

Abhandlungen  
aus dem  
Westfälischen Museum  
für Naturkunde

66. Jahrgang · 2004 · Heft 2

Martina Herrmann

Einfluss der Vegetation auf die Beschaffenheit  
des oberflächennahen Grundwassers  
im Bereich von Heide, Wald und landwirtschaftlichen  
Nutzflächen



## Hinweise für Autoren

In der Zeitschrift **Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde** werden naturwissenschaftliche Beiträge veröffentlicht, die den Raum Westfalen betreffen. Druckfertige Manuskripte sind an die Schriftleitung zu senden.

### Aufbau und Form des Manuskriptes

1. Das Manuskript soll folgenden Aufbau haben: Überschrift, darunter Name (ausgeschrieben) und Wohnort des Autors, Inhaltsverzeichnis, kurze Zusammenfassung in deutscher Sprache, klar gegliederter Hauptteil, Literaturverzeichnis (Autoren alphabetisch geordnet), Anschrift des Verfassers.
2. Manuskript als PC-Diskette (MS-DOS oder MAC; gängiges Programm, etwa WORD) und einseitig ausgedruckt.
3. Die Literaturzitate sollen enthalten: Autor, Erscheinungsjahr, Titel der Arbeit, Name der Zeitschrift in den üblichen Kürzeln, Band, Seiten; bei Büchern sind Verlag und Erscheinungsort anzugeben.

Beispiele:

KRAMER, H. (1962): Zum Vorkommen des Fischreihers in der Bundesrepublik Deutschland. - J. Orn. **103**: 401-417.

RUNGE, F. (1992): Die Naturschutzgebiete Westfalens und des früheren Regierungsbezirks Osnabrück. 4. Aufl. - Aschendorff, Münster.

Bei mehreren Autoren sind die Namen wie folgt zu nennen:

MEYER, H., A. HUBER & F. BAUER (1984): . . .

4. Besondere Schrifttypen im Text: fett, gesperrt, kursiv (wissenschaftliche Art- und Gattungsnamen sowie Namen von Pflanzengesellschaften), Kapitälchen (Autorennamen).  
Abschnitte, die in Kleindruck gebracht werden können, am linken Rand mit „petit“ kennzeichnen.
5. Die Abbildungsvorlagen (Fotos, Zeichnungen, grafische Darstellungen) müssen bei Verkleinerung auf Satzspiegelgröße (12,6 x 19,8 cm) gut lesbar sein. Größere Abbildungen (z.B. Vegetationskarten und -tabellen) können nur in Ausnahmefällen nach Rücksprache mit der Schriftleitung gedruckt werden. Farbdrucke gehen zu Lasten der Autoren.
6. Fotos sind in schwarzweißen Hochglanzabzügen vorzulegen.
7. Die Unterschriften zu den Abbildungen und Tabellen sind nach Nummern geordnet (Abb. 1, Tab. 1 ...) auf einem separaten Blatt beizufügen.

### Korrekturen

Korrekturfahnen werden dem Autor einmalig zugestellt. Korrekturen gegen das Manuskript gehen auf Rechnung des Autors.

Für den Inhalt der Beiträge sind die Autoren allein verantwortlich.

Jeder/es Autor/Autorenteam erhält 50 Freixemplare / Sonderdrucke seiner Arbeit. Liegen die Herstellungskosten (incl. Mehrwertsteuer) pro Exemplar über 15,- Euro, so verringert sich die Anzahl der Freixemplare auf 30 Stück, bei Produktionskosten über 25,- Euro auf 20 Stück.

### Schriftleitung Abhandlungen:

Dr. Bernd Tenbergen

Westfälisches Museum für Naturkunde

Sentruper Straße 285

D-48161 Münster

Abhandlungen  
aus dem  
Westfälischen Museum  
für Naturkunde

66. Jahrgang · 2004 · Heft 2

Martina Herrmann

Einfluss der Vegetation auf die Beschaffenheit  
des oberflächennahen Grundwassers  
im Bereich von Heide, Wald und landwirtschaftlichen  
Nutzflächen

Westfälisches Museum für Naturkunde  
Landschaftsverband Westfalen-Lippe  
Münster 2004

## Impressum

Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde

Herausgeber: Dr. Alfred Hendricks  
Landschaftsverband Westfalen-Lippe  
Westfälisches Museum für Naturkunde  
Sentruper Str. 285, 48161 Münster  
Telefon: 02 51 / 5 91-05, Telefax: 02 51 / 5 91 60 98

Druck: Druck & Media GmbH, Kronach

Schriftleitung: Dr. Bernd Tenbergen

© 2004 Landschaftsverband Westfalen-Lippe

ISSN 0175-3495

Alle Rechte vorbehalten. Kein Teil des Werkes darf in irgendeiner Form ohne schriftliche Genehmigung des Landschaftsverbandes Westfalen-Lippe reproduziert oder unter Verwendung elektronischer Systeme verarbeitet, vervielfältigt oder verbreitet werden.

# Einfluss der Vegetation auf die Beschaffenheit des oberflächennahen Grundwassers im Bereich von Heide, Wald und landwirtschaftlichen Nutzflächen

Martina Herrmann, Hannover

Leicht gekürzte Veröffentlichung der Dissertation aus dem Institut für Geobotanik,  
Fachbereich Biologie, der Universität Hannover.

## Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung	6
2. Das Untersuchungsgebiet	8
2.1 Lage und naturräumliche Einordnung	8
2.2 Geologie	10
2.2.1 Geologie der Erdfälle im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“	10
2.2.2 Quartäre Ablagerungen	10
2.3 Hydrologie	11
2.4 Klima	11
2.5 Böden	12
2.5.1 Terrestrische und semiterrestrische Böden	12
2.5.2 Subhydrische Böden	13
2.6 Übersicht der bisherigen Forschungsarbeiten im Untersuchungsgebiet	13
2.6.1 Das Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ als Modellgebiet langjähriger vegetationskundlicher, gewässerökologischer und hydrogeologischer Untersuchungen	13
2.6.2 Problematik der Belastung des Grundwassers mit Nitrat am Beispiel des Trinkwassergewinnungsgebietes Grumsmühlen	15
3. Material und Methoden	19
3.1 Messintervalle und Lage der Probestellen	19
3.2 Methoden der Probenahme	25
3.2.1 Beprobung von Niederschlagswasser	25
3.2.2 Beprobung von Sickerwasser	26
3.2.3 Beprobung von Grundwasser	30
3.2.4 Beprobung von Oberflächenwasser	30
3.3 Bestimmung der physikochemischen Parameter des Probewassers	31
3.4 Berechnung und Schätzung der jährlichen Stoffeinträge über den Nieder- schlagspfad	33
3.5 Pflanzensoziologische Untersuchungen	34
3.6 Ermittlung klimatischer Daten	35
3.7 Statistische Auswertung der Messdaten	35

4. Ergebnisse der vegetationskundlichen Untersuchungen. . . . .	36
4.1 Lemnetaea minoris (R. Tx. 1955) de Bolós et Masclans 1955 . . . . .	36
4.1.1 <i>Lemna minor</i> -Dominanzgesellschaft . . . . .	36
4.2 Utricularietea intermedio-minoris Den Hartog et Segal 1964 em. Pietsch 1965. . . . .	36
4.2.1 Sphagnetum cuspidato-denticulati R. Tx. et v. Hübschmann 1958 . . .	36
4.3 Scheuchzerio-Caricetea nigrae (Nordhagen 1936) R. Tx. 1937 . . . . .	38
4.3.1 Sphagno tenelli-Rhynchosporium albae Osvald (1923) em. Dierßen 1982. . . . .	38
4.3.2 <i>Sphagnum cuspidatum-Eriophorum angustifolium</i> -Gesellschaft. . . . .	38
4.4 Oxyccocco-Sphagnetea Br.-Bl. et R. Tx. 1943 . . . . .	38
4.4.1 Ericetum tetralicis (Allorge 1922) Jonas 1932. . . . .	38
4.4.2 <i>Molinia</i> -Rasen und <i>Molinia</i> -Bultenstadien. . . . .	39
4.5 Calluno-Ulicetea minoris Br.-Bl. et R. Tx. 1943 . . . . .	40
4.5.1 Genisto pilosae-Callunetum Oberd. 1938. . . . .	40
4.6 Vaccinio-Piceetea Br.-Bl. in Br.-Bl. et al. 1939 . . . . .	43
4.6.1 Betuletum pubescentis R. Tx. 1937 . . . . .	43
4.7 Quercetea robori-petraeae Br.-Bl. et R. Tx. 1943 . . . . .	44
4.7.1 Betulo-Quercetum roboris R. Tx. 1930 . . . . .	44
4.8 Molinio-Arrhenatheretea R. Tx. 1937 em R. Tx. 1970 . . . . .	45
4.8.1 Agropyro-Rumicion Nordhagen 1940 em R. Tx. 1950 . . . . .	46
4.8.1.1 Ranunculo repentis-Alopecuretum geniculati R. Tx. 1937. . . . .	46
4.8.2 Arrhenatherion W. Koch 1926 . . . . .	47
4.8.2.1 <i>Lolium multiflorum</i> -Gesellschaft. . . . .	47
4.8.2.2 <i>Bellis perennis-Trifolium repens</i> -Gesellschaft. . . . .	48
4.8.3 Calthion R. Tx. 1937 . . . . .	48
4.8.3.1 <i>Juncus effusus</i> -Dominanzgesellschaft. . . . .	48
4.9 Stellarietea intermediae R. Tx., Lohmeyer et Preisung in R. Tx. 1950 . . . . .	49
4.9.1 Digitalietum ischaemi R. Tx. et Prsg. (1942) 1950 in R. Tx. 1950 . . .	49
4.10 Sukzessionsstadien. . . . .	49
4.10.1 Wiederbewaldung von Heideflächen . . . . .	49
4.10.2 Aufforstung mit <i>Fagus sylvatica</i> auf einer ehemaligen Ackerfläche .	50
5. Hydrochemische Untersuchungsergebnisse . . . . .	51
5.1 Vergleich von Freiflächen- und Bestandsniederschlägen. . . . .	51
5.1.1 Niederschlagsmengen. . . . .	51
5.1.2 Physikochemische Eigenschaften des Niederschlagswassers . . . . .	52
5.1.2.1 Elektrische Leitfähigkeit. . . . .	52
5.1.2.2 pH-Wert. . . . .	56
5.1.2.3 Stickstoffverbindungen . . . . .	56
5.1.2.4 Kaliumpermanganatverbrauch . . . . .	57
5.1.2.5 Chlorid . . . . .	58
5.1.2.6 Natrium und Kalium . . . . .	58

5.1.2.7 Calcium und Magnesium	59
5.1.2.8 Schwermetalle	60
5.1.2.9 Niederschlagsbeschaffenheit im Bereich des Trinkwassergewinnungsgebietes Grumsmühlen	60
5.1.3 Jahreszeitliche Veränderungen der Niederschlagsbeschaffenheit	61
5.1.4 Jährliche Stoffeinträge über den Niederschlagspfad	63
5.2 Eigenschaften des Grund- und Sickerwassers im Bereich verschiedener Vegetationstypen	65
5.2.1 Sickerwassermengen und Grundwasserflurabstände in Abhängigkeit von Vegetation und Niederschlagsverteilung	65
5.2.1.1 Sickerwassermengen	66
5.2.1.2 Grundwasserflurabstände	67
5.2.2 Wassertemperatur	69
5.2.3 Hydrochemische Charakterisierung des Sicker- und Grundwassers im Bereich der Ufervegetation der Heideweiher	70
5.2.4 Hydrochemische Differenzierung verschiedener Ausprägungen des <i>Genisto-Callunetum</i>	74
5.2.5 Hydrochemische Eigenschaften des Sicker- und Grundwassers der untersuchten Waldstandorte und Kiefernbestände	81
5.2.6 Sicker- und Grundwasserbeschaffenheit der Grünland- und Ackerstandorte	88
5.2.7 Hydrochemische Charakterisierung der verschiedenen „Sukzessionsflächen“	94
5.2.8 Hydrochemische Beschaffenheit anthropogen beeinflussten Grundwassers in den Randbereichen des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“	98
5.3 Hydrochemische Charakterisierung ausgewählter Gewässer des Untersuchungsgebietes	101
5.3.1 Wassertemperatur	101
5.3.2 Gewässer der Heidelandschaften	101
5.3.3 Gewässer der landwirtschaftlichen Nutzflächen	106
6. Witterungsverhältnisse im Untersuchungsgebiet in den Jahren 2001 und 2002	109
7. Diskussion	111
7.1 Modifikation der Niederschlagsbeschaffenheit durch die Vegetation: räumliche und zeitliche Differenzierung hydrochemischer Eigenschaften	111
7.2 Depositionen von Stickstoffverbindungen im überregionalen Vergleich	115
7.3 Beziehungen zwischen Vegetation und Grundwassereigenschaften im Bereich verschiedener Heidegesellschaften	117
7.3.1 Vertikale Veränderungen hydrochemischer Parameter im Zuge der Versickerung	117
7.3.2 Standörtliche Differenzierung der Sicker- und Grundwassereigenschaften	119
7.4 Sicker- und Grundwasserbeschaffenheit unter dem Einfluss verschiedener Waldtypen	121

7.4.1 Standörtliche Differenzierung der Sicker- und Grundwasserbeschaffenheit unter besonderer Berücksichtigung von Stickstoffverbindungen . . . . .	121
7.4.2 Vergleich verschieden alter Sukzessionsstadien . . . . .	124
7.5 Saisonale Veränderungen der Sickerwassereigenschaften in Heide- und Waldgesellschaften . . . . .	127
7.6 Sicker- und Grundwassereigenschaften landwirtschaftlicher Nutzflächen in Abhängigkeit von Vegetation und Bewirtschaftung . . . . .	130
7.6.1 Einfluss der Bewirtschaftung am Beispiel eines Maisackers. . . . .	130
7.6.2 Hydrochemische Veränderungen im Zuge von Extensivierungsmaßnahmen . . . . .	132
7.6.3 Saisonale Überstauung, Vegetation und ehemalige Nutzung als Einflussfaktoren der Stoffdynamik einer Feuchtwiese. . . . .	134
7.7 Beeinflussung von Weihern und Tümpeln durch ihr Umfeld am Beispiel von Heidelandschaften . . . . .	137
8. Zusammenfassung. . . . .	140
9. Literatur . . . . .	142
Anhang:	
Tabellen A1 bis A 13. . . . .	152
Abbildungen A1 und A2 . . . . .	Kartenanhang

## 1. Einleitung

Der Landschaftsraum Nordwestdeutschlands wird heute großflächig durch die landwirtschaftliche Nutzung als Acker- oder Grünland geprägt. In dieses Landschaftsbild eingestreut finden sich Heideflächen, die noch bis in das 19. Jahrhundert hinein als Folge der jahrhundertelangen anthropozoogenen Einflussnahme auf die Vegetation weite Landstriche bedeckten (POTT & HÜPPE 1991; HÜPPE 1993; ELLENBERG 1996). Kiefern- und Fichten-Bestände sowie bodensaure Eichenmischwälder als Ergebnis gezielter Aufforstungsmaßnahmen oder auch einer spontanen Wiederbewaldung nach Aufgabe der Heidebewirtschaftung stocken heute vielfach auf ehemaligen Heideböden und sind daher durch die landschaftsgeschichtliche Entwicklung eng mit den Heidelandschaften verbunden.

In Abhängigkeit von Vegetation und Bewirtschaftungsweise können die Eigenschaften des oberflächennahen Grundwassers in diesen pleistozänen Sandlandschaften sehr heterogen sein (PUST 1993). Während im Bereich von Acker- und Grünlandflächen anthropogene Eingriffe durch Bewirtschaftungsmaßnahmen, insbesondere durch Düngereinträge, als Einflussfaktoren für die Grundwasserbeschaffenheit im Vordergrund stehen, treten im Bereich der Wald- und Heideflächen Einflüsse der Vegetation wie der Wasser- und Nährstoffzug über das Wurzelsystem, die Eigenschaften der Vegetationsstreu und die Beeinflussung der Redoxverhältnisse im Boden stärker hervor. Ferner ist die Vegetation maßgeblich an der Herausbildung bestimmter Bodeneigenschaften beteiligt und wirkt somit langfristig auf den Standort und damit auch auf bodenphysikalische, bodenchemische und bodenbiologische Prozesse im Zuge der Versickerung des Niederschlagswassers ein. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wird eine Charakterisierung der Beziehungen zwischen den hydrochemischen Eigenschaften des oberflächennahen Grundwassers und verschiedenen Vegetations- bzw. Nutzungstypen vorgenommen, indem die Veränderungen der hydrochemischen Eigenschaften des Wassers im Zuge

der Vertikalpassage vom Niederschlagswasser über das Sickerwasser, welches aus den vom Wurzelwerk erfassten Bodenhorizonten austritt, bis zum Grundwasser qualitativ verfolgt werden. Durch die Effekte der Interzeption sowie der Auskämmung von Stäuben und der Stoffauswaschung von Blättern und Zweigen wird bereits das Niederschlagswasser in seiner stofflichen Zusammensetzung entscheidend durch die Vegetation modifiziert (AHMAD-SHAH & RIELEY 1989). Unter dem Einfluss einer intensiven landwirtschaftlichen Nutzung der Region kommt dem Niederschlagswasser überdies als Eintragsquelle trophierelevanter Substanzen, vor allem Stickstoffverbindungen, eine besondere Bedeutung zu (LETHMATE & WENDELER 2000). Neben der räumlichen Differenzierung stellt insbesondere auch die Charakterisierung vegetations- und parameterspezifischer jahreszeitlicher Amplituden der Ionenkonzentrationen im Niederschlags-, Sicker- und Grundwasser einen wichtigen Bestandteil der Untersuchungen dar. Innerhalb des Spektrums der Untersuchungsflächen stehen verschiedene trophie- und feuchtigkeitsdifferenzierte Heide- und Waldgesellschaften auf der einen Seite landwirtschaftlichen Flächen auf der anderen Seite gegenüber, wobei hier sowohl intensiv als auch extensiv genutzte Bereiche berücksichtigt werden.

Das Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ (Kreis Steinfurt/Westfalen) mit seinen Wald- und Heidelandschaften und den darin eingebetteten natürlichen Stillgewässern sowie dem durch die landwirtschaftliche Nutzung geprägten Umfeld bietet auf engstem Raum ein breites Spektrum von Vegetations- und Nutzungstypen, die durch gemeinsame geologische Ausgangsbedingungen sowie durch eine vergleichbare Form der historischen Landnutzung miteinander in Beziehung stehen (POTT 2000). In ihrer Gesamtheit repräsentieren sie das Landschaftsbild der nordwestdeutschen Geest in charakteristischer Weise und bieten optimale Voraussetzungen zur Durchführung vergleichender Untersuchungen zur Niederschlags-, Sicker- und Grundwasserbeschaffenheit. Auf der Basis langjähriger Untersuchungen zur Vegetations- und Nutzungsgeschichte des Gebietes sowie zu seinen hydrogeologischen Besonderheiten und zur trophieabhängigen Vegetationsdifferenzierung im Bereich der Stillgewässer sind für das Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ umfangreiche Modelle zur Interaktion von Vegetation und Oberflächen- bzw. Grundwasser im Bereich der aquatischen und terrestrischen Lebensräume entwickelt worden (vgl. POTT 2000), an welche die vorliegende Arbeit methodisch und inhaltlich anknüpft. Die hier vorgenommene differenzierte Betrachtung der Niederschlagsbeschaffenheit sowie die kleinräumigen Untersuchungen des Sicker- und Grundwassers sollen dabei zur Ergänzung und Erweiterung der bestehenden Modelle beitragen. Dem Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ mit seinen durch eine langjährige Vegetations- und Trophieentwicklung bei nur geringer anthropogener Beeinflussung gekennzeichneten Ökosystemen werden forstlich und landwirtschaftlich genutzte Flächen in seiner Peripherie sowie im Bereich des Trinkwassergewinnungsgebietes Grumsmühlen (Kreis Emsland) des Wasserverbandes Lingener Land als geologisch und hydrologisch vergleichbare Untersuchungsflächen gegenübergestellt. Flächen mit Baumpflanzungen bzw. natürlichem Baumaufwuchs vermitteln zwischen der Heide- und Grünlandvegetation auf der einen und der Waldvegetation auf der anderen Seite und ermöglichen so auch die hydrochemische Charakterisierung von Übergangsstadien. Am Beispiel verschiedener kleiner Stillgewässer im Einzugsbereich der Heidelandschaften sowie der landwirtschaftlich geprägten Bereiche können ferner Wechselbeziehungen zwischen der Vegetation des Gewässerumfeldes und ihrer Nutzung, den Grundwassereigenschaften sowie dem Gewässerchemismus und der aquatischen Vegetation aufgezeigt werden.

## 2. Das Untersuchungsgebiet

### 2.1 Lage und naturräumliche Einordnung

Das Untersuchungsgebiet setzt sich aus dem Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ und Flächen im Bereich des Trinkwassergewinnungsgebietes Grumsmühlen als Teilgebieten zusammen (Abb. 1). Beide sind naturräumlich dem nordwestdeutschen Tiefland zuzuordnen (MÜLLER-WILLE 1966, SEEDORF 2002), dessen Geologie vor allem durch pleistozäne Ablagerungen insbesondere durch die Gletscher der Saale-Kaltzeit und ihr Schmelzwasser geprägt ist. Das ca. 4 km südlich von der Gemeinde Hopsten im Kreis Steinfurt in Westfalen gelegene Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ (Messtischblatt 3611 Hopsten) befindet sich im Bereich der Plantlünner Sandebene, welche im Süden und Osten von den Ausläufern der Mittelgebirgsschwelle, Teutoburger Wald und Wiehengebirge, im Norden von den Stauch- und Endmoränen der Höhen von Ankum, Fürstenau, Baccum und Lingen begrenzt wird (MEYNEN et al. 1961). Diesen dem saaleeiszeitlichen Rehburger Stadium angehörenden Erhebungen nördlich vorgelagert ist die Talsandebene des Lingener Landes; in diesem Landschaftsraum befindet sich das etwa 10 km östlich von Lingen gelegene Trinkwassergewinnungsgebiet Grumsmühlen (Messtischblatt 3410 Lingen (Ems) Ost).

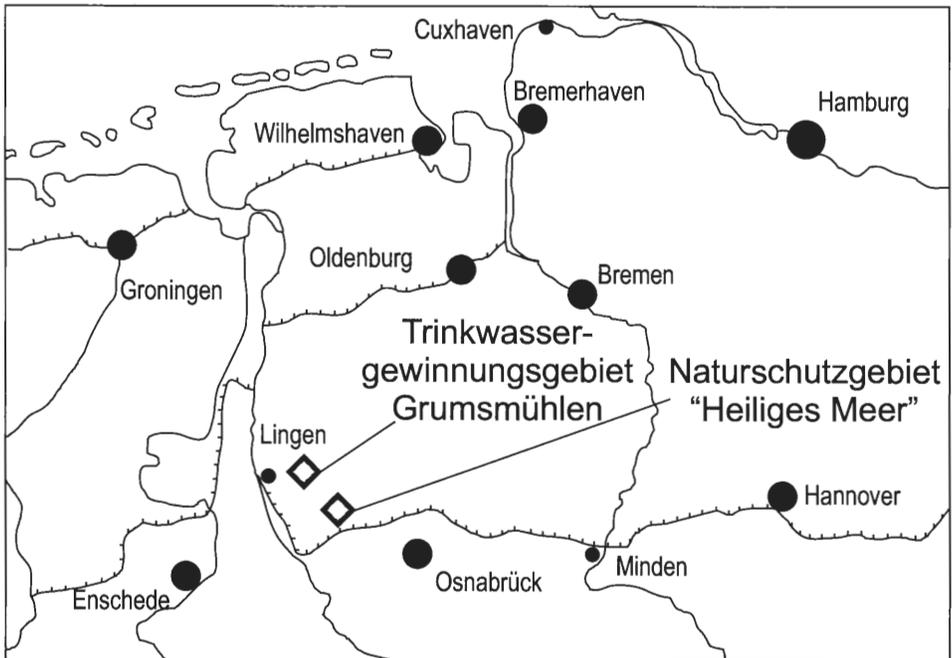


Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes innerhalb des nordwestdeutschen Tieflandes, Teilgebiete Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ und Trinkwassergewinnungsgebiet Grumsmühlen.

Das Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“, welches natürliche, durch Erdfälle entstandene Stillgewässer unterschiedlichen Alters und unterschiedlicher Trophie sowie Heide- und Waldflächen umfasst, steht seit 1930 unter Schutz. Das anfangs 55 ha umfassende Schutzgebiet bestand ursprünglich aus den drei Teilgebieten „Großes Heiliges Meer“, „Erdfallsee“ und „Heideweier“ (Abb. 2). Die beiden letztgenannten wurden 1963

durch den Ankauf weiterer Flächen miteinander verbunden (RUNGE 1991). In den folgenden Jahrzehnten wurde das Schutzgebiet durch den Erwerb weiterer Flächen vergrößert und umfasste Ende der 1990er Jahre im Kerngebiet eine Fläche von 68,5 ha (BANGERT & KOWARIK 2000). Dazu kommen ca. 64 ha extensiv genutzter Grünlandereien und naturnaher Gehölzbestände in der Peripherie des Gebietes, welche vor allem eine Funktion als Pufferflächen gegenüber Stoffeinträgen aus den angrenzenden landwirtschaftlich genutzten Bereichen ausüben. Seit 1961 wird im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ eine Biologische Station als Außenstelle des Westfälischen Museums für Naturkunde (Münster) betrieben.

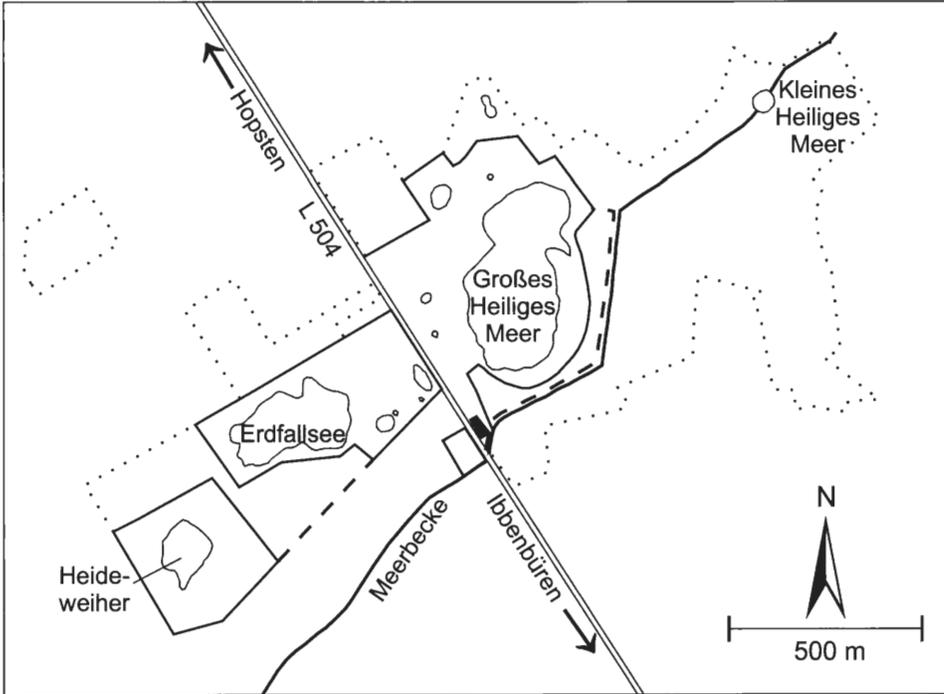


Abb. 2: Grenzen des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“. Ausgezogene Linie = bis 1962; gestrichelte Linie = bis 1988; punktierte Linie = seit 1988 (nach RUNGE 1991, verändert).

Die Untersuchungsflächen im Bereich des Trinkwassergewinnungsgebietes Grumsmühlen gehören zu dem im südlichen Emsland gelegenen, etwa 33 km<sup>2</sup> großen Wassereinzugsgebiet des Wasserwerkes Grumsmühlen des Wasserverbandes Lingener Land, welches mit acht Brunnen den Grundwasserabstrom aus den Lingener Höhen nach Norden nutzt (JOSPAIT 2002). Die Grundwasserentnahme erfolgt hier mit einer Förderleistung von bis zu 5,5 Millionen Kubikmeter pro Jahr aus Tiefen von 25 und 95 m unter Gelände.

## 2.2 Geologie

### 2.2.1 Geologie der Erdfälle im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“

Der geologische Bau des Landschaftsraumes, in den das Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ eingebettet ist, wird bestimmt durch den Westrand der Ibbenbürener Karbonscholle, die auch als Gebirgsland markant hervortritt, und das weite, von quartären Sanden aufgebaute Flachland in der Umrandung, welches hier einem wechselhaft gebauten mesozoischen Sockel aufgelagert ist (THIERMANN 1975a). In südwestlich-nordöstlicher Richtung erstreckt sich eine etwa 5 km lange und 1,5 km breite Senkungszone, das sogenannte „Heilige Feld“, die durch eine Häufung von Erdfallbildungen gekennzeichnet ist. Hierbei handelt es sich um dolinenartige Einsenkungen, die durch eine Auslaugung karstgünstiger, also erdfallbildender Gesteine entstanden sind (THIERMANN 1975a). Geologische Grundlage der Erdfälle sind im Bereich des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ Anhydrite und Steinsalzlager, die im unteren Teil von Schichten des Münder-Mergel auftreten. Die auffällige Verbreitung der Erdfälle innerhalb einer schmalen Senkungszone hängt teilweise unmittelbar mit dem Ausstrich der karstgünstigen Gesteine an der Basis der quartären Ablagerungen in diesem Gebiet zusammen. Nach LOTZE (1957) konnten im Naturschutzgebiet insgesamt 61 derartige Einsenkungen festgestellt werden. Ergebnisse von Tiefenbohrungen weisen darauf hin, dass eine Ablaugung möglicherweise bereits im Tertiär eingesetzt hat. Größere Ausmaße erreichte sie jedoch erst im Quartär. Die Entstehung des größten Gewässers des Naturschutzgebietes, des „Großen Heiligen Meeres“, wird auf etwa 500 bis 800 n. Chr. datiert (SCHROEDER 1956, BARTH 2002). Der Einbruch des „Erdfallsees“ am 14. April 1913 beweist den Fortgang der Auslaugungsprozesse bis in die Gegenwart hinein (THIERMANN 1975b). Eine ausführliche Darstellung zur Geologie der Erdfallbildung findet sich bei SCHROEDER (1956), THIERMANN (1975a, b), TERLUTTER (1995), WEINERT et al. (2000) sowie BARTH (2002).

### 2.2.2 Quartäre Ablagerungen

Als oberste geologische Schichten haben vor allem die Ablagerungen des Pleistozäns einen wesentlichen Einfluss auf die Landschafts- und Vegetationsentwicklung. Im Bereich des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ erreichen die Schichten des Quartärs eine Mächtigkeit von etwa 30 bis 80 m und sind hauptsächlich aus Sanden mit eingeschalteten Torfen aufgebaut. Nach THIERMANN (1975a) handelt es sich hierbei im Wesentlichen um weite Talsandebenen aus der Saale-Kaltzeit, die von langgestreckten Dünenzügen und welligen Flugsandfeldern überlagert werden. Die Flugsanddecken sind in der Regel aus gelblich-weißen Fein- bis Mittelsanden mit einer durchschnittlichen Mächtigkeit von 1 bis 2 m aufgebaut. Sie gehen in erster Linie auf Sandauswehungen unter den periglazialen Bedingungen der Weichsel-Kaltzeit zurück, können vereinzelt aber auch holozäne Bildungen darstellen.

Im Bereich des Trinkwassergewinnungsgebietes Grumsmühlen werden die obersten geologischen Schichten vor allem von Schmelzwassersanden aufgebaut. Insgesamt stehen hier etwa 50 bis 100 m mächtige saale- und elsterzeitliche Fein- bis Mittelsande an, in die grobsandige bis kiesige Lagen eingeschaltet sind (MEYER 2002). Die saalekaltzeitliche Grundmoräne als ursprünglich wertvollstes Ausgangsmaterial liegt infolge der fortschreitenden Entkalkung seit der Saale-Eiszeit heute nur noch als Geschiebelehm, Geschiebesand oder Steinsohle vor; in den Randbereichen der Lingener Höhen bildet sie als Geringleiter des Grundwassers in 10 bis 20 m unter Gelände eine stockwerkstrennende Zwischenschicht mit einer Mächtigkeit von 10 bis 20 m, in der

Nähe des Wasserwerkes Grumsmühlen auch bis über 50 m. In dieser Funktion schafft sie die entscheidenden Voraussetzungen für die Grundwasserförderung aus den tieferen und damit älteren Grundwasserhorizonten durch das Wasserwerk. An der Grundwasser-  
sohle schließlich stehen tertiäre Schluffe und Tone an. Neben den quartären Auflagen in Form von Schwemmsand- und Flugsanddecken der Kaltzeiten sowie der frühen Nach-  
eiszeit wird das Geländere relief vielfach auch von Jungdünen geformt, welche vor allem im 18. Jahrhundert entstanden sind.

## 2.3 Hydrologie

Die Gebiete der Messtischblätter 3611 (Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“) und 3410 (Trinkwassergewinnungsgebiet Grumsmühlen) gehören zum Einzugsgebiet der Ems. Durch ein Geflecht von Drainagegräben wird oberflächennahes Grundwasser gesammelt und im Bereich des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ nach Süden der Ibbenbürener Aa, nach Norden der Hopstener Aa zugeführt (THIERMANN 1975a). Im Bereich des Trinkwassergewinnungsgebietes Grumsmühlen erfolgt eine Entwässerung unter anderem über den Lingener Mühlenbach, welcher nördlich von Lingen in die Ems mündet.

Das Grundwasser der Quarzsandgebiete ist natürlicherweise kalk- und nährstoffarm. Im Bereich des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ hat die wasserstauende Wirkung der unterhalb der quartären Sedimente befindlichen Ton- und Mergelschichten zur Folge, dass das Naturschutzgebiet allgemein durch oberflächennah anstehendes Grundwasser mit einer geringen Sickerwasserzone gekennzeichnet ist (TERLUTTER 1995). Geringe Grundwasserflurabstände von häufig weniger als 1 bis 2 m sind auch für die weiten Niederungsflächen des Landkreises Emsland charakteristisch, höhere Flurabstände treten hingegen im Bereich der Stauchmoränen auf. In den sandigen Böden der Untersuchungsflächen im Bereich des Trinkwassergewinnungsgebietes Grumsmühlen schwanken die Grundwasserstände von etwa 1 bis 3 m unter Flur.

Der landwirtschaftlich nicht genutzte Kernbereich des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ wird im Zusammenhang mit einer kleinräumig variierenden Durchlüftung und Durchlässigkeit des Grundwasserleiters in Abhängigkeit der Gelände- und Bodeneigenschaften durch eine große Diversität der Grundwasserstrukturen charakterisiert. Eine anthropogene Störung der Grundwasserverhältnisse in Form von Grundwasserabsenkungen, Änderungen der Vorflut und allochthonen Nährstoffeinträgen liegt im Bereich landwirtschaftlicher Nutzflächen vor. Neben einer Belastung mit Ammonium und Phosphat findet hier vor allem ein verstärkter Transport von Nitrat in das Grundwasser des Naturschutzgebietes statt. Die im Naturschutzgebiet auftretenden Stillgewässer unterscheiden sich als Ergebnis lang andauernder natürlicher Nährstoffzunahmen, aber auch infolge anthropogener Einflüsse deutlich hinsichtlich ihrer Trophie und ihrer Vegetation (POTT et al. 1998). Eng benachbart treten so Gewässer der Stufen oligo-, meso-, eu- und dystroph mit vielfachen Übergängen auf. Neben den natürlichen Stillgewässern gehören der Gewässerlandschaft des Naturschutzgebietes auch zahlreiche künstliche Gewässer in Form von Gräben und Teichen an.

## 2.4 Klima

Als Folge der vorherrschenden Beeinflussung durch feuchte atlantische Luftmassen ist das Untersuchungsgebiet durch subozeanische Klimaverhältnisse geprägt, welche sich bei einer Jahresmitteltemperatur von 9,1 bis 9,2°C durch milde und mäßigkalte Winter

und verhältnismäßig kühle Sommer bei ganzjährig humiden Bedingungen auszeichnen (THIERMANN 1975a, KORFF 2002). Das Niederschlagsmaximum liegt im Sommer oder Herbst, und die Vegetationsperiode dauert in der Regel über 200 Tage von Mitte März bis Anfang November. Für die Grundwasserneubildung sind infolge verminderter Evapotranspiration die Niederschlagsmengen im Winterhalbjahr von Bedeutung (THIERMANN 1975a, SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992); für das südliche Emsland wird eine jährliche Grundwasserneubildung von über 100 bis 200 mm angegeben (JOSOPAIT 2002), im Bereich des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ bewegt sie sich in einer Größenordnung von etwa 200 mm unter Nadelwald bis zu 400 mm unter ackerbaulich genutzten Flächen (WEINERT et al. 2000).

## 2.5 Böden

### 2.5.1 Terrestrische und semiterrestrische Böden

Auf die Pedogenese wirken als wesentliche Faktoren das Ausgangsgestein und das Klima sowie die hydrologischen Verhältnisse eines Standorts ein, daneben spielt die Vegetation sowie die von ihr angelieferte Streu eine wichtige Rolle für die Herausbildung bestimmter Bodeneigenschaften. Nach THIERMANN (1975a) sind die im nordwestdeutschen Raum flächendeckend auftretenden fein- und mittelkörnigen Quarzsande insbesondere unter dem Einfluss der Heidebewirtschaftung und der Zwergstrauchvegetation für die Herausbildung von **Podsolböden** prädestiniert. In diesem Bodentyp haben Verwitterungs- und Verlagerungsvorgänge des kalt- bis gemäßigt-humiden Klimas ihr höchstes Ausmaß erreicht (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992); das Profil dieser Böden ist durch Podsolierungsprozesse, d. h. durch eine Verlagerung von Eisen und Aluminium in Form metallorganischer Komplexe geprägt, welche im Zusammenhang mit einer starken Versauerung und Nährstoffauswaschung aus dem Oberboden auftritt. Unter der Einwirkung des insbesondere für das Teilgebiet „Heiliges Meer“ charakteristischen hohen Grundwasserstandes wird die Bodenbildung neben den Podsolierungsprozessen auch durch das zeitweise oberflächennah anstehende Grundwasser beeinflusst. Die Nomenklatur der unter diesen Bedingungen gebildeten Böden richtet sich nach der Tiefenlage des Grundwasserschwankungsbereiches, welche sowohl für die Profilausbildung des Bodens als auch für die Ökologie des Standorts von Bedeutung ist. Bei einer Lage des Grundwasserschwankungsbereiches in einer Tiefe mehr als 130 cm bestimmen vorwiegend Podsolierungsprozesse die Pedogenese und führen zur Entwicklung von **Gley-Podsolen**. Ist der Grundwasserschwankungsbereich mit 80 bis 130 cm wesentlich höher im Profil anzusiedeln, so bleibt der Einfluss der Podsolierung auf die oberen Dezimeter beschränkt, und die im Grundwasserschwankungsbereich ablaufenden redoximorphen Prozesse überwiegen als bodenbildender Faktor.

Bei typischen **Gleyböden** liegt der mittlere Grundwasserspiegel bei 80 bis 100 cm, der Kapillarsaum des hohen Grundwasserspiegels selten höher als 20 bis 40 cm unter Flur; über einem ständig nassen, durch reduzierende Verhältnisse gekennzeichneten Gr-Horizont befindet sich ein Oxidationshorizont (Go-Horizont), in welchem die im Gr-Horizont mobilisierten und mit dem kapillar aufsteigenden Grundwasser mitgeführten Eisen- und Mangan-Ionen bei Kontakt mit Luftsauerstoff oxidativ festgelegt werden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992). Wenn das Grundwasser zeitweise die Bodenoberfläche erreicht, unterbleibt die Ausbildung des Oxidationshorizontes; die unter diesen Bedingungen entstehenden **Anmoorgleye** zeichnen sich infolge einer durch Sauerstoffmangel bewirkten Hemmung des Abbaus organischer Substanzen zudem durch erhöhte Humusgehalte des Oberbodens von 15 bis 30 % aus. Bei einer Anreicherung von über

30 % spricht man von **Moorgleyen**, welche bei einer Torfmächtigkeit von unter 30 cm zwischen den Torfböden und den mineralischen Böden vermitteln (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992) und daher im Übergangsbereich zu **Niedermooren** anzutreffen sind. Im Gegensatz zu den Gleyen stellen **Pseudogleye** Böden grundwasserferner Standorte dar, bei denen die Herausbildung redoximorpher Merkmale unter dem Einfluss eines häufig wiederkehrenden Wechsels von Vernässung durch gestautes Niederschlagswasser und Austrocknung entsteht. In Abhängigkeit von der Wasserleitfähigkeit des Staukörpers sowie der Mächtigkeit der Stauzone kann die Ausdehnung von Nass-, Feucht- und Trockenphasen erheblich variieren, so dass sich auch hier vielfältige Übergänge zu Podsolen und **Braunerden** finden lassen. Letztere treten in Form von basenarmen Braunerden als Bildungen aus pleistozänen und holozänen Sanden ebenfalls im Untersuchungsgebiet auf; im Vergleich zu den Podsolböden sind sie durch einen geringeren Verwitterungsgrad gekennzeichnet. Ferner kann es bei allen Bodentypen unter dem Einfluss anthropogener Eingriffe im Zuge der landwirtschaftlichen Nutzung zu erheblichen Veränderungen von Bodeneigenschaften und Profilmerkmalen kommen; zu nennen sind hier das Aufbrechen der natürlichen Profilabfolge und die Homogenisierung des humosen Oberbodens unter dem Einfluss der Pflugtätigkeit (Ap-Horizont) sowie die Folgen von Entwässerungsmaßnahmen.

### 2.5.2 Subhydrische Böden

Unter dem Einfluss einer lang anhaltenden Überstauung bilden sich subhydrische Böden als Böden des Gewässergrundes aus, wobei insbesondere im Hinblick auf zeitweilig überflutete semiterrestrische Böden sowie temporär trocken fallende Gewässer fließende Übergänge bestehen können (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992). Ausgangsmaterial der Bodenbildung sind zum einen die Gewässersedimente, zum anderen autochthon und allochthon eingetragenes organisches Material. Die Mächtigkeit der organischen Auflage sowie ihr Zersetzungsgrad hängen von der Sauerstoffversorgung der Gewässerböden ab, welche wiederum entscheidend vom Nährstoffgehalt und damit der Biomasseproduktion in den Gewässern gesteuert wird. Dem humusarmen **Protopedon** oligotropher Gewässer stehen die unter guter Sauerstoffversorgung gebildete **Gyttja** sowie der durch Sauerstoffmangelbedingungen gekennzeichnete **Sapropel** nährstoffreicher Gewässer gegenüber. In dystrophen Gewässern hemmen hingegen in erster Linie die sauren und nährstoffarmen Milieubedingungen den Abbau organischen Materials; die hieraus resultierenden Sedimente werden als **Dy** bezeichnet. Dieser besteht vorwiegend aus dunkelbraunen, sauren Huminstoffgelen mit variierenden Anteilen schwach zersetzter Pflanzenreste (POTT & REMY 2000).

## 2.6 Übersicht der bisherigen Forschungsarbeiten im Untersuchungsgebiet

### 2.6.1 Das Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ als Modellgebiet langjähriger vegetationskundlicher, gewässerökologischer und hydrogeologischer Untersuchungen

Mit seinem kleinräumigen Mosaik aus Heide- und Waldlandschaften und den darin eingebetteten natürlichen Stillgewässern stellt das Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ ein ideales Untersuchungsgebiet für vergleichende Studien dar (POTT 2000). Beobachtungen der Pflanzen- und Tierwelt des Naturschutzgebietes liegen bereits seit dem Ende des 19. Jahrhunderts vor. Auf das jüngste große Erdfallereignis, den Einbruch des Erd-

fallsees am 14.04.1913, folgte eine Intensivierung der wissenschaftlichen Bearbeitung des Gebietes, welche in zahlreichen Veröffentlichungen aus den Bereichen der Vegetationskunde und Faunistik, der Geologie und der Gewässerökologie seit den 1930er Jahren zum Ausdruck kommt (vgl. GRAEBNER 1930, KEMPER 1930, KRIEGSMANN 1938, SCHROEDER 1956, LOTZE 1957). Wie im gesamten nordwestdeutschen Tiefland sind auch die Heideflächen im Bereich des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ als Relikte der mittelalterlichen Kulturlandschaft seit dem Ende des 19. Jahrhunderts erheblich verkleinert worden (vgl. BANGERT & KOWARIK 2000, BARTH 2002); neben der Umwandlung in Acker- und Grünlandflächen trugen vor allem Kiefernauaufforstungen dazu bei. Seit den 1930er Jahren konnten sich im Kerngebiet zudem auch Birken-Eichen-Wälder als potentielle natürliche Waldvegetation pleistozäner Quarzsandböden im Sinne von BURRICHTER et al. (1988) auf den ehemaligen Heideböden wieder etablieren, an welche sich in Gewässernähe heute die Gebüsch- und Bruchwaldgesellschaften der Verlandungszone anschließen.

Das Umfeld des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ wird durch eine intensive landwirtschaftliche Nutzung geprägt, wobei das Grünland-Acker-Verhältnis etwa bei 1:4 liegt (BANGERT & KOWARIK 2000). Für die Trophie- und Vegetationsentwicklung der Stillgewässer des Naturschutzgebietes spielen neben der Beeinflussung durch die Heide- und Waldflächen des unmittelbaren Gewässerumfeldes auch anthropogene Stoffeinträge über den Luft- und Grundwasserpfad aus den angrenzenden landwirtschaftlich genutzten Flächen eine Rolle. Einen Schwerpunkt der wissenschaftlichen Auseinandersetzung mit dem Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ bildet daher seit den 1990er Jahren neben der Untersuchung der Organismenvielfalt und der Standorteigenschaften der terrestrischen und aquatischen Lebensräume und ihrer Interaktionen zunehmend auch die aktuelle Nähr- und Schadstoffbelastung des Gebietes. Untersuchungen der Grundwasserverhältnisse im Bereich des Naturschutzgebietes und seiner Peripherie mit Hilfe eines von 1991 bis 1993 eingerichteten, 23 Grundwassermessstellen umfassenden Brunnennetzes lieferten erste Hinweise auf sehr kleinräumig differenzierte Wechsel der Milieubedingungen und hydrochemischen Eigenschaften des Grundwassers, wobei insbesondere im Kontaktbereich zu landwirtschaftlichen Nutzflächen sowie zu der durch das Naturschutzgebiet verlaufenden Landstraße L 504 eine teilweise erhebliche anthropogene Modifikation der Grundwassereigenschaften in Form einer Belastung mit Pflanzennährstoffen und anderen Salzen festgestellt werden konnte (PUST 1993). Im Rahmen eines von der Volkswagen-Stiftung geförderten Forschungsprojektes wurden Ende der 1990er Jahre umfangreiche interdisziplinäre Untersuchungen zu dieser Problematik durchgeführt (vgl. POTT 2000). Das bestehende Messstellennetz wurde dahingehend erweitert, dass eine detaillierte Bearbeitung von hydrogeologischen, vegetationskundlichen und gewässerökologischen Fragestellungen zur Dynamik von Stofftransportprozessen in Gewässern und ihren angrenzenden Lebensräumen ermöglicht wurde (HAGEMANN et al. 2000, WEINERT et al. 2000). Unter dem Aspekt der Verringerung atmogener und grundwasservermittelter Nährstoffeinträge in das Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ wird eine Fortsetzung der bislang praktizierten Schaffung von Pufferzonen gegenüber angrenzenden, intensiv bewirtschafteten Flächen durch Ankauf und Stilllegung ehemals landwirtschaftlich genutzter Bereiche empfohlen (BANGERT & KOWARIK 2000). Insgesamt wurde gemeinsam mit naturschutzplanerischen Konzepten die wissenschaftliche und konzeptionelle Basis dafür geschaffen, die Gewässerlandschaft des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ zu erhalten und vor übermäßigen Stoffbelastungen langfristig zu schützen (POTT 2000).

Im Rahmen der hier dargestellten Untersuchungen wird zum einen auf den Aspekt der luftbürtigen Stoffeinträge näher eingegangen, deren Bedeutung in den bisherigen Untersuchungen vielfach betont wurde. Darüber hinaus wird das bestehende Messstellennetz

durch zahlreiche Grundwasserfilter im Bereich der Heide-, Wald- und landwirtschaftlichen Nutzflächen zur differenzierten Untersuchung der Beziehung zwischen Vegetation und Grundwassereigenschaften erweitert. Der ergänzende Einsatz von Kleinstlysometern ermöglicht dabei, Veränderungen der hydrochemischen Eigenschaften des Wassers vom Niederschlagswasser über das Sickerwasser bis zum oberflächennahen Grundwasser unter dem Einfluss der jeweiligen Vegetation kleinräumig zu verfolgen. Die Erweiterung des Messstellennetzes betrifft in diesem Zusammenhang vor allem auch den Bereich der landwirtschaftlichen Nutzflächen in der Peripherie des Gebietes, wobei hier insbesondere die extensivierten Flächen der Pufferzonen Gegenstand der Untersuchungen sind. Beispielsweise wurden auf verschiedenen Flächen in der nördlichen Peripherie des Naturschutzgebietes die konventionelle Bewirtschaftung mit dem Anbau von Mais und Getreide bzw. die intensive Grünlandnutzung in den Jahren 1991 (Fläche „Grf I“: „Üffings Weide“), 1992 (Fläche „Grf I“) bzw. 2001 (Fläche „A I“) eingestellt. Am weitesten zurück liegt die Extensivierung im Bereich der so genannten „Attermeyerweide“ (Probstellenbereich „Grf III“, vgl. 3.2.3) im Südwesten des Naturschutzgebietes, wo bereits im Jahre 1965 die Ackernutzung und die gesamte Hofanlage zugunsten einer extensiven Weidenutzung aufgegeben wurden. Ebenfalls als Untersuchungsobjekt dient eine ehemalige Ackerfläche im Westen des Naturschutzgebietes, welche als Ergebnis einer nach Abschieben des Oberbodens im November 1987 ohne anthropogene Einflussnahme ablaufenden Vegetationsentwicklung ein etwa 10 Jahre altes Stadium der Wiederbewaldung aufweist („Sukzessionsfläche II“). Vergleichende Untersuchungen auf Flächen, die sich in unterschiedlichen Stadien einer Extensivierung befinden, können wichtige Hinweise hinsichtlich des Ausmaßes hydrochemischer Veränderungen im Zuge der Flächenumwandlung liefern und damit einen Beitrag zum bestehenden Konzept der Schaffung von Pufferflächen leisten.

## 2.6.2 Problematik der Belastung des Grundwassers mit Nitrat am Beispiel des Trinkwassergewinnungsgebietes Grumsmühlen

Im Zusammenhang mit einer intensiven landwirtschaftlichen Nutzung ist heute in vielen Regionen eine Belastung des Grundwassers und der Vorfluter mit Pflanzennährstoffen, insbesondere mit dem in gut durchlüfteten, ackerbaulich genutzten Böden sehr mobilen Nitrat zu beobachten (BOUWER et al. 1991, STURM 1993, HILMES et al. 1998, LANGNER 1998). Für die Eignung des Grundwassers zur Trinkwassernutzung spielt jedoch insbesondere ein niedriger Gehalt an Nitrat eine Rolle. Mit dem Ziel der Entwicklung eines Modells zur großflächigen Reduktion der Nitratauswaschung in das oberflächennahe Grundwasser wurden im Jahre 2001 im Einzugsgebiet des Wasserwerkes Grumsmühlen bei Lingen im südlichen Emsland Untersuchungen zum Einfluss von Vegetation und Nutzung auf die Verlagerung von Nitrat in den Böden anhand von Tiefenprofilen durchgeführt (HAGEMANN et al. 2002). Als Untersuchungsgebiet diente ein Teilbereich des Einzugsgebietes der Förderbrunnen III und IV des Wasserwerkes mit einer Gesamtfläche von 958 ha (Abb. 3), welcher mit einem Flächenanteil von etwa 66 % in erster Linie durch die landwirtschaftliche Nutzung geprägt wird.

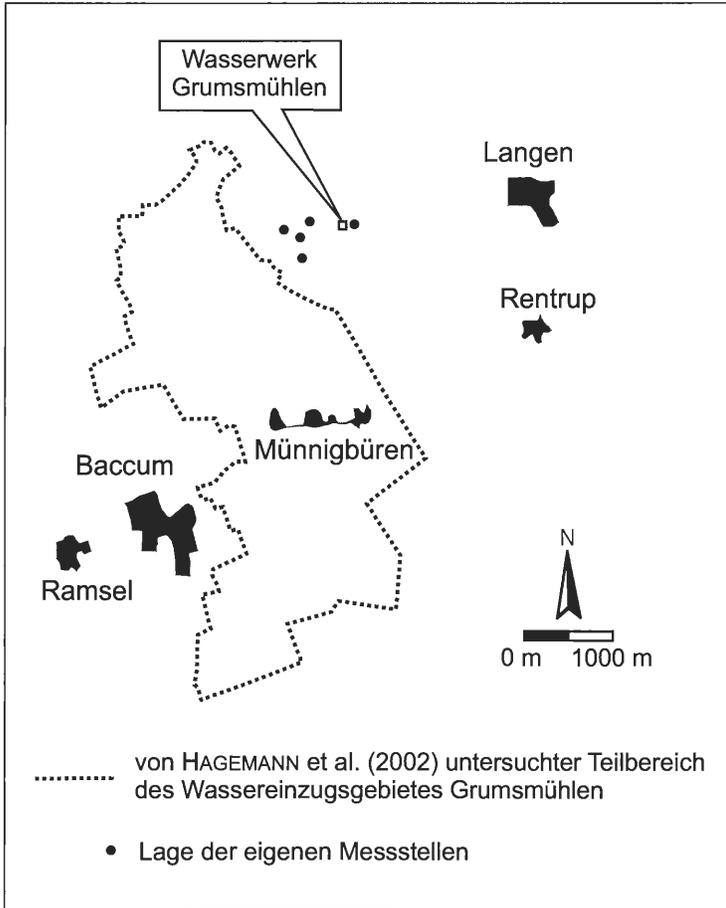


Abb. 3: Abgrenzung des Untersuchungsgebietes des im Wassereinzugsgebiet Grumsmühlen im südlichen Emsland im Jahre 2001 durchgeführten Pilotprojektes (Grundlage: TK 25 Blatt 3410 Lingen (Ems) Ost). Der im Rahmen der eigenen Untersuchungen berücksichtigte Bereich liegt außerhalb des von HAGEMANN et al. (2002) bearbeiteten Gebietes; die Lage der Messstellen wird durch schwarze Punkte markiert.

Tab. 1: Flächennutzung innerhalb des Einzugsgebietes der Förderbrunnen III und IV des Wasserwerkes Grumsmühlen im Jahr 2001 (nach HAGEMANN et al. 2002).

Kulturform/Nutzung	Fläche [ha]	Prozentanteil [%] bezogen auf die Gesamtfläche des untersuchten Bereiches (958 ha)
Ackerland	532,9	55,7
Mais	358,2	37,4
Getreide	131,0	13,7
Kartoffel	43,7	4,6
Grünland	96,1	10,0
Wald/Forst	244,6	25,5
Siedlung/Bebauung/Sonstige	84,4	8,8

In Verbindung mit einer intensiven Tierproduktion bildet der Anbau von Futtergetreide und Mais einen Schwerpunkt der agrarischen Nutzung im südlichen Emsland (WINDHORST 2002), was durch einen Anteil der Maisanbauflächen von 37 % der Gesamtfläche des betrachteten Teilbereiches reflektiert wird (Tab. 1); mit einem Flächenanteil von nur 10 % spielt die Grünlandnutzung eine wesentlich geringere Rolle. Forstwirtschaftlich genutzte Flächen, die sich vorwiegend aus Kiefern- und Fichtenaufforstungen sowie Eichenmischwaldbeständen mit variierenden Anteilen von *Fagus sylvatica* zusammensetzen, nehmen etwa 26 % der Gesamtfläche ein. Diese Verteilung der Nutzungstypen kann als charakteristisch für das gesamte Einzugsgebiet des Wasserwerkes Grumsmühlen angesehen werden. Einen Überblick über die Flächennutzung in dem betrachteten Teilbereich des Einzugsgebietes der Förderbrunnen III und IV bietet die Tab. 1.

Unter dem Einfluss der im Einzugsgebiet der Förderbrunnen III und IV des Wasserwerkes Grumsmühlen vorherrschenden Podsol-, Gley-Podsol- und Pseudogley-Podsol-Böden ergibt sich in Verbindung mit einer hohen Grundwasserneubildungsrate und einer hohen Austauschhäufigkeit der Bodenlösung im Boden für alle Flächen des im Rahmen des Pilotprojektes untersuchten Bereiches ein hohes standörtliches Verlagerungsrisiko für Nitrat. Unter landwirtschaftlich und forstwirtschaftlich genutzten Flächen wurden für unterschiedliche Bodentiefen entlang der Sickerstrecke  $N_{\min}$ -Werte ermittelt und auf der Basis der dadurch gewonnenen Nitrat-Tiefenprofile eine Beziehung zwischen der Flächennutzung und dem jeweiligen Nitrat-Gehalt des Sickerwassers und des oberflächennahen Grundwassers hergestellt. Hierbei werden für einen Großteil der Flächen Nitrat-Gehalte des Grundwassers ausgewiesen, die deutlich über 50 mg/l, häufig sogar über 100 mg/l liegen. Insgesamt zeigt die von HAGEMANN et al. (2002) vorgenommene Flächenbewertung, dass es besonders die landwirtschaftlichen Nutzflächen sind, von denen eine Belastung des Sicker- und Grundwassers mit Nitrat ausgeht.

Durch gezielte Extensivierungsmaßnahmen sowie eine natürliche Vegetationsentwicklung auf stillgelegten Flächen werden hingegen Möglichkeiten zur Steuerung der Grundwasserqualität geschaffen, die die Grundlage für eine nachhaltige Grundwasserbewirtschaftung bilden können. Durch die modellhafte Verknüpfung der potentiellen Vegetationsentwicklung nach Aufgabe der landwirtschaftlichen Nutzung mit Angaben zu den unter dem Einfluss der Vegetation der einzelnen Sukzessionsstadien jeweils zu erwartenden Nitratkonzentrationen des oberflächennahen Grundwassers wurde für den untersuchten Bereich innerhalb des Einzugsgebietes der Förderbrunnen III und IV des Wasserwerkes Grumsmühlen ein Sukzessionsmodell entwickelt, welches Aussagen zur langfristigen Veränderung der Grundwasserbeschaffenheit im Hinblick auf die Nitratkonzentration ermöglicht. Die dem erwähnten Modell zugrunde liegenden Daten basieren auf langjährigen pflanzensoziologischen und ökologischen Beobachtungen aus dem Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ (vgl. 2.6.1 sowie POTT 1983, POTT et al. 1996, 1998). Danach bewirkt eine natürliche Sukzession unter Aufgabe jeder weiteren Bewirtschaftung eine Reduktion der Nitrat-Konzentrationen im Sicker- und Grundwasser auf Werte deutlich unter 50 mg/l. Eine hierauf basierende flächenbezogene Modellierung ergab für die gesamte Fläche des betrachteten Teilbereiches des Einzugsgebietes der Förderbrunnen III und IV bereits nach 10 Jahren einen Rückgang der Nitrat-Konzentrationen auf unter 10 mg/l.

Seit den 1990er Jahren sind im Einzugsbereich des Wasserwerkes Grumsmühlen diverse Flächenumwandlungen und Nutzungsextensivierungen in Verbindung mit einer Reduktion der Düngergaben vorgenommen worden. Mit dem Ziel einer Vergrößerung der landschaftlichen Heterogenität wurden zudem zahlreiche Aufforstungen angelegt, welche teilweise auch kleinräumig in die Grünlandflächen integriert wurden. Dazu kommt eine Aussparung von Randstreifen, beispielsweise entlang von Gräben, aus der intensiven Bewirtschaftung. Im Rahmen eines naturschutzorientierten Modellvor-

habens mit dem Ziel der Schaffung und Vernetzung naturbetonter Biotope und ihrer Sukzessionsstadien innerhalb der intensiv genutzten Agrarlandschaft wurden überdies Anfang der 1990er Jahre im westlichen Abschnitt des Trinkwassergewinnungsgebietes Grumsmühlen Untersuchungen zur aktuellen Nutzung sowie zur Vegetation, Diasporenbank, Fauna und Nährstoffsituation durchgeführt (JANIESCH et al. 1997). Als erfolgversprechende Grundlage für durchzuführende Renaturierungsmaßnahmen wurden dabei für naturnahe Restflächen teilweise hohe floristische und faunistische Potentiale ausgewiesen.

Anknüpfend an die von HAGEMANN et al. (2002) im Trinkwassergewinnungsgebiet Grumsmühlen bereits durchgeführten Untersuchungen werden in der vorliegenden Arbeit insbesondere die Einflüsse von Extensivierungs- und Aufforstungsmaßnahmen auf die Grundwassereigenschaften untersucht. Untersuchungsgegenstand sind dabei Grünlandflächen, welche zur Zeit einer Bewirtschaftung mit dreimaligem Schnitt bzw. Nachweide bei Auslassen des spätherbstlichen dritten Schnitts und einer organischen Düngung in Form von Gülle unterliegen (Flächen „Grt II“ und „Grf II“), sowie eine 4 Jahre alte Aufforstung mit *Fagus sylvatica* und *Acer pseudoplatanus* (Sukzessionsfläche III, Probestellenbereich „Su III“). Diesen durch eine ehemalige oder fortdauernde landwirtschaftliche Nutzung geprägten Flächen werden Eichenmischwaldbestände mit *Quercus robur* und *Fagus sylvatica* als forstwirtschaftlich genutzte Bereiche gegenübergestellt. Die Flächen liegen außerhalb des von HAGEMANN et al. (2002) bearbeiteten Bereiches (vgl. Abb. 3). Im Gegensatz zu dem Schwerpunkt des oben vorgestellten Projektes werden im Rahmen der vorliegenden Arbeit vorwiegend kleinräumige Untersuchungen durchgeführt. Unter der Einbeziehung von Niederschlagswasser, Sickerwasser und oberflächennahem Grundwasser sowie unter der Berücksichtigung eines breiteren Spektrums hydrochemischer Parameter wird für die einzelnen Standorte eine sehr differenzierte Betrachtung der Beziehungen zwischen Vegetation und Nutzung auf der einen und den Grundwassereigenschaften auf der anderen Seite ermöglicht. In ihrer Gesamtheit wiederum können die landwirtschaftlich und forstlich genutzten Flächen des Trinkwassergewinnungsgebietes Grumsmühlen den Untersuchungsflächen des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ gegenübergestellt werden, welche sich durch eine langjährige naturnahe Entwicklung der Vegetation und der Grundwassereigenschaften bei nur geringer anthropogener Einflussnahme auszeichnen.

### 3. Material und Methoden

#### 3.1 Messintervalle und Lage der Probestellen

Beprobungen und Analysen von Sicker- und Grundwasser sowie von Oberflächenwasser wurden während eines Zeitraumes von März 2001 bis Oktober 2002 in monatlichen Intervallen durchgeführt, wobei nicht alle Messstellen bereits seit März 2001 zur Verfügung standen. Die jeweiligen Beprobungszeiträume sind in der Tab. 5 auf S. 28 aufgeführt. An ausgewählten Messstellen wurden nachfolgend noch bis März 2003 ergänzende Untersuchungen vorgenommen. Von März 2001 bis Juni 2002 wurden außerdem Untersuchungen des Niederschlagswassers an insgesamt 17 Freiflächen- und Bestandsmessstellen durchgeführt; je nach Niederschlagshäufigkeit und -intensität erfolgten zwei bis fünf Beprobungen im Monat.

Im Rahmen vorbereitender Arbeiten wurden bereits innerhalb eines Zeitraumes von Oktober 1999 bis Oktober 2000 Untersuchungen zur Beschaffenheit von Niederschlagswasser, Sickerwasser und oberflächennahem Grundwasser im Bereich des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ durchgeführt; Ergebnisse ausgewählter Messstellen aus diesem Untersuchungszeitraum fließen mit in die vorliegende Arbeit ein. Die im Jahre 2000 erfolgten Untersuchungen des Niederschlagswassers lieferten wichtige Hinweise auf die regional starke Beeinflussung luftbürtiger Stoffeinträge durch die landwirtschaftliche Nutzung des betrachteten Landschaftsraumes und zeigten zudem eine erhebliche jahreszeitliche Variabilität der Konzentrationen einzelner Parameter auf. Diese wurde im Rahmen der vorliegenden Arbeit durch eine 12-monatige kontinuierliche Analyse der Niederschlagsbeschaffenheit an verschiedenen Freiflächen- und Bestandsmessstellen im Bereich des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ berücksichtigt; ergänzend wurden während eines kürzeren Zeitraumes im Frühjahr und Sommer 2002 parallele Niederschlagsmessungen im Bereich des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ einerseits und im Trinkwassergewinnungsgebiet Grumsmühlen im südlichen Emsland andererseits durchgeführt. Diese dienten in erster Linie einer vergleichenden Untersuchung des landwirtschaftlichen Einflusses und konzentrierten sich daher auf die durch eine hohe Intensität der landwirtschaftlichen Bearbeitung gekennzeichneten Frühjahrs- und Sommermonate.

Eine Übersicht zur Verteilung der Messstellen zur Beprobung von Oberflächenwasser, Sicker- und Grundwasser sowie Niederschlagswasser auf die Untersuchungsflächen im Bereich des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ sowie innerhalb des Trinkwassergewinnungsgebietes Grumsmühlen bieten die Tab. 2 sowie die Abb. 4; detaillierte Angaben zur Lage der Messstellen sind den Abb. 5 bis 7 auf den folgenden Seiten zu entnehmen.

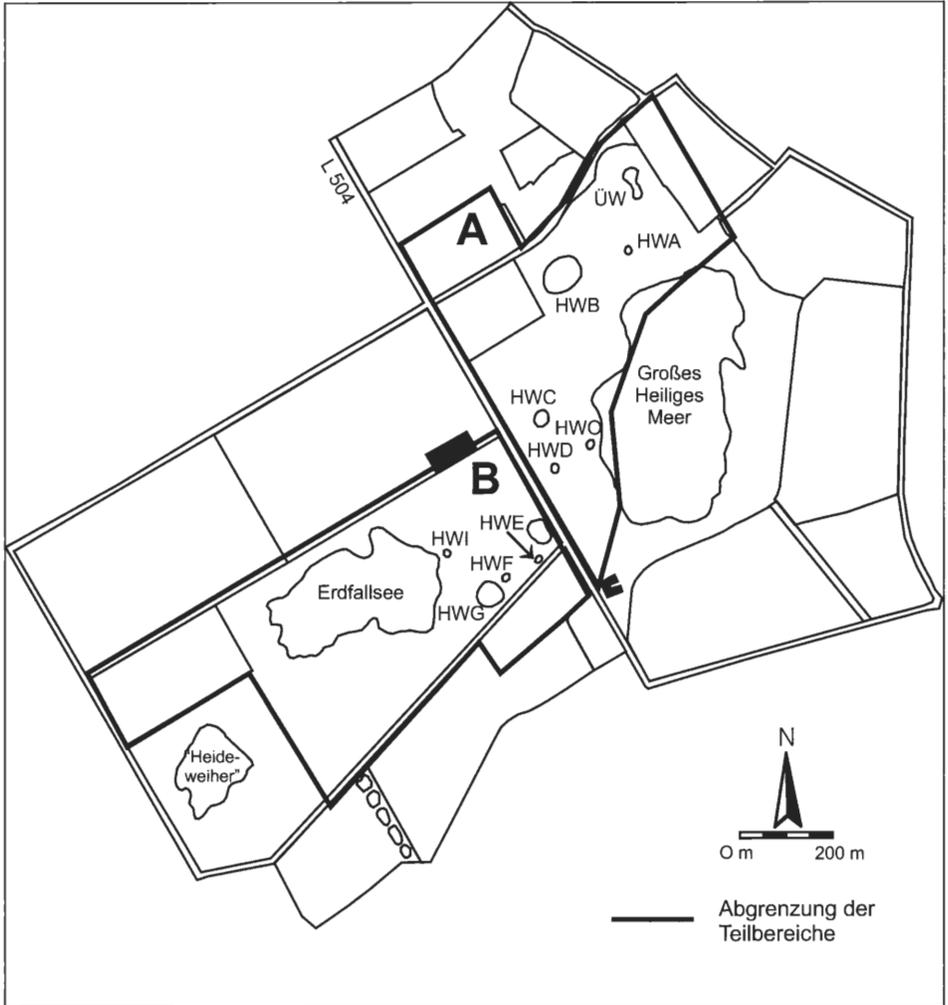


Abb. 4: Teilbereiche des Untersuchungsgebietes; (A) Teilgebiet „Großes Heiliges Meer“ und (B) Teilgebiet „Erdfallsee“ im Bereich des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“, (C) Teilgebiet im Bereich des Trinkwassergewinnungsgebietes Grumsmühlen im südlichen Emsland (Grundlagen: DGK 5L, Blatt 3611/17 Großes Heiliges Meer bzw. bzw. TK 25 Blatt 3410 Lingen (Ems) Ost).

Tab. 2: Übersicht zur Verteilung der einzelnen Messstellentypen auf die verschiedenen Teilbereiche des Untersuchungsgebietes, vgl. Abb. 4.

<b>Probstellentyp</b>	<b>Bezeichnung</b>	<b>Gebiet</b>
<b>Niederschlagssammler</b>	H1, H2, HE1, HE2, HE3, B, W1, W3, NW1	Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“, Teilgebiet „Großes Heiliges Meer“
	H3, NSu II, W2, NW2	Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“, Teilgebiet „Erdfallsee“
	Gr1, Gr2, W4, W5	Trinkwassergewinnungsgebiet Grumsmühlen
<b>Lysimeter</b>	LCal I, LEmp, LE, LMo, LSu I, LB, LW I, LGrt I, LGrf I, LA I	Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“, Teilgebiet „Großes Heiliges Meer“
	LCal II, LSu II, LK, LGrt III, LA II	Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“, Teilgebiet „Erdfallsee“
	LSu III, LW II, LW III, LGrf II	Trinkwassergewinnungsgebiet Grumsmühlen
<b>Grundwasser-Probestellen</b>	FHWB, HC, H2a, H2b, HO1, HN1, HN2, HO2, Emp I, Emp II, Emp III, Su I, B I, B II, B III, W I, HN4, Grt I, Grf I, A I, HGr, HN6, GWM 3, GWM 4, GWM 5, GWM 10, GWM 21, GWM 22	Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“, Teilgebiet „Großes Heiliges Meer“
	Eri II, Su II, K, Grt III, A II, GWM 17, GWM 18, GWM 20, GWM 23	Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“, Teilgebiet „Erdfallsee“
	Su III, W II, W III, Grt II, Grf II	Trinkwassergewinnungsgebiet Grumsmühlen
<b>Oberflächenwasser (Litoralschöpfprobe)</b>	HWA, HWB, HWC, HWD, HWO, ÜW	Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“, Teilgebiet „Großes Heiliges Meer“
	HWE, HWF, HWG, HWI	Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“, Teilgebiet „Erdfallsee“
	LM	Trinkwassergewinnungsgebiet Grumsmühlen

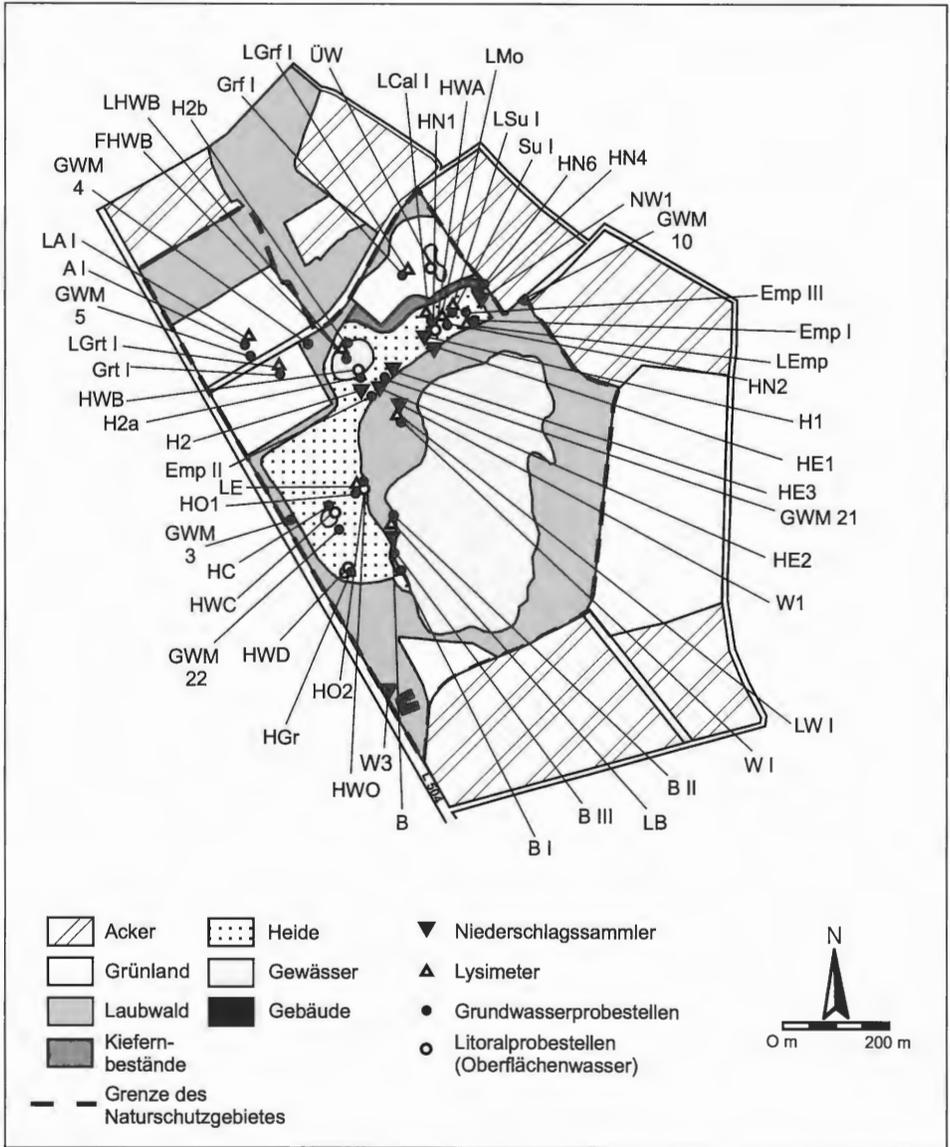


Abb. 5: Lage der Messstellen zur Beprobung von Niederschlagswasser, Sicker- und Grundwasser sowie Oberflächenwasser im Bereich des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“, Teilgebiet „Großes Heiliges Meer“ (Grundlage: DGK 5L, Blatt 3611/17 Großes Heiliges Meer).

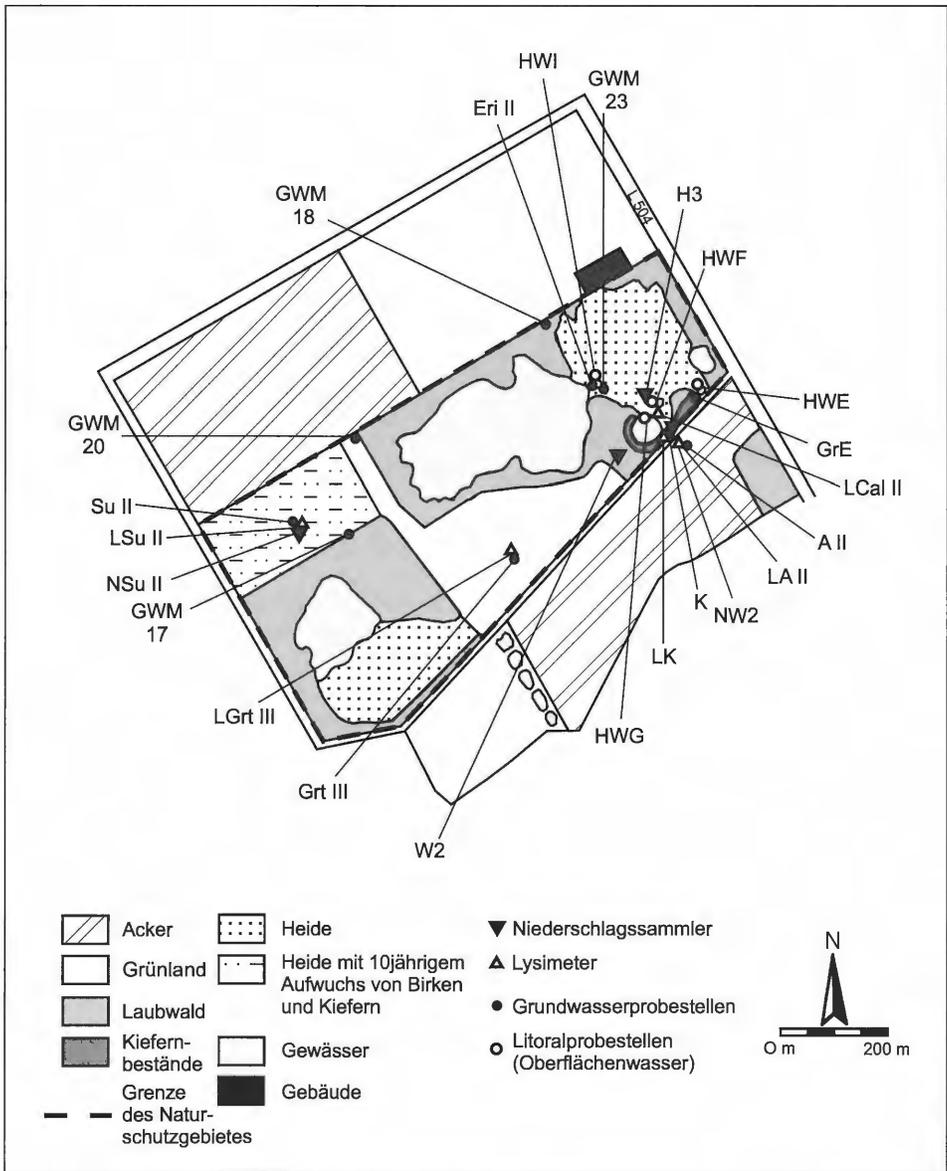


Abb. 6: Lage der Messstellen zur Beprobung von Niederschlagswasser, Sicker- und Grundwasser sowie Oberflächenwasser im Bereich des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“, Teilgebiet „Erdfallsee“ (Grundlage: DGK 5L, Blatt 3611/17 Großes Heiliges Meer).

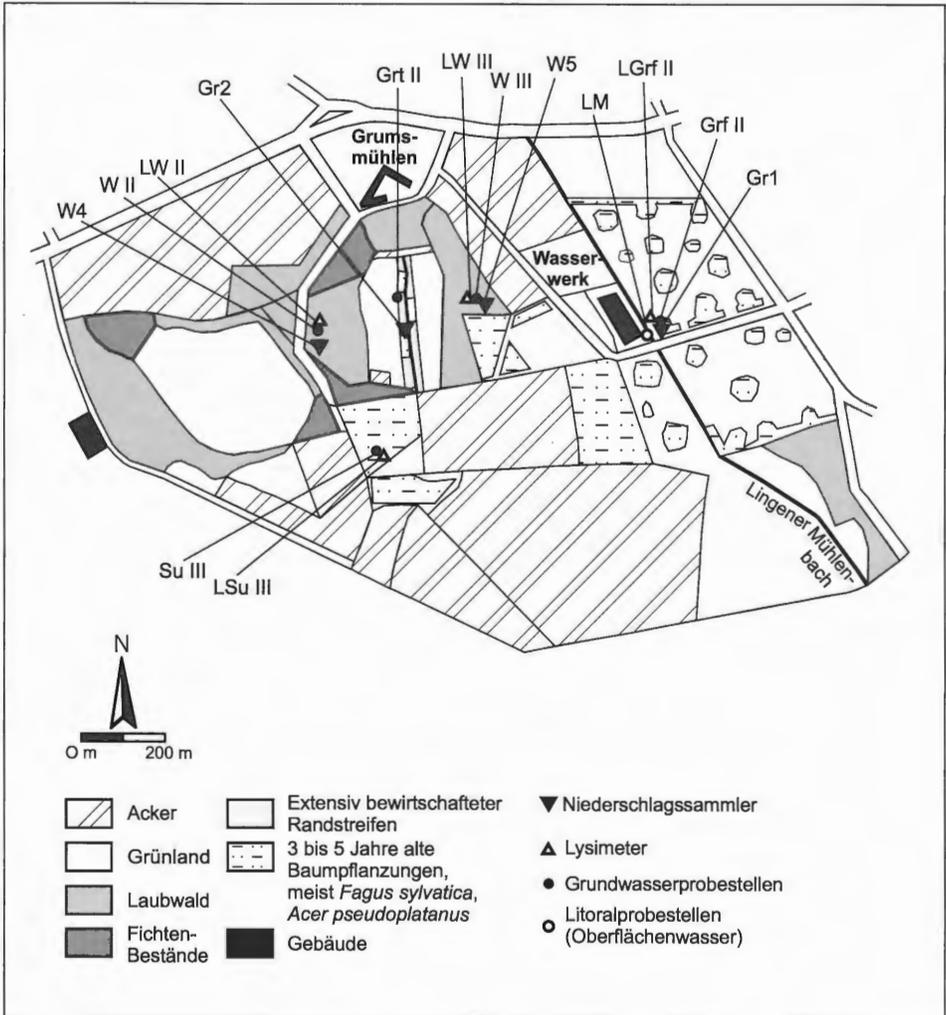


Abb. 7: Lage der Messstellen zur Beprobung von Niederschlagswasser, Sicker- und Grundwasser sowie Oberflächenwasser im Bereich des Trinkwassergewinnungsgebietes Grumsmühlen. Die Untersuchungen konzentrierten sich auf Flächen im Umfeld des Wasserwerkes Grumsmühlen (Grundlage: TK 25 Blatt 3410 Lingen (Ems) Ost).

### 3.2 Methoden der Probenahme

Nachfolgend werden Angaben zur Beprobung von Niederschlagswasser, Sickerwasser, Grundwasser und Oberflächenwasser in getrennten Abschnitten aufgeführt. Eine Übersicht der zur Beprobung jeweils verwendeten Geräte bietet die Tab. 3.

Tab. 3: Übersicht der bei der Beprobung von Niederschlagswasser, Sickerwasser, Grundwasser und Oberflächenwasser jeweils verwendeten Geräte.

Wassertyp	Geräte und Methoden zur Beprobung
Niederschlagswasser	Regenwassersammler (DIN 38402-A17 in DEV 1994)
Sickerwasser	Kleinstlysimeter; Beprobung mit Hilfe einer Vakuumapparatur (DIN 38402-A13 in DEV 1994)
Grundwasser	Filterflaschen: Beprobung mit Hilfe einer Vakuumapparatur (DIN 38402-A13 in DEV 1994) Grundwassermessstellen: Beprobung mit Hilfe einer Niedervolt-Tauchpumpe von Comet Typ COMBI 2/12 (DIN 38402-A12 in DEV 1994)
Oberflächenwasser	Entnahme einer Litoralschöpfprobe

#### 3.2.1 Beprobung von Niederschlagswasser

Im Bereich des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ wurde im Zeitraum von März 2001 bis Februar 2002 Niederschlagswasser an drei Freiflächen- sowie zehn verschiedenen Bestandsmessstellen aufgefangen (vgl. Abb. 5 und 6, Tab. 4); in diesem 12-monatigen Zeitraum wurden an jeder Probestelle insgesamt jeweils 44 Einzelmessungen vorgenommen. Aufgrund der räumlichen Nähe der Probestellen innerhalb des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ ist davon auszugehen, dass die Messstellen einem vergleichbar hohen Eintrag der durch Nah- und Ferntransport herangetragenem Aerosole ausgesetzt sind, so dass die beobachtete räumliche Differenzierung zwischen den verschiedenen Vegetationstypen in erster Linie die bestandsspezifische Modifikation des Niederschlagswassers reflektiert. Anschließend wurde eine Beprobung der Freiflächenmessstellen H2 und H3 sowie der Bestandsmessstellen HE1, W1 und NW2 bis Juni 2002 fortgesetzt. Parallel dazu erfolgte von März bis Juni 2002 eine Beprobung des Niederschlagswassers an zwei Freiflächen- und zwei Bestandsmessstellen im Bereich des Trinkwassergewinnungsgebietes Grumsmühlen (vgl. Abb. 7). Diese Untersuchungsreihe umfasste jeweils 11 Beprobungen; aufgrund des relativ kurzen Untersuchungszeitraumes sind diese Daten nur als orientierende Messungen zur Niederschlagsbeschaffenheit im Bereich des Trinkwassergewinnungsgebietes Grumsmühlen zu werten. Um bei der statistischen Auswertung der Messergebnisse zur Niederschlagsbeschaffenheit sowie bei ihrer graphischen Darstellung mit vergleichbar großen Datenreihen der einzelnen Messstellen arbeiten zu können, wurden bei der Auswertung nur die Ergebnisse der Probestellen im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ des Untersuchungszeitraumes März 2001 bis Februar 2002 berücksichtigt.

Zum Auffangen des Niederschlagswassers wurden in 1,50 m Höhe positionierte 11-PE-Flaschen verwendet, auf die ein Trichter mit einem Durchmesser von 28,5 cm aufgesetzt wurde. Um eine zu intensive Sonneneinstrahlung auf das Sammelgefäß mit den Folgen einer starken Erwärmung der Probe und Förderung des Wachstums von Mikroorganismen zu vermeiden, wurde das Sammelgefäß seitlich mit vier Holzbrettern eingefasst. Zur gezielten Untersuchungen der Einwirkung der Vegetation auf die Niederschlagsbeschaffenheit wurden die Auffangbehälter am Waldrand und in den ver-

schiedenen Beständen so positioniert, dass das Niederschlagswasser nach der Passage von Geäst und Blattwerk aufgefangen wurde. Mit Hilfe der Niederschlagsprobestellen wurden lediglich die Proben für die Analyse der physikochemischen Parameter gewonnen. Zur Ermittlung der Niederschlagsmenge vgl. 3.6.

Tab. 4: Zuordnung der Niederschlagsprobestellen zu den verschiedenen Vegetationstypen und Angaben zu den Gehölzarten, die bei den Bestandsmessstellen am Aufbau der Baumkronen beteiligt sind. HM = Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“, G = Trinkwassergewinnungsgebiet Grumsmühlen.

Probestellen	Vegetationstyp	Am Aufbau der Krone beteiligte Gehölzarten	Gebiet
H1, H2, H3	Heide	-	HM
Gr1, Gr2	Grünland	-	G
NSu II	10 Jahre alter Birken-Kiefern-Aufwuchs	<i>Betula pendula</i> , <i>Pinus sylvestris</i>	HM
HE1, HE3	Waldrand ( <i>Betulo-Quercetum</i> )	<i>Betula pendula</i> , <i>Quercus robur</i>	HM
HE2	Waldrand ( <i>Betulo-Quercetum</i> )	<i>Quercus robur</i> (hoher Totholzanteil)	HM
B	Birkenbruchwald ( <i>Betuletum pubescentis</i> )	<i>Betula pubescens</i> , <i>Frangula alnus</i>	HM
W1	Birken-Eichen-Wald ( <i>Betulo-Quercetum</i> )	<i>Betula pubescens</i> , <i>Quercus robur</i>	HM
W2	Birken-Eichen-Wald ( <i>Betulo-Quercetum</i> )	<i>Betula pendula</i>	HM
W3	Birken-Eichen-Wald ( <i>Betulo-Quercetum</i> )	<i>Betula pendula</i> , <i>Quercus robur</i>	HM
W4	Birken-Eichen-Wald ( <i>Betulo-Quercetum</i> )	<i>Quercus robur</i>	G
W5	Eichen-Buchen-Bestand	<i>Fagus sylvatica</i> , <i>Quercus robur</i>	G
NW1, NW2	Kiefern-Bestände	<i>Pinus sylvestris</i>	HM

### 3.2.2 Beprobung von Sickerwasser

Zwischen Erdoberfläche und Grundwasseroberfläche befindet sich ein Sickerwasser-raum, der nicht gänzlich mit Wasser ausgefüllt ist und als wasserungesättigte Bodenzone bezeichnet wird (HÜTTER 1994). Ein Teil des dem Boden mit Niederschlägen zugeführten Wassers wird in dem durch Poren gebildeten englumigen Lückensystem gegen die Schwerkraft gehalten, ein anderer Teil wird als Sickerwasser in tiefere Bodenzonen verlagert.

Zur Beprobung von Sickerwasser wurden im Bereich des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ und im Bereich des Trinkwassergewinnungsgebietes Grumsmühlen insgesamt 20 Kleinstlysimeter unter verschiedenen Pflanzenbeständen eingesetzt (vgl. Tab. 5). Bei einer Mächtigkeit von 35 bis 40 cm umfasst der Monolith im Bereich der Zwergstrauch- und Grünlandvegetation in seiner vertikalen Ausdehnung die von den Pflanzen hauptsächlich durchwurzelteten Bodenhorizonte, so dass das Sickerwasser direkt nach der Passage des Wurzelraumes aufgefangen wird (Abb. 8).

Im Bereich der verschiedenen Waldbestände wurde mit dem gleichen Lysimetertyp gearbeitet; die Beschaffenheit des Sickerwassers wird hier vor allem durch die Humusaufgabe sowie durch das in den obersten 10 bis 20 cm des Bodens intensiv entwickelte Feinwurzelsystem der jeweiligen Baumarten beeinflusst (vgl. ELLENBERG 1996). Lysimeter ähnlichen Bautyps, allerdings mit kleinerer Fläche und geringerer Mächtigkeit, wurden beispielsweise in den 1970er Jahren vom Institut für Forsthydrologie der Hessischen Forstlichen Versuchsanstalt eingesetzt (HÖLL 1974). Durch den Verzicht

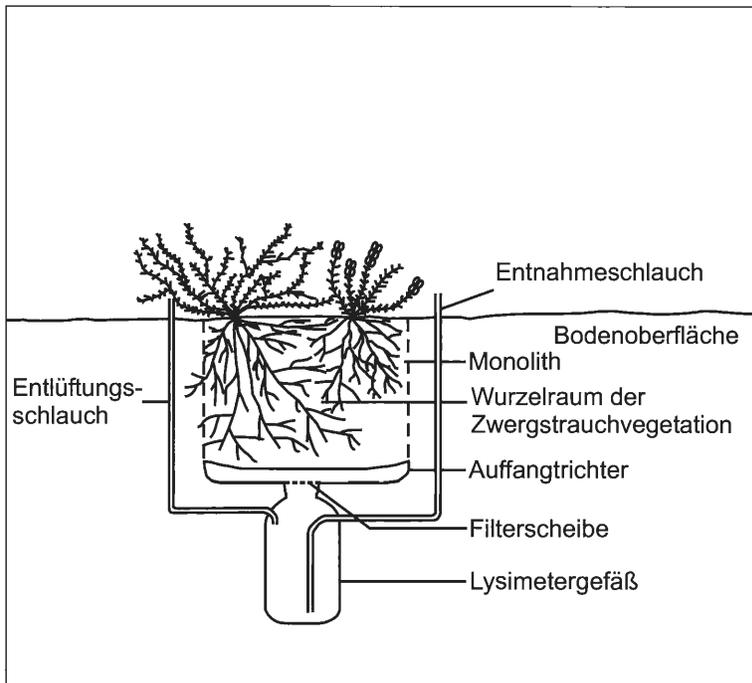


Abb. 8: Aufbau des verwendeten Kleinstlysimeters, Erläuterungen siehe Text.

auf eine seitliche Begrenzung des Monolithen durch feste Wandungen wurde bei den vorliegenden Untersuchungen versucht, die bei Kleinlysimetern häufig auftretenden Störungen wie Wandeffekte, Veränderungen der thermischen Verhältnisse innerhalb des Monolithen sowie eine Beeinträchtigung des Wachstums der Pflanzenwurzeln zu vermeiden (vgl. MATTHESS & UBELL 1983). Diese Konstruktionsweise ist allerdings nur für qualitative Untersuchungen und weniger für Bilanzierungen geeignet, da laterale Austauschprozesse mit dem umgebenden Bodenkörper nicht unterbunden werden und das Volumen des Monolithen allein folglich nicht als Bezugsgröße einer Quantifizierung dienen kann. Ferner ist zu berücksichtigen, dass möglicherweise der Übertritt des Sickerwassers aus dem Bodenkörper in das Lysimetergefäß durch den Phasenwechsel verzögert abläuft, was zu einer Beeinflussung der Evapotranspiration sowie einer Modifikation der Stoffverlagerung gegenüber dem ungestörten Bodenkörper führen kann.

Als Lysimetergefäß dient eine 2 l-PE-Weithalsflasche (Durchmesser 10 cm), auf die ein flacher PE-Trichter mit einem Durchmesser von 27,5 cm aufgesetzt ist (Abb. 8). Diesem wiederum liegt der zu durchsickernde Monolith auf. Zwischen Flasche und Trichter befindet sich eine Lochscheibe mit Gazefiltern (Durchmesser der Löcher: 10 mm, Maschenweite der Gaze 100  $\mu$ m), um den Zutritt größerer Partikel und damit ein Verstopfen des Systems zu verhindern. Das Lysimetergefäß ist über einen Entlüftungsschlauch und einen Schlauch zur Wasserentnahme mit der Bodenoberfläche verbunden. Die Entnahme des Sickerwassers erfolgt mit Hilfe einer Vakuumpumpe (vgl. 3.2.3).

Tab. 5: Lysimeter (SW = Sickerwasser) und Grundwasserprobestellen (GW = Grundwasser): Angaben zu den Eigenschaften von Vegetation, Nutzung und Böden, zu den auf dem Monolith wachsenden Pflanzenarten sowie zu den Eigenschaften des Substrates in der Wasserentnahmetiefe und zu dem Beprobungszeitraum. HM = Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“, G = Grumsmühlen.

Probestellen	SW/ GW	Vegetationstyp, Nutzung	Bodentyp; Tiefe und Substrat des Entnahmehorizontes	Ge- biet	Beprobungs- zeitraum
LCal II	SW	<i>Genisto-Callunetum typicum</i>	<i>Calluna vulgaris</i> , <i>Pleurozium schreberi</i> ; 7 cm Rohhumus	HM	Apr 2001 bis Mrz 2003
GWM 22 <sup>1</sup>	GW		Podsol	HM	Mrz 2001 bis Jun 2002
LCal I	SW	<i>Genisto-Callunetum moliniosum</i> ; Beweidung (Mufflons)	<i>Calluna vulgaris</i> , <i>Erica tetralix</i> ; 6 cm feuchter Rohhumus	HM	Apr 2000 bis Mrz 2003
LMo	SW		<i>Molinia caerulea</i> , <i>Erica tetralix</i> , <i>Calluna vulgaris</i> , <i>Hypnum jutlandicum</i> ; 7 cm torfartige Auflage	HM	Mrz 2001 bis Mrz 2003
HN2, HO2, GWM 23 <sup>1</sup>	GW		Gley-Podsol; 120 cm; rotbrauner Sand, z. T. mit organischen Einlagerungen	HM	Mrz 2000 bis Jun 2002
LEmp	SW	Dominanzbestand von <i>Empetrum nigrum</i> ; Beweidung (Mufflons)	<i>Empetrum nigrum</i> ; 9 cm Rohhumus	HM	Feb 2001 bis Mrz 2003
Emp I, Emp II, Emp III	GW		Podsol; Emp I: 200 cm, heller Sand; Emp II: 100 cm; brauner Sand; Emp III: 120 cm, heller Sand	HM	Mrz (Emp I: Juni) 2001 bis Jun 2002
GWM 18 <sup>1</sup> , GWM 21 <sup>1</sup>	GW	Übergangsbereiche Heide/ Birken-Eichen-Wald	Podsol	HM	Mrz 2001 bis Jun 2002
LE	SW	<i>Ericetum tetralicis</i>	<i>Erica tetralix</i> , <i>Sphagnum cuspidatum</i> , <i>Sphagnum tenellum</i> ; 14 cm Torf	HM	Jan 2001 bis Mrz 2003
HO1, Eri II	GW		Gley-Podsol unter Sphagnetorf; 120 cm (Eri II: 80 cm); brauner Sand, z. T. mit organischen Einlagerungen	HM	Mrz 2001 bis Jun 2002
HC, H2a, H2b, HN1	GW	<i>Molinia caerulea</i> -Rasen	Gley-Podsol; 120 cm; heller Sand mit lokaler Eisen-Anreicherung	HM	Mrz 2001 bis Jun 2002
HGr	GW	vegetationsfrei, Laubauflage (temporär wasserführender Graben)	Braunerde unter 75 cm Sphagnetorf; 120 cm; brauner Sand	HM	Mrz 2001 bis Jun 2002
LHWB	SW	<i>Sphagnetum cuspidato-denticulati</i> ; Beweidung (Mufflons)	<i>Sphagnum cuspidatum</i> , <i>Juncus bulbosus</i> ; 10 cm Dy	HM	Jan 2001 bis Mrz 2003
FHWB	GW		Braunerde unter 10 cm Dy-Auflage; 100 cm; brauner Sand	HM	Mrz 2001 bis Jun 2002
LSu I	SW	<i>Genisto-Callunetum</i> mit Bir- kenjungwuchs (5 Jahre); Beweidung (Mufflons)	<i>Calluna vulgaris</i> , <i>Betula pendula</i> (juv.), <i>Hypnum jutlandicum</i> 7 cm feuchter Rohhumus	HM	Jan 2001 bis Mrz 2003
Su I	GW		Podsol; 120 cm; brauner Sand mit Eisen-Anreicherung	HM	Feb 2000 bis Okt 2002
LSu II	SW	<i>Genisto-Callunetum</i> mit Bir- ken- und Kiefernjungwuchs (10 Jahre)	<i>Calluna vulgaris</i> ; <i>Hypnum</i> <i>jutlandicum</i> ; 5 cm Rohhumus	HM	Jan 2001 bis Mrz 2003
Su II, GWM 17 <sup>1</sup>	GW		Podsolierte Braunerde; 120 cm; heller Sand	HM	Mrz 2001 bis Jun 2002
LSu III	SW	Pflanzung von <i>Fagus sylvatica</i> (4 Jahre)	<i>Agropyron repens</i> , <i>Urtica dioica</i>	G	Sep 2001 bis Okt 2002
Su III	GW		Braunerde unter Ap; 300 cm; heller Sand	G	Jul 2001 bis Jun 2002
LB	SW	<i>Betuletum pubescentis</i>	<i>Sphagnum fallax</i> , <i>Sphagnum fimbriatum</i> ; 15 cm Sphagnetorf	HM	Jan 2001 bis Mrz 2003

<b>B I<sup>2</sup>, B II, B III<sup>2</sup></b>	GW		Podsolierte Braunerde unter 10 – 20 cm Sphagnetorf; 120 cm; heller Sand	HM	Mrz 2001 bis Jun 2002
<b>LW I</b>	SW	<i>Betulo-Quercetum molinietosum</i>	(Laubauflage); 3 cm rohhumusartiger Moder	HM	Mrz 2001 bis Mrz 2003
<b>W I</b>	GW		Podsol; 120 cm; heller Sand	HM	Mrz 2001 bis Okt 2002
<b>LW II</b>	SW	<i>Betulo-Quercetum typicum</i>	(Laubauflage), <i>Rubus fruticosus</i> , <i>Molinia caerulea</i> ; 5 cm Moder	G	Jul 2001 bis Okt 2002
<b>W II, GWM 4<sup>1</sup></b>	GW		Podsolierte Braunerde; 300 cm; heller Sand	G/ HM	Jul/Mrz 2001 bis Okt/Jun 2002
<b>LW III</b>	SW	Bestand von <i>Quercus robur</i> und <i>Fagus sylvatica</i>	(Laubauflage), <i>Hedera helix</i> ; 5 cm Moder	G	Jul 2001 bis Okt 2002
<b>W III</b>	GW		Podsolierte Braunerde; 300 cm; heller Sand	G	Jul 2001 bis Okt 2002
<b>LK</b>	SW	<i>Pinus sylvestris</i> -Bestand; Beweidung (Heidschnucken)	(Nadelstreu), <i>Corydalis claviculata</i> ; 10 cm Rohhumus	HM	Okt 2001 bis Mrz 2003
<b>HN4, K</b>	GW	(HN4: keine Beweidung)	Podsol; HN4: 120 cm, brauner Sand; K: 300 cm, heller Sand	HM	Mrz/Okt 2001 bis Jun 2002
<b>LGrt I</b>	SW	<i>Arrhenatherion</i> -Gesellschaft; zweimalige Mahd, seit 1993 ohne Düngung	<i>Holcus lanatus</i>	HM	Jul 2001 bis Mrz 2003
<b>Grt I</b>	GW		Podsol unter Ap; 250 cm; heller Sand	HM	Jul 2001 bis Jun 2002
<b>Grt II</b>	GW	<i>Lolium multiflorum</i> -Gesellschaft; zweimalige Mahd, organische Düngung	Braunerde; 300 cm; heller Sand	G	Sep 2001 bis Jun 2002
<b>LGrt III</b>	SW	<i>Bellis perennis</i> - <i>Trifolium repens</i> -Gesellschaft; Beweidung (Heidschnucken)	<i>Festuca rubra</i> , <i>Agrostis tenuis</i> , <i>Anthoxanthum odoratum</i>	HM	Sep 2001 bis Mrz 2003
<b>Grt III</b>	GW	(„Attermeyerweide“)	Gley-Podsol unter Ap; 230 cm; heller Sand	HM	Jul 2001 bis Okt 2002
<b>LGrt I</b>	SW	<i>Ranunculo repentis-Alopecuretum geniculati</i> ; zweimalige Mahd, seit 1991 ohne Düngung	<i>Ranunculus repens</i> , <i>Festuca pratensis</i> , <i>Agrostis stolonifera</i>	HM	Jul 2001 bis Mrz 2003
<b>Grt I</b>	GW	(Feuchtwiese „Üffings Weide“)	Braunerde-Gley unter Anmoor; 120 cm; brauner Sand mit Eisen-Anreicherung	HM	Sep 2001 bis Okt 2002
<b>LGrt II</b>	SW	<i>Agropyro-Rumicion</i> -Gesellschaft; zwei- bis dreimalige Mahd; organische Düngung	<i>Holcus lanatus</i> , <i>Poa pratensis</i>	G	Sep 2001 bis Okt 2002
<b>Grt II</b>	GW		Gley; 200 cm; heller Sand	G	Okt 2001 bis Okt 2002
<b>LA I</b>	SW	<i>Lolium multiflorum</i> -Gesellschaft; mehrmalige Mahd; seit 2001 ohne Düngung	<i>Lolium multiflorum</i> , <i>Lolium perenne</i> , <i>Trifolium repens</i>	HM	Okt 2001 bis Mrz 2003
<b>A I</b>	GW		Braunerde unter Ap; 300 cm; heller Sand	HM	Sep 2001 bis Okt 2002
<b>LA II</b>	SW	<i>Zea mays</i> -Kultur; <i>Digitarium ischaemi</i> ; organische Düngung	<i>Zea mays</i>	HM	Nov 2001 bis Mrz 2003
<b>A II</b>	GW		Braunerde unter Ap; 250 cm; heller Sand	HM	Nov 2001 bis Okt 2002
<b>GWM 5<sup>1</sup>, GWM 10<sup>1</sup>, GWM 20<sup>1</sup>, HN6</b>	GW	angrenzend an landwirtschaftlich genutzte Flächen mit vorwiegend organischer Düngung	HN6: 100 cm; brauner Sand unter 40 cm mächtiger organischer Auflage in temörär wasserführendem Graben	HM	Mrz 2001 bis Jun 2002
<b>GWM 3<sup>1</sup></b>	GW	Grenzbereich von Heidefläche und Landstraße L 504		HM	Mrz 2001 bis Jun 2002

\*<sup>1</sup>Grundwassermessstellen des bestehenden Brunnennetzes; Entnahmehorizont stets 250 cm, keine Angaben zum Substrat.

### 3.2.3 Beprobung von Grundwasser

Im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ wurden zehn Brunnen des seit Anfang der 1990er Jahre hier etablierten Grundwassermessstellennetzes in die Untersuchungen einbezogen (vgl. 2.6.1). Ausführliche Darstellungen des Aufbaus dieser Grundwassermessstellen finden sich bei PUST (1993) und WEINERT et al. (2000). Im Rahmen der Untersuchungen wurde lediglich der oberflächennahe Grundwasserhorizont bei 2,50 m beprobt. Das Probewasser wurde unter Einsatz einer Niedervolt-Tauchpumpe von Comet, Typ COMBI 2/12 gewonnen. Ergänzend zu diesen Grundwassermessstellen wurden im Bereich des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ und im Bereich des Trinkwassergewinnungsgebietes Grumsmühlen weitere Messstellen zur Beprobung des oberflächennahen Grundwassers innerhalb der Heideflächen, Waldbestände und landwirtschaftlichen Nutzflächen eingerichtet. In Abhängigkeit von der mittleren Lage des Grundwasserspiegels befindet sich der Entnahmehorizont hier je nach Probestelle in einer Bodentiefe von 80 bis 300 cm (vgl. Tab. 5). Die Konstruktion und Beprobung dieser Messstellen basiert auf dem Prinzip der Saugkerzen-Methode (DVWK 1990), wobei als Grundwasserfilter Polyethylen-Gefäße mit einem Volumen von 0,5 oder 1 l sowie einer Porengröße der Verfilterung von 100  $\mu\text{m}$  verwendet werden (vgl. HAGEMANN et al. 2000), welche im Boden unter wassergesättigten Bedingungen seitlich einströmendes Wasser aufnehmen können. Über einen PE-Schlauch mit 5 mm Durchmesser sind die Filter mit der Bodenoberfläche verbunden und können mit Hilfe einer Vakuumapparatur beprobt werden (vgl. Abb. 9). Hierbei wird eine Pumpe über ein Ventilsystem an ein Vakuumgefäß angeschlossen und das Vakuumgefäß wiederum mit dem Schlauch der Probestelle verbunden. Aus dem Vakuumgefäß wird Luft hinaus gepumpt (1). Der hierdurch erzeugte Unterdruck bewirkt, dass Wasser aus der Filterflasche in eine in dem Vakuumgefäß befindliche Probeflasche gesogen wird (2) und frisches Grundwasser in die Filterflasche nachströmt (3).

Oberhalb der eigentlichen Grundwasseroberfläche schließt sich an die Sickerwasserzone zunächst ein Kapillarwasserraum an, in dem das Kapillarwasser das Porensystem zusammenhängend ausfüllen kann, woraus eine scheinbare Grundwasseroberfläche resultiert (HÜTTER 1994). Einige der Filter befinden sich im Schwankungsbereich des Grundwassers und fielen während des Untersuchungszeitraumes bei sinkendem Grundwasserspiegel im Sommer trocken, so dass in solchen Fällen eine definierte Zuordnung der Filterposition zu Kapillarwasserzone oder Grundwasser nicht vorgenommen werden kann.

### 3.2.4 Beprobung von Oberflächenwasser

Den Schwerpunkt der Untersuchungen von Oberflächenwasser bilden die dystrophen und dys-mesotrophen Gewässer des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“; hier wurden neun Heideweiher (HW) beprobt (vgl. Abb. 5-7). Als Gewässer im Einzugsbereich landwirtschaftlich genutzter Flächen wurden zudem ein 1991 angelegter Teich auf einer Feuchtwiese im Norden des Naturschutzgebietes (Probestelle ÜW) sowie der Lingener Mühlenbach (LM) auf Höhe des Wasserwerkes Grumsmühlen in die Untersuchungen einbezogen (Abb. 4, 5 und 7). Aufgrund ihrer geringen Tiefe sind die untersuchten Stillgewässer im Bereich der Heidelandschaften als Weiher anzusprechen beziehungsweise als Tümpel bei nur temporärer Wasserführung (Heideweiher A, B, I und O). Im Folgenden wird die allgemeine Bezeichnung „Heideweiher“ verwendet. Eine ausführliche Beschreibung der Lage und Morphologie der Heideweiher A, B, C, D, E, F und G findet sich bei POTT et al. (1996) sowie bei HOFMANN (1995, 2001). Die Wasserproben wurden direkt aus dem Litoral der Gewässer entnommen.

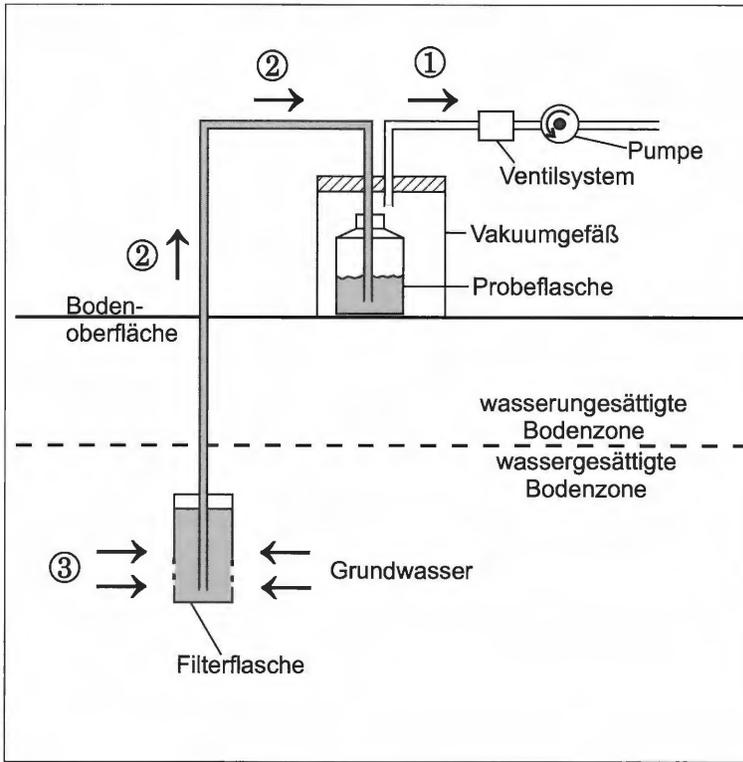


Abb. 9: Aufbau und Beprobung eines Grundwasserfilters, Erläuterungen siehe Text.

### 3.3 Bestimmung der physikochemischen Parameter des Probewassers

Die Parameter Wassertemperatur und elektrische Leitfähigkeit wurden mit Ausnahme der Regenproben direkt im Anschluss an die Beprobung im Gelände bestimmt sowie der im Probewasser gelöste Sauerstoff zur weiteren Aufarbeitung chemisch fixiert. Die Wasserproben wurden anschließend im Labor der Außenstelle „Heiliges Meer“ des Westfälischen Museums für Naturkunde hydrochemisch analysiert, wobei insbesondere die Bestimmung des pH-Werts, der Basekapazität, der Stickstoffparameter und des Phosphats bereits wenige Stunden nach der Probenahme erfolgte. Die Analyseverfahren sowie die jeweils verwendeten Geräte sind in der Tab. 6 zusammengestellt. Angaben zu den Einheiten und Nachweisgrenzen sind der Tab. 7 zu entnehmen.

Bei sehr niedrigen pH-Werten, wie sie insbesondere bei den Sickerwasserproben auftreten, wird die elektrische Leitfähigkeit des Wassers maßgeblich durch den hohen Protonenanteil beeinflusst. Um den Anteil der übrigen im Probewasser enthaltenen Ionen zu ermitteln, wurde eine Korrektur der Leitfähigkeitswerte nach SJÖRS (1950) durchgeführt und eine Gegenüberstellung der um den Protonenanteil korrigierten und der unkorrigierten Messwerte vorgenommen (vgl. z. B. 5.2.4, Abb. 28).

Auf eine Berechnung des Gehaltes an freiem und gebundenem  $\text{CO}_2$  wurde verzichtet, da nach DEV, D8 (DEV, HÜTTER 1994) eine Berechnung des Gehalts an freiem und gebundenem  $\text{CO}_2$  aus den titrimetrisch ermittelten p- und m-Werten nur dann zulässig ist, wenn die Kohlensäure die einzige in dem Wasser enthaltene Säure und deren Anionen

Tab. 6: Übersicht der zur Analyse der physikochemischen Parameter verwendeten Methoden und Geräte.

Parameter	Methoden und Gerätetypen
<b>Feldmessmethoden</b>	
elektr. Leitfähigkeit	Leitfähigkeitsmessgerät der Fa. WTW LF 91 mit Elektrode KLE 1/1
Wassertemperatur	Leitfähigkeitsmessgerät der Fa. WTW LF 91 mit Elektrode KLE 1/1
gelöster Sauerstoff	Methode nach WINKLER (1888)
Grundwasserpegelstand	Kabellichtlot der Fa. SEBA-Hydrometrie, 15 m Länge
<b>Labormessmethoden</b>	
<i>Kationen</i>	
c(H <sub>3</sub> O <sup>+</sup> ): pH-Wert	Digital-pH-Meter der Fa. Knick Typ 642 mit Einstab-Glaselektroden-Messkette Typ AH-300-1-SDI S der Fa. Kuntze pH-Meter DIGI 520 der Fa. WTW; Elektrode siehe oben. (DIN 38404 – C5 in DEV 1994).
Ammonium	BERTHELOTS Reaktion (DIN 38406 – E5 – 1 in DEV 1994) <sup>1</sup> .
Natrium	Atomemissionsspektrometrie <sup>3</sup> .
Kalium	Atomemissionsspektrometrie <sup>3</sup> .
Calcium	Atomabsorptionsspektrometrie (DIN 38406 – E3 – 1 in DEV 1994) <sup>4</sup> .
Magnesium	Atomabsorptionsspektrometrie (DIN 38406 – E3 – 1 in DEV 1994) <sup>4</sup> .
Aluminium	LCK 301 Aluminium Test der Fa. Dr. Lange <sup>1</sup>
Eisen	Atomabsorptionsspektrometrie (DIN 38406 – E1 – 1 in DEV 1994) <sup>4</sup> .
Mangan	Atomabsorptionsspektrometrie (DIN 38406 – E3 – 1 in DEV 1994) <sup>4</sup> .
Zink	Atomabsorptionsspektrometrie (DIN 38406 – E21 in DEV 1994) <sup>4</sup> .
<i>Anionen</i>	
Nitrat	Salicylat-Methode (D9 in DEV 1975) <sup>1</sup> .
Nitrit	Methode nach GRIESS (D10 in DEV 1975) <sup>2</sup> .
Phosphat	Phosphormolybdänblaumethode (DIN 38405 – D 11 – 4 in DEV 1994) <sup>2</sup> . Visocolor HE Phosphat-Test der Fa. Macherey-Nagel (nur Niederschlagswasser) <sup>1</sup> .
Chlorid	Methode nach MOHR (DIN 38405 – D1 – 1 in DEV 1994).
Sulfat	Komplexometrische Titration (DIN 38405 – D5 – 1 in DEV 1994).
<i>Summenbestimmungen</i>	
elektr. Leitfähigkeit	Leitfähigkeitsmessgerät der Fa. WTW LF 597-S mit Elektrode TetraCon 325.
KMnO <sub>4</sub> -Verbrauch	Oxidierbarkeit mit Kaliumpermanganat im Sauren (DIN 38409 – H5).
Basekapazität	Neutralisationstitation mit Natronlauge (p-Wert, HÜTTER 1994; D8 in DEV 1994).
Säurekapazität	Neutralisationstitation mit Salzsäure (m-Wert, HÜTTER 1994, D8 in DEV 1994).
<b>Berechnete Größen</b>	
Sauerstoffsättigung	Berechnung nach TRUESDALE et al. 1955.
Gesamthärte	Berechnung aus dem Gehalt an Ca <sup>2+</sup> - und Mg <sup>2+</sup> -Ionen.
<sup>1</sup> Bestimmung mit dem Spektralphotometer CADAS 100 der Fa. Dr. Lange	
<sup>2</sup> Bestimmung mit dem Spektralphotometer UVIKON 931 der Fa. Kontron	
<sup>3</sup> Bestimmung mit dem Flammenphotometer der Fa. Dr. Lange Typ M6D	
<sup>4</sup> Bestimmung mit dem Atomabsorptionsspektrometer SpectraA 220 der Fa. Varian	

Tab. 7: Angaben zu den Einheiten, den Nachweisgrenzen ( $X_D$ ), den Analysefehlern ( $T_{X_0}$ ) (Statistische Sicherheit von 95 %) und zu den Verfahrensstandardabweichungen ( $S_{X_0}$ ) der verwendeten Analyseverfahren (aus POTT et al. 1998, verändert).

Parameter	Einheit	$X_D$	$T_{X_0}$	$S_{X_0}$
elektr. Leitfähigkeit	$\mu\text{S/cm}$	-	1	-
Wassertemperatur	$^{\circ}\text{C}$	-	0,1	-
pH-Wert	$-\lg c(\text{H}_3\text{O}^+)$	-	0,1	-
gel. Sauerstoff	$\text{mg/l}$	0,1	0,28	0,120
Basekapazität	$\text{mmol/l}$	0,01	0,015	0,006
Säurekapazität	$\text{mmol/l}$	0,05	0,084	0,035
Nitrat	$\text{mg/l}$	0,2	0,37	0,1544
Nitrit	$\mu\text{g/l}$	5	3	1,4
Ammonium	$\text{mg/l}$	0,01	0,01	0,0048
Phosphat	$\text{mg/l}$	0,005	0,013	0,0056
Chlorid	$\text{mg/l}$	0,5	1,6	0,6698
Sulfat	$\text{mg/l}$	5	6,7	2,8401
$\text{KMnO}_4$ -Verbrauch	$\text{mg/l}$	0,5	1,2	0,509
Natrium	$\text{mg/l}$	0,01 <sup>*1</sup>	-	-
Kalium	$\text{mg/l}$	0,01 <sup>*1</sup>	-	-
<b>Messbereich</b>				
Calcium	$\text{mg/l}$	o. A. <sup>*2</sup>		
Magnesium	$\text{mg/l}$	0,003-1 <sup>*2</sup>		
Aluminium	$\text{mg/l}$	0,05-0,30 <sup>*1</sup>		
Eisen	$\text{mg/l}$	0,06-15 <sup>*2</sup>		
Mangan	$\text{mg/l}$	0,02-5 <sup>*2</sup>		
Zink	$\text{mg/l}$	0,01-2 <sup>*2</sup>		

\*<sup>1</sup>Angaben der Fa. Dr. Lange

\*<sup>2</sup>Angaben der Fa. Varian

die einzigen in dem Wasser enthaltenen schwachen Basen sind. Im Untersuchungsgebiet treten jedoch in Form von Humin- und Fulvosäuren störenden Substanzen auf, die insbesondere im Sicker- und Grundwasser der Heide teilweise hohe Konzentrationen erreichen. Eine Störung durch diese Substanzen konnte für die meisten Probestellen durch einen Vergleich des tatsächlichen mit dem rechnerisch zu ermittelnden theoretischen pH-Wert (vgl. HÜTTER 1994) nachgewiesen werden.

### 3.4 Berechnung und Schätzung der jährlichen Stoffeinträge über den Niederschlagspfad

Der Berechnung der jährlichen Deposition [ $\text{kg/ha} \cdot \text{a}$ ] wurde die Niederschlagssumme des Untersuchungszeitraumes von März 2001 bis Februar 2002 (962 mm) zugrunde gelegt. Um die als Folgen der Interzeption geringeren Niederschlagsmengen am Waldrand und in den Beständen zu berücksichtigen, wurde anhand der bei den einzelnen Beprobungen gewonnenen Volumina das mittlere Verhältnis der Niederschlagsvolumina in den Beständen zu den Volumina auf der Freifläche bestimmt und als Korrekturfaktor eingesetzt (vgl. 5.1.1). Um Ungenauigkeiten bei der Berechnung zu vermeiden, wurden

nur die Messtermine mit einer Niederschlagsmenge von maximal 26 mm in den Vergleich einbezogen.

### 3.5 Pflanzensoziologische Untersuchungen

In den Vegetationsperioden 2000 und 2002 wurden an ausgewählten Standorten im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ sowie im Bereich des Trinkwassergewinnungsgebietes Grumsmühlen pflanzensoziologische Belegaufnahmen zur Dokumentation der terrestrischen Vegetation der Heide- und Waldbereiche und der landwirtschaftlichen Nutzflächen sowie der aquatischen und semiterrestrischen Vegetation der untersuchten Stillgewässer angefertigt. Bei der Durchführung der Vegetationsaufnahmen wurde die kombinierte Schätzmethode nach BRAUN-BLANQUET angewendet (BRAUN-BLANQUET 1964, WILMANN 1998). Die Auswahl der Probestellen erfolgte nach dem Prinzip der Homogenität und des Minimumareals. Die kombinierte Schätzmethode nach BRAUN-BLANQUET berücksichtigt sowohl die Individuenzahl als auch die Dominanz, mit der eine bestimmte Art in einer Aufnahme fläche vertreten ist. Beide Größen werden in der Artmächtigkeit zusammengefasst ausgedrückt, wobei die Zuordnung der Artmächtigkeiten nach dem unten stehenden Schema erfolgt (vgl. DIERSCHKE 1994, POTT 1995, ELLENBERG 1996, WILMANN 1998):

#### Artmächtigkeit

5	Individuenzahl beliebig, Deckung 76 bis 100 %
4	Individuenzahl beliebig, Deckung 56 bis 75 %
3	Individuenzahl beliebig, Deckung 26 bis 50 %
2b	Individuenzahl beliebig, Deckung 16 bis 25 %
2a	Individuenzahl beliebig, Deckung 5 bis 15 %
2m	> 50 Individuen in der Aufnahme fläche, Deckung < 5 %
1	zahlreiche (6 bis 50) Individuen in der Aufnahme fläche, aber weniger als 5 % der fläche deckend oder ziemlich spärlich, aber mit größerem Deckungswert
+	spärlich (2 bis 5 Individuen in der Aufnahme fläche) und nur wenig fläche bedeckend, Deckung < 5 %

Die Vegetationsaufnahmen wurden anschließend in Vegetationstabellen den verschiedenen hinsichtlich der Sicker- und Grundwassereigenschaften differenzierten Vegetationstypen zugeordnet. Hierbei erfolgte eine Orientierung an der Nomenklatur und Syntaxonomie der Pflanzengesellschaften nach POTT (1995). Die Ergebnisse wurden ferner für die Vegetation der Untersuchungsflächen mit Ausnahme der meisten landwirtschaftlichen Nutzflächen sowie der stark forst- und landwirtschaftlich geprägten Flächen im Bereich des Trinkwassergewinnungsgebietes Grumsmühlen in kartographischer Form dargestellt. Die Karten sowie die Vegetationstabellen befinden sich im Anhang.

Die Bestimmung der höheren Pflanzen erfolgte nach SCHMEIL & FITSCHEN (1993), ROTHMALER (1995) und OBERDORFER (2001), die Ansprache der Moose nach FRAHM & FREY (1983). Für die Bestimmung der Torfmoose wurde zusätzlich die Bestimmungsliteratur von DIERSSEN (1990) herangezogen.

### 3.6 Ermittlung klimatischer Daten

Die Kenntnis des Witterungsgeschehens ist für die Interpretation der hydrochemischen Eigenschaften der verschiedenen untersuchten Wässer sowie für den zeitlichen Verlauf von Grundwasserstandsschwankungen im Zusammenhang mit der Grundwasserneubildung und der Evapotranspiration von Bedeutung. Langfristig wirkt das Klima entscheidend auf die Pedogenese (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992) und auf die Herausbildung bestimmter Vegetationstypen ein. Mit Hilfe einer auf der Heidefläche westlich des Großen Heiligen Meeres positionierten selbstregistrierenden Klimamessstation der Fa. Thies erfolgten Messungen der Parameter Lufttemperatur, relative Luftfeuchte, Luftdruck, Windgeschwindigkeit, Windrichtung und Niederschlagsmenge, welche als Mittelwerte 30minütiger Intervalle bzw. als intervallbezogene Summe (Niederschlag) aufgezeichnet wurden. Ergänzend wurden die Daten eines Ombrometers nach HELLMANN (1883) sowie eines Thermohygrobarographen (Trommelschreiber mit einer Umlaufzeit von 7 Tagen) ausgewertet.

Im Bereich des Trinkwassergewinnungsgebietes Grumsmühlen wurden Daten zur relativen Luftfeuchte, Lufttemperatur und Niederschlagsmenge durch eine selbstregistrierende Klimamessstation der Fa. Lamprecht ermittelt und seitens des Wasserwerkes Grumsmühlen zur Verfügung gestellt.

### 3.7 Statistische Auswertung der Messdaten

Insbesondere die Niederschlagsdaten und die Daten der Sickerwasseranalysen zeichnen sich durch breite Amplituden der Messwerte innerhalb der einzelnen Probestellen-Messreihen aus. Zudem ist nicht für jede Probestelle und jeden Parameter eine Normalverteilung der Daten gegeben (David-Test, KRAUSE & METZLER 1983), so dass arithmetischer Mittelwert und Standardabweichung zur Charakterisierung der Datenreihen nicht geeignet sind. Messreihen, die asymmetrisch verteilt sind und Ausreißer beinhalten, werden hingegen durch den Median besser repräsentiert (SACHS 1999). Die graphische Darstellung der Messergebnisse erfolgt in Form von Box-and-Whisker-Plots (KÖHLER et al. 1996, SACHS 1999). Neben dem Median enthält diese Darstellungsweise Informationen über Minimum und Maximum (Spannweite) sowie den Bereich, in dem 50 % der Messwerte liegen (Box = Bereich zwischen dem 1. und 3. Quartil). Um ferner zu überprüfen, ob bei der Darstellung der Niederschlagsergebnisse eine Zusammenfassung der Messergebnisse mehrerer Probestellen zulässig ist, wurden die Daten auf statistisch signifikante Unterschiede ( $\alpha = 5\%$ ) zwischen den einzelnen Probestellen geprüft. Hier wurden als verteilungsunabhängiges Verfahren zur Varianzanalyse der H-Test nach KRUSKAL-WALLIS und ein multipler Median-Vergleich nach TUKEY & KRAMER (KÖHLER et al. 1996, SACHS 1999) durchgeführt. Auf eine Anwendung statistischer Testverfahren wurde bei der Auswertung der Niederschlagsdaten aus dem Bereich des Trinkwassergewinnungsgebietes Grumsmühlen sowie der Sickerwasser-, Grundwasser- und Oberflächenwasserdaten verzichtet, da bei verteilungsunabhängigen Testverfahren mit dem vorliegenden Datenumfang von 9 bis 22 Einzelmessungen jeder Probestelle keine hohe Trennschärfe des Tests und damit keine feine Differenzierung der Messergebnisse erreicht werden kann.

Zur Aufdeckung von Korrelationen zwischen verschiedenen Inhaltsstoffen des Niederschlagswassers wurde der Spearmansche Rangkorrelationskoeffizient berechnet (KÖHLER et al. 1996).

## 4. Ergebnisse der vegetationskundlichen Untersuchungen

### 4.1. *Lemnetea minoris* (R. Tx. 1955) de Bolós et Masclans 1955

#### 4.1.1 *Lemna minor*-Dominanzgesellschaft

Einart-Bestände von *Lemna minor* können nach POTT (1995) in neu angelegten oder extrem gestörten und verschmutzten Gewässern auftreten; die Gesellschaft weist häufig auf eutrophe bis hypertrophe Standortbedingungen hin. Im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ bildet *Lemna minor* in der Uferzone eines flachen Teiches, der 1991 im Bereich einer bis 1990 intensiv bewirtschafteten Feuchtwiese angelegt wurde, ganzjährig Bestände aus, teilweise in enger Verbindung mit *Juncus effusus*-Beständen. Wenn bei hoch anstehendem Grundwasser eine Verbindung zwischen dem Gewässer und der umgebenden Feuchtwiese besteht, können die Wasserlinsen ferner auch in die Grünlandbereiche flottieren und hier im Frühsommer die nach der Überstauung zunächst vegetationsfreien Böden besiedeln (vgl. 4.8.1.1).

In beiden Untersuchungsjahren konnte im Spätsommer eine massive Vermehrung von *Lemna minor* beobachtet werden, die in der Ausbildung einer fast geschlossenen Wasserlinsendecke auf der gesamten Wasserfläche resultierte. Ähnlich wie von MIERWALD (1988) in Kleingewässern beobachtet, setzte allerdings im September jeweils ein rascher Zusammenbruch der Bestände ein. Neben Witterungsfaktoren spielt als Ursache möglicherweise auch eine im September 2002 zeitgleich mit dem Abbau der Wasserlinsendecke stattfindende Massenentwicklung der Grünalge *Chlamydomonas* sp. eine Rolle, welche neben der Nährstoffkonkurrenz die Besiedelbarkeit der Wasseroberfläche für *Lemna minor* durch die Ausbildung eines Oberflächenfilms aus aggregierenden Zellen stark herabsetzte.

### 4.2 *Utricularietea intermedio-minoris* Den Hartog et Segal 1964 em. Pietsch 1965

#### 4.2.1 *Sphagnetum cuspidato-denticulati* R. Tx. et v. Hübschmann 1958

Die vor allem atlantisch verbreitete Spießtorfmoosgesellschaft besiedelt als Indikatorgesellschaft des dystrophen Verlandungstyps meist flache Heideweiher, Moorkolke und Torfstiche. Gemeinsam mit *Juncus bulbosus* bauen die Torfmoosarten *Sphagnum cuspidatum* und *Sphagnum denticulatum* in derartigen, durch Basen- und Nährstoffarmut sowie niedrige pH-Werte gekennzeichneten Gewässern Dauerpionierbestände auf. Im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ ist diese Gesellschaft in mehreren dystrophen Gewässern vertreten, wobei ihre Ausprägung und Artzusammensetzung je nach der Morphologie der Gewässer, ihrer Wasserführung und ihrer Beeinflussung durch anthropogene Stoffeinträge stark variieren kann (vgl. POTT et al. 1996). In ihrer typischen Ausbildung mit submersen Rasen von *Sphagnum cuspidatum* fo. *plumosum* und flutenden Netzen von *Juncus bulbosus* besiedelt die Gesellschaft lediglich die Heideweiher B und C (Abb. 10). In den Heideweihern C und HO tritt zudem *Sphagnum denticulatum* in den Torfmoosbeständen auf. In den temporären Heideweihern mit längeren Trockenphasen, etwa von Mai/Juni bis Oktober/November, ist die Gesellschaft nur noch fragmentarisch ausgebildet (Heideweiher HO) oder fehlt ganz (Heideweiher A), wobei die temporär überstauten Bereiche hier zunehmend von *Molinia caerulea* eingenommen werden.

Eine starke Modifikation der Spießtorfmoosgesellschaft ist vor allem in denjenigen Heideweiern zu beobachten, die in den Randbereichen des Naturschutzgebietes gelegen sind und daher einer verstärkten Beeinflussung durch grundwasservermittelte Stoffeinträge aus den angrenzenden Wald- und Ackerflächen unterliegen (vgl. POTT et al. 1996, HOFMANN 2001). In einigen Heideweiern treten in Verbindung mit einem Übergang vom dystrophen zum dys-mesotrophen Gewässertyp Abbaustadien der Gesellschaft auf, die zunächst durch das Aufkommen mesotraphenter Makrophyten (*Eleocharis palustris*, Heideweiher F, G) bzw. die massive Entwicklung fädiger Grünalgen (Heideweiher D und E) gekennzeichnet sind. Die von HOFMANN (1995) bereits im Jahre 1994 beobachtete Degeneration der Torfmoosbestände in diesen Abbaustadien ist mit Ausnahme des Heideweiher F in den vergangenen acht Jahren offenbar stark vorangeschritten (vgl. HERRMANN & PUST 2003).



Abb. 10: *Sphagnetum cuspidato-denticulati* im Litoralbereich des Heideweiher C mit flutenden Netzen von *Juncus bulbosus*.

### 4.3 Scheuchzerio-Caricetea nigrae (Nordhagen 1936) R. Tx. 1937

#### 4.3.1 *Sphagno tenelli-Rhynchosporium albae* Osvald (1923) em. Dierßen 1982

Die Schnabelriedgesellschaft des *Sphagno tenelli-Rhynchosporium albae* besiedelt mit verschiedenen Subassoziationen sowohl Torf- als auch mehr oder weniger humose Mineralböden in seichten Schlenken von Hochmooren bzw. im Kontakt zu dystrophen Gewässern. Im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ ist die Gesellschaft im Uferbereich der Heideweier B, C, O und I ausgebildet, tritt aber auch in Senken innerhalb der Heideflächen auf, wo schlecht wasserdurchlässige Böden eine winterliche Überstauung bewirken und dadurch eine Etablierung der konkurrenzstärkeren Zwergsträucher verhindern. Sie bildet hier allerdings selten Dauerstadien; eine Entwicklung über das *Ericetum tetralicis* hin zum *Myricetum galis* ist charakteristisch (RUNGE 1991).

#### 4.3.2 *Sphagnum cuspidatum-Eriophorum angustifolium*-Gesellschaft

Diese dystraphente Gesellschaft aus *Eriophorum angustifolium* und *Sphagnum cuspidatum* besiedelt die Uferzonen von regenerierenden Torfstichen oder von Moorseen und nimmt hier Standorte ein, an denen das Wasser für die Schnabelried-Gesellschaft des *Rhynchosporium albae* zu tief ist (POTT 1995). Im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ ist diese Gesellschaft nur sehr kleinflächig vertreten. Während die Wollgrasgesellschaft in dem im Sommer gelegentlich austrocknenden kleinen Heideweier I mit einem dichten Bestand an *Sphagnum cuspidatum* anstelle eines *Sphagnetum cuspidato-denticulati* den gesamten Gewässerbereich einnimmt, ist sie im Bereich des Heideweiher G auf die Uferzonen beschränkt. Insbesondere am Ufer dieses Heideweiher unterliegt die Ausdehnung der Gesellschaft starken Veränderungen; während diese von RUNGE (1991) ausschließlich im Zusammenhang mit Schwankungen des Wasserstandes und den damit verbundenen Veränderungen der Zonierung der Ufervegetation gesehen werden, zeichnet sich seit den 1990er Jahren eine nachhaltige Veränderung der Ufervegetation ab, der offenbar auch andere Faktoren zugrunde liegen. Parallel zu der Degeneration des *Sphagnetum cuspidato-denticulati* (vgl. 4.2.1) hat hier eine massive Ausbreitung von *Juncus effusus* stattgefunden, welcher gemeinsam mit der aus der angrenzenden Heide vordringenden *Molinia caerulea* die *Eriophorum angustifolium*-Gesellschaft stark zurückdrängt (vgl. HERRMANN & PUST 2003).

### 4.4 Oxycocco-Sphagnetetea Br.-Bl. et R. Tx. 1943

#### 4.4.1 *Ericetum tetralicis* (Allorge 1922) Jonas 1932

Die atlantisch verbreitete Glockenheide-Gesellschaft des *Ericetum tetralicis* stellt eine natürliche, torfbildende Heide auf grund- oder stauwassergeprägten Böden dar. Charakteristisch für diese *Erica tetralix*-reiche Gesellschaft ist das Auftreten von *Sphagnum*-Arten, die nicht zu den Hochmoorbildnern gehören, wie *Sphagnum compactum* und *Sphagnum molle*. In den Glockenheide-Gesellschaften des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ ist neben *Sphagnum compactum* und dem seltener auftretenden *Sphagnum papillosum* gelegentlich auch *Sphagnum tenellum* vertreten, das bevorzugt in *Erico-Sphagnetalia*-Gesellschaften vorkommt (DIERSSEN 1990) und nach BURRICHTER (1969) als Differentialart der nassen Subassoziation des *Ericetum tetralicis* anzusehen ist. Dieser als *Ericetum tetralicis sphagnetosum* bezeichneten Ausprägung werden eine typische (*Ericetum tetralicis typicum*) und eine flechtenreiche Subassoziation

(*Ericetum tetralicis cladonietosum*) gegenüber gestellt, deren Vegetationszusammensetzung insgesamt einen abnehmenden Vernässungsgrad des Bodens widerspiegelt. Die vorliegenden Untersuchungen konzentrieren sich vorwiegend auf die sphagnenreiche Ausprägung des *Ericetum tetralicis*.

Glockenheide-Gesellschaften vom Typ des *Ericetum tetralicis* sind im Untersuchungsgebiet nur sehr kleinflächig ausgebildet; im Südosten der Heidefläche westlich des Großen Heiligen Meeres sowie am Ostufer des Erdfallsees steht das *Ericetum tetralicis* innerhalb eines kleinräumig differenzierten Vegetationsmosaiks im Kontakt mit der feuchteren Ausprägung des *Genisto-Callunetum*, dem *Rhynchosporium albae*, dem *Myricetum galis*, *Molinia caerulea*-Bulten und den Torfmoosgesellschaften der hier integrierten Heideweiher O und I. Im Übergangsbereich zwischen aquatischen und semiterrestrischen Gesellschaften sind hier vermehrt auch *Sphagnum cuspidatum* und *Sphagnum denticulatum* am Aufbau der Torfmoospolster der Glockenheide-Gesellschaft beteiligt. In den Uferzonen der Heideweiher B, C und G ist die Glockenheide-Gesellschaft hingegen nur fragmentarisch, an den Heideweihern A, C, E und F überhaupt nicht vertreten. Ausgedehnte Bestände der Glockenheide-Gesellschaft mit Übergängen zu Hochmoorinitialen des *Erico-Sphagnetum magellanici* finden sich ferner im Uferbereich eines weiteren dystrophen Gewässers des Naturschutzgebietes („Heideweiher“, vgl. GRIEBEL 2000, KELLER 2002).

#### 4.4.2 *Molinia*-Rasen und *Molinia*-Bultenstadien

*Molinia caerulea* besiedelt wechselfeuchte bis nasse, gut durchlüftete Böden und findet daher vor allem in denjenigen Bereichen geeignete Wuchsbedingungen, die durch starke Schwankungen des insgesamt relativ hoch anstehenden Grundwassers gekennzeichnet sind. Die hydrologischen und pedologischen Gegebenheiten im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ bieten somit eine geeignete Grundlage für eine flächendeckende Verbreitung des Pfeifengrases. Vergleichbar den *Genisto-Callunetum*-Heiden zeigt folglich auch das *Ericetum tetralicis* in einigen Bereichen eine zunehmende Vergrasung mit *Molinia caerulea* (vgl. KAUSCH & BRÜCK 1985), welche bei standörtlichen Vorteilen für *Molinia caerulea* vermutlich letztlich zu einer vollständigen Verdrängung der Glockenheide-Gesellschaft durch *Molinia caerulea*-Bulte bzw. *Molinia caerulea*-Rasen führt. Diese Entwicklung lässt sich anhand verschiedener Zwischenstadien in den Uferbereichen der Heideweiher B, D, O und I nachvollziehen; hier ist *Erica tetralix* in einigen Bereichen fast vollständig durch *Molinia caerulea* ersetzt, während die Torfmoospolster an der Basis der Pfeifengrasbulte mit *Sphagnum compactum*, *Sphagnum molle* und *Sphagnum papillosum* noch deutlich die Zugehörigkeit der Bestände zum *Ericetum tetralicis* anzeigen. Pflanzensoziologisch werden diese Übergangsstadien als *Molinia*-Bultenstadien des *Ericetum tetralicis* differenziert (BURRICHTER 1969). In den Uferbereichen der Heideweiher A, B, C und D unterbleibt eine Ausbildung von *Molinia*-Bulten als Folge einer starken Trittbelastung sowie eines starken Weidedrucks durch die hier zur Beweidung der Heideflächen eingesetzten Mufflons (KAUSCH & BRÜCK 1985, HOFMANN 1995). Die sich unter diesen Bedingungen entwickelnden Rasen stellen einen wichtigen Bestandteil der Ufervegetation im Bereich der winterlichen Überstauung dar; in dem temporären Heideweiher A bedecken sie den gesamten Gewässerboden, die Heideweiher B, C und D umgeben sie gürtelförmig oberhalb des *Rhynchosporium albae* und nehmen damit auch potentielle Standorte des *Ericetum tetralicis* ein. Der Einfluss der Trittbelastung äußert sich zudem in einer gegenüber dem Bultenstadium deutlich verminderten Vegetationsbedeckung in den Rasen, die teilweise unter 50 % liegt (Abb. 11). Gefördert wird hingegen das Auftreten tritt- und weideresistenter Arten wie *Carex nigra* und *Juncus squarrosus*.



Abb. 11: *Molinia caerulea*-Rasen mit *Lycopodiella inundata* und *Juncus bulbosus* im Uferbereich des Heidewiehers D.

#### 4.5 Calluno-Ulicetea minoris Br.-Bl. et R. Tx. 1943

##### 4.5.1 *Genisto pilosae*-Callunetum Oberd. 1938

Heidegesellschaften vom Typ des *Genisto-Callunetum* stellen anthropozoogene Ersatzgesellschaften von *Quercion roboris*- oder *Luzulo-Fagetum*-Waldgesellschaften dar, die sich als Folge von Waldrodungen und anschließender Heidebewirtschaftung in Form von Plaggenentnahme, Beweidung und Brand seit der Bronzezeit in den pleistozänen Sandlandschaften weiter Flächen Nordwesteuropas etablieren konnten (HÜPPE 1993, POTT 1995, ELLENBERG 1996). Während die Bewirtschaftungsweise in der Vergangenheit die Nährstoffarmut der Heidelandschaften und damit auch die Zusammensetzung der Vegetation stabilisierte und das Ökosystem sogar auf die Zufuhr von Stickstoffverbindungen, Calcium und Magnesium mit dem Niederschlagswasser angewiesen war (GIMINGHAM 1972, MATZNER 1980), stellen erhöhte luftbürtige Stoffeinträge, vor allem von Stickstoffverbindungen, heute eine Gefahr für die Stabilität des Systems und für die an Nährstoffarmut angepassten Pflanzengesellschaften dar (BOBBINK et al. 1998, LEE & CAPORN 1998). Veränderungen des Artenspektrums, vor allem die massive Ausbreitung von Gräsern wie *Deschampsia flexuosa* und *Molinia caerulea* werden hierdurch begünstigt (HEIL & DIEMONT 1983).

Große Flächen im Einzugsgebiet der Stillgewässer „Großes Heiliges Meer“ und „Erdfallsee“ werden von Zwergstrauchheiden vom Typ des *Genisto pilosae*-*Callunetum* eingenommen, welches nach POTT (1995) eine regionalgeographische Vikariante des *Genisto anglicae*-*Callunetum* darstellt, von diesem floristisch jedoch nicht zu trennen ist. Das von der Zwergstrauchheide eingenommene Gelände ist durch einen kleinräumigen Wechsel von Sanddünen und Senken gekennzeichnet, welcher im Zusammenhang mit der variierenden Grundwassernähe der Standorte eine kleinräumige Differenzierung

der Artzusammensetzung der Heidevegetation bedingt. Bereiche, in denen neben der meist reich entwickelten Kryptogamenschicht mit *Pleurozium schreberi* und *Hypnum jutlandicum* ausschließlich *Calluna vulgaris* vorkommt, sind auf die höchsten und trockensten Geländeabschnitte beschränkt, wo der von den Zwergsträuchern durchwurzelte Horizont ganzjährig nicht vom Grundwasser erreicht wird. An grundwassernäheren Standorten grenzen *Erica tetralix* und *Molinia caerulea* als Differentialarten das *Genisto-Callunetum molinietosum* feuchter Standorte gegenüber dem *Genisto-Callunetum typicum* ab (vgl. PREISING 1955, POTT & HÜPPE 1991, Abb. 12). Ökologisch differenziert wird diese Subassoziation, die den größten Teil der Heideflächen einnimmt, vor allem durch einen deutlich geringeren Grundwasserstand, welcher an typischen Standorten im Frühjahr Minimalwerte von 10 bis 50 cm unter Flur erreicht (LACHE 1976). Die Kryptogamen treten hier deutlich zurück, wobei *Hypnum jutlandicum* offenbar noch weiter in die feuchten Bereiche vordringen kann als *Pleurozium schreberi*. In beiden Teilgebieten ist die Zwergstrauchheide zudem verzahnt mit einer Rasengesellschaft, die aufgrund ihrer floristischen Zusammensetzung als eine verarmte Ausbildung der *Festuca tenuifolia-Nardus stricta*-Gesellschaft angesprochen werden kann (vgl. PREISING 1984). Östlich des Erdfallsees nimmt diese Gesellschaft mit stellenweise hohen Anteilen von *Deschampsia flexuosa* große Flächen ein. Im Bereich der Heidefläche westlich des Großen Heiligen Meeres ist in diesen Rasen hingegen eine starke Verjüngung von *Calluna vulgaris* zu beobachten, so dass die Übergänge zum *Genisto-Callunetum* hier eine hohe räumliche und zeitliche Dynamik aufweisen.

Während das *Genisto-Callunetum molinietosum* auf der Heidefläche westlich des Großen Heiligen Meeres stets durch einen hohen Anteil vitaler Zwergsträucher gekennzeichnet wird, ist östlich des Erdfallsees mit Ausnahme eines eingezäunten Bereiches vor allem *Calluna vulgaris* so weit zurückgedrängt worden, dass von einer Ablösung der Zwergstrauchheide durch *Molinia caerulea*-Dominanzbestände zu sprechen ist. Das Pfeifengras nimmt hier zudem wesentlich trockenere Standorte ein als im Bereich der *Molinia*-Bultenstadien der nassen Heide, erweist sich aber auch unter diesen Bedingungen als sehr konkurrenzkräftig. Gefördert wurde die massive Ausbreitung von *Molinia caerulea* vermutlich durch eine starke Schädigung der Zwergsträucher durch intensiven Verbiss bei gleichzeitig hohen Stickstoffeinträgen mit den Niederschlägen (vgl. 7.2) und den Exkrementen der hier weidenden Heidschnucken.

Im Bereich der Heidefläche westlich des Großen Heiligen Meeres wird entlang des Waldrandes stellenweise auch die Krähenbeere *Empetrum nigrum* aspektbestimmend. Innerhalb der *Calluna*-Heide sind *Empetrum*-Bestände hingegen zumeist mehr oder weniger stark mit anderen Zwergstraucharten durchsetzt. Als ein charakteristisches Element der Küstenheiden nimmt *Empetrum nigrum* in den *Calluna*-Heiden des Binnenlandes nur Sonderstandorte an Schatthängen oder im Halbschatten von Wald- und Gebüschrändern ein, wo sie kaum mit der Beschattung vermeidenden Besenheide konkurrieren muss. Im Gegensatz zu ihrem Vorkommen innerhalb der Heidefläche baut *Empetrum nigrum* am Waldrand sowie im Bereich von *Pinus sylvestris*-Beständen sehr dichte Bestände auf, in denen die Kryptogamen stark zurücktreten. Lichtmangel sowie teilweise mächtige Rohhumusaufgaben verhindern in diesen Beständen zudem vermutlich die Etablierung von Gräsern oder Baumjungwuchs. Gegenwärtig ist eine vermehrte Ausbreitung von *Empetrum nigrum* in den *Calluna*-Heiden des Binnenlandes zu beobachten, für die nach POTT & HÜPPE (1991) unter anderem die unterschiedlichen ökologischen Ansprüche von *Calluna vulgaris* und *Empetrum nigrum* hinsichtlich der Licht- und Nährstoffverhältnisse sowie Konkurrenzvorteile der Krähenbeere nach einer Schädigung von *Calluna vulgaris* durch den Heidekäfer verantwortlich sind. Auch im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ hat sich *Empetrum nigrum* in den letzten Jahrzehnten stark ausgedehnt (RUNGE 1988, 1991, 1996).



Abb. 12: Heidefläche westlich des Großen Heiligen Meeres, Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“, im Spätsommer 2002. Im Vordergrund Geländesenke mit feuchter Heide vom Typ des *Genisto-Callunetum molinietosum*, im Hintergrund von trockener Heide (*Genisto-Callunetum typicum*) eingenommene Bereiche. Links im Bild drei bis fünf Jahre alter Aufwuchs von *Betula pendula* und *B. pubescens*.

Aufgrund des hohen Diasporeneintrags aus den angrenzenden Waldflächen findet in der *Calluna*-Heide eine ständige Etablierung von Baumjungwuchs, vor allem von *Betula pendula* und *Betula pubescens* statt (Abb. 12), welcher zur Erhaltung der Heide regelmäßig mechanisch entfernt werden muss (DIERSSEN & DIERSSEN 1974, TERLUTTER 1995). Die Birkenansiedlung erfolgt bevorzugt im Bereich der älteren, leicht degenerierten Heide. Derartige Bestände mit überalterten, absterbenden *Calluna*-Pflanzen bieten offenbar auch einen günstigen Ausgangspunkt für die Ausbreitung des neophytischen Laubmooses *Campylopus introflexus*, welches einige Abschnitte innerhalb der Heidefläche westlich des Großen Heiligen Meeres mit dichten Teppichen überzieht. Aufgrund von Lichtmangel ist in den Moosbeständen ein erneutes Auskeimen von *Calluna vulgaris* zunächst stark erschwert, bis die *Campylopus*-Rasen nach Erreichen einer bestimmten Mächtigkeit ihrerseits in ein Degenerationsstadium eintreten und unter Einwirkung von Wind oder starker Austrocknung fragmentiert werden (EQUIHUA & USHER 1993). Auf dem so freigelegten Substrat kann sich neben *Festuca ovina* und *Rumex acetosella* auch *Calluna vulgaris* wieder verjüngen und auf den Flächen innerhalb weniger Jahre erneut zur Dominanz gelangen.

## 4.6 Vaccinio-Piceetea Br.-Bl. in Br.-Bl. et al. 1939

### 4.6.1 Betuletum pubescentis R. Tx. 1937

Von der Moorbirke *Betula pubescens* aufgebaute Birkenbruchwälder vom Typ des *Betuletum pubescentis* sind atlantisch bis subatlantisch verbreitet und besiedeln beispielsweise die Randbereiche von Hochmooren und dystrophen Gewässern. Im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ tritt diese Gesellschaft nur sehr kleinräumig am Südwestufer des Großen Heiligen Meeres auf, begünstigt durch den Zustrom nährstoffarmen Grundwassers von der angrenzenden Heidefläche (vgl. POTT et al. 1998). Die Moorbirke stockt hier auf ehemaligen Heideböden, auf denen sich mittlerweile eine bis zu 40 cm mächtige Torfschicht entwickelt hat, an deren Aufbau vor allem verschiedene *Sphagnum*-Arten beteiligt sind. In Verbindung mit einer kleinräumigen Trophie- und Vegetationsdifferenzierung des Westufers des Großen Heiligen Meeres grenzt der Birkenbruchwald im Süden an *Myrica gale*- und *Molinia caerulea*-Bestände, im Norden an Erlenbruchwaldabschnitte vom Typ des *Carici elongatae-Alnetum glutinosae* (HAGEMANN et al. 2000).

Die Baumschicht des Moorbirken-Bruchwaldes wird im Wesentlichen von *Betula pubescens* aufgebaut, daneben treten vereinzelt *Alnus glutinosa* und *Frangula alnus* auf. Die Zusammensetzung der Kraut- und Moosschicht bildet die Basis für eine Differenzierung des betrachteten Bruchwaldabschnitts in einen *Molinia caerulea*-reichen und in einen Sphagnen-reichen Typ, welche vermutlich in einem Zusammenhang mit leichten Unterschieden im Grundwasserflurabstand sowie in der Mächtigkeit der Torfauflage und einem daraus resultierenden Nässegradienten zu sehen ist. Geringere Ammonium-Gehalte des Grundwassers sowie ein deutlich niedrigerer pH-Wert deuten in den *Mo-*



Abb. 13: Torfmoosreiche Ausprägung des *Betuletum pubescentis* am Westufer des Großen Heiligen Meeres, Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“.

*linia caerulea*-dominierten Abschnitten auf zeitweise oxidierende Verhältnisse in den oberflächennahen Bodenhorizonten als Folge einer geringeren Bodennässe hin (vgl. 5.2.5, Probestelle B III). Aspektbestimmend sind in der Sphagnen-reichen Ausprägung neben *Eriophorum angustifolium* die Torfmoose *Sphagnum fallax*, *Sphagnum fimbriatum* und *Sphagnum squarrosum* (Abb. 13). Von den Randbereichen des Bestandes her setzt allerdings ein starkes Überwachsen der Torfmoospolster durch das Laubmoos *Polytrichum commune* ein.

#### 4.7 Quercetea robori-petraeae Br.-Bl. et R. Tx. 1943

##### 4.7.1 Betulo-Quercetum roboris R. Tx. 1930

Birken-Eichenwälder vom Typ des *Betulo-Quercetum roboris* bilden vor allem im nordwestdeutschen altpleistozänen Flachland auf Quarzsandböden großflächig die potentielle natürliche Vegetation, sind aber als Folge von Waldrodungen, Verheidung und Kiefernauaufforstung kaum noch in ihrer typischen Ausprägung erhalten (ELLENBERG 1996). Konstituierende Baumarten des *Betulo-Quercetum roboris* sind *Quercus robur* und *Betula pendula*, wobei die Bedeutung der Birken in dieser Waldgesellschaft vor allem in ihrer Rolle als Pioniergehölz liegt. Im Zuge der Sukzession werden sie dann zunehmend von den langlebigen Eichen verdrängt und spielen in der Hoch- und Altersphase des Birken-Eichenwaldes neben *Frangula alnus* und *Sorbus aucuparia*, im westlichen Mitteleuropa auch *Ilex aquifolium*, nur noch eine untergeordnete Rolle. Der Birken-Eichenwald lässt sich in drei Subassoziationen unterteilen, die sich hinsichtlich ihrer Feuchtigkeits- und Nährstoffansprüche unterscheiden. Auf Quarzsandböden trockener Lagen herrscht der trockene Birken-Eichenwald, das *Betulo-Quercetum*



Abb. 14: *Betulo-Quercetum molinietosum* im Bereich des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“.

*typicum*, vor. Auf wechselfeuchten Quarzsandböden findet man den feuchten Birken-Eichenwald, das *Betulo-Quercetum molinietosum*, welcher den größten Teil des Birken-Eichenwaldes im Untersuchungsgebiet ausmacht (Abb. 14, RUNGE 1991) und auch bei Fehlen des Feuchtigkeitszeigers *Molinia caerulea* durch das Auftreten von *Betula pubescens* und *Frangula alnus* deutlich zu differenzieren ist. In ähnlicher floristischer Zusammensetzung sind dieser Subassoziation zuzuordnende Bestände auch im Bereich des Trinkwassergewinnungsgebietes Grumsmühlen vertreten. Durch ein höheres Nährstoffangebot, Wasserzügigkeit und anmoorige Quarzsandböden zeichnen sich schließlich die Standorte des *Betulo-Quercetum alnetosum*, des Erlen-Eichen-Birkenwaldes, aus. Die beiden letztgenannten Subassoziationen sind aufgrund der hohen Bodenfeuchtigkeit buchenfrei.

Im Gegensatz zu den Waldbeständen im Bereich des Trinkwassergewinnungsgebietes Grumsmühlen mit deutlicher Dominanz von *Quercus robur* stellen die Birken-Eichen-Wälder im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ überwiegend junge Bestände dar, was durch den hohen Anteil der Pionierarten *Betula pendula* und *B. pubescens* indiziert wird. Aus der früheren Aufforstung der Heideflächen mit *Pinus sylvestris* resultieren heute ferner kleinflächig ausgebildete *Pinus sylvestris*-Bestände vor allem in den Randbereichen des Naturschutzgebietes. Durch den damit verbundenen hohen Diasporeneintrag wird nachhaltig die Verjüngung der Kiefern in den jungen Birken-Eichen-Wäldern begünstigt, wie sich auch am Beispiel der Waldentwicklung auf einer Sukzessionsfläche im Westen des Naturschutzgebietes deutlich erkennen lässt (vgl. 4.10.2).

Die lichte Struktur der Wälder begünstigt eine reiche Entfaltung der Strauchschicht; großflächig tritt hier insbesondere *Sorbus aucuparia* hervor. Zugleich wird vereinzelt aber auch die Ausbreitung von *Rubus*-Arten begünstigt, welche besonders auf einer Untersuchungsfläche im Bereich des Trinkwassergewinnungsgebietes Grumsmühlen mit einer Bodenbedeckung von bis zu 80 % massiv entwickelt und hier als nitrophytischer Störanzeiger aufzufassen sind. Hier wie auch in den Beständen in der Peripherie des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ sind zudem Arten wie *Galeopsis tetrahit*, *Dryopteris carthusiana* und *Corydalis claviculata* in der Krautschicht vertreten, deren vermehrtes Auftreten in Eichenmischwäldern der Niederlande von BOBBINK et al. (1998) als Indikator einer zunehmenden Anreicherung von Stickstoffverbindungen gewertet wird (vgl. 7.2). Teilweise hohe Anteile von *Fagus sylvatica* in den Beständen im Bereich des Trinkwassergewinnungsgebietes Grumsmühlen vermitteln zum Buchen-Eichen-Wald der etwas besser wasser- und nährstoffversorgten Standorte auf anlehmigen Sanden (POTT 2002); im Bereich der Untersuchungsflächen geht das Vorkommen der Buchen aber vorwiegend auf nachträgliche Pflanzungen zurück. In Verbindung mit forstlichen Maßnahmen führt das in diesen Beständen deutlich geringere Lichtangebot unter dem dichten Kronenschluss der beteiligten Baumarten zu einer wesentlich ärmeren Ausbildung der Strauch- und Krautschicht.

#### 4.8 Molinio-Arrhenatheretea R. Tx. 1937 em. R. Tx. 1970

Nach DIERSCHKE (1990) setzt sich das Wirtschaftsgrünland vorwiegend aus naturfernen, durch langfristige anthropogene Eingriffe in Vegetation und Standort herausgebildeten Beständen zusammen, welche enge floristische Beziehungen zu halbnatürlichen Vegetationstypen des Extensivgrünlandes sowie zu Ufer- und Saumgesellschaften und verwandten Staudenfluren aufweisen. Während sich in der Vergangenheit in Abhängigkeit von pedologischen und hydrologischen Eigenschaften eines Standortes je nach Nutzungstyp ein fest umschriebener Grünland-Vegetationstyp einstellte, führt heute der intensive Maschinen- und Chemikalien-Einsatz zu einer deutlichen Nivellierung, welche

die Differenzierung verschiedener Typen erschwert (DIERSCHKE & BRIEMLE 2002). Dazu kommt als entscheidender Einflussfaktor für das Spektrum der Grünlandvegetation der direkte Eingriff des Bewirtschafters durch gezielte Einsaaten von ertragreichen Arten, die nicht zum Artenspektrum der natürlichen Grünlandvegetation des Landschaftsraumes gehören, wie z. B. *Lolium multiflorum*.

#### 4.8.1 Agropyro-Rumicion Nordhagen 1940 em. R. Tx. 1950

Dieser Verband umfasst Pioniergesellschaften des Hochwasserbereiches fließender und stehender Gewässer, die heute aber auch auf bewirtschafteten Flächen zu finden sind. Mit hohen Anteilen der Stickstoffzeiger *Rumex obtusifolius* und *Rumex crispus* lässt sich die Vegetation der Grünlandfläche Grf II im Bereich des Trinkwassergewinnungsgebietes Grumsmühlen diesem Verband zuordnen. Die Vegetation deutet hier insgesamt auf eine gute Nährstoffversorgung als Folge der langjährigen Düngergaben hin, zudem zeigt die Dominanz von Nässezeigern wie *Rumex crispus* und *Holcus lanatus* in Verbindung mit deutlichen Gleymerkmalen des Bodens den hohen Feuchtegrad des Standortes.

##### 4.8.1.1 Ranunculo repentis-Alopecuretum geniculati R. Tx. 1937

Knickfuchsschwanzrasen vom Typ des *Ranunculo repentis-Alopecuretum geniculati* besiedeln im Bereich von Weiden und Wiesen stickstoffreiche, eutrophe Standorte, die durch länger andauernde Überflutungen und Überstauungen mit winterlichen Grund-



Abb. 15: Die Feuchtwiese „Üffings Weide“ im Norden des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ bei über Flur anstehendem Grundwasser im März 2002.

wasserständen von bis zu 15 cm über der Bodenoberfläche gekennzeichnet sind (vgl. ERNST 1979), wie sie auch im Bereich der seit 1991 nur noch extensiv bewirtschafteten Feuchtwiese "Üffings Weide" auftreten (Abb. 15). Diese Gesellschaft ist hier mit hohen Anteilen von *Alopecurus geniculatus* nur kleinräumig in den länger überstauten Bereichen der Wiese vertreten, häufig begleitet von *Glyceria fluitans* als Indikator sehr nasser Standortbedingungen (POTT 1995). Die feuchtesten Abschnitte der Wiese bleiben 2002 bis in den Juni hinein vegetationsfrei. Ihre Fähigkeit zur vegetativen Ausbreitung durch die Bildung oberirdischer Ausläufer ermöglicht Arten wie *Ranunculus repens* und *Agrostis stolonifera*, diese offenen Flächen als Pioniere wieder zu besiedeln. Eine temporäre Besiedlung der im Anschluss an die winterliche Überstauung vegetationsfreien Böden mit *Lemna minor* sowie Massenblüten von Grünalgen und Flagellaten (*Euglena sanguinea*) indizieren zudem den eutrophen Charakter des Standortes. Eine fazielle Ausbildung des *Ranunculo-Alopecuretum geniculati* mit *Agrostis stolonifera* nimmt insgesamt große Bereiche der Feuchtwiese ein; in den etwas trockeneren Abschnitten leiten *Carex nigra*, *Galium uliginosum* und *Lotus uliginosus* zu *Calthion*-Gesellschaften über.

#### 4.8.2 Arrhenatherion W. Koch 1926

Die im Jahre 1992 nach langjähriger ackerbaulicher Nutzung extensivierte Fläche Grt I in der Peripherie des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ weist mit *Holcus lanatus*, *Dactylis glomerata* und *Trifolium repens* zwar zahlreiche Klassencharakterarten der *Molinio-Arrhenatheretea* auf, eine nähere syntaxonomische Zordnung lässt sich allerdings nicht eindeutig belegen. Arten der eher nährstoffreicheren, gut gedüngten Standorte wie *Dactylis glomerata* stehen eng verzahnt mit Arten wie *Rumex acetosella*, die auf ein geringeres Nährstoffangebot hindeuten. Während diese beiden Arten zudem eher trockene Verhältnisse anzeigen, treten mit *Holcus lanatus* und *Taraxacum officinalis* wiederum Arten auf, die ihren Schwerpunkt in den *Calthion*-Gesellschaften oder deren bewirtschaftungsbedingten Folgegesellschaften besitzen. Diese Überlagerung verschiedener syntaxonomischer Einheiten hängt vermutlich mit dem Aushagerungsprozess zusammen, dem die Fläche seit etwa 10 Jahren unterworfen ist und der möglicherweise zu einer kleinräumig stark variierenden Verfügbarkeit von Pflanzennährstoffen geführt hat. Zudem können auch lokale Störungen der Grasnarbe durch das häufige Befahren der Fläche günstige Pioniersituationen für Arten nährstoffärmerer Sandstandorte, lokale Verdichtungen des Bodens hingegen Vorteile für Arten feuchterer Standorte geschaffen haben.

##### 4.8.2.1 *Lolium multiflorum*-Gesellschaft

Innerhalb der Ordnung der *Arrhenatheretalia* zeigt sich heute insbesondere in den gedüngten, gemähten oder wechselhaft genutzten Futterwiesen eine starke Nivellierung des Artenspektrums als Folge einer intensiven Düngung und Bewirtschaftung. Eine extreme Vereinheitlichung stellen die künstlich angelegten Intensiv-Weiden mit *Lolium multiflorum* dar, die auch in der Agrarlandschaft des südlichen Emslandes innerhalb der Grünlandbereiche großflächig vertreten sind (JANIESCH et al. 1997). Diesem von POTT (1995) als *Lolium multiflorum*-Gesellschaft bezeichneten Grünland-Typ lassen sich die untersuchten Grünlandflächen Grt II und A I zuordnen. Auf der Fläche A I in der nordwestlichen Peripherie des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ ist die Grünland-Einsaat erst im September 2001 nach langjähriger Ackernutzung vorgenommen worden, wobei nachfolgend zur Beschleunigung der Aushagerung die Wiese ohne weitere

Düngerzufuhr bis Oktober 2002 viermal gemäht wurde. Im Frühsommer 2002 treten neben den dominierenden Gräsern *Lolium multiflorum*, *Lolium perenne* und *Apera spica-venti* zunächst weitere 13 Arten der *Molinio-Arrhenatheretea* bzw. der *Stellarietea mediae* auf; im Zuge der in kurzen Abständen aufeinanderfolgenden Schnitte wird die Artenzahl dann aber erheblich reduziert. Während *Apera spica-venti* fast vollständig zurückgeht, breitet sich *Trifolium repens* massiv in der Fläche aus.

#### 4.8.2.2 *Bellis perennis*-*Trifolium repens*-Gesellschaft

Die *Bellis perennis*-*Trifolium repens*-Gesellschaft vermittelt nach POTT (1995) floristisch und ökologisch zwischen Intensivweiden vom Typ des *Lolio-Cynosuretum* und Magerweiden vom Typ des *Lolio-Cynosuretum luzuletosum* bzw. *Luzulo-Cynosuretum*. Eine fazielle Ausprägung dieser Gesellschaft mit *Festuca rubra* und *Agrostis capillaris* ist großflächig auf der seit 1965 alternierend mit Pferden und Heidschnucken beweideten „Attermeyerweide“ im Süden des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ ausgebildet. Diese von GLAVAC (1983) auch als *Festuca rubra*-*Agrostis tenuis*-Gesellschaft geführte Pflanzengesellschaft hat sich auf dieser Fläche vermutlich im Zuge einer zunehmenden Nährstoffverarmung bei extensiver Weidenutzung aus einem *Lolio-Cynosuretum* heraus entwickelt (vgl. RUNGE 1985, 1991). Aspektbestimmend ist hier gegenwärtig neben *Festuca rubra*, *Agrostis capillaris* und *Ranunculus repens* vor allem *Anthoxanthum odoratum* als Magerkeitszeiger. Lokale Nährstoffanreicherungen an Lagerplätzen der Weidetiere werden durch ein gehäuftes Auftreten von *Achillea millefolium* sowie *Cirsium*-Arten gekennzeichnet. Auf etwas tieferem Geländeniveau vermitteln ferner *Juncus effusus* und *Lotus uliginosus* als Feuchtigkeitszeiger zum *Lolio-Cynosuretum lotetosum*. Innerhalb eines schmalen Streifens entlang des angrenzenden Wirtschaftsweges leiten bei geringeren Nährstoffgehalten des Bodens *Hieracium pilosella* und *Luzula campestris* über zu den im Bereich offener Sandstellen entwickelten lückigen Pioniergesellschaften des *Spergulo-Corynephorum* (vgl. HALLEKAMP 1992).

#### 4.8.3 Calthion R. Tx. 1937

##### 4.8.3.1 *Juncus effusus*-Gesellschaft

Dominanzbestände von *Juncus effusus* treten sowohl in den Uferzonen dys-mesotropher Gewässer als Störzeiger unter Verdrängung der ursprünglich hier etablierten dystrophenten Pflanzengesellschaften auf (4.3.2, vgl. POTT et al. 1996, HERRMANN & PUST 2003) als auch im Bereich der Attermeyerweide und der Feuchtwiese „Üffings Weide“, wo die Bestände Gräben und Gewässer säumen und teilweise in die Grünlandgesellschaften vordringen. Insbesondere in den Uferzonen wird die Flatterbinse dabei häufig von *Hydrocotyle vulgaris* begleitet. Das Vorkommen einer Vergesellschaftung von *Juncus effusus* und *Hydrocotyle vulgaris* sowohl im Einflussbereich einer ehemals gedüngten Feuchtwiese als auch angrenzend an *Calluna*-Heiden im Uferbereich dysmesotropher Gewässer veranschaulicht ihre breite ökologische Amplitude. Da nach LAZENBY (1955) für eine erfolgreiche Keimung von *Juncus effusus* weniger der Nährstoffgehalt der Böden als vielmehr eine gute Lichtversorgung eine Rolle spielt, finden sich für eine Etablierung von *Juncus effusus* günstige Bedingungen sowohl in der Pioniersituation des ausgeschobenen Gewässers als auch in den lückigen dystrophenten Pflanzengesellschaften. Erhöhte Nährstoffgehalte im landwirtschaftlich beeinflussten Bereich fördern nachfolgend die rasche Ausbreitung der durch eine hohe Samenproduktion gekennzeichneten Flatterbinse.

## 4.9 Stellarietea intermediae R. Tx., Lohmeyer et Preisling in R. Tx. 1950

### 4.9.1 Digitarietum ischaemi R. Tx. et Prsg. (1942) 1950 in R. Tx. 1950

Die Fingerhirsen-Gesellschaft hat ihren Schwerpunkt in subatlantischen Regionen Europas (HÜPPE & HOFMEISTER 1995) und siedelt hier vor allem in Hackfrucht- und Maisäckern auf mäßig trockenen bis frischen, nährstoffreichen Sandböden (OBERDORFER 2001). Eine Ackerunkraut-Gesellschaft vom Typ des *Digitarietum ischaemi* nimmt in der Vegetationsperiode 2002 große Flächen eines Maisackers im Südwesten des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ ein; ihre optimale Ausbildung erreichen die Bestände nach der Ende April erfolgten Mais-Einsaat erst Ende August, wobei *Digitaria ischaemum* eindeutig dominiert. Neben den charakteristischen Begleitarten *Setaria viridis*, *Polygonum convolvulus* und *Viola arvensis* sind zudem *Stellaria media* und *Poa annua* häufig vertreten.

## 4.10 Sukzessionsstadien

### 4.10.1 Wiederbewaldung von Heideflächen

Zwergstrachheiden vom Typ des *Genisto-Callunetum* stellen anthropozoogene Ersatzgesellschaften von Wäldern dar und zeigen folglich bei nachlassender Bewirtschaftung schnell die Tendenz zur Wiederbewaldung. Im Jahre 2000 zeichnete sich ein damals ca. 3 Jahre alter Birkenaufwuchs auf den mittelalterlichen Heideflächen westlich des Großen Heiligen Meeres durch eine buschige Wuchsform aus und erreichte Höhen von maximal 2 m. Die *Calluna*-Sträucher wirkten in diesem Stadium der Birkenetablie-



Abb. 16: 10 Jahre alter Aufwuchs von Birken und Kiefern auf der Sukzessionsfläche II im Osten des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“.

zung noch sehr vital, während bereits zwei Jahre später eine starke Degeneration der Zwergstrauchvegetation einsetzt, zu der neben Licht- und Nährstoffkonkurrenz durch die Jungbirken auch der hohe Laubeintrag beitragen (vgl. TÜXEN 1973, DIERSSEN & DIERSSEN 1974).

Im Gegensatz zu den mittelalterlichen Heideflächen stellt das Heide-Stadium innerhalb der Vegetationsentwicklung auf einer ehemaligen Ackerfläche (Sukzessionsfläche II) nur einen kurzen Abschnitt dar. In der Vegetationsperiode 1991, also fast 4 Jahre nach dem im Zuge der Extensivierung erfolgten Abschieben des Oberbodens, hatten sich nach HALLEKAMP (1992) mit *Agrostis gigantea*, *Agrostis tenuis*, *Holcus lanatus*, *Achillea millefolium* und *Plantago lanceolata* zunächst vorwiegend Arten der *Molinio-Arrhenatheretea* etabliert, die auch im Jahr 2002 noch großflächig in der Krautschicht der jungen Birken-Kiefern-Bestände vertreten sind. Zwergsträucher fehlten 1991 auf der Fläche noch gänzlich, während das pionierhafte Auftreten von *Betula pendula* bereits beobachtet werden konnte. In der Vegetationsperiode 1996 traten dann großflächig Bereiche auf, in denen Zwergsträucher wie *Calluna vulgaris* und *Erica tetralix* dominierten oder die Strauchschicht junger Birken- und Kiefern-Bestände aufbauten; bereits zu diesem Zeitpunkt konnte eine deutliche Degeneration der *Calluna*-Sträucher unter dem Einfluss des Baumaufwuchses festgestellt werden (BASELER 1996). 6 Jahre später sind vitale Zwergsträucher in der Fläche nur noch sehr kleinräumig vertreten (Abb. 16); in der Bodenschicht des jungen Waldes sind sie unter der Abschattung der jetzt etwa 10 m hohen Bäume zumeist stark degeneriert oder bereits abgestorben. Die Bestände, die von Birken und Kiefern gemeinsam aufgebaut werden, nehmen nach 15-jähriger Sukzession den größten Anteil der Fläche ein, wobei sowohl ehemals zwergstrauchdominierte als auch gräserreiche Abschnitte in den jungen Waldbeständen aufgegangen sind. Die Baumartenzusammensetzung deutet insgesamt eine Sukzession in Richtung verschiedener Gesellschaftsausprägungen des *Betulo-Quercetum roboris* an.

#### 4.10.2 Aufforstung mit *Fagus sylvatica* auf einer ehemaligen Ackerfläche

In den Vegetationsperioden 2001 und 2002 weist die 1998 auf einer ehemaligen Ackerfläche im Bereich des Trinkwassergewinnungsgebietes Grumsmühlen angelegte Pflanzung von *Fagus sylvatica* eine fast geschlossene Bedeckung mit *Agropyron repens* in der Krautschicht auf und ist zudem durch einen hohen Anteil an Hochstauden wie *Artemisia vulgaris* und *Eupatorium cannabinum* gekennzeichnet; dazu treten mit *Urtica dioica*, *Rumex obtusifolius* und *Rubus fruticosus* eine Anzahl nitrophiler Arten auf, welche an Wuchshöhe die mittlerweile 1,80 m hohen Buchen überragen bzw. in Form von Schleiergesellschaften aus *Polygonum convolvulus* diese als Verankerung nutzen. Auffällig ist auf der Fläche zudem die starke Ausbreitung des Neophyten *Epilobium ciliatum*. Hinsichtlich der syntaxonomischen Zuordnung überlagern sich hier Elemente der *Molinio-Arrhenatheretea* und der *Stellarietea mediae*, aber auch der *Artemisietea vulgaris* und der *Galio-Urticetea*, so dass die Vegetation sowohl Verbindungen zu Grünland- und Ackerunkrautgesellschaften, aber auch zu den nitrophytischen, ruderalen Hochstaudenfluren zeigt. Mit Ausnahme von *Agropyron repens* und *Epilobium ciliatum* sind es vorwiegend die Elemente der Grünland- und Ackerunkrautgesellschaften, die mit großer Regelmäßigkeit auf der gesamten Fläche anzutreffen sind; hinsichtlich der Artmächtigkeiten spielen sie aber eher eine untergeordnete Rolle. Günstigere Wuchsbedingungen bieten sich offenbar statt dessen bei ausbleibender Bewirtschaftung und noch relativ hohem Nährstoffangebot der Böden für die Arten der nitrophytischen Hochstaudenfluren.

## 5. Hydrochemische Untersuchungsergebnisse

### 5.1 Vergleich von Freiflächen- und Bestandsniederschlägen

#### 5.1.1 Niederschlagsmengen

Im Zeitraum der Niederschlagsanalysen von März 2001 bis Februar 2002 fielen im Bereich des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ insgesamt 961,8 mm Niederschlag mit einem Schwerpunkt der Niederschlagsverteilung im Winterhalbjahr (542,5 mm, Tab. 8); etwa 94 mm (entspricht 9,8 % der Jahressumme) fielen als Schnee in den Monaten Januar, Februar, März und Dezember. Im Rahmen der Niederschlagsmessungen von März bis Juni 2002 wurden im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ 26 %, im Bereich des Trinkwassergewinnungsgebietes Grumsmühlen 28 % des Jahresniederschlages 2002 erfasst. In der graphischen Darstellung der Ergebnisse werden nur die Messungen der Probestellen im Bereich des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ aus dem Zeitraum März 2001 bis Februar 2002 berücksichtigt. Die übrigen Messungen sind nur als orientierende Messungen zu betrachten und gehen aufgrund des vergleichsweise geringen Datenumfanges nicht in die graphische Darstellung ein.

Die Niederschlagsvolumina auf der Freifläche und in den verschiedenen Beständen weichen z. T. erheblich voneinander ab, was auf die kleinräumige Heterogenität der Baumkronenstrukturen entlang des Waldsaumes, aber auch im Bereich der verschiedenen Birken-Eichen-Wald- und Kiefernstandorte zurückzuführen ist. Nur geringe Veränderungen gegenüber dem Freiflächenniederschlag treten in jungen und lichten, *Betula pendula*- und *Betula pubescens*-reichen Beständen (NSu II, B) sowie in Verbindung mit einem hohen Totholzanteil auf (HE2), die größte Verringerung der Niederschlagsmenge ist im Bereich der *Pinus sylvestris*-Bestände zu beobachten (Tab. 8). Die zu einer Verringerung der Bestandsniederschlagsmengen beitragenden Interzeptionseffekte werden ferner insbesondere im Sommerhalbjahr wirksam; die Begünstigung der Verdunstung bei höheren Temperaturen führt auch im Bereich der Kiefernbestände trotz der im Vergleich zu den Laubgehölzen geringeren Veränderung der Kronenoberfläche im Jahresgang zu einer ausgeprägten Saisonalität der Reduktion der Niederschlagsmengen.

Im Bereich der Sukzessionsfläche II (NSu II) sowie an der Waldrandmessstelle HE2 liegen die Niederschlagsmengen ganzjährig bzw. im Winterhalbjahr über der Summe der Freiflächenniederschläge, was darauf zurückzuführen sein kann, dass sich hier aufgrund

Tab. 8: Niederschlagsmengen in den verschiedenen Beständen im Bereich des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ im Zeitraum März 2001 bis Februar 2002; Angaben in Prozent bezogen auf den Freiflächenniederschlag. (NF = Niederschlagsmenge Freifläche; Sukz. = Sukzessionsfläche II; n = Anzahl der der Berechnung zugrunde liegenden Messungen).

Probestellen	NF [mm]	Freifläche	Sukz.	Waldrand			Birkenbruch	Birken-Eichen-Wald			Kiefern-Bestände		n
		H1, H2, H3	NSu II	HE1	HE2	HE3	B	W1	W2	W3	NW1	NW2	
Sommerhalbjahr	419,3	100	107	75	103	85	91	70	79	89	65	47	13
Winterhalbjahr	542,5	100	112	75	89	97	100	86	96	100	70	65	18
Gesamter Zeitraum	961,8	100	110	75	95	92	96	79	89	96	68	57	31

der teilweise mehrere Kilometer großen Distanzen zwischen den einzelnen Messstellen eine kleinräumige Differenzierung der Niederschlagsmengen bei Schauerereignissen auswirkt. Eine Rolle spielt in diesem Zusammenhang möglicherweise auch der Wasserablauf über die Blattoberflächen bei Starkregenereignissen, welcher insbesondere im Bereich des Waldrandes zu höheren Einträgen in die Sammelgefäße führen kann.

### 5.1.2 Physikochemische Eigenschaften des Niederschlagswassers

Niederschlagswasser wird durch einen natürlichen Destillationsprozess gebildet (HÜTTER 1994). Seine hydrochemischen Eigenschaften können aber stark von denjenigen des reinen Wassers abweichen, da das Niederschlagswasser durch Ausregnen und Auswaschen geringe Mengen gelöster und suspendierter Stoffe geogenen und anthropogenen Ursprungs aufnimmt (MATTHESS 1994). Der Anteil dieser Aerosole in der Atmosphäre und dadurch auch die Zusammensetzung der Inhaltsstoffe des Niederschlagswassers sind regional sehr verschieden und unterliegen zudem jahreszeitlichen Schwankungen. Ferner kann es im Bereich des Bestandsniederschlags im Zuge der Kronenpassage des Niederschlagswassers zu erheblichen Modifikationen seiner hydrochemischen Eigenschaften kommen. Zu den wichtigsten Inhaltsstoffen des Niederschlagswassers zählen nach MATTHESS (1994) unter anderem die Anionen Chlorid, Sulfat, Nitrat, Nitrit und Hydrogencarbonat sowie die Kationen Natrium, Kalium, Calcium, Magnesium und Ammonium, welche mit Ausnahme von Sulfat, Nitrit und Hydrogencarbonat bei den vorliegenden Untersuchungen berücksichtigt wurden.

Die das Niederschlagswasser im Bereich des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ charakterisierenden hydrochemischen Eigenschaften sind in der Tab. 9 zusammengestellt. Auf die Ergebnisse der Freiflächen- und Bestandsmessstellen im Bereich des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ sowie des Trinkwassergewinnungsgebietes „Grümmühlen“ wird im Einzelnen in den folgenden Abschnitten eingegangen. Insbesondere in nährstoffarmen Ökosystemen wie den Heidelandschaften kommt den Einträgen von Pflanzennährstoffen über den Niederschlagspfad eine besondere Bedeutung zu; hier spielen vor allem erhöhte Konzentrationen von Stickstoffverbindungen als Indikatoren einer Beeinflussung der Niederschlagsbeschaffenheit durch die intensive agrarische Nutzung der Region eine Rolle.

Die Tab. 10 bietet zudem eine Übersicht über das Ausmaß der Korrelation zwischen den einzelnen Inhaltsstoffen des Niederschlagswassers anhand der jeweiligen Rangkorrelationskoeffizienten nach SPEARMAN, welche exemplarisch für eine Freiflächenmessstelle (H2) und zwei Bestandsmessstellen (Birken-Eichen-Wald, W1; Kiefern-Bestand, NW2) im Bereich des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ ermittelt wurden. Auf die hieraus zu schließenden Zusammenhänge der Herkünfte der verschiedenen Niederschlagsinhaltsstoffe wird in den entsprechenden Abschnitten hingewiesen.

#### 5.1.2.1 Elektrische Leitfähigkeit

Die elektrische Leitfähigkeit des Wassers ist ein Maß für seinen Gehalt an Ionen aller Art, einschließlich der Wasserstoffionen. Das Niederschlagswasser der Freifläche ist in der Regel ionenarm und weist mit Medianen von 25 bis 27  $\mu\text{S}/\text{cm}$  nur eine geringe elektrische Leitfähigkeit auf (Abb. 17, Tab. 9). Da im Bereich der Freifläche für keinen der analysierten Parameter statistisch signifikante Unterschiede zwischen den Messstellen festgestellt werden konnten, werden die Ergebnisse der Freiflächen-Messstellen des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ in den folgenden Graphiken jeweils

Tab. 9: Hydrochemische Eigenschaften des Niederschlagswassers verschiedener Freiflächen- und Bestandsmessstellen im Bereich des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“. Dargestellt sind jeweils der Median (Minimum; Maximum) der Messwerte. Zur Bezeichnung der Probestellen vgl. 3.2.1; H1-3: Medianwerte aller drei Freiflächenmessstellen.

	H1-3	NSu II	HE1	HE2	HE3	B	W1	W2	W3	NW1	NW2
LF [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ]	27 (12; 73)	35 (15; 209)	62 (12; 363)	42 (16; 144)	68 (27; 349)	57 (25; 312)	148 (30; 601)	90 (28; 510)	95 (36; 693)	112 (37; 788)	227 (80; 740)
pH-Wert	5,5 (4,5; 6,9)	5,2 (4,2; 6,5)	5,5 (4,5; 7,0)	5,7 (4,7; 7,1)	5,7 (5,0; 6,8)	5,5 (5,0; 6,6)	5,5 (4,9; 7,0)	5,9 (5,2; 6,8)	5,6 (4,7; 6,7)	5,6 (4,8; 6,7)	5,6 (4,8; 7,5)
$\text{NO}_3^-$ [mg/l]	2,3 (0,4; 10,9)	2,0 (< 0,2; 10,4)	3,1 (0,5; 17,7)	2,9 (1,1; 16,6)	3,0 (0,3; 12,8)	3,4 (0,2; 15,4)	7,4 (< 0,2; 29,3)	3,8 (< 0,2; 24,0)	4,0 (< 0,2; 18,4)	7,3 (0,2; 29,0)	10,2 (n. n.; n. n.)
$\text{NH}_4^+$ [mg/l]	1,38; (0,25; 4,76)	1,17 (n. n.; 21,85)	2,98 (0,52; 12,37)	2,11 (0,24; 7,92)	3,22 (0,79; 13,82)	3,33 (1,00; 14,32)	8,55 (1,66; 18,29)	4,29 (1,61; 13,25)	4,08 (1,06; 17,53)	5,72 (1,31; 19,66)	13,03 (3,46; 30,46)
Cl <sup>-</sup> [mg/l]	3,5 (1,8; 15,6)	4,2 (1,8; 19,1)	9,2 (1,8; 72,3)	4,6 (1,8; 22,7)	9,2 (2,1; 57,4)	4,9 (2,1; 36,2)	14,0 (2,1; 110,6)	6,4 (2,1; 46,8)	10,3 (1,8; 148,9)	12,7 (2,1; 167,3)	24,5 (4,2; 170,2)
KMnO <sub>4</sub> -Verbrauch [mg/l]	7,0 (2,2; 32,6)	31,6 (6,3; 403,0)	64,8 (14,2; 335,0)	32,9 (5,1; 85,3)	77,1 (12,6; 328,7)	96,4 (14,2; 308,2)	139,1 (31,6; 444,1)	85,3 (26,9; 589,5)	101,1 (20,5; 608,5)	91,7 (22,1; 373,0)	188,1 (58,5; 622,7)
Na <sup>+</sup> [mg/l]	0,73 (0,07; 4,75)	0,93 (0,15; 5,3)	2,90 (0,29; 30,6)	1,44 (0,34; 11,5)	2,8 (0,52; 25,6)	1,6 (0,32; 13,4)	5,1 (0,74; 34,4)	2,18 (0,46; 18,1)	3,44 (0,59; 51,0)	5,4 (0,88; 73,3)	10,2 (2,3; 83,0)
K <sup>+</sup> [mg/l]	0,13 (n. n.; 1,7)	0,19 (n. n.; 11,9)	1,28 (0,12; 19,7)	0,67 (0,10; 5,38)	1,16 (0,17; 27,8)	0,80 (0,21; 20,7)	5,3 (0,38; 16,6)	4,93 (0,69; 58,0)	2,11 (0,30; 19,0)	1,47 (0,43; 11,1)	7,1 (1,43; 32,0)
Ca <sup>2+</sup> [mg/l]	0,2 (0,1; 1,9)	0,4 (0,1; 6,4)	0,6 (0,1; 4,6)	0,3 (0,1; 2,4)	0,6 (0,2; 8,7)	0,6 (0,2; 15,9)	1,0 (0,2; 4,8)	0,8 (0,2; 4,8)	1,2 (0,4; 6,5)	0,9 (0,2; 6,4)	1,6 (0,5; 7,9)
Mg <sup>2+</sup> [mg/l]	0,15 (0,02; 0,58)	0,28 (0,04; 12,4)	0,60 (0,06; 4,8)	0,31 (0,09; 1,56)	0,78 (0,17; 7,4)	0,42 (0,08; 9,1)	1,04 (0,12; 8,4)	0,82 (0,18; 10,8)	0,80 (0,23; 8,6)	0,77 (0,15; 11,9)	1,68 (0,33; 11,8)
GH [°dH]	0,1 (0,0; 0,3)	0,1 (0,0; 3,4)	0,3 (0,0; 1,7)	0,1 (0,0; 0,6)	0,3 (0,1; 2,9)	0,2 (0,0; 4,3)	0,4 (0,0; 2,6)	0,3 (0,1; 3,1)	0,3 (0,1; 2,9)	0,3 (0,1; 3,6)	0,6 (0,2; 3,6)
Fe [mg/l]	0,02 (n. n.; 0,10)	0,02 (n. n.; 0,26)	0,04 (n. n.; 0,13)	0,02 (n. n.; 0,09)	0,03 (n. n.; 0,18)	0,03 (n. n.; 0,17)	0,05 (0,02; 0,27)	0,06 (n. n.; 0,60)	0,05 (0,02; 0,33)	0,04 (n. n.; 0,20)	0,08 (0,03; 0,40)
Mn [mg/l]	n. n. (n. n.; 0,04)	0,14 (<0,02; 4,91)	0,06 (n. n.; 0,58)	0,02 (n. n.; 0,16)	0,06 (<0,02; 0,76)	0,10 (<0,02; 3,35)	0,29 (0,03; 1,77)	0,13 (0,02; 1,89)	0,10 (<0,02; 1,02)	0,06 (<0,02; 0,45)	0,24 (0,05; 1,22)
Zn [mg/l]	0,02 (n. n.; 0,09)	0,02 (n. n.; 0,22)	0,03 (n. n.; 0,25)	0,02 (n. n.; 0,07)	0,03 (0,01; 0,38)	0,03 (0,01; 0,36)	0,05 (0,01; 0,19)	0,03 (n. n.; 0,33)	0,05 (0,02; 0,26)	0,03 (0,01; 0,12)	0,05 (0,02; 0,22)

zusammengefasst dargestellt. Verglichen mit der Freifläche nur leicht erhöht sind die Leitfähigkeitswerte im Bereich der Sukzessionsfläche II (35  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), welche sich auf statistischer Ebene auch nicht von den Freiflächenwerten abgrenzen lassen. Von den Waldrandmessstellen (42 bis 68  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) und dem Birkenbruchwald (57  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) über die Birken-Eichen-Wald-Standorte (90 bis 148  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) bis hin zu den *Pinus sylvestris*-Beständen (112 bis 227  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) ist hingegen eine zunehmende Befruchtung des Niederschlagswassers mit Ionen zu beobachten. Diese Differenzierung wird durch die Er-

Tab. 10: Korrelationsmatrix ausgewählter Niederschlagsinhaltsstoffe, angegeben ist der Rangkorrelationskoeffizient nach SPEARMAN. **A** Freiflächenniederschlag (Probestelle H2), **B** Bestandsniederschlag des Birken-Eichenwaldes (Probestelle W1), **C** Bestandsniederschlag eines *Pinus sylvestris*-Bestandes (Probestelle NW2). Für den Freiflächenniederschlag wurden aufgrund der sehr geringen Mangan-Konzentrationen keine Korrelationen mit diesem Parameter berechnet.

<b>A Freiflächenniederschlag</b>									
n=37	H	Na	K	Ca	Mg	NH <sub>4</sub>	NO <sub>3</sub>	Cl	
<b>H</b>	1,00								
<b>Na</b>	0,03	1,00							
<b>K</b>	-0,39	0,25	1,00						
<b>Ca</b>	0,00	0,26	0,49	1,00					
<b>Mg</b>	-0,01	0,93	0,10	0,47	1,00				
<b>NH<sub>4</sub></b>	-0,37	0,10	0,27	0,28	0,16	1,00			
<b>NO<sub>3</sub></b>	0,17	-0,02	0,06	0,38	0,06	0,72	1,00		
<b>Cl</b>	-0,06	0,94	0,30	0,20	0,88	0,07	-0,15	1,00	

<b>B Bestandsniederschlag (Birken-Eichen-Wald)</b>									
n=36	H	Na	K	Ca	Mg	Mn	NH <sub>4</sub>	NO <sub>3</sub>	Cl
<b>H</b>	1,00								
<b>Na</b>	0,31	1,00							
<b>K</b>	0,04	0,71	1,00						
<b>Ca</b>	0,16	0,73	0,89	1,00					
<b>Mg</b>	0,23	0,84	0,87	0,96	1,00				
<b>Mn</b>	0,20	0,70	0,84	0,97	0,94	1,00			
<b>NH<sub>4</sub></b>	-0,08	0,46	0,67	0,73	0,72	0,72	1,00		
<b>NO<sub>3</sub></b>	0,36	0,34	0,26	0,40	0,43	0,41	0,59	1,00	
<b>Cl</b>	0,28	0,94	0,70	0,76	0,84	0,73	0,50	0,26	1,00

<b>C Bestandsniederschlag (<i>Pinus sylvestris</i>-Bestand)</b>									
n=35	H	Na	K	Ca	Mg	Mn	NH <sub>4</sub>	NO <sub>3</sub>	Cl
<b>H</b>	1,00								
<b>Na</b>	0,10	1,00							
<b>K</b>	0,03	0,46	1,00						
<b>Ca</b>	0,23	0,63	0,69	1,00					
<b>Mg</b>	0,26	0,82	0,69	0,91	1,00				
<b>Mn</b>	0,15	0,64	0,88	0,86	0,86	1,00			
<b>NH<sub>4</sub></b>	-0,12	0,50	0,74	0,83	0,73	0,79	1,00		
<b>NO<sub>3</sub></b>	0,16	-0,07	0,13	0,51	0,26	0,19	0,48	1,00	
<b>Cl</b>	0,09	0,97	0,44	0,56	0,77	0,59	0,43	-0,14	1,00

gebnisse der statistischen Auswertung bestätigt, insbesondere zwischen Waldrand und Wald sind die Übergänge aber fließend. Maximal werden im Freiflächenniederschlag in Verbindung mit erhöhten Natrium- und Chlorid-Gehalten (vgl. 5.1.2.5, 5.1.2.6) in den Wintermonaten 51 bis 73  $\mu\text{S}/\text{cm}$  erzielt; im Bestandsniederschlag betragen die Maxima

z. T. ein Vielfaches der Medianwerte, wobei die höchsten Werte bei Einzelereignissen mit  $740 \mu\text{S}/\text{cm}$  bzw.  $788 \mu\text{S}/\text{cm}$  im Bereich der *Pinus sylvestris*-Bestände erreicht werden. Ferner lässt sich jeweils eine deutliche Variabilität des Ionengehaltes des Niederschlagswassers innerhalb der Gruppen von Waldrand-, Eichenmischwald- und Kiefernbestandsmessstellen beobachten (vgl. Abb. 17), welche jedoch nicht in allen Fällen statistisch signifikant ist.

Neben dem jeweiligen Bestandstyp spielt vor allem auch die Lage der Probestellen im Untersuchungsgebiet eine entscheidende Rolle für die räumliche und zeitliche Verteilung der Ionengehalte des Niederschlagswassers. So zeichnen sich vor allem jene Probestellen durch Leitfähigkeitsmaxima in den Wintermonaten aus, die östlich der Landstraße L 504 gelegen sind (z. B. W1, W3, NW1), während die westlich davon im Erdfallsee-Gebiet positionierten Bestandsmessstellen durch sommerliche Maxima gekennzeichnet werden (z. B. W2, NW2, vgl. 5.1.3). Die deutliche Differenzierung von Freiflächen-, Waldrand- und Waldstandorten hinsichtlich der elektrischen Leitfähigkeit des Niederschlagswassers ist vor allem auf Chlorid sowie auf die als Kationen gelösten Elemente Natrium, Kalium, Calcium, Magnesium und Mangan zurückzuführen, deren Konzentrationen im Niederschlagswasser von den Heideflächen bis hin zu Wald- und Kiefernbeständen ebenfalls erheblich zunehmen (vgl. 5.1.2.5 bis 5.1.2.8). Diese Konzentrationsunterschiede resultieren aus der Einflussnahme verschiedener Faktoren, die während der Passage des Niederschlagswassers durch den Kronenraum wirksam werden (vgl. 7.1).

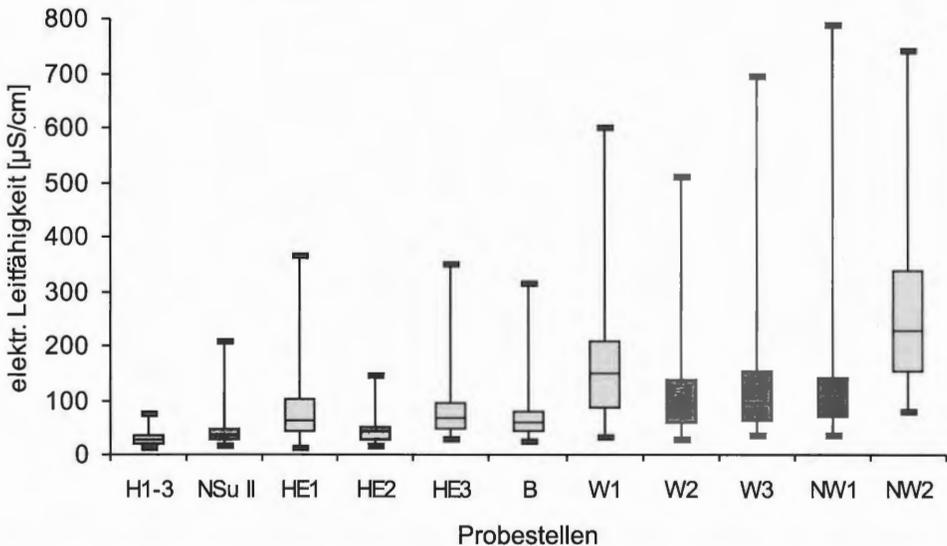


Abb. 17: Elektrische Leitfähigkeit des Niederschlagswassers auf der Freifläche und in verschiedenen Beständen im Bereich des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“. Bei der Darstellung der hydrochemischen Eigenschaften des Freiflächenniederschlags wurden die Ergebnisse von drei Probestellen zusammengefasst (s. Text). Die Darstellung der Ergebnisse erfolgt in Form von Box-and-Whisker-Diagrammen; Maximum und Minimum der Messwerte werden durch die Enden der Spannweitenlinien markiert, die Box umfasst den Bereich, in dem 50 % der Messwerte liegen (zwischen 1. und 3. Quartil); eingezeichnet ist zudem der Median. (Untersuchungszeitraum: März 2001 bis Februar 2002). Zur Bezeichnung der Probestellen vgl. 3.2.1.

### 5.1.2.2 pH-Wert

Reines Regenwasser, das im Gleichgewicht mit dem atmosphärischen Kohlenstoffdioxid steht, besitzt einen pH-Wert von 5,6 (HÜTTER 1994). Aufgrund seines natürlicherweise geringen Gehaltes an Kationen weist das Niederschlagswasser jedoch nur eine geringe Pufferkapazität auf, so dass eine Aufnahme saurer oder basisch reagierender Verbindungen aus der Atmosphäre zu deutlichen Abweichungen des pH-Werts von diesem theoretischen Wert führen kann.

An den Messstellen im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ bewegt sich der pH-Wert des Niederschlagswassers bei Medianwerten von 5,4 bis 5,9 im mäßig bis schwach sauren Bereich, wobei zwischen den Freiflächen- und Bestandsmessstellen keine großen Differenzen auftreten (Tab. 9); lediglich die Sukzessionsfläche II weist mit einem Median von 5,2 etwas niedrigere pH-Werte des Bestandsniederschlags auf und unterscheidet sich damit statistisch signifikant von einigen anderen Messstellen. Hier wurde mit 4,2 auch der niedrigste Wert beobachtet, während der pH-Wert des Niederschlagswassers sonst nicht unter pH 4,5, im Bestand sogar in den meisten Fällen deutlich über 5,0 liegt.

Die Schwankungen der pH-Werte im Jahresgang sind erheblich und umfassen teilweise mehr als 2 pH-Einheiten; die stabilsten pH-Verhältnisse weist der Bestandsniederschlag im Bereich des Birkenbruchwaldes sowie des Birken-Eichen-Waldes auf. In Verbindung mit den zeitweise sehr hohen Ammonium-Gehalten des Niederschlagswassers (vgl. 5.1.2.3) ist anzunehmen, dass der pH-Wert entscheidend durch die Auswaschung von Ammoniak und Ammoniumverbindungen aus der Atmosphäre beeinflusst wird, welche maßgeblich zu einem Anstieg des pH-Wertes beitragen können (GISI et al. 1997). Ein Korrelationskoeffizient für die Ammonium- und Protonenkonzentration von  $-0,37$  im Freiflächenniederschlag deutet diesen Zusammenhang jedoch nur schwach an (Tab. 10). Allgemein zeigen sich nur geringe Korrelationen des pH-Wertes mit den Konzentrationen anderer Niederschlagsinhaltsstoffe.

### 5.1.2.3 Stickstoffverbindungen

Niederschlagswasser weist natürlicherweise nur geringe Mengen an Stickstoffverbindungen auf (MATTHESS 1994). Der Hauptanteil des im Niederschlagswasser gelösten Nitrats wird in der Atmosphäre durch photochemische Reaktionen gebildet, wobei als Vorläufersubstanzen zum einen Stickoxide aus Verbrennungsprozessen in Industrie und Straßenverkehr, zum anderen Ammonium, das vorwiegend der Landwirtschaft entstammt, zu nennen sind. Atmosphärische Entladungen als natürliche Nitrat-Quelle spielen quantitativ hingegen nur eine untergeordnete Rolle (JUNGE 1958, zitiert in MATTHESS 1994). Ammonium geht maßgeblich aus Neutralisationsreaktionen von Ammoniak mit sauren reagierenden Substanzen in der Atmosphäre hervor, wobei die vorwiegend gasförmige Emission des Ammoniaks zu 80 % aus der Massentierhaltung stammt (ASMAN et al. 1998). Einen weiteren wichtigen Beitrag leisten synthetische Düngemittel. Neben der nassen Deposition gelangen Ammoniumverbindungen auch in Form des gasförmigen Ammoniaks oder als Stäube in terrestrische und aquatische Ökosysteme (PEARSON & STEWART 1993).

Bereits der Freiflächenniederschlag ist durch eine erhöhte und konstante Belastung mit Stickstoffverbindungen gekennzeichnet, welche sich in Konzentrationen von 2,3 mg/l Nitrat bzw. 1,38 mg/l Ammonium (Mediane, Abb. 18, Tab. 9) ausdrückt. Diese Werte übertreffen die Konzentrationen anorganischer Stickstoffverbindungen in den meisten Heideweihern im Naturschutzgebiet um ein Vielfaches (vgl. 5.3.2). Die Ein-

träge anorganischer Stickstoffverbindungen werden dabei eindeutig durch Ammonium dominiert (vgl. 5.1.4); zudem lässt sich für den Parameter Ammonium gegenüber dem Nitrat eine wesentlich deutlichere Differenzierung zwischen Freiflächen- und Bestandsniederschlag erkennen. Während sich hinsichtlich des Nitrat-Gehaltes lediglich die Birken-Eichenwald-Messstelle W1 sowie die Kiefern-Bestandsmessstellen durch signifikant höhere Werte auszeichnen, lässt sich für die Ammonium-Konzentrationen auf statistischer Ebene die Freifläche mit vergleichsweise geringen Einträgen deutlich von den Waldrand- und einigen Laubwaldmessstellen mit mäßig hohen Einträgen abgrenzen, diese sind wiederum von einem Birken-Eichenwald-Standort und den Kiefern-Messstellen mit sehr hohen Ammonium-Konzentrationen zu differenzieren. Im Freiflächenniederschlag weist eine relativ enge Korrelation (0,72) zwischen beiden Stickstoffverbindungen auf eine Deposition des Nitrats vorwiegend als Ammonium-Nitrat hin; geringere Werte des Korrelationskoeffizienten im Bestandsniederschlag lassen auf Umsetzungsprozesse von Stickstoffverbindungen im Bereich der Baumkronen schließen (0,59 bzw. 0,48, vgl. Tab. 10).

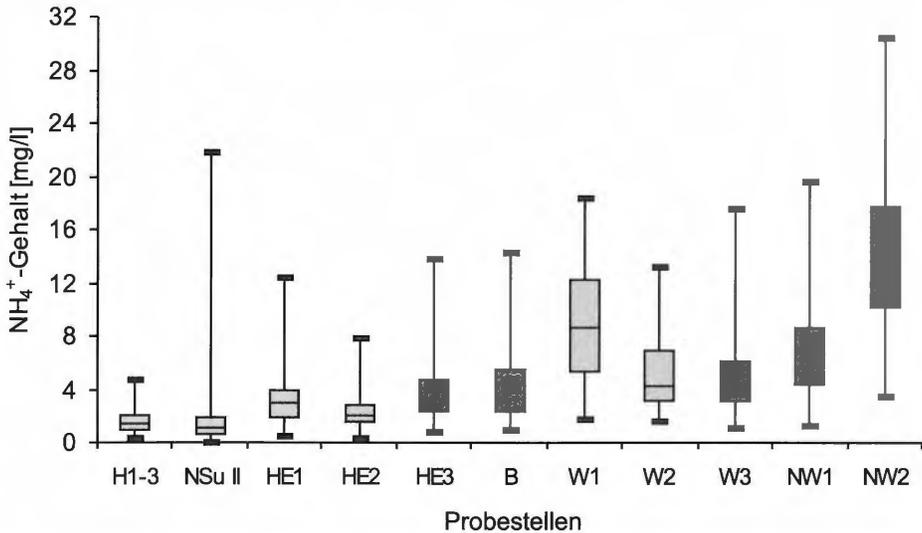


Abb. 18: Ammonium-Gehalt [mg/l] des Niederschlagswassers auf der Freifläche und in verschiedenen Beständen im Bereich des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ (Untersuchungszeitraum: März 2001 bis Februar 2002). Zur Bezeichnung der Probestellen vgl. 3.2.1.

#### 5.1.2.4 Kaliumpermanganatverbrauch

Der  $\text{KMnO}_4$ -Verbrauch kann als Maß für den Gehalt des Wassers an organischen Substanzen herangezogen werden. Mit einem  $\text{KMnO}_4$ -Verbrauch von 7,0 mg/l (Median) weist der Freiflächenniederschlag nur einen geringen Gehalt an organischen Verbindungen auf, wobei im Sommerhalbjahr etwas höhere Werte auftreten (vgl. 5.1.3). Signifikant erhöht sind die Konzentrationen organischer Verbindungen im Bestandsniederschlag; die Medianwerte des  $\text{KMnO}_4$ -Verbrauches liegen hier bei 32,9 bis 77,1 mg/l im Bereich des Waldrandes, 85,3 bis 139,1 mg/l im Birken-Eichen-Wald und bis zu 188,1 mg/l an einer der Kiefern-Messstellen (Tab. 9). Bei Einzelereignissen kann

der Bestandsniederschlag einen  $\text{KMnO}_4$ -Verbrauch von 608,5 mg/l (W3) bis 622,7 mg/l (NW2) aufweisen.

### 5.1.2.5 Chlorid

Eine natürliche Quelle des Chlorids im Niederschlagswasser stellt die Meeressgisch dar (MATTHESS 1994, HÜTTER 1994). Der Gehalt an Natriumchlorid erfährt dabei mit zunehmender Entfernung von der Küste eine Abnahme und hängt außerdem von Windrichtung und Windstärke ab (MATTHESS 1994). Daneben können aber auch Streusalzausbringungen als anthropogene Quelle eine Rolle spielen. Auf die Bedeutung maritimer Aerosole weist die enge Korrelation zwischen Natrium, Magnesium und Chlorid hin (Tab. 10, vgl. LETHMATE & WENDELER 2000), zu hohen Werten der Korrelationskoeffizienten trägt vermutlich auch der Einfluss von Streusalzausbringungen bei. Im Bestandsniederschlag, weniger im Freiflächenniederschlag, spielen auch Verbindungen des Chlorids mit Kalium und Ammonium eine Rolle (Tab. 10).

Die Chlorid-Werte des Freiflächenniederschlags sind mit 3,5 mg/l (Median) gering, während in den Beständen mit 6,4 bis 24,5 mg/l wesentlich höhere Chlorid-Konzentrationen auftreten (vgl. Tab. 9) und hier einen wichtigen Beitrag zur elektrischen Leitfähigkeit des Niederschlagswassers leisten. Eine Ausnahme bilden die Messstellen der Sukzessionsfläche II (NSu II), der Waldrandmessstelle HE2 und des Birkenbruchwaldes (B), welche sich ganzjährig nur wenig von den Freiflächenmessstellen unterscheiden und sich statistisch nicht von diesen abgrenzen lassen. Der Chlorid-Gehalt des Niederschlagswassers unterliegt ferner einer deutlichen Saisonalität mit teilweise sehr hohen Konzentrationen im Winterhalbjahr (maximal 167,3 mg/l bei NW1). Der insgesamt höchste Wert von 170,2 mg/l wurde an der Probestelle NW2 hingegen im September 2001 beobachtet.

### 5.1.2.6 Natrium und Kalium

Im Gegensatz zu dem küstenbürtig vorwiegend als Natriumchlorid deponierten Natrium zählt Kalium zu den Stoffen, die in erster Linie terrestrischer Herkunft sind. Neben der Emission von industriellen Stäuben und Verbrennungsrückständen sowie der Bildung von Aerosolen bei der Düngemittelausbringung können auch aus natürlichen Quellen beträchtliche Mengen Kalium in den Freiflächen- und vor allem in den Bestandsniederschlag gelangen, so z. B. aus Blütenstäuben, aus Abwaschungen von Vogelkot sowie aus Blattauswaschungen (leaching, vgl. CARLISLE et al. 1966, AHMAD-SHAH & RIELEY 1989). Im Freiflächenniederschlag treten Natrium und Kalium mit Medianwerten von 0,73 bzw. 0,13 mg/l nur in sehr geringen Konzentrationen auf, im Bestandsniederschlag hingegen liegen die Konzentrationen beider Elemente um ein Vielfaches höher (Tab. 9). Während sich beim Natrium eine den Chlorid-Einträgen vergleichbare Zunahme parallel der Zunahme der als Filter wirksamen Kronenoberfläche ergibt, zeigt sich für Kalium ein deutlicher Schwerpunkt hoher Konzentrationen im Bestandsniederschlag der Birken-Eichen-Wald-Standorte (vgl. Abb. 19: W1, W2), mit maximal 58 mg/l (W2) liegen die Werte hier sowie an einer der Kiefern-Messstellen (NW2) signifikant höher als im Bereich des 10 Jahre alten Birken-Kiefern-Aufwuchses (NSu II), des Waldrandes (HE1, HE2, HE3) und des Birkenbruchwaldes (B).

### 5.1.2.7 Calcium und Magnesium

Eine wichtige Quelle von Calcium und Magnesium im Niederschlagswasser stellen basische Stäube dar, die beide Elemente in carbonatischer Bindung enthalten (HÜTTER 1994). Ein erhöhter Eintrag Calcium- und Magnesium-haltiger Verbindungen kann insbesondere in den durch Basenarmut gekennzeichneten Ökosystemen der pleistozänen Sandlandschaften zu Veränderungen der Trophieverhältnisse beitragen. Nach BICK (1998) ist derzeit allerdings ein deutlicher Rückgang der industriellen Emission dieser Substanzen zu beobachten. Mit Konzentrationen von 0,2 mg/l Calcium und 0,15 mg/l Magnesium treten beide Substanzen im Freiflächenniederschlag nur in geringen Konzentrationen auf, verbunden mit sehr geringen Schwankungen der Werte im Jahresgang (Tab. 9). Eine nur geringe Korrelation beider Elemente im Freiflächenniederschlag (0,47) weist kalkhaltigen Stäuben als Eintragsquelle lediglich eine geringe Bedeutung zu (Tab. 10). Im Bestandsniederschlag werden beide Elemente angereichert und weisen auch eine deutlich engere Korrelation auf (0,91 bis 0,96); allerdings werden bei 75 % der Beprobungstermine Werte von 2,4 mg/l Calcium bzw. 2,6 mg/l Magnesium nicht überschritten. Statistisch lassen sich hier Waldrand und Birkenbruchwald nicht gegenüber dem Birken-Eichen-Wald abgrenzen, unterscheiden sich jedoch deutlich von einer der Kiefern-Messstellen (NW2). Einzelne Ereignisse mit von den Medianen sehr stark abweichenden hohen Konzentrationen im Bestandsniederschlag treten insbesondere in den Herbstmonaten auf.

Entsprechend den geringen Calcium- und Magnesium-Konzentrationen liegt auch die Gesamthärte des Niederschlagswassers mit 0,1°dH auf einem sehr niedrigen Niveau; Werte von 0,1 bis 0,6°dH im Bestandsniederschlag reflektieren die Erhöhung der Calcium- und Magnesium-Konzentrationen im Niederschlagswasser der verschiedenen Waldtypen.

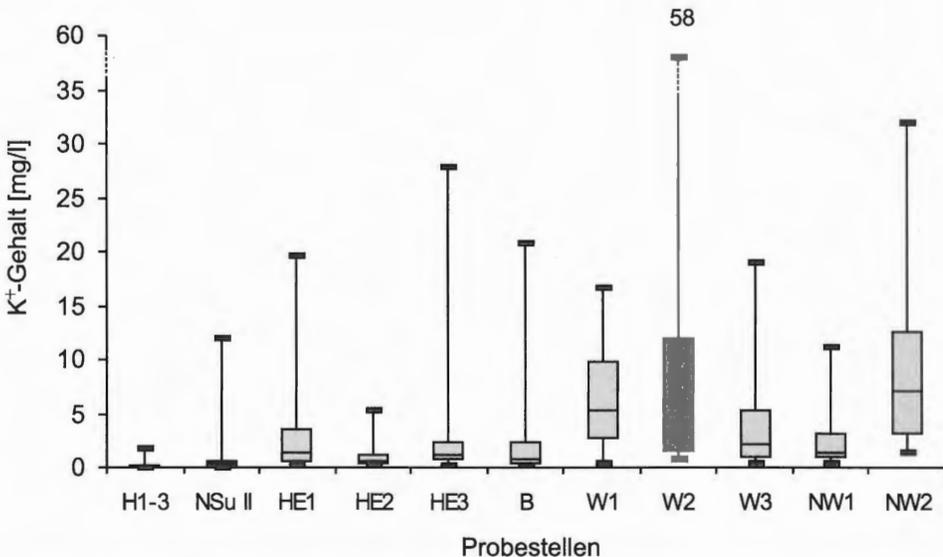


Abb. 19: Kalium-Gehalt [mg/l] des Niederschlagswassers auf der Freifläche und in verschiedenen Beständen im Bereich des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ (Untersuchungszeitraum: März 2001 bis Februar 2002). Zur Bezeichnung der Probstellen vgl. 3.2.1.

### 5.1.2.8 Schwermetalle

Schwermetalle wie Eisen, Mangan und Zink gelangen durch anthropogene Emission als Aerosole in den Abgasen oder in staubförmiger Verteilung im Rauch oder in der Flugasche von Hüttenwerken und industriellen, gewerblichen und häuslichen Feuerungsanlagen sowie in den Abgasen der Verbrennungsmotoren in die Atmosphäre (MATTHESS 1994). Mit Medianwerten von 0,02 mg/l (Eisen, Zink) sind sie im Freiflächenniederschlag jedoch nur in Spuren vorhanden; Mangan ist hier sogar bei über 50 % der Messungen überhaupt nicht nachweisbar (Tab. 9). Infolge dieser geringen atmosphärischen Konzentrationen kommt es auch im Bestandsniederschlag nur zu einer geringfügigen Erhöhung der Konzentrationen an Eisen und Zink, welche bei 75 % der Messungen unter 0,1 mg/l bleiben; die Messwerte unterscheiden sich dennoch signifikant von den Freiflächenwerten.

Deutlich abweichende Verhältnisse liegen bei Mangan vor mit Konzentrationen von 0,06 bis 0,29 mg/l (Mediane) im Bestandsniederschlag der verschiedenen Waldtypen. Insbesondere in den Birken-reichen Beständen sind bei Einzelereignissen mehrere Milligramm Mangan pro Liter im Traufenwasser feststellbar, maximal 4,91 mg/l im Herbst auf der Sukzessionsfläche II (NSu II), welche sich auch ganzjährig durch auffällig hohe Mangan-Werte auszeichnet. Statistisch lassen sich die verschiedenen Laubwaldtypen jedoch nicht differenzieren. Im Gegensatz zu den anderen betrachteten Schwermetallen tragen bei dem leicht aus Blättern auswaschbaren Mangan (vgl. TUKEY et al. 1958) neben der atmosphärischen Deposition auch leaching-Prozesse zu einer Anreicherung von Mangan im Bestandsniederschlag bei und bewirken so die über den normalen Anreicherungseffekt weit hinausgehenden Konzentrationserhöhungen (vgl. 7.1). Hierauf weist auch die enge Korrelation des Mangans mit den ebenfalls durch leaching-Prozesse freigesetzten Elementen Kalium, Calcium und Magnesium hin (0,84 bis 0,97, Tab. 10).

### 5.1.2.9 Niederschlagsbeschaffenheit im Bereich des Trinkwassergewinnungsgebietes Grumsmühlen

Auf der Basis der im Bereich des Trinkwassergewinnungsgebietes Grumsmühlen durchgeführten orientierenden Messungen zur Niederschlagsbeschaffenheit lassen sich sowohl im Freiflächenniederschlag als auch im Bestandsniederschlag gegenüber dem Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ keine deutlichen Unterschiede der Leitfähigkeitswerte beobachten. Allerdings treten im Bereich Grumsmühlen im betrachteten Zeitraum von März bis Juni 2002 erhöhte Konzentrationen anorganischer Stickstoffverbindungen im Freiflächenniederschlag auf, wobei vor allem der Ammonium-Gehalt mit 2,52 bis 2,62 mg/l (Median), in geringerem Umfang auch der Kalium-Gehalt mit 0,21 bis 0,23 mg/l über den Werten liegen, die im gleichen Zeitraum im Bereich des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ auf der Freifläche ermittelt wurden (Tab. 11). Insgesamt ergeben sich hierdurch Hinweise auf einen gegenüber dem Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ stärkeren Einfluss der Landwirtschaft auf die Niederschlagsbeschaffenheit, welcher aufgrund des kurzen Messzeitraumes jedoch nicht statistisch belegt werden kann. Vermutlich wird hierbei jedoch in erster Linie der Einfluss der intensiven Bewirtschaftung der unmittelbar angrenzenden Flächen reflektiert. So zeigen Messdaten der nur wenige Kilometer entfernt gelegenen Messstation Lingen/Baccum des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie einen im Vergleich zum Bereich Grumsmühlen wie auch zum Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ geringeren Gehalt des Freiflächenniederschlags an Stickstoffverbindungen (Tab. 11).

Tab. 11: Konzentrationen ausgewählter Parameter im Freiflächen- und Bestandsniederschlag verschiedener Messstellen im Bereich des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ (H2, H3: Freifläche; W1: Birken-Eichen-Wald) und des Trinkwassergewinnungsgebietes Grums-mühlen (Gr1, Gr2: Freifläche; W4: Birken-Eichen-Wald, Dominanz von *Quercus robur*; W5: Bestand von *Quercus robur* und *Fagus sylvatica*) im Zeitraum März bis Juni 2002 (Mediane). LiB: Messergebnisse des Zeitraumes Januar bis Dezember 2002 nach Angaben des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie, Messstation Lingen-Baccum, Freiflächenniederschlag (Mittelwert).

	LF [µS/ cm]	pH- Wert	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> [mg/l]	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> [mg/l]	Cl <sup>-</sup> [mg/l]	Na <sup>+</sup> [mg/l]	K <sup>+</sup> [mg/l]	Ca <sup>2+</sup> [mg/l]	Mg <sup>2+</sup> [mg/l]	Mn [mg/l]
H2	29	6,0	3,0	1,96	3,5	0,58	0,15	0,4	0,16	< 0,02
H3	26	6,0	3,0	1,76	3,5	0,54	0,12	0,4	0,18	n. n.
Gr1	28	6,2	3,6	2,62	3,2	0,72	0,21	0,4	0,19	< 0,02
Gr2	29	6,3	3,6	2,52	3,5	0,67	0,23	0,4	0,18	< 0,02
W1	123	6,0	4,2	6,66	10,6	3,68	4,23	0,9	1,16	0,22
W4	118	6,4	0,6	6,56	7,1	2,37	9,60	0,8	1,23	0,14
W5	121	6,3	1,3	9,16	7,1	2,67	5,65	0,9	1,10	0,15
LiB	23	5,8	2,2	1,38	1,7	0,96	< 0,3	< 0,1	0,11	k. A.

### 5.1.3 Jahreszeitliche Veränderungen der Niederschlagsbeschaffenheit

Neben der räumlichen Differenzierung der Niederschlagsbeschaffenheit unter dem Einfluss der Baumartenzusammensetzung in den verschiedenen Bestandstypen lassen sich bei den meisten Parametern deutliche Schwerpunkte der Konzentrationsveränderungen im Jahresgang beobachten. Da die Effekte der belaubten Krone auf die hydrochemische Beschaffenheit des Traufenwassers von erheblicher Bedeutung sind (AHMAD-SHAH & RIELEY 1989), wird hier eine Gegenüberstellung der Konzentrationen ausgewählter Parameter im Winterhalbjahr (November bis April) und im Sommerhalbjahr (Mai bis Oktober) vorgenommen (vgl. Tab. 12). Im Sommerhalbjahr lässt sich beispielsweise vor allem im Bestandsniederschlag eine deutliche Erhöhung des KMnO<sub>4</sub>-Verbrauches (Abb. 20) sowie der Konzentrationen von Kalium, Calcium, Magnesium und Mangan und damit auch der elektrischen Leitfähigkeit feststellen, wobei diese Differenzierung besonders beim Kalium sehr stark ausgeprägt ist (vgl. Abb. 21). Ebenfalls leicht erhöhte Konzentrationen dieser Elemente sowie des Gehaltes organischer Verbindungen im Freiflächenniederschlag weisen ferner darauf hin, dass zur erhöhten Deposition in den Beständen nicht nur die bei Belaubung vergrößerte Filteroberfläche sowie Stoffausscheidungs- und -austauschprozesse im Kronenraum eine Rolle spielen, sondern dass allgemein während der Vegetationsperiode eine größere Menge an Pflanzennährstoffen, beispielsweise in organischer Bindung in Form von Blütenstäuben, in den Luftraum gelangt (vgl. 7.1).

Auf der Ebene der elektrischen Leitfähigkeit werden diese Unterschiede an einigen Messstellen allerdings überlagert von einem ausgeprägten Schwerpunkt der Verteilung hoher Natrium- und Chlorid-Konzentrationen in den Wintermonaten, welcher teilweise von der stärkeren Meeresbeeinflussung der Niederschläge im Winter (MATTHESS 1994), vor allem aber durch die Folgen lokaler Streusalzausbringungen bestimmt wird (vgl. 7.1). Hierbei zeigt sich eine starke Natrium- und Chlorid-Belastung vor allem an den im Osten des Naturschutzgebietes gelegenen Bestandsmessstellen (HE1, W1, W3, NW1),

während die Messstellen im Bereich des Erdfallsee-Gebietes hingegen durch sommerliche Maxima der Leitfähigkeit und eine weniger starke Erhöhung der Natrium- und Chlorid-Werte im Winterhalbjahr gekennzeichnet sind.

Tab. 12: Mediane der Konzentrationen ausgewählter Parameter im Niederschlagswasser während des Sommerhalbjahres (So) und Winterhalbjahres (Wi), dargestellt am Beispiel verschiedener Freiflächen- und Bestandsmessstellen im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“. H1-3: Mediane aller drei Freiflächenmessstellen; NSu II: 10-jähriger Birken-Kiefern-Aufwuchs; HE1: Waldrand; B: Birkenbruchwald; W1: Birken-Eichen-Wald; NW2: *Pinus sylvestris*-Bestand (Untersuchungszeitraum: März 2001 bis Februar 2002). LF = elektr. Leitfähigkeit.

	H1-3		NSu II		HE1		B		W1		NW2	
	So	Wi	So	Wi	So	Wi	So	Wi	So	Wi	So	Wi
LF [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ]	21	30	37	35	54	75	59	57	128	151	282	217
pH-Wert	5,9	5,3	5,3	5,0	5,5	5,5	5,6	5,5	5,9	5,4	5,8	5,5
$\text{NO}_3^-$ [mg/l]	2,1	2,6	1,8	2,4	2,5	3,3	2,6	3,9	5,6	8,6	11,8	9,3
$\text{NH}_4^+$ [mg/l]	1,30	1,43	1,31	1,18	3,20	2,72	3,24	3,49	8,00	8,55	14,15	12,08
Cl <sup>-</sup> [mg/l]	2,7	4,6	2,8	5,4	4,2	12,2	3,2	7,5	8,5	21,3	18,7	25,9
$\text{KMnO}_4$ -Verbrauch [mg/l]	11,4	6,5	66,4	18,4	137,5	23,6	172,3	71,1	181,7	66,4	314,5	98,0
$\text{Na}^+$ [mg/l]	0,36	1,15	0,64	1,49	1,44	1,77	1,05	2,12	3,7	7,6	8,7	11,5
$\text{K}^+$ [mg/l]	0,16	0,08	0,68	0,11	1,46	0,88	2,50	0,51	5,3	5,3	12,7	3,55
$\text{Ca}^{2+}$ [mg/l]	0,3	0,2	0,7	0,3	0,3	0,9	1,8	0,4	1,0	1,0	2,3	1,3
$\text{Mg}^{2+}$ [mg/l]	0,12	0,19	0,54	0,22	0,71	0,57	1,00	0,36	0,98	1,13	2,32	1,56
Mn [mg/l]	<0,02	n. n.	0,39	0,03	0,09	0,03	0,28	0,05	0,30	0,29	0,35	0,17

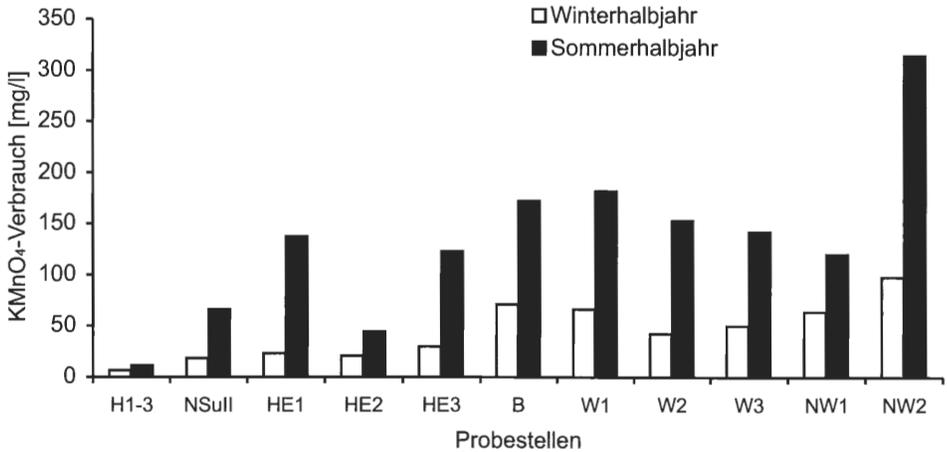


Abb. 20:  $\text{KMnO}_4$ -Verbrauch [mg/l] des Niederschlagswassers auf der Freifläche und an verschiedenen Bestandsmessstellen im Bereich des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“, dargestellt sind jeweils die Mediane der Messwerte des Sommer- und Winterhalbjahres (Untersuchungszeitraum: März 2001 bis Februar 2002). Zur Bezeichnung der Probstellen vgl. 3.2.1.

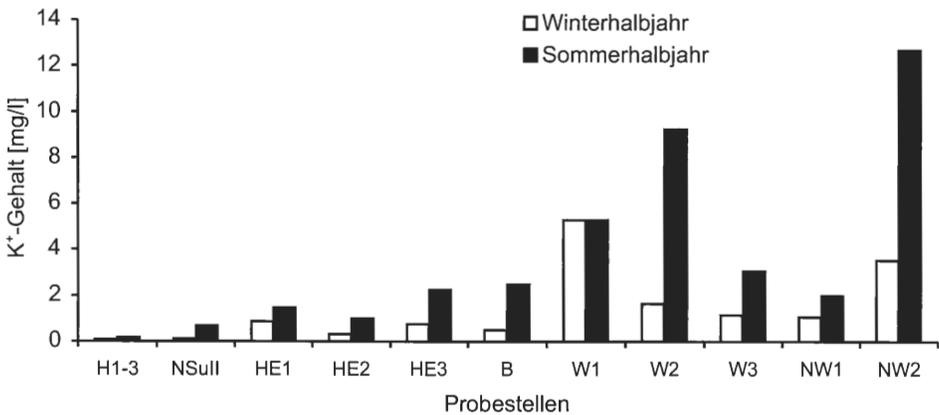


Abb. 21: Kalium-Konzentration [mg/l] des Niederschlagswassers auf der Freifläche und an verschiedenen Bestandsmessstellen im Bereich des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“, dargestellt sind jeweils die Mediane der Messwerte des Sommer- und Winterhalbjahres (Untersuchungszeitraum: März 2001 bis Februar 2002). Zur Bezeichnung der Probestellen vgl. 3.2.1.

Die jahreszeitliche Differenzierung des Gehaltes an Stickstoffverbindungen im Niederschlagswasser fällt weniger deutlich aus; dennoch lässt sich an einigen Bestandsmessstellen im Sommerhalbjahr eine erhöhte Ammonium-Konzentration beobachten, was möglicherweise auf dem Zusammenwirken erhöhter Ammoniak-Emissionen im Zuge der Bewirtschaftungsmaßnahmen im Frühjahrs- und Sommerzeitraum sowie deren effektiverer Anreicherung durch die belaubte Krone beruht. Gleichzeitig weist auch ein gegenüber dem Winterhalbjahr deutlich erhöhter pH-Wert auf einen erhöhten atmosphärischen Ammoniak-Gehalt sowie auf eine vermehrte Bildung von Ammoniumverbindungen hin (vgl. Gisi et al 1997). Mit Ausnahme eines Kiefernstandortes (NW2) treten höhere Nitrat-Konzentrationen hingegen schwerpunktmäßig in den Wintermonaten auf (Tab. 12).

#### 5.1.4 Jährliche Stoffeinträge über den Niederschlagspfad

Insbesondere die Niederschlagsuntersuchungen am Waldrand, im Birkenbruchwald und in den *Pinus sylvestris*-Beständen stellen kleinräumige Untersuchungen dar, deren Ergebnisse nur für den eng umgrenzten Bereich der Probestelle zutreffen. Auch weist die hohe Variabilität zwischen den verschiedenen Waldrand- und Birken-Eichen-Wald-Probstellen auf die Bedeutung lokal wirksamer Einflussfaktoren wie Dichte des Kronendaches, Artzusammensetzung der am Kronenaufbau beteiligten Bäume und Exposition zur Hauptwindrichtung hin. Eine Umrechnung der Konzentrationsangaben der Niederschlagsinhaltsstoffe in die Einheit [kg/ha\*a] stellt deswegen eine starke Verallgemeinerung dar, und die so ermittelten Depositionsangaben besitzen aufgrund der kleinräumigen Differenzierung der betrachteten Strukturen nur eine eingeschränkte Aussagekraft. Um eine bessere Vergleichbarkeit der Messergebnisse mit Angaben anderer Autoren zu gewährleisten, wurde diese Umrechnung dennoch vorgenommen (vgl. Tab. 13).

Die bereits dargestellte deutliche Differenzierung der Niederschlagsbeschaffenheit auf den Freiflächen einerseits und im Bestandsniederschlag der verschiedenen Waldtypen andererseits wird durch die Depositionsangaben bestätigt (Tab. 13). Trotz einer Verringerung der Niederschlagsmenge um bis zu 50 % im Bestand (vgl. 5.1.1) liegen die Stoffeinträge hier erheblich höher als auf der Freifläche. Die Depositionshöhe zeigt zudem eine deutliche saisonale Abhängigkeit vor allem im Bereich der Laubwaldstand-

Tab. 13: Jährliche Depositionsraten [kg/ha\*a] ausgewählter Parameter an Freiflächen- und Bestandsmessstellen im Untersuchungsgebiet (H1-3: Mittelwert dreier Freiflächenmessstellen). **A** Messstellen im Bereich des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“: Angaben für den Zeitraum März 2001 bis Februar 2002, errechnet auf der Basis von 44 Einzelmessungen; die Angaben für den Bereich des Trinkwassergewinnungsgebietes Grummühlen basieren auf Daten der Messstation Lingen-Baccum (LiB) des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie des Jahres 2001. **B** Angaben für ausgewählte Messstellen im Zeitraum März 2001 bis Februar 2002, differenziert nach Sommerhalbjahr (So) und Winterhalbjahr (Wi).

<b>A</b>	H1-3	LiB	NSu II	HE1	HE2	HE3	B	W1	W2	W3	NW1	NW2
Nitrat-N [kg/ha*a]	5,0	5,2	4,5	5,3	6,0	5,5	6,2	11,7	6,0	7,3	9,3	12,3
Ammonium-N [kg/ha*a]	10,9	9,3	11,8	16,3	15,1	21,6	23,8	43,7	27,7	28,7	27,1	53
Gesamt-N (anorg.) [kg/ha*a]	15,9	14,5	16,3	21,6	21,1	27,1	30	55,4	33,7	36,0	36,4	65,3
Anteil NH <sub>4</sub> -N am anorg. N [%]	69	62	72	75	72	80	79	79	82	80	74	81
Chlorid [kg/ha*a]	45,3	16,1	62,4	77,4	58,3	101,9	61,6	151,6	80,6	134,5	94,1	162,8
Natrium [kg/ha*a]	11,5	7,3	17,0	27,6	18,0	37,7	18,3	48,1	29,1	48,6	39,4	71,9
Kalium [kg/ha*a]	1,9	k. A. <sup>1</sup>	7,7	13,9	7,5	13,1	13,7	41,7	65,0	31,2	11,9	42,0
Calcium [kg/ha*a]	2,4	k. A. <sup>1</sup>	5,5	4,6	3,5	6,0	9,4	8,5	8,0	11,6	5,6	9,3
Magnesium [kg/ha*a]	1,7	k. A. <sup>1</sup>	6,7	4,9	3,3	7,4	6,1	10,1	9,6	10,3	5,7	10,9
Eisen [kg/ha*a]	0,21	k. A.	0,23	0,25	0,19	0,24	0,34	0,42	0,53	0,51	0,29	0,49
Mangan [kg/ha*a]	0,02	k. A.	3,25	0,46	0,24	0,67	1,87	2,77	1,56	1,31	0,46	1,40
Zink [kg/ha*a]	0,14	k. A. <sup>1</sup>	0,26	0,2	0,14	0,28	0,32	0,35	0,33	0,58	0,20	0,29

<b>B</b>	H1-3 (Mittelwert)		HE1		B		W1		W2		NW2	
	So	Wi	So	Wi	So	Wi	So	Wi	So	Wi	So	Wi
Nitrat-N [kg/ha]	2,1	2,9	2,4	3,0	2,0	4,2	4,2	7,5	2,5	3,5	5,4	6,9
Ammonium-N [kg/ha]	5,6	5,4	7,9	8,4	9,8	14,0	20,4	23,3	15,0	12,7	22,9	30,1
Gesamt-N (anorg.) [kg/ha]	7,7	8,2	10,3	11,3	11,8	18,2	24,6	30,8	17,5	16,2	28,3	37,0
Anteil NH <sub>4</sub> -N am anorg. N [%]	72	65	77	74	83	77	83	76	86	78	81	81
Chlorid [kg/ha]	17,0	28,4	26,1	51,3	19,2	42,4	46,8	104,8	24,7	55,9	66,9	95,9
Natrium [kg/ha]	3,5	8,0	8,9	18,8	5,3	13,0	10,8	37,3	10,3	18,7	31,3	40,6
Kalium [kg/ha]	1,4	1,5	7,3	6,6	9,4	4,3	16,5	25,2	40,8	24,2	23,6	18,4
Calcium [kg/ha]	1,51	0,93	2,71	1,88	5,46	3,97	3,47	5,05	4,04	3,97	4,71	4,57
Magnesium [kg/ha]	0,64	1,06	2,34	2,56	3,14	3,02	3,97	6,15	5,37	4,26	5,81	5,06
Mangan [kg/ha]	0,02	0,01	0,30	0,16	1,12	0,75	1,04	1,74	0,76	0,80	0,78	0,62

<sup>1</sup> Keine Berechnung der Frachten, da über 50 % der vorliegenden Messwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze.

orte, wobei für die Parameter Kalium, Calcium und Mangan ein ausgeprägter Schwerpunkt der Einträge im Sommerhalbjahr, für Nitrat, Ammonium, Gesamtstickstoff, Chlorid und Natrium hingegen im Winterhalbjahr zu beobachten ist (vgl. Tab. 13B). Hierbei muss allgemein berücksichtigt werden, dass im Winterhalbjahr des zugrunde liegenden Messzeitraumes eine wesentlich größere Niederschlagsmenge gefallen ist als im Sommerhalbjahr (vgl. Tab. 8). Geringere Nitrat-Einträge in den Sommer- und Herbstmonaten werden zudem durch einen höheren Anteil des Ammonium-Stickstoffs am Gesamtstickstoff in diesem Zeitraum reflektiert. Unter den Pflanzennährstoffen ist insbesondere die Deposition von Ammonium-Stickstoff und Kalium an den Eichenmischwald- und Kiefernmesststellen deutlich gegenüber der Freifläche und den lichterem Bestandstypen erhöht. Aufgrund der Messwerte ist für den Untersuchungszeitraum März 2001 bis Februar 2002 von einer Freiflächen-Deposition anorganisch gebundenen Stickstoffes von 15,9 kg/ha auszugehen, an welcher der  $\text{NH}_4$ -Stickstoff einen Anteil von 69 % ausmacht. Im südlichen Emsland ist die Freiflächen-Deposition anorganischer Stickstoffverbindungen nach Angaben des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie mit 14,5 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr hingegen etwas geringer (Messstation Lingen-Baccum, Tab. 13A). Liegen die Werte für die Waldrandsituationen im Bereich des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ mit 21,1 bis 27,1 kg/ha\*a nur etwas höher als die Freiflächenwerte, so übersteigt die Höhe der Stickstoff-Deposition im Birken-Eichen-Wald und in den *Pinus sylvestris*-Beständen diese um ein Vielfaches, wobei hier der Anteil des  $\text{NH}_4$ -Stickstoffes mit 74 bis 82 % sogar noch etwas zunimmt.

Auch die Einträge von Phosphat mit dem Niederschlagswasser sind im Bereich des Birken-Eichen-Waldes deutlich höher als auf der Freifläche; wie Messungen aus dem Jahr 2000 zeigen, steht hier einer Freiflächen-Deposition von 0,08 kg/ha\*a (Probestelle H2) eine Deposition von 0,44 kg/ha\*a mit dem Bestandsniederschlag gegenüber (Probestelle W1). Genau wie Calcium und Magnesium wirkt Phosphat insgesamt aber weniger stark differenzierend. Eine erheblich höhere Deposition mit dem Bestandsniederschlag ist zudem bei den Parametern Natrium und Chlorid zu beobachten: Während auf der Freifläche von einer jährlichen Deposition von 11,5 kg/ha\*a Natrium sowie 45,3 kg/ha\*a Chlorid auszugehen ist, werden in den verschiedenen Waldtypen 18,3 bis 71,9 kg/ha\*a Natrium sowie 61,6 bis 162,8 kg/ha\*a Chlorid mit den Niederschlägen eingetragen.

## 5.2 Eigenschaften des Sicker- und Grundwassers im Bereich verschiedener Vegetationstypen

### 5.2.1 Sickerwassermengen und Grundwasserflurabstände in Abhängigkeit von Vegetation und Niederschlagsverteilung

Im Zusammenhang mit der klima- und witterungsspezifischen Verteilung der Niederschläge und der Evapotranspiration treten jahreszeitliche Veränderungen der Versickerungsraten und damit auch des Grundwasserstandes auf; charakteristisch ist ein Maximum der Versickerung in der Zeit von Dezember bis Mai, ein Minimum in der Zeit von Juli bis September. Unter dem Einfluss des humiden Klimas werden durch die im Winterhalbjahr anfallenden Niederschläge die Evapotranspirationsverluste des Sommers wieder ausgeglichen, der darüber hinaus bestehende Wasserüberschuss geht in die jährliche Grundwasserneubildung ein. Wegen des hohen Anteils der Transpiration an der gesamten Verdunstung wird die Höhe der jährlichen Grundwasserneubildung entscheidend durch die Vegetation beeinflusst (MATTHESS & UBELL 1983); hohen Neubildungs-

raten unter Acker- und Grünlandflächen stehen deutlich geringere Neubildungsraten unter Laub- und besonders Nadelwald gegenüber. Entscheidend für den Wasserhaushalt sind ferner die hydrologische Situation sowie die Bodeneigenschaften eines Standortes, insbesondere die Körnung des Substrates und die Feldkapazität der Böden. Bei sehr geringen Grundwasserflurabständen werden Verdunstung und Versickerung von der Höhe des kapillaren Aufstiegs bestimmt; bei Flurabständen über 2 m ist unter humiden Klimabedingungen hingegen eine ständige nach unten gerichtete Wasserbewegung innerhalb der wasserungesättigten Bodenzone charakteristisch, welche nur während der Vegetationsperiode in den obersten Teilen des Bodens unterbrochen wird, weil dort dann der Aufwärtstransport als Folge der Evapotranspiration überwiegt.

Mit der Lage des Grundwasserspiegels variiert entsprechend die vertikale Ausdehnung der darüber befindlichen wasserungesättigten Bodenzone und damit auch die Länge der Sickerstrecke im Jahresgang ganz erheblich. Ein Teil der Hohlräume dieser Zone ist stets wassergefüllt; etwa 10 bis 20 Vol-% des Untergrundes werden von der so genannten Grundluft eingenommen (MATTHESS 1994). Sauerstoffverbrauchende Prozesse sowie die Sauerstoffzufuhr aus der Atmosphäre über die wasserungesättigte Bodenzone wirken maßgeblich auf die Redoxverhältnisse in dieser Zone und letztlich auch im Grundwasser ein. Für bodenbiologische Prozesse sowie redoxpotentialabhängige chemische und physikalische Umwandlungs-, Adsorptions- und Mobilisierungsprozesse und damit auch für die Mobilität verschiedenster Sickerwasserinhaltsstoffe ist der räumliche und zeitliche Wechsel oxidierender und reduzierender Verhältnisse von entscheidender Bedeutung.

### 5.2.1.1 Sickerwassermengen

Im Zusammenhang mit dem Wasserentzug durch die Vegetation sowie der Bodenevaporation variieren die beobachteten monatlichen Sickerwassermengen jahreszeitlich und auch zwischen den einzelnen Messstellen erheblich und liegen meist deutlich unter 10 mm bzw. 10 l/m<sup>2</sup>; eine Ausnahme bilden hier die ganzjährig sehr nassen, durch hoch anstehendes Grundwasser bzw. Überstauung gekennzeichneten Bereiche der Glockenheide-Gesellschaft, der Spießtorfmoosgesellschaft, der Feuchtwiese und auch des Maisackers, wo zu den meisten Messterminen mindestens 20 mm Sickerwasser anfielen. An den mäßig feuchten Standorten lässt sich bei zunehmenden Interzeptionsverlusten in den Beständen (vgl. 5.1.1) eine tendenzielle Abnahme der Sickerwassermengen von der Zwergstrauchvegetation über die Laubwaldstandorte bis zu dem Kiefernbestand feststellen. An den Grünlandstandorten sind die Sickerwassermengen vor allem während der Vegetationsperiode sehr gering.

Sowohl unter der Zwergstrauchvegetation als auch im Birken-Eichenwald und unter Grünland treten hohe Sickerwassermengen schwerpunktmäßig in den Monaten Januar bis März im Zusammenhang mit hohen Niederschlägen und niedrigen Temperaturen auf (Abb. 22), da sowohl die Bodenevaporation als auch der Wasserentzug durch die Vegetation zu dieser Jahreszeit gering sind. Während unter dem Einfluss der Zwergstrauchvegetation zudem bereits ab Oktober (2001) ein deutlicher Anstieg der Sickerwassermenge zu beobachten ist, tritt eine Zunahme unter der gräserreichen Vegetation erst in den Wintermonaten ein. In den Sommermonaten unterliegt die Sickerwassermenge im Bereich der Heide und des Grünlandes erheblichen Schwankungen und bleibt als Folge einer hohen Evapotranspiration trotz teilweise ergiebiger sommerlicher Niederschläge überwiegend relativ gering. Die hier beobachteten Sickerwassermengen liegen teilweise deutlich niedriger als die für Sandböden von anderen Autoren angegebenen Werte (vgl. WEINERT et al. 2000), was möglicherweise auf den starken Einfluss

der Evapotranspiration bei den nur geringmächtigen Monolithen insbesondere während der Vegetationsperiode zurückzuführen ist.

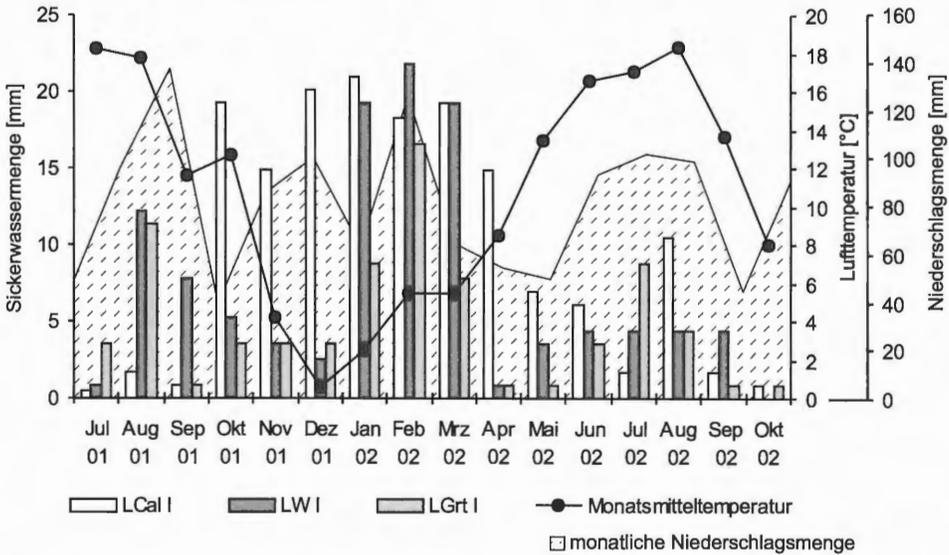


Abb. 22: Monatliche Sickerwassermenge [mm], gemessen in 35 cm Bodentiefe unter *Calluna/Erica*-Heide (LCal I), im Birken-Eichenwald (LW I) und unter Grünland (LGrt I) im Zusammenhang mit der monatlichen Niederschlagsmenge [mm] und der Lufttemperatur [°C].

### 5.2.1.2 Grundwasserflurabstände

Bezogen auf NN liegt der Grundwasserspiegel im Trinkwassergewinnungsgebiet Grumsmühlen mit 25,9 bis 28,6 m NN im Bereich der Untersuchungsflächen etwa 16 m niedriger als im südlich davon gelegenen Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ (41,9 bis 43,5 m NN). Mit Grundwasserflurabständen von 38 bis 230 cm (Mediane) sind die Untersuchungsflächen beider Bereiche als grundwassernahe Standorte einzustufen, wobei die Flurabstände im Bereich des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ tendenziell geringer sind (vgl. Tab. 14). Höchststände des Grundwassers von nur 7 bzw. 3 cm unter Flur treten hier im Februar 2002 an den Grundwassermessstellen 18 und 23 (Mediane: 40 bzw. 38 cm) innerhalb der Heidefläche östlich des Erdfallsees auf und bestätigen damit die auch in der Vegetation deutlich sichtbare größere Grundwassernähe dieser Heidefläche gegenüber derjenigen westlich des Großen Heiligen Meeres (GWM 21: 102 cm; GWM 22: 106 cm). Mit einer Amplitude von 68 cm (GWM 18) bzw. 59 cm (GWM 23) bleiben hier auch die jahreszeitlichen Grundwasserstandsschwankungen gering, während insbesondere im Kontaktbereich zu Waldflächen mit 94 bis 132 cm deutlich stärkere jahreszeitliche Veränderungen der Flurabstände auftreten (GWM 3, 4, 17; Trinkwassergewinnungsgebiet Grumsmühlen: 1159, 1447, vgl. Tab. 14).

Jahreszeitliche Veränderungen der Grundwasserflurabstände erfolgen an allen Messstellen parallel und sind im Zusammenhang mit Wasserverlusten durch Evapotranspiration sowie der Wasserzufuhr durch Niederschläge zu sehen (Abb. 23). Im Untersuchungszeitraum 2001/2002 wird ein Minimum des Grundwasserflurabstandes an den

Tab. 14: Grundwasserflurabstände [cm] ausgewählter Messstellen im Untersuchungsgebiet Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ (A) und im Bereich des Trinkwassergewinnungsgebietes Grumsmühlen (B). Bei der Berechnung statistischer Größen der Grundwasserflurabstände wurden nur die Messdaten des Zeitraumes März 2001 bis Februar 2002 berücksichtigt. Angaben für den Bereich Grumsmühlen nach Messdaten von Seiten des Wasserwerkes Grumsmühlen; in Klammern angegeben sind jeweils die in der Nähe der Pegelmessstellen gelegenen Grundwasserbeprobungsstellen.

A Grundwassermessstellen NSG „Heiliges Meer“	3	4	5	10	17	18	20	21	22	23
<b>Median</b>	134	174	122	122	85	40	91	102	106	38
<b>Minimum</b>	78	121	75	96	43	7	61	75	51	3
<b>Maximum</b>	188	217	160	154	137	75	136	134	142	62

B Pegelmessstellen Trinkwassergewinnungsgebiet Grumsmühlen	1159 (W II)	1447 (W II)	1161 (Grt II)	1160 (Su III)	1165 (Grf II)	1166 (Grf II)	1513 (Grf II)
<b>Median</b>	230	223	202	170	116	101	104
<b>Minimum</b>	141	139	133	99	88	60	76
<b>Maximum</b>	273	265	242	211	131	141	120

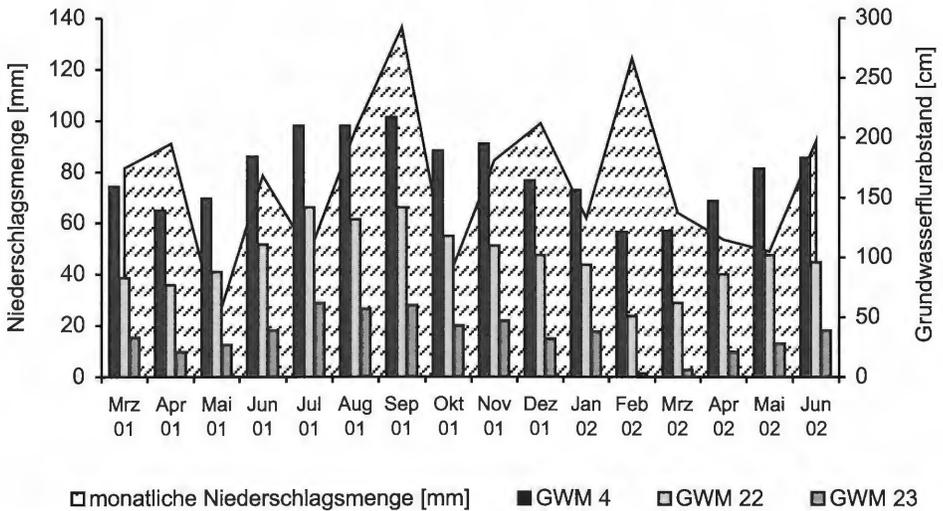


Abb. 23: Veränderungen der Grundwasserflurabstände [cm] an den Messstellen GWM 4 (Birken-Eichen-Wald), 22 (trockene Heide) und 23 (feuchte Heide) im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ und monatliche Niederschlagsmengen [mm] im Zeitraum März 2001 bis Juni 2002.

meisten Messstellen im Februar, ein Maximum im Juli und September erreicht; hohe Niederschläge in den Monaten August (96,5 mm) und September (136,5 mm) verhindern in diesem Zeitraum ein stärkeres Absinken des Grundwasserstandes im Herbst. Im März 2002 liegen die Grundwasserstände deutlich über denjenigen im März des Vorjahres. Auch im Bereich der Untersuchungsflächen innerhalb des Trinkwasserge-

winnungsgebietes Grumsmühlen lässt sich die Tendenz eines gegenüber 2001 niederschlagsreicherer Frühjahrs 2002 an höheren Grundwasserständen deutlich erkennen. Hinsichtlich der Flurabstände ist hier allerdings zu berücksichtigen, dass Schwankungen in der Trinkwasserförderleistung sich möglicherweise auch im oberflächennahen Bereich durch eine Beeinflussung der Flurabstände auswirken und dadurch Effekte der Niederschlagsverteilung überlagert werden können (vgl. JOSOPAIT 2002).

### 5.2.2 Wassertemperatur

Tab. 15: Wassertemperatur [°C] des Sickerwassers sowie des oberflächennahen Grundwassers an ausgewählten Probestellen im Bereich von Heide, Wald und landwirtschaftlichen Nutzflächen. Dargestellt sind der Median (Minimum; Maximum) der Messwerte. Zur Bezeichnung der Probestellen vgl. 3.2.3.

	Heide				Wald				Landwirtschaftliche Nutzflächen			
Sickerwasser												
	LCal I	LEmp	LE	LHWB	LB	LW I	LW II	LK	LGrt I	LGrt III	LGrf I	LA II
Wassertemperatur [°C]	9,1 (2,8; 17,6)	11,1 (4,5; 16,5)	11,2 (1,6; 19,6)	12,5 (1,7; 20,0)	11,1 (5,0; 16,5)	11,9 (5,6; 15,7)	12,7 (6,2; 15,7)	12,6 (3,9; 16,0)	14,2 (2,6; 18,7)	10,1 (5,8; 17,4)	13,5 (4,2; 18,3)	9,8 (2,4; 19,0)
Oberflächennahes Grundwasser												
	HN2	Emp I	HO1	FHWB	B II	W I	W II	K	Grt I	Grt III	Grf I	A II
Wassertemperatur [°C]	10,0 (5,6; 14,6)	9,5 (6,7; 15,2)	11,8 (5,2; 17,4)	12,1 (4,6; 18,7)	10,3 (6,1; 15,6)	10,2 (6,4; 14,8)	11,1 (8,4; 12,6)	10,9 (7,7; 12,8)	13,0 (6,8; 15,5)	12,5 (7,0; 15,7)	13,8 (4,8; 17,6)	12,1 (6,5; 16,3)

Die Temperatur des Grundwassers entsteht nach MATTHESS (1994) als Ergebnis des Wärmeumsatzes an der Erdoberfläche und steht durch den Wärmeaustausch zwischen dem Wasser und dem festen Substrat der Böden in einem engen Zusammenhang mit der Bodentemperatur und deren vertikaler sowie tages- und jahresperiodischer Veränderung. Die wichtigste Quelle thermischer Energie stellt die Einstrahlung von der Sonne dar, während eine Wärmeproduktion durch mikrobielle Prozesse für den Wärmehaushalt der Böden nur eine untergeordnete Rolle spielt; diese werden aber ihrerseits entscheidend von der Temperatur beeinflusst. Zu einer Erwärmung der Böden und des Bodenwassers kann insbesondere im Frühjahr auch das Niederschlagswasser beitragen. Ein Vergleich der Wassertemperaturen des Sicker- und Grundwassers weist für das Sickerwasser eine deutlich größere jahreszeitliche Amplitude der Temperaturwerte auf, wobei sowohl im Sicker- als auch im Grundwasser die geringsten Temperaturschwankungen unter Wald auftreten (Tab. 15: LB, LW I, LW II; W II, K). Das Bestandsklima des Waldes, möglicherweise auch die isolierende Wirkung der Streuauflage, verhindern hier zudem ein allzu starkes Absinken der Sickerwassertemperatur, wie es beispielsweise bei fehlender Vegetationsdecke im Bereich des Maisackers beobachtet werden kann (LA II, vgl. Tab. 15).

Die jahreszeitlichen Veränderungen der Lufttemperatur spiegeln sich sehr deutlich in den Temperaturen des Sickerwassers wider (Abb. 24), wobei sich insbesondere an den Heide- und Grünlandstandorten eine deutliche Übereinstimmung der Sickerwassertem-

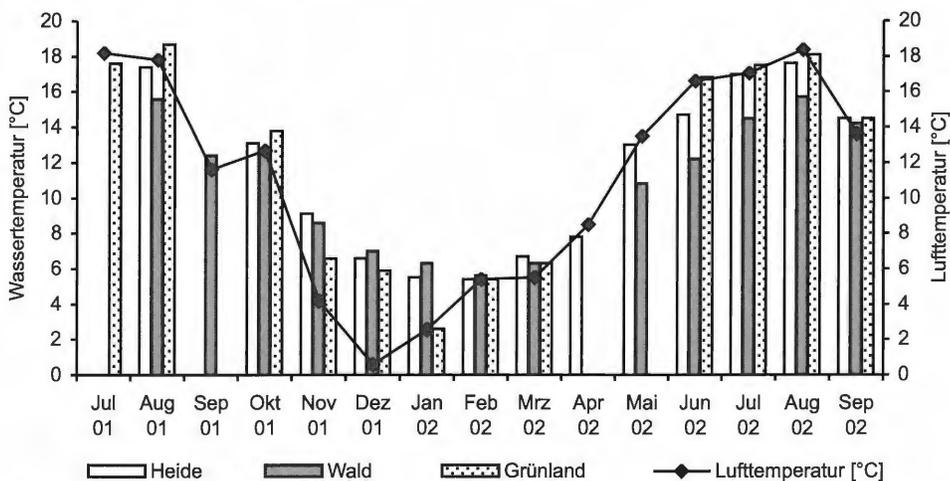


Abb. 24: Wassertemperatur des Sickerwassers [°C] in 35 cm Bodentiefe unter *Calluna/Erica*-Heide (LCal I), Birken-Eichen-Wald (LW I) und Grünland (LGrt I) im Zusammenhang mit der Lufttemperatur [°C] (Monatsmitteltemperatur).

peratur mit der mittleren monatlichen Lufttemperatur ergibt. Unter Wald liegen die Sickerwassertemperaturen als Folge der Abschattung deutlich niedriger. Lediglich in den Monaten November bis Februar folgt die Sickerwassertemperatur den Veränderungen der Lufttemperatur mit deutlicher Verzögerung und sinkt auch nicht unter 5,6 bzw. 5,5 °C im Bereich des Birken-Eichen-Waldes und der Zwergstrauchheide und 2,6 °C unter Grünland ab.

### 5.2.3 Hydrochemische Charakterisierung des Sicker- und Grundwassers im Bereich der Ufervegetation der Heideweiher

Grundwasserfilter wurden unter anderem im sandigen Substrat eines dem Heideweiher D Wasser zuführenden Grabens (HGr) sowie an den Ufern der Heideweiher B (H2a, H2b) und C (HC) und im Zentrum des Heideweiher A (HN1) im Wuchsbereich der *Molinia*-Rasen eingesetzt. Da der Einzugsbereich der Filter aber vermutlich die kleinräumige Ausdehnung der einzelnen Zonen der Ufervegetation übersteigt, ist eine Differenzierung nicht sinnvoll; die hydrochemischen Befunde dieser Probestellen sind also der Vegetation der Uferbereiche in ihrer Gesamtheit zuzuordnen.

Sowohl das Sickerwasser als auch das oberflächennahe Grundwasser in der Uferzone der Heideweiher sind mit Leitfähigkeitswerten von meist unter 100  $\mu\text{S}/\text{cm}$  sehr ionenarm (Abb. 25); die höchsten Werte sind hier im Sickerwasser eines *Sphagnum*-reichen *Erica tetralix*-Bestandes vom Typ des *Ericetum tetralicis* (LE) sowie einer von *Sphagnum cuspidatum* und *Juncus bulbosus* aufgebauten Vegetation vom Typ des *Sphagnetum cuspidato-denticulati* (LHWB) zu beobachten, wobei allerdings bei pH-Werten von pH 4,0 bzw. 3,9 (Mediane) ein großer Anteil der elektrischen Leitfähigkeit auf Protonen zurückgeht (Tab. 16). Im Grundwasser bei 120 cm Bodentiefe steigen die pH-Werte dann wieder leicht an auf Werte von 4,2 bis 5,1 (Mediane). Verglichen mit dem Sickerwasser im Bereich des Birken-Eichen-Waldes oder der *Genisto-Callunetum*-Heiden (vgl. 5.2.4 und 5.2.5) bilden sich an den staunassen Standorten unter dem Einfluss

der Spießtorfmoosgesellschaft und der sphagnenreichen Glockenheide im Sickerwasser sehr stabile Verhältnisse mit einer nur geringen jahreszeitlichen Amplitude der Ionenkonzentrationen aus, welche im Vergleich zum oberflächennahen Grundwasser dieser Bereiche dennoch deutlich ausgeprägt ist. Am Beispiel der Spießtorfmoosgesellschaft lässt sich in diesem Zusammenhang jedoch kein Effekt des oberflächlichen Austrocknens auf die Sickerwassereigenschaften erkennen, während es im Bereich des *Ericetum tetralicis* in den Sommermonaten kurzzeitig zu einem Anstieg der elektrischen Leitfähigkeit von etwa 60 auf maximal 102  $\mu\text{S}/\text{cm}$  kommt, begleitet von einem Absinken des pH-Wertes von 4,1 auf minimal 3,7.

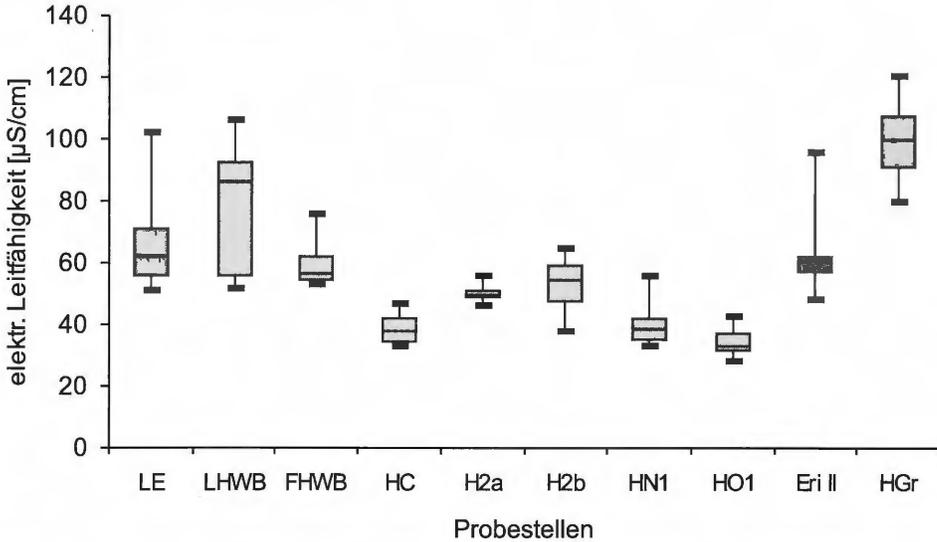


Abb. 25: Elektrische Leitfähigkeit [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ] des Sicker- und Grundwassers im Uferbereich verschiedener Heideweihers des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“. (LE: Sickerwasser unter *Erica tetralix*, *Sphagnum cuspidatum* und *S. tenellum*; LHWB: Sickerwasser unter *Juncus bulbosus* und *Sphagnum cuspidatum*; FHWB: Grundwasser unter dem Heideweihers B; H2a, H2b: Grundwasser im Uferbereich des Heideweihers B; HC: Grundwasser im Uferbereich des Heideweihers C; HN1: Grundwasser unterhalb des Heideweihers A; HO1: Grundwasser im Uferbereich des Heideweihers O; Eri II: Grundwasser im Uferbereich des Heideweihers I; HGr: Grundwasser unterhalb eines Grabens am Heideweihers D).

Unter dem Einfluss der torfmoosreichen Glockenheide-Gesellschaft bewegen sich die Konzentrationen an Ammonium, Phosphat und Calcium ganzjährig im Bereich der Nachweisgrenze (Tab. 16), in den Sommermonaten gehen auch die Konzentrationen von Kalium und Magnesium auf äußerst geringe Werte zurück. In Verbindung mit den niedrigen Leitfähigkeits- und pH-Werten kennzeichnen hohe Konzentrationen organischer Verbindungen ( $\text{KMnO}_4$ -Verbrauch: 94,1 bis 331,9 mg/l, Mediane, vgl. Abb. 26) den dystrophen Charakter des Sicker- und Grundwassers der Uferbereiche. Wie sich vor allem an dem hohen  $\text{KMnO}_4$ -Verbrauch des Sickerwassers unter dem Einfluss der Spießtorfmoosgesellschaft (Median: 286 mg/l, maximal 619,5 mg/l) und parallel dazu an für diesen Bereich charakteristischen zapfenförmigen, dunklen Einwaschungen in den Sandboden erkennen lässt, findet eine erhebliche Stoffauswaschung aus der Dy-Auflage und den sich daran anschließenden humosen Horizonten des Sandbodens statt.

Da die organischen Verbindungen unter den sauren und sauerstoffarmen Verhältnissen nur unvollständig abgebaut werden können, ist der  $\text{KMnO}_4$ -Verbrauch auch im Grundwasser unterhalb des Weihers noch deutlich höher als im Grundwasser der Uferzonen (191,2 mg/l verglichen mit 94,1 mg/l und 150,9 mg/l). Durch erhöhte Gehalte des Grundwassers an organischen Verbindungen zeichnet sich ferner auch der Uferbereich des Heideweiher I aus (Eri II: 331,9 mg/l), wobei insbesondere hinsichtlich der Parameter Kalium und  $\text{KMnO}_4$ -Verbrauch hier auch deutliche Parallelen zur hydrochemischen Beschaffenheit des Oberflächenwassers bestehen (HWI, vgl. 5.3.2). Mit einem  $\text{KMnO}_4$ -Verbrauch von nur 39,2 mg/l ist hingegen das Grundwasser im Bereich einer Glockenheide-Gesellschaft westlich des Großen Heiligen Meeres (HO1) bei höheren pH-Werten durch einen wesentlich höheren Mineralisationsgrad gekennzeichnet.

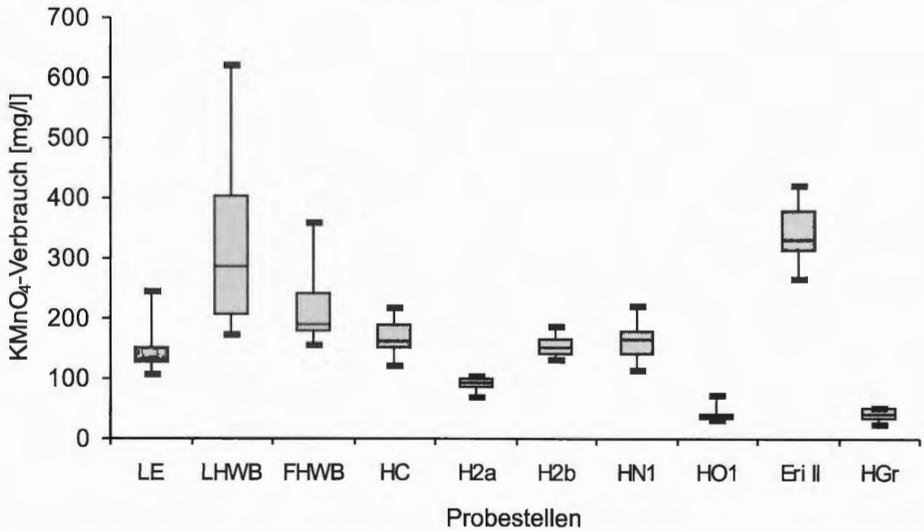


Abb. 26:  $\text{KMnO}_4$ -Verbrauch [mg/l] des Sicker- und Grundwassers im Uferbereich verschiedener Heideweiher des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“. Erläuterungen der Probstellenbezeichnungen vgl. Abb. 25 und 3.2.3.

Die geringen Leitfähigkeitswerte beruhen vor allem auf einem extrem niedrigen Basengehalt des Wassers; bei einer Gesamthärte von 0 bis  $0,1^\circ\text{dH}$  ist Calcium sogar zeitweise nicht nachweisbar. Auch Kalium und Phosphat spielen bei meist geringen Konzentrationen mit Medianwerten von 0,13 bis 0,36 mg/l bzw. 0,007 bis 0,035 mg/l nur im Bereich der Glockenheide-Gesellschaft am Heideweiher I (0,62 mg/l bzw. 0,061 mg/l) und unterhalb des Heideweiher B (0,71 mg/l bzw. 0,059 mg/l) eine Rolle; unter den Pflanzennährstoffen tritt lediglich Ammonium an einigen Probstellen in leicht erhöhten Konzentrationen auf (z. B. LHWB: 0,4 mg/l; Eri II: 0,64 mg/l, Mediane, Tab. 16). Unter den meist anaeroben, häufig durch die Bildung von Schwefelwasserstoff gekennzeichneten Verhältnissen im oberflächennahen Grundwasser der betrachteten Vegetationseinheiten unterbleibt die mikrobielle Oxidation zum Nitrat (vgl. 7.7), und auch in den oberflächennahen Bodenhorizonten scheinen bei Nitrat-Gehalten des Sickerwassers von maximal 2,5 mg/l (LHWB) bzw. 0,9 mg/l (LE) Nitrifikationsprozesse nur eine untergeordnete Rolle zu spielen.

Tab. 16: Hydrochemische Eigenschaften des Sicker- und Grundwassers im Uferbereich ausgewählter Heideweier des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“. Dargestellt sind jeweils die Mediane der Messwerte. LF = elektr. Leitfähigkeit; LF kor. = um den Protonenanteil korrigierte elektr. Leitfähigkeit (vgl. Sjörs 1950);  $K_b$  = Basekapazität;  $K_s$  = Säurekapazität; GH = Gesamthärte.

	Sickerwasser		Oberflächennahes Grundwasser							
	LE	LHWB	FHWB	HC	H2a	H2b	HN1	HO1	Eri II	HGr
LF [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ]	62	87	57	38	50	55	39	33	61	100
LF kor. [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ]	33	43	40	23	35	40	24	32	40	99
pH-Wert	4,0	3,9	4,2	4,3	4,3	4,3	4,3	5,1	4,2	6,0
$K_b$ [mmol/l]	1,32	2,13	2,17	1,83	1,41	2,23	1,63	1,47	2,48	0,77
$K_s$ [mmol/l]	0,10	0,10	0,20	0,20	0,20	0,20	0,15	0,30	0,15	0,60
$\text{O}_2$ -Sättigung [%]	n. b.	n. b.	2,0	n. n.	8,1	2,4	n. n.	n. n.	0,5	n. n.
$\text{NO}_3^-$ [mg/l]	0,3	1,3	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	0,3	0,3	0,3
$\text{NO}_2^-$ [ $\mu\text{g}/\text{l}$ ]	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.
$\text{NH}_4^+$ [mg/l]	0,05	0,40	0,28	0,14	0,05	0,12	0,06	0,29	0,64	0,61
$\text{PO}_4^{3-}$ [mg/l]	0,007	0,03	0,059	0,027	0,021	0,021	0,035	0,011	0,061	0,006
Cl <sup>-</sup> [mg/l]	5,3	4,5	4,1	3,7	5,2	6,1	4,7	5,0	6,2	12,9
$\text{SO}_4^{2-}$ [mg/l]	3,8	4,3	3,4	3,8	3,8	2,9	1,9	9,6	2,4	15,8
$\text{KMnO}_4$ -Verbrauch [mg/l]	131,1	286,1	191,2	163,6	94,1	150,9	166,7	39,2	331,9	42,7
$\text{Na}^+$ [mg/l]	1,90	1,66	1,75	1,28	2,32	2,33	1,42	1,89	1,82	5,28
$\text{K}^+$ [mg/l]	0,16	0,49	0,71	0,13	0,27	0,36	0,23	0,21	0,62	1,00
$\text{Ca}^{2+}$ [mg/l]	n. n.	0,2	0,1	0,1	n. n.	n. n.	0,1	0,4	0,1	5,4
$\text{Mg}^{2+}$ [mg/l]	0,13	0,26	0,34	0,19	0,08	0,21	0,27	0,21	0,34	0,98
GH [°dH]	0,0	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0	0,1	0,1	0,1	1,0
Fe [mg/l]	0,96	0,39	1,09	0,68	0,30	0,84	0,35	1,59	1,71	0,11
Mn [mg/l]	< 0,02	< 0,02	0,05	0,03	n. n.	< 0,02	0,07	< 0,02	0,02	0,05
Zn [mg/l]	0,08	0,14	0,13	0,05	0,05	0,08	0,07	0,01	0,08	n. n.

Abweichende Verhältnisse zeigen sich hingegen im Bodenwasser des dem Heideweier D angegliederten Grabens (Probestelle HGr); mit 100  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (Median) ist die Leitfähigkeit hier zwar nur geringfügig gegenüber den anderen Standorten erhöht, bei stabilen pH-Werten von 6,0 wird in diesem Bereich die Ionenzusammensetzung allerdings weniger durch die Dominanz von Protonen als vielmehr durch leicht erhöhte Konzentrationen an Chlorid, Sulfat, Natrium, Kalium, Calcium und Magnesium charakterisiert. Daneben tritt auch Ammonium ganzjährig in erhöhten Konzentrationen auf. Angesichts der besseren Basenversorgung sowie der hier nur noch schwach sauren Bedingungen ist bei einem  $\text{KMnO}_4$ -Verbrauch von 42,7 mg/l das Grundwasser in diesem Bereich – vergleichbar den Verhältnissen des sich anschließenden Heideweiers D – als dys-mesotroph zu charakterisieren. Ein Anschluss des Oberflächenwassers an waldbeeinflusstes Grundwasser erscheint somit naheliegend (vgl. 7.7).

Die sauren und überwiegend sauerstoffarmen Milieubedingungen im Sicker- und Grundwasser im Uferbereich der Heideweier fördern die Mobilisierung von Schwermetallen. Eine deutliche pH-Abhängigkeit der Löslichkeit zeigt sich hier vor allem bei Zink, welches bei pH-Werten von 3,9 bis 4,3 in Konzentrationen von 0,05 bis

0,14 mg/l (Mediane) auftritt, bei höheren pH-Werten jedoch nur noch eine untergeordnete Rolle spielt (HO1, HGr, vgl. Tab. 16). Vorwiegend vom Redoxpotential gesteuert wird hingegen die Mobilität des Eisens als  $\text{Fe}^{2+}$ ; Konzentrationen von 0,39 bis 0,96 mg/l im zeitweise sauerstoffbeeinflussten Bereich des Sickerwassers stehen leicht erhöhten Konzentrationen von 1,09 bis 1,71 mg/l im oberflächennahen Grundwasser einiger Messstellen gegenüber, wobei die Konzentrationen im Zusammenhang mit Schwankungen des Grundwasserspiegels im Jahresgang teilweise erheblich variieren. Im Gegensatz zu dem Grundwasser im Bereich landwirtschaftlicher Nutzflächen (vgl. 5.2.6) spielt das bei sinkendem Redoxpotential ebenfalls verstärkt in Lösung gehende zweiwertige Mangan im Uferbereich der Heideweiher keine Rolle.

#### 5.2.4 Hydrochemische Differenzierung verschiedener Ausprägungen des *Genisto-Callunetum*

Die kleinräumige Differenzierung der Vegetation innerhalb der *Genisto-Callunetum*-Heiden (vgl. 4.5) spiegelt sich in einer kleinräumigen Differenzierung der physikochemischen Eigenschaften des Sicker- und Grundwassers wider. Dabei sind allerdings die Unterschiede zwischen den Verhältnissen im Sicker- und Grundwasser eines Standortes teilweise wesentlich deutlicher ausgeprägt als zwischen den verschiedenen Vegetationstypen. Gekennzeichnet ist das Sickerwasser unterhalb aller betrachteten Heidevegetationstypen durch eine gegenüber dem Grundwasser erhöhte Leitfähigkeit (66 bis 176  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , Mediane, Abb. 27a), verbunden mit einer breiten jahreszeitlichen Amplitude der Werte, während die elektrische Leitfähigkeit des Grundwassers mit Medianen von 42 bis 72  $\mu\text{S}/\text{cm}$  deutlich niedrigere Werte mit nur geringen jahreszeitlichen Schwankungen aufweist (Abb. 27b).

Eine Ausnahme bilden hier die Grundwassermessstellen im Übergangsbereich der Heide zum Wald (GWM 18 und GWM 21), welche mit Werten von 82 bzw. 68  $\mu\text{S}/\text{cm}$  leicht erhöhte Ionengehalte zeigen. Bei der GWM 21 unterliegen diese überdies starken jahreszeitlichen Veränderungen, wobei die Leitfähigkeit hier vor allem durch Veränderungen der Eisen-Konzentrationen beeinflusst wird. Bei pH-Werten von 3,9 bis 3,4 (Mediane, Tab. 17) im Bereich des Sickerwassers machen die Protonen einen wesentlichen Anteil am Gesamtionengehalt aus (Abb. 28); im Grundwasser ist dieser Beitrag bei pH-Werten von 4,3 bis 4,8 deutlich geringer. Daneben wirken aber auch erhöhte Konzentrationen von Ammonium, Nitrat, Phosphat und Kalium in den durchwurzelten Bodenhorizonten differenzierend zwischen Sicker- und Grundwasser und liegen im Sickerwasser den deutlich erkennbaren, pH-Wert-unabhängigen jahreszeitlichen Leitfähigkeitsschwankungen zugrunde (vgl. Abb. 28).

Höhere pH-Werte treten mit pH 5,6 (GWM 18) bzw. pH 5,4 (GWM 21) in den Randbereichen der Heide auf. Das Grundwasser der GWM 21 unterscheidet sich insgesamt vor allem im Hinblick auf Trophieparameter nur wenig von den anderen Heidemessstellen; eine Ausnahme bilden leicht erhöhte Konzentrationen an Kalium, Calcium und Magnesium im Spätsommer 2001. Im Bereich der nach WEINERT et al. (2000) in einem hohen Maße durch Erdfallseewasser beeinflussten GWM 18 treten hingegen ganzjährig erhöhte Konzentrationen an Ammonium und Phosphat (1,96 mg/l bzw. 0,15 mg/l; Mediane) auf. Die Ergebnisse der übrigen untersuchten Heidegesellschaften spiegeln die Nährstoffarmut und vor allem auch die Basenarmut der Heideböden wider, wobei vor allem Calcium im Bereich des Sickerwassers und zeitweise auch im Grundwasser nicht nachweisbar ist, so dass sich die Werte für die Gesamthärte des Wassers im Bereich von 0 bis 0,1°dH bewegen.

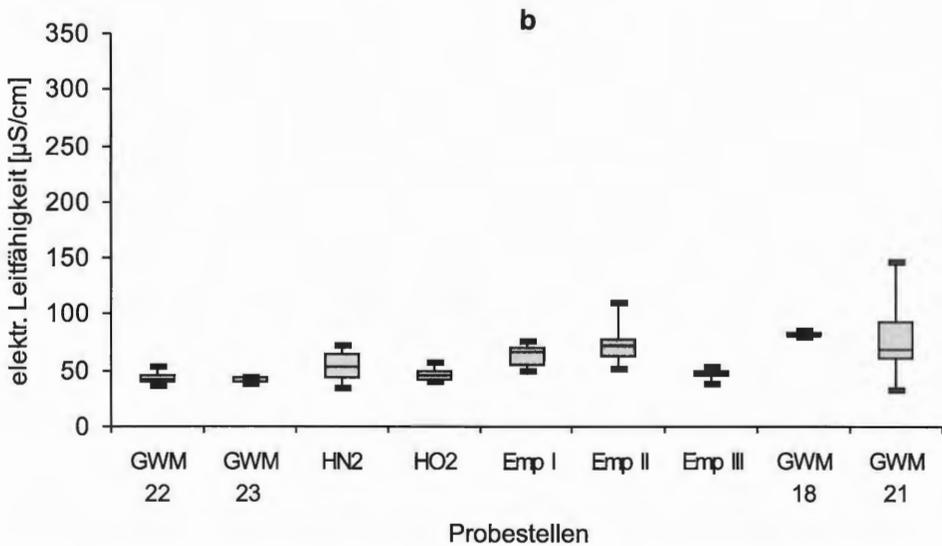
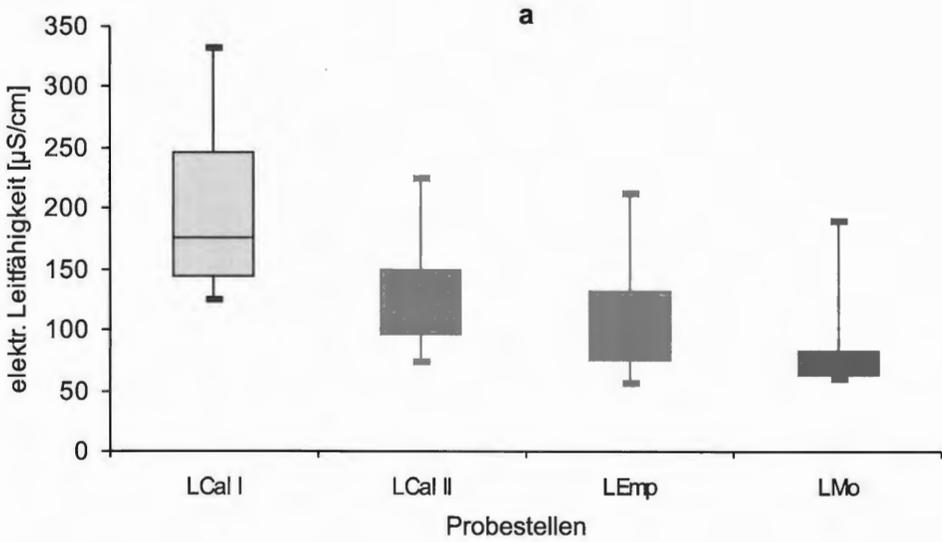


Abb. 27: Elektrische Leitfähigkeit [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ] des Sickerwassers (a) und des oberflächennahen Grundwassers (b) im Bereich verschiedener Heidegesellschaften im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“. Sickerwasser: LCal I: Mischbestand von *Calluna vulgaris* und *Erica tetralix* an einem wechselfeuchten Standort; LCal II: Bestand von *Calluna vulgaris* an einem trockenen Standort; LEmp: *Empetrum nigrum*; LMo: Mischbestand von *Calluna vulgaris*, *Erica tetralix* und *Molinia caerulea*. Grundwasserprobestellen: GWM 22: trockene, *Calluna*-reiche Heide; GWM 23: feuchte, *Erica*-reiche Heide; HN2, HO2: *Molinia*-reiche Heide; Emp I-III: *Empetrum nigrum*-Bestände; GWM 18, 21: Übergangsbereich der Heide zum Birken-Eichen-Wald.

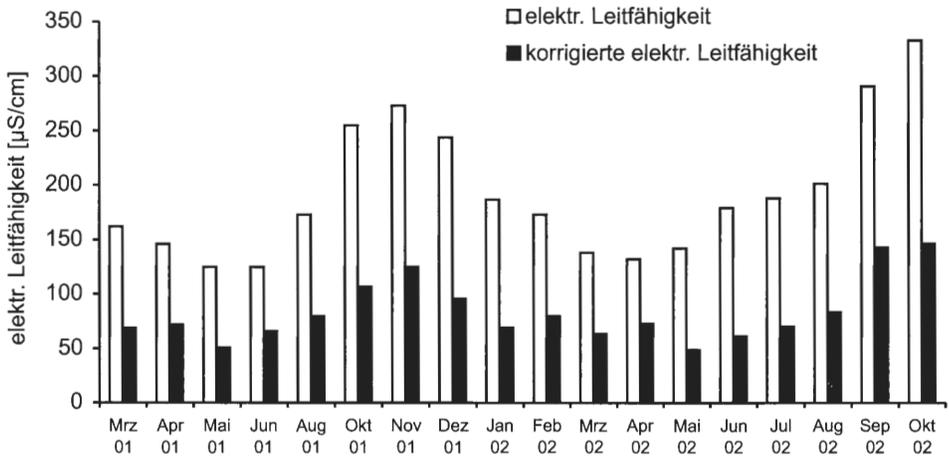


Abb. 28: Elektrische Leitfähigkeit [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ] des Sickerwassers unter einem Mischbestand von *Calluna vulgaris* und *Erica tetralix* im Zeitraum von März 2001 bis Oktober 2002, Gegenüberstellung der unkorrigierten und der nach Störs (1950) um den Protonenanteil korrigierten Leitfähigkeitswerte. In den Monaten Juli und September 2001 konnte wegen zu geringer Sickerwasservolumina keine Analyse durchgeführt werden.

Das dystrophe Milieu der Heide wird ferner durch einen hohen Gehalt des Wassers an organischen Verbindungen gekennzeichnet, die in Podsolböden hauptsächlich der Gruppe der Fulvosäuren angehören. Zu den sehr hohen Werten von 316,1 bis 701,7 mg/l  $\text{KMnO}_4$ -Verbrauch (Mediane) im Bereich des Sickerwassers tragen die zum Teil mächtigen Rohhumusaufgaben bei, aus denen organische Säuren ausgewaschen und mit dem Sickerwasser in den Bodenkörper hinein verlagert werden. Charakteristisch ist hier zudem eine große jahreszeitliche Amplitude der Werte, welche unter einem *Calluna vulgaris*-Bestand eines trockenen Standortes besonders deutlich ausgeprägt ist (Abb. 29a, LCal II).

Bei steigendem pH-Wert mit zunehmender Tiefe kommt es zu einer Immobilisierung der organischen Säuren unter Bildung der charakteristischen Anreicherungshorizonte des Podsolprofils (Bh-Horizont). Im Bereich des oberflächennahen Grundwassers ist der  $\text{KMnO}_4$ -Verbrauch daher bereits erheblich reduziert (22,4 bis 138,3 mg/l, Mediane), in 2,5 Metern Tiefe sind als Folge der Festlegung und des mikrobiellen Abbaus im Zuge der Versickerung (MATTHESS 1994) noch deutlich weniger organische Substanzen im Wasser gelöst (GWM 22: 81,4 mg/l; GWM 23: 90,1 mg/l, Abb. 29b).

Nitrat tritt nicht im Sickerwasser aller Heidegesellschaften auf (vgl. Abb. 30a); lediglich unter einem Mischbestand von *Calluna vulgaris* und *Erica tetralix* ist ein regelmäßig wiederkehrender Anstieg der Nitrat-Konzentration im Spätsommer und Herbst zu beobachten, während sowohl unter einem Mischbestand von *Calluna vulgaris*, *Erica tetralix* und *Molinia caerulea* als auch unter *Calluna vulgaris* an einem trockenen Standort und unter *Empetrum nigrum* Nitrat nur in geringen Konzentrationen im Sickerwasser vorhanden ist. Hingegen weisen aber die letzten beiden Standorte relativ hohe Ammonium-Konzentrationen des Sickerwassers auf (LEmp: 0,77 mg/l; LCal II: 0,44 mg/l, Mediane, Abb. 31a) Neben Ammonium tritt auch Phosphat unter den zwergstrauchdominierten Beständen wenigstens zeitweise in erhöhten Konzentrationen auf (0,036 bis 0,370 mg/l, Mediane), wobei es sich hierbei allerdings auch vorrangig um organisch

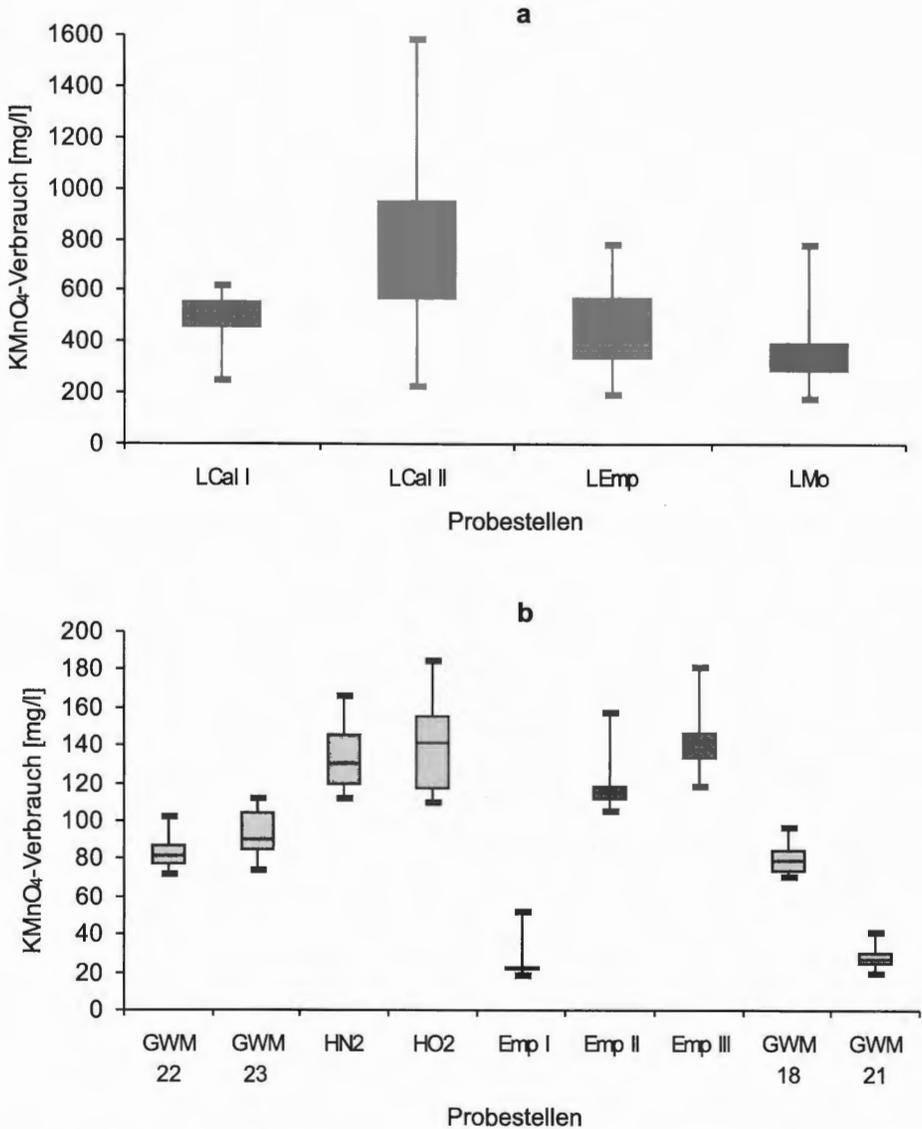


Abb. 29:  $\text{KMnO}_4$ -Verbrauch [mg/l] des Sickerwassers (a) und des oberflächennahen Grundwassers (b) im Bereich verschiedener Heidegesellschaften im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“. Erläuterungen der Probestellenbezeichnungen vgl. Abb. 27 und 3.2.3.

gebundenes Phosphat handeln kann, das aus der Rohhumusaufgabe ausgewaschen wird und der Vegetation nicht oder nur durch die Mykorrhiza-Symbiose zur Verfügung steht. Bei Dominanz von *Molinia caerulea* tritt Phosphat im Sickerwasser dann deutlich zurück (0,016 mg/l). Im Grundwasser unter der Heidevegetation treten Phosphat und auch Kalium nur noch in geringen Konzentrationen auf (Kalium: 0,09 bis 0,87 mg/l, Phosphat: 0,007 bis 0,014, Mediane, Tab. 17). Nitrat ist bei hoch anstehendem Grundwasser ebenfalls nicht im Grundwasser vorhanden, hingegen kann in Bereichen mit höheren Grundluftanteilen wenigstens zeitweise die Nitrat-Konzentration deutlich erhöht

Tab. 17: Hydrochemische Eigenschaften des Sicker- und Grundwassers im Bereich verschiedener Heidegesellschaften des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“. Dargestellt sind jeweils die Mediane der Messwerte. LF = elektr. Leitfähigkeit; LF kor. = um den Protonenanteil korrigierte elektr. Leitfähigkeit (vgl. SJÖRS 1950);  $K_B$  = Basekapazität;  $K_S$  = Säurekapazität; GH = Gesamthärte.

	Sickerwasser				Oberflächennahes Grundwasser									
	LCal I	LCal II	LEmp	LMo	GWM 22	GWM 23	HN2	HO2	Emp I	Emp II	Emp III	GWM 18	GWM 21	
LF [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ]	176	113	111	66	42	43	53	45	66	72	48	82	68	
LF kor. [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ]	72	76	58	35	36	36	41	41	56	55	32	81	67	
pH-Wert	3,4	3,9	3,8	3,9	4,8	4,7	4,4	4,8	4,4	4,3	4,3	5,6	5,4	
$K_B$ [mmol/l]	1,81	0,77	0,65	1,43	1,44	1,50	1,91	1,97	1,14	1,46	1,35	1,01	1,22	
$K_S$ [mmol/l]	0,00	0,05	0,20	0,10	0,25	0,28	0,20	0,20	0,20	0,15	0,15	0,38	0,33	
$\text{O}_2$ -Sättigung [%]	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	12,5	2,0	1,7	3,6	36,3	16,4	14,8	n. n.	7,9	
$\text{NO}_3^-$ [mg/l]	7,7	1,3	2,0	0,3	4,2	1,4	<0,2	0,2	17,1	10,7	0,4	n. n.	0,2	
$\text{NO}_2^-$ [ $\mu\text{g}/\text{l}$ ]	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	5,2	14,5	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	
$\text{NH}_4^+$ [mg/l]	0,31	0,44	0,77	0,09	0,13	0,07	0,20	0,18	n. n.	n. n.	0,01	1,96	0,05	
$\text{PO}_4^{3-}$ [mg/l]	0,036	0,370	0,052	0,016	0,009	0,008	0,014	0,014	0,008	0,007	0,011	0,150	0,009	
Cl <sup>-</sup> [mg/l]	6,4	14,2	7,1	5,6	4,6	4,6	3,7	6,7	5,2	6,2	5,3	17,0	6,4	
$\text{SO}_4^{2-}$ [mg/l]	9,6	8,6	7,6	5,7	3,4	4,8	3,8	n. n.	4,8	4,3	3,8	3,8	19,6	
$\text{KMnO}_4$ -Verbrauch [mg/l]	505,7	701,7	376,2	316,1	81,4	90,1	130,4	141,5	22,4	115,4	138,3	79,0	27,1	
$\text{Na}^+$ [mg/l]	2,08	1,61	1,78	1,42	1,74	1,96	2,18	2,13	1,50	2,02	1,72	6,93	2,98	
$\text{K}^+$ [mg/l]	0,60	8,9	2,11	0,65	0,72	0,56	0,72	0,36	0,87	0,09	0,53	0,57	0,57	
$\text{Ca}^{2+}$ [mg/l]	0,1	0,1	n. n.	n. n.	0,1	0,1	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	0,4	0,3	
$\text{Mg}^{2+}$ [mg/l]	0,30	0,11	0,09	0,38	0,18	0,26	0,30	0,14	0,22	0,32	0,05	0,31	0,58	
GH [°dH]	0,1	0,0	0,0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0	0,1	0,1	0,0	0,1	0,2	
$\text{Al}^{3+}$ [mg/l]*	3,7-4,2	2,0-5,6	0,40-0,43	2,40-2,66	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	
Fe [mg/l]	0,44	0,58	0,09	0,40	0,42	0,12	2,57	5,98	0,01	0,06	0,02	2,79	8,08	
Mn [mg/l]	0,02	n. n.	n. n.	0,02	0,03	<0,02	<0,02	n. n.	<0,02	<0,02	n. n.	0,02	0,29	
Zn [mg/l]	0,15	0,10	0,05	0,06	0,04	0,04	0,08	0,05	0,08	0,09	0,06	n. n.	0,09	

\*nur Angabe von Wertebereichen auf der Basis von zwei bis drei orientierenden Messungen an ausgewählten Sickerwassermessstellen

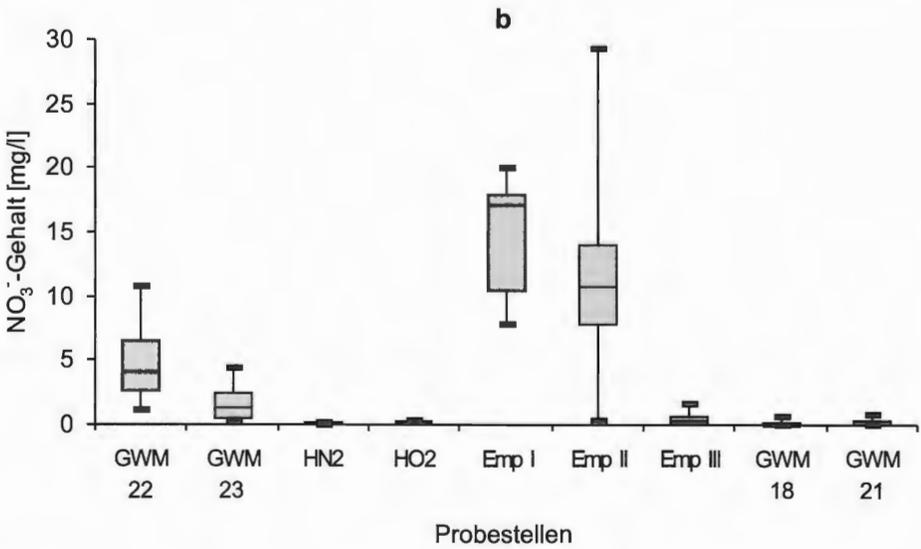
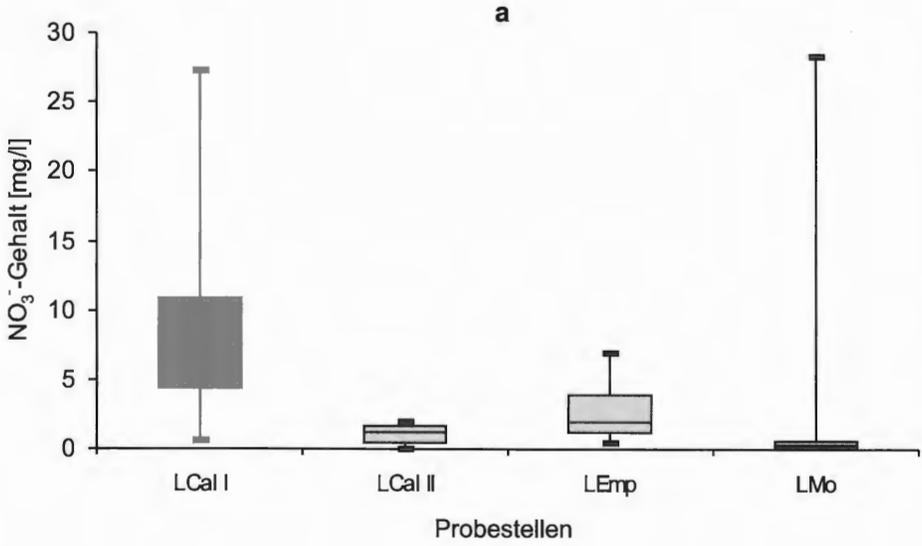


Abb. 30: Nitrat-Gehalt [mg/l] des Sickerwassers (a) und des oberflächennahen Grundwassers (b) im Bereich verschiedener Heidegesellschaften im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“. Erläuterungen der Probestellenbezeichnungen vgl. Abb. 27 und 3.2.3.

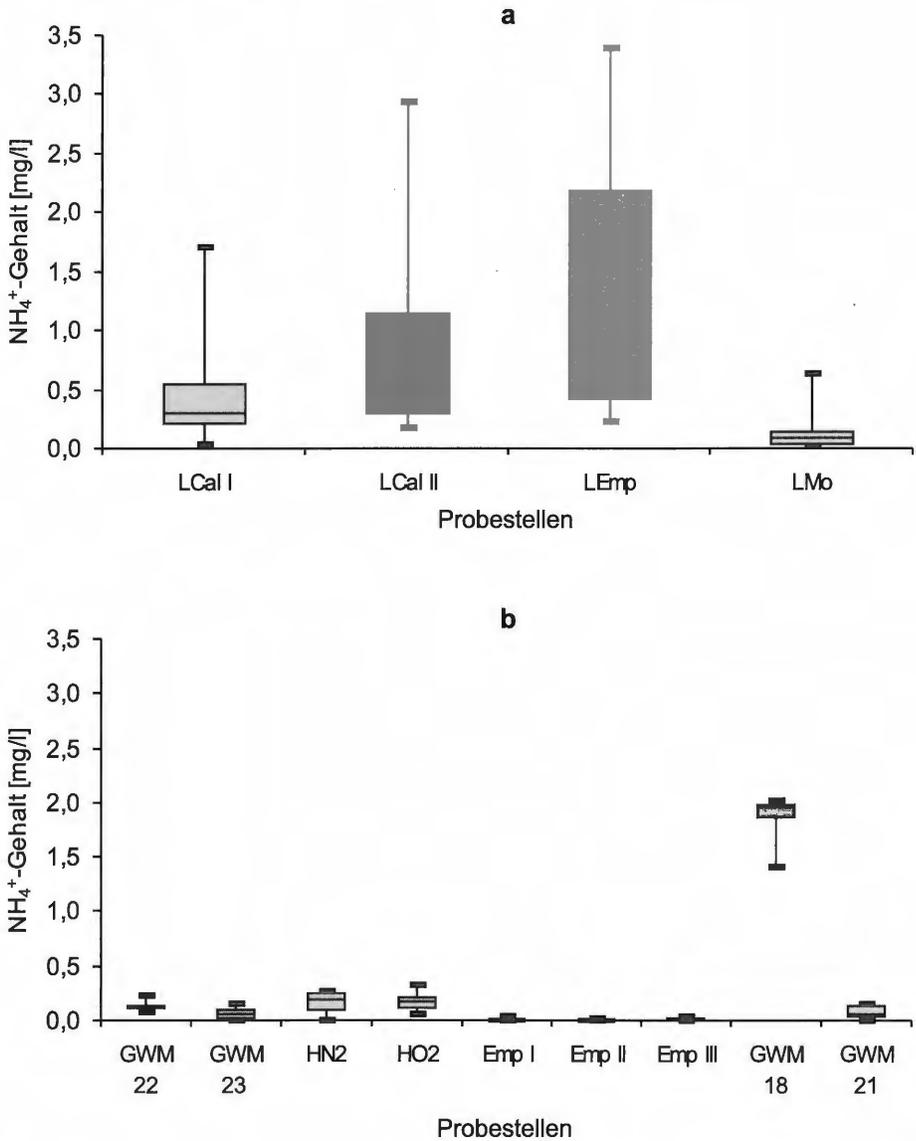


Abb. 31: Ammonium-Gehalt [mg/l] des Sickerwassers (a) und des oberflächennahen Grundwassers (b) im Bereich verschiedener Heidegesellschaften im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“. Erläuterungen der Probestellenbezeichnungen vgl. Abb. 27 und 3.2.3.

sein (GWM 22: 4,2 mg/l, Emp I: 17,1 mg/l, Emp II: 10,7 mg/l, vgl. Abb. 30b). Hohe Nitrat-Gehalte des Grundwassers stellen jedoch kein Charakteristikum von *Empetrum nigrum*-Beständen dar (vgl. Emp III: 0,4 mg/l), vielmehr fördert eine angrenzend an die Krähenbeeren-Bestände verlaufende Wallhecke durch eine lange Sickerstrecke den Eintrag von Sauerstoff in das Grundwasser, so dass hier standortabhängig eine verstärkte Mineralisation und Ammonium-Oxidation im oberflächennahen Grundwasser stattfindet, worauf auch der relativ geringe Gehalt organischer Verbindungen im Grundwasser dieses Bereiches hindeutet (Emp I, vgl. Abb. 29b).

Ähnlich wie im Bereich der Heideweier fördern auch im Sicker- und Grundwasser der trockeneren Heidevegetation niedrige pH-Werte die Mobilisierung von Zink und Aluminium (Tab. 17); im Zusammenhang mit jahreszeitlichen Veränderungen des pH-Werts können die Zink-Konzentrationen sogar zeitweise auf 0,26 mg/l bei pH 3,4 (LCal I) bzw. 0,19 mg/l bei pH 3,5 (LCal II) ansteigen. Geringer sind die Zink-Gehalte hingegen trotz niedriger pH-Werte unter *Empetrum nigrum* bzw. bei hohen Anteilen von *Molinia caerulea* (0,05 bzw. 0,06 mg/l, Mediane); insbesondere der *Empetrum nigrum*-Bestand zeichnet sich zudem durch gegenüber den anderen Heidestandorten deutlich geringere Aluminium-Konzentrationen des Sickerwassers aus (vgl. Tab. 17). Mit 0,4 bis 0,58 mg/l sind die Eisen-Konzentrationen des Sickerwassers relativ niedrig, die Mangan-Werte bewegen sich an allen Probestellen zu den meisten Messterminen im Bereich der Nachweisgrenze (Tab. 17). Im Bereich des oberflächennahen Grundwassers sind die Zink-Konzentrationen gegenüber dem Sickerwasser zumeist deutlich vermindert. Bei ganzjährig oder zeitweise erhöhten Sauerstoffgehalten spielen zudem die Schwermetalle Eisen und Mangan kaum eine Rolle, auch unter den sauerstoffärmeren Verhältnissen eines ganzjährig hoch anstehenden Grundwassers (GWM 23) bleiben sie niedrig. Erhöhte Eisen- und zuweilen auch Mangan-Gehalte treten hingegen im Grundwasser im Übergangsbereich von der Heide zum Wald auf (GWM 18 und 21), wobei insbesondere im Bereich der GWM 21 erhebliche jahreszeitliche Konzentrationsveränderungen (Maximum des Eisen-Gehaltes: 21,9 mg/l; Minimum: 0,69 mg/l) im Zusammenhang mit jahreszeitlichen Veränderungen des Grundwasserstandes auftreten, welche auf eine wechselnde Beeinflussung des Probestellenbereiches durch Grundwasser der Heide bzw. des Waldes hinweisen.

### 5.2.5 Hydrochemische Eigenschaften des Sicker- und Grundwassers der untersuchten Waldstandorte und Kiefernbestände

Ähnlich den Heidegesellschaften treten im Sickerwasser der verschiedenen Waldtypen erhebliche Veränderungen der Stoffkonzentrationen im Jahresverlauf auf, während das Grundwasser mit Ausnahme der Kiefern-Standorte sehr stabile Verhältnisse aufweist (Abb. 32). Die verglichen mit dem Grundwasser zeitweise sehr hohen Leitfähigkeitswerte des Sickerwassers sind auch hier in erster Linie auf eine hohe Protonenkonzentration zurückzuführen (vgl. Tab. 18). Dieser Zusammenhang wurde bereits am Beispiel der Sickerwasserdaten eines Heidestandortes demonstriert (vgl. 5.2.4, Abb. 28).

Im Bereich des oberflächennahen Grundwassers weisen die Messstellen des Birkenbruchwaldes mit Medianwerten von 56 bis 68  $\mu\text{S}/\text{cm}$  die geringsten Ionengehalte des Grundwassers auf (vgl. Abb. 32b); im Bereich der Eichenmischwälder erfolgt eine sukzessive Zunahme mit zunehmendem Alter der Bestände bzw. zunehmendem Buchenanteil in der Baumschicht von 157 über 255 auf 372  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (Mediane), wobei diesem Anstieg in erster Linie eine Zunahme der Konzentrationen an Natrium (W I: 10,75 mg/l; W II: 12,35 mg/l; W III: 16,25 mg/l), Kalium (W I: 0,83 mg/l; W II: 1,91 mg/l; W III: 2,0 mg/l), Chlorid (W I: 24,5 mg/l; W II: 31,2 mg/l; W III: 36,2 mg/l) und Sulfat (W I: 24,9 mg/l; W II: 46,4 mg/l; W III: 93,7 mg/l, vgl. Tab. 18) zugrunde liegt.

Hinsichtlich der Erdalkalitionen zeigen sich ähnliche Tendenzen; da die Bestände im Bereich des Trinkwassergewinnungsgebietes Grumsmühlen im Gegensatz zu dem Bestand im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ in der Vergangenheit gekalkt wurden, ist die differenzierende Bedeutung dieser Parameter nur eingeschränkt. Mit einer Leitfähigkeit von 179  $\mu\text{S}/\text{cm}$  bei 28,2 mg/l Chlorid, 30,1 mg/l Sulfat und 12,4 mg/l Natrium lässt sich auch das Grundwasser der GWM 4 hydrochemisch einer Beeinflussung durch einen angrenzenden Birken-Eichen-Bestand zuordnen. Erhöhte Kalium-Gehalte

(6,88 mg/l) deuten hier aber auch auf eine Beeinflussung durch benachbarte landwirtschaftlich genutzte Flächen hin (WEINERT et al. 2000). Die höchsten Leitfähigkeitswerte schließlich werden in einem der untersuchten Kiefern-Bestände erreicht (K: 442  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), während unter einem *Pinus sylvestris*-Bestand im Übergang zur Heide im Norden des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ (HN4) die Werte mit 202  $\mu\text{S}/\text{cm}$  deutlich geringer ausfallen. Beide Kiefernbestände zeichnen sich durch starke zeitliche Veränderungen der Ionengehalte des Grundwassers aus (vgl. Abb. 32b), welche hier vermutlich im Zusammenhang mit der Lage der untersuchten Bestände an der Grenzsituation von Heide- und Ackerflächen stehen, was eine jahreszeitlich variierende Beeinflussung durch die angrenzenden Flächen bedingt. Hier spielen vor allem starke Schwankungen der Chlorid- und Sulfatkonzentrationen, bei der Probestelle HN4 auch die der Eisenkonzentrationen eine Rolle für Schwankungen der Leitfähigkeitswerte.

Auf der Ebene des Sickerwassers zeichnet sich eine vergleichbare ansteigende Tendenz ab; aufgrund der hohen Werteamplituden sind die Überlappungsbereiche zwischen den verschiedenen Bestandstypen jedoch wesentlich größer (vgl. Abb. 32a), außerdem treten, anders als im Grundwasser, im Bereich des Eichen-Buchen-Bestandes nur relativ geringe Leitfähigkeitswerte auf. Gemeinsam sind den Waldmessstellen LW I bis LW III Maxima der elektrischen Leitfähigkeit des Sickerwassers im Spätsommer bis Winter, verbunden mit Jahresminima der pH-Werte (LW I: 352  $\mu\text{S}/\text{cm}$  bei pH 3,3 im Dezember; LW II: 545  $\mu\text{S}/\text{cm}$  bei pH 3,1 im September; LW III: 321  $\mu\text{S}/\text{cm}$  bei pH 3,8 im August 2001). Im Bereich des *Pinus sylvestris*-Bestandes tritt ein Maximum der elektrischen Leitfähigkeit mit 960  $\mu\text{S}/\text{cm}$  bei pH 3,1 hingegen erst im Januar auf. Das Sickerwasser des Birkenbruchwaldes zeigt demgegenüber deutlich geringere jahreszeitliche Veränderungen der elektrischen Leitfähigkeit. Die pH-Werte sind insbesondere im Sickerwasser der verschiedenen Waldtypen mit Medianwerten von 3,4 bis 3,9 extrem niedrig; auf der Ebene des Grundwassers kommt es dann zu einem deutlichen Anstieg, wobei die höchsten Werte im Birkenbruchwald im Kontaktbereich zu einem Gagelgebüsch und zu dem Uferbereich des Großen Heiligen Meeres erreicht werden (B I: pH 6,3, Tab. 18). Die Kiefern-Standorte, aber auch einige der Eichenmischwald-Standorte zeichnen sich hingegen auch im Hinblick auf das Grundwasser durch sehr saure Milieubedingungen aus (pH 4,4 bis 4,1, Mediane).

Einer ähnlich hohen jahreszeitlichen Dynamik unterliegt auch die Auswaschung von Stickstoffverbindungen aus dem Oberboden (Abb. 33a und 34a), wobei saisonal hohe Ammonium-, mit Ausnahme des Birkenbruchwaldes aber vor allem hohe Nitrat-Konzentrationen im Sickerwasser auftreten, welche deutlich über den unter der Heide zu beobachtenden Werten liegen (vgl. 5.2.4). Im Zusammenhang mit erhöhten Leitfähigkeitswerten und niedrigen pH-Werten treten im Spätsommer 2001 an allen drei Eichenmischwald-Standorten Maxima der Nitrat-Konzentration des Sickerwassers auf (LW I: 79,4 mg/l, LW III: 109,9 mg/l im August; LW II: 137 mg/l im September).

Im Sommer des Jahres 2002 ist ein saisonales Maximum der Nitratauswaschung hingegen nicht so deutlich ausgeprägt; im Eichen-Buchen-Bestand werden maximal 46,4 mg/l im Juli erreicht, in den Eichen-Birken-Beständen treten Maxima bereits schon im Mai auf (LW I: 26,4 mg/l; LW II: 42,6 mg/l). Gleichzeitig bleiben auch die Leitfähigkeitswerte niedriger und die pH-Werte höher als im Vorjahr; bei zudem deutlich erhöhten Werten des  $\text{KMnO}_4$ -Verbrauches sind diese hydrochemischen Befunde vermutlich auf eine gegenüber dem Vorjahr verminderte Mineralisationsaktivität im Oberboden zurückzuführen (vgl. 7.5). Unter *Pinus sylvestris* wird ein Maximum der Nitratauswaschung mit dem Sickerwasser erst im Januar 2002 erreicht (60,1 mg/l).

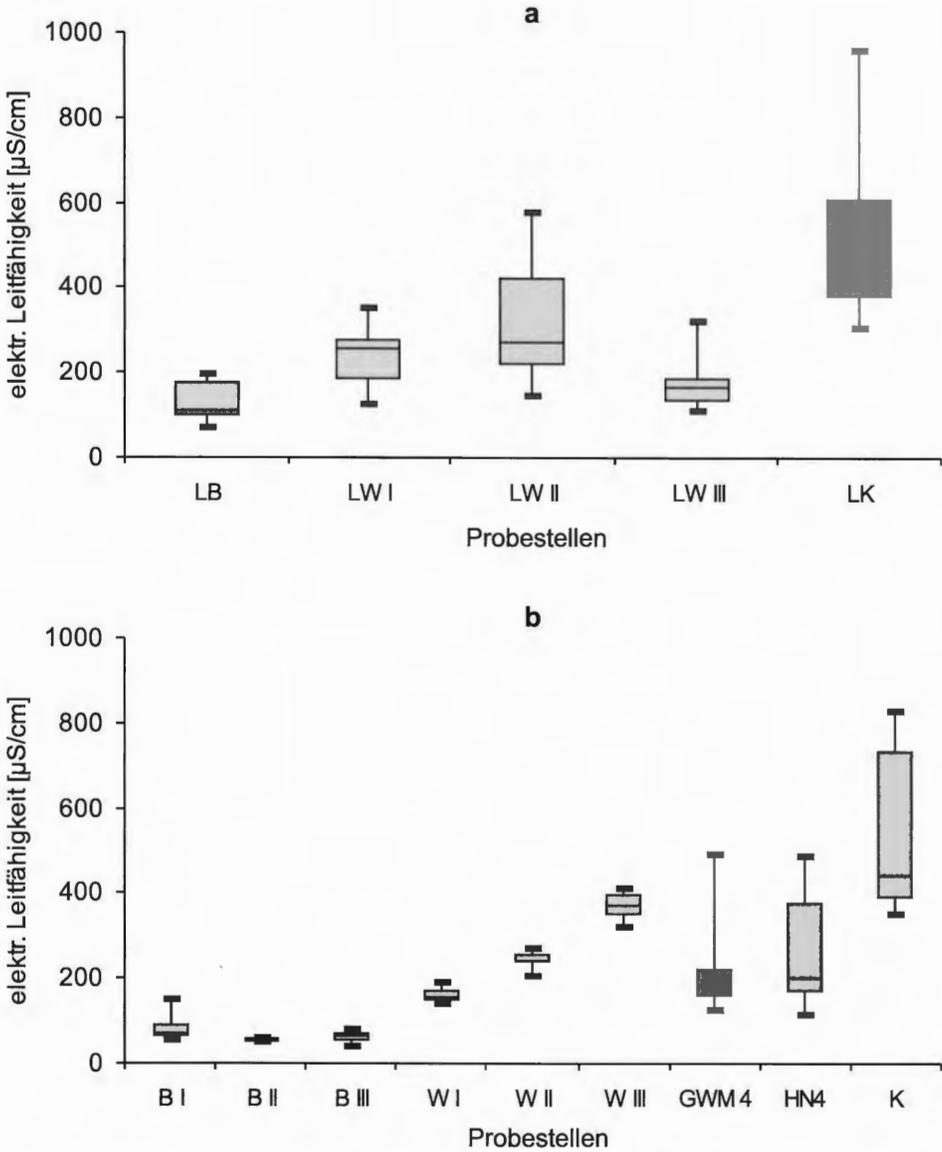


Abb. 32: Elektrische Leitfähigkeit [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ] des Sickerwassers (a) und des oberflächennahen Grundwassers (b) der untersuchten Waldstandorte bzw. Kiefernbestände im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ sowie im Bereich des Trinkwassergewinnungsgebietes Grumsmühlen. Vegetation/organische Auflage auf den Monolithen der Lysimeter: LB: *Sphagnum fallax* und *Sphagnum fimbriatum* im Birkenbruchwald; LW I: Laubauflage, Birken-Eichen-Wald; LW II: Laubauflage, *Rubus fruticosus*, Birken-Eichen-Wald; LW III: Laubauflage, *Hedera helix*, Bestand mit *Quercus robur* und *Fagus sylvatica*; LK: Nadelstreu mit *Corydalis claviculata* unter *Pinus sylvestris*; Grundwasserprobestellen: B I bis B III: Birkenbruchwald; W I, W II, GWM 4: Birken-Eichen-Wald; W III: Eichen-Buchen-Bestand; HN4, K: *Pinus sylvestris*-Bestände.

Im oberflächennahen Grundwasser der verschiedenen Eichenmischwaldtypen, des Birkenbruchwaldes und auch eines der Kiefernstandorte tritt Nitrat bei ganzjährig geringen Sauerstoffkonzentrationen nicht in Erscheinung (0,1 bis 0,3 mg/l, Mediane; vgl. Abb. 33b); im Bereich der zweiten Kiefern-Messstelle kommt es hingegen in den Winter- und Frühjahrsmonaten zu zeitweise hohen Sauerstoffgehalten des Grundwassers mit maximal 44,5 % Sättigung und im Zuge dessen auch zu erhöhten Nitrat-Gehalten (Maximum 39,5 mg/l). Antagonistisch dazu tritt während der übrigen Zeit des Jahres hier Ammonium im Grundwasser auf, wobei leicht erhöhte, zumeist auch ganzjährig relativ

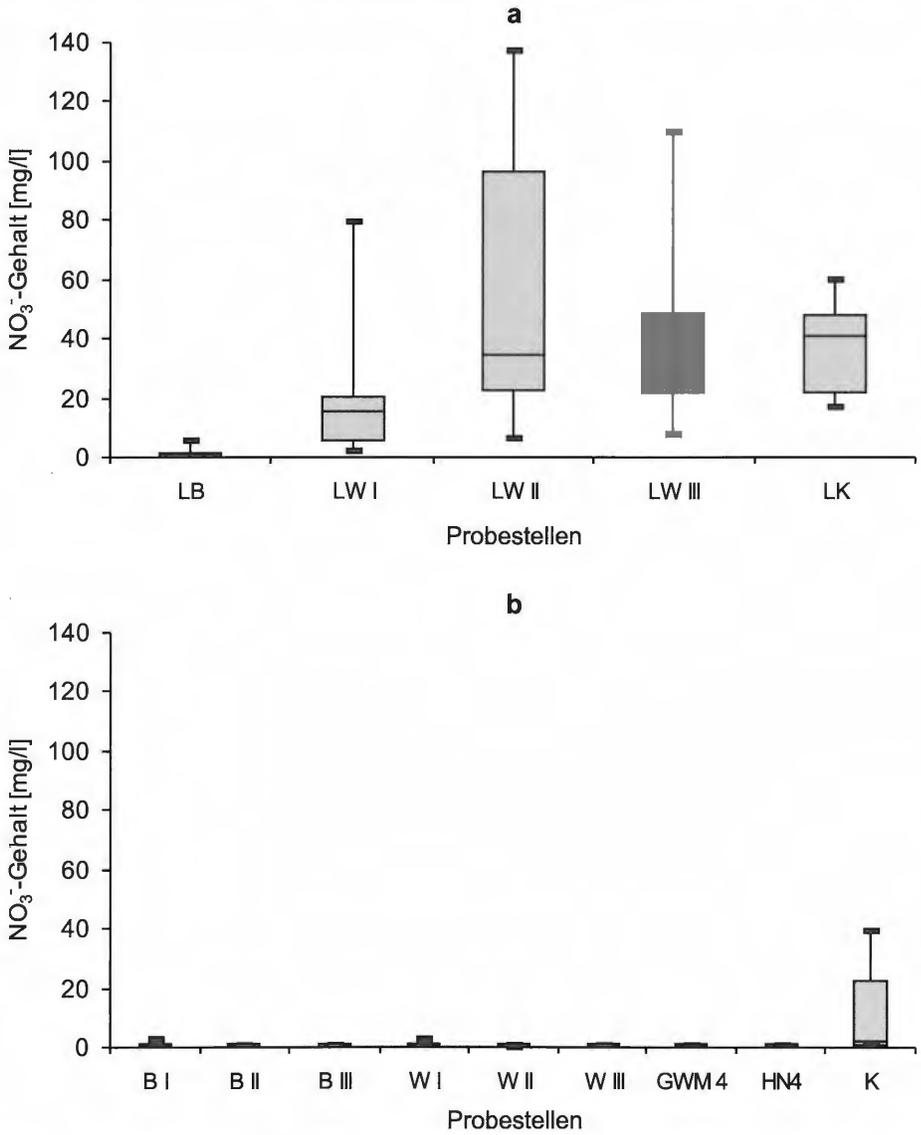


Abb. 33: Nitrat-Gehalt [mg/l] des Sickerwassers (a) und des oberflächennahen Grundwassers (b) der untersuchten Waldstandorte bzw. Kiefernbestände im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ sowie im Bereich des Trinkwassergewinnungsgebietes Grumsmühlen. Erläuterungen der Probestellenbezeichnungen vgl. Abb. 32 und 3.2.3.

konstante Ammonium-Gehalte mit Ausnahme der GWM 4 auch das Grundwasser der anderen Waldtypen kennzeichnen (vgl. Abb. 34b: Birkenbruchwald: 0,25 bis 0,93 mg/l; Eichenmischwald: 0,16 bis 0,38 mg/l; Kiefernbestände: 0,18 bis 0,42 mg/l, Mediane). Neben den Stickstoffverbindungen treten auch Phosphat und Kalium im Sickerwasser der verschiedenen Waldtypen in deutlich erhöhten Konzentrationen auf; auffällig hoch sind insbesondere die Phosphat-Konzentrationen in einem Eichen-dominierten Bestand im Bereich des Trinkwassergewinnungsgebietes Grumsmühlen (3,64 mg/l) sowie unter *Pinus sylvestris* (6,56 mg/l, Mediane, vgl. Tab. 18); bei letzterer werden sie zudem von 28,0 mg/l Ammonium begleitet. Im Grundwasser treten diese Trophieparameter hinge-

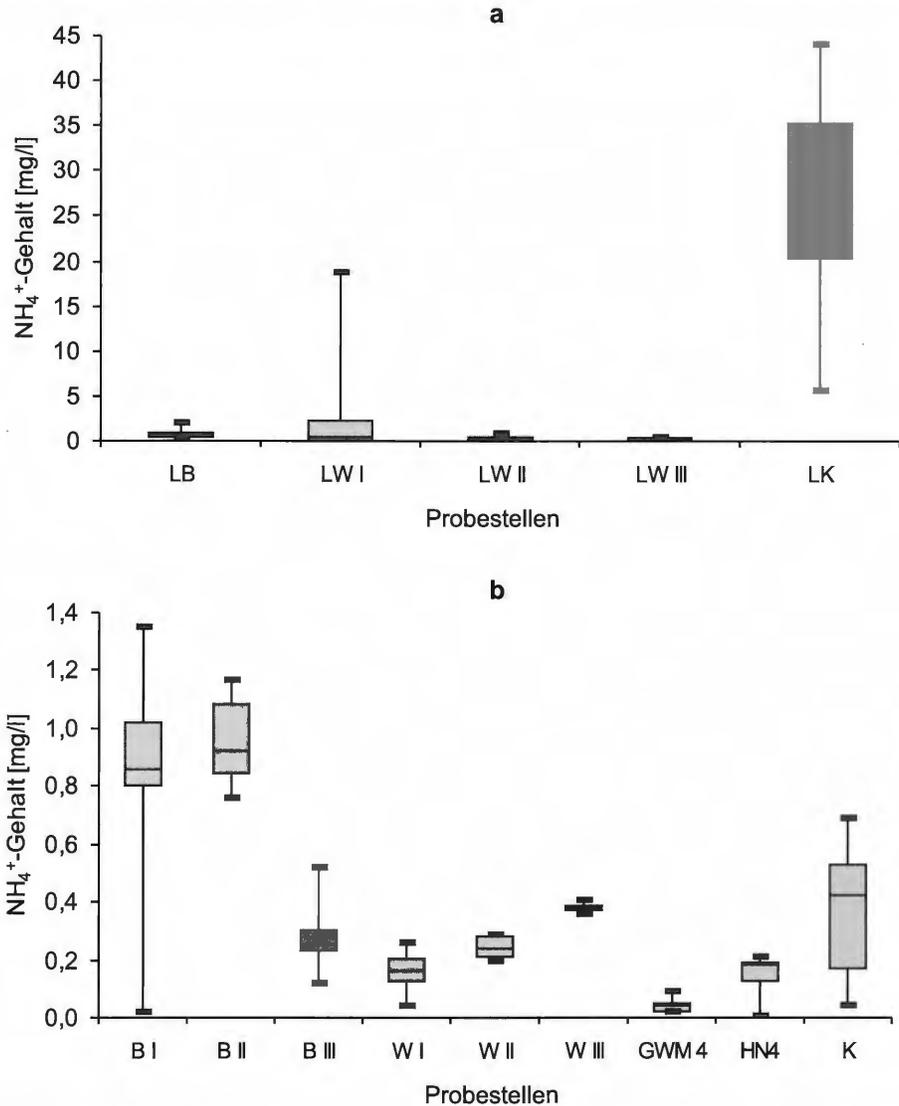


Abb. 34: Ammonium-Gehalt [mg/l] des Sickerwassers (a) und des oberflächennahen Grundwassers (b) der untersuchten Waldstandorte bzw. Kiefernbestände im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ sowie im Bereich des Trinkwassergewinnungsgebietes Grumsmühlen. Erläuterungen der Probstellenbezeichnungen vgl. Abb. 32 und 3.2.3.

gen nur noch in relativ geringen Konzentrationen auf, wobei wiederum der Kiefernbestand südöstlich des Erdfallsees hinsichtlich der Kalium-Konzentrationen eine Ausnahme bildet (9,18 mg/l, Median). In Verbindung mit zeitweise erhöhten Konzentrationen an Chlorid und Sulfat liegt hier – ähnlich wie bei der GWM 4 – eine Beeinflussung des Grundwassers durch den angrenzenden Acker vor.

Der  $\text{KMnO}_4$ -Verbrauch des Sickerwassers im Bereich der Laubwaldtypen liegt mit 229,2 bis 398,3 mg/l (Mediane) etwa im Bereich der Werte der Heidevegetation und ist unter dem Einfluss der Torfmoos- und Dy-Bedeckung im Birkenbruchwald sowie im Eichen-Buchen-Bestand am geringsten (vgl. Tab. 18). Unter dem *Pinus sylvestris*-Bestand treten mit 2857,4 mg/l etwa 10-fach höhere Werte auf; auf derartige Unterschiede weist auch MATTHESS (1994) hin. Im Bereich des oberflächennahen Grundwassers kommt es zu einer deutlichen Verringerung des Gehaltes löslicher organischer Verbindungen auf 196,0 (HN4) bis 55,3 mg/l (W III), wobei hier insbesondere wieder der Eichen-Buchen-Bestand durch sehr niedrige Werte hervortritt.

Trotz niedriger pH-Werte bleiben die Zink-Konzentrationen im Sickerwasser des Birkenbruchwaldes und vor allem in dem nur durch schwach bis mäßig saure Bedingungen gekennzeichneten Grundwasser gering, während die Eichenmischwald- und auch die Kiefernstandorte hohe Zink-Konzentrationen des Sicker- und Grundwassers aufweisen. Mit Medianwerten von 0,08 bis 0,27 mg/l liegen sie im Sickerwasser bereits deutlich über dem Niveau der Heide und erreichen vor allem im Grundwasser unter *Pinus sylvestris* (0,48 mg/l) und im Bereich des Eichen-Buchen-Bestandes (0,81 mg/l) auffallend hohe Werte (vgl. Tab. 18). Bei letzterem Standort sind sie jedoch vermutlich auf den lokalen Einfluss eines unweit der Messstelle positionierten verzinkten Zaunpfostens zurückzuführen. Mit 2,48 mg/l wird die höchste Zink-Konzentration im Dezember 2001 an der GWM 4 gemessen, welche aber weit über dem sonst hier zu beobachtenden Werten liegt (0,09 mg/l, Median) und vermutlich auf Fremdeinflüsse zurückzuführen ist. Neben Zink kennzeichnen unter sauren Bedingungen auch erhöhte Konzentrationen an Aluminium das Sickerwasser und das oberflächennahe Grundwasser einiger Eichenmischwald- bzw. Kiefernstandorte (Tab. 18).

Kennzeichnend für alle Laubwaldstandorte sind erhöhte Eisen-Konzentrationen des oberflächennahen Grundwassers, welche im Bereich des Birkenbruchwaldes bei 0,54 bis 1,49 und im Bereich der Eichenmischwald-Standorte bei 0,82 bis 5,39 mg/l liegen (Mediane). Bei zeitweise guter Sauerstoffversorgung bleiben die Eisen-Konzentrationen im Bereich eines der *Pinus sylvestris*-Bestände ganzjährig niedrig (0,22 mg/l), während die andere Kiefern-Messstelle einen sehr eisenreichen Standort darstellt (25,2 mg/l). Mit jahreszeitlicher Periodizität kommt es hier zu einem Anstieg der Eisen-Konzentration auf 66,2 mg/l im Mai 2001 bzw. 69,4 mg/l im Mai 2002, jeweils begleitet von einem starken Anstieg der Chlorid- und Sulfat-Konzentrationen (2001: 49,4 bzw. 124,3 mg/l; 2002: 54,6 bzw. 124,3 mg/l), wobei das Zusammenwirken diese Parameter auch für die hier zu beobachtenden jahreszeitlichen Maxima der elektrischen Leitfähigkeit von 488 (2001) bzw. 478  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (2002) verantwortlich ist (vgl. Abb. 32b). Das Grundwasser der Eichenmischwaldstandorte wird ferner durch leicht erhöhte Mangan-Gehalte (0,14 bis 0,31 mg/l, Mediane) gekennzeichnet. Im Bereich des Sickerwassers liegen diese mit 0,11 bis 0,55 mg/l noch deutlich höher; zeitgleich mit den saisonalen Maxima der Leitfähigkeit werden hier Werte von 0,3 bis 1,29 mg/l erreicht.

Tab. 18: Hydrochemische Eigenschaften des Sicker- und Grundwassers verschiedener Waldstandorte bzw. Kiefernbestände innerhalb des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ sowie im Bereich des Trinkwassergewinnungsgebietes Grumsmühlen. Dargestellt sind jeweils die Mediane der Messwerte. LF = elektr. Leitfähigkeit; LF korrr. = um den Protonenanteil korrigierte elektr. Leitfähigkeit (vgl. SJÖRS 1950);  $K_B$  = Basekapazität;  $K_S$  = Säurekapazität; GH = Gesamthärte.

	Sickerwasser					Oberflächennahes Grundwasser								
	LB	LW I	LW II	LW III	LK	B I	B II	B III	W I	W II	W III	GWM <sub>4</sub>	HN4	K
LF [ $\mu$ S/cm]	111	254	274	167	432	68	56	66	157	255	372	179	202	442
LF korrr. [ $\mu$ S/cm]	71	149	156	130	321	67	52	54	143	254	357	174	178	425
pH-Wert	3,8	3,5	3,4	3,9	3,4	6,3	5,0	4,4	4,4	5,5	4,3	4,7	4,1	4,1
$K_B$ [mmol/l]	1,77	1,91	1,35	1,30	1,97	1,15	1,49	2,31	2,14	1,95	2,32	1,82	3,24	3,21
$K_S$ [mmol/l]	0,15	0,00	0,00	0,10	0,00	0,45	0,25	0,23	0,20	0,40	0,20	0,23	0,15	0,18
O <sub>2</sub> -Sättigung [%]	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. n.	n. n.	7,8	5,0	3,3	4,5	n. n.	5,1	6,2
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> [mg/l]	0,5	15,8	34,4	32,0	40,6	0,3	< 0,2	0,2	0,3	< 0,2	0,3	0,2	0,3	2,0
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> [ $\mu$ g/l]	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> [mg/l]	0,62	0,35	0,21	0,07	28,0	0,86	0,93	0,25	0,16	0,24	0,38	0,02	0,18	0,42
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> [mg/l]	0,034	0,050	3,64	0,101	6,56	0,017	0,013	0,016	0,011	0,043	0,015	0,030	0,052	0,022
Cl <sup>-</sup> [mg/l]	11,7	17,8	9,2	11,7	38,3	12,8	13,1	9,9	24,5	31,2	36,2	28,2	20,9	79,1
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> [mg/l]	3,8	5,7	8,1	5,3	51,6	3,8	6,7	7,6	24,9	46,4	93,7	30,1	40,8	76,5
KMnO <sub>4</sub> -Verbrauch [mg/l]	229,2	398,3	388,8	333,5	285,7	39,8	89,8	80,8	97,2	78,2	55,3	151,7	196,0	105,9
Na <sup>+</sup> [mg/l]	4,6	4,2	2,05	3,4	7,3	4,03	4,7	3,7	10,9	12,4	16,3	12,4	7,15	24,0
K <sup>+</sup> [mg/l]	0,82	1,24	5,23	4,05	7,88	0,69	0,60	0,19	0,83	1,91	7,15	6,88	0,53	9,18
Ca <sup>2+</sup> [mg/l]	0,1	0,2	2,0	0,8	0,7	0,3	0,1	0,1	0,3	4,5	2,0	0,4	0,1	1,2
Mg <sup>2+</sup> [mg/l]	0,32	0,91	1,34	1,07	1,72	0,61	0,14	0,27	0,57	4,20	5,25	1,49	0,55	3,10
GH [°dH]	0,1	0,3	0,6	0,4	0,5	0,4	0,0	0,1	0,2	1,6	1,5	0,4	0,2	0,9
Al <sup>3+</sup> [mg/l]*	1,71	1,76 -4,84	1,38 -1,8	5,59 -6,4	3,6 -5,6	n. b.	n. b.	n. b.	3,4 -4,09	0,6 -0,96	6,2 -6,6	n. b.	n. b.	10,4 -14,8
Fe [mg/l]	0,45	1,50	0,59	1,40	2,69	1,49	0,54	0,97	4,77	4,47	4,05	0,82	25,2	0,22
Mn [mg/l]	0,07	0,55	0,11	0,37	0,12	0,08	0,04	0,05	0,14	0,21	0,31	0,04	0,04	0,12
Zn [mg/l]	0,05	0,20	0,08	0,14	0,27	0,02	n. n.	0,01	0,13	0,01	0,81	0,09	0,13	0,48

\*nur Angabe von Wertebereichen auf der Basis von zwei bis drei orientierenden Messungen an ausgewählten Sicker- und Grundwassermessstellen.

### 5.2.6 Sicker- und Grundwasserbeschaffenheit der Grünland- und Ackerstandorte

Die Ionengehalte des Sicker- und Grundwassers variieren in Abhängigkeit von der Bewirtschaftungsform und damit auch von der Vegetation der Flächen erheblich (Abb. 35). Im Bereich des Sickerwassers zeigt sich eine deutliche Zunahme der elektrischen Leitfähigkeit von den ungedüngten Grünlandflächen (LGrt I, LGrt III, LGrf I, LA I: 73 bis 146  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) über die gedüngte Grünlandfläche (LGrf II: 163  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) bis hin zu dem ackerbaulich genutzten Standort (LA II: 263  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ). Auf der Ebene des Grundwassers ist diese Tendenz zwar ebenfalls sichtbar, aber weniger klar differenziert (66 bis 175  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ; 122 bis 412  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ; 250 bis 488  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ).

Im Gegensatz zu den Wald- und Heidestandorten ist zudem im Grundwasser der ungedüngten Bereiche nur eine leichte Abnahme der Ionengehalte gegenüber dem Sickerwasser festzustellen. Unter den langjährig gedüngten Flächen ist – mit Ausnahme des Maisackers am Erdfallsee – sogar eine deutliche Zunahme der elektrischen Leitfähigkeit im Bereich des Grundwassers zu beobachten. Ausschlaggebend für die Höhe der Leitfähigkeit sind anstelle der Protonen – wie im sauren Milieu der Heide- und Waldflächen – hier statt dessen vor allem die Konzentrationen von Natrium, Kalium, Calcium, Magnesium sowie Chlorid und Sulfat, welche durch die Düngemaßnahmen in großer Menge zugeführt und in den feinmaterialarmen Sandböden nur schlecht adsorbiert werden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992), so dass die Auswaschung in das Grundwasser teilweise erheblich ist. Der Beitrag von Natrium und Chlorid zur Leitfähigkeitserhöhung spielt allerdings nur im Bereich der gegenwärtig noch gedüngten Flächen eine Rolle, in den extensivierten Bereichen ist hingegen der Gehalt an Natrium und Chlorid, häufig auch Sulfat deutlich vermindert (Tab. 19).

Die pH-Werte des Wasser variieren zwischen den einzelnen Flächen ebenfalls erheblich, bleiben aber insgesamt deutlich höher als unter den Heide- und Waldflächen. Mit pH 5,0 bis 5,5 sind sie im Sickerwasser der ungedüngten Grünlandflächen am geringsten, bei regelmäßiger Düngerzufuhr liegen sie bei 5,9 (LA II) bis 6,3 (LGrf II). Im oberflächennahen Grundwasser weichen die pH-Werte nur wenig von denen des Sickerwassers ab mit 5,1 bis 5,3 in ungedüngten Bereichen und 6,0 bis 6,5 unter den gedüngten Flächen (vgl. Tab. 19). Trotz hoher Calcium- und Magnesium-Gehalte bleiben die pH-Werte unter dem Maisacker (A II) mit 5,3 bzw. an der GWM 5 mit 5,2 relativ niedrig, was hier möglicherweise im Zusammenhang mit hohen Gehalten organischer, sauer reagierender Verbindungen zu sehen ist.

Während unter den ungedüngten Flächen zudem die Werteschwankungen der meisten Parameter im Bereich des Sickerwassers und vor allem im Bereich des Grundwassers relativ gering sind, werden bei intensiver Bewirtschaftung hohe Werteamplituden durchlaufen, die in einem zeitlichen Zusammenhang mit Bearbeitungsmaßnahmen wie Pflügen, Düngen und Ernten zu sehen sind (vgl. Abb. 62, 7.6.1). Besonders drastische Veränderungen zeigen sich im Sickerwasser der Probestelle A I im ersten Jahr nach der Umwandlung von Acker- in Grünland (Abb. 36). Begleitet von einem Rückgang der Kalium-Konzentration von 29,2 auf 1,28 mg/l, der Calcium-Konzentration von 61,3 auf 9,8 mg/l und der Magnesium-Konzentration von 9,4 auf 1,12 mg/l sinkt hier innerhalb weniger Monate die elektrische Leitfähigkeit von 609  $\mu\text{S}/\text{cm}$  auf einen stabilen Wert um etwa 70  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Auch im Bereich des oberflächennahen Grundwassers kommt es zunächst zu einem deutlichen Rückgang der Leitfähigkeitswerte von 549 bis 669  $\mu\text{S}/\text{cm}$  in den ersten Monaten nach der Flächenumwandlung auf minimal 175  $\mu\text{S}/\text{cm}$  im April 2002, ebenfalls verbunden mit einer Abnahme der Konzentrationen an Kalium, Calcium und Magnesium. Diese steigen jedoch nachfolgend wieder an, so dass auch die Leitfähigkeitswerte letztlich mit einem Median von 386  $\mu\text{S}/\text{cm}$  nach wie vor relativ hoch bleiben; auch das Grundwasser der angrenzend an die Fläche gelegenen

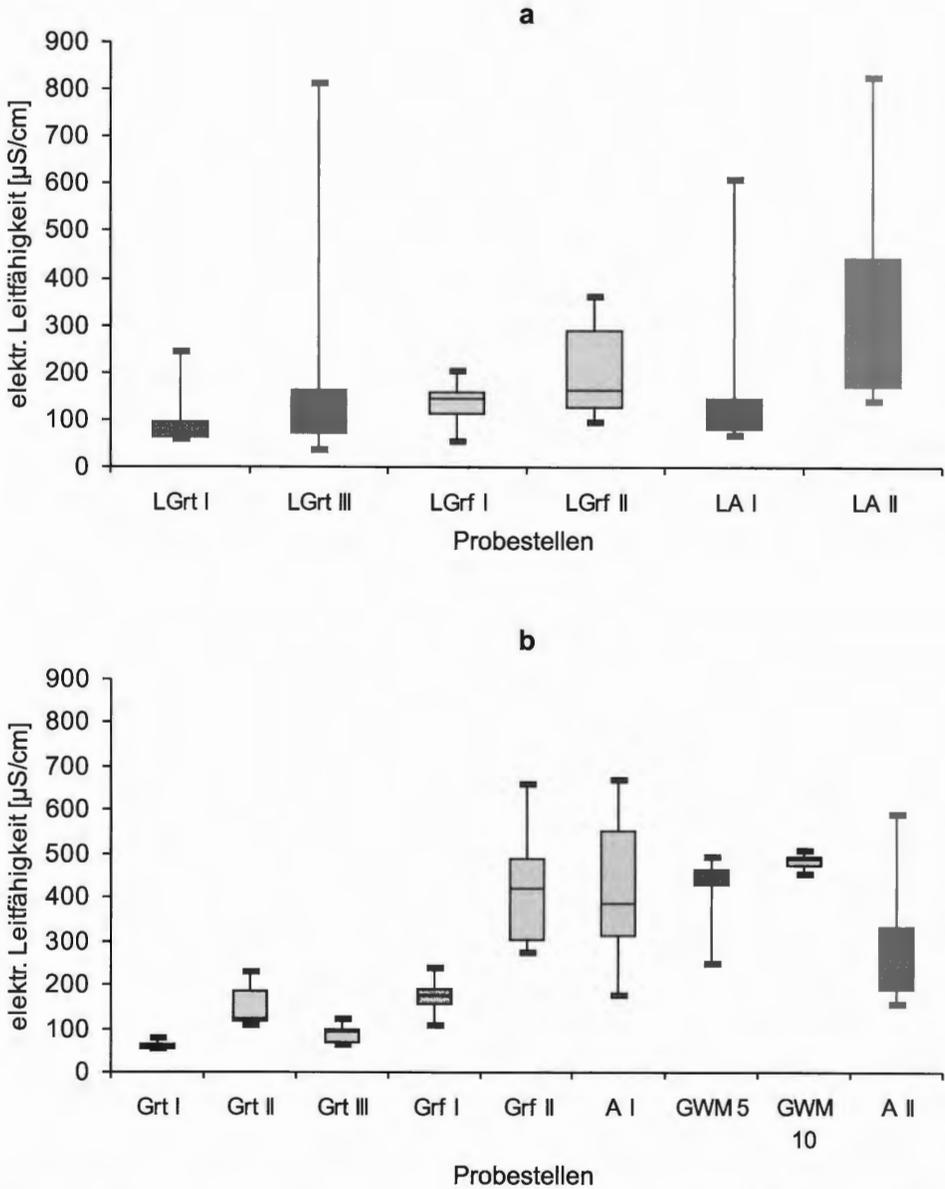


Abb. 35: Elektrische Leitfähigkeit [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ] des Sicker- und Grundwassers im Bereich von Grünland- und Ackerflächen in der Peripherie des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ sowie im Bereich des Trinkwassergewinnungsgebietes Grumsmühlen. Vegetation auf den Monolithen der Lysimeter: LGr I: vorwiegend *Holcus lanatus*; LGr III: *Festuca rubra*, *Agrostis tenuis*, *Anthoxanthum odoratum*; LGrf I: *Festuca pratensis*, *Agrostis stolonifera*, *Ranunculus repens*; LGrf II: *Holcus lanatus*, *Poa pratensis*; LA I: *Lolium perenne*, *L. multiflorum*, *Trifolium repens*; LA II: Maisacker; Grundwasserprobestellen: Gr I, Grf I, A I, GWM 5: ungedüngtes Grünland (A I, GWM 5 erst seit 2001 ohne Düngung); Gr II, Grf II: gedüngtes Grünland; Gr III: Weide; GWM 10, A II: Maisacker.

Tab. 19: Hydrochemische Eigenschaften des Sicker- und Grundwassers verschiedener landwirtschaftlich genutzter Flächen in der Peripherie des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ sowie im Bereich des Trinkwassergewinnungsgebietes Grumsmühlen. Dargestellt sind jeweils die Mediane der Messwerte. LF = elektr. Leitfähigkeit; LF korr. = um den Protonenanteil korrigierte elektr. Leitfähigkeit (vgl. SJÖRS 1950);  $K_B$  = Basekapazität;  $K_S$  = Säurekapazität; GH = Gesamthärte.

	Sickerwasser						Oberflächennahes Grundwasser									
	LGr I	LGr III	LGr I	LGr II	LA I	LA II	Gr I	Gr II	Gr III	Gr I	Gr II	A I	A II	GWM 5	GWM 10	
LF [ $\mu$ S/cm]	73	93	146	163	108	263	60	122	95	175	421	386	250	445	488	
LF korr. [ $\mu$ S/cm]	68	92	144	163	107	262	58	122	92	172	421	384	248	443	487	
pH-Wert	5,0	5,3	5,5	6,3	5,3	5,9	5,3	6,1	5,2	5,1	6,5	5,1	5,3	5,2	6,0	
$K_B$ [mmol/l]	0,36	0,61	2,42	0,65	2,32	1,53	1,17	1,17	0,76	4,47	1,08	2,41	3,73	1,85	0,83	
$K_S$ [mmol/l]	0,30	0,30	0,80	0,93	0,60	0,75	0,40	0,93	0,30	0,55	2,03	0,45	0,70	0,43	0,78	
$O_2$ -Sättigung [%]	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	26,6	3,3	6,8	6,2	2,3	4,2	3,4	2,5	2,3	
$NO_3^-$ [mg/l]	3,1	10,2	0,2	15,5	0,4	18,8	4,0	1,8	18,8	0,2	0,1	131,7	0,3	66,7	95,1	
$NO_2^-$ [ $\mu$ g/l]	n. n.	< 5	n. n.	14,4	n. n.	8,3	n. n.	12,2	< 5	n. n.	n. n.	59,4	n. n.	34,0	22,8	
$NH_4^+$ [mg/l]	0,08	0,21	0,37	0,14	0,07	0,05	0,03	0,03	0,01	0,28	0,03	0,17	0,33	0,01	n. n.	
$PO_4^{3-}$ [mg/l]	10,38	0,236	0,826	2,685	4,447	2,958	0,175	0,037	0,013	0,096	0,026	0,062	0,136	0,019	0,013	
Cl <sup>-</sup> [mg/l]	10,6	9,9	4,5	10,6	3,5	17,0	3,5	3,5	5,7	4,3	59,9	8,0	26,6	42,9	34,0	
$SO_4^{2-}$ [mg/l]	4,3	6,2	n. n.	n. b.	3,9	23,0	5,7	5,7	5,7	24,9	26,3	27,3	30,6	49,7	63,6	
KMnO <sub>4</sub> -Verbrauch [mg/l]	238,7	161,2	433,1	360,3	423,5	196,0	284,5	126,5	148,6	505,7	116,2	252,9	499,4	183,7	7,2	
Na <sup>+</sup> [mg/l]	2,65	5,05	0,56	7,1	1,27	3,9	0,75	1,62	1,85	1,26	17,7	2,35	6,9	9,4	11,4	
K <sup>+</sup> [mg/l]	1,33	2,64	0,09	1,70	9,0	15,8	1,37	11,7	0,82	3,85	11,5	14,4	26,0	14,7	3,71	
Ca <sup>2+</sup> [mg/l]	4,6	6,3	23,9	15,6	9,8	21,3	1,9	9,3	7,3	9,0	44,1	42,7	4,9	43,9	46,3	
Mg <sup>2+</sup> [mg/l]	0,56	0,38	13,5	4,75	1,68	5,1	1,17	1,57	0,24	4,6	8,4	5,7	3,95	6,25	12,55	
GH [°dH]	0,8	1,0	4,1	3,3	1,6	4,1	0,5	1,7	1,1	2,2	8,1	7,2	1,6	7,6	9,6	
Fe [mg/l]	0,24	0,17	3,11	0,53	0,75	0,26	0,18	0,55	0,10	8,4	0,54	0,26	2,9	0,20	n. n.	
Mn [mg/l]	0,03	0,02	1,54	< 0,02	0,65	0,05	0,10	0,08	< 0,02	0,36	0,03	1,33	0,70	0,15	0,84	
Zn [mg/l]	0,09	0,07	0,04	0,05	0,13	0,07	0,03	0,01	n. n.	0,04	0,01	0,06	0,03	0,06	0,03	

Messstelle GWM 5 wird durch die Flächenumwandlung offenbar zunächst wenig beeinflusst. Mit einem Median von 445  $\mu$ S/cm entsprechen die Ionengehalte hier ungefähr den Werten, die im Zeitraum von Oktober 1999 bis September 2000 (376  $\mu$ S/cm) sowie im Zeitraum von 1996 bis 1998 (458  $\mu$ S/cm) ermittelt wurden, und liegen deutlich über den Werten, die Anfang der 90er Jahre beobachtet wurden (239  $\mu$ S/cm, vgl. PUST 1993, WEINERT et al. 2000).

Deutliche Abnahmen der elektrischen Leitfähigkeit lassen sich auch im Grundwasser zweier gedüngter Grünlandflächen im Bereich des Trinkwassergewinnungsgebietes Grumsmühlen während des Untersuchungszeitraumes beobachten (Gr I: von 230 auf 123  $\mu$ S/cm; Gr II: von 660 auf 276  $\mu$ S/cm), im Bereich der Fläche Gr I erfolgt parallel dazu eine Abnahme des Nitrat-Gehaltes (von 60,2 auf 0,2 mg/l). Als Ursache spielt hier möglicherweise eine zunehmende Beeinflussung durch das Grundwasser angrenzender aufgeforderter Parzellen eine Rolle.

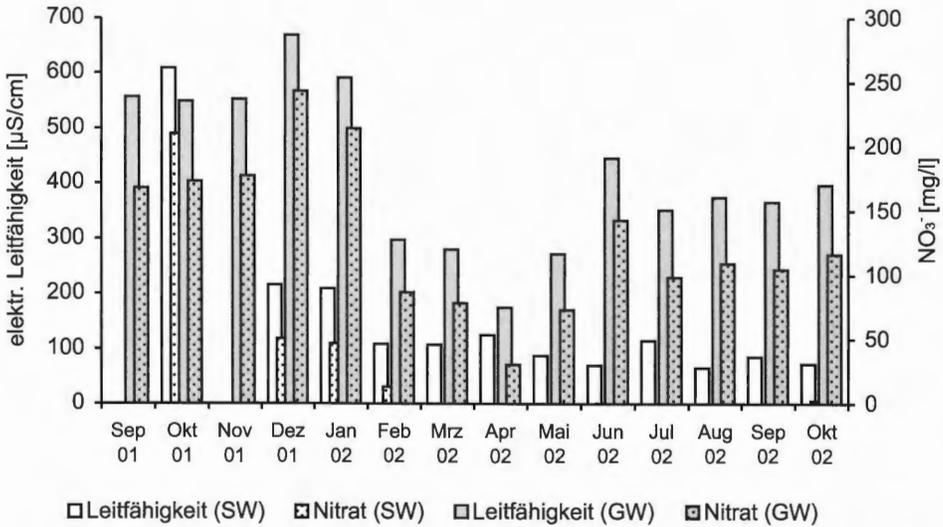


Abb. 36: Veränderungen der elektrischen Leitfähigkeit [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ] und des Nitrat-Gehaltes [ $\text{mg}/\text{l}$ ] des Sickerwassers (SW) und des oberflächennahen Grundwassers (GW) in den ersten 13 Monaten nach der Umwandlung einer Ackerfläche in Grünland. Die Ernte der Winterroggen-Kultur erfolgte Ende August 2001, zwei Wochen später nach Pflügen die Einsaat von *Lolium multiflorum* und *L. perenne*. Im September und November 2001 war die Sickerwassermenge zu gering für eine Analyse.

Pflanzennährstoffe wie Stickstoffverbindungen und Phosphat, aber auch Kalium, Calcium und Magnesium sind sowohl im Sicker- als auch im Grundwasser zeitweise in hohen Konzentrationen vorhanden; die geringsten Konzentrationen zeigen sich auf den ungedüngten Flächen. Im Vergleich zu den Heide- und Waldflächen tritt im Bereich der landwirtschaftlichen Nutzflächen Ammonium mit Medianen von 0,05 bis 0,37 mg/l im Sickerwasser und 0,01 bis 0,33 mg/l im oberflächennahen Grundwasser als Stickstoffkomponente deutlich hinter dem Nitrat zurück. Dessen Auftreten ist allerdings an eine gute Durchlüftung des Bodens bzw. eine längere Sickerstrecke gebunden; bei dem hoch anstehenden Grundwasser unter der Feuchtwiese „Üffings Weide“ (LGf I, Grf I) unterbleibt eine Nitrifikation scheinbar völlig, in den ebenfalls durch geringe Grundwasserflurabstände gekennzeichneten Bereichen des Maisackers (LA II, A II) sowie einer Grünlandfläche im Bereich des Trinkwassergewinnungsgebietes Grumsmühlen (LGf II, Grf II) treten erhöhte Nitrat-Konzentrationen als Reaktion auf Düngungs- und Erntemaßnahmen zwar zeitweise im Sickerwasser auf (Maxima 180,7 bzw. 39,8 mg/l, Abb. 37a), im Grundwasser ist Nitrat – vermutlich als Folge intensiver Denitrifikationsprozesse – hingegen an den meisten Messterminen nicht nachweisbar (Mediane: 0,1 bis 0,3 mg/l, Abb. 37b). Im landwirtschaftlich beeinflussten Grundwasser der Messstellen GWM 5 und GWM 10 sind ganzjährig erhöhte Nitrat-Konzentrationen messbar (66,7 bzw. 95,1 mg/l, Mediane).

Im Bereich der ungedüngten Flächen spielen Stickstoffverbindungen keine bzw. im Bereich der Feuchtwiese „Üffings Weide“ nur in den Wintermonaten eine Rolle; insbesondere am Ende der winterlichen Überstauungsphase können hier Ammonium-Konzentrationen von maximal 2,40 mg/l im Sickerwasser auftreten. Das Sicker- und Grundwasser der Attermeyerweide zeigt eine gegenüber den ungedüngten Wiesen

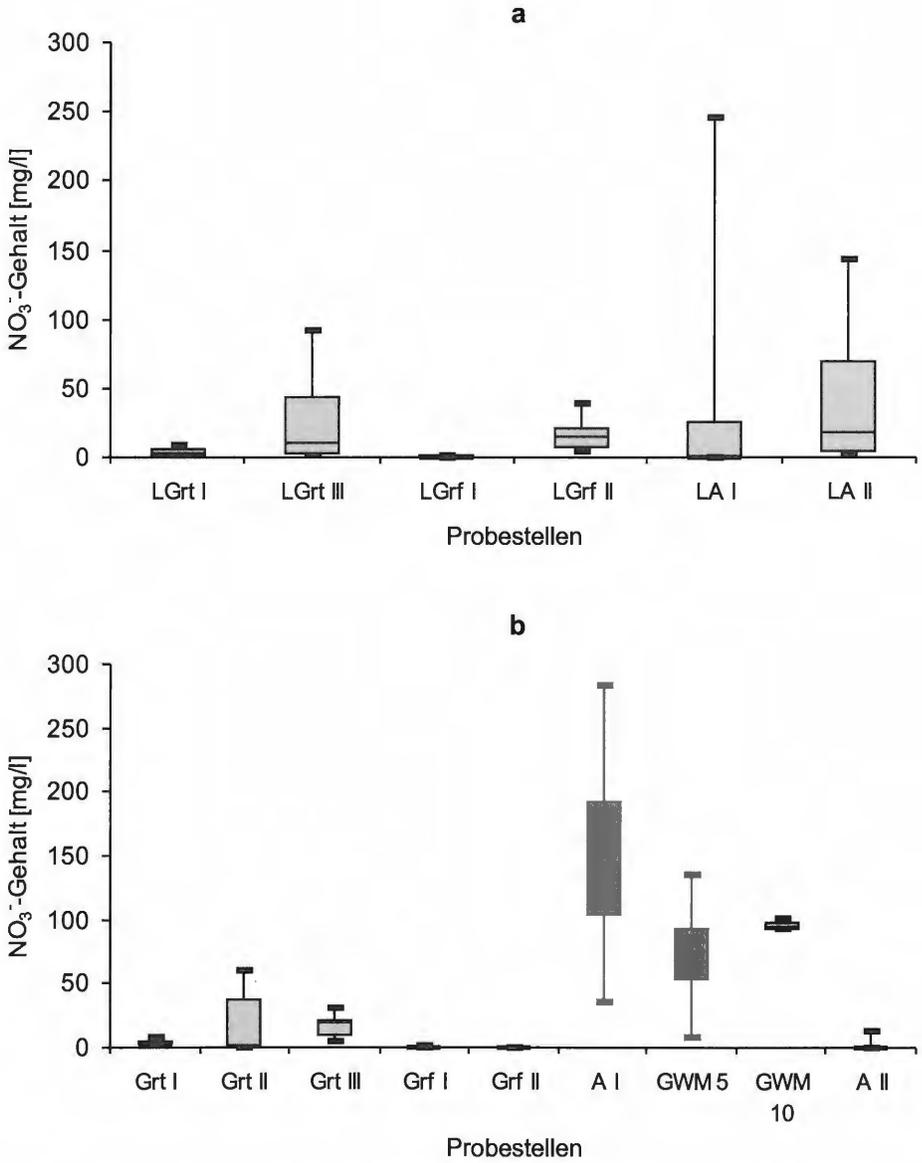


Abb. 37: Nitrat-Gehalt [mg/l] des Sicker- und Grundwassers im Bereich von Grünland- und Ackerflächen in der Peripherie des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ sowie im Bereich des Trinkwassergewinnungsgebietes Grumsmühlen. Erläuterungen der Probestellenbezeichnungen vgl. Abb. 35 und 3.2.3.

stärkere Streuung der Konzentrationen an Stickstoffverbindungen im Jahresgang, was vermutlich mit den diffusen Nährstoffeinträgen unter der extensiven Beweidung zusammenhängt. Beispielsweise schwanken die Nitrat-Konzentrationen im Sickerwasser hier zwischen 0,9 bis 91,5 mg/l (Abb. 37a), bleiben langfristig aber dennoch niedrig (Median: 10,2 mg/l). Im Grundwasser liegt der Nitrat-Gehalt mit 18,8 mg/l etwas höher, ein Maximum von 30,9 mg/l wird jedoch nicht überschritten (Abb. 37b).

Auch die Umstellung auf Grünlandnutzung wird zunächst von einem Anstieg der Nitrat-Konzentrationen im Sicker- und Grundwasser begleitet (LA I, A I, vgl. Abb. 36); während auf der Ebene des Sickerwassers im Oktober 2001, also einen Monat nach dem Pflügen der Fläche und der Graseinsaat, mit 245 mg/l das Maximum auftritt, folgt das Maximum im oberflächennahen Grundwasser (284 mg/l) mit zeitlicher Verzögerung im Dezember 2001. Im Bereich der am Rand dieser Fläche positionierten GWM 5 tritt mit 135 mg/l (Median: 66,7 mg/l) im November 2001 ebenfalls ein Maximum der Nitrat-Konzentration auf; hier kommt es möglicherweise zu einer Verstärkung jahresperiodischer Schwankungen des Nitrat-Gehaltes durch die kurzfristige Nährstoffauswaschung im Zuge der Nutzungsveränderungen auf der angrenzenden Fläche. Danach erfolgt eine erhebliche Abnahme der Nitrat-Konzentrationen auf minimal 0,1 mg/l im Sickerwasser (Mai 2002), 35,8 mg/l im Grundwasser unter der Fläche (April 2002) und 44,5 mg/l im Grundwasser der GWM 5 (März 2002), woran sich allerdings ein erneuter leichter Anstieg der Werte mit anschließender Stabilisierung bei etwa 130 mg/l im Grundwasser direkt unter der Fläche anschließt. Lediglich im Sickerwasser wird eine Nitrat-Konzentration von 2,5 mg/l bis zum Ende des Jahres 2002 nicht mehr überschritten.

Ausnahmslos alle Messstellen der landwirtschaftlich genutzten Flächen zeichnen sich durch erhöhte Konzentrationen von Phosphat im Sickerwasser aus, was als Reaktion auf die jährliche Düngerezufuhr (LA II: 2,96 mg/l, Median), aber auch als das Ergebnis langjähriger intensiver Düngung (z. B. LGrt I: 10,38 mg/l; LGrt I: 0,83 mg/l, vgl. Tab. 19) zu interpretieren ist. Im Bereich der gegenwärtig noch gedüngten Flächen überlagern sich vermutlich beide Effekte. Die geringsten Werte treten auf der seit über 35 Jahren als Grünland genutzten Attermeyerweide auf (LGrt III: 0,24 mg/l). Hier zu beobachtende jahreszeitliche Werteschwankungen sind vermutlich wie bei den Stickstoffverbindungen und auch dem Gehalt organischer Verbindungen auf die sporadisch auftretenden Einwaschungen aus den Exkrementen der Weidetiere zurückzuführen. Auch Kalium ist im Bereich der extensivierten Flächen noch in gegenüber den Heide- und Waldstandorten deutlich erhöhten Konzentrationen im Sicker- und Grundwasser zu beobachten (Sickerwasser: 1,33 bis 9,0 mg/l; Grundwasser: 1,37 bis 14,35 mg/l, Mediane, Tab. 19). Eine Ausnahme bilden hier lediglich die Feuchtwiese mit sehr geringen Konzentrationen des Sickerwassers (0,09 mg/l) sowie die Attermeyerweide mit relativ geringen Konzentrationen im Grundwasser (0,82 mg/l). Bei fortdauernden Düngungsmaßnahmen liegen die Werte im Bereich des Sicker- und Grundwassers insgesamt deutlich höher (Sickerwasser: 1,70 bis 15,8 mg/l; Grundwasser: 3,71 bis 26,0 mg/l, Mediane), wobei stark erhöhte Werte bis maximal 48 mg/l im Sickerwasser (LA II) und 40,2 mg/l im Grundwasser (A II) als direkte Reaktion auf Düngergaben erreicht werden können.

Insbesondere das Sickerwasser der feuchteren Flächen zeichnet sich durch relativ hohe Eisen- und Mangan-Gehalte aus (LGrt I, LA I; Tab. 19); das zeitliche Zusammenfallen der Konzentrationsmaxima dieser unter sauerstoffarmen Bedingungen löslichen Elemente mit denen des Phosphates deutet auf eine gemeinsame Mobilisierung dieser Substanzen bei abnehmendem Redoxpotential in den nassen Böden im Frühjahr hin. An den eher trockenen oder als Folge der Bodenbearbeitung besser durchlüfteten Standorten treten Eisen und Mangan hingegen in deutlich geringeren Konzentrationen auf (LGrt I, LGrt III, LA II). Mit Medianwerten von 0,36 bis 1,33 mg/l weisen ferner ei-

nige der landwirtschaftlichen Flächen auch im oberflächennahen Grundwasser erhöhte Mangan-Gehalte auf, was ein differenzierendes Kriterium gegenüber den Heide- und Waldbereichen darstellt und vermutlich auf eine Akkumulation düngerbürtigen Mangans zurückzuführen ist.

Hinsichtlich des Gehaltes organischer Verbindungen sind die Eigenschaften des landwirtschaftlich beeinflussten Sicker- und Grundwassers sehr heterogen und hängen entscheidend von der Nutzungsform, den Bodeneigenschaften sowie den Grundwasserständen ab. Mit einem  $\text{KMnO}_4$ -Verbrauch von 7,2 mg/l enthält das Grundwasser der GWM 10 nur sehr wenig organische Verbindungen, während die Werte sonst deutlich über 100, häufig sogar über 200 mg/l betragen. Unter dem Einfluss des hoch anstehenden Grundwassers liegen sie unter der Feuchtwiese „Üffings Weide“ sogar bei 505,7 mg/l. Auch die Attermeyerweide zeichnet sich langfristig durch einen nur mäßigen Gehalt des Sicker- und Grundwassers an organischen Verbindungen aus, wobei es allerdings unter dem Einfluss von Exkrementen der Weidetiere zu einer kurzfristig hohen Auswaschung organischer Stoffe aus dem Oberboden kommt. Durch den Abbau der Substanzen im Zuge der Versickerung wirken sich derartige Einträge auf der Ebene des Grundwassers kaum noch aus. Ähnlich den Heide- und Waldstandorten ist der Gehalt an organischen Verbindungen im Grundwasser gegenüber dem Sickerwasser vermindert; eine Ausnahme bilden hier wiederum die besonders nassen Standorte (Sickerwasser: LGrf I: 433,1, LA II: 196,0 mg/l; Grundwasser: Grf I: 595,7, A II: 499 mg/l, vgl. Tab. 19).

### 5.2.7 Hydrochemische Charakterisierung der verschiedenen „Sukzessionsflächen“

Zwischen den drei betrachteten „Sukzessionsflächen“ bestehen hinsichtlich der hydrochemischen Eigenschaften des Sicker- und Grundwassers erhebliche Unterschiede. Auf der Ebene des Sickerwassers zeichnet sich der 5 Jahre alte Birkenaufwuchs der Sukzessionsfläche I durch relativ hohe Ionengehalte aus, verbunden mit einer starken Schwankungsbreite der Werte im Jahresgang (LSu I: 113  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , Median), während die anderen beiden Flächen mit Medianen von 60  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (LSu II) bzw. 48  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (LSu III) zugleich auch eine wesentlich geringere jahreszeitliche Amplitude aufweisen (vgl. Abb. 38). Im Bereich des Grundwassers stellt sich hingegen genau ein umgekehrtes Verhältnis ein; mit einem Median von 241  $\mu\text{S}/\text{cm}$  hebt sich die Buchenpflanzung deutlich von den ehemaligen Heideflächen ab (Su I: 96  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ; Su II: 60  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , Abb. 38). Für diese hohen Leitfähigkeitswerte sind in erster Linie erhöhte Konzentrationen an Kalium (10,0 mg/l), Calcium (20,3 mg/l), Magnesium (4,8 mg/l), Nitrat (46,7) und Sulfat (22,0 mg/l, Mediane) verantwortlich; im Bereich der ehemaligen Heideflächen spielen diese Substanzen mit Ausnahme des Nitrats hingegen keine bedeutende Rolle (vgl. Tab. 20).

Ein Vergleich der pH-Verhältnisse der Flächen zeigt vielmehr, dass die erhöhten Leitfähigkeitswerte im Sicker- und Grundwasser der Sukzessionsfläche I zu einem großen Teil auf Protonen zurückzuführen sind (pH 3,7 bzw. 3,9), während auf den anderen Flächen Protonen bei pH 5,1 (Su II) bzw. 5,2 (Su III) nur einen geringen Beitrag zum Ionengehalt des Wassers leisten (vgl. Tab. 20). Die erhöhten Leitfähigkeitswerte der 5 Jahre alten Birkenaufwuchsfläche sind also in erster Linie eine Folge des sauren Milieus des Standortes und weniger ein Indikator einer hohen Nährstoffverfügbarkeit. Auch im Bereich des oberflächennahen Grundwassers ähneln die hydrochemischen Eigenschaften hier im Wesentlichen noch denjenigen der umliegenden, zwergstrauchdominierten Heideflächen, lassen sich anhand eines etwas niedrigeren pH-Wertes (pH 3,9), einer leicht erhöhten elektrischen Leitfähigkeit (96  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) und eines etwas höheren

Kalium-Gehaltes (1,02 mg/l) jedoch von diesen differenzieren (vgl. 5.2.4). Mit zeitweise erhöhten Konzentrationen von Nitrat (1,9 mg/l; Maximum: 16,9 mg/l), Ammonium (1,04 mg/l; Maximum: 4,71 mg/l) und Phosphat (0,16 mg/l; Maximum: 0,83 mg/l) zeichnet sich das Sickerwasser unter der 5 Jahre alten Birkenaufwuchsfläche gegenüber den anderen Heidestandorten durch etwas höhere Konzentrationen an Pflanzennährstoffen aus. Zeitweise erhöhte Sauerstoffgehalte des Grundwassers (27,1 % Sättigung, Median) zeigen ferner eine relativ gute Durchlüftung des Bodens an, wodurch eine Nitrat-Verlagerung bis in das oberflächennahe Grundwasser begünstigt wird (6,4 mg/l, maximal 19,3 mg/l, vgl. Abb. 39).

Im Grundwasser der Sukzessionsfläche II spielt Nitrat mit Werten von unter 0,2 mg/l hingegen keine Rolle, die höchsten Gehalte sind mit einem Medianwert von 46,7 mg/l und einem Maximum von 77,5 mg/l unter der Buchenpflanzung im Bereich des Trinkwassergewinnungsgebietes Grumsmühlen zu beobachten (Su III, Abb. 39). Im Zusammenhang mit erhöhten Konzentrationen von Nitrit (117,2  $\mu\text{g/l}$ ) und Kalium, Calcium, Magnesium und Sulfat deuten diese Werte auf eine landwirtschaftliche Beeinflussung hin. Die Schwankungen der Nitrat-Konzentration folgen ferner einer ausgeprägten Saisonalität mit Maxima im Herbst und Frühjahr.

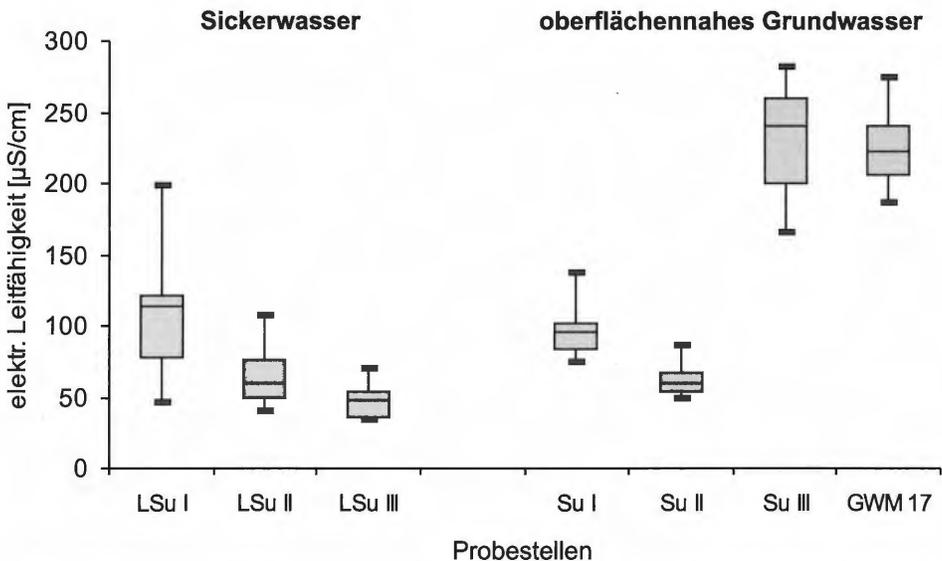


Abb. 38: Elektrische Leitfähigkeit [ $\mu\text{S/cm}$ ] des Sickerwassers und des oberflächennahen Grundwassers im Bereich verschiedener junger Waldstadien im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ und im Bereich des Trinkwassergewinnungsgebietes Grumsmühlen. Vegetation auf den Monolithen der Lysimeter: LSu I: *Calluna vulgaris*, *Betula pendula* juv.; LSu II: *Calluna vulgaris*, *Brachythecium rutabulum*; LSu III: vorwiegend *Agropyron repens*; Grundwasserprobstellen: Su I: 5 Jahre alter Aufwuchs von *Betula pendula* und *B. pubescens* auf mittelalterlicher Heidefläche; Su II: 10 Jahre alter Aufwuchs von *Betula pendula* und *Pinus sylvestris* auf junger Heidefläche, GWM 17 angrenzend an diese Fläche; Su III: 4 Jahre alte Pflanzung von *Fagus sylvatica*.

Tab. 20: Hydrochemische Eigenschaften des Sicker- und Grundwassers verschiedener junger Waldstadien im Bereich des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ sowie im Bereich des Trinkwassergewinnungsgebietes Grumsmühlen. Dargestellt sind jeweils die Mediane der Messwerte. LF = elektr. Leitfähigkeit; LF kor. = um den Protonenanteil korrigierte elektr. Leitfähigkeit (vgl. Sjörs 1950);  $K_b$  = Basekapazität;  $K_s$  = Säurekapazität; GH = Gesamthärte.

	Sickerwasser			Oberflächennahes Grundwasser			
	LSu I	LSu II	LSu III	Su I	Su II	Su III	GWM 17
LF [ $\mu$ S/cm]	113	60	48	96	60	241	223
LF kor. [ $\mu$ S/cm]	49	57	44	59	58	240	222
pH-Wert	3,7	5,1	5,2	3,9	5,3	6,1	6,3
$K_b$ [mmol/l]	0,89	0,52	0,43	1,56	0,93	1,15	0,90
$K_s$ [mmol/l]	0,00	0,30	0,10	0,10	0,38	0,98	1,15
O <sub>2</sub> -Sättigung [%]	n. b.	n. b.	n. b.	27,1	4,4	3,2	3,4
NO <sub>3</sub> [mg/l]	1,9	0,9	1,1	6,4	< 0,2	46,7	< 0,2
NO <sub>2</sub> [ $\mu$ g/l]	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	117,2	6,3
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> [mg/l]	1,04	0,02	0,10	0,03	0,01	0,01	0,33
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> [mg/l]	0,162	0,017	1,180	0,011	0,014	0,104	0,091
Cl [mg/l]	6,0	6,4	3,7	6,7	6,9	7,8	21,6
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> [mg/l]	7,6	5,7	n. b.	4,8	5,7	22,0	11,5
KMnO <sub>4</sub> -Verbrauch [mg/l]	458,4	161,2	319,2	235,5	133,6	54,5	80,5
Na <sup>+</sup> [mg/l]	1,04	2,30	2,20	1,93	2,57	2,08	11,6
K <sup>+</sup> [mg/l]	1,72	0,40	1,90	1,02	0,27	10,0	0,58
Ca <sup>2+</sup> [mg/l]	0,1	2,4	2,2	0,1	2,8	20,3	15,6
Mg <sup>2+</sup> [mg/l]	0,09	0,52	0,36	0,19	0,58	4,8	1,98
GH [°dH]	0,0	0,5	0,4	0,1	0,5	4,0	2,7
Fe [mg/l]	0,09	0,52	0,71	0,06	0,08	0,27	5,43
Mn [mg/l]	n. n.	0,03	n. n.	n. n.	0,04	0,05	0,16
Zn [mg/l]	0,06	0,02	0,02	0,07	0,01	0,01	0,07

Unter der Buchenpflanzung spielt im Sickerwasser lediglich Phosphat (1,18 mg/l) als Trophieparameter eine Rolle (Abb. 40), wodurch die ehemalige landwirtschaftliche Nutzung der Fläche noch leicht nachzuvollziehen ist, während die Birkenaufwuchsfläche auf dem abgeschoenen Acker die nährstoffärmsten Bedingungen aufweist (Nitrat: 0,9 mg/l, Ammonium: 0,02 mg/l; Phosphat: 0,02 mg/l, Mediane). Die bewirtschaftungsbedingt ehemals gute Basenversorgung des Bodens spiegelt sich nach 15 Jahren noch in leicht erhöhten Konzentrationen an Calcium und Magnesium im Sicker- und Grundwasser wider (Sickerwasser: 2,4 mg/l Calcium, 0,52 mg/l Magnesium; Grundwasser: 2,8 bzw. 0,58 mg/l.); unter der aus einer mittelalterlichen Heidefläche hervorgegangenen Sukzessionsfläche I liegen die Werte deutlich niedriger (Sickerwasser 0,1 mg/l Calcium, 0,09 mg/l Magnesium; Grundwasser: 0,1 bzw. 0,19 mg/l).

Übereinstimmungen bestehen zwischen allen drei Sukzessionsflächen hinsichtlich der Konzentrationen an Natrium und Chlorid; mit Werten von 1,04 mg/l bis 2,30 mg/l Natrium und 3,7 mg/l bis 6,4 mg/l Chlorid im Sickerwasser bzw. 1,93 mg/l bis 2,57 mg/l Natrium und 6,7 mg/l bis 7,8 mg/l Chlorid im oberflächennahen Grundwasser tragen

diese Substanzen nur in geringem Umfang zum gesamten Ionengehalt des Wassers bei und wirken kaum differenzierend zwischen den verschiedenen jungen Waldstadien.

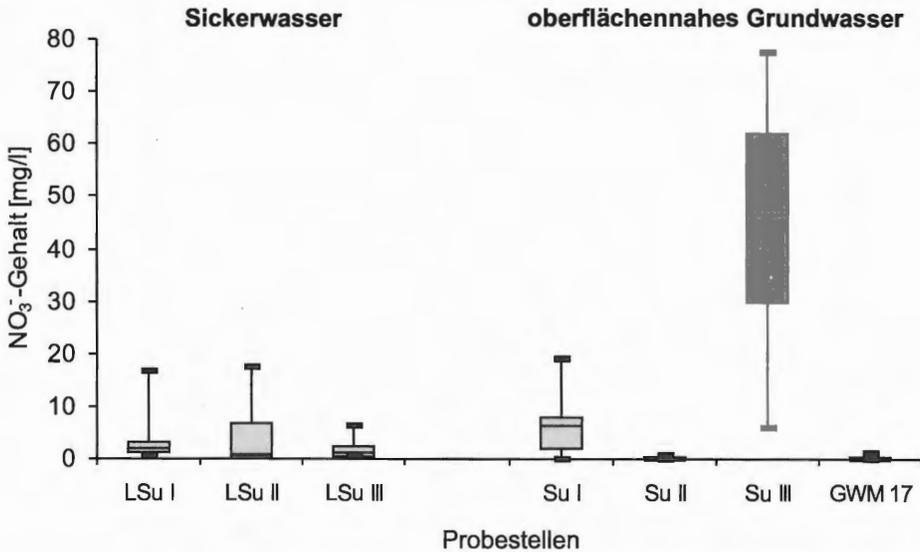


Abb. 39: Nitrat-Gehalt [mg/l] des Sickerwassers und des oberflächennahen Grundwassers im Bereich verschiedener junger Waldstadien im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ und im Bereich des Trinkwassergewinnungsgebietes Grumsmühlen. Erläuterungen der Probstellenbezeichnungen vgl. Abb. 38 und 3.2.3.

Aufgrund der nur kurzen Dauer der vorangegangenen Heidephase (vgl. 4.10.1) hat sich auf der Sukzessionsfläche II nur eine geringmächtige Rohhumusaufgabe entwickelt, so dass auch die Auswaschung von organischen Verbindungen hier eine geringere Rolle spielt, was sich an gegenüber der mittelalterlichen Heidefläche (LSu I) deutlich geringeren Werten des  $\text{KMnO}_4$ -Verbrauches zeigt (LSu I: 485,4 mg/l, LSu II: 161,2 mg/l, Mediane). Auch im Sickerwasser der Buchenpflanzung liegen die Werte nach dem Durchsickern des humusreichen Oberbodens mit 319,2 mg/l wesentlich höher. Ähnliche Verhältnisse sind auch im Bereich des Grundwassers zu beobachten, wobei hier allerdings das Grundwasser unter der Buchenpflanzung mit nur 54,5 mg/l  $\text{KMnO}_4$ -Verbrauch den höchsten Mineralisationsgrad aufweist. Schwermetalle treten unter den einzelnen Flächen nur in geringen Konzentrationen auf (vgl. Tab. 20); in Abhängigkeit vom pH-Wert ist Zink nur unter der Sukzessionsfläche I in leicht erhöhten Konzentrationen vorhanden (0,07 mg/l).

Deutlich abweichende hydrochemische Verhältnisse zeigt das Grundwasser im Bereich der randlich der Sukzessionsfläche II gelegenen Grundwassermessstelle 17, deren Leitfähigkeitswerte mit 223  $\mu\text{S}/\text{cm}$  erheblich über den Werten liegen, die direkt unter der Fläche zu messen sind. Bei pH-Werten im schwach sauren Bereich wirken sich hier vor allem zeitweise hohe Konzentrationen an Chlorid (21,6 mg/l), Sulfat (11,5 mg/l), Natrium (11,6 mg/l), Calcium (15,6 mg/l) und Magnesium (1,98 mg/l) erhöhend auf die elektrische Leitfähigkeit aus. In Verbindung mit einer deutlichen Erhöhung des pH-Wertes von 5,9 auf maximal 7,0 treten hohe Konzentrationen von Calcium, Magnesium und Phosphat insbesondere in den Spätsommer- und Herbstmonaten bei

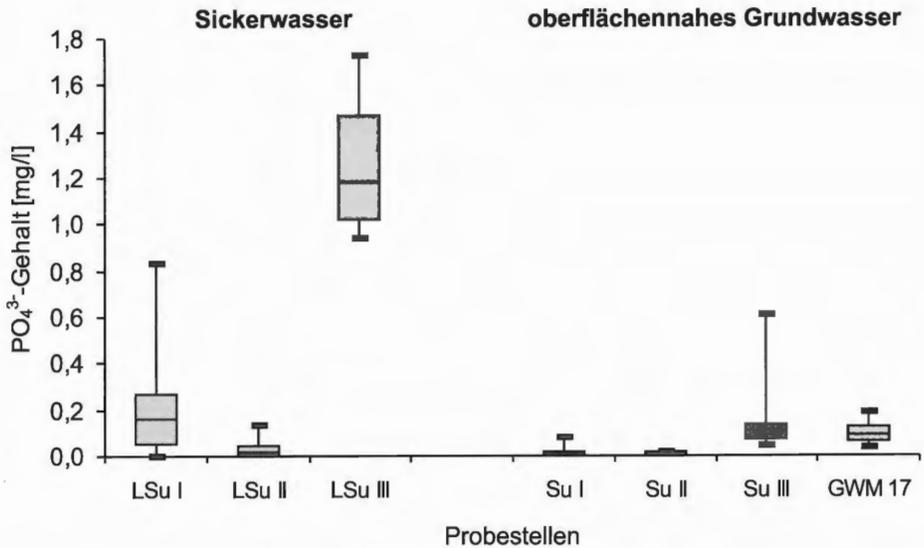


Abb. 40: Phosphat-Gehalt [mg/l] des Sickerwassers und des oberflächennahen Grundwassers im Bereich verschiedener junger Waldstadien im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ und im Bereich des Trinkwassergewinnungsgebietes Grumsmühlen. Erläuterungen der Probestellenbezeichnungen vgl. Abb. 38 und 3.2.3.

niedrigen Grundwasserständen auf, während in den Wintermonaten Sulfat und Chlorid die Grundwasserbeschaffenheit bestimmen. Diese Verteilungsmuster hydrochemischer Parameter deuten insgesamt auf eine saisonal variierende Beeinflussung aus angrenzenden Bereichen (vgl. WEINERT et al. 2000), wobei insbesondere die erhöhten Konzentrationen von Sulfat und Chlorid auf eine Grundwasserbeeinflussung seitens einer südlich angrenzenden Waldfläche hinweisen.

### 5.2.8 Hydrochemische Beschaffenheit anthropogen beeinflussten Grundwassers in den Randbereichen des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“

Exemplarisch wurde das Grundwasser im Übergangsbereich zu landwirtschaftlichen Nutzflächen im Südosten (GrE), Nordosten (HN6) und Südwesten (GWM 20) des Naturschutzgebietes sowie im Einflussbereich der Landstraße L 504 (GWM 3) untersucht. Die ersten beiden Messstellen wurden zur Untersuchung des oberflächennahen Grundwassers im Bereich von Grabensystemen angelegt, welche nur temporär wasserführend sind, als Geländeeintiefungen aber auch im trocken gefallenem Zustand eine Vorflutfunktion für das Sicker- und Grundwasser der angrenzenden Flächen ausüben.

Gemeinsam ist diesen Messstellen im Kontakt zu landwirtschaftlichen Flächen bzw. zur Landstraße eine relativ große Schwankungsbreite der Ionenkonzentrationen im Grundwasser (Abb. 41a), welche auf eine wechselseitige Beeinflussung durch ionenarmes Wasser aus dem Bereich der Heide- und Grünlandflächen des Naturschutzgebietes einerseits und durch ionenreiches Grundwasser aus den angrenzenden Flächen andererseits hinweist. Eine häufig ausgeprägte Saisonalität der Schwankungen lässt ferner vermuten, dass die Veränderungen hydrochemischer Eigenschaften in einem Zusammen-

hang mit Veränderungen des Grundwasserstandes zu sehen sind. Insgesamt zeichnen sich die Peripherie-Messstellen durch gegenüber dem Grundwasser der angrenzenden Heide- und Grünlandbereiche (vgl. 5.2.4 und 5.2.6) deutlich erhöhte Leitfähigkeitswerte aus (HN6: 284  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ; GrE: 672  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ; GWM 20: 304  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ; GWM 3: 841  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , Mediane). Verantwortlich für die erhöhten Werte sind im Einflussbereich der landwirtschaftlichen Flächen vor allem die Konzentrationen an Natrium, Kalium, Calcium, Magnesium, Chlorid und Sulfat (z. B. HN6: 10,7 mg/l Kalium; 7,9 mg/l Calcium; 4,75 mg/l Magnesium), im Kontaktbereich zur Landstraße wird die Höhe der elektrischen Leitfähigkeit hingegen vorwiegend durch die Konzentrationen von Natrium (114,5 mg/l), Chlorid (155,2 mg/l), Calcium (55,8 mg/l) und Hydrogencarbonat (152 mg/l) und damit weniger durch trophierelevante Substanzen bestimmt. Erhöhte Werte im Grundwasser sind hier auf Streusalzausbringungen im Bereich der Landstraße sowie auf die beim Bau der Straße verwendeten kalkhaltigen Materialien zurückzuführen (PUST 1993, WEINERT et al. 2000).

Einem Frühjahrsminimum der elektrischen Leitfähigkeit von 617  $\mu\text{S}/\text{cm}$  im März 2001 steht hier ein herbsthliches Maximum von 1579  $\mu\text{S}/\text{cm}$  bei saisonalen Maxima der Natrium- und Chlorid-Konzentrationen von 248 bzw. 375,8 mg/l im Oktober 2001 gegenüber, wobei die Abnahme der elektrischen Leitfähigkeit im Frühjahr einher geht mit einer leichten Zunahme des  $\text{KMnO}_4$ -Verbrauches des Grundwassers (Abb. 42), was auf eine Beeinflussung durch humin- und fulvosäurereiches Grundwasser der angrenzenden Heidefläche während dieser Jahreszeit hinweist. Die organischen Verbindungen bewirken zudem eine leichte Abnahme des sonst mit pH 6,8 nahe am Neutralpunkt liegenden pH-Werts.

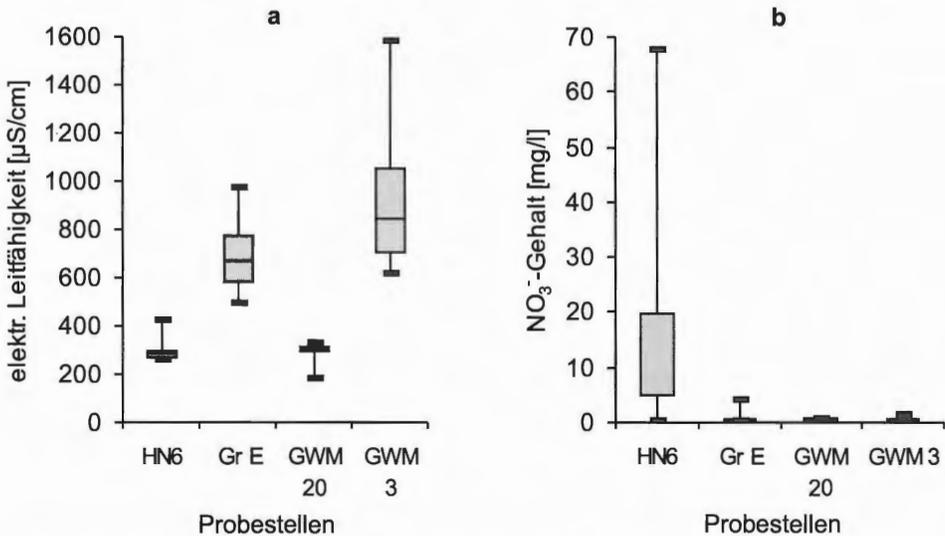


Abb. 41: Elektrische Leitfähigkeit [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ] (a) und Nitrat-Gehalt [ $\text{mg}/\text{l}$ ] (b) des Grundwassers im Kontaktbereich zu landwirtschaftlichen Nutzflächen (HN6, GrE, GWM 20) sowie zu der Landstraße L 504 (GWM 3).

Stickstoffverbindungen treten im Übergangsbereich von Ackerflächen zu Heide-, Grünland- oder Waldflächen nicht immer in Erscheinung. Hier spielen vor allem auch die Distanz der Messstelle zur Ackerfläche sowie die Sauerstoffverhältnisse im Boden und Grundwasser eine Rolle für das Vorliegen von Nitrat, Nitrit und Ammonium. Im Bereich des betrachteten Drainagegrabens im Nordosten des Naturschutzgebietes liegt die Messstelle ca. 3 m unterhalb des Ackerniveaus; die hierdurch bedingte, relativ lange Sickerzone führt zu zeitweise leicht erhöhten Sauerstoff-Gehalten des Grundwassers (maximal 10,7 % Sättigung), wodurch eine oxidative Umsetzung von Stickstoffverbindungen mit der Folge von Nitrat-Konzentrationen von 7,5, maximal 67,6 mg/l ermöglicht wird (Abb. 41b). In Phasen mit geringeren Nitrat-Konzentrationen ist hingegen Ammonium mit Konzentrationen von 0,44 bis 0,83 mg/l im Grundwasser vorhanden. Südöstlich des Erdfallsees sowie an der südwestlichen Grenze des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ spielt Nitrat im landwirtschaftlich beeinflussten Grundwasser unter sauerstofffreien Verhältnissen hingegen keine Rolle (GrE, GWM 20, Abb. 41b), lediglich Ammonium kann zumindest zeitweise in erhöhten Konzentrationen beobachtet werden (GrE: Median 0,22 mg/l, Maximum 0,96 mg/l; GWM 20: Median 0,62 mg/l, Maximum 0,69 mg/l). Als wichtige Indikatoren einer landwirtschaftlichen Beeinflussung treten dagegen im Grundwasser der GWM 20 Phosphat (1,06 mg/l) sowie Calcium und Magnesium (42,7 mg/l bzw. 2,6 mg/l) in erhöhten Konzentrationen auf; in den Jahren 2001 und 2002 ist allerdings regelmäßig bei sinkendem Grundwasserstand im Juni ein Rückgang der Konzentrationen bei gleichzeitigem Anstieg des  $\text{KMnO}_4$ -Verbrauches zu beobachten, welcher ähnlich wie im Randbereich der Straße als Resultat einer saisonal wechselnden Beeinflussung von Grundwasser der Ackerfluren einerseits und weniger stark mineralisiertem Grundwasser aus den angrenzenden Grünlandflächen des Naturschutzgebietes andererseits zu interpretieren ist.

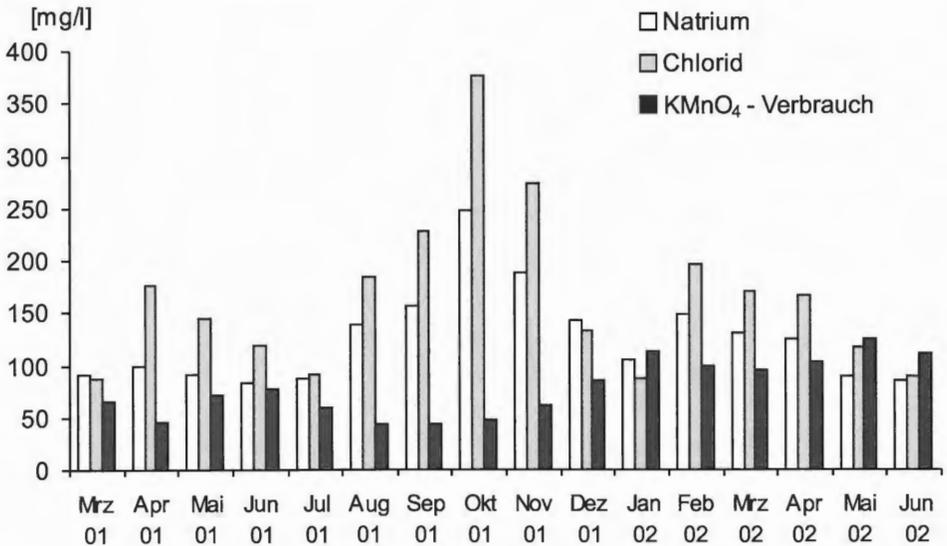


Abb. 42: Jahreszeitliche Veränderungen des Natrium- und Chlorid-Gehaltes sowie des  $\text{KMnO}_4$ -Verbrauches [mg/l] im Grundwasser der am Rande der Landstraße L 504 gelegenen GWM 3.

## 5.3 Hydrochemische Charakterisierung ausgewählter Gewässer des Untersuchungsgebietes

### 5.3.1 Wassertemperatur

Durch den intensiven Wärmeaustausch mit der Atmosphäre weisen gerade kleine, flache Gewässer hohe jahreszeitliche Temperaturamplituden auf (Abb. 43). Lediglich der Lingener Mühlenbach zeichnet sich als Fließgewässer durch wesentlich stabilere Temperaturverhältnisse aus mit einem Medianwert von 10,6°C, der nur wenig oberhalb der Jahresmitteltemperatur der Luft liegt. Die höchsten Temperaturen sind in den flachsten Gewässern – Heideweiher B (HWB) und Üffings Teich (ÜW) – zu beobachten; die sehr niedrigen Medianwerte der Temperatur in den Heideweihern A und O sind darauf zurückzuführen, dass aufgrund des temporären Charakters der Gewässer hier die Messwerte des Winterhalbjahres den größten Teil der Datengrundlage ausmachen.

### 5.3.2 Gewässer der Heidelandschaften

Die innerhalb der Heidelandschaften im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ gelegenen Heideweiher lassen sich zum einen anhand ihrer Wasserführung, zum anderen anhand des Ausmaßes anthropogener Stoffeinträge differenzieren (vgl. HOFMANN 1998, POTT et al. 1996). In diesem Zusammenhang zu beobachtende Unterschiede in der aquatischen und semiterrestrischen Vegetation (vgl. 4.2) spiegeln sich in den unterschiedlichen hydrochemischen Eigenschaften der einzelnen Gewässer wider.

Mit Ausnahme der in den Randbereichen der Heideflächen gelegenen Gewässer D und E zeichnen sich die Heideweiher des Untersuchungsgebietes durch sehr niedrige Ionengehalte mit Leitfähigkeitswerten von 33 bis 75  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (Mediane) aus, wobei in den meisten Gewässern auch die jahreszeitlichen Schwankungen der Werte gering sind (Abb. 44). Den niedrigen Leitfähigkeitswerten liegen vor allem niedrige Gehalte des Wassers an Alkali- und Erdalkali-Ionen sowie an Chlorid und Sulfat zugrunde; lediglich in den Wintermonaten kommt es unter dem Einfluss erhöhter luftbürtiger Einträge von Natrium und Chlorid (vgl. 5.1.3) zu einem vorübergehenden leichten Anstieg der Konzentrationen dieser Parameter. Für einen kurzfristigen Anstieg der elektrischen Leitfähigkeit im Januar 2002 können überdies Anreicherungseffekte im Wasser in Verbindung mit der Ausbildung einer Eisschicht verantwortlich sein. In einem Zusammenhang mit den geringen Gehalten an Calcium und Magnesium (0,1 bis 0,7 mg/l bzw. 0,17 bis 0,43 mg/l, Mediane, vgl. Tab. 21) stehen sowohl die geringe Gesamthärte als auch die geringe Säurekapazität der Gewässer.

Bei ganzjähriger Wasserführung liegen, bezogen auf den Ionenhaushalt, meist stabile Verhältnisse vor; auch im temporären Heideweiher B zeigt sich im November 2001 im Anschluss an eine dreimonatige Trockenphase nur eine geringe Zunahme der Leitfähigkeit. Deutlicher sind die durch den Wechsel von Wasserführung und Austrocknung bedingten Werteschwankungen hingegen in den Heideweihern A, O und I; hier können auch während der Sommermonate als Folge starker Niederschlagsereignisse kurzzeitig aquatische Phasen eintreten. Die durch den zeitlich engen Wechsel von Austrocknungs- und Überstauungsphasen geförderte Mineralisation resultiert in erhöhten Ionengehalten bei erneuter Wasserführung (vgl. POTT et al. 1996); hier spielen vor allem leichte Erhöhungen der Konzentrationen an Natrium, Kalium und Magnesium eine Rolle.

Neben den niedrigen Ionengehalten kennzeichnen zudem niedrige pH-Werte (4,0 bis 4,7, Mediane, Tab. 21) sowie ein hoher Gehalt organischer Verbindungen ( $\text{KMnO}_4$ -

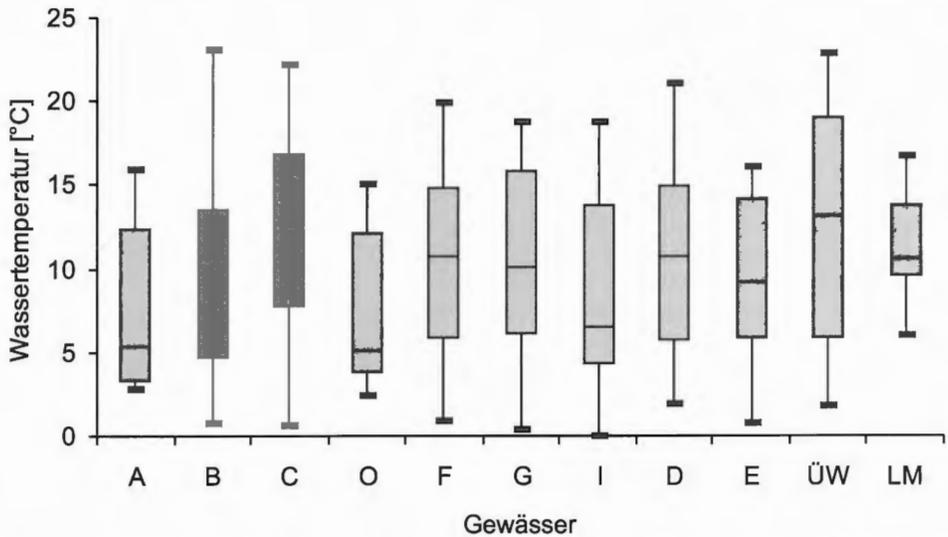


Abb. 43: Wassertemperatur [°C] der untersuchten Gewässer im Bereich des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ und im Bereich des Trinkwassergewinnungsgebietes Grumsmühlen, zur Bezeichnung der Probestellen vgl. 3.2.1 und 3.2.4.

Verbrauch 64,8 bis 294,8 mg/l, Tab. 21, Abb. 45) das dystrophe Milieu der Gewässer. Lediglich in den als dys-mesotroph zu charakterisierenden Weihern liegen die Werte mit pH 4,9 bis 5,7 (HWD, HWE, HWG) deutlich höher. Während die pH-Werte im Jahresverlauf mit Ausnahme des Heideweiher E nur geringen Schwankungen unterliegen, zeigt der  $\text{KMnO}_4$ -Verbrauch insbesondere in den temporären Gewässern eine erhebliche jahreszeitliche Variabilität. Zudem sind hinsichtlich des Gehaltes an organischen Verbindungen auch die Unterschiede zwischen den einzelnen Gewässern sehr groß; mit 64,8 sowie etwa 75 mg/l ist der  $\text{KMnO}_4$ -Verbrauch in den Heideweihern B und C (bis Juli 2001) am geringsten, während sich vor allem für die temporären Gewässer deutlich höhere Gehalte organischer Substanzen feststellen lassen. Die höchsten Gehalte treten allerdings im November 2001 im Heideweiher C auf, in dem sich im Sommer und Herbst 2001 innerhalb weniger Monate eine erhebliche Veränderung des hydrochemischen Milieus in Form einer starken Zunahme des Gehaltes an Ammonium, Eisen und organischen Verbindungen vollzieht. Erst in der zweiten Hälfte des Jahres 2002 deutet sich eine Rückentwicklung zu dem vor Juli 2001 vorherrschenden Charakter des Gewässers an.

Charakteristischerweise machen Fulvo- und Huminsäuren in dystrophen Gewässern den größten Anteil der gelösten organischen Kohlenstoffverbindungen aus; neben der Beeinflussung des Lichtklimas durch ihre gelblich-braune Färbung (UHLMANN & HORN 2001) tragen sie zur Stabilisierung des pH-Wertes im niedrigen Bereich bei und beeinflussen durch ihre Fähigkeit zur Metallkomplexierung entscheidend den Ionenhaushalt der Gewässer.

Schwermetalle wie Eisen, Mangan und Zink sind insgesamt nur in geringen Konzentrationen im Wasser vorhanden, wobei insbesondere die Eisen-Konzentrationen im Jahresverlauf starken Schwankungen unterliegen. Eine deutliche Parallelität der Veränderungen der Konzentrationen an Eisen und an organischen Verbindungen weist darauf

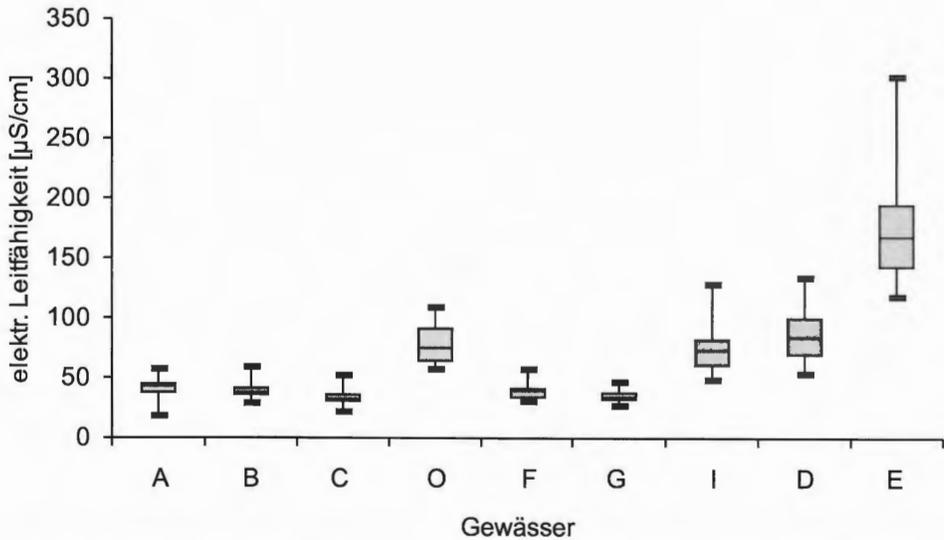


Abb. 44: Elektrische Leitfähigkeit [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ] des Wassers ausgewählter Heideweier im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“, zur Bezeichnung der Probestellen vgl. 3.2.1 und 3.2.4.

hin, dass ein großer Teil des Eisens und vermutlich auch des Zinks in Form metallorganischer Komplexe vorliegen.

Deutliche Veränderungen hin zum dys-mesotrophen Milieu zeigen anhand erhöhter pH-Werte, erhöhter Konzentrationen an Pflanzennährstoffen und zuweilen auch geringerer Gehalte an organischen Verbindungen die Heideweier D, E und G, welche lagebedingt nicht nur durch die Heideflächen, sondern auch durch angrenzende Wald- bzw. Landwirtschaftsflächen beeinflusst werden. Bei pH-Werten von 4,9 bis 5,7 kommt es zu einer Abschwächung des sauren Milieus und damit zu einer Förderung der Mineralisation und des Abbaus von Huminstoffen, was sich insbesondere bei dem Heideweier D anhand eines relativ niedrigen  $\text{KMnO}_4$ -Verbrauches erkennen lässt (66,6 mg/l, Abb. 45). In Verbindung mit diesen hydrochemischen Abweichungen vom dystrophen Chemismus werden die Gewässer durch Abbaustadien der dystrophenten Vegetation unter gleichzeitiger Etablierung konkurrenzstärkerer, meso- und eutraphenter Arten gekennzeichnet (vgl. 4.2, 4.8.3.1). Kennzeichnend sind ferner erhöhte Konzentrationen des Wassers an Ammonium (0,1 bis 1,66 mg/l, Mediane, Abb. 46) und Kalium (1,07 bis 5,4 mg/l, Mediane, Tab. 21). Insbesondere erhöhte Ammonium-Werte sind jedoch nicht immer als differenzierendes Kriterium gegenüber den dystrophen Gewässern heranzuziehen; so treten bei relativ geringen Konzentrationen anderer Pflanzennährstoffe Maxima der Ammonium-Konzentration von 0,97 mg/l im temporären Heideweier O und sogar 3,29 mg/l im Heideweier C auf (Abb. 46). Nitrat spielt unter den dystrophen Milieubedingungen mit Konzentrationen von 0,1 bis 0,5 mg/l (Mediane) als pflanzenverfügbare Stickstoffverbindung kaum eine Rolle. Phosphat ist ebenfalls in den meisten Gewässern nur in Spuren nachweisbar; stark erhöhte Werte im Heideweier F im Juni 2001 (0,38 mg/l) sind vermutlich auf den Einfluss einer zu diesem Zeitpunkt dichten Moorfroschpopulation zurückzuführen.

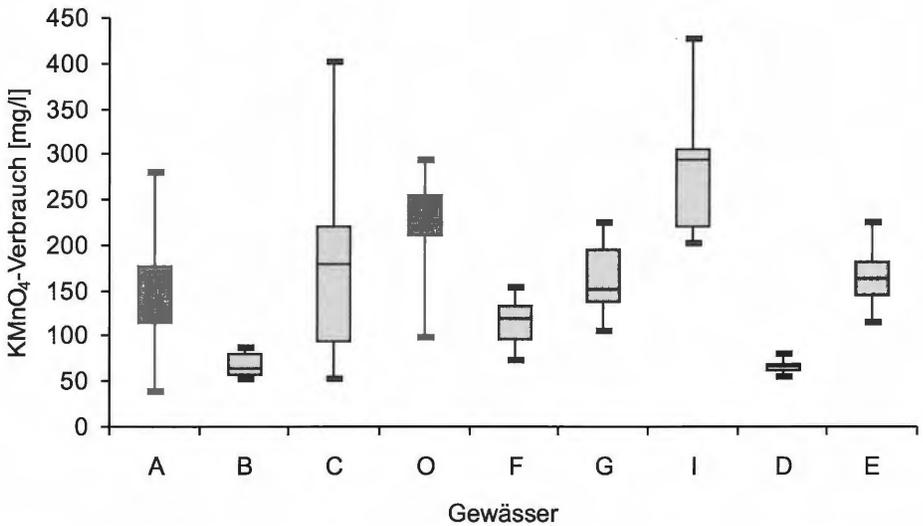


Abb. 45:  $\text{KMnO}_4$ -Verbrauch [mg/l] des Wassers ausgewählter Heideweier im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“. Zur Bezeichnung der Probestellen vgl. 3.2.1 und 3.2.4.

Jahreszeitliche Schwankungen der Ionenkonzentrationen sind bei den dys-mesotrophen Gewässern deutlich ausgeprägt. Im Heideweier G manifestieren sich diese jedoch kaum in der elektrischen Leitfähigkeit, da lediglich Ammonium und in geringerem Ausmaß Kalium von den Schwankungen betroffen sind. In den Heideweihern D und E hingegen treten als Folge erhöhter Konzentrationen von Chlorid, Sulfat, Natrium, Calcium und Magnesium Leitfähigkeitswerte auf, die mit 85 bzw. 168  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (Mediane) und Maxima von 134 bzw. 301  $\mu\text{S}/\text{cm}$  deutlich über den Werten der dystrophen Gewässer liegen (vgl. Abb. 44). Minima der elektrischen Leitfähigkeit treten im Heideweier D vor allem in den Herbst- und Wintermonaten auf. Im Heideweier E sind erhöhte Ionengehalte des Wassers in Verbindung mit erhöhten Konzentrationen von Chlorid und Sulfat schwerpunktmäßig in den Monaten März bis Juni zu beobachten, während in den Herbst- und Wintermonaten das hydrochemische Milieu vorwiegend durch niedrigere Leitfähigkeitswerte bei stark erhöhten Ammonium-Gehalten und pH-Werten (Maximum 5,3 mg/l bzw. pH 6,4) geprägt wird (Abb. 47), was auf eine wechselseitige Beeinflussung aus angrenzenden Heide-, Wald- und Ackerflächen deutet (vgl. 7.7); die Instabilität des Milieus zeigt sich überdies beispielsweise an einer Abnahme des pH-Werts von 5,4 auf 4,3 innerhalb weniger Wochen.

Die Sauerstoff-Gehalte variieren jahreszeitlich und zwischen den einzelnen Gewässern erheblich. Als Folge eines starken physikalisch bedingten Sauerstoff-Eintrags und einer intensiven Primärproduktion bei dichter Torfmoosbesiedlung weist der flache Heideweier B mit 99,3 % (Median) ganzjährig die höchsten Sauerstoff-Sättigungswerte auf, als sommerliches Maximum tritt bei intensiver Sonneneinstrahlung und einer Wassertemperatur von 23,1°C in den dichten Torfmoos-Beständen hier im August 2001 eine Sauerstoff-Sättigung von 132 % auf; sehr hohe Werte werden allerdings auch unter einer Eisbedeckung im Januar 2002 bei fortlaufender Photosyntheseaktivität der Torfmoose und verhindertem Gasaustausch mit der Atmosphäre erreicht (HWB: 115 % bei 0,8°C, HWF: 143 % bei 0,9°C). Die teilbeschatteten Gewässer D, E und G weisen hingegen mit Medianwerten von 39,6 bis 72,2 % geringere Sauerstoff-Sättigungswerte

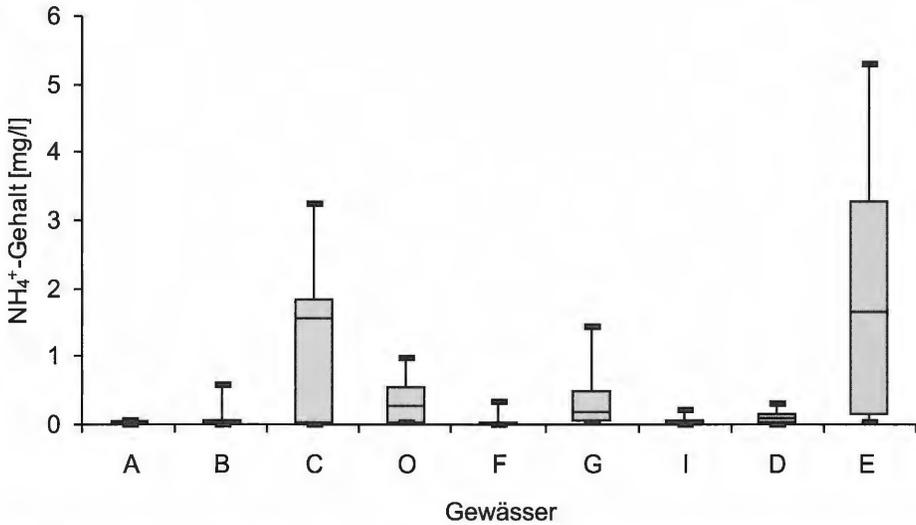


Abb. 46: Ammonium-Gehalt [mg/l] des Wassers ausgewählter Heideweier im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“. Zur Bezeichnung der Probestellen vgl. 3.2.1 und 3.2.4.

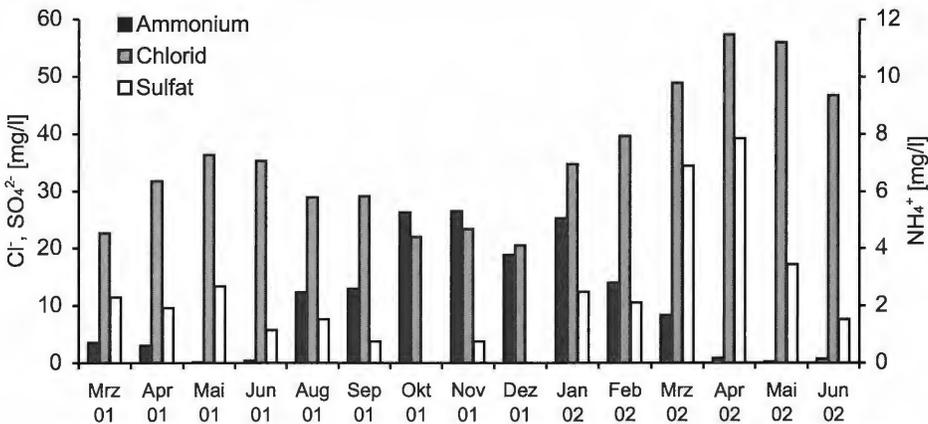


Abb. 47: Jahreszeitliche Veränderungen der Konzentrationen von Chlorid, Sulfat und Ammonium [mg/l] im Oberflächenwasser des Heideweiers E. Im Juli 2001 wurde keine Messung durchgeführt.

auf (Tab. 21). Die Belastung des Sauerstoffhaushalts durch den vermehrten Eintrag allochthonen Materials macht sich vor allem in den dys-mesotrophen Gewässern D und E bemerkbar; im Heideweier D liegt beispielsweise über den ursprünglichen 40 cm mächtigen Dy-Sedimenten eine ca. 18 cm mächtige Laub- und Schlammauflage. Infolge sauerstoffzehrender Abbauprozesse kommt es im Heideweier E unter Eisbedeckung im Januar 2002 in Verbindung mit merklicher  $H_2S$ -Produktion zu einem Rückgang der Sauerstoff-Sättigung auf 0,8 %.

Tab. 21: Hydrochemische Eigenschaften ausgewählter Heideweiher im Bereich des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“. Dargestellt sind jeweils die Mediane der Messwerte des Zeitraumes März 2001 bis Juni 2002. LF = elektr. Leitfähigkeit; LF korr. = um den Protonenanteil korrigierte elektr. Leitfähigkeit (vgl. Sjörs 1950);  $K_B$  = Basekapazität;  $K_S$  = Säurekapazität; GH = Gesamthärte.

	HWA	HWB	HWC	HWO	HWF	HWG	HWI	HWD	HWE
LF [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ]	42	38	33	75	39	35	74	85	168
LF korr. [ $\mu\text{Scm}$ ]	26	26	29	42	31	31	40	84	157
pH-Wert	4,3	4,4	4,7	4,0	4,7	4,9	4,0	5,7	5,4
$K_B$ [mmol/l]	0,27	0,16	0,27	0,54	0,23	0,28	0,65	0,26	0,48
$K_S$ [mmol/l]	0,20	0,20	0,25	0,10	0,25	0,30	0,10	0,38	0,40
$\text{O}_2$ -Sättigung [%]	88,4	99,3	87,6	81,4	102,9	72,2	86,5	71,4	39,6
$\text{NO}_3^-$ [mg/l]	< 0,2	< 0,2	0,2	0,5	< 0,2	0,2	0,2	0,5	< 0,2
$\text{NO}_2^-$ [mg/l]	n. n.								
$\text{NH}_4^+$ [mg/l]	0,02	0,02	1,55	0,27	0,02	0,20	0,03	0,10	1,66
$\text{PO}_4^{3-}$ [mg/l]	0,015	0,006	0,016	0,011	0,019	0,024	0,009	0,009	0,014
Cl <sup>-</sup> [mg/l]	5,0	5,7	6,2	7,1	6,4	7,1	6,9	12,8	34,7
$\text{SO}_4^{2-}$ [mg/l]	3,8	1,9	3,8	3,8	1,9	3,8	1,9	13,9	9,6
$\text{KMnO}_4$ -Verbrauch [mg/l]	164,4	64,8	180,2	227,6	118,5	151,7	294,8	66,6	162,8
$\text{Na}^+$ [mg/l]	1,22	1,32	1,13	2,23	2,35	2,23	1,92	4,93	10,4
$\text{K}^+$ [mg/l]	0,70	0,35	0,43	0,99	0,99	1,89	0,58	1,07	5,4
$\text{Ca}^{2+}$ [mg/l]	0,6	0,3	0,2	0,2	0,7	0,4	0,7	3,5	3,4
$\text{Mg}^{2+}$ [mg/l]	0,35	0,19	0,17	0,26	0,52	0,43	0,41	0,99	2,38
GH [ $^\circ\text{dH}$ ]	0,2	0,1	0,1	0,1	0,2	0,15	0,2	0,65	1,1
Fe [mg/l]	0,22	0,10	0,61	0,94	0,32	0,40	0,81	0,17	0,45
Mn [mg/l]	0,15	0,05	0,05	0,03	0,08	0,10	0,05	0,08	0,19
Zn [mg/l]	0,04	0,03	0,03	0,07	0,03	0,02	0,07	0,03	0,02

### 5.3.3 Gewässer der landwirtschaftlichen Nutzflächen

Als landwirtschaftlich beeinflusste Gewässer wurden der Lingener Mühlenbach im Bereich des Wasserwerkes Grumsmühlen sowie ein 1991 angelegter flacher Teich auf einer bis 1990 intensiv genutzten Grünlandfläche in die Untersuchungen einbezogen, welche sich beide durch eine deutliche stoffliche Beeinflussung durch die agrarische Nutzung des jeweiligen Einzugsgebietes auszeichnen.

Einer elektrischen Leitfähigkeit des Wassers des Lingener Mühlenbaches von 354  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (Median) liegen erhöhte Gehalte an Natrium (10,55 mg/l), Kalium (6,25 mg/l), Calcium (35,4 mg/l), Magnesium (5,8 mg/l), Chlorid (29,3 mg/l) und Sulfat (45,9 mg/l, Mediane) zugrunde (Tab. 22); hinsichtlich der Konzentrationen dieser Parameter und ihrer Mengenverhältnisse weist die Beschaffenheit des Bachwassers erkennbare Parallelen zu dem Grundwasserchemismus im Einzugsbereich landwirtschaftlicher Nutzflächen auf (vgl. 5.2.6), was einen deutlichen Hinweis auf die Herkunft der Substanzen aus der Auswaschung von Düngerrückständen und -umwandlungsprodukten aus den das Ufer säumenden Acker- und Grünlandflächen darstellt. Die Konzentrationen der genannten Ionen und damit auch die elektrische Leitfähigkeit des Bachwassers unterliegen zudem nur geringen jahreszeitlichen Schwankungen. Eine leichte Zunahme der Konzentrationen an Calcium, Magnesium und Sulfat in den Wintermonaten führt zu

einem vorübergehenden Anstieg der elektrischen Leitfähigkeit auf 364 bis 372  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Auch der Gehalt an Hydrogencarbonat liegt mit 66,0 mg/l (Säurekapazität 1,50 mmol/l) auf einem für Sandbäche hohen Niveau (vgl. POTT & REMY 2000). Diese relativ hohen Basen- und Carbonatgehalte führen zu einer Stabilisierung des pH-Werts im neutralen Bereich (pH 7,3); gemeinsam mit einer guten Sauerstoffversorgung (10,48 mg/l bzw. 99,8 % Sättigung) bestehen dadurch günstige Voraussetzungen für einen nahezu vollständigen Abbau organischen Materials, was in einem konstant niedrigen  $\text{KMnO}_4$ -Verbrauch des Wassers von 23,4 mg/l resultiert. Als Folge der Zufuhr eisenreicher Drainagewässer tritt ganzjährig Eisen in leicht erhöhten Konzentrationen von 2,23 mg/l auf, was mit deutlichen Ockerablagerungen im Bereich des Bachbettes einher geht. Zeitweise erhöhte Mangan-Gehalte (0,45 mg/l) weisen ebenfalls auf die Auswaschung von Düngerrückständen aus den Ackerböden hin.

Auch die Konzentrationen der Eutrophierungsparameter Phosphat und Kalium sind mit 0,22 bzw. 6,25 mg/l ganzjährig erhöht. Stickstoffparameter als weitere Indikatoren landwirtschaftlicher Stoffeinträge liegen ebenfalls insgesamt in erhöhten Konzentrationen im Gewässer vor, zeigen aber deutliche jahreszeitliche Veränderungen der Werte (Abb. 48). Unvollständig ablaufende Nitrifikationsprozesse im Bereich der Acker- und Grünlandböden, aber auch im Bach selbst resultieren im gemeinsamen Auftreten von Ammonium (0,23 mg/l), Nitrit (89,6  $\mu\text{g}/\text{l}$ ) und Nitrat (22,0 mg/l, Mediane), wobei erhöhte Ammonium-Gehalte mit 0,19 mg/l bis 0,41 mg/l in den Monaten September bis März, erhöhte Nitrat-Konzentrationen mit 24,3 bis 33,4 mg/l hingegen zeitlich versetzt in den Monaten Dezember bis Mai auftreten mit einem Maximum im Februar. Während des Zeitraumes von September bis März ist zudem infolge einer bei niedrigen Temperaturen geringen Intensität von Nitrifikationsprozessen der Anteil des Ammoniums am gesamten anorganischen Stickstoff erhöht. Die starke Abnahme der Konzentrationen an Stickstoffverbindungen in den Sommermonaten ist vermutlich auf die Nährstoffaufnahme durch die aquatische und semiterrestrische Vegetation der Uferzonen zurückzuführen.

Der junge Teich innerhalb der Feuchtwiese „Üffings Weide“ weist mit einer Leitfähigkeit von 68  $\mu\text{S}/\text{cm}$  keine auffällig erhöhten Werte auf (Tab. 22). Aufgrund einer Phosphat-Konzentration des Wassers von 1,26 mg/l mit einem Maximum von 2,97 mg/l sowie der ein gutes Nährstoffangebot indizierenden Vegetation (vgl. 4.1.1) ist das Gewässer dennoch als stark eutroph einzuordnen. Die gegenüber dem Lingener Mühlenbach viel geringere Leitfähigkeit ist vor allem auf das fast vollständige Fehlen von Chloriden (6,4 mg/l) und Sulfaten (2,9 mg/l) zurückzuführen; auch Kalium, Calcium und Magnesium sind mit 1,29, 6,9 bzw. 1,56 mg/l zwar in deutlich höheren Konzentrationen als in den meisten Heideweihern vorhanden (vgl. 5.3.2), bleiben bei einer Gesamthärte von 1,4  $^\circ\text{dH}$  aber deutlich unter den Werten des Lingener Mühlenbaches (vgl. Tab. 22). Mit einer Säurekapazität von 0,60 mmol/l ist auch die Pufferkapazität des Gewässers wesentlich geringer; entsprechend schwankt der pH-Wert des Wassers je nach Intensität der Primärproduktion in einem relativ weiten Bereich mit Maxima von 6,7 bis 7,0 im Sommer und einem Minimum von 5,9 in den Wintermonaten.

Als Trophieparameter tritt dominant lediglich Phosphat in Erscheinung, während anorganische Stickstoffverbindungen mit 0,2 mg/l Nitrat und 0,05 mg/l Ammonium nur in geringen Konzentrationen im Wasser vorhanden sind. Erhöhte Ammonium-Konzentrationen treten lediglich in den Herbstmonaten auf; so kommt es im Spätsommer 2001 im Anschluss an eine massive Entwicklung von *Lemna minor* zu einer Abnahme des Phosphat-Gehaltes von 2,00 mg/l (Juli) auf 0,26 mg/l (September) bei gleichzeitigem Anstieg der Ammonium-Konzentration von 0,04 auf 1,37 mg/l. Ein ähnliches Phänomen kann im Herbst 2002 erneut beobachtet werden; die Veränderung der Konzentrationen von Phosphat und Ammonium wird diesmal allerdings nicht nur von einer *Lemna*

Tab. 22: Hydrochemische Eigenschaften des Lingener Mühlenbaches (LM) auf Höhe des Wasserwerkes Grumsmühlen sowie des künstlich angelegten Gewässers „Üffing’s Teich“ (ÜW) in der Peripherie des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ anhand ausgewählter Parameter. Angegeben sind die Mediane der Messwerte des Zeitraumes Juli 2001 bis Juni 2002. LF = elektr. Leitfähigkeit;  $K_s$  = Säurekapazität; GH = Gesamthärte.

	LF [ $\mu$ S/cm]	pH-Wert	O <sub>2</sub> -Sättig [%]	$K_s$ [mmol/l]	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> [mg/l]	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> [ $\mu$ g/l]	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> [mg/l]	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> [mg/l]	Cl <sup>-</sup> [mg/l]	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> [mg/l]	KMnO <sub>4</sub> -Verbrauch [mg/l]	Na <sup>+</sup> [mg/l]	K <sup>+</sup> [mg/l]	Ca <sup>2+</sup> [mg/l]	Mg <sup>2+</sup> [mg/l]	GH [°dH]	Fe [mg/l]	Mn [mg/l]
LM	354	7,3	99,8	1,5	22,0	89,6	0,23	0,22	29,3	45,9	23,4	10,6	6,25	35,4	5,8	6,4	2,23	0,45
ÜW	68	6,4	49,6	0,6	0,2	n. n.	0,05	1,26	6,4	2,9	193	2,72	1,29	6,9	1,56	1,4	1,25	0,64

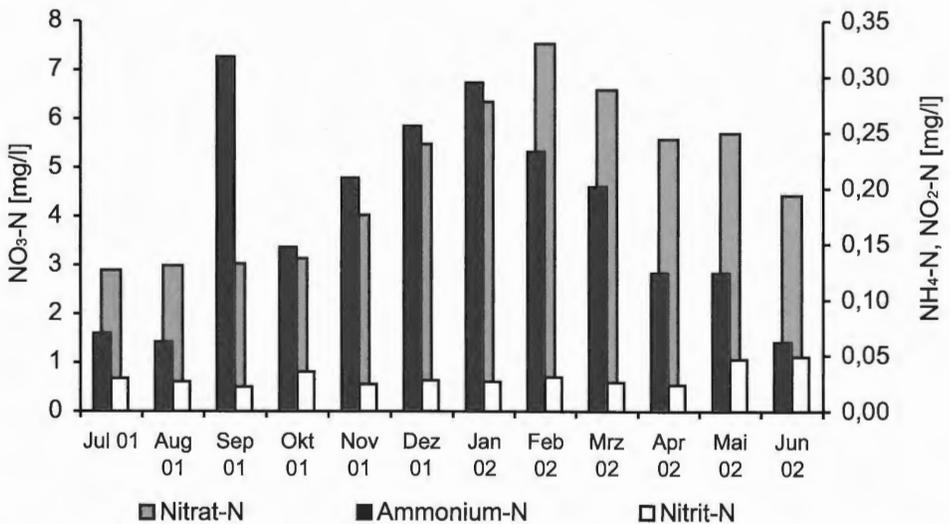


Abb. 48: Jahreszeitliche Veränderungen der Konzentrationen an Nitrat-N [mg/l], Nitrit-N [mg/l] und Ammonium-N [mg/l] im Wasser des Lingener Mühlenbaches im Bereich des Wasserwerkes Grumsmühlen. Die Umrechnung in Stickstoff als Bezugsgröße wurde zur besseren Vergleichbarkeit der verschiedenen N-Parameter vorgenommen.

minor-Entwicklung, sondern zudem von einer mehrwöchigen Blüte von Grünalgen der Gattung *Chlamydomonas* begleitet (vgl. 4.1.1). Deutlichen Veränderungen unterliegt zudem der Sauerstoff-Gehalt des Wassers, welcher vor allem durch starke Schwankungen auch während der Vegetationsperiode gekennzeichnet ist. Produktionsbedingten Maxima der Sauerstoff-Sättigung von 114 bis 145 % in den Monaten Juli 2001 sowie Mai und Juni 2002 stehen Minima von 36 % im August 2001 und 27 % im Juli 2002 gegenüber. In den Wintermonaten kommt es ebenfalls zu einer deutlichen Abnahme der Sauerstoff-Sättigung auf 69 bis 32 %. Belastend auf den Sauerstoffhaushalt wirkt hier möglicherweise die starke Abnahme des Wasserstandes im Spätsommer. Darüber hinaus weist auch der KMnO<sub>4</sub>-Verbrauch von 193 mg/l auf eine im Vergleich zum Lingener Mühlenbach starke organische Belastung des Gewässers hin, welche zum einen auf den jährlichen hohen Eintrag an Bestandsabfall, zum anderen auf die Zufuhr orga-

nischer Verbindungen mit dem Grundwasser zurückzuführen ist. Auffallend sind ferner auch die zeitweise stark erhöhten Konzentrationen von Eisen und Mangan mit Maxima von 7,14 bzw. 4,33 mg/l. Neben den hohen Phosphat-Konzentrationen zeigen gerade diese erhöhten Gehalte an Schwermetallen wichtige hydrochemische Parallelen zum Sicker- und Grundwasser im Bereich der umgebenden Grünlandfläche auf (vgl. 7.6.3).

## 6. Witterungsverhältnisse im Untersuchungsgebiet in den Jahren 2001 und 2002

Im Bereich des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ lagen die Jahresmitteltemperaturen in den Untersuchungsjahren 2001 und 2002 bei 9,1 bzw. 9,6°C. Der kälteste Monat war in beiden Jahren der Dezember mit einer Durchschnittstemperatur von 0,6 bzw. 0,3°C (vgl. Abb. 49), die höchsten Monatsmitteltemperaturen wiesen im Jahr 2001 der Juli mit 18,2°C sowie im Jahr 2002 der August mit 18,4°C auf. Temperaturmittelwerte aus dem Bereich des Trinkwassergewinnungsgebietes Grumsmühlen im südlichen Emsland liegen aus dem betrachteten Zeitraum nicht vor; für den Landkreis Emsland wird eine langjährige Durchschnittstemperatur von 9,1°C angegeben mit einem Maximum der Monatsmitteltemperatur von 16,9°C im Juli (vgl. KORFF 2002).

Deutliche Unterschiede bestehen sowohl zwischen den Teilgebieten als auch zwischen den Untersuchungsjahren hinsichtlich der Niederschlagsmenge und -verteilung ( Abb. 49, Tab. 23). Mit 909,8 mm (2001) und 928 mm (2002) fielen im Bereich des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ in beiden Jahren höhere jährliche Niederschlagsmengen als im Trinkwassergewinnungsgebiet Grumsmühlen im südlichen Emsland (869,1 mm bzw. 838,5 mm). Verglichen mit einer mittleren Niederschlagssumme von 777,3 mm (1973 bis 2000) im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ und etwa 750 mm im südlichen Emsland sind die Untersuchungsjahre 2001 und 2002 als überdurchschnittlich niederschlagsreiche Jahre zu charakterisieren. Während im Jahr 2001 die größere Niederschlagsmenge im Winterhalbjahr fiel, waren 2002 zumindest im Bereich des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ die Niederschlagsmengen im Sommerhalbjahr etwas höher. Ein deutlicher Schwerpunkt der Niederschläge lag in diesem Jahr mit insgesamt 291 mm in den Monaten Juni bis August, verglichen mit 223,3 mm in dem gleichen Zeitraum des Vorjahres.

Mit einer Häufigkeit von etwa 54 % traten im Jahr 2001 Winde aus westlichen bis südsüdwestlichen Richtungen auf, wobei Südwestwinde mit 28,6 % den Schwerpunkt bildeten; weitere 26 % entfielen auf nordöstliche bis östliche Windrichtungen (vgl. Abb. 50). Für den Landkreis Emsland wird seitens der Messstation Lathen ein Anteil der Südwestwinde von 20 % angegeben, weitere 30 % entfallen nach KORFF (2002) auf die Windrichtungen Westsüdwest sowie Südsüdwest.

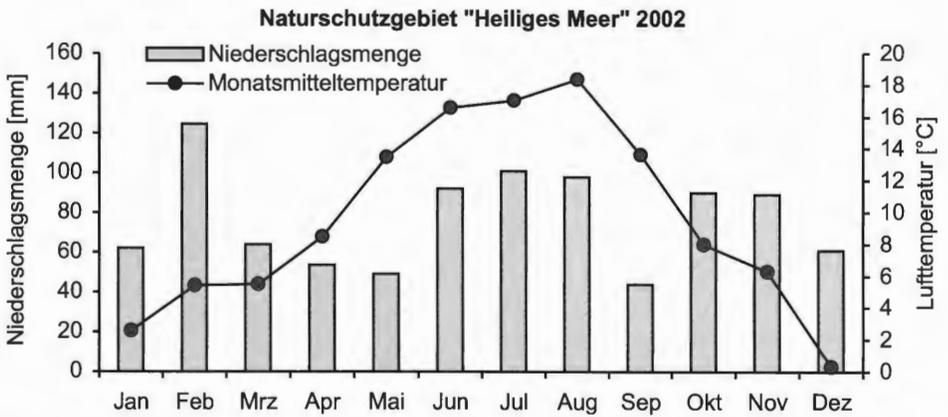
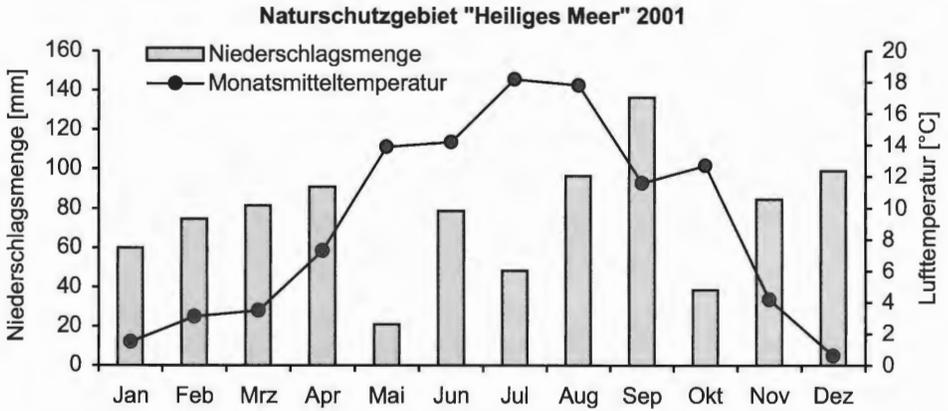


Abb. 49: Witterungsverhältnisse im Bereich des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ in den Untersuchungsjahren 2001 und 2002. Dargestellt sind die Monatsmitteltemperaturen [°C] sowie die monatlichen Niederschlagsmengen [mm].

Tab. 23: Monatliche Niederschlagsmengen [mm] im Bereich des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ (HM) und im Bereich des Trinkwassergewinnungsgebietes Grumsmühlen (G) in den Jahren 2001 und 2002 (Wi = Winterhalbjahr; So = Sommerhalbjahr).

	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	Σ	Wi	So
<b>2001</b>															
HM	60,0	74,5	81,5	91,0	21,0	78,5	48,3	96,5	136,5	38,5	84,5	99,0	<b>909,8</b>	<b>490,5</b>	<b>419,3</b>
G	60,8	67,4	88,8	82,1	24,0	74,2	57,7	86,7	103,3	38,3	85,3	100,5	<b>869,1</b>	<b>484,9</b>	<b>384,2</b>
<b>2002</b>															
HM	62,0	124,5	64,0	53,5	49,0	92,0	101,0	98,0	44,0	90,0	89,0	61,0	<b>928,0</b>	<b>454,0</b>	<b>474,0</b>
G	64,4	140,9	30,9	66,1	43,9	82,0	76,0	73,4	51,6	80,1	68,7	60,5	<b>838,5</b>	<b>431,5</b>	<b>407,0</b>

## Naturschutzgebiet "Heiliges Meer" 2001

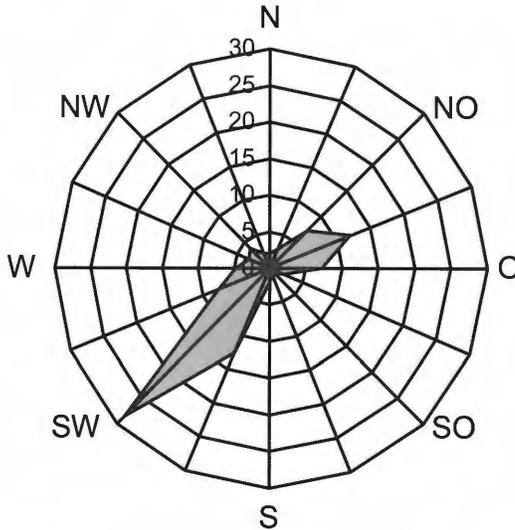


Abb. 50: Verteilung der Windrichtungen (Häufigkeit [%]) im Jahr 2001 im Bereich des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“, Klimamessstation der Fa. Thies auf der Heidefläche westlich des Großen Heiligen Meeres.

## 7. Diskussion

### 7.1 Modifikation der Niederschlagsbeschaffenheit durch die Vegetation: räumliche und zeitliche Differenzierung hydrochemischer Eigenschaften

Bereits auf der Ebene des Niederschlagswassers übt die Vegetation durch vielfältige Mechanismen einen bedeutenden Einfluss auf die hydrochemischen Eigenschaften des Wassers aus; hierdurch bewirkte Modifikationen der Stoffeinträge lassen sich innerhalb verschiedener Vegetationstypen über das Sickerwasser bis zum oberflächennahen Grundwasser weiter verfolgen (vgl. 7.3, 7.4). Luftbürtige Stoffeinträge bilden daher einen entscheidenden Bestandteil der für die jeweiligen Ökosysteme charakteristischen Stoffkreisläufe (MATZNER & MEIWES 1994) und tragen vor allem auch zur trophischen Differenzierung zwischen den verschiedenen Waldtypen bei. Die unter dem Einfluss der Baumkronen stattfindende Anreicherung von Ionen als Folge der Interzeptionsverdunstung sowie der Ablagerung staub- und gasförmiger Substanzen einerseits und Blattauswaschungen andererseits führt im Bereich der Sukzessionsfläche unter einem etwa 10 Jahre alten Aufwuchs von Birken und Kiefern sowie im Bereich des Birkenbruchwaldes bei nur lichter Kronenstruktur lediglich zu einer leichten Erhöhung der Leitfähigkeit auf 35 bzw. 57  $\mu\text{S}/\text{cm}$  gegenüber 25 bis 27  $\mu\text{S}/\text{cm}$  auf der Freifläche, womit sich etwa der Waldrandsituation (42 bis 68  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) vergleichbare Verhältnisse einstellen. Wesentlich höhere Werte treten unter dem mit *Quercus robur*, *Betula pendula*, *Betula pubescens* und *Fagus sylvatica* dichter schließenden Kronendach der Eichenmischwaldstandorte auf (90 bis 148  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ). Diese erreichen jedoch nicht die Filterwirkung der Krone von

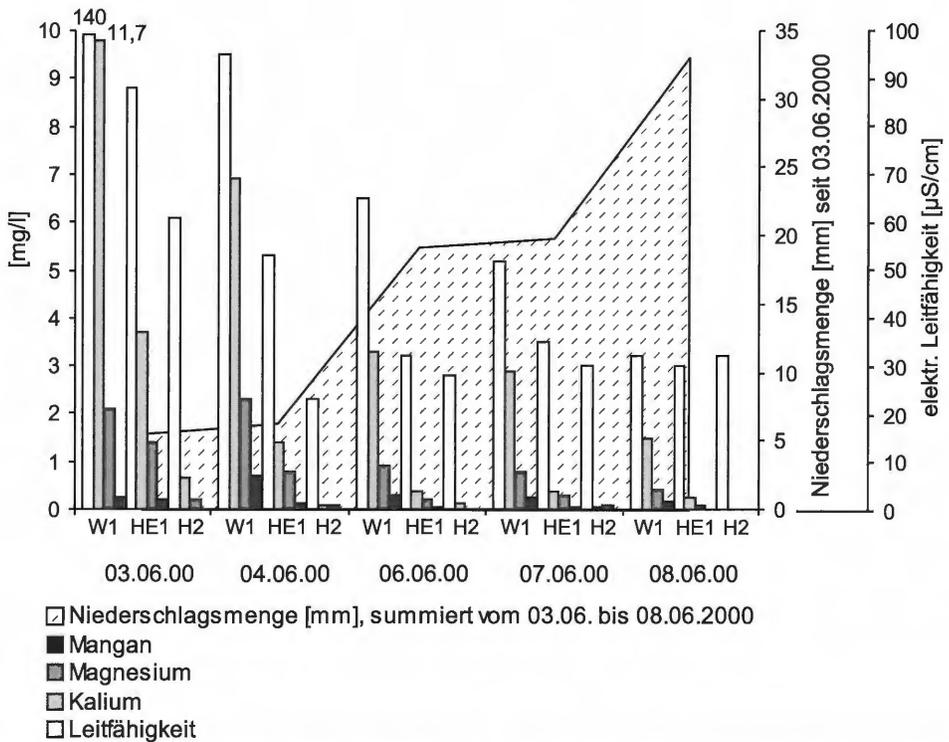


Abb. 51: Veränderungen der elektr. Leitfähigkeit [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ] und der Konzentrationen [ $\text{mg}/\text{l}$ ] von Kalium, Magnesium und Mangan im Niederschlagswasser auf der Freifläche (H2), am Waldrand (HE1) und im Birken-Eichen-Wald (W1) im Zuge eng aufeinander folgender Niederschlagsereignisse im Juni 2000.

*Pinus sylvestris*, bei welcher der Effekt einer starken Oberflächenvergrößerung durch die Nadelblätter, verstärkt durch den immergrünen Status der Bäume, zu Leitfähigkeitswerten des Bestandsniederschlags von 112 bis 227  $\mu\text{S}/\text{cm}$  führt.

Das Ausmaß der Stoffanreicherung unter dem Einfluss der genannten Prozesse hängt entscheidend von der Niederschlagsmenge des Einzelereignisses, aber auch von der Niederschlagshäufigkeit während des betrachteten Zeitraumes ab (vgl. POTTER et al. 1991); so bewirken zeitlich eng aufeinander folgende Niederschlagsereignisse eine kontinuierliche Abwaschung der auf den Blattoberflächen deponierten bzw. von den Blättern abgegebenen Substanzen und damit auch eine zunehmende Nivellierung der standörtlichen Unterschiede zwischen Freifläche, Waldrand und Wald (Abb. 51). Im Zusammenhang mit landwirtschaftlicher Beeinflussung und Streusalzbelastungen sind die zeitweise stark erhöhten Konzentrationen von Ammonium, Natrium und Chlorid im Niederschlagswasser vorwiegend auf anthropogene Stoffeinträge zurückzuführen, für Kalium, Calcium, Magnesium, Mangan und Phosphat ist hingegen zu einem großen Anteil eine natürliche Herkunft der Substanzen anzunehmen. Der Beitrag von Düngerausbringung und Kalkungsmaßnahmen zur Anreicherung dieser Substanzen im Bestandsniederschlag (vgl. BOATMAN et al. 1975) lässt sich allerdings vor allem während der Vegetationsperiode nur schwer von den natürlichen Quelle differenzieren,

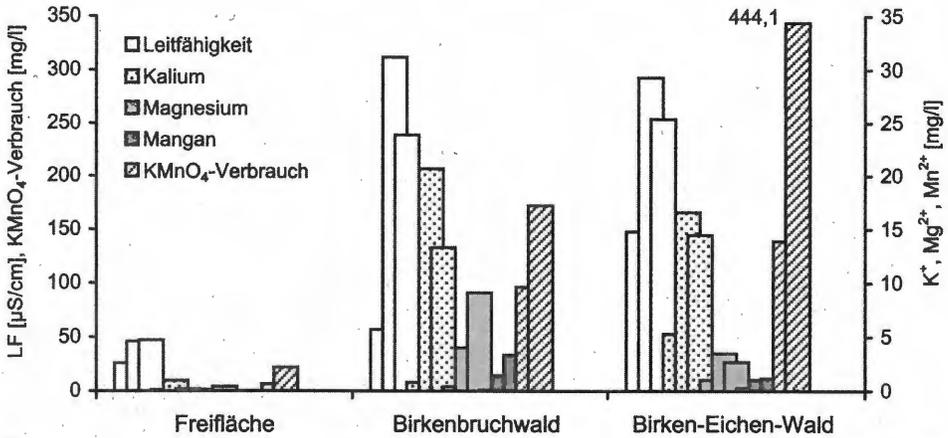


Abb. 52: Elektr. Leitfähigkeit [ $\mu\text{S/cm}$ ], Kalium-, Magnesium- und Mangan-Gehalt sowie  $\text{KMnO}_4$ -Verbrauch [ $\text{mg/l}$ ] des Niederschlagswassers auf der Freifläche (H2), im Birkenbruchwald (B) und im Birken-Eichen-Wald (W1) im Bereich des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“. Dargestellt sind die Medianwerte des Untersuchungszeitraumes (Säule im Hintergrund) sowie die Maxima des Monats Mai (Blattaustrieb, Kiefernblüte; mittlere Säule) und des Monats Oktober (Phase des Laubfalls; Säulen im Vordergrund, ohne  $\text{KMnO}_4$ -Verbrauch).

sollte aber insbesondere in der Nachbarschaft landwirtschaftlicher Nutzflächen nicht unterschätzt werden.

Abwaschungen von Vogelkot als natürliche Quelle von Kalium, Ammonium und Phosphat (AHMAD-SHAH & RIELEY 1989) werden durch einen zeitweisen Anstieg der Phosphat-Konzentration im Bestandsniederschlag auf über  $4 \text{ mg/l}$  indiziert, tragen jedoch nur lokal zu einer Erhöhung des Gehaltes an Pflanzennährstoffen im Bestandsniederschlag bei. Großflächig wirksam werden hingegen Blütenstäube als Quelle von Kalium, Calcium und Magnesium (CARLISLE et al. 1966, ALLEN et al. 1968) sowie Phosphat (KUNTZE et al. 1994); während der Kiefernblüte im Mai 2001 kommt es bereits auf der Ebene des Freiflächenniederschlags unter Zunahme der Konzentrationen an Kalium und Magnesium zu einer Erhöhung der Leitfähigkeitswerte auf maximal  $46 \mu\text{S/cm}$ , im Birken-Eichen-Wald sogar auf  $293 \mu\text{S/cm}$ , wobei ein gleichzeitig zu beobachtender Anstieg des  $\text{KMnO}_4$ -Verbrauches des Niederschlagswassers die Vermutung einer organischen Quelle der erhöhten Nährstoffeinträge bestätigt (Abb. 52). Zu der hydrochemischen Modifikation des Bestandsniederschlags zu diesem Zeitpunkt tragen möglicherweise auch Stoffabgaben im Zuge des Blattaustriebs bei, welche ebenfalls erhöhte Konzentrationen von Magnesium, aber auch von Mangan bewirken. Der Gehalt organischer Verbindungen übt vor allem während der Vegetationsperiode eine differenzierende Wirkung zwischen Freiflächen- und Bestandsniederschlägen, aber auch zwischen den verschiedenen Waldtypen aus. Neben den atmosphärischen Einträgen geht hier ein Großteil der organischen Verbindungen vermutlich auf Stoffe zurück, die von den Blättern selbst oder von darauf siedelnden Mikroorganismen und Algen abgegeben werden (MORGAN & TUKEY 1964, CARLISLE et al. 1966).

Nach PARKER (1983) stellt die Auswaschung von Kationen von den Blättern eine bedeutende Komponente innerhalb der Nährstoffkreisläufe von Waldökosystemen dar; insbesondere hinsichtlich der Herkünfte von Kalium und Mangan im Bestandsnieder-

schlag machen diese so genannten leaching-Prozesse vermutlich den größten Anteil aus, worauf die nur geringen Konzentrationen des Freiflächenniederschlags als Maß für die atmosphärischen Einträge sowie die gegenüber dem Winterhalbjahr deutlich erhöhten Werte während der Vegetationsperiode hinweisen. Im Zusammenhang mit einer verstärkten Stoffabgabe der Blätter im Seneszenzstadium (TUKEY et al. 1958) treten erhöhte Magnesium- und Mangan-Konzentrationen an den meisten Messstellen im Spätherbst auf (Abb. 52). Während der gesamten Vegetationsperiode begünstigen vermutlich auch die hohen luftbürtigen Ammonium-Einträge die Ionenabgaben, da Ammonium im Austausch gegen Kalium und Magnesium von den Blättern aufgenommen werden kann (STACHURSKI & ZIMKA 2002). Die auf diese Weise ausgewaschenen Ionen werden in den meisten Beständen aber bereits in den oberen Bodenhorizonten größtenteils durch das Feinwurzelsystem der Bäume und durch Bodenorganismen aufgenommen (vgl. ELLENBERG 1996), worauf die meist geringen Konzentrationen im Sickerwasser hinweisen. Unter diesem Aspekt gehen also auch die durch leaching-Prozesse abgegebenen Substanzen dem Waldökosystem nicht vollständig durch die Auswaschung mit dem Sickerwasser verloren, sondern bleiben teilweise in die Nährstoffkreisläufe integriert und tragen zur Nährstoffversorgung der Kraut- und Strauchschicht oder auch der Bäume selbst bei.

Neben diesen natürlichen Modifikanten des Niederschlagswassers im Bereich der verschiedenen Vegetationstypen spielen auch Stoffeinträge aus anthropogenen Quellen eine Rolle, wobei die Immissionssituation in erster Linie durch die intensive landwirtschaftliche Nutzung der Region geprägt wird (vgl. 7.2), während Einträge aus industriellen Anlagen bei sehr geringen Eisen- und Zinkkonzentrationen des Niederschlagswassers vermutlich nur von untergeordneter Bedeutung sind. In den Wintermonaten treten als weiterer anthropogener Einflussfaktor auf die Niederschlagsbeschaffenheit Streusalzausbringungen entlang der Landstraße L 504 hinzu, welche vor allem über den Nahtransport zu einer zeitlich und räumlich stark differenzierten Anreicherung von Natrium und Chlorid im Niederschlagswasser führen. Unter dem Einfluss der vorherrschenden südwestlichen Winde (vgl. 6) werden die durch die Fahrzeuge aufgewirbelten Streusalze vorzugsweise in das Teilgebiet „Großes Heiliges Meer“ eingetragen und bewirken hier während einer Frostphase von Ende Dezember 2001 bis Anfang Januar 2002 deutlich erhöhte Konzentrationen von Natrium und Chlorid im Freiflächen- und vor allem im Bestandsniederschlag. Auf der Ebene des Freiflächenniederschlags steigt beispielsweise zu diesem Zeitpunkt die Chlorid-Konzentration auf maximal 15,6 mg/l an, während der Medianwert des gesamten Untersuchungszeitraumes bei 3,5 mg/l liegt. In den Beständen sind die Unterschiede mit Maxima von 36,2 bis 167,3 mg/l Chlorid gegenüber 4,9 bis 14,0 mg/l (Medianwerte) noch wesentlich erheblicher. Eine saisonal zu beobachtende Streusalzbelastung vollzieht sich hier also nicht nur lokal im Bereich des Grundwassers in Straßennähe (GWM 3, vgl. PUST 1993, WEINERT et al. 2000), sondern wirkt auf dem Luftpfad letztlich auf die gesamten im Bereich des Großen Heiligen Meeres gelegenen Heide- und Birken-Eichen-Wald-Flächen.

Während die Anreicherung von Natriumchlorid im Bestandsniederschlag vorwiegend auf strukturgebundenen Prozessen beruht, wirken auf die Konzentrationen von Stickstoffverbindungen neben jahreszeitlichen Schwankungen der externen Quellen vermutlich auch Umsetzungsprozesse im Bereich der Baumkronen ein. Die Folge ist, dass sich eine Parallelität der Schwankungen der Nitrat- und Ammonium-Konzentrationen im Freiflächenniederschlag mit denen des Bestandes nicht über den gesamten Zeitraum nachvollziehen lässt. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass die Baumkronen selbst eine Senke für Stickstoffverbindungen darstellen können, indem Ammonium und Nitrat über die Blätter und Borkenstrukturen (BRUMME et al. 1992) oder von darauf siedelnden epiphytischen Algen oder Mikroorganismen aufgenommen werden. Bei vergleichswei-

se niedrigen Nitrat-Gehalten des Freiflächenniederschlags sind möglicherweise auch die gelegentlich zu beobachtenden starken Erhöhungen der Nitrat-Werte im Bestandsniederschlag nicht ausschließlich auf eine Anreicherung externer Stoffeinträge, sondern auch auf eine standörtlich und saisonal variierende Intensität der Umsetzung des Ammoniums zu Nitrat im Bereich der Baumkronen zurückzuführen; für Nitrifikationsprozesse im Kronenbereich konnten andere Autoren allerdings keine deutlichen Hinweise finden (POTTER et al. 1991).

## 7.2 Depositionen von Stickstoffverbindungen im überregionalen Vergleich

Mit einer Freiflächendeposition anorganisch gebundenen Stickstoffs von 15,9 kg/ha\*a im Bereich des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ und 14,5 kg/ha\*a im südlichen Emsland lässt sich das Untersuchungsgebiet einem von LETHMATE & WENDELER (2000) beschriebenen, durch hohe Stickstoffdepositionen gekennzeichneten „Gülle-belt“ zuordnen, welcher sich von der niederländischen Grenze im Raum Kleve über das Münsterland nach Nordosten bis in das südliche Weser-Ems-Gebiet Niedersachsens erstreckt (vgl. HERRMANN & PUST 2003). Zudem beträgt der Anteil des Ammonium-Stickstoffs am gesamten anorganischen Stickstoff etwa 70 % und in den Beständen etwa 80 %, so dass ein als Indikator für den Einfluss der Massentierhaltung angegebene  $\text{NH}_4\text{-N}/\text{NO}_3\text{-N}$ -Verhältnis von  $\geq 1,5$  bei weitem überschritten wird (vgl. HÖLSCHER et al. 1994). Für den Kreis Steinfurt wird für das Jahr 1999 insgesamt eine Emission von Ammonium-Stickstoff von 28,03 kg/ha aufgeführt (LETHMATE et al. 2002); hierbei machen vermutlich Emissionen aus Tierställen den größten Anteil aus (vgl. ASMAN et al. 1998), welche als permanente Grundfracht dazu führen, dass der Ammonium-Gehalt des Freiflächenniederschlags während des gesamten Untersuchungszeitraumes nicht unter 0,25 bis 0,29 mg/l absinkt. Ammoniak-Emissionen im Zuge der Gülleverarbeitung und -ausbringung (FLESSA 1997, ASMAN et al. 1998) sind hingegen vermutlich für die starken saisonalen Schwankungen der Ammonium-Konzentrationen sowohl der Freiflächen- wie auch des Bestandsniederschlags verantwortlich. Daneben kommt auch der gasförmigen Deposition von Ammoniak sowie der Deposition ammoniumhaltiger Stäube eine wichtige Rolle zu; Untersuchungen im Solling ergaben beispielsweise bei einer Stickstoff-Deposition im Bestand von 45 kg/ha\*a einen Anteil der trockenen Deposition von 66 % (MARQUES et al. 2001).

Sowohl im Bereich des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ als auch im südlichen Emsland bei Lingen/Baccum liegen die Freiflächen-Depositionswerte für Stickstoffverbindungen niedriger als die Werte, die von anderen Autoren für verschiedene Messstellen des nordwestdeutschen Raumes angegeben werden (Tab. 24), die für den Landschaftsraum charakteristische Belastung wird dennoch deutlich reflektiert. Während im Bereich der Lüneburger Heide sowie des Sollings jeweils Nitrat und Ammonium ungefähr in gleicher Höhe eingetragen werden, führt der direkte Einfluss der intensiven Tierhaltung insbesondere im Westen der Region zu einem ausgeprägten Schwerpunkt der Ammonium-Einträge. Lokal wirksame Einflüsse unmittelbar benachbarter, intensiv bewirtschafteter Flächen sind insbesondere im Bereich des Trinkwassergewinnungsgebietes Grumsmühlen als Ursache erhöhter Ammonium-Konzentrationen des Freiflächenniederschlags von 2,52 bis 2,62 mg/l im Frühling 2002 anzusehen, während die Einträge mit dem Freiflächenniederschlag auf den Heideflächen des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ im gleichen Zeitraum mit 1,76 bis 1,96 mg/l deutlich niedriger liegen.

Tab. 24: Deposition [kg/ha\*a] von Stickstoffverbindungen mit den Freiflächenniederschlägen an verschiedenen Messpunkten im norddeutschen Raum.

Gebiet	NO <sub>3</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Gesamt-N (anorg.)	Verhältnis NH <sub>4</sub> -N/ NO <sub>3</sub> -N	Quelle
Lüneburger Heide	13,9	16,3	30,2	1,2	STEBING 1993
Solling	10,0	11,8	21,8	1,2	MATZNER & MEIWES 1994
Riesenbecker Osning (Teutoburger Wald)	7,16	12,5	19,66	1,7	LETHMATE & WENDELER 2000
Haltern (Westfalen)	8,1	17,7	25,8	2,2	LÖBF 1999, zit. in LETHMATE & WENDELER 2000
Lingen-Baccum	5,2	9,3	14,5	1,8	NLÖ, JANKOWSKI, mdl. Mitteilung (2003)
NSG „Heiliges Meer“	5,0	10,9	15,9	2,2	eigene Messungen

Das von den luftbürtigen Stickstoff-Einträgen ausgehende Eutrophierungspotential ist als sehr groß einzuschätzen. Sowohl im Bereich der Freifläche (15,9 kg/ha\*a) als auch des Bestandes (30 bis 65,3 kg/ha\*a, vgl. 5.1.4) werden die so genannten „critical loads“ für Heidelandschaften von 3 bis 5 kg/ha\*a (UN-ECE 1988, zit. nach STEUBING 1993) bzw. für bodensaure Laubwälder von 10 bis 20 kg/ha\*a (WERNER et al. 1999, zit. nach POLLMANN & LETHMATE 2003) bei weitem übertroffen. Die sowohl unter dem Einfluss der Zwergstrauchvegetation als auch in den verschiedenen Waldtypen zu beobachtenden hohen Nitrat-Gehalte des Sickerwassers stellen in diesem Zusammenhang vermutlich das Resultat einer Verstärkung natürlicher Mineralisations- und Auswaschungsprozesse unter dem Einfluss der erhöhten luftbürtigen Einträge von Stickstoffverbindungen dar (vgl. 7.3.2, 7.4.1).

Darüber hinaus lassen sich Veränderungen des Artenspektrums innerhalb der Vegetation, die mit erhöhten Stickstoffeinträgen in Verbindung gebracht werden, am Beispiel einer teilweise starken Vergrasung der Heideflächen mit *Molinia caerulea* und *Deschampsia flexuosa* (vgl. STEUBING 1993, BOBBINK et al. 1998, LEE & CAPORN 1998) sowie des vermehrten Auftretens nitrophytischer Arten in der Strauch- und Krautschicht des Birken-Eichenwaldes wie *Corydalis claviculata* (vgl. LETHMATE et al. 2002), *Galeopsis tetrahit*, *Dryopteris carthusiana* und *Rubus* sp. (vgl. BOBBINK et al. 1998) auch im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ sowie im Bereich des Trinkwassergewinnungsgebietes Grumsmühlen beobachten. Eine differenzierte Betrachtung von Vegetations- und Standortverhältnissen weist als Ursache von Vegetationsveränderungen aber häufig das Zusammenwirken mehrerer Faktoren aus; so spielen für die Etablierung von Gräsern in den Heideflächen neben den Stickstoffeinträgen auch Alter und Vitalität der Zwergsträucher, Art und Intensität der Heidebewirtschaftung bzw. -pflege sowie der Eintrag weiterer Pflanzennährstoffe über den Niederschlag und über die Ausscheidungen der Weidetiere eine Rolle (vgl. ALONSO et al. 2001, BRITTON et al. 2001). Allein ein Vergleich der Heidefläche westlich des Großen Heiligen Meeres mit nur geringer Vergrasung und derjenigen des Teilgebietes „Erdfallsee“ mit deutlicher Dominanz von Gräsern bei einer vergleichbaren Höhe der luftbürtigen Stickstoff-Einträge veranschaulicht die differenzierende Bedeutung der Beweidungsform und vermutlich auch der Grundwassernähe des Standortes als Einflussfaktoren für die Etablierung von *Molinia caerulea*. Diese kann die Zwergstraucharten nicht vollständig verdrängen, solange die Verfügbarkeit anderer Pflanzennährstoffe limitierend wirkt und die Konkurrenzkraft von *Calluna vulgaris* nicht beeinträchtigt wird, so dass im Bereich der Heidefläche westlich des Großen Heiligen Meeres meistens Mischbestände auftreten. Im Teilgebiet

„Erdfallsee“ hat hingegen vermutlich eine starke Schädigung von *Calluna vulgaris* durch Verbiss deren Konkurrenzkraft gegenüber dem Pfeifengras deutlich geschwächt.

## 7.3 Beziehungen zwischen Vegetation und Grundwassereigenschaften im Bereich verschiedener Heidegesellschaften

### 7.3.1 Vertikale Veränderungen hydrochemischer Parameter im Zuge der Versickerung

Bedingt durch das kleinräumige Relief mit Dünen und Senken und den damit verbundenen engräumigen Wechsel von grundwassernäheren und grundwasserferneren Standorten weisen die Heideflächen im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ ein Vegetationsmosaik verschiedener Heidegesellschaften und ihrer Übergangsstadien auf, welche in ihrer Artzusammensetzung den unterschiedlichen Feuchtegrad der Standorte widerspiegeln. Neben der Geländestruktur spielen als weitere Kriterien der Differenzierung das Alter der Zwergsträucher sowie die stark variierende Beweidungsintensität auf den verschiedenen Heideflächen des Gebietes eine Rolle. Diese Vielfalt der Vegetations- und Standorteigenschaften findet ihre Entsprechung in einer deutlichen Differenzierung der Sickerwassereigenschaften, wobei die hier zu beobachtende räumliche und zeitliche Variabilität hydrochemischer Parameter als Ergebnis eines Zusammenwirkens vegetationsabhängiger sowie bodenbiologischer, bodenphysikalischer und bodenchemischer Prozesse zu betrachten ist. Hierbei spielen sowohl die langjährige Einflussnahme der Vegetation auf den Standort, z. B. durch die Anlieferung der schwer zersetzbaren Ericaceen-Streu, als auch kurzfristige Prozesse wie eine vermehrte Wasser- und Nährstoffaufnahme während der Vegetationsperiode eine Rolle für die Beschaffenheit des aus dem Wurzelraum austretenden Sickerwassers. Neben diesen Prozessen tragen vor allem auch die gerade im Wurzelraum intensive bodenbiologische Aktivität (Gisi et al. 1997) sowie die oberflächennah stärker wirksamen Einflüsse tages- und jahreszeitlicher Veränderungen der Temperatur- und Witterungsverhältnisse (GUPTA & RORISON 1975) zu den erheblichen jahreszeitlichen Amplituden physikalischer und hydrochemischer Parameter bei (Abb. 53). Im oberflächennahen Grundwasser besteht hingegen eine stärkere Abschirmung gegenüber Außeneinflüssen mit der Folge, dass jahreszeitliche Werteschwankungen hier viel geringer ausfallen. In Ergänzung hierzu ist im Bereich des oberflächennahen Grundwassers auch eine starke Nivellierung der vegetationsspezifischen Unterschiede zu beobachten; Prozesse, die im Zuge der etwa 70 bis 120 cm langen Vertikalpassage des Sickerwassers durch den sandigen Bodenkörper bis zum Erreichen des oberflächennahen Grundwassers ablaufen, treten hier als Einflussfaktoren für die hydrochemischen Eigenschaften gegenüber den oberflächennah deutlich zu differenzierenden Einflüssen der verschiedenen Heidevegetationstypen in den Vordergrund. Unterhalb des Wurzelraumes der Zwergsträucher tritt als Resultat des mikrobiellen Abbaus und Umbaus organischer und anorganischer Verbindungen, mikrobiell vermittelter Redoxreaktionen sowie von Adsorptions- und Fällungsprozessen (MATTHESS 1994) mit zunehmender Bodentiefe eine deutliche Abnahme des Ionengehaltes und der Konzentrationen organischer Verbindungen im Sicker- bzw. Grundwasser auf (Abb. 53); beispielsweise wird eine Auswaschung des im Sickerwasser zeitweise in erhöhten Konzentrationen auftretenden Phosphats in das Grundwasser durch die Festlegung in Komplexen mit Huminstoffen und Schwermetallen unterbunden (vgl. KÖHNLEIN & SCHLICHTING 1959).

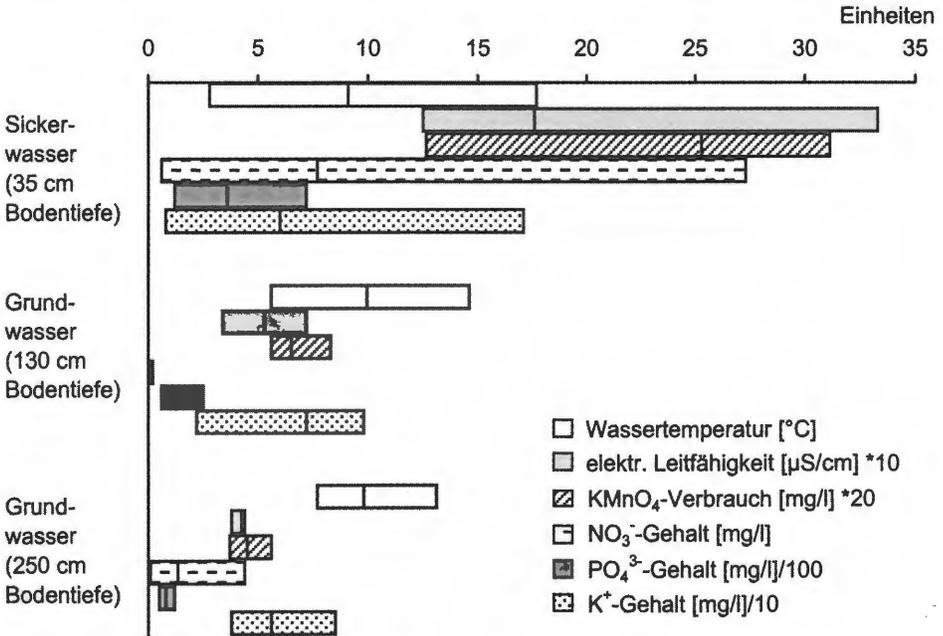


Abb. 53: Hydrochemische Eigenschaften des Sickerwassers (35 cm Bodentiefe) und des oberflächennahen Grundwassers (130 bzw. 250 cm Bodentiefe) im Bereich der feuchten, *Erica*-reichen *Calluna*-Heide. Dargestellt sind die Wassertemperatur [°C], die elektr. Leitfähigkeit [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ], der  $\text{KMnO}_4$ -Verbrauch [ $\text{mg}/\text{l}$ ] sowie der Gehalt an Nitrat, Phosphat und Kalium [ $\text{mg}/\text{l}$ ]. Die elektr. Leitfähigkeit und der  $\text{KMnO}_4$ -Verbrauch sind 10- bzw. 20-fach verringert dargestellt, der Phosphat- und Kalium-Gehalt 100- bzw. 10-fach überhöht. Die Länge der Balken bezeichnet die Amplitude der Messwerte der jeweiligen Probestelle, die vertikale Linie den Median.

Von großer Bedeutung sind diese im Zuge der Versickerung ablaufenden Prozesse auch für den Eintrag von Stickstoffverbindungen in das oberflächennahe Grundwasser. Unter bestimmten Heidevegetationstypen kann es im Spätsommer zu einer erheblichen Auswaschung von Nitrat mit dem Sickerwasser kommen (vgl. 7.3.2); in den schlecht durchlüfteten Böden der grundwassernahen Standorte findet dann aber ein fast vollständiger Nitratabbau statt, vermutlich vorwiegend durch Denitrifikationsprozesse unter Abbau organischer Verbindungen. Diese Abhängigkeit der Verlagerung und Stabilität von Nitrat von den Redoxverhältnissen in den Böden und im Grundwasser wird dadurch verdeutlicht, dass sich unter der *Erica tetralix*- und *Molinia caerulea*-reichen Vegetation der feuchten Senkenstandorte zumeist nitratfreie Bedingungen im Grundwasser einstellen, während im Bereich der Dünenstrukturen sowie entlang einer Wallhecke am Waldrand bei größerer Ausdehnung der Sickerstrecke wenigstens zeitweise eine Verlagerung von Nitrat bis in das oberflächennahe Grundwasser stattfinden kann (GWM 22: maximal 10,7 mg/l; Emp I, II: maximal 20,1 bzw. 29,3 mg/l).

### 7.3.2 Standörtliche Differenzierung der Sicker- und Grundwassereigenschaften

Auf der Ebene des Sickerwassers ist die *Erica tetralix*-reiche Vegetation auf *Sphagnum*-Torf an ganzjährig nassen Standorten am deutlichsten von den anderen Heidevegetationstypen zu differenzieren. Zwar konnte LACHE (1976) eine bessere Stickstoffversorgung der Böden des *Ericetum tetralicis* beobachten; als Folge der Nährstoffaufnahme durch die Vegetation sowie der Adsorption von Kationen innerhalb der Torfauflage (BOATMAN et al. 1975) bewegen sich im Sickerwasser die Konzentrationen von Pflanzennährstoffen wie Stickstoffverbindungen, Phosphat und Kalium jedoch fast ganzjährig im Bereich der Nachweisgrenze. Die übrigen untersuchten Heidevegetationstypen zunehmend trockener Standorte zeichnen sich hingegen durch höhere Konzentrationen von Pflanzennährstoffen und vor allem auch durch eine wesentlich größere jahreszeitliche Dynamik der Ionenkonzentrationen im Sickerwasser aus, wobei die größten Jahresamplituden unter einem Mischbestand von *Calluna vulgaris* und *Erica tetralix* an einem wechselfeuchten Standort erreicht werden (vgl. 5.2.4). Die standörtliche und pflanzensoziologische Abgrenzung der natürlichen Glockenheide-Gesellschaften nasser Standorte von den anthropozoogenen Zwergstrauchheiden (POTT 1995, ELLENBERG 1996) findet damit also im Bereich des Sickerwassers eine Entsprechung auf hydrochemischer Ebene.

Im Nährstoffhaushalt von Heideökosystemen spielt der jeweilige Auflagehumus in seiner Funktion als Nährstoffspeicher eine wichtige Rolle (GIMINGHAM 1972, MATZNER 1980); im Zusammenhang mit jahreszeitlichen Schwankungen der Mineralisationsaktivität von Bodenmikroorganismen können hier zeitweise erhebliche Mengen an Pflanzennährstoffen ausgewaschen werden (GUPTA & RORISON 1975). Auch die vegetations- und standortabhängig stark variierende Auswaschung organischer Substanzen aus den obersten Bodenhorizonten wird vermutlich entscheidend durch die Beschaffenheit der organischen Bodenaufgabe beeinflusst (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992); übereinstimmend niedrige Werte im Bereich des *Ericetum tetralicis* wie auch des *Betuletum pubescentis* deuten auf nur geringe Austräge unter dem Einfluss einer Sphagnentorfaufgabe hin, während die höchsten Werte unter trockener, alternder *Calluna*-Heide mit mächtigen Rohhumusaufgaben erreicht werden. Andererseits können die Rohhumusaufgaben offensichtlich auch als Filter für Pflanzennährstoffe dienen und in Ergänzung zu dem Nährstoffentzug durch die Vegetation zu einer Verringerung der Nährstoffauswaschung in das Grundwasser beitragen.

Im Bereich der untersuchten Heideflächen spielen beide Faktoren vermutlich eine wichtige Rolle für die Sickerwassereigenschaften unter den hier am Waldrand etablierten *Empetrum nigrum*-Beständen; da nach LACHE (1976) *Empetrum nigrum* gegenüber *Calluna vulgaris* einen etwas höheren Bedarf an Pflanzennährstoffen, vor allem an Stickstoffverbindungen, besitzt, ist anzunehmen, dass im Bereich des Waldrandes neben einer stärkeren Beschattung vor allem der erhöhte luftbürtige Eintrag von Pflanzennährstoffen die Konkurrenzkraft der Krähenbeere fördert und ihr den Aufbau dicht schließender Bestände ermöglicht. Durch den Nährstoffentzug über das Wurzelsystem der Krähenbeere sowie unter dem Einfluss der von ihr gebildeten Streuaufgabe werden die über nasse und trockene Deposition sowie über den Laubeintrag am Waldrand zugeführten Nährstoffe offensichtlich wirkungsvoll herausgefiltert. So sind trotz wesentlich höherer Kalium-Konzentrationen des Niederschlagswassers am Waldrand die Kalium-Gehalte des Sickerwassers unter *Empetrum nigrum* nur leicht erhöht gegenüber den Werten unter einem Mischbestand von *Calluna vulgaris* und *Erica tetralix* auf der offenen Heidefläche; die Austräge an Stickstoffverbindungen mit dem Sickerwasser sind unter *Empetrum nigrum* sogar deutlich geringer (Abb. 54). Zu den erhöhten Gehalten an Stickstoffverbindungen im Bereich des oberflächennahen Grundwassers unter

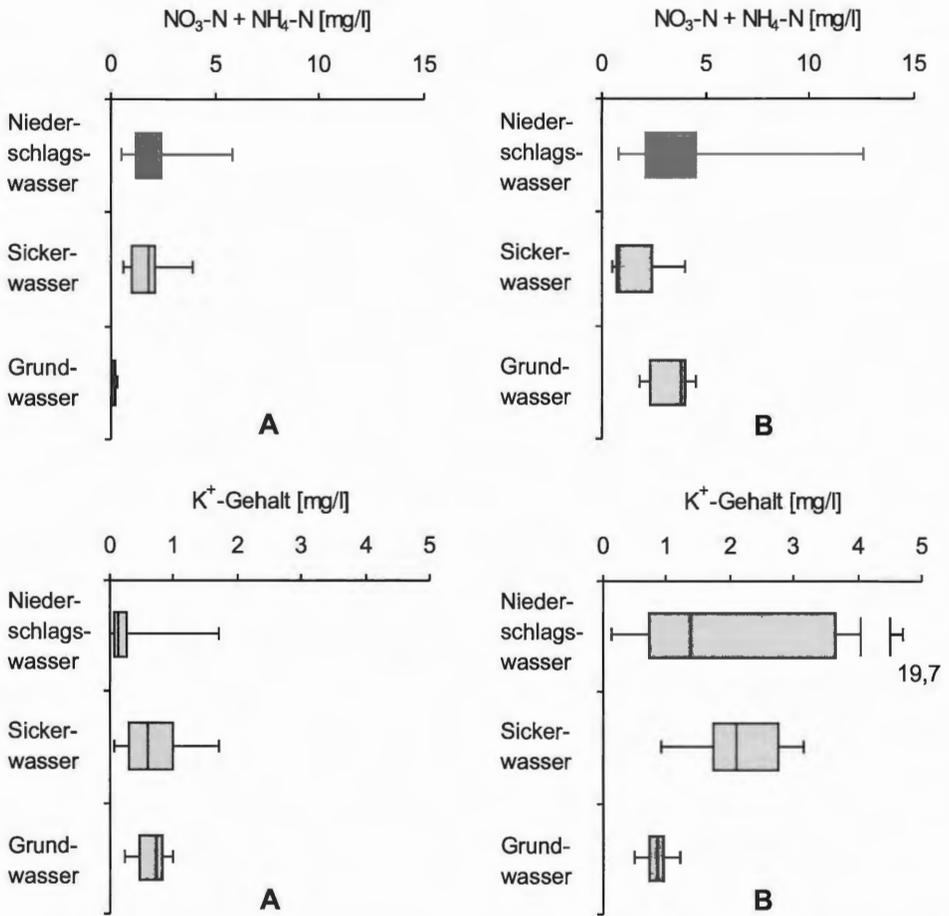


Abb. 54: Konzentrationen von anorganischen Stickstoffverbindungen ( $\text{NO}_3\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N}$ ) sowie von Kalium [mg/l] im Niederschlagswasser, Sickerwasser und oberflächennahen Grundwasser unter einem *Calluna vulgaris*/*Erica tetralix*-Mischbestand der Freifläche (A) sowie unter einem am Waldrand gelegenen Bestand von *Empetrum nigrum* (B). Das Sickerwasser wurde aus einer Bodentiefe von 35 cm gewonnen, das Grundwasser bei 130 cm (A) bzw. 180 cm (B).

den Krähenbeeren-Beständen tragen vermutlich auch Grundwasserzuflüsse aus dem angrenzenden Waldbereich bei.

Unter dem Einfluss der Heidevegetation ist die dominierende Stickstoff-Spezies im Sicker- und Grundwasser an den meisten Standorten das Ammonium (vgl. GIMINGHAM 1960, 1972); weder unter den staunassen Bedingungen der *Ericetum tetralicis*-Heide noch unter *Empetrum nigrum* und einem *Calluna vulgaris*-Bestand eines trockeneren Standortes sind erhöhte Nitrat-Austräge mit dem Sickerwasser zu beobachten. Da nach KINZEL (1982) Zwergsträucher bevorzugt Ammonium als Stickstoffquelle aufnehmen, sind geringe Nitrat-Konzentrationen vermutlich nicht auf eine starke Zehrung durch die Vegetation, sondern auf eine Störung oder Hemmung der Nitrifikation durch die nährstoffarmen und sauren Bedingungen der Heideböden zurückzuführen (ROELOFS 1986).

Lediglich im Bereich eines Mischbestandes von *Calluna vulgaris* und *Erica tetralix* werden Nitrifikationsprozesse offenbar durch wechselfeuchte Verhältnisse begünstigt (vgl. BECK 1979) mit der Folge eines spätsommerlichen Anstiegs der Nitrat-Konzentrationen des Sickerwassers auf maximal 39 mg/l. In diesem Zusammenhang spielen vermutlich neben der Mineralisation des jährlichen Bestandsabfalls vor allem auch die hohen luftbürtigen Einträge von Stickstoffverbindungen eine wichtige Rolle für das saisonale Auftreten hoher Ammonium- bzw. Nitrat-Konzentrationen im Sickerwasser. Unter dem Einfluss der Zwergstrauchvegetation wird dabei vermutlich ein Teil des Ammoniums für den Aufbau von Biomasse genutzt, während das in den Sommer- und Herbstmonaten gebildete Nitrat größtenteils ausgewaschen wird. *Molinia caerulea* kann hingegen auch Nitrat verwerten und nutzt erhöhte luftbürtige Einträge von Stickstoffverbindungen vor allem für einen vermehrten Aufbau von Biomasse (vgl. AERTS & BERENDSE 1988). Entsprechend bleiben die Konzentrationen von Stickstoffverbindungen und anderen Pflanzennährstoffen im Sickerwasser eines Mischbestandes von *Molinia caerulea*, *Erica tetralix* und *Calluna vulgaris* vergleichsweise gering, verdeutlicht wird der Einfluss der Nährstoffaufnahme durch die Vegetation hier durch einen Rückgang der Kalium-Konzentrationen im Laufe der Vegetationsperiode von 1,78 mg/l im Mai auf 0,3 mg/l im August. Die Untersuchungsergebnisse bestätigen insgesamt die Vermutung von WEINERT et al. (2000), dass die zeitweise erhöhten Nitrat-Konzentrationen des Heidegrundwassers auf luftbürtige Einträge zurückzuführen sind. Der entsprechende Nitrat-Austrag aus dem Oberboden vollzieht sich jedoch nicht flächendeckend auf der gesamten Heidefläche, sondern stellt nur ein lokal auftretendes Phänomen in Abhängigkeit von den Feuchtigkeitsverhältnissen des Standortes, der Mächtigkeit der wasserungesättigten Bodenzone sowie der Zusammensetzung der Heidevegetation dar. Die Beschränkung der hier beobachteten erhöhten Nitrat-Gehalte des Sickerwassers auf wechselfeuchte Standorte ist möglicherweise auch ein Grund dafür, dass weder von HÖLL (1963) noch von STEUBING (1993) ähnlich hohe Nitrat-Konzentrationen unter Zwergstrauchvegetation beobachtet werden konnten.

## 7.4 Sicker- und Grundwasserbeschaffenheit unter dem Einfluss verschiedener Waldtypen

### 7.4.1 Standörtliche Differenzierung der Sicker- und Grundwasserbeschaffenheit unter besonderer Berücksichtigung von Stickstoffverbindungen

Differenzierend gegenüber den Heidestandorten, aber auch zwischen den verschiedenen Laubwaldtypen und den Kiefernbeständen, wirken die Konzentrationen von Pflanzennährstoffen, vor allem von anorganischen Stickstoffverbindungen, im Niederschlags- und Sickerwasser (vgl. Abb. 55). Im Zuge der Vertikalbewegung des Wassers vom Niederschlagswasser bis zum oberflächennahen Grundwasser wird ein Großteil der Stickstoffverbindungen vermutlich über das oberflächennah intensiv entwickelte Feinwurzelsystem der jeweiligen Baumarten sowie das Wurzelwerk der bodennahen Krautschicht dem Sickerwasser entzogen, ein erheblicher Anteil auch im Zusammenhang mit Humifizierungsprozessen in organischer Bindung im Boden gespeichert (vgl. POLLMANN & LETHMATE 2003). Daneben deuten sowohl im Bereich der Eichenmischwaldstandorte als auch des untersuchten *Pinus sylvestris*-Bestandes zeitweise erhöhte Nitrat-Konzentrationen des Sickerwassers auf intensive Nitrifikationsprozesse in den oberflächennahen Bodenhorizonten hin (Abb. 55), wobei an den basenarmen, durch niedrige pH-Werte gekennzeichneten Standorten vermutlich Umsetzungsprozesse durch heterotrophe Nitrifikanten quantitativ im Vordergrund stehen (LANG 1986). Mit

Konzentrationen von 15,8 mg/l im Bereich des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ und 32,0 bis 34,4 mg/l im Trinkwassergewinnungsgebiet Grummühlen (Mediane) bewegen sich die Nitrat-Gehalte in einer Größenordnung, die auch von KREUZER (1981) im Sickerwasser verschiedener Laubwaldtypen beobachtet werden konnte, liegen aber teilweise deutlich niedriger als die von HÖLL (1963, 1974) angegebenen Werte.

Im Gegensatz zu Beobachtungen dieses Autors bleiben zudem die Nitrat-Austräge unter *Pinus sylvestris*, gemessen an den Ammonium-Austrägen, relativ gering; offensichtlich wird hier nur ein kleiner Teil der Stickstoffverbindungen zu Nitrat umgesetzt, allerdings mit einer geringeren jahreszeitlichen Variabilität als im Bereich der Eichenmischwälder. Zu den auffallend hohen Gehalten an Pflanzennährstoffen im Sickerwasser unter *Pinus sylvestris* (Mediane: 28,04 mg/l Ammonium, 6,56 mg/l Phosphat) trägt möglicherweise auch eine langfristige Nährstoffakkumulation unter dem Einfluss der sich zeitweise im Schatten der Kiefern aufhaltenden Heidschnucken bei.

KREUZER (1981) und HÖLL (1963, 1974) führen erhöhte Nitrat-Konzentrationen des Sickerwassers in Waldbeständen lediglich auf die Mineralisation der im Bestandsabfall und in den Böden vorliegenden organischen Substanzen sowie auf die Aktivität  $N_2$ -fixierender Mikroorganismen zurück; an den betrachteten Laubwald- und Kiefern-Standorten stehen jedoch neben dem im Zuge von Mineralisationsprozessen freigesetzten Ammonium auch die mit dem Niederschlag vorwiegend als Ammonium eingetragenen Stickstoffverbindungen als Substrat für Nitrifikationsprozesse zur Verfügung. Im Zusammenhang mit der regional stark erhöhten Deposition von Stickstoffverbindungen (vgl. 7.2) übersteigt die Menge des hierbei gebildeten Nitrats die Aufnahmekapazität der Vegetation, was in einer teilweise erheblichen Restauswaschung resultiert (vgl. MEESENBERG et al. 1994, STEINER et al. 1998). Von Bedeutung sind erhöhte Stickstoffeinträge nach LEE & CAPORN (1998) vor allem auch im Hinblick auf langfristige Veränderungen der mikrobiellen Lebensgemeinschaften der Böden, was entscheidend zu nachhaltigen Veränderungen des Standortes beitragen kann.

Relativ gering bleiben die Austräge anorganischer Stickstoffverbindungen mit dem Sickerwasser im Bereich des Birkenbruchwaldes; der größte Teil des hier unter dem Einfluss eines lichten Kronendaches auch nur in geringerer Menge deponierten Ammoniums wird vermutlich von den Torfmoosen und dem oberflächennah verlaufenden Wurzelsystem der Moorbirken aufgenommen oder in den Torfschichten festgehalten. Hydrochemische Hinweise auf eine Nitrifikation gibt es auch in den oberflächennahen Bodenhorizonten nicht, wodurch sich deutliche Parallelen zu den Verhältnissen im Bereich der torfmoosreichen, an staunassen Standorten etablierten Glockenheide-Gesellschaft sowie der Spießtorfmoosgesellschaft zeigen (vgl. 7.3.2, 7.7). Auch im Bereich der Eichenmischwaldstandorte bleibt das oberflächennahe Grundwasser weitgehend nitratfrei; erhöhte Sulfat-Gehalte sowie ein stark verminderter Gehalt organischer Substanzen weisen hier auf einen Abbau des oberflächennah gebildeten Nitrats durch Denitrifikationsprozesse hin. Lediglich im Bereich des *Pinus sylvestris*-Bestandes tritt Nitrat zeitweise auch im Grundwasser in erhöhten Konzentrationen auf (Abb. 55); starke jahreszeitliche Grundwasserstandsschwankungen im Grenzbereich zu den landwirtschaftlichen Nutzflächen und Heideflächen begünstigen hier möglicherweise zeitweise die Einstellung oxidierender Verhältnisse und damit eine Vertikalverlagerung des Nitrats bzw. eine Oxidation von Ammonium auch noch in den tieferen Bodenhorizonten.

In Zusammenhang mit der bei den Nitrifikationsprozessen stattfindenden Protonenfreisetzung treten in allen Beständen bei ohnehin starker Versauerung des Oberbodens saisonale Minima des pH-Werts von pH 3,8 im Eichen-Buchen-Bestand bis hin zu pH 3,1 unter *Pinus sylvestris* auf (vgl. ZÖTTL 1960, ROELOFS 1986, MEESENBERG et al. 1994). Oxidative Mineralisationsprozesse bewirken damit z. T. ein deutlich stärkeres Absinken

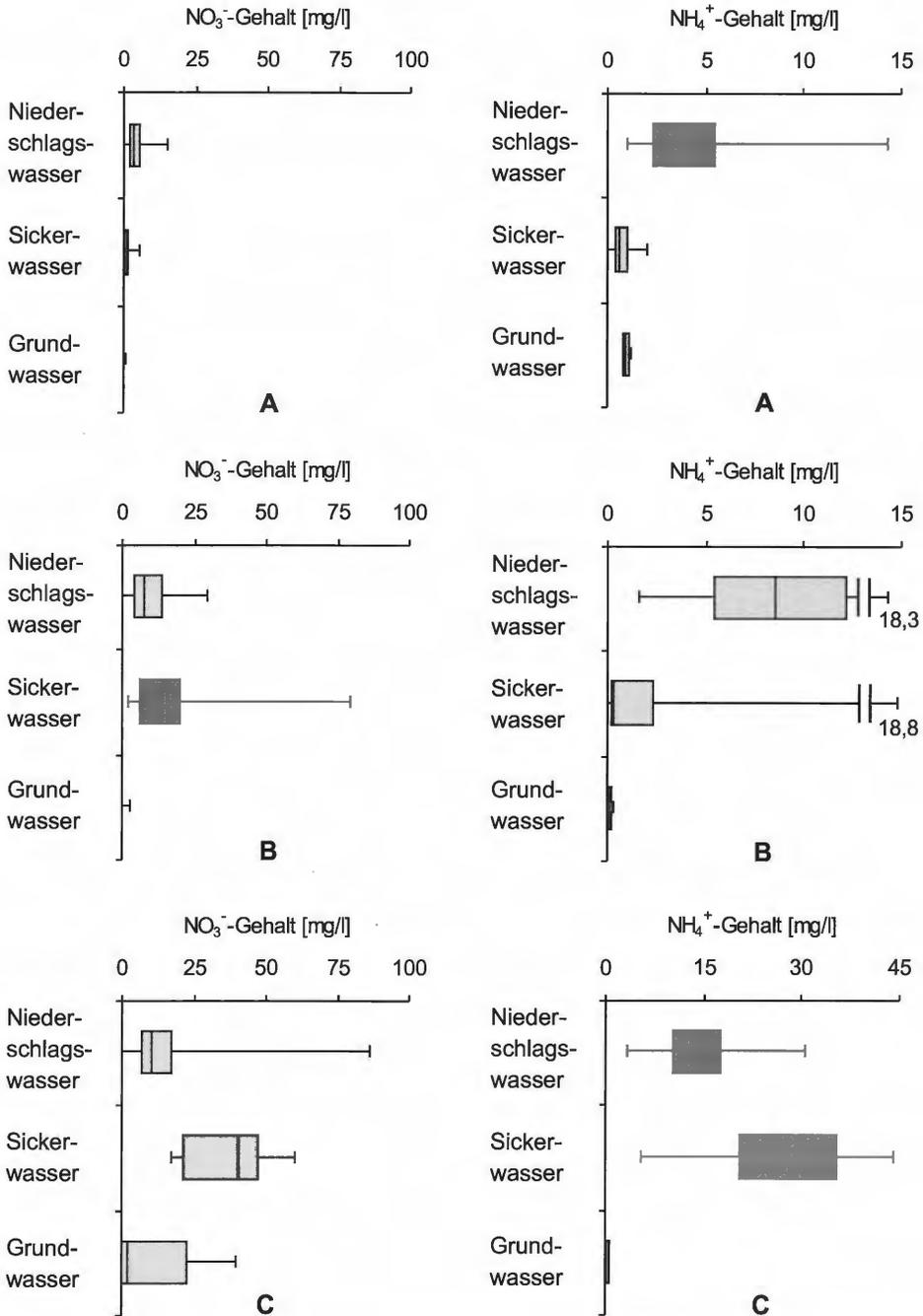


Abb. 55: Nitrat-Gehalt und Ammonium-Gehalt [mg/l] des Niederschlagswassers, Sicker- und Grundwassers im Bereich eines Birkenbruchwaldes vom Typ des *Betuletum pubescentis* (A), eines Birken-dominierten Birken-Eichen-Waldes vom Typ des *Betulo-Quercetum* (B) und eines *Pinus sylvestris*-Bestandes (C), Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“. Das Sickerwasser wurde aus einer Bodentiefe von 35 cm gewonnen, das Grundwasser bei 80 cm (A), 130 cm (B) bzw. 200 cm (C).

des pH-Wertes als der Einfluss der Torfauflage und der Einfluss der Kationenaustauschprozesse durch lebende und abgestorbene Torfmoose im Bereich des Birkenbruchwaldes (pH 3,8, minimal 3,5). Diese Absenkung des pH-Werts unterstützt die Nährstoffauswaschung und damit die Verarmung der Böden an Kalium und Erdalkalitionen. Weitere Konsequenzen der Versauerung sind die vermehrte Freisetzung potentiell toxischer Metalle wie Aluminium und Zink im Bereich des Sicker- und Grundwassers (vgl. GRABAU 1995, BENS & FELIX-HENNINGSEN 1996) (z. B. Eichen-Buchen-Bestand: 6,2 bis 6,6 mg/l Aluminium bei pH 4,3, *Pinus sylvestris*-Bestand 10,4 bis 14,8 mg/l Aluminium bei pH 4,1 im oberflächennahen Grundwasser) und eine Fortdauer von Podsolierungsprozessen an den ehemaligen Heidestandorten. Um diesen Prozessen entgegenzuwirken, sind in den forstlich genutzten Waldbeständen im Bereich des Trinkwassergewinnungsgebietes Grumsmühlen Anfang der 1990er Jahre Kalkungsmaßnahmen durchgeführt worden; in einem der untersuchten Bestände konnte damit auch der pH-Wert des Grundwassers auf deutlich über 5,0 erhöht werden, Aluminium liegt hier im Grundwasser, aber auch im Sickerwasser entsprechend nur in geringen Konzentrationen vor. Oberflächennah waren die Auswirkungen der Kalkung auf den pH-Wert allerdings wohl nur kurzfristig (2001: pH-Minimum des Sickerwassers pH 3,1); die durch die Zufuhr des Kalkmaterials bewirkte Erhöhung der Mineralisationsaktivität kann vielmehr langfristig zu einer verstärkten Freisetzung und Auswaschung von Pflanzennährstoffen führen (vgl. BENS & FELIX-HENNINGSEN 1996). In diesem Zusammenhang sind möglicherweise auch die hohen Nitrat- und Phosphat-Gehalte des Sickerwassers sowie die massive Ausbreitung von *Rubus* in der Strauchschicht des Bestandes zu betrachten.

#### 7.4.2 Vergleich verschieden alter Sukzessionsstadien

Vor allem im Bereich des jungen, auf nährstoffarmen, ehemaligen Heideböden entwickelten Birkenbruchwaldes und Birken-Eichen-Waldes treten im Grundwasser – ähnlich wie unter dem Einfluss der Heidevegetation – Trophieparameter nur in geringen Konzentrationen auf; differenzierend gegenüber dem Heidegrundwasser wirken statt dessen im Grundwasser aller Laubwald- und Kiefernbestände erhöhte Konzentrationen von Chlorid und Sulfat, welche innerhalb der verschiedenen Laubwaldtypen mit dem Alter der Bestände bzw. von einer Birken-reichen über eine Eichen-dominierte hin zur Buchen-reichen Ausprägung zunehmen (Abb. 56). Offenbar findet im Laufe der Waldentwicklung eine Akkumulation von Salzen statt, wobei neben Stoffen aus dem jährlichen Bestandsabfall und Sulfat als Folgeprodukt von Denitrifikationsprozessen auch erhöhte luftbürtige Einträge von Chlorid und Sulfat (vgl. ELLENBERG 1986, MEESENBURG et al. 1994, LETHMATE & WENDELER 2000) in den Beständen eine Rolle spielen, so dass die Konzentrationen entsprechend im Bereich der *Pinus sylvestris*-Bestände besonders hoch ausfallen. Lediglich im Bereich des *Betuletum pubescentis* wird Sulfat unter sauerstofffreien Bedingungen zu Sulfid reduziert, wodurch langfristig eine Akkumulation von Sulfat verhindert wird.

Unter dem Einfluss eines zum Abschluss der Messungen etwa 5 Jahre alten Aufwuchses von *Betula pendula* und *Betula pubescens* auf einer mittelalterlichen Heidefläche (Sukzessionsfläche I) stellen sich schon in den ersten Jahren Veränderungen der hydrochemischen Verhältnisse im Bereich des Sicker- und Grundwassers im Vergleich zu den angrenzenden, zwergstrauchdominierten Bereichen ein. Tendenzen leicht erhöhter Ionenkonzentrationen sind nach zwei Jahren fortlaufender Sukzession noch deutlicher ausgeprägt (Abb. 57). Eine Zunahme der elektrischen Leitfähigkeit von 67 auf 96  $\mu\text{S}/\text{cm}$  korrespondiert mit einer Abnahme des pH-Wertes von 4,1 auf 3,9, wobei die Tendenz eines Absinkens des pH-Wertes auch von RUNGE et al. (1993) für die frühen Stadien einer Wiederbewaldung von Heideflächen beschrieben wird. Diese steht in ei-

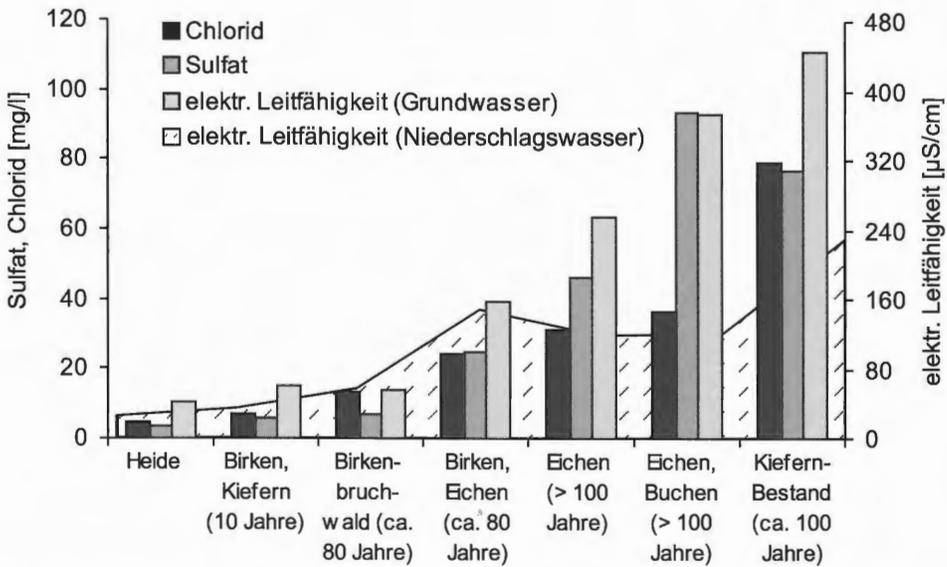


Abb. 56: Beziehung zwischen elektr. Leitfähigkeit [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ] des Niederschlagswassers sowie elektr. Leitfähigkeit, Chlorid- und Sulfat-Gehalt [ $\text{mg}/\text{l}$ ] des oberflächennahen Grundwassers und Baumartenzusammensetzung sowie Alter der Bestände innerhalb der verschiedenen untersuchten Waldtypen.

nem Zusammenhang mit dem Vorherrschenden oxidierender Milieubedingungen im Boden als Folge der zunehmenden vertikalen Ausdehnung der wasserungesättigten Bodenzone bei stärkerer Evapotranspiration unter dem Birkenaufwuchs, was wiederum oxidative Mineralisationsprozesse und vor allem auch eine Verlagerung von Nitrat in das oberflächennahe Grundwasser begünstigt (Abb. 57). Auch auf der Ebene des Sickerwassers wirkt das gemeinsame Auftreten erhöhter Konzentrationen an Ammonium, Nitrat, Phosphat und Kalium trophiedifferenzierend gegenüber den meisten anderen Heidegesellschaften. Verantwortlich sind hier vermutlich Nährstoffeinträge mit dem Laub und deren Anreicherung in der Humusauflage im Zuge der Sukzession (vgl. LEUSCHNER 1993), aber auch eine Erhöhung luftbürtiger Nährstoffeinträge unter der akkumulierenden Filterwirkung des Baumjungwuchses. So profitiert zunächst auch die Zwergstrauchvegetation von den erhöhten Nährstoffeinträgen, in den Folgejahren zeigt sich dann jedoch eine zunehmende Degeneration der Besenheide in diesen Bereichen, welche in erster Linie auf die beeinträchtigende Wirkung der Beschattung zurückzuführen ist.

Im Bereich der Sukzessionsfläche II hat bereits seit etwa zehn Jahren eine nahezu ungestörte Wiederbewaldung mit Birken und Kiefern stattgefunden; durch das vorangegangene Abschieben des ehemaligen Ackeroberbodens wurde hier allerdings ein extrem humus- und nährstoffarmes Ausgangssubstrat geschaffen, so dass die Heide- und Waldsukzession auf dieser Fläche pedogenetisch und hydrochemisch nicht mit einer Waldsukzession ausgehend von mittelalterlichen Heideflächen vergleichbar ist. Beispielsweise spielt bei einer äußerst geringmächtigen Rohhumusauflage eine Auswaschung von darin akkumulierten Nährstoffen, aber auch von organischen Säuren als Protonenlieferanten eine wesentlich geringere Rolle als im Bereich der mittelalterlichen Heidefläche; entsprechend ist auch der pH-Wert des oberflächennahen Grundwassers mit pH 5,3 wesentlich höher, so dass kein Anschluss an die oben beschriebene

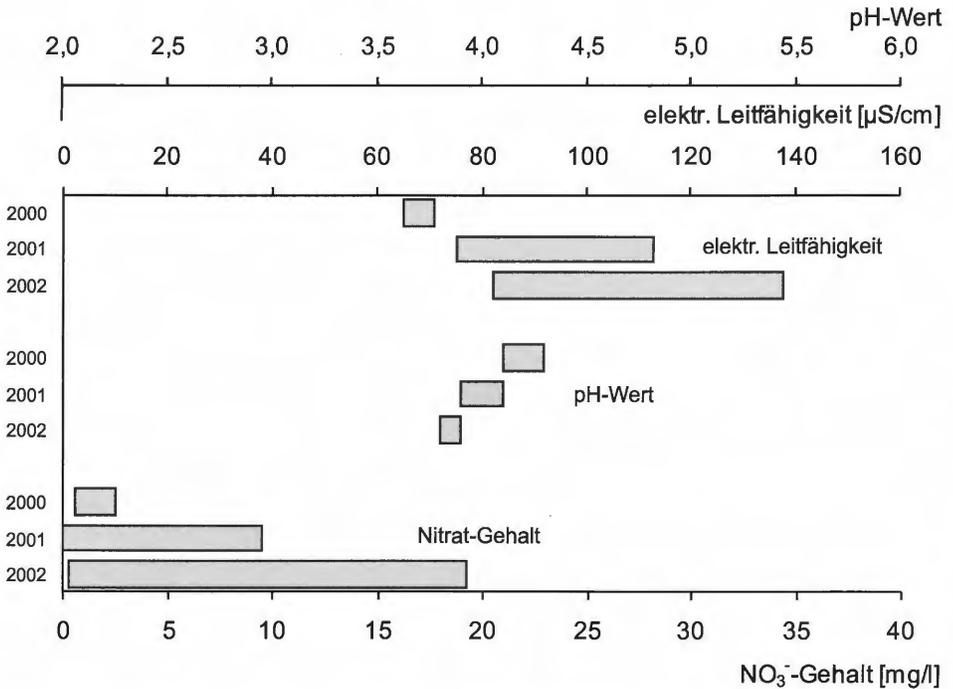


Abb. 57: Veränderungen der hydrochemischen Eigenschaften des oberflächennahen Grundwassers unter einer *Calluna vulgaris*-dominierten Zwergstrauchheide unter dem Einfluss eines mehrjährigen Aufwuchses von *Betula pendula* und *B. pubescens*, Vergleich der Jahre 2000 bis 2002. Dargestellt ist die Schwankungsbreite der elektr. Leitfähigkeit [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ], des pH-Wertes und des Nitrat-Gehaltes [ $\text{mg}/\text{l}$ ] des Wassers.

Tendenz einer pH-Abnahme im Zuge der Sukzession möglich ist. Aufgrund der geringeren Protonenkonzentration liegt auch die elektrische Leitfähigkeit des Grundwassers mit  $60 \mu\text{S}/\text{cm}$  deutlich unter dem Wert des Grundwassers im Bereich des 5 Jahre alten Birkenaufwuchses; bei gegenüber der Heide erhöhten Konzentrationen von Chlorid und Sulfat lässt sich die Fläche dennoch gut in eine Sukzessionsreihe von der Heide zu den verschiedenen Eichenmischwaldtypen einordnen (Abb. 56). Da nach den Beobachtungen von anderen Flächen Chlorid nach einer Extensivierung landwirtschaftlicher Flächen sehr schnell ausgewaschen wird (vgl. 7.6.2), stammen diese Salze vermutlich nicht mehr aus der ehemaligen landwirtschaftlichen Nutzung, sondern sind sekundär unter dem Einfluss der Bewaldung in das Grundwasser eingetragen worden.

Im Bereich der vier Jahre alten Buchenpflanzung innerhalb des Trinkwassergewinnungsgebietes Grummühlen werden hingegen sowohl die hydrochemischen Eigenschaften des Sicker- und Grundwassers als auch die Zusammensetzung der Vegetation noch maßgeblich durch die ehemalige landwirtschaftliche Nutzung der Fläche geprägt. Ausschlaggebend für die Sickerwasserbeschaffenheit ist im gegenwärtigen Stadium der Vegetationsentwicklung der Einfluss der gräser- und hochstaudenreichen Krautschicht. Als Folge der ausbleibenden Düngung sind Natrium, Chlorid, Sulfat und Erdalkalitionen bereits aus dem Oberboden ausgewaschen oder durch die Vegetation entzogen worden und treten im Sickerwasser nur noch in geringen Konzentrationen auf, so dass hier bei niedrigen Ionengehalten von 34 bis  $70 \mu\text{S}/\text{cm}$  und bei pH-Werten von 4,8 bis

6,0 derzeit eine dem ungedüngten Grünland vergleichbare Beschaffenheit des Sickerwassers vorliegt (vgl. 5.2.6). Die aus der ehemaligen Ackernutzung her rührenden hohen Phosphat-Konzentrationen (0,94 bis 1,73 mg/l im Sickerwasser) begünstigen eine massive Entwicklung von Arten wie *Urtica dioica*, *Artemisia vulgaris* und *Epilobium ciliatum*, offensichtlich verbunden mit einer effektiven Nutzung vorhandener Stickstoffverbindungen, was in nur geringen Austrägen von Nitrat (0,3 bis 6,3 mg/l) und Ammonium (0,06 bis 0,23 mg/l) mit dem Sickerwasser resultiert. Auf der Ebene des oberflächennahen Grundwassers weisen bei einer Leitfähigkeit von 241  $\mu\text{S}/\text{cm}$  hohe Nitrat-, Nitrit- und Kalium-Gehalte deutlich auf eine landwirtschaftliche Beeinflussung hin. Die Stabilisierung der Konzentrationen von Nitrat, Kalium und Calcium auf relativ hohem Niveau im Grundwasser nach der Umwandlung einer Ackerfläche in Grünland in der Peripherie des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ (vgl. 7.6.2) stellt in diesem Zusammenhang einen Hinweis darauf dar, dass sich in den wenigen Jahren seit der Bepflanzung der Fläche mit *Fagus sylvatica* möglicherweise noch keine vollständige Auswaschung der unter der Ackernutzung hier akkumulierten Nährstoffe aus dem oberflächennahen Grundwasserhorizont vollzogen hat. Ferner ist auch ein grundwasservermittelter Nährstoffeintrag aus den angrenzenden Ackerflächen nicht auszuschließen. Ein Einfluss der jungen Buchenpflanzung auf die Sicker- und Grundwasserbeschaffenheit lässt sich folglich im gegenwärtigen Entwicklungsstadium der Fläche nicht deutlich differenzieren; hier wären langfristige Untersuchungen zur Veränderung der hydrochemischen Eigenschaften des Sicker- und Grundwassers im weiteren Verlauf der Vegetationsentwicklung erforderlich.

## 7.5 Saisonale Veränderungen der Sickerwassereigenschaften in Heide- und Waldgesellschaften

Sowohl unter dem Einfluss der Zwergstrauchvegetation der Heideflächen als auch in den verschiedenen Waldbeständen lassen sich teilweise ausgeprägte saisonale Veränderungen der Sickerwasserbeschaffenheit beobachten, welche im Zusammenhang mit den Witterungsverhältnissen in erster Linie als Resultat einer jahreszeitlich variierenden Intensität von Mineralisationsprozessen im Bereich der Böden sowie der Nährstoffaufnahme durch die Vegetation zu betrachten sind. Im Bereich der Glockenheide-Gesellschaft ganzjährig nasser Standorte deuten die sehr niedrigen Ionengehalte des Wassers (62  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) und die nur geringen jahreszeitlichen Werteschwankungen auf eine geringe Mineralisationsaktivität in der Torfauflage und den sich daran anschließenden sandigen Horizonten hin; erst im Spätsommer treten offenbar als Folge einer erhöhten Evapotranspiration bei sommerlich hohen Temperaturen eine oberflächliche Abtrocknung und dadurch eine die Mineralisation begünstigende bessere Sauerstoffversorgung ein. Die vorübergehende Einstellung oxidierender Verhältnisse wird durch einen Rückgang der Eisen-Konzentrationen im Sickerwasser indiziert (Abb. 58). Kurzzeitig steigen unter diesen Bedingungen auch die Ionenkonzentrationen des Sickerwassers an; eine leichte Abnahme des pH-Wertes von 4,0 auf 3,7 sowie ein deutlicher Rückgang der Kalium-Konzentrationen am Ende der Vegetationsperiode weisen in beiden Jahren überdies auf Kationenaustauschprozesse durch die Torfmoose in den Sommer- und Herbstmonaten hin (Abb. 58).

Wesentlich deutlicher ausgeprägt sind jahreszeitliche Veränderungen der elektrischen Leitfähigkeit des Sickerwassers an den wechselfeuchten bis trockenen Heidestandorten und im Bereich der verschiedenen Eichenmischwaldtypen; Maxima der elektrischen Leitfähigkeit und der Nitrat-, Kalium-, Calcium- und Magnesium-Konzentrationen im Spätsommer und Herbst weisen bei gleichzeitiger Abnahme des Gehaltes organischer

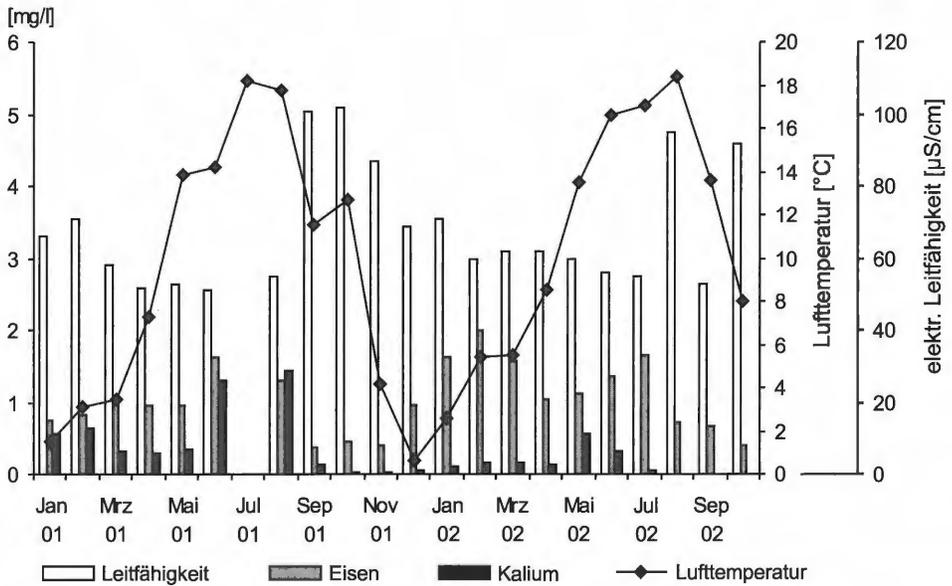


Abb. 58: Jahreszeitliche Veränderungen verschiedener hydrochemischer Parameter im Sickerwasser unter dem Einfluss von *Sphagnum cuspidatum*, *S. tenellum* und *Erica tetralix* über einer dünnen Torfauflage. Dargestellt sind die elektr. Leitfähigkeit [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ], der Eisen- und Kalium-Gehalt [ $\text{mg}/\text{l}$ ] sowie die monatliche mittlere Lufttemperatur [ $^{\circ}\text{C}$ ]. Im Juli 2001 konnte aufgrund nur geringer Sickerwassermengen keine Analyse durchgeführt werden.

Verbindungen auf eine Beeinflussung der Sickerwasserbeschaffenheit durch saisonale Mineralisations- und nachfolgende Auswaschungsprozesse hin. Infolge der bei Nitrifikationsprozessen erfolgenden Protonenfreisetzung werden saisonale Maxima der Nitrat-Konzentrationen überdies von einer deutlicher Abnahme des pH-Wertes begleitet. WILLIAMS (1969, zit. in GUPTA & RORISON 1975) beschreibt das Auftreten eines Frühjahrs- und eines Herbstmaximums der Mineralisation; durch die Standortbedingungen der wechselfeuchten Heide wird die Einstellung eines Maximums der Mineralisation im Frühjahr aber offensichtlich unterbunden, wie die geringen Leitfähigkeits- und Nitratwerte unter dem Einfluss eines Mischbestandes von *Calluna vulgaris* und *Erica tetralix* bei hoch anstehendem Grundwasser und niedrigen Temperaturen in den Frühjahrsmonaten zeigen (Abb. 59). Erst in den Sommermonaten werden hier bei höheren Temperaturen und stärkerer Austrocknung und damit besserer Durchlüftung des Oberbodens offenbar Mineralisations- und Nitrifikationsprozesse begünstigt.

An den Eichenmischwaldstandorten zeigt sich in der Vegetationsperiode 2001 ebenfalls ein Schwerpunkt hoher Ionengehalte des Sickerwassers in den Sommer- bis Herbstmonaten, wie in der Abb. 60 exemplarisch für einen *Quercus robur*-dominierten Bestand im Bereich des Trinkwassergewinnungsgebietes Grumsmühlen dargestellt ist. Im Folgejahr ist hier ein weniger deutlich ausgeprägtes Maximum der Nitrat-Auswaschung hingegen bereits im Mai zu beobachten. In Zusammenhang mit einer im Vergleich zum Vorjahreszeitraum gleichmäßigeren Verteilung der Niederschläge über die Sommermonate, die zudem mit einer gegenüber 2001 etwas höheren Niederschlagsmenge von Mai bis August (275,3 mm; 2001: 242,6 mm, vgl. 6) verbunden ist, stellen sich möglicherweise die Durchlüftungsverhältnisse in den oberen Bodenhorizonten und damit die

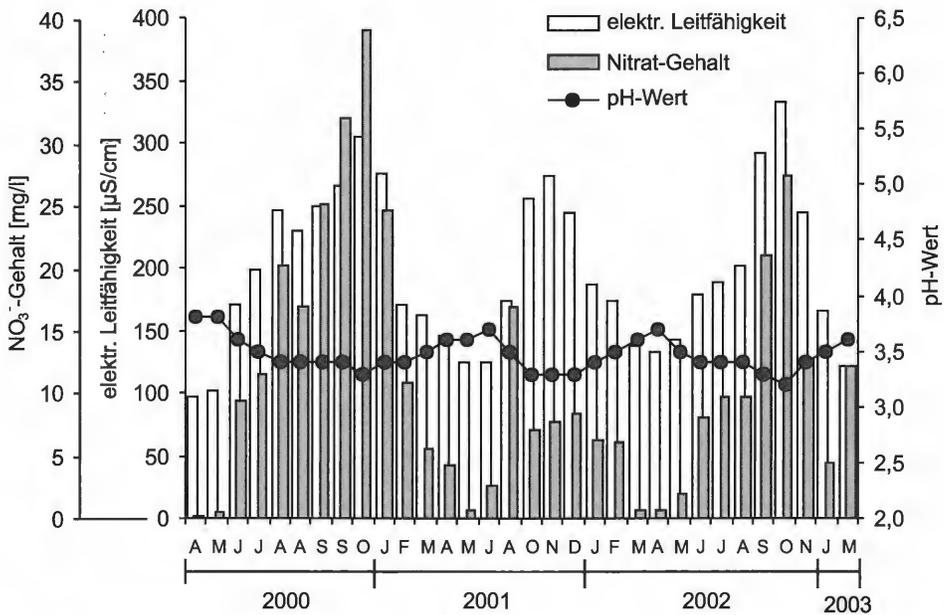


Abb. 59: Jahreszeitliche Veränderungen der elektrischen Leitfähigkeit [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ], des pH-Wertes und des Nitrat-Gehaltes [ $\text{mg}/\text{l}$ ] im Sickerwasser unter einem Mischbestand von *Calluna vulgaris* und *Erica tetralix* von April 2000 bis März 2003. In einigen Monaten konnten wegen Frost oder wegen zu geringer Sickerwassermengen keine Analysen durchgeführt werden.

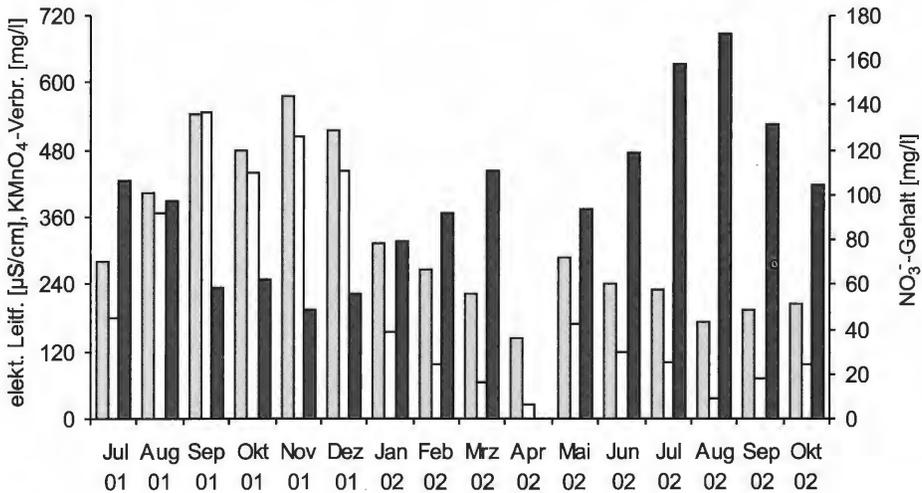


Abb. 60: Jahreszeitliche Veränderungen der elektr. Leitfähigkeit [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ], der Nitrat-Konzentration und des  $\text{KMnO}_4$ -Verbrauches [ $\text{mg}/\text{l}$ ] des Sickerwassers in einem *Rubus*-reichen Birken-Eichen-Wald im Bereich des Trinkwassergewinnungsgebietes Grumsmühlen im südlichen Emsland. Sickerwasseruntersuchungen erst seit Juli 2001. Im April 2002 konnte der  $\text{KMnO}_4$ -Verbrauch nicht bestimmt werden.

Sauerstoffversorgung für aerobe Prozesse, insbesondere für die Nitrifikationsintensität (vgl. GRUNDMANN et al. 1995), ungünstiger dar als im Sommer 2001. Geringere Ionenkonzentrationen und höhere Werte des  $\text{KMnO}_4$ -Verbrauches weisen allgemein auf eine verminderte Mineralisationsaktivität im Sommer 2002 hin (Abb. 60). Dieses Zusammenwirken von Witterungsfaktoren und Nitrat-Gehalt des Sickerwassers lässt sich zudem dadurch veranschaulichen, dass als Reaktion auf relativ lange Trockenphasen in den Monaten Oktober 2001 (15 Tage) und April 2002 (13 Tage) nachfolgend eine deutliche Erhöhung des Nitrat-Gehaltes im Sickerwasser des hier betrachteten Standortes zu beobachten ist.

## 7.6 Sicker- und Grundwassereigenschaften landwirtschaftlicher Nutzflächen in Abhängigkeit von Vegetation und Bewirtschaftung

### 7.6.1 Einfluss der Bewirtschaftung am Beispiel eines Maisackers

Unter dem Einfluss einer ackerbaulichen Bewirtschaftung wirken sich neben den Faktoren Grundwasserflurabstand und Nährstoffentzug durch die Vegetation vor allem die Bewirtschaftungsmaßnahmen in Form von Pflügen, Düngen und Ernten auf räumliche und zeitliche Veränderungen hydrochemischer Parameter aus, welche im Sickerwasser eines Maisackers in Maxima der Ionen-, insbesondere der Nitrat-Konzentrationen im Sommer und Spätherbst resultieren (Abb. 61, vgl. FOERSTER 1988). Eine kurzzeitige Mobilisierung von Nährstoffen sowie die Restauswaschung von Düngerückständen als Reaktion auf die Erntemaßnahmen führt im November jeweils zu einem Anstieg der elektrischen Leitfähigkeit des Sickerwassers auf  $439 \mu\text{S}/\text{cm}$  (2001) bzw.  $305 \mu\text{S}/\text{cm}$  (2002) und zu einem Anstieg des Nitrat-Gehaltes auf  $105,8 \text{ mg}/\text{l}$  bzw.  $64,8 \text{ mg}/\text{l}$ . Die Effekte der Ende April erfolgenden organischen Düngung (Gülle) der Fläche sind ebenfalls ein bis zwei Monate später deutlich im Sicker- und Grundwasser erkennbar (Abb. 61). Das zeitliche Auftreten des Auswaschungsmaximums im oberflächennahen Grundwasser vor dem Auswaschungsmaximum des Sickerwassers steht möglicherweise in einem Zusammenhang mit einer heterogenen Verteilung des ausgebrachten Düngers sowie einer kleinräumig variierenden Verlagerungsgeschwindigkeit, so dass der Grundwasserfilter mit seinem größeren Einzugsbereich zuerst ionenreiches Wasser bezieht.

Der Leitfähigkeitserhöhung auf  $828 \mu\text{S}/\text{cm}$  im Sickerwasser und  $593 \mu\text{S}/\text{cm}$  im Grundwasser liegt jeweils eine starke Erhöhung der Konzentrationen an Kalium, Calcium, Magnesium, Chlorid und Sulfat zugrunde. Offenbar setzt zudem bereits kurz nach der Ausbringung des Düngers eine intensive Nitrifikation in den oberflächennahen Bodenhorizonten ein, welche in einem Maximum der Nitratauswaschung von  $143,4 \text{ mg}/\text{l}$  im Sickerwasser im Juni resultiert. Auffällig ist sowohl im Sickerwasser als auch im oberflächennahen Grundwasser eine trotz der Zufuhr organischen Düngers auftretende starke Abnahme des  $\text{KMnO}_4$ -Verbrauches (Abb. 61). Als Reaktion auf die Düngung wird offensichtlich die Mineralisation der sonst insbesondere im Grundwasser in hohen Konzentrationen vorhandenen organischen Substanz kurzzeitig stark gefördert. Im Zusammenhang mit der Nährstoffaufnahme durch die aufwachsenden Maispflanzen sowie durch eine fortgesetzte Auswaschung erfolgt dann bis zum Erntetermin im Oktober erneut eine deutliche Abnahme des Ionengehaltes des Sicker- und Grundwassers. Entlang der nur kurzen Sickerstrecke dieses sehr grundwassernahen Standortes wird Nitrat bis zum Erreichen des oberflächennahen Grundwassers durch Denitrifikationsprozesse unter Oxidation sowohl organischer als auch anorganischer, reduzierter Schwefel-Verbindungen abgebaut, worauf die Abnahme des  $\text{KMnO}_4$ -Verbrauches sowie erhöhte Sulfat-Konzentrationen des Sicker- und Grundwassers hinweisen. Auch WEINERT et al. (2000)

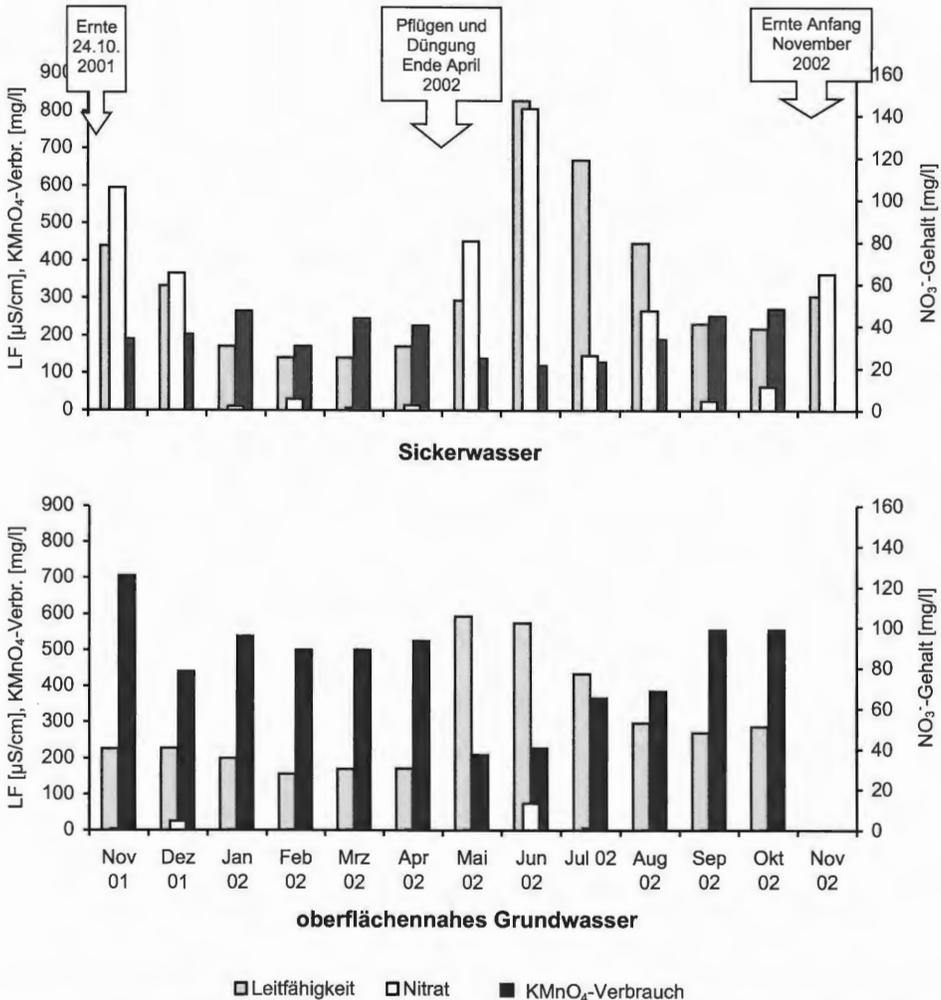


Abb. 61: Jahreszeitliche Veränderungen der elektrischen Leitfähigkeit [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ], des Nitrat-Gehaltes und des  $\text{KMnO}_4$ -Verbrauches [mg/l] des Sickerwassers (oben) und des oberflächennahen Grundwassers (unten) unter einer Körnermaiskultur im Zusammenhang mit Bewirtschaftungsmaßnahmen, Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“. Im November 2002 wurde keine Analyse des Grundwassers und des  $\text{KMnO}_4$ -Verbrauches durchgeführt.

konnten zeitweise reduzierende Verhältnisse an der Grundwasseroberfläche im Bereich der betrachteten Ackerfläche beobachten, stellten hier aber erhöhte Nitrat-Gehalte des Grundwassers in einer Tiefe von 6 bis 8 Metern fest. Möglicherweise wurden bei den vorliegenden Untersuchungen lokale Besonderheiten eines sehr nassen Standortes erfasst, während sich die Durchlüftung des Bodens und damit auch die Verlagerung von Nitrat bis in das Grundwasser im Bereich der betrachteten Maisanbaufläche sehr heterogen darstellen. Das vorliegende Beispiel verdeutlicht allgemein die Abhängigkeit der Höhe der Nitratauswaschung in das Grundwasser von der Länge der Sickerstrecke und damit der unter oxidierenden Bedingungen ablaufenden vertikalen Verlagerungsprozesse (vgl. SCHULZ 1973, SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992). Wie im Bereich der

Ackerfläche fördert auch unter einer feuchten, gedüngten Grünlandfläche im Bereich des Trinkwassergewinnungsgebietes Grumsmühlen die nässebedingt schlechte Durchlüftung der Böden einen Abbau des im Sickerwasser bewirtschaftungsbedingt zeitweise auftretenden Nitrats, was auch hier neben dem Abbau organischer Verbindungen in einer Anreicherung von Sulfat im Grundwasser resultiert.

Denitrifikationsprozesse in den als Folge hoher Grundwasserstände oder einer intensiven Durchwurzelung sauerstoffarmen Böden tragen häufig auch zu einer Reduktion des grundwasservermittelten Eintrags von Stickstoffverbindungen in das Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ aus der landwirtschaftlich genutzten Peripherie bei. Eine Belastung mit Sulfat als Endprodukt der Denitrifikation sowie mit Chlorid, Kalium, Calcium, Magnesium und Mangan ist hingegen an den meisten Peripherie-Messstellen zu beobachten, während Stickstoffverbindungen, aber auch Phosphat wegen der starken Abhängigkeit ihrer Löslichkeit und Stabilität von den Redoxverhältnissen nicht in allen Bereichen als zuverlässige Indikatoren einer landwirtschaftlichen Beeinflussung angesehen werden können. Dort, wo das Grundwasser den Wurzelhorizont der terrestrischen Vegetation nicht erreicht, kommt es zwar zu einer Akkumulation der genannten Substanzen, diese wirkt sich jedoch erst langfristig auf die Vegetation aus. Unmittelbar gefährdet sind vor allem die aquatischen Ökosysteme, denen durch Grundwasserzutritte trophisch wirksame Substanzen und Salze aus der Peripherie direkt zugeführt werden können. Die Konsequenzen für den Wasserchemismus und die Vegetation lassen sich am Beispiel des Heideweihers E erkennen (vgl. 7.7).

### 7.6.2 Hydrochemische Veränderungen im Zuge von Extensivierungsmaßnahmen

Im Zuge einer Einstellung der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung kommt es innerhalb kurzer Zeiträume zu einem deutlichen Rückgang der anfänglich nutzungsbedingt hohen Ionenkonzentrationen des oberflächennahen Grundwassers, der vor allem auf eine rasche Auswaschung der mobilen Substanzen Natrium und Chlorid, ferner Nitrat und Kalium zurückzuführen ist. Calcium und Magnesium können hingegen auch 4 Jahre nach einer Umstellung noch erhöhte Leitfähigkeitswerte bewirken (Abb. 62). Ein vollständiger Nitratabbau tritt ebenfalls vermutlich erst nach 5 bis 10 Jahren ein (vgl. HAGEMANN et al. 2000). Daneben zeigt sich eine deutliche Abhängigkeit der Auswaschungsgeschwindigkeit von der Grundwassernähe der Standorte; während unter einer bei Flurabständen von etwa 2 m mäßig trockenen Grünlandfläche nach etwa 10 Jahren stabile Werte von  $60 \mu\text{S}/\text{cm}$  im Grundwasser zu beobachten sind, zeigen sich unter einer bereits zwei Jahre früher aus der intensiven Nutzung herausgenommenen Feuchtwiese noch  $175 \mu\text{S}/\text{cm}$  bei deutlich erhöhten Konzentrationen an Calcium, Magnesium und Kalium, was auf eine Verzögerung der Auswaschungsprozesse unter dem Einfluss eines hoch anstehenden Grundwassers sowie der hierdurch geprägten humusreichen Böden hinweist.

Wie am Beispiel der Untersuchungsfläche A I in der nördlichen Peripherie des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ gezeigt werden kann, sind die mit der Umstellung einer langjährig ackerbaulich genutzten Fläche auf extensive Grünlandbewirtschaftung einhergehenden hydrochemischen Veränderungen räumlich und zeitlich sehr stark differenziert (vgl. 5.2.6, Abb. 36). Auf der Ebene des Sickerwassers erfolgt als unmittelbare Reaktion auf die Umwandlung eine massive Nährstoffauswaschung aus dem Oberboden, wobei durch die vorangegangene Getreideernte und das Pflügen der Fläche neben den Düngerrückständen zusätzlich Substanzen durch Mineralisationsprozesse freigesetzt und mit dem Sickerwasser ausgewaschen werden. Die Nitrat-Konzentration des Sickerwassers sinkt dabei innerhalb von nur sechs Monaten von 245 auf  $0,2 \text{ mg/l}$

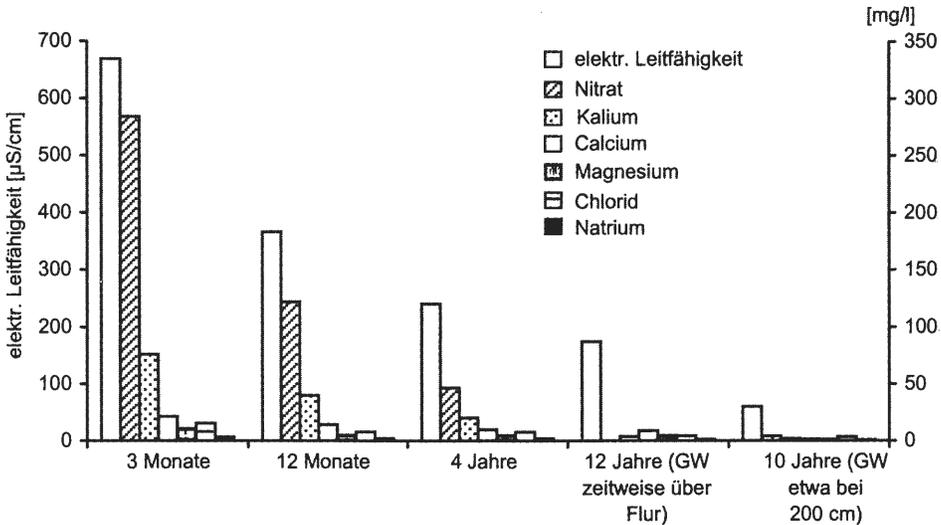


Abb. 62: Vergleich der elektrische Leitfähigkeit [ $\mu\text{S/cm}$ ] sowie der Konzentrationen von Nitrat, Natrium, Kalium, Calcium, Magnesium und Chlorid [ $\text{mg/l}$ ] im oberflächennahen Grundwasser in Abhängigkeit vom zeitlichen Abstand zur Aufgabe der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung im Bereich verschiedener Flächen im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ und innerhalb des Trinkwassergewinnungsgebietes Grumsmühlen.

und bleibt nachfolgend auch konstant auf niedrigem Niveau; da auch die Ammonium-Konzentrationen gering sind, scheint im Bereich des Oberbodens innerhalb weniger Monate eine Stabilisierung der Stickstoffmineralisation und -umsetzung zugunsten einer vermehrten Festlegung in Biomasse und Huminstoffe mit der Folge einer geringeren Auswaschung anorganischer Stickstoffverbindungen einzusetzen (vgl. OLFF et al. 1994). In Verbindung mit einem starken Rückgang der Konzentrationen an Kalium, Calcium und Magnesium nimmt auch die elektrische Leitfähigkeit von zunächst  $609 \mu\text{S/cm}$  auf nur noch etwa  $100 \mu\text{S/cm}$  ab und erreicht damit bereits nach fünf Monaten das Niveau, das auf den Vergleichsflächen nach langjähriger extensiver Grünlandnutzung zu beobachten ist. Das im Sickerwasser im Oktober 2001 zu beobachtende Leitfähigkeits- und Nitratmaximum spiegelt sich in einem Maximum mit  $669 \mu\text{S/cm}$  und  $284 \text{ mg/l}$  Nitrat im Dezember im Grundwasser wider, was als unmittelbare Folge der Vertikalverlagerung der aus dem Oberboden ausgewaschenen Nährstoffe unter dem Einfluss herbstlicher Niederschläge zu interpretieren ist (vgl. FOERSTER 1988). Im Bereich des Grundwassers sind Reaktionen auf die Flächenumwandlung insgesamt mit wesentlich größerer zeitlicher Verzögerung festzustellen und münden bei Abschluss der Messungen in einer vorübergehenden Stabilisierung auf einem nach wie vor hohen Niveau. Die Veränderungen hydrochemischer Parameter als Folge der Extensivierung vollziehen sich also nur im Bereich des Sickerwassers innerhalb kurzer Zeit, wozu nicht zuletzt auch die Assimilation und Festlegung von Pflanzennährstoffen unter dem Einfluss der jetzt permanenten Vegetationsbedeckung beitragen.

Unter extensiver Weidenutzung können auch fast 40 Jahre nach Aufgabe der Ackernutzung dauerhaft leicht erhöhte Nitrat-Gehalte des oberflächennahen Grundwassers auftreten ( $18,8 \text{ mg/l}$ ); neben grundwasservermittelten Nährstoffeinträgen aus angrenzenden Ackerflächen, auf die PUST (1993) und WEINERT et al. (2000) hinweisen, tragen zu den erhöhten Nitrat-Gehalten vermutlich die Ausscheidungen der Weidetiere bei, welche

im Bereich des Sickerwassers episodisch zu kurzzeitigen Anstiegen der Leitfähigkeitswerte (Maximum 812  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), der Nitrat-Konzentrationen (Maximum 91,5 mg/l) und der Ammonium-Konzentrationen (Maximum 53,2 mg/l) führen können. Unter der gegenwärtigen Beweidungsintensität bewirken diese diffusen Einträge jedoch weder eine dauerhafte Eutrophierung des Standorts noch eine starke Nährstoffauswaschung in das oberflächennahe Grundwasser (Leitfähigkeit: 93  $\mu\text{S}/\text{cm}$  im Sickerwasser, 95  $\mu\text{S}/\text{cm}$  im Grundwasser), worauf auch die Dominanz von Magerkeitszeigern wie *Agrostis capillaris* und *Anthoxanthum odoratum* (OBERDORFER 2001) in der Vegetation hinweist (vgl. 4.8.2.2). Mit 0,24 mg/l im Sickerwasser sind hier auch die Phosphat-Konzentrationen relativ gering; eine dauerhaft stabile Anreicherung (0,83 bis 10,38 mg/l, Mediane) zeigt sich allerdings im Bereich der übrigen extensivierten Flächen, was als Folge einer jahrelang hohen Phosphatzufuhr über organische Dünger (Gülle) bzw. zusätzliche Gaben mineralischer Phosphatdünger beim Maisanbau zu interpretieren ist (vgl. PFAFF 1963, GISI et al. 1997). Berücksichtigt man, dass durch die zweimalige Mahd alljährlich eine große Menge an Pflanzennährstoffen der Fläche mit der Biomasse entnommen wird, so wird das Ausmaß dieser nutzungsbedingten Nährstoffakkumulation um so deutlicher. Möglicherweise sind auch die nur geringen Austräge von Stickstoffverbindungen mit dem Sickerwasser im Bereich der extensivierten Flächen unter dem Aspekt eines hohen Phosphat-Angebotes zu betrachten, da die hierdurch geförderte Biomasseproduktion ihrerseits eine starke Zehrung anderer Pflanzennährstoffe bewirkt. Auffallend hohe Phosphat-Gehalte bleiben mit Ausnahme der GWM 20 jedoch auf das Sickerwasser beschränkt, da Phosphat im Oberboden im Komplex mit organischen Verbindungen oder oxidativ mit Eisen festgelegt und nur schwer verlagert und kaum in das Grundwasser ausgewaschen wird.

### 7.6.3 Saisonale Überstauung, Vegetation und ehemalige Nutzung als Einflussfaktoren der Stoffdynamik einer Feuchtwiese

Im Zusammenhang mit einer saisonalen Überstauung durch hoch anstehendes Grundwasser, welche im Untersuchungszeitraum 2001/2002 von Ende November bis Ende Mai auftrat, zeichnet sich das Sickerwasser der untersuchten Feuchtwiese durch ausgeprägte Jahrgänge der Stoffkonzentrationen aus, denen vor allem redoxpotentialabhängige Mobilisierungs- und Festlegungsprozesse zugrunde liegen. Die als Folge dieser natürlichen Prozesse auftretenden Stoffkonzentrationen sind vermutlich durch die bewirtschaftungsbedingt starke Akkumulation von Phosphat und anderen Düngerelementen in den Böden und im Grundwasser erhöht. Vor dem Beginn der Überstauungsphase signalisieren hohe Sulfat-Gehalte sowie relativ niedrige Ammonium-, Phosphat-, Eisen- und Mangan-Gehalte zunächst eine relativ gute Durchlüftung des Oberbodens; unter dem Einfluss des über Flur anstehenden Grundwassers stellen sich dann auch in den oberen Bodenhorizonten sehr schnell anaerobe Bedingungen ein, was hydrochemisch an einer Reduktion des Sulfats zu Sulfid sowie an einer reduktiven Mobilisierung von Phosphat, Eisen und Mangan zu erkennen ist, welche ihren Höhepunkt erst im Frühsommer erreicht (Abb. 63). Neben redoxpotentialabhängigen Lösungsprozessen werden vermutlich Eisen, vor allem aber auch Kalium und Magnesium mit dem ansteigenden Grundwasser in oberflächennahe Bodenhorizonte transportiert und dadurch der Vegetation saisonal zugänglich gemacht. Unter dem Einfluss der sich hier erst relativ spät im Jahr entwickelnden Vegetation des *Ranunculo-Alopecuretum geniculati* setzt nachfolgend eine starke Zehrung von Pflanzennährstoffen ein, welche in einem deutlichen Rückgang der Konzentrationen von Kalium, Ammonium und Phosphat bis zum Herbst resultiert (Abb. 63).

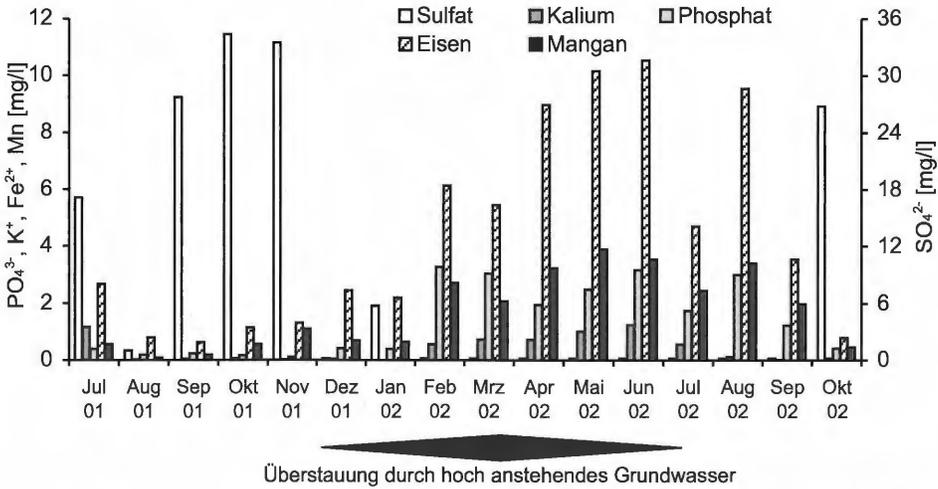


Abb. 63: Veränderungen der Konzentrationen von Sulfat, Kalium, Phosphat, Eisen und Mangan [mg/l] im Sickerwasser der Feuchtwiese „Üffings Weide“ im Zusammenhang mit der Dauer der Überstauung durch hoch anstehendes Grundwasser.

Angesichts dieser deutlich ausgeprägten, vom Grundwasserstand gesteuerten, massiven saisonalen Nährstofffreisetzung ist anzunehmen, dass reduktive Mobilisierungsprozesse, aber auch der mit dem ansteigenden Grundwasser erfolgende Aufwärtstransport von Pflanzennährstoffen in den Wurzelraum der Vegetation für die Nährstoffdynamik und die Vegetation von Feuchtwiesen eine wichtige Rolle spielen. ERNST (1979) weist darauf hin, dass in diesem Zusammenhang auch die potentiell toxische Wirkung der zeitweise in hohen Konzentrationen in der Bodenlösung vorhandenen Schwermetalle berücksichtigt werden muss; diese ist möglicherweise auch als eine der Ursachen für die starke Verzögerung der Wiederbesiedlung lange überstauter Bereiche zu betrachten.

Erhebliche Konsequenzen hat die Nährstoffmobilisierung im Wechsel sauerstoffreicher und sauerstoffarmer Verhältnisse vor allem auch für das inmitten der Feuchtwiese gelegene Gewässer, dem über das Grundwasser, vor allem aber wohl auch über den Oberflächenabfluss alljährlich große Mengen an Pflanzennährstoffen und Schwermetallen zugeführt werden. Die Situation des Gewässers als Vorfluter der gesamten Grünlandfläche führt dabei zu einer fortschreitenden Akkumulation der aus den Böden freigesetzten Nährstoffe im Freiwasser und Sediment. Das hiermit verbundene Eutrophierungspotential ist trotz der Einstellung der Düngung der Fläche im Jahre 1990 beträchtlich und prägt die Nährstoffverhältnisse und die Vegetationsentwicklung des Teiches entscheidend. Betrachtet man den Wasserchemismus, so ist eine Eingliederung von „Üffings Teich“ in das für natürliche Gewässer der pleistozänen Sandlandschaften entwickelte Beziehungsgefüge von elektrischer Leitfähigkeit und Trophie (vgl. POTT 1983) nicht möglich, was nach MIERWALD (1988) für viele Kleingewässer im Einflussbereich landwirtschaftlicher Nutzflächen charakteristisch ist. Eine Leitfähigkeit von 68  $\mu\text{S}/\text{cm}$  suggeriert zunächst oligotrophe Verhältnisse, während die Wasser- und Ufervegetation mit *Juncus effusus*, *Phragmites australis*, *Typha latifolia* und *Lemna minor* meso- bis eutrophe, die permanent hohen Phosphat-Gehalte von 1,26 mg/l (Median) sogar eutrophe bis hypertrophe Standortbedingungen signalisieren. Diese gegenüber den natürlichen Gewässern zu beobachtende Diskrepanz zwischen elektrischer Leitfähigkeit und Trophie wird in erster Linie durch die starke anthropogene Beeinflussung

des Gewässers verursacht. Im Zusammenhang mit einer Auswaschung von Salzen seit der Extensivierung der Fläche (vgl. 7.6.2) treten Chlorid und Natrium, redoxpotentialabhängig auch Sulfat als wichtige, die elektrische Leitfähigkeit stark beeinflussende Ionen im Sicker- und Grundwasser und damit auch in dem hierdurch gespeisten Gewässer ganzjährig oder wenigstens saisonal zurück.

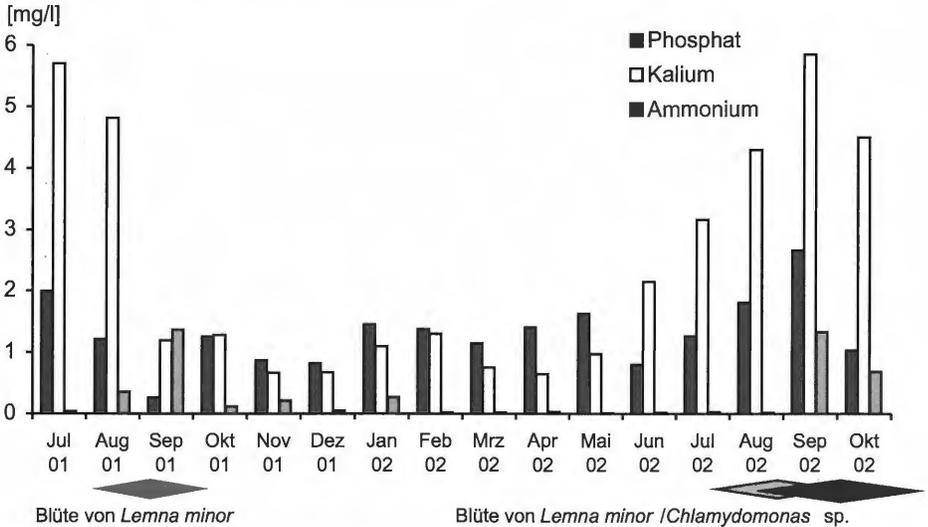


Abb. 64: Jahreszeitliche Veränderungen der Konzentrationen von Ammonium, Phosphat und Kalium [mg/l] im Wasser von „Üffings Teich“ im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ im Zusammenhang mit saisonalen Veränderungen innerhalb der aquatischen Vegetation. Grau dargestellt: Phase einer Massenentwicklung von *Lemna minor*, schwarz: Massenentwicklung von *Chlamydomonas* sp.

Die Trophieverhältnisse werden insbesondere durch das in überproportional großen Konzentrationen vorliegende Phosphat geprägt mit der Folge, dass die Verfügbarkeit an Stickstoffverbindungen limitierend für die Biomasseproduktion wirkt, was sich in einer fast ganzjährig vollständigen Aufzehrung der Stickstoffverbindungen äußert. Durch den Einbau in Biomasse wird ein Großteil der Nährstoffe zwar dem Gewässer zunächst entzogen, wird diesem mit dem Bestandsabfall teilweise aber auch wieder zugeführt und im Sediment in organischer und anorganischer Bindung angereichert. Unter dem Einfluss von Störungen wie starken Niederschlägen oder extremen Niedrigwasserständen können dann vermutlich schlagartige Mobilisierungen von Nährstoffen auftreten; eine hohe Störanfälligkeit wird auch von MIERWALD (1988) als ein in landwirtschaftlich beeinflussten Kleingewässern häufig zu beobachtendes Phänomen genannt. Auffällig ist in diesem Zusammenhang der in beiden Untersuchungsjahren zu beobachtende starke Anstieg der Konzentrationen von Phosphat und Kalium im Spätsommer, welcher möglicherweise am Auslösen der nachfolgenden Massenentwicklungen von *Lemna minor* und von Grünalgen der Gattung *Chlamydomonas* entscheidend beteiligt ist (Abb. 64). Die Ausbildung einer geschlossenen Decke von *Lemna minor* im Spätsommer 2001 wie auch die Massenentwicklung von *Chlamydomonas* sp. im Spätsommer 2002 resultieren dann bei einer intensiven Zehrung von Pflanzennährstoffen in einer starken Abnahme der Konzentrationen von Phosphat und Kalium, während auf den Zusammenbruch der

Wasserlinsen-Decken – vermutlich als Folge von Mineralisationsprozessen – jeweils ein vorübergehender Anstieg der Ammonium-Konzentration folgt.

Die starke anthropogene Beeinflussung der Trophieverhältnisse und Ionenzusammensetzung spiegelt sich auch in der Vegetationsentwicklung des Gewässers wider. Bereits 1995, also vier Jahre nach der Ausschlebung des Teiches, hatten sich *Phragmites australis*, *Typha latifolia* und *Juncus effusus* großflächig etabliert (PARYJAS 1996). Charakteristisch für Kleingewässer ist zudem die hier zu beobachtende saisonale Dominanz von Pleustophyten (POTT & REMY 2000) und Algen, die von ihrer Populationsdynamik her als r-Strategen zu charakterisieren sind und die mit Massentwicklungen eine schnelle Reaktion auf Veränderungen der Nährstoffverhältnisse eingehen können.

## 7.7 Beeinflussung von Weihern und Tümpeln durch ihr Umfeld am Beispiel von Heidelandschaften

Ein großer Teil der im Einzugsgebiet der Heideflächen in den Teilgebieten „Heiliges Meer“ und „Erdfallsee“ gelegenen Heideweier und -tümpel lassen sich anhand der hydrochemischen Befunde sowie aufgrund ihrer Besiedlung durch dystrophente Spießtorfmoosgesellschaften vom Typ des *Sphagnetum cuspidato-denticulati* sowie der *Sphagnum cuspidatum-Eriophorum angustifolium*-Gesellschaft als dystrophe Gewässer charakterisieren. Insbesondere im Kontaktbereich zu Wald- und Ackerflächen sind jedoch Veränderungen hin zu dys-mesotrophen Verhältnissen zu beobachten, welche hydrochemisch durch einen Anstieg des pH-Wertes und eine Zunahme der Konzentrationen von Pflanzennährstoffen zu charakterisieren sind. In der Vegetation wird dieser Übergang durch ein verstärktes Vordringen konkurrenzkräftigerer, anspruchsvollerer Arten wie *Eleocharis palustris*, *Hydrocotyle vulgaris* und *Juncus effusus* gekennzeichnet. Als Ursache für diese Trophieveränderungen vermuten POTT et al. (1996) zum einen grundwasservermittelte Stoffeinträge, zum anderen Einträge von Pflanzennährstoffen über den Niederschlagspfad, welche hier insbesondere mit einer unterschiedlich hohen Belastung der Gewässer der Teilgebiete „Erdfallsee“ und „Großes Heiliges Meer“ mit Stickstoffverbindungen in Zusammenhang gebracht werden. Die vorliegenden Ergebnisse lassen allerdings hinsichtlich der Freiflächendeponation von Stickstoffverbindungen keine deutlichen Unterschiede zwischen den beiden Teilgebieten erkennen, darüber hinaus weisen auch die östlich des Erdfallsees gelegenen Heideweier F und I zumeist Nitrat- und Ammonium-Konzentrationen im Bereich der Nachweisgrenze auf, im Gegenzug sind letztere in den im Teilgebiet „Großes Heiliges Meer“ gelegenen Heideweiern C, D und O wenigstens zeitweise deutlich erhöht. In beiden Teilgebieten treten erhöhte Konzentrationen an Pflanzennährstoffen, vor allem Ammonium, insbesondere in denjenigen Gewässern auf, die im Kontaktbereich zu Gebüsch (Heideweier O) oder Baumbeständen gelegen sind (Heideweier D, E, G). Erhöhte Nährstoffeinträge als Folge von Traufeneffekten können hier, verstärkt durch anthropogene Einflüsse, zu Trophieveränderungen beitragen; besonders die hohen Konzentrationen von Pflanzennährstoffen im Bestandsniederschlag von *Pinus sylvestris*, angrenzend an die südöstlich des Naturschutzgebietes gelegenen Ackerflächen, sind in einem Zusammenhang mit der Nährstoffanreicherung in den hier gelegenen Gewässern zu sehen.

Daneben spielen grundwasservermittelte Stoffeinträge als Ursache von Vegetations- und Trophieveränderungen vor allem in den Heideweiern D und E eine Rolle, in denen bei einer zusätzlichen Beeinflussung durch Alkali- und Erdalkali-Ionen sowie Chlorid und Sulfat der Wechsel der Trophiebedingungen auch von einem Anstieg der elektrischen Leitfähigkeit begleitet wird (85 bzw. 168  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ). Die hydrochemischen Befunde des oberflächennahen Grundwassers im Bereich von Gräben in Gewässernähe

deuten hier auf eine saisonale stoffliche Beeinflussung über diese Grabenstrukturen hin (Tab. 25), welche beim Heideweiher D im Kontakt mit angrenzenden Waldflächen bis hin zur Landstraße L 504 stehen, beim Heideweiher E hingegen vermutlich über das Grundwasser an eine angrenzende Ackerfläche angebunden sind. In Ergänzung zu Stoffeinträgen aus den Ackerflächen können hier allerdings zusätzlich Stoffanreicherungen im Grundwasser unter dem Einfluss der *Pinus sylvestris*-Bestände eine Rolle spielen (vgl. 5.2.5, Probestelle K).

Tab. 25: Vergleich der Konzentrationen ausgewählter Parameter im Wasser der Heideweiher D und E sowie im oberflächennahen Grundwasser im Bereich benachbarter Grabensysteme (HGGr bzw. GrE). Dargestellt sind die Medianwerte der elektrischen Leitfähigkeit (LF) [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ] sowie des Gehaltes an Natrium, Kalium, Chlorid und Sulfat [ $\text{mg}/\text{l}$ ].

	LF [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ]	Na <sup>+</sup> [ $\text{mg}/\text{l}$ ]	K <sup>+</sup> [ $\text{mg}/\text{l}$ ]	Cl <sup>-</sup> [ $\text{mg}/\text{l}$ ]	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> [ $\text{mg}/\text{l}$ ]
<b>Oberflächenwasser (HWD)</b>	85	4,93	1,07	12,8	13,9
<b>Grundwasser (HGGr)</b>	100	5,28	1,00	12,9	15,8
<b>Oberflächenwasser (HWE)</b>	168	10,4	5,4	34,7	9,6
<b>Grundwasser (GrE)</b>	672	36,5	22,0	114,9	123,4

Neben den direkten Einträgen von Salzen und Pflanzennährstoffen ist für die Veränderung hin zu dys-mesotrophen Bedingungen in den am Waldrand gelegenen Gewässern vermutlich auch ein hoher Laubeintrag von Bedeutung. Die Laubaufgabe überdeckt die Dy-Schichten und erschwert die Etablierung dystraphenter Arten. Die verstärkte Mineralisation dieses im Vergleich zum Dy vermutlich besser abbaubaren Materials belastet zudem den Sauerstoffhaushalt der Gewässer, zugleich verstärken die beim Abbau freigesetzten Pflanzennährstoffe ihrerseits die Veränderung der Standortbedingungen in Richtung mesotropher Verhältnisse.

Zur Stabilisierung des dystrophen Milieus sowie zur Unterbindung der Ansiedlung anspruchsvollerer Arten tragen sowohl die Vegetation der Gewässer selbst bei, z. B. durch die Kationenaustauschaktivität der Torfmoose (vgl. POTT et al. 1996), als auch der Zustrom nährstoffarmen Grundwassers aus den umgebenden Heideflächen, welcher von WEINERT et al. (2000) anhand von Isotopen-Untersuchungen für die meisten Heideweiher nachgewiesen werden konnte. Für den Eintrag von Stickstoffverbindungen in die innerhalb der Heideflächen gelegenen Gewässer spielen Grundwasserzutritte aber vermutlich nur eine untergeordnete Rolle. Bei den allgemein geringen Grundluftanteilen in den Uferzonen, indiziert durch geringe Sauerstoffkonzentrationen des Grundwassers in Verbindung mit leicht erhöhten Eisen-Gehalten, erfährt das zeitweise und lokal nitratreiche Sicker- und Grundwasser der Zwergstrauchheide (vgl. 7.3) vor dem Eintritt in die Gewässer vermutlich einen starken Nitratabbau durch Denitrifikation. Ein Eintrag von Ammonium über den Grundwasserpfad bleibt ebenfalls deutlich hinter den mit dem Niederschlagswasser eingetragenen Ammonium-Mengen zurück. Auch der vorübergehende Anstieg der Ammonium-Konzentrationen im Heideweiher C im Spätsommer 2001 geht vermutlich vorwiegend auf Rücklösungsprozesse aus dem Sediment zurück, welche durch Sauerstoffmangelbedingungen bei niedrigen Wasserständen ausgelöst wurden (Juli 2001: O<sub>2</sub>-Sättigung 104 %, August: 36 %), worauf auch der parallel verlaufende Anstieg der Konzentrationen von Eisen und organischen Verbindungen hinweist.

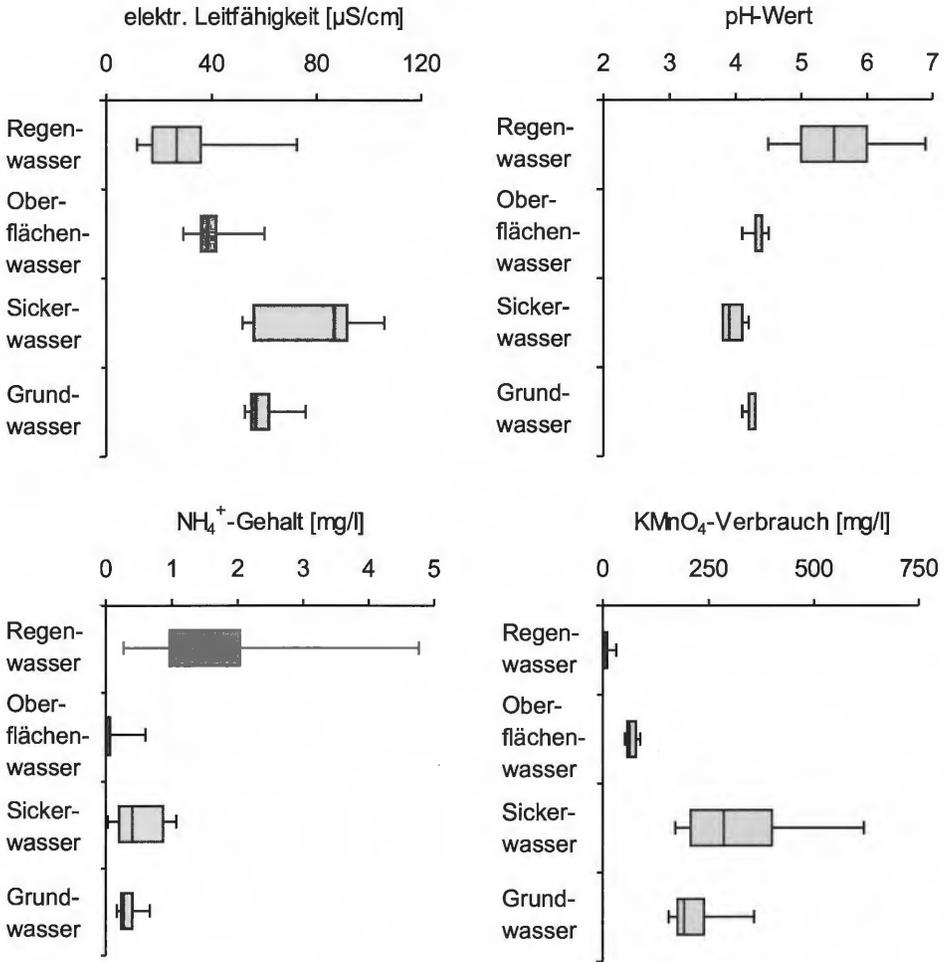


Abb. 65: Vertikale Veränderung der elektrischen Leitfähigkeit [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ], des pH-Wertes, des Ammonium-Gehaltes und des  $\text{KMnO}_4$ -Verbrauches [ $\text{mg}/\text{l}$ ] vom Niederschlagswasser über das Oberflächen- und Sickerwasser bis zum oberflächennahen Grundwasser unterhalb des Heideweiher B unter dem Einfluss von Spießtorfmoosgesellschaft und Dy-Auflage, Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“.

Neben der Beeinflussung der Heideweiher durch Grundwasserzutritte kommt es im Gegenzug auch zu einer Einflussnahme der subhydrischen Böden sowie der aquatischen Vegetation auf die Grundwasserbeschaffenheit im Bereich der Gewässer, wie aus den Ergebnissen der kleinräumigen Untersuchungen von Oberflächenwasser, Sicker- und Grundwasser zu schließen ist (Abb. 65). Die in diesem Zusammenhang zu beobachtende Zunahme der Ionenkonzentrationen vom Niederschlags- bis zum Sickerwasser ist in erster Linie auf die starke Abnahme des pH-Wertes zurückzuführen. Einen wichtigen Einflussfaktor für die Sickerwasserbeschaffenheit stellt vor allem auch der Übergang von den sauerstoffreichen Bedingungen im Weiher selbst zu den sauerstoffärmeren Verhältnissen unter dem Einfluss des Gewässerbodens dar; diese begünstigen die Mobilisierung von Eisen und Phosphat, was in zeitweise erhöhten Konzentrationen dieser Substanzen im Sickerwasser resultiert. Zugleich ist hier als Folge einer Auswaschung

organischer Verbindungen aus der Dy-Auflage der  $\text{KMnO}_4$ -Verbrauch fast 10 mal höher als im Freiwasser. Diese Unterschiede lassen vermuten, dass eine Stoffabgabe aus dem Sediment an das Freiwasser unter der dichten Vegetationsdecke vermutlich nur in geringem Umfang stattfindet, während allerdings kontinuierlich eine Vertikalverlagerung von Stoffen aus der Dy-Auflage in das oberflächennahe Grundwasser erfolgt. Dieses wiederum unterscheidet sich durch leicht erhöhte Konzentrationen von Phosphat, Kalium und organischen Verbindungen von dem oberflächennahen Grundwasser der Uferzonen. Unterhalb des Weihers scheint also kleinräumig ein hydrochemisch deutlich zu differenzierender Grundwasserbereich zu existieren, in welchem das aus der umliegenden Heidefläche der Senke zuströmende Grundwasser (vgl. WEINERT et al. 2000) durch Dy-beeinflusstes, stark fulvosäurehaltiges Sickerwasser modifiziert wird.

Auffällig ist außerdem der starke Rückgang der Ammonium-Konzentration des Oberflächenwassers im Vergleich zum Niederschlagswasser; die dichte Torfmoosdecke ermöglicht in dem unbeschatteten Gewässer offensichtlich eine intensive assimilatorische Umsetzung der eingetragenen Pflanzennährstoffe, so dass hier trotz der hohen luftbürtigen Einträge keinerlei Anzeichen einer Stickstoffeutrophierung erkennbar sind. Im Bereich der organischen Auflage werden hingegen Nährstoffe mit der abgestorbenen Biomasse akkumuliert und können zeitweise im Sickerwasser in Erscheinung treten.

## 8. Zusammenfassung

Am Beispiel von Heideflächen, bodensauren Eichenmischwäldern sowie Acker- und Grünlandflächen wurden Untersuchungen zur Beziehung zwischen der Vegetation und den hydrochemischen Eigenschaften des Niederschlagswassers, Sickerwassers und oberflächennahen Grundwassers durchgeführt. Sowohl im Bereich intensiv genutzter als auch extensivierter landwirtschaftlicher Flächen herrscht häufig eine starke Beeinflussung der hydrochemischen Eigenschaften und ihrer jahreszeitlichen Veränderungen durch die Auswirkungen gegenwärtiger und ehemaliger Bewirtschaftungsmaßnahmen vor; im Bereich der Heide- und Waldflächen lassen sich hingegen deutliche vegetationsabhängige Differenzierungen vornehmen, welche vor allem auf der Ebene des Niederschlags- und Sickerwassers durch eine ausgeprägte Saisonalität der Veränderungen hydrochemischer Eigenschaften in Abhängigkeit von der Vegetationsperiode ergänzt werden.

Inbesondere der Vergleich von Freiflächen und bewaldeten Flächen verdeutlicht, dass die Vegetation bereits auf der Ebene des Niederschlagswassers durch vielfältige Mechanismen einen bedeutenden Einfluss auf die hydrochemischen Eigenschaften des Wassers ausübt. So ist in den Beständen gegenüber dem Freiflächenniederschlag als Folge von Interzeption, Auskämmung von Stäuben sowie leaching-Prozessen eine z. T. erhebliche Anreicherung von Ionen im Niederschlagswasser zu beobachten, welche im Bereich eines 10 Jahre alten Birken-Kiefern-Aufwuchses sowie eines Birkenbruchwaldes bei lichter Kronenstruktur nur schwach, im Bereich von *Pinus sylvestris*-Beständen hingegen sehr deutlich ausgeprägt ist. Die Effekte der belaubten Krone werden ferner durch einen Schwerpunkt erhöhter Stoffeinträge während der Vegetationsperiode verdeutlicht. Angesichts der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung der Region kommt hinsichtlich luftbürtig eingetragener Pflanzennährstoffen den Stickstoffverbindungen eine besondere Bedeutung zu; eine Deposition von anorganisch gebundenem Stickstoff von  $15,9 \text{ kg/ha} \cdot \text{a}$  auf den Freiflächen und bis zu  $65 \text{ kg/ha} \cdot \text{a}$  in den Beständen trägt vermutlich zu den zeitweise zu beobachtenden hohen Nitrat- und Ammonium-Austrägen aus den oberen Bodenhorizonten im Bereich der Heide-, Kiefern- und Eichenmischwaldstandorte bei, verbunden mit einer zusätzlichen Absenkung des in den Podsolbö-

den ohnehin niedrigen pH-Wertes des Sickerwassers. Einflüsse der Vegetation, aber auch Witterungseinflüsse zeichnen sich besonders deutlich in der hydrochemischen Beschaffenheit des aus den intensiv durchwurzelten, oberflächennahen Bodenhorizonten austretenden Sickerwassers in Form ausgeprägter jahreszeitlicher Konzentrationschwankungen sowie deutlicher standörtlicher Unterschiede ab. Innerhalb der Heidevegetation lassen sich auf dieser Ebene Differenzierungen zwischen trockener, *Calluna vulgaris*-reicher und feuchter, *Molinia caerulea*- oder *Erica tetralix*-reicher Heide vornehmen, während im Zuge der nachfolgenden Vertikalpassage des Sickerwassers durch den Bodenkörper eine Nivellierung der kleinräumigen Unterschiede hin zu einer allgemeinen Ionenarmut des Heidegrundwassers bei mäßig saurer Reaktion stattfindet. Diese Ionenarmut spiegelt sich auch im dystrophen Milieu grundwasserbeeinflusster Heideweiher wider. Im Grundwasser der verschiedenen Waldtypen lässt sich hingegen vom Birken-Kiefern-Aufwuchs auf einer Heidefläche über Birken-, Eichen- und Buchen-dominierte Eichenmischwaldstandorte bis hin zu *Pinus sylvestris*-Beständen eine leitfähigkeitserhöhend wirkende Akkumulation von Natrium, Chlorid, Sulfat und Eisen beobachten, welche in einer engen Beziehung zu einer entsprechenden Zunahme der elektrischen Leitfähigkeit des Bestandsniederschlags steht. Insbesondere bei einem Vergleich der Grundwasserbeschaffenheit unter der Heidevegetation einerseits und im Bereich des Birkenbruchwaldes sowie des birkenreichen Eichenmischwaldes andererseits steht die differenzierende Wirkung dieser Substanzen gegenüber trophierelevanten Parametern im Vordergrund.

Trotz zeitweise hoher Nitrat- und Ammonium-Konzentrationen des Sickerwassers spielen Stickstoffverbindungen im Grundwasser der meisten Heide- und Waldstandorte keine Rolle; hohe Grundwasserstände sowie sauerstoffverbrauchende Prozesse in den Böden fördern hier einen Nitratabbau durch Denitrifikation. Mit Ausnahme der sehr nassen Standorte kann im Bereich der landwirtschaftlichen Nutzflächen hingegen Nitrat bis in das Grundwasser verlagert werden; insbesondere auf der Ebene des Sickerwassers lässt sich hier zudem eine klare zeitliche Beziehung zwischen dem Auftreten saisonaler Konzentrationsmaxima und den Bewirtschaftungsmaßnahmen erkennen. Neben Chlorid und Sulfat sind vor allem auch Kalium, Calcium und Magnesium für erhöhte Leitfähigkeitswerte des landwirtschaftlich beeinflussten Sicker- und Grundwassers verantwortlich. Auch bei einer Extensivierung der Nutzung sind die Einflüsse einer ehemals intensiven Bewirtschaftung langfristig wirksam; während anorganische Stickstoffverbindungen, Natrium und Chlorid innerhalb kurzer Zeit vor allem aus den oberflächennahen Bodenhorizonten ausgewaschen werden, wird das Sickerwasser unterhalb des Wurzelhorizontes nachhaltig durch hohe Phosphat-Konzentrationen, das Grundwasser durch hohe Konzentrationen von Calcium, Magnesium und Kalium gekennzeichnet. Am Beispiel der jahreszeitlichen Konzentrationsveränderungen im Sickerwasser einer ehemals gedüngten Feuchtwiese lässt sich zudem die Bedeutung des zeitweise über Flur anstehenden Grundwassers für redoxpotentialabhängige Mobilisierungsprozesse von Pflanzennährstoffen und Schwermetallen veranschaulichen, welche die hydrochemischen Eigenschaften und die Trophieverhältnisse im Bereich der Fläche sowie in einem darin eingebetteten Kleingewässer entscheidend prägen.

## Danksagung

An dieser Stelle möchte ich mich bei Herrn Prof. Dr. R. Pott ganz herzlich für die Betreuung meiner Promotionsarbeit bedanken. Mein besonderer Dank gilt zudem Herrn Dr. J. Pust für seine freundliche Unterstützung bei den Arbeiten im Labor und im Gelände, insbesondere der Einrichtung der Probestellen sowie für seine stete Diskussionsbereitschaft.

Beim Westfälischen Museum für Naturkunde, vertreten durch Herrn Dr. A. Hendricks als Direktor des Museums sowie Herrn Dr. H. Terlutter als Leiter der Außenstelle „Heiliges Meer“, bedanke ich mich für die materielle Unterstützung dieser Arbeit; Herr Dr. Terlutter ermöglichte zudem durch seinen Kontakt zu den Bewirtschaftern von Acker- und Grünlandflächen in der Peripherie des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ die Durchführung von Sicker- und Grundwasseruntersuchungen in diesem Bereich. Ihm und Herrn H.-O. Rehage danke ich außerdem für ihre Gastfreundschaft in der Außenstelle „Heiliges Meer“.

Eine finanzielle Unterstützung der Arbeiten erfolgte zudem durch die Akademie für ökologische Landesforschung, der ich an dieser Stelle ebenfalls danken möchte.

Dem Wasserverband Lingener Land, vertreten durch Herrn Jörgens und Herrn Gels, danke ich für die Genehmigung, Untersuchungen auf Flächen im Einzugsgebiet des Wasserwerkes Grumsmühlen durchzuführen. Insbesondere bedanke ich mich bei Herrn Acker und Herrn Grote für ihre Auskunft über die gegenwärtige Nutzung der Flächen im Untersuchungsgebiet sowie für die Bereitstellung von Witterungs- und Pegeldata. Den Landwirten, die mir im Bereich des Trinkwassergewinnungsgebietes Grumsmühlen sowie in der Peripherie des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ die Einrichtung von Dauerprobestellen auf ihren Flächen gestatteten, danke ich für ihre Kooperationsbereitschaft.

Frau A. Jankowski vom Niedersächsischen Landesamt für Ökologie danke ich für die Übermittlung von Niederschlagsdaten der Messstation Lingen-Baccum.

Schließlich möchte ich mich bei den Kollegen des Institutes für Geobotanik in Hannover für ihre Unterstützung und für viele anregende Diskussionen bedanken.

## 9. Literatur

- AERTS, R. & F. BERENDSE (1988): The effect of increased nutrient availability on vegetation dynamics in wet heathlands. – *Vegetatio* **76**: 63-69.
- AHMAD-SHAH, A. & J. O. RIELEY (1989): Influence of tree canopies on the quantity of water and amount of chemical elements reaching the peat surface of a basin mire in the Midlands of England. – *J. Ecol.* **77**: 357-370.
- ALLEN, S. E., A. CARLISLE, E. J. WHITE & C. C. EVANS (1968): The plant nutrient content of rainwater. – *J. Ecol.* **56**: 497-504.
- ALONSO, I., S. E. HARTLEY & M. THURLOW (2001): Competition between heather and grasses on Scottish moorlands: Interacting effects of nutrient enrichment and grazing regime. – *J. Veg. Sci.* **12**: 249-260.
- ASMAN, W. A. H., M. A. SUTTON & J. K. SHJORRING (1998): Ammonia: emission, atmospheric transport and deposition. – *New Phytol.* **139**: 27-48.
- BANGERT, U. & I. KOWARIK (2000): Naturschutzplanung für das NSG „Heiliges Meer“ und die umgebende Agrarlandschaft (Kreis Steinfurt, Nordrhein-Westfalen). – In: PORT, R. (Hrsg.): Ökosystemanalyse des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ (Kreis Steinfurt). Interaktionen zwischen Still- und Fließgewässern, Grundwasser und Vegetation sowie Landnutzung und Naturschutz. – *Abh. Westf. Mus. Naturkde* **62** (Beiheft): 273-397, Münster.
- BARTH, E. (2002): Vegetations- und Nährstoffentwicklung eines nordwestdeutschen Stillgewässers unter dem Einfluss der Landschafts- und Siedlungsgeschichte – Paläoökologische Untersuchungen an dem Erdfallsee „Großes Heiliges Meer“. – *Abh. Westf. Mus. Naturkde* **64** (2/3): 216 S., Münster.

- BASELER, S. (1996): Vegetationskundliche Untersuchungen zum Verbreitungsmuster der Kryptogamen in einer neu erworbenen Sukzessionsfläche am NSG Heiliges Meer bei Hopsten. – Staatsexamensarbeit, 75 S., Institut für Ökologie der Pflanzen, Westfälische Wilhelms-Universität Münster.
- BECK, T. (1979): Die Nitrifikation in Böden (Sammelreferat). – Z. Pflanzenernähr. Bodenk. **142**: 344-364.
- BENS, O. & P. FELIX-HENNINGSEN (1996): Grundwassergefährdung an forstwirtschaftlich genutzten Sandstandorten des Münsterlandes. – Mitteilungen Dt. Bodenkundl. Gesellsch. **79**: 305-308.
- BICK, H. (1998): Grundzüge der Ökologie. – 3. Aufl., 368 S., Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- BOATMAN, D. J., P. D. HULME & R. W. TOMLINSON (1975): Monthly determinations of the concentrations of sodium, potassium, magnesium and calcium in the rain and in pools on the Silver Flowe National Nature Reserve. – J. Ecol. **63**: 903-912.
- BOBBINK, R., M. HORNUNG & J. G. M. ROELOFS (1998): The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. – J. Ecol. **86**: 717-738.
- BOUWER, W., S. GÄTH & H.-G. FREDE (1991): Zusammenhang zwischen der landwirtschaftlichen Bodennutzung und der Stoffkonzentration im Grundwasser, dargestellt am Beispiel des Wasserwerkes Getelo-Itterbeck. – Mitteilungen Dt. Bodenkundl. Gesellsch. **66** (2): 919-922.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. – 3. Aufl., 865 S., Springer Verlag, Wien.
- BRITTON, A. J., R. J. PAKEMAN, P. D. CAREY & R. H. MARRS (2001): Impacts of climate, management and nitrogen deposition on the dynamics of lowland heathland. – J. Veg. Sci. **12**: 797-806.
- BRUMME, R., U. LEIMCKE & E. MATZNER (1992): Interception and uptake of  $\text{NH}_4$  and  $\text{NO}_3$  from wet deposition by above ground parts of young beech (*Fagus sylvatica* L.) trees. – Plant Soil **142**: 273-279.
- BURRICHTER, E. (1969): Das Zwillbrocker Venn, Westmünsterland, in moor- und vegetationskundlicher Sicht. – Abh. Landesmus. Naturkde Münster (Westf.) **31** (1): 60 S., Münster.
- BURRICHTER, E., R. POTT & H. FURCH (1988): Die potentielle natürliche Vegetation von Westfalen. – Geograph.-landeskundl. Atlas v. Westf., Lieferung **4**: 42 S., Münster.
- CARLISLE, A., A. H. F. BROWN & E. J. WHITE (1966): The organic matter and nutrient elements in the precipitation beneath a sessile oak (*Quercus petraea*) canopy. – J. Ecol. **54**: 87-98.
- DEV: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. Physikalische, chemische, biologische und bakteriologische Verfahren. – Hrsg.: Fachgruppe Wasserchemie in der Gesellschaft Deutscher Chemiker in Gemeinschaft mit dem Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im DIN Deutsches Institut für Normung e. V. (Loseblattwerk; 4 Bde). VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim.
- DIERSCHKE, H. (1990): Syntaxonomische Gliederung des Wirtschaftsgrünlandes und verwandter Pflanzengesellschaften (*Molinio-Arrhenatheretea*) in Westdeutschland. – Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges. **2**: 83-89, Hannover.
- DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie: Grundlagen und Methoden. – 683 S., Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- DIERSCHKE, H. & G. BRIEMLE (2002): Ökosysteme Mitteleuropas: Kulturgrasland. – 240 S., Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- DIERSSEN, K. (1990): Bestimmungsschlüssel der Torfmoose in Norddeutschland. – Mitt. AG Geobot. Schleswig-Holstein u. Hamburg **50**: 1-86.
- DIERSSEN, B. & K. DIERSSEN (1974): Der Sand- und Moorbirken-Aufwuchs in nw-deutschen *Calluna*- und *Erica*-Heiden, ein Naturschutzproblem. – Natur & Heimat **34** (1): 19-26.
- DVWK-FACHAUSSCHUSS BODENNUTZUNG UND NÄHRSTOFFAUSTRAG (1990): Gewinnung von Bodenwasser mit Hilfe der Saugkerzenmethode. – Hrsg.: Dt. Verb. f. Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V., DVWK-Merkblätter Nr. 217/1990, 12 S., Parey, Hamburg, Berlin.
- ELLENBERG, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. – 5. Auflage, 1095 S., Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.

- ELLENBERG, H., R. MAYER & J. SCHAUERMANN (Hrsg., 1986): Ökosystemforschung. Ergebnisse des Sollingprojekts 1966-1986. – 507 S., Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- EQUIHUA, M. & M. B. USHER (1993): Impact of carpets of the invasive moss *Campylopus introflexus* on *Calluna vulgaris* regeneration. – J. Ecol. **81**: 359-365.
- ERNST, W. (1979): Ökologische Aspekte eines *Rumici-Alopecuretum geniculati* in einem Feuchtegradienten von einem *Typhetum latifoliae* zu einem *Lolio-Cynosuretum*. – Phytocoenologia **6**: 74-84.
- FLESSA, H. (1997): Emissionen aus der Tier- und Pflanzenproduktion in die Atmosphäre. – Rundgespräche der Kommission für Ökologie **13**: 115-126.
- FOERSTER, P. (1988): Zeitliche und vertikale Nitratverteilung in der ungesättigten und gesättigten Bodenzone grundwassernaher Sandböden Nordwestdeutschlands. – J. Agronomy & Crop Science **161**: 238-248.
- FRAHM, J.-P. & W. FREY (1983): Moosflora. – 522 S., Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- GIMINGHAM, C. H. (1960): Biological Flora of the British Isles: *Calluna vulgaris* (L.) Hull. – J. Ecol. **48**: 455-483.
- GIMINGHAM, C. H. (1972): Ecology of Heathlands. – 266 S., Chapman & Hall, London.
- GISI, U., R. SCHENKER, R. SCHULIN, F. X. STADELMANN & H. STICHER (1997): Bodenökologie. – 2. Aufl., 351 S., Georg Thieme Verlag, Stuttgart.
- GLAVAC, V. (1983): Über die Rotschwengel-Rotstraußgras-Pflanzengesellschaft (*Festuca rubra-Agrostis tenuis*-Ges.) im Landschafts- und Naturschutzgebiet „Dönche“ in Kassel. – Tuexenia **3**: 389-406.
- GRABAU, J. (1995): Aluminium im Grundwasser – ein Problem bei der Trinkwassergewinnung. – Wasser & Boden **47**: 10-16.
- GRAEBNER, P. (1930): Die Pflanzengesellschaften des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ bei Hopsten. – Abh. Westf. Provinzialmuseum für Naturkde **1**: 137-150.
- GRIEBEL, R. (2000): Raum-Zeit-Strukturen physikochemischer Parameter am Beispiel des Heide Weihers im NSG „Heiliges Meer“ unter besonderer Berücksichtigung der Vegetation. – Diplomarbeit, 162 S., Institut für Geobotanik, Universität Hannover.
- GRUNDMANN, G. L., P. RENAULT, L. ROSSO & R. BARDIN (1995): Differential effects of soil water content and temperature on nitrification and aeration. – Soil Science Society of America Journal **59** (5): 1342-1349.
- GUPTA, P. L. & I. H. RORISON (1975): Seasonal differences in the availability of nutrients down a podzolic profile. – J. Ecol. **63**: 521-534.
- HAGEMANN, B., R. POTT & J. PUST (2000): Bedeutung der Vegetation für Stillgewässer-Ökosysteme, Trophiedifferenzierung und Trophieentwicklung im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ (Kreis Steinfurt, Nordrhein-Westfalen). – In: POTT, R. (Hrsg.): Ökosystemanalyse des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ (Kreis Steinfurt). Interaktionen zwischen Still- und Fließgewässern, Grundwasser und Vegetation sowie Landnutzung und Naturschutz. – Abh. Westf. Mus. Naturkde **62** (Beiheft): 173-272, Münster.
- HAGEMANN, B., M. HERRMANN & R. POTT (2002): Flächendifferenzierte Bestandsaufnahme sowie Prognose der Vegetations- und Nährstoffentwicklung (Sukzessionsmodell) im Einzugsgebiet der Förderbrunnen III und IV und Prioritätenbildung für Grundwasserschutzmaßnahmen. – Pilotprojekt: Erfolgsaussichten flächendifferenzierter Vegetationszonierung als Beitrag zum langfristigen Grundwasserschutz im Einzugsgebiet des Wasserwerks Grummühlen. – unveröffentlichtes Manuskript, 61 S., Hannover.
- HALLEKAMP, S. (1992): Vegetationsökologische Untersuchungen der Heiden und Grasfluren des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ bei Hopsten. – Diplomarbeit, 86 S., Botanisches Institut, Westfälische Wilhelms-Universität, Münster.
- HEIL, G. & W. DIEMONT (1983): Raised nutrient levels change heathland into grassland. – Vegetatio **53**: 113-120.

- HELLMANN, G. (1883): Repertorium der deutschen Meteorologie. Leistungen der Deutschen in Schriften, Erfindungen und Beobachtungen auf dem Gebiete der Meteorologie und des Erdmagnetismus von den ältesten Zeiten bis zum Schlusse des Jahres 1881. – Leipzig: 995 S.
- HERRMANN, M. & J. PUST (2003): Die Einflussnahme von Waldstrukturen auf die Regenwasserbeschaffenheit im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ (Kreis Steinfurt). – Abh. Westf. Mus. f. Naturkde **65**: 59-70, Münster.
- HILMES, G., H. BÖCKLER, J. ILSEMANN, U. MÜLLER & R. R. VAN DER PLOEG (1998): Abschätzung und Darstellung des Nitratauswaschungsrisikos aus landwirtschaftlich genutzten Böden im Winter am Beispiel von Niedersachsen. – Wasser & Boden **50** (10): 57-61.
- HOFMANN, K. (1995): Pflanzensoziologische und hydrochemische Untersuchungen der Heidekolke des NSG „Heiliges Meer“ unter Berücksichtigung der Trophie des oberflächennahen Grundwassers. – Diplomarbeit, 96 S., Institut für Geobotanik, Universität Hannover.
- HOFMANN, K. (1998): Die Sukzession des Heideweihers und der Heidekolke im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“, Westfalen, in Abhängigkeit von den Trophiebedingungen. – Mitt. AG Geobot. Schleswig-Holstein u. Hamburg **57**: 91-93, Kiel.
- HOFMANN, K. (2001): Standortökologie und Vergesellschaftung der *Utricularia*-Arten Nordwestdeutschlands. – Abh. Westf. Mus. Naturkde **63** (1): 3-106, Münster.
- HÖLL, K. (1963): Chemische Untersuchungen von Lysimeter-Abläufen aus gewachsenen Böden bestimmter Pflanzengesellschaften. – Vom Wasser **30**: 65-80.
- HÖLL, K. (1974): Beschaffenheit von Sickerwasser und Hangwasser aus Nadel- und Laubwaldbeständen. – Allgemeine Forst-Zeitschrift **29**, Wald und Wasser **74**: 1081-1083, München.
- HÖLSCHER, J., J. ROST & W. WALTHER (1994): Boden- und Gewässerbelastung in Niedersachsen durch Stoffeinträge aus der Atmosphäre. – Wasser & Boden **46** (1), 20-25.
- HÜPPE, J. (1993): Entwicklung der Tieflands-Heidegesellschaften Mitteleuropas in vegetationsgeschichtlicher Sicht. – Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges. **5**: 49-75, Hannover.
- HÜPPE, J. & H. HOFMEISTER (1990): Syntaxonomische Fassung und Übersicht über die Ackerunkrautgesellschaften der Bundesrepublik Deutschland. – Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges. **2**: 61-81, Hannover.
- HÜTTER, L. A. (1994): Wasser und Wasseruntersuchung. – Reihe: Laborbücher, 6. Aufl., 516 S., Verlag Salle + Sauerländer, Frankfurt am Main.
- JANIESCH, P., R. VON LEMM & R. NIEDRIGHAUS (Hrsg., 1997): Das biotische Potential einer intensiv genutzten Agrarlandschaft in Nordwestdeutschland – Erfassung und Bewertung der Zustandssituation als Grundlage für ein zielorientiertes Renaturierungskonzept. – Abh. Westf. Mus. Naturkde **59** (4): 255 S., Münster.
- JOSOPAIT, V. (2002): Hydrogeologie. – In: FRANKE, W., J. GRAVE, H. SCHÜPP & G. STEINWASCHER (Hrsg.): Der Landkreis Emsland. Geographie, Geschichte, Gegenwart. Eine Kreisbeschreibung. 45-58, Landkreis Emsland, Meppen.
- JUNGE, CHR. E. (1958): The distribution of ammonia and nitrate in rainwater over the United States. – Trans. Amer. Geophys. Union **39** (2): 241-248, Washington, D. C.
- KAUSCH, W. & H. BRÜCK (1985): Die Pflanzengesellschaften einer Flachsensinke im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“. – Natur und Heimat **45** (1): 33-40, Münster.
- KELLER, L. (2002): Der Einfluss einer kurzfristigen Beweidung auf die Vegetation des Heideweihergebietes im NSG „Heiliges Meer“ bei Hopsten. – Diplomarbeit, 76 S., Institut für Ökologie der Pflanzen, Westfälische Wilhelms-Universität, Münster.
- KEMPER, H. (1930): Beitrag zur Fauna des Großen und Kleinen Heiligen Meeres und des Erdbruches bei Hopsten. – Abh. Westf. Provinzialmuseum für Naturkde. **1**: 125-136.
- KINZEL, H. (1982): Pflanzenökologie und Mineralstoffwechsel. – 534 S., Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- KÖHLER, W., G. SCHACHTEL & P. VOLESKE (1996): Biostatistik – Einführung in die Biometrie für Biologen und Agrarwissenschaftler. – 2. Aufl., 285 S., Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.

- KÖHNLEIN, J. & E. SCHLICHTING (1959): Eigenschaften und Nutzung kultivierter Heidepodsole in Nordwestdeutschland. – Zeitschrift für Pflanzenernährung, Düngung, Bodenkunde **84** (1-3): 297-308.
- KORFF, H. C. (2002): Witterung und Klima. – In: FRANKE, W., J. GRAVE, H. SCHÜPP & G. STEINWASCHER (Hrsg.): Der Landkreis Emsland. Geographie, Geschichte, Gegenwart. Eine Kreisbeschreibung. 117-126, Landkreis Emsland, Meppen.
- KRAUSE, B. & P. METZLER (1983): Angewandte Statistik. – VEB Deutscher Verlag der Wissenschaften, Berlin.
- KREUZER, K. (1981): Die Stoffbefruchtung des Sickerwassers in Waldbeständen. – Mitteilungen Dt. Bodenkundl. Gesellsch. **32**: 273-286.
- KRIEGSMANN, F. (1938): Produktionsbiologische Untersuchungen des Pelagials des Großen Heiligen Meeres unter besonderer Berücksichtigung seines Eisenhaushaltes. – Abh. Landesmus. d. Prov. Westf., Landesmus. f. Naturk. Münster **9** (2): 1-106, Münster.
- KUNTZE, H., G. ROESCHMANN & G. SCHWERDTFEGER (1994): Bodenkunde. – 5. Aufl., 424 S., Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- LACHE, D.-W. (1976): Umweltbedingungen von Binnendünen- und Heidegesellschaften im Nordwesten Mitteleuropas. – Scripta Geobotanica **11**: 1-96.
- LANG, E. (1986): Heterotrophe und autotrophe Nitrifikanten untersucht an Bodenproben von drei Buchenstandorten. – Göttinger Bodenkundliche Berichte **89**: 1-199.
- LANGNER, M. (1998): Nachhaltige Wasserwirtschaft im Spannungsfeld „Trinkwasserversorgung und Landwirtschaft“. – Wasser & Boden **50** (3): 29-42.
- LAZENBY, A. (1955): Germination and establishment of *Juncus effusus* L. – The effect of different companion species and of variation in soil and fertility conditions. – J. Ecol. **43**: 103-119.
- LEE, J. A. (1998): Unintentional experiments with terrestrial ecosystems: ecological effects of sulphur and nitrogen pollutants. – J. Ecol. **86**: 1-12.
- LEE, J. A. & S. J. M. CAPORN (1998): Ecological effects of atmospheric reactive nitrogen deposition on semi-natural terrestrial ecosystems. – New Phytol. **139**: 127-134.
- LETHMATE, J. & M. WENDELER (2000): Das chemische Klima des Riesenbecker Osning in den Messjahren 1988 und 1998. – Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen **26**: 121-133.
- LETHMATE, J., B. EICKELMANN & T. WÖRRINGER (2002): Der Nordrhein-Westfälische Gülle-Belt und sein Einfluss auf die Deponate des Teutoburger Waldes. – Geoöko **23**: 61-75.
- LEUSCHNER, CH. (1993): Resource availability at three presumed stages of a heathland succession on the Lüneburger Heide, Germany. – J. Veg. Sci. **4**: 255-262.
- LOACH, K. (1966): Relations between soil nutrients and vegetation in wet-heaths. I. Soil nutrient content and moisture conditions. – J. Ecol. **54**: 597-608.
- LOTZE, F. (1957): Zur Geologie der Senkungszone des Heiligen Meeres (Kreis Tecklenburg). – Abh. Landesmus. Naturkde. Münster **18** (1): 1-36.
- MARQUES, M. C., G. GRAVENHORST & A. IBROM (2001): Input of atmospheric particles into forest stands by dry deposition. – Water Air and Soil pollution **130** (1-4): 571-576.
- MATTHESS, G. (1994): Die Beschaffenheit des Grundwassers. – In: MATTHESS, G. (Hrsg.): Lehrbuch der Hydrogeologie, 3. Aufl., Bd. 2, 499 S., Verlag Borntraeger, Berlin, Stuttgart.
- MATTHESS, G. & K. UBELL (1983): Lehrbuch der Hydrogeologie Band 1: Allgemeine Hydrogeologie. Grundwasserhaushalt. – 438 S., Gebrüder Borntraeger, Berlin, Stuttgart.
- MATZNER, E. (1980): Untersuchungen zum Elementhaushalt eines Heide-Ökosystems (*Calluna vulgaris*) in Nordwestdeutschland. – Göttinger Bodenkundliche Berichte **63**: 1-120.
- MATZNER, E. & K. J. MEIWES (1994): Long-Term Development of Element Fluxes with Bulk Precipitation and Throughfall in Two German Forests. – J. Environ. Qual. **23**: 162-166.
- MEESBURG, H., K. J. MEIWES & R. SCHULTZ-STERNBERG (1994): Entwicklung der atmosphären Stoffeinträge in niedersächsische Waldbestände. – Forst und Holz **49** (9): 236-238.

- MEYER, K.-D. (2002): Das Emsland im Eiszeitalter. – In: FRANKE, W., J. GRAVE, H. SCHÜPP & G. STEINWASCHER (Hrsg.): Der Landkreis Emsland. Geographie, Geschichte, Gegenwart. Eine Kreisbeschreibung. 33-44, Landkreis Emsland, Meppen.
- MEYNEN, E., J. SCHMITHÜSEN, J. F. GELLERT, E. NEEF, H. MÜLLER-MINY & J. H. SCHULTZE (1961): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. – Veröffentlichungen des Institutes für Landeskunde und des Deutschen Institutes für Länderkunde, 7. Lieferung, 1090 S., Selbstverlag der Bundesanstalt für Landeskunde und Raumforschung, Bad Godesberg.
- MIERWALD, U. (1988): Die Vegetation der Kleingewässer landwirtschaftlich genutzter Flächen. Eine pflanzensoziologische Studie aus Schleswig-Holstein. – Mitt. AG Geobot. Schleswig-Holstein u. Hamburg **39**: 286 S.
- MORGAN, J. V. & H. B. TUKEY, JR. (1964): Characterization of Leachate from Plant Foliage. – Plant Physiology **39**: 590-593.
- MÜLLER-WILLE, W. (1966): Bodenplastik und Naturräume Westfalens. – Spieker, Landeskundliche Beiträge und Berichte, Geograph. Kommission **14**, Münster.
- OBERDORFER, E. (2001): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. – 8. Aufl., 1051 S., Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- OLFF, H., F. BERENDSE & W. DE VISSER (1994): Changes in nitrogen mineralization, tissue nutrient concentrations and biomass compartmentation after cessation of fertilizer application to mown grassland. – J. Ecol. **82**: 611-620.
- PARKER, G. G. (1983): Throughfall and stemflow in the forest nutrient cycle. – Advances in Ecological Research **13**: 57-133.
- PARYJAS, S. (1996): Ökologische Untersuchungen zur Schlupfphänologie der Libellen an ausgewählten Standorten des NSG „Heiliges Meer“. – 107 S., Diplomarbeit, Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule Aachen.
- PEARSON, J. & G. R. STEWART (1993): The deposition of atmospheric ammonia and its effects on plants. – New Phytol. **125**: 283-305.
- PFÄFF, C. (1963): Das Verhalten der Phosphorsäure und der Alkalien im Boden nach langjährigen Lysimeterversuchen. – Zeitschrift für Acker- und Pflanzenbau **117** (2): 100-113.
- POLLMANN, W. & J. LETHMATE (2003): Zur Frage der Buche auf Sandböden in Nordwest-Deutschland: Ökologische Potenz von *Fagus sylvatica* L. unter extremen Standortbedingungen im Riesenbecker Osning. – Tuexenia **23**: 71-94, Göttingen.
- POTT, R. (1983): Die Vegetationsabfolge unterschiedlicher Gewässertypen Nordwestdeutschlands und ihre Abhängigkeit vom Nährstoffgehalt des Wassers. – Phytocoenologia **11** (3): 407-430, Stuttgart-Braunschweig.
- POTT, R. (1995): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. 2. Aufl., 622 S., Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- POTT, R. (Hrsg.) (2000): Ökosystemanalyse des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ (Kreis Steinfurt). Interaktionen zwischen Still- und Fließgewässern, Grundwasser und Vegetation sowie Landnutzung und Naturschutz. – Abh. Westf. Mus. Naturkde **62** (Beiheft), 397 S., Münster.
- POTT, R. (2002): Das heutige Vegetations- und Landschaftsbild. – In: FRANKE, W., J. GRAVE, H. SCHÜPP & G. STEINWASCHER (Hrsg.): Der Landkreis Emsland. Geographie, Geschichte, Gegenwart. Eine Kreisbeschreibung. 168-201, Landkreis Emsland, Meppen.
- POTT, R. & J. HÜPPE (1991): Die Hudellandschaften Nordwestdeutschlands. – Abh. Westf. Mus. Naturkde. **53** (1/2): 313 S., Münster.
- POTT, R., J. PUST & K. HOFMANN (1996): Trophiedifferenzierungen von Stillgewässern im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ und deren Auswirkungen auf die Vegetation. – Abh. Westf. Mus. Naturkunde **58** (2): 1-60, Münster.
- POTT, R., J. PUST & B. HAGEMANN (1998): Methodische Standards bei der vegetationsökologischen Analyse von Stillgewässern – dargestellt am Großen Heiligen Meer in den Untersuchungsjahren 1992-1997. – In: POTT, R. (Hrsg.): Stickstoffbelastungen der Gewässerlandschaft im Natur-

- schutzgebiet „Heiliges Meer“ (Kreis Steinfurt) und Möglichkeiten landesplanerischer Gegensteuerung. – *Abh. Westf. Mus. Naturkde.* **60** (2): 53-110, Münster.
- POTT, R. & D. REMY (2000): Ökosysteme Mitteleuropas – Die Gewässer des Binnenlandes. – 1. Auflage, 252 S., Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- POTTER, C. S., H. L. RAGSDALE & W. T. SWANK (1991): Atmospheric deposition and foliar leaching in a regenerating southern Appalachian forest canopy. – *J. Ecol.* **79**: 97-115.
- PREISING, E. (1955): Das Genisto-Callunetum NW-Deutschlands und seine Stellung innerhalb der Heiden Mitteleuropas. (Vortragsref.). – *Mitt. Flor.-soz. Arbeitsgem., N. F.* **5**: 259-261, Stolzenau/Weser.
- PREISING, E. (1984): Bestandsentwicklung, Gefährdung und Schutzprobleme der Pflanzengesellschaften in Niedersachsen. – *I* (3): 1-207, Hannover.
- PUST, J. (1993): Erste Ergebnisse zur Untersuchung der Grundwasserverhältnisse im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ (Kreis Steinfurt). – *Abh. Westf. Mus. Naturkunde* **55** (2): 1-80; Münster.
- ROELOFS, J. G. M. (1986): The effect of airborne sulphur and nitrogen deposition on aquatic and terrestrial heathland vegetation. – *Experientia* **42**: 372-377.
- ROTHMALER, W., E. JÄGER & K. WERNER (Hrsg., 1995): Exkursionsflora von Deutschland, Bd. 3, Gefäßpflanzen: Atlasband. – 9. Aufl., 753 S., Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart.
- RUNGE, F. (1985): 21-, 10- und 8-jährige Dauerquadratuntersuchungen in aufgelassenen Grünlandereien. – *Münstersche Geographische Arbeiten* **20**: 45-49.
- RUNGE, F. (1988): Vegetationsschwankungen in einer nordwestdeutschen Krähenbeer-Heide. – *Natur und Heimat* **48** (2): 49-52, Münster.
- RUNGE, F. (1991): Die Pflanzengesellschaften des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ und ihre Änderungen in den letzten 90 Jahren. – *Natur und Heimat* **51** (Beiheft): 89 S., Münster.
- RUNGE, F. (1996): Vegetationsschwankungen in einer nordwestdeutschen Krähenbeer-Heide II. – *Natur und Heimat* **56** (1): 27-29, Münster.
- RUNGE, M., C. LEUSCHNER & M. RODE (1993): Ökosystemare Untersuchungen zur Heide-Wald-Sukzession. – *Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges.* **5**: 135-147, Hannover.
- SACHS, L. (1999): Angewandte Statistik: Anwendung statistischer Methoden. – 9. Aufl., 894 S., Springer Verlag, Berlin, Heidelberg.
- SCHAEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P. (1992): Lehrbuch der Bodenkunde. – 13. Aufl., 491 S., Ferdinand Enke Verlag.
- SCHMEIL, O. & J. FITSCHEN (1993): Flora von Deutschland und angrenzender Länder. – 89. Aufl., bearb. von K. SENGHAS und S. SEYBOLD – 802 S., Verlag Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden.
- SCHROEDER, F. G. (1956): Zur Vegetationsgeschichte des Heiligen Meeres bei Hopsten (Westfalen). – *Abh. Landesmus. Naturkde. Münster* **18** (2): 2-38; Münster.
- SCHULZ, H. D. (1973): Chemische Beeinflussung des Grundwassers in Sandern durch landwirtschaftliche Düngung. – *Meyniana* **23**: 93-98.
- SEEDORF, H. H. (2002): Allgemeine Landschaftsgliederung. – In: FRANKE, W., J. GRAVE, H. SCHÜPP & G. STEINWASCHER (Hrsg.): Der Landkreis Emsland. Geographie, Geschichte, Gegenwart. Eine Kreisbeschreibung. 18-32, Landkreis Emsland, Meppen.
- SJÖRS, H. (1950): On the relation between vegetation and electrolytes in north Swedish mire waters. – *Oikos* **2** (2): 241-258.
- SOLLE, D. (1998): Untersuchungen zur Ufervegetation am Westufer des Großen Heiligen Meeres. – Standörtliche Differenzierung der Trophiestufen in Verbindung mit dem Grund- und Sickerwassereinfluss. – Staatsexamensarbeit, 100 S., Institut für Geobotanik, Universität Hannover.
- STACHURSKI, A. & J. R. ZIMKA (2002): Atmospheric deposition and ionic interactions within a beech canopy in the Karkonosze Mountains. – *Environmental Pollution* **118** (1): 75-87.
- STEINER, A., A. BOLTE, B. W. SCHNEIDER & R. F. HÜTTL (1998): Phytomasse- und Nährelementvorräte

- unterschiedlich stickstoffbeeinflusster Kiefernbestände (*Pinus sylvestris* L.) des nordostdeutschen Tieflandes. – *Verhandl. Ges. f. Ökologie* **28**: 421-428.
- STEBING, L. (1993): Der Eintrag von Schad- und Nährstoffen und deren Wirkung auf die Vergrasung der Heide. – *Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges.* **5**: 113-133.
- STURM, H. (1993): Nitrat im Trinkwasser – Geschichtliches, Hintergründe und Lösungsansätze. – *Rundgespräche der Kommission für Ökologie* **7**: 71-91.
- TERLUTTER, H. (1995): Das Naturschutzgebiet Heiliges Meer. – HENDRICKS, A. (Hrsg.), *Westfälisches Museum für Naturkunde, Münster, im Auftrag des Landschaftsverbandes Westfalen-Lippe*: 144 S.
- THIERMANN, A. (1975a): Geologische Karte von Nordrhein-Westfalen 1:25 000. Erläuterungen zu Blatt 3611 Hopsten. – 214 S., Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen, Krefeld.
- THIERMANN, A. (1975b): Zur Geologie der Erdfälle des „Heiligen Feldes“ im Tecklenburger Land/Westfalen. – *Mitt. Geol.-Paläont. Inst. Univ. Hamburg* **44**: 517-530.
- TRUESDALE, G. A., A. L. DOWNING & G. F. LOWDEN (1955): The solubility of oxygen in pure water and seawater. – *Journal Appl. Chem.* **5**: 53-62.
- TÜXEN, R. (1973): Zum Birken-Anflug im Naturschutzpark Lüneburger Heide. Eine Pflanzensoziologische Betrachtung. – *Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem. N. F.* **15**: 203-209, Todenmann.
- TUKEY, H. B. JR., H. B. TUKEY & S. H. WITTEWITZ (1958): Loss of Nutrients by Foliar Leaching as Determined by Radioisotopes. – *Proc. Am. Soc. Hort. Sci.* **71**: 496-506.
- UHLMANN, D. & W. HORN (2001): *Hydrobiologie der Binnengewässer*. – 528 S., Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- UN-ECE (1988): Critical loads for sulphur and nitrogen. – Reprint of the workshop report, Skokloster, Sweden 1988.
- WEINERT, M., D. REMY & E. P. LÖHNERT (2000): Hydrogeologische Systemanalyse des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ (Kreis Steinfurt, Nordrhein-Westfalen). – in POTT, R. (Hrsg.): *Ökosystemanalyse des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ (Kreis Steinfurt). Interaktionen zwischen Still- und Fließgewässern, Grundwasser und Vegetation sowie Landnutzung und Naturschutz*. – *Abh. Westf. Mus. Naturkde* **62** (Beiheft): 41-172, Münster.
- WERNER, B., C.-H. HENZE & H.-D. NAGEL (1999): Critical Loads für den Stickstoffeintrag. – In: NAGEL, H.-D. & H.-D. GREGOR (Hrsg.): *Ökologische Belastungsgrenzen – Critical Loads & Levels*: 80-110, Springer, Berlin.
- WILLIAMS, J. T. (1969): Mineral nitrogen in British grassland soils. I. Seasonal patterns in simple models. – *Oecologia Plantarum* **4**: 307-320.
- WILMANN, O. (1998): *Ökologische Pflanzensoziologie*. – 6. Aufl., 405 S., Verlag Quelle & Meyer, Wiesbaden.
- WINDHORST, H.-W. (2002): Landwirtschaft – Entwicklung, Strukturen und Probleme. – In: FRANKE, W., J. GRAVE, H. SCHÜPP & G. STEINWASCHER (Hrsg.): *Der Landkreis Emsland. Geographie, Geschichte, Gegenwart. Eine Kreisbeschreibung*. 581-597, Landkreis Emsland, Meppen.
- WINKLER, L. W. (1888-1889): Die Bestimmung des im Wasser gelösten Sauerstoffs und die Löslichkeit des Sauerstoffs im Wasser. – *Ber. d. D. Chem. Ges.* **21**, S. 2843; **22**, S. 1764.
- ZÖTTL, H. (1960): Dynamik der Stickstoffmineralisierung in organischem Waldbodenmaterial. III: pH-Wert und Mineralstickstoffnachlieferung. – *Plant Soil* **13**: 207-223.

## Kartenwerke

Topographische Karte 1:25.000, Blatt 3410 Lingen (Ems) Ost (2001). – Landesvermessung und Geobasisinformation Niedersachsen [Hrsg.], Hannover.

Topographische Karte 1:25.000, Blatt 3611 Hopsten (1997). – Landesvermessungsamt Nordrhein-Westfalen [Hrsg.], Bonn.

Grundkarte 1:5.000, Blatt 3611/17 Großes Heiliges Meer (2000). – Landesvermessungsamt NRW [Hrsg.], Bonn.

Anschrift der Verfasserin:

Dr. Martina Herrmann, Institut für Mikrobiologie, Universität Hannover, Schneiderberg 50, D-30167 Hannover



Tab. A1: Lage der Messstellen in den Teilgebieten „Großes Heiliges Meer“ (A) und „Erdfallsee“ (B) des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ sowie im Bereich des Trinkwassergewinnungsgebietes Grumsmühlen (C) (Rechts-Hoch-Werte).

A Teilgebiet "Großes Heiliges Meer"			
	Probestelle	Rechts	Hoch
Sickerwasser	LCal I	34 06,930	58 03,335
	LEmp	34 07,000	58 03,325
	LE	34 06,823	58 03,045
	LMo	34 06,950	58 03,335
	LHWB	34 06,775	58 03,285
	LSu I	34 06,970	58 03,345
	LB	34 06,870	58 02,970
	LW I	34 06,878	58 03,145
	LGrt I	34 06,665	58 03,245
	LGrf I	34 06,890	58 03,430
LA I	34 06,605	58 03,290	
oberflächennahes Grundwasser	FHWB	34 06,770	58 03,280
	HC	34 06,755	58 02,995
	H 2a	34 06,800	58 03,230
	H 2b	34 06,770	58 03,285
	HO1	34 06,825	58 03,040
	HN1	34 06,930	58 03,320
	HN2	34 06,950	58 03,335
	HO2	34 06,830	58 03,035
	Emp I	34 07,000	58 03,325
	Emp II	34 06,835	58 03,195
	Emp III	34 06,990	58 03,350
	Su I	34 06,975	58 03,345
	B I	34 06,865	58 02,930
	B II	34 06,870	58 02,970
	B III	34 06,865	58 02,945
	WI	34 06,880	58 03,145
	HN4	34 07,005	58 03,390
	Gr I	34 06,660	58 03,245
	Grf I	34 06,890	58 03,425
	A I	34 06,605	58 03,290
	HGr	34 06,785	58 02,880
	HN6	34 07,020	58 03,400
	GWM 3	34 06,680	58 02,970
	GWM 4	34 06,700	58 03,300
GWM 5	34 06,615	58 03,270	
GWM 10	34 07,100	58 03,365	
GWM 21	34 06,845	58 03,220	
GWM 22	34 06,765	58 02,960	
Gewässer	HWA	34 06,930	58 03,320
	HWB	34 06,795	58 03,235
	HWC	34 06,755	58 02,990
	HWD	34 06,785	58 02,890
	HWO	34 06,825	58 03,040
ÜW	34 06,935	58 03,425	
Niederschlagswasser	H1	34 06,935	58 03,310
	H2	34 06,810	58 03,205
	HE1	34 06,945	58 03,290
	HE2	34 06,840	58 03,205
	HE3	34 06,860	58 03,235
	B	34 06,860	58 02,950
	W1	34 06,885	58 03,160
	W3	34 06,840	58 02,680
NW1	34 07,020	58 03,365	

B Teilgebiet "Erdfallsee"			
	Probestelle	Rechts	Hoch
Sickerwasser	LCal II	34 06,680	58 02,660
	LSu II	34 06,020	58 02,460
	LK	34 06,700	58 02,645
	LGrt III	34 06,405	58 02,405
	LA II	34 06,730	58 02,625
oberflächennahes Grundwasser	Eri II	34 06,553	58 02,710
	Su II	34 06,020	58 02,460
	K	34 06,700	58 02,645
	Grt III	34 06,405	58 02,405
	A II	34 06,730	58 02,620
	GrE	34 06,745	58 02,690
	GWM 17	34 06,115	58 02,460
GWM 18	34 06,455	58 02,810	
GWM 20	34 06,145	58 02,620	
GWM 23	34 06,560	58 02,695	
Gewässer	HWE	34 06,750	58 02,700
	HWF	34 06,670	58 02,665
	HWG	34 06,655	58 02,660
	HWI	34 06,555	58 02,715
Niederschlag	H3	34 06,675	58 02,680
	NSu II	34 06,025	58 02,460
	W2	34 06,600	58 02,590
	NW2	34 06,700	58 02,650

C Teilgebiet "Grumsmühlen"			
	Probestelle	Rechts	Hoch
Sickerwasser	LSu III	25 97,030	58 23,775
	LW II	25 96,895	58 24,085
	LW III	25 97,290	58 24,140
	LGrf II	25 97,725	58 24,110
oberflächennahes Grundwasser	Su III	25 97,030	58 23,775
	W II	25 96,895	58 24,085
	W III	25 97,290	58 24,140
	Grt II	25 97,060	58 24,090
	Grf II	25 97,725	58 24,110
Niederschlag	LM	25 97,700	58 24,060
	Gr1	25 97,735	58 24,075
	Gr2	25 97,090	58 24,045
	W4	25 96,885	58 24,050
	W5	25 97,310	58 24,140

Tab. A2: Tabellarische Zusammenstellung der Vegetationsaufnahmen zur Dokumentation der aquatischen Vegetation der untersuchten Heideweier.

Nr. 1-24: *Sphagnum cuspidato-denticulati*.  
 Nr. 1-4: Ausbildung tieferer Gewässerbereiche.  
 Nr. 5-11: Artenarme Ausbildung sehr nährstoffarmer Standorte.  
 Nr. 12-14: Ausbildung von *Sphagnum denticulatum*.  
 Nr. 15-18: Abbaustadium mit *Oedogonium* sp.  
 Nr. 19-24: Artenreiche Ausbildung der Litoralzone.

Lfd. Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
Aufnahmen.	189	165	187	164	161	186	163	173	174	185	162	200	199	201	141	142	143	144	192	168	169	177	176	198
Datum (2002)	08.08.	08.08.	08.08.	08.08.	08.08.	08.08.	08.08.	08.08.	08.08.	08.08.	08.08.	08.08.	08.08.	08.08.	30.07.	30.07.	30.07.	30.07.	08.08.	08.08.	08.08.	08.08.	08.08.	08.08.
Gewässer	HWC	HWB	HWC	HWB	HWB	HWC	HWB	HWB	HWB	HWC	HWB	HWO	HWO	HWO	HWD	HWD	HWD	HWD	HWC	HWB	HWB	HWB	HWB	HWC
Aufnahmefläche [m <sup>2</sup> ]	4	3	4	3	4	4	4	4	6	3	4	1	1	1,5	4	3	3	2	2	3	4	2,5	2	2
Gesamtdeckung [%]	100	100	95	100	95	85	95	100	100	100	90	75	80	90	95	100	95	80	100	75	90	80	95	100
Baumschicht [%]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Strauchschicht [%]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Krautschicht [%]	-	-	<1	-	30	35	40	70	65	80	40	15	20	50	90	100	95	80	60	30	40	30	50	25
Mooschicht [%]	95	100	95	100	95	85	95	85	95	100	90	60	70	70	20	5	<5	<1	100	75	90	80	95	100
Artenzahl	1	2	2	2	2	2	3	3	3	3	4	4	4	4	5	4	4	4	4	5	5	5	6	7
AC																								
<i>Sphagnum cuspidatum</i> fo. <i>plumosum</i>	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	1	2m	2b	2b	2a	2m	1	5	4	5	5	5	5
<i>Sphagnum denticulatum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	4	4	4	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1
Begleiter																								
<i>Juncus bulbosus</i>	.	+	+	1	3	3	3	4	4	5	3	.	.	.	5	5	5	5	4	3	3	2a	1	2a
<i>Molinia caerulea</i>	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	+	2b	2b	3	.	.	.	.	2a	2b	3	2b	3	2a
<i>Rhynchospora alba</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	2b	.	.	.	.	.	+	+	1	1	1
<i>Drosera intermedia</i>	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	2a	2b	+
<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	1	1	2m	1	1	.	.	.	.
<i>Oedogonium</i> sp.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2b	2m	2m	1	.	.	.	.	.
<i>Rhynchospora fusca</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	1	2a

Tab. A3: Tabellarische Zusammenstellung der Vegetationsaufnahmen zur Dokumentation der Vegetation im Uferbereich der untersuchten Heideweier.

Nr. 1-16: *Sphagno tenelli-Rhynchosporium albae*.

Nr. 7-16: Torfmoos-reiche Ausbildung lange überstauter Bereiche der Uferzonen.

Lfd. Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
Aufnahmen.	90	145	89	164	163	146	159	160	147	157	148	149	158	161	162	178
Datum (2002)	21.07.	30.07.	21.07.	31.07.	31.07.	30.07.	31.07.	31.07.	30.07.	31.07.	30.07.	30.07.	31.07.	31.07.	31.07.	08.08.
Gebiet	EFS-Heide <sup>1</sup>	GHM-Heide <sup>2</sup>	EFS-Heide	GHM-Heide	GHM-Heide	GHM-Heide	Lit. <sup>3</sup>	Lit.	GHM-Heide	Lit.	GHM-Heide	GHM-Heide	Lit.	Lit.	Lit.	Lit.
	O	O	O	W	W	O	HWB	HWB	O	HWB	O	O	HWB	HWB	HWB	HWB
Aufnahmefläche [m <sup>2</sup> ]	4	2	2	2	3	2	3	3	3	3	2	2	4	2,5	4	4,5
Gesamtdeckung [%]	85	85	65	80	95	80	80	75	90	70	90	90	100	95	100	95
Strauchschicht [%]	1	< 5	2	10	10	10	5	< 1	< 5	< 1	< 1	-	-	-	-	-
Krautschicht [%]	80	85	65	70	80	75	70	65	90	65	85	80	50	60	60	75
Mooschicht [%]	-	< 5	-	-	40	-	50	50	10	20	30	70	100	95	100	80
Artenzahl	5	5	6	6	7	5	8	8	5	7	5	5	5	6	6	6
AC																
<i>Rhynchospora alba</i>	2a	2a	4	2a	2a	4	3	3	1	3	1	1	1	2a	1	3
<i>Rhynchospora fusca</i>	4	4	2a	3	4	1	1	2a	4	3	4	4	3	3	3	2a
D-Arten nasser Standorte																
<i>Sphagnum cuspidatum</i>	.	.	.	.	.	.	3	3	2a	2b	3	4	5	5	5	5
<i>Juncus bulbosus</i>	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	.	.	.	1	1	1
D-Arten frischer Standorte																
<i>Erica tetralix</i>	1	1	1	2a	2a	2b	2a	1	1	+	+	.	.	.	.	.
<i>Calluna vulgaris</i>	.	.	.	+	+	1	.	1	.	+	.	.	.	.	.	.
Begleiter																
<i>Molinia caerulea</i>	2b	2a	2a	2b	2b	2a	2b	2b	2a	2b	2b	3	1	2a	2b	3
<i>Drosera intermedia</i>	.	.	.	+	+	.	1	1	.	2a	.	.	1	1	1	1
außerdem: Nr. 1 <i>Myrica gale</i> juv. +, Nr. 2 <i>Sphagnum compactum</i> 1, Nr. 3 <i>Trichophorum cespitosum</i> 1, <i>Myrica gale</i> juv. +, Nr. 5 <i>Sphagnum compactum</i> 3, Nr. 7 <i>Campylopus introflexus</i> 2m, Nr. 12 <i>Quercus robur</i> juv. +.																

<sup>1</sup> Heidefläche im Naturschutzgebiet "Heiliges Meer", Teilgebiet "Erdfallsee"<sup>2</sup> Heidefläche im Naturschutzgebiet "Heiliges Meer", Teilgebiet "Großes Heiliges Meer"<sup>3</sup> Lit. = Litoral

Tab. A4: Tabellarische Zusammenstellung der Vegetationsaufnahmen zur Dokumentation der Vegetation im Bereich der Heidegesellschaften vom Typ des *Ericetum tetralicis*.

Nr. 1-22: *Ericetum tetralicis*.

Nr. 1-9: Charakterarten-reiche Ausbildung mit nur geringer Vergrasung.

Nr. 14-22: *Molinia* -Bultenstadium des *Ericetum tetralicis*.

Lfd. Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	
Aufnahme-Nr.	263	267	346	268	129	128	265	266	345	84	344	347	85	230	264	231	88	87	229	232	228	227	
Datum (2002)	17.08.	19.08.	19.08.	19.08.	30.07.	30.07.	19.08.	19.08.	19.08.	21.07.	19.08.	19.08.	21.07.	16.08.	17.08.	16.08.	21.07.	21.07.	16.08.	17.08.	16.08.	16.08.	
Gebiet	GHM-Heide	GHM-Heide	GHM-Heide	GHM-Heide	EFS-Heide	EFS-Heide	GHM-Heide	GHM-Heide	GHM-Heide	EFS-Heide	GHM-Heide	GHM-Heide	EFS-Heide	HWB	Lit.	Lit.	Lit.	EFS-Heide	EFS-Heide	HWB	HWB	Lit.	Lit.
Aufnahmefläche [m <sup>2</sup> ]	1,5	4	2	5	4	5	1,5	1	3,5	2,5	3	2	1,5	1,5	3	2	6	2	1,5	0,5	2	2,5	
Gesamtdeckung [%]	100	100	100	100	85	95	90	100	100	80	100	100	80	100	100	95	95	95	100	100	95	95	
Baumschicht [%]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Strauchschicht [%]	95	70	80	75	75	75	85	80	40	65	70	65	40	80	65	70	30	25	35	5	10	25	
Krautschicht [%]	10	20	10	20	5	20	5	20	30	10	10	10	40	60	60	60	80	80	80	60	75	70	
Moosschicht [%]	70	95	85	100	60	75	60	70	95	50	100	100	70	50	65	70	75	70	25	90	80	60	
Artenzahl	5	7	8	8	8	8	12	7	7	5	6	7	7	5	5	6	7	7	8	8	11	5	
AC																							
<i>Erica tetralix</i>	5	4	4	4	4	4	3	4	3	2b	4	4	3	5	4	4	2b	2a	3	2a	1	2b	
<i>Sphagnum tenellum</i>	4	1	2a	1	.	.	2b	3	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Sphagnum compactum</i>	.	.	.	.	4	4	2b	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	.	
<i>Trichophorum cespitosum</i>	.	.	.	.	.	1	1	2a	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	
Ausbildung von <i>Molinia caerulea</i>	2a	2b	2a	2b	2a	2b	1	2a	3	2b	2a	2a	3	4	4	4	5	5	5	4	4	4	
nasse Ausbildung der Litoralzone mit																							
<i>Sphagnum cuspidatum</i>	2a	5	4	5	2b	2a	3	1	4	3	4	5	2a	3	4	4	3	2b	2b	1	2m	.	
<i>Sphagnum denticulatum</i>	.	.	2a	2a	.	.	.	.	2b	.	3	2b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Begleiter																							
<i>Rhynchospora alba</i>	.	1	.	1	+	.	1	.	1	+	+	.	1	.	.	.	.	.	1	1	.	.	
<i>Sphagnum palustre</i>	.	.	.	.	.	2a	.	.	.	2b	.	.	.	4	.	.	3	4	1	5	3	4	
<i>Calluna vulgaris</i>	2a	.	2b	.	.	.	3	2b	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	1	1	2a	2a	
<i>Myrica gale</i> (< 30 cm)	.	.	3	.	+	2b	.	.	.	3	.	2a	2b	.	.	.	2b	2b	.	.	.	.	
<i>Rhynchospora fusca</i>	.	1	.	1	.	.	2a	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	
<i>Pinus sylvestris</i> juv.	.	.	+	+	+	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	+	.	
<i>Drosera intermedia</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	1	+	.	.	1	+	.	.	
<i>Polytrichum juniperinum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	2m	.	.	.	1	.	.	
<i>Eriophorum angustifolium</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	+	.	.	.	.	.	
außerdem: Nr. 2 <i>Quercus robur</i> juv. +, Nr. 5 <i>Andromeda polifolia</i> 1, Nr. 7 <i>Cladonia rangiferina</i> +, <i>Hypnum julandicum</i> 1, Nr. 12 <i>Sphagnum squarrosum</i> 1, <i>Quercus robur</i> juv. +, Nr. 17 <i>Hypnum julandicum</i> 2a, Nr. 21 <i>Potentilla erecta</i> 2a, <i>Hydrocotyle vulgaris</i> 1, <i>Viola palustris</i> 1, <i>Juncus bulbosus</i> 2b, Nr. 22 <i>Potentilla erecta</i> 2a.																							

Tab. A5: Tabellarische Zusammenstellung der Vegetationsaufnahmen zur Dokumentation der Vegetation der untersuchten Heidestandorte (*Genisto-Callunetum*).

Tab. A5

Nr. 1-47: *Genisto pilosae-Callunetum*.  
 Nr. 1-10: typische Ausbildung trockener Standorte.  
 Nr. 11-27: *Genisto-Callunetum molinietosum* feuchter Standorte.  
 Nr. 28-32: *Molinia caerulea* -Fazies.  
 Nr. 33-40: Ausbildung mit *Empetrum nigrum*.  
 Nr. 41-47: ca. 5 Jahre altes Stadium des Birkenaufwuchses.

Lfd. Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Aufnahme-Nr.	279	312	253	244	277	275	252	276	247	246	316	221	261	225	260
Datum (2002)	17.08.	18.08.	17.08.	16.08.	17.08.	17.08.	17.08.	17.08.	17.08.	17.08.	18.08.	16.08.	17.08.	16.08.	17.08.
Gebiet	GHM-Heide <sup>1</sup> NW	EFS-Heide <sup>2</sup> O	GHM-Heide O	GHM-Heide NW	GHM-Heide NW	GHM-Heide NW	GHM-Heide O	GHM-Heide NW	GHM-Heide W	GHM-Heide S	EFS-Heide O	GHM-Heide S	GHM-Heide Ost	GHM-Heide S	GHM-Heide Ost
Aufnahmefläche [m <sup>2</sup> ]	14	12	16	25	12	16	16	12	6	10	8	16	10	16	12
Gesamtdeckung [%]	100	100	100	95	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	98
Baumschicht [%]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Strauchschicht [%]	95	85	95	95	100	95	95	100	90	90	80	80	95	80	85
Krautschicht [%]	<1	10	<1	<5	<1	<1	<1	<1	5	<5	40	35	25	50	40
Moosschicht [%]	100	80	95	60	85	80	90	80	75	95	80	70	30	50	50
Artenzahl	4	5	6	7	7	7	8	8	8	9	7	12	5	6	6
KC/VC															
<i>Calluna vulgaris</i>	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	4	4	2b	2a	2b
<i>Hypnum jutlandicum</i>	3	.	4	4	5	3	4	3	3	2b	.	2b	3	3	3
D-Arten - <i>molinietosum</i>															
<i>Molinia caerulea</i>	1	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	3	3	2b	3	3
<i>Erica tetralix</i>	.	1	1	1	1	1	1	.	.	.	2b	2b	5	5	5
Ausbildung von															
<i>Empetrum nigrum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Degenerationszeiger															
<i>Betula pendula</i> Str. (max. 4 m)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Betula pubescens</i> Str.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Betula pendula</i> juv.	.	.	.	+	.	.	.	+	.	.	.	+	+	.	1
<i>Betula pubescens</i> juv.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Campylopus introflexus</i>	.	.	.	.	2m	2m	2m	.	.	.	.	.	+	+	+
<i>Quercus robur</i> juv.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	1	.	.
<i>Pinus sylvestris</i> juv.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.
Begleiter															
<i>Pleurozium schreberi</i>	4	5	3	2a	2a	3	3	3	3	4	5	4	.	2m	.
<i>Festuca ovina</i>	.	.	1	1	1	.	.	1	2m	.	.	.	.	.	.
<i>Polytrichum juniperinum</i>	.	.	.	.	1	.	.	.	1	2m	.	.	.	.	.
<i>Galium hircynicum</i>	.	.	+	.	.	1	1	.	2a	1	.	1	.	.	.
<i>Rumex acetosella</i>	.	.	.	.	.	.	.	1	1	1	.	.	.	.	.
<i>Deschampsia flexuosa</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.
<i>Cladonia impexa</i>	.	.	.	.	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.
<i>Agrostis capillaris</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Vaccinium myrtillus</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.
<i>Rubus fruticosus</i> agg.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.
<i>Cladonia chlorophea</i>	.	.	.	.	.	.	1	+	.	+	.	.	.	.	.
<i>Cladonia pyxidata</i>	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.

außerdem: Nr. 4 *Cuscuta epithymum* 1, Nr. 11 *Frangula alnus* Str. 3, *Quercus robur* Str. 2a, Nr. 12 *Frangula alnus* juv. +, Nr. 20 *Potentilla erecta* +, Nr. 23 *Sorbus aucuparia*

<sup>1</sup> Heidefläche im Bereich des Naturschutzgebietes "Heiliges Meer", Teilgebiet "Großes Heiliges Meer"

<sup>2</sup> Heidefläche im Bereich des Naturschutzgebietes "Heiliges Meer", Teilgebiet "Erdfallsee"



Fortsetzung von Tab. A5 von S. 161:

Lfd. Nr.	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47
Aufnahme-Nr.	295	272	234	233	302	301	300	303	286	299	304
Datum (2002)	17.08.	17.08.	16.08.	16.08.	17.08.	17.08.	17.08.	17.08.	17.08.	17.08.	17.08.
Gebiet	GHM-Heide NO	GHM-Heide NW	GHM-Heide S	GHM-Heide S	GHM-Heide NW						
Aufnahmefläche [m <sup>2</sup> ]	20	8	5	12	20	9	15	24	24	20	12
Gesamtdeckung [%]	95	95	95	100	100	100	100	100	100	100	100
Baumschicht [%]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Strauchschicht [%]	95	95	90	90	95	95	100	100	100	100	100
Krautschicht [%]	< 1	< 5	< 5	25	-	-	< 1	10	< 5	25	15
Moosschicht [%]	-	80	90	10	70	60	60	65	60	40	80
Artenzahl	7	9	10	10	5	5	6	8	8	9	12
KC/VC											
<i>Calluna vulgaris</i>	1	4	3	2b	5	5	3	5	3	4	4
<i>Hypnum julandicum</i>	.	4	5	2a	4	3	4	4	4	3	5
D-Arten -molinetosum											
<i>Molinia caerulea</i>	.	2m	1	2b	.	.	.	2a	2m	2b	2b
<i>Erica tetralix</i>	2a	1	2a	1	.	.	.	1	3	2a	2b
Ausbildung von											
<i>Empetrum nigrum</i>	5	4	4	4	.	.	.	.	.	.	.
Degenerationszeiger											
<i>Betula pendula</i> Str. (max. 4 m)	.	.	.	.	3	4	5	4	5	5	5
<i>Betula pubescens</i> Str.	.	.	.	.	2b	2a	2b	2a	2a	1	2a
<i>Betula pendula</i> juv.	1	.	.	.	.	.	1	+	1	1	+
<i>Betula pubescens</i> juv.	.	.	.	.	+	.	2b	+	2b	2b	1
<i>Campylopus introflexus</i>	.	2a	1	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Quercus robur</i> juv.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+
<i>Pinus sylvestris</i> juv.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Begleiter											
<i>Pleurozium schreberi</i>	.	2a	2a	2a	.	3	.	.	.	2a	2a
<i>Festuca ovina</i>	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Polytrichum juniperinum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Galium harycnicum</i>	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	1
<i>Rumex acetosella</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Deschampsia flexuosa</i>	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.
<i>Cladonia impexa</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Agrostis capillaris</i>	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Vaccinium myrtillus</i>	2b	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.
<i>Rubus fruticosus</i> agg.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	+
<i>Cladonia chlorophea</i>	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Cladonia pyxidata</i>	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.

Tab. A6: Tabellarische Zusammenstellung der Vegetationsaufnahmen zur Dokumentation der Vegetation im Bereich des untersuchten Birkenbruchwald-Standortes.

Nr. 1-6: Birkenbruchwald vom Typ des *Betuletum pubescentis*.

Nr. 4-6: *Molinia caerulea*- reiche Ausbildung.

Lfd. Nr.	1	2	3	4	5	6
Aufnahmenr.	306	307	305	309	310	308
Datum (2002)	18.08.	18.08.	18.08.	18.08.	18.08.	18.08.
Gebiet	GHM <sup>1</sup>	GHM	GHM	GHM	GHM	GHM
	West- ufer	West- ufer	West- ufer	West- ufer	West- ufer	West- ufer
Aufnahmefläche [m <sup>2</sup> ]	22	25	25	25	30	28
Gesamtdeckung [%]	100	100	100	100	100	100
Baumschicht [%]	65	70	75	70	60	70
Strauchschicht [%]	10	10	15	40	35	30
Krautschicht [%]	10	15	10	70	75	80
Moosschicht [%]	100	85	100	65	70	90
Artenzahl	8	13	12	11	14	15
D-Arten <i>Betuletum pubescentis</i>						
<i>Betula pubescens</i>	4	4	4	4	3	4
<i>Betula pubescens</i> Str.	.	2a	2a	2b	2a	2a
Ausprägung mit <i>Molinia caerulea</i>	2a	2a	2a	4	4	5
Begleiter in der Baum- und Strauchschicht						
<i>Frangula alnus</i>	.	.	2a	2b	2b	.
<i>Frangula alnus</i> Str.	2a	.	2b	2b	3	2a
<i>Alnus glutinosa</i>	.	2b	.	2b	2b	.
<i>Alnus glutinosa</i> Str.	.	2a	.	.	2a	2a
<i>Rubus fruticosus</i> agg.	.	.	.	+	+	+
Begleiter in der Krautschicht						
<i>Eriophorum angustifolium</i>	2a	2b	2a	2m	.	.
<i>Phragmites australis</i>	.	2a	.	.	+	1
<i>Juncus effusus</i>	.	.	.	.	1	1
<i>Carex elata</i>	1	.	1	.	.	.
Begleiter in der Moosschicht						
<i>Sphagnum fallax</i>	5	4	3	3	2b	4
<i>Sphagnum fimbriatum</i>	2m	2b	2b	3	3	2b
<i>Sphagnum squarrosum</i>	.	2a	3	2m	2b	2b
<i>Polytrichum commune</i>	5	2m	5	2a	2a	1
außerdem: Nr. 2 <i>Betula pubescens</i> juv. +, <i>Alnus glutinosa</i> juv. 1, Nr. 3 <i>Frangula alnus</i> juv. +, Nr. 6 <i>Myrica gale</i> +, <i>Quercus robur</i> juv. +, <i>Alnus glutinosa</i> juv. 1.						

<sup>1</sup> GHM = "Großes Heiliges Meer"

Tab. A7: Tabellarische Zusammenstellung der Vegetationsaufnahmen zur Dokumentation der Vegetation im Bereich der untersuchten Eichenmischwald-Standorte.

Lfd. Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Aufnahmnr.	95	76	97	75	79	80	78	96	119	341	343	121	122
Datum (2002)	29.07.	20.07.	29.07.	20.07.	20.07.	20.07.	20.07.	29.07.	30.07.	19.08.	19.08.	30.07.	30.07.
Gebiet	HM <sup>1</sup> Su II	HM Su II	EFS Ost	GHM West	GHM West	EFS Ost	EFS Ost						
Aufnahmefläche [m <sup>2</sup> ]	80	40	30	100	30	40	25	20	100	50	200	140	60
Gesamtdeckung [%]	100	100	95	100	100	100	100	100	95	100	80	100	100
Baumschicht [%]	15	80	-	95	30	10	40	25	75	65	80	95	95
Strauchschicht [%]	70	65	80	25	95	75	15	70	< 5	10	5	15	5
Krautschicht [%]	25	60	35	70	15	30	25	25	70	95	< 5	10	15
Moosschicht [%]	80	50	30	20	90	95	80	70	< 1	75	< 5	< 1	< 1
Artenzahl	14	14	15	16	16	18	18	20	11	11	9	11	12
<b>D-Arten <i>Betulo-Quercetum roboris</i></b>													
<i>Quercus robur</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2b	4	5
<i>Quercus robur</i> juv.	.	.	+	.	1	+	+	+	1	1	.	+	1
<i>Betula pendula</i>	2b	5	.	5	3	2a	3	2b	.	.	3	3	2a
<i>Betula pendula</i> Str.	2b	2b	2a	2a	2b	.	.	2a	.	.	2a	.	.
<i>Sorbus aucuparia</i> Str.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	2b	2a
<i>Sorbus aucuparia</i> juv.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	1	1
<b>Bestand mit</b>													
<i>Fagus sylvatica</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Fagus sylvatica</i> Str.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<b>D-Arten -molinietosum</b>													
<i>Betula pubescens</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	4	3	.
<i>Betula pubescens</i> Str.	2a	.	+	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.
<i>Molinia caerulea</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	4	5	2m	2a
2b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	3
<b>Begleitarten in der Baum- und Strauchschicht</b>													
<i>Pinus sylvestris</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	3	2a	.	2a	3
<i>Pinus sylvestris</i> Str.	2b	3	3	2b	.	.	2b	2b	.	.	.	.	.
<i>Rubus fruticosus</i> agg.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1
<i>Ilex aquifolium</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.
<i>Frangula alnus</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Frangula alnus</i> Str.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	2a	.	.	.
<i>Calluna vulgaris</i>	3	2a	3	1	5	4	4	3	.	.	.	.	.
<i>Erica tetralix</i>	1	.	.	.	1	1	1	2a	.	.	.	.	.
<b>Begleitarten in der Krautschicht</b>													
<i>Agrostis capillaris</i>	2b	2b	2b	2a	2a	3	2b	2a	2a	.	1	.	.
<i>Holcus lanatus</i>	2a	1	1	1	1	2a	2m	1	.	.	.	.	.
<i>Juncus effusus</i>	2a	3	.	4	2m	2a	1	2m	.	.	.	.	.
<i>Achillea millefolium</i>	.	.	2m	.	2m	1	2m	2a	.	.	.	.	.
<i>Chrysanthemum leucanthemum</i>	.	1	2m	.	2m	2m	2m	1	.	.	.	.	.
<i>Chrysanthemum vulgare</i>	.	.	+	.	1	+	1	+	.	.	.	.	.
<i>Ranunculus repens</i>	.	1	.	1	.	1	1	1	.	.	.	.	.
<i>Achillea ptarmica</i>	.	2m	.	1	1	.	1	.	.	.	.	.	.
<i>Rumex acetosella</i>	+	.	1	.	.	2m	.	1	1	.	.	.	.
<i>Dryopteris carthusiana</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	+	1	1
<i>Hedera helix</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Ilex aquifolium</i> juv.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Corydalis claviculata</i>	1	.	+	1	1	1	1	.	.	.	.	.	.
<i>Deschampsia flexuosa</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a
<i>Stellaria media</i>	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	.	.
<i>Vaccinium myrtillus</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	.
<i>Galeopsis tetrahit</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+
<i>Frangula alnus</i> juv.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	+	.	.
<i>Prunus serotina</i> juv.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<b>Begleitarten in der Moosschicht</b>													
<i>Pleurozium schreberi</i>	5	3	3	2b	5	5	5	4	.	.	.	.	.
<i>Polytrichum commune</i>	2m	.	.	2m	2a	2m	.	2m	.	.	.	.	.
<i>Hypnum jutlandicum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.
<i>Polytrichum juniperinum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	.	.
<i>Mnium hornum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

<sup>1</sup> Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“

<sup>2</sup> Trinkwassergewinnungsgebiet Grunsmühlen

Nr. 1-23: Birken-Eichen-Wald vom Typ des *Betulo-Quercetum roboris* einschließlich junger Waldstadien.

Nr. 1-8: 10 Jahre alter Birken-Kiefern-Aufwuchs mit einem hohen Anteil von Arten der Heidelandschaften und des Wirtschaftsgrünlandes in der Krautschicht.

Nr. 9-21: Ausbildung feuchter Standorte (*Betulo-Quercetum molinietosum*).

Nr. 19-23: *Rubus* -reiche Ausbildung.

Nr. 24-28: Bestand von *Fagus sylvatica* (gepflanzt) und *Quercus robur*.



Tab. A8: Tabellarische Zusammenstellung der Vegetationsaufnahmen zur Dokumentation der Vegetation im Bereich der untersuchten Feuchtwiese im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“.

Nr. 1-8: *Ranunculo-Alopecuretum geniculati* mit hohen Anteilen von *Ranunculus repens* und *Agrostis stolonifera*.

Lfd. Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8
Aufnahmenr.	61	50	49	60	43	46	44	40
Datum (2002)	15.07.	19.06.	19.06.	15.07.	14.06.	19.06.	14.06.	14.06.
Gebiet	NSG HM <sup>1</sup> Nord	NSG HM Nord						
Aufnahmefläche [m <sup>2</sup> ]	8	35	16	5	24	20	50	20
Gesamtdeckung [%]	85	100	90	95	85	85	75	100
Baumschicht [%]	-	-	-	-	-	-	-	-
Strauchschicht [%]	-	-	-	-	-	-	-	-
Krautschicht [%]	85	100	90	95	85	85	75	100
Mooschicht [%]	-	-	-	-	-	-	-	-
Artenzahl	7	7	6	6	8	9	11	13
AC								
<i>Alopecurus geniculatus</i>	3	2a	2b	2b	3	2a	3	2m
fazielle Ausbildung von <i>Agrostis stolonifera</i>	.	5	5	5	4	4	4	3
fazielle Ausbildung von <i>Ranunculus repens</i>	2a	4	2a	2b	4	3	3	4
D-Art sehr nasser Standorte: <i>Glyceria fluitans</i>	.	.	2a	2b	2a	2a	2a	1
Begleiter								
<i>Poa trivialis</i>	1	2m	1	.	2a	2m	2m	2m
<i>Holcus lanatus</i>	.	1	1	.	2m	1	1	2a
<i>Festuca pratensis</i>	1	.	.	1	1	1	1	1
<i>Carex elata</i>	2b	1	.	2a	.	.	1	2b
<i>Carex nigra</i>	2b	.	.	.	.	.	1	1
<i>Cardamine pratensis</i>	1	.	.	.	.	.	1	1
<i>Carex leporina</i>	.	1	.	.	.	.	.	1
<i>Galium uliginosum</i>	.	.	.	.	.	1	.	2m
außerdem: Nr. 5 <i>Juncus conglomeratus</i> 2m, Nr. 6 <i>Phragmites australis</i> 1, Nr. 7 <i>Juncus effusus</i> 2m, Nr. 8 <i>Phragmites australis</i> 1.								

<sup>1</sup> Naturschutzgebiet "Heiliges Meer"

Tab. A9: Tabellarische Zusammenstellung der Vegetationsaufnahmen zur Dokumentation der Vegetation im Bereich des untersuchten ackerbaulich genutzten Standortes.

Nr. 1-8: *Digitarietum ischaemi*.

Lfd. Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8
Aufnahmenr.	117	114	113	111	108	110	112	109
Datum (2002)	30.07.	30.07.	30.07.	30.07.	30.07.	30.07.	30.07.	30.07.
Gebiet	Mais-acker EFS <sup>1</sup> SO	Mais-acker EFS SO						
Aufnahmefläche [m <sup>2</sup> ]	4	8	4	8	4	6	6	4,5
Gesamtdeckung [%]	<5	<5	25	40	50	65	25	70
Baumschicht [%]	-	-	-	-	-	-	-	-
Strauchschicht [%]	-	-	-	-	-	-	-	-
Krautschicht [%]	<5	<5	25	40	50	65	25	70
Mooschicht [%]	-	-	-	-	-	-	-	-
Artenzahl	3	5	6	6	6	6	7	8
AC								
<i>Digitaria ischaemum</i>	+	1	2b	3	3	3	2b	3
Begleiter								
<i>Setaria viridis</i>	1	+	1	1	2b	2b	2a	2b
<i>Poa annua</i>	1	+	2a	1	1	3	1	2b
<i>Viola arvensis</i>	.	+	1	1	.	2a	+	1
<i>Stellaria media</i>	.	.	1	1	1	1	1	1
<i>Apera spica-venti</i>	.	.	+	.	.	1	1	1
<i>Erodium cicutarium</i>	.	.	.	.	+	.	+	+
<i>Polygonum convolvulus</i>	.	.	.	1	2a	.	.	.
außerdem: Nr. 2: <i>Pinus sylvestris</i> Kl. +, Nr. 8: <i>Polygonum lapathifolium</i> +								

<sup>1</sup> Naturschutzgebiet "Heiliges Meer", Teilgebiet "Erdfallsee", Südostgrenze des Gebietes

Tab. A10: Tabellarische Zusammenstellung der Vegetationsaufnahmen zur Dokumentation der Vegetation des untersuchten Weidestandortes im Bereich des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“.

Nr. 1-14: *Cynosurion* -Gesellschaften.

Nr.1-4 *Lolio-Cynosuretum luzuletosum*.

Nr. 5-14: *Bellis perennis-Trifolium repens* -Gesellschaft.

Lfd. Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Aufnahmen.	99	100	102	101	68	66	71	65	70	69	74	72	67	73
Datum (2002)	29.07.	29.07.	29.07.	29.07.	20.07.	20.07.	20.07.	20.07.	20.07.	20.07.	20.07.	20.07.	20.07.	20.07.
Gebiet	EFS <sup>1</sup> Atter- meyer- weide	EFS Atter- meyer- weide												
Aufnahmefläche [m <sup>2</sup> ]	40	25	10	8	25	30	36	40	30	30	25	25	35	25
Gesamtddeckung [%]	100	100	100	100	100	100	100	99	100	90	95	100	100	95
Baumschicht [%]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Strauchschicht [%]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Krautschicht [%]	99	99	99	99	100	100	100	99	100	90	95	100	100	95
Mooschicht [%]	40	30	30	60	1	5	60	50	80	10	20	70	5	60
Artenzahl	9	9	12	11	12	12	9	12	12	13	13	13	14	14
VC <i>Cynosurion cristatae</i>														
<i>Trifolium repens</i>	.	.	.	.	1	2m	2m	2b	1	1	2b	2a	1	2a
<i>Cerastium fontanum</i>	.	.	.	1	1	1	2m	2m	2m	2a	2a	2m	1	2a
fazielle Ausbildung von														
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	2a	2a	3	2a	5	5	3	2a	2b	3	3	3	5	3
<i>Agrostis capillaris</i>	4	3	2b	4	2m	2m	4	2b	4	2b	2b	4	2m	3
<i>Festuca rubra</i>	2b	2b	2b	2b	2m	2m	2b	2a	2b	2a	2a	2b	2m	2b
D-Arten <i>Lolio-Cynosuretum luzuletosum</i>														
<i>Luzula campestris</i>	2a	2b	1	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+
<i>Hieracium pilosella</i>	1	2b	2b	2b	.	.	2a	.	2a	.	.	1	.	.
Begleiter														
<i>Rhynchospora squarrosa</i>	3	3	3	4	.	2a	4	4	5	2b	2b	4	2a	4
<i>Plantago lanceolata</i>	.	1	2a	1	1	1	2a	2m	2m	1	1	2m	1	2m
<i>Rumex acetosella</i>	2a	1	1	1	.	.	2a	2m	3	2b	2m	2m	.	2a
<i>Ranunculus repens</i>	.	.	.	.	3	3	.	1	1	2b	4	2a	3	3
<i>Rumex acetosa</i>	1	+	1	.	2a	1	.	.	1	2b	2a	.	2a	2a
<i>Holcus lanatus</i>	.	.	.	.	2m	2m	.	.	2m	2b	1	1	2m	2a
<i>Achillea millefolium</i>	.	.	2m	.	.	.	.	5	1	.	1	1	.	2a
<i>Stellaria graminea</i>	.	.	.	1	.	.	.	1	.	2m	.	.	.	.
<i>Carex leporina</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	1	.
<i>Galium harycinicum</i>	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	1	.
<i>Crepis capillaris</i>	.	.	.	1	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.

außerdem: Nr. 1 *Hypnum jutlandicum* 2m, Nr. 3 *Quercus robur* juv. +, *Ornithopus perpusillus* 1, Nr. 5 *Polytrichum juniperinum* 2m, *Hydrocotyle vulgaris* 2a, *Lotus uliginosus* 1, Nr. 6 *Festuca pratensis* 1, Nr. 11 *Rumex obtusifolius* +, Nr. 12: *Quercus robur* juv. +, Nr. 13 *Juncus effusus* 1, *Cardamine pratensis* 1, Nr. 14 *Artemisia vulgaris* +.

<sup>1</sup> Naturschutzgebiet "Heiliges Meer", Teilgebiet "Erdfallsee"

Tab. A11: Tabellarische Zusammenstellung der Vegetationsaufnahmen zur Dokumentation der Vegetation im Bereich der Grünlandflächen A I und Grt I (Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“) sowie Grt II (Trinkwassergewinnungsgebiet Grumsmühlen).

Nr. 1-22: *Arrhenatheretalia* -Gesellschaften.  
 Nr. 1-15: *Lolium multiflorum* -Gesellschaft.  
 Nr. 10-15: Artenreichere Ausbildung der *Lolium multiflorum* -Gesellschaft auf extensiv bewirtschaftetem Randstreifen.  
 Nr. 16-22: *Arrhenatherion* -Gesellschaft einer extensiv bewirtschafteten Fläche.  
 Nr. 19-22: Ausbildung mit *Holcus lanatus*.

Lfd. Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22
Aufnahmnr.	179	180	181	182	183	184	18	20	19	24	23	22	21	25	26	31	33	32	15	17	14	16
Datum (2002)	08.08.	08.08.	08.08.	08.08.	08.08.	08.08.	01.06.	01.06.	01.06.	01.06.	01.06.	01.06.	01.06.	01.06.	01.06.	02.06.	02.06.	02.06.	24.05.	02.06.	24.05.	02.06.
Gebiet	HM <sup>1</sup> A I*	HM A I*	G <sup>2</sup> Grt II	G Grt II	HM Grt I																	
Aufnahmefläche [m <sup>2</sup> ]	15	18	25	12	15	25	150	100	100	25	25	50	100	30	40	20	40	40	140	80	200	70
Gesamtedeckung [%]	100	100	100	90	90	95	100	100	100	85	90	85	100	90	90	95	95	95	85	95	90	90
Baum-schicht [%]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Strauch-schicht [%]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Kraut-schicht [%]	100	100	100	90	90	95	100	100	100	85	90	85	100	90	90	95	95	95	85	95	90	90
Moos-schicht [%]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Artenzahl	3	4	3	5	6	7	4	6	7	9	10	11	7	10	10	12	12	11	10	11	12	12
OCVC																						
<i>Dactylis glomerata</i>	-	-	-	-	-	-		2m	5	1	1	1	5		1	1	2a	1	2m	2m	2m	2m
<i>Bromus hordeaceus</i>	-	-	-	-	-	-	1	2m	1	1	1	1	1	1	1	2a	2a	2a	1	1	1	1
<i>Trifolium dubium</i>	-	-	-	-	-	-					2m				2a	2a	2b		2b	2m	2a	
Wirtschaftsgräser																						
<i>Lolium multiflorum</i>	4	4	4	5	5	2a	4	4	4	2a	4	4	4	2a	5							
<i>Lolium perenne</i>	2b	2b	2a	2b	2b	5										3	3	3	1	2a	2m	2m
<i>Phleum pratense</i>	-	-	-	-	-	-	2m	2a	2a	2a	2m	2m	2a	1	1	2a	1	1				
<i>Festuca pratensis</i>	-	-	-	-	-	-	3	3	3	2a	3	3	3	2a	3							
Ausbildung von <i>Holcus lanatus</i>													1	1	2m	2a	2b	2m	5	5	5	5
Begleiter																						
<i>Poa pratensis</i>	-	-	-	-	-	-		2a		2m	2a	2a	2m	2a		2a		2m		2m		2m
<i>Poa trivialis</i>	-	-	-	-	-	-	2a		2a	2m		2m	2m	2a		2a						
<i>Trifolium repens</i>	5	5	5	2b	2b	2b				2m	2b	1		1	1	1	1	1	1	3	2m	
<i>Taraxacum officinale</i>	-	-	-	-	-	-								1	2a	2a	1	2m	1	2m	1	
<i>Cerastium fontanum ssp. vulgare</i>	-	-	-	-	-	-								1	2m	2b	2a	2a	1	2m	2m	2m
<i>Rumex acetosella</i>	-	-	-	-	-	-								1	2a	2b	1	2b	3	1		
<i>Veronica arvensis</i>	-	-	-	-	-	-					1				1		2m	1	2m	1		
<i>Ranunculus repens</i>	-	-	-	-	-	-										1		1		1		
<i>Rumex acetosa</i>	-	-	-	-	-	-									1	2b						
<i>Myosotis arvensis</i>	-	-	-	-	-	-							1							1		
<i>Achillea millefolium</i>	-	-	-	-	-	-									1			1				
<i>Juncus bufonius</i>	-	-	2a	1	2a																	
<i>Polygonum aviculare</i>	-	-	2m	2m	2m																	
<i>Rumex crispus</i>	-	-	-	-	-		+	1				1										
<i>Viola arvensis</i>	-	-	-	-	-						1											1
<i>Raphanistrum raphanistrum</i>	-	-	-	-	-							1			1							

außerdem: Nr. 2 *Apera spica-venti* 1, Nr. 5 *Stellaria media* +, Nr. 6 *Apera spica-venti* 2a, *Quercus robur* juv. +, Nr. 10 *Phacelia tanacetifolia* +, Nr. 11 *Secale cereale* 1, *Vicia hirsuta* 1, Nr. 14 *Phacelia tanacetifolia* 1, *Symphytum officinale* 1.

\*nach der zweiten Mahd seit Grünlandeinsatz

<sup>1</sup> Naturschutzgebiet "Heiliges Meer"

<sup>2</sup> Trinkwassergewinnungsgebiet Grumsmühlen

Tab. A12: Tabellarische Zusammenstellung der Vegetationsaufnahmen zur Dokumentation der Vegetation einer vier Jahre alten Pflanzung von *Fagus sylvatica* (Trinkwassergewinnungsgebiet Grumsmühlen).

Lfd. Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Aufnahmenr.	104	106	105	103	64	107	63	210	11	209	62	208	12	13
Datum (2002)	29.07.	29.07.	29.07.	29.07.	16.07.	29.07.	16.07.	14.08.	22.07.	14.08.	16.07.	14.08.	22.07.	22.07.
Gebiet	G <sup>1</sup>	G	G	G	G	G	G	G	G	G	G	G	G	G
	Su III	Su III	Su III	Su III	Su III	Su III	Su III	Su III	Su III	Su III	Su III	Su III	Su III	Su III
Aufnahmefläche [m <sup>2</sup> ]	60	60	50	60	100	50	60	40	100	50	100	50	100	70
Gesamtdeckung [%]	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Baumschicht [%]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Strauchschicht [%]	30	30	25	30	25	25	20	30	20	25	20	30	15	25
Krautschicht [%]	95	95	95	90	90	95	90	95	95	100	90	90	95	95
Mooschicht [%]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Artenzahl	8	7	6	12	12	12	13	13	14	14	17	17	18	21
Pflanzung von <i>Fagus sylvatica</i> Str.	3	3	2b	3	3	2b	2b	3	2 b	2b	2b	3	2 b	2 b
Elemente nitrophytischer Ruderalgesellschaften														
<i>Agropyron repens</i>	5	5	5	5	4	3	4	4	4	4	2b	5	4	4
<i>Epilobium ciliatum</i>	3	2b	2b	2a	2b	2a	2b	3	2 m	2b	2a	3	2 m	2 a
<i>Urtica dioica</i>	1	-	-	2a	-	4	1	2b	2 b	4	3	2a	2 b	2 b
<i>Artemisia vulgaris</i>	-	-	-	1	-	2a	1	2a	-	1	-	1	1	2 m
<i>Eupatorium cannabinum</i>	-	-	-	-	-	2a	-	1	1	2a	1	1	2 m	2 m
<i>Cirsium vulgare</i>	-	-	-	+	1	-	-	-	+	-	1	-	+	+
<i>Rumex obtusifolius</i>	-	-	-	-	-	-	-	1	+	-	1	-	+	+
<i>Erigeron canadensis</i>	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	1	-	-
Elemente der Ackerwildkrautgesellschaften														
<i>Myosotis arvensis</i>	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2a	2 m	2m	2m	2m	2m	2 m	2 m
<i>Vicia hirsuta</i>	1	-	-	-	1	1	1	1	1	-	1	1	2 m	2 m
<i>Polygonum convolvulus</i>	-	1	-	-	-	1	1	2a	2 m	1	1	2a	2 m	2 m
<i>Apera spica-venti</i>	-	-	-	1	2m	2m	1	-	2 m	-	2m	-	2 m	2 m
Elemente der Grünlandgesellschaften														
<i>Juncus effusus</i>	-	-	1	1	2m	1	1	1	1	1	2m	1	1	+
<i>Agrostis capillaris</i>	-	-	-	1	1	2a	-	-	-	-	2m	2m	-	2 m
<i>Holcus lanatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2m	2a	1	-
<i>Rubus fruticosus</i> agg.	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	1	-	+	+
<i>Vicia sativa</i>	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	1	-	1	+
<i>Hypericum perforatum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	2 m	1
<i>Epilobium hirsutum</i>	-	-	-	-	1	-	1	-	-	-	-	+	-	1

außerdem: Nr. 1 *Hordeum vulgare* +, *Viola arvensis* 1, Nr. 2 *Galium aparine* 1, *Epilobium angustifolium* 2a, Nr. 3 *Epilobium angustifolium* 1, Nr. 4 *Oxalis corniculata* 1, Nr. 5 *Dactylis glomerata* 2m, Nr. 7: *Humulus lupulus* 1, *Juncus conglomeratus* 1, Nr. 8 *Glechoma hederacea* 2a, Nr. 9 *Oxalis corniculata* 1, Nr. 10 *Galeopsis tetrahit* 1, *Rumex acetosella* 1, *Glechoma hederacea* +, Nr. 11 *Vicia cracca* 1, *Viola arvensis* 1, Nr. 12: *Luzula multiflora* 1, *Rumex acetosella* 1, *Humulus lupulus* 1, *Juncus conglomeratus* 1, Nr. 13 *Rumex acetosa* 1, Nr. 14 *Lotus corniculatus* 1.

<sup>1</sup> G = Trinkwassergewinnungsgebiet Grumsmühlen

## Anhang

**Abb. A1:** Vegetationskarte ausgewählter Heide-, Wald- und Grünlandflächen des Teilgebietes "Großes Heiliges Meer" 2002

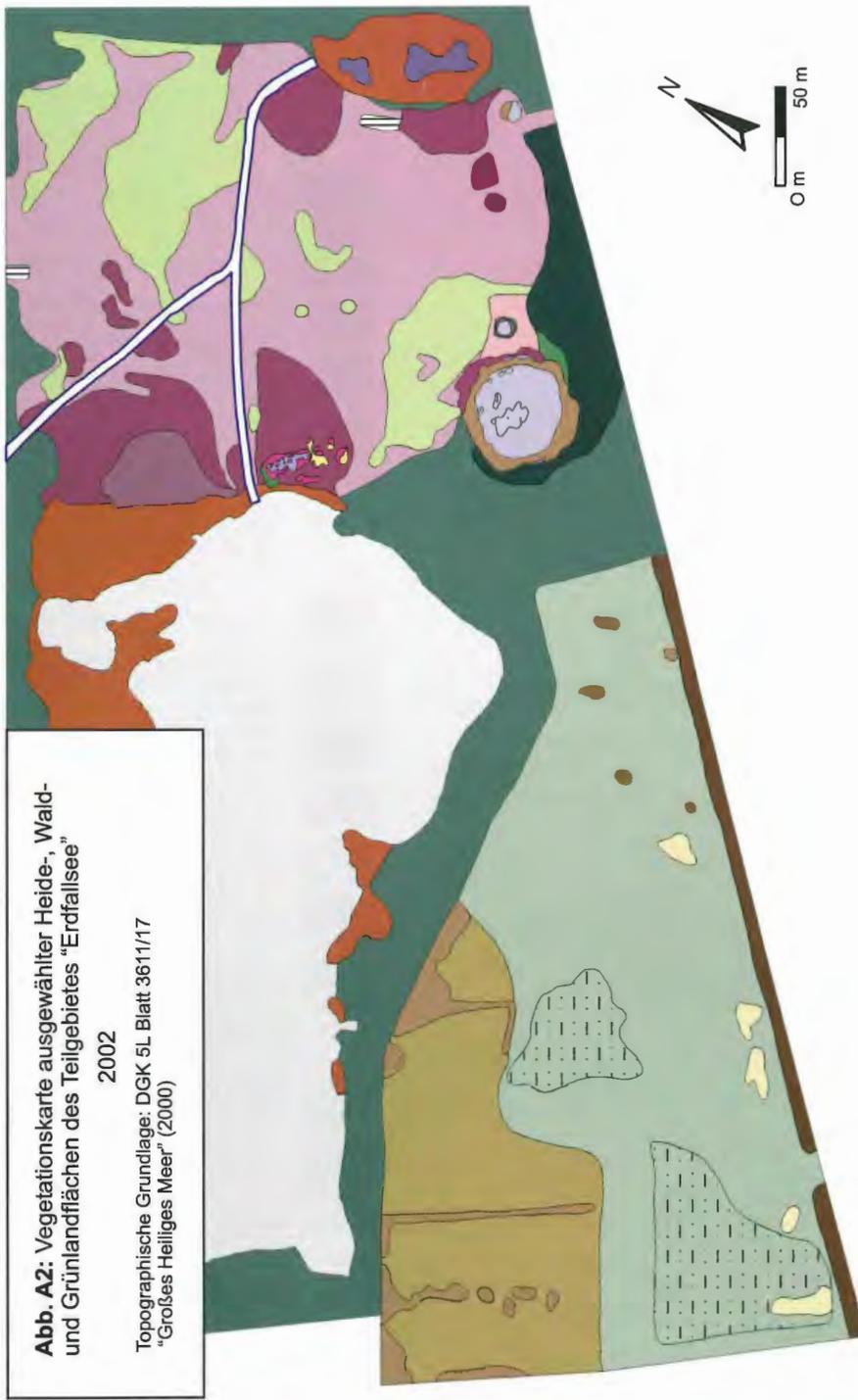
Topographische Grundlage: DGK 5L Blatt 3611/17 Heiliges Meer (2000)



Legende zu Abb. A1:  
Vegetationskarte ausgewählter Heide-, Wald- und Grünlandflächen des Teilgebietes "Großes Heiliges Meer".



Abb. A1: Vegetationskarte ausgewählter Heide-, Wald- und Grünlandflächen des Teilgebietes „Großes Heiliges Meer“.



**Abb. A2:** Vegetationskarte ausgewählter Heide-, Wald- und Grünlandflächen des Teilgebietes „Erdfallsee“

2002

Topographische Grundlage: DGK 5L Blatt 3611/17  
 „Großes Heiliges Meer“ (2000)

Legende zu Abb. A2:  
 Vegetationskarte ausgewählter Heide-, Wald- und Grünlandflächen des Teilgebietes „Erdfallsee“.

- |  |  |   |  |
|--|--|---|--|
|   | <i>Sphagnetum cuspidato-denticulati</i>  |    | <i>Betulo-Quercetum molinietosum</i>   |
|   | <i>Sphagnum cuspidatum-Eriophorum angustifolium</i> -Gesellschaft  |    | <i>Pinus sylvestris</i> -Bestände  |
|   | <i>Eleocharis palustris</i> -Bestände  |    | Gesellschaften der Verlandungsreihe im Bereich des Erdfallsees (nicht kartiert, vgl. HAGEMANN et al. 2000) |
|   | <i>Sphagno tenelli-Rhynchosporium albae</i>  |    | <i>Bellis perennis-Trifolium repens</i> -Gesellschaft  |
|   | <i>Ericetum tetralicis</i>   |    | <i>Bellis perennis-Trifolium repens</i> -Gesellschaft mit hohen Anteilen von <i>Achillea millefolium</i>   |
|   | <i>Molinia caerulea</i> -Rasen/<br><i>Molinia</i> -Bultenstadium des <i>Ericetum tetralicis</i>                  |    | <i>Lolio-Cynosuretum lotetosum</i>   |
|   | <i>Genisto pilosae-Callunetum typicum</i>  |    | <i>Juncus effusus</i> -Dominanzbestände  |
|   | <i>Genisto-Callunetum molinietosum</i>   |    | Offene Sandflächen   |
|   | <i>Genisto-Callunetum molinietosum</i> mit mehrjährigem Jungwuchs von <i>Myrica gale</i>                         |    | Wasserfläche   |
|   | <i>Molinia caerulea</i> -Fazies des <i>Genisto-Callunetum</i>  |   | Geplaggte Flächen  |
|   | Vegetationsmosaik aus <i>Molinia caerulea</i> -Fazies und <i>Festuca tenuifolia-Nardus stricta</i> -Gesellschaft |  | Wallhecke  |
|  | <i>Myricetum galis</i>   |  | Graben   |

Abb. A2: Vegetationskarte ausgewählter Heide-, Wald- und Grünlandflächen des Teilgebietes „Erdfallsee“.



# LWL

**Für die Menschen.**  
Für Westfalen-Lippe.

**Westfälisches Museum  
für Naturkunde  
Landesmuseum und Planetarium**



Sentruper Straße 285      48161 Münster  
Tel.: 0251/591-05

ISSN  
0175-3495