



Materialien zum
Bodenschutz

2001

Boden-
monitoring
in Sachsen



Freistaat  Sachsen

Landesamt für Umwelt und Geologie,
Landesanstalt für Landwirtschaft, Landesanstalt für Forsten

Materialien zum Bodenschutz

Bodenmonitoring in Sachsen



Titelbild

Verschiedene Aufnahmen beteiligter Einrichtungen

Fotos: Forberg, Symmangk, Kern

Fotomontage: Werbeagentur Friebel

Rückbild

Landschaft bei Colditz an der Zwickauer Mulde

Foto: Forberg

Herausgeber:

Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (LfUG)

Stabsstelle 1, Öffentlichkeitsarbeit

Zur Wetterwarte 11, D-01109 Dresden

eMail: Poststelle@lfug.smul.sachsen.de

Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL)

August-Böckstiegel-Str. 1, D-01326 Dresden

e-mail: poststelle@pillnitz.lfl.smul.sachsen.de

Sächsische Landesanstalt für Forsten (LAF)

Bonnewitzer Straße 34, D-01796 Pirna, OT Graupa

e-Mail: laf.graupa@ibm.net

Autoren:

Barth, N. (LfUG); Degering, D. (TU BAF); Haase, D. (UFZ); Haferkorn, U. (UBG); Heilmann, H. (LfUG); Klose, R. (LfL); Knappe, S. (UFZ); Kurzer, H. J. (LfL); Machulla, G. (Uni Halle); Mattusch, J. (UFZ); Neubert, K. H. (LfL); Pälchen, W. (LfUG); Raben, G. H. (LAF); Rank, G. (LfUG); Schlenker, S. (TU BAF); Schneider, B. (Uni Leipzig); Suntheim, L. (LfL); Wennrich, R. (UFZ)

Redaktion:

Dr. W. Pälchen, Dr. N. Barth

Abteilung Boden und Angewandte Geologie

Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie

Redaktionsschluss: Dezember 2000

Gestaltung, Satz, Repro:

Werbeagentur Friebel

Pillnitzer Landstr. 37, D-01326 Dresden

Druck und Versand:

Sächsische Druck- und Verlagshaus AG

Tharandter Str. 23-27; 01159 Dresden

Fax 0351/4203186 (Versand)

eMail: versand@sdv.de

Auflage: 800

Bezugsbedingungen:

Diese Veröffentlichung kann von der Sächsischen Druck- und Verlagshaus AG gegen 20,- DM bezogen werden.

Hinweis:

Diese Veröffentlichung wird im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit des LfUG, der LfL und LAF herausgegeben. Sie darf weder von Parteien noch von Wahlhelfern im Wahlkampf zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl darf die Druckschrift nicht in einer Weise verwendet werden, die als Parteinahme der genannten Behörden zugunsten einzelner Gruppen verstanden werden kann. Den Parteien ist es gestattet, die Druckschrift zur Unterrichtung ihrer Mitglieder zu verwenden.

Copyright:

Diese Veröffentlichung ist urheberrechtlich geschützt. Alle Rechte, auch die des Nachdrucks von Auszügen und der fotomechanischen Wiedergabe, sind den Herausgebern vorbehalten.

Gedruckt auf Recyclingpapier

November 2001

Artikel-Nr.: L VI-3/11

Das LfUG, die LfL und LAF sind im Internet.

Adressen: www.umwelt.sachsen.de/lfug

www.landwirtschaft.sachsen.de/lfl

www.forsten.sachsen.de/laf

Vorwort	5
0 Einleitung und Zielsetzung	6
PÄLCHEN, W., LfUG	
1 Bodennessprogramm des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie	7
1.1 Landesweite Rasteruntersuchung, Bodennessnetz 4 km x 4 km	7
RANK, G., PÄLCHEN, W., LfUG	
1.1.1 Zielstellung und Methodik.....	7
1.1.2 Ergebnisse.....	7
1.1.3 Zusammenfassende Bewertung	12
1.2 Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF I und BDF II)	14
BARTH, N., HEILMANN, H., PÄLCHEN, W., LfUG; KLOSE, R., LfL; MACHULLA, G., Universität Halle	
1.2.1 Auswahl und Einrichtung	14
1.2.2 Untersuchungsumfang und -methodik.....	15
1.2.3 Ergebnisse.....	16
1.2.3.1 Wasser- und Stoffhaushalt.....	16
1.2.3.2 Pflanzeninhaltsstoffe und Pflanzenentzug	20
1.2.3.3 Bodenbiologische Untersuchungen	22
2 Monitoring auf landwirtschaftlichen Flächen der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft	26
2.1 Nitrat-Dauertestflächen	26
KURZER, H. J., SUNTHEIM, L., LfL	
2.1.1 Auswahl und Einrichtung	26
2.1.2 Untersuchungsumfang und -methodik.....	26
2.1.3 Ergebnisse.....	26
2.2 Entwicklung der Nährstoff- und Kalkversorgung der landwirtschaftlich genutzten Böden des Freistaates Sachsen – Auswertung über die Jahre 1997...1999.....	29
SUNTHEIM, L., NEUBERT, K. H., LfL	
2.2.1 Datengrundlage.....	29
2.2.2 Definition der Versorgungsstufen (VSt).....	30
2.2.3 Ergebnisse und Diskussion.....	30
2.2.3.1 P-Versorgung.....	30
2.2.3.2 K-Versorgung	31
2.2.3.3 Mg-Versorgung	31
2.2.3.4 Kalkversorgung	32
3 Monitoring auf forstlichen Dauerbeobachtungsflächen (Level I und II der Europäischen Union) durch die Sächsische Landesanstalt für Forsten	33
RABEN, G. H., LAF	
3.1 Einleitung und Hintergrund	33
3.2 Methodik.....	34
3.3 Ergebnisse.....	38
3.3.1 Bodenzustandserhebung (BZE = Level I)	38
3.3.1.1 Substratgruppen	38
3.3.1.2 Bodentypen.....	39
3.3.1.3 Humusformen	39
3.3.1.4 Schwermetallgehalte (Blei, Kupfer) in den Humusaufgaben.....	41
3.3.1.5 Bodenazidität	42
3.3.1.5.1 pH-Werte und Pufferbereiche.....	42
3.3.1.5.2 Basensättigung.....	45
3.3.1.5.3 Ca/Al-Verhältnisse in der Bodenlösung (1:2-Extrakt)	46
3.3.1.6 Kritische Belastungsraten (Critical Loads) für eutrophierenden Stickstoff und die Säurebildner Schwefel und Stickstoff.....	48
3.3.2 Forstliche Dauerbeobachtungsflächen (DBF = Level II der EU).....	48

3.3.2.1	pH-Werte im Niederschlag	48
3.3.2.2	Elementeinträge von Schwefel, Stickstoff und Säure.....	49
3.3.2.3	Chemische Parameter in der Lösungsphase der Waldökosysteme.....	52
3.3.2.4	Kritische Belastungsraten (Critical Loads).....	55
3.4	Zusammenfassung	57
4	Gewässerkundliches Messnetz des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie - Lysimetermessungen	58
	HAFERKORN, U., Staatliche Umweltbetriebsgesellschaft (UBG)	
4.1	Konzeption/Zielstellung	58
4.2	Technische Daten der Station und Messprogramme	58
4.3	Die Herkunftsflächen der Lysimeterböden.....	60
4.4	Ausgewählte Ergebnisse zum Einfluss von Bewirtschaftung und Bodenwasserhaushalt auf den Stickstoff-Austrag.....	63
4.4.1	Einfluss der Bewirtschaftung (Stickstoff-Saldo).....	63
4.4.2	Einfluss der jährlichen Inanspruchnahme des Bodenwasservorrates auf die Verlagerungs- geschwindigkeit von Nitrat.....	64
4.4.3	N-Saldo und N-Austrag über das Sickerwasser.....	68
4.5	Diskussion der Ergebnisse.....	72
5	Langzeituntersuchungen zum Wasser- und Stoffhaushalt in rekultivierten, langjährig landwirtschaftlich genutzten Kippenböden im Südraum Leipzig	73
	KNAPPE, S., MATTUSCH, J., WENNRICH, R., Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH (UFZ); HAFERKORN, U., UBG;	
5.1	Einleitung.....	73
5.2	Material und Methoden	73
5.2.1	Wasserhaushalt	75
5.2.2	Ionenbilanzen im Boden- bzw. Sickerwasser der Lysimeter.....	75
5.2.3	Leitfähigkeit, pH-Wert, Nitrat-, Ammonium-, Aluminium- und Schwermetallgehalte in Boden-, Grund- und Sickerwasser der Lysimeter und der Sickerwasser-Grundwasser-Messeinrichtung.....	77
5.2.4	Zeitliche Veränderung ausgewählter Meßwerte.....	79
5.3	Schlussfolgerungen.....	80
6	Sonderprogramme	81
6.1	Monitoring am Waldstandort Leipziger Auenwald Süd (LAS)	81
	HAASE, D., UFZ; SCHNEIDER B., Universität Leipzig	
6.2	Radionukliduntersuchungen an Bodenprofilen	85
	DEGERING, D., SCHLENKER, S., TU Bergakademie Freiberg	
6.2.1	Radionuklide in der Umwelt.....	85
6.2.2	Untersuchungen an Dauerbeobachtungsflächen.....	86
7	Literatur	89
8	Tabellenverzeichnis	93
9	Abbildungsverzeichnis	94
10	Abkürzungsverzeichnis	97
11	Anlagenverzeichnis	97
12	Anhang.....	99
13	Anlagen.....	117

Der Boden ist Umweltmedium und Nutzungsobjekt zugleich. Seit kurzem sind seine Funktionen durch ein Bundesgesetz erstmalig umfassend geschützt.

Wie andere natürliche Medien – Luft, Wasser, Gesteine – wird der Boden seit langem auf seine physikalischen und chemischen Eigenschaften untersucht. Dabei sind bisher in der Regel nur Momentaufnahmen des aktuellen Bodenzustandes erfasst worden. Wegen seiner Wechselwirkung mit Atmo-, Hydro-, Bio- und Lithosphäre ist er jedoch einer Dynamik unterworfen, über die bislang lediglich fragmentarische Kenntnisse vorliegen. Das Erkennen von Veränderungen benötigt freilich wesentlich längere Zeitabschnitte als z. B. bei Luft und Wasser. Gerade die Beobachtung bodendynamischer Prozesse ist für das Verständnis der Bodenfunktionen von eminenter Bedeutung. Entscheidend für die

Beurteilung ihrer zukünftigen Entwicklung ist die Erfassung einsetzender Ungleichgewichte. Deshalb bedarf die klassische Kartierung und Zustandsuntersuchung des Bodens einer Ergänzung durch Langzeitbeobachtungen.

Um kontinuierlich über aktuelle Parameter der Böden verfügen und deren Veränderungen verfolgen zu können, ist die Einrichtung von Boden-Dauerbeobachtungsflächen gemäß Bundesbodenschutzgesetz erforderlich. Die Ergebnisse der Bodenbeobachtungen werden in Zukunft eine wichtige Basis für fachgerechte Bewertungen von Böden und ihren Belastungen sein. Darauf aufbauend können die Veränderungen der Bodenfunktionen rechtzeitig erkannt und gegebenenfalls entsprechende Maßnahmen zu deren Erhaltung und Wiederherstellung oder zur Gefahrenabwehr eingeleitet werden.



Prof. Dr.-Ing. habil. Michael Kinze
Präsident des Sächsischen Landesamtes
für Umwelt und Geologie



Prof. Dr. Irene Schneider-Böttcher
Präsidentin der Sächsischen
Landesanstalt für Landwirtschaft



Prof. Dr. habil. Hubert Braun
Präsident der Sächsischen
Landesanstalt für Forsten

0 Einleitung und Zielsetzung

Das Gesetz zum Schutz des Bodens räumt den Ländern die Möglichkeit ein, Bodeninformationssysteme einzurichten und zu führen (§ 21 [4] BBodSchG). Weiter ist dort ausgeführt, dass hierbei „...insbesondere Daten von Dauerbeobachtungsflächen und Bodenzustandsuntersuchungen über die physikalische, chemische und biologische Beschaffenheit des Bodens und die Bodennutzung erfasst werden ...“ können. Damit liegt seit nunmehr über zwei Jahren eine gesetzliche Grundlage für das systematische Monitoring des Bodenzustandes vor.

Ungeachtet dieser Festschreibung durch ein Bundesgesetz wird eine Langzeitbeobachtung von Böden und ihrer Wechselwirkung mit mehreren Medien unter verschiedenen Zielsetzungen bereits seit langem betrieben. Dabei sollen die Dauerversuche auf landwirtschaftlichen Flächen (BAHN et al., 1995) und auf Forststandorten (FIEDLER et al., 1985) als Vorläufer eines gezielten Bodenmonitorings im mitteldeutschen Raum nur erwähnt werden. Letzteres kann datiert werden mit der Erstellung einer „Konzeption zur Einrichtung von Boden-Dauerbeobachtungsflächen“ durch die Unterarbeitsgruppe „Boden-Dauerbeobachtungsflächen“ im Auftrag der Sonderarbeitsgruppe „Informationsgrundlagen Bodenschutz“ (SAG, 1991). Diese Konzeption basiert letztlich auf einem Auftrag der 28. Umweltministerkonferenz vom 07./08. Mai 1987, die den Ländern den Aufbau von Bodeninformationssystemen empfohlen hatte. Bereits ein Jahr früher hatte das Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten die Arbeitsanleitung für die bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) herausgegeben (BML, 1990) und damit das erste bundeseinheitliche Monitoringprogramm dieser Art eingeleitet.

Außerdem werden in anderen Untersuchungs- und Forschungsprogrammen Langzeitbeobachtungen an Böden mit speziellen Zielstellungen unternommen, wie z. B. Entwicklung der Nährstoff- und Kalkversorgung und der Nachweis der Restnitratgehalte bei landwirtschaftlich genutzten Böden.

Ziele der Bodendauerbeobachtung sind

- die Beschreibung des aktuellen Zustandes der Böden,
- die langfristige Überwachung der Veränderungen der Böden und
- die Ableitung von Prognosen der zukünftigen Entwicklung (BARTH et al., 2000).

Auf der Grundlage ihrer beiden Hauptelemente – Zustandsbeschreibung und Dokumentation der Veränderungsprozesse – erfüllt die Dauerbeobachtung von Böden folgende Funktionen:

- Referenz für die bodenkundliche Standorterstaufnahme
- Beweissicherung

- Referenz für Bodenbelastungen
- Frühwarnsystem für das Entstehen schädlicher Bodenveränderungen
- Kontrollinstrument für umweltpolitische Maßnahmen (z. B. Emissionsminderung).

Die zentrale Steuerungsfunktion des Bodens im Naturhaushalt prädestiniert Bodendauerbeobachtungsflächen als Ausgangsbasis und Kernelement für ein integriertes Umweltmonitoring. Durch die Erfassung der in der Pedosphäre ablaufenden Stoffflüsse zwischen Atmosphäre, Hydrosphäre, Biosphäre und Lithosphäre geht das Bodenmonitoring weit über die Beobachtung des Bodens unter einem rein medialen Aspekt hinaus. Sowohl über die Standortauswahl als auch über die Datenerhebung sind die Medien der anderen Sphären in das Bodenmonitoring integriert (Bodenform, Gestein, Nutzung, Immission, Bodenwasser).

Ziel der vorliegenden Publikation ist es, die von verschiedenen Institutionen in Sachsen durchgeführten Dauerbeobachtungen in Böden in einer Zusammenschau darzustellen. Damit soll sowohl den Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern der Fachverwaltungen selbst, als auch den in Forschungsinstituten, Universitäten und anderen Bildungseinrichtungen Tätigen sowie der interessierten Fachöffentlichkeit ein Überblick über die einschlägigen Aktivitäten sowie ausgewählte Ergebnisse gegeben werden. Die Publikation kann und soll nicht das gesamte Spektrum der fachlichen Resultate in aller Detailliertheit und Tiefe darstellen. Dies ist Spezialveröffentlichungen der Institutionen oder der Bearbeiter vorbehalten.

Es ist sicher nicht unwichtig zu erwähnen, dass die vorliegende Broschüre nicht das Zufallsprodukt einer kurzfristigen Kampagne, sondern vielmehr Ergebnis einer langjährigen Zusammenarbeit zwischen den beteiligten Institutionen ist. Ungeachtet der Besonderheiten, die sich aus der Einbindung in fach- oder ressortspezifische Programme zwangsläufig ergeben, haben die fachlich zuständigen Organisationseinheiten und Bearbeiter des Landesamtes für Umwelt und Geologie (LfUG), der Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) und der Landesanstalt für Forsten (LAF) stets eine enge Zusammenarbeit praktiziert. Das betraf sowohl die gemeinsame Tätigkeit in der Ad-hoc AG Großflächige Bodenbelastungen der Landesfachgruppe Boden als auch Einzelaktivitäten, wie z. B. die Mitarbeit der LfL an der Auswahl von BDF-Standorten des LfUG sowie die Unterstützung durch deren Außendienstmitarbeiter bei der Einrichtung der BDF. Von unmittelbarer Auswirkung auf die fachlichen Ergebnisse ist die Übernahme der Untersuchungen von Pflanzeninhaltsstoffen durch die LfL auf der Grundlage einer diesbezüglichen Kooperationsvereinbarung.

Es ist zu begrüßen, dass in dieser Gemeinschaftspublikation der Landesoberbehörden auch einschlägige Aktivitäten anderer Institutionen und Forschungseinrichtungen integriert werden konnten. Damit wird das Zusammenwirken von

Fachbehörden, Universitäten und Forschungsinstituten vor allem auch für Außenstehende deutlich.

Die Darstellungen wurden vereinheitlicht, soweit das möglich war. Allerdings lassen Art, Umfang und Ziel der Untersuchungsprogramme keine durchgängige Homogenisierung zu, so dass sowohl deren inhaltliche Besonderheiten als auch der unterschiedliche Bearbeitungsgrad erkennbar bleiben.

1 Bodenmessprogramm des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie (LfUG)

Zur Verbesserung der stofflichen Informationsgrundlagen über die Böden Sachsens, wurde durch das Sächsische Landesamt für Umwelt und Geologie (LfUG) ein Bodenmessprogramm konzipiert (OSSENKOPF & PÄLCHEN, 1992). Wesentliche Inhalte dieses Konzeptes sind:

1. Eine einmalige, flächendeckende Bestandsaufnahme des Belastungszustandes mit anorganischen und organischen Schadstoffen der Böden im Freistaat Sachsen nach einer einheitlichen Probenahme und Analytik (**Bodenmessnetze**, RANK et al., 1999).
2. Der Aufbau und Betrieb eines sachsenweiten Langzeitmonitorings auf **Bodendauerbeobachtungsflächen** (**BDF**, BARTH, 1994).

Das Bodenmessprogramm ist Bestandteil der Umweltmessnetze des LfUG – Luft, Oberflächenwasser, Grundwasser, Umweltradioaktivität.

1.1 Landesweite Rasteruntersuchung, Bodenmessnetz 4 km x 4 km

1.1.1 Zielstellung und Methodik

Die bisher vorliegenden Daten von organischen und anorganischen Schadstoff- bzw. Nährstoffelementen in sächsischen Böden sind sehr heterogen und aufgrund unterschiedlicher Analyseverfahren oft untereinander nicht vergleichbar.

Die zwischen 1975 und 1989 durchgeführten stofflichen Untersuchungen im Rahmen der pedochemischen Prospektion von über 100 000 Bodenproben im Erzgebirge/Vogtland, von ca. 11 000 Bachsedimentproben aus den Grundgebirgseinheiten Sachsens sowie ersten umweltgeochemischen Untersuchungen im Raum Freiberg zeigten, dass die Schwermetallverteilung in den Böden regional und lokal von komplizierten geogenen und anthropogenen Prozessen abhängig ist, die eine Übertragung der Ergebnisse auf geologisch-bodenkundlich analog ausgebildete Gebiete nahezu unmöglich macht. Diese Kenntnisse beeinflussten auch im wesentlichen die Entscheidung für die gewählte Untersuchungsmethodik – eine landesweite Aufnahme im Raster

4 km x 4 km, wie sie inzwischen z. B. auch in England und Wales (Raster 5 km x 5 km, MC GRATH & LOVELAND, 1992), in Polen (Raster 5 km x 5 km, LIS & PASIECNA, 1995) und auch in Deutschland (Schleswig-Holstein, Raster 4 km x 4 km, MNU S.-H., 1994) mit Erfolg durchgeführt wurden. Es sollten im wesentlichen folgende Zielstellungen erreicht werden:

- erste flächendeckende Bestandsaufnahme des Belastungszustandes mit anorganischen und organischen Schadstoffen der Böden im Freistaat Sachsen,
- Ermittlung quasi-natürlicher Hintergrundwerte für Böden, die einen Nachweis und eine Bewertung von Bodenbelastungen ermöglichen,
- Nachweis und Abgrenzung von Gebieten mit stofflichen Bodenbelastungen, die durch Folgeuntersuchungen näher zu spezifizieren und hinsichtlich evtl. vorhandener Gefährdungspfade zu bewerten sind,
- Ermittlung von geogenen und anthropogenen Quellen für Bodenbelastungen,
- Schaffung eines Kartenwerkes, das analog im Aufnahmemaßstab bereits bestehende bodenkundliche und geologische Übersichtskarten (BÜK 400, GÜK 400) ergänzt.

In Gebieten mit bekannten bzw. vermuteten Bodenbelastungen wurden diese Untersuchungen im 1 km x 1 km Raster durchgeführt. Zeichneten sich besonders hohe stoffliche Bodenbelastungen ab, folgten verdichtende Untersuchungen (Sondermessnetze), die auf die Untersuchungsmethoden der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV, 1999) abgestimmt wurden (Abb. 1.1.1).

Insgesamt wurden 262 organische Auflagen, 1180 mineralische Oberboden- und 1188 Unterbodenproben untersucht.

Folgende Parameter wurden bestimmt: C_{org}, pH, Al, As, B, Be, Bi, Ca, Cd, Cr, Cu, F, Fe, Hg, K, Mg, Mn, Mo, Na, N_{ges}, P_{ges}, Pb, Th, Tl, U, V, W, Zn.

Bei den Schwermetallen wurden sowohl Totalgehalte als auch mobile Anteile (Ammoniumnitrat-Extrakte) analysiert.

Eine detaillierte Beschreibung von Probenentnahme, Laboruntersuchungen und DV-technischer Bearbeitung der Ergebnisse ist der Spezialveröffentlichung (RANK et al., 1999, Ergänzungsblätter 2001) zu entnehmen. Im folgenden werden in stark gekürzter Form Ergebnisse dieses flächendeckenden Untersuchungsprogramms angeführt, soweit sie als Rahmen für die Bodendauerbeobachtungsflächen (s. Pkt. 1.2) sowie zum Vergleich mit dem Monitoring auf forstlich genutzten Flächen (s. Pkt. 3) notwendig sind.

1.1.2 Ergebnisse

Die kurze Darstellung ausgewählter Ergebnisse beschränkt sich i. W. auf die mineralischen Oberböden und orientiert sich an den Parametern der BBodSchV, die zum Vollzug

des stofflichen Bodenschutzes Vorsorgewerte für Böden sowie Prüf- und Maßnahmenwerte für die Wirkungspfade Boden→Mensch, Boden→Nutzpflanze (Gesamtgehalte, mobile Gehalte) und Boden→Grundwasser (Bodensättigungsextrakt) festlegt. Für den Wirkungspfad Boden→Grundwasser können die Ergebnisse nach DIN 19730 (NH₄NO₃-Extraktion) zur Abschätzung der Stoffkonzentration im Bodenwasser herangezogen werden. Für die Umrechnung von Stoffkonzentrationen im Ammoniumnitrat-extrakt zu Gehalten im Bodensättigungsextrakt wurde die Vornorm DIN V 19735 (1999) erarbeitet.

Auf die Gesamtdarstellung der Ergebnisse für organische Horizonte (Oh), mineralische Oberböden und Unterböden („A, B-Horizonte“) sei auf den Bodenatlas des Freistaates Sachsen, Teil 3, verwiesen (RANK et al., 1999; Ergänzungsblätter 2001).

pH-Wert (pH-KCl)

Die Bodenazidität ist für den Land- und Forstwirt ein wichtiges Kennzeichen zur Bewertung der Leistungsfähigkeit des Bodens hinsichtlich der Lebensbedingungen von Bodenorganismen, der Verfügbarkeit von Nährstoffen sowie der Nitrifizierung. Aber auch in Fragen des Umweltschutzes kann der pH-Wert eine entscheidende Rolle spielen, da eine Freisetzung von anorganischen Schadstoffen in das Bodensickerwasser/Grundwasser bzw. die Pflanzenverfügbarkeit (Transfer Boden→(Nutz-)Pflanze) toxischer Elemente stark von der Bodenazidität abhängig sind.

Verallgemeinernd kann davon ausgegangen werden, dass mit abnehmenden pH-Werten die Mobilität der Schwermetalle in der Bodenlösung zunimmt. Für Arsen wurde zusätzlich im alkalischen Bereich (pH >8,5) eine deutliche Erhöhung der löslichen Anteile festgestellt (ZEHNER & MANN, 1993). Zu den mobilen, leicht verlagerbaren und verfügbaren Elementen gehören vor allem Cadmium, Zink, Thallium, Mangan und Nickel. Bei pH-Werten <5 steigt selbst bei den als relativ immobil geltenden Elementen Cr und Pb die Mobilität sehr stark an.

Erwartungsgemäß zeigen die Ap-Horizonte der Ackerböden infolge der Kalkung die höchsten Werte (pH 5,7; Abb. 1.1.4). Sie bewegen sich damit im anzustrebenden optimalen Bereich von pH 5,5 bis 7,0 in Abhängigkeit vom Tongehalt (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1989). Deutlich höhere pH-Werte treten in den Ap-Proben der Leitbodengesellschaften aus Löss und Sandlöss auf (pH 5,8 bis 6,5). Die Kippböden der Bergbaufolgelandschaften besitzen durch die starke Aufkalkung bei Rekultivierungsmaßnahmen mittlere pH-Werte von 7,0. Die in den mineralischen Oberböden von Grünlandstandorten angetroffenen pH-Werte von 5,0 liegen an der Untergrenze des empfohlenen pH-Intervalls von 5,0 bis 5,5. Stadtböden besitzen infolge anthropogener Beimengungen (z. B. Bauschutt) pH-Werte um 7.

In den Oh-Horizonten unter Forst und den mineralischen Oberboden- und Unterbodenhorizonten treten sehr niedrige mittlere pH-Werte (P50-Medianwert) auf:

Bodenhorizont	pH (KCl)
Acker, Ap-Horiz.	5,7
Acker, Unterboden	5,7
Grünland, Ah-Horiz.	5,0
Grünland, Unterboden	5,0
Forst, Oh-Horiz.	3,2
Forst, Ah-Horiz.	3,4
Forst, Unterboden	3,9

Arsen (As)

Unter den toxisch wirkenden Schwermetallen kommt dem Arsen aufgrund großflächiger Verbreitung erhöhter Gehalte in den Böden im Freistaat Sachsen wohl die größte Bedeutung zu. Die Ursachen sind zweifellos in der geochemisch-metallogenetischen Spezialisierung der Fichtelgebirgisch-Erzgebirgischen Antiklinalzone zu suchen (PÄLCHEN & BERGER, 1984; METZNER et al., 1994). Besonders hervorzuheben sind die polymetallischen Lagerstätten, die Zinn-Wolfram-Vererzungen und die uranföhrenden Mineralisationen des Erzgebirges, die sich durch eine starke As-Föhrung (im wesentlichen Arsenkies FeAsS, z. T. gediegen Arsen) auszeichnen und ihre Nebengesteine deutlich beeinflussen. Ein zusätzlich anthropogener As-Eintrag durch die Verhüttung polymetallischer Erze und Zinnerze erhöhte die geogen verursachte Bodenbelastung z. T. erheblich.

In der Fachliteratur werden die „Normalgehalte“ von Böden mit <20 mg/kg As, bei mittleren As-Gehalten von 5 mg/kg, beschrieben (u. a. EIKMANN et al., 1991).

Bedeutende regionale As-Anomalien befinden sich im Raum Freiberg, dem bedeutendsten Standort der Föhrung und Verhüttung polymetallischer Erze in Sachsen (Abb. 1.1.5). Neben der intensiven As-Aureole im Bereich der Gangmineralisationen, kam es durch die über Jahrhunderte wöhrende Verhüttung von Erzen, insbesondere As-reicher Zinnerze in der letzten Betriebsperiode, zu hohen anthropogenen As-Einträgen. Aus den jüngsten Untersuchungen im Rahmen des Bodenmessnetzes Freiberg wurden für den Kernbereich des Belastungsgebietes mittlere As-Gehalte von 115 mg/kg (P50, Median) bzw. 680 mg/kg (P90) im Oberboden berechnet (RANK et al., 1999). In Windrichtung zeichnen sich deutliche As-Anreicherungen in der organischen Auflage und im Oberboden ab (Tharandter Wald).

Anomal hohe As-Gehalte im Raum Ehrenfriedersdorf werden geogen durch die stark arsenkiesföhrenden Mineralisationen der Zinn-Wolfram-Vererzungen und hohe anthropogene Einträge durch die historischen Hüttenanlagen

verursacht. Mit dem Bodenmessnetz Ehrenfriedersdorf, Raster 1 km x 1 km, wurde der As-belastete Bereich eingegrenzt und orientierende Untersuchungen zur As-Mobilität durchgeführt (RANK et al., 1997). Verdichtende Untersuchungen, ca. 5 Proben/km², ergaben für den Zentralbereich Mediangehalte von 400 mg/kg sowie ein P90 von 1600 mg/kg As (RANK et al., 2000).

Im Westerzgebirge bilden die As-Anomalien im Bereich Schneeberg – Schwarzenberg – Johannegeorgenstadt und Oberwiesenthal ein großflächiges Anomaliengebiet, welches überwiegend geogen durch schichtgebundene polymetallische Mineralisationen und durch As-führende Uran-Gangvererzungen verursacht wird. Deutliche As-Konzentrationen bei Klingenthal – Gottesberg und südwestlich von Plauen sind auf die geochemischen Aureolen der bekannten Zinn- und Spatmineralisationen begrenzt.

Die As-Gehalte der Auenböden sind im wesentlichen auf die geochemische Situation in den Liefergebieten zurückzuführen. Durch Abtragung von Böden aus den Mineralisationsgebieten des Erzgebirges und anthropogenen Einträgen der Hüttenindustrie sind erhöhte As-Gehalte in den Auenbereichen bis an die nördliche Landesgrenze anzutreffen. Besonders hohe Gehalte treten dabei in den Auenböden der Mulde (Freiberger Mulde bei Siebenlehn 1 800 mg/kg) und der Zschopau auf (max. 5 500 mg/kg bei Augustusburg/Kunnersdorf). Auenböden, deren Liefergebiete sich in der Lausitz befinden, besitzen dagegen wesentlich niedrigere As-Gehalte.

Großflächig erhöhte As-Gehalte sind auch im Verbreitungsgebiet von Rotliegendesedimenten festzustellen (Zwickau – Leukersdorf – Chemnitz). Anomale Gehalte im Unterboden ließen vermuten, dass die As-Führung geogenen Ursprungs und substratgebunden ist. Weiterführende Untersuchungen ergaben, dass die erhöhten As-Gehalte in der Vorerzgebirgssenke vor allem an die lithogene Komponente (Mülsener Schichten) gebunden sind (WENDLAND et al., 1997).

Beim Vergleich der As-Gehalte der untersuchten Bodenhorizonte wird sichtbar, dass im Oh-Horizont und im mineralischen Oberboden eine deutliche As-Anreicherung gegenüber dem Unterboden stattfindet, die durch hohe anthropogene Einträge und eine bevorzugte Sorption an die organische Substanz verursacht wird. Besonders die Oh-Horizonte stellen einen Akkumulator der hohen ubiquitären Einträge dar, so dass die Vorsorgewerte nach PRÜEB (1994) der organischen Auflage von 10 mg/kg As von ca. 70 % aller Oh-Analysen überschritten werden.

Die sehr hohen As-Hintergrundwerte von Leitbodengesellschaften über Festgesteinen der Grundgebirgseinheiten (geogenen und anthropogenen Ursprungs) stellen im Vergleich zu den anderen Bundesländern eine einzigartige Situation dar, die bei der Anwendung der jetzt bundesweit geltenden Prüf- und Maßnahmewerte unbedingt zu

berücksichtigen ist. Sie unterscheiden sich damit deutlich von den Hintergrundwerten lössbeeinflusster Böden des Erzgebirgsvorlandes und Böden aus periglaziären und glazigen Ablagerungen, die aus As-armen Substraten hervorgegangen sind.

Kupfer (Cu)

Die regionale Verteilung erhöhter Cu-Gehalte im Boden wird vor allem durch die Verbreitung von basischen Substraten bestimmt. Aufgrund der erhöhten Cu-Gehalte der Diabase (58 mg/kg), der punktförmig auftretenden tertiären Basaltoide (60 mg/kg) und Amphibolite (46 mg/kg) kommt es in den Verwitterungsböden über den genannten Festgesteinen zu anomal hohen Cu-Gehalten (Abb. 1.1.6). Durch eine verstärkte Lössbeeinflussung (-überdeckung) kann es über Cu-reichen Substraten zu einem „Verdünnungseffekt“ kommen (Monzonitoide Meißen, Gabbro nördlich Freiberg, Lausitzer Granodiorite und Grauwacken). Extrem niedrige Cu-Gehalte sind in den Verwitterungsböden über sauren Magmatiten, Metagraniten, Sandsteinen und bei Bodengesellschaften aus periglaziären sandigen Decksedimenten zu beobachten. Bei zunehmendem Lösseinfluss ist hier, umgekehrt wie bei Cu-reichen Substraten, eine relative Cu-„Anreicherung“ zu beobachten (Mulde- und Nordwestsächsisches Lösshügelland).

Anthropogene Cu-Einträge kommen im Raum Freiberg durch die Verhüttung polymetallischer Erze vor, sind aber im wesentlichen auf den unmittelbaren Bereich der Hüttenstandorte beschränkt. Dabei kommt es zur Überlagerung mit geogenen Anteilen im Boden, die mit der Genese der kupferkiesführenden polymetallischen Quarz-Sulfid-Assoziation unmittelbar im Zusammenhang stehen. Nach dem Eintritt der Mulde in das Freiberg Bergbau- und Hüttenrevier kommt es zu einer nachhaltigen Beeinflussung der Auenböden, die von Freiberg bis zur nordöstlichen Landesgrenze reicht. Die Auenböden der Zwickauer Mulde, Elbe und Weißen Elster weisen dagegen doch erheblich niedrigere Cu-Gehalte auf. Die Auenböden der ostelbischen Vorfluter sind entsprechend den niedrigen Cu-Gehalten der Böden und Gesteine in den Einzugsgebieten dagegen Cu-arm.

Hohe Cu_{mob}-Gehalte treten im Raum Aue und südöstlich Plauen-Klingenthal auf. Erhöhte Cu-Totalgehalte im mineralischen Oberboden lassen vermuten, dass diese durch die dort bekannten Cu-führenden Mineralisationen in den Ton-schiefer-, Phyllit- und Glimmerschieferfolgen verursacht werden. Maximale mobile Cu-Gehalte (5 000 µg/kg) werden in den Auenböden der Freiberger Mulde erreicht.

Cadmium (Cd)

Das mit Abstand am höchsten Cd-belastete Gebiet im Freistaat Sachsen stellt der Freiberger Raum dar. Infolge der geogenen Cd-Anreicherung bei der Bildung buntmetallführender Erzgänge sowie durch die Verhüttung der Erze, kam es

zu bedeutenden Cd-Konzentrationen in den Böden. Besonders hohe Gehalte sind in den mineralischen Oberböden in unmittelbarer Nähe der Hüttenstandorte sowie nordöstlich und südöstlich davon (in Hauptwindrichtung) festzustellen. Aus den Analysendaten des Bodenmessnetzes Freiberg wurden für die Kernzone des Belastungsgebietes mittlere Cd-Gehalte von 2,1 mg/kg (P50, Median) bzw. 6,6 mg/kg (P90) im Oberboden berechnet (RANK et al., 1999).

Flächenhaft erhöhte Cd-Gehalte, die jedoch im Gehaltsniveau deutlich unter den Werten im Freiburger Raum liegen, treten in der Erzgebirgsnordrandzone bei Stollberg, im Gebiet Aue – Annaberg sowie südöstlich von Plauen auf. Als Ursache kommen hier schwach ausgeprägte polymetallische Vererzungen und Emissionen durch Feuerungsanlagen in Frage.

Eine besondere Stellung bei der Belastung mit Cadmium nehmen wiederum die Auenböden, speziell der Elbe, der Freiburger Mulde und der Vereinigten Mulde ein. Während bei den Auenböden der Mulden geogene und anthropogene Prozesse etwa gleichermaßen an der Cd-Anreicherung beteiligt sind, überwiegen für die Auenböden der Elbe sicher anthropogene Prozesse in Form von industriellen Einleitern.

Anthropogene Cd-Einträge erfolgten in der Vergangenheit hauptsächlich durch Großfeuerungsanlagen. Bei der Verbrennung von Braunkohle, die etwa 0,7 mg/kg Cd enthält, wurde Cd zu etwa 40 – 50 % verflüchtigt (PÄLCHEN et al., 1986). Im Bereich weiterer bekannter Cd-Emittenten (außer Freiberg), konnte keine großflächige Cd-Belastung im Rahmen dieser Untersuchungen nachgewiesen werden (u. a. Stahlwerk Riesa, Akkuwerk Zwickau).

Innerhalb der Leitbodengesellschaften ist eine Differenzierung der Gehalte in Abhängigkeit von der Nutzung ausgeprägt. In den mineralischen Oberböden auf Acker- und Grünlandstandorten sind gegenüber den Forststandorten deutlich höhere Cd-Gehalte anzutreffen, da einerseits auf den Landwirtschaftsflächen zusätzlich Cadmium über die Düngung eingebracht wird (Kola-Apatit <2 mg/kg, nordafrikanische P-Dünger bis 47 mg/kg, WILCKE & DÖHLER, 1995), andererseits in den Oh-Horizonten im Wald aufgrund der sehr niedrigen pH-Werte mit einer Cd-Mobilisierung und Verlagerung in größere Tiefen zu rechnen ist.

Die flächenhafte Verteilung erhöhter mobiler Cd-Gehalte im mineralischen Oberboden (Abb. 1.1.7) zeigt zwar viele Gemeinsamkeiten zur Verteilung der Totalgehalte, sie wird aber auffallend durch die Nutzung differenziert. Bei niedrigen Totalgehalten werden insbesondere unter Forst relativ hohe mobile Cd-Gehalte erreicht (z. B. Düben-Dahlener Heide, Nordostsachsen, Elbsandsteingebirge), die zweifellos auf die viel niedrigeren pH-Werte gegenüber den Acker- und Grünlandstandorten (und der damit steigenden Mobilität) zurückzuführen sind. Die Ergebnisse der substratbezogenen Faktoranalyse ergaben für nahezu alle Substrate minerali-

scher Oberböden die Elementassoziation $Cd_{mob} - Zn_{mob} - Pb_{mob} \pm Cr_{mob} - Ni_{mob}$ /pH-Wert mit hohen prozentualen Anteilen an der Gesamtvarianz, wodurch die Bedeutung des pH-Wertes für die Mobilität nochmals unterstrichen wird. Aufgrund des extrem niedrigen Cd-Grenzwertes für Trinkwasser (5 µg/l) ist dem Transferpfad Boden → Sickerwasser/Grundwasser bei Forstnutzung verstärkte Aufmerksamkeit zu widmen.

Die flächenhaft höchsten mobilen Gehalte treten in den Verwitterungsböden über Festgestein im Erzgebirge auf, welche auch die höchsten Totalgehalte besitzen. Besonders betroffen ist vor allem der Freiburger Raum, wo mobile Cd-Gehalte über 100 µg/kg auftreten.

Blei (Pb)

Der Freiburger Raum ist das am stärksten Pb-belastete Gebiet im Freistaat Sachsen. Durch die ökonomisch bedeutenden polymetallischen Vererzungen, die auch flächenhaft relativ weit verbreitet sind, kam es zu einer besonders starken Pb-Anreicherung in den Nebengesteinen und folglich auch bei der Bildung der Verwitterungsböden über den Paragneisen. Zusätzlich entstanden enorme anthropogene Belastungen durch die Jahrhunderte währende Verhüttung der Primärerze und in jüngerer Zeit beim Recycling von Bleibatterien (PÄLCHEN et al., 1990). Besonders hohe Pb-Gehalte treten dabei in unmittelbarer Nähe der Hüttenstandorte einschließlich der Hauptwindrichtungen, im Zentralteil der Quarz-Sulfid-Mineralisationen und in den Auenböden auf. Aus den Untersuchungsergebnissen von RANK et al. (1999) wurden für die Kernzone des Belastungsgebietes für den Oberboden mittlere Pb-Gehalte (Median) von 290 mg/kg berechnet (P90 1500 mg/kg). Nach den aktuellen Immissionsdaten betragen die Pb-Gehalte im Staubbiederschlag etwa das 5fache des landesweiten Durchschnittsgehalts, in den Gebietsmittelwerten der Rasteruntersuchungen von Ballungsgebieten sogar das 10fache. Analog zu As und Cd wird auch hier die Ursache in einer Aufwirbelung schwermetallbelasteter Bodenpartikel (Sekundärstäube) vermutet.

Weitere großflächig erhöhte Pb-Gehalte treten vor allem im Osterzgebirge auf, in einem Bereich, der sich von Freiberg in südöstliche Richtung bis an die Landesgrenze im Raum Altenberg erstreckt. Dieses Gebiet ist in seiner Verbreitung mit den erhöhten Pb-Gehalten in den Bachsedimenten identisch (PÄLCHEN et al., 1982; 1996) und resultiert sowohl aus geogenen und anthropogenen Quellen.

Neben Arsen und Cadmium gehört das Blei zu den Schwermetallen, die in den Auenböden zu enormen Bodenbelastungen führen. Speziell in Auenböden der Freiburger Mulde kommt es mit dem Eintritt der Mulde in den Freiburger Bergbau- und Hüttenbezirk z. T. zu extremen Kontaminationen (z. B. nördlich Freiberg), die sich bis in die Auenböden in Nordwestsachsen verfolgen lassen.

Besonders extrem hohe Pb-Akkumulationen sind in den Oh-Horizonten südlich und östlich von Freiberg sowie in den höheren Lagen des Osterzgebirges anzutreffen, die teilweise über 800 mg/kg betragen. Damit liegen 53 % der untersuchten Proben der Oh-Horizonte über dem Vorsorgewert nach PRÜEB (1994) und 42 % über dem Orientierungswert nach TYLER (1992) von 130 bzw. 150 mg/kg.

Die Untersuchung der mobilen Pb-Gehalte der mineralischen Oberböden zeigt eine eindeutige Abhängigkeit anormal hoher Gehalte von der Nutzung, d. h. hohe mobile Pb-Gehalte treten fast ausschließlich unter Forst auf (Abb. 1.1.3, Abb. 1.1.8). Der Mediangehalt (P50) beträgt hier 2 750 µg/kg, während unter Grünland 52 µg/kg und bei einer Nutzung als Acker nur 11 µg/kg erreicht werden. Gebiete intensiver ackerbaulicher Nutzung (Substrate Löss, Sandlöss) haben primär einen höheren pH-Wert und werden regelmäßig aufgekalkt, so dass die Pb-Mobilität stark eingeschränkt wird.

Die Ackerstandorte auf Verwitterungsböden über Festgestein zeigen dagegen höhere mobile Pb-Gehalte, die zum einen auf die etwas niedrigeren pH-Werte, zum anderen auf die wesentlich höheren Pb-Totalgehalte zurückzuführen sind. Die mit Abstand höchsten Pb_{mob}-Gehalte treten bei Ackernutzung in Verwitterungsböden über Paragneis auf, die zweifelsfrei durch die Vererzungen und Emissionen des Freiburger Bergbau- und Hüttenbezirkes verursacht werden. Im Rahmen von Folgeuntersuchungen (RANK et al., 1999) wurden auf 113 ackerbaulich/gärtnerisch genutzten Standorten mobile Pb-Gehalte oberhalb des Prüfwertes festgestellt (Datendichte 1 bis 2 Proben/km²).

Mobile Pb-Gehalte, die wegen ihrer Höhe für die Gefährdungspfade Boden→Pflanze→Mensch und Boden→Pflanze→Tier→Mensch Beachtung verdienen, konnten in den Auenböden nachgewiesen werden. In den Auenböden der Zwickauer Mulde und der Zschopau wurden max. Pb_{mob}-Gehalte von 2 000 bis 3 400 µg/kg, in Auenböden der Freiburger Mulde bei Siebenlehn bis max. 59 000 µg/kg gemessen. Die Auenböden der Weißen Elster, der Elbe, der Schwarzen Elster, der Großen Röder, der Spree und Neiße besitzen dagegen Gehalte meist <100 µg/kg.

Thallium (Tl)

Die Toxizität von Tl und Tl-Verbindungen bedingt die Notwendigkeit und das zunehmende Interesse an der Bestimmung dieses Elementes in den Umweltmedien, obwohl die wirtschaftliche und industrielle Bedeutung von Tl gering ist. Anthropogene Einträge können vor allem durch die Schwefelsäureproduktion, Erzaufbereitung bzw. Weiterverarbeitung mit Tl angereicherter Zwischenprodukte erfolgen. Als große Tl-Emittenten gelten vor allem Kohleverbrennungsanlagen.

Generell sind in den Verwitterungsböden über Festgestein (Erzgebirge/Vogtland, mit Ausnahme der basischen Mag-

matite) Tl-reicher als die Lössböden des Bergvorlandes und die Böden der Sandregion des Tieflandes.

Die regionale Verbreitung erhöhter Tl-Gehalte in den sächsischen Böden wird vor allem durch die geogene Spezialisierung der jungen Granite und den damit verbundenen Zinn-Wolfram-Vererzungen bestimmt (Abb. 1.1.2, Abb. 1.1.9). So kommt es vor allem im Westerzgebirge und Vogtland zu großflächigen Tl-Anomalien im mineralischen Oberboden über den Graniten von Eibenstock und Kirchberg. Trotz des viel geringeren Oberflächenanschnitts der Granite und Zinnvererzungen im Osterzgebirge (Altenberg, Zinnwald, Sadisdorf u. a.) sowie im mittleren Erzgebirge (Ehrenfriedersdorf), werden diese geochemischen Tl-Anreicherungen der Substrate selbst im Aufnahmeraster von 4 km x 4 km wiedergespiegelt.

Bei den Auenböden lassen sich, wie bei anderen Elementen bereits beschriebene, deutliche Beziehungen zum geologischen Bau der Wassereinzugsgebiete (Erzgebirge/Vogtland – Lausitz) erkennen. Besonders hohe Tl-Gehalte finden sich vor allem in den Auenböden der Zwickauer Mulde/Vereinigte Mulde, in deren Einzugsgebieten sich die Tl-reichen Gesteine und Böden des Eibenstocker Granits befinden. Während die Auenböden der Elbe noch deutlich erhöhte Gehalte aufweisen (Einzugsgebiet u. a. Osterzgebirge) sind die Auenböden der Schwarzen Elster und Spree u. a. Flüsse der Lausitz relativ Tl-arm.

Die mittleren Tl-Gehalte in den organischen Auflagen (Oh-Horizonten) entsprechen etwa den Tl-Gehalten im mineralischen Oberboden. Obwohl in der Regel kein direkter Zusammenhang zwischen dem Tl-Gehalt im bodenbildenden Substrat und der organischen Auflage besteht, sind die Oh-Horizonte über dem Eibenstocker Granit sowie im Osterzgebirge sehr Tl-reich.

Flächenhaft erhöhte mobile Tl-Gehalte treten vor allem im Westerzgebirge/Vogtland über dem Verbreitungsgebiet der Granite von Eibenstock und Kirchberg auf (Abb. 1.1.10). Sämtliche Ackerstandorte besitzen jedoch Gehalte unterhalb des Prüfwertes von 100 µg/kg. Ein zweites Gebiet befindet sich am Südrand des Granulitgebirges (westlich Chemnitz), welches i. W. aus Verwitterungsböden über Glimmerschiefer aufgebaut wird. Hier ist noch unklar, was die Ursache dieser erhöhten mobilen Tl-Gehalte ist, denn der mineralische Oberboden und Unterboden zeigt keine Auffälligkeiten. Die im Osterzgebirge auftretenden erhöhten Gehalte konzentrieren sich vor allem auf den Bereich östlich von Altenberg (Granit und Vererzungsgebiet Sachsenhöhe) und gehen mit den Totalgehalten konform.

Die substrat- und nutzungsbezogenen Hintergrundwerte der mobilen Tl-Gehalte widerspiegeln in hohem Maße den Einfluss des Substrats Granit. Sowohl im Oh-Horizont als auch im mineralischen Ober- und Unterboden werden hier die mit Abstand höchsten mittleren mobilen Tl-Gehalte erreicht. Eine Abhängigkeit von der Nutzung (und somit vom pH-

Wert) wie bei anderen Schwermetallen (z. B. Pb, Cr) ist nicht zu beobachten.

Uran (U)

Die regionale Verteilung der U-Gehalte in den sächsischen Oberböden und Unterböden ist nahezu identisch und wird vor allem durch die geogene Spezialisierung der Substrate (Granitoide, Rhyolithoide) bestimmt. Maxima finden sich im Bereich der Granite von Eibenstock-Kirchberg und im Osterzgebirge (Raum Altenberg). Im besonderen Maße treten die Auenböden der Zwickauer Mulde/Vereinigten Mulde im Kartenbild in Erscheinung (Abb. 1.1.11). Als Ursachen spielen hier sowohl geogen erhöhte U-Gehalte im Sedimentliefergebiet als auch die anthropogenen Prozesse der Erzaufbereitung und Ablagerung von Aufbereitungsprodukten in Tailings (z. B. Crossen bei Zwickau) und die Abführung der Stollenwässer über die Vorfluter eine wesentliche Rolle. Erhöhte U-Gehalte finden sich ebenso in den Auenböden der Elbe, wo analoge Verhältnisse anzutreffen sind (geogene Spezialisierung Granitoide Osterzgebirge, U-Lagerstätten Schmiedeberg und Königstein einschließlich Erzaufbereitungsanlagen).

Erhöhte U-Gehalte in den Böden westlich von Dresden werden durch die anthropogenen Einflüsse bei der U-Gewinnung im Raum Freital verursacht. Die offene Verbrennung U-führender Steinkohlen (um 1000 mg/kg U) zur Anreicherung des Urans spielt vermutlich dabei die Hauptrolle. Der U-Gehalt der Aschen betrug nach MATHE (1961) über 2000 mg/kg.

Urangehalte <1,5 mg/kg sind nur in Böden über sandig-kie-sigen quartären und tertiären Substraten anzutreffen, die vor allem in Nordsachsen verbreitet sind.

Erhöhte U-Gehalte in den Oh-Horizonten sind vor allem auf Standorten in der Vorerzgebirgssenke und der Erzgebirgs-nordrandzone anzutreffen. Ebenso wie in Ostsachsen (Raum Zittau-Hirschfelde) wird als Ursache ein Eintrag über Flug-asche der Braun- und Steinkohlen-Verbrennungsanlagen ge-sehen. Die erhöhten Gehalte an der westlichen Landesgrenze (westlich Zwickau) resultieren vermutlich aus anthropoge-nen Einträgen der in Ostthüringen gelegenen Uranerz-Auf-bereitungsanlagen um Seelingstädt.

Nach BBodSchV wurden für Uran bisher keine Prüf- und Maßnahmenwerte für die einzelnen Wirkungspfade festge-legt. Zur Beurteilung einer radiologischen Belastung der Bö-den sind Messungen der Ortsdosisleistung (ODL) maßge-bend, wo neben dem Nuklid U-238 die Nuklide Ra-226, K-40 und Th-232 in die Messungen eingehen. In einem zum Bodenmessnetz 4 km x 4 km parallel durchgeführten Pro-gramm wurden auf 1026 Grünlandstandorten (außerhalb von U-Altlaststandorten) die ODL in Sachsen ermittelt (BORS-DORF et al., 1995). Alle Werte liegen unter dem von der Strahlenschutzkommission empfohlenen Wert von

300 nSv/h (Wertebereich 12 bis 260 nSv/h). Die spezifischen Aktivitäten der natürlichen Radionuklide beruhen in erster Linie auf den Variationen des geologischen Untergrunds. Die höchsten ODL wurden im Bereich der Granite von Kirchberg und Eibenstock und ihrer Kontakthöfe, und im Osterzgebirge, im Raum Zinnwald bis zum Döhlener Becken, festgestellt.

Eisen (Fe)

Exemplarisch für die Hauptelemente/Nährstoffelemente in den Böden sei die Verteilung von Eisen im Oberboden auf-geführt (Abb. 1.1.12), ein für Pflanze, Tier und Mensch es-sentiell Element. Außerdem spielt es für die Migration von einigen Spurenelementen (vor allem As) eine wichtige Rolle.

Im mineralischen Oberboden, und noch deutlicher im Unter-boden, werden die Fe-Gehalte von den Substraten der Bo-denbildung geprägt. In den Verwitterungsböden über Fest-gesteinen treten flächenhaft hohe Fe-Gehalte vor allem über den Diabasen, Tonschiefern, Phylliten und Glimmerschie-fern sowie punktförmig über den kleinflächigen Basaltoiden und Amphiboliten auf. Niedrige Gehalte sind für die Böden über Sandstein, Rhyolith, Granit und den Metagranitoiden/ Metarhyolithoiden charakteristisch. Böden aus Löss und Sandlöss besitzen mittlere Fe-Gehalte, Böden aus periglaziären sandigen Decksedimenten weisen die niedrigsten Fe-Gehalte auf.

Gegenüber den mineralischen Oberböden von Acker- und Grünlandstandorten zeigen die Oberböden unter Forst eine auffällige Fe-Abreicherung. Im Al-Fe-Pufferbereich (pH 3,8 bis 3,2) und im Fe-Pufferbereich (pH < 3,2) erfolgt die Säurepufferung durch Auflösung von Fe-Hydroxiden bzw. Fe-Oxiden, wobei es zu Verlagerung von Fe mit den markanten Farbänderungen im Oberboden kommt, die als Podsolierung bekannt ist. In jüngster Zeit wird auch von einer anthropo-genen Podsolierung gesprochen, die durch die zunehmende Versauerung hervorgerufen wird.

In Abhängigkeit vom Einzugsgebiet der Vorfluter weisen die Auenböden der Elbe und Mulde, gegenüber den Auenböden der Lausitz, wesentlich höhere Fe-Gehalte auf.

1.1.3 Zusammenfassende Bewertung

Die Ergebnisse der Rasteraufnahmen gestatten erstmals einen landesweiten Überblick über die Gehalte an anorganischen Stoffen und von PAK in sächsischen Böden unabhängig von ihrer Nutzung, auf einer nach Probenahme und Analytik ein-heitlichen methodischen Grundlage. Mit der flächendecken- den stofflichen Aufnahme im Raster 4 km x 4 km ist es gelungen, Gebiete mit stofflichen Bodenbelastungen nach-zuweisen, und entsprechend dem Aufnahmemaßstab (1 : 400 000) abzugrenzen. Die Untersuchungsergebnisse zu den mobilen Elementanteilen von Cd, Pb und Tl im minera-

lischen Oberboden ermöglichen eine erste landesweite Bewertung des Gefährdungspfades Boden→(Nutz-)Pflanze nach BBodSchV.

Für fast alle Gebiete mit anomal hohen Schwermetallgehalten konnten die geogenen und anthropogene Quellen ermittelt werden, soweit der Aufnahmemastab dies gestattet.

Für die Beurteilung möglicher Gefährdungspfade kommt den Elementen **As, Cd, Pb** besondere Bedeutung zu. Vor allem in Böden über Festgestein verursachen die polymetallischen und die Zinn-Wolfram-Mineralisationen des Erzgebirges beachtliche geogene Elementanreicherungen. Insbesondere beim Element Arsen ist, gegenüber den Untersuchungsergebnissen der anderen Länder der Bundesrepublik Deutschland, ein relativ hohes Gehaltsniveau festzustellen. Zusätzliche Stoffeinträge durch Blei-, Arsen- und Zinnhütten führen in den Bergbau- und Metallurgiezentren (Freiberg, Schneeberg – Schwarzenberg, Ehrenfriedersdorf u. a.) zu Bodenkontaminationen. As und Pb werden im besonderen Maße in der organischen Auflage unter Forst (Oh-Horizont) angereichert. Im Verbreitungsgebiet der Rotliegendesedimente der Vorerzgebirgssenkung sind in den untersuchten Bodenhorizonten häufig erhöhte As-Gehalte zu beobachten, die mit der Abtragung und Sedimentation der erzgebirgischen Mineralisationen in ursächlichem Zusammenhang stehen und lithologisch kontrolliert sind.

Infolge von Verwitterung und Transport der Böden und Gesteine des Erzgebirges kommt es zu hohen Elementanreicherungen in den Auenböden der Elbe und des Mulde-systems.

Ni, Cr und V sind Schwermetalle, deren Verteilung in den Böden im wesentlichen durch den lithogenen Elementgehalt der Gesteine bestimmt wird. Großflächig erhöhte Gehalte treten deshalb nur im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite und Metamorphite auf (Diabase, Basalte, Amphibolite, Serpentinite). Schwach erhöhte Gehalte in Böden über Tonschiefern und Phylliten widerspiegeln die geochemische Charakteristik dieser Substrate. Da die Ober- und Unterbodengehalte nur im geringen Maße voneinander abweichen, ist mit einer deutlich geringeren anthropogenen Beeinflussung zu rechnen. Im Einflussbereich der ehemaligen Ni-Hütte St. Egidien (nordöstlich Zwickau) konnten lokal erhöhte Ni-Immissionen festgestellt werden.

Die Elemente **Cu** und **Zn** nehmen gegenüber den oben beschriebenen Elementen eine Zwischenposition ein, d. h. die Verbreitung erhöhter Gehalte wird sowohl durch die geogenen Grundgehalte der Substrate (lithogener und chalkogener Anteil) als auch von erhöhten anthropogenen Anteilen geprägt.

Im besonderen Maße ist der Kenntniszuwachs für **Tl** hervorzuheben, indem nachgewiesen werden konnte, dass die Verbreitung erhöhter Gehalte vor allem an die Granite des Jüngerer Intrusivkomplexes gebunden ist.

Die **Hg**-Verteilung in den Böden wird im wesentlichen durch ubiquitäre atmosphärische Einträge und durch Einzelementen bestimmt. Die Ursache der auffallend erhöhten Gehalte im Unterboden nordöstlich Zwickau über Rotliegendesedimenten ist noch nicht geklärt.

Bezüglich der organischen Stoffe **PAK** und **B(a)P** sind nur kleinflächige Bodenbelastungen in mineralischen Oberböden und organischen Auflagen (Oh-Horizonte) erkennbar, die sich im wesentlichen auf die Umgebung der Großstädte Chemnitz, Dresden und Leipzig konzentrieren. Diese Böden zeigen häufig eine deutlich anthropogene Beeinflussung (Stadtböden). Mineralische Oberböden im ländlichen Raum besitzen gegenüber den Oberbodenhorizonten in Verdichtungsgebieten (Ballungsräumen) deutlich niedrigere PAK-Gehalte.

Die Untersuchung der **pH-Werte** und der **mobilen Elementanteile** ergab, dass bei geringer Bodenazidität die Mobilität von Cd, Cr, Ni, Pb und Zn z. T. extrem stark ansteigen kann. Die Untersuchungsergebnisse auf den Forststandorten bestätigen die Ergebnisse der „Bodenzustandserhebung im Wald“ (BZE) durch die Sächsische Landesanstalt für Forsten, dass durch die zunehmende Versauerung der Waldböden die Gefahr einer Mobilisierung von Schwermetallen zunimmt (s. Pkt. 3). Insbesondere besteht durch die Tiefenverlagerung von Aluminium, Cadmium und Blei eine Gefährdung der Grundwässer und Oberflächenwässer.

Die hier skizzierten **Grundzüge ausgewählter Elementverteilungen** lassen zusammenfassend folgende Ursachen-Wirkungs-Beziehungen erkennen:

- As, Pb, Cd (Cu, Zn, Be, W) Vererzung, Bergbau, Verhüttung, Buntmetallurgie (chalkogen, anthropogen)
- Cr, Ni, V (Cu, Zn) basische Substrate (lithogen)
- Be, Bi, Tl, U, W saure (granitische) Substrate (lithogen)
- Hg ubiquitäre Einträge (anthropogen)
- PAK, B(a)P Ballungsräume (anthropogen)
- pH nutzungsabhängig (mittelbar substratabhängig), entscheidender Einfluss auf Mobilität der Schwermetalle.

Um bei der Ausgestaltung des stofflichen Bodenschutzes Bewertungskriterien und Maßnahmekonzepte zu entwickeln, ist die Kenntnis des allgemeinen Ist-Zustandes der Böden eine wesentliche Voraussetzung. Seine Darstellung erfordert die Berücksichtigung der differenzierten geogenen Einflüsse, der lokalen Variabilität der Böden und einer Vielzahl von Belastungsursachen und Eintragspfaden, die als allgemein vorhandene anthropogene Zusatzbelastung beschrieben wird. Nach der Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Boden (LABO, 1995) setzt sich der **Hintergrundwert** eines Bodens zusammen aus dem geogenen Grundgehalt und der ubiquitären Stoffverteilung als Folge diffuser Einträge in den Boden. Der geogene Grundgehalt umfasst dabei den Stoffbestand des Bodens, der sich aus dem Ausgangsgestein/Substrat (lithogener Anteil), ggf. Vererzungen (chalkogener An-

teil) und der durch pedogenetische Prozesse beeinflussten Umverteilung (Anreicherung oder Verarmung) von Stoffen im Boden ergibt.

Hintergrundwerte können für organische Auflagehorizonte von Waldböden („O-Horizonte“), mineralische Oberbodenhorizonte („A-Horizonte“) und Unterbodenhorizonte („B-, S-, G-Horizonte“) angegeben werden.

Die Rasteruntersuchungen des Bodenmessnetzes 4 km x 4 km waren so angelegt, dass die erhobenen Daten den Anforderungen für eine Ableitung von Hintergrundwerten im wesentlichen genügen. Dies betrifft vor allem die Ermittlung des bodenbildenden Substrats, der Bodenart, des Nutzungsbezugs und der Repräsentativität hinsichtlich der Anwendung einheitlicher Methoden. Für Leitbodengesellschaften geringflächiger Verbreitung sind aufgrund zu geringer Probenzahlen einige Hintergrundwerte nicht genügend statistisch abgesichert.

Die berechneten Hintergrundwerte der anorganischen Stoffe zeigen eine deutliche Abhängigkeit von der petrogeochemischen (mineralogischen) Zusammensetzung der Substrate:

- Bodengesellschaften im Verbreitungsgebiet von grobbodenhaltigen Umlagerungsdecken über Festgestein (Verwitterungsdecken auf Festgestein) – hohe und sehr hohe Schwermetallgehalte
- Bodengesellschaften im Verbreitungsgebiet von Löss, Lössderivaten und Sandlöss (äolische Lockergesteine) – mittlere bis geringe Schwermetallgehalte
- Bodengesellschaften im Verbreitungsgebiet von vorherrschend sandigen Lockersedimenten (periglaziäre Lockergesteine) – sehr geringe Schwermetallgehalte
- Bodengesellschaften der Auenböden – mittlere bis extrem hohe Schwermetallgehalte in Abhängigkeit vom Einzugsgebiet (Tab. 1.1.1 bis 1.1.5).

Die Mediangehalte der PAK und von B(a)P sind in mineralischen Oberböden bei allen Nutzungsarten in den Verdichtungsgebieten am höchsten und im ländlichen Raum am niedrigsten.

Da die organischen Schadstoffe im wesentlichen anthropogenen Ursprungs sind, erfolgte eine Berechnung der Hintergrundwerte auf der Basis der Siedlungsstruktur und der Nut-

zung (Tab. 1.1.6). Die Unterschiede zwischen den Randzonen der Verdichtungsräume und den Gebieten mit Verdichtungsansätzen im ländlichen Raum sind nur gering. Unter den Nutzungsarten sind die höheren Gehalte meist unter Grünland, die niedrigsten unter Forst anzutreffen.

1.2 Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF I und BDF II)

1.2.1 Auswahl und Einrichtung

Die Erfassung und Langzeitüberwachung der Bodenbeschaffenheit als gesetzliche Aufgabe wird sachsenweit durch die Einrichtung von Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) realisiert. Das LfUG richtet BDF der Kategorien I und II ein (55 BDF insgesamt, Anl. 1).

BDF I sind Flächen mit gebietstypischen, repräsentativen Böden. Sie liefern grundlegende Informationen über den stofflichen Zustand sowie die physikalischen und chemischen Eigenschaften der Böden.

BDF II sind einzelne Standorte, die wegen ihrer besonderen Bedeutung (Immissionsbelastung, Empfindlichkeit u. ä.) intensiver untersucht und zu diesem Zweck mit Dauermessgeräten instrumentiert werden (Intensivmessflächen, Abb. 1.2.1)

Einrichtung, Standortauswahl und Untersuchungsumfang entsprechen den Empfehlungen der SAG, 1991. Die Forst-BDF bearbeitet die Sächsische Landesanstalt für Forsten (LAF). Die Untersuchungsprogramme sind zwischen LAF und LfUG abgestimmt.

Die Ziele der Boden-Dauerbeobachtung sind:

- die Beschreibung des **Ist-Zustandes** der Böden,
- die langfristige **Überwachung der Veränderungen** der Böden und
- die Ableitung von **Prognosen** für die zukünftige Entwicklung.

Die Boden-Dauerbeobachtung erfüllt eine Daseins- und Vorsorgefunktion. Wegen der zentralen Steuerfunktion des Bodens bieten sich die Boden-Dauerbeobachtungsflächen als **Basis für ein integriertes Umweltmonitoring** an.

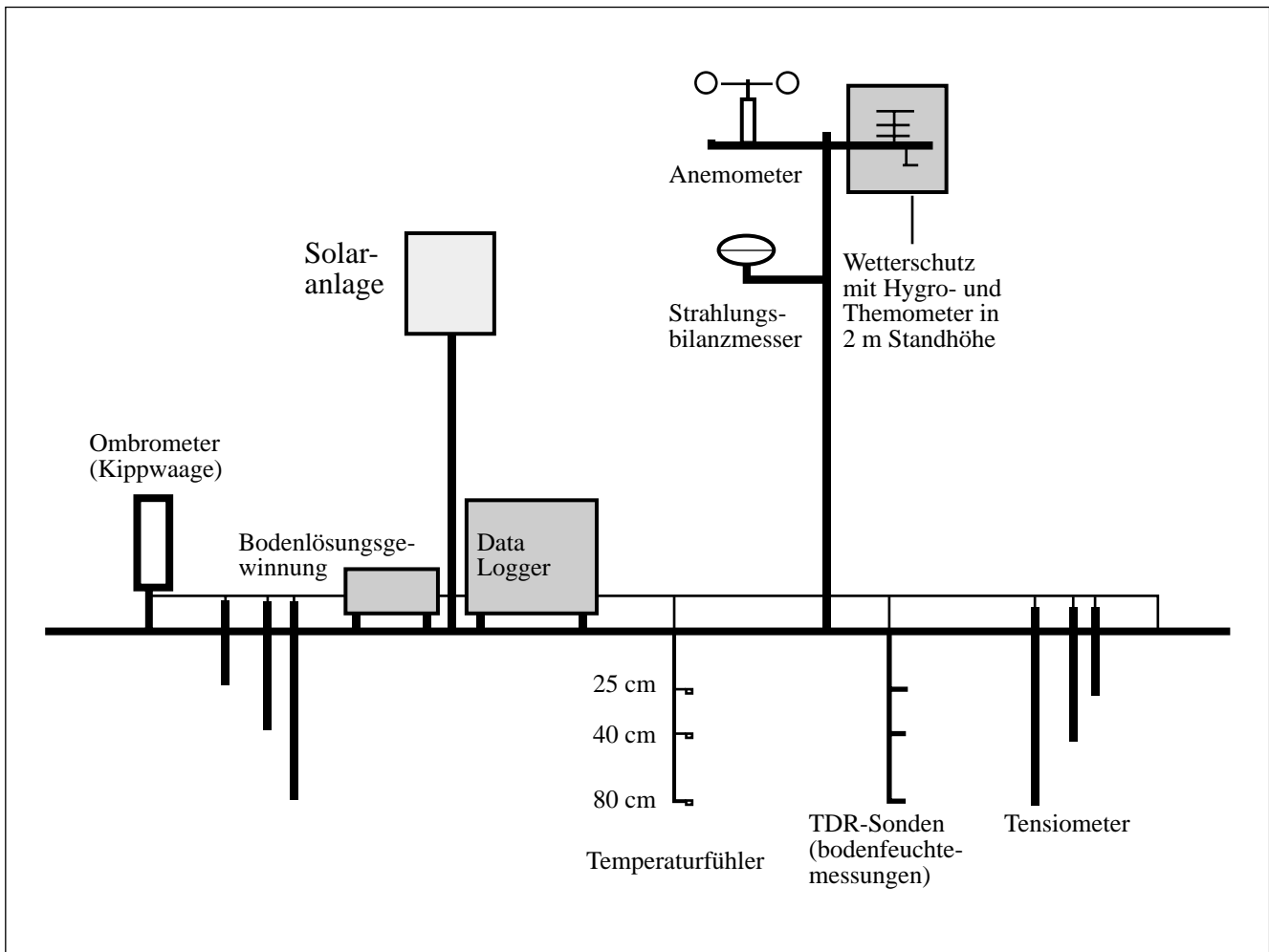


Abb. 1.2.1: Schematischer Aufbau BDF II (am Beispiel Hilbersdorf)

1.2.2 Untersuchungsumfang und -methodik

Bei allen BDF wurden folgende Parameter erfasst:

Tab. 1.2.1: Erfasste BDF-Parameter

Allgemeine Charakterisierung	Bodenphysikalische Eigenschaften	Bodenchemische Eigenschaften
<ul style="list-style-type: none"> • Bodenregion • Bodenform • Bodentyp • Substrat • Naturraum • Klima 	<ul style="list-style-type: none"> • Korngrößenzusammensetzung • Wasserdurchlässigkeit • Rohdichte • Gesamtporenvolumen, Grob-, Mittel-, Feinporen 	<ul style="list-style-type: none"> • pH-Wert • potentielle und effektive Austauschkapazität (KAK_{pot}, KAK_{eff}) • Gesamtgehalte von Hauptelementen: Fe, Al, K, Na usw. • Gesamtgehalte von Schwermetallen: Cd, Cr, Pb usw. und As • Gesamtgehalte von Nichtmetallen: C, N, F, PO₄, SO₄, CO₃ • mobile Anteile von Schwermetallen und As (Extraktion) • pflanzenverfügbare Nährstoffe (K, P usw.)

Die Ergebnisse der Erstuntersuchungen ermöglichen eine Charakterisierung der Gehalte potentieller Schadstoffe in gebietstypischen und flächenbedeutsamen Bodenformen bzw. Standorteinheiten des Landes und bilden die Grundlage für die Festlegung von Hintergrundbereichen organischer und anorganischer Schadstoffe. Bis zum jetzigen Zeitpunkt sind 28 BDF I eingerichtet worden (Anl. 1).

Die BDF II (Intensivmessflächen) sind als **Frühwarnsystem** für schädliche Bodenveränderungen anzusehen. Das Auftreten spezieller Schadstoffe, die über den Luftpfad oder mit dem Niederschlagswasser in den Boden gelangen kön-

nen bzw. durch Veränderungen der chemischen Bodenverhältnisse eine Verlagerung erfahren, sind auf diese Weise frühzeitig nachweisbar. Entsprechend können Gefährdungspotentiale wie sie z. B. von Schwermetallanreicherungen oder -verlagerungen im Boden ausgehen, erkannt und durch geeignete vorsorgende Maßnahmen minimiert werden. Derzeit sind vier BDF II in Betrieb (3 auf gewachsenen Böden, 1 auf Kippflächen; Anl. 1).

Auf BDF II werden zusätzlich zum Untersuchungsprogramm BDF I einige Parameter kontinuierlich registriert und ausgewertet:

Tab. 1.2.2: Erfasste BDF II-Parameter

Oberirdisch	Unterirdisch
<u>Meteorologie:</u> <ul style="list-style-type: none"> • Globalstrahlung • Luftfeuchtigkeit • Lufttemperatur • Windgeschwindigkeit • Windrichtung • Niederschlagsmenge 	<u>Bodenphysikalische Parameter:</u> <ul style="list-style-type: none"> • Bodentemperatur ausgewählter Horizonte • Wassersaugspannung ausgewählter Horizonte • Wassergehalt ausgewählter Horizonte
<u>Stoffeinträge aus der Atmosphäre:</u> <ul style="list-style-type: none"> • Niederschlagsmenge • Hauptelemente, Schwermetalle 	<u>Stoffinhalte des Bodensickerwassers:</u> <ul style="list-style-type: none"> • pH, elektrische Leitfähigkeit • Hauptelemente, Schwermetalle

1.2.3 Ergebnisse

1.2.3.1 Wasser- und Stoffhaushalt

Der Boden erfüllt im Sinne des Bundesbodenschutzgesetzes (§2, Abs. 2) natürliche Funktionen als

- a) Lebensgrundlage und Lebensraum für Menschen, Tiere, Pflanzen und Bodenorganismen,
- b) Bestandteil des Naturhaushalts, insbesondere mit seinen Wasser- und Nährstoffkreisläufen,
- c) Abbau-, Ausgleichs- und Aufbaumedium für stoffliche Einwirkungen auf Grund der Filter-, Puffer- und Stoffumwandlungseigenschaften...

Am Beispiel der im Zeitraum 1996-1998 gewonnenen Daten einer BDF II (Hilbersdorf) werden die natürlichen Funktionen des Bodens charakterisiert. Dabei wird auch die Frage diskutiert, **ob** und in welchem Maße Beeinträchtigungen der natürlichen Funktionen des Bodens an diesem Standort vorliegen.

- Allgemeine Bodenkennwerte:

Auf der Fläche Hilbersdorf wurde mit einer Pseudogley-Braunerde aus grusführendem Löss über Schuttsand aus Gneis eine Leitbodenform der unteren Lagen des Erzgebirges ausgewählt.

Ökologisch neutrale bis positive Kennwerte:

- Mittel bis schwach saure Bodenreaktion (pH-Wert: 5,5-6,1)
- 10 % Luftvolumen im Oberboden (mittlere Luftkapazität)
- 11 °C Durchschnittstemperatur in ca. 50 cm Tiefe (nach SOIL SURVEY STAFF, 1992, als *mesic* einzustufen). Die Differenz zwischen Sommerdurchschnitt (Juni bis August) und Winterdurchschnitt (Dezember bis Februar) beträgt 15 °C.
- Verfügbare Nährstoffmengen im effektiven Wurzelraum sind mit 0,5 t/ha Mg, 1,5 t/ha K und 7,6 t/ha Ca als erhöht (für Mg) bis sehr hoch (für K und Ca) einzustufen.

Ökologisch negative Kennwerte:

- Hohe Totalgehalte im Oberboden (As: 1484 mg/kg, Cd: 9,1 mg/kg und Pb: 1735 mg/kg)
- erhöhte bzw. hohe Jahresmittelwerte der Depositionsfrachten seit 1993 (As: >5 µg/m²d; Cd: >1,3 µg/m²d; Pb: >250 µg/m²d)

- Nährstoffvorräte:

Nach SCHLICHTING et al., 1995 sind die verfügbaren Nährstoffmengen an Ca (> 6 t/ha) und K (>1,2 t/ha) als sehr hoch und an Mg (> 0,3 t/ha) als erhöht bis hoch einzustufen.

Tab. 1.2.3: Berechnete Vorräte an Ca, Mg und K in t/ha

Vorräte austauschbarer Elemente			
	Ca	Mg	K
Ackerkrume	4,8	0,3	0,7
Eff. Wurzelraum	7,6	0,5	1,5
Gesamtvorräte der Elemente			
	Ca	Mg	K
Ackerkrume	11,4	14,3	72
Eff. Wurzelraum	21	38	155

Nach den Messungen von Juli 1996 bis August 1998 sind aus dem Wurzelraum mit dem Sickerwasser (Sickerwassermenge berechnet nach Wasserhaushaltsmodell SIMPEL, HOERMANN, 1997) insgesamt folgende Mengen an Calcium, Magnesium und Kalium ausgewaschen worden (kg/ha):

Tab. 1.2.4: Verlust an Ca, Mg und K durch Auswaschung in kg/ha

	Ca	Mg	K
1996 (ab 01.07.96)	60	11	41
1997	55	9,8	73
1998 (bis 31.08.98)	33	5,2	44

Die Anfälligkeit des Substrates gegenüber der Auswaschung von Elementen zeigen Abb. 1.2.2 und Abb. 1.2.3, wobei die Elemente vorwiegend als Sulfate oder Nitrate mit dem Sickerwasser abgeführt werden.

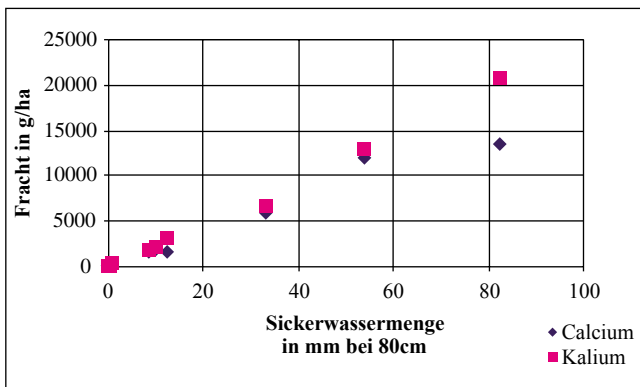


Abb. 1.2.2: Vergleich der Elementfrachten von Ca und K mit der Sickerwassermenge

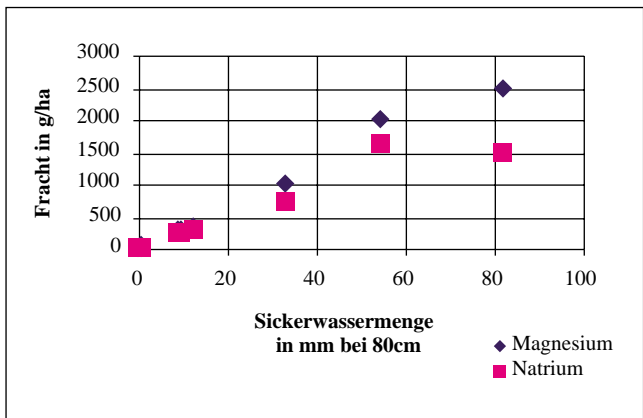


Abb. 1.2.3: Vergleich der Elementfrachten von Mg und Na mit der Sickerwassermenge

An diese Feststellung schließt sich zwangsläufig die Frage nach den noch vorhandenen Vorräten an. Seit Beginn der Untersuchungen konnten folgende Entwicklungen festgestellt werden:

- kontinuierliche Abnahme der Ca- und z.T. K-Konzentrationen in der Bodenlösung in 40 und 80 cm Tiefe, jedoch keine Abnahme der Mg- Konzentrationen (Abb. 1.2.4 und Abb. 1.2.5)
- Schwankungen der Konzentrationen von Ca, K und Mg in der Bodenlösung des Oberbodens (Abb. 1.2.6). Ursachen hierfür sind wahrscheinlich Bewirtschaftungsmaßnahmen sowie Entzug durch Pflanzenwachstum. Eine Ab- oder Zunahme-Tendenz ist nicht zu erkennen.
- Schwankungen des pH-Wertes in allen drei Tiefen (Abb. 1.2.7) ohne ableitbare Tendenzen erkennbar. Es bleibt abzuwarten, ob zukünftige Wiederholungsbeprobungen die Ableitung eindeutiger Trends zulassen.

Bodenmonitoring Sachsen

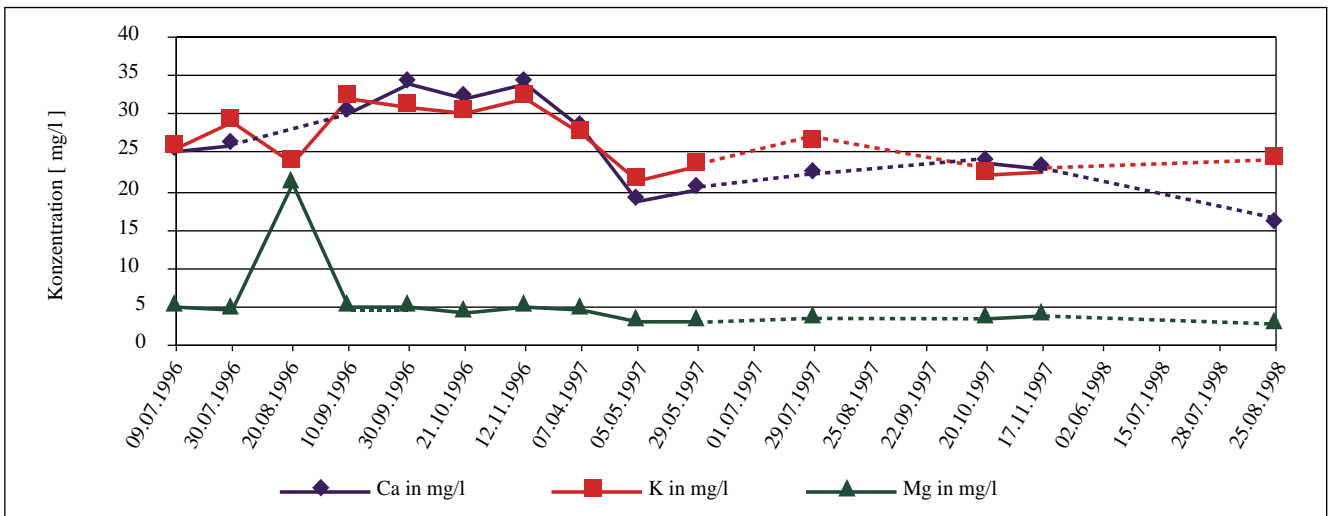


Abb.: 1.2.4: Zeitliche Veränderung ausgewählter Elementkonzentrationen in der Bodenlösung bei 40 cm Tiefe

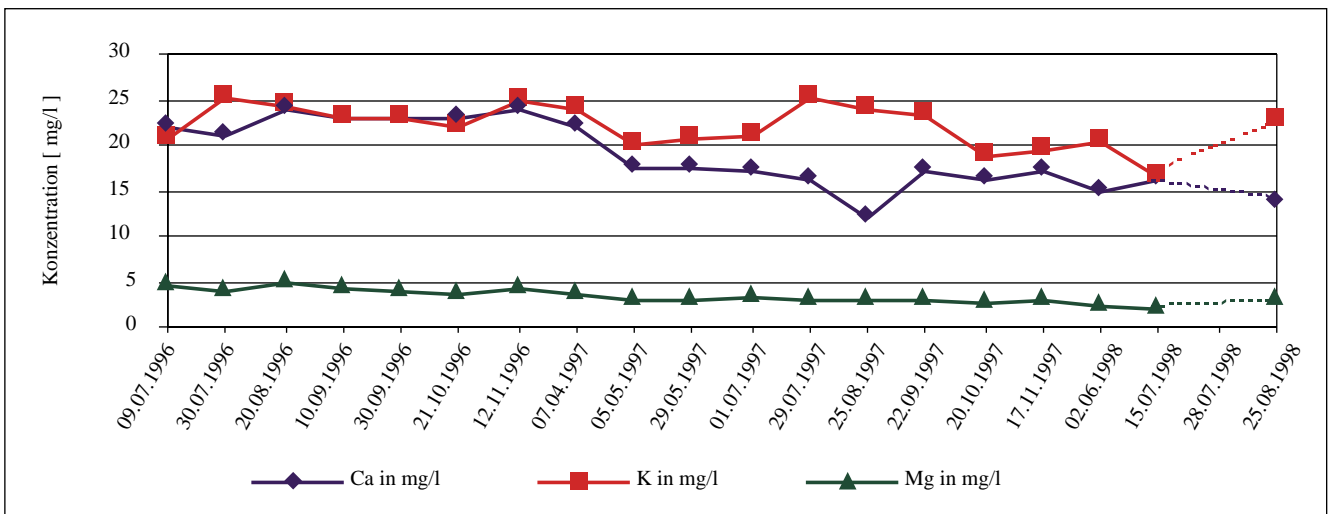


Abb.: 1.2.5: Zeitliche Veränderung ausgewählter Elementkonzentrationen in der Bodenlösung bei 80 cm Tiefe

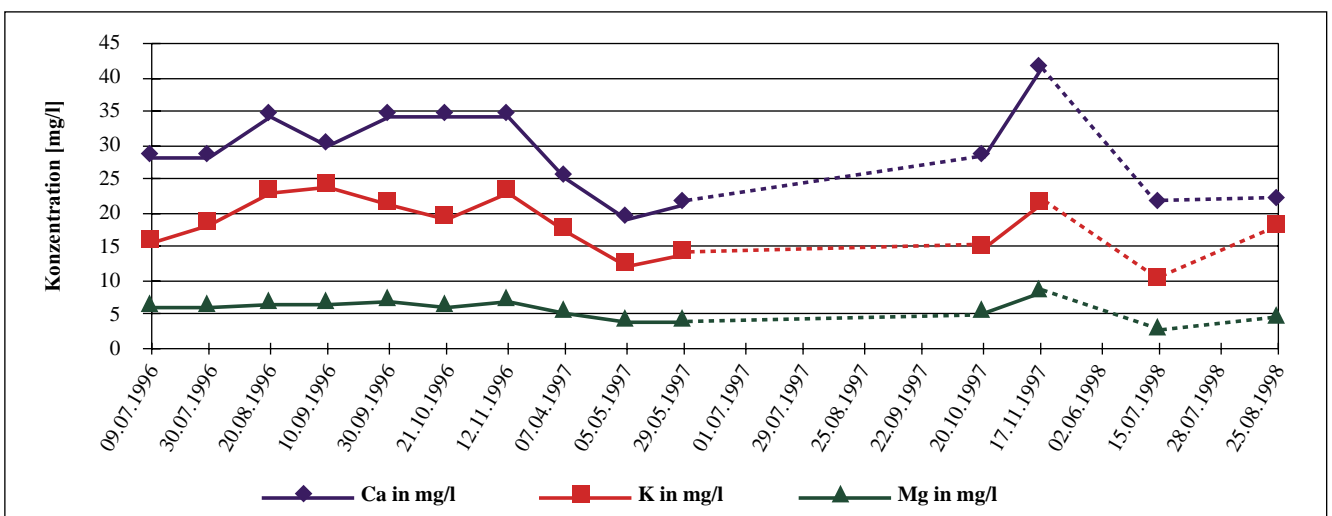


Abb. 1.2.6: Zeitliche Veränderung ausgewählter Elementkonzentrationen in der Bodenlösung bei 25 cm Tiefe

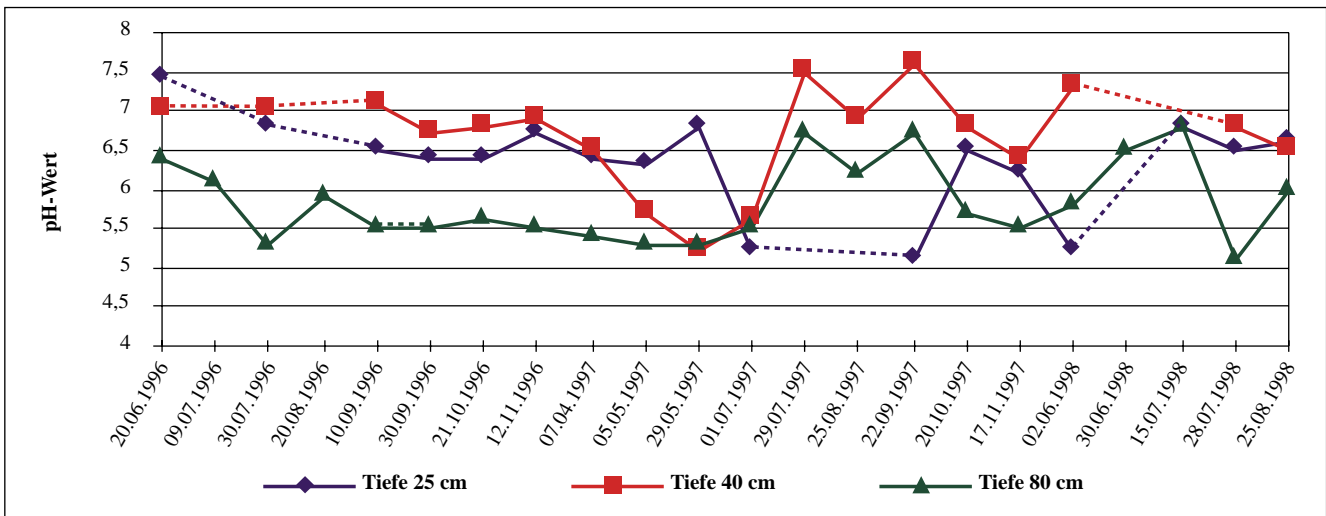


Abb. 1.2.7: Zeitliche Veränderung des pH-Wertes in der Bodenlösung aller 3 Tiefen

- Stoffbilanzierung für As, Cd und Pb:

Von besonderer Wichtigkeit im Sinne der Vorsorgemaßnahmen ist die Bilanzierung von Eintrag/Austrag einiger Stoffe (als Beispiel Elemente As, Pb und Cd). Dabei wurden die infrage kommenden Eintragspfade für Schwermetalle und As (Deposition, Düngung und Verwitterung) im Hinblick auf deren Bilanzierung erfasst und ausgewertet. Als Austragspfade werden Ernteentzüge und Auswaschung berücksichtigt.

Die Abb. 1.2.8 stellt ein zusammenfassendes Ergebnis für 1997 dar (BARTH et al., 1998). Für die Elemente As und Cd erweist sich demnach eine Nettoabnahme, für Pb eine Nettozunahme. Wichtigste Eintragsquelle für alle drei Elemente ist die Deposition. Bei Pb und Cd erfolgte der Austrag hauptsächlich über die Pflanze, bei As ist die Auswaschung mit 81% der Elementmenge als wichtigster Austragspfad anzusehen.

- Pufferwirkung:

Oberboden und Unterboden bis 70 cm Tiefe liegen nach dem pH-Wert im Silikatpufferbereich ($6,3 \geq \text{pH} > 5,0$). Charakteristisch für ihn sind: Säurepufferung an primären Silikaten, Tonmineralneubildung, Freisetzung von Alkali- und Erdalkali-Ionen, optimale Nährstoffverfügbarkeit. Die Böden sind reich an austauschbaren Ca, Mg und K. Die Oberflächen der Bodenkolloide sind noch ausreichend mit diesen Elementen belegt, so dass die Pufferfähigkeit des Bodens gegenüber dem Säureeintrag (oder Schwermetalle) noch nicht erschöpft ist. Ab einer Tiefe von 70 cm wird mit $\text{pH} = 4,7$ der Austauschpufferbereich erreicht. Er zeichnet sich aus durch (BMELF, 1997): Säurepufferung durch Verwitterung der Restgitter primärer Silikate, Freisetzung von Al-Ionen aus den Tonmineralen, Verdrängung und Auswaschung von Alkali- und Erdalkaliionen (Basenauslaugung).

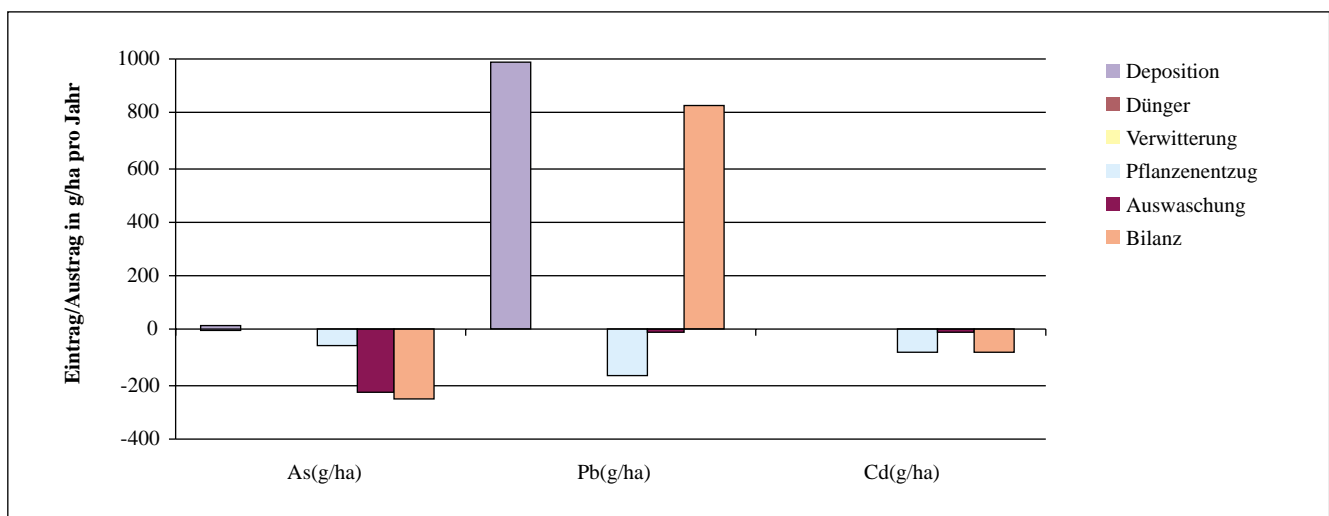


Abb. 1.2.8: Stoffbilanzierung für die Fläche Hilbersdorf für 1997

Der ökochemische Stressparameter aus dem Ca/H Verhältnis (als Minimumwert mit 400) liegt in der Bodenlösung des Oberbodens sehr hoch (der kritische Wert bei Fichtenbeständen liegt zum Vergleich unter 0,1 und führt nach ROST-SIEBERT, 1985, zu einem eingeschränkten Feinwurzelwachstum).

Die Ca/Al- und Mg/Al-Verhältnisse im Unterboden (Abb. 1.2.9) nehmen ab, erreichen aber nicht die Grenzen von < 0,1 für Ca/Al und < 0,2 für Mg/Al, wo bei letzterem nach ROST-SIEBERT, 1985, eine verminderte Mg-Aufnahme durch die Feinwurzeln anzunehmen ist.

- Bindungsstärke der Elemente As, Cd und Pb:

Nach sequentiellen Extraktionsverfahren zur Ermittlung von bindungsabhängigen Mobilisierungseffekten von Schwermetallen, modifiziert nach ZEIJEN und BRÜMMER 1989, wurde in dem F&E Vorhaben „Differenzierung geogener und anthropogener Stoffanteile in Bodenbelastungsgebieten“, 1998 festgestellt, dass fast 60 % des As im Oberboden in Form der an schlecht kristalline Fe-Oxide gebundenen Fraktion vorliegt. Die hohen Konzentrationen im Bodenwasser/Oberboden (Werte um 900–1300 µg/l As; vergl. Grenzwert TWVO=10 µg/l) sowie die relativ hohe Konzentration in der Pflanze weisen auf eine sehr hohe Verlagerbarkeit des As hin, obwohl dessen Bindungsstärke nach o. g. Vorhaben als hoch einzustufen ist. Dies bestätigt der Vergleich mit der absoluten Menge an extrahierbarem As. Sie liegt für leichtverfügbares As (wasserlösliche und unspezifisch adsorbierte Fraktionen) bei ca. 36 kg/ha im Oberboden.

Die Bindungsstärke des Cd kann allgemein als sehr niedrig eingeschätzt werden. Das bestätigen auch sequentielle Extraktionsverfahren zur Ermittlung von bindungsabhängigen

Mobilisierungseffekten von Schwermetallen. So befindet sich nach KRÜGER et al., 1995, das Cd im Bereich des Ah- und M-Horizontes einer Vega der Muldenaue bei Greppin (Bitterfeld) mit mehr als 60% in den wasserlöslichen bis leicht nachlieferbaren Fraktionen. Bei der Fläche Hilbersdorf liegt dieser Anteil bei 30%. Die Cd-Konzentrationen in der Bodenlösung des Oberbodens liegen hier bei ca. 5 µg/l (TWVO-Grenzwert), in der Pflanze übersteigen sie den Grenzwert von 1,2 mg/kg TM (Tab. 1.2.5), was auf hohe Mobilisierbarkeit des Cd im pflanzenverfügbaren Bodenwasser hinweist.

Pb: nach KRÜGER et al., 1995, liegt Pb am o.g. Standort mit jeweils ca. 10% im Ah- und im M-Horizont in Form von wasserlöslichen bis leicht nachlieferbaren Fraktionen vor, so dass Pb eine sehr hohe Bindungsstärke aufweist. Auch in Hilbersdorf ist Pb zu ca. 60% organisch oder an Mn-Oxide gebunden.

1.2.3.2 Pflanzeninhaltsstoffe und Pflanzenentzug

Die mit der Ernte auf landwirtschaftlichen Flächen vom Feld transportierte As- und Schwermetallmenge stellt eine wesentliche Größe des Entzugs dar. Zur Berechnung des Pflanzenentzugs werden die mittlere Konzentration eines Schadstoffs in der Pflanze und der Hektarertrag ermittelt. Die Erfassung dieser Parameter erfolgt durch die Landesanstalt für Landwirtschaft für die Flächen Hilbersdorf und Brandis seit 1997, Colditz seit 1999 und Lippen seit 2000. Die ermittelten Gehalte der Pflanzen und die Entzüge durch Erntegut auf den Flächen Hilbersdorf und Brandis sind in Tabelle 1.2.5 zusammengestellt.

Es ist bekannt, dass die Elementaufnahme durch die Pflanze von mehreren Faktoren abhängt, u. a.:

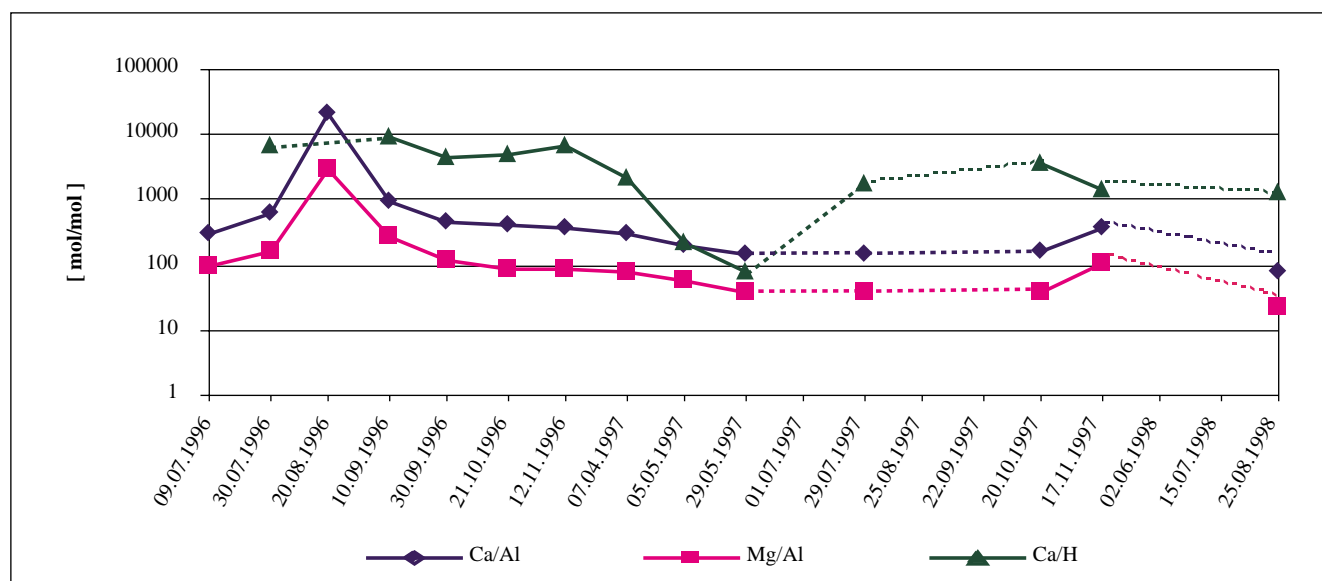


Abb. 1.2.9 Ca/Al-, Mg/Al- und Ca/H-Verhältnisse im Unterboden

Tab. 1.2.5: Gehalte und Pflanzenentzug durch das Erntegut von As, Cd und Pb; Jahre 1997-99

Jahr/ Fläche	Niederschlag (mm/a)	Angebaute Kultur	Gehalte mg/kg TM (Ges.)			Gehalte mg/kg TM (Frucht)			Ernteeentzug g/ha		
			As	Cd	Pb	As	Cd	Pb	As	Cd	Pb
H i l b e r s d o r f											
1997	909	Mais	2,3	3,4	7,2	0,15	0,23	0,50	52	79	166
1998	925	Winterroggen	2,6	3,0	4,4	0,20	0,73	0,23	25	29	43
1999	732	Winterroggen	3,8	1,9	4,9	n. b.	n. b.	n. b.	34	17	44
B r a n d i s											
1997	627	Raps	0,21	0,06	0,04	n. b.	n. b.	n. b.	0,14	0,09	0,50
1998	778	Winterroggen	0,02	0,03	0,13	0,01	0,02	0,04	0,23	0,28	1,22
1999	666	Wintergerste	0,02	0,02	0,33	n. b.	n. b.	n. b.	0,20	0,20	3,3

- Anteil des Elements im Boden, der von Pflanzen aufgenommen werden kann
- Artenspezifisches Aufnahmevermögen der Pflanzen für Schwermetalle und As
- Sortenspezifisches Aufnahmevermögen der Pflanzen für Schwermetalle und As
- pH-Wert des Bodens
- Gehalt an org. Substanz im Boden

Die As- und Schwermetallgehalte der Ernteprodukte auf dem Standort Hilbersdorf sind sehr hoch. Bestimmende Ursache

dafür sind deren hohe pflanzenverfügbare Anteile im Boden, worauf die im Ammoniumnitratextrakt gemessenen Konzentrationen hinweisen (Tab. 1.2.6). Im Jahr 1997 wurden die Elementbestimmungen an ungewaschenen Pflanzenproben durchgeführt, ab 1998 werden die Proben gewaschen.

Der As- und Schwermetallaustrag durch anhaftendes Bodenmaterial am Erntegut wurde 1998 indirekt durch Teilung der Ernteproben und Waschen des einen Teils bestimmt (Tab. 1.2.7). Die Unterschiede zwischen beiden Varianten sind bei As und Cd gering und liegen im Bereich der Mess-

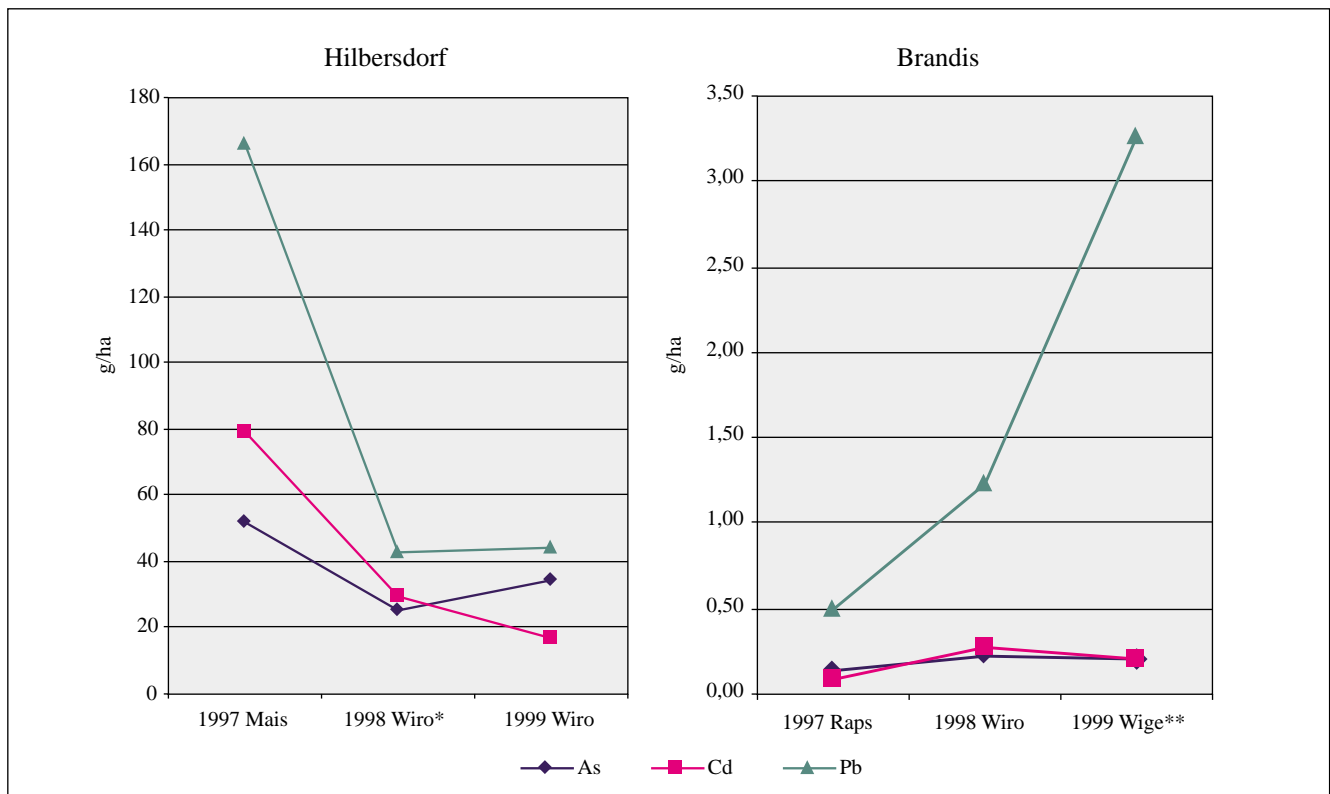


Abb. 1.2.10: Entzug durch Erntegut an As, Cd und Pb in g/ha auf den Flächen Hilbersdorf und Brandis seit 1997 (*-Winterroggen, **-Wintergerste)

Tab. 1.2.6: Elementkonzentrationen im NH_4NO_3 -Extrakt, Jahr 1999

Standort	As ($\mu\text{g/kg}$)	Cd ($\mu\text{g/kg}$)	Pb ($\mu\text{g/kg}$)
Hilbersdorf	1117	1185	2681
Brandis	6,5	5,3	5,5
Prüf-/Maßnahmewert(Cd) nach BBodSchV	400	40,0	100

Tab.1.2.7: Einfluss des Waschens der Ernteproben (Winterroggen, 1998) auf den As- und Schwermetallgehalt

Standort	Pflanzenteil	Arsen (mg/kg TM)		Cadmium (mg/kg TM)		Blei (mg/kg TM)	
		gewaschen	ungewaschen	gewaschen	ungewaschen	gewaschen	ungewaschen
Hilbersdorf	Stroh	4,7	4,7	5,0	5,0	9,3	8,2
	Korn	0,20	0,20	0,76	0,73	0,28	0,23
Brandis	Stroh	0,03	0,04	0,04	0,04	0,20	0,23
	Korn	0,03	0,01	0,01	0,02	0,05	0,04

unsicherheit. Bei Pb werden auf der Fläche Hilbersdorf in den gewaschenen Proben die höheren Gehalte analysiert, was vermutlich durch inhomogenes Probenmaterial auf diesem hochbelasteten Standort (bis 2000 mg Pb/kg Boden; Königswasserextrakt) hervorgerufen wird. Insgesamt wurden seit Beginn der Messungen von der Fläche Hilbersdorf ca. 110 g/ha As, 125 g/ha Cd und 250 g/ha Pb und von Fläche Brandis jeweils ca. 0,6 g/ha As und Cd sowie 5,0 g/ha Pb durch Erntegut entzogen.

1.2.3.3 Bodenbiologische Untersuchungen

Wenn ein Boden hinsichtlich seiner Funktion als Pflanzenstandort sowie seiner ökologisch relevanten Funktionen als Speicher- und Transformationskörper für Fremdstoffe charakterisiert werden soll, ist die Einbeziehung von mikrobiellen Bodenparametern unumgänglich. Gerade infolge mikrobieller Tätigkeit im Boden werden die o. g. Funktionen maßgebend geprägt. Außerdem stellt das biotische Bodenkompartment bezüglich seiner Reaktion auf die Veränderungen der Milieubedingungen die empfindlichere Komponente eines Bodens dar. Die Bestimmung von mikrobieller Biomasse läuft seit 1997 über einen Werkvertrag mit der Martin-Luther-Universität Halle.

Die Entnahme der Bodenproben erfolgte je BDF von vier jeweils 250 m² großen Teilflächen. Dabei wurden 20 Bohrstockproben aus dem Ap- bzw. Ah-Horizont zu einer Mischprobe vereint. Alle bodenmikrobiologischen Untersuchungen fanden in dreifacher Wiederholung statt. Die folgenden Parameter und Methoden kamen dabei zur Anwendung:

- mikrobielle Biomasse mit der Methode der Substrat-Induzierten Respiration im ISERMEYER-Ansatz (SCHINNER et al., 1993),
- Dehydrogenasenaktivität mittels TTC-Reduktion nach

CASIDA (1977),

- Bodenatmung im ISERMEYER-Ansatz nach JÄGGI (1976),
- metabolischer Quotient (qCO_2) – ein Indikator für die Effizienz der Substratverwertung und Streßeinwirkung. Er wird aus den Ergebnissen der mikrobiellen Biomasse und der Bodenatmung berechnet (ANDERSON & DOMSCH, 1990).

Weiterhin wurden berechnet:

- die spezifische Dehydrogenasenaktivität – ein Indikator für die tatsächliche biochemische Aktivität und für Streßzustände. Dieser Parameter wird aus den Ergebnissen der Dehydrogenasenaktivität und der Biomasse errechnet,
- das $C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$ -Verhältnis – ein Indikator für die Veränderungen des Kohlenstoffhaushaltes infolge unterschiedlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen.

Aufgrund des gesamten Datenmaterials (die Jahre 1997 und 1998 miteinbezogen) und der Klasseneinteilung (Tab. 1.2.8) ergibt sich die folgende Abstufung untersuchter Standorte bezüglich der Höhe der mikrobiellen Biomasse (Tab. 1.2.9):

Tab. 1.2.8: Klasseneinteilung der mikrobiellen Biomasse

Mikrobielle Biomasse $\mu\text{g } C_{\text{mik}}/\text{g TS}$	Stufe
< 100	sehr niedrig
100 - 200	niedrig
200 - 400	mäßig
400 - 600	mittel
600 - 1000	hoch
> 1000	sehr hoch

Tab. 1.2.9: Abstufung untersuchter Standorte bezüglich der Höhe der mikrobiellen Biomasse

Standort	$\varnothing C_{mik}$ $\mu\text{g } C_{mik}/\text{g TS}$	Stufe	Messzeit
Großschirma	694	hoch	1997-1999
Hilbersdorf	681	hoch	1997-1999
Brandis	501	mittel	1997-1999
Colditz	345	mäßig	1999
Lippen	144	niedrig	1999

Die in die mikrobiellen Untersuchungen neu aufgenommenen Flächen Colditz und Lippen wiesen bei den Aktivitätsparametern die niedrigsten Werte auf (Abb. 1.2.11a und b). Während für den Standort Colditz zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Ursache für die niedrige Aktivität genannt werden kann, verhalten sich die mikrobiellen Kennwerte des

Standortes Lippen so, wie es für junge Böden auf Bergematerial vielfach festgestellt wurde (MACHULLA & HICKISCH 1988).

Die Abbildung 1.2.12 zeigt beispielhaft die Entwicklung der Dehydrogenasenaktivität im Untersuchungszeitraum von 1999. Es ist sowohl für die Bodenatmung als auch für die Enzymaktivität ein konformes Verhalten zu der mikrobiellen Biomasse zu verzeichnen. Ein Anstieg der C_{mik} -Gehalte am zweiten Untersuchungstermin zog eine entsprechende Aktivitätserhöhung nach sich. Insbesondere stark (um das zweifache) stiegen die Aktivitäten auf der Fläche Großschirma. Zur Zeit der Probenahme war auf diesem Standort der Futterklee abgeerntet. Die im Boden verbliebene stickstoffreiche Wurzelmasse induzierte einen bemerkenswerten Aktivitätsanstieg. Die Erhöhung der spezifischen metabolischen Aktivität demonstrieren auch der metabolische Quotient und die enzymatische Aktivität pro Biomasseeinheit. Während dieser Sachverhalt für die Flächen Brandis und Großschirma zutrif, wurde für den Standort Hilbersdorf eine niedrigere

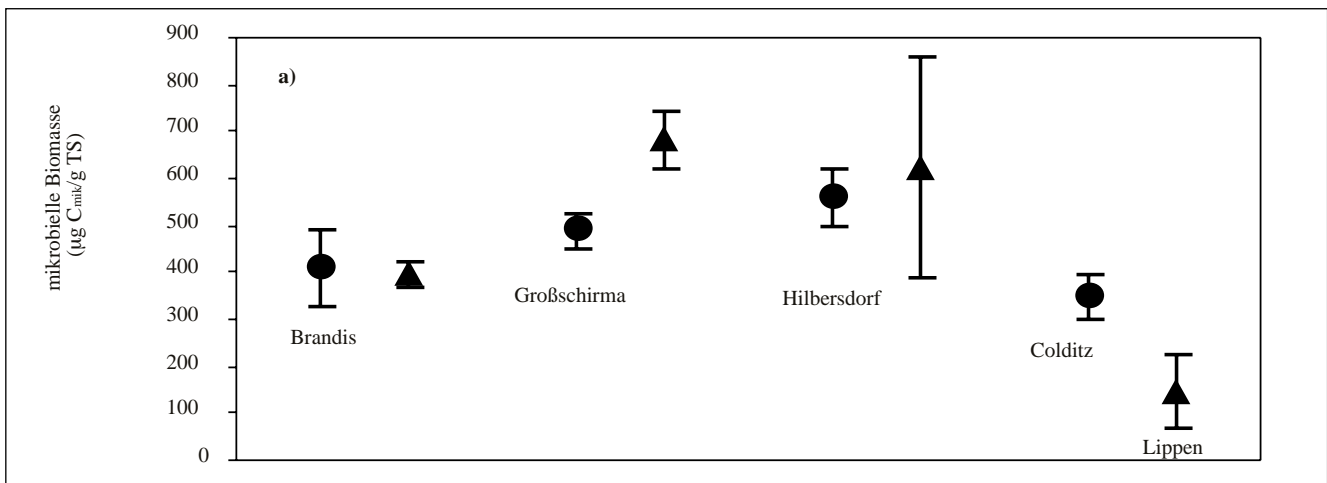


Abb. 1.2.11a: Mikrobielle Biomasse in Bodenproben der untersuchten BDF

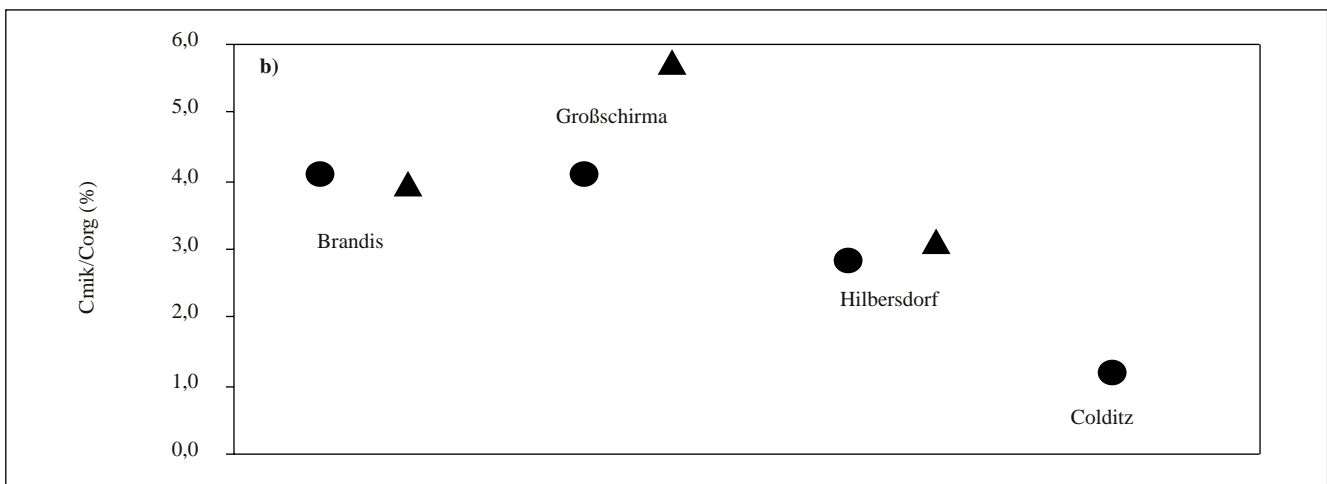


Abb. 1.2.11b: C_{mik}/C_{org} -Verhältnis in Bodenproben der untersuchten BDF

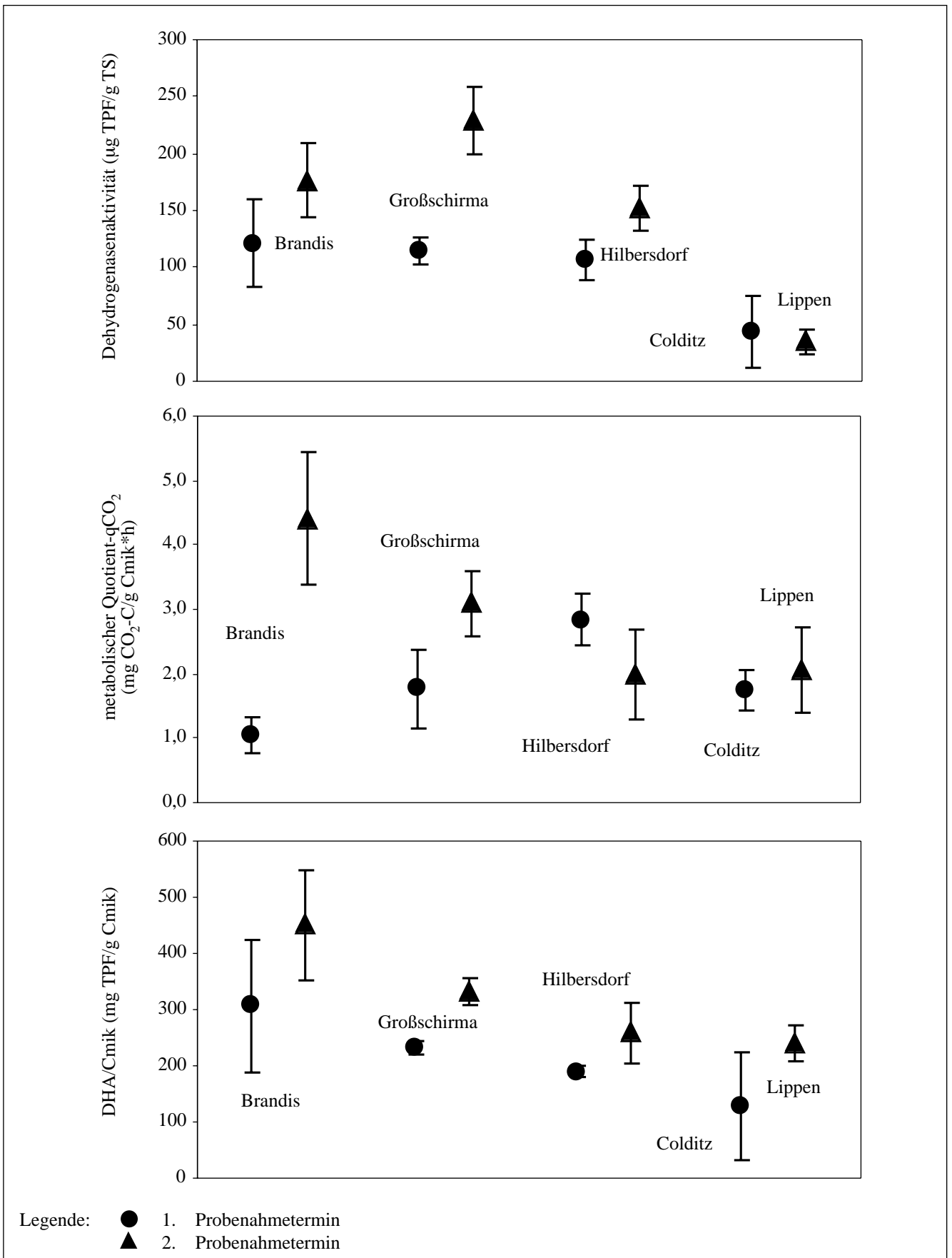


Abb. 1.2.12: Mittelwerte und Standardabweichungen mikrobieller Aktivitätsparameter untersuchter BDF

metabolische Aktivität ermittelt. Auch die $C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$ -Verhältnisse liegen hier niedriger (im $\bar{\sigma}$ 3%) als diejenigen der erstgenannten Standorte ($\bar{\sigma}$ 4% und 5%). Es ist offensichtlich, dass es am Standort Hilbersdorf nicht zu einer entsprechenden Biomasse- und Aktivitätsentwicklung gekommen ist, obwohl die Humusgehalte von 3,4% hier die höchsten sind. Sehr hoch sind hier allerdings auch die Gesamtgehalte an Pb, Zn, Cd und As. Diese anthropogene Schwermetallbelastung kann der Grund der Wachstums- und Aktivitätshemmung sein.

Insgesamt lassen sich die bis zum jetzigen Zeitpunkt durchgeführten bodenmikrobiologischen Untersuchungen wie folgt zusammenfassen:

- die mikrobielle Biomasse, als auch die Dehydrogenasenaktivität und die Bodenatmung tragen einen integralen Charakter, während die Bestimmungen des metabolischen Quotienten, DHA/C_{mik} - sowie des $C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$ -Verhältnisses zur Klärung spezieller Fragestellungen herangezogen werden können,

- mikrobielle Parameter untersuchter Böden wiesen die für Acker- und Wiesenstandorte bzw. junge Böden auf Bergematerial typische Wertebereiche auf,
- das standortspezifische Verhalten der Parameter wurde auch im dritten Beobachtungsjahr registriert,
- entsprechend der Höhe der mikrobiellen Biomasse lassen sich die untersuchten Flächen wie folgt einordnen:

Großschirma =

Hilbersdorf > Brandis > Colditz » Lippen

- wird die metabolische Aktivität betrachtet, verändert sich die Reihenfolge wie folgt:

Großschirma =

Brandis > Hilbersdorf > Lippen > Colditz

- die niedrigen spezifischen Aktivitäten, die auf den Standorten Hilbersdorf und Colditz festgestellt wurden, deuten auf negative Auswirkungen der noch zu klärenden anthropogenen Einflussfaktoren hin.

2 Monitoring auf landwirtschaftlichen Flächen der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL)

2.1 Nitrat-Dauertestflächen

2.1.1 Auswahl und Einrichtung

Bei den Dauertestflächen (DTF) handelt es sich um ca. 1000 fest eingemessene landwirtschaftlich genutzte Praxis-schläge, die repräsentativ über Sachsen verteilt sind und zum größten Teil bereits seit 1990 auf Nitratstickstoff im Boden untersucht werden. Die DTF wurden von den Außendienstmitarbeitern der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) so ausgewählt und ergänzt, dass sie die zurzeit vorherrschenden Anbau- und Bewirtschaftungsverhältnisse in Sachsen annähernd widerspiegeln. Dabei wurden vorwiegend ackerbaulich genutzte Flächen berücksichtigt. Die DTF werden vom betreffenden Landwirt eigenverantwortlich bewirtschaftet und unterliegen einer vom ihm festgelegten Fruchtfolge und Bewirtschaftungsweise. Der Landwirt hat sich zuvor auf freiwilliger Basis bereit erklärt, die erforderlichen Untersuchungen zu gestatten und seinerseits die für die Interpretation der Ergebnisse erforderlichen Angaben über die von ihm durchgeführten Maßnahmen zu liefern. Als Gegenleistung erfolgt eine auf den Untersuchungsergebnissen beruhende Beratung zur Optimierung von N-Düngung und Fruchtfolgegestaltung durch die Außendienstmitarbeiter der LfL.

Mit den DTF soll vor allem die langjährige Entwicklung der Bodennitratgehalte im Herbst unter Praxisbedingungen und ihre langfristigen Auswirkungen auf den Nitratgehalt im Grundwasser dokumentiert werden. Weiterhin wird untersucht, welche Faktoren die Höhe der Nitratgehalte im Herbst beeinflussen und welche Maßnahmen geeignet sind, um die Nitratgehalte im Boden vor allem in Wasserschutzgebieten nachhaltig zu senken. Die DTF besitzen außerdem die Funktion von Referenzflächen zur Beurteilung der Restnitratgehalte im Sinne der „Sächsischen Schutz- und Ausgleichsverordnung für die Land- und Forstwirtschaft“ (SächsSchAVO) und des Förderprogramms „Umweltgerechte Landwirtschaft im Freistaat Sachsen“ (UL) (SML, 1995).

2.1.2 Untersuchungsumfang und -methodik

Die Böden der 1000 DTF werden in der Regel zweimal im Jahr getrennt nach zwei Bodenschichten (0-30 und 30-60 cm) beprobt. Im Herbst wird der Nitratgehalt bestimmt, um den Einfluss der jahresspezifischen Witterungsbedingungen auf den Nitratgehalt im Herbst und die Wirksamkeit der entsprechenden Maßnahmen zur Senkung der Nitratgehalte zu überprüfen. Im Frühjahr erfolgt die Probenahme, um auf der Grundlage des Untersuchungsergebnisses eine Risikoabschätzung über die Höhe einer potentiellen Nitratauswaschung in das Grundwasser im zurückliegen-

den Winterhalbjahr vorzunehmen. Gleichzeitig erfolgt eine Empfehlung über die Höhe einer angemessenen N-Düngung für die kommende Vegetationsperiode. Der Probenahmezeitraum erstreckt sich im Herbst von Anfang November (nach dem Absinken der Bodentemperatur unter 5°C) bis Mitte Dezember, im Frühjahr von Anfang Februar bis Mitte April. Darüber hinaus werden in begründeten Einzelfällen (z. B. nach der Ernte) weitere Bodenuntersuchungen vorgenommen, die zur Klärung spezieller Fragestellungen (z. B. Ausnutzungsgrad der vorgenommenen Stickstoffdüngung) erforderlich sind.

Die Bodenproben werden nach der Entnahme in einer geschlossenen Kühlkette zum Labor gebracht und anschließend nach dem N_{\min} -Verfahren mit $CaCl_2$ extrahiert. Die Bestimmung des NO_3 -N- und NH_4 -N-Gehaltes erfolgt nach dem geltenden Prüfverfahren gemäß Methodenbuch Bd. 1 A6.1.4.1 und A6.1.2 (VDLUFA, 1991) unter Berücksichtigung des Steingehaltes. Da jedoch der gemessene NH_4 -N-Gehalt der Bodenproben im allgemeinen sehr niedrig ist (in der Regel unter 10 kg/ha), beziehen sich die folgenden Ergebnisse ausschließlich auf den ermittelten NO_3 -N-Gehalt der Proben.

2.1.3 Ergebnisse

Wie die Untersuchungen zeigen, gehen die Nitratgehalte im Trend seit 1990 zurück, jedoch mit deutlichen jahresbezogenen Schwankungen, die vor allem seit 1995 zunehmen (Abb. 2.1) (KURZER et al., 1998). Ursache dafür sind vor allem jahresspezifische Klimafaktoren wie Bodentemperatur und Wasserhaushalt. Auch bestimmte Bewirtschaftungsfaktoren wie N-Düngung, Fruchtfolgegestaltung oder Bodenbearbeitungsmaßnahmen wirken sich nachhaltig auf den Nitratgehalt im Herbst aus, jedoch werden diese Einflüsse von den jahresabhängigen Nitratschwankungen überdeckt. Vor diesem Hintergrund sind auch die bewirtschaftungsspezifischen Nitratgehalte seit 1993 zu bewerten, die in Abb. 2.2 dargestellt sind.

Insgesamt konnten in jedem Jahr Unterschiede im Nitratgehalt zwischen konventionell bewirtschafteten DTF und Flächen, deren Bewirtschaftung bestimmten Einschränkungen unterworfen war, nachgewiesen werden. Je nachhaltiger die Einschränkungen (z. B. verminderte N-Düngung gemäß UL-Grundförderung + Zusatzförderung 1 oder SächsSchAVO) desto niedriger waren im Durchschnitt die Nitratgehalte im Herbst (Abb. 2.2). Im Einzelfall kann es jedoch auch hier aufgrund der komplexen Vorgänge im Boden zu starken Abweichungen kommen, so dass sich keine unmittelbaren Beziehungen zwischen N-Saldo und Nitratgehalt im Herbst herstellen lassen.

Ökologisch bewirtschaftete Flächen zeigten in der Regel die niedrigsten Nitratgehalte, jedoch ebenfalls mit starken Schwankungen.

Bodenmonitoring Sachsen

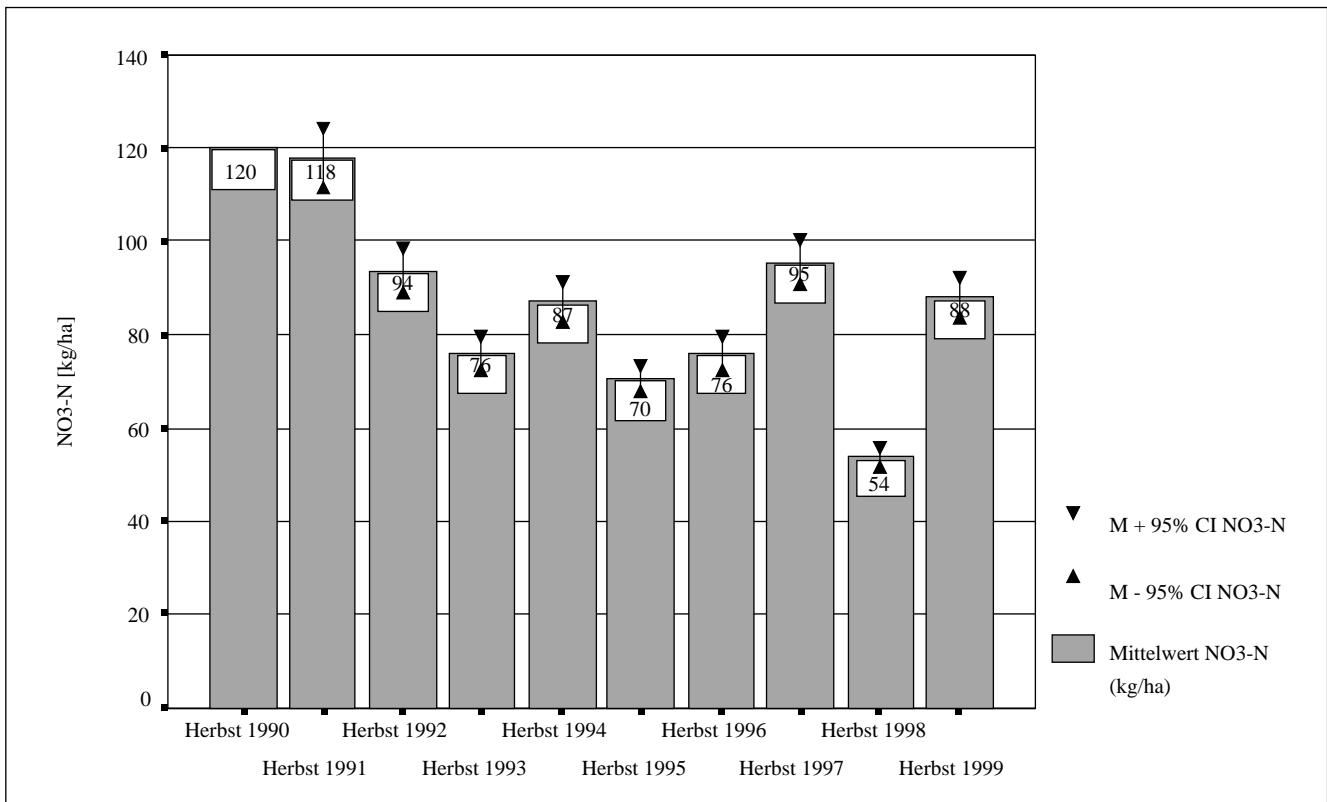


Abb. 2.1: Nitratgehalte von Dauertestflächen, Herbst 1990-1999

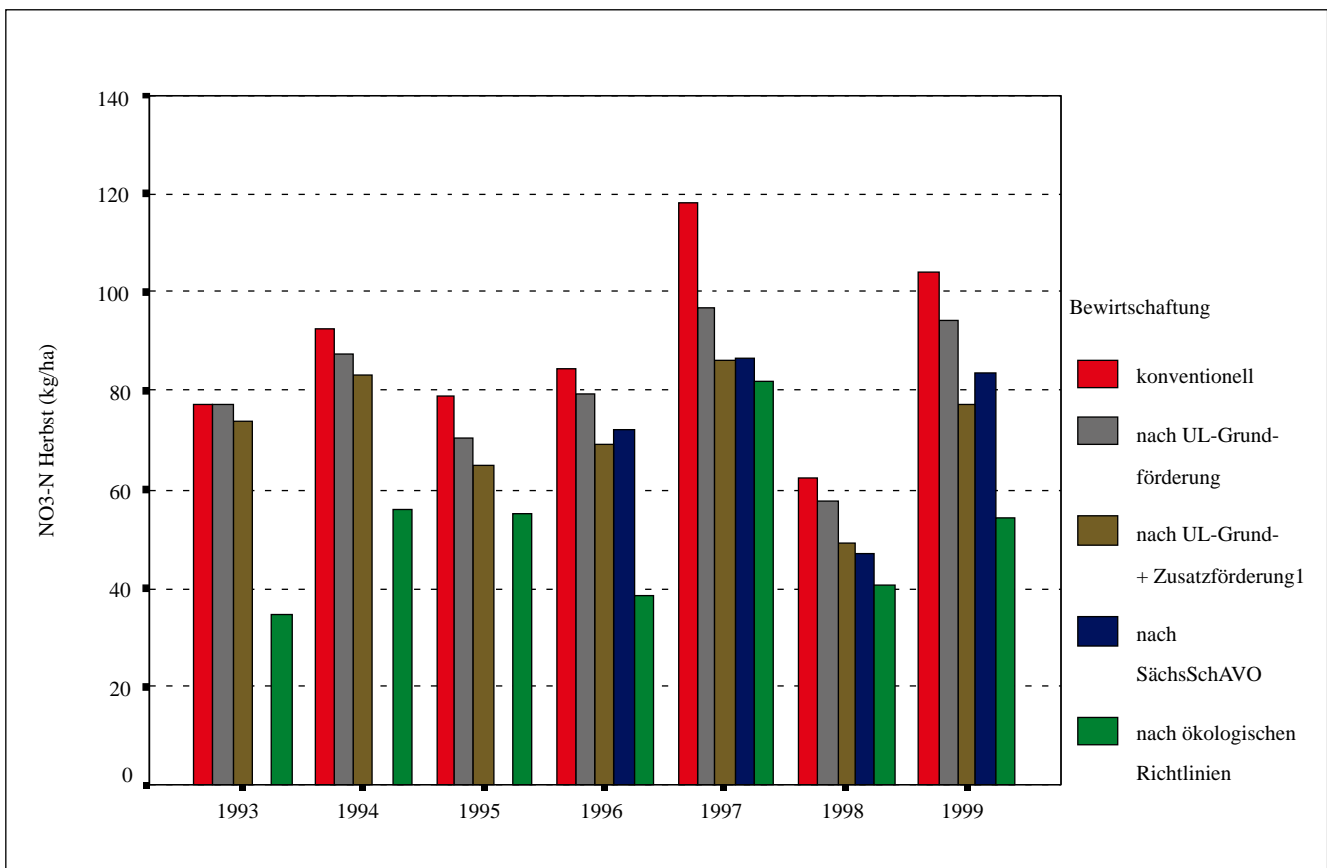


Abb. 2.2: NO₃-N-Gehalte Herbst 1993-1999 nach Anwendung unterschiedlicher Bewirtschaftungsformen

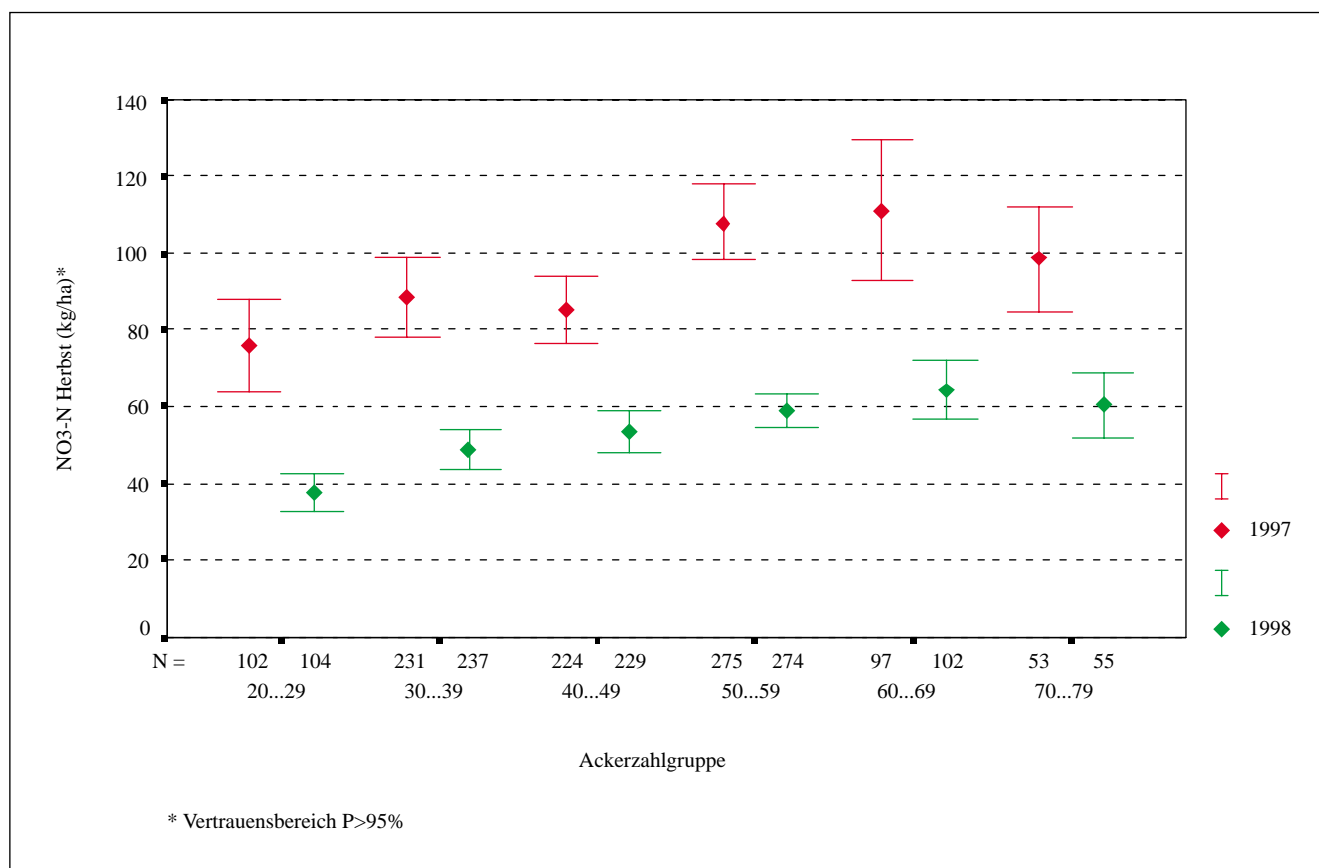


Abb. 2.3: Nitratgehalte [kg NO₃-N/ha] Herbst, nach Ackerzahlgruppen

Außerdem muss dabei berücksichtigt werden, dass sich Fruchtfolge und Ertragshöhe deutlich von den anderen untersuchten Kategorien unterscheiden.

Auch standort- und fruchtartspezifische Faktoren haben einen maßgeblichen Einfluss auf die Nitratgehalte im Herbst. Abb. 2.3 zeigt am Beispiel der Nitratgehalte von 1997 und 1998, dass die Nitratgehalte vor allem in Jahren mit niedrigen Nitratgehalten mit zunehmender Ackerzahl kontinuierlich zunehmen. Der Unterschied zwischen den Jahren ist hier in allen Kategorien stark ausgeprägt.

Beim Vergleich der Nitratgehalte nach einzelnen Fruchtartengruppen (Abb. 2.4) wird deutlich, dass vor allem bei den Fruchtarten mit tendenziell hohen Nitratgehalten im Herbst (Kartoffeln, Silomais, Winterraps) im Trend eine Reduzierung der Nitratgehalte erreicht werden konnte. Trotzdem werden weiterhin nach diesen Fruchtarten Jahr für Jahr die höchsten Nitratgehalte gemessen. Mehrjährige Fruchtarten wie Futterleguminosen oder Ackerfutter zeigen dagegen in der Regel nur niedrige Nitratgehalte mit geringfügigen jährlichen Schwankungen.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass sich die Summe der Maßnahmen, die zur Senkung der Nitratgehalte im Boden ergriffen wurden (z. B. schlagspezifische N-Düngungsberatung auf der Grundlage von Nmin-Untersuchungen im Frühjahr, gezielter und effektiver Einsatz von organischen N-Düngern, Einsatz von bodenschonenden Verfahren) (BML, 1996) insgesamt positiv auf die Nitratgehalte im Herbst ausgewirkt haben. Vor allem die Anzahl von Proben mit sehr hohen Nitratgehalten konnte dadurch gesenkt werden. Darüber hinaus führten Maßnahmen, die im Rahmen des Förderprogramms UL und der SächsSchAVO ergriffen wurden, insbesondere durch die Einschränkung der N-Düngung sowie andere bewirtschaftungsspezifische Maßnahmen (reduzierte Bodenbearbeitung, Zwischenfruchtanbau) zu einer weiteren Reduzierung der Nitratgehalte im Boden. Dies zeigen auch die Ergebnisse der Kontrolluntersuchungen in Wasserschutzgebieten, die im Rahmen der SächsSchAVO durchgeführt wurden (BUFE, 1999). Davon abgesehen besitzen jedoch Bodentemperatur und Niederschlagsverteilung während der Vegetationsphase den größten Einfluss auf die jahresspezifische Höhe der Nitratgehalte im Herbst im Boden.

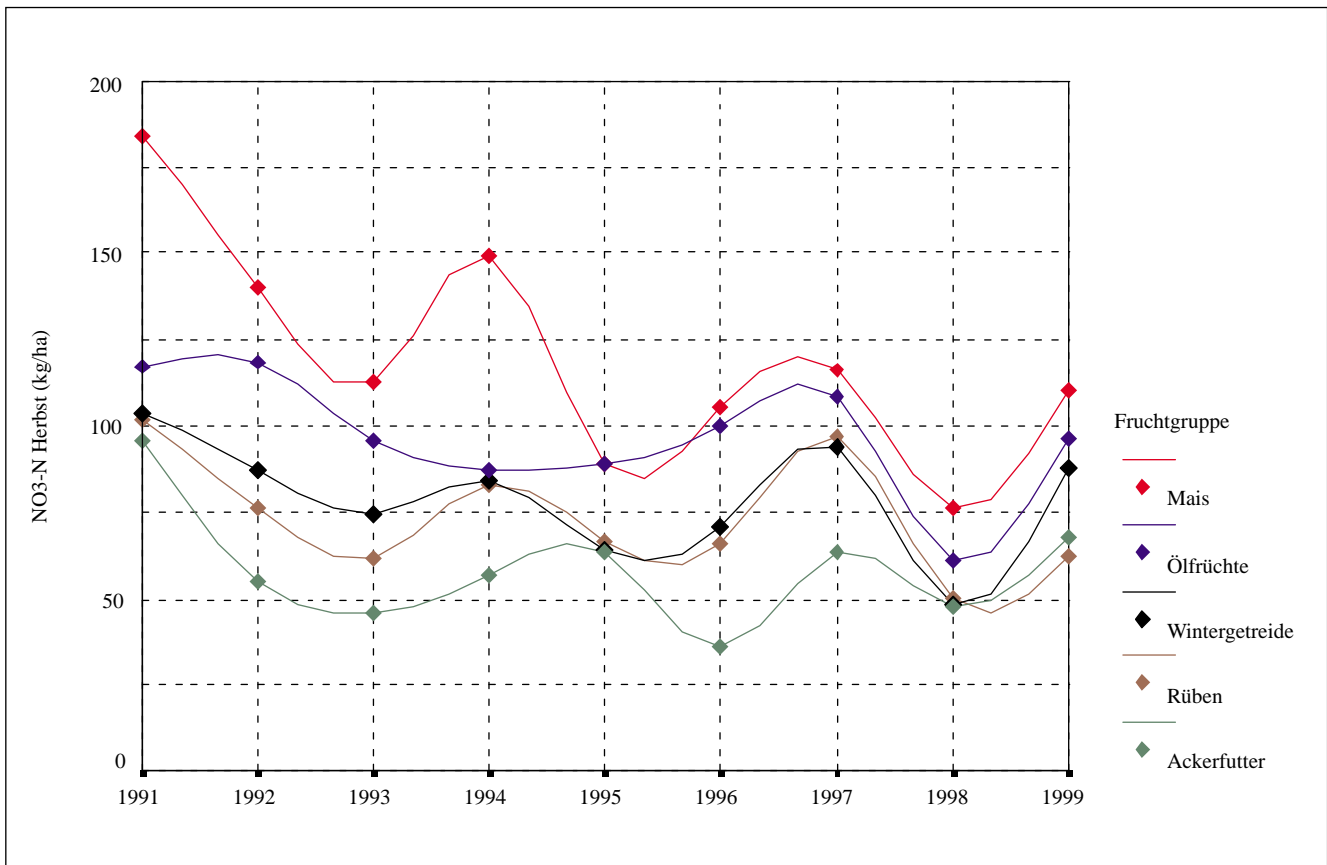


Abb. 2.4: Nitratgehalte [kg NO₃-N/ha] Herbst 1991-1999, nach Fruchtartengruppen

2.2 Entwicklung der Nährstoff- und Kalkversorgung der landwirtschaftlich genutzten Böden des Freistaates Sachsen – Auswertung über die Jahre 1997...1999

2.2.1 Datengrundlage

Im Freistaat Sachsen erfolgt die Bodenuntersuchung in privaten Untersuchungseinrichtungen, die von der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft in einem vorgegebenen Zulassungsverfahren auf ihre analytische Kompetenz und Zuverlässigkeit hin überprüft und fachlich auf dem neuesten Stand gehalten werden. Vertraglich ist mit diesen Labors vereinbart, dass diese mit Einverständnis ihrer Partner aus der Praxis die Untersuchungsergebnisse einmal jährlich an die Sächsische Landesanstalt zum Zwecke der weiteren Auswertung (Sekundärsauswertung) übergeben.

Mit dieser Vorgehensweise verfügt die Landesanstalt über ein zuverlässiges Datenmaterial, das insbesondere den Beratern der Ämter für Landwirtschaft als wertvolle Arbeitsgrundlage dient. Die sächsische Agrarpolitik bekommt wertvolle Hinweise über die langfristige Entwicklung der Bodenfruchtbarkeit einerseits und mögliche Gefahren durch zu hohe Nährstoffgehalte der Böden andererseits und kann gegebenenfalls mittels Fördermaßnahmen, z.B. Förderung der Kalkung in besonders sensiblen Gebieten, reagieren.

In Tab. 2.1 sind die Probenzahlen und die dazugehörigen Flächen für den Untersuchungszeitraum 1997 bis 1999, getrennt nach Ackerland und Grünland, zusammengefasst.

Die Eingruppierung in Nährstoffversorgungsstufen (VSt) erfolgt auf der Basis von Wertebereichen, die aus langjährigen

Tab.2.1: Datengrundlage für die Sekundärsauswertung

	Ackerland/Grünland	Ackerland	Grünland
Anzahl der Untersuchungen	27123	24200	2923
Fläche in ha	253752	232731	21021

regionalspezifischen Versuchen abgeleitet wurden und innerhalb der Neuen Bundesländer, soweit einheitliche Extraktionsverfahren angewendet werden, grundsätzlich auch noch einheitlich sind. Es wird auch darauf verwiesen, dass die entsprechenden Wertebereiche für die Versorgungsstufen in den meisten Alten Bundesländern höher sind, was zu gelegentlichen Diskussionen über die Düngewirkung bei den einzelnen Versorgungsstufen führt.

Anders als bei den absoluten Werten für die VSt verhält es sich mit der verbalen Definition der VSt. Hier wurde im Rahmen des Verbandes Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungs-Anstalten (VDLUFA) eine einheitliche Beschreibung für die Nährstoffe vereinbart, die für die Kalkversorgung gegenwärtig noch in der Bearbeitung ist.

In der vorliegenden Auswertung entsprechen deshalb die verbalen Eingruppierungen für die Grundnährstoffe den Vorgaben des VDLUFA und beim Kalk noch dem jetzt gültigen Schema des sächsischen Officialberatungsprogramms für die Düngung BEFU.

2.2.2 Definition der Versorgungsstufen (VSt)

Definition der Versorgungsstufen für die Kalkversorgung (pH-Wert):

- pH-Stufe E: anzustrebender, optimaler pH-Wert
- pH-Stufe D: hoher pH-Wert
- pH-Stufe C: mittlerer pH-Wert
- pH-Stufe B: niedriger pH-Wert
- pH-Stufe A: sehr niedriger pH-Wert

Definition der Versorgungsstufen für Nährstoffe:

- VSt E: sehr hoher Gehalt
- VSt D: hoher Gehalt
- VSt C: anzustrebender, optimaler Gehalt
- VSt B: niedriger Gehalt
- VSt A: sehr niedriger Gehalt

2.2.3 Ergebnisse und Diskussion

2.2.3.1 P-Versorgung

Die Gesamtbetrachtung Ackerland und Grünland (Abb.2.5) zeigt, dass rd. 35% der Flächen „niedrig“ bzw. „sehr niedrig“ mit P versorgt sind. Trotzdem kann gegenüber dem Untersuchungszeitraum 1992/94 eine Trendwende konstatiert werden. Positiv zu werten ist auch die Zunahme der Flächenanteile in der VSt C. Besonders kritisch ist die niedrige bzw. sehr niedrige Versorgung des Grünlandes mit P (Abb. 2.5a) – nahezu 60% der untersuchten Böden liegen im unterversorgten Bereich.

Es kann auch nicht darüber hinweggesehen werden, dass über 30% der Böden des Ackerlandes mit P überversorgt sind (Abb.2.5a). Dies ist, wenn Bodenerosion durch entsprechende Anbaumaßnahmen weitestgehend vermieden wird, ökologisch weniger bedenklich, hätte aber bei konsequenter Anwendung der Düngungsempfehlungen der sächsischen Officialberatung durch Einsparung von P-Düngemitteln positive ökonomische Auswirkungen für die betroffenen Betriebe.

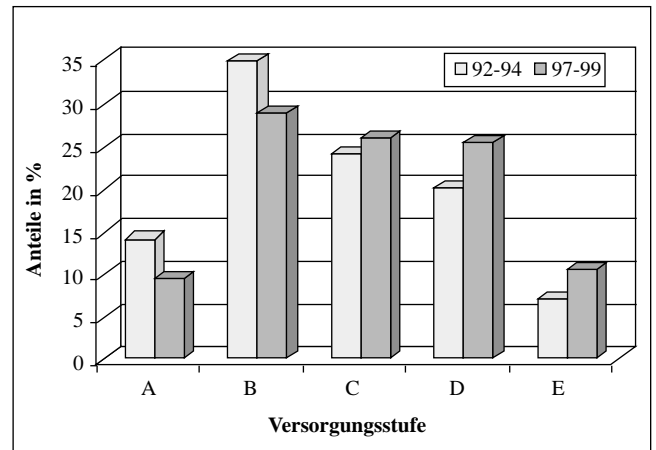


Abb. 2.5: P-Versorgung Acker- und Grünland

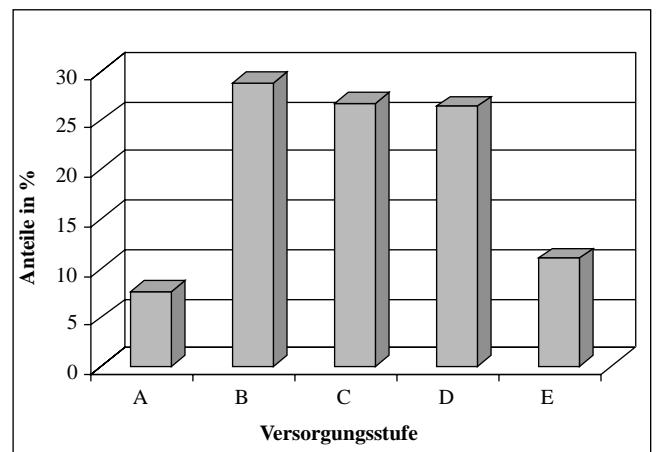


Abb. 2.5a: P-Versorgung Ackerland 1997-1999 (n=24215=233.000 ha)

2.2.3.2 K-Versorgung

Gegenüber dem Untersuchungsturnus 1992/94 hat es bei der Kaliumversorgung keine wesentlichen Veränderungen gegeben (Abb. 2.6). Ähnlich wie beim Phosphor ist die Unterversorgung beim Grünland (Abb. 2.6a) mit rd. 20% zu hoch. Eine hohe bzw. sehr hohe Kaliumversorgung beim Ackerland und beim Grünland stellt wie beim Phosphor eine erhebliche ökonomische Reserve dar, die durch konsequente Einhaltung der Düngungsempfehlungen genutzt werden könnte.

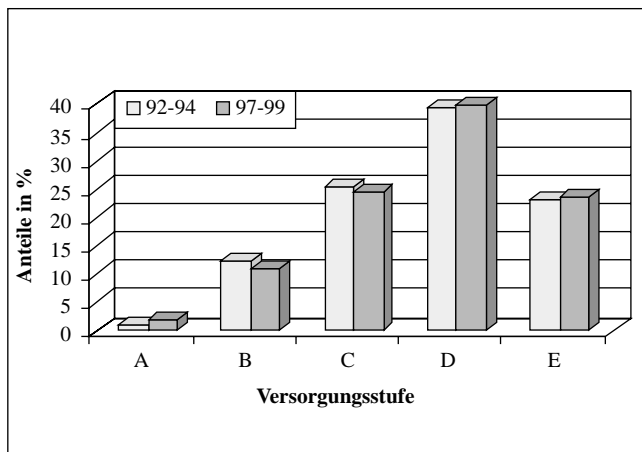


Abb. 2.6: K- Versorgung Acker- und Grünland

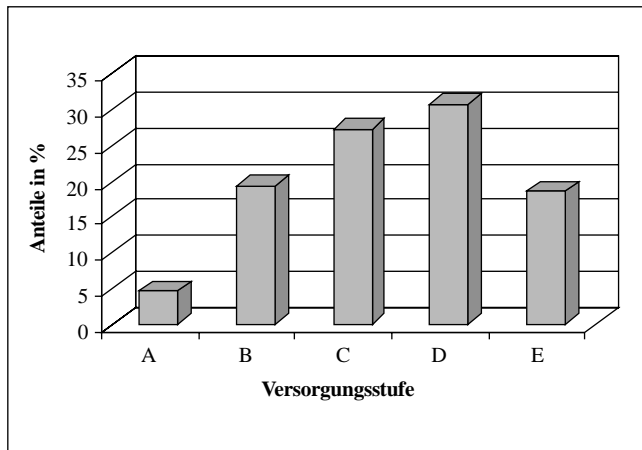


Abb. 2.6a: K- Versorgung Grünland 1997-1999 (n=2923=21.000 ha)

2.2.3.3 Mg-Versorgung

Sehr erfreulich ist auch die Entwicklung bei der Mg-Versorgung seit 1992/1994 (Abb. 2.7): Der Anteil der Flächen im unterversorgten Bereich ist deutlich zurückgegangen und muss wohl auch im Zusammenhang mit der positiven Entwicklung bei der Kalkversorgung (Abb. 2.8) gesehen werden. Sehr erfreulich ist diese Entwicklung insbesondere beim Grünland (Abb. 2.7a) bei dem wir zur Auswertung 1995/96 erhebliche Bedenken gegenüber einer zu niedrigen Mg-Versorgung geäußert hatten.

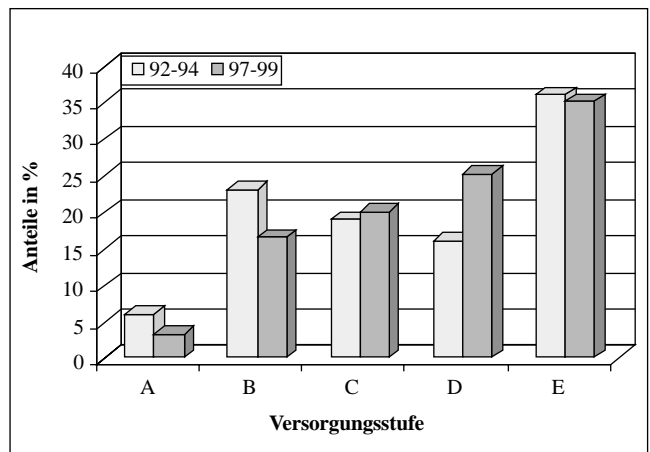


Abb. 2.7: Mg- Versorgung Acker- und Grünland

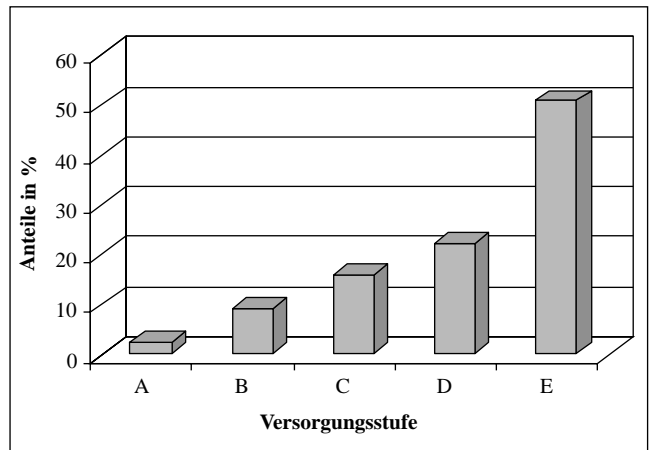


Abb. 2.7a: Mg- Versorgung Grünland 1997-1999 (n=2923=21.000 ha)

2.2.3.4 Kalkversorgung

Auf unseren landwirtschaftlich genutzten Böden (Abb. 2.8) hat sich die Kalkversorgung (VSt E ist hier der anzustrebende Bereich!) sehr positiv entwickelt – nahezu 80% dieser Böden sind gut bzw. sehr gut mit Kalk versorgt.

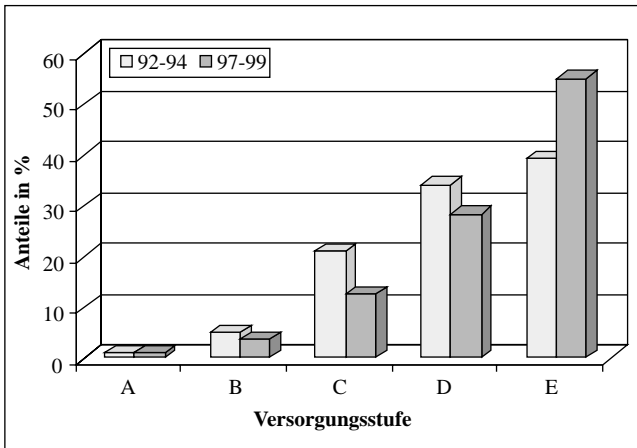


Abb. 2.8: Kalkversorgung Acker- und Grünland

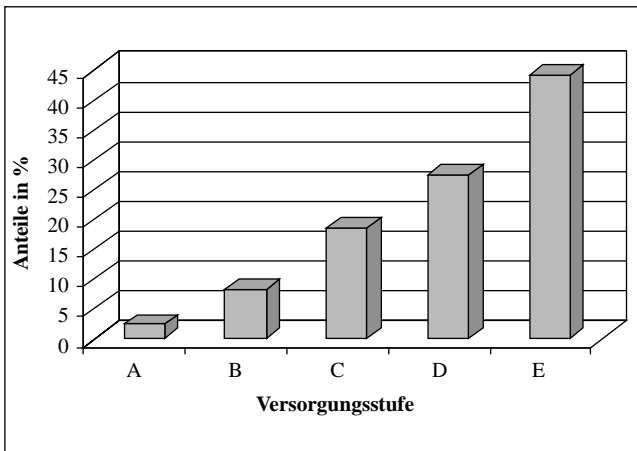


Abb. 2.8a: Kalkversorgung Grünland 1997-1999 (n=2923=21.000 ha)

Diese überaus positive Entwicklung stand zunächst im Verdacht, auch eine Folge der gegenüber den Untersuchungszeiträumen 1992/1999 geänderten Datengrundlage (vom Probenzahlbezug zum Flächenbezug) zu sein. Ein Blick in die Statistik des Kalkverbrauches im Freistaat Sachsen (Abb. 2.9) zeigt jedoch, dass sich dieser seit 1993/94 nahezu verdreifacht hat und damit die deutliche Trendwende bei der Kalk- und der Magnesiumversorgung gut begründet ist.

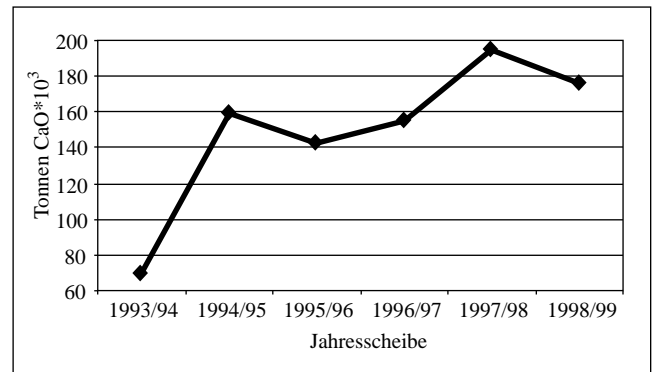


Abb. 2.9: Kalkverbrauch in Sachsen

Besonders auf den Verwitterungsstandorten im Erzgebirge, auf denen die Kalkversorgung wegen der vorwiegend geogen verursachten Schwermetallbelastung besonders wichtig ist, muss jedoch der Kalkung weiter eine hohe Aufmerksamkeit zudedacht werden. Auch sollte auf diesen schwach puffernden Böden der Kalkzustand in einer engeren Zeitfolge als es die Düngeverordnung vorsieht überprüft und korrigiert werden.

3 Monitoring auf forstlichen Dauerbeobachtungsflächen (Level I und II der Europäischen Union) durch die Sächsische Landesanstalt für Forsten (LAF)

3.1 Einleitung und Hintergrund

Die überregionale Einrichtung von forstlichen Dauerbeobachtungsflächen geht zurück auf die Waldschadensentwicklung gegen Ende der 70er Jahre.

Aus den ersten umfassenden wissenschaftlichen Erkenntnissen zum Phänomen des sogenannten „Waldsterbens“ wurde damals sehr bald deutlich, dass als Ursache für den Zustand der Wälder – neben den natürlichen Umweltfaktoren – insbesondere die Emissionen von Luftschadstoffen und deren Einfluss auf die Waldböden eine maßgebliche Rolle spielen. Erstmals wurde die Notwendigkeit eines umfassenden ökologischen Umweltmonitorings im Walde gesehen, um aus verlässlichen und zeitnahen Informationen von den unterschiedlichsten Waldökosystemen gezielt Maßnahmen zur Verbesserung des Waldzustandes einleiten zu können.

Bereits zu Beginn der 80er Jahre wurde auf dem Gebiet der Bundesrepublik mit der Einführung von Monitoring-Programmen begonnen. Zur Koordinierung fanden regelmäßig Treffen von Bund-Länder-Arbeitsgruppen statt, die unter Federführung des zuständigen Bundesministeriums die Abstimmung der Verfahren und der bundesweiten Auswertung gewährleisten. In diesen Arbeitsgruppen wurden z. B. die Grundlagen für die späteren Methoden der Waldschadenserhebung (WSE) und der Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) erarbeitet, deren Erfahrungen zum großen Teil in spätere EU-Programme übernommen wurden.

Waldschäden und deren Ursachen sind ein grenzüberschreitendes Phänomen. Deshalb wurde 1985 durch die Europäische Union (EU) ein europaweites Monitoring-Programm ins Leben gerufen und seitdem laufend erweitert. Seine Durchführung unterliegt neben der EU der Wirtschaftskommission der Vereinten Nationen für Europa (UN/ECE). Das Programm hat sich mittlerweile zu einem bedeutenden Forum von Expertenwissen entwickelt und die Ergebnisse sind Grundlage für politische Entscheidungen im Rahmen der Umweltvorsorge. Es umfasst zwei Intensitätsebenen (Level I und Level II). Dadurch soll ein möglichst ausreichend differenziertes und zutreffendes Bild vom Zustand des Waldes und seiner komplexen Wechselbeziehungen unter dem Einfluss einer anthropogen veränderten Umwelt (vgl. Abb. 3.1) gewonnen werden.

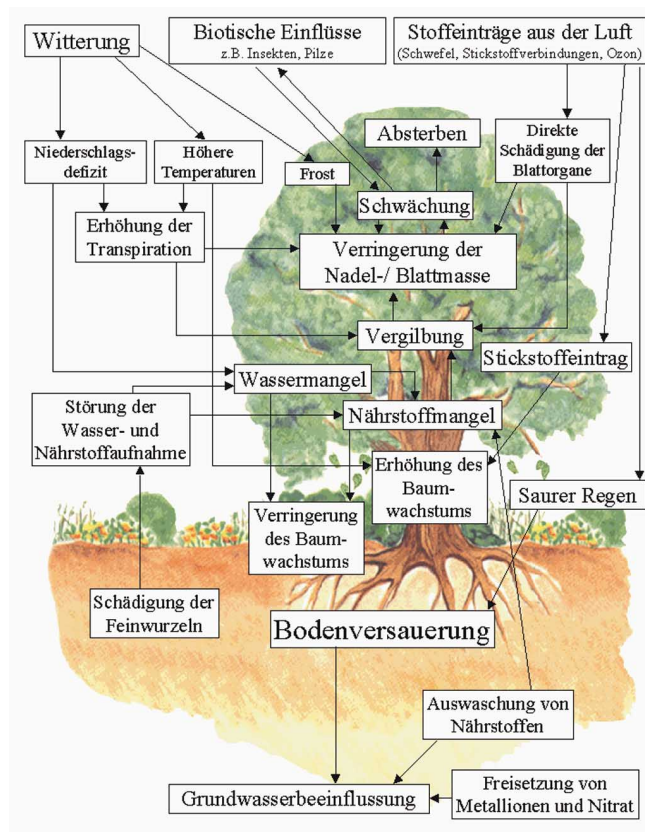


Abb. 3.1: Überblick zu den komplexen Wechselbeziehungen in Waldökosystemen

Im Hinblick auf die Vielzahl der beteiligten Länder und der unterschiedlichsten Institutionen wurde als wichtige Voraussetzung für die europaweite Vergleichbarkeit der Daten bzw. Ergebnisse eine genaue Festlegung der Methodik vorgenommen. Dementsprechend sind sämtliche Methoden des Programms – von der Erhebung genau definierter, charakteristischer Merkmale im Gelände bis zur Analyse im Labor – in umfangreichen Manualen festgelegt. Sie werden ständig auf nationaler und internationaler Ebene harmonisiert und weiterentwickelt. Die EU Ratsverordnung (EWG) Nr. 3528/86 schuf gleichzeitig die Basis für die finanzielle Unterstützung des Programms, die zunächst auf das Level I-Programm beschränkt war. Seit 1993 ist durch die EU-Verordnungen Nr. 2157/92 und Nr. 1091/94 auch die Förderung des Level II-Programms geregelt.

3.2 Methodik

Das Bodenmonitoring in Waldökosystemen ist Bestandteil der forstlichen Umweltkontrolle durch die LAF, das in Sachsen folgende Untersuchungen umfasst:

Auf dem 4 km x 4 km-Raster der Waldschadenserhebung (WSE) wurde zwischen 1992 und 1997 (zunächst auf dem 8 km x 8 km-Raster) die **Bodenzustandserhebung (BZE)** durchgeführt (RABEN et al., 2000). Das auf diesem großflächigen Untersuchungs raster durchgeführte Messprogramm ist Bestandteil des **Level I-Programms** der EU. Vorrangiges Ziel der Untersuchungen ist es, den aktuellen Zustand der Waldböden und deren Veränderung im Laufe der Zeit in Verbindung mit dem aktuellen Kronenzustand der Waldbäume (Anbindung an das Waldschadenserhebungsnetz) zu erfassen und daraus Risiken für die Qualität von Grund-, Quell- und Oberflächenwasser abzuschätzen. Aus der Verschneidung der Daten mit den Ergebnissen der forstlichen Standortskartierung soll in naher Zukunft eine Regionalisierung von ökochemischen Standortstypen erfolgen.

Die Entnahme von Boden- und Humusproben für chemische Analysen erfolgte in den Haupthimmelsrichtungen an 8 Satellitenpunkten in 10 m Entfernung vom jeweiligen zentralen Bodenprofil (vgl. Abb. 3.2), dessen langfristige Markierung für zukünftige Untersuchungen durch die Versenkung einer elektronischen Unterflurmarke (PINOKIO; System EBEX der Fa. INTERMAK, Lüdenscheid) erfolgte. Nadel- und Blattuntersuchungen sind ebenfalls Bestandteil des Programms. Detaillierte Angaben zur Methodik von Probenahme, Probenaufbereitung und Analytik sind der Arbeitsanleitung zur BZE (BML 1990 und 1994) und dem sächsischen Bodenzustandsbericht (RABEN et al., 2000) zu entnehmen.

Die wichtigsten chemischen Analysen seien hier nur kurz benannt:

pH-Werte:

- In der organischen Auflage
(in H₂O bzw. 1-molarer KCl-Lösung: Volumenverhältnis Humusprobe : Lösung = 1 : 2,5).
- Im Mineralboden
(in H₂O bzw. 1-molarer KCl-Lösung: Gewichtsverhältnis Boden : Lösung = 1 : 2,5 verrührt).

C_{org}- und N-Gehalte von Nadel-, Humusauflage- und Mineralbodenproben (mittels Elementaranalysator).

Bestimmung der Gehalte von K, Mg, Ca, Mn, Al, Fe, S, P, Pb, Cu, Zn, Cd in Humus- und Nadelproben (mittels Salpeter-Druckaufschluss bei mindestens 160°C; Elementbestimmung in der Aufschlusslösung überwiegend mit sequenzieller ICP-Technik).

Effektive Kationenaustauschkapazität von Mineralbodenproben (AKe oder KAK):

Bestimmung der austauschbaren Kationen nach Perkolation von jeweils 2,5 g der gesiebten Probe mit 1 molarer NH₄Cl-Lösung in der AKe-Anlage; Bestimmung der H⁺-Gehalte aus der Differenz der pH-Messung in der NH₄Cl-Lösung vor der Perkolation bzw. anschließend im Perkolat; Berechnung der austauschbar gebundenen Protonen mittels eines Rechenprogramms in Anlehnung an MEIWES et al. 1984; Elementbestimmung überwiegend mittels ICP-Technik.

Das zweite Standbein des forstlichen Umweltmonitorings bilden die mittlerweile **8 forstlichen Dauerbeobachtungsflächen (DBF)** der LAF, deren Untersuchungen dem **Level II-Programm** der EU entsprechen, in das 6 der sächsischen Flächen integriert sind (vgl. Tab. 3.1). Mit der Einrichtung der Flächen wurde bereits 1993 begonnen, wobei von Anfang an auf die Umsetzung international anerkannter Methoden geachtet wurde, so dass bereits existierende Flächen nach Initiierung des europäischen Programms im Jahre 1994 direkt übernommen werden konnten. Im Rahmen dieses Level II-Programms zur Erforschung von Zustand und Entwicklung typischer Waldökosysteme in Europa unter dem Einfluss von Luftverunreinigungen sowie klimatischen und anderen Stressfaktoren ist auch das Bodenmonitoring von zentraler Bedeutung. Deutschland ist mit 89 Flächen in diesem EU-Programm vertreten.

Methodik der Bodenzustands- / Waldzustandserhebung (BZE / WSE = Level I)

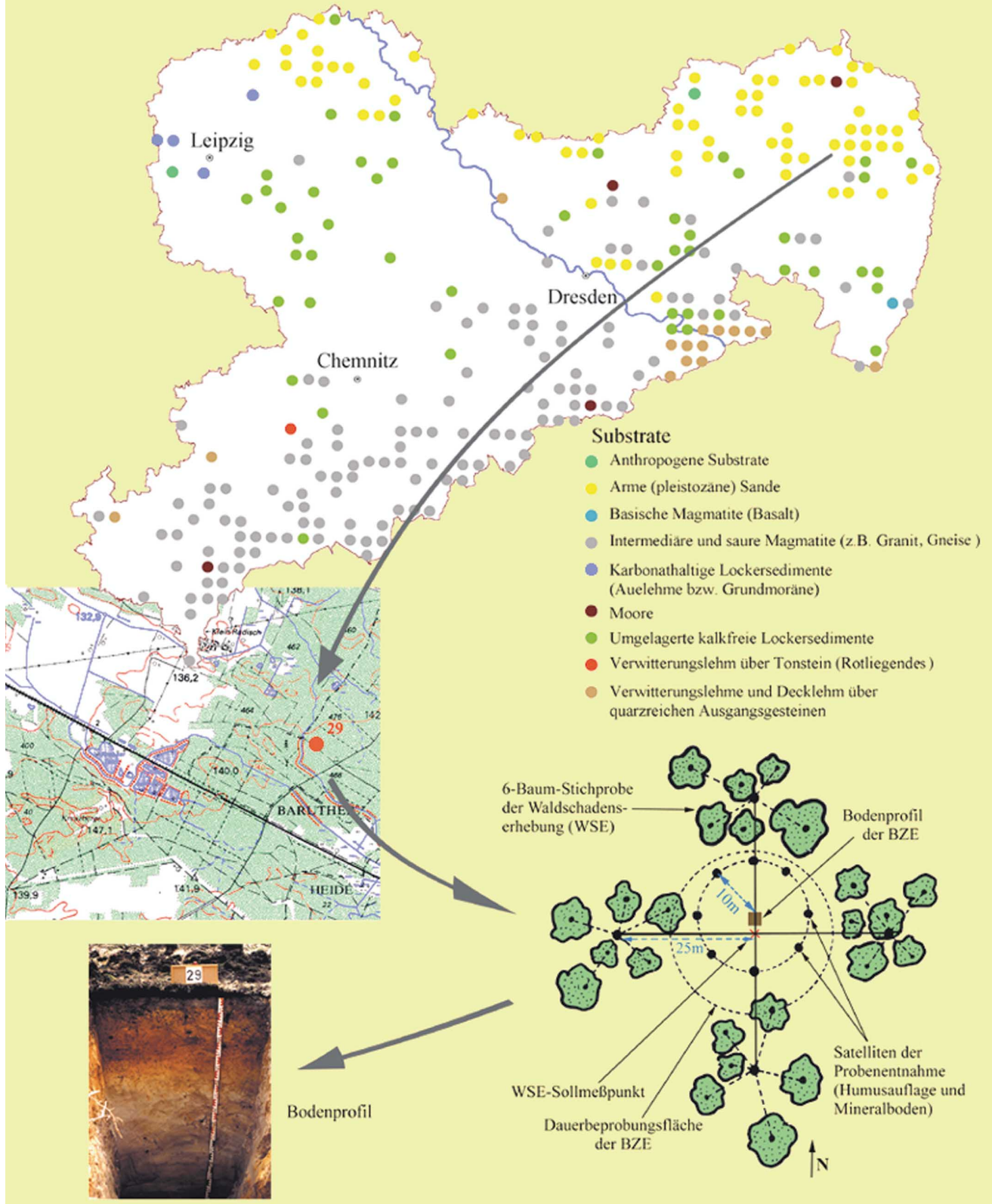


Abb. 3.2: Schematische Übersicht zur Durchführung der Bodenzustandserhebung (BZE) im 4 km x 4 km-Raster

Tab. 3.1: Kurzbeschreibung zu den Forstlichen Dauerbeobachtungsflächen nach Level II-Programm in Sachsen

Ifd. Nr. EU-Nr.	Wuchsgebiet	Forstamt	Geologie	Höhe (m)	Bestand	Betrieb seit
2001 041401	Erzgebirge	Klingenthal	Eibenstocker Granit	840	Fichte	07.1993
2002 041402	Erzgebirge	Olbernhau	Grauer Gneis	720	Fichte	10.1994
2003 041403	Elbsandstein- gebirge	Cunnersdorf	Quadersandstein mit Lösslehm	440	Fichte	07.1993
2004 041404	Oberlausitzer Bergland	Neukirch (ehem. Bautzen)	Lausitzer Granodiorit	440	Fichte	07.1995
2005 041405	Düben-Nieder- lausitzer Bergland	Laußnitz	Diluvialer Decksand	170	Kiefer	10.1994
2006 041406	Sächs.-Thüring. Löss-Hügelland	Colditz	Lösslehm	185	Eiche	07.1995
2007	Elbsandstein- gebirge	Bad Schandau / National- park Sächs. Schweiz	Basalt und Quader- sandstein mit Lösslehm	260	Buche	09.1998
2008	Erzgebirge	Altenberg	Rhyolith	750	Fichte	05.2000

Das umfangreiche Untersuchungsprogramm gliedert sich in die folgenden kontinuierlichen und periodischen Messungen:

a) Kontinuierliche Messreihen

- **Meteorologie** auf der Freifläche (Globalstrahlung, Luftfeuchtigkeit, Lufttemperatur, Bodentemperatur, Windrichtung, Windgeschwindigkeit, Niederschlagsmenge und -verteilung)
- **Stoffeinträge** (nasse Deposition im Waldbestand und auf der Freifläche)
 - * Niederschlagsmenge (pH-Werte); wöchentliche Probenahme und Bildung von Monatsmischproben
 - * Bestimmung der Makroelemente (NO₃-N, NH₄-N, Org.-N, SO₄-S, PO₄-P, Cl, Ca, Mg, Na) an den Monatsmischproben
 - * Schwermetallanalyse (Pb, Cd, Zn, Mn, Fe, Cu, Hg); 14-tägliche Probenahme und chemische Analyse an Vierteljahresmischproben
- **Stoffinhalte des Bodensickerwassers** (Waldbestand) und des Quellwassers (falls vorhanden)
 - * Bestimmung der Makroelemente (NO₃-N, NH₄-N, Org.-N, SO₄-S, PO₄-P, Cl, Ca, Mg, Na, Al, Fe, DOC) an Monatsmischproben aus 14-täglicher Probenahme
 - * Schwermetallanalyse (Cu, Cd, Pb, Zn, Co, Cs, Ni); 14-tägliche Probenahme und chemische Analyse an Vierteljahresmischproben

- **Erfassung des Streufalls**

- * Makroelemente (C_{ges}, N_{ges}, P_{ges}, S, Na, Ca, K, Mg, Al, Fe, Mn) und Schwermetalle (Cu, Zn, Cd, Pb, Co, Cs, Ni); monatliche Probenahme und Analyse

b) Periodische Zustandserhebungen

- **Zustand des Waldbestandes**

- * Terrestrische Schadansprüche der Baumkronen (Kronenverlichtung, Vergilbung, abiotische und biotische Schäden, Fruktifikation); jährlich
- * Ertragskundliche Parameter (Durchmesser, Höhe, Kronenansatz, Kronenradius); 5-jährl.

- **Bodenchemismus** (der Festphase) nach der Arbeitsanleitung zur Bodenzustandserhebung (BZE)); 10-jährl.

- **Waldernährung**

- * Nadelproben aus der Baumkrone (chemische Analysen wie im Streufall); 2 jährl.

- **Vegetationskartierung**; jährlich

Detaillierte Informationen zu den methodischen Vorgaben des Level II-Programms sind im Manual des Programm-Koordinierungszentrums (PCC, 1998) bzw. im Report des Forstboden- Koordinierungszentrums (FSCC, 1998) enthalten. Die wesentlichen Teiluntersuchungen veranschaulicht die Abb. 3.3.

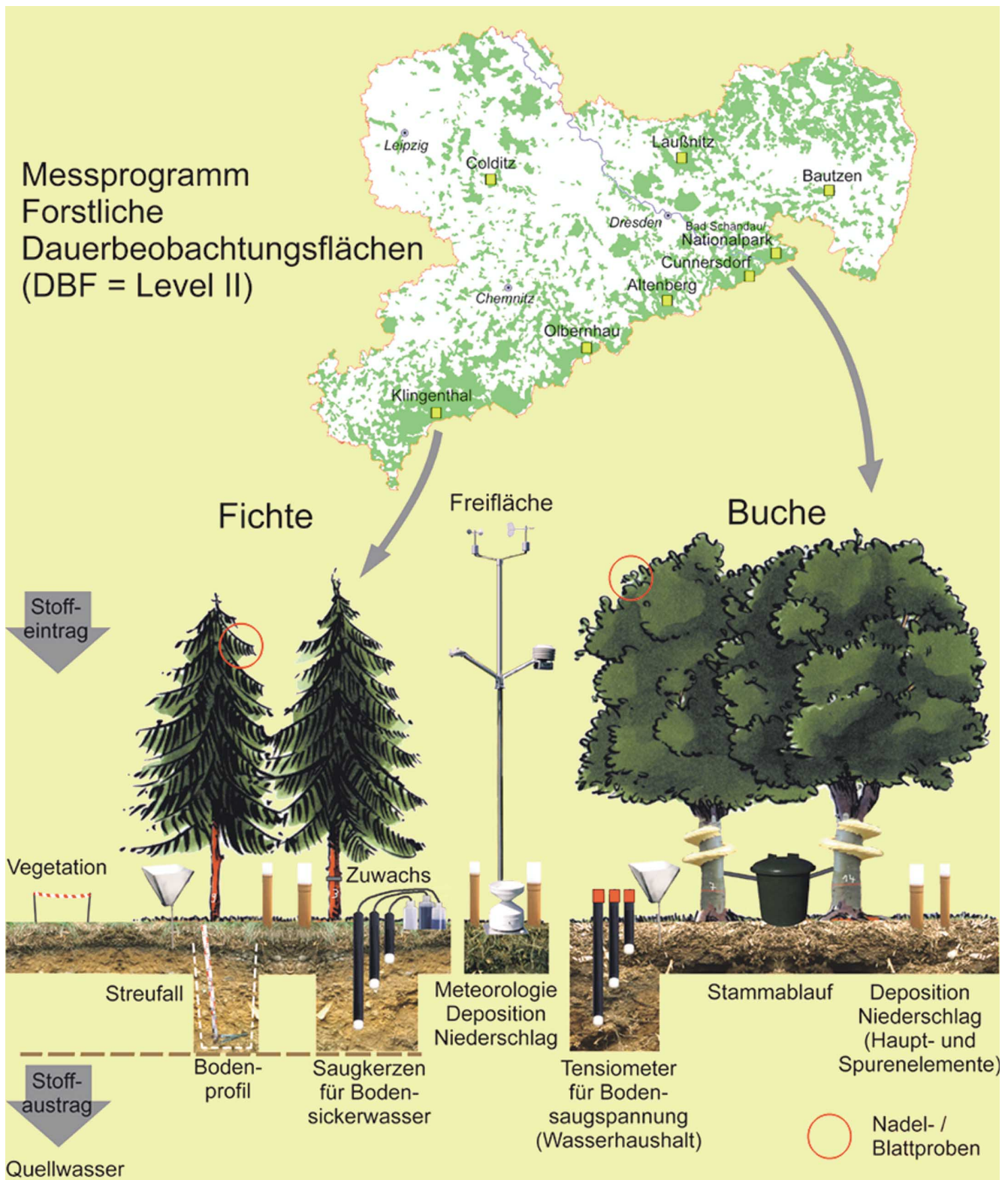


Abb. 3.3: Schematische Übersicht zum Untersuchungsprogramm auf den sächsischen Forstlichen Dauerbeobachtungsflächen (DBF = Level II der EU)

Die beiden Messnetze sind methodisch abgestimmt und werden vor dem Hintergrund einer Regionalisierung von Zustandsparametern und Entwicklungsprozessen möglichst komplex und zeitnah ausgewertet. Die Ergebnisse sind zentraler Bestandteil der jährlichen Waldzustandsberichte der LAF (SMUL 1998 und 1999).

3.3 Ergebnisse

3.3.1 Bodenzustandserhebung (BZE = Level I)

Im Folgenden sind nur die wichtigsten Ergebnisse der Bodenzustandserhebung in Sachsen dargestellt. Für weiterführende Informationen wird auf den Berichtsband verwiesen (RABEN et al., 2000).

3.3.1.1 Substratgruppen

Insbesondere im Hinblick auf die langfristig verfügbaren Nährstoffe sowie die potenzielle Säureneutralisierungskapazität (SNK) zählen in Sachsen – bedingt durch die insgesamt

relativ erdalkaliarmen geologischen Substrate – nur die Gruppe der basischen Magmatite (z.B. Basaltverwitterungslehme im Zittauer Gebirge), die der karbonathaltigen Lockersedimente (z. B. Auenlehme) und die der umgelagerten, kalkfreien Lockersedimente (z.B. entkalkte Löss des Hügellandes, Geschiebelehme) zu den besseren Standorten. Sie weisen sehr hohe, hohe bzw. mittlere Säureneutralisationskapazitäten (SNK) auf. Diese Standorte umfassen jedoch nur etwa 19 % der BZE-Rasterpunkte (vgl. Abb. 3.4). Etwa die Hälfte der Profile (47 %) gehören der Gruppe der intermediären und sauren Magmatite oder Metamorphite an, zu denen in Sachsen vor allem die Gneise und Granite im Erzgebirgsbereich zählen (vgl. auch Abb. 3.2). Sie liegen ebenfalls noch im Bereich mittlerer Säureneutralisierungskapazitäten. Mehr als ein Viertel der Standorte (26,3 %) ist der Gruppe der armen pleistozänen Sande zuzuordnen, deren SNK als nur sehr gering bewertet wird. Eine nur geringe SNK besitzen die Böden auf den quarzreichen, oftmals lössüberlagerten Standorten des Quadersandsteins (5,5 %) im Gebiet der Sächsischen Schweiz.

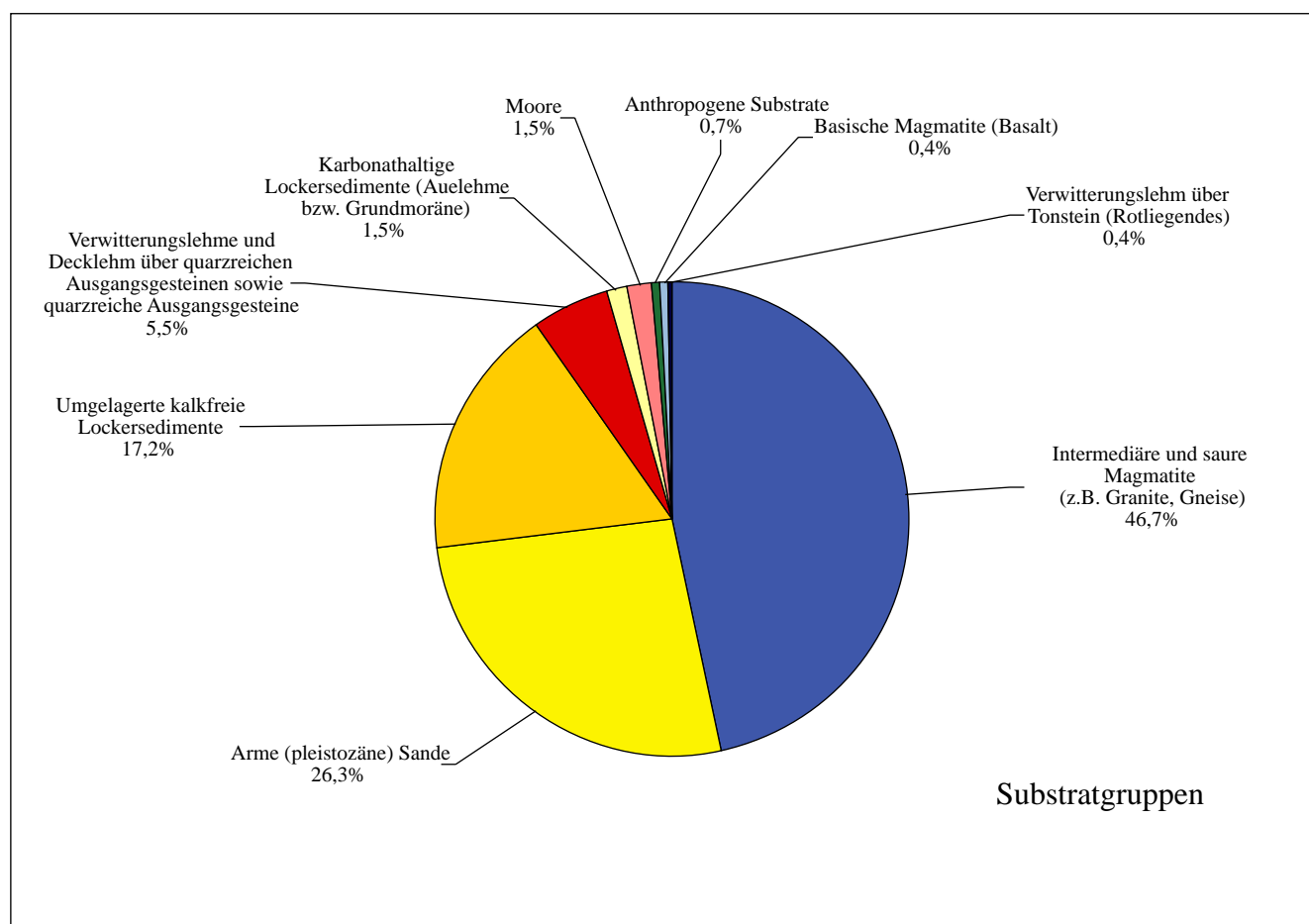


Abb. 3.4: Anteile der Substratgruppen bei der Bodenzustandserhebung (BZE) im 4 km x 4 km-Raster

3.3.1.2 Bodentypen

Braunerden stellen mit Abstand den häufigsten Hauptbodentyp dar (57,3 %) und sind landesweit verbreitet (vgl. Abb. 3.5). Das Hauptverbreitungsgebiet der oftmals mehr oder weniger stark podsolierten und damit ökologisch sehr heterogenen **Braunerden** liegt auf den Gneis-, Sand-, Phonolith- und Granitstandorten, die ebenfalls hohe Anteile der Übergangsformen aus **Podsol-Braunerden** und **Braunerde-Podsolen** aufweisen. Die zweithäufigste Bodentypengruppe bilden die **Pseudogleye** und **Gleye** (26,6 %), deren Schwerpunkt die Lösslehmstandorte des Hügellandes und die pleistozänen Tieflagenstandorte sind. An immerhin etwa 12 % der BZE-Punkte haben sich **Podsole** entwickelt (vgl. Abb. 3.5). Ihr Verbreitungsgebiet sind neben einigen Standorten auf Granit, Gneis und Sandstein vor allem die sandigen Substrate des Pleistozän. Die weiter genannten Bodentypen treten nur vereinzelt auf.

3.3.1.3 Humusformen

Die als ökologisch ungünstig einzustufenden Moder- und Rohhumusformen sind mit einem Anteil von 92 % aller an den Profilgruben der BZE-Punkte vorgefundenen Humusformen deutlich dominierend (vgl. Abb. 3.6). Entsprechend weisen die biologisch aktiveren Humusformen, zu denen neben dem typischen Mull und F-Mull auch der mullartige Moder zählt, nur einen Anteil von 8% auf. Diese Feststellung ist zu einem großen Teil auf den in Sachsen unverhältnismäßig hohen Anteil von Nadelwaldökosystemen bei gleichzeitig insgesamt unterdurchschnittlicher Standortsausstattung zurückzuführen. In den sächsischen Waldökosystemen ist folglich die Akkumulation der organischen Substanz auf der Mineralbodenoberfläche in Form teilweise mächtiger Humuspakete besonders stark ausgeprägt.

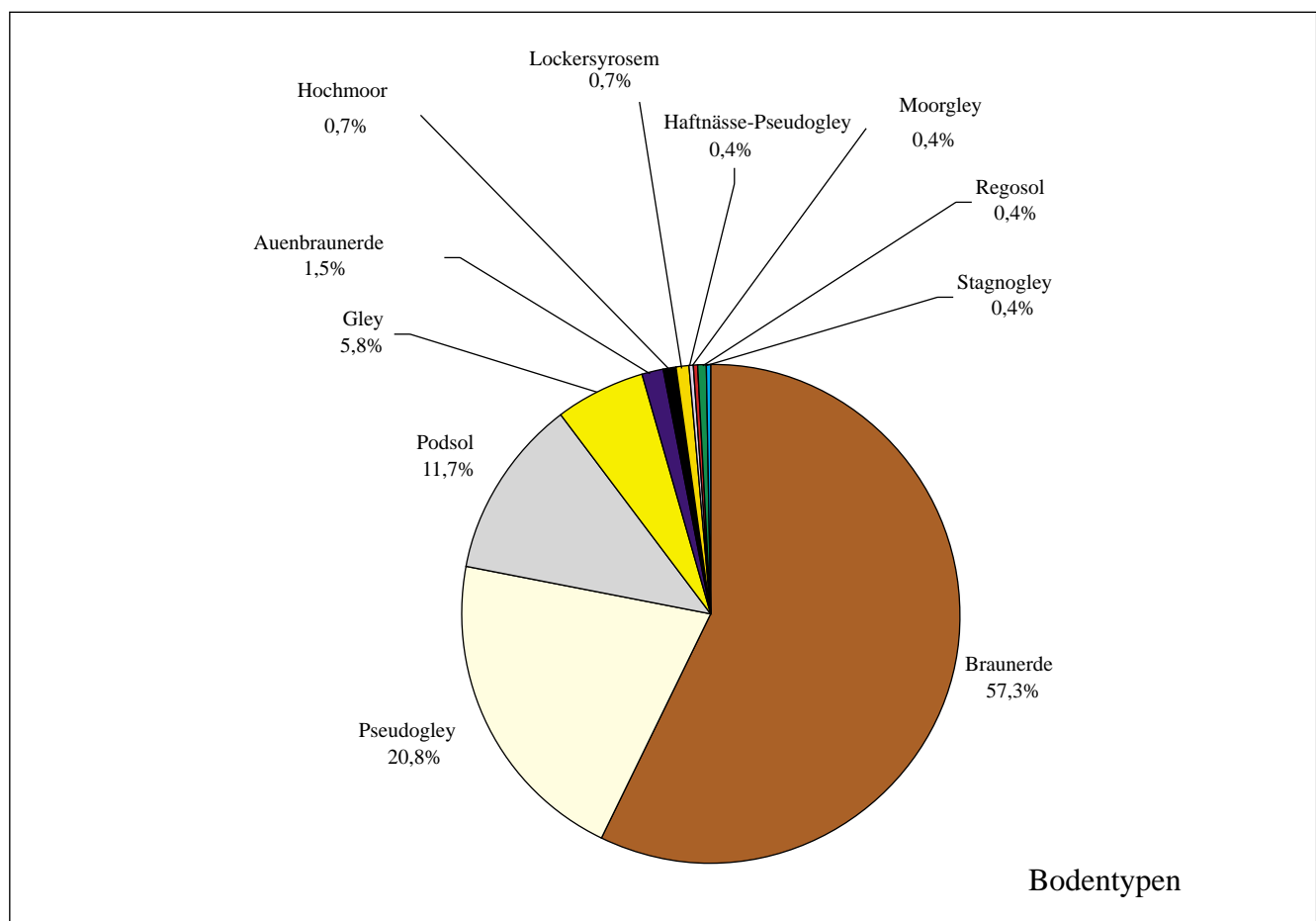


Abb. 3.5: Anteile der Hauptbodentypen der BZE

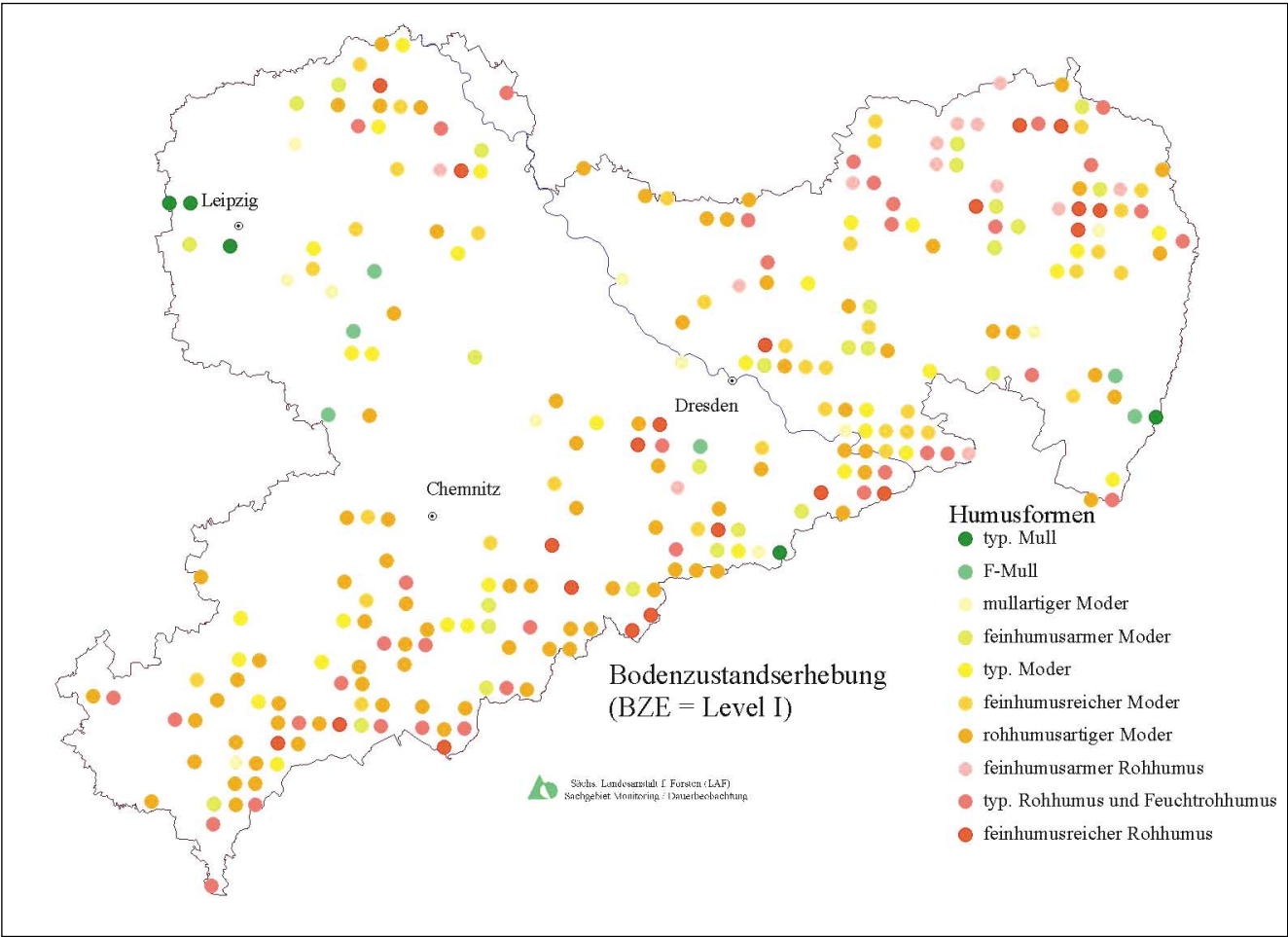


Abb. 3.6: Räumliche Verteilung der Humusformen der BZE

3.3.1.4 Schwermetallgehalte (Blei, Kupfer) in den Humusauflagen

Waldökosysteme besitzen aufgrund ihrer hohen Oberflächenrauigkeit eine bedeutende Filterfunktion für schwermetallhaltige Stäube. Folglich werden die in unterschiedlichem Umfang geogen bedingten Schwermetallgehalte der Böden durch die atmosphärischen Schwermetalleinträge erheblich gesteigert. Da einige Schwermetalle (Chrom, Blei, Kupfer) dazu neigen, metallorganische Komplexe zu bilden, spiegelt sich die Schwermetallbelastung durch atmogene Stoffeinträge vor allem in den organischen Auflagen und den humusreichen Oberbodenhorizonten wider.

Am Beispiel der Blei-Gehalte für den O_h -Horizont der organischen Auflagen (vgl. Abb. 3.7) lassen sich deutliche Belastungszentren in Sachsen erkennen. Sehr hohe Blei-gehalte treten insbesondere im Osterzgebirge zwischen Freiburger Raum bis hinüber nach Altenberg im Südosten sowie

nach Olbernhau und Marienberg/Zschopau im Südwesten auf. Weitere Schwerpunkte sind das Gebiet um Schneeberg und der Fichtelberg. Auch im Bereich des Elbsandsteingebirges können hohe Blei-gehalte angetroffen werden. Insgesamt treten häufig Gehalte weit über dem Schwellenwert von 150 mg Pb/kg Trockensubstanz (TYLER 1992) auf. Dies verdeutlicht die auch vom sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie (LFUG 1999) festgestellte Tatsache, dass die organischen Auflagen in den Wäldern des Erzgebirges zu den am stärksten Pb-belasteten Deutschlands zählen.

Eine ähnliche regionale Zuordnung wie bei Blei ergibt sich für die Kupfergehalte (vgl. Abb. 3.8), die vor allem durch Cu-Einträge in Verbindung mit der in der Vergangenheit betriebenen Buntmetallurgie geprägt wurden. Die kritische Konzentration von 20 mg Cu pro kg Trockensubstanz (TYLER 1992) wird besonders in der Region um Oelsnitz, Stollberg und Aue südwestlich von Chemnitz oftmals deutlich überschritten.

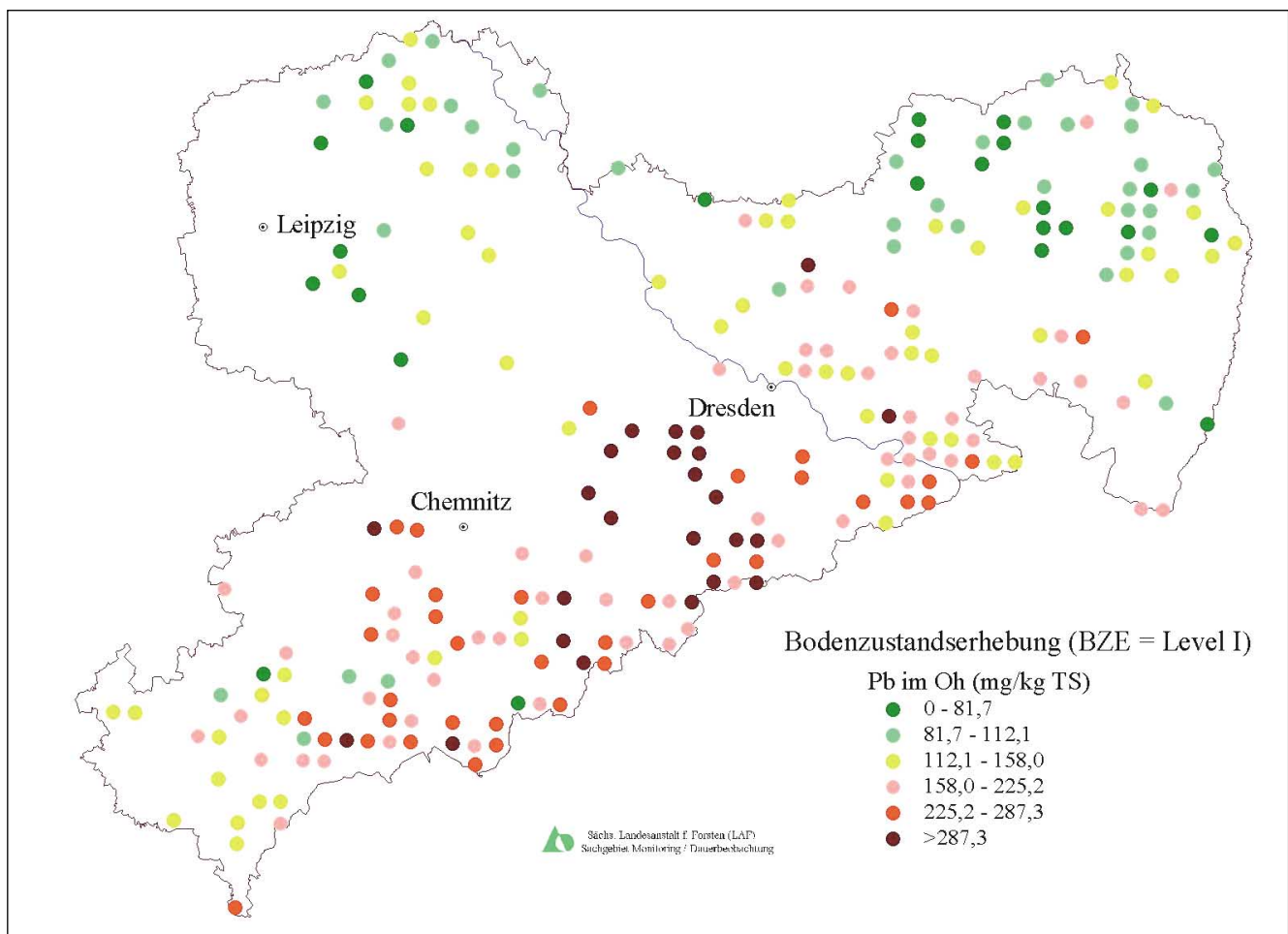


Abb. 3.7: Blei-gehalte (mg/kg Trockensubstanz) in der O_h -Lage der organischen Auflage der BZE (Untergliederung nach Perzentilstufen 10, 25, 50, 75 und 90 %)

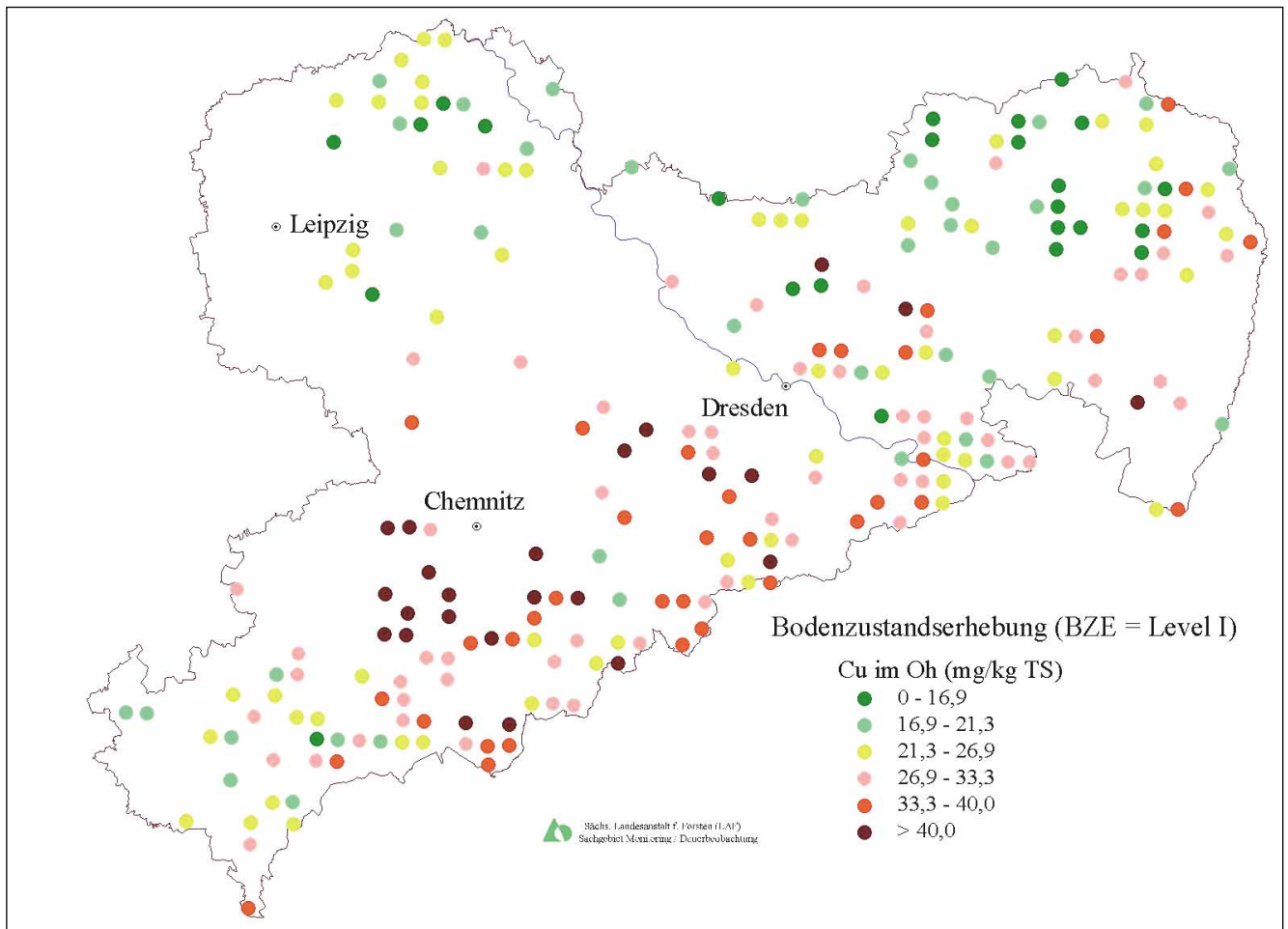


Abb. 3.8: Kupfergehalte (mg/kg Trockensubstanz) in der O_h -Lage der organischen Auflage der BZE (Untergliederung nach Perzentilstufen 10, 25, 50, 75 und 90%)

3.3.1.5 Bodenazidität

Der Säurezustand der Waldböden ist entscheidend für die Lebensbedingungen der Bodenorganismen, die Verfügbarkeit von Nährstoffen und die Nitrifizierung. Er bestimmt ferner die Gefährdung des Auftretens von toxisch wirkenden Aluminium- und Schwermetallkationen in der Bodenlösung.

Seit Jahrzehnten wird großflächig der Prozess einer moderaten natürlichen Versauerung der Waldböden durch den Eintrag von Säuren aus der Atmosphäre – insbesondere bei Nadelwäldern mit ganzjähriger Belaubung – unnatürlich beschleunigt und verstärkt und übersteigt häufig bei weitem die Säurebildung aus ökosysteminternen Vorgängen. Waldböden sind deshalb oftmals stark an Nährelementen verarmt und versauert. Zwar sind in den letzten Jahren auch in Sachsen, besonders in den vormals hoch belasteten südlichen Landesteilen, die durch den Ferntransport bedingten Schwefel- und Säureinträge in die Waldökosysteme und damit auch die Säurebelastungen der Böden erheblich zurückgegangen (vgl. Kap. 3.3.2). Die ökologisch langfristig vertret-

bare Säurebelastung der Waldböden (Critical Load) wird aber auch weiterhin mehr oder weniger deutlich überschritten und der Prozess einer Nährstoffverarmung und Versauerung der Waldböden hält auf einem großen Teil der Waldfläche an (RABEN et al., 1996 und 1998, RABEN und ANDREAE 1999, SMUL 1998 u. 1999).

3.3.1.5.1 pH-Werte und Pufferbereiche

Ein unmittelbares Maß für den Säurezustand ist der pH-Wert, der die im Boden vorhandene Säurestärke beschreibt. Er ist leicht zu messen und seine Änderung im Zeitverlauf wird häufig als Kriterium der Bodenversauerung verwendet, ist dafür jedoch nicht ausreichend.

Die in der Lösungsphase des Mineralbodens gemessenen pH-Werte lassen sich jeweils bestimmten Pufferbereichen mit spezifischen ökologischen Funktionen zuordnen (ULRICH, 1981, MEIWES et al., 1984, PRENZEL, 1985, SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1989), deren Reaktionen das bodenchemische Milieu prägen.

Besonders kritisch entwickelt sich die chemische Zusammensetzung der Bodenlösung im Aluminium- bis Aluminium/Eisen-Pufferbereich unterhalb einem pH-Wert von 4,2. Es gelangen dann zusätzlich zu den Protonen (H^+) zunehmend auch die das Pflanzenwachstum und die Bodenlebewesen (z.B. Mikroorganismen) schädigenden Aluminium- und Eisen-Ionen von der Bodenmatrix in die Bodenlösung. Zudem können aufgespeicherte Schwermetallvorräte wie z.B. Cadmium und Zink verstärkt mobilisiert werden.

Im Rahmen der BZE-Untersuchungen wurden die pH-Werte des Bodens in wässriger [$pH(H_2O)$] und Salzsuspension [$pH(KCl)$] bestimmt. Die in reiner Boden-Wasser-Suspension ermittelten Werte geben den aktuellen Zustand (aktuelle Azidität) der Säurebelastung an, die sowohl aus biologischen Prozessen, wie z.B. der Nitrifizierung von organischer Substanz, als auch aus den Säureeinträgen mit den Niederschlägen herrühren kann. Dies bedeutet, dass die $pH(H_2O)$ -Werte i.d.R. stärkeren saisonalen Schwankungen unterliegen. Demgegenüber liefern die in der Salzsuspension gemessenen pH-Werte einen von den aktuellen Einflüssen weitgehend unabhängigen Eindruck einer potenziellen Azidität.

Die Darstellungen der „aktuellen“ $pH(H_2O)$ -Werte für die Oh-Lage der organischen Auflage und die Tiefenstufen 10–30 und 30–60 cm des Mineralbodens (vgl. Abb. 3.9 bis 3.11) verdeutlichen die überwiegend hohe Säurebelastung und geringe Elastizität der sächsischen Waldböden gegenüber Säureeinträgen. Bis in tiefe Bodenschichten ist eine bevorzugte Einordnung der bodenchemischen Reaktionen in den Aluminium(Al)-Pufferbereich zwischen pH 3,8 und 4,2 festzustellen.

Auffällig sind die oft sehr niedrigen Werte im Bereich der Sächsischen Schweiz bis hinüber zum östlichen Rand des Erzgebirges. Dies kann auf die unterschiedliche Belastungssituation während der Beprobungskampagnen zurückgeführt werden. Die Standorte der Forstdirektion Bautzen wurden im Rahmen der Netzverdichtung im Verlauf des Sommers 1996 beprobt, folglich also in einem Zeitraum, als für die südlichen Landesteile im Anschluss an die erneut sehr hohen Schadstoff- und Säureeinträge des vorangegangenen Winters und Frühjahrs von einem ausgeprägten Versauerungsdruck in den betreffenden Waldböden auszugehen ist (RABEN et al., 1996, SMUL, 1998 u. 1999).

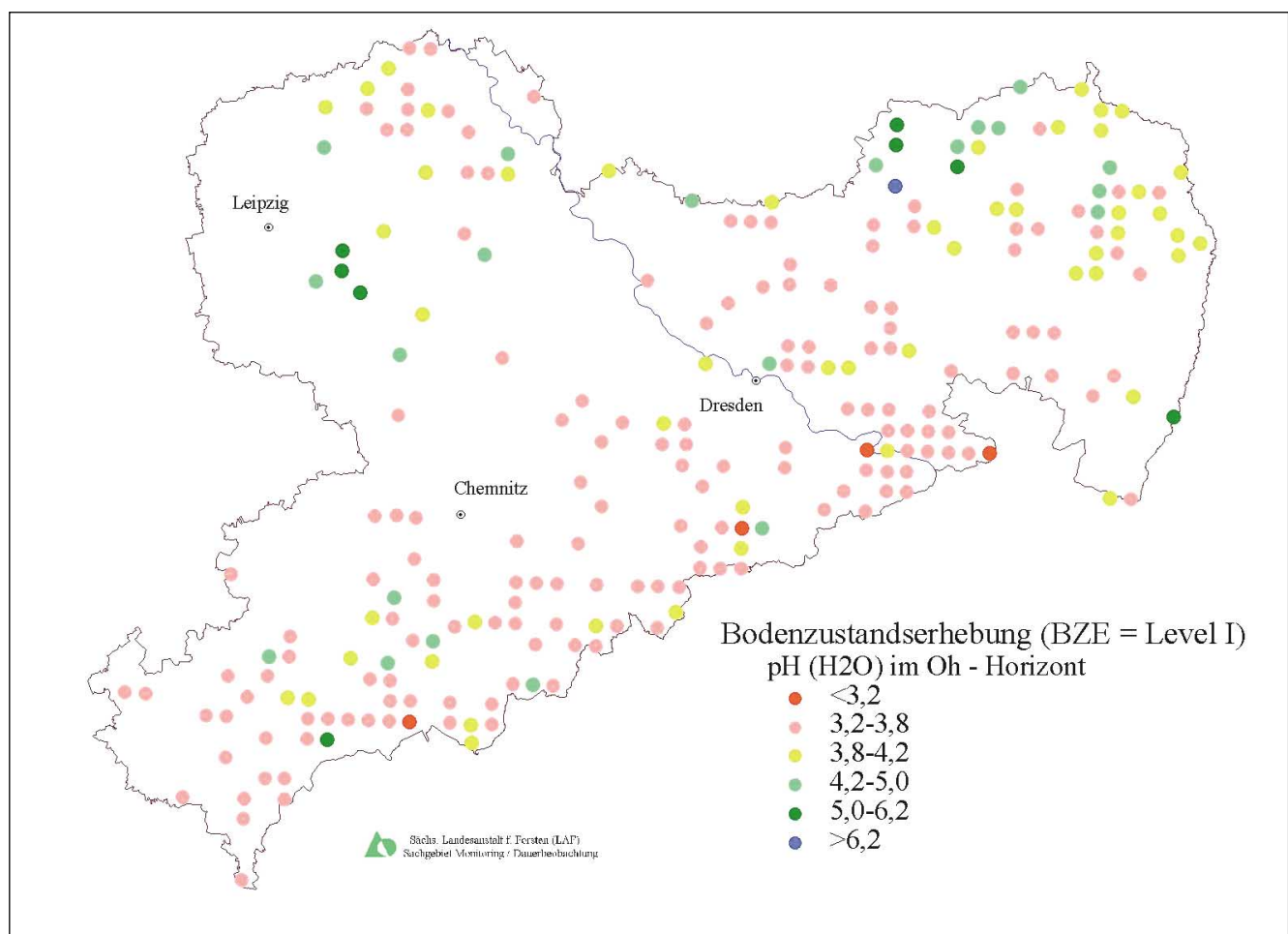


Abb. 3.9: $pH(H_2O)$ -Werte im O_h -Horizont der organischen Auflagen der BZE

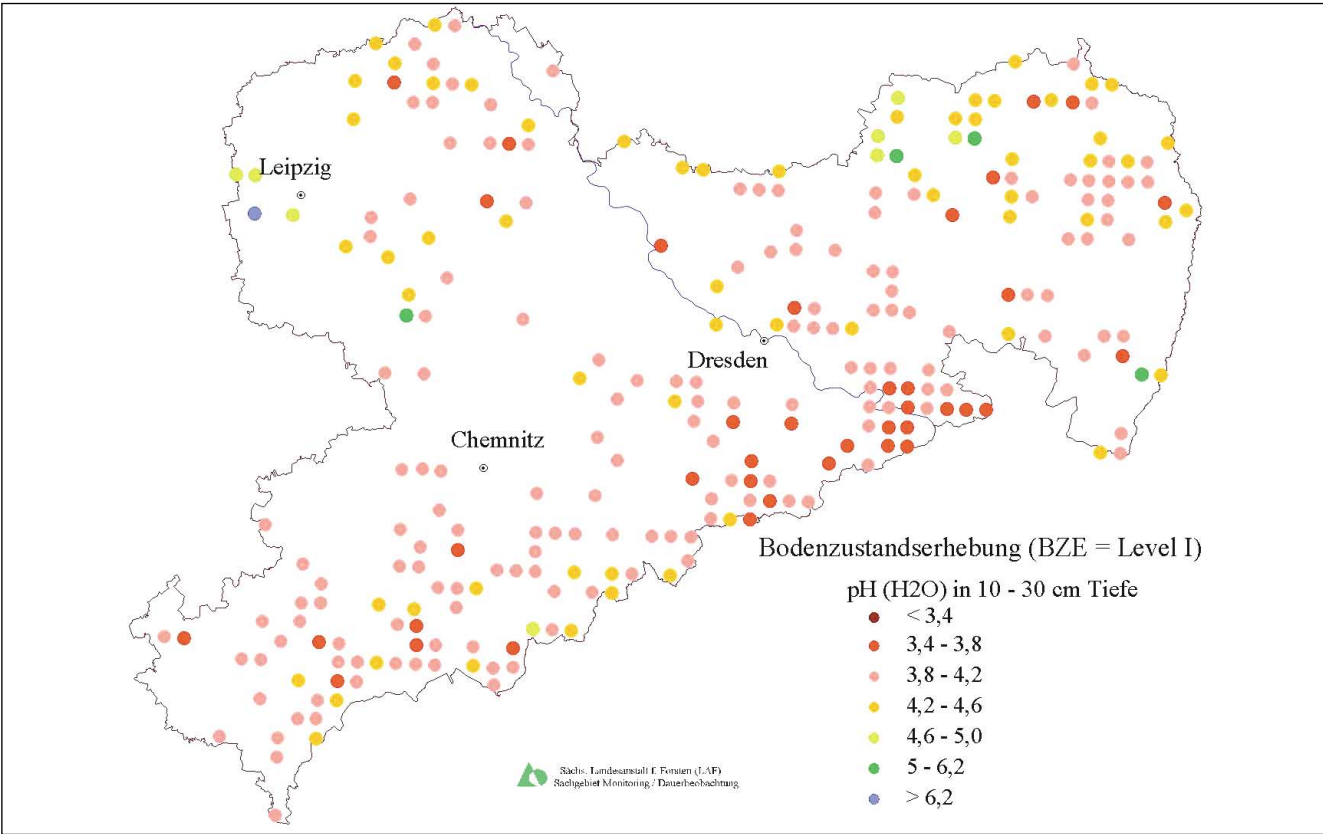


Abb. 3.10: $pH(H_2O)$ in der Tiefenstufe 10 – 30 cm der BZE

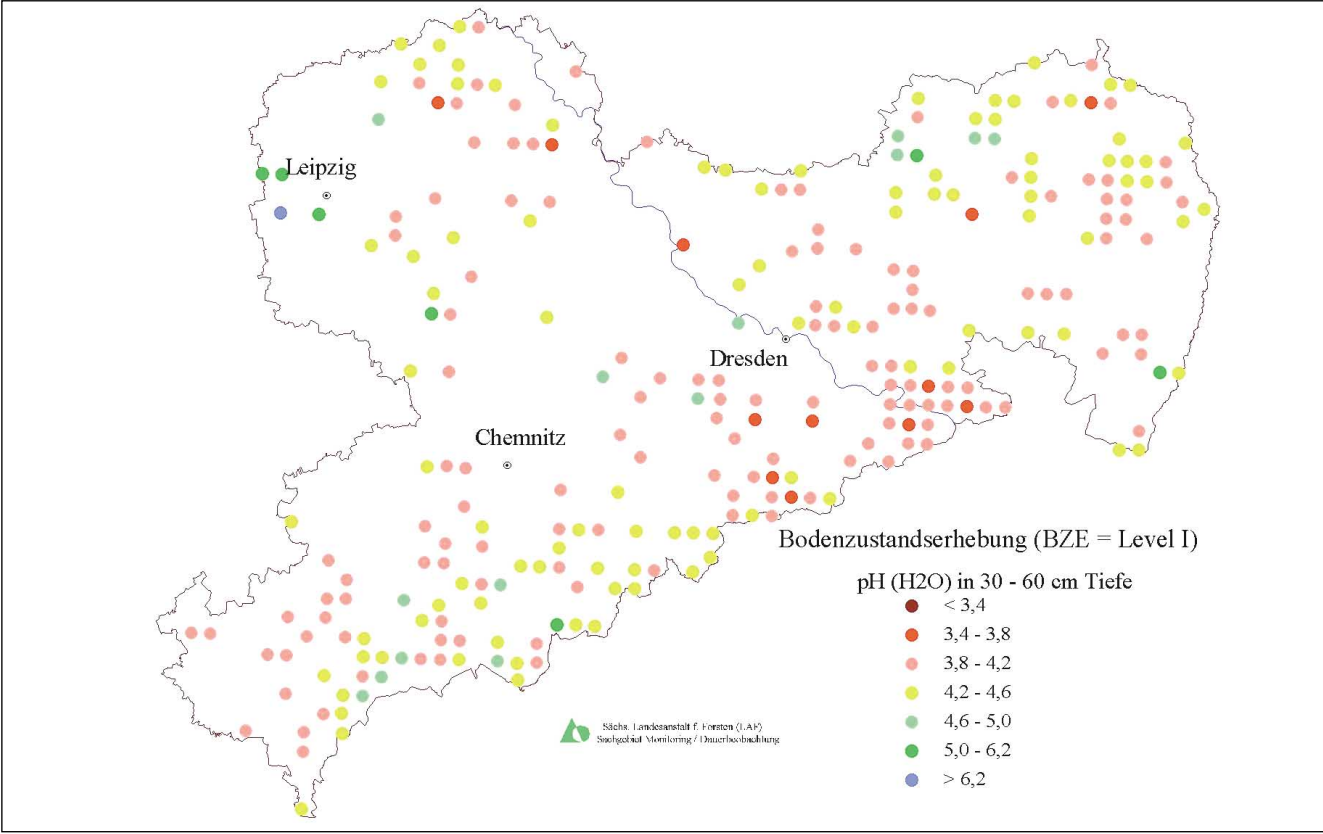


Abb. 3.11: $pH(H_2O)$ in der Tiefenstufe 30 – 60 cm der BZE

3.3.1.5.2 Basensättigung

Der entscheidende Kennwert zur Charakterisierung des Versauerungsgrades und der Elastizität des Bodens gegenüber Säurebelastungen ist die Basensättigung. Sie stellt den Anteil der Neutralkationen Kalzium, Magnesium, Kalium und Natrium (sog. „Mb-Kationen“) an der gesamten effektiven Kationenaustauschkapazität (AKe = KAK) dar, während der Rest von den Kationsäuren (H, Fe, Al, Mn; sog. „Ma-Kationen“) eingenommen wird.

Die Untergliederung der Basensättigung zur differenzierten Beurteilung der Elastizität gegenüber Säurebelastungen zeigt das Bewertungsschema des ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG (1996) in Tab. 3.2. Beispielhaft ist in den Abb. 3.12 und 3.13 die Basensättigung bzw. Elastizität an sämtlichen BZE-Punkten des 4 km x 4 km-Rasters auf der Basis einer statistischen Auswertung (SURFER) für die Tiefenstufen 10 – 30 und 30 – 60 cm dargestellt, die damit die diesbezügliche Situation im Hauptwurzelbereich des Mineralbodens wiedergeben.

Es wird deutlich, dass geringe (5 – 15 %) und sehr geringe (<5%) Basenanteile und damit entsprechend geringe Elastizitäten großflächig mit einem ausgeprägten Schwerpunkt im Erzgebirgsbereich von den Hochlagen über die Hügellandsstandorte bis in das Tiefland auftreten. Auffällig ist zudem,

dass hohe Sättigungsgrade bzw. Elastizitäten auch auf den relativ armen Substraten des pleistozänen Flachlandes zu finden sind. Diese Tatsache erklärt sich einerseits aus den teils relativ geringen Säurebelastungsraten der Tieflandstandorte sowie aus einer häufig sekundären Aufbasung der Standorte durch basische Staubeinträge in der Vergangenheit aus benachbarten Brikettfabriken und Kohlekraftwerken. Andererseits handelt es sich vielfach um die hydro-morph geprägten Bodentypen der Gleye und Pseudogleye, also um Grund- und Stauwasserböden.

Tab. 3.2: Basensättigung = prozentualer Anteil der (austauschbar gebundenen) Mb-Kationen (Ca, Mg, K, Na) an der AKe bzw. KAK; $BS (\%) = (Ca+Mg+K+Na)/AKe$.

Elastizität	Basensättigung
sehr gering	< 5
gering	5 – 15
mäßig	15 – 30
mittel	30 – 50
mäßig hoch	50 – 70
hoch	70 – 85
sehr hoch	> 85

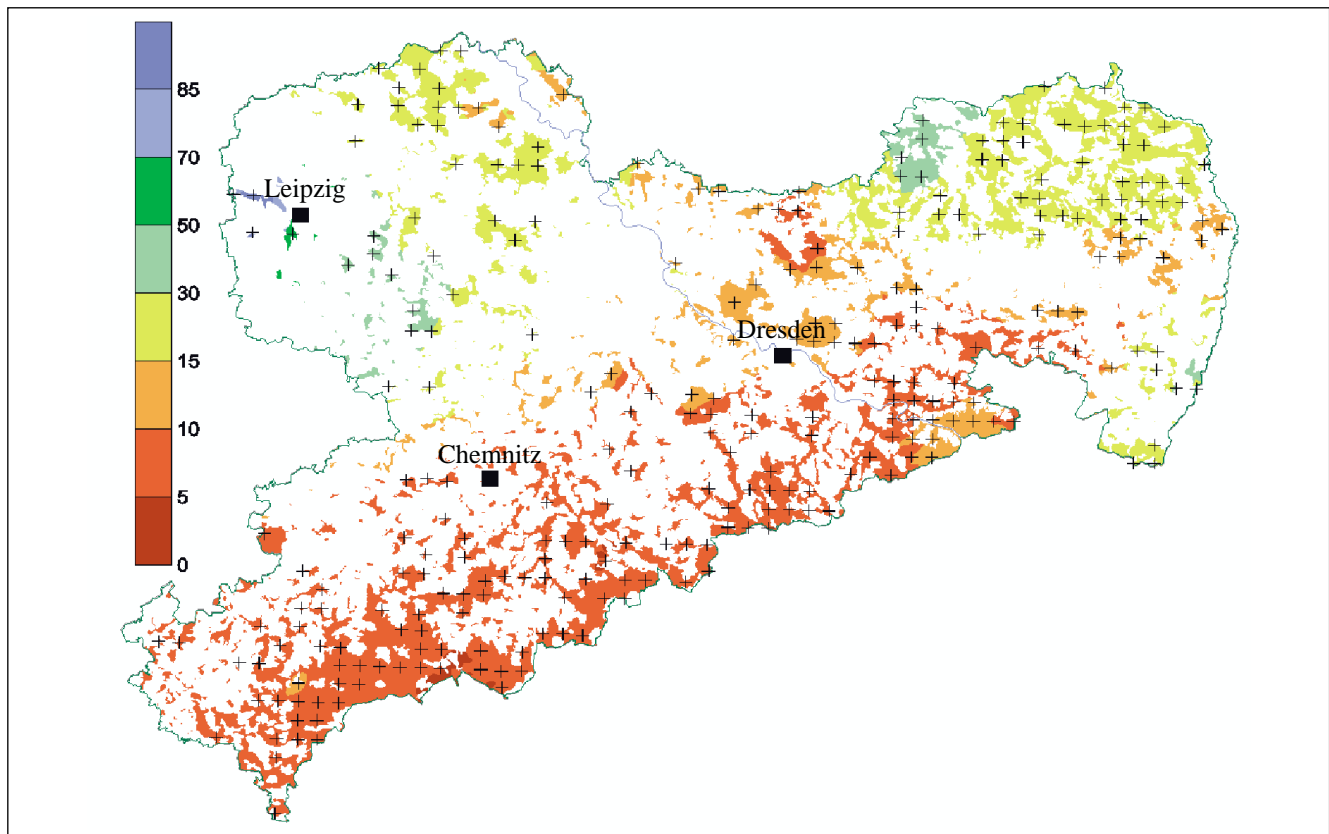


Abb. 3.12: Basensättigung (%) in der Tiefenstufe 10–30 cm der BZE

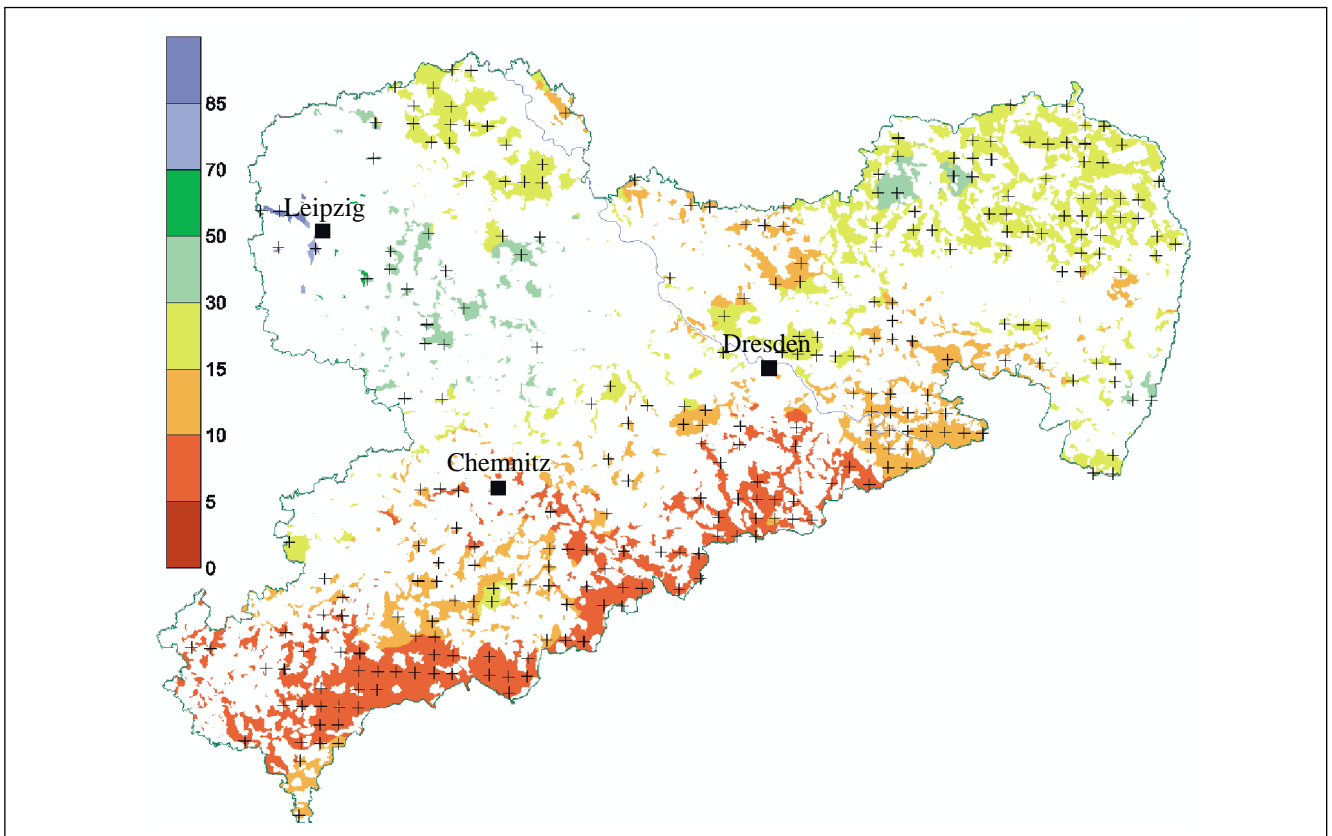


Abb. 3.13: Basensättigung (%) in der Tiefenstufe 30 – 60 cm der BZE

Demnach ist davon auszugehen, daß bei Waldböden über Gneis, Phyllit, Schiefer, Granit und Sandstein im Hauptwurzelbereich bis 60 cm Tiefe nur noch eine Basensättigung von etwa 5 – 15 % anzutreffen ist. Damit zeigt sich auch für die sächsischen Waldökosysteme eine großräumige, weitgehend substratunabhängige und tiefgründige Nivellierung des chemischen Bodenzustandes auf niedrigem Niveau (PAHLKE, 1992, JURITSCH und WIENER, 1993, BUBERL et al., 1994, VEERHOFF et al., 1996, HUBER und ENGLISCH, 1997, WOLFF und RIEK, 1997).

Die so genannte „Versauerungsfront“ (ULRICH und MALESSA, 1989) als Resultat eines in die Tiefe vordringenden kontinuierlichen Verlustes der basisch wirkenden Kationen in Begleitung der mit dem Sickerwasser ausgetragenen Anionen, Protonen und Kationsäuren ist mittlerweile vielfach bis in Zonen unterhalb 140 cm Bodentiefe bzw. in das anstehende Gestein verlagert worden. Der für die Versauerungsfront typische sprunghafte Anstieg der Basensättigung auf etwa 70–80 % konnte deshalb nur in seltenen Fällen über die normale Probenahmetiefe erfasst werden. Erst unterhalb der Versauerungsfront erfolgt die Pufferung der Säurebelastung im wesentlichen unter Freisetzung der Alkali- und Erdalkalitionen.

3.3.1.5.3 Ca/Al-Verhältnisse in der Bodenlösung (1:2-Extrakt)

Für die Abschätzung einer ökophysiologischen Gefährdung der Waldbestände durch die Bodenversauerung sind die prozentualen Anteile von Ca^{2+} , Mg^{2+} und Al^{3+} an der Gesamtsumme der Kationen in der Bodenlösung wichtige Parameter, da mit zunehmender Versauerung der Kationenanteil von Ca und Mg in der Bodenlösung abnimmt, während der Anteil von Al^{3+} zunimmt.

Als ein praktikables Verfahren für umfangreiche und routinemäßige Untersuchungen der Bodenlösung wurde im Rahmen der BZE im 8 km x 8 km-Raster der wässrige 1 : 2-(Boden-Wasser-)Extrakt gewonnen.

Nach CRONAN und CRIGAL (1995) werden als kritische Parameter ein molares Verhältnis von $\text{Ca}/\text{Al} < 1,0$ (50%iges Risiko) in der Bodenlösung und eine Basensättigung $< 15\%$ angesehen. Bei Vorliegen einer Basensättigung unter 15% wird mit abnehmendem Ca/Al -Quotienten das Risiko durch Al-Toxizität wie folgt eingeschätzt:

- 50%iges Risiko bei Ca/Al zwischen 0,5 und 1,0;
- 75%iges Risiko bei Ca/Al zwischen 0,2 und 0,5;
- 100%iges Risiko bei $\text{Ca}/\text{Al} < 0,2$.

Es sind vor allem wieder die Fichtenbestände auf den Sandstein-, Gneis-, Schiefer- und Phyllitstandorten, deren Wurzelsystem infolge der geringen bodenchemischen Elastizität von einer Gefährdung durch Al-Toxizität bedroht erscheint (vgl. Abb 3.14 a und 3.14 b). Diese Gefährdung ist auf den Granitstandorten offensichtlich heterogener ausgeprägt. Ca/Al-Verhältnisse von 1,0 werden teilweise deutlich unter-

schritten, so dass zumindest ein erhöhter Feinwurzelumsatz aufgrund der erhöhten Regeneration geschädigter Feinwurzeln wahrscheinlich ist. Entsprechend den hohen Basensättigungsgraden ergeben sich im Unterboden der Lössböden Ca/Al-Verhältnisse, die weit außerhalb eines Gefährdungsbereiches liegen; eine Differenzierung nach Tiefenstufen wird dennoch deutlich.

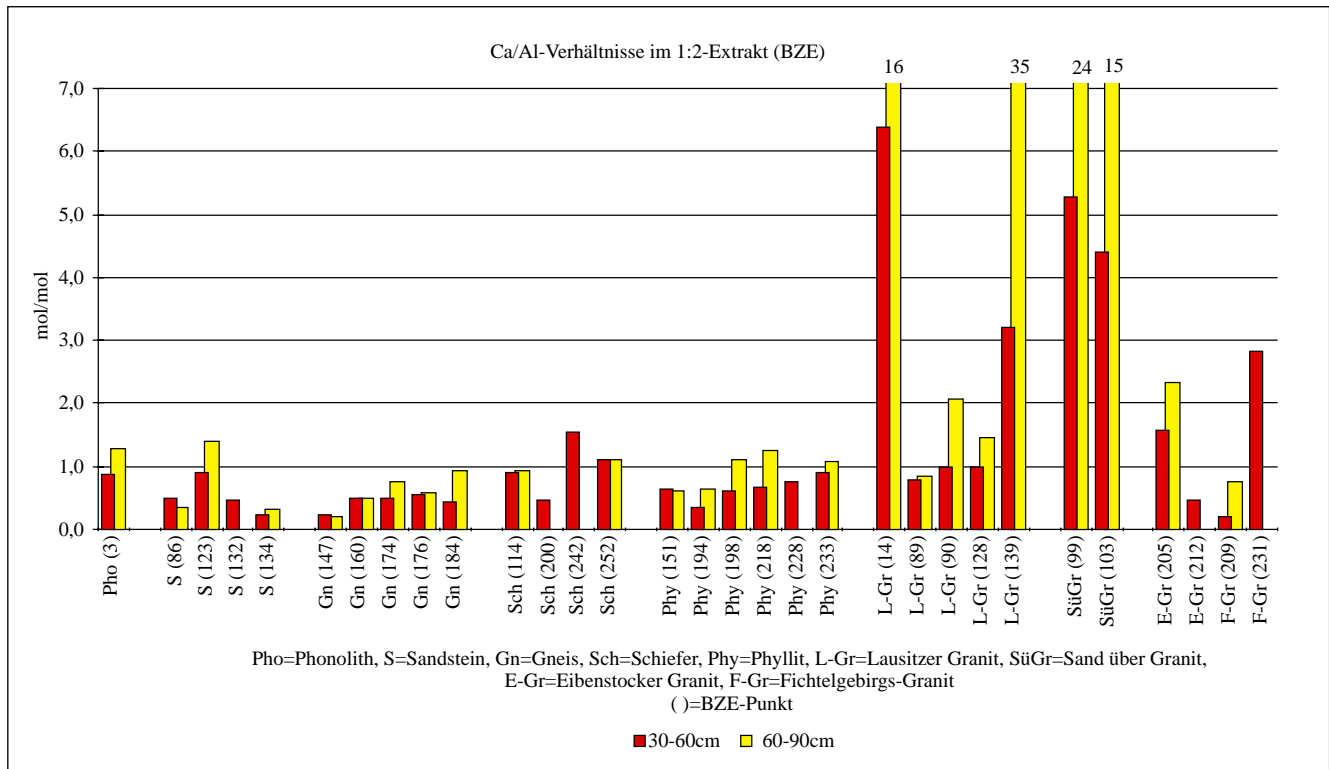


Abb. 3.14 a: Ca/Al-Verhältnisse im 1:2-Extrakt der BZE des 8 km x 8 km-Rasters auf Phonolith-, Sandstein-, Gneis-, Schiefer-, Phyllit- und Granitstandorten

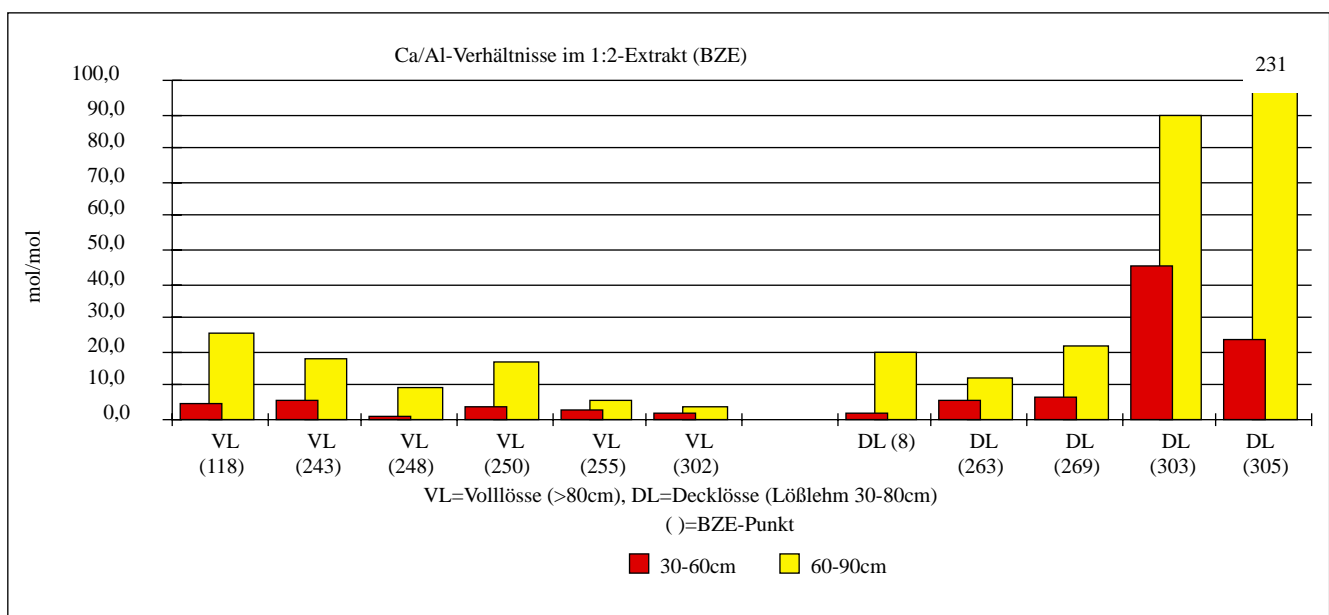


Abb. 3.14 b: Ca/Al-Verhältnisse im 1:2-Extrakt der BZE des 8 km x 8 km-Raster auf Volllöss- und Decklöss-Standorten

3.3.1.6 Kritische Belastungsraten (Critical Loads) für eutrophierenden Stickstoff und die Säurebildner Schwefel und Stickstoff

In den 90er Jahren wurden internationale Methoden zur ganzheitlichen, ökosystemaren Bestimmung der Empfindlichkeitsbereiche (kritische Belastungsraten = Critical Loads) von Ökosystemen gegenüber den Stoffeinträgen abgestimmt, die eine fundierte Abschätzung der tatsächlichen Belastungsgrenzen erlauben (NAGEL und GREGOR, 1999). Die Grundannahme dabei ist, dass die langfristigen Stoffeinträge gerade noch so hoch sein dürfen, wie den daraus resultierenden Belastungen ökosysteminterne Prozesse gegenüber stehen, die den Eintrag puffern, speichern, aufnehmen oder in unbedenklichen Mengen aus dem Ökosystem austragen können. Grundlage für die Bewertung der Auswirkungen von Stoffeinträgen ist dabei die Zusammensetzung bzw. Reaktion der Bodenlösung, die folglich als Kontrollindikator dient.

Kritische Belastungsraten werden für übermäßige (eutrophierende) Stickstoffeinträge sowie für die Einträge der Säurebildner Schwefel und Stickstoff kalkuliert.

Aus ökologischer Sicht sind eutrophierende Stickstoffeinträge in Waldökosysteme insofern gravierend, weil unter natürlichen Bedingungen Stickstoff im Vergleich zu anderen Nährstoffen knapp ist und sich Ökosysteme im Verlauf der Evolution auf diese natürliche Mangelsituation eingestellt haben. Aus langjährigen Beobachtungen und experimentellen Ergebnissen konnten für Waldökosysteme – je nach Vegetationstyp – kritische Stickstoffeintragsraten zwischen etwa 5 und 20 kg pro ha und Jahr ermittelt werden; diese Werte ergeben sich auch aus Critical-Load-Berechnungen.

In Sachsen wurden bezogen auf die kalkulierten Eintragsraten des Jahres 1995 an sämtlichen BZE-Punkten die kritischen N-Belastungsraten mehr oder weniger stark überschritten. Das Schwergewicht der Überschreitungen lag nochmals zwischen etwa 5 und 20 kg Stickstoff pro ha und Jahr über den jeweiligen ökosystemspezifischen Critical Loads. Damit betrug die Stickstoff-Belastungsrate, insbesondere für Standorte im Hügel- und Flachland, oftmals ein Vielfaches der vertretbaren Menge. Da sich die Stickstoffeinträge in die Waldökosysteme in den letzten Jahren nicht wesentlich verändert haben (vgl. Kap. 3.3.2) ist auch weiterhin eine übermäßige Stickstoffbelastung der Wälder zu verzeichnen.

Auch die langfristig ökologisch tolerierbare Säurebelastung wurde im Bezugsjahr 1995 auf sämtlichen BZE-Messpunkten sehr deutlich – meistens ebenfalls um ein Vielfaches – übertroffen; etwa 75% der Gesamtsäurebelastung wurde durch die Schwefeldeposition und der Rest durch Stickstoffverbindungen induziert. Da sich seit dem die Schwefel- und Säurebelastungen jedoch erheblich vermindert haben (SMUL,

1999) kann mittlerweile davon ausgegangen werden, dass momentan auf den Tieflands- und Hügellandsstandorten die Critical Loads für den Säureeintrag teilweise nicht überschritten werden.

3.3.2 Forstliche Dauerbeobachtungsflächen (DBF = Level II der EU)

Auch zu den Untersuchungen auf Forstlichen Dauerbeobachtungsflächen der LAF sind im Folgenden nur die wichtigsten Ergebnisse zusammengestellt. Für jeweils aktuelle weitere Informationen wird auf die jährlichen Waldzustandsberichte der LAF verwiesen.

3.3.2.1 pH-Werte im Niederschlag

Als Referenzwert für unbelastetes kohlen-saures Regenwasser, das sich mit dem CO₂-Partialdruck der Luft im Gleichgewicht befindet, gilt pH 5,6.

Insbesondere in Verbindung mit Nebelperioden in den Hochlagen des Erzgebirges während der winterlichen Belastungsphasen konnten in der Vergangenheit – wie z. B. im Messfeld Olbernhau im Verlauf des Winters 1995/96 – sehr niedrige Werte bis pH < 3 gemessen werden. Dabei ist zu berücksichtigen, dass aufgrund des logarithmischen Aufbaus der pH-Skala die Abnahme um eine pH-Wert-Stufe mit einer Erhöhung der Säurekonzentration um jeweils das Zehnfache verbunden ist. Unter den Bedingungen derartig saurer Niederschläge wird z.B. die Auswaschung („leaching“) von Mineralstoffen (Nährionen) aus den Blättern überproportional verstärkt.

Die pH-Werte der Niederschläge werden nach wie vor durch Säurebildner in der Atmosphäre beeinflusst, woran nach einer groben Schätzung in Mitteleuropa Sulfat einen Anteil von 60%, Nitrat von 30% hat. Für die in der Vergangenheit stärker (Klingenthal, Cunnersdorf) bis stark (Olbernhau) belasteten Standorte des Erzgebirges bzw. des Umlandes wird am Beispiel der Bestandesniederschläge inzwischen ein abnehmender Säuregrad der Niederschläge erkennbar (vgl. Abb. 3.15).

Diese Entwicklung ist hauptsächlich das Ergebnis verstärkter grenzüberschreitender Reduktionsmaßnahmen bei den Schwefelemissionen nach dem erneuten Waldschadensereignis des Winters 1995/96. Die Schwefeleinträge in den sächsischen Waldökosystemen sind dementsprechend – speziell im Erzgebirge – ebenfalls stark zurückgegangen, wodurch allerdings mittlerweile der durch die Stickstoffdeposition und die Umsetzungsprozesse von Stickstoff im Ökosystem induzierte Anteil (Aufnahme von Ammonium- oder Nitratstickstoff, Nitrifizierung, Nitrataustrag) an der Gesamtsäurebelastung auf etwa 50 % angestiegen ist (vgl. Kap. 3.3.2.4).

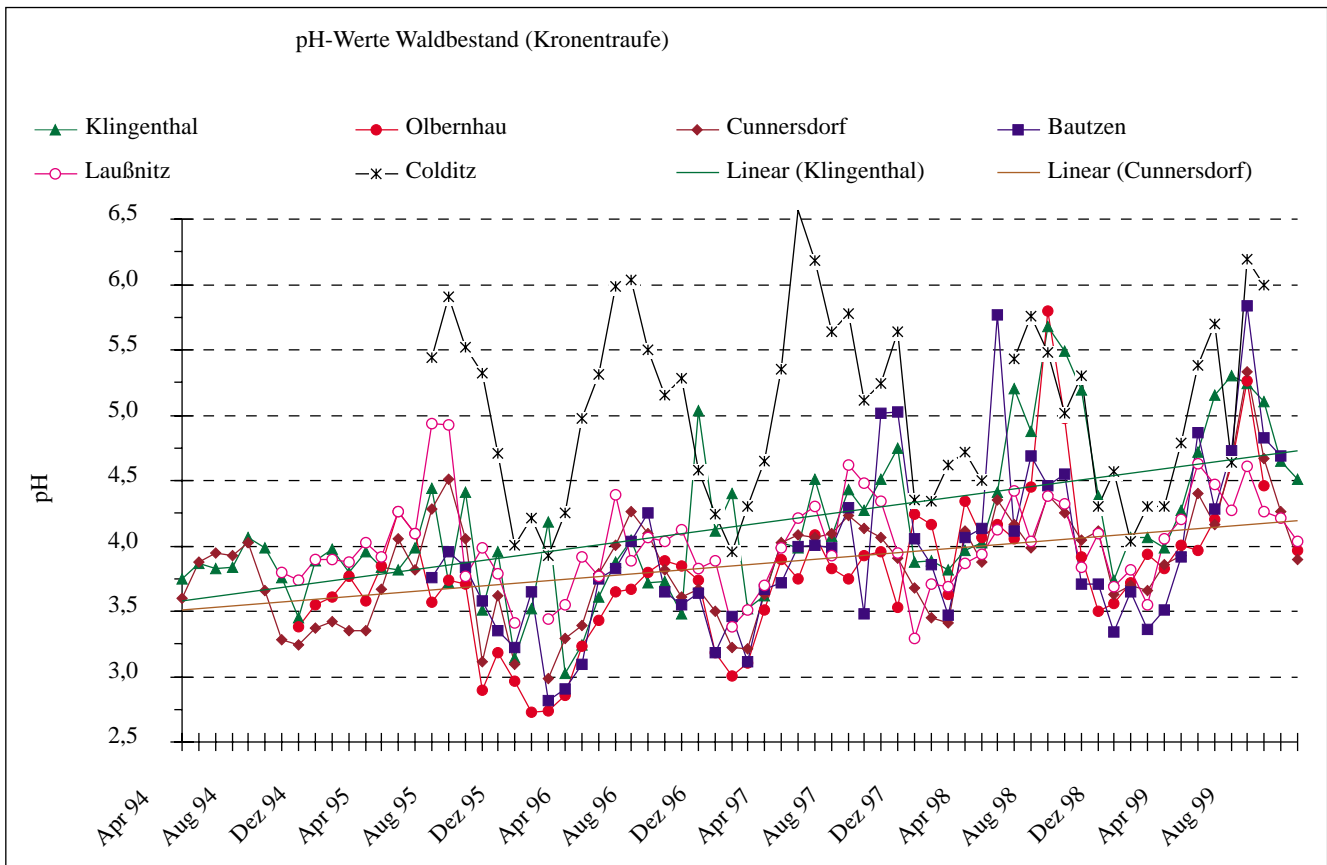


Abb. 3.15: Entwicklung der monatlichen pH-Werte im Bestandesniederschlag von 6 Forstlichen Dauerbeobachtungsflächen (DBF = Level II); lineare Trends für Klingenthal und Cunnersdorf

3.3.2.2 Elementeinträge von Schwefel, Stickstoff und Säure

In den letzten Jahren ist – wie oben erwähnt – ein teilweise drastischer Rückgang bei den Schwefeleinträgen festzustellen, während der Trend bei Stickstoff eher auf anhaltend zu hohe N-Einträge verweist (vgl. Abb. 3.16 und 3.17). Auffällig ist die hohe Filterwirkung der Fichtenbestände unter den besonderen meteorologischen Bedingungen in den Hochlagen des Erzgebirges. Hier kann der Schwefeleintrag mit dem Bestandesniederschlag das 3- bis 5-fache des Freilandwertes erreichen. Betragen in den untersuchten Fichtenbeständen des Erzgebirges die jährlichen S-Einträge in den Jahren 1995/96 noch zwischen 40 und 80 kg pro ha, so liegen sie mittlerweile (Messjahr 1999) auf sämtlichen Stoffbilanzstationen bzw. Level II-Flächen bei etwa 20 kg/ha und weniger (vgl. Abb. 3.18) und sind damit ähnlich hoch wie in vergleichbaren Regionen der alten Bundesländer. Auch die Säureinträge haben sich auf den vorher hoch belasteten Flächen drastisch vermindert (vgl. Abb. 3.19). Bei den gegenüber dem Freiland ebenfalls höheren N-Eintragsraten des Bestandes – die jährlichen Mengen schwanken zwischen etwa 15 bis 30 kg/ha – ist zu berücksichtigen, dass erhebliche Stick-

stoffmengen bereits im Kronenraum aufgenommen werden. Diese Tatsache wird bei der Kalkulation der kritischen Belastungsraten (Critical Loads) berücksichtigt (vgl. Kap. 3.3.1.6). Insgesamt wird deutlich, dass in den letzten Jahren meistens die Einträge von Stickstoff diejenigen von Schwefel übertreffen.

Mit wenigen Ausnahmen überwiegt bei den N-Einträgen der Ammonium- gegenüber dem Nitratanteil. Während die Aufnahme von Ammonium aus der Luft zu schweren Wachstumsstörungen führen kann, werden bei der Wurzelaufnahme zusätzliche Versauerungsprozesse im Boden induziert. Diese Gefahr besteht besonders in Nadelwaldökosystemen, da Ammonium bevorzugt aufgenommen wird.

Übermäßige Stickstoffeinträge fördern zudem das Sprosswachstum gegenüber dem Wurzelwachstum, so dass ein erhöhter Zuwachs mit einer erhöhten Disposition gegenüber verschiedenen abiotischen und biotischen Schadfaktoren einhergehen kann und nicht unbedingt auf eine höhere ökologische Stabilität der Bestände schließen lässt.

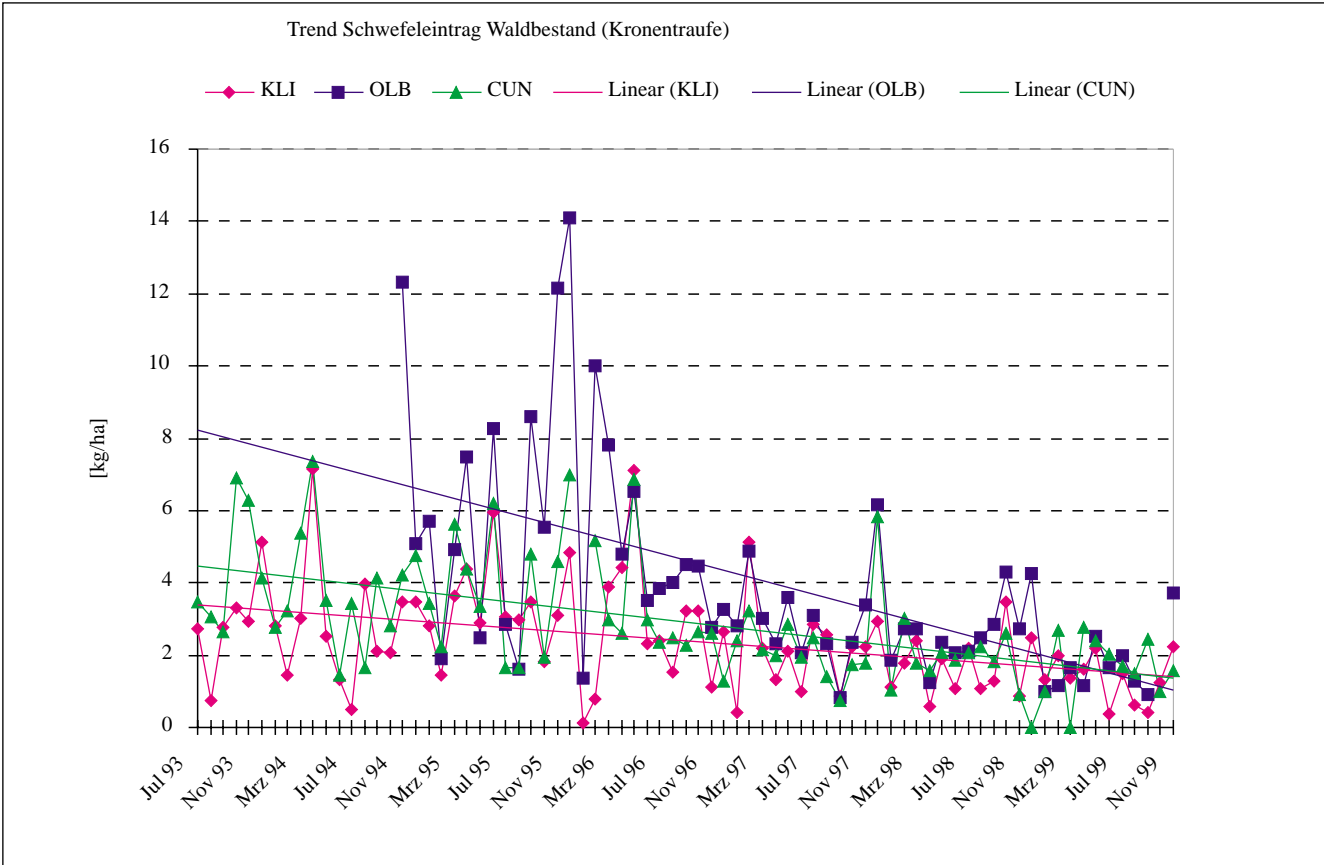


Abb. 3.16: Entwicklung und lineare Trends der monatlichen Schwefel(SO_4-S)- Einträge mit dem Bestandesniederschlag in Forstlichen Dauerbeobachtungsflächen (DBF = Level II der EU; KLI = Klingenthal, OLB = Olbernhau, CUN = Cunnersdorf)

Bodenmonitoring Sachsen

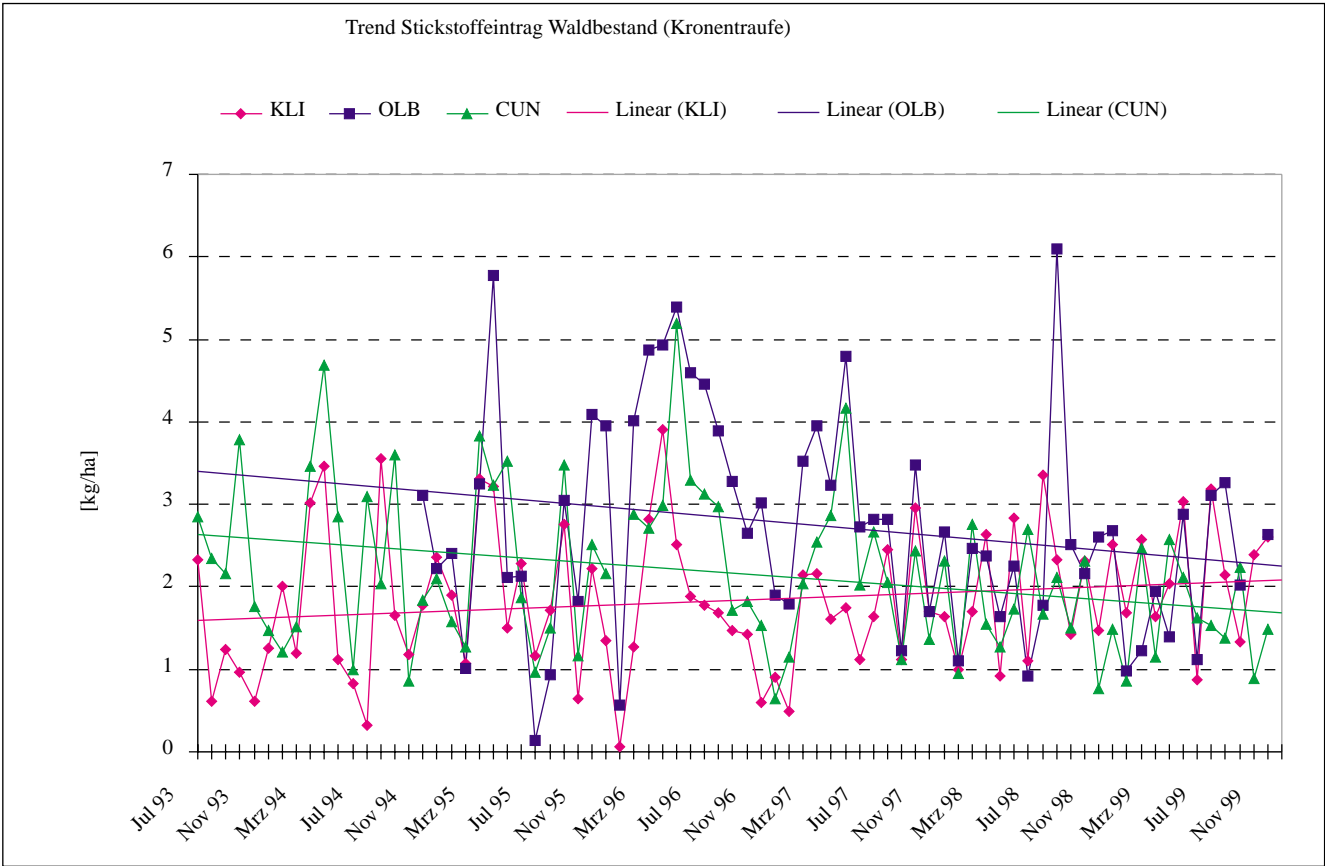


Abb. 3.17: Entwicklung und lineare Trends der monatlichen Stickstoff(Nges = $NO_3-N + NH_4-N$)-Einträge mit dem Bestandesniederschlag in Forstlichen Dauerbeobachtungsflächen (DBF = Level II der EU; KLI = Klingenthal, OLB = Olbernhau, CUN = Cunnersdorf)

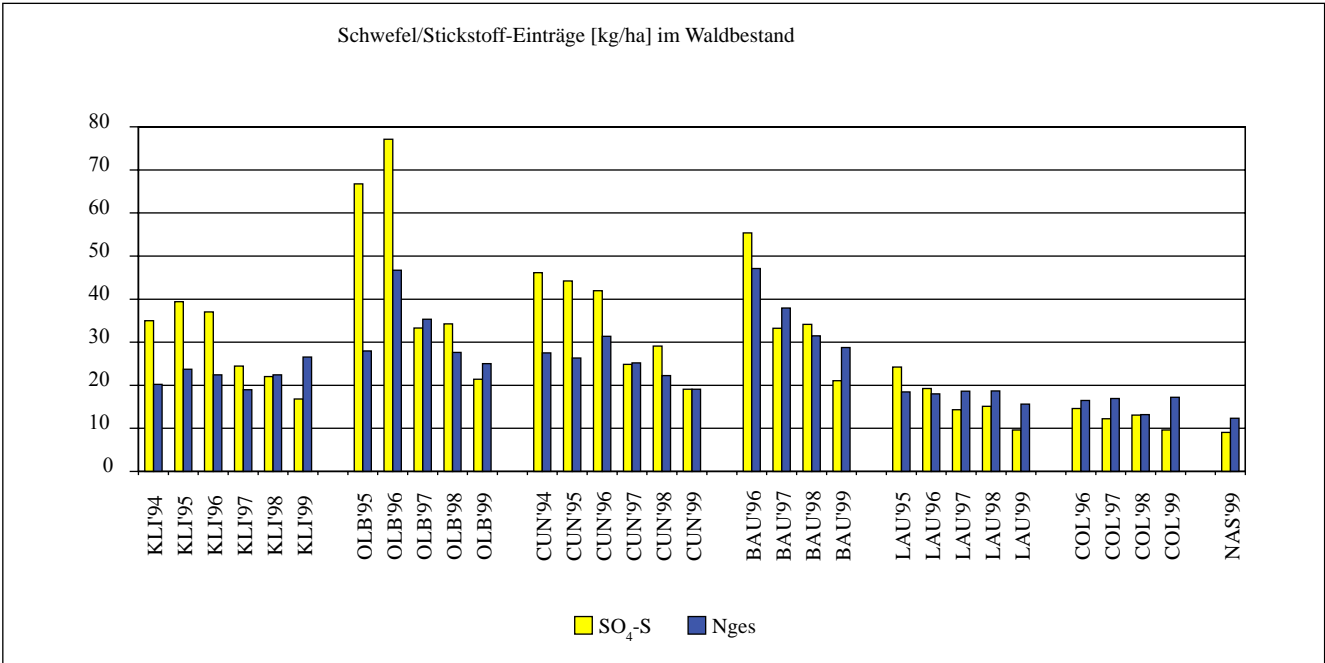


Abb. 3.18: Jährliche Schwefel(SO_4-S)- und Stickstoff(Nges = $NO_3-N + NH_4-N$)-Einträge im Waldbestand auf den Stoffbilanzstationen (DBF = Level II der EU; KLI = Klingenthal; OLB = Olbernhau; CUN = Cunnersdorf; BAU = Bautzen/Neukirch; LAU = Laußnitz; COL = Colditz, NAS = Nationalpark Sächs. Schweiz)

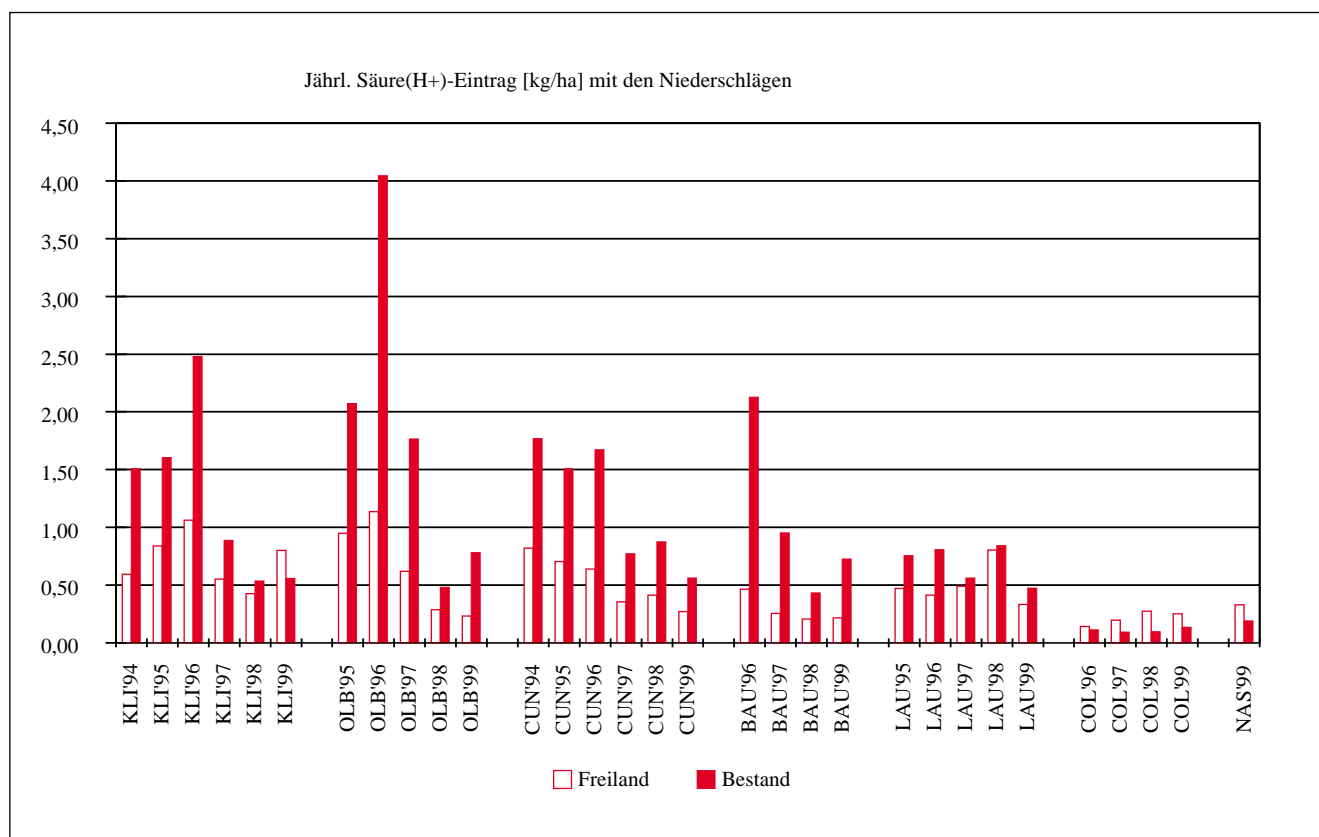


Abb. 3.19: Jährliche Säure-(H⁺)Einträge im Freiland und Waldbestand auf den Stoffbilanzstationen (= Level II der EU) der LAF (KLI = Klingenthal; OLB = Olbernhau; CUN = Cunnersdorf; BAU = Bautzen/Neukirch; LAU = Laufnitz; COL = Colditz, NAS = Nationalpark Sächs. Schweiz)

3.3.2.3 Chemische Parameter in der Lösungsphase der Waldökosysteme

Trotz Rückgangs der Stoffeinträge bestimmen die Schwefel- aber auch Nitratgehalte weiterhin die Ionenzusammensetzung der Lösungsphase von Waldökosystemen, wobei Aluminium auf der Seite der Kationen im Sickerwasser der stark versauerten Böden – vielfach bis in den Grundwasserleiter – den größten Anteil einnimmt (vgl. Abb. 3.20 a und b).

Mit fortschreitender Bodentiefe wird die starke Säure (H⁺) durch Kationenaustauschvorgänge gegen Aluminium der Bodenfestphase ausgetauscht und somit in eine schwächere Säure umgewandelt. Gleichzeitig ist aber ein erheblicher Anteil der sehr hohen Schwefel- und Al-Konzentrationen auf die Mobilisierung bzw. Auflösung der Al-Sulfat-Salzphase als einer Speicherform vormaliger Säureinträge zurückzuführen.

Es lässt sich ferner die erhebliche Bedeutung der Stickstoffkomponenten im Ökosystem erkennen. Während einerseits übermäßig Ammonium- und Nitratstickstoff mit den Niederschlägen in den jeweiligen Fichtenaltbestand eingetragen werden, werden andererseits umfangreiche Nitratmengen in

das Sickerwasser verlagert und ausgetragen. So betrug im Messfeld Bautzen die in Verbindung mit dem Eintrag sowie den Aufnahme-, Umwandlungs- und Verlagerungsprozessen von Stickstoff induzierte Säurebelastung im Mittel der Jahre 1996 und 1997 etwa 3 kmol H⁺/ha. Diese hohe Rate übertraf damit den Anteil des Schwefels an der Gesamtsäurebelastung (vgl. Kap. 3.3.2.4). Es können auch umfangreiche Mengen ungepufferter Säure (H⁺) und Aluminium bis in das Quellwasser gelangen (vgl. Abb. 3.20 b).

Am Beispiel der **Messfläche Klingenthal** im westlichen Erzgebirge wird im Folgenden deutlich, wie sich die abnehmenden Schwefeleinträge und Säurebelastungen auf Bodenlösung, Sickerwasser und Quellwasser ausgewirkt haben. Die Schwefelgehalte im Sickerwasser und damit auch die S-Austräge gehen ebenfalls zurück (vgl. Abb. 3.21). Dennoch können die S-Austräge mit dem Sickerwasser – ähnlich wie in anderen Messflächen – ein Vielfaches der S-Einträge umfassen, worin sich eine Mobilisierung der in der Vergangenheit aufgespeicherten Schwefelvorräte dokumentiert. Auch die Al-Gehalte von 3 in der Nachbarschaft beprobten Waldquellen gehen zurück (vgl. Abb. 3.22).

Ebenfalls ist nach einem zwischenzeitlichen längerfristigen pH-Einbruch – synchron zur Entwicklung im Sickerwasser

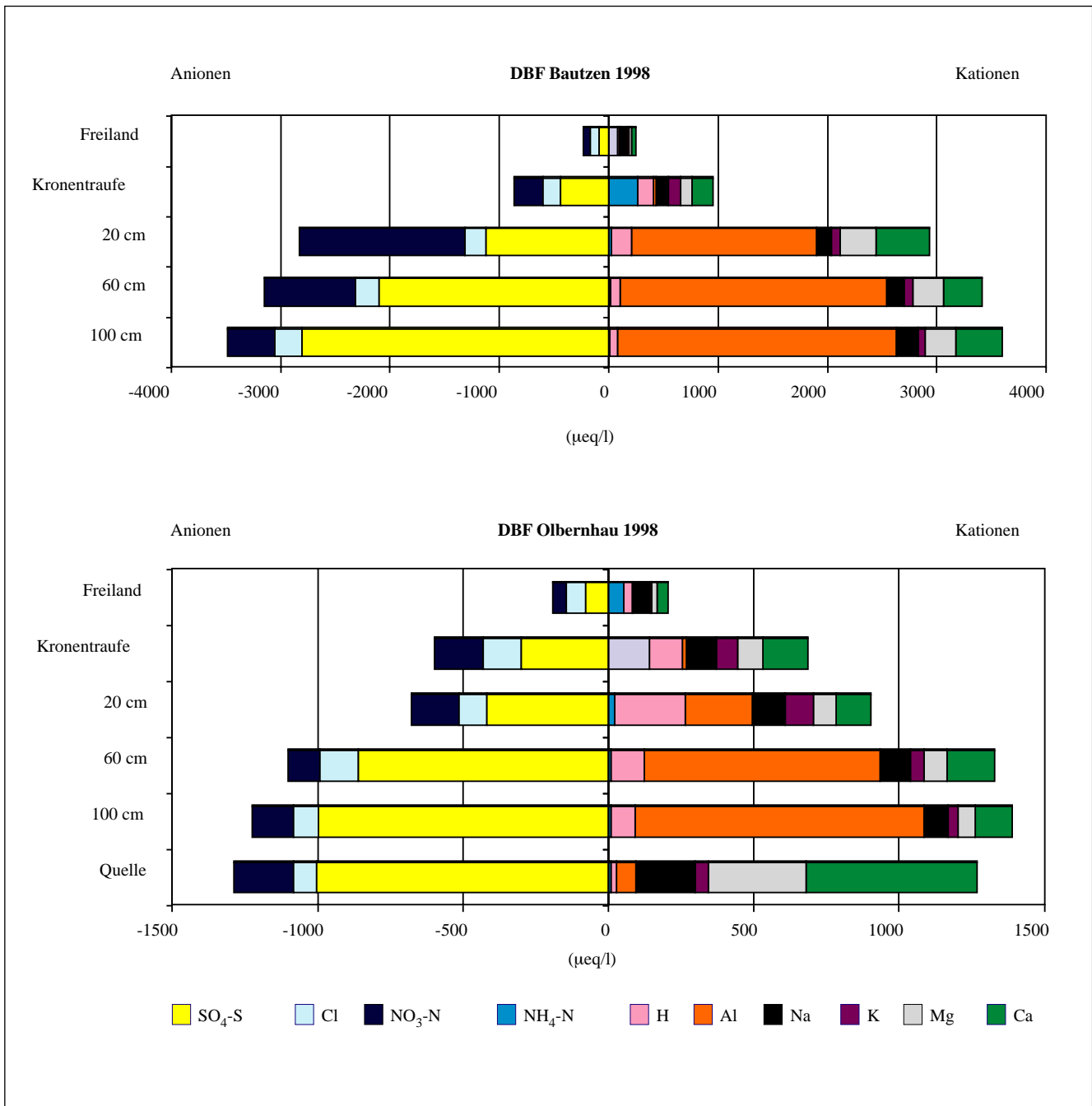


Abb. 3.20 a u. b: Mittlere jährliche Ionenzusammensetzung der bedeutendsten Anionen und Kationen in der Lösungsphase der Forstlichen Dauerbeobachtungsflächen (DBF = Level II) Olbernhau und Bautzen im Jahr 1998; FN = Freiland; KR = Kronentraufe/Bestand; Bodenlösung in 20, 60 und 100 cm Tiefe; Quelle = Waldquelle

(vgl. Abb. 3.23) – ein deutlicher Anstieg der pH-Werte im Quellwasser festzustellen (vgl. Abb. 3.24), so dass sich insgesamt der erhebliche Rückgang der Stoffbelastung in den Waldökosystemen des Erzgebirges bis in das Quellwasser ausprägt. Dadurch wird eine entsprechende Entlastung auch

für die Qualität des Rohwassers aus den Waldgebieten wahrscheinlich. Sie kann durch die Untersuchungen der Landstalsperrenverwaltung (LTV) hinsichtlich der Schwefel- und Aluminiumgehalte im Rohwasser zur Trinkwasseraufbereitung belegt werden.

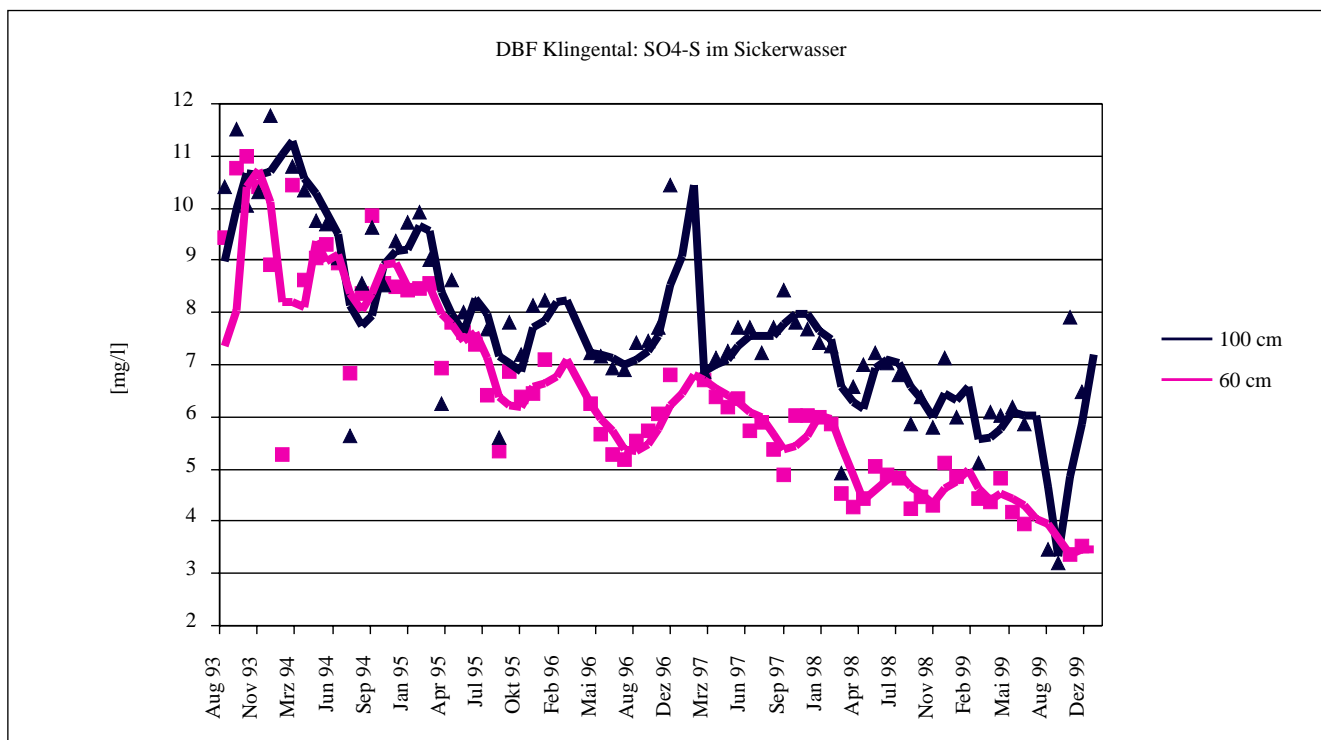


Abb. 3.21: Entwicklung der Schwefelgehalte im Sickerwasser in 60 und 100 cm Bodentiefe in der Forstlichen Dauerbeobachtungsfläche (DBF = Level II) Klingenthal (westl. Erzgebirge)

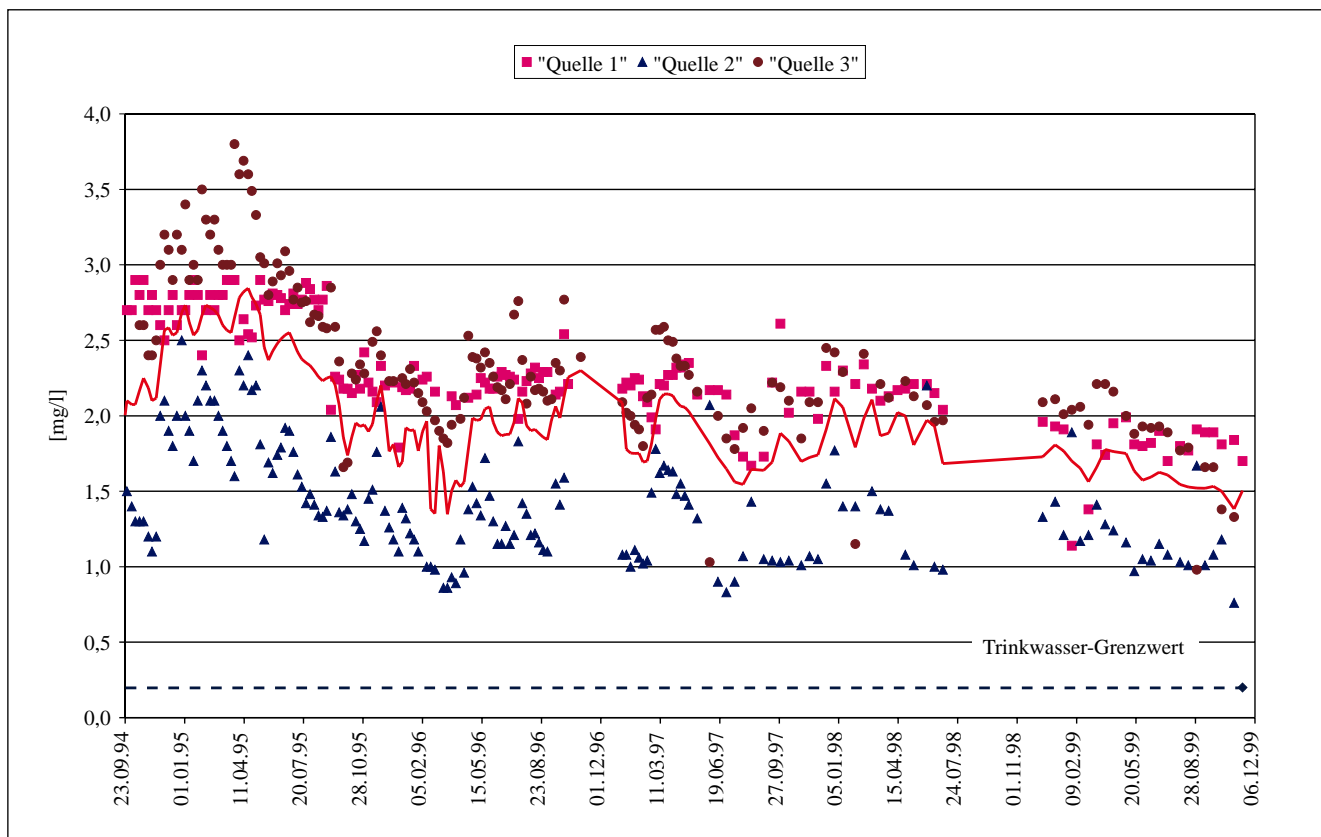


Abb. 3.22: Entwicklung der Al-Gehalte von 3 Waldquellen in der Nachbarschaft der Forstlichen Dauerbeobachtungsfläche (DBF = Level II) Klingenthal (westl. Erzgebirge)

Bodenmonitoring Sachsen

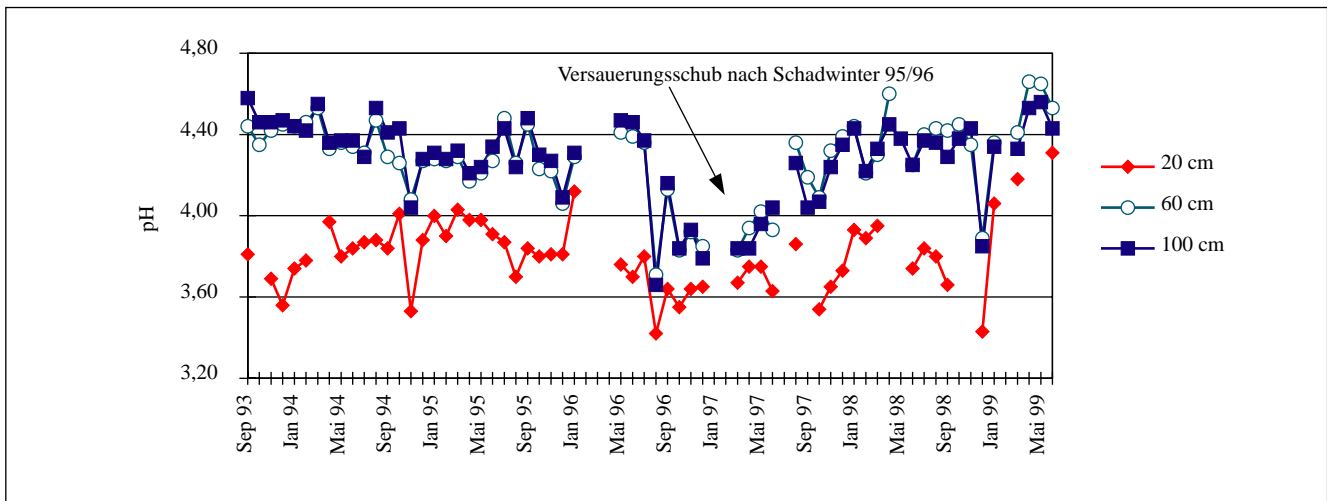


Abb. 3.23: Entwicklung der pH-Werte im Sickerwasser der Forstlichen Dauerbeobachtungsfläche (DBF = Level II der EU) Klingenthal in den Tiefenstufen 20, 60 und 100 cm

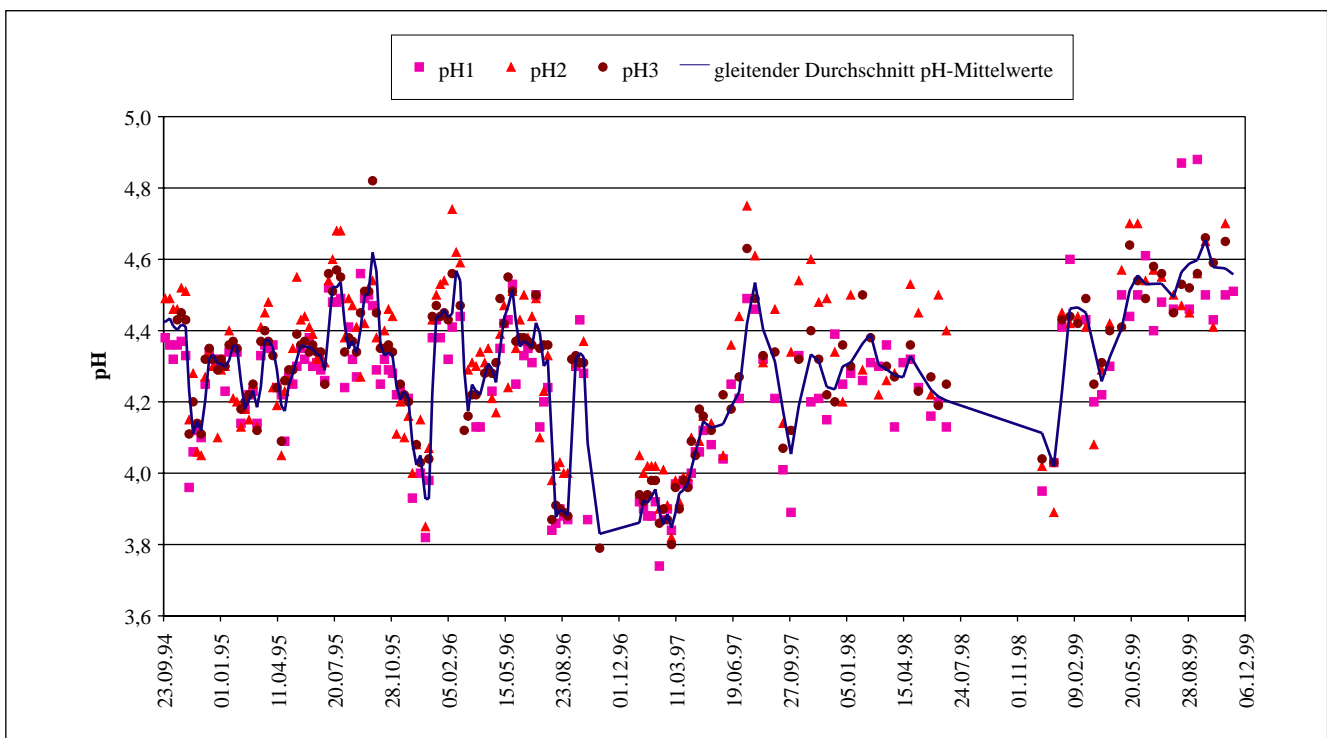


Abb. 3.24: Entwicklung der pH-Werte von 3 Waldquellen in der Nachbarschaft der Level II-Fläche Klingenthal (westl. Erzgebirge)

3.3.2.4 Kritische Belastungsraten (Critical Loads)

Auf der Basis der Depositionen der Jahre 1996 und 1997 wurden die kritischen Belastungsraten (Critical Loads) der sächsischen Level II-Standorte bestimmt und sind zusammen mit den jeweiligen Überschreitungen in den Abb. 3.25 und 3.26 wiedergegeben.

Danach wurden die kritischen Belastungsraten für eutrophierenden Stickstoff auf den Meßflächen Bautzen, Cunnersdorf, Olbernhau und Laußnitz um etwa das Doppelte übertroffen und nur die Messfläche Colditz blieb im vorgegebenen Belastungsrahmen.

Dies unterstreicht die Ergebnisse in Verbindung mit der Bodenzustandserhebung (vgl. Kap. 3.3.1.6).

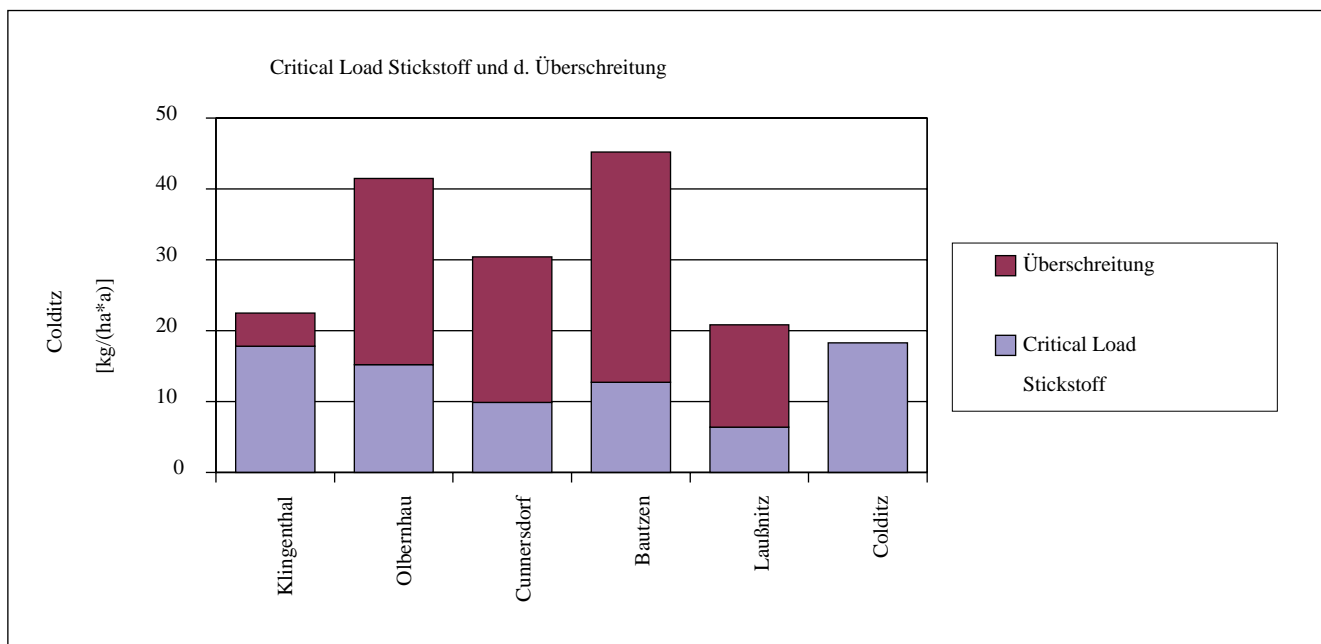


Abb. 3.25: Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff und deren Überschreitungen in den Forstlichen Dauerbeobachtungsflächen (DBF = Level II der EU); Mittelwerte der Messjahre 1996/97

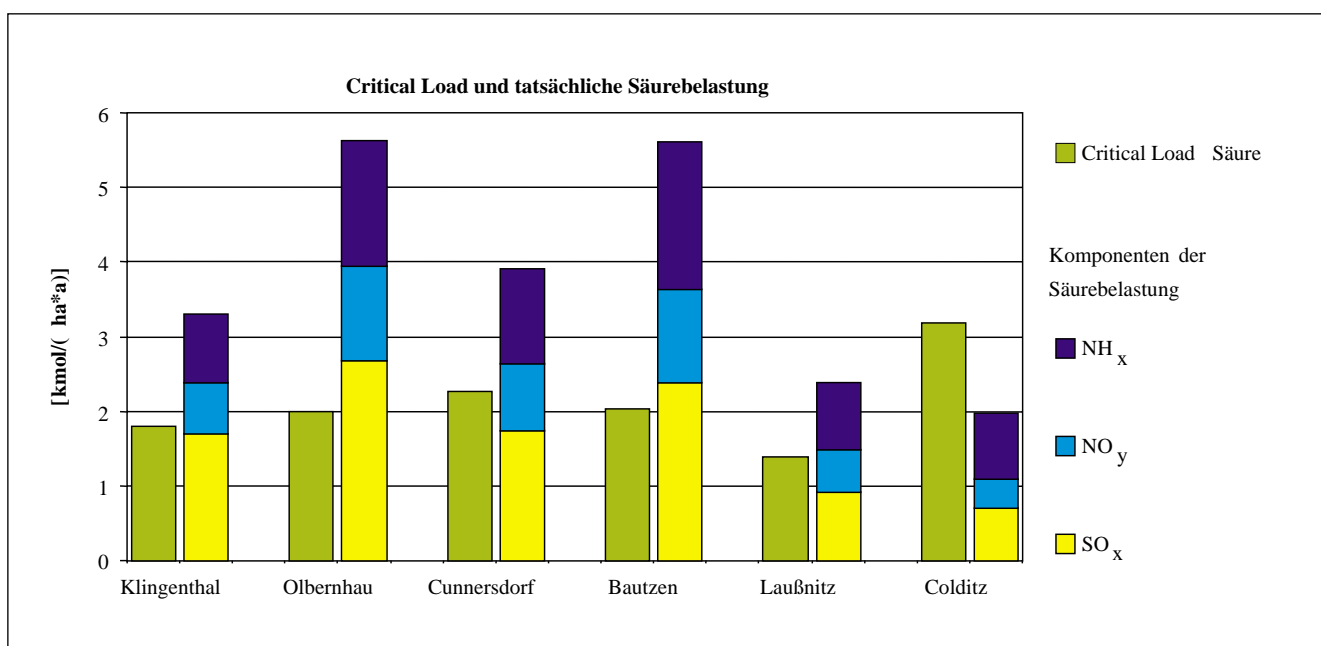


Abb. 3.26: Critical Loads für den Säureeintrag durch Schwefel- und Stickstoffverbindungen sowie die tatsächliche mittlere Säurebelastung (Messzeitraum 1996/97) in den Forstlichen Dauerbeobachtungsflächen (DBF = Level II)

Im selben Zeitraum wurden – wiederum mit Ausnahme der Fläche Colditz – mit durchschnittlichen 2,4 bis 5,6 kmol H⁺ pro Hektar die langfristig ökologisch tolerierbare Säurebelastung in Klingenthal, Cunnersdorf und Laußnitz um das Doppelte und in Olbernhau und Bautzen um das Dreifache über-

schritten. Seit dem hat sich die Säurebelastung weiter verringert (vgl. Kap. 3.3.1.6) und es kann davon ausgegangen werden, dass mittlerweile die Critical Loads bezüglich der Säureeinträge auf den Flachland- und Hügellandsstandorten teilweise eingehalten werden.

3.4 Zusammenfassung

a) Bodenzustandserhebung (BZE = Level I der EU)

- In den Wäldern Sachsens ist **großflächig eine ausgeprägte Bodenversauerung** festzustellen, deren negative Auswirkungen für das gesamte Waldökosystem vor allem auf den Einfluss durch Immissionen zurückzuführen sind. Mit Ausnahme einzelner sekundär aufgebafter Standorte des pleistozänen Tieflandes sowie der nährstoffreichen Auenböden und der Böden auf allerdings nur kleinflächig ausgebildeten basaltbeeinflussten Substraten, weisen die Oberböden bis in 30 cm Tiefe pH-Werte überwiegend weit unterhalb von 4,2 auf. Die weitaus größte Anzahl der untersuchten Standorte ist damit im Hauptwurzelbereich dem Aluminium-, Aluminium/Eisen- und Eisenpufferbereich zuzuordnen.
- Die **Basensättigung** erreicht nur auf den vorgenannten besseren Substraten sowie den überwiegend lössbeeinflussten Standorten des Hügellandes – dann allerdings erst in größeren Bodentiefen – Werte oberhalb von 15% und die **Elastizität der Böden gegenüber Säurestress** ist entsprechend **gering**.
- In etwa 90 % der Waldböden werden im Hauptwurzelbereich zwischen 10 und 60 cm Tiefe nur **niedrige und mittlere effektive Kationenaustauschkapazitäten** angetroffen. In Verbindung mit den überwiegend geringen Basensättigungsgraden stellt sich unter Säurebelastung oftmals eine pH-Wertabsenkung ein und die Böden gelangen in ein anderes Puffersystem.
- Die überwiegend ungünstigen Humusformen sind Beleg für die **Akkumulation von organischer Substanz auf der Mineralbodenoberfläche** infolge gehemmter Streuzersetzung, wodurch dem Stoffkreislauf der Ökosysteme wesentliche Nährstoffmengen entzogen werden.
- **Hohe Blei- und Kupfergehalte der organischen Auflagen** treten besonders **im mittleren und östlichen Erzgebirge** auf. Die höchsten Bleigehalte und Grenzwertüberschreitungen ergaben sich für den Freiburger Raum bis hinüber nach Altenberg.
- Untersuchungen zu Elementrelationen im Boden-Wasser-Extrakt aus 30 bis 90 cm Bodentiefe unterstreichen in Abhängigkeit von Basensättigung und pH-Wert eine auf den Sandstein-, Phonolith-, Gneis-, Schiefer- und Phyllit-Standorten deutlich ausgeprägte Gefährdung bzw. **Beeinträchtigung des Feinwurzelwachstums** und der Pflanzenernährung durch im Vergleich zu Kalzium und Magnesium unverhältnismäßig hohe Aluminiumgehalte der Bodenlösung. Dies ist auf Granitsubstraten weniger der Fall und auf Deck- und Vollflössen im Hügellandsbereich erscheint ein Risiko durch Al-Toxizität in den betreffenden Tiefenstufen nicht wahrscheinlich.
- Vor dem Hintergrund anhaltend hoher Stickstoffeinträge in Waldökosysteme werden die kritischen, ökologisch langfristig tolerierbaren **N-Belastungsraten (Critical**

Loads) auf sämtlichen BZE-Standorten mehr oder weniger stark **überschritten** (Bezugsjahr 1995). Das Gleiche gilt für die Belastungsraten durch die Säurebildner Schwefel und Stickstoff.

b) Forstliche Dauerbeobachtungsflächen (DBF = Level II)

- Seit dem Jahr 1996, in dessen Verlauf es erneut durch sehr hohe winterliche Schadstoffbelastungen zu einem großflächigen Waldsterben in den Kammlagen des mittleren Erzgebirges kam, sind besonders in den südlichen Landesteilen die **Schwefeleinträge in die sächsischen Waldökosysteme erheblich zurückgegangen** und scheinen sich auf einem deutlich niedrigeren Belastungsniveau zu stabilisieren. Demgegenüber sind die **Stickstoffeinträge weiterhin sehr hoch**.
- Die **pH-Werte in den Niederschlägen zeigen einen ansteigenden Trend** und verweisen auf entsprechend geringere Säureeinträge und Säurebelastungsraten in den Waldökosystemen.
- Die veränderten Depositionsverhältnisse zeigen Wirkungen auch in den Waldböden. Die **Schwefelgehalte von Bodenlösung und Sickerwasser** sind ebenfalls **rückläufig**. Damit verringert sich auch der Verlust an Nährstoffkationen aus dem Boden und ein **pH-Anstieg im Boden- und Quellwasser** zeichnet sich ab.
- **Sulfat und Nitrat** sind die **dominierenden Anionen in der Lösungsphase** des Bodens. Aufgrund eines besonders auf den Erzgebirgsstandorten hohen Versauerungsgrades der Böden beherrschen **Aluminiumionen** die Kationenzusammensetzung von Bodenlösung und Sickerwasser. Al-Ionen können bei ungenügender Pufferkapazität des Sickerwasserleiters bis in die Waldquellen verlagert werden.
- Auf der Basis der Stoffeinträge der Jahre 1996/97 ist festzustellen, dass in der Mehrzahl der Messflächen die **langfristig ökologisch vertretbare Säurebelastung** der Waldstandorte (Critical Load) **mehr oder weniger deutlich überschritten** wurde. Es zeichnet sich ab, dass in der Zukunft der größte Anteil der Säurebelastung in den Waldökosystemen möglicherweise durch den Eintrag von Stickstoffverbindungen induziert wird.
- Allgemein sind in Zukunft die **Schwefel- und verstärkt auch die Stickstoffemissionen sowie die dadurch induzierten Stoffbelastungen weiterhin in unterschiedlichem Umfang zu reduzieren**. Jedoch kann davon ausgegangen werden, dass durch die intensiven Bemühungen der letzten Jahre zum Schutz der Böden gegen eine zunehmende Bodenversauerung – einerseits durch die Waldkalkung und andererseits durch eine deutlichen Minderung der Schwefelemissionen – eine Verschärfung von Ernährungsstörungen in den sächsischen Wäldern – z.B. durch Magnesiummangel – auf großer Fläche abgewendet werden konnte. Eine weitere Entlastung ist langfristig auch durch den Waldumbau zu erwarten.

4 Gewässerkundliches Messnetz des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie – Lysimetermessungen

4.1 Konzeption/Zielstellung

Die Lysimeter der Station Brandis werden als Messnetz „Bodenwasserhaushalt“ im Rahmen der gewässerkundlichen Messnetze des Freistaates Sachsen betrieben. Gemessen werden seit 1980 Verdunstung, Versickerung, Bodenwasservorrat und Sickerwassergüte. Der Betrieb der Station sowie die Auswertung der Ergebnisse obliegt laut Gründungserlass vom 30.01.1995 der Staatlichen Umweltbetriebsgesellschaft.

Ziel der Messungen in der Lysimeterstation Brandis ist die Schaffung unbefristeter Langzeitdatenreihen und die Datenbereitstellung zur Lösung wissenschaftlicher Fragestellungen (u.a. in Zusammenarbeit mit dem Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle), um die Auswirkungen von Landnutzungs- und Klimaänderungen auf die einzelnen Komponenten des Wasser- und Stoffhaushaltes beschreiben und prognostizieren zu können. Folgende Schwerpunkte charakterisieren das derzeitige Konzept der Station:

- Auswahl von acht, aus bodenkundlicher und hydrogeologischer Sicht, für Mitteldeutschland repräsentativen Ackerstandorten;
- Gewinnung von 3 Bodenmonolithen je Standort zur Berücksichtigung der Heterogenität der Böden;
- Konzentration der Bodenmonolithe an einem Standort – zur intensiven und kontinuierlichen messtechnischen Betreuung (auch an Sonn- und Feiertagen);
- mit dem Einsatz von 3 m tiefen Lysimetern mit freiem Sickerwasser-Auslauf werden Standorte mit flurfernen Grundwasserständen realisiert – diese sind typisch für den mitteldeutschen Lockergesteinsbereich;
- Tensiometer, Saugkerzen, TDR-Sonden, Temperaturfühler und Sonden zur Entnahme von Bodenluft in jeweils drei Lysimeterebenen liefern zusätzliche Informationen über die im Bodenprofil ablaufenden Prozesse;
- landwirtschaftliche Nutzung der Lysimeterböden und des umliegenden Feldes, weil diese Nutzungsform den größten Anteil an der Gesamtfläche Sachsens, insbesondere der Trinkwassereinzugsgebiete, stellt;
- detaillierte Erfassung der Bodenparameter, der Bewirtschaftungsmethoden und der Bestandsentwicklung sowie Beobachtung der klimatologischen Bedingungen am Lysimeterstandort als Grundlage für die Übertragbarkeit der Lysimetermessungen;
- Durchführung von Wasserhaushaltsuntersuchungen im „Repräsentativgebiet“ Parthe als Basis für die Einbindung der Lysimeterergebnisse in den Gebietswasserhaushalt;
- Verwendung der Messreihen und Parameter zur Testung von Berechnungs- und Simulationsverfahren des Wasser- und Stoffhaushaltes in unterschiedlichen Maßstabsbereichen.

Nach der langjährigen Nutzung der Lysimetermonolithe ergab sich 1994 die Frage, inwieweit Oaseneffekte, nutzungs- und lysimeterspezifische Einflüsse zu Veränderungen der Böden und damit zu Problemen bei der Verwendung der Lysimeterergebnisse führen. Deshalb wurden drei der langjährig genutzten Lysimetermonolithe zerlegt und parallel dazu, auf den Herkunftsflächen der Lysimeterböden aufgenommene Profile mit gleichem Untersuchungsprogramm analysiert (KEESE & KNAPPE, 1996).

4.2 Technische Daten der Station und Messprogramme

Die Lysimeterstation liegt 136 m über NN etwa 15 km südöstlich von Leipzig am südlichen Ortsrand der Stadt Brandis (geographische Breite 51,32° N; geographische Länge 12,62° E).

Es werden 24 wägbare Lysimeter sowie 19 Versickerungsmesser betreut. Die Versickerungsmesser sind mit 205 cm und 265 cm unterschiedlich tief. Für die wägbaren Lysimeter wurden einheitlich Bodenmonolithe mit einer Mächtigkeit von 300 cm gewonnen. Jeder der 43 Bodenmonolithe hat eine Oberfläche von 1 m². Die kontinuierlich geführten Messreihen beginnen im November 1980.

Bei der Gewinnung der Bodenmonolithe wurden von den Herkunftsflächen Profilbeschreibungen angefertigt und bodenphysikalische Parameter ermittelt. Die Entnahme aus dem gewachsenen Boden erfolgte „ungestört“. Dazu wurde entsprechend der Methode nach FRIEDRICH-FRANZEN (SCHRÖDER, 1980) ein Stahlzylinder durch Auflast vorsichtig in den Boden gepresst. Gleichlaufend dazu entstand durch das Freigraben des eingetriebenen Behälters eine Baugrube, die es dann ermöglichte, den Lysimeterbehälter mit einer Bodenplatte zu verschließen und nach Brandis zu transportieren. Alle Bodenmonolithe sind, wie für Altpleistozänlandschaften typisch, **mehrschichtig**.

Die Entnahmeorte wurden so ausgewählt, daß an der Sohle der Lysimeter von Natur aus mindestens 50 cm gut durchlässiges Lockergestein ansteht. In einem Bereich von 10 bis 20 cm über der Sohle wurde horizontal ein geschlitztes, mit Glaswolle gefülltes, doppeltes Stahlfilterrohr eingebaut (Abb. 4.1).

Auf diese Weise wird ein ungestörtes Abfließen des im Bereich des Lysimeterbodens eintreffenden Sickerwassers ermöglicht und verhindert, dass Wasser aus dem Staubereich am Lysimeterboden wieder kapillar in die verdunstungsbeflußte Zone gehoben wird.

In Anlehnung an die Richtlinien des DWD beginnt ein Mess-tag im Lysimeterkeller um 7.30 Uhr und endet um 7.30 Uhr des folgenden Tages.

Durch die tägliche Wägung der Lysimeter wird die Gewichts-differenz zum Vortag mit einer Genauigkeit von



Abb. 4.1: Filterrohr für den Sickerwasserablauf am Lysimeterboden

100 g = 0,1 mm Wasser ermittelt. Seit 1995 erfolgt die Gewichtsaufnahme kontinuierlich mittels Druckmesszelle, wobei auch die Voraussetzung für die Online-Kopplung an einen PC gegeben ist.

Die Konstruktion der 230 m² großen Kellerdecke erlaubt eine 1,2 m mächtige Kulturbodenüberdeckung und damit die gleiche Art der Bewirtschaftung wie auf den darin befindlichen Lysimetern. Die Station und das Lysimeterfeld liegen inmitten einer landwirtschaftlichen Nutzfläche.

Zum Messprogramm auf dem Lysimeterfeld gehören Pflanzenbonituren und die jährliche Beprobung des oberen Bo-

denhorizontes. Das Lysimeterfeld dient darüber hinaus der Bestimmung der meteorologischen Eingangsgrößen und der Bodentemperaturen in verschiedenen Tiefen. Der Niederschlag wird täglich sowohl bodengleich als auch in einem HELLMANN-Messer in 1 m Aufstellhöhe ermittelt. Die Standardwetterhütte und die Bodenthermometer konnten in Zusammenarbeit mit der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg (Institut für Agrarökonomie und Agrarraumgestaltung) 1992 durch eine automatische Klimastation ersetzt werden, die alle verdunstungswirksamen Elemente in einem Zeitintervall von 10 Minuten auf data-Logger erfasst. Ergänzt wird das Messprogramm durch Wetterbeobachtungen und Messgeräte zur Ermittlung der atmosphärischen Deposition.

Die Berechnung der realen Evapotranspiration (ETR) der 24 wägbareren Lysimeter erfolgt auf Basis der täglichen Messwerte: Korrigierter Niederschlag (P_{korr}), Sickerwassermenge (SW) und Gewichtsänderung = Bodenwasservorratsänderung (ΔSB) mit

$$\text{Gl. 1: } \text{ETR} = P_{\text{korr}} - \text{SW} - \Delta\text{SB} \text{ [mm].}$$

In den sächsischen Wassereinzugsgebieten stellen landwirtschaftliche Nutzflächen prozentual den höchsten Flächenanteil. Deshalb wählte man für die Lysimeter und den umliegenden Schlag eine landwirtschaftliche Bewirtschaftung in ortsüblicher Weise (Tab. 4.1). Ziel dieser Strategie ist:

- Schaffung gebietstypischer Bedingungen für die Grundwasserneubildung und die reale Verdunstung,

Tab. 4.1: Fruchtfolge, Stickstoff-(N)-Einträge und Niederschläge der Jahre 1980 – 98

Kalender-jahr	Fruchtart (Lysimeter und Feld)	mineralische N-Immission als		Niederschlag (n.HELLMANN) [mm/a]
		N-Düngung [kg/ha/a]	nasse Deposition [kg/ha/a]	
1980	Mais	140	44	657
1981	Zuckerrüben	160	53	727
1982	Winterweizen	120	28	390
1983	Wintergerste	120	33	672
1984	Weidelgras	175	42	536
1985	Kartoffel	100	69	477
1986	Winterweizen	120	35	581
1987	Kartoffel	100	37	629
1988	Winterweizen	140	46	574
1989	Wintergerste	120	46	546
1990	Zuckerrüben	140	44	579
1991	Winterweizen	140	37	417
1992	Wintergerste	120	29	583
Mittel der Jahre 1980-92		130	41	568
1993	Grünbrache	0	26	669
1994	Grünbrache	0	32	660
1995	Rotklee	0	18	664
1996	Kartoffel	0	19	500
1997	Winterweizen	60 (Stalldung)*	22	505
1998	Winterroggen	0	35	691

* ≙ 200 dt/ha

- Nachweis der Effizienz der mineralischen Düngung und der Stickstoff-Entzüge durch die Pflanze,
- Ermittlung der Stickstoff-Auswaschung verschiedener Böden und der Gefahr für das Grundwasser.

Um zu vergleichbaren Aussagen zu gelangen, wurden alle Lysimeter bzw. Bodenarten gleich behandelt. Aus versuchs-technischen Gründen wurde bis 1997 generell mineralischer Dünger eingesetzt. Eine Unterbrechung des in Tab. 4.1 aufgezeigten Stickstoff-Düngungsregimes erfolgte nur auf den Lysimetern mit pseudovergleyter Braunerde-Fahlerde (Lys.-Gr. 11). Hier kam in den Jahren von 1982 bis 1990 auch Gülle zum Einsatz. Dabei wurde die Düngemenge in Mineraldüngäquivalenten der jährlichen Mineraldüngung der anderen Lysimeterböden angeglichen.

Die landwirtschaftliche Bearbeitung, Bestellung und Ernte des Lysimeterfeldes wurde mit Kleintraktor, Anhängegeräten und Kleintechnik durchgeführt. Die Bewirtschaftung der Lysimeter selbst erfolgt per Hand. Im Unterschied zu den Herkunftsflächen war es auf den Lysimetern selten notwendig, Pflanzenschutzmittel (PSM) einzusetzen, da eine manuelle Pflege der Bestände erfolgte. Die Liste der eingesetzten PSM liegt in der Station Brandis vor.

Im Herbst 1992 wurde in Abstimmung mit dem Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle und der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg das beschriebene Bewirtschaftungsregime beendet. Nach Flächenstilllegungsmassnahmen in den Jahren 1993-95 (selbstbegrünte Brache nach Stoppelsturz im September 1992; April 1993 Saatbettbereitung und Aussaat einer Mischung verschiedener Gräser; mehrere Schnitte; im Frühjahr 1995 Umbruch und Aussaat von Rotklee) wurde 1996 auf den Lysimetern und dem umliegenden 0,66 ha großen Lysimeterfeld mit einer „umweltgerechten, nachhaltigen feldbaulichen Nutzung“ begonnen. Zielstellung war ein „optimaler Flächenertrag ohne (bzw. mit geringer) Umweltbelastung“ – eine Bewirtschaftung nach den Prinzipien des geschlossenen Stoffkreislaufes eines Landwirtschaftsbetriebes (Ökologischer Landbau). Im Einzelnen heißt das:

- ökologisch vertretbares, standortbezogenes Düngenniveau, keine synthetischen Düngemittel,
- Einsatz von Wirtschaftsdünger, Gründüngung und Leguminosen,
- Ausschaltung der Unkrautkonkurrenz durch mechanische Pflegearbeiten,
- Einsatz von biologischen Pflanzenschutzmitteln,
- kein Einsatz von synthetischen Pflanzenschutzmitteln,
- Wahl einer geeigneten Fruchtfolge zur Minimierung des N-Austrages.

Seit 1999 wird auf Grundlage der Empfehlungen der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft zur „Umweltgerechten Landwirtschaft in Sachsen“ bewirtschaftet (SML, 1995).

4.3 Die Herkunftsflächen der Lysimeterböden

Die Bodenmonolithe für die Lysimeterstation wurden in den jetzigen Bundesländern Sachsen und Sachsen-Anhalt gewonnen. Fünf Entnahmeorte liegen im Einzugsgebiet der Parthe (Sachsen) sowie jeweils ein Entnahmeort im Raum Wittenberg (Sachsen-Anhalt), Oschatz (Sachsen) und Halle (Sachsen-Anhalt). Großräumig gesehen liegen alle acht Herkunftsorte im „**Norddeutschen Tiefland**“ (MEYNEN et al., 1953).

Die Auswahl der Böden beinhaltet sowohl Standorte mit Sandlöss über Schmelzwassersanden, Sandlöss über Geschiebelehm als auch Standorte mit Geschiebemergel und tiefgründigem Löss. Die nachfolgende Beschreibung der acht verschiedenen Herkunftsflächen der Lysimeterböden basiert auf den Untersuchungen von MEYNEN et al. (1953), EISSMANN (1970) und PESTER (1978):

Lysimetergruppe 5: Kiesige Mittel- und Grobsande ohne bindige Deckschichten

Diese Herkunftsfläche befindet sich im Bereich eines spornartigen Ausläufers des breiten Geschiebesandrückens zwischen Beucha und Brandis, einem Teilgebiet der staunässebeeinflussten Altmoränenplatte Borsdorf-Wurzen (Mulden-talkreis).

Den angeschnittenen Grundwasserleiter (GWL) 1.6 (GWL-Bezeichnung nach PESTER, 1978) bilden fluviatile bis glazifluviatile spätsterkaltzeitliche Sande und Kiese, die im Zusammenhang mit dem Abschmelzen des Inlandeises der Elsterkaltzeit (letzter Vorstoß) zur Ablagerung kamen. Die Mächtigkeit des GWL 1.6 ist mit 2 – 15 m sehr unterschiedlich. Von Bedeutung sind vor allem die Ablagerungen in Schmelzwasserrinnen, die sich teilweise recht tief in die ältere quartäre und tertiäre Schichtfolge eingeschnitten haben und dadurch zu hydraulischen Verbindungen mit anderen Grundwasserleitern führen. Diese Rinnen wurden teilweise durch Schmelzwasserablagerungen wieder aufgefüllt. Die weitere Füllung erfolgte nach bzw. während des Abschmelzens des Eises durch Ablagerung von Schmelzwassersedimenten, teilweise aber auch durch Flussablagerungen (Rückzugsschotter).

Die Sedimente des GWL 1.6 sind sehr inhomogen. Sie bestehen hauptsächlich aus feinkiesigen Mittel- und Grobsanden bzw. grobsandigen Feinkiesen mit vereinzelt Steinen. Häufig wurden Schlufflagen nachgewiesen. Die darüber liegenden Schichten wurden aus umgelagerten Geschiebesanden wechselnder Mächtigkeit gebildet.

Der oberste Horizont besteht aus solifluidal umgelagertem Sandlöss, wobei auch Material aus der darunter liegenden Schicht eingearbeitet wurde. Aus diesem vorwiegend sandhaltigen Ausgangssubstrat entstanden **Braunerden**.

Lysimetergruppe 4 und 8: Gebänderte Mittel- und Feinsande über Grobsand und Kies ohne bindige Deckschichten

Die Herkunftsfläche der **Lys.-Gr. 4** liegt auf der fast ebenen „Pomßener Geschiebesandhochfläche“ (Muldentalkreis).

Bei dem angeschnittenen Grundwasserleiter handelt es sich um intersaalekaltzeitliche fluviale und glazifluviale Sande und Kiese, die im Anschluss an den ersten Vorstoß des Eises der Saalekaltzeit abgelagert wurden. Diese Schmelzwassersande (GWL 1.4) mit einer Mächtigkeit von 6 – 13 m bestehen aus wechselnd sandigen Fein- bis Mittelkiesen. Es kommen auch untergeordnet Feinsande und schluffige Sande vor. Über diesen Bildungen lagern glazigen oder periglazial umgelagerte Sande und Kiese in wechselnder Korngrößenzusammensetzung (Geschiebesande bzw. Rückzugsschotter). Diese Formation wird durch eine relativ kiesige Sandlössdecke der Weichselkaltzeit abgeschlossen, auf der sich eine durch starke Tonverlagerung gekennzeichnete **Braunerde-Fahlerde** ausbildete.

Im Bereich der Herkunftsfläche der **Lys.-Gr. 8** (Südost-Ausläufer der Brehnaer Platte) ist wiederum der GWL 1.4 angeschnitten. Im Vergleich zur Lys.-Gr. 4 wird der GWL 1.4 an diesem Standort durch fluviale kiesige Mittel- und Grobsande in starker Wechsellagerung (z. T. in Kreuzschichtung) mit lehmigen Sanden gebildet. Einzelne Horizonte sind taschenartig erhalten. Die darüber lagernde Sandlössdecke wurde solifluidal umgelagert und mit dem darunterliegenden grobsandigen Mittelsand vermengt. Sie enthält auch einzelne Kiese. Auf diesem Ausgangsmaterial entwickelte sich eine **Parabraunerde-Braunerde**.

Lysimetergruppe 1, 7 und 11: Geschiebelehm (-mergel) über Sanden oder Kiesen

Die Herkunftsfläche der **Lys.-Gr. 1** befindet sich im Kernraum der 10 bis 20 m mächtigen „Naunhofer Schotterebene“. Es handelt sich um eine Hauptterrasse mit frühsaalekaltzeitlichen fluvialen Ablagerungen (GWL 1.5 – Muldeschotter). Dieser Grundwasserleiter besteht hauptsächlich aus stark sandigem Fein- bis Mittelkies mit einem schwankenden, aber nicht homogenen Anteil an Grobkies. Darüber lagert geringmächtig Geschiebelehm (< 1 m) der Saalegrundmoräne und Sandlöss der Weichselkaltzeit. Die Böden dieser Herkunftsfläche (**Braunerde-Pseudogley**) repräsentieren eine Besonderheit. Sie lagerten über Gley und hatten früher Anschluss an das Grundwasser. Mit Inbetriebnahme der Wasserwerke Naunhof im Jahre 1895 sank der Grundwasserspiegel dauerhaft ab und auch in den 3 m tiefen Lysimetern bleibt dieser Boden weiterhin ohne Grundwassereinfluss.

Im Bereich der Herkunftsfläche der **Lys.-Gr. 7** (Südostausläufer der Brehnaer Platte) wurde gleichfalls der GWL 1.5 angetroffen. Er ist hier durch geschichtete Sande wechselnder Korngrößenzusammensetzung gekennzeichnet. Darüber

lagert in diesem Fall bis zu 2,70 m mächtiger Geschiebelehm der Saalegrundmoräne. Kennzeichnend für die Geschiebelehmsschicht ist ihre Inhomogenität, die durch wiederholte Entmischung, Auffrieren und Entwässerung entstanden ist. Typisch sind kleine Sandlinsen und Eisrisswerke (Klüfte). Abgedeckt wird dieser Komplex durch eine solifluidal und periglazial umgelagerte kies- und sandhaltige Sandlössdecke. Typisch für das sächsische Mittelgebirgsvorland sind die darauf entstandenen **Sandlössstiefler-Staugley-Böden (Braunerde-Pseudogley)**, die durch temporär und periodisch auftretendes Stauwasser geprägt sind.

Die Herkunftsfläche der **Lys.-Gr. 11** liegt am Südhang des Fläming zum Elbtal, nördlich von Wittenberg. In MEYNEN et al. (1953) wird dieses Gebiet als Roßlau-Wittenberger-Vorfläming beschrieben und zählt damit nicht mehr zum Randpleistozän. Es handelt sich um ein Altmoränengebiet, vorwiegend um eine größere Eisrandlage der Saale-Vereisung (Endmoräne mit dazugehörigen Sander- und Grundmoränenflächen). Typisch für diesen Teil des Altmoränengebietes ist, dass sich Sanderflächen, Stauchmoränen und übersandete Grundmoränenflächen engräumig ablösen, teilweise auch mit tertiären Ablagerungen verzahnen. Im Bereich der Herkunftsfläche werden Schmelzwassersande (z. T. geschichtet) von einem reichlich 2 m mächtigen Geschiebemergelpaket überlagert. Hinsichtlich ihres hydrogeologischen Aufbaus ist diese Herkunftsfläche durchaus vergleichbar mit der Lys.-Gr. 7 aus dem Bereich des Randpleistozäns.

Den oberen Horizont bilden wenige Dezimeter mächtige Geschiebesande der Weichselkaltzeit. Das Altmoränengebiet des Fläming liegt außerhalb der Lösslandschaften, so dass die Böden – hier **pseudovergleyte Braunerde-Fahlerde** – durch Nährstoffarmut und intensive Verwitterung gekennzeichnet sind.

Lysimetergruppe 9 und 10: Mächtige Lössschichten über Sanden und Kiesen

Die Herkunftsfläche der **Lys.-Gr. 9** bei Sorzig im Kreis Oschatz zählt zum niederschlagsreicheren Mittelsächsischen Lösshügelland, dem Kerngebiet des „Sächsischen Lössgefildes“ am Nordrand der Mittelgebirge. Die Lössdecke ist nahezu durchgängig mehrere Meter mächtig. Für die Lysimeter wurde ein Standort mit einer rd. 2 m mächtigen Lössschicht gewählt. Darunter lagern Schmelzwassersande, die „saale- (vor allem warthe-) oder auch elsterkaltzeitlichen Abschnitten des Pleistozäns angehören“ (MEYNEN et al., 1953). Für diese Region sind die fruchtbaren **Löss-Parabraunerden** (mit schwacher Tonverlagerung) typisch.

Die Herkunftsfläche der **Lys.-Gr. 10** liegt im Mitteldeutschen Schwarzerdegebiet, genauer im östlichen Harzvorland bei Etdorf (Saalekreis). Auch diese Lössgebiete bilden „einen Raum von großer morphologischer Einheitlichkeit“. Der in der Weichselkaltzeit in großer Mächtigkeit angela-

gerte Löss (im Bereich der Herkunftsfläche > 2 m) verdeckt die Bildungen einer alten Phase der Saalekaltzeit, bestehend aus Geschiebemergel, einigen verwaschenen Moränenzügen und flachen, oasenartigen Sandrücken“ (MEYNEN et al., 1953). Für die warmen und niederschlagsarmen Gebiete des Halleschen Lösshügellandes sind **Löss-Schwarzerdeböden** typisch. Diese Böden sind aufgrund ihres optimalen Luft- und Wasserhaushaltes bestens für eine landwirtschaft-

liche Nutzung geeignet. Besondere Merkmale sind Krotowinen sowie Carbonat-Konkretionen und -Ausblühungen (Lösskindel).

Zusammenfassend enthält Tab. 4.2 Informationen zur Bodenform, zum Entnahmeort und zum Profilaufbau der Lysimetergruppen. Die Lysimeter mit den Kippsubstraten (Lys.-Gr. 12) sind hier nicht Gegenstand der Untersuchungen.

Tab 4.2: *Bodenform, Entnahmeorte und Profilaufbau der Brandiser Lysimeter*

Gruppe	Bodenform [Entnahmeorte]	Tiefe (cm)	Profilaufbau	Standort- einheit
5	Erodierte Braunerde geringer Entwicklungstiefe aus Sandlöss über kiesführendem Fluvisand [Brandis, Muldentalkreis]	0 – 35 35 – 170 170 – 300	Sandlöss kiesiger Mittel- u. Grobsand Schmelzwassersand, locker	D3
4	Braunerde-Fahlerde mittlerer Entwicklungstiefe aus Sandlöss über kiesführendem Fluvisand [Pomßen, Muldentalkreis]	0 – 30 30 – 130 130 – 300	Sandlöss, schwach kiesig lehmgiger Sand, kornverkittet Schmelzwassersande u. –kiese	D5
8	Parabraunerde-Braunerde mittlerer Entwicklungsstufe aus Sandlöss über tiefem, kiesführendem Moränenlehm [westl. Brandis, Muldentalkreis]	0 – 70 70 – 150 150 – 300	Sandlöss Fließerde (sandiger Lehm) Mittel- u. Feinsand	D3
1	lessivierter Braunerde-Pseudogley mittlerer Entwicklungstiefe über fossilem Gley im nahen Untergrund aus Sandlöss über kiesführendem Moränenlehm [Naunhof, Muldentalkreis]	0 – 50 50 – 120 120 – 300	Sandlöss Geschiebelehm kiesiger Mittel- u. Grobsand	D6
7	Braunerde-Pseudogley mittlerer Entwicklungstiefe aus Sandlöss über kiesführendem Moränenlehm [Beucha, Muldentalkreis]	0 – 50 50 – 220 220 – 300	Sandlöss Geschiebelehm Schmelzwassersand	D4
11	pseudovergleyte Braunerde-Fahlerde mittlerer Entwicklungstiefe aus Geschiebedecksand über Geschiebemergel [Rahnsdorf, Kreis Wittenberg]	0 – 20 20 – 240 240 – 300	Geschiebesand Geschiebemergel Schmelzwassersand	D3
9	Parabraunerde mittlerer Entwicklungstiefe aus Löss [Sornzig, Kreis Oschatz]	0 – 205 205 – 300	fahlbrauner lehmiger Schluff Schmelzwassersand	Lö3
10	Schwarzerde mittlerer Entwicklungstiefe aus Löss [Etzdorf, Kreis Halle]	0 – 220 220 – 250 250 – 300	dunkelbrauner, humoser Schluff Geschiebemergel Schmelzwassersand	Lö1
12	Kippsubstrate pleistozäner und tertiärer Herkunft [Kippe Espenhain]	0 – 60 60 – 300	lehmgiger Sand schwach lehmige Fein- und Mittelsande mit Kohlebrocken	

NStE – Natürliche Standorteinheiten (KUNDLER, 1989) beschreiben Entstehungsgeschichte und Zustand der Böden, wobei:

- „D“ (Diluvium) für Böden auf Ablagerungen infolge der Inlandeisvorstöße steht. Die Indizes steigen mit der Bodenfruchtbarkeit von D1 bis D6.
- „Lö“ (Löss) steht für die angewehten Feinerden mit besonderer Fruchtbarkeit, die von Löl nach Löl6 abfällt.

4.4 Ausgewählte Ergebnisse zum Einfluss von Bewirtschaftung und Bodenwasserhaushalt auf den Stickstoff-Austrag

4.4.1 Einfluss der Bewirtschaftung (Stickstoff-Saldo)

Im Ergebnis der Brandiser Lysimeterversuche stehen folgende Messwerte zur Verfügung:

- mineralische Stickstoff(N)-Düngung und N-Einträge über die Niederschläge (nasse Deposition),
- N-Abfuhr durch das Erntegut und die
- N-Austräge über das Sickerwasser in 3 m Tiefe.

Zur Aufstellung der N-Salden werden nachfolgend die Untersuchungsergebnisse der Jahre 1981-95 (1981-92: intensive landwirtschaftliche Bewirtschaftung, 1993-95: Flächenstilllegungsmaßnahmen) verwendet.

N-Abfuhr über das pflanzliche Erntegut [kg/ha/Jahr]:

Tab. 4.3 zeigt die N-Mengen, die über das Erntegut der verschiedenen Fruchtarten von den acht Lysimeterböden abgeführt wurden (jeweils als Mittel der drei Wiederholungen). Es ist zu beachten, dass die einzelnen Fruchtarten (bis auf das Wintergetreide) innerhalb der Beobachtungsreihe von 1981-95 nur ein- oder zweimal angebaut wurden, die Ergebnisse also stark von der jeweiligen Witterung der Anbaujahre abhängig sind.

N-Saldo [kg/ha/Jahr]:

Auf Grundlage von *N-Eintrag (nasse Deposition + mineralische Düngung) minus N-Entzug über die Pflanzen* sind in Tab. 4.4 für die Fruchtfolge im Zeitraum von 1981-92 sowie für die Jahre 1993-95 (Gras/Klee mit Umbruch, ohne Dün-

<u>N-Einträge [kg/ha/Jahr]:</u>	<u>Jährliche Mengen (von ... bis) in kg/ha</u>	
	<u>der Jahre 1981 – 92</u>	<u>der Jahre 1993 – 95</u>
– Niederschläge (nasse Deposition):	30 – 66	13 – 30
– Stickstoffdüngung (nur mineralisch):	100 – 160	0

Tab. 4.3: N-Entzüge durch das Erntegut verschiedener Fruchtarten auf acht verschiedenen Böden [kg/ha/Jahr] (Die Lysimetergruppen sind nach fallender Sickerwasserleistung gereiht.)

Lys.-Gruppe NStE	5 D3	8 D3	4 D5	1 D6	7 D4	11 D3	9 Lö3	10 Löl1
Mais	97	139	124	125	159	168	178	148
Wintergetreide	50-124	63-132	84-138	102-147	87-169	86-157	80-251	115-219
Zuckerrüben	73/131	127/142	201/211	209/214	175/199	217/250	229/240	333/423
Kartoffeln	111/155	117/157	89/128	103/141	79/137	128/158	162/180	158/169
Weidelgras	118	133	130	141	138	168	155	175
Grünbrache*	19/21	21/23	26/35	37/39	25/38	29/33	31/32	24/36
Rotklee*	52	48	104	87	61	55	111	168

Lys.-Gruppe = Lysimetergruppe; NStE = natürliche Standorteinheiten; *ohne mineralische Düngung

Tab. 4.4: Mittlere N-Salden in [kg/ha/Jahr] (Böden in Reihung nach abnehmender Sickerwasserleistung)

Lys.-Gruppe NStE	5 D3	8 D3	4 D5	1 D6	7 D4	11 D3	9 Lö3	10 Löl1
der Jahre 1981-92* [kg/ha/Jahr]	69	50	40	27	27	18	-16	-28
der Jahre 1993-94** 1995** [kg/ha/Jahr]	-4 -39	2 -35	-6 -91	-14 -74	-7 -48	-7 -42	-8 -98	-6 -155

NStE = natürliche Standorteinheiten; *Fruchtwechsel mit Düngung;

**Flächenstilllegung: Gras mit jährlichem Umbruch, ohne Düngung, 1995 Anbau von Leguminosen (Klee)

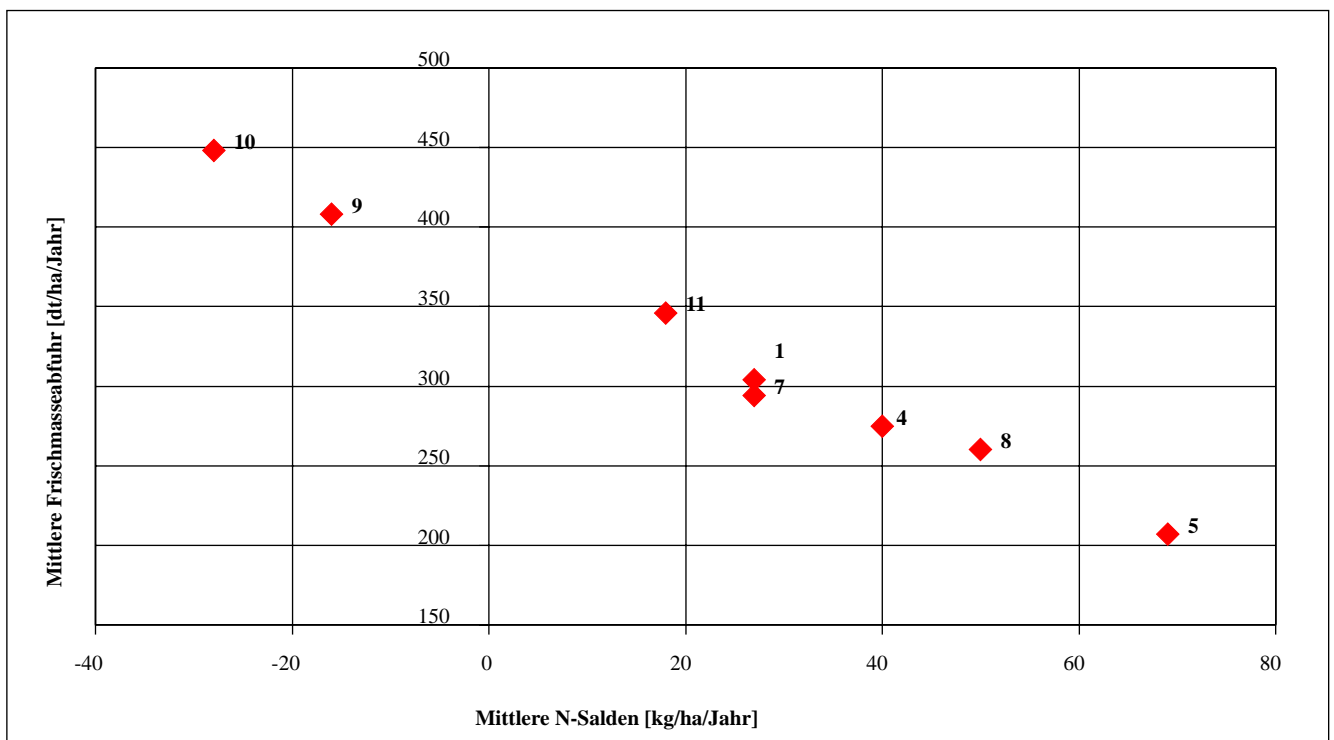


Abb. 4.2: Jahresmittel 1981 – 92 der Frischmasseabfuhr und N-Salden der verschiedenen Lysimetergruppen

gung) mittlere N-Salden für die verschiedenen Böden zusammengestellt.

Die ermittelten N-Salden der Jahre 1981 – 92 korrelieren eng mit den entsprechenden Frisch- bzw. Trockenmasseerträgen. Abb. 4.2 zeigt, wie unterschiedlich die N-Einträge von durchschnittlich 130 kg/ha/Jahr von den Pflanzen auf den verschiedenen Böden im Mittel der Jahre 1981 – 92 verwendet wurden. Bei hohen Erträgen auf den Lössböden (Lys.-Gr. 9 und 10) beanspruchten die Pflanzen den N-Speicher im Boden über die Düngegabe hinaus, beim Sand (Lys.-Gr. 5) mit deutlich geringeren Erträgen wurde dagegen nur die Hälfte der N-Einträge genutzt. Die Grünbrache in den Jahren 1993 – 94 führte zu leicht negativen N-Salden (Tab. 4.4).

Die negativen N-Salden im Jahr 1995 mit Rotklee zeigen, dass infolge der Intensivbewirtschaftung von 1981 – 92 noch ein erheblicher N-Pool in den einzelnen Böden vorhanden war, wobei aber auch ein Anteil Luftstickstoff (N-Fixierung von Leguminosen) Bestandteil der Bilanz ist.

Je geringer die Pflanzenerträge, desto höher sind die von der Pflanze nicht genutzten N-Mengen, die eine Gefahr für das Grundwasser darstellen. Deshalb liefern alle ökologisch vertretbaren acker- und pflanzenbaulichen Maßnahmen, die zu hohen Erträgen führen, einen Beitrag zur Verminderung von umweltbelastenden N-Austrägen. Von GUTSER & HAUCK (1994) wird darauf verwiesen, dass eine N-Düngung, die wesentlich geringer ist als das standortgerechte Düngenniveau, einen N-Entzug bewirkt, der unter dem von optimal ernähr-

ten Pflanzen liegt und deshalb längerfristig zu Ertragsverlusten führt. Die Brandiser Versuchsanstellung beinhaltete neben gleicher Bewirtschaftung aller Lysimeter auch die N-Düngung aller Böden auf gleichem Niveau. Damit wurde die Düngung nicht der Ertragserwartung angepasst. Im Rahmen künftiger Untersuchungen soll geprüft werden, ob durch bedarfsgerechte N-Gaben auf den leichten Böden (Lys.-Gr. 5, 4 und 8) bessere Erträge bei geringeren N-Salden zu erzielen sind.

4.4.2 Einfluss der jährlichen Inanspruchnahme des Bodenwasservorrates auf die Verlagerungsgeschwindigkeit von Nitrat

Die für verschiedene Böden in unterschiedlicher Höhe ermittelten nicht genutzten N-Einträge und die durch Mineralisation (in unbekannter Höhe) im Boden freigesetzten N-Mengen können von den Bodenkolloiden sorbiert oder biologisch in organischer Substanz für einen längeren Zeitraum immobilisiert werden. Nur der in der Bodenlösung verbleibende N-Anteil (vorwiegend der leicht lösliche Nitrat-Stickstoff) kann mit dem Sickerwasser verlagert werden.

Zunächst erfolgte eine Abschätzung der mittleren Austauschhäufigkeiten von Bodenlösung in der effektiven Wurzelzone auf Basis der mittleren Sickerwassermengen der Jahre 1981 – 97 und des Wassergehaltes bei Feldkapazität in der (mittleren) effektiven Wurzelzone.

Tab. 4.6: Durchschnittliche Verlagerungsgeschwindigkeit [dm/Jahr] und Verweilzeit des Sickerwassers in der Dränwasserzone der Lysimeter – Reihe 1981–97

Lys.-Gruppe	Dränzone* [dm]	FK _{Drän.} ** [mm]	Sickerwasser [mm/Jahr]	Verlagerungsgeschwindigkeit in der Dränzone [dm/Jahr]	Verweilzeit in der Dränzone [Jahre]
5	27,4	351	175	13,6	2,0
4	26,0	369	135	9,5	2,7
8	26,2	566	146	6,8	3,9
1	24,9	251	113	11,2	2,2
7	24,0	538	98	4,4	5,5
11	23,5	548	114	4,9	4,8
9	19,1	481	57	2,3	8,3
10	18,8	471	50	2,0	9,4

Dränzone = Lysimetertiefe (3 m) minus We aus Tab. 2.4.5

**schichtweise berechnete FK in der Dränwasserzone des Lysimeters

mittlerer nFK_{we} bzw. FK_{we} überdurchschnittlich hohe Sickerwasserraten und damit eine intensive Auswaschung (Tab. 4.7 und Tab. 4.8).

Am Beispiel von drei ausgewählten Lysimeterböden wird gezeigt, wie sich neben bewirtschaftungsbedingten Einflüs-

sen vor allem witterungsbedingte Einflüsse auf das standörtliche Verlagerungsrisiko auswirken.

Für die Berechnungen der jährlichen Austauschhäufigkeiten wurden die Angaben zur nFK_{we} und FK_{we} aus Tab. 4.5 verwendet.

Tab. 4.7: Austauschhäufigkeit des Bodenwassers bei Feldkapazität im effektiven Wurzelraum [%/Jahr] am Beispiel der Lysimetergruppe 5 (D3) in den Jahren 1981–97

Jahr	Sickerwassermenge [mm/Jahr]	Austauschhäufigkeit (1) [%/Jahr]	Austauschhäufigkeit (2) [%/Jahr]	Fruchtart
1981	231	361	344	Zuckerrüben
1982	163	255	243	Winterweizen
1983	210	328	313	Wintergerste
1984	96	150	143	Weidelgras
1985	132	206	197	Kartoffeln
1986	197	308	294	Winterweizen
1987	268	419	400	Kartoffeln
1988	213	333	318	Winterweizen
1989	134	209	200	Wintergerste
1990	100	156	149	Zuckerrüben
1991	111	173	166	Winterweizen
1992	138	216	206	Wintergerste
1993	145	227	216	Grünbrache
1994	381	595	568	Grünbrache
1995	217	339	324	Rotklee
1996	98	153	146	Kartoffeln
1997	146	228	218	Winterweizen
Mittel	175	273	261	

(1) – Berechnung mit nFK_{we} (2) – Berechnung mit FK_{we}

Tab. 4.8: *Austauschhäufigkeit des Bodenwassers bei Feldkapazität im effektiven Wurzelraum [%/Jahr] am Beispiel der Lysimetergruppe 7 (D4) in den Jahren 1981–97*

Jahr	Sickerwassermenge [mm/Jahr]	Austauschhäufigkeit (1) [%/Jahr]	Austauschhäufigkeit (2) [%/Jahr]	Fruchtart
1981	135	102	72	Zuckerrüben
1982	84	64	45	Winterweizen
1983	70	53	37	Wintergerste
1984	56	42	30	Weidelgras
1985	67	51	36	Kartoffeln
1986	104	79	56	Winterweizen
1987	161	122	86	Kartoffeln
1988	152	115	81	Winterweizen
1989	55	42	29	Wintergerste
1990	24	18	13	Zuckerrüben
1991	34	26	18	Winterweizen
1992	45	34	24	Wintergerste
1993	55	42	29	Grünbrache
1994	269	204	144	Grünbrache
1995	191	145	102	Rotklee
1996	65	49	35	Kartoffeln
1997	101	77	54	Winterweizen
Mittel	98	74	52	

(1) – Berechnung mit nFK_{we} (2) – Berechnung mit FK_{we}

Tab. 4.9: *Austauschhäufigkeit des Bodenwassers bei Feldkapazität im effektiven Wurzelraum [%/Jahr] am Beispiel der Lysimetergruppe 9 (Lö3) in den Jahren 1981–97*

Jahr	Sickerwassermenge [mm/Jahr]	Austauschhäufigkeit (1) [%/Jahr]	Austauschhäufigkeit (2) [%/Jahr]	Fruchtart
1981	174	68	42	Zuckerrüben
1982	5	2	1	Winterweizen
1983	0	0	0	Wintergerste
1984	2	1	1	Weidelgras
1985	60	23	15	Kartoffeln
1986	99	39	24	Winterweizen
1987	162	63	39	Kartoffeln
1988	184	72	45	Winterweizen
1989	0	0	0	Wintergerste
1990	0	0	0	Zuckerrüben
1991	0	0	0	Winterweizen
1992	0	0	0	Wintergerste
1993	0	0	0	Grünbrache
1994	134	52	33	Grünbrache
1995	144	56	35	Rotklee
1996	0	0	0	Kartoffeln
1997	2	1	1	Winterweizen
Mittel	57	22	14	

(1) – Berechnung mit nFK_{we} (2) – Berechnung mit FK_{we}

Die Berechnungen zeigen: Je bindiger die Böden, d. h. je höher der nutzbare Bodenwasservorrat, um so höher ist auch die mögliche Varianz des Verlagerungsrisikos in den Einzeljahren. Besonders hervorzuheben ist, dass in Einzeljahren auch die Geschiebelehm Böden (Lys.-Gr. 7) ein mittleres bis großes Verlagerungsrisiko aufweisen.

Die unterschiedlichen Ergebnisse unter Austauschhäufigkeit (1) und (2) in Tab. 4.7 – 4.9 berücksichtigen die Tatsache, dass den Berechnungen teils die FK_{We} (DVWK, 1994) und teils die nFK_{We} (HÖLTING et al., 1995) zu Grunde liegt. Auf Grund des geringeren Fließquerschnittes bei Ansatz der nFK_{We} treten in diesem Fall höhere Austauschhäufigkeiten auf (= schnellere Verlagerung der Bodenlösung). In Bezug auf den Anteil immobilen Wassers, das den Fließquerschnitt für den Wassertransport einschränkt, finden sich in der Literatur unterschiedliche Angaben. Am geringsten ist der Anteil vermutlich bei den Lössböden. Die Sand- und Geschiebeböden lassen eher vermuten, dass der Wassertransport (in Abhängigkeit von der Höhe der Sickerwassermengen) nicht ausschließlich nach dem Verdrängungsprinzip stattfindet. In den stark strukturierten Böden führen präferentielle Flüsse durchaus zu höheren Transportraten als mit den vorgenommenen Abschätzungen ausgewiesen wird (RUSSOW et al., 1996). Mit dem Einfluss möglicher Makroporen begründen HÖLTING et al. (1995) die mittels nFK_{We} „eher zurückhaltende Bewertung der Schutzfunktion des Bodens“.

4.4.3 N-Saldo und N-Austrag über das Sickerwasser

a) Einzeljahre

Mit Kenntnis der Dynamik des Wasserumsatzes in der Bodenzone und der langen Verweilzeit der Bodenlösung in der Dränzone wird erklärlich, warum für einzelne Jahre kein unmittelbarer Zusammenhang zwischen N-Saldo und der Höhe der N-Austräge zu erkennen ist (vgl. Abb. 4.3), ein Ergebnis, auf das bereits u. a. in Arbeiten von EULENSTEIN (1994) und RICHTER (1994) hingewiesen wird. Auf Grund der durch-

schnittlichen Verweilzeit des Sickerwassers in der Dränzone von ca. 2,8 Jahren werden selbst auf dem Sandstandort (Lys.-Gr.5) N-Überhänge nicht im Jahr ihrer Entstehung bis in eine Tiefe von 3 m Tiefe ausgewaschen.

Etwas enger ist der Zusammenhang zwischen mittlerer jährlicher Nitrat-Konzentration und Sickerwassermenge (Abb. 4.4) – ein Hinweis darauf, dass die Aussagekraft von jährlichen N-Salden wesentlich von den aktuellen hydrologischen Bedingungen beeinflusst wird. Von den Pflanzen nicht genutzte N-Mengen werden bei unvollständigem Austausch der Bodenlösung im Wurzelraum und/oder stagnierendem Transport in der Dränwasserzone akkumuliert. So ist zu erklären, dass mit steigender Sickerwassermenge bei den Böden mit geringer und mittlerer nFK_{We} (Lys.-Gr. 5 und 7) auch die Nitrat-N-Konzentration tendenziell zunimmt. Bei den Löss-Parabraunerden (Lys.-Gr. 9) mit sehr hoher nFK_{We} ist der Zusammenhang auf Grund der geringen Austauschraten nicht so deutlich.

Vor ihrer Entnahme unterlagen die Lysimeterböden auf den Herkunftsflächen anderen Bewirtschaftungsformen als in Brandis. Auf den Herkunftsflächen wurde auch organischer Dünger verwendet und das Niveau der mineralischen Düngung auf den Standort und die Ertragserwartung ausgerichtet. Aus dieser „Erblast“ resultieren die hohen Konzentrationen der Jahre 1981 und 1982 (Abb. 4.4). Die geringen Konzentrationen in den Jahren 1994-95 sind dagegen bereits eine Folge des Bewirtschaftungswechsels (Knappe & Keese, 1997) im Jahr 1992.

b) Im Mittel der Jahre 1981-92

Für die Jahre 1981-92 ergeben sich in Abhängigkeit von Boden und Bewirtschaftung mittlere jährliche N-Austräge, die zwischen 7 kg/ha auf den ertragreichen, sorptionsstarken Löss-Parabraunerden (Lys.-Gr. 9) und 48 kg/ha auf den weniger ertragreichen sandigen Braunerden (Lys.-Gr. 5) liegen (Tab. 4.10).

Bodenmonitoring Sachsen

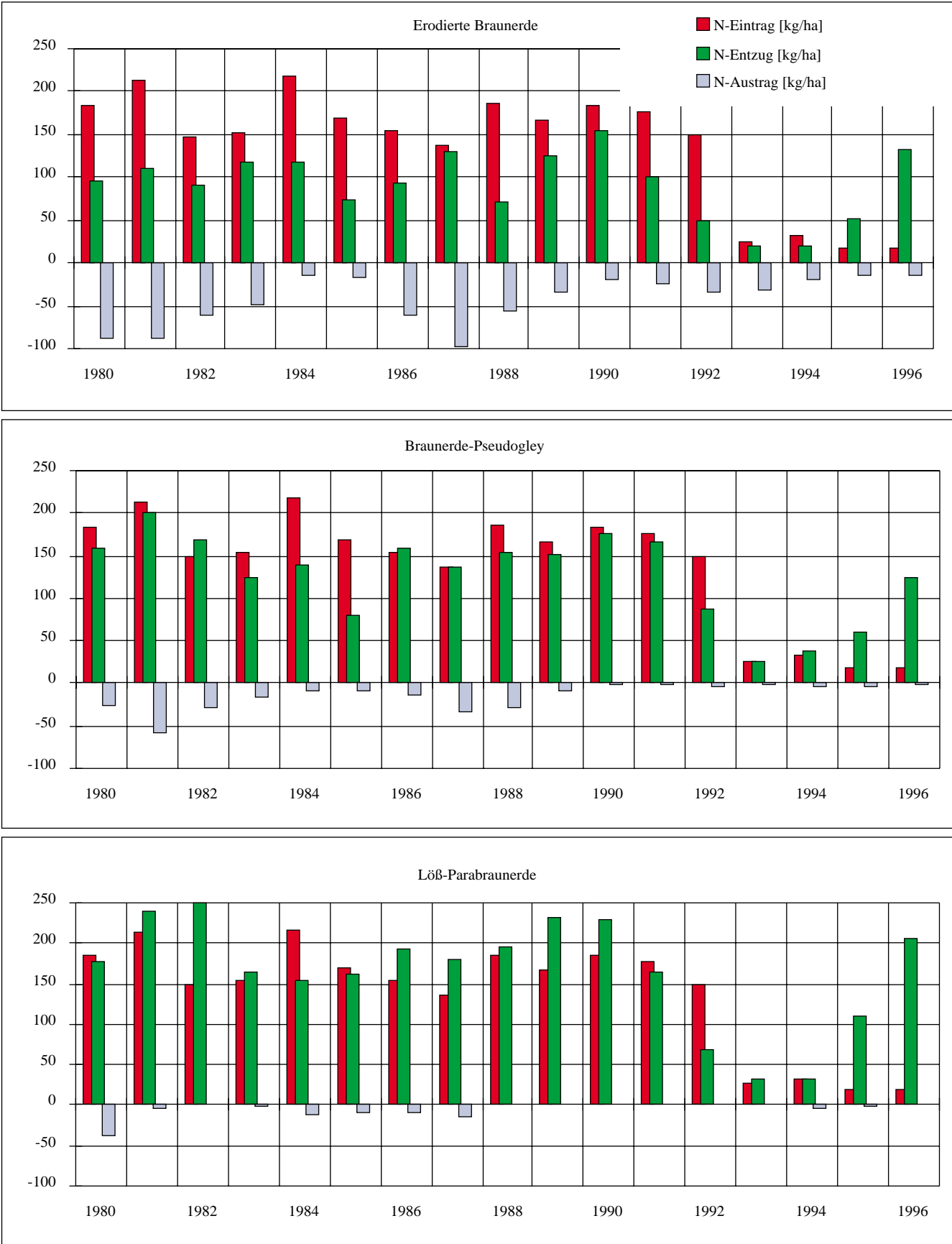


Abb. 4.3: Gegenüberstellung von N-Eintrag, N-Entzug und N-Austrag am Beispiel von ausgewählten Lysimeterböden (Reihe 1980 – 96)

Bodenmonitoring Sachsen

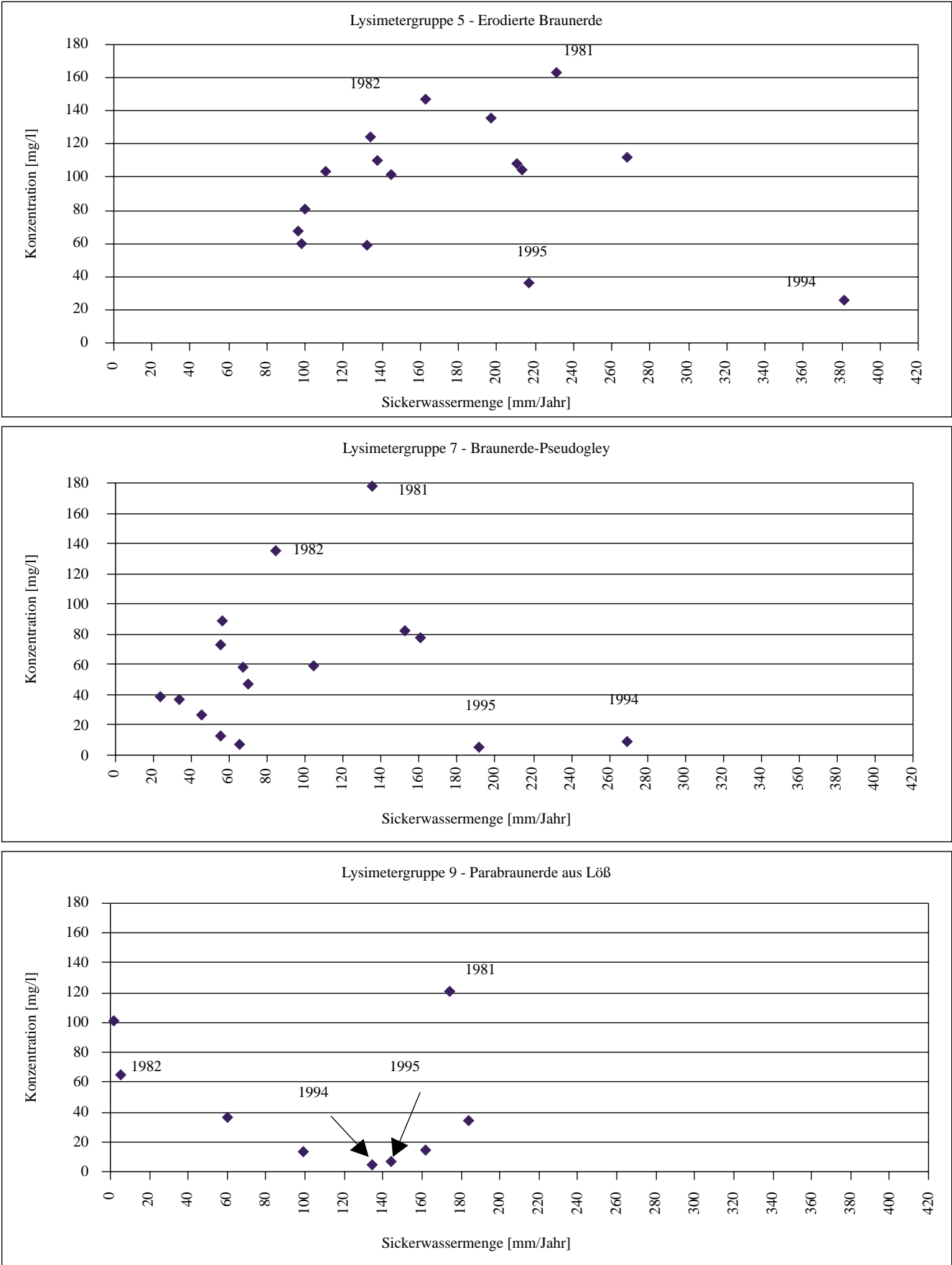


Abb. 4.4: Nitratkonzentration im Sickerwasser (Jahresmittelwerte) in Abhängigkeit von der Sickerwassermenge

Tab. 4.10: N-Auswaschungsverluste über das Sickerwasser in 3m Tiefe [kg/ha/Jahr](Reihung nach abnehmender Sickerwasserleistung)

Lys.-Gruppe NStE	5 D3	8 D3	4 D5	1 D6	7 D4	11* D3	9 Lö3	10 Lö1
In den Jahren 1981-92** [kg/ha/Jahr]	48	32	40	33	18	41	7	(55)
In den Jahren 1993-95*** [kg/ha/Jahr]	22	15	26	18	3	32	2	7

*wurden auch organisch gedüngt; **Fruchtfolge mit Düngung; ***Gras mit Umbruch ohne Düngung

Wie aus Abb. 4.5 hervorgeht, zeigen die Brandiser Untersuchungen auch im Mittel von 12 Untersuchungsjahren (1981–92) nur einen losen Zusammenhang zwischen N-Saldo und N-Austrag über das Sickerwasser. Erwartungsgemäß sollte eine enge Korrelation zwischen Bodentyp, N-Saldo und N-Austrag über das Sickerwasser bestehen. So sichern die Böden mit großem Bodenwasserspeicher (und hohen Vorräten an pflanzenverfügbaren Nährstoffen) ein gutes Pflanzenwachstum und damit hohe Erträge. Diese bewirken eine effiziente Ausnutzung der N-Gehalte im Boden (Tab. 4.4) und damit geringe N-Bilanzüberschüsse, im Fall der Lössböden überwiegen die Entzüge.

In Bezug auf das ermittelte N-Saldo zeigen insbesondere die Böden der Lys.-Gr.n 10 und 11 sehr hohe N-Austräge. Ursache dafür sind folgende Umstände:

- Die vergleichsweise hohen N-Gehalte und N-Austräge (Abb. 4.5) der pseudovergleyten Braunerde-Fahlerde (Lys.-Gr. 11) aus Wittenberg resultieren aus einer organischen Düngung in Form von Rinder- oder Schweinegülle, die von 1982 bis 1990 jährlich nur auf dieser Lysimetergruppe erfolgte. Dabei wurde die Düngermenge in Mineraldüngeräquivalenten der jährlichen Mineraldüngung der anderen Lysimeterböden angeglichen.
- Bei den trotz negativer N-Salden sehr hohen N-Austrägen (55 kg/ha/Jahr) der ertragreichen Schwarzerde (Lys.-Gr. 10) muß davon ausgegangen werden, dass unter den gegebenen Verhältnissen (rd. 100 mm/Jahr mehr Niederschlag in Brandis als am Herkunftsort Etzdorf) eine erhebliche Mineralisation organisch gebundenen Boden-Stickstoffs stattfindet (KÖRSCHENS & MAHN, 1995). Da der hohe N-Austrag der Schwarzerde aus die-

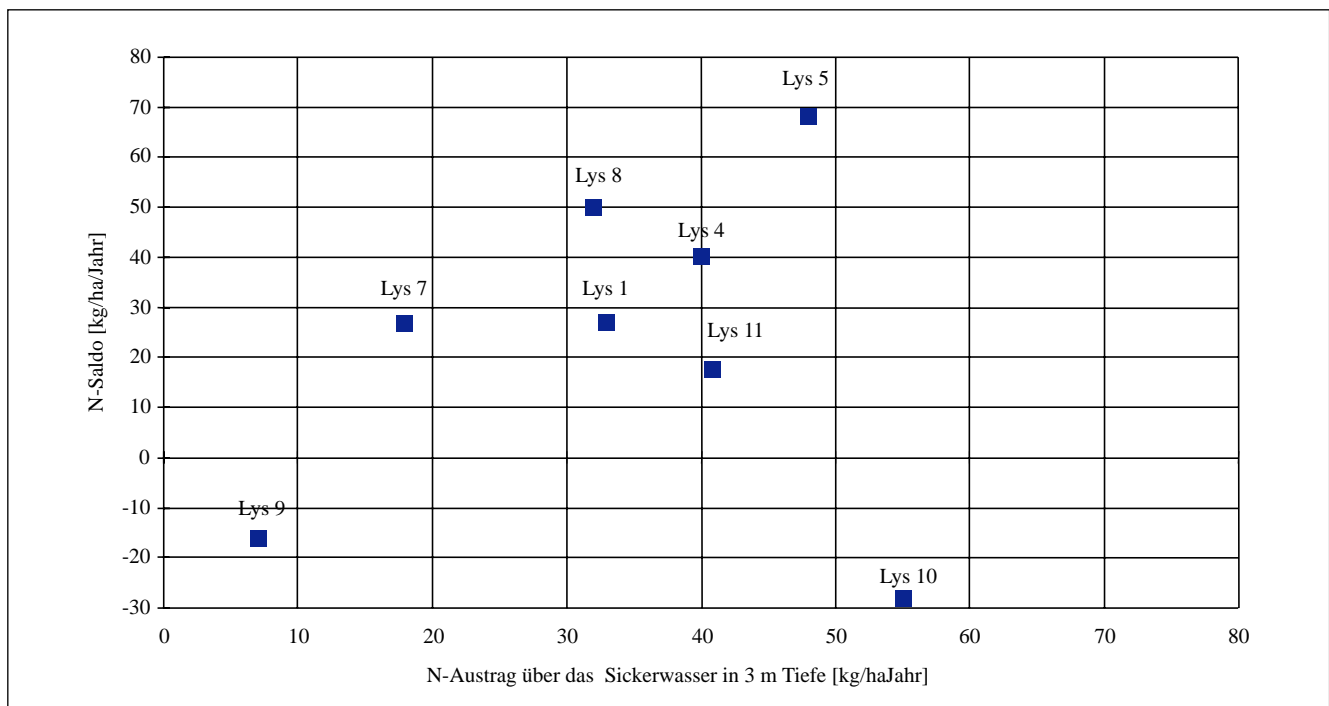


Abb. 4.5: Jahresmittel 1981–92 der N-Salden und der N-Austräge über das Sickerwasser der verschiedenen Lysimetergruppen

sem Grund keine standorttypische Reaktion beschreibt, wurde dieser Wert in (Tab. 4.10) in Klammern gesetzt.

Für jeden Bodentyp bildete sich im Mittel über die Jahre 1981-92 ein von der Fruchtbarkeit abhängiges Niveau der Nitratgehalte im Sickerwasser heraus. Die Nitrat-N-Konzentrationen der Lys.-Gr. 4, 8, 1 liegen mit 100 mg/l NO₃ auf vergleichbarem Niveau zur Lys.-Gr. 5. Der Braunerde-Pseudogley (Lys.-Gr. 7) zeigt geringere N-Gehalte im Sickerwasser (70 mg/l NO₃). Das wird als Folge der Neigung dieses Bodens zu anaeroben Bedingungen und den daraus resultierenden Denitrifikationsverlusten interpretiert. Die N-Gehalte der Lys.-Gr. 11 (pseudovergleyte Braunerde) sind infolge der nur auf diesen Lysimetern erfolgten organischen Düngung vergleichsweise sehr hoch (170 mg/l NO₃). Die fruchtbaren Lössböden (Lys.-Gr. 9) weisen von allen hier untersuchten Böden die geringsten Gehalte auf (60 mg/l NO₃) und scheinen auch intensive landwirtschaftliche Bewirtschaftung relativ gut zu puffern (KNAPPE et al., 1994).

4.5 Diskussion der Ergebnisse

Ziel einer ordnungsgemäßen Landbewirtschaftung sollten möglichst geringe N-Salden sein. Bei der vereinfachten N-Bilanzmethode, wie sie hier zur Ermittlung der N-Salden zur Anwendung kam, werden wesentliche Stickstoffkomponenten und Umwandlungsprozesse nicht erfasst.

So ist damit zu rechnen, dass im Fall eines positiven N-Saldos nicht der gesamte N-Überschuss die durchwurzelte Zone mit dem Sickerwasser verläßt. Denitrifikation und NH₃-Verflüchtigung mit N-Abgaben an die Atmosphäre führen zu Verlusten (s. Braunerde-Pseudogley – Lys.-Gr. 7). N-Überschüsse können durch Immobilisation in Form organischer N-Bindung reduziert oder durch Mineralisation organischer N-Vorräte aus dem Boden (s. Lys.-Gr. 11 – pseudovergleyte Braunerde-Fahlerde) erhöht werden.

Andererseits deutet ein negativer N-Saldo lediglich auf eine verhältnismäßig geringe Gefährdung hin, jedoch nicht auf das Fehlen jeglicher N-Auswaschung, wie am Beispiel der Lössböden gezeigt wird. Von Nachteil ist weiterhin, dass auch die N-Fixierung von Leguminosen bei der N-Bilanz-Methode meist vernachlässigt wird (hier im Jahr 1995 mit Gras/Klee).

Tendenziell erhöht sich mit steigenden Bilanzüberschüssen der N-Austrag. Im Mittel der Periode intensiver landwirt-

schaftlicher Bewirtschaftung stehen bei der flachgründigen Braunerde (geringste Wasserspeicherkapazität), einem 12jährigen N-Saldo (1981–92) von 69 kg/ha·a ein mittlerer Nitratgehalt von 100 mg/l und ein mittlerer N-Austrag von 48 kg/ha·a gegenüber. Dagegen kommen bei den Löss-Parabraunerden 7 kg/ha·a zum Austrag, bei einem N-Saldo von –16 kg/ha·a und einem mittleren Nitratgehalt von 60 mg/l. Damit wird selbst bei den Lössböden die lt. E.G.-Trinkwasserrichtlinie zulässige Höchstkonzentration von 50 mg NO₃/l überschritten.

Permanenter Wassermangel führt auf den leichten Böden zu geringen Erträgen und hohen N-Bilanzüberschüssen, d. h. je höher die von der Pflanze nicht genutzten N-Restmengen im Boden, um so höher sind auch die N-Austräge. Die ausreichend mit Wasser versorgten Löss-Parabraunerden ermöglichen „Höchstträge“ und dementsprechende N-Entzüge. Das negative N-Saldo verweist auf eine erhebliche N-Anreicherung im Unterboden, die bei tieferreichender Bodenwasserausschöpfung von den Pflanzen auch genutzt wird.

Von entscheidendem Einfluss auf die N-Verlagerung ist die Sickerwasserbildung. An Hand der überwiegend geringen Austauschhäufigkeiten und der geringen Verlagerungsgeschwindigkeit von Bodenlösung konnte für alle Böden der mangelnde Zusammenhang zwischen jährlichem N-Saldo und N-Austrag begründet werden. Deutliche Hinweise auf die zeitweise Akkumulation von N-Bilanzüberschüssen in den Böden liefert die Korrelation zwischen Sickerwassermenge und Nitratkonzentration. Bei hohen Sickerwasserraten kommt es nicht zu einem Verdünnungseffekt, sondern zu einem verstärkten Austrag von akkumuliertem Stickstoff aus der Wurzelzone. Dieser Effekt ist standortabhängig (Höhe der N-Salden, Sickerwassermenge und Austauschhäufigkeit der Bodenlösung) und resultiert bei (im Mittel der Jahre) vorwiegend geringen Sickerwasserraten aus der Abfolge von Trocken- und Feuchtjahren. Trockenjahre sind Jahre der Akkumulation, Feuchtjahre führen zu erhöhtem N-Austrag. Auch KNOBLAUCH et al. (1999) verweisen im Ergebnis ihrer Untersuchungen auf unterschiedlichen Ackerstandorten Thüringens darauf, dass ein Zusammenhang zwischen N-Saldo, Nitratgehalt im Sickerwasser und N-Austrag nur über mehr- und langjährige Messreihen eindeutig erkennbar ist. Nach ihrer Meinung sollte es auf Standorten mit geringen Austauschraten möglich sein, N-Saldo-Überhänge im Folgejahr durch empfehlungskonforme N-Düngung wieder abzubauen, um damit zur Verminderung des N-Verlagerungsrisikos beizutragen.

5 Langzeituntersuchungen zum Wasser- und Stoffhaushalt in rekultivierten, langjährig landwirtschaftlich genutzten Kippenböden im Südraum Leipzig

5.1 Einleitung

Die Braunkohlenförderung im Mitteldeutschen Braunkohlenrevier südlich Leipzigs erfolgt seit 1920 in Großtagebauen. In dem ca. 700 km² großen, regionalgeologisch dem Weißelsterbecken zuzuordnenden Gebiet werden zukünftig 240 km² Land durch Tagebaue überbaggert sein. Im Ergebnis des Braunkohlentagebaus werden hier rund 170 km² Kippenlandfläche sowie 70 km² Seefläche (HILDMANN, 1993) hinterlassen. Gegenwärtig wechseln aktiver Bergbau und Bereiche, die zur Flutung vorbereitet werden, mit gefluteten Restlöchern und rekultivierten Flächen, die z.T. bereits vor Jahrzehnten in die landwirtschaftliche Nutzung genommen wurden. Für den Wasser- und Stoffhaushalt der Bergbaufolgelandschaften und die Wechselwirkungen zwischen Kippe, See und Grundwasser ergeben sich spezifische Probleme zur Stoff- und Wasserbewegung in der ungesättigten Zone. Hier soll über erste Ergebnisse aus Lysimeterexperimenten und Betrieb eines Sickerwasser-Grundwasser-Meßsystems (SGM) zur Quantifizierung der Wasserhaushaltsgrößen und der Migration von anorganischen Komponenten unter landwirtschaftlich genutzten, rekultivierten Kippenböden in der aeroben Phase berichtet werden.

5.2 Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden an drei, je 3 m tiefen, monolithischen, wägbaren, mit Messensorik in drei Tiefen ausgestatteten Lysimetern (Abb. 5.1), die auf der rekultivierten Kippe Espenhain gewonnen wurden, sowie an einem SGM (Abb. 5.2) mit Messensorik in 5 Tiefenstufen von 3-23 m Tiefe, durchgeführt.

Die Bodenform in den Lysimetern (Abb. 5.3) wurde als Regosol aus Kipp-Sandlehm, schwach karbonathaltig, über tiefen Fein- und Mittelsand, schwach schluffig, schwach bis stark kohlehaltig (KA4, 1994; WÜNSCHE & THUM, 1990; WEISE, 1996) angesprochen. Am Substrat der Deckschicht ist vorwiegend Geschiebemergel und nur in geringem Maße Geschiebelehm und Schmelzwassersand quartärer Herkunft beteiligt. Darunter steht die Absetzerverkippung von Abraum aus flöznahen Bereichen (obereozäne bis mitteloligozäne Bornaer und Böhlener Schichten) an, die zu äußerst unregelmäßigem, kleinräumigem Wechsel von kohlefreien bis stark kohlehaltigen, meist feinkörnigen Sanden mit Schluff-, Ton- und Kohlebrocken führte.

Die Herkunftsflächen der Lysimeterböden wurden über einen Zeitraum von ca. 30 Jahren landwirtschaftlich intensiv genutzt. Zum Zeitpunkt der Monolithentnahme wurde ein Kleegrasgemisch angebaut, dem in den Lysimetern Kartoffeln (1996), Sommerweizen (1997), Winterroggen (1998), Wintergerste (1999) und Erbsen (2000) folgten.

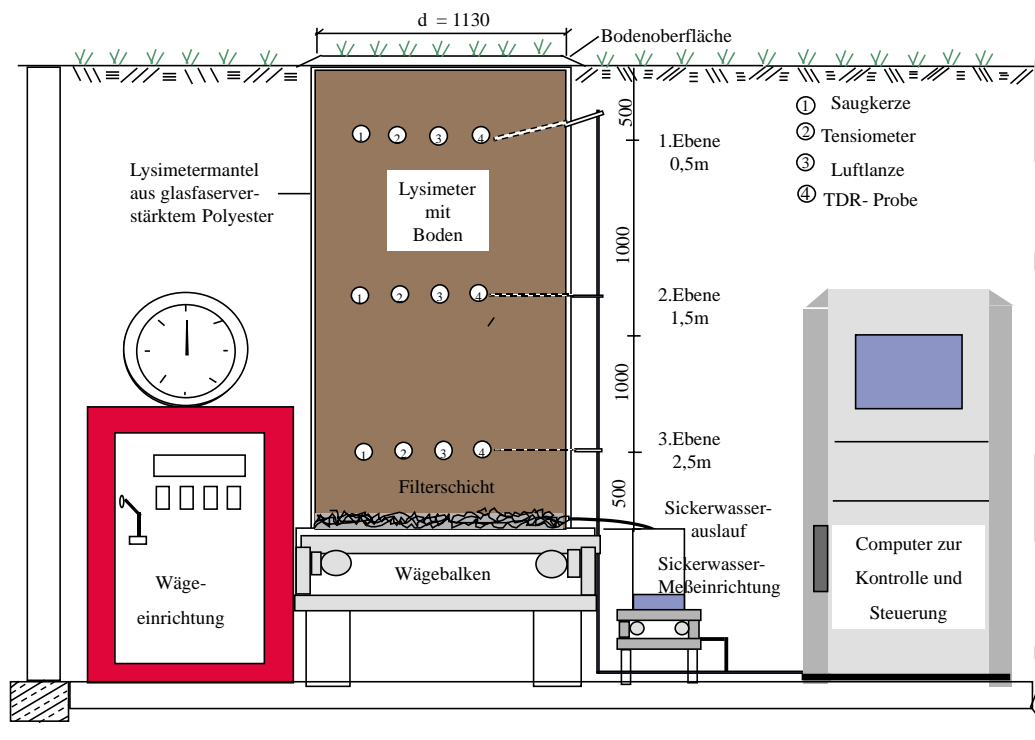


Abb. 5.1: Prinzipskizze der für die rekultivierten Kippenböden verwendeten Lysimeter

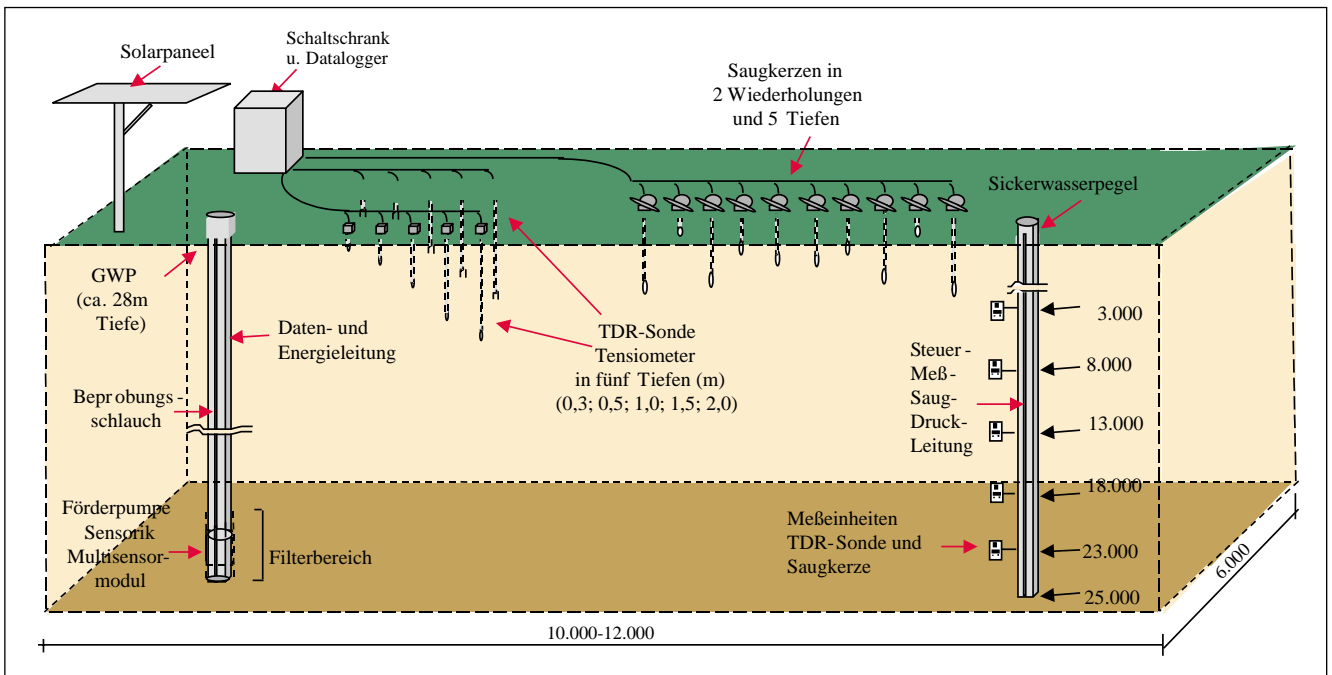


Abb.5.2: Prinzipskizze einer Sickerwasser-Grundwasser-Meßeinrichtung (SGM) mit einem bodenhydrologischen Messplatz

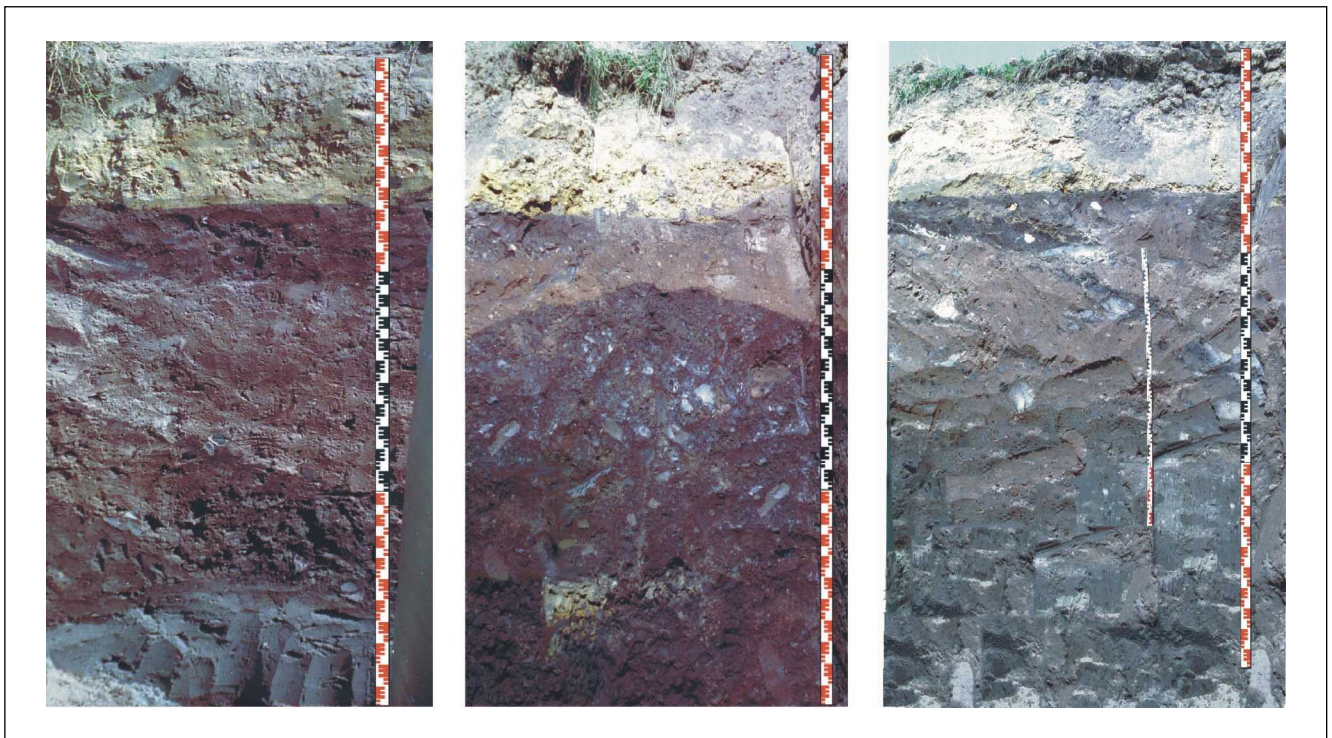


Abb.5.3: Ausschnitte aus den beschriebenen Bodenprofilen vom Standort der rekultivierten Innenkippe Espenhain/Rötha

5.2.1 Wasserhaushalt

Geht man von dem sehr unterschiedlichen Schichtaufbau der drei Lysimetermonolithe aus, so wäre eine starke Differenzierung der Wasserhaushaltsgrößen zu erwarten. Aus Abbildung 5.4 ist jedoch zu entnehmen, daß sowohl die Menge des in drei Meter Tiefe anfallenden Sickerwassers, als auch die Höhe der Evapotranspiration und die Bodenwasservoratsänderung für alle drei Lysimeter in den drei Untersuchungsjahren nahezu übereinstimmen. Sie entsprechen in Dynamik und Menge den Ergebnissen natürlicher Bodenformen, die aus gleichartigen Substraten entstanden sind (KNAPPE & KEESE, 1997). Man kann daraus schlussfolgern, daß Sickerwassermenge und Evapotranspiration rekultivierter und wieder in Nutzung befindlicher Bodenflächen im wesentlichen durch die ca. 70 bis 100 cm tiefe, kulturfähige Deckschicht geprägt werden. Sickerwasser, welches die Grenze zum Substrat der Absetzerkippe erreicht hat gelangt, da keine Wurzeln in diese kulturfremde, sandige, extrem saure Schicht eindringen, mit entsprechender zeitlicher Verzögerung vollständig zum Sickerwasserauslauf in 3 m Tiefe.

Untersuchungen mit einem am Standort eingebauten SGM zeigen, dass die im Lysimeter registrierten Sickerwasserströme auf dem Kippenstandort bereits in 3 m Tiefe nur noch in abgeschwächter Form nachweisbar sind. Am konkreten, punktuell begrenzten Standort des SGM sind bei sehr nied-

rigen Feuchtegehalten des sandigen Substrates bis zu einer Tiefe von 18 m keine zeitlichen Veränderungen des Feuchtegehaltes mehr feststellbar (Abb. 5.5).

Auch wenn (DBG, 1994) in der Dränwasserzone die Sickerung bei nur geringen Änderungen von Saugspannung und Wassergehalt, bei quasistationären Sickerverhältnissen (VOIGT, 1990) stattfinden kann, so ist unter den Bedingungen der ausgetrockneten Substrate im Kippenkörper ein Durchgang von Sickerwasserfronten an diesen Stellen weitestgehend auszuschließen. Aus diesen Ergebnissen wird geschlossen, daß infolge des heterogenen Kippenaufbaues sowohl in der Absetzer- als auch in der Förderbrückenkippe der Wassertransport vorwiegend über bevorzugte Fließwege erfolgt. In der Tiefenstufe 23 m wird in dem durch aufsteigendes Grundwasser gesättigten Bereich eine konstante Bodenfeuchte von 43–44 Vol.% gemessen.

5.2.2 Ionenbilanzen im Boden- bzw. Sickerwasser der Lysimeter

In Abb. 5.6 sind die auf monatlichen Untersuchungen basierenden Ionenbilanzen der drei monolithischen Lysimeter als Jahresmittel für die Versuchsjahre 1996 und 1999 jeweils für drei Entnahmetiefen von Bodenwasser und für das Sickerwasser dargestellt.

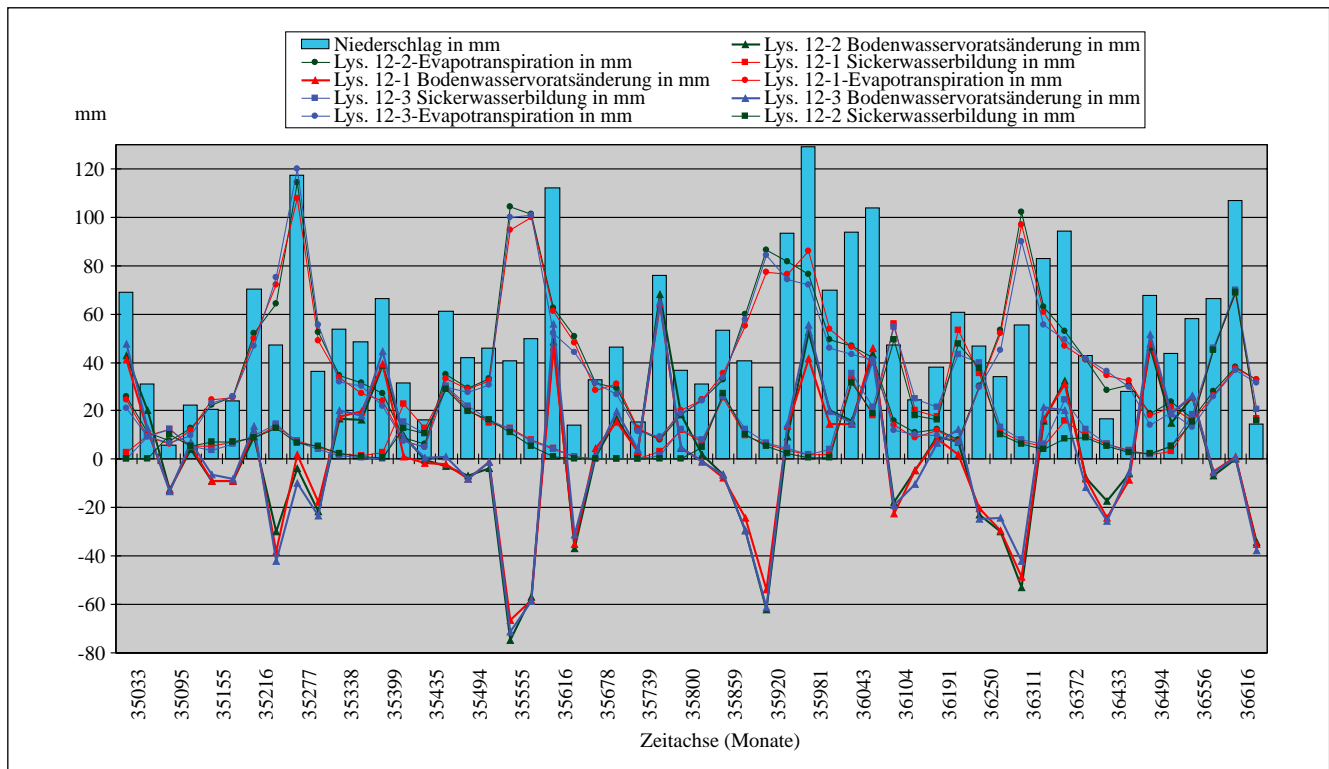


Abb. 5.4: Sickerwassermenge, Evapotranspiration und Bodenwasservoratsänderung in Abhängigkeit vom Niederschlag auf drei Lysimetern (Lys 12/1-3) mit rekultivierten Bergbauböden. – Monatswerte der Periode 11/95 bis 04/00

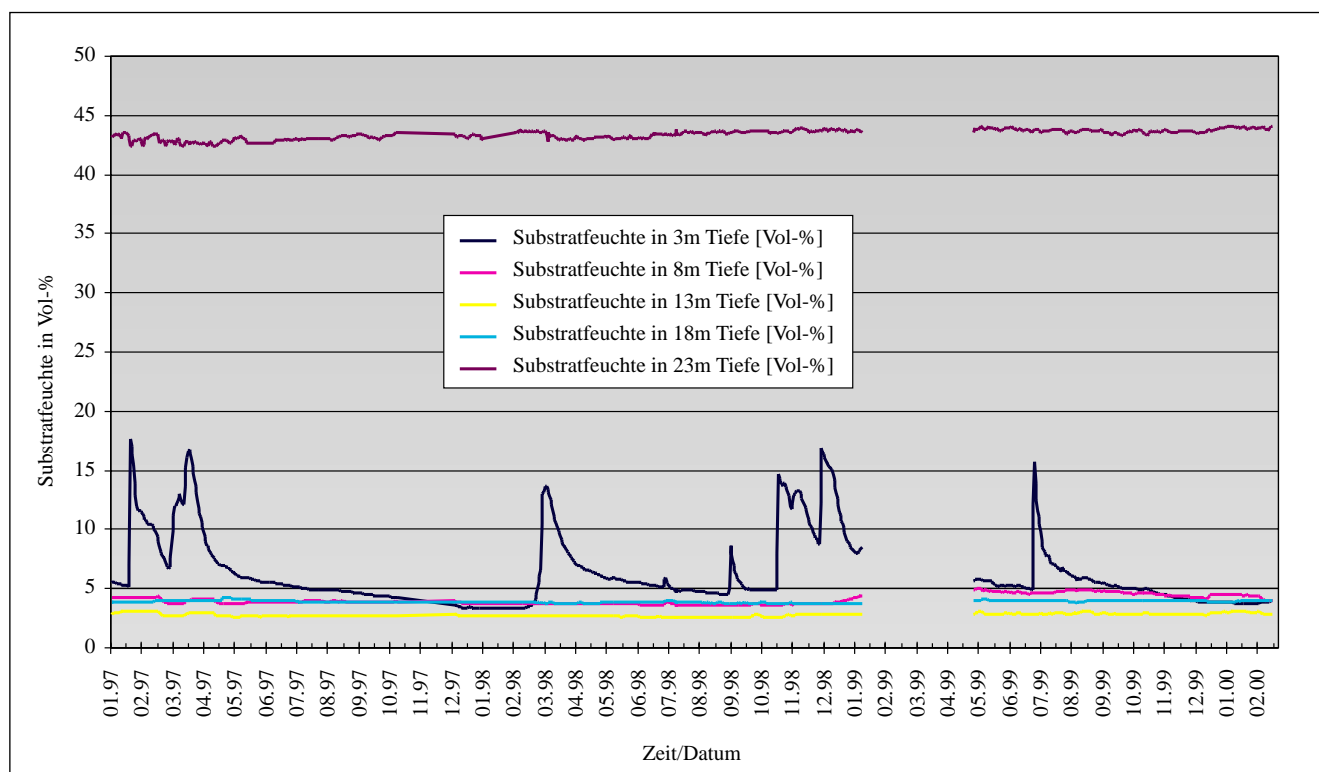


Abb. 5.5: Zeitliche Veränderungen der Substratfeuchte in Vol.% in fünf Tiefen. Ergebnisse vom Sickerwasser-Grundwasser-Meßsystem auf der Kippe Rötha bei Espenhain

Erwartungsgemäß dominiert bei der Ionenbilanz der Lysimeter in den tertiären Bodenschichten auf der Seite der Anionen das aus der Pyritverwitterung hervorgegangene Sulfat. Mit einem geringen Anteil ist noch Chlorid beteiligt. In der rekultivierten Deckschicht (0,5 m) werden darüber hinaus relativ hohe Nitratwerte registriert.

Auf der Seite der Kationen sind es im Lysimeter 12/1 und 12/2 (2,5 m Tiefe) die sicherlich aus der starken Zersetzung primärer Minerale resultierenden Aluminium- und Eisenionen sowie z.T. Protonen, die bei pH-Werten um und unter 2,0 die Bilanz bestimmen. Steigt der pH-Wert wie im Fall des Lysimeters 12/3 an (3,5-5,0), so sind nur noch geringe Al und Fe Austräge festzustellen. Die Bilanz wird vor allem von Mg und Ca bestimmt. Die Konzentration von Ca bleibt dabei unabhängig vom pH-Wert in allen drei Lysimetern nahezu gleich. Die Mg Konzentration steigt bei neutralem Sickerwasser (Lys. 12/3) deutlich an.

Die durch die Rekultivierungsmaßnahmen und die landwirtschaftliche Nutzung beeinflussten oberen Bodenzonen (0–70 cm) haben eine natürlichen Bodenverhältnissen entsprechende Stoffkonzentration aufzuweisen. Die Anteile einzelner Ionen und die Ionensumme ist für die drei Lysimeter ähnlich und entspricht Verhältnissen, die auf Böden gleicher Ausgangssubstrate gefunden werden.

Die starke Variabilität der Bilanzsummen und der Anteile der Ionen in den Perkolaten und im Bodenwasser der Lysimeter ist ein Spiegelbild der Inhomogenitäten der tertiären Kippensubstrate, wie sie aus den Profilbeschreibungen in Wechselwirkung mit dem pH-Wert abzuleiten sind.

Ein Vergleich der Ionenbilanzen aus dem Jahr 1996 und 1999 ist auf Grund der hohen räumlichen und zeitlichen Variabilität der Daten nur bedingt möglich. Es ist lediglich zu erkennen, dass (vor allem in Lys. 12/1) die Sulfatgehalte eine abnehmende Tendenz zeigen. Bei den Kationen ist diese Tendenz nur im Lys 12/1 in 1,5 m Tiefe und im Sickerwasser sowie im Lys 12/3 in 1,5 m Tiefe feststellbar. Inwieweit dies auf eine Sulfatauswaschung ohne gleichzeitig erneute Pyritoxidation hinweist, müssen weitergehend Untersuchungen im Rahmen des scaling up und geochemische Modellierungen ergeben.

Die hier für die Lysimeter getroffenen Feststellungen, dass die starke Variabilität der Bilanzsummen und der Anteile der Ionen in den Perkolaten und im Bodenwasser ein Spiegelbild der Inhomogenitäten der tertiären Kippensubstrate ist, trifft auch für die am SGM für die Kippe bis 28 m Tiefe gewonnenen Daten zu. Für nähere Angaben sei auf die Ergebnisdarstellung bei KNAPPE et al. (1999) verwiesen.

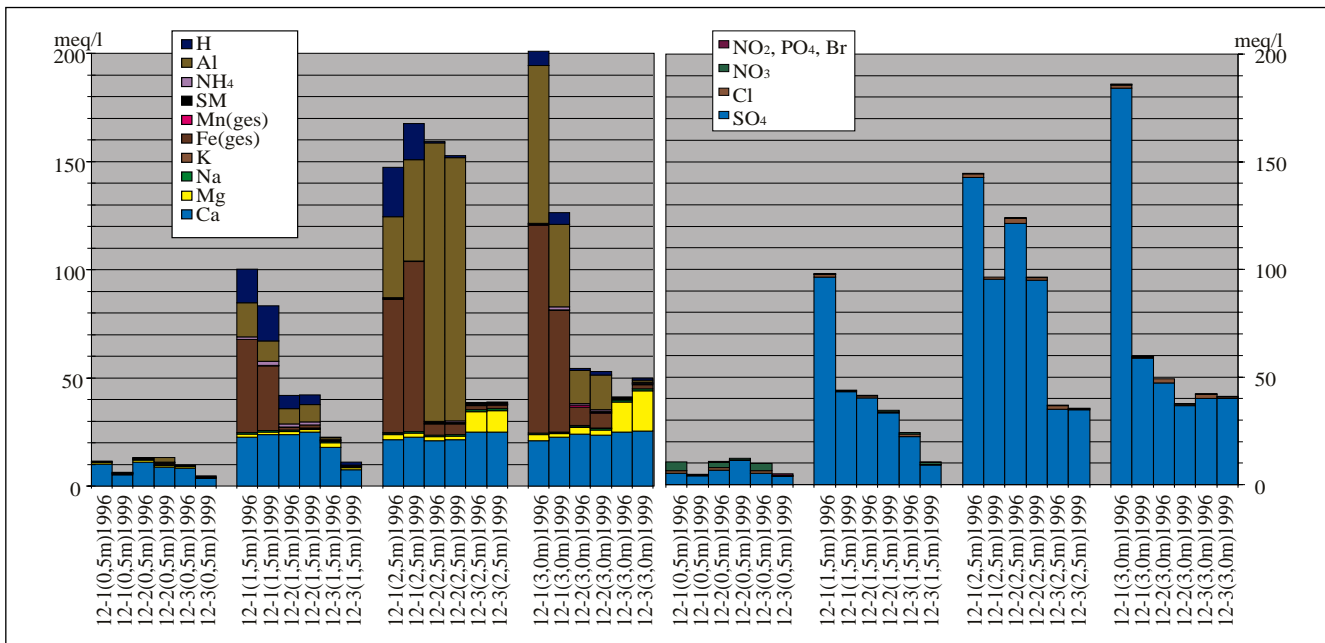


Abb. 5.6: Anionen- und Kationengehalte in meq/l im Bodenwasser bei 0,5–1,5–2,5 m Tiefe und im Sickerwasser (bei 3,0 m) von drei Lysimetermonolithen mit rekultiviertem Kippenboden der Kippe Espenhain – Vergleich der Jahre 1996 und 1999

5.2.3 Leitfähigkeit, pH-Wert, Nitrat-, Ammonium-, Aluminium- und Schwermetallgehalte in Boden-, Grund- und Sickerwasser der Lysimeter und der Sickerwasser-Grundwasser-Messeinrichtung

Aus Tabelle 5.1 ist ersichtlich, dass die pH-Werte im Bodenwasser in der oberen, rekultivierten, landwirtschaftlich nutzbaren Bodenschicht mit Werten von 7,4 bzw. 7,5 Verhältnissen entsprechen, die auf diesen Substraten unter ungestörten, natürlichen Bedingungen herrschten. Auch Leitfähigkeit, Sulfat- und m. E. Schwermetallgehalte im Bodenwasser entsprechen natürlichen Bedingungen von Böden dieses Substrates. Überschreitungen von Grenzwerten und teilweise von Prüfwerten werden vor allem bei Ni, Zn und Cr festgestellt. Die Ursache dürften hier vor allem bei Stoffen, die zur Rekultivierung verwendet wurden (Gülle, Klärschlamm, Kraftwerksaschen) zu suchen sein. Darüber hinaus ist insbesondere im Lys. 12/2 nicht auszuschließen, daß Schadstoffe beim Austrocknen der oberen Bodenschichten durch Diffusion aus den tertiären Schichten partiell in die rekultivierte Deckschicht aufsteigen. Dies erklärt auch die in Lys. 12/2 in 0,5 m Tiefe zeitweilig gemessenen und im Mittel relativ hoch liegenden Sulfat- und Al-Konzentrationen bei niedrigen pH-Werten im Bodenwasser.

Unmittelbar unter der Kulturbodenabdeckung liegen im Lys12/1 stark versauerte, tertiäre Substrate. Diese bedingen für alle diese Kompartimente pH-Werte um 2,0 und geringer. Es treten Leitfähigkeiten zwischen 8,1–12,6 mS/cm auf. Die Sulfatkonzentrationen betragen 3,9 g/l bei 1,5 m Tiefe,

8,5 g/l in 2,5 m und 6,2 g/l im Sickerwasser. Demgegenüber scheinen im tertiären Substrat der Bodensäule von Lysimeter 12/3 schluffige, kalk- und mergelhaltige Beimengungen vor allem in den Tiefen von 2,5–3 m konzentriert zu sein (pH-Werte um 5,0). Unter den aufgezeigten Bedingungen kommt es in diesem Lysimeter zwar noch zu erhöhten, im Vergleich zu Lysimeter 12/1 jedoch zu deutlich niedrigeren Leitfähigkeiten, Sulfat- und Aluminiumkonzentrationen.

Es zeigt sich des weiteren, dass die Schwermetallkonzentrationen im Sicker- und Bodenwasser mit pH-Werten um 2 und darunter die Grenzwerte für Trinkwasser deutlich übersteigen. Die Prüfwerte zur Sanierung des Grundwassers werden für SO_4^{2-} , Cd, Cr, Cu und besonders deutlich für Ni und Zn überschritten. Im schwach sauren (pH-Werte um 5) Boden- bzw. Sickerwasser des Lysimeters 12/3 wurden (außer bei Ni und Zn) Konzentrationen unter den Trinkwassergrenzwerten, im Bereich natürlicher Böden gemessen.

Die Werte für das dritte Lysimeter (12/2) sind entsprechend der Differenzierung beim gemessenem pH-Wert zwischen den Ergebnissen der Lysimeter 12/1 und 12/3 einzuordnen. Die für alle Substrate geltende hohe punktuelle geochemische Heterogenität kommt auch hier wieder zum Ausdruck. So werden bei Zn, Ni, Cr und Al in diesem Lysimeterprofil an unterschiedlichen Punkten die absolut höchsten Gehalte dieser Elemente gemessen.

In Tabelle 5.2 sind die bei den Lysimetern näher betrachteten Kenndaten für das Bodenwasser aus fünf Bodentiefen und das Grundwasser vom SGM auf der Kippenfläche in

Bodenmonitoring Sachsen

Tab. 5.1: Leitfähigkeit, pH-Wert, Nitrat-, Ammonium-, Sulfat-, Aluminium- und Schwermetallgehalte im Boden- und Sickerwasser der Lysimeter 12/1, 12/2 und 12/3 (Mittel über die Versuchsperiode 1996 bis 1999)

	Lysimeter 12/1				Lysimeter 12/2				Lysimeter 12/3				Grenzwert Trinkwasser ¹	Prüfwert Sanierung GW ²
	0,5	1,5	2,5	3,0	0,5	1,5	2,5	3,0	0,5	1,5	2,5	3,0		
Tiefe [m]	0,5	1,5	2,5	3,0	0,5	1,5	2,5	3,0	0,5	1,5	2,5	3,0		
pH	7,53	1,7	1,67	2,17	7,03	2,24	3,16	2,89	7,22	3,51	4,58	5,01	6,5-9,5	-
LF [mS/cm]	1,01	12,23	12,62	8,14	1,14	4,58	5,95	3,55	0,77	1,76	2,92	3,24	2	-
SO ²⁻ ₄ [g/l]	0,29	3,87	8,47	6,18	0,48	1,89	5,63	2,13	0,29	0,87	1,75	2,00	0,24	0,75
NO ⁻ ₃ [mg/l]	173,5	15,9	5,6	18,9	117,0	15,69	7,14	3,1	151,2	65,5	8,14	4,95	50	80
NH ⁺ ₄ [mg/l]	3,2	21,5	6,1	12,5	2,8	25,4	5,5	12,7	3,1	4,7	8,4	5,4	0,5	-
Al [mg/l]	0,21	123	390	522	8	66	1125	142	1,6	6,12	1,93	2,58	0,2	-
Cd [µg/l]	0,3	1	5	14	2	4	2	4	0,4	2	1	1	5	10
Cr [µg/l]	70	1100	2918	1660	201	350	2274	40	49	94	93	34	50	200
Cu [µg/l]	10	328	538	304	66	202	30	13	12	48	17	10	100	200
Ni [µg/l]	50	488	1668	856	246	456	4474	1714	93	148	798	851	50	200
Pb [µg/l]	10	163	411	30	15	141	104	12	21	53	21	9	40	200
Zn [µg/l]	640	860	1505	6690	7550	4958	13493	5779	1195	5580	9079	3114	100	800
As [µg/l]	30	113	296	78	14	14	17	3	21	16	16	2	40	100

*¹ TrinkwV vom 22. Mai 1986 (BGB I.1)

*² Niederländischer Leitfaden zur Bodenbewertung und Bodensanierung (1990)

Tab. 5.2: Leitfähigkeit, pH-Wert, Nitrat-, Ammonium-, Sulfat-, Aluminium- und Schwermetallgehalte des Bodenwassers in fünf Tiefen und des Grundwassers – Ergebnisse der Sickerwasser-Grundwasser-Messeinrichtung (Mittel über die Versuchsperiode 1996 bis 1999)

	SGM Rötha						Grenzwert Trinkwasser ¹	Prüfwert Sanierung GW ²
	3	8	13	18	23	28		
Tiefe [m]	3	8	13	18	23	28		
pH	3,03	4,28	6,86	3,93	2,92	3,32	6,5-9,5	-
LF [mS/cm]	6,72	4,67	3,15	2,55	4,89	4,30	2	-
SO ²⁻ ₄ [g/l]	3,92	2,93	1,66	1,45	2,66	2,53	0,24	0,75
NO ⁻ ₃ [mg/l]	12,8	4,71	1,7	11,4	3,7	4,2	50	80
NH ⁺ ₄ [mg/l]	17,9	0,4	0,5	2,5	1,1	0,8	0,5	-
Al [mg/l]	170740	316	82	537	2162	234	0,2	-
Cd [µg/l]	9,9	1,0	0,3	1,6	0,8	0,4	5	10
Cr [µg/l]	162	44,2	43,3	238	43,2	43,0	50	200
Cu [µg/l]	133	12,5	4,3	74	8,6	3,0	100	200
Ni [µg/l]	1955	953	151	732	2966	1692	50	200
Pb [µg/l]	29,5	11,4	7,2	24,8	12,2	10,7	40	200
Zn [µg/l]	2363	3665	114	1918	2825	603	100	800
As [µg/l]	2,5	0,6	0,7	1,0	2,1	1,2	40	100

*¹ TWG = Trinkwassergrenzwert lt. TrinkwV vom 22. Mai 1986

*² Niederländischer Leitfaden zur Bodenbewertung und Bodensanierung (1990)

Rötha zusammengestellt. Es kann zunächst festgestellt werden, dass die in situ Beprobung des Bodenwassers in 3 m Tiefe Analysenergebnisse liefert, die unter Beachtung der Inhomogenitäten der Kippe bereits im Sickerwasser der Lysimeter gefunden wurden. Aus der Verteilung der verkippten Substrate und der bei WENNRICH (2000) durchgeführten chemischen Charakteristik (Gesamtgehalte und Löslichkeiten, pH-Werte) der erbohrten Proben kann man die Variabilität der Kennzahlen erklären.

Hinsichtlich der Nitratproblematik treten in der kulturfähigen Schicht mit mittleren Nitratkonzentrationen von 110-170 mg/l im Bodenwasser vergleichsweise hohe Werte auf. Für die darunter liegenden stark bis mäßig versauerten Schichten wurden Werte unter dem Grenzwert von 50 mg/l gemessen. Bei Betrachtung der zeitlichen Dynamik sind vor allem in feuchten Perioden sehr geringe bzw. nicht mehr messbare Nitratgehalte auffällig. Weitergehende Untersuchungen (KNAPPE et al., 1999) haben gezeigt, dass dies in den sauren, mit C aus den Kohlebeimengungen angereicherten Schichten der tertiären Kippensubstrate einer verstärkten Denitrifikation zuzuschreiben ist.

5.2.4 Zeitliche Veränderung ausgewählter Meßwerte

Die Versuche im Rahmen des scaling up wurden auf Grund der sich in der Kippe nur langsam verändernden hydrologischen und geochemischen Vorgänge und in Hinblick auf den Grundwasserwiederanstieg als Langzeitversuche angelegt. Ferner erfordern mögliche Wechselwirkungen zwischen Seewasser und Grundwasser nach Flutung der Tagebaurestlöcher eine längerfristige wissenschaftliche Untersuchung.

In Abbildung 5.7 wurde die zeitliche Dynamik von Leitfähigkeit und pH-Wert im Boden-, Grund- bzw. Sickerwasser der verschiedenen Untersuchungsebenen dargestellt. Die Leitfähigkeit als Kennzahl für die gesamte stoffliche Belastung weist weder im Lysimeter noch in der Kippe (SGM) einen zurückgehenden Belastungstrend auf. Die auftretenden kurzfristigen Schwankungen werden auf jahreszeitliche bedingte Wassergehaltsänderungen im Boden und auf Probenahmeinflüsse zurückgeführt. Diese Aussagen gelten auch für den pH-Wert. Größere Schwankungsbreiten treten im Lysimeter in der obersten Bodenschicht auf, die starken

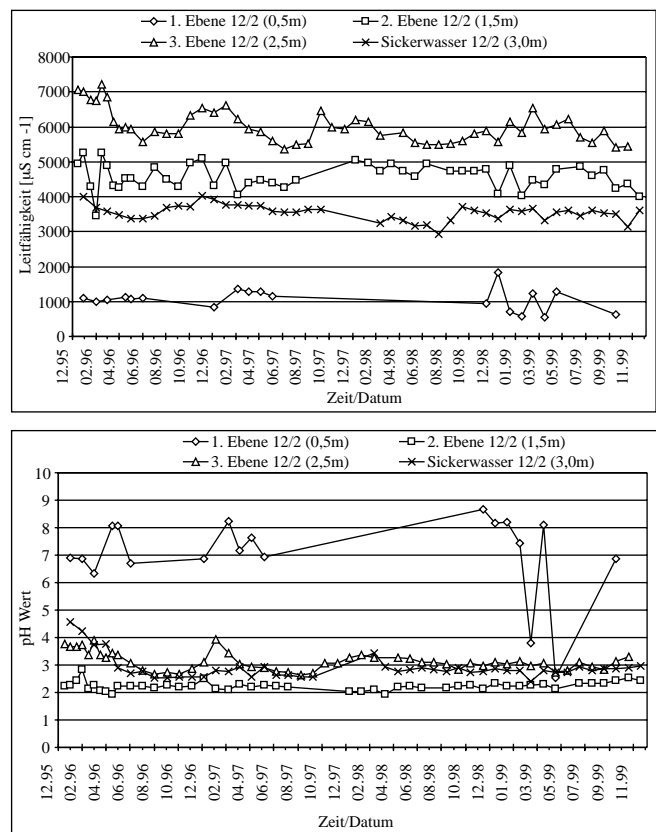
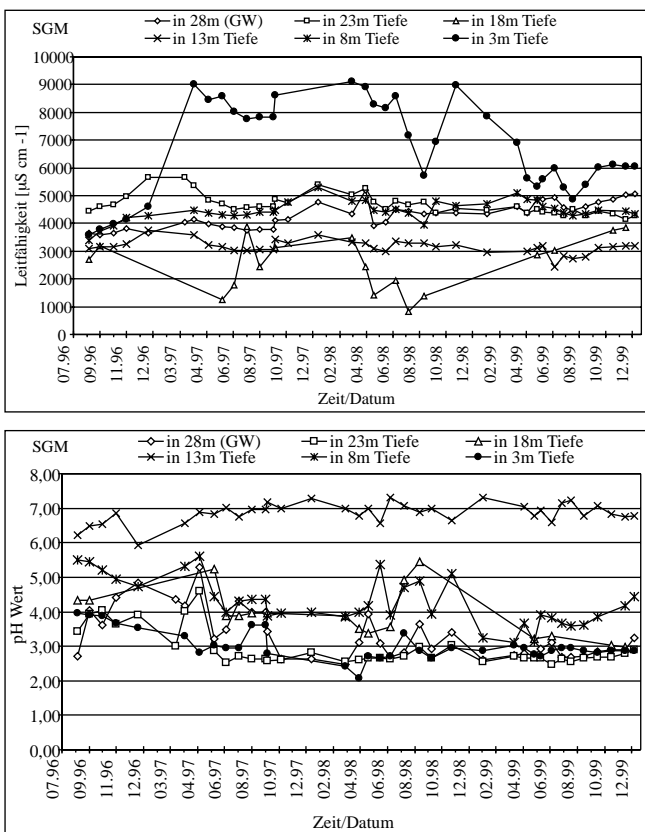


Abb. 5.7: Zeitliche Entwicklung der Messgrößen Leitfähigkeit und pH-Wert im Boden- und Sicker- bzw. Grundwasser von Lysimeter 12/2 und im SGM

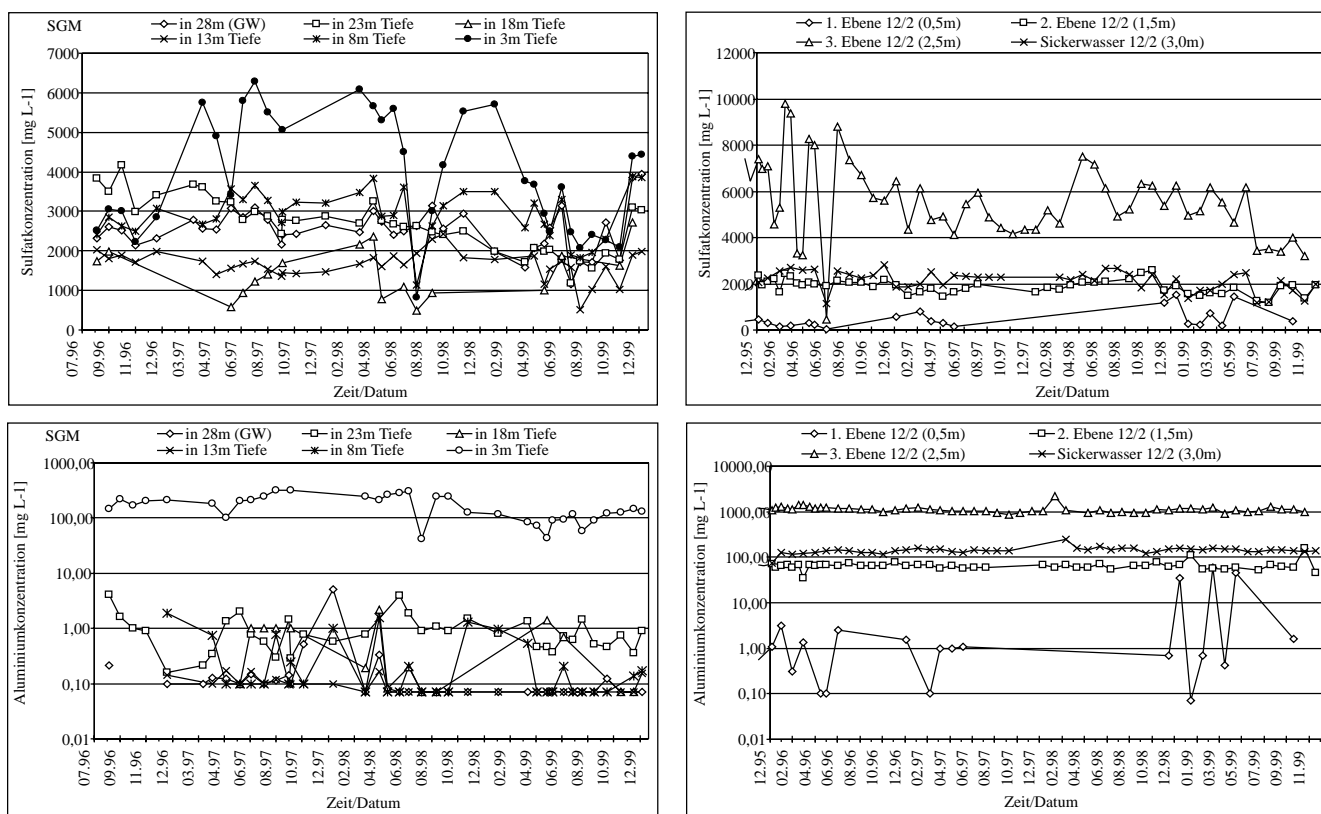


Abb. 5.8: Zeitliche Entwicklung der Messgrößen Sulfatgehalt und Aluminiumgehalt im Boden- und Sicker- bzw. Grundwasser von Lysimeter 12/2 und im SGM

jahreszeitlichen Schwankungen des Wassergehaltes ausgesetzt ist.

Auch für die in Abbildung 5.8 dargestellte zeitliche Dynamik der Konzentrationen an Sulfat und Aluminium gilt die Feststellung, dass sich noch keine Trends in Richtung verminderter Belastungen ableiten lassen. Neben der versuchsbedingten Streuung der Werte, weisen auch hier die obersten Schichten eine von den Wasserverhältnissen abhängige starke Variabilität auf.

5.3 Schlussfolgerungen

1. Trotz des sehr unterschiedlichen Schichtaufbaues der drei Lysimetermonolithe ist sowohl die Menge des in drei Meter Tiefe anfallenden Sickerwassers als auch die Höhe der Evapotranspiration und die Bodenwasservorratsänderung für alle drei Lysimeter in den drei Untersuchungsjahren nahezu übereinstimmend. Durch Tracerversuche (Russow et al. 2000) wird jedoch gezeigt, dass das am Wassertransport beteiligte Porenvolumen sehr unterschiedlich ist.
2. In der von den Pflanzen durchwurzelten, quartären Deckschicht werden Sickerwassermenge und Evapotranspiration unabhängig von den darunter liegenden heterogenen tertiären Schichten bestimmt. Sickerwassermenge und

-qualität dieser Schicht entsprechen weitestgehend den Ergebnissen, die auf gewachsenen Böden dieser Substrate bei gleicher landwirtschaftlicher Nutzung erzielt werden.

3. Am konkreten, punktuell begrenzten Standort auf der Kippe ist bei konstanten niedrigen Feuchtegehalten des sandigen Substrates bis zu einer Tiefe von 18 m kein Durchgang von Sickerwasserfronten mehr feststellbar. Das in der rekultivierten Deckschicht gebildete Sickerwasser scheint auf Grund des heterogenen Kippenaufbaues mit stark wechselnden Substraten sowohl in der Absetzer- als auch in der Förderbrückenkippe vorwiegend entlang von Substratgrenzen (Kapillarsprünge) und in grobtexturierten Strukturen (Preferential Flow) transportiert zu werden.
4. Die durch die Rekultivierungsmaßnahmen und die landwirtschaftliche Nutzung beeinflussten oberen Bodenzonen (0–70 cm) lassen eine natürlichen Bodenverhältnissen entsprechende Stoffkonzentration erwarten. Die Anteile einzelner Ionen und die Ionensumme ist für die drei Lysimeter ähnlich und entspricht Verhältnissen, die auf Böden gleicher Ausgangssubstrate gefunden werden.
5. Die starke Variabilität der Bilanzsummen und der Anteile der Ionen in den Perkolaten und im Bodenwasser der

Lysimeter ist ein Spiegelbild der Inhomogenitäten der tertiären Kippensubstrate und lässt sich aus den Substrateigenschaften der Profilbeschreibungen im Wechselspiel mit dem pH-Wert ableiten.

6. Die stark pyrithaltigen Kohlesande mit niedrigen pH-Werten und hohem Säurepotential im Bodenwasser bewirken sehr hohe Leitfähigkeiten. Diese basieren auf sehr hohen Konzentrationen von Sulfat-, Eisen-, Aluminium-, Calcium-, Magnesium- und Schwermetallionen. Die Ergebnisse bestätigen die große Bedeutung, die die umgelagerten, belüfteten, pyrithaltigen Kippensubstrate für die Qualität der Grundwasserneubildung haben.
7. Nach 4 Jahren Versuchsdurchführung zeichnen sich noch keine Milieuänderungen ab. Für die Leitfähigkeit als Kennzahl für die gesamte stoffliche Belastung kann man weder im Lysimeter noch in der Kippe beim SGM einen Trend einer verminderten Belastung feststellen. Die auftretenden kurzfristigen Schwankungen werden auf jahreszeitlich bedingte Wassergehaltsänderungen im Boden zurückgeführt. Diese Aussagen gelten auch für den pH-Wert und den Gehalt weiterer Elemente. Neben der versuchsbedingten Streuung der Werte, weisen vor allem die obersten Schichten eine von den Wasserverhältnissen abhängige starke Variabilität auf.

6 Sonderprogramme

6.1 Monitoring am Waldstandort Leipziger Auenwald Süd (LAS)

Einleitung

Die Leipziger Auenwälder gehören zu den artenreichsten in Mitteleuropa. Jahreszeitliche Grundwasserdynamik, hohe Wasserstände, nährstoffreiche Böden, viele Rote Liste-Arten und ein stockwerkartig aufgebauter Baumbestand erzeugen eine sehr hohe Biodiversität in den Auenwäldern, aus welcher ein hohes Landschaftspotential sowie eine hohe Schutzwürdigkeit erwächst. Gleichzeitig weist der Leipziger Raum aber eine Ballung von Industrie, Verkehr, versiegelten Flächen und einen hohen Grad an künstlicher Flussverbauung auf, was zu einer stetigen Beeinträchtigung der Auenökosysteme führt. Eine drastische Senkung der Niederschlags-pH-Werte auf 4,6 (1994) bzw. 4,8 (1996) wird in den Jahresberichten zur Immissionssituation des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie (LfUG) angegeben. Nach 1998 ist keine weitere Absenkung zu verzeichnen (HAASE, 1999). Gründe für die veränderten Säuregehalte der Niederschläge ist der nichtkorrelierte Rückgang des Schwebstaub- (v.a. basisch wirkende Ca- und Mg-Oxide) und Sulfatgehaltes der Luft nach 1990. Gleichbleibend hohe NO_x-Immissionen begünstigen die Niederschlagsversauerung.

Aus dieser Immissionssituation resultieren sehr saure Stammabflüsse in den Auenwäldern (z.T. pH < 3,0). Ein Ve-

getationsrückzug um die Baumstämme konnte seit 1996 beobachtet werden. Negative Auswirkungen der sauren Einträge auf Böden und Gewässer sind absehbar, da trotz der relativ guten Pufferung der Auenböden, welche auf deren Nährstoffreichtum zurückzuführen ist, diese Retentionsfunktion nicht flächendeckend erfüllt ist, wie die Vegetationslosigkeit um die Baumstämme zeigt. Daraus resultiert die Schlussfolgerung: eine Dauerbeobachtung des Stoffeintrages und der Stoffdynamik der Böden in den Leipziger Auenwäldern ist für den Erhalt und die Pflege der Ökosysteme und ihrer Böden notwendig.

Standortbeschreibung

Im Südlichen Leipziger Auenwald befindet sich seit ca. 5 Jahren ein Dauerbeobachtungsstandort (LAS = Leipziger Aue Süd) für die Erfassung des Stoffeintrages und der Stoffdynamik des Waldbestandes und der oberen Bodenschichten, welcher zur Zeit folgenden Aufbau besitzt:

- einen Freilandniederschlagssammler (+Hellmann-Regenmesser)
- eine Bulksammleranlage (5 Vergleichsmessungen) unter Waldbestand
- eine Klimamessstation mit Datalogger (Messung der Lufttemperatur in 2 Meter, der Luftfeuchte, der bodennahen Lufttemperatur und drei Bodentemperaturen)
- Stammabflussmessungen an Eiche (*Quercus robur* – 3 Parallelen) und Esche (*Fraxinus excelsior* – 3 Parallelen)
- eine Bodenlösungsauffanganlage (ohne Unterdruck)
- ein Bodenprofil (ca. 1,50 m Tiefe)
- eine Grundwassermessstelle.

Ausgewählte Monitoringergebnisse und Schlussfolgerungen

Die Monitoringergebnisse der Jahre 1998-2000 zeigen die niedrigen pH-Werte der Niederschläge sowie auch eine Säureanreicherung im Waldbestand und den Stammabflüssen der Baumarten Stieleiche und Esche (Abb. 6.1.3). Besonders in den Sommermonaten resultieren daraus niedrige Oberboden-pH-Werte (da in dieser Jahreszeit auch der pflanzenbedingte Basenverbrauch am höchsten ist), in den Wintermonaten sind die pH-Werte der Stammabflüsse sehr niedrig

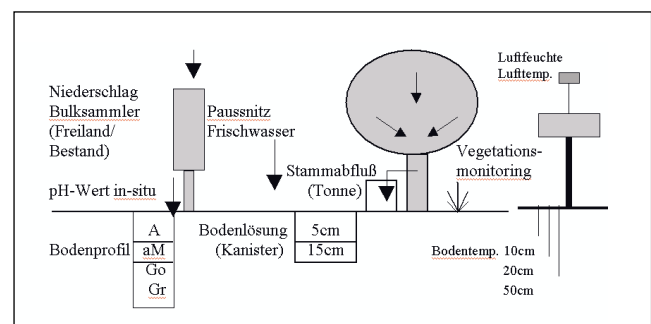


Abb. 6.1.1: Skizzierter Aufbau des Dauerbeobachtungsstandortes

Methodenspektrum

Parameter im Boden	angewendete Messmethodik	Alternative Methode	Literatur Verordnung
pH-Wert Bodenacidität	in situ im Boden mit dem pH-Meter pH-Agrar 2000 in einer CaCl ₂ -Suspension (auch KCl) mit einer Glaselektrode (temp.-abhängig)	in Suspension mit dest. Wasser	NEUMEISTER, HAASE & REGBER (1997) DIN 19 684 Teil1
elektrische Leitfähigkeit	in einer dest. H ₂ O-Suspension mit einer Leitfähigkeitssonde		
Gehalt an org. Substanz (OS)	Verbrennung bei 660°C (Oxidation)		DIN 19 684 Teil 3 (Bodenunters. Landwirtsch. Was-serbau 1977)
DOC	Filtration durch 0,45µm, Gerät: multi NC		
TIC / TC	Filtration durch 0,45µm, Gerät: multi NC		
Körnung	Siebung; Sedimentationsmethode unter Ermittlung der Sinkgeschwindigkeit mit Na ₄ P ₂ O ₇	auch Dispergierung mit NaPO ₃ möglich	STOKES/KÖHN SCHLICHTING/BLUME (1966) DIN 19 683 Blatt 2 und 3 (1973)
Kationen und Anionen (in mg/kg Boden)	S4-Aufschluss; Ionenchromatographie (IC) mit Gerät Dionex		DIN 38 414 Teil 4
(Erd)Alkalimetalle; Schwermetalle	S4-Aufschluss; S7-Mikrowellen-aufschluss (HCl, HNO ₃ , H ₂ O ₂); ANC/BNC-Lösungen mit 0,1 M HNO ₃ / 2N CaCl ₂ / 8N NaOH Vermessung durch AAS5FL	S7-Aufschluss auch mit HF oder HClO ₄ möglich	DIN 38 414 Teile 4, 7; MEIWES et al., 1984 ULRICH, 1981

Abb. 6.1.2: Verwendete Methodik der Lösungs- und Feststoffanalytik

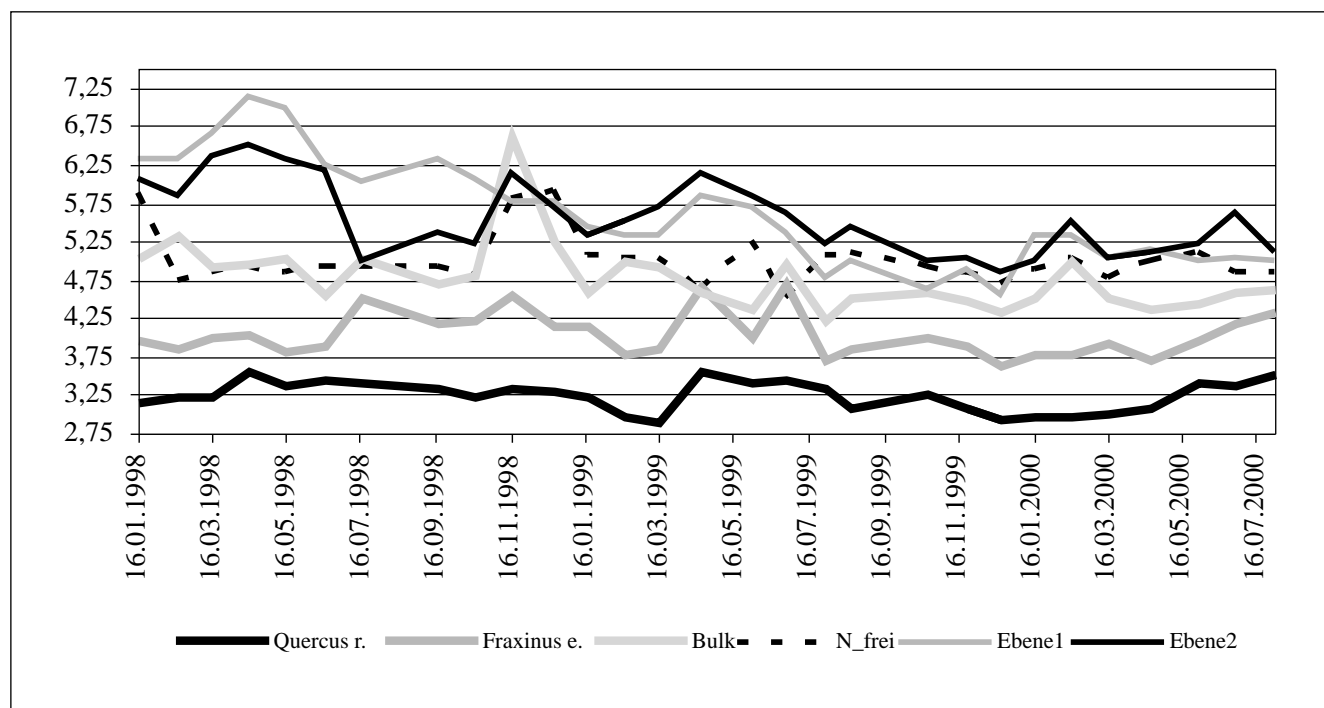


Abb. 6.1.3: pH-Werte des Niederschlages, der Bulks, der Stammabflüsse Quercus und Fraxinus sowie der Bodenperkulationswässer 1998 – 2000

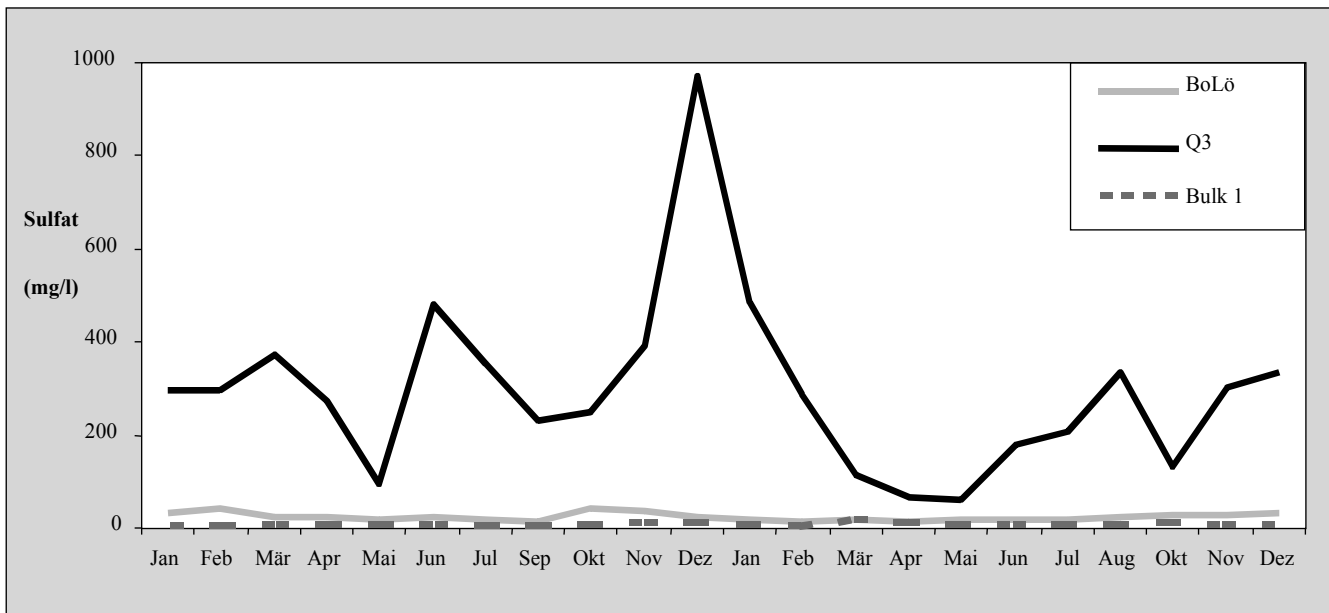
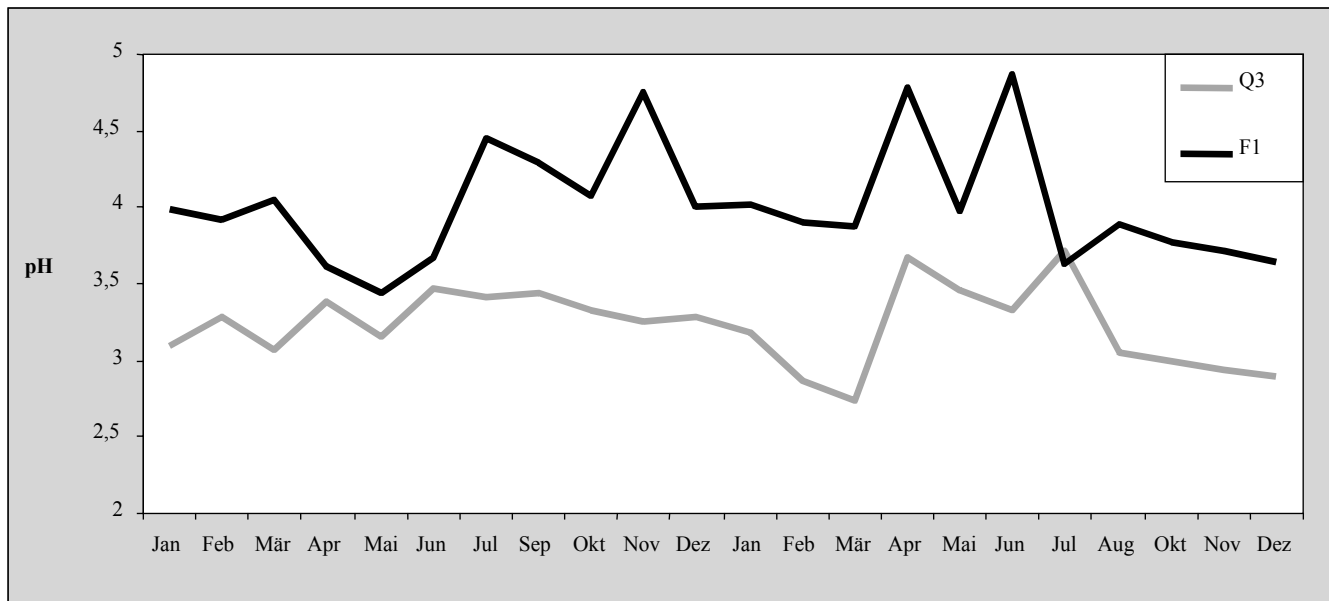


Abb. 6.1.4: Jahresgänge des pH-Wertes und des Sulfatgehaltes in Stammabfluss (Q3, F1), Bestandsniederschlag (Bulk1) und Bodenlösung (BoLö)**Jahresgänge 1998/1999

(Abb. 6.1.4). Dies ist auf hohe Sulfatgehalte (z.T. bis 1000 mg/l) sowie zeitweise auch erhöhte Nitratgehalte zurückzuführen, welche aus Emissionen des Hausbrandes, noch bestehender Kraftwerke und Kfz-Verkehr resultieren (Abb. 6.1.5).

Die Untersuchungen zur Pufferkapazität der Böden unter zu- bzw. abnehmender Acidität zeigten, dass atmosphärisch eingetragene Schwermetalle in den schluffig-tonigen Auenböden elementspezifisch angereichert werden, sich das Rückhaltevermögen der Auenböden gegenüber Schwermetallen z.B. verändert, bodeninterne Migrationsprozesse in die was-

sergesättigte Zone initiiert sowie Nährstoffe wie Calcium ausgewaschen werden (Abb. 6.1.5).

An die organische Bodensubstanz (OS) gebundene Metalle wie Kupfer oder Blei zeigen dagegen ein erhöhtes Mobilisierungspotential im schwach sauren bis schwach alkalischen Milieu (basenlösliche Metall-Huminstoff-Komplexe bei pH-Wert-Anhebung; Abb. 6.1.6).

Der Eintragspfad von Säuren in die Böden unter Waldbestand, die Rolle des Stammabflusses als Einflussgröße bei systeminternen Stofftransporten sowie die Veränderung der

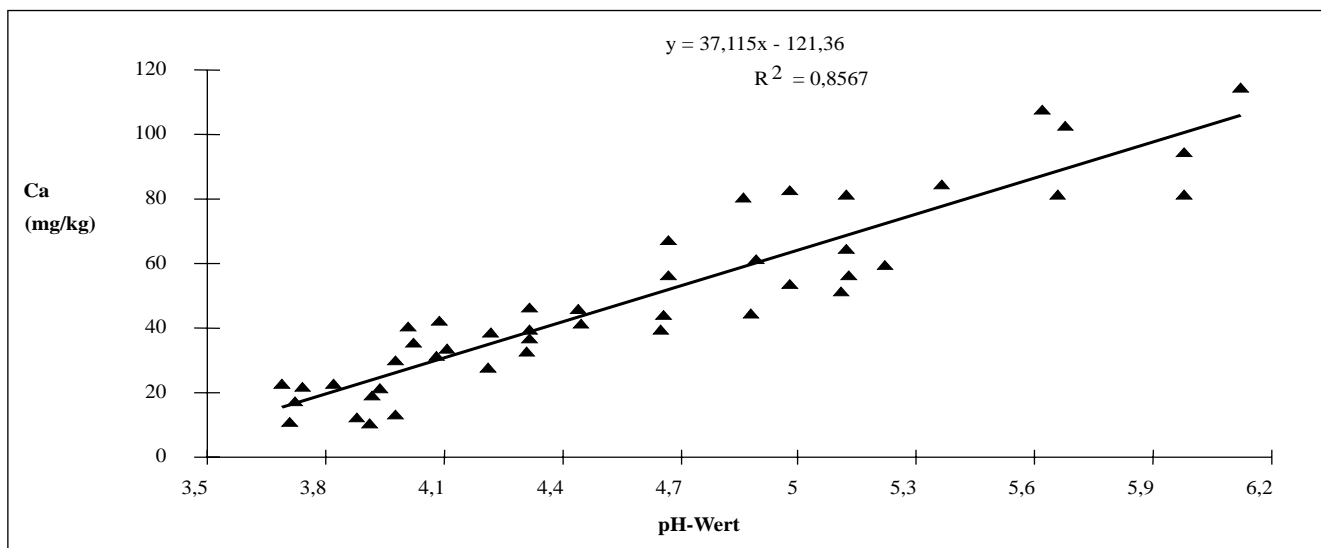


Abb. 6.1.5: Korrelation und Regression zwischen pH-Wert des Oberbodens und seinem Gehalt an wasserlöslichem Calcium (Ca) an Standorten des Südlichen Leipziger Auenwaldes (LAS)

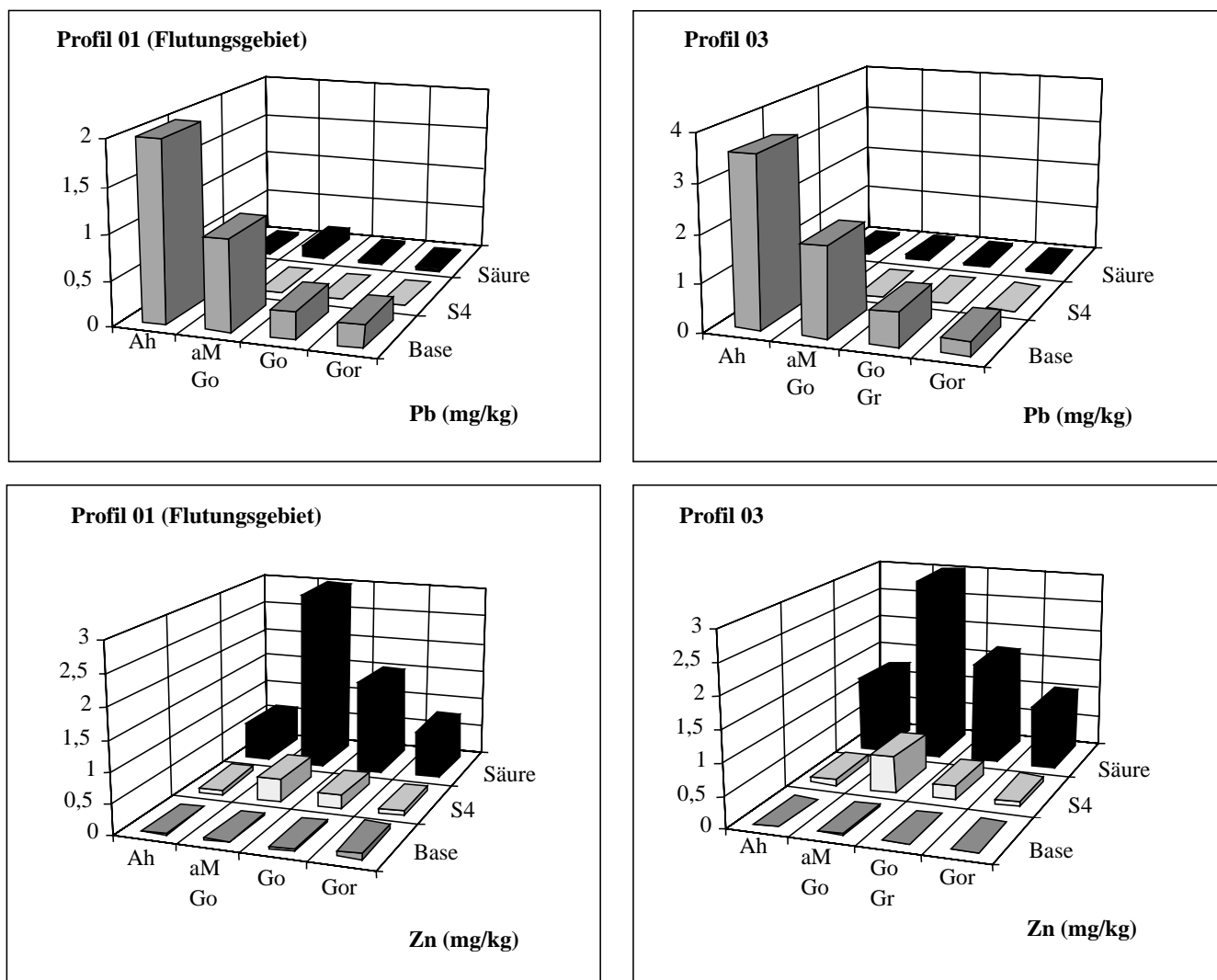


Abb.6.1.6: Metallgehalte eines Profils innerhalb (01) und außerhalb (03) der Überflutungsfläche an der Paußnitz unter definierter Säure- und Basenzugabe (200 mval 0,1 M HNO₃ bzw. 2 N CaCl₂ und 8 N NaOH)

Acidität der Böden sind daher entscheidende Einflussparameter der Geoökosystemdynamik unter Waldbestand. **Säurestatus** (in-situ-Erfassung) und **Puffereigenschaften** (ANC/BNC) eignen sich für die Beschreibung und Bewertung standortbezogener Stoffdynamik in **Auenböden** und werden daher als **Leitparameter** für mesoskalige Untersuchungen vorgeschlagen.

Untersuchungen der Waldböden und ihrer horizontal-vertikalen Merkmalsausprägungen zeigen darüber hinaus, dass der Auenboden als Zeiger aktueller Dynamik in der Landschaft fungiert, und dass Säurestatus und Puffereigenschaften als komplexe Parameter der Bodenbewertung dienen können. Die Form und der Aufbau des Monitoringsstandortes erbrachte neue und planungsrelevante Aussagen zum Zustand des Bodens in den Auewäldern, da:

- lokale sowie regionale Schwankungsbreiten für Hintergrund- und Extrembelastungswerte in den verschiedenen Ebenen des Auenwaldes (Atmosphäre, Waldbestand und Waldboden) erfassbar sind und
- in langen Reihen statistische Sicherheit über die aktuelle Stoffdynamik solcher stadtnaher Auenböden zu erreichen ist, um wirklich eine Veränderung dieser bewirkende stoffliche Beeinflussung herausfiltern zu können.

6.2 Radionukliduntersuchungen an Bodenprofilen

Böden stellen dynamische Schnittstellen zwischen verschiedenen Teilsystemen der Geosphäre dar. Sie sind durch Austauschprozesse zwischen mineralischem Untergrund, Biosphäre und Atmosphäre gekennzeichnet, wobei die Bodenlösung eine entscheidende Rolle bei den internen Transportprozessen übernimmt.

Radionuklide können über die von ihnen emittierte Strahlung sehr empfindlich und in geringsten Mengen nachgewiesen werden. Sie sind damit als Tracer für die Untersuchung von Rückhaltungs-, Austausch- und Transportprozessen innerhalb des Bodensystems gut geeignet. Menge und Zeitverlauf des Eintrages sind für eine Reihe von überwiegend künstlichen Radionukliden hinreichend gut bekannt. In Verbindung mit dem Zeitgesetz des radioaktiven Zerfalls können damit Datierungen zur Widerspiegelung der zeitlichen Abläufe von Bodenprozessen durchgeführt werden.

6.2.1 Radionuklide in der Umwelt

Quellen und Eintragspfade:

Auf Grund ihrer langen Halbwertszeit haben aus der Zeit der Elemententstehung einige Radionuklide „überlebt“. Dazu gehören unter anderem die Isotope ^{238}U und ^{235}U des Urans, ^{232}Th des Thoriums und das Kaliumisotop ^{40}K . Die Uran- und Thoriumisotope zerfallen über eine Abfolge von Nukliden kürzerer Halbwertszeiten, den sogenannten Zerfallsrei-

hen, zu stabilen Bleiisotopen. Wegen ihrer Herkunft bezeichnet man alle diese natürlichen Radionuklide als *geogen*.

Kosmogene Radionuklide (^3H , ^7Be , ^{14}C , ...) werden ständig durch die Einwirkung der kosmischen Strahlung auf die Atmosphäre neu produziert.

Seit der Entdeckung und Ausnutzung der Kernreaktionen durch den Menschen sind zu den bereits genannten weitere *künstliche* Radioisotope hinzugekommen. In größeren Mengen werden diese bei Kernwaffenexplosionen und bei der Kernenergiegewinnung gebildet (so z. B. ^{137}Cs , ^{90}Sr , mehrere Plutoniumisotope und viele weitere mehr).

Uran und Thorium findet man in der Erdkruste mit einer Konzentration von 2,5 bzw. 13 g/t. Durch Verwitterungsprozesse werden diese Elemente mit den dazugehörigen Gliedern der Zerfallsreihen aus Gesteinen freigesetzt und entsprechend ihres Löslichkeits- und Komplexierungsverhaltens vorwiegend über die Bodenlösung transportiert. Eine Sonderstellung nimmt das Edelgasnuklid ^{222}Rn aus der ^{238}U -Zerfallsreihe ein. In Folge seiner Halbwertszeit von 3,8 d kann es teilweise aus dem Boden austreten und wird in der Atmosphäre verteilt. Beim Radonzerfall entstehende Tochter-nuklide lagern sich an Aerosole an und werden auf die Oberfläche der Böden abgelagert. Das Isotop ^{40}K ist zu 0,0117 % im natürlichen Kalium vertreten, das als wichtiger Pflanzennährstoff an Stoffwechselfvorgängen in der Biosphäre teilnimmt.

Kosmogene Nuklide werden ähnlich wie die Rn-Folge-nuklide aus der Atmosphäre deponiert.

Durch oberirdische Kernwaffentests bis Anfang der sechziger Jahre wurden künstliche Radionuklide auch in die Stratosphäre getragen, dort über die gesamte Erde verteilt und danach atmosphärisch in die Böden eingetragen. Emissionen aus kerntechnischen Anlagen, insbesondere nach Störfällen wie dem Tschernobylunfall gelangen dagegen nur in die Troposphäre und werden gemäß den herrschenden meteorologischen Bedingungen (Windstärke und -richtung, Niederschlag usw.) entlang bestimmter Trajektorien verteilt und deponiert.

Analyse der Radionuklide:

Radioisotope können über die von ihnen ausgesandte ionisierende Strahlung nachgewiesen werden. Für die Untersuchung von Bodenproben ist besonders die γ -Spektrometrie geeignet, da α - und β -Umwandlungen oft auch mit der Emission von γ -Strahlung gekoppelt sind und in repräsentativen Probenmengen (0,1 ... 1 l) mit dieser Methode gleichzeitig mehrere Nuklide quantitativ analysiert werden können. Die Probenaufbereitung beschränkt sich i.a. auf eine Trocknung, das Material steht im Anschluss an die Messungen für weitere Untersuchungen zur Verfügung. Durch den Einsatz von Halbleiterdetektoren wird in der modernen γ -Spektrometrie

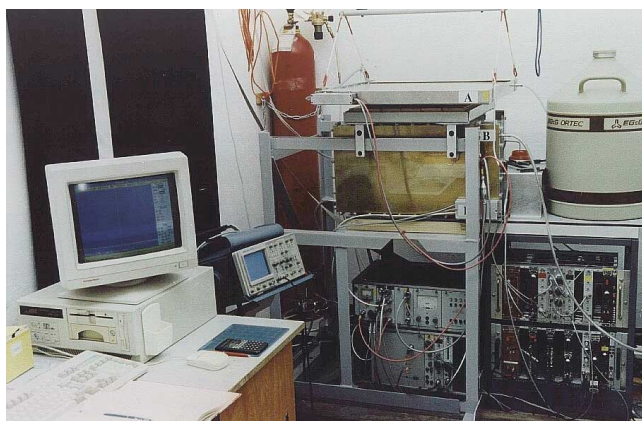


Abb. 6.2.1: Ansicht eines low-level- γ -Spektrometers an der TU Bergakademie Freiberg. Der Messdetektor befindet sich in der Abschirmung in Abbildungsmitte.

die notwendige hohe spektrale Auflösung erreicht. Zum Nachweis der teilweise sehr geringen Aktivitäten in Böden sind sogenannte low-level-Spektrometer (Abb. 6.2.1) notwendig, bei denen der Messdetektor sehr effektiv vor der Strahlung der Umgebung abgeschirmt ist.

Die mittels dieser Messtechnik derzeit in den Böden Sachsens nachweisbaren Radionuklide sind in Tab. 6.2.1 aufgelistet. Bei den natürlichen Zerfallsreihen können die angegebenen Nuklide teilweise nicht direkt, sondern nur über kurzlebige Folgenuklide bestimmt werden.

In Radionuklidverteilungen gespeicherte Informationen:

Die natürlichen Zerfallsreihen beinhalten Nuklide unterschiedlicher Elemente. In dynamischen Systemen treten da-

her Differenzierungsprozesse zwischen deren Gliedern gemäß ihrem chemischen und physikalischen Verhalten auf. Die resultierenden Anreicherungen bzw. Verarmungen spiegeln sich in unterschiedlichen Aktivitätskonzentrationen innerhalb der Zerfallsreihen, sogenannten radioaktiven Ungleichgewichten, wider. Aus diesen können Rückschlüsse über die lokal vorliegenden chemischen Verhältnisse gezogen werden.

Sind außerdem Daten zur Eintragungsgeschichte und deponierten Aktivität bekannt, enthalten die Radionuklidverteilungen eine zusätzliche Zeitinformation, die Rückschlüsse auf Wanderungsgeschwindigkeiten der Radionuklide oder der mit ihnen verbundenen Substanz innerhalb des Bodensystems erlaubt. So konzentriert sich der Eintrag der künstlichen Radioisotope in Mitteleuropa auf den Zeitraum um 1962 (Kernwaffennuklide) und auf 1986 (Tschernobylunfall). Die je Fläche deponierte Aktivität ist für einige Nuklide aus Literaturdaten ausreichend bekannt, so dass Bilanzen möglich sind. Bei anderen Nukliden wie dem kosmogenen ^7Be und dem Rn-Folgeprodukt ^{210}Pb kann man in guter Näherung von einem im Zeitmittel konstanten Aktivitätseintrag pro Fläche ausgehen und in Verbindung mit dem Zerfallsgesetz für Datierungen nutzen.

6.2.2 Untersuchungen an Dauerbeobachtungsflächen

Dauerbeobachtungsflächen in Forsten sind für die Bestimmung von Radionuklidprofilen in mehrfacher Hinsicht interessant. So kann man zumindest für die Zeitdauer seit der Einrichtung dieser Flächen von geringen Störungen der Profile durch forstwirtschaftliche Arbeiten ausgehen. Andererseits liegen für diese Flächen große Datensätze zu meteorologischen und bodenkundlichen Größen vor, die prinzipiell die

Tab. 6.2.1: Überblick über die derzeit in Böden Sachsens γ -spektrometrisch nachweisbaren Radionuklide

Radionuklid	Halbwertszeit	Herkunft
^{238}U (über ^{234}Th , $^{234\text{m}}\text{Pa}$)	$4,5 \cdot 10^9$ a	geogen, ^{238}U -Reihe
^{230}Th	$7,5 \cdot 10^4$ a	geogen, ^{238}U -Reihe
^{226}Ra (über ^{214}Pb , ^{214}Bi)	$1,6 \cdot 10^3$ a	geogen, ^{238}U -Reihe
^{210}Pb	22 a	geogen, ^{238}U -Reihe
^{227}Ac (über ^{227}Th , ^{223}Ra , ^{219}Rn)	22 a	geogen, ^{235}U -Reihe
^{228}Ra (über ^{228}Ac)	5,8 a	geogen, ^{232}Th -Reihe
^{228}Th (über ^{212}Pb , ^{212}Bi , ^{208}Tl)	1,9 a	geogen, ^{232}Th -Reihe
^{40}K	$1,3 \cdot 10^9$ a	geogen
^7Be	53 d	kosmogen
^{125}Sb	2,8 a	künstlich, Tschernobylunfall
^{134}Cs	2,1 a	künstlich, Tschernobylunfall
^{137}Cs	30 a	künstlich, Kernwaffentests und Tschernobylunfall
^{207}Bi	32 a	künstlich, Kernwaffentests
$(^{241}\text{Pu} \Rightarrow) ^{241}\text{Am}$	430 a	Künstlich, Kernwaffentests

Anwendung von Modellrechnungen auf die Radionuklidverteilungen ermöglichen.

Probenahme und Messung:

Um möglichst unterschiedliche Bodentypen zu untersuchen, wurden die Dauerbeobachtungsflächen der Sächsischen Landesanstalt für Forsten in Laußnitz, Olbernhau und Colditz sowie der Waldstandort des UFZ im Leipziger Auenwald beprobt. Für eine detaillierte Abbildung der Verteilungen sowie für die Ermöglichung der Bilanzierung von Einträgen wurde eine Dünnschichtprobenahme innerhalb einer definierten Fläche (Abb. 6.2.2) vorgenommen.

Die Schichtdicke betrug minimal 1 cm. Während der Beprobung erfolgte die bodenkundliche Ansprache der entnommenen Schichten. Das Probenmaterial wurde bei 50 – 60 °C getrocknet und in geeignete Messgefäße (ca. 150 bzw. 450 ml) für die γ -Spektrometrie abgefüllt.

Die Messung der γ -Spektrern erfolgte in zwei low-level- γ -Spektrometern im Institut für Angewandte Physik der TU Bergakademie Freiberg. Pro Probe ist eine mittlere Meßzeit von 2 Tagen notwendig. Die quantitative Analyse der γ -Spektrern wird über den Vergleich mit Standardproben bekannter Aktivitätskonzentration durchgeführt.



Abb. 6.2.2: Dünnschichtprobenahme

**Ein Beispiel für Radionuklidverteilungen:
DBF Olbernhau:**

Analysenergebnisse und sich daraus ergebende Schlussfolgerungen sollen im folgenden am Beispiel der Nuklidverteilungen in einem Bodenprofil auf der Dauerbeobachtungsfläche Olbernhau (Sächsische Landesanstalt für Forsten)

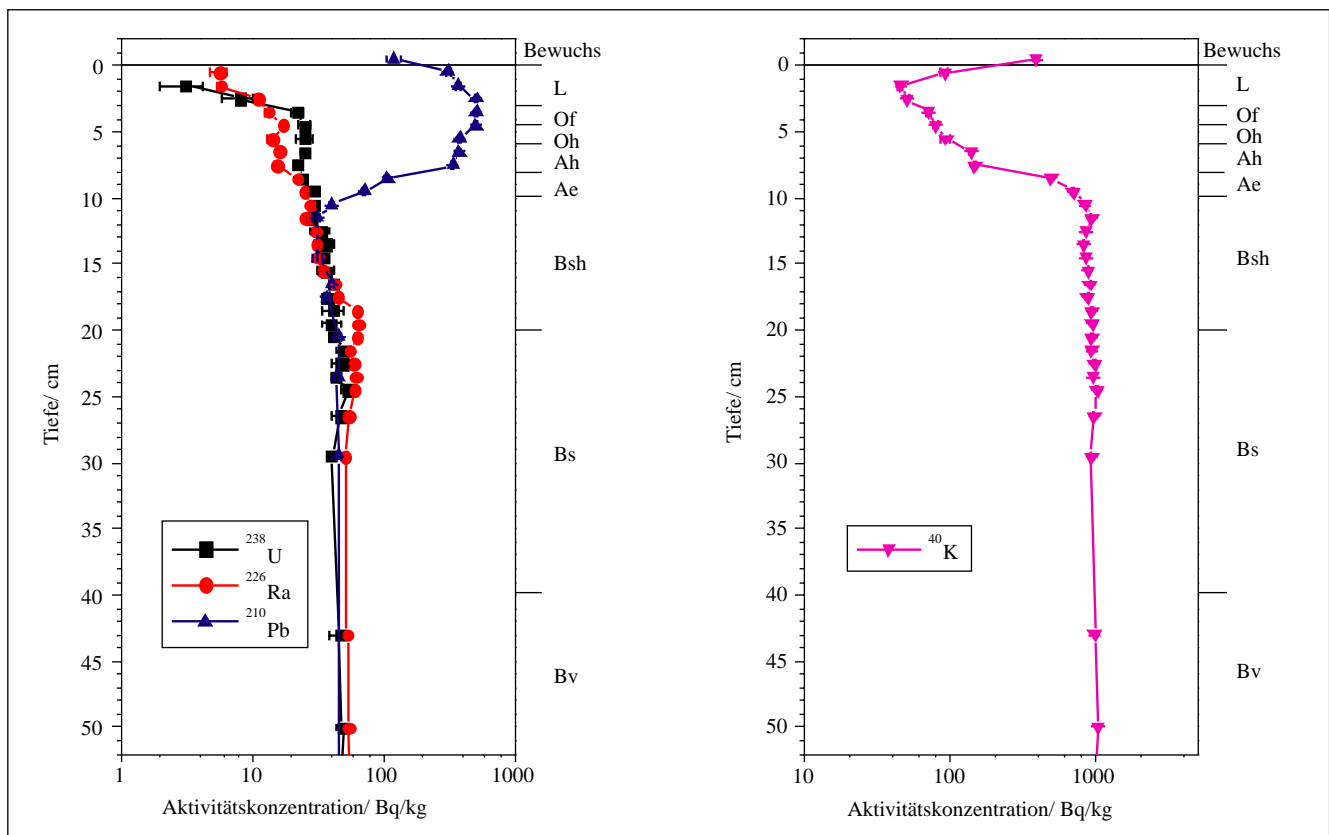


Abb. 6.2.3: Gehalte natürlicher Radionuklide in einem Profil der DBF Olbernhau (LAF Graupa). Links: Glieder der ^{238}U -Zerfallsreihe; Rechts: Verteilung des Kaliumisotops ^{40}K ($309 \text{ Bq } ^{40}\text{K}/\text{kg} = 1 \text{ \% K}$); Die Bodenhorizonte entsprechend der bodenkundlichen Ansprache sind auf der rechten Skala aufgetragen

dargestellt werden. Bei dem untersuchten Bodentyp handelt es sich um einen Lehm-Braunerde-Podsol über Orthogneis in einem ca. 110 Jahre alten Fichtenbestand.

Die Ergebnisse für einige wichtige natürliche Radioisotope sind in Abb. 6.2.3 zusammengefasst. Alle Nuklide in der linken Darstellung sind Glieder aus der Zerfallsreihe des ^{238}U , unterscheiden sich aber grundlegend in ihren chemischen Eigenschaften. Die bereits erwähnten radioaktiven Ungleichgewichte erkennt man deutlich in allen Horizonten mit organischem Anteil. Sie spiegeln die starken Variationen der bodenchemischen Verhältnisse in diesen Bereichen wider.

^{238}U wird bei der Verwitterung aus den Gesteinen des Untergrundes herausgelöst und als Uranyl-Ion in der Bodenlösung transportiert. Es wird offensichtlich nicht von den lebenden Pflanzen des Bewuchses aufgenommen. Dagegen zeigt das vermoderte bzw. humifizierte Material der Of/Oh-Horizonte eine deutliche Neigung zur Akkumulation des Urans. Dieser Vorgang kann über die Bildung von stabilen Uranyl-Huminstoffkomplexen erklärt werden. Das Radium, ein Erdalkalimetall, wird zu einem gewissen Teil vom Bewuchs aufgenommen, nach dem Absterben der Pflanzen aber wieder freigesetzt und wandert in tiefere Bodenschichten. Erst die chemischen Verhältnisse der sesquioxidakkumulierten Bsh/Bs-Horizonte führen zu einer erneuten Fixierung des Radiums. In den tieferen, hauptsächlich mineralischen Bodenschichten befinden sich die Glieder der Zerfallsreihe wieder im radioaktiven Gleichgewicht. Der starke Überschuss an ^{210}Pb in den obersten Schichten ist auf den atmosphärischen Eintrag als Radonfolgenuklid zurückzuführen. Er ist ebenfalls auf die organischen Horizonte beschränkt, in denen die Löslichkeit des Bleis durch die Bildung stabiler Huminstoffkomplexe stark herabgesetzt ist.

Die rechte Hälfte der Abb. 6.2.3 gibt die Verteilung des Kaliums über das Kaliumisotop ^{40}K wieder. Deutlich ist eine starke K-Verarmung des Bodenmaterials in den L/Of/Oh-Zersetzungshorizonten erkennbar. Erst in tieferen Schichten stehen durch den steigenden Mineralgehalt wieder ausreichende Konzentrationen dieses Elementes zur Verfügung.

Die Ergebnisse der Analysen künstlicher Radionuklide (Abb. 6.2.4) zeigen deren Konzentration auf die oberen 15 cm des Profils. Einzig das gut messbare Spaltnuklid ^{137}Cs war bis in 50 cm Tiefe nachweisbar, allerdings mit einer gegenüber dem Maximalwert um 3 Größenordnungen kleineren Aktivitätskonzentration. Dies zeigt die Beweglichkeit dieses Erdalkalimetallnuklides an. Die Hauptmenge des Nuklides ist allerdings noch in den obersten 10 cm konzentriert. Ein Vergleich mit dem reinen Tschernobylisotop ^{134}Cs weist weitgehende Parallelität in diesen oberflächennahen Schichten auf, so daß man davon ausgehen kann, daß erst das ^{137}Cs in tieferen Horizonten aus dem Fallout der Kernwaffentests stammt. Ebenso zeigt ein weiteres Tschernobylnuklid, das ^{125}Sb , sein Aktivitätsmaximum im Of-Horizont. Damit kann auf ein Alter des Bodenmaterials in diesem Horizont von ca.

15 Jahren geschlossen werden. Deutlich tiefer, an der Grenze zwischen Oh- und Ah-Horizont, trifft man die Nuklide ^{241}Am und ^{207}Bi an, die dem Kernwaffenfallout um 1962 zuzuordnen sind. Diese Altersangaben sind in Abb. 6.2.3 den Ergebnissen einer Datierung über das Radonfolgenuklid ^{210}Pb gegenübergestellt. Die Übereinstimmung ist deutlich erkennbar. Damit kann zum einen das Alter des zersetzten organischen Materials in diesen Schichten abgeschätzt werden, andererseits deutet dieses Ergebnis auf eine geringe Abwanderung von Huminstoffen in tiefere Bodenschichten hin.

Trotz seiner geringen Halbwertszeit von 53 d wird das kosmogene Nuklid ^7Be in 10 Jahre alten Schichten gefunden; man kann aus diesem Fakt auf eine langsame, aber stetige Wanderung dieses Isotops sowie auf eine geringe Rückhaltung in den oberen Bodenschichten schließen.

Für zukünftige Arbeiten ist die Kopplung der Altersdaten mit hydrogeologischen Modellen geplant, um die Wanderungsgeschwindigkeiten sowie Rückhaltungsprozesse besser beschreiben zu können.

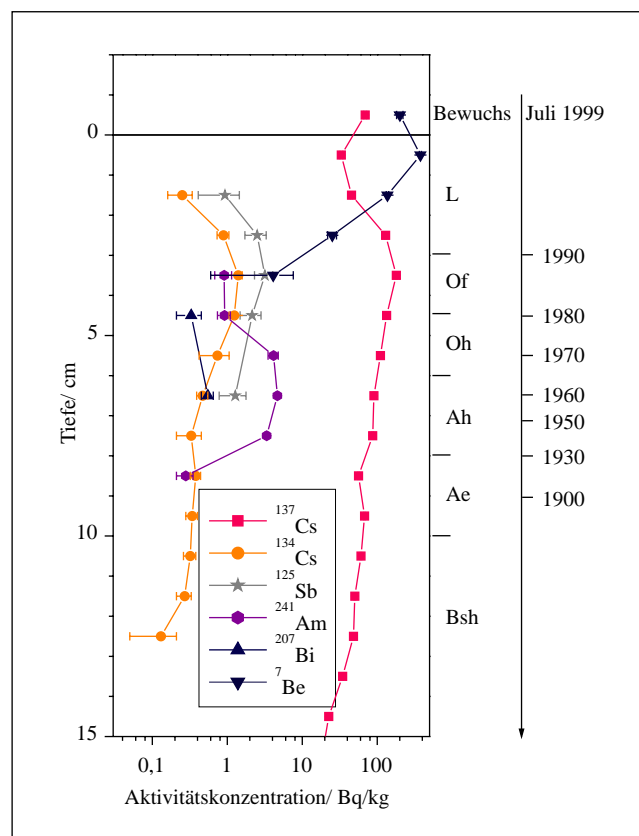


Abb. 6.2.4: Verteilung künstlicher und kosmogener Radionuklide in den obersten Bodenschichten des Profils Olbernhau. Neben den Bodenhorizonten sind auf der rechten Seite der Abbildung die Ergebnisse der Anwendung der ^{210}Pb -Altersbestimmungen zur Schichtdatierung aufgeführt

7 Literatur

- AG BODEN, (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. Aufl., 392 S., 33 Abb., 91 Tab., Hannover
- ANDERSON, T.-H.; DOMSCH, K. H. (1990): Application of eco-physiological quotients (qCO₂ and qD) on microbial biomasses from soils of different cropping histories. *Soil Biol. Biochem.* 22, 251-255
- ARBEITSGEMEINSCHAFT BODENKUNDE DER GEOLOGISCHEN LANDESÄMTER UND DER BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE IN DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung, Hannover. (Neuaufgabe: 1996)
- ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG IN DER ARBEITSGEMEINSCHAFT FORSTEINRICHTUNG (1980): Forstliche Standortsaufnahme: Begriffe, Definitionen, Einteilungen, Kennzeichnungen, Erläuterungen. 4. Auflage. Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup
- ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG IN DER ARBEITSGEMEINSCHAFT FORSTEINRICHTUNG (1996): Forstliche Standortsaufnahme: Begriffe, Definitionen, Einteilungen, Kennzeichnungen, Erläuterungen. 5. Auflage. IHW-Verlag, Eching
- BAHN, E.; EICH, D.; KÖRSCHENS, M.; PFEFFERKORN, A. (1995): 100 Jahre Agrar- und Umweltforschung Bad Lauchstädt. Geschichte der Forschungsstätte von 1896 bis 1995.- B.G. Teubner Verlagsgesellschaft Stuttgart-Leipzig
- BARTH, N (1994): Bodendauerbeobachtungflächen in Sachsen. Projektstudie. – unveröff. Bericht, Sächsisches Landesamt f. Umwelt u. Geologie, Dresden
- BARTH, N.; KLOSE, R.; PÄLCHEN, W.; SYMMANGK, R. (1998): Erste Ergebnisse zur Stoffbilanzierung bei zwei Intensivmessflächen des BDF-Programms von Sachsen. – Mitteilg. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 87, 331-334
- BARTH, N.; PÄLCHEN, W.; RANK, G.; HEILMANN, H. (1996): Bodentlas des Freistaates Sachsen, Teil 1: Hintergrundwerte für Schwermetalle und Arsen in landwirtschaftlich genutzten Böden. - Materialien zum Bodenschutz, Sächs. Landesamt f. Umwelt u. Geologie, Radebeul
- 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 Bodendauerbeobachtungsf lächen.- In: Rosenkranz/ Einsele/Harreß: Handbuch Bodenschutz, Band 3, KennNr: 9152
- BBodSchG (1998): Gesetz zum Schutz des Bodens (Bundesbodenschutzgesetz). – Bundesgesetzbl. Jhrg. 1998, Teil I, Nr. 16, S. 502-510, Bonn.
- BBodSchV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV). – Bundesgesetzblatt Jhrg. 1999, Teil. I, Nr. 36, S. 1554-1582, Bonn.
- BORSORF, K.-H.; MALINOWSKY, D.; NAUMANN, M. (1995): Radiologische Belastung von Böden in Sachsen. – Z. geolog. Wiss. (41/2) S. 111-117.
- BUBERL, H. G.; v. WILPERT, K.; TREFZ-MALCHER, G.; HILDEBRAND, E. E. UNTER MITARBEIT VON WIEBEL, M. (1994): Der chemische Zustand von Waldböden in Baden-Württemberg. Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 1989-92 (BZE). Mitteilungen der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg
- BUFE, J. (1999): Bericht zur Umsetzung des § 6 Abs. 4 der SächsSchAVO. Auswertung der Kontrollen in Wasserschutzgebieten im Jahr 1998.- unveröff. Bericht, Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), Leipzig
- BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (BML) (1990): Bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE). - Arbeitsanleitung, Bonn.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (BMELF) (1996): Verordnung über die Grundsätze der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung). - BMELF, Bonn
- BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (BMELF) (1997): Deutscher Waldbodenbericht 1996. Ergebnisse der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald von 1987-1993 (BZE). - Bonn.
- CASIDA, L. E. JR. (1977): Microbial metabolic activity in soil as measured by dehydrogenase determination. *Appl. Environ. Microbiol.* 34, 630-636
- CRONAN, C. S.; CRIGAL, D. F. (1995): Use of Calcium/Aluminium Ratios as Indicators of Stress in Forest Ecosystems. *J. Environ. Qual.* 24, 209-226
- DBG (1994): Mitteilungen der Arbeitsgruppe „Ungesättigte Zone“ der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, Oldenburg
- DIN V 19735 (1999): Ableitung von Konzentrationen im Bodenwasser aus ammoniumnitratextrahierbaren Gehalten oder Eluatgehalten. – Normenausschuß Wasserwesen (NAW), Berlin.
- DITTRICH, B.; KLOSE, R.; LAVES, D. (1996): Ergebnisse zum Schwermetalltransfer Boden→Pflanze (Sachsens Beitrag zum länderübergreifenden Untersuchungsprogramm). – unveröff. Bericht, Sächs. Landesanst. f. Landwirtschaft, Leipzig.
- DVWK (1994): Verminderung des Stickstoffaustrages aus landwirtschaftlich genutzten Flächen in das Grundwasser - Grundlagen und Fallbeispiele. Schriften Nr. 106. Kommissionsvertrieb Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH, Bonn
- EIKMANN, T.; KLOKE, A. (1993): Nutzungs- und schutzgutbezogene Orientierungswerte für (Schad-) Stoffe in Böden. – In: ROSENKRANZ, D.; EINSELE, G. & HAREß, H. M.: Bodenschutz (Hrsg.); 14. Lfg. X/93, Nr. 3590, Berlin: E. Schmidt.
- EIKMANN, T.; FRITSCHKE, W.; GRÖSSMANN, G.; KLOKE, A.; LEH, H.-O. & TRAUlsen, B.-D. (1991): Bodenverunreinigungen. - Gesundheit und Umwelt, H. 11, Europäische Akademie für Umweltfragen e. V., Tübingen.
- EISSMANN, L. (1970): Geologie des Bezirkes Leipzig, Eine Übersicht. *Natura regionis Lipsiensis* – Heft 1, Naturwissenschaftliches Museum Leipzig

- EULENSTEIN, F.; WURBS A. (1994): Konzepte und Modellvorhaben zum Grundwasserschutz in den neuen Bundesländern. KTBL-Arbeitspapier 206: Strategien zur Verminderung der Nitratauswaschung in Wasserschutzgebieten, 183-192
- FSCC, FOREST SOIL COORDINATING CENTRE (1998): Forest Soil Condition in Europe - Results of a Large-Scale Soil Survey / UN-ECE. - Genf
- GREIF, A.; PÄLCHEN, W. (1998): Geogene Hintergrundbelastung im Elbeinzugsgebiet. – BMBF-Forsch.-vorhaben 02WT9476/7, Teilproj. 5: Grundgebirgsgeprägte Einzugsgebiete, Sächs. Landesamt f. Umwelt u. Geologie, Dresden.
- GRÜN, M.; MACHELETT, B., KRONEMANN, H.; JAKOB, F.; LEITERER, M.; ANKE, M. (1990): Schwermetallbelastung von Böden, Pflanzen und landwirtschaftlichen Nutztieren im Raum Freiberg. – Deutsches Altlastenseminar 18.-19.10.1990 Freiberg, UBA Berlin.
- GUTSER, R.; HAUKE, S. (1994): Pflanzenbauliche Maßnahmen zur Verringerung des Stickstoffaustrages aus landwirtschaftlich genutzten Flächen. DVWK Schriften 106
- HAASE, D. (1999): Beiträge zur Geoökosystemanalyse in Auenlandschaften – Säurestatus und Pufferfunktion der Waldböden in den Leipziger Flussauen. Dissertation, UFZ-Bericht 19/1999, Leipzig
- HAFERKORN, U. (2000): Größen des Wasserhaushaltes verschiedener Böden unter landwirtschaftlicher Nutzung im klimatischen Grenzraum des Mitteldeutschen Trockengebietes. – Dissertation, Universität Göttingen
- HILDMANN, E. (1993): Braunkohlenbergbau und Landschaftseingriffe – neue Orientierung für die Folgelandschaft. Ber. Z. Dt. Landeskunde, Trier 1, p. 55-56
- HOERMANN, G. (1997): Simpel – ein einfaches benutzerfreundliches Bodenwassermodell. Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen, 41 (2), 67-72
- HÖLTING, B.; HAERTLE, T.; HOHBERGER K.-H.; NACHTIGALL, K. H.; VILLINGER, E.; WEINZIERL, W.; WROBEL, J.-P. (1995): Konzept zur Ermittlung der Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung. Geologisches Jahrbuch, Reihe C, Hannover
- HUBER, S.; ENGLISCH, M. (1997): Auswertungen von Waldbodeninventuren im Bereich von Arge Alp und Arge Alpen-Adria. Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, München (Hrsg.)
- JÄGGI, W. (1976): Die Bestimmung der CO₂-Bildung als Maß der bodenbiologischen Aktivität. Schw. Landw. Forschung 15, 371-380
- JURITSCH, G.; WIENER, L. (1993): Salzburger Bodenzustandsinventur. Amt der Salzburger Landesregierung
- KARDEL, K.; RANK, G.; PÄLCHEN, W. (1996): Geochemischer Atlas des Freistaates Sachsen, Teil 1: Spurenelementgehalte in Gesteinen. - Materialien zum Bodenschutz, Sächs. Landesamt f. Umwelt u. Geologie, Radebeul.
- KEESE, U.; KNAPPE, S. (1996): Problemstellung und allgemeine Angaben zu vergleichenden Untersuchungen zwischen Lysimetern und ihren Herkunftsflächen am Beispiel von drei typischen Böden Mitteldeutschlands unter landwirtschaftlicher Nutzung. Arch. Acker-Pfl. Boden, 40
- KLOKE, A. (1980): Richtwerte '80, Orientierungsdaten für tolerierbare Gesamtgehalte einiger Elemente in Kulturböden. – Mitt. VDLUFA, H. 1-3, S. 9-11.
- KNAPPE, S.; HAFERKORN, U.; RUSSOW, R.; MATTUSCH, J.; WENNRICH, R.: Lysimeteruntersuchungen zum Wasser- und Stoffhaushalt eines langjährig landwirtschaftlich genutzten Regosols von der Kippe des Braunkohlentagebaues Espenhain im Südraum Leipzig. – Mitt. Deutsche Bodenkundl. Gesellsch. 91/2 (1999) 803-806 (ISSN-0343-1071)
- KNAPPE, S.; KEESE, U., 1997: Untersuchungen zum Einfluss von N-Bilanzen auf den N-Austrag und den Nitratgehalt im Sickerwasser bei ackerbaulicher Nutzung und Flächenstilllegung – Lysimeteruntersuchungen an vier Bodenformen. VDLUFA-Schriftenreihe, 46, S.587-590, Kongreßband 1997
- KNAPPE, S.; KEESE, U.; KALBITZ, K. (1997): Lysimeter-Untersuchungen zur Wirkung von Flächenstilllegungsmaßnahmen auf den Stickstoffaustrag und den Nitratgehalt von Sickerwasser von vier Bodenformen. – BAL Gumpenstein
- KNAPPE, S.; MORITZ, CH.; KEESE, U. (1994): Grundwasserneubildung und N-Austrag über Sickerwasser bei intensiver Landnutzung - Lysimeteruntersuchungen an acht Bodenformen in der Anlage Brandis. Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenk. 38.
- KNOBlauch, S.; ROTH, D.; PFLEGER, I. (1999): Beziehung zwischen N-Saldo, N_{min} im Boden, Nitratgehalt im Sickerwasser und N-Austrag bei unterschiedlichen Ackerstandorten Thüringens. BAL Gumpenstein
- KÖRSCHENS, M.; MAHN, E.-G. (Hrsg.), (1995): Strategien zur Regeneration belasteter Agrarsysteme des mitteldeutschen Schwarzerdegebietes. B. G. Teubner Verlagsgesellschaft Stuttgart. Leipzig
- KRÜGER, A.; SCHNEIDER, B.; NEUMEISTER, H.; KUPSCH, H. (1995): Akkumulation und Transport von Schwermetallen in Böden des Bitterfelder Industriegebietes. – Geoökodynamik, Band 16, Heft 1, 1995, S. 25-56, Bensheim
- KUNDLER, P. und Autorenkollektiv (1989): Erhöhung der Bodenfruchtbarkeit. VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag Berlin
- KURZER, H.-J. und Autorenkollektiv (1998): Nitratbericht 1997/98, unter Berücksichtigung der Untersuchungen ab 1990. - Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft, 4 (1)
- LAVES, D.; SUNTHEIM, L. (1997): Nutzungskonzept schwermetallbelasteter Landwirtschaftsflächen. – Mitt. Deutsch. Bodenk. Ges., 85, II S.733-736.

- LAVES, D.; DITTRICH, B.; KLOSE, R. (1997): Prüf- und Maßnahmewerte zur Gefahrenbeurteilung des Wirkungspfadens Boden→(Nutz-)Pflanze und zur Sicherung des Boden- und Verbraucherschutzes. – unveröff. Forscher., Sächs. Landesanst. f. Landwirtschaft, Leipzig.
- LAVES, D.; DITTRICH, B.; KLOSE, R.; MÖNICKE R. (1997): Schwermetalltransfer Boden-Pflanze als Beurteilungskriterium für Bodenschutzmaßnahmen. – Mitt. Deutsch. Bodenkdl. Ges., 80, S. 81-84.
- LFUG, LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (1999): Bodenatlas des Freistaates Sachsen. Teil 3, Bodenmessprogramm
- LIS, J.; PASIECNA, A. (1995): Geochemical Atlas of Poland. Polish Geological Institute, Warsaw.
- MACHULLA, G.; HICKISCH, B. 1988: Bodenmikrobiologische Charakterisierung unterschiedlich alter Kippböden. Tag.-Ber., Akad. Landwirtsch.-Wiss. DDR, 269: 333-336
- MATHÉ, G. (1961): Geochemische und lagerstättengenetische Untersuchungen an erzführenden Kohlen des Döhleener Beckens. – unveröff. Dipl.-Arb., Bergakademie Freiberg.
- MCGRATH, S. P.; LOVELAND, P. J. (1992): The Soil Geochemical Atlas of England and Wales. – Chapman & Hall: Glasgow.
- MEIWES, K. J.; KÖNIG, N.; KHANNA, P.; PRENZEL, J.; ULRICH, B. (1984): Chemische Untersuchungsverfahren für Mineralböden, Auflagehumus und Wurzeln zur Charakterisierung und Bewertung der Versauerung in Waldböden. Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme, Göttingen, Reihe A, Bd. 7, 1-67
- METZNER, I.; VOLAND, B.; BOMBACH, G. (1994): Vorkommen und Verteilung von Arsen in Mittelgebirgsböden des Erzgebirges und Vogtlandes. – KLOKE, A., KREYSA, G. (Hrsg.): DECHEMA-Arbeitsgruppe „Bewertung von Gefährdungspotentialen im Bodenschutz“ – Beurteilung von Schwermetallen in Böden von Ballungsgebieten: Arsen, Cadmium und Blei, S. 97-104, Frankfurt/M.
- MEYNEN, E.; SCHMITHÜSEN, J. (Hrsg.) (1953 bis 1962): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. Bundesanstalt für Landeskunde und Raumforschung, Selbstverlag – Bad Godesberg
- MINISTERIUM FÜR NATUR UND UMWELT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (MNU S.-H.) (1994): Bodenschutz in Schleswig-Holstein. – Kiel.
- NAGEL, H.-D.; GREGOR, H.-D. (1999): Ökologische Belastungsgrenzen - Critical Loads & Levels, Springer Verlag Berlin Heidelberg 1999
- NEUMEISTER, H.; HAASE, D.; REGBER, R. (1997): Methodische Aspekte zur Ermittlung von Versauerungstendenzen und zur Erfassung von pH-Werten in Waldböden. Petermanns Geographische Mitteilungen, Gotha, 5/6: 381-399
- NIEDERLÄNDISCHER LEITFADEN ZUR BODENBEWERTUNG UND BODENSANIERUNG. (1990) in ROSENKRANZ/EISELE/HARREB, Bodenschutz, Pkt.8935, Verordnung über Trinkwasser und über Wasser für Lebensmittelbetriebe (Trinkwasserverordnung – TrinkwV) vom 22. Mai 1986 (BGBl.I)
- OSSENKOPF, P.; PÄLCHEN, W. (unter Mitarb. v. HEILMANN, H.; KAWELKE, CH.; ADAM, CH. (1992): Umweltmessnetze Freistaat Sachsen. Konzeption Bodenmessprogramm. - unveröff. Bericht, Sächs. Landesamt f. Umwelt u. Geologie, Radebeul.
- PAHLKE, U. (1992): Langzeit-Entwicklung chemischer Bodeneigenschaften in säurebelasteten Waldstandorten Nordrhein-Westfalens. Ergebnisse einer dreifachen Bodeninventur. Forschungsberichte zum Forschungsprogramm des Landes Nordrhein-Westfalen „Luftverunreinigungen und Waldschäden“ Nr. 20, 143 S.
- PÄLCHEN, W.; BERGER, R. (1984): Regionale Geochemie Erzgebirge/Vogtland. Die Verteilung des Arsens in rezenten fluviatilen Sedimenten im Erzgebirge und Nordvogtland. – unveröff. Ber., VEB Geol. Forsch. u. Erkundung Freiberg (Archiv LfUG).
- PÄLCHEN, W.; DARBINJAN, F.; ZIMMERMANN, G.; LAUER, M.; MEINEL, G.; JUNGWIRTH, J. (1986): Lagerstättegeologische Forschung Braunkohle-Geochemie. Teil 1: Zusammenfassung der Ergebnisse. – unveröff. Bericht, VEB Geologische Forsch. u. Erkundung Freiberg (Archiv LfUG).
- PÄLCHEN, W.; RANK, G.; BERGER, R. (1982): Regionale geochemische Untersuchungen an Gesteinen, fluviatilen Sedimenten und Wässern im Erzgebirge und Vogtland, Teil 1: Methodik und Ergebnisse Erzgebirge und Nordvogtland. - unveröff. Ber., VEB Geol. Forsch. u. Erkundung Freiberg (Archiv LfUG).
- PÄLCHEN, W.; RANK, G.; BERGER, R.; OSSENKOPF, P. (1996): Spurenelemente in Sedimenten erzgebirgischer Fließgewässer. - Abh. Sächs. Akademie Wiss., Band 58, H. 4, S. 33-50, Akademie Verl.: Berlin.
- PÄLCHEN, W.; VOLAND, B.; LOHRMANN, R. (1990): Altlasten des Bergbaus und der Buntmetallurgie im Raum Freiberg. - Deutsches Altlasten-Seminar, Freiberg 18./19.10.1990, Abstracts S.26-27.
- PCC, PROGRAMME CO-ORDINATING CENTRE (1998): Manual on Methods and Criteria for Harmonized SAMPLING, ASSESSMENT, MONITORING AND ANALYSIS OF THE EFFECTS OF AIR POLLUTION ON FORESTS / PROGRAMME CO-ORDINATING CENTRE (PCC). 4th Edition, Losebl.-Ausg. – Hamburg: 1998
- PESTER, L. (1978): Idealprofile für geotechnische Arbeiten in der Braunkohlenindustrie. Neue Bergbautechnik. 8. Jg. Heft 6
- PRENZEL, J. (1985): Verlauf und Ursachen der Bodenversauerung. Z. dt. geol. Ges. 136, 293-302
- PRÜEB, (1994): Einstufung mobiler Spurenelementgehalte in Böden. – Handbuch Bodenschutz; 15. Lfg. II/94, Nr. 3600, Schmidt: Berlin.

- RABEN, G. (1988): Untersuchungen zur raumzeitlichen Entwicklung boden- und wurzelchemischer Stressparameter und deren Einfluss auf die Feinwurzelentwicklung in bodensauerer Waldgesellschaften des Hils. Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme Univ. Göttingen, Reihe A, Bd. 38, 253 S.
- RABEN, G.; ANDREAE, H.; KARST, H.; SYMOSSEK, F.; LEUBE, F. (2000.a): Bodenzustandserhebung (BZE) in den sächsischen Wäldern (1992 – 1997). Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Forsten, Heft 18, Graupa
- RABEN, G.; ANDREAE, H.; LEUBE, F. (1996): Schadstoffbelastungen in sächsischen Waldökosystemen. – AFZ/Der Wald 22/96, 1244-1248
- RABEN, G.; ANDREAE, H.; MEYER-HEISIG, M. (2000 b): Long-Term Acid Load and its Consequences in Forest Ecosystems of Saxony (Germany). *Water, Air and Soil Pollution* 122: 93-103
- RABEN, G.; ANDREAE, H.; SYMOSSEK, F. (1998): Consequences of Reduced Emissions on the Ecochemical Status of Forest Ecosystems in Saxony (Germany). *Chemosphere* 36 (4/5), 1007-1012, Elsevier Sci. Ltd.
- RANK, G.; KARDEL, K.; PÄLCHEN, W.; SYMMANGK, R.; WEIDENDÖRFER, H. (1997): Bodenmessprogramm Freistaat Sachsen - Bodenmessnetz Ehrenfriedersdorf. - Materialien zum Bodenschutz, Sächs. Landesamt f. Umwelt u. Geologie, Radebeul.
- RANK, G.; KARDEL, K.; PÄLCHEN, W.; WEIDENDÖRFER, H. (1999): Bodenatlas Freistaat Sachsen Teil 3, Bodenmessprogramm, Bodenmessnetz Raster 4 km x 4 km. – Materialien zum Bodenschutz, Sächs. Landesamt f. Umwelt u. Geologie, Dresden.
- RANK, G.; KARDEL, K.; WEIDENDÖRFER, H. (1999): Die Schwermetallgehalte der Böden des Freiburger Raumes für die Bewertung der Gefährdungspfade Boden-Mensch, Boden-Nutzpflanze nach Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung. – unveröff. Ber., Sächs. Landesamt f. Umwelt u. Geologie, Dresden.
- RANK, G.; KARDEL, K.; WEIDENDÖRFER, H. (2000): Die Schwermetallgehalte der Böden im Raum Ehrenfriedersdorf – Geyer für die Bewertung der Gefährdungspfade Boden-Mensch, Boden-Nutzpflanze und Boden-Grundwasser nach Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung. – unveröff. Ber., Sächs. Landesamt f. Umwelt u. Geologie, Dresden.
- RICHTER, U.; HARRACH, T.; SCHMÜCKER, M. (1994): Abschätzung der Nitratverlagerung für repräsentative Testflächen in drei Hessischen Wasserschutzgebieten.
- ROST-SIEBERT (1985): Untersuchungen H- und Al-Ionen-Toxizität an Keimpflanzen von Fichte (*Picea abies* Karst.) und Buche (*Fagus sylvatica* L.) in Lösungskultur.- Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Univ. Göttingen, Bd. 12, Göttingen
- RUSSOW, R.; KNAPPE, S.; FÖRSTEL, H. (1996): Vergleich der Wasser- und Anionenbewegung in einem landwirtschaftlich genutzten Sandlöss-Braunerde- und Löss-Schwarzerde-Boden an Hand von Lysimeteruntersuchungen. BAL Gumpenstein
- RUSSOW, R.; KNAPPE, S.; RICHTER, W.; RUPP, H.: Water and nitrate transport within agricultural soils from a recultivated open mining dump in comparison to natural agriculturally used soils: First results from multitracer studies in lysimeters. 2000 in Druck
- SAG (1991): Konzeption zur Einrichtung von Bodendauerbeobachtungsflächen. – Bericht der Unterarbeitsgruppe „Boden-Dauerbeobachtungsflächen“ im Auftrag der Sonderarbeitsgruppe „Informationsgrundlagen Bodenschutz“, München
- SÄCHSISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (LfL) (1992): Schwermetalltransfer Boden/Pflanze. – Empfehlung des Acker- und Pflanzenbaus, LfL Leipzig.
- SÄCHSISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (LfL) (1992): Untersuchung sächsischer Böden auf Belastungen mit Schwermetallen und organischen Rückständen. - unveröff. Ber., LfL Leipzig.
- SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, ERNÄHRUNG UND FORSTEN (SML) (1995): Waldschadensbericht 1995. – Sächs. Landesanst. f. Forsten, Graupa.
- SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT (SMUL) (1999): Sächsischer Agrarbericht 1998. – Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft, Dresden.
- SAMPLING, ASSESSMENT, MONITORING AND ANALYSIS OF THE EFFECTS OF AIR POLLUTION ON FORESTS / PROGRAMME CO-ORDINATING CENTRE (PCC). 4th Edition, Losebl.-Ausg. - Hamburg: 1998
- SCHEFFER, F.; SCHACHTSCHABEL, P. (1989): Lehrbuch der Bodenkunde. – 12. Neubearb. Aufl. von P. Schachtschabel, H.-P. Blume, K. H. Hartge und U. Schwertmann: 491 S., 220 Abb., 102 Tab., 1 Taf.: Stuttgart, (Enke)
- SCHINNER, F.; ÖLINGER, R.; KANDELER, E.; MARGESIN, R. (1993): Bodenbiologische Arbeitsmethoden. Springer, Berlin, New York, Hong Kong
- SCHLICHTING, E.; BLUME, H.-P.; K. STAHR (1995): Bodenkundliches Praktikum. Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin
- SCHRÖDER (1980): Empfehlungen zum Bau und Betrieb von Lysimeterstationen. DVWK-Regeln zur Wasserwirtschaft 114. Verlag Paul Parey, Berlin, Hamburg
- SMUL, SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT (1995): Umweltgerechte Landwirtschaft im Freistaat Sachsen. – Freistaat Sachsen
- SMUL, SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT (1998, 1999): Waldschadens-/zustandsberichte 1998 und 1999. Dresden
- SOIL SURVEY STAFF (1992): Keys to Soil Taxonomy. 4. Aufl. Blocksburg, USA
- TYLER, G. (1992): Critical Concentrations of Heavy Metals in the Mor Horizon of Swedish Forests. – SNV-Report 4078, Solna.
- ULRICH, B. (1981): Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand. – Z. Pflanzenernährung und Bodenkunde (144), S. 289-305.

ULRICH, B.; MALESSA, V. (1989): Tiefengradient der Bodenversauerung. Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. 152, 81-84

VDLUFA (Verband Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten) (1991): Methodenbuch Bd. 1 – Untersuchung von Böden, VDLUFA-Verlag, Darmstadt

VEERHOFF, M.; ROSCHER, S.; BRÜMMER, G. (1996): Ausmaß und ökologische Gefahren der Versauerung von Böden unter Wald. Forschungsbericht 107 02 0004/14. Berichte Bundesumweltamt 1/96

VOIGT, H.-J.: Hydrochemie. Springer Verlag, Berlin (1990)

WEISE, E. (1996): Dokumentation der Lysimetersäulenentnahmestellen auf der Innenkippe im Braunkohlentagebau Espenhain. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Bereich Boden und Geologie, Freiberg/Sachs

WENDLAND, A.; BARTH, A.; WIEMEIER, G. (1997): Regionale Verteilung des Arsens in den Rotliegendesedimenten Sachsens. – Abschlussbericht beak Consultants GmbH Freiberg i. A. d. Sächs. Staatsmin. f. Umwelt u. Landesentwicklung geförderten Forsch.-vorhabens (Archiv LfUG).

WENNRICH, R.; MATTUSCH, J.; KNAPPE S.: Capabilities of Analytical Techniques to Studying the Fate of Inorganic Compounds in Recultivate Soils of Lignite Mining. 2000 in Druck

WILCKE, W.; DÖHLER, H. (1995): Schwermetalle in der Landwirtschaft. – Kurat. f. Technik u. Bauwesen i. d. Landwirtschaft e. V., Arbeitspapier 217, KTLB Darmstadt.

WOLFF, B.; RIEK, W. (1997): Deutscher Waldbodenbericht 1996. – Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.), Bonn

WÜNSCHE, M.; THUM, J. 1990: Bodensubstrate und Bodenentwicklung der landwirtschaftlich genutzten Flurkippe Espenhain. Arch. f. Naturschutz und Landschaftsforschung. 4, S. 217-229

ZEHNER & MANN (1993): Untersuchung und Bewertung der Bodenbelastung mit Arsen im Raum Ehrenfriedersdorf. - unveröff. Ber., BiLaCon GmbH, Stollberg (Archiv LfUG).

ZEIEN, H.; BRÜMMER, G. (1989): Mittlgn. Dtsch. Bodenkd. Gesellsch. 59, 505

8 Tabellenverzeichnis

	Seite
Tab. 1.2.1: Erfasste BDF-Parameter	15
Tab. 1.2.2: Erfasste BDF II- Parameter.....	16
Tab. 1.2.3: Berechnete Vorräte an Ca, Mg und K in t/ha.....	17
Tab. 1.2.4: Verlust an Ca, Mg und K durch Auswaschung in kg/ha	17
Tab. 1.2.5: Gehalte und Pflanzenentzug durch das Erntegut von As, Cd und Pb; Jahre 1997-99	21
Tab. 1.2.6: Elementkonzentrationen im NH ₄ NO ₃ -Extrakt, Jahr 1999	22
Tab. 1.2.7: Einfluss des Waschens der Ernteproben (Winterroggen, 1998) auf den As- und Schwermetallgehalt.....	22
Tab. 1.2.8: Klasseneinteilung der mikrobiellen Biomasse	22
Tab. 1.2.9: Abstufung untersuchter Standorte bezüglich der Höhe der mikrobiellen Biomasse	23
Tab. 2.1: Datengrundlage für die Sekundärauswertung	29
Tab. 3.1: Kurzbeschreibung zu den Forstlichen Dauerbeobachtungsflächen nach Level II-Programm in Sachsen	36
Tab. 3.2: Basensättigung = prozentualer Anteil der (austauschbar gebundenen) Mb-Kationen (Ca, Mg, K, Na) an der AKe bzw. KAK; BS (%) = (Ca+Mg+K+Na)/AKe	45
Tab. 4.1: Fruchtfolge, Stickstoff-(N)-Einträge und Niederschläge der Jahre 1980-98.....	59
Tab 4.2: Bodenform, Entnahmeorte und Profilaufbau der Brandiser Lysimeter.....	62
Tab. 4.3: N-Entzüge durch das Erntegut verschiedener Fruchtarten auf acht verschiedenen Böden [kg/ha/Jahr]	63
Tab. 4.4: Mittlere N-Salden in [kg/ha/Jahr] (Böden in Reihung nach abnehmender Sickerwasserleistung).....	63
Tab. 4.5: Mittlere Austauschhäufigkeit des Bodenwassers bei Feldkapazität im eff. Wurzelraum [%/Jahr] – Reihe 1981-97	65
Tab. 4.6: Durchschnittliche Verlagerungsgeschwindigkeit [dm/Jahr] und Verweilzeit des Sickerwassers in der Dränwasserzone der Lysimeter – Reihe 1981-97	66
Tab. 4.7: Austauschhäufigkeit des Bodenwassers bei Feldkapazität im effektiven Wurzelraum [%/Jahr] am Beispiel der Lysimetergruppe 5 (D3) in den Jahren 1981-97	66

	Seite
Tab. 4.8: Austauschhäufigkeit des Bodenwassers bei Feldkapazität im effektiven Wurzelraum [%/Jahr] am Beispiel der Lysimetergruppe 7 (D4) in den Jahren 1981-97	67
Tab. 4.9: Austauschhäufigkeit des Bodenwassers bei Feldkapazität im effektiven Wurzelraum [%/Jahr] am Beispiel der Lysimetergruppe 9 (Lö3) in den Jahren 1981-97	67
Tab. 4.10: N-Auswaschungsverluste über das Sickerwasser in 3 m Tiefe [kg/ha/Jahr] (Reihung nach abnehmender Sickerwasserleistung)	71
Tab. 5.1: Leitfähigkeit, pH-Wert, Nitrat-, Ammonium-, Sulfat-, Aluminium- und Schwermetallgehalte im Boden- und Sickerwasser der Lysimeter 12/1, 12/2 und 12/3 (Mittel über die Versuchsperiode 1996 bis 1999)	78
Tab. 5.2: Leitfähigkeit, pH-Wert, Nitrat-, Ammonium-, Sulfat-, Aluminium- und Schwermetallgehalte des Bodenwassers in fünf Tiefen und des Grundwassers – Ergebnisse der Sickerwasser-Grundwasser-Messeinrichtung (Mittel über die Versuchsperiode 1996 bis 1999)	78
Tab. 6.2.1.: Überblick über die derzeit in Böden Sachsens γ -spektrometrisch nachweisbaren Radionuklide	86

Tabellen im Anhang

Tab. 1.1.1: Substratbezogene Hintergrundwerte anorganischer Komponenten (Totalgehalte) Organische Auflagen unter Forst (Oh-Horizont)	100
Tab. 1.1.2: Substratbezogene Hintergrundwerte anorganischer Komponenten (Totalgehalte) Oberboden - Wald/Forst (Ah-Horizont) ...	102
Tab. 1.1.3: Substratbezogene Hintergrundwerte anorganischer Komponenten (Totalgehalte) Oberboden - Acker (Ap-Horizont)	104
Tab. 1.1.4: Substratbezogene Hintergrundwerte anorganischer Komponenten (Totalgehalte) Oberboden - Grünland (Ah-Horizont)	106
Tab. 1.1.5: Substratbezogene Hintergrundwerte anorganischer Komponenten (Totalgehalte) Unterboden (ohne Nutzungsbezug)	108
Tab. 1.1.6: PAK- und B(a)P-Hintergrundwerte nach siedlungsstrukturellen Gebietskategorien .	110

9 Abbildungsverzeichnis

	Seite
Abb. 1.2.1: Schematische Aufbau BDFII (am Beispiel Hilbersdorf)	15
Abb. 1.2.2: Vergleich der Elementfrachten von Ca und K mit der Sickerwassermenge	17
Abb. 1.2.3: Vergleich der Elementfrachten von Mg und Na mit der Sickerwassermenge	17
Abb. 1.2.4: Zeitliche Veränderung ausgewählter Elementkonzentrationen in der Bodenlösung bei 40 cm Tiefe	18
Abb. 1.2.5: Zeitliche Veränderung ausgewählter Elementkonzentrationen in der Bodenlösung bei 80 cm Tiefe	18
Abb. 1.2.6: Zeitliche Veränderung ausgewählter Elementkonzentrationen in der Bodenlösung bei 25 cm Tiefe	18
Abb. 1.2.7: Zeitliche Veränderung des pH-Wertes in der Bodenlösung aller 3 Tiefen	19
Abb. 1.2.8: Stoffbilanzierung für die Fläche Hilbersdorf für 1997	19
Abb. 1.2.9: Ca/Al-, Mg/Al- und Ca/H-Verhältnisse im Unterboden	20
Abb. 1.2.10: Entzug durch Erntegut an As, Cd und Pb in g/ha auf den Flächen Hilbersdorf und Brandis seit 1997	21
Abb. 1.2.11a: Mikrobielle Biomasse in Bodenproben der untersuchten BDF	23
Abb. 1.2.11b: $C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$ -Verhältnis in Bodenproben der untersuchten BDF	23
Abb. 1.2.12: Mittelwerte und Standardabweichungen mikrobieller Aktivitätsparameter untersuchter BDF	24
Abb. 2.1: Nitratgehalte von Dauertestflächen, Herbst 1990-1999	27
Abb. 2.2: $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalte Herbst 1993 –1999 nach Anwendung unterschiedlicher Bewirtschaftungsformen	27
Abb. 2.3: Nitratgehalte [kg $\text{NO}_3\text{-N/ha}$] Herbst, nach Ackerzahlgruppen	28
Abb. 2.4: Nitratgehalte [kg $\text{NO}_3\text{-N/ha}$] Herbst 1991-1999, nach Fruchtartengruppen	29
Abb. 2.5: P-Versorgung Acker- und Grünland	30
Abb. 2.5a: P-Versorgung Ackerland 1997 – 1999 (n=24215=233.000 ha)	30
Abb. 2.6: K-Versorgung Acker- und Grünland	31
Abb. 2.6a: K-Versorgung Grünland 1997– 1999 (n=2923=21.000 ha	31
Abb. 2.7: Mg-Versorgung Acker- und Grünland	31
Abb. 2.7a: Mg-Versorgung Grünland 1997– 1999 (n=2923=21.000 ha	31
Abb. 2.8: Kalkversorgung Acker- und Grünland	32
Abb. 2.8a: Kalkversorgung Grünland 1997- 1999 (n=2923=21.000 ha)	32
Abb. 2.9: Kalkverbrauch in Sachsen	32

	Seite		Seite
Abb. 3.1:	Überblick zu den komplexen Wechselbeziehungen in Waldökosystemen.....33	Abb. 3.17:	Entwicklung und lineare Trends der monatlichen Stickstoff (Nges = NO ₃ -N + NH ₄ -N)-Einträge mit dem Bestandesniederschlag in Forstlichen Dauerbeobachtungsflächen (DBF = Level II der EU; KLI = Klingenthal, OLB = Olbernhau, CUN = Cunnersdorf) ...51
Abb. 3.2:	Schematische Übersicht zur Durchführung der Bodenzustandserhebung (BZE) im 4 km x 4 km-Raster35	Abb. 3.18:	Jährliche Schwefel(SO ₄ -S)- und Stickstoff (Nges = NO ₃ -N + NH ₄ -N)-Einträge im Waldbestand auf den Stoffbilanzstationen (DBF = Level II der EU; KLI = Klingenthal; OLB = Olbernhau; CUN = Cunnersdorf; BAU = Bautzen/Neukirch; LAU = Laußnitz; COL = Colditz, NAS = Nationalpark Sächs. Schweiz)51
Abb. 3.3:	Schematische Übersicht zum Untersuchungsprogramm auf den sächsischen Forstlichen Dauerbeobachtungsflächen (DBF = Level II der EU).....37	Abb. 3.19:	Jährliche Säure-(H ⁺)-Einträge im Freiland und Waldbestand auf den Stoffbilanzstationen (= Level II der EU) der LAF (KLI = Klingenthal; OLB = Olbernhau; CUN = Cunnersdorf; BAU = Bautzen/Neukirch; LAU = Laußnitz; COL = Colditz, NAS = Nationalpark Sächs. Schweiz)52
Abb. 3.4:	Anteile der Substratgruppen bei der Bodenzustandserhebung (BZE) im 4 km x 4 km-Raster38	Abb. 3.20a+b	Mittlere jährliche Ionenzusammensetzung der bedeutendsten Anionen und Kationen in der Lösungsphase der Forstlichen Dauerbeobachtungsflächen (DBF = Level II) Olbernhau und Bautzen im Jahr 1998; FN = Freiland; KR = Kronentraufe/Bestand; Bodenlösung in 20, 60 und 100 cm Tiefe; Quelle = Waldquelle53
Abb. 3.5:	Anteile der Hauptbodentypen der BZE.....39	Abb. 3.21:	Entwicklung der Schwefelgehalte im Sickerwasser in 60 und 100 cm Bodentiefe in der Forstlichen Dauerbeobachtungsfläche (DBF = Level II) Klingenthal (westl. Erzgebirge)54
Abb. 3.6:	Räumliche Verteilung der Humusformen der BZE.....40	Abb. 3.22:	Entwicklung der Al-Gehalte von 3 Waldquellen in der Nachbarschaft der Forstlichen Dauerbeobachtungsfläche (DBF = Level II) Klingenthal (westl. Erzgebirge)54
Abb. 3.7:	Bleigehalte (mg/kg Trockensubstanz) in der O _h -Lage der organischen Auflage der BZE (Untergliederung nach Perzentilstufen 10, 25, 50, 75 und 90 %)41	Abb. 3.23:	Entwicklung der pH-Werte im Sickerwasser der Forstlichen Dauerbeobachtungsfläche (DBF = Level II der EU) Klingenthal in den Tiefenstufen 20, 60 und 100 cm55
Abb. 3.8:	Kupfergehalte (mg/kg Trockensubstanz) in der O _h -Lage der organischen Auflage der BZE (Untergliederung nach Perzentilstufen 10, 25, 50, 75 und 90%)42	Abb. 3.24:	Entwicklung der pH-Werte von 3 Waldquellen in der Nachbarschaft der Level II-Fläche Klingenthal (westl. Erzgebirge)55
Abb. 3.9:	pH(H ₂ O)-Werte im O _h -Horizont der organischen Auflagen der BZE.....43		
Abb. 3.10:	pH(H ₂ O) in der Tiefenstufe 10 – 30 cm der BZE44		
Abb. 3.11:	pH(H ₂ O) in der Tiefenstufe 30 – 60 cm der BZE44		
Abb. 3.12:	Basensättigung (%) in der Tiefenstufe 10 – 30 cm der BZE45		
Abb. 3.13:	Basensättigung (%) in der Tiefenstufe 30 – 60 cm der BZE46		
Abb. 3.14a:	Ca/Al-Verhältnisse im 1:2-Extrakt der BZE des 8 km x 8 km-Rasters auf Phonolith-, Sandstein-, Gneis-, Schiefer-, Phyllit- und Granitstandorten.....47		
Abb. 3.14b:	Ca/Al-Verhältnisse im 1:2-Extrakt der BZE des 8 km x 8 km-Raster auf Volllöss- und Decklöss-Standorten47		
Abb. 3.15:	Entwicklung der monatlichen pH-Werte im Bestandesniederschlag von 6 Forstlichen Dauerbeobachtungsflächen (DBF = Level II); lineare Trends für Klingenthal und Cunnersdorf.....49		
Abb. 3.16:	Entwicklung und lineare Trends der monatlichen Schwefel (SO ₄ -S)- Einträge mit dem Bestandesniederschlag in Forstlichen Dauerbeobachtungsflächen (DBF = Level II der EU; KLI = Klingenthal, OLB = Olbernhau, CUN = Cunnersdorf).....50		

	Seite		Seite
Abb. 3.25:	56	Abb. 5.7:	79
Abb. 3.26:	56	Abb. 5.8:	80
Abb. 4.1:	59	Abb. 6.1.1:	81
Abb. 4.2:	64	Abb. 6.1.2:	82
Abb. 4.3:	69	Abb. 6.1.3:	82
Abb. 4.4:	70	Abb. 6.1.4:	83
Abb. 4.5:	71	Abb. 6.1.5:	84
Abb. 5.1:	73	Abb. 6.1.6:	84
Abb. 5.2:	74	Abb. 6.2.1:	86
Abb. 5.3:	74	Abb. 6.2.2:	87
Abb. 5.4:	75	Abb. 6.2.3:	87
Abb. 5.5:	76	Abb. 6.2.4:	88
Abb. 5.6:	77		
		Abbildungen im Anhang	
		Abb. 1.1.1:	111
		Abb. 1.1.2:	111
		Abb. 1.1.3:	112
		Abb. 1.1.4:	112
		Abb. 1.1.5:	113
		Abb. 1.1.6:	113

	Seite
Abb. 1.1.7: Mobile Cadmium-Gehalte im mineralischen Oberboden (NH ₄ NO ₃ -Extraktion)	114
Abb. 1.1.8: Mobile Blei-Gehalte im mineralischen Oberboden (NH ₄ NO ₃ -Extraktion).....	114
Abb. 1.1.9: Thallium im mineralischen Oberboden.....	115
Abb. 1.1.10: Mobile Thallium-Gehalte im mineralischen Oberboden (NH ₄ NO ₃ -Extraktion)	115
Abb. 1.1.11: Uran im mineralischen Oberboden	116
Abb. 1.1.12: Eisen im mineralischen Oberboden	116

10 Abkürzungsverzeichnis

AbfKlärV	Klärschlammverordnung
BBodSchG	Bundesbodenschutzgesetz
DEV S4	Eluat nach DIN 38414-S4
	Deutsches Einheitsverfahren
EGAB	Erstes Gesetz zur Abfallwirtschaft und zum Bodenschutz im Freistaat Sachsen
LABO-AK4	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz, Arbeitskreis „Bodenbelastung“
UBA	Umweltbundesamt
UBG	Staatliche Umweltbetriebsgesellschaft
UM	Umweltministerium
VwV	Verwaltungsvorschrift

Einheiten

%	Prozent
g/ha · a	Gramm pro Hektar und Jahr
µg/kg	Mikrogramm pro Kilogramm
µg/l	Mikrogramm pro Liter
mg/kg	Milligramm pro Kilogramm
mg/kg TS	Milligramm pro Kilogramm Trockensubstanz
t/ha	Tonne pro Hektar

11 Anlagenverzeichnis

	Seite
Anlage 1: Bodenmessprogramm des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie.....	120
Anlage 2: Nitrat-Dauertestflächen der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft.....	122
Anlage 3: Dauerbeobachtungsflächen der Sächsischen Landesanstalt für Forsten	124
Anlage 4: Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) des Landes Sachsen.....	125



Sächsisches
Landesamt
für Umwelt
und Geologie

Landschaft bei Colditz an der Zwickauer Mulde

Foto: Forberg