	Getreide/Kleegras/Kartoffeln/ Leguminosen/Gemüse	100–200 kgN/ha*a	regelmäßig	nein	
L037SCHL	Schladen	Ackerland	WSG	konv.	Getreide/Zuckerrüben/Mais	100–200 kgN/ha*a	gelegentlich	nein	Schadstoffeintrag, Aue
L038BALT	Baltrum	Naturnahe Fläche	NSG/ WSG	keine				nein	
L039HAND	Handeloh	Ackerland		konv.	Getreide/Mais/Kartoffeln/Raps	100–200 kgN/ha*a	regelmäßig	nein	
L040ODER	Oderbrück	Naturnahe Fläche	NSG/ WSG	ext,	Wiese, 1 Schnitt		keine	nein	Emissionen (Luft)
L041HOLE	Holenberg	Grünland	NSG/ WSG	ext.	Weide	< 100 kgN/ha*a	keine	nein	
L042FUHR	Fuhrberg	Naturnahe Fläche	WSG	konv.	Brache bis 2006 // Getreide/Kartoffeln	< 100 kgN/ha*a	gelegentlich	nein	
L043OLDE	Oldershausen	Ackerland		konv.	Getreide/Zuckerrüben	100–200 kgN/ha*a	gelegentlich	nein	
L044KONA	Konau	Grünland		konv.	Weide	100–200 kgN/ha*a	regelmäßig	nein	
L045RIDD	Riddagshausen	Ackerland	NSG/ WSG	ökol.	Getreide/Kartoffeln/Leguminosen	< 100 kgN/ha*a	gelegentlich	ja	Emissionen (Luft)
L046RODE	Rodewald	Ackerland		konv.	Getreide/Raps	100–200 kgN/ha*a	regelmäßig	nein	

Tab. 17.3: Nutzung bzw. Bewirtschaftung der landwirtschaftlichen Bodendauerbeobachtungsflächen und besondere Belastungen (Fortsetzung).

BDF-KBZ	BDF-Name	Nutzung	NSG/ WSG	Land-wirt-schaft	Fruchtfolge/Grünlandnutzung	Klasse_N-Düngung	Klasse_org-Düngung	Dränung	Belastung
L047HIDD	Hiddestorf	Ackerland		konv.	Getreide/Mais/Zuckerrüben	100–200 kgN/ha*a	keine	nein	
L048GORL	Gorleben	Grünland		konv.	Mähweide, 1 Schnitt	100–200 kgN/ha*a	regelmäßig	nein	Schadstoffeintrag, Aue
L049GLIS	Glissen	Ackerland	WSG	konv.	Brache 2003–2007, Getreide/Mais	100–200 kgN/ha*a	regelmäßig	nein	
L050BOCK	Bockheber	Ackerland	NSG	ext.	Getreide/Kartoffeln/Leguminosen	< 100 kgN/ha*a	regelmäßig	nein	
L051REIH	Reinhausen	Ackerland		konv.	Getreide/Raps	100–200kgN/ha*a	gelegentlich	nein	
L052SUES	Süstedt	Ackerland		konv.	Getreide/Zuckerrüben/Kartoffeln	> 200 kgN/ha*a	regelmäßig	nein	
L053HUED	Hüde	Ackerland		konv.	Mais/Mais(CCM)	100–200 kgN/ha*a	regelmäßig	ja	Ackerbau auf Niedermoor
L054OSNA	Osnabrück	Stadtpark		keine				nein	Stadtpark, Emissionen (Luft)
L055RUPE	Rupennest	Ackerland		konv.	Kartoffeln/Getreide/Raps	100–200 kgN/ha*a	gelegentlich	nein	Winderosion, rigolt 1960
L056MEIN	Meinersen	Ackerland	WSG	konv.	Spargel bis 2003 // Getreide/Kartoffeln	100–200 kgN/ha*a	keine	nein	Winderosion, Spargelanbau, rigolt 1994
L057STAR	Starkshorn	Ackerland	WSG	konv.	Getreide/Kartoffeln/Zuckerrüben	100–200 kgN/ha*a	regelmäßig	nein	
L058KUEI	Küingdorf	Ackerland		konv.	Getreide/Raps	100–200 kgN/ha*a	regelmäßig	nein	Wassererosion
L059WUEL	Wülferode	Ackerland		ökol.	Getreide/Kleegras/Leguminosen	< 100 kgN/ha*a	regelmäßig	nein	
L060ELME	Elmendorf	Grünland		konv.	Mähweide, 1 Schnitt	< 100 kgN/ha*a	gelegentlich	ja	
L061AHER	Aher Kämpe	Grünland	NSG/ WSG	konv.	Mähweide, 1 Schnitt	100–200 kgN/ha*a	gelegentlich	nein	
L062FREI	Freiburg (Elbe)	Grünland	NSG	konv.	Weide	< 100 kgN/ha*a	keine	nein	
L063MEYE	Meyenburg	Ackerland		konv.	Getreide/Raps	> 200 kgN/ha*a	gelegentlich	ja	
L064HOHE	Hohenzethen	Ackerland		konv.	Kartoffeln/Getreide/Zuckerrüben/Mais	100–200 kgN/ha*a	regelmäßig	nein	
L065JUEH	Jühnde	Ackerland		konv.	Getreide/Raps/Mais	100–200 kgN/ha*a	regelmäßig	nein	
L066STAP	Stapeler Moor	Moor, vernässt	NSG	keine				nein	
L067LIST	Listrup	Ackerland		konv.	Getreide	> 200 kgN/ha*a	regelmäßig	nein	Kompost
L068BYHU	Byhusen	Grünland		konv.	Wiese, 3 Schnitte	> 200 kgN/ha*a	regelmäßig	ja	
L069WEND	Wendhausen	Ackerland		ökol.	Getreide/Kleegras	< 100 kgN/ha*a	keine	nein	
L070SEHL	Sehlde	Ackerland	WSG	konv.	Getreide/Raps	> 200 kgN/ha*a	keine	nein	

Anhang 4: Nutzung und Schutzstatus der forstlich genutzten Bodendauerbeobachtungsflächen

Tab. 17.4: Nutzung und Schutzstatus der forstlich genutzten Bodendauerbeobachtungsflächen.

BDF-KBZ	BDF-Name	Bestand	Bestandesalter	aktuelle Vegetation	Schutzstatus
F001WEFI	Westerberg	Fichte	18	Douglasienforst (Anpflanzung nach Windwurf, ehemals Harzer Labkraut-Fichtenforst)	
F002EHEI	Ehrhorn, Eiche	Eiche	130	Bodensaurer Eichen- und Eichenmischwald	FFH/NSG/WSG
F003LSBU	Lüss	Buche	131	Hainsimsen-Buchenwald, typische Variante	Vogelschutz
F004FUKI	Fuhrberg	Kiefer	60	Drahtschmielen-Kiefernwald	WSG
F005LBNH	Lange Bramke, Nordhang	Fichte	64	Harzer Labkraut-Fichtenforst	WSG
F005LBSH	Lange Bramke, Südhang	Fichte	64	Harzer Labkraut-Fichtenforst	WSG
F005LBKA	Lange Bramke, Kamm	Fichte	64	Harzer Labkraut-Fichtenforst	WSG
F006SLB1	Solling, Buche	Buche	162	Hainsimsen-Buchenwald, typische Variante	FFH/Vogelschutz/WSG
F007SLF1	Solling, Fichte	Fichte	127	Harzer Labkraut-Fichtenforst	FFH/Vogelschutz/WSG
F008HABU	Harste	Buche	121	Hexenkraut-Waldmeister-Buchenwald	
F009GWBU	Göttinger Wald	Buche	144	Platterbsen-Waldgersten-Buchenwald	FFH/Vogelschutz
F010WIFI	Wingst	Fichte	145	Harzer Labkraut-Fichtenforst	WSG
F011IHEI	Ihlow	Eiche	156	Bodensaurer Eichen- und Eichenmischwald	FFH/NSG/NW
F012EHKI	Ehrhorn, Kiefer	Kiefer	125	Drahtschmielen-Kiefernwald	FFH/NSG
F013GDEI	Göhrde	Eiche	119	Bodensaurer Eichen- und Eichenmischwald	
F014HEEI	Herrenholz	Eiche	125	Bodensaurer Eichen- und Eichenmischwald	NSG/FFH
F015DREI	Drömling	Eiche	120	Eichenbestand mit Erlenbruchwaldcharakter	NSG/FFH/Vogelschutz
F016HIKA	Hilskamm, Altfichte	Fichte	131	Harzer Labkraut-Fichtenforst	
F017HIMA	Hilsmulde, Altfichte	Fichte	127	Harzer Labkraut-Fichtenforst	
F019HIMJ	Hilsmulde, Jungfichte	Fichte	39	Harzer Labkraut-Fichtenforst	
F020SPFI	Spanbeck	Fichte	113	Harzer Labkraut-Fichtenforst	
F021AUKI	Augustendorf	Kiefer	68	Drahtschmielen-Kiefernwald	WSG

Autoren

- Dr. Bernd Ahrends
  Nordwestdeutsche
  Forstliche Versuchsanstalt,
  Grätzelstr. 2,
  37079 Göttingen.

- Dr. Jan Bug
  Leibniz Universität Hannover,
  Institut für Physische Geographie
  und Landschaftsökologie,
  Schneiderberg 50,
  30167 Hannover.

- Inge Dammann
  Nordwestdeutsche
  Forstliche Versuchsanstalt,
  Grätzelstr. 2,
  37079 Göttingen.

- Luise Engelke
  Landwirtschaftskammer Niedersachsen,
  Geschäftsbereich Landwirtschaft,
  Mars-la-Tour-Str. 1–13,
  26121 Oldenburg.

- Annegret Fier
  Landesamt für Bergbau,
  Energie und Geologie,
  Referat L 3.4 „Boden- und
  Grundwassermonitoring“,
  Stilleweg 2,
  30655 Hannover.

- Dr. Stefan Fleck
  Nordwestdeutsche
  Forstliche Versuchsanstalt,
  Grätzelstr. 2,
  37079 Göttingen.

- Heike Fortmann
  Nordwestdeutsche
  Forstliche Versuchsanstalt,
  Grätzelstr. 2,
  37079 Göttingen.

- Hubert Groh
  Landesamt für Bergbau,
  Energie und Geologie,
  Referat L 3.4 „Boden- und
  Grundwassermonitoring“,
  Stilleweg 2,
  30655 Hannover.

- Martin Haßdenteufel
  Landesamt für Bergbau,
  Energie und Geologie,
  Referat L 3.4 „Boden- und
  Grundwassermonitoring“,
  Stilleweg 2,
  30655 Hannover.

- Manuela Hoffmann
  Landesamt für Bergbau,
  Energie und Geologie,
  Referat L 3.4 „Boden- und
  Grundwassermonitoring“,
  Stilleweg 2,
  30655 Hannover.

- Dr. Heinrich Höper
  Landesamt für Bergbau,
  Energie und Geologie,
  Referat L 3.4 „Boden- und
  Grundwassermonitoring“,
  Stilleweg 2,
  30655 Hannover.

- Anouchka Jankowski
  Niedersächsischer Landesbetrieb
  für Wasserwirtschaft,
  Küsten- und Naturschutz (NLWKN),
  Betriebsstelle Hannover–Hildesheim,
  An der Scharlake 39,
  31135 Hildesheim.

- Anne Keuffel-Türk
  Niedersächsischer Landesbetrieb
  für Wasserwirtschaft,
  Küsten- und Naturschutz (NLWKN),
  Betriebsstelle Hannover–Hildesheim,
  An der Scharlake 39,
  31135 Hildesheim.

- Dr. Uwe Klinck
  Nordwestdeutsche
  Forstliche Versuchsanstalt,
  Grätzelstr. 2,
  37079 Göttingen.

- Bernadett Lambertz
  Nordwestdeutsche
  Forstliche Versuchsanstalt,
  Grätzelstr. 2,
  37079 Göttingen.

- Dr. Henning Meesenburg
  Nordwestdeutsche
  Forstliche Versuchsanstalt,
  Grätzelstr. 2,
  37079 Göttingen.

- Dr. Karl Josef Meiwes
  Nordwestdeutsche
  Forstliche Versuchsanstalt,
  Grätzelstr. 2,
  37079 Göttingen.

- Dr. Michael Mindrup
  Nordwestdeutsche
  Forstliche Versuchsanstalt,
  Grätzelstr. 2,
  37079 Göttingen.

- Prof. Dr. Thomas Mosimann
  Leibniz Universität Hannover,
  Institut für Physische Geographie
  und Landschaftsökologie,
  Schneiderberg 50,
  30167 Hannover.

- Annette Most
  Niedersächsischer Landesbetrieb
  für Wasserwirtschaft,
  Küsten- und Naturschutz (NLWKN),
  Geschäftsbereich IV – Naturschutz,
  Göttinger Chaussee 76A,
  30453 Hannover.

- Volker Puvogel
  Landwirtschaftskammer Niedersachsen,
  Geschäftsbereich Landwirtschaft,
  Mars-la-Tour-Str. 1–13,
  26121 Oldenburg.

- Dr. Peter Rademacher
  Nordwestdeutsche
  Forstliche Versuchsanstalt,
  Grätzelstr. 2,
  37079 Göttingen.

- Ursula Rumpf
  Breliendammer Weg 28,
  29308 Meißendorf.

- Dr. Annemarie Schacherer
  Niedersächsischer Landesbetrieb
  für Wasserwirtschaft,
  Küsten- und Naturschutz (NLWKN),
  Geschäftsbereich IV – Naturschutz,
  Göttinger Chaussee 76A,
  30453 Hannover.

- Dr. Walter Schäfer
  Landesamt für Bergbau,
  Energie und Geologie,
  Referat L 3.4 „Boden- und
  Grundwassermonitoring“,
  Stilleweg 2,
  30655 Hannover.

- Birte Scheler
  Nordwestdeutsche
  Forstliche Versuchsanstalt,
  Grätzelstr. 2,
  37079 Göttingen.

- Dr. Karl Severin
  Landwirtschaftskammer Niedersachsen,
  Geschäftsbereich Landwirtschaft,
  Mars-la-Tour-Str. 1–13,
  26121 Oldenburg.

- Bastian Steinhoff
  Leibniz Universität Hannover,
  Institut für Physische Geographie
  und Landschaftsökologie,
  Schneiderberg 50,
  30167 Hannover.

- Dr. Ulrike Talkner
  Nordwestdeutsche
  Forstliche Versuchsanstalt,
  Grätzelstr. 2,
  37079 Göttingen.

- Dr. Marc Volkmann
  Landwirtschaftliche Untersuchungs-
  und Forschungsanstalt
  LUFA Nord-West,
  Jägerstr. 23/27,
  26221 Oldenburg.

- Dr. Markus Wagner
  Nordwestdeutsche
  Forstliche Versuchsanstalt,
  Grätzelstr. 2,
  37079 Göttingen.

- Henning Wallrabenstein
  Landesamt für Bergbau,
  Energie und Geologie,
  Referat L 3.4 „Boden- und
  Grundwassermonitoring“,
  Stilleweg 2,
  30655 Hannover.

JUNG v. MATT/Alster

Irgendwann guckt sich jeder die Radieschen von unten an.

Wir schon zu Lebzeiten.

Mehr zu innovativen Geowissenschaften unter: www.lbeg.niedersachsen.de

LBEG

Niedersachsen

Sie kennen unsere Pferde. Erleben Sie unsere Stärken.

ISSN 1864 – 7529