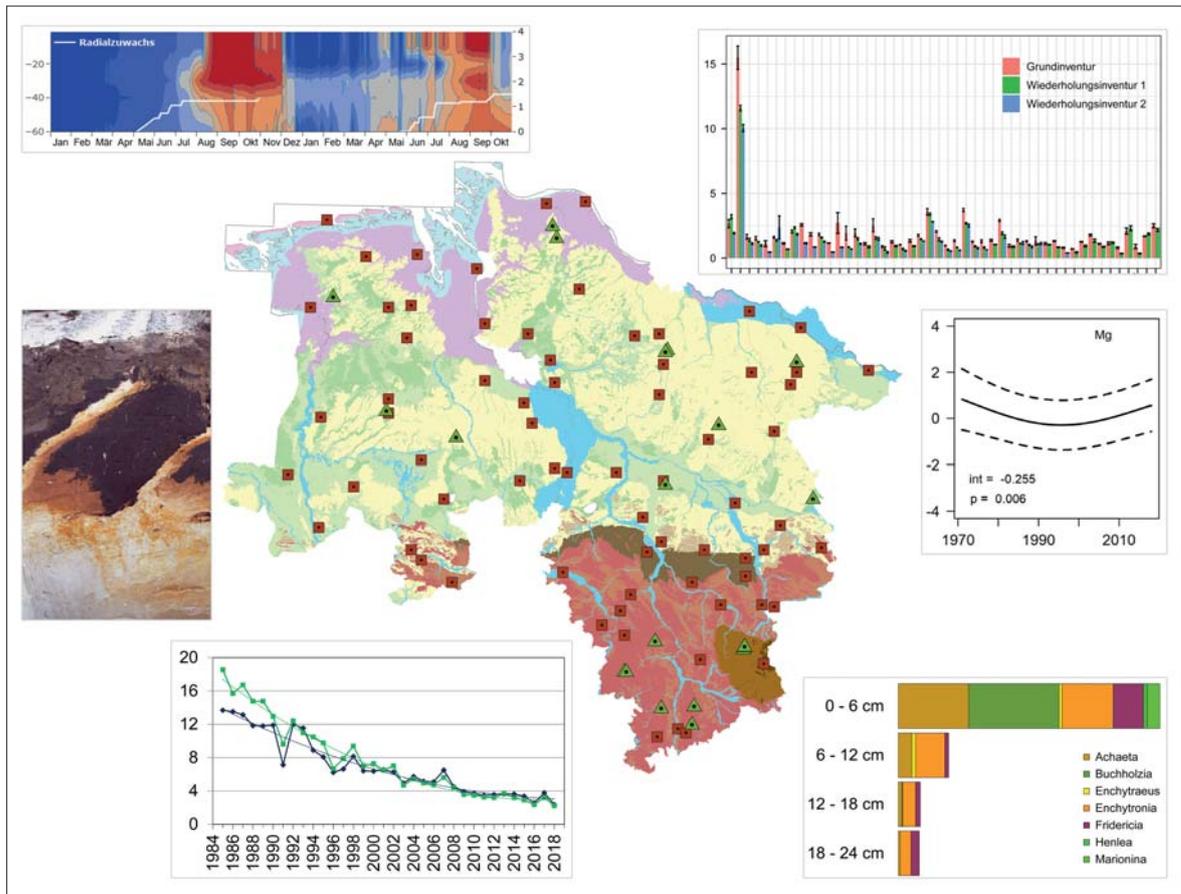


GeoBerichte 39



LANDESAMT FÜR
BERGBAU, ENERGIE UND GEOLOGIE



30 Jahre Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen



Niedersachsen



GeoBerichte 39

Landesamt für
Bergbau, Energie und Geologie

30 Jahre Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen

HEINRICH HÖPER & HENNING MEESENBURG
(Hrsg.)

Hannover 2021

Impressum

Herausgeber: © Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie

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

Download unter www.lbeg.niedersachsen.de

1. Auflage.

Version: 29.09.2021

Redaktion: Ricarda Nettelmann

Mail: bodenkundlicheberatung@lbeg.niedersachsen.de

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

ISSN 1864–6891 (Print)

ISSN 1864–7529 (digital)

DOI 10.48476/geober_39_2021

GeoBer.	39	S. 3 – 272	169 Abb.	38 Tab.	Hannover 2021
---------	-----------	------------	----------	---------	---------------

30 Jahre Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen

HEINRICH HÖPER & HENNING MEESENBURG (Hrsg.)

Kurzfassung

Das niedersächsische Programm zur Bodendauerbeobachtung wurde 1990 begonnen und hat zum Ziel, meist schleichende Veränderungen von Bodeneigenschaften zu verfolgen und zu bewerten sowie mögliche Ursachen dafür herauszufinden. Damit stellt es ein zentrales Element zum vorsorgenden Bodenschutz in dem Bundesland, sowie, in Vernetzung mit anderen Landesprogrammen, auch auf Bundesebene dar. Die Bodendauerbeobachtung wird vom Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG, Federführung), der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt (NW-FVA), der Landwirtschaftskammer Niedersachsen mit der LUFA Nord-West sowie dem Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) betrieben. An 90 repräsentativ über das Land verteilten und unterschiedlich bewirtschafteten Standorten werden regelmäßig Boden-, Pflanzen-, Wasser- sowie Düngemittelproben gewonnen und umfassend analysiert sowie Informationen zur Bewirtschaftung und weiteren Begleitparametern erhoben.

Im vorliegenden Bericht werden zentrale Ergebnisse und Erkenntnisse aus 30 Jahren Bodendauerbeobachtung aus der Perspektive unterschiedlicher Autoren und Fachgebiete vorgestellt. Dabei wird deutlich, wie vielfältig die in der Bodendauerbeobachtung adressierten Themenbereiche und Fragestellungen sind. Auch werden die möglichen Verknüpfungen zwischen den Themen angerissen. Es ist zu berücksichtigen, dass nur ein Teil der gewonnenen Ergebnisse in dem Bericht dargestellt werden kann. Allerdings wird auch klar, dass die Untersuchungen mit zunehmender Zeitdauer immer wertvoller werden, da der Faktor Zeit zunehmend inhaltlich belegt werden kann. Zeit kann stehen für kumulierte Stoffeinträge, die sich in zunehmenden Bodengehalten widerspiegeln, kumulierter Abbau und Auswaschung bei abnehmenden Einträgen, die möglicherweise zu abnehmenden Bodengehalten führen, Veränderungen von Umweltbedingungen und umweltrelevanter Gesetzgebung (z. B. Klimawandel mit Veränderung der Temperaturen und Niederschlagsverhältnisse, Immission und Deposition von Stoffen) oder Veränderungen der Bewirtschaftung (Kulturarten, Düngung, Beregnung usw.), die sich erkennbar in Veränderungen der Böden, sei es gerichtet (Zu- oder Abnahme von Werten) oder ungerichtet (schwankende Werte), niederschlagen.

Nach einleitenden Kapiteln zum Programm und zur bodenkundlichen Repräsentanz der Beobachtungsstandorte folgt eine umfassende Darstellung zu den Stoffbilanzen der forstlich genutzten Flächen. Die folgenden Kapitel gehen auf stoffliche Veränderungen in den Böden und deren mögliche Ursachen ein, vor allem zur organischen Substanz, zu radiologischen Bodenparametern, zu Schwermetallen und organischen Schadstoffen im Boden sowie zur Versauerung von Waldböden. Während an vielen Standorten eher eine Konstanz, teilweise auch eine Verbesserung des Bodenzustandes zu verzeichnen ist, ergeben sich jedoch an einzelnen Standorten Hinweise auf zunehmende Bodenbelastungen oder abnehmende Humusgehalte. Regenwürmer und Kleinringelwürmer stehen im Zentrum der bodenfaunistischen Untersuchungen, die 2019 begonnen wurden. Zwei Beiträge befassen sich u. a. mit kontinuierlichen Messungen zum Bodenwasser- und -temperaturhaushalt, die im Hinblick auf die Auswirkungen möglicher Klimaveränderungen auf die Böden von Interesse sind. Nach einem Kapitel zu Stoffeinträgen durch Deposition in forstlich und landwirtschaftlich genutzten Böden werden auch die Stoffausträge, hier vor allem von Nitrat und einigen Schwermetallen, mit dem Sickerwasser in Richtung Grundwasser behandelt. Nicht zuletzt wird von den Ergebnissen einer 20jährigen Kartierung von Wassererosionsereignissen berichtet. Beobachtungen aus dem Vegetationsmonitoring auf den landwirtschaftlich genutzten Standorten runden den Geobericht ab.

Inhalt

Vorwort	5
1. Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen	6
2. Bodenkundliche Beschreibung und Repräsentanz der BDF 30 Jahre nach Einrichtung	23
3. Trends der Nährstoffbilanzen forstlich genutzter Intensiv-BDF in Niedersachsen	40
4. Veränderungen der Gehalte und Vorräte an organischer Substanz im Boden der landwirtschaftlich genutzten Bodendauerbeobachtungsflächen	55
5. Entwicklung der Radioaktivität im Boden von Bodendauerbeobachtungsflächen in Niedersachsen	68
6. Schwermetallgehalte und -vorräte in Böden forstlich genutzter niedersächsischer Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF-F)	85
7. Spurenelement- Belastungsmuster in Böden am Beispiel des Auenstandortes L048GORL (Gorleben): Möglichkeiten und Grenzen von Königswasserauszügen und methodische Ansätze zur Auswertung und Identifikation von Prozessen	95
8. Gehalte und Vorratsänderungen von Schwermetallen im Oberboden der ackerbaulich genutzten Bodendauerbeobachtungsflächen	109
9. Organika im Boden	136
10. Versauerung Niedersächsischer Waldböden – BDF-Auswertungen zu Status Quo und Dynamik	147
11. Bodenzoologische Grundinventur der Anneliden (Regenwürmer und Kleinringelwürmer) auf sieben Bodendauerbeobachtungsflächen in Niedersachsen	162
12. Klimafolgenmonitoring: Auswirkungen der extremen Witterung 2018 und 2019 auf die Waldbestände an forstlichen Bodendauerbeobachtungsflächen in Niedersachsen	173
13. Bodenhydrologische und bodenphysikalische Verfahren zur Beobachtung von Veränderungen des Bodenwasser- und -temperaturhaushaltes sowie von Unterbodenverdichtungen	184
14. Stoffeinträge durch Deposition	193
15. Schwermetalle im Grund- und Sickerwasser unter forst- und ackerbaulicher Nutzung	211
16. Stickstofftiefenprofile zur Untersuchung des mittelfristigen Stickstoffaustrags mit dem Sickerwasser	226
17. Jährliche Variabilität und räumliche Muster der Bodenerosion – Erkenntnisse aus der niedersächsischen Bodenerosionsdauerbeobachtung	244
18. Phytodiversität auf den landwirtschaftlich genutzten Bodendauerbeobachtungsflächen in Niedersachsen	254

Vorwort

Als Staatlicher Geologischer Dienst von Niedersachsen erhebt das Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG) landesweit geologische und bodenkundliche Daten und stellt diese für unterschiedliche Zwecke zur Verfügung.

Böden sind ein knappes Gut, eine nicht zu vermehrende Lebensgrundlage, so dass ihrem Schutz besondere Aufmerksamkeit zu widmen ist. Im Sinne des Bundes-Bodenschutzgesetzes erfüllen Böden natürliche Funktionen als Lebensgrundlage und Lebensraum für Menschen, Tiere, Pflanzen und Bodenorganismen, als Bestandteil des Naturhaushaltes und als Medium zur Filterung, Pufferung oder Umwandlung von eingetragenen Stoffen, insbesondere zum Schutz des Grundwassers. Von besonderer Bedeutung sind auch die Nutzungsfunktionen, vor allem die Bedeutung des Bodens als Standort für eine landwirtschaftliche und forstliche Nutzung, die es langfristig und nachhaltig zum Nutzen zukünftiger Generationen zu bewahren gilt.

Zusammen mit der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt, der Landwirtschaftskammer Niedersachsen und dem Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten und Naturschutz führt das LBEG nun seit gut 30 Jahren das Programm zur niedersächsischen Bodendauerbeobachtung durch. Durch regelmäßige und umfassende Untersuchungen an Böden sollen Veränderungen von Bodeneigenschaften sichtbar gemacht und im Sinne eines vorsorgenden Bodenschutzes bewertet werden. So können Gefahren rechtzeitig erkannt und schädliche Bodenveränderungen verhindert werden.

Das Jubiläum ist Anlass für den hier vorgelegten Berichtsband. Er gibt einen umfassenden, detaillierten und fundierten Einblick in die Arbeiten und Ergebnisse aus 30 Jahren Datenerhebung, wiederholter Bodenbeprobungen, umfangreicher Untersuchungen und Analysen sowie der Anwendung unterschiedlicher Auswertungsmethoden.

Es sei dem Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz für die Mittelbereitstellung, den beteiligten Landwirten und Landwirtinnen für die Bereitstellung von Flächen und Bewirtschaftungsdaten, den zahlreichen, dauerhaft oder zeitweise am Programm beteiligten Mitarbeitern und Mitarbeiterinnen sowie den Autoren und Autorinnen dieses Geoberichtes herzlich gedankt.

Dieser Geobericht sei dem Leser wärmstens empfohlen. Möge er zu einer sachlichen und zielführenden Diskussion über die Belange des Boden- und Umweltschutzes beitragen.

Carsten Mühlenmeier

Präsident LBEG



1. Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen

HEINRICH HÖPER & HENNING MEESENBURG

1.1. Gesetzliche Grundlagen

Vom Kabinett der niedersächsischen Landesregierung wurde am 23. Januar 1990 die Einrichtung von 90 Dauerbeobachtungsflächen mit der dafür erforderlichen Bereitstellung von Finanzmitteln von 1991 an beschlossen. Der Beschluss basierte auf einer gemeinsamen Kabinettsvorlage der Niedersächsischen Ministerien für Wirtschaft, Technologie und Verkehr, für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten sowie für Umwelt vom 05.01.1990. In der Anlage zur Kabinettsvorlage sind die Details des „Dauerbeobachtungsflächen-Programms“ zur Zielsetzung, Flächengröße und -auswahl, Bewirtschaftung, Abstimmung mit anderen Messnetzen, das detaillierte Untersuchungsprogramm, die Zuständigkeiten, der Untersuchungsturnus sowie die Kosten aus damaliger Perspektive aufgeführt. Seit 1999 wird in der aus Vertretern der o. a. drei Ministerien und der zuständigen Landesbehörden bestehenden Steuerungsgruppe das Programm zur Bodendauerbeobachtung abgestimmt.

Die Einrichtung der Bodendauerbeobachtungsflächen in Niedersachsen, und auch in vielen anderen Bundesländern, beginnt bereits deutlich vor der Verabschiedung von Bundes- und Landesgesetzen zum Bodenschutz. Erst mit Verabschiedung des Bundes-Bodenschutzgesetzes im Jahre 1998 werden die Bundesländer gesetzlich ermächtigt, Daten von „Dauerbeobachtungsflächen und Bodenzustandsuntersuchungen über die physikalische, chemische und biologische Beschaffenheit des Bodens und über die Bodennutzung“ zu erfassen (§ 21 Absatz 3, BBODSCHG 1998). Seitens des Landes Niedersachsen wurde 1999 in § 8 des NBodSchG festgelegt, dass das Bundesland Dauerbeobachtungsflächen unterhält und dass die hieran gewonnenen Daten über das Niedersächsische Bodeninformationssystem (NIBIS®) „für Vorhaben zur nachhaltigen Sicherung der Funktionen des Bodens“ bereitgestellt werden. Mit der Verordnung zur Übertragung von staatlichen Aufgaben auf die Landwirtschaftskammer Niedersachsen (LWKAUFGÜTRV ND 2019) wird ab dem 01.01.2020 geregelt, dass die

Landwirtschaftskammer auf Bodendauerbeobachtungsflächen Ertragsermittlungen durchführt, Bewirtschaftungsdaten erfasst sowie Pflanzen-, Düngemittel- und Bodenproben gewinnt und auf Nähr- und Schadstoffe analysiert.

Die Bodendauerbeobachtungsflächen unter forstlicher Nutzung werden von der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt (NW-FVA, bis 2006 Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt) betreut. Die NW-FVA nimmt mit Ausnahme der Grundwasseruntersuchungen alle Erhebungsbereiche der Bodendauerbeobachtung wahr.

1.2. Ziele, Funktion und Anwendungsgebiete der Bodendauerbeobachtung

Die Bodendauerbeobachtungsflächen in Niedersachsen sind neben dem Niedersächsischen Bodeninformationssystem (NIBIS®) zentraler Bestandteil der Bereitstellung von Informationsgrundlagen zur Umsetzung von Zielen des Bodenschutzes. Gemäß der Anlage zum Kabinettsbeschluss vom 05.01.1990 sollen an flächen- und bodenrepräsentativen Stellen angelegte Bodendauerbeobachtungsflächen dazu dienen, „den Status quo von Eigenschaften und Belastungssituationen von Böden festzustellen und durch Bodeninput- und -outputuntersuchungen Daten zu langfristigen Veränderungen zu liefern“. In Ergänzung zu einmaligen Erhebungsuntersuchungen, die Informationen zum Zustand der Böden und zur Verbreitung von Bodeneigenschaften liefern, können durch wiederholte und langfristig angelegte Aktivitäten im Rahmen der Bodendauerbeobachtung Veränderungen der Böden festgestellt werden. Dadurch sollen „langfristig standort-, belastungs- und nutzungsspezifische Einflüsse erfasst, Vorsorge für rechtzeitige Maßnahmen zum Schutz des Bodens in seiner Substanz und in seinen vielfältigen Funktionen ermöglicht und Eichstellen, z. B. in Katastrophenlagen (siehe Tschernobyl) geschaffen werden“.

BARTH et al. (2000) definieren als zentrale Ziele der Bodendauerbeobachtung die Beschreibung des aktuellen Zustandes der Böden und die langfristige Überwachung der Veränderungen der Böden. Im Hinblick auf die Vorsorgefunktion konkretisieren sie das Ziel darauf, Prognosen über die zukünftige Entwicklung ableiten zu können.

Nach etwa 30 Jahren Betrieb werden folgende zentralen Ziele der Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen definiert, die in ihrer Kombination als Alleinstellungsmerkmal im Vergleich zu

anderen Untersuchungsprogrammen, v. a. den Bodenzustandserhebungen, einem Bodenkataster oder auch den Dauerfeldversuchen, gelten können (Tab. 1.1).

Tab. 1.1: Zentrale Ziele der Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen.

1. langfristige Überwachung der Veränderungen von relevanten Bodeneigenschaften an praxisüblich genutzten bzw. ungenutzten und allgemeinen Umwelteinflüssen unterliegenden Standorten
2. langfristige und umfassende Erhebung von Daten zu Faktoren, die sich auf Bodeneigenschaften auswirken können, oder Einbeziehung dieser Daten aus anderen Monitoringprogrammen
3. langfristige Überwachung der Auswirkungen von Bodeneigenschaften und deren Veränderungen auf die Bewirtschaftung sowie auf Umweltkompartimente, in Niedersachsen v. a. Grundwasser und pflanzliche Biodiversität
4. Entwicklung von Handlungsempfehlungen für den vorsorgenden Bodenschutz und Kontrolle der Auswirkungen politischer Maßnahmen auf Böden

Die Bodendauerbeobachtung erfüllt unterschiedliche Funktionen (BARTH et al. 2000). So können die Standorte der Bodendauerbeobachtung und die daran gewonnenen Daten und Erkenntnisse für verschiedene Zwecke genutzt werden, v. a. als

1. Frühwarnsystem für schädliche Bodenveränderungen,
2. Kontrollinstrument für umweltpolitische Maßnahmen,
3. Referenzflächen zur Beweissicherung,
4. Referenzflächen für die Umfeld-Überwachung,
5. Referenz für Bodenbelastungen (Hintergrundwerte, Bodenbelastungskataster),
6. Versuchsplattform für Forschung (z. B. zur Methodenentwicklung),
7. Referenz für die bodenkundliche Standortaufnahme.

Bei der Einrichtung wurde in Niedersachsen eine besondere Bedeutung der Bodendauerbeobachtungsflächen im Hinblick auf folgende umweltorientierte Anwendungsgebiete gesehen (Kabinettsvorlage vom 05.01.1990):

- Erhalt eines gesunden, leistungsfähigen Bodens als Grundlage für eine nachhaltige, landwirtschaftliche Bodennutzung zur Erzeugung qualitativ hochwertiger Nahrungs- und Futtermittel (Nachhaltigkeit der landwirtschaftlichen Produktion),

- Auswirkung von Umwelteinflüssen auf Waldböden und Erhalt bzw. Verbesserung des Bodens als Standortfaktor für die forstliche Nutzung bzw. weitere Ökosystemleistungen des Waldes (Nachhaltigkeit der forstlichen Nutzung),
- Auswirkungen der Bodennutzung und von weiteren Stoffeinträgen (z. B. aus der Deposition) in Böden auf die Grundwassergüte in Abhängigkeit vom Standort und von Bodeneigenschaften (Wasserschutz).

Im Laufe der Jahre haben sich weitere Anwendungsgebiete ergeben bzw. haben an Bedeutung gewonnen (vgl. auch HÖPER & MEESENBURG 2012):

- Ableitung von Schwellenwerten für den vorsorgenden, d. h. unabhängig von der Nutzung bewertenden, Bodenschutz, z. B. Hintergrundwerte für Schadstoffe (Bodenschutz),
- Auswirkungen potenzieller Klimaveränderungen auf Böden und auf die landwirtschaftliche und forstliche Bodennutzung (Klimafolgen) sowie von Böden und Bodennutzungen auf das Klima (Klimaschutz), z. B. durch Festlegung oder Freisetzung von Kohlendioxid (Klimaschutz und Anpassung an Klimaveränderungen),
- Auswirkungen von Bodeneigenschaften und Bodennutzung auf die Biodiversität, v. a. von Bodenorganismen und Vegetation (Schutz der Biodiversität).

1.3. Auswahl und Repräsentativität der Standorte

Eine Übersicht und Beschreibung der Standorte findet man bei HÖPER & MEESENBURG (2012). Bei begrenzten Finanzmitteln kam der Festlegung der Anzahl der BDF und der Auswahl repräsentativer Standorte die zentrale Bedeutung zu. So wurde festgelegt, dass 90 BDF einzurichten sind, davon 64 auf landwirtschaftlich genutzten Flächen, sechs auf Naturschutzflächen und 20 auf forstlich genutzten Flächen.

Aufgrund der begrenzten Anzahl der BDF wurde ein expertenbasiertes, auf Kartengrundlagen und Kenntnissen der bodenkundlichen und nutzungsspezifischen örtlichen Gegebenheiten basierendes Auswahlverfahren gewählt.

Für die Auswahl repräsentativer Standorte auf landwirtschaftlich genutzten Flächen und Naturschutzflächen wurden die Kriterien Klimaregion und Naturraum (Landschaftsrepräsentanz), Bodentyp und Ausgangsgestein (Bodenrepräsentanz) sowie Nutzung (Nutzungsrepräsentanz) festgelegt, wobei unter Berücksichtigung der Landkreise eine gleichmäßige Verteilung über das Land sichergestellt sein sollte. Zudem sollten Synergien mit bestehenden Messnetzwerken genutzt werden. Die Landschafts- und Bodenrepräsentanz wurden anhand der damals flächendeckend vorliegenden Bodenkundlichen Standortkarte im Maßstab 1 : 200.000 (BSK 200) abgeleitet. Dies gilt zum einen für die Flächenanteile der Bodengroßlandschaften und deren Repräsentanz durch die BDF. Zum anderen lieferte die BSK 200 auch die Suchräume für die festzulegenden BDF-Standorte. Darüber hinaus wurden Standorte aufgrund besonderer Belastungen (Belastungsrepräsentanz) festgelegt, u. a. aufgrund erhöhter Schadstoffgehalte im Substrat (Auenstandorte mit schadstoffhaltigen Sedimenten) oder erhöhter Schadstoffeinträge aus Siedlung, Verkehr, Industrie oder Düngung mit Siedlungsabfällen (Klärschlamm, Kompost). Weitere Flächen wurden aufgrund bodenphysikalischer Belastungen, z. B. potenzielle Substanzverluste durch Wind- und Wassererosion bei erosionsgefährdeten Böden oder durch Substanzverlust durch Torfoxidation bei Moorböden, ausgewählt. Nicht zuletzt wurden auch Flächen berücksichtigt, die möglicherweise durch unterdurchschnittliche oder keine nutzungsbedingten Stoffeinträge gekennzeichnet sind, z. B. ökologische bewirtschaftete BDF und genutzte oder ungenutzte BDF in Naturschutzgebieten.

Bei den forstlich genutzten Dauerbeobachtungsflächen wurden 15 bereits aus der Waldökosystemforschung vorhandene BDF weiter betrieben und fünf weitere eingerichtet. Somit konnten bereits bestehende Zeitreihen von Bodenbelastungen und -eigenschaften für die Bodendauerbeobachtung nutzbar gemacht werden. Als Auswahlkriterien spielten neben der Bodenrepräsentanz und dem Ausgangsgestein hier vor allem die Nutzungsrepräsentanz (mit den in Niedersachsen vorwiegend angebauten Baumarten Buche, Eiche, Fichte, Kiefer oder Douglasie mit unterschiedlichem Bestandesalter sowie Waldstruktur) und die Belastungsrepräsentanz (aufgrund atmosphärischer Deposition) eine wesentliche Rolle.

Eine aktuelle Auswertung zeigt, dass die BDF landschaftlich-bodenkundlich weitgehend repräsentativ ausgewählt worden sind, sowohl bezogen auf die 1990 verwendete Kartengrundlage BSK 200 als auch auf die derzeit aktuelle Bodenkarte im Maßstab 1 : 50.000 (BK 50) (GEHRT 2021). Dieses gilt allerdings im Wesentlichen für die Abbildung der Bodengroßlandschaften als oberer Ebene der pedoregionalen Gliederung von Niedersachsen. Die Frage der Repräsentativität muss maßstabsabhängig beantwortet werden. Die BK 50 weist 13.500 Legendeneinheiten auf, die nicht durch die limitierte Anzahl an BDF repräsentativ abgebildet werden können (GEHRT & GENSIORE 2019). Immerhin werden mit den Bodenprofilen der 90 BDF, die in Summe eine bewirtschaftete Fläche von weniger als 100 ha umfassen, 12 % der Landesfläche von Niedersachsen abgedeckt (GEHRT & GENSIORE 2019). Allerdings kommt hinzu, dass nicht nur eine bodenkundliche, sondern auch eine nutzungsbezogene Repräsentanz anzustreben wäre. Hierbei geht es um die Frage, ob die Nutzung an der jeweiligen BDF für den Bodentyp und für die Region repräsentativ ist. Dieses ist noch schwieriger zu erreichen, und, da die Nutzung sich mit der Zeit ändern kann, auch zeitabhängig.

Der besondere Wert der BDF ist somit nicht in der flächendeckenden Standort- und Nutzungsrepräsentanz zu suchen, sondern in der zeitlichen Wiederholung, in der dauerhaften Anlage und kontinuierlichen Datenerhebung sowie in der hohen Datendichte. Die BDF-Standorte bilden Eckpunkte der niedersächsischen Böden und deren Nutzung ab.

Im Gegensatz zu Feldversuchen mit gezielter Fragestellung und vom Versuchsansteller kontrollierten Faktoren handelt es sich bei den BDF um Standorte, die durch den Besitzer bewirtschaftet werden und die keine Versuchsvarianten aufweisen. Es wurde zudem darauf verzichtet, die BDF in Landesbesitz zu bringen, um den

Verwaltungsaufwand gering und die Praxisnähe hoch zu halten.

Dies bedeutet, dass eine Vielzahl von Faktoren auf den Boden einwirkt, die letztendlich allein oder in Kombination zu Bodenveränderungen führen können (Tab. 1.2).

Tab. 1.2: Faktoren, die zu Veränderungen von Bodeneigenschaften führen können, und mögliche Wirkgrößen.

Faktorengruppe	Faktoren (Beispiele)	Wirkgrößen menschlichen Handelns
Klima	Witterung	globale Klimaveränderungen, Klimapolitik
Immission	diffuse Stoffeinträge durch Deposition	Umweltpolitik, Industriepolitik
Bewirtschaftung	Kulturen, Baumarten, Stoffein- und -austräge, Bodenbearbeitung und Technik	Agrar-, Forst- und Umweltpolitik, Marktbedingungen, Rohstoffmärkte, Klimafolgenanpassung, Bewirtschafter, Agrarberatung
Ausgangsgestein	Stofffreisetzung, Pufferung	Säure- und Baseneinträge durch Deposition und Düngung
Erosion und Über-/Abschwemmung	Stoffein- und -austräge	Bewirtschaftung auf Nachbarflächen, globale Klimaveränderungen, Klimapolitik

1.4. Untersuchungsprogramm – Rahmen und Zielsetzungen

Zur Erreichung der Ziele der Bodendauerbeobachtung werden Verfahren der Merkmals- und der Prozessdokumentation eingesetzt (BARTH et al. 2000). Die Merkmalsdokumentation erfasst Zustände des betrachteten Ökosystems zu definierten Zeitpunkten. Sie umfasst die Grundinventur und die periodischen Zwischen- und Wiederholungsinventuren des Bodens und findet an allen BDF statt. Dazu gehören auch Untersuchungen und Erhebungen zu Aufwuchs und Vegetation oder zur Nutzung und Bewirtschaftung. Ein wichtiges Werkzeug der Merkmalsdokumentation ist auch die Bodenprobenbank, mit der unterschiedliche Zeitstände v. a. des chemischen Bodenzustandes physisch konserviert und retrospektiv, z. B. mit neueren Verfahren oder zum Nachweis neu auftretender Schadstoffe, untersucht werden können.

Bei der Prozessdokumentation werden Wasser-, Stoff- und Energieflüsse durch zeitlich hoch aufgelöste Untersuchungen beobachtet, um Prozesse im Boden genauer abzubilden und somit Bodenveränderungen über das Prozessverständnis beschreiben und damit auch besser prognostizieren zu können. Zum einen werden

stetig verlaufende atmosphärische und biosphärische Auswirkungen auf die Böden, u. a. durch Witterung, Deposition und Streufall im Wald, im Jahresverlauf adäquat abgebildet, darunter auch Boden- und Stoffverlagerungen durch Wind- und Wassererosion. Zum anderen lassen sich Stoffumsetzungen im Boden (u. a. Mineralisation und Immobilisation, Verwitterung) sowie der Stofftransport mit dem Sickerwasser ins Grundwasser verfolgen und damit Stoffflüsse genauer betrachten.

An den niedersächsischen BDF finden die Merkmals- und Prozessdokumentation in unterschiedlichen Intensitäten statt. Details zum Untersuchungsprogramm finden sich bei HÖPER & MEESENBURG (2012).

- Standard-BDF-L:
An allen BDF-L werden wiederkehrende Inventuren des Bodens durchgeführt (Abb. 1.1). Darüber hinaus wird die Bewirtschaftung über die Schlagdatei erfasst, aus der die Kulturen, Düngung, Einsatz von Pflanzenschutzmitteln, Erträge, Bodenbearbeitung sowie Maßnahmen der Grünlandnutzung und -pflege hervorgehen.

An den meisten BDF^{*} finden zudem exakte Ertragserhebungen und Untersuchungen der abgefahrenen Ernteprodukte auf Hauptnährstoffe statt. An den Standard-BDF-L lassen sich neben den Veränderungen an Stoffgehalten und -vorräten im Boden jährliche Stoffbilanzen der wichtigsten Makronährstoffe erstellen. Auch kann untersucht werden, wie sich Bewirtschaftungsparameter auf die Bodeneigenschaften ausgewirkt haben.

■ Standard-BDF-L „SMP“:

Auf 21 Flächen des Schwermetallprogramms (SMP) wird das geerntete Pflanzenmaterial auch auf Schwermetalle und organische Schadstoffe untersucht. Damit können die Schwermetallentzüge durch das Pflanzenmaterial und die Transferkoeffizienten zwischen Boden- und Pflanzengehalten an Schwermetallen quantifiziert werden. Unter Verwendung von Faustzahlen und Düngemittelanalysen von Proben der Intensiv-BDF können zudem Schwermetalleinträge durch Düngung, ergänzt um die Deposition, ermittelt und Schwermetallbilanzen aufgestellt werden (KAMERMANN, GROH & HÖPER 2015).

■ Intensiv-BDF-L:

Die zehn Intensiv-BDF-L sind mit bodenkundlich-hydrologischen Messstationen und Saugsondenanlagen, vier Intensiv-BDF mit Großlysimetern ausgestattet (Abb. 1.1). Mit den Messstationen werden zeitlich hochaufgelöst, z. B. täglich oder stündlich, Witterungsparameter und physikalische Bodenzustände (v. a. Bodentemperatur und Bodenwassergehalt) in verschiedenen Tiefen bestimmt. Dies dient dazu, die Auswirkungen der Witterung, z. B. auch der prognostizierten Klimaveränderungen, auf die Böden und die Vegetation zu dokumentieren sowie Prozesse des Wasserhaushaltes zu quantifizieren, insbesondere die Wasserbilanz und die Sickerwasserbildung. Mittels Saugsondenanlagen werden in Zeiten von Sickerwasserbildung, v. a. im Winterhalbjahr, regelmäßig, i. d. R. vierzehntägig, Bodenwasserproben gewonnen und im Labor umfassend chemisch analysiert. In Verbindung mit den Sickerwassermengen werden somit die Stoffausträge mit dem Sickerwasser als

Frachten berechnet. An den Intensiv-BDF-L werden alle Düngemittelproben umfassend auf Nähr- und Schadstoffe untersucht.

■ BDF-L „Erosion“:

An diesen BDF-L findet ein erweitertes Programm zu Erfassung von Prozessen der Wind- und Wassererosion statt. Zur Parametrisierung der Winderosion wird an Messstationen die Windgeschwindigkeit zeitlich hochaufgelöst gemessen. Zudem werden Sedimentfallen aufgestellt, um die in einer bestimmten Höhe über der Oberfläche vom Wind verfrachteten Partikel aufzufangen und der Analyse zuzuführen. An BDF-L mit einer besonderen Gefährdung durch Wassererosion wird u. a. die Niederschlagsintensität erfasst. Darüber hinaus findet im Umfeld der BDF-L sowie auf weiteren Flächen eine Kartierung von Merkmalen der Wassererosion statt (STEINHOFF-KNOPP 2021a).

■ Standard-BDF-F:

An allen forstlich genutzten BDF (BDF-F) werden wiederkehrende Inventuren des Bodens durchgeführt (Abb. 1.1) Darüber hinaus wird die Bewirtschaftung, wie z. B. Baumentnahmen im Zuge von Durchforstungen oder der Endnutzung, Pflanzungen, Kalkungsmaßnahmen oder Bodenbearbeitung, erfasst. An allen BDF-F wird regelmäßig die Bestandesbiomasse erhoben, woraus Aussagen zum Biomassewachstum und zu den in der Biomasse gespeicherten Nährstoffen getroffen werden können. An den Standard-BDF-F lassen sich Bodenveränderungen vorwiegend durch Veränderungen von Stoffgehalten und -vorräten im Boden nachweisen. Auch kann untersucht werden, wie sich die Waldbewirtschaftung auf die Bodeneigenschaften ausgewirkt hat.

■ Intensiv-BDF-F:

Die neun Intensiv-BDF-F sind mit meteorologischen und bodenhydrologischen Messstationen und Saugsondenanlagen ausgestattet. Mit den Messstationen werden zeitlich hochaufgelöst (i. d. R. viertelstündlich) Witterungsparameter, die Bodenwasser-
verfügbarkeit (Bodenwasserpotenzial und Bodenwassergehalt) sowie die Bodentem-

* Ausnahmen: Beweidung, Anbau von Raps und Leguminosen.

peratur in verschiedenen Bodentiefen beobachtet. Die bodenhydrologischen Messungen dienen der Erfassung von Wassermangel oder Wasserüberschuss im Wald sowie der Eichung und Überprüfung von Wasserhaushaltsmodellen, mit denen die Sickerwasserraten im Boden geschätzt werden (RASPE et al. 2013). Weiterhin werden Umfangsänderungen sowie an ausgewählten BDF-F die Saftflussraten der Bäume in hoher zeitlicher Auflösung bestimmt. Durch die Messung der atmosphärischen Deposition wird ein wichtiger Stoffeintragspfad und durch die Erhebung des Streufalls des Waldbestandes die interne Stoffzirkulation erfasst. Mittels Saugsondenanlagen werden regelmäßig Proben der Bodenlösung gewonnen und im Labor chemisch analysiert. In Verbindung mit den

Sickerwassermengen können die Stoffausträge mit dem Sickerwasser berechnet werden (NIEMINEN et al. 2013). Durch die Erfassung der wichtigsten Stoffeintrags- und -austragsraten können Stoffbilanzen erstellt werden, die Auskunft über Stoffanreicherungen oder Stoffverluste liefern und somit die Nachhaltigkeit der forstlichen Nutzung indizieren können.

Im Rahmen des Gewässerüberwachungssystems Niedersachsen (GÜN) wird an BDF, aber auch an weiteren Standorten die Deposition (KEUFFEL-TÜRK et al. 2021) sowie Grundwasserstände und Grundwassergütedaten an Grundwassermessstellen regelmäßig erhoben (JANKOWSKI 2012).

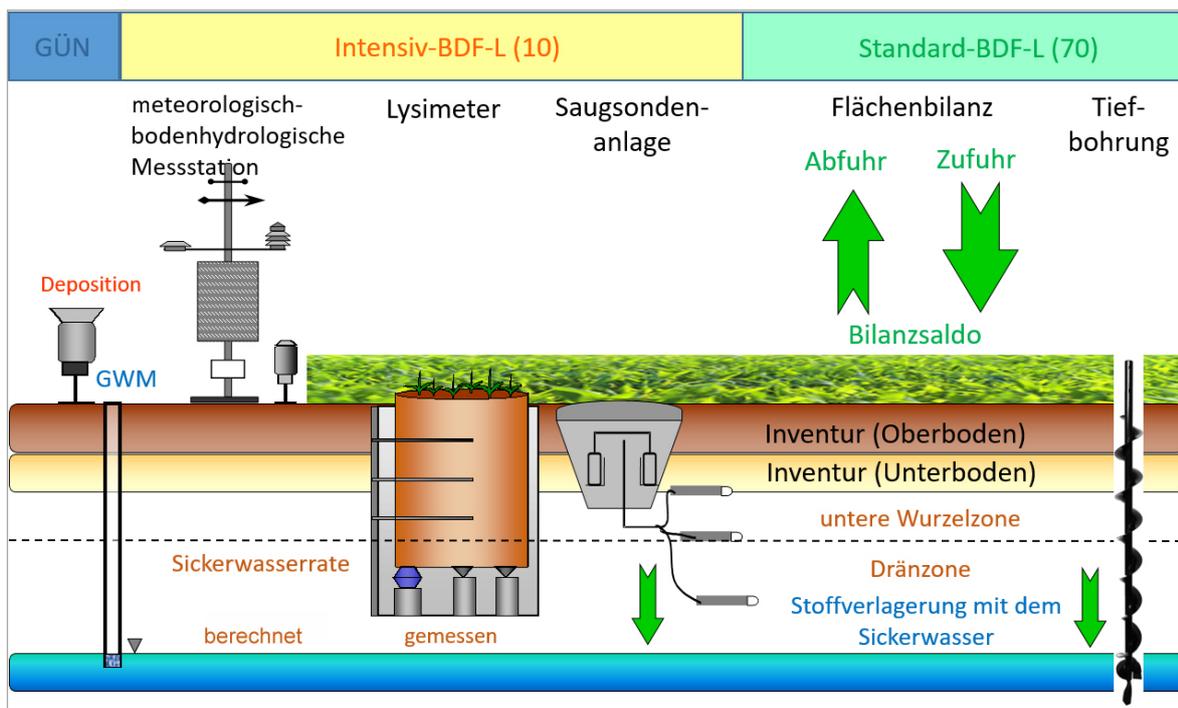


Abb. 1.1: Instrumente und Kompartimente zur Erfassung von Wasser- und Stoffflüssen auf den landwirtschaftlich genutzten Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF-L) (GÜN = Gewässerüberwachungssystem Niedersachsen, GWM = Grundwassermessstelle).

Abbildung 1.1 gibt einen Überblick über die Instrumente, die zur Erfassung von Wasser- und Stoffflüssen auf Offenland-BDF zur Verfügung stehen.

Aus dem GÜN stehen Stoffeinträge durch Deposition sowie Gütedaten für das Grundwasser zur Verfügung.

Auf allen BDF (Standard-BDF-L und Intensiv-BDF-L) werden über regelmäßige Inventuren die Veränderungen der Stoffgehalte und -vorräte im Ober- und Unterboden (bis 1 m Tiefe) erfasst. Tiefbohrungen bis ins Grundwasser werden vor allem zur Ermittlung der Nitratverlagerung ins Grundwasser durchgeführt. Anhand der Bewirtschaftungsdaten werden die Stoffeinträge durch Nutzung (Flächenbilanzsaldo aus der Zufuhr über Dünge- und Pflanzenschutzmittel und Abfuhr mit dem Erntegut einschließlich Nebenprodukten, v. a. Stroh) quantifiziert.

Auf Intensiv-BDF wird die Stoffverlagerung (Stoffkonzentrationen und -frachten) mit dem Sickerwasser in Richtung Grundwasser quantifiziert.

1.5. Historie und bedeutende Veröffentlichungen zum Programm

Im Rahmen des Internationalen Biologischen Programms (IBP) wurden seit 1966 verschiedene Untersuchungsflächen im Solling angelegt, an denen Strukturen und Funktionen von Waldökosystemen untersucht wurden (ELLENBERG, MAYER & SCHAUERMANN 1986). Mit dem Auftreten der neuartigen Waldschäden in Deutschland seit Ende der 1970er Jahre wurden die Untersuchungen erweitert und auf weitere Untersuchungsflächen in Nordwestdeutschland ausgedehnt (ULRICH 1994). Die Untersuchungen umfassten die Beobachtung der wesentlichen Stoffeinträge und Stoffaussträge sowie die wiederkehrende Erhebung von Merkmalen in den verschiedenen Waldökosystemkompartimenten (MEESENBURG et al. 2016). Konzeptionell und methodisch wurden damit Grundlagen für ein Bodenmonitoring angelegt, was die Übernahme mehrerer Untersuchungsflächen in das ab 1990 konzipierte niedersächsische Bodendauerbeobachtungsprogramm nahelegte (MEESENBURG et al. 1997).

Nach Beschlussfassung sowie Mittelbereitstellung wurden zwischen 1991 und 2001 die 70 landwirtschaftlich und 20 forstlich genutzten Bodendauerbeobachtungsflächen eingerichtet. Dazu wurde nach Auswahl der geeigneten Flurstücke durch eine bodenkundliche Feinkartierung im 25x25-m-Raster die 1 ha große Bodendauerbeobachtungsfläche in einem bodenkundlich möglichst homogenen Bereich sowie vier

Kernflächen von 256 m² Größe dauerhaft festgelegt, vermessen und unterirdisch vermarktet. Im Rahmen der Grundinventur (GI) wurde in einer Profilgrube eine präzise bodenkundliche Ansprache vorgenommen sowie horizontbezogenen Mischproben für chemische Analysen sowie Stechzylinder für strukturabhängige bodenphysikalische Untersuchungen gewonnen. Zusätzlich wurde der Oberboden der Kernflächen beprobt, um Erkenntnisse über die räumliche Variation der chemischen Analysewerte auf der Fläche zu bekommen. Details zum Untersuchungsprogramm finden sich bei HÖPER & MEESENBURG (2012). Eine detaillierte Darstellung des Untersuchungsprogramms sowie erster Ergebnisse aus der Grundinventur erfolgte durch KLEEFISCH & KUES (1997) sowie im Tagungsband „10 Jahre Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen – Ein Leitinstrument für integrierte Umweltbeobachtung und Politikberatung“ zur Tagung am 17. und 18.10.2001 in Bremen (NLFB 2001). Eine umfassende Darstellung der Ergebnisse aus den bodenmikrobiologischen Untersuchungen als Referenzwerte und Zeitreihen wurde von HÖPER & KLEEFISCH (2001) vorgenommen.

Einige Jahre später wurde die „Baseline-CD“ herausgegeben (NLFB 2005). Diese CD enthält eine Datenbank mit umfassenden Standortbeschreibungen der 90 Bodendauerbeobachtungsflächen einschließlich Profilbilder sowie die Messergebnisse zum Zustand der Böden bei der Grundinventur. Übersichtskarten geben zudem ein Bild über die räumliche Verbreitung der Gehalte an relevanten Schwermetallen und organischen Schadstoffen in den Böden der Dauerbeobachtungsflächen.

Mit dem Abschluss der Grundinventur begann mit Überlappung im Jahr 2001 die erste Wiederholungsinventur (WI1). Auf die erneute Anlage einer Profilgrube wurde verzichtet, um die Störung des bodenkundlichen Profilaufbaus möglichst gering zu halten. Um dennoch Material aus dem Unterboden gewinnen zu können, wurde eine flächenhafte Profilbeprobung bis 1 m Tiefe eingeführt. Hierzu werden aus dem unmittelbaren Umfeld der Kernflächen jeweils vier Rammkerne gewonnen. Diese werden zu einer virtuellen Flächenprofilwand vereinigt (Abb. 1.2), bodenkundlich angesprochen und horizontbezogen als Mischprobe aus den vier Einzelkernen analysiert. Kompression und Kernverluste werden bei den Tiefenangaben berücksichtigt.

Eine umfassende Auswertung der Grundinventur sowie einiger Wiederholungsinventuren auf den BDF-F wurde für organische Schadstoffe

von FORTMANN & MEESENBURG (2007), für Radiocäsium von FORTMANN & MEESENBURG (2009) vorgelegt.

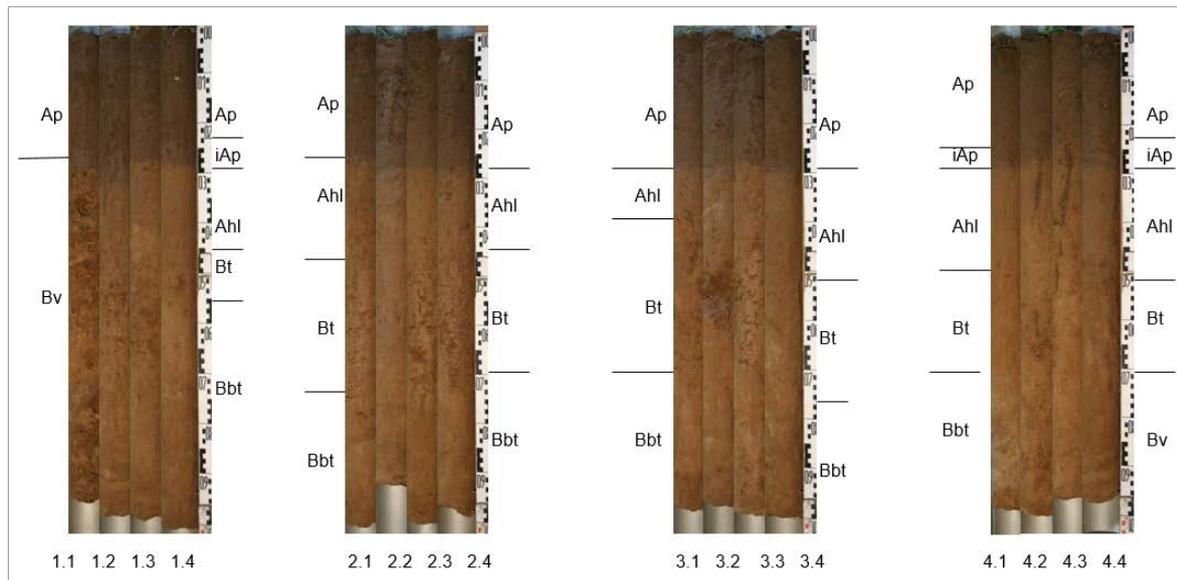


Abb. 1.2: Flächenprofile aus jeweils vier Rammkernen je Kernfläche und Horizontansprache, L001TIMM, 2. Wiederholungsinventur 2012.

Nach zwei Jahrzehnten Bodendauerbeobachtung und Abschluss der ersten Wiederholungsinventur fand am 05. und 06.12.2011 die Tagung „20 Jahre Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen – Bodenschutz für eine nachhaltige und umweltverträgliche Landnutzung“ in Hannover statt. Die bis dato vorliegenden Untersuchungsergebnisse wurden in einem Berichtsband (HÖPER & MEESENBURG 2012) veröffentlicht. In dem Tagungsband wird die Vielfalt der mit der Bodendauerbeobachtung betrachteten Themenfelder und die Vernetzung mit anderen Monitoringprogrammen deutlich.

KAMERMANN, GROH & HÖPER (2015) erstellten mehrjährige Schwermetallbilanzen aus den Einträgen über Deposition, Düngung und Pflanzenschutz sowie den Austrägen mit dem Erntegut, sowie, an einigen Standorten, Auswaschung mit dem Sickerwasser für die BDF-L aus dem SMP-Unterprogramm (21 BDF mit erweiterter Untersuchung auf Schadstoffe). Diese dienen dazu, potenzielle Veränderungen der Schwermetallvorräte im Oberboden der BDF-Standorte einer Plausibilitätsprüfung zu unterziehen (vgl. KNACKSTERDT, HÖPER & GROH 2021).

Durch KORTE et al. (2019) wurde erstmals eine umfassende Auswertung der Bewirtschaftung und der Nährstoffbilanzen der landwirtschaftlich genutzten Bodendauerbeobachtungsflächen in Niedersachsen vorgenommen. Es wurden die Nährstoffentzüge und die Nährstoffzufuhr für Stickstoff, Phosphor und Kalium für alle ackerbaulich und als Grünland genutzten BDF für die Jahre 2001 bis 2016 zusammengestellt und im Hinblick auf potenzielle Einflussfaktoren ausgewertet.

Seit 2000 erfolgt eine flächendeckende Kartierung von Merkmalen der Wassererosion im Umfeld von zwei BDF-L-Standorten (Barum und Küingdorf) sowie in fünf weiteren Beobachtungsgebieten im niedersächsischen Berg- und Hügelland. Ein umfassender Bericht über die Ergebnisse aus 20 Jahren Bodenerosionsdauerbeobachtung in Niedersachsen findet sich bei STEINHOFF-KNOPP (2021b), sowie in Kurzfassung bei STEINHOFF-KNOPP (2021a).

1.6. Auswertung der Ergebnisse

Da die einzelnen Bodendauerbeobachtungsflächen nicht wiederholt angelegt werden, die Randbedingungen nicht kontrolliert werden (können) und ihr Betrieb dauerhaft angelegt ist, unterliegt die Auswertung der Ergebnisse besonderen Bedingungen und Anforderungen.

- Bei den Dauerbeobachtungsflächen handelt es sich nicht um ein randomisiert angelegtes Experiment, in dem hypothesenbasiert einzelne Faktoren variiert werden und ggf. mit einer Referenz verglichen werden können, sondern um „Beobachtungsstudien“. Es können somit in der Regel keine Aussagen zu Faktorwirkungen an einzelnen Standorten gemacht werden.
- Die zunächst zentrale wissenschaftliche Hypothese der Bodendauerbeobachtung ist die Nullhypothese, die besagt, dass in Abhängigkeit von der Zeit keine Veränderungen von Bodeneigenschaften am einzelnen Standort erwartet werden. Durch Vergleich später mit früher oder zu Programmbeginn gewonnenen Werten kann festgestellt werden, ob eine Veränderung am Standort eingetreten ist. Die Ursachen für mögliche Veränderungen können dadurch meist nicht statistisch einwandfrei festgestellt werden, wenngleich es die umfangreich, vielfältig und langjährig erhobenen Daten ermöglichen, anhand statistischer Modelle Einflussfaktoren herauszuarbeiten.
- Es stellt sich die Frage, ob Veränderungen von Bodeneigenschaften landesweit gleichgerichtet sind. So wurden z. B. für Dioxine und Furane im Oberboden der ackerbaulich genutzten BDF landesweit abnehmende Gehalte festgestellt (MEYER & BISCHOFF 2021), was einen Hinweis auf landesweit gleichermaßen ablaufende Prozesse gibt, d. h. verminderter Eintrag in Verbindung mit einem Abbau im Boden.
- Eine weitere Eingrenzung der Faktoren, die möglichen Veränderungen von Bodeneigenschaften zugrunde liegen können, kann durch eine Gruppierung der BDF-Standorte nach Standorteigenschaften erlangt werden (vgl. HÖPER 2021). So kann z. B. festgestellt werden, ob die beobachteten Veränderungen auf Standorten mit einer bestimmten Bodenartengruppe (z. B. Sand- vs. Ton- vs. Schluffböden) oder Feuchtesituation (z. B. Gleye oder Marschen vs. Podsol oder Braunerde) besonders ausgeprägt sind. Der Gruppierung sind allerdings Grenzen gesetzt, da aus statistischen Gründen nur solche Gruppen betrachtet werden sollten, denen mindestens drei Standorte angehören.
- Neben der Nullhypothese können im Verlaufe der Zeit aus den vorhandenen Erhebungen zu Begleitfaktoren im BDF-Programm oder aus anderen Monitoringprogrammen neue Hypothesen formuliert werden. So lassen sich die von KAMERMANN, GROH & HÖPER (2015) aufgestellten Schwermetallbilanzen dazu verwenden, Vorratsänderungen von Schwermetallen im Boden vorherzusagen und den gemessenen Bodenvorratsänderungen gegenüberzustellen (KNACKSTERDT, HÖPER & GROH 2021).
- Da die BDF dauerhaft betrieben werden, kann es im Laufe der Zeit zu unterschiedlichen zeitlichen Veränderungen kommen. So können AHRENDTS et al. (2021) anhand gemischter Regressionsmodelle belegen, dass die Calcium-Einträge durch Deposition und die Calcium-Austräge mit dem Sickerwasser unter Wäldern zwischen 1970 und 2000 stark und seitdem nur noch schwach abnehmen bzw. konstant sind. Dies ist auch ein Indiz dafür, dass sich bei längeren Zeitreihen neue oder andere Erkenntnisse ergeben können, als bei kurzen und dass immer wieder neue Auswertungen der vorhandenen Daten erforderlich sind.
- Mit zunehmender Dauer des Programms nimmt die Komplexität der Auswertungsmöglichkeiten unter Berücksichtigung der Interaktionen zwischen den Bodeneigenschaften und den erhobenen Faktoren, hier v. a. Bewirtschaftung und Klima bzw. Witterung, stetig zu.
- Ein zentraler Baustein der Bodendauerbeobachtung ist die Bodenprobenbank, die nach § 8 NBODSCHG (1999) als Bestandteil des Niedersächsischen Bodeninformationssystems definiert ist. Von allen im Rahmen der Bodendauerbeobachtung gewonnenen Bodenproben werden trockene Rückstellproben in die Bodenprobenbank eingelagert. Bodenproben aus der ersten Wiederholungsinventur wurden zudem gefroren eingelagert. Die Proben aus der Bodenprobenbank können für Nachuntersuchungen verwendet werden, um

- a. Trends durch parallele Analyse von Rückstellproben und aktuell gewonnenen Proben im selben Analysendurchgang letztendlich abzusichern,
- b. neu auftretende Schadstoffe (z. B. Mikroplastik, per- und polyfluorierte Alkylverbindungen (PFA)), soweit sie unter trockenen Lagerungsbedingungen abbauresistent sind, in Proben unterschiedlicher Zeitstände nachzuuntersuchen, um retrospektiv Bodenveränderungen festzustellen.

1.7. Einbindung in die Aktivitäten des Landes Niedersachsen

Ergebnisse aus der Bodendauerbeobachtung fließen in unterschiedliche Aktivitäten, Berichte und Planungen des Landes Niedersachsen ein.

Im Aktionsprogramm zum Schutz der Böden in Niedersachsen (MU 2020a) wird die besondere Bedeutung des Bodenmonitorings und damit der Bodendauerbeobachtung als eines der zentralen Instrumente des Bodenschutzes in Niedersachsen hervorgehoben. Eine kontinuierliche Fortführung des bestehenden Bodenmonitorings zur Statuserhebung und Diagnose von Veränderungen wird als Maßnahme zur Erreichung von Handlungszielen im Bereich des vorsorgenden stofflichen Bodenschutzes, d. h. im Hinblick auf die Beobachtung von Bodenbelastungen in der Fläche, empfohlen.

Im Umweltbericht des Landes Niedersachsen (MU 2021) werden verschiedene Teilberichte mit Ergebnissen aus der Bodendauerbeobachtung bedient, v. a. zum Themenfeld „Lebensgrundlage Boden“. Hier wird auf die stofflichen Belastungen und die Entwicklung der organischen Substanz in landwirtschaftlich genutzten Böden und Waldböden sowie auf die Bodenversauerung eingegangen, unter Verwendung von Ergebnissen, die in den Langzeituntersuchungen der Bodendauerbeobachtung herausgearbeitet werden konnten.

Im Rahmen der Empfehlungen für eine niedersächsische Strategie zur Anpassung an die Folgen des Klimawandels (REGIERUNGSKOMMISSION KLIMASCHUTZ 2012) wird empfohlen, das Programm zur Bodendauerbeobachtung im Hinblick auf die Erfordernisse eines auf den Klimawandel bezogenen Bodenmonitorings zu nutzen und weiter zu entwickeln. Dieser Aspekt

wird im Umsetzungsbericht zu den Empfehlungen der Regierungskommission Klimaschutz wiederaufgenommen (MU 2015)

Nach dem Entwurf des Niedersächsischen Landschaftsprogramms (MU 2020b) zählen Bodendauerbeobachtungsflächen zu den Böden mit besonderen Werten und damit zu den schutzwürdigen Böden. Dies gilt vor allem im Hinblick auf ihre Bedeutung als repräsentative und für eine Landschaft charakteristische Böden und die über Jahrzehnte auch analytisch dokumentierten Entwicklungen von Bodeneigenschaften und Stoffflüssen (BUG et al. 2019). Hier wird zudem besonders abgehoben auf die Bedeutung der Bodendauerbeobachtung, um den Erfolg agrar- und umweltpolitischer Maßnahmen zu kontrollieren und ggf. Gesetzes- und Regelungslücken im Boden- und Gewässerschutz zu erkennen. Auch können über die Dauerbeobachtung die Auswirkungen von Klimaveränderungen auf die Böden diagnostiziert werden, um auch hier rechtzeitig Handlungsoptionen entwickeln zu können. Die Bodendauerbeobachtung wird zudem als Teil einer umfassenden Umweltüberwachung unterschiedlicher Medien, aber auch Zuständigkeiten gesehen, die es weiter zu vernetzen und optimieren gilt.

Informationen aus der forstlichen Bodendauerbeobachtung gehen als Bestandteil des forstlichen Umweltmonitorings in die jährliche Berichterstattung zum Zustand des Waldes ein (ML 2020).

1.8. Einbindung in bundesweite Aktivitäten

Einrichtung und Betrieb von Bodendauerbeobachtungsflächen unterliegt der Zuständigkeit der Bundesländer. Auch sind in Niedersachsen wie in vielen anderen Bundesländern Bodendauerbeobachtungsflächen eingerichtet worden, ohne dass die entsprechenden gesetzlichen Grundlagen auf Landes- oder Bundesebene bereits gelegt worden waren. Dennoch haben die Vertreter der Bundesländer sich bereits sehr früh methodisch abgestimmt. Eine länderübergreifende „Konzeption zur Einrichtung von Bodendauerbeobachtungsflächen“ wurde 1991 von der Unterarbeitsgruppe „Boden-Dauerbeobachtungsflächen“ der Sonderarbeitsgruppe „Informationsgrundlagen Bodenschutz“ der Umweltministerkonferenz fertiggestellt (SAG 1991). Eine weitere Abstimmung im

Hinblick auf ein bundesweit einheitliches Vorgehen erfolgte durch die Ad-hoc-AG Bodendauerbeobachtung der LABO (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz) zu „Einrichtung und Betrieb von Bodendauerbeobachtungsflächen“ (BARTH et al. 2000).

KAUFMANN-BOLL, MAKOWSKY & MÜLLER (2019) haben im Auftrag der LABO untersucht, inwieweit das Konzept nach BARTH et al. (2000) auch auf den urbanen Bereich übertragen werden kann bzw. inwieweit eine konzeptionelle und methodische Weiterentwicklung erfolgen sollte. Diese Fragen stellen sich vor allem für die „Stadtstaaten“, können aber auch in Verdichtungsräumen der Flächenländer zum Tragen kommen.

Derzeit, bis Anfang 2022, befasst sich eine Redaktionsgruppe innerhalb der Ad-hoc-AG Bodendauerbeobachtung im Auftrag der LABO mit einer Aktualisierung des Konzeptes, ergänzt um Aspekte einer standardisierten Auswertung von Untersuchungsergebnissen unter dem Titel „Einrichtung, Betrieb und Auswertung von Bodendauerbeobachtungsflächen“.

Ergebnisse aus der Bodendauerbeobachtung fließen in die von der LABO festgelegten Hintergrundwerte von Schadstoffen in Böden auf Landes- und auf Bundesebene ein (LABO 2017).

Zudem gibt es von Seiten des Bundes, in der Regel vertreten durch das Umweltbundesamt, verschiedene Aktivitäten, die Daten aus der Bodendauerbeobachtung länderübergreifend zusammenzustellen und auszuwerten.

Ergebnisse einer gemeinsamen Auswertung von Daten der BDF der Bundesländer aus den Grundinventuren wurden von HUSCHEK & KRENGEL (2004) im Auftrag des Umweltbundesamtes vorgelegt. Die Studie zeigte, dass die Daten aus unterschiedlichen Ländern zusammengeführt und harmonisiert werden können, um so einen länderübergreifenden Bericht zum Bodenzustand (Ist-Zustand) an den BDF-Standorten zu erstellen. Schwerpunktmäßig wurden Daten zu Schwermetallgehalten, Gesamtposphor- und Gesamtstickstoffgehalten sowie zur organischen Substanz von 624 BDF statistisch ausgewertet und nach Bodennutzung, Bodenart und Bodenausgangsgestein differenziert. Es wurde auch herausgearbeitet, dass für belastbare Aussagen zum Bodenzustand auf Bundesebene die Daten nicht ausreichen. Dies unterstreicht die besondere Bedeutung der BDF zur

Erfassung von zeitlichen Veränderungen. Der hierfür zu betreibende Aufwand (v. a. Untersuchungsprogramm, Zyklus der Untersuchungen, Erfassung von Begleitparametern, z. B. Bewirtschaftung) kann aus finanziellen Gründen nicht für ein gleichzeitig weitgehend flächenrepräsentatives Monitoringprogramm betrieben werden. An anderer Stelle wird gezeigt werden, wie die Bodendauerbeobachtung der Länder, als auf zeitliche Variation angelegtes Programm, z. B. mit der BZE Landwirtschaft, als vor allem auf räumliche Variation angelegtes Programm, gemeinsam genutzt werden kann.

Viele der für die Bodendauerbeobachtung entwickelten bzw. in der Bodendauerbeobachtung angewendeten analytischen Methoden fanden auch Eingang in andere Programme des forstlichen Umweltmonitorings. Die Verfahren sind, einschließlich des ursprünglich für die Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) entwickelten Methoden-Codes, im Handbuch Forstliche Analytik dokumentiert (HFA 2009).

Zur bundesweiten Harmonisierung der Daten und zur Dokumentation von Verfahrenswechseln wurden von KAUFMANN-BOLL et al. (2011) im Auftrag des Umweltbundesamtes der Methoden-Code weiterentwickelt und eine Datenbank zur Datenerfassung entwickelt. Eine Codierung wird für vier Sequenzen Probenahme und -vorbehandlung im Feld, Probenvorbehandlung im Labor, Untersuchungsverfahren und Bestimmungsverfahren vorgenommen. Der Methoden-Code ist bereits sehr umfassend, wenn auch nicht vollständig, und umfasst die Medien Boden, Pflanze und Dünger (Wasser noch nicht ausgeführt) sowie die anorganische und organische Chemie, Bodenphysik, Pflanzeigenschaften (Wald, z. B. Blatt- und Nadelgewicht), Bodenbiologie und Mineralogie.

MARX et al. (2016) haben bundesweit eine Auswertung zu zeitlichen Veränderungen des Humusgehaltes von Ackerböden anhand der Daten aus der Bodendauerbeobachtung der Bundesländer vorgenommen. Sie heben für standardisierte bundesweite BDF-Auswertungen auf die Bedeutung eines länderübergreifenden Mindestdatensatzes sowie auf die Notwendigkeit einheitlicher Datenbankstrukturen ab. Bezüglich des letzten Aspektes ist damit zu rechnen, dass spätestens mit der Umsetzung der INSPIRE-Richtlinie (EG 2007) ein Datenaustausch einfach möglich sein sollte. MARX et al. (2016) heben die besondere Bedeutung des langfristigen Betriebes von BDF hervor, vor allem auch,

um belastbare Aussagen zu den Interaktionen von Bodenumusgehalt und klimatischen Veränderungen treffen zu können.

Im Rahmen der Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) wurden in den Zeiträumen 1987–1991 (BZE I) und 2006–2008 (BZE II) deutschlandweit Standorte unter forstlicher Nutzung in einem Raster von 8 x 8 km beprobt und analysiert, davon in Niedersachsen 192 (BZE I) bzw. 169 (BZE II) Plots (WELLBROCK & BOLTE 2019, EVERS et al. 2019). Eine dritte Erhebung ist in den Jahren 2022–2024 vorgesehen. Die Böden wurden bis mindestens in 90 cm Tiefe neben grundlegenden bodenphysikalischen Parametern auf organischen und anorganischen Kohlenstoff, Gesamtstickstoff, den Säure-/Basenstatus sowie auf alle wichtigen Pflanzennährstoffe, austauschbare Kationen, Schwermetalle und organische Schadstoffe (nur BZE II) untersucht. Daneben wurden während der Inventuren Erhebungen zum Kronenzustand, bestandesstrukturelle Größen sowie die Baumernährung mittels Blatt-/Nadelanalysen durchgeführt. Die Erhebung auf einem regelmäßigen Raster liefert flächenrepräsentative Informationen des Bodenzustands zum Zeitpunkt der Inventuren.

Im Rahmen der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft wurden deutschlandweit auf Flächen unter landwirtschaftlicher Nutzung in einem Raster von 8 x 8 km Böden beprobt und analysiert, davon in Niedersachsen 491 Standorte (JACOBS et al. 2018, GEHRT & GENSIOR 2019). Die Böden wurden vor allem auf organischen Kohlenstoff und Gesamtstickstoff sowie auf weitere bodenphysikalische und -chemische Parameter untersucht. Im Rahmen der Rasterweite liefert dieses Vorgehen eine flächenrepräsentative Abbildung des Bodenzustands zum gegebenen Zeitpunkt. Zur Vorhersage potenzieller Trends wurden Daten aus den Dauerbeobachtungsprogrammen der Bundesländer Schleswig-Holstein, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Sachsen-Anhalt und Baden-Württemberg herangezogen und für eine prozessbasierte Modellierung der Bodenvorratsänderungen verwendet.

Seitens des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit und des Umweltbundesamtes wird ein Klimafolgen-Boden-Monitoring-Verbund vorbereitet (KAUFMANN-BOLL et al. 2020). Dadurch werden Bodeninformationen bestehender Messnetze und Messstandorte leichter verfügbar gemacht, um die Auswirkungen des Klimawandels auf Böden

besser beobachten und bewerten zu können. Der Schwerpunkt des Messnetzverbundes liegt auf den Themen Bodenwasserhaushalt, Bodenerosion, Bodenbiologie und organische Substanz. Aus dem niedersächsischen Programm zur Bodendauerbeobachtung und zur Erosionsbeobachtung wurden Standorte an den Verbund gemeldet.

In das forstliche Umweltmonitoring nach § 41a BWaldG sind zahlreiche forstlich genutzte BDF integriert, u. a. acht Intensiv-BDF-F aus Niedersachsen. Viele Erhebungsbereiche der Bodendauerbeobachtung sind in das Programm des intensiven forstlichen Umweltmonitorings (Level II) eingebunden (FORUMV-AG 2016). Damit ist gewährleistet, dass der Einfluss von Umweltbelastungen auf Waldökosysteme einschließlich ihrer Böden nach bundesweit harmonisierten Verfahren erhoben wird. Die Level-II-Flächen des forstlichen Umweltmonitorings werden auch für das Monitoring für die neue NEC-Richtlinie (EU) 2016/2284 zur Festlegung nationaler Emissionsreduktionsverpflichtungen für Luftschadstoffe genutzt. Die neue NEC-Richtlinie wurde durch die Verordnung über nationale Verpflichtungen zur Reduktion bestimmter Luftschadstoffe (43. BImSchV) in nationales Recht umgesetzt.

1.9. Ausblick

Das niedersächsische Programm zur Bodendauerbeobachtung ist dauerhaft angelegt. Dennoch bedarf es stetiger Bemühungen, das Programm gegenüber allen Beteiligten zu bewerben, die Finanzierung unter Berücksichtigung von Preissteigerungen und organisatorischen Änderungen bei den beteiligten Institutionen zu sichern und die Inhalte des Programms an Entwicklungen anzupassen.

Der Sicherung der BDF-Standorte ist eine besondere Aufmerksamkeit zu widmen, wobei sich dem Programm nur begrenzte Möglichkeiten bieten, die Versiegelung von Flächen in der Nähe von Ortschaften oder den Wechsel zu einem Besitzer, der nicht mit dem Programm kooperieren möchte, zu verhindern. In geringem Umfang ist daher auch immer der Ersatz von Flächen vorzunehmen, wobei wertvolle Zeitreihen der stillgelegten Flächen verloren gehen.

Bezüglich der Datenerhebung kommen mit den Emerging Pollutants („neu auftauchende Schadstoffe“), z. B. Arzneimittel (einschließlich

hormonell wirksamer Substanzen), Hormone und andere endokrine Disruptoren, Biozide, Organometallverbindungen, perfluorierte Substanzen wie Perfluorcarbone oder perfluorierte Tenside, neue Stoffe in Betracht (MU 2020a), die angepasste Analysenprogramme erfordern, ohne den Finanzrahmen der Bodendauerbeobachtung zu sprengen und das laufende Programm zu gefährden. Ähnliches gilt für die Biodiversität der Bodenmikroflora und -fauna, die weitere Monitoringuntersuchungen erfordert, allerdings in einem verträglichen Finanzrahmen und unter Verwendung von Methoden, die für einen Langzeitbetrieb über Jahrzehnte geeignet sind.

Die Sicherstellung von Konstanz und Vergleichbarkeit der Analyseverfahren stellt, angesichts technischer (z. B. Geräte, Sensoren) und regulatorischer (Normung, Weiterentwicklung der Referenzmethoden des Fachbeirats Bodenuntersuchungen) Veränderungen, eine besondere Herausforderung dar.

Insgesamt stellen sich immer wieder Fragen der Optimierung des Untersuchungsprogramms, wobei zwischen der Fortschreibung bestehender Zeitreihen von Bodenparametern und der Aufnahme neuer Parameter abzuwägen ist, solange die finanziellen und personell-organisatorischen Ressourcen nicht angepasst oder erweitert werden können.

Anpassungsmöglichkeiten des Untersuchungsprogramms bestehen auch bei der Beprobungshäufigkeit, wobei der Parameter mit der potenziell höchsten Veränderungsrate die Beprobungshäufigkeit bestimmen sollte, das Untersuchungsprogramm an den Proben aber angepasst werden könnte. Allerdings sollte beachtet werden, dass die Arbeitsintensität über die Jahre gleichmäßig verteilt werden muss, um Arbeitsspitzen, aber auch mangelhafte Auslastung zu vermeiden, und dass möglicherweise sehr lange Beprobungszyklen (z. B. 20 Jahre) dazu führen könnten, dass das Programm „abreißt“.

Mit Fortdauer der BDF-Programms nimmt die Komplexität der möglichen Auswertungen zu, auch werden nichtlineare Veränderungen immer wahrscheinlicher, z. B. können die Humusgehalte zeitweise abnehmen, um sich dann auf einem neuen Niveau zu stabilisieren. Änderungen in der Bewirtschaftung lösen neue Dynamiken im Boden aus. Der Einsatz komplexer Modellierungen wird immer sinnvoller, verlangt aber entsprechende Spezialkenntnisse, die

durch Kooperation mit Forschungseinrichtungen verfügbar gemacht werden können. Diese Kooperationen können dann auch genutzt werden, um anhand der Bodendauerbeobachtung empirisch gewonnene Erkenntnisse durch wissenschaftliche Untersuchungen zu untermauern und Ursache-Wirkungs-Beziehungen zu klären.

Die Bereitstellung von Daten aus der Bodendauerbeobachtung wird zukünftig, nicht allein aufgrund der INSPIRE-Richtlinie (EG 2007), an Bedeutung gewinnen, wobei die komplexe Struktur und die Einbeziehung von Bewirtschaftungsdaten in der Bodendauerbeobachtung besondere Anforderungen an die Standardisierung der Datenbereitstellung stellen werden. In diesem Zusammenhang ist auch zu berücksichtigen, dass die an der Bodendauerbeobachtung beteiligten Landeigentümer und -besitzer ihre Flächen freiwillig zur Verfügung stellen und daher sichergestellt werden muss, dass die Datenbereitstellung keine nachteiligen Auswirkungen für sie hätte (Artikel 13).

Nicht zuletzt wäre es interessant, die Erkenntnisse aus der Bodendauerbeobachtung zum Grundgerüst eines Bodenzustandsberichtes zu machen. Die Ergebnisse der zeitlichen Veränderungen an den punktuell intensiv und langjährig untersuchten BDF könnten dann unter Verwendung von Bodenkarten und thematisch eingegrenzten, aber in höherer Beprobungsdichte durchgeführten Monitoringprogrammen (BZE) in die Fläche übertragen werden. Hierfür sind jedoch weitere Untersuchungen und vor allem Ressourcen erforderlich.

1.10. Literatur

- AHRENDTS, B., SCHELER, B., WAGNER, M., FLECK, S., FORTMANN, F. & MEESENBURG, H. (2021): Trends der Nährstoffbilanzen forstlich genutzter Intensiv-BDF in Niedersachsen. – GeoBerichte (dieser Band, Kap. 3).
- BARTELS, F., DASCHKEIT, A., FRÄNZLE, O., KASKE, A., KERRINNES, A., SCHMIDT, G., SCHRÖDER, W. & STECH, C. (1998): Organisation und Methodik eines Bodenmonitorings. – Forschungsbericht 207 06 007, UBA-FB **98-028**, 35 S.
- BARTH, N., BRANDTNER, W., CORDSEN, E., DANN, T. et al. (2000): Boden-Dauerbeobachtung – Einrichtung und Betrieb von Boden-Dauerbeobachtungsflächen. – In: ROSENKRANZ, D., BACHMANN, G., KÖNIG, W. & EINSELE, G. (Hrsg.): Bodenschutz, Ergänzbares Loseblattsammlung, Blatt **9152**, BOS 32, Lfg. XI/00; Berlin (Erich Schmid).
- BBODSCHG (1998): Bundes-Bodenschutzgesetz vom 17. März 1998 (BGBl. I: 502), das zuletzt durch Artikel 3 Absatz 3 der Verordnung vom 27. September 2017 (BGBl. I: 3465) geändert worden ist. – <<https://www.gesetze-im-internet.de/bbodschg/BJNR050210998.html>>.
- BMEL – BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (Hrsg.) (2020): Am Puls des Waldes: Umweltwandel und seine Folgen - ausgewählte Ergebnisse des intensive forstlichen Umweltmonitorings. – Bearb.: KRÜGER, I., SANDERS, T., SCHAD, T., SCHMITZ, A., STRICH, S., mit Beiträgen von: ANDRAE, H., EICKENSCHIED, N., DAMMANN, I., MEESENBURG, H., DIETRICH, H.-P., RASPE, S., HASSDENTEUFEL, M., HÖLSCHER, A., RUSS, A. & SCHRÖCK, H.-W.; Bonn (BMEL), <www.bmel.de>.
- BUG, J., ENGEL, N., GEHRT, E. & KRÜGER, K. (2019): Schutzwürdige Böden in Niedersachsen. Arbeitshilfe zur Berücksichtigung des Schutzgutes Boden in Planungs- und Genehmigungsverfahren. – 4. überarb. Aufl., GeoBerichte **8**: 56 S., 25 Abb., 5 Tab., Anh.; Hannover (LBEG).
- BWALDGESETZ (1975): Gesetz zur Erhaltung des Waldes und zur Förderung der Forstwirtschaft vom 2. Mai 1975 (BGBl. I: 1037), das zuletzt durch Artikel 1 des Gesetzes vom 17. Januar 2017 (BGBl. I: 75) geändert worden ist. – <<https://www.gesetze-im-internet.de/bwaldg/BJNR010370975.html>>.
43. BImSchV (2018): Verordnung über nationale Verpflichtungen zur Reduktion der Emissionen bestimmter Luftschadstoffe vom 18. Juli 2018. – BGBl. I: 1222, <https://www.gesetze-im-internet.de/bimschv_43/BJNR122210018.html>.
- EG (2007): Richtlinie 2007/2/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 14. März 2007 zur Schaffung einer Geodateninfrastruktur in der Europäischen Gemeinschaft (INSPIRE). – Amtsblatt der Europäischen Union **L 108/1**.
- ELLENBERG, H., MAYER, R. & SCHAUERMANN, J. (Hrsg.) (1986): Ökosystemforschung: Ergebnisse des Solling-Projekts. – Stuttgart (Ulmer).
- EVERS, J., DAMMANN, I., KÖNIG, N., PAAR, U., STÜBER, V., SCHULZE, A., SCHMIDT, M., SCHÖNFELDER, E. & EICHHORN, J. (2019): Waldbodenzustandsbericht für Niedersachsen und Bremen - Ergebnisse der zweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II). – Beitr. Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt **19**.
- FORTMANN, H. & MEESENBURG, H. (2007): Organische Schadstoffe in Waldböden Niedersachsens - Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen. – GeoBerichte **4**: 91 S., 53 Abb., 29 Tab.; Hannover (LBEG).
- 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).
- FORUMV-AG – BUND-LÄNDER-AG ZUR UMSETZUNG DER VERORDNUNG ÜBER ERHEBUNGEN ZUM FORSTLICHEN UMWELTMONITORING: EICHHORN, J., BOLTE, A., CHMARA, I., DIETRICH, H.-P., FLECK, S., GEHRMANN, J., KIRCHNER, T., KÖNIG, N., MEESENBURG, H., RASPE, S., SCHMIDTKE, H., SCHÜTZE, G., STRICH, S. & SUKOPP, U. (2016): Forstliches Umweltmonitoring in Deutschland: Durchführungskonzept Forstliches Umweltmonitoring. – Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) (Hrsg.), 40 S.

- GEHRT, E. (2021): Bodenkundliche Beschreibung und Repräsentanz der BDF 30 Jahre nach Einrichtung. – *GeoBerichte* (dieser Band, Kap. 2).
- GEHRT, E. & GENSIOR, A. (2019) Landesweite bodenkundliche Messnetze und Bodenkarten in Niedersachsen. – In: Jahrestagung der DBG/BGS Erd-Reich und Boden-Landschaften, 24.–27. August 2019, Bern, Schweiz, <<http://eprints.dbges.de/1837/>>.
- HFA (2009): Handbuch Forstliche Analytik: Eine Loseblatt-Sammlung der Analysemethoden im Forstbereich. – Hrsg. Gutachterausschuss Forstliche Analytik, 4. Ergänzung Juni 2009.
- HÖPER, H. (2021): Veränderungen der Gehalte und Vorräte an organischer Substanz im Boden der landwirtschaftlich genutzten Boden-Dauerbeobachtungsflächen. – *GeoBerichte* (dieser Band, Kap. 4).
- 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).
- HÖPER, H. & MEESENBERG, H. (Hrsg.) (2012): Tagungsband 20 Jahre Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen. – *GeoBerichte* 23: 256 S., 172 Abb., 43 Tab., 4 Anh.; Hannover (LBEG).
- HUSCHEK, G. & KRENGEL, D. (2004): Länderübergreifende Auswertung von Daten der Boden-Dauerbeobachtung der Länder. – *UBA-Texte* 50/04: 1–109.
- JACOBS, A., FLESSA, H., DON, A., HEIDKAMP, A., PRIETZ, R., DECHOW, R., GENSIOR, A., POEPLAU, C., RIGGERS, C., SCHNEIDER, F., TIEMEYER, B., VOS, C., WITTNEBEL, M., MÜLLER, T., SÄURICH, A., FAHRION-NITSCHKE, A., GEBBERT, S., JACONI, A., KOLATA, H., LAGGNER, A. et al (2018). Landwirtschaftlich genutzte Böden in Deutschland - Ergebnisse der Bodenzustandserhebung. – Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, 316 S., Thünen Rep. 64, [DOI:10.3220/REP1542818391000].
- JANKOWSKI, A. (2012): Grundwassergüte. – In: HÖPER, H. & MEESENBERG, H. (Hrsg.): 20 Jahre Boden-Dauerbeobachtung in Niedersachsen. – *GeoBerichte* 23: 175–192, 10 Abb., 6 Tab.; Hannover (LBEG).
- KAMERMANN, D., GROH, H. & HÖPER, H. (2015): Schwermetallein- und -austräge niedersächsischer Boden-Dauerbeobachtungsflächen. – *GeoBerichte* 30: 56 S., 4 Abb., 29 Tab., Anh.; Hannover (LBEG).
- KAUFMANN-BOLL, C., LAZAR, S., SCHILLI, C. & RINKLEBE, J. (2011). Auswertung der Veränderungen des Bodenzustands für Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF) und Validierung räumlicher Trends unter Einbeziehung anderer Messnetze. Teil A: Methoden-Code und Umgang mit Verfahrenswechseln. – *UBA-Texte* 89/2011; 1–339, <<https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/461/publikationen/4232.pdf>>.
- KAUFMANN-BOLL, C., MAKOWSKY, L. & MÜLLER, F. (2019). Boden-Dauerbeobachtung im urbanen Bereich für umwelt- und klimaschutzbezogene Fragestellungen im Rahmen der Stadtentwicklung und Anpassung an den Klimawandel. Abschlussbericht der Projekte B 5.18 und B 3. – Geschäftsführende Stelle für das Länderfinanzierungsprogramm „Wasser, Boden und Abfall“, Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt Mecklenburg-Vorpommern, Schwerin, 1–114.
- KAUFMANN-BOLL, C., NIEDERSCHMIDT, S., BAMMINGER, C., KASTLER, M., MÜLLER, F., WURBS, D. & STEININGER, M. (2020): Konzeption eines Klimafolgen-Bodenmonitoring-Verbundes. – *UBA-Texte* 41/2020: 1–125.
- KEUFFEL-TÜRK, A. B., SCHELER, B., HÖPER, H., AHREND, B. & MEESENBERG, H. (2021): Stoffeinträge durch Deposition. – *GeoBerichte* (dieser Band, Kap. 14).
- 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).
- KNACKSTERDT, C., HÖPER, H. & GROH, H. (2021): Gehalte und Vorratsänderungen von Schwermetallen im Oberboden der ackerbaulich genutzten Boden-Dauerbeobachtungsflächen. – *GeoBerichte* (dieser Band, Kap. 8).
- KORTE, K., ENGELKE, L., GROH, H., SEVERIN, K. & HÖPER, H. (2019): Bewirtschaftung und Nährstoffbilanzen der landwirtschaftlich genutzten Bodendauerbeobachtungsflächen in Nieder-

- NLFb – NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG (2001): 10 Jahre Boden-Dauerbeobachtung in Niedersachsen. Ein Leitinstrument für integrierte Umweltbeobachtung und Politikberatung. – Tagungsband zur Fachtagung mit Exkursion am 17. und 18.10.2001 in Bremen; Hannover (NLFb).
- NLFb – NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG (Hrsg.) (2005): Boden-Dauerbeobachtungsflächen in Niedersachsen – Standortbeschreibung und Baseline. – Access-Anwendung auf CD-ROM; Hannover (NLFb).
- RASPE, S., BASTRUP-BIRK, A., FLECK, S., WEIS, W., MAYER, H., MEESENBURG, H., WAGNER, M., SCHINDLER, D. & GARTNER, K. (2013): Meteorology. – In: FERRETTI, M. & FISCHER, R. (eds.): Forest Monitoring: Methods for terrestrial investigations in Europe with an overview of North America and Asia. – Developments in Environmental Science **12**: 319–336; Amsterdam (Elsevier) [ISBN: 978-0-08-098222-9], [DOI:10.1016/B978-0-08-098222-9.00017-0].
- REGIERUNGSKOMMISSION KLIMASCHUTZ (2012): Empfehlungen für eine niedersächsische Strategie zur Anpassung an die Folgen des Klimawandels. – Niedersächsisches Ministerium für Umwelt, Energie und Klimaschutz, Hannover, 221 S., <<https://www.umwelt.niedersachsen.de/download/100543>>.
- SAG – SONDERARBEITSGRUPPE INFORMATIONSGRUNDLAGEN BODENSCHUTZ DER UMWELTMINISTERKONFERENZ (1991): Konzeption zur Einrichtung von Boden-Dauerbeobachtungsflächen - Bericht der UAG „Boden-Dauerbeobachtungsflächen im Auftrag der SAG „Informationsgrundlagen Bodenschutz“. – Bayer. Staatministerium f. Landesentwicklung und Umweltfragen (Hrsg.): Arbeitshefte Bodenschutz **1**, 56 S.; München.
- STEINHOFF-KNOPP, B. (2021a). Jährliche Variabilität und räumliche Muster der Bodenerosion - Erkenntnisse aus der niedersächsischen Bodenerosionsdauerbeobachtung. – GeoBerichte (dieser Band, Kap. 17).
- STEINHOFF-KNOPP, B. (2021b): Bodenerosionsdauerbeobachtung in Niedersachsen: 20 Jahre Monitoring von Bodenerosion durch Wasser. Bericht für den Zeitraum 2000 bis 2019. – GeoBerichte [in Vorbereitung].
- 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. Acid Rain on Forest Processes; New York (Wiley): 1–50.
- WELLBROCK, N. & BOLTE, A. (Hrsg.) (2019): Status and dynamics of forests in Germany: Results of the National Forest Monitoring. – Ecol. Studies **237**, <<https://doi.org/10.1007/978-3-030-15734-0>>.

2. Bodenkundliche Beschreibung und Repräsentanz der BDF 30 Jahre nach Einrichtung

ERNST GEHRT

2.1. Zusammenfassung

1990 wurde auf Grundlage der Bodenschutzgesetze (BBODSCHG 1998, BBODSCHV 1999, NBODSCHG 1999) mit dem Programm zur Bodendauerbeobachtung (BDF) der Grundstein zur kontinuierlichen Beobachtung und Dokumentation von Veränderungen in den Böden gelegt (BARTELS, PLUQUET & SPONAGEL 1991, BARTH et al. 2000, NLFB 2001, HÖPER & MEESENBURG 2012). Mit der Auswahl von 90 (heute 92) Arealen sollen die bodenlandschaftliche Vielfalt und die unterschiedlichen naturräumlichen Rahmenbedingungen erfasst werden. Durch die Verbindung der BDF, anderer Messnetze und den Bodenkarten besteht die Möglichkeit, die Eigenschaften und Veränderungen der Böden vom Punkt in die Fläche zu übertragen (Regionalisierung; GEHRT & GENSIOR 2019). Die BDF hat damit eine zentrale Rolle. Nach 30 Jahren Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen wird beschrieben, welche Rahmenbedingungen sich in der Zeit verändert haben, wie sich die Verbindung der BDF mit der bodenkundlichen Landesaufnahme heute darstellt und wie diese ggf. weiterentwickelt werden sollte.

2.2. Einleitung und Ziel

Die Einrichtung des Programms Bodenmonitoring geht auf den Beschluss der Niedersächsischen Landesregierung Anfang 1990 zurück (BARTELS, PLUQUET & SPONAGEL 1991, KLEEFISCH & KUES 1997). Insgesamt wurden 70 Flächen unter landwirtschaftlicher (BDF-L) und 22 unter forstlicher Nutzung (BDF-F) in enger Abstimmung mit der bodenkundlichen Landesaufnahme eingerichtet. Die Beschreibung und Auswahl der Standorte erfolgten nach dem Kenntnisstand von 1990. In den vergangenen 30 Jahren haben sich sowohl die Regelwerke zur Beschreibung und Verbreitung der Böden und deren Nutzung sowie die Möglichkeiten der Daten-

haltung und -verarbeitung entscheidend verbessert. Im Einzelnen sind folgende Punkte herauszustellen:

1. Bodenkundliche Kartieranleitung
 - Regeln zur Ansprache der Böden und der Bodensystematik in der Bodenkundlichen Kartieranleitung wurden von der dritten zur fünften Auflage (AG BODENKUNDE 1982, AG BODEN 1994, AD-HOC-AG BODEN 2005) weiterentwickelt.
 - Die niedersachsenspezifische Anpassung der Kartieranleitung (LBEG-Erfassungsanweisung) wurde insbesondere im Rahmen der Erstellung der Bodenkarte 1 : 50.000 (BK 50, GEHRT et al. 2017) spezifiziert.
2. Kartengrundlagen als Grundlage zur Auswahl und Einrichtung repräsentativer BDF
 - Der Kenntnisstand zur Verbreitung der Böden wurde von der Bodenkundlichen Standortkarte (BSK 200) über die Bodenübersichtskarte 1 : 50.000 (BÜK 50, BOESS, GEHRT & SBRESNY 1999) zur Bodenkarte 1 : 50.000 (BK 50, GEHRT et al. 2017) deutlich verbessert. Mit der BK 50 liegen differenziertere – auch nutzungsdifferenzierte (EVERTSBUSCH et al. 2017) – Beschreibungen der Böden und eine räumlich höhere Auflösung der Bodeninformation vor.
 - Die pedoregionale Gliederung wurde weiterentwickelt und regional angepasst (GEHRT et al. 2017).
3. Änderungen der Landnutzungsverhältnisse
 - In den vergangenen drei Jahrzehnten ist eine Veränderung der Landnutzung mit einem Rückgang der landwirtschaftlichen Nutzfläche insgesamt und einer Umwandlung von Grünland zum Acker zu verzeichnen (NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ 2017).
4. Änderung der Arealgröße
 - Im Zuge der Wiedervereinigung wurde das Amt Neuhaus mit ca. 24.000 ha Niedersachsen zugeschlagen.
 - Im Rahmen der BK 50 wurden die Bodenareale genauer abgegrenzt und damit gegenüber der BSK 200 ca. 80.000 ha mehr erfasst.

5. Neue methodische Möglichkeiten (Niedersächsisches Bodeninformationssystem (NIBIS®), vgl. OELKERS & VINKEN 1989, HEINEKE 1991, OELKERS 1993, Informationssysteme wie ATKIS® und Software wie GIS®)

Mit den heute verfügbaren Daten und Methoden ist es möglich, die Auswahl und Verteilung der BDF auf Grundlage der BSK 200 und der BK 50 nachvollziehbar und vergleichend zu beschreiben. Die räumliche und inhaltliche Verknüpfung der BDF mit den Einheiten der BSK 200 und der BK 50 ermöglicht es, eine Aussage zur Repräsentanz der BDF zu treffen. Voraussetzung dafür ist eine inhaltliche und formale Prüfung der Erstaufnahmen. Daraus resultiert, dass ggf. Aktualisierungen oder ggf. Überprüfungen der Beschreibungen der BDF mit besonderem Fokus auf funktionale Parameter notwendig sind. Die BDF sind in diesem Zusammenhang nur ein Baustein. Durch die Einbindung der Bodenzustandserhebung (491 Standorte BZE_{land}, 166 Standorte BZE_{wald}; SCHULZE & EVERS 2013, JACOBS et al. 2018) und der Musterstücke der Bodenschätzung (>630 Standorte) ergeben sich neue Möglichkeiten der Regionalisierung (GEHRT & GENSIOR 2019).

2.3. Die Entwicklung der Bodenkundlichen Kartieranleitung und der Datenbestände in Niedersachsen

Die Bodenkundliche Kartieranleitung (AD-HOC-AG BODEN 2005) wird von den Staatlichen Geologischen Diensten der Bundesländer der Bundesrepublik Deutschland in Zusammenarbeit mit der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe herausgegeben (Ad-hoc-AG Boden, heute AG Boden) und soll der Vereinheitlichung der Bodenansprache dienen. Andere Regelwerke, wie z. B. die Kartieranleitung zur Aufnahme von forstlichen Standorten (ARBEITSKREIS STANDORTKARTIERUNG 2016), sind im Grundsatz an die Bodenkundliche Kartieranleitung angelehnt. Wie in Tabelle 2.1 an den Seitenzahlen, Abbildungen und Tabellen erkennbar, wurde die Kartieranleitung über die Jahre zunehmend verfeinert und konkretisiert.

Tab. 2.1: Entwicklung der bodenkundlichen Kartieranleitung.

Auflage	Jahr	Seiten	Abbildungen	Tabellen
2.	1971	169	4	30
3.	1982	331	19	98
4.	1994	392	33	91
5.	2005	438	41	103 (+31 Listen)

Bei der Einrichtung der BDF galt für die Beschreibung der Böden in der Bundesrepublik Deutschland die Bodenkundliche Kartieranleitung in der dritten Auflage (AG BODENKUNDE 1982). Mit der vierten Auflage (AG BODEN 1994), die auch von notwendigen Anpassungen nach der Wiedervereinigung geprägt war und der fünften Auflage (AD-HOC-AG BODEN 2005) ergaben sich einige deutliche Veränderungen:

- Erweiterung der Merkmalsbeschreibungen,
- Einführung der pedoregionalen Gliederung,
- Einführung der Substratgliederung,
- Gliederung und Ansprache periglaziärer Deckschichten,

- pedogene Veränderung der Torfe nach Grundwasserabsenkung,
- Ansprache der Marschböden,
- Ausdifferenzierung der Tabellen zur Standortsbeurteilung (Kennwerte).

Nach Einführung der vierten Auflage (AG BODEN 1994) wurden im NLfB (heute LBEG) die Datenbestände der Profil- und Horizontbeschreibungen (auch die BDF-Beschreibungen) angepasst. Die Hauptarbeit lag dabei in der Schaffung einer abgestimmten, DV-gerechten Datenstruktur, der Verteilung der Daten in die richtigen Datenfelder und der Anpassung der Metho-

den an diese neuen Strukturen. Die immer differenziertere Ansprache der Böden wurde in den Bundesländern nur teilweise umgesetzt. Insbesondere die Substratbeschreibung wurde bevorzugt in den neuen Ländern umgesetzt. 1998 wurden die Daten der Bodendauerbeobachtung aus den Länderprogrammen vom UBA bundesweit zusammengetragen (HUSCHEK et al. 2004). Dabei bestand – trotz der Kartieranleitung – ein erheblicher Aufwand in der länderübergreifenden Homogenisierung der Daten.

2.4. Bodenkarten als Grundlage zur Auswahl und Einrichtung repräsentativer BDF

Ziel der BDF ist es, die langfristigen Veränderungen der Böden durch Bewirtschaftung oder durch Stoffein- oder -austräge abzubilden. Neben der regionalen Lage wurden auch unterschiedliche Nutzungen (Acker, Grünland, ökologischer Landbau, Forst, Siedlungen) und unterschiedliche Beanspruchungen (naturnahe Gebiete und Gebiete in Ballungsräumen, Gebiete mit hohem Viehbesatz oder Erosionsgefährdung oder mit erhöhten Immissionen sowie mit Schutzstatus (Wasserschutz- oder Naturschutzgebiete)) berücksichtigt. Im Grundsatz ist damit

schon klar, dass die BDF nur bedingt ein repräsentatives Bild der vorkommenden Böden wiedergeben können. Trotzdem ist es interessant zu prüfen, inwieweit die bestehenden 92 BDF die Standorte in der BSK 200 und der aktuellen BK 50 repräsentieren.

Die Auswahl und Einrichtung der BDF in landwirtschaftlicher Nutzung erfolgte 1990 (BARTELS, PLUQUET & SPONAGEL 1991). Eine Grundlage zur Auswahl der 70 Standorte war die bodenkundliche Standortkarte i. M. 1 : 200.000 (BSK 200). Eine Unterstützung der Standortsuche mit Geographischen Informationssystemen und digitalen Bodenkarten war 1990 nur bedingt möglich. Bei der Auswahl der 22 forstlichen BDF wurden schon bestehende Intensiv-Monitoringflächen (Solling, Göttinger Wald, Harz) berücksichtigt. Insgesamt konnten 8 Intensiv-Beobachtungsflächen (BDF-F-I) und 7 Extensiv-Beobachtungsflächen (BDF-F-E) aus Vorläuferprogrammen der Waldökosystemforschung in das Bodendauerbeobachtungsprogramm integriert werden (MEESENBURG & SCHULZE 2001). In den forstlichen BDF werden neben Varianten der Bodenlandschaften auch kleinräumige Unterschiede im Relief (Kammlage, Hanglage, Exposition – Lange Bramke im Harz und im Hilsgebiet) oder Bestand (Laubwald, Nadelwald) berücksichtigt.

Tab. 2.2: Übersicht zur Zuordnung der BDF zu Kartiereinheiten.

Karte	Zuordnung	BDF-L	BDF-F
BSK 200	am Punkt möglich	60	20 (2)
	zu einer Kartiereinheit möglich	9	
	nicht möglich	1	
BK 50	am Punkt möglich	19	15
	zu einer Kartiereinheit möglich	49	6
	nicht möglich	2	1

2.5. Entwicklung der Bodenkartierung von der BSK 200 zur BK 50

Die Kenntnisse über die Bodenverbreitung in Niedersachsen haben sich in den vergangenen Jahrzehnten deutlich verbessert (Tab. 2.2). Bei der Einführung des niedersächsischen Bodendauerbeobachtungsprogramms fußten die Kenntnisse auf dem Bodenatlas von Niedersachsen im Maßstab 1 : 100.000 aus den 1930er Jahren und der Bodenkundlichen Standortkarte 1 : 200.000 (BSK 200) aus dem Anfang

der 1970er Jahre. Die BSK 200 entstand auf Grundlage von Modellannahmen unter Herausstellung von wenigen relevanten Faktoren der Bodenentwicklung (Klima, Relief und Geologie). Bis 1995 war die BSK 200 eine Grundlage für bodenkundliche Auswertungen in Niedersachsen und somit auch für die Standortwahl der Bodendauerbeobachtungsflächen. In den 90er Jahren wurden die Fragen des Bodenschutzes immer dringlicher (Bundesbodenschutzgesetz von 1998, Niedersächsisches Bodenschutzge-

setz von 1999). Daraufhin wurde in Niedersachsen auf Grundlage der BSK 200 die Bodenübersichtskarte 1 : 50.000 (BÜK 50) für die mittlere Planungsebene (Landschaftsrahmenpläne) entwickelt (BOESS, GEHRT & SBRESNY 1999). Ab 1990 wurden im Niedersächsischen Bodeninformationssystem (NIBIS®) alle verfügbaren bodenkundlichen Informationen digital erfasst und für Auswertungen bereitgestellt (OELKERS & VINKEN 1989, HEINEKE 1991, OELKERS 1993). Hier haben die Daten der Bodenschätzung, der forstlichen Standortkartierung, Auswertungen digitaler Höhenmodelle und die geologische Karte eine herausragende Rolle. Diese Daten sind die Grundlage für die Erstellung der Bodenkarte 1 : 50.000 (BK 50), die seit 2017 die zentrale Informationsebene für Böden in Niedersachsen darstellt (GEHRT et al. 2017).

2.6. Änderungen der Landnutzungsverhältnisse

In den vergangenen 30 Jahren haben sich die Flächenanteile innerhalb der landwirtschaftlichen Nutzung verändert. Während der Waldanteil vergleichsweise stabil ist, nahm die Fläche des Wirtschaftsgrünlandes um ca. 240.000 ha ab, das Ackerland nahm um ca. 120.000 ha zu (NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ 2017, Abb. 2.1). Die Differenz von 120.000 ha erklärt sich überwiegend mit dem Verlust an landwirtschaftlicher Nutzfläche zugunsten von Siedlungs- und Verkehrsflächen.

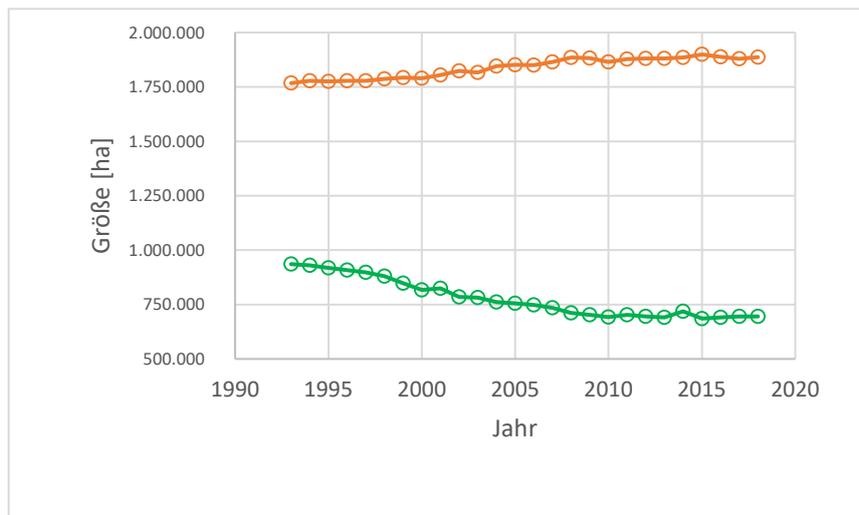


Abb. 2.1: Änderung der Landnutzung von Ackerland (orange) und Grünland (grün) in den vergangenen 30 Jahren (NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ 2017).

Zur Visualisierung der Landnutzung wurde die Landbedeckung auf Grundlage der ATKIS®-Daten (DLM25 von 2017) generalisiert. Die hier verwendete Darstellung (Abb. 2.2) wurde für die Nutzungsdifferenzierung der BK 50 erstellt. Die Verteilung stellt sich wie folgt dar: 3.177.255 ha (67 %) Landwirtschaft; 1.016.047 ha (21 % Forstwirtschaft).

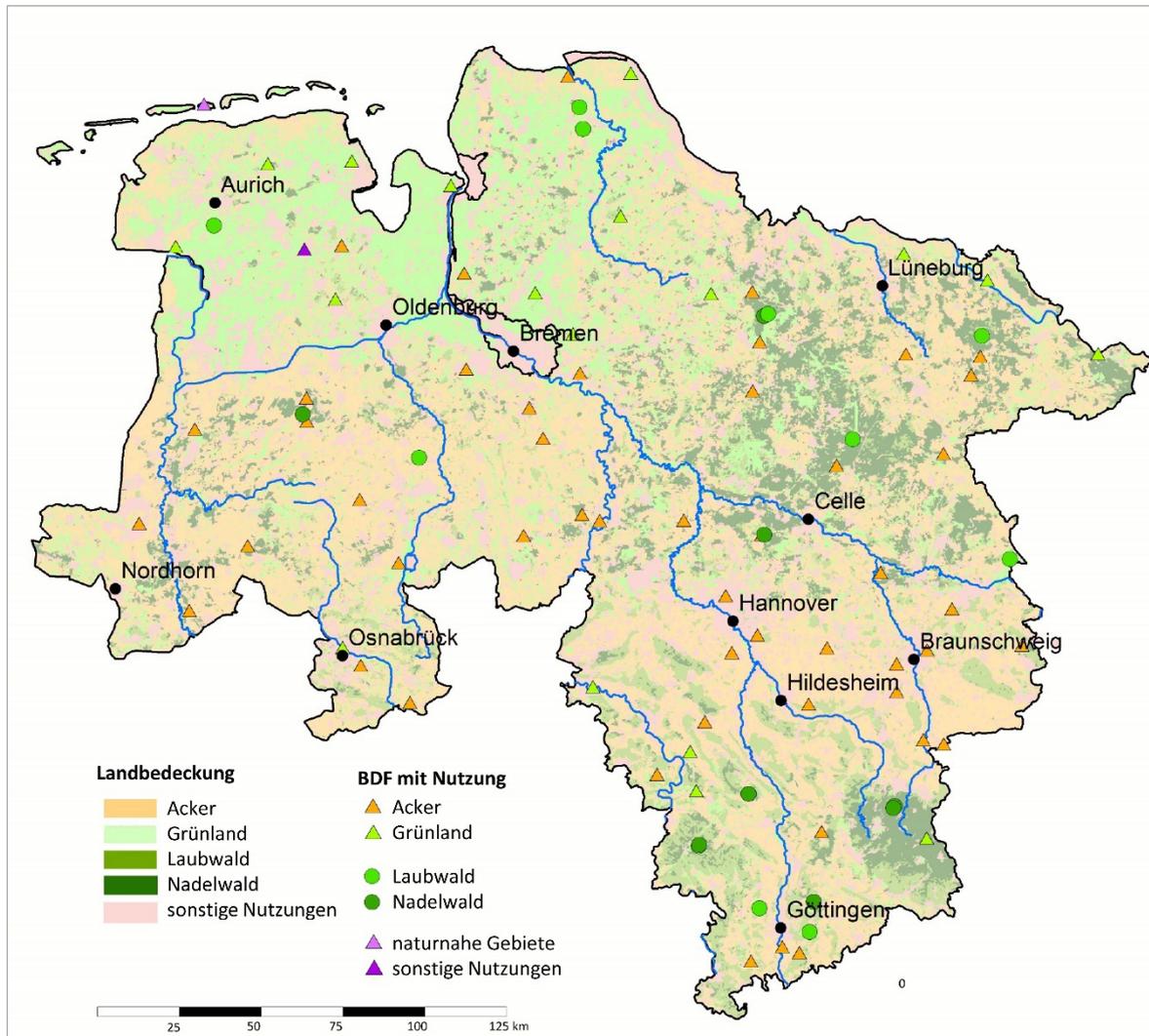


Abb. 2.2: Generalisierte Verteilung der Landbedeckung mit Lage der Bodendauerbeobachtungsflächen (in der Kategorie Laubwald sind auch Mischwaldbestände enthalten).

Die restlichen Flächen verteilen sich auf Sondernutzungen, Siedlungs- und Verkehrs- oder Wasserflächen, EVERTSBUSCH et al. 2017). In der generalisierten Karte wird durch die Zusammenfassung ähnlicher Nutzungen die Größe in den Landnutzungsklassen etwas überzeichnet. Gegenüber der Agrarstatistik ist das Gesamtareal damit etwas größer. Eine vergleichbare flächendeckende Karte für die Landbedeckung vor 30 Jahren liegt nicht vor. Aus diesem Grund wurde diese Karte im Folgenden auch für die Nutzungsdifferenzierung der BSK 200 genutzt.

2.7. Vergleich der BDF-Beschreibungen und Karten

Ziel der nachfolgenden Ausführungen ist es, 30 Jahre nach der Erstaufnahme der BDF darzustellen, wie diese aus heutiger Sicht zu beurteilen ist und welche Konsequenzen sich ggf. daraus ergeben. Folgende Teilschritte sind erkennbar:

1. formale und inhaltliche Prüfung der Profilbeschreibungen,
2. Abgleich und Zuordnung der Profilbeschreibungen zu den Kartiereinheiten,
3. Prüfung der Repräsentanz der BDF.

Diese Schritte bauen aufeinander auf, da ohne eine formale und inhaltliche Anpassung keine Zuordnung zu den Kartiereinheiten möglich ist. Daraus resultiert, dass ggf. Aktualisierungen oder ggf. Überprüfungen der Beschreibungen der BDF mit besonderem Fokus auf funktionale Parameter (z. B. Bodenarten, Humusgehalt, hydromorphe Kennwerte) notwendig sind. Insbesondere die Beschreibung funktionaler Parameter ist von Bedeutung für nachfolgende Auswertungen. Dieser Abgleich beinhaltet zugleich die Möglichkeit der Qualitätskontrolle und -verbesserung der Bodenkarten (BK 50). Die räumliche und inhaltliche Verknüpfung der BDF mit den Einheiten der BSK 200 und der BK 50 ermöglicht eine Aussage zur Flächenrepräsentanz der BDF.

2.7.1. Formale und inhaltliche Prüfung der bodenkundlichen Beschreibung der BDF-Standorte

Die Standorte von repräsentativen Messnetzen wie der Bodendauerbeobachtung, der Bodenzustandserhebung oder auch der Musterstücke der Bodenschätzung haben für die Eichung der Bodenkarten eine große Bedeutung. Andererseits ist es somit wichtig, dass die Standorte der Messnetze genormt beschrieben werden (GEHRT & GENSOR 2019). Aus diesem Grund wurden die Beschreibungen der niedersächsischen BDF im Abgleich mit der bodenkundlichen Kartieranleitung, den vorliegenden Analysedaten und den Kartiereinheiten der BK 50 geprüft.

Differenzen zwischen den BDF und den Profilbeschreibungen der Bodenkarten können auf Änderungen der Regelwerke, auf der natürlichen Variabilität der Kennwerte von Horizont- und Substrat-Einheiten, auf Unzulänglichkeiten der Profilaufnahme oder auf nicht hinreichenden Modellvorstellungen beruhen. Gravierende Abweichungen müssten entweder zu einer Korrektur der Profilbeschreibung an der BDF oder einer Änderung der Beschreibung der Kartiereinheit in der Bodenkarte führen. Die Profilbeschreibungen der BDF beruhen im Wesentlichen auf den Erstaufnahmen vor 30 Jahren. Darüber hinaus gibt es aus unterschiedlichen Zeitpunkten Profilbeschreibungen oder Bohrprotokolle der Wiederholungsinventuren.

Als Ergebnis des Abgleichs sind die Profilbeschreibungen der BDF auf Grundlage der Laborergebnisse, der Beschreibungen an den Satellitenpunkten und Rammkernsondierungen zu ergänzen und korrigieren. Dies gilt auch für die Beschreibung der Standorte bis 2 m oder darüber hinaus. Bei den Waldstandorten greift der Wurzelraum sicherlich zum Teil auch in das verwitterte Gestein, das mit konventionellen Methoden (Bohrungen, Aufgrabungen) nur bedingt zu erschließen ist.

Bei den BDF-L stimmt in 60 Fällen die Beschreibung des Bodentyps mit der BK 50 überein. Bei neun BDF-L ist aus der Horizontfolge eine Korrektur des Bodentyps notwendig. Bei den BDF-F passt die Bodentypenansprache in zwölf Fällen, bei acht BDF ist die Ansprache zu überdenken. Insbesondere die Klassifikation der Podsolierung bei schwacher Merkmalsausprägung ist stärker zu vereinheitlichen.

Sowohl bei den BDF-L als auch bei den BDF-F ist eine Überarbeitung der Substratansprache im Hinblick auf die Nomenklatur (AD-HOC-AG BODEN 2005) erforderlich. Bei den Festgesteinen fehlt eine eindeutige Zuordnung zu geologisch-stratigraphischen Einheiten und Beschreibungen der Petrographie. Die Ansprache und Gliederung der periglazialen Deckschichten ist in den Profilbeschreibungen nicht enthalten oder nur mittelbar zu erschließen. Dies erschwert eine Zuordnung der Substrate.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass eine Überarbeitung der Profilbeschreibungen aufgrund der Weiterentwicklung der Kartieranleitung nach Einrichtung der BDF sinnvoll erscheint. Die Verbindung der BDF mit Kartiereinheiten der BK 50 ermöglicht sowohl eine Korrektur oder Fortschreibung der BDF als auch der Sachdaten der Bodenkarten.

2.7.2. Zuordnung der BDF zu Kartiereinheiten der BSK 200 und der BK 50

Für die Abschätzung der räumlichen Repräsentanz ist es notwendig, die Beschreibungen der der BDF den Kartiereinheiten der BSK 200 und der BK 50n zuzuordnen.

Abgeglichen wurden die Kartiereinheiten der BSK 200 und der BK 50 auf der Basis des Bodentyps und des Substrats bzw. des Ausgangsgesteins. Aus dem Abgleich ergeben sich zunächst die Einstufungen:

1. Zuordnung am Punkt möglich,
2. Zuordnung zu einer Kartiereinheit möglich, aber Karte zu ungenau,
3. Zuordnung nicht möglich, da in Karte nicht enthalten.

Tab. 2.3: Kurzsteckbriefe der landesweiten Bodenkarten von Niedersachsen.

Jahr	Kurzname	Name	mittlerer optimaler Maßstab	Verfügbarkeit Anzahl der Einheiten/ Anzahl der Areale/ optimaler Maßstab	Beschreibung der Erstellung	Beschreibung der Inhalte
1930		Bodenatlas von Niedersachsen	1 : 100.000	nur analoger Druck, keine Generallegende	Aufnahme im Maßstab 1 : 25.000	verbale Beschreibung der Inhalte
1970	BSK 200	Bodenkundliche Standortskarte	1 : 200.000	Grundkarte: 118 Einheiten; 7100 Areale nutzungsdifferenziert: 278 Einheiten; 54.300 Areale	Erstellung nach Schema Gesteinsgruppen, Relief, landschaftliche Gliederung	verbale Beschreibung der Inhalte, ab 1988 digital mit digitalen Profilen; pedoregional gegliedert
1995	BÜK 50	Bodenübersichtskarte	1 : 80.000	Grundkarte: 1200 Einheiten; 34.000 Areale nutzungsdifferenziert: 2800 Einheiten; 85.000 Areale	Downscaling der BÜK 200	digitale Profilbeschreibungen; nutzungsdifferenziert in 3 Klassen; pedoregional gegliedert
2017	BK 50n	BK50 BK50n – nutzungsdifferenziert	1 : 40.000	Grundkarte: 5.900 Einheiten; 143.000 Areale nutzungsdifferenziert: 13.500 Einheiten; 196.000 Areale	landesweite Neuaufnahme, systematische Berücksichtigung aller bodenkundlich relevanter landesweit vorliegender Kenntnisse; Geologie, Bodenschätzung	digitale Profilbeschreibungen; nutzungsdifferenziert in 5 Klassen; pedoregional gegliedert

Bei der BSK 200 ist die Zuordnung vergleichsweise einfach, da den 92 BDF nur 118 Kartiereinheiten der BSK 200 gegenüberstehen. In neun Fällen ist eine Zuordnung zu anderen Kartiereinheiten möglich. Zweimal liegen BDF mit Geschiebelehm in „Sand-Einheiten“. Fünfmal werden in der BDF-L liegende Festgesteine

nicht erfasst oder in der BSK 200 nicht spezifisch genug angesprochen. Kleinräumige Abweichungen in der BDF-Vinnhorst (kleine Aue) und BDF058-L Küingdorf (Kolluvium) sind zwar erklärbar, aber in der BSK 200 nicht dargestellt. Anthropogene Aufträge (BDF054-L Osnabrück) werden weder in der BSK200 noch in der BK 50 abgebildet. Die BDF070-L Sehlede ist von der

Beschreibung her nicht eindeutig zuzuordnen und zu überprüfen. 20 BDF-F treffen die Kartiereinheit der BSK 200 hinreichend. In der BDF011-F Ihlow und der BDF012-F Ehrhorn werden Geschiebelehme beschrieben, die in der BSK 200 nicht erfasst sind, so dass eine neue Zuordnung vorgenommen wurde. In Ihlow wird zudem ein Gley-Plaggenesch ausgewiesen, bei dem die Ansprache als Plaggenesch fraglich ist.

Wie zu erwarten, ist die Kongruenz der räumlichen und inhaltlichen Zuordnungen bei der BK50 aufgrund der spezifischeren Beschreibung der Karte geringer. Unter landwirtschaftlicher Nutzung lassen sich 19 BDF direkt zuordnen. In 49 Fällen ist die räumliche Zuordnung abweichend. Dies ist kein Mangel der BDF-Beschreibung, sondern beruht auf der kleinräumigen Variabilität. Es erfolgt eine Zuweisung zu anderen Einheiten.

Im Forst lassen sich 15 BDF-F räumlich und inhaltlich zuordnen. Die BDF012-F Ehrhorn bildet wahrscheinlich ein erodiertes Profil ab. In sechs Fällen ist eine Zuordnung zu anderen Kartiereinheiten plausibel. Wie schon oben angemerkt, ist die Ansprache der BDF011-F Ihlow als Plaggenesch zu überprüfen.

2.7.3. Die Bodenlandschaften als Bezugsraum für die Prüfung der Repräsentanz

Schon die BSK 200 enthielt eine pedoregionale Gliederung (Abb. 2.3). Angeregt durch die Diskussionen im Zuge der Kartieranleitung der vierten Auflage (AG BODEN 1997), wurde diese für die BÜK 50 neu aufgesetzt. Mit der BK 50 liegt seit 2017 eine deutlich differenziertere Kenntnis zur Bodenverbreitung in Niedersachsen vor (Abb. 2.3). Die pedoregionale Gliederung wurde erstmals systematisch bei der Kartierung berücksichtigt. Oberstes Gliederungsprinzip sind landschaftsgenetisch begründete Bodenregionen, die nur höhenabhängige Klimaaspekte integrieren. Die Aspekte des maritim-kontinentalen Klimawandels aus der BSK 200 entfallen, da genauere regionalisierte Klimadaten zeigten, dass die grobe Einteilung in der mittleren Maßstabsebene nicht umzusetzen war. In der zweiten Gliederungsebene greifen morphologische und substratabhängige Variablen (vgl. Tab. 2.5). Auf der dritten Ebene der Bodenlandschaften (nicht in der Tabelle) greifen im wesentlichen Gesteinsausprägungen. Die Beschreibung der Kartiereinheiten erfolgt nach der dritten (Pedotope) bzw. vierten Aggregierungsstufe (Leitbodenformen; AD-HOC-AG BODEN 2005).

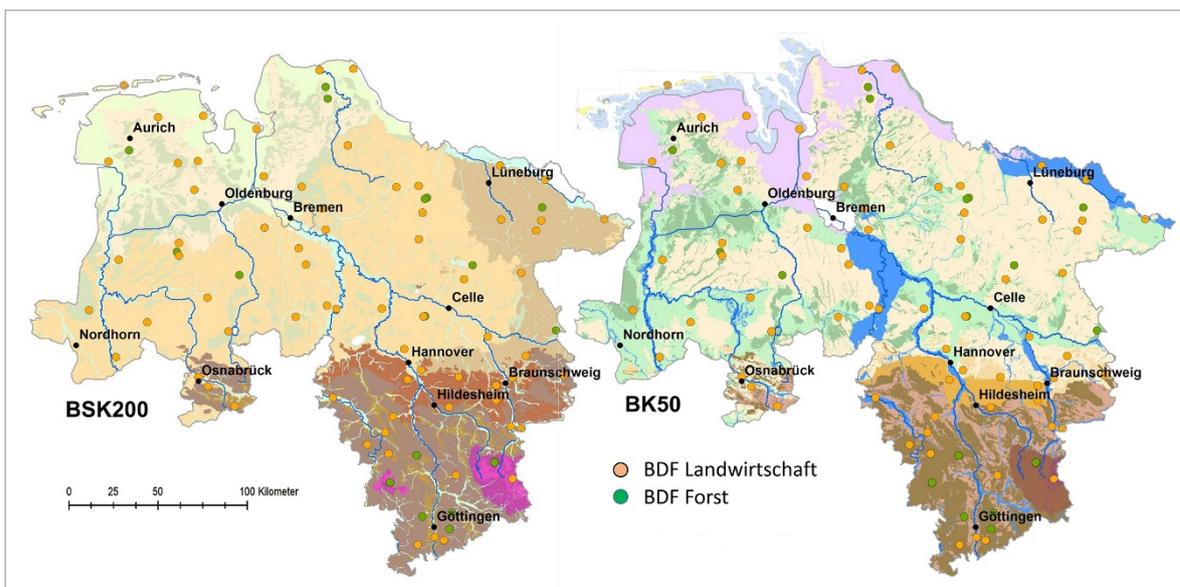


Abb. 2.3 Landschaftliche Gliederung der BSK 200 (links) und Bodengroßlandschaften der BK 50 (rechts), jeweils mit Lage der BDF.

Die Tabellen 2.4 und 2.5 geben einen Überblick zur Gliederung und zu den Flächenanteilen der Teillandschaften der BSK 200 und der BK 50. Das übergeordnete Gliederungsprinzip der BSK 200 sind klimatisch-morphologische Landschaftseinheiten. Diese werden im Flachland in Abhängigkeit vom Gestein, der Lage zum Grundwasser und dem Mesorelief untergliedert. Das Bergland wird durch die Ausprägung der Hangneigung untergliedert. Die einzelnen Kartiereinheiten werden in groben Kategorien durch die Ausprägung des Ausgangsgesteins und des Bodentyps unterteilt. Daraus ergeben sich insgesamt 118 Kartiereinheiten. Die Beschreibung enthält Angaben zu jeweils zwei bis vier darin enthaltenen vergesellschafteten Bodenformen.

Tab. 2.4: Flächenanteile der Bodenlandschaften nach der Bodenkundlichen Standortskarte i. M. 1 : 200.000 (BSK 200).

NR	Region	Teillandschaft	Größe [ha]	Anteil [%]
01	Maritime Flachlandregion	Talauen	277.736	6
02		Moore	502.557	11
03		anthropogene Areale (Tagebau, Auftrag)	7.530	<1
11		grundwassernahe, ebene Geest	249.597	5
14		Nordseeinseln	12.557	<1
15		Marschen	369.870	8
12		grundwasserferne, ebene bis wellige Geest	161.331	3
13		grundwasserferne, hügelige Geest	6.034	<1
21		Maritim-subkontinentale Flachlandregion	grundwassernahe, ebene Geest	579.593
22	grundwasserferne, ebene bis wellige Geest		1.005.183	21
23	grundwasserferne, hügelige Geest		147.058	3
31	Subkontinentale Flachlandregion	grundwassernahe, ebene Geest	104.617	2
32		grundwasserferne, ebene bis wellige Geest	325.060	7
33		grundwasserferne, hügelige Geest	30.684	1
41	Subkontinentale Bergvorlandregion	ebene bis flachwellige Bördenrandzone	49.624	1
42		ebene bis flachwellige Lössböden	154.532	3
51	Submontane Berglandregion	ebene bis flachwellige Lössbecken	113.874	2
52		flachhängige Lössbecken und Hangfußlagen	170.115	4
53		flach- bis mittelhängige Bergland	160.179	3
54		mittel- bis steilhängiges Bergland	205.186	4
55		Hochflächen, z. T. mit steilen Hängen	18.740	<1
56		Gebirgskämme und Schichtstufen mit steilen Hängen	16.049	<1
61	Montane Berglandregion	flach- bis mittelhängiges Bergland	11.460	<1
62		steilhängiges Bergland	41.778	1
63		Hochflächen, verbreitet flachhängig	30.739	1
Summe			4.744.183	100

Tab. 2.5: Flächenanteile der Bodenregionen und Bodengroßlandschaften in Niedersachsen.

BR	BGL	Bodenregion Name	Bodengroßlandschaft	Größe [ha]	Anteil [%]
1	1	Küstenholozän	Inseln	12.711	<1
1	2		Watt	143.275	3
1	3		Küstenmarschen	460.164	9
2	4	überregionale Flusslandschaften	Talauen und Niederterrassen	295.721	6
3	-1	Altmoränenlandschaft (Geest)	Moore der Geest	402.632	8
3	4		regionale Flusslandschaften	38.617	1
3	6		grundwassernahe Geest	792.413	16
3	8		Geestplatten und Endmoränen	1.736.789	36
4	4	Bergvorland	regionale Flusslandschaften	573	<1
4	9		Bördenvorland	71.336	1
4	10		Lössbörde	106.504	2
5	4	Bergland	regionale Flusslandschaften	20.073	<1
5	14		Lössbecken	239.745	5
5	15		Höhenzüge	457.390	9
6	4	Mittelgebirge	regionale Flusslandschaften	408	<1
6	16		Oberharz	73.660	2
6	17		Hochharz	7.193	<1
Summe				4.859.204	100

2.7.4. Räumliche Repräsentanz der BDF im Vergleich der BSK 200 und der BK 50

Die BSK 200 und die BK 50 liegen im LBEG digital vor. Damit ist es möglich, auf Grund der Datenlage zu prüfen, in wie weit die Auswahl von 1990 die Bodeneinheiten in der BSK 200 bzw. in der BK 50 repräsentieren. Für die Nutzung wurde jeweils die generalisierte Landbedeckungskarte von 2017 hinterlegt.

Die Auswertungen bestätigen die Annahme, dass 118 Kartiereinheiten der BSK 200 durch 92 BDF gut repräsentiert werden (Tab. 2.6). Durch die BDF werden rein formal 59 % der landwirtschaftlichen und 72 % der forstlich genutzten Fläche oder insgesamt 55 % der Gesamtfläche abgebildet. Dies kommt auch in der Karte (Abb. 2.4) zu Ausdruck. 12 % Flächenanteil mit anderen Nutzungen können hierbei nicht berücksichtigt werden.

Im Vergleich zur differenzierteren BK 50n zeigt sich (Abb. 2.5), dass der hohe Deckungsgrad der BDF in der BSK 200 in der Generalisierung begründet ist. In der BK 50n werden nur etwa 21 % der landwirtschaftlich und forstlich genutzten Areale durch die BDF wiedergegeben (29 % der Fläche unter landwirtschaftlicher und 12 % forstlicher Nutzung). Die Kartendarstellung weist entsprechend mehr Lücken auf. Relativ gut wird das mittlere westliche und das östliche Altmoränengebiet (Geest) mit BDF repräsentiert. Die Marsch, die westliche Geest, das Bergvorland und Bergland sowie der Harz sind in den BDF dagegen unterrepräsentiert.

Tab. 2.6: Vergleich der Repräsentanz der BDF in der BSK 200 und der BK 50.

	BSK 200		BK 50	
	Areal	Anteil	Areal	Anteil
gesamt	4.751.683		4.859.204	
Landwirtschaft	3.177.255	67	3.207.156	66
Forst	1.016.047	21	1.011.200	21
andere Nutzungen	558.381	12	640.848	13
BDF gesamt	2.594.897	92	1.040.211	21
BDF-L	1.865.206	59	919.213	29
BDF-F	729.691	72	120.998	12

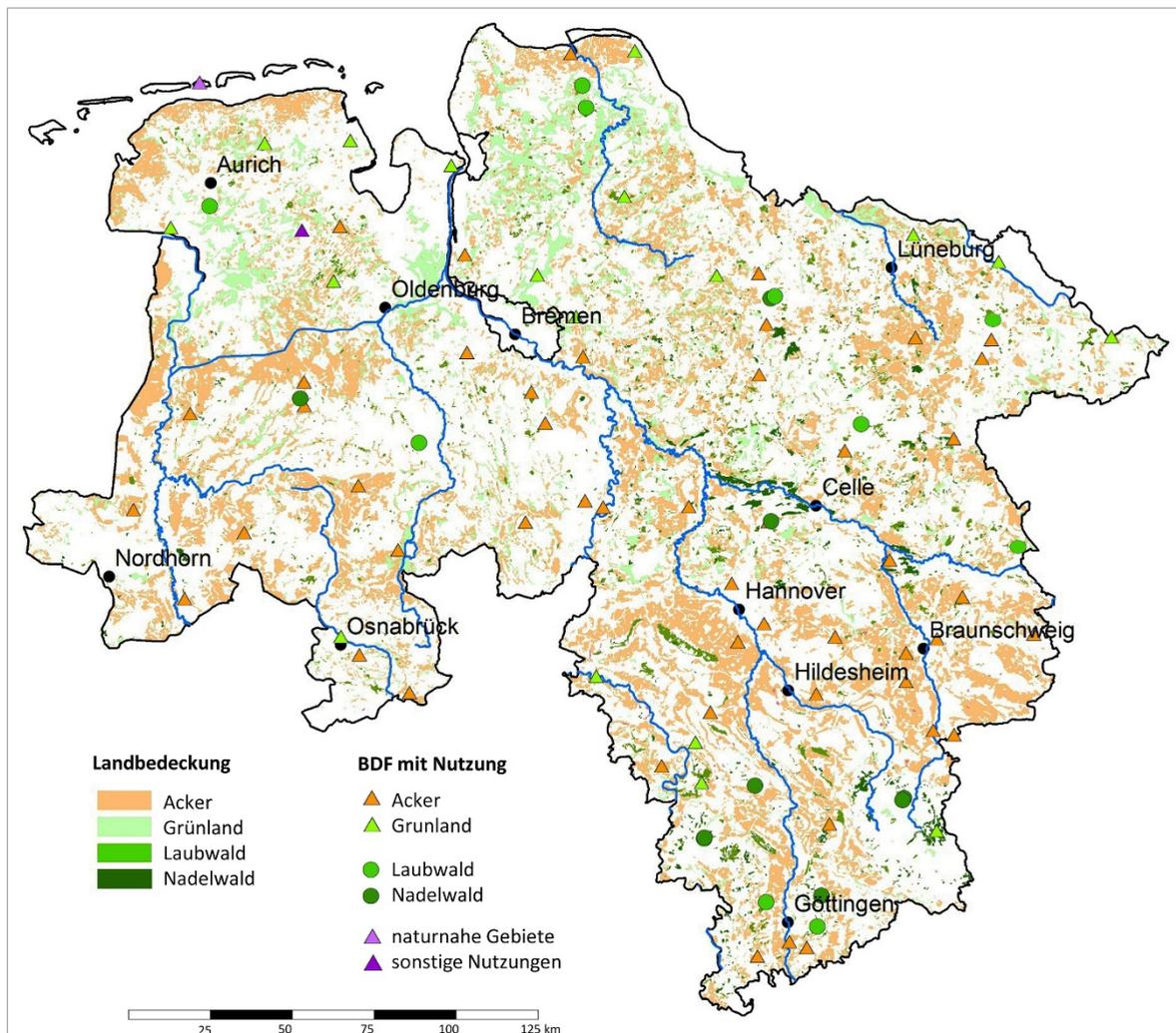


Abb. 2.4: Areale, die nach der BSK 200 durch die BDF abgedeckt sind, differenziert nach den Landbedeckungsklassen Ackerland, Grünland, Laubwald und Nadelwald.

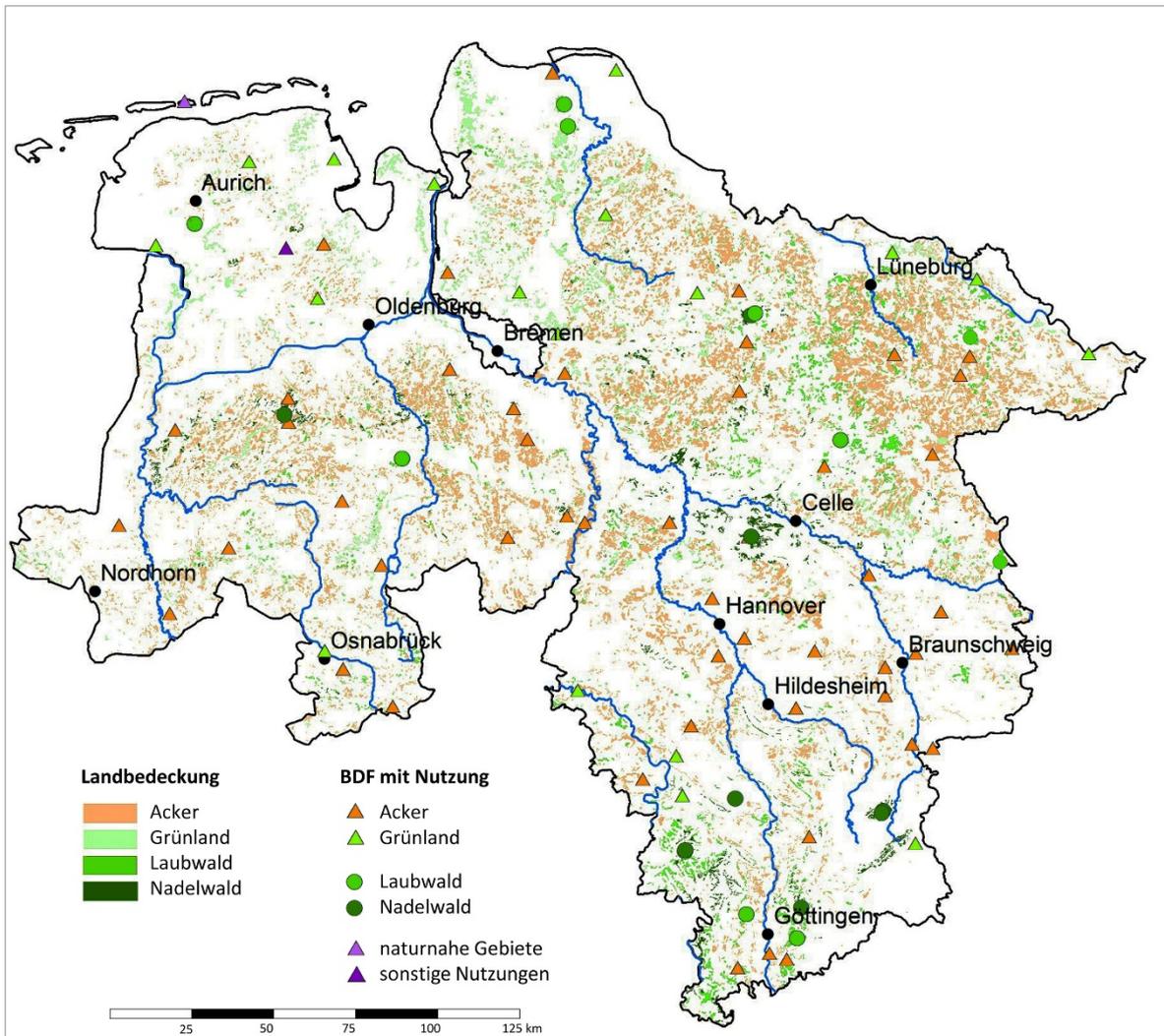


Abb. 2.5: Flächendeckung der Areale die nach der BK 50 durch die BDF repräsentiert sind, differenziert nach den Landbedeckungsklassen Ackerland, Grünland, Laubwald und Nadelwald.

Die vorstehende generalisierte Aussage ist nach den Teillandschaften sowohl in der BSK 200 wie auch nach der BK 50 (Bodengroßlandschaften) zu spezifizieren. Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, dass die Anteile der Landnutzung z. T. stark variieren. Um die Verteilung der BDF in den Teillandschaften zu prüfen, wurde die realisierte Verteilung der BDF einer flächenäquivalenten Verteilung bei Beibehaltung der Anzahl der BDF gegenübergestellt. (Tab. 2.7 und 2.8). Bei den Waldflächen ist die grundwasserferne, ebene bis wellige Geest der maritim-subkontinentalen Flachlandregion leicht unterrepräsentiert.

Tab. 2.7: Arealgrößen und Flächenanteile der in der BSK 200 durch die BDF repräsentierten Bodengroßlandschaften.

NR	Landschaft	Flächenanteil nach Landnutzung		durch BDF beschrieben				Anzahl BDF gesamt		Landwirtschaft		Forst	
		Landwirtschaft	Forst	Landwirtschaft [ha]	Forst [ha]	Anteil L	Anteil F	Anz. BDF	Ziel-BDF	L_ANZ_BDF	Ziel_L_BDF	F_ANZ	Ziel_F
01	Talauen	76	7	137.646	7.125	65	38	6	5	6	5		0
02	Moore	78	7	389.899	35.679	100	100	8	10	7	9	1	1
03	Anthropogene Areale (Tagebau, Auftrag)	45	12					-	0		0		0
11	Maritime Flachlandregion Grundwassernahe, ebene Geest	81	6	131.022	8.100	65	56	4	5	3	4	1	0
14	Maritime Flachlandregion Nordseeinseln	81	0	7.325	27	72	71	1	0	1	0		0
15	Maritime Flachlandregion Marschen	90	0	168.235	291	51	44	6	7	6	7		0
12	Maritime Flachlandregion Grundwasserferne, ebene bis wellige Geest	63	17	41.412	14.098	41	51	1	3		2	1	1
13	Maritime Flachlandregion Grundwasserferne, hügelige Geest	17	69	50	400	5	10	1	0		0	1	0
21	Maritim-subkontinentale Flachlandregion Grundwassernahe, ebene Geest	80	11	67.857	21.434	15	32	4	11	4	10		1
22	Maritim-subkontinentale Flachlandregion Grundwasserferne, ebene bis wellige Geest	64	25	300.745	179.808	47	72	18	19	15	14	3	5
23	Maritim-subkontinentale Flachlandregion Grundwasserferne, hügelige Geest	19	72	23.117	96.158	83	91	4	3	1	1	3	2
31	Subkontinentale Flachlandregion Grundwassernahe, ebene Geest	70	19					-	2		2		0
32	Subkontinentale Flachlandregion Grundwasserferne, ebene bis wellige Geest	61	29	188.106	84.493	95	90	6	6	5	4	1	2
33	Subkontinentale Flachlandregion Grundwasserferne, hügelige Geest	12	85	226	505	6	2	1	1	1	0		1
41	Subkontinentale Bergvorlandregion Ebene bis flachwellige Bördenrandzone	64	15	13.970	3.590	44	49	2	1	2	1		0
42	Subkontinentale Bergvorlandregion Ebene bis flachwellige Lößbörden	80	3	120.762	4.598	97	95	4	3	4	3		0
51	Submontane Berglandregion Ebene bis flachwellige Lößbecken	81	3	68.875	1.067	75	32	2	2	2	2		0
52	Submontane Berglandregion Flachhängige Lößbecken und Hangfußlagen	74	14	122.694	20.565	98	88	3	3	3	3		1
53	Submontane Berglandregion Flach- bis mittelhängiges Bergland	65	24	49.417	18.325	47	47	5	3	4	2	1	1
54	Submontane Berglandregion Mittel- bis steilhängiges Bergland	14	84	28.401	165.992	99	97	7	4	3	1	4	4
55	Submontane Berglandregion Hochflächen, z. T. mit steilen Hängen	39	55	3.591	6.833	49	66	3	0	2	0	1	0
56	Gebirgskämme und Schichtstufen mit steilen Hängen	2	95					-	0		0		0
61	Montane Berglandregion Flach- bis mittelhängiges Bergland	5	91					-	0		0		0
62	Montane Berglandregion Steilhängiges Bergland	1	97	277	40.456	100	100	3	1	1	0	2	1
63	Montane Berglandregion Hochflächen, verbreitet flachhängig	5	88	1.579	20.147	97	75	3	1		0	3	1
	Summe	67	21	1.865.206	729.691	59	72	92		70		22	

Vergleicht man die Anzahl der bestehenden BDF mit der flächenäquivalenten Anzahl (Ziel-BDF), so ist erkennbar, dass die Verteilung im Grundsatz gut gelungen ist. Insbesondere in der grundwassernahen, ebenen Geest der Maritim-subkontinentalen Flachlandregion ist die Anzahl bei den BDF-L unterrepräsentiert. Auch bei den Mooren und der grundwasserfernen, ebenen

bis welligen Geest der maritimen Flachlandregion sind Defizite zu erkennen. Die Marschen sind dagegen rein numerisch eher unauffällig. In der submontanen Berglandregion ist das flach- bis mittelhängige und das mittel- bis steilhängige Bergland sowie in der montanen Berglandregion das steilhängige Bergland und die verbreitet flachhängigen Hochflächen überrepräsentiert.

Tab. 2.8: Arealgrößen und Flächenanteile der in der BK 50 durch die BDF repräsentierten Bodengroßlandschaften.

BR	BGL	BR Name	BGL Name	Anteile nach Landnutzung		durch BDF beschrieben				Landwirtschaft		Forst			
				Anteil_L	Anteil_F	BDF_L [ha]	BDF_F [ha]	Anteil L	Anteil F	Anz. BDF	Ziel-BDF	Ist_L_ANZ_BDF	Ziel_L_BDF	F_ANZ	Ziel_F
1	1	Küstenholozän	Inseln	92	0	69		1	-	1	0	1	0		
1	2		Watt	0	0			0	-	0	3				
1	3		Küstenmarschen	88	0	9.348		2	-	7	9	7	9		
2	4	überregionale Flusslandschaften	Talauen und Niederterrassen	78	9	27.311		12		5	6	5	5		1
3	-1	Geest	Moore der Geest	75	9	14.031	2.108	5	6	7	8	6	7	1	1
3	4		Regionale Flusslandschaften	86	7			0	-	0	1		1		
3	6		Grundwassernahe Geest	72	17	32.369	13.098	6	10	11	15	10	12	1	3
3	8		Geestplatten und Endmoränen	64	26	797.178	73.782	72	16	28	33	19	24	9	10
4	4	Bergvorland	Regionale Flusslandschaften	41	10			0	-	0	0				
4	9		Bördenvorland	63	24	963		2	-	4	1	4	1		0,4
4	10		Lössbörde	79	4	9.012		11	-	4	2	4	2		
5	4	Bergland	Regionale Flusslandschaften	76	5			0	-	0	0				
5	14		Lössbecken	81	7	21.806	5.166	11	29	5	5	4	4	1	0,4
5	15		Höhenzüge	43	52	7.098	22.627	4	10	16	9	9	4	7	5
6	4	Mittelgebirge	Regionale Flusslandschaften	3	32			0	-	0	0				
6	16		Oberharz	4	93		4.218	0	6	3	1			3	1
6	17		Hochharz	1	91	28		28	-	1	0	1	0		
Summe				66	21	919.213	120.998	29	12	92	92	70	70	22	22

Betrachtet man die Wiedergabe der BDF in der BK 50, verschiebt sich das Bild etwas. Unterrepräsentiert sind hier Geestplatten und Endmoränen und die Grundwassernahe Geest sowie die Marschen. Die Höhenzüge des Berglandes und der Hochharz sind eher überrepräsentiert. Dies relativiert sich allerdings, wenn die Höhenzüge nach dem Ausgangsgestein weiter untergliedert werden. Die Unterschiede begründen sich auch darin, dass in der BK 50 die Bezugsräume verändert und konkretisiert wurden. Die klimatische Gliederung, insbesondere des Flachlandes, entfällt. Die Moore und Talauen wurden landschaftlich aufgeteilt.

2.8. Zusammenfassung und Ausblick

Mit den 90 BDF werden in Niedersachsen sowohl die bodenlandschaftliche Vielfalt als auch Veränderungen durch verschiedene Einflüsse (Deposition, Klimawandel, Düngung etc.) erfasst. BDF sind weitgehend repräsentativ ausgewählt.

Durch die Verbindung der BDF, anderer Messnetze wie der Bodenzustandserhebung (BZE) oder den Musterstücken der Bodenschätzung (Mst) und den Bodenkarten besteht die Möglichkeit, eventuelle Bodenveränderungen auch in ihrer räumlichen Bedeutung zu analysieren. Die hohe Bedeutung für den Bodenschutz und zentrale Rolle als Referenzstandorte machen die gute Abstimmung mit den Flächendaten der Bodenkarten notwendig. Um dieses zu erreichen, ist es notwendig, den Zusammenhang zwischen der Bodendauerbeobachtung und der Bodenkundlichen Landesaufnahme fest zu etablieren. Dabei sind folgende Punkte zu beachten:

- Fortschreibung der Profilbeschreibungen entsprechend der einschlägigen Regelwerke und vorliegenden Analysenwerte,
- Konditionierung der Profildaten und Korrektur und Anpassung der Profilbeschreibungen,
- Aufbau einer datentechnischen Verknüpfung zwischen der BDF, den BZE-Profilen bzw. Musterstücken und der BK 50.

Mit der Verknüpfung ist sowohl eine qualitativ hochwertige Beschreibung der BDF als auch der assoziierten Flächeneinheiten möglich.

2.9. Literatur

- AG BODENKUNDE (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung. – 3. Aufl., 331 S., 19 Abb., 98 Tab., 1 Beil.; Hannover.
- AG BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. – 4. Aufl., 392 S., 33 Abb., 91 Tab.; Hannover.
- AD-HOC-AG BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. – 5. Aufl., 438 S., 41 Abb., 103 Tab., 31 Listen; Hannover.
- ARBEITSKREIS STANDORTKARTIERUNG (Hrsg.) (2016): Forstliche Standortaufnahme. Begriffe, Definitionen, Einteilungen, Kennzeichnungen, Erläuterungen zur forstlichen Standortaufnahme. – 7. Aufl., 400 S.; (IHW-Verlag).
- 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. – Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser, Kennziffer **9152**; Berlin (Schmidt).
- BBODSCHG (1998): Bundes-Bodenschutzgesetz vom 17. März 1998 (BGBl. I: 502), das zuletzt durch Artikel 3 Absatz 3 der Verordnung vom 27. September 2017 (BGBl. I: 3465) geändert worden ist. – <<https://www.gesetze-im-internet.de/bbodschg/BJNR050210998.html>>.
- BUNDES-BODENSCHUTZ- UND ALTLASTENVERORDNUNG – BBODSCHV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12. Juli 1999 (BGBl. I: 1554), die zuletzt durch Artikel 126 der Verordnung vom 19. Juni 2020 (BGBl. I: 1328) geändert worden ist. – <<https://www.gesetze-im-internet.de/bbodschr/BJNR155400999.html>>.

- BOESS, J., GEHRT, E. & SBRESNY, J. (1999): Bodenübersichtskarten von Niedersachsen: Erläuterungen zur digitalen Bodenkundlichen Übersichtskarte 1 : 50.000 (BÜK 50) von Niedersachsen. Erläuterungen zur Ableitung und den Inhalten der Bodenübersichtskarten 1 : 200.000 (BÜK 200) und 1 : 500.000 (BÜK 500) von Niedersachsen. – 98 S., 15 Abb., 27 Tab.; <<https://www.schweizerbart.de/publications/detail/artno/185040800/Bodenbersichtskarten-von-Niedersachsen-Erluterungen-zur-digitalen-Bodenkundlichen-bersichtskarte-150000-BK-50-von-Niedersachsen?l=FR>>.
- BSK 200 (1974): Bodenkundliche Standortkarte 1 : 200.000 von Niedersachsen (BSK 200). – Hannover (NLFb).
- EVERTSBUSCH, S., SBRESNY, J., WALDECK, A. & GEHRT, E. (2017) Nutzungsdifferenzierung der Bodenkarte 1 : 50.000 Niedersachsen. – In: Jahrestagung der DBG 2017: Horizonte des Bodens, 02.–07.09.2017; Göttingen; <<http://eprints.dbges.de/1438/>>.
- GEHRT, E. & GENSIOR, A. (2019) Landesweite bodenkundliche Messnetze und Bodenkarten in Niedersachsen. – In: Jahrestagung der DBG/BGS Erd-Reich und Boden-Landschaften, 24.–27. August 2019; Bern; <<http://eprints.dbges.de/1837/>>.
- GEHRT, E., DINTER, M., EVERTSBUSCH, S., LANGNER, S. & KRÜGER, K. (2017): Bodenwissen vom Harz bis zur Nordsee. Die neue Bodenkarte 1 : 50.000 von Niedersachsen. – In: Jahrestagung der DBG 2017: Horizonte des Bodens, 02.–07.09.2017; Göttingen; <<http://eprints.dbges.de/1281/>>.
- HEINEKE, H. J. (1991): Zur Systemarchitektur des Niedersächsischen Bodeninformationssystems NIBIS, Teil: Fachinformationssystem Bodenkunde. – Geol. Jb. **A 126**: 47–57; Hannover.
- HÖPER, H. & MEESENBURG, H. (Hrsg.) (2012): Tagungsband 20 Jahre Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen. – GeoBerichte **23**: 256 S., 172 Abb., 43 Tab., 4 Anh.; Hannover (LBEG).
- HUSCHEK, G., KRENGEL, D., KAYSER, M., BAURIEGEL, A. & BURGER, H. (2004): Länderübergreifende Auswertung von Daten der Bodendauerbeobachtung der Länder. – UBA Texte **50/04**; Berlin.
- JACOBS, A., FLESSA, H., DON, A., HEIDKAMP, A., PRIETZ, R., DECHOW, R., GENSIOR, A., POEPLAU, C., RIGGERS, C., SCHNEIDER F., TIEMEYER, B., VOS C., WITTNEBEL, M., MÜLLER, T., SÄURICH, A., FAHRION-NITSCHKE, A., GEBBERT S., JACONI, A., KOLATA, H., LAGGNER, A., WEISER, C. & FREIBAUER, A. (2018): Landwirtschaftlich genutzte Böden in Deutschland. Ergebnisse der Bodenzustandserhebung. – 316 S., Thünen Rep. **64**; Braunschweig (Thünen-Institut); DOI: <10.3220/REP1542818391000>.
- 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).
- MEESENBURG, H. & SCHULZE, A. (2001): Umweltmonitoring lohnt sich - Bedeutung von Langzeitmessungen und deren Anforderungen an die Qualitätssicherung. – In: NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG (NLFb): 10 Jahre Boden-Dauerbeobachtung in Niedersachsen; Hannover.
- NBODSCHG (1999). Niedersächsisches Bodenschutzgesetz vom 19. Februar 1999 (Nds. GVBl.: 46), zuletzt geändert durch Artikel 16 des Gesetzes vom 16.05.2018 (Nds. GVBl.: 66). – <<http://www.voris.niedersachsen.de/jportal/?quelle=jlink&query=BodSchG+ND&psml=bsvorisprod.psml&max=true&aiz=true>>.
- NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (2017): Die niedersächsische Landwirtschaft in Zahlen (einschließlich Ergänzungen und Aktualisierungen Stand Nov. 2019). – <<https://www.ml.niedersachsen.de/startseite/aktuelles/veroeffentlichungen/die-niedersaechsische-landwirtschaft-in-zahlen-121348.html>>.
- NLFb – NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG (2001): 10 Jahre Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen: Ein Leitinstrument für integrierte Umweltbeobachtung und Politikberatung. – Fachtagung mit Exkursion Mittwoch, 17.10. und Donnerstag, 18.10.2001, Geozentrum Hannover.

OELKERS, K.-H. & VINKEN, R. (1989): Neue Wege bei der Bereitstellung von Entscheidungsgrundlagen für den Bodenschutz im Rahmen eines Bodenkundlichen Dienstes. - In: ROSENKRANZ, D., EINSELE, G. & HARRESS, H.-M. (Hrsg.): Bodenschutz. – 360 S.; Berlin (Schmidt).

OELKERS, K.-H. (1993): Aufbau und Nutzung des Niedersächsischen Bodeninformationssystems NIBIS - Fachinformationssystem Bodenkunde (FIS Boden). – Geol. Jb. **F 27**: 5–38, 4 Abb., 1 Tab.; Hannover.

SCHULZE, A. & EVERS, J. (2013): Konzeption und Realisierung einer übergreifenden Datenorganisation für die Bodenzustandserhebung. – AFZ/Der Wald, 68. Jg., **14**: 21–24.

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

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

3.1. Einleitung

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

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

Prinzipiell ist eine Stoffbilanzierung für alle Elemente möglich, die mit hinreichender messtechnischer Genauigkeit erfasst werden können. Im Gegensatz zu landwirtschaftlich genutzten Flächen, bei denen der Einfluss systeminterner Faktoren auf die Stoffbilanz geringer ist, weil der Anteil ausgebrachten Düngers an den Nährstoffzufuhren hoch ist, lassen sich für Wälder Dynamiken der forstlichen Bewirtschaftung mit dem Bilanzansatz wesentlich schwieriger abbilden. Deshalb kann schon die Bilanzierung der Hauptnährelemente in Wäldern mit hohen Unsicherheiten behaftet sein (AHRENDTS et al. 2018a, PARÉ & THIFFAULT 2016). Daher beschränken sich die folgenden Auswertungen auf die Bilanzierung der Nährelementflüsse für die Hauptnährelemente Stickstoff (N), Calcium (Ca^{2+}), Magnesium (Mg^{2+}) und Kalium (K^+), die auch die Resilienz der Waldböden gegenüber Bodenversauerung bestimmen. Phosphor (P), ebenfalls ein für Wachstum und die Vitalität der Wälder essenzielles Nährelement, entzieht sich in mehrfacher Hinsicht der Methodik der Flussbilanzierung (SOHRT, LANG & WEILER 2017). Phosphorkonzentrationen sind sowohl im tieferen Sickerwasser als auch in der Deposition so niedrig, dass sie mit konventionellen Analysemethoden nicht trennscharf erfasst werden können (BOL et al. 2016). Außerdem findet ein Teil des Phosphortransports mit Niederschlags- und Sickerwasser in kolloidaler, also nicht in gelöster Form statt (MISSONG et al. 2016) und ist nur mit erheblichem analytischem Aufwand messbar. Aus diesen Gründen wurde Phosphor nicht betrachtet.

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

30–50 Jahre zu untersuchen. Dieses geschieht vor dem Hintergrund, dass sich die Einträge basischer Kationen in die Waldökosysteme in den letzten Jahrzehnten drastisch verändert haben (HEDIN et al. 1994, KEUFFEL-TÜRK et al. 2021, s. Kap. 14). Ein eindrucksvolles Beispiel für die hohe Dynamik von einzelnen Komponenten der Stoffbilanz ist die rasche Abnahme der hohen Einträge basischer Stäube in den neuen Bundesländern nach der deutsch-deutschen Wiedervereinigung (FÜRST, LORZ & MAKESCHIN 2007). Aber auch in den alten Bundesländern haben verschiedene Luftreinhaltemaßnahmen – angefangen mit der ersten Stufe der Großfeuerungsanlagenverordnung im Jahr 1983 – zu einer drastischen Reduktion des Eintrags von basischen Kationen geführt.

Doch nicht nur die atmosphärischen Stoffeinträge, sondern auch die Nährstoffentzüge durch den Biomassezuwachs und die Sickerwasserausträge können im Rahmen einer forstlichen Umtriebszeit erheblich variieren. In diesem Zusammenhang ist auch zu beachten, dass sich in den letzten Jahrzehnten die Wachstumsleistung der Bestände durch den Temperaturanstieg (PRETZSCH et al. 2014), die hohen Stickstoffeinträge (ETZOLD et al. 2020), die Verringerung der Schwefeleinträge (HAUCK et al. 2012) und durch die erhöhten CO₂-Konzentrationen in der Luft (KÖRNER et al. 2005) deutlich erhöht hat und entsprechend höhere Nährstoffentzüge pro Zeiteinheit zu erwarten sind. Hinzu kommt, dass die Elementkonzentration in den unterschiedlichen Biomassekompartimenten eine Altersabhängigkeit aufweist (JACOBSEN et al. 2003, RUMPF, SCHÖNFELDER & AHRENDTS 2018). Auch wenn die einzelnen Bilanzglieder einer hohen zeitlichen Dynamik unterliegen können, hat sich die Gesamtbilanz über mehrere Jahre der Vergangenheit als verhältnismäßig konstant erwiesen. Dieses lässt sich vereinfacht dadurch erklären, dass es eine relativ starke, wenngleich auch zeitlich verschobene, Beziehung zwischen den Stoffeinträgen und -austrägen gibt (MEESENBURG et al. 2016). Die zeitliche Verzögerung resultiert aus den Randbedingungen, die die aktuellen Stoffbilanzen beeinflussen. Im Unterboden zwischengespeicherter Schwefel, der wieder mobilisiert wird, scheint aktuell die Stoffbilanzen durch Kationenausträge stark zu prägen (VON WILPERT et al. 2018). Wie lange dieser Effekt in einer vergleichbaren Intensität noch anhält, ist schwer vorherzusagen. Von einem längeren Zeitraum ist jedoch durchaus auszugehen (ALEWELL et al.

2000, AUGUSTIN & BARTENS 2001). Durch die Berechnung der Langzeit-Nährstoffbilanzen über 30–50 Jahre soll im folgenden Beitrag untersucht werden, wie stabil die Nährstoffbilanzen der Intensiv-BDF trotz aller Einflussfaktoren und Entwicklungen gewesen sind.

3.2. Material und Methoden

3.2.1. Stoffbilanzierung

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

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

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

Die Stickstoffbilanz berechnet sich vereinfacht wie folgt:

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

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

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

3.2.2. Atmosphärische Stoffeinträge (Deposition)

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

3.2.3. Verwitterung

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

3.2.4. Nährstoffentzüge

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

3.2.5. Sickerwasserausträge

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

3.2.6. Statistische Methoden

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

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

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

3.3. Ergebnisse und Diskussion

3.3.1. Langfristige Stoffbilanzen

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

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

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

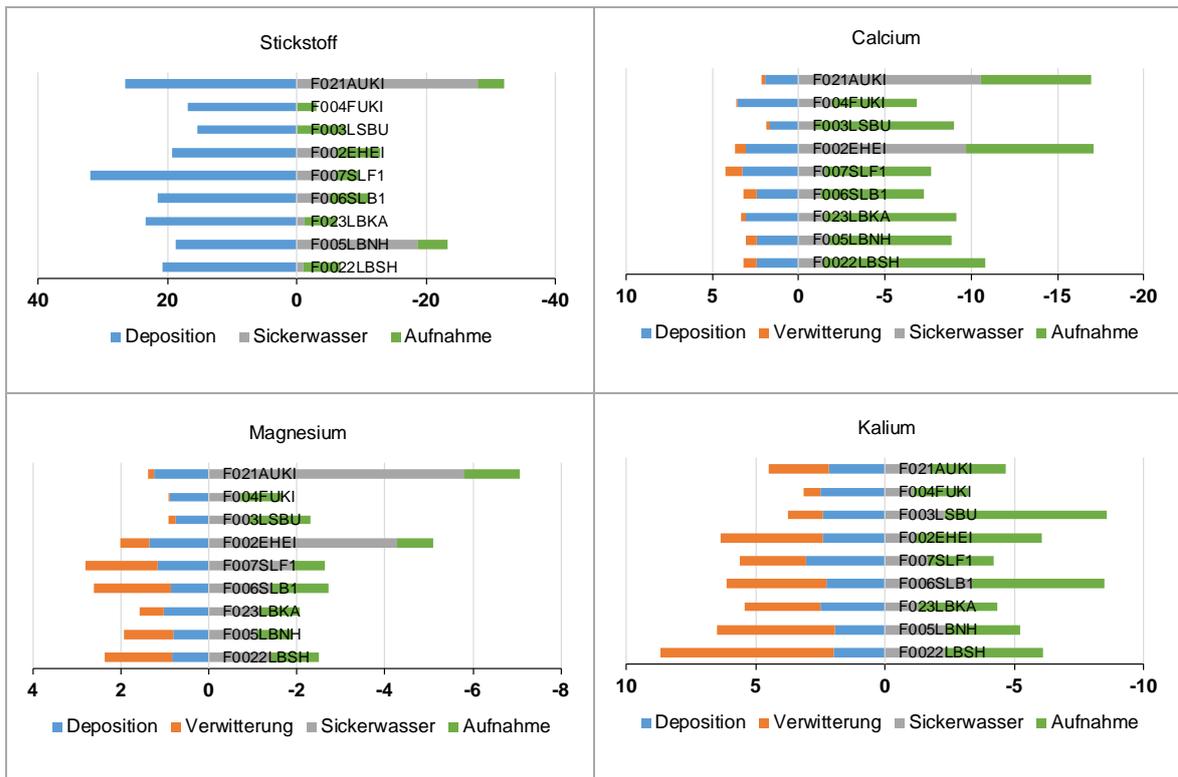


Abb. 3.1: Mittlere (1998–2018) jährliche Stoffflüsse von Ca, Mg, K und N in Wäldern von Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) in Niedersachsen. Im Sinne der Bodenbilanz sind Stoffverluste negativ dargestellt.

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

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

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

3.3.2. Zeitliche Entwicklungen der Stoffflüsse

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

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

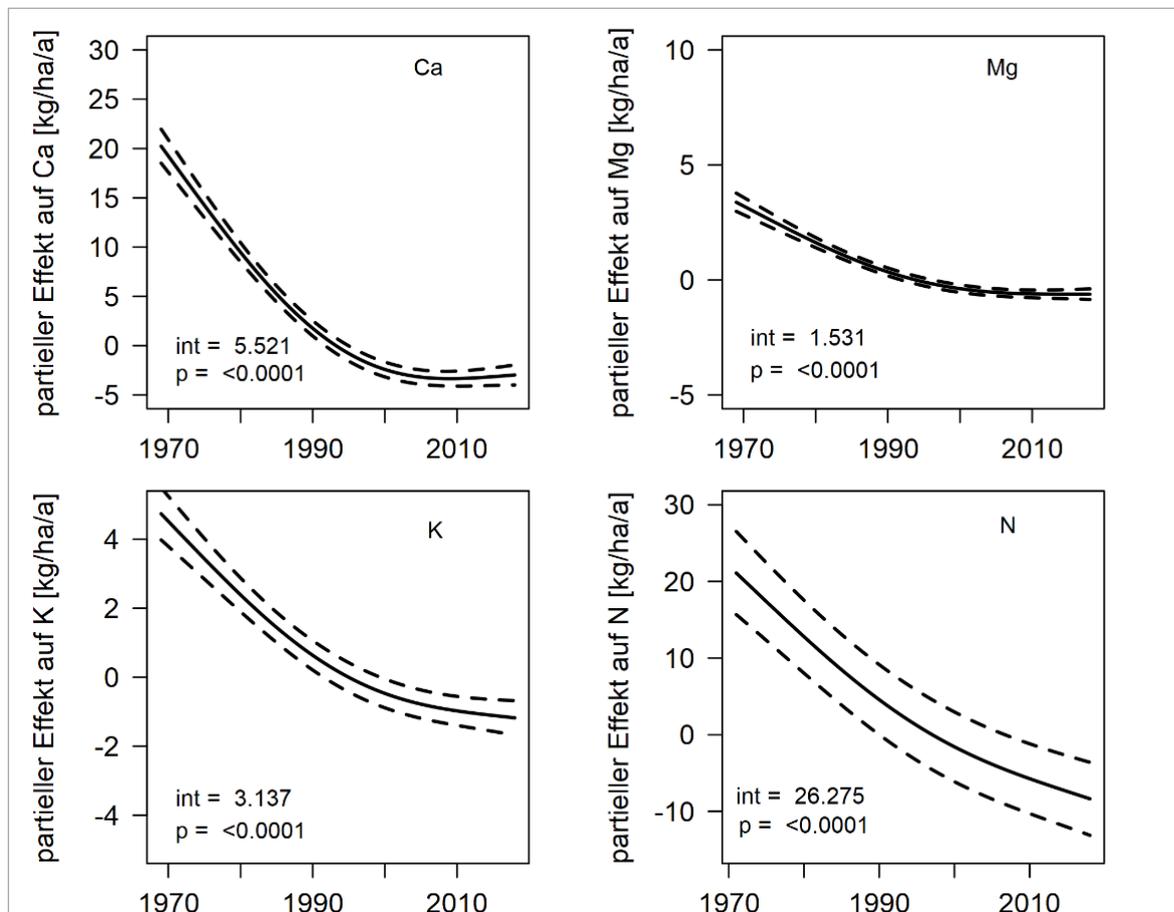


Abb. 3.2: Zeitlicher Effekt des Messjahres auf die Gesamtdeposition von Ca, Mg, K und N in Wäldern von Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) in Niedersachsen. Die gestrichelten Linien kennzeichnen das 95%-Prognoseintervall und „int“ die Regressionskonstante.

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

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

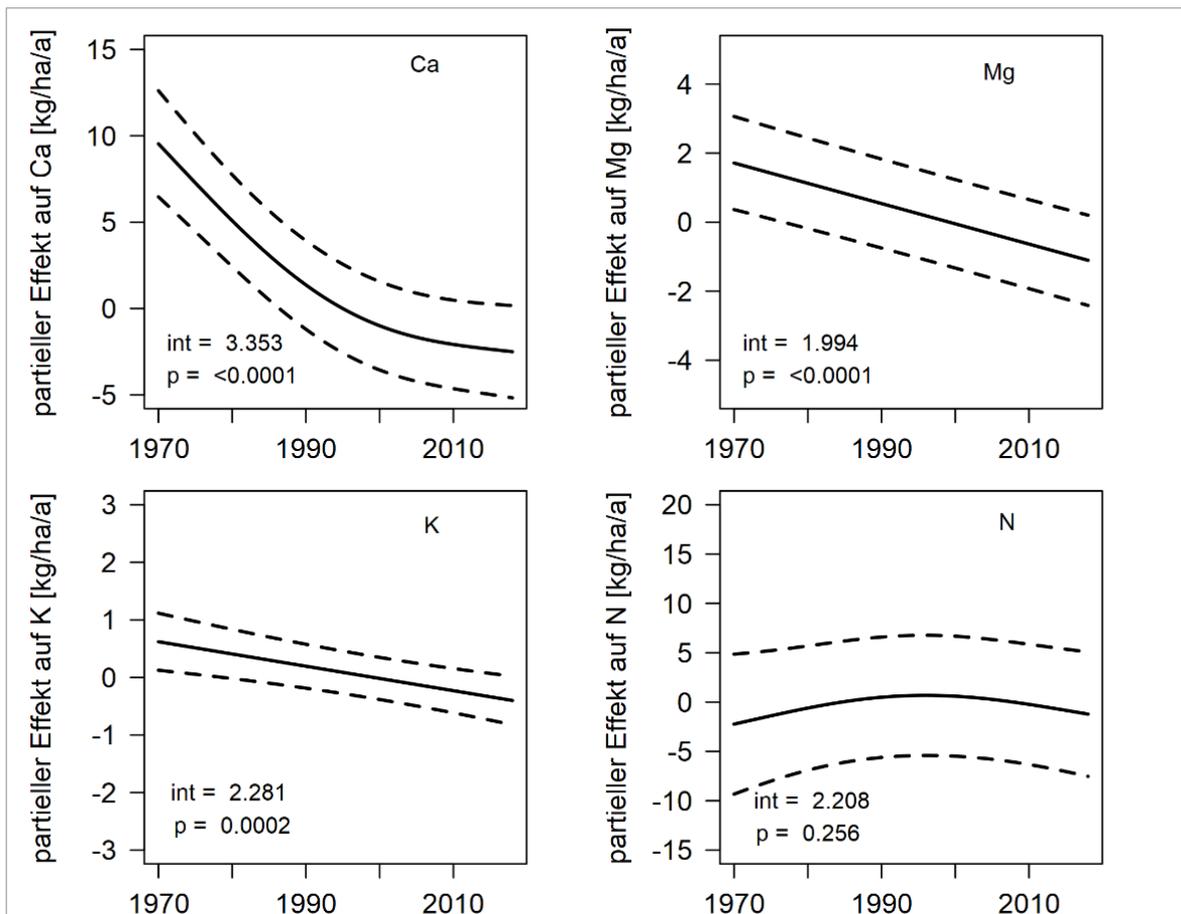


Abb. 3.3: Zeitlicher Effekt des Messjahres auf den Sickerwasseraustrag von Ca, Mg, K und N in Wäldern von Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) in Niedersachsen. Die gestrichelten Linien kennzeichnen das 95%-Prognoseintervall und „int“ die Regressionskonstante.

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

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

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

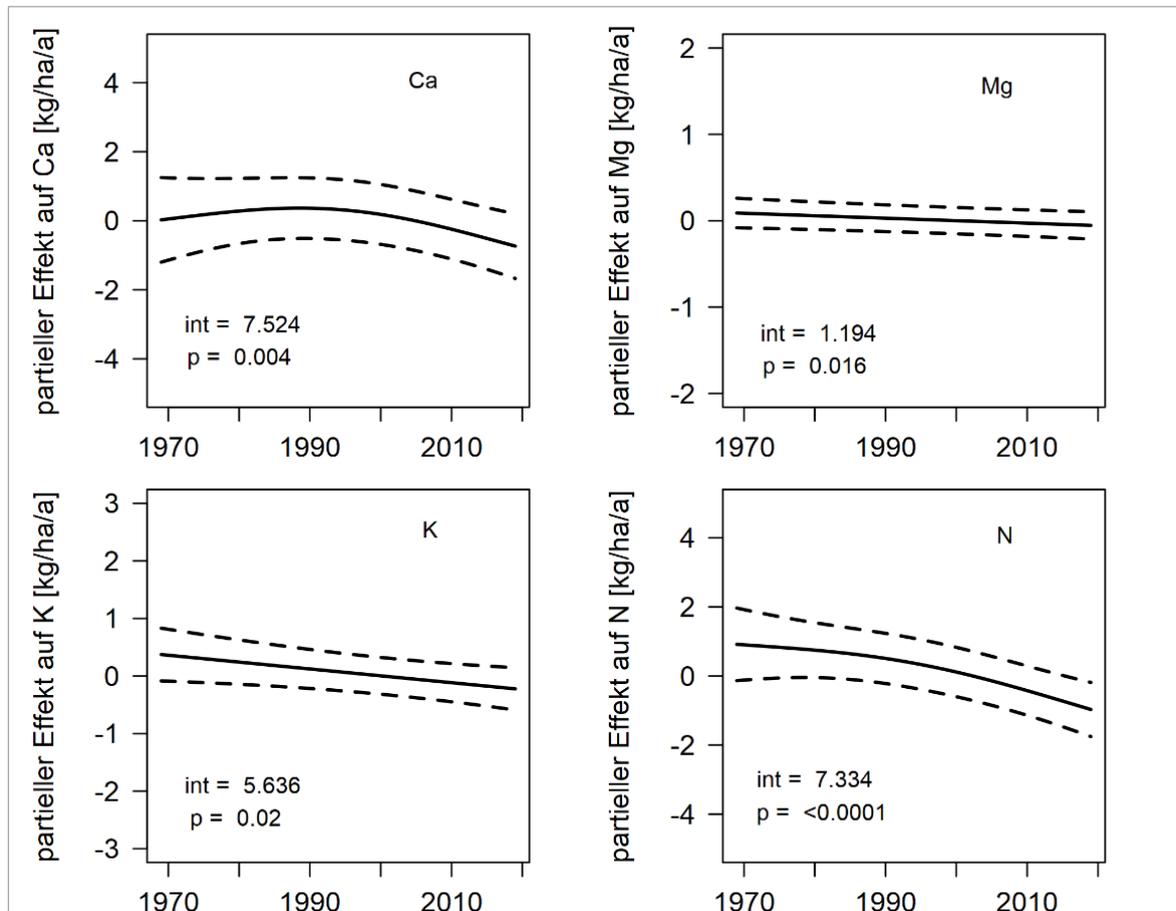


Abb. 3.4: Zeitlicher Effekt des Messjahres auf die Nährstoffentzüge von Ca, Mg, K und N in Wäldern von Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) in Niedersachsen. Die gestrichelten Linien kennzeichnen das 95%-Prognoseintervall und „int“ die Regressionskonstante.

Für Ca, K und Mg zeigt sich ein leicht ansteigender signifikanter Trend der Verwitterungsraten, der jedoch in den letzten Jahren bei K deutlich abgeflacht ist. Dieser Trend wird zum einen durch den ansteigenden CO₂-Partialdruck in der Bodenatmosphäre infolge der generellen Temperaturerhöhung verursacht (ROMERO-MUJALLI et al. 2019). Die Reaktion mit CO₂ beeinflusst, wie die Reaktionen mit H⁺ und H₂O und organischen Säuren, den Verwitterungsprozess der Bodenminerale. Der fördernde Effekt der Temperatur auf die Verwitterung dürfte demgegenüber durch den hemmenden Effekt geringerer Bodenwassergehalte kompensiert werden

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

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

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

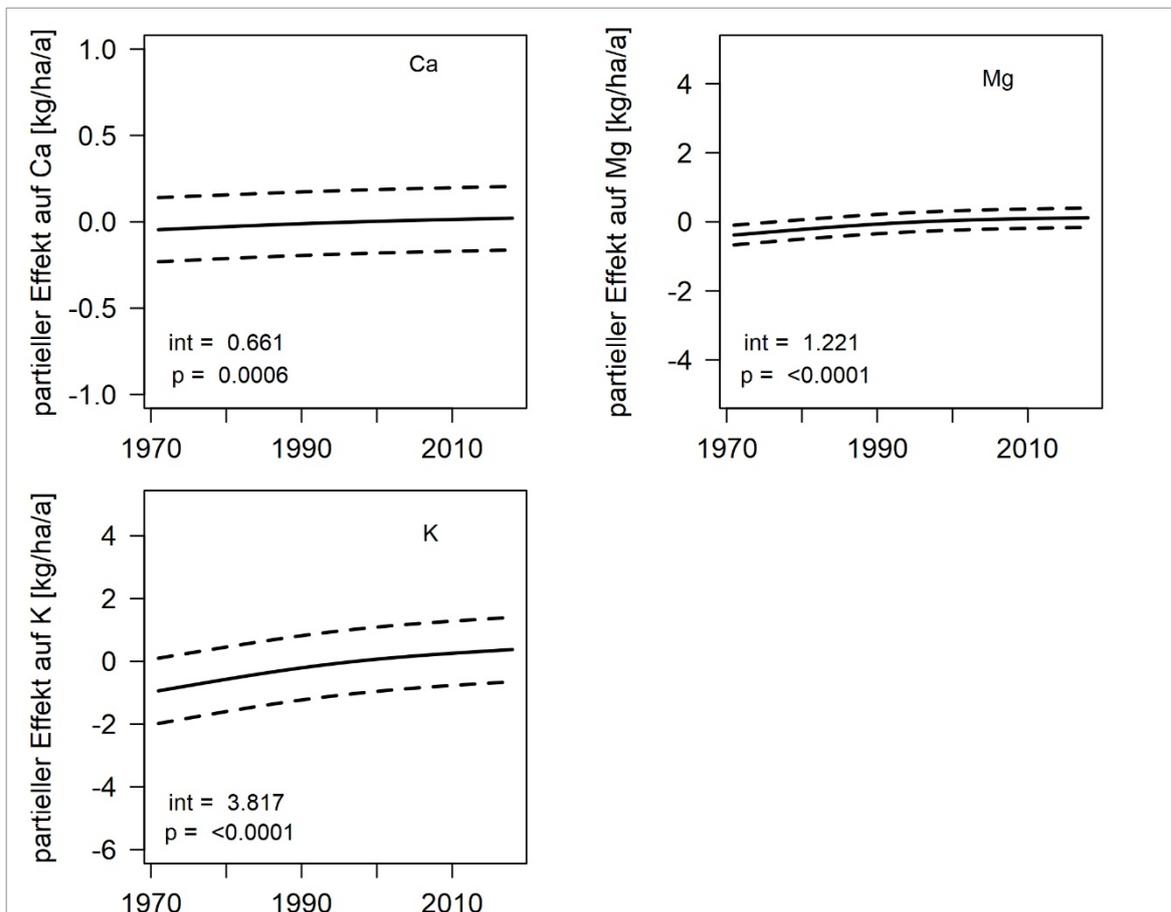


Abb. 3.5: Zeitlicher Effekt des Messjahres auf die Verwitterung von Ca, Mg und K in Wäldern von Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) in Niedersachsen. Die gestrichelten Linien kennzeichnen das 95%-Prognoseintervall und „int“ die Regressionskonstante.

3.3.3. Zeitliche Entwicklungen der Stoffbilanzsalden

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

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

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

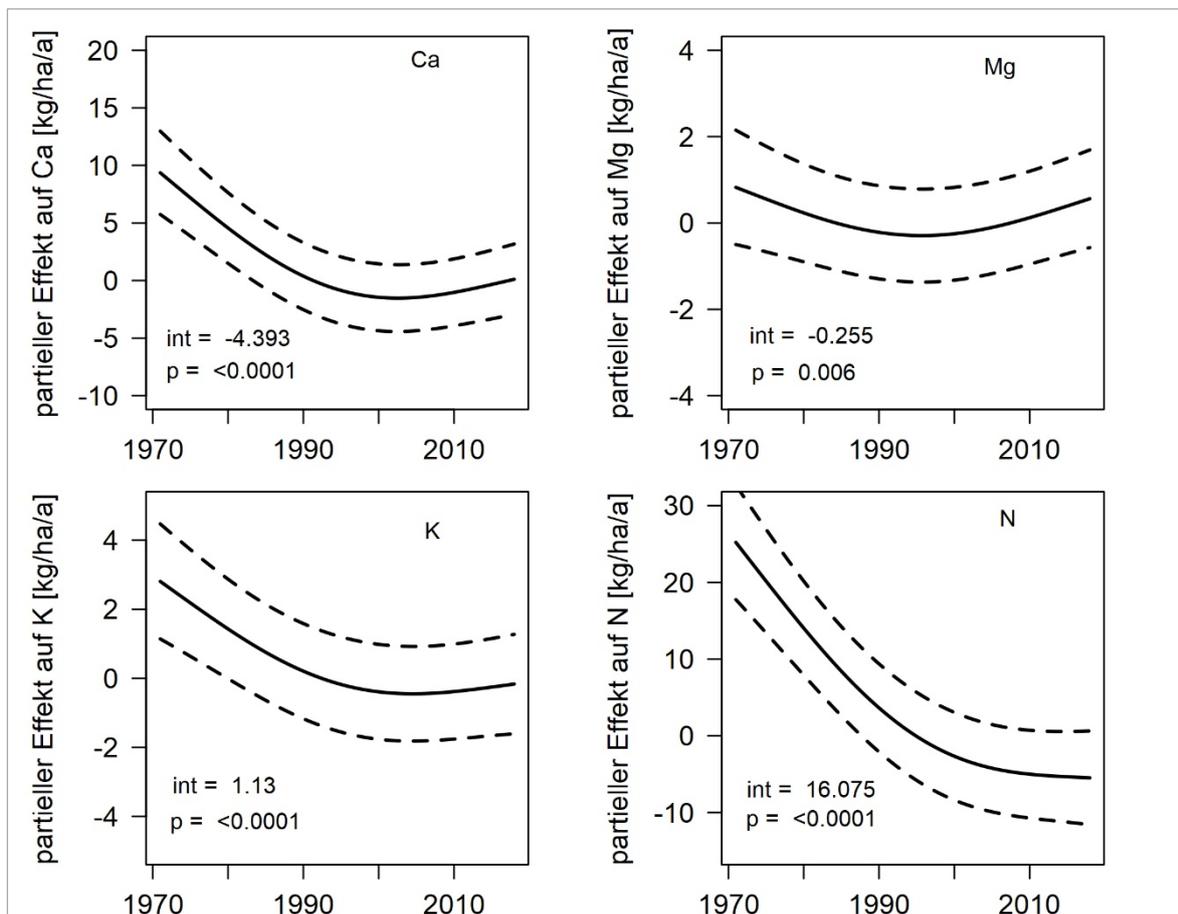


Abb. 3.6: Zeitlicher Effekte des Messjahres auf die Bilanzsalden der Elemente Ca, Mg, K und N in Wäldern von Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) in Niedersachsen. Die gestrichelten Linien kennzeichnen das 95%-Prognoseintervall und „int“ die Regressionskonstante.

3.4. Schlussfolgerungen

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

3.5. Literatur

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

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

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

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

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

4. Veränderungen der Gehalte und Vorräte an organischer Substanz im Boden der landwirtschaftlich genutzten Bodendauerbeobachtungsflächen

HEINRICH HÖPER

4.1. Einleitung

Die organische Substanz des Bodens spielt, trotz ihres meist geringen Anteils an der Bodensubstanz von wenigen Prozenten, eine zentrale Rolle für die Bodenfunktionen und die Bodenqualität. Sie ist Nahrung und Lebensraum, Nährstoff- und Wasserspeicher für Bodenorganismen und Pflanzen und trägt wesentlich zum Zusammenhalt des Bodens als Schutz gegen Bodenverluste durch Erosion und gegen Bodenverdichtung und Oberflächenverschlammung bei.

Menge und Qualität der organischen Substanz werden von den Bodeneigenschaften, vom Wasserhaushalt am Standort sowie von der Bewirtschaftung bestimmt. Bei der Bewirtschaftung spielen vor allem die Art der angebauten Kulturen, die Düngung, der Eintrag an organischen Reststoffen und die Bodenbearbeitung eine Rolle (HÖPER & SCHÄFER 2012). Daneben wird der Gehalt an organischer Substanz von klimatischen Aspekten, v. a. Niederschlag und Temperatur, beeinflusst. Darüber hinaus wirken Veränderungen des Gehaltes an organischer Substanz im Boden auch auf das globale Klima ein. Eine Abnahme der Gehalte im Boden bedeutet eine Zunahme der CO₂-Konzentration in der Atmosphäre und umgekehrt. Global sind in Böden 1500 bis 2400 Gt* Kohlenstoff enthalten und damit etwa drei- bis viermal so viel wie in der Atmosphäre.

Angesichts der Wechselwirkungen mit der Atmosphäre bzw. mit klimatischen Bedingungen kommt der Frage nach potenziellen Veränderungen im Gehalt oder im Vorrat an organischer Substanz im Boden eine besondere Bedeutung zu. Die Bodendauerbeobachtung hat zum Ziel,

durch wiederholte Untersuchungen Veränderungen von Bodeneigenschaften über die Zeit zu verfolgen. In Niedersachsen wurden zwischen 1991 und 2001 Dauerbeobachtungsflächen eingerichtet, so dass inzwischen Zeitreihen über gut 15 bis 25 Jahre vorliegen (HÖPER & MEESENBURG 2012).

Der Beitrag befasst sich mit folgenden Fragen:

- Wie haben sich die Gehalte und Vorräte an organischer Substanz auf Acker- und Grünlandstandorten in den letzten Jahrzehnten verändert?
- An welchen Standorten, unter welchen Standortbedingungen finden Veränderungen statt?
- Welche Maßnahmen können ergriffen werden, um die Gehalte an organischer Substanz im Boden zu stabilisieren oder zu erhöhen?

4.2. Material und Methoden

4.2.1. Definitionen von organischer Substanz und organischem Kohlenstoff

Die organische Substanz des Bodens wird auch als Humus bezeichnet. Sie besteht überwiegend aus den Rückständen und Humifizierungsprodukten abgestorbener Organismen und ist in stetigem Ab-, Um- und Aufbau begriffen. Kohle und Ruß sowie synthetische organische Substanzen gehören definitionsgemäß nicht dazu. Der organische Kohlenstoff (C_{org}) stellt die mengenmäßig bedeutsamste Komponente der organischen Substanz dar und ist auch die Zielgröße der Bodenanalytik. Durch Multiplikation mit 1,72 lässt sich aus dem organischen Kohlenstoff die organische Substanz ermitteln. Bei Torfen und Auflagehumus wird, aufgrund einer abweichenden humuschemischen Zusammensetzung, der Faktor 2,0 verwendet. Neben organischem findet man auch anorganischen Kohlenstoff in Form von Carbonaten im Boden.

Bei der Betrachtung der organischen Substanz können zwei Kennwerte eine Rolle spielen, der Gehalt oder der Vorrat. Der Gehalt bezeichnet den relativen Anteil des organischen Kohlen-

* 1 Gt sind 1 Milliarde (10⁹) t.

stoffs an der Bodensubstanz in einer betrachteten Schicht und gibt damit Hinweise auf die Qualität des Bodens, z. B. als Lebensraum, Nährstoffspeicher oder im Hinblick auf die Bedeutung des Humus als Strukturstabilisator. Der Vorrat ist die absolute Menge an organischem Kohlenstoff bis zu einer bestimmten Tiefe und steht für die Bedeutung des Bodens als Kohlenstoffspeicher und als Senke für Kohlendioxid. Bei Standorten mit einem ausgeprägten Gradienten an Kohlenstoffgehalten über die Bodentiefe lassen sich Standortvergleiche nur über Vorräte anstellen.

4.2.2. Standorte

Zwischen 1991 und 2001 wurden in Niedersachsen 70 Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) im Offenland eingerichtet. Bei der Flächenauswahl wurden wesentliche Bodentypen des Landes in Kombination mit regionaltypischen Nutzungen berücksichtigt. Eine BDF ist Teil eines Schrages und besteht aus einer 1 ha großen Fläche mit vier unterirdisch vermarkten Kernflächen von 256 m², die getrennt beprobt werden. Die Flächennutzung erfolgt praxisüblich durch den Flächenbewirtschafter, der dem Projekt die Bewirtschaftungsdaten umfassend zur Verfügung stellt. KORTE et al. (2019) geben einen Überblick über die Bewirtschaftung und die Nährstoffbilanzen der landwirtschaftlich genutzten BDF. Nähere Informationen zu den Flächen und zum Untersuchungsprogramm findet man bei HÖPER & MEESENBURG (2012).

Die vorliegende Auswertung beschränkt sich auf Mineralböden. Die Ackerstandorte Grabhorn (L025GRAB) und Rupennest (L055RUPE) wurden wegen unvollständiger Datenreihen nicht einbezogen. Es werden somit die Ergebnisse von 46 Acker-, 14 Grünlandstandorten und dem Stadtpark in Osnabrück (L054OSNA) dargestellt.

Für die Ackerstandorte liegen fünf (L070SEHL, eingerichtet 2001) bis neun Probenahmetermine (z. B. L005REIN, eingerichtet 1992) aus den Jahren 1992 bis 2015 vor. Bei den Grünlandstandorten wurde 1997 das Probenahmeverfahren für die oberste Bodenschicht, bis dato wurde horizontbezogen eine separate Probe aus dem Wurzelfilz gewonnen, auf feste Probenahmetiefen umgestellt. Es werden daher für Grünland nur die Zeitreihen von 1997 bis 2017, mit fünf bis neun Probenahmeterminen, ausgewertet.

Für die weitergehende Auswertung wurden die BDF-Standorte wie folgt klassifiziert:

- Nach dem initialen C_{org}-Gehalt werden zwei Klassen unterschieden: ≤2,0 % und >2,0 %:
Als initialer C_{org}-Gehalt wurde der Achsenabschnitt bei der Regression der C_{org}-Gehalte einer BDF über die Zeit verwendet, wobei das Jahr der Einrichtung als Jahr 0 gesetzt wurde.
- Nach der Grundwasserstufe (GWS) werden ebenfalls zwei Klassen unterschieden: GWS 2–5 (grundwasserabhängige Böden) und GWS 7 (trockene Böden). Die Grundwasserstufen (GWS) wurden nach AD-HOC-AG BODEN (2005) aus der Bodenprofilansprache abgeleitet.
- Nach dem Hauptbodentyp gemäß bodenkundlicher Kartieranleitung (AD-HOC-AG BODEN 2005) wurden fünf Bodenklassen unterschieden. Es wurden nur Bodenklassen mit mindestens drei BDF in die Auswertung einbezogen.
- Nach der Grünlandnutzungsintensität werden zwei Klassen differenziert: Standorte mit Intensitätsfaktor ≤0,8 und Standorte mit Intensitätsfaktor >0,8:
Für die Grünlandstandorte wurde über die Jahre 2001 bis 2016 ein mittlerer standortspezifischer Intensitätsfaktor als Quotient des gemessenen, jährlichen Trockenmasseeertrages und des Standardertrags nach Düngeverordnung ermittelt (KORTE et al. 2019).

4.2.3. Probengewinnung und Analytik

Das Probenmaterial für die Bodenanalyse wurde in Zwischeninventuren gewonnen. Diese fanden in unregelmäßigen Abständen von drei bis fünf Jahren im Zeitraum Mitte Februar bis Mitte April statt. Bei Ackernutzung mit regelmäßiger wendender Bodenbearbeitung wurde von jeder Kernfläche eine Mischprobe von 16 zufällig verteilten Einstichen mit dem N_{\min} -Bohrer ($d = 35$ mm) aus der Tiefe 0–0,2 m gewonnen. Bei Grünlandnutzung und bei Ackernutzung ohne wendende Bodenbearbeitung wurden mit 24 Einstichen zwei Mischproben aus den Tiefen 0–0,1 und 0,1–0,2 m erstellt.

Bis 1996 erfolgte die Bestimmung des Gehaltes an organischem Kohlenstoff durch Oxidation mit $K_2Cr_2O_7$ (DIN 19684-2 (1977)). Ab 1997 ergibt sich der Gehalt an organischem Kohlenstoff aus der Differenz des Gesamtkohlenstoffgehalts nach Elementaranalyse und, bei Böden mit einem pH-Wert ($CaCl_2$) $>6,5$, des Carbonatkohlenstoffgehalts, bestimmt mit dem Gasvolumeter nach SCHEIBLER (DIN ISO 10694 (1996), DIN ISO 10693 (1997)).

4.2.4. Berechnungen und statistische Auswertung

Die Jahre ab Einrichtung wurden als Differenz zwischen dem Messjahr und dem Jahr der Einrichtung der BDF errechnet.

Für die C_{org} -Werte einer BDF wurde in der Regel eine Normalverteilung festgestellt (Test nach SHAPIRO & WILK 1965). Für jede BDF wurde eine lineare Regression mit C_{org} als abhängiger und „Jahre ab Einrichtung“ als unabhängiger Variable berechnet.

Die Steigungen der C_{org} -Werte, als Ergebnis der Regressionsrechnung, waren über alle BDF sowie innerhalb der Klassen nach Kap. 4.2.2 dem Shapiro-Wilk-Test zufolge nicht normalverteilt. Daher wurden die Differenzen zwischen den Klassen nach Kap. 4.2.2 mit dem zweiseitigen U-Test nach MANN & WHITNEY (1947) auf die Nullhypothese getestet, bei einem Signifikanzniveau von $p < 5$, < 1 oder $< 0,1$ %.

Der C-Vorrat ($t C_{org}/ha$) wurden wie folgt ermittelt,

$$C_{org} - \text{Vorrat} = \sum_{i=1}^n C_{orgi} \times \rho_{t_i} \times h_i \times (100 - SKEL_i)$$

wobei C_{orgi} der C_{org} -Gehalt (Gew.-%), ρ_{t_i} die Rohdichte, trocken (g/cm^3), h_i die Höhe (m) und $SKEL_i$ der Skelettgehalt (Gew.-%, >2 mm) der Schicht i sind.

Für Acker wurden die C-Vorräte in der Ackerkrume ($h_i = A_p$ -Mächtigkeit) ermittelt. Diese Mächtigkeit der Ackerkrume betrug zwischen 0,20 und 0,40 m. Für Grünland wurden C-Vorräte über die Schichten 0–0,1 und 0,1–0,2 m aufsummiert.

4.3. Ergebnisse

4.3.1. Veränderung der Gehalte an organischem Kohlenstoff in den ackerbaulich genutzten Bodendauerbeobachtungsflächen

Die jährliche Veränderung der C_{org} -Gehalte im Oberboden liegt im Mittel aller Ackerstandorte bei $-0,006 \pm 0,016$ % C_{org} pro Jahr. Es sind große Unterschiede zwischen den Standorten zu erkennen. So weisen 29 von 46 Acker-BDF keine oder nur geringfügige ($< \pm 0,006$ % C_{org} pro Jahr) Veränderungen auf. Tendenziell nehmen die C_{org} -Gehalte im Boden auf mehr Ackerstandorten deutlich ab als zu.

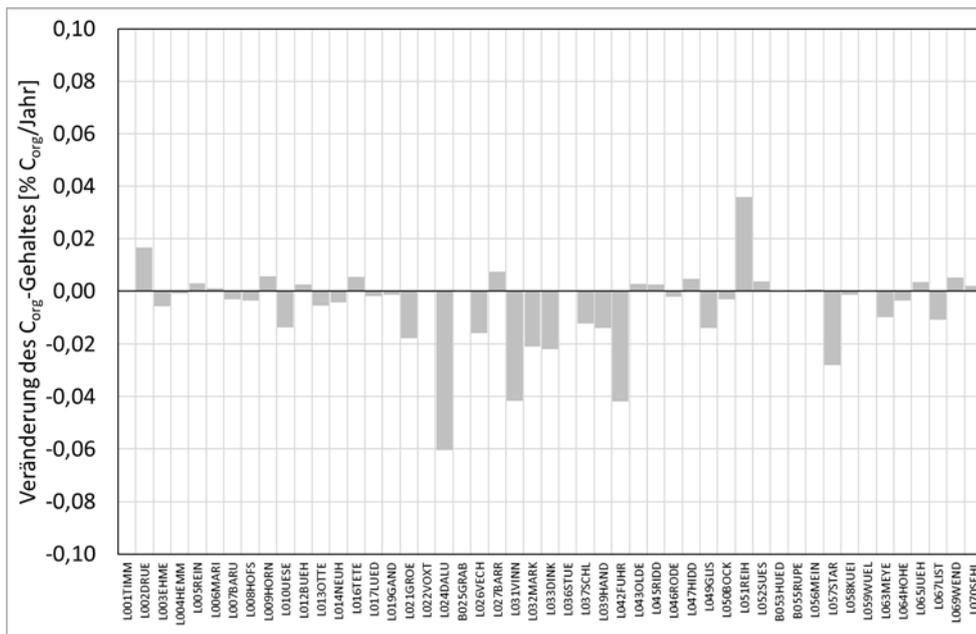


Abb. 4.1: Mittlere jährliche Veränderung des Gehaltes an organischem Kohlenstoff im Oberboden der ackerbaulich genutzten Bodendauerbeobachtungsflächen zwischen dem Jahr der Flächeneinrichtung und 2012–2015.

Insbesondere Flächen mit einem initialen C_{org} -Gehalt* von $>2\%$ sind von abnehmenden Gehalten betroffen. Die zwölf BDF mit einem C_{org} -ini $>2\%$ verlieren im Median pro Jahr $0,016\%$

C_{org} , im Mittel sogar $0,021\%$ C_{org} (Tab. 4.1). Die 34 Standorte mit niedrigen initialen C_{org} -Gehalten weisen dagegen im Median und im Mittel keine Veränderung des C_{org} -Gehaltes auf.

Tab. 4.1: Statistische Kenngrößen für die Veränderungen des C_{org} -Gehaltes im Oberboden der Ackerböden nach Klassen des initialen C_{org} -Gehaltes.

Klasse	Anzahl	Mittelwert	Standardabweichung	Median	Unteres Quartil	Oberes Quartil
initialer $C_{org} \leq 2\%$	34	0,000	0,010	0,000	-0,003	0,003
initialer $C_{org} > 2\%$	12	-0,021	0,019	-0,016	-0,031	-0,008

Die Klassen sind signifikant verschieden mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von $<0,01\%$.

Als weiterer Faktor spielt der Wasserhaushalt am Standort eine entscheidende Rolle. An elf Standorten mit Grundwassereinfluss (Grundwasserstufe: GWS 2–5) geht der C_{org} -Gehalt jährlich um $-0,016$ (Mittelwert) bzw. $-0,012\%$ C_{org} (Median) zurück, während an den 34 Standorten ohne Grundwassereinfluss (GWS 7) der C_{org} -Gehalt im Mittel bzw. im Median konstant geblieben ist (Abb. 4.2 und Tab. 4.2).

* C_{org} -Gehalt im Jahr der Einrichtung.

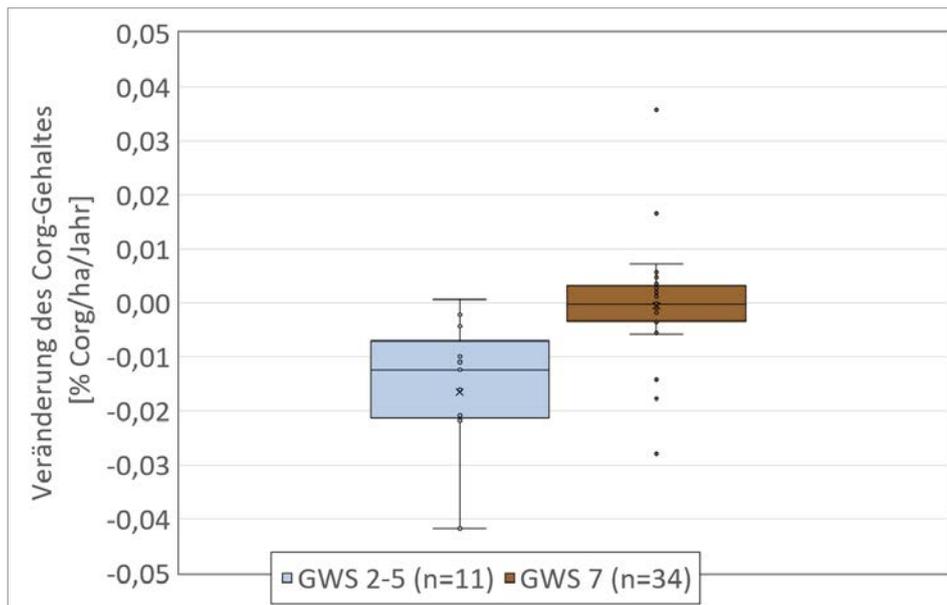


Abb. 4.2: Kastendiagramm für die Veränderungen des C_{org} -Gehaltes im Oberboden der Ackerböden nach Klassen der Grundwasserstufe bei der Flächeneinrichtung. Dargestellt werden der Median (Linie im Kasten) und Mittelwert (Kreuz im Kasten), die oberen und unteren Quartile (obere und untere Seite des Kastens), Maxima und Minima ohne Ausreißer (Antennen oben und unten) und Ausreißer (Abweichung um das mehr als 1,5fache des Interquartialabstandes vom Median nach oben oder unten).

Tab. 4.2: Statistische Kenngrößen für die Veränderungen des C_{org} -Gehaltes im Oberboden der Ackerböden nach Klassen des mittleren Grundwasserflurabstandes.

mittlerer Grundwasserflurabstand	Anzahl	Mittelwert	Standardabweichung	Median	unteres Quartil	oberes Quartil
Grundwasserstufe 2–5*	11	-0,016	0,014	-0,012	-0,021	-0,007
Grundwasserstufe 7	34	-0,001	0,010	0,000	-0,003	0,003

* ohne L024DALU, Sandmischkultur aus Hochmoor.

Die Klassen sind signifikant verschieden mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von <0,01 %.

Bei einer Auswertung nach Bodenklassen zeigt sich, dass Standorte der terrestrischen Bodenklassen (Braunerden, Lessivés, anthropogen veränderte Mineralböden und Stauwasserböden) weitgehend konstante Gehalte an organischem Kohlenstoff im Oberboden aufweisen. Bei den semiterrestrischen, grundwasserbeeinflussten Gleyböden, die als Bodendauerbeobachtungsflächen vor allem durch eine sandige Bodenart geprägt sind, nehmen die Kohlenstoffgehalte dagegen deutlich, im Median um

0,022 %-Punkte pro Jahr, ab. Eine Ausnahme bilden hier die drei Standorte mit dem Bodentyp Podsol, L010UESE, L021GROE und L057STARK, die trotz fehlender Grundwasserbeeinflussung als terrestrische Böden abnehmende C_{org} -Gehalte zeigen. Diese Standorte gehören gleichzeitig zu den Böden mit einem hohen initialen C_{org} -Gehalt >2 %, so dass hier andere Faktoren eine Rolle spielen.

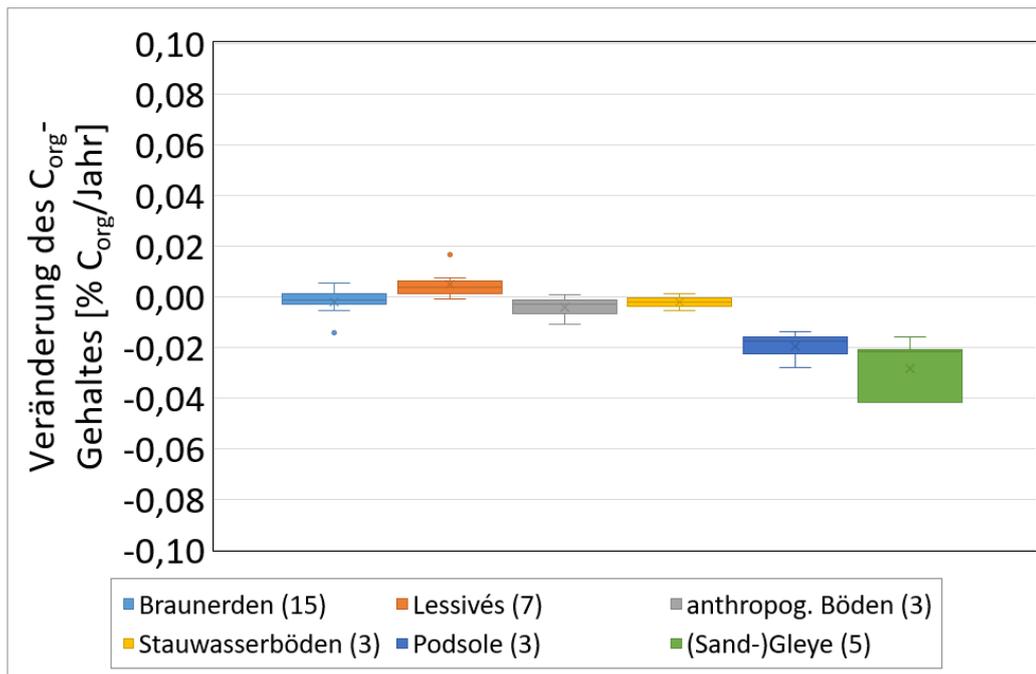


Abb. 4.3: Kastendiagramm für die Veränderungen des C_{org}-Gehaltes im Oberboden der Ackerböden nach Bodenklassen für Klassen mit mindestens drei Standorten. Hinweise zur Darstellung s. Abbildung 4.2.

Tab. 4.3: Statistische Kenngrößen für die Veränderungen des C_{org}-Gehaltes und Vorrates im Oberboden der Ackerböden nach Bodenklassen.

	Braunerden	Lessivés	anthropogene Böden	Stauwasserböden	Podsole	(Sand-)Gleye
Anzahl	15	7	3	3	3	5
Veränderungen der C_{org}-Gehalte [% C_{org}/Jahr]						
Mittelwert	-0,002	0,005	-0,004	-0,002	-0,020	-0,028
Standardabweichung	0,006	0,006	0,006	0,003	0,007	0,012
Median	-0,001	0,004	-0,003	-0,002	-0,018	-0,022
oberes Quartil	0,001	0,006	-0,001	-0,001	-0,016	-0,021
unteres Quartil	-0,003	0,001	-0,007	-0,004	-0,023	-0,042
Veränderungen der C_{org}-Vorräte [t C_{org} je Hektar und Jahr]						
Mittelwert	-0,07	0,19	-0,18	-0,08	-0,74	-1,05
Standardabweichung	0,19	0,24	0,24	0,13	0,28	0,43
Median	-0,06	0,15	-0,12	-0,07	-0,70	-0,81
oberes Quartil	0,03	0,23	-0,05	-0,01	-0,59	-0,75
unteres Quartil	-0,14	0,04	-0,28	-0,14	-0,87	-1,45

4.3.2. Veränderung der Vorräte an organischem Kohlenstoff in der Krume der ackerbaulich genutzten Bodendauerbeobachtungsflächen

Die Ackerstandorte verlieren aus der Krume im Mittel $-0,20$ t C je Hektar und Jahr. Im Median liegt der Wert mit $-0,06$ t C je Hektar und Jahr etwas niedriger (Tab. 4.4). Die stärksten Verluste mit 1,5 bis 2,0 t C je Hektar und Jahr sind an den BDF L024DALU, einer Sandmischkultur, sowie L031VINN und L042FUHR, Standorte mit Grünlandumbruch bzw. wieder unter den Pflug genommener Grünbrache (Abb. 4.4). Die höchste Zunahme mit 1,4 t C je Hektar und Jahr findet man auf L051REIH.

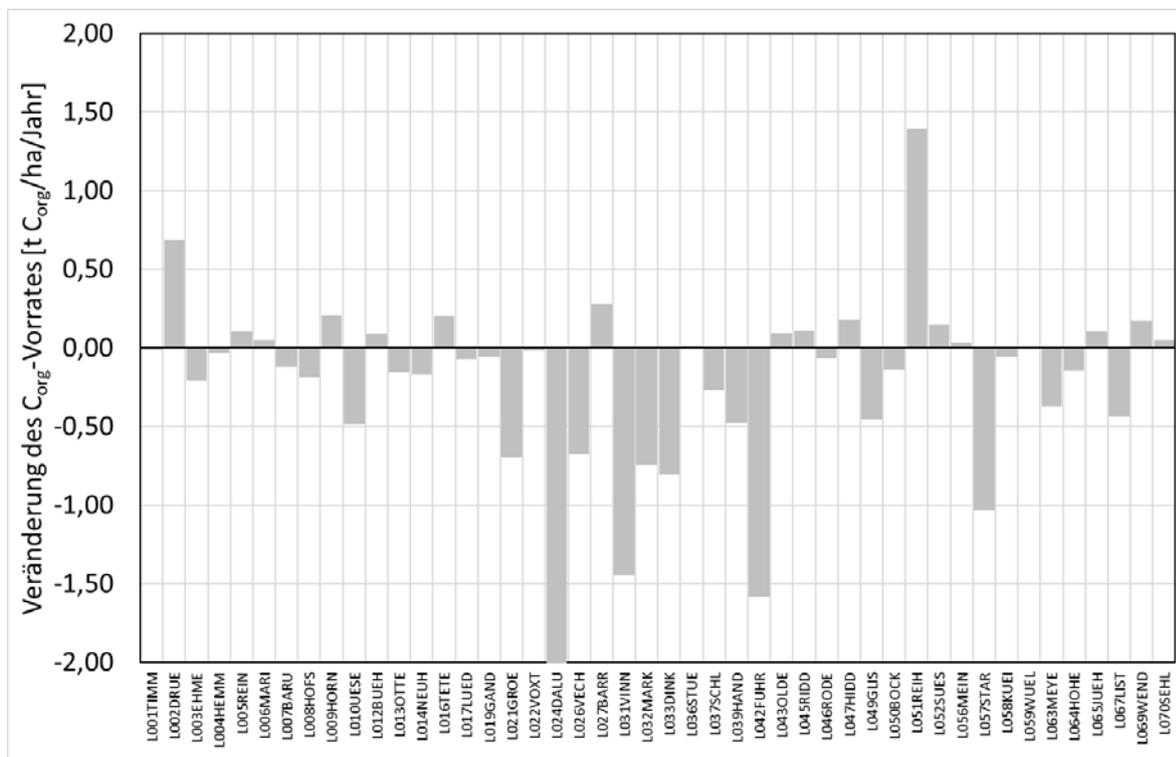


Abb. 4.4: Mittlere jährliche Veränderung des Vorrates an organischem Kohlenstoff in der Krume der ackerbaulich genutzten Bodendauerbeobachtungsflächen, auf Mineralböden, zwischen dem Jahr der Einrichtung und 2012–2015.

Bei Standorten mit einem initialen C_{org} -Gehalt $\leq 2\%$ oder bei grundwasserfernen Böden (GWS 7) verändern sich die Vorräte an organischem Kohlenstoff nicht. Dagegen nehmen sie bei zwölf humusreichen Standorten (initialer C_{org} -Gehalt $> 2\%$) im Mittel um $-0,73$ t je Hektar

und Jahr (Median $-0,59$) und bei elf grundwasserbeeinflussten Standorten (GWS 2–5) im Mittel um $-0,60$ t je Hektar und Jahr (Median $-0,44$) deutlich ab (Tab. 4.4). Die Veränderungen der Vorräte nach Bodenklassen können Tabelle 4.3 entnommen werden.

Tab. 4.4: Statistische Kenngrößen für die Veränderungen des C_{org}-Vorrates in der Ackerkrume der ackerbaulich genutzten Bodendauerbeobachtungsflächen.

t C/Hektar/Jahr	Anzahl	Mittelwert	Standardabweichung	Median	unteres Quartil	oberes Quartil
Acker, alle	46	-0,20	0,56	-0,06	-0,42	0,09
initialer C _{org} >2 %*	12	-0,73	0,66	-0,59	-1,14	-0,25
initialer C _{org} ≤2 %*	34	-0,01	0,37	-0,01	-0,14	0,11
Acker, GWS 2–5*	11**	-0,60	0,53	-0,44	-0,78	-0,22
Acker, GWS 7 (trocken)*	34	-0,01	0,39	-0,01	-0,14	0,11

* Unterschiede jeweils zwischen den beiden Klassen nach initialem C_{org}-Gehalt bzw. den beiden Klassen nach Grundwasserstufe sind hoch signifikant, (Mann-Whitney U-Test, 0,1 % Irrtumswahrscheinlichkeit).

** L024DALU ausgeschlossen, da als Sandmischkultur sehr untypisch für die Gruppe.

4.3.3. Veränderung der Vorräte an organischem Kohlenstoff im Boden von Bodendauerbeobachtungsflächen unter Grünlandnutzung

Da im Grünland sowohl in Bezug auf die Rohdichte als auch den Gehalt an organischem Kohlenstoff starke Gradienten von der Bodenoberfläche in die Tiefe auftreten, ist es erforderlich, hier grundsätzlich Vorratsänderungen in Bezug auf eine Referenztiefe zu betrachten.

Unter der Annahme, dass die stärkste Veränderung an der Bodenoberfläche passiert, werden im Folgenden die Vorräte in 0–0,2 m Bodentiefe ausgewertet.

Im Oberboden (0–0,2 m) der Grünland-BDF auf Mineralboden nimmt der C_{org}-Vorrat im Median um 0,18 t C je Hektar und Jahr und im Mittel um 0,26 t C je Hektar und Jahr ab. Die höchste Abnahme ist in L068BYHU mit -1,47 t C je Hektar und Jahr festzustellen. Die höchste Zunahme findet sich auf der Fläche L041HOLE mit 0,67 t C je Hektar und Jahr.

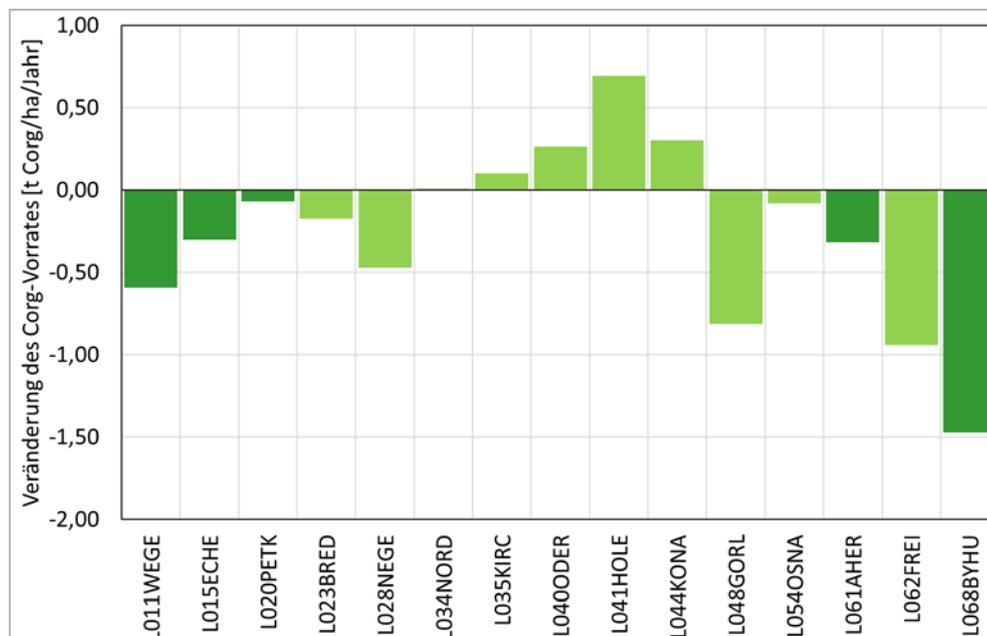


Abb. 4.5: Mittlere jährliche Veränderung des Vorrates an organischem Kohlenstoff im Oberboden (0–0,2 m) der Bodendauerbeobachtungsflächen unter Grünlandnutzung, auf Mineralboden, zwischen 1997 und 2012–2015. Dunkelgrün sind normal oder intensiv genutzte Standorte mit einem mittleren Ertragsniveau von mindestens 80 % der Grünlanderträge im Landkreis.

Tab. 4.5: Statistische Kenngrößen für die Veränderungen des C_{org} -Vorrates im Oberboden der Grünlandböden.

t C/Hektar/Jahr	Anzahl	Mittelwert	Standardabweichung	Median	unteres Quartil	oberes Quartil
Grünland	15	-0,26	0,55	-0,18	-0,53	0,05

Ein wichtiger Faktor für die Veränderung der Gehalte an organischem Kohlenstoff ist auch hier der Wasserhaushalt am Standort. Böden mit einer niedrigen Grundwasserstufe (GWS ≤ 4), d. h. Böden, die pedogenetisch durch hohe Grundwasserstände geprägt sind, verlieren tendenziell mehr Kohlenstoff, als Böden, die nicht dem Einfluss des Grundwassers unterworfen waren. Während in der Gruppe der grundwassernahen Standorte (GWS ≤ 4) die Abnahme im Median -0,30 und im Mittel -0,42 t C je Hektar und Jahr betrug, lagen die grundwasserfernen Standorte im Median mit 0,01 und im Mittel mit -0,02 t C je Hektar und Jahr nahe dem Nullpunkt. Dieser Unterschied ist statistisch

schwach signifikant mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit $< 10\%$ ($p = 0,083$ im ungepaarten T-Test bei Varianzgleichheit). Der Einfluss des Wasserhaushaltes wird durch andere Einflussfaktoren, möglicherweise die Nutzungsintensität oder Bodenbearbeitung im Rahmen der Narbenerneuerung, überlagert, die allerdings im Einzelnen zu schwach sind, um sie statistisch angesichts der begrenzten Anzahl an Grünlandstandorten herauszuarbeiten. Eine Klassifizierung der Standorte nach Intensitätsstufe, nach Grundwasserflurabstand oder nach terrestrisch versus semiterrestrische Bodenklasse bringt keine statistisch abgesicherten Unterschiede zwischen den Klassen hervor.

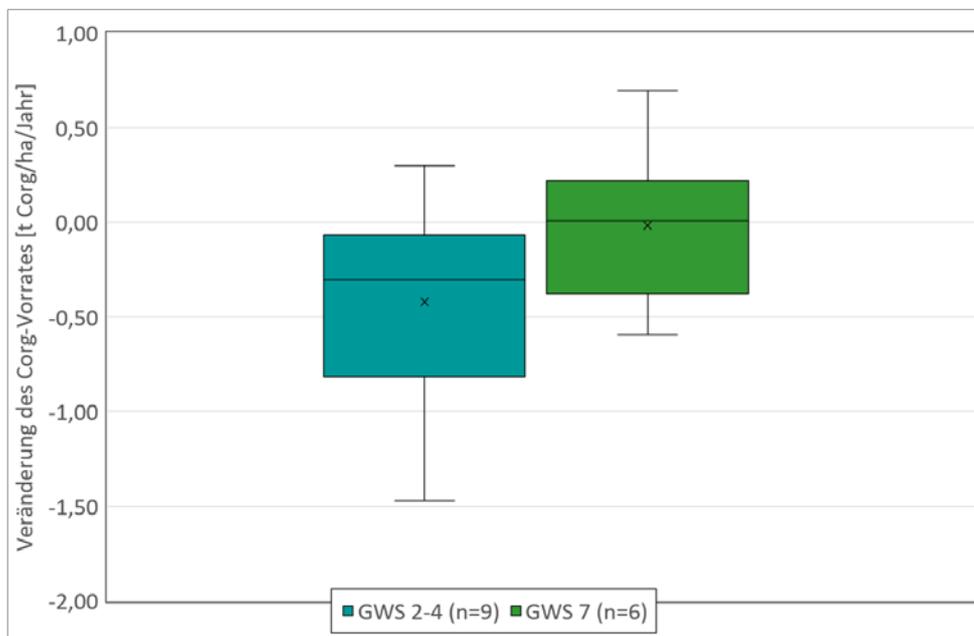


Abb. 4.6: Kastendiagramm für die Veränderungen des C_{org} -Vorrates im Oberboden (0–0,2 m) der Bodendauerbeobachtungsflächen unter Grünlandnutzung (Zeitraum 1997 bis 2012/2015) nach Klassen der Grundwasserstufen der Standorte. Hinweise zur Darstellung in Abbildung 4.2.

4.4. Diskussion

4.4.1. Größenordnung der Veränderungen im Vergleich zur BZE Landwirtschaft

Im Mittel wurde in Niedersachsen für Ackerböden ein Verlust an organischem Kohlenstoff in Höhe von $-0,20 \text{ t C}_{\text{org}}$ je Hektar und Jahr in der Ackerkrume nachgewiesen. Für die Bundesländer Schleswig-Holstein, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen und Baden-Württemberg wurde im Rahmen der Bodenzustandserhebung (BZE) Landwirtschaft ein Verlust von $-0,23 \text{ t C}_{\text{org}}$ je Hektar und Jahr (95 % Konfidenzintervall $-0,36$ bis $-0,10 \text{ t C}_{\text{org}}$ je Hektar und Jahr) im Oberboden (0–30 cm) ermittelt (JACOBS et al. 2018). Modellrechnungen für die Standorte der BZE Landwirtschaft ergeben im Mittel einen Verlust von $-0,22 \text{ t C}_{\text{org}}$ je Hektar und Jahr (95 % Konfidenzintervall $-0,29$ bis $-0,15 \text{ t C}_{\text{org}}$ je Hektar und Jahr). Somit zeigt sich eine hohe Übereinstimmung zwischen den Datensätzen, die sich allerdings zum Teil überschneiden (Daten aus Niedersachsen als Bestandteil der länderübergreifenden Auswertung von Werten aus der Bodendauerbeobachtung).

Für Grünlandstandorte wurde in Niedersachsen, wie für die Ackerstandorte, eine Abnahme der Vorräte von $-0,26 \text{ t}$ je Hektar und Jahr in 0–0,2 m Tiefe festgestellt. Im Rahmen der BZE Landwirtschaft hat sich dagegen für die BDF-Standorte unter Dauergrünland aus den Ländern Schleswig-Holstein, Niedersachsen und Baden-Württemberg länderübergreifend kein signifikanter Trend ergeben (JACOBS et al. 2018). Allerdings tendierten die BDF-Grünlandstandorte bei JACOBS et al. (2018) zu einer Zunahme des C_{org} -Vorrates, die allerdings aufgrund der geringen Standortanzahl nicht signifikant ist. Die Modellierung der Vorratsänderungen an den Grünlandstandorten aus der BZE Landwirtschaft, eingeschränkt auf Böden mit einer $\text{GWS} \geq 4$, ergaben deutschlandweit ebenfalls keine signifikante Veränderung der Vorräte (JACOBS et al. 2018). Eine Sonderauswertung der o. a. Modellergebnisse für Niedersachsen zeigt, dass die Dauergrünlandstandorte hier im Mittel mit einem C-Verlust von $-0,23 \text{ t C}_{\text{org}}$ je Hektar und Jahr unter dem Bundesdurchschnitt

liegen (DECHOW 2020). Eine Signifikanzprüfung wurde nicht vorgenommen.

4.4.2. Bedeutung des Wasserhaushaltes für die Veränderung der Kohlenstoffgehalte bzw. -vorräte

Unter Ackernutzung nehmen die Gehalte und Vorräte an organischer Substanz an grundwassernahen Standorten ($\text{GWS} \leq 5$) deutlich ab. Auf den Dauerbeobachtungsflächen haben diese Standorte in den letzten Jahren $-0,44$ bzw. $-0,60 \text{ t C}$ pro Hektar und Jahr (Median bzw. Mittelwert) verloren. Dagegen sind an Bodendauerbeobachtungsflächen auf grundwasserfernen Standorten, die 74 % der Standorte ausmachen, keine Veränderungen festzustellen. Im Rahmen der BZE Landwirtschaft wurde für die grundwasserbeeinflussten Gleye* unter Ackernutzung ein Verlust der C-Vorräte im Mittel von ca. $-0,8 \text{ t C}$ je Hektar und Jahr, und damit der höchste Verlust über alle Bodentypen modelliert.

Auch an den grundwassernahen Grünlandstandorten wird bei den Dauerbeobachtungsflächen tendenziell ein Verlust an organischer Substanz beobachtet, während bei den grundwasserfernen Grünlandstandorten die Vorräte an organischer Substanz unverändert blieben. Die Unterschiede sind allerdings aufgrund der Streuung der Einzelwerte nur schwach signifikant.

Die Gründe für Kohlenstoffverluste an Standorten mit hohen Grundwasserständen sind möglicherweise auf Veränderungen im Wasserhaushalt zurückzuführen. An den grundwassernahen Standorten ist, historisch betrachtet, mehr organische Substanz abgelagert bzw. durch den Wasserüberschuss konserviert worden als an grundwasserfernen Standorten. Mit der In-kulturnahme und dem Ausbau der Entwässerung, vor allem bei Ackernutzung, wurden die Standorte trockener. Dadurch steht im Jahresverlauf weniger Wasser für die Konservierung der organischen Substanz zur Verfügung, die dann teilweise abgebaut wird. Diese Effekte wirken sehr langfristig und halten auch Jahr-

* Gleye als Hauptbodentyp weisen definitionsgemäß eine $\text{GWS} \leq 3$ auf.

zehnte nach Grünlandumbruch oder Entwässerungsmaßnahme noch an (POEPLAU et al. 2011, JACOBS et al. 2018).

Maßnahmen zur Stabilisierung oder zur Erhöhung der Gehalte an organischer Substanz müssen an diesen Standorten am Grundwasserstand ansetzen. Grundwasserabsenkungen, meistens gebietsbezogene Maßnahmen, müssen rückgängig gemacht oder teilweise zurückgenommen werden. Eventuell kann auch die Abführung von Oberflächenwasser über Gräben vermindert werden, z. B. durch den Einbau von Stauwehren. Bei gedrähten Flächen könnte über eine kontrollierte Dränung die Wasserabfuhr zumindest teilweise reduziert werden. Maßnahmen, die an der Bewirtschaftung ansetzen (Zwischenfruchtanbau, organische Düngung) sind dagegen wenig geeignet, entwässerungsbedingte Verluste an organischer Substanz nennenswert auszugleichen. Nichtsdestotrotz könnten durch eine intensive Humuswirtschaft die Vorräte an organischer Substanz in den Böden leicht angehoben werden (HÖPER & SCHÄFER 2012).

4.4.3. Bedeutung der Landnutzungshistorie für aktuelle Veränderungen der Gehalte an organischer Substanz

Der initiale Gehalt an organischer Substanz bei Einrichtung der Bodendauerbeobachtungsflächen spielt ebenfalls eine erklärende Rolle für Verluste an organischer Substanz (MARX et al. 2016).

Während BDF mit niedrigen initialen C_{org} -Gehalten im Median keine Veränderung der Gehalte an organischer Substanz aufweisen, verlieren BDF mit hohen initialen C_{org} -Gehalten im Median bzw. Mittelwert 0,59 bzw. 0,73 t C_{org} pro Hektar und Jahr. Dies gilt insbesondere für sandige BDF, aber auch für einige tonige und lehmige Standorte.

Tab. 4.6: Übersicht über die ackerbaulich genutzten BDF-Standorte mit einem initialen C_{org} -Gehalt >2 % sowie Hinweisen auf Entwässerung und Nutzungsumstellung nach Befragung der Landwirte.

BDF	Bodenart Oberboden	Bodentyp	C_{org} initial [%]	ΔC_{org} [% Corg/a]	Entwässerung, Nutzungsumstellung
BDF mit sandiger Bodenart					
L010UESE	St2	Pseudogley-Podsol	2,68	-0,014	Dränage 1997
L019GAND	Sl2	Pseudogley-Braunerde	2,74	-0,001	Acker seit 1780
L021GROE	Su2	Podsol	2,63	-0,018	Grünlandumbruch 1990–1995
L024DALU	Su2	Sandmischkultur	5,15	-0,060	Sandmischkultur 1978
L031VINN	Slu	Gley	4,05	-0,042	Grünlandumbruch 1980
L032MARK	Su2	Gley	3,27	-0,021	Grabenausbau ca. 1957
L042FUHR	St2	Gley	3,02	-0,042	Grünlandumbruch 1988–2007
L057STAR	Sl2	Braunerde-Podsol	3,36	-0,028	Acker seit 1780
BDF mit lehmiger oder toniger Bodenart					
L008HOFS	Lt3	Pelosol	2,18	-0,004	Dränage 1992
L037SCHL	Tu3	Gley-Auenboden	2,44	-0,012	Acker seit ca. 1900
L063MEYE	Tu3	Kleimarsch	2,08	-0,010	Grünlandumbruch 1980, Dränage 1982
L065JUEH	Tu3	Braunerde-Pararendzina	2,69	0,003	Acker seit ca. 1780

Die Ursachen für diesen Sachverhalt können verschiedene sein. Böden mit niedrigen Kohlenstoffgehalten haben möglicherweise einen Gleichgewichtszustand des Humusgehaltes auf niedrigem Niveau erreicht, der bei gängiger Bewirtschaftung nicht mehr unterschritten werden kann. Bei Böden mit höheren Kohlenstoffgehalten kann von einem „Überhang“ an Kohlenstoff in Bezug auf die Gleichgewichtssituation ausgegangen werden, vor allem, wenn feuchte Standorte gedräht wurden (vgl. L010UESE, L032MARK oder L063MEYE, Tab. 4.6) oder wenn ehemals als Grünland genutzte Flächen auf Ackernutzung umgestellt werden (L021GROE, L031VINN, L063MEYE, Tab. 4.6). Besonders deutlich wirkt sich der Eingriff bei einer Sandmischkultur aus, die zwar im Jahr der Einrichtung als Bodendauerbeobachtungsfläche (1993) den höchsten C_{org} -Gehalt im Oberboden aufwies (5,15 %), seitdem aber auch die höchsten Verluste zu verzeichnen hatte. In Nordwestdeutschland spielt zudem die Thematik der „Black Sands“ eine besondere Rolle, Sandböden, die relativ hohe Gehalte an abbauresistenteren organischen Verbindungen enthalten. Möglicherweise aufgrund von Faktoren wie Verheidung, Podsolierung und Plaggenwirtschaft haben sich historisch Kohlenstoffverbindungen im Boden angereichert, die stärker stabilisiert und langsamer abgebaut werden, als organische Verbindungen in anderen Böden (SPRINGOB et al. 2001).

Maßnahmen müssten auch hier am Wasserhaushalt des Standortes ansetzen (vgl. Kap. 4.2.2) bzw. darauf abzielen, die historische Nutzungsumstellung rückgängig zu machen. Allerdings ist dabei zu berücksichtigen, dass ein Wiederaufbau von organischer Substanz im Boden deutlich langsamer verläuft als der Abbau (POEPLAU et al. 2011).

4.5. Schlussfolgerungen und Ausblick

Die Bodendauerbeobachtung ist durch langfristig angelegte und regelmäßig wiederholte Bodenuntersuchungen geeignet, teilweise eher schleichend ablaufende Veränderungen in Böden abzubilden. Im Gegensatz zu Feldversuchen, bei denen einzelne Faktoren variiert und weitere konstant gehalten werden und so direkte Ursache-Wirkungs-Beziehungen betrachtet werden können, sind die Bodendauerbeobachtungsflächen dem „freien Spiel“ der Kräfte und deren Wechselwirkungen ausgeliefert. So wirken Landnutzung und Bewirtschaftung, die betriebs- und marktwirtschaftlichen, aber auch technologischen Einflüssen unterliegen, zusammen mit Klima und Witterung, die durch globale Klimaveränderungen beeinflusst werden, sowie der Standort in seiner Geologie und Hydrologie, teilweise ebenfalls vom Menschen verändert, in Kombination mit der Vegetation einschließlich der angebauten Kulturen auf die Bodeneigenschaften ein. Eine Rückführung von Veränderungen auf einzelne Faktoren, bzw. eine Hierarchisierung der Einflussfaktoren nach ihrer Bedeutung, kann durch statistische Betrachtungen unterstützt werden. Nur so kann es gelingen, die Bedeutung der Faktoren gegeneinander abzuwägen und adäquate Maßnahmen zu ergreifen. Auch hier wird die Bodendauerbeobachtung wieder die Möglichkeit bieten, die Wirksamkeit der ergriffenen Maßnahmen im Wechselspiel der o. a. Faktoren zu verfolgen.

Aus den Ergebnisse der Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen lässt sich nach jetzigem Kenntnisstand schließen, dass dem Wasserhaushalt am Standort eine besondere Bedeutung für den Gehalt an organischer Substanz zukommt. Effiziente Maßnahmen zum Erhalt oder zur Steigerung des Humusgehaltes im Boden müssen daher am Wasser ansetzen, wobei potenzielle, auf den Klimawandel zurückzuführende Veränderungen der hydrologischen Rahmenbedingungen in die Überlegungen mit einbezogen werden müssen.

4.6. Literatur

- AD-HOC-AG BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung (KA 5). – 5. Aufl., 438 S., 41 Abb., 103 Tab, 31 Listen; Hannover.
- DECHOW, R. (2020): Modell_Gruenland. – E-Mail vom 31.01.2020.
- DIN 19684-2 (1977): Bodenuntersuchungsverfahren im Landwirtschaftlichen Wasserbau; Chemische Laboruntersuchungen, Bestimmung des Humusgehaltes im Boden. – Ausgabe 1977-02; Berlin (Beuth).
- DIN ISO 10693 (1997): Bodenbeschaffenheit - Bestimmung des Carbonatgehaltes - Volumetrisches Verfahren. – Ausgabe 1997-05; Berlin (Beuth).
- DIN ISO 10694 (1996): Bodenbeschaffenheit - Bestimmung von organischem Kohlenstoff und Gesamtkohlenstoff nach trockener Verbrennung (Elementaranalyse). – Ausgabe 1996-08; Berlin (Beuth).
- HÖPER, H. & MEESENBURG, H. (Hrsg.) (2012): Tagungsband 20 Jahre Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen. – GeoBerichte **23**: 256 S., 172 Abb., 43 Tab., 4 Anh.; Hannover (LBEG).
- HÖPER, H. & SCHÄFER, W. (2012). Die Bedeutung der organischen Substanz von Mineralböden für den Klimaschutz. – Bodenschutz **3/2012**, 100–108.
- JACOBS, A., FLESSA, H., DON, S., HEIDKAMP, A., PRIETZ, R., DECHOW, R., GENSIOR, A., POEPLAU, C., RIGGERS, C., SCHNEIDER, F., TIEMEYER, B., VOS, C., WITTNEBEL, M., MÜLLER, T., SÄURICH, S., FAHRION-NITSCHKE, A., GEBBERT, S., HOPFSTOCK, R., JACONI, A., KOLATA, H., LORBEER, M., SCHRÖDER, J., LAGGNER, A., WEISER, C. & FREIBAUER, A. (2018). Landwirtschaftlich genutzte Böden in Deutschland – Ergebnisse der Bodenzustandserhebung. – Thünen Report **64**: 323 S.; Braunschweig (Thünen-Institut für Agrarklimaschutz).
- KORTE, K., ENGELKE, L., GROH, H., SEVERIN, K. & HÖPER, H. (2019): Bewirtschaftung und Nährstoffbilanzen der landwirtschaftlich genutzten Bodendauerbeobachtungsflächen in Niedersachsen in den Jahren 2001 bis 2016. – GeoBerichte **37**: 126 S., 104 Abb., 63 Tab., Anh.; Hannover (LBEG).
- MANN, H. & WHITNEY, D. (1947): On a test of whether one of two random variables is stochastically larger than the other. – Annals of mathematical Statistics **18**: 50–60.
- MARX, M., SCHILLI, C., RINKLEBE, R., KASTLER, M., MOLT, C., KAUFMANN-BOLL, C., LAZAR, S. LISCHIED, G. & KÖRSCHENS, M. (2016). Erarbeitung fachlicher, rechtlicher und organisatorischer Grundlagen zur Anpassung an den Klimawandel aus Sicht des Bodenschutzes. Teil 3: Bestimmung der Veränderungen des Humusgehalts und deren Ursachen auf Ackerböden Deutschlands. – UBA-Texte **26/2016**, 88 S.
- NLWK – NIEDERSÄCHSISCHER LANDESBETRIEB FÜR WASSERWIRTSCHAFT, KÜSTEN- UND NATURSCHUTZ (2014): Gewässerüberwachungssystem Niedersachsen (GÜN) Güte- und Standsmessnetz Grundwasser. – Grundwasser **18**: 46 S.; Norden (NLWK).
- POEPLAU, C., DON, A., VESTERDAL, L., LEIFELD, J., VAN WESEMAEL, B., SCHUMACHER, J. & GENSIOR, A. (2011): Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone – carbon response functions as a model approach. – Global Change Biology **17** (7): 2415–2427.
- SHAPIRO, S. S. & WILK, M. B. (1965): An analysis of variance test for normality (for complete samples). – Biometrika **52** (3/4): 591–611.
- SPRINGOB, G., BRINKMANN, S., ENGEL, N., KIRCHMANN, H. & BÖTTCHER, J. (2001): Organic C levels of Ap horizons in North German Pleistocene sands as influenced by climate, texture, and history of land-use. – Plant Nutr. Soil Sci. **164**: 681–690.

5. Entwicklung der Radioaktivität im Boden von Bodendauerbeobachtungsflächen in Niedersachsen

ANDREA KUHR & HEINRICH HÖPER

5.1. Einleitung

Die Bundesrepublik Deutschland begann in den 1950er Jahren mit der friedlichen Nutzung der Kernenergie. Im Jahre 1957 wurde an der TU München der Forschungsreaktor FRM in Betrieb genommen. Im selben Jahr nahm im geteilten Deutschland in der Nähe von Dresden der Forschungsreaktor Rossendorf (RFR) seine Arbeit auf. In Geesthacht wurde im Jahre 1956 die Gesellschaft für Kernenergieverwertung in Schiffbau und Schifffahrt (GKSS) gegründet. Ziel der Gesellschaft war der Bau und Betrieb eines nuklear angetriebenen Schiffes. Dieses absolvierte unter dem Namen „Otto Hahn“ am 11. Oktober 1968 seine erste Probefahrt.

Wird ein Kernreaktor angefahren, befindet er sich in einem kritischen Zustand. Die Kritikalität bezeichnet den Zustand, dass die Kernspaltung selbst erhaltend abläuft. Ausschlaggebend hierfür ist die Neutronenanzahl, die für weitere Kernspaltungen zur Verfügung steht. In den kommerziellen Kernkraftwerken in Deutschland wird Uran mit der Massenzahl 235 durch den Einsatz moderierter Neutronen gespalten. Dabei entstehen neben den Atom-Fragmenten auch zwei oder mehrere Neutronen, welche für neue Spaltprozesse zur Verfügung stehen. Mittels Steuerungselementen werden überschüssige Neutronen weggefangen und somit der Reaktor stabil gehalten. Höhere Temperaturen verstärken die Reaktivität und erschweren die Steuerung des Kernreaktors (NELES & PISTNER 2012).

Welche fatalen Auswirkungen eine Fehlsteuerung haben kann, zeigte am 28. März 1979 ein ernster Unfall der INES-Stufe 5 im Kernkraftwerks Three Mile Island bei Harrisburg. Durch diesen Störfall kam es zu einer partiellen Kernschmelze mit ca. der Hälfte des Reaktormaterials im Reaktorblock 2. Es traten durch Druckentlastungen lokale radioaktive Belastungen durch das gasförmige Krypton-85 auf.

Der bislang schwerste Unfall eines Kernkraftwerkes ereignete sich in der Nacht vom 25. auf den 26. April 1986 in Tschernobyl. Bei einem Test sollte demonstriert werden, dass bei einem Stromausfall die Energiebereitstellung der auslaufenden Turbinen ausreichen sollte, um die Pumpen des Kühlsystems so lange zu betreiben, bis das Notstromsystem einspringt. Der Versuch misslang, und der unkontrollierte Leistungsanstieg im Reaktor sorgte für seine vollständige Zerstörung. Bei dem Unglück wurden radioaktive Nuklide mit einer Aktivität von 5.300 PBq (UNSCEAR 2000) freigesetzt, die zu einer großflächigen Kontamination führten. Das ist die höchste Aktivitätsmenge, die jemals kurzfristig aus einer Strahlenquelle freigesetzt wurde (IAEA 1991). Etwa die Hälfte davon ging innerhalb 60 km um die Unfallstelle nieder, während der Rest ungleichmäßig über ganz Europa verteilt wurde. Insgesamt gelangten etwa 40 verschiedene Radionuklide in die Umwelt, wobei für die Strahlenbelastung langfristig Iod-131 (Halbwertszeit (HWZ): 8 Tage), Cs-137 (HWZ: 30 Jahre) und Sr-90 (HWZ: 28 Jahre) von Bedeutung sind (ZIFFERO 1988).

Die Emission dieser Radionuklide erstreckte sich über insgesamt 10 Tage. Der zeitliche Verlauf der Freisetzung war wie folgt charakterisiert: 24 % des Inventars wurden unmittelbar nach der Explosion am ersten Tag freigesetzt, dann erfolgte 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 eine Differenzierung im zeitlichen Verlauf und auch im Anteil an der Gesamtaktivität. Vermutlich wurden 100 % der Edelgase freigesetzt. 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 wider.

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 diese 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 Richtung Nord-West über Weißrussland, Finnland, Schweden bis nach Norwegen waren anschließend, aufgrund eines Wechsels der Windrichtung, große Teile von Polen, Tschechien, der Slowakei, Ungarn, Österreich, Deutschland, Schweiz, Italien und andere westeuropäische Länder betroffen. Ein weiterer Wechsel der Windrichtung führte dann zu Kontaminationen in Rumänien, Bulgarien, den Balkanstaaten und der Türkei. In Europa wurden 40 % der Fläche mit mehr als 4.000 Bq/m² und in Russland, der Ukraine und Belarus wurden 70 % mit mehr als 37.000 Bq/m² (1 mCi) kontaminiert.

In Deutschland wurden große Teile Bayerns, vor allem die Voralpenregion, sehr stark kontaminiert (Flächenbelastung bis zu 150 kBq/m²; 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/m² gemessen. Nur an einigen sogenannten „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 darüber hinaus Plutonium-239 und Strontium-89/90 abgelagert.

Sowohl Atomwaffenversuche als auch die Unfälle bei der friedlichen Nutzung der Kernenergie 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 kommt. Durch weitere Unfälle bei der friedlichen Nutzung der Kernenergie in den Jahren von 1947–1983 wurden etwa 700 PBq (sowohl kurzlebige als auch langlebige Isotope) freigesetzt, unter anderem bei den Unfällen in der Wiederaufarbeitungsanlage Tschernobyl (Sowjetunion, 1950), im Kernkraftwerk Three Mile Island (USA, 1979) sowie in der Wiederaufarbeitungsanlage Sellafield (GB, 1983).

5.2. Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt nach Tschernobyl

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 dazu, dass es eine Nachfrage gab, wie hoch die Hintergrundwerte in Deutschland denn waren. Leider gab es zu dieser Zeit keine bundeseinheitliche Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt. Vorhandene 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) verabschiedet. Im Jahre 2017 wurde dieses Gesetz aufgehoben und durch das Strahlenschutzgesetz (StrLSCHG) ersetzt. Dieses stellt die gesetzliche Grundlage für das „Integrierte Mess- und Informationssystem für die Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt“ (IMIS) dar. Aufgabe des IMIS ist es, die Umwelt kontinuierlich zu überwachen, um bereits geringfügige Änderungen der Umweltradioaktivität flächendeckend schnell und zuverlässig zu 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 2020).

Die Nachfrage nach Ausgangswerten im Boden, nicht nur für radioaktive Stoffe, war auch der konkrete Anlass für die Einrichtung von Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) in vielen Bundesländern. Mit der Bodendauerbeobachtung sollen die langfristigen standort-, belastungs- und nutzungsspezifischen Einflüsse auf die Böden erfasst werden. In Niedersachsen wurde 1991 das Niedersächsische Landesamt für Bodenforschung (heute Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie, LBEG) federführend von der niedersächsischen Landesregierung mit der Durchführung des niedersächsischen Bodendauerbeobachtungsprogramms beauftragt. Neben dem LBEG sind auch die Landwirtschaftskammer Niedersachsen, die Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt (LUFA) Nord-West, der Niedersächsische Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Natur- und Küstenschutz (NLWKN) sowie die Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (NW-FVA) beteiligt. Die LUFA Nord-West ist seit Gründung von IMIS amtliche Messstelle und untersucht Futtermittel- und Bodenproben sowie Pflanzenproben (Bioindikatoren) für das Bundesland Niedersachsen. Zusätzlich werden hier auch sämtliche radioanalytische Untersuchungen für die Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen durchgeführt.

Die Untersuchung von Böden Niedersachsens auf radioaktive Kontamination wurde im Juni 1991 begonnen. Die letzten Inventuren, die hier im Bericht Berücksichtigung finden, wurden 2018 durchgeführt.

5.3. Stoffspezifische Kenndaten der Nuklide

Bei der Kernspaltung in einem Kernreaktor wird Uran-235 durch Neutroneneinfang in Uran-236 umgewandelt. Dieses wiederum zerbricht in Spaltprodukte wie z. B. Barium-138 und Krypton-95. Der Brennstoff in Kernreaktoren besteht nur zu wenigen Prozent aus dem spaltbaren Isotop Uran-235. Den größten Teil bildet das unter Reaktorbedingungen nicht spaltbare Isotop Uran-238. Als Folge von Neutroneneinfangreaktionen entstehen schwerere chemische Elemente, die Transurane. Aus Uran-238 entsteht so Uran-239, das wiederum durch Beta-Zerfälle zu Plutonium-239 umgewandelt wird. Das entstandene Plutonium-239 wiederum ist genauso

wie das Uran-235 mit schnellen als auch thermischen Neutronen sehr gut spaltbar. Da im Reaktor ein neues spaltbares Nuklid entstanden ist, wird dieser Prozess auch als Brutprozess bezeichnet. Durch verschiedene aufeinanderfolgende Spaltprozesse entsteht eine Vielzahl von Spaltprodukten. Schwermäßig werden hierbei Spaltprodukte mit typischen Massen um 95 (wie z. B. Strontium-90) oder um 140 (wie z. B. Iod-131, Cäsium-137) gebildet (BORLEIN 2011). Nach dem Unfall in Tschernobyl wurden in Westeuropa hauptsächlich Cäsium-134 und Cäsium-137 deponiert.

Im Rahmen der BDF-Untersuchungen werden die Aktivitäten der Nuklide Cs-134, Cs-137, K-40 sowie Sr-90 ermittelt. Da für Europa nach dem Tschernobyl-Unfall, durch den Fallout, nur geringe Mengen an Sr-90 abgelagert wurden, bleibt dies bei den weiteren Auswertungen unberücksichtigt. Cs-134 (Halbwertszeit 2,06 Jahre) entsteht hauptsächlich durch Neutroneneinfang von spaltbaren Elementen wie U-235 und Pu-239 in Kernreaktoren. Das bis vor 10 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. Anhand der Aktivitäten von K-40 als natürliches Nuklid lassen sich zwar Aussagen über die mineralische Zusammensetzung des jeweiligen Bodens treffen, eine Aussage über den radioaktiven Eintrag nach dem Tschernobyl-Unfall ist hierbei nicht möglich. Daher beschränkt sich die Auswertung der Ergebnisse auf das Isotop Cs-137 und erlaubt auch die größtmöglichen Rückschlüsse.

5.3.1. 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 reagiert chemisch und stoffwechselfysiologisch ähnlich wie das für viele Organismen essenzielle Kalium und kann intrazellulär angereichert werden. Allerdings kann Cäsium Kalium nicht in seinen Stoffwechselfunktionen ersetzen, da es nicht in gleichem Maße aufgenommen wird (KORNBERG

1961). Somit ist eine biologische Bedeutung von Cäsium für Tier oder Pflanze bisher unbekannt.

Für diese Untersuchungen ist Cs-137 das interessanteste Cäsiumisotop. Es entsteht in großer Menge in Kernreaktoren und hat aufgrund seiner Halbwertszeit von 30 Jahren eine hohe Persistenz in der Umwelt. Zum jetzigen Zeitpunkt ist seit dem Unfall in Tschernobyl gerade einmal eine Halbwertszeit verstrichen. Bis keine Auswirkungen von Tschernobyl mehr spürbar sind, wird es noch etwa 300 Jahre (10 Halbwertszeiten) dauern.

Seit den ersten Atombombentests 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 4.000 Bq/m^2 , Bayern bis zu 100.000 Bq/m^2). Von dem 1986 freigesetzten Cäsium wurden 50 % in Westeuropa, 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 durch die feste Bindung an die mineralische Phase stark eingeschränkt (FIELITZ 2001; KASEROUNI, MAIER & SCHOLL 1987; BRÜCKMANN 1992; WELLER 1987), weshalb die Elemente Kalium und Cäsium in der Bodenlösung nur in geringer Konzentration vorkommen. 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 $0,014 \text{ mSv pro Jahr}$ kalkuliert (Vergleich: jährliche Belastung durch natürliche Quellen: $2,4 \text{ mSv/Jahr}$; durch medizinische Anwendungen wie Nuklearmedizin und Röntgendiagnostik weitere $1,9 \text{ mSv/Jahr}$).

Cs-137 zerfällt unter Aussendung von Gammastrahlen ($0,662 \text{ MeV}$) über das metastabile Barium (Halbwertszeit 2,55 Minuten) in stabiles Barium-137. Die Gammastrahlung wird zur Bestimmung der spezifischen Aktivität des Cs-137 genutzt.

5.4. Material und Methoden

5.4.1. Standorte und Proben

Es werden hier die Ergebnisse aus dem landwirtschaftlichen Teilprojekt (BDF-L) dargestellt. Die Entnahme der Flächenproben ist bei HÖPER & MEESENBURG (2012) beschrieben. Die massebezogenen Analysenwerte (in Bq kg^{-1} Boden) wurden unter Berücksichtigung der Lagerungsdichte in flächenbezogene Werte (Bq m^{-2}) umgerechnet.

Diese beziehen sich für Ackerstandorte entweder auf den Pflughorizont (Ap) oder die in Tabelle 5.1 genannten Werte. Ebenso sind für die Grünlandflächen die entnommenen Tiefen in Tabelle 5.1 angegeben.

Tab. 5.1: Probenahmetiefen für die Ackerstandorte und Grünlandflächen.

Probenart	Tiefe [cm]
Ackerland	0 – 20, 0 – 25 ^a
Ackerland, Minimalbodenbearbeitung	0 – 15
Grünland, Grasland	0 – 10, 4 – 10 ^b , 10 – 20
naturnahe Fläche, nicht oder extensiv genutzt, Park, Grünanlage	0 – 10, 10 – 20
Moor in Regeneration nach maschinellem Torfabbau	0 – 10, 10 – 20

^a Flächenbezogene Inventare wurden auf 0–20 cm gerechnet.

^b Dieser Tiefenabschnitt war nicht Bestandteil der vorliegenden Auswertung.

5.4.2. Vorbereitung und Analyse der Proben

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. Die so vorbereitete Probe wurde gammaspektrometrisch vermessen, wobei insbesondere die folgenden Nuklide zur Auswertung kamen: Cs-134, Cs-137, K-40. Als Detektor wurde im Labor der LUFA Nord-West ein Halbleiterdetektor aus hochreinem Germanium (HPGe High Purity Germanium, Canberra) verwendet. Um den Einfluss der Umgebungsstrahlung bei der Messung zu vermindern, ist der Detektor mit einer Abschirmung versehen. Hierzu ist der Detektor in einer Bleiabschirmung (10 cm) untergebracht. Die Bleiabschirmung ist zusätzlich mit einer 3-mm-Kupferwandung ausgekleidet, um die im Blei erzeugte Röntgenfluoreszenzstrahlung zu absorbieren. Zunächst erfolgt eine Energie-Kalibrierung mit Hilfe der Gammaenergien bekannter Nuklide eines Präparates. Im Labor der LUFA Nord-West wurde eine 10-Punkt-Kalibrierung mit einer Referenzlösung der Physikalisch-Technischen Bundesanstalt (PTB) Braunschweig vorgenommen. Anschließend wurden die Spektrallinien der in der Probe enthaltenen Stoffe mit denen des Standards verglichen. Hierbei zeigten die unterschiedlichen Nuklide charakteristische Energielinien.

Bei der Gammaspektrometrie hat die Geometrie der Proben eine besondere Bedeutung. Die Proben müssen in der gleichen Geometrie vorliegen, mit der das Gammaspektrometer kalibriert wird. Der von der LUFA Nord-West eingesetzte Standard der PTB befindet sich in einem 1-Liter-Marinelli-Becher. Das bedeutet, dass

alle Proben vor der Messung in einen 1-Liter-Marinelli-Becher eingewogen wurden.

Die Proben wurden so lange gemessen, dass für das Referenzradionuklid Co-60 eine Nachweisgrenze von 0,5 Bq/kg Frischmasse erreicht wurde. Damit ist sichergestellt, dass bereits geringfügige Veränderungen der Aktivitäten von Radionukliden erkannt werden (AVV IMIS 2006)

5.4.3. Berechnungsformeln

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.

Zerfallskorrektur

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

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 a; Cs-137: 30 a, K-40: 1,28*10⁹ a).

Alle Messwerte im vorliegenden Bericht wurden 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 – Um alle Daten vergleichen zu können, wurden sämtliche Messdaten auf den Zeitpunkt des höchsten radioaktiven Fallouts nach dem Tschernobyl-Unfall, dem 01.05.1986, zurückgerechnet.

Berechnung des Inventars

Unter dem Inventar eines Stoffes wird sein Gehalt oder Vorrat in einem bestimmten Kompartiment verstanden. In dieser Untersuchung wurde das Gesamtinventar einer BDF-Fläche in Bq/m² berechnet:

$$\text{Gesamtinventar [Bq/m}^2\text{]} = \text{Messwert [Bq/kg]} \cdot \text{Dichte [kg/m}^3\text{]} \cdot \text{Tiefenstufe [m]}$$

5.5. Ergebnisse

5.5.1. Verteilung der radioaktiven Belastung nach dem Tschernobyl-Unfall

Alle Cs-137-Inventare wurden zunächst auf das jeweilige Probenahmedatum zurückgerechnet, und anschließend erfolgte eine Zerfallskorrektur auf den 01.05.1986, um eine Vergleichbarkeit der einzelnen Messwerte zu erhalten. Nachfolgend wurde das Gesamtinventar der BDF-Flächen der Ackerstandorte und Grünlandflächen der Jahre 1991–2018 berechnet und betrachtet. Für die standortbezogene Auswertung wurden die Ergebnisse aus der Grund- und Wiederholungsinventur von jeweils vier Flächenproben je BDF zusammengefasst.

Ergebnisse der Ackerstandorte

Die Belastung der niedersächsischen Ackerstandorte mit Cs-137 am 01.05.1986 lag zwischen 1700 Bq/m² und 9300 Bq/m², siehe Abbildung 5.1.

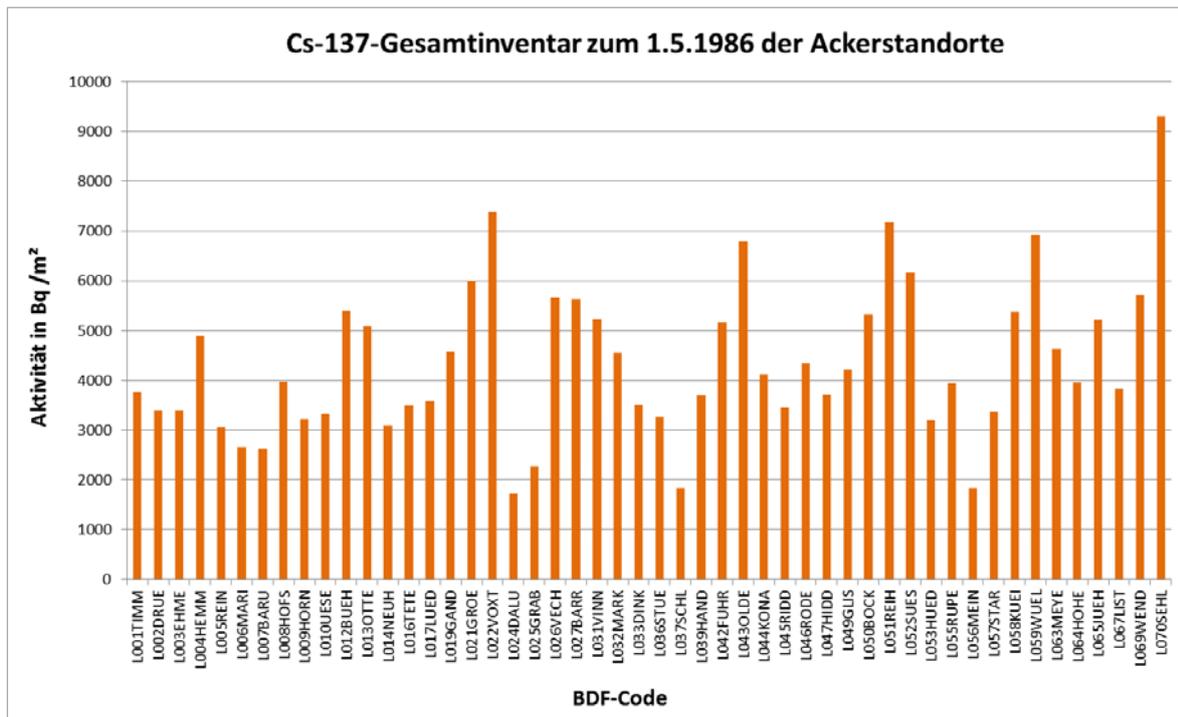


Abb. 5.1: Cs-137-Gesamtinventar der Ackerstandorte zum 01.05.1986.

Die niedrigste radioaktive Belastung wurde an den Standorten Dalumer Moor (Ackerland, Sandmischkultur aus Hochmoor, L024DALU) mit 1.717 Bq/m², Schladen (Ackerland, Minimalbodenbearbeitung, L037SCHL) mit 1.833 Bq/m² und Meinersen (Ackerland nach Spargelkultur, L056MEIN) mit 1.838 Bq/m² gefunden. Hier ist es zu einer Verringerung der radioaktiven Belastung gekommen. Die Sandmischkultur in L024DALU wurde 1978, d. h. vor dem Ereignis von Tschernobyl 1986, angelegt. Durch das Hochpflügen von Sand und Torf aus dem Untergrund sind möglicherweise sehr niedrige Ausgangswerte der radioaktiven Belastung erzeugt worden. Ähnliches gilt für den Standort L056MEIN, an dem, auch vor 1986, ein Tiefumbruch aus Podsol stattgefunden hat. Als weitere mögliche Ursache dafür kommen eine Auswaschung des Bodens oder eine Abreicherung des Bodens aufgrund der Cs-137-Aufnahme der Pflanzen, bedingt durch die landwirtschaftliche Nutzung, in Frage. Die höchsten Werte wurden am Standort Sehlde (L070SEHL) mit

9.308 Bq/m² gefunden. Da es sich um einen Überschwemmungsbereich der Innerste handelt, kann davon ausgegangen werden, dass am Oberlauf der Innerste höher belastetes Material abgetragen wurde und sich an dieser Stelle akkumuliert hat. Dadurch wurde eine höhere Schichtmächtigkeit der belasteten Fläche erzielt.

Am Standort Hüde (B053HUED) erfolgten Probenahmen sowohl in einer Tiefe von 0–15 cm als auch von 25–40 cm. Erwartungsgemäß wurden in der oberen Schicht mit 4605 Bq/m² die höheren Werte ermittelt. In der tieferen Schicht von 25–40 cm lässt sich nur noch eine radioaktive Belastung von 404 Bq/m² feststellen.

Ergebnisse der Grünlandflächen

Die Belastung an Cs-137 auf niedersächsischen Grünlandflächen lag zwischen 2.700 Bq/m² und 9.400 Bq/m², siehe Abbildung 5.2.

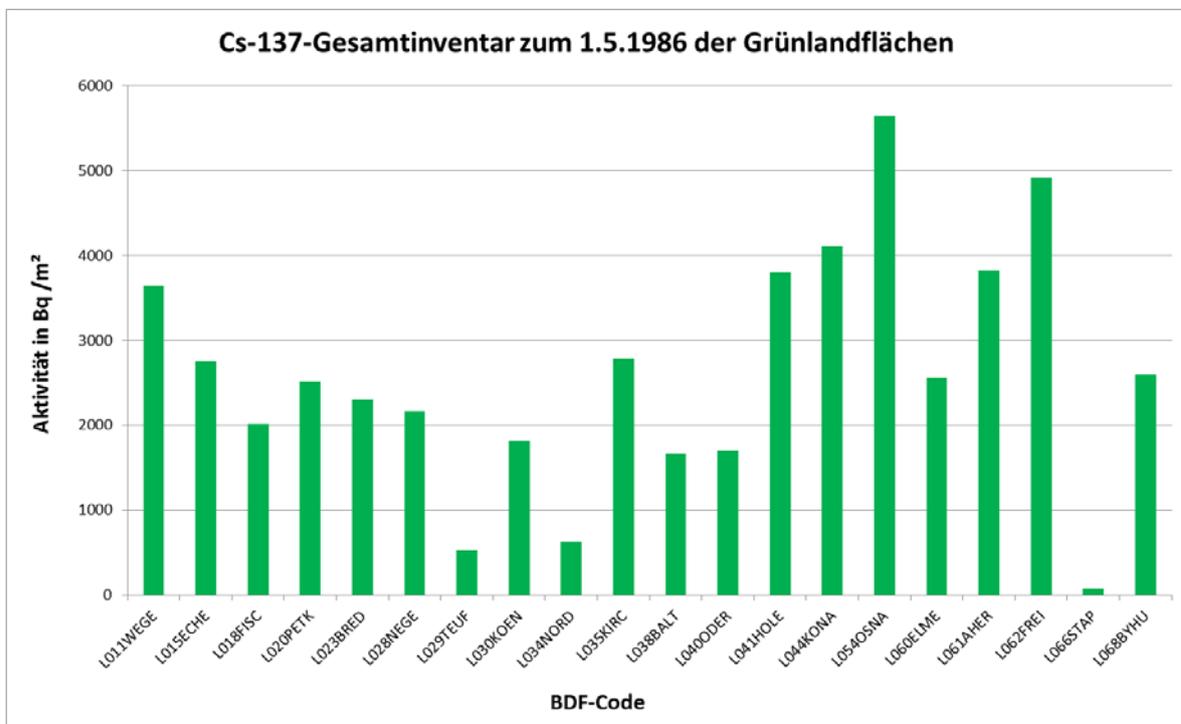


Abb. 5.2: Cs-137-Gesamtinventar der Grünlandflächen zum 01.05.1986.

Niedrige radioaktive Belastungen zeigten die Standorte Teufelsmoor (L029TEUF) mit 528 Bq/m² und Nordenham (L034NORD) mit 622 Bq/m². Die niedrigste Radioaktivität wurde am Standort Stapeler Moor (L066STAP) mit 76 Bq/m² ermittelt. Bei der L066STAP handelt es sich um ein Torfabbauggebiet (Moor in Regeneration nach maschinellem Torfabbau). Nach dem Tschernobyl-Unfall wurde die Oberfläche fortwährend abgetragen und somit auch sämtliche Aktivitäten an Cs-137. Es kann davon ausgegangen werden, dass fast das gesamte nach dem Tschernobyl-Unfall deponierte Cäsium abgetorft wurde und somit auf der Fläche nicht mehr nachweisbar ist. Bei den sorptionsschwachen Mooren, wie z. B. L029TEUF, können die niedrigen Cs-137-Werte auf eine Cs-Auswaschung zurückgeführt werden. Cs wird hier, analog dem K, im Vergleich zu Mineralböden deutlich eher ausgewaschen.

Die höchsten Werte für Cs-137 wurden an den Standorten Osnabrück (Park, Grünanlage, L054OSNA) mit 5.646 Bq/m² und Freiburg (Elbe) (L062FREI) mit 4.915 Bq/m² gefunden. Bei der Fläche L062FREI handelt es sich um einen Überschwemmungsbereich der Elbe, wodurch die erhöhten Werte resultieren.

5.5.2. Zeitlicher Verlauf der radioaktiven Belastung vom Tschernobyl-Unfall bis heute

Insgesamt wurden auf dem Gebiet der damaligen BRD 300 g Radiocäsium deponiert, was zu einer mittleren Flächenbelastung von etwa 5.000 Bq/m² geführt hat (BRÜCKMANN 1992; BRÜCKMANN, BRUMME & GRAVENHORST 1988). Die mittlere Belastung der BDF-L in Niedersachsen lag, ermittelt an den Inventuren 1991–2018, für die Grünlandflächen bei 2.500 Bq/m² und für die Ackerstandorte bei 4.500 Bq/m². Diese Werte sind zum einen niedriger als die theoretisch anzunehmende Grundbelastung der oben genannten 5.000 Bq/m², zum anderen aber auch niedriger als die vor zehn Jahren errechneten Mittelwerte (Datenbasis: Inventuren der Jahre 1991–2008) von etwa 6.000 Bq/m², sowohl für die Ackerstandorte als auch die Grünlandflächen. Dies lässt sich durch die fortschreitende landwirtschaftliche Nutzung der Flächen erklären, wodurch die radioaktive Belastung der Böden insgesamt abgenommen hat.

Dazu kommt, dass die radioaktive Belastung der Böden nicht einheitlich verteilt, sondern vielmehr vom damaligen Niederschlag beim Tschernobyl-Unfall abhängig war. Außerdem werden Ackerböden umgepflügt und enthalten unterschiedliche Anteile an Tonmineralien. Da die Probenahme zwangsläufig nicht immer an exakt der gleichen Stelle durchgeführt werden kann, ist demzufolge mit einer gewissen Inhomogenität der Proben und damit auch der Analysenergebnisse zu rechnen.

Dies ist auch der Grund, warum es schwierig ist, für die einzelnen BDF-Flächen Zeitreihen zu erstellen. Für jede einzelne BDF-Fläche ergeben sich über die Jahre 1991–2018 zum Teil schwankende Analysenergebnisse. Bei Betrachtung aller BDF-Flächen über diesen Zeitraum lässt sich trotz der Streuung der Messergebnisse tendenziell durchaus eine Abnahme der radioaktiven Belastung über die Jahrzehnte erkennen. Insbesondere lässt sich sowohl bei den Ackerböden als auch bei den Grünlandflächen erkennen, dass zum jetzigen Zeitpunkt mit 30 Jahren nach dem Tschernobyl-Unfall eine Halbwertszeit für Cs-137 verstrichen ist, siehe Abbildung 5.3 und 5.4. Alle Cs-137-Inventare wurden hier auf das jeweilige Probenahmedatum zurückgerechnet.

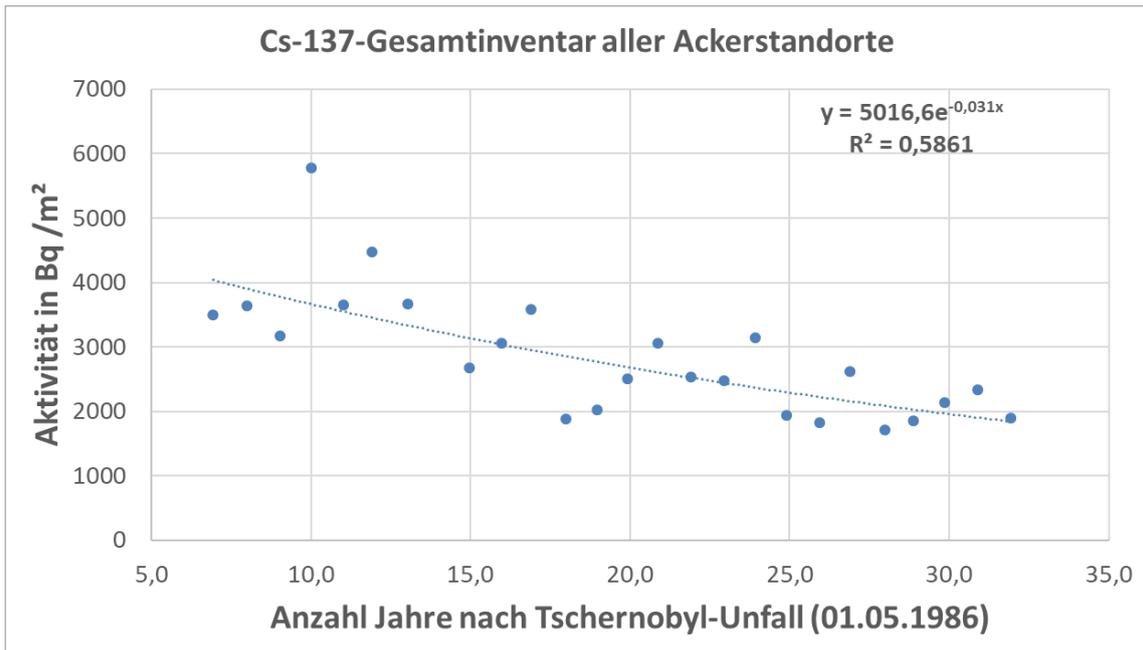


Abb. 5.3: Verlauf des Cs-137-Gesamtinventars aller Ackerstandorte seit dem 01.05.1986.

Direkt nach dem Tschernobyl-Unfall lässt sich im Mittel eine radioaktive Belastung von 5.017 Bq/m² feststellen. Entsprechend ist nach Ablauf einer Halbwertszeit von 30 Jahren bei

den letzten Inventuren die Aktivität von Cs-137 um etwa die Hälfte auf etwa 2.000–2.500 Bq/m² gesunken. Ähnliche Verläufe sind auch bei den Grünlandstandorten zu erkennen.

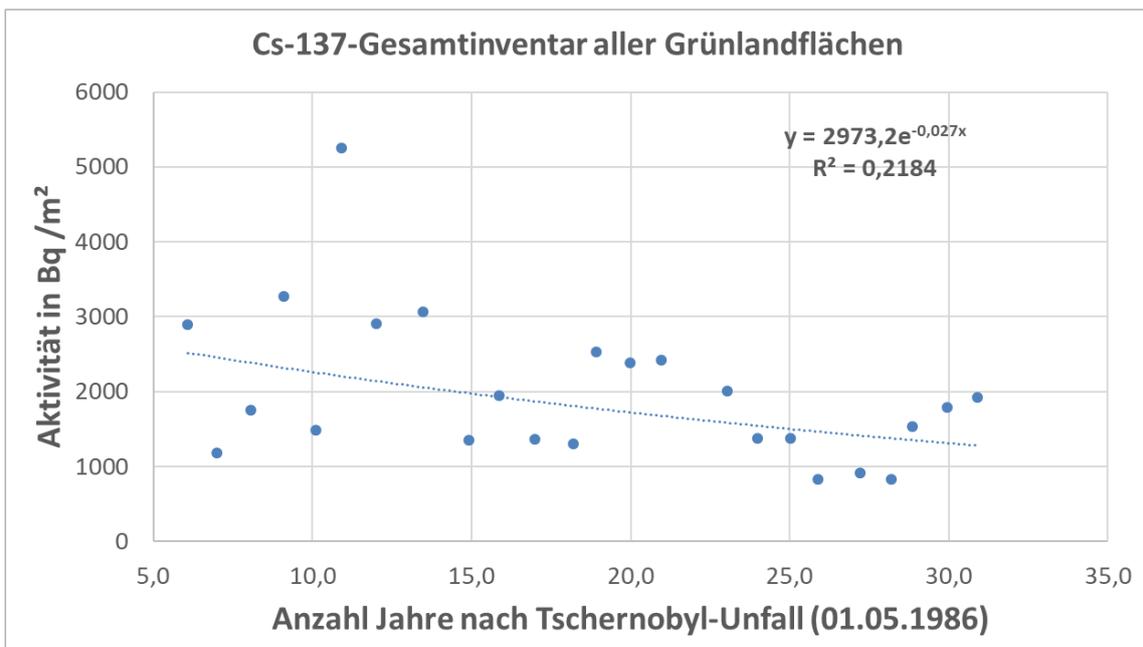


Abb. 5.4: Verlauf des Cs-137-Gesamtinventars aller Grünlandflächen seit dem 01.05.1986.

Die anfängliche Aktivität für Cs-137 von im Mittel 2.973 Bq/m² ist nach 30 Jahren auf etwa 1.000–1.500 Bq/m² gesunken.

Bei Betrachtung der Gesamtinventare für Cs-137 unter Zurückrechnung auf das jeweilige Probenahmedatum und einer Zerfallskorrektur auf den 01.05.1986 lässt sich erkennen, dass zusätzlich zum radioaktiven Zerfall von Cs-137 eine weitere Abnahme der radioaktiven Belastung zu beobachten ist, siehe Abbildung 5.5.

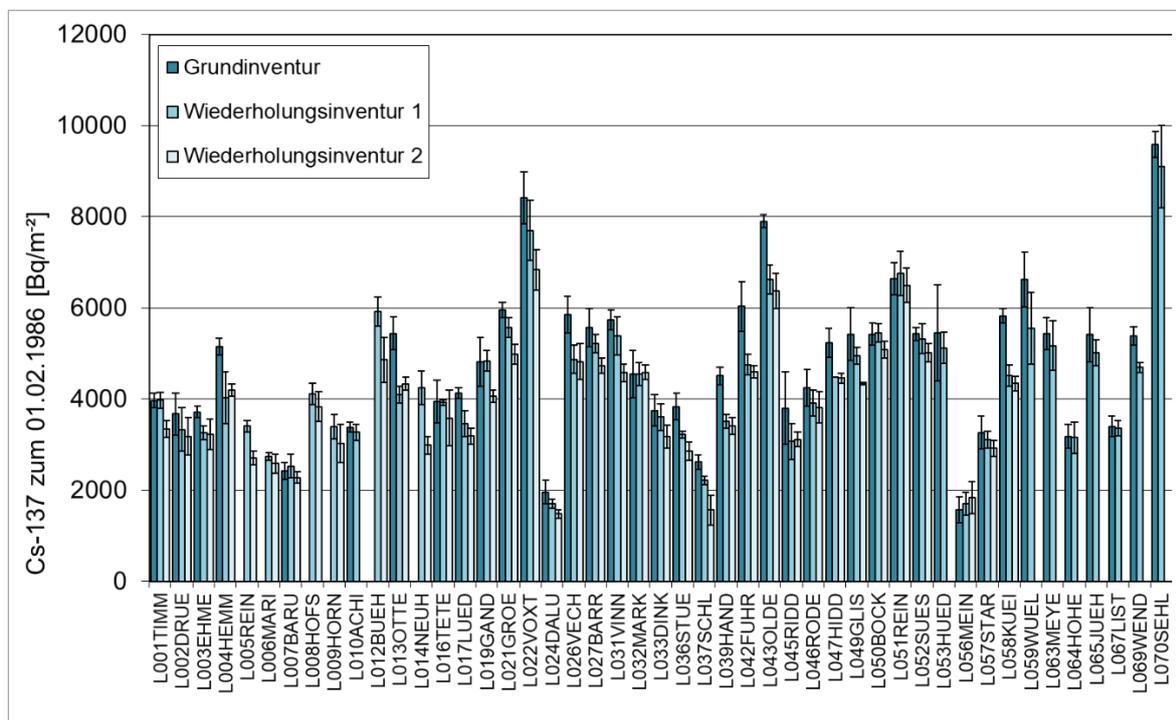


Abb. 5.5: Mittelwerte der Cs-137-Aktivitäten bei den einzelnen Inventuren (Ackerboden, 0–20 cm Tiefe).

Für die einzelnen BDF-Flächen ist gut zu erkennen, dass bei der Wiederholungsinventur 2 (2010–2018) eine deutlich niedrigere radioaktive Belastung feststellbar ist, als bei der ersten Wiederholungsinventur (2000–2010) und auch im Vergleich zur Grundinventur. Im Median lässt sich zwischen der 1. und der 2. Wiederholungsinventur eine Abnahme des Cs-137-Inventars von ca. 26 Bq/ha/Jahr feststellen.

Dies spiegelt sich insbesondere auch in den folgenden Grafiken (Abb. 5.6 und 5.7) wider. In der Abbildung 5.6 ist die Aktivität von Cs-137 der einzelnen BDF-Flächen, ermittelt in der Wiederholungsinventur 1 (WI 1), gegen die Aktivität, ermittelt bei der Grundinventur (GI), aufgetragen. Bei einer Steigung von 1 lägen über den gemessenen Zeitraum konstante radioaktive Belastungen der einzelnen BDF-Flächen vor. Ist die Steigung <1 , so hätte die Cs-137-Belastung abgenommen. Bei einer Steigung >1 gäbe es einen zusätzlichen Eintrag von Cs-137 nach dem Tschernobyl-Unfall. In der Abbildung 5.6 ist zu erkennen, dass trotz der starken Streuung mit einer Steigung von 0,8758 ein deutlicher abnehmender Trend bei den Cs-137-Aktivitäten zu beobachten ist.

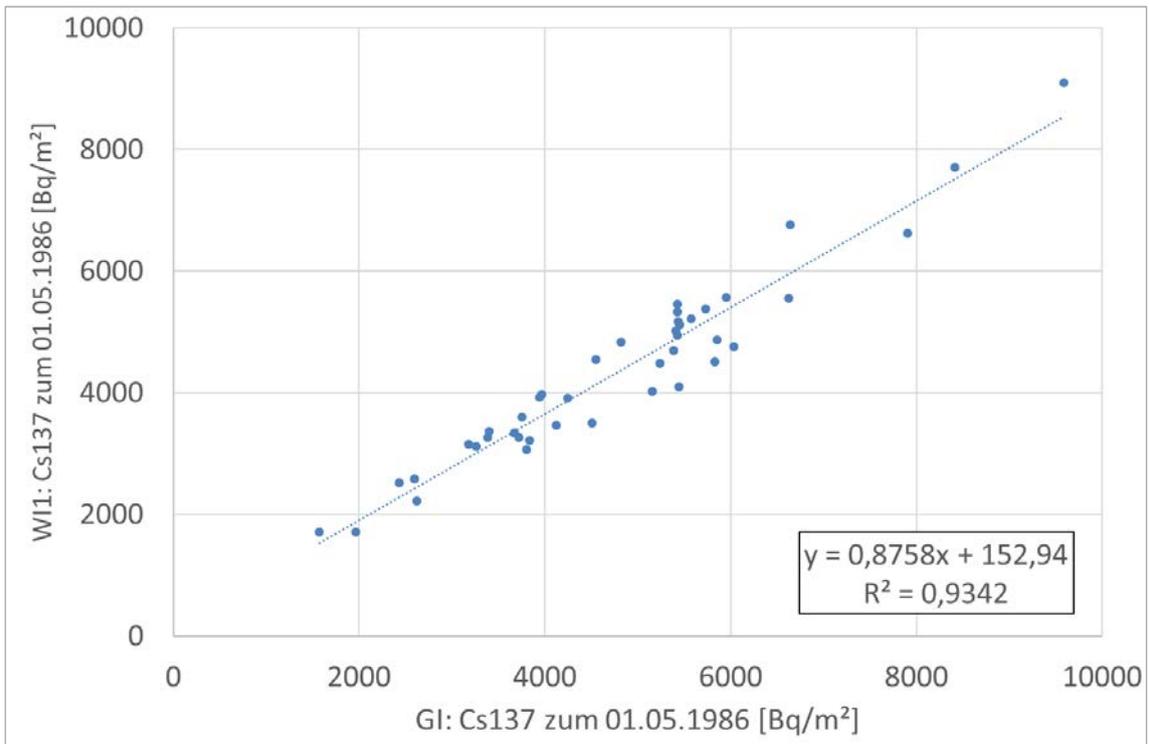


Abb. 5.6: Cs-137-Aktivitäten der WI 1 in Abhängigkeit zur GI (Ackerboden, 0–20 cm Tiefe).

Eine deutlich geringere Streuung der Messergebnisse und ein eindeutigerer Trend ergibt sich bei Auftragung der Ergebnisse aus der Wiederholungsinventur 2 gegen die Ergebnisse aus der Wiederholungsinventur 1, siehe Abbildung 5.7. Die Steigung der Trendlinie ist mit 0,9102 deutlich größer als die in Abbildung 5.6, zeigt aber immer noch, dass es zu einer Abnahme der radioaktiven Belastung der Böden im Laufe der Jahrzehnte kommt.

Ähnliche Tendenzen ließen sich auch bei den Untersuchungen der Grünlandflächen beobachten. Hier betragen die Steigungen WI 1/GI 0,9098 und WI 2/WI 1 0,8467 und geben damit Hinweise auf eine Abnahme der radioaktiven Belastung seit 1991. Bei den Grünlandflächen gibt es noch eine Besonderheit: Hier müssen die unterschiedlichen Probtiefen differenziert betrachtet werden. Die oben angegebenen Steigungen beziehen sich auf alle Probtiefen.

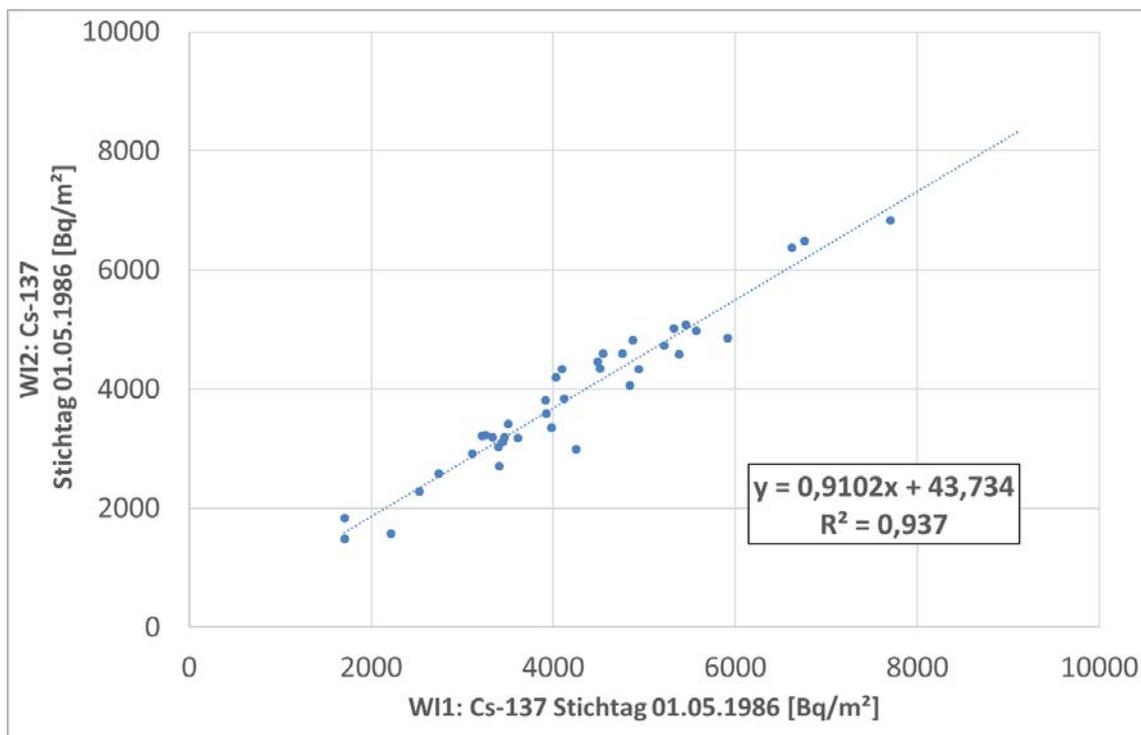


Abb. 5.7: Cs-137-Aktivitäten der WI 2 in Abhängigkeit zur WI 1 (Ackerboden).

Auch für die Grünlandflächen erfolgte die Betrachtung der Gesamtinventare für Cs-137 unter Zurückrechnung auf das jeweilige Probenahmedatum und einer Zerfallskorrektur auf den 01.05.1986. Hierbei lässt sich erkennen, dass eine Abnahme der radioaktiven Belastung in der oberen Schicht (0–10 cm) zu beobachten ist, siehe Abbildung 5.8, während dieser Effekt in der unteren Schicht (10–20 cm) nicht mehr erkennbar ist, siehe Abbildung 5.9.

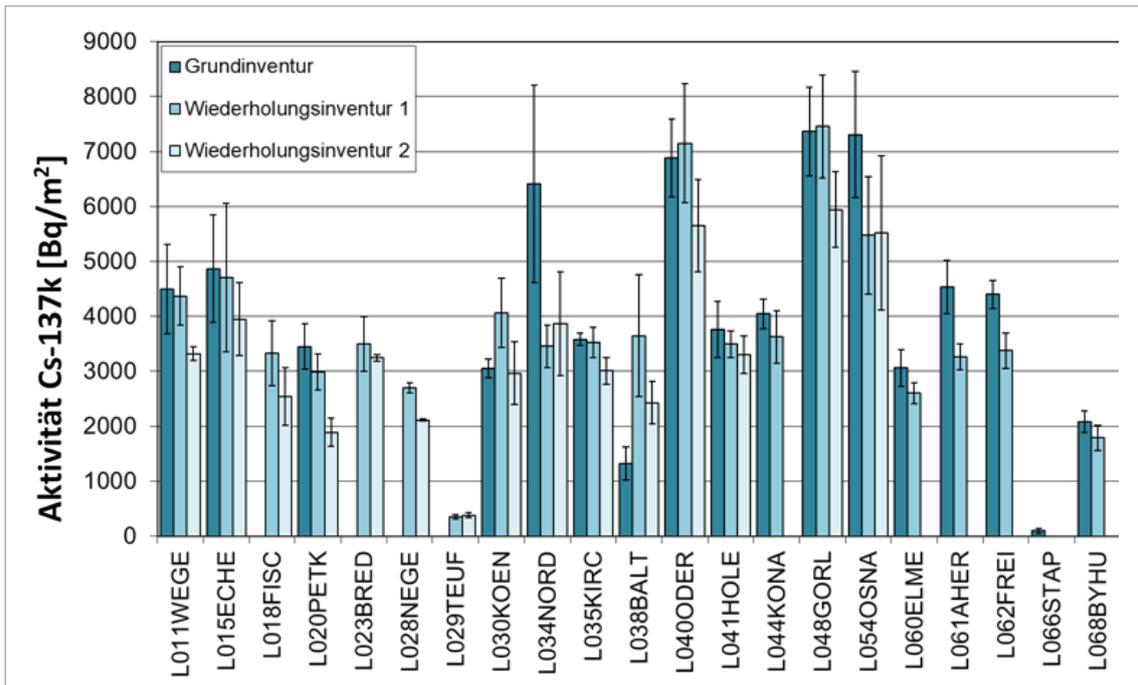


Abb. 5.8: Mittelwerte der Cs-137-Aktivitäten bei den einzelnen Inventuren (Grünlandflächen) in der Schicht 0–10 cm (nur Kirchdorf 0–20 cm; L035KIRC).

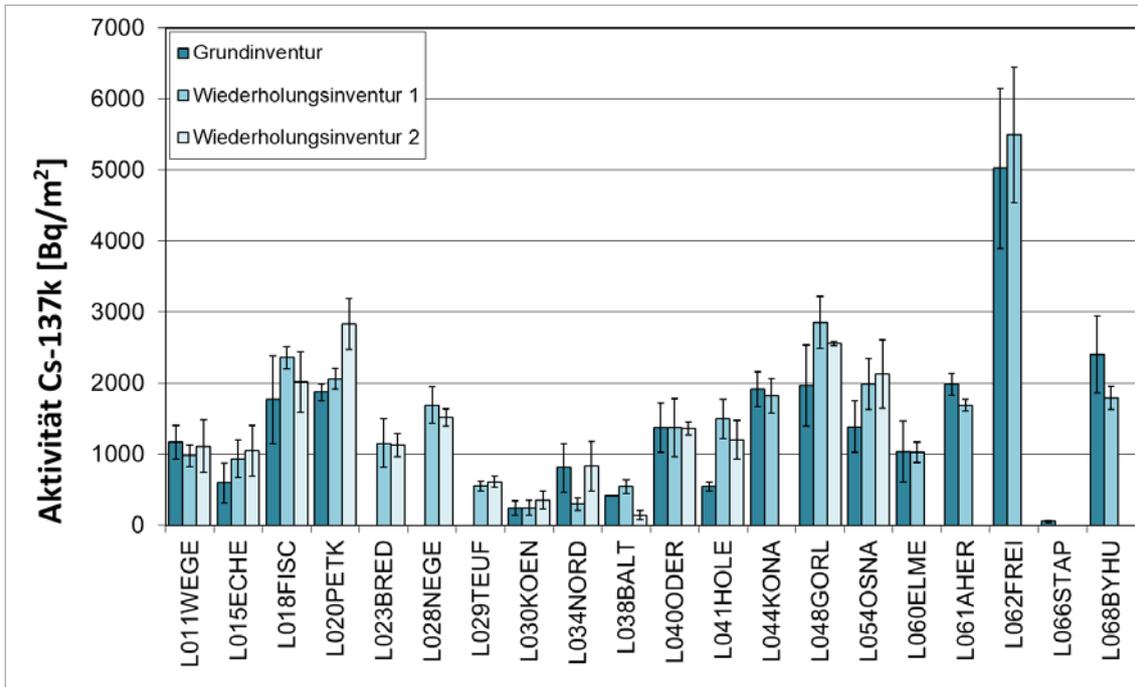


Abb. 5.9: Mittelwerte der Cs-137-Aktivitäten bei den einzelnen Inventuren (Grünlandflächen) in der Schicht 10–20 cm (nur Kirchdorf 0–20 cm; L035KIRC).

Eine Darstellung der Differenzen zwischen den jeweiligen Inventuren anhand von Boxplots verdeutlicht dieses Phänomen, siehe Abbildung 5.10 und 5.11. Danach nimmt die Cs-137-Aktivität in der Schicht 0–10 cm im Median (ohne L035KIRC) um $69 \text{ Bq m}^{-2} \text{ Jahr}^{-1}$ ab, während sie in der Schicht darunter aber im Mittel konstant bleibt. Es scheint also dementsprechend eine gewisse Tiefenverlagerung stattgefunden zu haben.

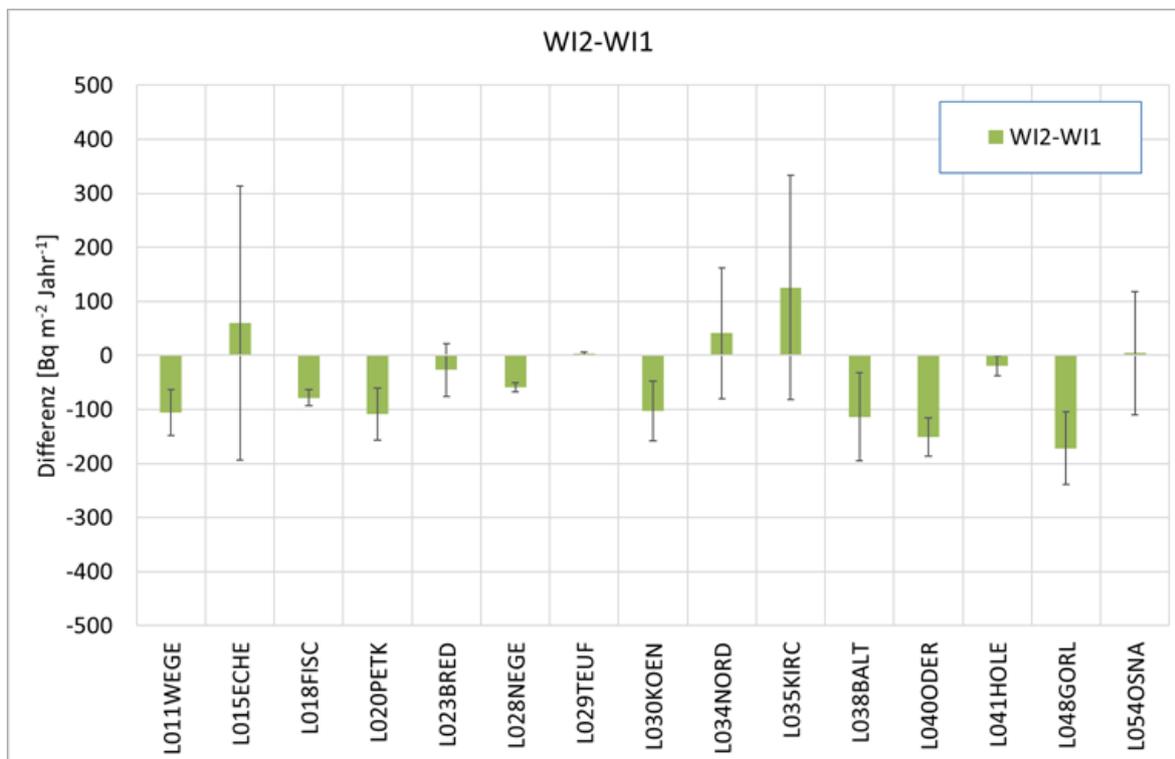


Abb. 5.10: Grünland: Veränderungen zwischen 2. Wiederholungsinventur – 1. Wiederholungsinventur in 0–10 cm nach BDF.

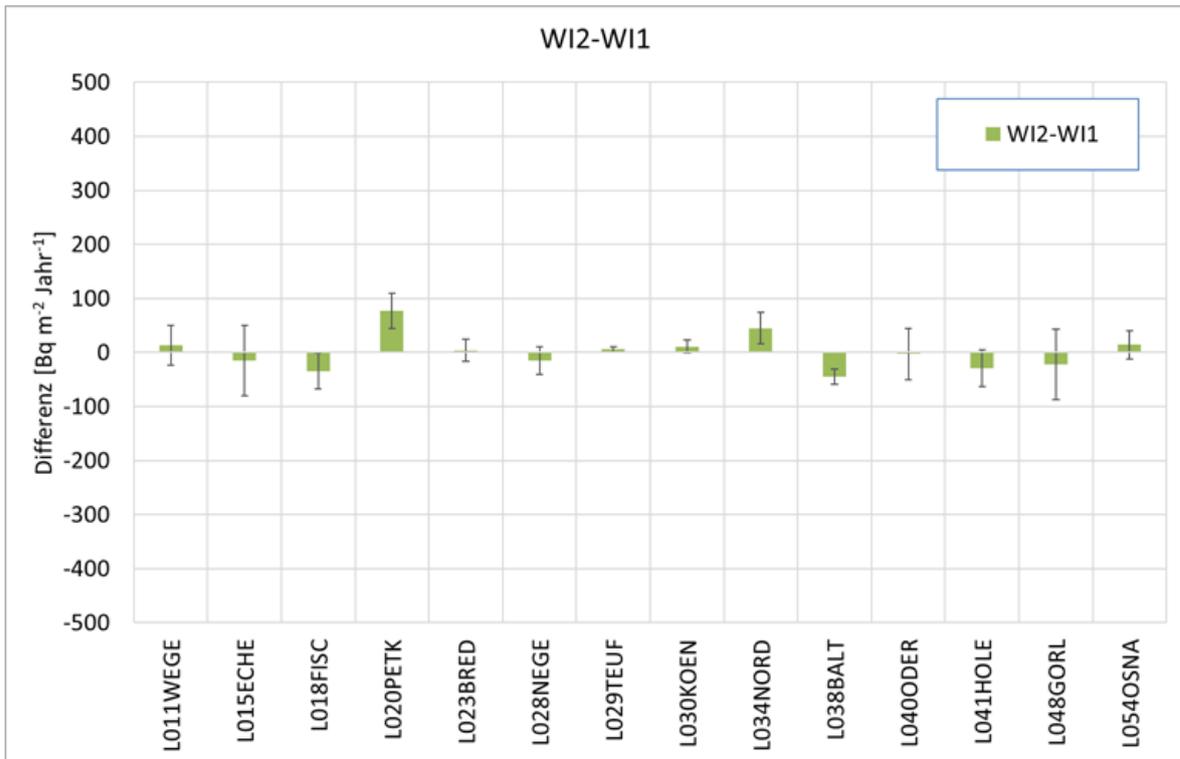


Abb. 5.11: Grünland: Veränderungen zwischen 2. Wiederholungsinventur – 1. Wiederholungsinventur in 10–20 cm nach BDF.

Möglicherweise liegt die Tiefenverlagerung der radioaktiven Belastung daran, dass die Grünlandflächen nicht umgepflügt werden und somit potenziell in den unteren Bereich der Ackerkrume verlagertes Material nicht wieder an die Oberfläche gebracht werden kann. Im Laufe der Zeit konnte so die an der Oberfläche deponierte Cs-137-Menge aufgrund von Witterungsbedingungen in den unteren Teil des Oberbodens, hier die Schicht in 10–20 cm Tiefe, einsickern.

5.6. Zusammenfassung

Anhand dieser Untersuchungen lässt sich feststellen, dass die radioaktive Belastung mit Cs-137 im Oberboden der BDF-L-Flächen seit dem Tschernobyl-Unfall abgenommen hat. Dies hängt vor allem mit dem radioaktiven Zerfall des Cs-137 zusammen. Zum jetzigen Zeitpunkt ist seit dem Tschernobyl-Unfall eine Halbwertszeit verstrichen. Eine Halbierung der ursprünglichen radioaktiven Belastung an Cs-137 lässt sich anhand dieser Ergebnisse gut belegen. Zudem

kann eine zusätzliche Abnahme der Cs-137-Aktivität in den Böden festgestellt werden. Als Grund hierfür kommen Cs-Auswaschungen der Böden je nach deren mineralischer Zusammensetzung in Frage. Bei sorptionsschwachen Mooren kann Cs im Vergleich zu Mineralböden deutlich eher ausgewaschen werden. Als weitere Ursache für eine Abreicherung des Bodens kann die Cs-137-Aufnahme der Pflanzen und die Abfuhr von Pflanzenmaterial mit der Ernte, bedingt durch die landwirtschaftliche Nutzung, angenommen werden. Da insgesamt die radioaktive Belastung an Cs-137 abgenommen hat, scheint es seit dem Tschernobyl-Unfall keinen bedeutsamen weiteren Cs-137-Eintrag von außen gegeben zu haben.

Verwendete Abkürzungen

- BDF: Bodendauerbeobachtungsflächen.
- Bq: Becquerel (Maßeinheit für die Aktivität eines Nuklids), 1 Bq entspricht einem radioaktiven Zerfall pro Sekunde.
- IMIS: Integriertes Mess- und Informationssystem für die Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt.
- MeV: Megaelektronenvolt.
- mSv: Millisievert (Maßeinheit für die Strahlendosis), beschreibt das biologische Strahlenrisiko.
- PBq: Petabecquerel, entspricht $1,0 \cdot 10^{15}$ Bq.

5.7. Literatur

- AVV IMIS (2006): Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum integrierten Mess- und Informationssystem zur Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt (IMIS) nach dem Strahlenschutzvorsorgegesetz, vom 13. Dezember 2006. – https://www.verwaltungsvorschriften-im-internet.de/bsvwwbund_13122006_RSII5114349.htm.
- BFS – BUNDESAMT FÜR STRAHLENSCHUTZ (2020): Integriertes Mess- und Informationssystem zur Überwachung der Radioaktivität – IMIS, <https://www.bfs.de/DE/themen/ion/notfall-schutz/bfs/umwelt/imis.html> (abgerufen am 17.04.2020).
- BORLEIN, M. (2011): Kerntechnik - Grundlagen. – 2. überarb. Aufl., 388 S.; (Vogel) [ISBN-13: 9783834332530].
- 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.
- FIELTIZ, U. (2001): Überprüfung von Ökosystemen nach Tschernobyl hinsichtlich der Strahlenbelastung der Bevölkerung. – Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben StSch 4206 im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: 1–65.
- 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, Teil 1: 1–44.
- HÖPER, H. & MEESENBURG, H. (2012): Das Bodendauerbeobachtungsprogramm. – GeoBerichte **23**: 6–18, 1 Abb., 1 Tab.; Hannover (LBEG).

- IAEA – INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY (1991): The international Chernobyl project. An overview. Assessment of radiological consequences and evaluation of protective measures. Report by an international advisory committee.
- KASEROUNI, A., MAIER, D. & SCHOLL, W. (1987): Caesium and strontium radioactivity in Baden-Württemberg as a result of the Chernobyl accident in relation to previous contamination. – VDLUFA Schriftenreihe **21**: 689–703.
- KORNBERG, H. A. (1961): The use of element-pairs in radiation hazard assessment. Health Phys. **6**: 46-62
- NELES, J. M. & PISTNER, C. (2012): Kernenergie – Eine Technik für die Zukunft?, Springer Vieweg Verlag
- SCHMIDBAUER, 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).
- STRLSCHG – STRAHLENSCHUTZGESETZ (2017): Gesetz zum Schutz vor der schädlichen Wirkung ionisierender Strahlung, vom 27. Juni 2017 (BGBl. I: 1966), das zuletzt durch Art. 5 Abs. 1 des Gesetzes vom 23. Oktober 2020 (BGBl. I: 2232) geändert worden ist. – <<https://www.gesetze-im-internet.de/strlschg/BJNR196610017.html>>.
- TYKVA, R. & BERG, D. (2004): Man-made and natural radioactivity in environmental pollution and radiochronology. – Environmental Pollution **7**: 1–395.
- UNSCEAR – UNITED NATIONS SCIENTIFIC COMMITTEE ON THE EFFECTS OF ATOMIC RADIATION (2000): 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. Bodenkundl. Ges. **76**: 469–472.
- WELLER, H. (1987): Natural and artificial radioactivity in soils and plants after Chernobyl. – VDLUFA-Schriftenreihe **21**: 719–729.
- ZIFFERO, M. (1988): A post-chernobyl view. – In: HARLEY, J. H., SCHNIDT, G. D. & SILINI, G. (eds.): Radionuclides in the food chain. – ILSI Monographs: 3–9; (Springer).

6. Schwermetallgehalte und -vorräte in Böden forstlich genutzter niedersächsischer Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF-F)

HEIKE FORTMANN & HENNING MEESENBURG

6.1. Einleitung

Schwermetalle werden aus der Luft in Waldböden eingetragen oder kommen in Gesteinen vor, aus denen sich die Böden entwickelt haben. Da sie nicht abgebaut werden können und i. d. R. keine Durchmischung durch Bodenbearbeitung stattfindet, verbleiben anthropogen eingetragene Schwermetalle aufgrund ihrer hohen Affinität zu organischer Substanz im Wesentlichen in der Humusaufgabe und im Oberboden. Regional gibt es große Unterschiede in der Belastung der Wälder mit Schwermetallen, so spielt z. B. die Nähe zu Straßen und Industrieanlagen eine Rolle. Vor Beginn der Industrialisierung waren in Niedersachsen nur wenige Gebiete, wie z. B. der Harz (Bergbau), anthropogen mit Schwermetallen belastet.

Mögliche kritische Belastungen von Böden mit Schwermetallen können anhand von Hintergrundwerten beurteilt werden. Der Hintergrundgehalt eines Bodens setzt sich aus dem geogenen Grundgehalt und der ubiquitären Stoffverteilung als Folge diffuser Einträge zusammen. Er ist als das 90. Perzentil der Gehalte gering belasteter Böden ausgewiesen. Höhere Gehalte werden auf eine anthropogene Ursache oder auf spezielle geogene Belastungen zurückgeführt. Für Niedersachsen sind Hintergrundwerte für verschiedene Substrate für Ober- und Unterböden sowie für Humusaufgaben unter Wald ausgewiesen (Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden; LABO 2017, BBODSCHV 1999).

Weiterhin sind Vorsorgewerte in der BBodSchV definiert, die nach ökotoxikologischen Aspekten abgeleitet sind. Vorsorgewerte grenzen für alle Wirkungspfade und Bodenverhältnisse Bereiche unbedenklicher Schadstoffkonzentrationen von Bereichen der Besorgnis des Entstehens einer schädlichen Bodenveränderung ab.

Im Rahmen des Niedersächsischen Bodendauerbeobachtungsprogramms wurden zwischen 1992 und 2018 auf 22 BDF unter Wald im Abstand von ca. zehn Jahren Bodeninventuren durchgeführt und die Schwermetalle Blei (Pb), Cadmium (Cd), Kupfer, Zink, Kobalt, Chrom und Nickel bestimmt, so dass derzeit (2020) von allen Flächen mindestens zwei und von 17 Flächen sogar drei Inventuren vorliegen. Die Messwerte für den Mineralboden können erst ab 2009 für alle Flächen vergleichend ausgewertet werden, da erst ab diesem Zeitpunkt mit analytischen Verfahren nach den Vorgaben der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung 1999 (BBODSCHV) gemessen wurde. In der Humusaufgabe wurden die Schwermetallgehalte über den gesamten Zeitraum mit Verfahren ermittelt, die mit den für die BBodSchV angewendeten Verfahren konform sind, so dass ein Vergleich mit Hintergrund- und Vorsorgewerten möglich ist. Anhand von Cadmium und Blei, die aufgrund ihrer vergleichsweise hohen Toxizität und ihrer umweltpolitischen Relevanz von besonderem Interesse sind, werden zeitliche Veränderungen und räumliche Muster sowie mögliche Überschreitungen von Hintergrund- und Vorsorgewerten beschrieben. Weiterhin wird untersucht, ob eine Tiefenverlagerung der Schwermetalle feststellbar ist. Hinweise zur Probenahme sind bei HÖPER & MEESENBURG (2012) zu finden.

6.2. Ergebnisse

6.2.1. Gehalte in der Humusauflage

Die Hintergrundwerte für Humusauflagen von Waldböden werden für Cadmium mit 0,85 mg/kg und für Blei mit 117 mg/kg angegeben. Diese Werte werden für Cadmium auf den BDF-F im Harz und auf F015DREI, einem Niedermoorstandort, überschritten (Abb. 6.1). Für Blei fallen die BDF-F in den höheren Lagen (Hils, Solling, Harz) mit z. T. mehr als zehnfachen Überschreitungen dieses Wertes auf (Abb. 6.2).

Der Vergleich unmittelbar benachbarter Bestände mit Nadelbaum- (Fichte oder Kiefer) bzw. Laubbaumbestockung (Buche oder Eiche) verdeutlicht den Effekt der Bestandeseigen-

schaften auf die Höhe der Belastung. Bei den BDF-F Ehrhorn Eiche und Kiefer (F002EHEI, F012EHKI) und den BDF-F Solling Buche und Fichte (F006SLB1, F007SLF1) (Abb. 6.1 u. 6.2) sind die Gehalte beider Elemente in der Humusauflage der BDF-F mit Nadelbäumen höher, da Nadelbäume aufgrund ihrer ganzjährigen Benadelung mehr Cadmium und Blei aus der Luft auskämmen als Laubbäume. Weiterhin weisen BDF-F im niedersächsischen Tiefland mit Laubbäumen (F002EHEI, F013GDEI, F014HEEI) vergleichsweise niedrigere Gehalte als Flächen mit Nadelbäumen (F021AUKI, F012EHKI, F004FUKI, F001WEFI, F010WIFI) auf. BDF-F in Mittelgebirgslagen sind aufgrund höherer Niederschläge und häufigerer Nebellagen (Solling, Hils, Harz) insgesamt wesentlich höher belastet als BDF-F im Tiefland.

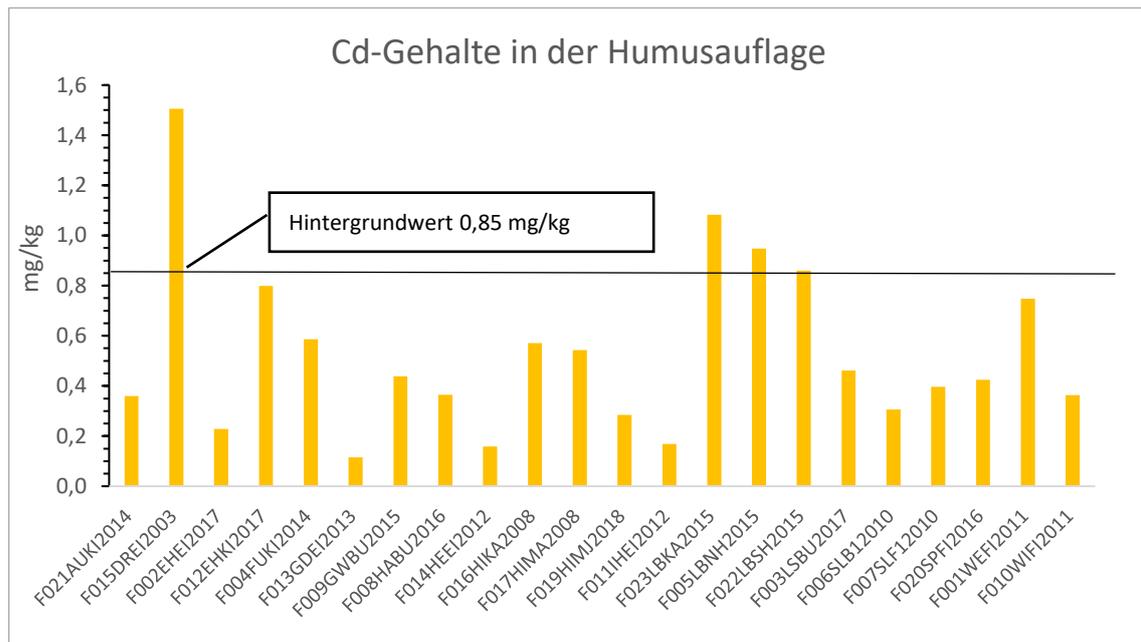


Abb. 6.1: Cadmium-Gehalte in der Humusauflage (dargestellt ist jeweils die letzte Inventur).

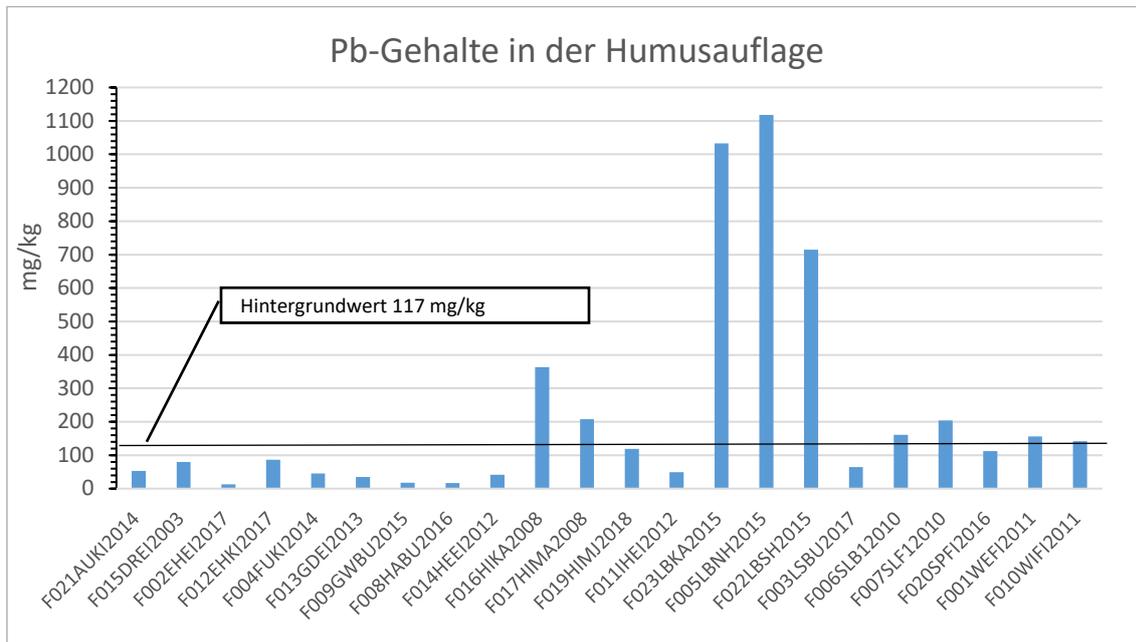


Abb. 6.2: Blei-Gehalte in der Humusauflage (dargestellt ist jeweils die letzte Inventur).

6.2.2. Veränderung der Vorräte in der Humusauflage

Inwieweit sich die Cadmium- und Bleivorräte verändert haben, kann für die Humusauflage über den Zeitraum 1992–2018 betrachtet werden (Abb. 6.3 u. 6.4). In den ca. 20jährigen Zeiträumen ist in keinem Fall eine Zunahme der Cd- und Pb-Gehalte zu verzeichnen, was sicherlich eine positive Folge umweltpolitischer Maßnahmen ist. Auch spiegelt sich die größere Mobilität von Cadmium im Vergleich zu Blei darin wider, dass die Cd-Vorräte der 3. Inventur häufig deutlich unter denen der 1. Inventur liegen (Abb. 6.3, Werte unterhalb der 1:1-Linie) während sie beim Pb eher in gleicher Größenordnung zu finden sind (Abb. 6.4, Werte auf der 1:1-Linie). Da Schwermetalle nicht von Pflanzen aktiv aufgenommen werden, kommt für die Abnahme in der Humusauflage nur eine Verlagerung in den Mineralboden in Frage.

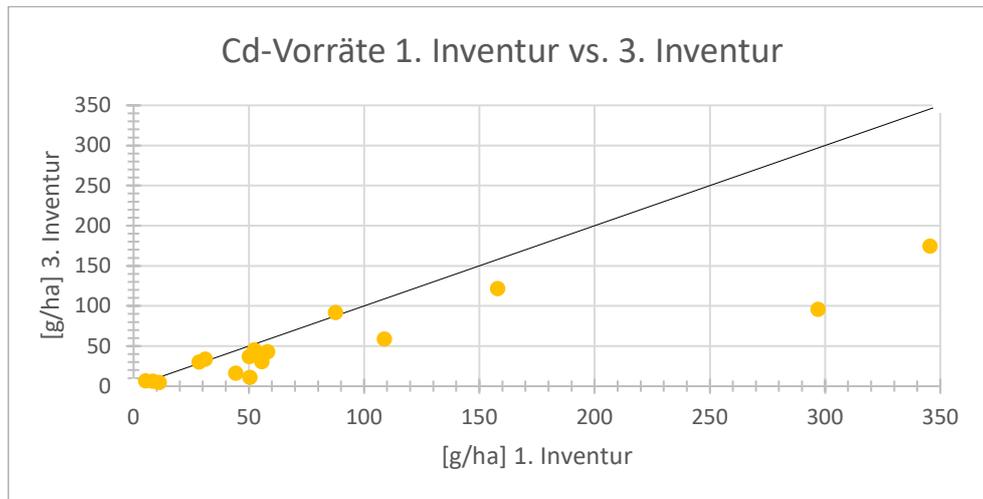


Abb. 6.3: Cadmium-Vorräte in der Humusauflage von BDF-F zum Zeitpunkt der 1. und 3. Inventur. Die Linie stellt die 1:1-Beziehung bei potenziell gleichen Werten zu beiden Inventuren dar.

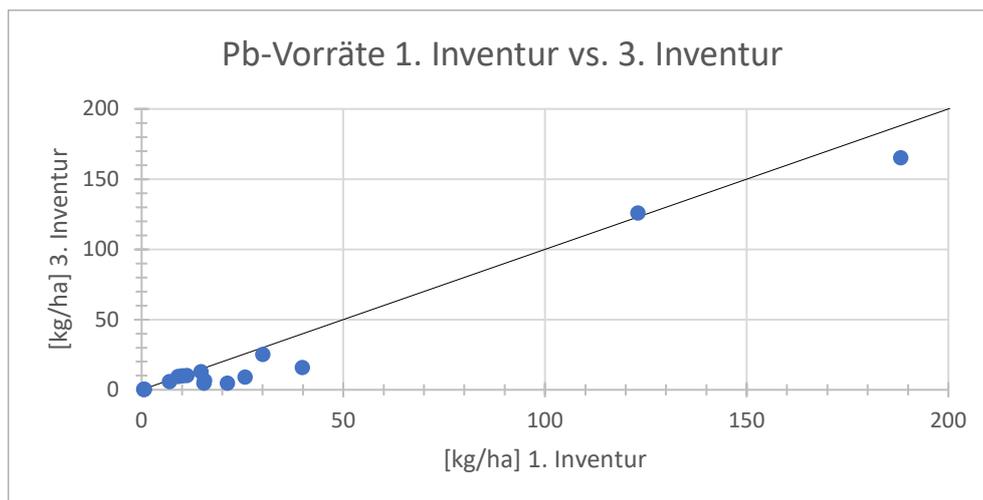


Abb. 6.4: Blei-Vorräte in der Humusauflage von BDF-F zum Zeitpunkt der 1. und 3. Inventur. Die Linie stellt die 1:1-Beziehung bei potenziell gleichen Werten zu beiden Inventuren dar.

6.2.3. Gehalte im Mineralboden

Die Hintergrundwerte für Oberböden (Abb. 6.5 u. 6.6) liegen in der gleichen Größenordnung wie die Vorsorgewerte der BBodSchV. Diese betragen für Cadmium 0,4 mg/kg für Sandböden und 1 mg/kg für Lehm- und Schluffböden. Für Blei sind Vorsorgewerte von 40 mg/kg für Sandböden, 70 mg/kg für Lehm- und Schluffböden und 100 mg/kg für Tonböden ausgewiesen. Die Hintergrundwerte für Böden unter Wald betragen für Cd 0,4 mg/kg für Oberböden über

Sand und Sandstein und 1,1 mg/kg für Oberböden über Kalkstein. Für Blei sind Werte von 89 mg/kg (Sand), 96 mg/kg (Kalkstein) und 180 mg/kg (Sandstein) für Oberböden verzeichnet (LABO 2017).

Für Cadmium werden die Hintergrundwerte für Oberböden in keinem Fall überschritten, berücksichtigt man, dass das Substrat der BDF-F F009GWBU Kalkstein ist.

Bei Blei liegen die Messwerte für die drei BDF-F im Harz über den höchsten Hintergrundwerten für Oberböden und auch über den Vorsorgewerten der BBodSchV (nicht grafisch dargestellt) was auf geogene Ursachen und den Bergbau schwermetallhaltiger Erze in dieser Region zurückzuführen ist.

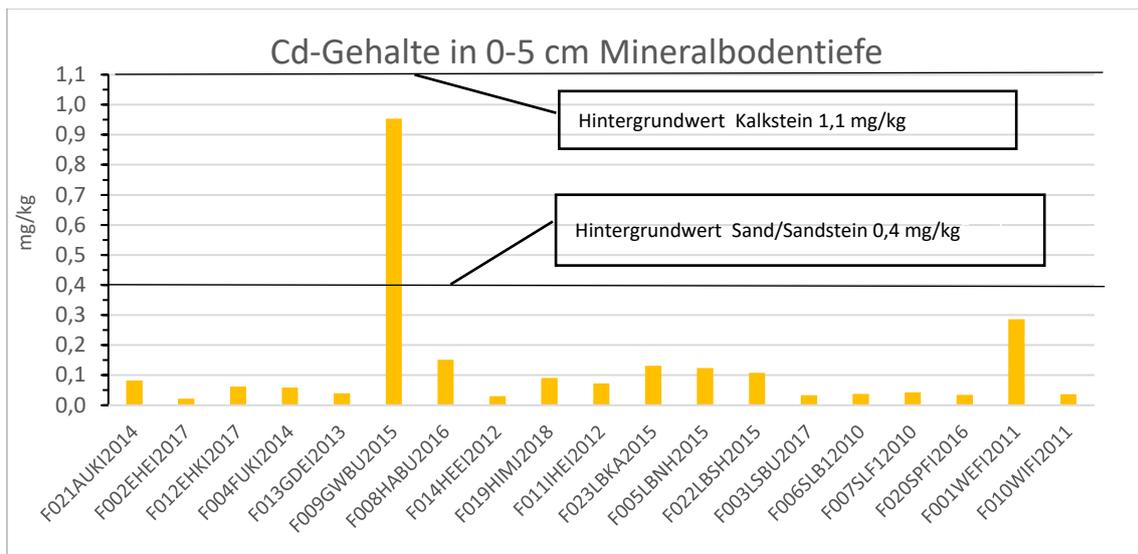


Abb. 6.5: Cadmium-Gehalte im Oberboden (0–5 cm) von BDF-F (Königswasseraufschluss). Hintergrundwerte für Sand bzw. Sandstein und Kalkstein sind angegeben.

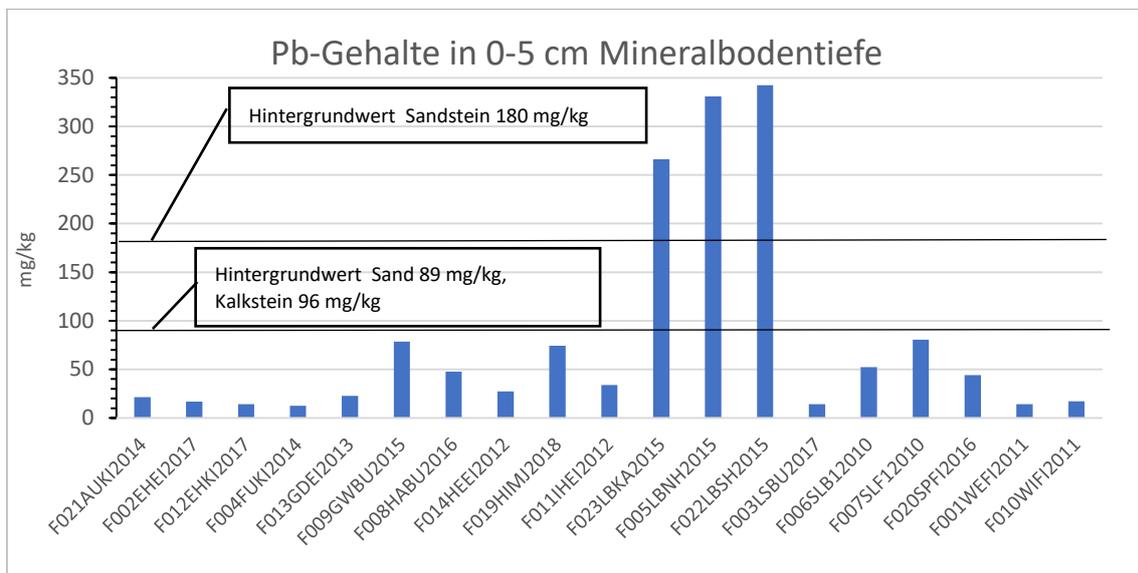


Abb. 6.6: Blei-Gehalte im Oberboden (0–5 cm) von BDF-F (Königswasseraufschluss). Hintergrundwerte für Sandstein, Sand und Kalkstein sind angegeben.

6.2.4. Vorräte in der Humusauflage und im Mineralboden bis 1 m Tiefe

Die Cadmium- und Bleivorräte im Mineralboden, die insbesondere im Unterboden vor allem geogenen Ursprungs sind, sind sehr unterschiedlich (Abb. 6.7 u. 6.8). So fallen die BDF-F

F009GWBU und F008HABU durch vergleichsweise hohe Cadmium- und erhöhte Bleivorräte, die Flächen im Harz (F0023LBKA, F005LBNH, F022LBSH) und die Fichtenfläche im Solling (F007SLF1) durch hohe Bleivorräte im Mineralboden auf (Abb. 6.8). Die Flächen im Harz haben zudem hohe Blei- und Cadmiumvorräte in der Humusauflage (Abb. 6.7 u. 6.8).

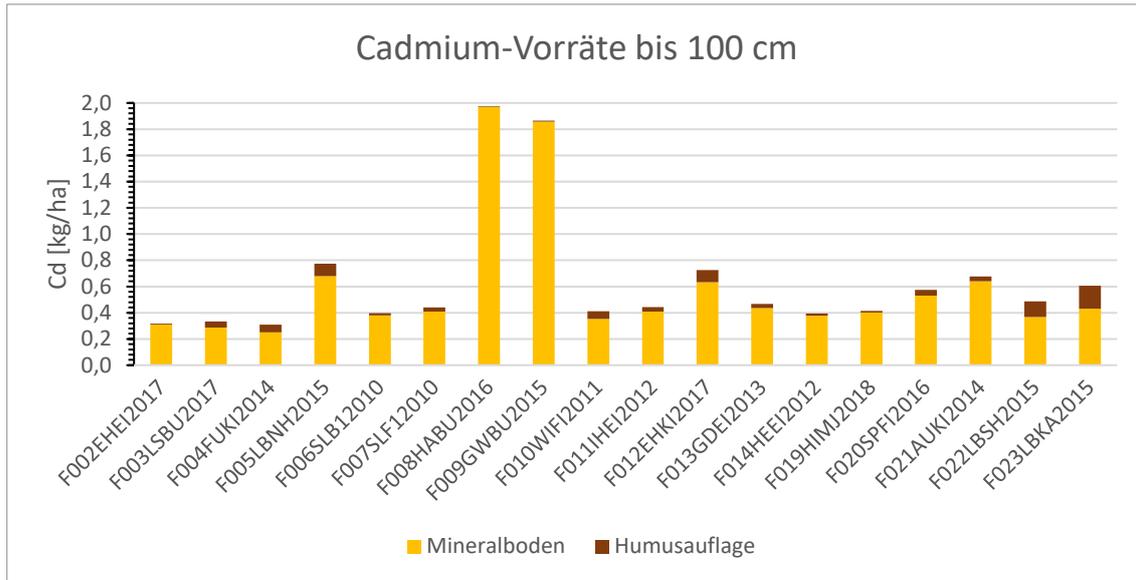


Abb. 6.7: Cadmium-Vorräte im der Humusauflage und im Mineralboden (Königswasseraufschluss; dargestellt ist jeweils die letzte Inventur).

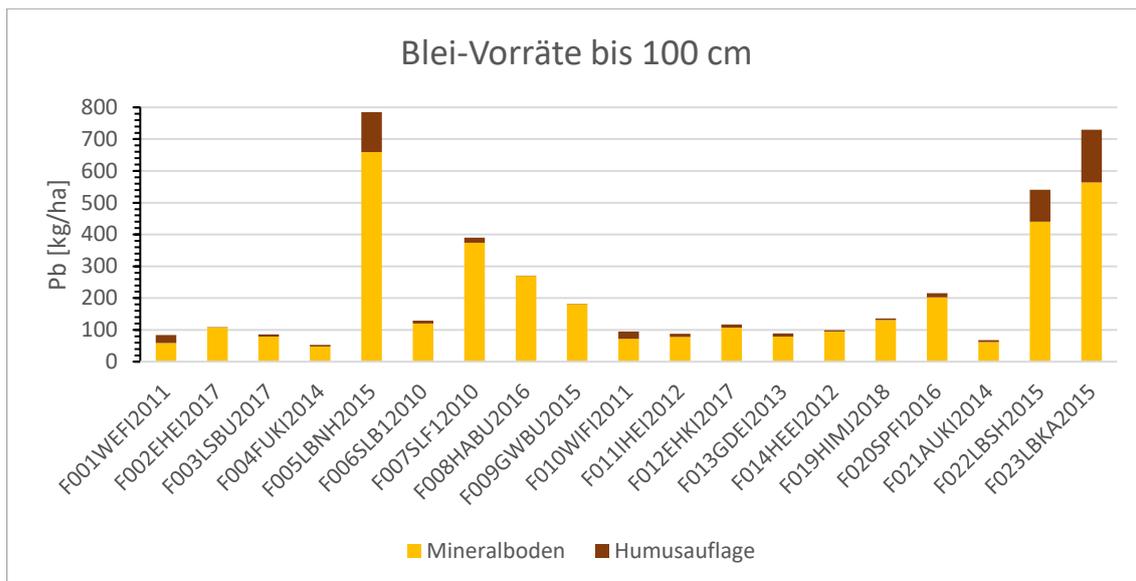


Abb. 6.8: Blei-Vorräte im der Humusauflage und im Mineralboden (Königswasseraufschluss; dargestellt ist jeweils die letzte Inventur).

6.2.5. Verlagerung in den Unterboden

Die Mobilität von Schwermetallen ist von ihrer Löslichkeit, dem pH-Wert, dem Gehalt an organischer Substanz im Boden sowie der Bodenart abhängig. Sie nimmt mit steigendem pH-Wert ab, wobei die Löslichkeit von Cadmium größer als die von Blei ist. Da Schwermetalle außerdem von organischer Substanz gebunden werden, sind die über den Luftweg eingetragenen Schwermetalle im Wesentlichen im Oberboden und in der Humusaufgabe zu finden (Abb. 6.9–6.14).

Um eine mögliche Verlagerung in den Unterboden zu untersuchen, wurden die BDF-F (F021AUKI, F002EHEI (nur Pb), F009GWBU, F023LBKA (2009 u. 2015) und F003LSBU (nur Pb)) analysiert, für die jeweils zwei Inventuren im Abstand von ca. zehn Jahren bis zu einer Bodentiefe von 100 cm verfügbar sind. Bei den BDF-F F021AUKI, F002EHEI und F003LSBU handelt es sich um schwach bindige Böden mit hohem Sandanteil, bei F009GWBU und F023LBKA um flachgründige stärker bindige Böden. Der Boden von F009GWBU weist pH-Werte über 6 auf, während die Böden der anderen BDF-F insbesondere im Oberboden mit pH-Werten unter 4 und geringer Basensättigung stark versauert sind.

Da für Cadmium nur für drei Flächen (F023LBKA 2009 u. 2015, F021AUKI 2003 u. 2014, F009GWBU 2004 u. 2015) Tiefenprofile bis in 1 m Tiefe vorliegen, ist die Datengrundlage, um die Verlagerung von Cadmium im Boden zu beurteilen, sehr dünn. Die Streuung der Messwerte im Boden der Fläche F021AUKI ist zudem sehr hoch (Abb. 6.9), was eine Interpretation schwierig macht. Für die Fläche F009GWBU mit hohen geogenen Cadmiumgehalten im Mineralboden (Abb. 6.7) und sehr geringen Vorräten in der Mull-Auflage ist ebenfalls keine Aussage möglich. Lediglich für die Fläche F023LBKA ist eine Abnahme in 0–5 cm Tiefe erkennbar, die für diese Tiefenstufe signifikant ist (Abb. 6.10), obwohl zwischen den zwei Inventuren nur sechs Jahre liegen. Eine Tendenz zur Zunahme ist im Sandboden (F021AUKI) bis 40 cm und im bindigeren Boden (F023LBKA) bis 20 cm Tiefe zu erkennen. Im weiteren Tiefenverlauf des Unterbodens ist keine Veränderung zu verzeichnen (Abb. 6.9 u. 6.10).

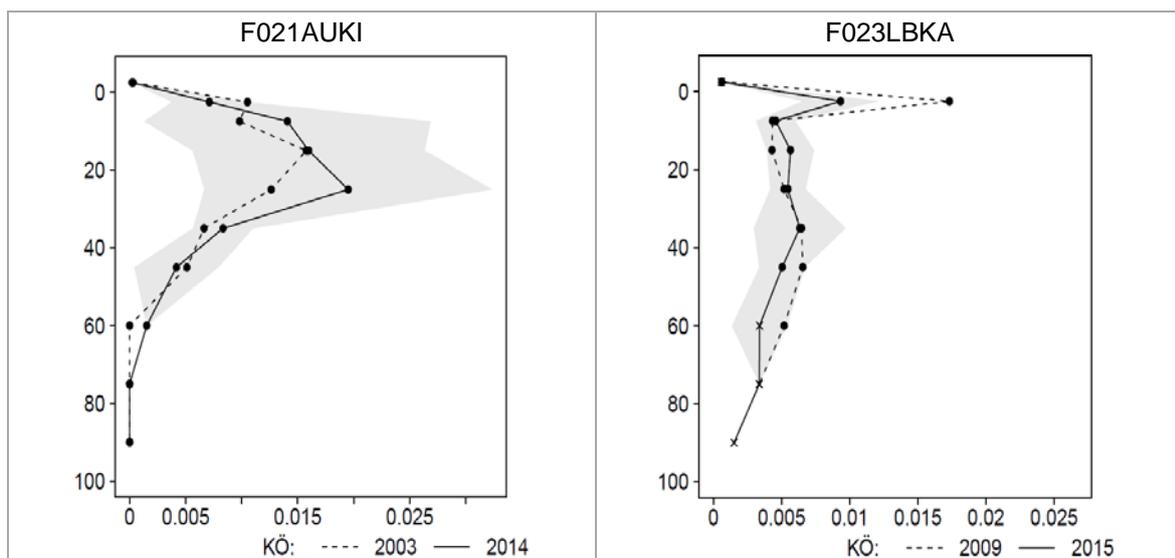


Abb. 6.9 und 6.10: Cadmium-Vorräte in kg/ha/cm bis 100 cm Bodentiefe für F021AUKI und F023LBKA. Die grau hinterlegte Fläche gibt die Streuung für die jeweilige Tiefenstufe für die letzte Inventur wieder.

Für Blei können für alle untersuchten BDF-F nur geringe Veränderungen des Tiefenprofils festgestellt werden (Abb. 6.11–6.14). Dies steht im Einklang mit den Ergebnissen des Vergleichs der Bleivorräte in der Humusaufgabe der ca. 20 Jahre auseinanderliegenden Inventuren (Abb. 6.4).

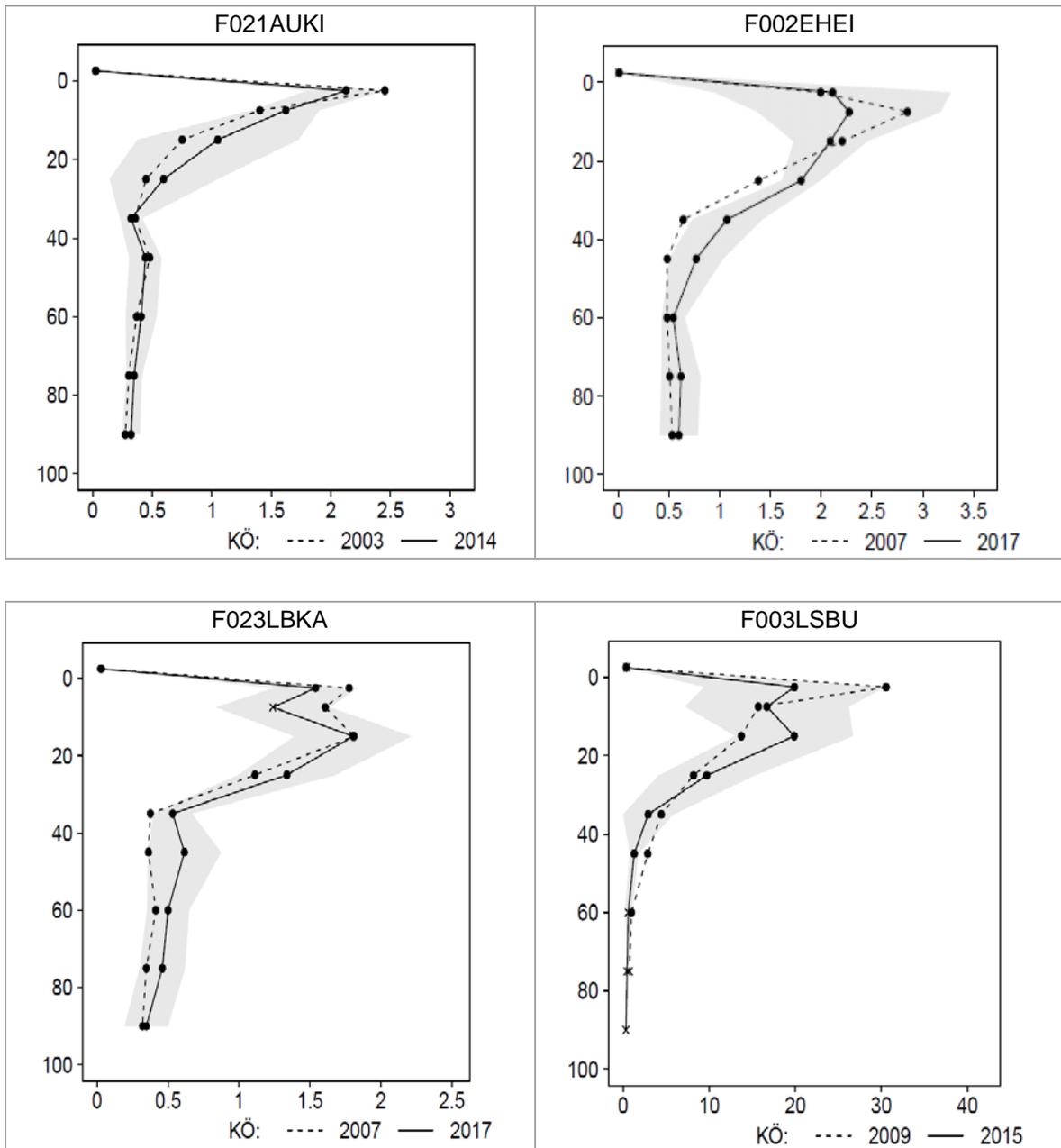


Abb. 6.11–6.14: Blei-Vorräte in kg/ha/cm bis 100 cm Bodentiefe für F021AUKI, F002EHEI, F023LBKA und F003LSBU. Die grau hinterlegte Fläche gibt die Streuung für die jeweilige Tiefenstufe für die letzte Inventur wieder.

6.3. Zusammenfassung

Für Cadmium werden die Hintergrundwerte in der Humusauflage für die Flächen im Harz aufgrund der dort insgesamt vergleichsweise hohen geogenen Schwermetallbelastung und der Bergbauaktivität in der Vergangenheit sowie in einem Moorboden (F015DREI) überschritten. Die Hintergrundwerte für Oberböden (0–5 cm) werden in keinem Fall überschritten.

Für Blei werden die Hintergrundwerte in der Humusauflage der Flächen in größerer Höhe im Harz erheblich, im Hils und im Solling geringfügig überschritten. Für Oberböden werden sowohl die Hintergrund- als auch die Vorsorgewerte der BBodSchV, insbesondere in der Kammlage des Harzes z. T. erheblich überschritten. Die Gehalte der Oberböden aller anderen Flächen liegen unter diesen Grenzwerten.

Die Gehalte in der Humusauflage und im Oberboden sind in keinem Fall angestiegen, was auf die deutlich gesunkenen Cadmium- und Bleieinträge seit Inkrafttreten des BENZINBLEIGESETZES (1971) und des BUNDES-IMMISSIONSCHUTZGESETZES (1974) zurückzuführen sein dürfte.

Bei unmittelbar benachbarten Flächen mit Laubbaum- bzw. Nadelbaumbestockung wurden höhere Blei- und Cadmium-Konzentrationen in der Humusauflage der mit Nadelbäumen bestandenen Flächen gefunden, da diese aufgrund ihrer ganzjährigen Benadelung im Verlauf der vergangenen Jahrzehnte mehr Schwermetalle aus der Luft auskämmen konnten.

Über den Luftweg eingetragenes Cadmium und Blei verbleibt aufgrund der hohen Affinität von Schwermetallen zu organischer Substanz im Wesentlichen in der Humusauflage und im Oberboden.

Eine Verlagerung in den Unterboden konnte für Flächen mit vergleichbaren Wiederholungsmessungen nicht beobachtet werden. Dennoch kann ein Austrag mit dem Sickerwasser ins Grundwasser insbesondere für Cadmium nicht ausgeschlossen werden (s. Kap. 14).

6.4. Literatur

- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (2011): Hintergrundwerte von anorganischen und organischen Schadstoffen in Böden Bayerns. – Augsburg (LfU); <https://www.lfu.bayern.de/boden/hintergrundwerte/doc/hintergrundwert_umweltspezial.pdf>.
- BENZINBLEIGESSETZ – BZBLG (1971): Benzinbleigesetz vom 5. August 1971 (BGBl. I: 1234), das zuletzt durch Artikel 73 der Verordnung vom 31. August 2015 (BGBl. I: 1474) geändert worden ist. – <<https://www.gesetze-im-internet.de/bzblg/BJNR012340971.html>>.
- BUNDES-BODENSCHUTZ- UND ALTLASTENVERORDNUNG – BBODSCHV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12. Juli 1999 (BGBl. I: 1554), die zuletzt durch Artikel 126 der Verordnung vom 19. Juni 2020 (BGBl. I: 1328) geändert worden ist. – <<https://www.gesetze-im-internet.de/bbodschr/BJNR155400999.html>>.
- BUNDES-IMMISSIONSSCHUTZGESETZ – BIMSCHG (1974): Bundes-Immissionsschutzgesetz in der Fassung der Bekanntmachung vom 17. Mai 2013 (BGBl. I: 1274), das zuletzt durch Artikel 1 des Gesetzes vom 8. April 2019 (BGBl. I: 432) geändert worden ist. – <<https://www.gesetze-im-internet.de/bim-schg/BJNR007210974.html>>.
- LABO – BUND-LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT BODENSCHUTZ (2017): Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden. – 4. überarb. u. erg. Aufl.; <https://www.labo-deutschland.de/documents/LABO_Fassung_HGW_Bericht_02_2017.pdf>.
- FORTMANN, H., RADEMACHER, P., GROH, H. & HÖPER, H. (2012): Stoffgehalte und -vorräte im Boden und deren Veränderungen. – GeoBerichte **23**: 48–69, 27 Abb.; Hannover (LBEG).
- HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (2011): Hintergrundwerte von Spurenstoffen in hessischen Böden. – Wiesbaden (HLUG); <https://www.hlnug.de/fileadmin/dokumente/boden/hgw/Hintergrundwerte_Hessen.pdf>.
- HÖPER, H. & MEESENBERG, H. (2012): Das Bodendauerbeobachtungsprogramm. – GeoBerichte **23**: 6–18, 1 Abb., 1 Tab.; Hannover (LBEG).
- UTERMANN J., FUCHS, M. & DÜWEL, O. (2008): Flächenrepräsentative Hintergrundwerte für Arsen, Antimon, Beryllium, Molybdän, Kobalt, Selen, Thallium, Uran und Vanadium in Böden Deutschlands aus länderübergreifender Sicht. – Hannover (BGR); <https://www.lfu.bayern.de/boden/hintergrundwerte/doc/bgr_hintergrundwerte_2008.pdf>.

7. Spurenelement-Belastungsmuster in Böden am Beispiel des Auenstandortes L048GORL (Gorleben): Möglichkeiten und Grenzen von Königswasserauszügen und methodische Ansätze zur Auswertung und Identifikation von Prozessen

JENS GRÖGER-TRAMPE, HUBERT GROH & HEINRICH HÖPER

7.1. Einleitung

Im Rahmen der niedersächsischen Bodendauerbeobachtung und vielen anderen Untersuchungsprogrammen sowie in gesetzlichen Regelwerken wird zur Bestimmung von Spurenelementgehalten in Böden der Königswasserauszug eingesetzt (z. B. BBodSCHV 1999). Die Vorteile des Verfahrens liegen in der verhältnismäßig guten Durchführbarkeit, der guten Reproduzierbarkeit von Auszügen und den bereits vorhandenen großen Datenbeständen, die mit dieser Methodik generiert wurden sowie der Verankerung in Rechtsverordnungen. Ein Nachteil des Verfahrens ist, dass der Königswasserauszug keine echten Gesamtgehalte erzeugt, sondern nur sogenannte „pseudo totals“ (Pseudogesamtgehalte). Der königswasserlösliche Anteil variiert für jedes Element und von Boden zu Boden auf Grund der Bindungsform der einzelnen Elemente respektive der Mineralogie. Einige Elemente sind dafür bekannt, im Königswasserauszug in hohen Anteilen extrahiert zu werden (wie z. B. Hg, Zn, Pb; z. B.: KISSER 2005, ANDERSEN & KISSER 2004, HOFER 1997), andere Elemente werden nur in deutlich geringerem Umfang extrahiert (wie z. B. Uran).

Trotz dieses Nachteils bieten das Verfahren und die Daten, die auf dieser Basis erzeugt wurden, breite Möglichkeiten zur Beurteilung von boden-

bildenden Prozessen, anthropogenen Einflüssen, des Stofftransports sowie sedimentären Ablagerungsprozessen. Die skizzierten Probleme der Königswasserauszüge können gemindert werden, indem man robustere Auswertungsansätze wählt, wie z. B. die Betrachtung der Veränderung von Elementverhältnissen. Erforderlich dafür ist die Messung eines möglichst breiten Spektrums an Elementen.

Im Umgang mit echten Gesamtgehalten ist die Normierung auf sogenannte lithogene Elemente wie Al und Rb üblich (z. B. VIVJER et al. 2008). Da in der Regel mit steigendem Tongehalt (und damit steigendem Gehalt an Al und Rb) auch der Gehalt einer Vielzahl an Schwermetallen zunimmt, die vielfach an die Feinfraktion gebunden sind, lassen sich auf diese Weise für Schwermetalle geogene von anthropogenen Quellen gut abgrenzen, gerade auch in Auengebieten (z. B. BÁBEK et al. 2015, GROSBOSIS et al. 2012). Auch die Veränderungen von weiteren Elementverhältnissen können z. B. in Böden, die auf sedimentären Bildungen entstanden sind (z. B. Marsch- oder Auenböden), ein Indikator für veränderte Ablagerungsbedingungen sein. Diese können von bodenbildenden Prozessen sowie anthropogenen Einträgen überprägt sein. Die Betrachtung von Elementverhältnissen und Normierungen auf andere Parameter (wie z. B. den Tongehalt) bieten allerdings eine Möglichkeit, um Effekte beurteilen zu können, die ggf. von variierenden Tongehalten (und damit häufig auch variierenden Schwermetallgehalten) maskiert sein könnten. Durch Normierung bzw. Verhältnisbildung können derartige Variationen in der Auswertung nivelliert werden, so dass andere Effekte und Signale, die z. B. durch Variationen des Tongehalts maskiert sind, davon abgetrennt und ausgewertet werden können.

Diese Auswertungsansätze eignen sich teilweise auch für die Bewertung von Königswasserauszügen, auch wenn diese nur partielle Aufschlüsse darstellen. Jedoch ist hierbei Vorsicht geboten, da ggf. verschiedene Löslichkeitsbegrenzungen Effekte simulieren können. Grundsätzlich werden aber häufig die gleichen Zusammenhänge beobachtet, die bei Gesamtgehalten beobachtet werden (z. B. Korrelation von tonbürtigen Elementen, wie Rb mit K; NÉGREL et al. 2018), jedoch werden die jeweiligen Elemente nur anteilig extrahiert.

Ziel dieses Beitrags ist es

- Spurenelement-Belastungsmuster am Fallbeispiel eines belasteten Auenstandortes (Gorleben, L048GORL) darzustellen,
- die Auffüllung von Datenlücken anderer Parameter mittels Ergebnissen aus Königswasserauszügen zu illustrieren (hier: der Tongehalt),
- den methodischen Ansatz zur Abgrenzung der Schwermetall-Hintergrundsignale (gesteuert durch den Tongehalt) von diesen Belastungen vorzustellen
- und die Übertragbarkeit der Methodik auf andere Standorte zu diskutieren.

7.2. Material und Methoden

7.2.1. Untersuchungsgebiet

Die BDF-Fläche L048GORL liegt in der Nähe von Gorleben außendeichs in der Elbaue. Historisch erwähnt ist Grünlandnutzung, erstmals dokumentiert zu Zeiten der Kurhannoverschen Landesaufnahme (1776). Ferner ist die Fläche in historischen Kartenwerken als Wiese ausgewiesen. Der Bodentyp ist ein sehr tiefer Auenboden-Gley aus Auenlehm über fluviatilem Material, in größerer Tiefe z. T. mit Sandanteilen. Die Tiefenabfolge der Bodenarten, die unterschiedliche Sedimentationsdynamiken kennzeichnet, gestaltet sich wie folgt: 0–0,15 m Tiefe schluffiger Ton (Tu3), 0,15 bis 0,75 m Lehme mit über die Tiefe zunehmenden Sandanteilen (Lt2, Lu, Ls3) und 0,75 bis 1,05 m stark schluffiger Ton (Tu4). Ab 1,05 m Tiefe findet man Fein- und Mittelsande.

Die Sedimente der Elbe sind in weiten Teilen des Flusslaufes stark belastet mit einem breiten Stoffspektrum (z. B. GUHR 1995; VINK, BEHRENDT & SALOMONS 1999; SCHNEIDER et al. 2011). Das Belastungsmuster des Bodens ist dementsprechend vielgestaltig beeinflusst von den Frachten der Elbe. Nachgewiesen sind verschiedene organische Kontaminanten (Dioxine/Furane/PAK/PCB) sowie diverse Metalle, Metalloide und Selen. Mögliche Quellen sind bzw. waren Bergbau und Bergbaufolgen des Erzgebirges, chemische Industrie sowie kommunale Abwässer.

Die Grundinventur wurde im Jahr 1995 durchgeführt. Die erste Wiederholungsinventur erfolgte 2006, die zweite Wiederholungsinventur

2016. Der Datensatz von 2016 liegt im vollumfänglichen Spektrum mit 53 Elementen aus dem Königswasserauszug vor.

7.2.2. Probenahme

Die Untersuchungsfläche ist in vier Kernflächen unterteilt. Oberbodenproben (aus 0–0,1 und 0,1–0,2 m Tiefe) werden innerhalb der BDF-Kernflächen entnommen. Eine Mischprobe je Tiefenabschnitt wird aus jeweils 16 Probenahmepunkten gebildet. Um den Bodenaufbau in den Kernflächen nicht zu stören, werden tiefe Proben bzw. Unterbodenproben außerhalb gewonnen.

Bei der Grundinventur wurden auch zwischen den Kernflächen K2 und K4 horizontbezogene Proben aus einer Profilwand von 1,2 m Länge entnommen. Tongehalte wurden nur an diesen Proben ermittelt.

Zu den Wiederholungsinventuren werden jeweils 16 Bohrkern mit 8 cm Durchmesser im 3-m-Abstand um die Kernflächen gewonnen und ebenfalls horizontbezogen beprobt. Die Mischprobe wird aus jeweils vier Bohrkernen gebildet. Somit stehen horizontbezogene Mischproben für jeweils vier Flächen zur Analyse zur Verfügung. Hier dargestellt werden Ergebnisse aus der Grundinventur von 1995 und der Wiederholungsinventur von 2016.

7.2.3. Labormethodik

Die Königswasserauszüge erfolgten drucklos unter Rückfluss am Feinbodenmaterial (<2 mm) in Anlehnung an DIN 38414-7 (1983). Die Bestimmung von Haupt- und Nebenelementen erfolgte mittels ICP-OES (Thermo Scientific ICAP 6300 DUO), Spurenelemente mittels Quadrupol-ICP-MS (Agilent 7700), und die Bestimmung von Hg erfolgte mittels CV-AAS/AFS (MLS DMA 80-L). Das bodenchemische Labor des LBEG analysiert auf diese Weise 53 Elemente aus Königswasserauszügen. Der organische Kohlenstoff (C_{org}) wurde mittels eines Elementaranalysators (Elementar Vario Max) gemäß DIN ISO 10694 (1996) bestimmt. Alle Gehalte, mit Ausnahme des organischen Kohlenstoffs, beziehen sich im Folgenden auf die königswasserlöslichen Anteile. Die Bestimmung der Partikelgrößenverteilung erfolgte mittels

Siebung und Pipettanalyse in Anlehnung an DIN ISO 11277 (2002).

7.3. Ergebnisse und Diskussion

7.3.1. Überblick über die Belastungssituation

Sehr prägnant ist die Anreicherung der Spurenelemente im Oberboden, die überwiegend anthropogenen Ursprungs sein dürfte. Der Oberboden zeigt im stark humosen Ah-Horizont (5–9 % C_{org} , je nach Tiefenlage) bis mindestens 0,2 m Tiefe Anreicherungen eines breiten Spektrums an Metallen, Metalloiden und Selen. Auffallend sind hierbei unter anderem Zink, Kupfer, Blei, aber auch Uran (Abb. 7.1). Als Quellen kommen vor allem Bergbaufolgen des Erzgebirges, die chemische Industrie (ehemaliges Chemiekombinat Bitterfeld in der ehemaligen DDR in der Nähe von Halle (Saale)) sowie kommunale Abwässer in Frage.

Die Belastungsmuster unterscheiden sich leicht zwischen den verschiedenen Elementen. Generell ist aber vor allem der Oberboden bis 0,2 m Tiefe deutlich belastet. Wie die Situation darunter zu bewerten ist (geogene bzw. anthropogene Quellen), ist auf den ersten Blick nicht eindeutig. Dazu müssen die Abweichungen der Gehalte in Relation zum geogenen Hintergrund betrachtet werden, vor allem in Abhängigkeit des Tongehalts. Eine Möglichkeit ist es daher, die Daten auf den Tongehalt bzw. auf lithogene Elemente, die den Tongehalt repräsentieren (s. o.), zu normieren.

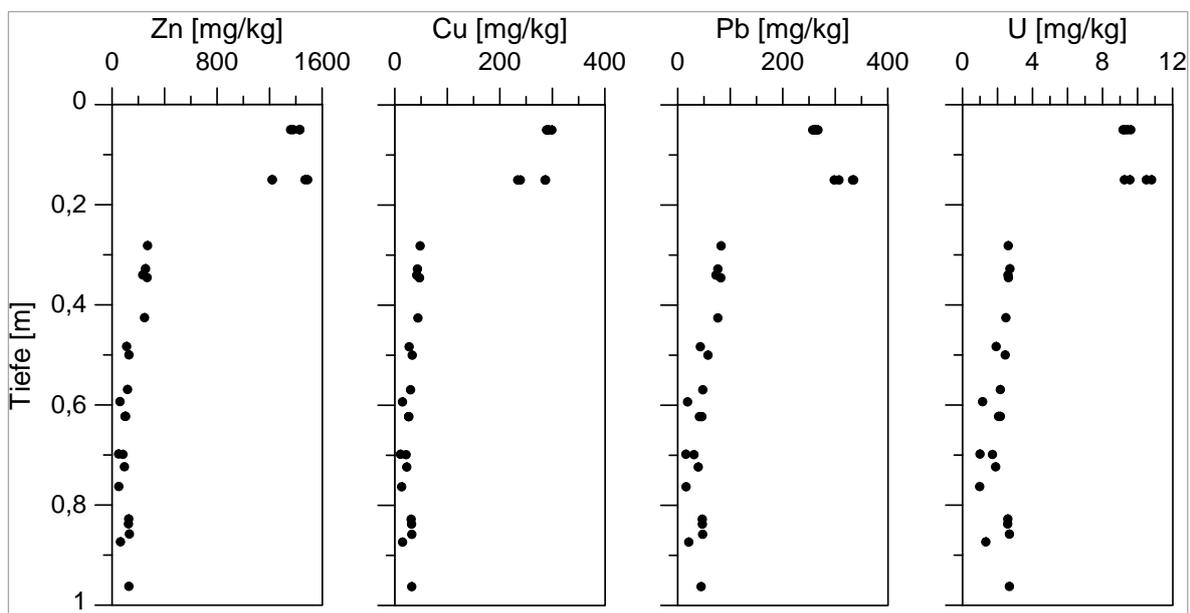


Abb. 7.1: Gehalte von königswasserlöslichem Zink (Zn), Kupfer (Cu), Blei (Pb) und Uran (U) im Tiefenprofil auf allen vier Kernflächen des Standorts L048GORL. Die Analysewerte werden der mittleren Tiefe des untersuchten Tiefenabschnitts bzw. Horizontes zugeordnet.

7.3.2. Tongehalte und Ableitung des Tongehalts aus königswasserlöslichen Gehalten

Die relative Änderung des Tongehalts lässt sich häufig auch aus Königwasserauszügen über lithogene Elemente wie Rubidium (Rb) und Aluminium (Al) abschätzen. Das ist von Vorteil, wenn keine Labordaten zu der Korngrößenverteilung vorliegen. Aluminium und Rubidium verhalten sich relativ stabil und sind in der Regel keine relevanten Eintragungselemente aus den Bereichen Abwasser, Industrie und Bergbau. Es

besteht auch bei vielen verschiedenen Ausgangsmaterialien ein grundsätzlicher Zusammenhang zwischen Al und Rb, beide als Indikator für den Tongehalt (Abb. 7.2). Die Steigung der Funktion ist jedoch materialspezifisch unterschiedlich. So fällt bereits hier auf, dass am Standort Gorleben kein vollständig linearer Zusammenhang besteht. Das heißt, das Rb/Al-Verhältnis ist nicht konstant (s. u.). Dennoch bieten Al und Rb eine relativ gute Approximation der relativen Änderungen des Tongehaltes bzw. des Gehaltes an Tonmineralen, die i. d. R. einen relevanten Teil der Tonfraktion ausmachen.

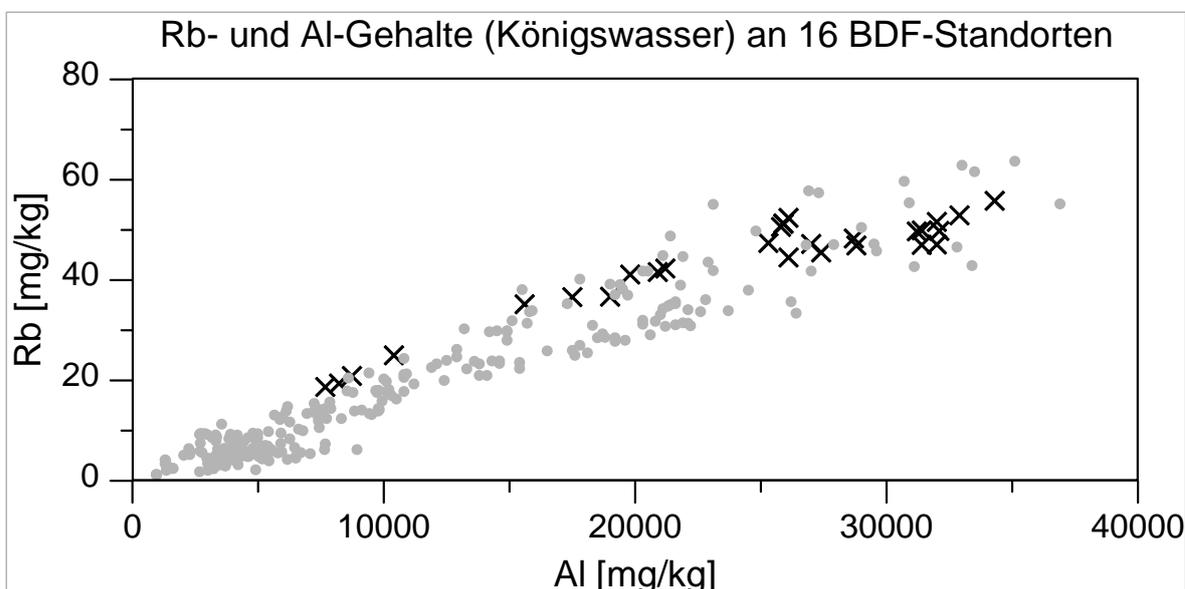


Abb. 7.2: Rb- gegen Al-Gehalte an allen 16 BDF-Standorten, für die z. Z. ein erweitertes Spurenelementspektrum vorliegt; Bodenausgangsmaterial u. a. Auelehme (2), brackische Sedimente (2), Geschiebesande/-lehme (7), Löss (2), Tonstein (1), Sande (marin/fluviatil) (2). Schwarze Kreuze stellen die Daten aus L048GORL dar.

Für die Beurteilung relativer Änderungen des Tongehalts müssen sowohl Al als auch Rb auf eine organikfreie Basis korrigiert werden, da die Tongehalte sich auf den mineralischen Anteil der Proben beziehen. Bei den folgenden Berechnungen wurde für diese Korrektur der Anteil organischer Substanz aus den C_{org} -Gehalten mit einem konstanten Faktor von 1,72 berechnet, auch wenn der Faktor nicht universell übertragbar ist. Die Umrechnung auf organikfreie Basis ist nur erforderlich zur Ableitung relativer Änderungen. Bei der Normierung ist dies nicht erforderlich, da Verhältnisse von Elementen gebildet werden.

Die Korngrößenverteilung auf der Untersuchungsfläche zeigt eine deutliche vertikale wie auch laterale Variabilität zwischen den Kernflächen, wie es in einem Ablagerungsraum einer Flussaue mit variierenden hydrodynamischen Ablagerungsbedingungen zu erwarten ist. Deutlich wird das unter anderem an den Tongehalten der Profilaufnahme von 1995 und an den Rb- und Al-Gehalten (organikfreie Basis) auf den verschiedenen Kernflächen aus Jahr 2016 (Abb. 7.3, für die Probenahme 2016 stehen keine Tongehalte zur Verfügung). Zudem lässt sich zum Beispiel bei Betrachtung der einzelnen Kernflächen erkennen, dass erwartungsgemäß

die Horizonte mit den niedrigsten Rb- oder Al-Gehalten jeweils mit den Horizonten mit den höchsten Sandgehalten (niedrigsten Tongehalten) zusammenfallen (K1: fSms in 0,55–0,64 m und Su3 in 0,81–0,94 m, K2: Su3 in 0,68–0,71 m, K3: Lu in 0,67–0,73 m und K4: fS in 0,75–0,78 m Tiefe).

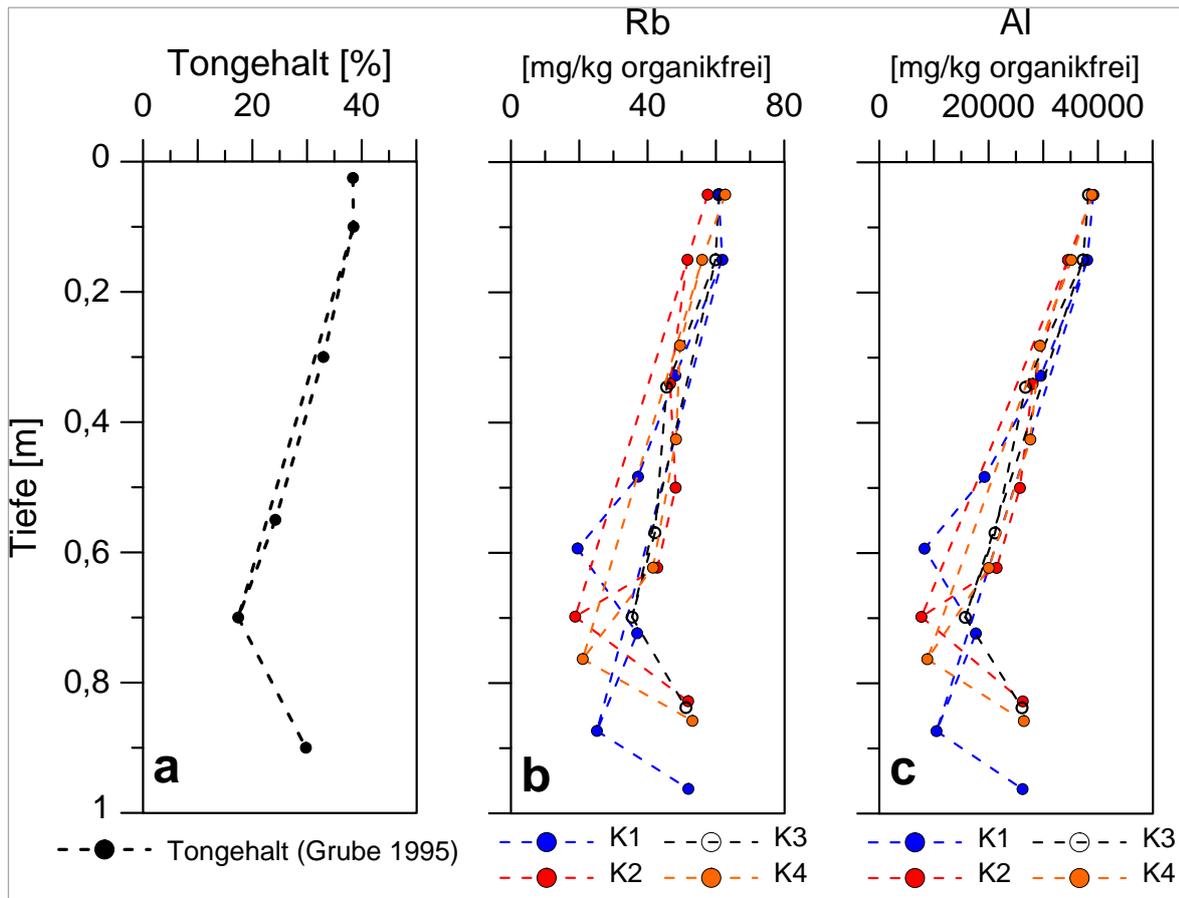


Abb. 7.3: a) Tongehalt der Profilaufnahme (1995), b) Rb- und c) Al-Gehalte (auf organikfreier Basis) über die Tiefe auf den verschiedenen Kernflächen (K1 bis K4) des Standortes L048GORL (2016).

Auf den ersten Blick implizieren sowohl die Daten für Rb als auch die Al-Daten, dass an der Basis des Profils ein etwas geringerer Tongehalt vorliegt als im Oberboden. Die Tongehalte von 1995 bestätigen, dass der höchste Tongehalt im Oberboden auftritt. Der Unterschied erscheint beim Al jedoch ausgeprägter als beim Rb.

Da von der Probenahme 2016 kein Datensatz existiert, der sowohl Al- bzw. Rb-Gehalte als auch Tongehalte enthält, wurde der Datensatz von 1995 gesichtet und hinsichtlich Korrelationen zwischen königswasserlöslichen Anteilen und dem Tongehalt geprüft, um dann aus diesen die Tongehalte der Proben der Wiederholungsinventur 2016 ableiten zu können. Eine Übersicht über den mehrstufigen Prozess ist in Tabelle 7.1 dargestellt.

Tab. 7.1: Übersicht der Prozessschritte zur Ableitung der berechneten (virtuellen) Tongehalte für den Datensatz der Wiederholungsinventur 2016.

Schritt	Vorgehensweise
1	Datensatz Grundinventur (1995): Regression Cu im Unterboden (organikfreie Basis) vs. Tongehalt → Regressionsfunktion (Tongehalt in Abhängigkeit von Cu, 1995)
2	Regressionsfunktion (Tongehalt in Abhängigkeit von Cu, 1995) angewendet auf Cu-Daten (organikfreie Basis) von der Wiederholungsinventur 2016 zur Ableitung des „virtuellen“ Tongehalts (nur unbelasteter Unterboden)
3	Regression virtueller Tongehalt (aus Cu-Daten von 2016) vs. Al bzw. Rb (organikfreie Basis, nur unbelasteter Unterboden) → Regressionsfunktion (virtueller Tongehalt in Abhängigkeit von Al bzw. Rb, 2016)
4	Berechnung virtueller Tongehalt aller Proben aus Regressionsfunktion (virtueller Tongehalt in Abhängigkeit von Al bzw. Rb, 2016) (auch für belasteten Oberboden)

Bei der Profilaufnahme 1995 wurde nur ein begrenztes Spektrum an Elementen aus dem Königswasserauszug bestimmt (nur Spurenelemente nach BBODSCHV (1999)). Im belasteten Oberboden besteht natürlich kein Zusammenhang zwischen dem Tongehalt und diesen Spurenelementen (bis 0,2 m Tiefe), da hier zusätzliche Quellen für diese Metalle aktiv waren oder sind. Im Unterboden besteht jedoch u. a. zwischen Kupfer (auf organikfreier Basis) und dem Tongehalt ein linearer Zusammenhang ($R^2 = 0,96$, $n = 7$), was auch darauf hindeutet, dass es sich um das geogene Hintergrundsignal handeln könnte. Diese Regressionsfunktion auf organikfreier Basis wurde dann genutzt, um aus den aktuellen Cu-Daten (2016) eine „virtuelle“ (abgeleitete) Tongehaltsverteilung über alle Tiefenprofile der vier Kernflächen zu berechnen. Das Ergebnis ist in Abb. 7.4a (schwarze Symbole; rote Symbole entsprechen dem gemessenen Tongehalt bei der Profilaufnahme 1995) dargestellt. Für die folgenden Berechnungen bezüglich der Tongehalte wurden auch alle anderen genannten Elementgehalte auf organikfreie Basis umgerechnet.

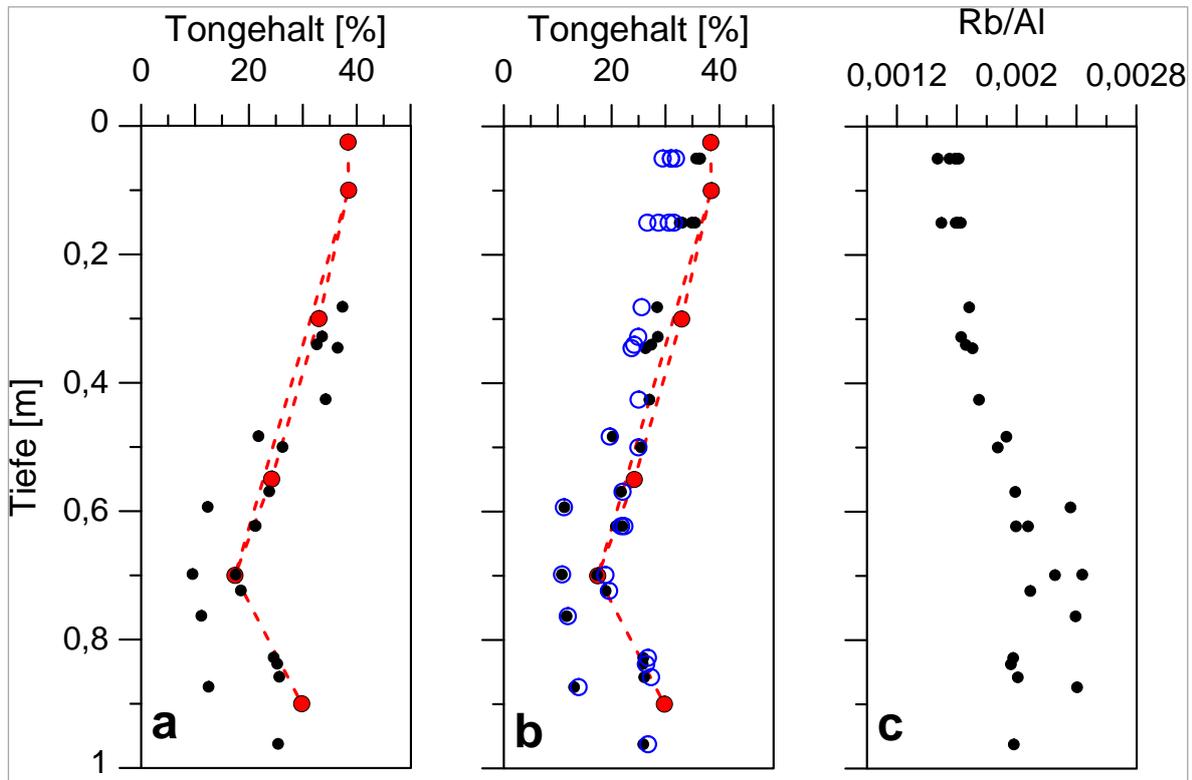


Abb. 7.4: a) schwarz: Tongehalt aus Cu-Daten (2016) berechnet, rot: Tongehalt bei der Profilaufnahme 1995 | b) schwarz: Tongehalt aus Al-Daten (2016) berechnet mittels Regression mit Cu-Daten; rot: Tongehalt bei der Profilaufnahme 1995; blaue offene Kreise: Tongehalt aus Rb-Daten (2016) berechnet mittels Regression mit Cu-Daten | c) Rb/Al-Verhältnis über die Tiefe (2016).

Aus einer Regression von diesen virtuellen Cu-basierten Tongehalten (Datensatz 2016) im unbelasteten Unterboden gegen Aluminium wurden dann auf Basis von Aluminiumgehalten die virtuellen Tongehalte für alle Proben berechnet (Abb. 7.4b, schwarze Symbole), auch für jene im belasteten Oberboden, bei denen eine Berechnung auf Basis von Cu durch die Cu-Belastung nicht möglich gewesen wäre. Dasselbe Verfahren wurde auch mit Rb anstatt von Al durchgeführt und so Rb-basierte virtuelle Tongehalte ermittelt (Abb. 7.4b, blaue offene Kreise). Diese weichen jedoch in den oberen 0,4 m in allen Kernflächen deutlich von den ermittelten Tongehalten der Grundinventur aus dem Jahr 1995 ab und scheinen somit die Tongehalte in diesen Profilen schlechter zu repräsentieren als die Al-basierten Berechnungen.

Die Al-basierte Funktion scheint relativ gut den Tongehalt am Standort widerspiegeln zu können, soweit das anhand der Datenlage beurteilt

werden kann. Auch hier treten deutlich die sandigen Lagen der verschiedenen Kernflächen anhand des geringeren berechneten Tongehalts hervor. Aluminium eignet sich daher als Indikatorelement für den Tongehalt an diesem Standort und kann so für die Normierung auf den (virtuellen) Tongehalt genutzt werden (als Element/Al-Verhältnisse).

7.3.3. Ablagerungseffekte und Effekte des Tongehalts

Der steigende Tongehalt zu den oberen Bodenhorizonten hin kann ein Hinweis auf die Veränderungen der hydrodynamischen Bedingungen während der Ablagerung sein, zum Beispiel fortschreitende Verlandung. Es gibt aber Hinweise, dass es bereits im Unterboden Anzeichen für eine Veränderung der Zusammensetzung der

Feinfracht gibt, sodass hier auch die Zusammensetzung des Eintrags eine Rolle spielen könnte.

Ein möglicher Hinweis für eine Veränderung der Zusammensetzung des eingetragenen Materials über die Zeit liefert das Rb/Al-Verhältnis. Die oben beschriebene Diskrepanz zwischen Aluminium- und Rubidium-basierten virtuellen Tongehalten beruht auf dem abnehmenden Rb/Al-Verhältnis zum Oberboden hin (Abb. 7.4c). Das kann auf eine Änderung der Tonmineralzusammensetzung des eingetragenen Materials im Verlauf der Ablagerungsgeschichte hindeuten. Dennoch sind die Unterschiede bzgl. der Normierung relativ gering (s. u.). Die gute lineare Korrelation zwischen dem Rb/Al-Verhältnis und dem aus Al berechneten Tongehalt (Abb. 7.5, das trifft für den Unterboden auch auf die aus

Cu berechneten Tongehalte zu), deutet darauf hin, dass möglicherweise die Tonmineralzusammensetzung der Sedimente primär durch die hydrodynamischen Ablagerungsbedingungen beeinflusst wurde.

Diese Veränderung des Rb/Al-Verhältnisses mit variierenden Tongehalten tritt an vielen anderen Standorten jedoch nicht auf (nicht publizierte Daten, königswasserlösliche Anteile, LBEG), so dass eine zeitliche Veränderung der Quellzusammensetzung (Zusammensetzung der Tonfraktion) ebenso ursächlich sein könnte, die dann mit einer simultanen Veränderung des Feinanteils einherging. Inwiefern hier möglicherweise auch anteilig bodenbildende Prozesse mitwirken, wie z. B. Tonverlagerung, lässt sich nicht klar abgrenzen.

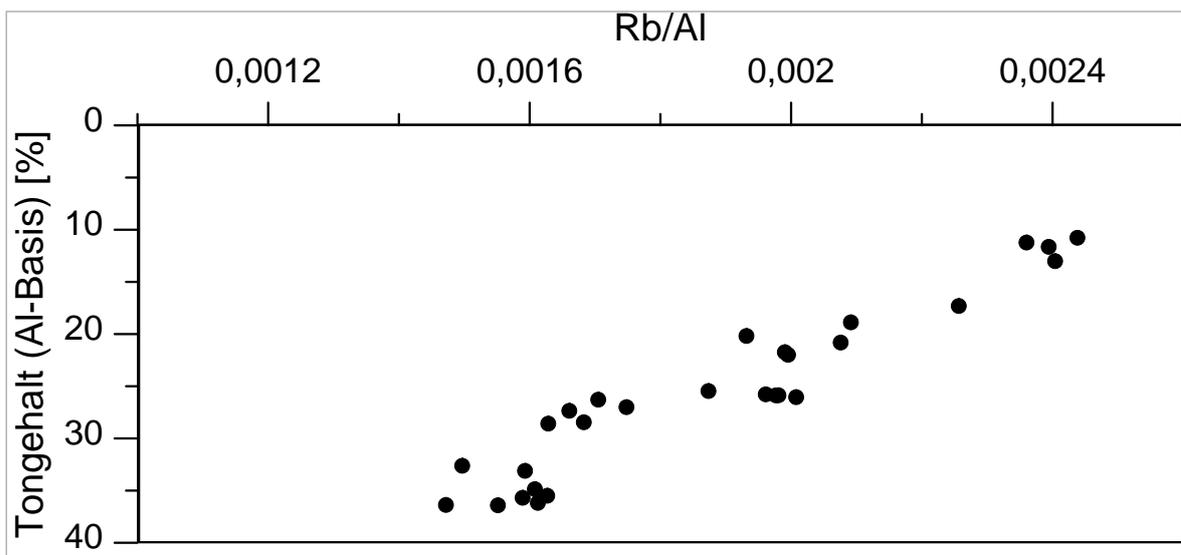


Abb. 7.5: Rb/Al-Verhältnis aller Proben des Standorts L048GORL gegen den Tongehalt (berechnet auf Grundlage der Aluminium-Gehalte auf organikfreier Basis).

7.3.4. Belastungs- und Verteilungsmuster verschiedener Spurenelemente

Die Ergebnisse werden im Folgenden vor allem auf Aluminium (Al) und z. T. ergänzend auf Rubidium (Rb) als Indikator für den Tongehalt normiert. Durch die Normierung lassen sich deutlicher Effekte/Abweichungen erkennen, beziehungsweise besser bewerten, welche Effekte über den Tongehalt gesteuert sind und welche durch zusätzliche Eintragswege/Änderungen

der Quellbeschaffenheit gesteuert werden. Bereits am Beispiel von Uran erkennt man, dass sich durch die Normierung auf Aluminium bzw. Rubidium die Unterschiede/Trends im Unterboden nivellieren (Abb. 7.1 und 7.6), die Anreicherung im Oberboden jedoch deutlich bestehen bleibt. Uran ist damit an diesem Standort ein gutes Beispiel für ein Element, dessen Gehalt im unbelasteten Unterboden mit dem Tongehalt korreliert.

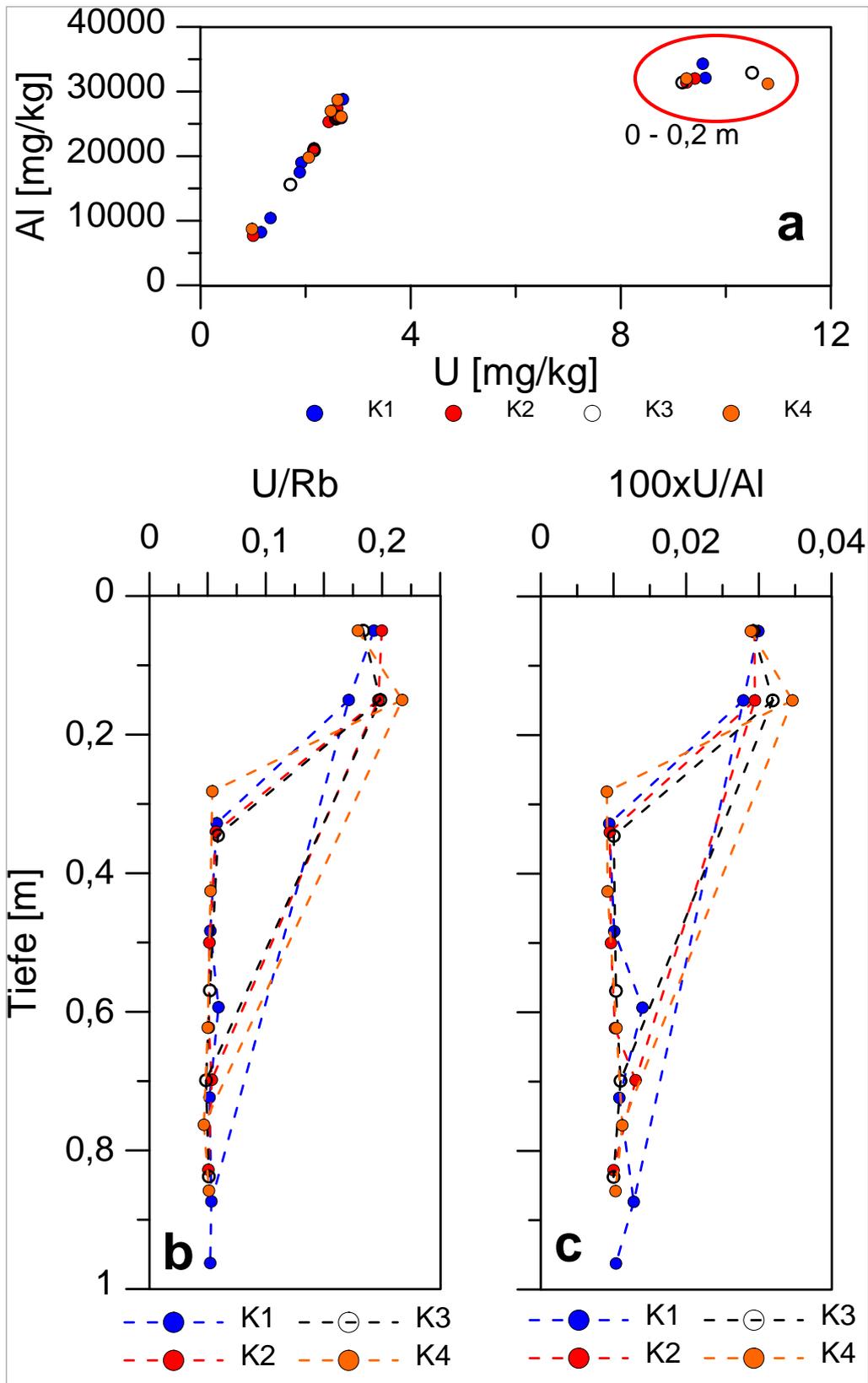


Abb. 7.6: a) U gegen Al, unterteilt nach Kernflächen; rot markiert sind die Proben des Oberbodens (bis 0,2 m Tiefe) | b) Tiefenverteilung des U/Rb-Verhältnisses | c) Tiefenverteilung des U/Al-Verhältnisses (Faktor 100).

Die deutlich erhöhten Urangelhalte im Oberboden sind sicherlich auf den Einfluss relativ junger Aktivitäten zurückzuführen, wie den Uranbergbau (z. B. SCHNEIDER et al. 2011). Unterhalb von 0,2 m Tiefe sind keine deutlichen Gradienten erkennbar, was darauf hindeutet, dass es hier keine Variationen im Eintragungsmuster von Uran gibt.

Es scheint so, dass es eine relative Anreicherung von Uran gegen Al auf den Kernflächen K1 und K2 in größerer Tiefe gibt. Das kann aber nicht über das Verhältnis U/Rb bestätigt werden. Hierbei handelt es sich vermutlich um einen leichten Korngrößeneffekt, da diese Tiefenlagen die geringsten Tongehalte aufweisen (sandige Lagen). Aus diesem Grund ist die Doppelprüfung der Normierung gegen Al und Rb

sinnvoll, vor allem bei der Sichtung von königswasserlöslichen Gehalten. Gerade bei Uran darf man zudem nicht aus den Augen verlieren, dass Uran aus Böden im Königswasserauszug häufig nur in geringen Anteilen extrahiert wird.

Die deutliche Anreicherung im Oberboden tritt z. B. auch bei Blei (Pb), Zink (Zn) und Kupfer (Cu) auf. Anders als Uran, das im Oberboden eine klare Abgrenzung gegen den Unterboden zeigt, ist hier auch im Untergrund ein steigendes [Element]/Al und [Element]/Rb-Verhältnis zu beobachten (Abb. 7.7). Besonders ausgeprägt ist das bei Blei und Zink zu sehen, am geringsten ist der Effekt bei Kupfer. Aber auch hier hebt sich die Belastung im Oberboden durch relativ junge Aktivitäten (Bergbau und chemische Industrie) sehr klar vom Unterboden ab.

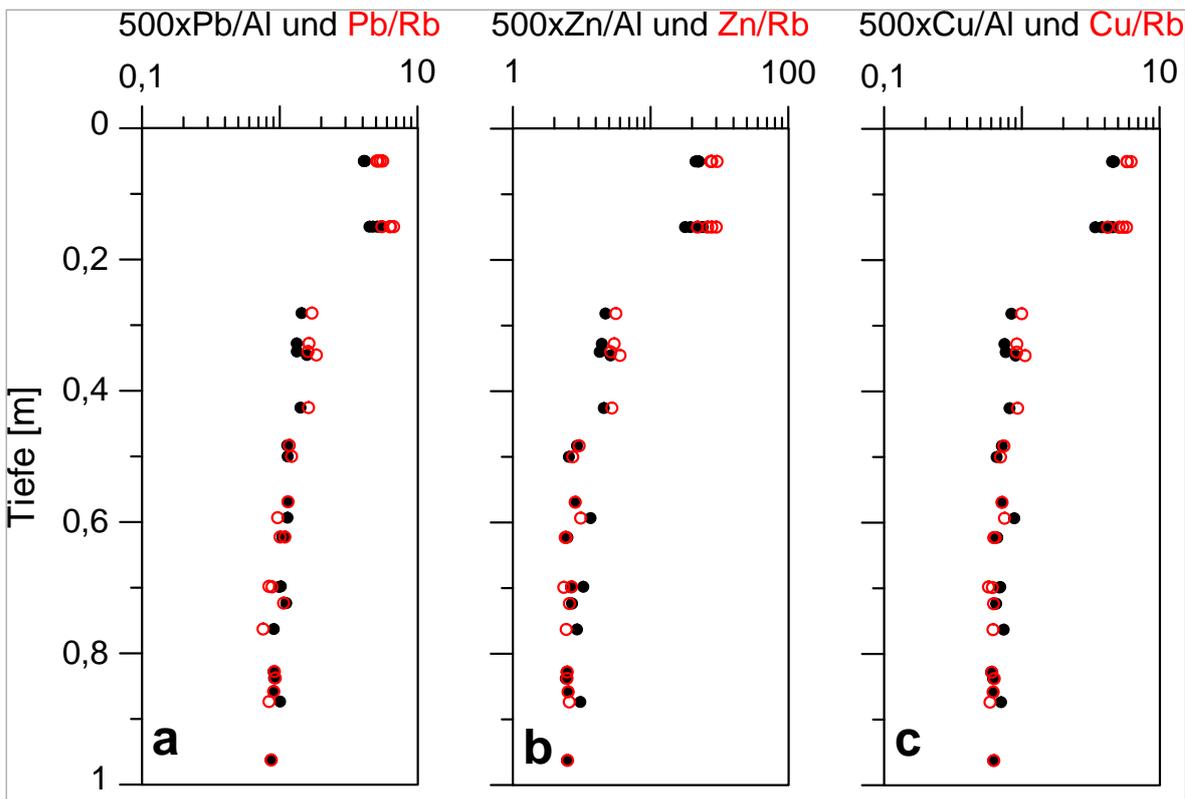


Abb. 7.7: Tiefenverteilung der Element/Al- (schwarz) und Element/Rb-Verhältnisse (rot) für Pb (a), Zn (b) und Cu (c). Die Verhältnisse sind auf eine logarithmische Skala aufgetragen.

Dieser Anstieg der normierten Schwermetall-Gehalte im Unterboden könnte auf einen mit dem Verlauf der Sedimentationsgeschichte zunehmenden Eintrag von Schwermetallen hindeuten, der zum Beispiel ein Indiz für Veränderungen im Einzugsgebiet sein kann (Abholzung, veränderte Bergbauaktivitäten, Verwitterungsbedingungen etc.). In diesem Zusammenhang wäre eine Datierung des Profils zielführend. Dieser Effekt ist bereits bei den nicht normierten Gehalten leicht sichtbar (Abb. 7.1) und wird durch den Ausschluss eines Tongehalteffekts durch die Normierung (zunehmender Tongehalt) bestätigt. Möglich ist u. a. allerdings auch

eine Veränderung der relativen Anteile verschiedener Tonminerale in der Tonfraktion. Steigende Anteile von Tonmineralen, die strukturell bedingt ein höheres Bindungsvermögen für Schwermetalle aufweisen, könnten dann diesen Anstieg erzeugen. Der Anstieg korrespondiert zudem mit einer Abnahme des Rb/Al-Verhältnisses, was auch ein Indikator für eine Veränderung der Tonmineralzusammensetzung sein kann (Abb. 7.4). Eine abwärts gerichtete Stoffverlagerung aus dem Oberboden ist allerdings nicht auszuschließen.

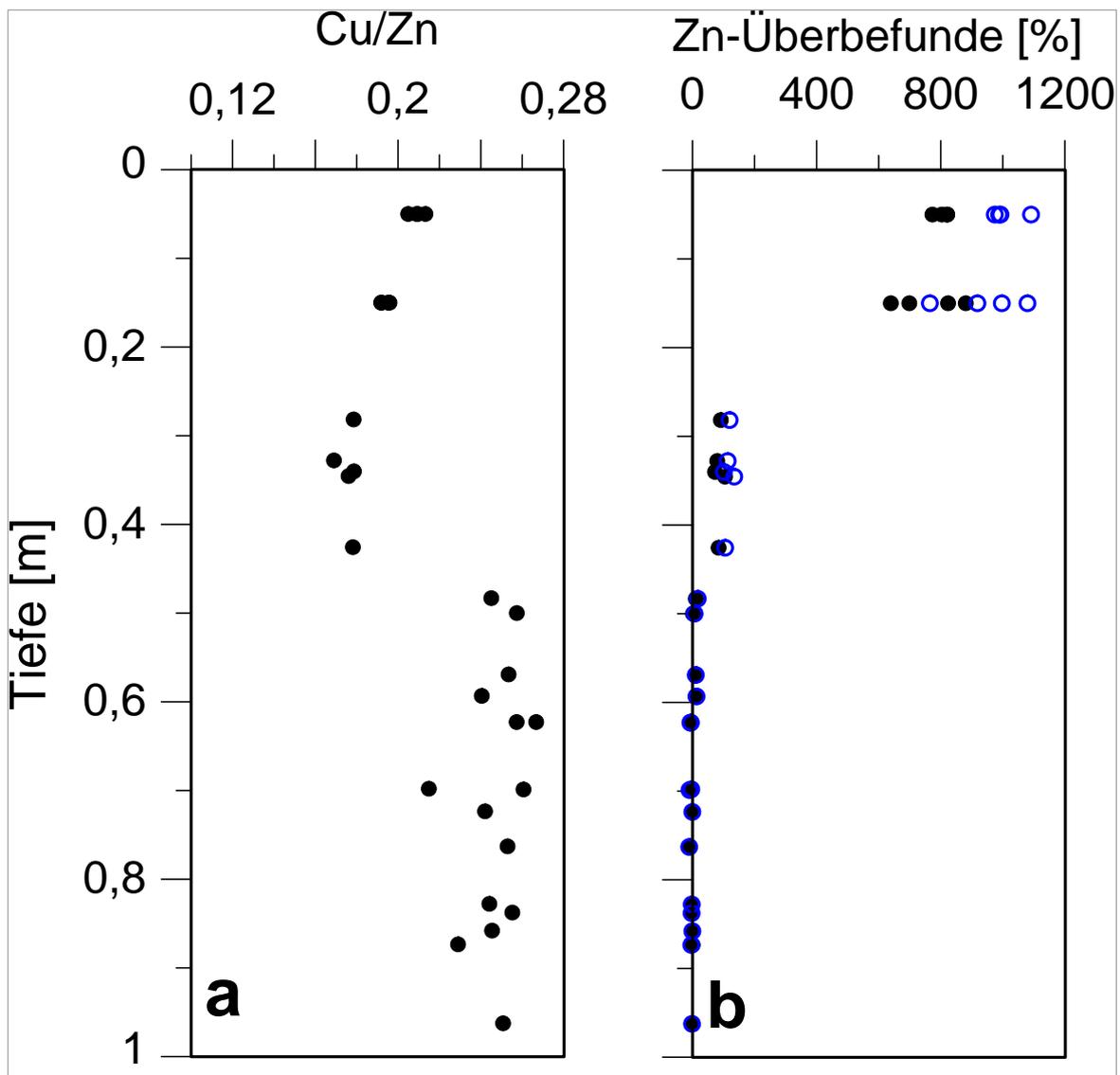


Abb. 7.8: a) Tiefenverteilung des Cu/Zn-Verhältnisses, Einzelwerte aus den Tiefenprofilen der Kernflächen K1 bis K4. b) Zn-Anreicherung gegenüber dem zu erwartenden Hintergrund (bezogen auf Rb (blaue offene Kreise) bzw. Al (schwarz) als Indikator für den Tongehalt).

An den Kurvenverläufen für Pb, Cu und Zn mit der Tiefe wird bereits deutlich, dass sich diese Elemente nicht exakt gleich verhalten. Das bedeutet, dass es unterlagernd zu dem beobachteten Muster eine Unterdifferenzierung von steuernden Prozessen geben muss. Sehr deutlich wird das bei der Betrachtung des Cu/Zn-Verhältnisses über die Tiefe (Abb. 7.8).

Im Bereich zwischen ca. 0,4 und 0,5 m, in dem bereits der graduelle Anstieg des Tongehalts und eine Abnahme des Rb/Al-Verhältnisses zu beobachten ist, tritt ein deutlicher Sprung in den Cu/Zn-Verhältnissen auf. Im Gegensatz zu Kupfer ist Zink (auch auf Al/den Tongehalt normiert) auch unterhalb des Oberbodens (>0,2 m Tiefe) gegenüber dem tongehaltsbezogenen Hintergrundgehalten des tieferen Unterbodens angereichert, was auch die Ursache für den Sprung im Cu/Zn-Verhältnis ist. In ca. 0,3 bis 0,4 m Tiefe ist Zink um ca. 100 % gegenüber dem zu erwartenden tongehaltsbezogenen Hintergrundwert angereichert (Abb. 7.8b). Diese Anreicherung zeigt sich sowohl bei der Normierung auf Al als auch bei der Normierung auf Rb (s. auch Abb. 7.7b). Die Frage bleibt allerdings offen, ob dieser Effekt Veränderungen der Zusammensetzung des eingetragenen Materials in der Sedimentationsgeschichte widerspiegelt,

ob er gegebenenfalls doch durch eine Mobilisierung und einen Austrag von Zn (im Gegensatz zu Cu) aus dem Oberboden entstanden ist oder ob sich hier verschiedene Effekte überlagern.

Um sicher einzuordnen, welche Wechselwirkungen bei allen hier beschriebenen Beobachtungen im Vordergrund stehen, sind weitere Untersuchungen erforderlich, um unter anderem die Tonmineralogie zu differenzieren und die Eintragsquellen und deren zeitliche Verläufe für verschiedene Metalle abzugrenzen.

7.3.5. Möglichkeiten für regionale Betrachtungen

Die Verwendung von Normierungen findet häufig in der Ableitung regionaler Hintergründe aus Gesamtgehalten Anwendung (z. B. BÁBEK et al. 2015, DUNG et al. 2013, BIRCH 2003). Untersuchungen zur Vergleichbarkeit von Elementzusammenhängen (z. B. NÉGREL et al. 2018) und auch eigene Daten zeigen, dass auch Daten aus Königswasserauszügen hierfür durchaus geeignet sind. Denkbar ist die Ableitung regionaler, tongehaltsbezogener Hintergrundwerte, z. B. mittels der Al- bzw. Rb-Gehalte, anhand einer derartigen Datengrundlage für Niedersachsen.

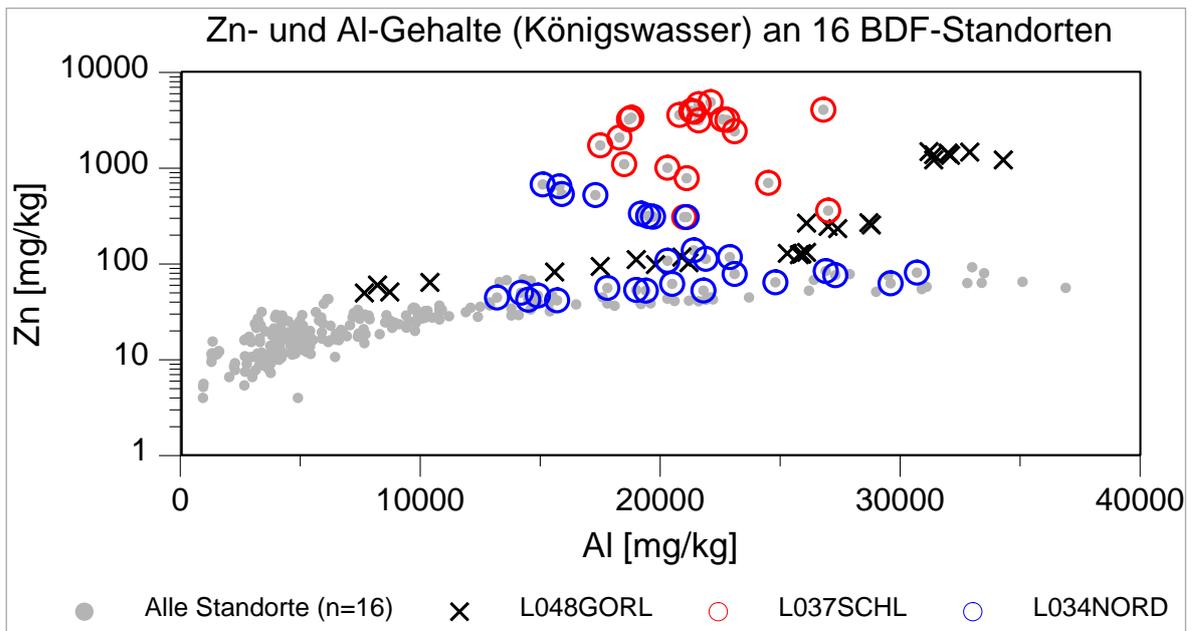


Abb. 7.9: Zn- gegen Al-Gehalte an allen 16 BDF-Standorten, für die z. Z. ein erweitertes Spurenelementspektrum vorliegt, Bodenausgangsmaterial u. a. Auelehme (2), brackische Sedimente (2), Geschiebesande/-lehme (7), Löß (2), Tonstein (1), Sande (marin/fluviatil) (2). Schwarze Kreuze stellen die Daten aus L048GORL dar, blaue Kreise den Standort L034NORD (Nordenham) und rote Kreise L037SCHL (Schladen).

In Abbildung 7.9 ist ein Beispiel anhand der 16 BDF-Standorte dargestellt, die auch eingangs für den Vergleich von Rb- und Al-Gehalten herangezogen wurden. Sehr deutlich zeichnet sich ab, dass es Proben gibt, die deutlich über einem, in diesem Fall noch nicht regional abgegrenzten, Hintergrund liegen. Trotz der fehlenden Vergleichbarkeit der Ablagerungsräume ist hier bereits ein Grundzusammenhang erkennbar, der in abgegrenzten Ablagerungs-/Bildungsräumen noch eine deutlich geringere Streuung aufweisen sollte.

Deutlich heben sich hier drei Standorte ab: Gorleben (schwarze Kreuze), Nordenham (blaue Kreise) und Schladen (rote Kreise). Auffallend ist, dass bei dem Standort Schladen keine Hintergrundverteilung auszumachen ist (d. h. kein zugrundeliegender Zusammenhang zwischen Al und Zn). Dies zeigt, dass die untersuchten Proben alle eine deutliche Beeinflussung aufweisen, die nicht mit dem Tongehalt korreliert, in diesem Fall vermutlich hauptsächlich durch die Folgen des Harzbergbaus. In welchem Wertebereich hier ein vorbergbaulicher geogener Hintergrund liegen könnte (sofern dieser überhaupt anzutreffen ist), kann nur anhand von Proben aus größeren Probenahmetiefen (>1 m Tiefe) geklärt werden, deren Ablagerung vor dem Einsetzen des Bergbaus im Harz stattfand. Es ist naturgemäß damit zu rechnen, dass dieser Hintergrund-Wertebereich geogen bedingt höher liegt als in Ablagerungen, die von Einzugsgebieten ohne eine Vielzahl schwermetallhaltiger Erzvorkommen gespeist werden. Im Gegensatz zum Standort Schladen ist in Nordenham ein deutlicher Hintergrund-Wertebereich erkennbar und zudem Anreicherungen, die den geogenen Hintergrund um etwa ein Zehnfaches übersteigen. In Nordenham ist der Eintrag über die Luft erfolgt, also ohne Eintrag von großen Mengen belasteten Sedimentmaterials, so dass nur in oberflächennahen Horizonten Auffälligkeiten zu erwarten sind.

Der Vorteil derartiger Ansätze liegt darin, dass ein Rückgriff auf große Mengen vorhandener Daten oder solche, die ohnehin erhoben werden, erfolgen kann und damit in der Regel auch eine gute räumliche Verteilung vorliegt. Ferner sind keine zusätzlichen Tongehaltsbestimmungen erforderlich, da der Einfluss des Tongehaltes auf die Stoffgehalte aus dem Verhältnis zu Al und/oder Rb abgeleitet werden kann. Unverzichtbar für einen derartigen Ansatz ist jedoch die Nutzung solider statistischer Verfahren zur Abgrenzung des Hintergrunds von Anreicherungen.

7.3.6. Schlussfolgerungen Methodik

Die differenzierte Auswertung von Multi-Element-Königswasser-Daten bietet eine breite Möglichkeit, Einblicke in Prozesse und Eigenschaften in Böden zu gewinnen. Einige Fragen können auf diese Weise nicht vollständig beantwortet werden, aber es lassen sich aus bereits vorhandenen Datensätzen Zusammenhänge ableiten oder auch neue Fragen formulieren, die dann mit geeigneten Verfahren adressiert werden können. Man darf jedoch dabei nicht aus den Augen verlieren, dass die betrachteten Gehalte keine Gesamtgehalte sind und so Fraktionierungen bei der Extraktion diese Ergebnisse überlagern können.

Als weiteres Anwendungsgebiet ist u. a. die Ableitung Tongehalt-bezogener regionaler Hintergrundwerte für Niedersachsen aus königswasserbasierten Daten denkbar (gleiche/vergleichbare Ablagerungs-/Bildungsräume), anhand derer deutlich feiner differenziert werden könnte, in welchen Bereichen es Bodenveränderungen oder Abweichungen geogener oder anthropogener Natur gibt.

7.4. Literatur

- ANDERSEN, K. J. & KISSER, M. I. (2004): Digestion of Solid Matrices. – Desk Study - Horizontal; Eurofins A/A: Kwai Chung, Denmark, 2004; Volume **59**: 25–33; <https://horizontal.ecn.nl/docs/society/horizontal/hor_desk_18_destruction.pdf>.
- BÁBEK, O., GRYGAR, T. M., FAMĚRA, M., HRON, K., NOVÁKOVÁ, T. & SEDLÁČEK, J. (2015): Geochemical background in polluted river sediments: How to separate the effects of sediment provenance and grain size with statistical rigour? – *Catena* **135**: 240–253.
- BBODSCHV – BUNDES-BODENSCHUTZ- UND ALT-LASTENVERORDNUNG (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12. Juli 1999 (BGBl. I: 1554), die zuletzt durch Artikel 126 der Verordnung vom 19. Juni 2020 (BGBl. I: 1328) geändert worden ist. – <<https://www.gesetze-im-internet.de/bbodschv/BJNR155400999.html>>.
- BIRCH, G. V. (2003): A test of normalization methods for marine sediment, including a new post-extraction normalization (PEN) technique. – *Hydrobiologia* **492**: 5–13.
- DIN ISO 10694 (1996): Bodenbeschaffenheit - Bestimmung von organischem Kohlenstoff und Gesamtkohlenstoff nach trockener Verbrennung (Elementaranalyse) (ISO 10694:1995). – 1996-08; Berlin (Beuth).
- DIN ISO 11277 (2002): Bodenbeschaffenheit - Bestimmung der Partikelgrößenverteilung in Mineralböden - Verfahren mittels Siebung und Sedimentation (ISO 11277:1998 + ISO 11277:1998 Corrigendum 1:2002). – 2002-08; Berlin (Beuth).
- DIN 38414-7 (1983): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Schlamm und Sedimente (Gruppe S) - Aufschluss mit Königswasser zur nachfolgenden Bestimmung des säurelöslichen Anteils von Metallen (S 7). – 1983-01, Berlin (Beuth).
- DUNG, T. T. T., CAPPUYNS, V., SWENNEN, R. & PHUNG, N. K. (2013): From geochemical background determination to pollution assessment of heavy metals in sediments and soils. – *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.* **12**: 335–353.
- GROSBOIS, C., MEYBECK, M., LESTEL, L., LEFÈVRE, I. & MOATAR, F. (2012): Severe and contrasted polymetallic contamination patterns (1900–2009) in the Loire River sediments (France). – *Science of the Total Environment* **435–436**: 290–305.
- GUHR, H. (1995): Sources of heavy metal pollution in the drainage area of the River Elbe in the former GDR. – In: R.-D. WILKEN, U. FOERSTNER & A. KNOECHEL (eds.): *Heavy metals in the Environment*. – Edinburgh: CEP Consultants Ltd. **3**: 72–75.
- HOFER, KIRCHNER, A. (1997): State of the art document on microwave digestion for CEN/TC 292/WG3. – Universität Leoben, Österreich.
- KISSER, M. I. (2005): Digestion of solid matrices - Part 1: Digestion with aqua regia - Report of evaluation study. – <http://www.ecn.nl/docs/society/horizontal/Digestion_report_Aqua_regia.pdf>.
- NÉGREL, P., LADENBERGER, A., REIMANN, C., BIRKE, M., SADEGHI, M. & DAS GEMAS PROJECT TEAM (2018): Distribution of Rb, Ga and Cs in agricultural land soils at European continental scale (GEMAS): Implications for weathering conditions and provenance. – *Chemical Geology* **479**: 188–203.
- SCHNEIDER, P., REINCKE, H., ENGELMANN, U. & ROHDE, S. (2011): Uranium - A problem in the Elbe Catchment Area? – In: MERKEL, B. J. & SCHIPEK, M. (eds.): *The New Uranium Mining Boom - Challenge and Lessons Learned*: 779–788; Berlin (Springer).
- VIJVER, M. G., SPIJKER, J., VINK, J. P. M. & POSTHUMA, L. (2008): Determining metal origins and availability in fluvial deposits by analysis of geochemical baselines and solid-solution partitioning measurements and modelling. – *Environmental Pollution* **156**: 832–839.
- VINK, R. J., BEHRENDT, H. & SALOMONS, W. (1999): Point and diffuse source analysis of heavy metals in the Elbe drainage area: Comparing heavy metal emissions with transported river loads. – *Hydrobiologia* **410**: 307–314.

8. Gehalte und Vorratsänderungen von Schwermetallen im Oberboden der ackerbaulich genutzten Bodendauerbeobachtungsflächen

CATHLEEN KNACKSTERDT, HEINRICH HÖPER & HUBERT GROH

8.1. Zusammenfassung

Alle zehn Jahre werden Bodeninventuren auf den landwirtschaftlich genutzten Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF-L) in Niedersachsen durchgeführt. Dazu wird je BDF-L von vier unterirdisch vermarkten Kernflächen Bodenmaterial mit einem N_{\min} -Bohrer entnommen. Nach der Aufbereitung werden die Bodenproben auf Schwermetalle analysiert.

Inzwischen liegen zwei bis drei solcher Bodeninventuren je BDF-L vor und geben einen Aufschluss über die Schwermetallgehalte im Boden und deren Veränderungen. In diesem Bericht werden ausschließlich die Schwermetalle Kupfer, Blei, Zink und Cadmium und deren Vorkommen im Oberboden von Ackerstandorten ausgewertet. Für die Einordnung der Schwermetallgehalte der BDF-L werden diese mit Hintergrundwerten von Niedersachsen verglichen. Einige BDF-L stechen durch besonders hohe oder besonders niedrige Schwermetallgehalte hervor. Hohe Gehalte können unter anderem auf eine geogene Grundbelastung oder einen Schwermetalleintrag in Auenbereichen durch historischen Bergbau zurückgeführt werden. Weiterhin können unterschiedliche Dichten des Bodens sowie die Durchmischung von Ober- und Unterboden im Rahmen eines Tiefenumbruches über eine mehr oder minder starke Verdünnung der eingetragenen Stoffe den Schwermetallgehalt der Böden beeinflussen.

Darüber hinaus wird die zeitliche Entwicklung der Schwermetallvorräte im Boden untersucht. Ein Anstieg der Vorräte im Oberboden ist unter anderem bei Kupfer und Zink zu erkennen, wohingegen sich die Vorräte von Cadmium und Blei nicht verändern. Als mögliche Ursache für

zunehmende Vorräte wird auf die Ausbringung von kupferhaltigen Pflanzenschutzpräparaten und Klärschlamm eingegangen. Vor allem im Ökolandbau werden kupferhaltige Pflanzenschutzpräparate zur Bekämpfung von Pilz- und Bakterienkrankheiten eingesetzt. Eine Ausbringung von Klärschlamm auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen führt nicht gleichermaßen bei allen Schwermetallen zu einer Erhöhung der Vorräte im Boden. Auch ist der Klärschlamm je nach Einzugsgebiet der Kläranlagen unterschiedlich stark mit Schwermetallen belastet.

Durch eine Klassifizierung der BDF-L nach bekannten Eintragsmustern ergeben sich im Median der Klassen Schwermetallvorratsveränderungen im Boden, die in etwa mit Schwermetallbilanzsalden aus der Bewirtschaftung übereinstimmen. Allerdings wird bei Zink im Median eine Zunahme der Bodenvorräte über alle BDF-L ermittelt, die nicht erklärt werden kann. Auch zeigen einzelne BDF-L deutliche Abweichungen von den Medianen der Eintragsklassen. Die Vorgehensweise stellt besondere Anforderungen an die Repräsentativität der Probenahme und die Reproduzierbarkeit der Analytik angesichts der Anforderung, Gehaltsveränderungen im Boden von weniger als 0,1 mg pro kg Boden und Jahr nachzuweisen. Die Langfristigkeit der Untersuchungen sowie die Möglichkeit, Rückstellproben nachzuuntersuchen, verbessern die Belastbarkeit der Ergebnisse erheblich.

8.2. Einleitung

Metalle mit einer Dichte von mehr als 5 g cm^{-3} werden als Schwermetalle bezeichnet. Einige Schwermetalle, wie zum Beispiel Kupfer und Zink, sind für Lebewesen essenziell. Cadmium und Blei werden hingegen von Lebewesen nicht benötigt. Schon leicht überhöhte Konzentrationen von essenziellen und nichtessenziellen Schwermetallen können bei Lebewesen toxisch wirken. Schwermetalle kommen in geringen Konzentrationen von Natur aus in der Umwelt vor (HEINTZ & REINHARDT 1990), können aber auch durch anthropogene Quellen in den Boden gelangen. Je nach Zusammensetzung der Ausgangsgesteine kann die natürliche Konzentration und der Anteil jedes Schwermetalls im Boden variieren (RUPPERT 1991).

In den Kristallgittern der Minerale sind die Schwermetalle im Gestein gebunden. Durch die Verwitterung werden die Schwermetalle aus der

kristallinen Struktur freigesetzt. Während der Bodenbildungsprozesse gehen diese im Laufe der Zeit in eine andere bodentypische Bindungsform über. Die Bindungsform bestimmt im Wesentlichen die Verfügbarkeit der Schwermetalle (KUNTZE & HERMS 1986). Es kann davon ausgegangen werden, dass mit steigendem Tonmineral- und Oxidanteil im Boden die Schwermetallgehalte steigen. Somit haben Tonböden höhere Schwermetallgehalte als beispielsweise Sandböden. Das Bindungsvermögen der Schwermetalle im Boden ist allerdings nicht ausschließlich von den Anteilen an Tonmineralen und Oxiden abhängig, sondern wird von weiteren Faktoren wie dem pH-Wert, der Austauschkapazität, dem Humusgehalt und der Wasserdurchlässigkeit beeinflusst (RUPPERT 1991). Das Verhalten und somit die Mobilität der Schwermetalle im Boden ist variabel. Mit sinkendem pH-Wert nimmt die Mobilität von Cadmium beispielsweise stärker zu als die Mobilität von Blei, welches im Boden stärker gebunden ist (KUNTZE & HERMS 1986).

Schwermetalle können im Boden nicht biologisch abgebaut werden. Bei einer geringen Mobilität der Schwermetalle besteht die Gefahr einer Anreicherung auf landwirtschaftlichen Flächen. Neben den natürlich vorkommenden Schwermetallgehalten im Boden werden durch anthropogene Quellen, wie beispielsweise Deposition, Wirtschaftsdünger, Klärschlamm und Pflanzenschutzmittel, Schwermetalle in den Boden eingetragen, wodurch die Gefahr der Anreicherung von Schwermetallen im Boden verstärkt wird. Durch eine hohe Mobilität und eine schwache Bindung der Schwermetalle an Bodenpartikel nimmt die Gefahr der Anreicherung von Schwermetallen im Boden ab, jedoch können in diesem Fall die Schwermetalle in das Grundwasser einsickern oder von den Pflanzen aufgenommen werden und somit in die Nahrungskette gelangen (ZETHNER, SATTELBERGER & HANUS-ILLNAR 2007).

Durch die Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen ist es möglich, die Veränderungen der Schwermetallgehalte im Boden im Laufe der Jahre zu untersuchen. Im vorliegenden Beitrag werden die Schwermetallgehalte im Oberboden der landwirtschaftlich genutzten Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF-L) unter Ackernutzung sowie die Konzentrations- und die Vorratsänderungen über die verschiedenen Zeiträume betrachtet. Dabei stellt sich die Frage, welche Faktoren die Veränderung der Schwermetallgehalte auf den BDF-L beeinflussen. Um

dieser Frage nachzugehen und um die Ergebnisse einordnen zu können, werden die Schwermetallgehalte dieser Flächen mit den Hintergrundwerten der Böden in Niedersachsen abgeglichen. Weiterhin wird diskutiert, inwieweit die Ausbringung von kupferhaltigen Pflanzenschutzmitteln und Klärschlamm sowie die Deposition aus der Luft Einfluss auf die Vorratsänderung der Schwermetalle im Boden nehmen.

8.3. Material und Methoden

8.3.1. Probennahme und Probenvorbereitung

Auf den landwirtschaftlich genutzten Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF-L) werden alle zehn Jahre Inventuren des Bodens durchgeführt. Bei der Grundinventur (GI), der ersten Wiederholungsinventur (WI1) und der zweiten Wiederholungsinventur (WI2) wurden die Bodenproben von Ackerstandorten aus einer Bodentiefe von 0–20 cm entnommen. Dazu wurden jeweils auf der zu beprobenden BDF-L vier fest vermarkte Kernflächen (16 m x 16 m) angelegt und je Kernfläche entlang der beiden Flächendiagonalen aus 16 Entnahmestellen mit einem N_{\min} -Bohrer (Innendurchmesser 35 mm) Bodenmaterial entnommen. Die Bodenproben wurden kühl gelagert und anschließend von Pflanzenresten und Steinen befreit, auf 8 mm gesiebt, gemischt und für eventuelle weitere Analysen aufgeteilt. Für die Schwermetallanalyse wurde das Probenmaterial bei $<40^{\circ}\text{C}$ getrocknet und, wenn notwendig, mit einem Laborbackenbrecher zerkleinert. Danach wurde das Bodengemenge auf <2 mm gesiebt. Zu beachten ist, dass die Analysen im Rahmen der zweiten Wiederholungsinventur noch nicht für alle BDF-L abgeschlossen sind, weshalb in diesem Bereich bei den Ergebnissen einige Lücken bleiben.

8.3.2. Analytik (Schwermetallgehalte im Boden nach Königswasserauszug)

Die Schwermetallgehalte wurden aus dem Königswasserauszug ermittelt. Der Königswasserauszug erfolgte in Anlehnung an DIN 38414-S7:1983-01. Die Quantifizierung der königswasserlöslichen Anteile der Schwermetallgehalte wurde bei allen bis Ende 2007 gewonnenen Bodenproben entweder mittels Flammen-Atomabsorptionsspektrometrie (F-AAS) oder durch optische Emissionsspektrometrie mittels induktiv gekoppelten Plasmas (ICP-OES) nach DIN ISO 11885 vorgenommen.

Die Schwermetallgehalte der Bodenproben ab 2008 sowie jene der Nachuntersuchungen der Grundinventur wurden aus dem Königswasserauszug in Anlehnung an DIN 38414-S7:1983-01 mittels Massenspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-MS) nach DIN EN ISO 17294-2:2005-02 bestimmt. Von jeder Bodenprobe werden Rückstellproben trocken aufbewahrt. Die Rückstellproben der Grundinventur wurden in einer Nachuntersuchung (GI_NU) mit der ICP-MS erneut analysiert. In der Diskussion werden diese neuen Ergebnisse der Nachuntersuchung der Grundinventur verwendet. In dem Bericht sind die Ergebnisse der Grundinventur der Vollständigkeit halber zusätzlich aufgeführt. Die einzige Ausnahme bildet Cadmium. Bei diesem Schwermetall werden die Ergebnisse der Grundinventuren und die Ergebnisse der ersten Wiederholungsinventur vor 2008 nicht berücksichtigt, da die Untersuchungen mit dem Flammen-Atomabsorptionsspektrometer Interferenzen zwischen Cadmium und Eisen aufwiesen und nicht die erforderliche niedrige Bestimmungsgrenze gewährleisten konnten. Die für die Vorratsermittlung benötigten Werte zur Rohdichte und zum Skelettgehalt stammen aus den Bestimmungen zur Grundinventur.

8.3.3. Auswertung und Statistik

Die Ergebnisse werden in drei Schritten ausgewertet. Der erste Schritt umfasst die Betrachtung der Schwermetallgehalte (mg kg^{-1}) der einzelnen BDF-L. Hierbei werden aus den Einzelwerten der vier Kernflächen die Mittelwerte und die Standardabweichungen für die Inventuren (GI, GI_NU, WI1, WI2) berechnet. Die Schwermetallgehalte von Kupfer, Zink, Blei und Cadmium wurden mit den Hintergrundwerten für

Niedersachsen verglichen (LABO 2017). Die Hintergrundwerte sind repräsentative, statistisch abgeleitete Werte für die Hintergrundgehalte eines Stoffes oder einer Stoffgruppe im Boden. Grundlage für die Hintergrundwerte sind die Gehalte der Böden von Standorten, die nach derzeitigem Kenntnisstand nicht oder nur diffus (z. B. durch großräumige Deposition) anthropogen belastet sind. Die Hintergrundwerte werden unter Angabe der statistischen Kenngröße, der Bezugsgrößen wie dem Ausgangsgestein der Bodenbildung, den Bodenhorizonten, den Bodeneigenschaften, der Nutzung und der Gebietsdifferenzierung ausgewiesen. Es liegen keine Hintergrundwerte für die Ausgangsgesteine Kalkstein (Kst), Moor (H), Auenlehm (Lf), Lehm (L) und Tonstein (Tst) vor. Somit konnten die Schwermetallgehalte einiger BDF-L nicht mit Hintergrundwerten verglichen werden (Kap. 8.4.1).

Im zweiten Schritt werden die Konzentrationsänderungen der einzelnen BDF-L untersucht. Die Konzentrationsänderung wurde in zwei Zeiträumen ermittelt. Der erste Zeitraum umfasst die Zeitspanne zwischen der Grundinventur, unter Verwendung der Analysenwerte aus der Nachuntersuchung, und der ersten Wiederholungsinventur (WI1-GI_NU). Der zweite Zeitraum erstreckt sich von der Grundinventur (ebenfalls Werte aus der Nachuntersuchung) bis zur zweiten Wiederholungsinventur (WI2-GI_NU). Die Konzentrationsänderung ($\text{mg kg}^{-1} \text{Jahr}^{-1}$) ergibt sich aus der Division der Änderung der Schwermetallgehalte innerhalb der genannten Zeiträume durch die zeitliche Differenz. Aus den Konzentrationsänderungen der einzelnen Kernflächen wurden Mittelwerte und Standardabweichungen je BDF-L gebildet (Kap. 8.4.2).

Im dritten Schritt wurde eine standortübergreifende Auswertung der mittleren Vorratsänderung ($\text{g ha}^{-1} \text{Jahr}^{-1}$) in den Zeiträumen WI1-GI_NU und WI2-GI_NU vorgenommen. Die Vorräte wurden unter Verwendung der Rohdichte und des Skelettgehaltes aus der Grundinventur ermittelt. Für gepflügte Ackerstandorte wurden Vorräte für den Pflughorizont (Ap) berechnet, dessen Mächtigkeit als Mittelwert aus den zwei bzw. drei Inventuren abgeleitet wurde. Hinweise auf eine Krümmenvertiefung ergaben sich nicht. Für nicht gepflügte Standorte wurde der Vorrat für die beprobte Schicht in 0 bis 0,2 m Tiefe ermittelt. Aus den mittleren Vorratsänderungen der einzelnen BDF-L für den jeweiligen Zeitraum wurden innerhalb von

Standortgruppen Mediane mit dem oberen und unteren Quartil gebildet und in Boxplot-Diagrammen veranschaulicht. Weiterhin sind in diesen Boxplot-Diagrammen die Minimal- und Maximalwerte abgebildet (Kap. 8.4.3). Dasselbe Prinzip wurde bei der Auswertung des Einflusses von Klärschlamm und kupferhaltigen Pflanzenschutzpräparaten auf die Vorratsänderung der Schwermetalle im Boden angewendet, nachdem jeweils Standortgruppen mit und ohne Einsatz von Klärschlamm oder Pflanzenschutzpräparat gebildet wurden. Dabei ist zu berücksichtigen, dass nur wenige Standorte mit Einsatz zur Verfügung standen. Für eine statistisch abgesicherte Analyse wären weitere Standorte notwendig (Kap. 8.5.1, 8.5.2).

Bei der Betrachtung der mittleren Vorratsänderung in den verschiedenen Zeiträumen und bei der Auswertung des Einflusses von kupferhaltigen Pflanzenschutzpräparaten und Klärschlamm auf die mittlere Vorratsänderung der Schwermetalle im Boden wurde der Standort Schladen aufgrund der hohen standortbedingten Belastungen und der Standort Hüde als Sonderstandort auf Moor herausgenommen (Kap. 8.4.3–8.5.2). Zusätzlich wurde die Fläche

Grönheimer Feld bei der Auswertung des Einflusses von Klärschlamm auf die Vorratsänderung von Kupfer im Boden bei der Kontrollgruppe von der Auswertung ausgeschlossen, da es auf diesem Standort zu der bekannten Kupferbelastung durch kupferhaltige Pflanzenschutzpräparate gekommen ist (Kap. 8.5.2).

8.4. Ergebnisse

8.4.1. Schwermetallgehalte (mg kg⁻¹)

Im Folgendem sind die Schwermetallgehalte (mg kg⁻¹) von Kupfer, Zink, Blei und Cadmium im Oberboden der ackerbaulich genutzten BDF-L an den verschiedenen Inventuren (GI, GI_NU, WI1, WI2) abgebildet. Zur Einordnung dieser Gehalte werden die Hintergrundwerte für Niedersachsen hinzugezogen. Einige BDF-L fallen durch besonders hohe oder niedrige Schwermetallgehalte oder durch eine große Streuung der Werte auf. In den Kapiteln 8.5.3 und 8.5.4 werden diese Auffälligkeiten zusammengefasst diskutiert.

Kupfer

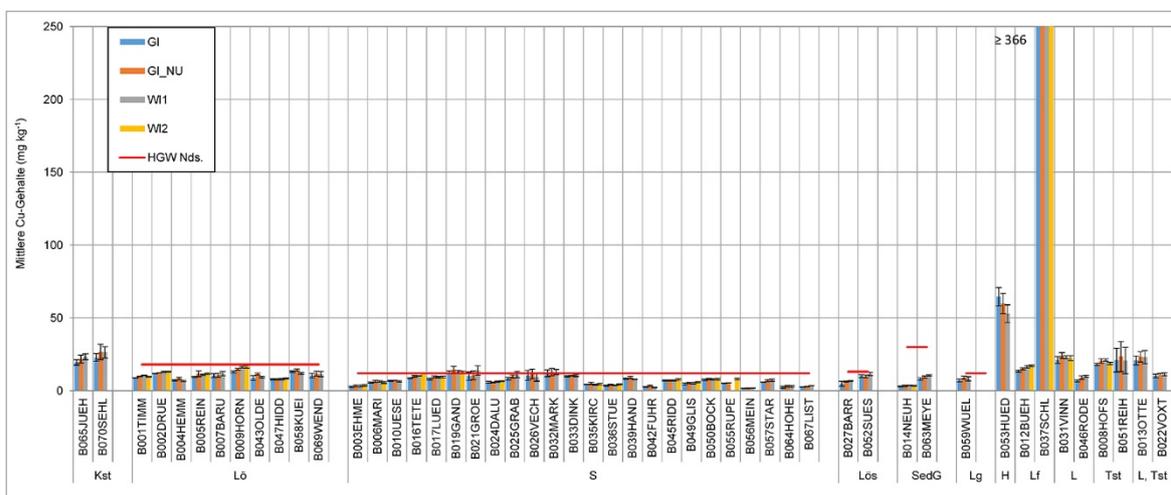


Abb. 8.1: Mittlere Cu-Gehalte (mg kg⁻¹) der BDF-L, aufgelistet nach den Ausgangsgesteinen: Kst (Kalkstein), L6 (L6ß), S (Sand), L6s (Sandl6ß), SedG (Sedimente im Gezeitenbereich), Lg (Geschiebelehm), H (Moor), Lf (Auenlehm), L (Lehm), Tst (Tonstein) und L, Tst (Lehm, Tonstein). Die Kupfergehalte wurden in den Inventuren GI (Grundinventur), GI_NU (Nachuntersuchung der Grundinventur), WI1 (erste Wiederholungsinventur) und WI2 (zweite Wiederholungsinventur) gemessen. Mit der roten Linie sind die Hintergrundwerte von Niedersachsen (HGWNds.) eingezeichnet (90 Perzentil) (LABO 2017).

Die mittleren Kupfergehalte der meisten BDF-L liegen zwischen 2 mg kg^{-1} und 27 mg kg^{-1} und überschreiten nur in wenigen Fällen und dann auch nur geringfügig die Hintergrundwerte der Böden (Abb. 8.1). Ausschließlich auf den Flächen in Ganderkesee (S⁺; L019GAND), Grönheimer Feld (S; L021GROE) und Markhausen (S; L032MARK) liegen in mindestens einer der Inventuren die mittleren Schwermetallgehalte über den Hintergrundwerten. Auffällig hohe Werte sind an den Standorten Schladen (Lf; L037SCHL) und Hüde (H; L053HUED) zu finden. Die Gehalte auf der Fläche in Schladen liegen im Mittel zwischen 366 mg kg^{-1} und 444 mg kg^{-1} . Hohe mittlere Kupfergehalte zwischen 53 mg kg^{-1} und 65 mg kg^{-1} sind auf der Niedermoorfläche in Hüde zu erkennen. Die BDF-L in Meinersen (S; L056MEIN) hat im Mittel die niedrigsten Kupfergehalte von 2 mg kg^{-1} .

Zink

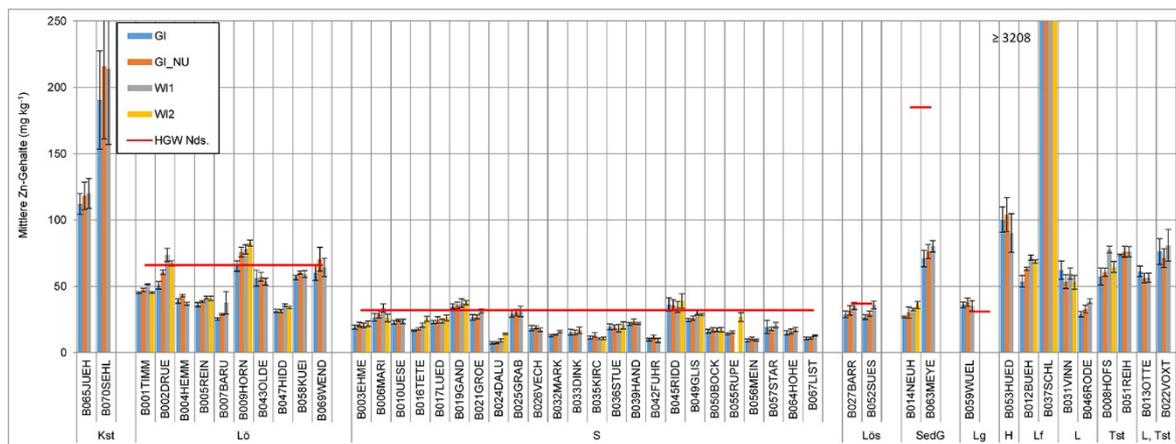


Abb. 8.2: Mittlere Zn-Gehalte (mg kg^{-1}) der BDF-L, aufgelistet nach den Ausgangsgesteinen: Kst (Kalkstein), Lö (Löß), S (Sand), Lös (Sandlöß), SedG (Sedimente im Gezeitenbereich), Lg (Geschiebelehm), H (Moor), Lf (Auenlehm), L (Lehm), Tst (Tonstein) und L, Tst (Lehm, Tonstein). Betrachtet wurden die Zinkgehalte in den Inventuren: GI (Grundinventur), GI_NU (Nachuntersuchung der Grundinventur), W1 (erste Wiederholungsinventur) und W2 (zweite Wiederholungsinventur). Mit der roten Linie sind die Hintergrundwerte von Niedersachsen (HGW Nds.) eingezeichnet (90 Perzentil) (LABO 2017).

Die mittleren Zinkgehalte der meisten BDF-L liegen zwischen 7 mg kg^{-1} und 120 mg kg^{-1} (Abb. 8.2). Auffällig hohe Werte sind auf den Flächen in Schladen (Lf; L037SCHL) und in

Sehlde (Kst; L070SEHL) zu erkennen. In Schladen liegen die Zinkgehalte im Mittel zwischen 3208 mg kg^{-1} und 4154 mg kg^{-1} . In Sehlde erreichen die Zinkgehalte im Boden im Mittel einen Höchstwert von 216 mg kg^{-1} . Geringe mittlere

* Im Folgenden wird bei Bezug auf Abbildungen, bei denen die Standorte nach Ausgangsgestein gelistet werden, das Kürzel des Ausgangsgesteins vorangestellt.

Zinkgehalte wurden zum Beispiel auf den Flächen im Dalumer Moor (S; L024DALU), in Fuhrberg (S; L042FUHR) und in Meinersen (S; L056MEIN) gemessen. Auf der Fläche in Sehlede ist eine große Streuung der Werte festzustellen. Die mittleren Zinkgehalte der BDF-L liegen, im Gegensatz zu den mittleren Kupfer-

gehalten, häufiger leicht über den Hintergrundwerten der Böden, so wie es beispielsweise in Drütte (Lö; L002DRUE), Hornburg (Lö; L009HORN), Ganderkese (S; L019GAND), Riddagshausen (S; L045RIDD) und Wülferode-Kronsberg (Lg; L059WUEL) der Fall ist.

Blei

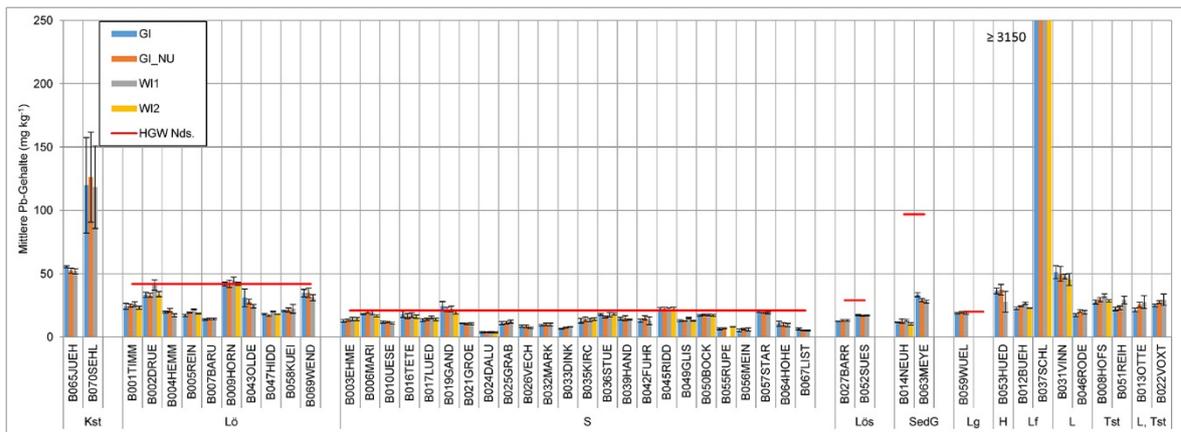


Abb. 8.3: Mittlere Pb-Gehalte der BDF-L, aufgelistet nach den Ausgangsgesteinen: Kst (Kalkstein), Lö (Löß), S (Sand), Lös (Sandlöß), SedG (Sedimente im Gezeitenbereich), Lg (Geschiebelehm), H (Moor), Lf (Auenlehm), L (Lehm), Tst (Tonstein) und L, Tst (Lehm, Tonstein). Gemessen wurden die Bleigealte in den Inventuren GI (Grundinventur), GI_NU (Nachuntersuchung der Grundinventur), W1 (erste Wiederholungsinventur) und W2 (zweite Wiederholungsinventur). Mit der roten Linie sind die Hintergrundwerte von Niedersachsen (HGW Nds.) eingezeichnet (90 Perzentil) (LABO 2017).

Die Bleigealte liegen auf den meisten BDF-L im Mittel zwischen 4 mg kg^{-1} und 55 mg kg^{-1} (Abb. 8.3). Wie auch schon zuvor bei den Zinkgehalten zu erkennen ist, bilden die Flächen in Schladen (Lf; L037SCHL) und Sehlede (Kst; L070SEHL) Ausreißer und haben deutlich höhere mittlere Bleigealte als die restlichen BDF-L. In Schladen liegen die mittleren Bleigealte zwischen 3150 mg kg^{-1} und 3645 mg kg^{-1} und in Sehlede zwischen 118 mg kg^{-1} und 126 mg kg^{-1} . In Hornburg (Lö; L009HORN), Ganderkese (S; L019GAND) und Riddagshausen (S; L045RIDD) überschreiten die mittleren Bleigealte der Böden die Hintergrundwerte geringfügig. Die geringsten mittleren Bleigealte sind im Dalumer Moor (S; L024DALU) vorzufinden. Die Bleigealte der Fläche in Sehlede weisen eine große Streuung der Werte auf.

Cadmium

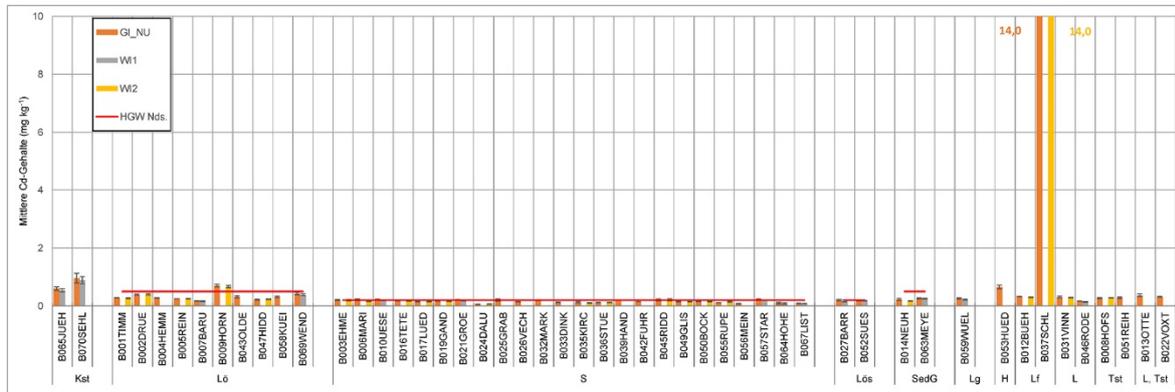


Abb. 8.4: Mittlere Cd-Gehalte der BDF-L, aufgelistet nach den Ausgangsgesteinen: Kst (Kalkstein), LÖ (Löß), S (Sand), LÖs (Sandlöß), SedG (Sedimente im Gezeitenbereich), Lg (Geschiebelehm), H (Moor), Lf (Auenlehm), L (Lehm), Tst (Tonstein) und L, Tst (Lehm, Tonstein). Gemessen wurden die Cadmiumgehalte in den Inventuren GI_NU (Nachuntersuchung der Grundinventur), W11 (erste Wiederholungsinventur ab 2008) und W12 (zweite Wiederholungsinventur). Mit der roten Linie sind die Hintergrundwerte von Niedersachsen (HGW Nds.) eingezeichnet (90 Perzentil) (LABO 2017).

Die mittleren Cadmiumgehalte liegen auf den meisten BDF-L zwischen $0,06 \text{ mg kg}^{-1}$ und $0,9 \text{ mg kg}^{-1}$ (Abb. 8.4). Die Fläche in Schladen (Lf; L037SCHL) hat im Vergleich zu den anderen BDF-L viel höhere mittlere Cadmiumgehalte von $14,0 \text{ mg kg}^{-1}$ im Boden. Auf der Fläche in Hornburg (Lö; L009HORN) wird mit einem mittleren Cadmiumgehalt von $0,7 \text{ mg kg}^{-1}$ der Hintergrundwert deutlich überschritten. Im Vergleich zu anderen BDF-L etwas höhere mittlere Cadmiumgehalte haben die Flächen in Sehle (Kst; L070SEHL) und in Hüde (H; L053HUED). Die niedrigsten mittleren Cadmiumgehalte sind im Dalumer Moor (S; L024DALU) zu erkennen.

8.4.2. Konzentrationsänderung ($\text{mg kg}^{-1} \text{Jahr}^{-1}$) der Schwermetalle

Die mittleren Konzentrationsänderungen ($\text{mg kg}^{-1} \text{Jahr}^{-1}$) von Kupfer, Zink, Blei und Cadmium werden in den folgenden vier Abbildungen dargestellt. Auf den BDF-L sind sowohl negative als auch positive Konzentrationsänderungen zu erkennen. Bei der Betrachtung der Ergebnisse fällt auf, dass vor allem Hüde (H; L053HUED) und Schladen (Lf; L037SCHL) im Vergleich zu den anderen BDF-L besonders starke Konzentrationsänderungen aufweisen. In der Diskussion (Kap. 8.5.3, 8.5.4) werden die Ergebnisse dieser beiden Standorte elementübergreifend analysiert.

Kupfer

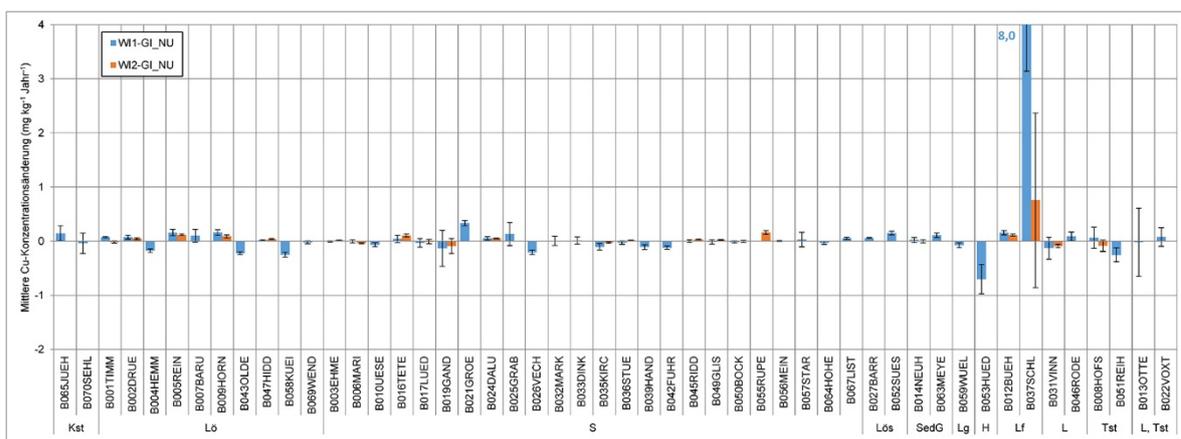


Abb. 8.5: Mittlere Konzentrationsänderung ($\text{mg kg}^{-1} \text{Jahr}^{-1}$) von Kupfer (Cu), bestimmt für den Zeitraum zwischen der Nachuntersuchung der Grundinventur und der ersten Wiederholungsinventur (WI1-GI_NU) und für den Zeitraum zwischen der Nachuntersuchung der Grundinventur und der zweiten Wiederholungsinventur (WI2-GI_NU). Ausgangsgesteine: Kst (Kalkstein), L6 (Löß), S (Sand), L6s (Sandlöß), SedG (Sedimente im Gezeitenbereich), Lg (Geschiebelehm), H (Moor), Lf (Auenlehm), L (Lehm), Tst (Tonstein) und L, Tst (Lehm, Tonstein).

Die mittleren Konzentrationsänderungen von Kupfer liegen bei den meisten Standorten zwischen $-0,25 \text{ mg kg}^{-1} \text{Jahr}^{-1}$ und $0,3 \text{ mg kg}^{-1} \text{Jahr}^{-1}$ (Abb. 8.5). Die Standorte Schladen (Lf; L037SCHL) und Hüde (H; L053HUED) bilden im Vergleich zu den anderen BDF-L eine Ausnahme. Zu sehen ist, dass der Standort Schladen die größten mittleren positiven Konzentrationsänderungen von Kupfer hat. In dem Zeitraum WI1-GI_NU liegt die mittlere Konzentrationsänderung auf der Fläche in Schladen bei $8,0 \text{ mg kg}^{-1} \text{Jahr}^{-1}$, und in dem Zeitraum WI2-GI_NU

liegt die mittlere Konzentrationsänderung bei $0,75 \text{ mg kg}^{-1} \text{Jahr}^{-1}$. Es ist zu berücksichtigen, dass für den zweiten Zeitraum am Standort Schladen die Standardabweichung größer ist als der Mittelwert. Mit einer großen mittleren negativen Konzentrationsänderung von $-0,7 \text{ mg kg}^{-1} \text{Jahr}^{-1}$ in dem Zeitraum WI1-GI_NU bildet Hüde (H; L053HUED) ebenfalls eine Ausnahme zu den restlichen Standorten. In dem Kapitel 8.5.4 wird dieser Aspekt weiter diskutiert. Die Fläche in Ottenstein (L, Tst; L013OTTE) fällt durch eine große Streuung der Werte auf.

Zink

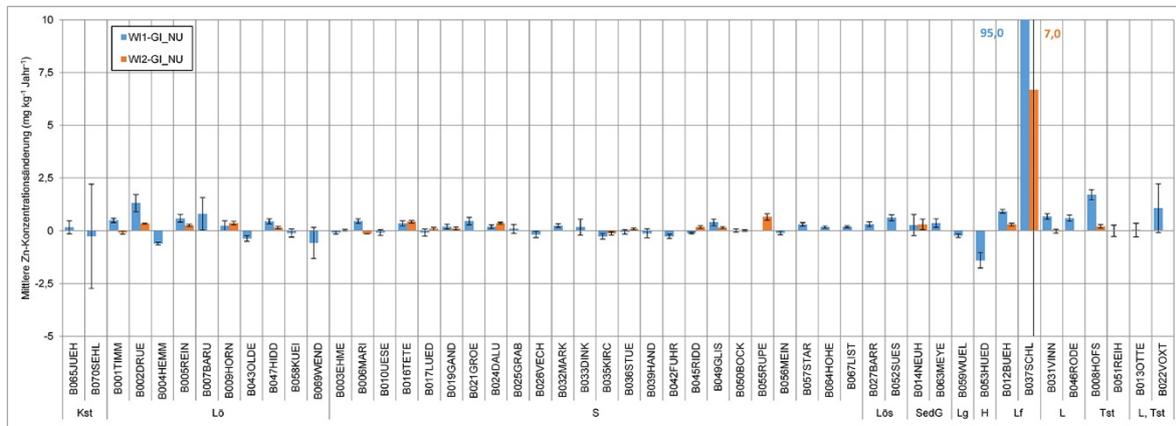


Abb. 8.6: Mittlere Konzentrationsänderung von Zink (Zn), bestimmt für den Zeitraum zwischen der Nachuntersuchung der Grundinventur und der ersten Wiederholungsinventur (W11-GI_NU) und für den Zeitraum zwischen der Nachuntersuchung der Grundinventur und der zweiten Wiederholungsinventur (W12-GI_NU). Ausgangsgesteine: Kst (Kalkstein), Lö (Löß), S (Sand), Lös (Sandlöß), SedG (Sedimente im Gezeitenbereich), Lg (Geschiebelehm), H (Moor), Lf (Auenlehm), L (Lehm), Tst (Tonstein) und L, Tst (Lehm, Tonstein).

Die mittleren Konzentrationsänderungen von Zink liegen bei den meisten BDF-L zwischen $-1,4 \text{ mg kg}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ und $1,7 \text{ mg kg}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ (Abb. 8.6). Im Vergleich zu den anderen BDF-L bildet auch hier der Standort Schladen (Lf; L037SCHL) einen Ausreißer. Die Fläche in Schladen hat mit einer mittleren Konzentrationsänderung von $95,0 \text{ mg kg}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ in dem Zeitraum W11-GI_NU und von $7,0 \text{ mg kg}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ in dem Zeitraum W12-GI_NU mit Abstand die größten mittleren Konzentrationsänderungen. Zu beachten ist, dass der Mittelwert in dem Zeitraum W12-GI_NU eine starke Streuung aufweist. Weiterhin ist auf den Flächen in Sehle (Kst; L070SEHL) und Voxtrup (L, Tst; L022VOXT) eine große Streuung der Werte zu erkennen.

Blei

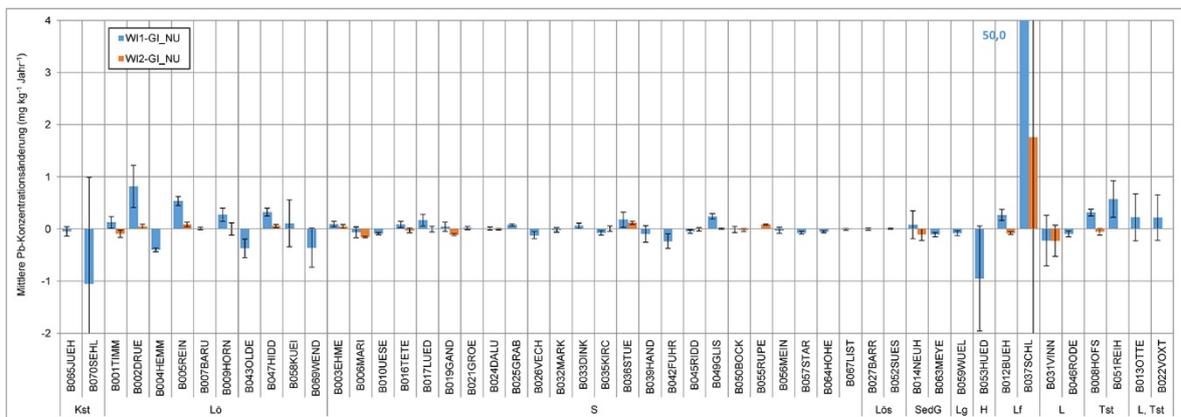


Abb. 8.7: Mittlere Konzentrationsänderung von Blei (Pb), bestimmt für den Zeitraum zwischen der Nachuntersuchung der Grundinventur und der ersten Wiederholungsinventur (W11-GI_NU) und für den Zeitraum zwischen der Nachuntersuchung der Grundinventur und der zweiten Wiederholungsinventur (W12-GI_NU). Ausgangsgesteine: Kst (Kalkstein), Lö (Löß), S (Sand), Lös (Sandlöß), SedG (Sedimente im Gezeitenbereich), Lg (Geschiebelehm), H (Moor), Lf (Auenlehm), L (Lehm), Tst (Tonstein) und L, Tst (Lehm, Tonstein).

Auf den meisten BDF-L liegen die mittleren Konzentrationsänderungen von Blei zwischen $-0,4 \text{ mg kg}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ und $0,8 \text{ mg kg}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ (Abb. 8.7). Wie schon zuvor bei der Betrachtung der mittleren Konzentrationsänderungen von Kupfer und Zink festgestellt wurde, ist die mittlere Blei-Konzentrationsänderung auf der Fläche in Schladen (Lf; L037SCHL) am größten und bildet im Vergleich zu den anderen BDF-L einen Ausreißer. Auf diesem Standort kam es in dem Zeitraum W11-GI_NU im Mittel zu einer Konzentrationsänderung von $50,0 \text{ mg kg}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ und in dem Zeitraum W12-GI_NU im Mittel zu einer Konzentrationsänderung von $1,8 \text{ mg kg}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$. Weiterhin auffällig sind die Standorte Hüde (H; L053HUED) und Sehlide (Kst; L070SEHL). Mit einer mittleren Konzentrationsänderung von ca. $-1 \text{ mg kg}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ zeigt sich, dass diese beiden Flächen eine große negative Konzentrationsänderung haben. Es ist zu beachten, dass unter anderem in Schladen (W12-GI_NU), Sehlide und Hüde die Standardabweichungen größer als der Mittelwert sind.

Cadmium

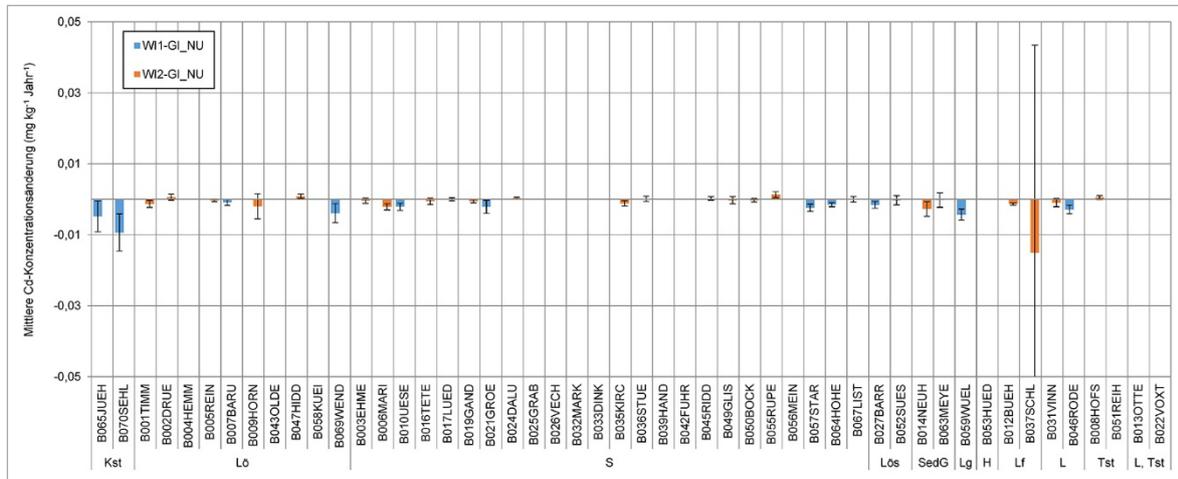


Abb. 8.8: Mittlere Konzentrationsänderung von Cadmium (Cd), bestimmt für den Zeitraum zwischen der Nachuntersuchung der Grundinventur und der ersten Wiederholungsinventur (ab 2008) (W11-GI_NU) und für den Zeitraum zwischen der Nachuntersuchung der Grundinventur und der zweiten Wiederholungsinventur (W12-GI_NU). Ausgangsgesteine: Kst (Kalkstein), LÖ (Löß), S (Sand), Lös (Sandlöß), SedG (Sedimente im Gezeitenbereich), Lg (Geschiebelehm), H (Moor), Lf (Auenlehm), L (Lehm), Tst (Tonstein) und L, Tst (Lehm, Tonstein).

Die mittleren Konzentrationsänderungen von Cadmium liegen bei den meisten BDF-L zwischen $-0,009 \text{ mg kg}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ und $0,001 \text{ mg kg}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ (Abb. 8.8). Auffällig ist die Fläche in Schladen (Lf; L037SCHL). Auf diesem Standort sind die mittleren negativen Konzentrationsänderungen von $-0,015 \text{ mg kg}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ am größten. Die Standardabweichung ist jedoch deutlich größer als der Mittelwert.

8.4.3. Mittlere Vorratsänderung (g ha⁻¹ Jahr⁻¹) der Schwermetalle

Im Folgenden sind die Mediane der mittleren Vorratsänderungen (g ha⁻¹ Jahr⁻¹) von Kupfer, Zink, Blei und Cadmium über alle BDF-L in Boxplot-Diagrammen abgebildet. Betrachtet wurde zum einen der Zeitraum WI1-GI_NU und zum anderen der Zeitraum WI2-GI_NU.

Kupfer

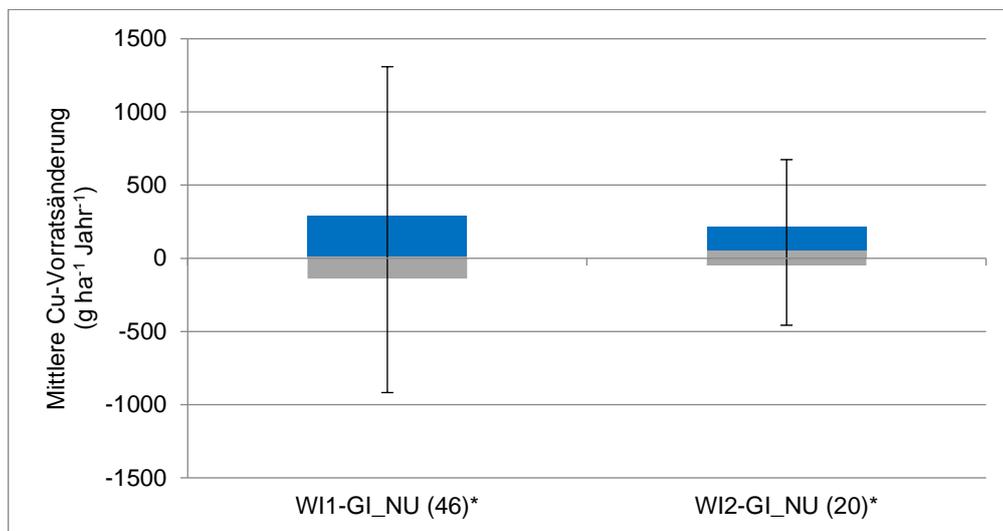


Abb. 8.9: Statistische Kennwerte der Vorratsänderung (g ha⁻¹ Jahr⁻¹) von Kupfer (Cu) im Oberboden im Zeitraum zwischen der Nachuntersuchung der Grundinventur und der ersten Wiederholungsinventur (WI1-GI_NU) und im Zeitraum zwischen der Nachuntersuchung der Grundinventur und der zweiten Wiederholungsinventur (WI2-GI_NU). Dargestellt ist der Median mit dem oberen und unteren Quartil sowie die Minimal- und Maximalwerte. In Klammern steht die Anzahl der einbezogenen Standorte (* ohne die Standorte Schladen (L037SCHL) und Hüde (L053HUED)).

Der Median der mittleren Vorratsänderung liegt in dem Zeitraum WI1-GI_NU nahe Null (Abb. 8.9). Es ist in diesem Zeitraum auf den meisten BDF-L kaum zu einer Vorratsänderung gekommen. In dem Zeitraum WI2-GI_NU liegt der Median der mittleren Vorratsänderung geringfügig über Null und damit etwas höher als im Zeitraum WI1-GI_NU.

Zink

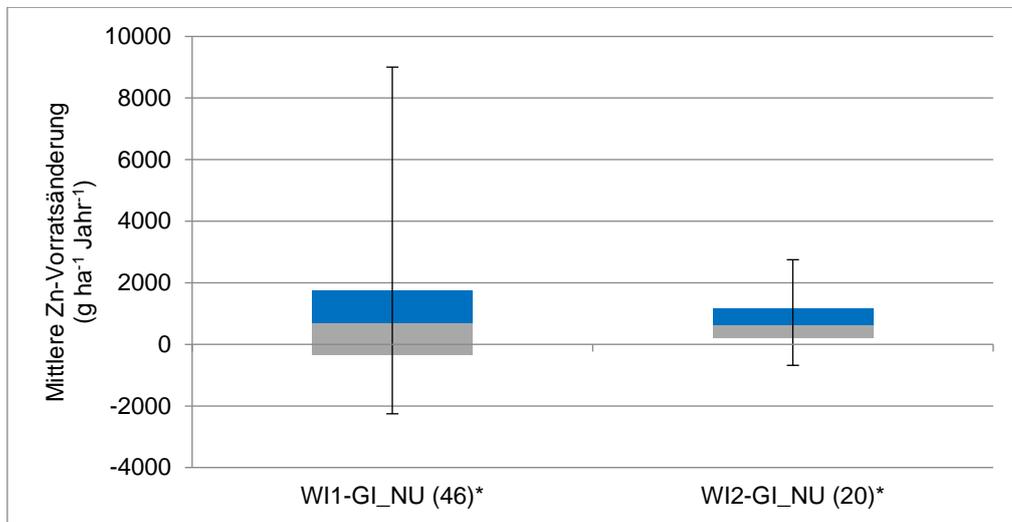


Abb. 8.10: Statistische Kennwerte der Vorratsänderung ($\text{g ha}^{-1} \text{Jahr}^{-1}$) von Zink (Zn) im Boden in dem Zeitraum zwischen der Nachuntersuchung der Grundinventur und der ersten Wiederholungsinventur (W11-GI_NU) und in dem Zeitraum zwischen der Nachuntersuchung der Grundinventur und der zweiten Wiederholungsinventur (W12-GI_NU). Dargestellt ist der Median mit dem oberen und unteren Quartil sowie die Minimal- und Maximalwerte. In Klammern steht die Anzahl der einbezogenen Standorte (* ohne die Standorte Schladen (L037SCHL) und Hüde (L053HUED)).

Der Median der mittleren Vorratsänderung von Zink im Zeitraum W11-GI_NU liegt bei $709 \text{ g ha}^{-1} \text{Jahr}^{-1}$ und somit leicht über dem Median des zweiten Zeitraumes W12-GI_NU von $640 \text{ g ha}^{-1} \text{Jahr}^{-1}$ (Abb. 8.10). Folglich ist zu sehen, dass im Median die mittleren Zinkvorräte im Boden mit der Zeit zunehmen.

Blei

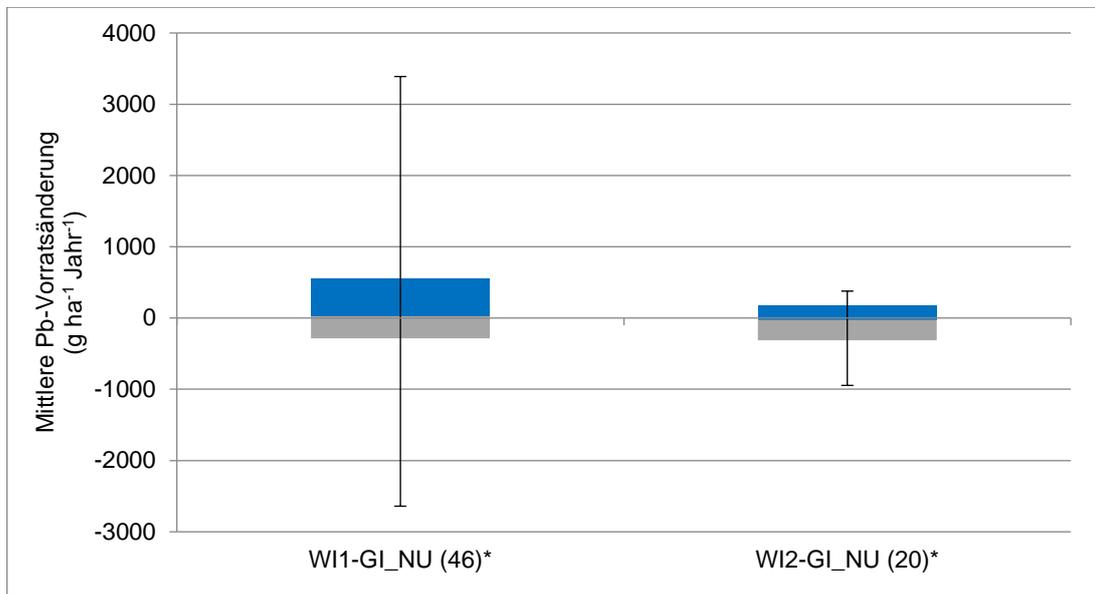


Abb. 8.11: Statistische Kennwerte der Vorratsänderung ($\text{g ha}^{-1} \text{Jahr}^{-1}$) von Blei (Pb) im Boden in dem Zeitraum zwischen der Nachuntersuchung der Grundinventur und der ersten Wiederholungsinventur (WI1-GI_NU) und in dem Zeitraum zwischen der Nachuntersuchung der Grundinventur und der zweiten Wiederholungsinventur (WI2-GI_NU). Dargestellt ist der Median mit dem oberen und unteren Quartil sowie die Minimal- und Maximalwerte. In Klammern steht die Anzahl der einbezogenen Standorte (* ohne die Standorte Schladen (L037SCHL) und Hüde (L053HUED)).

Im Gegensatz zu Zink und ähnlich wie beim Kupfer ist der Median der mittleren Vorratsänderung von Blei in beiden Zeiträumen auf einem stabilen niedrigen Niveau, in etwa bei Null. Dies zeigt, dass es in den vergangenen dokumentierten Jahren keine nennenswerten Vorratsänderungen von Blei auf den meisten BDF-L gab (Abb. 8.11).

Cadmium

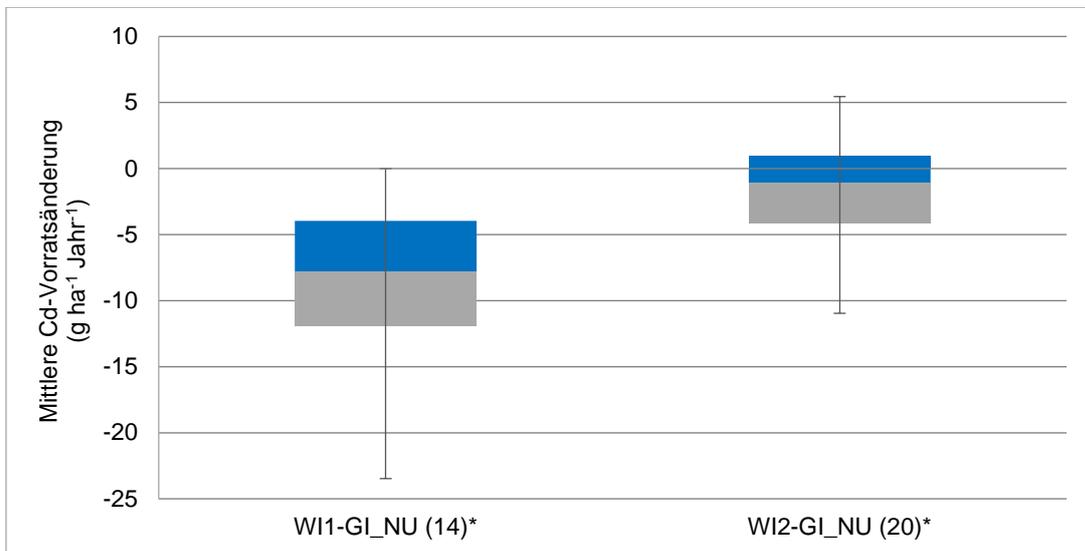


Abb. 8.12: Statistische Kennwerte der Vorratsänderung ($\text{g ha}^{-1} \text{Jahr}^{-1}$) von Cadmium (Cd) im Boden in dem Zeitraum zwischen der Nachuntersuchung der Grundinventur und der ersten Wiederholungsinventur (ab 2008) (WI1-GI_NU) und in dem Zeitraum zwischen der Nachuntersuchung der Grundinventur und der zweiten Wiederholungsinventur (WI2-GI_NU). Dargestellt ist der Median mit dem oberen und unteren Quartil sowie die Minimal- und Maximalwerte. In Klammern steht die Anzahl der einbezogenen Standorte (* ohne die Standorte Schladen (L037SCHL) und Hüde (L053HUED)).

Die Vorratsänderung von Cadmium ist im Gegensatz zu den Vorratsänderungen von Blei auf keinem stabilen Niveau. In dem Zeitraum WI1-GI_NU zeigt sich im Median eine Abnahme des Vorrates um $-8 \text{ g ha}^{-1} \text{Jahr}^{-1}$, und in dem Zeitraum WI2-GI_NU ist der Median der mittleren Vorratsänderung bei $-1 \text{ g ha}^{-1} \text{Jahr}^{-1}$ (Abb. 8.12). Folglich ist zu erkennen, dass Cadmium im Boden im ersten Zeitraum zu einer Abnahme tendiert, was jedoch über den längeren zweiten Zeitraum nicht beobachtet werden kann. Zu berücksichtigen ist, dass angesichts der sehr niedrigen Cadmiumgehalte im Boden analytische Einflüsse, vor allem für den ersten Zeitraum (WI1-GI_NU), nicht auszuschließen sind. Für eine sichere Auswertung der Cadmiumgehalte im Boden sind längere Zeitreihen erforderlich.

8.5. Diskussion

8.5.1. Einfluss von kupferhaltigen Pflanzenschutzpräparaten auf die Vorratsänderung von Kupfer im Boden

Im Ökolandbau werden kupferhaltige Pflanzenschutzpräparate eingesetzt, um Pilz- und Bakterienkrankheiten zu bekämpfen und somit die Erträge und Qualitäten zu sichern. Vorwiegend kommen Kupferpräparate in den Dauerkulturen Hopfen, Wein und Obst sowie der Ackerbaukultur Kartoffel zum Einsatz. Auch wenn in den letzten Jahren nach Alternativen geforscht wurde, kann derzeit offensichtlich noch nicht vollständig auf den Einsatz von kupferhaltigen Pflanzenschutzpräparaten im Ökolandbau verzichtet werden (KÜHNE, STRASSEMEYER & ROSSBERG 2009).

Im folgenden Boxplot-Diagramm ist die mittlere Vorratsänderung von Kupfer im Boden in Abhängigkeit von der Ausbringung kupferhaltiger Pflanzenschutzmittel dargestellt (Abb. 8.13). Betrachtet wurde der Zeitraum W11-GI_NU und der Zeitraum W12-GI_NU. Es steht nur der Standort Grönheimer Feld (L021GROE) mit Einsatz der Pflanzenschutzmittel für die Auswertung zur Verfügung, weshalb die Ergebnisse nicht repräsentativ sind.

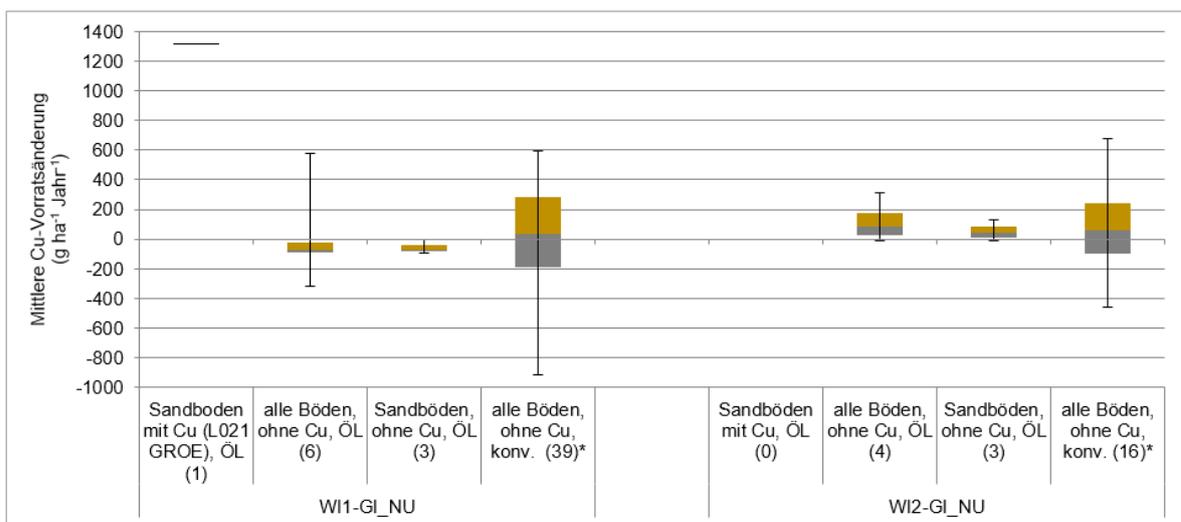


Abb. 8.13: Statistische Kennwerte der Vorratsänderung (g ha⁻¹ Jahr⁻¹) von Kupfer (Cu) im Boden in Abhängigkeit von der Ausbringung kupferhaltiger Pflanzenschutzpräparate. Dargestellt ist der Median sowie das obere und untere Quartil und die Minimal- und Maximalwerte. Betrachtet wurde für die Varianten (Sandboden mit Cu (L021GROE), ÖL; alle Böden ohne Cu, ÖL; Sandböden ohne Cu, ÖL; alle Böden ohne Cu, konv.) der Zeitraum zwischen der Nachuntersuchung der Grundinventur und der ersten Wiederholungsinventur (W11-GI_NU) und der Zeitraum zwischen der Nachuntersuchung der Grundinventur und der zweiten Wiederholungsinventur (W12-GI_NU). ÖL: Ökolandbau; konv.: konventionelle Bewirtschaftung. In Klammern ist die Anzahl der Standorte aufgeführt (* ohne die Standorte Schladen (L037SCHL) und Hüde (L053HUED)).

Es ist zu erkennen, dass der Einsatz von kupferhaltigen Pflanzenschutzpräparaten in dem Zeitraum W11-GI_NU zu einer hohen mittleren Vorratsänderung von $1309 \text{ g ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ (L021GROE) führt. Auf einen Bilanzüberschuss für Kupfer in ähnlicher Größenordnung kommen KAMERMANN, HÖPER & GROH (2015) bei der Berechnung der jährlichen Stoffbilanzen der Schwermetalle auf den BDF-L. In dem Zeitraum von 1998 bis 2006 wurde für Kupfer am Standort Grönheimer Feld (L021GROE) ein jährlicher Saldo von $781 \text{ g ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ ermittelt (KAMERMANN, HÖPER & GROH 2015). Die Mediane der mittleren Vorratsänderungen auf allen Böden ($n = 6$) und auf den Sandböden ($n = 3$) der ökologisch bewirtschafteten BDF-L, jeweils ohne Kupfereinsatz, sind deutlich niedriger. Auch auf den konventionell bewirtschafteten BDF-L ohne Einsatz kupferhaltiger Pflanzenschutzpräparate ($n = 39$) liegt der Median der mittleren Vorratsänderung in dem Zeitraum W11-GI_NU mit $36 \text{ g ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ und in dem Zeitraum W12-GI_NU mit $58 \text{ g ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ deutlich niedriger als auf der ökologischen Fläche Grönheimer Feld (L021GROE) mit Einsatz dieser Präparate. In dem Zeitraum W12-GI_NU sind noch keine Daten für die Vorratsänderung von Kupfer im Boden durch Ausbringung von kupferhaltigen Pflanzenschutzpräparaten vorhanden.

Zu dem gleichen Ergebnis kam auch die Nationale Bodenbeobachtung der Schweiz (NABO). Die NABO betreibt seit Mitte 1980 ein Messnetz aus derzeit 103 Dauerbeobachtungsstandorten in der Schweiz. Aus dem Bericht der NABO geht hervor, dass die höchsten Kupfergehalte auf den Standorten mit Rebbau sowie auf den Flächen mit Obst- und Gemüsebau vorzufinden sind. Die hohe Kupferbelastung der Flächen liegt vermutlich in der jahrelangen Anwendung von kupferhaltigen Pflanzenschutzpräparaten (GUBLER et al. 2015).

8.5.2. Einfluss von Klärschlamm auf die Vorratsänderung der Schwermetalle im Boden

In der Landwirtschaft dient der Einsatz von Klärschlamm vor allem der Pflanzenernährung. Klärschlamm enthält eine Reihe von wichtigen Nährstoffen. Vor allem Phosphor, welcher ebenfalls im Klärschlamm enthalten ist, macht den Einsatz von Klärschlamm in der Landwirtschaft seit vielen Jahren interessant. Phosphor ist eine endliche Ressource und für Menschen, Tiere und Pflanzen ein essenzieller Nährstoff. Doch neben vielen positiven Inhaltsstoffen enthält Klärschlamm auch toxische Schadstoffe (UBA 2015). Welche Auswirkungen die Klärschlammdüngung auf den Boden hat, wird im Folgendem anhand der BDF-L diskutiert.

Die Abbildungen 8.14–8.17 stellen die mittleren Vorratsänderungen von Kupfer, Zink, Blei und Cadmium in Abhängigkeit von der Klärschlammdüngung in Boxplot-Diagrammen dar. Betrachtet wurde der Zeitraum W11-GI_NU sowie der Zeitraum W12-GI_NU. Zu berücksichtigen ist, dass für den ersten Zeitraum nur zwei Standorte und für den zweiten Zeitraum nur ein Standort zur Verfügung standen. Die Ergebnisse können nicht als repräsentativ für alle mit Klärschlamm beaufschlagten Böden angesehen werden, geben jedoch einen Hinweis auf den Zusammenhang zwischen Klärschlammdüngung und Schwermetallanreicherung im Boden.

Kupfer

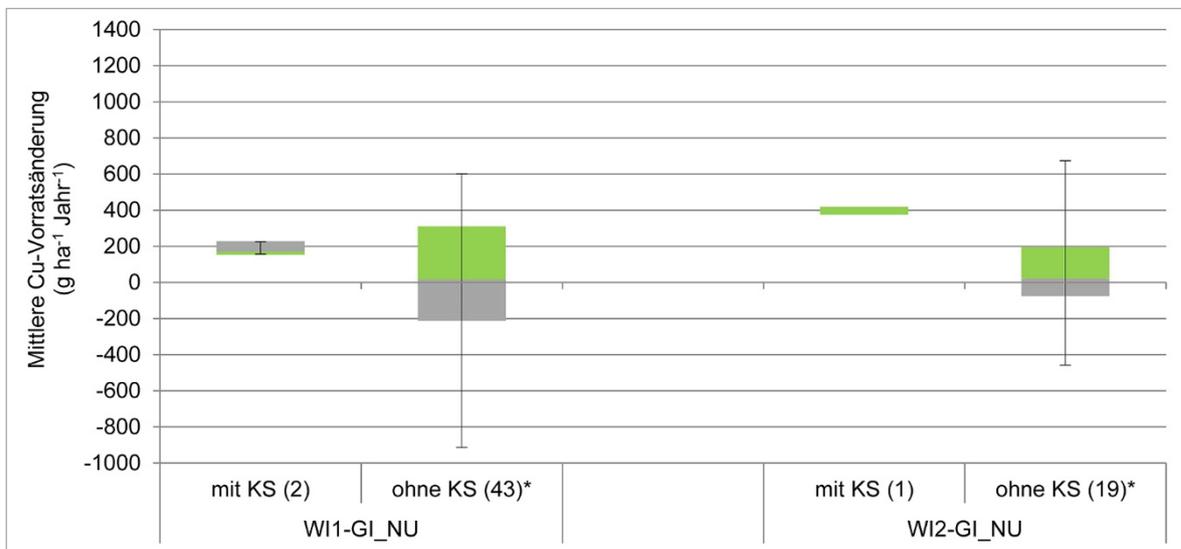


Abb. 8.14: Statistische Kennwerte der Vorratsänderung ($\text{g ha}^{-1} \text{Jahr}^{-1}$) von Kupfer (Cu) im Boden in Abhängigkeit von der Klärslammdüngung (KS). Dargestellt sind der Median sowie das obere und untere Quartil und die Minimal- und Maximalwerte. Betrachtet wurde für beide Varianten (mit KS und ohne KS) der Zeitraum zwischen der Nachuntersuchung der Grundinventur und der ersten Wiederholungsinventur (WI1-GI_NU) und der Zeitraum zwischen der Nachuntersuchung der Grundinventur und der zweiten Wiederholungsinventur (WI2-GI_NU). In Klammern ist die Anzahl der Flächen aufgeführt (* ohne die Standorte Schladen (L037SCHL), Hüde (L053HUED) und Grönheimer Feld (L021GROE)).

In dem Zeitraum WI1-GI_NU liegt der Median der mittleren Vorratsänderung bei regelmäßiger Durchführung einer Klärslammdüngung bei $191 \text{ g ha}^{-1} \text{Jahr}^{-1}$ (L016TETE und L027BARR), und in dem Zeitraum WI2-GI_NU liegt die mittlere Vorratsänderung auf der Fläche mit einer Klärslammdüngung bei $397 \text{ g ha}^{-1} \text{Jahr}^{-1}$ (nur L016TETE) (Abb. 8.14). Ein Abgleich mit den Stoffbilanzen der BDF-L von KAMERMANN, HÖPER & GROH (2015) zeigt, dass die berechneten jährlichen Salden auf einem Niveau mit ähnlicher Größenordnung wie die hier betrachteten Vorratsänderungen liegen. Auf dem Standort Tetendorf (L016TETE) wurde für den Zeitraum von 1993 bis 2001 ein jährlicher Saldo von $98 \text{ g ha}^{-1} \text{Jahr}^{-1}$ errechnet. In Barrien (L027BARR) liegt der berechnete jährliche Saldo in dem Zeitraum von 1997 bis 2006 bei $335 \text{ g ha}^{-1} \text{Jahr}^{-1}$

(KAMERMANN, HÖPER & GROH 2015). Ohne Klärslammdüngung liegt der Median der mittleren Vorratsänderungen in dem Zeitraum WI1-GI_NU bei $2,0 \text{ g ha}^{-1} \text{Jahr}^{-1}$ und in dem Zeitraum WI2-GI_NU bei $43 \text{ g ha}^{-1} \text{Jahr}^{-1}$. Auf den Flächen ohne eine Klärslammdüngung ist fast keine oder nur eine sehr geringfügige Vorratsänderung festzustellen. Somit lässt sich die Tendenz erkennen, dass es durch eine Klärslammdüngung zu einer höheren mittleren Vorratsänderung von Kupfer im Boden kommen kann. Allerdings liegt im ersten Zeitraum der Wert mit Klärslammdüngung innerhalb des oberen Quartils der Standorte ohne Klärslammdüngung, was einen Hinweis darauf gibt, dass auch ohne Klärslammdüngung eine ähnlich hohe Kupferanreicherung auf einem Teil der BDF-L auftreten kann.

Zink

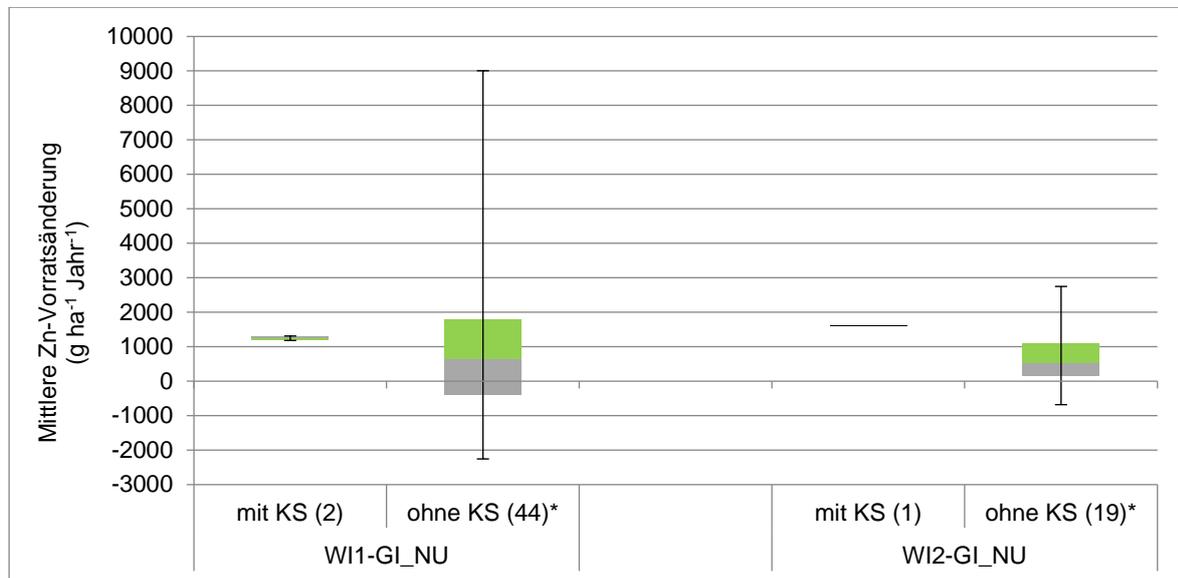


Abb. 8.15: Statistische Kennwerte der Vorratsänderung ($\text{g ha}^{-1} \text{Jahr}^{-1}$) von Zink (Zn) im Boden in Abhängigkeit von der Klärschlammdüngung (KS). Dargestellt sind der Median sowie das obere und untere Quartil und die Minimal- und Maximalwerte. Betrachtet wurde für beide Varianten (mit KS und ohne KS) der Zeitraum zwischen der Nachuntersuchung der Grundinventur und der ersten Wiederholungsinventur (WI1-GI_NU) und der Zeitraum zwischen der Nachuntersuchung der Grundinventur und der zweiten Wiederholungsinventur (WI2-GI_NU). In Klammern ist die Anzahl der Flächen aufgeführt (* ohne die Standorte Schladen (L037SCHL) und Hüde (L053HUED)).

Auch bei Zink ist zu erkennen, dass auf den Flächen mit einer Klärschlammdüngung der Median der mittleren Vorratsänderung höher liegt als auf den Flächen ohne Klärschlammdüngung (Abb. 8.15). In dem Zeitraum WI1-GI_NU beträgt der Median der mittleren Vorratsänderung von Zink auf den Flächen mit Klärschlammdüngung $1246 \text{ g ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ (L016TETE und L027BARR). In dem Zeitraum WI2-GI_NU liegt die mittlere Vorratsänderung von Zink bei $1600 \text{ g ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ (nur L016TETE). Die von KAMERMANN, HÖPER & GROH (2015) berechneten jährlichen Zink-Salden weisen ein ähnliches Niveau auf. Auf dem Standort Tetendorf (L016TETE) liegt der jährliche Saldo

für den Zeitraum 1993 bis 2001 bei $376 \text{ g ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$, und auf dem Standort Barrien (L027BARR) liegt in dem Zeitraum von 1997 bis 2006 der jährliche Saldo bei $1344 \text{ g ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ (KAMERMANN, HÖPER & GROH 2015). Findet keine Klärschlammdüngung auf den Flächen statt, wird im Median eine Vorratsänderung im Zeitraum WI1-GI_NU von $646 \text{ g ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ und im Zeitraum WI2-GI_NU von $537 \text{ g ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ ermittelt. Es wurden allerdings auch, vor allem im ersten Zeitraum, eine erhebliche Abweichung von diesem Median (siehe Interquartilsbereiche) beobachtet.

Blei

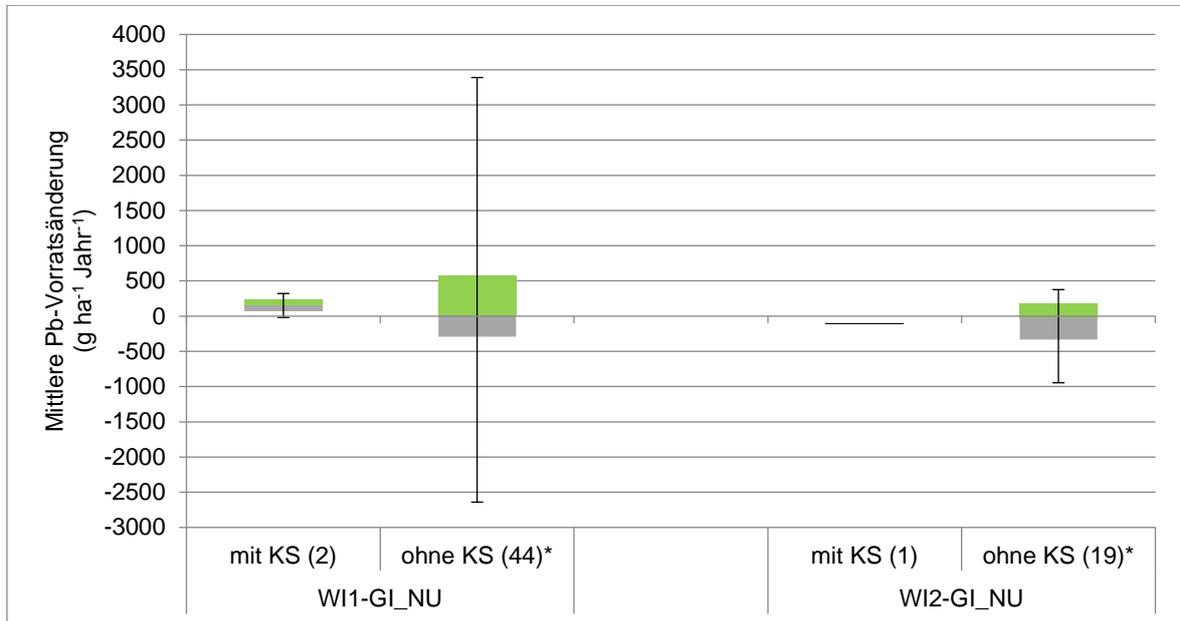


Abb. 8.16: Statistische Kennwerte der Vorratsänderung ($\text{g ha}^{-1} \text{Jahr}^{-1}$) von Blei (Pb) im Boden in Abhängigkeit von der Klärschlammdüngung (KS). Dargestellt sind der Median sowie das obere und untere Quartil und die Minimal- und Maximalwerte. Betrachtet wurde für beide Varianten (mit KS und ohne KS) der Zeitraum zwischen der Nachuntersuchung der Grundinventur und der ersten Wiederholungsinventur (WI1-GI_NU) und der Zeitraum zwischen der Nachuntersuchung der Grundinventur und der zweiten Wiederholungsinventur (WI2-GI_NU). In Klammern ist die Anzahl der Standorte aufgeführt (* ohne die Standorte Schladen (L037SCHL) und Hüde (L053HUED)).

Auf den Flächen mit einer Klärschlammdüngung liegt in dem Zeitraum WI1-GI_NU der Median der mittleren Vorratsänderung von Blei bei $152 \text{ g ha}^{-1} \text{Jahr}^{-1}$ (L016TETE und L027BARR) (Abb. 8.16). Im Zeitraum WI2-GI_NU wird eine mittlere Vorratsänderung auf der Fläche mit Klärschlammdüngung von $-106 \text{ g ha}^{-1} \text{Jahr}^{-1}$ ermittelt (nur L016TETE). KAMERMANN, HÖPER & GROH (2015) berechneten niedrige jährliche Blei-Salden in dem Zeitraum von 1993 bis 2001 für den Standort Tetendorf (L016TETE) von $13 \text{ g ha}^{-1} \text{Jahr}^{-1}$. Für den Standort Barrien (L027BARR) liegen die ermittelten Salden in dem Zeitraum von 1997 bis 2006 bei $137 \text{ g ha}^{-1} \text{Jahr}^{-1}$ (KAMERMANN, HÖPER & GROH 2015). Ohne die Klärschlammdüngung liegt der Median der mittleren Vorratsänderung in dem Zeitraum WI1-GI_NU bei $26 \text{ g ha}^{-1} \text{Jahr}^{-1}$ und in dem Zeitraum WI2-GI_NU bei $-18 \text{ g ha}^{-1} \text{Jahr}^{-1}$. Im Gegensatz zu Kupfer und Zink hat eine Klärschlammdüngung auf die Vorratsänderung von Blei bei den meisten BDF-L keine nennenswerten Auswirkungen.

Cadmium

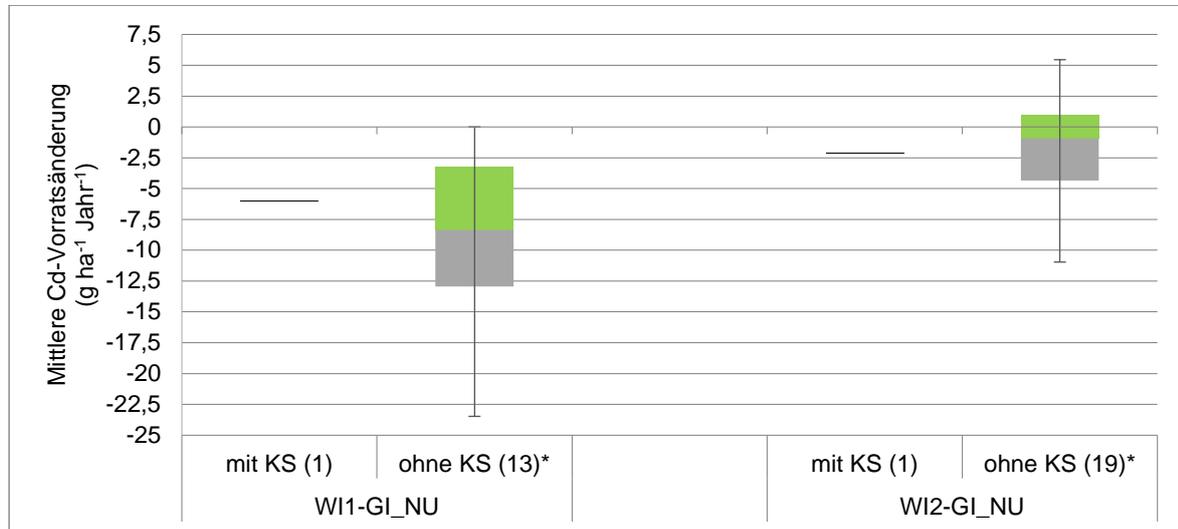


Abb. 8.17: Statistische Kennwerte der Vorratsänderung ($\text{g ha}^{-1} \text{Jahr}^{-1}$) von Cadmium (Cd) im Boden in Abhängigkeit von der Klärschlammdüngung (KS). Dargestellt sind der Median sowie das obere und untere Quartil und die Minimal- und Maximalwerte. Betrachtet wurde für beide Varianten (mit KS und ohne KS) der Zeitraum zwischen der Nachuntersuchung der Grundinventur und der ersten Wiederholungsinventur (ab 2008) (WI1-GI_NU) und der Zeitraum zwischen der Nachuntersuchung der Grundinventur und der zweiten Wiederholungsinventur (WI2-GI_NU). In Klammern ist die Anzahl der Standorte aufgeführt (* ohne die Standorte Schladen (L037SCHL) und Hude (L053HUED)).

Genau wie bei Blei ist auch bei Cadmium keine Beeinflussung der Bodenvorräte durch die Klärschlammdüngung im Vergleich zu den nicht mit Klärschlamm beaufschlagten Böden erkennbar (Abb. 8.17).

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass durch eine Klärschlammdüngung vor allem die Kupfer- und Zinkvorräte im Boden angestiegen sind. Dagegen ist eine Anreicherung von Blei und Cadmium im Boden durch Klärschlammdüngung nicht ableitbar. Kupfer, Zink, Blei und Cadmium werden beispielsweise über Gebäudeflächen, Rohre oder Stromleitungen in das Abwasser und somit in den Klärschlamm eingetragen. Klärschlamm enthält hohe Kupfer- und Zinkgehalte, wie eine Analyse der Inhaltsstoffe im Klärschlamm vom Umweltbundesamt zeigt (UBA 2013). Dies erklärt die Zunahme der Bodenvorräte an Kupfer und Zink bei Ausbringung von Klärschlamm. Blei und Cadmium sind im Klärschlamm in einer geringeren Konzentration vorhanden. Folglich werden die Vorräte von Cadmium und Blei im Boden weniger stark oder

gar nicht durch die Klärschlammzufuhr beeinflusst. Es ist jedoch zu beachten, dass je nach dem Einzugsgebiet einer Kläranlage, Unterschiede in der Klärschlammzusammensetzung bestehen. In Tabelle 8.1 werden die unterschiedlichen Qualitäten der Klärschlämme, die auf den Flächen in Barrien (L027BARR) und Tetendorf (L016TETE) ausgebracht wurden, dargestellt. Aus den Gehalten und den ausgebrachten Mengen wurden die jährlichen Schwermetallfrachten für die verschiedenen Zeiträume (GI-WI1 = Grundinventur bis erste Wiederholungsinventur, GI-WI2 = Grundinventur bis zweite Wiederholungsinventur, WI1-WI2 = erste Wiederholungsinventur bis zweite Wiederholungsinventur) ermittelt. Die Anzahl (n) gibt an, wie oft in dem betrachteten Zeitraum auf der Fläche in Barrien (1998–2017) und in Tetendorf (1993–2019) Klärschlamm ausgebracht wurde. Auf der Fläche in Barrien wurde Klärschlamm von den Klärwerken aus Seehausen, Nortrup, Ahlhorn und Damme ausgebracht. Auf der Fläche in Tetendorf stammt der Klärschlamm aus dem Klärwerk in Soltau.

Tab 8.1: Vergleich der ausgebrachten Klärschlämme in Barrien (L027BARR) und Tetendorf (L016TETE).

BDF	n	Mittlerer TS-Gehalt (%)	Schwermetalle	Mittlere Schwermetallgehalte (mg kg ⁻¹ TM)	Standardabweichung (mg kg ⁻¹ TM)	Jährliche Schwermetallfrachten (g ha ⁻¹ Jahr ⁻¹)					
							GI-WI1	GI-WI2	WI1-WI2		
L027BARR	14	8,9	Cu	249,5	73,5						
							1998-2017	1998-2007	1998-2017	2008-2017	
L016TETE	15	5	Cu	308,5	84,1						
							1993-2019	1993-2000	1993-2010	2001-2010	2011-2019

Es fällt auf, dass die mittleren Zink- und Bleigehalte in den in Barrien ausgebrachten Klärschlämmen deutlich höher liegt, als in den Klärschlämmen, die in Tetendorf ausgebracht wurden. Zu berücksichtigen ist, dass die mittleren Schwermetallgehalte teilweise stark streuen, wie zum Beispiel die mittleren Bleigehalte des ausgebrachten Klärschlammes in Barrien. Die höchsten Schwermetallfrachten über die verschiedenen Zeiträume und die zwei Standorte sind bei dem Schwermetall Zink auf der Fläche in Barrien festzustellen. Die jährlichen Schwermetallfrachten über dem gesamten Zeitraum liegen auf der Fläche in Tetendorf (1993–2019) insgesamt niedriger als auf der Fläche in Barrien (1998–2017).

KELLER & DESAUIES (1997) gehen davon aus, dass die Bodenbelastungen durch die Klärschlammdeponierung aus den sechziger bis achtziger Jahren stammen, da es zu dieser Zeit noch keine oder nur unzulängliche Vorschriften gab. Zusammenfassend über die vier betrachtenden Schwermetalle ist anzumerken, dass die mittleren Vorratsänderungen der BDF-L stark streuen. Dennoch liegen die beobachteten Bodenveränderungen im Mittel in einem Bereich, der im Vergleich mit den Schwermetallbilanzen von KAMERMANN, HÖPER & GROH (2015) als plausibel angesehen werden kann.

8.5.3. Streuung der Werte

In den Kapiteln 8.4.1 und 8.4.2 ist zu sehen, dass die Konzentrationen und Konzentrationsänderungen zwischen den vier Kernflächen bei einigen BDF-L besonders stark streuen. Dafür gibt es verschiedenen Gründe, welche hauptsächlich in zwei Fälle unterschieden werden können. In dem ersten Fall sind systematische Unterschiede zwischen den Kernflächen vorhanden, die auf kleinräumig auftretende, unterschiedliche Gehalte im Ausgangsgestein zurückgeführt werden können. Im zweiten Fall streuen die Veränderungen der Kernflächen. Mögliche Ursachen dafür können Ungenauigkeiten bei der Probenahme, -verarbeitung und -analyse sein.

Weiterhin ist zu berücksichtigen, dass die Schwermetalleinträge nie gleichmäßig erfolgen, wodurch ebenfalls eine Streuung der Werte begründet werden kann. Mit zunehmenden Schwermetallgehalten steigt auch die Fehlermöglichkeit, da zufällige Streuungen häufig proportional mit dem Mittelwert ansteigen.

Darüber hinaus fällt in dem Kapitel 8.4.3 auf, dass die Werte in dem zweiten Zeitraum WI2-GI_NU weniger streuen als in dem ersten Zeitraum WI1-GI_NU. Dies kann an der sich stets weiterentwickelnden und verbessernden Analysetechnik liegen. Hinzu kommt, dass der betrachtete Zeitraum länger ist und somit die Konzentrationsänderung und ihre Streuung im Zuge der Ermittlung jährlicher Werte durch Division mit der Zeitdifferenz zwischen den Probenahmeterminen verringern.

8.5.4. Auffällig hohe und niedrige Schwermetallgehalte

Einige BDF-L fallen durch besonders hohe oder besonders niedrige Schwermetallgehalte im Boden auf. Der Standort Schladen (L037SCHL) weist sehr hohe Schwermetallgehalte auf. Diese Fläche liegt in einem Überschwemmungsgebiet der Okeräue. Die hohe Schwermetallbelastung stammt aus dem historischen Bergbau. Mit der Oker wurden die Schwermetalle aus dem Harz durch Überschwemmungen in die Auenböden eingetragen. Ebenfalls hohe Schwermetallgehalte sind auf der Fläche in Hüde (L053HUED) zu beobachten. In diesem Fall sind die hohen Schwermetallgehalte mit dem Niedermoorstandort und der damit sehr geringen Dichte des Bodens verbunden. Die Dichte eines Mineralbodens liegt je nach Humusgehalt zwischen $1,2\text{--}1,5\text{ g cm}^{-3}$. Organische und humose Böden, wie die Moorböden haben eine Dichte von $0,1\text{--}0,5\text{ g cm}^{-3}$. Durch die geringere Dichte des Moorbodens ist die Konzentration der Schwermetalle pro Gewichtseinheit bei gleichem Eintrag höher. Folglich treten höhere Schwermetallgehalten an diesem Standort auf (Kap. 8.4.1). Durch die Sackung und durch das Einpflügen des schwermetallarmer Unterbodens kommt es im Laufe der Jahre zu einer Verdünnung der Schwermetallgehalte im Oberboden, welches durch eine negative Konzentrationsänderung an diesem Standort zu erkennen ist (Kap. 8.4.2). Der Standort Sehlde (L070SEHL) fällt unter anderem durch hohe Zinkgehalte auf. Es ist wahrscheinlich, dass dies mit einer erhöhten geogenen Grundbelastung in den Residualtonen des Kalksteinverwitterungsbodens zusammenhängt (HAUENSTEIN & BOR 2015). Besonders niedrige Schwermetallgehalte sind auf den Flächen im Dalumer Moor (L024DALU) und in Meinersen (L056MEIN) zu sehen. An dem Standort Dalumer Moor hat eine Vermischung des Torfes mit Sand stattgefunden. Bei dieser Durchmischung wurde unbelasteter Sandboden aus dem Unterboden mit dem belasteten Oberboden vermischt, und die Konzentration der Schwermetalle pro Gewichtseinheit nahm dadurch ab. Auf dem Standort Meinersen wurde im Rahmen des Spargelanbaues ein Tiefumbruch durchgeführt, wobei ebenfalls unbelasteter Boden aus den tieferen Bodenschichten mit dem oberen belasteten Boden vermischt und die Schwermetalle teilweise in tiefere Bodenschichten verlagert wurden (Kap. 8.4.1).

8.5.5. Abgleich der Gehalte mit Hintergrundwerten (HW)

Wie in dem Kapitel 8.4.1 zu sehen ist, liegen die Schwermetallgehalte einiger BDF-L über den HW von Niedersachsen, wobei diese Überschreitungen häufig nur geringfügig sind. Es stellt sich die Frage, inwieweit diese Überschreitungen bereits einen Hinweis auf eine anthropogene Zusatzbelastung geben können. Dies wird, mit Ausnahme der in Kapitel 8.5.4 genannten Standorte, als nicht stichhaltig angesehen. Zunächst einmal handelt es sich bei den HW um rein statistisch ermittelte Werte. In einem Projekt der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft (DBG) wurden die Einflüsse der Harmonisierungsmethoden und Unsicherheiten bei der Ableitung von Hintergrundwerten für anorganische Spurenstoffe in Böden überprüft. In den einzelnen Bundesländern und Regionen ist die Datendichte für die Hintergrundwerte unterschiedlich. Dies kann zu einer Verfälschung der Ergebnisse führen. Nordrhein-Westfalen hat beispielsweise eine hohe Messdichte. Es zeigte sich, dass bei einigen Elementen eine Ausdünnung der Messstandorte notwendig ist, um eine gleichmäßige Repräsentanz innerhalb der Bodenausgangsgesteins-Gruppen sicherzustellen. Bei der Festlegung der repräsentativen Standorte ist darauf zu achten, dass diese räumlich unabhängig voneinander sind und daher ein bundesweit festgelegter Mindestabstand eingehalten werden muss. Andererseits ist zu berücksichtigen, dass eine Ausdünnung der Messstellen bei anderen Elementen zu einer erhöhten Unsicherheit der Hintergrundwerte führen kann (STANGE et al. 2015). Es ist somit denkbar, dass die gebildeten HW nicht alle möglichen Standorte einbezogen haben und möglicherweise zu niedrig angesetzt wurden. Außerdem ist die 90%-Grenze willkürlich gesetzt und erlaubt keine Unterscheidung zwischen geogener und anthropogener Belastung. Einige BDF-L haben geogen höhere Belastungen, weshalb in diesen Fällen die höheren Gehalte nicht als anthropogene Belastung anzusehen sind.

Aus dem Bericht des Landesamtes für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg geht hervor, wie unterschiedlich die natürliche Verteilung der Schwermetalle in den Bodenausgangsgesteins-Gruppen (BAG-Gruppen) ist. In den Abbildungen 8.18 und 8.19 ist dies beispielhaft für Cadmium und Blei abgebil-

det. Es wird ersichtlich, dass die Cadmiumgehalte in den BAG-Gruppen Tonstein-Jura, Kalkstein-Muschelkalk und Kalkstein-Jura am höchsten sind. Eine ähnliche Verteilung ist für die Bleigehalte erkennbar (LUBW 2008).

Im vorliegenden Bericht werden zum Vergleich die HGW herangezogen, um die Bodengehalte in etwa einordnen zu können und nicht, um eine anthropogene Beeinflussung abzuleiten. Letztere ist vor allem dann erkennbar, wenn die Schwermetallgehalte bzw. -vorräte im Boden im Laufe der Zeit ansteigen.

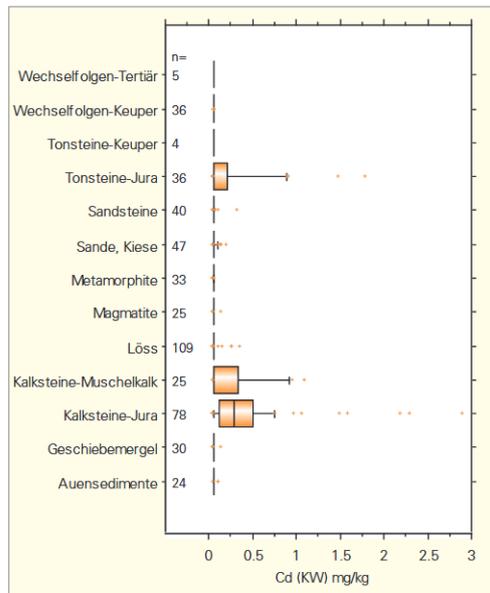


Abb. 8.18: Cadmium-Gehalte nach BAG-Gruppen (Unterboden- und Untergrundhorizonte, 154 GMN-Standorte Baden-Württembergs 1986/87, Hintergrund) (LUBW 2008).

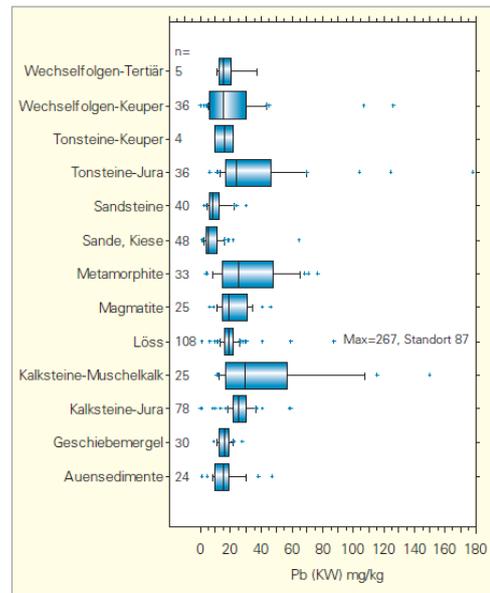


Abb. 8.19: Blei-Gehalte nach BAG-Gruppen (Unterboden- und Untergrundhorizonte, 154 GMN-Standorte Baden-Württembergs 1986/87, Hintergrund) (LUBW 2008).

8.5.6. Einfluss politischer Maßnahmen auf Stoffeinträge und Vorratsänderungen im Boden am Beispiel von Blei

Die mittleren Vorratsänderungen der Schwermetalle für die verschiedenen Zeiträume sind in dem Kapitel 8.4.3 veranschaulicht dargestellt. Es fällt auf, dass bei Blei in den letzten Jahrzehnten nahezu keine Vorratsänderung stattgefunden hat. Hier kann ein Zusammenhang zur Umweltgesetzgebung, insbesondere zur Minderung der atmosphärischen Bleieinträge infolge des Benzinbleigesetzes (BzBIG) hergestellt werden. Zweck dieses Gesetzes ist unter anderem eine Verminderung von Luftverunreinigungen durch Bleiverbindungen in Ottokraftstoffen (BzBIG 1971).

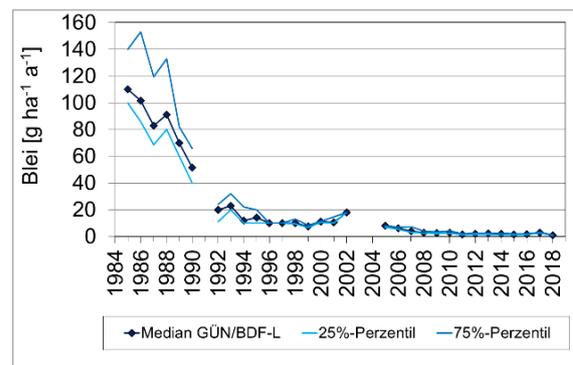


Abb. 8.20: Deposition von Blei, als Fracht, an Freilandmessstellen (GÜN/BDF-L) von 1985 bis 2018. Dargestellt sind der Median sowie das 25%- und 75%-Perzentil. (In den Jahren 1991, 2003 und 2004 liegen keine Messwerte vor. Das Jahr 2002 wurde nicht berücksichtigt, da nur ein Einzelwert in Höhe von $18 \text{ g ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ vorliegt.) (KEUFFEL-TÜRK et al. 2021).

Seit dem Verbot von bleihaltigem Benzin in dem Jahr 1988 ist ein Abwärtstrend der Blei-Frachten in der diffusen Stoffdeposition zu beobachten (Abb. 8.20). In dem Jahr 1985 lag der Median der Blei-Deposition noch bei $110 \text{ g ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$. Seit 2008 liegt dieser Wert auf dem niedrigen Niveau von ca. $2 \text{ g ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ (KEUFFEL-TÜRK et al. 2021). Die Bayrische Landesanstalt für Landwirtschaft berichtet ebenfalls von einem starken Rückgang der Bleieinträge in die Böden durch Deposition zwischen 1984 und 2004. Bei der Betrachtung der Ergebnisse von 20 Jahren Dauerbeobachtung in Bayern zeigte sich, dass aufgrund des Verbotes von bleihaltigem Benzin in dem Abschlussjahr der Dauerbeobachtungen (2004) der Bleieintrag aus der Luft auf $7 \text{ g ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ zurückgegangen ist und nicht mehr bei den anfänglichen $70 \text{ g ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ liegt (LFL 2005).

8.6. Schlussfolgerung

Die Schwermetallgehalte auf den BDF-L liegen überwiegend im Rahmen der Hintergrundwerte von Niedersachsen. Die Überschreitung der Hintergrundwerte einiger weniger BDF-L kann verschiedene Ursachen haben, die nicht unbedingt einen direkten Hinweis auf relevante anthropogene Schwermetalleinträge erkennen lassen. Da es sich bei den Hintergrundwerten um rein statistisch errechnete Werte handelt, ist es möglich, dass diese zu niedrig angesetzt wurden und nicht alle möglichen Standorte, v. a. im Hinblick auf die Variation der Schwermetallgehalte im Ausgangsgestein, miteinbeziehen. Außerdem ist die Messdichte für eine sichere Ableitung der Hintergrundwerte entscheidend. Eine zu hohe oder zu geringe Messdichte führt zu einer Verfälschung des Ergebnisses. Weiterhin ist die 90-%-Grenze willkürlich gesetzt. Es werden daher im vorliegenden Bericht zunächst keine Unterschiede zwischen geogener und anthropogener Belastung gemacht. Eine Überschreitung der Hintergrundwerte bedeutet somit nicht zwangsläufig einen anthropogen bedingten erhöhten Schwermetalleintrag.

Der historische Bergbau ist, wie bereits seit Längerem bekannt, für besonders hohe Schwermetallgehalte auf der Fläche in Schladen (L037SCHL) verantwortlich. Auf dem Niedermoorstandort Hüde (L053HUED) führt die sehr geringe Dichte des Bodens zu höheren Schwermetallkonzentrationen im Vergleich zu Mineralböden mit ähnlichen diffusen Stoffeinträgen.

Tiefenumbrüche bewirken eine Vermischung des belasteten Oberbodens mit dem unbelasteten Unterboden und führen somit zu einer geringeren Konzentration der Schwermetalle pro Gewichtseinheit, wie beispielsweise auf den Flächen im Dalumer Moor (L024DALU) und in Meinersen (L056MEIN).

Eine Auswertung der Vorratsänderungen zwischen der Grundinventur und der ersten (W1-GI_NU) bzw. zweiten Wiederholungsinventur (W2-GI_NU) zeigt, dass es bei Kupfer im Median aller Standorte keinen oder nur einen geringfügigen Anstieg des Vorrates im Oberboden der Ackerstandorte gegeben hat. Bei Zink ist es sowohl in dem Zeitraum W1-GI_NU sowie in dem Zeitraum W2-GI_NU im Median aller Standorte zu einer deutlichen Zunahme des Vorrates gekommen. Die Vorratsänderung von Cadmium zeigt im ersten Zeitraum im Median eine geringfügige Abnahme, im zweiten Zeitraum konstante Werte. Bei Blei liegen die Vorratsänderungen im Median auf einem stabilen niedrigen Niveau. Dies ist u. a. auf das Benzinbleigesetz (BzBIG) aus dem Jahr 1971 zurückzuführen, welches 1988 ein Verbot von bleihaltigem Benzin veranlasste.

Der Einsatz von kupferhaltigen Pflanzenschutzpräparaten führte an einem Standort zu einer deutlichen Erhöhung des Kupfervorrates im Oberboden. Auf den Standorten ohne Einsatz kupferhaltiger Pflanzenschutzpräparate wurden dagegen im Median nur geringfügige bis keine Änderungen der Kupfervorräte festgestellt, solange kein Klärschlamm zum Einsatz kam. Dies spiegelt auch Ergebnisse der Nationalen Bodenbeobachtung (NABO) der Schweiz wider, wonach eine jahrelange Anwendung kupferhaltiger Pflanzenschutzpräparate zu einer Kupferbelastung auf den Flächen führte.

Wie anhand der Ergebnisse zu erkennen ist, bewirkt die Ausbringung von Klärschlamm auf den BDF-L im Median eine Erhöhung der Kupfer- und Zinkvorräte im Boden. Die Blei- und Cadmiumvorräte im Oberboden wurden dagegen durch die Klärschlammdüngung im Vergleich zu den anderen BDF-L im Median nicht verändert. Dies liegt an den unterschiedlich hohen Konzentrationen von Schwermetallen im Klärschlamm. Blei und Cadmium sind tendenziell mit einer geringeren Konzentration im Klärschlamm vorhanden. Außerdem können je nach dem Einzugsgebiet die Schwermetallgehalte im Klärschlamm variieren.

Auffällig ist, dass die Zinkvorräte der ackerbau-lich genutzten BDF ohne Klärschlamm Düngung im Median um ca. 0,5–0,6 kg ha⁻¹ Jahr⁻¹ zuge-nommen haben. Die Ursachen hierfür konnten im vorliegenden Bericht nicht geklärt werden.

Die vorliegenden Ergebnisse im Hinblick auf die Vorratsänderungen von Schwermetallen im Oberboden von BDF-Standorten sind als vor-läufig zu betrachten. Es liegen bisher Werte für zwei bzw. drei Inventuren über einen Zeitraum von 20 Jahren vor. Besonders bei der Betrachtung einzelner Standorte fallen teilweise un-plausible bzw. mit erwarteten Stoffeinträgen nicht erklärbare Veränderungen auf. Es zeigt sich al-lerdings auch, dass die Analytik im Laufe der Zeit verbessert werden konnte. So fiel die Streuung der Vorratsänderungen zwischen Grundin-ventur und zweiter Wiederholungsinventur, bei gleicher Analyse-methode, d. h. bei einer Nach-untersuchung der Proben der Grundinventur, deutlich geringer aus, als die der Vorratsände-rungen zwischen Grundinventur und erster Wie-derholungsinventur.

Über alle Ackerstandorte hinweg lässt sich fest-stellen, dass vor allem bei Kupfer, Blei und Cad-mium im Mittel die Vorratsänderungen im Oberboden etwa durch die bekannten Eintrags-pfade, Pflanzenschutzmitteleinsatz (Kupfer) und Klärschlamm Düngung erklärt werden kön-nen. Kein genereller Zusammenhang konnte dagegen für den Schwermetalleintrag durch die organische oder mineralische Düngung herge-stellt werden. Im Gegensatz zum Klärschlamm werden nicht alle eingesetzten Düngemittel auf Schwermetalle untersucht, so dass die genauen Einträge nicht quantifiziert werden können. Nicht ausgeschlossen werden kann daher, dass bisher nicht geklärte Unterschiede in den Bo-denvorratsänderungen einzelner BDF zumin-dest teilweise auf Einträge aus der Düngung zu-rückgeführt werden können.

8.7. Literatur

- BZBIG (1971): Benzinbleigesetz vom 5. August 1971 (BGBl. I/1971: 1234), das zuletzt durch Artikel 102 der Verordnung vom 19. Juni 2020 (BGBl. I/2020: 1328) geändert worden ist. – <<https://www.gesetze-im-internet.de/bzblg/BJNR012340971.html>>.
- DIN 38414-7 (1983): Deutsche Einheitsverfah-ren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Schlamm und Sedi-mente (Gruppe S) - Aufschluss mit Königs-wasser zur nachfolgenden Bestimmung des säurelöslichen Anteils von Metallen (S 7). – Ausgabedatum: 1983-01; Berlin (Beuth).
- DIN EN ISO 17294-2:2005-02: Wasserbeschaf-fenheit - Anwendung der induktiv gekoppel-ten Plasma-Massenspektrometrie (ICP-MS) – Teil 2: Bestimmung von 62 Elementen (ISO 17294-2:2003); Deutsche Fassung EN ISO 17294-2:2004. – Berlin (Beuth).
- DIN ISO 11885 (1998): Bestimmung von 33 Ele-menten durch induktiv gekoppelte Plasma-Atom-Emissionsspektrometrie. – Berlin (Beuth).
- GUBLER, A., SCHWAB, P., WÄCHTER, D., MEULI, R. G. & KELLER, A. (2015): Ergebnisse der Nationalen Bodenbeobachtung (NABO) 1985–2009 - Zustand und Veränderungen der anorganischen Schadstoffe und Boden-begleitparameter. – BUNDESAMT FÜR UMWELT (Hrsg.): 13–66; Bern.
- HAUENSTEIN, M. & BOR, J. (2015): Bodenzu-standsbericht Rheinland-Pfalz. –MINISTERIUM FÜR WIRTSCHAFT KLIMASCHUTZ, ENERGIE UND LANDESPLANUNG RHEINLAND-PFALZ (Hrsg.): 84 S.; Mainz.
- HEINTZ, A. & REINHARDT, G. (1990): Chemie und Umwelt. – 229 S.; Braunschweig (Vieweg).
- KAMERMANN, D., GROH, H. & HÖPER, H. (2015): Schwermetallein- und -austräge niedersäch-sischer Boden-Dauerbeobachtungsflächen. – GeoBerichte **30**: 56 S., 4 Abb., 29 Tab., Anh.: 25–28; Hannover (LBEG).
- KELLER, T. & DESAUIES, A. (1997): Flächenbezo-gene Bodenbelastung mit Schwermetallen durch Klärschlamm. – EIDGENÖSSISCHE FOR-SCHUNGSANSTALT FÜR AGRARÖKOLOGIE UND LANDBAU ZÜRICH-RECKENHOLZ MIT INSTITUT FÜR UMWELTSCHUTZ UND LANDWIRTSCHAFT LIEBEFELD (Hrsg.): Schriftreihe der FAL **23**: 55 S.

- KEUFFEL-TÜRK, A. B., SCHELER, B., HÖPER, H., AHREND, B. & MEESENBURG, H. (2021): Stoffeinträge durch Deposition. – GeoBericht (dieser Band, Kap. 14).
- KUNTZE, H. & HERMS, U. (1986): Bedeutung geogener und pedogener Faktoren für die weitere Belastung der Böden mit Schwermetallen. – *Naturwissenschaften* **73**: 195–204.
- KÜHNE, S., STRASSEMAYER, J. & ROSSBERG, D. (2009): Anwendung kupferhaltiger Pflanzenschutzmittel in Deutschland. – *Journal für Kulturpflanzen* **61/4**: 126–130.
- LABO – BUND/LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT (2017): Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden. –4. überarb. und erg. Aufl.: 112–116.
- LFL – BAYRISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (2005): 20 Jahre Bodendauerbeobachtung in Bayern - Zwischenbilanz der wichtigsten Ergebnisse 1985–2005. – Tagungsband des 4. Kulturlandschaftstages der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft, Institut für Agrarökologie, Ökologischen Landbau und Bodenschutz am 26. Oktober 2005 in Freising-Weihenstephan, 1. Aufl.: 29–30.
- LUBW – LANDESAMT FÜR UMWELT, MESSUNGEN UND NATURSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (2008): 20 Jahre Bodendauerbeobachtung in Baden-Württemberg. – 1. Aufl., Band **21**: 20–23; Karlsruhe.
- RUPPERT, H. (1991): Natürliche Spurenmetallgehalte im Boden und ihre anthropogene Überprägung. – Themenband Umweltgeologie **83**: 243–265.
- STANGE, C. F., KONEN, L., KRONE, F. & DUIJNVELD, W. H. M. (2015): Einflüsse der Harmonisierungsmethoden und Unsicherheiten bei der Ableitung von Hintergrundwerten für anorganische Spurenstoffe in Böden. – Jahrestagung der DBG vom 05.–10.09.2015 in München.
- UBA – UMWELTBUNDESAMT (2013): Klärschlamm Entsorgung in der Bundesrepublik Deutschland. – <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/376/publikationen/klaerschlammentsorgung_in_der_bundesrepublik_deutschland.pdf>.
- UBA – UMWELTBUNDESAMT (2015): Kompost und Klärschlamm. – <<https://www.umweltbundesamt.de/themen/boden-landwirtschaft/umweltbelastungen-der-landwirtschaft/kompost-klärschlamm#einfuehrung>>.
- ZETHNER, G., SATTELBERGER, R. & HANUS-ILLNAR, A. (2007): Kupfer und Zink im Wirtschaftsdünger von Schweine- und Geflügelmastbetrieben. – UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.): 7 S.; Wien.

9. Organika im Boden

KNUT MEYER, HEIKE FORTMANN &
NORBERT BISCHOFF

9.1. Einleitung

Auf den landwirtschaftlich (BDF-L) und forstlich (BDF-F) genutzten Bodendauerbeobachtungsflächen erfolgen bei den Inventuren in zehnjährigem Abstand Untersuchungen des Bodens auf chlorierte Kohlenwasserstoffe (CKW), polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), polychlorierte Biphenyle (PCB) sowie Dioxine und Furane (nur BDF-L). Die genannten Organika gelangen überwiegend über den Luftpfad auf den Boden, in den Flussniederungen kann der Sedimenteintrag bei Überschwemmungen ein bedeutender Kontaminationspfad sein (z. B. Elbaue). Das Vorkommen von CKW und PCB in der Umwelt ist auf die Anwendung als Pflanzenschutzmittel (CKW, z. B. DDT oder Lindan) sowie Flammenschutzmittel und Transformatoröl (PCB) zurückzuführen. Die Produktion von PCB wurde in der Bundesrepublik Deutschland im Jahr 1983 eingestellt, weltweit besteht seit 2001 ein Produktions- und Anwendungsverbot. PAK sowie Dioxine und Furane entstehen bei unvollständigen Verbrennungsprozessen. Der überwiegende Anteil der PAK stammt aus anthropogenen Anwendungen, wie z. B. der Verwendung teeröhlhaltiger Holzimprägnierungen.

Derzeit liegen bis zu drei Inventuren, aus dem Jahr der Einrichtung (Grundinventur, GI, 1991–2001), der ersten Wiederholungsinventur (WI1, 2000–2010) und der zweiten Wiederholungsinventur (WI2, 2011–2020), vor. Je Bodendauerbeobachtungsfläche und Schicht bzw. Horizont werden vier Mischproben aus den vier fest vermarkten Kernflächen (à 256 m²) gewonnen, gekühlt zwischengelagert und nach Probenaufbereitung durch die LUFA Nord-West analysiert.

9.2. Dioxine und Furane

Dioxine und Furane haben eine ubiquitäre Bedeutung und können auf allen untersuchten BDF nachgewiesen werden. Die Bodenproben werden auf 15 Einzelsubstanzen und zwei Substanzgruppen untersucht. Um eine zusammenfassende Darstellung zu ermöglichen, werden die einzelnen untersuchten Substanzen über Toxizitätsäquivalente (TE, WHO 2005) gewichtet und als Summenwerte zusammengefasst. Die meisten BDF unter Ackernutzung weisen im Oberboden Gehalte im Bereich der Hintergrundwerte von 2,6–3,7 ng TE kg⁻¹ Boden (LABO 2003) auf (Abb. 9.1). Auf dem industrienahe Standort Drütte, L002DRUE, werden zu allen drei Inventuren die Hintergrundwerte deutlich überschritten, liegen aber weit unterhalb der Maßnahmenwerte (z. B. Kinderspielplätze: 100 ng TE kg⁻¹ Boden, BBOSchV 1999). Werden alle BDF unter Acker verglichen, für die sowohl eine Grundinventur als auch eine Wiederholungsinventur 1 und 2 durchgeführt wurde (n = 24), ergibt sich eine signifikante Abnahme der Dioxin- und Furangehalte über alle drei Inventuren (P-Wert < 0,001). Eine statistische Aussage zur Signifikanz zeitlicher Trends für Einzelflächen ist erst nach weiteren Inventuren möglich, dies gilt auch für die Grünlandflächen.

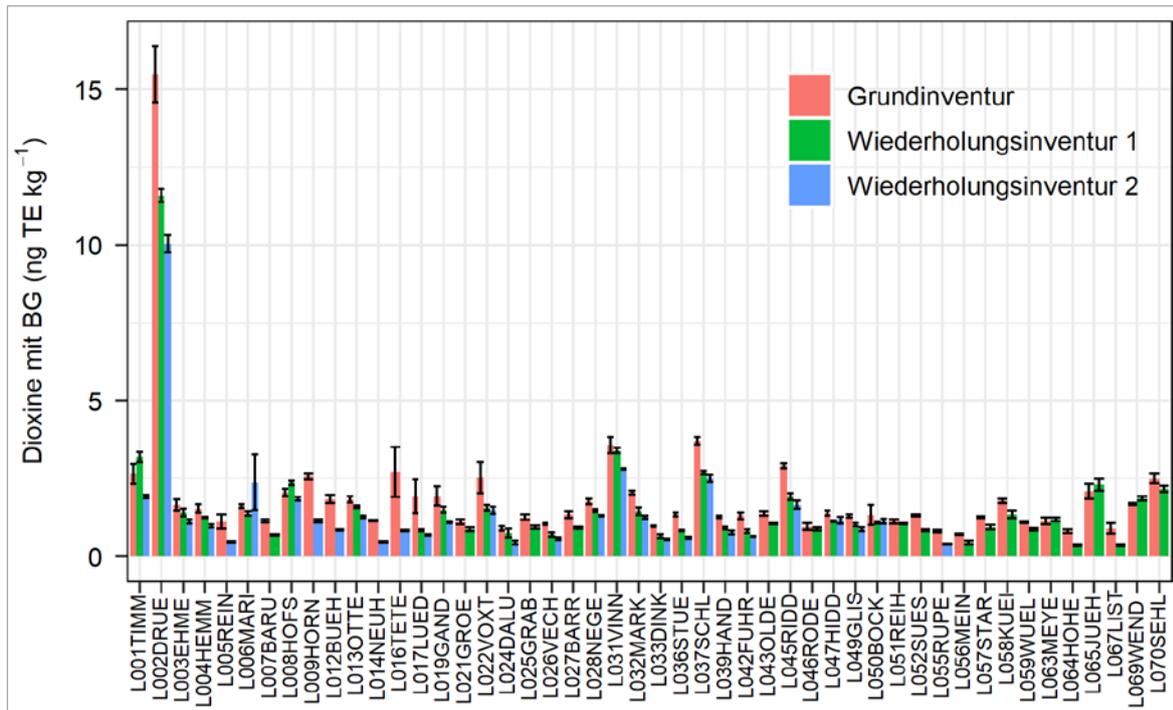


Abb. 9.1: Dioxine und Furane für alle BDF-L unter Acker im Oberboden, getrennt nach Inventuren. Summenbildung für TE nach WHO 2005 (ng TE kg^{-1}) unter Berücksichtigung der Bestimmungsgrenze (Werte $< \text{BG} = 0$). Dargestellt sind arithmetische Mittel und Standardfehler.

Im Oberboden von Grünland- und Bracheböden (0–5 cm Tiefe bzw. 0–10 cm ab Wiederholungsinventur 2) liegen die Dioxin- und Furangehalte in der Regel deutlich höher (Abb. 9.2). Dies ist vor allem auf den Eintrag über die Luft und die fehlende Einarbeitung im Vergleich zu Acker zurückzuführen. Die Stoffe werden überwiegend im Bereich der Bodenoberfläche sorbiert und nur geringfügig in den Boden eingewaschen. Daher sind die Hintergrundwerte in der Regel höher, mit $7,6 \text{ ng TE kg}^{-1}$ Boden (LABO 2003). Die Mehrzahl der BDF weist Gehalte im Bereich der Hintergrundwerte oder unterhalb auf. Die höchsten Gehalte sind in der Elbaue an den BDF L048GORL und L062FREI sowie in der Nähe eines Industrieemittenten (L043NORD) festzustellen. Leicht über den Hintergrundwerten liegen die Gehalte auf den Flächen

L018TEUF (Moorboden), L040ODER (historische Holzkohlegewinnung im Harz) und L054OSNA (Stadtpark in Osnabrück). Für BDF unter Grünland können jeweils nur die Dioxin- und Furangehalte zwischen Grundinventur (GI) und Wiederholungsinventur 1 (WI1) sowie WI1 und Wiederholungsinventur 2 (WI2) verglichen werden, da nur bei diesen Vergleichen der gleiche Tiefenbezug gegeben ist. Es zeigt sich, dass die Dioxingehalte unter Grünland an neun BDF, für die alle drei Inventuren vorliegen, sowohl zwischen GI und WI1 (P-Wert = 0,04) als auch zwischen WI1 und WI2 (P-Wert = 0,1) signifikant abgenommen haben. Dies gilt für den Pool der BDF L011WEGE, L018FISC, L020PETK, L029TEUF, L030KOEN, L034NORD, L038BALT, L041HOLE und L048GORL.

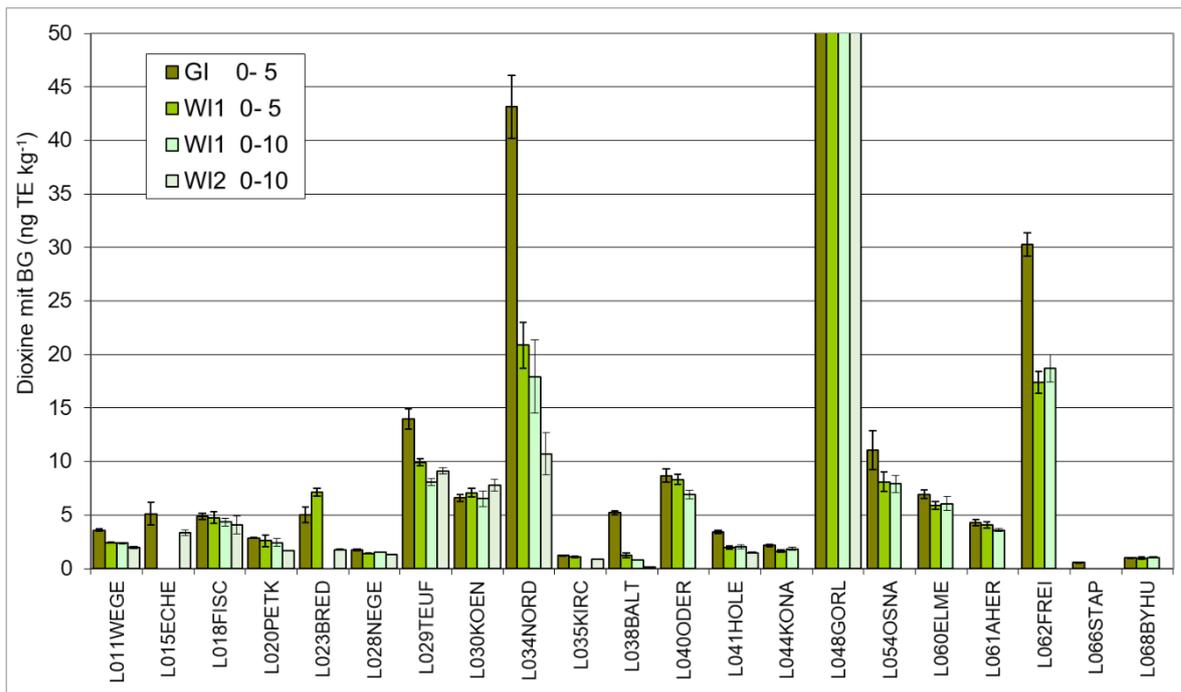


Abb. 9.2: Dioxine und Furane für alle BDF-L unter Grünland im Oberboden (0–5 cm bzw. 0–10 cm bei WI1 und WI2), getrennt nach Inventuren. Summenbildung für TE nach WHO 2005 (ng TE kg⁻¹) unter Berücksichtigung der Bestimmungsgrenze (Werte < BG = 0). Dargestellt sind arithmetische Mittel und Standardfehler.

9.3. Polychlorierte Biphenyle (PCB)

Auf sämtlichen BDF erfolgen regelmäßig Bodenuntersuchungen auf die sechs wichtigsten PCB-Spezies (2,4,4'-Trichlorbiphenyl (PCB 28), 2,2',5,5'-Tetrachlorbiphenyl (PCB 52), 2,2',4,5,5'-Pentachlorbiphenyl (PCB 101), 2,2',3,4,4',5'-Hexachlorbiphenyl (PCB 138), 2,2',4,4',5,5'-Hexachlorbiphenyl (PCB 153), 2,2',3,4,4',5,5'-Heptachlorbiphenyl (PCB 180)). Bei einer Bestimmungsgrenze von 0,01 mg kg⁻¹ zeigen die Ackerflächen und die meisten Grünlandflächen keine positiven Befunde. Beim Grünland werden nur auf der BDF L048GORL im Überschwemmungsbereich der Elbaue regelmäßig Überschreitungen der Vorsorgewerte nach BBodSchV (0,05 mg kg⁻¹ bei ≤8 % Humus) in 0–10 cm Tiefe mit bis zu 0,08 mg PCB₆ kg⁻¹ festgestellt.

Bei den forstlich genutzten BDF konzentrieren sich die Funde von PCB₆ auf die organischen Auflagehorizonte, während im Mineralboden unterhalb einer Beprobungstiefe von 10 cm die Gehalte überwiegend unterhalb der Bestimmungsgrenze liegen (Abb. 9.3). Bei den über

den Luftpfad auf den BDF eingetragenen PCB zeigt sich die Bedeutung des Auskämmeffektes bei Nadelholzbestockung. So weisen die laubwaldbestockten BDF-F F008HABU, F009GWBU und F015DREI in allen Inventuren keine Belastung, sowie an den Standorten F013GDEI und F011IHEI nur an einzelnen Proben Befunde von etwas über der Bestimmungsgrenze auf. Bei den nadelwaldbestockten BDF hingegen wurden PCB regelmäßig in den Auflagehorizonten gefunden. Bei Standorten, für die drei Inventuren vorliegen, ist bei der letzten Inventur tendenziell ein Rückgang der PCB-Belastung erkennbar. Auf einen Rückgang der PCB-Einträge über den Luftpfad deuten auch die Veränderungen der Verteilung der sechs untersuchten PCB-Spezies hin. Seit 2011 werden die niedriger chlorierten Tri-, Tetra und Pentachlor-PCB (PCB 28, PCB 52 und PCB 101) nicht mehr gefunden. Für die genannten Spezies ist eine höhere Flüchtigkeit bekannt, so dass bei der Kombination aus einer höheren Rückverdampfung in die Atmosphäre mit zurückgehenden Einträgen Bodengehalte über der Bestimmungsgrenze nicht mehr erreicht werden.

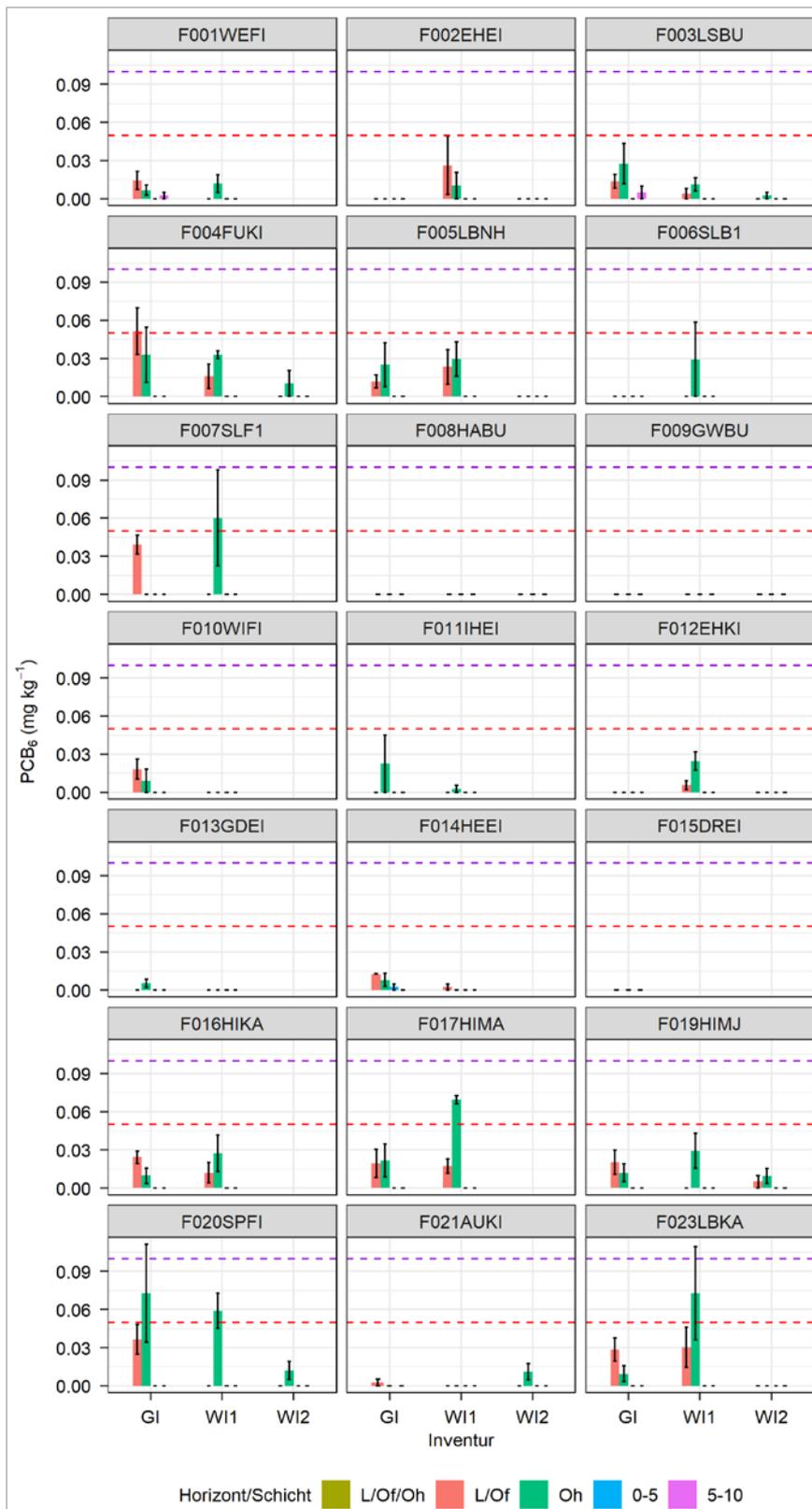


Abb. 9.3: PCB₆-Gehalte aller BDF-F (Auflagehorizonte und Mineralboden in 0–5 cm und 5–10 cm), getrennt nach Inventuren (GI, W1, W2; Werte < BG = 0). Dargestellt sind arithmetische Mittel und Standardfehler. Gestrichelte Linien: Vorsorgewerte nach BBSchVO bei Böden kleiner (rot) und größer (violett) 8 % Humus.

9.4. Chlorierte Kohlenwasserstoffe (CKW)

Die Untersuchungen sämtlicher BDF auf chlorierte Kohlenwasserstoffe umfasst insgesamt 19 Einzelsubstanzen (s. Abb. 9.4). Bei den meisten Substanzen handelt es sich um sogenannte POPs (Persistant Organic Pollutants), die in der Vergangenheit als Insektizid, Fungizid oder als Flammschutzmittel (Hexachlorbenzol, HCB) eingesetzt wurden. Der berühmteste Vertreter, das DDT, wurde in der Bundesrepublik Deutschland bis 1977 als Insektizid eingesetzt. In der DDR erfolgte die Anwendung mit Einschränkungen der Indikation ab 1971, ein Verbot wurde aber erst 1988 ausgesprochen. DDT und seine Metabolite DDD und DDE werden aufgrund der ubiquitären Verbreitung mit den höchsten Fundhäufigkeiten aller CKW sowohl auf den BDF-L als auch den BDF-F gefunden. In den Grundinventuren lag der Anteil positiver

Befunde bei 26 % auf den BDF mit Acker- oder Forstnutzung und ging in der 2. Wiederholungsinventur auf Werte um 5 % zurück (Abb. 9.4 und 9.5). Der Insektizidwirkstoff Lindan (γ -Hexachlorcyclohexan) wurde erst 2003 mit einem Anwendungsverbot nach Pflanzenschutz-Anwendungsverordnung belegt. Der Stoff wurde auf den Acker-BDF nur untergeordnet in der Wiederholungsinventur 1 gefunden, während sowohl Grundinventur als auch Wiederholungsinventur 2 ohne Befund waren. Bei den BDF-F lag die Fundhäufigkeit in der Grundinventur bei 15 %, während die Wiederholungsinventuren ohne Befund waren (Abb. 9.5). Die Daten der Grundinventur der BDF-F lassen vermuten, dass der Einsatz von Lindan im forstlichen Bereich im Zusammenhang mit Kalamitäten häufiger erfolgte, als im landwirtschaftlichen Bereich. Aus den Bewirtschaftungsdaten der BDF-L ist keine Anwendung von Lindan vor dem Anwendungsverbot 2003 bekannt.

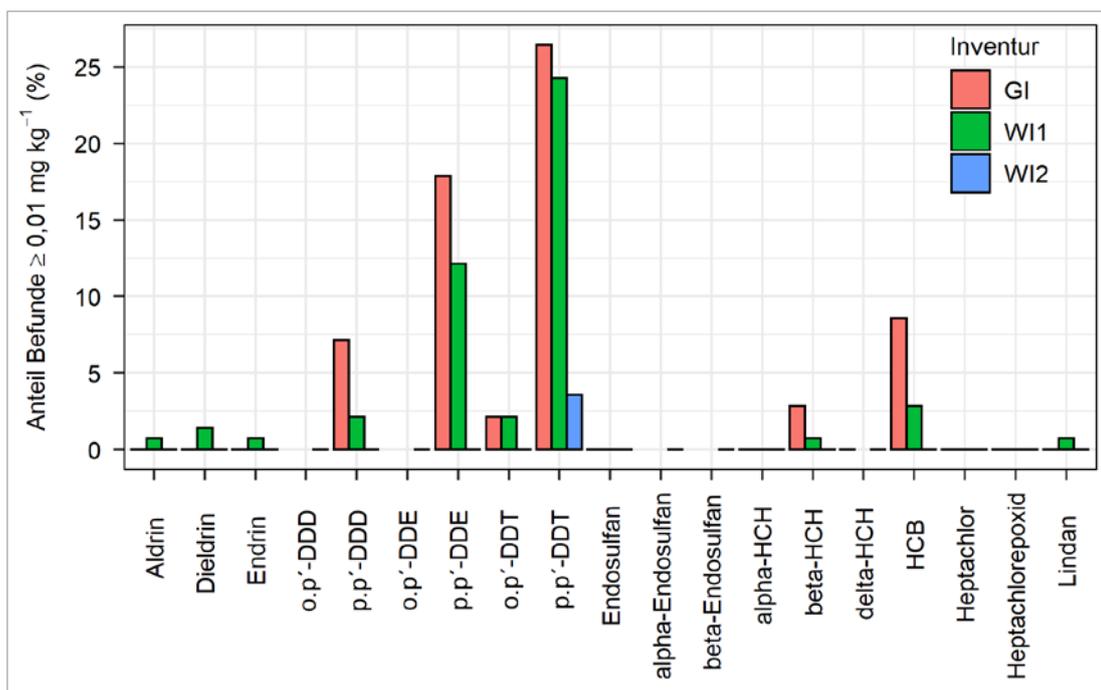


Abb. 9.4: Anteil der Befunde $\geq 0,01 \text{ mg kg}^{-1}$ (%) für chlorierte Kohlenwasserstoffe, getrennt nach Inventuren im Oberboden unter Acker (BDF-L), $n = 140$ (je Inventur).

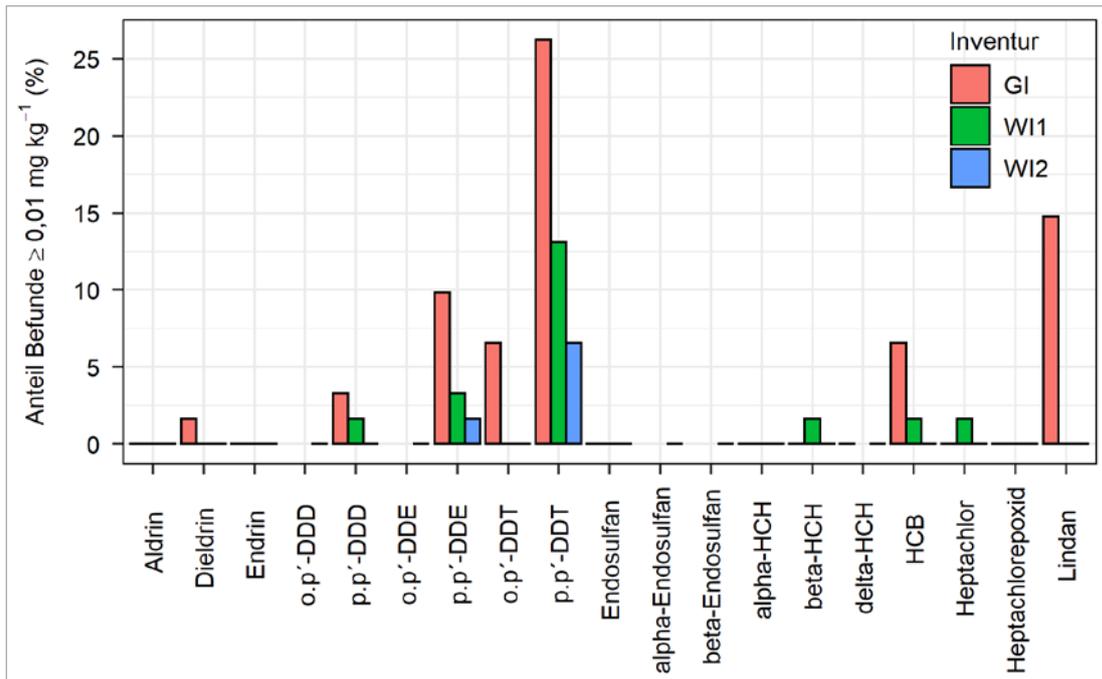


Abb. 9.5: Anteil der Befunde $\geq 0,01 \text{ mg kg}^{-1}$ (%) für chlorierte Kohlenwasserstoffe, getrennt nach Inventuren in BDF unter Forst (BDF-F). Datengrundlage: Mediane einzelner Tiefenstufen von 11 BDF.

Am Beispiel des Isomers p,p'-DDT welches mit einem Anteil von ca. 77 % im technischen DDT das häufigste Isomer darstellt, kann in Abbildung 9.6 für die BDF-L unter Ackernutzung gezeigt werden, dass die Gehalte im Oberboden

signifikant zurückgehen. Während die Tendenz der Abnahme zwischen der Grundinventur und der Wiederholungsinventur 1 nicht abgesichert werden kann, trifft dies für die Wiederholungsinventur 2 im Vergleich zur Grundinventur zu.

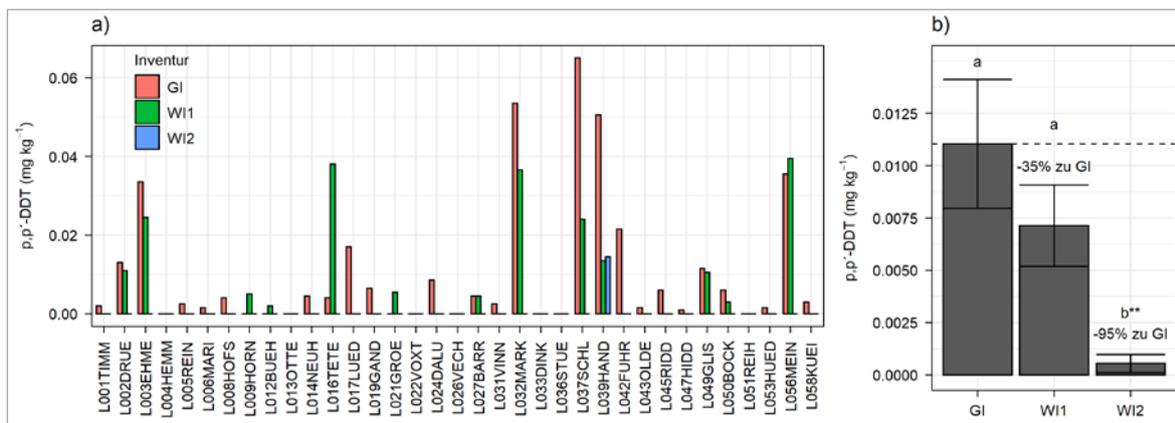


Abb. 9.6: Gehalte an p,p'-DDT (mg kg^{-1}) im Oberboden unter Acker.
a) Mediane für alle BDF-L, für welche Werte aus drei Inventuren vorhanden sind.
b) Arithmetische Mittel \pm Standardfehler je Inventur. Unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede (P-Wert, $0,001 < ** < 0,01$) zwischen den Inventuren ($n = 35$ je Inventur).

Die für die BDF unter Ackernutzung oder forstlicher Nutzung gezeigte Abnahme chlorierter Kohlenwasserstoffe im Boden ist auch für die BDF in Grünlandnutzung festzustellen (nicht gezeigt). Aufgrund der hohen Persistenz, insbesondere des p,p'-DDT, ist auch weiterhin mit Funden über der Bestimmungsgrenze von 2 µg kg⁻¹ Boden zu rechnen.

9.5. Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

Bei den PAK erfolgt eine Untersuchung der sechzehn wichtigsten Stoffe (PAK16*) bei einer Bestimmungsgrenze von 0,01 mg kg⁻¹. Da bei der Grundinventur lediglich eine Untersuchung auf sechs PAK vorgesehen war, sich aber im Laufe der ersten Jahre abzeichnete, dass die Liste der zu untersuchenden Substanzen auf 16 erweitert werden würde, wurden im Jahr 2000, im Rahmen einer Zwischeninventur, frische Proben aus dem Oberboden gewonnen und in einem Durchgang auf PAK16 analysiert. Für

eine Überblicksauswertung werden die Konzentrationen der 16 Einzelwirkstoffe aufaddiert, wobei Befunde unterhalb der Bestimmungsgrenze mit 0 eingehen (PAK16). Die Vorsorgewerte nach BBodSchV liegen bei Böden mit <8 % Humus bei 3 mg PAK16 kg⁻¹ und bei >8 % Humus bei 10 mg PAK16 kg⁻¹. Eine Überschreitung der Vorsorgewerte nach BBodSchV liegt bei keiner der landwirtschaftlich genutzten BDF vor. Im Oberboden der Ackerflächen liegen die Gehalte der meisten BDF unterhalb von 0,3 mg kg⁻¹ (Abb. 9.7). Tendenziell erhöhte Gehalte weisen beispielsweise die Standorte L002DRUE in Industrienähe sowie L031VINN in Siedlungsnähe auf. Eine systematische Zuordnung zu potenziellen Belastungsquellen ist allerdings nicht möglich. Werden alle BDF unter Acker verglichen, für die sowohl die Zwischeninventur als auch eine Wiederholungsinventur 1 und 2 vorliegen (n = 29), ergibt sich folgendes Bild: Die PAK16-Gehalte der Wiederholungsinventur 2 sind signifikant geringer (P-Wert <0,001) als die PAK16-Gehalte der Zwischeninventur und der Wiederholungsinventur 1.

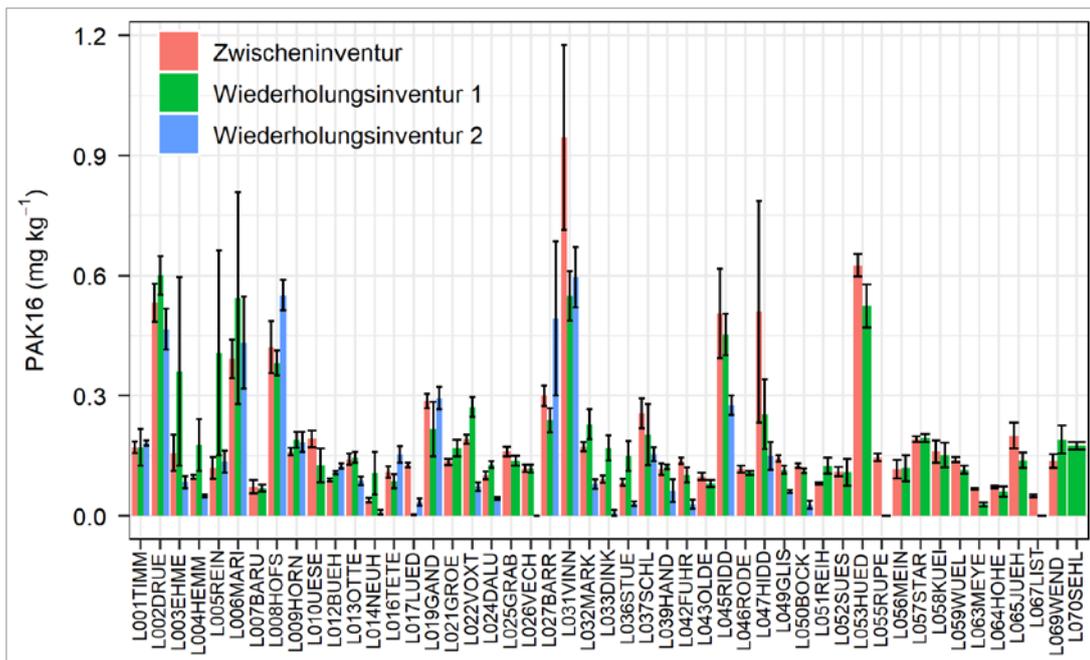


Abb. 9.7: PAK16-Summenwerte (mg kg⁻¹) im Oberboden für alle BDF unter Acker, getrennt nach Inventuren (Werte <BG = 0). Dargestellt sind arithmetische Mittel und Standardfehler.

* PAK16 nach US-EPA-Liste: Naphthalin, Acenaphthylen, Acenaphthen, Fluoren, Phenanthren, Anthracen, Fluoranthen, Pyren, Benz(a)anthracen, Chrysen, Benzo(b)flu-

oranthen, Benzo(k)fluoranthren, Benzo(a)pyren, Dibenz(a,h)anthracen, Indeno(1,2,3-cd)pyren, Benzo(g,h,i)perylene.

Bei den BDF unter Grünlandnutzung fallen die erhöhten PAK16-Gehalte der L048GORL in der Elbtalau auf (Abb. 9.8). Im Gegensatz zu den Ackerflächen haben sich auf den Grünland-

standorten, für welche Werte von allen drei Inventuren vorliegen (n = 11), die PAK16-Gehalte weder in 0–10 cm noch in 10–20 cm Tiefe zwischen den Inventuren signifikant verändert.

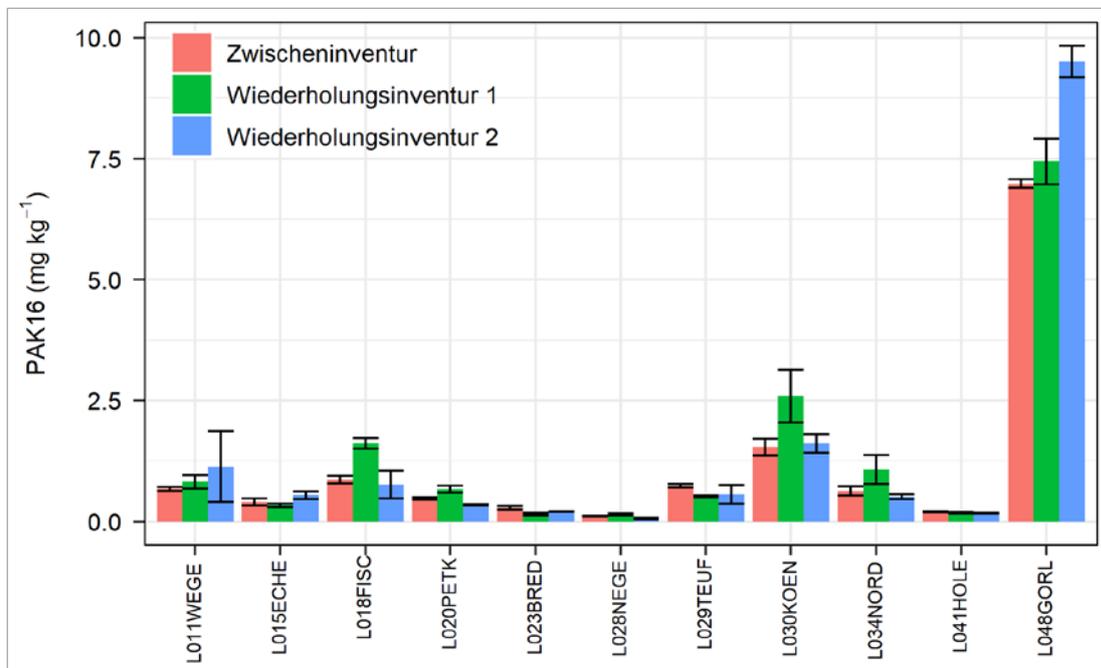


Abb. 9.8: PAK16-Summenwerte (mg kg⁻¹) in 0–10 cm Tiefe für alle BDF unter Grünland, für welche Werte für alle drei Inventuren vorliegen (Werte <BG = 0). Dargestellt sind arithmetische Mittel und Standardfehler.

Im Unterschied zu den landwirtschaftlich genutzten BDF werden auf einigen forstlichen BDF in den Oh-Auflagehorizonten die Vorsorgegrenze für PAK16 nach BBodSchV überschritten (Abb. 9.9). Die PAK-Funde konzentrieren sich allerdings auf die organischen Auflagen und den mineralischen Oberboden bis in 10 cm Tiefe. Lediglich im Moorboden F015DREI werden bis in 50 cm Tiefe nennenswerte PAK16-Gehalte (nur GI 2003 vorhanden) gefunden. Von den laubwaldbestockten BDF zeigt die BDF Solling-Buche (F006SLB1) die höchsten PAK-Konzentrationen in der Auflage und im mineralischen Oberboden. Dies ist möglicherweise auf

eine historische Köhlernutzung im Umfeld der BDF zurückzuführen (FORTMANN & MEESENBURG 2007). Die geringsten PAK-Konzentrationen weisen die in normaler Depositionslage befindlichen BDF Harste Buche (F008HABU) und Göttinger Wald Buche (F009GWBU) auf. Für die BDF Göttinger Wald (Terra-Fusca-Rendzina) ist aufgrund der hohen pH-Werte und der mikrobiellen Aktivität von einer verstärkten Metabolisierung der PAK auszugehen.

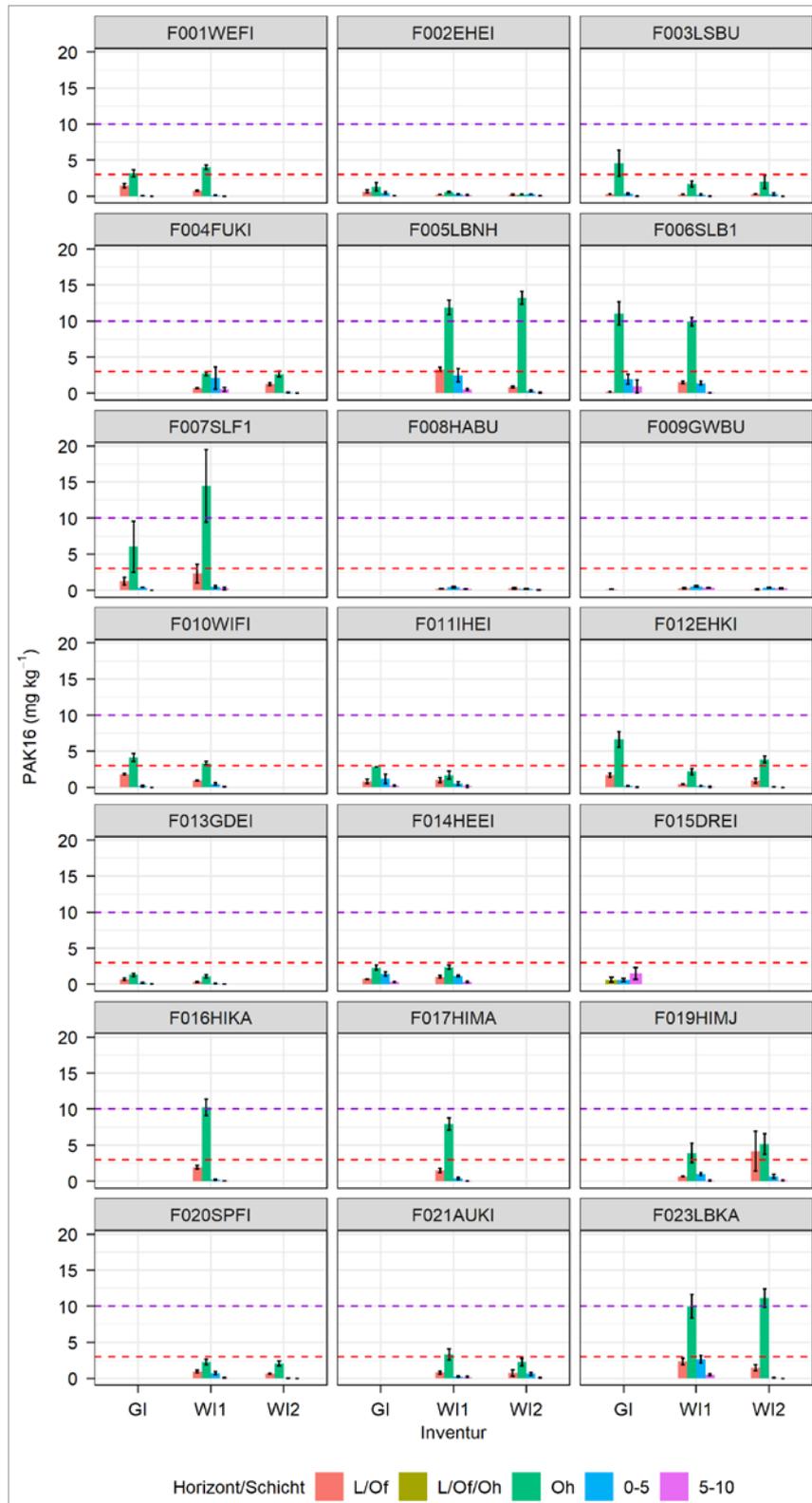


Abb. 9.9: PAK16-Gehalte aller BDF-Forst (Auflagehorizonte und Mineralboden in 0–5 cm und 5–10 cm), getrennt nach Inventuren (GI, W1, W2), Werte <math><BG = 0</math>. In den Jahren 1994 und 1995 wurden nur die PAK6 untersucht. Dargestellt sind arithmetische Mittel und Standardfehler. Gestrichelte Linien: Vorsorgewerte nach BBSchVO bei Böden kleiner (rot) und größer (violett) 8 % Humus.

Einen wesentlichen Einfluss auf die PAK-Bodengehalte haben die Standortlage und die Baumart. Standorte mit erhöhter Deposition, wie bei den BDF im Solling (F006SLB1, F007SLF1), im Hils (F016HIKA, F017HIMA, F019HIMJ) und im Harz (Lange Bramke F005LBNH, F023LBKA) zeigen gegenüber den Geeststandorten (z. B. F002EHEI, F004FUKI, F021AUKI) höhere Gehalte. Bei den Baumarten steigen die Gehalte von Eiche und Buche über

Kiefer zu Fichte an. Dies ist auf den differierenden Auskämmeffekt zurückzuführen. Bei den PAK-Gehalten der Auflagehorizonte sind in allen Inventuren signifikante Unterschiede zwischen Laubwald und Nadelwald feststellbar (Abb. 9.10). Darüber hinaus deutet sich ein Rückgang der PAK-Gehalte im mineralischen Oberboden (0–5 cm, 5–10 cm) in der Wiederholungsinventur 2 gegenüber den beiden vorangegangenen Inventuren an.

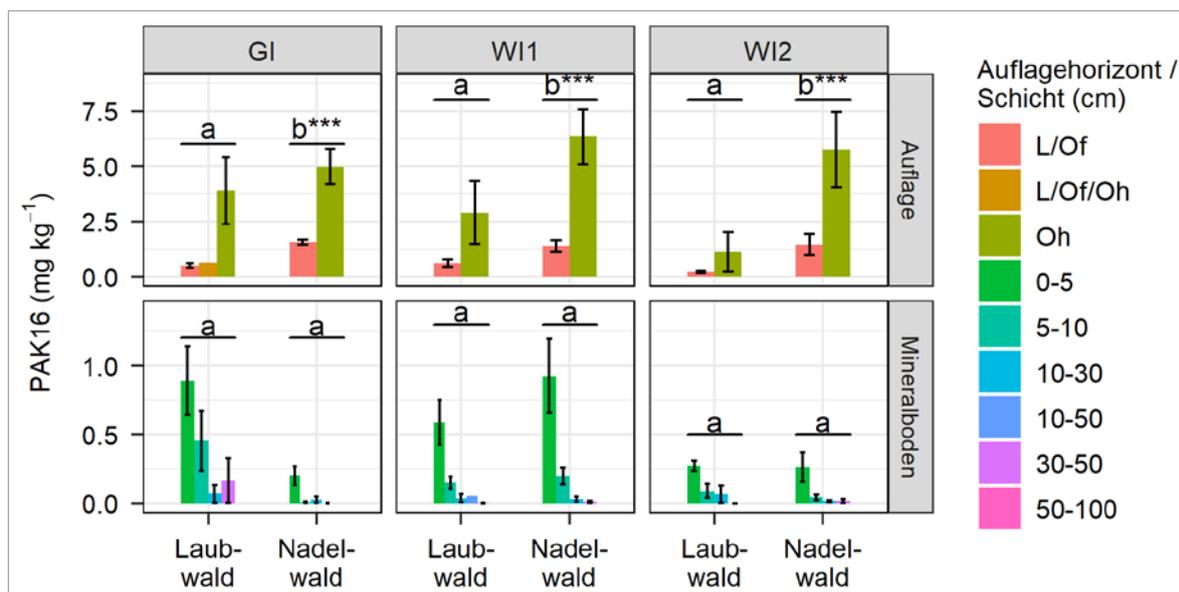


Abb. 9.10: Gehalte der PAK16 (mg kg^{-1}), getrennt nach Auflage und Mineralboden sowie für die drei Inventuren im Vergleich Laub- und Nadelwald (Werte $< \text{BG} = 0$). Dargestellt sind arithmetische Mittel und Standardfehler. Unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede (P-Wert, $0 < \text{***} < 0,001$) zwischen Laub- und Nadelwald an.

9.6. Fazit und Ausblick

Für die im Rahmen der BDF untersuchten organischen Schadstoffe aus den Gruppen der Dioxine und Furane, der PCB, der PAK sowie der chlorierten Kohlenwasserstoffe können zurückgehende Belastungen im Boden nachgewiesen werden. Das bedeutet in der Regel, dass der Eintrag gegenüber vergangenen Zeiträumen zurückgegangen ist und dass derzeit der jährliche Abbau höher ist als der jährliche Eintrag. Dennoch lassen sich auch Organika, die schon seit längerer Zeit nicht mehr eingesetzt werden, auch weiterhin in Böden finden und müssen daher auch weiterhin betrachtet werden. Im Rahmen der BDF werden per- und polyfluorierte Alkylverbindungen (PFAS) bislang nur mit den

Leitsubstanzen Perfluorooctansulfonat (PFOS) und Perfluorooctansäure (PFOA) berücksichtigt. Aktuell erfolgen Bestrebungen, die Untersuchungen auf PFAS mit einem erweiterten Parameterumfang bundesweit zu vereinheitlichen (BMU 2019). Sollten die PFAS ubiquitär in Böden nachzuweisen sein, wären sie bei zukünftigen Anpassungen des Parameterumfangs zu berücksichtigen.

9.7. Literatur

- BUNDES-BODENSCHUTZ- UND ALTLASTENVERORDNUNG – BBODSCHV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12. Juli 1999 (BGBl. I: 1554), die zuletzt durch Artikel 126 der Verordnung vom 19. Juni 2020 (BGBl. I: 1328) geändert worden ist. – <<https://www.gesetze-im-internet.de/bbodschv/BJNR155400999.html>>.
- BMU (2019): Leitfaden zur PFC-Bewertung. Empfehlungen für die bundeseinheitliche Bewertung von Boden- und Gewässerverunreinigungen sowie für die Entsorgung PFC-haltigen Bodenmaterials. – Stand: Entwurf 13.08.2020.
- FORTMANN, H. & MEESENBURG, H. (2007): Organische Schadstoffe in Waldböden Niedersachsens - Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen. – GeoBerichte **4**: 91 S., 53 Abb., 29 Tab.; Hannover (LBEG).
- 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).

10. Versauerung Niedersächsischer Waldböden – BDF-Auswertungen zu Status Quo und Dynamik

BERND AHRENDTS, HEIKE FORTMANN &
HENNING MEESENBURG

10.1. Einleitung

Unter Bodenversauerung wird die Anreicherung von Säuren im Boden durch atmosphärische Einträge oder ökosysteminterne Säurequellen verstanden. Wenn die Säuren nicht kompensiert werden können, sinkt der pH-Wert und die Basensättigung (Anteil der basisch wirkenden austauschbaren Kationen im Boden wie Calcium (Ca^{2+}), Magnesium (Mg^{2+}), Natrium (Na^+) und Kalium (K^+) an den insgesamt austauschbaren Kationen (Kationenaustauschkapazität (KAK))) des Bodens, verbunden mit einer erhöhten Aluminium- und Schwermetallmobilisierung sowie Nährstoffauswaschung. Bei zunehmender Versauerung können die Böden ihre Filter-, Ausgleichs- und Produktionsfunktion nur noch eingeschränkt wahrnehmen.

Unter den in Niedersachsen vorherrschenden humiden klimatischen Bedingungen ist die Versauerung ein Prozess mit vielen natürlichen Ursachen. Organische Säuren, die von Pflanzenwurzeln ausgeschieden werden oder als Produkte unvollständiger Abbauprozesse entstehen, werden in den Boden eingetragen. Durch Atmung der Bodenlebewesen gebildetes und/oder mit dem Niederschlag eingetragenes CO_2 führt durch die Reaktion mit Wasser ebenfalls zu einer Bodenversauerung (MATZNER & DAVIS 1996). Ebenso ist der Austrag von Sickerwasser aus dem Wurzelraum immer auch mit einem Austrag basisch wirkender Substanzen verbunden. Die Intensität und das Niveau der natürlichen Versauerung sind sehr stark vom Alter des Bodens und vom Ausgangsgestein geprägt. Da Waldböden häufig auf basenarmen Ausgangsgesteinen mit einer geringen KAK anzutreffen sind, sind etwaige Auswirkungen hier häufig besonders ausgeprägt.

Diese natürlichen Bodenbildungsprozesse können jedoch durch anthropogene Einflüsse um ein Vielfaches beschleunigt werden. Im Verlauf

der historischen Waldnutzung kam es z. B. durch Streunutzungen und Köhlerei zu einer Intensivierung des biomassegebundenen Basenexports (GLATZEL 1991). Zu einer weiteren gravierenden Veränderung kam und kommt es durch den Eintrag von versauernden Luftschadstoffen. In den 1960er Jahren bis in die 1990er Jahre waren in erster Linie die Schwefeleinträge der Hauptverursacher für eine drastisch beschleunigte Bodenversauerung der Waldökosysteme. Nationale und internationale Luftreinhaltmaßnahmen führten zu einer deutlichen Reduktion der Deposition von versauernden Substanzen in Europa (WALDNER et al. 2014). Auch wenn die Schwefeleinträge drastisch verringert werden konnten, wurden nur geringfügige Fortschritte bei der Verminderung der Stickstoffeinträge erzielt, so dass heute überwiegend die Einträge der Stickstoffverbindungen Nitrat und Ammonium zur Säurebelastung der Wälder beitragen. Aber auch die im Zuge einer Energiewende angestrebten höheren Biomassenutzungsintensitäten können zu einer deutlichen Beschleunigung der Bodenversauerung führen, da insbesondere mit der zusätzlichen Nutzung von Kronenholz die Entzüge basischer Kationen überproportional ansteigen (VON WILPERT et al. 2018). Eine flankierende Maßnahme zur Pufferung von Säureeinträgen und zur Regenerierung versauerter Böden ist die Bodenschutzkalkung.

Die Stärke der Versauerungsdynamik eines Bodens durch Säureeinträge wird vor allen durch die Fähigkeit des Bodens bestimmt, die eingetragenen Säuren zu puffern. Die Pufferfähigkeit steigt mit den Carbonat- und Tonmineralgehalten und ist in sandigen Böden am geringsten. Dieses ist in Niedersachsen insbesondere in den bewaldeten Regionen des Tieflandes und in den Mittelgebirgen Harz, Solling und Hils der Fall. Auf pufferarmen Standorten sind aus der Literatur bei tiefgreifender Bodenversauerung pH-Änderungen von bis zu zwei pH-Einheiten bekannt (FALKENGREN-GRERUP 1987, VEERHOFF, ROSCHER & BRÜMMER 1996, YANG et al. 2015). Demgegenüber haben sich kalk- und tonreiche Böden bei einer ausreichenden Pufferfähigkeit aufgrund ihrer Mineralausstattung und großen Verwitterungsoberflächen (POSCH, DE VRIES & SVERDRUP 2015) kaum verändert (EVERS et al. 2019).

Neben dem pH-Wert ist die Basensättigung ein relativ guter Indikator für die Versauerungsdynamik und für die Ausstattung eines Standortes mit wichtigen Makronährelementen wie Ca^{2+} ,

Mg²⁺ oder K⁺ (HARTMANN & VON WILPERT 2016, MEESENBURG et al. 2019, SCHULTE-BISPING, BREDEMEIER & BEESE 2001). Ein weiterer Indikator ist das Verhältnis der Nährstoffkationen (Summe von K⁺, Mg²⁺ und Ca²⁺) zu Aluminium (Bc/Al-Verhältnis) in der Bodenlösung.

Informationen über den Versauerungszustand niedersächsischer Waldböden stehen aus den Bodenzustandserhebungen im Walde BZE I (1990–1991; BÜTTNER 1997) und BZE II (2007–2009; EVERS et al. 2019) sowie von forstlich genutzten BDF zur Verfügung (FORTMANN et al. 2012). Von letzteren liegen durch Voruntersuchungen aus der Waldökosystemforschung z. T. mehrere Wiederholungsinventuren über einen Zeitraum von bis zu 50 Jahren vor (MEIWES et al. 2009). Sie liefern somit wichtige Hinweise über den aktuellen Versauerungsstatus und mögliche zeitliche Veränderungen.

10.2. Material und Methoden

Im Rahmen der Bodendauerbeobachtung werden in Niedersachsen regelmäßig wiederkehrend verschiedene bodenchemische und -physikalische Kennwerte an den forstlich genutzten BDF untersucht, um einerseits den Status quo zu erfassen und andererseits langfristige Entwicklungen und Veränderungen bewerten zu können. Wiederholungsinventuren werden im Abstand von ca. zehn Jahren mit jeweils sechs Mischproben pro Tiefenstufe, die sich wiederum jeweils aus vier Einzelproben zusammensetzen, durchgeführt, so dass für viele Flächen mittlerweile drei Inventuren zur Verfügung stehen. Weitere Informationen über das Versuchsdesign und die Analysemethoden sind bei HÖPER & MEESENBURG (2012) und EVERS et al. (2019) zu finden. Von einigen BDF-F sind Informationen aus vorangegangenen Inventuren verfügbar (MEESENBURG et al. 2016, MEESENBURG et al. 2019), so dass die Anzahl der Wiederholungen und der Untersuchungszeitraum verlängert werden konnten. Die BDF-F F015DREI wurde bei dieser Studie ausgeschlossen, da es sich um einen Niedermoorboden handelt, der seit längerem nicht mehr betretbar ist.

10.2.1. Statistische Methoden

Die zeitliche Entwicklung der Versauerungsindikatoren wurde mit additiven gemischten Regressionsmodellen (ZUUR et al. 2009), die im

Statistikpaket R 3.5.2 (R DEVELOPMENT TEAM 2018) unter Verwendung der R-Bibliothek „mgcv“ 1.7-16 (WOOD 2006) durch einen Aufruf der R-Bibliothek „nlme“ (PINHEIRO et al. 2008) direkt als gemischte Modelle parametrisiert wurden, untersucht. Die Kennung der BDF-F wurde hierbei als Zufallseffekt an das Modell übergeben, um die Korrelation der Wiederholungsinventuren auf einer identischen BDF-Fläche zu berücksichtigen.

10.3. Ergebnisse und Diskussion

Die hohe Säurebelastung in der Vergangenheit hat zu einer tiefgründigen Versauerung der Waldböden in Niedersachsen geführt. Nach den Ergebnissen der BZE II (EVERS et al. 2019) weist die Mehrzahl der Waldstandorte Niedersachsens geringe pH-Werte sowie eine geringe Basensättigung und damit Kennzeichen einer erheblichen Bodenversauerung auf. Ein entsprechendes Bild zeigen auch die BDF-F-Flächen in Niedersachsen.

10.3.1. pH-Wert

Die pH-Werte im Mineralboden wurden in demineralisiertem Wasser (H₂O) und in 0,001 M CaCl₂ gemessen. Durch das Ca²⁺-Ion werden austauschbar gebundene Kationensäuren, wie z. B. Aluminium, ausgetauscht und hydrolysiert, weshalb der pH-Wert in den Salzlösungen bei versauerten Böden niedriger ist als im Wasser. Die Differenz zwischen den im Wasser gemessenen pH-Werten ist ein zusätzlicher Hinweis auf den Grad der Bodenversauerung. Für BDF-F zeigen die Untersuchungen für den Oberboden (0–30 cm) durchschnittliche pH-Werte (H₂O) zwischen 3,6 und 7,6. Nach den Puffersubstanzen, die in gewissen pH-Bereichen die Pufferreaktionen dominieren, werden nach AG BODEN (2005) die folgenden fünf Pufferbereiche im Boden unterschieden: Carbonat (pH-H₂O: 8,6–6,2), Silikat (6,2–5,0), Austauscher (5,0–4,2), Aluminium (4,2–3,0), Eisen (<3,0). Dem Carbonat-Pufferbereich kann nur eine Fläche im Göttinger Wald (F009GWBU) zugeordnet werden. Ab 20 cm Bodentiefe liegt die Fläche F008HABU im Silikat-Pufferbereich. Viele Flächen weisen jedoch im Oberboden pH(H₂O)-Werte von unter 4,2 (Aluminiumpufferbereich) auf (vgl. Abb. 10.1). Bei diesen pH-Werten ist

nach ULRICH (1981) mit einer Tonmineralzerstörung und Aluminiumfreisetzung zu rechnen. Entsprechend sind flachwurzelnende junge Bäume in den ersten Jahren hohen Aluminiumkonzentrationen ausgesetzt und können nur wenig Ca^{2+} und Mg^{2+} aus der Bodenlösung aufnehmen. Die $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ -Werte liegen deutlich unter den $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werten (Abb. 10.2). Diese

unterschreiten vor allem in den Oberböden an einigen Standorten sogar pH-Werte von 3 und deuten somit auf eine historisch hohe Säurebelastung und erschöpfte Pufferkapazitäten des Mineralbodens hin. Diese Böden sind überwiegend tiefgründig versauert, nur vereinzelt können in größeren Tiefen (>70 cm) höhere pH-Werte gemessen werden.

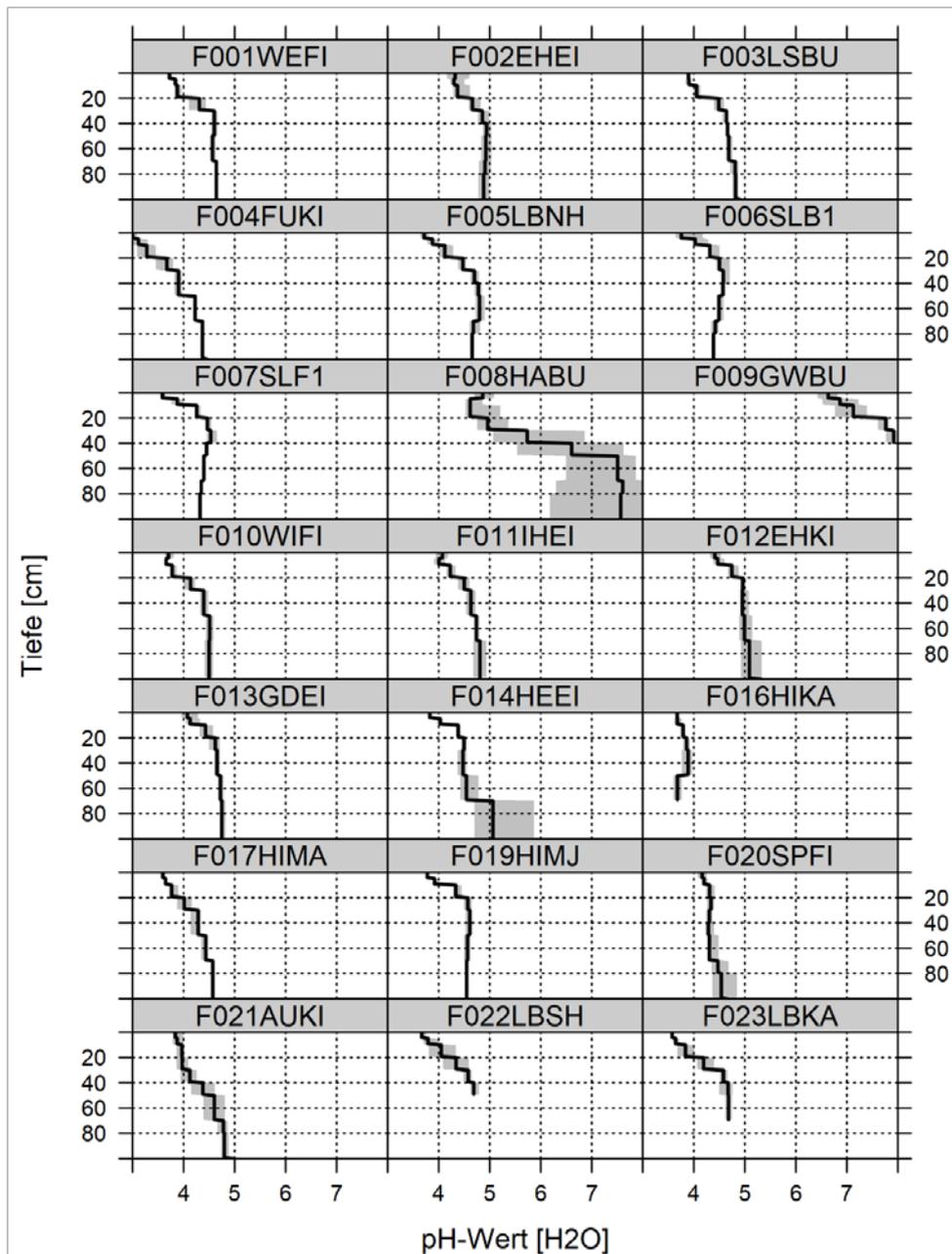


Abb. 10.1: Tiefenverlauf der $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werte im Mineralboden zum Zeitpunkt der letzten verfügbaren Inventuren auf den forstlich genutzten Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF-F) in Niedersachsen. Die durchgezogene Linie beschreibt den Median von jeweils sechs Wiederholungen und die grauen Flächen den Fehlerbereich (25. und 75. Perzentil).

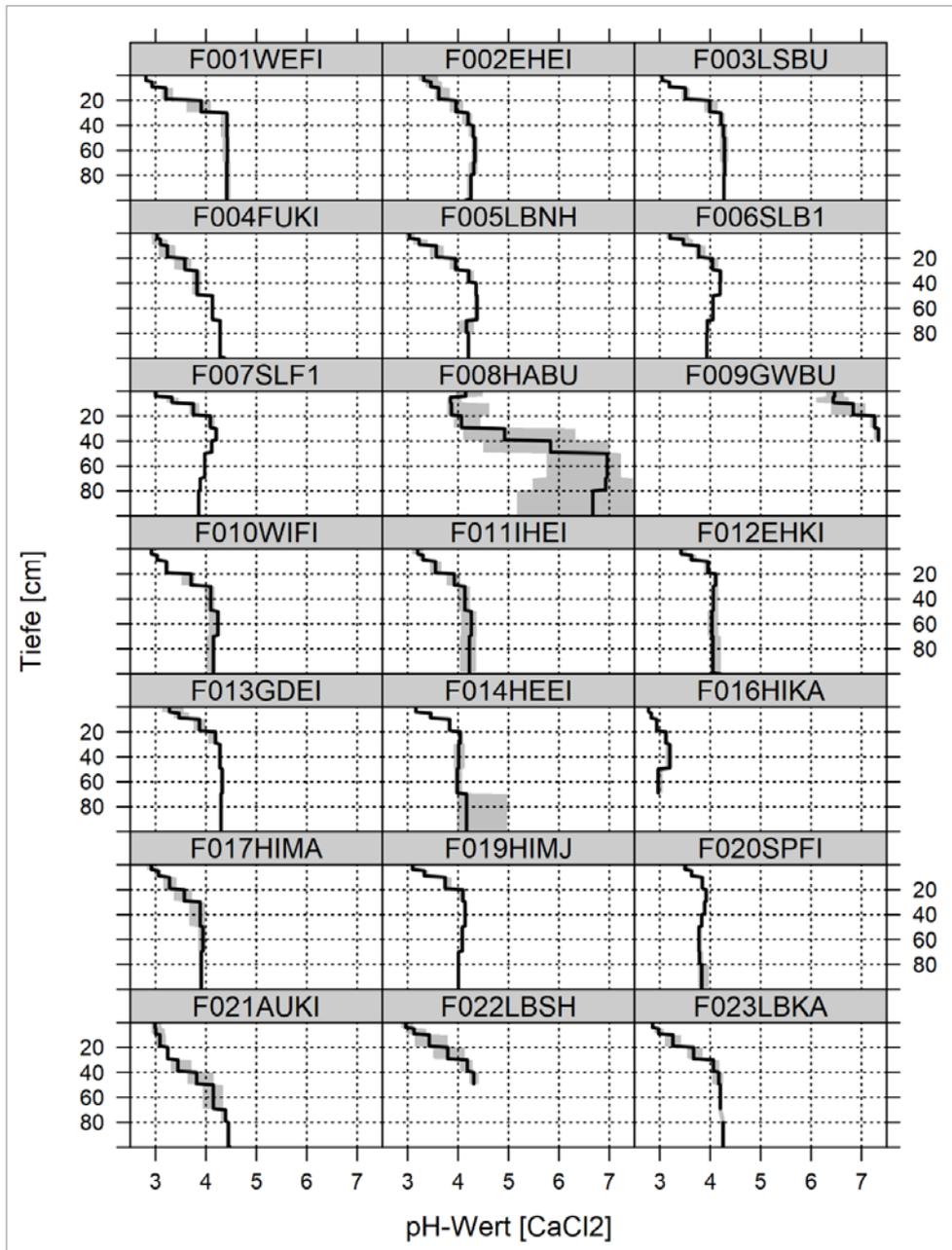


Abb. 10.2: Tiefenverlauf der pH(CaCl₂)-Werte im Mineralboden zum Zeitpunkt der letzten verfügbaren Inventuren auf den forstlich genutzten Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF-F) in Niedersachsen. Die durchgezogene Linie beschreibt den Median von jeweils sechs Wiederholungen und die grauen Flächen den Fehlerbereich (25. und 75. Perzentil).

10.3.2. Basensättigung

Als Indikator für den bodenchemischen Zustand wird der Basensättigung eine höhere Bedeutung als dem pH-Wert zugemessen, da bei identischen pH-Werten sehr unterschiedliche Basensättigungen auftreten können. Somit liegen sehr unterschiedliche Mengen verfügbarer Nährelemente (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+), die für die Vitalität von Waldbäumen bedeutsam sind, im Boden vor. Zur Charakterisierung des Versauerungs-

zustands von Waldböden wird die Basensättigung häufig nach Basensättigungstypen, die den Tiefenverlauf der Basensättigung beschreiben, klassifiziert (vgl. KÖLLING, HOFFMANN & GULDER 1996, KÖLLING 2010, BLOCK et al. 2000). Die von HARTMANN & VON WILPERT (2016) statistisch definierten Basensättigungstypen können hierbei als Einstufungshilfe dienen (vgl. Tab. 10.1). Insbesondere bei der Abgrenzung des Typs 4 vom Typ 5 sollten jedoch auch die Basensättigungen in Bodentiefen >90 cm herangezogen werden (vgl. KÖLLING 2010).

Tab. 10.1: Basensättigungstypen und statistische Wertebereiche der Basensättigung für die Bodentiefen 0–5 cm und 60–90 cm (Basensättigung in %, aus HARTMANN & VON WILPERT 2016).

Messtiefe	Typ 1	Typ 2	Typ 3	Typ 4	Typ 5	Typ 6
0–5 cm	85–100	50–<85	0–<50	0–<60 (100)	0–<50	50–100
60–90 cm	85–100	85–100	85–100	30–<85	0–<30	0–<30

Ordnet man die 21 BDF-F diesen fünf Versauerungstypen zu, so entfällt jeweils eine BDF-F auf die Typen 1 und 2, 3 BDF-F auf den Typ 4 und 16 BDF-F auf den Typ 5 (Abb. 10.3–10.5).

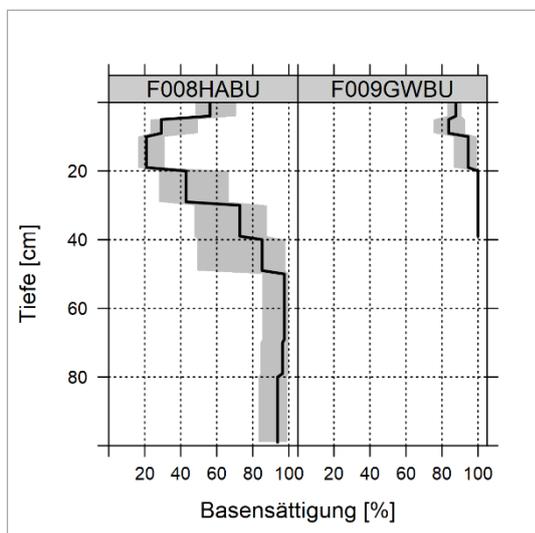


Abb. 10.3: Tiefenverlauf der Basensättigung auf Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF-F) mit den Basensättigungstypen 1 (F009GWBU) und 2 (F008HABU). Die durchgezogene Linie beschreibt den Median von jeweils sechs Wiederholungen und die grauen Flächen den Fehlerbereich (25. und 75. Perzentil).

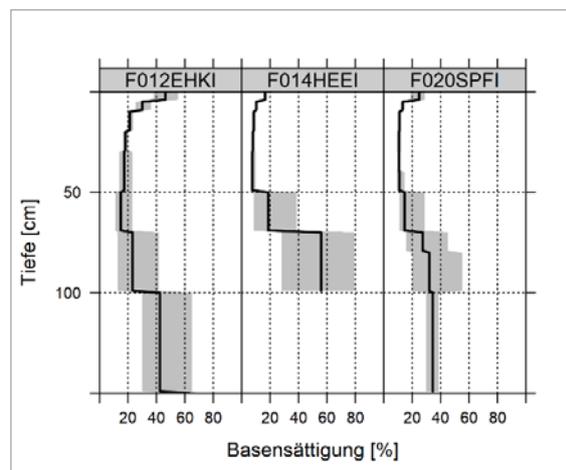


Abb. 10.4: Tiefenverlauf der Basensättigung auf Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF-F) mit dem Basensättigungstypen 4. Die durchgezogene Linie beschreibt den Median von jeweils sechs Wiederholungen und die grauen Flächen den Fehlerbereich (25. und 75. Perzentil).

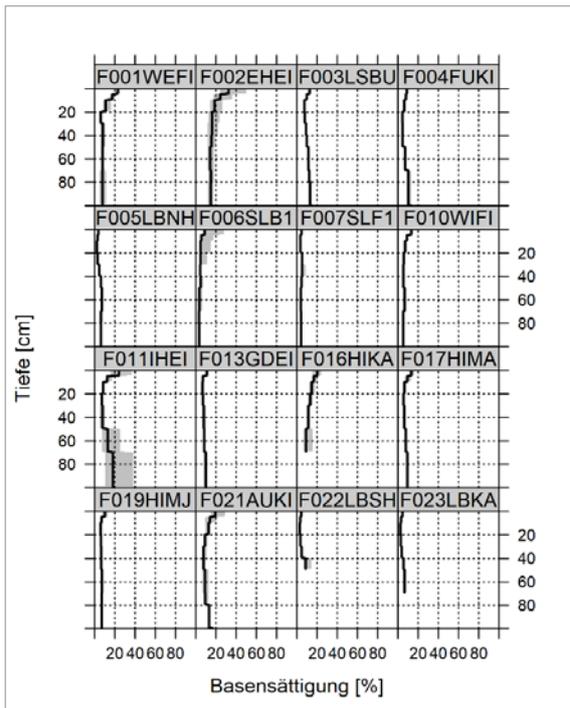


Abb. 10.5: Tiefenverlauf der Basensättigung auf Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF-F) mit dem Basensättigungstyp 5.

Der hohe Flächenanteil der tiefgründig versauerten Böden dokumentiert den hohen Versauerungsgrad der niedersächsischen Waldböden. Auch bei der BZE II lag auf 65 % der Waldfläche die Basensättigung im Hauptwurzelraum von 10–30 cm unter 20 %. Eine Basensättigung von mindestens 15–20 % wird häufig als Bedingung für ein vitales Wachstum und eine ausreichende Verjüngungsfähigkeit der wichtigsten Baumarten genannt (MEIWES, KHANNA & ULRICH 1986, REUSS 1983). Wird dieser Wert unterschritten, ist ein signifikanter Anstieg toxischer Al^{3+} -Ionen und eine zunehmende Mobilisierung von Schwermetallen in der Bodenlösung zu erwarten. Schwermetalle und Aluminium wirken auf Baumwurzeln und zahlreiche Bodenorganismen. Entsprechend kommt es auch bei den relativ säuretoleranten einheimischen Baumarten wie Buche, Eiche, Tanne, Fichte und Kiefer zu Säurestress und zu einer Einschränkung der Nährstoffaufnahme (SVERDRUP, WARFVINGE & NIHLGARD 1994, WEBER-BLASCHKE, CLAUS & REHFUESS 2002, CHOI et al. 2005). Nicht säuretolerante Baumarten wie die Edellaubhölzer stellen jedoch noch höhere Anforderungen an die Basensättigung (FORTMANN et al. 2007). So sollte die Basensättigung z. B. bei Ahorn und

Esche die Grenze von 30 % nicht unterschreiten (WEBER & BAHR 2000). Nach den Untersuchungen von BRAUN et al. (1999) sind signifikante Effekte hinsichtlich des Durchmesserwachstums von Bäumen zwischen den Gruppen ≤ 40 und > 40 % Basensättigung (0–40 cm Bodentiefe) zu beobachten. Entsprechende Bedingungen (> 40 %) liegen nur bei zwei BDF-F vor.

Während die „natürliche“ Bodenversauerung durch Kohlensäure oder organische Säuren meistens auf den Oberboden beschränkt ist, zeigt sich eine tiefgründige Versauerung vieler Standorte, die aus dem Transport von depositionsbedingtem Nitrat und Sulfat in tiefere Bodenschichten resultiert. Durch die Zwischenspeicherung von Schwefel kann zwar die Versauerungsdynamik vorübergehend abgebremst werden, bei entsprechender Remobilisierung kann die Versauerung weiter voranschreiten, obwohl z. B. die atmosphärischen Schwefeleinträge drastisch gesenkt wurden. Dieses war zumindest bis zum Zeitpunkt der BZE II insbesondere für viele Mittelgebirgsstandorte ein starker Treiber der Versauerungsentwicklung (WEIS & AHRENDTS 2018).

10.3.3. Bc/Al-Verhältnis in der Bodenlösung

Im Zusammenhang mit Nährstoffgleichgewichten häufig verwendete Indikatoren sind Ionenverhältnisse von Ca^{2+} , Mg^{2+} und/oder basische Kationen (Bc = $K+Mg+Ca$) zu Aluminiumionen (Al) in der Bodenlösung (MEESENBURG et al. 2016, MEIWES, KHANNA & ULRICH 1986, CRONAN & GRIGAL 1995). Strenggenommen handelt es hierbei um Kennwerte, die den Aluminiumstress auf die Bäume beschreiben (REUSS 1983). Sie berücksichtigen jedoch auch hinreichend, dass auf der einen Seite in Gegenwart von Bc hohe Al-Konzentrationen von den Pflanzenwurzeln besser vertragen werden und auf der anderen Seite beim Auftreten von hohen Al-Konzentrationen die Aufnahme wichtiger Nährstoffe wie Ca^{2+} , Mg^{2+} und K^+ in die Pflanzenwurzeln behindert ist. Nach zahlreichen Untersuchungen (SVERDRUP & WARFVINGE 1993, CHOI et al. 2005) ergibt sich aus dem Bc/Al-Verhältnis ein signifikanter Zusammenhang zur Biomasseproduktion, aber auch ein sehr empfindlicher Indikator, um die Bodenversauerung und deren Dynamik zu beschreiben (FLÜCKIGER & BRAUN (2009).

Abbildung 10.6 zeigt, dass sich seit 1994 die relative Anzahl der BDF-F, an denen ein kritisches Verhältnis auftritt, kaum verändert hat. Dies bedeutet, dass in vielen Waldböden weiterhin ein

großes Risiko von Aluminium-Toxizität sowie von Nährstoffungleichgewichten besteht. Eine deutliche Erholung der Waldböden wird vermutlich mehrere Jahrzehnte in Anspruch nehmen.

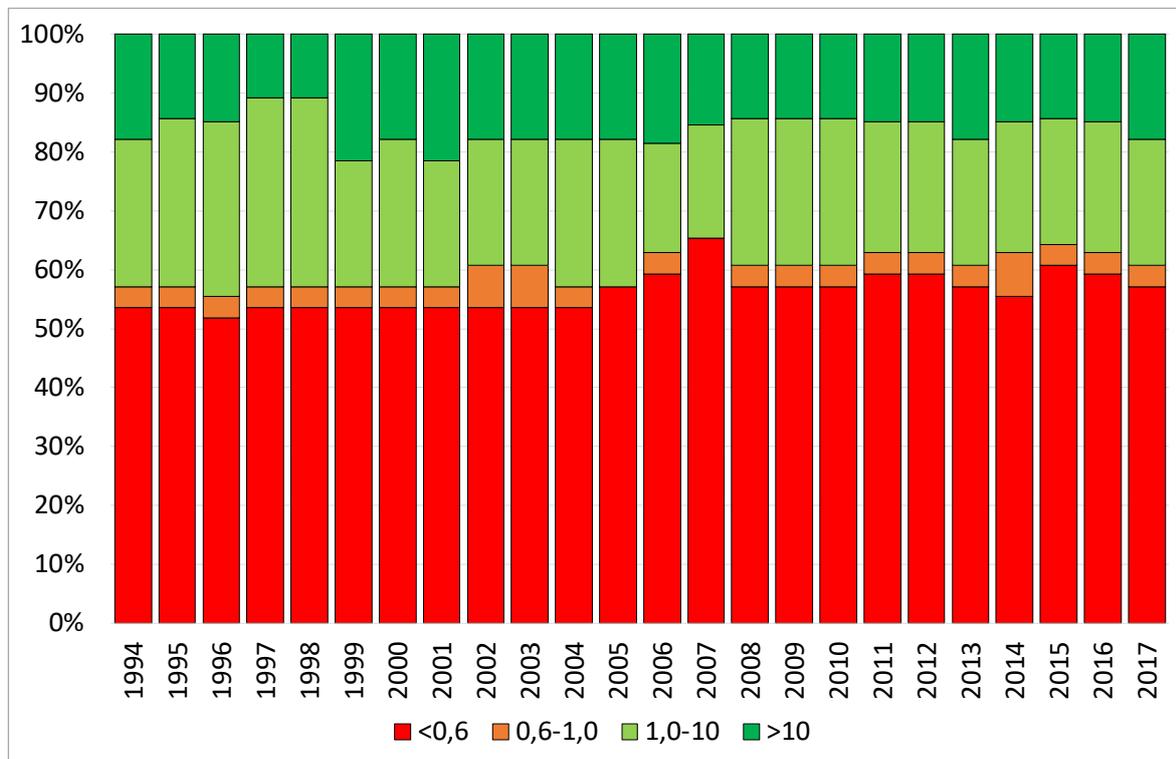


Abb. 10.6: Zeitliche Entwicklung der Klassenhäufigkeit des Bc/Al-Verhältnisses in der Bodenlösung (Jahresmittelwerte) von Bodendauerbeobachtungsflächen im Wald (BDF-F) in Niedersachsen (unterhalb eines Wertes von 1,0 bei Nadelbäumen bzw. 0,6 bei Laubbäumen wird von Aluminium-Toxizität bzw. Nährstoffungleichgewichten ausgegangen).

10.3.4. Dynamik der Bodenversauerung

Dass es bei gekalkten Waldstandorten zu einer deutlichen Erhöhung der Basensättigung und der pH-Werte (insbesondere im Oberboden) kommt, ist aus zahlreichen Untersuchungen bekannt (GUCKLAND et al. 2012, EVERS et al. 2019, MEESENBURG et al. 2019). Daher wurden bei der folgenden Auswertung alle Flächen, auf denen Bodenschutzkalkungen durchgeführt wurden, von der weiteren statistischen Analyse ausgeschlossen. Weiterhin wurden nur die kalkungswürdigen Basensättigungstypen 4 und 5 (RUSS, RIEK & MARTIN 2014) einbezogen. Um mögliche unterschiedliche Entwicklungen in den jeweiligen Bodenschichten untersuchen zu können, wurden die Daten jeweils für die Tiefenstufen 0–

30 cm, 0–50 cm, 0–90 cm und 0–100 cm aggregiert. Für die Bestandstypen Laub- (Buche, Eiche) und Nadelwald (Fichte, Kiefer) zeigt sich bis in die 90er Jahre ein Absinken der Basensättigung (Abb. 10.7). Mit zunehmender Tiefe (0–90 und 0–100 cm) wird dieses Signal schwächer. Während sich bei den Nadelwäldern die Basensättigung auf einem niedrigen Niveau zu stabilisieren scheint, ist bei den Laubwäldern sogar eine signifikante Trendumkehr zu erkennen. Da dieser Effekt in allen Bodentiefen gleichermaßen zu erkennen ist, dürfte er nicht vorwiegend auf einen Basenpumpeneffekt (BERGER et al. 2006) zurückzuführen sein. Es erscheint vielmehr so, als wenn die Nadelwälder durch höhere atmosphärisch eingetragene Schwefelmengen (AHRENDTS, WAGNER & KLINCK

2018) und somit potenziell mehr zwischengespeichertem Sulfat im Boden einer verlängerten Säurebelastung ausgesetzt sind und so eine Regenerierung nur mit einer deutlichen Verzögerung auftritt. Bei der Bodenzustandserhebung im Wald ergab sich bei der BZE II gegenüber der BZE I nur für die gekalkten Standorte eine signifikante Verbesserung der Basenversorgung im Oberboden. Hierbei ist jedoch zu beachten, dass die Zeiträume der BZE (BZE I 1990–1991, BZE II 2007–2009) von dem hier untersuchten Wiederholungsturnus abweichen. Insbesondere der signifikante Anstieg bei den Laubbaum-BDF-F wird erst durch die Inventuren in den letzten fünf Jahren deutlich. Die $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werte (Abb. 10.8) zeigen für alle Baumarten und Tiefenstufen einen signifikanten Anstieg. Auch bei den $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werten zeigt sich die Verzögerung der Regeneration bei den Nadelbaum-BDF-F. Entsprechend setzt der Effekt bei den Laubbaum-BDF-F deutlich früher ein und ist erheblich stärker ausgeprägt. Einen Anstieg der $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werte zeigt auch die BZE (EVERS et al. 2019) für Niedersachsen insbesondere auf den unverlehnten Sanden. Dieser Effekt wird jedoch überwiegend auf die erfolgten Waldkalkungen zurückgeführt. Nach den hier vorliegenden Ergebnissen zeigt sich insbesondere für die Nadelbaum-Standorte, dass sich durch die Hinzunahme der aktuelleren Inventuren auch für die ungekalkten Standorte eine Verbesserung der $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werte eingestellt hat. Diese Entwicklung kann als Reaktion auf deutlich verringerte atmosphärische Säureinträge in den letzten Jahrzehnten (SCHAAP et al. 2018) angesehen werden. Beim Vergleich mit den $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ -Werten (Abb. 10.9) ist zunächst zu beachten, dass für sehr „alte“ Inventuren keine gemessenen $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werte vorlagen.

Entsprechend ergibt sich eine andere Abszissen-Einteilung. Für die CaCl_2 -Werte lässt sich ein stark negativer Trend bis zum Anfang des 21. Jahrhunderts für die Nadelbäume erkennen. Danach lässt sich ein leichter Anstieg (im Gegensatz zu den $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werten) nur vermuten. Für die Laubbäume ist bei $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ überhaupt kein signifikanter Einfluss des Untersuchungs-jahres mehr zu erkennen. MEESENBURG et al. (2019) führen diese unterschiedliche Entwicklung der pH -Werte auf eine Reduktion der Ionenstärke in der Bodenlösung, insbesondere durch die Abnahme der Sulfatkonzentrationen, zurück. Viele der BDF-Flächen wiesen zum Zeitpunkt der ersten Bodeninventuren noch pH -Werte auf, bei denen die Sulfatsorption besonders hoch ist (SOKOLOVA & ALEKSEEVA 2008). In Abhängigkeit vom Bodentyp hat die Sulfatfestlegung häufig bei $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ von 4 ihr Maximum und bleibt bei weiter sinkendem pH -Wert etwa konstant. Kommt es jedoch durch eine verringerte atmosphärische Schwefelbelastung zu einer leichten Erhöhung der pH -Werte und gleichzeitig zu einer Verringerung des Sulfatgehaltes in der Bodenlösung, wird das sorbierte Sulfat wieder gelöst (MEIWES, KHANNA & ULRICH 1980) und eine weitere Versauerung vorangetrieben. Somit hat die Reduktion der Säureinträge in den letzten drei Jahrzehnten nur bei den $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werten zu einem signifikanten Anstieg in der Bodenlösung geführt. Beim $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ ist diese Entwicklung noch nicht eindeutig festzustellen. Die Erholung wird unter anderem durch die Freisetzung von zwischengespeichertem Schwefel und durch eine erhöhte Säurebelastung aufgrund abnehmender Speicherfähigkeit für Stickstoff und erhöhter Nitratauswaschung verzögert (AHRENDTS et al. 2018, MEESENBURG et al. 2019).

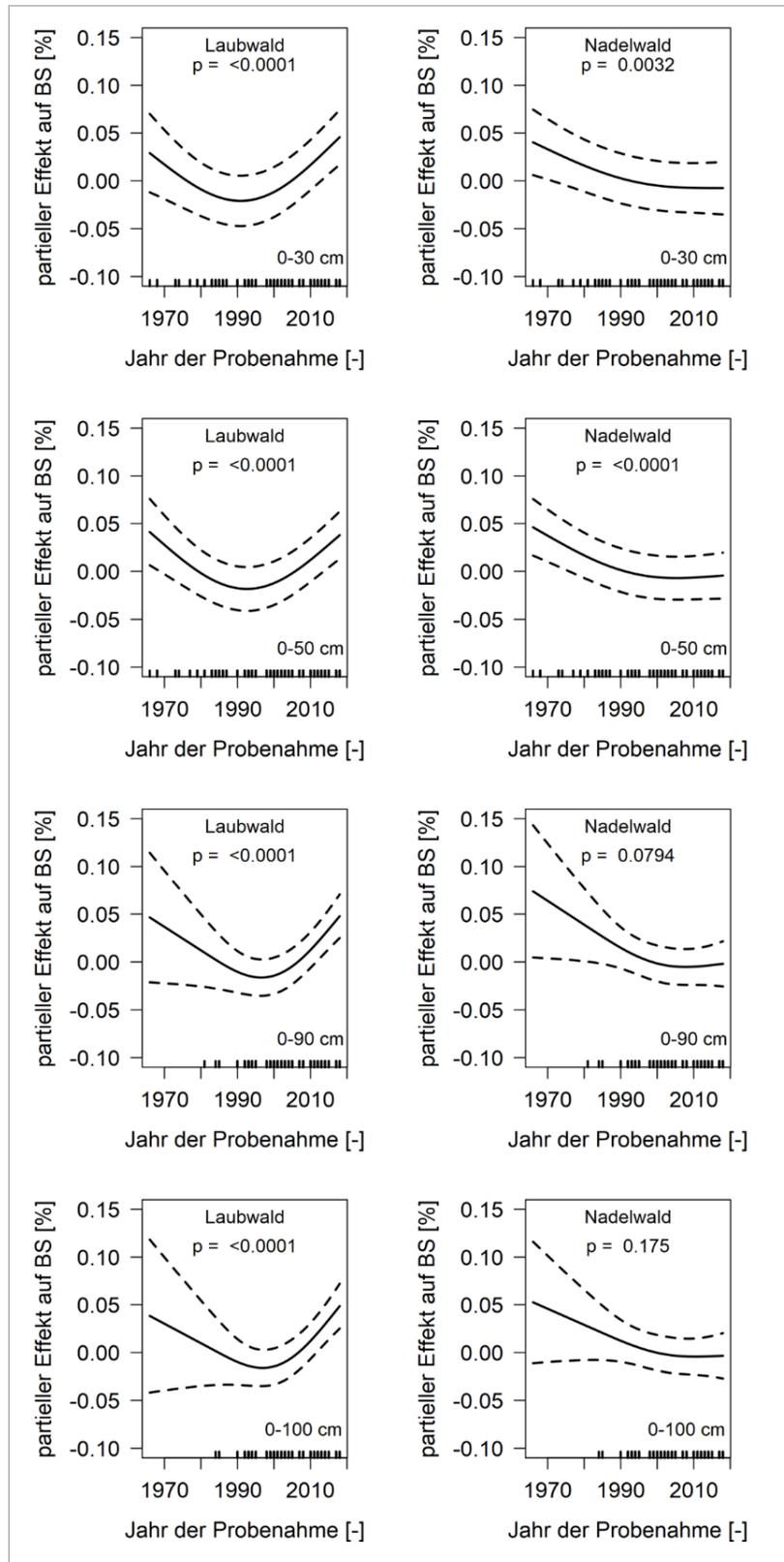


Abb. 10.7: Effekte des Jahres der Probenahme auf die Basensättigung [%] in Böden von Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) in Niedersachsen. Die gestrichelten Linien kennzeichnen das 95%-Prognoseintervall. Die Markierungen (Striche) auf der x-Achse zeigen die Datenverteilung.

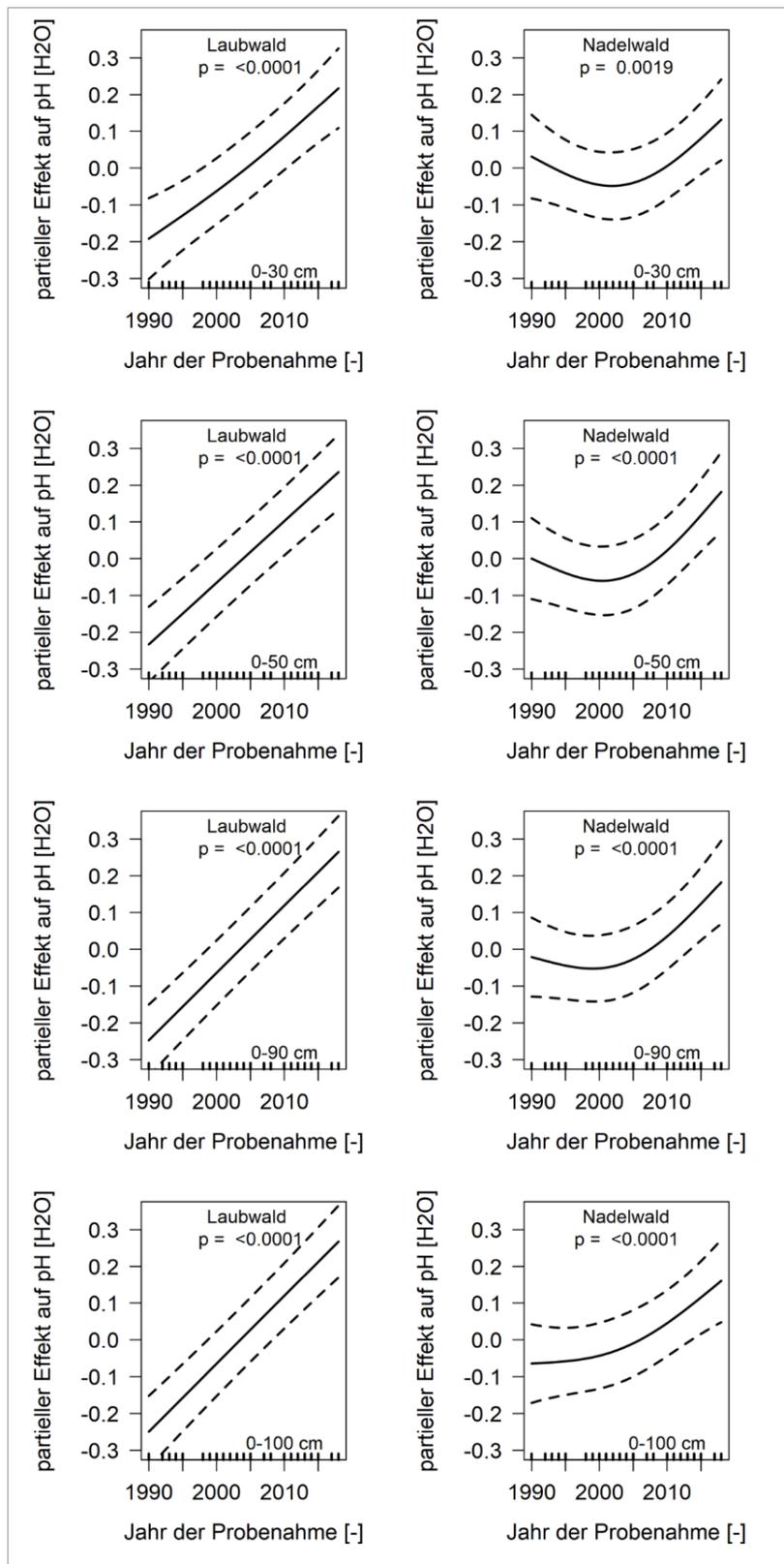


Abb. 10.8: Effekte des Jahres der Probenahme auf pH(H₂O)-Werte in Böden von Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) in Niedersachsen. Die gestrichelten Linien kennzeichnen das 95%-Prognoseintervall. Die Markierungen (Striche) auf der x-Achse zeigen die Datenverteilung.

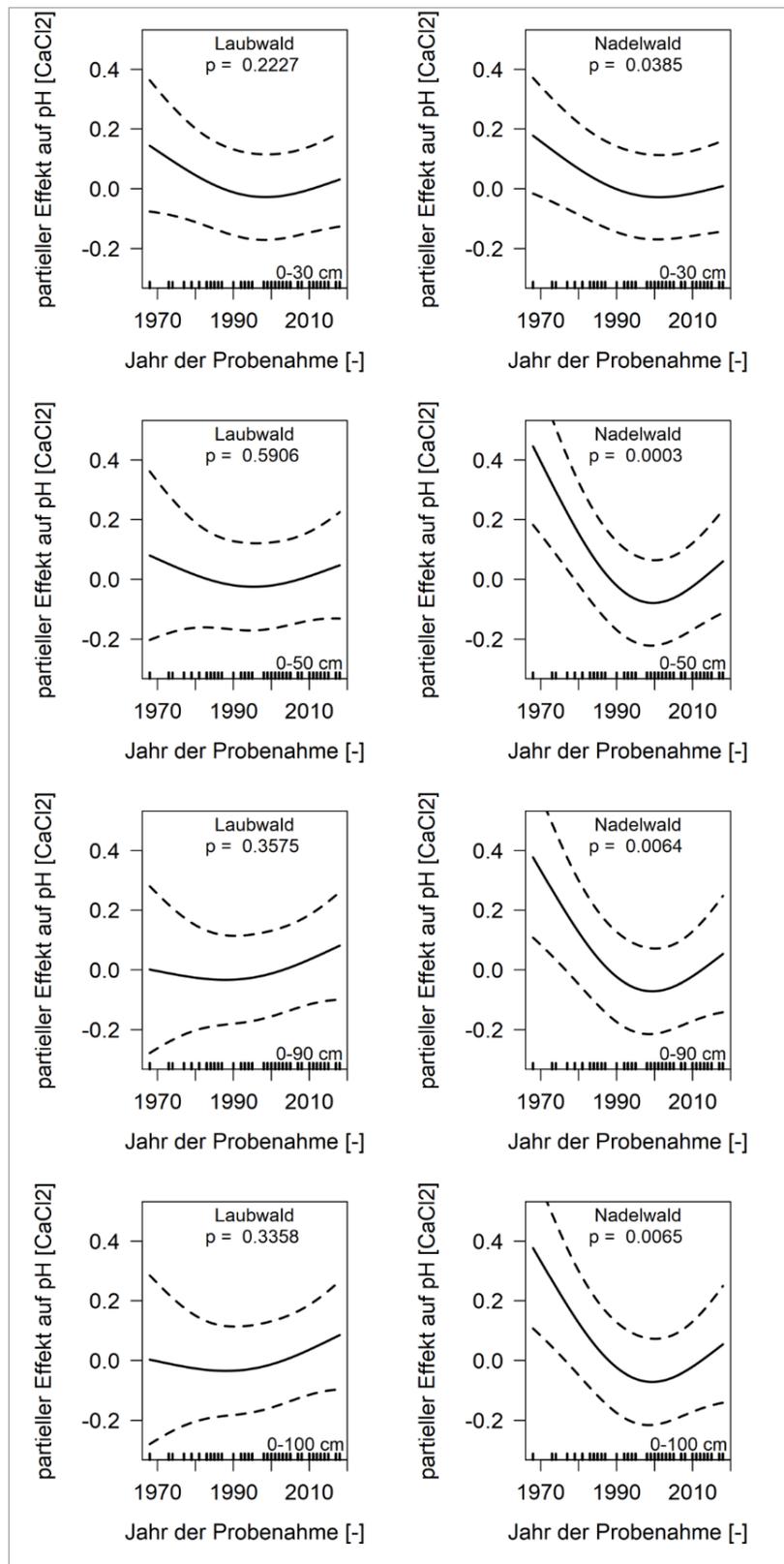


Abb. 10.9: Effekte des Jahres der Probenahme auf pH(CaCl₂)-Werte in Böden von Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) in Niedersachsen. Die gestrichelten Linien kennzeichnen das 95%-Prognoseintervall. Die Markierungen (Striche) auf der x-Achse zeigen die Datenverteilung.

10.3.5. Maßnahmen zur Reduktion der Versauerung und Regenerierung versauerter Böden

Der gesetzliche Rahmen zur Vermeidung beziehungsweise zur Rückführung von Versauerungsprozessen ergibt sich unter anderem aus dem Bundes-Bodenschutzgesetz (BBODSCHG). Aber auch das Niedersächsische Gesetz über den Wald und die Landschaftsordnung (NWALDLG) verpflichten zu einem nachhaltigen und ressourcenschonenden Umgang mit dem Waldboden, so dass schädliche Bodenveränderungen verhindert werden. Regelungen zur Verminderung von Säureeinträgen werden nach dem Critical-Loads-Konzept ermittelt (DE VRIES, HETTELINGH & POSCH 2015, SCHAAP et al. 2018) und in internationalen Vereinbarungen festgehalten. Mögliche Maßnahmen zur Reduktion und Rückführung von Versauerungsprozessen sind die Reduktion der Stickstoffemissionen aus der Landwirtschaft und aus dem Verkehr. Aber auch waldbaulich bestehen einige Optionen, die Versauerungsentwicklung umzukehren und eine Regeneration einzuleiten. Durch Bodenschutzkalkungen kann eine bereits eingetretene Bodenversauerung reduziert (EVERS et al. 2019) und es können säurebedingte Schäden verringert oder sogar vermieden werden. Entsprechende Maßnahmen sind jedoch immer hinsichtlich unerwünschter Nebenwirkungen (biozönotische Veränderungen, Verstärkung der Eutrophierung, Schwermetallmobilisierung) zu prüfen (REID & WATMOUGH 2014, KREUTZER 1995). Bei nährstoffreicheren Schichten im Unterboden kann durch tief wurzelnde Baumarten eine Umverteilung der Nährstoffe vom Unter- in den Oberboden erfolgen. Da die dargestellten Unterschiede zwischen Laub- und Nadelbäumen vermutlich eher ein Effekt der zwischengespeicherten Schwefelmengen sind, dürften sich die Effekte durch einen Baumartenwechsel nichts so stark auswirken, da mittlerweile die atmosphärische Schwefelbelastung drastisch zurückgegangen ist. Auch wenn einige Standorte die Tendenz einer Regeneration zeigen, sollten z. B. Intensivierungen der aktuell praktizierten Nutzungsintensitäten nur mit Bedacht vorgenommen werden, da nach Jahrzehnten einer starken Säurebelastung zunächst das Standortspotenzial wiederhergestellt werden muss.

10.4. Schlussfolgerungen

Die statistische Betrachtung der jeweils letzten auf den BDF-F durchgeführten Bodeninventuren zeigt, dass auf der überwiegenden Anzahl die Versauerungsindikatoren (Basensättigung, pH-Werte, Bc/Al-Verhältnisse) nach wie vor eine starke Versauerung der Waldböden in Niedersachsen indizieren. Während bei FORTMANN et al. (2012) noch von einem kritischen Trend zur Versauerung mit abnehmender Basensättigung auszugehen war, zeigt sich nach den aktuellen Bodeninventuren für die Bodendauerbeobachtungsflächen eine Trendumkehr bzw. Stabilisierung auf einem niedrigen Niveau. Diese langsame Erholung der Böden erfolgt anscheinend bei Laubbaum-BDF-F deutlich schneller als bei Nadelbaum-Standorten. Eine mögliche Erklärung hierfür könnte eine größere Menge an zwischengespeichertem Schwefel im Boden durch höhere atmosphärische Einträge in Nadelwäldern sein. Da sich die Versauerungsindikatoren nach wie vor auf einem niedrigen Niveau bewegen und die Erholung nur sehr langsam und bei den Nadelbäumen verzögert voranschreitet, scheint eine Unterstützung der Regeneration durch Kalkungsmaßnahmen nach wie vor erforderlich zu sein.

10.5. Literatur

- AD-HOC-AG BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung (KA 5). – 5. Aufl., 438 S., 41 Abb., 103 Tab, 31 Listen; Hannover.
- AHRENDT, B., VONDERACH, C., WEIS, W. & V. WILPERT, K. (2018): Unsicherheitsanalysen zur Nährstoffbilanzierung auf Umweltmessnetzen. – *Freiburger Forstliche Forschung* **101**: 242–267.
- AHRENDT, B., WAGNER, M. & KLINCK, U. (2018): Herleitung flächiger Depositionsdaten. – *Freiburger Forstliche Forschung* **101**: 150–180.
- BBODSCHG (1998): Bundes-Bodenschutzgesetz vom 17. März 1998 (BGBl. I: 502), das zuletzt durch Artikel 3 Absatz 3 der Verordnung vom 27. September 2017 (BGBl. I: 3465) geändert worden ist. – <<https://www.gesetze-im-internet.de/bbodschg/BJNR050210998.html>>.
- BERGER, T. W., SWODOBA, S., PROHASKA, T. & GLATZEL, G. (2006): The role of calcium uptake from deep soils for spruce (*Picea abies*) and beech (*Fagus sylvatica*). – *For. Ecol. Manage.* **229** (1-3): 234–246.
- BLOCK, J., EICHHORN, J., GEHRMANN, J., KÖLLING, C., MATZNER, E., MEIWES, K. J., V. WILPERT, K. & WOLFF, B. (2000): Kennwerte zur Charakterisierung des ökochemischen Bodenstatus und des Gefährdungspotentials durch Bodenversauerung und Stickstoffsättigung an Level II-Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen. – 167 S.; Bonn.
- BRAUN, S., RIHM, B., SCHINDLER, C. & FLÜCKIGER, W. (1999): Growth of mature beech in relation to Ozone and nitrogen deposition: An epidemiological approach. – *Water Air Soil Pollut.* **116**: 357–364.
- BÜTTNER, G. (1997): Ergebnisse der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) in Niedersachsen 1990–1991. – *Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt* **122**: 205 S.
- CHOI, D. S., JIN, H. O., LEE, C. H., KIM, Y. C. & KAYAMA, M. (2005): Effect of soil acidification on the growth of Korean pine (*Pinus koraiensis*) seedlings in a granite-derived forest soil. – *Environ. Sci.* **12** (1): 33–47.
- CRONAN, C. S. & GRIGAL, D. F. (1995): Use of Calcium/Aluminum Ratios as Indicators of Stress in Forest Ecosystems. – *Journal of Environmental Quality* **24** (2): 209–226.
- DE VRIES, W., HETTELINGH, J.-P. & POSCH, M. (2015): Critical Loads and Dynamic Risk Assessments. – *Environmental Pollution* **25**: 647 S.; Dordrecht (Springer).
- EVERS, J., DAMMANN, I., KÖNIG, N., PAAR, U., STÜBER, V., SCHULZE, A., SCHMIDT, M., SCHÖNFELDER, E. & EICHHORN, J. (2019): Waldbodenzustandsbericht für Niedersachsen und Bremen. Ergebnisse der zweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II). – *Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt* **19**: 498 S.
- FALKENGREN-GRERUP, U. (1987): Long-term changes in pH of forest soils in southern Sweden. – *Environ. Pollut.* **43** (2): 79–90.
- FLÜCKIGER, W. & BRAUN, S. (2009): Bodenversauerung - aktueller Kenntnisstand. – *Zürcher Wald* **1**: 10–14.
- FORTMANN, H., GUNREBEN, M., MEESENBURG, H., MEIWES, K.-J., MERKEL, D., KLEEFISCH, B., SCHNEIDER, J. & SEVERIN, K. (2007): Bodenqualitätszielkonzept Niedersachsen – Teil 2: Schwermetalle, organische Belastungen und Säurebildner. – *GeoBerichte* **7**: 64 S., 28 Abb., 8 Tab., Anh.; Hannover (LBEG).
- FORTMANN, H., RADEMACHER, P., GROH, H. & HÖPER, H. (2012): Stoffgehalte und -vorräte im Boden und deren Veränderungen. – *GeoBerichte* **23**: 48–69, 27 Abb.; Hannover (LBEG).
- GLATZEL, G. (1991): The impact of historic land use and modern forestry on nutrient relations of Central European forest ecosystems. – *Fertilizer research* **27**: 1–8.
- GUCKLAND, A., AHRENDT, B., PAAR, U., DAMMANN, I., EVERS, J., MEIWES, K. J., SCHÖNFELDER, E., ULLRICH, T., MINDRUP, M., KÖNIG, N. & EICHHORN, J. (2012): Predicting depth translocation of base cations after forest liming - results from long-term experiments. – *Eur. J. For. Res.* **131** (6): 1869–1887.
- HARTMANN, P. & VON WILPERT, K. (2016): Statistisch definierte Vertikalgradienten der Basensättigung sind geeignete Indikatoren für den Status und die Veränderungen der Bodenversauerung in Waldböden. – *Allg. Forst- u. J.-Ztg.* **187** (3/4): 61–69.

- HÖPER, H. & MEESENBURG, H. (2012): Das Bodendauerbeobachtungsprogramm. – *GeoBerichte* **23**: 6–18, 1 Abb., 1 Tab.; Hannover (LBEG).
- KÖLLING, C. (2010): Macht sauer wirklich lustig? – *LWF aktuell* **78**: 21–24.
- KÖLLING, C., HOFFMANN, M. & GULDER, H.-J. (1996): Bodenchemische Vertikalgradienten als charakteristische Zustandsgrößen von Waldökosystemen. – *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* **159**: 69–77.
- KREUTZER, K. (1995): Effect of forest liming on soil processes. – *Plant and Soil* **168-169**: 447–470.
- MATZNER, E. & DAVIS, M. R. (1996): Chemical soil conditions in pristine *Nothofagus* forests of New Zealand as compared to German Forests. – *Plant and Soil* **186** (2): 285–291.
- MEESENBURG, H., AHRENDTS, B., FLECK, S., WAGNER, M., FORTMANN, H., SCHELER, B., KLINCK, U., DAMMANN, I., EICHHORN, J., MINDRUP, M. & MEIWES, K. J. (2016): Long-term changes of ecosystem services at Solling, Germany: Recovery from acidification, but increasing nitrogen saturation? – *Ecological Indicators* **65**: 103–112.
- MEESENBURG, H., EICHHORN, J. & MEIWES, K. J. (2009): Atmospheric deposition and canopy interactions. – In: BRUMME, R. & KHANNA, P. K. (Eds.): *Functioning and Management of European Beech Ecosystems*. – *Ecol. Stud.* **208**: 265–302; Berlin (Springer).
- MEESENBURG, H., RIEK, W., AHRENDTS, B., EICKENSCHIEDT, N., GRÜNEBERG, E., EVERS, J., FORTMANN, H., KÖNIG, N., LAUER, A., MEIWES, K. J., NAGEL, H.-D., SCHIMMING, C. & WELLBROCK, N. (2019): Soil Acidification in German Forest Soils. – In: WELLBROCK, N. & BOLTE, A.: *Status and Dynamics of Forests in Germany*. – *Ecological Studies (Analysis and Synthesis)* **237**: 93–121; Cham (Springer).
- MEIWES, K. J., KHANNA, P. K. & ULRICH, B. (1980): Retention of sulphate by an acid brown earth and its relationship with the atmospheric impact of sulphur to forest vegetation. – *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* **143**: 402–411.
- MEIWES, K. J., KHANNA, P. K. & ULRICH, B. (1986): Parameter for describing soil acidification and their relevance to the stability of forest ecosystems. – *For. Ecol. Manage.* **15**: 161–179.
- MEIWES, K. J., MEESENBURG, H., EICHHORN, J., JACOBSEN, C. & KHANNA, P. K. (2009): Changes in C and N contents of soils under beech forests over a period of 35 years. – In: BRUMME, R. & KHANNA, P. K.: *Functioning and Management of European Beech Ecosystems*. – *Ecological Studies* **208**: 49–63; Berlin (Springer).
- NWALDLG (2002): Niedersächsisches Gesetz über den Wald und die Landschaftsordnung vom 21. März 2002, zuletzt geändert: § 36 durch Artikel 3 § 14 des Gesetzes vom 20.05.2019 (Nds. GVBl.: 88). – <<http://www.nds-voris.de/jportal/?quelle=jlink&query=WaldLG+ND&psml=bsvorisprod.psml&max=true&aiz=true>>.
- PAAR, U., EVERS, J., DAMMANN, I., KÖNIG, N., SCHULZE, A., SCHMIDT, M., SCHÖNFELDER, E., SCHELER, B., ULLRICH, T. & EICHHORN, J. (2016): *Waldbodenzustandsbericht für Hessen. Ergebnisse der zweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II)*. – Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt **15**: 456.
- PINHEIRO, J., BATES, D., DEBROY, S., SARKAR, D. & R. C. TEAM (2008): nlme: Linear and Non-linear Mixed Effects Models. – R package version 3.1-103.
- POSCH, M., DE VRIES, W. & SVERDRUP, H. (2015): Mass Balance models to derive critical loads of nitrogen and acidity for terrestrial and aquatic ecosystems. – In: DE VRIES, W., HETTELINGH, J.-P. & M. POSCH, M.: *Critical Loads and Dynamic Risk Assessments*. – *Environmental Pollution* **25**: 171–205; Dordrecht (Springer).
- R DEVELOPMENT TEAM (2018): R - A language and environment for statistical computing. – R Foundation for Statistical Computing; Vienna, Austria [ISBN 3-900051-07-0], <<http://www.R-project.org>>.
- REID, C. & WATMOUGH, S. A. (2014): Evaluation the effects of liming and wood-ash treatment on forest ecosystems through systematic meta-analysis. – *Can. J. For. Res.* **44**: 867–885.

- REUSS, J. O. (1983): Implications of the calcium-aluminum exchange system for the effect of acid precipitation on soils. – *J. Environ. Qual.* **12** (4): 591–595.
- RUSS, A., RIEK, W. & MARTIN, J. (2014): Vergleich verschiedener Kalkungskonzeptionen hinsichtlich der Beurteilung der Kalkungsbedürftigkeit mecklenburgischer Waldböden anhand von Bodendaten der zweiten bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE-2). – *Forstarchiv* **85**: 55–58.
- SCHAAP, M., HENDRIKS, C., KRANENBURG, R., KUENEN, J., SEGERS, A., SCHLUTOW, A., NAGEL, H.-D., RITTER, A. & BANZHAF, S. (2018): PINETI-3: Modellierung atmosphärischer Stoffeinträge von 2000 bis 2015 zur Bewertung der ökosystem-spezifischen Gefährdung von Biodiversität durch Luftschadstoffe in Deutschland. – *Texte Umweltbundesamt* **79**: 149.
- SCHULTE-BISPING, H., BREDEMEIER, M. & BEESE, F. (2001): Nachhaltigkeit der Regelungsfunktion von Waldökosystemen: Bodeneigenschaften und Stoffhaushalt. – *Forst und Holz* **56** (15): 479–482.
- SOKOLOVA, T. A. & ALEKSEEVA, S. A. (2008): Adsorption of Sulfate Ions by Soils (A Review). – *Eurasian Soil Science* **41** (2): 140–148.
- SVERDRUP, H. & WARFVINGE, P. (1993): The Effect of Soil Acidification on Growth of Trees and Plants as Expressed by the (Ca+Mg+K)/Al Ratio. – *Reports in Ecology and Environmental Engineering II*: 177 S., Lurid University, Department of Chem. Eng. II; Lund, Sweden.
- SVERDRUP, H., WARFVINGE, P. & NIHLGARD, B. (1994): Assessment of soil acidification effects on forest growth in Sweden. – *Water, Air and Soil Pollution* **78**: 1–36.
- ULRICH, B. (1981): Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand. – *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* **149** (6): 289–305.
- VEERHOFF, M., ROSCHER, S. & BRÜMMER, G. W. (1996): Ausmaß und ökologische Gefahren der Versauerung von Böden unter Wald. – *Forschungsbericht 107 02 0004/14*, Umweltbundesamt, Berichte **1**: 364 S.; Berlin (Erich Schmidt).
- VON WILPERT, K., AHRENDTS, B., WEIS, W., VON DERACH, C., PUHLMANN, H., KÖHLER, D., SÜCKER, C., KÄNDLER, G. & NAGEL, J. (2018): Standortangepasste Nutzungsintensitäten und forstliche Handlungsoptionen. – *Freiburger Forstliche Forschung* **101**: 325–373.
- WALDNER, P., MARCHETTO, A., THIMONIER, A., SCHMITT, M., ROGORA, M., GRANKE, O., MUES, V., HANSEN, K., KARLSSON, G. P., ZLINDRA, D., CLARKE, N., VERSTRATEN, A., LAZDINS, A., SCHIMMING, C., IACOBAN, C., LINDROOS, A.-J., VANGUELOVA, E., BENHAM, S., MEESENBERG, H., NICOLAS, M., KOWALSKA, A., APUHTIN, V., NAPA, U., LACHMANOV, Z., KRISOEFEL, F., BLEECKER, A., INGERSLEV, M., VESTERDAL, L., MOLINA, J., FICHTER, U., SEIDLING, W., JONARD, M., O'DEA, P., JOHNSON, J., FICHTER, R. & LORENZ, M. (2014): Detection of temporal trends in atmospheric deposition of inorganic nitrogen and sulphate to forests in Europe. – *Atmospheric Environment* **95**: 363–374.
- WEBER, G. & BAHR, B. (2000): Wachstum und Ernährungszustand junger Eschen (*Fraxinus excelsior* L.) und Bergahorne (*Acer pseudoplatanus* L.) auf Sturmwurfflächen in Bayern in Abhängigkeit vom Standort. – *Forstw. Cbl.* **119**: 177–192.
- WEBER-BLASCHKE, G., CLAUS, M. & REHFUESS, K. E. (2002): Growth and nutrition of ash (*Fraxinus excelsior* L.) and sycamore (*Acer pseudoplatanus* L.) on soils of different base saturation in pot experiments. – *For. Ecol. Manage.* **167**: 43–56.
- WEIS, W. & AHRENDTS, B. (2018): Nutzungsfreie Stoffbilanzen für die Punkte der BZE II. – *Freiburger Forstliche Forschung* **101**: 206–226.
- WOOD, S. N. (2006): Generalized additive models: an introduction with R. – *Texts in Statistical Science*: 410 S.; Boca Raton (Chapman & Hall).
- YANG, Y., LI, P., HE, H., ZHAO, X., DATTA, A., MA, W., ZHANG, Y., LIU, X., HAN, W., WILSON, M. C. & FANG, J. (2015): Long-term changes in soil pH across major forest ecosystems in China. – *Geophys. Res. Lett.* **42**: 933–940.
- ZUUR, A. F., IENO, E. N., WALKER, N. J., SABELLIEV, A. A. & SMITH, G. M. (2009): Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R. – 574 S.; New York (Springer).

11. Bodenzologische Grundinventur der Anneliden (Regenwürmer und Kleinringelwürmer) auf sieben Bodendauerbeobachtungsflächen in Niedersachsen

ANNEKE BEYLICH & ULFERT GRAEFE

11.1. Einleitung

Ziel bodenzologischer Untersuchungen auf Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) ist es, langfristige, durch Umwelt- und Bewirtschaftungseinflüsse ausgelöste Veränderungen der Bodenlebensgemeinschaften zu erkennen, zu dokumentieren und im Hinblick auf mögliche Gefährdungen zu bewerten. Im Jahr 2019 wurden im niedersächsischen BDF-Programm erstmals bodenzologische Untersuchungen auf sieben landwirtschaftlich genutzten Flächen vorgenommen (Abb. 11.1). Erfasst wurden die Regenwürmer als Vertreter der Makrofauna sowie die Kleinringelwürmer (Enchyträen u. a.) als Vertreter der Mesofauna. Die erhobenen Parameter entsprechen den Empfehlungen der Ad-hoc-AG „Boden-Dauerbeobachtung“ der LABO (BARTH et al. 2000).

In landwirtschaftlich genutzten Böden spielen Regenwürmer eine Rolle bei Prozessen der Aggregatbildung, Aggregatstabilisierung, Bioturbation, Regulation von Phytopathogenen und des Stoffumsatzes. Auch Kleinringelwürmer sind daran beteiligt, aufgrund ihrer geringeren Körpergröße aber in einem anderen Skalenbereich. Beide Gruppen tragen damit wesentlich zu den Ökosystemleistungen der Bodenlebensgemeinschaft sowie zur Biodiversität der Kulturlandschaft bei. Auf Ackerstandorten ist die Bodenfauna einer Vielzahl von Bewirtschaftungsmaßnahmen ausgesetzt, die sich auf ihre Zusammensetzung und Leistungsfähigkeit auswirkt. Im Vergleich mit Grün- oder Brachland

sind Ackerstandorte hinsichtlich der hier untersuchten Tiergruppen oft arten- und individuenärmer. Die Ergebnisse aus den BDF-Programmen anderer Bundesländer zeigen dies für Regenwürmer recht deutlich (KRÜCK et al. 2006, TISCHER 2008, WALTER, BURMESTER & BRANDHUBER 2015). Kleinringelwürmer wurden, in Kombination mit Regenwürmern, bisher auf BDF der Bundesländer Schleswig-Holstein, Nordrhein-Westfalen und Hamburg untersucht. Die Ergebnisse dieser langjährigen Beobachtungsreihen sind in den Entwurf von Referenzwertbereichen der Artenzahl und Siedlungsdichte beider Tiergruppen im norddeutschen Raum eingeflossen (BEYLICH & GRAEFE 2009).

Im vorliegenden Beitrag werden die Ergebnisse der Untersuchungen in Niedersachsen im Jahr 2019 dargestellt und flächenübergreifend verglichen. Da es sich um die Erstuntersuchung der Flächen handelt, ist eine zeitliche Entwicklung des Zustands noch nicht darstellbar. Ein Vergleich mit den vorliegenden Referenzwerten ist jedoch möglich.

11.2. Standorte

Für die Untersuchung wurden ausschließlich Sandstandorte ausgewählt. Dem lag die Überlegung zugrunde, dass auf sandigen Ackerstandorten die Lebensbedingungen für Regenwürmer und Kleinringelwürmer grundsätzlich ungünstiger sind als auf lehmigen Standorten, u. a. wegen der geringeren Pufferkapazität und der geringen Gefügestabilität. Es ist daher davon auszugehen, dass sich an solchen Standorten zusätzliche Beeinträchtigungen besonders deutlich auf die untersuchten Tiergruppen auswirken. Sechs der Standorte werden ackerbaulich genutzt. Zum Vergleich mit einer Situation ohne Bodenbearbeitung wurde die BDF 010 dazu genommen. Sie wird seit 2010 als Grünland bewirtschaftet; für frühere Jahre ist eine Ackernutzung dokumentiert. Ausgewählte Standorteigenschaften der untersuchten BDF sind in Tabelle 11.1 zusammengestellt.

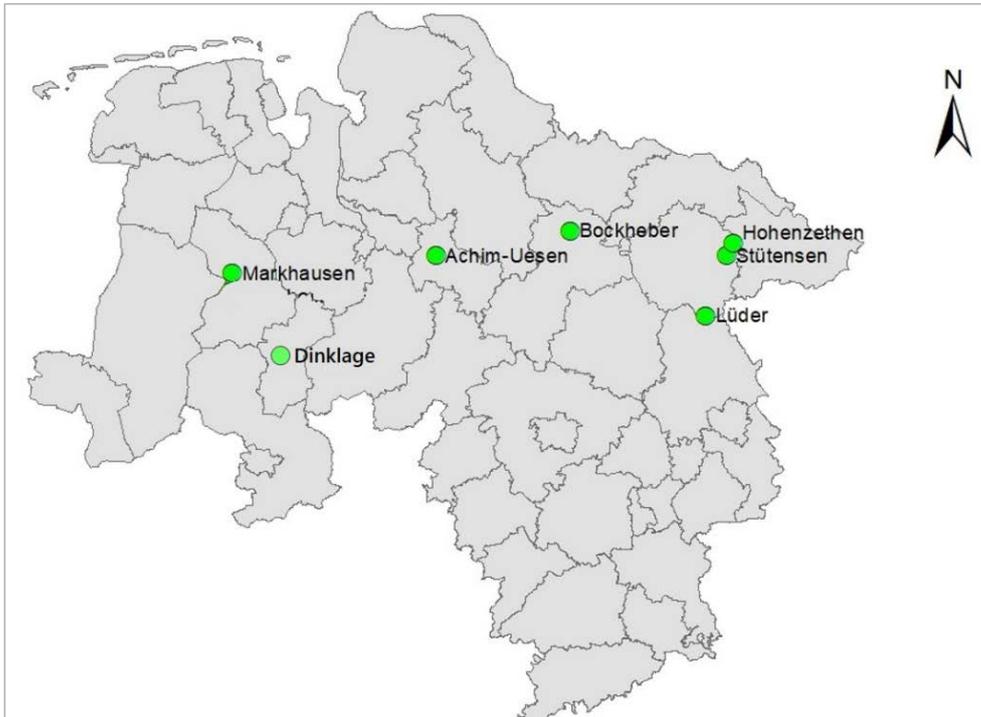


Abb. 11.1: Standorte der bodenzologischen Untersuchungen auf niedersächsischen BDF im Jahr 2019.

Tab. 11.1: Standorteigenschaften der im Jahr 2019 bodenzologisch untersuchten BDF. Die BDF036-L wird biologisch-dynamisch bewirtschaftet. Angaben zum Niederschlag: Jahresmittel. Angaben zu Bodenart, pH und C_{org} beziehen sich auf den Oberboden (A-Horizont). Quelle: NIBIS® KARTENSERVER. Naturräumliche Region nach DRACHENFELS (2010).

BDF	Standort	Code	naturräumliche Region	Fruchtart zur Ernte 2019	Niederschlag [mm]	Bodenart	pH (CaCl ₂)	C _{org} [Gew.-%]
010-L	Achim-Uesen	UESE	Stader Geest	Grünland	715	SI2	6,2	2,3
017-L	Lüder	LUED	Lüneburger Heide	Zuckerrüben	668	SI2	5,4	1,1
032-L	Markhausen	MARK	Ostfriesisch-Oldenburgische Geest	Wintergerste	808	fS	5,1	3,1
033-L	Dinklage	DINK	Ems-Hunte-Geest	Mais	734	fSffs	4,5	2,0
036-L	Stütensen	STUE	Lüneburger Heide	Kleegras	642	SI2	4,7	0,9
050-L	Bockheber	BOCK	Lüneburger Heide	Winterroggen	783	fSms	5,4	1,3
064-L	Hohenzethen	HOHE	Lüneburger Heide	Zuckerrüben/ Wintergerste	672	fSmsu2	5,7	1,0

11.3. Methoden

11.3.1. Probennahme und Probenextraktion

Die Probenahmen erfolgten im April und Mai 2019. Die bodenzoologischen Probenahmestellen wurden in einem 2 m breiten Streifen um die vier Kernflächen jeder BDF herum angeordnet, um diese so wenig wie möglich zu stören. Im Umkreis jeder der Kernflächen wurden je drei Probenahmestellen angelegt, so dass je BDF insgesamt zwölf Proben entnommen wurden. An jedem der zwölf Probenpunkte wurden die unten beschriebenen Probenahmen nebeneinander ausgeführt.

Regenwürmer

Für die Erfassung der Regenwürmer stehen verschiedene Methoden zur Verfügung, die hinsichtlich der verschiedenen Lebensformtypen (epigäisch: streubewohnend, endogäisch: den oberen Mineralboden bewohnend, anecisch: tiefgrabend) und verschiedenen Altersstadien unterschiedlich effektiv sind. Für eine möglichst repräsentative Aufnahme der Regenwürmer sollten immer mehrere Methoden kombiniert werden.

Zur Erfassung der oberflächennahen Regenwürmer wurde eine Handauslese durchgeführt. Die Probenfläche betrug 25 x 25 cm (1/16 m²) mit einer Probentiefe von 20 cm im Grünland bzw. bis zur Pflugsohle. Um auch tiefgrabende Arten zu erfassen, wurde daneben zur Austreibung der Regenwürmer aus dem Boden eine formalinhaltige Reizlösung eingesetzt (Probenfläche 1/4 m², Abb. 11.2). Im Labor wurden alle Tiere unter dem Stereomikroskop bis zur Art bestimmt und die Biomasse ermittelt. Für die Erfassung von Regenwürmern im Freiland liegt eine Methodennorm vor (DIN EN ISO 23611-1: 2018). In der neuesten Fassung der Norm wird aus Gründen des Arbeitsschutzes nicht mehr Formalin zur Austreibung der Regenwürmer empfohlen, sondern Senföl (AITC, Allylisothiocyanat). Im Sinne einer Vergleichbarkeit der Ergebnisse mit langjährigen BDF-Untersuchungen anderer Bundesländer wurde hier weiterhin Formalin als Reizmittel eingesetzt.



Abb. 11.2: Metallring zur Formalinextraktion insbesondere tiefgrabender Regenwürmer.

Kleinringelwürmer

Kleinringelwürmer umfassen hier im Wesentlichen die Familie der Enchyträen. Nur wenige Arten gehören zu anderen Ringelwurmfamilien. Für diese Gruppe wurde eine stratifizierende Probenahme durchgeführt. Die Proben wurden vertikal in vier Teilproben unterteilt. So können auch Umwelteinflüsse, die sich auf die Vertikalverteilung der Tiere auswirken, erfasst werden.

Die Beprobungstiefe beträgt auf Ackerflächen 24 cm bei einer Einstichfläche von 11,34 cm². Jede Probe wird aufgeteilt in vier Tiefenstufen von 0–6 cm, 6–12 cm, 12–18 cm und 18–24 cm (Abb. 11.3). Mit dieser Probenahmetiefe wird die übliche Bearbeitungstiefe und damit die Tiefe, bis zu der ggf. organisches Material eingearbeitet wird, abgedeckt, so dass der Hauptaktivitätsbereich der Tiere erfasst wird. Da die Grünland-BDF 010 ehemals als Acker genutzt wurde und daher einen tief reichenden Ap-Horizont aufweist, wurde auch auf dieser BDF eine Probe-nahme der Kleinringelwürmer bis in 24 cm Tiefe, analog zu den Ackerflächen, vorgenommen. Aus den Bodenproben wurden die

Tiere mit der Wassertauchmethode nach Graefe (DUNGER & FIEDLER 1997) extrahiert. Die Tiere wurden in lebendem Zustand unter dem Stereomikroskop gezählt und unter dem Durchlichtmikroskop bis zur Art bestimmt. Die beschriebene Vorgehensweise entspricht dem Standard für die Erfassung von Kleinringelwürmern (DIN EN ISO 23611-3: 2019).



Abb. 11.3: Bodenstecher zur Entnahme der Kleinringelwurmproben auf Acker.

11.3.2. Datenauswertung

Eine Übersicht der vorgenommenen Auswertungen der bodenzoologischen Parameter zeigt Tabelle 11.2. Die qualitativen Parameter wurden auf der Grundlage von Expertenwissen über das ökologische Verhalten der Arten bestimmt. Für Regenwürmer wurde die Einteilung in Lebensformtypen nach BOUCHÉ (1972) verwendet. Die Säurezeigerwerte und Strategietypen der Kleinringelwürmer wurden aus GRAEFE & SCHMELZ (1999) übernommen. Für die Bewertung der Artenzahlen, der Gesamtabundanz und der Regenwurmbiomasse wurden die Referenzwerte aus BEYLICH & GRAEFE (2009) herangezogen (Tab. 11.4).

Die vier Kernflächen wurden als Replikate betrachtet. Die Werte der drei Proben um eine Kernfläche wurden gemittelt. Das Ergebnis ging als Messwert für die jeweilige Kernfläche in die statistischen Berechnungen ein. Da ein Teil der Daten nicht normalverteilt war, wurde überwiegend auf nicht-parametrische Verfahren zurückgegriffen. Für die Prüfung von Abundanz und Biomasse auf signifikante Unterschiede zwischen den BDF wurde der Kruskal-Wallis-Test mit anschließendem Conover-Inman-Test für den paarweisen Vergleich verwendet. Die Berechnungen erfolgen mit SYSTAT for Windows®, Version 13.1.

Tab. 11.2: Flächenbezogene Datenauswertung der bodenzoologischen Untersuchungen (aus GRAEFE, GEHRMANN & STEPELMANN 2001).

Parameter	Indikatorfunktion
Gesamtabundanz der Regenwürmer (Ind./m ²), Gesamtbiomasse der Regenwürmer (g/m ²), Gesamtabundanz der Kleinringelwürmer (Ind./m ²)	bodenzoologische Indikatoren der biologischen Aktivität im Boden
Artenzusammensetzung und Artenzahl, Abundanz, Dominanz und Frequenz der Arten	bodenzoologische Indikatoren der Biodiversität im Boden
Vertikalverteilung der Kleinringelwürmer: insgesamt sowie auf Gattungs- und Artebene	Zeiger für die vertikale Ausdehnung und Stärke der biologischen Aktivität
Biomasse und Biomassedominanz der Regenwurmart	Zeiger für die ökologische Bedeutung der Arten
Funktionelle Kennwerte der Lebensgemeinschaft: Lebensformtypen- und Strategietypen-Spektren, Zeigerwert-Spektren und mittlere Zeigerwerte, Zersetzergesellschaftstyp	Indikatoren für den biologischen Bodenzustand bzw. die integrale Wirkung ökologischer Faktoren auf die Bodenbiozönose

11.4. Ergebnisse und flächenübergreifende Diskussion

11.4.1. Siedlungsdichte und Biomasse

Die untersuchten Flächen unterscheiden sich erheblich hinsichtlich der Aktivität beider Tiergruppen (Abb. 11.4). Siedlungsdichte und Biomasse der Regenwürmer lagen auf den Ackerflächen Stütensen und Bockheber auf einem ähnlichen Niveau wie auf der Grünlandfläche Achim-Uesen. Auf den übrigen Ackerflächen wurden dagegen sehr wenige bzw. gar keine Regenwürmer gefunden. Dagegen konnten auf allen Flächen Kleinringelwürmer nachgewiesen werden. Vergleichsweise hohe Siedlungsdichten wurden auch für diese Gruppe auf den Flächen Achim-Uesen und Bockheber festgestellt. Ein gegensätzliches Verhalten beider Tiergruppen zeigte sich bei den Flächen Lüder (kaum Regenwürmer / viele Kleinringelwürmer) und Stütensen (viele Regenwürmer / sehr wenig Kleinringelwürmer). Bezogen auf den Referenzbereich für sandige Ackerflächen, erreichten Abundanz und Biomasse der Regenwürmer nur auf den BDF Stütensen und Bockheber mittlere Werte; für die anderen Ackerflächen waren die Werte sehr niedrig (Abb. 11.4, Tab. 11.4). Die Referenzbereiche für Abundanz und Biomasse der Regenwürmer liegen für Grünland deutlich höher als für Ackerstandorte. Die Werte der Grünlandfläche Achim-Uesen lagen deutlich unterhalb dieses Bereichs. Die Siedlungsdichte der Kleinringelwürmer erreichte bei den meisten Flächen den Referenzbereich. Nur auf den BDF Stütensen und Hohenzethen blieben die Werte unterhalb der Erwartungen.

Der Probenahme im Frühjahr 2019 ging eine 12 Monate lange Trockenphase voraus, unterbrochen nur von kurzen Phasen mit „normalen“ Niederschlägen. Die extrem niedrige Siedlungsdichte bis hin zum Nichtnachweis der Regenwürmer auf der Mehrzahl der untersuchten BDF sowie die teils sehr niedrigen Abundanzen der Kleinringelwürmer sind als Folge der andauernden trockenen Witterung zu sehen. Das antagonistische Verhalten der Regen- und Kleinringelwürmer auf den Flächen Stütensen und Lüder zeigt aber auch, dass die beiden Tiergruppen nicht gleichgerichtet bzw. unterschiedlich schnell auf Umwelteinflüsse reagieren können. Als Ursache dafür werden u. a. Konkurrenz um

Ressourcen, unterschiedliche Empfindlichkeit gegenüber Umweltfaktoren, wie z. B. Trockenheit, sowie abweichende Überdauerungsstrategien diskutiert (BEYLICH & GRAEFE 2012).

Die Tatsache, dass auf den Ackerflächen Stütensen und Bockheber sowie der Grünlandfläche Achim-Uesen signifikant mehr Regenwürmer gefunden wurden als auf den anderen Ackerflächen, zeigt, dass die Bewirtschaftungsbedingungen eine wichtige Rolle spielen. Auf Grünland liegen Regenwurmabundanz und -biomasse üblicherweise erheblich höher als auf Ackerflächen (Tab. 11.4). Dies liegt wesentlich daran, dass regelmäßige Bodenbearbeitung ausbleibt. Dementsprechend begünstigen auch auf Ackerflächen Fruchtfolgen mit zwischengeschalteter Bodenruhe oder mehrjährigen Klee grasphasen die Regenwurm population. Positiv wirken sich außerdem die Verwendung von Wirtschaftsdüngern (Mist, Kompost, Erntereste) und Kalkungen aus. Aus diesen Gründen weisen biologisch bewirtschaftete Ackerflächen oft eine vergleichsweise hohe Besiedlung mit Regenwürmern auf (IFAB 2014). Auch auf konventionell bewirtschafteten Flächen, die einige der genannten begünstigenden Bewirtschaftungsmaßnahmen aufweisen, wird die Regenwurm population positiv beeinflusst (VAN CAPPELLE, SCHRADER & BRUNOTTE 2012, WALTER, BURMESTER & BRANDHUBER 2015). In diesem Sinne heben sich die BDF Stütensen (biologischer Landbau, Klee gras) und Bockheber (Klee gras im Vorjahr, Mistdüngung) von den anderen untersuchten Acker-BDF ab und weisen höhere Regenwurmabundanzen auf, die an das Niveau des Grünlandstandorts heranreichen.

11.4.2. Vertikalverteilung der Kleinringelwürmer

Auf der Grünlandfläche Achim-Uesen war die Individuendichte der Kleinringelwürmer in den oberen Zentimetern am höchsten und ging mit zunehmender Tiefe deutlich zurück (Abb. 11.5). Die Ackerfläche Bockheber mit ähnlicher Gesamtindividuenzahl zeigte dagegen eine völlig andere Vertikalverteilung: In den obersten Zentimetern war die Siedlungsdichte am niedrigsten, stieg aber in 12–18 cm sprunghaft an.

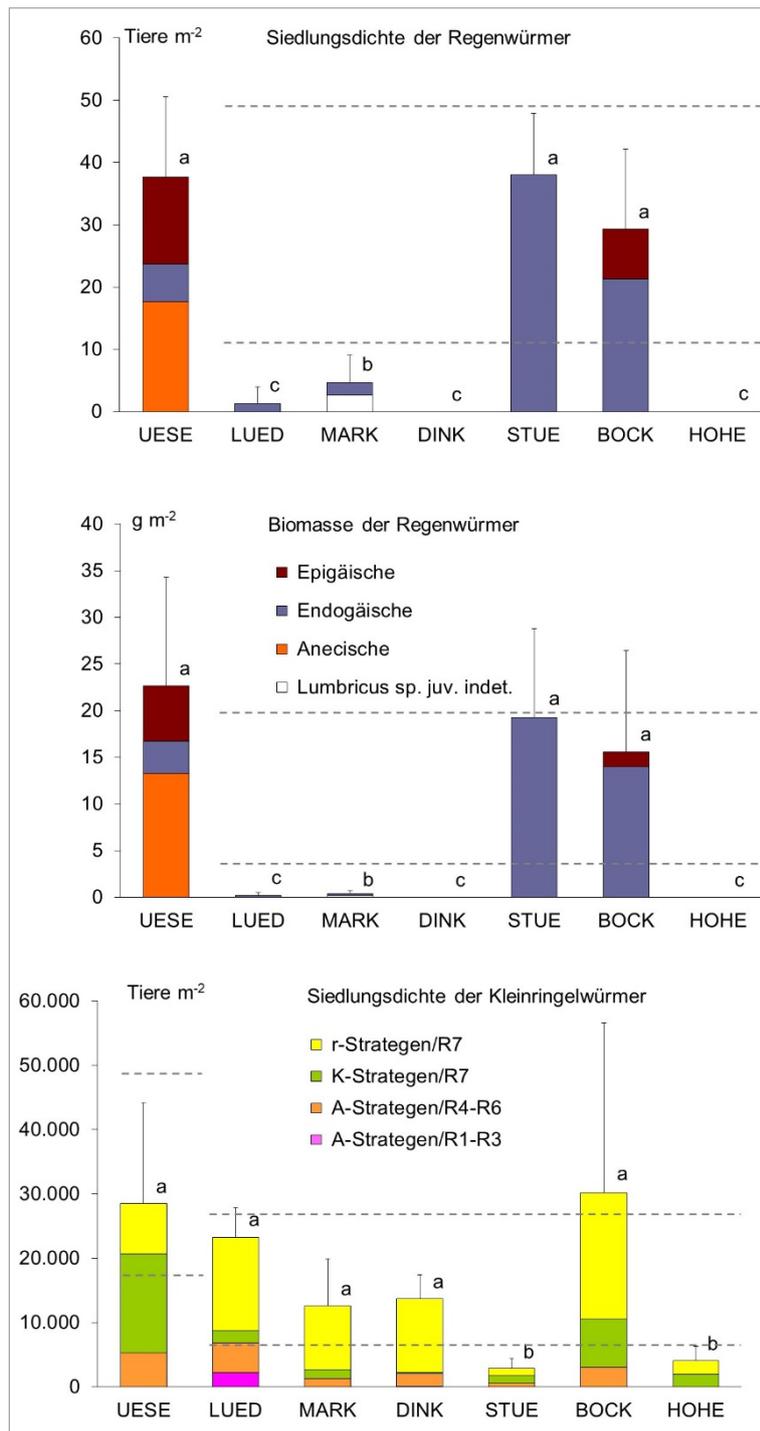


Abb. 11.4: Aktivitätsparameter der Regenwürmer und Kleinringelwürmer, differenziert nach Lebensformtypen (Regenwürmer) bzw. Strategietypen (Kleinringelwürmer). Gestrichelte Linien: 25- und 75%-Quantile der Referenzwertbereiche nach BEYLICH & GRAEFE (2009) für Grünland (UESE) bzw. sandige Ackerflächen. Der Referenzwertbereich für Regenwürmer für Grünland ist aufgrund der niedrigen Werte hier nicht darstellbar. Unterschiedliche Buchstaben bei demselben Parameter: Werte signifikant unterschiedlich ($p < 0,05$).

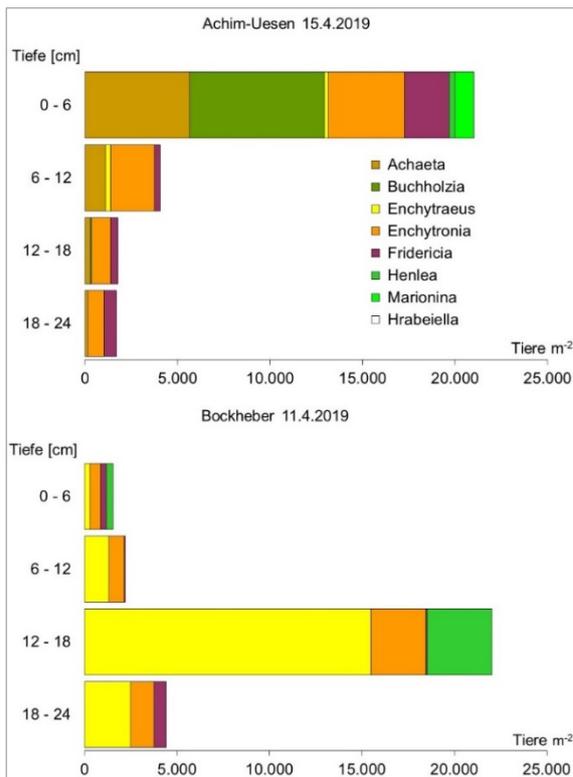


Abb. 11.5: Vertikalverteilung der Kleinringelwürmer auf den BDF Achim-Uesen (Grünland) und Bockheber (Acker: Wintergetreide). Individuendichte der vier Tiefenstufen, differenziert nach Gattungen.

In beiden Fällen ist die vorgefundene vertikale Verteilung der Kleinringelwürmer typisch für die Bewirtschaftung. Die Hauptaktivität der Tiere ist jeweils in der Tiefe mit der höchsten Verfügbarkeit an Nahrungsressourcen festzustellen. Auf Standorten ohne Bodenbearbeitung (Grünland, Forst) nehmen der Gehalt organischer Substanz und die mikrobielle Biomasse mit zunehmender Tiefe üblicherweise ab und folglich auch die Aktivität der Kleinringelwürmer. Bei gepflügten Ackerstandorten werden durch die Bearbeitung organisches Material sowie Bodenorganismen von der obersten Bodenschicht in größere Tiefe verbracht. Bei der BDF Bockheber weist die Verteilung der Kleinringelwürmer noch mehr als sechs Monate nach dem letzten Pflügen darauf hin. Anhand der Abbildung 11.5 wird außerdem deutlich, dass die Kleinringelwürmarten unterschiedliche Präferenzen haben: Die Art *Buchholzia appendiculata* zum Beispiel kommt meist in Streuhorizonten an der Bodenoberfläche vor. Sie tritt daher nur auf der

Grünland-BDF auf. Das untergepflügte Klee-gras auf der BDF Bockheber wird dagegen bevorzugt von Arten aus der Gattung *Enchytraeus* besiedelt, die für Ackerflächen typisch sind.

11.4.3. Artenspektrum und Strategietypen

Die dargestellten quantitativen Parameter, insbesondere die Abundanzen beider Tiergruppen, können in Abhängigkeit von schnell veränderlichen Einflussfaktoren, wie Witterung und aktuellen Bewirtschaftungsmaßnahmen, kurzfristig recht stark schwanken. Parameter, die auf dem Artenspektrum basieren, z. B. Präsenz verschiedener Lebensform-, Strategie- oder Säurezeigertypen, schwanken dagegen weit weniger und sind somit besser für die Indikation langfristiger Veränderungen geeignet. Hinsichtlich dieser qualitativen Parameter hoben sich die untersuchten Ackerflächen in wesentlichen Merkmalen deutlich von der Grünland-BDF ab.

Auffällig ist, dass auf der Grünlandfläche neben endogäischen und epigäischen Regenwürmern auch anecische Regenwürmer der Art *Lumbricus terrestris* nachgewiesen wurden (Abb. 11.4, Tab. 11.3). Dagegen kommen auf sandigen Ackerflächen hauptsächlich endogäische Regenwürmer vor, oft nur vertreten durch eine einzige Art, während anecische Regenwürmer fehlen. Die anecischen (tiefgrabenden) Regenwürmer sind von besonderer Bedeutung, da sie beständige Wohnröhren (= Grobporen) anlegen, stabile biogene Aggregate produzieren und organisches Material in den Boden einarbeiten. Sie beeinflussen den Wasserhaushalt und gestalten den Boden als Lebensraum für andere Organismen einschließlich der darin wurzelnden Pflanzen. Die An- bzw. Abwesenheit tiefgrabender Regenwürmer macht einen wesentlichen Unterschied für den biologischen Bodenzustand. Auf landwirtschaftlich genutzten Standorten in Norddeutschland lassen sich mit den Indikatorgruppen Regenwürmer und Kleinringelwürmer zwei Lebensgemeinschaftstypen unterscheiden (GRAEFE 1993). Anecische und endogäische Regenwürmer sind charakteristisch für die Lebensgemeinschaft, die auf lehmigen Ackerflächen sowie auf Grünland vorkommt. Im Grünland treten daneben auch epigäische Arten auf (vgl. Tab. 11.4, Kategorie 4 und 5). Demgegenüber ist der Lebensgemeinschaftstyp sandiger Ackerflächen gekennzeichnet

net durch das Vorkommen endogäischer Regenwürmer bei gleichzeitigem Fehlen tiefgrabender Arten. Tiefgrabende Regenwürmer tolerieren regelmäßige wendende Bearbeitung in Kombination mit der geringen Gefügestabilität im sandigen Boden schlecht. Auch hinsichtlich der Kleinringelwürmer unterscheiden sich die Lebensgemeinschaften. Auf der Grünlandfläche dominieren sogenannte K-Strategen, die sich durch eine relativ niedrige Fortpflanzungsrate und eine langfristig hohe Ausnutzung der Umweltkapazität auszeichnen. Typische Vertreter sind Arten der Gattung *Fridericia* (Abb. 11.4, unten; Tab. 11.3). Auf den meisten Ackerflächen sind dagegen die opportunistischen r-Strategen häufiger, die kurzfristig hohe Fortpflanzungsraten erreichen können (Gattung *Enchytraeus*). Damit reagieren sie auf die Zufuhr leicht verfügbarer Nahrungsressourcen, wie sie durch organische Düngung oder Einarbeitung von Ernterückständen erfolgt.

Die Ergebnisse zeigen, dass für die Artenzusammensetzung neben dem Landnutzungstyp die Bewirtschaftungsweise ein wesentlicher Faktor ist. Dies betrifft z. B. das Auftreten epigäischer (strebewohnender) Regenwürmer, die auf Grünlandflächen regelmäßig, auf konventionell bewirtschafteten Ackerflächen jedoch nicht zu erwarten sind. Das Vorkommen der epigäischen Regenwurmart *Lumbricus rubellus* auf der Ackerfläche Bockheber wurde durch Bewirtschaftungsmaßnahmen, wie phasenweisen Kleegrasanbau und häufige Mistdüngung, gefördert, was die funktionelle Diversität der Bodenfauna erhöht.

Da sandige Standorte zur Versauerung neigen, wenn nicht regelmäßig durch Kalkung entgegengewirkt wird, wurden auf fast allen untersuchten BDF, einschließlich des Grünlandstandorts, säurestresstolerante Arten (A-Strategen) gefunden (Abb. 11.4, Tab. 11.3). Dies wäre dagegen auf lehmigen Ackerflächen nicht oder nur in geringem Umfang der Fall (BEYLICH & GRAEFE 2009). Die langfristige Entwicklung des Verhältnisses von Starksäure- und Mäßigsäurezeigern zu Schwachsäurezeigern kann Aufschluss geben über die Wirksamkeit von Kalkungen im Hinblick auf die Bodenorganismengemeinschaft.

Aufgrund der trockenen Witterung wurden auf der Grünland- und den meisten Acker-BDF unterdurchschnittliche Artenzahlen nachgewiesen (Tab. 11.4). Regenwürmer und Kleinringelwürmer sind als feuchthäutige Tiere auf ein Mindestmaß an Bodenfeuchte angewiesen; vorübergehende Trockenphasen können jedoch durch verschiedene Überlebensstrategien überdauert werden. Inaktive Überdauerungsstadien werden allerdings mit den üblichen Fangmethoden nicht vollständig erfasst. Es ist davon auszugehen, dass auch auf den Flächen, für die die Untersuchung im Frühjahr 2019 keinen Regenwurmnachweis lieferte, die Population nicht erloschen ist. Eine anhaltende Verringerung der Siedlungsdichte und der Artenzahlen bis hin zum Erlöschen der Populationen durch trockene Witterung wäre zu befürchten, wenn längere Trockenphasen nicht durch ausreichend lange Phasen der Wiederbefeuchtung unterbrochen werden.

11.5. Schlussbetrachtung

Die BDF Achim-Uesen hat im Jahr 2011 einen Nutzungswechsel von Acker zu Grünland erfahren. Trotz der 2019 sehr niedrigen Regenwurmaktivität wies das Artenspektrum dort acht Jahre nach dem Nutzungswechsel typische Merkmale eines Grünlandstandorts auf. Die durch die Bewirtschaftung hervorgerufene Reduktion des Artenspektrums auf sandigen Ackerstandorten ist nach Fortfall der Ackernutzung also offenbar innerhalb einiger Jahre reversibel (Resilienz). Durch das eingeschränkte Artenspektrum weist die Bodenlebensgemeinschaft sandiger Ackerstandorte eine geringere funktionelle Diversität auf als die von Grünlandstandorten. Insbesondere die Leistungen endogäischer und anecischer Regenwürmer, z. B. Bildung stabiler Aggregat, lassen sich maschinell nur begrenzt ersetzen (EHRMANN 2008). Die Ergebnisse weisen darauf hin, dass sich durch Bewirtschaftungsmaßnahmen die Aktivität der Regen- und Kleinringelwürmer auf sandigen Ackerflächen fördern lässt.

Tab. 11.3: Vergleich der untersuchten BDF hinsichtlich Artenzusammensetzung, Artenzahl und Säurezeigerstatus. Grau umrahmt: Typische Arten des jeweiligen Lebensgemeinschaftstyps.

		BDF	010-L	017-L	032-L	033-L	036-L	050-L	064-L
			UESE	LUED	MARK	DINK	STUE	BOCK	HOHE
			Grünland	Acker	Acker	Acker	Acker	Acker	Acker
Regenwürmer		Säurezeiger	Makrofauna-Abundanzklasse						
<i>Lumbricus terrestris</i>	schwach		■□						
<i>Aporectodea caliginosa</i>	schwach		■	■	■		■□□	■□	
<i>Lumbricus castaneus</i>	schwach		■						
<i>Lumbricus rubellus</i>	x		■□					■	
<i>Lumbricus sp. juv.</i> ¹⁾	x				■				
Kleinringelwürmer			Mesofauna-Abundanzklasse						
<i>Achaeta aberrans</i>	stark			■		■			
<i>Achaeta camerani</i>	stark			■□					
<i>Achaeta sp. (affi)</i> ²⁾	mäßig			■□					
<i>Achaeta abulba</i>	mäßig				■		■□		
<i>Achaeta bifollicula</i>	mäßig				■□				
<i>Achaeta sp. (glin)</i> ²⁾	mäßig				■				
<i>Enchytronia annulata</i>	mäßig		■		■				■□
<i>Enchytronia parva</i>	mäßig		■□□			■	■	■	■
<i>Enchytronia sp. (sept)</i> ²⁾	mäßig					■	■		
<i>Hrabeiella periglandulata</i> ³⁾	mäßig				■			■	
<i>Achaeta eiseni</i>	schwach				■			■	
<i>Enchytronia holochaeta</i>	schwach		■□						
<i>Enchytronia minor</i>	schwach		■□						■□
<i>Enchytronia pygmaea</i>	schwach						■	■	■
<i>Marionina communis</i>	schwach		■□						
<i>Achaeta unibulba</i>	schwach				■				
<i>Buchholzia appendiculata</i>	schwach		■□□						
<i>Enchytraeus</i> -Arten gesamt	schwach		■	■□□□	■□□	■□□□	■□	■□□□	■□
<i>Fridericia</i> -Arten gesamt	schwach		■□□	■	■	■	■	■□	■
<i>Henlea</i> -Arten gesamt	schwach	■	■	■□		■	■□□	■	
<i>Achaeta pannonica</i>	schwach	■□□							
<i>Achaeta diddeni</i>	x			■				■	
<i>Achaeta sp. (bent)</i> ²⁾	x			■					
Artenzahl der Anneliden			20	20	10	7	10	14	6
Abundanz der Regenwürmer (Ind./m ²)			37,7	1,3	4,7	0,0	38,0	29,3	0,0
Biomasse der Regenwürmer (g/m ²)			22,6	0,2	0,4	0,0	19,3	15,6	0,0
Abundanz der Kleinringelwürmer (Ind./m ²)			28.510	23.219	12.638	13.741	2.866	30.200	4.041

¹⁾ nicht bis zur Art bestimmbare juvenile Tiere,

²⁾ neue (wissenschaftlich noch nicht beschriebene) Art,

³⁾ nicht zu den Oligochaeta (Clitellata) gehörender Kleinringelwurm.

Makrofauna-Abundanzklassen

1	■	bis 10
2	■□	über 10 bis 30
3	■□□	über 30 bis 100
4	■□□□	über 100 bis 300 Individuen/m ²

Mesofauna-Abundanzklassen

1	■	bis 1.000
2	■□	über 1.000 bis 3.000
3	■□□	über 3.000 bis 10.000
4	■□□□	über 10.000 bis 30.000 Individuen/m ²

Tab. 11.4: Referenzwertbereiche für Abundanz, Biomasse und Artenzahl der Regenwürmer und Kleinringelwürmer und zu erwartende Lebensformtypen der Regenwürmer (nach BEYLICH & GRAEFE 2009).

Kategorie	pH, Tongehalt, Vernässung (Vn)	Landnutzung, Humusform	n	Abundanz Kleinringel- würmer [Ind. m ⁻²]	Abundanz Regen- würmer [Ind. m ⁻²]	Biomasse Regen- würmer [g m ⁻²]	Artenzahl Kleinringel- würmer	Artenzahl Regen- würmer	Lebensformtyp Regenwürmer		
				Min – Max Med	Min – Max Med	Min – Max Med	Min – Max Med	Min – Max Med	epigäisch	endo- gäisch	anecisch
1	< 3,4	Wald/Heideland, Moder oder Roh- humusformen	35	21.000–155.000 74.000	0–45 14	0–5 1	3–14 7,0	0–3 2,0	+		
2	≥ 3,4–4,2	Wald/Heideland, Moder oder Roh- humusformen	20	25.000–131.000 64.000	2–411 54	> 0–18 8	4–22 15,5	1–6 3,5	+		
3	4,3–5,9 < 8 % Ton	Acker, Mull- Humusformen	13	2.000–37.000 20.000	0–83 32	0–24 12	5–17 12,0	0–3 1,0		+	(+)
4	≥ 5,8 ≥ 8 % Ton	Acker, Mull- Humusformen	23	2.000–50.000 22.000	35–480 133	5–126 45	8–17 12,0	3–7 5,0	(+)	+	+
5	≥ 4,2 Vn 0–4	Grünland, Mull- Humusformen	27	9.000–75.000 29.000	91–584 264	37–335 102	14–28 21,0	2–9 6,0	+	+	+
6	≥ 4,9 Torf Vn 5–6	Nassgrünland, Mull- Humusformen	11	9.000–63.000 34.000	200–484 288	9–114 64	15–22 19,0	4–7 5,0	+	+	

Med: median, n: Zahl der Untersuchungen, Vn: Vernässungsgrad gemäß KA5 (Ab-HOC-AG BODEN 2005), +: immer vorhanden, (+): bewirtschaftungsabhängig vorhanden.

11.6. Literatur

- AD-HOC-AG BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung (KA 5). – 5. Aufl., 438 S., 41 Abb., 103 Tab, 31 Listen; Hannover.
- 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: ROSENKRANZ, D., BACHMANN, G., KÖNIG, W. & EINSELE, G. (Hrsg.): Bodenschutz. – 127 S., Kennziffer **9152**; Berlin (Erich Schmidt).
- BEYLICH, A. & GRAEFE, U. (2009): Investigations of annelids at soil monitoring sites in Northern Germany: reference ranges and time-series data. – *Soil Organisms* **81**: 175–196.
- BEYLICH, A. & GRAEFE, U. (2012): Relationships between microannelid and earthworm activity. – In: SCHRADER, S. & SCHMELZ, R. M. (Hrsg.): Newsletter on Enchytraeidae No. 12 – Landbauforschung. – vTI Agriculture and Forestry Research, Special Issue **357**: 1–12.
- BOUCHÉ, M. B. (1972): Lombriciens de France. Écologie et Systématique. – 671 S., Institut National de la Recherche Agronomique; Paris.
- DIN EN ISO 23611-1 (2018): Bodenbeschaffenheit - Probenahme von Wirbellosen im Boden – Teil 1: Handauslese und Extraktion von Regenwürmern. – Ausgabe 2018-10; Berlin (Beuth).
- DIN EN ISO 23611-3 (2019): Bodenbeschaffenheit - Probenahme von Wirbellosen im Boden - Teil 3: Probenahme und Bodenextraktion von Enchytraeen. – Berlin: (Beuth).
- DRACHENFELS, O. V. (2010): Überarbeitung der Naturräumlichen Regionen Niedersachsens. – Inform. d. Naturschutz Niedersachs., 30. Jg., Nr. **4**: 249–252.
- DUNGER, W. & FIEDLER, H. J. (1997): Methoden der Bodenbiologie. – 539 S.; Stuttgart (Gustav Fischer).
- EHRMANN, O. (2008): Auswirkungen des Klimawandels auf die Regenwürmer Baden-Württembergs. Literaturstudie zur Bedeutung von Regenwürmern und den möglichen Auswirkungen des Klimawandels auf Arten und Populationen der Regenwürmer. – LUBW – LANDESANSTALT FÜR UMWELT, MESSUNGEN UND NATURSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (Hrsg.), ID Umweltbeobachtung U13-M325-N08: 65 S.
- GRAEFE, U. (1993): Die Gliederung von Zersetzergesellschaften für die standortsökologische Ansprache. – Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges. **69**: 95–98.
- GRAEFE, U., GEHRMANN, J. & STEPELMANN, I. (2001): Bodenzoologisches Monitoring auf EU-Level II-Dauerbeobachtungsflächen in Nordrhein-Westfalen. – Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges. **96**: 331–332.
- GRAEFE, U. & SCHMELZ, R. M. (1999): Indicator values, strategy types and life forms of terrestrial Enchytraeidae and other microannelids. – Newsletter on Enchytraeidae **6**: 59–67.
- IFAB (2014): Gesamtgutachten zu den bodenzoologischen Untersuchungen an Boden-Dauerbeobachtungsflächen in Schleswig-Holstein für den Zeitraum 1992 bis 2012. – Abschlussbericht im Auftrag des Landesamtes für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein, 204 S.
- KRÜCK, S., JOSCHKO, M., SCHULTZ-STERNBERG, R., KROSCHESKI, B. & TESSMANN, J. (2006): A classification scheme for earthworm populations (Lumbricidae) in cultivated agricultural soils in Brandenburg, Germany. – J. Plant Nutr. Soil Sci. **169**: 651–660.
- NIBIS® Kartenserver: Themenkarte Boden-Dauerbeobachtung. – <<https://nibis.lbeg.de/cardomap3/?TH=BDFF|939.610#>>, Abruf: 21.05.2019.
- TISCHER, S. (2008): Lumbricidae communities in soil monitoring sites differently managed and polluted with heavy metals. – Polish Journal of Ecology **56** (4): 635–646.
- VAN CAPELLE, C., SCHRADER, S. & BRUNOTTE, J. (2012): Tillage-induced changes in the functional diversity of soil biota - A review with a focus on German data. – European Journal of Soil Biology **50**: 165–181.
- WALTER, R., BURMESTER, J. & BRANDHUBER, R. (2015): Regenwürmer - aktuelle Gefahren und positive Entwicklungen in landwirtschaftlich genutzten Böden. – In: BMEL und LfL (Hrsg.): Fachtagung „Jahr des Bodens“. Schwere Maschinen, enge Fruchtfolgen, Gärreste – eine Gefahr für die Bodenfruchtbarkeit? – 13. Kulturlandschaftstag, Tagungsband: 26–39.

12. Klimafolgenmonitoring: Auswirkungen der extremen Witterung 2018 und 2019 auf die Wald- bestände an forstlichen Bodendauerbeobachtungs- flächen in Niedersachsen

MARKUS WAGNER, JOHANNES SUTMÖLLER,
BIRTE SCHELER, JOHANNES EICHHORN,
HENNING MEESENBURG, INGE DAMMANN &
UWE PAAR

12.1. Einführung

Der Wald in Niedersachsen leidet an den Folgen der außergewöhnlichen Trockenheit der Jahre 2018 und 2019. Infolge der sichtbaren Schäden wird der Waldzustand im Kontext der Klimaerwärmung auch in der breiten Öffentlichkeit kontrovers diskutiert. Nach dem Waldsterben der Achtzigerjahre werden die aktuellen Schäden bereits als „Waldsterben 2.0“ bezeichnet und im Vergleich zum damaligen Waldsterben als viel dramatischer eingestuft. Dieser Beitrag beschreibt anhand der Indikatoren Bodenfeuchte und Baumwachstum die Auswirkungen der extremen Witterung 2018 und 2019 auf forstlich genutzten Bodendauerbeobachtungsflächen in Niedersachsen (BDF-F, HÖPER & MEESENBURG 2012). Besonderheiten beider Jahre haben maßgeblich zu den heutigen Störungen in den Wäldern geführt (SUTMÖLLER et al. 2019a, 2019b).

Für eine genauere Einordnung der Witterung der Jahre 2018 und 2019 wird diese mit dem langjährigen Klima verglichen. Dabei steht neben Temperatur, Niederschlag und Verdunstung insbesondere der Bodenwasserspeicher im Fokus der Betrachtungen. Der Beginn des Laubaustriebs kennzeichnet in Wäldern den Beginn der Vegetationszeit. Blätter treiben aus, Zweige entwickeln sich, Photosynthese und Atmungsvorgänge setzen ein. Auch bei Nadelbäumen werden physiologische Abläufe verstärkt. Es ist eine Phase, in der neben Wärme und Licht auch viel Wasser aus dem Boden benötigt wird. Bäume nutzen nicht nur das Wasser aus aktuellen Niederschlägen. Vielmehr haben die Niederschläge des Winterhalbjahres eine

große Bedeutung, da sie im Normalfall im Boden einen Wasservorrat für die nachfolgende Vegetationszeit sichern.

Von besonderer Bedeutung für die Vitalität der Bäume sind extreme Witterungsereignisse wie lang anhaltende Trockenperioden oder Stürme. Neben Wachstumsveränderungen reichen dabei die Reaktionen der Bäume von Kronenverlichtung, Blattverfärbung, Blatteinrollen, Kleinblättrigkeit und Fruchtbildung bis hin zum Absterben. Gleichzeitig steigt die Anfälligkeit gegenüber Pilzen und Insekten, und das Risiko für strukturelle Störungen der Wälder nimmt zu.

12.2. Material und Methoden

Die forstliche Vegetationszeit umfasst üblicherweise die Monate Mai bis September. Da 2018 und 2019 der Blatt- und Nadelaustrieb bereits Anfang April erfolgte, wurde für diese Auswertung der April in die Vegetationszeit einbezogen. Dementsprechend beinhaltet die Nichtvegetationszeit die Monate von Oktober des Vorjahres bis März.

Zur flächenhaften Abschätzung des pflanzenverfügbaren Bodenwassers zu Beginn der Vegetationszeit wurde die Klimatische Wasserbilanz (KWB) für die Nichtvegetationszeit berechnet. Die KWB kennzeichnet den Überschuss oder das Defizit des gefallenen Niederschlags gegenüber der potenziellen Verdunstung. Die potenzielle Verdunstung wurde nach FAO (Ernährungs- und Landwirtschaftsorganisation der Vereinten Nationen) für eine einheitliche Grasbedeckung berechnet, die für die Nichtvegetationszeit aufgrund der höheren Interzeptionsverdunstung von Wäldern mit einem Aufschlag von 50 mm versehen wurde. Dieser Aufschlag wurde anhand von Wasserhaushaltssimulationen für BDF-F abgeschätzt.

Das pflanzenverfügbare Bodenwasserangebot zu Beginn der Vegetationszeit leitet sich aus der KWB der Nichtvegetationszeit und der nutzbaren Feldkapazität des effektiven Wurzelraums (nFK WRe) ab. Der pflanzenverfügbare Bodenwasserspeicher wird als vollständig aufgefüllt angenommen, wenn die KWB in der Nichtvegetationszeit größer als die nFK WRe ist. In diesem Fall entspricht das pflanzenverfügbare Bodenwasser der nFK WRe, ansonsten dem Wert der KWB in der Nichtvegetationszeit. Dabei wird die Annahme getroffen, dass der gesamte Be-

standesniederschlag in den Waldboden infiltriert und den Bodenwasserspeicher auffüllt, was für die meisten nicht stark geneigten Waldböden zutrifft (AHRENDTS et al. 2018). Als Berechnungsgrundlage für die flächenhafte Ermittlung der nFK WRe wird die Bodenübersichtskarte im Maßstab 1 : 1.000.000 (BGR 2007) herangezogen. Aufgrund des kleinen Maßstabs der Bodenkarte eignen sich die Ergebnisse nur für eine großräumige Abschätzung des Bodenfeuchtezustandes zu Beginn der Vegetationszeit.

Anhand von Messungen der Bodenfeuchte wird exemplarisch für drei BDF-F die Entwicklung der Bodenwasserverfügbarkeit von Januar 2018 bis Oktober 2019 und deren unmittelbare Wirkung auf das Baumwachstum betrachtet. Je nach Datenverfügbarkeit wird dabei der Bodenwassergehalt (FORUMV-AG 2016) als relativer Anteil an der nFK für die oberen 40 bzw. 60 cm der Böden dargestellt. Die Größenordnung der nFK variiert aufgrund der Bodenverhältnisse zwischen den Standorten. Auf BDF-F F021AUKI werden aufgrund des hohen Sandanteils, bezogen auf 1 m Profiltiefe, nur 101 mm erreicht, auf den BDF-F im Solling infolge höherer Schluff- und Lehmgehalte dagegen 141 (F006SLB1) bzw. 148 mm (F007SLF1).

Für sieben BDF-F wird das aus bis zu sechs repräsentativ ausgewählten Bäumen der Hauptbaumarten ermittelte mittlere Durchmesserwachstum der Jahre 2018 und 2019 dem der Vorjahre gegenübergestellt. Die Messung erfolgte in 1,3 m Höhe und wird als Radialzuwachs in Millimetern (mm) angegeben. Die Ergebnisse liegen entweder als zeitlich hoch aufgelöste Dendrometerdaten oder als 14tägige Beobachtungen an Dauerumfangmessbändern vor (FORUMV-AG 2016).

12.3. Ergebnisse

12.3.1. Bodenfeuchte zu Beginn der Vegetationszeit

Die Auswirkungen von Trockenperioden auf das Wachstum der Bäume hängen maßgeblich von der Wasserversorgung zu Beginn und während der Vegetationszeit ab (FRIEDRICHS et al. 2009). Je früher der Trockenstress während der Vegetationszeit auftritt, desto stärker wirkt er sich schädigend auf die Wurzeln und die Vitalität der Bäume aus (RASPE, GRIMMEISEN & SCHULTZE 2004). In der Nichtvegetationszeit 2017/2018 wurden die meisten Waldböden ausreichend mit Niederschlagswasser aufgefüllt (Abb. 12.1, links). Im Gegensatz dazu war zu Beginn der Vegetationszeit 2019 (Abb. 12.1, rechts) der pflanzenverfügbare Bodenwasserspeicher von knapp 30 % der Waldböden in Niedersachsen nicht vollständig aufgefüllt. Regionale Schwerpunkte lagen im mittleren und östlichen Niedersachsen, wo jedoch überwiegend mehr als 50 % der nFK WRe erreicht wurden. Nur wenige Standorte (<2 %) wiesen einen pflanzenverfügbaren Bodenwasserspeicher von weniger als 50 % der nFK WRe auf.

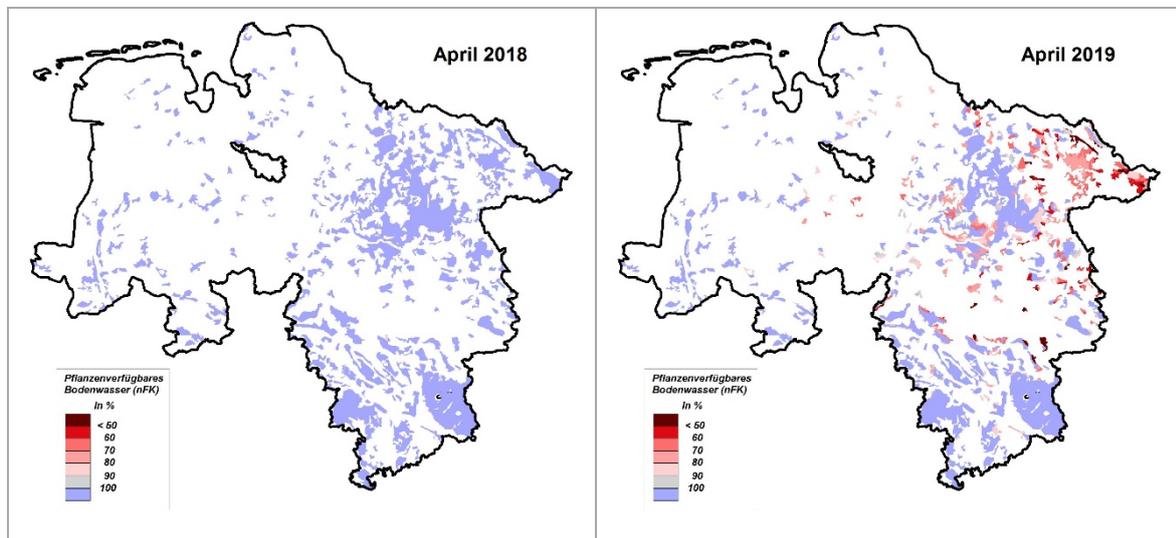


Abb. 12.1: Pflanzenverfügbares Bodenwasser (in % der nFK WRe) zu Beginn der Vegetationszeit (1. April) in Niedersachsen für die Jahre 2018 (links) und 2019 (rechts).

12.3.2. Räumliche Muster der Klimatischen Wasserbilanz in der Vegetationszeit

In der Vegetationszeit wird die Wasserverfügbarkeit für Bäume wesentlich durch das Verhältnis zwischen Niederschlag und Verdunstung, d. h. die Klimatische Wasserbilanz (KWB), bestimmt.

Die KWB weist für die Monate April bis einschließlich August im Mittel der Referenzperiode 1961–1990 ein Wasserdefizit von rund 60 mm im Flächenmittel Niedersachsens auf. Während der außergewöhnlichen Trockenperiode 2018 lag das Defizit dagegen bei knapp

400 mm (Abb. 12.2, links). Da der pflanzenverfügbare Bodenspeicher zu Beginn der Vegetationszeit 2018 gut gefüllt war, konnten die Bäume ihren Wasserbedarf trotz der außergewöhnlichen Trockenheit bis in den Juli hinein weitgehend aus dem Bodenspeicher decken (WAGNER et al. 2019). 2019 war das Wasserdefizit der KWB mit 280 mm erheblich geringer als 2018 (Abb. 12.2, rechts), dennoch litten die Wälder in Niedersachsen 2019 aufgrund des regional nur unzureichend aufgefüllten Bodenspeichers bereits frühzeitig unter Vitalitätseinbußen und Trocknisschäden (EICHORN et al. 2019).

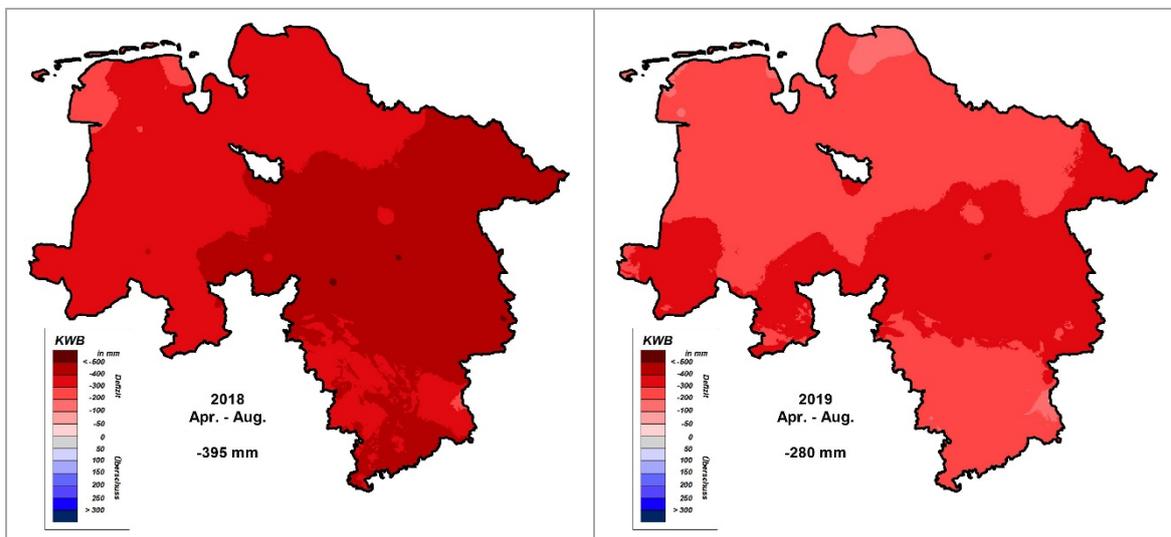


Abb. 12.2: Klimatische Wasserbilanz (KWB) für die Monate April bis August in Niedersachsen für die Jahre 2018 (links) und 2019 (rechts).

Die KWB wies in der Vegetationszeit beider Jahre ein ähnliches räumliches Muster auf. Besonders stark negative Werte wurden im östlichen und südlichen Niedersachsen erreicht. Dabei betrug das Defizit in diesen Gebieten im Jahr 2018 vielfach mehr als 400 mm, während 2019 die Werte für die KWB zwischen -300 und -400 mm lagen. Im nordwestlichen Niedersachsen war das Defizit der KWB dagegen deutlich geringer.

12.3.3. Wachstum und Bodenfeuchte auf forstlich genutzten Bodendauerbeobachtungsflächen

Ein wesentliches Merkmal der Vitalität von Bäumen ist deren Wachstum. Die Wirkung der Witterung auf den Zuwachs der Bäume lässt sich besonders gut aus der Bodenfeuchte ableiten, da Bäume ihren Wasserbedarf mittels ihres Wurzelsystems aus dem im Boden gespeicherten Wasser decken.

Während zu Beginn der Vegetationszeit Anfang April 2018 auf den drei hier exemplarisch betrachteten BDF-F die Bodenwasserspeicher mit über 90 % fast vollständig aufgefüllt waren, stellt sich zu Beginn der Vegetationszeit 2019 die Situation sehr unterschiedlich dar (Abb. 12.3). Auf F021AUKI wurde mit über 85 % der Bodenwasserspeicher bis 60 cm Bodentiefe erneut in hohem Maße aufgefüllt. Im Solling wurden auf F007SLF1 hingegen bis 60 cm Bodentiefe nur rund 68 % der nFK und auf F006SLB1 bis 40 cm Bodentiefe sogar nur 61 % erreicht.

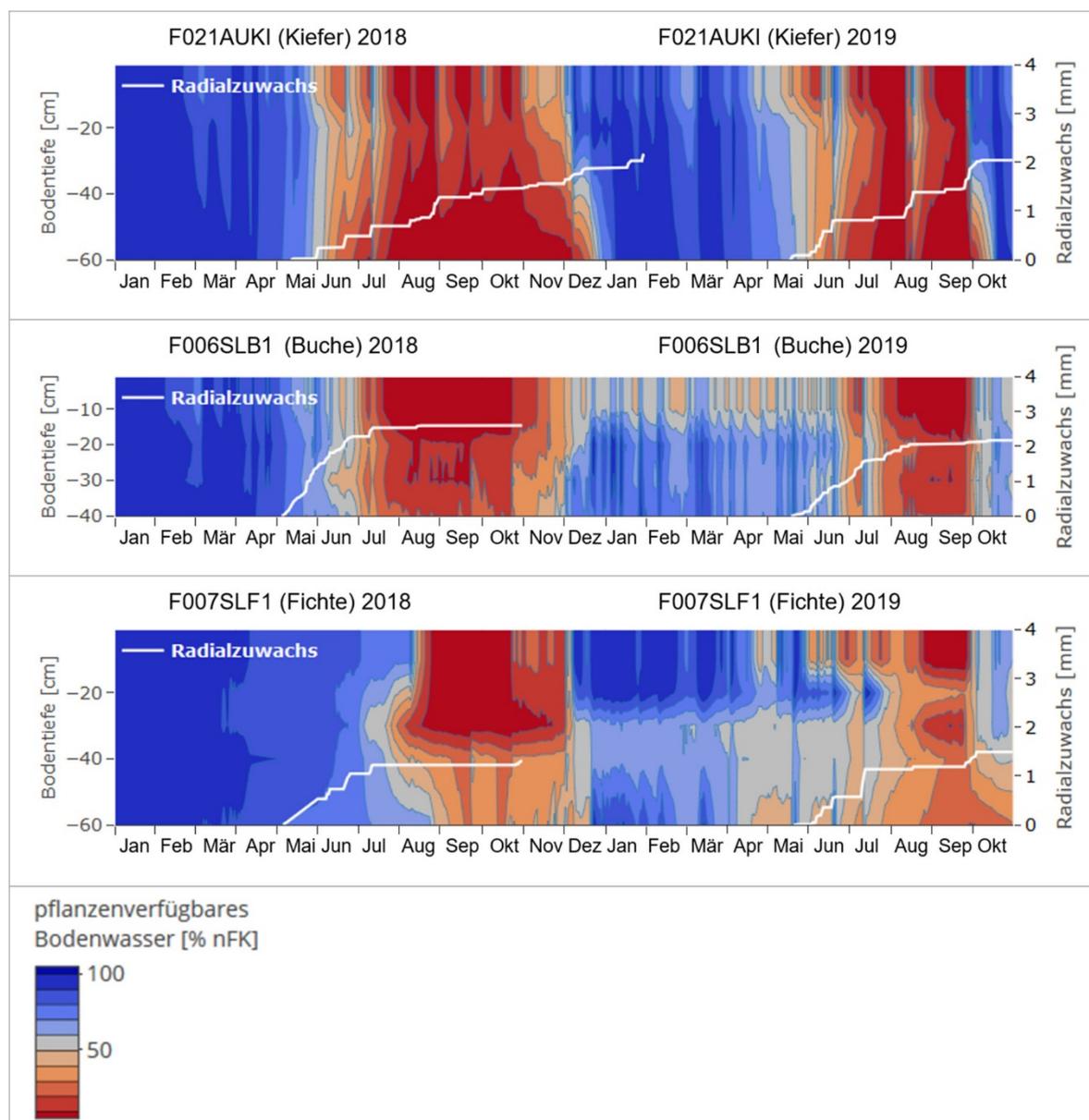


Abb. 12.3: Entwicklung der Bodenfeuchte und des mittleren Radialzuwachses ausgewählter Bäume der Hauptbaumart zwischen Januar 2018 und Oktober 2019 auf drei BDF-F.

Die beobachteten Bodenfeuchten an diesen Standorten bestätigen das regionale Muster der Bodenwasserverfügbarkeit (nFK WRe in Abb. 12.1), wonach im Süden und Osten Niedersachsens die Winterniederschläge 2018/2019 nicht ausreichten, um die infolge der extremen Witterung 2018 entstandene starke und lang anhaltende Bodenaustrocknung kompensieren zu können. Obwohl die Witterung in der Vegetationszeit 2019 deutlich weniger extrem verlief als im Vergleichszeitraum des Vorjahres, führte die vielerorts unzureichende Wiederbefeuchtung der Böden zu einer ähnlich frühen und intensiven, wenn auch nicht so lang anhaltenden Austrocknung.

Fichte

Das Radialwachstum der Fichten begann 2019 im Solling auf F007SLF1 und im Harz auf F023LBKA erst Anfang Juni, 2018 hingegen bereits einige Wochen früher (Abb. 12.4). Während das Wachstum der Fichten 2018 zunächst durch einen durchschnittlichen Verlauf gekennzeichnet war, stellten die Bestände trockenheitsbedingt ihr Wachstum im Hochsommer zeitig ein. Dies führte zum insgesamt niedrigsten Radialzuwachs der vergangenen sieben Jahre. 2019 war von Beginn an ein sehr geringer Zuwachs zu beobachten, bereits ab Mitte Juli kam dieser fast vollständig zum Erliegen. Trotz einer kurzzeitigen Wiederaufnahme des Wachstums Ende September ergab sich für die Fichten auf F007SLF1 bis Ende Oktober mit 1,5 mm ein ähnlich niedriges Zuwachsniveau wie im Vorjahr (1,3 mm), auf F023LBKA wurde mit einem mittleren Radialzuwachs von nur 0,8 mm die geringe Zuwachsleistung des Vorjahres (1,8 mm) sogar noch einmal drastisch unterschritten. Auch DIETRICH, RASPE & SCHUBERT (2004) stellten infolge der extremen Witterung im Sommer 2003 starke Einbußen im Durchmesserwachstum von Fichten fest. Nach dem Trockenjahr 1976 wurden sogar über mehrere Folgejahre hinweg starke Zuwachsrückgänge bei der Fichte beobachtet (UTSCHIG, BACHMANN & PRETZSCH 2004).

Kiefer

Der Radialzuwachs der Kiefer auf F021AUKI (Abb. 12.4) verlief 2018 infolge der raschen Bodenaustrocknung bereits frühzeitig deutlich unter dem der Vorjahre. Ende Oktober lag der Gesamtzuwachs mit nur 1,5 mm etwa 1 mm niedriger als 2017. 2019 wies die Kiefer von Beginn an wieder höhere Zuwächse auf als im Vorjahr. Die nahezu vollständige Auffüllung des Bodenwasserspeichers im Winter sowie kurze, aber intensive Niederschlagsereignisse im Juni und August und die intensive Wiederbefeuchtung des Bodens ab Oktober (Abb. 12.3) trugen hier dazu bei, dass die Kiefer bis Ende Oktober ein mit den Jahren vor 2018 vergleichbares Zuwachsniveau erreichte. Charakteristisch ist generell das auffällige Muster im Zuwachsverlauf mit längeren Wachstumspausen in Phasen intensiver Bodenaustrocknung, die durch direkte Zuwachsreaktionen nach stärkeren Niederschlagsereignissen abgelöst wurden. Der direkte Vergleich von Bodenfeuchte und Radialzuwachs (Abb. 12.3) bestätigt damit die Beobachtungen von ANDERS et al. (2004), wonach Kiefern auf Transpirationsstress bei Wasserknappheit unmittelbar mit einem Zuwachsstopp reagieren.

Hinsichtlich der trockenheitsbedingt geringen Zuwächse der Kiefer zwischen April und Oktober 2018 ist anzumerken, dass diese Zuwachsendefizite in den nachfolgenden Wintermonaten teilweise kompensiert werden können. Eine solche Verschiebung bzw. Ausdehnung der Zuwachsperiode bis in den Januar hinein wurde auch auf F021AUKI beobachtet. Mit 0,7 mm entfielen dabei 30 % des Jahreszuwachses 2018 auf die Monate November 2018 bis Januar 2019.

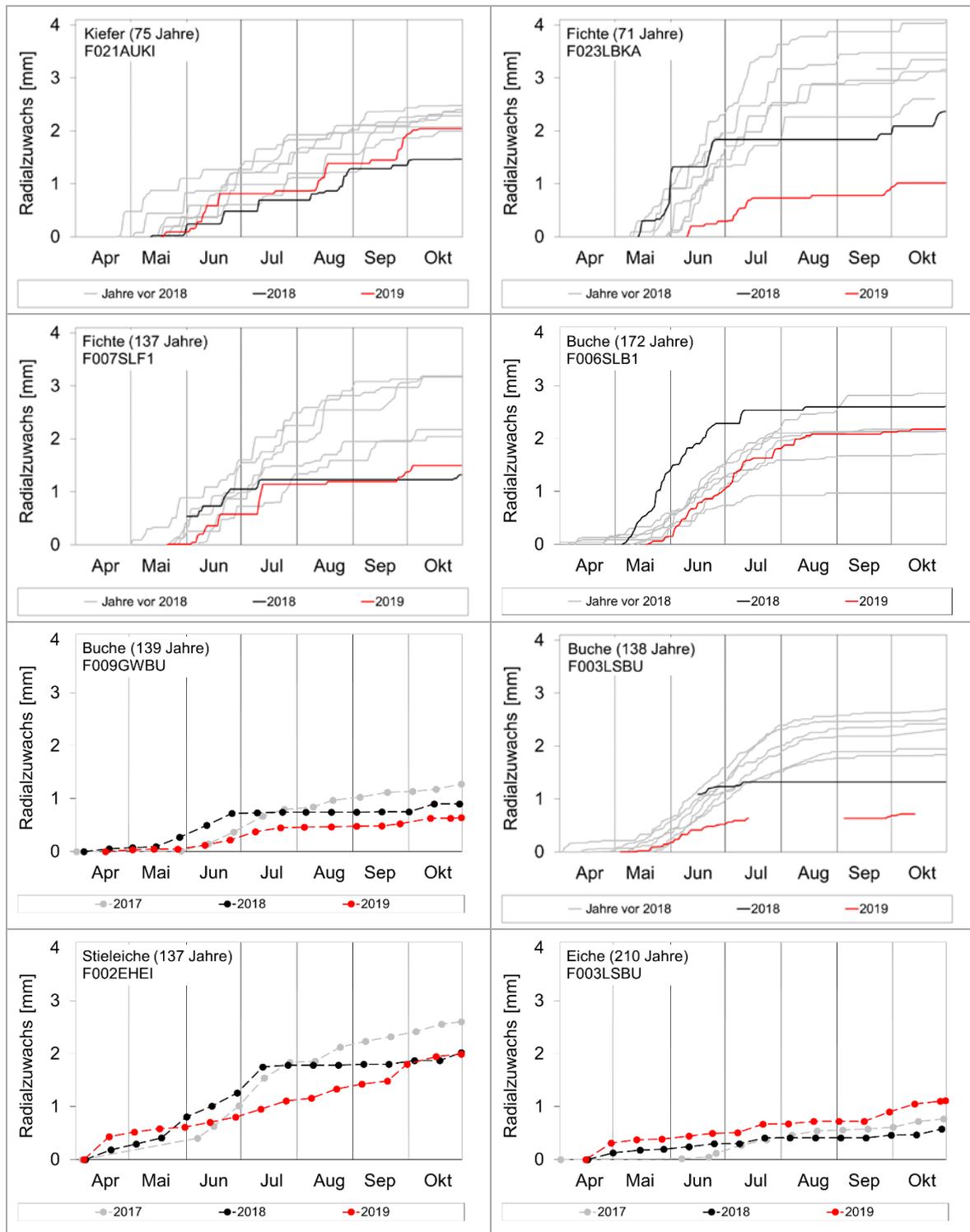


Abb. 12.4: Mittlerer jährlicher Verlauf des Radialzuwachses ausgewählter Bäume auf BDF-F 2018 und 2019 im Vergleich zum Vorjahr bzw. Vorjahren.

Buche

2018 verzeichnete die Buche auf F006SLB1 trotz der enormen Sommertrockenheit vergleichsweise hohe Zuwächse (Abb. 12.4). Ein nahezu vollständig aufgefüllter Bodenwasserspeicher in Kombination mit hohen Temperaturen führte insbesondere in der frühen Wachstumsperiode zu einem starken Radialzuwachs. Der ausgeprägten Trockenheit in späteren Monaten (Abb. 12.3) kam eine untergeordnete Bedeutung zu, da der Großteil des Radialwachstums der Buche üblicherweise in der ersten Hälfte der Vegetationsperiode erfolgt (BOURIAUD et al. 2004; SCHMITT, MÖLLER & ECKSTEIN 2002). Der Radialzuwachs 2019 entspricht etwa dem mittleren Wachstum der Vorjahre. Ein häufig beschriebenes, um ein Jahr verzögertes Einbrechen des Zuwachses der Buchen nach extremer Trockenheit (EICHHORN et al. 2008, WAGNER et al. 2016) ist somit auf der Fläche im Solling nicht zu finden. Zu beobachten ist dieser Effekt dagegen für die BDF-F F003LSBU und F009GWBU. Nachdem hier bereits 2018 die Zuwachsleistung hinter der der Vorjahre zurückblieb, fielen die Zuwächse 2019 noch einmal deutlich geringer aus als im Vorjahr. Ursachen für die sehr geringen Zuwächse auf F009GWBU könnten die Flachgründigkeit des dortigen Kalkstandortes und das damit verbundene Austrocknungsrisiko sowie der hohe Bestockungsgrad der Fläche sein. Auf F003LSBU könnten bei ebenfalls hohem Bestockungsgrad die hier vergleichsweise extremen Witterungsbedingungen eine mögliche Erklärung liefern. Der äußerste Osten Niedersachsens war besonders stark von der Trockenheit 2018 und 2019 betroffen. Auch eine vergleichsweise intensive Fruktifikation, wie sie für die Buchen auf F003LSBU sowohl 2018 als auch 2019 registriert wurde, könnte zu einer Verringerung des Radialzuwachses beigetragen haben.

Eiche

Der Radialzuwachs der beiden beobachteten BDF-F mit Eichen unterscheidet sich stark im Niveau (Abb. 12.4). Das deutlich schwächere Wachstum der Eichen auf F003LSBU ist durch das mit 210 Jahren wesentlich höhere Bestandesalter sowie eine höhere Bestandesdichte bedingt. Auf die 2018 herrschenden Witterungsverhältnisse mit hohen Temperaturen und einem zu Beginn der Vegetationsperiode gut gefüllten Bodenwasserspeicher reagierten beide Bestände mit früh einsetzendem Zuwachs ab

Mitte April und mit zunächst höheren Zuwächsen als 2017. Ab Juli (F003LSBU) bzw. August (F002EHEI) kam der Radialzuwachs dagegen trockenheitsbedingt fast vollständig zum Erliegen. Trotz einer späten Wiederaufnahme des Wachstums in der zweiten Oktoberhälfte lag der Gesamtzuwachs 2018 auf beiden Flächen unter dem des Vorjahres. Auf F002EHEI fiel der Radialzuwachs mit 2,0 mm um 0,6 mm geringer aus als 2017, auf F003LSBU reduzierte sich der Zuwachs geringfügig um 0,2 mm auf 0,6 mm. 2019 setzte der Zuwachs auf beiden Standorten erneut bereits im April ein und übertraf zunächst die Zuwachsleistungen der Vorjahre. Auf F003LSBU setzte sich dieser Prozess fort und resultierte mit 1,1 mm Ende Oktober in einem um 0,5 bzw. 0,3 mm höheren Zuwachs als in den Vorjahren. Auf F002EHEI war dagegen erneut ein deutlich geringerer Jahreszuwachs als 2017 zu beobachten, der Ende Oktober etwa das geringe Vorjahresniveau erreichte. Anders als 2018 erklärt sich dieser geringe Gesamtzuwachs jedoch nicht durch eine längere Phase der Zuwachsstagnation, sondern durch eine stetige, aber niedrige Zuwachsrate während der gesamten Vegetationszeit. Dieses Zuwachsverhalten resultiert aus einer unvollständigen Auffüllung des Bodenwasserspeichers zu Beginn der Vegetationszeit sowie regelmäßigen, der hochsommerlichen Bodenaustrocknung entgegenwirkenden Niederschlagsereignissen.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass die Fichte besonders deutlich mit verringertem Zuwachs auf die extreme Witterung der Jahre 2018 und 2019 reagierte. Dabei ist auffällig, dass sich die Situation 2019 noch einmal verschärfte. Auch die Kiefer auf F021AUKI reagierte sehr unmittelbar mit Wachstumsunterbrechungen auf die Dürrephasen 2018. Allerdings setzte der Zuwachs nach Niederschlagsereignissen ebenso unvermittelt wieder ein und setzte sich bis in die Wintermonate fort. Durch diese Strategie fielen die Zuwachseinbußen gering aus. Die Buche zeigte in Abhängigkeit vom Standort ein unterschiedliches Verhalten. Im Solling ermöglichten hohe Temperaturen, gepaart mit einem hohen Wasserspeichervermögen des Bodens und einer für Buchen (F006SLB1) typischen fröhsommerlichen Hauptwachstumsphase, normale bis hohe Zuwächse. Auf flachgründigen Standorten (F009GWBU) oder bei starker Fruktifikation (F003LSBU) war 2018 hingegen ein verringertes Wachstum zu beobachten, was sich 2019

noch einmal verschärfte. Auch bei den Eichenstandorten waren teilweise unterschiedliche Reaktionen zu beobachten. Die besonders extremen Bedingungen im Hoch- und Spätsommer 2018 führten generell zu einer langen Zuwachsstagnation und sehr geringen Jahreszuwächsen. 2019 fiel der Zuwachs hingegen auf F003LSBU höher aus als in den Vorjahren, während auf F002EHEI der Jahreszuwachs infolge der unvollständigen Auffüllung des Bodenspeichers auf dem niedrigen Vorjahresniveau verharrte.

12.3.4. Einordnung der Befunde zum Baumwachstum an BDF-F hinsichtlich des Zustands der Wälder in Niedersachsen

Die Analyse der Zuwachsreaktionen während der Trockenjahre 2018 und 2019 ist aufgrund des geringen Stichprobenumfangs nicht repräsentativ für die Wälder in Niedersachsen, zeigt jedoch exemplarisch die Reaktionsmuster des Wachstums auf ausgedehnte Trockenperioden. Die im Untersuchungszeitraum beobachtete Häufung von Sturmereignissen mit Windwurf und Feinwurzelabrissen (MEINING, SCHRÖTER & VON WILPERT 2002) sowie die Zunahme von Schädlingsbefall als Folge dieser Witterungsereignisse könnte die Vitalität und damit das Wachstum der Bäume zusätzlich beeinträchtigt haben.

Der Sturm „Friederike“ am 18. Januar 2018 war der Höhepunkt einer besonders intensiven Sturmserie. In Niedersachsen richtete er erhebliche Schäden in den Wäldern an. Darüber hinaus waren die durch den Sturm geworfenen Fichten Ausgangspunkt für eine Massenvermehrung der Borkenkäfer, die in den Fichtenbeständen zu einem seit Jahrzehnten nicht beobachteten Ausmaß an Schäden führte. Im März 2019 zogen mehrere Sturmtiefs über Nordwestdeutschland hinweg, u. a. „Bennet“ und „Eberhard“. Bei Sturm „Eberhard“ lag der Schwerpunkt im Süden Niedersachsens. Die Sturmserie im März 2019 brachte Sturmholzmengen, die nicht so stark ausfielen wie 2018, aber die Borkenkäferproblematik weiter verschärften.

Bei der jährlich im Juli/August stattfindenden niedersächsischen Waldzustandserhebung werden auf Basis eines flächenrepräsentativen Rasters eine Vielzahl von Vitalitätsmerkmalen der Bäume erfasst (EICHHORN, DAMMAN & PAAR

2019). Unter anderem lässt sich dabei auch die von strukturellen Störungen betroffene Waldfläche ableiten. Sie ergibt sich aus der Absterberate (stehende Probestämme mit 100 % Kronenverlichtung) und der Ausfallrate (bereits umgefallene und entnommene Probestämme). Im langjährigen Mittel (1985–2019) liegt die Absterberate bei einem Flächenanteil von 0,2 %, die Ausfallrate bei 0,7 %. In den Extremjahren 2018 und 2019 wurde dieses Niveau deutlich übertroffen. Der hohe Flächenanteil 2018 lässt sich dabei fast ausschließlich auf die Ausfallrate (4,7 %) zurückführen und wird maßgeblich durch Sturmwurf und die beginnende Entnahme der Fichten nach Borkenkäferbefall bestimmt. Die Absterberate beträgt 2018 nur 0,1 %. 2019 geht der hohe strukturell gestörte Flächenanteil auch auf einen erheblichen Flächenanteil der Absterberate (1,4 %) zurück, welcher vor allem auf die durch Trockenstress und Insektenbefall abgestorbenen Bäume zurückzuführen ist. Auch 2019 wird der erhöhte Anteil an ausgefallenen Bäumen (2,1 %) maßgeblich von der Fichte bestimmt. Die Absterberate der Buche war bis 2018 bemerkenswert niedrig. 2019 erreicht sie mit 0,5 % das Zehnfache des langjährigen Mittels.

Hinsichtlich der Ausfallrate ist unter den BDF-F F007SLF1 im Solling extrem betroffen. Aufgrund eines massiven Borkenkäferbefalls und der umgehenden Entnahme befallener Bäume im Zuge der Borkenkäferbekämpfung mussten allein zwischen Februar und November 2019 auf der einen Hektar großen Monitoringfläche 84 Fichten entnommen werden. Dies entspricht einer Ausfallrate von über 30 %.

12.4. Fazit

2018 und 2019 waren durch extreme Witterungsbedingungen geprägt. Ein maßgeblicher, sich gegenseitig verstärkender Einfluss auf die Wälder ging von einer Abfolge von Stürmen, Dürrephasen sowie Borkenkäferbefall aus.

Im Jahr 2018 waren die Böden zu Beginn der Vegetationszeit (Wachstumsphase) besser mit Wasser gefüllt als 2019. Insbesondere in der Vegetationszeit 2018 trat ein extremes Defizit im Verhältnis von Niederschlag und Verdunstung auf. Dieses fiel 2019 etwas geringer aus. Besonders ungünstige Werte wurden in beiden Jahren für das östliche und südliche Niedersachsen ermittelt.

An den niedersächsischen BDF-F reagierten alle Hauptbaumarten mit verringerten Zuwächsen auf die extreme Witterung der Jahre 2018 und 2019. Bei Fichte und Buche verschärfte sich die Situation 2019 noch einmal. Die Fichte zeigte generell die deutlichsten Zuwachsrückgänge. Auch die Kiefer reagierte mit Wachstumsunterbrechungen sehr unmittelbar auf die Dürrephasen. Durch erneut einsetzenden Zuwachs nach Niederschlägen und Wachstum im Winter fielen die Zuwachseinbußen jedoch gering aus. Das Wachstum der Buche variierte standortabhängig. Auf tiefgründigen Böden mit hohem Wasserspeichervermögen ergaben sich normale bis hohe Zuwächse, erst in Kombination mit flachgründigen Standorten, hohem Bestockungsgrad oder starker Fruktifikation war ein verringertes Wachstum zu beobachten. Bei der Eiche wurden 2018 generell geringe Jahreszuwächse erreicht. 2019 führte eine unvollständige Auffüllung des Bodenwasserspeichers standortabhängig erneut zu Zuwachseinbußen.

Die Abfolge von Stürmen, Dürrephasen und Borkenkäferbefall führte 2018 und 2019 zu einer deutlichen Erhöhung der von strukturellen Störungen betroffenen Waldfläche in Niedersachsen. 2018 waren hierfür maßgeblich der Sturmwurf und beginnende Borkenkäferbefall der Fichten verantwortlich, 2019 ließ sich zusätzlich ein nicht unerheblicher Anteil der Störungen auf die Absterberate der Bäume infolge von Trockenstress und Schädlingsbefall zurückführen. Unter den BDF-F war F007SLF1 im Solling 2019 besonders massiv von Störungen durch Borkenkäferbefall betroffen.

12.5. Literatur

- AHREND, B., SUTMÖLLER, J., SCHMIDT-WALTER, P. & MEESENBURG, H. (2018): Beitrag von Waldflächen zur Sickerwasserbildung in Niedersachsen. – Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung **39.18**: 169–180 [DOI: 10.14617/for.hydrol.wasbew.39.18].
- ANDERS, S., BECK, W., LUX, W., MÜLLER, J., FISCHER, R., KÖNIG, A. & HEYDECK, P. (2004): Auswirkung der Trockenheit 2003 auf Waldzustand und Waldbau. – Inst. Forstökol. Walderfassung **109**; Eberswalde.
- BAUMGARTNER, A. & LIEBSCHER, H. J. (1990): Lehrbuch der Hydrologie - Allgemeine Hydrologie. – Bd. 1: 362–367.
- BOURIAOUD, O., BRÉDA, N., MOGUÉDEC, G. & NEPVEU, G. (2004): Modelling variability of wood density in beech as affected by age, radial growth and climate. – Trees **18**: 264–276, [DOI: 10.1007/s00468-003-0303-x].
- BGR – BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE (2007): Nutzungsdifferenzierte Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1 : 1.000.000. – BÜK 1000N, Version 2.3.
- DIETRICH, H.-P., RASPE, S. & SCHUBERT, A. (2004): Trockenheit 2003 war nicht die einzige Ursache für starke Zuwachsverluste. – LWF aktuell **43**: 14–16.
- EICHHORN, J., DAMMANN, I. & PAAR, U. (2019): Forstliches Umweltmonitoring. – In: Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (Hrsg.), Waldzustandsbericht 2019 für Niedersachsen, S. 6–7.
- EICHHORN, J., DAMMANN, I., SCHÖNFELDER, E., ALBRECHT, M., BECK, W. & PAAR, U. (2008): Untersuchungen zur Trockenheitstoleranz der Buche am Beispiel des witterungsextremen Jahres 2003. – Beiträge aus der NW-FVA **3**: 109–134.
- EICHHORN, J., SUTMÖLLER, J., SCHELER, B., WAGNER, M., DAMMANN, I., MEESENBURG, H. & PAAR, U. (2019): Auswirkungen der Stürme und der Dürre 2018/2019 auf die Vitalität der Wälder in Nordwestdeutschland. – In: Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (Hrsg.), Waldzustandsbericht 2019 für Niedersachsen, S. 21–31.

- FORUMV-AG – BUND-LÄNDER-AG ZUR UMSETZUNG DER VERORDNUNG ÜBER ERHEBUNGEN ZUM FORSTLICHEN UMWELTMONITORING: EICHHORN, J., BOLTE, A., CHMARA, I., DIETRICH, H.-P., FLECK, S., GEHRMANN, J., KIRCHNER, T., KÖNIG, N., MEESENBURG, H., RASPE, S., SCHMIDTKE, H., SCHÜTZE, G., STRICH, S. & SUKOPP, U. (2016): Forstliches Umweltmonitoring in Deutschland: Durchführungskonzept Forstliches Umweltmonitoring. – Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) (Hrsg.), 40 S.
- FRIEDRICH, D. A., TROUET, V., BÜNTGEN, U., FRANK, D. C., ESPER, J., NEUWIRTH, B. & LÖFFLER, J. (2009): Species-specific climate sensitivity of tree growth in Central-West Germany. – *Trees* **23**: 729–739.
- HÖPER, H. & MEESENBURG, H. (2012): Das Bodendauerbeobachtungsprogramm. – *GeoBerichte* **23**: 6–18, 1 Abb., 1 Tab.; Hannover (LBEG).
- MEINING, S., SCHRÖTER, H. & VON WILPERT, K. (2002): Waldzustandsbericht 2002 der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg. – Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg; Freiburg, <<https://www.fva-bw.de/fileadmin/publikationen/wzb/ws2002.pdf>>.
- RASPE, S., GRIMMEISEN, W. & SCHULTZE, B. (2004): Der Sommer 2003 grub dem Wald das Wasser ab. – *LWF aktuell* **43**: 4–6.
- SCHMITT, U., MÖLLER, R. & ECKSTEIN, D. (2002): Seasonal wood formation dynamics of beech (*Fagus sylvatica* L.) and black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) as determined by the “pinning” technique. – *J. Appl. Botany* **74**: 10–16.
- SUTMÖLLER, J., DAMMANN, I., WAGNER, M., SCHELER, B., PAAR, U., MEESENBURG, H. & EICHHORN, J. (2019a): Die extreme Trockenheit 2018 in Nordwestdeutschland, Teil 1. – *AFZ/Der Wald*, 74. Jg., **6**: 42–46.
- SUTMÖLLER, J., WAGNER, M., SCHELER, B., MEESENBURG, H. & EICHHORN, J. (2019b): Der Bodenfeuchtezustand zu Beginn der Vegetationszeit 2019. – *AFZ-Der Wald*, 74. Jg., **15**: 46–49.
- UTSCHIG, H., BACHMANN, M. & PRETZSCH, H. (2004): Das Trockenjahr 1976 bescherte langjährige Zuwachseinbrüche. – *LWF aktuell* **43**: 17–18.
- WAGNER, M., SCHELER, B., SUTMÖLLER, J., DAMMANN, I., PAAR, U., MEESENBURG, H. & EICHHORN, J. (2019): Die extreme Trockenheit 2018 in Nordwestdeutschland, Teil 2. *AFZ/Der Wald*, 74. Jg., **6**: 47–50.
- WAGNER, M., SUTMÖLLER, J., NAGEL, R.-V., RUDOLPH, J., HANSEN, J., AHREND, B., MEESENBURG, H., FLECK, S., SCHELER, B., EVERS, J., PAAR, U., NOLTENSMEIER, A., NAGEL, J., SPELLMANN, H. & EICHHORN, J. (2016): Zukünftige Entwicklung der Wasserverfügbarkeit und ihre Bedeutung für das Wachstum der Buche in Hessen. – In: Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (Hrsg.): Gefährdungen der Ökosystemdienstleistungen von Wäldern. Fachtagung vom 9. bis 10. Oktober 2014 in Göttingen. – Beiträge aus der NW-FVA **14**: 147–172.

13. Bodenhydrologische und bodenphysikalische Verfahren zur Beobachtung von Veränderungen des Bodenwasser- und -temperaturhaushaltes sowie von Unterbodenverdichtungen

HUBERT GROH & HEINRICH HÖPER

13.1. Einleitung

Der Boden ist gekennzeichnet durch die Durchdringung von vier Sphären, die Lithosphäre (Gestein), die Hydrosphäre (Wasser), die Atmosphäre (Luft und Witterung) sowie die Biosphäre (lebende Organismen). Vor allem die Einflüsse von Hydrosphäre und Atmosphäre sind sehr dynamisch und können im Minutentakt variieren.

Das bodenhydrologische und bodenphysikalische Monitoring stellt einen Sonderbereich der Bodendauerbeobachtung dar. Während am Beginn des niedersächsischen Bodendauerbeobachtungsprogramms die Untersuchung stofflicher Bodenveränderungen, v. a. radiologischer Veränderungen und Schadstoffanreicherungen, sowie Fragen der Bodenfruchtbarkeit im Vordergrund standen (HÖPER & MEESENBURG 2012), gewinnen bodenhydrologische und bodenphysikalische Fragestellungen an Bedeutung. Bodenwasser und Bodentemperatur sind wichtige Einflussgrößen für die im Boden ablaufenden Prozesse, aber auch für Pflanzen und Bodenorganismen. Vor dem Hintergrund des Klimawandels müssen die Auswirkungen von Klimaveränderungen auf Böden stärker betrachtet und in ihren Auswirkungen abgeschätzt werden. Das Umweltbundesamt hat eine Konzeption zur Etablierung eines Klimafolgen-Bodenmonitoring-Verbundes entwickelt, bei dem der Bodenwasserhaushalt als eines von vier Kernthemen im Hinblick auf die Betroffenheit des Bodens bei globalen Klimaveränderungen herausgearbeitet wurde (KAUFMANN-BOLL et al. 2020)

Das oberirdische Witterungsgeschehen wird vom Deutschen Wetterdienst (DWD 2020) in guter räumlicher und zeitlicher Auflösung regis-

triert. Diese Daten werden im Rahmen der Bodendauerbeobachtung dazu genutzt, bodenrelevante Witterungseinflüsse wie Niederschlag, Verdunstung, klimatische Wasserbilanz, Lufttemperatur und -feuchtigkeit, aber auch Windrichtung und Windgeschwindigkeit für weitergehende Auswertung, z. B. zum Wasserhaushalt und zur Wind- und Wassererosion, zu nutzen. Grundwasserstände werden vom Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz landesweit (NLWKN 2014) und auch an vielen BDF gemessen und können dazu dienen, die großräumige Grundwassersituation an den BDF-Standorten zu charakterisieren.

In Ergänzung zu den laufenden Messprogrammen ist es im Rahmen der Bodendauerbeobachtung erforderlich, ortsnah und teilweise in höherer räumlicher oder zeitlicher Auflösung bodenhydrologische und meteorologische Kennwerte zu messen. Darüber hinaus müssen weitere Parameter erfasst werden, die anderweitig nicht zur Verfügung stehen. All dies dient dazu, Wasserhaushaltsmodelle standortgerecht zu kalibrieren und die Interaktion zwischen diesen Kennwerten und Bodeneigenschaften sowie Landnutzung und Bewirtschaftung genauer zu beschreiben.

Im Zentrum stehen hier vor allem die Bodentemperaturen in verschiedenen Bodentiefen im Vergleich zu den Lufttemperaturen sowie oberflächennahe Wasserstände, die zumindest zeitweise in den bis 2 m Tiefe definierten Bodenbereich hineinreichen. An Flächen mit Beregnung wird der Wasserhaushalt am Standort zudem nicht unwesentlich durch die Beregnungsgaben bestimmt.

Darüber hinaus können bodenphysikalische Verfahren auch dazu dienen, weitgehend zerstörungsfrei wiederholt Informationen über den Unterboden zu gewinnen, ein wichtiger Aspekt, wenn es darum geht, die dauerhafte Nutzung der Bodendauerbeobachtungsfläche nicht zu gefährden. Beispielhaft seien hier die Penetrometermessungen zur Erfassung der relativen Lagerungsdichte des Unterbodens, vor allem im Bereich unterhalb der Ackerkrume (z. B. Pflugsohlenverdichtung), aufgeführt.

Der vorliegende Beitrag stellt eine Auswahl der erhobenen Parameter und Ansätze für eine Auswertung vor.

13.2. Oberflächennahe Wasserstände

An zwölf landwirtschaftlich genutzten BDF mit potenziell hohem Grundwasserstand sind flach verfilterte Messstellen eingerichtet (Tab. 13.1). Sie dienen der Einschätzung, inwieweit Untersuchungen des Bodenwassers und des Bodenwasserhaushalts durch hohe Wasserstände beeinflusst sein können. Außerdem wird dokumentiert, inwieweit bodenkundlich erfasste,

hydromorphe Merkmale noch den aktuellen Wasserständen entsprechen.

Aufgezeichnet wurden die Wasserstände in erster Linie durch Relativdrucksensoren mit zwei-stündigen Messungen. Die Messstellen sind mit 2"-Rohren ausgebaut. In der Regel ist der untere Meter mit einer 0,75-mm-Schlitzung und einem Kiesbelagsfilter versehen.

Tab. 13.1: Messstellen für oberflächennahe Wasserstände.

BDF-CODE	Standort	Einbautiefe [m u. GOF]*	Filterstrecke oberhalb Einbautiefe [m]	höchster Wasserstand [m u. GOF]**	tiefster Wasserstand [m u. GOF]	Beeinflussung
L017LUED	Lüder	5,86	2	3,56	4,01	Beregnung
L021GROE	Grönheimer Feld	6,80	1	3,99	6,27	Trinkwassergewinnung
L026VECH	Vechtel	2,50	1	0,02	1,98	Grabenentwässerung
L032MARK	Markhausen	4,80	1	1,59	2,70	Trinkwassergewinnung, Grabenentwässerung
L033DINK	Dinklage	3,50	1	0,84	2,25	Dränage, Grabenentwässerung
L037SCHL	Schladen	2,60	1	-0,20***	2,96	Hangwasser, Flusswasserstand
L042FUHR	Fuhrberg	3,67	2	2,66	3,56	Trinkwassergewinnung und Beregnung
L044KONA	Konau	3,35	1	0,05	2,40	Schöpfwerke und Wehre
L060ELME	Elmendorf	2,48	1	0,03	0,92	Grabenentwässerung
L064HOHE	Hohenzethen	6,90	1	2,09	4,53	Beregnung
L067LIST	Listrup	2,35	1	1,00	2,15	Grabenentwässerung
L068BYHU	Byhusen	2,82	1	0,03	1,04	Hangwasser, Dränage (ab 2016)

* GOF = Geländeoberfläche, ** negative Werte bedeuten Wasserstände über GOF, *** Wert nicht aufgezeichnet.

Die oberflächennahen Wasserstände im Gebiet der BDF L044KONA werden im Wesentlichen durch Wehre und Pumpwerke reguliert. Der Wasserstand an der Fläche L037SCHL in Schladen wird in geringem Maß durch Zustrom von Hangwasser aus der Umgebung beeinflusst. In erster Linie wird der Wasserstand vom nahen Fluss, der Oker, bestimmt, deren Wasserführung über Wehre und Talsperren reguliert wird. Die BDF L021GROE liegt im Einzugsbereich von Grundwasserentnahmefrühen.

Auch im Bereich von L032MARK und L042FUHR könnten die Grundwasserstände im Gebiet durch die Grundwasserentnahme zur Trinkwassergewinnung beeinflusst werden. Die Wasserstände weiterer BDF werden durch Grabenentwässerung, teilweise in Kombination mit Dränage, abgesenkt.

In Abbildung 13.1 sind Wasserstände im Bereich der Bodenzone dargestellt, d. h. Wasserstände, die ganzjährig oder saisonal bis in eine Tiefe von 0 bis 2 m unter Gelände hineinreichen. Die Kurven zeigen z. T. einen recht regelmäßigen, sinusförmigen Verlauf, mit hohen Wasserständen im Winterhalbjahr und tiefen Wasserständen im Sommerhalbjahr (vgl. L033DINK, L053HUED, L060ELME oder L067LIST). Andere Verläufe sind dagegen sehr unregelmäßig oder schwanken stark zwischen den Jahren (vgl. L010UESE, L037SCHL, L044KONA oder L026VECH). Die Ursachen sind divers und in den sich überlagernden Einflüssen von Witterung, großräumigem Grundwasserregime, Standort (stauende Schichten,

Hangwasser) oder dem Regime benachbarter Oberflächengewässer zu suchen. Entscheidend ist hierbei, dass sich die teilweise oder vollständige Wassersättigung auf Prozesse im Boden auswirkt, u. a. Mobilisierung und Immobilisierung von (Schad-)Stoffen, Nitratabbau durch Denitrifikation oder Abbau bzw. Konservierung der organischen Substanz.

Fallende Wasserstände wurden an den BDF L021GROE und L064HOHE (nicht dargestellt, da tiefer als 2 m) sowie L037SCHL (Abb. 13.1) beobachtet, leicht steigende an der BDF L044KONA. An weiteren BDF sind die Grundwasserstände über den betrachteten Zeitraum weitgehend konstant geblieben.

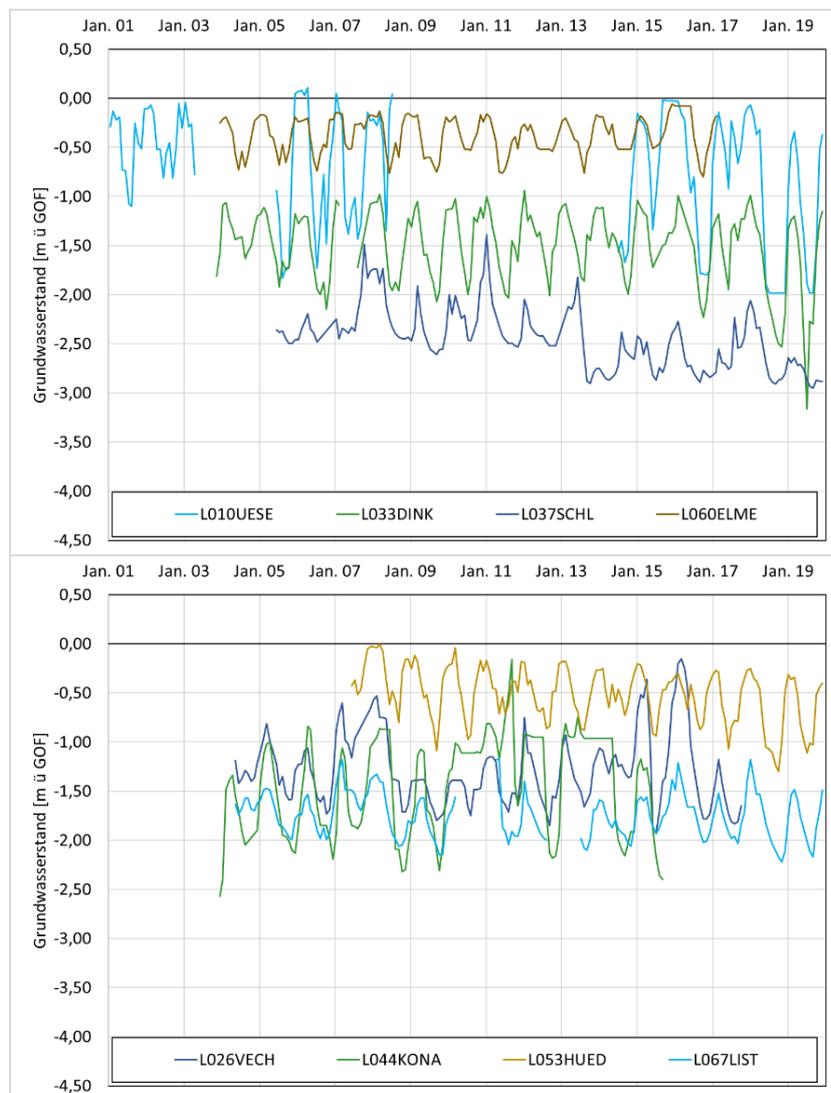


Abb. 13.1: Verlauf der Wasserstände an ausgewählten BDF mit Wasserständen im Bereich der Bodenzone (0–2 m unter GOF).

13.3. Beregnung

Beregnungsdaten werden vom Landwirt aufgezeichnet, von der Landwirtschaftskammer erfasst und dem Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie mit den landwirtschaftlichen Schlagkarteidaten übermittelt.

Insgesamt wurde zwischen 1993 und 2018 auf 12 von 46 ackerbaulich genutzten Bodendauerbeobachtungsflächen beregnet, wobei nicht jedes Jahr auf jeder Fläche Beregnungsgeräte zum Einsatz kamen. Die jährlichen Beregnungsmengen schwanken stark zwischen den Jahren und den Standorten. Sie liegen zwischen 20 und 180 mm pro Jahr, wobei Beregnungsmengen über 100 mm nur in einzelnen Jahren beobachtet werden (Abb. 13.2).

Die jährlichen Beregnungsmengen haben sich im Beobachtungszeitraum nicht systematisch im Sinne eines Trends verändert. Potenziell gerichtete Veränderungen, wie sie infolge des Klimawandels erwartet werden könnten, werden durch Fruchtarten- und Nutzungswechsel überlagert. So wurde beispielsweise die Fläche L042FUHR nach langjähriger Brache- und Extensivnutzungsphase seit 2006 wieder intensiver genutzt und seit 2008 wieder beregnet. Auf der BDF L019GAND wurde nur in den Jahren 2010 und 2011 zum Erdbeeranbau beregnet. Für einen erkennbaren Trend sind längere Zeiträume erforderlich.

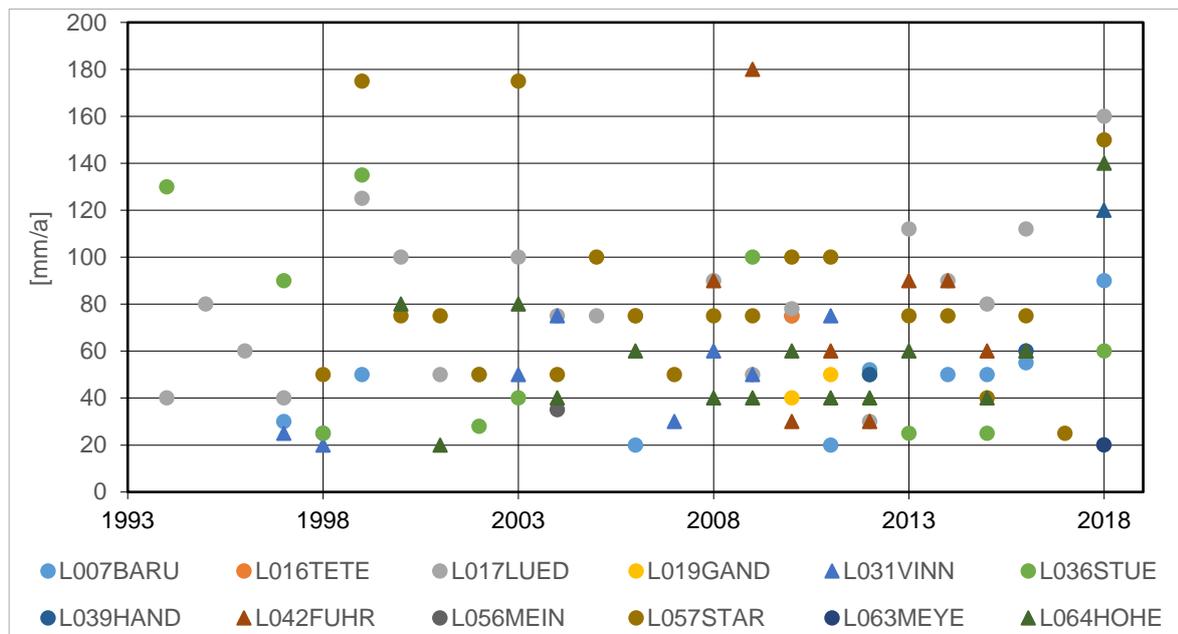


Abb. 13.2: Jährliche Beregnungsmengen auf BDF-L in Niedersachsen.

13.4. Luft- und Bodentemperaturen

Luft- und Bodentemperaturen werden seit Mitte 2000 an allen Intensiv-BDF-L gemessen, die mit meteorologisch-hydrologischen Messstationen ausgestattet sind. Diese Messungen dienen dazu, die Temperaturverhältnisse am Standort möglichst genau zu beschreiben und stellen Eingangsgrößen für Modellrechnungen zum Wasserhaushalt des Standortes, v. a. im Hinblick auf die Berechnung der Verdunstung und der Sickerwasserbildung, zur Verfügung. An vier Standorten, L010UESE, L049GLIS, L051REIH und L064HOHE, werden Bodentemperaturen bis in 2 bzw. 3 m Tiefe gemessen. Ein Teil dieser Standorte wird Bestandteil des Klimafolgen-Bodenmonitorings des Umweltbundesamtes (KAUFMANN-BOLL et. al 2020), welches das Ziel verfolgt, mögliche Auswirkungen potenzieller Klimaveränderungen auf Böden und Unterböden zu untersuchen.

Tab. 13.2: Mittlere Lufttemperaturen in 2 m Höhe.

BDF	Standort	Mittelwert 2001–2011 [°C]	Mittelwert 2009–2019 [°C]
L010UESE	Achim-Uesen	10,0	10,6
L032MARK	Markhausen	9,1	9,9
L033DINK	Dinklage	9,6	10,3
L035KIRC	Kirchdorf	9,4	10,1
L037SCHL	Schladen	9,4	9,8
L049GLIS	Glissen	9,5	10,1
L051REIH	Reinhausen	8,9	9,6
L065HOHE	Hohenzethen	8,9	9,2

Es handelt sich dabei um kurzzeitige Effekte. Durch die sehr warmen Jahre 2014 bis 2019 ist die durchschnittliche Steigerung höher als bei Langzeitbeobachtungen des DWD. Ein langfristiger Trend kann erst nach 30jährigen Messungen festgestellt werden.

Im Jahresverlauf lässt sich feststellen, dass die Bodentemperaturen den Lufttemperaturen folgen. Je nach Temperaturleitfähigkeit des Bodens fällt die Amplitude der Bodentemperaturen im Jahresverlauf schwächer aus und läuft der Amplitude der Lufttemperaturen nach. Dies zeigt sich besonders deutlich im Vergleich der Standorte L049GLIS auf Sandboden mit hoher Temperaturleitfähigkeit (Abb. 13.3) und L051REIH auf Tonboden mit geringerer Temperaturleitfähigkeit (Abb. 13.4)

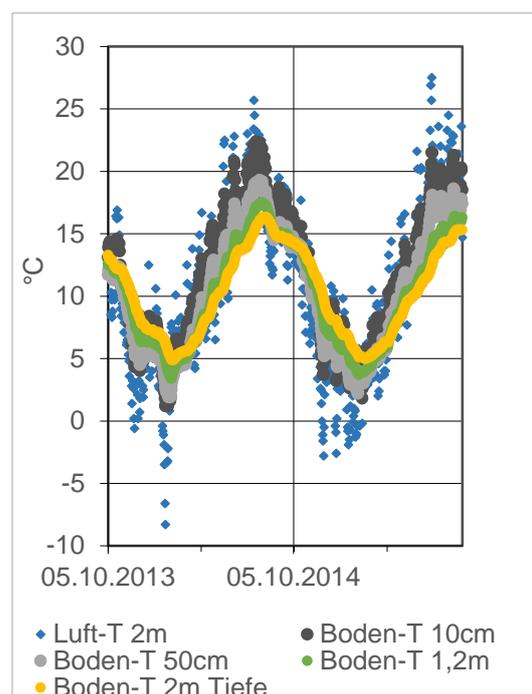


Abb. 13.3: Tagesmittelwerte der Luft- und Bodentemperaturen einer BDF auf Sandboden mit hoher Temperaturleitfähigkeit (L049GLIS).

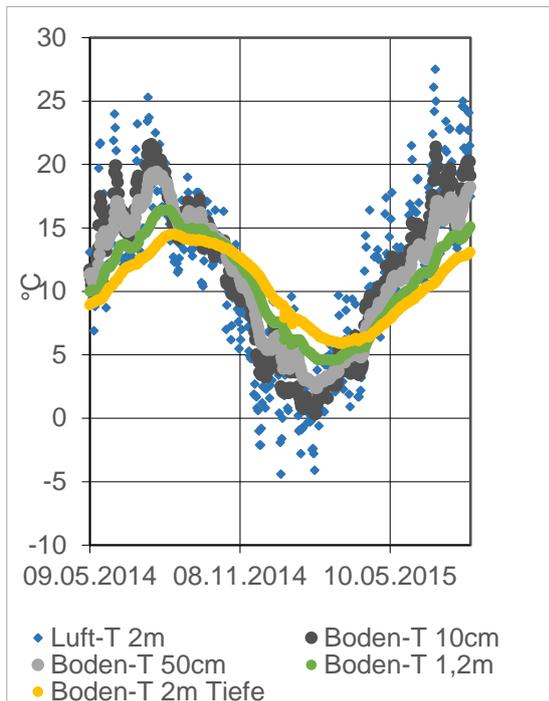


Abb. 13.4: Tagesmittelwerte der Luft- und Bodentemperaturen einer BDF auf Tonboden mit geringer Temperaturleitfähigkeit (L051REIH).

13.5. Messungen der Eindringwiderstände

Unter Ackerflächen werden zum Zeitpunkt der Wiederholungsinventurprobenahme, in der Regel in den Monaten Februar bis April, die Eindringwiderstände mit einem Penetrometer gemessen und per Datenlogger aufgezeichnet. Auf jeder BDF-Kernfläche werden an 20 Punkten, bis in 80 cm Tiefe, die Eindringwiderstände in cm-Tiefenabschnitten aufgezeichnet. Die Messung erfolgt mit einem 60°-Konus mit 1 cm² Fläche mit einer Geschwindigkeit von ca. 5 cm/s.

Da die Eindringwiderstände von der Bodenfeuchtigkeit abhängen, sind Messungen aus verschiedenen Jahren nicht direkt quantitativ vergleichbar. Dennoch soll durch den frühen Messtermin bei Wassergehalten häufig im Bereich der Feldkapazität eine gewisse Vergleichbarkeit hergestellt werden. Auch werden parallel die Bodenwassergehalte bestimmt, um im Nachhinein den Zusammenhang zwischen Wassergehalt und Eindringwiderstand ableiten zu können. Auch können durch den Vergleich von Eindringwiderständen in benachbarten Bo-

denschichten Hinweise auf relativ dichtere Zonen gewonnen werden, sofern Kenntnisse über die Substrathorizontierung dabei berücksichtigt werden.

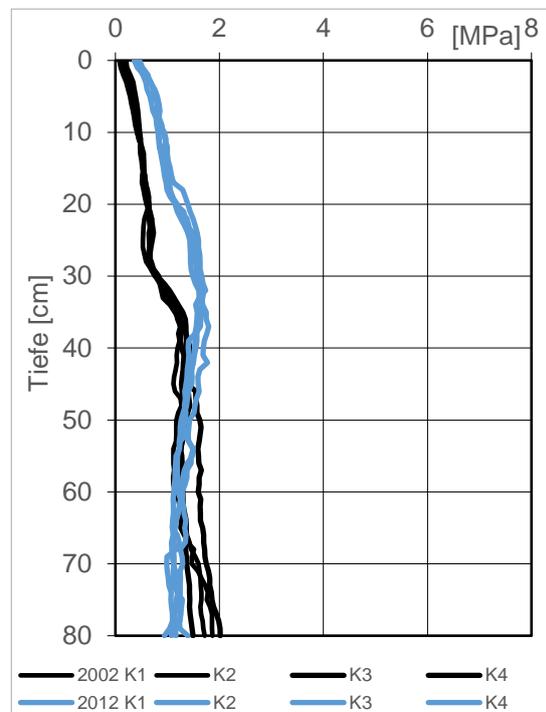


Abb. 13.5: Mittlere Eindringwiderstände der BDF L008HOFS.

Typische Werte für einen Tonboden mit geringer Vorbelastung zeigen sich an der BDF L008HOFS in Hofschwigheldt (Abb. 13.5). Im Tiefenprofil weisen alle vier Kernflächen zum selben Aufnahmezeitpunkt einen ähnlichen Verlauf der Eindringwiderstände auf. Dies bestätigt die Homogenität der Fläche und die Reproduzierbarkeit der Messungen in Bezug auf das gewählte Messverfahren.

Bei der Aufnahme 2002 zeigt sich eine Zunahme des Eindringwiderstandes im unteren Bereich der Ackerkrume, die an diesem Standort eine Mächtigkeit von 32 bis 39 cm (2. Wiederholungsinventur) aufweist. Diese Kurve ist noch auf den Pflugeinsatz bis zum September 2000 zurückzuführen. Seitdem gab es keine wendende Bodenbearbeitung mehr. Gegrubert wurde auf maximal 25 cm Tiefe.

Im Jahr 2012 nimmt der Eindringwiderstand über die Krumentiefe kontinuierlich zu. Zu beiden Aufnahmetermi- nen ist kein sprunghaftes Ansteigen der Eindringwiderstände unterhalb der Ackerkrume zu beobachten, was einen Hinweis auf eine Unterbodenverdichtung gegeben hätte.

Auf dieser BDF wurden keine Verdichtungen nachgewiesen. Der Ap-Horizont weist eine gute Krümelstruktur und eine gesättigte Wasserleitfähigkeit (kf) von 56 cm/d auf. Im liegenden P-Horizont sinkt der kf-Wert auf 2 cm/d und fällt in 60 cm Tiefe auf 0,06 cm/d weiter ab. Die Luftkapazität liegt im Ap-Horizont bei 3,7 Vol.-% und im P-Horizont, in 60–80 cm Tiefe, bei 1,0 Vol.-%. Diese Bedingungen sind für solche tonreichen Standorte, im P-Horizont steht Tu3 bzw. Tu2 an, typisch und zeigen keine Merkmale einer anthropogen verstärkten, zusätzlichen Verdichtung an. Diese würde hier zu einer erheblichen Verschlechterung der Standortbedingungen führen.

Dagegen zeigt die BDF L057STAR in Starkshorn typische Werte für einen Sandboden mit hoher standortbedingter Vorbelastung. Innerhalb des Pflughorizontes, der an diesem Standort etwa 25 bis 27 cm mächtig ist, nimmt der Eindringwiderstand an beiden Terminen kontinuierlich zu. Im Unterboden ist dagegen zwischen 30 und 80 cm Tiefe ein weitgehend einheitlicher Eindringwiderstand von ca. 4 MPa vorzufinden. Einen Hinweis auf eine Pflugsohlenverdichtung, d. h. höhere Eindringwiderstände direkt unterhalb der Ackerkrume im Vergleich zu den tieferen Schichten, gibt es nicht. Die insgesamt leicht höheren Eindringwiderstände im Jahr 2018 im Vergleich zu 2008 können nicht auf eine stärkere Verdichtung zurückgeführt werden. Auch aus einem Vergleich der Eindringwiderstände im Unterboden (30 bis 80 cm Tiefe) zwischen den beiden Messungen 2008 und 2018 lässt sich keine generelle Zunahme der Unterbodendichte ableiten, da die Abweichung innerhalb der Streuung liegt und schon durch geringe Feuchteunterschiede erklärt werden könnte.

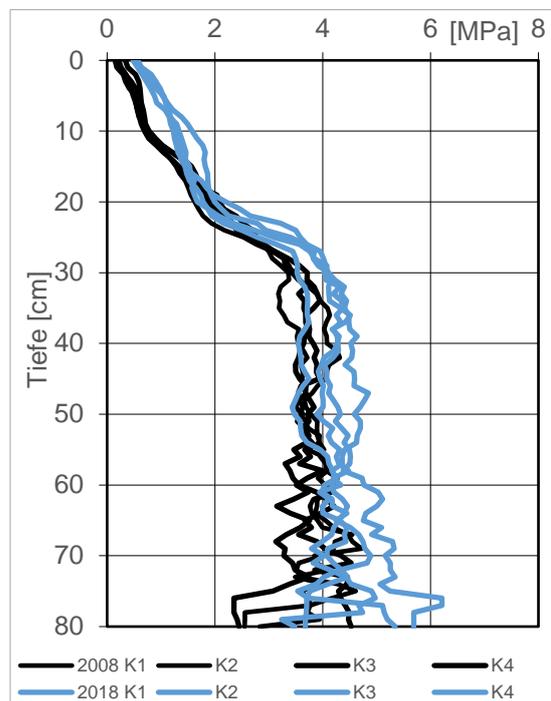


Abb. 13.6: Mittlere Eindringwiderstände der BDF L057STAR.

Trotz der hohen Eindringwiderstände im unteren Bereich der Ackerkrume hat der Oberboden mit 709 cm/d eine hohe Wasserleitfähigkeit. Durch kiesigen Grobsand im Unterboden steigt die Leitfähigkeit in 60 cm Tiefe auf 1328 cm/d. Die Luftkapazität liegt im Oberboden aus schwach-lehmigem Sand bei 10,6 Vol.-% und steigt im Unterboden aus grobsandigem Mittelsand auf 28,2 Vol.-% an. Durch die feste Lagerung ist der Unterboden unempfindlich gegen Verdichtungen. Der Oberboden wird jährlich durch die Bodenbearbeitung gelockert.

Im Gegensatz zu den o. a. Ton- und Sandböden neigen die strukturlabilen Schluffböden, in Niedersachsen häufig aus Löß, besonders häufig zu Unterbodenverdichtungen. Dies lässt sich gut an der Entwicklung der Eindringwiderstände der BDF L043OLDE beobachten.

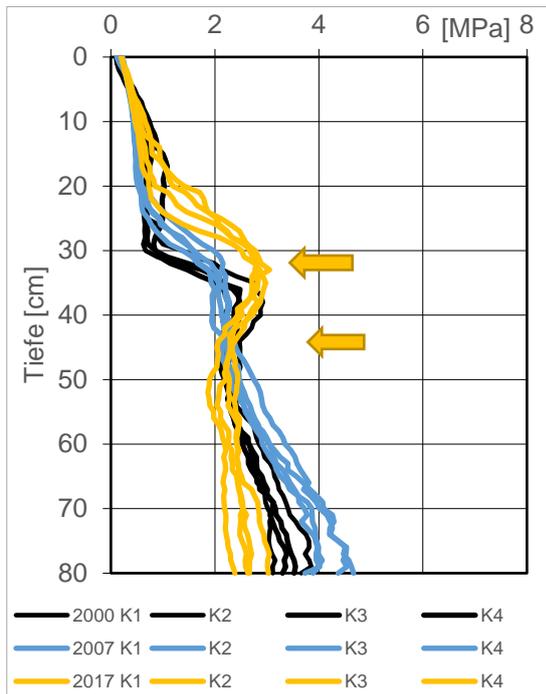


Abb. 13.7: Mittlere Eindringwiderstände der BDF L043OLDE.

Unterhalb der Ackerkrume, mit einer Mächtigkeit von ca. 28 cm, tritt 2017 in einer Tiefe von ca. 30–35 cm ein Maximum der Eindringwiderstände auf allen vier Kernflächen auf. Darüber befindet sich der durch regelmäßige Bodenbearbeitung gelockerte Oberboden, darunter steht Unterboden mit ebenfalls geringeren Eindringwiderständen an. Im oberen Bereich der Verdichtungszone befindet sich zudem eine Schicht, die sich durch eine zeitweilig tiefere Bearbeitung herausgebildet hat, die aber nicht regelmäßig durch Pflugarbeit gelockert wird (Pfeil in Abb. 13.7). Gerade dieser Bereich neigt infolge der Einmischung von organischer Substanz zu einer besonderen Dichtlagerung, die durch Maschinengewichte und Befahrung der Pflugfurche beim Pflügen verstärkt werden kann. Die Wasserleitfähigkeit liegt im Ap-Horizont bei 151 cm/d und im oberen Bt-Horizont, in 30–60 cm Tiefe, bei 138 cm/d. Die Luftkapazität beträgt im Ap-Horizont bei 8,0 Vol.-% und im oberen Bt-Horizont bei 5,5 Vol.-%. Eine stärkere Unterbodenverdichtung würde die Bodeneigenschaften deutlich verschlechtern.

13.6. Zusammenfassung und Ausblick

Die bodenhydrologischen und bodenphysikalischen Untersuchungen stellen eine wichtige Ergänzung zum ursprünglich konzeptionierten, auf stoffliche Veränderungen gerichteten Bodendauerbeobachtungsprogramm dar. Lokale Messungen der Grundwasserstände an grundwasserbeeinflussten Standorten bieten die Möglichkeit, in dezimetergenauen Tiefenbereichen die Interaktion zwischen Bodeneigenschaften und gesättigter Bodenzone im Jahresverlauf zu betrachten. Mit Langzeituntersuchungen können potenzielle Auswirkungen des Klimawandels auf die Böden verfolgt und bewertet werden. Bodentempersensoren erlauben es, die Auswirkungen von globalen Temperaturveränderungen auf Böden und Unterböden zu beschreiben. Hierbei spielt, wie an Beispielen gezeigt wurde, die standortabhängige Temperaturleitfähigkeit eine wichtige Rolle.

Die Erfassung der Beregnungsmenge am Standort gibt einen Einblick in die Praxis des Wassermanagements vor Ort und ist eine unabdingbare Kenngröße zur Beschreibung des Wasserhaushaltes beregneten Standorte. Dies ist sowohl im Hinblick auf die Ertragsfähigkeit der Standorte als auch auf die Verlagerung von Nährstoffen ins Grundwasser, als Ergebnis einer Wechselwirkung aus Witterung, Standort, Düngung, Kulturen, Erträgen und Beregnung, von Bedeutung. Perspektivisch ist mit einer Ausweitung der Beregnung sowohl hinsichtlich der Anzahl der beregneten Standorte als auch der Beregnungsmenge auf der einzelnen Fläche zu rechnen (MÜLLER et al. 2012).

Die Penetrometeruntersuchungen stellen einen Sonderfall bodenphysikalischer Verfahren dar. Im Gegensatz zu Stechzylinderentnahmen im Unterboden unter Anlage einer Schürfgrube und aufwändiger Bestimmung der Lagerungsdichte im Labor erlauben sie zerstörungsfreie, flächenrepräsentative und wenig aufwändige in-situ-Messungen von Verdichtungserscheinungen im Unterboden. Durch wiederholte Messungen können Veränderungen im Laufe der Zeit beschrieben und besonders empfindliche Standorte herausgearbeitet werden. Darüber hinaus bietet die Bodendauerbeobachtung durch die umfangreiche Erhebung von Bewirtschaftungs- und Bodendaten in Kombination mit Witterungsdaten die Möglichkeit, der Frage nachzugehen, inwieweit durch Dichteveränderungen im Unterboden eine schädliche Bodenveränderung entstanden ist.

Im Hinblick auf das bodenhydrologische Monitoring sei jedoch darauf hingewiesen, dass die zu erfassenden Parameter sehr dynamisch sind. Daher sind kontinuierliche Messungen mit automatisierter Datenerfassung erforderlich, d. h. Messsysteme, welche besondere Anforderungen an die Qualitätssicherung und Betreuung der Messeinrichtungen stellen. Für die auf diskontinuierliche Probenahmen und Analysen von zwischengelagerten Proben abgestellten Beobachtungsprogramme stellt dies eine besondere Herausforderung dar, v. a. im Hinblick auf die Verfügbarkeit personeller Ressourcen.

Schon jetzt zeichnet sich ab, dass ein weiterer Ausbau des bodenhydrologischen Monitorings technisch machbar und wünschenswert wäre. Zum einen müssten weitere Standorte ausgerüstet werden, um der Vielfalt der Böden und klimatischen Verhältnisse in Niedersachsen gerecht zu werden. Zum anderen könnten weitere Parameter, nach Stand der Technik, erfasst werden. Mit TDR-Sonden sollten Wassergehalte im ungesättigten Bereich in verschiedenen Bodentiefen kontinuierlich gemessen werden. Besonderes Augenmerk ist auch der Datenfernübertragung zu widmen. Wichtig wäre es hier, Messtechnik unterirdisch einzubauen, so dass der Landwirt nicht bei der gleichmäßigen Bewirtschaftung gestört wird, und dennoch eine Datenfernübertragung sicherzustellen, um den Betreuungsaufwand gering zu halten.

Mit den hier vorstellten Verfahren und Ergebnissen ist der Einstieg in eine Thematik mit zunehmender Bedeutung skizziert worden.

13.7. Literatur

- DWD – DEUTSCHER WETTERDIENST (2020): Climate Data Center. – <<http://www.dwd.de/cdc>>, Zugriff am 13.03.2020.
- HÖPER, H. & MEESENBURG, H. (Hrsg.) (2012): Tagungsband 20 Jahre Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen. – GeoBerichte **23**: 256 S., 172 Abb., 43 Tab., 4 Anh.; Hannover (LBEG).
- KAUFMANN-BOLL, C., NIEDERSCHMIDT, S., BAMMINGER, C., KASTLER, M., MÜLLER, F., WURBS, D. & STEININGER, M. (2020). Konzeption und Umsetzung eines Klimafolgen-Bodenmonitoring-Verbunds. Abschlussbericht. – UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.): Texte **41/2020**, 125 S.; Dessau-Roßlau.
- MÜLLER, U., ENGEL, N., HEIDT, L., SCHÄFER, W., KUNKEL, R., WENDLAND, F., RÖHM, H. & ELBRACHT, J. (2012): Klimawandel und Bodenwasserhaushalt. – GeoBerichte **20**: 107 S., 61 Abb., 41 Tab., 1 Anh.; Hannover (LBEG).
- NLWKN – NIEDERSÄCHSISCHER LANDESBETRIEB FÜR WASSERWIRTSCHAFT, KÜSTEN- UND NATURSCHUTZ (2014). Gewässerüberwachungssystem Niedersachsen (GÜN), Güte- und Standmessnetz Grundwasser. – NLWKN (Hrsg.): Grundwasser **18**, 46 S.; Norden.

14. Stoffeinträge durch Deposition

ANNE BEATE KEUFFEL-TÜRK, BIRTE SCHELER,
HEINRICH HÖPER, BERND AHREND &
HENNING MEESENBURG

14.1. Einleitung

Die Zusammensetzung des Niederschlages wird bestimmt durch die Wechselwirkungen von Wasser mit den natürlichen Bestandteilen der Atmosphäre (z. B. durch Seesalz) sowie mit den durch anthropogene Emissionen eingetragenen Stoffen. Über den flüssigen Niederschlag – aber auch gasförmig auf direktem Wege – erreichen die Schad- und Nährstoffe die Erdoberfläche und die Vegetation. Entsprechend besitzen sie eine hohe Relevanz sowohl für Boden- als auch Gewässersysteme, insbesondere, da ihr Anteil an der Gesamtbilanz, vor allem in ungedüngten Ökosystemen wie Wald und Brachflächen, erheblich ist.

Im Jahr 1985 wurde in Niedersachsen begonnen, das Depositionsmessnetz zur Untersuchung der Niederschlagsbeschaffenheit einzurichten. Es ist Teil des vom NLWKN betriebenen Gewässerkundlichen Überwachungssystems Niedersachsen (GÜN). Ein Großteil der Messstellen liegt im Freiland und befindet sich nicht im unmittelbaren Einflussbereich von Emittenten, um eine räumlich repräsentative Situation zu erfassen. Um die aufgrund der Rauigkeit und Oberfläche höheren Einträge in Wäldern zu ermitteln, wird das Messprogramm durch Bestandsmessstellen komplettiert.

Als Arbeitsgrundlage für die Untersuchungen und Auswertungen dienen das Depositionsmessprogramm (NLÖ 1993) und die LAWA-Richtlinie „Atmosphärische Deposition“ (LAWA 1998).

Zwischen 1995 und 1999 kamen im Rahmen des vom LBEG betriebenen Bodendauerbeobachtungsprogramms weitere Messstellen hinzu. An landwirtschaftlichen Bodendauerbeobachtungsflächen wurden Freilandmessstellen in der Nähe von Acker- und Grünland (BDF-L) errichtet. Die Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (NW-FVA) betreibt Depositionsmessstellen in Waldökosystemen (BDF-F). Jeder Bestandsmessstelle ist eine Freifläche in

unmittelbarer Nähe zugeordnet. Die Bezeichnungen „L“ und „F“ stehen dabei für „Landwirtschaft“ bzw. „Forstwirtschaft“.

Aktuell (2018) werden in Niedersachsen 53 Freilandmessstellen (davon 19 BDF-L-Messstellen) und sechs Bestandsmessstellen untersucht. Die NW-FVA betreut weitere sechs Freiland- und neun Bestandsmessstellen in Niedersachsen.

Vor allem in viehstarken Gebieten spielt die gasförmige Deposition von Ammoniak eine erhebliche Rolle, lässt sich jedoch nur unter hohem Aufwand messen. Unter Einbeziehung lokaler Messstellen werden daher vom Umweltbundesamt flächendeckend Daten zur Gesamtstickstoffdeposition anhand von Modellrechnungen ermittelt (SCHAAP et al. 2018). Aus den digital vorliegenden Karten wurde die Gesamt-Stickstoffdeposition unter Einbeziehung der gasförmigen Komponente für alle BDF-Standorte ermittelt und nutzungsabhängig nach BDF-L oder BDF-F gemittelt (Kap. 14.2).

In den Kapiteln 14.3, 14.4 und 14.5 werden ausschließlich Freilandmessstellen des GÜN und des BDF-Programms (BDF-L und/oder BDF-F) betrachtet. Kapitel 14.6 beschreibt die Einträge durch Niederschläge in Waldbestände (BDF-F) und zwar sowohl im Freiland als auch im Bestand, da sich aufgrund zahlreicher Austauschprozesse im Kronenraum nur aus dem direkten Vergleich die tatsächlichen Eintragsraten abschätzen lassen.

14.2. Gesamtstickstoffdeposition nach Modellrechnungen

SCHAAP et al. (2018) haben flächendeckend für Deutschland die atmosphärischen Stoffeinträge nach Landnutzungsklassen für die Jahre 2000 bis 2015 modelliert. Dabei wurden drei Eintragspfade für atmosphärische Verbindungen berücksichtigt: die trockene Deposition durch Ablagerung von gasförmigen Stoffen und Partikeln, die nasse Deposition durch Niederschläge und die feuchte Deposition durch Abscheidung aus Wolken bzw. Nebeltröpfchen. Vor allem bei der Stickstoffdeposition spielt die Ablagerung von gasförmigen Ammoniakverbindungen eine wichtige Rolle und kann durch Bulk-Depositionssammler, die zur Erfassung der staubförmigen und niederschlagsbedingten Deposition eingesetzt werden, nur unvollständig erfasst werden.

Aus den Daten von SCHAAP et al. (2018) wurde landnutzungsabhängig für jeden BDF-Standort die Gesamtstickstoffdeposition ermittelt. Über alle BDF-L bzw. BDF-F wurden die Mediane und die 75- bzw. 25-Perzentile ermittelt.

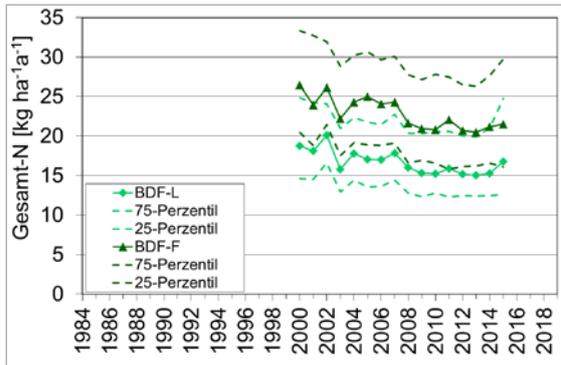


Abb. 14.1: Gesamtstickstoffdeposition der BDF-L und BDF-F nach SCHAAP et al. (2018). Mediane und 75- bzw. 25-Perzentile.

Die mittlere Gesamtstickstoffdeposition der BDF-L lag in den Jahren 2000 bis 2002 bei ca. $20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und fiel auf ca. $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im Mittel der Jahre 2008–2014 ab (Abb. 14.1). 2015 stiegen die Werte wieder leicht an. Die BDF-F wiesen naturgemäß etwas höhere Werte auf. Diese lagen in den Jahren 2000–2002 im Median bei etwa $25 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und pendelten sich ab 2008 etwa auf $21 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ein. Infolge der Einbeziehung der gasförmigen Deposition fällt die Gesamtdeposition im Mittel um $5,6$ bzw. $6,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ höher aus, als die Summe der Stickstofffrachten von Nitrat-N und Ammonium-N aus den GÜN- bzw. BDF-L-Messnetzen (Abb. 14.3).

14.3. Vergleich der Stoffeinträge von GÜN- und BDF-L-Messstellen im Freiland

Die Nährstoffeinträge von GÜN- und BDF-L-Messstellen im Zeitraum von 1996 bis 2018 sind in Abbildung 14.2 für Sulfat-Schwefel und in Abbildung 14.3 für Nitrat- und Ammonium-Stickstoff dargestellt. Generell liegen die Frachten von GÜN- und BDF-L-Messstellen recht nah beieinander. In der ersten Hälfte des Betrachtungszeitraumes weisen die GÜN-Messstellen zwar tendenziell höhere Frachten als die der BDF-L-Messstellen auf. Dieser Effekt verliert in

den letzten zehn Jahren bis 2018 an Bedeutung, und die verschiedenen Messstellen weisen fast keine Unterschiede mehr auf. Eine Nivellierung der räumlichen Unterschiede im Depositionsgeschehen ist auch aus anderen Untersuchungen bekannt (AHREND, WAGNER & KLINCK 2018). Ein Niveauunterschied zwischen den GÜN- und den BDF-L-Messstellen ist nicht zu erkennen.

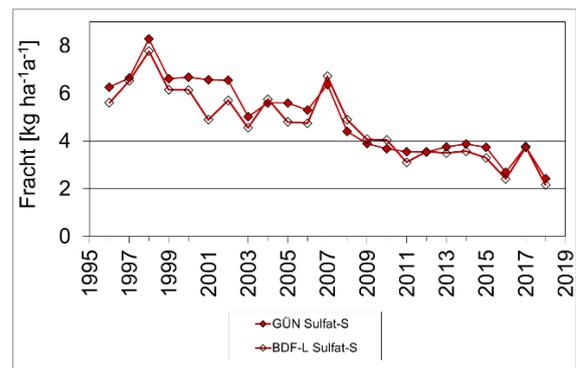


Abb. 14.2: Sulfat-Schwefel-Frachten von 1996 bis 2018. Medianwerte aller Freilandmessstellen (GÜN/BDF-L) im Vergleich.

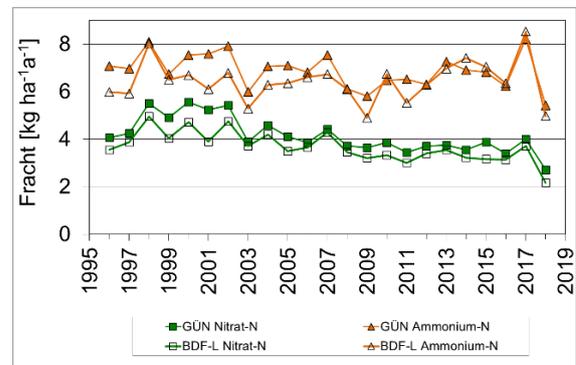


Abb. 14.3: Stickstoff-Frachten von 1996 bis 2018. Medianwerte aller Freilandmessstellen (GÜN/BDF-L) im Vergleich.

Die Unterscheidung zwischen GÜN- und BDF-L-Messstellen wird daher in den Kapiteln 14.4 und 14.5 nicht vorgenommen. Die Messdaten dieser Freilandmessstellen wurden zusammen ausgewertet und den Daten der Freilandmessstellen im Wald (BDF-F) gegenübergestellt. Für fast alle Parameter liegen Zeitreihen ab 1985 vor, so dass ein Zeitraum von 34 Jahren betrachtet werden kann. Lediglich Calcium und

Magnesium werden an GÜN- und BDF-L-Messstellen erst seit 1992 untersucht.

14.4. Einträge an Freilandmessstellen

Die Methodik zur Sammlung und Untersuchung der Freilandniederschläge im GÜN-Messnetz und an den BDF-L-Flächen ist bei KEUFFEL-TÜRK et al. (2012) beschrieben.

Auf den BDF-F-Flächen im Freiland wird der Niederschlag mittels drei ständig offener Sammler des Typs LWF (Sammleröffnung: 314 cm²) in 1 m Höhe erfasst. Die Niederschlagsmenge wird alle 14 Tage getrennt für jeden Sammler ermittelt und ein Aliquot der Lösung im Labor der NW-FVA filtriert. Aus der Lösung von zwei aufeinander folgenden 14tägigen Sammelzeiträumen wird je Sammler eine mengengewichtete Mischprobe hergestellt, für die die Konzentrationen der verschiedenen gelösten Stoffe analysiert wird.

14.4.1. Niederschlagshöhe

Die monatlich ermittelten Niederschlagshöhen sind eine wichtige Kenngröße zur Charakterisierung einer Messstelle und sind Grundlage für die Frachtenberechnung aller anderen Parameter. Die mittleren Niederschlagssummen der GÜN/BDF-L-Messstellen betragen etwa 750 mm. Diejenigen für BDF-F liegen erwartungsgemäß (u. a. Stationen in bewaldeten Mittelgebirgen) mit 860 mm etwas höher. Abbildung 14.4 zeigt die große Variabilität zwischen den einzelnen Jahren.

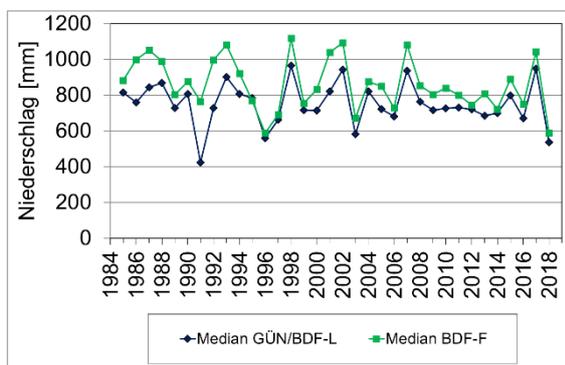


Abb. 14.4: Niederschlagshöhen an Freilandmessstellen von 1985 bis 2018. Median von GÜN/BDF-L und BDF-F im Vergleich.

14.4.2. Elektrische Leitfähigkeit und pH-Wert

Die elektrische Leitfähigkeit wird durch die im Wasser gelösten Ionen bestimmt. Als Summenparameter ist die Leitfähigkeit ein Maß für die im Niederschlag gelösten Anionen und Kationen, die größtenteils anthropogenen Ursprungs sind. Die Leitfähigkeit betrug in den achtziger Jahren bei den GÜN- und BDF-L-Messstellen ca. 50 µS/cm. Wie in Abbildung 14.5 dargestellt, ging sie in den Folgejahren deutlich zurück und hat sich seit 1998 bei einem Wert um 25 µS/cm eingependelt. Die den BDF-F zugeordneten Freilandmessstellen weisen fast durchweg geringere Leitfähigkeiten auf und bewegen sich seit ca. zehn Jahren auf einem Niveau von 15 µS/cm. Die Abnahme der Leitfähigkeit ist vorrangig eine Folge zurückgehender anthropogener Emissionen. Hieran zeigt sich die geringe Hintergrundbelastung in Waldgebieten mit vergleichsweise geringen Emissionen.

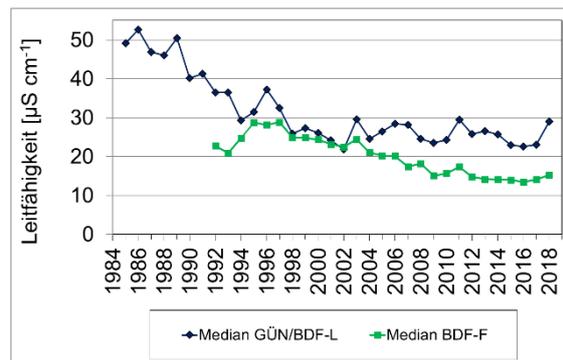


Abb. 14.5: Leitfähigkeit an Freilandmessstellen von 1985 bis 2018. Median von GÜN/BDF-L und BDF-F im Vergleich.

Bis Mitte der 1980er Jahre war die Luft durch sehr hohe Schwefeldioxidemissionen belastet. Die größte Emissionsquelle in Deutschland ist die Oxidation von Schwefel in Brennstoffen bei der stationären Verbrennung in Kraft- und Fernheizwerken. In der Luft zu Sulfat oxidiert und anschließend in der Luftfeuchtigkeit gelöst, waren die Schwefeldioxidemissionen hauptverantwortlich für die sehr niedrigen pH-Werte des Niederschlags („saurer Regen“). Dieser hatte schwerwiegende Folgen, wie beginnendes Waldsterben durch Bodenversauerung und direkte Schädigungen der Bäume. Die Zusammensetzung des Niederschlags rückte in dieser

Zeit in den Fokus, und man begann mit der systematischen Erfassung in Wald- und Offenland-Ökosystemen.

Rauchgasentschwefelungsanlagen, der Wechsel weg von schwefelhaltigen hin zu schwefelarmen Brennstoffen sowie die Nachrüstung oder Stilllegung vieler Betriebe in den neuen Bundesländern nach der Wiedervereinigung im Jahr 1989 führten dazu, dass die Schwefeldioxidemissionen um über 90 % zurückgingen und seit der Jahrtausendwende auf diesem niedrigen Niveau blieben (UBA 2019). Im Niederschlag zeigte sich der Erfolg dieser Luftreinhaltemaßnahmen unmittelbar im Anstieg der pH-Werte.

Die Untersuchungen in Niedersachsen zeigen schon seit 1985 einen kontinuierlichen Anstieg des pH-Wertes und damit einen Rückgang insbesondere der säurebildenden Komponente Sulfat (Abb. 14.6).

Die niedrigsten pH-Werte zwischen 4 und 4,4 wurden in den achtziger Jahren gemessen. Die pH-Werte der GÜN-/BDF-L-Messstellen liegen seit 2011 über 5,6 (dem theoretischen natürlichen pH-Wert von Regenwasser). Die BDF-F-Messstellen unterliegen größeren Schwankungen. Deren pH-Werte steigen weniger stark an und liegen seit 1994 unter denen der GÜN-/BDF-L-Messstellen. Sie befinden sich in den letzten vier Jahren zwischen 5,2 und 5,4.

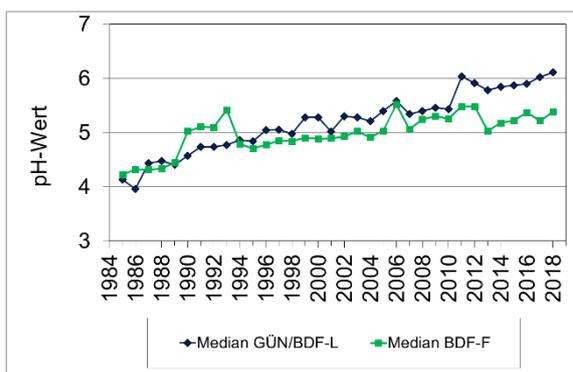


Abb. 14.6: pH-Werte an Freilandmessstellen von 1985 bis 2018. Median von GÜN-/BDF-L und BDF-F im Vergleich.

14.4.3. Schwefel- und Stickstoffeinträge

Die Sulfat-Schwefel-Frachten sind im Betrachtungszeitraum an allen Freilandmessstellen deutlich zurückgegangen, Zunächst lagen die Einträge der BDF-F-Messstellen mit ca. 17 kg ha⁻¹ a⁻¹ über denen der GÜN- und BDF-L-Messstellen mit ca. 13 kg ha⁻¹ a⁻¹. Auch hier zeigt sich wieder ein Effekt der unterschiedlichen regionalen Verteilung (Mittelgebirge). Durch einen stärkeren Rückgang der Sulfat-Schwefel-Frachten auf den BDF-F zu Beginn der Untersuchungen näherten sich die Frachten an das niedrige Niveau der BDF-L an. Seit der Jahrtausendwende weisen alle Standorte rückläufige Frachten ähnlicher Größenordnung auf. Seit 2009 liegt der Median unter 4 kg ha⁻¹ a⁻¹ mit weiter abnehmender Tendenz. 2016 und 2018 wurden die geringsten Einträge gemessen, der Median lag in diesen Jahren unter 2,5 kg ha⁻¹ a⁻¹ (Abb. 14.7).

Diese Entwicklung ist eng an die bereits beschriebene Entwicklung der Schwefeldioxid-Emissionen gekoppelt.

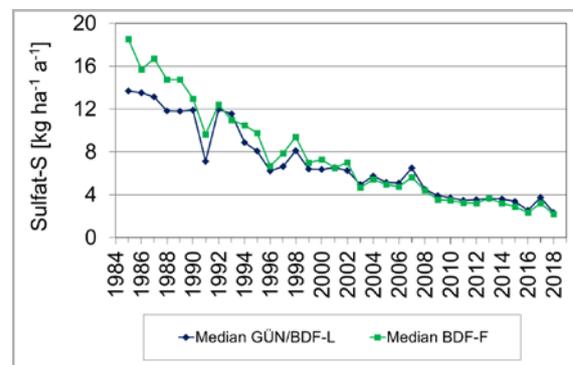


Abb. 14.7: Sulfat-Schwefel-Frachten an Freilandmessstellen von 1985 bis 2018. Median von GÜN-/BDF-L und BDF-F im Vergleich.

Stickstoffeinträge in die Luft erfolgen zum größten Teil durch die Emission von Stickstoffdioxid (Straßenverkehr, Kraftwerke) und Ammoniak (Landwirtschaft). Durch die große Bedeutung der Landwirtschaft bei den Ammoniak-Emissionen kommt es hier stärker zu lokalen „Hotspots“ in Gebieten mit intensiver Tierhaltung (s. Kap. 14.5). Ammoniak und Ammonium werden aus der Luft ausgewaschen und im Niederschlagswasser als Ammonium angereichert.

Die Abbildungen 14.8 und 14.9 stellen die Entwicklung der Parameter Ammonium- und Nitrat-Stickstoff im Betrachtungszeitraum dar. Die Ammonium-Stickstoff-Frachten weisen bei allen Freilandmessstellen rückläufige Einträge auf. Bis zur Jahrtausendwende sind die Frachten der BDF-F-Standorte größtenteils höher als die der GÜN-/BDF-L-Standorte; danach bleibt der Median der Einträge der GÜN-/BDF-L-Standorte auf einem Niveau von ca. 7 kg ha⁻¹ a⁻¹, während die Frachten der BDF-F-Messstellen weiter zurückgehen auf Werte bis 4 kg ha⁻¹ a⁻¹. Deutlicher als bei Ammonium ist der Rückgang der Nitrat-Stickstoff-Frachten im Betrachtungszeitraum, der in den letzten acht Jahren bei ca. 3,5 kg N ha⁻¹ liegt. Die Nitrat-Stickstoff-Einträge haben bei den GÜN-/BDF-L-Messstellen um 40 % und bei den BDF-F-Messstellen sogar um 60 % abgenommen. Dies ist u. a. eine Folge von Emissionsminderungsmaßnahmen im Verkehr (Kraftstoffe, Filter).

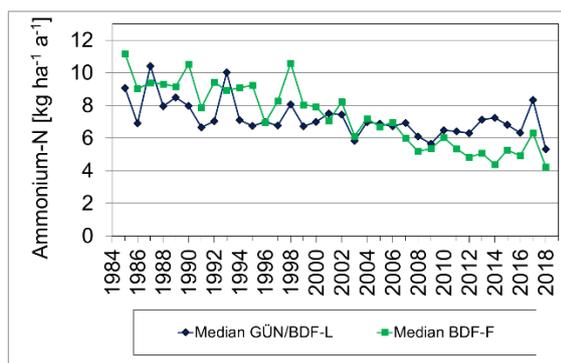


Abb. 14.8: Ammonium-Stickstoff-Frachten, an Freilandmessstellen von 1985 bis 2018. Median von GÜN-/BDF-L und BDF-F im Vergleich.

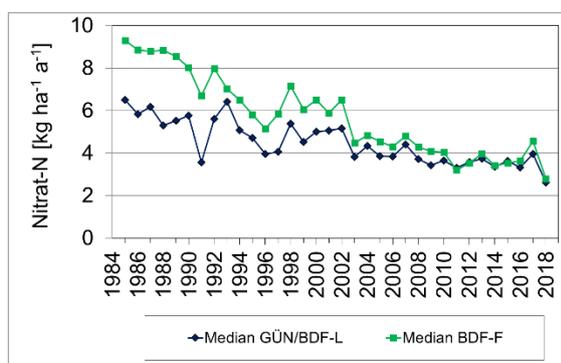


Abb. 14.9: Nitrat-Stickstoff-Frachten an Freilandmessstellen von 1985 bis 2018. Median von GÜN-/BDF-L und BDF-F im Vergleich.

14.4.4. Calcium- und Magnesiumeinträge

Calcium und Magnesium sind wichtige Pflanzennährstoffe. Sie werden an den GÜN-/BDF-L-Standorten erst seit 1992 regelmäßig untersucht. Im Vergleich zu Calcium und Kalium ist der Seesalzanteil der Gesamtdosition bei Magnesium besonders hoch. Die Elemente gelangen durch Seaspray in die Atmosphäre und damit in den Niederschlag.

Die Magnesium-Frachten der GÜN-/BDF-L-Standorte befinden sich mit einigen Schwankungen auf einem gleichbleibend niedrigen Niveau von ca. 1,3 kg ha⁻¹ a⁻¹, während die Magnesiumeinträge an BDF-F-Standorten seit 1984 von durchschnittlich 1,3 auf unter 0,5 kg ha⁻¹ a⁻¹ zurückgehen (Abb. 14.10).

Die Calcium-Deposition ist höher als die von Magnesium. An den BDF-F-Standorten ist bis Mitte der neunziger Jahre ein starker und danach ein abgeschwächter Rückgang der Calcium-Frachten bis auf ca. 1 kg ha⁻¹ a⁻¹ zu beobachten. Auch die Calciumeinträge an den GÜN-/BDF-L-Messstellen nehmen zunächst deutlich ab, pendeln sich dann aber ab 1996 auf einem Niveau von 3 kg ha⁻¹ a⁻¹ ein (Abb. 14.11). Neben natürlichen Quellen kommen Verbrennungsprozesse und Landwirtschaft als Quellen in Betracht.

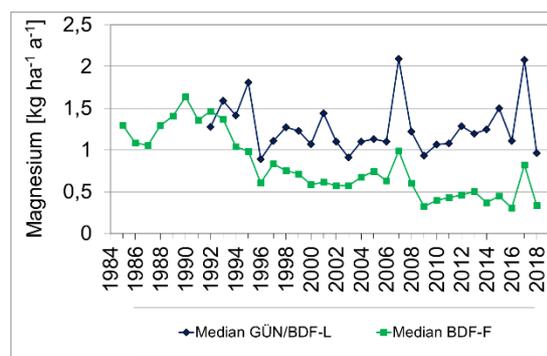


Abb. 14.10: Magnesium-Frachten an Freilandmessstellen von 1985 bzw. 1992 bis 2018. Median von GÜN-/BDF-L und BDF-F im Vergleich.

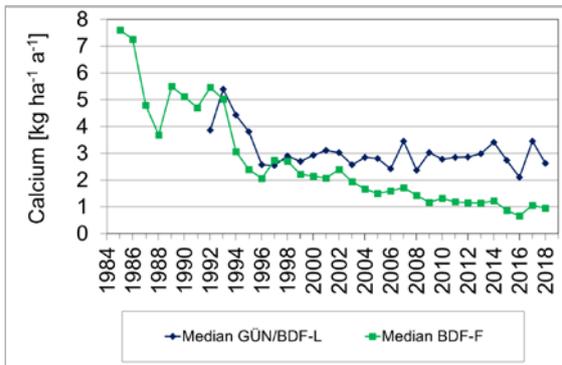


Abb. 14.11: Calcium-Frachten an Freilandmessstellen von 1985 bzw. 1992 bis 2018. Median von GÜN-/BDF-L und BDF-F im Vergleich.

Der für die BDF-F dargestellte Calcium- und Magnesiumeintrag unterschätzt den realen Eintrag. Ursache hierfür ist, dass die bei der Probenvorbereitung im Labor verwendeten Schwarzbandfilter, je nach pH-Wert und Konzentration der Lösung, Calcium und Magnesium absorbieren. Ab 2020 werden alle Wasserproben durch einen Membranfilter gefiltert.

Mit Hilfe von Vergleichsmessungen sowie den ab 2020 gemessenen Konzentrationen wird es möglich sein, den Fehler zu quantifizieren.

14.4.5. Schwermetalleinträge (GÜN und BDF-L)

Die Entwicklung der Schwermetalleinträge zwischen 1985 und 2018 wird im Folgenden an den Parametern Blei, Cadmium, Zink und Kupfer dargestellt; die Auswertung beinhaltet die Daten der GÜN- und BDF-L-Messstellen.

Im Allgemeinen sind die Konzentrationen der meisten Schwermetalle im Niederschlag sehr gering. Oftmals ist die Berechnung der Jahresfrachten nicht möglich, da zu viele Monatskonzentrationen unter der Bestimmungsgrenze liegen. Durch neuere Analysemethoden sind die Bestimmungsgrenzen zudem heute niedriger als früher. Daher kann es vorkommen, dass Konzentrationen, die heute gemessen werden, früher unter der Bestimmungsgrenze lagen und als Wert gar nicht in Erscheinung traten. Diese Problematik tritt bei den hier betrachteten Parametern jedoch nur in Einzelfällen auf.

Die **Blei**-Frachten starten 1985 mit $110 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Median) auf einem hohen Niveau, um bis 1992 deutlich abzufallen (Abb. 14.12). Dann schließt sich eine Phase mit immer noch leicht rückläufigen Frachten an. Seit ungefähr zehn Jahren befinden sich die Blei-Einträge bei ca. $2 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Hauptquelle für die Blei-Emission ist der Autoverkehr, bis 1988 durch die Verbrennung von bleihaltigem Benzin, seitdem durch den Abrieb von Bremsen und Reifen (UBA 2020). Das Verbot von bleihaltigem Benzin im Jahr 1988 hatte direkte Auswirkungen auf die Zusammensetzung des Niederschlages.

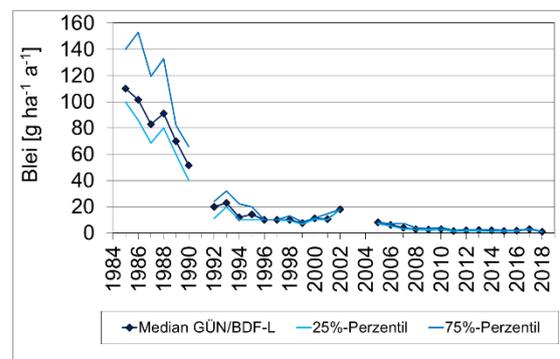


Abb. 14.12: Blei-Frachten an Freilandmessstellen (GÜN/BDF-L) von 1985 bis 2018. Dargestellt ist der Median sowie das 25%- und 75%-Perzentil. (In den Jahren 1991, 2003 und 2004 liegen keine Messwerte vor. Das Jahr 2002 wurde nicht berücksichtigt, da nur ein Einzelwert in Höhe von $18 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ vorliegt.)

Die Median-Werte der **Cadmium**-Frachten bewegen sich mit $0,2 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ab 2010 auf einem sehr niedrigen Niveau. Im Zeitraum 1993 bis 2006 liegen die Mediane bei $1 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, allerdings weisen die Jahre 2002 und 2004 mit 2 und $4 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ deutlich höhere Werte auf. Diese Cadmium-Einträge sind regional begrenzt, denn sie lassen sich auf wenige Messstellen zurückführen.

Die Schwermetalle **Zink** und **Kupfer** weisen im Zeitraum von 1985 bis 2018 tendenziell rückläufige Frachten, aber auch eine hohe jährliche Variabilität auf (Abb. 14.13 und 14.14). Die Zinkeinträge sind zehnmal höher als die von Kupfer.

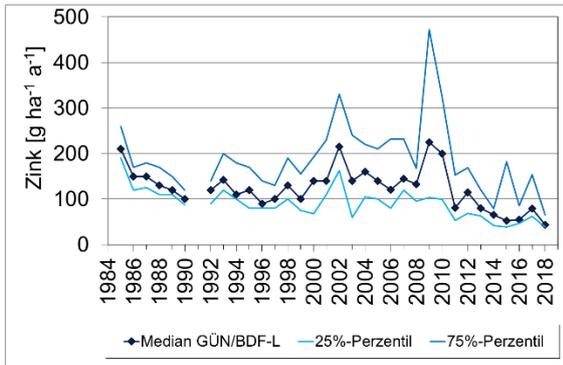


Abb. 14.13: Zink-Frachten an Freilandmessstellen (GÜN/BDF-L) von 1985 bis 2018. Dargestellt ist der Median sowie das 25%- und 75%-Perzentil.

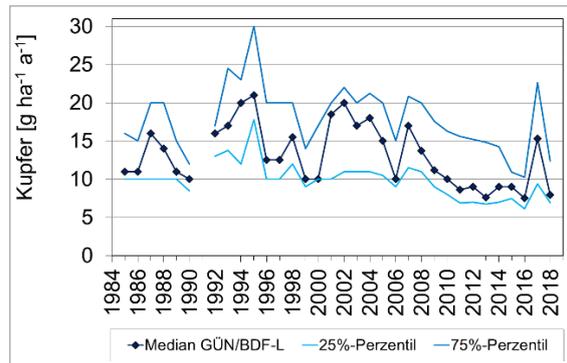


Abb. 14.14: Kupfer-Frachten an Freilandmessstellen (GÜN/BDF-L) von 1985 bis 2018. Dargestellt ist der Median sowie das 25%- und 75%-Perzentil.

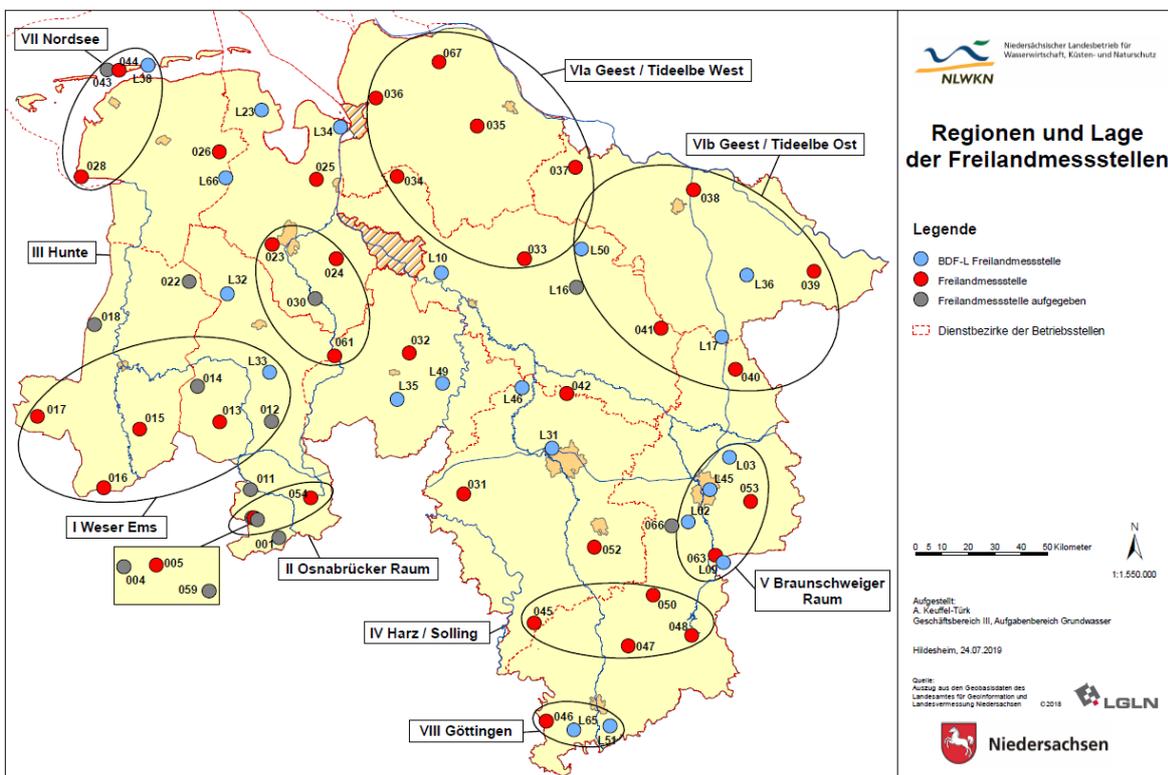


Abb. 14.15: Regionen und Lage der Freilandmessstellen (GÜN und BDF-L).

14.5. Stoffeinträge an Freilandmessstellen im regionalen Vergleich

Um regionale Aspekte zu berücksichtigen, wurden vom NLWKN Bereiche mit für Niedersachsen besonderen Eigenschaften ausgewählt. Abbildung 14.15 gibt einen Überblick über die Lage der neun Regionen und deren zugeordnete Messstellen.

Im Westen befindet sich die Region I Weser/Ems und repräsentiert Gebiete mit intensiver Tierhaltung. Im Süden schließt sich die Region II Osnabrücker Raum mit dem Mittelgebirge Teutoburger Wald und dem Dörenberg an. Nördlich ist die Region III Hunte zu finden, die ebenfalls landwirtschaftlich geprägt ist. Mittelgebirge und damit höher gelegene Messstellen in waldreichen Gebieten erfasst die Region IV Harz/Solling. Region V Braunschweiger Raum repräsentiert einen Bereich mit vergleichsweise größerer Besiedlungsdichte. Im Nordwesten bilden die Regionen VIa Geest/Tideelbe West und VIb Geest/Tideelbe Ost einen großflächigen Naturraum, der überwiegend weide- und forstwirtschaftlich sowie ackerbaulich (Kartoffeln, Roggen, Mais) genutzt wird. Die Region VII Nordsee im Bereich der Küste und der vorgelagerten Inseln spiegelt den maritimen Einfluss wider. Ganz im Süden sind in der Region VIII Göttingen die südlich von Göttingen gelegenen Depositionsmessstellen zusammengefasst.

Im Mittelpunkt der Betrachtung soll hier das Frachten-Verhältnis von Nitrat- zu Ammonium-Stickstoff stehen, das einen Hinweis auf die Herkunft der Stickstoff-Fracht im Niederschlag geben kann. Ist das Frachtenverhältnis 1, hält sich die Belastung von Nitrat- und Ammonium-Stickstoff die Waage. Bei Werten über 1 verschiebt sich das Verhältnis in Richtung Ammonium-Stickstoff und deutet auf einen stärkeren Einfluss der Landwirtschaft hin.

Wertet man das Frachtenverhältnis aller GÜN- und BDF-L-Messstellen regionsweise aus und betrachtet jeweils die ersten und die letzten fünf Jahre des Untersuchungszeitraumes, werden sowohl Unterschiede zwischen den Regionen als auch den Zeiträumen deutlich (Abb. 14.16).

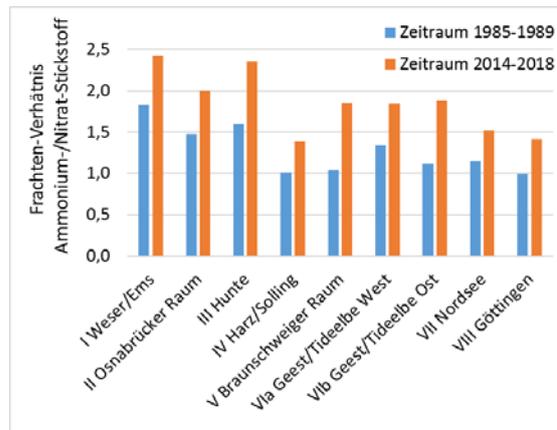


Abb. 14.16: Frachtenverhältnis Ammonium- zu Nitrat-Stickstoff in den Regionen. Dargestellt sind die Mittelwerte der ersten und der letzten fünf Jahre des Betrachtungszeitraumes.

Alle Regionen weisen im Zeitraum von 1985 bis 1989 ein deutlich kleineres Verhältnis der Ammonium- zu Nitrat-N-Frachten auf, als im Zeitraum von 2014 bis 2018. Mit einem Wert um 1 ist es in den achtziger Jahren am geringsten in den Regionen IV Harz/Solling, V Braunschweiger Raum und VIII Göttingen. Die Frachtenverhältnisse im Zeitraum von 2014 bis 2018 bewegen sich zwischen 1,4 und 2,4. Die beiden Gebiete, deren Frachtenverhältnis am größten und damit am weitesten Richtung Ammonium-Stickstoff verschoben ist, sind die beiden deutlich durch Landwirtschaft, insbesondere Tierhaltung, geprägten Regionen I Weser/Ems und III Hunte. Diese beiden Regionen werden den Regionen IV Harz/Solling und VIII Göttingen mit den aktuell niedrigsten Frachtenverhältnissen gegenübergestellt (Abb. 14.17). In den ausgewählten Regionen liegt das Frachtenverhältnis der Regionen I und III deutlich über dem der beiden anderen Regionen. Der Trend der Zunahme ist in allen Regionen ähnlich, lediglich im Harz/Solling steigt der Wert des Frachtenverhältnisses etwas weniger an.

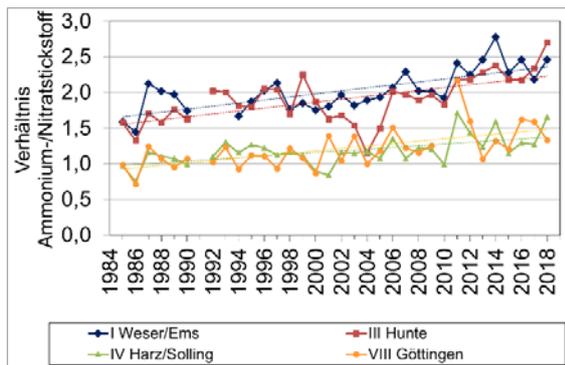


Abb. 14.17: Verhältnis Ammonium- zu Nitratstickstoff ausgewählter Regionen im Zeitraum von 1985 bis 2018.

Die Ursache für die Verschiebung des Frachtenverhältnisses in Richtung Ammonium-Stickstoff wird deutlich, wenn man die in das Verhältnis eingehenden Stickstoffkomponenten betrachtet (Abb. 14.17 und 14.18).

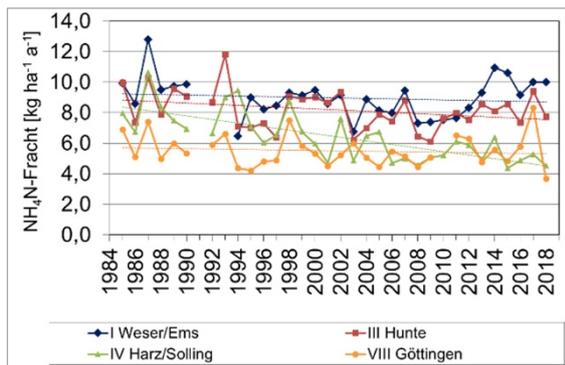


Abb. 14.18: Ammonium-Stickstoff-Frachten ausgewählter Regionen im Zeitraum von 1985 bis 2018.

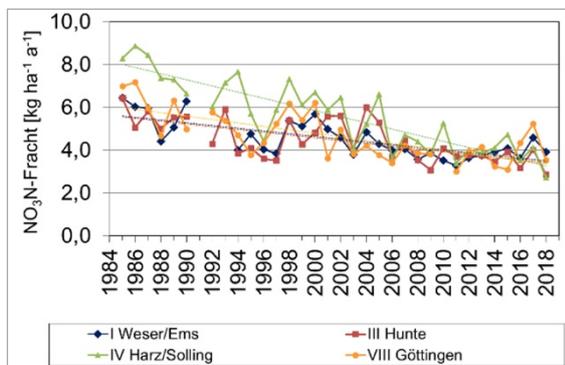


Abb. 14.19: Nitrat-Stickstoff-Frachten ausgewählter Regionen im Zeitraum von 1985 bis 2018.

Die Ammonium-Stickstoff-Frachten sind in den viehstarken Regionen erwartungsgemäß höher als im Bereich Harz/Solling und Göttingen, aber in allen Regionen ist eine leicht abnehmende Tendenz zu verzeichnen. Dagegen gehen die Nitrat-Stickstoff-Frachten als Folge von Emissionsminderungsmaßnahmen bei Stickoxiden deutlicher zurück, insbesondere an höher gelegenen Standorten der Region Harz/Solling. So ist der Anstieg des Frachtenverhältnisses von Ammonium- zu Nitrat-Stickstoff nicht auf zunehmende Ammonium-Stickstoff-Frachten, sondern auf den Rückgang der Nitrat-Stickstoff-Frachten zurückzuführen.

14.6. Stoffeinträge in Waldbestände

Bereits zu Beginn des 20. Jahrhunderts wurde der Begriff des Immissionsschutzwaldes geprägt, da man erkannt hatte, dass Wälder auf Grund ihrer großen Kronenoberfläche effektiv Schadstoffe aus der Luft filtern. Mit der Filterfunktion der Wälder für Partikel und Gase ist aber andererseits 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. Schadstoffausträge 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 Bestandshöhe, und -dichte sowie die Exposition der Bestände (AHREND, WAGNER & KLINCK 2018; MOHR et al. 2005).

Im Solling wurde bereits 1968 damit begonnen, die Stoffeinträge in Wäldern systematisch zu erfassen. Hierzu werden mit 15 LWF-Sammlern im Waldbestand die Wassermengen sowie die Elementkonzentrationen in der Kronentraufe, im Stammablauf (nur Buchenwälder) sowie auf nahe gelegenen, unbewaldeten Vergleichsflächen (Freiland, Methode in Kap. 14.4) ermittelt. Mit Hilfe eines Bilanzierungsansatzes (ULRICH 1994) werden für die Hauptelemente die Umsetzungsprozesse im Kronenraum, wie das Auswaschen von basischen Kationen aus Nadeln und Blättern oder die unmittelbare Aufnahme von Stickstoffverbindungen, abgeschätzt. Auf diesem Weg wird die Gesamtdosition, d. h.

der um die oben beschriebenen im Kronenraum stattfindenden Umsetzungsprozesse korrigierte atmosphärische Stoffeintrag, berechnet. Die Gesamtdeposition unterscheidet sich insbesondere bei den Elementen Calcium, Magnesium, Kalium und Stickstoff teilweise erheblich von den in der Kronentraufe gemessenen Flüssen.

Schwermetallkonzentrationen werden auf einzelnen Flächen seit 1982, im Rahmen des BDF-Programms seit 1992 ermittelt. Seit 2011 werden diese jedoch nur noch auf den drei Flächen F006SLB1, F007SLF1 und F021AUKI bestimmt. Erstmals in Deutschland wird im Rahmen eines Forschungsprojektes im Auftrag des UBA seit Mitte 2018 jeweils ein Jahr lang der Quecksilbereintrag mit der Kronentraufe auf den Flächen F009GWBU und F007SLF1 gemessen.

Wohl wissend, dass der Schwermetalleintrag mit dem Streufall eine wichtige Größe bei der Bestimmung der Gesamtschwermetalleinträge darstellt, da auf Blättern und Nadeln abgelagerte Schwermetalle nicht vollständig vom Niederschlag gelöst und abgewaschen werden, sondern erst mit dem Streufall in das Ökosystem gelangen, wird in diesem Kapitel lediglich der Eintrag mit dem Niederschlag dargestellt.

14.6.1. 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. auf den Flächen F005LBKA, F005LBNH, F005LBSH fünf) mengengewichtete Mischproben gebildet. Die Analyse erfolgt vierwöchentlich unter Bildung mengengewichteter Mischproben. Für einzelne BDF-F und einzelne Elemente wurden Daten ab 1969 erhoben. Nachfolgende Betrachtungen beziehen sich bei den Hauptelementen jedoch auf den Zeitraum 1994 bis 2018, da für diesen Zeitraum für alle Flächen lückenlose

Zeitreihen vorliegen und es somit für die Trendbetrachtung eine einheitliche Bezugsbasis gibt. Ein wichtiger Aspekt bei der Messung atmosphärischer Stoffeinträge im Wald sind die Erkenntnisse über baumartenspezifische Unterschiede. Im Interesse der Übersichtlichkeit 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 14.1.

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 alle 14 Tage, die Bestimmung der Schwermetallkonzentrationen jedoch nur an mengengewichteten Quartalsmischproben. Durch die Verknüpfung der Konzentrationen mit den Wassermengen in den Schwermetallsammlern werden Stoffflüsse bestimmt.

14.6.2. Niederschlagshöhe

Die höher gelegenen Flächen im Harz und Solling weisen in der Regel höhere Niederschläge als Flächen des niedersächsischen Tieflands auf.

Der langjährige Niederschlag (1994–2018) betrug im Freiland auf den untersuchten Flächen zwischen 709 mm im Göttinger Wald (F009GWBU) und 1273 mm in der Langen Bramke (F005LBKA). Im diesem Zeitraum hat der Niederschlag mit Ausnahme der Fläche F009GW auf allen Flächen tendenziell abgenommen.

Die Interzeption, d. h. der in den Kronen zurückgehaltene Niederschlag, ist stark von der Baumart, dem Bestockungsgrad und der Kronenoberfläche abhängig (AHRENDTS et al. 2013). Sie betrug im Kiefernbestand Augustendorf 30 % (F021AUKI), im Eichenbestand Ehrhorn 20 % (F002EHEI), in den drei Buchenbeständen zwischen 9 % (Göttinger Wald F009GWBU) und 23 % (Lüss, F003LSBU) sowie in den Fichtenbeständen zwischen 15 % (Lange Bramke

Nordhang, F005LBNH) und 29 % des Niederschlags (Solling, Fichte F007SLF1).

14.6.3. Hauptelemente

14.6.3.1. 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 $16,3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ unter Kiefer und $11,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im Freiland auf, die geringsten wurden im Göttinger Wald (F009GWBU) mit $7,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ unter Buche und $3,9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im Freiland registriert.

Der Natriumeintrag mit dem Bestandesniederschlag beträgt zwischen dem 1,2fachen (Ehrhorn, Eiche F002EHEI) und 2,1fachen (Solling, Fichte F007SLF1) des Natriumeintrags mit dem Freilandniederschlag.

Dem Kation Natrium kommt bei der Berechnung der Gesamtdeposition eine besondere Bedeutung zu. Aufgrund sehr geringer Interaktionen dieses Elements im Kronenraum wird die im Bestandsniederschlag gemessene Natriumfracht mit der Gesamtdeposition (d. h. im Freilandniederschlag gelöster plus partikulärer Eintrag) gleichgesetzt. Bei der Kronenraumbilanz (ULRICH 1994) wird mit Hilfe des Natriumfaktors (Verhältnis von Kronenraumanreicherung zu Freilandniederschlag) die partikuläre Deposition, d. h. der Teil des Stoffeintrags, der in trockener Form durch die Kronenoberfläche aus der Luft herausgefiltert und zu einem späteren Zeitpunkt durch Niederschlag von der Kronenoberfläche abgewaschen und gelöst wird, auch für andere Kationen berechnet.

14.6.3.2. Nährstoffkationen

Calcium, Magnesium und Kalium sind für Wälder besonders wichtige Pflanzennährstoffe. Ein sehr geringer Anteil liegt in der Bodenlösung direkt in pflanzenverfügbarer Form vor, ein deutlich größerer Anteil ist in leicht mobilisierbarer Form an Tonminerale und Huminstoffe austauschbar gebunden. In Meeresnähe sind Aero-

sole, insbesondere für Magnesium, eine wichtige natürliche Quelle. Flugaschen aus Verbrennungsprozessen, insbesondere der Braunkohleverbrennung, waren früher in einigen Gegenden eine bedeutende Quelle anthropogen bedingter Calciumeinträge.

Basische Stoffeinträge stellen neben der Verwitterung der Ausgangsgesteine eine wichtige, teils natürliche, teils anthropogen bedingte Quelle für die Nährstoffversorgung der Pflanzen bzw. die Neutralisation von Säuren dar.

Calcium

Der Calciumeintrag hat auf allen untersuchten BDF-F sowohl im Freiland als auch bei der Gesamtdeposition signifikant abgenommen (Abb. 14.20). Im Freiland betrug der mittlere Calciumeintrag der letzten Dekade (2009–2018) zwischen $1,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Lüss, F003LSBU) und $1,9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Göttinger Wald, F009GWBU, Lange Bramke, F005LBKA). Die Calcium-Gesamtdeposition lag zwischen $2,0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Ehrhorn, Eiche F002EHEI, Lüss, Buche, F003LSBU) und $3,6 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Solling, Fichte F007SLF1).

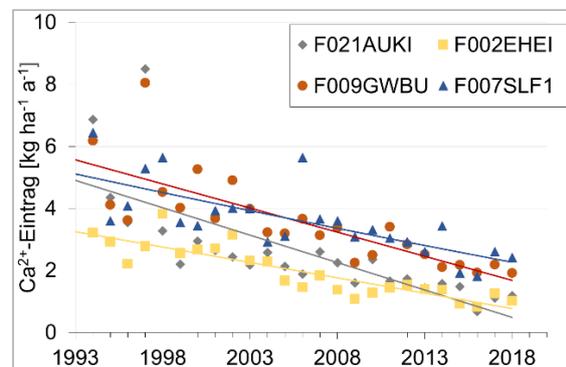


Abb. 14.20: Calciumeintrag mit der Gesamtdeposition auf BDF-F; durchgezogene Linie: signifikanter Trend.

Der Anteil meeresbürtigen Calciums ist in den küstennahen Gebieten höher und beträgt im Freiland im langjährigen Mittel 1994–2018 bis zu $0,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Augustendorf, F021AUKI), in der Gesamtdeposition bis zu $0,6 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Augustendorf, Kiefer F021AUKI).

Kalium

Der Kaliumeintrag mit dem Niederschlag beträgt im Freiland zwischen $1,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Göttinger Wald, F009GWBU) und $1,8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Ehrhorn F002EHEI) (nicht grafisch dargestellt). Er ist auf den Flächen Ehrhorn und Lüss höher, auf der Fläche Augustendorf gleich hoch und auf den Flächen Göttinger Wald, Lange Bramke und Solling geringer als der Calciumeintrag. In den untersuchten Waldbeständen wurden zwischen $2,0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Göttinger Wald, Buche F009GWBU) und $3,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Solling, Fichte F007SLF1) Kalium als Gesamtdeposition eingetragen. Am Beispiel des Baumartenvergleichs im Solling zeigt sich, dass der Kaliumeintrag unter Fichte (F007SLF1) höher ist als unter Buche (F006SLB1). Auf allen Flächen hat der Kaliumeintrag signifikant abgenommen.

Magnesium

Von den hier betrachteten Nährstoffen ist der Magnesiumeintrag am geringsten. Er betrug im Freiland im langjährigen Mittel (1994–2018) zwischen $0,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und $0,9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Augustendorf, F021AUKI; Ehrhorn, F002EHEI) (nicht grafisch dargestellt) und stammt unter den aktuellen Depositionsbedingungen größtenteils aus dem Meer. Der Magnesiumeintrag mit der Gesamtdeposition lag im langjährigen Mittel zwischen $0,8$ (Göttinger Wald, Buche F009GWBU; Lüss, Buche F003LSBU) und $1,3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Augustendorf, Kiefer F021AUKI).

Der Magnesiumeintrag hat sowohl im Freiland als auch mit der Gesamtdeposition auf allen untersuchten Flächen signifikant abgenommen.

14.6.3.3. Sulfat

Durch die Umsetzung umfangreicher Maßnahmen zur Luftreinhaltung nach Inkrafttreten der 13. BImSchV am 01. Juli 1983 in den alten sowie zu Beginn der 1990er Jahre in den neuen Bundesländern konnten die Schwefeldioxidemissionen drastisch gesenkt werden. In der Folge ging der Schwefeleintrag sowohl im Freiland als auch in den Wäldern sehr stark zurück.

Im Mittel der Jahre 1994–2018 betrug der Sulfatschwefeleintrag im Freiland zwischen $4,0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Göttinger Wald, F009GWBU) und $6,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Lange Bramke, F005LBKA) (Abb. 14.21). Obwohl der Großteil der Maßnah-

men zur Luftreinhaltung bereits zu einem früheren Zeitraum ergriffen worden waren, betrug die mittlere jährliche Abnahme in diesem Zeitraum noch zwischen $0,23 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Lüss, F003LSBU) und $0,36 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Augustendorf, F021AUKI; Lange Bramke, F005LBKA).

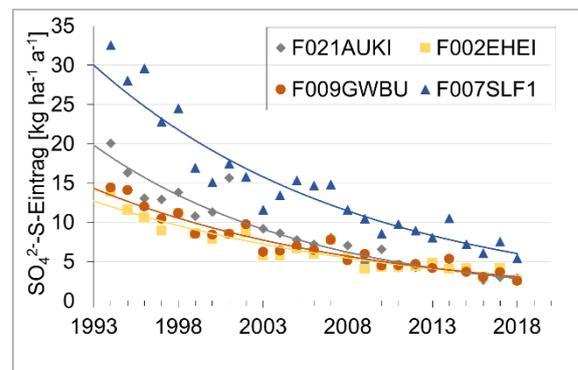


Abb. 14.21: Sulfatschwefeleintrag mit der Gesamtdeposition auf BDF-F; durchgezogene Linie: signifikanter Trend.

Im Bestandesniederschlag lassen sich deutliche Unterschiede zwischen den Baumarten erkennen. Unter Eiche war der Sulfateintrag 1,3mal und unter Kiefer 1,5mal so hoch wie im Freiland. Unter Buche betrug er bis zum 1,8fachen (F009GWBU) und unter Fichte sogar bis zum 2,5fachen des Freilandeintrags. Hierbei ist jedoch zu beachten, dass die regionale Situation der Bestände nicht vergleichbar ist. Eine detaillierte Analyse des Baumarteneffektes erfolgt bei AHRENDTS, WAGNER & KLINCK (2018) unter Einbeziehung aller Waldmessstationen aus Deutschland. Die höchsten Schwefeleinträge wurden mit $14,7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Mittel 1994–2018) unter Fichte (Solling, Fichte F007SLF1), die geringsten mit $6,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in Lüss unter Buche (F003LSBU) ermittelt. Die mittlere jährliche Abnahme betrug zwischen $0,93 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Solling, Fichte F007SLF1) und $0,37 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Ehrhorn, Eiche F002EHEI).

14.6.3.4. Stickstoff

Stickstoff ist ein wichtiger Pflanzennährstoff, dessen Gehalt in den Ausgangsgesteinen der Bodenbildung sehr gering ist und das Wachstum in Ökosystemen, die von Menschen unbeeinflusst sind, stark limitiert. Durch anthropogene Stoffeinträge mit dem Niederschlag ist Stickstoff auch im Wald vom limitierenden zum Überflussfaktor geworden, mit gravierenden Folgen für das Ökosystem. Eine Verschiebung des Artengefüges, veränderte Spross-Wurzel-Verhältnisse mit einem erhöhten Windwurfisiko, Nährstoffungleichgewichte in den Pflanzen sowie Nitratausträge mit dem Sickerwasser, verbunden mit Nährstoffverlusten aus ohnehin oft nährstoffarmen Waldböden sind nur einige Folgen des Stickstoffüberschusses.

Im Freiland betrug der Nitratstickstoffeintrag im langjährigen Mittel zwischen $4,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Lüss, F003LSBU; Göttinger Wald, F009GWBU) und $5,8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Lange Bramke, F005LBKA; Solling, F006SLB1), mit der Gesamtdeposition im Wald zwischen $5,8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Ehrhorn, Eiche F002EHEI) und $13,3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Solling, Fichte F007SLF1) (Abb. 14.22). Auf allen Bestandes- und dazugehörigen Freilandflächen hat der Nitratreintrag zwar nur geringfügig, aber signifikant abgenommen. Im Freiland lag die mittlere jährliche Abnahme im betrachteten Zeitraum 1994–2018 zwischen $0,12 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Lüss, F003LSBU) und $0,20 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Lange Bramke, F005LBKA). Die mittlere Abnahme mit der Gesamtdeposition lag mit Werten zwischen $0,13$ (Lüss, F003LSBU) (Lüss, Buche F003LSBU) bis $0,25$ (Lüss, F003LSBU) (Lange Bramke, Fichte F005LBKA) in der gleichen Größenordnung.

Der Ammoniumeintrag hat mit Ausnahme der Fläche „Solling, Fichte“ (F007SLF1) ebenfalls auf allen untersuchten Flächen signifikant abgenommen (Abb. 14.23). Im langjährigen Mittel lag der Eintrag im Freiland zwischen $4,7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Göttinger Wald, F009GWBU) und $8,7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Augustendorf, F021AUKI) und mit der Gesamtdeposition zwischen $8,2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Lüss, Buche F003LSBU) und $17,2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Augustendorf, Kiefer F021AUKI). Die außergewöhnlich hohen Einträge in Augustendorf spiegeln die Belastung durch die Intensivlandwirtschaft in dieser Region wider. Erfreulicher Weise haben die Ammoniumeinträge mit $0,33 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im Freiland

und $0,56 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ unter Kiefer auf dieser Fläche im Vergleich mit den anderen BDF-F deutlich stärker abgenommen, auf denen die Abnahme der Gesamtdeposition zwischen $0,07 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Solling, Fichte F007SLF1) und $0,34 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Lange Bramke, Fichte F005LBKA) betrug.

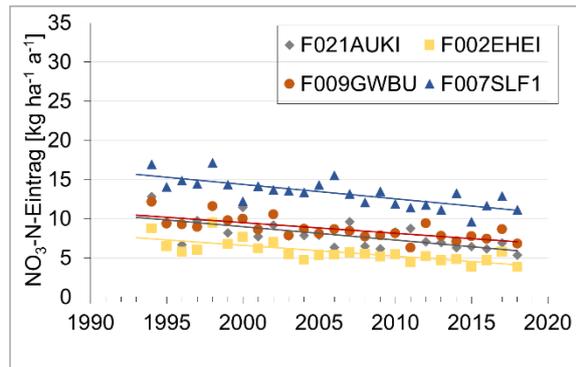


Abb. 14.22: Nitratstickstoffeintrag ($\text{NO}_3\text{-N}$) mit der Gesamtdeposition auf BDF-F; durchgezogene Linie: signifikanter Trend.

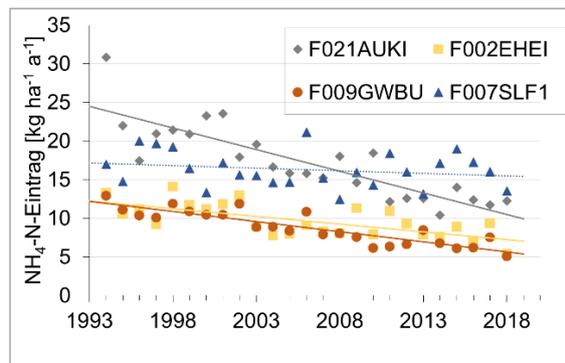


Abb. 14.23: Ammoniumstickstoffeintrag ($\text{NH}_4\text{-N}$) mit der Gesamtdeposition auf BDF-F; durchgezogene Linie: signifikanter Trend, gestrichelte Linie: Tendenz.

Auf allen Flächen wird mehr Stickstoff in Form von Ammonium als in Form von Nitrat eingetragen; in Augustendorf, der Fläche mit der höchsten Ammoniumbelastung, beträgt das Verhältnis im langjährigen Mittel im Freiland 1,9 und unter Kiefer 2,2. Trotz des beobachteten Rückgangs der Stickstoffdepositionen werden die Critical Loads für Stickstoff für viele Waldökosysteme nach wie vor überschritten (SCHAAP et al. 2018). Somit sind die atmosphärischen N-Einträge mittlerweile neben dem Klimawandel

zu einer der Hauptgefährdungen für die Funktionalität und Stabilität der Waldökosysteme geworden, da die langfristige Überschreitung der Critical Loads zur Stickstoffsättigung führen und somit eine bedeutende Gefährdung der Wälder und ihrer Ökosystemdienstleistungen bedingen kann.

14.6.3.5. Säure

Der anthropogen bedingte Gesamtsäureeintrag nach der Definition von GAUGER et al. (2002) berechnet sich als Summe der Gesamtdosition von Nitrat, Ammonium, Sulfat und Chlorid (jeweils ohne seesalzbürtige Anteile). 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. Durch eine Abnahme der Stoffeinträge, insbesondere der drastischen Abnahme der Schwefeleinträge, hat der Gesamtsäureeintrag ebenfalls deutlich abgenommen. Dies hat zu einer erheblichen Reduzierung bei den Überschreitungen der Critical Loads durch Säure geführt (SCHAAP et al. 2018). Im Mittel der letzten zehn Jahre (2009–2018) betrug der Gesamtsäureeintrag trotz Rückgang noch zwischen $1,2 \text{ kmol}_e \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in Löss (Buche, F003SLBU) und $2,5 \text{ kmol}_e \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im Solling (Fichte, F007SLF1) und liegt damit nach wie vor in einer Größenordnung, die die nachhaltige Pufferkapazität der meisten Waldstandorte überschreitet. Im Mittel der Jahre 2009–2018 ist der anorganische Stickstoffeintrag ($\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$) für rund 80 %, in Augustendorf sogar für 87 % der Säureinträge verantwortlich. Auch unter dem Gesichtspunkt der Säurebelastung ist deshalb eine weitere Reduzierung der Stickstoffeinträge dringend geboten.

14.6.4. Schwermetalle

Bei den Schwermetallen stellt der Eintrag mit der Kronentraufe nur einen Teil des Bodeneintrags dar, ein erheblicher Anteil wird über die Streu und bei Buche zusätzlich durch den Stammablauf in den Boden eingetragen. Untersuchungen haben gezeigt, dass beispielsweise der Cadmиеintrag mit der Kronentraufe in Nadelbaumbeständen nur gut 50 % und in Buchenbeständen rund 55 % des Bodeneintrags ausmacht (KEUFFEL-TÜRK et al. 2012). Die Betrachtung der Kronentraufe allein führt folglich zu einer Unterschätzung der Schwermetalleinträge, gibt aber Hinweise zu der Entwicklung der Schwermetalleinträge in gelöster Form mit dem Niederschlag.

Quecksilber

Im Rahmen eines Forschungsprojektes im Auftrag des Umweltbundesamtes in Kooperation mit dem Thünen-Institut für Waldökosysteme Eberswalde wurde im Göttinger Wald (F009GWBU) für ein Jahr (07.08.2018 bis 02.12.2019) die Quecksilberdeposition im Bestand und im Freiland gemessen. Ziel des Projektes war es, ein kostengünstiges Sammlersystem für Hg-Einträge zu entwickeln. Dabei wurden Einträge von $41 \text{ mg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ mit der Kronentraufe gemessen. Die Einträge pro Niederschlagsmenge sind in der belaubten Phase viermal so hoch wie im blattfreien Zustand. Seit Dezember 2019 wird im Solling der Hg-Eintrag mit der Kronentraufe unter Fichte erfasst (F007SLF1).

Die im Freiland gemessenen Einträge liegen in der gleichen Größenordnung wie die an den norddeutschen UBA-Messstationen gemessenen Werte.

Blei

Im Solling, einem niederschlagsreichen Mittelgebirge, wurden Anfang der 1980er Jahre mit der Kronentraufe unter Fichte bis zu $320 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und unter Buche bis zu $230 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ Blei in das Ökosystem Wald eingetragen. Im Mittel der letzten fünf Jahre (2014–2018) betrug er zwischen $10 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (F021AUKI) und $20 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (F007SLF1). Der Vergleich der beiden 5-jährigen Zeiträume 1982–1986 und 2014–2018 zeigt, dass der Eintrag mit der Kronentraufe unter Buche um 93 % und unter Fichte um 92 % zurückging (Abb. 14.24).

Der starke Rückgang der Bleiimmunissionen ist im Wesentlichen auf die konsequente Umsetzung des Benzinbleigesetzes (BzBLG) vom 05. August 1971 zurückzuführen, durch die der Bleigehalt von Kraftstoffen seit 1971 schrittweise um mehr als 95 % auf maximal 0,013 g l⁻¹ (seit 1988) reduziert wurde.

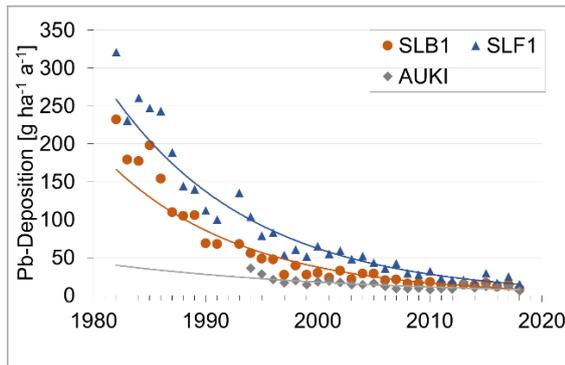


Abb. 14.24: Bleideposition mit der Kronentraufe; durchgezogene Linie: signifikante Abnahme.

Cadmium

Cadmium gelangt u. a. durch Kraftwerk- und Industrieemissionen in die Atmosphäre (AMELUNG et al. 2018). Auf Grund veränderter Produktionstechniken sowie gesetzlicher Vorgaben konnten die Emissionen seit mehr als zwei Jahrzehnten gesenkt werden. Der Erfolg dieser Maßnahmen zeigt sich im signifikanten Rückgang des Cadmиеintrags mit der Kronentraufe auf allen drei langjährig untersuchten BDF-F (Abb. 14.25). Unter Buche (F006SLB1) hat der Cd-Eintrag im Vergleich der beiden 5jährigen Zeiträume 1982–1986 und 2014–2018 um 85 % und unter Fichte (F007SLF1) um 78 % abgenommen. Im Mittel der Jahre 2014–2018 betrug der Cadmиеintrag zwischen 0,5 g ha⁻¹ a⁻¹ (F006SLB1) und 1,0 g ha⁻¹ a⁻¹ (F007SLF1) und war damit im Solling unter Fichte doppelt so hoch wie unter Buche.

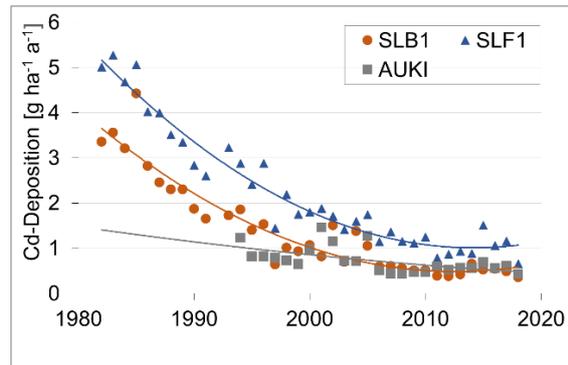


Abb. 14.25: Cadmиеintrag mit der Kronentraufe; durchgezogene Linie: signifikante Abnahme.

Zink und Kupfer

Die Zink- und Kupfereinträge mit der Kronentraufe weisen auf den Flächen F006SLB1 und F007SLF1 (Zeitraum 1982–2018) ebenfalls einen signifikanten Rückgang auf. Auf der Fläche Augustendorf zeigt sich diese Entwicklung jedoch auf Grund des kürzeren Beobachtungszeitraums nur als tendenzielle Abnahme. Aktuell (Mittel der Jahre 2014–2018) liegt der Zinkeintrag zwischen 93 g ha⁻¹ a⁻¹ (F006SLB1) und 137 g ha⁻¹ a⁻¹ (F007SLF1), der Kupfereintrag zwischen 19 g ha⁻¹ a⁻¹ (F021AUKI) und 33 g ha⁻¹ a⁻¹ (F007SLF1).

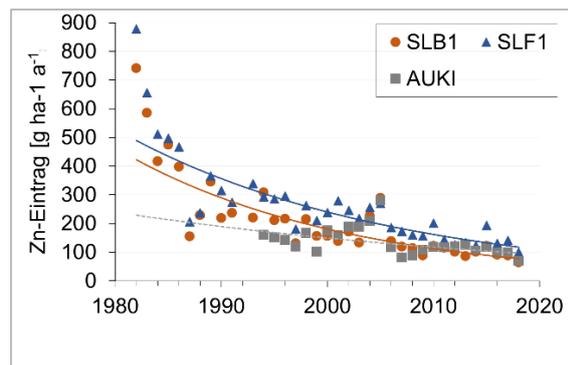


Abb. 14.26: Zinkeintrag mit der Kronetraufe; durchgezogene Linie: signifikante Abnahme, gestrichelte Linie: tendenzielle Abnahme.

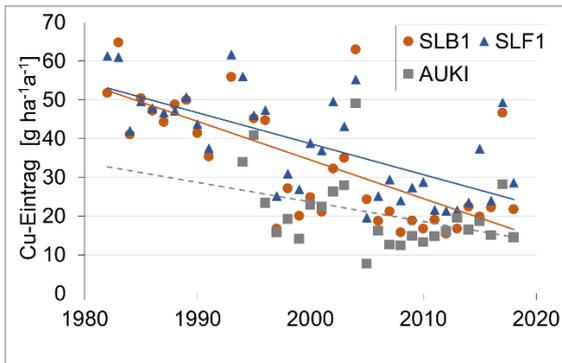


Abb. 14.27: Kupfereintrag mit der Kronentraufe; durchgezogene Linie: signifikante Abnahme, gestrichelte Linie: tendenzielle Abnahme.

14.7. Zusammenfassung

Im Rahmen des niedersächsischen Bodendauerbeobachtungsprogrammes werden an Depositionsmessstellen die Einträge von Nährstoffen und Schwermetallen gemessen. An BDF-L wird der Freilandniederschlag durch das NLWKN, auf BDF-F werden der Freiland- und Bestandesniederschlag durch die NW-FVA ermittelt. Zusätzlich wurde der Freilandniederschlag, der im Rahmen des GÜN vom NLWKN untersucht wird, in den Auswertungen berücksichtigt. Vom Umweltbundesamt liegen modellierte Werte zur Gesamtstickstoffdeposition vor.

Nährstoffe

Die Sulfat-Schwefel-Deposition hat in Folge vielfältiger Maßnahmen zur Luftreinhaltung seit Mitte der 1980er Jahre auf den GÜN/BDF-L um rund 80 % und auf den BDF-F um rund 85 % abgenommen. Derzeit liegt der Eintrag auf den Freiflächen der GÜN/BDF-L bei $3,1 \text{ kg SO}_4\text{-S ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und der BDF-F bei $2,8 \text{ kg SO}_4\text{-S ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (2014–2018). Die Gesamtdeposition von Sulfat im Wald betrug im gleichen Zeitraum zwischen $3,3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (F003LSBU, F021AUKI) und $7,3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (F007SLF1).

Die Nitratdeposition hat auf allen BDF-F-Flächen seit Mitte der 1990er Jahre signifikant abgenommen. Die Abnahme betrug, bezogen auf das Mittel der Jahre 1994–1997 bei der Freilanddeposition, zwischen 37 % und 47 % und bei der Gesamtdeposition zwischen 23 % und 42 %. Auch bei den GÜN/BDF-L-Freiland-Messstellen war im Zeitraum von 1985 bis 2018 ein Rückgang der Nitrat-Stickstoff-Fracht um 40 % auf ca. $3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ zu verzeichnen.

Maßnahmen zur Luftreinhaltung in Industrie und Verkehr zeigen auch hier erste Erfolge. Die in der Richtlinie über nationale Emissionshöchst-mengen (NEC-Richtlinie 2001/81/EG) festgelegten Emissionsobergrenzen für NO_x ab 2010 wurden bisher jedoch nicht eingehalten.

Der Ammonium-Stickstoffeintrag hat auf allen BDF-F mit Ausnahme der Fläche „Solling Fichte“ ebenfalls signifikant abgenommen. Der Rückgang betrug im Vergleich zum Zeitraum 1994–1997 im Freiland zwischen $1,5 \text{ kg ha}^{-1}$ und $6,7 \text{ kg ha}^{-1}$ und mit der Gesamtdeposition zwischen $1,2 \text{ kg ha}^{-1}$ (F007SLF1) und $10,7 \text{ kg ha}^{-1}$ (F021AUKI). Die überdurchschnittlich hohe Ammoniumabnahme auf der Fläche F021AUKI deutet auf den Erfolg von lokalen Maßnahmen der Landwirtschaft zur Emissionsminderung hin. Die Abnahme der Ammonium-Stickstoff-Frachten der GÜN/BDF-L-Standorte ist weniger stark ausgeprägt.

Die unter Einbeziehung der gasförmigen Komponente modellierte Gesamtstickstoffdeposition hat im Freiland zwischen 2000 und 2015 im Median aller landwirtschaftlich genutzten BDF-L-Standorte von 20 auf $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, an den forstlichen BDF-F-Standorten von 25 auf $21 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ abgenommen. Sie liegt im Freiland etwa $6 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ über der Summe aus Ammonium- und Nitrat-Stickstoff, wie sie mit Depositionssammlern in Niedersachsen gemessen wurde.

Die Stickstoff-Einträge an GÜN/BDF-L-Standorten zeigen deutliche regionale Unterschiede. Der Ammonium-Stickstoff-Eintrag sowie das Verhältnis Ammonium- zu Nitrat-Stickstoff sind am höchsten in den durch Landwirtschaft und insbesondere durch intensive Tierhaltung geprägten Regionen Weser/Ems und Hunte. Zwischen 1985 und 2018 steigt das Frachtenverhältnis Ammonium- zu Nitrat-Stickstoff an. Ursache sind rückläufige Nitrat-Stickstoff-Frachten; die Ammonium-Stickstoff-Einträge bleiben in diesem Zeitraum auf einem ähnlichen Niveau.

Auf den Waldflächen bewegen sich die Einträge von anorganischem Stickstoff im Mittel der Jahre 2014 bis 2018 zwischen $12,2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (F002EHEI) und $28,3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (F007SLF1).

Neben den anthropogen bedingten Einträgen von Stickstoff und Schwefel haben auch die Einträge von Calcium und Magnesium im Freilandniederschlag und mit der Gesamtdeposition signifikant abgenommen, d. h. der positive Effekt durch die verringerten Säureeinträge wird z. T. durch verringerte Einträge basischer Kationen kompensiert (HEDIN et al. 1994).

Säure

Der anorganische Stickstoffeintrag ($\text{NO}_3\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N}$) ist infolge des drastischen Rückgangs der Schwefeldeposition in den vergangenen Jahrzehnten derzeit für rund 80 % des Säureeintrags verantwortlich.

Eine weitere Reduzierung der Stickstoffeinträge ist vor dem Hintergrund der Säurebelastung der Waldökosysteme geboten.

Schwermetalle

Schwermetallkonzentrationen sind im Niederschlag im Allgemeinen sehr gering. Die Bleifrachten von GÜN/BDF-L-Messstellen im Freiland sind in den achtziger und neunziger Jahren des letzten Jahrhunderts drastisch zurückgegangen. 1985 betrug die Bleifracht $110 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Median). Als Hauptursache für die Abnahme der Einträge auf ein Niveau von ca. $2 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ist die Einführung bleifreien Benzins im Jahr 1988 zu nennen.

Im Wald wurde für die Schwermetalle Blei, Cadmium, Kupfer und Zink ein Rückgang beim Eintrag über die Kronentraufe festgestellt. Bei Blei betrug dieser zwischen 78 % (Buche) und 85 % (Fichte).

Durch die Filterwirkung der Baumkronen ist der Schwermetalleintrag in Wäldern deutlich höher als im Freiland.

14.8. Literatur

- AHRENDT, B., MEESENBERG, H., WAGNER, M., SCHELER, B. & FLECK, S. (2013): Interzeption in Wäldern - Einfluss der Bestandesstruktur. – Freibg. Forstl. Forsch. **96**: 37–56.
- AHRENDT, B., WAGNER, M. & KLINCK, U. (2018): Herleitung flächiger Depositionsdaten. – Ber. Freibg. Forstl. Forsch. **101**: 150–180.
- AMELUNG, W., BLUME, H.-P., FLEIGE, H., HORN, R., KANDELER, E., KÖGEL-KNABNER, I., KRETZSCHMAR, R., STAHR, K. & WILKE, B.-M. (2018): Scheffer/Schachtschabel, Lehrbuch der Bodenkunde. – 17. überarbeitete Auflage; Berlin (Springer).
- BZBIG (1971): Benzinbleigesetz vom 5. August 1971 (BGBl. I/1971: 1234), das zuletzt durch Artikel 102 der Verordnung vom 19. Juni 2020 (BGBl. I/2020: 1328) geändert worden ist. – <<https://www.gesetze-im-internet.de/bzbig/BJNR012340971.html>>.
- GAUGER, T., ANSHELM, F., SCHUSTER, H., ERISMAN, J. W., VERMEULEN, A. T., DRAAIERS, G. P. J., BLEEKER, A. & NAGEL, H.-D. (2002): Mapping of ecosystems specific long-term trends in deposition loads and concentrations in air pollutants in Germany and their comparison with Critical Load and Critical Levels, Part 1: Deposition Loads 1990–1999. – UBA-FB 29942210, Umweltbundesamt; Berlin.
- HEDIN, L. O., GRANAT, L., LIKENS, G. E., BUISSAND, T. A., GALLOWAY, J. N., BUTLER, T. J. & RODHE, H. (1994): Steep declines in atmospheric base cations in regions of Europe and North America. – *Nature* **367**: 351–354.
- KEUFFEL-TÜRK, A., JANKOWSKI, A., SCHELER, B., RADEMACHER, P. & MEESENBERG, H. (2012): Stoffeinträge durch Deposition. – *GeoBerichte* **23**: 19–37, 24 Abb., 3 Tab.; Hannover (LBEG).
- LAWA – LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (1998): Atmosphärische Deposition – Richtlinie für Beobachtung und Auswertung der Niederschlagsbeschaffenheit. – Berlin (LAWA).
- MEESENBERG, 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 Waldökosystemen (ANSWER-Projekt). – *Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft* **279**: 95–108.
- MOHR, K., SCHAAF, S., HORVATH, B., MEESENBERG, H. & DÄMMGEN, U. (2005): Stoff- und Energieflüsse der im ANSWER-Projekt untersuchten Waldbestände. – *Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft* **279**: 69–94.
- NLÖ – NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR ÖKOLOGIE (1993): Belastung von Wasser und Boden durch Schadstoffe in Luft und Niederschlägen – Messprogramm Niederschlagsbeschaffenheit. – Hildesheim (NLÖ).
- SCHAAP, M., HENDRIKS, C., KRANENBURG, R., KUENEN, J., SEGERS, A., SCHLUTOW, A., NAGEL, H.-D., RITTER, A. & BANZHAF, S. (2018): PINETI-3: Modellierung atmosphärischer Stoffeinträge von 2000 bis 2015 zur Bewertung der ökosystem-spezifischen Gefährdung von Biodiversität durch Luftschadstoffe in Deutschland. – *Texte Umweltbundesamt*, **79**: 149 S.
- UBA (2019): Stickstoffoxid-Emissionen. – <<http://www.umweltbundesamt.de/daten/luftbelastung/luftschadstoff-emissionen-in-deutschland/stickstoffoxid-emissionen>>.
- UBA (2020): Schwermetall-Emissionen. – <<https://www.umweltbundesamt.de/daten/luft/luftschadstoff-emissionen-in-deutschland/schwermetall-emissionen#entwicklung-seit-1990>>.
- ULRICH, B. (1994): Nutrient and Acid-Base Budget of Central European Forest Ecosystems. – In: GODBOLD, D. & HÜTTERMANN, A.: *Effects of Acid Rain on Forest Processes*, S. 1–50; New York (Wiley-Liss.).

15. Schwermetalle im Grund- und Sickerwasser unter forst- und ackerbaulicher Nutzung

Kupfer, Blei, Cadmium, Zink, Uran

ANNEGRET FIER, ANOUCHKA JANKOWSKI,
BIRTE SCHELER & HENNING MEESENBURG

15.1. Einleitung

Schwermetalle kommen natürlicherweise in allen Böden und Gesteinen vor. Durch anthropogene Einträge, z. B. in Form von Düngung und Deposition, können sich die Gehalte deutlich erhöhen. Lithogene Schwermetalle sind im Wesentlichen fest in der Kristallstruktur primärer Minerale gebunden. Durch anthropogene Immissionen eingetragene Schwermetalle sind hingegen eher an Huminstoffen oder organomineralischen Oberflächen angelagert und leichter löslich. Wie mobil diese Schwermetalle im Boden sind, hängt von verschiedenen Bodeneigenschaften ab, wie z. B. dem Redoxpotential, der Textur und dem Humusgehalt, ganz besonders aber vom pH-Wert. Liegen Schwermetalle in erhöhten Konzentrationen vor, können sie die mikrobielle Population empfindlich stören (AMELUNG et al. 2018). Außerdem kann der Austrag von Schwermetallen über das Sickerwasser zu einer Belastung des Grundwassers führen. Daher werden die gemessenen Konzentrationen dahingehend beurteilt, ob Prüfwerte für den Wirkungspfad Boden – Grundwasser bzw. Geringfügigkeitsschwellenwerte für das Grundwasser überschritten werden. Weiterhin wird untersucht, ob es wesentliche Unterschiede zwischen den Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser von Wald- und Ackerstandorten gibt und worauf diese zurückzuführen sind.

15.2. Material und Methoden

15.2.1. Forstlich genutzte BDF (BDF-F)

Auf den forstlich genutzten Intensiv-BDF wird kontinuierlich Bodenlösung mit Hilfe von keramischen Saugkerzen bei einem Unterdruck von ca. 0,4 kPa gewonnen und in Glasflaschen ge-

sammelt. Ob Bodenlösung tatsächlich gewonnen wird, hängt wesentlich von der Witterung und dem Bodenwassergehalt ab. Die Probenahme erfolgt 14tägig. Schwermetalle werden auf drei Flächen unterhalb des Hauptwurzelraums bestimmt, auf der BDF-F F006SLB1 in 90 cm Tiefe mit bis zu drei Wiederholungen, auf der BDF-F F007SLF1 in 100 cm Tiefe mit bis zu vier Wiederholungen sowie auf der BDF-F F021AUK1 in 250 cm Tiefe mit bis zu sechs Wiederholungen. Am Ende eines Quartals wird je Wiederholung aus allen vorhandenen Teilproben eine mengengewichtete Mischprobe hergestellt und analysiert. Die Konzentrationen von Blei (Pb), Cadmium (Cd), Kupfer (Cu) und Zink (Zn) wurden bis 2018 mittels ICP-OES (FORTMANN & KÖNIG 1999–2008), seit 2019 mittels ICP-MS bestimmt (Veröffentlichung in Vorbereitung).

15.2.2. Landwirtschaftlich genutzte BDF (BDF-L)

An elf landwirtschaftlichen Bodendauerbeobachtungsstandorten (davon zehn Intensiv-BDF) wird mit Hilfe von Saugsonden das Sickerwasser gewonnen. In der Sickerwasserperiode wird das Sickerwasser in ca. 14tägigem Rhythmus durch Anlegen eines Unterdrucks beprobt und u. a. auf Schwermetalle untersucht. Beginn und Ende der Sickerwasserperiode hängen sowohl von der Witterung als auch dem Wasserspeichervermögen des Bodens ab, häufig beginnt sie im Herbst und endet im Frühling. Die Saugsonden, die hier ausgewertet werden, sind i. d. R. in einer Tiefe von ca. 80 cm im ungesättigten Bereich eingebaut. An den Standorten L012BUEH und L037SCHL sind die Saugsonden auf Grund von hohen Grundwasserständen in 45 cm bzw. 35 cm Tiefe verbaut. An den Standorten L065JUEH und L070SEHL befinden sich je zwei Saugsonden in einem Doppelysimeter in einer Tiefe von 1 m. An allen anderen Standorten sind mindestens vier Saugsonden vorhanden. Die Spitzen der Saugkerzen sind aus Glas oder Kunststoff gefertigt und für die Beprobung von Schwermetallen geeignet. Die Analyse der Schwermetalle der BDF-L erfolgt nach DIN 38406-E29 mittels ICP-Massenspektrometrie.

15.2.3. Forst- und landwirtschaftlich genutzte BDF

Die folgenden Abbildungen 15.1 bis 15.10 zeigen die Mediane der Schwermetallgehalte vom Herbst 2012 bis zum Frühjahr 2019 (L035KIRC vom Herbst 2015 bis zum Frühjahr 2019). Für die BDF-F-Flächen umfasst die Darstellung den Zeitraum Januar 2009 bis Herbst 2019. Zusätzlich sind das 1. und 3. Quartil (Box) und die

Quantile bei 10 % und 90 % (Antennen) abgebildet. In separaten Abbildungen sind die Schwermetallgehalte (Median) in Abhängigkeit vom pH-Wert dargestellt. In allen Abbildungen wird der pH-Wert (CaCl₂) in der Einbautiefe der Saugsonden aus der Grundinventur herangezogen, da davon ausgegangen wird, dass er einen größeren Einfluss auf die gemessenen Konzentrationen bzw. die Schwermetallmobilität hat als z. B. der pH-Wert im Oberboden oder im Sickerwasser.

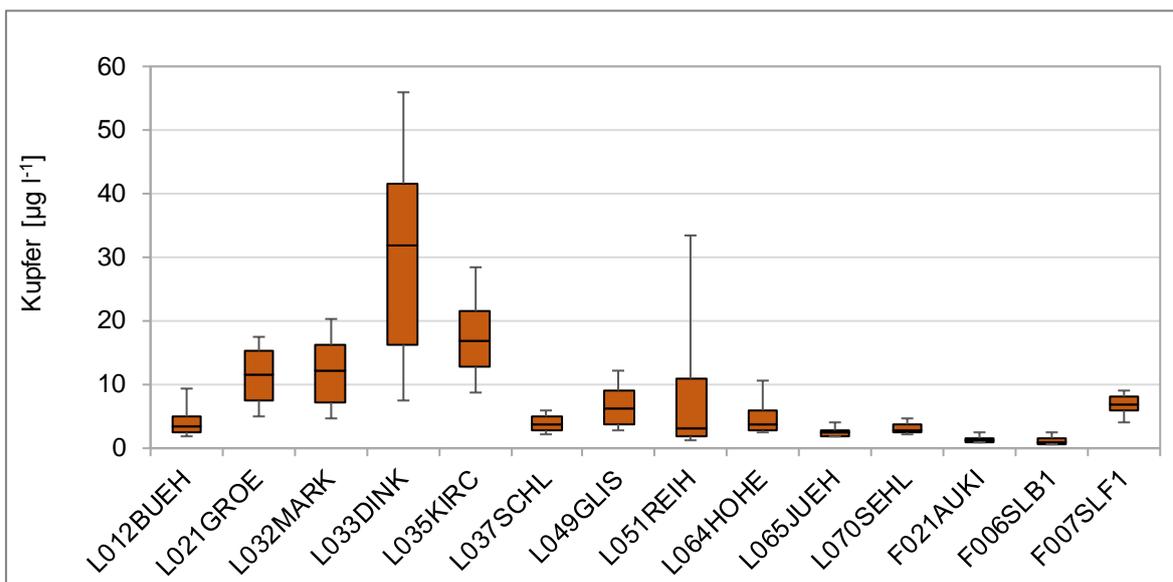


Abb. 15.1: Mittlere Kupfergehalte (Median) im Sickerwasser sowie das 1. und 3. Quartil (Box) und die Quantile bei 10 % und 90 % (Antennen), Zeitraum BDF-F: Herbst 2009 bis Frühjahr 2019, Zeitraum BDF-L: Herbst 2012 bis Frühjahr 2019 (L035KIRC von Herbst 2015 bis Frühjahr 2019).

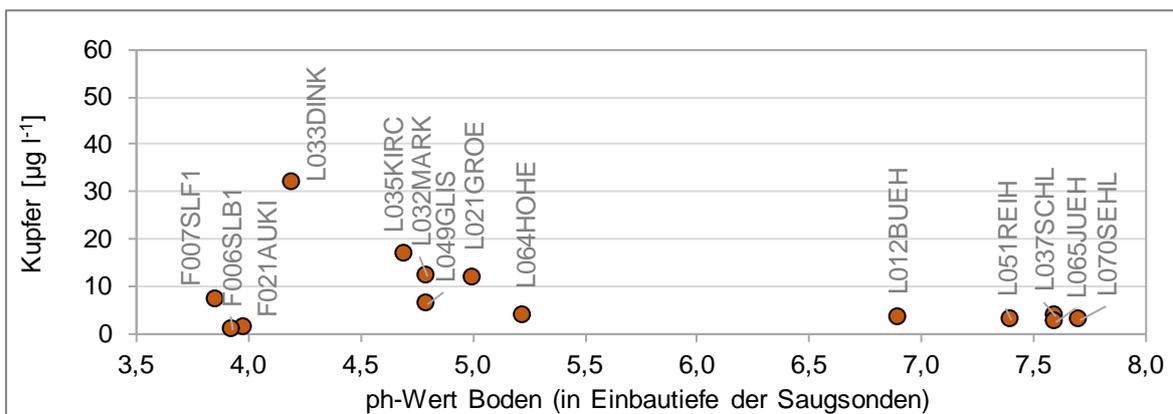


Abb. 15.2: Mittlere Kupfergehalte (Median) im Sickerwasser in Abhängigkeit vom pH(CaCl₂)-Wert (gemessen in der Einbautiefe der Saugsonden).

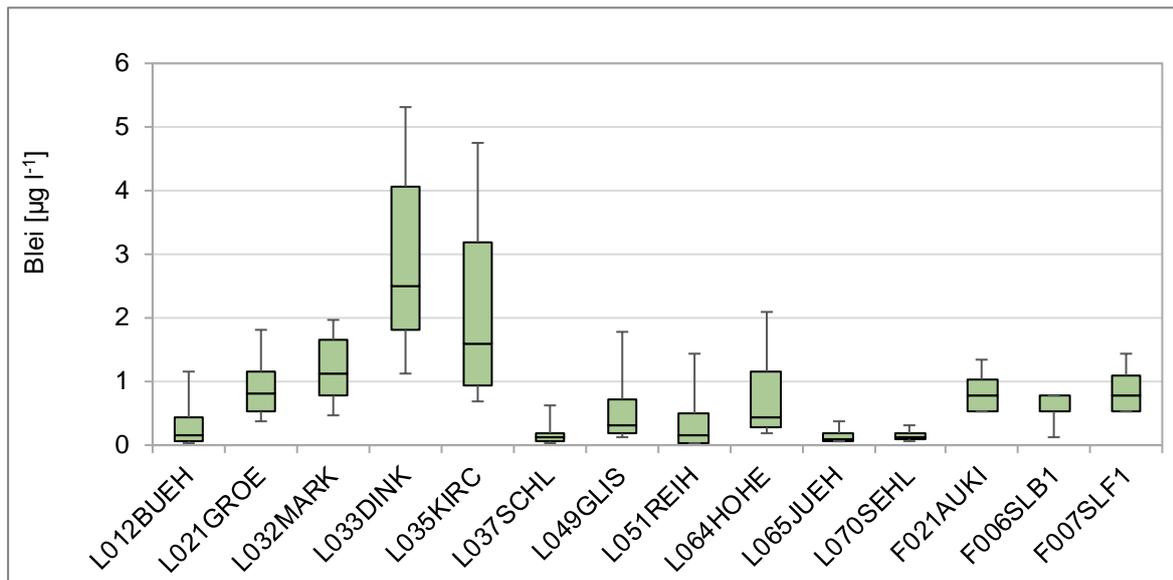


Abb. 15.3: Mittlere Bleigehalte (Median) im Sickerwasser sowie das 1. und 3. Quartil (Box) und die Quantile bei 10 % und 90 % (Antennen), Zeitraum BDF-F: Herbst 2009 bis Frühjahr 2019, Zeitraum BDF-L: Herbst 2012 bis Frühjahr 2019 (L035KIRC von Herbst 2015 bis Frühjahr 2019).

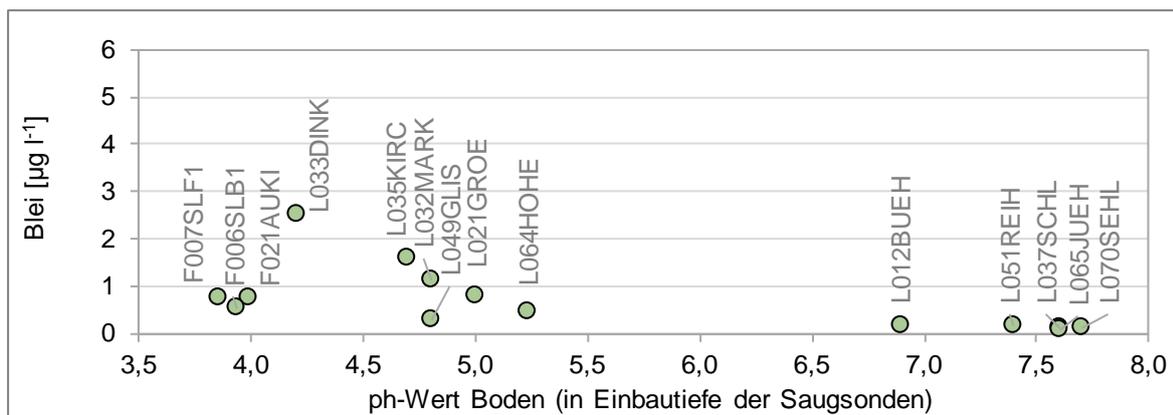


Abb. 15.4: Mittlere Bleigehalte (Median) im Sickerwasser in Abhängigkeit vom pH(CaCl₂)-Wert (gemessen in der Einbautiefe der Saugsonden).

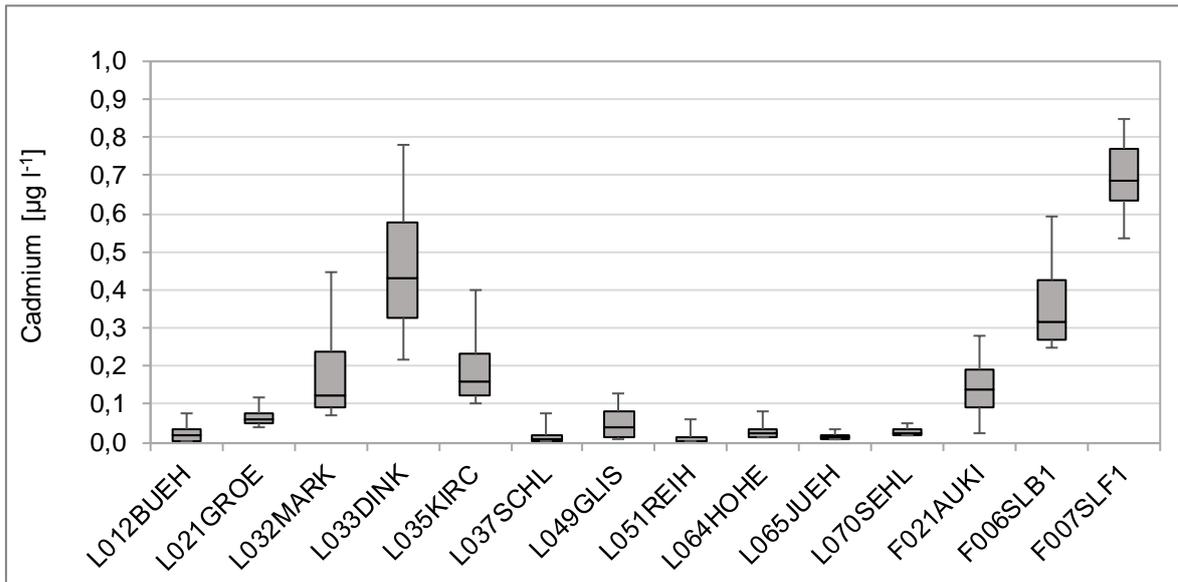


Abb. 15.5: Mittlere Cadmiumgehalte (Median) im Sickerwasser sowie das 1. und 3. Quartil (Box) und die Quantile bei 10 % und 90 % (Antennen), Zeitraum BDF-F: Herbst 2009 bis Frühjahr 2019, Zeitraum BDF-L: Herbst 2012 bis Frühjahr 2019 (L035KIRC von Herbst 2015 bis Frühjahr 2019).

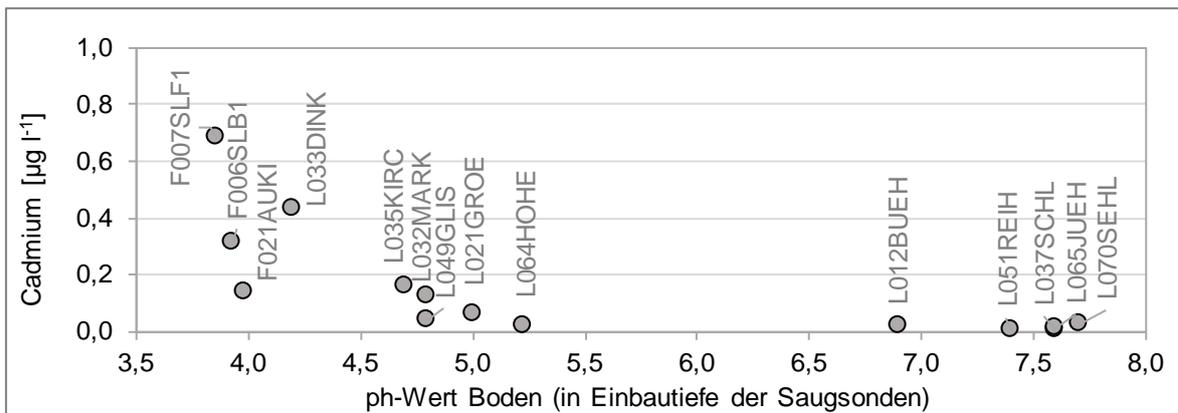


Abb. 15.6: Mittlere Cadmiumgehalte (Median) im Sickerwasser in Abhängigkeit vom pH(CaCl₂)-Wert (gemessen in der Einbautiefe der Saugsonden).

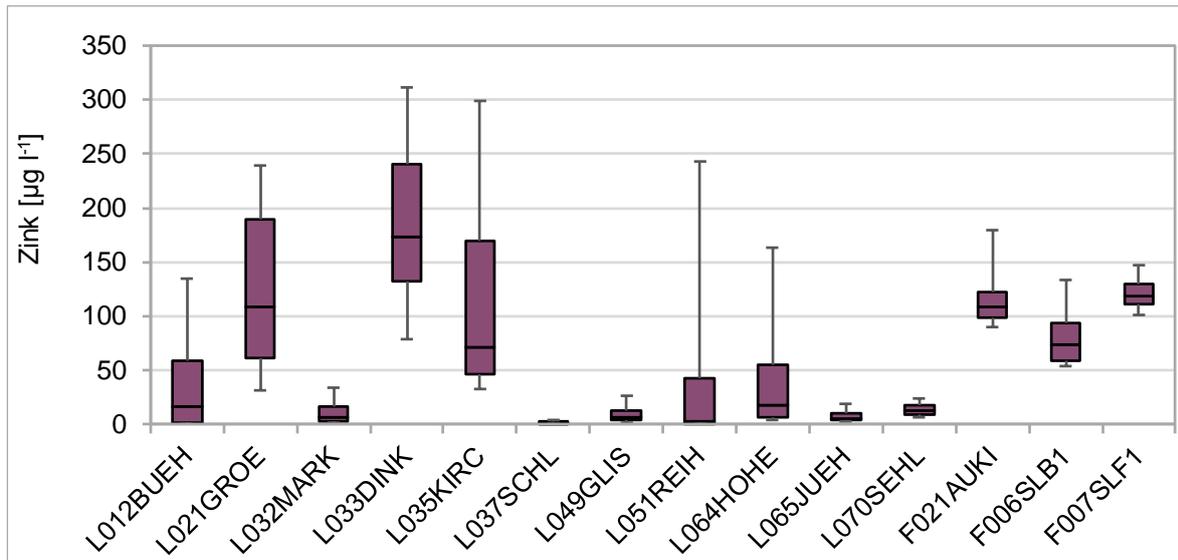


Abb. 15.7: Mittlere Zinkgehalte (Median) im Sickerwasser sowie das 1. und 3. Quartil (Box) und die Quantile bei 10 % und 90 % (Antennen), Zeitraum BDF-F: Herbst 2009 bis Frühjahr 2019, Zeitraum BDF-L: Herbst 2012 bis Frühjahr 2019 (L035KIRC von Herbst 2015 bis Frühjahr 2019).

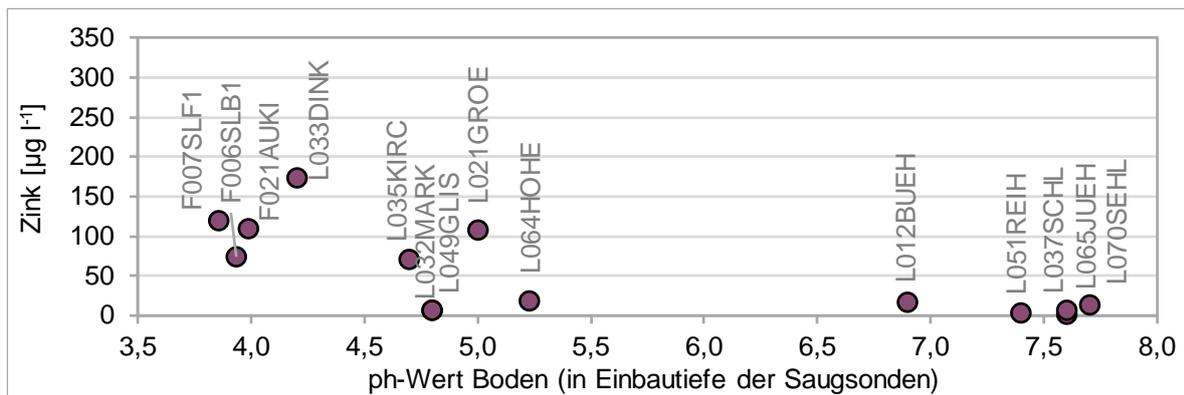


Abb. 15.8: Mittlere Zinkgehalte (Median) im Sickerwasser in Abhängigkeit vom pH(CaCl₂)-Wert (gemessen in der Einbautiefe der Saugsonden).

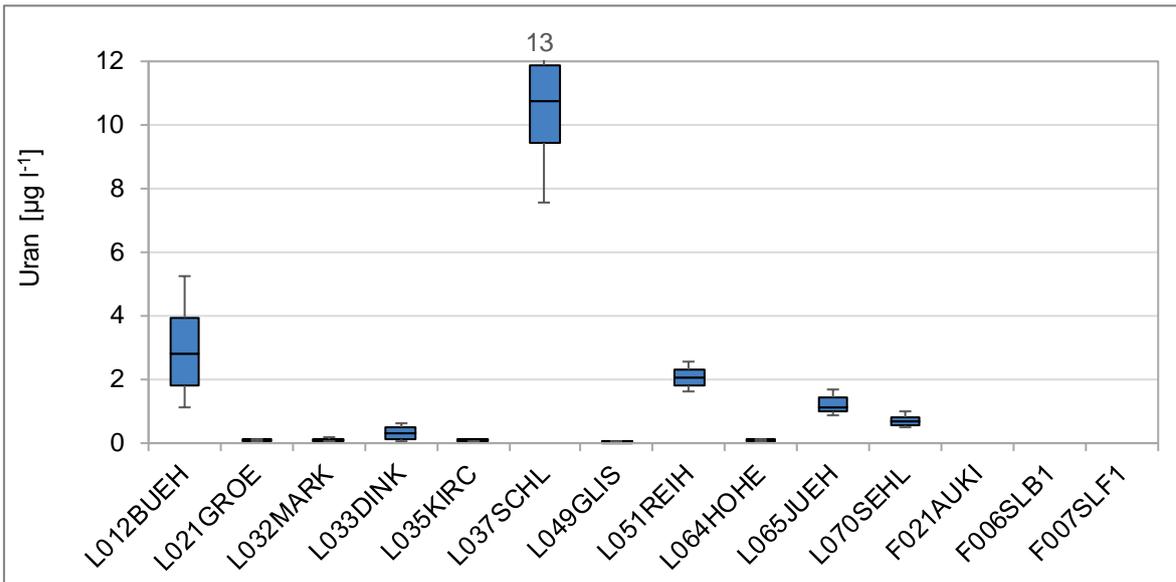


Abb. 15.9: Mittlere Urangelhalte (Median) im Sickerwasser sowie das 1. und 3. Quartil (Box) und die Quantile bei 10 % und 90 % (Antennen), BDF-F: nicht analysiert, Zeitraum BDF-L: Herbst 2012 bis Frühjahr 2019 (L035KIRC von Herbst 2015 bis Frühjahr 2019).

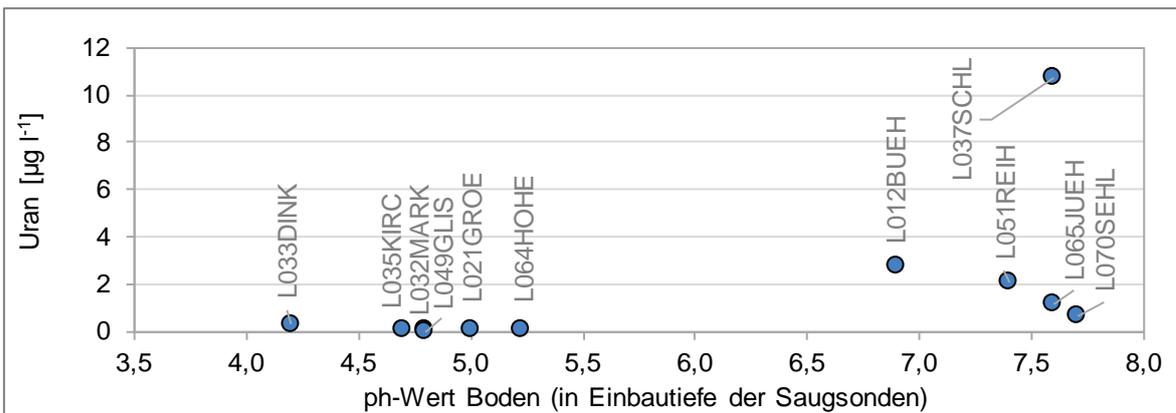


Abb. 15.10: Mittlere Urangelhalte (Median) im Sickerwasser in Abhängigkeit vom pH(CaCl₂)-Wert (gemessen in der Einbautiefe der Saugsonden).

Um die Messwerte besser einordnen zu können, werden sie mit den Geringfügigkeitschwellenwerten nach LAWA (2016) verglichen (Tab. 15.1). Bei Überschreitung der Schwellenwerte wird von einer schädlichen Verunreinigung des Grundwassers aus human- und ökotoxikologischer Sicht ausgegangen. Es ist allerdings zu beachten, dass es sich bei den hier dargestellten Ergebnissen um Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser und nicht

im Grundwasser handelt. Daher werden zusätzlich die Prüfwerte des Wirkungspfades Boden – Grundwasser der Bundesbodenschutzverordnung herangezogen (BBODSCHV 1999). Sie beziehen sich auf das Wasser im Übergangsbereich von der ungesättigten zur wassergesättigten Bodenzone.

Tab. 15.1: Geringfügigkeitsschwellenwerte (LAWA 2016) und Prüfwerte (BBodSchV 1999).

Konzentration [$\mu\text{g l}^{-1}$]	Geringfügigkeitsschwellenwerte (LAWA 2016)	Prüfwerte Wirkungspfad Boden-Grundwasser (BBodSchV 1999)
Blei	1,2	25
Cadmium	0,3	5
Kupfer	5,4	50
Uran	-	-
Zink	60	500

Tabelle 15.2 zeigt die mittleren Schwermetall-Gesamtgehalte im Oberboden der betrachteten Standorte sowie deren Hauptbodenart. Die Gehalte stammen aus der ersten Wiederholungsinventur und werden im Folgenden herangezogen, um die im Sickerwasser gemessenen Schwermetallkonzentrationen besser einordnen zu können.

Tab. 15.2: BDF-L: Bodenart und Schwermetall-Gesamtgehalte (Königswasserextrakt, mg kg^{-1}) im Ap-Horizont (0–20 cm) bei der ersten Wiederholungsinventur (2001 bis 2010, die gelb hinterlegten Zahlen stammen aus der Grundinventur, da keine Werte aus der Wiederholungsinventur vorliegen), Mittelwerte der vier Kernflächen, fett gedruckte Werte überschreiten den Vorsorgewert nach BBodSchV (1999); BDF-F: Bodenart und Schwermetall-Gesamtgehalte (Königswasserextrakt, mg kg^{-1}) in 0–20 cm Tiefe bei der Wiederholungsinventur (2010 bzw. 2014) (n. a. nicht analysiert).

Standort	B.-art	Cd	Cu	Pb	Zn	U
L012BUEH	T	0,09	16,4	27	72	1,12
L021GROE	S	0,16	10,8	11	28	0,28
L032MARK	S	0,17	12,8	10	16	0,33
L033DINK	S	0,09	10,3	8	17	0,21
L035KIRC	S	0,05	4,0	13	11	0,21
L037SCHL	T	14,43	444,4	3648	4154	1,34
L049GLIS	S	0,07	5,2	15	30	0,43
L051REIH	T	0,20	20,6	29	76	2,14
L064HOHE	S	0,04	2,3	10	15	0,34
L065JUEH	T	0,17	20,7	51	113	1,18
L070SEHL	U	0,89	26,4	118	214	0,89
F006SLB1	U	0,04	3,8	35	19	n.a.
F007SLF1	U	0,04	15,6	51	36	n.a.
F021AUKI	S	0,12	1,2	13	3	n.a.

15.3. Grundwasseruntersuchungen

Für sechs der in Tabelle 15.2 aufgeführten landwirtschaftlich genutzten BDF liegen insgesamt sieben Grundwassermessstellen (GWM) vor. Die Grundwasseruntersuchungen erfolgten gemäß des GÜN-Messnetzkonzeptes „Güte- und Standmessnetz Grundwasser“ (NLWKN 2014). Die Grundwasser-Probenentnahme erfolgt in der Regel jährlich bzw. maximal zweimal im Jahr. Die Schwermetalle sind Kenngrößen des Ergänzungsprogrammes und werden i. d. R. nur alle drei Jahre untersucht. Uran wurde lediglich im Rahmen einer Sonderuntersuchung von 2009–2013 untersucht, deshalb liegen hier nur wenige Messergebnisse vor (NLWKN 2015). Ausgewertet werden Messdaten über den Zeitraum von 2008–2018, sofern hierzu Daten vorliegen (Tab. 15.3). Die Analytik auf Blei (Pb), Cadmium (Cd) und Kupfer (Cu) erfolgte nach DIN EN ISO 17294-2 oder 15586-E4. Zink (Zn) wurde gemäß DIN EN ISO 17294-2 oder DIN 38406-E8 untersucht und Uran (U) ebenfalls nach DIN EN ISO 17294-2.

Tab. 15.3: Grundwassermessstellen (GWM) mit Schwermetalluntersuchungen (Blei, Cadmium, Kupfer, Zink) und Untersuchungen auf Uran im Zeitraum 2008–2018 an sechs BDF-L-Standorten.

GWM an BDF-L	Zeitraum ausgewertete Messergebnisse	Anzahl Messwerte je Parameter	
		Schwermetalle Ausnahmen in Klammern	Uran *Uran gelöst
L012BUEH-I	2008-2018	5	1*
L012BUEH-II	2008-2016	9	4*
L021GROE	2012-2018	5 (Pb: 4)	1*
L032MARK	2008-2018	5 (Cu/Zn: 6)	1*
L033DINK	2009-2016 (Pb: 2009-2015)	7 (Pb: 6)	1
L037SCHL	2008-2017	8 (Pb/Zn: 6)	5 / 6*
L049GLIS	2009-2018	9 (Cd: 7)	2*

15.4. Ergebnisse im Sickerwasser

15.4.1. Kupfer

Forstlich genutzte BDF

In Abbildung 15.1 sind die Kupferkonzentrationen im Sickerwasser von elf BDF-L und drei BDF-F dargestellt. Auf den BDF-F F021AUKI und F006SLB1 liegt das 90%-Quantil unter der Geringfügigkeitsschwelle von $5,4 \mu\text{g l}^{-1}$ (LAWA 2016), auf F007SLF1 liegen Median und 90%-Quantil mit $6,9 \mu\text{g l}^{-1}$ bzw. $9 \mu\text{g l}^{-1}$ zwischen der Geringfügigkeitsschwelle und dem Prüfwert der Bundesbodenschutzverordnung für den Pfad Boden – Grundwasser von $50 \mu\text{g l}^{-1}$ (BBODSCHV 1999). Im Vergleich zum Zeitraum 1993–2000 (hier nicht dargestellt) haben die Konzentrationen auf allen BDF-F abgenommen. Dies ist vermutlich eine Folge des gesunkenen atmosphärischen Kupfereintrags, der einzigen bedeutenden Eintragsquelle für Kupfer in Waldböden. Er weist seit Jahren einen abnehmenden Trend auf und betrug im Mittel der Jahre 2009–2018 mit der Kronentraufe zwischen $17 \text{g ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ (F021AUKI) und $28 \text{g ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ (F007SLF1).

Landwirtschaftlich genutzte BDF

Bei den landwirtschaftlich genutzten BDF weisen die Standorte L033DINK und L035KIRC mit $31,7 \mu\text{g l}^{-1}$ und $16,7 \mu\text{g l}^{-1}$ die höchsten Mediane auf (Abb. 15.1). Das 90%-Quantil von L033DINK übersteigt den Prüfwert von $50 \mu\text{g l}^{-1}$ der Bundesbodenschutzverordnung für den Pfad Boden – Grundwasser (BBODSCHV 1999). Werden die Geringfügigkeitsschwellenwerte für das Grundwasser (LAWA 2016) angesetzt, liegen alle 90%-Quantile mit Ausnahme der Standorte L065JUEH und L070SEHL oberhalb des Schwellenwertes von $5,4 \mu\text{g l}^{-1}$. Da die Saugkerzen im ungesättigten Bereich eingebaut sind, können die hier gemessenen Konzentrationen deutlich von denen im Grundwasser abweichen (s. Kap. 15.5).

Bedeutende Eintragsquellen für Kupfer in den Boden sind Gülle und Mist, da Kupfer als Futtermittelzusatzstoff insbesondere in der Schweinemast eingesetzt wird. Die Standorte L012BUEH, L032MARK, L033DINK und L049GLIS haben in den vergangenen zwei Jahrzehnten häufig Schweine- und Mischgülle erhalten. Im ökologischen Landbau werden Kupferpräparate als Pflanzenschutzmittel eingesetzt. Die BDF L021GROE wird seit 1989

ökologisch bewirtschaftet. Dort wurden beispielsweise allein im Zeitraum 1998 bis 2006 im Mittel $568 \text{g Cu ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ über Pflanzenschutzmittel zugeführt und $140 \text{g Cu ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ über kupferhaltige Mineraldünger (KAMERMANN, GROH & HÖPER 2015). Die Summe der Kupfereinträge lag damit über den Kupfereinträgen der häufig mit Schweine- und Mischgülle gedüngten Standorte wie L032MARK und L033DINK.

Tabelle 15.2 zeigt die mittleren Schwermetall-Gesamtgehalt im Oberboden der betrachteten Standorte. Es fällt auf, dass der Standort L035KIRC trotz geringer Kupfergehalte im Ap-Horizont von nur 4mg kg^{-1} Kupfer erhöhte Kupferkonzentrationen im Sickerwasser aufweist. Umgekehrt verhält es sich am Standort L037SCHL. Mit im Mittel 444mg kg^{-1} Kupfer im Oberboden findet man hier den mit Abstand höchsten Kupfergehalt im Oberboden aller Standorte. Dies ist auf schwermetallhaltige Auesedimente zurückzuführen, die aus der historischen Bergbautätigkeit im Harz stammen. Trotzdem sind die Kupferkonzentrationen im Sickerwasser vergleichsweise niedrig. Das lässt sich zu großen Teilen erklären, wenn die Kupferkonzentrationen in Abhängigkeit vom pH-Wert dargestellt werden (Abb. 15.2). Die landwirtschaftlich genutzten BDF zeigen einen Trend zu höheren Kupferkonzentrationen im Sickerwasser bei niedrigeren pH-Werten. Bei hohen pH-Werten wird Kupfer hauptsächlich durch Mn- und Fe-Oxide und organische Substanz gebunden (ROSS 1994). Der Vergleich mit den BDF-F zeigt, dass die Höhe des Eintrags an mobilem Kupfer ebenfalls großen Einfluss auf die Höhe der Konzentration im Sickerwasser hat. Ohne weitere Kupfereinträge und bei gleichbleibendem pH-Wert wird mit der Zeit nur noch das Kupfer ausgewaschen, das aus den Tonmineralen freigesetzt wird.

15.4.2. Blei

Forstlich genutzte BDF

In Abbildung 15.3 sind die Bleikonzentrationen im Sickerwasser dargestellt. Trotz sehr niedriger pH-Werte im Boden (Abb. 15.4) und Bleigehalten über dem Hintergrundwert in der Humusaufgabe auf den Flächen F006SLB1 und F007SLF1 (FORTMANN & MEESENBURG 2020) liegt der Median im Sickerwasser der drei untersuchten BDF-F unter der Geringfügigkeitsschwelle (LAWA 2016). Auf der Fläche

F006SLB1 liegt auch das 90%-Quantil darunter, auf den Flächen F007SLF1 und F021AUKI wird es mit 0,1 bzw. 0,2 $\mu\text{g l}^{-1}$ geringfügig überschritten.

Bedeutender Eintragspfad für Blei war in der Vergangenheit der atmosphärische Eintrag mit der Kronentraufe, der Anfang der 1980er Jahre auf der Fläche F007SLF1 bis zu 320 $\text{g ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ betrug (UTERMANN et al. 2019). Mit dem Verbot von bleihaltigem Benzin ab dem 01.02.1988 (BzBLG 1971) ging der Bleieintrag drastisch zurück und lag im Mittel der Jahre 2009–2019 nur noch zwischen 10 $\text{g ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ (F021AUKI) und 23 $\text{g ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ (F007SLF1). Im Vergleich zum Zeitraum 1993–2000 ist der Median (F021AUKI) bzw. das 90%-Quantil (F006SLB1) geringfügig angestiegen. Dies könnte darauf zurückzuführen sein, dass in der Humusaufgabe gebundenes Blei in Lösung geht und mit dem Sickerwasser in den Mineralboden verlagert wird (FORTMANN & MEESENBURG 2020).

Landwirtschaftlich genutzte BDF

Von den landwirtschaftlich genutzten BDF weist L033DINK mit 2,5 $\mu\text{g l}^{-1}$ den höchsten Median auf, gefolgt von L035KIRC und L032MARK mit 1,6 $\mu\text{g l}^{-1}$ und 1,1 $\mu\text{g l}^{-1}$ (Abb. 15.3). An keinem Standort überschreitet das 90%-Quantil den Prüfwert für Blei von 25 $\mu\text{g l}^{-1}$ der Bundesbodenschutzverordnung für den Pfad Boden – Grundwasser (BBODSCHV 1999). Wird eine Beurteilung nach den Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser (LAWA 2016) vorgenommen, liegen die 90%-Quantile aller Standorte mit Ausnahme von L012BUEH, L037SCHL, L065JUEH und L070SEHL oberhalb des Schwellenwertes von 1,2 $\mu\text{g l}^{-1}$.

Ein bedeutender Eintragspfad für Blei in landwirtschaftlich genutzte Böden sind Klärschlämme. Allerdings hat keiner der hier betrachteten Standorte seit der Grundinventur Klärschlamm erhalten. Sowohl in organischen als auch mineralischen Düngern kann Blei enthalten sein. Eine Auswertung der Bleisalden für den Zeitraum von der Grundinventur bis zur 1. Wiederholungsinventur (ca. 10 Jahre) hat keine Überschreitung der zulässigen zusätzlichen jährlichen Blei-Fracht über alle Wirkungspfade nach BBODSCHV (1999) ergeben (KAMERMANN, GROH & HÖPER 2015). Für den Ackerstandort L070SEHL und den Grünlandstandort L035KIRC liegt diese Auswertung nicht vor.

Eine Überschreitung ist aber aufgrund der Düngerart und des Düngenniveaus nicht zu erwarten.

Die höchsten Bleigehalte im Oberboden weist die Fläche L037SCHL mit im Mittel 3648 mg kg^{-1} Blei auf, gefolgt von L070SEHL mit 118 mg kg^{-1} (Tab. 15.2). Während das Blei am Standort L037SCHL eine anthropogene Ursache hat (Herkunft siehe Kupfer) ist es am Standort L070SEHL überwiegend geogen bedingt. Beide Standorte überschreiten den Vorsorgewert nach BBODSCHV (1999) für Blei von 100 mg kg^{-1} für Tonböden bzw. 70 mg kg^{-1} für Schluffböden. Dennoch sind die mittleren Bleikonzentrationen im Sickerwasser mit 0,11 $\mu\text{g l}^{-1}$ und 0,12 $\mu\text{g l}^{-1}$ vergleichsweise niedrig. Abbildung 15.4 zeigt, dass beide Standorte hohe pH-Werte über 7,5 aufweisen. Dieser Sachverhalt und das tonige bzw. schluffige Ausgangsmaterial der Bodenbildung setzt die Bleimobilität deutlich herab. Die drei Standorte L033DINK, L035KIRC und L032MARK mit den höchsten Blei-Konzentrationen im Sickerwasser weisen besonders niedrige pH-Werte zwischen 4,2 und 4,8 auf.

15.4.3. Cadmium

Forstlich genutzte BDF

Abbildung 15.5 zeigt die Cadmiumkonzentrationen im Sickerwasser der forstlich und landwirtschaftlich genutzten BDF. Auffallend sind die sehr hohen Cadmiumkonzentrationen auf den BDF-F F007SLF1 und F006SLB1, obwohl die Cadmium-Gehalte im Oberboden (0–5 cm) und in der Humusaufgabe deutlich unter den Hintergrundwerten liegen und die Flächen insgesamt geringe Cadmium-Gehalte bis 1 m Tiefe aufweisen (FORTMANN & MEESENBURG 2020). Die Cadmium-Konzentrationen im Sickerwasser der BDF-F F007SLF1 sind höher als auf allen anderen untersuchten BDF, die BDF F007SLB1 weist nach der Fläche L033DINK die dritthöchsten Konzentrationen auf. Dies dürfte auf die ehemals hohen anthropogenen Cadmiumeinträge mit der Kronentraufe zurückzuführen sein. Dieser Eintrag hat zwar seit Mitte der 1990er Jahre stark abgenommen und betrug im Mittel der Jahre 2009–2018 mit der Kronentraufe nur noch zwischen 0,5 $\text{g ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ (F021AUKI, F006SLB1) und 1,0 $\text{g ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ (F007SLF1) (UTERMANN et al. 2019). Cadmium aus Einträgen früherer Jahre kann aber auf Grund der

sehr niedrigen pH-Werte (Abb. 15.6) der betroffenen Flächen gelöst worden sein, und zu den hohen Konzentrationen in der Bodenlösung führen. Die Geringfügigkeitsschwelle in Höhe von $0,3 \mu\text{g l}^{-1}$ (LAWA 2016) wird sowohl vom Median als auch dem 90%-Quantil überschritten. Auf der Fläche F021AUKI wird die Geringfügigkeitsschwelle durch das 90%-Quantil trotz höherer Gesamtgehalte im Boden eingehalten. Ursache hierfür könnte die größere Messtiefe sowie die Festlegung aufgrund einer hier erfolgten Kalkung sein. Der Prüfwert für den Wirkungspfad Boden – Grundwasser wird auf allen drei BDF-F beim 90%-Quantil hingegen eingehalten. Auf allen drei BDF-F hat die Cadmiumkonzentration deutlich abgenommen. Auf Grund der zurückgegangenen atmosphärischen Stoffeinträge und der abnehmenden Konzentrationen im Sickerwasser ist derzeit nicht davon auszugehen, dass die zulässige Cadmiumfracht über alle Wirkungspfade (§ 8 Abs. 2 Nr. 2 BBODSCHG) überschritten wird.

Landwirtschaftlich genutzte BDF

Den höchsten Median der landwirtschaftlich genutzten BDF weist L033DINK mit $0,43 \mu\text{g l}^{-1}$ auf, gefolgt von L035KIRC und L032MARK mit $0,16 \mu\text{g l}^{-1}$ und $0,12 \mu\text{g l}^{-1}$ (Abb. 15.5). An keinem Standort überschreitet das 90%-Quantil den Prüfwert für Cadmium von $5 \mu\text{g l}^{-1}$ der Bundesbodenschutzverordnung für den Pfad Boden – Grundwasser (BBODSCHV 1999). Werden die Geringfügigkeitsschwellenwerte für das Grundwasser (LAWA 2016) herangezogen, liegen die 90%-Quantile der Standorte L032MARK, L033DINK und L035KIRC oberhalb des Schwellenwertes von $0,3 \mu\text{g l}^{-1}$.

Cadmium wird häufig über die mineralische Düngung in landwirtschaftlich genutzte Böden eingetragen, da es in mineralischen Phosphordüngern enthalten sein kann. Die Gehalte schwanken je nach Lagerstätte bzw. geologischer Herkunft des Rohphosphats (AMELUNG et al. 2018). Erst ab 2022 gilt EU-weit ein Grenzwert von 60 mg Cadmium pro kg Phosphatdünger (VERORDNUNG (EU) 2019/1009). Auch die atmosphärische Deposition ist ein Eintragspfad. Zwischen 2000 und 2006 lagen die mittleren jährlichen Cadmiumdepositionen, gemessen an Freilandmessstellen der BDF-L, zwischen $0,4 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und $1,2 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (KAMERMANN, GROH & HÖPER 2015), sind seitdem aber gesunken (KEUFFEL-TÜRK et al. 2021). Eine Auswertung der Cadmiumsalden für den Zeitraum von der

Grundinventur bis zur 1. Wiederholungsinventur (ca. 10 Jahre) hat keine Überschreitung der zulässigen zusätzlichen jährlichen Cadmiumfracht über alle Wirkungspfade nach BBODSCHV (1999) ergeben (KAMERMANN, GROH & HÖPER 2015). Für den Ackerstandort L070SEHL und den Grünlandstandort L035KIRC liegt diese Auswertung allerdings nicht vor. Eine Überschreitung ist aber auf Grund des Düngeneiveaus nicht zu erwarten.

Die Cadmiumgehalte im Oberboden (Tab. 15.2) überschreiten nur am Standort L037SCHL mit $14,4 \text{ mg kg}^{-1}$ aufgrund der schwermetallreichen Auensedimente (Herkunft siehe Kupfer) die Vorsorgewerte nach BBODSCHV (1999). Die Konzentrationen im Sickerwasser sind jedoch pH-Wert-bedingt vergleichsweise niedrig. Wie schon zuvor bei Kupfer und Blei steigen auch beim Cadmium die Konzentrationen im Sickerwasser bei sinkendem pH-Wert an (Abb. 15.6). Die drei Standorte mit den höchsten mittleren Cadmiumkonzentrationen im Sickerwasser (L033DINK, L035KIRC, L032MARK) weisen die niedrigsten pH-Werte der BDF-L zwischen 4,2 und 4,8 in der Einbautiefe der Saugsonden auf. Im Vergleich zu Kupfer, Zink und Blei wird Cadmium verhältnismäßig schwach an Tonminerale und organische Substanz gebunden (ROSS 1994).

15.4.4. Zink

Forstlich genutzte BDF

Abbildung 15.7 zeigt, dass der Median der Konzentrationen der beiden mit Nadelbäumen bestandenen BDF F007SLF1 und F021AUKI in der gleichen Größenordnung liegt, wie die der am höchsten belasteten BDF-L-Flächen. Mit 90%-Quantilen zwischen $133 \mu\text{g l}^{-1}$ (F006SLB1) und $180 \mu\text{g l}^{-1}$ (F021AUKI) liegen die Zinkkonzentrationen im Sickerwasser auf allen drei BDF-F deutlich über der Geringfügigkeitsschwelle (LAWA 2016). Der Prüfwert wird hingegen selbst von den maximal gemessenen Zinkkonzentrationen nicht überschritten. Zeitlich betrachtet hat die Zinkkonzentration in der Bodenlösung insbesondere auf der Fichten- und Kiefern-BDF deutlich abgenommen. Das 90%-Quantil war im Zeitraum 2009–2019 auf den beiden Nadelbaumflächen 40 % bzw. 60 % geringer als die Werte des Zeitraums 1993–2000. Hierin spiegelt sich der Rückgang des anthropogen bedingten luftbürtigen Stoffeintrags wieder.

Seit Mitte der 1980er Jahre hat der Zinkeintrag um bis zu 80 % abgenommen. Im Mittel der Jahre 2009–2018 betrug er zwischen $98 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (F006SLB1) und $144 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (F007 SLF1).

Landwirtschaftlich genutzte BDF

Abbildung 15.7 ist zu entnehmen, dass die Standorte L033DINK und L021GROE mit $173 \mu\text{g l}^{-1}$ und $109 \mu\text{g l}^{-1}$ Zink die höchsten mittleren Konzentrationen aufweisen, gefolgt von L035KIRC mit $71 \mu\text{g l}^{-1}$ Zink. An keinem Standort überschreitet das 90%-Quantil den Prüfwert für Zink von $500 \mu\text{g l}^{-1}$ der Bundesbodenschutzverordnung für den Pfad Boden – Grundwasser (BBODSCHV 1999). Wird eine Beurteilung nach den Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser (LAWA 2016) vorgenommen, liegen die 90%-Quantile aller Standorte mit Ausnahme von L032MARK, L037SCHL, L049GLIS, L065JUEH und L070SEHL oberhalb des Schwellenwertes von $60 \mu\text{g l}^{-1}$.

Zink ist ein essenzielles Spurenelement und wird u. a. über organische Dünger eingetragen. Besonders Schweinegülle kann hohe Konzentrationen aufweisen. Auch über die Deposition werden erhebliche Mengen zugeführt. Eine Auswertung der Zinksalden für den Zeitraum von der Grundinventur bis zur 1. Wiederholungsinventur (ca. 10 Jahre) ergab für den Standort L032MARK mit $1389 \text{ g Zn ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und den Standort L033DINK mit $2202 \text{ g Zn ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ die höchsten Zinksalden der betrachteten BDF (KAMERMANN, GROH & HÖPER 2015). Diese beiden BDF-L überschreiten im genannten Zeitraum die zulässige zusätzliche jährliche Zinkfracht von $1200 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ über alle Wirkungspfade nach BBODSCHV (1999). Für den Ackerstandort L070SEHL und den Grünlandstandort L035KIRC liegt diese Auswertung nicht vor. Allerdings ist für den Standort L070SEHL eine Überschreitung der zulässigen zusätzlichen jährlichen Fracht auf Grund der ausschließlich mineralischen Düngung nicht zu erwarten. Das gilt auch für L035KIRC, da hier ausschließlich Rindergülle als organischer Dünger eingesetzt wird, die deutlich weniger Zink enthält als Schweinegülle.

In den Oberböden der betrachteten landwirtschaftlich genutzten BDF werden die Vorsorgewerte für Zink nach BBODSCHV (1999) an den Flächen L037SCHL und L070SEHL mit 4154 mg kg^{-1} und 214 mg kg^{-1} überschritten (Tab. 15.2). Beide Standorte weisen aber mit $1,2 \mu\text{g l}^{-1}$ (L037SCHL) und $13,1 \mu\text{g l}^{-1}$

(L070SEHL) Zink verhältnismäßig niedrige mittlere Zinkkonzentrationen im Sickerwasser auf. Während in L037SCHL Ton als Hauptbodenart vorliegt, ist es in L070SEHL Schluff, der pH-Wert liegt dort bei 7,7 und damit etwas höher als in L037SCHL mit 7,6 (Abb. 15.8). Die Kombination aus hohem Tongehalt und hohem pH-Wert reduziert die Zinkmobilität erheblich. Wie bereits bei den zuvor betrachteten Schwermetallen steigen die gemessenen Konzentrationen mit sinkendem pH-Wert an. Auffällig sind jedoch L032MARK und L049GLIS; trotz eines niedrigen pH-Wertes von 4,8 sind die mittleren Zinkkonzentrationen mit $6,5 \mu\text{g l}^{-1}$ und $6,3 \mu\text{g l}^{-1}$ verhältnismäßig niedrig. Was der Grund hierfür ist, kann vorläufig nicht geklärt werden. Weder die Zinkgehalte in den Oberböden (Tab. 15.2) noch in den Unterböden sind ungewöhnlich niedrig, und beide Standorte werden organisch gedüngt.

15.4.5. Uran

Landwirtschaftlich genutzte BDF

Abbildung 15.9 zeigt die mittleren Urankonzentrationen im Sickerwasser der landwirtschaftlich genutzten BDF. Auf den BDF-F wurde Uran nicht untersucht. Den höchsten Mittelwert (Median) weist L037SCHL mit $10,7 \mu\text{g l}^{-1}$ auf, gefolgt von L012BUEH mit $2,8 \mu\text{g l}^{-1}$. Für Uran existieren weder Vorsorgewerte nach BBODSCHV (1999) noch Geringfügigkeitsschwellenwerte für das Grundwasser (LAWA 2016). Seit dem 1. November 2011 gilt ein Grenzwert von $10 \mu\text{g l}^{-1}$ für Uran im Trinkwasser (TRINKWV 2017). Das 90%-Quantil der BDF L037SCHL würde diesen Grenzwert überschreiten.

Uran kommt natürlicherweise in unterschiedlichen Konzentrationen in Böden vor. Hohe Werte weisen Festgesteinsböden aus sauren Magmatiten und Metamorphiten, Tongesteinen sowie Kalk- und Mergelgesteinen auf (DIENEMANN & UTERMANN 2012). Der Standort L037SCHL, in der Okeraue gelegen, ist durch mittelalterlichen Bergbau mit Schwermetallen und auch mit Uran belastet, wobei die Uranbelastung vergleichsweise gering ausfällt. Verschiedene Untersuchungen zeigen, dass sich Uran auch aus mineralischen Phosphordüngern im Boden anreichern kann (DIENEMANN & UTERMANN 2012, SCHNUG & HANEKLAUS 2008, SMIDT

2011). Die Höhe des Urangelhaltes im Phosphordünger hängt von der jeweiligen Lagerstätte ab, besonders hoch ist er in Sedimentgesteinen (BATURIN & KOCHENOV 2001). Ob bzw. wie stark Uran aus Phosphordünger die Uranausträge mit dem Sickerwasser erhöht, ist noch nicht hinreichend untersucht (SMIDT 2011, DIENEMANN & UTERMANN 2012).

Den höchsten Urangelhalt im Oberboden weist die Fläche L051REIH mit 2,14 mg kg⁻¹ auf, gefolgt von L037SCHL, L012BUEH und L065JUEH (Tab. 15.2). Abbildung 15.10 zeigt die Urangelhalte im Sickerwasser (Median) in Abhängigkeit vom pH-Wert. Im Gegensatz zu den bisher betrachteten Schwermetallen erhöht sich die Urankonzentration im Sickerwasser mit steigendem pH-Wert. Die Urankonzentration im Sickerwasser der BDF L037SCHL weist allerdings einen deutlich höheren Median auf als Standorte wie L065JUEH und L070SEHL mit einem ähnlich hohen pH-Wert. Die Ursache für die erhöhte Mobilität ist unklar.

15.5. Ergebnisse im Grundwasser

Es wurden Messwerte von sieben Grundwassermessstellen (GWM) an sechs BDF-L ausgewertet. Für die BDF L012BUEH wurden mit L012BUEH-I und -II zwei Grundwassermessstellen herangezogen. Auf eine grafische Auswertung wird beim Grundwasser im Vergleich zum Sickerwasser verzichtet, da oftmals alle Messwerte einer Grundwassermessstelle kleiner der Bestimmungsgrenze sind oder nur wenige Messwerte über der Bestimmungsgrenze vorliegen. Zudem liegen für die Schwermetalle mit vier bis neun Messergebnissen je nach Parameter und Grundwassermessstelle (Tab. 15.3) vergleichsweise wenig auswertbare Messdaten vor, so dass im Folgenden auf die Boxplot-Darstellung verzichtet wird und nur die Medianwerte dargestellt werden (Tab. 15.4).

Entsprechendes gilt für die Auswertungen zu Uran. Aufgrund der geringen Messergebnisse zu Uran bzw. Uran gelöst sind nur für die Grundwassermessstellen L012BUEH-II und L037SCHL mit vier bis sechs Messergebnissen (Tab. 15.3) Medianwerte ermittelt worden.

Tab. 15.4: Medianwerte der Nachweise zu den Schwermetallen Blei (Pb), Cadmium (Cd), Kupfer (Cu) und Zink (Zn) sowie Uran (U) für sieben Grundwassermessstellen (GWM) im Zeitraum 2008–2018 im Vergleich zu den Schwellenwerten der Grundwasserverordnung (GRWV 2017) und den Geringfügigkeitsschwellenwerten (GfS) der LAWA (LAWA 2016).

Literatur bzw. GWM an BDF-L	Schwellenwerte bzw. Medianwerte in µg l ⁻¹ (fett: Nachweise > Bestimmungsgrenze; gelb: Überschreitungen des GfS)				
	Pb	Cd	Cu	Zn	U und *U gelöst
GrwV 2017	10	0,5	–	–	–
GfS 2016	1,2	0,3	5,4	60	–
L012BUEH-I	<1	0,05	1,05	<10	–
L012BUEH-II	<1	<0,05	<1	<10	0,11*
L021GROE	<1	0,19	4,4	37,5	–
L032MARK	<1	0,34	7,4	44	–
L033DINK	<1	<0,05	<1	<10	–
L037SCHL	<1	0,04	2,1	9,9	19,5 / 19*
L049GLIS	<1	0,07	<1	<10	–

In der Tabelle 15.4 sind die Medianwerte der Nachweise zu den Schwermetallen Blei, Cadmium, Kupfer und Zink sowie Uran bzw. Uran gelöst den Schwellenwerten der Grundwasserverordnung (GRWV 2017) und den Geringfügigkeitsschwellenwerten (GfS) der LAWA (LAWA 2016) gegenübergestellt. In der Grundwasserverordnung ist für Uran kein Schwellenwert angegeben, und es wurde auch kein Geringfügigkeitsschwellenwert für Uran im Grundwasser abgeleitet. Somit liegt keine Bewertungsgrundlage für Uran im Grundwasser vor. Zur Bewertung bietet es sich daher an, den gesundheitlichen Grenzwert von 10 µg l⁻¹ aus der Trinkwasserverordnung (TRINKWV 2017) heranzuziehen.

Insgesamt ergibt sich ein heterogenes Bild (Tab. 15.4). Standortunterschiede sind deutlich erkennbar. Am Standort L033DINK sind alle sechs bzw. sieben analysierten Messwerte für Blei, Cadmium, Kupfer und Zink unter der Bestimmungsgrenze. Entsprechend sind die Medianwerte für die Schwermetalle ebenfalls unter der Bestimmungsgrenze. Im Gegensatz dazu sind am Standort L032MARK alle fünf bzw. sechs ermittelten Messwerte für Cadmium, Kupfer und Zink über der Bestimmungsgrenze. Der Medianwert für Cadmium überschreitet geringfügig den Geringfügigkeitsschwellenwert von 0,3 µg l⁻¹. Der Medianwert für Kupfer hingegen wird deutlich überschritten. Die höchsten Medianwerte liegen für Zink an den Standorten L021GROE und L032MARK mit 37,5 bzw. 44 µg l⁻¹ vor. Die Medianwerte für Blei sind an allen Grundwassermessstellen kleiner 1 µg l⁻¹.

Die Schwellenwerte der Grundwasserverordnung für Blei und Cadmium werden an keiner Grundwassermessstelle von den Medianwerten überschritten. Überschreitungen der Geringfügigkeitsschwellenwerte (LAWA 2016) treten nur am Standort L032MARK bei Cadmium und Kupfer auf. Dieses Ergebnis überrascht, denn im Sickerwasser fällt besonders der Standort L033DINK durch hohe Konzentrationen bei Blei, Cadmium, Kupfer und Zink auf. Allerdings ist bei den Grundwasseranalysen zu beachten, dass die Grundwassermessstellen ein deutlich größeres Einzugsgebiet haben als die verwendeten Saugsonden. Wechselnde Bodenverhältnisse und Verdünnungseffekte können zu abweichenden Ergebnissen zwischen Sicker- und Grundwasser führen. Das Einzugsgebiet der Grundwassermessstelle L032MARK umfasst zudem Wald- und Siedlungsflächen, die ganz andere Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser aufweisen können als landwirtschaftlich genutzte Flächen.

Interessant sind die Ergebnisse zu Uran im Grundwasser: Im Sickerwasser weist L037SCHL deutlich höhere Uran-Konzentrationen als L012BUEH auf. Das findet sich so auch im Grundwasser wieder. An der Messstelle L012BUEH-II liegt der Medianwert für Uran gelöst deutlich unter dem Trinkwassergrenzwert von $10 \mu\text{g l}^{-1}$. Gleiches gilt für die flacher verfilterte Messstelle (L012BUEH-I), hier liegt nur ein Messwert von 2013 von $0,93 \mu\text{g l}^{-1}$ vor. Demgegenüber wird der Trinkwassergrenzwert für Uran an der Grundwassermessstelle L037SCHL fast um das Doppelte überschritten.

15.6. Zusammenfassung

15.6.1. Forstlich genutzte BDF

Löslichkeit und Mobilität anthropogen eingetragener Schwermetalle werden neben dem Humus- und Tonmineralgehalt stark vom pH-Wert der Böden beeinflusst. Die pH-Werte ($\text{pH}(\text{CaCl}_2)$) der ausgewerteten BDF-F sind mit Werten zwischen 3,9 und 4,0 sehr gering und deutlich niedriger als auf allen BDF-L. Trotz höherer luftbürtiger anthropogen bedingter Blei- und Kupfer-Einträge sind die Konzentrationen dieser Elemente im Sickerwasser der BDF-F geringer als bei den BDF-L mit niedrigen pH-Werten. Ursache hierfür dürfte sein, dass im Rahmen der Bewirtschaftung von Wäldern keine Schwermetalle durch Düngung oder

Pflanzenschutzmittel in den Boden gelangen. Im Vergleich zum Zeitraum 1993–2000 (hier nicht dargestellt) haben die Konzentrationen im Sickerwasser von Cadmium, Kupfer und Zink auf allen drei BDF-F in Folge sinkender atmosphärischer Einträge abgenommen. Bei Blei deutet sich hingegen auf den BDF-F eine Zunahme der Konzentration an, die sich auf F021AUKI in einem höheren Median, auf F006SLB1 in einem höheren 90%-Quantil oder auf F007SLF1 in gestiegenen maximalen Konzentrationen zeigt.

15.6.2. Landwirtschaftlich genutzte BDF

Eine Überschreitung der Prüfwerte für den Pfad Boden – Grundwasser (BBODSCHV 1999) wird lediglich für das Schwermetall Kupfer am Standort L033DINK festgestellt. Alle anderen Schwermetalle bzw. Standorte halten die Prüfwerte ein. Da der Standort sowohl im Unterboden als auch Oberboden sehr niedrige pH-Werte unter 4,5 aufweist, würde eine stufenweise Aufkalkung auf den Ziel-pH von 5,5 (MÜLLER & WALDECK 2011) den Austrag mit dem Sickerwasser vermutlich deutlich reduzieren. Die Geringfügigkeitsschwellenwerte der Schwermetalle Kupfer, Zink, Cadmium und Blei werden insbesondere an den Standorten mit niedrigem pH-Wert häufig überschritten. Allerdings dienen diese Schwellenwerte bei der Bewertung von Gehalten im Sickerwasser nur zur Orientierung, da sie für das Grundwasser abgeleitet wurden. Dennoch ist auch in diesen Fällen eine Aufkalkung der Oberböden hin zum Ziel-pH-Wert erstrebenswert.

15.6.3. Grundwasser

Bezüglich der BDF mit Saugsondenanlagen zur Sickerwassergewinnung gibt es Grundwassermessstellen mit Schwermetallanalysen nur an den BDF-L L012BUEH, L021GROE, L032MARK, L033DINK, L037SCHL und L049GLIS. Die Geringfügigkeitsschwellenwerte im Grundwasser werden nur am Standort L032MARK von Cadmium und Kupfer überschritten. Mögliche Gründe für die Abweichungen zwischen Grund- und Sickerwasser sind das größere Einzugsgebiet der Grundwassermessstellen mit teilweise anderer Flächennutzung und Verdünnungseffekte.

Die Ergebnisse zeigen, dass die Schwermetallausträge mit dem Sickerwasser stark vom pH-Wert beeinflusst sind. Die Standorte mit einem sandigem Ausgangsmaterial für die Bodenbildung weisen hier die niedrigsten pH-Werte in der Einbautiefe der Saugsonden auf. Das erhöht mit Ausnahme von Uran die Schwermetallmobilität bzw. -auswaschung deutlich. Wieviel mit dem Sickerwasser ausgetragen wird, hängt gerade bei niedrigen pH-Werten aber auch vom Schwermetalleintrag ab. Ist dieser niedrig, kann bei gleichbleibendem pH-Wert nur noch die Schwermetallmenge ausgewaschen werden, die im Laufe eines Jahres aus der Verwitterung freigesetzt wird.

15.7. Literatur

- AMELUNG, W., BLUME, H.-P., FLEIGE, H., HORN, R., KANDELER, E., KÖGEL-KNABNER, I., KRETZSCHMAR, R., STAHR, K. & WILKE, B.-M. (2018): Scheffer/Schachtschabel, Lehrbuch der Bodenkunde. – 17. überarbeitete Auflage; Berlin (Springer).
- BATURIN, G. N. & KOCHENOV, A. V. (2001): Uranium in Phosphorites. – *Lithology and Mineral Resources* **36/4**: 303–321.
- BBODSCHG (1998): Bundes-Bodenschutzgesetz vom 17. März 1998 (BGBl. I: 502), das zuletzt durch Artikel 3 Absatz 3 der Verordnung vom 27. September 2017 (BGBl. I: 3465) geändert worden ist. – <<https://www.gesetze-im-internet.de/bbodschg/BJNR050210998.html>>.
- BUNDES-BODENSCHUTZ- UND ALTLASTENVERORDNUNG – BBODSCHV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12. Juli 1999 (BGBl. I: 1554), die zuletzt durch Artikel 126 der Verordnung vom 19. Juni 2020 (BGBl. I: 1328) geändert worden ist. – <<https://www.gesetze-im-internet.de/bbodschv/BJNR155400999.html>>.
- BZBLG –GESETZ ZUR VERMINDERUNG VON LUFTVERUNREINIGUNGEN DURCH BLEIVERBINDUNGEN IN OTTOKRAFTSTOFFEN FÜR KRAFTFAHRZEUGMOTOREN (BENZINBLEIGESETZ) (1971): Benzinbleigesetz vom 5. August 1971 (BGBl. I: 1234), das zuletzt durch Artikel 73 der Verordnung vom 31. August 2015 (BGBl. I: 1474) geändert worden ist. – <<https://www.gesetze-im-internet.de/bzblg/BJNR012340971.html>>.
- DIENEMANN, C. & UTERMANN, J. (2012): Uran in Boden und Wasser. – Umweltbundesamt, Texte **37/2012**; Dessau-Roßlau, Download unter <<http://www.uba.de/uba-info-medien/4336.html>>.
- FORTMANN, H. & KÖNIG, N. (1999–2008): Probenvorbereitungs-, Untersuchungs- und Elementbestimmungsmethoden des Umweltlabors der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt, 2. Ergänzung, Teil 1–4. – Forschungszentrum Waldökosysteme Reihe B, Bd. **75–78**.

- FORTMANN, H. & MEESENBURG, H. (2020): Schwermetallgehalte und -vorräte in Böden forstlich genutzter niedersächsischer Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF-F). – *GeoBerichte* (dieser Band, Kap. 6).
- GRWV – GRUNDWASSERVERORDNUNG (2017): Verordnung zum Schutz des Grundwassers vom 9. November 2010, zuletzt geändert durch die Verordnung vom 4. Mai 2017 (BGBl. I: 1044) Bonn. – <https://www.gesetze-im-internet.de/grwv_2010/GrwV.pdf>.
- KAMERMANN, D., GROH, H. & HÖPER, H. (2015): Schwermetallein- und -austräge niedersächsischer Boden-Dauerbeobachtungsflächen. – *GeoBerichte* **30**: 56 S., 4 Abb., 29 Tab., Anh.; Hannover (LBEG).
- KEUFFEL-TÜRK, A. B., SCHELER, B., HÖPER, H., AHRENDTS, B. & MEESENBURG, H. (2021): Stoffeinträge durch Deposition. – *GeoBerichte* (dieser Band, Kap. 14).
- LAWA (2016): Ableitung von Geringfügigkeitschwellenwerten für das Grundwasser. – aktualisierte und überarbeitete Fassung 2016, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg, Kernerplatz 9, 70182 Stuttgart.
- MÜLLER, U. & WALDECK, A. (2011): Auswertungsmethoden im Bodenschutz - Dokumentation zur Methodenbank des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS®). – *GeoBerichte* **19**: 415 S., 37 Abb., 335 Tab.; Hannover (LBEG).
- NLWKN – NIEDERSÄCHSISCHER LANDESBETRIEB FÜR WASSERWIRTSCHAFT, KÜSTEN- UND NATURSCHUTZ (2014): Gewässerüberwachungssystem Niedersachsen (GÜN) - Güte- und Standsmessnetz Grundwasser. – Reihe Grundwasser **18**: 46 S.
- NLWKN – NIEDERSÄCHSISCHER LANDESBETRIEB FÜR WASSERWIRTSCHAFT, KÜSTEN- UND NATURSCHUTZ (2015): Themenbericht Uran - Sonderuntersuchungen im Grundwasser, Datenauswertung 2009–2013. – Reihe Grundwasser **22**, 18 S.
- ROSS, S. M. (1994): Retention, transformation and mobility of toxic metals in soils. – In: Ross, S. M. (Ed.): *Toxic metals in soil-plant systems*. – p. 63–152; Chichester (Wiley).
- SCHNUG, E. & HANEKLAUS, S. (2008): Dispersion of uranium in the environment by fertilization. – In: MERKEL, B. J. & HASCHE-BERGER, A. (Hrsg.): *Uranium, Mining and Hydrogeology*. – p. 45–53; Berlin (Springer).
- SMIDT, G. A. (2011): Mobility of fertiliser-derived uranium in arable soils and its contribution to uranium concentrations in groundwater and tap water. – Dissertation, Jacobs University; Download unter <<https://opus.jacobs-university.de/frontdoor/index/index/docId/82>>.
- TRINKWV – TRINKWASSERVERORDNUNG (2017): Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch vom 21.05.2001, zuletzt geändert am 17.07.2017 – BGBl I: 2615; Bonn.
- UTERMANN, J., AYDIN, C. T., BISCHOFF, N., BÖTTCHER, J., EICKENSCHIEDT, N., GEHRMANN, J., KÖNIG, N., SCHELER, B., STANGE, F. & WELLBROCK, N. (2019): Heavy Metal Stocks and Concentrations in Forest Soils. – In: WELLBROCK, N. & BOLTE, A. (Hrsg.): *Status and Dynamics of Forests in Germany*. – S. 199–203; Cham (Springer).
- VERORDNUNG (EU) (2019/1009): Verordnung (EU) 2019/1009 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 5. Juni 2019 mit Vorschriften für die Bereitstellung von EU-Düngeprodukten auf dem Markt und zur Änderung der Verordnungen (EG) Nr. 1069/2009 und (EG) Nr. 1107/2009 sowie zur Aufhebung der Verordnung (EG) Nr. 2003/2003. – Amtsblatt der Europäischen Union **L170** vom 25.06.2019.

16. Stickstofftiefenprofile zur Untersuchung des mittelfristigen Stickstoffaustrags mit dem Sickerwasser

LINDA NOLTEMEYER

16.1. Einleitung

Die Landwirtschaft steht vor der großen Herausforderung, den steigenden Bedarf an Lebensmitteln, Rohstoffen und Energie zu befriedigen und soll dabei die Lebensgrundlagen Boden, Wasser und Luft so gering wie möglich beeinflussen (vgl. AID 2013). Eines der drängendsten Probleme der heutigen Zeit stellt dabei die Nitratbelastung des Grundwassers dar. Nitrat auswaschung aus Böden ins Grundwasser ist besonders unter landwirtschaftlichen Flächen groß (vgl. BLUME, HORN & THIELE-BRUHN 2011), und eine völlige Verhinderung wird es unter heutiger intensiver Nutzung vermutlich nicht geben (vgl. LWK 2006). Jedoch besteht die Möglichkeit, durch die Veränderung verschiedener Einflussfaktoren die Auswaschung auf möglichst geringe Mengen zu minimieren. Stickstofftiefenprofile liefern Aufschlüsse über die Nitratverlagerung in der ungesättigten Bodenzone und bieten bei Erfassung mehrerer Bewirtschaftungsjahre die Möglichkeit, Rückschlüsse auf verschiedene Einflussfaktoren zu ermitteln. Somit können sie einen Beitrag zur Bekämpfung der Nitratproblematik leisten.

Stickstoff (N) ist einer der wichtigsten Nährstoffe in allen unseren Ökosystemen. Dabei entscheidet die Spezies darüber, ob dieser im Boden festgehalten oder aus dem Boden ausgewaschen werden kann und als mögliche Belastung betrachtet werden muss (vgl. STAHR et al. 2016). Stickstoff ist der häufigste Nährstoff im Boden, und der Großteil liegt organisch gebunden vor (etwa 90–98 % des Stickstoffs im Boden, vgl. BLUME, HORN & THIELE-BRUHN 2011). Dieser Stickstoff ist nicht pflanzenverfügbar sowie immobil, sodass trotz des großen Vorrates gleichzeitig auch ein Mangel an Stickstoff bestehen kann. Pflanzenverfügbar ist der sogenannte

mineralische Stickstoff (N_{\min}) bestehend aus Nitrat (NO_3^-) und Ammonium (NH_4^+). Besonders durch die organische Düngung wird den Böden Ammonium zugeführt. Nitrat kann aufgrund seiner hohen Löslichkeit und der geringen Sorptionskapazität für Anionen unserer Böden leicht mit dem Sickerwasser ins Grundwasser ausgewaschen werden.

Durch einen Eintrag des Nitrats in das Grundwasser und unsere Umwelt entstehen Risiken für den Menschen, da eine hohe Nitrataufnahme mit der Nahrung ein gesundheitliches Risiko darstellt. Nitrat an sich ist grundsätzlich als toxikologisch unbedenklich zu bewerten (vgl. BLUME, HORN & THIELE-BRUHN 2011, AID 1994), jedoch kann es beim Transport, der Lagerung und Zubereitung von Nahrungspflanzen sowie im Verdauungstrakt des Menschen zu Nitrit (NO_2^-) umgewandelt werden. Nitrit kann in höheren Konzentrationen verschiedene Krankheitserscheinungen auslösen und ist gleichzeitig an der Bildung krebserregender Nitrosamine beteiligt (vgl. AID 1994).

Mit der vorliegenden Auswertung soll geklärt werden, welchen Einfluss die unterschiedlichen Nutzungen (Ackerland, Grünland), die Bewirtschaftungsformen sowie die Fruchtfolge, die Düngung und die N-Bilanz auf die Charakteristik der jeweiligen Tiefenprofile und somit auf die Nitratverlagerung unter landwirtschaftlich genutzten Flächen haben. Im Folgenden werden die dazu notwendigen Methoden kurz erläutert.

16.2. Materialien und Methoden

16.2.1. Standorte und Übersicht der Tiefbohrungen

Ausgewertet wurden Tiefbohrungen (TB), die im Zuge der Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen von 2001 bis Juni 2017 auf landwirtschaftlich genutzten Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) durchgeführt wurden. Dabei handelt es sich um 120 Tiefbohrungen, die auf 34 von insgesamt 70 landwirtschaftlich genutzten BDF abgeteuft wurden (s. Abb. 16.1). Die Tiefen der Bohrungen variieren zwischen 1,50 und 30,00 m.

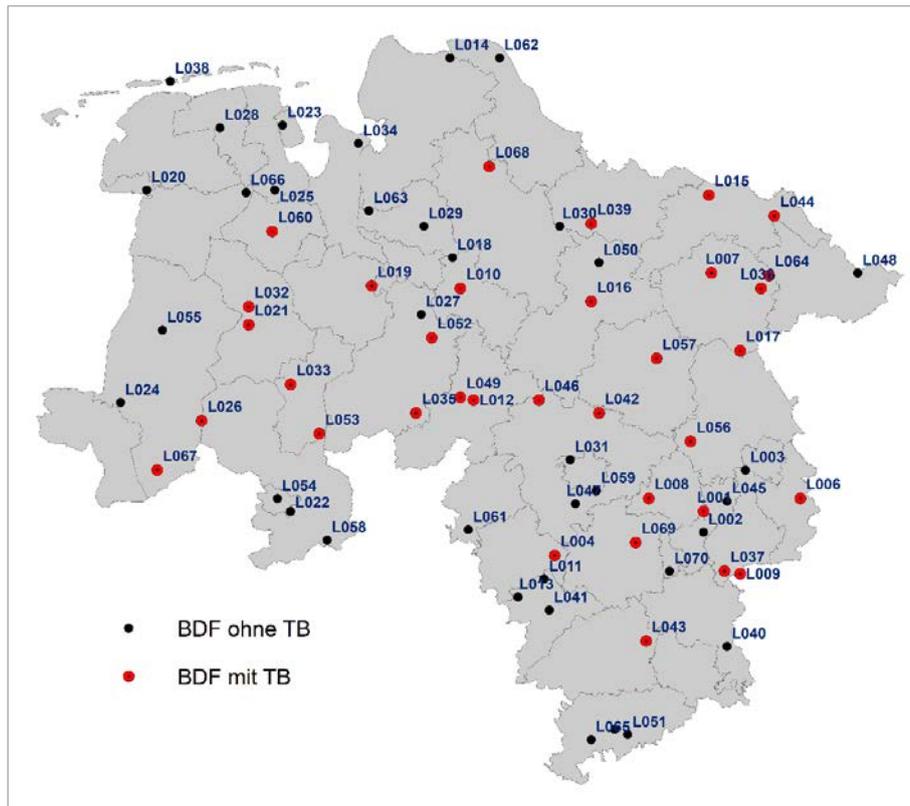


Abb. 16.1: Übersichtskarte der landwirtschaftlich genutzten Standorte der Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen mit Kennzeichnung der Standorte mit Tiefbohrungen (2001 bis Juni 2017).

16.2.2. Methodik der Tiefbohrungen

Stickstofftiefenprofile sind tiefenabgestufte Beprobungen der ungesättigten Bodenzone mithilfe von Bohrungen und ermöglichen die Erstellung von Stoffkonzentrationstiefenprofilen bis zur Grundwasseroberfläche. Im Vergleich zu anderen Beprobungsmethoden (z. B. Saugsonden, N_{\min} -Probennahme) ermöglichen Tiefbohrungen je nach Mächtigkeit der Sickerwasserdränzone, jährlicher Sickerwassermenge und der Feldkapazität des Bodens die Erfassung von mehreren Bewirtschaftungsjahren mittels einer einzigen Untersuchung und können so Aussagen über langfristige Entwicklungen bieten (vgl. NLWKN 2015).

Die Tiefbohrungen auf den BDF in Niedersachsen wurden größtenteils als Drillbohrung (Endlosbohrschnecke) mit der LBEG-eigenen Bohranlage und bei flacheren Bohrungen z. T. mit einem Edelman-Bohrgestänge (Flügelbohrer) durchgeführt. Nach der Bodenansprache wird

eine Probennahme in festgelegten Tiefenabschnitten vorgenommen (bis zu 1,50 m alle 30 cm; bis 5,00 m alle 50 cm; ab 5,00 m alle 100 cm), unabhängig von der Bodenansprache. Folgend findet eine Analyse im Labor auf Nitrat, Ammonium und Trockenmasse statt (N_{\min} -Labormethode, vgl. BASSLER 1991, DIN 19746 2005 und DIN 11465 1993). Somit lassen sich Tiefenprofile der Konzentrationen und Vorräte (Nitrat und Ammonium) sowie der Wassergehalte erstellen. In der Regel werden drei Tiefbohrungen (als Wiederholungen) je Standort und Beprobungsjahr durchgeführt, welche im Abstand von 2 m abgeteuft werden (vgl. NLWKN 2015). Die Tiefe der Bohrung hängt von den Standortgegebenheiten ab und reicht in der Regel bis kurz unter die Grundwasseroberfläche.

16.2.3. Grundlagen und Berechnungen zum Wassertransport

Das Zonenmodell

Zum Verständnis der Zusammenhänge ist die in Abbildung 16.2 gezeigte Einteilung des Bodenprofils in effektive Durchwurzelungstiefe (W_e), Sickerwasserdränzone (SWD) und gesättigte Bodenzone (Zonenmodell) von entscheidender Bedeutung. Innerhalb der effektiven Durchwurzelungstiefe kann es durch pflanzliche Aufnahme sowie Umwandlungsprozesse (z. B. Mineralisation) zu stärkeren Zu- und Abnahmen der N_{\min} -Vorräte kommen. Ebenso können aufgrund von Witterungseinflüssen stärkere Wassergehaltsänderungen auftreten und sich auf die Stoffkonzentrationen auswirken. Dagegen ist der Sickerwasserfluss innerhalb der Sickerwasserdränzone tendenziell ganzjährig abwärtsgerichtet. Hier ist Wasser und auch darin enthaltendes Nitrat nicht mehr pflanzenverfügbar, sodass man davon ausgehen kann, dass vorhandenes Nitrat unterhalb der effektiven Durchwurzelungstiefe mit dem Sickerwasser stetig in Richtung Grundwasser transportiert wird (Denitrifikation unberücksichtigt) und damit unumkehrbar zur Grundwasserbelastung beiträgt. Alle späteren Kennwerte beziehen sich deshalb auf die Sickerwasserdränzone.

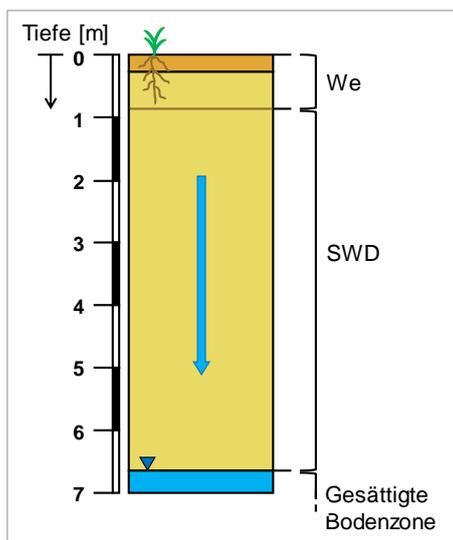


Abb. 16.2: Zonenmodell – schematische Darstellung eines Bodenprofils (beispielhaft 7 m mächtig) mit Einteilung in effektive Durchwurzelungstiefe (W_e), Sickerwasserdränzone (SWD) und gesättigte Bodenzone.

Für den Wasserfluss wird hier vom Matrixfluss ausgegangen, sodass eine gleichmäßige Tiefenverlagerung nach dem Verdrängungsprinzip erwartet wird (Kolbenfluss). Dabei darf nicht vergessen werden, dass es je nach Bodenstruktur zu präferenziellen Flüssen kommen kann, welche zu einer von dieser Annahme abweichenden Art der Nitratverlagerung führen können.

Wasserverlagerungsprozesse der ungesättigten Bodenzone

Die festen Partikel eines Bodens bilden die sogenannte Bodenmatrix und damit auch automatisch, bestehend aus den Zwischenräumen dieser Partikel, das Porensystem (vgl. AD-HOC-AG BODEN 2005). Dieses ist der Raum für den Luftaustausch, aber auch für die Wasserbewegungen im Boden und ist somit entscheidend für die Verlagerungsprozesse der ungesättigten Bodenzone. Damit ist die Bodenart, welche durch die Korngröße der Bodenpartikel definiert wird und folglich die Größe der Poren bestimmt, ein entscheidender Faktor für die Wasserverlagerungsprozesse.

Die Wasserspeicherfähigkeit eines Bodens wird durch die Feldkapazität (FK) gekennzeichnet. Sie stellt die Wassermenge dar, die ein wassergesättigter, natürlich gelagerter Boden gegen die Schwerkraft halten kann (vgl. AID 1994). Eine häufig verwendete Kenngröße ist die FK_{W_e} , die über die effektive Durchwurzelungstiefe aufsummierte Feldkapazität. Sie gibt die Wassermenge an, die innerhalb der effektiven Durchwurzelungstiefe im Boden gegen die Schwerkraft gespeichert werden kann und kann somit eine Größe zur Charakterisierung des Zeitpunktes der beginnenden Sickerwasserbildung sein. Es wird angenommen, dass die Versickerung in der Sickerwasserdränzone bei Wassergehalten oberhalb der Feldkapazität stattfindet.

Für die Wassergehalte bei Feldkapazität werden klassisch die Wassergehalte bei einer Saugspannung von pF 1,8 angenommen. Dieser pF-Wert (negativ dekadischer Logarithmus der Saugspannung aufgrund großer vorkommender Spannweiten) entspricht einer Saugspannung von 60 cm Wassersäule bzw. 60 hPa. Da im Frühjahr an potenziell durch die Winterniederschläge aufgesättigten Böden auch Wassergehalte unterhalb des Wassergehaltes bei pF 1,8 beobachtet wurden, wird von RENGER et al. (2008) sowie im DWA-Arbeitsblatt

zur Ableitung von Kennwerten des Bodenwasserhaushaltes (DWA-A 920-1 2016) die Verwendung des sogenannten Feuchtigkeitsäquivalents (FÄ) gefordert. Dieses berücksichtigt die Wassergehalte bei Feldkapazität nicht bei dem festen pF-Wert von 1,8, sondern in einem Bereich von 1,8 bis 2,5. Diese Feuchtigkeitsäquivalente wurden auch bei der Auswertung der Tiefbohrungen zur Berechnung der Sickerwasserbildung verwendet.

16.3. Ergebnisse

16.3.1. Bodenwasserhaushalt

Austauschhäufigkeiten der effektiven Durchwurzelungstiefe

Die durchschnittliche Austauschhäufigkeit (AH) der untersuchten Standorte, als Quotient aus durchschnittlicher Grundwasserneubildung (GROWA06V2, WENDLAND et al. 2003) und FK_{We} , ergibt folgendes Bild (Abb. 16.3).

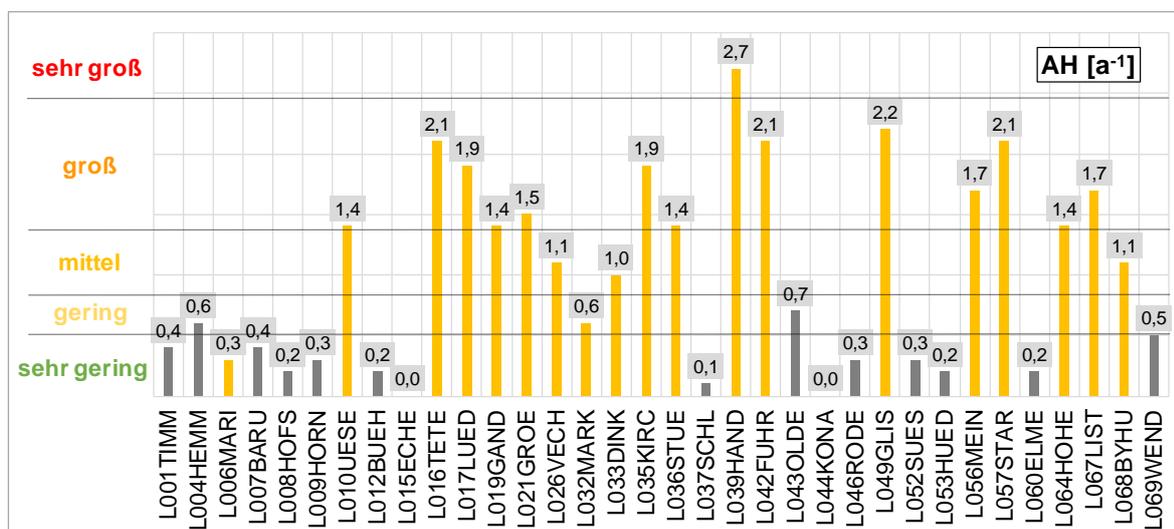


Abb. 16.3: Durchschnittliche Austauschhäufigkeiten der effektiven Durchwurzelungstiefe pro Jahr der untersuchten Standorte (Sandstandorte sind gelb; Bewertung (links) nach DIN 19732 (2011). Hinweis: Durch die relativ grobe Abschätzung des oberirdischen Abflusses (großflächige Abschätzung) kann es rechnerisch zu sehr kleinen Austauschhäufigkeiten bis hin zu Werten von 0,0 kommen, welche nicht zwangsläufig am konkreten Standort vorliegen müssen.).

Sichtbar wird hier die Abhängigkeit der Austauschhäufigkeit von der FK_{We} , welche wiederum stark von der Bodenart bestimmt wird. Dadurch besitzen die Sandstandorte (gelb markiert) die größten Austauschhäufigkeiten und sind damit potenziell am Auswaschungsgefährdetsten. Jedoch zeigt sich auch hier, in Abhängigkeit der klimatischen Bedingungen am Standort, eine erhebliche Streubreite, mit Austauschhäufigkeiten zwischen 0,3- und 2,7-mal pro Jahr. Standorte mit Lehm-, Ton-, Schluff- sowie Niedermoorböden zeigen deutlich geringere Austauschhäufigkeiten und besitzen somit ein hohes Rückhaltevermögen für gelöste Stoffe oberhalb der effektiven Durchwurzelungstiefe (vgl. DIN 19732 2011). Auch weisen

einige dieser Standorte einen höheren Anteil an Oberflächenabfluss auf, so dass es zu einer geringeren Grundwasserneubildung kommt.

Vergleich realer Wassergehalte mit Wassergehalten beim Feuchtigkeitsäquivalent

Da unterhalb der effektiven Durchwurzelungstiefe keine aufsteigende Wasserbewegung zur Deckung des Verdunstungsanspruchs an der Bodenoberfläche angenommen wird, kann man davon ausgehen, dass die Wassergehalte in dieser Tiefe etwa dem Wassergehalt entsprechen, den der Boden gegen die Schwerkraft halten kann. Damit entspräche der hier gemessene

Wassergehalt dann den theoretisch abgeleiteten Wassergehalten beim Feuchtigkeitsäquivalent.

Beim Vergleich der realen Wassergehalte der Tiefenprofile mit den Wassergehalten beim Feuchtigkeitsäquivalent zeigt sich, dass es bei den untersuchten Tiefenprofilen häufig zu einer Überschätzung der realen Wassergehalte durch die Wassergehalte beim Feuchtigkeitsäquivalent kommt. Diese Überschätzung tritt bei den Sanden deutlich häufiger auf (vgl. Abb. 16.4).

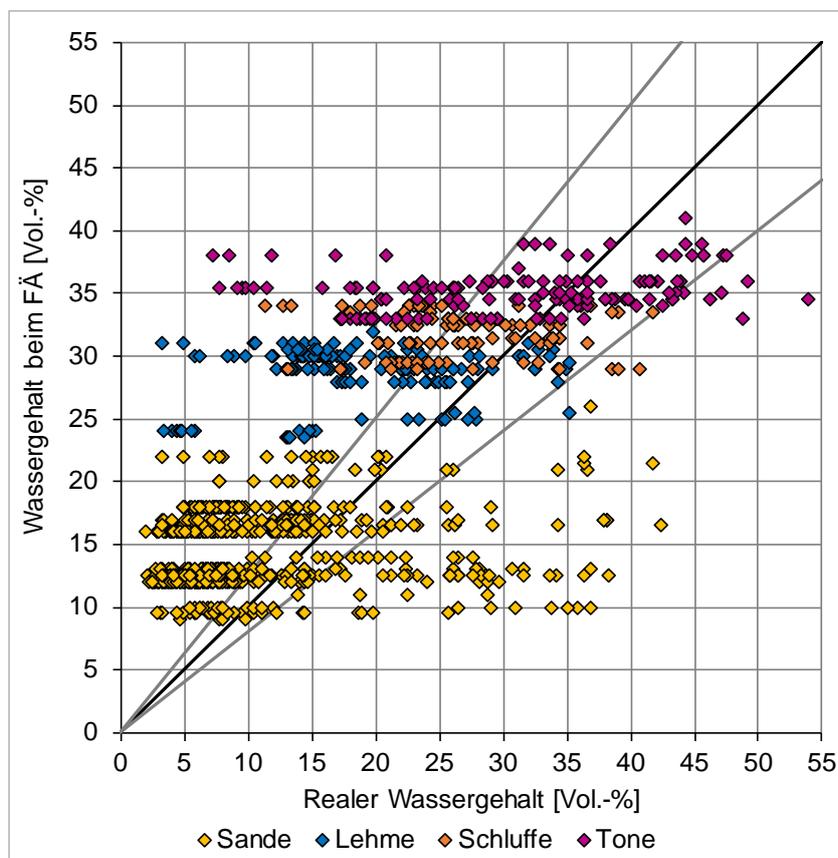


Abb. 16.4: Gegenüberstellung der realen Wassergehalte in der Sickerwasserdränzone und der Wassergehalte beim Feuchtigkeitsäquivalent (FÄ) nach DWA-A 920-1 (2016) bei einer tolerierten Abweichung von +/- 20 % (gekennzeichnet durch graue Linien; Ideallinie in schwarz).

Diese Unterschiede schlagen sich auch in der Berechnung der Verlagerungsgeschwindigkeiten (Transportgeschwindigkeiten des Sickerwassers, ermittelt als Quotient aus Grundwasserneubildung und volumetrischem Wassergehalt des Bodens in der Sickerwasserdränzone)

nieder, welches die Relevanz dieser Einschätzung aufzeigt. Aus einer Überschätzung der realen Wassergehalte resultiert die Unterschätzung der Verlagerungsgeschwindigkeit (vgl. Abb. 16.5). Bis auf wenige Ausnahmen fallen die Verlagerungsgeschwindigkeiten durch die

Verwendung des realen Wassergehaltes deutlich größer aus als bei Verwendung der Wassergehalte beim Feuchtigkeitsäquivalent. Somit kann die Nitratauswaschungsgefährdung, selbst bei Verwendung der Wassergehalte beim Feuchtigkeitsäquivalent, die bereits kleiner sind als die bisher verwendeten Wassergehalte bei Feldkapazität (pF 1,8), vor allem bei Sandstandorten unterschätzt werden.

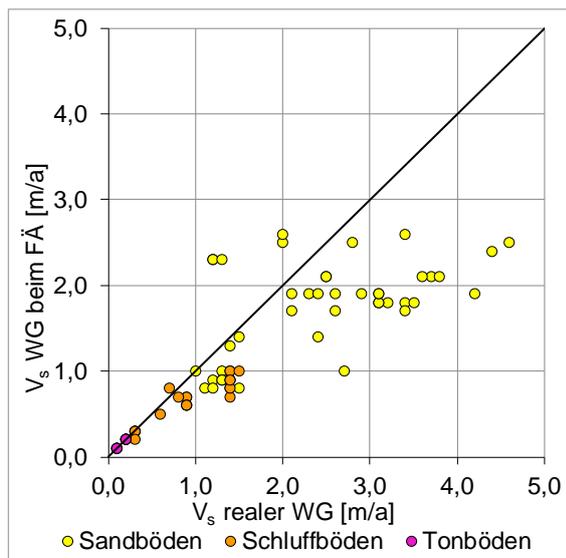


Abb. 16.5: Gegenüberstellung der Verlagerungsgeschwindigkeiten unter Verwendung der realen Wassergehalte (realer WG) und der Wassergehalte beim Feuchtigkeitsäquivalent (WG beim FÄ) (mit GROWA06V2).

16.3.2. Ergebnisse nach Einflussfaktoren

Zusammenhang zwischen Nitratkonzentration und N-Bilanz

Im Durchschnitt aller Tiefenprofile ergab sich eine Nitratkonzentration der Sickerwasserdränzone von $79 \text{ mg NO}_3/\text{l}$. Bei Gegenüberstellung der durchschnittlichen Nitratkonzentration der Tiefenprofile (jeweils Mittel aller Wiederholungen je Standort und Jahr) und der durchschnittlichen N-Bilanz des Standortes (Mittel der Jahre 2001 bis 2016, einzige Ausnahme Fuhrberg (L042FUHR), KORTE et al. 2019) zeigt sich folgendes Bild (vgl. Abb. 16.6).

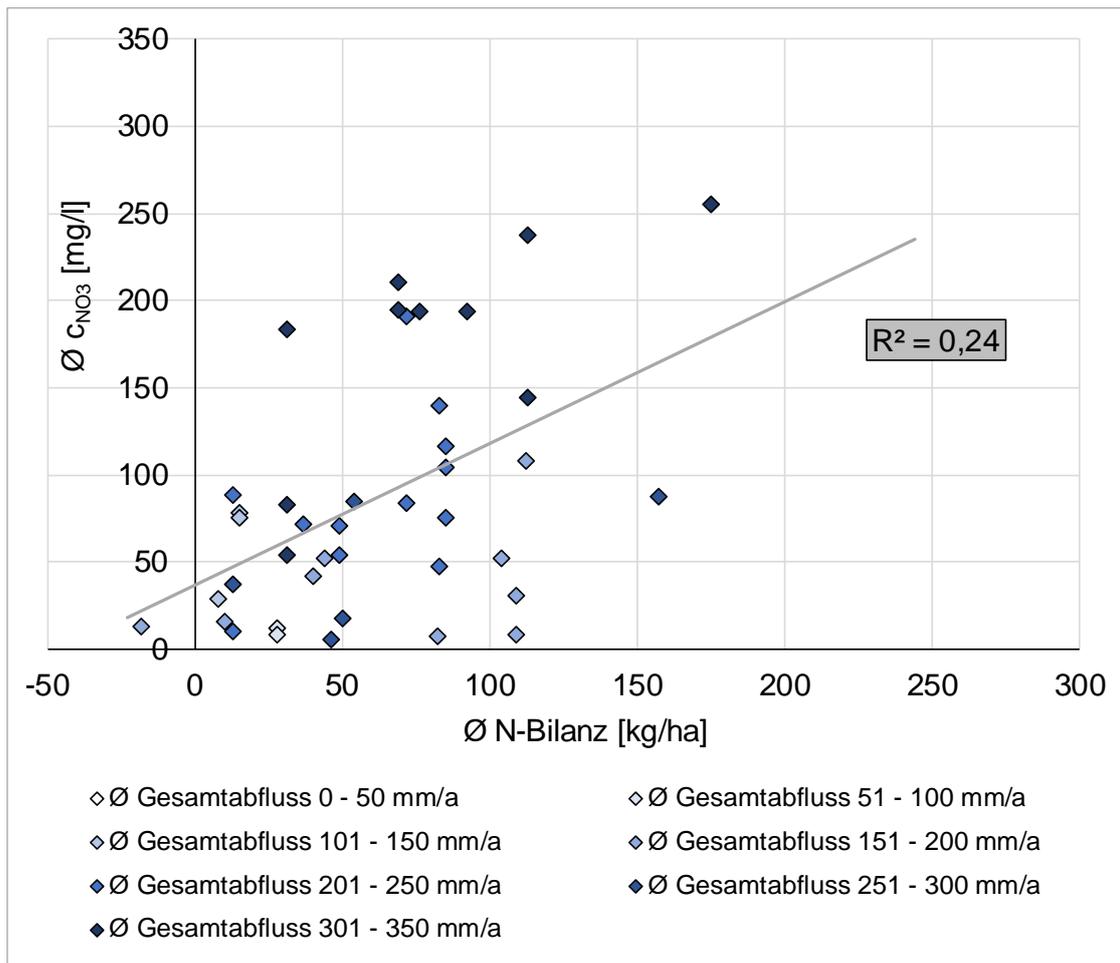


Abb. 16.6: Durchschnittliche Nitratkonzentration in der Sickerwasserdränzone (Mittel der Wiederholungen je Standort und Jahr) der Ackerstandorte in Abhängigkeit der durchschnittlichen N-Bilanz (Mittel der Jahre 2001 bis 2016) mit farblicher Kennzeichnung des durchschnittlichen, jährlichen Gesamtabflusses in Stufen (GROWA06V2).

Der Zusammenhang fällt mit einem Bestimmtheitsmaß von 0,24 relativ gering aus. Dies zeigt, dass die N-Bilanz nicht allein ausschlaggebend für die Höhe der Nitratkonzentration ist, sondern diese ebenfalls von Witterung (Jahreseffekt), Kulturen, Düngung und weiteren Faktoren abhängt. Generell wird jedoch sichtbar, dass an Standorten mit sehr geringen bzw. negativen durchschnittlichen N-Bilanzen die zugehörigen Tiefenprofile ebenfalls relativ geringe durchschnittliche Nitratkonzentrationen aufweisen. Gleichzeitig zeigen Profile von Standorten mit hohem N-Überschuss (hohe positive Bilanz) auch hohe durchschnittliche Nitratkonzentrationen. Im Bereich der mittleren N-Bilanzen scheint diese Korrelation nicht zuzutreffen bzw. stärker von anderen Faktoren abhängig zu sein.

Gleichzeitig stellt die Abbildung die Einteilung der Standorte nach Höhe des durchschnittlichen Gesamtabflusses pro Jahr (GROWA06V2, WENDLAND et al. 2003) in Stufen dar. Hier wird sichtbar, dass die durchschnittliche Nitratkonzentration auch in Zusammenhang mit dem Gesamtabfluss bzw. der Sickerwasserrate steht.

Einfluss der Bodenart

Durch Einteilung der Tiefenprofile nach den Hauptbodenartengruppen ergibt sich in Abhängigkeit der durchschnittlichen Nitratkonzentration folgende Reihenfolge von kleiner zu großer Nitratkonzentration (vgl. Abb. 16.7):

Tonböden < Schluffböden < Sandböden

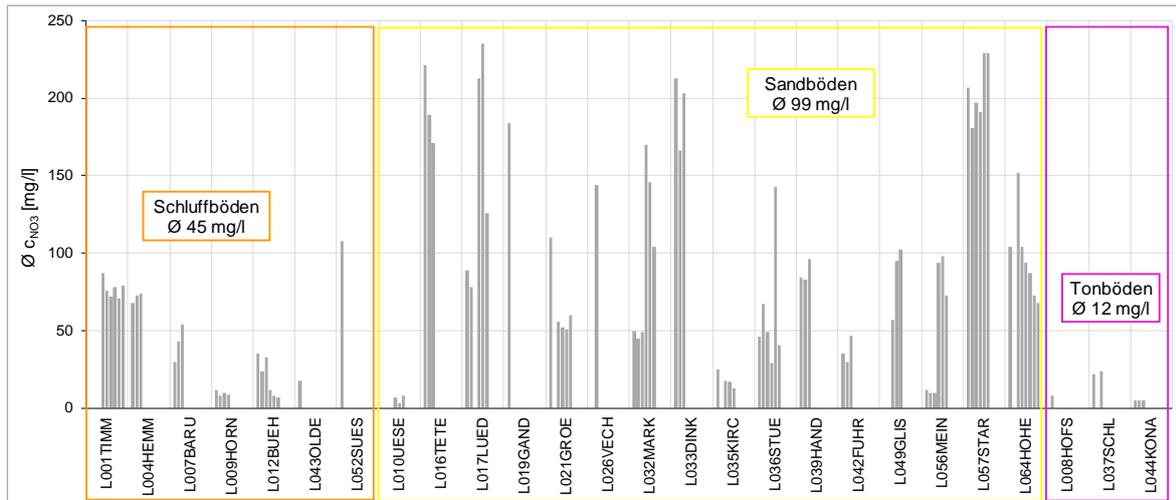


Abb. 16.7: Durchschnittliche Nitratkonzentrationen der Sickerwasserdränzone nach Hauptbodenartengruppen (ohne Tiefenprofile mit SWD <1 m).

Standorte mit geringer FK_{We} (Sandböden) weisen deutlich höhere durchschnittliche Nitratkonzentrationen in der Sickerwasserdränzone auf als Standorte mit höherer FK_{We} . Böden mit höherer FK_{We} besitzen i. d. R. auch eine mächtigere effektive Durchwurzelungstiefe, sodass zusätzlich der Einfluss der Pflanzenwurzeln bezüglich der N-Aufnahme auch in größeren Tiefen besteht. Ebenfalls sorgt die hohe Wasserspeicherfähigkeit (hohe FK_{We}) für ein größeres Rückhaltevermögen für Wasser und somit auch für das darin gelöste Nitrat. Folglich gelangt weniger Nitrat in die Sickerwasserdränzone dieser Standorte. Dies kann die geringen Konzentrationen der Schluff- und Tonböden im Vergleich zu den Sandstandorten erklären.

Jedoch muss berücksichtigt werden, dass die entsprechenden Konzentrationen auch nur bei einem zugehörigen verlagerungsfähigen Vorrat entstehen können und ebenfalls vom Wassergehalt abhängig sind. Durch die folgende Abbildung 16.8 zeigt sich, dass ebenfalls der Gesamtabfluss (links) sowie die N-Bilanz (rechts)

eine entscheidende Rolle spielen. So steigt die durchschnittliche Nitratkonzentration der Tiefenprofile mit zunehmendem Gesamtabfluss an. Diese vordergründig widersinnige Aussage – eigentlich müsste, unter sonst gleichen Bedingungen, mehr Wasser zu einer Verdünnung und damit zu einer Abnahme der Nitratkonzentrationen führen – kann u. a. auf folgende Aspekte zurückzuführen sein: Zum einen steigt mit der jährlichen Abflussmenge auch die Gefahr der Auswaschung, z. B. infolge Häufigkeit und Menge der Niederschläge. Zum anderen treten an den Sandböden mit einem hohen Gesamtabfluss häufig auch höhere N-Bilanzüberschüsse auf, die dann zu höheren durchschnittlichen Nitratkonzentrationen führen. Damit ist die oben gezeigte Reihenfolge von kleiner zu großer Nitratkonzentration (vgl. Abb. 16.7) nicht allein auf die Bodenart zurückzuführen, sondern ebenfalls stark vom Gesamtabfluss und der N-Bilanz abhängig.

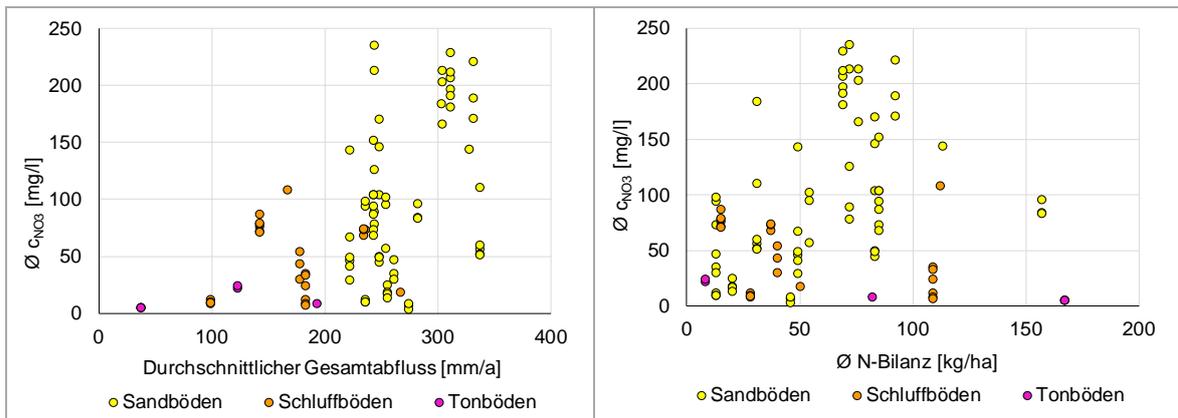


Abb. 16.8: Durchschnittliche Nitratkonzentration der Sickerwasserdränzone in Abhängigkeit des durchschnittlichen Gesamtabflusses (GROWA06V2, links) und in Abhängigkeit der durchschnittlichen N-Bilanz (Mittel der Jahre 2001 bis 2016, rechts), jeweils mit Unterscheidung nach Hauptbodenartengruppen.

Einfluss der Nutzungsart

Bei der Unterscheidung der Standorte nach Nutzungsart zeigen die Grünlandstandorte im Durchschnitt deutlich geringere Konzentrationen (13 mg/l) im Vergleich zu den Ackerstandorten (85 mg/l, vgl. Abb. 16.9).

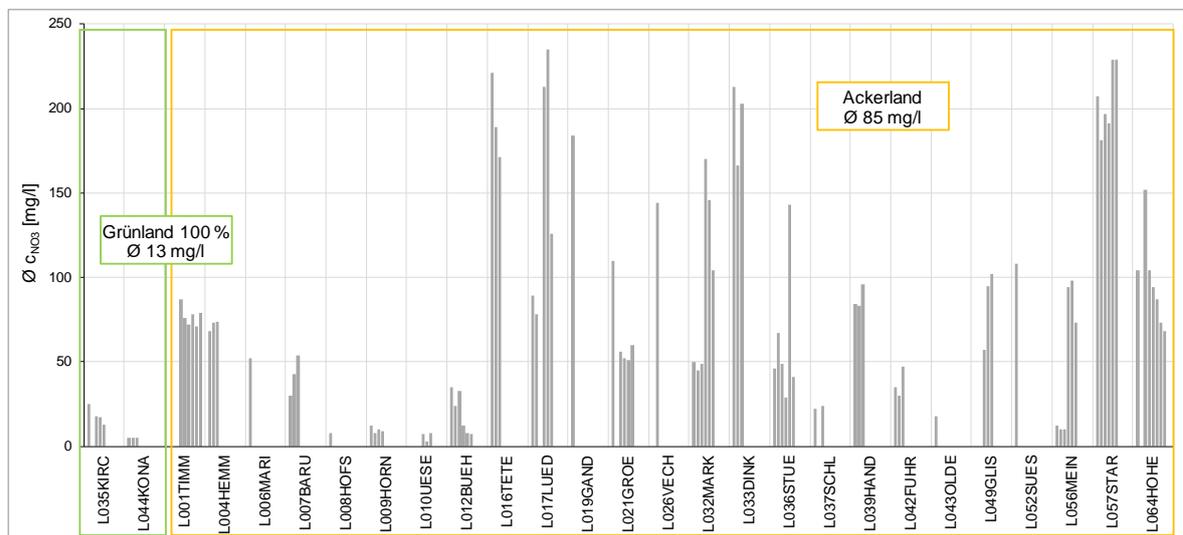


Abb. 16.9: Durchschnittliche Nitratkonzentrationen der Sickerwasserdränzone nach Nutzungsart (ohne Tiefenprofile mit SWD < 1 m).

Auch in der Literatur wird bei praxisüblicher Bewirtschaftung eine nur sehr geringe Nitratbelastung des Sickerwassers unter Grünland beschrieben (vgl. DIEPOLDER & RASCHBACHER 2008). Begründet ist dies damit, dass die bestandsbildenden Gräser zwar nur flach wurzeln, jedoch die Grasnarbe die obersten Bodenschichten sehr dicht durchwurzelt. Ebenfalls kann die ganzjährige Vegetationsdecke der Nitratauswaschung entgegenwirken (vgl. AGRAR-BÜNDNIS E. V. 2010). Ein weiterer entscheidender Faktor ist der Nitratabbau durch Denitrifikation an den teilweise durch hohe Grundwasserstände geprägten Standorten.

Einfluss der Bewirtschaftungsform

Bezüglich der Bewirtschaftungsform lassen sich Standorte mit konventioneller Bewirtschaftung sowie Standorte des biologischen Landbaus unterscheiden. Dabei erreichen die Tiefenprofile der Standorte mit biologischem Landbau eine durchschnittliche Nitratkonzentration von 64 mg/l und konventionell bewirtschaftete

Standorte (ohne Grünlandstandorte) einen Wert von 91 mg/l, allerdings mit einer großen Streubreite (vgl. Abb. 16.10). Der biologische Landbau wird als besonders ressourcenschonende und umweltverträgliche Wirtschaftsform verstanden (vgl. UBA 2018), jedoch zeigen die untersuchten Tiefenprofile des ökologischen Landbaus in diesem Fall nur etwas geringere durchschnittliche Konzentrationen als die der konventionellen Bewirtschaftung. Beide ökologisch bewirtschafteten Flächen liegen auf Sandböden und sind damit besonders auswaschungsgefährdet. Die konventionell bewirtschafteten Flächen weisen das ganze Spektrum der Boden- und Bewirtschaftungstypen auf. Im Paarvergleich zwischen räumlich benachbarten und ähnlich bewirtschafteten Flächen wären zum einen Grönheimer Feld (L021GROE) und Markhausen (L032MARK) und zum anderen Stütensen (L036STUE) und Hohenzethen (L064HOHE) zu vergleichen. In beiden Fällen schneiden die ökologisch bewirtschafteten Flächen geringfügig besser ab.

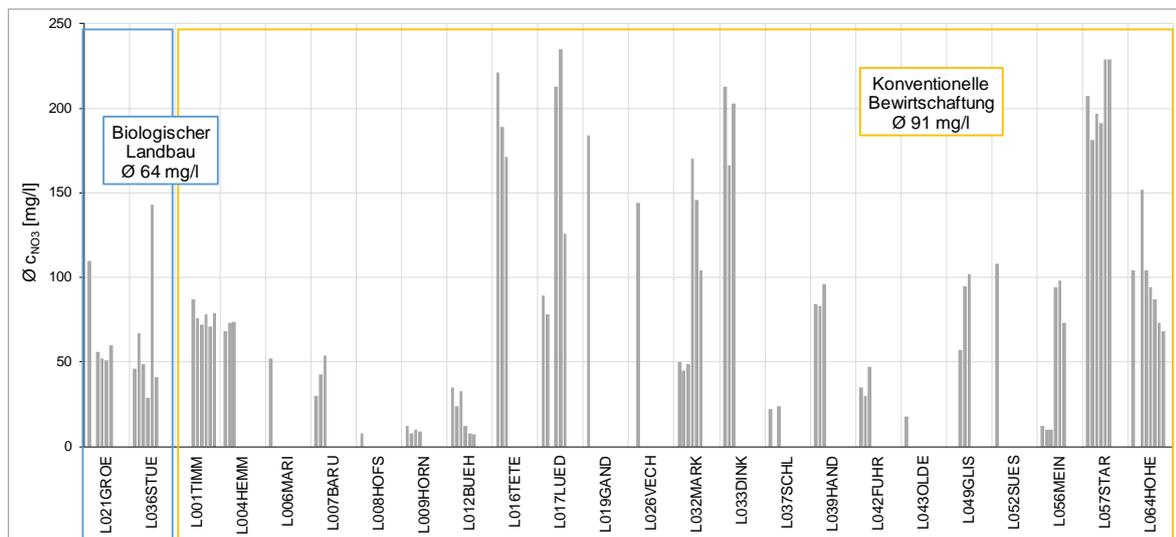


Abb. 16.10: Durchschnittliche Nitratkonzentrationen der Sickerwasserdränzone nach Bewirtschaftungsform (ohne Grünland, ohne Tiefenprofile mit SWD <1 m).

Einfluss der Kulturen

Zur Differenzierung der Standorte bezüglich der angebauten Kulturen wurden Gruppen nach Fruchtfolgeanteilen gebildet. Betrachtet man die Standorte nach diesen Gruppen, sortiert bezüglich der durchschnittlichen Nitratkonzentration der Tiefenprofile, zeigt sich die in Abbildung 16.11 dargestellte Reihenfolge von kleiner zu großer Nitratkonzentration:

Getreide < Leguminosen < Hackfrucht < Zwischenfrucht < Mais

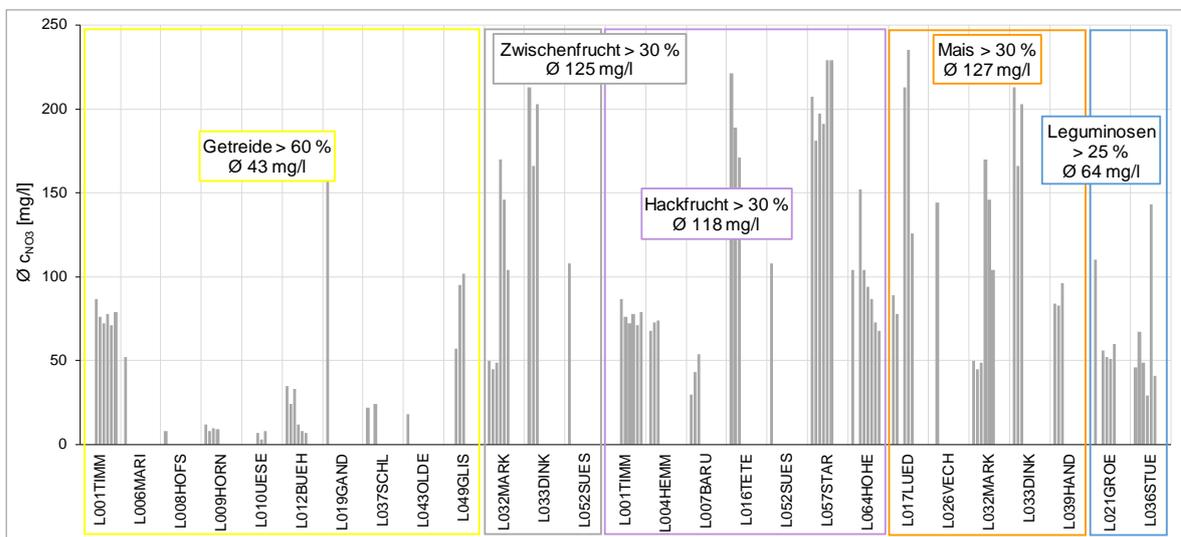


Abb. 16.11: Durchschnittliche Nitratkonzentration der Sickerwasserdränzone nach Klassifizierung über Fruchtfolgeanteile (ohne Grünland, ohne Tiefenprofile mit SWD < 1 m).

Die Standorte mit einem Getreideanteil an der Fruchtfolge von über 60 % zeigen die geringsten Nitratkonzentrationen. Dies spiegelt den Zusammenhang wider, dass hier ein großer Fruchtfolgeanteil an Winterungen besteht, somit Bewuchs über die winterliche Auswaschungsperiode vorhanden ist und durch Pflanzenwachstum mit Nährstoffaufnahme einer Auswaschung entgegenwirkt.

Sehr hohe durchschnittliche Nitrat-Konzentrationen in den Tiefenprofilen werden an Standorten mit einem hohen Anteil (über 30 % der Jahre) an Zwischenfrüchten in der Fruchtfolge beobachtet. Dies kann auch mit der gleichzeitigen Zuordnung dieser Flächen in die Gruppen der Standorte mit einem hohen Hackfrucht- bzw. Maisanteil (über 30 %) begründet werden. Daraus lässt sich (für die untersuchten Standorte) schließen, dass durch Zwischenfruchtanbau nur in Kombination mit anderen Faktoren (reduzierte Düngung, Fruchtfolgegestaltung) die Auswaschung erfolgreich reduziert werden kann.

Einfluss der organischen Düngung

Bei einer Klassifizierung der Standorte nach Anzahl der Jahre mit organischer Düngung zeigen sich deutliche Unterschiede (vgl. Abb. 16.12).

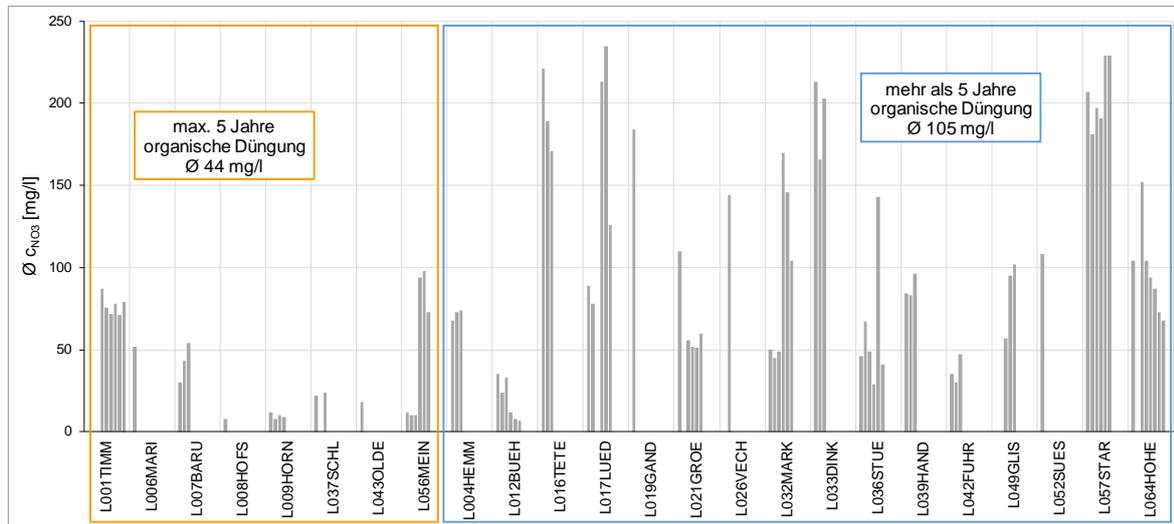


Abb. 16.12: Durchschnittliche Nitratkonzentrationen der Sickerwasserdränzone nach Klassifizierung aufgrund der Bewirtschaftungsjahre mit organischer Düngung (ohne Grünland, ohne Tiefenprofile mit SWD <1 m).

Standorte, auf denen in maximal fünf Jahren innerhalb des Betrachtungszeitraums 2001–2016 organische Düngemittel ausgebracht wurden, weisen eine durchschnittliche Nitratkonzentration von 44 mg/l auf, während Standorte mit häufiger Ausbringung deutlich höhere Werte zeigen (im Mittel 105 mg/l). Dies lässt den Rückschluss zu, dass mit einer langanhaltenden organischen Düngung tendenziell auch ein höherer N-Austrag verbunden ist. Gleichzeitig zeigte sich bei der Auswertung der N-Bilanzen, dass mit zunehmendem Anteil der organischen Düngung an der Nährstoffzufuhr auch die Stickstoffüberschüsse zunehmen (Zeitraum 2001 bis 2016; KORTE et al. 2019).

16.3.3. Konkrete Beispiele

Tiefenprofile der Nitratkonzentrationen

Durch die Wiederholung von Tiefbohrungen auf derselben BDF nach einigen Jahren lassen sich zeitliche Entwicklungen nachvollziehen und die ablaufenden Prozesse in der Sickerwasserdränzone beschreiben. Ein Beispiel dafür zeigt

sich am Standort Starkshorn (L057STAR). Hier wurden 2013 sowie 2016 Tiefbohrungen durchgeführt. Die zugehörigen Tiefenprofile von 2013 zeigen eine deutlich erhöhte Konzentration (Peak mit 816 mg/l) unterhalb der effektiven Durchwurzelungstiefe (vgl. Abb. 16.13 links). In den Tiefenprofilen von 2016 hat sich der vorherige starke Peak nach unten verlagert, in seiner Tiefenausdehnung verbreitert und in der Konzentration verringert (vgl. Abb. 16.13 rechts).

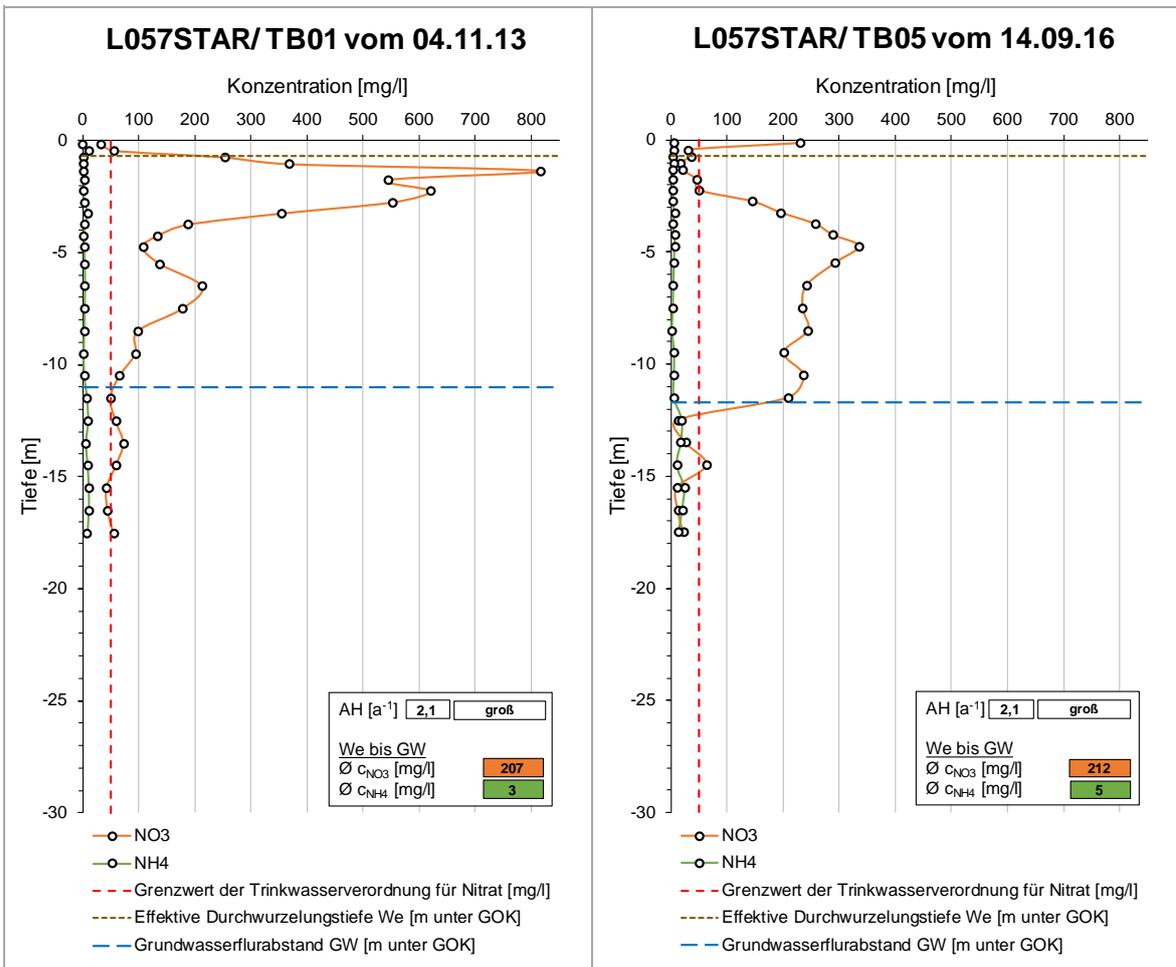


Abb. 16.13: Tiefenprofile der Konzentrationen von TB01 (links) und TB05 (rechts) am Standort Starkshorn (L057STAR) (Infokasten: Austauschhäufigkeit (AH) am Standort (inkl. Beurteilung nach DIN 19732 2011); durchschnittliche Nitrat- und Ammoniumkonzentration des Profils der Sickerwasserdränzone (We bis GW)).

Die maximale Nitratkonzentration dieser Verlagerungsfront findet sich nun bei 4,75 m mit 335 mg/l. Auffällig ist auch, dass zwar die Verläufe der Tiefenprofile von 2013 und 2016 stark unterschiedlich sind, jedoch die durchschnittliche Nitratkonzentration der Sickerwasserdränzone beider Profile praktisch identisch ausfällt. Dies lässt auf eine nahezu von anderen Prozessen unbeeinflusste, rein vertikale Tiefenverlagerung schließen.

Auch die Auswirkung der Änderung einer Fruchtfolge bzw. der Veränderung der Düngung (hier: Einfluss der organischen Düngung) lässt sich durch wiederholte Tiefbohrungen an einem Standort erkennen. Als Beispiel zeigt Abbildung 16.14 die Tiefenprofile (TB02 und TB05) der Tiefbohrungen von 2003 sowie 2016 am Standort Lüder (L017LUED). An diesem Standort wird seit 2005 fast ausschließlich Mais angebaut und ebenfalls kontinuierlich organisch gedüngt (oft Gärreste mit hohen N-Zufuhren). Dagegen wurde zwischen der Einrichtung der BDF (1994) und 2005 nicht organisch gedüngt.

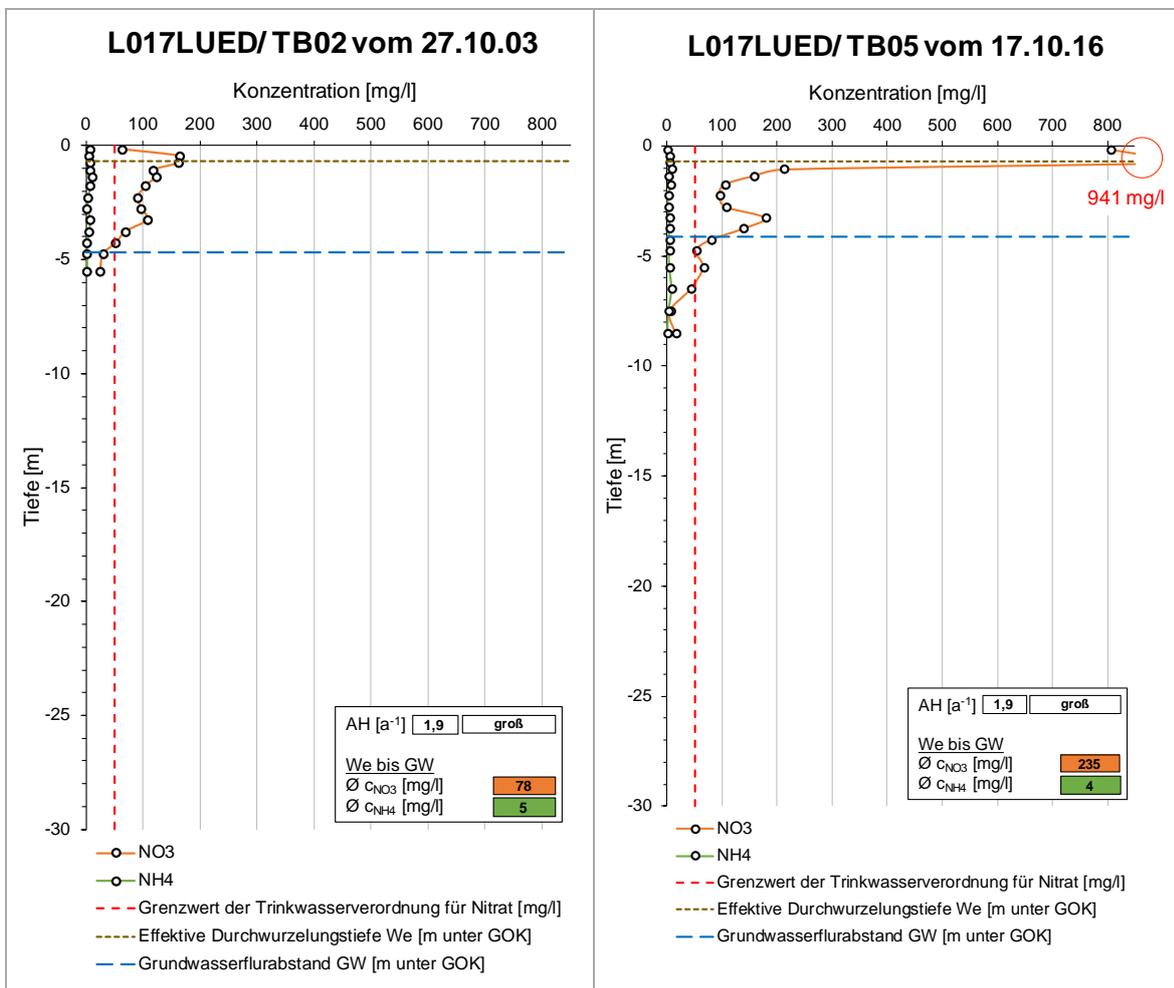


Abb. 16.14: Tiefenprofile der Konzentrationen von TB02 (links) und TB05 (rechts) am Standort Lüder (L017LUED) (Infokasten: Austauschhäufigkeit (AH) am Standort (inkl. Beurteilung nach DIN 19732 2011); durchschnittliche Nitrat- und Ammoniumkonzentration des Profils der Sickerwasserdränzone (We bis GW)).

Im Jahr 2003 zeigt sich ein relativ gleichmäßiger Profilverlauf mit geringeren Konzentrationen und einer durchschnittlichen Nitratkonzentration der Sickerwasserdränzone von 78 mg/l. In den Tiefenprofilen der Bohrungen von 2016 zeigt sich dagegen eine deutliche Veränderung, welche mit der oben beschriebenen Änderung der Fruchtfolge sowie der Düngung nachvollziehbar ist. Für 2014 (Hauptfrucht Zuckerrüben) ergab sich in Lüder ein N-Überschuss von 171 kg N/ha (vgl. KORTE et al. 2019), der mit dem Peak in 3,5 m Tiefe in TB05 in Verbindung gebracht werden kann. Die durchschnittliche Nitratkonzentration der Sickerwasserdränzone liegt in TB05 bei 235 mg/l. Die sehr hohen Nitratkonzentrationen vor allem im oberflächennahen Bereich lassen sich durch die zum Teil sehr geringen Wassergehalte erklären, welche zu einer „Aufkonzentration“ führen.

Auffälligkeiten in den Ammoniumgehalten

Bei der Auswertung der Tiefenprofile zeigten einige Profile Besonderheiten bezüglich des Anteils an Ammonium. Ammonium spielt in der Regel im Boden eine untergeordnete Rolle und tritt nur in geringen Konzentrationen auf. Höhere Konzentrationen kommen im oberflächennahen Bereich (somit in der Regel in der effektiven Durchwurzelungstiefe) vor allem dann vor, wenn ammoniumhaltige Dünger (vor allem organische Düngemittel) ausgebracht werden. Es ist typisch, dass sich der mineralische Stickstoff in durchlüfteten Böden zum Großteil aus NO_3^- -N zusammensetzt, da NH_4^+ (aus Düngung oder Mineralisation) schnell zu NO_3^- nitrifiziert wird.

Gründe für höhere Gehalte an Ammonium in der Sickerwasserdränzone können eine erhöhte Mineralisation unter sauerstoffarmen Bedingungen, ohne folgende Nitrifikation, oder der Prozess der Nitratammonifikation sein. Die Nitratammonifikation, bei der Nitrat in Ammonium umgewandelt wird, findet nur unter stark reduzierenden Bedingungen, wie zum Beispiel in Sümpfen oder Unterwasserböden, statt (vgl. RIVETT et al. 2008, SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010). Aufgrund dessen scheint dieser Prozess in landwirtschaftlich genutzten Böden von geringer Bedeutung, da Nitrat in der Regel zuerst mit Zonen höherer Redoxpotenziale in Kontakt tritt und hier die Denitrifikation wahrscheinlicher ist als die Umwandlung zu Ammonium (vgl. PAMPERIN 2002). Die Bedeutung der Nitratammonifikation im Vergleich zur Denitrifikation ist jedoch noch weitgehend unerforscht (vgl. SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010).

Ein Beispiel für einen Standort, an dem Ammonium einen größeren Teil der N-Spezies in den Tiefbohrungen ausmacht, ist in Abbildung 16.15 gezeigt.

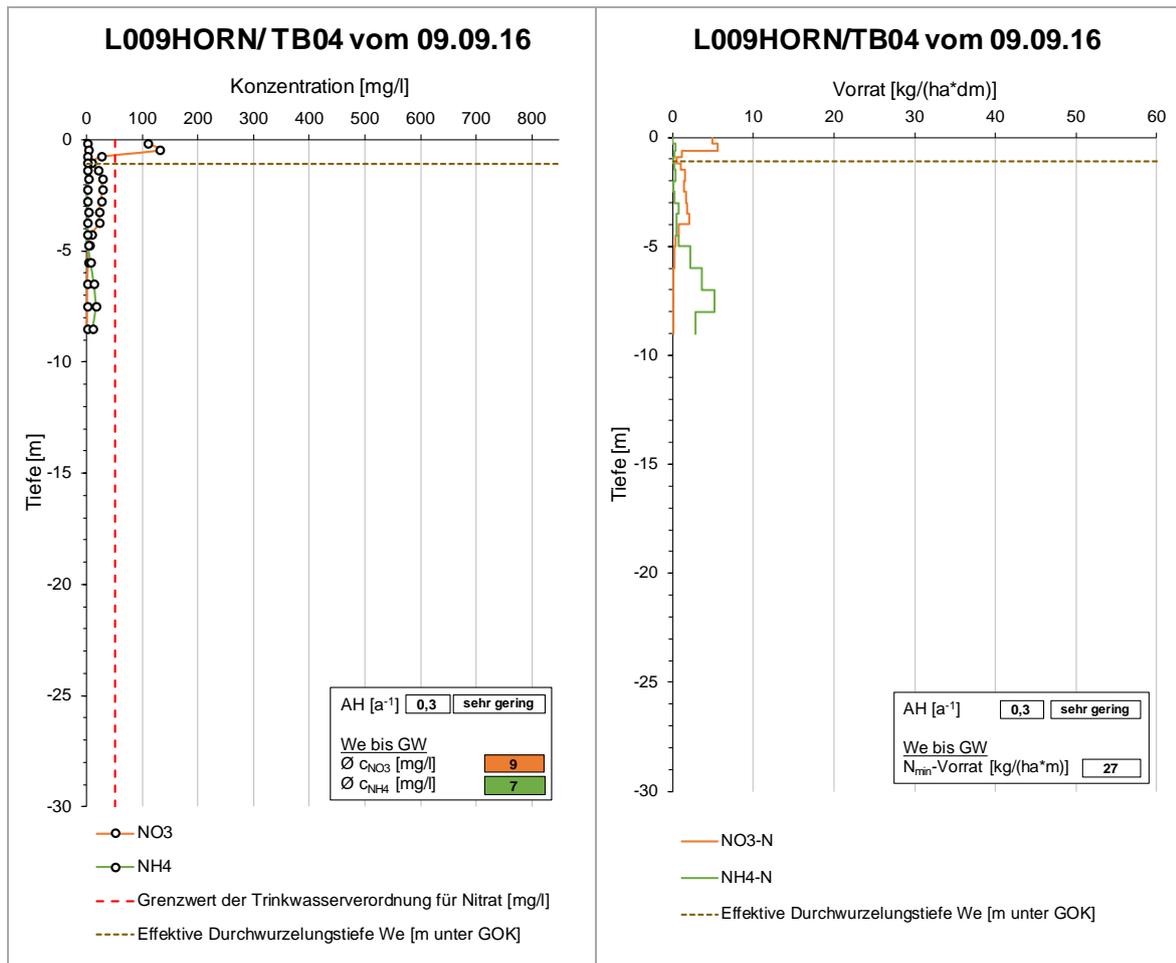


Abb. 16.15: Tiefenprofile der Konzentrationen (links) und der Vorräte (rechts) von TB04 am Standort Hornburg (L009HORN) (Infokasten: Austauschhäufigkeit (AH) am Standort (inkl. Beurteilung nach DIN 19732 2011); durchschnittliche Nitrat- und Ammoniumkonzentration des Profils der Sickerwasserdränzone (We bis GW)).

Im gesamten Profil wird keine Wassersättigung erreicht (maximal Feuchtestufe f3, Wassergehalte zwischen 18,7 Vol.-% und 46,2 Vol.-%), und ab etwa 4,50 m gehen die Nitratvorräte auf minimale Werte zurück, dagegen nehmen die Ammoniumvorräte zu. In der Bodenansprache von TB04 sind im Bereich von 4,50 bis 6,70 m Nester mit Humusklasse h6 verzeichnet. Somit gäbe es bezüglich der organischen Substanz die Voraussetzung für eine Nitratammonifikation. Fraglich ist jedoch, ob sich diese Nester dementsprechend stark im Profil auswirken würden und ob die Bedingungen in diesen Profilmereichen für den Prozess der Nitratammonifikation reduzierend genug sind. An TB01 von 2009 wurde sichtbar, dass diese Tiefenbereiche am Standort zeitweilig wassergesättigt sind

(Grundwasserstand in TB01 bei 4,90 m unter GOK). In TB05 wurde kein freies Wasser angesprochen, allerdings wird das Profil bereits ab 2,50 m toniger (Tu4) und verzeichnet ab 4,50 m (ab hier auch Zunahme der Ammoniumgehalte) einen dichten Stauhorizont (Sd), sodass stau-nasse Bedingungen möglich sind.

16.4. Schlussfolgerungen

Auf den untersuchten landwirtschaftlich bewirtschafteten BDF in Niedersachsen zeigte sich, dass vor allem unter Sandstandorten die höchsten Nitratgehalte bei den Tiefbohrungen auftreten. Es konnte bestätigt werden, dass die organische Düngung, aber auch die Fruchtfolgegestaltung einen großen Einfluss auf die Nitratverlagerung haben. So führte eine langjährige organische Düngung an den untersuchten Standorten in der Regel zu höheren Nitratkonzentrationen innerhalb der Sickerwasserdränzone. Ebenfalls zeigte sich eine höhere Nitratauswaschung bei vegetationsloser Zeit in der auswaschungsintensiven Winterperiode, sodass die Aussage getroffen werden kann, dass Bewuchs über den Winter die Nitratauswaschung vermindert. An den untersuchten Standorten zeigte sich außerdem, dass ein Zwischenfruchtanbau nur in Kombination mit der Fruchtfolgegestaltung und einer reduzierten Düngung die Nitratauswaschung mindern kann. Aufgrund von großen Unterschieden zwischen den realen Wassergehalten und den für Modellrechnungen verwendeten Wassergehalten beim Feuchteäquivalent (häufig Überschätzung der realen Wassergehalte) besteht vor allem an Sandstandorten die Gefahr einer Unterschätzung der Verlagerungsgeschwindigkeiten und somit auch eine Unterschätzung der Nitratauswaschungsgefährdung.

Mithilfe der durch die Auswertung der Stickstofftiefenprofile gewonnenen Erkenntnisse können (auch in Kombination mit anderen Untersuchungsergebnissen) Maßnahmen zur Reduktion der Nitratauswaschung entwickelt werden. Die Auswirkungen von Veränderungen können folgend bei erneuter Durchführung von Tiefbohrungen kontrolliert werden. Damit stellen die Tiefbohrungen einen wichtigen Bestandteil der Bodendauerbeobachtung dar und helfen, die Nitratverlagerung unter landwirtschaftlich genutzten Flächen zu verstehen.

16.5. Quellen

- AD-HOC-AG BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung (KA 5). – 5. Aufl., 438 S., 41 Abb., 103 Tab, 31 Listen; Hannover.
- AGARBÜNDNIS E. V. (Hrsg.) (2010): Der kritische Agrarbericht 2010. Schwerpunkt: Boden. – Hamm (ABL Bauernblatt).
- AID (Hrsg.) (1994): Nitrat in Grundwasser und Nahrungspflanzen. – Bayreuth (Neubert).
- AID (Hrsg.) (2013): Nitratauswaschung: Ursachen und Maßnahmen zur Minimierung. – Reinheim (Lokay).
- BASSLER, R. (Hrsg.) (1991): Methodenbuch - Band 1: Die Untersuchung von Böden. – 4. Aufl.; Darmstadt (VDLUFA).
- BLUME, H.-P., HORN, R. & THIELE-BRUHN, S. (Hrsg.) (2011): Handbuch des Bodenschutzes: Bodenökologie und Bodenbelastung - Vorbeugende und abwehrende Schutzmaßnahmen. – 4. Aufl.; Weinheim (Wiley-VCH).
- DIEPOLDER, M. & RASCHBACHER, S. (2008): Nitratkonzentration im Sickerwasser unter Dauergrünland bei Schnitt- bzw. extensiver Weidenutzung. – SuB 12/08: III-1–III-2.
- DIN 11465 (1993): Bodenbeschaffenheit - Bestimmung des Trockenrückstandes und des Wassergehaltes auf Grundlage der Masse (Gravimetrisches Verfahren). – Berlin (Beuth).
- DIN 19732 (2011): Bodenbeschaffenheit - Bestimmung des standörtlichen Verlagerungspotentials von nichtsorbierten Stoffen. – Berlin (Beuth).
- DIN 19746 (2005): Bodenbeschaffenheit - Bestimmung von mineralischem Stickstoff (Nitrat und Ammonium) in Bodenprofilen (N_{min} -Laborverfahren). – Berlin (Beuth).
- DWA-A 920-1 (2016): Bodenfunktionsansprache – Teil 1: Ableitung von Kennwerten des Bodenwasserhaushalts. – Arbeitsblatt DWA-A 920-1, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall e. V. (Hrsg.).
- KORTE, K., ENGELKE, L., GROH, H., SEVERIN, K. & HÖPER, H. (2019): Bewirtschaftung und Nährstoffbilanzen der landwirtschaftlich genutzten Bodendauerbeobachtungsflächen in Niedersachsen in den Jahren 2001 bis 2016. – GeoBerichte 37: 126 S., 104 Abb., 63 Tab., Anh.; Hannover (LBEG).
- LWK – LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NIEDERSACHSEN (2006): Landwirtschaft und Wasserrahmenrichtlinie - Erfahrungen und Ergebnisse aus Niedersachsen. – Hannover (LWK).
- NLWKN – NIEDERSÄCHSISCHER LANDESBETRIEB FÜR WASSERWIRTSCHAFT, KÜSTEN- UND NATURSCHUTZ (Hrsg.) (2015): Anwenderhandbuch für die Zusatzberatung Wasserschutz. Grundwasserschutzorientierte Bewirtschaftungsmaßnahmen in der Landwirtschaft und Methoden zu ihrer Erfolgskontrolle. – Grundwasser 21; Hannover (NLWKN).
- PAMPERIN, L. (2002): Nitratverlagerung in Abhängigkeit von der Bodennutzung, den Standorteigenschaften und der Grundwasserneubildung eines stauwasserbeeinflussten Grundmoränenstandortes. – Horizonte: Herrenhäuser Forschungsbeiträge zur Bodenkunde 7; Hannover (Institut für Bodenkunde der Universität Hannover).
- RENGER, M., BOHNE, K., FACKLAM, M., HARRACH, T., RIEK, W., SCHÄFER, W., WESSOLEK, G. & ZACHARIAS, S. (2008): Ergebnisse und Vorschläge der DBG-Arbeitsgruppe „Kennwerte des Bodengefüges“ zur Schätzung bodenphysikalischer Kennwerte. – <https://www.boden.tu-berlin.de/fileadmin/fg77/_pdf/publikationen/bodenphysikalischeKennwerte.pdf>.
- RIVETT, M. O., BUSS, S. R., MORGAN, P., SMITH, J. W. N. & BEMMENT, C. D. (2008): Nitrate attenuation in groundwater: A review of biogeochemical controlling processes. – Water Research 42: 4215–4232.
- SCHAEFFER & SCHACHTSCHABEL (Hrsg.) (2010): Lehrbuch der Bodenkunde. – 16. Aufl.; Heidelberg (Spektrum).
- STAHR, K., KANDELER, E., HERRMANN, L. & STRECK, T. (2016): Bodenkunde und Standortlehre. – 3. Aufl.; Stuttgart (Ulmer).
- UBA – UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.) (2018): Umwelt und Landwirtschaft. – <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/421/publikationen/20180125_uba_fl_umwelt_und_landwirtschaft_bf_final.pdf>.
- WENDLAND, F., KUNKEL, R., TETZLAFF, B. & DÖRHÖFER, G. (2003). GIS-based determination of the mean longterm groundwater recharge in Lower Saxony. – Environmental Geology 45: 273–278.

17. Jährliche Variabilität und räumliche Muster der Bodenerosion – Erkenntnisse aus der niedersächsischen Bodenerosionsdauerbeobachtung

BASTIAN STEINHOFF-KNOPP

17.1. Rahmen und Ziele der Erosionsdauerbeobachtung

Bodenerosion durch Wasser ist ein Prozess, der zum Verlust von fruchtbarem Boden führt und damit die Ertragsfähigkeit von Böden verringert. Auslöser von Bodenerosion durch Wasser ist stets ein Starkniederschlag, der zu oberflächlichem Abfluss von Wasser führt. Das abfließende Wasser löst Bodenpartikel ab und transportiert sie hangabwärts. Betroffen von diesem Prozess sind Ackerflächen, welche durch die Bewirtschaftung keine geschlossene Pflanzendecke aufweisen. Insbesondere zu Zeitpunkten, in denen die Bodenoberfläche nur wenig bedeckt ist (z. B. direkt nach der Aussaat) kann es zu größeren Erosionsschäden kommen. Ein weiterer steuernder Faktor ist der Boden selbst: Je nach Korngrößenzusammensetzung und Humusgehalt sind die Oberböden unterschiedlich stark erosionsgefährdet. Besonders leicht erodierbar sind Böden mit einem hohen Schluffanteil. In Niedersachsen sind dies vor allem die Böden der Lössbörden sowie der südlich angrenzenden Lössverbreitungsflächen im Berg- und Hügelland. Daneben regelt die Topographie den Bodenabtrag: An steilen und langen Hängen lösen sich Bodenpartikel leichter mit dem abfließenden Wasser ab. Schlussendlich spielt auch die Bewirtschaftung durch den Landwirt eine große Rolle. Dieser kann durch die Auswahl der Ackerkulturen und Bewirtschaftungsmethoden die Höhe des Bodenabtrages maßgeblich beeinflussen.

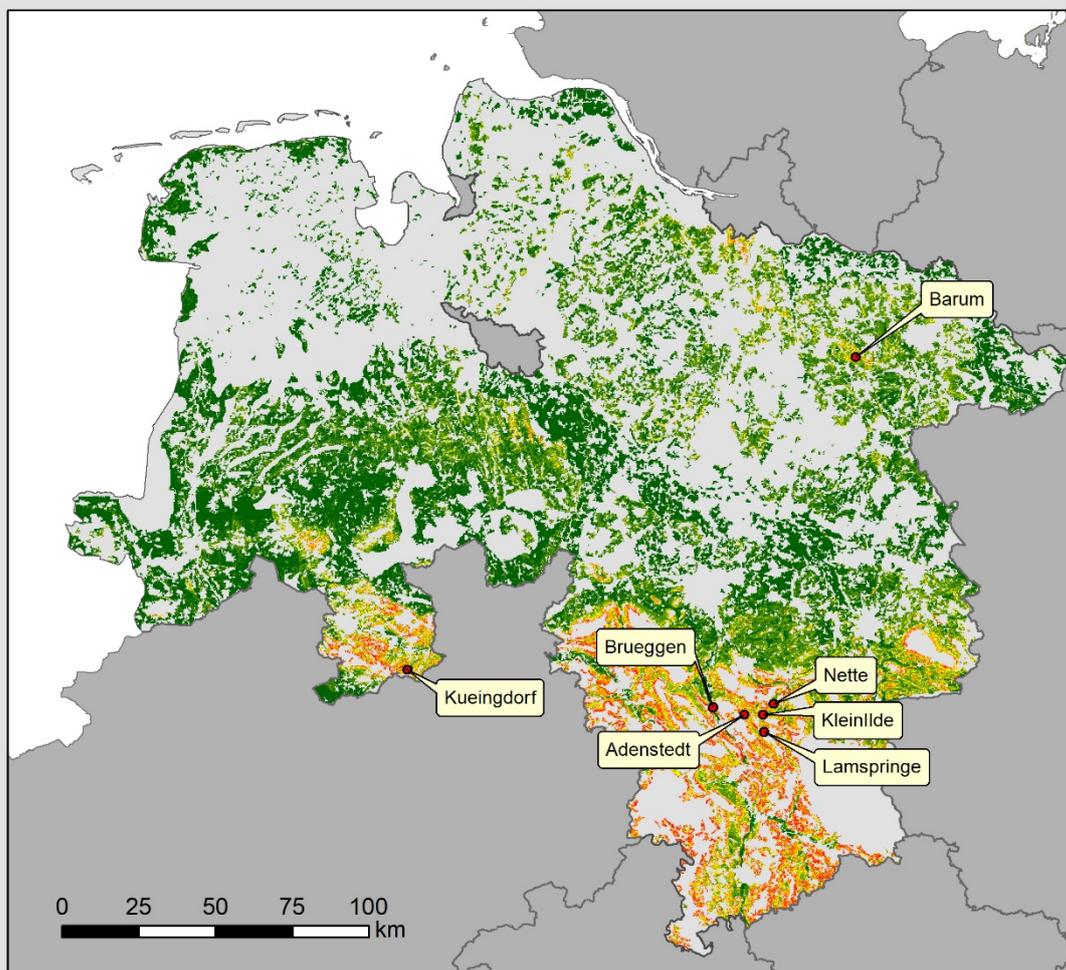
Die Europäische Union stuft Bodenerosion als die größte Bedrohung für die Fruchtbarkeit der Böden in Europa ein (EU 2006). Nach Bundesbodenschutzgesetz (BBODSCHG 1998) sind Landwirte im Rahmen der „guten fachlichen Praxis“ dazu angehalten, ihre Ackerflächen bodenschonend zu bewirtschaften, um den Abtrag

von Bodenmaterial zu reduzieren. In Niedersachsen gelten etwa 90.000 ha Ackerflächen als potentiell hoch erosionsgefährdet (NLÖ 2003). Besonders betroffene Teilräume sind das Berg- und Hügelland und einzelne Sandlössflächen im nördlichen Niedersachsen. In diesen Gebieten wird durch die im Jahr 2000 gestartete Bodenerosionsdauerbeobachtung auf ausgewählten Agrarflächen die Variabilität und Höhe des Bodenabtrags durch Wasser erfasst. Wichtige Ziele der Erosionsdauerbeobachtung sind (vgl. MOSIMANN, BUG & STEINHOFF 2012, STEINHOFF-KNOPP & BURKHARD 2018):

- die Lieferung empirisch abgesicherter Werte zum Ausmaß der Bodenerosion unter verschiedenen Standort- und Bewirtschaftungsbedingungen,
- die Ermittlung langfristiger Trends der Bodenerosion in verschiedenen Regionen Niedersachsens,
- die Analyse der Auswirkungen von Bewirtschaftungsveränderungen auf die Bodenerosion.

Betrieben wird die Erosionsdauerbeobachtung im Auftrag des LBEG vom Institut für Physische Geographie und Landschaftsökologie der Leibniz Universität Hannover. Die unter Beobachtung stehenden Ackerflächen umfassen 465 ha in insgesamt sieben Beobachtungsgebieten aus drei Naturräumen, die grundsätzlich von Bodenerosion durch Wasser gefährdet sind. Die Gebiete decken dabei exemplarisch erosionsgefährdete Bodenregionen sowie Betriebs- und Bewirtschaftungsformen ab. Ein Schwerpunkt liegt mit insgesamt fünf Gebieten im niedersächsischen Berg- und Hügelland (Region Süd: Gebiete Adenstedt, Brüggen, Klein Ilde, Lam-springe, Nette). Je ein weiteres Gebiet befindet sich im Ravensberger Hügelland (Region West: Küingdorf) und im Uelzener Sandlössbecken (Region Nord: Barum; s. Abb. 17.1).

Die Erosionsdauerbeobachtung Niedersachsen hat seit dem Jahr 2011 eine „Schwester“: In Baden-Württemberg wird in zwei Regionen ein dauerhaftes Erosionsmonitoring durchgeführt. Ähnliche Ziele verfolgend, stehen dort 205 ha Ackerfläche unter Beobachtung. Die Beobachtungsgebiete liegen im Kraichgau sowie im Markgräfler Hügelland. Die verwendeten Methoden zur Erfassung der Bodenabträge gleichen sich.



Potentielle Erosionsgefährdung der Ackerböden durch Wasser

Mittlerer jährlicher Bodenabtrag [t / (ha · a)]



Datengrundlage:

Potentielle Erosionsgefährdung der Ackerböden durch Wasser in Deutschland 1:1.000.000

Abb. 17.1: Lage der Untersuchungsgebiete der Bodenerosionsdauerbeobachtung Niedersachsen und potentielle Erosionsgefährdung der Ackerböden durch Wasser.

17.2. Methodik

In der Bodenerosionsdauerbeobachtung Niedersachsen werden Auftritt und Ausmaß der Bodenerosion durch Wasser auf zusammenhängenden, landwirtschaftlich genutzten Flächen erhoben. Ziel ist die Erfassung des Erosionsgeschehens unter realen Bedingungen. Kern des Monitorings bildet die semiquantitative (Schad-)Kartierung von Erosionssystemen in Kombination mit der Erfassung der Bewirtschaftungsbedingungen und der modellgestützten Abschätzung von Abtragsmengen. Methodisch ruht die Erosionsdauerbeobachtung damit auf zwei Säulen:

- Schadkartierungen zur Erfassung des Bodenabtrags nach der Wintersaison und nach sommerlichen Starkniederschlägen und
- begleitende Befragungen der Landwirte zur Erfassung der Bewirtschaftungsformen.

Schadkartierungen dienen der Erfassung von Erosionsschäden bzw. der durch ein Starkniederschlagsereignis entstandenen Erosionssysteme. Die eingesetzte Methode lehnt sich an die DVWK-Kartieranleitung (DVWK 1996) an und erfasst im Wesentlichen den Bodenabtrag durch drei Formen von Bodenerosion durch Wasser:

1. Lineare Erosionsformen

Lineare Erosionsformen sind Erosionssysteme, die überwiegend in Leitlinien für den Abfluss von Oberflächenwasser entstehen. Es kommt zu einer deutlichen, lokal begrenzten Eintiefung (Rillen- bzw. Rinnenbildung). Im Extremfall kann es zur Ausbildung von Gräben mit über 40 cm Tiefe kommen.

2. Flächenhafte Erosionsformen

Bei flächenhafter Erosion kommt es auf der gesamten Fläche zur Abspülung von Bodenmaterial. Es sind deutliche Erosionsspuren (Sandfahnen, freigelegte Wurzeln der Kulturpflanzen), jedoch keine eingetieften Rillen erkennbar.

3. Flächenhaft-lineare Erosionsformen

Rillen und Rinnen, die netzwerkartig oder parallel zueinander auftreten.

Alle Erosionssysteme werden lagegenau mit GPS-Handgeräten in der mobilen GIS-Applikation EroPad aufgenommen (STEINHOFF, BUG & MOSIMANN 2013). Die Bestimmung der Bodenabträge durch lineare und flächenhaft-lineare Erosionssysteme erfolgt durch Vermessung der Querschnittsflächen und Längen der Formen. Abträge durch flächenhafte Erosion werden klassifiziert abgeschätzt (vgl. STEINHOFF-KNOPP & BURKHARD 2018).

Zusätzlich werden Bereiche, in denen es zu Akkumulation kommt, in ihrer Lage erfasst und bei ausreichender Größe ($> 20 \text{ m}^2$) in ihrem Volumen vermessen. Außerdem werden Randbedingungen (u. a. angebaute Ackerkulturen, Bodenbedeckung) und Off-Site-Schäden wie Übertritte des Bodenmaterials von Ackerschlägen in Bäche, Gräben, schützenswerte Ökosysteme oder Straßen kartiert.

Zur Auswertung der erhobenen Daten werden die erfassten Erosionssysteme räumlich überlagert und lokale Abtragsraten- $_{LM}$ (Lokales Mittel) in $\text{t} / (\text{ha} \cdot \text{a})$ bestimmt. Zusätzlich werden alle Erosionssysteme räumlich Bewirtschaftungseinheiten (Ackerschlägen), den sogenannten Abtragsbezugsparzellen, zugeordnet. Es ergeben sich jährliche Abtragshöhen- $_{PM}$ (Parzellenmittel) in t / ha und langjährige Abtragsraten- $_{PM}$ (Parzellenmittel) in $\text{t} / (\text{ha} \cdot \text{a})$, die auf Ebene der Regionen zu Abtragsraten- $_{RM}$ (Regionsmittel) zusammengefasst werden (MOSIMANN, BUG & STEINHOFF 2012, STEINHOFF 2015).

Eine Befragung der Landwirte zu ihren Bewirtschaftungsmethoden begleitet die Schadkartierungen. Diese werden alle drei bis fünf Jahre durchgeführt und erfassen diverse, im Feld nicht erkennbare Bewirtschaftungsparameter und Kennzahlen zu den verwendeten Bearbeitungsgeräten.

17.3. Ausgewählte Ergebnisse der Erosionsdauerbeobachtung (2000–2019)

In den bisher 20 Jahren der Bodenerosionsdauerbeobachtung (2000 bis 2019) wurde ein Datenkollektiv erzeugt, das 1500 Parzellenmessjahre umfasst. Insgesamt wurden 1555 einzelne Erosionssysteme erfasst. Ein Erosionssystem beschreibt die bei einer Kartierung erfassten, zusammenhängenden Schäden einer Erosionsform auf einer der Abtragsbezugspartellen der Dauerbeobachtungsflächen.

Tab. 17.1: In der Bodenerosionsdauerbeobachtung erfasste Erosionssysteme (Kartierjahre 2000 bis 2019), gegliedert nach Erosionsform.

Erosionsform	Winterkartierung	Sommerkartierung	Gesamt
lineare Erosion	467	256	723
flächenhafte Erosion	276	430	706
flächenhaft-lineare Erosion	88	38	126
Gesamt	831	724	1555

17.3.1. Höhe der Bodenabträge

Die langjährige Abtragsrate der kartierten Bodenabträge im Mittel aller Abtragsbezugspartellen liegt bei $0,82 \text{ t} / (\text{ha} \cdot \text{a})$. Dabei weichen die Werte der einzelnen Regionen zum Teil deutlich von diesem Mittelwert ab: In den Sandlössgebieten der Region Nord wurde eine Abtragsrate_{RM} (Regionsmittel) von $1,36 \text{ t} / (\text{ha} \cdot \text{a})$ kartiert. In der größten Region Süd (umfasst fünf Beobachtungsgebiete im Innerste- und Leinebergland) liegt die langjährige Abtragsrate_{RM} mit $0,62 \text{ t} / (\text{ha} \cdot \text{a})$ wesentlich niedriger, im westniedersächsischen Küingdorf (Ravensberger Hügelland) ist sie mit $0,72 \text{ t} / (\text{ha} \cdot \text{a})$ leicht unter dem Mittel aller Gebiete. In den Regionen West und Nord entfällt der größere Anteil der Bodenabträge auf das Winterhalbjahr. Dies deckt sich mit Ergebnissen einer ähnlich angelegten Erosionsdauerbeobachtung im Schweizer Mittelland (PRASUHN 2011, 2020), steht jedoch gängigen Aussagen entgegen, dass der größere Teil der Bodenabträge auf den Frühsommer entfällt (z. B. SCHWERTMANN, VOGL & KAINZ 1990).

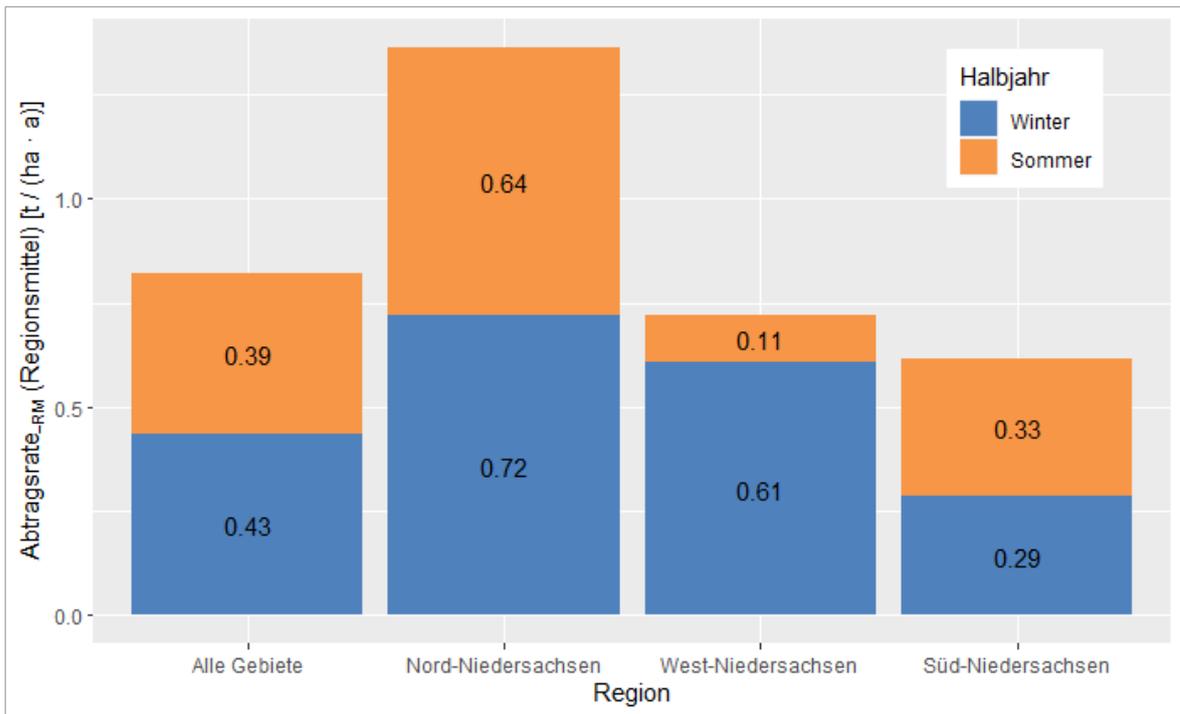


Abb. 17.2: Abtragsrate_{PM} (Regionsmittel) für den Zeitraum 2000 bis 2019 [t / (ha · a)]. Die Regionsmittel basieren auf den Abtragsraten_{PM} (Parzellenmittel) der Abtragsbezugspartellen.

Die auf Ebene der Regionen aggregierten Mittelwerte dürfen aber nicht darüber hinwegtäuschen, dass es in jeder Region und jedem Beobachtungsgebiet einzelne Abtragsbezugspartellen gibt, auf denen es zu wesentlich mehr bzw. weniger Bodenabtrag kommt. In allen Regionen liegt der kleinste Wert der langjährigen Abtragsraten_{PM} nahe 0 t / (ha · a) (vgl. Tab. 17.2). Dies sind Partellen mit geringen

Hangneigungen und damit grundsätzlich geringer Erosionsgefährdung. Die Partelle mit dem höchsten Bodenabtrag liegt mit 6 t / (ha · a) in der Region Nord. Hier treffen topographische Ungunst und eine Fruchtfolge mit der erosionsfördernden Ackerkultur Kartoffel aufeinander.

Tab. 17.2: Kennwerte zu den langjährigen Mittelwerten der kartierten Bodenabträge (2000 bis 2019). Angegeben sind die Abtragsraten_{PM} (Partellenmittel) der Abtragsbezugspartellen mit dem niedrigsten und höchsten Wert sowie der Mittelwert aus allen Abtragsbezugspartellen.

Region	Anzahl der Abtragsbezugspartellen [n]	langjährige Abtragsrate _{PM} der Abtragsbezugspartellen [t / (ha · a)]		
		Mittelwert	Minimum	Maximum
Nord	22	1,36	0,07	6,00
West	10	0,72	0,12	1,79
Süd	54	0,62	0,00	4,92

Im Gegensatz zu den grundsätzlich geringen bis sehr geringen Bodenabträgen in Niedersachsen ist die im Erosionsmonitoring Baden-Württemberg im Zeitraum 2011 bis 2018 ermittelte durchschnittliche Abtragsrate-PM (Mittelwert aller Parzellen) mit 10,56 t / (ha · a) sehr hoch. Jedoch gibt es auch dort ein Beobachtungsgebiet im Kraichgau mit sehr geringen Abtragsraten von 0,36 t / (ha · a). Die deutlich höheren Abtragsraten im zweiten baden-württembergischen Beobachtungsgebiet im Markgräfler Hügelland können direkt auf die Anbaumethoden und ein sehr intensives Starkniederschlagsgeschehen im bisherigen Beobachtungszeitraum zurückgeführt werden.

17.3.2. Jährliche Variation der Bodenabträge

Bodenerosion ist ein diskontinuierlicher Prozess, bei dem es nur beim Zusammentreffen mehrerer Ungunfstfaktoren zu hohen Bodenabträgen kommt. Initial für den Bodenabtrag durch Wasser ist ein Starkniederschlagsereignis oder rasche Schneeschmelze. Starkregen generiert

aber nur dann Bodenabträge, wenn er auf einen grundsätzlich leicht erodierbaren und zudem nur wenig geschützten Boden trifft. Da sowohl das räumliche wie zeitliche Auftreten von Starkniederschlägen und die Bodenbedeckung von Ackerschlägen im Jahresverlauf und in Abhängigkeit der Ackerkultur auch zwischen den Jahren stark schwanken, variieren auch die Bodenabträge erheblich.

Dies spiegelt sich deutlich in der 20jährigen Zeitreihe der Erosionsdauerbeobachtung Niedersachsen wider. Abbildung 17.3 zeigt die auf Ebene der Regionen aggregierten jährlichen Abtragsraten-_{RM} (Regionsmittel). Besonders hervor stehen in der Region Nord die Jahre 2002 und 2006 mit hohen Abtragsraten-_{RM}. Gleiches gilt für die Jahre 2007 und 2008 in der Region Süd. In diesen Jahren wurden auf jeweils nur wenigen Abtragsbezugsparzellen größere Schadereignisse registriert, die sich z. T. erheblich auf die langjährigen Abtragsraten-_{RM} auswirken. In allen Regionen zeigt sich in der zweiten Hälfte des Beobachtungszeitraumes ein Trend zur Abnahme der Abtragsraten-_{RM} (s. Abb. 17.3, gleitendes Mittel). Nur in der Region Nord stiegen die Abträge nach 2015 wieder an.

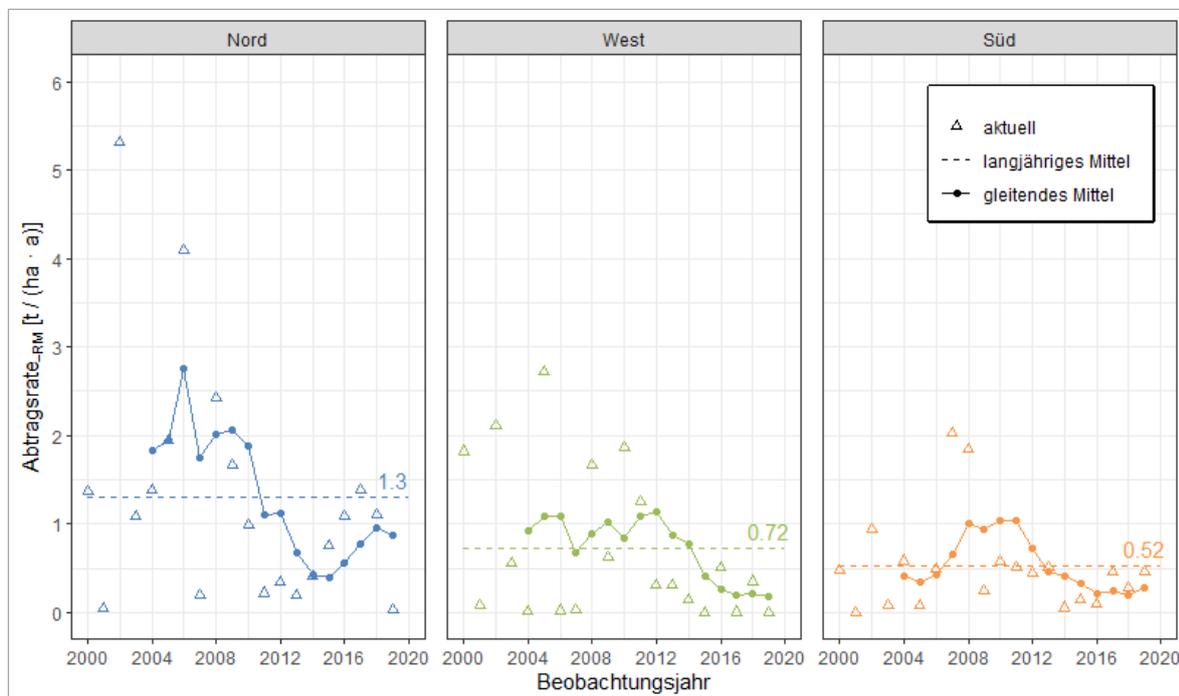


Abb. 17.3: Abtragsrate-_{RM} (Regionsmittel) in den Regionen Nord-, West- und Süd-Niedersachsen für die Jahre 2000 bis 2019 [t / (ha · a)]. Bodenabtrag der Abtragsbezugsparzellen für jedes Jahr (aktuell), den gesamten Beobachtungszeitraum (langjähriges Mittel) und im 5jährigen gleitenden Mittel (gleitendes Mittel).

17.3.3. Variation des Bodenabtrags in Abhängigkeit der Kulturen und Bewirtschaftungsformen

Die Erfassung von Bewirtschaftungsparametern der unter Beobachtung stehenden Acker-schläge und die regelmäßige Befragung der Landwirte zu ihren Bearbeitungsmethoden er-lauben Aussagen über die Höhe des Bodenab-trags in Abhängigkeit der Anbaukultur und des Bodenbearbeitungssystems. Die in diesem Ab-schnitt dargestellten Auswertungen beziehen sich dabei auf die Dauerbeobachtungsdaten bis zum Jahr 2016. Das Datenkollektiv für diesen Zeitraum umfasst insgesamt 1275 Feldjahre.

Tabelle 17.3 zeigt eine Auswertung der Ab-tragsraten-_{PM} (Parzellenmittel) nach Halbjahren und Anbaukulturen. Die häufigste Kultur ist Win-terweizen mit 732 Feldjahren, gefolgt von Zu-ckerrübe und Wintergerste mit 258 bzw. 158 Feldjahren. Mais, eine besonders erosionsför-dernd eingestufte Sommerkultur, ist insgesamt 103mal vertreten. Kartoffel ist mit 63 Fällen nicht häufig vertreten, wird jedoch nur in der Region Nord regelmäßig angebaut.

Die höchsten Abtragsraten-_{PM} wurden mit 2,65 t / (ha · a) in Kartoffeln registriert. Dies ist auf die Anbaumethode in Dämmen zurückzu-führen, bei denen die Struktur des Oberbodens durch das Aufhäufeln erheblich gestört wird. Zu-sätzlich bilden die z. T. in Hangfallrichtung an-gelegten Reihen ideale Leitbahnen für abflie-ßendes Wasser.

Die Abtragswerte für Winterweizen liegen mit 0,76 t / (ha · a) etwa in gleicher Höhe wie die für Zuckerrübe (0,80 t / (ha · a)). Dabei ist zu be-rücksichtigen, dass bei Winterweizen, wie bei Wintergerste auch, der größere Teil des Ab-trags auf das Winterhalbjahr entfällt. In diesem Zeitraum ist der Boden durch Bedeckungsgrade von 10 bis 30 % nur wenig geschützt. Hinzuwei-sen ist auf die geringe Abtragsrate-_{PM} bei Mais: Dieser liegt mit 0,41 t / (ha · a) deutlich unter dem Mittel aller Kulturen. Dies widerspricht der Einschätzung, dass es bei Mais durch späte Bo-denbedeckungen im Jahr zu höheren Bodenab-trägen kommt und auch den Ergebnissen aus dem Erosionsmonitoring Baden-Württemberg. Im Datenkollektiv der Erosionsdauerbeobach-tung Niedersachsen ist Mais mittlerweile gut re-präsentiert, eine große Zahl der 103 Parzellen-jahre entfällt jedoch auf die allgemein wenig ero-sionsintensive zweite Hälfte des Beobachtungs-zeitraums der Dauerbeobachtung.

Tab. 17.3: Häufigkeit der Bodenerosion und mittlere Abtragsrate-_{PM} nach Halbjahren für die Jahre 2000 bis 2019 in Abhän-gigkeit der Anbaukultur. Dargestellt sind Mittelwerte aller Abtragsbezugspartellen.

Kultur	Sommer (April – September)			Winter (Oktober – März)			Jahr
	Parzellen-jahre	davon mit Erosion [%]	mittlere Ab-tragsrate- _{PM} [t / (ha · a)]	Parzellen-jahre	davon mit Erosion [%]	mittlere Ab-tragsrate- _{PM} [t / (ha · a)]	Abtrag [t / (ha · a)]
Winterweizen	732	31	0,14	732	44	0,62	0,76
Wintergerste	158	19	0,18	158	39	0,47	0,65
Winterraps	129	11	0,26	129	29	0,11	0,37
Zuckerrübe	258	49	0,80	–	–	–	0,80
Futtermais (Silomais)	103	29	0,41	–	–	–	0,41
Kartoffel	61	74	2,65	–	–	–	2,65
Sommergetreide	22	36	0,15	–	–	–	0,15
Leguminosen	9	0	0,00	–	–	–	–
Ackergras/ gesäte Wiese	20	10	0,22	27	26	1,47	1,69
Grünbrache	6	0	0,00	46	7	0,05	0,05
Zwischenfrucht	2	–	0,00	257	30	0,19	0,19
Schwarzbrache	–	0	–	151	12	0,32	0,32
alle Kulturen	1500	24	0,39	1500	27	0,43	0,82

Ein wichtiges Ergebnis der Erosionsdauerbeobachtung ist die Wirkung von konventionellen Bodenbearbeitungsmethoden mit dem Pflug. Im Schnitt der wichtigsten Kulturen liegt der mittlere Abtrag bei konservierender Bodenbearbeitung bei 0,37 t / (ha · a) gegenüber 0,60 t /

(ha · a) bei konventioneller Bodenbearbeitung (s. Tab. 17.4). Insbesondere bei Wintergerste, Winterweizen und Zuckerrüben spiegeln sich die positiven Effekte der pfluglosen Bodenbearbeitung in deutlich reduzierten Bodenabträgen wider.

Tab. 17.4: Häufigkeit der Bodenerosion und mittlere Abtragsrate-_{PM} für die Jahre 2000 bis 2016 in Abhängigkeit des Bodenbearbeitungssystems. Dargestellt sind Mittelwerte aller Abtragsbezugsparzellen. Als konservierend bearbeitet werden Abtragsbezugsparzellen bzw. Parzellenjahre eingestuft, bei denen die intensivste Bodenbearbeitungsmethode vor Aussaat der Ackerkultur pfluglos vorgenommen wurde (Grundlage der Einstufung: Befragung der Landwirte; keine Daten für elf Abtragsbezugsparzellen).

Kultur	Parzellenjahre [n]	Parzellenjahre konservierende Bodenbearbeitung [n]	mittlere Abtragsrate- _{PM} [t / (ha · a)]	mittlere Abtragsrate- _{PM} konventionelle Bodenbearbeitung [t / (ha · a)]	mittlere Abtragsrate- _{PM} konservierende Bodenbearbeitung [t / (ha · a)]
Winterweizen	523	340	0,76	0,89	0,69
Wintergerste	133	28	0,65	0,77	0,20
Zuckerrübe	206	170	0,41	1,07	0,28
Raps	180	48	0,26	0,17	0,35
Mais	63	54	0,29	0,08	0,32
alle Kulturen	1105	640	0,48	0,60	0,37

17.3.4. Kleinräumliche Muster des Bodenabtrags

Die regelmäßige Kartierung der Erosionsschäden und deren kartografische Überlagerung erlauben Aussagen über regelmäßig auftretende räumliche Muster des Erosionsgeschehens. Entsprechende Berechnungen der Abtragsrate-_{LM} (Lokales Mittel) zeigen, dass in den 20 Beobachtungsjahren auf 58 % der unter Beobachtung stehenden Flächen im Mittel weniger als 0,2 t / (ha · a) Boden abgetragen wurde (s. Abb. 17.4). Auf lediglich 3 % der Flächen wurden sehr hohe Abträge (6 – <25 t / (ha · a)) kartiert. Flächen mit äußerst hohen Abtragsraten-_{LM} (≥25 t / (ha · a)) sind in allen Kartierregionen selten (unter 1 % der Flächen) und auf bestimmte topographische Situationen beschränkt. So finden sich z. B. im Gebiet Lamspringe deutlich erhöhte Abtragsraten-_{LM} in den ausgeprägten Tiefenlinien (s. Abb. 17.5). Hier kommt es topographisch bedingt zum Zusammenfluss von Wasser und damit zu höheren Abtragsraten-_{LM}. Daneben sind stets Fahrspuren in Hangfallrichtung von höheren Bodenabträgen betroffen. Im Gebiet Lamspringe (s. Abb. 17.5) betrifft dies zumeist die Vorgewende.

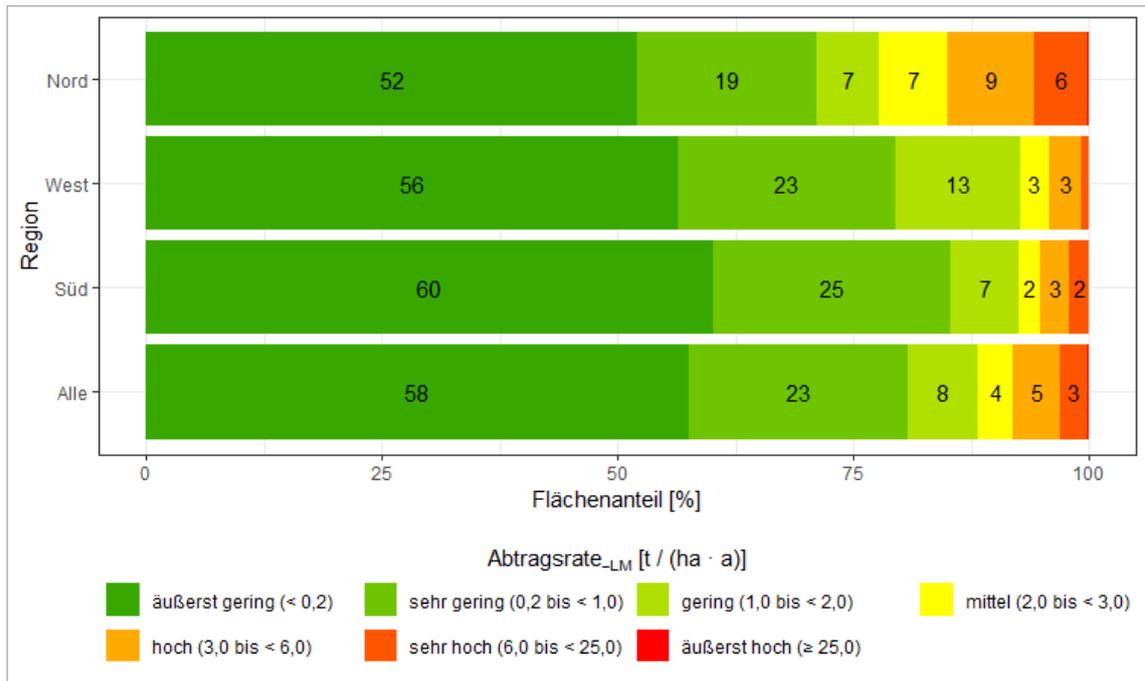


Abb. 17.4: Flächenhaft-differenzierte Auswertung des Bodenabtrags: Abtragsrate_{LM} (Lokales Mittel) [t / (ha · a)]. Angabe der Flächenanteile nach klassifizierter Abtragsrate_{LM}, gegliedert nach Regionen.

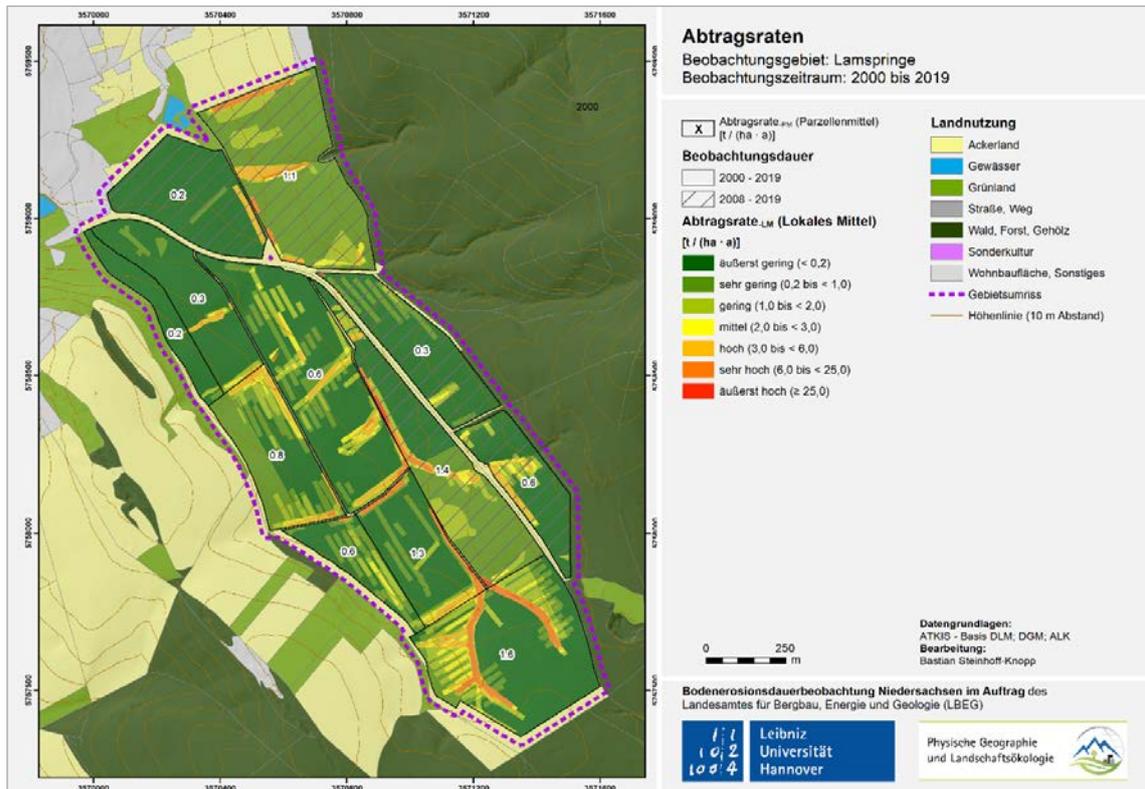


Abb. 17.5: Abtragsraten im Beobachtungsgebiet Lamspringe. Abtragsraten_{LM} (Lokales Mittel) und Abtragsraten_{PM} (Parzellenmittel) für die Beobachtungsjahre 2000 bis 2019.

17.4. Fazit

Die nunmehr 20jährige Zeitreihe der Bodenerosionsdauerbeobachtung Niedersachsen ermöglicht flächenhaft-differenzierte Aussagen über die Häufigkeit, Intensität und Variabilität von Bodenerosion durch Wasser unter realen Bewirtschaftungsbedingungen. Die festgestellte hohe Variabilität der Bodenabträge zwischen den Jahren unterstreicht dabei die Bedeutung des langjährigen Beobachtungsprogramms. Insbesondere sehr intensive Erosionsereignisse treten wegen der notwendigen Faktorenkonstellation nur selten auf, prägen aber deutlich die langjährigen Abtragsraten.

Das umfangreiche Datenkollektiv der Dauerbeobachtung deckt mit 1500 Parzellenmessjahren in 20 Jahren eine Vielzahl von Anbaukulturen und Bodenbearbeitungsvarianten sowie eine Vielzahl von Starkniederschlägen verschiedenster Intensität ab. Im Mittel aller Beobachtungsflächen sind die kartierten Abtragsraten niedrig bis sehr niedrig. Dieses gute Ergebnis kann auf bodenschonende Bewirtschaftungsmethoden der Landwirte zurückgeführt werden. Es darf jedoch nicht unterschlagen werden, dass die Abtragsraten in Kartoffeln deutlich höher sind. Auch gibt es in allen Beobachtungsgebieten Flächen, auf denen es, bedingt durch die Topographie, die Anordnung der Ackerschläge und daraus resultierende Bearbeitungsrichtungen, regelmäßig zu hohen Bodenabträgen kommt.

17.5. Literatur

- BBODSCHG (1998): Bundes-Bodenschutzgesetz vom 17. März 1998 (BGBl. I: 502), das zuletzt durch Artikel 3 Absatz 3 der Verordnung vom 27. September 2017 (BGBl. I: 3465) geändert worden ist. – <<https://www.gesetze-im-internet.de/bbodschg/BJNR050210998.html>>.
- DVWK – DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU (1996): Bodenerosion durch Wasser. DVWK-Merkblatt **239**: Kartieranleitung zur Erfassung aktueller Erosionsformen. – 62 S.; Bonn.
- EU – EUROPÄISCHE UNION (2006): Thematic Strategy for Soil Protection. – Commission of the European Communities (COM), Communication from the Commission to the Council (CEC), the European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions (CEC), 231 S.; Brüssel.
- MOSIMANN, T., BUG, J. & STEINHOFF, B. (2012): 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? – *GeoBerichte* **23**: 95–110, 11 Abb., 2 Tab.; Hannover (LBEG).
- NLÖ – NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR ÖKOLOGIE (2003): Bodenqualitätszielkonzept Niedersachsen: Teil 1: Bodenerosion und Bodenversiegelung. – Nachhaltiges Niedersachsen **23**: 49 S.; Hildesheim.
- PRASUHN, V. (2011): Soil erosion in the Swiss midlands: Results of a 10-year field survey. – *Geomorphology* **126**: 32–41.
- PRASUHN, V. (2020): Twenty years of soil erosion on-farm measurement: Annual variation, spatial distribution and the impact of conservation programmes for soil loss rates in Switzerland. – In: *Earth Surface Processes and Landforms* **37**: 205.
- SCHWERTMANN, U., VOGL, W. & KAINZ, M. (1990): Bodenerosion durch Wasser: Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. – 64 S.; Stuttgart.
- STEINHOFF, B. (2015): Bodenerosionsdauerbeobachtung in Niedersachsen: Bericht für den Zeitraum 2000 bis 2014. – Im Auftrag des Niedersächsischen Landesamtes für Bergbau, Energie und Geologie, Hannover, 86 S.
- STEINHOFF, B., BUG, J. & MOSIMANN, T. (2013): Einsatz eines mobilen GIS zur Kartierung von Bodenerosion durch Wasser. – In: BILL, R., FLACH, G., KORDUAN, P., ZEHNER, M. & SEIP, S. (Hrsg.): *Neue Horizonte für Geodateninfrastrukturen*. – Open GeoData, Mobility, 3D-Stadt, Berlin, S. 27–32.
- STEINHOFF-KNOPP, B. & BURKHARD, B. (2018): Soil erosion by water in Northern Germany: long-term monitoring results from Lower Saxony. – *CATENA* **165**: 299–309.

18. Phytodiversität auf den landwirtschaftlich genutzten Bodendauerbeobachtungsflächen in Niedersachsen

ANNEMARIE SCHACHERER

unter Mitarbeit von URSULA RUMPF, ILONA GALLI & JESÚS FERNÁNDEZ CASTRO

18.1. Einleitung

Im Rahmen des Niedersächsischen Bodendauerbeobachtungsprogramms werden seit 1992 zusätzlich zu den bodenkundlichen Untersuchungen und der Ermittlung von Stoffein- und -austrägen auch kontinuierlich Daten zu Flora und Vegetation auf den Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) nach standardisierter Methodik erfasst (KLEEFISCH & KUES 1997, HÖPER & MEESENBURG 2012, SCHACHERER et al. 2012). Die langfristig angelegte, systematische Vegetationserfassung in Kombination mit der umfassenden medienübergreifenden Dauerbeobachtung und Dokumentation ist eine wertvolle Datengrundlage, um das komplexe Geschehen auf der Fläche unter den jeweiligen agrarpolitischen und gesellschaftlichen sowie natürlichen Rahmenbedingungen zu verstehen und daraus Empfehlungen u. a. zu natur- und artenschutzgerechten Bewirtschaftungsformen abzuleiten.

Der Erhalt der biologischen Vielfalt (Biodiversität) ist weltweit aber auch auf Bundes- und Länderebene eine der großen Gegenwartsaufgaben. Die trotz aller Schutzbemühungen in den letzten Jahrzehnten noch zunehmende Gefährdung und der Rückgang vieler Tier- und Pflanzenarten sind in den Roten Listen und zahlreichen Fachpublikationen (z. B. HALLMANN et al. 2017, EICHENBERG et al. 2020) dokumentiert. Während das „Insektensterben“ in Öffentlichkeit und Politik als ernst zu nehmendes Problem erkannt ist, steht der Verlust im Bereich der pflanzlichen Artenvielfalt (Phytodiversität) derzeit weniger im Fokus der öffentlichen Wahrnehmung, obwohl er ähnlich stark ausgeprägt ist und obwohl die Pflanzenvielfalt auch Grundlage der zoologischen Artenvielfalt ist. Deutschlandweite Untersuchungen von EICHENBERG et al. (2020) zeigen für den Zeitraum zwischen 1960 und 2017 einen Rückgang bei 71 % der

2.136 untersuchten Pflanzenarten. Dieser Verlust an natürlicher Artenvielfalt bezieht sich auch und besonders stark auf die anthropogen entstandenen, landwirtschaftlich genutzten Lebensräume. Über 40 % der Arten, die ihre Schwerpunkt- oder Hauptvorkommen in der Ackerbegleitflora bewirtschafteter Äcker haben – im Folgenden als „Ackerarten“ bezeichnet – sind bereits in der Roten Liste Deutschlands (METZING et al. 2018) als gefährdet oder bereits ausgestorben eingestuft. Bei den Arten, die Schwerpunkt- oder Hauptvorkommen auf Frischwiesen und -weiden haben (Grünlandarten), sind bundesweit etwa 20 % als gefährdet, sehr selten oder ausgestorben eingestuft. Hauptursache der starken Biodiversitätsverluste in der Kulturlandschaft seit den 1950er Jahren ist die Intensivierung der agrarischen Nutzung (LEUSCHNER et al. 2014).

Die vorliegende Arbeit baut auf früher erstellte Auswertungen auf (SCHACHERER et al. 2012) und ergänzt diese, konzentriert sich aber auf die Auswertung der Vegetationsuntersuchungen hinsichtlich der Phytodiversität auf den landwirtschaftlichen Nutzflächen (BDF-L). Ziel ist es, Beiträge zur Klärung folgender Fragen zu leisten:

- Welchen Beitrag leisten die unterschiedlich landwirtschaftlich genutzten Flächen zum Erhalt heimischer Arten?
- Wie ändert sich die pflanzliche Artenvielfalt (Phytodiversität) im Untersuchungszeitraum 1996 bis 2019 unter dem Einfluss verschiedener Bewirtschaftungsintensität?

Es wird der Versuch unternommen, die Änderungen der Vegetation BDF-übergreifend, nach Nutzungsgruppen getrennt zu betrachten, obwohl die BDF jeweils nur einen Ausschnitt aus einer Landschaft darstellen und obwohl jede einzelne BDF spezielle Standorteigenschaften und eine unterschiedliche Nutzungsgeschichte aufweist.

Die vorliegenden Auswertungen wurden von der Autorin durchgeführt, die Vegetationsaufnahmen im Gelände und die Dateneingabe in die Datenbank BOVEDA wurden im Auftrag des Niedersächsischen Landesbetriebs für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) von Ursula Rumpf von 1992 bis 2017 und von Ilona Galli und Jesús Fernández Castro ab 2018 durchgeführt. Die Jahresberichte (GALLI 2018, 2019, 2020) wurden als Grundlageninformation

zur Interpretation der Ergebnisse herangezogen.

18.2. Methoden

In der Aufbauphase des niedersächsischen Bodendauerbeobachtungsprogramms sind, wie bei HÖPER & MEESENBURG (2012) beschrieben, zwischen 1991 und 2002 insgesamt 70 zumeist landwirtschaftlich genutzte Bodendauerbeobachtungsflächen im Offenland (BDF-L) mit einer Fläche von je 1 ha eingerichtet worden. In jeder dieser BDF sind je vier bis sechs Kernflächen von 256 m² dauerhaft vermarktet worden. Für die vegetationskundlichen Untersuchungen sind in diesen Kernflächen jeweils 50 m² große Teilflächen, die vBDF, eingemessen und so dokumentiert worden, dass sie für die Aufnahmen der Vegetation in den Folgejahren exakt wieder auffindbar sind.

Die Datenerhebung im Gelände erfolgte wie bei SCHACHERER et al. (2012) beschrieben als

- Erfassung des Gesamtartenbestands der Farn- und Blütenpflanzen auf den BDF (1-ha-Flächen) in sechsjährigem Turnus und in Form von
- Vegetationsaufnahmen der vBDF mit Angabe der Deckungsgrade aller gefundenen Pflanzenarten nach der modifizierten dezimalen LONDO-Skala (KLEEFISCH & KUES 1997) in anfangs zwei- und dann dreijährigem Turnus.

Die technische Bearbeitung und Dokumentation der im Gelände erhobenen Daten ist bei SCHACHERER et al. (2012) beschrieben. Die Auswertungen erfolgten mit Hilfe von Excel 2016®.

Die Nomenklatur richtet sich nach GARVE (2004). Sofern Pflanzensippen auf verschiedenen taxonomischen Ebenen erfasst worden sind, wurden diese für die Auswertung auf Artenebene und, soweit erforderlich, auf Aggregatenebene zusammengefasst und im folgenden Text vereinfachend als „Arten“ bezeichnet.

Wegen der unterschiedlichen Naturraumausstattung wurden die Daten getrennt für die Rote-Liste-Regionen Hügelland, Tiefland und Küste (GARVE 2004) ausgewertet.

Bei den Auswertungen der Artenzahlen nicht berücksichtigt und in den im Folgenden genannten Gesamt-Artenzahlen nicht enthalten sind alle Gehölze, da Baum- und Straucharten auf

Äckern und i. d. R. auch im genutzten Wirtschafts-Grünland nur unbeständig vorkommen. Ebenfalls unberücksichtigt bleiben alle Kulturpflanzen, die mit hoher Wahrscheinlichkeit angesät waren oder aus früheren Ansaaten stammten. Bei den Grünland-Auswertungen (vBDF) werden die mehrfach vorgefundenen Acker-Kulturarten Raps, Gerste und Persischer Klee nicht berücksichtigt und ebenso das Welsche Weidelgras (*Lolium multiflorum*), das oft im Grünland vorkommt, weil es als Bestandteil von Saatmischungen für Nach- und Einsaaten verwendet wird. Es ist in Niedersachsen als unbeständiger Neophyt eingestuft (GARVE 2004) und nach einer Einsaat meist nach wenigen Jahren wieder verschwunden.

Für die standortübergreifenden Vegetationsauswertungen wurden die über den gesamten Untersuchungszeitraum kontinuierlich als Acker bzw. als Grünland bewirtschafteten BDF – getrennt nach den naturräumlichen Regionen Hügelland, Tiefland und Küste – auf Basis der Bewirtschaftungsangaben in der im Rahmen des BDF-Projektes geführten Schlagkartei den in Tabelle 18.1 aufgeführten Nutzungsgruppen zugeordnet. Die BDF 053 Hüde wurde als Ackerstandort gewertet, obwohl im letzten Kartierdurchgang mit dem Ziel der Umstellung auf Grünlandbewirtschaftung (KORTE et al. 2019) Weidelgras (*Lolium multiflorum* und *Lolium perenne*) eingesät war. Die 2011 auf ökologische Bewirtschaftung umgestellte BDF 009 Hornburg wurde zu den konventionell bewirtschafteten BDF gezählt, da frühere Bewirtschaftungsmaßnahmen in der Umstellungsphase nachwirken. Die in das Programm einbezogenen ökologisch bewirtschafteten Äcker werden nach den Richtlinien von „Bioland“, „Demeter“ bzw. „Naturland“ ohne Pestizide und mit eingeschränkter Düngung bewirtschaftet (KLEEFISCH, HÖPER & SCHÄFER 2003).

Für das Grünland gibt es keine ökologisch bewirtschafteten BDF, aber in jeder Region jeweils zwei BDF, die im Untersuchungszeitraum extensiver bewirtschaftet und insbesondere weder umgebrochen und neu eingesät noch mit Pflanzenschutzmitteln behandelt worden sind (Tab. 18.1). Die BDF 040 Oderbrück auf einer Harzer Bergwiese wurde zum Grünland gestellt, obwohl die Fläche zeitweise nicht genutzt worden ist. Die BDF 041 Holenberg auf einem extensiv genutzten, mit Schafen beweideten Kalkmagerrasen wurde ebenfalls zum Grünland ge-

zählt, obwohl sie sich hinsichtlich ihres Arteninventars stark von den übrigen Grünlandflächen unterscheidet.

Tab. 18.1: Nutzungsgruppen, denen die BDF für die durchgeführten Auswertungen zugeordnet wurden.

Nutzungsgruppe	Region	Kürzel	BDF-Nr.
Äcker, ökologisch bewirtschaftet	Hügelland	H öko	BDF 045, 059, 069
	Tiefland	T öko	BDF 021, 036, 050
Äcker, konventionell bewirtschaftet	Hügelland	H konv	BDF 001, 002, 004, 005, 006, 008, 009, 013, 022, 037, 043, 047, 051, 058, 065
	Tiefland	T konv	BDF 003, 007, 012, 016, 017, 019, 024, 026, 027, 032, 033, 039, 046, 049, 052, 053, 056, 057, 064, 067
	Küste	K konv	BDF 014, 063
Grünland, extensiv bewirtschaftet	Hügelland	H ext	BDF 040, 041
	Tiefland	T ext	BDF 029, 060
	Küste	K ext	BDF 023, 062
Grünland, intensiv bewirtschaftet	Hügelland	H int	BDF 011, 061
	Tiefland	T int	BDF 015, 018, 030, 044, 048, 068
	Küste	K int	BDF 020, 034

Bei den Auswertungen nicht berücksichtigt wurden die Sonderstandort-BDF, die BDF 010, 028, 035, 042 wegen wechselnder Bewirtschaftung, die BDF 025, 031, 055 wegen Vertragsabbruchs und die BDF 070, weil sie erst 2002 eingerichtet worden ist.

Da die BDF ab 1992 sukzessive eingerichtet worden sind, liegen für die einzelnen BDF Daten aus unterschiedlich vielen Untersuchungsjahren vor. Zur vergleichenden Auswertung der Vegetationsentwicklung über den Untersuchungszeitraum mussten vergleichbare Flächenstichproben zugrunde gelegt werden. Deshalb wurden die Aufnahmen aus sechs Jahren (BDF) bzw. drei Jahren (vBDF) zu je einem Kartier-Durchgang (DG) zusammengefasst – und zwar so, dass jede BDF bzw. vBDF genau einmal pro Kartierdurchgang aufgenommen worden ist. Als Kompromiss zwischen Einbeziehung möglichst vieler BDF bzw. vBDF und dem Auswerten möglichst langer Zeitreihen wurden die vorliegenden Daten entsprechend Tabelle 18.2 den Kartierdurchgängen 1–8 zugeordnet.

Tab. 18.2: Zu vBDF-Kartierdurchgängen zusammengefasste Zeiträume; Ausnahmen DG 1*: Für BDF 032, 033 wurden die Daten aus 1995 gewertet, und für BDF 062, 063, 064, 065, 067, 068, 069 wurden die Daten aus 1999 auch für DG 1 gewertet. Ausnahmen DG 2**: Für BDF 018, 020, 032, 033 wurden die Daten aus 1998 gewertet.

Kartierdurchgang	Zeitraum
DG 1*	1996–1998
DG 2**	1999–2001
DG 3	2002–2004
DG 4	2005–2007
DG 5	2008–2010
DG 6	2011–2013
DG 7	2014–2016
DG 8	2017–2019

Der vBDF-Auswertung liegen acht Kartierdurchgänge mit insgesamt 1.400 Vegetationsaufnahmen von Äckern und insgesamt 528 Vegetationsaufnahmen von Grünland zu Grunde. Bei der BDF-Auswertung wurden vier Kartierdurchgänge aus demselben Zeitraum 1996–2019 mit 172 Gesamtartenerfassungen auf Äckern und 64 auf Grünland berücksichtigt.

Daten zu Bewirtschaftungsmaßnahmen wie Herbizideinsatz, Bodenbearbeitung und Einsaaten wurden der BDF-Schlagkartei und den Jahresberichten von GALLI (2018, 2019, 2020) sowie KORTE et al. (2019) entnommen.

Dabei liegen die ökologisch bewirtschafteten Flächen mit 34 bis 56 Arten pro Hektar alle im oberen Bereich. Von den konventionell bewirtschafteten Acker-BDF erreicht nur die BDF 053 Hüde mit 35 Arten eine ähnliche Artenvielfalt auf der BDF – nicht jedoch auf den vBDF. Die übrigen weisen im Mittel zwischen 10 und 31 Arten auf den BDF auf.

18.3. Ergebnisse

18.3.1. Vegetationsmonitoring der Acker-BDF

Artenzahlen von ökologisch und konventionell bewirtschafteten Acker-BDF

Die bei der ersten Grundinventur und den alle sechs Jahre folgenden Wiederholungsinventuren auf den kontinuierlich als Acker bewirtschafteten 1 ha großen BDF durchschnittlich gefundenen Artenzahlen wildwachsender, krautiger Pflanzen liegen in Abhängigkeit von Standort und Bewirtschaftung in der weiten Spanne zwischen 10 und 56 Arten (Abb. 18.1).

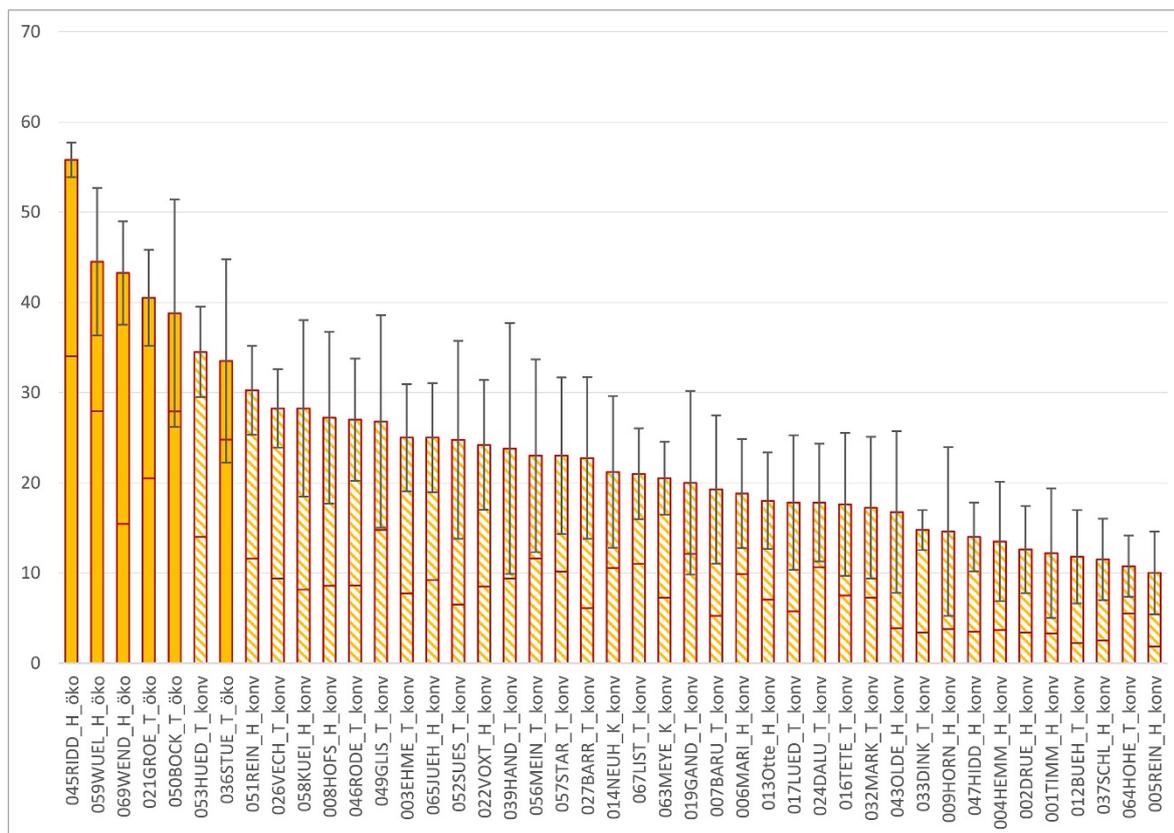


Abb. 18.1: Durchschnittliche Artenzahlen der Acker-BDF (Gesamtsäule) und -vBDF (unterer Säulenteil), über den gesamten Untersuchungszeitraum gemittelt. Schraffiert dargestellt sind die konventionell bewirtschafteten BDF, auf denen Herbizide eingesetzt werden (Fehlerbalken = Standardabweichung STABW.S).

Die Artenzahlen der in dreijährigem Turnus mittels Vegetationsaufnahmen untersuchten 50 m² großen vBDF liegen erwartungsgemäß unter denen der BDF, da die Aufnahmeflächen kleiner sind und da Sonderstrukturen wie z. B. feuchte Senken bei der vBDF-Einrichtung gezielt ausgeschlossen worden sind. Beim Vergleich von ökologischer und konventioneller Bewirtschaftungsform ergibt sich für die vBDF ein ähnliches Bild wie bei der BDF-Auswertung. Die ökologisch bewirtschafteten Äcker weisen mittlere Artenzahlen zwischen 15 und 34 auf, die der konventionell bewirtschafteten Äcker liegen zwischen 2 und 15 Arten pro Vegetationsaufnahme. Es bestätigt sich der bereits bei früheren Auswertungen (KLEEFISCH, HÖPER & SCHÄFER 2003; SCHACHERER et al. 2012) festgestellte Unterschied in der Artenzahl der konventionell und der ökologisch bewirtschafteten Äcker.

Die über den Untersuchungszeitraum 1996–2019 gemittelten Artenzahlen für die vBDF liegen für die konventionell bewirtschafteten Äcker bei 6 Arten pro Vegetationsaufnahme im Hügelland, bei 8 Arten im Tiefland und bei 9 Arten in der Region Küste. Auf den ökologisch bewirtschafteten Äckern liegen die mittleren Artenzahlen bei 26 Arten im Hügelland und bei 24 Arten pro Vegetationsaufnahme im Tiefland. Durch Vergleich dieser Zahlen mit früheren Vegetationsaufnahmen niedersächsischer Äcker wird die seitdem erfolgte floristische Verarmung der konventionell bewirtschafteten Äcker deutlich. Von PREISING et al. (1995) ausgewertete niedersächsische Acker-Vegetationsaufnahmen, vorwiegend aus den 1960er bis 1990er Jahren, weisen (mit Ausnahme der seltenen Bauernsenf-Lämmersalat-Gesellschaft mit 16–19 Arten) noch mittlere Artenzahlen von 21–34 Arten pro Vegetationsaufnahme auf. MEYER et al.

(2014) geben eine mittlere Artenzahl von 23 für nord- und mitteldeutsche Äcker der 1950er und 1960er Jahre an. Die ökologisch bewirtschafteten BDF weisen Artenzahlen in ähnlicher Größenordnung wie noch vor einigen Jahrzehnten auf.

Vorkommen seltener und gefährdeter Arten

Die Auswertung der 1.400 vBDF-Vegetationsaufnahmen aus dem Zeitraum 1996 bis 2019 zeigt, dass auf den konventionell bewirtschafteten Äckern insgesamt nur wenige seltene und gefährdete Arten der Ackerbegleitflora vorkommen (Tab. 18.3), und diese treten auch nur sporadisch und in geringer Individuenzahl, oft nur in wenigen Exemplaren (mit geringer Abundanz) auf. Dies sind folgende Arten mit der jeweils nach dem Artnamen angegebenen Stetigkeit

- im Hügelland: Acker-Trespe (*Bromus arvensis*) in 0,2 %, Kornblume (*Centaurea cyanus*) in 2 %, Acker-Steinsame (*Lithospermum arvense*) in 1 % und Niederliegender Krähenfuß (*Coronopus squamatus*) in 0,2 % der Vegetationsaufnahmen und
- im Tiefland: Unechter Gänsefuß (*Chenopodium hybridum*) in 0,2 %, Acker-Ziest (*Stachys arvensis*) in 0,2 %, Verwechsellte Trespe (*Bromus commutatus*) in 2 % und Acker-Zahntrout (*Odontites vernus*) in 0,2 % der Vegetationsaufnahmen.
- In der Region Küste wurde auf den vBDF keine Art der Roten Liste gefunden.

Keine der auf konventionell bewirtschafteten Äckern gefundenen gefährdeten Arten wurde in mehr als vier der acht Kartierdurchgänge nachgewiesen.

Tab. 18.3.: Zahlen der im Zeitraum 1996 bis 2019 insgesamt gefundenen landesweit oder regional gefährdeten Arten der Roten Liste Niedersachsens und der Arten der Vorwarnliste (GARVE (2004) bei ökologischer (öko) und konventioneller (konv) Bewirtschaftung in den naturräumlichen Regionen Hügelland (H), Tiefland (T) und Küste (K).

	H öko	H konv	T öko	T konv	K konv
Vegetationsaufnahmen	96	488	96	656	64
Arten der Roten Liste	6	4	5	4	0
Funde Rote-Liste-Arten	42	19	49	14	0
Arten der Vorwarnliste	6	3	4	4	1
Funde Vorwarnliste-Arten	93	11	124	18	64

Bei ökologischer Bewirtschaftung werden auf den Äckern trotz der deutlich geringeren Zahl der BDF bzw. der Vegetationsaufnahmen mehr gefährdete Arten mit höherer Stetigkeit und höherer Abundanz gefunden. Dies sind folgende Arten mit der jeweils nach dem Artnamen angegebenen Stetigkeit

- im Hügelland: Acker-Hundskamille (*Anthemis arvensis*) in 1 %, Kleinfrüchtiger Ackerfrauenmantel (*Aphanes inexpectata*) in 1 %, Feld-Rittersporn (*Consolida regalis*) in 6 %, Acker-Steinsame (*Lithospermum arvense*) in 1 %, Acker-Hederich (*Raphanus raphanistrum*) in 27 %, Acker-Lichtnelke (*Silene noctiflora*) in 7 % der Vegetationsaufnahmen und
- im Tiefland: Acker-Hederich (*Raphanus raphanistrum*) in 27 %, Kleiner Wiesenknopf (*Sanguisorba minor*) in 1 % und die drei landesweit stark gefährdeten Ackerwildkrautarten Lämmersalat (*Arnoseria minima*) in 1 %, Kahles Ferkelkraut (*Hypochaeris glabra*) in 21 % und Saat-Hohlzahn (*Galeopsis segetum*) in 1 % der Vegetationsaufnahmen. Die im Tiefland zusätzlich festgestellte Kornrade (*Agrostemma githago*) gilt als ausgestorben und ist vermutlich ausgebracht worden.

Die Arten der Vorwarnliste (GARVE 2004), die regional selten geworden sind oder deren Lebensräume rückgängig sind, finden sich bei ökologischer Bewirtschaftung in deutlich höherer Artenzahl, Stetigkeit und Abundanz als bei konventioneller Bewirtschaftung.

Zeitliche Entwicklung der Artenzahlen

Um zu untersuchen, wie sich die Artenzusammensetzung im Untersuchungszeitraum verändert hat, werden die in den Vegetationsaufnahmen auf den vBDF erfassten Arten wie folgt gruppiert:

- Klassen-Charakterarten nach ELLENBERG et al. (1992) und Charakterarten in rangtieferen Einheiten, die zu der betreffenden Klasse gehören, für die Klassen der
 - Secalietea (Getreideunkrautgesellschaften) und der
 - Chenopodietea (Hackunkraut- und Ruderalgesellschaften),
- weitere Ackerwildkräuter: Arten, die – nach Einschätzung der Autorin und in Anlehnung an HOFMEISTER & GARVE (2006) – regelmäßig auf Äckern vorkommen, aber ihren Verbreitungsschwerpunkt zum Teil außerhalb von Äckern haben und
- sonstige Arten: Pflanzenarten, die nicht regelmäßig, sondern nur zufällig auf Äckern vorkommen.

Abbildung 18.2 zeigt die Verteilung der in den Vegetationsaufnahmen erfassten Arten in zeitlicher Staffelung über den Kartierzeitraum. Zunächst fallen wieder die Unterschiede zwischen ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung ins Auge. Auch bezüglich der Charakterarten der Ackerwildkrautgesellschaften liegen die Artenzahlen im ökologischen Landbau deutlich höher als bei konventioneller Bewirtschaftung.

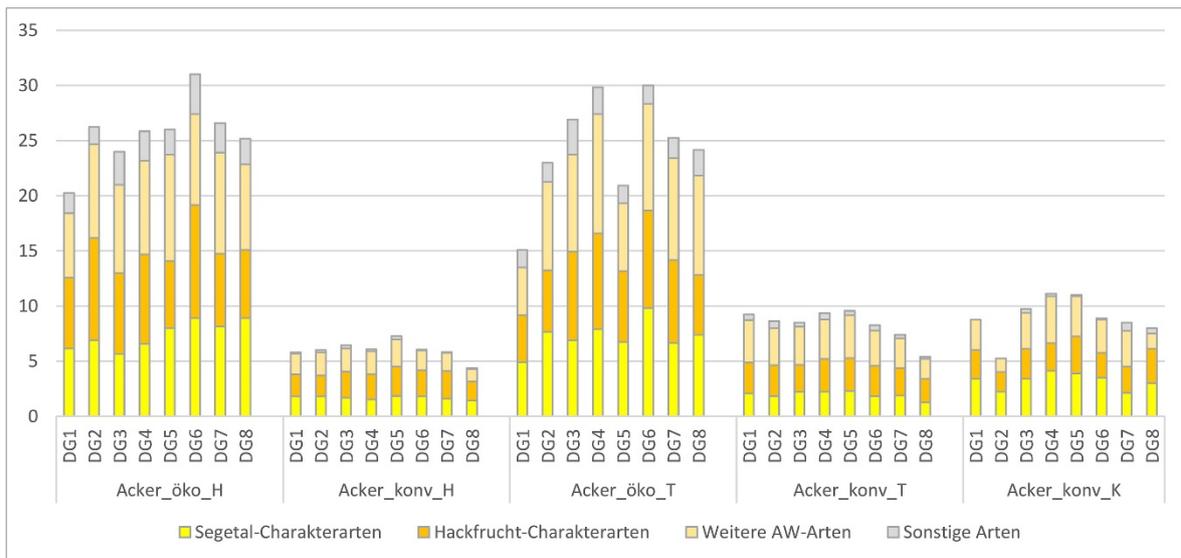


Abb. 18.2: Zahlen der Segetal- und Hackfrucht-Charakterarten, der weiteren Ackerwildkrautarten und der sonstigen wildwachsenden Pflanzenarten, die im Mittel pro Vegetationsaufnahme auf ökologisch und auf konventionell bewirtschafteten Acker-vBDF in den Regionen Hügelland (H), Tiefland (T) und Küste (K) in den Kartierdurchgängen DG 1 bis DG 8 im Zeitraum 1996 bis 2019 nachgewiesen worden sind.

Die Zahl der die Acker-Pflanzengesellschaften kennzeichnenden Charakterarten ist bei konventioneller Bewirtschaftung mit im Mittel ein bis vier Charakterarten der Getreideunkrautgesellschaften (Secalietea) bzw. der Hackunkraut- und Ruderalgesellschaften (Chenopodietea) extrem niedrig und belegt die starke Verarmung der Pflanzengesellschaften sowohl auf der Gesellschafts- als auch der Bestands-Ebene, die z. B. auch MEYER et al. (2014) festgestellt haben.

Die durchschnittlichen Gesamt-Artenzahlen und die Zahlen der die Pflanzengesellschaften der Ackerbegleitflora kennzeichnenden Charakterarten haben sich im Untersuchungszeitraum nur wenig verändert. Abbildung 18.2 zeigt ebenso wie frühere Auswertungen von KLEEFISCH, HÖPER & SCHÄFER (2003), dass die Unterschiede zwischen den Bewirtschaftungsformen schon zu Beginn des Programms bestanden haben. Auch außerhalb des BDF-Programms wurden auf 186 untersuchten, konventionell bewirtschafteten niedersächsischen Äckern bereits 1987/88 im Feldinneren im Mittel nur acht Arten gefunden (SCHACHERER 1989).

Obwohl die mittleren Artenzahlen auf den konventionell bewirtschafteten BDF von DG 1 (1996–98) bis DG 5 (2008–2010) und auf den ökologisch bewirtschafteten BDF von DG 1 bis

DG 6 (2011–2013) tendenziell ansteigen und danach wieder abfallen, ist über den gesamten Untersuchungszeitraum kein eindeutig gerichteter positiver oder negativer Trend nachweisbar, und auch die Anteile der Segetal-, Hackfrucht- und sonstigen Ackerwildkrautarten verändern sich kaum (Abb. 18.2).

Wenngleich sich die Gesamtartenzahlen und die Zahlen der Charakterarten über den Untersuchungszeitraum kaum geändert haben, gibt es dennoch Verschiebungen in der Artenzusammensetzung, die hier nur verkürzt wiedergegeben werden können: Besonders stark und kontinuierlich über den Untersuchungszeitraum abgenommen haben bei konventioneller Bewirtschaftung nicht nur seltene und gefährdete, sondern auch einige weit verbreitete und häufig vorkommende Arten, darunter die Geophyten Quecke (*Elymus repens*) und Acker-Schachtelhalm (*Equisetum arvense*) und die Therophyten Acker-Frauenmantel (*Aphanes arvensis*), Acker-Vergissmeinnicht (*Myosotis arvensis*) und Raue Wicke (*Vicia hirsuta*) als Charakterarten der Getreideunkrautgesellschaften (Secalietea) sowie Acker-Ehrenpreis (*Veronica arvensis*) und Vogelmiere (*Stellaria media*). Zugenommen haben insbesondere herbizidunempfindliche und stickstoffliebende Ruderalarten wie Weg-Rauke (*Sisymbrium officinale*),

Schwarzer Nachtschatten (*Solanum nigrum*), Gewöhnliches Greiskraut (*Senecio vulgaris*), Kleiner Storchschnabel (*Geranium pusillum*) und im Tiefland Grüne Borstenhirse (*Setaria viridis*), die durch Maisanbau gefördert wird.

Bei ökologischer Bewirtschaftung haben auch Arten zugenommen, die nährstoffarme Verhältnisse bevorzugen, darunter das stark gefährdete Kahle Ferkelkraut (*Hypochaeris glabra*).

18.3.2. Vegetationsmonitoring der Grünland-BDF

Artenzahlen von extensiv und intensiv bewirtschafteten Grünland-BDF

Die Mittelwerte der im Untersuchungszeitraum von 1996–2019 erfassten Gesamtartenzahlen der seit der BDF-Einrichtung kontinuierlich als

Grünland bewirtschafteten BDF und der Artenzahlen der Vegetationsaufnahmen auf den vBDF sind in Abbildung 18.3 gemeinsam mit einigen für das Vorkommen von wildwachsenden Pflanzenarten relevanten Bewirtschaftungsmaßnahmen für die einzelnen Grünland-BDF dargestellt.

Die relativ extensiv bewirtschafteten Grünland-BDF, auf denen im Untersuchungszeitraum laut Schlagkartei weder Herbizide eingesetzt worden noch Neueinsaat erfolgt sind, weisen – mit Ausnahme der BDF 029 Teufelsmoor – die höchsten Artenzahlen auf, nämlich 29 bis 103 Arten pro Hektar und 13 bis 52 Arten pro Vegetationsaufnahme. Besonders artenreich ist die BDF 041 Hohenberg, ein extensiv bewirtschafteter Kalkmagerrasen. Die Artenzahlen der intensiver bewirtschafteten BDF liegen zwischen 22 und 42 Arten pro Hektar und 10 bis 22 Arten pro Vegetationsaufnahme.

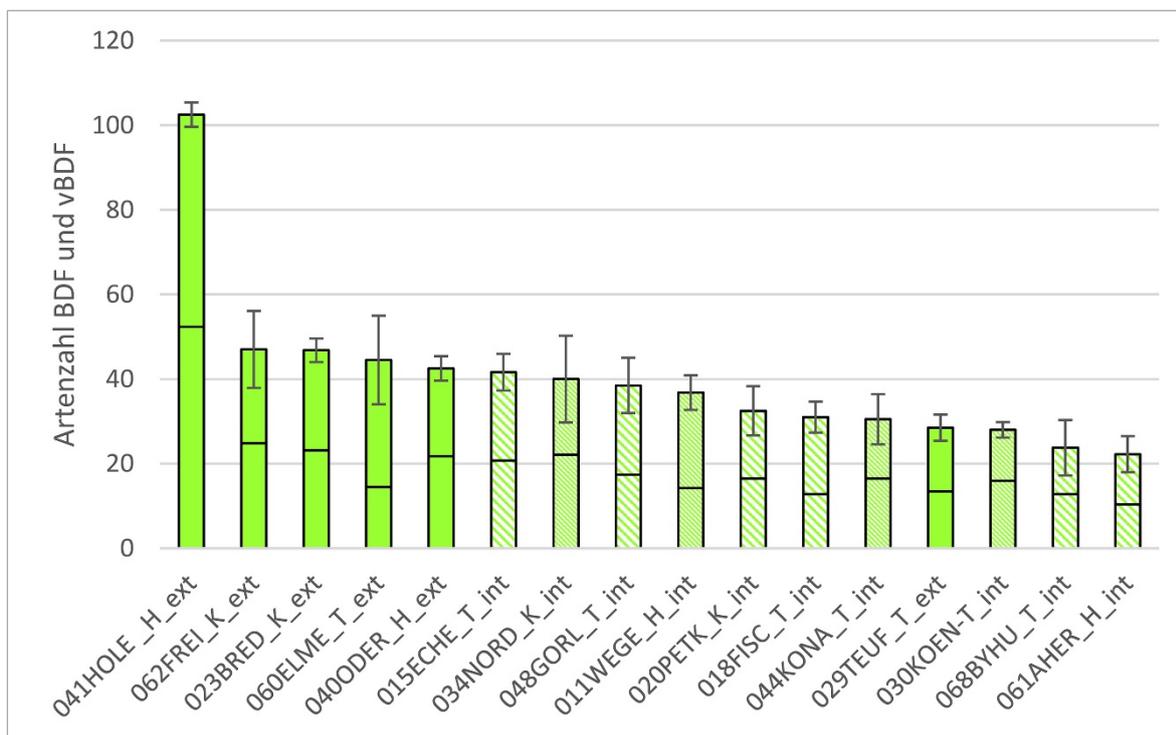


Abb. 18.3: Durchschnittliche Artenzahlen der Grünland-BDF (Gesamtsäulen) und vBDF (unterer Säulenteil) bei extensiver (ext) und intensiver (int) Bewirtschaftung in den Regionen Hügelland (H), Tiefland (T) und Küste (K); grün: herbizidfreie Bewirtschaftung ohne Neueinsaat seit Projektbeginn, feine Schraffur: Grünland-Neueinsaat und Übersaat ohne Herbizideinsatz, grobe Schraffur: Neueinsaat und Herbizideinsatz (Fehlerbalken = Standardabweichung STABW.S).

Mit hoher Wahrscheinlichkeit handelt es sich zumindest bei den beiden extensiv bewirtschafteten BDF im Hügelland um narbenechtes Grünland, da die Lage in Naturschutzgebieten sowie die steile Hanglage (BDF 041 Holenberg) bzw. der steinige Untergrund (BDF 040 Oderbrück) eine Neueinsaat verhindert haben dürften.

Für die extensiv bewirtschafteten Flächen in den Bereichen Tiefland und Küste ist laut Schlagkartei – zumindest im Projektzeitraum – weder eine vollständige Grünlanderneuerung noch eine narbenzerstörende Bodenbearbeitung mit Neueinsaat oder Nachsaat erfolgt. Die übrigen Grünland-BDF wurden im Beobachtungszeitraum mehr oder weniger intensiv bewirtschaftet. Vielfach wurde die ursprünglich meist aus autochthonen Pflanzen bestehende Grasnarbe durch Fräsen, Grubbern, Pflügen oder Ausbringen von Herbiziden, auch systemisch wirkenden Totalherbiziden, verändert oder weitgehend zerstört und durch Nachsaat oder Neueinsaat von Grünlandmischungen, die i. d. R. aus wenigen Zuchtsorten bestehen, ersetzt und damit aus Sicht des Artenschutzes entwertet. Im Extremfall der BDF 068 Byhusen erfolgen in Kombination mit Herbizideinsatz fast jährliche Nach- oder Neuansaat.

Die auf den vBDF gefundenen Artenzahlen von teilweise nur 5–10 Arten und meist weniger als 20 Arten pro Vegetationsaufnahme auf den intensiv bewirtschafteten vBDF belegen die starke floristische Verarmung dieser Flächen. Von PREISING et al. (1997) ausgewertete niedersächsische Grünland-Vegetationsaufnahmen, vorwiegend aus den 1960er bis 1990er Jahren, weisen noch mittlere Artenzahlen von 23–29 Arten pro Vegetationsaufnahme für Weidelgras-Weißklee-Weiden, von 32–46 Arten für Tal-Glatthafer-Wiesen und von 57–67 Arten für Berg-Glatthafer-Wiesen aus.

Vier Grünland-BDF liegen in Naturschutzgebieten (NSG). Drei von diesen gehören zu den extensiv bewirtschafteten BDF (029 Teufelsmoor, 041 Holenberg, 062 Freiburg) und werden unter Naturschutzauflagen bewirtschaftet, die in den Schutzgebietsverordnungen festgelegt sind. Die BDF 061 Aher Kämpe weist die geringsten Artenzahlen aller Grünland-BDF auf, obwohl sie

in einem NSG liegt. Die Fläche wird intensiv bewirtschaftet, weil die NSG-Verordnung aus dem Jahr 1952 (NLWKN/BEZIRKSREGIERUNG HANNOVER 1952) weder konkrete Artenschutzziele noch entsprechende Bewirtschaftungsauflagen enthält.

Eine zusammenfassende, BDF-übergreifende Betrachtung ist wegen der geringen Zahl der Grünland-BDF und den z. T. großen Unterschieden zwischen den einzelnen BDF problematisch, ist aber zur besseren Übersicht in Abbildung 18.4 dargestellt. Die über den Untersuchungszeitraum (1996–2019) gemittelten Artenzahlen für die Grünland-vBDF unterscheiden sich nur im Hügelland deutlich mit durchschnittlich 37 Arten bei extensiver und 12 Arten je Vegetationsaufnahme bei intensiver Bewirtschaftung.

Vorkommen seltener und gefährdeter Arten

Die Auswertung von 528 vBDF-Vegetationsaufnahmen aus dem Zeitraum 1996 bis 2019 zeigt, dass auf den extensiv bewirtschafteten Grünland-BDF mehrfach seltene und gefährdete Arten der Roten Liste Niedersachsens vorkommen (Tab. 18.4). Dies sind

- im Hügelland: Wiesen-Glockenblume (*Campanula patula*) in 2 %, Faden-Binse (*Juncus filiformis*) in 3 % der Vegetationsaufnahmen,
- im Tiefland: Gelbe Wiesenraute (*Thalictrum flavum*) in 13 % und
- in der Region Küste: die landesweit stark gefährdete Traubige Trespe (*Bromus racemosus*) in 1 % und Wiesen-Kümmel (*Carum carvi*) in 3 % der Vegetationsaufnahmen.

Nur auf einer der intensiv bewirtschafteten Grünland-BDF (048 Gorleben) im Überschwemmungsbereich der Elbe (Tiefland) wurde 1995 außerhalb der vBDF und dann einmalig im Jahr 2008 auf allen vier vBDF mit der Schwanenblume (*Butomus umbellatus*) eine gefährdete Art nachgewiesen, die aber seitdem, ebenso wie weitere Nasswiesenarten, dort nicht mehr bestätigt werden konnte.

Tab. 18.4.: Anzahl der im Zeitraum 1996 bis 2019 insgesamt gefundenen landesweit oder regional gefährdeten Arten der Roten Liste Niedersachsens sowie von Arten der Vorwarnliste (GARVE 2004) bei extensiver (ext) und intensiver (int) Bewirtschaftung in den naturräumlichen Regionen Hügelland (H), Tiefland (T) und Küste (K).

	H ext	H int	T ext	T int	K ext	K int
Vegetationsaufnahmen	64	64	64	192	80	64
Arten der Roten Liste	2	–	1	1	2	–
Funde Rote-Liste-Arten	3	–	8	4	3	–
Arten der Vorwarnliste	9	–	2	1	2	1
Funde Vorwarnliste-Arten	196	–	15	1	41	5

Die Arten der Vorwarnliste (GARVE 2004), die vielfach zu den mittelhäufigen, besonders stark im Rückgang befindlichen Arten (JANSEN et al. 2020) zu zählen sind, finden sich bei extensiver Bewirtschaftung in deutlich höherer Artenzahl, Stetigkeit und Abundanz als bei intensiver Grünland-Bewirtschaftung.

Das mit hoher Wahrscheinlichkeit narbenechte Grünland der beiden extensiv bewirtschafteten und in NSG gelegenen BDF ist als Lebensraum für autochthone Bestände vieler, insbesondere auch einiger gefährdeter Arten und solcher der Vorwarnliste von besonderer Bedeutung.

Zeitliche Entwicklung der Artenzahlen

Um zu untersuchen, wie sich die Artenzusammensetzung im Beobachtungszeitraum verändert hat, werden in Abbildung 18.4 die Zahlen der auf den vBDF nachgewiesenen Charakterarten von Grünlandgesellschaften („Charakterarten der anthropo-zoogenen Heiden und Rasen“ und nachgeordneter pflanzensoziologischer Einheiten nach ELLENBERG et al. (1992)) sowie weitere typische Grünlandarten (nach Einschätzung der Autorin) unterschieden.

Bei extensiver Bewirtschaftung werden tendenziell mehr typische Grünlandarten und mehr Grünland-Charakterarten gefunden. Dagegen ist der relative und teilweise auch der absolute Anteil der sonstigen Arten bei intensiver Bewirtschaftung im Tief- und Hügelland tendenziell höher. In der Region Küste sind die Zahlen der sonstigen Arten – vermutlich infolge der bis in den Spätherbst laufenden Weidenutzung der Küsten-BDF – auch bei extensiver Bewirtschaftung erhöht. Unter den sonstigen Arten sind viele Störungszeiger, Ruderal- und Ackerarten (wie z. B. Quecke, Vogelmiere, Gewöhnliches Hirtentäschel, Acker-Winde), die sich im Grünland insbesondere bei Narbenverletzungen aufgrund von Störungen wie z. B. Bodenbearbeitung, Herbizideinsatz oder auch Beweidung entwickeln können. Die auffällig geringe Zahl der sonstigen Arten (Störungszeiger) auf der BDF 040 Oderbrück ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass – wie aus der Schlagkartei ersichtlich – weder Bodenbearbeitung noch Beweidung und somit keine Narbenverletzungen erfolgt sind.

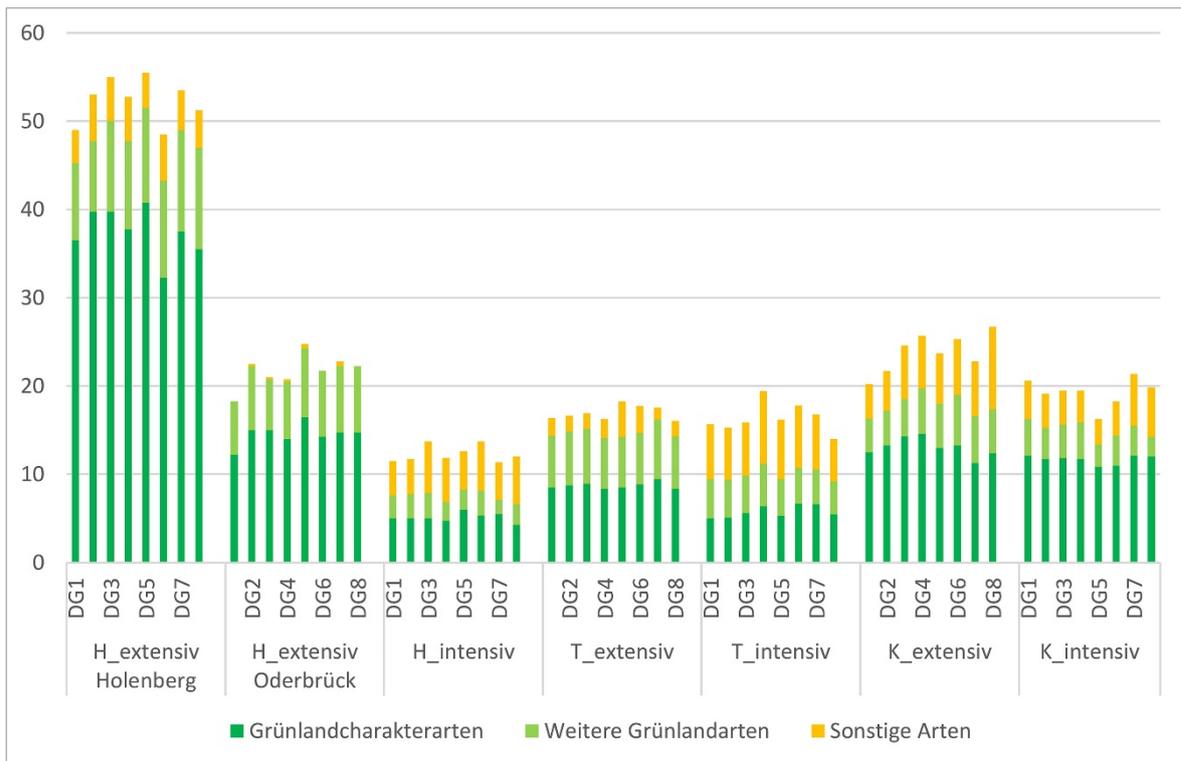


Abb. 18.4: Mittlere Artenzahl pro Vegetationsaufnahme auf den vBDF der Regionen Hügelland (H), Tiefland (T) und Küste (K) für die Kartierdurchgänge DG 1 bis DG 8 bei extensiver und intensiver Bewirtschaftung. Wegen stark unterschiedlicher Artenzusammensetzung werden der beweidete Kalkmagerrasen Holenberg und die Berg-Mähwiese Oderbrück einzeln dargestellt.

Im Zeitraum von Kartierdurchgang DG 1 (1996–98) bis Kartierdurchgang DG 8 (2017–19) haben sich die mittleren Artenzahlen der vBDF kaum, jedenfalls nicht gerichtet, verändert (Abb. 18.4). Das gilt sowohl für die Gesamtartenzahlen als auch für die Zahlen der Grünlandarten bzw. der Grünland-Charakterarten. Die Unterschiede zwischen unterschiedlich intensiv bewirtschafteten Flächen im Hügelland waren schon zu Beginn des BDF-Programms ausgeprägt, und die in der Literatur (z. B. KRAUSE et al. 2014) beschriebene floristische Verarmung der Flächen ist auf den niedersächsischen BDF schon vor 1996 erfolgt. Umgekehrt wird aber auch deutlich, dass die extensiv bewirtschafteten und insbesondere die vermutlich narbenechten Grünlandflächen vielen grünlandtypischen Pflanzenarten dauerhaft Lebensraum bieten.

18.4. Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Aus den Vegetationsdaten von 43 kontinuierlich als Acker und von 16 kontinuierlich als Grünland bewirtschafteten BDF wurden vergleichbare Datenreihen aus dem Zeitraum 1996 bis 2019 zusammengestellt. Ausgewertet wurden 1.400 Vegetationsaufnahmen von 37 konventionell und 6 ökologisch bewirtschafteten Acker-Vegetationsaufnahme-flächen (vBDF) und 528 Vegetationsaufnahmen von 6 relativ extensiv und 10 intensiv bewirtschafteten Grünland-vBDF aus 8 Kartierdurchgängen sowie 172 Gesamtartenlisten der Acker- und 64 Gesamtartenlisten der Grünland-BDF aus vier Kartierdurchgängen.

Acker-Standorte auf BDF-L

Die über den Untersuchungszeitraum 1996–2019 gemittelten Artenzahlen der Acker-BDF liegen bei ökologischer Bewirtschaftung zwischen 15 und 34 Arten je Vegetationsaufnahme

und zwischen 34 und 56 Arten je Hektar und bei konventioneller Bewirtschaftung zwischen 2 und 15 Arten pro Vegetationsaufnahme und zwischen 10 und 35 Arten je Hektar.

Im Mittel werden auf den konventionell bewirtschafteten BDF im Hügelland nur sechs, im Tiefland acht und in der Region Küste neun Arten pro Vegetationsaufnahme nachgewiesen. Vergleiche der Artenzahlen mit früheren Vegetationsaufnahmen belegen die deutliche Artenverarmung der konventionell bewirtschafteten Acker-BDF sowohl auf der Gesellschafts- als auch der Bestands-Ebene.

Die Gesamtzahlen der Ackerarten in den Vegetationsaufnahmen, die Zahlen der die Ackerwildkrautgesellschaften kennzeichnenden Charakterarten und die Zahl der seltenen und gefährdeten Arten der Roten Liste und der Arten der Vorwarnliste (GARVE 2004), die auf den Flächen nachgewiesen wurden, zeigen, dass die ökologisch bewirtschafteten Äcker einen Beitrag zum Erhalt der Artenvielfalt der Ackerbegleitflora leisten, während das für die konventionell bewirtschafteten nur sehr eingeschränkt gilt. Die Verarmung der Pflanzengesellschaften ist im Wesentlichen schon vor 1996 erfolgt, und die zeitliche Entwicklung im Untersuchungszeitraum zeigt keinen Trend zu einer Verbesserung der Situation der Ackerbegleitflora.

Grünland-Standorte auf BDF-L

Die höchsten Artenzahlen finden sich auf Grünland-BDF, deren Grasnarbe weder durch Herbizidanwendung noch durch Umbruch und Neueinsaat oder Nachsaaten gestört oder verändert worden ist. Die über den Untersuchungszeitraum 1996–2019 gemittelten Artenzahlen liegen zwischen 13 und 52 Arten pro Vegetationsaufnahme und zwischen 29 und 103 Arten pro Hektar.

Die Mehrzahl der Grünland-BDF wird intensiv bewirtschaftet, und die ursprünglich meist aus autochthonen Pflanzen bestehenden Grasnarben sind durch mehr oder weniger häufiges Fräsen, Grubbern, Pflügen und das Ausbringen von Herbiziden verändert oder weitgehend zerstört worden. Die über den Untersuchungszeitraum gemittelten Artenzahlen liegen zwischen 10 und 22 Arten pro Vegetationsaufnahme und zwischen 22 und 42 Arten pro Hektar.

Der Vergleich mit Vegetationsaufnahmen aus den 1960er bis 1990er Jahren zeigt, dass auf den intensiv bewirtschafteten BDF-Flächen nur

noch ein Bruchteil des ehemaligen Artenreichtums typischer Grünlandstandorte vorhanden ist. Die Flächen weisen weniger typische Grünlandarten und weniger Charakterarten der Grünlandgesellschaften, fast keine gefährdeten Arten der Roten Liste oder solche der Vorwarnliste auf, und die Zahl der sonstigen Arten (Störungszeiger) ist tendenziell höher als auf extensiv bewirtschafteten Flächen.

Weder die Gesamtartenzahlen der Grünland-BDF noch die Zahlen der Grünlandarten und der Charakterarten der Grünlandgesellschaften haben sich im Untersuchungszeitraum 1996–2019 gerichtet verändert. Die Verarmung der Pflanzengesellschaften ist im Wesentlichen schon vor 1996 erfolgt, und die zeitliche Entwicklung im Untersuchungszeitraum zeigt keinen Trend zu einer Verbesserung der Situation der grünländertypischen Artenvielfalt.

Die Daten zeigen jedoch auch die Bedeutung des extensiv bewirtschafteten und insbesondere des narbenechten Grünlands für den Erhalt der pflanzlichen Artenvielfalt (Phytodiversität) und dass es möglich ist, durch extensive Grünland-Bewirtschaftung eine hohe Artenvielfalt dauerhaft aufrechtzuerhalten.

Eine hoheitliche Sicherung durch Ausweisung von Naturschutzgebieten kann den Erhalt artenreicher autochthoner Pflanzenbestände nur dann sichern, wenn die jeweilige Schutzgebietsverordnung entsprechende Schutzziele benennt und Bewirtschaftungsauflagen vorgibt.

Schlussfolgerungen

Die derzeitig auf den BDF praktizierte konventionelle Landwirtschaft liefert keinen nennenswerten Beitrag zum Erhalt der Phytodiversität der Äcker und des Grünlands.

Um den dramatischen Rückgang der Pflanzenarten und weitere Biodiversitätsverluste in der Agrarlandschaft zu stoppen, sind landesweit sofortige Umsteuerungsmaßnahmen und eine zielorientierte Optimierung der Agrarumweltprogramme bezüglich des Biodiversitätsschutzes erforderlich.

Wirkungsvolle Schritte zum Schutz der Phytodiversität der Äcker können eine verstärkte Umstellung auf ökologische Bewirtschaftung, eine Ausweitung gezielter Ackerrandstreifenprogramme insbesondere zum Schutz nur noch reliktiert vorkommender hochgradig seltener und

gefährdeter Ackerwildkrautarten und -gesellschaften sein. Die Funktion der Ackerböden als Diasporenreservoir kann genutzt werden, um auf früher artenreichen Ackerstandorten auch inzwischen verschollene Arten durch gezielte extensive Ackernutzung zu reaktivieren. Das Aufrechterhalten bzw. die Wiederaufnahme der Ackernutzung von artenreichen Grenzertragsstandorten ist aus Sicht des Artenschutzes anzustreben. Als spezielle lokale Artenschutzmaßnahme für hochgradig gefährdete Arten und Pflanzengesellschaften ist auch die Einrichtung von Schutzäckern (z. B. MEYER & LEUSCHNER 2015) sinnvoll.

Wichtigste Schritte zum Schutz der Phytodiversität des Grünlands sind die schnellstmögliche Sicherung der noch vorhandenen Restbestände narbenechten und artenreichen Grünlands aus autochthonen Pflanzenbeständen, auch für die Wiederbesiedlung benachbarter Grünlandflächen, sowie das Beibehalten extensiver Bewirtschaftungsformen, die Wiederaufnahme der Nutzung brachgefallener, ehemals artenreicher Grünlandflächen und die Extensivierung weiterer Grünlandflächen mit noch vorhandenem Entwicklungspotenzial.

Das zunehmend propagierte Ausbringen von gärtnerisch vermehrten Wildpflanzen zur Kompensation des Artenschwundes ist nicht zielführend und aus Sicht des Pflanzenartenschutzes abzulehnen, weil die vor Ort vorhandenen heimischen Pflanzenbestände durch mögliche Einkreuzung gefährdet werden und weil es nach dem Niedersächsischen Landschaftsprogramm „Ziel des botanischen Artenschutzes ist – neben dem Erhalt der Ökosysteme, die wild lebenden heimischen Pflanzenarten – und zwar die Arten, Unterarten und ihre natürlich entstandenen lokalen Formen ... an ihren natürlichen Wuchsorten ... unter Ausschluss anthropogen bedingter genetischer Veränderungen (Einkreuzung von Zuchtformen oder von genetisch anderen Herkünften oder Hybridisierung mit anderen Sippen) nachhaltig zu erhalten“ und „Restbestände zu fördern und zu entwickeln, bis ein guter Erhaltungszustand der Populationen erreicht ist“ (NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, ENERGIE UND KLIMASCHUTZ 2020).

Eine Weiterführung des laufenden BDF-Programms ist nicht nur aus Bodenschutz- sondern auch aus Naturschutzsicht sehr sinnvoll, damit die Entwicklung der Phytodiversität als wichtiges Element der Agro-Biodiversität auch unter ggf. zukünftig veränderten agrarpolitischen

Rahmenbedingungen systematisch beobachtet werden kann. Sehr zu begrüßen wäre eine Ausweitung des BDF-Programms, damit beobachtete Trends auch statistisch abgesichert werden können.

18.5. Quellen

- EICHENBERG, D., BOWLER, D., BONN, A., BRUELHEIDE, H., GRESCHO, V., HARTE, D., JANDT, U., MAY, R., WINTER, M., & JANSEN, F. (2020): Widespread decline in plant diversity across six decades. *bioRxiv*. Submitted to: *Global Change Biology*. – Preprint unter: <<https://doi.org/10.1101/2020.08.31.275461>>.
- ELLENBERG, H., WEBER, H. E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W. & PAULISSEN (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. – 2. Auflage, *Scripta Geobotanica XVIII*, 1–258; Göttingen (Goltze).
- GALLI, I. (2018): Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) in Niedersachsen - Aufnahme von Flora und Vegetation. Ergebnisbericht 2017, erstellt im Auftrag des Niedersächsischen Landesbetriebes für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN). – [Unveröff.].
- GALLI, I. (2019): Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) in Niedersachsen - Aufnahme von Flora und Vegetation. Ergebnisbericht 2018, erstellt im Auftrag des Niedersächsischen Landesbetriebes für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN). – [Unveröff.].
- GALLI, I. (2020): Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) in Niedersachsen - Aufnahme von Flora und Vegetation. Ergebnisbericht 2019, erstellt im Auftrag des Niedersächsischen Landesbetriebes für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN). – [Unveröff.].
- GARVE, E. (2004): Rote Liste und Florenliste der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. – 5. Fassung, Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen **24**: 1–76.
- HALLMANN, C. A., SORG, M., JONGEJANS, E., SIEPEL, H., HOFLAND, N., SCHWAN, H., STENMANS, W., MÜLLER, A., SUMSER, H., HÖRREN, T., GOULSON, D. & DE KROON, H. (2017): More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. –

- PLoS One **12** (10), e0185809, <<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809>>.
- HÖPER, H. & MEESENBURG, H. (Hrsg.) (2012): Tagungsband 20 Jahre Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen. – GeoBerichte **23**: 256 S., 172 Abb., 43 Tab., 4 Anh.; Hannover (LBEG).
- HOFMEISTER, H. & GARVE, E. (2006): Lebensraum Acker. – Reprint der 2. Auflage von 1998, 327 S., 88 Abb., 32 Tab., 55 Taf.; Remagen (Kessel).
- JANSEN, F., BONN, A., BOWLER, D. E., BRUELHEIDE, H. & EICHENBERG, D. (2020): Moderately common plants show highest relative losses. Conservation Letters. – <<https://doi.org/10.1111/conl.12674>>.
- 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).
- KLEEFISCH, B., HÖPER, H. & SCHÄFER, W. (2003). Flächen des ökologischen Landbaus im niedersächsischen Boden-Dauerbeobachtungsprogramm. – In: RAHMANN, G. & NIEBERG, H.: Ressortforschung für den ökologischen Landbau 2002. – Landbauforschung Völkerrode, Sonderheft **259**: 7–16.
- KORTE, K., ENGELKE, L., GROH, H., SEVERIN, K. & HÖPER, H. (2019): Bewirtschaftung und Nährstoffbilanzen der landwirtschaftlich genutzten Bodendauerbeobachtungsflächen in Niedersachsen in den Jahren 2001 bis 2016. – GeoBerichte **37**: 126 S., 104 Abb., 63 Tab., Anh.; Hannover (LBEG).
- KRAUSE, B., WESCHE, K., CULMSEE, H. & LEUSCHNER, C. (2014): Diversitätsverluste und floristischer Wandel im Grünland seit 1950. – Natur und Landschaft **89** (9/10): 399–404.
- LEUSCHNER, C., KRAUSE, B., MEYER, S. & BARTELS, M. (2014): Strukturwandel im Acker und Grünland Niedersachsens und Schleswig-Holsteins seit 1950. – Natur und Landschaft **89** (9/10): 386–391.
- METZING, D., GARVE, E., MATZKE-HAJEK, G., ADLER, J., BLEEKER, W., BREUNIG, T., CASPARI, S., DUNKEL, F. G., FRITSCH, R., GOTTSCHLICH, G., GREGOR, T., HAND, R., HAUCK, M., KORSCH, H., MEIEROTT, L., MEYER, N., RENKER, C., ROMAHN, K., SCHULZ, D., TÄUBER, T., UHLEMANN, I., WELK, E., WEYER, K. VAN DE WÖRZ, A., ZAHLHEIMER, W., ZEHEM, A. & ZIMMERMANN, F. (2018): Rote Liste und Gesamtartenliste der Farn- und Blütenpflanzen (Tracheophyta) Deutschlands. – In: METZING, D., HOFBAUER, N., LUDWIG, G. & MATZKE-HAJEK, G. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 7: Pflanzen. – Münster (Landwirtschaftsverlag). – Naturschutz und Biologische Vielfalt **70** (7): 13–358.
- MEYER, S., WESCHE, K., KRAUSE, B., BRÜTTING, C., HENSEN, I. & LEUSCHNER, C. (2014): Diversitätsverluste und floristischer Wandel im Ackerland seit 1950. – Natur und Landschaft **89** (9/10): 392–398.
- MEYER, S. & LEUSCHNER, C. (Hrsg.) (2015): 100 Äcker für die Vielfalt - Initiativen zur Förderung der Ackerwildkrautflora in Deutschland. – 351 S., Göttingen (Universitäts-Verlag).
- NLWKN – NIEDERSÄCHSISCHER LANDESBETRIEB FÜR WASSERWIRTSCHAFT, KÜSTEN- UND NATURSCHUTZ als Nachfolgeorganisation der BEZIRKSREGIERUNG HANNOVER (1952): Verordnung über das Naturschutzgebiet „Aher Kämpfe“ in der Gemarkung der Gemeinde Ahe, Landkreis Graftschaft Schaumburg. – <https://www.nlwkn.niedersachsen.de/naturschutz/schutzgebiete/die_einzelnen_naturschutzgebiete/-42027.html>, abgerufen am 12.03.2021.
- NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, ENERGIE, BAUEN UND KLIMASCHUTZ (Hrsg.) (2020): Ökologische Vernetzung Niedersachsens. Niedersächsisches Landschaftsprogramm. – Entwurf Juli 2020, <https://www.umwelt.niedersachsen.de/startseite/themen/natur_amp_landschaft/landschaftsplanung/landschaftsprogramm-147308.html>, abgerufen am 12.03.2021.
- PREISING, E., VAHLE, H.-C., BRANDES, D., HOFMEISTER, H., TÜXEN, J. & WEBER, H. E. (1995): Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens. - Einjährige ruderale Pionier-, Tritt- und Ackerwildkrautgesellschaften. – Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs. **20/6**: 1–92.
- PREISING, E., VAHLE, H.-C., BRANDES, D., HOFMEISTER, H., TÜXEN, J. & WEBER, H. E. (1997): Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens. - Rasen-, Fels- und Geröllgesellschaften. – Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs. **20/5**: 1–146.

SCHACHERER, A. (1989): Das niedersächsische Ackerwildkrautprogramm - erste Zwischenbilanz. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen **9**: 125–136.

SCHACHERER, A., MOST, A., RUMPF, U., LAMBERTZ, B., KLINCK, U. & MEESENBURG, H. (2012): Vegetationsmonitoring. – In: HÖPER, H. & MEESENBURG, H. (Hrsg.): 20 Jahre Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen. GeoBerichte **23**: 201–232, 9 Abb., 11 Tab.; Hannover (LBEG).

Autorenschaft

- Bernd Ahrends
Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt,
Abteilung Umweltkontrolle, Sachgebiet Intensives Umweltmonitoring,
Grätzelstr. 2,
37079 Göttingen.
- Dr. Anneke Beylich
IFAB
Institut für Angewandte Bodenbiologie GmbH
Sodenkamp 59
22337 Hamburg
- Dr. Norbert Bischoff
Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie,
Referat L 3.2 Landwirtschaft, Bodenmonitoring,
Stilleweg 2,
30655 Hannover.
- Inge Dammann
Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt,
Abteilung Umweltkontrolle, Sachgebiet Wald- und Bodenzustand
Grätzelstr. 2,
37079 Göttingen.
- Prof. Dr. Johannes Eichhorn
ehemals:
Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt,
Abteilung Umweltkontrolle
Grätzelstr. 2,
37079 Göttingen.
- Jesús Fernández Castro
Klausstr. 38,
28309 Bremen.
- Dr. Annegret Fier
Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie,
Referat L 3.2 Landwirtschaft, Bodenmonitoring,
Stilleweg 2,
30655 Hannover.
- Dr. Stefan Fleck
Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt,
Abteilung Umweltkontrolle, Sachgebiet Intensives Umweltmonitoring,
Grätzelstr. 2,
37079 Göttingen.

- Heike Fortmann
Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt,
Abteilung Umweltkontrolle, Sachgebiet Intensives Umweltmonitoring,
Grätzelstr. 2,
37079 Göttingen.

- Ilona Galli
Bremen,
ilona.galli@web.de

- Dr. Ernst Gehrt
<https://orcid.org/0000-0002-3664-1796>
Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie,
Referat L 3.1 Bodenschutz, Bodenkundliche Landesaufnahme,
Stilleweg 2,
30655 Hannover.

- Dr. Ulfert Graefe
IFAB
Institut für Angewandte Bodenbiologie GmbH
Sodenkamp 59
22337 Hamburg

- Dr. Jens Gröger-Trampe
Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie,
Referat L 2.6 Hydrogeochemie,
Stilleweg 2,
30655 Hannover.

- Hubert Groh
Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie,
Referat L 3.2 Landwirtschaft, Bodenmonitoring,
Stilleweg 2,
30655 Hannover.

- Dr. Heinrich Höper
Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie,
Referat L 3.2 Landwirtschaft, Bodenmonitoring,
Stilleweg 2,
30655 Hannover.

- Dipl.-Ing. Anouchka Jankowski
Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN)
Geschäftsbereich Gewässerbewirtschaftung, Flussgebietsmanagement
Aufgabenbereich Grundwasser
An der Scharlake 39
31135 Hildesheim.

- Anne Keuffel-Türk
Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN)
Geschäftsbereich Gewässerbewirtschaftung, Flussgebietsmanagement
Aufgabenbereich Grundwasser
An der Scharlake 39
31135 Hildesheim.

- Cathleen Knacksterdt
Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie,
Referat L 3.2 Landwirtschaft, Bodenmonitoring,
Stilleweg 2,
30655 Hannover.

- Dr. Andrea Kuhr
LUFA Nord-West
Jägerstr. 23–27
26121 Oldenburg.

- Dr. Henning Meesenburg
Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt,
Abteilung Umweltkontrolle, Sachgebiet Intensives Umweltmonitoring,
Grätzelstr. 2,
37079 Göttingen.

- Dr. Knut Meyer
Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie,
Referat L 3.2 Landwirtschaft, Bodenmonitoring,
Stilleweg 2,
30655 Hannover.

- Linda Noltemeyer
Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie,
Referat L 3.2 Landwirtschaft, Bodenmonitoring,
Stilleweg 2,
30655 Hannover.

- Uwe Paar
Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt,
Abteilung Umweltkontrolle, Sachgebiet Wald- und Bodenzustand
Grätzelstr. 2,
37079 Göttingen.

- Ursula Rumpf
Am Spielplatz 6,
29594 Soltendieck.

- Dr. Annemarie Schacherer

Karlsbader Str. 24
30853 Langenhagen

ehemals:

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN)
Geschäftsbereich landesweiter Naturschutz
Tier- und Pflanzenartenschutz
Göttinger Chaussee 76 A
30453 Hannover

- Birte Scheler

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt,
Abteilung Umweltkontrolle, Sachgebiet Intensives Umweltmonitoring,
Grätzelstr. 2,
37079 Göttingen.

- Dr. Bastian Steinhoff-Knopp

Leibniz Universität Hannover
Institut für Physische Geographie u. Landschaftsökologie
Schneiderberg 50
D-30167 Hannover

- Johannes Sutmöller

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt,
Abteilung Umweltkontrolle, Sachgebiet Intensives Umweltmonitoring,
Grätzelstr. 2,
37079 Göttingen.

- Markus Wagner

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt,
Abteilung Umweltkontrolle, Sachgebiet Intensives Umweltmonitoring,
Grätzelstr. 2,
37079 Göttingen.

ISSN 1864 – 7529