



LAND
BRANDENBURG

Ministerium für Landwirtschaft,
Umweltschutz und Raumordnung



Publikation
auf der Grundlage der gleichnamigen Dissertation an der
Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus
Fakultät für Umweltwissenschaften und Verfahrenstechnik
Lehrstuhl Umweltgeologie
von Dipl.-Chem. Oliver Merten

Studien und Tagungsberichte, Schriftenreihe – ISSN 0948-0838

Herausgeber:
Landesumweltamt Brandenburg (LUA)
Berliner Str. 21–25
14467 Potsdam
Tel.: 0331 / 23 23 259
Fax: 0331 / 29 21 08
eMail: infoline@lua.brandenburg.de

Band 45
Versauerungserscheinungen
in quartären Lockergesteins-Grundwasserleitern unter
besonderer Berücksichtigung atmosphärischer Stoffeinträge

Bearbeitung:
LUA, Abteilung Ökologie und Umweltanalytik
Referenzlabor Luft und Luftuntersuchungen,
Dipl.-Chem. Oliver Merten

Potsdam/Lauchhammer, im Januar 2003

Gesamtherstellung:
Digital & Druck, Inh. Matthias Greschow, 03119 Welzow

Schutzgebühr 7 EUR



Diese Druckschrift wird im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit des Ministeriums für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg herausgegeben. Sie darf weder von Parteien noch von Wahlwerbern zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Untersagt ist gleichfalls die Weitergabe an Dritte zum Zwecke der Wahlwerbung.

Nachdruck, auch auszugsweise, ist nur mit schriftlicher Genehmigung des Herausgebers gestattet.

Versauerungserscheinungen in quartären Lockergesteins- Grundwasserleitern unter besonderer Berücksichtigung atmosphärischer Stoffeinträge

Studien und Tagungsberichte

Band 45



LANDESUMWELTAMT
BRANDENBURG

Inhalt

Seite

Einführung	1
1 Grundlagen	2
1.1 Methodischer Ansatz und Ableitung von Fragestellungen	2
1.2 Atmosphärische Deposition: Entstehung, Depositionsmechanismen und messtechnische Konsequenzen	3
1.3 Versauerungsprozesse in den Böden: bodeninterne Pufferprozesse und Genese der Sickerwasserbeschaffenheit	5
1.4 Versauerungserscheinungen im Grundwasser: Entstehungsmechanismen und qualitative Unterschiede der Wirkungen in Festgesteins- und Lockergesteins-Grundwasserleitern	8
1.5 Versauerungsindikatoren	10
2 Datengrundlage und Beschreibung der Messnetze	12
2.1 Charakteristik des Untersuchungsgebietes	12
2.2 Depositionsmessungen	16
2.2.1 Messnetz	16
2.2.2 Probenahmemethodik	18
2.2.3 Datengrundlage	19
2.3 Das Grundwasserbeschaffenheits-Messnetz	20
3 Befunde der Depositionsmessungen	22
3.1 Konzentrationsbezogene Darstellung einer langen Datenreihe: bulk-Deposition an der Messstelle Lauchhammer 1983 bis 1999	22
3.2 Frachten der Niederschlagsdeposition im Zeitraum 1996 bis 1999	28
4 Befunde des Grundwasserbeschaffenheits-Messnetzes	36
4.1 Identifizierung von Grundwasserbeschaffenheitsmessstellen mit erkennbaren Versauerungsanzeichen	36
4.2 Fallstudien	50
4.2.1 Auswahl von Messstellen mit markanten Merkmalsbildungen	50
4.2.2 Messstelle Laubsdorf,	53
4.2.3 Messstelle Dübrichen	54
4.2.4 Messstelle Ullersdorf	55
4.2.5 Messstelle Hirschfeld	56
4.2.6 Messstelle Teupitz	57
4.2.7 Messstelle Fischwasser	57
5 Konsequenzen	58
Literaturverzeichnis	61
Verzeichnis der Abbildungen und Tabellen	
Verzeichnis verwendeter Abkürzungen und Symbole	
Anhang	
1 Messstellendokumentation Depositionsmessnetz	
2 Schichtenverzeichnis und Ausbauzeichnung ausgewählter Grundwasserbeschaffenheits-Messstellen	



Einführung

Die Beeinträchtigung, Schädigung oder nachhaltige Zerstörung der natürlichen Umwelt infolge industrieller Tätigkeit oder verallgemeinert: infolge der Lebensweise von industriell geprägten Gesellschaften ist im Verlaufe der Industriegeschichte mit zunehmender Gewichtung zu einer Fragestellung von gesamtgesellschaftlichem Rang geworden.

Als Beginn einer verstärkten öffentlichen Debatte hierüber kann zweifellos die Tätigkeit des *Club of Rome* Ende der sechziger Jahre gelten, dem in rascher Folge eine Vielzahl von Studien und Forschungsarbeiten folgten. Als Beispiel für diese Phase wachstumskritischer, ökologisch geprägter Debatten sei an die Studie des MIT (Massachusetts Institute of Technology) in Zusammenarbeit mit der Stiftung Volkswagenwerk *The Limits of Growth* [1] erinnert. In dieser Phase herrschte sowohl über die „obere Grenze“ der Belastbarkeit von Ökosystemen als auch über die Zuwachskurven in den folgenden Jahrzehnten weitgehende Unklarheit. Gewiss hingegen war der Umstand, dass die natürlichen Ressourcen endlich und begrenzt sind. Ökologische Fragestellungen wurden jedoch vor allem in Anbetracht sichtbarer und gravierender Schäden (z.B. das Waldsterben in den Kammlagen der Mittelgebirge) zum Gegenstand politischer Entscheidungen. Die folgenden Jahre waren von gezielten Maßnahmen zur Verminderung von Emissionen geprägt, wobei die Luftqualität und die Gewässergüte im Vordergrund standen.

Als weiterer Meilenstein könnte der sogenannten *Brundtland-Bericht* [2] der UNO-Weltkommission für Umwelt und Entwicklung (WCED) aus dem Jahr 1987 angesehen werden, in dem die globalen Folgen zivilisatorischer Tätigkeiten auf die Lebens- und Reproduktionsbedingungen der Menschheit sowie die Möglichkeiten politischer Einflussnahme aufgezeigt wurden. In diesen Bericht flossen sowohl Regierungsberichte als auch wissenschaftliche Studien ein, währenddessen die überwiegend qualitativen Prognosen, die die frühe ökologische Diskussion prägten, keine Rolle mehr spielen. Er kann als Bilanz eines reichlichen Jahrzehnts aktiver umweltpolitischer Einflussnahme verstanden werden und stellt in gewisser Weise den Höhepunkt einer Ära monokausaler Korrekturanstrengungen dar. Es gelang den westlichen Industriestaaten innerhalb verhältnismäßig kurzer Zeit durch emissionsmindernde Maßnahmen (sogenannte end-of-pipe Technologien) eine drastische Verminderung von Umweltbelastungen zu realisieren. Dieser Prozess fand nach 1989 in den Neuen Bundesländern in zeitlich noch rascherer Abfolge statt, wobei hier – ähnlich wie in den anderen osteuropäischen Transformationsstaaten – auch ein merklicher Anteil dem Zusammenbruch der dortigen Industrien zugeschrieben werden muss.

Das Ende des zwanzigsten Jahrhunderts markiert aus derzeitiger Sicht einen gewissen Endpunkt. Das Potenzial gravierender emissionsmindernder Maßnahmen bei einer im übrigen unverändert auf Wachstum orientierten Wirtschaftsweise scheint im Wesentlichen erreicht zu sein, was zumindestens für Schwefeldioxid, Staub oder staubbürtige Schwermetalle; nicht jedoch für Stickoxide und Ammoniak gilt – um einige Beispiele aus dem Bereich der klassischen Luftschadstoffe zu nennen.

In dem Maße, wie die überwiegend monokausalen Ökosystemschädigungen durch den Einfluss einzelner Schadstoffe

gegenstandslos geworden sind, rücken die langfristigen und komplexen Veränderungen von Ökosystemen zunehmend in den Blickpunkt. Einen weiteren Schwerpunkt der aktuellen umweltpolitischen Diskussion stellt der Gedanke der Nachhaltigkeit (*sustainable development*) dar, wo gleichfalls die vom Ökosystem abstrahierte Betrachtung eines einzelnen Schadstoffes oder einer einzelnen Ursache-Wirkungs-Beziehung methodisch nicht mehr hinreichend ist. Derartige Fragestellungen bedürfen einer grundlegend anderen Betrachtungsweise; hieraus schlussfolgernd auch einer anderen Untersuchungs- und Bewertungsmethodik. Sektorale Beobachtungsprogramme, d.h. die Messung weniger Stoffe in nur einem Umweltkompartiment sowie Bewertungsschemata, die auf eben dieses einzelne Kompartiment sowie den Vergleich von Messwerten mit etwaigen Schwell- oder Grenzwerten beschränkt bleiben, werden den aktuellen Anforderungen nicht mehr hinreichend gerecht. Es bedarf vielmehr einer ökosystembezogenen Herangehensweise.

Die vorliegende Arbeit widmet sich einem Teilaspekt ökosystemarer Umweltbeobachtung unter den spezifischen Randbedingungen, die sich aus der Tätigkeit einer staatlichen Umweltbehörde ergeben.

Der Begriff „ökosystemare Umweltbeobachtung“ hat im Gegensatz zu den sektoralen (d.h. kompartimentbezogenen) Messnetzen zum Inhalt, dass unter den jeweiligen standörtlichen Bedingungen Einflussfaktoren und Wirkungen in einem Ökosystem erfasst werden sollen. Das Ziel besteht in dem – im Idealfall vorausschauenden – Erkennen und Beschreiben von komplexen Wirkungen infolge von abiotischen und/oder biotischen Eingriffen in Ökosysteme. Die ökosystemare Umweltbeobachtung ergänzt die in den sektoralen Messnetzen gewonnenen Erkenntnisse und ist somit ein Instrumentarium zur Erfüllung eines Vorsorgegrundsatzes der Umweltrahmengesetze, demnach nachteilige Veränderungen der Umwelt rechtzeitig erkannt und vermieden werden sollen. Die zuständigen Gebietskörperschaften (Bund, Länder) beginnen derzeit erst mit der Konzipierung und Einrichtung derartiger Beobachtungssysteme. Die Entwicklung und Erprobung von einheitlichen Bewertungsverfahren, Referenzzuständen oder Beschreibungsalgorithmen steht somit gleichermaßen am Anfang.

Die Tätigkeit einer Umweltbehörde folgt der geltenden Rechtslage in dem jeweiligen Hoheitsgebiet und ist vor allen auf den Vollzug dieser Gesetze gerichtet. Hierbei wird die Auslegung der jeweiligen Gesetze und deren Implementierung in laufende Untersuchungs- und Beobachtungsprogramme grundsätzlich auf dem Prüfstand der Zweckmäßigkeit des Mitteleinsatzes stehen. Weitergehende, in den jeweiligen Umweltgesetzen nicht explizit herausgestellten Ziele – insbesondere hinsichtlich der mittelbaren Gefahrenabwehr, der vorausschauenden Daseinsvorsorge oder auch die Integration von Umweltbeobachtungsprogrammen in laufende oder absehbare Entscheidungsprozesse (mithin ein umfassenderes Verständnis von „Umwelt-Monitoring“) – werden in der Regel nur mit außerordentlich geringem Ressourcen an Personal und Haushaltsmitteln zu bewältigen sein. Dies ist in Hinblick auf das Gebot des sparsamen und zielgerichteten Einsatz öffentlicher Finanzmittel eine verständliche und nachvollziehbare Grundposition und in sofern durchaus schlüssig. Eine

Umweltbehörde ist somit grundsätzlich nicht die hervorragende Stelle für die eigenständige Durchführung von Forschungsvorhaben oder Untersuchungsprogrammen mit überwiegend exploratorischem oder heuristischem Charakter. Insoweit ergibt sich ein gewisser Zwiespalt zwischen den ehrgeizigen Zielen einer ökosystemaren Umweltbeobachtung einerseits und dem Aufgabenprofil und den Ressourcen einer staatlichen Umweltbehörde andererseits.

Dennoch: allein der Umstand, dass im Rahmen der behördlichen Umweltbeobachtung in den sektoralen Messnetzen in der Regel lange, methodisch weitgehend konsistente Datenreihen erzeugt werden, sorgt für einen Fundus an Informationen, die eine über die Tätigkeitsfelder und Ziele einer Umweltbehörde weit hinausgehende Interpretation gestatten. Somit besteht mittelbar durchaus der Zugang zu Informationen, die aus der engen Auslegung der zugrundeliegenden Umweltgesetzgebung per se nicht zu erwarten wären. In diesem Kontext versteht sich diese Arbeit als Plädoyer, gleichermaßen für die Durchführung systematischer und methodisch einheitlicher Untersuchungsreihen über längere Zeiträume wie auch für die Nutzung und Interpretation dieser Daten über deren eigentlichen Entstehungszweck hinaus. Für die Implementierung des Gedankens „ökosystemare Umweltbeobachtung“ in das Tätigkeitsprofil einer Umweltbehörde soll die vorliegende

Arbeit Impulse liefern, wie vorhandene Informationen erschlossen und genutzt werden können.

Die vorliegende Arbeit basiert auf Daten des Landesumweltamtes Brandenburg, die in zwei voneinander weitgehend unabhängigen Messnetzen gewonnen wurden. Diese Messnetze – das Depositionsmessnetz und das Grundwasserbeschaffenheits-Messnetz – richten sich auf eine landesweite Beobachtung der jeweiligen Umweltkompartimente (hier: Niederschlagsdeposition und Grundwasserbeschaffenheit) und werden in Kapitel 2 ausführlich vorgestellt. Auf weitergehende Datenquellen, sofern diese nicht wenigstens mittelbar zur Einrichtung und zum Betrieb des jeweiligen Messnetzes zur Verfügung stehen und verwendet werden, wird hier bewusst verzichtet. Aus methodischer Sicht könnte sich dies durchaus als gewisser Mangel erweisen (beispielsweise hinsichtlich der Skalen; landesweite vs. standörtliche Erhebung); auf der anderen Seite wird auf diese Weise jedoch klar ersichtlich, ob die laufenden Untersuchungsprogramme für eine weitergehende Interpretation der Daten Defizite aufweisen bzw. mit welchen Aussageunsicherheiten bei Billigung der jeweiligen Defizite gerechnet werden muss. Insoweit erscheint die gewählte Beschränkung auf behördlich verfügbare Informationen legitim und zweckmäßig.

1 Grundlagen

1.1 Methodischer Ansatz und Ableitung von Fragestellungen

Versauerungserscheinungen in Lockergesteins-Grundwasserleitern in Folge atmosphärischer Stoffeinträge stellen ein kompartimentsübergreifendes Phänomen dar. Das Wirkungsgefüge kann vereinfacht mit der Kette

Emission von Luftschadstoffen →
Transformation und Transport in der Atmosphäre →
Immission; hier: Deposition →
Sickerwasserfluss →
Wechselwirkung mit der Bodenmatrix →
Grundwasserneubildung →
Temporäre oder nachhaltige Veränderung des Grundwasserchemismus

umrissen werden. Es ist ersichtlich, dass Fragen bezüglich depositionsbedingter Grundwasserveränderungen nicht mit der Daten- und Informationsbasis eines einzigen sektoralen Messnetzes beantwortet werden können. Es handelt sich somit um eine Fragestellung, die einer kompartimentsübergreifenden Betrachtung bedarf.

Der Grundgedanke ökosystemarer Umweltbeobachtung in ihrem derzeitigen Begriffsverständnis geht auf den Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) zurück. In dem Sondergutachten „Allgemeine Ökologische Umweltbeobachtung“ (1990) [3] wird die Forderung nach einem bundesweiten ökologischen Frühwarnsystem erhoben, dass

... die Umwelt als System begreift, d.h. die abiotischen und biotischen Einflussgrößen sowie die Reaktionen des beobachteten Systems erfasst, dieses System durch repräsentative Standorte abbildet, an den Standorten sektorenübergreifend beobachtet und sich an bestehende Zeitreihen und Standorte anpasst.

Im Fortgang der konzeptionellen Vertiefung dieser Forderungen hatte das Umweltbundesamt unter anderem ein Forschungsvorhaben „Konzeption für eine ökosystemare Umweltbeobachtung – Pilotprojekt für Biosphärenreservate“ [4] bearbeiten lassen, in dem exemplarisch am Beispiel der Biosphärenreservate in Deutschland eine übertragbare Konzeption für eine ökosystemare Umweltbeobachtung auf der Ebene von Ökosystemtypen erarbeitet wurde. Hierin wurde dargelegt, dass allein für die modellhafte Abbildung von Wasser- und Stoffflüssen im Ökosystem „hydrologisches Einzugsgebiet“ 42 Flussgrößen sowie jeweils 7 Vorratsgrößen (Flüssig- und Festphase sowie Quellen/Senken) erhoben werden müssten, die ihrerseits wiederum mit umfangreichen Parametersätzen hinterlegt sind. Dies kann mit den Ressourcen einer Umweltbehörde nicht geleistet werden, schon überhaupt nicht über längere Zeitintervalle. Zudem blieb die Frage unbeantwortet, ob die geforderten Parameter überhaupt und wenn ja, in der erforderlichen Präzision messtechnisch erfassbar sind. Somit gelangt dieser *modelltheoretische Ansatz* bzw. das *ökologische Bilanzmodell* [5] in Bezug auf seine Implementierung in Routineüberwachungsprogramme bereits aus konzeptionellen Gründen an die Grenze der Durchführbarkeit. Seine zweifellos vorhandenen Vorzüge, nämlich die systematische und aus modelltheoretischer Sicht umfassende Vorgehensweise, führen zu einem dermaßen hohen experimentellen Aufwand, dass diese Methodik zur Beantwortung der Fragestellung depositionsbedingter Grundwasserbeeinflussungen nicht in Betracht kommt. Als weiterer Hinderungsgrund muss die bislang weitgehend unbeantwortete Frage nach der Übertragbarkeit von Punktdaten hin zu flächenbezogenen Informationen berücksichtigt werden.

Die Frage nach depositionsbedingten Grundwasserbeeinflussungen stellt im Rahmen des Konzeptes ökosystemare Umweltbeobachtung nur einen schmalen Ausschnitt dar. Es werden hier lediglich Stoffströme beobachtet; dominierende biotische Faktoren sind in diesem singulären Ursache-Wirkungs-Gefüge auch kaum zu erwarten. Die Phänomene erstrecken sich jedoch über den Bereich von wenigstens drei Kompartimenten (Niederschlagsdeposition, Boden, Grundwasser), wobei hier auch wesentlich differenziertere Untergliederungen möglich und sinnvoll wären. Dem steht jedoch entgegen, dass mit zunehmender Zergliederung in Teilprozesse – so wünschenswert dies aus systematischer Sicht auch wäre (siehe oben) – die Datenlage immer geringer wird. Es soll im Rahmen dieser Arbeit ausgelotet werden, in welchem Umfang sich unter Verwendung möglichst weniger, aber in sich konsistenter Datenreihen Informationen ableitbar sind, die gleichermaßen in dem Konzept der ökosystemaren Umweltbeobachtung Bestand haben.

Die Methodik dieser Arbeit orientiert sich vorrangig an denjenigen Informationen, Daten und Ressourcen, über die eine Umweltbehörde verfügt und die ihr somit für die Implementierung einer ökosystemaren Umweltbeobachtung zur Verfügung stehen. Dies sind in erster Linie die Befunde aus den sektoralen Messnetzen, ferner Informationen zur Spezifik der jeweiligen Untersuchungsgebiete sowie hydrogeologische Erkundungsdaten.

Anhand der zeitlichen Entwicklung und räumlichen Diversität der Niederschlagsdeposition im Land Brandenburg wird zunächst ausgewiesen, ob und in welchem Umfang atmosphärische Stoffeinträge versauerungsrelevant sind. Der Zeitreihendarstellung kommt in Anbetracht der erheblichen Immissionsreduzierung im Verlaufe des vergangenen Jahrzehnts eine besondere Bedeutung zu. In diesem Zusammenhang ist eine kritische Diskussion des vorhandenen Datenmaterials unumgänglich. Direkte Wirkungen saurer Niederschläge auf die angrenzenden Kompartimente werden in erster Linie

1.2 Atmosphärische Deposition: Entstehung, Depositionsmechanismen und messtechnische Konsequenzen

Atmosphärische Deposition ist ein Sammelbegriff für den Austrag von Stoffen aus der Atmosphäre in die angrenzenden Kompartimente. Die deponierten Stoffe stellen hinsichtlich der natürlichen Atmosphärenzusammensetzung Fremdstoffe dar, die – zumindestens in der nördlichen Hemisphäre – in der Regel anthropogenen Ursprungs sind. Atmosphärische Deposition ist somit ein emissionsbedingter Prozess.

Neben den horizontalen und vertikalen Transportvorgängen unterliegen die emittierten Spurenstoffe in der Atmosphäre einer Vielzahl chemischer Reaktionen, deren Mechanismus häufig Radikalreaktionen oder Säure-Base-Gleichgewichten folgt. Diese Prozesse werden – auch ohne Niederschlagsbildung – durch Wolken- und Nebelereignisse entscheidend beeinflusst. Tritt zu dem aus Gas- und fester Partikelphase bestehenden Aerosol die wässrige Phase hinzu, werden eine Reihe von Prozessen beschleunigt (z.B. die Oxidation von Schwefeldioxid zu Schwefelsäure), andere hingegen unterbleiben auf Grund von Phasentrennung der Reaktanden. Die Hydratisierung von salzhaltigen Aerosolpartikeln beginnt nicht erst mit dem Auftreten einer Flüssigphase (Tröpfchen), sondern bereits bei Feuchten unterhalb der Sättigungskurve des Wassers. Wolken

qualitativ dargestellt; im übrigen werden diese Aspekte jedoch nur in dem Umfang vertieft, wie dies im Rahmen der Thematik erforderlich ist.

Hieran schließt sich die Betrachtung von ausgewählten Befunden aus dem Grundwasserbeschafftheits-Messnetz an. Es wird versucht anhand der Verteilung von Messwerten im gesamten Datenkollektiv, ferner durch die Diskussion von Parameterkorrespondenzen, Beschafftheitsanomalien und Versauerungsindikatoren diejenigen Messstellen auszuweisen, an denen Versauerungserscheinungen nachweisbar sind. Hieran schließt sich eine Differenzierung auffälliger Messstellen hinsichtlich möglicher Versauerungsursachen sowie eine Diskussion von Fallbeispielen an. Die Vorgehensweise ist in Bezug zu den Grundwasserbeschafftheitsdaten somit eindeutig als eine empirisch – fragengeleitete Methodik anzusehen.

Im Ergebnis dieser Betrachtungen soll herausgestellt werden,

- ob und in welchem Umfang eine empirische Vorgehensweise in Hinblick auf die Informationsbedürfnisse einer ökosystemaren Umweltbeobachtung hinreichend verlässliche Antworten liefern kann,
- ob die bekannten Versauerungsindikatoren auf die spezifischen Verhältnisse in Lockergesteins-Grundwasserleitern anwendbar und hinreichend selektiv sind,
- ob die Bewertungsergebnisse aus der Anwendung unterschiedlicher Versauerungsindikatoren in sich schlüssig sind,
- ob die unterschiedlichen versauerungsrelevanten Einflussfaktoren zu der Herausbildung spezifischer Beschafftheitsmuster führen,
- ob und inwieweit die Resultate verallgemeinerungsfähig sind bzw. in welchem Umfang singuläre Inhomogenitäten zu der Herausbildung einer unbestimmten Anzahl von untereinander nicht vergleichbaren Fällen führt,
- und letztlich: mit welchen Zielsetzungen die Fragestellung „Versauerungserscheinungen in Lockergesteins-Grundwasserleitern“ weitergeführt werden sollte.

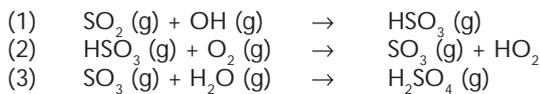
und Nebel entstehen durch Kondensation von Wasserdampf an atmosphärischen Partikeln (Kondensationskeime), wenn zuvor eine Wasserdampf-Übersättigung eingetreten ist. Mit dem manifesten Auftreten einer Wasserphase werden viele Spurengase aus der Atmosphäre ausgewaschen (in-cloud-scavenging). Diese Prozesse sind von der Lage des thermodynamischen Gleichgewichts zwischen dem Flüssigwassergehalt der Atmosphäre und der effektiven Löslichkeit abhängig. Die effektive Löslichkeit kann über die physikalische Löslichkeit (gemäß dem HENRY'schen Gesetz) dann merklich hinausgehen, wenn sich in der Flüssigphase rasch chemische Gleichgewichte einstellen (sogenannte reaktive Auswaschung). Es dominieren Dissoziations- und Komplexbildungsreaktionen, bei denen die Lage des chemischen Gleichgewichtes in der Regel auch pH-abhängig – demnach also an den Prozessverlauf gekoppelt – ist. Eine besonders hohe Auswaschungseffizienz wird bei Salzsäure, Salpetersäure und Ammoniak beobachtet.

Zu den wichtigsten Transformationsprozessen in der Atmosphäre zählt die Bildung von Säuren aus anthropogen oder biogen emittierten Nichtmetalloxiden. Unter hypothetischen Idealbedingungen würde der CO_2 -Gehalt der Atmosphäre im

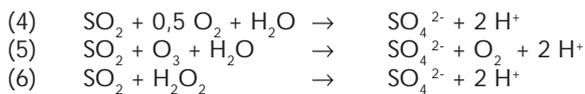
Gleichgewicht mit Wasser zu einem pH-Wert von 5,65 führen. In der Regel werden jedoch wesentlich niedrigere pH-Werte im Niederschlag beobachtet, die in erster Linie dem Gehalt an Schwefelsäure und Salpetersäure zuzuschreiben ist.

Schwefelsäure entsteht durch Oxidation von Schwefeldioxid; andere reduzierte Schwefelverbindungen sind in der anthropogen belasteten Atmosphäre irrelevant. Aus globaler Sicht stellt das vom maritimen Phytoplankton emittierte Dimethylsulfid eine bedeutende Vorläufersubstanz dar. Für die Umsetzung von Schwefeldioxid zu Sulfat existiert eine Vielzahl verschiedener Elementarreaktionen, von denen jedoch nur wenige Reaktionswege maßgebliche Umsatzraten realisieren.

In der Gasphase verläuft die Oxidation durch Hydroxylradikale (Reaktionen 1 bis 3) [11].

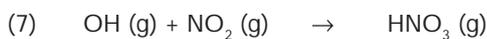


In der Flüssigphase sind vor allem Sauerstoff, Wasserstoffperoxid und Ozon unter Katalyse durch Eisen-, Mangan- oder Kupferionen (Reaktionen 4, 5 und 6) die maßgebenden Oxidationsmittel. Die unkatalysierte Reaktion mit Sauerstoff ist hingegen unbedeutend.



Dagegen spielt die Oxidation von Sulfitanionen, die sich infolge der guten Wasserlöslichkeit von Schwefeldioxid in rascher Reaktion bilden, eine wichtige Rolle. Die Lage der chemischen Gleichgewichte zwischen hydratisiertem Schwefeldioxid und Hydrogensulfit bzw. Hydrogensulfit und Sulfit ist stark pH-abhängig. Unter nahezu neutralen Verhältnissen (pH ca. 6) kommen als Oxidationsmittel gelöstes Ozon, Wasserstoffperoxid und unter katalytischen Bedingungen auch Sauerstoff in Frage, während bei pH-Werten ab 3 praktisch nur noch die Oxidation durch Wasserstoffperoxid zu relevanten Umsätzen führt [12].

Salpetersäure bildet sich in der Gasphase aus Stickoxiden durch photochemisch initiierte Radikalreaktionen (Reaktion 7) [12]; es besteht ein deutlicher Zusammenhang der Salpetersäurebildung resp. deren Konzentration in der Gasphase und der Sonneneinstrahlung.



In den Nachtstunden dominiert hingegen die Oxidation von Stickstoffdioxid mit Ozon. Das gebildete Stickstofftrioxid setzt sich zu Distickstoffpentoxid um, welches letztlich zu Salpetersäure hydratisiert (Reaktionen 8 bis 10).



Auf Grund der geringen Löslichkeit von Stickoxiden spielt die Dissoziation der Stickoxide (Reaktionen 11 und 12) eine geringe Rolle; die Reaktion 11 verläuft jedoch stark beschleunigt an der Oberfläche feuchter Partikel ab.



Die Bildung von Salzsäure erfolgt in erster Linie durch die Umsetzung von Seesalzaerosolen mit Schwefelsäure der Salpetersäure, was jedoch in Hinblick auf die Säureproduktion in der Atmosphäre keiner Nettoproduktion sondern lediglich einem Protonentransfer entspricht (Reaktion 13) [13]. Dagegen kann durch Verbrennungsvorgänge emittierte Salzsäure eine gewisse Rolle bei der Säurebilanz spielen.



Ammoniak ist das einzige basische Spurengas in der Atmosphäre. Ammoniak unterliegt praktisch keiner oxidativen Umsetzung; vielmehr wird es in schnellen Säure-Base-Reaktionen neutralisiert und als Ammoniumion fixiert. Die Bildung von Ammoniumsulfat und Ammoniumnitrat gehört zu den wichtigen Aerosolbildungsreaktionen in der Atmosphäre. Bei beiden Substanzen werden Gas-Partikel- und Partikel-Gas-Konversionen beobachtet. Die Gas-Partikel-Konversion ist der maßgebliche Mechanismus bei der Bildung sekundärer Aerosole sowie für das Partikelwachstum. Die Größenverteilung der Aerosole entspricht einer mehrgipfligen Verteilungskurve im Bereich zwischen 0,05 und 10 μm (aerodynamischer Durchmesser) [15, 16]. Die Partikel-Gas-Konversion ist bei der Probenahme atmosphärischer Aerosole, insbesondere bei Ammoniumnitrat, eine Ursache für die Herausbildung von Probenahme-Artefakten.

Die Deponierung von Atmosphärenverunreinigungen bzw. ihren Reaktionsprodukten in benachbarten Kompartimenten geschieht durch verschiedene, häufig auch parallel ablaufende Mechanismen. Ein klares Unterscheidungskriterium erschließt sich aus der Betrachtung der Depositionsmechanismen aus Sicht des Akzeptors. Es muss grundsätzlich zwischen

- der akzeptorunabhängigen Deposition infolge der Sedimentation von Partikeln und Hydrometeoren und
- der akzeptorabhängigen Deposition infolge von Impaktion, Diffusion, Adsorption sowie Lösung an Oberflächen

unterschieden werden. Eine Differenzierung nach dem Aggregatzustand der deponierenden Komponente ist hingegen unzweckmäßig.

Gase deponieren vorrangig auf Grund von Diffusionsprozessen, d.h. es existiert im Nahbereich eines Akzeptors ein Konzentrationsgradient, der entsprechend dem FICK'schen Gesetz zu einer Teilchenmigration führt. Die Oberfläche des Akzeptors fungiert hierbei als Senke, so dass in molekularen Dimensionen die Konzentration an der Grenzfläche gegen Null konvergiert.

Der maßgebende Mechanismus für die Abscheidung von Aerosolen ist die Impaktion, d.h. die Abscheidung an Hindernissen auf Grund aerodynamischer Phänomene [10]. Ein ähnliches Verhalten zeigen auch kleine Tröpfchen; aus dieser mechanistischen Betrachtungsweise heraus wird die Impaktion von Nebeltröpfchen mitunter auch der sogenannten „trockenen Deposition“ zugerechnet. Lediglich die Sedimentation von Partikeln und Hydrometeoren ist ein Vorgang, der weitgehend unabhängig von etwaigen Akzeptoreigenschaften verläuft.

Die im Sprachgebrauch ebenfalls übliche Unterscheidung von Depositionsbestandteilen aus Sicht der deponierenden

Komponente in nasse und trockene Deposition erleichtert begrifflich zwar das Verständnis der wet-only Sammeltechnik, bietet aber hinsichtlich der begrifflichen Einordnung der (trockenen) Deposition von Gasen und Aerosolpartikeln keine Vorzüge. Eine präzise Abgrenzung sowie Varianten zur messtechnischen Ermittlung der akzeptorabhängigen trockenen Deposition ist in der weiterführenden Literatur beschrieben [14].

Depositionssammler sind Geräte zur Sammlung von – in der Regel sedimentierenden – Depositionsbestandteilen. Auf Grund der Verschiedenartigkeit der unterschiedlichen Depositionsprozesse zum einen, zum anderen wegen grundlegender Schwierigkeiten bei der messtechnischen Nachbildung von Akzeptoren, die im Naturraum real vorhanden sind, stellt grundsätzlich jeder Depositionssammler ein Surrogatsystem dar, das mit unterschiedlichem Erfolg zur Approximierung bestimmter Depositionsanteile geeignet ist. Die Akzeptorwirkung eines Depositionssammlers wird – sofern nicht in Sonderfällen, wie z.B. der Sammlung von Nebel, genau das Gegenteil bezweckt wird – per Konvention vernachlässigt.

Bulk-Sammler sind ständig offene Sammeleinrichtungen, mit denen in erster Näherung der gesamte sedimentierende Anteil der Deposition gesammelt wird. Ein wesentlicher konstruktiver Unterschied besteht in der Ausbildung als Topfsammler (z.B. NILU-Topf, BERGERHOFF-Gerät [7]) oder als Trichter-Flasche Sammler (z.B. LÖLF-Sammler, LWF-Sammler [8]). Bei den letztgenannten Typen sind die Auffangeinrichtung (Trichter) und das Sammelgefäß (Flasche) voneinander getrennt, so dass Verdunstungsverluste der Probe minimiert werden. Nachteilig tritt hier allerdings das Problem von Haftwasserverlusten an der Trichteroberfläche zutage. Topfsammler hingegen können nur dann eingesetzt werden, wenn ausschließlich die Analyse nichtflüchtiger und chemisch weitgehend stabiler Komponenten beabsichtigt wird (z.B. Schwermetalle). Bulk-Sammler sind wegen ihres konstruktiv einfachen Aufbaus in der Regel kostengünstig und unabhängig von der technischen Infrastruktur (z.B. Stromanschluss) einsetzbar.

Wet-only Sammler sind Sammeleinrichtungen, bei denen der Auffangtrichter nur während der Niederschlagsereignisse geöffnet ist. Die Geräte sind sowohl hinsichtlich der Beschaffungskosten als auch hinsichtlich ihrer Wartungsbedürftigkeit wesentlich aufwändiger als bulk-Sammler. Sie bieten allerdings den methodischen Vorzug, dass der Depositionsanteil der „nassen Deposition“ verhältnismäßig gut erfasst werden kann. Probenahme-Artefakte infolge von Kontaminationen der Sammeleinrichtung – insbesondere in Trockenperioden – werden weitestgehend vermieden. Unterschiede zwischen einzelnen Gerätetypen ergeben sich vor allem in deren Ausstattung mit Messeinrichtungen (z.B. Niederschlagsmen-

genmessung) oder einer aktiven Probenkühlung. Von besonderer Bedeutung hinsichtlich der Sammelgenauigkeit ist das Ansprechverhalten der Niederschlagssensoren, da hierüber das rechtzeitige Öffnen bzw. Schließen der Trichterabdeckung gesteuert wird [9].

Unter dem Begriff **Deposition** wird in den folgenden Abschnitten – sofern nicht ausdrücklich etwas anderes bezeichnet wird – stets die akzeptorunabhängige Deposition verstanden. Diese Depositionsanteile werden aus der Analyse von Lösungskonzentrationen in den gesammelten Niederschlägen ermittelt.

Mit dem Begriff **bulk-Deposition** wird derjenige Stoffanteil charakterisiert, der sich infolge Sedimentation in einem bestimmten Zeitintervall in einem ständig geöffneten Sammelgefäß ablagert. Der lösliche Anteil sedimentierter Partikel ist in dieser Probe mit einem unbestimmten Anteil inbegriffen. Der Begriff „Bulk-Deposition“ darf nicht mit der Gesamtdosition verwechselt werden!

Der Begriff **wet-only Deposition** beschreibt hingegen denjenigen Stoffanteil, der sich ausschließlich während der Dauer eines Niederschlagsereignisses in einem Sammler ablagert, der die übrige Zeit verschlossen ist. Der Einfluss von Partikeln spielt nur insoweit eine Rolle, wie diese beim Durchgang des Niederschlages durch die unteren Atmosphärenschichten ausgewaschen werden.

Eine besondere Bedeutung kommt Depositionsmessungen unter Forstbeständen wegen der ausgeprägten Akzeptoreigenschaft der Bäume zu. Hier werden besonders hohe Depositionsraten beobachtet. Dennoch gelingt auch hier nicht die vollständige Erfassung der akzeptorabhängigen Deposition. Der messtechnisch durch Erfassung der Kronenraumtraufe abgebildete Einfluss des Akzeptors „Baum“ beinhaltet nicht vollständig die Stofffracht infolge der trockenen Deposition und ist darüber hinaus durch Interzeptionsverluste verfälscht.

Aus den geschilderten messtechnischen Unzulänglichkeiten heraus, zum anderen wegen messnetzpragmatischen Erwägungen (es ist mit vertretbarem Aufwand nicht zu leisten, exakte Daten über die Gesamtdosition zu erheben) muss eindeutig auf den Umstand verwiesen werden, dass Depositionsmessungen mittels Sammlung und Analyse der Niederschläge stets nur einen Anteil der Gesamtdosition erfassen. Anhand dieser Daten können räumliche und zeitliche Differenzierungen des Depositionsgeschehens ausgewiesen und Schlussfolgerungen hinsichtlich des Eintrages von Schadstoffen in die angrenzenden Kompartimente abgeleitet werden. Da der Bilanzanteil der trockenen Deposition nicht erfasst wird, werden jedoch keine Daten in einer für die Modellierung der Stoffflüsse erforderlichen Genauigkeit zur Verfügung stehen.

1.3 Versauerungsprozesse in den Böden, bodeninterne Pufferprozesse und Genese der Sickerwasserbeschaffenheit

Die Versauerung der Böden und versauerungsbedingte Degradationserscheinungen sind nicht ausschließlich anthropogen bedingte Prozesse; vielmehr ist die bodeninterne Säureproduktion ein natürlicher Vorgang. Als maßgebliche Ursachen kommen hierfür in Betracht:

- a) *Bildung von Kohlensäure durch Bodenatmung (Wurzel- und Destruentenatmung)*

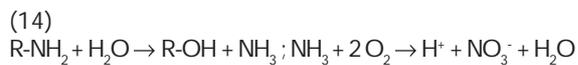
Biogenes CO_2 dissoziiert in der Lösungsphase unter Freisetzung von einem Proton zum Hydrogencarbonatanion. Auf Grund der Säurekonstante der Kohlensäure ($\text{pKs} = 6,5$) folgt, dass ab pH Werten von 5 bereits 95 % der Kohlensäure undissoziiert vorliegt und dieser Prozess als Protonenquelle unbedeutend wird. In carbonathaltigen Böden mit hohen pH-Werten ist die Kohlensäureproduktion jedoch die dominierende Protonenquelle.

b) *Bildung organischer Säuren*

Durch den mikrobiellen Abbau von Biomasse sowie durch Wurzelausscheidungen höherer Pflanzen wird ein breites Spektrum organischer Säuren freigesetzt, wobei Carboxylgruppen und phenolische Hydroxylgruppen die wichtigsten Protonenlieferanten sind. Die Säurekonstanten streuen über einen weiten Bereich (pKs ca. 3 bis 8). Bei einer vollständigen Mineralisierung der organischen Substanz bleibt dieser Vorgang allerdings bilanzneutral, da dies wiederum unter Protonenverbrauch abläuft. Der effektive Beitrag organischer Säuren an nachhaltigen Versauerungsprozessen ist nur unzureichend aufgeklärt.

c) *Mineralisierung von organisch gebundenem N, S und P*

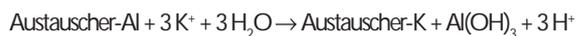
Bei der vollständigen Oxidation organischer Substanzen kommt es beim Abbau von heteroatomaren Bindungen auch zur Bildung starker Mineralsäuren (Reaktionsgleichung 14), was am Beispiel des N-Abbaus, der als dominierender Prozess gilt, nachfolgend in vereinfachter Form dargestellt ist.



Bei ökosystemintern geschlossenen N-Kreisläufen bleiben diese Vorgänge auf Grund protonenzehrender Umsetzungen (z. B. der Decarboxylierung von organischen Säuren) bilanzneutral. Zu einer effektiven Protonenfreisetzung kommt es allerdings, sobald die Teilprozesse räumlich oder zeitlich voneinander entkoppelt werden [17].

d) *Bildung von Kationensäuren; „Austausch-Acidität“*

Bei der Mineralverwitterung oder der Desorption von Aluminium, Eisen oder Mangan unter Mitwirkung der Kationen löslicher Salze kommt es zur Protonenfreisetzung, was stark vereinfacht nach folgendem Schema abläuft:



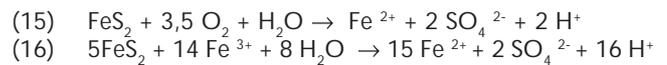
Dieser „Salzeffekt“ bewirkt in Böden, die austauschbare Aluminiumspezies enthalten eine pH-Wert Erniedrigung [18].

Die anthropogen bedingten Säureeinträge stellen bei der Bilanzierung der Gesamtsäurebelastung von Böden im Allgemeinen den Hauptanteil dar [23]. In Waldökosystemen beträgt der Anteil der durch atmosphärische Deposition eingetragenen Säuren etwa 70 bis 90 % der Nettosäureproduktion [18] [19].

Als wesentlicher bewirtschaftungsbedingter Effekt stellt der Biomasseentzug eine mittelbare Protonenquelle dar. Mit der Pflanzenaufnahme kationischer Nährelemente kommt es aus Gründen der Elektroneutralität zu einer äquivalenten Freisetzung von Protonen. Wegen der räumlichen Entkopplung von Biomasseproduktion (Abfuhr organischer Substanz) und Mineralisierung, die unter Protonenzehrung verläuft, verbleibt im Ökosystem eine effektive Säurebelastung zurück, die bis 1 kmol/ha-a betragen kann [19]. Dieser Betrag kann in Waldgebieten nach Kahlschlagwirtschaft noch beträchtlich überschritten werden, da hier infolge der nitrifikationsbedingten Nitratauswaschung sowie der Mineralisation organisch

gebundener Schwefelvorräte zusätzliche bodeninterne Säurequellen aktiviert werden [20].

Neben diesen systeminternen Säureproduktionsmechanismen existiert ein – in Bezug auf die Säurebelastung von Böden – anthropogen bedingter Prozess, der zu einer erheblichen Nettosäureproduktion führen kann. Infolge von Milieuerhebungen von anoxischen zu oxischen Verhältnissen, beispielsweise im Zuge wasserhaushaltlicher Eingriffe, sowie in Gegenwart maßgeblicher geogener Eisensulfidvorräte (insbesondere als Pyrit oder Markasit) kann eine rasche oxidative Verwitterung nach Reaktionsgleichung 15 einsetzen. Als Oxidationsmittel kommen im postoxischen Milieu auch Eisen(III) Ionen in Betracht (Reaktion 16). Die Verwitterung mit gelöstem Sauerstoff als Oxidationsmittel ist diejenige Reaktion mit der stärksten Säureproduktion.



Eisensulfide sind insbesondere im geologischen Material des Tertiär enthalten. Infolge des Tagebaubetriebes zur Braunkohlengewinnung, bei dem große Mengen tertiärer Sedimente belüftet wurden, ist der geschilderte Mechanismus hier der dominierende Versauerungsprozess. Die Säurebelastung kann um den Faktor 20 bis 500 über derjenigen infolge atmosphärischer Deposition liegen. Aber auch die anoxischen Sedimente des Quartär können sulfidisch gebundenes Eisen enthalten, weshalb dieser Prozess hier gleichermaßen ablaufen kann [21].

In Böden und an Gesteinen können eingetragene Säuren durch natürliche bodeninterne Pufferreaktionen gebunden werden. Das Puffervermögen von Böden und Gesteinen ist jedoch begrenzt und wird durch die laufende Inanspruchnahme infolge stetiger Säurezufuhr irreversibel vermindert. Bei Böden mit basenarmen Ausgangsgesteinen ist die Pufferkapazität bereits gegenüber dem Säureeintrag über den Luftpfad vielfach überlastet.

Die Böden können nach Pufferbereichen klassifiziert werden [22]. Innerhalb dieser Bereiche bleiben die pH-Werte relativ konstant. In der Klassifizierung nach ULRICH [17] ist jedoch nicht das eigentliche Puffersystem, d.h. der Protonenakzeptor genannt, sondern die Elemente und Verbindungen, die an der Umsetzung beteiligt sind oder freigesetzt werden. Eine strikte Bindung von Pufferbereichen an bestimmte pH-Bereiche ist allerdings problematisch, da eine Reihe von Pufferreaktionen in weiten pH-Spannen erfolgen, sich verschiedene Puffersysteme überschneiden bzw. mehrere Reaktionen nebeneinander (und nicht streng nacheinander) ablaufen [24].

Carbonat-Pufferbereich

In kalkreichen Böden erfolgt die Abpufferung von Säuren im Carbonat- bzw. Kohlensäure-Hydrogencarbonat-Puffersystem (pH 8,6 – 6,2). Es werden vor allem Calcium, Magnesium und Hydrogencarbonat freigesetzt.

Silicat-Pufferbereich

Insbesondere in carbonatfreien Böden werden im pH-Bereich 6,2 – 5,0 durch die Verwitterung von primären Silikaten geringe Mengen an Kationen (Calcium, Magnesium, Kalium, Natrium) freigesetzt. Es entstehen Tonminerale, wobei es zu einer temporären Vergrößerung der Kationenaustauschkapazität (KAK) kommt.

Austauscher-Pufferbereich

Im pH-Bereich 5,0 – 4,2 laufen vorwiegend Prozesse ab, die wiederum zu einem Verlust an Austauscherplätzen und zu einer hohen Blockierung permanenter Ladungen zugunsten nicht austauschbarer Hydroxoaluminat führen. Es kommt zu einer Reduzierung der KAK, zu einer starken Auswaschung von Calcium, Magnesium und Kalium und zu niedrigen Aluminiumkonzentrationen in der Bodenlösung.

Manganoxide, Tonminerale und Hydroxoaluminat

Im pH-Bereich zwischen 4,5 und 5,5 (bzw. 4,2 und 5) findet gleichzeitig eine Freisetzung von Mn^{2+} - und Al^{3+} -Ionen unter Reduktion der Basensättigung statt. Diese Puffervorgänge werden im Allgemeinen nicht separat diskutiert, da sie neben der bedeutsameren Austauscher-Pufferung parallel ablaufen. Bedeutsam ist allerdings, dass sich über die Bildung der Al-Hydroxosulfate eine temporäre Sulfatsenke herausbildet.

Aluminium-Pufferbereich

Nach Auswaschung der Calcium- und Magnesiumvorräte erfolgt bei fortgesetzter Säurezufuhr ein weiteres Absinken des pH-Wertes im Boden. Bei pH-Werten < 4,2 werden verstärkt Aluminium-(III)-Ionen und Spurenmetalle freigesetzt.

Eisen-Aluminium-Pufferbereich

Bei starker Versauerung ($pH < 3,8$) werden zusätzlich Eisenionen aus Eisenoxiden in die Bodenlösung abgegeben. Sinkt der pH-Wert unter 3,2, so dominiert die Freisetzung von Eisen-(III)-Ionen aus oxidischen Bindungsformen. Dieser Bereich wird mitunter gesondert als Eisen-Pufferbereich ausgewiesen.

Aus ökologischer Sicht haben Böden, die bis in den Bereich der Aluminiumpufferung versauert sind, einen kritischen Zustand erreicht. Alle typischen Eigenschaften der Böden erfahren starke Änderungen. Die Filterfunktion der Böden wird erheblich reduziert. Die Böden verlieren ihre Senkenfunktion und wirken ihrerseits als Stoffquellen, indem sie Metalle freisetzen, die mit dem Sickerwasser in die Tiefe verlagert werden. Es kommt sukzessive zu einem Verlust permanenter Ladungen und somit zu einer nachhaltigen Verminderung der Ionenaustauschfähigkeit der Böden.

Bei der Bodenpassage von Niederschlagswässern wird deren Beschaffenheit maßgeblich durch die chemischen Eigenschaften der Böden überprägt. Die Reaktionen in der Humusaufgabe und im Wurzelraum werden hier per Konvention vernachlässigt; vielmehr wird vereinfachend davon ausgegangen, dass eine effektive Grundwasserneubildung erst dann stattfindet, wenn die Sickerwässer den durchwurzelten Bereich des Bodens passiert haben. In Hinblick auf die Problematik „Versauerung“ ist es somit zwingend, von einem einheitlichen und in sich konsistenten Säure-Base-Konzept auszugehen. Die alleinige Betrachtung der Intensitätsgröße pH-Wert ist nicht hinreichend; vielmehr muss das Säure-Base-Konzept vorrangig auf Kapazitätsgrößen basieren.

Das Aciditäts-Alkalitäts-Konzept [25] [26] beschreibt den Säure-Base-Zustand natürlicher Gewässer als funktionellen Zusammenhang zwischen pH-Wert und Acidität bzw. Alkalität (Base- bzw. Säurekapazität) in Form einer „Pufferkurve“ (Abb. 1.1).

$$(17) \quad pH = f(Aci)$$

Die Acidität einer wässrigen Lösung ist der Überschuss an starken Säuren und errechnet sich formal als Differenz aus dem Gesamt-

gehalt der starken Säuren und starken Basen einer Lösung [25] gemäß:

$$(18) \quad Aci = \{starke \ Säuren\} - \{starke \ Basen\} \text{ [eq/l]}$$

Der Säureüberschuss kann sowohl positiv als auch negativ sein. Bei negativem Säureüberschuss spricht man vom Basenüberschuss (Alkalität), der sich folglich als das Pendant zur Acidität ergibt:

$$(19) \quad Alk = - Aci$$

Der Säureüberschuss kann für die meisten natürlichen Wässer aus den Konzentrationen der korrespondierenden „Säure-Anionen“ bzw. „Base-Kationen“ errechnet werden:

$$(20) \quad Aci = [Cl^-] + 2[SO_4^{2-}] + [NO_3^-] + [F^-] - [Na^+] - [K^+] - 2[Ca^{2+}] - 2[Mg^{2+}] - [NH_4^+]$$

Aus Gleichung 20 wird ersichtlich, dass der Säureüberschuss ein weitgehend pH-Wert unabhängiger chemischer Kennwert ist. Er kann in vielen Fällen auch als konservativer Kennwert behandelt werden. Die allgemein geläufige Darstellung der Alkalität in der Form

$$(21) \quad Alk = [HCO_3^-] + 2[CO_3^{2-}] + [OH^-] - [H^+]$$

greift im Sinne eines umfassenden Säure-Base-Konzeptes zu kurz, weil zahlreiche schwache Säuren und Basen ignoriert werden. Unter bestimmten Prämissen (z.B. stark carbonatgepufferte Wässer) ist diese Annahme durchaus berechtigt; in allgemeinerer Form muss die Alkalität jedoch wie folgt definiert werden:

$$(22) \quad Alk = [HCO_3^-] + 2[CO_3^{2-}] + [H_2PO_4^-] + 2[HPO_4^{2-}] + 3[PO_4^{3-}] + [HS^-] + [OH^-] + \dots - [H^+] - 3[Al^{3+}] - 2[Al(OH)^+] - [Al(OH)_2^+] - 2[Fe^{2+}] - [FeOH^+] - \dots$$

Die Konzentrationen aller in Gleichung 22 aufgeführten Spezies sind pH-abhängig. Die Kombination der Gleichungen 20 und 22 entspricht der vollständigen Ladungsbilanzgleichung einer wässrigen Lösung, die nach pH-unabhängigen (konservativen -) und pH-abhängigen (nichtkonservativen -) Komponenten sortiert ist.

Pufferprozesse sind nach der chemischen Definition Vorgänge, die einer pH-Wert Änderung entgegenwirken. Sie müssen ihrerseits nicht notwendigerweise mit einer Veränderung der Alkalität bzw. Acidität einhergehen. Bei der Darstellung von

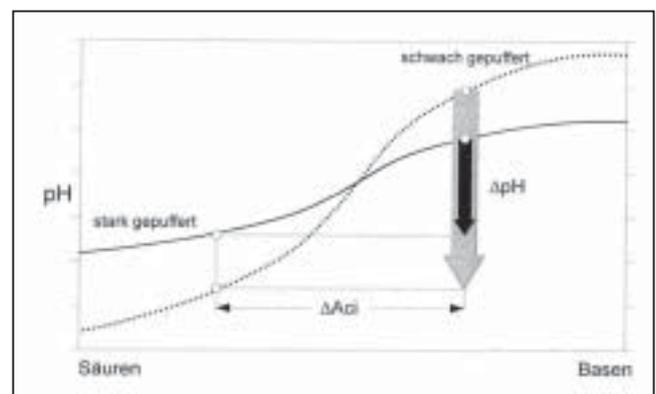


Abb. 1.1: Funktionaler Zusammenhang zwischen pH-Wert und Acidität

Säure-Base-Reaktionen in den Koordinaten $\text{pH} = f(\text{Aci})$ können generell vier Prozesstendenzen unterschieden werden:

- Versauerung = Aciditätszuwachs $\Delta \text{Aci} > 0$
- Alkalisierung = Alkalitätszuwachs $\Delta \text{Alk} > 0$
- Basenpufferung = relative OH^- Verringerung $\Delta [\text{OH}^-] < \Delta \text{Aci}$
- Säurepufferung = relative H^+ Verringerung $\Delta [\text{H}^+] < \Delta \text{Aci}$

An Wasser- und Bodenproben lassen sich experimentell Pufferkurven ermitteln. Die Pufferkurven $\text{pH} = f(\text{Aci})$ sind das integrale Ergebnis der sequentiellen und parallelen Wirkung homogener und heterogener Pufferreaktionen des Mehrphasensystems Boden bzw. Grundwasserleiter. Die Pufferung entspricht dem Gradienten einer Pufferkurve

$$(23) \quad \beta = - \frac{d(\text{Aci})}{d(\text{pH})}$$

Bei vergleichbaren Koordinaten zeugen steile Pufferkurven von schwacher Pufferung und flache Pufferkurven von starker Pufferung. Die Integration der Gleichung (23) ergibt die Pufferkapazität [25].

$$(24) \quad \text{PK} = - \int_{\text{pH}_1}^{\text{pH}_2} d(\text{pH}) = \text{Aci}(\text{pH}_1) - \text{Aci}(\text{pH}_2)$$

Die Pufferkapazität eines pedologischen bzw. geologischen Materials gibt es nicht. Anhand der Gleichung 24 zeigt sich, dass die Pufferkapazität nur zwischen zwei fixen pH-Werten (resp. Integrationsgrenzen) sinnvoll definiert werden kann (vgl. Abb. 1.2). Davon ist eine Grenze in der Regel durch den aktuellen pH-Wert des zu untersuchenden Mediums, die andere Grenze durch einen problemadäquaten Wert (ökologischer Zielwert, Zielwert der Wasseraufbereitung o. ä.) definiert.

Zur Bewertung des Puffervermögens von Wässern eignen sich auch routinemäßig bestimmte Werte der Säure- bzw. Basenkapazität wie folgt:

- Für $\text{pH} < 4,3$ $\text{PK} = \{ K_{\text{BB},2} - K_{\text{B4},3} \}$
- Für $4,3 < \text{pH} < 8,2$ $\text{PK} = \{ K_{\text{S4},3} + K_{\text{BB},2} \}$
- Für $\text{pH} > 8,2$ $\text{PK} = \{ K_{\text{S4},3} - K_{\text{SB},2} \}$

Alternativ zu diesen, traditionell an den Umschlagpunkten von Indikatorlösungen orientierten pH-Grenzen können auch andere Ziel-pH-Werte dienen. Zur Bewertung saurer atmosphärischer Depositionen haben sich die Zielwerte $\text{pH} 5,65$ (pH Wert für einen unbeeinflussten Niederschlag im Gleichgewicht mit CO_2) sowie $\text{pH} 7,00$ (chemischer Neutralpunkt entsprechend des Autosolvolysegleichgewichtes des Wassers) eingebürgert.

In ähnlicher Weise kann auch das Puffervermögen heterogener Systeme (z. B. Bodensuspensionen) ermittelt werden.

Im Sinne des dargestellten Säure-Base-Konzeptes wird unter „Versauerung“ ein Aciditätszuwachs bzw. Alkalitätsverlust verstanden [26]. Diese Größe stellt eine Kapazitätsgröße dar und ist weitgehend milieuunabhängig. Der pH-Wert hingegen ist eine Intensitätsgröße. Die Wirkung der Versauerung, gemessen am pH-Wert, ist jedoch vom Redoxmilieu abhängig. Das Ausmaß der Versauerung kann folglich nicht allein am pH-Wert gemessen oder nachgewiesen werden.

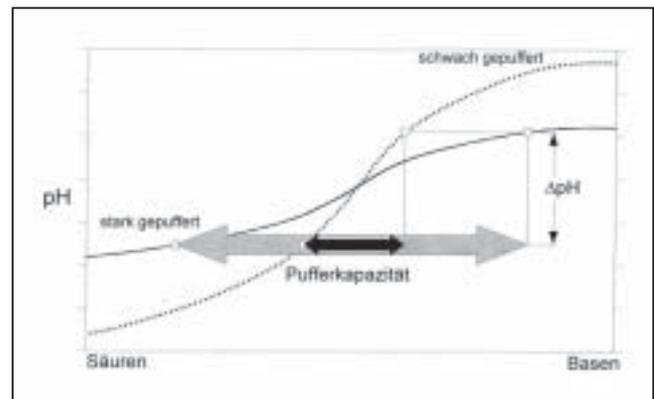


Abb. 1.2: Typische Pufferkurven einer stark bzw. schwach gepufferten Probe

1.4 Versauerungserscheinungen im Grundwasser: Entstehungsmechanismen und qualitative Unterschiede der Wirkungen in Festgesteins- und Lockergesteins-Grundwasserleitern

Die in der ungesättigten Zone ablaufenden chemischen und physikalischen Prozesse beeinflussen entscheidend die Menge und Beschaffenheit des dem Grundwasser zufließenden Sickerwassers. Im vorhergehenden Kapitel wurde gezeigt, dass die Sickerwassergenese in stofflicher Hinsicht als Resultat zweier einander entgegengesetzter Prozesse, nämlich der permanenten Säurezufuhr durch einsickernde Niederschläge sowie der Pufferung dieser Säureinträge durch chemische Reaktion der Flüssigphase mit der Festphase Boden verstanden werden muss. Das Puffervermögen der Böden ist endlich und wird im zeitlichen Verlauf irreversibel verbraucht. Mit fortschreitendem Verzehr der Basenvorräte in den Böden kommt es zu einer sukzessiven Tiefenverlagerung der sogenannten „Versauerungsfront“ [30, 31].

Der Begriff „Versauerungsfront“ ist in Hinblick auf die mitunter zeitgleiche Existenz mehrerer wirksamer Puffersysteme nicht

stichhaltig [35], hatte sich in der Vergangenheit jedoch als Terminus eingebürgert. Mit der Lage der Versauerungsfront wird im allgemeinen die Bodentiefe angegeben, in der anhand bodenchemischer Kennwerte der Übergang vom Austauschpuffer zum Silikat-Puffer nachgewiesen wird. Desweiteren unterstellt dieser Begriff die Vereinfachung, dass sich Versauerungserscheinungen im wesentlichen parallel zur Tiefe hin verlagern würden, was jedoch nicht mehr zutrifft, sobald die Aerationzone merkliche Inhomogenitäten aufweist, die das Sickerverhalten des Wassers signifikant beeinflussen. Derartige Inhomogenitäten führen zu bevorzugten Fließwegen (preferential flow, Infiltration) und können beispielsweise Makroporen, Wurzelkanäle, Spalten, Klüfte, Gefügestörungen oder auch technogen bedingte Anomalien (z.B. Verdichtungen) sein.

Infolgedessen können sich Versauerungsfronten sowohl innerhalb weniger Dezimeter nachweisen lassen, sich aber auch

über den Bereich einiger Meter erstrecken. Letztlich können auch temporäre Erscheinungen, z.B. extrem hohe Sickerraten infolge der Schneeschmelze dazu führen, dass ein Grundwasser Versauerungserscheinungen zeigt, obwohl dies nach Lage der „Versauerungsfront“ nicht zu erwarten gewesen wäre. Die Ursache hierfür ist in erster Linie ein reaktionskinetisches Phänomen; nämlich eine für die Einstellung der thermodynamischen Gleichgewichte zwischen der Lösungs- und Festphase unzureichende Kontaktzeit. In sandigen Böden sind Infiltrationserscheinungen weniger ausgeprägt als in bindigen Böden [6]. Nach etwa 1,5 – 2 m bildet sich eine einheitliche Feuchtefront heraus.

Insoweit ist zunächst zu klären, in welchem Umfang Sickerwasser, das den Wurzelraum verlassen hat, tatsächlich an der Grundwasserneubildung beteiligt ist und somit potenziell zu Beschaffenheitsveränderungen des Grundwassers führen kann. Die begriffliche Abgrenzung zwischen Sickerwasser und Grundwasser ist normativ festgeschrieben [27]. Sickerwasser ist unterirdisches Wasser, das sich durch das Überwiegen der Schwerkraft gegenüber dem kapillaren Aufstieg im Sickerraum (resp. der Aerationzone) abwärts bewegt. In diesem begrifflichen Verständnis ist Sickerwasser somit noch kein Grundwasser. Grundwasser hingegen ist dasjenige unterirdische Wasser, das die Hohlräume der Lithosphäre zusammenhängend ausfüllt [27].

Hinsichtlich der tatsächlichen Grundwasserneubildung in reliefiertem Gelände besteht in diesem definitorischen Rahmen allerdings eine Lücke, die denjenigen Sickerwasseranteil betrifft, der sich als Hangwasser (interflow [28]) mehr oder weniger parallel zur Hangneigung zum Talboden bewegt und dort ohne Kontakt zum grundwasserspeichernden Gesteinskörper dem Vorfluter entgegen sickert. In Abhängigkeit von der Reliefenergie und der Struktur der auflagernden Böden können auf diese Interflow-Anteile bis zu 80 % des Gebietsniederschlages entfallen. Insoweit kann das Sickerwasser hier lediglich im Sinne einer „potenziellen Grundwasserneubildung“ interpretiert werden.

Hilfreicher als die Anwendung normativer Definitionen ist hingegen die Fallunterscheidung anhand von Standardsituationen der im humiden Klimabereich relevanten Grundwasserneubildungsvorgänge [29]. Die Abbildung 1.3 zeigt die wesentlichen Unterscheidungsmerkmale. Für diese Arbeit ist praktisch nur der Fall A relevant. Die Fälle B und C kennzeichnen hingegen Situationen, die überwiegend in den Verbreitungsgebieten von Festgesteins-Grundwasserleitern vorgefunden werden.

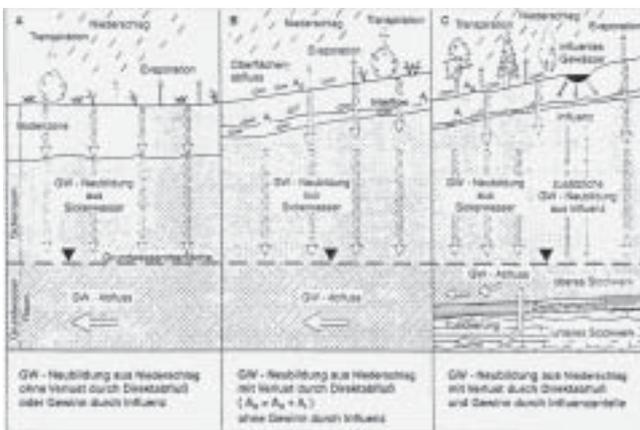


Abb. 1.3: Drei wesentliche Standardsituationen für Grundwasserneubildungsvorgänge [29]

Da sich die einschlägige Literatur jedoch in der überwiegenden Mehrzahl der Fälle mit Versauerungserscheinungen in Festgesteins-Grundwasserleitern befasst, ist ein Vergleich der maßgebenden Unterschiede zu den Lockergesteins-Grundwasserleitern unumgänglich.

Eine schematische Gegenüberstellung verschiedener Unterscheidungsmerkmale zeigt die nachfolgende Abbildung:

Grundwasserleiter	Struktur	Porosität	Permeabilität	Temperatur	Chemisches Gleichgewicht	Fließrichtung	Abbildung des Grundwasserleiters
Poros-Grundwasserleiter	Porosität	hoch	gut	konstant in tiefen Schichten	sehr gut	gut	
Kluft-Grundwasserleiter	Kluft mit Spalten	abhängig von Art und Alter des Gesteins	gering	warm oberflächlich	schlecht	schlecht	
Karst-Grundwasserleiter	Karst mit Hohlräumen	hoch	gering	abnehmend	schlecht	schlecht	

Abb. 1.4 Schematische Darstellung verschiedener Grundwasserleitertypen [71]

In Anlehnung an [71] lässt sich der prinzipielle Zusammenhang zwischen dem Schutzpotenzial des Grundwassers sowohl in Abhängigkeit zu hydraulischen als auch geohydrochemischen Merkmalen wie folgt skizzieren:

Hydro-geologische Merkmale	Gesteinsart			
	Poren	Poren - Kluft	Kluft	Karst
GW - Fließgeschwindigkeit	gering			hoch
Sickerwasser- geschwindigkeit	gering			hoch
Pufferkapazität ggü. Säuren		mittel	gering	hoch
Rückhaltepotenzial ggü. Kationen	hoch			niedrig
Abbaupotenzial ggü. Schadstoffen	hoch			niedrig
Schutzpotenzial	hoch			niedrig

Abb. 1.5 Natürliches Schutzpotenzial von Grundwasserkörpern [72]

Festgesteins-Grundwasserleiter sind gegenüber den Lockergesteins-Grundwasserleitern (Porenaquifere) vor allem durch wesentlich höhere Fließraten gekennzeichnet. Während in Sand- und Kiesschichten die Sickerraten im Bereich kleiner 1 dm/d (1 cm/d) [6] bis zu mehreren dm/d liegen [32] (in grobkörnigen Sedimenten bisweilen auch bis 10 dm/d), können in Kluftaquifere bis 8.000 m/d, in Karstaquifere bis 26.000 m/d angetroffen werden [32]. Bereits aus reaktionskinetischen Überlegungen heraus kann hier das Puffervermögen des Gesteins nicht in erforderlichem Umfang genutzt werden [32, 33]. Dieser Umstand korrespondiert mittelbar auch mit der wesentlich höheren Reliefenergie des abfließenden bzw. versickernden Wassers in Gebirgslagen (hier vereinfachend synonym für das Verbreitungsgebiet von Festgesteins-Grundwasserleitern) gegenüber den Verhältnissen im Tiefland (resp. dem typischen Verbreitungsgebiet von Lockergesteins-Grundwasserleitern).

Neben diesem dynamischen Aspekt kommen morphologische und strukturelle Unterschiede der Deckschichten zum Tragen. Die Lockergesteins-Grundwasserleiter im Tiefland weisen in der Regel ein verhältnismäßig enges und homogenes Korngrößen-spektrum auf, während in den Hangschuttdecken und Talschotterfüllungen häufig eine stark rechtsschiefe Verteilung zu beobachten ist, also große bis sehr große Einlagerungen vorkommen. Somit verfügt die Festphase der Reaktionsräume über einen erheblich größeren Volumenanteil quasi-inerter Einlagerungen (die sich an den Puffervorgängen de facto nicht beteiligen) bzw. eine spezifisch geringere Oberfläche. Verglichen mit den horizontalen Dimensionen typischer Deckschichten und Lockergesteins-Aquifere im Tiefland sind im Gebirge sowohl die Stärke der Boden-Deckschichten (somit der als potenzieller Reaktionsraum für Pufferreaktionen überhaupt zur Verfügung stehende Bereich), als auch die Aquifermächtigkeit (insbesondere in den Hang- und Gipfellagen) in der Regel geringer.

Ein weiterer Unterschied zwischen Lockergesteins- und Festgesteinsaquiferen ist mit der Frage der räumlichen Abgrenzbarkeit von kleinen Einzugsgebieten gegeben. Wenngleich die Differenzierungen unscharf sind, weist dieser Aspekt doch zumindestens mittelbar auf den unterschiedlichen Kenntnisstand hinsichtlich der Versauerungsproblematik hin. Für das Erkennen von Ökosystemveränderungen sowie für Stoffhaushaltsmodellierungen ist es wünschenswert, möglichst kleine Gebiete mit homogener Gebietsnutzung und möglichst scharf definierbarer Gebietsgrenzen zu finden. Diese Verhältnisse sind in den Mittelgebirgslagen viel eher gegeben als im Tiefland. So lassen sich insbesondere in den oberen Einzugsgebieten die Täler zwischen den Kammlinien sehr präzise abgrenzen. Die Flächen sind in der Regel ausschließlich bewaldet, so dass sich die Stoffeinträge sowohl hinsichtlich ihrer Menge als auch ihrer Beschaffenheit – einschließlich ihrer nutzungsspezifischen Überprägung – gut bestimmen lassen. In den Bächen lassen sich die oberirdischen Gebietsabflüsse gut bestimmen. Sowohl die Abflussprozesse als auch die Grundwasserneubildung weisen auf Grund der hohen Reliefenergie eine starke Dynamik auf. Insoweit ist es also möglich, in verhältnismäßig kurzer Zeit relevante Prozesse zu beobachten und zu quantifizieren. Mitunter lassen sich sogar singuläre Ereignisse – z.B. die Auswirkung von Windbruch in einem bewaldeten Einzugsgebiet – mit beeindruckender Schärfe ausweisen [34, 34a].

In den Lockergesteinsaquiferen des Tieflandes werden hingegen nur geringe Reliefunterschiede und geringe Fließraten angetroffen. Gegenüber episodischen Ereignissen, wie sie in den Mittelgebirgslagen anzutreffen sind, dominieren hier Dispersionsvorgänge. Das heißt, selbst wenn ein singulärer Eingangsimpuls (z.B. ein Ereignis mit massivem Stoffaustrag) stattfindet, werden im Grundwasser eher verwischte, unscharfe Wirkungen zu beobachten sein.

Es existieren nur in seltenen Fällen Einzugsgebiete mit homogener Gebietsstruktur und Flächennutzung; folglich

1.5 Versauerungsindikatoren

Für den Nachweis von Versauerungswirkungen im Grundwasser wurden in der Vergangenheit verschiedene Indikatoren entwickelt. Es wurde bereits dargelegt, dass der pH-Wert als Intensitätsgröße schlecht zur Identifizierung von Versauerungswirkungen geeignet ist, da er nichtlinear zum Fortschritt der

werden aus stofflicher Sicht die Grundwasserneubildungsvorgänge in einem Untersuchungsgebiet zumindestens potenziell immer auch von den spezifischen Beschaffenheitsmustern unterschiedlicher Einflussfaktoren (landwirtschaftliche Stoffeinträge, urbane Räume, bewaldete Einzugsgebiete) geprägt sein. Überdies ist zu vermuten, dass vor allem in den Entlastungsgebieten (zur Klassifizierung und Beschreibung des Untersuchungsgebietes siehe Kapitel 2.2.) eine Dominanz alter, anoxischer Grundwässer gegenüber dem typischen Chemismus von Neubildungswässern angetroffen wird.

Sowohl die Mächtigkeit von Lockergesteinsaquiferen als auch deren relative morphologische Homogenität stellt neben dem o.g. dynamischen Aspekt eine wesentliche Randbedingung dar, die die Ausweisung eines singulären Ursache-Wirkungs-Gefüges zwischen atmosphärischer Deposition und Grundwasserversauerung erschwert. Die chemischen Umsetzungen im Grundwasserleiter werden in der Regel von der Lage der thermodynamischen Gleichgewichte geprägt sein. Instationäre Verhältnisse auf Grund reaktionskinetischer Effekte, d.h. die Nichteinstellung chemischer Gleichgewichte, werden nur von untergeordneter Bedeutung sein.

Es kann im Prinzip davon ausgegangen werden, dass im Gegensatz zu der Aerationzone (resp. den Deckschichten) der Reaktionsraum „Grundwasserleiter“ quasi keine stoffliche Limitierung aufweist. Das bedeutet, dass eine rasche Verbreitung von Versauerungswirkungen nur in denjenigen Bereichen stattfindet, die bereits wesentliche Teile ihres Säureneutralisationsvermögens verloren haben [35], also vor allem in der Aerationzone und dem Kapillarsaum und unter Umständen auch in der obersten Schicht der gesättigten Zone. In den angrenzenden Bereichen – hier in erster Näherung: der gesättigten Zone – stabilisiert das Stoffinventar des gesamten Grundwasserleiters das System. Inwieweit hierbei die Herausbildung von Schichtungsphänomenen eine Rolle spielt ist zunächst unklar. Gegen diese These spricht vor allem der Umstand, dass sich in einer hypothetisch formulierten Schichtung ein erheblicher Konzentrationsgradient als beständig erweisen müsste (und dies vor dem Hintergrund, dass Säure-Base-Reaktionen zu den schnell ablaufenden Reaktionstypen gehören), wogegen in einem wenig dynamischen System eher Dispersioneffekte dominieren sollten [36]. Treten jedoch strukturelle oder genetisch bedingte Inhomogenitäten des Grundwasserleiters (der bisher als isotrop postuliert wurde) hinzu, dann könnten sich durchaus stabile Schichtungen herausbilden. Dies wäre beispielsweise der Fall, wenn kalkfreie glazifluviale Sande in direkter Nachbarschaft zu limnisch-fluviatilen Sedimenten lagern (z.B. im Holsteinkomplex; geo-*qhol*-*qsu*). In der Praxis erweist sich eine exakte stratigrafische Zuordnung als schwierig, da diese Differenzierungen makroskopisch schwer nachvollziehbar sind [37]. Insoweit besteht hier eine entsprechend hohe Gefahr von Fehlinterpretationen.

Versauerung reagiert (vgl. Pufferkurve, Abb. 1.2). Hilfreicher hingegen ist die Anwendung komplexer Indikatoren, in welche die Konzentrationen der maßgeblichen Wasserinhaltsstoffe eingehen. Hiermit erschließt sich zugleich der Zugang zu den korrespondierenden Kapazitätsgrößen.

Dennoch verdient der pH-Wert einige Beachtung. Abgesehen von der vergleichsweise einfachen Ermittlung dieser Messgröße erschließen sich eine Vielzahl funktioneller Zusammenhänge zwischen pH-Wert und der Konzentration anderer Wasserinhaltsstoffe. Insbesondere die Reaktionsgeschwindigkeit von Lösungs- und Mineralverwitterungsvorgängen ist eng an die Protonenkonzentration und somit an den pH-Wert gekoppelt. Darüber hinaus besteht ein enger Zusammenhang zwischen dem pH-Wert und dem Redoxpotenzial, der sich aus der Lage der thermodynamischen Gleichgewichte der zugrundeliegenden Reaktionen von Sauerstoff und Wasserstoff ergibt. Hieraus lässt sich das sogenannte Stabilitätsfeld des Wassers, d.h. der aus thermodynamischer Sicht mögliche Existenzbereich von Wasser, ableiten. Abbildung 1.4 zeigt neben diesem Stabilitätsbereich auch typische E_H – pH Bereiche für das Vorkommen verschiedener Wässer [38].

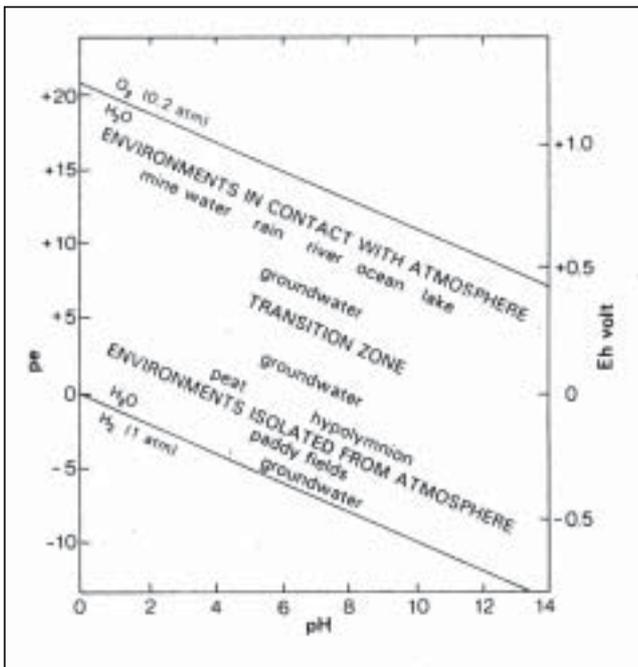


Abb. 1.6: E_H – pH Diagramm mit den Existenzbereichen typischer natürlicher Wässer [38]

Das Alkalitäts-Aciditäts-Konzept [25] wurde im Kapitel 1.3 bereits ausführlich beschrieben. Der Vorzug besteht in seinem umfassenden Beschreibungsansatz. Gleichwohl stößt die Anwendung an Grenzen, sofern nicht alle relevanten Messgrößen zur Verfügung stehen (vgl. Gleichung (22)). Anstelle dessen kann mit hinreichender Genauigkeit die Alkalität nach REUSS und JOHNSON verwendet werden [26].

$$(25) \quad \text{Alkalität} = (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{Na}^+ + \text{K}^+) - (\text{SO}_4^{2-} + \text{NO}_3^- + \text{Cl}^-) \quad [\text{mmol}_c / \text{l}]$$

Dieser Index verwendet zur Berechnung nur die starken Säuren und Basen und ist dahingehend als Konventionalgröße zu verstehen. Es stehen bei dem üblichen Untersuchungsumfang von Grundwasserproben in der Regel alle benötigten Daten zur Verfügung, so dass mit vertretbarem Aufwand auch größere Datenbestände oder historische Analysen in die Bewertung einbezogen werden können. In dieser Definition ist die Alkalität eine vom CO_2 -Partialdruck unabhängige Größe. Sind Puffermechanismen wirksam, so wird der pH-Wert stabilisiert, während eine gleichzeitig abnehmende Alkalität den Fortgang

der Versauerung anzeigt. Negative Werte weisen auf eine hochgradige Versauerung hin, die durch das Auftreten starker Säuren und das Fehlen von Hydrogencarbonat-Ionen gekennzeichnet ist. Gleichwohl kann selbst noch im Bereich des Austauschpuffers eine positive Alkalität des Sickerwassers erzeugt werden, sofern die Kontaktzeit zwischen der Wasser- und Bodenphase hierfür ausreicht (Einstellung des Lösungs-gleichgewichtes) [41].

Der Versauerungsindex nach SCHOEN [39, 40] setzt diejenigen Hauptionen ins Verhältnis, die bei Pufferungs- und Versauerungsprozessen von Bedeutung sind. Das sind die überwiegend im Untergrund freigesetzten Erdalkali-Ionen Calcium und Magnesium sowie die überwiegend anthropogenen Säure-Anionen Sulfat und Nitrat.

$$(26) \quad \text{SCHOEN-Index} = (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) / (\text{SO}_4^{2-} + \text{NO}_3^-) \quad [\text{mmol}_c / \text{l}]$$

Der SCHOEN-Index ist im deutschen Sprachraum der geläufigste Versauerungsindikator, geht im Grunde aber auf HENDRIKSEN zurück [42], der neben Gleichung (26) – bei ihm I_2 genannt – noch einen weiteren Index formulierte, der heute allerdings als überholt gilt:

$$(27) \quad I_1 = (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) / (\text{SO}_4^{2-}) \quad [\text{mmol}_c / \text{l}]$$

Neben den Versauerungsindices wird zum Nachweis von Versauerungswirkungen häufig der Aluminiumgehalt in der Lösungsphase herangezogen. Zum einen markiert das Auftreten freier Aluminium (III) Ionen in der wässrigen Phase den Übergang vom Austauscher-Puffer zum Aluminium-Pufferbereich, in dem neben der temporären Pufferung durch die Auflösung basischer Aluminiumsulfate vor allem der Abbau von Aluminium-Hydroxo-Strukturen stattfindet. Zum anderen ist das Lösungsverhalten von Aluminiumverbindungen im Gegensatz zu dem von Eisen- oder Manganverbindungen nicht vom Redoxpotenzial abhängig. Letztlich ist der Lösungsgehalt freier Aluminiumionen in Zusammenhang mit der Waldschadensforschung intensiv untersucht worden, da hier ein enger Zusammenhang zur Degradierung der Feinwurzeln und somit zur Vitalität des Waldes besteht.

Die Dynamik fortschreitender Versauerungserscheinungen im Grundwasser kann in generalisierter Weise in drei Phasen beschrieben werden [42]:

Phase 1

beschreibt den Ausgangszustand eines natürlich-sauren Grundwassers mit $\text{pH} < 6,5$ und geringen HCO_3^- -Konzentrationen. Erste Versauerungsanzeichen sind zunehmende Konzentrationen basischer Kationen; der pH-Wert bleibt aber annähernd konstant. Das molare Verhältnis von $[\text{HCO}_3^-]$ und $[\text{SO}_4^{2-}]$ ist größer als 1.

Phase 2

beschreibt Grundwasser mit geringer Pufferkapazität. Mit fortschreitender Versauerung erschöpfen sich die Mg^{2+} und Ca^{2+} Vorräte. Das SO_4^{2-} als Anion tritt an die Stelle des HCO_3^- ; das Verhältnis von $[\text{SO}_4^{2-}]$ und $[\text{HCO}_3^-]$ ist kleiner als 1. Der pH-Wert sinkt ständig ab und stellt sich zwischen 6,0 und 5,0 (mitunter auch etwas unter 5,0) ein.

Phase 3

beschreibt ein Grundwasser mit sehr geringer oder völlig fehlender Pufferkapazität. Es finden starke Alkalitätsverluste

statt. Neben höheren Calcium- und Magnesiumauswaschungen ist das Sulfat mit Gehalten > 50 mg/l das dominierende Anion. Der pH-Wert liegt ständig unter 5,0 und stabilisiert sich um 4,5. Die Aluminiumgehalte erhöhen sich drastisch.

Für Festgesteins-Grundwasserleiter lässt sich den Versauerungsphasen ein typisches Verhalten der Grundwässer zuordnen [43]

- Phase 1 episodisch auftretende Versauerung,
- Phase 2 periodisch auftretende Versauerung,
- Phase 3 permanente Versauerung.

Dieses Verhalten konnte an unterschiedlichen Messstellen belegt werden und steht in direktem Zusammenhang mit dem jeweils vorherrschenden Abflussregime (Anteil schneller und langsamer Abflusskomponenten). Eine unmittelbare Übertragbarkeit auf Lockergesteins-Grundwasserleiter dürfte somit nicht gegeben sein.

In Hinblick auf wasserwirtschaftliche Fragestellungen und in der Regel auch mit explizitem Bezug auf bestimmte Gesteinsarten oder Regionen wurden eine Reihe von Gefährdungsmatrizes entwickelt. Die Festsetzung der jeweiligen Schwellen erfolgte sowohl aus wasserchemischer Sicht als auch nach praxisbezogenen Kriterien. Insoweit sind diese Klassifizierungsansätze stets auch mehr oder weniger empirisch und nicht als unmittelbare Aggregation der verschiedenen Versauerungsindikatoren zu verstehen. Exemplarisch ist nachfolgend die im Freistaat Bayern entwickelte Klassenbildung dargestellt [44].

Diese Klassenbildung wird im Rahmen dieser Arbeit herangezogen, weil sie einen verhältnismäßig umfassenden Vorschlag liefert. Es wird zu prüfen sein, welches Signifikanzniveau die einzelnen Merkmale aufweisen und insbesondere, ob dieses Bewertungsschema auch für die Verhältnisse in Lockergesteins-Grundwasserleitern anwendbar ist.

Gefährdung (geogener Ausgangszustand)	Versauerung (anthropogen veränderter Zustand)	Stufe	Alkalität [mmol _e /l]	pH-Wert	SCHOEN - Index	Al ³⁺ [mg/l]
schwach gefährdet	schwach	1	0,8 - < 2,0	6,5 - < 7,0	3 - < 8	0
mäßig gefährdet	versauert		0,4 - < 0,8	6,0 - < 6,5	2 - < 3	> 0 - 0,05
stark gefährdet	mäßig versauert	2	0,0 - < 0,4	5,0 - < 6,0	1 - < 2	> 0,05 - 0,2
(gegenstandslos)	stark versauert	3	< 0,0	< 5,0	< 1	> 0,2

Tab. 1.7 Bewertungsstufen zur Einschätzung der Versauerungsgefährdung bzw. des Versauerungszustandes von Grund- und Quellwässern [44]

2 Datengrundlage und Beschreibung der Messnetze

2.1 Charakteristik des Untersuchungsgebietes

- Topografie

Das Untersuchungsgebiet entspricht der Landesfläche des Bundeslandes Brandenburg. Das Land Brandenburg gehört mit einer Landesfläche von ca. 29.700 km² zu den flächenmäßig größten Bundesländern der Bundesrepublik Deutschland. Die Ausdehnung in Nord-Süd Richtung beträgt ca. 230 km; in Ost-West Richtung ca. 210 km. Die Landesfläche liegt zwischen folgenden Koordinaten (UTM; WGS 84):

N_{max}: 53°30' N
 S_{max}: 51°18' N
 E_{max}: 14°46' E
 W_{max}: 11°16' E

Die Landesfläche gehört – mit Ausnahme des Randpleistozän des Lausitzer Hauptabbruchs – zum Norddeutschen Tiefland. Das mittlere Höhenniveau liegt in weiten Teilen Brandenburgs im Bereich zwischen 30 und 50 m über NN. Innerhalb einer Amplitude von ca. 200 m treten jedoch teilweise erhebliche Gliederungen auf.

Die Oberflächengestalt ist durch die mehrfachen Kaltzeiten im Pleistozän entscheidend geprägt worden. In Richtung WNW – ESE verlaufen die unterschiedlich alten Hauptendmoränen als

nahezu lineare Höhenrücken, die als *Nördlicher Landrücken* und *Südlicher Landrücken* das morphologische Grundskelett Brandenburgs bilden. Zwischen diesen Einheiten liegt der *Bereich der mittelbrandenburgischen Urstromtäler*, die auf Schmelzwasserabflussbahnen während der Warmzeiten zurückgehen [45, 46].

- Geologie

Eine moderne Beschreibung der quartärgeologischen Verhältnisse des Landes Brandenburg hat LIPPSTREU [48] gegeben. Hierin werden zugleich auch die Möglichkeiten der regionalen Einbindung Brandenburgs in das norddeutsche Vereisungsgebiet aufgezeigt. Untersuchungen und Beobachtungen zum geologischen Schichtenaufbau und zur Oberflächenbeschaffenheit Brandenburgs haben in den vergangenen 120 Jahren wesentlich zur Kenntniserweiterung des von Inlandeisvorstößen und seinen Schmelzwässern geprägten Norddeutschen Tieflandes beigetragen. Unter dem Eindruck der im Berliner Raum aufgefundenen fossilführenden quartären Schichten gliederte A. PENCK [49] bereits 1879 das damals so bezeichnete norddeutsche Diluvium in drei Glazial und zwei Interglazialzeiten. K. KEILHACK beschrieb dann später die Glazialzeiten als Weichsel, Saale und Elstervereisung; Bezeichnungen, die bis heute ihre Gültigkeit haben. Nach geologisch stratigrafischen, vor allem aber morpho-

logischen Kriterien ist zwischen den saalezeitlich geprägten Altmoränengebieten im südlichen Brandenburg sowie der Prignitz und dem jüngeren, weichselzeitlich geprägten Jungmoränengebiet im mittleren und nördlichen Brandenburg zu unterscheiden. Die räumliche Verteilung der verschiedenen geologischen Bildungen hat auch ganz wesentlichen Einfluss auf die im Spätglazial nach dem Eisabschmelzen einsetzende Bildung der Böden und deren Verteilungsmuster.

Dominierend für Brandenburg ist die oberflächige Verbreitung weichselzeitlicher glazigener und glaziärer Sedimente, die etwa zwei Drittel der Landesfläche einnehmen. Der scheinbar übersichtliche Verlauf der glazialen Serien darf nicht darüber hinwegtäuschen, dass insbesondere in den Details auch heute noch eine Reihe glazialgenetischer Gegebenheiten ungeklärt sind. Insbesondere bei der Aufklärung von Episoden geringer Intensität (so z.B. der exakte Nachweis der Randeislage im Brandenburger Stadium der Weichselvereisung) gelangt die in der Vergangenheit vielfach angewendete Methode der geomorphologischen Interpretation rasch an ihre Grenze [55]. Die weite Aufspreizung der weichselzeitlichen Eisrandlagen in Brandenburg bietet dennoch gute Möglichkeiten der lithofaziellen und genetischen Analyse. Hierbei werden nicht

nur morphologische Kriterien, sondern auch die Internstruktur, der stratigrafische Aufbau der miteinander korrelierten Hochflächengebiete sowie die Möglichkeit räumlich begrenzter „Gletscherläufe“ berücksichtigt. Die mögliche Verknüpfung der Eisrandlagen in Brandenburg ist in Abbildung 2.1 sichtbar [50]. Die komplizierten Lagerungsverhältnisse infolge Schuppung, Faltung, Stauchung, Ausschürfung usw. sind in dem verwendeten Kartenmaßstab nicht mehr darstellbar.

Landschaftsprägende Veränderungen vollzogen sich auch noch im jüngsten geologischen Abschnitt, dem Holozän. So entwickelte sich seit dem Rückzug des Eises die Bodendecke und es bildete sich das gegenwärtige Gewässersystem heraus. Bereiche mit hohem Grundwasserstand unterlagen der Vermoorung. Der Grad der Landschaftsdynamik – auch des Holozäns – lässt sich die bis in die jüngere Vergangenheit nachvollziehen, was sich beispielsweise an der Laufverlagerung von Flüssen bemerkbar macht.

Der hydrogeologisch bedeutsamste Quartärkomplex besteht aus den jüngsten Ablagerungen der Saale bzw. der Weichselkaltzeit. Die Grundmoräne des Saale Hochglazials (S1) kann im gesamten Landesbereich nachgewiesen werden. Während der darauf-

folgenden Flämingvereisung wurde die S2 Grundmoräne abgesetzt. Sie erreicht beträchtliche Mächtigkeiten von bis zu 60 m. Im Gefolge des Eisrückzuges sind vornehmlich glazifluviatile Sande und Kiese zur Ablagerung gekommen sowie die ausgedehnten Sander Flächen des Flämings entstanden.

Als nächstes erreichte die sogenannte Lausitzer Kaltzeit die Fläche des Landes Brandenburg. Ihre Grundmoräne erreichte Mächtigkeiten von bis zu 40 m. Ihre Rückzugsphase hinterließ Endmoränen am nördlichen Flämingrand sowie im Cottbuser Bereich.

Die Weichselvereisung erreichte mit dem Brandenburger Stadium (W 1) die größte Verbreitung bei Grundmoränenmächtigkeiten zwischen 20 und 30 m. Hauptabflussbahn der Schmelzwässer war das Baruther Urstromtal. Im Zusammenhang mit der Abschmelzphase des Inlandeises kam es zur Bildung mehrerer Endmoränenzüge, die teilweise deutliche Stauchungen aufweisen (Frankfurter Staffel). Der zweite große Vorstoß des Inlandeises während der Weichselkaltzeit (Pommersches Stadium) hinterließ die ausgedehnten Grundmoränenflächen im Norden Brandenburgs mit Mächtigkeiten zwischen 10 und 20 m. Durch die Schmelzwasserabflüsse wurden kleinere Sander-Flächen abgesetzt (z.B. Schorfheide), bevor die Hauptabflussbahnen des Eberswalder und Berliner Urstromtales erreicht wurden.

Das Spätglazial ist durch die Bildung vorwiegend von Beckensanden, Mudden, Torfen und äolischen Ablagerungen gekennzeichnet. Im Holozän kam und kommt es infolge der Erwärmung zur Ablagerungen von organogenen, jungen Sedimenten in den Niederungen.

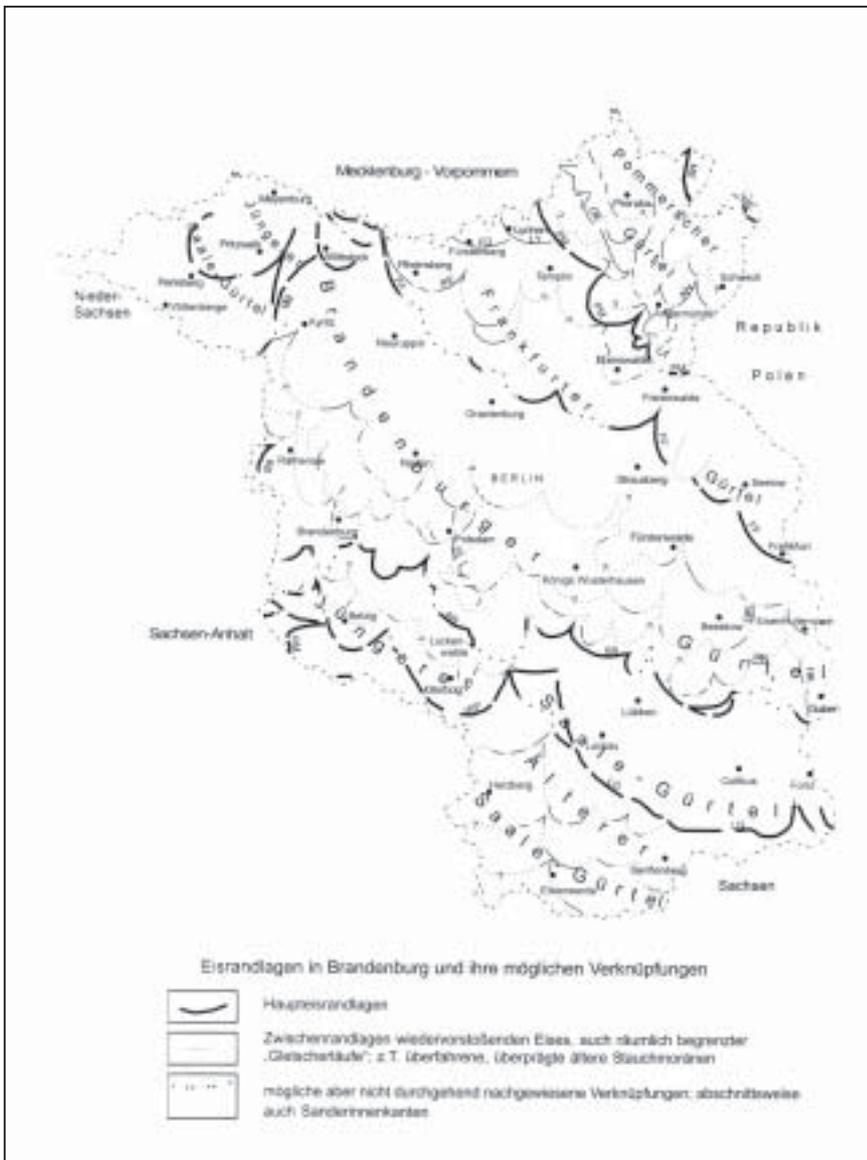


Abb. 2.1: Eisrandlagen in Brandenburg [50]

- **Grundwasser**

Strukturell betrachtet ist in sämtlichen Ablagerungen des Lockergesteins grundsätzlich mit Wechsellagerungen von feinklastischen zu gröber klastischen Bildungen zu rechnen. Dies betrifft insbesondere die Grundmoränengebiete, bei denen es durch Verwitterungsprozesse nach der Ablagerung zur Auswaschung der feineren Bestandteile des ehemaligen Sedimentes gekommen ist. Hydrogeologisch komplizierte Verhältnisse treten insbesondere in Bereichen der End- und Stauchmoränen auf. Auch die großen Niederungsgebiete der Urstromtäler weisen teilweise eine sehr heterogene Stockwerksgliederung auf.

Die Lockergesteine des oberen, süßwasserführenden Grundwasserstockwerks können nach MANHENKE [50] im wesentlichen in drei Grundwasserleiterkomplexe (GWLK) gegliedert werden. Diese GWLK sind nicht streng nach glazialgenetischen Gesichtspunkten definiert worden sondern beschreiben gebietsspezifisch die Lagerungsbedingungen des Grundwassers in unbedeckten oder bedeckten Positionen. Die GWLK sind in der Regel durch zwischengelagerte grundwasserhemmende Schichten (saale- und teilweise auch weichselkaltzeitliche Geschiebemergel) voneinander getrennt. Oberflächennah sind ein weitgehend unbedeckter GWLK 1 in den Urstromtälern und Niederungen (teilweise auch in weichsel- und saalekaltzeitlichen Sanden höherer Gebiete) und ein weitgehend von Geschiebemergel überdeckter GWLK 2 ausgebildet. Zum Teil sind beide GWLK überlagert und hydraulisch miteinander verbunden. Im Liegenden tritt ein überwiegend tertiärer GWLK 3 auf, zu dem auch die Sande und Kiese in den tief geschnittenen quartären Rinnen gehören. Der GWLK 3 ist zum Teil von elsterkaltzeitlichen Geschiebemergeln, zum Teil von tertiären Schluffkomplexen überlagert. Abbildung 2.2 zeigt beispielhaft den Aufbau der süßwasserführenden Grundwasserleiterkomplexe im Land Brandenburg.

In Hinblick auf die Fragestellung „Grundwasserversauerung“ ist die Klassifizierung der Grundwasservorkommen nach GWLK

unzweckmäßig, da wie oben dargelegt, kein eindeutiger Bezug zur Genese des jeweiligen Grundwasserleiters besteht. Somit besteht auch keine strenge Verknüpfungsmöglichkeit zu geochemischen Unterscheidungsmerkmalen.

Das Untersuchungsgebiet kann jedoch in grober Generalisierung in zwei Hälften gegliedert werden. In den nördlichen Landesteilen lagert das Grundwasser in jungpleistozänen, kalkreichen Sedimenten der Weichselkaltzeit. Auf Grund von erheblichen geogenen Basenvorräten ist hier nicht damit zu rechnen, dass im Grundwasser Versauerungserscheinungen auftreten. Hingegen muss in den basenarmen, altpleistozänen Ablagerungen insbesondere dann mit dem Auftreten von Versauerungserscheinungen gerechnet werden, wenn der Grundwasserleiter einer ausgeprägten Neubildungsdynamik unterliegt und das Einzugsgebiet bewaldet ist (hier höhere Stoffeinträge aus der Atmosphäre; siehe Kap. 3.2, Fallbeispiel Waldökosysteme/Tab. 3.25). Derartige Verhältnisse werden z.B. südlich der Teltow-Hochfläche vorgefunden. Auf den Sanderhochflächen im Bereich der mittelbrandenburgischen Urstromtäler ist der GWLK 1 nur teilweise in einer geringen nutzbaren Mächtigkeit ausgebildet. Hier herrschen jedoch besonders grundwasserneubildungsfreundliche Bedingungen vor.

- **Böden**

In Kapitel 1.3 wurde dargelegt, dass aus ökologischer Sicht Böden, die bis in den Bereich der Aluminiumpufferung versauert sind, einen kritischen Zustand erreicht haben. Alle typischen Eigenschaften der Böden erfahren starke Änderungen. Die Filterfunktion der Böden wird erheblich reduziert; die Böden verlieren ihre Senkenfunktion und wirken ihrerseits als Stoffquelle. Insofern ist es zweckmäßig zu untersuchen, ob und in welchem Umfang die Böden eine hinsichtlich des Säureeintrages wirksam puffernde Deckschicht darstellen.

Ein theoretischer Beschreibungsansatz für die Versauerungsfähigkeit besteht in der Klassifizierung der Bodenarten hinsichtlich ihrer Basensättigung (BS) und Kationenaustausch-

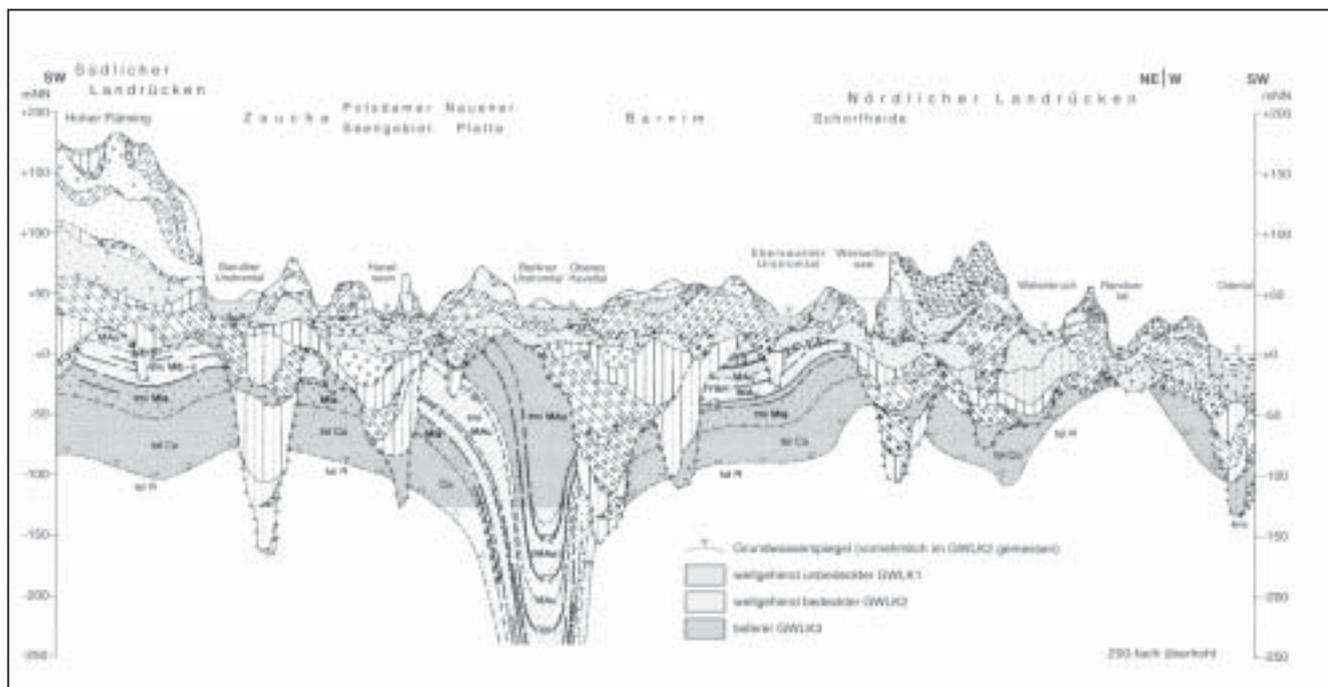


Abb. 2.2: Die nutzbaren Grundwasserleiterkomplexe im Land Brandenburg [50]

kapazität (KAK). Die Datengrundlage hierfür bildeten die im Atlas der DDR 1:750 000 dokumentierten Hauptbodengesellschaften [51, 57]. Einschränkend ist jedoch zu berücksichtigen, dass diese Bewertungsskala unter den Bedingungen einer landwirtschaftlichen Bodennutzung nicht stichhaltig ist, da neben der Biomasseabfuhr (Agrarproduktion) sowohl Düngungsmaßnahmen (u.U. versauerungsfördernd) als auch Kompensationskalkungen (Erhöhung der Basenvorräte) im Vergleich zum Niveau atmos-

phärischer Stoffeinträge die dominanten Stoffhaushaltsprozesse sind.

Für das Land Brandenburg ergibt sich nach dieser Methodik, dass die Böden auf mehr als 50 % der Landesfläche ein ungenügendes bzw. nahezu kein Puffervermögen aufweisen [52]. Tabelle 2.3 gibt einen Überblick der Verhältnisse im Land Brandenburg.

Klasse	Pufferung	KAK meq/100g	BS (%)	Verbreitung im Land Brandenburg	Flächenanteil (%)
1	sehr gut	> 15	> 90	-	0
2	gut	> 15	80 - 90	-	0
3	ausreichend	> 10	60 - 80	- Niederer Fläming - Niederlausitzer Grenzwall - Uckermark	3,8
4	mittel	> 10	40 - 60	- Uckermark - Havelland, Prignitz	4,1
5	schwach	> 10	20 - 40	- Hoher Fläming - Ost- und Nordostbrandenburg	41,1
6	ungenügend	> 10	10 - 20	- Zentral- und Südbrandenburg	50,0
7	nahezu keine	> 10	< 10	- Niederlausitzer Grenzwall	1,0

Tab. 2.3: Geochemische Klassen der Böden des Landes Brandenburg

Aus der Verschneidung der geochemischen Bodenklassifizierung mit anderen Merkmalen (z.B. Niederschlagshöhe) mittels GIS wurde ein empirischer Ansatz zur flächenbezogenen Ausweisung der potenziellen Verschmutzungsempfindlichkeit des Grundwasser infolge atmosphärischer Stoffeinträge entwickelt [54]. Die besonders versauerungsempfindlichen Grundwasserleiter sollten hiernach in den südlichen Landesteilen vorkommen.

Im Rahmen der forstlichen Bodenzustandserhebungen werden im Rasterverfahren zwei Merkmalskomplexe erhoben; die „Stammnährkraft“ und die „Humusform“. In den letztgenannten Parameter gehen die Basensättigung und der Boden pH-Wert ein. In Regionen mit ehemals hoher Immissionsbelastung (Eintrag basischer Flugaschen und Stäube) wurden sogenannte „Aufbasungsgebiete“ registriert; hier wies die *Humusauflage* signifikant höhere Basenvorräte auf [53]. Die räumliche Ausdehnung dieser „Aufbasungsgebiete“ ist bereits seit den achtziger Jahren einem stetigen Rückgang unterworfen. Es wurde eingeschätzt, dass lediglich die „Aufbasungen“ im Raum Rüdersdorf (Stäube aus der Zementherstellung) noch für einige Zeit Bestand haben werden, während die Verbreitungsgebiete in den

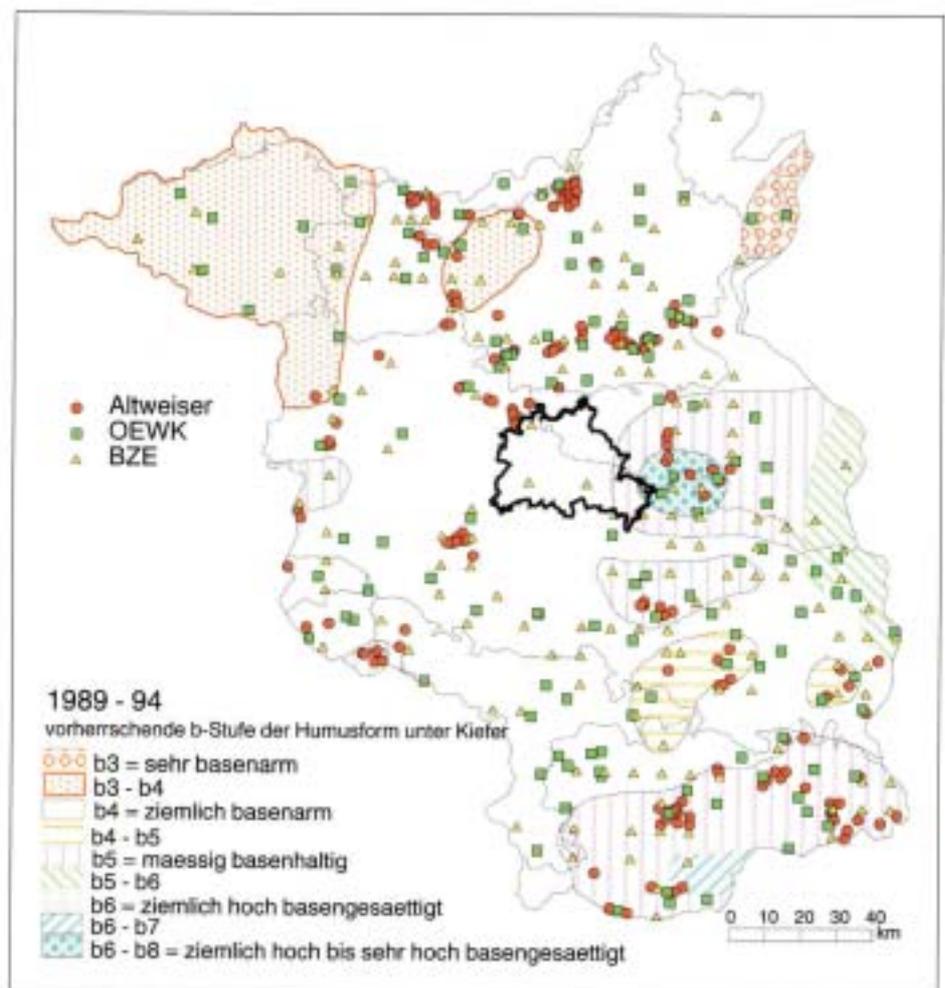


Abb. 2.4 Mittlerer Säure-Base-Zustand der Humusform unter Kiefer im Baumholzalder in den Jahren 1989 – 1994 [56]

südlichen Landesteilen sehr rasch zurückgehen. Demgegenüber ist der Flächenanteil von *Mineralböden* mit sehr niedrigen Basensättigungszuständen mit fast 50 % angegeben.

Die Bewertung der *Mineralböden* [53] deckt sich verhältnismäßig gut mit den Resultaten der Bodenartenklassifizierung [52]. Hinsichtlich der räumlichen Verteilung versauerter *Humusauflagen* besteht derzeit jedoch auf Grund der „Aufbauerscheinungen“ eine Diskrepanz dahingehend, dass die stärker sauren Humusauflagen eher in den nördlichen Landesteilen angetroffen werden. Es ist jedoch zu erwarten, dass sich diese Verhältnisse mit fortschreitendem Verzehr dieser Basenvorräte infolge atmosphärischer Stoffeinträge rasch wandeln werden. Die Abbildung 2.4 stellt die Situation im Land Brandenburg anhand der Messdaten aus dem Zeitraum 1989 – 1994 dar [56].

Ein empirisch – qualitativer Zugang zu der Frage „Versauerungsempfindlichkeit“ erschließt sich aus einer Betrachtung der Flächennutzung. Es kann davon ausgegangen werden, dass die heutigen Landnutzungsformen im Land Brandenburg ein historisch gewachsenes Abbild der Bodenfruchtbarkeit und somit der zu erwartenden Ernteerträge ist. Auf substratarmen und schlecht wasserversorgten (d.h. grundwasserfernen) Standorten wird man in der Vergangenheit eher einer forstlichen als einer ackerbaulichen Nutzung zugeneigt gewesen sein.

Heute sind 33,7 % der Landesfläche bewaldet und auf Grund der Akzeptorwirkung der Wälder von erhöhten Depositionsraten betroffen. 35,8 % der Landesfläche sind Grundwasserneubildungsgebiete. Es ist zu verzeichnen, dass insbesondere auf versauerungsempfindlichen Standorten eine ungünstige Kombination mehrerer Risikofaktoren zu gegeben ist.

2.2 Depositionsmessungen

2.2.1 Messnetz

Die Keimzelle des Depositionsmessnetzes im Land Brandenburg war die Forschungsstelle Lauchhammer des damaligen Institutes für Wasserwirtschaft Berlin (IfW, Abteilung Grundwasserschutz), wo sich eine von vier IfW-Messstellen befand. Trotz der unübersichtlichen Entwicklungen in den Jahren 1989 bis 1991 ist es gelungen die Messungen hier aufrecht zu erhalten. Die Gründung des Landesumweltamtes Brandenburg im August 1991 sicherte den Fortbestand der damaligen Messungen, so dass eine nahezu ununterbrochene Messreihe seit 1983 vorliegt. Die Eingliederung der Forschungsstelle Lauchhammer in die Abteilung Hauptlabor sicherte den gezielten Aufbau von Analyseverfahren und die methodische Fortentwicklung von Depositionsmessungen im Land Brandenburg.

Seit 1992 waren im Labor Lauchhammer alle Analyseverfahren für die Grundparameter und Hauptinhaltsstoffe verfügbar, so dass hiermit auch die methodischen Unzulänglichkeiten der Vorjahre und die Probleme infolge wechselnder Untersuchungs-labore der Vergangenheit angehörten.

1995 wurde auf Veranlassung des Ministeriums für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung das Depositionsmessnetz als wasserwirtschaftliche Messaufgabe festgeschrieben und vollständig neu konzipiert [58]. Das Depositionsmessnetz

• Klima

Das Land Brandenburg weist in Bezug zu Depositionsmessungen und der Bewertung von depositionsbedingten Wirkungen auf angrenzende Kompartimente einige klimatisch bedingte Besonderheiten auf.

Das gegenwärtige Klima ist von dem Übergang noch atlantisch beeinflusster Regionen im Nordwesten des Landes hin zu einer merklich kontinentalen Prägung (winterkaltes und sommer-trockenes Festlandsklima) in den östlichen und südlichen Landesteilen bestimmt.

Die mittlere Lufttemperatur liegt zwischen 17,5 °C in der Prignitz und 19,5 °C im Oderbruch. Die dreißigjährigen Mittel der Niederschlagshöhen (1969 – 1998) liegen zwischen 685 mm (Zechin-Wollup) und 515 mm (Wiesenburg) [47]. Nördlich von Frankfurt/Oder sowie im nordöstlichen Oderbruch existieren „Trockeninseln“ mit mittleren jährlichen Niederschlagshöhen < 500 mm. Das Land Brandenburg gehört somit zu den niederschlagsärmsten Gebieten Deutschlands.

Im dreißigjährigen Mittel betragen die wöchentlichen Niederschlagssummen an der Station Zechin-Wollup in 5,7 % aller Fälle weniger als 5 mm; in 15,2 % aller Fälle weniger als 10 mm. An der Station Wiesenburg wurden 7,2 % der Wochen mit weniger als 5 mm sowie 22,5 % mit weniger als 10 mm beobachtet. Dieser Umstand ist z.B. in Hinblick auf die Haftwasser- und Verdunstungsverluste an den Niederschlagssammlern im Depositionsmessnetz von Bedeutung. Darüber hinaus erschwert die relative Niederschlagsarmut einen direkten Vergleich mit den Depositionsraten in anderer Gebiete. Der Vergleich von Frachten der nassen Deposition wird für das Land Brandenburg geringere Stoffeinträge ergeben. Es bleibt hierbei allerdings außer acht, dass während der niederschlagsfreien Episoden dennoch Depositionsvorgänge (trockene Deposition) ablaufen.

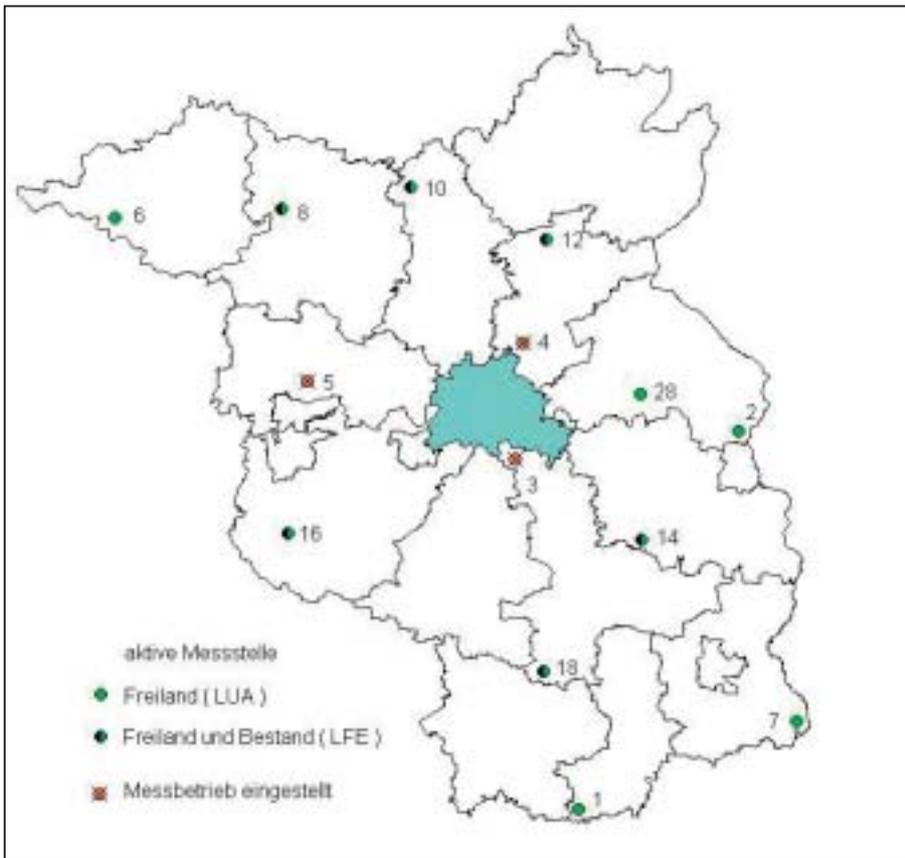


Abb. 2.5: Depositionsmessstellen im Land Brandenburg; Stand Januar 2000

bildet heute z.B. die systematische Beobachtung des Eintrages organischer Spurenstoffe einen wesentlichen Aufgabenschwerpunkt.

Die Messung der Niederschlagsdeposition im Land Brandenburg wurde bereits von Anbeginn arbeitsteilig konzipiert. Die damalige Landesanstalt für Forstplanung (LaFOP), heute Landesforstanstalt Eberswalde (LFE), führt im Rahmen der Level II-Beobachtung im Internationalen Kooperationsprogramm ICP forest unter anderem Depositionsmessungen in Forstbeständen durch. Das Landesumweltamt Brandenburg (LUA) betreibt hingegen ausschließlich Freiland-Messstellen. Die Messstellen sind weitestgehend identisch ausgestattet. Es wurde zwischen beiden Einrichtungen eine Verwaltungsvereinbarung zum gemeinsamen Betrieb von Depositionsmessstellen geschlossen. Die fachliche Referenzfunktion für das gesamte Messverfahren „Depositionsmessungen“ liegt beim LUA. Im Prinzip kann man daher von einem einheitlichen Messnetz ausgehen. Abbildung 2.5 zeigt die Lage der Messstellen im Land Brandenburg.

Die folgende Tabelle gibt einen Überblick der Messstellen. Alle Gauss-Krüger Koordinaten beziehen sich auf den 4. Meridianstreifen und sind entsprechend transformiert. Detaillierte Beschreibungen der Messstellen befinden sich in Anhang 1.

Code	Ort	Typ	h-Wert	r-Wert	Bemerkungen
L01	Lauchhammer	Freiland	5705400	4620120	Referenzmessstelle
L02	Lebus	Freiland	5810900	4672400	erweiterte Messstelle
L03	Waßmannsdorf	Freiland	5805800	4599500	erweiterte Messstelle bis 12/96
L04	Zepernick NSSt	Freiland	5836610	4602200	Grundmessstelle bis 12/99
L05	Buckow	Freiland	5827900	4537150	Grundmessstelle bis 12/99
L06	Cumlosen	Freiland	5879000	4476000	erweiterte Messstelle
L07	Jerischke	Freiland	5722000	4689500	Grundmessstelle
L28	Waldsiewersdorf	Freiland	5828000	4639500	erweiterte Messstelle ab 1999
F08	Natteheide	Freiland	5885640	4528730	level II Programm
F09	Natteheide	Bestand	5885640	4528730	level II Programm
F10	Beerenbusch	Freiland	5889750	4564660	level II Programm
F11	Beerenbusch	Bestand	5889750	4564660	level II Programm
F12	Kienhorst	Freiland	5872480	4610410	level II Programm
F13	Kienhorst	Bestand	5872480	4610410	level II Programm
F14	Schwenow	Freiland	5780237	4637641	level II Programm
F15	Schwenow	Bestand	5780237	4637641	level II Programm
F16	Weizgrund	Freiland	5784485	4538501	level II Programm
F17	Weizgrund	Bestand	5784485	4538501	level II Programm
F18	Neusorgefeld	Freiland	5741481	4608069	level II Programm
F19	Neusorgefeld	Bestand	5741481	4608069	level II Programm

Tab. 2.6: Lagedaten der Depositionsmessstellen

2.2.2 Probenahme-Methodik

Im Kapitel 1.2 wurde dargelegt, dass die Befunde von Depositionsmessungen stets als operationale, d.h. auf einen bestimmten Sammlertyp und seine Expositionsbedingungen bezogene Größen verstanden werden müssen. Im folgenden Abschnitt werden lediglich diejenigen Sammelgeräte ausführlicher beschrieben, auf die sich die hier verwendeten Daten beziehen. Alle übrigen Geräte werden lediglich erwähnt.

• Bulk-Sammler

Bulk-Sammler sind Sammelgeräte mit einer ständig offenen Auffangfläche. Im Gegensatz hierzu ist bei wet-only Geräten (siehe folgender Abschnitt) die Auffangfläche nur während der Niederschlagsereignisse geöffnet. Die trocken-partikulären Bestandteile der Deposition werden mit dem wet-only Gerät nicht erfasst.

Die Sammelgeräte bestehen aus einem Trichter und einer Sammelflasche (Trichter – Flasche – Sammler). Die Probengewinnung in sogenannten Topfsammlern, zu denen auch das BERGERHOFF-Gerät [61] gehört, ist für dem Messnetzbetrieb unzureichend, weil hier das Probematerial raschen Veränderungen in Menge und Zusammensetzung unterworfen ist. Darüber hinaus werden an Sammelgeräte zur Gewinnung von Niederschlagsproben höhere Anforderungen hinsichtlich einer im meteorologischen Sinne richtigen Erfassung der Niederschlagsmenge gestellt, als dies mit dem BERGERHOFF-Gerät realisierbar ist. Die Schwierigkeit, das „richtige“ Sammelgerät zu finden, wird unter anderem auch durch den Umstand verdeutlicht, dass eine diesbezügliche VDI-Richtlinie seit Juli 1985 nicht über das Entwurfsstadium hinaus gekommen ist [62]. Abhilfe wurde erst 1998 mit der LAWA-Richtlinie [63] geschaffen, wo Mindestanforderungen an Sammelgeräte aufgestellt und ein Sammlertyp vorgeschlagen wurde.

Die Altdaten der Messstelle Lauchhammer basieren auf folgenden Sammelgeräten:

1983 bis 1988	Regenmesser nach HELLMANN, 200 cm ² , Stahlblech lackiert
1988 bis 1992	Eigenentwicklung des IfW Berlin; der Ablauf eines quadratisch-pyramidalen Polyethylen-Trichters wurde mit einem PVC-Schlauch in einen Sammelkanister geleitet.

Die Probengewinnung in den Jahren 1988 bis 1992 muss rückblickend in zweierlei Hinsicht kritisch betrachtet werden: zum einen wies der verhältnismäßig flache Trichter einen weitaus höheren Sammelfehler infolge von Spritzwasserverlusten auf als dies üblicherweise bei Niederschlagssammlern der Fall ist, zum anderen erwies sich die Ablaufleitung infolge lebhafter Algenbildung als Kontaminationsquelle. Außerdem bildeten sich mit fortschreitender Nutzungsdauer im Kunststoff merkliche Risse, so dass sich der Haftwasseranteil des Trichters beträchtlich erhöht hatte.

Das Depositionsmessnetz im Land Brandenburg wurde seit 1993 mit einheitlicher Sammeltechnik ausgestattet. Alle Messstellen wurden mit dem sogenannten „LWF-Sammler“ (Entwicklung der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft) ausgestattet (vgl. auch [63], S.17). Der LWF-Sammler ist aus Polypropylen gefertigt und wird zur Gewinnung von Probematerial für die Analytik der Hauptkomponenten verwendet.

Die Sammler wurden mit Vogelabweisringen aus VA-Stahl nachgerüstet; das mitgelieferte Feinsieb ist an den Freiland-Messstellen hingegen entbehrlich. Der Haftwasserverlust dieser Siebe liegt im Bereich um 10 ml, kann jedoch in ungünstigen Fällen bis auf ca. 30 ml ansteigen. Das entspricht einer Niederschlagshöhe von ca. 0,3 mm bzw. ca. 1 mm. Bei der Gewinnung von Probematerial an Bestandesmessstellen (Kronentraufe) sind diese Siebe jedoch zur Abtrennung der Nadelstreu unentbehrlich.

• Wet-only Sammler

Im Messnetz wurden zwei unterschiedliche wet-only Geräte eingesetzt.

An einigen Messstellen kam noch das sogenannte ANTAS-Gerät (Automatischer Nass Trocken Ablagerungs Sammler; Observatorium Wahnsdorf) zum Einsatz. Hiervon wurde lediglich die Nass-Seite als wet-only Sammler benutzt. Das Gerät ist ausführlich in [64] beschrieben. Der Vorzug dieses Gerätes lag zweifellos in der großen Auffangfläche von 2.330 cm². Hiermit stand auch nach gering ergebnisreichen Niederschlagsereignissen ausreichend Probematerial zur Verfügung. Einer längeren Verwendung des ANTAS-Gerätes standen neben der mangelnden Verfügbarkeit von Ersatzteilen jedoch auch apparative Nachteile entgegen. Die schlecht regulierbare Trichterheizung führte in Witterungsperioden mit Außentemperaturen zwischen 0 °C und 5 °C zu merklichen Verdunstungsverlusten. Der Trichterverschluss war nicht vollkommen staubdicht. Letztlich war das Trichtermaterial (PVC) nicht geeignet, um Proben zur Spurenstoffanalytik zu gewinnen. Dennoch ist das Datenmaterial dieser Sammelmethode von Interesse. Zum einen können hiermit die Datenreihen aus dem Messnetz des damaligen Meteorologischen Dienstes der DDR ohne methodischen Bruch weiterverfolgt werden. Zum anderen wurde dieses Gerät bis Ende der neunziger Jahre auch in den Messnetzen der Freistaaten Sachsen und Thüringen verwendet, so dass hier die länderübergreifende Vergleichbarkeit gegeben ist. Die ANTAS-Geräte wurden Ende 1999 außer Betrieb genommen.

Parallel zum ANTAS-Gerät wurden seit 1995 wet-only Sammler der Firma Eigenbrodt, Typ NSA 181 KE im Messnetz installiert. Dieser Sammler wird auch an den Messstellen des Umweltbundesamtes (UBA) verwendet. Um aus dem Probematerial neben den Hauptinhaltsstoffen auch Schwermetalle und organische Spurenstoffe analysieren zu können, wurden jedoch die handelsüblichen Polypropylen-Trichter durch Quarzglas-trichter ersetzt.

• Sonstige Messeinrichtungen

Alle Messstellen sind zur Erfassung der Niederschlagsmenge mittels eines standardisierten Verfahrens mit einem Niederschlagsmesser nach HELLMANN (200 cm²) ausgestattet. Hierbei hatte sich im Verlaufe der Zeit herausgestellt, dass die Geräte der Fa. SEBA Hydrometrie (Typ RG 50) zu merklichen Minderbefunden neigen. Als Ursache kommt hier vor allem das Regelverhalten der Trichterheizung in Frage. Verhältnismäßig robuste Messungen gelingen dagegen mit den klassischen Modellen aus Zinkblech (ohne Heizung, Kippwaage etc.). Die präzise Ermittlung der Niederschlagsmenge ist erforderlich, zum einen um die unterschiedlichen Geräte hinsichtlich ihrer Sammeleffizienz gegenüber einem Standardgerät zu validieren; desweiteren werden die Daten zur

Plausibilitätskontrolle sowie zur Errechnung niederschlagsmengengewichteter Konzentrationsmittelwerte („gewogenes Mittel“) benötigt.

1995 wurden erste Versuch zur Gewinnung von Probematerial für die Analytik organischer Spurenstoffe durchgeführt. Zur Vermeidung von Wechselwirkungen zwischen Analyt und Sammelgerät wurden hierzu bulk-Sammler aus Edelstahl eingesetzt, die in [65] ausführlich beschrieben sind. Proben aus diesen Sammelgeräten werden seit 1996 routinemäßig auf organische Spurenstoffe untersucht.

Verschiedene Unzulänglichkeiten – insbesondere die fehlende Kühlung des Probematerials – waren Ausgang für die völlige Neukonzipierung eines Sammelgerätes zur Gewinnung von Proben für die Analytik von leicht- bis mittelflüchtigen organischen Spurenstoffen [66]. Ein Prototyp war seit Juli 1999 im Einsatz; die Einführung in das Messnetz erfolgte im Jahre 2001.

Neben Staubniederschlagsmessungen nach dem BERGERHOFF-Verfahren [61], bei dem der Gesamtgehalt an Schwermetallen im Sedimentationsstaub bestimmt wird, kommen an den Messstellen zusätzlich sogenannte „Dosensammler“ zum Einsatz. Das sind Polypropyldosen mit einer Auffangfläche von 95 cm², die im übrigen wie die BERGERHOFF-Gläser exponiert werden. Diese Proben werden zur Analytik des löslichkeitsverfügbaren Schwermetallanteils im Sedimentationsstaub verwendet.

2.2.3 Datengrundlage

Die Bewertung langer Datenreihen erfordert grundsätzlich einen kritischen Blick auf die angewendeten Analyseverfahren. Das bezieht sich sowohl auf die Ausstattung der Labore, spezifische Bedingungen der Material- und Chemikalienversorgung in der DDR und letztlich auch auf technologische Veränderungen von Messverfahren, Probenvorbereitungsvorschriften oder Nachweis- und Bestimmungsgrenzen. Die hieraus resultierenden Abweichungen können rückblickend teilweise nur qualitativ abgeschätzt werden. Im Kontext dieser Arbeit bezieht sich dies auf die Daten der Messstelle Lauchhammer für den Zeitraum von 1983 bis 1992. Die mangelhafte Ausrüstung der Labore mit leistungsfähiger Analysetechnik in den achtziger Jahren zog die Anwendung teilweise ungeeigneter Messverfahren nach sich. Ein Beispiel hierfür ist die Sulfatanalytik, bei der das Sulfat teilweise sogar gravimetrisch als Bariumsulfat bestimmt worden ist. Ferner musste aufgrund von Kapazitätsengpässen das Probematerial arbeitsteilig in verschiedenen Einrichtungen (Forschungsstelle Lauchhammer, IfW Berlin, TU Dresden) untersucht werden, was heute nicht mehr in jedem Einzelfall oder gar mit Blick auf einen einzelnen Analysenwert nachvollzogen werden kann.

Seit 1992 stand dem Landesumweltamt Brandenburg in vollem Umfang die erforderliche Analysetechnik zur Verfügung, so dass die Datenentstehung ab diesem Zeitpunkt zweifelsfrei nachvollziehbar ist.

Rückblickend auf den Zeitraum 1983 bis Anfang 1992 ließen sich folgende Analysenbedingungen rekonstruieren:

Probenahme: Es wurden die oben beschriebenen bulk-Sammler verwendet. Die Proben wurden arbeitstäglich entnommen,

filtriert (50 µm Polyester-Siebgewebe), zur Monatsmischprobe vereinigt und tiefgekühlt gelagert. Die Arbeitsweise selbst bietet keinen Anlass zum Zweifel; allerdings müssen bei den Stickstoffspezies aufgrund der Algenproblematik probenahmebedingte Unsicherheiten in Kauf genommen werden.

pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit: Die Messung erfolgte potentiometrisch mittels Glaselektrode bzw. conductometrisch mittels Platinelektrode nach den auch heute üblichen Verfahren. Die Werte sind zuverlässig.

Sulfat: Die Bestimmung erfolgte zunächst gravimetrisch als Bariumsulfat, später mit einem trübungskolorimetrischen Verfahren auf dem ADM 300-System (luftsegmentierte flow-stream Analysenautomaten mit fotometrischer Detektion, MLW). Ab 1990 war ein Ionenchromatograf an der TU Dresden, Sektion Wasserwesen verfügbar, wobei auch hier in der Anfangsphase Schwierigkeiten insbesondere hinsichtlich der Probenpräparation bestanden.

Obwohl in den achtziger Jahren in den Niederschlägen hohe Sulfatkonzentrationen messbar waren, muss das gravimetrische Verfahren wegen der problematischen Probenaufarbeitung und m.E. auch das Trübungsverfahren wegen der instabilen Detektion (Bildung von Niederschlägen in der Messzelle und somit Basisliniendrift) als potenziell unsicher gekennzeichnet werden [67].

Chlorid: Nachweisbar ist nur noch die Anwendung der argentometrische Titration; einem verhältnismäßig sicheren Verfahren. Allerdings herrscht keine restlose Klarheit darüber, ob nicht auch andere Messverfahren zur Anwendung kamen.

Natrium und Kalium: wurden flammenphotometrisch mit dem Gerät Flapho 4 (VEB Carl-Zeiss-Jena) bestimmt. Verfahren und Gerät sind zuverlässig.

Nitrat, Nitrit, Ammonium: Alle anorganischen Stickstoffspezies wurden mit den ADM 300 (luftsegmentierte flow-stream Analysenautomaten mit fotometrischer Detektion) untersucht. Die Analysen wurden über den gesamten Zeitraum im selben Labor ausgeführt. Die Messverfahren gelten als robust.

Calcium und Magnesium: Vor 1986 erfolgte die Analyse durch Simultantitration mit EDTA; einem diffizilen und fehleranfälligen Verfahren. Danach wurde Calcium flammenphotometrisch am Flapho 4 und Magnesium im Labor des IfW Berlin wahrscheinlich mittels AAS untersucht.

Phosphat (gelöst) wurde mittels Molybdatverfahren auf dem ADM 300 untersucht; bis heute eine sehr robuste Methode.

Organisch gebundener Stickstoff: Die Bestimmung erfolgte als Nitrat nach oxidativem Nassaufschluss. Das Analyseverfahren gilt zwar als hinreichend sicher, allerdings muss angenommen werden, dass die Werte erheblich durch Probenahmeinflüsse (Algenproblem) verfälscht wurden. Die ermittelten Werte sind zweifelhaft.

Die Analysen wurden bis einschließlich 1993 aus einer Monatsmischprobe durchgeführt, was vor allem der verfügbaren Analysenkapazität geschuldet war. Hiermit ist der Einfluss einer Kontamination (z.B. Vogelkot) auf das Datenkollektiv erheblich. Die Berechnung arithmetischer Mittelwerte ist bei derartig geringen Stichprobenumfängen bereits kritisch. Wenn zu Vergleichszwecken im Folgenden dennoch Mittelwerten

verwendet werden, so muss hierbei dieser statistische Artefakt berücksichtigt werden.

Ab Herbst 1992 konnte mit der Einführung der Ionenchromatografie in eigenem Labor die Analytik auf eine solide Grundlage gestellt werden. Es wurde das gesamte Messverfahren überarbeitet und einheitlichen Kriterien zur Probenbehandlung und Qualitätssicherung unterworfen. Nach der Umstellung von Monatsmischproben auf die Analyse von Wochenproben mit Beginn des Messjahres 1994 erfolgten keine wesentlichen Veränderungen mehr. Insofern können die Datensätze ab 1994 als konsistent angesehen werden.

2.3 Das Grundwasserbeschaffenheits-Messnetz

Im Gegensatz zum Depositionsmessnetz wurde das Grundwasserbeschaffenheits-Messnetz beginnend 1992 vollständig neu aufgebaut. Damit spielen Altdatenbestände keine Rolle. Der Aufbau ging einher mit der Beteiligung des Landes Brandenburg an einem Forschungs- und Entwicklungsvorhaben des Umweltbundesamtes [68]. Zeitgleich wurde das Messnetz auf Grundlage der zu diesem Zeitpunkt aktuellen Regelwerke [69, 70, 73, 74, 75] sowohl konzeptionell als auch fachlich völlig neu aufgebaut.

Die Konzeption zum Grundwasserbeschaffenheits-Messnetz [52] basiert auf einer naturräumlichen Systemanalyse. Diese Herangehensweise sollte sicherstellen, dass alle ab-initio als wesentlich für die Bestimmung ähnlicher Gebiete („Grundwasserlandschaften“) herausgestellten Faktoren zur Abgrenzung von in sich ähnlichen Untersuchungsräumen berücksichtigt werden. Hierfür wurden – ohne den Anspruch einer Wichtung –

In diese Arbeit gehen folgende Daten ein:

- Eine lange Datenreihe; Messstelle Lauchhammer 1983 bis 1999 zur Konzentrationsbezogenen Darstellung der zeitlichen Entwicklung des Depositionsgeschehens (Kapitel 3.1) und
- Zusammenhängende Datensätze von 11 Messstellen aus den Jahren 1996 – 1999 zur Darstellung der flächenhaften Differenzierung aktueller Depositions-Frachten im Land Brandenburg (Kapitel 3.2).

folgende Merkmalskomplexe in ihrer Verbreitung im Land Brandenburg klassifiziert:

- Jahresniederschlagshöhen; zwei Klassen: < 550 mm/a und > 550 mm/a,
- Flächennutzung; vier Klassen: Ackerland, Grünland, Wald, urbane Flächen,
- geochemischer Status der Böden (vgl. Tab. 2.3): zweistufig aggregiert, Klassen 3 und 4 sowie Klassen 5 bis 7 und
- hydrogeologische Struktureinheit: in der Kombination der Merkmale Bedeckungsgrad resp. Wasseraustauschbeziehungen, stratigrafische Abfolge der Grundwasserleiter und Grundwasserhemmer sowie zusätzlich Klassen für lokale Anomalien (Gebiete mit geogenem Salzwasseraufstieg, Gebiete ohne quartäre Grundwasserleiter, Tagebauflächen).

Naturräumliche Kriterien als differenzierende Faktoren für die Rayons

Rayon -Nr.	Hydrogeologische Struktureinheit	Stratigrafie des GWL	GWLK	Tiefe [m] des Filters u. GOK	Flächennutzung
1	Neubildung	---	GWLK 1	2 - 5 m	Wald
2	Neubildung	---	GWLK 1	5 - 10 m	Wald
3	Neubildung	---	GWLK 1	> 2 m	Acker
4	Neubildung	---	GWLK 1	> 2 m	Grünland
5	Neubildung	---	GWLK 1	> 2 m	Siedlung
6	Neubildung, Entlastung	.qsD, qhol, qe	---	---	---
7	Indirekte Neubildung (Sander)	---	---	> 10 m	---
8	Indirekte Neubildung (Stauchung, wechselhaft)	---	---	---	---
9	Durchfluss	---	---	< 20 m	Acker, Siedlung
10	Durchfluss	---	---	< 20 m	Wald, Grünland
11	Durchfluss	.qsWA, qsD	GWLK 2	20 - 50 m	---
12	Durchfluss	.qe	GWLK 2	20 - 50 m	---
13	Durchfluss	.qsD	GWLK 2	> 50 m	---
14	Durchfluss	.qhol	GWLK 2	---	---
15	Durchfluss	.qe, t	GWLK 2 und 3	> 50 m	---
16	Entlastung	.qsWA	GWLK 1	< 2 m	Acker, Siedlung
17	Entlastung	.qsWA	GWLK 1	< 2 m	Wald, Grünland
18	() geogen versalzen	---	---	---	---

Tab. 2.7: Definition der gegenwärtig verwendeten Rayonbezeichnungen

Die in ihrer räumlichen Verbreitung jeweils relevanten Merkmalskombinationen wurde in sogenannten Rayons zusammengeführt, die ihrerseits mit der erforderlichen Anzahl von Grundwasserbeschaffenheitsmessstellen zu belegen waren. Im Idealfall, d.h. alle Merkmalskombinationen üben einen signifikanten Einfluss auf die Formierung spezifischer Beschaffenheitsmuster aus, sollten sich diese Abgrenzungen anhand der hydrochemischen Eigenschaften des jeweiligen Grundwassers abbilden. Systematische Untersuchungen hierzu haben bislang jedoch nicht stattgefunden; vielmehr wurde der Weg der iterativen Anpassung gewählt. Hierbei wurden unter im wesentlichen identischen Definitionsrahmen lediglich einige Rayons zusammengelegt. So ist z.B. das Klassifizierungsmerkmal „Niederschlagshöhe“ ersatzlos weggefallen. Tabelle 2.7 zeigt die gegenwärtig benutzte Abgrenzung der Rayons.

Von zentraler Bedeutung scheinen hingegen die in der Merkmalsgruppe „Hydrogeologische Struktureinheit“ zusammengefassten Faktoren zu sein.

Unbedeckte Grundwasserleiter kommen in der Spezifik von Grundwasserneubildungs- und Grundwasserentlastungsgebieten vor. Aus dem Grundwasserflurabstand sowie den Bilanzanteilen infiltrierender bzw. entlastender Wässer folgt ein qualitativ völlig unterschiedliches Schutzpotenzial des Grundwasserleiters gegenüber Stoffeinträgen. Bei hohen Grundwasserflurabständen (per Definition > 2m) dominiert die Grundwasserneubildung. Bei geringeren Grundwasserflurabständen wird im wesentlichen die Entlastung alter Grundwässer, also ein nach oben gerichteter Stoffstrom, der dominierende Prozess sein. Hierbei ist bislang noch nicht restlos geklärt, ob

und in welchem Umfang sich die Sickerwässer mit ihrem völlig unterschiedlichen Chemismus auf den Grundwasserleiter auswirken; sei es in Form dispersiver Effekte oder in der Herausbildung von verhältnismäßig stabilen Schichtungen innerhalb des Grundwasserkörpers. Befunde aus dem Messnetz deuten allerdings darauf hin, dass infolge der zumeist tiefen Verfilterung die Verhältnisse in Entlastungsgebieten nicht repräsentativ abgebildet werden, da diese oberflächennahen Effekte hier überhaupt nicht beobachtbar sind.

Quasibedeckte Grundwasserleiter sind Decksandgebiete über einem Grundwasserhemmer, in denen sich schwebendes Grundwasser herausbilden kann. Ferner werden in dieser Gruppe Stauchungsgebiete sowie Gebiete mit wechselhaftem Aufbau der Versickerungszone berücksichtigt. Allen Gebieten ist gemeinsam, dass es dort zu erheblich Neubildungsdominierten Prozessen und einer verhältnismäßig raschen Tiefenverlagerung von Schadstoffen kommen kann.

Bedeckter Grundwasserleiter bzw. Transitgebiet werden diejenigen Gebiete genannt, in denen das Grundwasser unter einem Grundwasserhemmer vorkommt und somit nur der laterale Transport eine Rolle spielt. Diese Grundwässer sind gegenüber dem Eintrag von Fremdstoffen gut geschützt.

Bezüglich der Stratigrafie der grundwasserleitenden Komplexe innerhalb der hydrogeologischen Struktureinheiten (tiefster verbundener Grundwasserleiter in Gebieten mit unbedecktem Grundwasserleiter bzw. erster Grundwasserleiter unter Bedeckung in Gebieten mit quasibedecktem bzw. bedecktem Grundwasserleiter) ergibt sich im Land Brandenburg folgende Verteilung:

Hydrogeologische Struktureinheit	Weichsel-GWL	Saale-2-GWL	Saale-1-GWL	Holstein-GWL	Elster-GWL	Tertiäre GWL
Unbedeckter GWL						
a) Entlastungsgebiete						
1. sandige Gebiete	20,2	38,3	12,4	17,7	10,8	0,1
2. anmoorige Gebiete	38,4	55,6	2,5	2,1	1,2	-
b) Neubildungsgebiete	17,4	42,2	16,3	15,8	7,9	0,4
Quasibedeckter GWL						
a) Decksand-Gebiete	5,5	49,3	39,5	5,1	0,6	-
b) Stauchungsgebiete	18,0	39,3	32,3	6,0	4,3	-
c) wechselhafter Aufbau	19,2	65,4	13,9	1,0	0,6	-
Bedeckter GWL						
Transitgebiete	11,9	52,1	26,8	6,6	2,6	-
Gesamtanteil der jeweiligen GWL	16,1	45,1	18,1	11,5	6,0	0,2

Tab. 2.8: Anteil der stratigrafischen, grundwasserleitenden Komplexe innerhalb der hydrogeologischen Struktureinheiten in % [52]

Es wird deutlich, dass der Saale-2-Grundwasserleiter derjenige mit dem größten Anteil der Landesfläche ist. So kommt z. B. der Saale-2-Grundwasserleiter mit 42,2 % seiner flächenhaften Verbreitung innerhalb der Struktureinheit „Neubildungsgebiet“ vor, gefolgt von Grundwasserleitern der Weichsel- und Saale-1-Vereisung und des Holstein mit ähnlichen Flächenanteilen.

Die Entwicklung des Messnetzes ist derzeit noch von starken Veränderungen infolge der Ausgliederung ungeeigneter

Messstellen sowie des Neubaus oder des Ersatzes bereits bestehender Messstellen geprägt. Im Jahre 2000 waren 183 Messstellen in der Beobachtung. Die Beprobung erfolgt zweimal jährlich im Frühjahr und im Herbst.

In diese Arbeit gehen 1.129 Datensätze von 198 Messstellen aus den Beobachtungsjahren 1997 bis 2000 ein. Die Belegung mit Datensätzen beträgt im Idealfall 8 Messungen pro Messstelle, sofern diese über den gesamten Zeitraum in das Messnetz

integriert war. In vielen Fällen ist die Belegung mit Datensätzen jedoch geringer; so ist z.B. eine im Herbst 1998 neu errichtete Messstelle zwangsläufig nur mit vier Datensätzen repräsentiert. Aus statistischer Sicht mag dieser Umstand durchaus als Mangel erscheinen, da somit die Stichprobenumfänge pro Messstelle inhomogen sind. Mit dem Interesse, die Beschaffenheitsmuster möglichst vieler Grundwässer in die Bewertung einzubeziehen, wurde dies jedoch in Kauf genommen.

3 Befunde der Depositionsmessungen

3.1 Konzentrationsbezogene Darstellung einer langen Datenreihe: bulk-Deposition an der Messstelle Lauchhammer 1983 bis 1999

In Anbetracht der methodischen Brüche, insbesondere aber wegen der Unzulänglichkeiten der chemischen Analytik, ist für eine gemeinsame Bewertung die Prüfung und Plausibilisierung des Datenmaterials unumgänglich. Hierbei wurde wie folgt vorgegangen:

Zunächst wurden alle unvollständigen Datensätze gekennzeichnet und von der anschließenden Berechnung ausgeschlossen. Danach wurden nach den in [63] beschriebenen Algorithmen die Ionenbilanz und Leitfähigkeitsbilanz der Datensätze berechnet. Diese Verfahrensweise war für die Daten bis 1985 nicht anwendbar, da hier in allen Fällen die Kationenanalysen unvollständig waren. Die Resultate sind in den Abbildungen 3.1 und 3.2 dargestellt. In beiden Diagrammen sind auf der X-Achse die Fälle und der Y-Achse die prozentualen Abweichungen dargestellt. Die Diagramme sind synchron.

Es ist erkennbar, dass bei den Analysen im Zeitraum 1986 bis 1990 häufig erhebliche Anionenüberschüsse (negative Ionenbilanzabweichungen) bei gleichzeitig negativer Leitfähigkeitsbilanz auftreten. Hierfür kommen folgende Ursachen in Betracht:

- Unsicherheiten bei der Calcium- und Magnesiumbestimmung,
- Unsicherheiten bei der Sulfatbestimmung (Mehrfunde) und
- Probenkontaminationen; vor allem überhöhte Nitratwerte.

Vereinzelt treten in der zweiten Hälfte der neunziger Jahre höhere Ionenbilanzabweichungen auf, ohne dass hier die

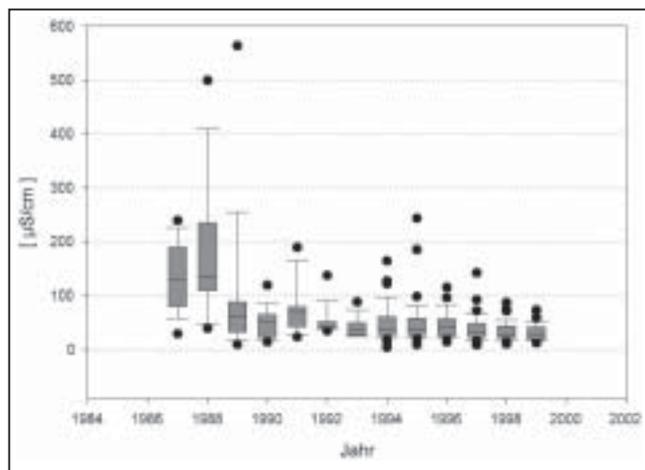


Abb. 3.3: Boxplot elektrische Leitfähigkeit; jahresweise, Messstelle Lauchhammer, bulk Deposition

Die Verarbeitung der Daten erfolgte in der Regel mittels dem Tabellenkalkulationsprogramm Microsoft® Excel 97 (Microsoft Corporation, 1997), teilweise auch mit dem Grafikprogramm Sigma Plot 5.0 (CambridgeSoft Corp. SPSS Inc. 1997). Die Clusteranalysen wurden mit dem Programm SPSS 9.01 (SPSS GmbH Software, München) ausgeführt.

Leitfähigkeitsbilanz auffällig wäre. Dieser Umstand wird mit der inzwischen drastisch zurückgegangenen Gesamtmineralisation der Niederschlagswässer verständlich (vgl. Abb. 3.3). Die beobachteten Abweichungen treten gehäuft bei Proben mit geringer Leitfähigkeit auf; hier ist der Einfluss eines einzelnen Analysenfehlers in der Relation zur gesamten Probe höher.

Für die Bewertung der Befunde ergeben sich folgende Konsequenzen:

- Berechnungen, die einen vollständigen Datensatz erfordern (z.B. aktuelle und potenzielle Acidität nach STUMM & MORGAN [76]) sind ebenfalls mit einem gewissen Fehler behaftet.
- Die Abweichungen sind im Rahmen der unter 5.1.5 beschriebenen Unsicherheiten nachvollziehbar.
- Die beobachteten Abweichungen lassen sich nicht auf eine einzelne Ursache zurückführen. Die auffälligen Datensätze können somit nicht einer zielgerichteten Korrektur einzelner Werte unterzogen werden.
- Der Vergleich eigener Daten mit denen aus dem Messnetz des Meteorologischen Dienstes der DDR [77, 78, 79] und anderen Veröffentlichungen [80, 81] ergaben keine belastbaren Hinweise auf die Korrekturbedürftigkeit unserer Daten. Es wurden auch hier verhältnismäßig stark streuende Werte auf ähnlichem Konzentrationsniveau dokumentiert. Insoweit würde die Streichung formal auffälliger Werte, die aber nicht zweifelsfrei als Ausreißer identifizierbar sind, zu keiner wesentlichen „Homogenisierung“ der Daten führen.

Das Datenmaterial ab 1992 wurde in jahresweiser Betrachtung einer Plausibilitätsprüfung unterzogen. Hierbei wurden auffällig hohe Werte mit Bezug zum Witterungsverlauf gutachterlich bewertet. Nach einer Trockenperiode wurden erhöhte Werte als plausibel angesehen. Probenkontaminationen als Ursache für einen erhöhten Befund waren gegenüber einzelnen Analysefehlern daran erkennbar, dass hier stets auch weitere Parameter im selben Datensatz (z.B. TOC, Chlorid, Fluorid) Erhöhungen aufwiesen. Offensichtliche Fehler wurden eliminiert, im übrigen wurden Streichungen in den Datensätzen jedoch nur mit äußerster Zurückhaltung vorgenommen.

Die Veränderung der Niederschlagsbeschaffenheit im Zeitraum 1989 bis 1999 ist eng mit der Veränderung der Emittentenstruktur verbunden. Dieser Zeitraum ist durch eine nahezu systematische Deindustrialisierung ganzer Regionen gekennzeichnet. Als Primärenergieträger wurde die Braunkohle zunehmend durch Öl und Gas ersetzt. Großfeuerungsanlagen wurden mit wirksamen Rauchgasreinigungstechniken ausgerüstet. Über

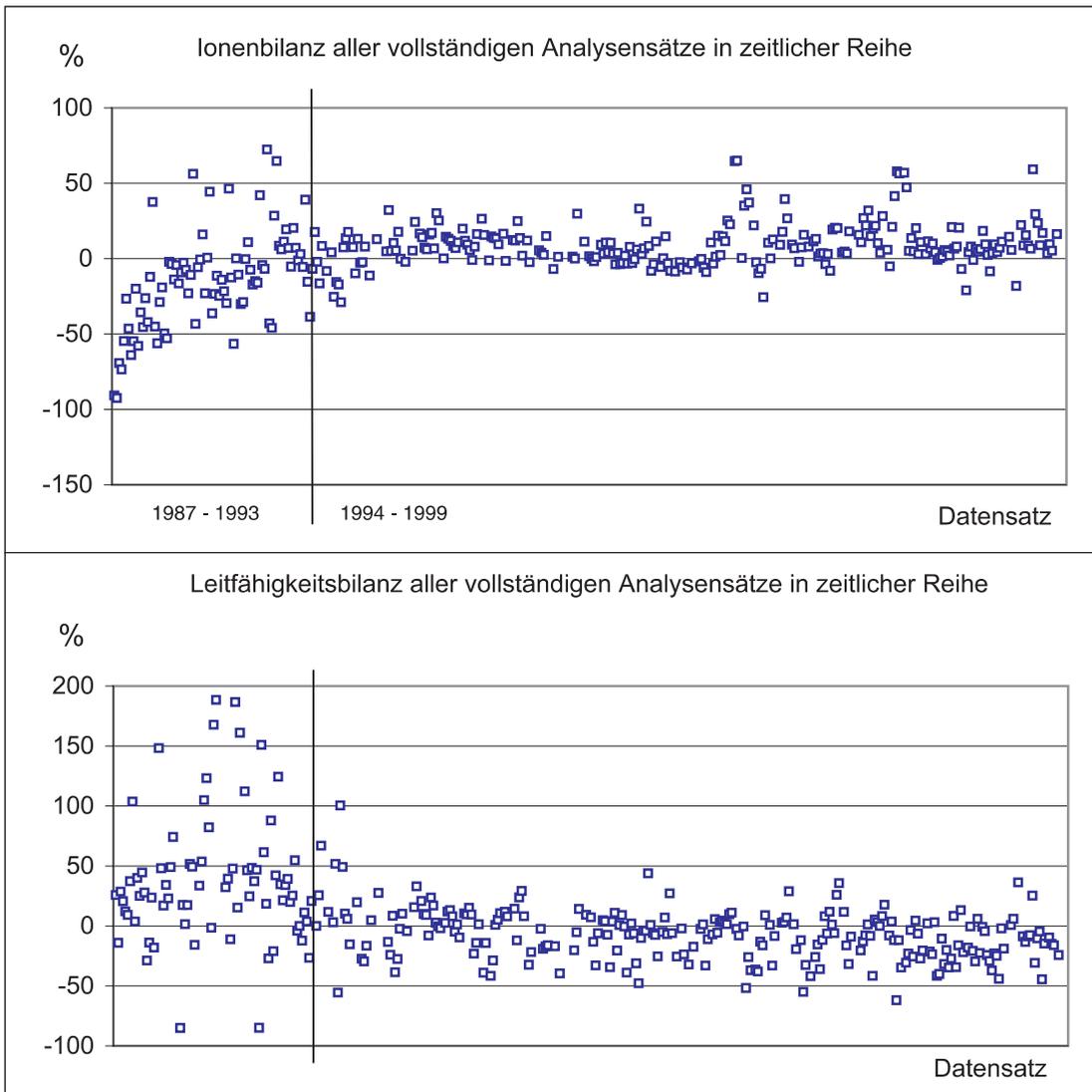


Abb. 3.1 und 3.2: Synchroner Darstellung der Prüfkriterien Ionenbilanz und Elektrische Leitfähigkeit der Datensätze 1987 bis 1999, Messstelle Lauchhammer

Veränderungen während der letzten zehn Jahre wurde regelmäßig berichtet [82–84].

Während der achtziger Jahre wurde eine sowohl räumlich als auch zeitlich stark variable Niederschlagsbeschaffenheit registriert [85]. Desweiteren bestand eine erhebliche Abhängigkeit der Ionenkonzentrationen zur Herkunft der jeweiligen Niederschläge. So wurden z.B. für die Station Wiesenburg 1989 sektorenabhängige Konzentrationsunterschiede für Sulfat um den Faktor 2 und für Calcium sogar um den Faktor 5 ausgewiesen [81]. Diese Beobachtungen sind als direkter Hinweis auf den Einfluss von Emittenten in näherer Umgebung der Messstelle zu werten. Im Verlaufe der neunziger Jahre haben sich sowohl die räumlichen Inhomogenitäten als auch die zeitlichen Schwankungen vergleichmäßig. Die Abhängigkeit der Niederschlagsbeschaffenheit zur Herkunft der Niederschlagsereignisse bleibt dennoch nachweisbar.

Die nachfolgend dargestellten Daten beziehen sich in allen Fällen auf die Messstelle Lauchhammer. Es wird nur die bulk-Deposition betrachtet. Das Datenmaterial des Messzeitraumes 1983 bis 1985 erwies sich in den meisten Fällen als zu inhomogen und zudem

unvollständig, so dass auf die Darstellung dieser Daten teilweise verzichtet wurde. Das Jahr 1986 weist eine größere Messlücke auf. Für einige Regeninhaltsstoffe wurde im folgenden Abschnitt eine saisonale Darstellung gewählt. Hierbei wurde das hydrologische Jahr zugrundegelegt. Das Winterhalbjahr beinhaltet die Daten der Monate November und Dezember des vorherigen Kalenderjahres bis April des laufenden Jahres. Das Sommerhalbjahr umfasst die Werte von Mai bis einschließlich Oktober.

- **Sulfat**

Die Sulfatgehalte im Niederschlag spiegeln die drastische Veränderung der Luftqualität in den letzten zehn Jahren wieder. In Abbildung 3.4 sind die Medianwerte der saisonalen Sulfatkonzentrationen im Niederschlag dargestellt. Der Rückgang verlief exponentiell. Es sind deutliche Unterschiede zwischen den Sommer- und Winterhalbjahren erkennbar, die auch noch am Ende der neunziger Jahre nachweisbar sind. Somit war die Frage nahelegend, ob sich hier ein enger Zusammenhang zu dem SO_2 -Gehalt der Luft nachweisen lässt. In Abbildung 3.5 sind die saisonalen Mittelwerte des SO_2 -Gehaltes an drei verschiedenen Messstellen im Land Brandenburg dargestellt. An der Messstelle

Cottbus wurden die höchsten Werte, zugleich aber in der ersten Hälfte der neunziger Jahre die geringsten saisonalen Unterschiede beobachtet, was im Vergleich mit Potsdam auf eine gewisse Dominanz der Großfeuerungsanlagen in den südlichen Landesteilen hinweist. Die Messstelle Neuglobsow ist als Beispiel einer Hintergrundmessstelle aufgeführt. Die Unstetigkeit im zeitlichen Verlauf (Konzentrationspitze im Winterhalbjahr 1996) wird auch hier beobachtet; die Ursachen hierfür dürften somit großräumigen Effekten zuzuschreiben sein.

In Abbildung 3.6 wurden die saisonal aggregierten SO₂ Immissionswerte den Niederschlagsbeschaffenheitsdaten gegenübergestellt. Es ergibt sich ein überraschend hohe Korrelation beider Messgrößen. Hieraus lässt sich ableiten, dass die Beschaffenheitsmuster der Niederschläge, die im wesentlichen

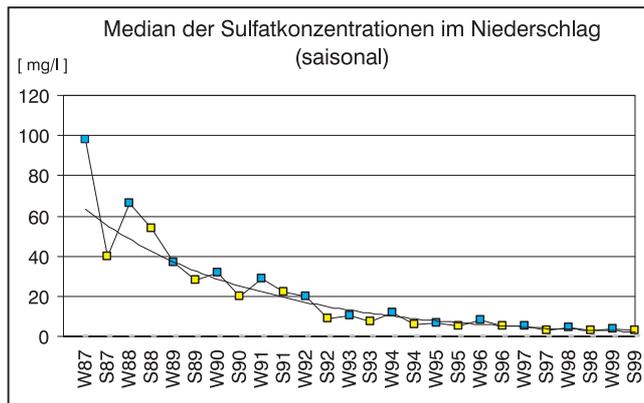


Abb. 3.4: Entwicklung der Sulfatkonzentration im Niederschlag; bulk-Deposition an der Messstelle Lauchhammer auf Basis der Medianwerte bei saisonaler Aggregation

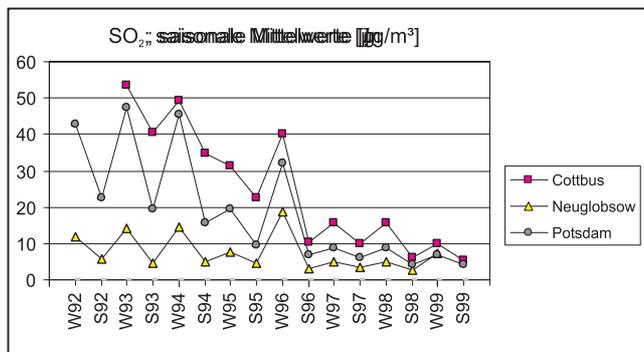


Abb. 3.5: Schwefeldioxid in der Luft an drei Messstellen im Land Brandenburg

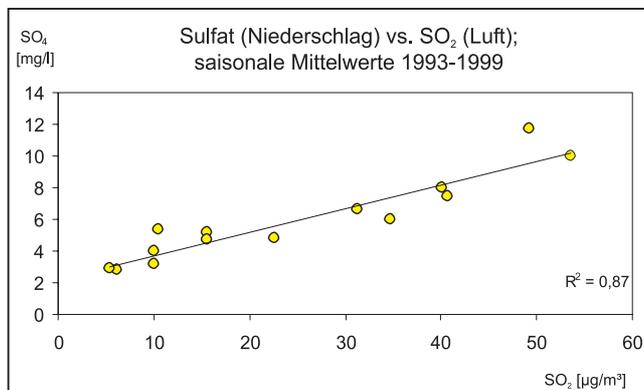


Abb. 3.6: Zusammenhang zwischen der SO₂ - Konzentration in der Luft (Messstelle Cottbus) und dem Sulfatgehalt im Niederschlag (Lauchhammer)

durch die großräumige Herkunft des Regenfeldes bestimmt wird, in der näheren Umgebung der Messstelle nochmals entscheidend überprägt wird.

• Calcium

Den Calciumkonzentrationen im Niederschlag wurde in der Vergangenheit eine Indikatorfunktion auf Flugaschen zugeschrieben. Der Transport in der Atmosphäre erfolgt im Gegensatz zum SO₂ in partikulärer Form. Daher wird hier in stärkerem Maße eine Abhängigkeit der Befunde von der Distanz zwischen Messstelle und maßgeblichen Emittenten beobachtet. Die Flugaschen waren in der Vergangenheit die hauptsächliche Quelle für basische Atmosphärenverunreinigungen und wirkten im Prinzip als Puffersubstanz. Daher sind trotz der hohen Sulfatgehalte nur selten extrem niedrige pH-Werte im Niederschlag beobachtet worden. Die geringeren Distanzen der Calciumverfrachtung können als wesentliche Ursache für die räumlich stark differierende Acidität der Niederschläge betrachtet werden, die in [85] und [86] beschrieben worden sind.

Die nachstehende Abbildung zeigt den zeitlichen Verlauf der Calciumkonzentrationen wiederum in saisonaler Aggregation. Der verhältnismäßig starke Rückgang im Jahr 1993 ist mit der Stilllegung von Kraftwerken und Brikettfabriken in Lauchhammer in diesem Zeitraum plausibel begründbar.

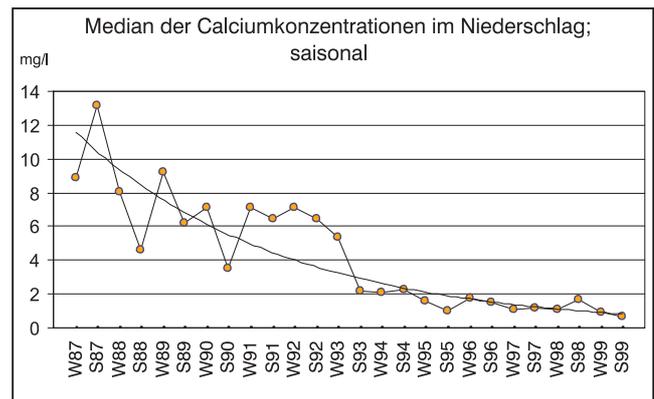


Abb. 3.7: Entwicklung der Calciumkonzentration im Niederschlag; bulk-Deposition an der Messstelle Lauchhammer auf Basis der Medianwerte bei saisonaler Aggregation

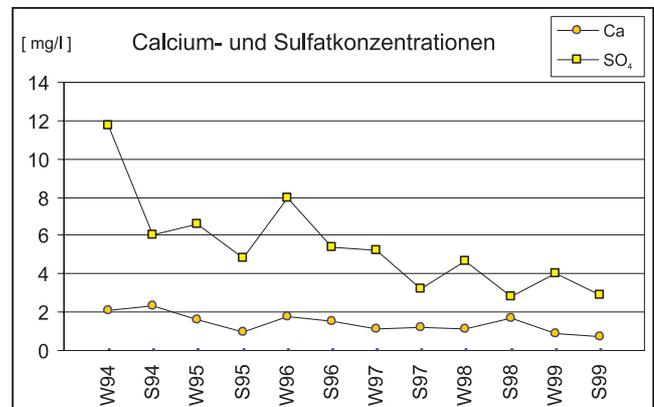


Abb. 3.8: Entwicklung von Calcium- und Sulfatkonzentration im Niederschlag; bulk-Deposition an der Messstelle Lauchhammer auf Basis der Medianwerte bei saisonaler Aggregation

Die Stilllegung von Industrieanlagen ohne Entstaubung und Rauchgasreinigung war im wesentlichen Mitte der neunziger Jahre abgeschlossen. Danach haben sich die Calcium- und Sulfatkonzentrationen nur noch gering und verhältnismäßig stetig geändert, was die Abbildung 3.8 veranschaulicht.

- **Stickstoff; Nitrat und Ammonium**

Stickstoff kann sowohl in seiner oxidierten Form als Nitrat anion als auch in reduzierter Form als Ammoniak bzw. Ammoniumkation vorliegen. Quelle für Nitrat sind im wesentlichen Verbrennungsprozesse; das Ammonium stammt überwiegend aus landwirtschaftlichen Quellen. Mit Einführung der Katalysatortechnik ist auch der Kraftfahrzeugverkehr zu einer nicht vernachlässigbaren Ammoniakquelle geworden [87]. Die Bewertung der Stickstoffeinträge ist sowohl hinsichtlich der Eutrophierung als auch bezüglich ihrer versauernden Wirkung von Belang. Der Fragenkomplex Eutrophierung richtet sich auf die Wirkung von Stickstoffverbindungen als Pflanzennährstoff. Die versauernde Wirkung des Nitrat anions ist trivial. Ammoniak hingegen ist eine Base, die in der Atmosphäre in schneller Reaktion hydratisiert und mit sauren Luftverunreinigungen unter Salzbildung fixiert wird. Ammoniak bzw. Ammoniumionen werden in der Atmosphäre praktisch nicht oxidiert, hingegen kann in Böden auf dem Wege der Nitrifikation eine Protonenfreisetzung erfolgen, womit dem Ammonium auch eine potenziell versauernde Wirkung zukommt. Stickstoff in organischen Bindungsformen (N_{org}) wurde in [85] ein beträchtlicher Bilanzanteil zugeschrieben. Diese Feststellung konnten wir in unseren Messungen nicht bestätigen, bei denen bezogen auf die Summe anorganisch gebundenen Stickstoffs der Anteil von organisch gebundenen Stickstoff in der Regel weniger als 10 % der jährlichen Fracht ausmacht. Vielmehr deutet sich an, dass der organisch gebundene Stickstoff durch mikrobielle Umsetzungen im Sammler entsteht. Es ist auch nicht auszuschließen, dass das alte Messverfahren (nasschemischer Aufschluss) ungeeignet war.

In den Abbildungen 3.9 und 3.10 ist der Verlauf der Ammonium- bzw. Nitratkonzentrationen auf Basis der saisonalen Medianwerte dargestellt. In beiden Fällen ist nur ein schwach abnehmender Trend feststellbar. Ab 1994 bildet sich ein jahreszeitlicher Unterschied ab, der davor von anderen Effekten überlagert war.

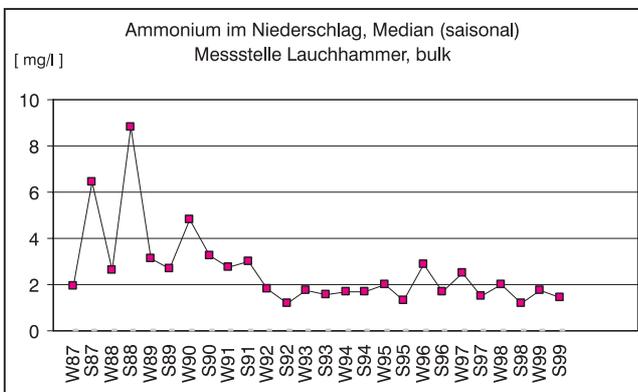


Abb. 3.9: Entwicklung der Ammoniumkonzentration im Niederschlag; bulk-Deposition an der Messstelle Lauchhammer auf Basis der Medianwerte bei saisonaler Aggregation

Der Rückgang der Ammoniumkonzentrationen im Zeitraum 1989 bis 1991 ist mit dem zeitweiligen Einbruch in der Viehhaltung Ostdeutschlands nicht hinreichend begründbar. Es wurden zwar in den Sommerhalbjahren 1996 und 1997 wieder leicht erhöhte Werte gefunden, es wäre jedoch eine dauerhafte Einstellung eines höheren Niveaus zu erwarten gewesen. Offenbar sind die hohen Ammoniumeinträge in den achtziger Jahren zum Teil auch industriellen Quellen zuzuschreiben, deren Betrieb Anfang der neunziger Jahre eingestellt worden ist.

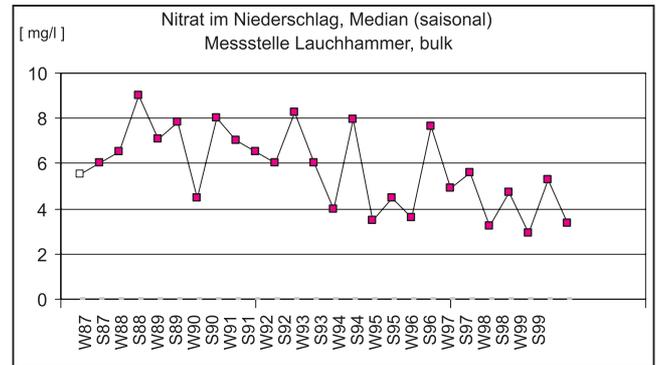


Abb. 3.10: Entwicklung der Nitratkonzentration im Niederschlag; bulk-Deposition an der Messstelle Lauchhammer auf Basis der Medianwerte bei saisonaler Aggregation

Die Nitratkonzentrationen weisen im Zeitraum 1985 bis 1990 einen leicht steigenden Trend auf. Trendbetrachtungen zu den Nitratreinträgen sind in der Vergangenheit widersprüchlich diskutiert worden. Einige Autoren dokumentieren ebenfalls einen Anstieg der Nitrateinträge bis etwa 1995 [88] [89] während z.B. in [90] für den Zeitraum 1991 bis 1994 eine gegenteilige Schlussfolgerung gezogen wurde. Vor dem Hintergrund der Tatsache, dass die interannualen Schwankungen größer als die ausgewiesenen Trends sind, werden die Probleme bei der Deutung verhältnismäßig kurzer Zeitreihen jedoch verständlich.

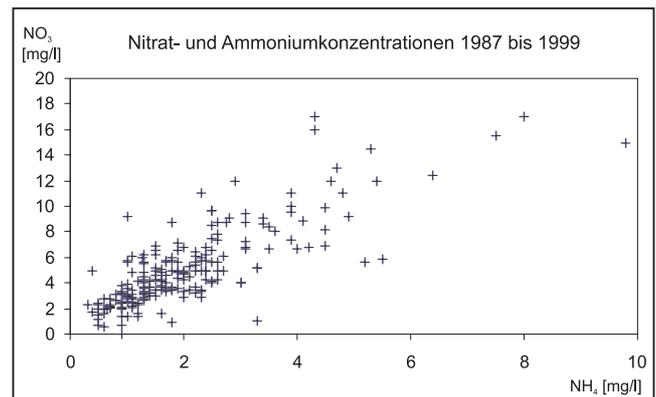


Abb. 3.11: Wertepaare der Ammonium- und Nitratkonzentration im Niederschlag (bulk); Messstelle Lauchhammer 1987 bis 1999

Bemerkenswert ist die Tatsache, dass sich das Konzentrationsverhältnis zwischen Nitrat- und Ammoniumionen über den gesamten Betrachtungszeitraum kaum verändert hat. Abbildung 3.11 zeigt die Wertepaare aller Einzelbestimmungen zwischen 1987 und 1999, während in Abbildung 3.12 der Medianwert der Quotienten $r = c(NO_3)/c(NH_4)$ als saisonale Zeitreihe dargestellt ist.

Der mittlere Quotient von Nitrat- und Ammoniumkonzentration beträgt 2,5 was einem Verhältnis von Ammonium- zu Nitratstickstoff von 1,25:1 entspricht. Für das Land Niedersachsen wurde das Verhältnis von Ammonium- zu Nitratstickstoff im Niederschlag als Indikator für den Einfluss der Viehhaltung in den benachbarten Niederlanden herangezogen [91]. Als gering beeinflusst galten Regionen mit Verhältniszahlen kleiner als 1,5. Als Belastungsindikator wurden Werte größer als 2 angesehen, die in den südwestlichen Landesteilen Niedersachsens registriert wurden.

Aus Abbildung 3.12 lassen sich keine weitergehenden Trendaussagen ableiten; der Augenschein täuscht an dieser Stelle. Bei Betrachtung der Einzelwerte ergibt sich eine de facto waagerechte Punktwolke.

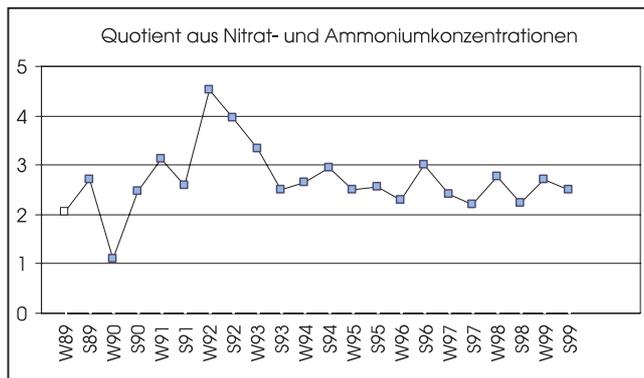


Abb. 3.12: Zeitlicher Verlauf des Konzentrationsverhältnisses $r = c(\text{NO}_3)/c(\text{NH}_4)$ im Niederschlag; Messstelle Lauchhammer in saisonaler Aggregation

Die Interpretation der Stickstoffeinträge ist verglichen mit den Schwefeleinträgen auch deswegen komplizierter, weil hier wenigstens drei Ursachenkomplexe in Frage kommen; nämlich die landwirtschaftliche Produktion, industrielle Quellen und der Kraftfahrzeugverkehr. Es bleibt zu konstatieren, dass die Konzentrationen von Stickstoffverbindungen bei einem nur leicht abnehmenden Trend auf hohem Niveau verharren. Die hieraus resultierenden Frachten liegen vielfach über den für einen nachhaltigen Schutz unterschiedlicher Ökosysteme formulierten kritischen Frachten (Critical Loads [92]).

• Säure-Base Zustand

Aussagen zum Säure-Base Verhalten werden üblicherweise anhand des pH-Wertes abgeleitet. Der pH-Wert als Intensitätsgröße ist geeignet das Ausmaß des „Ungleichgewichts“ bezogen auf den Neutralpunkt wiederzugeben. Die aus der Entlogarithmierung des pH-Wertes errechneten Protonenkonzentrationen sind lediglich Näherungswerte.

Die das Säure-Base-Gleichgewicht beschreibende Kapazitätsgröße kennzeichnet hingegen das tatsächliche Versauerungspotenzial. Der effektive Protonenüberschuss kann analytisch als Basenkapazität (Titration mit einer Base bis zum Erreichen eines definierten Ziel-pH-Wertes) ermittelt werden. Ferner ist die Berechnung der aktuellen bzw. potenziellen Acidität nach dem Säure-Base Konzept von STUMM & MORGAN möglich, indem der Gehalt aller sauren und basischen Komponenten gegeneinander bilanziert wird [76]. Die potenzielle Acidität unterscheidet sich von der aktuellen Acidität durch die unterschiedliche Berücksichtigung des Ammoniumions. Dieses Konzept setzt vollständige und richtige Analysendaten voraus,

weswegen es bei älteren Datensätzen nicht angewendet werden kann.

Abbildung 3.13 zeigt die Verteilung der pH-Werte in den jährlichen Datenkollektiven. Der Sprung zwischen den Jahren 1991 und 1992 ist auffällig. Dennoch ist dieser Sprung plausibel, da in diesem kurzen Zeitraum gravierende Veränderungen der Emittentenstruktur Ostdeutschlands stattgefunden haben. Der pH-Wert ist nach SIGG [93] die „master-Variable“, in die die Aktivitätspotenziale aller Inhaltsstoffe eingehen. Im Umkehrschluss wird der Versuch, den pH-Wert anhand der Veränderungen einzelner Gleichgewichtskomponenten (Staub, SO_2 , NH_3 , NO_x etc.) zu deuten, nicht zum Ziel führen. Die beobachteten pH-Werte sind vielmehr als Quintessenz der einzelnen Veränderungen zu verstehen, die zum Teil gleichsinnig verliefen, sich in anderen Fällen auch gegenseitig kompensiert hatten.

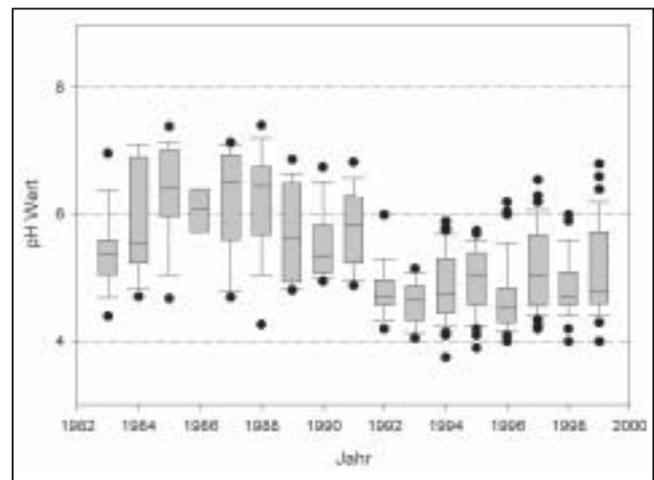


Abb. 3.13: Boxplot pH-Werte im Niederschlag; jahresweise, Messstelle Lauchhammer

In der Abbildung 3.14 sind hingegen die auf analytischen Wege ermittelten Protonenüberschüsse (bezogen auf die Ziel-pH-Werte 5,65 bzw. 7,00) sowie die aktuelle und potenzielle Acidität der Niederschläge dargestellt, die aus der Bilanzierung saurer und basischer Regeninhaltsstoffe errechnet worden sind. Diese Kenngrößen sind hier als Jahresfracht [keq/(ha·a)] angegeben.

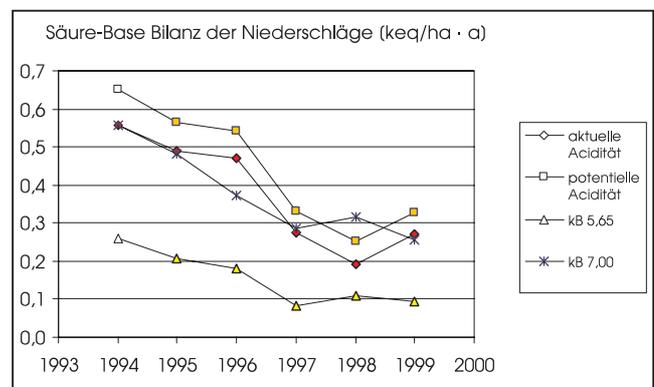


Abb. 3.14: Versauerungskapazität der Niederschläge anhand berechneter Aciditätswerte sowie gemessener Protonenüberschüsse bezüglich verschiedener Ziel-pH-Werte

Die Rekonstruktion älterer Angaben zur Versauerungskapazität (in [85] nur qualitative Angaben) wäre in Hinblick auf die

Bewertung des gesamten Betrachtungszeitraumes wünschenswert, ist jedoch vor dem Hintergrund unvollständiger bzw. zweifelhafter Analysenwerte ein kritisches Unterfangen. Unter Verwendung einer verkürzten Berechnungsformel erhält man den in Abbildung 3.15 dargestellten Verlauf. Für das Jahr 1987 hätte sich ein Wert von 7,3 keq/ha-a ergeben, auf die grafische Darstellung wurde aus Maßstabsgründen verzichtet. Zum Vergleich wurde die aktuelle Acidität mit gesicherter Berechnungsbasis nochmals angegeben.

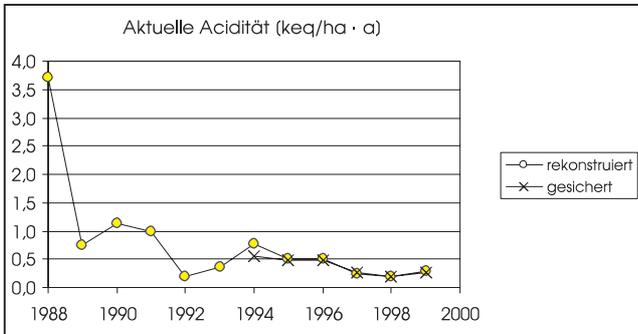


Abb. 3.15: Hochrechnung der aktuellen Acidität mittels einer verkürzten Berechnungsmethode

Zusammenfassend lässt sich somit feststellen:

- Die Niederschläge sind saurer geworden.
- Der effektive Protonenüberschuss ist zurückgegangen.
- Das Versauerungspotenzial der Niederschläge ist zurückgegangen.
- Die Säureinträge bewegen sich immer noch im Bereich der critical loads [94], was insbesondere hinsichtlich der bereits eingetretenen Versauerungserscheinungen in Waldböden problematisch ist.

Zur Vervollständigung der konzentrationsbezogenen Auswertung werden in vier Kartendarstellungen mittels Kreisdiagrammen die relativen Beschaffenheitsmuster der Anionen bzw. Kationen dargestellt. Die Diagramme basieren auf den gewogenen Konzentrationsmittelwerten des jeweiligen Messjahres (1988 und 1999) und sind als Relativwerte in meq/l dargestellt, d.h. Summe der Anionen bzw. Kationen ist gleich 100 % gesetzt. Es wird gut sichtbar, wie sich die Muster weitgehend vereinheitlicht haben. Zur Charakterisierung der absoluten Depositionsraten in den Jahren 1988 und 1999 wurde jeweils ein Säulendiagramm beigelegt (Daten in kg/ha·a).

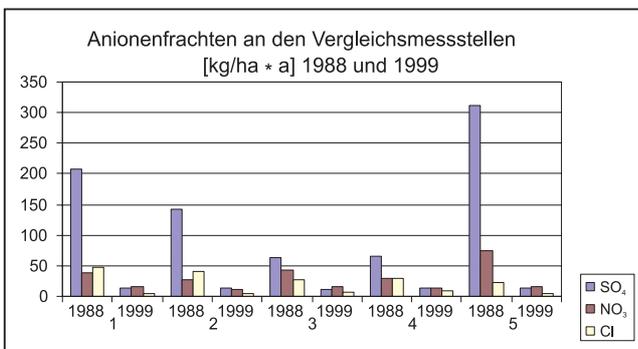


Abb. 3.16 Vergleich der Anionenfrachten (bulk-Deposition) 1988 und 1999

In den Abbildungen 3.16 bis 3.18 wurden folgende Messstellen vergleichend dargestellt:

	1988 (Abb. 3.17)	1999 (Abb. 3.18)
1	Spremberg	Jerischke
2	Schmerwitz MD	Weizgrund
3	Chorin	Kienhorst
4	Menz	Beerenbusch
5	Lauchhammer	Lauchhammer

Datenquelle:
Messstellen 1 bis 4 [80]
Messstelle 5: [85]

Datenquelle:
[149]

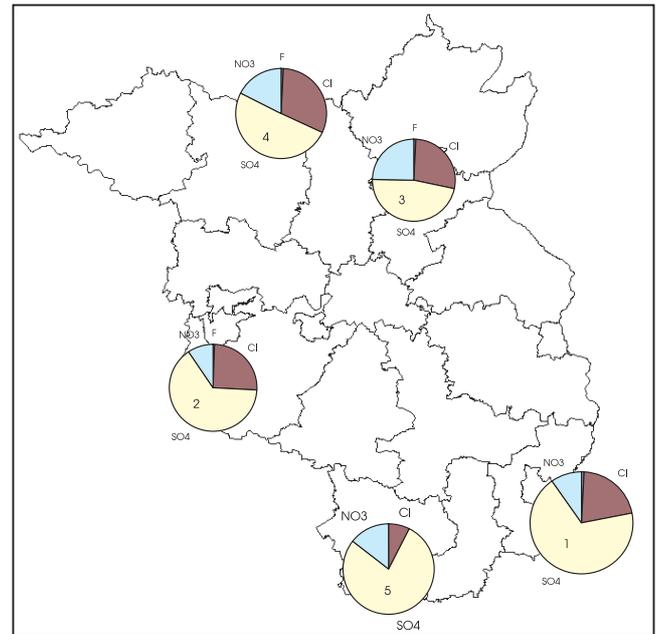


Abb. 3.17 Anionenmuster in der bulk-Deposition 1988 [meq/l]

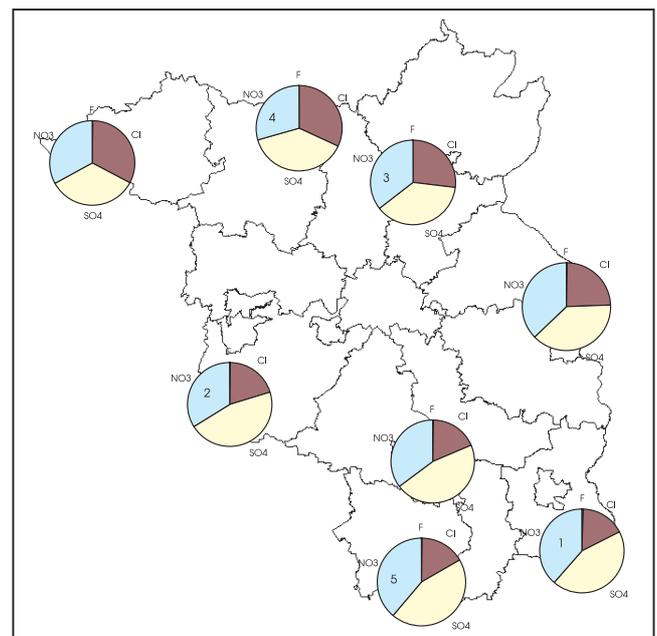


Abb. 3.18 Anionenmuster in der bulk-Deposition 1999 [meq/l]

In den Abbildungen 3.19 bis 3.21 wurden folgende Messstellen vergleichend dargestellt:

	1988 (Abb. 3.20)	1999 (Abb. 3.21)
1	Spremberg	Jerischke
2	Schmerwitz MD	Weizgrund
3	Chorin	Kienhorst
4	Menz	Beerenbusch
5	Lauchhammer	Lauchhammer

Datenquelle:
 Messstellen 1 bis 4 [80]
 Messstelle 5: [85]

Datenquelle:
 [149]

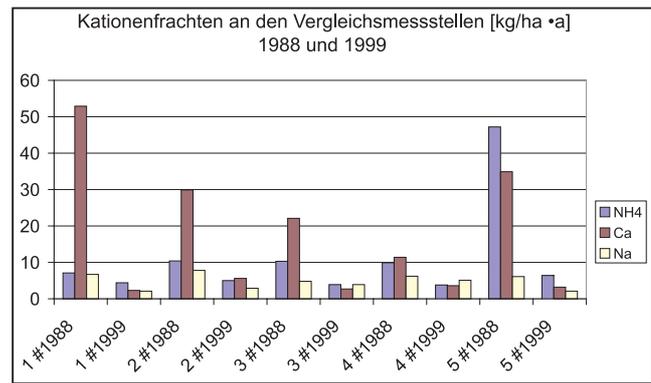


Abb. 3.19 Vergleich der Kationenfrachten (bulk-Deposition) 1988 und 1999

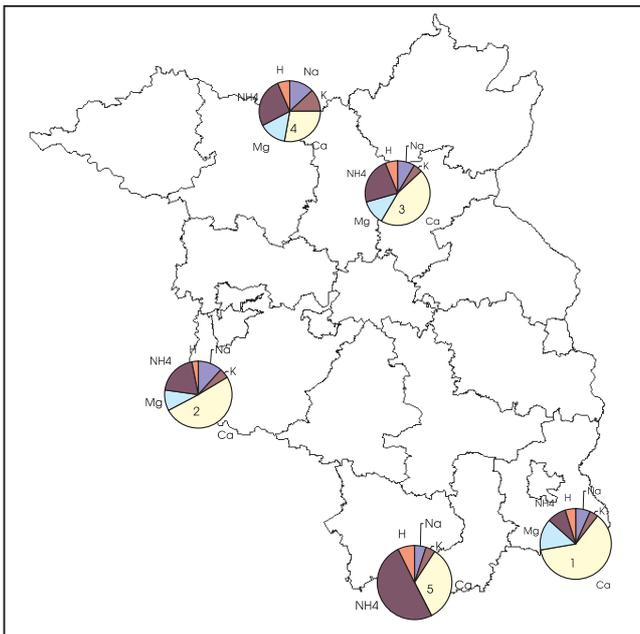


Abb. 3.20 Kationenmuster in der bulk-Deposition 1988 [meq/l]

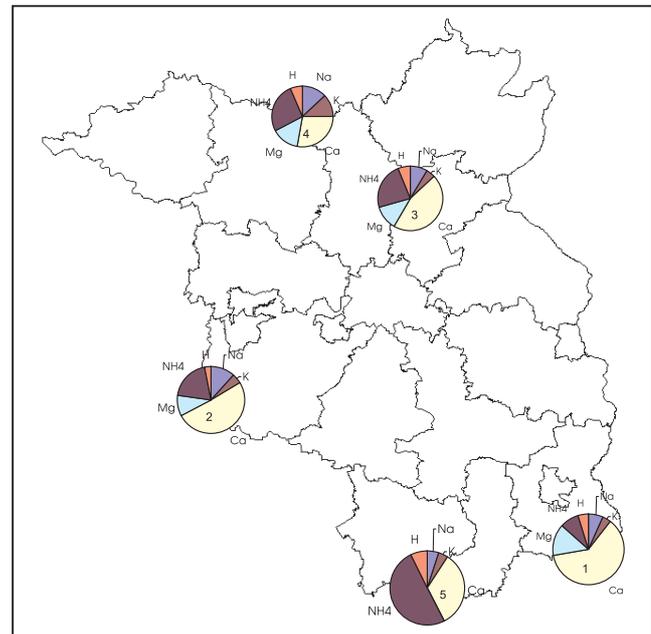


Abb. 3.21 Kationenmuster in der bulk-Deposition 1999 [meq/l]

3.2 Frachten der Niederschlagsdeposition im Zeitraum 1996 bis 1999

In die Berechnung der niederschlagsbürtigen Stofffrachten gehen neben der gemessenen Stoffkonzentration die Niederschlagsmenge bzw. das Probenvolumen (variabel) sowie die Auffangfläche der Sammelgeräte (konstant) ein. Somit sind im Gegensatz zu der konzentrationsbezogenen Auswertung der Niederschlagsbeschaffenheit die frachtbezogenen Darstellungen stets von dem zufälligen Witterungsverlauf des jeweiligen Messjahres überlagert. Bei der selben Konzentration eines Stoffes resultieren in niederschlagsreichen Jahren zwangsläufig höhere Frachten als in vergleichsweise trockenen Jahren. Aus der Berechnung der Frachten wurden nach Einzelfallprüfung die unplausibel hohen Stoffkonzentrationen einzelner Beprobungsintervalle ausgeschlossen während bei der konzentrationsbezogenen Darstellung diese Werte in der Regel berücksichtigt wurden. Letztlich gehen in die berechneten Stofffrachten auch die systematischen Fehler der Niederschlagsmengenmessung [95] sowie die Minderbefunde infolge von Spritzwasser- und Haftwasserverlusten an den Sammelgeräten ein.

Der Begriff „Fracht“ darf nicht mit dem Gesamteintrag des jeweiligen Stoffes aus der Atmosphäre in angrenzende

Kompartimente verwechselt werden. Bedingt durch die Messmethodik (vgl. Kapitel 1.2) wird der akzeptorabhängige Anteil der trockenen Deposition von Spurengasen und Aerosolen nur in (hinsichtlich der tatsächlichen Deposition nicht quantifizierbaren) Anteilen erfasst. Diese Einschränkung gilt in deutlich abgeschwächter Form auch für Depositionsmessungen in Wäldern und hier vor allem für die Depositionen, die durch gasförmige Immissionen bedingt sind (Nitrat, Sulfat und Ammonium). Während die trockene Deposition an der Oberfläche der Vegetation naturgemäß unterschätzt wird, kann die nasse Deposition, der sogenannte Kronendurchlass, mit den üblichen Messverfahren verhältnismäßig gut bestimmt werden. Die hier bestimmten Frachten sind gegenüber denjenigen an Freiland-Messstellen in erheblichem Maße durch die Akzeptorwirkung der Bäume geprägt. Es treten zusätzliche Effekte (z.B. Interzeptionsverluste) auf, die per Konvention nicht weiter betrachtet werden. Trotz aller hier aufgeführten Einschränkungen sind die Frachtangaben zur Abschätzung der Wirkungen auf die angrenzenden Kompartimente sowie zur vergleichenden Interpretation der Stoffeinträge im Landesmaßstab geeignet.

Die grafische Darstellung der Frachten erfolgt bezüglich der fünf Regionalplanungsräume des Landes Brandenburg. Die einzelnen Regionalplanungsräume werden durch folgende Messstellen charakterisiert:

- Region 1 *Kienhorst*
- Region 2 *Lebus, Schwenow*
- Region 3 *Lauchhammer, Jerischke, Neusorgefeld*
- Region 4 *Weizgrund, Buckow*
- Region 5 *Cumlosen, Beerenbusch, Natteheide*

Die Darstellung der Werte erfolgt in Form von Spannweiten-
diagrammen, die sich aus den Jahressummen der jeweiligen
Fracht in Beobachtungszeitraum 1996 bis 1999 ergeben. Die
getrennte Darstellung der Regeninhaltsstoffe in den Diagram-
men erfolgte lediglich aus Lesbarkeitsgründen (Skalenbereiche).
Das gewählte Zeitintervall 1996 bis 1999 charakterisiert die
aktuellen Verhältnissen. Die gravierenden Immissionsverän-
derungen in den neuen Bundesländern waren in der Mitte der
neunziger Jahre im wesentlichen abgeschlossen.

(kursiv: Messstellen, von denen zusätzlich wet-only Daten zur
Verfügung stehen)

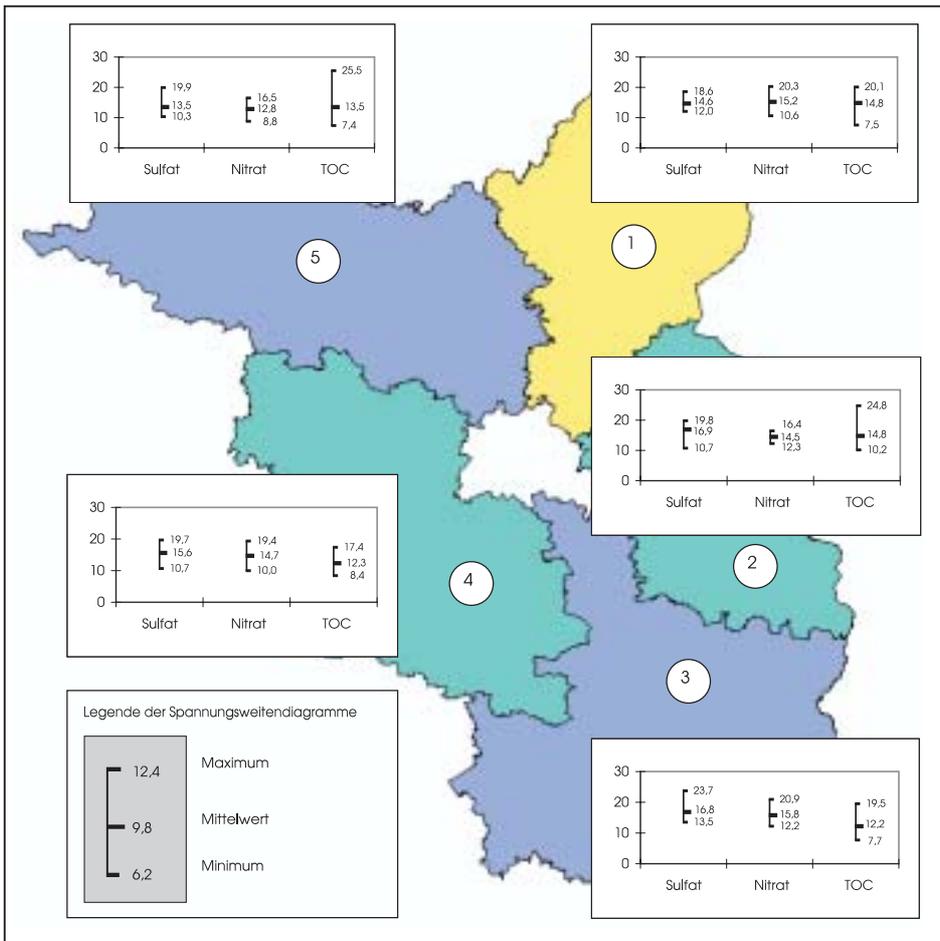


Abb. 3.22 Sulfat, Nitrat, TOC (total organic carbon); Spannweite der jährlichen Frachten in [kg/ha]; bulk - Deposition 1996 bis 1999

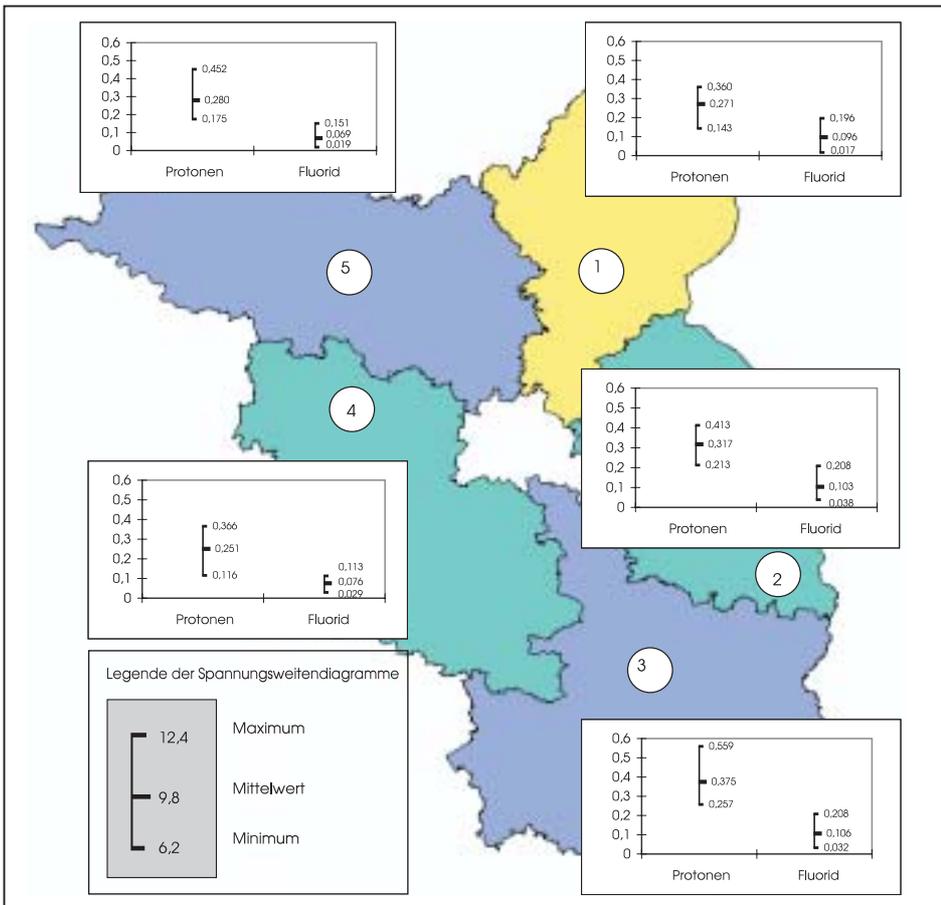


Abb. 3.23
Protonen, Fluorid: Spannweite der jährlichen Frachten in [kg/ha]; bulk - Deposition 1996 bis 1999

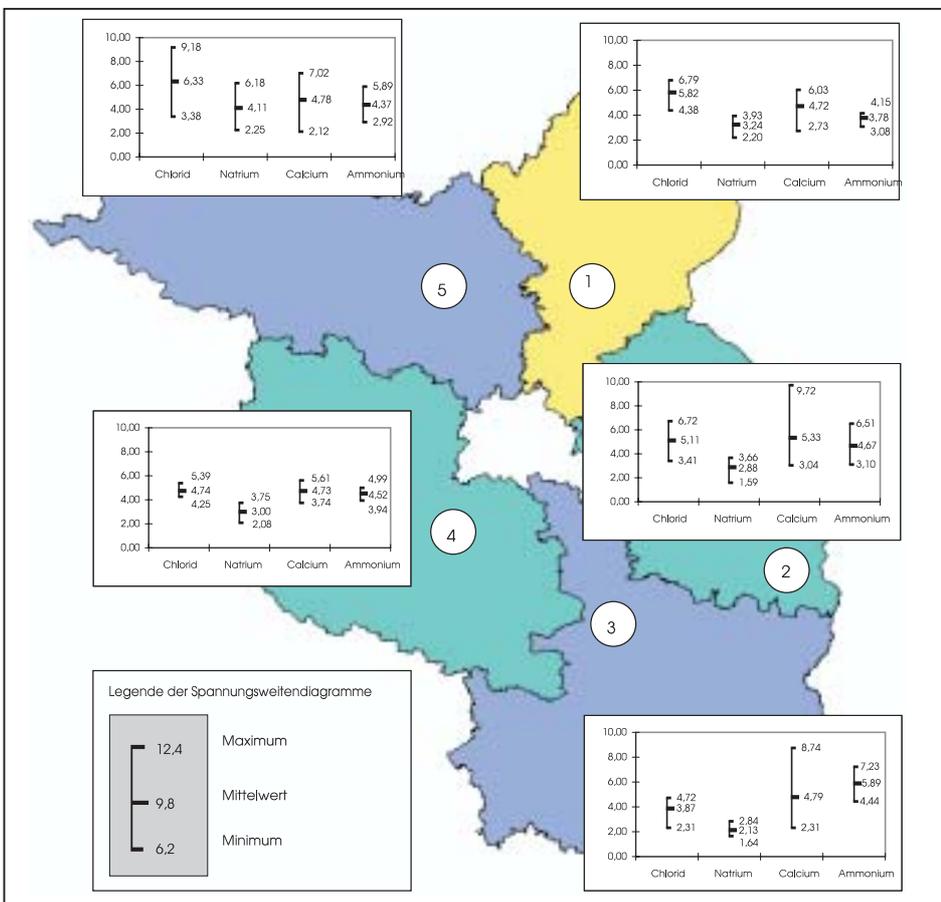


Abb. 3.24
Chlorid, Natrium, Calcium und Ammonium; Spannweite der jährlichen Frachten in [kg/ha]; bulk - Deposition 1996 bis 1999

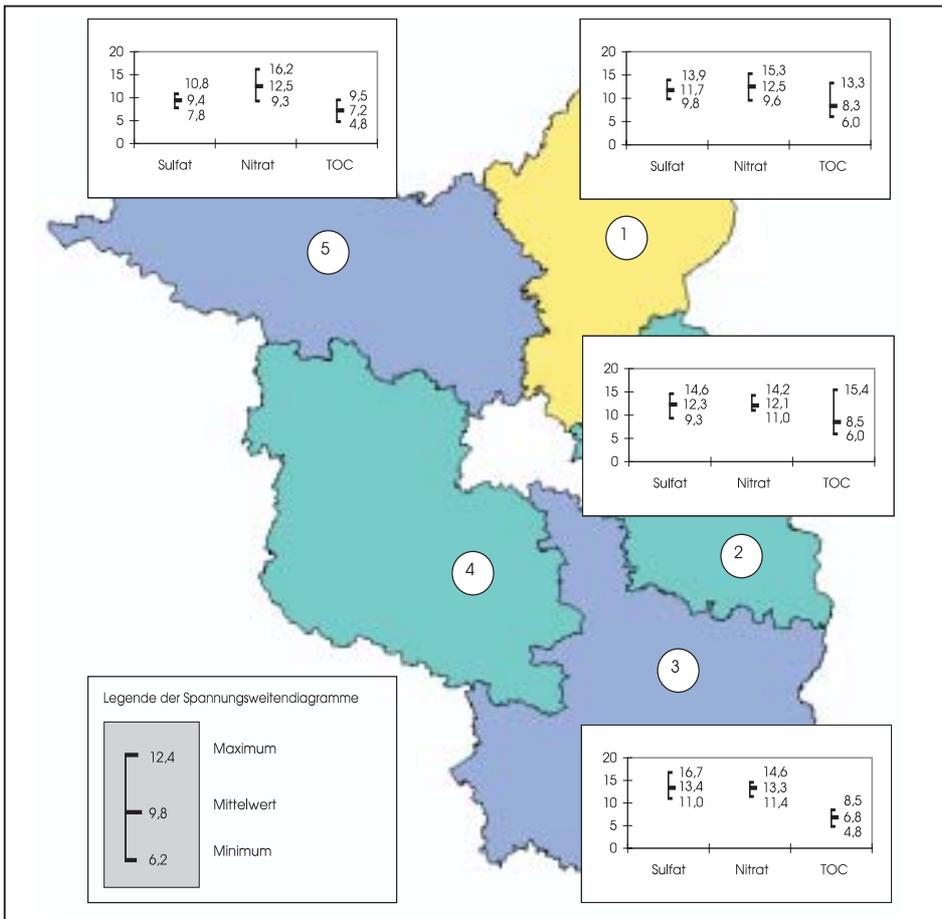


Abb. 3.25
Sulfat, Nitrat, TOC (total organic carbon);
Spannweite der jährlichen Frachten in [kg/ha];
wet-only-Deposition 1996 bis 1999

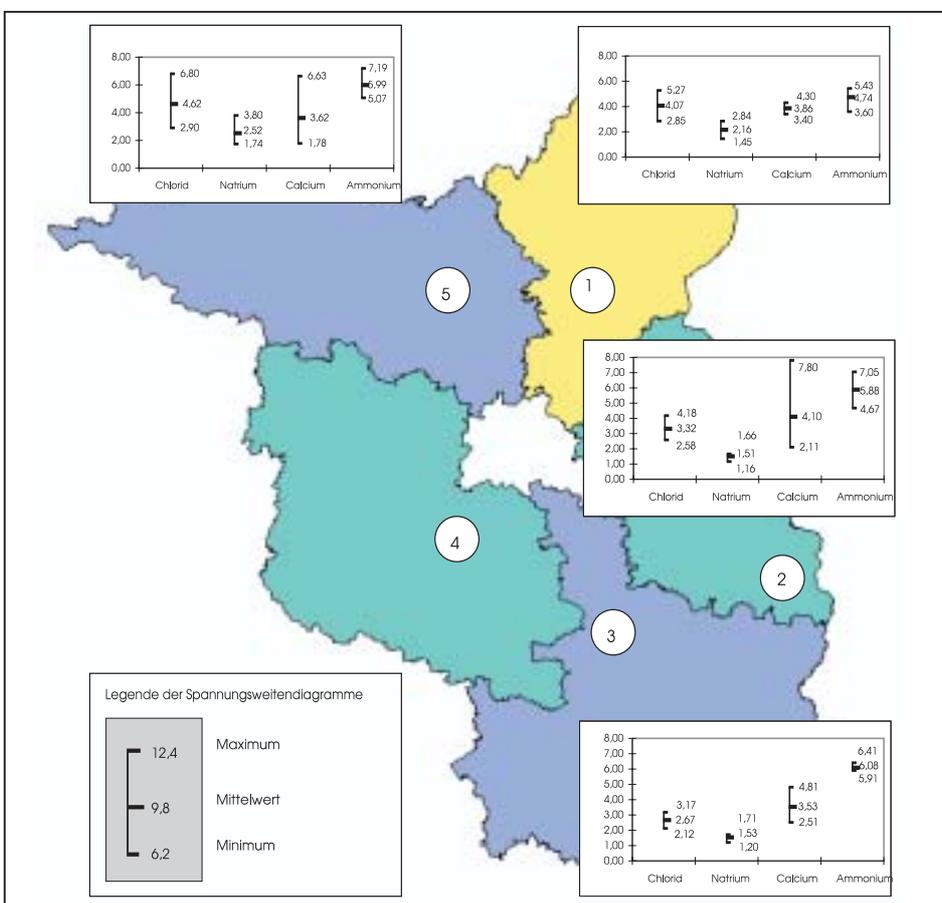


Abb. 3.26
Chlorid, Natrium, Calcium und Ammonium;
Spannweite der jährlichen Frachten in [kg/ha];
wet-only-Deposition 1996 bis 1999

- **Sulfat**

Die Sulfateinträge lagen im Beobachtungszeitraum im Bereich zwischen 10 und 20 kg/ha-a in der bulk-Deposition. Obwohl in der ersten Hälfte der neunziger Jahre die Sulfatkonzentrationen im Niederschlag auf ein Niveau von kleiner 10 % zurückgegangen sind, liegen die Sulfatfrachten immer noch in einem Bereich, der für die meisten Ökosysteme als kritisch eingeschätzt wird. Für einige landwirtschaftliche Kulturen mit hohem Schwefelbedarf (z.B. Winterraps) wird in der Zwischenzeit hingegen ein Nährstoffmangel diskutiert [96].

Die wet-only Frachten lagen im Bereich zwischen 70 und 80 % bezüglich der bulk-Frachten. Der mittlere Korrekturfaktor nach DRAAIJERS von 0,86 zwischen der bulk- und wet-only-Deposition [97] wird systematisch unterschritten. Als Ursache hierfür kommen klimatische Besonderheiten im Land Brandenburg (z.B. langanhaltende Trockenperioden, geringe Niederschlagshöhen) in Betracht, die zu einem vergleichsweise höheren Anteil trocken-partikulärer Depositionen führen könnten.

Bei landesweiter Betrachtung ergibt sich eine Zunahme der Sulfatfrachten von Nord nach Süd. Dieser Trend setzt sich im Freistaat Sachsen fort [98]. Allerdings sind die räumlichen Differenzierungen, die im Zeitraum 1991 bis 1993 noch beobachtet worden sind [99] weitgehend zurückgegangen. Bemerkenswert ist der Umstand, dass bundesweit im Jahr 1998 gegenüber dem Trendverlauf im Zeitraum 1995 bis 2000 erhöhte Sulfateinträge beobachtet worden sind [100, 101], die sich nicht allein aus den vergleichsweise höheren Niederschlagssummen in diesem Messjahr erklären lassen. Dieses Phänomen konnte im Land Brandenburg ebenfalls nachgewiesen werden.

- **Stickstoffverbindungen**

Die Stickstofffracht der nassen Deposition setzt sich im wesentlichen aus den Frachtanteilen der Ammonium- und Nitraten zusammen. Der Frachtanteil der Nitraten spielt de facto keine Rolle. Der Frachtanteil des organisch gebundenen Stickstoffs ist nicht unerheblich und variiert in Abhängigkeit zur Probenahmemethodik sowie zu standörtlichen Faktoren. Ferner müssen hier Artefaktbildungen (mikrobielle Umwandlung anorganischer Bestandteile in organische Bindungsformen) berücksichtigt werden.

Die Nitratfrachten liegen im Bereich zwischen 10 und 20 kg/ha-a und weisen im Landesmaßstab keinerlei standörtliche Differenzierung auf, was gleichermaßen für die bulk und wet-only Befunde gilt. Die Nitratfrachten aus der wet-only Probe entsprechen im wesentlichen den bekannten Korrekturfaktoren [97] und liegen im Mittel bei 83% bezüglich der bulk-Probe.

Die Ammoniumfrachten bewegen sich im Bereich zwischen 3 und 7 kg/ha-a. Hier ist das Paradoxon zu beobachten, dass die wet-only Befunde häufig höher sind als diejenigen aus der bulk-Messung. Dies begründet sich mit dem Umstand, dass die Niederschlagsprobe im wet-only Sammler dunkel und kühl gelagert wird, während in den bulk Sammlern der Einfluss von Licht und Wärme nicht vermeidbar ist. Dieser Effekt korrespondiert mit den Befunden der Messstelle Lauchhammer, wo im Unterschied zu allen anderen Messstellen die bulk-Probe täglich entnommen wird und die bulk-Deposition erwartungsgemäß höher ist, als die wet-only Deposition.

Für die Ammoniumfrachten ist im Landesmaßstab der Trend einer leichten Zunahme von Nord nach Süd zu beobachten, der sich im Freistaat Sachsen fortsetzt [98].

Die Bilanzanteile organisch gebundenen Stickstoffs bezüglich der Summe aller gebundenen Stickstoffspezies $[r = N_{\text{organisch}} \cdot 100 / (N_{\text{organisch}} + N_{\text{anorganisch}})]$ liegen bei der wet-only Probenahme im Bereich zwischen 3 und 6 %. Bei der bulk-Probenahme werden hingegen 10 bis 15 % registriert. Es ist anzunehmen, dass diese Frachtanteile im wesentlichen aus den Ammoniumverlusten (siehe oben) stammen. Als standörtlicher Einfluss tritt die unmittelbare Nähe zu Forstbeständen hinzu, wo in vermehrtem Maße Pollen, Pflanzenpartikel oder auch kleine Insekten in die Probe gelangen. So werden an Freiland-Messstellen in direkter Nachbarschaft zu Wäldern 10 bis 25 % organisch gebundener Stickstoffverbindungen gefunden; in der Bestandesdeposition (Kronentraufe) liegt der Anteil sogar bei 20 bis 35 %. Die Bilanzierungsfehler infolge von a) Probenahmeartefakten und b) biogenen Emissionen im Nahbereich der Messstelle sind nicht voneinander separierbar. Die absoluten Bilanzanteile organisch gebundener Stickstoffverbindungen liegen bei

- der wet-only Probenahme im Bereich zwischen 0,2 und 0,5,
- der bulk-Probenahme im Bereich zwischen 0,8 und 1,4,
- der bulk-Probenahme in Waldnähe zwischen 1 und 2,5 und
- der bulk-Probenahme im Bestand zwischen 3 und 6 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr.

Unter Berücksichtigung aller Bindungsformen liegen die Stickstofffrachten der nassen Deposition im Bereich zwischen 6 und 10 kg/ha-a an Freiland-Messstellen. Hiermit werden die critical loads für alle entsprechend klassifizierten Kompartimente überschritten. Insbesondere für Waldgebiete, in denen die jährlichen Frachten noch beträchtlich höher liegen, resultiert hieraus eine erhebliche Stickstoff-Übersversorgung. Der laufende jährliche Biomassezuwachs führt zu einer Festlegung von lediglich 3–5 kg/ha-a [102].

Bezogen auf das Datenmaterial der wet-only-Probenahme resultieren 55 bis 60 % der Stickstoffbilanz aus Ammoniumstickstoff. Unter der Annahme einer vollständigen Nitrifizierung der gesamten Ammoniumfracht und ohne Betrachtung des Protonenverbrauchs bei der Nitrifikation (worst-case Szenario) käme den NH_4 -Einträgen ein bodeninternes Versauerungspotenzial von 400 bis 800 eq/ha-a zu. Die gemessene Protonendeposition liegt im Bereich zwischen 200 und 300 eq/ha-a. Dies verdeutlicht, dass den Stickstoffeinträgen neben der eutrophierenden Wirkung ein erhebliches Versauerungspotenzial beigemessen werden muss.

Die rechnerische Abschätzung der Stickstoff-Gesamtdeposition an Freilandstandorten, wo davon ausgegangen wird, dass Ammonium zu etwa 90 % und Nitrat zu etwa 50 % in der nassen Deposition erfasst werden [103], ergibt Eintragsraten zwischen 9 und 13 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr. Aufgrund der spezifischen Ausbreitungsdynamik von Ammoniak, aber auch wegen Modellierungsproblemen bei der Ermittlung der Ammoniak- bzw. Ammoniumgesamtdeposition [103] muss davon ausgegangen werden, dass insbesondere in Emittenten-nähe die Stickstofffrachten noch merklich über diesen Werten liegen können.

- TOC (total organic carbon)

Die TOC-Frachten der nassen Deposition standen bislang nicht im Mittelpunkt der Betrachtungen, so dass sich hierzu in der Fachliteratur auch nur wenige Anhaltspunkte finden. Zum einen bietet dieser Summenparameter keine (Schad-)stoffspezifischen Informationen, zum anderen sind den Einträgen organisch gebundenen Kohlenstoffs keine umwelt- oder humantoxikologisch relevanten Wirkungen zuzuordnen. Letztlich spielt auch der Aspekt der ungenügenden Abgrenzbarkeit zwischen biogenen und anthropogenen Ursachen der TOC-Frachten eine Rolle.

Bei der Beurteilung der in den letzten Jahren eingetretenen Verbesserung der Luftqualität und der damit einher gegangenen Veränderung der Beschaffenheitsmuster von Niederschlägen ergibt sich dennoch ein bemerkenswerter Aspekt.

Im Zeitraum zwischen 1994 und 2000 haben sich die jährlichen Frachten von Sulfat-Schwefel und Kohlenstoff (als TOC) auf ca. 33 % und von anorganisch gebundenen Stickstoffverbindungen auf 58 % des Ausgangsniveaus mit jeweils exponentiellem Verlauf reduziert. Abbildung 3.27 zeigt exemplarisch die Elementverhältnisse zwischen Kohlenstoff, Schwefel und Stickstoff am Beispiel der bulk-Deposition an der Messstelle Lauchhammer. Zur Vermeidung fehlerhafter Trendaussagen infolge zu kurzer Datenreihen wurde hier abweichend auf das gesamte verfügbare Datenmaterial zurückgegriffen.

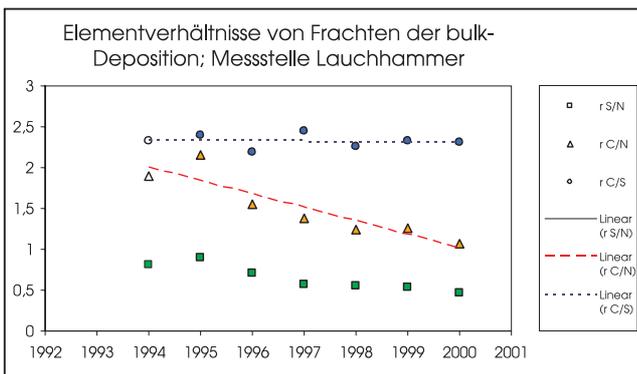


Abb. 3.27: Veränderung des Beschaffenheitsmusters der bulk-Deposition anhand der Elementverhältnisse C, S und N

Die Kohlenstoffrückgänge verliefen in den selben Raten wie die Schwefelreduzierungen, was an dem über den gesamten Zeitraum konstanten Elementverhältnis sichtbar ist. Bei Betrachtung der gewogenen Mittelwerte der TOC-Konzentrationen in saisonaler Aggregation ist keine jahreszeitliche Differenzierung zwischen den Sommer- und Winterhalbjahren nachweisbar. Hieraus deuten sich folgende Schlussfolgerungen an:

- Da die Rückgänge der Schwefeldeposition vor allem dem Rückgang von Emissionen der Braunkohlenfeuerung zugeschrieben werden, sollte der organisch gebundene Kohlenstoff im Niederschlag ebenfalls in maßgeblichen Anteilen den Emissionen aus Braunkohlenfeuerungsanlagen entstammen.
- Da sich die Konzentrationen der analytisch nachgewiesenen Einzelstoffe in der Regel im Mikrogramm-Bereich bewegen, die TOC-Konzentrationen jedoch im Bereich zwischen 2

bis 4 Milligramm pro Liter (Jahresmittel), dürfte der Hauptanteil organischen Kohlenstoffs Substanzen mit hohem Molgewicht sowie kohlenstoffhaltigen Partikeln entstammen.

- Biogene Emissionen, die heute im Land Brandenburg ein Anteil von etwa 30 % der VOC-Emissionen ausmachen, sollten mit Ausnahme von Partikeln (z.B. Pollen) in atmosphärenchemischen Reaktionen verhältnismäßig rasch zu kleineren, polaren Molekülen umgesetzt werden. Sie spielen bei den als TOC gemessenen Kohlenstofffrachten im Niederschlag zumindestens an Freiland-Messstellen keine dominante Rolle. Aus den Messergebnissen kann jedoch nicht kein Umkehrschluss dahingehend gezogen werden, dass biogene Emissionen keine ökologischen Folgewirkungen aufweisen würden.

In den Darstellungen der Elementverhältnisse zwischen Schwefel und Stickstoff sowie Kohlenstoff und Stickstoff deutet sich ein zeitlich linearer Zusammenhang an, was jedoch nicht überbewertet werden darf (auf die Schwierigkeiten bei der Ermittlung „richtiger“ Stickstofffrachten wurde oben hingewiesen).

Im Landesmaßstab weisen die TOC-Frachten an vergleichbaren Messstellen keine räumliche Differenzierung auf. Die Spannweitendiagramme lassen einen leichten Trend zu niedrigeren Werten von Nord nach Süd vermuten, der sich anhand der Einzeldaten allerdings nicht klar bestätigt. Es wird hingegen wiederum eine deutliche Abhängigkeit der Befunde vom näheren Messstellenumfeld sowie der Sammeltechnik gefunden. Gegenwärtig liegen die Frachten der bulk-Deposition in unmittelbarer Waldnähe im Bereich zwischen 12 und 16 kg/ha-a und an reinen Freiland-Messstellen zwischen 8 und 10 kg/ha-a. Bei wet-only Messungen werden 6 bis 8 kg/ha-a beobachtet.

Natrium und Chlorid

Den Natrium- und Chlorideinträgen wird im allgemeinen maritime Herkunft zugesprochen [97]. Das molare Verhältnis zwischen Chlorid und Natrium zum Zweck der Seesalzkorrektur wird mit 1,164 eq Chlorid zu 1 eq Natrium angegeben [104], was 54 mol% Chlorid bzw. 46 mol% Natrium entspricht. Im Gegensatz zu diesen Werten wurden an küstennahen Messstellen im Land Schleswig-Holstein Werte um 52 mol% Chlorid gefunden [105]. Da, abgesehen von lokalen Effekten, im Binnenland keine maßgeblichen Natriumemittenten zu erwarten sind, können Abweichungen von diesen Elementverhältnissen als Indikator für zusätzliche anthropogene Einflüsse, insbesondere in Hinblick auf Chlorid, herangezogen werden.

Im Land Brandenburg wurden auf Basis der gewogenen Mittel der Messjahre 1996 – 1999 folgende Chloridanteile (prozentual bezüglich der Stoffmenge NaCl) gefunden:

Region bzw. Messstelle	bulk-Deposition	wet-only Deposition
1	54,3 mol%	55,4 mol%
2	54,3 mol%	59,0 mol%
3	54,4 mol%	53,0 mol%
4 (ohne Buckow)	53,1 mol%	
5	50,5 mol%	54,5 mol%
Zepernick bei Berlin	59,9 mol%	

Es wird anhand der bulk-Deposition in Region 5 (Nordwesten des Landes Brandenburg) gegenüber allen anderen Regionen weniger Chlorid bzw. übermäßig viel Natrium gefunden. Eine plausible Erklärung für diese Auffälligkeit lässt sich nicht finden. Der erhöhte Chloridanteil an der Messstelle Zepernick (nordöstlicher Stadtrand von Berlin; im übrigen nicht Gegenstand der Betrachtung) ist hingegen offensichtlich umgebungsbedingt.

Bei der wet-only Deposition wird in der Region 2 (östlich von Berlin; hier repräsentiert durch die Messstelle Lebus) eine signifikante Erhöhung des Chloridanteils beobachtet. Hier könnte davon ausgegangen werden, dass der „maritime Background“ tatsächlich von anthropogen bedingten Chloridanteilen überlagert ist.

Die jährlichen Frachten weisen sowohl in der bulk- als auch der wet-only Deposition von Nord nach Süd eine deutlich abnehmenden Tendenz auf, was sich mit dem zurückgehenden Einfluss maritimer Aerosole begründet. Sowohl die Natrium- als auch die Chloridfrachten halbieren sich im Vergleich der nordwestlich gelegenen Messstellen mit denen im Süden des Landes gelegenen. In Hinblick auf die Versauerung angrenzender Kompartimente sind die NaCl-Einträge bedeutungslos, da es sich hier um ein Neutralsalz ohne Einfluss auf den Säure-Base-Haushalt handelt.

- **Fluorid**

Über die Deposition von Fluorid wurden in der Vergangenheit kaum berichtet. Ursache hierfür könnte sein, dass die Fluoridanalytik in relevanten Konzentrationsbereichen bis etwa Mitte der neunziger Jahre durchaus nicht trivial war und somit hiervon Abstand genommen wurde. Die vegetationschädigende Wirkung von Fluorwasserstoff selbst in geringen Konzentrationen ist bekannt und es existieren konsequenterweise entsprechende Immissionsgrenzwerte. Der Deposition von Fluoridionen wurde ein Beitrag am Entstehen der sogenannten „neuartigen Waldschäden“ zugesprochen [106]; es ist jedoch anzunehmen, dass dieser Aspekt aufgrund der eher geringen Datenlage nicht weiter verfolgt worden ist. Im Rahmen jüngerer Untersuchungen im Dreiländereck Deutschland, Polen, Tschechien wurde nachgewiesen, dass insbesondere bei Episoden mit vorherrschenden Windrichtungen um Ost bis Südost ein enger Zusammenhang zwischen der SO₂- und HF Immission besteht [107]. Episoden mit auffällig hohen Fluoridfrachten wurden auch im Land Brandenburg mehrfach beobachtet.

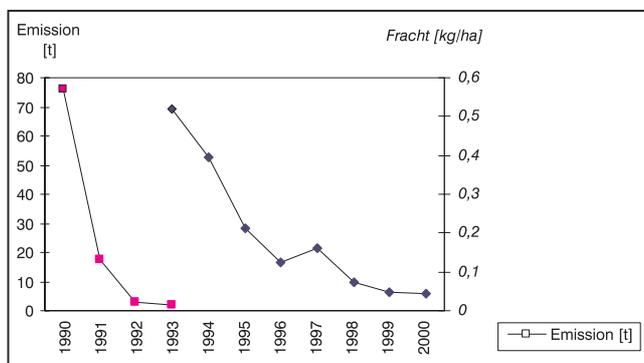


Abb. 3.28: Fluoridemissionen in Südbrandenburg und Fluoridfracht der bulk-Deposition an der Messstelle Lauchhammer

Im Verlauf der Messjahre 1993 bis 2000 wurde ein Rückgang der Fluoridfrachten beobachtet, der qualitativ dem der Abnahme anderer Luftschadstoffe ähnlich ist (z.B. Sulfatfracht im Niederschlag, Staubbiederschlag). Abbildung 3.28 zeigt exemplarisch den zeitlichen Verlauf (rechte Y-Skala).

Im Land Brandenburg weisen die Fluoridfrachten von Süd nach Nord eine abnehmende Tendenz auf, was sich mit der These deckt, dass Großfeuerungsanlagen im „schwarzen Dreieck“ und dem Böhmisches Becken heute zu den maßgeblichen Emittenten zählen. Daneben sind die ehemaligen Industriestandorte (Glashütten, Aluminiumverhüttung) in Südbrandenburg und angrenzender Gebiete des Freistaates Sachsens beachtenswert, wo im Zuge von Anlagenstilllegungen ein rascher Rückgang der Emissionen vorstatten ging. In Abbildung 3.28 ist mit der linken Y-Skala der Verlauf der Fluoridemissionen [108] aufgezeigt. Es ist ein zeitlicher Versatz zwischen den registrierten Emissionsrückgängen und der Abnahme der Fluoridfrachten sichtbar. Das Verhältnis zwischen bulk- und wet-only Deposition weist im Süden des Landes Brandenburg eine Auffälligkeit auf. Hier macht die wet-only Deposition nur etwa 50 % der bulk-Deposition aus, während an den übrigen Messstellen 70 bis 80 % gefunden werden. Die Ursache hierfür dürfte in der Resuspension fluoridhaltiger Partikel liegen, die in der wet-only Probe im allgemeinen nicht erfasst werden und somit zu dieser Erhöhung der Eintragsraten in der bulk-Probe führen.

Im Unterschied zur Abnahme der Sulfatdeposition wurde bei den Fluoridfrachten ein wesentlich rascherer Rückgang beobachtet, was die nachfolgende Tabelle veranschaulicht (kursiv: Ausreißer). Hieraus wird deutlich, dass – obwohl ein Zusammenhang zwischen Sulfat- und Fluoridimmissionen nachgewiesen wurde – kein monokausaler Zusammenhang der beobachteten Fluoridreduktion zu den Sulfatminderungen besteht.

Messjahr	Fluoridfracht bezüglich 1993 [%]	Sulfatfracht bezüglich 1993 [%]
1993	100	100
1994	75,9	78,6
1995	40,9	63,1
1996	24,2	44,4
1997	30,8	31,5
1998	14,4	32,2
1999	9,4	28,2
2000	8,2	26,2

Tab. 3.29: Rückgang der Fluoridfrachten der bulk-Deposition an der Messstelle Lauchhammer

- **Protoneneintrag**

Der Eintrag von Protonen wird in erster Linie zur Beurteilung der Versauerungswirkung der Niederschläge herangezogen. Es muss an dieser Stelle jedoch klar darauf verwiesen werden, dass die alleinige Betrachtung der Protonenfracht zu einer erheblichen Unterbewertung der potenziellen Wirkungen führt. Als *potenzieller Säureeintrag* der Nassdeposition sind die Äquivalentkonzentrationen von Sulfat, Nitrat und Ammonium zu berücksichtigen. Wird der Anteil der Trockendeposition ebenfalls einbezogen, so sind außerdem die akzeptorabhängigen Einträge von SO₂, NO_x und NH₃ aus der Gasphase bzw. Aerosolen hinzuzuziehen, die allerdings mit den hier verwendeten Probenahmetechniken nicht erfasst werden können. Der mutmaßliche Gesamteintrag von versauernd wirkenden Komponenten wird heute durch mathematische Modellierungen abgeschätzt [109].

Die Protonenfrachten im Land Brandenburg liegen in der bulk-Deposition an Freiland-Messstellen im Mittel zwischen 0,25 und 0,35 keq/ha-a und übersteigen systematisch die critical loads. Im Landesmaßstab ist eine zunehmende Tendenz von Nord nach Süd feststellbar. Ein fundierter Vergleich von bulk- und wet-only Proben ist aufgrund der Datenlage nicht möglich. Um Probematerial für die Analytik organischer Stoffe verfügbar zu haben, wurde ab 1997 die Direktbestimmung des Protonenüberschusses aus der wet-only Probe eingestellt (Weitere Angaben zum Protoneneintrag in dieser Arbeit; vgl. Kapitel 3.1, Abschnitt Säure-Base-Zustand.).

Stoffeintrag in Waldökosysteme; Fallbeispiel Kienhorst

Im Folgenden wird lediglich im Überblick auf die akzeptorabhängigen Stoffeintragsraten in Waldökosysteme eingegangen. Hierzu liegen mittlerweile umfangreiche Bewertungen der Landesforstanstalt Eberswalde (LFE) vor, auf die an dieser Stelle verwiesen wird [110]. Die angegebenen Frachten wurden im sogenannten Kronendurchlaß ermittelt. Frachtanteile, die aus anderen Stoffströmen resultieren (z.B. Stammabfluss, Nadelstreu, direkte Pflanzenaufnahme) sind hierbei nicht erfasst.

In die Berechnung der Frachten geht das tatsächliche Probenvolumen ein, das an Freiland-Messstellen in erster Näherung von der Niederschlagshöhe abgeleitet werden kann. Da jeder Typ eines Depositionssammlers eine spezifische, vom HELLMANN-Regenmesser abweichende Sammelcharakteristik aufweist und außerdem das tatsächliche Probenvolumen in gewissem Umfang auch von Eigenheiten der Messstelle selbst beeinflusst wird, hat es sich als zweckmäßig erwiesen, das tatsächlich angefallene Probenvolumen mit demjenigen Volumen in Bezug zu setzen, das sich durch Berechnung aus dem Messwert des HELLMANN-Regenmessers und der Sammlerfläche ergibt („theoretisches Probenvolumen“). Über den Zeitraum von drei Messjahren (1997 – 1999) wurde in Kienhorst in den bulk-Sammlern der Freiland-Messstelle Probenmaterial vorgefunden, dass im Mittel 104 % des theoretischen Volumens entspricht. In den bulk-Sammlern der Bestandes-Messstelle wurden hingegen im Mittel nur 78 % vorgefunden. Abbildung 3.30 zeigt die prozentualen Anteile der tatsächlichen Probenvolumina bezüglich des „theoretischen Probenvolumens“ (= 100 %) in Abhängigkeit von der Niederschlagsmenge.

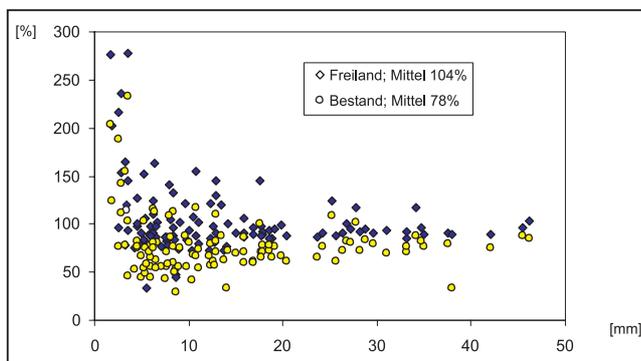


Abb. 3.30: Tatsächliches Probenvolumen in Abhängigkeit von der Niederschlagsmenge; Darstellung prozentual bzgl. des theoretischen Probenvolumens

Die nachfolgende Tabelle gibt einen Überblick der jährlichen Frachten im Kronenraumdurchlass in prozentualer Darstellung bezüglich der jeweiligen Freilandfrachten. Die Stofffrachten liegen im Mittel um 50 bis 100 % über denjenigen, die im Freiland beobachtet wurden. Eine Ausnahme stellen wiederum die Stickstoffspezies dar. Es wird scheinbar nur 20 % mehr Nitrat deponiert; bei Ammonium scheinen die Verhältnisse eher bei 1:1 zu liegen. Als Ursache für dieses Paradox kommt neben mikrobiellen Umwandlungsprozessen auch die direkte Aufnahme durch die Pflanze in Betracht. Die Ermittlung von Kronenraumbilanzen für Stickstoffverbindungen ist bis heute nur unbefriedigend geklärt [111].

	1996	1997	1998	1999
Protonenüberschuss bis pH 5,65	508	249	235	269
Protonenüberschuss bis pH 7,00	250	181	166	206
Fluorid	156	114	185	334
Chlorid	111	211	169	142
Sulfat	125	193	148	133
Natrium	117	180	160	119
Calcium	135	159	133	162
Ammonium	99	129	89	86
Nitrat	90	140	118	119
TOC	603	329	476	389

Tab. 3.31: Frachten der Bestandesdeposition (Kronenraumdurchlass); prozentual bezüglich der jeweiligen Freilanddeposition

Für die Abschätzung der Wirkungen, insbesondere in Hinblick auf das critical loads Konzept, gelten alle im vorherigen Kapitel getroffenen Aussagen. Die Sulfatfrachten überschreiten die kritischen Belastungsgrenze in Hinblick auf das Schutzgut Boden (Säure-Base-Zustand im Austausch-Pufferbereich; critical load 3 kg/ha-a [112, 113]) um mehr als 100 %. Der Protoneneintrag gegenüber pH 7,0 übersteigt die critical loads (0,2 kg/ha-a [113]) um etwa das Dreifache.

Aufgrund der Bilanzierungsprobleme für Stickstoffverbindungen geht die Landesforstanstalt Eberswalde derzeit näherungsweise von Eintragsraten zwischen 15 und 25 kg N/ha-a aus [111]. Das entspricht einer Überschreitung im Bereich zwischen dem 3- bis 5-fachem. Anhand der Messdaten und ohne Berücksichtigung aller methodischen Probleme muss mindestens von einer Überschreitung von 100 % ausgegangen werden.

4 Befunde des Grundwasserbeschaffensheits-Messnetzes

4.1 Identifizierung von Grundwasserbeschaffensheitsmessstellen mit erkennbaren Versauerungsanzeichen

Aus der Labordatenbank LABSYS (Fa. WMD Hamburg) wurden sämtliche Datensätze der Messjahre 1997 bis 2000 exportiert und in MICROSOFT-EXCEL Arbeitsblättern abgelegt. Aus diesen Primärdaten wurden neben den Angaben zur Messstelle die Messergebnisse folgender Messgrößen selektiert:

- a) Messstelleninformationen (Stammdaten)
- Bohrungsname, Messstellenlokalisierung und Messstellenkennzahl (MKZ), Filterlage
 - Hydrogeologische Struktureinheit, Stratigraphie des GWL, Flächennutzung, Rayonzugehörigkeit
- b) Analysenergebnisse (Bewegungsdaten)
- Probenahmedatum, Grundwasserstand
 - Redoxspannung [mV], Wassertemperatur [°C], Sauerstoffgehalt [mg/l], pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit [$\mu\text{S}/\text{cm}$], TOC [mg/l]
 - Anionen: HCO_3^- [mmol/l], F^- , Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^- [mg/l]
 - Kationen: Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} [mg/l]
 - Fe^{2+} bzw. Fe^{3+} [mg/l], Al^{3+} , Mn^{2+} [$\mu\text{g}/\text{l}$]

Der Auswahl der aufgeführten Messgrößen liegen folgende Überlegungen zugrunde:

- die Auswahl soll zu möglichst vollständig belegten Datensätzen führen (möglichst keine Messgrößen, die in geringerem Turnus untersucht werden),
- die ausgewählten Daten sollen keine umfassende, sondern bezogen auf die Fragestellung eine hinreichend repräsentative Beschreibung der Beschaffenheit der jeweiligen Grundwasser gestatten,
- die Messgrößen sollen mit robusten analytischen Verfahren ermittelt worden sein,
- der Menge der Daten sollte möglichst gering gehalten werden.

Unter Zuhilfenahme der Hauptinhaltsstoffe und Milieuparameter wird das jeweilige Grundwasser hinreichend präzise charakterisiert. So ist beispielsweise die Einbeziehung von Schwermetallanalysen nicht erforderlich, da zum einen das Messnetz darauf zielt, die *quasinatürliche Beschaffenheit des Grundwassers* [52] abzubilden (d.h. es wurde bewusst darauf verzichtet, Messstellen mit lokaler anthropogener Beeinflussung, wie z.B. auf Altlast-Standorten in das Messnetz aufzunehmen), zum anderen das Lösungsverhalten von (Schwer-)Metallen und auch die jeweils vorliegende Spezies von den Milieuparametern (i.w. pH-Wert und Redoxpotenzial) entscheidend beeinflusst wird.

Exemplarisch sind in nebenstehender Abbildung die Stabilitätsbereiche der jeweiligen Zinkspezies in Abhängigkeit von den Milieuparametern dargestellt [114].

Das Lösungsverhalten ist grundsätzlich thermodynamisch determiniert, während die Lösungsgeschwindigkeit außerdem von dem tatsächlich vorliegenden Mineraltyp abhängt (u.U. ist die Auflösung kinetisch gehemmt).

In dem konkreten Fall wäre also davon auszugehen, dass bei pH-Werten größer 6,5 weder unter oxidischen noch unter anoxischen Bedingungen mit dem Auftreten von freien Zinkionen gerechnet werden müsste (abgesehen von der Lösung unter Hydroxozinkatbildung in stark alkalischem Milieu, was für natürliche Grundwässer allerdings nicht relevant ist).

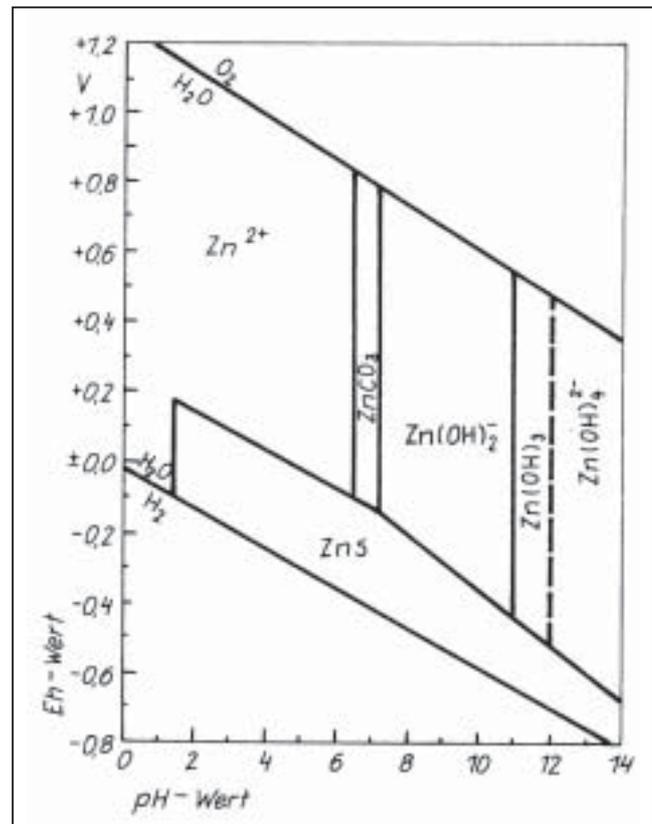


Abb. 4.1: Stabilitätsdiagramm des Zink im System $\text{Zn} / \text{CO}_2 / \text{S} / \text{H}_2\text{O}$ [114]

Die selektierten Daten wurden einer zweistufigen Plausibilitätsprüfung unterzogen. Hierfür wurden zunächst die Ionenbilanzabweichungen berechnet. Desweiteren wurden anhand elementarer chemischer Gesetzmäßigkeiten Unplausibilitäten in der Koexistenz verschiedener Messgrößen untersucht. So ist z.B. das Auftreten von Nitrationen in anoxischem Milieu (stark negative Redoxspannung und sauerstofffreies Wasser) unplausibel. Sofern unplausible Wertepaare auftraten, wurde anhand der vorhergehenden bzw. folgenden Analysenwerte der selben Messstelle versucht, die Fehlerursache aufzudecken. Es traten in nahezu allen Fällen offensichtlich Fehler (z.B. „Zahlendreher“ oder Dezimalstellenfehler) auf, die direkt korrigiert werden konnten. War die Fehlerursache nicht offensichtlich, wurde im Einzelfall der unplausible Wert entfernt. Die folgende Abbildung zeigt in aufsteigender Sortierung die Ionenbilanzabweichung aller Proben nach Durchführung der geschilderten Durchsicht.

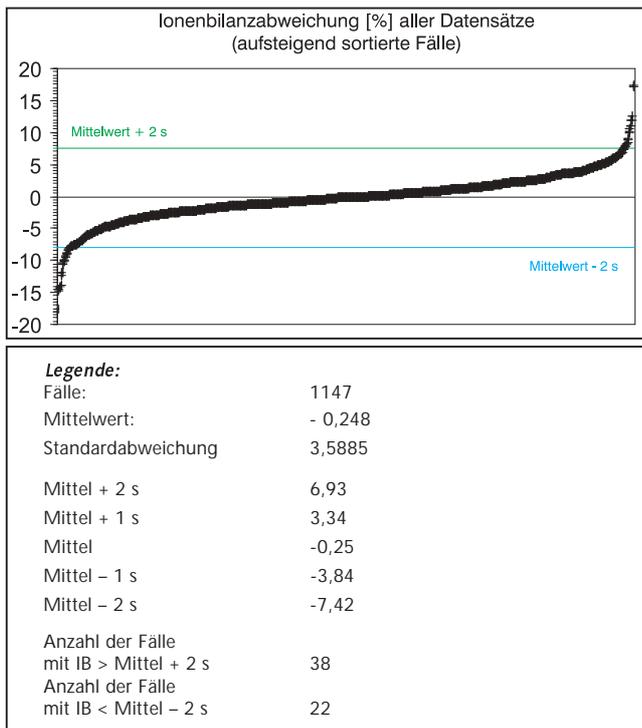


Abb. 4.2: Ionenbilanzabweichung aller Datensätze und statistische Charakterisierung des Datenkollektivs

Die Grundwasserbeschaffenheitsdaten wurden hinsichtlich ihrer Rayonzugehörigkeit, Genese, Lagerungsbedingungen usw. keiner weitergehenden Selektion unterworfen, d.h. es werden – sofern die jeweilige Merkmalskombinationen (vgl. Kapitel 2.3) durch Messstellen repräsentiert sind – die Grundwasserbeschaffenheitsmuster aller im Land Brandenburg vorkommender Grundwässer gleichgewichtig dargestellt.

In den beobachteten Grundwässern herrschen überwiegend anoxische und sauerstoffarme Verhältnisse vor wie nebenstehender Abbildung entnommen werden kann. Dieser Umstand steht in gewissem Widerspruch zu der bislang vorherrschenden Lehrmeinung, nach der die Grundwässer auch in Lockergesteins-Grundwasserleitern überwiegend sauerstoffreich wären [115]. Eine vertiefende Diskussion dieser Auffälligkeit ist im Rahmen dieser Arbeit allerdings nicht möglich.

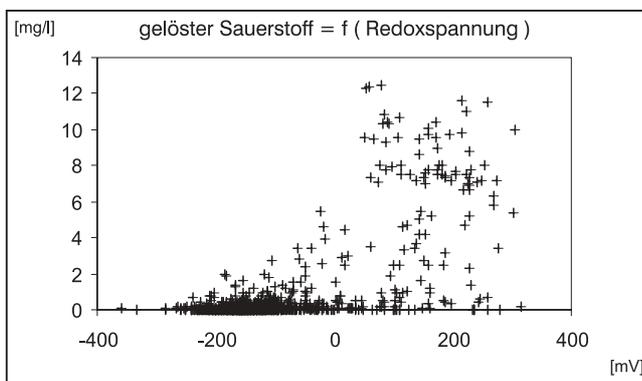


Abb. 4.3: Parameterkorrespondenz gelöster Sauerstoff vs. Redoxspannung

Abbildung 4.4 zeigt den Zusammenhang von pH-Wert und Redoxspannung. Die Ausrichtung der Punktwolke (von alkalisch/anoxisch zu sauer/oxisch) ähnelt dem E_H – pH Stabilitätsdiagramm des Wasser. Diese scheinbare Analogie ist allerdings zufällig; vielmehr muss davon ausgegangen werden, dass das jeweils vorgefundene Grundwassermilieu in erster Linie von den Lagerungsbedingungen und von den Wasser-austauschbeziehungen des Grundwassers abhängt.

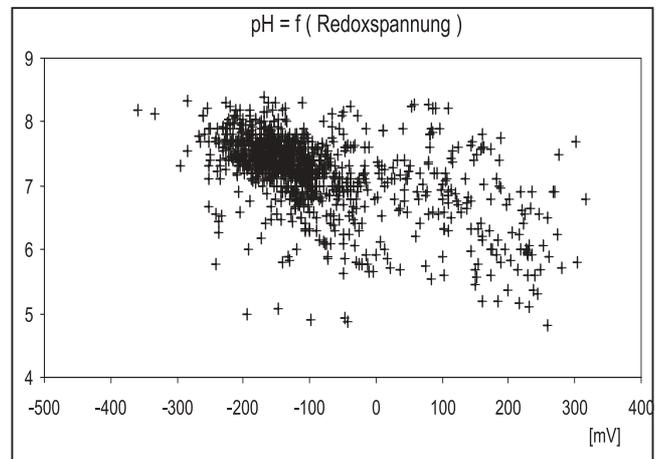


Abb. 4.4: Parameterkorrespondenz pH-Wert vs. Redoxspannung

Bei Grundwässern in bedeckten Lagerungspositionen (resp. Transitgebieten) findet de facto kein horizontaler Stofftransport statt. Es ist nicht nur der gelöste Sauerstoff längst aufgezehrt, auch die übrigen Oxidationsmittel (z.B. Nitrationen, Eisen (III)-ionen) sind verbraucht und es hat sich folglich ein stabil anoxisches Milieu eingestellt. Gleichzeitig stellt die Deckschicht einen guten Puffer gegenüber sauren Stoffeinträgen dar, so dass sich hieraus zumindestens der straffe Zusammenhang zwischen anoxischem Milieu und neutralem bis leicht alkalischen pH-Wert plausibel deuten lässt. Gut erkennbar ist wiederum der geringe Anteil von Grundwässern mit oxischem Milieu sowie die verhältnismäßig starke Differenzierung der Milieubedingungen in diesem Bereich. Dieser Umstand steht im Einklang mit der Heterogenität anthropogener Beeinflussungen, die schließlich nicht zwangsläufig oder gar ausschließlich zur Versauerung von Grundwässern führen. Eine Unstetigkeit findet sich in den fünf Datenpunkten im Bereich -200 bis -50 mV und pH-Werten < 5. Diese Datenpunkte gehören zu ein und derselben Messstelle (Dübriichen, MKZ 4346 6064) und werden in diesem Fallbeispiel später gesondert interpretiert.

Die Gegenüberstellung von elektrischer Leitfähigkeit als Maß für den Mineralisierungsgrad des jeweiligen Grundwassers und pH-Wert zeigt einen recht klar abgegrenzten Bereich saurer und gleichzeitig verhältnismäßig gering mineralisierter Wässer. Je niedriger der pH-Wert ist, umso geringer ist auch der Lösungsinhalt.

Dieser Befund ist in zweifacher Hinsicht plausibel: Zum einen tritt mit fortschreitender Versauerung (siehe Kap. 1.3) eine zunehmende Verarmung der Festphase an leicht austauschbaren Ionen ein. Die austauschbaren Kationen sind im Verlaufe des Verzehrs der Pufferkapazität bereits verbraucht. Zum anderen sind die infiltrierenden Niederschlagswässer selbst gering mineralisiert (Leitfähigkeit der Niederschläge i.d.R. < 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$), d.h. Grundwässer mit einem hohen Neubildungs-Bilanzanteil werden – sofern es während der Boden-

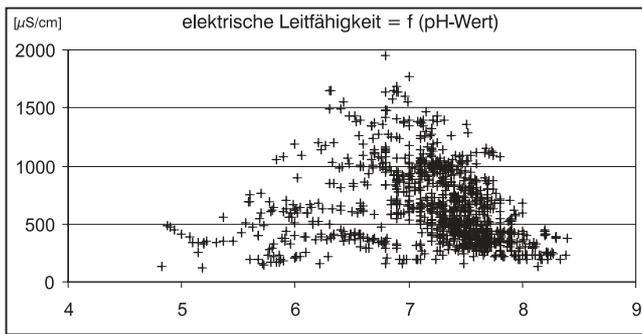


Abb. 4.5: Parameterkorrespondenz elektrische Leitfähigkeit vs. pH-Wert

passage nicht zu einer merklichen Mineralzufuhr kommt – selbst auch verhältnismäßig gering mineralisiert sein. Es wird im Folgenden zu prüfen sein, ob die vergleichsweise höheren Lösungsinhalte der Wässer mit pH-Werten zwischen 5,5 und 6,5 ausschließlich durch Auswaschungsprozesse (Kationenverlust der Böden infolge ablaufender Pufferreaktionen) entstanden sind oder ob hier bereits auch die verschiedenen Ursachenkomplexe (Versauerung infolge atmosphärischer Stoffeinträge vs. landwirtschaftlich bedingter Stoffeinträge) identifiziert werden können.

Für die sich hier anschließenden Betrachtungen der rayonbezogenen Differenzierung von Messgrößen muss auf die unterschiedliche Anzahl von Datensätzen (Fallzahlen) innerhalb der Rayons hingewiesen werden. Die nachfolgende Tabelle gibt hierzu einen Überblick. Insbesondere Rayon 9 und 10 sind nur mit wenigen Daten abgedeckt, so dass diese in den folgenden Abbildungen aufgeführt werden, allerdings aus statistischen Gründen bei den weiteren Interpretationen unberücksichtigt bleiben.

Die nachfolgenden Abbildungen zeigen die Differenzierungen der Milieuparameter hinsichtlich des jeweiligen Rayons (vgl. Kap. 2.3, Tab. 2.7).

Die Neubildungsgeprägten Grundwässer unter Sandern (Rayon 7), unter Ackerflächen bei geringer Teufe (Rayon 3) und in Stauchungsgebieten (Rayon 8) sind erwartungsgemäß am stärksten oxidisch. Die Neubildungswässer unter Wald (Rayons 1 und 2, teufenabhängig) verhalten sich ebenfalls erwartungsgemäß; die Messstellen mit geringerer Teufe sind stärker oxidisch als die tiefer verfilterten Messstellen.

Rayon	Anzahl der Messstellen	Anzahl der Datensätze (Fallzahl)	Hydrogeologische Struktureinheit	Flächennutzung
1	18	77	Neubildung	Wald
2	11	64	Neubildung	Wald
3	12	61	Neubildung	Acker
4	8	43	Neubildung	Wiese / Brache
5	13	73	Neubildung	Siedlung
6	6	40	Neubildung, Entlastung	
7	14	81	indirekte Neubildung	
8	15	90	indirekte Neubildung	
9	5	22	Durchfluss	Siedlung / Acker
10	3	14	Durchfluss	Wald / Grünland
11	25	133	Durchfluss	
12	6	37	Durchfluss	
13	8	47	Durchfluss	
14	10	62	Durchfluss	
15	18	124	Durchfluss	
16	10	49	Entlastung	Siedlung / Acker
17	13	86	Entlastung	Wald / Grünland
18	3	23	Durchfluss / Versalzung	
Summe	198	1126		

Tab. 4.6: Belegung der ausgewiesenen Rayons mit Messstellen und Datensätzen

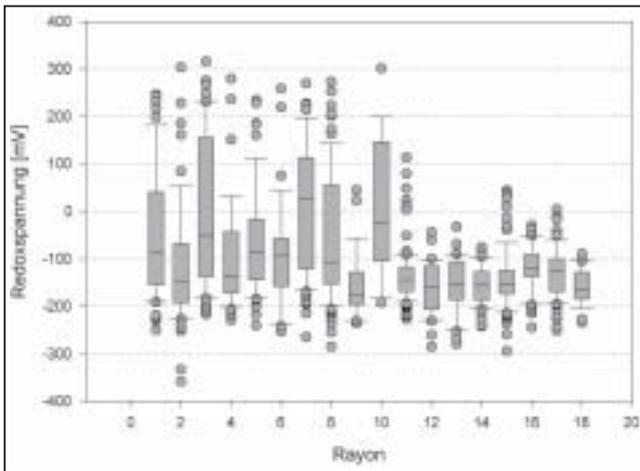


Abb. 4.7: Boxplot der Redoxspannung in Abhängigkeit vom Rayon

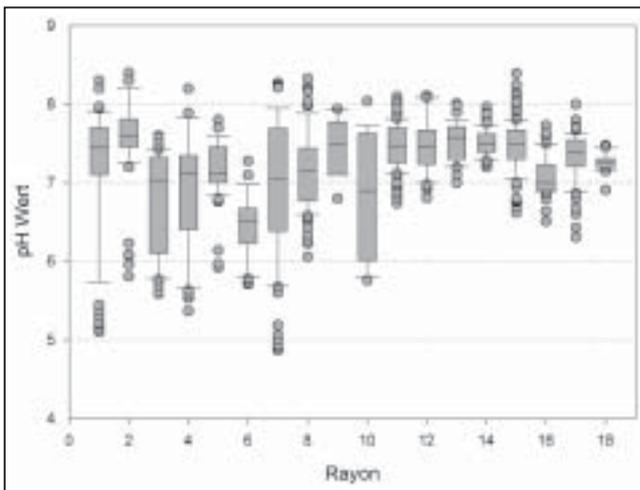


Abb. 4.8: Boxplot der pH-Werte in Abhängigkeit vom Rayon

Auffällig hingegen ist der Umstand, dass auch bei den Neubildungsdominierten Grundwässern teilweise stark negative Redoxspannungen (resp. anoxische Verhältnisse) vorgefunden werden. Mit Ausnahme von Rayon 7 (Sander) liegt in allen Fällen der Median des jeweiligen Datenkollektivs im negativen Bereich. Hierbei muss allerdings berücksichtigt werden, dass hier die gemessene Redoxspannung und nicht das auf die Standardwasserstoffelektrode normierte Redoxpotenzial dargestellt ist. Die Korrektur der Bezugsspannung (Ag/AgCl) verschiebt die Daten um einen Betrag von 210 bis 220 mV. Die Grundwässer in Durchflussgebieten sind in der Mehrzahl der Fälle anoxisch. Hier werden auch signifikant geringere Schwankungsbreiten vorgefunden.

Abbildung 4.8 zeigt die Verteilung der pH-Werte. Die sauersten Grundwässern werden im Rayon 6 beobachtet, der allerdings nur mit sechs Messstellen belegt ist. Hierbei handelt es sich um vergleichsweise alte Sedimente (qe, qhol, qsD). Insbesondere die kalkfreien, quarzreichen fluviatilen Sande im Holsteinkomplex sind prädestiniert für die Ausprägung von stabil versauerten Grundwässern, da hier de facto kein geogenes Puffervermögen mehr vorliegt.

Hat eine Versauerungsfront sich bis in diesen Bereich ausgebreitet, so könnte der Grundwasserleiter insgesamt verhältnismäßig schnell und nachhaltig versauern. Merkl

Versauerungstendenzen sind auch am Datenkollektiv von Rayon 3 sichtbar. Hier handelt es sich um unbedeckte Grundwässer unter landwirtschaftlichen Nutzflächen. Als Ursache kommt hier die Mineralisierung von organisch gebundenem Stickstoff und insbesondere auch die Nitrifikation von Ammoniumionen (Düngemittel) in Betracht. Die Intensität dieser Stoffeinträge übersteigt den Anteil atmosphärischer Depositionen erheblich. Der Befund ist insofern plausibel; allerdings wäre zu erwarten gewesen, dass infolge von Kompensationskalkungen im Rahmen der guten landwirtschaftlichen Praxis eine stärkere Schwankungsbreite der Daten auftritt. Die Verteilung der pH-Werte in den Rayons 1 und 2 (Neubildungsgebiete unter Wald, teufenabhängig) zeigt an, dass nur in Grundwässern aus flach verfilterten Messstellen Versauerungserscheinungen beobachtet werden und dies auch nur in einzelnen Fällen. Die Mehrzahl aller Fälle liegt auch im Rayon 1 über pH 7. Vor dem Hintergrund von teilweise erheblich und tiefgründig versauerten Waldböden (vgl. Kap. 2.1, Abschnitt Böden) und der Tatsache, dass unter Wäldern merklich höhere Depositionsraten registriert werden, überrascht dieser Befund zunächst.

Zur Identifizierung von Versauerungswirkungen werden im Folgenden die herkömmlichen Indikatoren angewendet (vgl. Kapitel 1.5) und hinsichtlich ihrer Aussageschärfe miteinander verglichen.

Die Abbildungen 4.9 und 4.9a zeigen den SCHOEN-Index in Abhängigkeit vom pH-Wert des Grundwassers. Abweichend von der oben geschilderten Verfahrensweise (keine weitergehende Datenselektion) wurden hier nur diejenigen Datensätze dargestellt, bei denen die Summe der Nitrat- und Sulfatstoffmenge größer ist als 2,5 % der Anionensumme.

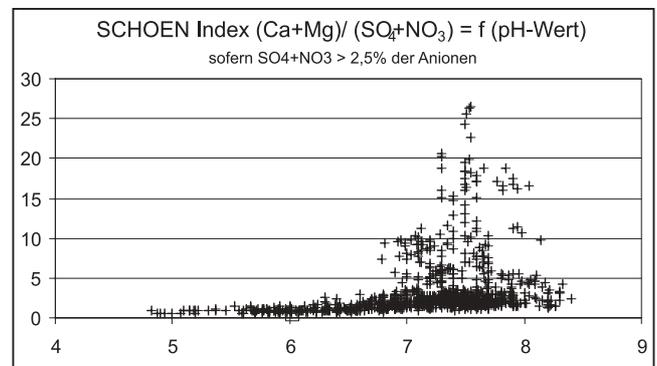


Abb. 4.9: SCHOEN – Index der Grundwässer in Abhängigkeit vom pH-Wert

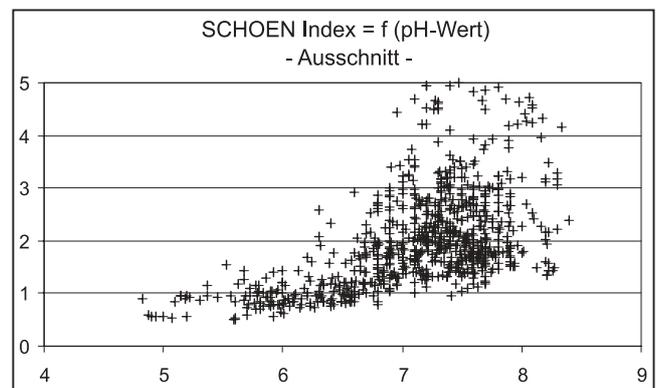


Abb. 4.9 a: dito; Ausschnitt von Abb. 4.9

Es werden also diejenigen Datensätze nicht dargestellt, in denen Hydrogencarbonat und/oder Chlorid das dominierende Anion ist. Diese Selektion ist in soweit gerechtfertigt, als hiermit lediglich die Grundwässer mit besonders guter Carbonatpufferung als auch die durch aufsteigende Salzwässer geprägten Grundwässer unberücksichtigt bleiben. In beiden Fällen können Versauerungserscheinungen sicher ausgeschlossen werden; im Falle der Carbonat-dominanten Wässer auf Grund des wirksamen Carbonatpuffers, im Falle der Salzwässer auf Grund hydraulischer Überlegungen. Es wurden 190 von 1.129 Datensätzen nicht abgebildet.

Es ist erkennbar, dass bei pH-Werten kleiner 6,5 der SCHOEN-Index in keinem Fall mehr den Wert 2 übersteigt. Diese Aussage ist konform mit der Einschätzung, dass ein SCHOEN-Index kleiner 2 ein mäßig versauertes Grundwasser anzeigt [44]. Der Umkehrschluss gilt allerdings nicht; nicht jedes Grundwasser mit einem SCHOEN-Index < 2 muss notwendigerweise versauert sein. Die Ursache hierfür liegt in dem Umstand, dass das Auftreten von Nitrat und Sulfat zwar mit anthropogenen Stoffeinträgen in Verbindung gebracht werden kann, dies jedoch nicht ausschließlich gilt. Der SCHOEN-Index kann somit nicht als alleiniges Merkmal zur Ausweisung von Versauerungswirkungen dienen, sondern muss immer mit anderen Merkmalen in Verbindung gebracht werden.

Im Gegensatz zum SCHOEN-Index ist der Lösungsgehalt von Al^{3+} - Ionen zwingend verknüpft mit

- a) dem Unterschreiten eines kritischen pH-Wertes und
- b) der weitgehenden Erschöpfung des Austauscher-Puffers.

Abbildung 4.10 zeigt die Aluminiumkonzentration in logarithmischer Skalierung in Abhängigkeit vom pH-Wert. Von 1.129 Proben liegen 853 Aluminiumanalysen vor; von denen sind 89 Befunde größer als $25 \mu\text{g/l}$ und 45 Befunde größer als $50 \mu\text{g/l}$.

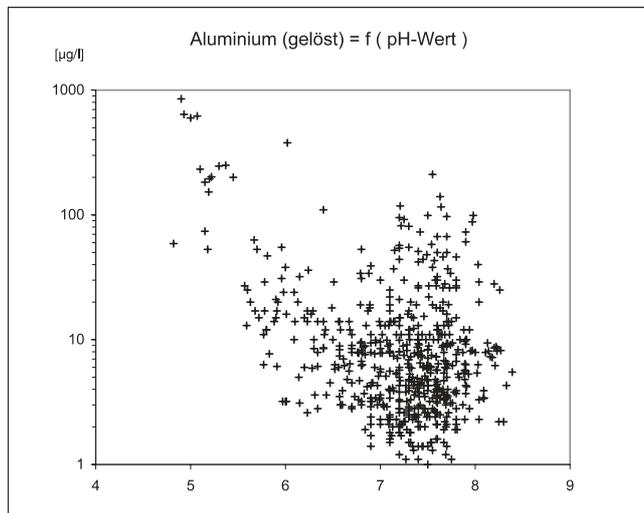


Abb. 4.10: Aluminiumkonzentration in Abhängigkeit zum pH-Wert

Die höheren Befunde im pH-Bereich zwischen 7 und 8 sind unplausibel und müssen angezweifelt werden. Sie entstammen in mehreren Fällen nachweislich Spülmittelzusätzen (Bentonit-Cellulose-Suspensionen zur Bohrlochstabilisierung). Allerdings wurde das Abklingen dieser Störung bislang nicht systematisch verfolgt, so dass hier eine wichtige Bewertungshilfe fehlt. Da in der Vergangenheit sehr viele Grundwasserbeschaffenheits-

messstellen neu errichtet worden sind muss davon ausgegangen werden, dass dieser Artefakt mehrfach auftritt. Inzwischen werden beim Messstellenbau Spülmittelzusätze weitgehend vermieden.

Eine Eliminierung der fraglichen Befunde ist im Nachhinein schwierig. Bei konservativer Betrachtung verbleiben ca. 130 bewertbare Proben, wobei für diese Auswahl die Ausschlussgrenze $\text{pH} > 6,5$ definiert wurde. In diesem Wertebereich liegt eine straffe Korrelation zwischen pH-Wert und Aluminiumgehalt vor. In 14 Fällen wird der Trinkwassergrenzwert von $100 \mu\text{g/l}$ überschritten.

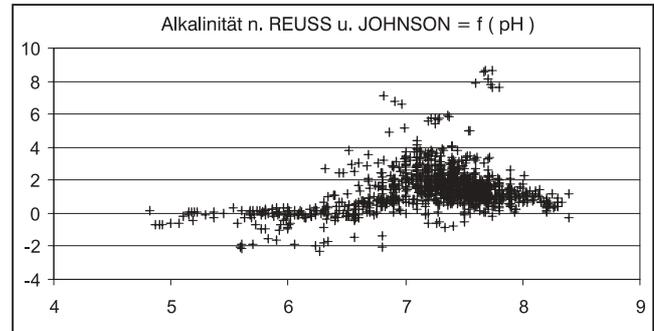


Abb. 4.11: Alkalinität [mmol/l] der Grundwässer in Abhängigkeit vom pH-Wert

Die Bewertungsgröße Alkalinität ist in Abbildung 4.11 dargestellt. Die Bewertungsschwelle von $0,8 \text{ mmol/l}$ [44] wird bereits ab einem pH-Wert von etwa 6,5 systematisch unterschritten. Bei pH-Werten kleiner 6,8 gibt es keinen Alkalinitätswert größer $0,4 \text{ mmol/l}$ mehr. Dieser Wert wurde in [44] als Grenze zwischen den Merkmalen „schwach versauert“ und „mäßig versauert“ angesetzt. Abgesehen von einzelnen Ausreißerwerten sind die Alkalinitätsbefunde bei pH-Werten kleiner 5,5 negativ. Negative Werte treten jedoch auch mit merklicher Häufung im pH-Bereich zwischen 5,5 und 6,5 auf.

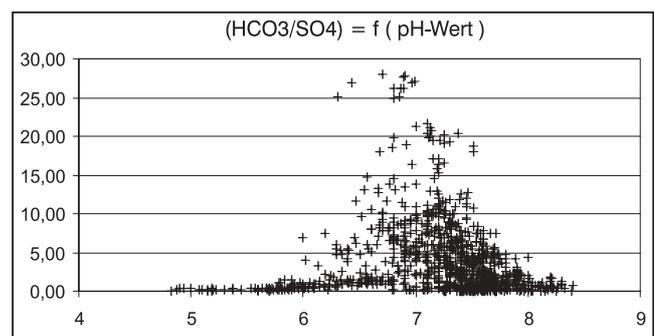


Abb. 4.12: Hydrogencarbonat – Sulfat – Verhältnis

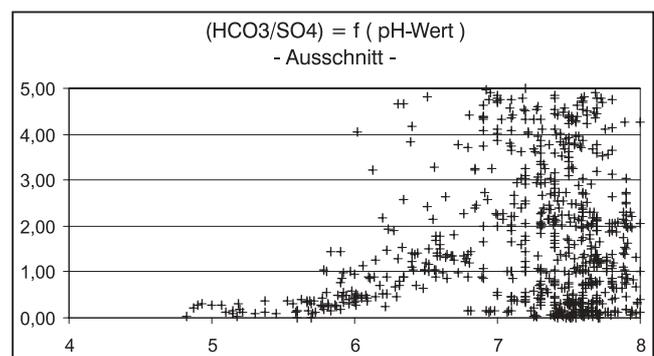


Abb. 4.12 a: dito; Ausschnitt in Abhängigkeit vom pH-Wert

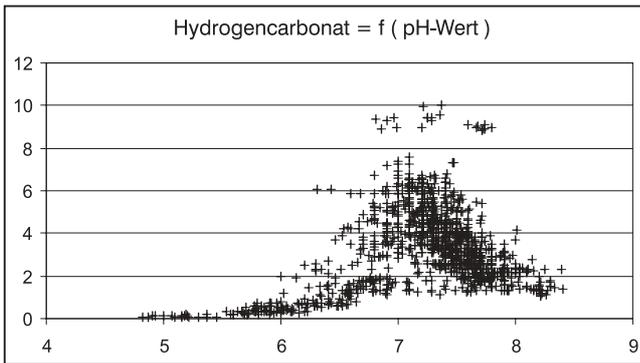


Abb. 4.13: Hydrogencarbonatkonzentration in Abhängigkeit vom pH-Wert

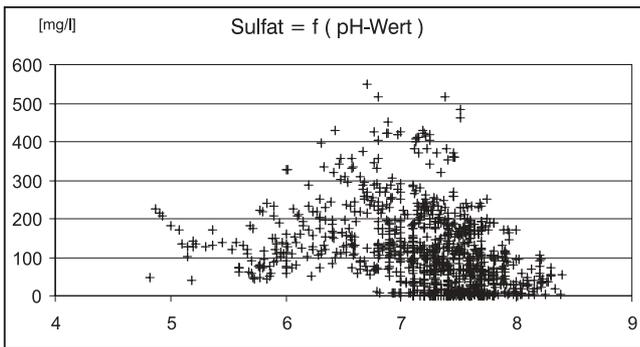


Abb. 4.14: Sulfatkonzentration in Abhängigkeit vom pH-Wert

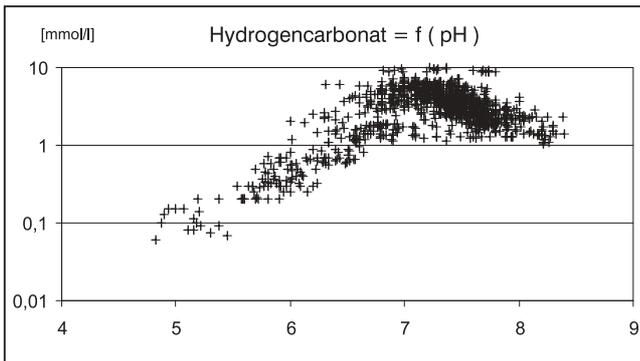


Abb. 4.15: Hydrogencarbonatkonzentration (log. skaliert) in Abhängigkeit vom pH-Wert

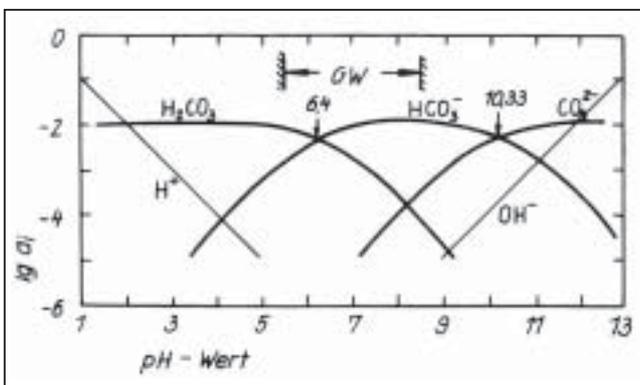


Abb. 4.16: Aktivität der am Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht beteiligten Spezies in Abhängigkeit vom pH-Wert [116]

Die Alkalität erweist sich somit als geeigneter, jedoch unscharfer Indikator für Versauerungserscheinungen im Grundwasser. Es gilt ähnlich wie beim SCHOEN-Index, dass die Betrachtung der Alkalität stets auch mit anderen Indikationen abgesichert werden muss.

Schärfe Zusammenhänge dürfen hingegen bei der Betrachtung des Sulfat – Hydrogencarbonat – Verhältnisses erwartet werden.

Hier wird anhand der relativen Veränderung beider Messgrößen zueinander ein relevanter Pufferprozess, nämlich die sukzessive Verarmung an Carbonat bei gleichzeitig zunehmender Sulfatdominanz, abgebildet. Abbildung 4.12 und 4.12 a zeigen diesen Indikator.

Ab einem pH-Wert von etwa 6,5 strebt das Hydrogencarbonat-Sulfat-Verhältnis stetig gegen Null. Hierbei darf allerdings nicht verkannt werden, dass der funktionale Zusammenhang zwischen dem Hydrogencarbonat-Sulfat-Quotienten und dem pH Wert eigenabhängig von der pH-abhängigen Änderung der HCO_3^- -Konzentration ist, während die Konzentration des Sulfatanions in dem betrachteten Intervall weitgehend auf ein und dem selben Niveau verharrt. Die nachfolgenden Abbildungen belegen dies.

Im Intervall zwischen pH 4,2 und etwa pH 6,5 kann der pH-abhängige Verlauf der Hydrogencarbonatkonzentration als Titrationskurve angesehen werden, bei der mit Erreichen von pH 4,2 die Hydrogencarbonatkonzentration den Wert Null erreicht. Augenfällig wird dies, wenn – wie nebenstehend ersichtlich – die Darstellung aus Abbildung 4.13 mit logarithmischer Skalierung erfolgt.

Der Verlauf der Punktschar in Abbildung 4.14 entspricht den bekannten Darstellungen des Existenzbereiches der am sogenannten Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht beteiligten Spezies. Zum Vergleich ist dies in nebenstehender Abbildung [116] verdeutlicht, wobei hier auf der Y-Achse nicht die Konzentration sondern die Aktivität dargestellt worden ist.

Die vorhergehenden Erläuterungen haben verdeutlicht, dass die Indikatoren mit merklich unterschiedlicher Signifikanz tatsächliche Versauerungswirkungen anzeigen. Hinzu kommen Interpretationsprobleme, zahlenmäßig ungleiche Stichprobenumfänge und in gewissem Umfang auch analytische Fehlerinflüsse. Insoweit wäre ein probabilistischer Vergleich anhand der Häufigkeit gleichartiger Indikationsbefunde wünschenswert. Hierfür wurde die bayerische Gliederung [44] herangezogen (vgl. Kapitel 1.4). Es wurde auch die dort getroffene Unterteilung innerhalb der Stufe 1 beibehalten und als 1a (schwach gefährdet) und 1b (mäßig gefährdet) weitergeführt. Es ergibt sich folgende Verteilung:

Es ist ersichtlich, dass den Vorzügen der komplexeren Indikatoren (SCHOEN-Index und Alkalität), nämlich einer gleichrangigen Berücksichtigung mehrerer Inhaltsstoffe, der Nachteil einer geringeren Signifikanz entgegen steht. Als Hauptursache hierfür wird vor allem die Heterogenität von Beschaffenheitsmustern im „quasinatürlichen Zustand“ des Grundwassers gesehen. Mit Einschränkungen sind ferner unterschiedliche Typen anthropogener Beeinflussungen zu berücksichtigen. Für die Bewertungspraxis von Grundwässern in Lockergesteins-Grundwasserleitern folgt hieraus, dass eine formalistische Indikation nicht ohne weiters zu schlüssigen Resultaten führt. Vielmehr müssen diese Vorbefunde anhand

	Alkalität	pH-Wert	SCHOEN-Index	Aluminium
Ohne Indikation	282	848	85	736
Stufe 1a	524	151	166	--
Stufe 1b	128	65	233	58
Stufe 2	86	58	361	33
Stufe 3	96	4	97	11
Anzahl der Fälle	1.116 von 1.126 möglichen Fällen	1.126 von 1.126 möglichen Fällen	942 von 1.126 möglichen Fällen	838 von 1.126 möglichen Fällen

Tab. 4.17: Fallhäufigkeiten positiv indizierter Versauerungswirkungen im Grundwasser

	SCHOEN-Index < 1; entspricht Stufe 3	Alkalität < 0; entspricht Stufe 3	pH-Wert < 6,0; entspricht Stufe 2+3	Aluminium > 50 µg/l; entspricht Stufe 2+3
	97 Fälle	97 Fälle	62 Fälle	44 Fälle
HCO ₃ / SO ₄ < 1 (Positivbefund) 354 Fälle	62 Fälle	47 Fälle	57 Fälle	29 Fälle
HCO ₃ / SO ₄ > 1 (Negativbefund) 716 Fälle	34 Fälle	50 Fälle	5 Fälle	15 Fälle
HCO ₃ / SO ₄ < 1,5 (modifizierter Positivbefund) 460 Fälle	86 Fälle	71 Fälle	62 Fälle	32 Fälle
HCO ₃ / SO ₄ > 1,5 (modifizierter Negativbefund) 610 Fälle	11 Fälle	26 Fälle	0	12 Fälle

Tab. 4.18: Häufigkeiten der Kombination von positiven Befunden herkömmlicher Versauerungsindikatoren mit dem Positiv- bzw. Negativbefund des Hydrogencarbonat – Sulfat – Verhältnisses

prozessnaher Größen verifiziert werden. Hierfür bietet sich z.B. das von QUADFLIEG vorgeschlagene Hydrogencarbonat – Sulfat – Verhältnis an [42], das insbesondere auch hinsichtlich des Prozesscharakters von Versauerungserscheinungen von ZIEGLER [43] als besonders hilfreich für die Bewertung aktueller Versauerungsstadien herangezogen wurde.

In Tabelle 4.18 werden die Fallhäufigkeiten dargestellt, die sich aus einer positiven resp. negativen Indikation (Durchschreiten der Bewertungsgrenze $\text{HCO}_3^-/\text{SO}_4^{2-} < 1$; Eintritt in Phase 2) und einem positiven Indikationsbefund des jeweils korrespondierenden Bewertungsmerkmals (z.B. pH-Wert) hinsichtlich der Signifikanz eben dieses Bewertungsmerkmals ergeben. Für die herkömmlichen Versauerungsindikatoren wurde hierbei in der Regel eine positive Indikation von Stufe 3 herangezogen. Die untere Tabellenhälfte zeigt die Resultate, nachdem in eigener Bewertung die Grenze des Hydrogencarbonat – Sulfat – Verhältnisses auf 1,5 erhöht wurde.

Es ist ersichtlich, dass die Bewertungsgrenze des Hydrogencarbonat – Sulfat – Verhältnisses von 1,0 offenbar zu knapp bemessen ist bzw. für eine Anwendung bei Lockergesteinsgrundwässern modifiziert werden sollte. Abgesehen von der Aluminiumkonzentration (hier werden auch die unplausiblen Werte einbezogen; siehe oben) zeigt sich bei den übrigen

Merkmale eine merkliche Verschiebung hin zu einer in sich plausiblen Indikation, d.h. beide Indikatoren zeigen einen Positivbefund. Dennoch: beim SCHOEN-Index verbleiben (basierend auf diesem Datenkollektiv) etwa 10 % aller Fälle ungeschlüssige Deutungen. Die Alkalität würde bei alleiniger Betrachtung in etwa jedem vierten Fall zu falsch gedeutet werden. Die vollständige Übereinstimmung beim pH-Wert ist wiederum der Eigenabhängigkeit der Hydrogencarbonatkonzentration vom pH-Wert geschuldet.

Als prozessnahe Bewertungsgröße sollte sich der prozentuale Anteil der Äquivalentsumme von Sulfat- und Nitrationen bezüglich der Anionenequivalentsumme besonders gut eignen. Zum einen spielt der Artefakt der Eigenabhängigkeit zu einem Indikator hier m.E. keine Rolle, zum anderen indizieren Nitrat- und Sulfatanionen verhältnismäßig stark anthropogene Einflüsse. Das Nitrat ist hierbei ein wesentlich stärkerer Indikator; insbesondere vor dem Hintergrund des überwiegend anoxischen Grundwassermilieus (vgl. Abb. 4.3).

Funktionaler Zusammenhang zwischen einzelnen Versauerungsindikatoren und dem prozentalem Anteil von Nitrat und Sulfat an der Anionensumme (x-Achse)

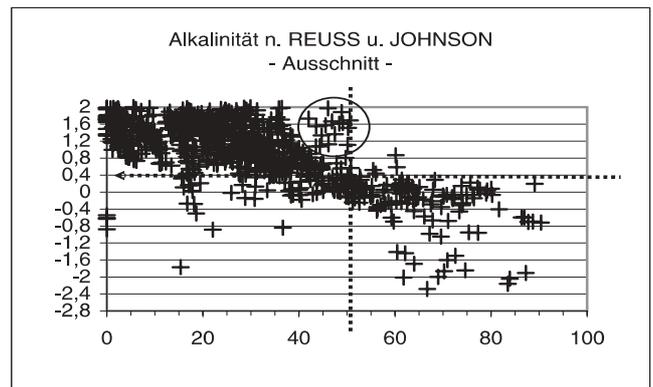
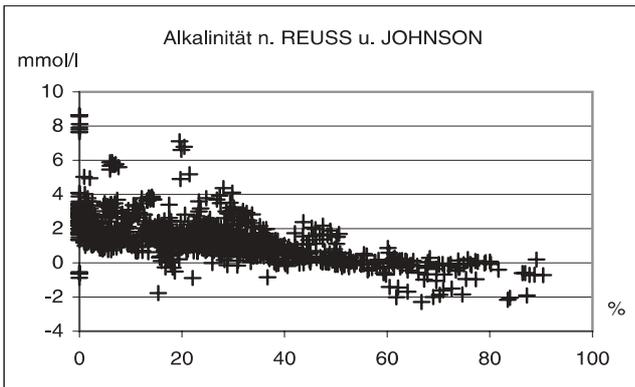


Abb. 4.19 / 4.19a: Verteilung der Alkalinität in Abhängigkeit vom $(SO_4 + NO_3)$ – Anteil an der Anionensumme

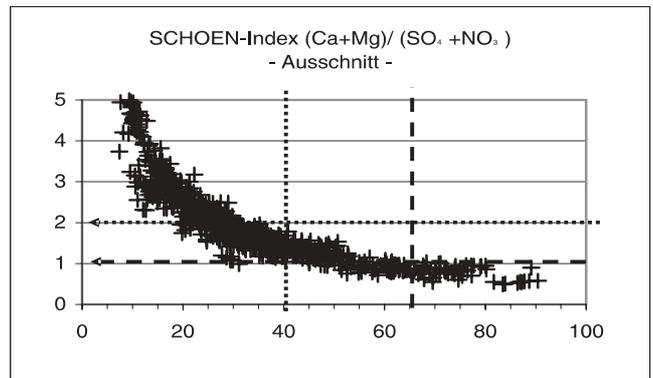
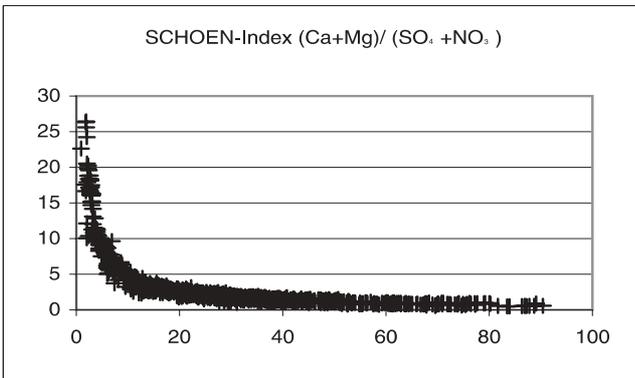


Abb. 4.20 / 4.20a: Verteilung des SCHOEN-Index in Abhängigkeit vom $(SO_4 + NO_3)$ – Anteil an der Anionensumme

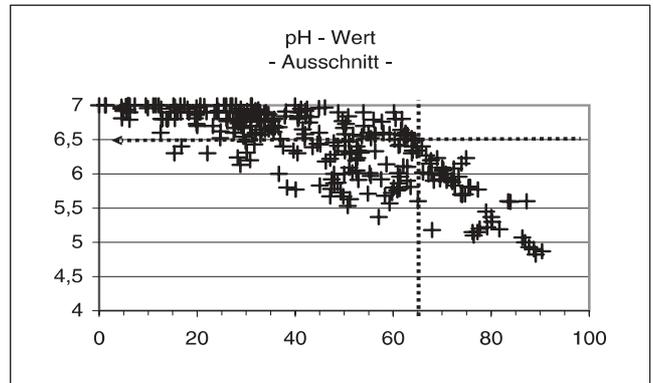
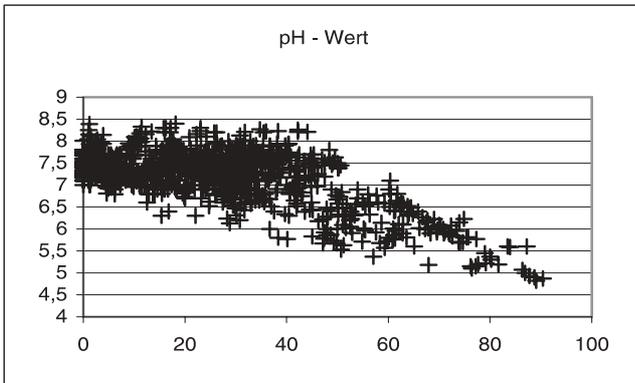


Abb. 4.21 / 4.21a: Verteilung des pH-Wertes in Abhängigkeit vom $(SO_4 + NO_3)$ – Anteil an der Anionensumme

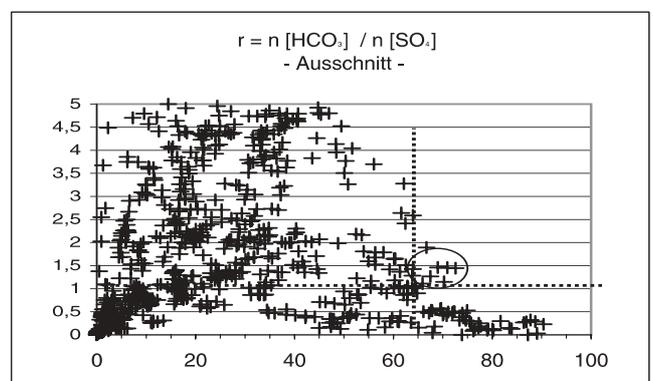
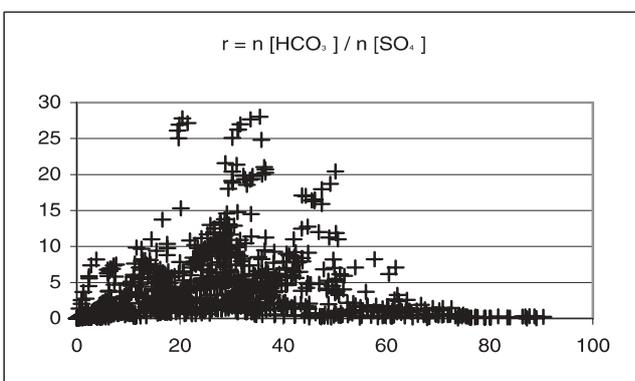


Abb. 4.22 / 4.22a: Verteilung von $r [HCO_3^-] / [SO_4]$ in Abhängigkeit vom $(SO_4 + NO_3)$ – Anteil an der Anionensumme

In den Abbildungen 4.19 bis 4.22 dargestellt worden, welche Befunde die jeweilige Indikationsmethode in Abhängigkeit vom Anteil der Sulfat-Nitratsumme an der Anionensumme liefert. Die rechtsstehenden (-a)-Abbildungen zeigen als Ausschnittsvergrößerung den jeweils relevanten Wertebereich, der zusätzlich mit einer Punktlinie abgegrenzt wurde.

Bei der Alkalität wird als Bewertungsschwelle 0,4 angegeben. Dieser Wert wird systematisch unterschritten, wenn der Anteil von Nitrat und Sulfat an der Anionensumme 50 % übersteigt. Die Punkteschar nimmt einen verhältnismäßig stetigen Verlauf, wobei im Intervall zwischen 40 und 50 % eine Gruppe von Ausreißerwerten mit höheren Alkalitätswerten auffällt (Datenpunkte in dem Kreis). Diese Punkte stammen nur von wenigen Messstellen, die in der Regel Neubildungswässer repräsentieren (Ausnahme Bergholz-Rehbrücke):

Bergholz – Rehbrücke	qw1	Entlastungsgebiet
Zeesen	qsD – qw1	Neubildungsgebiet
Schönwalde – Siedlung	qw1	Neubildungsgebiet
Müllrose OP	qsWA	Neubildungsgebiet
Eichow OP	qw1 – qw2	Neubildungsgebiet

Die Darstellung des SCHOEN-Index ist eigenabhängig zum Sulfat-Nitrat-Anteil (der selbe Term steht im SCHOEN-Index unter dem Bruchstrich). Insoweit darf der harmonische Verlauf der Punkteschar nicht täuschen. Ab einem Sulfat-Nitrat-Anteil von etwa 40 % wird die Bewertungsgrenze des SCHOEN-Index für mäßig versauerte Grundwässer (< 2) systematisch unterschritten. Die Bewertungsgrenze für stark versauerte Grundwässer (SCHOEN-Index < 1,0) wird im wesentlichen ab einem Sulfat-Nitrat-Anteil > 65 % unterschritten.

Die Grenze von > 65 % Sulfat-Nitrat-Anteil bildet sich auch bei den pH-Werten gut ab. Jenseits dieser Grenze gibt es keine pH-Werte > 6,5. Ab 75 % Sulfat-Nitrat-Anteil liegen alle pH-Werte unter 6,0. Der pH-Wert hatte sich bereits in der vorherigen Betrachtung als verhältnismäßig robustes Bewertungskriterium herausgestellt. Im Umkehrschluss stützt dieser Befund die Aussage zum SCHOEN-Index, der sich in den vorhergehenden Betrachtungen als weniger robustes Klassifizierungsmerkmal herausgestellt hatte.

Bei der Betrachtung des Hydrogencarbonat-Sulfat-Verhältnisses in Abhängigkeit zum Anteil von Sulfat und Nitrat entsteht zunächst ein unschärferes Bild. Es zeigt sich jedoch, dass ab einem Sulfat-Nitrat-Anteil größer 65 % die Datenpunkte mit einem Hydrogencarbonat-Sulfat-Verhältnis größer 1,0 wiederum nur wenigen Messstellen zugehörig sind (markiert, innerhalb des Kreises). Diese Messstellen weisen bei den Bewertungskriterien Alkalität und SCHOEN-Index eine klare Versauerungsindikation auf; (noch) nicht jedoch beim pH-Wert. Es handelt sich hier ausschließlich um Neubildungsdominierte Grundwässer:

Fischwasser	qsD – qh	Neubildung
Rauen OP	qsWA – qw1	indirekte Neubildung
Kemnitz OP	qsD	indirekte Neubildung

Bis hierher konnte gezeigt werden, dass die Indikation von Versauerungswirkungen im Grundwasser nicht mit der Schärfe erfolgen kann, wie dies theoretisch aus den Definitionen der jeweiligen Indikatoren zu erwarten gewesen wäre. Vielmehr liefert erst die Kombination mehrerer Betrachtungsansätze eine hinreichend scharfe Abgrenzungsmöglichkeit.

Im Folgenden ist nun zu prüfen, ob sich für diese Indikationsbefunde anhand der realen Messobjekte plausible Erklärungen ableiten lassen. Die Weiterführung der Betrachtungen auf der bisherigen Aggregationsebene (gleichrangige Behandlung aller Messstellen ohne Zuhilfenahme messstellenspezifischer Informationen) erscheint wenig erfolgversprechend. Vielmehr muss geklärt werden, ob sich anhand der Beschaffenheitsmuster der als versauert ausgewiesenen Messstellen hinreichend belastbare Indizien hinsichtlich der Versauerungsursache ableiten lassen. Die Betrachtung erfolgt wiederum in der Weise, dass die Messgrößen sowohl hinsichtlich ihrer Verteilung im Datenkollektiv als auch in ihrem funktionalen Zusammenhang mit den Milieuparametern betrachtet werden. Hieraus werden im Einzelfall auch Darstellungen resultieren, in denen die Parameter voneinander nicht unabhängig sind (Eigenabhängigkeit). Ziel dieser Bewertungsschritte ist zu untersuchen, ob:

- in den als versauert erkannten Grundwässern weitere, über die typischen Indices hinausgehende Beschaffenheitsmuster erkennbar sind und
- eventuelle Anomalien oder Unstetigkeiten dazu geeignet sind, auf versauerungsrelevante Beeinflussungsfaktoren oder gar die dominante Ursache zu schließen.

Für die folgenden Betrachtungen wurden die Konzentrationen aller Datensätze - das sind 1.126 Fälle - in Equivalentkonzentrationen [mval/l] umgerechnet und getrennt nach Anionen bzw. Kationen summiert. Es wird demnach nicht der Absolutwert der Stoffkonzentrationen sondern dessen relativer Anteil betrachtet. Der Anteil der jeweiligen Ionenkonzentration an der Ionensumme wurde prozentual ausgewiesen und in Abhängigkeit vom pH-Wert dargestellt. In der zweiten Abbildung wurde der relative Anteil des jeweiligen Ions in absteigender Sortierung grafisch dargestellt.

Der relative Anteil von Hydrogencarbonat an der Anionensumme ist über den gesamten Datenbestand verhältnismäßig stetig verteilt. Es gibt an den Rändern der Verteilungskurve keine ausgeprägten Extrema. Bei fließenden Übergängen gibt es Grundwässern, in denen neben Hydrogencarbonat praktisch keine anderen Anionen in bemerkenswerten Anteilen vorkommen wie auch Grundwässer, in denen kaum noch Hydrogencarbonat vorkommt. Erwartungsgemäß geht der relative Anteil bei pH-Werten kleiner 7 drastisch zurück.

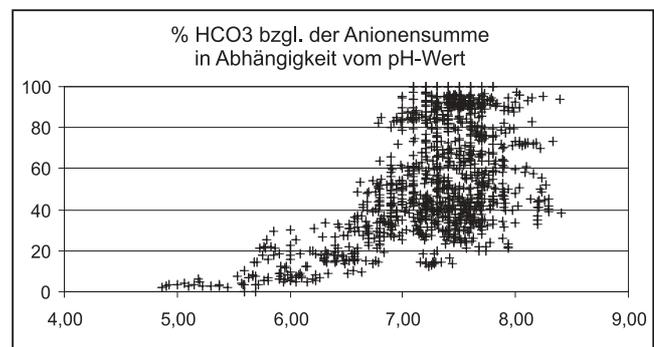


Abb. 4.23: Hydrogencarbonat-Anteil an der Anionensumme

Das Vorkommen von Hydrogencarbonat im Grundwasser ist in seinen Zusammenhängen bereits hinreichend erläutert worden, so dass an dieser Stelle weitere Ausführungen entbehrlich sind.

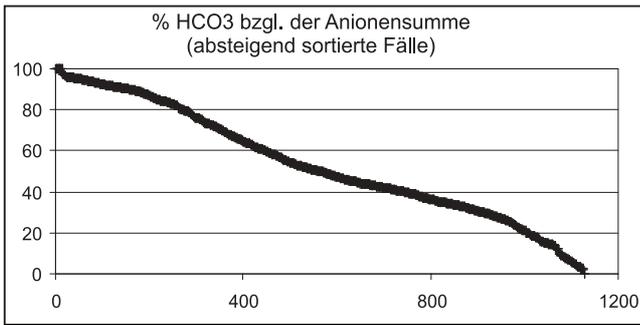


Abb. 4.24: Verteilung des Hydrogencarbonat -Anteils im gesamten Datenkollektiv

Die Sulfatverteilung bietet qualitativ genau das entgegengesetzte Bild. Einer Vielzahl von Proben, in denen der relative Sulfat-Anteil nur gering ist, stehen relativ wenige Grundwässer gegenüber, in denen das Sulfat das dominierende Anion ist. Mit sinkendem pH-Wert steigt im allgemeinen die Sulfat-dominanz, wobei dieser Zusammenhang nicht unbedingt besteht. Es gibt einige Fälle von Grundwässern mit pH-Werten unter 6, in denen das Sulfat in der üblichen Relation vorkommt. Da jedoch bei pH-Werten unter 6 das Hydrogencarbonat i.d.R. weniger als 20 % der Anionensumme ausmacht, muss sich die Anionenbilanz mit einem anderen Anion mit merklichem Bilanzanteil vervollständigen (Nitrat).

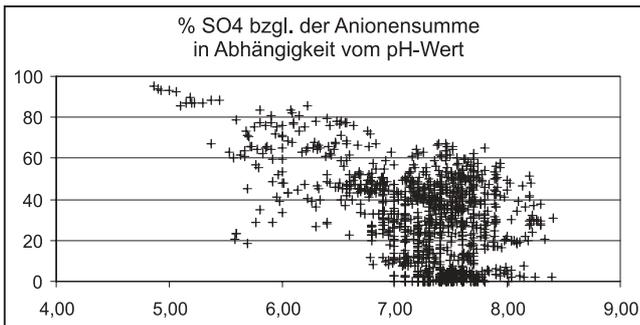


Abb. 4.25: Sulfat-Anteil an der Anionensumme

Die Beschaffenheitsmuster mit einem hohen relativen Sulfat-Anteil sollten in der überwiegenden Anzahl der Fälle anthropogenen Einflüssen zuzuschreiben sein. Diese These findet anhand der betroffenen Messstellen ihre Bestätigung. Die Datenpunkte mit pH-Wert < 6,5 und relativem Sulfat-Anteil > 60 % entstammen mit Ausnahme von Schmogrow UP Grundwässern aus Neubildungsgebieten oder indirekten Neubildungsgebieten. Die Zuordnung von Schmogrow UP ist in der Vergangenheit bereits mehrfach angezweifelt worden, ohne dass diese Auffälligkeit bislang geklärt werden konnte.

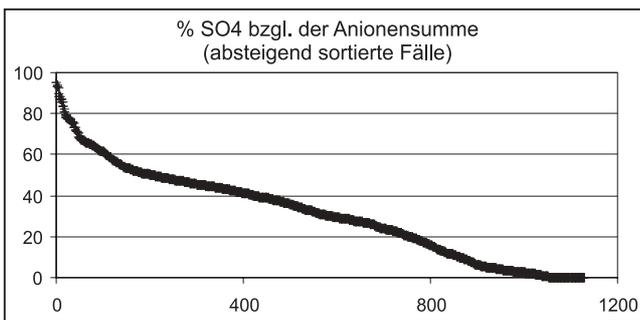


Abb. 4.26: Verteilung des Sulfat-Anteils im gesamten Datenkollektiv

Hohe Sulfat-Anteile wurden in folgenden Messstellen gefunden:

Dübrichen	qsD	Indirekte Neubildung
Ullersdorf OP	qw1-qh	Neubildung
Hohenbucko	qsWA	Neubildung
Döbern-Eichwege	(?)	
Dretzen	qsD	Indirekte Neubildung
Fischwasser	qsD-qh	Neubildung
Schmogrow UP	qsD	Durchfluss
Stolzenhain	qw	Neubildung
Lüdendorf	qsWA	Indirekte Neubildung
Laubsdorf	qe2-qh	Neubildung
Eichow OP	qw1-qw2	Neubildung
Kuhlowitz OP	qsWA	Neubildung
Ruhland	qsD-qh	Neubildung
Jeserig	qsD	Indirekte Neubildung
Teupitz	qw1	Neubildung
Rutzkau MP	qsD-qsWA	Indirekte Neubildung

Die relative Verteilung des Nitrat-Anteils an der Anionensumme ist vor allem durch die überwiegend anoxischen Verhältnisse der Grundwässer geprägt. Gleichzeitig ist jedoch sichtbar, dass sich bei sinkendem pH-Wert einige Datensätze absondern, die mit besonders hohen Nitrat-Anteilen auffallen und die bezüglich des gesamten Datenkollektiv sogar die absolut höchsten Befunde stellen. Dem stehen gleichzeitig Messstellen gegenüber, in denen bei saurem Milieu das Nitrat kaum oder gar nicht bilanzwirksam ist.

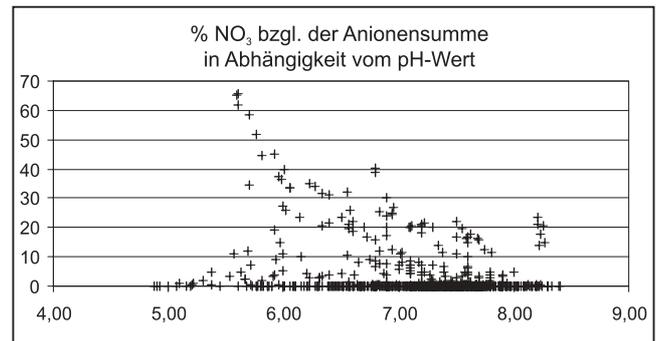


Abb. 4.27: Nitrat-Anteil an der Anionensumme

Folgende Messstellen haben bei pH-Werten kleiner 6,5 einen relativen Nitrat-Anteil größer 10 %:

Stavenow	qsWA	Neubildung
Schönhagen	qw1	Neubildung
Kemnitz OP	qsD	Indirekte Neubildung
Raben	qsWA	Neubildung
Rauen OP	qsWA-qW1	Indirekte Neubildung
Schenkendorf	qsD-qsWA	Indirekte Neubildung
Lüdendorf	qsWA	Indirekte Neubildung
Kuhlowitz OP	qsWA	Neubildung

Den Messstellen Stavenow, Schönhagen und Kemnitz OP ist die Flächennutzungsart Acker zugeordnet, den Messstellen Raben, Rauen und Schenkendorf der Typ Siedlung, Kuhlowitz Brachland und Lüdendorf Wald. Diese Merkmalskombinationen sind ein deutlicher Hinweis darauf, dass die registrierten Versauerungserscheinungen landwirtschaftlichen Stoffeinträgen zuzuschreiben sind.

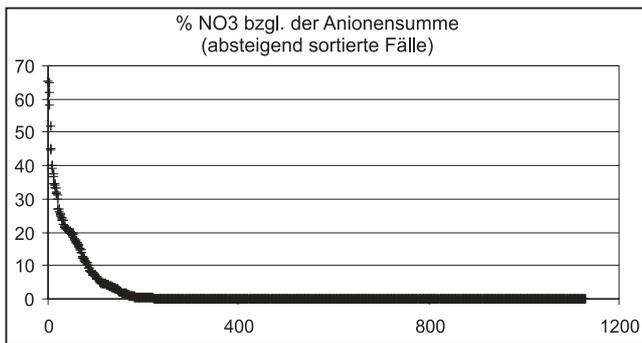


Abb. 4.28: Verteilung des Nitrat-Anteils im gesamten Datenkollektiv

Bei etwas geringeren relativen Nitrat-Anteilen (< 12 %) werden bereits präzisere Fallunterscheidungen erforderlich, da jetzt auch Messstellen mit der Flächennutzungsart Wald auftreten. Einer scharfen Abgrenzbarkeit von Beeinflussungsarten steht jedoch auch die Heterogenität der Flächennutzung am konkreten Messobjekt entgegen, so dass zur zweifelsfreien Deutung letztlich eine qualifizierte Beschreibung des Einzugsgebietes erforderlich ist.

Die gegenwärtig verwendeten Flächennutzungsangaben resultieren überwiegend aus einer Inaugenscheinnahme der Umgebung. Hiermit werden die tatsächlichen Verhältnisse im Einzugsgebiet nur unvollkommen erfasst, so dass durchaus auch Fehldeutungen vorliegen können.

Geringere Nitrat-Anteile (> 0 bis 10 %) wurden an folgenden Messstellen mit pH-Werten kleiner 6,5 beobachtet:

Lügendorf	qsWA	Indirekte Neubildung	Wald
Kuhlowitz OP	qsWA	Neubildung	Brachland
Jeserig	qsD	Indirekte Neubildung	Acker
Züllsdorf	qe2-qsWA	Entlastung	Siedlung
Ruhland	qsD-qh	Neubildung	Wald
Döbern-			
Eichwege	(?)		
Ullersdorf OP	qw1-qh	Neubildung	Wald
Laubsdorf	qe2-qh	Neubildung	Wald
Dretzen	qsD	Indirekte Neubildung	Acker
Teupitz	qw1	Neubildung	Wald
Dübrichen	qsD	Indirekte Neubildung	Wald
Hohenbucko	qsWA	Neubildung	Wald

Es tauchen in dieser Auflistung bereits wieder Messstellen auf, die bei den sulfatdominanten Standorten genannt worden waren. Dies war bei Diskussion der Sulfatverteilung bereits erwartet worden.

Die Abbildungen 4.29 und 4.30 zeigen den Ammoniumanteil in Abhängigkeit vom pH-Wert sowie die Verteilung im Datenkollektiv. Sieben Datenpunkte wurden aus Skalierungsgründen hier nicht dargestellt (Messstelle Gülpe-Wolsier UP; 12–20 mg/l entsprechend 12–20 % der Kationenbilanz; pH 7,25–7,45). Die Verteilung der Ammoniumanteile zeigt, dass im wesentlichen im pH-Bereich zwischen 7 und 8 höhere Bilanzanteile auftreten, die im allgemeinen auch mit höheren Absolutwerten korrelieren (hier nicht abgebildet).

Saure Grundwässer zeigen in bezug auf ihren Ammoniumanteil kein signifikant anderes Verhalten als das übrige Datenkollektiv; hinsichtlich der absoluten Konzentrationen gibt es einen klaren

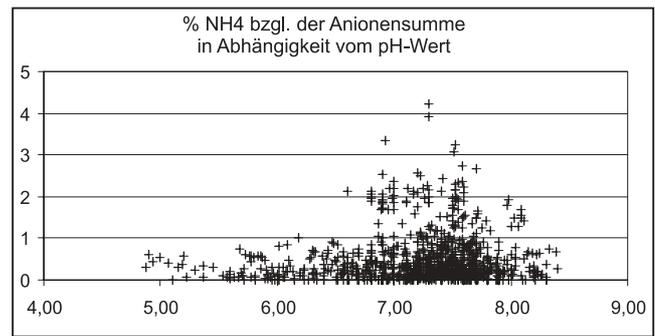


Abb. 4.29 Ammoniumanteil an der Kationensumme

Trend zu geringeren Befunden in sauren Grundwässern. Bei der Interpretation der Nitratanteile war sichtbar, dass sich eine Gruppe von Messstellen absondert, bei denen ein Zusammenhang zwischen erhöhtem Stickstoffeintrag und eingetretenen Versauerungserscheinungen besteht. Obwohl gerade den reduzierten Stickstoffspezies ein Versauerungspotenzial beigegeben wird, zeigen sich bei diesen im Grundwasser keine Auffälligkeiten. Hieraus lässt sich ableiten, dass Stickstoffeinträge nur unter oxischem Milieu versauerungswirksam sind.

Es wurde bereits gezeigt, dass die beobachteten Grundwässer überwiegend anoxisch sind (vgl. Abb. 4.4). Hier wird sichtbar, dass unter weitgehend anoxischen Bedingungen der Stickstoffmetabolismus nach anderen Mechanismen abläuft.

Die Verteilungskurve zeigt bei einem relativen Ammoniumgehalt von etwa 1 % einen Knick, verläuft im übrigen aber stetig. Eine Deutung dieses Phänomens kann im Rahmen dieser Arbeit jedoch nicht vorgenommen werden.

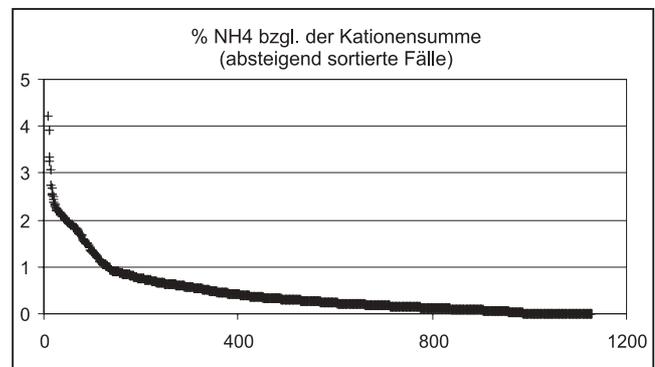


Abb. 4.30 Verteilung des NH4-Anteils im gesamten Datenkollektiv

Der relative Calciumanteil ist über alle Fälle stetig verteilt (hier nicht abgebildet). In der pH-abhängigen Darstellung (Abb. 4.31) ist erkennbar, dass mit abnehmendem pH-Wert auch der relative Calciumanteil zurückgeht. Hinsichtlich der Abfolge von Versauerungsprozessen (sukzessive Entkalkung bzw. wachsender Calcitmangel) ist dieses Verhalten schlüssig. Bemerkenswert ist der Umstand, dass sich bereits in dieser zweiparametrischen Darstellung Beschaffenheitsmuster einzelner Messstellen abbilden. So gehören die Datenpunkte im Bereich pH 5,2 bis 5,5 und Calcium relativ 72 bis 74 % zu der Messstelle Ullersdorf OP und die Punktgruppe mit den absolut niedrigsten pH-Werten zu der Messstelle Dübrichen. Bei den Befunden der Messstelle Ullersdorf ist auffällig, dass hier ein verhältnismäßig hoher relativer Calciumanteil auftritt. Offenbar gibt es hier eine atypische Quelle für Calciumionen (vgl. messstellenspezifische Interpretation im nächsten Kapitel).

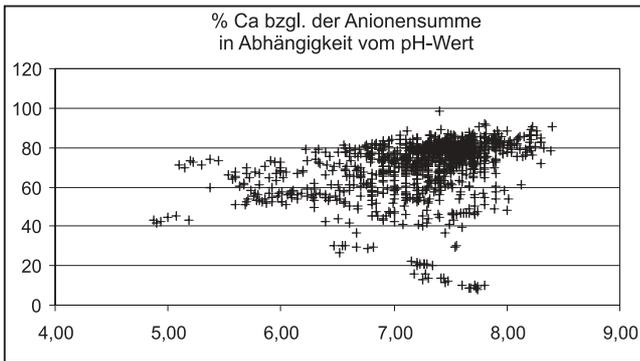


Abb. 4.31 Calciumanteil an der Kationensumme

Einen andeutungsweise gegenläufigen Trend findet man bei dem relativen Anteil von Magnesiumionen (Abb. 4.32). Hier entsteht der Anschein, dass die untere Grenze des Existenzbereiches mit abnehmendem pH-Wert ansteigt, d.h. die Magnesiumdominanz stetig zunimmt. Tatsächlich verringert sich jedoch mit abnehmendem pH-Wert die Schwankungsbreite des molaren Verhältnisses von Calcium- und Magnesiumionen, was in Abbildung 4.33 deutlich erkennbar ist. Da eine fortschreitende Versauerung in Bezug zu den pedochemischen Prozessen die Erschöpfung des matrixgebundenen Potenzials an Erdalkali-Ionen bedeutet, könnte hieraus der Schluss gezogen werden, dass das Verhältnis von Calcium zu Magnesium von etwa 5 zu 1 die stöchiometrischen Verhältnisse im Austauscher-Puffer darstellt, während bei höheren pH-Werten andere, leichter mobilisierbare Bindungsformen des Calciums vorliegen und sich somit höhere Ca-Mg Verhältnisse einstellen.

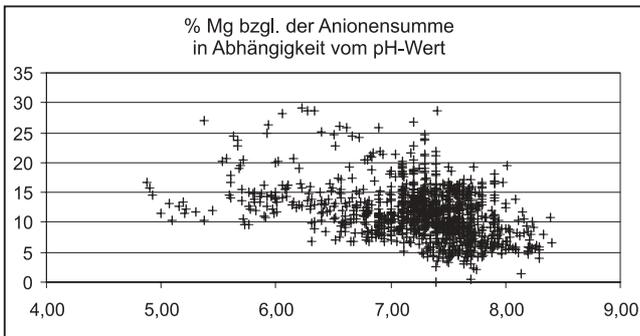


Abb. 4.32 Magnesiumanteil an der Kationensumme

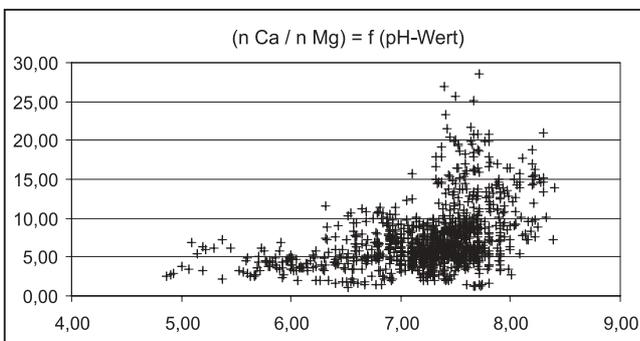


Abb. 4.33: Stoffmengenverhältnis von Calcium- und Magnesiumionen; pH-Wert abhängig

Das stöchiometrische Verhältnis von Calcium- und Hydrogencarbonat-Ionen ist in Abbildung 4.34 in der Form $n(\text{Ca}^{2+}) - n$

$(\text{HCO}_3^{2-}) = f(\text{pH-Wert})$ dargestellt. Es ist erkennbar, dass bei pH-Werten kleiner 6,5 der stöchiometrische Überschuss der Hydrogencarbonat-Ionen gegenüber dem Calcium aufgebraucht ist ($n\text{Ca} - n\text{HCO}_3$ ist hier negativ). Folglich stammt in saureren Grundwässern das Calcium vermehrt aus nichtcarbonatischen Bindungsformen, was mit den Modellvorstellungen über den Verlauf von Versauerungserscheinungen gut übereinstimmt.

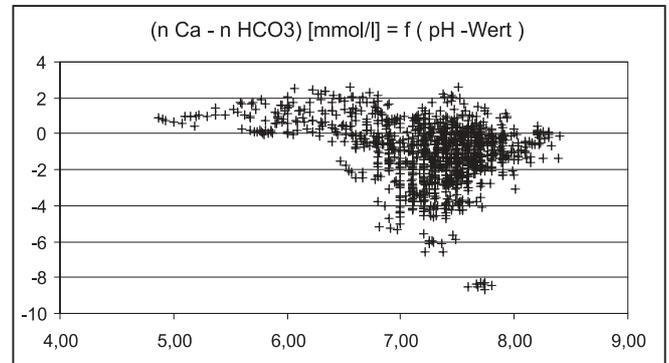


Abb. 4.34: Stöchiometrisches Verhältnis von Calcium und Hydrogencarbonat in Abhängigkeit vom pH-Wert

Bei der grafischen Darstellung der Härte ($n\text{Ca} + n\text{Mg}$) in Abhängigkeit vom Hydrogencarbonat bildet sich eine untere Grenzgerade mit der Beziehung:

$$\text{Härte [mmol/l]} > 0,25 \cdot \text{HCO}_3 \text{ [mmol/l]} + 0,25$$

(grafische Lösung).

Es gibt lediglich eine Ausnahme (Messstelle Pritzwalk UP, tmi, geogener NaHCO_3 - Typ); für die quartären Grundwässer dürfte dieser Zusammenhang jedoch allgemeingültig sein. Abbildung 4.35 zeigt diesen Zusammenhang.

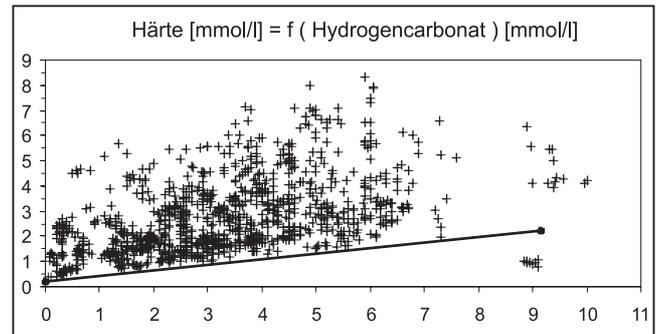


Abb. 4.35: Zusammenhang zwischen Hydrogencarbonatgehalt und Härte des Grundwasser

Wenngleich dieses Verhalten in Hinblick auf die Diskussion von Versauerungserscheinungen keine unmittelbare Relevanz besitzt, so bleibt es dennoch erwähnenswert. Der Umstand, dass sich auch versauerte Grundwässer in diese Relation einordnen ist hingegen nicht verwunderlich, da hier das Hydrogencarbonat praktisch nicht mehr vorkommt und sich der Ausdruck verkürzt auf Härte $> 0,25$ mmol/l.

Die Abbildung 4.36 zeigt den Anteil an Eisenionen an der Kationensumme. Im Allgemeinen liegt der relative Eisenanteil unter 5 %. Bemerkenswert ist, dass bereits im pH-Bereich zwischen 6,5 und 7,0 recht viele Proben einen höheren Eisenanteil aufweisen. Die Punktgruppe im Bereich $\text{pH} > 6$ und

Eisen > 20 % gehört zu der Messstelle Fischwasser, die absolut höchsten Eisenanteile werden an der stark versauerten Messstelle Dübrichen registriert. Die bei pH 7 höchsten Eisengehalte stammen von der Messstellen Herrenwiese und Wilhelmsaue, die hier eine Ausnahmestellung einnehmen (Neubildungs- bzw. Entlastungsgebiet, qw, Acker). Die verhältnismäßig hohen Werte um pH 6 gehören zu den Messstellen Laubsdorf und Hohenbucko. Die Verteilung der Eisenanteile im Datenkollektiv verläuft stetig in Form einer logarithmischen Kurve; auf eine Darstellung wird hier verzichtet.

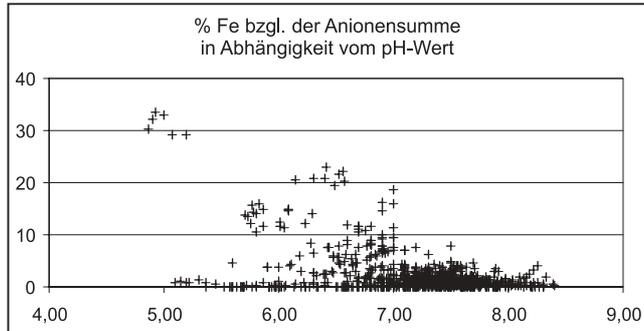


Abb. 4.36: Eisenanteil an der Kationensumme

Ein bislang noch nicht beschriebenes Verfahren zur Indikation von Versauerungserscheinungen besteht in der Diskussion der Fluoridgehalte in sauren Grundwässern. Dieses Verfahren ist, wie nachfolgend gezeigt wird, nur bei sauren Grundwässern anwendbar. Ferner muss geprüft werden, ob in den Untersuchungsräumen nicht auch andere Mineralien zu einem erhöhten geogenen Fluoridgehalt der Grundwässer führen. Für die quartären Grundwasserleiter im Land Brandenburg kann dies jedoch mit hinreichender Sicherheit ausgeschlossen werden.

Das Fluoridanion verhält sich zum Oxid- und Hydroxid anion isomorph. Es kann sich in Alumosilikaten – und hier insbesondere bei Schichtsilikaten – an dessen Gitterplätzen befinden. Die Ionenradien betragen (in Angström; nachgestellt die Koordinationszahl) für Fluorid 1,33/6, für Hydroxid 1,37/6 und für Oxid 1,36/3 bzw. 1,40/6. Damit besitzen insbesondere Hydroxid und Fluorid ein sehr ähnliches Ladungs-Radius-Verhältnis, was die eigentliche Ursache für das isomorphe Verhalten beider Ionen ist. Das isomorphe Verhalten von Fluorid gegenüber Hydroxid ist beim Apatit bekannt und wird hier sogar als typisches Lehrbeispiel für den Begriff Isomorphie behandelt [148]. Bei den Tonmineralen hingegen wird dieser Aspekt eher in sekundären Zusammenhängen wahrgenommen; so beispielsweise in Verbindung mit Emissionsproblemen bei der Tonziegelherstellung [135, 136], wo beim Brennen der Tone ab etwa 400 °C in nennenswertem Maße HF freigesetzt wird.

Eine rayonbezogene Betrachtung der Fluoridkonzentrationen liefert keine markanten Hinweise auf die Dominanz etwaiger Einträge aus der Atmosphäre bzw. den Böden ins Grundwasser, was Abbildung 4.37 entnommen werden kann. Es tritt eine tendenzielle Häufung höherer Fluoridkonzentrationen bei Grundwässern in bedeckten Lagerungspositionen auf (Rayon 11 bis 15), wobei mit zunehmender Teufe im Allgemeinen auch höhere Konzentrationen einhergehen. Das Konzentrationsniveau an Neubildungsdominierten Messstellen liegt erheblich über den typischen Konzentrationen in den Niederschlägen. In den Freilandniederschlägen sind die Fluoridkonzentrationen

im Allgemeinen kleiner als 0,05 mg/l, in der Kronentraufe kleiner als 0,1 mg/l. Das Konzentrationsniveau der hier als auffällig diskutierten Grundwässer liegt hingegen über 0,2 mg/l.

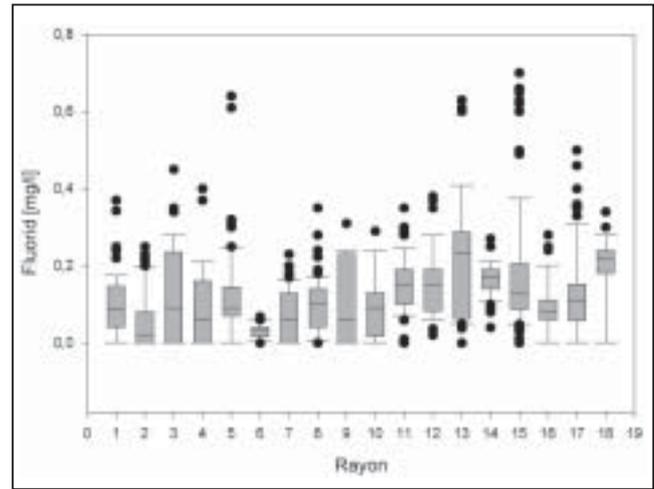


Abb. 4.37: Boxplot der Fluoridkonzentrationen im Grundwasser bei rayonweiser Sortierung

Fluoridionen verhalten sich in wässriger Lösung nahezu konservativ; d.h. es gibt keine wesentlichen Prozesse, die zu einer Verlangsamung des Transportes in der Lösungsphase führen würden (z.B. Adsorption, Fällung). Hieraus folgt,

- a) dass die Fluoridkonzentration in der Lösungsphase als thermodynamischer Gleichgewichtszustand interpretiert werden kann; also nur vom geogenen Mineralbestand und seinem kinetisch determinierten Lösungsverhalten abhängt,
- b) dass entsprechend der Dispersion im Untergrund die Fluorid-Lösungsfracht sukzessive abtransportiert wird und
- c) dass es, abgesehen von der Lösungsphase, im Untergrund keine weiteren Fluoridsenken gibt.

Abbildung 4.38 zeigt den relativen Fluoridgehalt des Grundwassers in Abhängigkeit vom pH-Wert. Dargestellt sind hier wiederum alle Datensätze (1.130 Fälle).

Es ist erkennbar, dass bei der überwiegenden Anzahl der Fälle die Wertepaare rechtsseitig eines Parabelastes liegen, der bei etwa pH 6,0 seinen Ursprung nimmt. Die Wertepaare linksseitig dieser Kurve repräsentieren offenbar einen andersartigen geohydrochemischen Zusammenhang, für den oben die These „Herkunft aus Tonmineralen“ aufgestellt wurde.

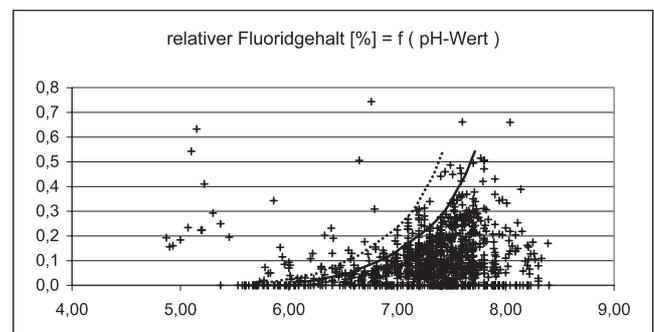


Abb. 4.38: Relativer Fluoridgehalt der Grundwässer, bezogen auf die Anionensumme in Abhängigkeit vom pH-Wert

Die stetige Zunahme der Fluoridkonzentrationen mit zunehmendem pH-Wert rechtsseitig der Grenzkurve legt einen Zusammenhang mit dem Kalkgehalt im Untergrund nahe. In dem Maße, wie das Sediment auf Grund von Lösungsprozessen sowie durch Säure-Base-Reaktionen entkalkt und der entsprechende Stoffvorrat mit der Lösungsphase abtransportiert wird, sollte auch eine Abnahme des relativen Fluoridgehaltes in der Lösungsphase stattfinden. Dieser Zusammenhang besteht tatsächlich, wie Abbildung 4.39 entnommen werden kann.

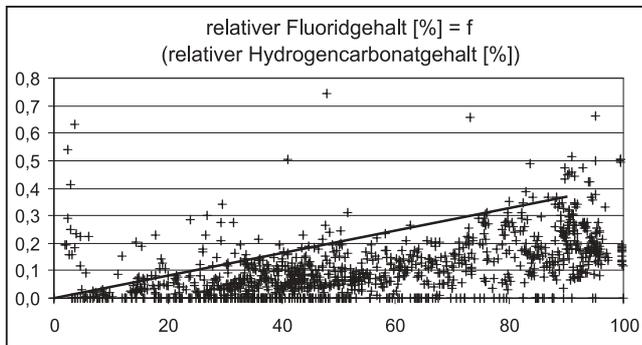


Abb. 4.39: Relativer Fluoridgehalt in Abhängigkeit vom relativen Hydrogencarbonatgehalt; jeweils prozentual bezogen auf die Anionensumme

Dem Kalk wird letztendlich eine maritime Genese zugesprochen. Somit sollte es auch einen Zusammenhang des Gehaltes an Begleitelementen (Spurenstoffen) von der typischen Zusammensetzung maritimer Wässer geben. Im Meerwasser werden heute mittlere Fluoridgehalte von 1–2 mg/l angegeben; bei globaler Kalkulation der Elementvorräte der obersten Erdkruste geht man im Mittel von 1,3 mg/l aus [137]. Insoweit ist nicht ausgeschlossen, dass maritim gebildete Kalke stets auch Fluorid als vergesellschaftetem Spurenstoff enthalten.

Ob und in welchem Umfang hier zusätzlich jüngere Bildungen eine Rolle spielen bleibt spekulativ und kann im Rahmen dieser Arbeit nicht geklärt werden. Es wäre grundsätzlich denkbar, dass es während der Herausbildung maritimer bzw. brackischer Verhältnisse während der Warmzeiten auch maritime Sedimente gibt, die einen ähnlichen Spurenstoffgehalt aufweisen. Zumindestens für die Holstein-Warmzeit gibt es im Land Brandenburg auch den Nachweis marin-brackischer Sedimente [138].

Mit dem Ziel, die bislang verwendeten Indikatoren sowie die hiermit getroffenen Differenzierungen hinsichtlich ihrer Stichhaltigkeit zu überprüfen, wurden die Datensätze mittels hierarchischer Clusteranalyse untersucht.

Bei der Clusteranalyse steht das Erkennen von Mustern im Vordergrund des Interesses, wobei davon ausgegangen wird, dass sich verschiedene Klassen von Objekten in verschiedenen Objektklassen widerspiegeln [147]. Das Resultat einer Clusteranalyse kann in Form eines Dendrogramms veranschaulicht werden. Als Maß für die Ähnlichkeit der Objektklassen (somit für die Verwandtschaftsbeziehung zwischen den klassifizierten Objekten) dient die Verzweigungshierarchie des jeweiligen Dendrogramms. Diesem Verfahren wird an dieser Stelle keine vorrangig exploratorische Rolle beigemessen, da die getroffenen Abgrenzungen bereits wissenschaftlich hergeleitet wurden, d.h. es wurde auf der Basis grundlegender hydrochemischer Zusammenhänge und prozessrelevanter Überlegungen gearbeitet.

Die nachfolgenden Dendrogramme wurden mit dem Verfahren *average linkage between groups* erzeugt. Zunächst wurden neben dem pH-Wert die relativen Anteile der Hauptinhaltsstoffe an der Bilanz der Anionen bzw. Kationen untersucht. Das erste Dendrogramm zeigt das Muster aller Datensätze (1.129 Fälle), während für das folgende Dendrogramm nur diejenigen Datensätze verwendet wurden, bei denen der pH-Wert < 6,5 ist; also nur unter Berücksichtigung der sauren Grundwässer.

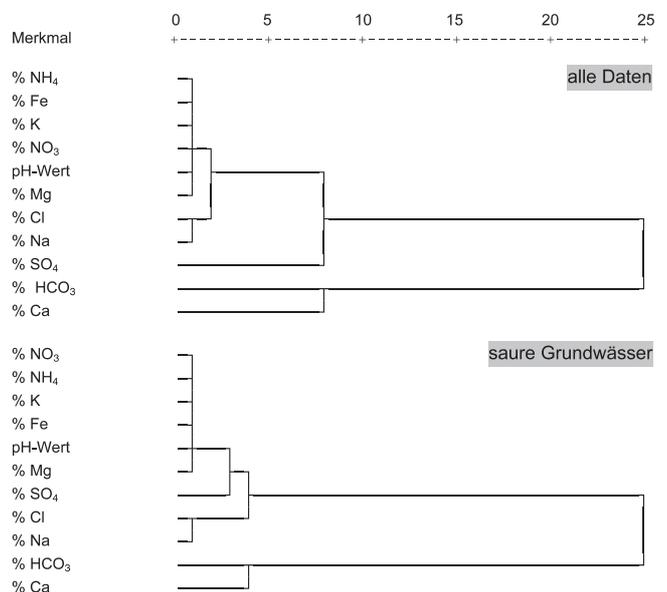


Abb. 4.40: Dendrogramm der Hauptinhaltsstoffe (Relativwerte) des gesamten Datenkollektivs bzw. der sauren Grundwässer

Bemerkenswert ist vor allem der Umstand, dass sich auch in dem selektierten Datenkollektiv, das etwa nur ein Zehntel des gesamten Stichprobenumfanges darstellt, ein ähnliches Muster abbildet. Hierbei liegt jedoch eine qualitativ geringere Ähnlichkeit vor; die Verzweigung setzt erst später ein.

Eine markante Ähnlichkeit besteht zwischen den relativen Calcium- und Hydrogencarbonatgehalten, die sich zuerst als eine eigenständige Gruppe absondern. Dieses Verhalten illustriert augenfällig die dominante Rolle der Carbonatpufferung in den Grundwässern.

Aus dem gesamten Datenkollektiv sondert sich in der selben Ebene der relative Sulfatgehalt ab, in der nächsten Ebene dann Natrium und Chlorid. Bei der Teilmenge der sauren Grundwässer tritt der umgekehrte Fall ein; allerdings werden auch hier Sulfat bzw. Natrium und Chlorid in eigenständigen Gruppen klassifiziert. Dieses Verhalten ist durchaus plausibel, da der Sulfatgehalt von mehreren Faktoren beeinflusst wird und nicht ausschließlich anthropogen bzw. geogen determiniert ist. Die starke Ähnlichkeit von Natrium und Chlorid überrascht nicht, da sich dies aus der Stöchiometrie ergibt. Vielmehr legt es den Schluss nahe, dass es neben (i.d.R. geogenem) Natriumchlorid keine anderen Quellen für Natrium- bzw. Chloridionen gibt, die zu einer maßgeblichen Beeinflussung der Beschaffenheitsmuster führen würden. Als Einschränkung muss Kaliumchlorid infolge landwirtschaftlicher Düngung angesehen werden, dass sich offenbar jedoch nirgends dominant abbildet.

Die übrigen Merkmale zeigen sich zueinander ununterscheidbar ähnlich.

Ein methodischer Artefakt liegt hinsichtlich der adäquaten Berücksichtigung der pH-Werte vor, da diese auf einen logarithmischen Term zurückgehen, alle übrigen Merkmale hingegen auf einer linearen Skala beruhen. Insofern ist dessen Klassifizierung irreführend.

Die zweite Clusteranalyse geht wiederum von dem gesamten Datenbestand aus und widmet sich ausschließlich denjenigen Merkmalen, die zur Versauerungsindikation herangezogen worden sind. Bei der ersten Prüfung sind alle diskutierten Indikatoren verwendet worden, während für die zweite Variante die unähnlichen Merkmale (diejenigen, die sich zuvor als gesonderte Gruppe gezeigt hatten) entfernt wurden, so dass eine Aufwertung der Differenzierung zwischen den (auf Grund des größeren Bewertungsumfanges) zunächst ununterscheidbaren Merkmalen stattfand. Das Ziel dieser Betrachtung besteht darin, das Ausmaß der stets erwähnten Eigenabhängigkeit von Bewertungsmerkmalen zu beschreiben.

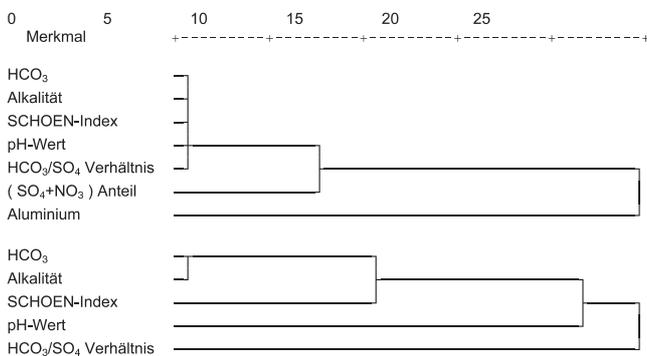


Abb. 4.41: Dendrogramme der Versauerungsindikatoren

4.2 Fallstudien

4.2.1 Auswahl von Messstellen mit markanten Merkmalsbildungen

Für die Diskussion nachgewiesener Versauerungswirkungen ist es wünschenswert, Messstellen mit einer möglichst singulären Ursache-Wirkungs-Beziehung zu ermitteln. Dies bereitet bei Lockergesteins-Grundwasserleitern im allgemeinen größere Schwierigkeiten (vgl. Kapitel 1.4).

Hinsichtlich ihrer Versauerungsintensität sind in abnehmender Reihe folgende Ursachen relevant [21]:

Pyritverwitterung > Landwirtschaft > atmosphärische Stoffeinträge

Der Ursachenkomplex Pyritverwitterung beinhaltet hier begrifflich sowohl die unmittelbaren Folgen bergbaulicher Tätigkeit (Verwitterung und Auslaugung tertiärer Gesteine) als auch mögliche Wirkungen wasserhaushaltlicher Eingriffe (z.B. Belüftung anoxischer Schichten durch Grundwasserabsenkung). Wenn im Folgenden der Begriff Pyrit- verwendet wird, so wird hier gleichermaßen auch Markasit gemeint. Insbesondere bei den direkt vom Braunkohlenbergbau beeinflussten Wässern sollten sich auf Grund der erheblichen Stoffmengen charakteristische Beschaffenheitsmuster herausbilden.

Unter besonderer Berücksichtigung bergbaulicher Beeinflussungen im Niederlausitzer Braunkohlenrevier wurde folgendes Typisierungsschema für Grundwässer vorgeschlagen [117] (verkürzte Darstellung ohne Typ III, Kippe):

Erwartungsgemäß sondert sich zuerst der Aluminiumgehalt ab, der sich über einen weiten Existenzbereich als unspezifisch erwiesen hatte. Der Aluminiumgehalt hatte sich nur für sehr wenige, stark versauerte Grundwässer als ein scharfer Indikator herausgestellt.

Der Anteil der Summe von Sulfat- und Nitratanionen an der Anionenbilanz sondert sich verhältnismäßig überraschend als eigene Gruppe ab, während die übrigen Merkmale ununterscheidbar bleiben. Letzteres ist zunächst weniger auffällig, weil die Indikatoren auf Grund der ihnen zugrundeliegenden Berechnungen zueinander (zumindestens mittelbar) verhältnismäßig ähnlich sind. Es wäre durchaus eine stärkere Ähnlichkeit zwischen dem Nitrat-Sulfat-Anteil und dem SCHOEN-Index $[(Ca+Mg)/(SO_4+NO_3)]$ zu erwarten gewesen, da hier der selbe Term (allerdings als Relativwert, in dem jedoch implizit auch wieder der Hydrogencarbonatgehalt enthalten ist) auftaucht.

Nach Reduktion des Datensatzes zeigt sich dennoch eine markante Differenzierung. Bemerkenswert ist die Ununterscheidbarkeit zwischen dem Hydrogencarbonatgehalt und der Alkalinität, was im Umkehrschluss eindrucksvoll zeigt, dass der konzeptionelle Ansatz der Säure-Base-Bilanzierung durch das Alkalitäts-Aciditäts-Prinzip dennoch einen engen Bezug zu einem monokausal beschreibbaren Puffersystem besitzt.

Anhand der durchgeführten Clusteranalysen konnte auf einem methodisch weitgehend unabhängigen Wege gezeigt werden, dass die zur Bewertung von Versauerungswirkungen verwendeten Algorithmen schlüssig sind. Somit haben sie das eingangs formulierte Ziel erfüllt.

Genetische Zuordnung: Gewachsenes, bergbaulich beeinflusst			
	Typ IIA gering bergbaulich beeinflusst	Typ IIB stark bergbaulich beeinflusst	Typ IA bergbaulich unbeeinflusst
pH-Wert	~ 6,4	5,4 - 6,3	[keine Angaben]
$K_{B4,3}$ [mmol/l]	6	0,9 - 11	./.
SO_4 [mg/l]	~ 430	1.100 - 2.600	./.
Ca [mg/l]	~ 140	410 - 800	./.
Mg [mg/l]	~ 30	60 - 110	./.
Na [mg/l]	~ 20	~20	./.
Cl [mg/l]	~ 30	20 - 30	./.
Fe [mg/l]	~ 20	80 - 800	./.
Mn [mg/l]	~ 0,8	3 - 8	./.
Ionentyp	Ca-SO ₄	Ca-(Fe)-SO ₄	./.

Anhand der veröffentlichten Analysendaten (leider lagen keine Vollanalysen vor) und der dort getroffenen messstellenspezifischen Interpretation [117, 118] kann abgeleitet werden, dass Grundwässer mit einem molaren Verhältnis von Sulfat zu Eisen kleiner 5 als eindeutig bergbaulich beeinflusst gelten. Diese Einschätzung gilt m.E. unabhängig vom Mineralisationsgrad der Wässer, d.h. es werden auch geringer mineralisierte Mischwässer erfasst, deren Chemismus jedoch anhand der Elementverhältnisse von Schwefel und Eisen auf eine Dominanz von Pyritverwitterungsprodukten schließen lässt [131].

Allerdings führt die Anwendung dieses Indikationsmerkmals auf den gesamten Datenbestand des Grundwasserbeschaffenheits-Messnetzes Brandenburg zu keiner signifikanten

Abgrenzung von singular bergbaulich beeinflussten Grundwässern, was auf Grund der Diversität von Genese, Lagerungsbedingungen, geogenem Mineralbestand und Wasseraustauschbeziehungen auch nicht anders zu erwarten war. Eine robuste Abgrenzung erhält man jedoch durch eine stufenweise Selektion nach folgendem Schema:

1. Ausschluss aller Analysen, bei denen der relative molare Sulfatgehalt kleiner als 50 % der Anionenbilanz ist. Es verbleiben von 1.130 Datensätzen noch 210 Datensätze.
2. Ausschluss aller Analysen, bei denen der pH-Wert größer als 6,5 ist. Es werden hiermit alle Grundwässer ausgeschlossen, deren Chemismus durch Calciumsulfat bei gleichzeitiger Gegenwart von Hydrogencarbonat geprägt ist (vgl. auch bergbauliches Klassifizierungsmerkmal Typ IIA und Typ IIB; s.o.). Es verbleiben 71 Datensätze.
3. Differenzierung anhand des molaren Verhältnisses von Sulfat und Eisen nach
 - a) $n SO_4 / n Fe > 30$: nicht durch Pyritverwitterung beeinflusst
Es werden 25 Datensätze von 6 Messstellen ohne Überschneidung ausgewiesen; die hier selektierten Messstellen kommen nicht auch in einer anderen Kategorie vor.
 - b) $n SO_4 / n Fe > 5$: indifferent
Es werden 28 Datensätze von 9 Messstellen mit einem Fall einer Überschneidung ausgewiesen, bei der einem Datensatz in Gruppe b) sieben Datensätze in Gruppe c) gegenüberstehen.
 - c) $n SO_4 / n Fe < 5$: Beeinflussung durch Pyritverwitterung hochwahrscheinlich
Es verbleiben 18 Datensätze von 3 Messstellen, nämlich
Dübrichen
Fischwasser

Zur Abgrenzung dominant landwirtschaftlicher Beeinflussungstypen eignen sich vor allem positive Nitratbefunde, wobei hier zusätzlich eine Abgrenzung von Nitratreinträgen unter Waldgebieten erforderlich ist. Vor dem Hintergrund eines zumeist anoxischen Grundwassermilieus ist die alleinige Betrachtung der Nitratbefunde allerdings nicht unproblematisch. Da jedoch, wie bereits gezeigt wurde, auf Grund der $E_H - pH$ Beziehung die Versauerungserscheinungen mit dem Vorhandensein eines oxischen Grundwassermilieus verbunden sind, sollte sich diese Selektionsbedingung als hinreichend robust erweisen.

Typische Nitratgehalte in Sicker-, Grund- und Quellwässern unter Forstböden sind in zahlreichen Arbeiten zur Versauerungsproblematik in den Mittelgebirgslagen veröffentlicht worden [34a]. Die nachfolgende Tabelle gibt einen Überblick.

Untersuchungen zum Nitrataustrag aus typischen Forstböden im Land Brandenburg (Level-II Beobachtung) [128] zeigten, dass Nitrat in der Regel nur in der Humusaufgabe nachweisbar war. Lediglich in einem von sechs Fällen wurden Nitratausträge noch in 250 cm Tiefe nachgewiesen [129]. Hierbei handelt es sich um einen grundwasserfernen Standort auf einer gut kalkversorgten Jungmoräne. Da die Auswahl der level II Flächen in erster Linie nach forstlichen Gesichtspunkten (Hauptbaumart, Trophiestufe, Wuchsgebiet etc.) erfolgte und der Stichproben-

umfang mit 6 Untersuchungsflächen äußerst gering ist, darf diese Befundlage nicht generalisiert werden.

Die Befunde aus dem Grundwasserbeschafftheits-Messnetz stützen jedoch die generelle Tendenz zu geringen Nitratgehalten auch in Neubildungsdominierten Grundwässern unter Wäldern (Rayon 1), was nachstehender Abbildung entnommen werden kann. Die Nitratkonzentrationen liegen in der Regel unter 10 mg/l. Insoweit ähneln die Resultate den Beobachtungen aus Süddeutschland, wo die Nitratkonzentrationen in der Regel kleiner als 15 mg/l waren.

Nach einer Selektion von Datensätzen mit der Bedingung pH-Wert < 6,5 verbleiben 36 Datensätze von 11 Messstellen, bei denen die Bedingung Nitratkonzentrationen > 10 mg/l gilt. Sechs von sieben Datensätzen der Klasse Nitratkonzentration > 5 mg/l gehören ebenfalls zu den hier selektierten Messstellen. Somit kann davon ausgegangen werden, dass die beobachteten

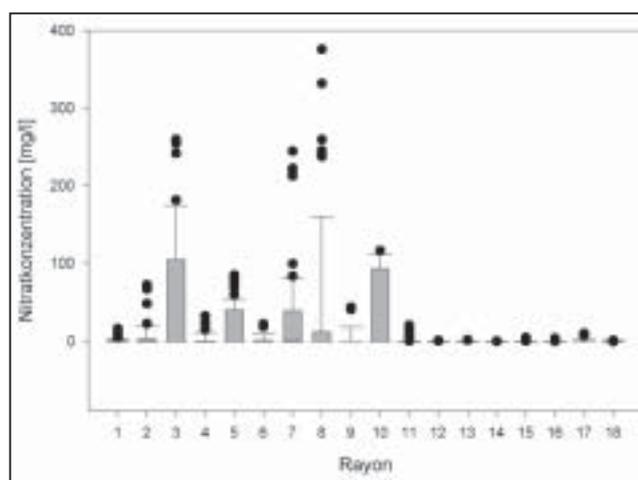


Abb. 4.43: Boxplot der Nitratkonzentrationen [mg/l] im Grundwasser bei rayonweiser Sortierung

Region	Geologie	Kompartiment und Baumart	NO ₃ ⁻ Mittel [mg/l]	NO ₃ ⁻ Max. [mg/l]	NO ₃ ⁻ Min. [mg/l]	Literatur
Spessart/Röhn	Mittlerer Buntsandstein	Q /Buche	4,8	5,0	4,0	[119]
		OA /Buche	3,6	4,0	3,2	[119]
		GW /Buche	3,3	4,3	1,6	[119]
		Q /Buche	3,7	4,4	–	[120]
Fichtelgebirge/Frankenwald	Granit, Fließgerden	SW /Fichte	11,4	20,4	1,4	[119]
		SW /Fichte	12,0	18,7	5,3	[122]
		Q /Fichte	12,4	17,5	6,3	[119]
		GW /Fichte	6,4	10,0	3,2	[119]
		SW /Fichte	10,5	–	–	[121]
Oberpfälzer Wald	Kreidesandstein Gneis	Q /Fichte	7,3	25	< 0,3	[124]
		Q /Fichte	3,9	5,7	2,0	[123]
		Q /Fichte	4,6	–	–	[124]
		OA	3,2	5,3	2,0	[124]
Bayerischer Wald	Kristallin	Q (roh)	5,8	23,7	< 0,1	[119]
		SW /Fichte	8,0	–	–	[119]
		Q /Fichte	6,6	12,9	3,0	[125]
		Q /Fichte	7,1	9,4	4,7	[119]
		GW /Fichte	5,0	6,3	3,3	[119]
Zentral- und Südbayern	keine Angaben	OA /Fichte	5,4	8,1	3,5	[124]
		SW /Kiefer	4,2	18,9	0,2	[126]
		SW /Eiche, Buche	14,6	43,1	0,8	[126]
		SW /Fichte	23,0	90,8	3,2	[126]
		SW /Mischwald	15,7	29,2	2,2	[119]
		Lößlehm, Tertiärsand	33	–	–	[127]
		GW /Fichte	ca. 30	–	–	[127]
Niederterrasse	10,6	23,3	< 0,5	[119]		
GW /Fichte	3,9	4,8	3,2	[119]		

Tab. 4.42: Typische Nitratgehalte unter Waldflächen

- SW Sickerwasser
- Q Quelle
- OA Oberflächenabfluss
- GW Grundwasser

Versauerungserscheinungen der Messstellen Schönhagen, Stavenow, Kemnitz OP, Wüstermarke, Raben, Rauen OP, Schenkendorf, Lüdendorf, Züllsdorf, Kuhlowitz OP und Jeserig durch landwirtschaftliche Stoffeinträge bedingt sind. Zwei Messstellen zeigen markante Versauerungserscheinungen (Schönhagen und Stavenow, siehe unten), die übrigen jedoch nicht, was wahrscheinlich auf die Wirkung landwirtschaftlicher Kompensationskalkungen zurückzuführen ist.

Name	MKZ	Vermutete Beeinflussung	Hydrogeologische Struktureinheit	Stratigrafie des GWL	FLN	Rayon	
Burg- Schmogrow UP	4151 6004			Durchfluss	qsD	Wiese	10
Döbern - Eichwege	4353 6000	Deposition (?)	Neubildung	qsWA	Wald		2
Döbern Gosdaer Heide	4353 6001	Deposition (?)	Neubildung	qsWA	Wald		6
Dretzen	3739 4610		Indirekte Neubildung	qsD	Acker		7
Dübriichen	4346 6064	Pyritverwitterung	Indirekte Neubildung	qsD	Wald		7
Eichow OP	4250 6136		Neubildung	qw1-qw2	Wiese		4
Fischwasser	4447 6001	Pyritverwitterung	Neubildung	qsD-qh	Wald		6
Hirschfeld	4548 6066	(n.relevant wg. Filterlage)	Entlastung	qe1-qh	Acker		6
Hirschfeld (Z)	4548 6067	Landwirtschaft	Entlastung	qw-qh	Acker		16
Hohenbucko	4246 6030	Pyritverwitterung (?)	Neubildung	qsWA	Wald		2
Jämitz	4453 6001		Neubildung	qsWA	Wald		6
Jeserig	3940 0001	Landwirtschaft	Indirekte Neubildung	qsD	Acker		7
Kemnitz OP	4147 6054	Landwirtschaft	Indirekte Neubildung	qsD	Acker		8
Kuhlowitz OP	3841 3470	Landwirtschaft	Neubildung	qsWA	Brache		4
Laubsdorf	4352 7251	Pyritverwitterung	Neubildung	qe2-qh	Wald		6
Lüdendorf	3943 1430	Landwirtschaft	Indirekte Neubildung	qsWA	Wald		7
Raben	3941 3110	Landwirtschaft +K	Neubildung	qsWA	Siedlung		5
Rauen OP	3650 5183	Landwirtschaft	Indirekte Neubildung	qsWA-qW1	Siedlung		7
Ruhland	4548 6026	Deposition (?)	Neubildung	qsD-qh	Wald		6
Schönhagen	3039 0001	Landwirtschaft	Neubildung	qw1	Acker		3
Sophienthal	3352 2339	salinar beeinflusst	Neubildung	qsWA-qh	Acker		3
Stavenow	2836 0020	Landwirtschaft +K	Neubildung	qsWA	Acker		3
Stolzenhain	4144 6012	Landwirtschaft	Neubildung	qw	Acker		3
Teupitz	3847 6050	Deposition	Neubildung	qw1	Wald		1
Ullersdorf OP	3952 1832	Deposition	Neubildung	qw1-qh	Wald		1
Züllsdorf	4344 6000	Landwirtschaft +K	Entlastung	qe2-qsWA	Siedlung		6

Derzeit wird eingeschätzt, dass die Kalkversorgung der brandenburgischen Ackerböden seit 1992 stetig zurückgeht [130]. Der Anteil landwirtschaftlicher Nutzflächen mit den Kalkgehaltsklassen A bis C (Flächen mit erhöhtem Kalkbedarf) ist im Beobachtungszeitraum 1992 – 1998 von 15 % auf 21 % gestiegen.

Tab. 4.44: Übersicht ausgewiesener Versauerungsursachen und einiger Messstelleneigenschaften

Zur Überprüfung dieser Klassifizierung werden zusätzlich die relativen Anteile von Kalium- und Chloridionen an der Kationen- bzw. Anionenbilanz herangezogen (Indikation von Kaliumchlorid als Düngemittel). Es zeigt sich bei der Verteilung der relativen Kaliumgehalte im Datenkollektiv von Analysen mit pH-Werten < 6,5 überraschenderweise, dass sich zwei Gruppen herausbilden. Die Messstellen Stavenow, Raben, Züllsdorf; außerdem die bei der Nitratindikation nicht auffälligen Messstellen Döbern-Eichwege, Burg-Schmogrow und Stolzenhain zeigen mit relativen Kaliumgehalten > 5 % deutliche Beeinflussungen, während die übrigen Messstellen mit Kaliumgehalten < 2 % geschlossen am Ende der Sortierung liegen. Inwieweit sich aus dieser Gruppenbildung (Nitrat- und Kaliumindikation vs. hoher Nitratanteil bei geringem Kaliumanteil) auf zwei Subgruppen mit unterschiedlichem Beeinflussungsmuster schließen lässt kann ohne detaillierte Betrachtung des konkreten Einzugsgebietes nicht vorhergesagt werden. Denkbar wäre beispielsweise, dass erhöhte Nitratbefunde ohne gleichzeitig auffällige Kaliumanteile aus einer systematisch erhöhten Mineralisierung organischer Substanz stammen (z.B. Niedermoordegradation). Stichhaltig ist diese These allerdings nicht; die Differenzierungen könnten gleichermaßen aus einer unterschiedlichen Flächenbewirtschaftung stammen (unterschiedlich intensive Anwendung kaliumhaltiger Düngemittel). Bei der Chloridindikation zeigt sich, dass ausnahmslos alle nitrat auffälligen Messstellen zugleich chloridreich sind (> 10 %).

Die Klassifizierungsbedingungen lauteten:

- SCHOEN-Index < 1 und HCO₃/SO₄ – Verhältnis < 1,5
- Al > 50 µg/l und
- pH-Wert < 6,0.

Die anschließende Tabelle gibt einen Überblick zu den Befunden (Konzentrationen, Absolutwerte), wobei die tabellierten Werte jeweils die arithmetischen Mittel aus allen vorliegenden Einzelanalysen sind. Die den jeweiligen Mittelwerten zugrundeliegenden Fallzahlen sind in der zweiten Spalte vermerkt.

Tab. 4.45: Übersicht ausgewählter Analysenergebnisse (Mittelwert) saurer Grundwässer

Name	n Datensätze	pH	O ₂	HCO ₃	NH ₄	NO ₃	F	Cl	SO ₄	TOC	Al g	Fe
			[mg/l]	[mmol/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[µg/l]	[mg/l]
Burg- Schmogrow UP	7	5,97	0,3	0,4	0,1	0	0,01	5	75	1	6	7
Döbern - Eichwege	2	5,89	8,7	0,3	0,1	3	0,05	11	115	1	51	0
Döbern Gosdaer Heide	1	5,15	3,2	0,1	0,1	0	0,03	9	101	0	74	0
Dretzen	3	5,73	0,0	0,2	0,1	0	0,00	8	74	2	16	2
Dübriichen	6	4,99	0,2	0,1	0,3	0	0,15	5	189	1	572	34
Eichow OP	5	6,41	0,2	1,6	0,8	0	0,27	68	319	5	2	8
Fischwasser	8	6,38	0,7	0,7	0,4	0	0,04	11	167	7	12	25
Hirschfeld (Z)	2	6,19	0,4	1,7		0	0,07	74	145	8	28	14
Hohenbucko	5	6,04	0,7	0,3	0,2	0	0,02	10	149	1	17	15
Jämitz	1	6,20	0,9	0,9	0,5	0	0,03	46	233	5	15	18
Jeserig	5	6,16	9,0	0,7	0,1	8	0,00	19	116	2	5	0
Kemnitz OP	6	6,11	8,3	0,7	0,2	231	0,01	73	228	2	12	0
Kuhlowitz OP	8	5,64	0,5	0,3	0,1	14	0,00	41	134	2	21	0
Laubsdorf	8	5,82	0,4	0,4	0,2	0	0,01	11	59	2	9	7
Lüdendorf	5	6,00	8,9	0,3	0,1	30	0,04	24	177	2	3	0
Raben	3	6,01	1,6	0,7	0,1	69	0,09	41	133	3	4	0
Rauen OP	2	6,45	7,7	0,9	0,0	82	0,04	28	139	1	9	0
Ruhland	5	6,34	0,4	0,6	0,4	2	0,03	20	106	5	2	6
Schönhagen	8	5,76	7,5	0,3	0,1	196	0,00	29	81	4	19	0
Sophienthal	5	6,24	0,4	2,4	0,4	0	0,24	223	253	13	4	11
Stavenow	5	6,00	7,9	0,8	0,1	134		36	93	3	67	0
Stolzenhain	5	5,94	0,1	0,4	0,4	0	0,11	34	214	3	16	7
Teupitz	3	6,03	3,0	0,5	0,1	0	0,08	3	53	1	38	0
Ullersdorf OP	9	5,20	0,8	0,1	0,2	1	0,21	8	112	2	180	1
Züllsdorf	3	6,35	0,5	2,2	0,2	31	0,03	60	195	10	11	0

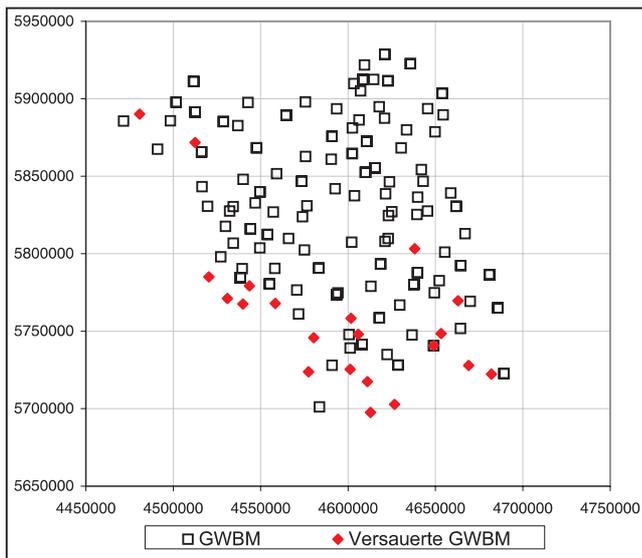


Abb. 4.46: Schematische Darstellung der Lage versauerter GWBM in Land Brandenburg

Abbildung 4.46 zeigt die Lage aller betrachteten Grundwasserbeschaffenheitsmessstellen (GWBM) sowie mit gesonderter Kennzeichnung die als versauert identifizierten GWBM. Der Plot lässt die Umrisse des Landes Brandenburg bereits gut erkennen.

Mit Ausnahme der Messstellen Stavenow, Schönhagen und Rauen OP, die eindeutig als landwirtschaftlich beeinträchtigt identifiziert wurden, werden die versauerten Grundwässer nur in den südlichen Landesteilen gefunden. Dieser Befund korrespondiert mit der Überlegung, dass Versauerungswirkungen bevorzugt in altpleistozänen Grundwässern zu erwarten sind, da hier im Gegensatz zu den jüngeren Sedimenten die Entkalkung weit fortgeschritten ist.

Im Folgenden soll versucht werden, anhand von Fallstudien messstellenspezifische Eigenheiten auszuweisen und die versauerungsrelevanten Prozesse ortskonkret zu beschreiben.

4.2.2 Messstelle Laubsdorf

Die Messstelle Laubsdorf-Heideschänke, MKZ 4352 7251 bzw. 4352 6000 (Ersatzneubau 2000) liegt ca. 2 km nordöstlich der Talsperre Spremberg. Der Talsperrenbetrieb wurde 1965 aufgenommen (Probestau ab 1961), womit eine lokale Veränderung der GW-Fließrichtung einherging [133].

Bei der Errichtung der Messstelle im Jahre 1969 zeigte das Grundwasser keine hydrochemischen Anomalien [132]. Seit 1992 liegen von dieser Messstelle halbjährlich Beschaffenheitsdaten vor. Das Grundwasser zeigt gegenwärtig starke Versauerungserscheinungen mit pH-Werten merklich unter 6,0. Da diese gravierende Veränderung der Grundwasserbeschaffenheit in verhältnismäßig kurzer Zeit stattgefunden hat wurde vermutet, dass ein Zusammenhang mit der Inbetriebnahme der Talsperre besteht. Ein plausibles Erklärungsmuster bestand in der Annahme, dass infolge der permanenten Wasserstandserhöhung im Staubeetrieb (Sohle 84 m NN, Stauhöhe 91 bis 92 m NN, FIOK GWBM Laubsdorf 74 m NN) eine langfristig anhaltende Infiltration oxidischer Oberflächenwässer (Sauerstoffgehalt 9–12 mg/l, pH-Wert 6,5–7,7) stattgefunden hat. Infolgedessen könnte eine grundlegende Milieuveränderung

im Untergrund eingetreten sein, in deren Folge vermehrt saure Oxidationsprodukte (vor allem Sulfat aus der Oxidation von Pyrit) den Grundwasserchemismus dominieren.

Eingehende Untersuchungen zu dieser Frage führten allerdings nicht zu schlüssigen Beweisen dieser These [133], gleichsam konnte die Eingangsthese auch nicht klar widerlegt werden. Im Zuge der Untersuchungen ist klar geworden, dass Veränderungen der Grundwasserfließrichtung stattgefunden haben, diese allerdings nicht zwangsläufig die GWBM beeinflusst haben müssen. Die aktuelle Situation ist davon gekennzeichnet, dass im Untersuchungsgebiet zwei Grundwasserströmungen aufeinandertreffen, so dass auch Mischungsvorgänge nicht auszuschließen sind. Abbildung 4.47 illustriert die gefundenen Verhältnisse.

Die detaillierte Betrachtung der Grundwasserbeschaffenheitsdaten zeigt, dass sich ein stetiger Trend mehrerer Messgrößen vollzieht [133]. Der pH-Wert ist von etwa 5,5 (1996) auf 6 (2000) gestiegen. Gleichsam weisen die Gesamtmineralisation (Nachweis anhand der elektrischen Leitfähigkeit), und die Härteparameter (Härte, Hydrogencarbonat, Calcium) sowie auch Eisen und Sulfat (jedoch bei gleichbleibendem Fe/SO₄-Verhältnis) einen zunehmenden Trend auf, während die Redoxspannung zu negativeren Werten driftet. Die Abbildungen 4.48 und 4.49 zeigen den zeitlichen Gang einiger Messgrößen.

Für massiv versauerte Grundwässer sind derart rasche Beschaffenheitsänderungen ungewöhnlich. Sie widersprechen den Modellvorstellungen bezüglich des irreversiblen Verlustes des Puffervermögens im Untergrund als zentrale Steuergröße für das Auftreten und das Ausmaß von Versauerungswirkungen. Insoweit scheinen hier dynamische Prozesse infolge zeitlich rasch veränderlicher Grundwasserfließrichtungen das Geschehen zu überlagern.

Unter den Voraussetzungen, dass sowohl die Zuordnung zu einem pyritdominierten Beschaffenheitsmuster richtig ist, als auch, dass die hydrodynamischen Veränderungen in [133] richtig interpretiert worden sind, behält die Eingangsthese in modifizierter Form Gültigkeit. Der auslösende Prozess dürfte



Abb. 4.47: Grundwassergleichenplan 2001; die Pfeile beschreiben den Abstrom der Talsperre bzw. den Anstrom der Beschaffenheitsmessstellen (MKZ 4352 7251, 4352 6000) [133]

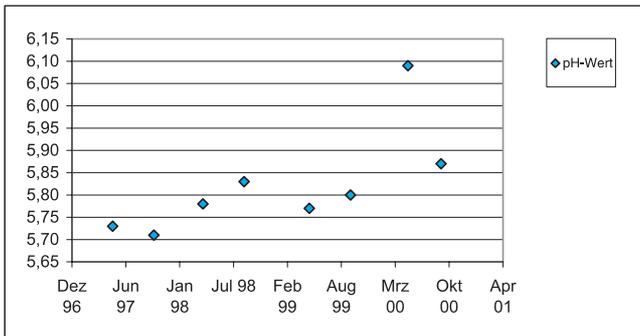


Abb. 4.48: Veränderung des pH-Wertes an der Messstelle Laubsdorf

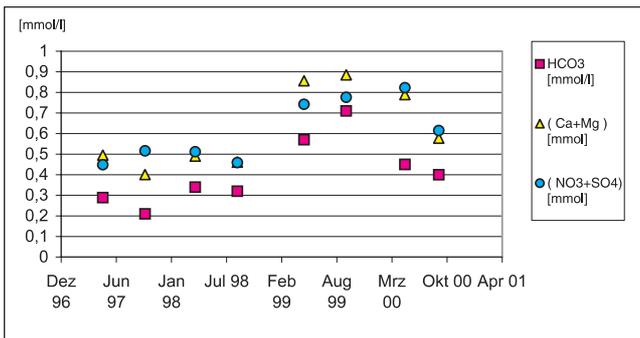


Abb. 4.49: Konzentrationsänderung einiger Inhaltsstoffe an der Messstelle Laubsdorf

tatsächlich eine exogen induzierte Pyritoxidation im Untergrund gewesen sein. Allerdings hat sich hierbei kein stationärer Zustand eingestellt; vielmehr führen wechselnde Transportvorgänge im Untergrund und die sukzessive Neueinstellung chemischer Gleichgewichte zu verhältnismäßig raschen Beschaffenheitsveränderungen im Grundwasser.

Ein zusätzliches Indiz für die These „Herausbildung von Mischwässern unter teilweise instationären Bedingungen“ sind die Fluoridgehalte im Grundwasser (vgl. Tab. 4.45). Ein versauerungsbedingt fortschreitender Abbau von Alumosilikaten sollte tendenziell auch zu höheren Fluoridkonzentrationen in der Lösungsphase führen (vgl. Kap. 4.1.1). Der festgestellte Versauerungsgrad an der Messstelle Laubsdorf ließ erwarten, dass hier derartige Mineral-Abbauprozesse stattfinden. In Übereinstimmung hierzu stehen außerdem die auffällig niedrigen Aluminiumgehalte des Grundwassers.

Die Grundwässer der gleichfalls stark versauerten Messstellen Dübrichen und Ullersdorf zeigen mit einem Konzentrationsniveau von 0,15 bis 0,3 mg/l erwartungsgemäß auffällig hohe Fluoridkonzentrationen; an der Messstelle Laubsdorf ist dies hingegen nicht der Fall; die Konzentrationen liegen in der Größenordnung von 0,01 mg/l.

4.2.3 Messstelle Dübrichen

Die Grundwässer an der Messstelle Dübrichen zeigen im gesamten Datenkollektiv die stärksten Versauerungserscheinungen. Mit einem relativen Sulfat-Anteil an der Anionensumme von > 90 %, einem relativen Eisenanteil von > 30 % der Kationensumme und pH-Werten in der Regel < 5,0 werden hier bezogen auf den gesamten Datenbestand absolute Extremwerte registriert. Die Messstelle Dübrichen ist somit nahezu ein idealtypischer Fall für die Zuordnung zu pyritdo-

minant versauerten Grundwässern. Als Ursache hierfür ist eine bergbauliche Beeinflussung anzunehmen.

Die Messstelle befindet sich nördlich der Tröbitzer Hochfläche, einem Endmoränenrelikt des Älteren Saalegürtel („Drenthe-Gürtel“) und wird nach ca. 6,5 km NNW bzw. 8 km SE von den Durchbruchstälen von Kirchhain – Finsterwalder Becken zum Lausitzer Urstromtal der Fließgewässer Kremitz und Kleine Elster (Oppelhain – Finsterwalder Rinne) abgegrenzt. Die Lage der Messstelle wird der Buchhain – Dubricher Rinne zugerechnet, deren Quartärbasis unterhalb 0 m NN angenommen wird.

Etwa 4 km südlich befindet sich das Altbergbauggebiet der Gruben Tröbitz Süd und Hansa II. Neben einer verzweigten Rinnenstruktur kommen in dem Untersuchungsgebiet eine Reihe kleinerer Verbreitungsgebiete des zweiten Lausitzer Flözhorizontes vor, die auch teilweise oberflächennah anstehen. Der Braunkohlenabbau begann in der Mitte des 19. Jahrhunderts. Nach der Außerbetriebnahme des Tagebaubetriebes und der Wasserhaltungen war etwa 1970 der Grundwasserwiederanstieg abgeschlossen [150].

Die benachbarten Wasserwerke Prießen (2,5 km NW) und Tröbitz (6,5 km SSW) gelten als bergbaulich beeinflusst [134]. Diese Bewertung fußt allerdings nur auf einer teufenbezogenen Bewertung der Sulfatgehalte im Grundwasser. Eine systematische Abgrenzung zu atmosphärischen Schwefeleinträgen nimmt diese Arbeit nicht vor. Hinsichtlich des Konzentrationsniveaus der dort diskutierten Wässer bleibt dieser Einwand jedoch gegenstandslos.

Das Rohwasser des Wasserwerks Prießen weist einen pH-Wert von 6,0 auf. Das Sulfat-Eisen-Verhältnis beträgt ca. 12, womit das Rohwasser hinsichtlich des bergbaulichen Beeinflussungsmusters noch als indifferent zu bezeichnen ist. Allerdings kann nicht ausgeschlossen werden, dass das Wasserwerk ein Mischwasser fördert.

Die großräumige Grundwasserfließrichtung wird mit West angegeben, was zunächst gegen eine unmittelbare Beeinflussung der Messstelle Dübrichen spricht. Es besteht jedoch ein topografisches Gefälle von Süd nach Nord, womit auch die am Wasserwerk Prießen registrierte Beeinflussung erklärlich wird. Bei einer kleinräumigen Betrachtung zeigt sich, dass von dem abflusslosen Restloch 125 (Wasserstand 102,7 bis 103,5 m NN) ausgehend ein radiales Grundwasserstandsgefälle besteht, das zur Buchhain – Dubricher Rinne in nördliche Richtung einem mit geringerem Potenzial ausstreicht, als zu den westlich und südöstlich gelegenen Rinnen hin (hier bis 10 m auf 1,5 km).

Es ist nicht mehr exakt rekonstruierbar, in welcher Weise das hydraulische Regime während der aktiven Bergbauphase gestört war. Die postmontanen Verhältnisse haben sich durch die sukzessive Flutung der Restlöcher mit aufgehendem Grundwasser allmählich und weitgehend ungesteuert eingestellt (keine zusätzliche Flutung). Insoweit ist es nicht möglich eine zweifelsfreie Abgrenzung der primären Ursache vorzunehmen. Denkbar wäre sowohl eine wasserhaushaltlich induzierte Versauerung im Untergrund (Belüftung infolge Grundwasserabsenkung, aktive Bergbauphase) als auch die Infiltration saurer, hochmineralisierter Kippenwässer vom Restloch 125 (nachbergbauliche Entwicklung) in den betreffenden Grundwasserleiter. Letztlich ist auch nicht auszuschließen, dass die Verwitterung von tertiärem Material, welches im

Zuge der Rinnenbildung unter oxische Lagerungsbedingungen kam, bereits zu einem wesentlich früherem Zeitpunkt zu einer nachhaltigen Versauerung der quartären Sedimente geführt hat.

An dieser Stelle wird die Grenze der Interpretationsfähigkeit von Daten einzelner Messstellen sichtbar. Vor dem konzeptionellen Hintergrund des Grundwasserbeschaffenheits-Messnetzes ist dies jedoch kein grundsätzlicher Mangel; schließlich war es möglich, die Beeinflussung zu identifizieren und zweifelsfrei einem Ursachenkomplex zuzuordnen. Eine exakte Beschreibung der kleinräumigen Verhältnisse bedarf gesonderter Untersuchungen in dem jeweiligen Gebiet, was jedoch nicht mehr mit dem konzeptionellen Rahmen einer landesweiten Grundwasserüberwachung in Einklang steht.

Die Beschaffenheitsverhältnisse an der Messstelle Dübrichen sind insbesondere deswegen von besonderem Interesse, weil hier unter Umständen die postmontane Beschaffenheitsentwicklung von quartären Grundwässern im unverritzten Gebirge nach einer bergbaulicher Beeinflussung verfolgt werden kann. In Zusammenhang mit den weitreichenden Folgen des Braunkohlenbergbaus in der Niederlausitz auf das Grundwasser besitzt dieser Themenkomplex eine Vielgestaltigkeit, die den Rahmen dieser Arbeit sprengen würde. Daher werden diese Aspekte hier nicht weiter vertieft.

4.2.4 Messstelle Ullersdorf

Die Messstelle Ullersdorf liegt im Randbereich des Brandenburger Gürtel (Brandenburger Haupttrandlage). Die im Südosten gelegene Lieberoser Platte, die in südlichen und westlichen Teilen von glazifluviatilen Ablagerungen der Weichselkaltzeit gebildet wurde, ist durch eine in nordöstlicher Richtung verlaufende Erosionsrinne von der benachbarten Beeskower Platte getrennt. Mitunter werden die Lieberoser und Beeskower Platte auch ohne Differenzierung als Beeskower Platte gekennzeichnet. Aus landschaftsgenetischer Sicht handelt es sich bei der Lieberoser Platte in wesentlichen Teilen um Sandergebiete [50]. Die exakte Ausweisung der Randlagen im Gebiet um Lieberose ist in Details auch heute noch umstritten [55]. Der Sander weist darüber hinaus eine Reihe kleinräumiger Inhomogenitäten auf (z.B. die Schwanseerinne) [139], die häufig auch holozäne Ablagerungen führen [140]. Abgesehen von den Einschnitten der Schwanseerinne ist die gesamte Umgebung der Messstelle bewaldet (Segment von NNE über E, S bis W). Neben der kleinräumig erheblichen Profilierung des nördlichen Messstellenumfeldes (Glinsberg ca. 800 m N; 95,2 m NN; GOK Messstelle Ullersdorf 62,3 m NN) dominiert das Gefälle von E nach W. Über eine Distanz von ca. 8 km fällt die Geländehöhe von ca. 130 m NN auf ca. 60 m NN im Raum Ullersdorf. Die Grundwasserfließrichtung verläuft verhältnismäßig homogen von Ost nach West [143], der Erkundungsbericht Friedland 1978 - 80 [144] gibt dagegen insbesondere westlich von Ullersdorf stärkere Deformationen der Isohypsen an. Die Verhältnisse im Anstrom der Messstelle sind jedoch in beiden Berichten identisch interpretiert.

Die Messstelle Ullersdorf ist zweifach ausgebaut. Neben dem OP mit einer Filterlage von 6 bis 8 m unter GOK existiert ein Unterpegel, der von 42,6 bis 44,6 m unter GOK verfiltriert ist. Der Oberpegel weist massive Versauerungserscheinungen auf, während der Unterpegel dahingehend unauffällig ist. Das Schichtenverzeichnis (siehe Anhang 2) erweckte zunächst den Anschein, dass es sich hier um einen, wenngleich inhomogenen,

so doch einheitlichen Grundwasserleiter ohne zwischengelagerten Stauer handeln würde. Die These, dass es sich hier um einen einheitlichen Grundwasserleiter mit einer ausgeprägten Schichtenbildung handeln würde, konnte widerlegt werden [141]. Die schluffigen Feinsande im Teufenbereich 10–18 m unter GOK wurden im Zuge des Ersatzneubaus dieser Messstelle (Bohrung LUA 63/00; 120 m östlich gelegen) sogar als Schluff angesprochen, so dass sich obige Annahme weiter relativiert. Nach genauerer Betrachtung der vorhandenen Gesteinsansprache, der geologischen Schnitte sowie des Bohrprofils handelt es sich beim Oberpegel um einen unbedeckten und beim Unterpegel um einen bedeckten Grundwasserleiter. Die Wasserstände betragen 3,65 m unter GOK im ungespannten Grundwasserleiter (Oberpegel) sowie 3,52 m unter GOK im gespannten Grundwasserleiter (Unterpegel). Somit steht der obere Grundwasserleiter unter Neubildungseinfluss und der untere weist Durchflusscharakter auf.

Bei dem oberen Grundwasserleiter handelt es sich um glazifluviatile Nachschüttungsande der Weichselkaltzeit (gfW1n) mit einer Mächtigkeit von ca. 10 m. Sie bestehen überwiegend aus Mittelsand und Grobsand mit einem k_f -Wert von $3 - 16 \cdot 10^{-4}$ m/s (Bohrlochdokumentation HyLib 08/1969 [142]).

Der Kalkgehalt im Sediment nimmt ab 10 m unter GOK zu. Der untere Grundwasserleiter ist bedeckt und wird dem Saale-Hochglazial zugeordnet. Es handelt sich dabei um 25 bis 30 m mächtige glazifluviatile Nach- und Vorschüttungsande (gfS1n - S2v). Sie enthalten Mittelsand mit einem größerem Anteil feinerer Komponenten bei einem k_f -Wert von $1,6 - 5,8 \cdot 10^{-4}$ m/s. Beide Grundwasserleiter sind durch einen schwach kalkhaltigen, stark schluffigen Feinsand glazilimnischen Ursprungs (glS2n - 3v) mit einem k_f -Wert von $0,5 - 1,3 \cdot 10^{-4}$ m/s voneinander getrennt. Laut Erkundungsbericht HyLieberose 1969 [142, 143] war der Geringleiter schwach kalkhaltig und das darunterliegende Sediment kalkhaltig. Auf Grund des zunehmenden Schluff-Anteils sinkt die vertikale Fließgeschwindigkeit, so dass der horizontale Stofftransport überwiegt. Der kalkhaltige Geringleiter verlangsamt das Fortschreiten der Versauerung hin zu größeren Teufen; die Versauerungserscheinungen bleiben auf den oberen Grundwasserleiter beschränkt.

Im Zuge des Ersatzneubaus dieser Messstelle im Jahre 2000 wurden die Befunde von 1969 bestätigt. Die oberflächennahen, weichselzeitlichen Sedimente besitzen nahezu keine geogene Pufferkapazität mehr und sind durch kalkhaltige Warthe-Sedimente von dem darunter liegenden Grundwasserleiter (qsWA - qsD) getrennt.

Die Beschaffenheit des Grundwassers des Oberpegels scheint mit Blick auf den Mineralisationsgrad der des Unterpegels ähnlich zu sein; beide Grundwässer sind verhältnismäßig gering mineralisiert und weisen eine elektrische Leitfähigkeit um $350 \mu\text{S}/\text{cm}$ auf. In Korrespondenz zum abweichenden Mineralbestand im Untergrund treten jedoch stark voneinander abweichende Typen auf. Das Grundwasser des oberen Grundwasserleiters repräsentiert einen Ca-SO_4 -Typ, das tieferliegende hingegen einen Ca-HCO_3 -Typ. Die mittlere molare Zusammensetzung beider Grundwässer zeigen die Abbildungen 4.50 und 4.51.

Bei beiden Grundwässern ähneln sich der relative Calciumgehalt (36 % bzw. 42 %) und der relative Magnesiumgehalt (6 % bzw. 4 %). Das Grundwasser des OP unterscheidet sich vom

UP durch das zusätzliche Auftreten von Kaliumionen (ca. 3 %) sowie durch einen etwa doppelt so hohen Natriumchloridanteil (ca. 10 % ggü. ca. 5 %).

Wenngleich die starken Ähnlichkeiten beider Grundwässer nicht überbewertet werden dürfen, drängt sich dennoch die Vermutung auf, dass es sich in beiden Fällen um Wässer mit sehr ähnlicher Genese handelt. Sowohl Ionenaustauschvorgänge als auch Säure-Base-Reaktionen unter Mineralauflösung verlaufen nach dem Prinzip der Ladungserhaltung sowie unter Beibehaltung der Ladungssumme ionisch gelöster Stoffe; d.h. sie wirken sich nicht auf die Summe des Lösungsinhalts aus.

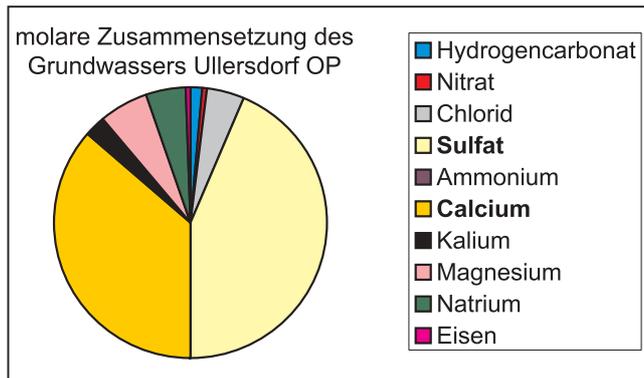


Abb. 4.50: Zusammensetzung des Grundwassers Ullersdorf OP

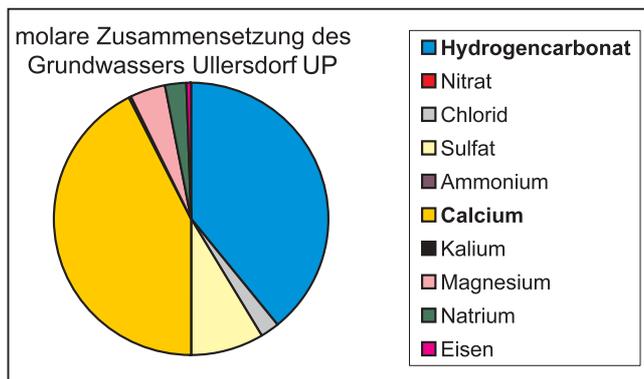


Abb. 4.51: Zusammensetzung des Grundwassers Ullersdorf UP

Unter der Annahme, dass die auflagernden Sedimente verhältnismäßig arm an löslichen Bestandteilen sind, wäre es durchaus vorstellbar, dass das Grundwasser des UP hinsichtlich seiner Genese dem des OP gleicht; allein mit dem Unterschied, dass sich durch die abgelaufene Carbonatpufferung im Untergrund der Typ vom Sulfatwasser zum Carbonatwasser gewandelt hat.

Die geologischen Schnitte sowohl in Ost-West als auch in Nord-Süd Richtung [143, 144] deuten an, dass die Schluffschicht, die für die hydraulische Trennung von OP und UP verantwortlich ist, nicht aushaltend ist. Somit könnte im Zustrombereich durchaus eine hydraulischer Verbindung bestehen, in deren Folge beiden Wässern eine ähnliche Genese, folglich ein ähnliches Alter zuzuschreiben wäre. Ein weiteres Indiz für diese These sind die Grundwasserstands-Ganglinien [142], die in nachfolgender Abbildung wiedergegeben sind.

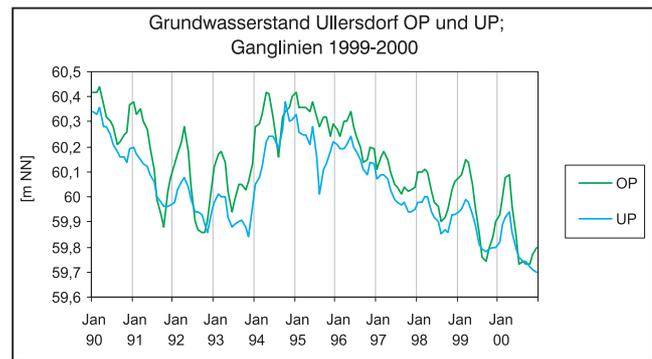


Abb. 4.52: Grundwasserstand an den Messstellen Ullersdorf OP und UP [m NN]

Es ist erkennbar, dass der Grundwasserstand des tieferliegenden Grundwasserleiters mit einer gewissen Dämpfung dem Trend des oberen Grundwasserleiters folgt. Hierbei tritt kein Phasenversatz auf.

Sofern diese These durch geeignete Methoden (beispielsweise Altersuntersuchungen mittels Isotopenhydrogeologischer Verfahren) erhärtet werden kann, bestünden im Gebiet Ullersdorf annähernd idealtypische Bedingungen zum Studium der Auswirkungen von Versauerungsfolgen unter den Randbedingungen eines lateral schichtenhaft wechselnden Aufbaus des Untergrundes (resp. des geogenen Puffervermögens).

4.2.5 Messstelle Hirschfeld

Die Messstelle Hirschfeld 1/93 (MKZ 4547 6066) und deren Zusatzmessstelle (MKZ 4547 6037), die im Jahre 2001 in unmittelbarer Nähe errichtet wurde, sind ein Beispiel für die Herausbildung von Schichtungen bei entlastenden Grundwässern. Das Untersuchungsgebiet (Der Schraden) befindet sich in der Tallage der Schwarzen Elster und ist landwirtschaftlich intensiv genutzt. Der Untergrund weist über einen Teufenbereich von wenigstens 20 m eine Folge von stark grobsandigen Mittelsanden, grobsandigen Feinkiesen und feinkiesigen Grobsand auf. Während die Messstelle 1/93 über den Teufenbereich von 5 m bis 20 m unter GOK vollkommen verfiltert ist, wurde bei der Zusatzmessstelle der Filterbereich auf den Bereich zwischen 10 und 12 m unter GOK beschränkt.

Die Messstelle 1/93 liefert eine (in grober Näherung) zuströmungswichtete Mischprobe der durchteuften Horizonte, wobei nicht klar auszumachen ist, welches hierfür die maßgeblichen Horizonte sind. Es ist anzunehmen, dass bereits während der Probenahme Mischungsprozesse einsetzen und somit eine zusätzliche Verschlechterung der Interpretationsfähigkeit der Beschaffenheitsdaten einhergeht. Indiz hierfür sind Beobachtungen der Probenehmer, die regelmäßig von einer auffällig starken Entwicklung von Gasbläschen berichten [145]. Ein zusätzliches Erschwernis für die Interpretation der Beschaffenheitsdaten ist der Umstand, dass die Flächen durch einen wechselnden Betrieb der Grabensysteme (Einstau vs. Entwässerung) einem ständigen Wechsel der wasserhaushaltlichen Randbedingungen unterworfen sind.

Die Beschaffenheitsdaten der Messstelle 1/93 ließen in keinem Fall Hinweise auf eine Beeinträchtigung des Grundwassers durch landwirtschaftliche Tätigkeit erkennen. Das Milieu war bei pH-Werten zwischen 6,5 und 7 stets anoxisch.

Demgegenüber zeigt die Grundwasserbeschaffenheit der Zusatzmessstelle stark wechselnde, mitunter auch saure Verhältnisse (pH Wert um 6,2); allerdings stets ohne das Auftreten positiver Versauerungsindikatoren (vgl. Tab. 4.40).

Die starke Differenzierung der Grundwasserbeschaffenheit verdeutlichen folgende Analysenresultate (Herbst 2001):

	GWBM ~6066	GWBM ~6037
Elektrische Leitfähigkeit [µS/cm]	725	848
pH-Wert	6,4	6,8
Hydrogencarbonat [mmol/l]	1,2	4,6
SAK 254 nm [m ⁻¹]	0,169	0,874
Fluorid [mg/l]	0,05	0,11
Nitrat [mg/l]	0,76	7,7
ortho-Phosphat [mg/l]	0,086	1,46
Sulfat [mg/l]	178	78
Ammonium [mg/l]	1,2	4,4
Kalium [mg/l]	5,6	16,8

Offenbar befand sich zu diesem Zeitpunkt die oberflächennahe Schicht unter dem Einfluss einer aktuellen Kompensationskalkung (hohe Calcium- und Hydrogencarbonatbefunde).

Es bleibt (wenigstens im Hinblick auf dieses Fallbeispiel) einzuschätzen, dass unter den gegebenen Randbedingungen (entlastende Grundwässer, Herausbildung von Schichtungen, stark wechselnde Grundwasserstände) Versauerungsfolgen nicht präzise abgrenzbar und beschreibbar sind. Eine Verbesserung der Kenntnislage wäre unter Umständen dann zu erwarten, wenn die Messanordnung durch eine weitere Messstelle ergänzt werden würde, die im obersten Bereich der gesättigten Zone (z.B. 2,5 - 3,5 m unter GOK) verfiltert wäre. Unabhängig von dieser Überlegung wird sich vermutlich in erster Linie der Einfluss der Wasseraustauschverhältnisse abbilden. Hinsichtlich der Fragestellung „Einfluss intensivlandwirtschaftlicher Flächennutzung in Entlastungsgebieten“ wäre für diese Vorgehensweise ein gewisses Interesse ableitbar; für das Studium von Versauerungsfolgen scheint dieses Messobjekt hingegen ungeeignet zu sein.

4.2.6 Messstelle Teupitz

Die Messstelle Teupitz (MKZ 3847 5050) liegt im Bereich des Baruther- und Brand Sander. Unter holozänen Dünen sanden folgt eine etwa 10 m mächtige Folge von Sanden des Brandenburger Stadium (qw1), in denen sich auch der Filterausbau befindet (8 - 10 m unter GOK). Hierunter befindet sich eine Wechselfolge von Geschiebemergel und Sanden des Warthe-Stadiums. Das Einzugsgebiet ist durchgängig bewaldet; die Messstelle befindet sich unter Neubildungseinfluss. Von Süd nach Nord fällt das Geländeniveau ab. Der Sander wird in einer Distanz von etwa 3 km von einer von Südwest nach Nordost verlaufenden Kette von Seen durchschnitten (Teupitzer See, Schweriner See, Zemminsee, Großer Moddersee).

An der Messstelle Teupitz werden pH-Werte um 6,0 registriert, jedoch treten noch keine Hinweise auf massive Versauerungserscheinungen zutage (keine mehrfach positive Versauerungsindikation). Das Grundwasser ist mit Leitfähigkeiten im Bereich um 200 µS/cm gering mineralisiert und weist einen Ca-SO₄ (HCO₃) Typ auf. Die herkömmlichen Versauerungsindikatoren

weisen zwar nur geringe Werte auf, jedoch werden die Bewertungsschwellen noch nicht unterschritten. Eine positive Versauerungsindikation ergibt sich lediglich beim Hydrogencarbonat-Sulfat-Verhältnis, das mit Werten um 0,3 bereits merklich unterhalb der Bewertungsschwelle von 1,0 liegt.

Diese Befundlage ist insbesondere deswegen von besonderem Interesse, weil bislang davon ausgegangen wurde, Versauerungserscheinungen wären bevorzugt in altpleistozänen Grundwässern zu erwarten. Offenbar können jedoch auch Grundwässer unter jüngeren fluviatilen Sanden bereits Merkmale einer fortschreitenden Versauerung (zumindestens aber Hinweise auf das Initialstadium) aufweisen, wenn hier entsprechende naturräumliche Randbedingungen bzw. Risikofaktoren zusammentreffen. In diesem Fall bestehen folgende Risikofaktoren

- basenarme Substrate,
- großräumig bewaldetes Einzugsgebiet,
- Grundwasserferner Standort (Neubildungsgebiet),
- exponierte topografische Lage und
- lokal erhöhte Immission saurer Luftschadstoffe (Autobahn A13).

Darüber hinaus scheint die Morphologie eine gewisse Rolle zu spielen. Es bestehen durchaus strukturelle Ähnlichkeiten zu der Messstelle Ullersdorf. In beiden Fällen befindet sich die Messstelle im erodierten Randbereich einer Sanderfläche. In einem morphologisch m.E. ähnlichen Gebiet, dem Schmöckwitzer Werder, wurden in der Vergangenheit ebenfalls Versauerungserscheinungen in weichselzeitlichen Sedimenten nachgewiesen [146]. Es wurde hier sowohl von massiven Versauerungswirkungen berichtet (pH-Werte < 5,0) als auch von initialen Versauerungsstadien, wie sie auch hier beobachtet worden sind. Bedauerlicherweise sind keine Einzeldaten veröffentlicht worden, so dass eine Plausibilitätsprüfung im Rahmen dieser Arbeit nicht möglich war.

4.2.7 Messstelle Fischwasser

Für die Messstelle Fischwasser wurde in Kapitel 4.2.1 eindeutig eine pyritinduzierte Versauerung nachgewiesen. Die Messstelle ist in elsterkaltzeitlichen Sedimenten verfiltert (qe2ns), die direkt über tertiären Schichten lagern (Braunkohle ab 23 m unter GOK). Die Bedeckung bilden im wesentlichen Sedimente des Saale-Hochglazial (qsD1 - qsW). Etwa 1 km in südöstlicher Richtung befindet sich eine geflutete Kiesgrube mit einer ehemaligen Grubenfläche von etwa 0,2 km². Insofern erscheint die getroffene Zuordnung auch anhand der naturräumlichen Bedingungen schlüssig.

Das Grundwasser vom Ca-SO₄-Typ weist pH-Werte im Bereich zwischen 6,2 und 6,5 auf. Die Alkalität ist beständig im schwach negativen Bereich (-0,1 bis -0,2). Der SCHOEN-Index liegt mit etwa 0,8 stets unterhalb der Bewertungsschwelle von 1. Das Hydrogencarbonat-Sulfat-Verhältnis ist mit Werten um 1 (0,9 bis 1,1) noch verhältnismäßig hoch. Dennoch erfüllt die Beschaffenheit des Grundwassers (gerade noch) nicht die Klassifizierungsbedingungen für die Einstufung in die Gruppe der markant versauerten Grundwässer. Vor dem Hintergrund der beständigen und de facto nicht zeitvarianten Versauerungserscheinungen in diesem Grundwasser wird an dieser Stelle deutlich, dass das Konzept der datengeleiteten, jedoch überwiegend empirischen Klassifikation von Beschaffenheitsanalysen durchaus Grenzen aufweist. Eine Verfeinerung der

subjektiv gesetzten Bewertungsschwellen (es wurden hier „runde“ Zahlenwerte festgesetzt) könnte zwar Abhilfe schaffen, ersetzt jedoch nicht den grundlegenden Bedarf nach

einer objektkonkreten Überprüfung der gefundenen Zuordnung. Insoweit bleibt es an dieser Stelle müßig, diesen Weg zu vertiefen.

5 Konsequenzen

Anhand von Befunden aus den Landesmessnetzen „Atmosphärische Deposition“ und „Grundwasserbeschaffenheit“ sowie den im Rahmen der regulären Tätigkeit einer Umweltbehörde allgemein zugänglichen Informationen konnte gezeigt werden, dass die Ableitung von Antworten auf eine komplexen Fragestellung (hier: Relevanz atmosphärischer Stoffeinträge hinsichtlich der Versauerung von Grundwässern) generell möglich ist. Der gewählte Ansatz einer empirisch-fragegeleiteten Methodik hatte sich dabei als hinreichend tragfähig erwiesen.

Die Befunde von Depositionsmessungen im Land Brandenburg wurden anhand einer langen Datenreihe (Messstelle Lauchhammer, ab 1983) dokumentiert. Hierbei stand die rapide Veränderungen des Depositionsgeschehens im letzten Jahrzehnt im Vordergrund. Es sind enge Bezüge zu den seit 1989 eingetretenen Veränderungen der Umweltsituation in der damaligen DDR nachweisbar.

- Es wurde eine straffe Korrelation zwischen der Schwefeldioxid-Immission und der Sulfat-Deposition nachgewiesen. Ferner wurde ein enger Zusammenhang zwischen dem Rückgang der Sulfat- und Calciumdeposition gefunden. Als wesentliche Calciumquelle sind die alkalische Staubemissionen (z.B. Flugasche) anzusehen. Der in der ersten Hälfte der neunziger Jahre beobachtet, drastische Rückgang des pH-Wertes in den Niederschlägen ist als kompensatorischer Effekt beider Einflussfaktoren zu verstehen.
- Die pH-Werte im Niederschlag haben sich bei einem nur geringfügig ansteigendem Trend während der letzten fünf Jahre auf einem Niveau um 4,6 (Freiland) bzw. 4,2 (Kronendurchlass) eingestellt.
- Die Deposition anorganischer Stickstoffverbindungen war entgegen dem stark rückläufigen Trend bei der Schwefel-deposition nur geringen Abnahmen unterworfen, wobei über den gesamten Beobachtungszeitraum keine signifikante Verschiebung des Verhältnisses von Ammonium- und Nitratstickstoff nachweisbar war.

Neben den dokumentarischen Aspekten wurde in dieser Arbeit erstmals anhand einer langen Messreihe die zeitliche Veränderung der Fluorid-Deposition dargestellt und in Bezug zu berechneten Emissionsraten sowie hinsichtlich der übrigen Immissionsminderungen diskutiert.

Die depositionsbedingten Stofffrachten sind in dem selben Maße wie die Konzentrationen der Regeninhaltsstoffe zurückgegangen. Während die registrierten Frachten 1988 noch erheblich von der regionalen Immissionsituation abhängig waren, was sowohl zu einer starken Zeitvariabilität als auch zu einer erheblichen räumlichen Differenzierung der Depositionsraten führte, haben sie sich nunmehr räumlich stark vergleichmäßig. Es dominieren die meteorologischen Differenzierungen (Niederschlagssummen) zwischen den jeweiligen Betrachtungszeiträumen. Bei saisonal aggregierten Daten bleiben dennoch merkliche Unterschiede zwischen den Winter- und Sommer-

halbjahren nachweisbar. Im Landesmaßstab ist von Nord nach Süd eine Abnahme der Natriumchlorid-Deposition (Seesalzeffekt) sowie eine Zunahme der Sulfat-, Fluorid-, Ammonium- und Protonen-Deposition nachweisbar.

Es wurde gezeigt, dass die merkliche pH-Wert-Verschiebung bei den Niederschlägen hin zu saureren Befunden nicht mit einer Zunahme des Versauerungspotenzials einhergeht. Der pH-Wert als typische Intensitätsgröße kann nicht hinsichtlich der Kapazität versauernder Stoffe interpretiert werden. Hierfür kommen Kapazitätsgrößen wie die Basenkapazität (Messwerte) oder die Acidität (Berechnungen) in Betracht. Für den Zeitraum seit 1994 liegen hierfür belastbare Messwerte bzw. Datensätze vor. Die Verhältnisse für den Zeitraum 1988 – 1993 konnten mittels einer verkürzten Berechnung rekonstruiert werden, wobei ein plausibles Resultat erhalten wurde. Fehler und Lücken in dem Datenmaterial der Jahre 1983 – 1987 verhinderten die weitere Rekonstruktion, so dass die Herleitung belastbarer Kapazitätsgrößen für diesen Zeitraum nicht möglich war.

Das Beschaffenheitsmuster der Niederschläge hatte sich seit 1988 von einem sulfatdominierten Typ rasch zu einem stickstoffdominierten Typ gewandelt. Während die Potenziale emissionsmindernder Maßnahmen hinsichtlich des SO₂ (Sulfatdeposition) weitgehend ausgeschöpft sind, besteht für NH₃ und NO_x (Ammonium- bzw. Nitratdeposition) noch erheblicher Handlungsbedarf. Gleichwohl werden hier keine raschen Änderungen zu erwarten sein.

Die Versauerungswirkung der Niederschläge hat sich im Zeitraum zwischen 1994 und 2000 etwa halbiert und beträgt derzeit im Mittel 0,3 keq/ha-a. Das entspricht etwa einem Zehntel des Wertes, der für 1988 rekonstruiert worden ist. Es wird eingeschätzt, dass sich dieses Niveau im nächsten Jahrzehnt kaum noch ändern wird.

Trotz der erheblichen Verminderung der Depositionsraten übersteigen die registrierten Frachten die critical loads für Waldökosysteme immer noch erheblich. Somit bleibt die Aktualität von Stoffeinträgen aus der Atmosphäre im Hinblick auf sensible Ökosysteme, einen nachhaltigen Bodenschutz als auch hinsichtlich der Fragestellung Grundwasserversauerung bestehen.

Die Interpretation von Wirkungen saurer Depositionen auf die Böden wurde nicht durch eigene Daten gestützt, sondern bezieht sich auf die vorliegenden Bewertungen, die insbesondere im Bereich der forstlichen Umweltkontrolle erstellt worden sind. Hierin wurde die Relevanz fortschreitender Versauerungserscheinungen bestätigt. Insbesondere nehmen die anthropogen bedingten Basenvorräte in der Humusaufgabe drastisch ab. Die Mineralböden befinden sich mit einem Flächenanteil von etwa 50% in sehr niedrigen Basensättigungszuständen. Somit besteht insbesondere in Waldgebieten ein ausgeprägtes Gefährdungspotenzial hinsichtlich eines sukzessiven Fortschritts von Versauerungserscheinungen in Richtung Grundwasser. Durch die Kombination mehrerer ungünstiger Standortfaktoren

- akzeptorbedingt höhere Depositionsraten in Waldgebieten,
- Grundwasserneubildungsfreundliche Gebiete (Hochflächen, Sander),
- substratarmer Böden,
- geringes Puffervermögen im Untergrund; insbesondere bei glazifluviatilen Sanden der Saalekaltzeit,
- bewirtschaftungsbedingter Entzug basischer Kationen (Holzabfuhr),
- u.U. morphologisch prädestinierte Lage (Randbereiche von Hochflächen)

verstärkt sich dieses Gefährdungspotenzial.

Für die Bewertung der **Grundwasserbeschaffenheit** wurden 1.129 Datensätze von insgesamt 198 Messstellen herangezogen. Diese Messstellen repräsentieren alle wesentlichen, für das Land Brandenburg relevanten Merkmalskombinationen hinsichtlich der hydrogeologischen Struktur und Stratigrafie der Grundwasserleiter sowie – sofern relevant – der Flächennutzung. Hiervon zeigten 26 Messstellen mit pH-Werten unter 6,5 ein saures Grundwassermilieu.

Die Bewertung der Daten erfolgte überwiegend auf dem Wege der Interpretation von Parameterkorrespondenzen sowie auf der Basis relativer Stoffgehalte. Die Verwendung von Absolutwerten (Stoffkonzentrationen) ist i.d.R. erfolglos. Es wurden anhand eines vergleichsweise großen Datenkollektivs in markanter Weise hydrochemische Gesetzmäßigkeiten abgebildet. Zugleich zeigten sich aber auch stets Anomalien, denen häufig auch ein Zusammenhang mit Versauerungswirkungen zugeschrieben werden konnte. Als Nebeneffekt lassen sich aus diesen Untersuchungen Normalbereiche für die Beschaffenheit der Grundwässer im Land Brandenburg ableiten, was im Zuge dieser Arbeit jedoch nur mittelbar verfolgt worden ist.

Ein wesentlicher Schwerpunkt bestand in einer vergleichenden Betrachtung von **Versauerungsindikatoren**. Es konnte gezeigt werden, dass die bekannten Indikatoren mit unterschiedlicher Genauigkeit eine Grundwasserversauerung anzeigen. Insbesondere die komplexeren Indikatoren (SCHOEN-Index und Alkalität), denen aus methodischen Erwägungen heraus ab initio der Vorzug eingeräumt wurde, zeigten eine vergleichsweise geringere Selektivität als die stoffbezogenen Schwellwerte (Aluminiumkonzentration, pH-Wert). So ergaben sich bei Anwendung der Alkalität in einem Viertel aller Fälle Fehldeutungen; beim SCHOEN-Index immerhin noch bei ca. 10 % aller Fälle. Darüber hinaus waren die Indikationsergebnisse nicht deckungsgleich, was sich insbesondere auch auf bei der Verteilung indizierter Wirkungen in den Versauerungsstufen (gering-, mäßig-, stark versauert) bemerkbar macht. Hieraus folgt, dass

- die Anwendung der bekannten Versauerungsindikatoren für Lockergesteins-Grundwasserleiter generell möglich ist,
- eine unmittelbare Vergleichbarkeit mit den Ergebnissen aus der Untersuchung von Festgesteins-Grundwasserleitern nur mit Einschränkungen gegeben ist und
- eine formalistische Herangehensweise ein merkliches Risiko von Fehlinterpretationen birgt.

Mit einer höheren Interpretationssicherheit konnten Stoffmenngenrelationen von prozessnahen Messgrößen herangezogen werden. Hierfür bietet sich das molare Verhältnis von Hydrogencarbonat und Sulfat sowie der relative Anteil der

Summe aus Nitrat und Sulfat an der Anionensumme an. Für das Hydrogencarbonat-Sulfat-Verhältnis wurde mit einer Bewertungsschwelle von $r [\text{HCO}_3^-]/[\text{SO}_4^{2-}] < 1,5$ eine verhältnismäßig gute Interpretationssicherheit erreicht. Eine außerordentlich gute Übereinstimmung wurde zwischen den klassischen Versauerungsindikatoren und dem Nitrat-Sulfat-Anteil an der Anionensumme gefunden. Übersteigt dieser Wert eine Schwelle von 65 %, so werden versauerte Grundwässer sehr sicher indiziert.

Ein bislang noch nicht beschriebener Ansatz zur Identifizierung von Versauerungserscheinungen und deren Interpretation besteht in der Verwendung der Fluoridkonzentrationen im Grundwasser. Dieses Verfahren ist für stark versauerte Grundwässer gut anwendbar. Es basiert auf dem Phänomen der Isomorphie des Fluoridanions. Eine positive Indikation geht stets mit hohen Aluminiumgehalten einher und zeigt den Abbau von Tonmineralen an. Der praktische Vorzug besteht vor allem darin, dass die Analytik von Fluoridanionen im allgemeinen einfacher und kostengünstiger ist, als die des Aluminiums.

Auf dem Wege der Interpretation von relativen Stoffgehalten in Abhängigkeit vom pH-Wert der Grundwässer sowie hinsichtlich der Werteverteilung bezüglich des gesamten Datenkollektivs wurden versauerungsbedingte Beschaffenheitsanomalien ausgewiesen. Hiermit gelingt m.E. bereits eine Eingrenzung hinsichtlich möglicher Versauerungsursachen.

Letztlich konnte mittels hierarchischer Clusteranalyse gezeigt werden, dass sich (wiederum auf Basis der relativen Anteile eines Hauptinhaltsstoffes an der Ionensumme) sowohl bei der Betrachtung des gesamten Datenkollektivs als auch bei ausschließlicher Betrachtung der sauren Grundwässer sehr ähnlich Gruppenstrukturen herausbilden. Calcium und Hydrogencarbonat trennen sich in beiden Untersuchungen sofort als eigene Gruppierung von den übrigen Merkmalen ab. Dies kann als Hinweis darauf gewertet werden, dass der hydrochemisch dominante Prozess die Carbonatpufferung ist, wo hingegen die hinsichtlich der Hierarchiestufen abweichende Abtrennung von Sulfat als eigene Gruppe dessen hohe Prozessrelevanz anzeigt.

In den anschließenden **Fallstudien** wurde gezeigt, dass jede als versauert identifizierte Grundwassermessstelle eine eigene Spezifik aufweist. Deswegen ist für die Ableitung belastbarer Bewertungen generell eine kleinräumige Untersuchung und insbesondere auch die Berücksichtigung geologischer Strukturen und Inhomogenitäten notwendig. Von den eingangs 198 betrachteten GWBM wurden an 26 GWBM saure Verhältnisse gefunden (pH-Wert < 6,5). Hiervon zeigten immerhin 10 Messstellen markante Versauerungserscheinungen.

Die Abgrenzung dominanter Ursachen (Pyritverwitterung und Landwirtschaft) erfolgte nach der Ableitung von Schwellwerten. Bei einem molaren Verhältnis von Sulfat- und Eisenionen von $r [\text{SO}_4^{2-}]/[\text{Fe}] < 5$ wurde mit hoher Wahrscheinlichkeit eine primär pyritinduzierte Versauerung angenommen, wobei hierfür neben bergbaulichen Folgen auch Milieuänderungen infolge wasserhaushaltlicher Eingriffe in Frage kommen. Eine landwirtschaftlich bedingte Versauerung wurde anhand der Nitratkonzentration im Grundwasser abgegrenzt, was sich vor dem Hintergrund eines überwiegend anoxischen Grundwassermilieus als hinreichend erwiesen hatte. Die identifizierten Muster sind prinzipiell verallgemeinerungsfähig; dennoch

bedarf jede Zuordnung einer messstellenbezogenen Plausibilitätsprüfung.

Den 26 sauren Grundwassermessstellen wurden folgende Ursachen zugeordnet:

- *nachgewiesen*
 - Pyritverwitterung 3 Messstellen
 - Landwirtschaft 10 Messstellen
 - atmosphärische Deposition 2 Messstellen
- *vermutet*
 - Landwirtschaft 2 Messstellen
 - atmosphärische Deposition 3 Messstellen
- *indifferent* 6 Messstellen.

Den hierin enthaltenen 10 stark versauerten Grundwässern wurden folgende Ursachen zugeordnet:

- *nachgewiesen*
 - Pyritverwitterung 2 Messstellen
 - Landwirtschaft 3 Messstellen
 - atmosphärische Deposition 1 Messstelle
- *vermutet*
 - atmosphärische Deposition 2 Messstellen
- *indifferent* 2 Messstellen.

In Fallstudien einzelner Messstellen konnte die gesamte Bandbreite möglicher Versauerungsursachen dargestellt werden. Alle betrachteten Messstellen zeigten eine ausgeprägte Spezifik. Hieraus folgt, dass nach einer datengeleiteten Identifikation versauerter Grundwässer generell eine detaillierte Interpretation unter Einbeziehung aller maßgeblichen Umstände erforderlich ist. Anhand der zugänglichen Informationen (Geologie, Topografie, Beschaffenheitsmuster) ist dies überwiegend auch möglich.

Als besonderes Phänomen stellten sich die Verhältnisse an der **Messstelle Laubsdorf** heraus, wo offenbar instationäre Versauerungserscheinungen infolge rascher wasserhaushaltlicher Veränderungen vorherrschen. Diese These wurde anhand von Beschaffenheitsanomalien von Fluorid und Aluminiumionen sowie ungewöhnlich rascher Beschaffenheitsveränderungen des Grundwassers untermauert. Trotz der recht massiven Versauerung weist die Messstelle Laubsdorf ein atypisches Verhalten auf.

An der **Messstelle Ullersdorf OP** wurde ein infolge atmosphärischer Deposition versauertes Grundwasser mit massiven Versauerungserscheinungen gefunden. Es wurde ein klarer Zusammenhang mit dem geologischen Aufbau nachgewiesen. Eine (wahrscheinlich nicht aushaltende) kalkhaltige Schluffschicht trennt den oberen Grundwasserleiter wirksam von dem tiefer liegenden Grundwasser. Einige Beschaffenheitsähnlichkeiten, vor allem der fast identische Mineralisationsgrad, sowie sehr ähnliche Grundwasserstands-Ganglinien lassen jedoch vermuten, dass beide Grundwässer eine ähnliche Genese aufweisen. Die Messstelle Ullersdorf kann somit als annähernd idealtypischer Fall für den Versauerungsfortschritt in Abhängigkeit von dem Mineralbestand der glazigenen Sedimente betrachtet werden.

Die **Messstelle Teupitz** zeigt ebenfalls Versauerungserscheinungen infolge atmosphärischer Stoffeinträge; jedoch nicht in dem erheblichen Ausmaß wie Ullersdorf. Auffällig ist die morphologisch-strukturelle Ähnlichkeit beider Messstellen.

Beide Messstellen liegen im Randbereich einer erodierten Sanderhochfläche. Es deutet sich an, dass dieses Merkmal u.U. verallgemeinert werden kann. Es bestünde hiermit ein hydrodynamisches Wirkungsgefüge dergestalt, dass sich manifestierte Versauerungserscheinungen bevorzugt horizontal verbreiten (lateraler Abfluss in hydraulisch besser durchlässigen Schichten). Wenn gerade diese Schichten (z.B. glazialgenetisch bedingt) einen besonders niedrigen Kalkgehalt aufweisen bzw. vollständig entkalkt sind, dann liegt hiermit ein in sich schlüssiger Wirkungsmechanismus vor. Diese These muss anhand systematischer Untersuchungen an naturräumlich geeigneten Objekten jedoch erst bewiesen werden. Aus Gründen der unzureichenden Repräsentanz lässt sich diese spezifische Fragestellung mit dem Datenbestand des Grundwasserbeschaffenheits-Messnetzes nicht beantworten.

Mit den **Messstellen Dübrichen und Fischwasser** wurden zwei Fallbeispiele für bergbaulich bedingte Versauerungserscheinungen unterschiedlicher Intensität diskutiert.

Die Interpretation eines infolge landwirtschaftlicher Flächennutzung initial versauerten Grundwassers in einem Niederungsgebiet (**Messstellen Hirschfeld, Hirschfeld Z**) blieb verhältnismäßig erfolglos. Obwohl die Filterlage der betrachteten Messstellen für derartige Interpretationen nicht ideal ist, konnte doch wenigstens anhand der beobachtbaren Schichtung ein Problembereich angerissen werden, der momentan durch das Grundwasserbeschaffenheits-Messnetz nur unzureichend repräsentiert wird; nämlich der Herausbildung einer Schichtung von Neubildungswässern über einem alten, entlastendem Grundwasser.

Die Grenzen der im Rahmen dieser Arbeit vorgestellten Herangehensweise in bezug zu den Informationsbedürfnissen einer **ökosystemaren Umweltbeobachtung** ergeben sich in erster Linie aus der verwendeten Methodik selbst. Da die Stoffflüsse in den Kompartimenten Boden und Sickerwasser nicht betrachtet wurden, können annähernd keine Rückschlüsse zu der Prozesshaftigkeit der aktuell ablaufenden Systemveränderungen gezogen werden. Hiermit bleibt der Zugang zu kleinräumigen und zeitlich hoch aufgelösten Aussagen weitgehend verwehrt.

Dennoch: es ist generell möglich, die wesentlichen Zusammenhänge abzuleiten, den Zustand und die Belastbarkeit von Kompartimenten hinsichtlich der Fragestellung „Versauerung“ zu beschreiben, eine weitgehende Ursachendeutung vorzunehmen und sogar verallgemeinerbare standörtliche Risikofaktoren abzuleiten. Insoweit werden hiermit essenzielle Informationsbedürfnisse einer ökösytären Umweltbeobachtung bereits weitgehend erfüllt.

Im Gegenzug muss somit kritisch hinterfragt werden, ob die derzeitigen Fragestellungen der ökösytären Umweltbeobachtung in Hinblick auf die Problematik „Versauerung“ der Problemlage adäquat sind. Es erscheint fraglich, ob ein „Skalenwechsel“ dergestalt, dass im Rahmen einer ökösytären Umweltbeobachtung an (mehr oder minder) repräsentativen Standorten in einer hohen räumlichen und zeitlichen Auflösung gemessen wird, in der Tat qualitativ neue Erkenntnisse zur Versauerungsdynamik in Lockergesteins-Grundwasserleitern liefert. Zu erwarten wäre eher, dass auf diesem Wege hinsichtlich des gegenwärtigen Kenntnisstandes weitgehend redundante Daten erzeugt werden.

Alternativ wäre beispielsweise denkbar, dass versucht wird auf induktivem Wege einen Kenntniszuwachs über die Verbreitungsgebiete versauerter Grundwässer zu erzielen. So wäre vorstellbar, unter Zuhilfenahme detaillierter geografischer und geologischer Informationen (sofern diese vorliegen und mit vertretbarem Aufwand aufbereitet, systematisiert und mit anderen Risikomeerkmalen kombiniert werden können) zu versuchen, potenzielle Vorkommensgebiete versauerter bzw. versauerungsgefährdeter Grundwässer auszuweisen und diese Thesen mittels einfacher Felduntersuchungen zu verifizieren.

Insoweit sollten die konzeptionellen Prämissen hinsichtlich von Grundwasseruntersuchungen im Rahmen einer ökosystemaren Umweltbeobachtung als vorläufig betrachtet und erforderlichenfalls zum Gegenstand einer erneuten Zieldiskussion gemacht werden. Die im Rahmen dieser Arbeit erzielten Aussagen geben hierfür durchaus berechtigten Anlass.

Literaturverzeichnis

- [1] D.L.MEADOWS: The Limits of Growth, Universe Books, New York (1972); deutsche Fassung: D.Meadows: Die Grenzen des Wachstums, Bericht des Club of Rome zur Lage der Menschheit, Deutsche Verlagsanstalt, Stuttgart (1972)
- [2] WELTKOMMISSION FÜR UMWELT UND ENTWICKLUNG: Unsere gemeinsame Zukunft; Staatsverlag der DDR; Berlin (1988)
- [3] DER RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN: Allgemeine ökologische Umweltbeobachtung - Sondergutachten; Deutscher Bundestag, Drucksache 11/8123, Bonn (1990)
- [4] K.SCHÖNTHALER, H.F. KERNER, J.KÖPPEL, L.SPANDAU: Konzeption für eine ökosystemare Umweltbeobachtung – Pilotprojekt für Biosphärenreservate, UFOPLAN Nr. 101 04 040/08; Umweltbundesamt; Berlin (1994)
- [5] H.F.KERNER, L.SPANDAU, J.KÖPPEL: Methoden zur angewandten Ökosystemforschung. Werkstattbericht, entwickelt im MAB-Projekt 6 „Ökosystemforschung Berchtesgaden“; in: MAB Mitteilungen 35.1 und 35.2 (1991)
- [6] H.J.VOIGT: Hydrogeochemie, Eine Einführung in die Beschaffenheitsentwicklung des Grundwassers; S. 111 ff; VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie, Leipzig (1990)
- [7] VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE (VDI): Richtlinie VDI 2119, Blatt , Messung partikelförmiger Niederschläge – Übersicht 1 (Juni 1972)
- [8] LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA): Atmosphärische Deposition – Richtlinie für Beobachtung und Auswertung der Niederschlagsbeschaffenheit
- [9] P.WINKLER; Ansprechverhalten von Niederschlagssensoren; Deutscher Wetterdienst, Observatorium Hamburg, Eigenverlag; Bericht zum BMFT Vorhaben 0743 1018 (Teil 2)
- [10] D.MARK: Atmospheric Aerosol Sampling in: R.M.HARRISON, R.E.GRIEKEN (Hrsg.) Atmospheric Particles; IUPAC Series on analytical and physical chemistry of environmental systems, 5, 31-38; John Wiley & sons, New York (1998)
- [11] W.R.STOCKWELL, J.G.CALVERT: *Atmos. Environ.*, 17, 2231 (1983)
- [12] B.J.FINLAYSON-PITTS, J.N.PITTS Jr.: Atmospheric Chemistry, John Wiley & sons, New York (1986)
- [13] J.C.OTTLEY, R.M.HARRISON: *Atmos. Environ.*, 26A, 1689-1699 (1992)
- [14] TH.FOKEN, R.DLUGI, G.KRAMM: On the Determination of dry deposition and emission of gaseous compounds at the biosphere-atmosphere interface; *Meteorol. Zeitschrift*, N.F. 4 , 91-118 (1995)
- [15] S.M.WALL, W.JOHN, J.L.ONDO: *Atmos. Environ.*; 22, 1649-1656 (1988)
- [16] R.JÄNICKE Atmospheric Aerosol Size Distribution in: R.M.HARRISON, R.E.GRIEKEN (Hrsg.) Atmospheric Particles; IUPAC Series on analytical and physical chemistry of environmental systems, 5, 2-28; John Wiley & sons, New York (1998)
- [17] B.ULRICH, R.MAYER, P.K.KHANNA: Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Solling; *Schriften aus der forstl. Fak. der Univ. Göttingen*, 58, Sauerländer Verlag, Frankfurt/M (1979)
- [18] M.BREDEMEIER: Stoffbilanzen, interne Protonenproduktion und Gesamtsäurebelastung des Bodens in verschiedenen Waldökosystemen Norddeutschlands; *Berichte Forschungszentrum Waldökosysteme, Reihe A*; 33, Göttingen (1987)
- [19] K.H.FEGER: Bedeutung von ökosysteminternen Umsätzen und Nutzungseingriffen für den Stoffhaushalt von Waldlandschaften; *Freiburger Bodenkundl. Abh.*, 31, Freiburg (1993)
- [20] E.G.LINKENS, F.H.BORMANN, N.M.JOHNSON, D.W.FISCHER: Effects of forest cutting and herbicide treatment on nutrient budgets in the Hubbard Brook watershed ecosystem; *Ecol. Monogr.*; 40; 23-47
- [21] W.UHLMANN: Aufklärung der Wirkungen langfristiger atmosphärischer Depositionen auf die Beschaffenheit des Boden- und Grundwassers am Beispiel von zwei Forstbodenprofilen der Westlausitz; Landesumweltamt Brandenburg, (1997), unveröffentlicht
- [22] B.ULRICH: Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand; *Z. Pflanzenernähr. Bodenkunde*; 144, 289-305 (1981)
- [23] B.ULRICH: Natürliche und anthropogene Komponenten der Bodenversauerung; *Mitteilng. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*; 43, 159-187 (1985)
- [24] U.SCHWERTMANN, P.SÜSSER, L.NÄTSCHER: Protonenpuffersubstanzen in Böden; *Z. Pflanzenernähr. Bodenkunde*; 150, 174-178 (1987)
- [25] W.STUMM, J.JMORGAN: Aquatic chemistry: An introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters; Wiley Interscience; New York (1970)
- [26] J.O.REUSS, D.W.JOHNSON: Acid deposition and the acidification of soils and waters; *Ecological studies*, 59, Springer Verlag, New York (1986)

- [27] DIN 19732: Bestimmung des standörtlichen Verlagerungspotenzials von nichtsorbiebaren Stoffen; Normenausschuss Wasserwesen (NAW) im DIN Deutsches Institut für Normung, Beuth Verlag, Berlin (1997)
- [28] W. FLÜGEL: Hangentwässerung durch Interflow und seine Regionalisierung; *Berliner Geografische Arbeiten*; 78, S.68-94; Berlin (1993)
- [29] G.DORHÖFER, V.JOSOPAIT: Grundwasserneubildung und ihre Ermittlung – eine Anmerkung zum Beitrag von Hölting: Modellrechnungen zur Grundwasserneubildung; *Grundwasser-Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie*, 2/97, S.77-82, (1997)
- [30] B.ULRICH, V.MALESSA: Tiefengradient der Bodenversauerung; *Z.Pflanzenernähr.Bodenk.* 152, 81-84 (1989)
- [31] M.VEERHOOF, G.W.BRÜMMER: Silicatverwitterung und Tonmineralumwandlung in Waldböden als Folge von Versauerungsprozessen; *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 59/II 1203-1208 (1989)
- [32] G.MATTHESS: The role of natural organics on water interaction with soil and rock; in: E.ERIKSSON (ed.) Hydrochemical balances of freshwater systems. Proceedings of the Uppsala Symposium September 1984; *IAHS-Publications* 150, 11-21, (1984)
- [33] M.KRIETER: Ökosystemare Untersuchungen zur Versauerung der Hydrosphäre im südlichen Taunus und Hunsrück; in: Umweltbundesamt (Hrsg.) Gewässerversauerung in der BRD; *Materialien* 1/84, 260-277 (1984)
- [34] C.KÖLLING, K.MORITZ: Episodische Versauerung eines Fließgewässers (Metzenbach/Spessart) nach schweren Waldschäden durch Sturmwurf; In: Internationales Symposium Grundwasserversauerung durch atmosphärische Deposition – *Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft* 3/95, S.91-96, München (1995)
- [34a] BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (Hrsg.): Nitrateintrag in das Grundwasser unter Waldgebieten in Bayern; *Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft* 6/92, S. 52-53, München (1992)
- [35] P.BENECKE: Verlagerung von Versauerungsfronten und Auswirkungen auf das Grundwasser; In: Internationales Symposium Grundwasserversauerung durch atmosphärische Deposition – *Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft* 3/95, S.153-168, München (1995)
- [36] H.KOBUS (Hrsg.): Schadstoffe im Grundwasser, Bd.1; DFG, Deutsche Forschungsgemeinschaft; S.20 ff; VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim (1992)
- [37] N.HERMSDORF: Zur quartären Schichtenfolge des Teltow-Plateaus; *Brandenburgische Geowiss.Beitr.*; 2, S.27-37; Kleinmachnow (1995)
- [38] C.A.J.APPELO, D.POSTMA: Geochemistry, groundwater and pollution; S. 247; A.A.Balkema, Rotterdam (1996)
- [39] R.SCHOEN: Zum Nachweis depositionsbedingter Versauerung in kalkarmen Fließgewässern der BRD mittels einfacher chemischer Modelle. In: Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald (Hrsg.); Symposium Wald und Wasser; Grafenau 2.-5.September 1985; S. 631-643; (1985)
- [40] R.SCHOEN, A.KOHLER: Gewässerversauerung in kleinen Fließgewässern des Nordschwarzwaldes während der Schneeschmelze. In: Umweltbundesamt (Hrsg.) Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland; UBA-Materialien 1/84, S. 58-69; Berlin (1984)
- [41] P.BENECKE: Prognose der weiteren Entwicklung der Versauerung des Grundwassers. In: Ministerium für Landwirtschaft, Weinbau und Forsten Rheinland-Pfalz (Hrsg.); Waldschäden, Boden- und Wasserversauerung durch Luftschadstoffe in Rheinland-Pfalz; S.96-111 (1993)
- [42] A.QUADFLIEG: Zur Geohydrochemie der Kluftgrundwasserleiter des Nord- und Osthessischen Buntsandsteingebietes und deren Beeinflussung durch saure Depositionen; *Geol.Abh.Hessen*, 60 Wiesbaden (1990)
- [43] G.ZIEGLER, B.GABRIEL, H.JACOBS: Grundwasserversauerung in Thüringen – Untersuchungsergebnisse 1989/92; *Schriftenreihe der Thüringer Landesanstalt für Umwelt*; W1/93, 37 S.; Jena (1993)
- [44] BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (Hrsg.): Grundwasserversauerung in Bayern; *Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft*; 1/97; 184 S.; München (1997)
- [45] E.SCHOLZ: Die naturräumliche Gliederung Brandenburgs; *Beitr.Erdgesch.Landschaftsentw. Mark*; 1; S.25-66; Potsdam (1962)
- [46] J.MARCINEK, B.NITZ: Das Tiefland der Deutschen Demokratischen Republik; Gotha/Leipzig (1973)
- [47] DEUTSCHER WETTERDIENST: Amtliches Gutachten Nr. 177-99, Berlin (1999), unveröffentlicht
- [48] L.LIPPSTREU: Brandenburg. in: L.BENDA (Hrsg.): Das Quartär Deutschlands; S.116-147; Bornträger, Berlin (1995)
- [49] A.PENCK: Die Geschiebformation Norddeutschlands; *Z.Dtsch.Geol.Ges.*; 31; S.117-203; Berlin (1897)
- [50] W.STACKEBRANDT, G.EHMKE, V.MANHENKE (Hrsg.): Atlas zur Geologie von Brandenburg; Landesamt für Geologie und Rohstoffe Brandenburg; Kleinmachnow (1997)
- [51] G.ZIEGLER; B.GABRIEL; H.JACOBS; S.VORBACH; M.SCHULTZE: Langfristige Auswirkungen des Stoffeintrages durch atmosphärische Depositionen auf die Grundwasserbeschaffenheit im Festgesteinsbereich der neuen Bundesländer; BMFT-Bericht zum Forschungsvorhaben 30F101700/0339443A; Thüringer Landesanstalt für Umwelt, Jena März 1992, Eigenverlag
- [52] LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG: Konzept zum Grundwassermonitoring für das Land Brandenburg - Teil Beschaffenheit; UWG Berlin (1993) unveröffentlicht
- [53] LANDESFORSTANSTALT EBERSWALDE: Der Bodenzustand in den Wäldern Brandenburgs; Ergebnisse der Bodenzustandserhebungen der Jahre 1989 – 1994, Landesanstalt für Forstplanung/Landesforstanstalt Eberswalde, Eigenverlag, Eberswalde (1999)
- [54] S.HANNAPPEL, O.MERTEN: Potenzielle Verschmutzungsempfindlichkeit des Grundwassers im Lockergestein durch atmosphärische Stoffeinträge im Land Brandenburg; In: Internationales Symposium Grundwasserversauerung durch atmosphärische Deposition – *Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft* 3/95, S.187-190, München (1995)
- [55] F.BROSE: Erscheinungen des weichseleiszeitlichen Rückzuges in Ostbrandenburg; *Brandenburgische Geowiss.Beitr.*; 2; S. 3-11; Kleinmachnow (1995)

- [56] A.KONOPATZKY: Der Bodenzustand in den Wäldern Brandenburgs – Ergebnisse der Bodenzustandserhebungen der Jahre 1989 – 1994 in: Forstliche Umweltkontrolle; Ergebnisse aus zehnjährigen Untersuchungen zur Wirkung von Luftverunreinigungen in Brandenburgs Wäldern; Landesforstanstalt Eberswalde (Hrsg.); S.38 ff; Eberswalde (2001)
- [57] L.WERNER: Base content in soil and acidification problems; Vortrag Internationale Konferenz Acidification Research; Maastricht / NL; 14.-17.10.1991
- [58] LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG: Konzeption Meßnetz zur Erfassung atmosphärischer Stoffeinträge im Land Brandenburg, Potsdam (1995); unveröffentlicht
- [59] Brandenburgisches Wassergesetz (BbgWG) v. 13.07.1994, Gesetz- und Verordnungsblatt für das Land Brandenburg, 5, Nr. 22
- [60] LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG: Konzeption Messnetz zur Erfassung der Niederschlagsdeposition im Land Brandenburg, Potsdam (2000); unveröffentlicht
- [61] VDI (Verein Deutscher Ingenieure): Richtlinie VDI 2119, Blatt 2, Messen partikelförmiger Niederschläge/Bestimmung des partikelförmigen Staubniederschlags mit dem BERGERHOFF-Gerät ; VDI Handbuch Reinhaltung der Luft, Düsseldorf (1972)
- [62] VDI (Verein Deutscher Ingenieure): Richtlinie VDI 3870 Blatt 1, Messen von Regeninhaltsstoffen; Kriterien für Aufbau, Aufstellung und Betrieb von Regensammlern; Entwurf Juli 1985
- [63] LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser): Atmosphärische Deposition, Richtlinie für Beobachtung und Auswertung der Niederschlagsbeschaffenheit 1998, Kulturbuch-Verlag Berlin, (1998)
- [64] P.WINKLER, H.-W. GERORGII, T. ANDERSSON: Vergleich der Depositionsmessungen in der Bundesrepublik Deutschland und in der ehemalige DDR, Umweltbundesamt, Berlin (1993)
- [65] LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG (Hrsg.): Untersuchungen der Oder zur Belastung der Schwebstoff- und Sedimentphase und angrenzender Bereiche; Reihe Studien und Tagungsberichte; 20/21, S. 115 ff; Potsdam (1999)
- [66] O.MERTEN: Ein neuartiger Niederschlagssammler zur Gewinnung von Proben für die Analytik organischer Spurenstoffe; Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft, 60 Nr. 1/2, S. 69f; (2000)
- [67] WWD DRESDEN, FORSCHUNGSSTELLE LAUCHHAMMER: Laborakten und Anwendungsnotizen; Archivbestand Landesumweltamt Brandenburg; NSt.Lauchhammer; (unveröffentlicht)
- [68] B.GABRIEL, S.HANNAPPEL, D.LAUTERBACH, H.-J.VOIGT, G.ZIEGLER u.a.: Entwicklung eines einheitlichen Grundwasser-Beschaffenheits-Meßnetzes in den neuen Bundesländern als Grundlage zur Erfüllung von Berichtspflichten des Bundes gegenüber der EU; Forschungsgericht 102 02 628/02 UBA; Umweltbundesamt; Berlin (1995)
- [69] LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA): Grundwasser – Richtlinien für Beobachtung und Auswertung, Teil 3 – Grundwasserbeschaffenheit; Eigenverlag (1993)
- [70] LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA): AQS – Merkblätter für die Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Merkblatt P/8-2 Probenahme von Grundwasser; Erich Schmidt Verlag, Berlin (1995)
- [71] D.SCHENK, M.KAUPE (1998): in: DER RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN: Flächendeckend wirksamer Grundwasserschutz, Ein Schritt zur dauerhaft umweltgerechten Entwicklung; Sondergutachten; S.25; Verlag Metzler-Poeschel; Stuttgart (1998)
- [72] T.HEINKELE, H.-J.VOIGT, C.JAHNKE, S.HANNAPPEL, E.DONAT: Charakterisierung der Empfindlichkeit von Grundwasserkörpern; BUNR Forschungsbericht 299 22 278; S. 43, Cottbus (2001)
- [73] DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU e.V. (DVWK): Entnahme und Untersuchungsumfang von Grundwasserproben; Bonn (1991)
- [74] B.TOUSSANT, W.PÜTZ: Eignungsprüfung von Grundwassermeßstellen insbesondere im Zusammenhang mit Programmen zur Überwachung der Grundwasserbeschaffenheit; Schriftenreihe der Hessischen Landesanstalt für Umwelt; Wiesbaden (1986)
- [75] DEUTSCHER VEREIN DES GAS- UND WASSERFACHES e.V. (DVGW): Merkblatt W 121, Bau und Betrieb von Grundwassermeßstellen; Eschborn (1982)
- [76] W.STUMM & J.J.MORGAN: Aquatic chemistry – an introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters; John Wiley & Sons Inc., (1970)
- [77] ANONYMUS, Meteorologischer Dienst der DDR: Bericht über die Niederschlagswasseranalysen für das Sommerhalbjahr 1988 gemäß Verfügung 6/86 des Stellvertreters des Vorsitzenden des Ministerrates und Ministers für Umweltschutz und Wasserwirtschaft; unveröffentlicht, Potsdam (1988)
- [78] dito; Winterhalbjahr 1988 / 89; Potsdam (1989)
- [79] dito; Sommerhalbjahr 1989; Potsdam (1989)
- [80] K.H.SIMON, K.WESTENDORFF: Stoffeinträge mit dem Niederschlag in Kiefernbeständen des nordostdeutschen Tieflandes in den Jahren 1985 – 1989 in: Beitr.Forstwirtschaft 25 (199) 4, 177-180
- [81] W.MARQUARDT, E.BRÜGGEMANN, P.IHLE: Trends in the composition of wet deposition: effect of the atmospheric rehabilitation in East-Germany; Tellus, 48 B (1996), 361-371
- [82] MINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND RAUMORDNUNG DES LANDES BRANDENBURG (Hrsg.): Immissionsschutzbericht 1992 bis Immissionsschutzbericht 1998; Potsdam (1993 -1999)
- [83] LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG (Hrsg.): Luftgütemessnetz – Jahresbereich 1991; Potsdam (1992)
- [84] LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG (Hrsg.): Luftqualität in Brandenburg – Jahresbericht 1992 bis Jahresbericht 2000; Potsdam (1993 - 2001)
- [85] INSTITUT FÜR WASSERWIRTSCHAFT, BERLIN und WASSERWIRTSCHAFTSDIREKTION OBERE ELBE – NEIßE, DRESDEN: Aufklärung der langfristigen Wirkung saurer Depositionen auf die Beschaffenheit des Sicker- und Grundwassers - FU3; unveröffentlicht; Berlin (1989)

- [86] INSTITUT FÜR WASSERWIRTSCHAFT: Auswirkungen von ausgewählten Schadstoffen im Niederschlagswasser auf wasserwirtschaftlich relevante Stoffbilanzen im Lysimeterversuch und auf das Grundwasser unter besonderer Berücksichtigung von Stickstoff und pH-Wert ; unveröffentlicht; Berlin (1986)
- [87] M.KIRCHNER, S.BRÄUTIGAM, H.RÖMMELT, E.FEICHT, A. KETTRUP: Ammoniakemissionen aus dem Verkehrsbereich; Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft; **60** Nr.10, S.383-388 (2000)
- [88] W.MARQUARDT, E.BRÜGGEMANN, P.IHLE: Trends in the composition of wet deposition: effect of the atmospheric rehabilitation in East-Germany; *Tellus*, **48 B** S.361-371; (1996)
- [89] K.ACKER et al.: Atmospheric research programm for studying changing emission patterns after german unification; *Atmospheric Environment* **Vol.32**, Nr.20, S.3435-3443 (1998)
- [90] E.BRÜGGEMANN, W.ROLLE: Changes of some components of precipitation in east germany after the unification; *Water, Air and Soil Pollution* **107**: S.1-23; (1998)
- [91] J.HÖLSCHER et al.: Boden- und Gewässerbelastung in Niedersachsen durch Stoffeinträge aus der Atmosphäre; *Wasser & Boden*; **1**; S.20-25; (1994)
- [92] R.KÖBLE, H.-D.NAGEL, G.SMIATEK, B.WERNER, L.WERNER: Erfassung immissionsempfindlicher Biotope in der Bundesrepublik Deutschland und in anderen ECE-Ländern; Forschungsbericht 108 02 080; Umweltbundesamt (Hrsg.), Berlin (1993)
- [93] L.SIGG, W.STUMM: Aquatische Chemie; vdf Hochschulverlag, Zürich (1996)
- [94] H.-D.NAGEL, G.SMIATEK, B.WERNER: Das Konzept der kritischen Eintragsraten als eine Möglichkeit zur Bestimmung von Umweltbelastungs- und Qualitätskriterien; Sachverständigenrat für Umweltfragen (Hrsg.), **20** (1994)
- [95] D.RICHTER: Ergebnisse methodischer Untersuchungen zur Korrektur des systematischen Meßfehlers des Hellmann-Niederschlagsmessers; *Berichte des Deutschen Wetterdienstes*, **194** (1995); Selbstverlag des DWD, Offenbach (1995)
- [96] I.CHMARA, S.KNOBLAUCH, G.ZIEGLER: Untersuchungsergebnisse zur atmosphärischen Deposition und ihrer Auswirkungen im Freistaat Thüringen; in P.IHLE (Hrsg.) *Atmosphärische Depositionen in der Bundesrepublik Deutschland*; B.G.Teubner Verlag , Stuttgart, Leipzig, Wiesbaden (2001), S.149
- [97] T.GAUGER, R.KÖBLE, G.SMIATEK: Kartierung kritischer Belastungskonzentrationen und -raten für empfindliche Ökosysteme in der Bundesrepublik Deutschland und anderen ECE-Ländern; Institut für Navigation der Universität Stuttgart Im Auftrag des Umweltbundesamtes; S.39; Stuttgart (1997)
- [98] SÄCHSISCHE LANDESANSTALT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE: (2000) mündliche Mitteilung Herr Dr.Küchler
- [99] T.GAUGER, R.KÖBLE, G.SMIATEK: Kartierung kritischer Belastungskonzentrationen und -raten für empfindliche Ökosysteme in der Bundesrepublik Deutschland und anderen ECE-Ländern; Institut für Navigation der Universität Stuttgart Im Auftrag des Umweltbundesamtes; S. 51-63; Stuttgart (1997)
- [100] P.IHLE, E.BIEBER, D.KALLWEIT: Das Depositionsmessnetz des Umweltbundesamtes; in P.IHLE (Hrsg.) *Atmosphärische Depositionen in der Bundesrepublik Deutschland*; B.G.Teubner Verlag , Stuttgart, Leipzig, Wiesbaden (2001), S.46 ff.
- [101] A.PRUESS, W.BORHO, R.KOHL, J.GRIMM-STRELE, K.v.WILPERT, R.HUG: Depositionsmessungen in Baden-Württemberg; in P.IHLE (Hrsg.) *Atmosphärische Depositionen in der Bundesrepublik Deutschland*; B.G.Teubner Verlag , Stuttgart, Leipzig, Wiesbaden (2001), S.167 ff.
- [102] R.KALLWEIT: Kalkulation von Vorräten und Umsätzen oberirdischer Biomassekompartimente und Nährstoffmengen der Kiefernbestände an den level-II-Flächen Brandenburgs; *Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol.* **35** (2001) **1**, S. 37ff.
- [103] S.CONRAD, W.KÜCHLER: Entwicklung der luftschadstoffbedingten regionalen Umweltprobleme Versauerung und Eutrophierung in Sachsen 1989 – 1999; in P.IHLE (Hrsg.) *Atmosphärische Depositionen in der Bundesrepublik Deutschland*; B.G.Teubner Verlag , Stuttgart, Leipzig, Wiesbaden (2001), S.101
- [104] UN ECE: Manual on methodologies for Mapping Critical Loads/Levels and geographical areas where they are exceeded; Umweltbundesamt, Texte **71/96**, Berlin (1996)
- [105] U.ECKERMANN, G.KÖHLER, C.POMMERENING: Atmosphärische Stoffeinträge in Schleswig-Holstein; in P.IHLE (Hrsg.) *Atmosphärische Depositionen in der Bundesrepublik Deutschland*; B.G.Teubner Verlag, Stuttgart, Leipzig, Wiesbaden (2001), S.81
- [106] LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser): Positionspapier Atmosphärische Deposition – Messung der Niederschlagsbeschaffenheit aus wasserwirtschaftlicher Sicht; Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Eigenverlag, Bonn(1993)
- [107] D.WILSNACK: Fluorwasserstoff-Meßkampagne in Deutschneudorf und Zinnwald; in: *OMKAS Newsletter* Nr. 3, S. 23; Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie; Dresden (1999)
- [108] LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG: Emissionskataster, (unveröffentlicht)
- [109] E. VAN LEEUWEN, G.DRAAIJERS: Mapping dry deposition of acidifying components and base cations on a small scale in Germany; National Institute of Public Health and the Environment; Report No. 722108012; Bilthoven (1996)
- [110] LANDESFORSTANSTALT EBERSWALDE (Hrsg.): Forstliche Umweltkontrolle; Ergebnisse aus zehnjährigen Untersuchungen zur Wirkung von Luftverunreinigungen in Brandenburgs Wäldern; 264 S.; Eberswalde und Potsdam (2001)
- [111] LANDESFORSTANSTALT EBERSWALDE: (2001) mündliche Mitteilung Herr Dr.Kallweit
- [112] J.NILSSON: Critical Loads for Sulphur and Nitrogen; Report from a Nordic Working Group; Stockholm (1986)
- [113] J.NILSSON, P.GRENNFELT: Critical Loads for Sulphur and Nitrogen; Report from a workshop held at Skokloster, Sweden; 19.-24. March 1988; Nordic Council of Ministers, København (1988)
- [114] J.D.HEM: Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water; *Geol.Surv.Water Supply Paper* 1473, Washington (1970) In: H.J.VOIGT: *Hydrogeochemie*; S.37; VEB Verlag für Grundstoffindustrie; Leipzig (1990)
- [115] G.MATTHES: Lehrbuch der Hydrogeologie, Bd.2, Die Beschaffenheit des Grundwassers; Bornträger-Verlag, Stuttgart (1994)

- [116] I.J.DREVER: The geochemistry of natural waters (1982), In: H.J.VOIGT: Hydrogeochemie; S.56; VEB Verlag für Grundstoffindustrie; Leipzig (1990)
- [117] LAUSITZER UND MITTELDEUTSCHE BERGBAU-VERWALTUNGSGESELLSCHAFT mbH (LMBV): Gütebericht 1998 zum Sonderbetriebsplan Sondermessnetz Bergbau, Bereich B3 Tagebau Meuro/Restlockette; unveröffentlicht; Senftenberg (2000)
- [118] LAUSITZER UND MITTELDEUTSCHE BERGBAU-VERWALTUNGSGESELLSCHAFT mbH (LMBV): Gütebericht 1998 zum Sonderbetriebsplan Sondermessnetz Bergbau, Bereich B4, Lauchhammer I und II; unveröffentlicht; Senftenberg (2000)
- [119] BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT: Entwicklungsvorhaben „Auswirkungen des sauren Regens und des Waldsterbens auf das Grundwasser“, unveröffentlichte Unterlagen
- [120] A.BALAZS: Gefährdung der Waldquellen durch immissionsbedingten Säureeintrag; Mitteilungen Institut für Wasserwesen **36 b**, S.427 – 436, Universität der Bundeswehr, München (1990)
- [121] W.SCHAAF, M.KAUPENJOHANN, W.ZECH: Nitrogen output of declining Norway spruce stands in NE Bavaria. In: European workshop on the effects of forest management on the nitrogen-cycle with respect to changing environmental conditions; GSF-Bericht **43/91**, S.151-156; Neuherberg (1991)
- [122] H.WEIGER: Experimentelle Untersuchungen in nordbayerischen Nadelwaldbeständen über den Wasserhaushalt und den Stickstoffeintrag nach Stickstoffänderungen; *Forstliche Forschungsberichte*, **76**, München (1986)
- [123] K.MÜLLER: Hydrogeologische Untersuchungen im Kristallin am Rand der Bodenwöhler Senke unter besonderer Berücksichtigung von Stoffein- und -austragen; GSF-Bericht **25/91**; Neuherberg (1991)
- [124] J.BAUER, R.LEHMANN, A.HAMM: Gewässerversauerung im nord- und nordostbayerischen Grundgebirge; Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung; München (1988)
- [125] H.FÖRSTER: Bodenkundliche und hydrologisch-hydrochemische Untersuchungen in ausgewählten Hochlagegebieten der inneren Bayerischen Waldes; Dissertation Universität München (1988)
- [126] K.KREUTZER: Die Stoffbefrachtung des Sickerwassers in Waldbeständen; *Mitteilgn.Dtsch. Bodenkundl.Gesellsch.* **32**, S. 273 – 286; (1981)
- [127] K.KREUTZER, E.DESCHU, G.HÖSL: Vergleichende Untersuchung über den Einfluß von Fichte (*Picea abies*, (L.) Karst.) und Buche (*Fagus sylvatica* L.) auf die Sickerwasserqualität; *Forstwiss.Centralblatt*; **105**, S. 364 – 371 (1986)
- [128] BMELF (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten): Dauerbeobachtungsflächen zur Umweltkontrolle im Wald. Deutscher Beitrag zum Europäischen Waldschadensmonitoring (level II); Bonn (1995)
- [129] B.STROHBACH, A.KONOPATZKY: Bodenmorphologische und bodenchemische Klassifizierung der brandenburgischen Dauerbeobachtungsflächen (level II). In: LANDESFORSTANSTALT EBERSWALDE (Hrsg.): Forstliche Umweltkontrolle; Ergebnisse aus zehnjährigen Untersuchungen zur Wirkung von Luftverunreinigungen in Brandenburgs Wäldern; Eberswalde (2001)
- [130] LANDESAMT FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT Frankfurt (Oder) (2001): unveröffentlicht
- [131] R.SCHÖPKE, R.KOCH, I.OUERFELLI, A.STRIEMANN, V.PREUß, R.REGEL: Anwendung des Neutralisationspotenzials bei der Bilanzierung von Säure-Base-Reaktionen im Umfeld des Braunkohlenbergbaus; *Grundwasser*; **6 (1)**, 2001, S.23 – 29
- [132] VEB HYDROGEOLOGIE: Ergebnisbericht HyLk (1969); (unveröffentlicht)
- [133] M.SAHL: Nachweis langfristiger Grundwasserstandsveränderungen im Umfeld der Talsperre Spremberg und deren Folgewirkung auf das Grundwassermilieu; Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Umweltgeologie; Studienarbeit, unveröffentlicht (2002)
- [134] F.BEDNORZ: Grundwasserbeschaffenheitsanalyse und Geschütztheitsbewertung von Aquiferen Südbrandenburgs; Dissertation Bergakademie Freiberg (1992)
- [135] US-EPA; www.epa.gov/reg3arid/whatnew/refractory-fs.pdf
- [136] LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN WESTFALEN; www.lua.nrw.de/emikat97/ekl_info/3i370000.htm
- [137] D.R.LIDE (Hrsg.): CRC HANDBOOK OF CHEMISTRY AND PHYSICS; 75th edition, Chemical Rubber Publishing Company; Florida (1995)
- [138] W.STACKEBRANDT: Die Gliederung des Pleistozäns in Brandenburg; Beilage in *Brandenburgische Geowiss.Beitr.*; **6**; Kleinmachnow (1999), 2
- [139] F.BROSE, J.H.SCHROEDER (Hrsg.); Frankfurt (Oder) – Eisenhüttenstadt; Geologie von Berlin und Brandenburg, **7**, Geowissenschaftler in Berlin und Brandenburg e.V Selbstverlag (2000)
- [140] A.SONNTAG, A.G.CEPEK, I.KRUEGER; Lithofazieskarte Quartär 1:50.000, Blatt Lieberose; Zentrales Geologisches Institut der DDR; Berlin (1987)
- [141] N.YINNAVONG: Grundwasserversauerung im Gebiet Ullersdorf; Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Umweltgeologie; Studienarbeit, unveröffentlicht (2002)
- [142] LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG, Aussenstelle Cottbus; Archivmaterial (unveröffentlicht)
- [143] VEB HYDROGEOLOGIE, ARBEITSBEREICH BERLIN: Ergebnisbericht Lieberose 1969; (unveröffentlicht)
- [144] VEB HYDROGEOLOGIE, BT TORGAU: Erkundungsbericht Friedland 1978 - 80; (unveröffentlicht)
- [145] LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG, REFERAT Q6: Probenahmeprotokolle des Grundwasserbeschaffenheitsmessnetzes (unveröffentlicht)
- [146] W.GOSSEL: Hydrogeologie und Grundwasserhaushalt ausgewählter anthropogen wenig beeinflusster Grundwassereinzugsgebiete in Berlin; Dissertation FU Berlin; *Berliner geowiss. Abh.*, **A, 199**, S. 64-65 ; Berlin (1999)
- [147] G.HENRION, A.HENRION, R.HENRION: Beispiele zur Datenanalyse mit BASIC-Programmen; S. 36 ff; VEB Deutscher Verlag der Wissenschaften; Berlin (1988)

- [148] AUTORENKOLLEKTIV (Federführung J.SIELER); Struktur und Bindung – Aggregierte Systeme und Stoffsystematik; Lehrwerk Chemie, LB 2; VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie; Leipzig (1981)
- [149] LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG (Hrsg.): Staubniederschlag und Niederschlagsdeposition im Land Brandenburg; Reihe Studien und Tagungsberichte; 36; Potsdam (2002)
- [150] LAUSITZER UND MITTELDEUTSCHE BERGBAU-VERWALTUNGSGESELLSCHAFT mbH (LMBV): Sonderbetriebsplan Überwachung der bergbaubedingten Entwicklung des Grundwassers und der oberirdischen Gewässer, zugehörig zum Abschlussbetriebsplan Tagebau Meuro; unveröffentlicht; Senftenberg (2002)

Verzeichnis der Abbildungen und Tabellen

Die Abbildungen und Tabellen sind in kapitelweiser Ordnung durchlaufend nummeriert.

Kapitel 1

- Abb. 1.1 Funktionaler Zusammenhang zwischen pH-Wert und Acidität
- Abb. 1.2 Typische Pufferkurven einer stark bzw. schwach gepufferten Probe; Zum Begriff der Pufferkapazität
- Abb. 1.3 Drei wesentliche Standardsituationen für Grundwasserneubildungsvorgänge
- Abb. 1.4 Schematische Darstellung verschiedener Grundwasserleitertypen
- Abb. 1.5 **Natürliches Schutzpotenzial von Grundwasserkörpern**
- Abb. 1.6 E_H – pH Diagramm mit den Existenzbereichen typischer natürlicher Wässer
- Tab. 1.7 Bewertungsstufen zur Einschätzung der Versauerungsgefährdung bzw. des Versauerungszustandes von Grund- und Quellwässern

Kapitel 2

- Abb. 2.1 Eisrandlagen in Brandenburg
- Abb. 2.2 Die nutzbaren Grundwasserleiterkomplexe im Land Brandenburg
- Tab. 2.3 Geochemische Klassen der Böden des Landes Brandenburg
- Abb. 2.4 Mittlerer Säure-Base-Zustand der Humusform unter Kiefer im Baumholzalter in den Jahren 1989–1994
- Abb. 2.5 Depositionsmessstellen im Land Brandenburg; Stand Januar 2000
- Tab. 2.6 Lagedaten der Depositionsmessstellen
- Tab. 2.7 Definition der gegenwärtig verwendeten Rayonbezeichnungen
- Tab. 2.8 Anteil der stratigrafischen, grundwasserleitenden Komplexe innerhalb der hydrogeologischen Struktureinheiten in %

Kapitel 3

- Abb. 3.1/3.2 Synchroner Darstellung der Prüfkriterien Ionenbilanz und Elektrische Leitfähigkeit der Datensätze 1987 bis 1999, Messstelle Lauchhammer
- Abb. 3.3 Boxplot elektrische Leitfähigkeit; jahresweise, Messstelle Lauchhammer, bulk Deposition
- Abb. 3.4 Entwicklung der Sulfatkonzentration im Niederschlag; bulk-Deposition an der Messstelle Lauchhammer auf Basis der Medianwerte bei saisonaler Aggregation
- Abb. 3.5 Schwefeldioxid in der Luft an drei Messstellen im Land Brandenburg
- Abb. 3.6 Zusammenhang zwischen der SO_2 -Konzentration in der Luft (Messstelle Cottbus) und dem Sulfatgehalt im Niederschlag (Lauchhammer)
- Abb. 3.7 Entwicklung der Calciumkonzentration im Niederschlag; bulk-Deposition an der Messstelle Lauchhammer auf Basis der Medianwerte bei saisonaler Aggregation
- Abb. 3.8 Entwicklung von Calcium- und Sulfatkonzentration im Niederschlag; bulk-Deposition an der Messstelle Lauchhammer auf Basis der Medianwerte bei saisonaler Aggregation
- Abb. 3.9 Entwicklung der Ammoniumkonzentration im Niederschlag; bulk-Deposition an der Messstelle Lauchhammer auf Basis der Medianwerte bei saisonaler Aggregation
- Abb. 3.10 Entwicklung der Nitratkonzentration im Niederschlag; bulk-Deposition an der Messstelle Lauchhammer auf Basis der Medianwerte bei saisonaler Aggregation
- Abb. 3.11 Wertepaare der Ammonium- und Nitratkonzentration im Niederschlag (bulk); Messstelle Lauchhammer 1987 bis 1999
- Abb. 3.12 Zeitlicher Verlauf des Konzentrationsverhältnisses $r = c(NO_3)/c(NH_4)$ im Niederschlag; Messstelle Lauchhammer in saisonaler Aggregation
- Abb. 3.13 Boxplot pH-Werte im Niederschlag; jahresweise, Messstelle Lauchhammer
- Abb. 3.14 Versauerungskapazität der Niederschläge anhand berechneter Aciditätswerte sowie gemessener Protonenüberschüsse bezüglich verschiedener Ziel-pH-Werte
- Abb. 3.15 Hochrechnung der aktuellen Acidität mittels einer verkürzten Berechnungsmethode
- Abb. 3.16 Vergleich der Anionenfrachten (bulk-Deposition) 1988 und 1999
- Abb. 3.17 Anionenmuster in der bulk-Deposition 1988 [meq/l]
- Abb. 3.18 Anionenmuster in der bulk-Deposition 1999 [meq/l]
- Abb. 3.19 Vergleich der Kationenfrachten (bulk-Deposition) 1988 und 1999
- Abb. 3.20 Kationenmuster in der bulk-Deposition 1988 [meq/l]
- Abb. 3.21 Kationenmuster in der bulk-Deposition 1999 [meq/l]
- Abb. 3.22 Sulfat, Nitrat, TOC (total organic carbon); Spannweite der jährlichen Frachten in [kg/ha]; bulk-Deposition 1996 bis 1999
- Abb. 3.23 Protonen, Fluorid; Spannweite der jährlichen Frachten in [kg/ha]; bulk-Deposition 1996 bis 1999
- Abb. 3.24 Chlorid, Natrium, Calcium und Ammonium; Spannweite der jährlichen Frachten in [kg/ha]; bulk-Deposition 1996 bis 1999
- Abb. 3.25 Sulfat, Nitrat, TOC (total organic carbon); Spannweite der jährlichen Frachten in [kg/ha]; wet-only-Deposition 1996 bis 1999
- Abb. 3.26 Chlorid, Natrium, Calcium und Ammonium; Spannweite der jährlichen Frachten in [kg/ha]; wet-only-Deposition 1996 bis 1999

- Abb. 3.27 Veränderung des Beschaffenheitsmusters der bulk-Deposition anhand der Elementverhältnisse C, S und N
 Abb. 3.28 Fluoridemissionen in Südbrandenburg und Fluoridfracht der bulk-Deposition an der Messstelle Lauchhammer
 Tab. 3.29 Rückgang der Fluoridfrachten der bulk-Deposition an der Messstelle Lauchhammer
 Abb. 3.30 Tatsächliches Probevolumen in Abhängigkeit von der Niederschlagsmenge; Darstellung prozentual bzgl. des theoretischen Probevolumens
 Tab. 3.31 Frachten der Bestandesdeposition (Kronenraumdurchlass); prozentual bezüglich der jeweiligen Freilanddeposition

Kapitel 4

- Abb. 4.1 Stabilitätsdiagramm des Zink im System Zn / CO₂ / S / H₂O
 Abb. 4.2 Ionenbilanzabweichung aller Datensätze und statistische Charakterisierung des Datenkollektivs
 Abb. 4.3 Parameterkorrespondenz gelöster Sauerstoff vs. Redoxspannung
 Abb. 4.4 Parameterkorrespondenz pH-Wert vs. Redoxspannung
 Abb. 4.5 Parameterkorrespondenz elektrische Leitfähigkeit vs. pH-Wert
 Tab. 4.6 Belegung der ausgewiesenen Rayons mit Messstellen und Datensätzen
 Abb. 4.7 Boxplot der Redoxspannung in Abhängigkeit vom Rayon
 Abb. 4.8 Boxplot der pH-Werte in Abhängigkeit vom Rayon
 Abb. 4.9 SCHOEN – Index der Grundwässer in Abhängigkeit vom pH-Wert
 Abb. 4.9a SCHOEN – Index der Grundwässer in Abhängigkeit vom pH-Wert; Ausschnitt von Abb. 4.9
 Abb. 4.10 Aluminiumkonzentration in Abhängigkeit zum pH-Wert
 Abb. 4.11 Alkalität [mmol/l] der Grundwässer in Abhängigkeit vom pH-Wert
 Abb. 4.12 Hydrogencarbonat-Sulfat-Verhältnis in Abhängigkeit vom pH-Wert
 Abb. 4.12a Hydrogencarbonat-Sulfat-Verhältnis in Abhängigkeit vom pH-Wert; Ausschnitt
 Abb. 4.13 Hydrogencarbonatkonzentration in Abhängigkeit vom pH-Wert
 Abb. 4.14 Sulfatkonzentration in Abhängigkeit vom pH-Wert
 Abb. 4.15 Hydrogencarbonatkonzentration (log. skaliert) in Abhängigkeit vom pH-Wert
 Abb. 4.16 Aktivität der am Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht beteiligten Spezies in Abhängigkeit vom pH-Wert
 Tab. 4.17 Fallhäufigkeiten positiv indizierter Versauerungswirkungen im Grundwasser
 Tab. 4.18 Häufigkeiten der Kombination von positiven Befunden herkömmlicher Versauerungsindikatoren mit dem Positiv- bzw. Negativbefund des Hydrogencarbonat-Sulfat-Verhältnisses
 Abb. 4.19 Verteilung der Alkalität in Abhängigkeit vom (SO₄²⁻ + NO₃⁻) - Anteil an der Anionensumme
 Abb. 4.19a Verteilung der Alkalität in Abhängigkeit vom (SO₄²⁻ + NO₃⁻) - Anteil an der Anionensumme – Ausschnitt von Abb. 4.19
 Abb. 4.20 Verteilung des SCHOEN-Index in Abhängigkeit vom (SO₄²⁻ + NO₃⁻) - Anteil an der Anionensumme
 Abb. 4.20a Verteilung des SCHOEN-Index in Abhängigkeit vom (SO₄²⁻ + NO₃⁻) - Anteil an der Anionensumme – Ausschnitt von Abb. 4.20
 Abb. 4.21 Verteilung des pH-Wertes in Abhängigkeit vom (SO₄²⁻ + NO₃⁻) - Anteil an der Anionensumme
 Abb. 4.21a Verteilung des pH-Wertes in Abhängigkeit vom (SO₄²⁻ + NO₃⁻) - Anteil an der Anionensumme – Ausschnitt von Abb. 4.21
 Abb. 4.22 Verteilung von r HCO₃⁻ / SO₄²⁻ in Abhängigkeit vom (SO₄²⁻ + NO₃⁻) - Anteil an der Anionensumme
 Abb. 4.22a Verteilung von r HCO₃⁻ / SO₄²⁻ in Abhängigkeit vom (SO₄²⁻ + NO₃⁻) - Anteil an der Anionensumme – Ausschnitt von Abb. 4.22
 Abb. 4.23 Hydrogencarbonat-Anteil an der Anionensumme
 Abb. 4.24 Verteilung des Hydrogencarbonat-Anteils im gesamten Datenkollektiv
 Abb. 4.25 Sulfat-Anteil an der Anionensumme
 Abb. 4.26 Verteilung des Sulfat-Anteils im gesamten Datenkollektiv
 Abb. 4.27 Nitrat-Anteil an der Anionensumme
 Abb. 4.28 Verteilung des NO₃⁻ - Anteils im gesamten Datenkollektiv
 Abb. 4.29 Ammonium-Anteil an der Kationensumme
 Abb. 4.30 Verteilung des NH₄⁺ - Anteils im gesamten Datenkollektiv
 Abb. 4.31 Calcium-Anteil an der Kationensumme
 Abb. 4.32 Magnesium-Anteil an der Kationensumme
 Abb. 4.33 Stoffmengenverhältnis von Calcium- und Magnesiumionen; pH-Wert abhängig
 Abb. 4.34 stöchiometrisches Verhältnis von Calcium und Hydrogencarbonat in Abhängigkeit vom pH-Wert
 Abb. 4.35 Zusammenhang zwischen Hydrogencarbonatgehalt und Härte des Grundwasser
 Abb. 4.36 Eisenanteil an der Kationensumme
 Abb. 4.37 Boxplot der Fluoridkonzentrationen im Grundwasser bei rayonweiser Sortierung
 Abb. 4.38 relativer Fluoridgehalt der Grundwässer, bezogen auf die Anionensumme in Abhängigkeit vom pH-Wert
 Abb. 4.39 Relativer Fluoridgehalt in Abhängigkeit vom relativen Hydrogencarbonatgehalt; jeweils prozentual bezogen auf die Anionensumme
 Abb. 4.40 Dendrogramm der Hauptinhaltsstoffe (Relativwerte) des gesamten Datenkollektivs bzw. der sauren Grundwässer
 Abb. 4.41 Dendrogramme der Versauerungsindikatoren
 Tab. 4.42 Typische Nitratgehalte unter Waldflächen
 Abb. 4.43 Boxplot der Nitratkonzentrationen [mg/l] im Grundwasser bei rayonweiser Sortierung

Tab. 4.44	Übersicht ausgewiesener Versauerungsursachen und einiger Messstelleneigenschaften
Tab. 4.45	Übersicht ausgewählter Analysenergebnisse (Mittelwert) saurer Grundwässer
Abb. 4.46	Schematische Darstellung der Lage versauerter GWBM in Land Brandenburg
Abb. 4.47	Grundwassergleichenplan 2001 im Maßstab 1:50 000
Abb. 4.48	Veränderung des pH-Wertes an der Messstelle Laubsdorf
Abb. 4.49	Konzentrationsänderung einiger Inhaltsstoffe an der Messstelle Laubsdorf
Abb. 4.50	Zusammensetzung des Grundwassers Ullersdorf OP
Abb. 4.51	Zusammensetzung des Grundwassers Ullersdorf UP
Abb. 4.52	Grundwasserstand an den Messstellen Ullersdorf OP und UP [m NN]

Verzeichnis verwendeter Abkürzungen und Symbole

Aci	Acidität
Alk	Alkalität
ANTAS	Automatischer Nass- und Trockenablagerungssammler
BbgWG	Brandenburgisches Wassergesetz
BS	Basensättigung
BZE	Bodenzustandserhebung
c	Konzentration
E	Ost (Richtungsangabe)
EDTA	Ethylendiamintetraessigsäure
E_H	Redoxpotenzial
ESE	Ostsüdost (Richtungsangabe)
FIOK	Filteroberkante
(g)	Gasphase; beschreibt das Vorliegen eines Stoffes als gasförmiges Molekül
gfS1n	stratigrafisches Kürzel für glazifluviale Nachschüttung Saale-1
gfW1n	stratigrafisches Kürzel für glazifluviale Nachschüttung Weichsel-1
GIS	geografisches Informationssystem
gIS2n	stratigrafisches Kürzel für glazilimnische Nachschüttung Saale-2
GOK	Geländeoberkante
GW	Grundwasser
GWBM	Grundwasserbeschaffenheits-Messstelle
GWL	Grundwasserleiter
GWLK	Grundwasserleiterkomplex
i.d.R.	in der Regel
i.w.	im wesentlichen
IfW	Institut für Wasserwirtschaft
KAK	Kationenaustauschkapazität
K_B	Basenkapazität bezüglich des spezifizierten pH-Wertes
k_f	hydraulischer Durchlässigkeitsbeiwert
K_S	Säurekapazität bezüglich des spezifizierten pH-Wertes
LaFOP	Landesanstalt für Forstplanung
LFE	Landesforstanstalt Eberswalde
log.	logarithmisch
LUA	Landesumweltamt
LWF	Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft
m.E.	mit Einschränkungen
MD	Meteorologischer Dienst (der DDR)
MKZ	Messstellenkennzahl
N	Nord (Richtungsangabe)
NE	Nordost (Richtungsangabe)
NN	Normal Null (Bezugshöhe)
NNE	Nordnordost (Richtungsangabe)
NNW	Nordnordwest (Richtungsangabe)
N_{org}	organisch gebundener Stickstoff
NW	Nordwest (Richtungsangabe)
OEWK	ökologische Waldzustandskontrolle
OP	Oberpegel
pH	negativer dekadischer Logarithmus der Protonenaktivität
PK	Pufferkapazität
pKs	negativer dekadischer Logarithmus der Säurestärke
PVC	Polyvinylchlorid

qe	stratigrafisches Kürzel für Quartär, Elster
qe1	stratigrafisches Kürzel für Quartär, Elster-1 (älteres Stadial)
qe2	stratigrafisches Kürzel für Quartär, Elster-2 (jüngeres Stadial)
qeo	stratigrafisches Kürzel für Quartär, Oberes Elster
qh	stratigrafisches Kürzel für Quartär, Holstein
qhol	stratigrafisches Kürzel für Quartär, Holstein-Komplex
qsD	stratigrafisches Kürzel für Quartär, älteres Saalestadium, Drenthe-Stadium
qsu	stratigrafisches Kürzel für Quartär, unteres Saale
qsWA	stratigrafisches Kürzel für Quartär, jüngeres Saalestadium, Warthe-Stadium
qw1	stratigrafisches Kürzel für Quartär, Weichsel-1, Brandenburger Stadium
qw2	stratigrafisches Kürzel für Quartär, Weichsel-2, Pommersches Stadium
r	ratio; Quotient der Konzentrationen der spezifizierten Stoffe
resp.	respektive
s	Standardabweichung
S	Süd (Richtungsangabe)
S1	stratigrafisches Kürzel für den Saale-1-Komplex
S2v	stratigrafisches Kürzel für Vorschüttung Saale-2
SAK	spektraler Absorptionskoeffizient
SE	Südost (Richtungsangabe)
SSW	Südsüdwest (Richtungsangabe)
SW	Südwest (Richtungsangabe)
t	stratigrafisches Kürzel für Tertiär
tmi	stratigrafisches Kürzel für Tertiär, Miozän
TOC	total organic carbon (gesamt gelöster Kohlenstoff)
TU	Technische Universität
UBA	Umweltbundesamt
UP	Unterpegel
UTM	universal transverse mercator (ein geodätisches Koordinatengitter)
VDI	Verein Deutscher Ingenieure
VOC	volatile organic compounds
vs.	versus; hier: Gegenüberstellung verschiedener Merkmale
W1	stratigrafisches Kürzel für den Weichsel-1-Komplex
WGS84	world geodetic system 84 (ein geodätisches Datum)
WNW	Westnordwest (Richtungsangabe)

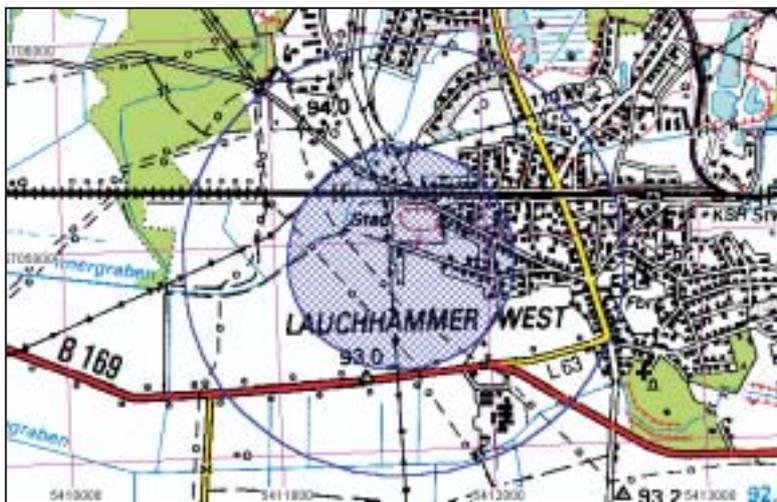
Anhänge

Anhang 1: Messstellendokumentation des Depositionsmessnetzes; Stand 2000

L 01 – Lauchhammer
L 02 – Lebus
L 06 – Cumlosen
L 07 – Jerischke
L 28 – Waldsiefersdorf
F 08 – Natteheide
F 10 – Beerenbusch
F 12 – Kienhorst
F 14 – Schwenow
F 16 – Weitzgrund
F 18 – Neusorgefeld

Messstelle L 01 – Lauchhammer

<u>Betreiber:</u>	Landesumweltamt Brandenburg Referenzmessstelle
<u>Lage:</u>	westlich des Ortsteils Lauchhammer-West, außerhalb der geschlossenen Siedlungsbebauung in offenem und ebenen Gelände Das unmittelbare Umfeld ist Ackerland.
<u>Ausstattung:</u>	bulk-Sammler: LWF, O1, O2, O3, Dose, BERGERHOFF Wet-only Sammler: NSA 181 KE, ANTAS Klimamessstation
<u>Messbetrieb:</u>	seit 1983 lückenhaft, ab 1987 ununterbrochen
<u>Besonderheiten:</u>	Referenzmessstelle mit arbeitstäglicher Betreuung



Emittenten

- 500 m Umkreis:
250 m Siedlungsgebiet im gesamten nordöstlichen und östlich Sektor
- 1000 m Umkreis:
500 m südlich B 169 mit hohem Verkehrsaufkommen
800 m südöstlich Milchviehanlage, ca. 850 Tiere
- 5 km Umkreis: nordöstlich Siedlungsgebiet Stadt Lauchhammer, nördlich ehemaliger Kokereistandort

Lage der Messstelle mit regionalem Bezug

Die Messstelle liegt westlich des Industriestandortes Schwarzheide (chemische Industrie) sowie südlich des Braunkohlenabbaugebietes Kostebrau – Kleinleipisch (derzeit Sanierungsbergbau). Die südliche und östliche Umgebung ist überwiegend agrarisch geprägt.



Messstelle L 02 – Lebus

<u>Betreiber:</u>	Landesumweltamt Brandenburg
<u>Lage:</u>	direkt an der Oder in hügeligem, stark gegliederten Gelände, das zur Oder hin ca. 30 m steil abfällt Das unmittelbare Umfeld sind vereinzelte Gebäude der Landeslehrstätte sowie höheres Buschwerk.
<u>Ausstattung:</u>	bulk-Sammler: LWF, O1, O2, Dose, BERGERHOFF Wet-only Sammler: NSA 181 KE Hellmann-Regenmesser
<u>Messbetrieb:</u>	seit 1994, wet-only ab 1995, wöchentliche Betreuung
<u>Besonderheiten:</u>	



Emittenten

500 m Umkreis:
Gebäudeheizung der LLS Lebus;
unwesentlich

1000 m Umkreis:
600 m westlich B 112; jedoch
aufgrund der Geländeform stark
abgeschirmt (Straße verläuft
jenseits der Hügelkette)

5 km Umkreis: nördlich:
Siedlungsgebiet Lebus; südlich:
Ausläufer der Stadt Frankfurt / Oder

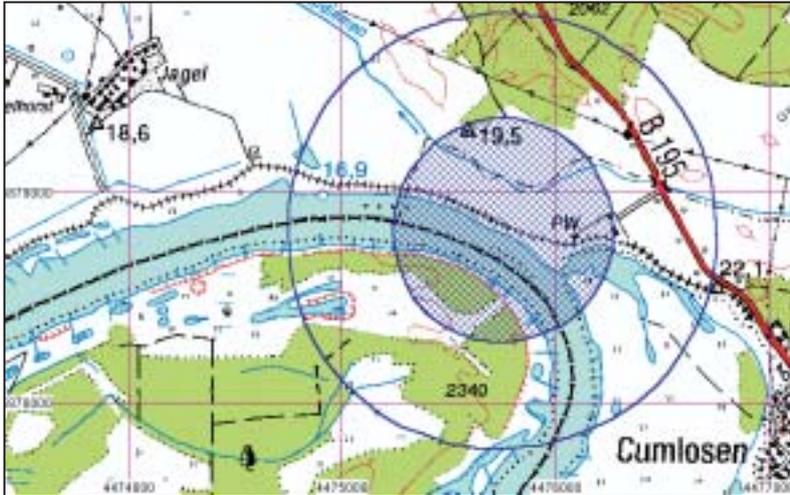
Lage der Messstelle mit regionalem Bezug

Die Messstelle liegt nördlich der Stadt Frankfurt / Oder. Die übrige Umgebung ist agrarisch geprägt.



Messstelle L 06 – Cumlosen

<u>Betreiber:</u>	Landesumweltamt Brandenburg
<u>Lage:</u>	auf dem Elbedeich, direkt neben dem Gebäude der automatischen Messstation in völlig offenen und ebenen Gelände Das unmittelbare Umfeld ist Grünland.
<u>Ausstattung:</u>	bulk-Sammler: LWF, O1, O2, Dose, BERGERHOFF Wet-only Sammler: NSA 181 KE Hellmann-Regenmesser
<u>Messbetrieb:</u>	seit 1994, wöchentliche Betreuung
<u>Besonderheiten:</u>	



Emittenten

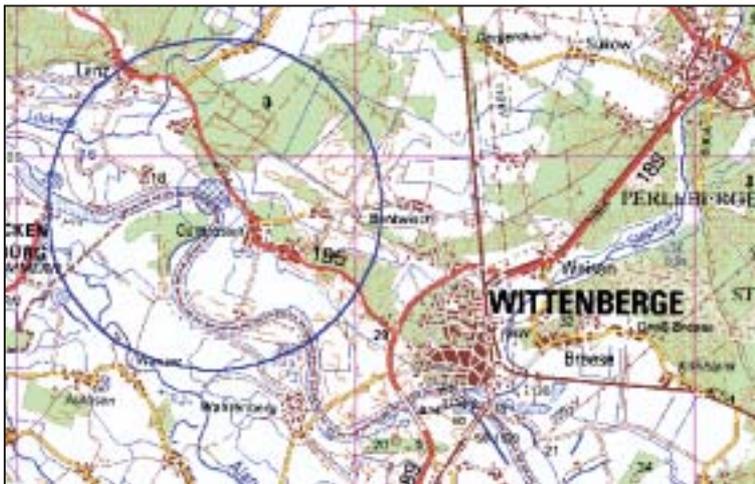
500 m Umkreis:
keine; es ist jedoch nicht auszuschließen, dass insbesondere bei starkem Wind abdriftende Tröpfchen der Elbe die Messungen verfälschen können

1000 m Umkreis:
800 m nordöstlich B 195, jedoch nur geringes Verkehrsaufkommen

5 km Umkreis: südöstlich Dorf Cumlosen

Lage der Messstelle mit regionalem Bezug

Die Messstelle liegt ca. 8 km nordwestlich von Wittenberge und ca. 14 km westlich von Perleberg. Die Region ist überwiegend agrarisch geprägt.



Messstelle L 07 – Jerischke

<u>Betreiber:</u>	Landesumweltamt Brandenburg
<u>Lage:</u>	auf einer Brandriegelkreuzung in leicht hügeligem Gelände Das unmittelbare Umfeld ist Kiefernwald; die erforderlichen Hindernisabstände zum Waldgebiet sind eingehalten.
<u>Ausstattung:</u>	bulk-Sammler: LWF Wet-only Sammler: keine Hellmann-Regenmesser
<u>Messbetrieb:</u>	seit 1994, wöchentliche Betreuung
<u>Besonderheiten:</u>	

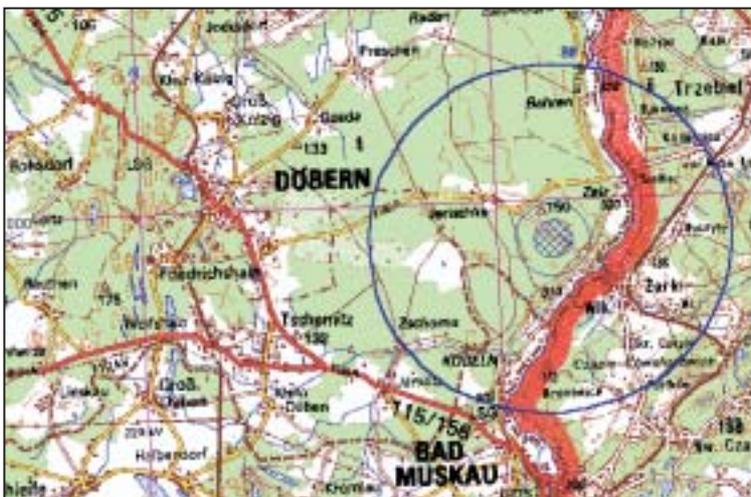


Emittenten

500 m Umkreis:	keine
1000 m Umkreis:	keine
5 km Umkreis:	einige kleine Dörfer; unbedeutend

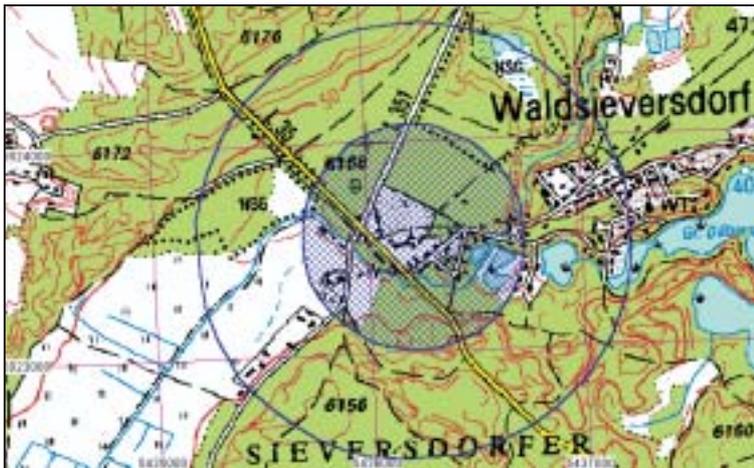
Lage der Messstelle mit regionalem Bezug

Die Messstelle liegt in einem größeren, zusammenhängenden Waldgebiet.
Die Kleinstädte Döbern und Bad Muskau befinden sich 9 km westlich bzw. 6 km südlich von der Messstelle. 12 km südsüdwestlich liegt die Stadt Weisswasser.



Messstelle L 28 – Waldsieversdorf

<u>Betreiber:</u>	Landesumweltamt Brandenburg
<u>Lage:</u>	westlich des Ortes Waldsieversdorf, auf einer waldumschlossenen Fläche außerhalb der geschlossenen Siedlungsbebauung. Das Gelände ist hügelig gegliedert, die Messstelle befindet sich in einer Senkenlage. Im unmittelbaren Umfeld sind forstliche Kultur- und Versuchsflächen sowie einzelne Gebäude.
<u>Ausstattung:</u>	bulk-Sammler: LWF, O1, O2, Dose, BERGERHOFF Wet-only Sammler: NSA 181 KE Hellmann-Regenmesser
<u>Messbetrieb:</u>	seit 1999, wöchentliche Betreuung
<u>Besonderheiten:</u>	



Emittenten

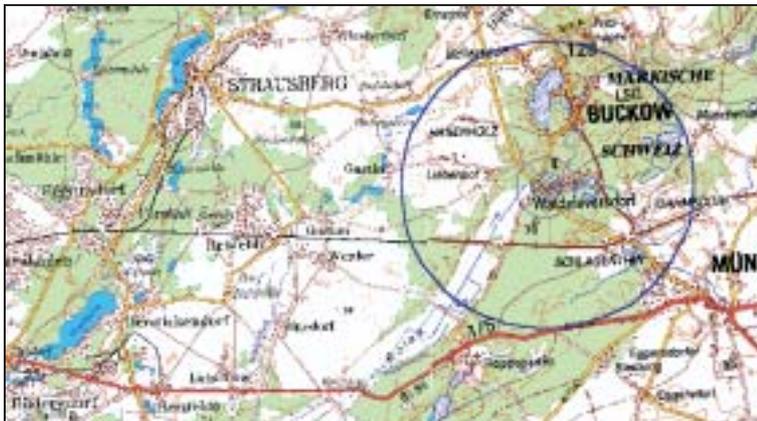
500 m Umkreis:
200 m westlich Landstrasse L35 mit
mäßigem bis starkem Verkehrs-
aufkommen

1000 m Umkreis:
800 m östlich Ortslage
Waldsieversdorf

5 km Umkreis: keine

Lage der Messstelle mit regionalem Bezug

Die Messstelle liegt ca. 25 km östlich vom Rand des Ballungsraums Berlin entfernt. 12 km in westnordwestlicher Richtung liegt die Stadt Strausberg, 20 km in südwestlicher Richtung Rüdersdorf. Die Kleinstadt Müncheberg liegt 6 km südöstlich. Die Umgebung ist durch Mischnutzungen des auslaufenden Ballungsraumes sowie Ackerstandorte in westlicher Richtung geprägt.



Messstelle F 08 – Natteheide

<u>Betreiber:</u>	Landesforstanstalt Eberswalde
<u>Lage:</u>	auf waldumschlossenen und ebenen Gelände Das unmittelbare Umfeld ist ein Wildacker.
<u>Ausstattung:</u>	bulk-Sammler: LWF, Dose Wet-only Sammler: keine Klimamessstation Fa.Lambrech
<u>Messbetrieb:</u>	seit 1996, wöchentliche Betreuung
<u>Besonderheiten:</u>	Der Freifläche ist eine Bestandsmessstelle in unmittelbarer Nähe zugeordnet (F 09).



Emittenten

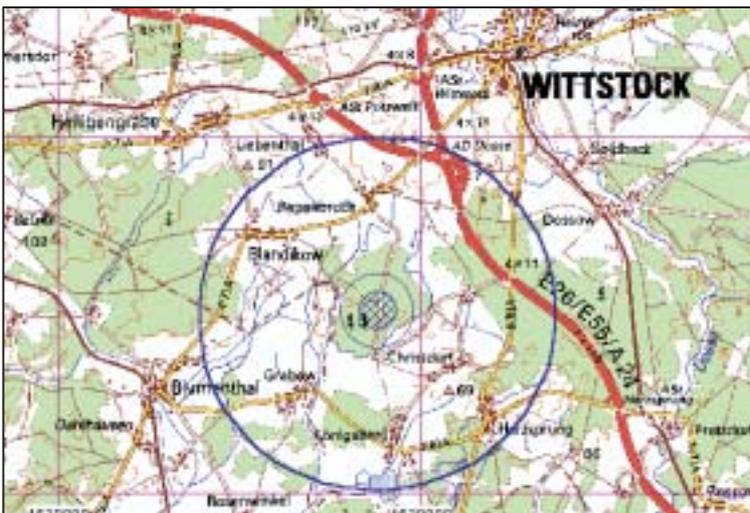
500 m Umkreis:
Forsthaus 100 m östlich

1000 m Umkreis:
keine

5 km Umkreis:
3 km nordöstlich Bundesautobahn
A 24 mit AB-Dreieck Wittstock
sowie umliegend mehrere kleine
Dörfer

Lage der Messstelle mit regionalem Bezug

Die Messstelle liegt 8 km südsüdwestlich von der Stadt Wittstock, 17 km nördlich von Kyritz und 18 km südöstlich von Pritzwalk. Die Umgebung ist überwiegend agrarisch geprägt.



Messstelle F 10 – Beerenbusch

<u>Betreiber:</u>	Landesforstanstalt Eberswalde
<u>Lage:</u>	inmitten eines größeren zusammenhängenden Forst- und Seengebietes auf einer allseits waldumschlossenen Fläche.
<u>Ausstattung:</u>	bulk-Sammler: LWF, Dose Wet-only Sammler: keine Klimamessstation Fa.Lambrecht
<u>Messbetrieb:</u>	seit 1996, wöchentliche Betreuung
<u>Besonderheiten:</u>	Der Freifläche ist eine Bestandsmessstelle in unmittelbarer Nähe zugeordnet (F 11).



Emittenten

500 m Umkreis:
keine

1000 m Umkreis:
keine

5 km Umkreis:
nordöstlich Demontage – Baustelle
ehemaliges Kernkraftwerk

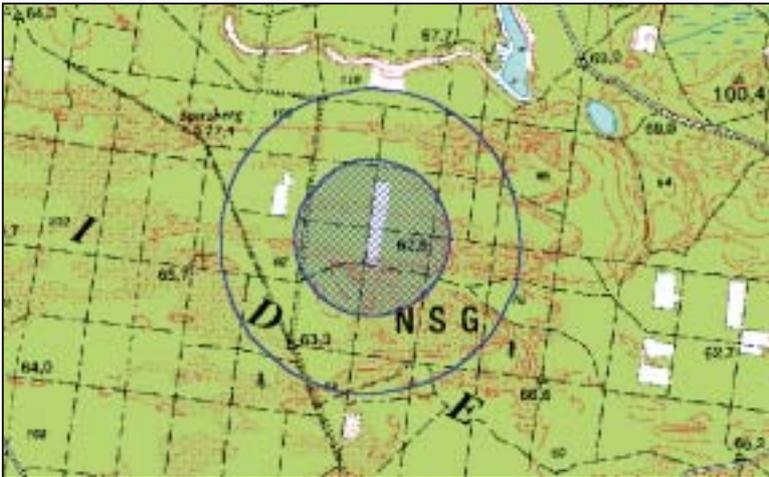
Lage der Messstelle mit regionalem Bezug

Die Messstelle liegt, abgesehen von der Kleinstadt Rheinsberg 6 km südwestlich, in nahezu emittentenfreier Umgebung. Die B 96 mit hohem Verkehrsaufkommen liegt ca. 12 km östlich, die Stadt Fürstenberg 13 km in nordöstlicher Richtung. Im Abstand von 16 km bis 24 km befinden sich im Sektor Nordwest bis Nordost drei Kleinstädte.



Messstelle F 12 – Kienhorst

<u>Betreiber:</u>	Landesforstanstalt Eberswalde
<u>Lage:</u>	inmitten eines großen zusammenhängenden Forstgebietes auf einer allseits waldumschlossenen Fläche
<u>Ausstattung:</u>	bulk-Sammler: LWF, O1, O2, Dose, BERGERHOFF Wet-only Sammler: NSA 181 KE Klimamessstation Fa.Lambrecht
<u>Messbetrieb:</u>	seit 1996, wöchentliche Betreuung
<u>Besonderheiten:</u>	Der Freifläche ist eine Bestandsmessstelle in unmittelbarer Nähe zugeordnet (F 13).



Emittenten

500 m Umkreis:
keine

1000 m Umkreis:
keine

5 km Umkreis:
keine

Lage der Messstelle mit regionalem Bezug

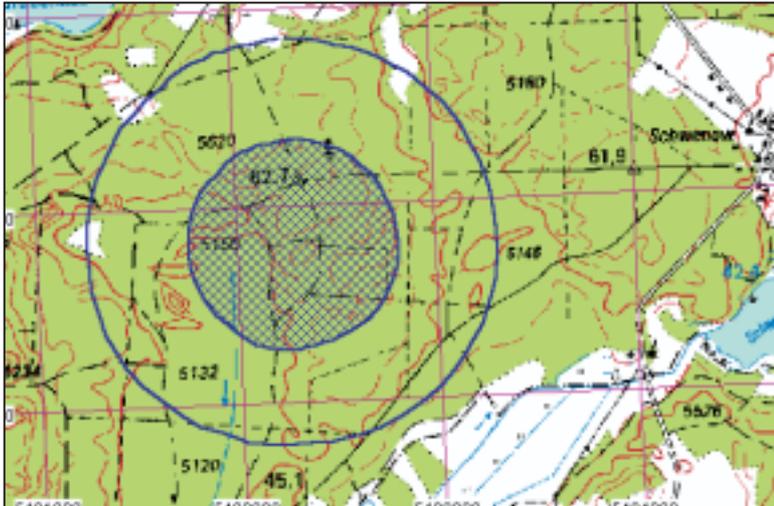
Die Messstelle liegt im Biosphärenreservat Schorfheide.

7 km in östlicher Richtung liegt der Ort Joachimsthal, in einer Distanz von ca. 10 km verläuft in Osten die Autobahn A 11. Die Stadt Eberswalde liegt ca.16 km südlich.



Messstelle F 14 – Schwenow

<u>Betreiber:</u>	Landesforstanstalt Eberswalde
<u>Lage:</u>	inmitten eines großen zusammenhängenden Forstgebietes auf einer allseits waldumschlossenen Fläche.
<u>Ausstattung:</u>	bulk-Sammler: LWF, Dose Wet-only Sammler: keine Klimamessstation Fa.Lambrecht
<u>Messbetrieb:</u>	seit 1996, wöchentliche Betreuung
<u>Besonderheiten:</u>	Der Freifläche ist eine Bestandsmessstelle in unmittelbarer Nähe zugeordnet (F 15).



Emittenten

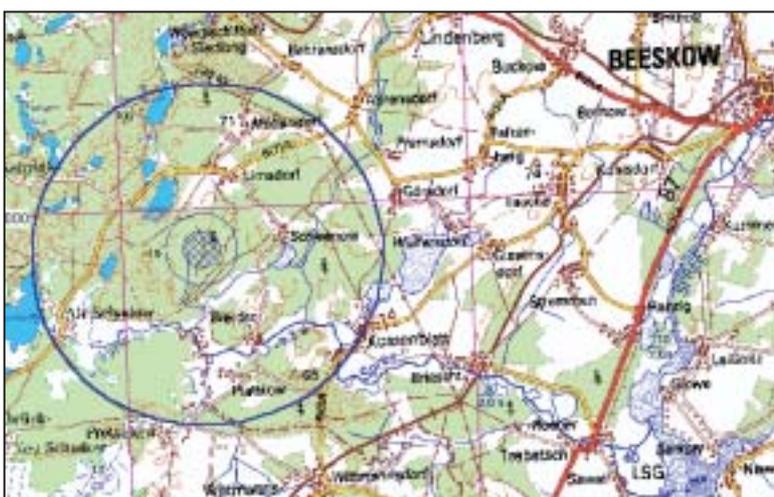
500 m Umkreis:
keine

1000 m Umkreis:
keine

5 km Umkreis:
einige Dörfer / Siedlungen in der
Umgebung; unbedeutend

Lage der Messstelle mit regionalem Bezug

Die Messstelle liegt am südöstlichen Ausläufer des märkischen Seen- und Heidegebietes. Der Sektor Nordwest bis Südwest bis auf die Kleinstadt Märkisch-Buchholz (17 km) weitgehend emittentenfrei. Die Autobahn A 13 verläuft ca. 24 km westlich. Die östliche Umgebung ist überwiegend agrarisch geprägt und etwas dichter besiedelt. Die Stadt Beeskow liegt 16 km östlich.



Messstelle F 16 – Weitzgrund

<u>Betreiber:</u>	Landesforstanstalt Eberswalde
<u>Lage:</u>	inmitten eines zusammenhängenden Forstgebietes auf einer allseits waldumschlossenen Fläche.
<u>Ausstattung:</u>	bulk-Sammler: LWF, Dose, BERGERHOFF Wet-only Sammler: ab 2001 NSA 181 KE Klimamessstation Fa.Lambrecht
<u>Messbetrieb:</u>	seit 1996, wöchentliche Betreuung
<u>Besonderheiten:</u>	Der Freifläche ist eine Bestandsmessstelle in unmittelbarer Nähe zugeordnet (F 17).



Emittenten

500 m Umkreis:
Direkt auf der Freifläche ein Sendemast; u.U. Quelle für Spurenmetalle

1000 m Umkreis:
keine

5 km Umkreis:
östlich verläuft die B 102 mit mäßigem Verkehrsaufkommen

Lage der Messstelle mit regionalem Bezug

Die Messstelle liegt am nordöstlichen Rand des hohen Fläming. Das Waldgebiet verläuft ca. 12 km in nordwestliche Richtung bis zur Autobahn A2. Die Stadt Belzig liegt ca. 6 km südsüdöstlich. Die südliche und östliche Umgebung ist überwiegend agrarisch geprägt.



Messstelle F 18 - Neusorgefeld

<u>Betreiber:</u>	Landesforstanstalt Eberswalde
<u>Lage:</u>	inmitten eines zusammenhängenden Forstgebietes auf einer allseits waldumschlossenen Fläche.
<u>Ausstattung:</u>	bulk-Sammler: LWF, Dose Wet-only Sammler: keine Klimamessstation Fa.Lambrech
<u>Messbetrieb:</u>	seit 1996, wöchentliche Betreuung
<u>Besonderheiten:</u>	Der Freifläche ist eine Bestandsmessstelle in unmittelbarer Nähe zugeordnet (F 19).



Emittenten

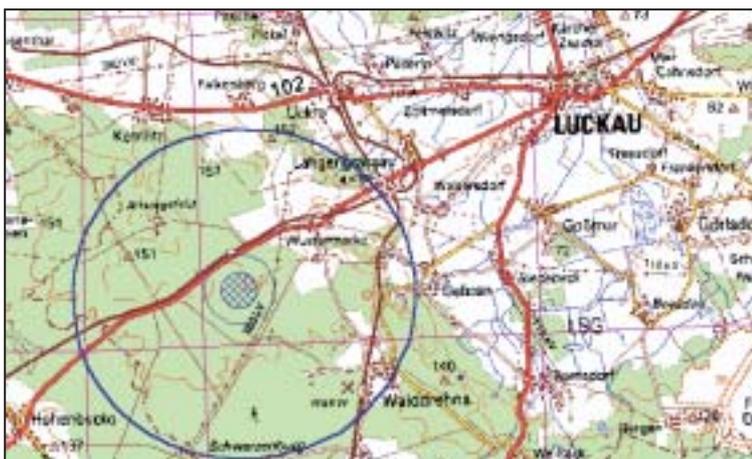
500 m Umkreis:
keine

1000 m Umkreis:
keine

5 km Umkreis:
in Nordwestlichen Sektor B 87 mit
geringem bis mäßigen
Verkehrsaufkommen

Lage der Messstelle mit regionalem Bezug

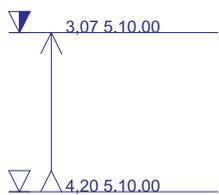
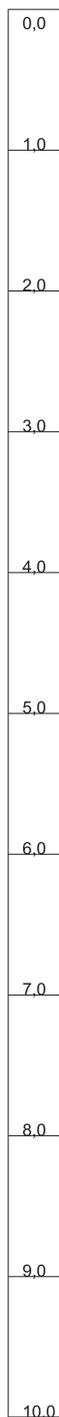
Die Messstelle liegt in einem wellig gegliederten Gelände (Niederlausitzer Grenzwall). Das Waldgebiet erstreckt sich von Nordwest nach Südost. Die südwestliche und nordöstliche Umgebung ist überwiegend agrarisch geprägt. Die Kleinstädte Luckau und Dahme befinden sich ca. 11 km nordöstlich bzw. ca. 12 km nordwestlich.



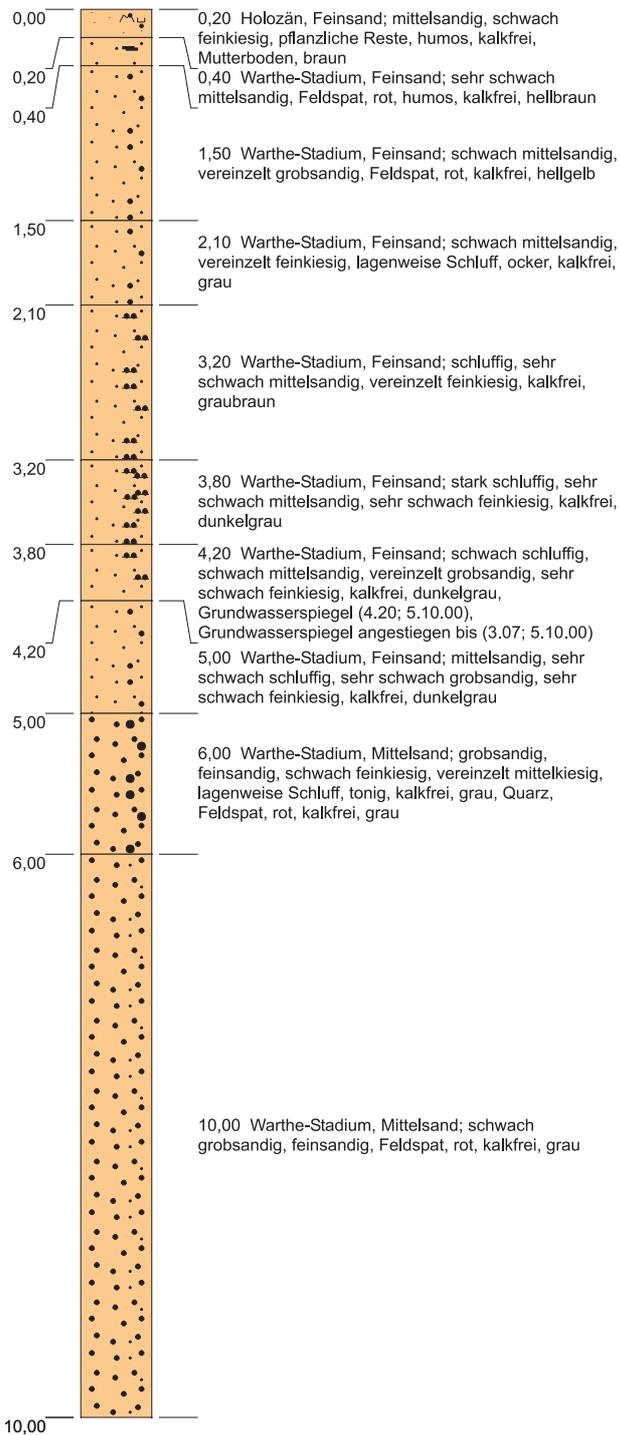
**Anhang 2: Messstellendokumentation ausgewählter Grundwasserbeschaffenheits-
Messstellen**

4352 7251	Laubsdorf
4346 6064	Dübrichen
3952 1832	Ullersdorf OP
4547 6066	Hirschfeld
3847 5050	Teupitz
4447 6001	Fischwasser

m u. GOK (90,56 m NN)



Laubsdorf



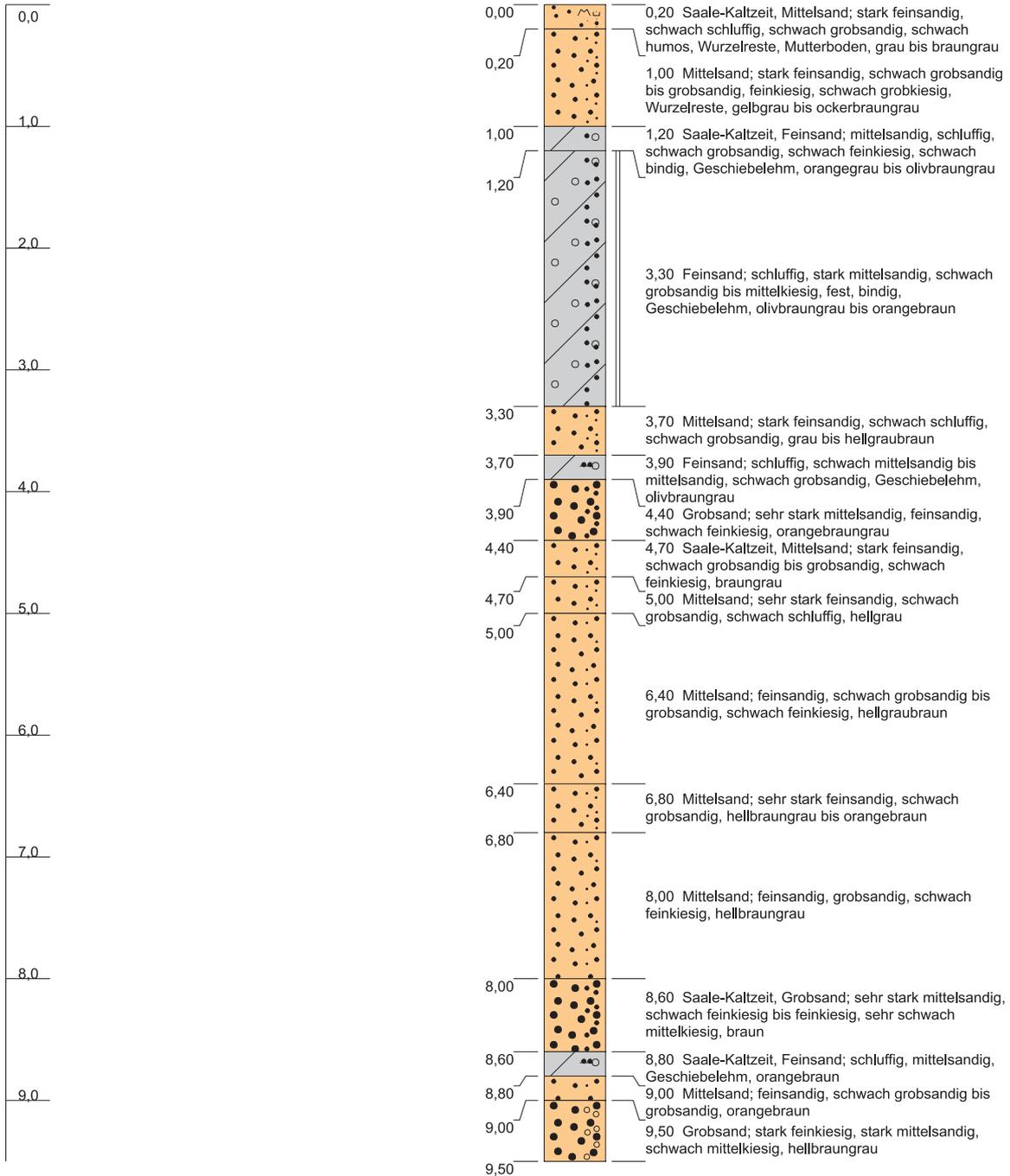
Höhenmaßstab: 1:50

Blatt 1 von 1

Projekt: Grundwasserbeschaffenheitsmeßstellen '00	
Bohrung: Laubsdorf	
Auftraggeber: Landesumweltamt Brandenburg	Rechtswert: 5461445
Bohrfirma: BLZ GEOTEchnik GmbH	Hochwert: 5725175
Bearbeiter: Voigt, I.	Ansatzhöhe: 90,56m
Datum: 02.10.2000	Endtiefe: 10,00m

m u. GOK (122,80 m NN)

Hy Dübrichen 1/97 MKZ 43466064



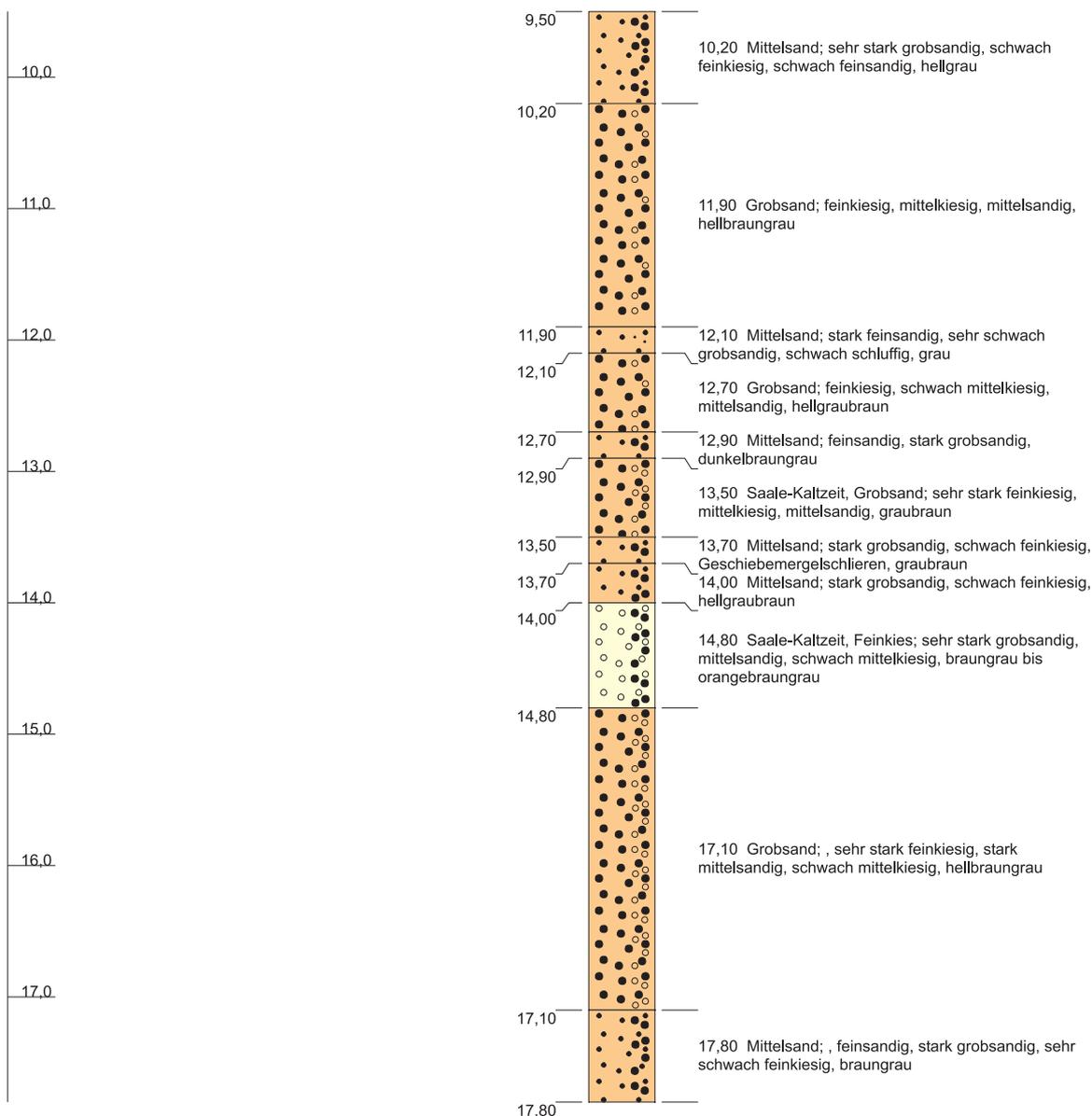
Höhenmaßstab: 1:50

Blatt 1 von 3

Projekt: Basismeßnetz Grundwasserbeschaffenheit	
Bohrung: Hy Dübrichen 1/97 MKZ 43466064	
Auftraggeber: Landesumweltamt Brandenburg	Rechtswert: 4601197
Bohrfirma: Geomechanik Sachsen GmbH	Hochwert: 5725403
Bearbeiter: Zajontz	Ansatzhöhe: 122,80m
Datum: 21.10.1997	Endtiefe: 27,00m

m u. GOK (122,80 m NN)

Hy Dübrichen 1/97 MKZ 43466064



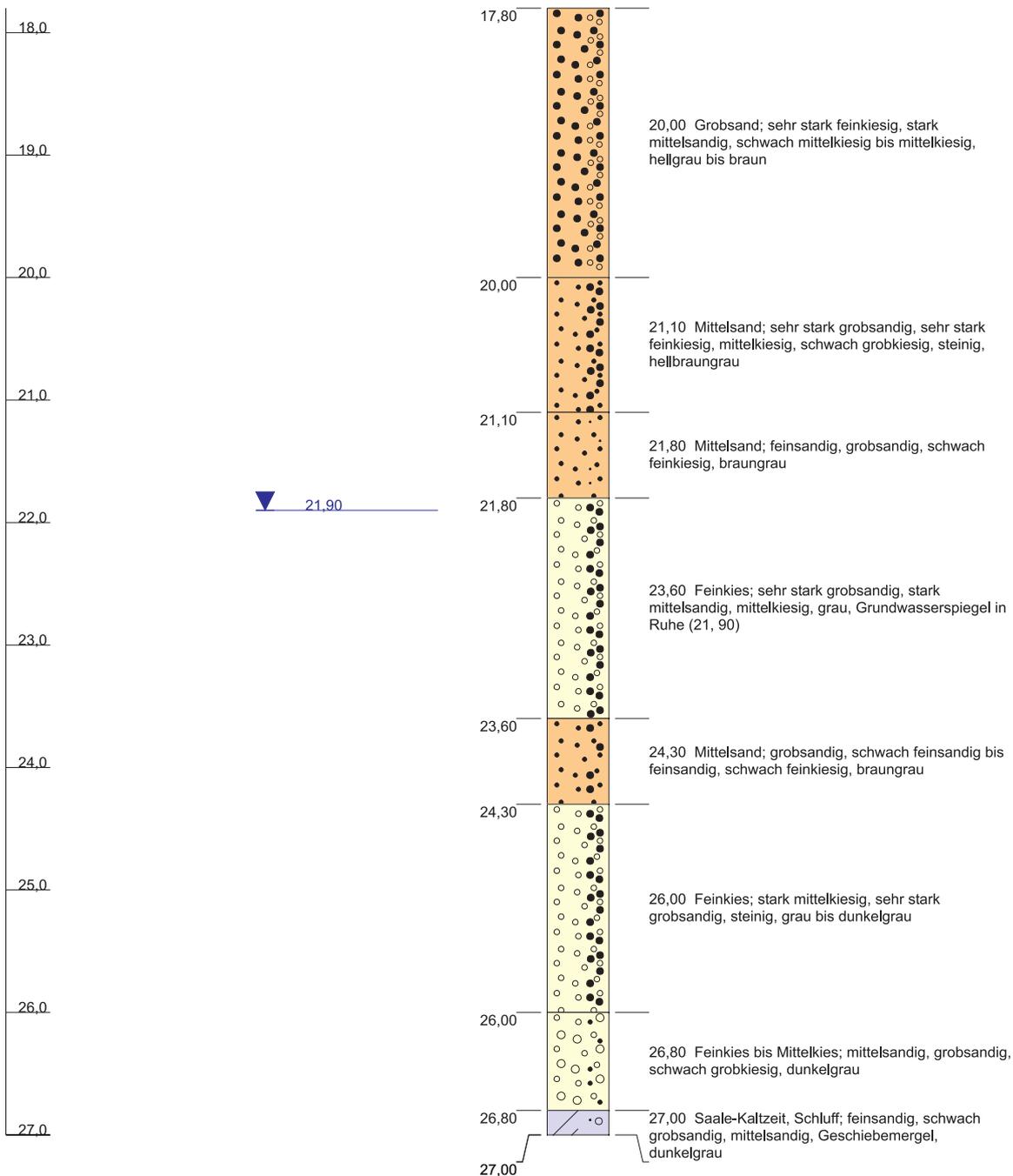
Höhenmaßstab: 1:50

Blatt 2 von 3

Projekt: Basismeßnetz Grundwasserbeschaffenheit	
Bohrung: Hy Dübrichen 1/97 MKZ 43466064	
Auftraggeber: Landesumweltamt Brandenburg	Rechtswert: 4601197
Bohrfirma: Geomechanik Sachsen GmbH	Hochwert: 5725403
Bearbeiter: Zajontz	Ansatzhöhe: 122,80m
Datum: 21.10.1997	Endtiefe: 27,00m

m u. GOK (122,80 m NN)

Hy Dübrichen 1/97 MKZ 43466064



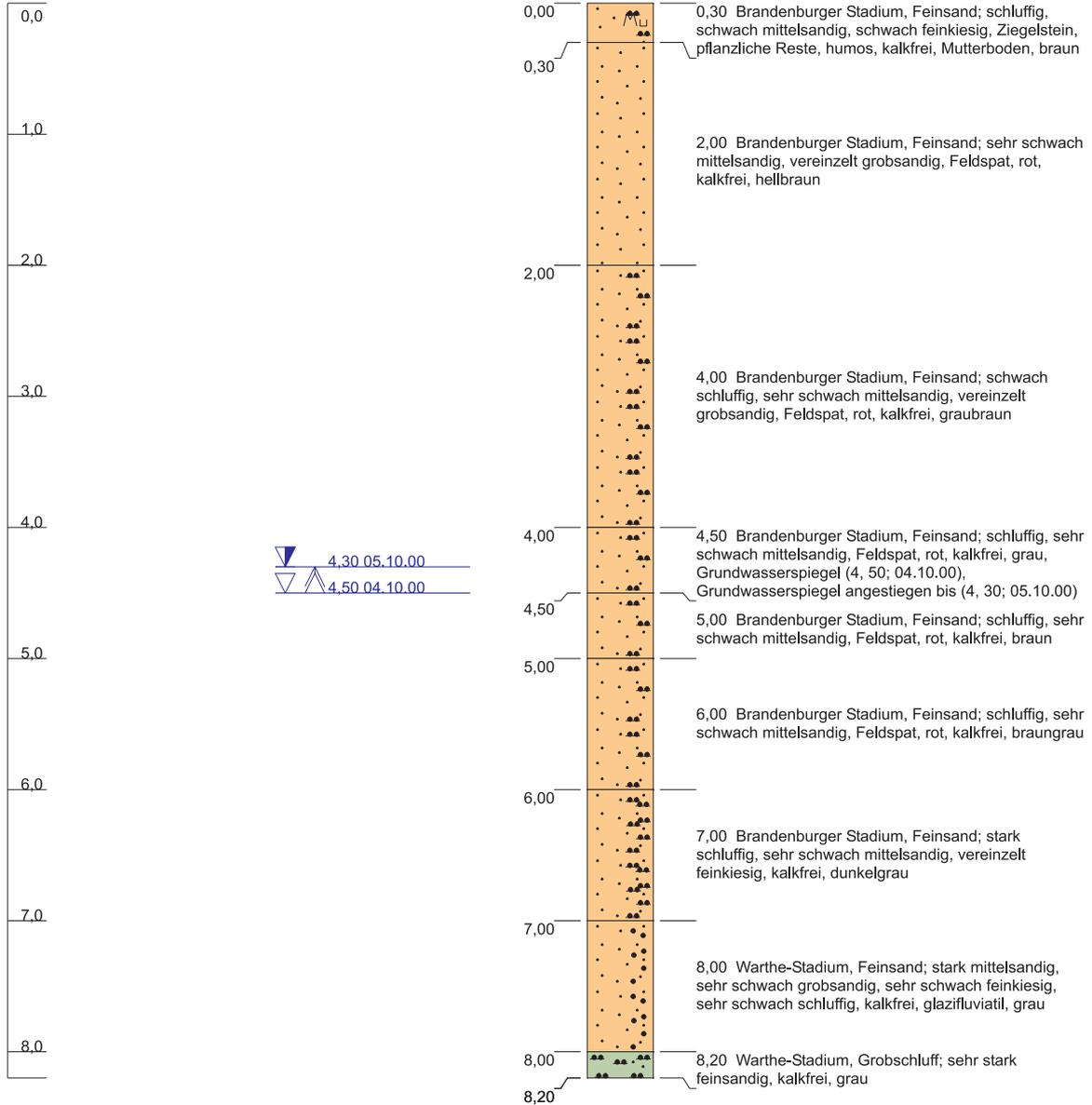
Höhenmaßstab: 1:50

Blatt 3 von 3

Projekt: Basismeßnetz Grundwasserbeschaffenheit	
Bohrung: Hy Dübrichen 1/97 MKZ 43466064	
Auftraggeber: Landesumweltamt Brandenburg	Rechtswert: 4601197
Bohrfirma: Geomechanik Sachsen GmbH	Hochwert: 5725403
Bearbeiter: Zajontz	Ansatzhöhe: 122,80m
Datum: 21.10.1997	Endtiefe: 27,00m

m u. GOK (63,78 m NN)

Ullersdorf OP



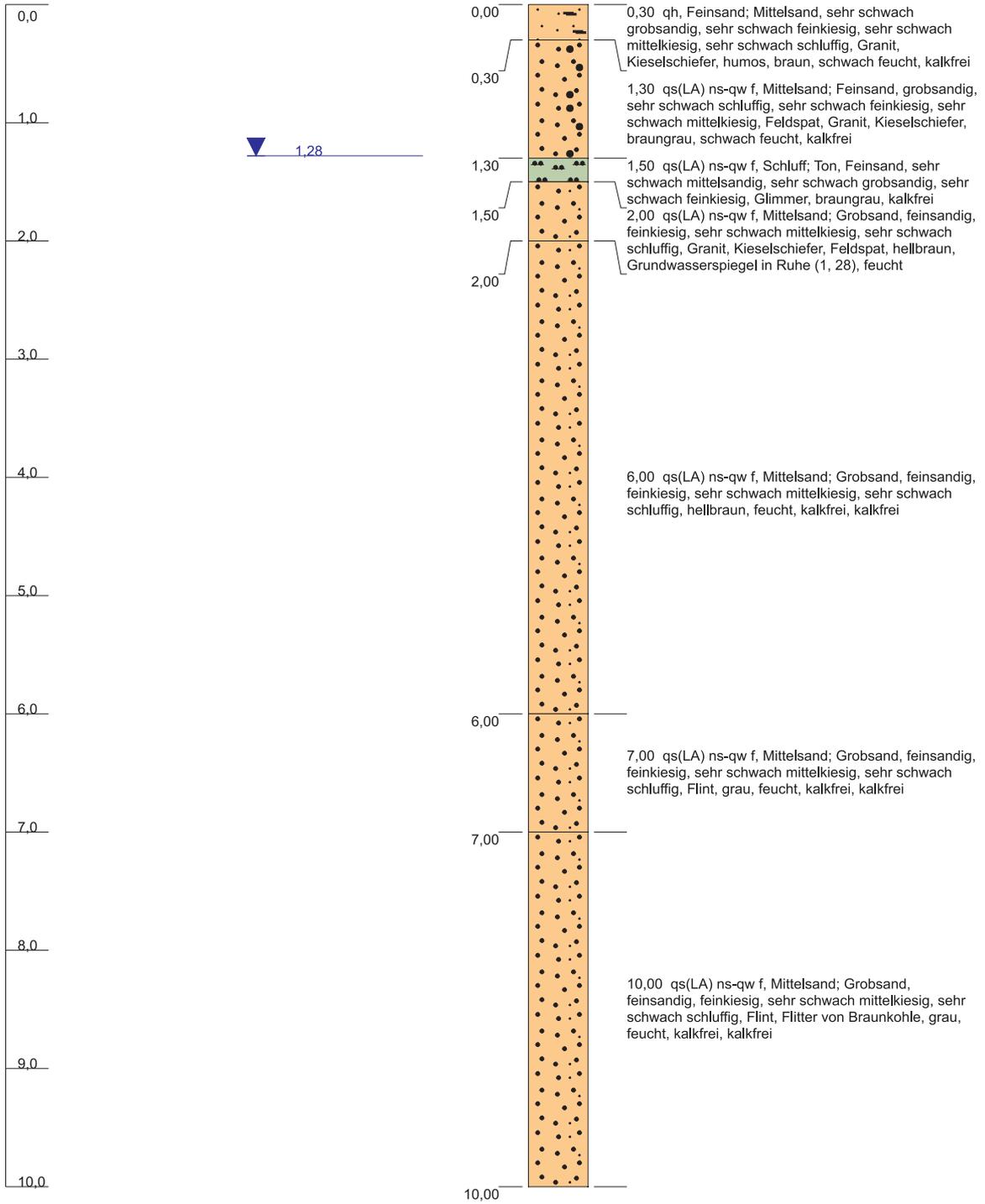
Höhenmaßstab: 1:50

Blatt 1 von 1

Projekt: Grundwasserbeschaffenheitsmeßstellen '00	
Bohrung: Ullersdorf OP	
Auftraggeber: Landesumweltamt Brandenburg	Rechtswert: 5457025
Bohrfirma: BLZ GEOTEchnik GmbH	Hochwert: 5767195
Bearbeiter: Voigt, I.	Ansatzhöhe: 63,78m
Datum: 02.10.2000	Endtiefe: 8,20m

m u. GOK (0,00 m NN)

RHy LUA 1/93Hirschfeld MKZ 45476066



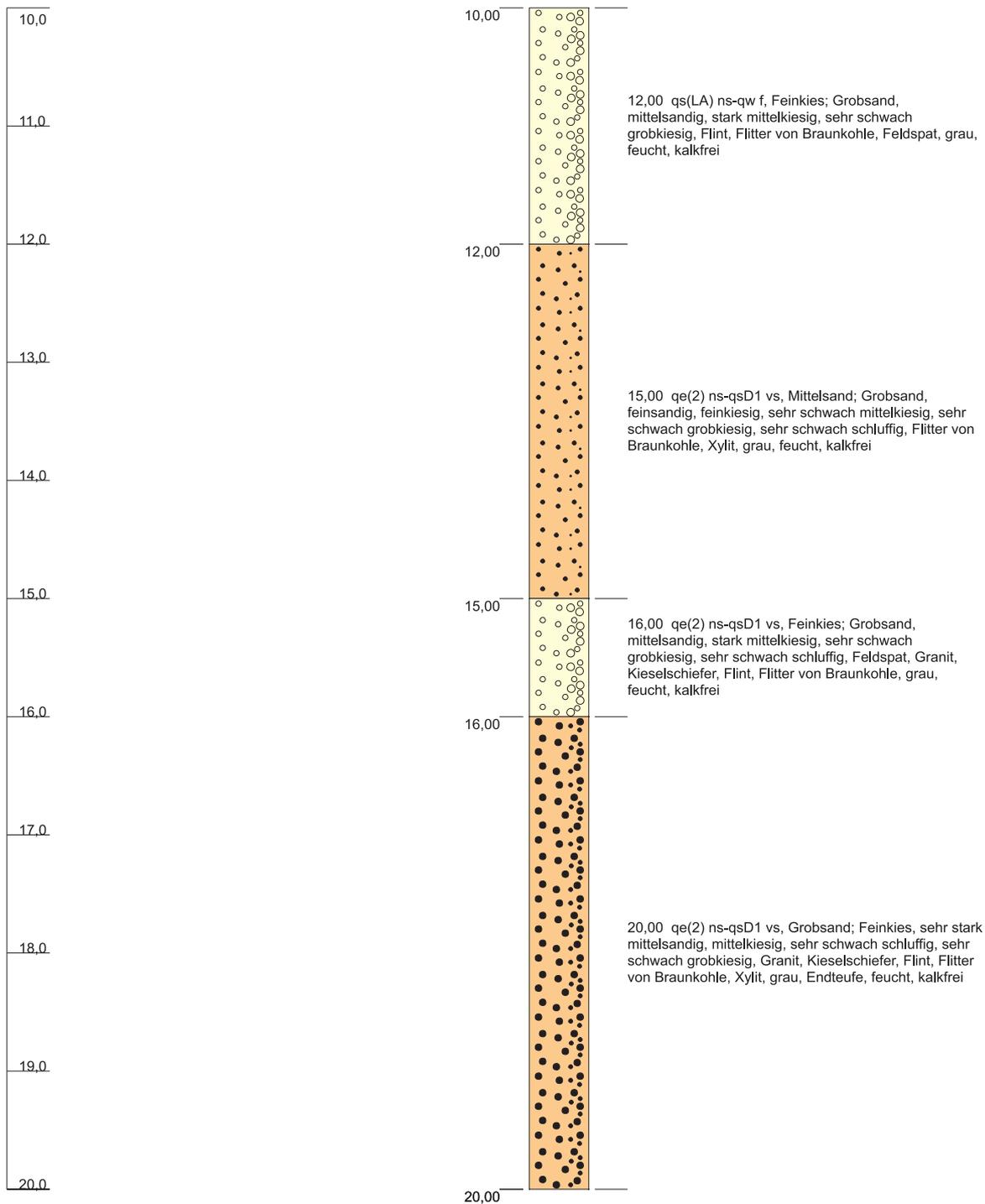
Höhenmaßstab: 1:50

Blatt 1 von 2

Projekt: Basismeßnetz Grundwasserbeschaffenheit	
Bohrung: RHy LUA 1/93Hirschfeld MKZ 45476066	
Auftraggeber: LUA Brandenburg	Rechtswert: 5404050
Bohrfirma: BUS Welzow	Hochwert: 5697230
Bearbeiter: Levenhagen	Ansatzhöhe: 0,00m
Datum: 20.12.1994	Endtiefe: 20,00m

m u. GOK (0,00 m NN)

RHy LUA 1/93Hirschfeld MKZ 45476066

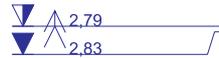


Höhenmaßstab: 1:50

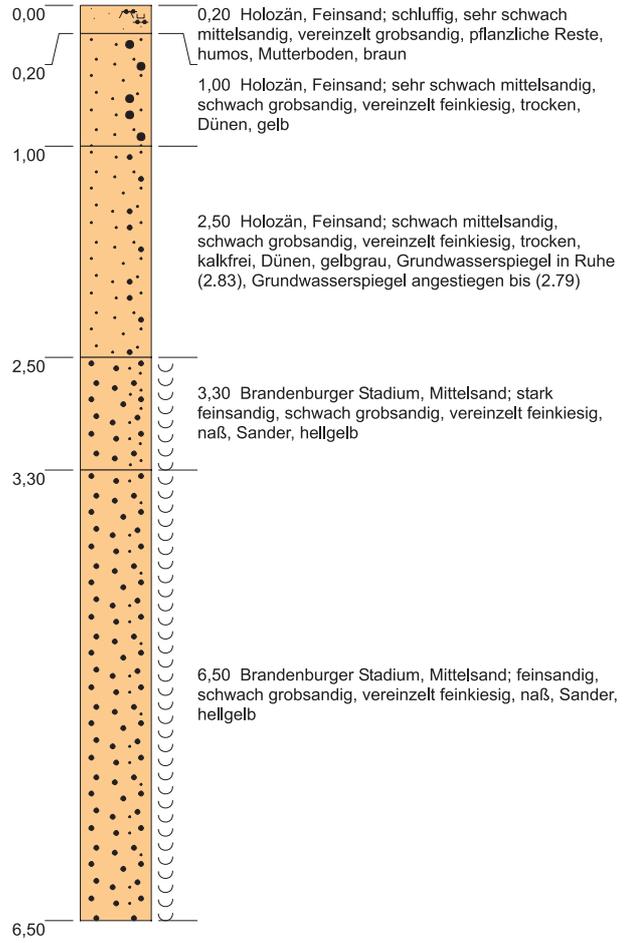
Blatt 2 von 2

Projekt: Basismeßnetz Grundwasserbeschaffenheit		
Bohrung: RHy LUA 1/93Hirschfeld MKZ 45476066		
Auftraggeber: LUA Brandenburg	Rechtswert: 5404050	
Bohrfirma: BUS Welzow	Hochwert: 5697230	
Bearbeiter: Levenhagen	Ansatzhöhe: 0,00m	
Datum: 20.12.1994	Endtiefe: 20,00m	

m u. GOK (46,40 m NN)



Teupitz, Rayon 1



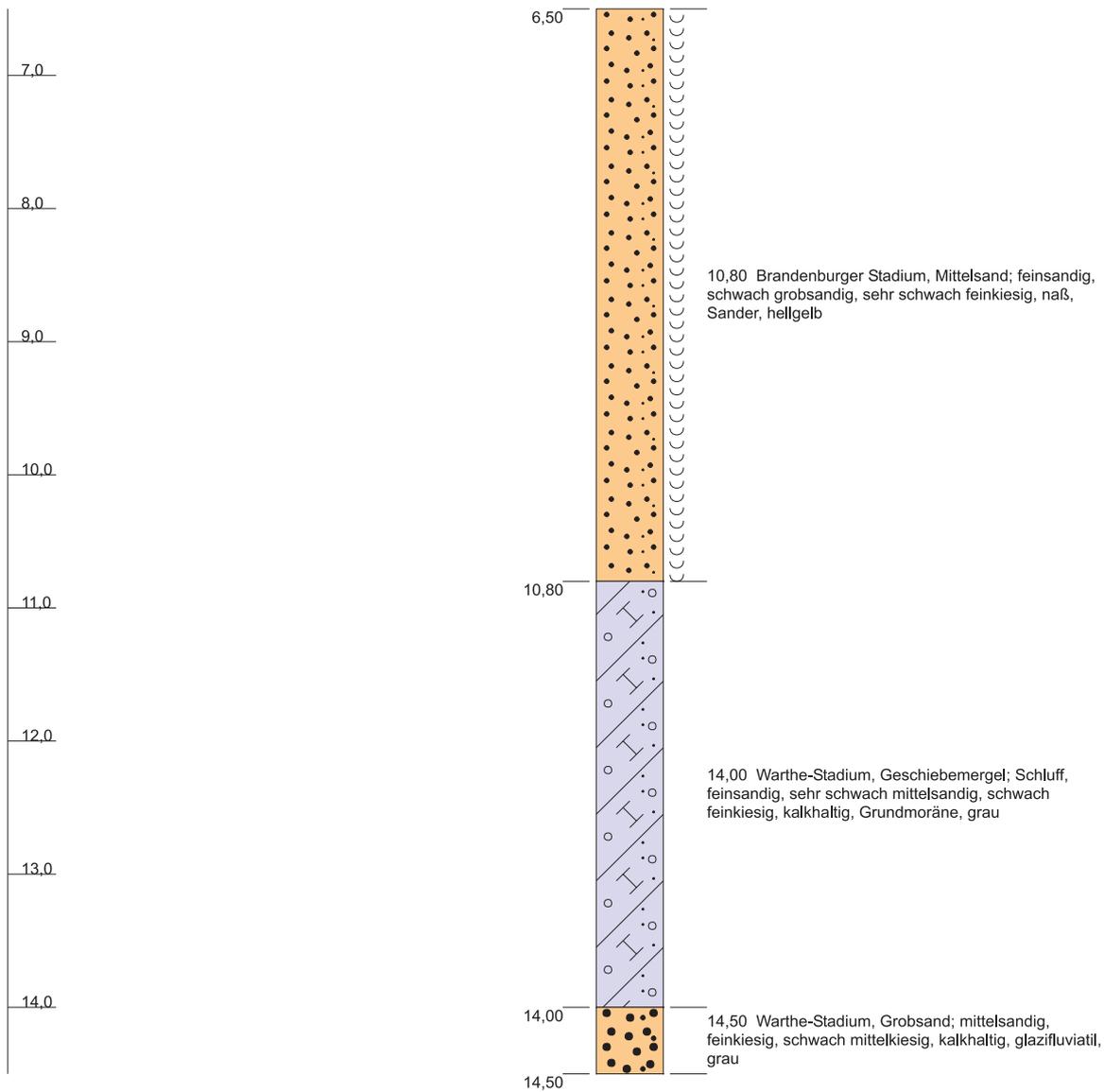
Höhenmaßstab: 1:50

Blatt 1 von 3

Projekt: Basismeßnetz Grundwasserbeschaffenheit	
Bohrung: Teupitz, Rayon 1	
Auftraggeber: Landesumweltamt Brandenburg	Rechtswert: 5407690
Bohrfirma: Pestke Brunnenbau GmbH	Hochwert: 5779098
Bearbeiter: Voigt, I.	Ansatzhöhe: 46,40m
Datum: 09.08.1999	Endtiefe: 24,00m

m u. GOK (46,40 m NN)

Teupitz, Rayon 1



Höhenmaßstab: 1:50

Blatt 2 von 3

Projekt: Basismeßnetz Grundwasserbeschaffenheit

Bohrung: Teupitz, Rayon 1

Auftraggeber: Landesumweltamt Brandenburg

Rechtswert: 5407690

Bohrfirma: Pestke Brunnenbau GmbH

Hochwert: 5779098

Bearbeiter: Voigt, I.

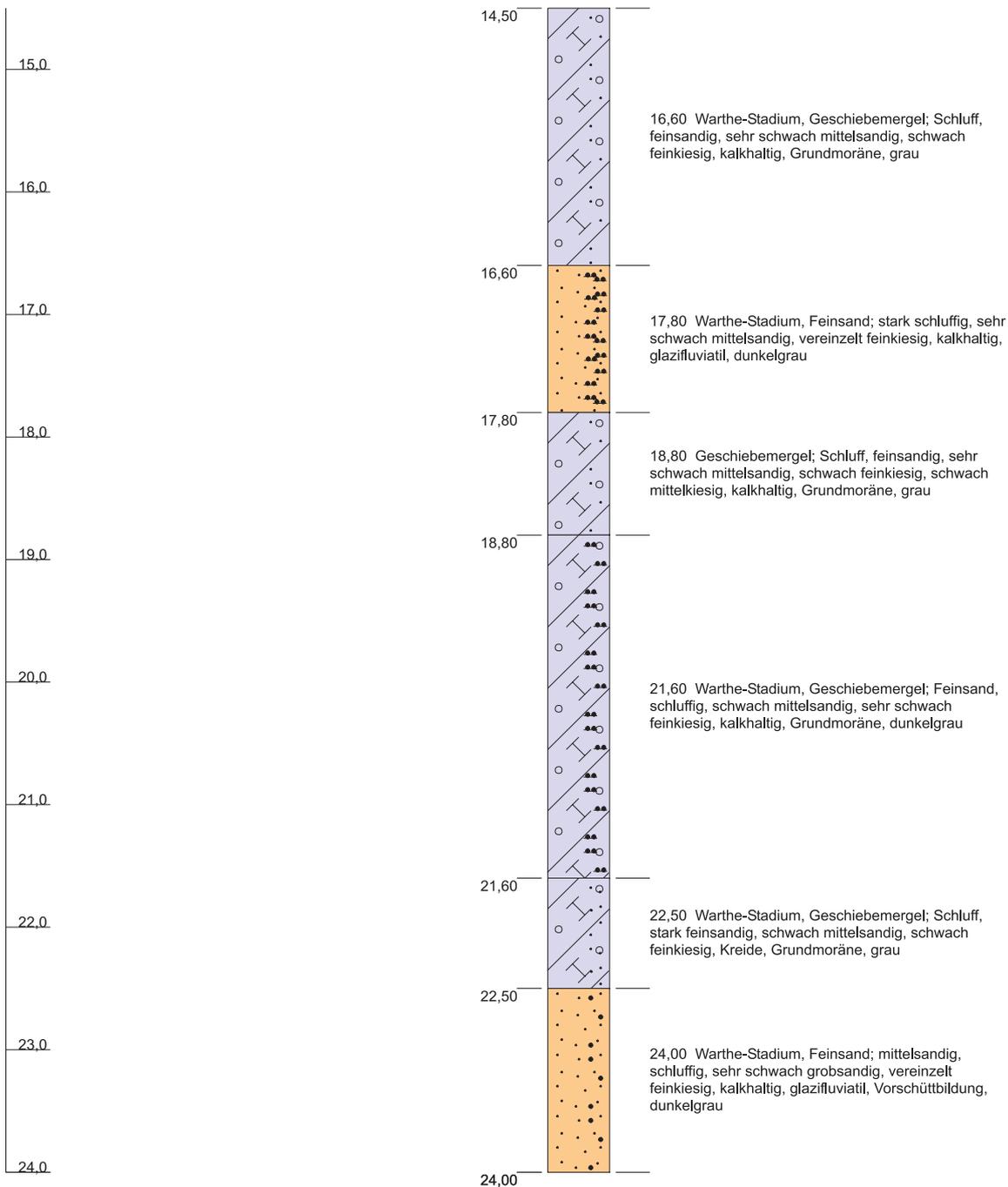
Ansatzhöhe: 46,40m

Datum: 09.08.1999

Endtiefe: 24,00m

m u. GOK (46,40 m NN)

Teupitz, Rayon 1



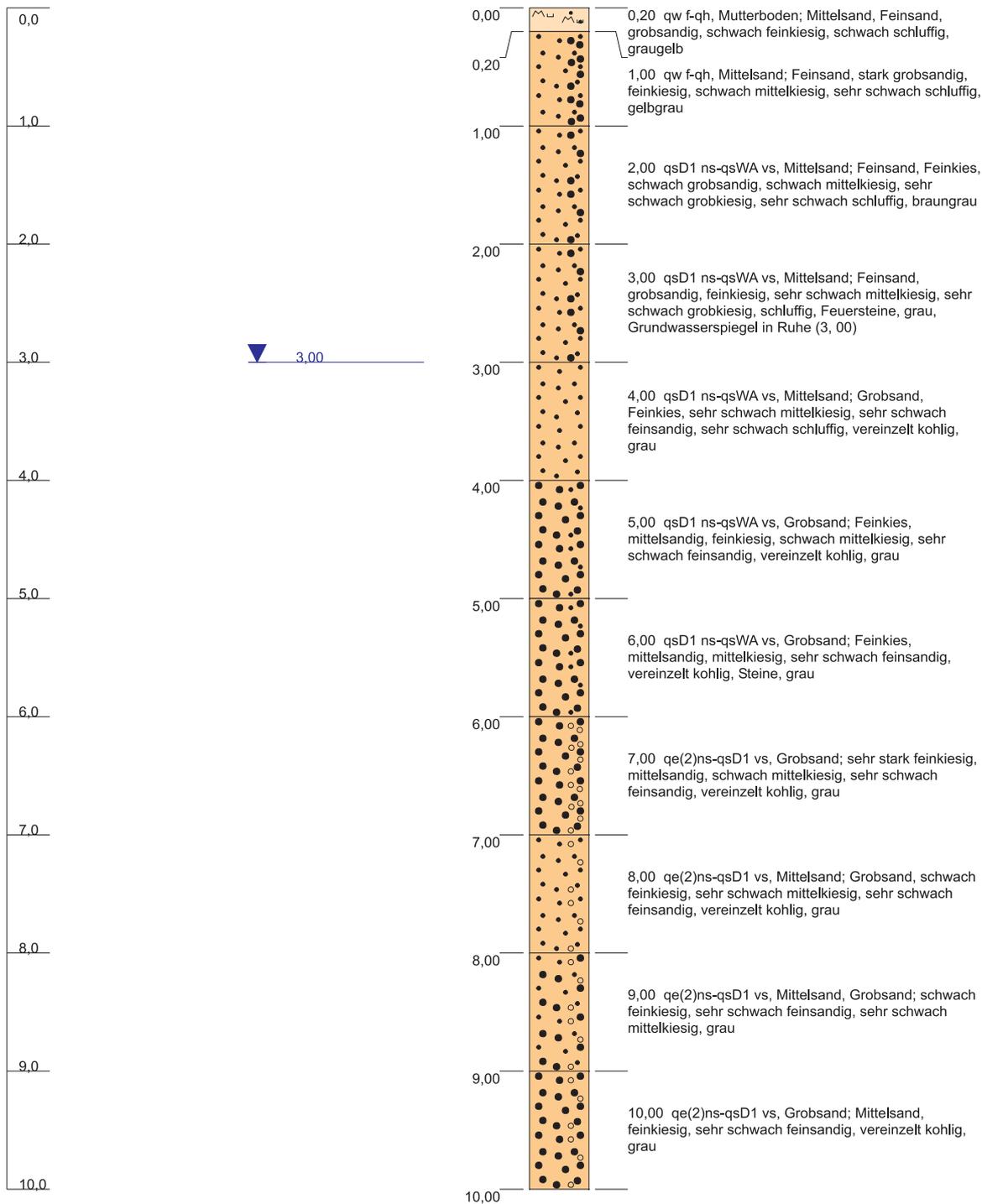
Höhenmaßstab: 1:50

Blatt 3 von 3

Projekt: Basismeßnetz Grundwasserbeschaffenheit	
Bohrung: Teupitz, Rayon 1	
Auftraggeber: Landesumweltamt Brandenburg	Rechtswert: 5407690
Bohrfirma: Pestke Brunnenbau GmbH	Hochwert: 5779098
Bearbeiter: Voigt, I.	Ansatzhöhe: 46,40m
Datum: 09.08.1999	Endtiefe: 24,00m

m u. GOK (99,90 m NN)

RHy Fi 06/76 Fischwasser



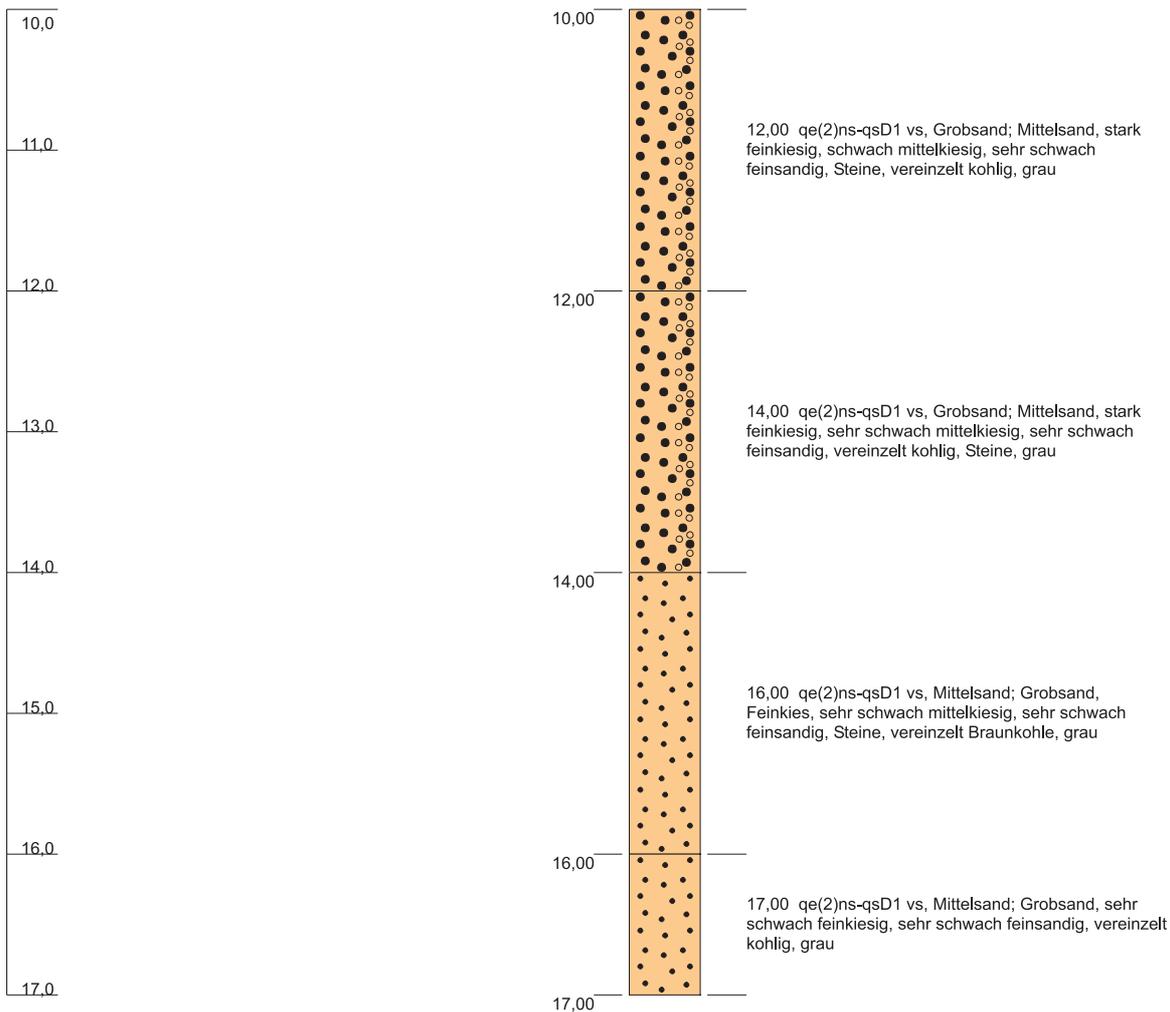
Höhenmaßstab: 1:50

Blatt 1 von 3

Projekt: Basismeßnetz Grundwasserbeschaffenheit	
Bohrung: RHy Fi 06/76 Fischwasser	
Auftraggeber: LUA Brandenburg	Rechtswert: 5403142
Bohrfirma: VEB Hydrogeologie	Hochwert: 5717144
Bearbeiter: Levenhagen	Ansatzhöhe: 99,90m
Datum: 19.12.1994	Endtiefe: 27,00m

m u. GOK (99,90 m NN)

RHy Fi 06/76 Fischwasser



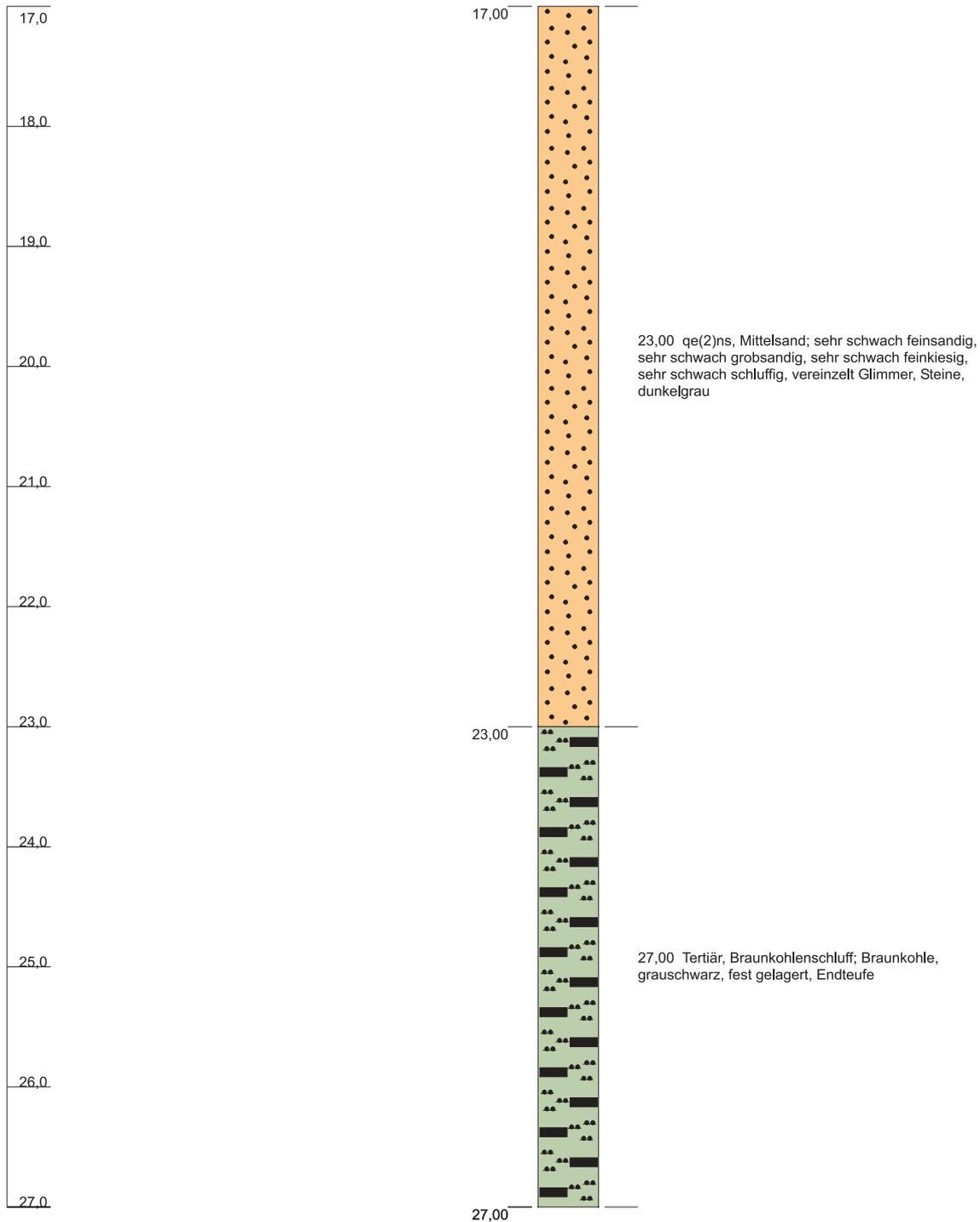
Höhenmaßstab: 1:50

Blatt 2 von 3

Projekt: Basismeßnetz Grundwasserbeschaffenheit		
Bohrung: RHy Fi 06/76 Fischwasser		
Auftraggeber: LUA Brandenburg	Rechtswert: 5403142	
Bohrfirma: VEB Hydrogeologie	Hochwert: 5717144	
Bearbeiter: Levenhagen	Ansatzhöhe: 99,90m	
Datum: 19.12.1994	Endtiefe: 27,00m	

m u. GOK (99,90 m NN)

RHy Fi 06/76 Fischwasser



Höhenmaßstab: 1:50

Blatt 3 von 3

Projekt: Basismeßnetz Grundwasserbeschaffenheit	
Bohrung: RHy Fi 06/76 Fischwasser	
Auftraggeber: LUA Brandenburg	Rechtswert: 5403142
Bohrfirma: VEB Hydrogeologie	Hochwert: 5717144
Bearbeiter: Levenhagen	Ansatzhöhe: 99,90m
Datum: 19.12.1994	Endtiefe: 27,00m

Landesumweltamt Brandenburg (LUA)

Berliner Straße 21–25

14467 Potsdam

FON: 0331/23 23 259 • FAX: 0331/29 21 08

E-Mail: infoline@lua.brandenburg.de

Schriftenreihe „Studien und Tagungsberichte“ (ISSN 0948-0838)

- Band 1 Geotechnik im Deponiebau (1994)
- Band 2 Abwasserbeseitigung im Land Brandenburg (1993)
- Band 3 Das Trockenjahr 1992 im Land Brandenburg (1994)
- Band 4 Abfallwirtschaft und Bergbau (1995)
- Band 5 Luftqualität 1975–1990 (1995)
- Band 6 Wasserbeschaffenheit in Tagebaurestseen (1995)
- Band 7 Rüstungsaltslasten (1995)
- Band 8 Die Havel (1995)
- Band 9 Rieselfelder Brandenburg-Berlin (1995)
- Band 10 Ausweisung von Gewässerrandstreifen (1996)
- Band 11 Brandenburger Ökologietage I (1996)
- Band 12 Radioaktive Altlasten auf WGT-Flächen (1996)
- Band 13/14 Rieselfelder südlich Berlins (1996)
- Band 15 Die sensiblen Fließgewässer und das Fließgewässerschutzsystem im Land Brandenburg (1998)
- Band 16 Das Sommerhochwasser an der Oder 1997 – Brandenburger Ökologietage II (1998)
- Band 17 Naturschutz in der Bergbaufolgelandschaft – Leitbildentwicklung – (1998)
- Band 18 Landschaftsökologische Untersuchungen am ...Niedermoor in Nuthe-Nieplitz-Niederung (1998)
- Band 19 Umweltradioaktivität – Bericht 1998 (1999)
- Band 20/21 Untersuchungen der Oder zur Belastung der Schwebstoff- bzw. Sedimentphase ... 1998 (1999)
- Band 22 Schadstoffbelastung von Böden im NP Unteres Odertal vor/nach Oderhochwasser 1997 (1999)
- Band 23 Geogene Grundbelastung der Fließgewässer Spree/Schwarze Elster und Einzugsgebiete (1999)
- Band 24 Brandenburgisches Symposium zur bodenschutzbezogenen Forschung (2000)
- Band 25 Humanarzneimittel in der Umwelt (2000)
- Band 26 Endokrin wirksame Stoffe in der Umwelt (2001)
- Band 27 Flächendeckende Modellierung von Wasserhaushaltsgrößen für das Land Brandenburg (2001)
- Band 29 Tierarzneimittel in der Umwelt (2001)
- Band 30 Pflanzenschutzmittel in der Umwelt (2001)
- Band 31 Grundlagen für die wasserwirtschaftliche Rahmen-/Bewirtschaftungsplanung im Oderbruch (2001)
- Band 32 Weiterentwicklung von Schutzgebietssystemen auf naturräumlicher Grundlage... (2001)
- Band 33 Morphologische Referenzzustände für Bäche im Land Brandenburg (2001)
- Band 34 Humantoxikologisches Potenzial von Holzstäuben (2001)
- Band 35 Tagebaurestseen: Wasserbeschaffenheit und wassergütemwirtschaftliche Sanierung... (2001)
- Band 36 Staubbiederschlag und Niederschlagsdeposition im Land Brandenburg (2002)
- Band 37 Strukturgüte von Fließgewässern Brandenburgs (2002)
- Band 38 Naturschutz in der Bergbaufolgelandschaft – Fachtagung im Juni 2001 (2002)
- Band 39 Ökotoxikologische Bewertung von Humanarzneimitteln in aquatischen Ökosystemen (2002)
- Band 40 Luftqualität 1991 bis 2000 – Ein Überblick für das Land Brandenburg – (2002)
- Band 41 Bericht zur Grundwasserbeschaffenheit 1995–2000 im Land Brandenburg (2002)
- Band 42 Schutz vor verkehrsbedingten Immissionen – Beurteilung nicht reglementierter Abgaskomponenten Palladium – (2002)
- Band 43 Schallimmissionen im Umfeld von Verkehrslandeplätzen im Land Brandenburg – (2003)
- Band 44 Pflanzenschutzmittel in der Umwelt II (2003)
- Band 45 Versauerungserscheinungen in quartären Lockergesteins-Grundwasserleitern ... (2003)