

Abhandlungen  
aus dem  
Westfälischen Museum  
für Naturkunde

62. Jahrgang · 2000 · Beiheft

Richard Pott (Hrsg.)

Ökosystemanalyse des Naturschutzgebietes  
„Heiliges Meer“ (Kreis Steinfurt).  
Interaktionen zwischen Still- und Fließgewässern,  
Grundwasser und Vegetation sowie  
Landnutzung und Naturschutz

Westfälisches Museum für Naturkunde Münster



Landschaftsverband  
Westfalen-Lippe

## 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. Manuskriptblätter einseitig und weitzeilig in Maschinenschrift; zusätzlich als PC-Diskette (MS-DOS oder MAC; gängiges Programm, etwa WORD).
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. Schrifttypen im Text:

einfach unterstrichen = **Fettdruck**

unterstrichelt oder gesperrt = **Sperrdruck**

wissenschaftliche Art- und Gattungsnamen sowie Namen von Pflanzengesellschaften untersträngeln = *Kursivdruck*

Autorennamen in GROSSBUCHSTABEN / KAPITÄLCHEN

Abschnitte, die in Kleindruck gebracht werden können, an linken Rand mit „petit“ kennzeichnen.

Abbildungsvorlagen

5. Die Abbildungsvorlagen (Fotos, Zeichnungen, grafische Darstellungen) müssen bei Verkleinerung auf Satzspiegelgröße (12,6 x 19,7 cm) gut lesbar sein. Größere Abbildungen (z. B. Vegetationskarten) können nur in Ausnahmefällen nach Rücksprache mit der Schriftleitung gedruckt werden.
6. Fotos sind in schwarzweißen Hochglanzabzügen vorzulegen.
7. Die Beschriftung der Abbildungsvorlagen muß in Anreibebuchstaben auf dem Original oder sonst auf einem transparenten Deckblatt erfolgen.
8. Die Unterschriften zu den Abbildungen sind nach Nummern geordnet (Abb. 1, Abb. 2 . . .) auf einem separaten Blatt beizufügen.

Korrekturen

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

Schriftleitung Abhandlungen:

Dr. Brunhild Gries

Westfälisches Museum für Naturkunde

Sentruper Straße 285

48161 Münster

Abhandlungen  
aus dem  
Westfälischen Museum  
für Naturkunde

62. Jahrgang · 2000 · Beiheft

Richard Pott (Hrsg.)

Ökosystemanalyse des Naturschutzgebietes  
„Heiliges Meer“ (Kreis Steinfurt).  
Interaktionen zwischen Still- und Fließgewässern,  
Grundwasser und Vegetation sowie  
Landnutzung und Naturschutz

Westfälisches Museum für Naturkunde  
Landschaftsverband Westfalen-Lippe  
Münster 2000

## 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: LINDEN Print & Media GmbH

Schriftleitung: Dr. Brunhild Gries

© 2000 Landschaftsverband Westfalen-Lippe

ISSN 0175-3495

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

Ökosystemanalyse des Naturschutzgebietes  
„Heiliges Meer“ (Kreis Steinfurt).  
Interaktionen zwischen Still- und Fließgewässern,  
Grundwasser und Vegetation sowie Landnutzung  
und Naturschutz

Richard Pott (Hrsg.)

Inhalt

Richard Pott: Vorwort .....	5
Elke Barth und Richard Pott: Vegetationsgeschichtliche und paläoökologische Untersuchungen zur Tro- phie-Entwicklung in Stillgewässern der pleistozänen Sandlandschaft Nord- deutschlands. ....	15
Mareike Weinert, Dominique Remy und Eckehard P. Löhnert: Hydrogeologische Systemanalyse des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ (Kreis Steinfurt, Nordrhein-Westfalen). ....	41
Bernd Hagemann, Richard Pott und Jürgen Pust: Bedeutung der Vegetation für Stillgewässer-Ökosysteme, Trophiedifferen- zierung und Trophieentwicklung im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ (Kreis Steinfurt, Nordrhein-Westfalen). ....	173
Ulrich Bangert und Ingo Kowarik: Naturschutzplanung für das NSG „Heiliges Meer“ und die umgebende Agrar- landschaft (Kreis Steinfurt, Nordrhein-Westfalen). ....	273



# Vorwort

## Einleitung

Eingebettet in die pleistozäne Sandlandschaft Nordwestdeutschlands liegt das Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ in einer der am stärksten vom ozeanischen Klima beeinflussten Regionen Deutschlands. Es ist deshalb - auch wegen der dadurch bedingten hohen Niederschläge - nicht verwunderlich, daß die fast ausnahmslos aus eiszeitlichen Aufschüttungen bestehenden Böden früher oft über gewaltige Strecken hinweg sehr ausgelaugt waren. In weiten Teilen der Hohen Geest und in den Landstrichen westlich davon bis in den Hümmling hinein dominieren basenarme, im Oberboden ausgewaschene Heideböden, mit stellenweise mächtigen Verfestigungsschichten, den so genannten Ortsteinhorizonten, welche Ackerbau in vielen Landstrichen Nordwestdeutschlands noch bis in die dreißiger Jahre des vergangenen Jahrhunderts so gut wie unmöglich machten. Noch an der Wende des 19. zum 20. Jh. trugen solche Böden weithin *Calluna*-Heiden, die nur an wenigen Stellen von Waldinseln unterbrochen waren. In dieser durch Auswaschung an Nährstoffen verarmten Landschaft waren auch die Gewässer entsprechend ihres Umfeldes nährstoff- und basenarm und daher zumeist von saurem Charakter. Nur in Senken oder größeren und tiefen Gewässern kam es unter besonderen Umständen über die Jahrhunderte zu einer sukzessiven Nährstoffanreicherung und somit zu einer natürlichen Veränderung des Arteninventares.

Das niederdeutsche Wort „güst“ (unfruchtbar, trocken), aus dem der Begriff Geest hervorgegangen ist, bezeichnet unfruchtbares Land. Im natürlichen Zustand ist es ein sandiger, von Steinen bis Findlingsgröße durchsetzter Boden, idealer Untergrund für lichte Eichen-Birken- und Buchen-Eichen-Wälder. Im Vergleich lößreicher Sandböden mit ihren charakteristischen Buchen-Eichen-Wäldern und den Lößböden sowie den besonders fruchtbaren, schweren Marschböden zeigt sich, daß die Sandböden von Haus aus weniger ertragreich sind. Die moderne Landwirtschaft hat diesen Nachteil jedoch durch Mineraldünger, Dränierung und, wo nötig, durch Feldberegnung aufgehoben und aus der Geest ebenso gutes „Bauernland“ gemacht, wie es benachbarte Landesteile von Natur aus haben. Heute sind diese Gebiete der eiszeitlichen Sand- und Sandmischböden durch reichlich Dünger oft bis an ihre Grenzen mit Nährstoffen angereichert, manchmal sogar schon überdüngt.

Zur Geest gehört eine oftmals noch reich gekammerte Agrarlandschaft - von Hecken, Feldmarken, Wiesen und Waldresten durchsetzt - mit zahlreichen Flüssen und Bächen, mit vielfältigen Stillgewässern und natürlichen Seen. Letztere werden - sprachlich korrekt - im Binnenland als Meer bezeichnet: Zwischenahner Meer, Steinhuder Meer, Dümmer („Düm-Meer“) und Heiliges Meer. So werden sie von der offenen See, der salzigen Nordsee, begrifflich abgetrennt.

## Charakteristik des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“

In der geologischen Senkungszone, die sich in südwest-nordöstlicher Richtung vom Uffelner Moor bis zum Tal der Recker Aa nordöstlich des Kleinen Heiligen Meeres erstreckt, kommt es durch Auslaugungsvorgänge im tiefergelegenen Salinargestein zu Erdfallbildungen.

Im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“, das ca. 90 ha umfaßt, befinden sich Stillgewässer unterschiedlicher Größe und Tiefe auf engstem Raum. Sie sind aus Erdfällen hervorgegangen und unterscheiden sich sowohl hinsichtlich ihrer Entwicklung, ihrer Pflanzen- und

Tierwelt aber auch in ihrer Trophie. Neben extrem nährstoffarmen, oligotrophen und dystrophen Gewässern befinden sich im Naturschutzgebiet vielfältige Übergänge zu nährstoffarmen, oligotrophen, nährstoffschwachen, mesotrophen und nährstoffreichen, eutrophen Gewässern. Es existieren sowohl perennierende als auch temporäre Stillgewässer, solche mit ombrotrophen Standortbedingungen, die nahezu ausschließlich regenwassergespeist sind, und andere mit minerotropen Standortbedingungen, die vom Grundwasser beeinflusst werden. Diese Vielfalt unterschiedlicher Gewässerformen und -typen geht zunächst auf die unterschiedlichen Sukzessionsphasen ihrer Verlandung zurück, die auf natürlichen Vorgängen beruhen und die vor allem vom Alter und von der Größe der Gewässer bestimmt werden. Auf der anderen Seite treten als starke Modulatoren der Gewässerentwicklung standörtliche Faktoren der Umgebung hinzu, die in Form eines kleinräumigen Mosaiks aus Wald- und Heidelandschaften mit ihren Grund- und Sickerwasserzuflüssen Einfluß auf den Stoffhaushalt der Gewässer nehmen. Neben den Stofffrachten, die über die trockene und feuchte Deposition Einfluß auf die Nährstoffsituation nehmen, erhalten als anthropogene Faktoren Weide- und Ackerbewirtschaftung, Industrie und Straßenverkehr eine zunehmende Bedeutung für Veränderungen der Lebensräume innerhalb und außerhalb von Gewässerökosystemen. Das Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ liegt im Einflußbereich all dieser Faktoren und stellt daher mit seinen vielfältigen Lebensräumen ein **ideales Untersuchungsgebiet** für vergleichende Studien dar (Lage der Biologischen Station: 52° 21' 00" nördliche Länge und 07° 38' 00" östliche Breite).

### Forschung im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“

Es ist daher nicht verwunderlich, daß Beobachtungen der Pflanzen- und Tierwelt aus dem Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ bereits seit dem Ende des 19. Jh. vorliegen. Nach dem letzten großen Erdfall vom 14.04.1913 verstärkte sich das wissenschaftliche Interesse an dem Gebiet, so daß heute eine Vielzahl von monographischen Veröffentlichungen vorliegen, die einen umfassenden Überblick über Flora und Fauna, Geologie und Hydrologie geben und sich zunehmend auch mit Fragen der Veränderung, Gefährdung und dem Erhalt von Ökosystemen beschäftigen. Heute können hier sowohl natürliche Entwicklungsprozesse als auch die Folgen menschlicher Einflußnahme und die Interaktion verschiedenster aquatischer, semiaquatischer und terrestrischer Ökosysteme studiert werden.

In dem vorliegenden Band werden die Ergebnisse der jüngsten Forschungsaktivitäten im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ vorgestellt.

Einführend wird die Rekonstruktion der historischen Trophieentwicklung des Großen Heiligen Meeres anhand vegetationsgeschichtlicher und paläoökologischer Untersuchungen dargelegt und ihre Bedeutung für den heutigen Trophie-Zustand erläutert. Diese Arbeiten wurden von der **Deutschen Forschungsgemeinschaft** (DFG-Projekt Az: IIB1 - Po 313 / 13) finanziell gefördert. Wichtigste Erkenntnis dieser Untersuchungen ist, daß die Trophie-Sukzession einerseits eng mit der Nutzung des Einzugsgebietes gekoppelt ist und eine Korrelation von lokaler Siedlungsgeschichte und anthropogen beschleunigter Eutrophierung hergestellt werden kann. Andererseits führten Sackungsprozesse, wie sie auch heute noch in der geologischen Senkungszone beobachtet werden können, im Spätmittelalter zum Einbruch der bis dahin kontinuierlich verlaufenden Nährstoffansammlung und zu einer Verschiebung der bereits eutrophen zu oligo- bis mesotrophen Bedingungen im Pelagial des Gewässers.

In einem weiteren interdisziplinären Forschungsprojekt der Fachrichtungen **Hydrogeologie, Vegetationskunde, Gewässerökologie** und **Naturschutzplanung** steht die aktuelle Nähr- und Schadstoffbelastung sowie die Dynamik von Stofftransportprozessen in Gewässern und ihren angrenzenden Lebensräumen im Mittelpunkt der Betrachtungen. In Kombination mit naturschutzplanerischen Konzepten soll eine weitergehende Belastung

der Gewässerlandschaft „Heiliges Meer“ durch industriell bedingte Stofffrachten vermindert werden. Eine finanzielle Förderung durch die **VolkswagenStiftung** (Hannover) ermöglichte uns, dieses umfangreiche Forschungsprojekt mit dem Titel „**Umwelt als knappes Gut: - Die Schadstoffbelastungen im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ und die Möglichkeiten der landschaftsplanerischen Gegensteuerung**“ (Az: II/71 074 und 074-1) zu realisieren.

Der Grundstein für dieses Projekt wurde bereits 1991-1993 mit der Einrichtung eines umfangreichen Meßstellennetzes durch das Westfälische Museum für Naturkunde gelegt. Die Ergebnisse der Grundwasseruntersuchungen lieferten die ersten Hinweise auf sehr kleinräumig differenzierte Wechsel von Milieubedingungen und Stoffkonzentrationen im Grundwasser.

Besonders innerhalb der Kontaktzonen zu anthropogen gestörten Grundwasserbereichen konnten gravierende Grundwasserveränderungen festgestellt werden. Die vorhandenen Pufferzonen sowie die Maßnahmen zum Schutz des Gebietes gegenüber Stoffeinträgen reichten nicht mehr aus, die empfindlichen Lebensräume der Seen-, Bruchwald- und Heidelandschaft innerhalb des Naturschutzgebietes in ihrem Bestand zu sichern.

Deshalb wurde aufbauend auf den ersten Erkenntnissen ein fächerübergreifendes Forschungsprojekt mit dem Ziel initiiert, die genaue Herkunft der Stoffbelastungen und die Wechselwirkungen von Gewässern und ihrer umgebenden Kulturlandschaft im Detail aufzuklären und Wege aufzuzeigen, die vielfältigen Lebensräume im Naturschutzgebiet zu erhalten und vor übermäßigen Stoffbelastungen langfristig zu schützen.

Hierfür wurden drei **Arbeitsgruppen der Universitäten Hannover, Osnabrück und Münster** eingesetzt, welche die hydrogeologischen, vegetations- und gewässerökologischen sowie die naturschutzplanerischen Untersuchungen und Arbeiten durchgeführt haben. Die einzelnen Projektarbeitsgruppen sind:

Projektarbeitsgruppe **Gewässer-Vegetationskunde** (Prof. Dr. Pott, Dr. Pust, Dipl. Biol. Hagemann; Universität Hannover)

1. Meteorologische Messungen
2. Erfassungen der Niederschlagsmengen und -zeiten
3. Erfassung klimatischer Daten wie Lufttemperatur, -druck, -feuchte, Windgeschwindigkeit und Windrichtung
4. Fortführung von hydrochemischen Messungen in den Still- und Fließgewässern
5. Untersuchung jahresperiodischer und witterungsbedingter Fluktuationen von Phosphor und Stickstoffverbindungen, von Alkali- und Erdalkaliionen
6. Untersuchung der vegetations- und bodenspezifischen Beeinflussung von Stoffflüssen in Abhängigkeit von der Witterung, der Jahreszeit und der Vegetation
7. Vegetationskundliche Bearbeitung des NSG und seiner Umgebung

Projektarbeitsgruppe **Hydrogeologie** (Prof. Dr. Löhnert, Dr. Remy, Dr. Weinert; Universität Münster und Osnabrück)

1. Sediment und Bodenuntersuchungen
2. Untersuchungen zum Wasserhaushalt (Niederschlag, Verdunstung, Abfluß und Grundwasserneubildung) des Untersuchungsgebietes
3. Pegelmessungen von Grund- und Oberflächenwasser an einem verdichteten Meßstellennetz zur Fortschreibung und Verfeinerung von Grundwassergleichplänen
4. Bestimmung der Durchlässigkeitsbeiwerte, der nutzbaren Porosität, des hydraulischen Gefälles sowie der Abstandsgeschwindigkeit zur Ermittlung des Einzugsgebietes des Untersuchungsgebietes
5. Fortführung der hydrochemisch-physikalischen Messungen zur Quantifizierung und Qualifizierung jahresperiodischer und witterungsbedingter Fluktuationen von Anionen und Kationen im Grund- und Sickerwasser

6. Beprobung und Untersuchung von Umweltisotopen (Tritium,  $2\text{H}$ ,  $18\text{O}$ ,  $15\text{N}$ ,  $34\text{S}$ ) zur Erfassung bzw. Quantifizierung der Wechselwirkungen zwischen Grund- und Oberflächenwasser, des Grundwasseralters und interner Grundwasserschichtungen sowie des Abbauverhaltens von Nitrat und Sulfat im Untergrund.

Projektarbeitsgruppe **Naturschutzplanung** (Prof. Dr. Kowarik, Dipl. Ing. Bangert, jetzt Technische Universität Berlin)

1. Historische Landschaftsanalyse
2. Erfassung und Bewertung der Vegetations- und Biotoptypen
3. Untersuchung des anthropogenen Belastungspotentials im Umfeld des Schutzgebietes
4. Implementierung eines Geographischen Informationssystems
5. Literatúrauswertung zur Effizienz restaurativer Maßnahmen sowie von Maßnahmen zur Immissionsabwehr und Emissionsminderung
6. Leitbildentwicklung und detaillierte Maßnahmenplanung für das Schutzgebiet und die umgebende Agrarlandschaft
7. Ermittlung von Umsetzungsmöglichkeiten mit der Landwirtschaft

## Zusammenfassung der Teilprojekte

Durch die Neuanlage von zwei Multilevel-Brunnen konnte von der Arbeitsgruppe **Hydrogeologie** im Rahmen des Projektes die Beschaffenheit des Grundwassers und des Grundwasserleiters bis in eine Tiefe von 30 m unter Flur genauer aufgeklärt werden. Es handelt sich vorwiegend um einen humus- und carbonatarmen, ungespannten, pleistozänen Grundwasserleiter, in dem jedoch durch Einlagerungen von Schluff- und Torfschichten lokal auch halb gespannte Verhältnisse auftreten.

Das oberflächennah anstehende Grundwasser fließt dem Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ mit einer Abstandsgeschwindigkeit von ca. 20 m/a aus Südosten zu. Im Bereich des Naturschutzgebietes verringert sich die Fließgeschwindigkeit als Folge zunehmender Transmissivitäten, der Vorflutfunktion des randlichen Fließgewässers „Meerbecke“ und einer geringeren Grundwasserneubildungsrate. Aufgrund der Vorflutfunktion der beiden größeren Seen des Naturschutzgebietes, in dessen Uferbereichen mit aufsteigenden Grundwässern gerechnet werden kann, bildet sich im Naturschutzgebiet eine Grundwasserscheide zwischen den beiden Gewässern aus. Als Folge davon richtet sich der Grundwasserabstrom im Bereich des Erdfallsees Richtung Nordwesten, während er sich im Bereich des Großen Heiligen Meeres Richtung Osten, zur Meerbecke, orientiert.

An Hand der hydrochemischen Untersuchungen aus den 23 älteren Grundwassermeßstellen und den zwei neuen Multilevel-Brunnen kann das Grundwasser in verschiedene Kategorien eingeteilt werden. Das Grundwasser im Randbereich des Naturschutzgebietes weist gegenüber dem des Kerngebietes eine deutlich erhöhte Leitfähigkeit auf, die auf Stoffeinträge aus der umgebenden Landwirtschaft zurückzuführen sind. Die zentral gelegenen Heideflächen korrespondieren hingegen mit gering mineralisierten Grundwässern. Der Grundwasserchemismus wird für die untersuchten Wässer stark vom vorherrschenden Milieu bestimmt. Aerobe Wässer mit z.T. hohen Nitrat-Gehalten treten im Bereich der Acker-, Grünland- und Heideflächen innerhalb des oberen Dekameters auf. Reduzierende Verhältnisse bilden sich mit zunehmender Tiefe und in der Kontaktzone der oberirdischen Gewässer aus. Diese Grundwässer fallen durch hohe Ammonium-, Eisen- und Phosphat-Gehalte sowie geringe Jahrestemperaturamplituden auf. Über Zeitreihen konnten unter Berücksichtigung früherer Untersuchungen jahreszeitliche und langjährige Trends für verschiedene Parameter erkannt werden.

Neben den konventionellen hydrochemischen Methoden wurden für ausgesuchte Grund- und Seewasserproben Isotopengehaltsbestimmungen am Wasser-, Nitrat- und Sulfat-

Molekül durchgeführt. Für die untersuchten Stillgewässer werden anhand der ermittelten  $^{18}\text{O}$ - und  $^2\text{H}$ -Gehalte signifikante gewässerspezifische Unterschiede deutlich, die durch verschiedene Ursprungswässer sowie wechselnde Grundwasser- und Niederschlagsbeimischungen hervorgerufen werden. Die für das Große Heilige Meer und den Erdfallsee aufgestellten Tiefenprofile ermöglichen Aussagen über Verdunstungsprozesse, Grundwasserzutritte und das Schichtungsverhalten der Seen.

Der mittels Tritium-Analysen bestimmte Infiltrationszeitpunkt der untersuchten Grundwässer schwankt zwischen wenigen Monaten und der Zeit vor Beginn der Atombombenversuche (vor 1952). Unterschiede in der Grundwasserschichtung konnten eindeutig an den beiden Multilevel-Brunnen aufgezeigt werden. Während sich für die Wässer des ML1 eine „normale“ Altersschichtung von jüngerem über älterem Grundwasser ergibt, zeigt der ML2 eine anomale Altersstruktur.

Über die Aufstellung von  $^{18}\text{O}$ -Zeitreihen ließ sich zudem der Einfluß der Grundwasserneubildung prüfen, der mit zunehmender Tiefe und im Bereich der oberirdischen Gewässer nicht mehr eindeutig nachzuweisen ist. Im Abstrom des Erdfallsees und des Heideweiher weisen angereicherte  $^{18}\text{O}$ - und  $^2\text{H}$ -Gehalte auf zumindest zeitweise influente Verhältnisse hin.

Mittels der Stickstoff-Isotope konnten für oberflächennahe Grundwässer mit hohen Nitrat-Gehalten und indifferenten Milieubedingungen eindeutig Denitrifikationsprozesse nachgewiesen werden. Für die Isotope des Schwefels ergab sich für zwei von drei Proben eine pyritbürtige Herkunft des Sulfats. Für die dritte Probe aus 15 m Tiefe (ML1) ließ sich eine Sulfatreduktion belegen.

Nach Auswertung und Interpretation der Vielzahl von hydrochemischen Einzelergebnissen konnte die Herkunft und Genese sowie die Überprägung der untersuchten Grundwässer im Untergrund und ihre Wechselbeziehung mit den oberirdischen Gewässern geklärt werden. Dabei ließen sich landwirtschaftlich genutzte Areale und Heide- sowie Grünlandflächen als Einzugsgebiete identifizieren. Zusätzliche Beeinflussungen finden im Bereich der Landstraße durch den winterlichen Streusalzgebrauch und durch das Meerbecke-Infiltrat statt. Seewasserinfiltrate konnten mit Hilfe der  $^{18}\text{O}$ -Gehalte ebenfalls nachgewiesen werden. Bei längeren Untergrundverweilzeiten ist das zugehörige Einzugsgebiet als Folge vielfältiger Überprägungsprozesse häufig nicht mehr eindeutig bestimmbar. Zu diesen Prozessen gehören z.B. die Denitrifikation, die Adsorption von Phosphat und Kalium und die Sulfatreduktion. Diese Prozesse tragen im Untersuchungsgebiet zu einer qualitativen Verbesserung der Grundwasserbeschaffenheit bei.

Für die Stillgewässer konnte unter Berücksichtigung der  $^{18}\text{O}$ -Gehalte, des Kolmationsgrades, der Flächenausformung und eines Wasserstandsvergleichs zwischen Grund- und Seewasser zumindest zeitweise eine Interaktion mit dem Grundwasser belegt werden. Neben der Quantifizierung der einzelnen Grundwasserbilanzglieder ließen sich außerdem zumindest teilweise die Positionen einzelner Grundwasserzutrittsstellen lokalisieren.

Das potentielle Risiko für das Grundwassersystem im Naturschutzgebiet besteht in einer wahrscheinlichen Störung des Selbstreinigungsvermögens, was eine zunehmende Gefährdung des Gebietes zur Folge hätte. Um den derzeitigen Status quo zu festigen bzw. den bereits eingetretenen Verschlechterungen der Grundwasserqualität entgegenzuwirken, kommen verschiedene Möglichkeiten in Betracht, von denen die Ausweitung der umgebenden Pufferzone als effektivste Gegenmaßnahme anzusehen ist.

Mit Hilfe von geobotanischen und hydrochemisch-physikalischen Untersuchungen konnte durch die Arbeitsgruppe **Gewässer-Vegetationskunde** eine Trophiedifferenzierung im Uferbereich der Gewässer vorgenommen werden. In Übereinstimmung mit den hydrogeologischen Befunden wurde eine Beeinflussung der Gewässer durch Grundwasser unterschiedlicher hydrochemischer Qualität bestätigt.

Sehr gut lassen sich Bereiche mit einer niedrigen Leitfähigkeit von meist unter 100  $\mu\text{S}/\text{cm}$  im Sicker- und Grundwasser abgrenzen. Sie korrespondieren mit oligo- oder dys- bis mesotraphenten Pflanzengesellschaften. Dieses Grundwasser entsteht unter den zentralen Heideflächen im Naturschutzgebiet, an welche die Gewässer angrenzen. Von hieraus beeinflusst es das Westufer des Großen Heiligen Meeres und das Ost-Nordostufer des Erdfallsees. Andererseits existieren im Litoral Abschnitte mit einer zum Wasserkörper des Sees selbst relativ höheren Gesamtmineralisation und einem erhöhten Nährstoffangebot. Hier sind meso- bis eutraphente Pflanzengesellschaften am Aufbau der Verlandungsvegetation beteiligt. Die Nährstoffversorgung resultiert hier überwiegend aus dem Zustrom von nährstoff- und basenreichem Sicker- und Grundwasser, der von der Vegetation selbst gefördert wird. Die Schwarz-Erle (*Alnus glutinosa*) z.B. vermag mit ihrem Wurzelsystem Niedermoortorf zu durchdringen und weit in grundwasserführende Schichten vorzustoßen. Dadurch werden sonst eher undurchlässige Bodenhorizonte permeabel und Grundwasser kann auf diesem Weg an die Oberfläche gelangen.

In Kombination mit hohen Nährstoffkonzentrationen und einer hohen Gesamtmineralisation kann der Einfluß des oberflächennahen Grund- und Sickerwassers bis in das Litoral verfolgt werden.

Innerhalb der Gewässer stehen sich somit trophiemindernde und trophiefördernde Prozesse gegenüber, die zeitgleich an verschiedenen Orten auftreten können und so selbst innerhalb eines Gewässers zu einer Differenzierung der Lebensräume führen können. Die Abstufung der Trophiedifferenzierung von Gewässern ist - selbst innerhalb eines Gewässers - sehr stark mit den angrenzenden Lebensräumen und ihrer Nutzung verknüpft, so daß auf diesem Weg vielfältige Steuerungsmöglichkeiten der Trophie innerhalb des Ökosystems See entstehen.

Die naturwissenschaftlichen Untersuchungen innerhalb des Schutzgebietes belegen anthropogene Schadstoffbelastungen und zukünftige Belastungsrisiken. Am Beispiel der Gewässerlandschaft „Heiliges Meer“ werden von der Arbeitsgruppe **Naturschutzplanung** Wege aufgezeigt, wie aus den ökologischen Daten unter Einbeziehung sozio-ökonomischer Informationen Umweltqualitäts- und Handlungsziele zur Gegensteuerung der Belastungen abgeleitet werden können, die umsetzbar und effizient sind. Um dem umfassenden Anspruch des Naturschutzes gerecht zu werden, scheiden sektorale Lösungen aus. Das heißt zum einen, daß das Naturschutzgebiet und die Produktionslandschaft als Einheit aufzufassen sind und zum anderen, daß die stofflich-funktionalen mit landschaftsästhetischen und -geschichtlichen Naturschutzzielen verbunden werden müssen.

Als methodischer Lösungsweg wird ein GIS-gestütztes Planungssystem vorgestellt, das auf drei Eckpfeilern beruht:

- auf einer stofflichen Risikoanalyse, mit der die Immissions- und Emissionsseiten der Belastungspfade verbunden und schlagbezogene Vorrangflächen für Schutzmaßnahmen in der Agrarlandschaft ausgewiesen werden können,
- auf einer historischen Landschaftsanalyse, durch die wertvolle Kulturlandschaftselemente identifiziert werden können,
- auf einer Betriebsleiter-Befragung, die sowohl Bewirtschaftungsdaten liefert, als auch Aufschluß über die Ansprüche und die Mitwirkungsbereitschaft der Landnutzer gibt.

Die Naturschutzplanung mündet in ein offenes Handlungskonzept, in dem sowohl segregative als auch integrative Umsetzungsstrategien ausgearbeitet und durch Entwicklungsszenarien verdeutlicht werden. Es stellt sich heraus, daß neben der bisher verfolgten segregativen Pufferzonen-Strategie, die an Belastungsbrennpunkten nach wie vor sinnvoll und notwendig ist, auch in der kooperativen Umsetzung mit der Landwirtschaft ein großer Handlungsspielraum vorhanden ist. Auch er sollte ausgeschöpft werden, um hochgefähr-

dete Ökosysteme wie die Gewässerlandschaft „Heiliges Meer“ langfristig erhalten zu können.

## Fortführung der Forschungsaktivitäten

Auf zahlreichen Veranstaltungen im In- und Ausland, z. B. auf Vorträgen, Postervorstellungen und Workshops, aber auch auf Exkursionen durch das Naturschutzgebiet - das Forschungsgebiet - haben wir mit interessierten Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftlern, aber auch mit Laien über Inhalt, Ergebnisse und Ziele des Forschungsprojektes diskutiert, und versucht, die Problematik „**Umwelt als knappes Gut**“ zu verdeutlichen (siehe Liste der Veranstaltungen auf S. 13 bis 14). Als wichtigstes Ergebniss dieses Austausches ist die Sensibilisierung von Entscheidungsträgern zu nennen, die eine Weiterführung der Beobachtungen als Dauermonitoring im Naturschutzgebiet ermöglicht haben. Nur deshalb können die Langzeitmessungen, die bereits Daten über einen Zeitraum von nun fast 10 Jahren erbracht haben, im Naturschutzgebiet sinnvoll fortgeführt und weitere Einzelheiten über die Stoffdynamik im Ökosystem See aufgedeckt werden.

Zur besseren Einschätzung der zukünftigen Entwicklung der Gewässer und Entwicklung langfristiger Strategien zu ihrem Schutz werden als nächstes die Grundwassereintrittsstellen in die Gewässer und die zugehörigen Einzugsgebiete genauer lokalisiert. Dazu müssen in der nächsten Zeit Kenntnisse über die Ausbildung der Seekolmationsschichten und der Tiefenlage der Quartärbasis gewonnen werden.

Mit Hilfe von weiteren Meßstellen, die eine tiefenorientierte Probenahme erlauben, soll die Grundwasserdynamik im direkten Abstrom des Erdfallsees, des Großen Heiligen Meeres und im Bereich der Meerbecke vertiefend geklärt werden. Der Bau dieser Meßstellen befindet sich zur Zeit in Vorbereitung.

Die Ergebnisse stellen die Basis einer mittelfristig anzusetzenden Erfolgskontrolle dar. Die Auswirkungen einer Realisierung unserer Vorschläge zum kooperativen Naturschutz mit der Landwirtschaft auf die Gewässer- und Grundwasserlandschaft können so bereits frühzeitig erkannt werden. Diese Aufgabe wird vom Landschaftsverband Westfalen-Lippe (LWL) - Westfälisches Museum für Naturkunde als Gebietseigentümer wahrgenommen. Eine Dauerstelle in der Biologischen Station zum Dauermonitoring und zur Aufrechterhaltung des umfangreichen Meßstellennetzes wurde zum 1. Juli 1999 neu geschaffen und mit Herrn Dr. Jürgen Pust aus dem Institut für Geobotanik besetzt. Damit können wir das Gebiet als wirkliches Modell für ein **Langzeitmonitoring** nutzen.

Um die wissenschaftliche Begleitung der Untersuchungen im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ zu gewährleisten, wurde ein Kooperationsvertrag zwischen dem **Westfälischen Museum für Naturkunde** (Münster) und dem **Institut für Geobotanik** der Universität Hannover abgeschlossen. Hierdurch ist ein Grundstein gelegt, mit dessen Hilfe die Ergebnisse und Modelle aus dem Forschungsprojekt direkt in Vorlesungen, Seminaren und Praktika an Studenten und Fachleute weitergegeben werden. Dadurch wird eine öffentliche Diskussion möglich.

Die Zusammenarbeit der vegetationskundlichen, hydrogeologischen und naturschutzplanerischen Disziplinen erwies sich auch in anderen Projekten als äußerst fruchtbar.

## Danksagung

Ohne die konstruktive Zusammenarbeit zahlreicher Ämter, Institutionen und den Betroffenen vor Ort wäre das Forschungsvorhaben nicht möglich gewesen. Allen im folgenden genannten Personen und Institutionen möchten wir an dieser Stelle für die gute Kooperation und die Unterstützung danken:

- Frau Dr. Arts, Institute for Forestry and Nature Research, Wageningen
- Frau Brockmann, Katasteramt Kreis Steinfurt
- Herrn Dr. Bäßler (verstorben) (ehemals Preussag Anthrazit GmbH)
- Herrn Dr. Christmann, Landesumweltamt NRW (Essen)
- Herrn Dr. Giesemann, Herrn Dr. Holtmann, Herrn Dr. Schwarze, Herrn Tüllinghoff; Untere Landschaftsbehörde / Biologische Station Kreis Steinfurt
- Herrn Dr. Isermann, Büro für Nachhaltige Land(wirt)schaft und Agrikultur, Hanhofen
- Herrn Prof. Dr. Käss (Univ.-Prof. a.D.)
- Herrn Ostermann, Landwirtschaftskammer Westfalen-Lippe, Steinfurt
- Herrn Rehage, Herrn Dr. Terlutter, Frau Dr. Gries; Westfälisches Museum für Naturkunde
- Herrn Dr. Rode, Institut für Landschaftspflege und Naturschutz, Hannover
- Herrn Dr. Waltermann, Herrn Rohlmann; Finanzamt Ibbenbüren
- Herrn Prof. Dr. Werner, Westfälische Wilhelms-Universität Münster
- Herrn Sander, Frau Brenken, Arbeitsgemeinschaft Umweltplanung, Hannover
- Bundesanstalt für Gewässerkunde (Koblenz), Herrn Dr. Krause
- Deutscher Wetterdienst (Essen), Geschäftsfeld Klima- und Umweltberatung, Herrn Wolf
- Firma Hydroisotop GmbH (Schweitenkirchen/Bayern), Herrn Dr. Eichinger
- Institut für Hydrologie der GSF - Neuherberg (Oberschleißheim), Herrn Dr. Stichler
- Landwirte und Anwohner im Umfeld des Naturschutzgebietes Heiliges Meer, Gemeinden Hopsten, Recke, Stadt Ibbenbüren
- Staatliches Umweltamt Münster, Frau Scherer, Herrn Brandenburg
- Untere Wasserbehörde Tecklenburg, Herrn Schröer
- Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes, Neubauamt für den Ausbau des Mittellandkanales in Minden (Außenstelle Osnabrück), Herrn Dorenkamp
- Wasserwerk Harsewinkel, Herrn Niermann

Wir danken der **VolkswagenStiftung** (Hannover) für die großzügige finanzielle Unterstützung dieses Projektes mit Personal- und Sachmitteln. Ebenso danken wir der **Nordrhein-Westfalen-Stiftung** (Düsseldorf) für die Bereitstellung von zwei selbstregistrierenden Klimameßstationen. Der **Deutschen Forschungsgemeinschaft** (Bonn) danken wir für die finanzielle Förderung der vegetationsgeschichtlichen und paläoökologischen Forschung.

Dem Direktor des Westfälischen Museums für Naturkunde, Herrn **Dr. Alfred Hendricks** (Münster) danken wir für die aktive Unterstützung des Forschungsprojektes.

Dem vormaligen Stationsleiter Herrn **Heinz-Otto Rehage** (Münster) danken wir für seine immerwährende tatkräftige Unterstützung unserer Gelände- und Meßarbeiten.

Frau **Dr. Brunhild Gries** (Münster) möchten wir an dieser Stelle ganz herzlich danken für die ständige Hilfestellung bei den Veröffentlichungen unserer früheren Ergebnisse in dem Publikationsorgan des Museums sowie für die intensive Mitarbeit bei der Erstellung des vorliegenden Abschlußberichtes.

Hannover, im August 2000  
 Richard Pott  
 für die Arbeitsgruppe „Heiliges Meer“

## Anhang zum Vorwort

Liste der Vorstellungen und Veranstaltungen zum Thema „Umwelt als knappes Gut“

### Vorträge

- BANGERT, H.-U. & I. KOWARIK (1999): Stoffliche Belastungen in der Kulturlandschaft und Gegensteuerungsmöglichkeiten am Beispiel des NSG „Heiliges Meer“. Vortrag auf der 29. Jahrestagung der Gesellschaft für Ökologie, Bayreuth, 13.-18.9.1999.
- BANGERT, H.-U. (2000): Ein Meer als Insel? - Naturschutzplanung in der oligotrophen Gewässerlandschaft „Heiliges Meer“. Vortrag auf dem Großen Kolloquium des Fachgebiets Ökosystemkunde / Pflanzenökologie des Instituts für Ökologie und Biologie der TU Berlin, Berlin, 17.5.2000.
- BANGERT, H.U. (2000): Schutz nährstoffarmer Ökosysteme in Agrarräumen. Naturschutzstrategien am Beispiel der Gewässerlandschaft Heiliges Meer. Vortrag auf der Tagung des Westfälischen Instituts für Regionalgeschichte „Landwirtschaft und Umwelt in Westfalen vom 18. bis 20. Jahrhundert“, Münster, 13.-15.9.2000.
- PUST, J & R. POTT (1997): Raum-Zeit-Dynamik der Gewässerentwicklung und Gewässereutrophierung in Norddeutschland am Beispiel der Gewässerlandschaft im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“. Vortrag auf einer Fachtagung des Bundesamtes für Naturschutz: Raum-Zeit-Dynamik in Biotopen und Landschaften - Aspekte zur Konzeption des Prozeßschutzes, Akademie Sundern, Winsen/Aller, 27.-29.10.1997.
- POTT, R. (1998): Stickstoffbelastungen der Gewässerlandschaft „Heiliges Meer“ und Möglichkeiten der landschaftsplanerischen Gegensteuerung. Sachstandsbericht I vor dem Umweltausschuß des Landschaftsverbandes Westfalen-Lippe am 21.11.1998.
- POTT, R. (1999): The European reed beds and their ecology with an example from the Frisian Islands in the northern sea. - Special Issue of International Workshop and Forum on Conservation of Reedbeds, KONC, Bulletin of Kansai Organization for Nature Conservation, Biwa-See bei Kyoto, 10.-16.6.1999.
- POTT, R. (2000): Stickstoffbelastungen der Gewässerlandschaft „Heiliges Meer“ und Möglichkeiten der landschaftsplanerischen Gegensteuerung. Sachstandsbericht II vor dem Umweltausschuß des Landschaftsverbandes Westfalen-Lippe am 26.05.2000.
- WEINERT, M., REMY, D. & E.P. LÖHNERT (1997): Untersuchungen zur Hydrogeologie im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ bei Hopsten. - 64. Tagung der Arbeitsgemeinschaft Nordwestdeutscher Geologen, Kevelaer, 20.-23.05.1997.
- WEINERT, M., REMY, D. & E.P. LÖHNERT (1997): Hydrogeologische Aspekte im NSG „Heiliges Meer“. - Forschungskolloquium „Ökologie“ Arbeitsgruppe Ökologie in Osnabrück, Osnabrück, 18.11.1997.
- WEINERT, M. (1998): Hydrogeologie der Gewässerlandschaft „Heiliges Meer“ (Recke / Nördliches Westfalen), Grundwasser-Doktoranden-Treffen, Darmstadt, 05.-06.06.1998
- POTT, R. (2000): Dynamics in the development and eutrophication of aquatic ecosystems. - Symposium „Green development“, 29.7.2000, Yanai-City, Hiroshima.

### Poster

- WEINERT, M., REMY, D. & E.P. LÖHNERT (1998): Untersuchungen zur Hydrogeologie der Gewässerlandschaft „Heiliges Meer“ (Recke / Nordrhein-Westfalen). - Geo-Berlin '98, 150 Jahre Deutsche Geologische Gesellschaft, Berlin, 06.-09.10.1998.

- WEINERT, M., REMY, D. & E.P. LÖHNERT (1999): Untersuchungen zur Hydrogeologie der Gewässerlandschaft „Heiliges Meer“ - Stoffeinträge in den Erdfallsee. - Instrumente des Umweltschutzes im Wirkungsverbund; Interdisziplinäres Kolloquium „Umwelt als knappes Gut“ der VolkswagenStiftung, Osnabrück, 10.-12.11.1999.
- WEINERT, M., REMY, D. & E.P. LÖHNERT (2000): Sickerwasser extensiv genutzter Grünland- und Heidestandorte am Beispiel des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ (Recke / NRW). - Workshop Sickerwassermodellierung GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit GmbH, Neuherberg, 03.-04.04.2000
- POTT, R. , PUST, J. & B. HAGEMANN (1999): Modellstudie „Heiliges Meer“; Stofftransporte in pleistozänen Gewässerlandschaften. - Instrumente des Umweltschutzes im Wirkungsverbund; Interdisziplinäres Kolloquium „Umwelt als knappes Gut“ der VolkswagenStiftung, Osnabrück, 10.-12.11.1999.
- HAGEMANN, B. (2000): Biodiversität einer Gewässerlandschaft als Folge menschlicher Landnutzung. - VI. Rintelner Symposium, Rahmenthema: Biodiversität, Jahrestagung der Federation Internationale de Phytosociologie (FIP), Rinteln, 11.-14.05.2000

### sonstige Veranstaltungen

- WEINERT, M., REMY, D., LÖHNERT, E.P., POTT, R. , PUST, J. & B. HAGEMANN (1996): Vorstellung des Forschungsprojektes „Stickstoffbelastungen der Gewässerlandschaft „Heiliges Meer“ und Möglichkeiten der landschaftsplanerischen Gegensteuerung“. - Exkursion der Arbeitsgemeinschaft für Biologisch-Ökologische Landesforschung e.V. am Heiligen Meer, Recke, 31.08.1996
- WEINERT, M. (2000): „Vorstellung der Geländearbeiten zur Dissertation“. - Exkursion des Arbeitskreises „Ausbildung und Informationen“ der FH-DGG, Recke, 16.-18.01.1997.

# Vegetationsgeschichtliche und paläoökologische Untersuchungen zur Trophie-Entwicklung in Stillgewässern der pleistozänen Sandlandschaft Norddeutschlands

Elke Barth und Richard Pott, Hannover

## Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	15
1. Einführung	16
2. Untersuchungsgebiet	17
3. Untersuchungsmethodik	18
4. Palynologische Rekonstruktion der regionalen Landschaftsentwicklung	20
4.1 Entwicklung der Natur- und frühen Kulturlandschaft	20
4.2 Alter des Großen Heiligen Meeres	20
4.3 Entwicklung der historischen Kulturlandschaft	21
5. Palynologische Indikation der lokalen Subrosions- und Erdfallprozesse	24
6. Paläoökologische Nachzeichnung der Genese des Großen Heiligen Meeres	26
6.1 Vegetationszonen und ihre Entwicklung	26
6.2 Diatomeensukzession	28
6.3 Hydrochemische Entwicklung	30
7. Modellvorstellungen zur Trophie-Entwicklung norddeutscher Stillgewässer	31
7.1 Mehrdimensionale Nährstoffentwicklung im Großen Heiligen Meer	31
7.2 Allgemeingültige Ursachen und Mechanismen der Nährstoffentwicklung	32
8. Quellen- und Literaturverzeichnis	34
9. Anhang, Umschlag S. 3	
9.1 Konvent. Pollendiagramm der Meerbecke-Niederung / Heiliges Meer	
9.2 Pollendiagramm Großes Heiliges Meer	
9.3 Diatomeendiagramm Großes Heiliges Meer	

## Zusammenfassung

Anhand paläoökologischer Untersuchungen wurden exemplarisch die Prozesse der natürlichen und anthropogen beeinflussten Sukzession von Stillgewässern untersucht, wie sie für Nordwestdeutschland typisch sind. Dazu wurde das Große Heilige Meer im NSG Heiliges Meer als Referenzgewässer ausgewählt. Methodisch wurden neben der Pollen- und Makrorestanalyse auch die Diatomeenanalyse sowie paläochemische Sedimentanalysen angewandt, um einen möglichst umfassenden Einblick in die Entwicklung des Sees und dessen Einzugsgebiet zu erhalten: Zunächst wird die regionale Landschafts- und Siedlungsgeschichte rekonstruiert und ferner die Entstehungs- und Entwicklungsgeschichte

des Großen Heiligen Meeres in den Rahmen der lokalen Subrosions- und Erdfallprozesse des geologisch äußerst aktiven Heiligen Feldes eingebunden. Vor diesem Hintergrund wird die trophieabhängige Sukzession der Verlandungsprozesse abgeleitet, d.h. es werden die Vegetationszonen des Großen Heiligen Meeres und ihre Entwicklung, die Diatomeensukzession und die Genese des Nährstoff- und Mineralhaushaltes herausgearbeitet. In einer Synthese werden abschließend Modellvorstellungen zur mehrdimensionalen Trophie-Entwicklung des Stillwasser-Ökosystems Großes Heiliges Meer entwickelt und die allgemeingültigen Ursachen und Mechanismen der Nährstoffentwicklung norddeutscher Stillgewässern diskutiert.

## 1. Einführung

Unsere heutige Landschaft ist das vorläufige Ergebnis eines langen Prozesses des natürlichen Floren- und Vegetationswandels in Abhängigkeit von naturräumlichen, soziologischen und historischen Gegebenheiten sowie anthropozoogenen Einflüssen. Natürliche Stillgewässer unterliegen als Teil der Naturlandschaft ebenfalls diesem Wandel. Die Seen der pleistozänen Sandlandschaft Nordwestdeutschlands müssen dabei, entsprechend ihrem Einzugsgebiet, als natürlicherweise nährstoffarme Lebensräume angesehen werden. Seit dem Neolithikum greift nun der siedelnde und landwirtschaftsbetreibende Mensch nachhaltig in die natürlichen Landschaftsstrukturen ein. Beginn und Ausmaß dieser Einflüsse variierten jedoch regional und korrelierten stark mit der jeweilig lokalen Siedlungs- und Wirtschaftsgeschichte. In Folge untergliederte sich die allmählich entstehende Kulturlandschaft in ein naturraumabhängiges Mosaik von naturnahen und synanthropen Lebensräumen. Während es zunächst zu einer vielfältigen Bereicherung und Differenzierung von Standorten und Vegetation kam, wurden dann nach und nach die natürlichen Vegetationsformationen auf Refugialgebiete verdrängt. Doch erst im Zuge der Industrialisierung und Intensivierung der Landwirtschaft wurde die Erschließung der einst unwirtschaftlichen nordwestdeutschen Landschaftsräume (Sand- und Feuchtgebiete) ermöglicht und es entwickelte sich die heute agrarindustriell geprägte Landschaft. Dadurch wurde der Mensch seit dem 19. Jahrhundert zum primären Verursacher der allgemeinen Umwelt- und Gewässerbelastung sowie der großräumigen Eutrophierung der Landschaft. Die Flurbereinigung Ende des 20. Jahrhunderts verstärkte die Entdifferenzierung des Standortgefüges, die Zerstörung der Biotope und damit die neuzeitliche Verarmung der Vegetation noch einmal mehr (POTT & HÜPPE 1991, POTT 1992). Heute gehören Stillwasser-Ökosysteme der nordwestdeutschen Tiefebene, die z.T. nach wie vor noch naturnahe, nährstoffarme Lebensräume darstellen, zu den gefährdeten Biotopkomplexen (POTT 1995, 1996) und „der hohe Eintrag von Nährstoffen wird heute als eines der gravierendsten Probleme im Naturschutz angesehen“ (ELLENBERG 1989).

Will man die Biodiversität in der anthropozoogen überformten Kulturlandschaft Nordwestdeutschlands bewahren, so bedürfen insbesondere diese noch naturnahen, limnischen Lebensräume eines umfassenden Schutzes (POTT 1996). Dazu ist jedoch ein komplexes Wissen um die Entstehung und Entwicklung bzw. um die Vorgänge innerhalb der Ökosysteme und deren Beziehung zur Umwelt vonnöten. Die Paläoökologie übernimmt dabei die Erforschung langfristiger Entwicklungen und Reaktionen in der Genese einzelner Lebensräume bzw. Gewässer unter Einbezug des lokalen und regionalen Wandels von Landschafts- und Siedlungsgeschichte. Während einerseits seit geraumer Zeit die Fülle punktueller, vegetationsgeschichtlicher Untersuchungen zu einem überregionalen Grundmuster zum Wandel der Geo- und Biosphäre zusammengefügt wird, wird andererseits, unter Berücksichtigung der vielfältigen topographischen und klimageographischen Landschaftsdifferenzierung und der unterschiedlichen Kultur- und Wirtschaftskreise des Menschen, die detaillierte Darstellung kleinräumiger Entwicklungen in einer fundierten

Grundlagenforschung immer bedeutender (LANG 1994). Hier reiht sich die vorliegende Arbeit in die paläoökologischen Ermittlungen zur Genese von Stillgewässern ein, wie sie u.a. für Seen in Großbritannien (BERGLUND 1986, PEGLAR et al. 1989), Skandinavien (ALHONEN 1967, RENBERG et al. 1982, ANDERSSON & OLSSON 1985), Polen (BERGLUND et al. 1993) und den USA (LEWIS et al. 1984) vorliegen und für Nordwestdeutschland von CASPERS 1993 für die Altwasser der Weser bzw. in der Reihe „Limnogeologische Untersuchungen an niedersächsischen Binnengewässern“ (STREIF 1970 ff.) von geologischer Seite aus durchgeführt wurden. So ist das Ziel dieser Arbeit, das Wissen um die historische Entwicklung limnischer Ökosysteme zu ergänzen und einen wichtigen Beitrag zur Klärung offener Fragen hinsichtlich der natürlichen und naturnahen Vegetations- und Nährstoffentwicklung von Stillgewässern zu leisten.

## 2. Untersuchungsgebiet

Das „Große Heilige Meer“ befindet sich an der Nordwestgrenze Nordrhein-Westfalens zu Niedersachsen, 30 km westnordwestlich von Osnabrück, an der Landstraße L 504 Ibbenbüren - Lingen / Ems (TK 25, Bl. 3611 „Hopsten“). Es gehört zum nordöstlichen Teilgebiet des Naturschutzgebietes Heiliges Meer und der Gemarkung des Heiligen Feldes, die politisch den Nachbargemeinden Hopsten und Recke im Kreis Steinfurt, Regierungsbezirk Münster / Westfalen zuzuordnen ist (TK 5, Bl. 3611 / 17 Großes Heiliges Meer).

Das Untersuchungsgebiet ist Teil der südöstlichen Plantlünner Sandebene im Bereich der nordwestdeutschen Tiefebene (MEISEL 1961). Naturräumlich wird es entscheidend von seiner Randlage an der Schwelle der Westfälisch-Niedersächsischen Mittelgebirge geprägt, deren Nordwestausläufer (Westliches Wiehengebirge, Osnabrücker Hügelland und Osning) nördlich des Münsterlandes keilförmig in das Tiefland vorstoßen (THIERMANN 1975a). Das Landschaftsbild dieses Naturraumes läßt sich physiognomisch deutlich in die höher gelegenen, trockenen Talsandebenen und die weiten, feuchten Niederungen differenzieren (MÜLLER-WILLE 1960).

Innerhalb des naturräumlichen Grenzbereiches erstreckt sich parallel zum Nordwestabfall des Ibbenbürener Plateaus (174 m ü.NN) die geologische Senkungszone des Heiligen Feldes, die sich durch eine deutliche Grundsenkung auf Höhen von 41 bis 45 m ü.NN von ihrer Umgebung abhebt. Sie reicht in einem 2,5 x 5 km breiten Streifen vom Uffelner Moor im Südwesten über das NSG bis hin zum Tal der Recker Aa nordöstlich des Kleinen Heiligen Meeres. Salinarkarstprozesse im Bereich des Mesozoikums (insbesondere Münder Mergel / Malm), die sich dort, wo die gebirgsbildenden Schichten des Mittelgebirgsrückens unter die pleistozäne Sandlandschaft der Tiefebene abtauchen, relativ oberflächennah und im Grundwassereinfluß abspielen, sind für die Subrosionserscheinungen verantwortlich. Zahlreiche Senken und Erdfälle, zu denen auch die „Meerbecke-Niederung“ und das Große Heilige Meer gehören, charakterisieren daher das kleinräumig strukturierte Untersuchungsgebiet (LOTZE 1956, THIERMANN 1975b).

Aufgrund dieser einzigartigen geologischen Bedingungen weist das Naturschutzgebiet auf kleinstem Raum eine große standörtliche Vielfalt auf und spiegelt in einem kleinräumigen Mosaik nahezu alle typisch nordwestdeutschen Landschaftstypen wider. Zudem stellt das NSG ein Refugialgebiet für zahlreiche Elemente der einstigen Natur- und extensiven Kulturlandschaft dar (TERLUTTER 1995). Über die hohe Biodiversität hinaus haben sich im inselhaft inmitten der agrarischen Nutzflächen gelegenen Gebiet die originären Eigenarten der nährstoffarmen, nordwestdeutschen Geestlandschaften erhalten. So hat hier seit seiner Unterschutzstellung, d.h. nachweislich seit 70 Jahren, kein direkter Stickstoffeintrag stattgefunden (POTT et al. 1996). Die große Naturnähe, insbesondere seiner Gewässer, zeichnet sich u.a. durch eine beträchtliche Anzahl äußerst seltener, oligotra-

phenter Arten und Pflanzengesellschaften aus. Unter seinen zahlreichen, in Alter, Geologie, Vegetation und Trophie so unterschiedlichen Gewässertypen sind insbesondere der **dystrophe Heideweiher**, der **oligotrophe Erdfallsee** und das **meso-eutrophe Große Heilige Meer** hervorzuheben. Das Große Heilige Meer stellt mit seinen 11 ha Größe und 10,5 m Tiefe den größten natürlichen See Westfalens dar.

Das Heilige Meer ist ein seit der Jahrhundertwende intensiv erforschtes Gebiet: Den ersten Arbeiten von KLOCKE (1892, 1894) und SCHWARZ (1900) über die Cladoceren-Fauna bzw. die Flora des Großen Heiligen Meeres folgten u.a. Beschreibungen zur Entstehung des Erdfallsees (WEGNER 1913 a, 1913 b, 1914, TIETZE 1914). Mit der Unterschutzstellung des Gebietes und der Einrichtung einer Biologischen Station setzte dann eine intensivierte Forschung ein (u.a. GRAEBNER 1930, 1934, KOPPE 1931, 1955, POELMANN 1934, etc.), die sich bis in unsere Tage hinein stets auch sehr intensiv mit dem Gebiet auseinandersetzte (KRIEGSMANN 1938, BUDDÉ 1942a und b, SCHROEDER 1956, EHLERS 1965). Umfangreiche hydrologische, physiko-hydrochemische, pflanzensoziologische und -kartographische Untersuchungen erfassen seit Mitte der neunziger Jahre in interdisziplinärer Zusammenarbeit und einem langfristig angelegten Monitoring die fluviatilen und atmosphärischen Nährstoffeinträge in das Gebiet und dessen Gewässer sowie deren Auswirkungen auf die Vegetations- und Trophieentwicklung der Gewässerökosysteme. Sie sollen Aufschlüsse über die Ursachen und Regulatoren der Sukzession unter Berücksichtigung der Mehrdimensionalität von Ökosystemen geben (POTT et al. 1996, 1998). Somit konnte auch das vorliegende Projekt auf einer umfangreichen, wissenschaftlichen Grundlage einer intensiven, über 70-jährigen Forschung aufbauen.

### 3. Untersuchungsmethodik

Die vegetationsgeschichtlichen und paläoökologischen Untersuchungen basieren primär auf dem Profil GHM aus den Sedimenten des Großen Heiligen Meeres, das unter Berücksichtigung der morphometrischen Ergebnisse von KRIEGSMANN (1938), LOTZE (1956) und SCHROEDER (1956) geborgen wurde (TK 5, Bl. 3611 / 17 Großes Heiliges Meer, 3406,95 R - 5802,95 H). Die **Bohrung** erfolgte in dem eigens für limnische Sedimente optimierten Stechrohr-Verfahren von MERKT & STREIF (1970) und wurde in einem parallelen Ansatz unter Versetzung der Bohrkernkerne um 0,5 m gegeneinander durchgeführt. Darüber hinaus wurde das semiterrestrische Profil MN (Meerbecke-Niederung) unweit des nordöstlichen Gewässerufers (3407,22 R - 5803,15 H) in die Untersuchungen einbezogen.

Die **sedimentstratigraphische Profilaufnahme** erfolgte unter Heranziehen unterstützender Literatur (MERKT et al. 1971, AG BODEN 1994). Das geschlossen gelagerte Hauptprofil GHM aus den Sedimenten des „Großen Heiligen Meeres“ weist eine Mächtigkeit von 9,34 m auf. Ein 8,34 m mächtiger Abschnitt organischer Mudden läßt sich von dem darunter lagernden 1 m mächtigen Horizont aus Versturzmateriale, fossilen Erlenbruchwald-Torfen und pleistozänen Fein- bis Mittelsanden differenzieren. Der deutliche Stratenwechsel von der Profilbasis zu den limnischen Sedimenten, der als sedimentologischer Zeitmarker der Entstehung des Großen Heiligen Meeres durch einen Erdfall angesehen werden kann, wird durch die scharf abgegrenzte, 7 cm mächtige, tonige Lage des oberen Versturzhorizontes besonders hervorgehoben. Die Detritusmudden des Erdfallgewässers werden von dunklen, stark humosen Limnohumiten mit 50 - 70 % organischer Substanz gebildet. Sie lassen zunächst keine Feinlaminiierung erkennen, sondern zeigen sich in ihrer Gesamtheit mehr oder minder homogen, schwarzbraun bis tiefschwarz.

Unter den **sedimentchemischen Analysen** diente die Glühverlustanalyse zum einen der Parallelisierung der Bohrkernkerne des Profils GHM, zum anderen der Ermittlung der sedimentchemischen Daten des Wasser-, organischen und mineralischen Kohlenstoff- bzw.

Karbonatgehalts. Methodisch wurde nach den DIN-Normen DIN 38414 - S2 und S3 (DEV 1994), ergänzt um ein weiteres Glühen bei 880°C (BGR / NLFb), gearbeitet. Weiterhin wurde der pH-Wert bestimmt (DIN 38414 S5, DEV 1994).

Im Zuge der palynologischen Arbeiten wurde die **Absolutpollenanalyse** angewandt (BERGLUND & RALSKA-JASIEWICZOWA 1986, LANG 1994). Die Isolation der Pollenexinen erfolgte nach der kombinierten Kalilauge-Acetylolyse-Methode nach ERDTMAN (1960), bei der in einem Zwischenschritt Makroreste abgesiebt wurden (GROSSE-BRAUCKMANN 1986). Es folgte eine Behandlung mit 40 % Flußsäure und eine Probenreinigung im Ultraschallbad (MOORE, WEBB & COLLINSON 1991). Die Auszählung der Proben erfolgte in 5 cm-Abständen bei 400-facher Vergrößerung an einem Axiophot-Lichtmikroskop der Firma Zeiss. Es wurden jeweils 2000 Baumpollenkörnern ausgezählt, um auch die seltenen, aber diagnostisch wichtigen (hydrophytischen) Pollen zu erfassen. Die Pollenbestimmung ging von den Standardwerken (FAEGRI & IVERSEN 1989, 1993) und einschlägiger Bestimmungsliteratur aus (PUNT 1976, PUNT et al. 1980-1991, MOORE, WEBB & COLLINSON 1991, REILLE 1992) und wurde durch ein umfangreiches Pollenherbar mit Rezentpräparaten aus dem Institut für Geobotanik, Universität Hannover, ergänzt. Neben den Mikroresten der Krypto- und Phanerogamen wurden bei der palynologischen Aufarbeitung und Zählung des Materials auch Zellaggregate der Algengruppen der Pediastron bzw. *Botryococcus* erfaßt (PARRA-BARRIENTOS 1979, KOMAREK & FOTT 1983). Die **Makrorestanalyse** wurde bei 8- bis 40-facher Vergrößerung unter einem Binokular der Fa. Zeiss durchgeführt; die Großreste nach BEIJERINCK 1976, SCHOCH et al. 1988 sowie der umfangreichen institutseigenen Sammlung rezenten Samenmaterials bestimmt.

Im Zuge der **Diatomeenanalyse** wurden die Schalen durch eine zweiminütige und anschließend achtstündige Sedimentation, gefolgt von einer Oxidation durch heiße Schwefelsäure (Methode nach LANGE-BERTALOT & KRAMMER 1986) isoliert. Die Auszählung der Kieselalgen erfolgte bei 400-facher Vergrößerung im Phasenkontrast (Axiophot-Lichtmikroskop, Fa. ZEISS) und erfaßte jeweils 500 Frusteln. Anschließend wurde das Präparat noch nach Schalen seltenerer Arten durchgesehen. Die Bestimmung und die Nomenklatur der Diatomeen richtete sich nach der umfangreichen Flora von LANGE-BERTALOT & KRAMMER (1986), ergänzt um die Werke HUSTEDT (1930-1966), HUBER-PESTALOZZI (1942) LANGE-BERTALOT (1978), SALDEN (1978) und HOFMANN (1993).

Die **Altersdatierung** erfolgte primär durch biostratigraphische Korrelation mittels pollenanalytischer Relativdatierung und richtete sich an der nordwestdeutschen, pollenfloristischen Zonierung nach OVERBECK (1975) und POTT (1992) aus. Zusätzlich erfolgte die Synchronisation mit einigen räumlich sehr nahestehenden, z.T. <sup>14</sup>C-datierten Profilen (KRAMM 1978, MOHR 1990, FREUND 1994 u.a.). Schließlich wurde die Vegetations- und

Tab. 1: Radiocarbonaten des Profils MN (Meerbecke-Niederung)

Probennummer See-Tiefe Labornr.	30 30 cm Erl-969	128 128 cm Erl-970	210 210 cm Erl-971
<sup>14</sup> C-Jahre	1772 B.P. ± 58	5071 B.P. ± 59	6800 B.P. ± 60
<b>kalibrierte <sup>14</sup>C-Jahre 2σ</b>	<b>1682 B.P. ± 134</b>	<b>5795 B.P. ± 132</b>	<b>7580 B.P. ± 101</b>
kalibrierte Kalenderjahre			
± 1 σ	217 - 348 AD	3948 - 3898 BC	5681 - 5598 BC
	353 - 379 AD	3883 - 3799 BC	
± 2 σ	134 - 402 AD	3977 - 3762 BC	5731 - 5576 BC
		3737 - 3714 BC	5541 - 5529 BC

Siedlungsentwicklung über archäologische Funde und Archivarien mit den regionalen Siedlungs- und Kulturperioden verknüpft sowie anhand der Daten wichtiger landschafts-historische Lokalereignisse fixiert (LANG 1994). Die direkte Absicherung der Relativdaten des Profils GHM durch radiokarbongestützte Absolutwerte war nicht möglich, da während des Erdsturzes und der nachfolgenden Genese des Großen Heiligen Meeres offensichtlich ein geogener und fluviatiler Karbonateintrag aus dem geologischen Untergrund bzw. den regional anstehenden Gesteinen des Meso- und Paläozoikums erfolgt ist. Dieser quantitativ und qualitativ nicht faßbare Kohlenstoff-Influx rief eine künstliche Datenalterung z.T. um Jahrtausende hervor (GEYH 1983). Dennoch konnte Vegetations- und Siedlungsentwicklung des Untersuchungsgebietes durch Radiokarbonatierung an dem Profil MN in die absolute Chronologie eingehängt werden. Die Datierung wurde in der AMS-Methode im C14-Labor des Physikalischen Institutes, Universität Erlangen unter der Leitung von Prof. Dr. Kretschmer durchgeführt (Tab. 1).

## 4. Palynologische Rekonstruktion der regionalen Landschaftsentwicklung

Die großräumige Landschafts- und Siedlungsgeschichte im Umfeld des Großen Heiligen Meeres konnte anhand der korrelierten Profile MN und GHM (Anhang 9.1 und 9.2), die die Pollenzonen PZ VIII bis XII<sup>NWD</sup> erfassen, vom Atlantikum (7580 ± 101 B.P., PZ VIIIa<sup>NWD</sup>) bis hinein in die Gegenwart rekonstruiert werden. Sie reicht von den mittelwärmezeitlichen Laubmischwäldern über die Ausbreitung von Buche und Hainbuche und gleichzeitige Entwicklung der prähistorischen und historischen Kulturlandschaft bis in die moderne Industrie- und Wirtschaftslandschaft unseres Jahrhunderts und trägt die wesentlichen Züge der regionalen Geschichte, wie sie sich mehr oder minder ausgeprägt in allen nordwestdeutschen Pollendiagrammen wiederfinden (POTT 1992).

### 4.1 Entwicklung der Natur- und frühen Kulturlandschaft

Von Beginn des Atlantikum an läßt sich in der natürlicherweise nährstoffarmen und bodenfeuchten bis -nassen Region die Bedeutung der Birken-Eichenwäldern der pleistozänen Talsandebenen bzw. der Erlen-dominierten Niederungswälder, die auch in den Subrosionsmulden des Heiligen Feldes stockten, herausstellen. Hinter ihnen trat die Verbreitung von Ulme und Linde bzw. Buche und Hainbuche von jeher zurück. Lediglich in den nahen Mittelgebirgsregionen spielten diese Arten eine nicht unbedeutende Rolle, wie es ein jeweils erhöhter, regionaler Polleninflux infolge subrosionsbedingter, lokaler Waldöffnung anzeigt. Siedlungsgeschichtlich datieren erste regionale Hinweise auf die neolithische Trichterbecherkultur und korrelieren damit mit regionalen Befunden (KRAMM 1980). Anthropogene Eingriffe in das „Heilige Feld“ wurden erst seit der Eisenzeit und nach einer frühhistorischen Siedlungsdepression (Völkerwanderung) erneut mit der sächsischen Landnahme registriert.

### 4.2 Alter des Großen Heiligen Meeres

Die Geschichte des Großen Heiligen Meeres selbst reicht bis in die frühhistorische Zeit und die sächsische Landnahme zurück, in der beide untersuchten Profile überlappen und der Einbruch des Erdfallgewässers durch einen pollenstratigraphisch deutlich hervortretenden Einschnitt gekennzeichnet wird: Im Profil MN konnte der unmittelbar unterhalb des erdfallkorrelierten Abschnittes gelegene Horizont mit 1682 B.P. ± 134 Radiokarbonjahren (134 - 402 AD) der Epoche der Völkerwanderungszeit zugeordnet werden und

markiert die maximale Altersgrenze des Einsturzes. Während des Subrosionsprozesses selbst hatte die anthropogene Einflußnahme die regionale Laubwaldlandschaft schon weiträumig erfaßt. Diese wies ein mittelsubatlantisches Vegetationsbild auf, in dem sich Rotbuche und Hainbuche mit Pollenwerten von 12,5 bzw. 3,3 % bereits ausgebreitet hatten und die siedlungsindizierenden Pollen sich in deutlich auf 3,4 % steigenden Frequenzen niederschlugen. Die frühmittelalterlichen Landnahmeprozesse grenzen schließlich das minimale Alter des Erdfalles ein. Sie schlagen sich palynologisch in einem antagonistischen Verlauf von auf 65 % abfallender Baumpollenkurve und auf über 5 % (2 %) ansteigender Siedlungsanzeigerkurve (Roggenpollenkurve) nieder. Nicht zuletzt wird diese vegetationsgeschichtliche Datierung von historischen Befunden gestützt, nach denen die Sachsen mit dem alten, germanischen Namen des Gewässers, „**Dre-vana-meri**“, ein erstes Zeugnis von der frühhistorischen Existenz eines landschaftlich bedeutenden Gewässers überlieferten. Die etymologische Deutung verweist hier sowohl auf eine altsächsische Kultstätte der Wanen-Verehrung, als auch - in einer sehr viel schlüssigeren Ableitung - auf das „Drei-Grenzen-Meer“, d.h. auf eine einstige Landmarke zwischen den Gauen Threcwiti, Bursibant und Venki, deren Grenzen sich noch heute in den Gemarkungsgrenzen Hörstel / Riesenbeck, Hopsten und Recke wiederfinden (HUNSCH 1975). Zusammenfassend bestätigen die vorliegenden Untersuchungen daher die bisher angenommene vormittelalterliche Gewässerentstehung. In Übereinstimmung mit SCHROEDER (1956) kann daher davon ausgegangen werden, daß das Große Heilige Meer während erster historischer Landnahmeprozesse in der Sachsenzeit zwischen 450 und 750 n.Chr. eingebrochen ist und ein Alter von über 1200 Jahren hat.

### 4.3 Entwicklung der historischen Kulturlandschaft

Die Geschichte des Großen Heiligen Meeres stand daher von Beginn an unter anthropogenem Einfluß. Anhand der palynologischen Ergebnisse (Profil GHM) ließ sich insbesondere der Wandel der historischen Kulturlandschaft verfolgen. Dabei wurden drei deutliche Hauptphasen herausgestellt, die mit den Kulturepochen des Mittelalters, der Frühen Neuzeit und des 18.-20. Jahrhunderts korrelieren (Tab. 2).

In Übereinstimmung mit Pollenspektren regionaler Diagramme kann der Anstieg der Siedlungsanzeigerpollenkurve im Anschluß an die sächsische Phase sowie speziell die steigenden *Secale*-, *Plantago lanceolata*- und *Rumex*-Werte in den Zusammenhang der **mittelalterlichen Landnahme**, speziell der karolingischen Landnahme im 8. / 9. Jh. gestellt werden (SCHWAAR 1979, WIERMANN & SCHULZE 1986, FREUND 1994). Diese Zeit der Christianisierung und Eingliederung der Sachsen in das Deutsche Römische Reich ist historisch bereits mit der Gründung zahlreicher regionaler Urfarren belegt (DOLLE 1933, POTT 1999). Eine zweite Rodungsphase, die an einem deutlichen Einschnitt im Pollenspektrum fixiert wurde, konnte mit der großräumigen, hochmittelalterlichen Siedlungsnahme unter den Ottonen um 1000 n.Chr. korreliert werden (KRAMM 1978, HÜPPE et al. 1989, FREUND 1994). Als palynologischer Zeitmarker des hochmittelalterlichen Siedlungsausbaus gilt ferner *Centaurea cyanus*, deren regelmäßiges Erscheinen, verknüpft mit hohen *Secale*-Werten, den Beginn des „Ewigen Roggenbaus“ indiziert (BEHRE 1980). Die zugleich betriebene Dreifelderwirtschaft ist darüber hinaus regional vor allem mit Weizen-, Gerste- und Hanfanbau verknüpft. Pollen vom Typ *Spergula* und *Brassicaceae* weisen auf die erhöhten Hackfruchtanteile dieser Wirtschaftsform hin. Archivarisch belegte Fixpunkte der hochmittelalterlichen Siedlungsausweitung sind zunächst der Zusammenschluß der regionalen Markgenossenschaft im 11. Jh. und schließlich die Dorf- und Klostergründungen in der Plantlünner Sandebene im 12. und 13. Jahrhundert (KÖLKER 1936, HOPSTER 1974). Das regelmäßige Auftreten von *Fagopyrum esculentum* markiert die spät-

Tab. 2: Regionale und lokale Siedlungsentwicklung

## 1. Phase: Mittelalterlicher Siedlungsausbau

450-750	Sachsenzeit		Das Gr. Hl. Meer unter dem Namen Drevanameri (Drei-Grenzen-See) ist Grenzpunkt der sächsischen Gaue Bursibat, Threccwiti und Venki
750-911 814	Frühmittelalter: frühfränkische Siedlungsphase Gründung der Uppfarren (Plantlünne, Schapen, Ibbenbüren) mit abgabepflichtigen Bauernschaften	804	In einer ersten Urkunde, die das Drevanameri als Grenzpunkt erwähnt, schenkt Karl d. Große dem Bischof Wiho von Osnabrück einen Forstbann
911-1273 11-13. Jh.	Hochmittelalter: sächsische Siedlungsphase Gründung einer regionalen Markgenossenschaft sowie der Orte und Klöster in der Plantlünner Sandebene (1189 Recke und Steinbeck, 1256 Kloster Gravenhorst, 1260 Hörstel, 1265 Hopsten)	965	Zweite Urkunde, die das Drevanameri als Grenzpunkt nennt: Otto I. erneuert die Forstbannschenkung an den Bischof von Osnabrück Drogo

## 2. Phase: Spätmittelalterliche-frühneuzeitliche Wüstungen

13.-15. Jh. 12./13. Jh. 1254-1273 13.-16. Jh. 1349-1352 1424-1455 16./17. Jh. 1517ff. 1525 1545 1566-1648 1618-1648	Spätmittelalter: Wüstungsperiode I. Tecklenburger Fehde (zwischen den Grafen von Tecklenburg (= Vögte des Bistums Münster) und dem Bistum Osnabrück) Unruhen des Interregnum (nach Ende des Hohenstauffer-Kaisertums) und des Raubrittertums weiterer, nahezu ununterbrochener Fortgang d. Tecklenburger Fehden Pest 30-jähriger Osnabrücker Bürgeraufstand Frühe Neuzeit Reformation Bauernaufstand Schmalkaldischer Krieg Spanisch-Niederländischer Krieg 30-jähriger Krieg		Existenz der natürlichen Vorfluter Moorbeke zum Gr. Heiligen Meer u. Nyeflötte vom Großen zum Kleinen H. Meer (alten Grenzkarten von 1556, 1564 und 1615)
--	--	--	---

## 3. Phase: Neuzeitliche Siedlungsexpansion

17./18. Jh. Beginn 19. Jh. ab 1830	Blüte des westfälischen Handels - Entstehung der Kötter und Tödden (Flachs- und Leinindustrie) - Entstehung der westfälischen Eisenindustrie kurze Zeit der Armut und Wanderarbeit, verursacht durch Napoleons Kontinentalsperre und den Beginn der englischen Baumwollindustrie Industrialisierung und Intensivierung der Landwirtschaft, - Ausbau der westfälischen Textilindustrie - Aufschwung des Ibbenbürener Kohlebergbaus, - Erschließung des Gebietes durch den Eisenbahnbau (Ibbenbüren-Rheine-Holland) und den Mittellandkanal	1770/76  1850 1884  1965	Anlage eines künstlichen Entwässerungsgraben vom Großen zum Kleinen Heiligen Meer und Wegfall des natürlichen Vorfluters Moorbeke  Ausbau der Meerbecke Markenteilung in Recke und Hopsten  Meerbecke-Umlegung ums Große Heilige Meer
--	--	---	--

mittelalterliche Siedlungsphase zwischen 1350 und 1450 n.Chr.. Seit dieser Zeit ist der Anbau des Buchweizens, der im 13. bis 14. Jahrhundert über Antwerpen und Amsterdam nach Nordwestdeutschland gelangt ist (LEHMANN 1940), vielfach pollen- und makrorest-analytisch belegt (BEHRE 1976, KÖRBER-GROHNE 1987).

Die mittelalterliche Hudelandschaft war sowohl durch den ausgedehnten Bannforst der Osnabrücker Bischöfe (BRANDI 1900, MOHRMANN & PABST 1990), der bis an das Große Heilige Meer grenzte, als auch durch weite Heideflächen gekennzeichnet. So spiegelt sich in den untersuchten Diagrammen die zunehmende Lichtung der regionalen Buchen- und Hainbuchenwälder und die Ausbreitung heliophytischer Sträucher, insbesondere der Hasel wider. Vor allem aber müssen die Wasser des Großen Heiligen Meeres von Beginn an Anziehungspunkt für den Menschen gewesen sein. Es zeichnen sich ferner zunehmend vegetationsdynamische Prozesse ab, die auf eine anthropozoogene Überformung der lokalen Birken-Eichenwälder durch Hudewirtschaft sowie auf eine beginnende Auflichtung derselben zu Heidetriften verweisen (POTT 1981a, POTT & HÜPPE 1991). Auch die Bruchwälder im Uferbereich des Gewässers lichteten sich durch Weidewirtschaft und Holznutzung zu Weiden-, Faulbaum- und Gagel-reichen Beständen. Extensive, mittelalterliche Streu- und Feuchtwiesennutzung öffneten die Niederungswälder und spätestens mit dem spätmittelalterlichen Siedlungsausbau auch die ufernahen Wälder am See. Niedrige Erlen-Pollenfrequenzen und hohe *Plantago*-Werte im Spätmittelalter lassen mutmaßen, daß die ufernahe Bewirtschaftung nun eine nahezu vollständige Zerstörung des Waldgürtels nach sich zog, aus der letztendlich auch der Abbruch des Profils MN resultierte. Entsprechend zeigte der Höhepunkt des spätmittelalterlichen Landausbaus, wie er z.B. für das Vinter Moor auf  $1430 \pm 55$  datiert wurde, auch regional einschneidende Auswirkungen auf die Niederungen und Feuchtgebiete (KRAMM 1972, POTT 1999).

Ein Rückgang der Siedlungszeiger- und Roggenpollenkurven auf ihr historisches Minimum kennzeichnet die **frühneuzeitliche Wüstungsperiode und Siedlungsdepression**. Sie war einerseits von der Reformation und den sich als Religionsstreitereien und Glaubenskriege fortsetzenden Tecklenburger Fehden und andererseits vom Zeitalter der Bevölkerungsumschichtungen, der Bürger- und Bauernaufstände geprägt. Die Verelendung des Bauerntums erreichte ihren Höhepunkt im Spanisch-Niederländischen und Dreißigjährigen Krieg, in denen die Region zum Durchzugsgebiet internationaler, raub- und brandschatzender Söldnerheere wurde (TEBBE 1970, HOPSTER 1974). In Folge schritt die regionale Vernichtung der Wälder, wie sie sich im Abfall nahezu aller lokalen Baumpollentypen widerspiegelt, und die Degradation der Landschaft, die im Anstieg der Fernflugkomponente Kiefer und des heliophilen Strauches *Corylus* zum Ausdruck kommt, bis nahezu zur Baumlosigkeit fort. Die Ausdehnung des Ödlandes, insbesondere der Heiden und Sümpfe, fand damals ihren Höhepunkt (BEHRE 1980, HÜPPE, POTT & STÖRMER 1989). Auch die Ländereien am Großen Heiligen Meer fielen brach, allerdings konnte der Wald hier im Gegensatz zur regressiven, regionalen Entwicklung sukzessive zum Erlenbruch regenerieren, der einen seltenen Baumbestand innerhalb der ansonsten weitläufigen Heidelandschaft darstellte (Grenzkarten 1564 u. 1616, Staatsarchiv Münster).

Der **neuzeitliche Siedlungsaufschwung** wird palynologisch von einem Anstieg der Siedlungsindikatoren auf bis zu 8 % charakterisiert und ist, entsprechend der Roggen- und Buchweizenpollenwerte, mit einer erneuten Aufnahme des Ackerbaus verknüpft (KRAMM 1981). Dabei spielt *Cannabis sativa* als Kulturfrucht der Niedermoorböden des Untersuchungsgebietes eine zunehmende Rolle, so wie es KUBITZKI (1961), DÖRFLER (1989) und FREUND (1994) auch aus anderen Regionen nachwiesen.

Zugleich ist diese Phase jedoch mit dem schlagartigen Anstieg der *Pinus*-Pollenfrequenzen auf 20 % der Baumpollensumme sowie einem weiteren Frequenzanstieg auf Werte von 35 % und Maxima bis 55 % verbunden. Demnach verzögerte sich der wirtschaftliche

Aufschwung im Anschluß an den Dreißigjährigen Krieg bis hinein in die erste Hälfte des 18. Jahrhunderts, in dem weite Teile des Untersuchungsgebietes unter die wirtschaftsfördernde Herrschaft Preußens gelangten (KINDER & HILGEMANN 1986). So sind die großräumigen Aufforstungsmaßnahmen auf den weiten Ödländereien Nordwestdeutschlands nach HESMER & SCHRÖDER (1963) auf preußische Anordnung zur Befestigung offener Binnensande zurückzuführen. Während sie weiträumig in den 1760er Jahren einsetzten, sind aus dem Tecklenburg-Lingenschen Raum erste Kiefernanzpflanzungen bereits für das Jahr 1738 belegt (KLEINERT 1988); im Heiligen Feld stellte der „Königliche Dannen Campff“ bei Tegelmans Wiesen wohl einen ersten lokalen Kiefernforst dar (VON LECOQ 1803).

Im Gegenzug zur Kiefer macht sich im Pollenspektrum des Großen Heiligen Meeres die neuzeitliche Siedlungsexpansion durch einen weiteren Abfall der Baumpollenfrequenzen auf 50 - 60 % bemerkbar, hinter dem neben dem weiteren Fallen der *Fagus*-, *Carpinus*-, *Fraxinus*-, *Quercus*- und *Betula*-Werte, primär der deutliche Rückgang der *Alnus*-Pollen steht. Er erfaßt die erneute Rodung des lokalen Waldgürtels und die Erschließung der Meerbecke-Niederung im Zuge der systematischen Neulandgewinnung in den nordwestdeutschen Niederungen (FREUND 1994). Dabei zeichnen sich palynologisch mehrere Phasen der Wirtschaftsintensivierung ab, die konform mit der regionalen Agrargeschichte verlaufen. Als zeitliche Fixpunkte und Indikatoren für den Erschließungsgrad des Heiligen Feldes können dabei die Entwässerungsgrabensysteme und die Meerbecke herangezogen werden. Letztere wurde 1770, das Große Heilige Meer durchfließend, angelegt (Königl. Preuss. Landesaufnahme 1770, HOPSTER 1974) und während der Agrarreformen, der Markenteilung und Wirtschaftsintensivierung des 19. Jahrhunderts nach 1850 weiter ausgebaut (TEBBE 1970, RODE & EBLAGE 1994). Erst die positiven Auswirkungen der Unterschutzstellung des Gebietes und der Verlegung der Meerbecke an die SO-Grenze des NSG führen zu einer erneuten Ausbildung eines Waldgürtels um das Große Heilige Meer. Eine Fotodokumentation dieser Entwicklung findet sich bei POTT et al. (1998).

## 5. Palynologische Indikation der lokalen Subrosions- und Erdfallprozesse

Die Entstehungs- und Entwicklungsgeschichte des Großen Heiligen Meeres ist in den Zusammenhang der langfristigen Subrosions- und Erdfallvorgänge des geologisch äußerst aktiven Heiligen Feldes zu stellen. Deren stratigraphisch-tektonische Ursachen und geochemische Abläufe sind bereits vielfach untersucht worden (THIERMANN 1975a, 1975b, LOTZE 1956). Aufbauend auf der stratigraphischen Analyse, den rezent-bodenkundlichen Daten (TK5, Bl. 3611 / 17, Bodenkarte), der zeitlichen Korrelation der lokalen Pollendiagramme Meerbecke-Niederung und Großes Heiliges Meer sowie den palynologischen Ergebnissen zum Vegetationsbild konnten die Senkungsprozesse vom Atlantikum bis in die Gegenwart verfolgt werden. Dieser jahrtausende andauernde Prozeß vollzog sich in gestaffelten Schüben, von denen sich **7 Phasen** nachweisen ließen, die von zwei gewaltigen Senkungsperioden eingeleitet wurden. In historischer Zeit wurden eine mittelalterlich-spätmittelalterliche Subrosionsperiode sowie die Senkungsphase der „Erdfallsee“-Entstehung anfang des 20. Jahrhunderts belegt. Palynologisch zeichneten sich die Subrosions- und Erdfallvorgänge jeweils durch Phasen regressiver Vegetationsentwicklung aus. Auch in palynologisch-paläoökologischen Beschreibungen anderer Erdfallgenesen wurde diese Mehrphasigkeit der Subrosionsvorgänge mit zeitlich gestaffelten Absenkungen beobachtet (KOCH 1936, LESEMANN 1969, DIECKMANN 1998).

Die vorliegenden Daten präzisieren nun das Modell, das bereits LOTZE (1956) für die Genese des Erdfallsees beschrieb und auf die Morhpogenese des Großen Heiligen Meeres

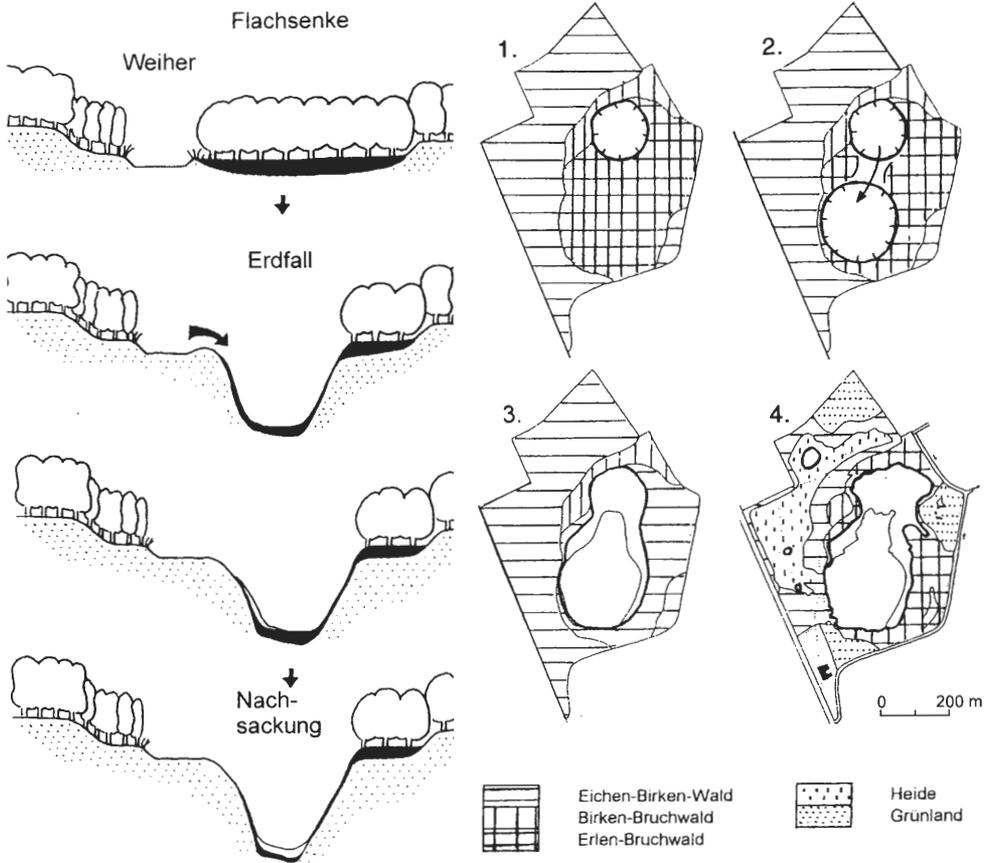


Abb. 1: Morphogenese des „Großen Heiligen Meeres“.

res übertrug (Abb. 1). Demnach beginnt die spezielle Subrosionschronologie des Gewässers spätestens um 7580 B.P.  $\pm$  101 (5681 - 5598 BC) mit der Bildung einer mehrfach nachsackenden Flachsenke, deren Anfang vermutlich im Nordosten des heutigen Sees lag und welche sich im Unterschied zu den bisherigen Vorstellungen SCHROEDERS (1956) jedoch sukzessiv auch auf den Bereich des späteren Erdfalltrichters ausdehnte. Bereits in einer frühschatlantischen Senkungsphase bildete sich ein nährstoffreicher Weiher, auf dessen lokale Existenz Pediatren- und Pollenfunde von Wasserpflanzen hinweisen. Der eigentliche Erdfall brach erst in altsächsischer Zeit ein und schnitt dabei das Flachgewässer an. Über den Erdsturz hinaus muß die Morphogenese jedoch um eine mittelalterliche Senkungsphase ergänzt werden, die zu mehreren Nachsackungen und Gewässervertiefungen führte und so einen primär geogenen Faktor in der frühen Gewässerentwicklung betonte. Die mittelalterliche Subrosion kulminierte in einer kräftigen spätmittelalterlichen Senkung, die sich anhand eines sedimentstratigraphischen Wechsels von Feindetritusmudde zu einer Mitteldetritusmudde sowie einer eingeschalteten lehm- und sandreichen Lage belegen läßt. Sie hat die ökologischen Bedingungen des Sees nachhaltig beeinflußt und stabilisiert.

## 6. Paläoökologische Nachzeichnung der Genese des Großen Heiligen Meeres

Über die Rekonstruktion der regionalen Landschaftsgeschichte hinaus und vor dem Hintergrund der lokalen Subrosionsprozesse beleuchteten die paläoökologischen Untersuchungen die trophieabhängige Sukzession des Stillwasser-Ökosystems Großes Heiliges Meer.

### 6.1 Vegetationszonen und ihre Entwicklung

Die Vegetation des neu entstandenen Erdfallgewässers war sowohl in Artenzahl als auch in ihrer Biomasse sehr spärlich. Die seltenen, palynologischen und makrorestanalytischen Nachweise hydro- und helophytischer Arten charakterisieren ein nährstoffarmes Milieu, wie es von einem natürlichen Gewässer innerhalb der pleistozänen Sandlandschaften zu erwarten war. Im Pollenspektrum (Anhang 9.2) indizieren vereinzelte Elemente des heutigen *Littorellion*-Verbandes (*Myriophyllum alternifolium*, *Littorella uniflora* und *Hydrocotyle vulgaris*) eine anspruchslose Pionierflora, wie sie vermutlich entlang eines flachen, schmalen Ufersaums am Westufer im Kontakt zu den holozänen Flug- und Dünenansenden zu finden war. *Lobelia*, *Pilularia* und *Baldellia*, die früher am Erdfallsee und „Heideweiher“ die oligotraphenten Strandlingsrasen dominierten (BÜKER 1940, LÜBBEN 1973, RUNGE 1974), konnten palynologisch allerdings ebenso wenig nachgewiesen werden wie *Isoetes*, die im NSG rezent-floristischen Untersuchungen zufolge von jeher fehlte (POTT 1982). Eine typisch oligotraphente Verlandungsreihe wie sie POTT (1983) exemplarisch am Erdfallsee des NSG aufstellte, scheint am Großen Heiligen Meer von daher nie in größeren charakteristischen Beständen existiert zu haben.

Schon SCHROEDER (1956) verwies in diesem Zusammenhang auf die am Ostufer angrenzenden Niedermoortorfe, die dem Großen Heiligen Meer einen Sonderstatus unter den pleistozänen Gewässern verliehen und von Beginn an die polaren Verhältnisse an seinen Seeufern betonten und dessen Nährstoffsituation beeinflussten. Die sehr viel reicheren Bedingungen am östlichen Seerand finden ihren Ausdruck noch heute in den angrenzenden Erlenbruchwäldern mit ihren hohen Anteilen von *Thelypteris palustris*. Infolge des eutrophierenden Einflusses verlief die Vegetationsentwicklung der Makrophytenflora bereits früh über Seerosendecken, Schilfröhrichte und Seggenriede zu Weidengebüschen und Erlenbruchwäldern, einer Verlandungssukzession, die einer eutraphenten Verlandungsserie im heutigen Sinne entsprach (POTT 1981). Dabei führten hohe Biomassenproduktion und schnelles Sedimentwachstum (niedriger Pollen-Influx) vermutlich schon im Verlauf der mittelalterlichen Seegenese zu einer weitgehenden Verlandung des großflächigen Litoralbereiches im nördlichen Weiher.

Ein markanter Einschnitt im Pollenspektrum prägt die Phase der spätmittelalterlichen Vegetations- und Nährstoffentwicklung des Großen Heiligen Meeres und kennzeichnet eine deutliche Wende in dessen Genese. Dabei verweist der deutliche Rückgang der Helophyten parallel zu einer Massenausbreitung der Hydrophyten und Verlandungspioniere, insbesondere von *Nymphaea* und *Equisetum*, auf eine Regressionsphase. Ganz offensichtlich hat die spätmittelalterliche Nachsackung des Erdfalls eine Gewässervertiefung und Oligotrophierung bewirkt. Diese führte einerseits zu einer weiten Ausdehnung von Seerosendecken und Schachtelhalmsümpfen auf Kosten der zuvor verbreiteten Sumpf- und Bruchvegetation. Sicherlich ist auch die Lichtung der Erlenbruchwälder, die mit der Ausbreitung heliophiler Elemente einhergeht, in diesem Sinne primär auf subrosionsbedingte Standortvernässungen zurückzuführen. Erst sekundär mögen die anthropogenen Auswirkungen der spätmittelalterlichen Wald- und Streuwiesennutzung zum Tragen kom-

men (SPEIER 1996), die gleichermaßen eine Waldöffnung verursachten. Neben der regressiven Verschiebung der Verlandungsformationen zeichnete sich die Oligotrophierung des Sees auch in einem veränderten Artenspektrum der Röhrichte und der Gehölzvegetation ab. So erlitten die euträphten Röhrichtelemente *Typha latifolia*, *T. angustifolia* und *Sparganium* sp. und die Wasserlinsendecken große Einbußen. Die hochwüchsigen Röhrichte wurden nunmehr nur noch von *Phragmites communis* dominiert. Daneben breiteten sich krautige Arten mesotropher Standorte (*Hydrocotyle vulgaris*, *Potentilla palustris*) aus, die sich vermutlich in den lockeren Schilfbeständen ansiedelten bzw. sie in vorgelagerten Kleinröhrichten begleiteten (POTT 1985). In der Verlandungsserie folgten mesotraphente Gagelgebüsch und birkenreiche Bruchwälder, die im Spätmittelalter ihre optimale Ausbreitung erfuhren.

In der folgenden Phase einer mehr oder weniger kontinuierlichen, progressiven Vegetationsentwicklung, regenerierten die Erlenbruchwälder des Großen Heiligen Meeres sukzessive und der Waldgürtel schloß sich um das Gewässer. Dies spricht für das vorläufige Ende der Subrosionsprozesse und für eine Stabilisation der hydrologischen Verhältnisse. Die Regenerationsphase läßt sich auch mit der Glühverlustkurve und dem Absolutpollendiagramm dokumentieren: Der Pollen-Influx ist in diesem Profilabschnitt am höchsten, was auf ein langsames Sedimentwachstum bzw. eine geringe Sedimentationsrate in dieser Zeit zurückzuführen ist. Entsprechend war auch die Biomassenproduktion vergleichsweise gering. Zudem führte der Schluß des Waldgürtels um den See herum zu einer Verminderung des erosiven Eintrages aus der zunehmend degradierenden weiteren Umgebung; das Glühverlustdiagramm weist dementsprechend in dieser siedlungsgeschichtlichen Phase den niedrigsten Mineralanteil auf.

Der erneut schlagartig abnehmende Pollen-Influx bzw. die steigende Sedimentationsrate, die schließlich in einem Stratigraphiewechsel von Mittel- zu Feindetritusmudde mündet, weist in der Phase der neuzeitlichen Siedlungsexpansion auf eine massive, anthropogen beschleunigte Eutrophierung hin (KLEINMANN 1992). Auch die anwachsende Pollensummenkurve aller Hydro- und Helophyten auf über 10 % zeichnet die Gesamttendenz einer mehr oder weniger kontinuierlichen Nährstoffzunahme nach. Sie verdeutlicht die Ausmaße der verstärkten Eutrophierung gleichermaßen wie die auf über 5 % zunehmenden Frequenzen der Pediastrin, die als planktische Primärproduzenten direkte Trophie-Indikatoren darstellen (PARRA-BARIENTOS 1979). Der Anstieg der Pollentypenzahl entspricht einer zunehmenden Artenvielfalt, wobei jedoch kein Artenwechsel stattgefunden hat, sondern vielmehr alle Arten, die sich zuvor in ihrem vereinzelt Auftreten abwechselten, nun parallel und zugleich vorkamen. Die zunehmende Biomassenakkumulation spiegelt neben der rapiden Nährstoffzunahme vor allem einen Übergriff der Eutrophierung auf das tiefe Seebecken des Großen Heiligen Meeres wider. In der Verlandungsserie der Makrophyten zeigt sich dies insbesondere durch die Massenvermehrung der submersen Tausendblattarten *Myriophyllum verticillatum* und *M. spicatum*. Während sie in der vorangegangenen langen Periode des Mittelalters und der Frühen Neuzeit vermutlich nur als spärliche Begleitarten innerhalb der Schwimmblattzone vorkamen (Einzelpollennachweise), bildeten sie nun, den Seerosen in den größeren Tiefen der Gewässersteilufer vorgelagerte, Unterwasserdickichte aus, wie es auch POTT (1980) generell für die Stillgewässer Westfalens beschreibt. Die Arten der Schwimmblattzone konnten dagegen trotz steigenden Nährstoffangebots nur den schmalen Ufersaum des Erdfalltrichters erobern, so daß ihre Pollenwerte dementsprechend sehr viel niedriger ausfallen als noch während der spätmittelalterlichen Verlandung des Flachsees. Sukzessive entwickelten sich jetzt die Vegetationsgürtel der euträphten Verlandungsserie heraus, die das Große Heilige Meer noch immer charakterisieren (POTT et al. 1996). Dabei folgten den oligotraphenten Einheiten mit *Myriophyllum alterniflorum* und *Littorella uniflora* Bestände vom Typ *Ranunculus*, die von einer meso-euträphten Vegetation mit submersen Beständen von *Myrio-*

*phyllum spicatum* und *M. verticillatum* sowie emersen Schwimmblattdecken aus *Nymphaea alba* und *Polygonum amphibium* abgelöst wurden. Weitere Hydrophyten waren *Nuphar lutea*, *Potamogeton* (vermutlich *P. natans*) und *Lemna trisulca*. Ferner schlossen in der Verlandungsserie hochwüchsige Schilfröhrichte und meso-eutraphente Großseggenriede an. Bei den *Phragmites*-Röhrichten handelte es sich vermutlich um optimal ausgebildete, d.h. artenreiche *Scirpo-Phragmitetum*-Bestände mit eutraphenten Arten (*Sparganium*, *Typha*, *Iris*, *Alisma*) wie auch mit mesotraphenten Elementen (*Menyanthes*, *Potentilla palustris*, *Lysimachia thyrsiflora*). Im Detail vollzog sich die anthropogen geförderte Eutrophierung des „Großen Heiligen Meeres“ bzw. dessen Vegetationsentwicklung in mehreren Schüben, die sich unmittelbar mit der Siedlungsgeschichte, d.h. der lokalen Wirtschaftsintensivierung, dem Ausbau der Entwässerungsgrabensysteme und der anthropogenen Standortdiversifizierung korrelieren lassen.

## 6.2 Diatomeensukzession

Die Diatomeensukzession des Großen Heiligen Meeres setzte mit einer äußerst kieselarmer Initialphase ein. Die spärlichen Nachweise von Diatomeen-Frusteln in den untersten Profilabschnitten (Diagramm Anhang 9.3) unterstreichen die extremen hydrochemischen Bedingungen in der initialen Gewässerentwicklung, die lediglich einigen litoralbewohnenden Naviculaceen sowie benthischen Arten wie *Surirella biseriata* eine Existenz ermöglichten.

Doch noch während des Mittelalters entfaltete sich eine artenreiche, eutraphente Diatomeenflora, in der nun die planktischen Arten *Cyclotella radiosa* und *Aulacoseira islandica* mit Werten von bis zu 30 % dominierten, während die Uferzone massenweise von Achnanthaceen (*Achnanthes flexella* und *A. minutissima*) besiedelt wurde. Mit *Frustulia rhomboides*, *Amphipleura pellicula*, *Anomoeoneis brachysira* und *Stenopteria curvula* begleiteten einige nach SALDEN (1978) äußerst acidophile Arten diese mittelalterlichen Algenvergesellschaftungen.

Deutlicher als bei den palynologischen Ergebnissen tritt die mittelalterliche Subrosionsphase im Diatomeenspektrum hervor und läßt sich in eine hoch- und eine abschließende spätmittelalterliche Senkung untergliedern. Beide spiegeln sich in einem extremen Rückschlag der Artendiversität sowie einem starken Frequenzenwechsel sämtlicher Kurven wider. Das Pelagial wird nun von der mesotraphenten Art *Tabellaria flocculosa* dominiert, die nach LANGE-BERTALOT & KRAMMER (1986) überwiegend benthisch lebt und zumeist koloniebildend am Substrat angeheftet vorkommt. Sie ist mit einer artenreichen *Eunotia-Pinnularia*-Vergesellschaftung mit den Arten *Eunotia exigua* (- 10 %), *E. pectinalis*, *E. formica*, *E. arcus*, *E. diodon*, *E. serra* var. *tetradon*, *E. bilunaris* und *E. septentrionalis* sowie *Pinnularia divergens* und *P. viridis* assoziiert, die gleichfalls auf ein elektrolytarmes Milieu hinweisen. Im Dominanzspektrum des Litorals herrscht in dieser Phase deutlich *Gomphonema acuminatum* mit Frequenzen von maximal 34 % vor. Diese Naviculacee gilt als kosmopolitische, in Mitteleuropa häufig vorkommende Art, die in hohen Individuenzahlen das Litoral von Binnengewässern besiedelt. Sie existiert z.T. freilebend, z.T. wächst sie epiphytisch, mittels Gallertstielen am Substrat angeheftet. Das deutliche Vitalitätsmaximum von *Gomphonema acuminatum* korreliert mit dem Nachweis sich ausbreitender Seerosendecken (*Nymphaea*-Maximalpollenwerte), die der Alge neuen Lebensraum schaffen. Hier bestätigen sich also Pollen- und Diatomeenanalyse in eindrucksvoller Weise gegenseitig. In ihren ökologischen Ansprüchen weist *Gomphonema acuminatum* ein breites Toleranzspektrum auf, das von oligotroph bis eutroph bzw. von acidophil bis alkaliphil reicht, wobei die Empfindlichkeit gegenüber Gewässerbelastung allerdings relativ hoch und die Art daher als oligo-β-mesosaprob einzustufen ist, wie es auch

LANGE-BERTALOT & KRAMMER (1986) sowie POTT & REMY (2000) generell für die Trophieklassifikation von Gewässern anführen.

Unter stabilen ökologischen Verhältnissen in der nun folgenden, frühneuzeitlichen Sukzession werden die anspruchsloseren Kieselalgen von artenreichen, mesotraphenten *Pennales*-Biozönosen abgelöst. Innerhalb der freilebenden Kieselalgen-Zönosen des Gewässers gelangt nun *Fragilaria capucina* neben *Tabellaria flocculosa* zur Dominanz. Regelmäßige Begleiter dieser planktischen Diatomeen sind weitere *Pennales*-Arten, vor allem aus den Familien der *Fragilariaceae* und der *Bacillariaceae*. Auch in den Lebensgemeinschaften des Litorals bleiben Arten der *Pennales* vorherrschend. Hierzu zählen erneut die überwiegend als Aufwuchsdiatomeen (epiphytisch) lebenden *Naviculaceae*, vor allem *Navicula viridis* und kleine Formen aus der Gattung *Cymbella* (Gruppe *Encyonema*) und die *Achnantheaceae*. Unter diesen werden *Achnanthes flexella* und *A. minutissima* mit fortschreitender Sukzession von den sehr viel individuenärmeren Populationen von *A. lanceolata*, *A. conspicua* und *A. peragalli* abgelöst. Im Gegenzug zu den verschwindenden Säureindikatoren tauchen ferner neue Arten wie *Navicula rhynchocephala*, *N. tuscula*, *N. palcentula*, *Neidium dubium*, *N. affine*, *Gyrosigma acuminatum* u.a. auf. Insgesamt umfaßt das Diatomeenspektrum dieser Phase also Arten, die mäßig saure bis circumneutrale Gewässer mit bis zu mittleren Elektrolytgehalten charakterisieren (VOIGT 1996). Es spiegelt ferner eine hohe Artendiversität im Diatomeenspektrum des Gewässers, insbesondere des Litorals, wider. Diese ist neben den stabilen hydrologischen Bedingungen sicherlich auch auf die steigende Vielfalt der ökologischen Nischen im Zuge der Verlandungssukzession der Makrophyten zurückzuführen.

Das *Centrales* / *Pennales*-Verhältnis, das als Maß des Trophiegrades im Gewässer gilt und dessen Relation sich im oberen Diatomeenspektrum zugunsten der eutraphenten *Centrales*-Gesellschaften verschiebt, indiziert schließlich eine deutliche, mit dem 18. Jh. beschleunigte Eutrophierung des Großen Heiligen Meeres. Mit der Massenvermehrung dieser überwiegend planktisch lebenden Kieselalgengruppe verlagert sich der Schwerpunkt der Algenbiozönosen nun ins Pelagial, womit ein allgemeines Übergreifen der Nährstoffakkumulation vom Uferbereich auf den eigentlichen Wasserkörper verbunden ist (HOFMANN 1993). Dabei ist die massive Zunahme der zentrischen Euplankter bei steigender Schalendichte zugleich mit einer Abundanzerrhöhung verbunden, ebenfalls ein Indiz für die steigende Produktivität infolge erhöhten Nährstoffangebots. Die erhöhte Individuenzahl konzentriert sich dabei zunehmend auf wenige Arten und ist im Großen Heiligen Meer insbesondere an die Algenblüten von *Cyclotella radiosa*, *Aulacoseira ambigua* und *A. granulata* gekoppelt, die die zerstreut lebenden, pennaten Plankter nach und nach verdrängen. Insgesamt korreliert die Entwicklung der *Centrales*-Massenblüten mit der Expansion der Grünalgengruppe der Pediastron und der hydrophytischen Makrovegetation. In Übereinstimmung mit diesen erreicht sie ihren Höhepunkt mit dem Nährstoffschub des 19. Jh., im Anschluß an den Ausbau der Meerbecke 1850. Auch im Spektrum der Begleitarten spiegelt sich die anthropogen beschleunigte Diatomeensukzession schließlich wider: Während die trophieempfindlicheren Arten (*Eunotiaceae*, *Pinnularia* sp., aber auch *Gomphonema acuminatum*, *Navicula viridula* u.a.) sowie die acidophilen Arten (*Frustulia rhomboides*, *Amphipleura pellicula*, *Stenopteria curvula*) allmählich ganz verschwinden, erscheinen einige neue anspruchsvolle Arten, zu denen u.a. *Navicula scutelloides*, *Stauroneis phoenicenteron*, *Gyrosigma attenuatum*, *Cymbella affinis*, *Epithemia adnata*, *Rhopalodia gibba* und *Surirella linearis* gehören. Erst in den obersten Horizonten spiegelt sich in einer erneuten Verschiebung der *Centrales* / *Pennales*-Relation, bei dem nun neben *Cyclotella radiosa* die pennaten Arten *Asterionella formosa* und *Fragilaria crotonensis* dominieren, die jüngste Entwicklung und insbesondere die Versauerung des Gewässers seit Umlegung der Meerbecke.

### 6.3 Hydrochemische Entwicklung

Auch die sedimentstratigraphischen Untersuchungen bestätigen die übrigen Ergebnisse eines nährstoffarmen und sauren, frühhistorischen Gewässers. Neben den geringen Glühverlustwerten des Sediments von um die 50 % kennzeichnen niedrige pH-Werte um pH 6 die sauren, schwach gepufferten Milieubedingungen nährstoffarmer Pleistozängebiete (HÜTTER 1994; Abb. 2). Die Pufferkapazität des Sediments, die auf dem Carbonat-Hydrogencarbonatsystem und der Pufferreaktion zwischen Sedimentmatrix und Poren- bzw. Seewasser beruht, reicht bei nahezu fehlenden Carbonatanteilen zunächst nicht aus, Säureinträge (etwa allochthone Huminsäuren aus dem angrenzenden Niedermoor oder autochthone Säurefreisetzung infolge biogener Prozesse; AG BODEN 1984) auszugleichen und den pH-Wert zu stabilisieren. Der pH-Wert fällt daher zunächst unter pH 6, bevor im Zuge der natürlichen Eutrophierung des Gewässers eine allmähliche Erhöhung der Wasserstoffionen-Konzentration (bis pH 6,5) einsetzt. Sie ist in den Zusammenhang der allmählichen Biomassenakkumulation zu stellen, wie sie durch eine steigende Sedimentationsrate und den zunehmenden Glühverlust (60-70 %) indiziert wird.

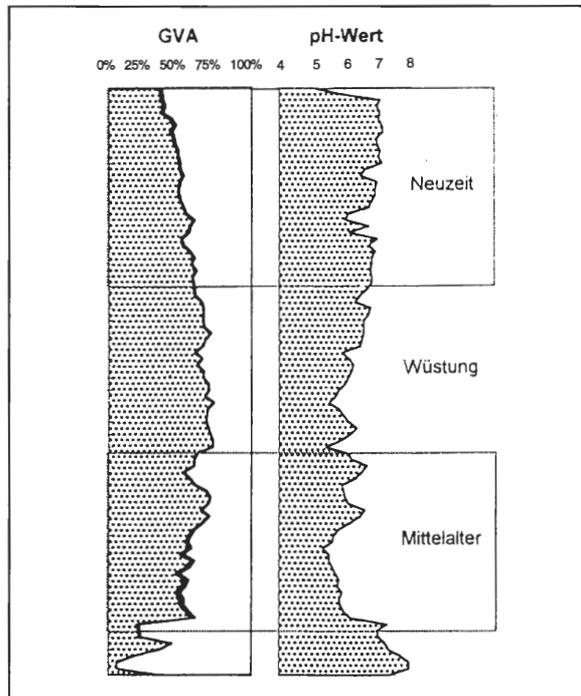


Abb. 2: Sedimentchemismus „Großes Heiliges Meer“.

Die spätmittelalterliche Nachsackung konnte mit einem Trophie- und Aciditätsrückschlag korreliert werden, welcher erneut eine nährstoffarme Gewässerphase mit nährstoffarmen, aber diesmal nun mäßig sauren Milieubedingungen folgte: Ein deutlicher Einbruch in der Glühverlustkurve mit einem Rückgang des organischen Anteils auf 50 % verweist auf derartig nährstoffärmere Bedingungen, aber auch auf die subsosionsbedingte Einschwemmung mineralischer Substanzen. Die Wasserstoffionen-Konzentration stabilisiert sich um pH 6. Mit dem Ende der massiven Subosionsprozesse pendelt sich also ein hydrologisches Gleichgewicht mit stabilen hydrochemischen Verhältnissen ein.

Korrelierend zur Regeneration des Erlenbruchwaldes und der Einstellung der *Pennales*-Algenzönosen akkumulieren auch die Nährstoffe in Wasserkörper und Sediment sukzessive und spiegeln noch während der Wüstungsphase mesotrophische Verhältnisse wider: Dem entsprechen im Sediment eine feste, braune Mitteldetritusmudde sowie hohe Glühverluste des Substrates. Die organischen Anteile erreichen die höchsten Werte von durchschnittlich 70 %. Der Glühverlust gibt Aufschluß über das Verhältnis von organischem zu mineralischem Anteil im Sediment. Er kann somit sowohl als Eutrophierungsparameter dienen, aber auch als Parameter zur Differenzierung von autochthonen bzw. allochthonen Quellen der Nährstoffzufuhr. Die höchsten organischen Anteile während der Wüstungsphase sind darauf zurückzuführen, daß die seeeigene Biomassenproduktion und biogene Sedimentation sowie der Eintrag fremden, organischen Minerals (z.B. über Laub des umgebenden Waldgürtels) gegenüber dem subrosiven und erosiven, mineralischen Eintrag überwiegt. Dies wird im übrigen auch durch die steigende Sedimentationsrate und Polleninfluxwerte sowie von den pH-Werten bestätigt, die zum 18. Jahrhundert Werte von 6,5 erreichen.

Permanent gesteigerter allochthoner Eintrag in das Gewässer führt zu einer zunehmend beschleunigten Eutrophierung des Großen Heiligen Meeres. Dies geht besonders deutlich aus der Glühverlustkurve hervor, wonach die organischen Sedimentanteile kontinuierlich zurückgehen, während die mineralischen im Gegenzug auf bis zu 50 % steigen. Da Subrosionsprozesse in Übereinstimmung mit den übrigen Untersuchungen hier keine Rolle mehr spielen, indizieren sie die verstärkte anthropogene Einflußnahme im Zuge der neuzeitlichen Siedlungsexpansion. Die Mineralzufuhr ist dabei sowohl auf die fortschreitende, lokale Walddegradation zu Heiden und Ödland, auf die Ausweitung des Grünlandes und Bodennarbenzerstörung im unmittelbaren Umfeld des Sees zurückzuführen, als vor allem auch auf eine Vergrößerung des Einzugsgebietes über Entwässerungsgrabenausbau, wodurch dem Großen Heiligen Meer zunehmend Mineral- und Nährstoffe aus der Landwirtschaft und den nahen Siedlungen sowie von Schwermetallen aus dem neuzeitlichen Bergbau und der Industrie zugeführt wurden. Mit dem Sedimentwechsel von Mittel- zu Feindetritusmudde zeichnet sich der erneute Eutrophierungsschub schließlich auch stratigraphisch ab. Der pH-Wert charakterisiert nun, bei Werten um den Neutralpunkt, die optimale Stabilisation des eutrophen Seemilieus durch das Hydrogencarbonat-Puffersystem.

## 7. Modellvorstellungen zur Trophie-Entwicklung norddeutscher Stellgewässer

### 7.1 Mehrdimensionale Nährstoffentwicklung im Großen Heiligen Meer

In einer Synthese der gut übereinstimmenden und sich ergänzenden Einzelanalysen kann die spezielle Trophie-Genese des Großen Heiligen Meeres zu einem Gesamtbild der „Vegetations- und Nährstoffentwicklung von Stillgewässern unter dem Einfluß von Landschafts- und Siedlungsgeschichte“ zusammengefügt werden (Abb. 3). Dabei korreliert die progressive Nährstoffakkumulation in der 5-phasigen Nährstoffentwicklung von oligo- zu eutroph mit den siedlungsgeschichtlichen Hauptphasen, während der regressive Prozeß primär durch die Subrosionsprozesse, insbesondere die gewaltige spätmittelalterliche Nachsackung hervorgerufen wurde.

Darüber hinaus gewähren die palökologischen Untersuchungen einen Einblick in die Komplexität des Stillwasser-Ökosystems Großes Heiliges Meer: So muß das heterogene Erdfallgewässer mit seinen dipolaren Strukturen zunächst als einzigartig herausgestellt werden; es ermöglicht jedoch zugleich ein besseres Verständnis allgemeiner trophischer Entwicklungen in ihrer Mehrdimensionalität. In Übereinstimmung mit den aktuoökologi-

Zeitraumen d. regionalen Landschaftsentwicklung	Lokale Erdfallprozesse	Paläoökologie des Stillgewässers "Großes Heiliges Meer"			
		Vegetationszonen	Diatomeengesellschaften	Hydrochemische Situation	Trophieentwicklung
Neuzeit		<i>Myriophyllum</i> -Dickichte, vielfältige Schwimmblattgesellschaften, artenreiche Schilfröhrichte	<i>Centrales</i> -Algenblüten	Stratenwechsel zu Fein detritusmudde, optimale pH-Pufferkapazität	Eutroph
Wüstungsphase		Erlenbruchwaldregeneration	<i>Pennales</i> -Biozönosen	Hydrochemische Stabilisation	Mesotroph
Spätmittelalter	Nachsenkung	Seerosendecken und Schachtelhalm-sümpfe, Birkenbruchwald	<i>Eunotia-Pinnularia</i> -Gesellschaft mit <i>Gomphonema ac.</i>	Allochthonmineralischer Eintrag	Oligomesotroph
Mittelalter		Röhrichte, Seggenriede, Weidengebüsche	reiche <i>Centrales</i> -Flora mit litoralem <i>Achnantheaceen</i> -Aufwuchs	Beschleunigte Sedimentationsrate und pH-Erhöhung	Eutroph
Sachsenzeit	Erdfallentstehung	Pioniergesellschaften	Initialgesellschaft	Nährstoffarm und sauer	Oligotroph

Abb. 3: Vegetations- und Nährstoffentwicklung des „Großen Heiligen Meeres“ unter dem Einfluß von Landschafts- und Siedlungsgeschichte.

schen Untersuchungen von HAGEMANN (1997) und POTT et al. (1996, 1998) muß die Vegetations- und Trophieentwicklung von Seen als äußerst differenziert betrachtet werden, da sie nicht nur in historischen Dimensionen, sondern auch räumlich, sowohl zwischen Pelagial und Litoral als auch im Bereich verschiedener Uferzonen, variiert. So muß aus der morphologischen Besonderheit des Großen Heiligen Meeres heraus die Genese des frühzeitig verlandenden nördlichen Flachsees von der des sehr viel später eutrophierenden, tiefen Seebeckens unterschieden werden. Ferner spielt die Einbettungssituation des Gewässers, an der Ökologengrenze von Niedermoor zu Dünenansanden, von Beginn seiner Geschichte an eine bedeutende Rolle für seinen Nährstoffhaushalt. In diesem Zusammenhang muß daher die enorme Bedeutung des Einzugsgebietes bzw. die Offenheit des Ökosystems See zu seiner Umgebung, von der je nach natürlichen Standortgegebenheiten oder anthropogener Einflußnahme vielfältige Einflußfaktoren auf das Gewässer ausgehen, herausgestellt werden.

## 7.2 Allgemeingültige Ursachen und Mechanismen der Nährstoffentwicklung

Über die dargestellte, exemplarische Entwicklung des Großen Heiligen Meeres hinaus, lassen sich abschließend einige allgemeingültige Schlüsse zu einer historischen Sukzession limnischer Ökosysteme Nordwestdeutschlands ziehen. Den Ursachen und Mechanismen der natürlichen Nährstoffentwicklung steht dabei die anthropogen beeinflusste Genese gegenüber.

- Grundsätzlich läßt sich aus den vorgestellten Ergebnissen die Gesamttenenz einer **kontinuierlichen Gewässereutrophierung**, die im **Rahmen der natürlichen Sukzession** von nährstoffarm zu nährstoffreich führt, feststellen. Dabei muß die Zunahme der Nährstoffkonzentration bzw. -nutzung zunächst generell als natürlich angesehen werden. Der Nährstoffeintrag kann nun allogener Natur sein, d.h. wie im vorliegenden Fall des eutrophierend wirkenden Niedermoors geologisch bedingt sein oder eine paläoklimatische oder geographische (natürliche Zuflüsse) Ursache haben. Primär ist die Nährstoffakkumulation i.d.R. aber autogen und wird durch die Steigerung der autochthonen, pflanzlichen Primärproduktion infolge einer Nährstoffverlagerung vom Profundal (Biomassenakkumulation unter anaeroben Bedingungen) in die trophogene Zone hervorgerufen. In jedem Falle geht diese natürliche Eutrophierung sowohl mit einer Zunahme der Biomasse als auch der Artendiversität einher. Sie läßt sich insbesondere aus der Sukzession des pelagischen Phytoplanktons (Pediastren und Diatomeen: *Centrales*, u.a. Gruppen) ableiten, welche einen direkten Trophie-Indikator für den gesamten Wasserkörper darstellt. Darüber hinaus spiegelt auch die Entwicklung der hydrophytischen Vegetation in ihrer Gesamtheit eine Veränderung wider, die im Verlauf der primären Sukzession des Gewässers letztendlich zu dessen natürlicher Verlandung führt (ELLENBERG 1996, DIERSCHKE 1994, POTT & REMY 2000).
- In diesem Zusammenhang spielt die **natürliche Standortvielfalt** im Gewässer eine bedeutende Rolle, ebenso wie der Einfluß trophiedominierender und -regulierender Faktoren. In den Landschaften Norddeutschlands sind dies in erster Linie die sauer-oligotrophen Verhältnisse des Pleistozäns; doch auch holozäne Bildungen (Niedermoor, Hochmoor, Aue) im Einzugsbereich des Gewässers können solche Faktoren darstellen. Das bedeutet limnische Ökosysteme müssen natürlicherweise nicht unbedingt ein einheitliches Bild aufweisen und insbesondere die makrophytische Verlandungszonation wird entscheidend von der jeweiligen standortspezifischen Litoralsituation geprägt bzw. spiegelt die lokale Standortdifferenzierung eines Gewässers und dessen Uferbereich in Abhängigkeit von ganz lokalen Grundwasser- und Bodenveränderungen kleinräumig wider (PUST et al. 1997, POTT et al. 1998). Umgekehrt beeinflußt die Vegetation wiederum das Verhältnis von allochthoner und autochthoner Nährstoffakkumulation, wie es sich u.a. anhand von Polleninfluxmessungen und Glühverlustbestimmungen verifizieren läßt.
- Vegetationsgeschichtlich gesehen muß ferner die Bedeutung relativ konstanter Umweltbedingungen für die progressive Seegenese diskutiert werden. Nicht nur langfristige, klimatische Ursachen, sondern wie im vorliegenden Fall auch kurzfristige, geogene Abläufe können Schwankungen in der sukzessiven Gewässerentwicklung verursachen sowie **regressive Prozesse** in der allgemein progressiven Nährstoffentwicklung hervorrufen, die die ökologischen Bedingungen im Gewässer nachhaltig verändern.
- Bezüglich der Verlandungsreihen und der Vergesellschaftungen von Wasserpflanzen und Röhrcharten kann festgestellt werden, daß bereits im Mittelalter dieselben **Arten und Vergesellschaftungen** anzutreffen waren, wie sie heute noch beschrieben werden. So existierte bereits im Mittelalter eine Artenvergesellschaftung, die dem heutigen *Myriophyllo-Nupharetum* entsprach und sich aus den Arten *Nymphaea* und *Polygonum amphibium* mit vereinzelt *Myriophyllum spicatum*-Pflanzen zusammensetzte. Im Überblick der gesamten Gewässergenese kommen die Arten des heutigen *Myriophyllo-Nupharetum* immer dann zur optimalen Ausbreitung, wenn auch die dem *Phragmition* und dem *Frangulo-Salicetum* vergleichbare Vegetation optimal ausgebildet ist. Auch dies spricht zumindest seit dem Mittelalter für ein Zusammenspiel der Arten und Gesellschaften innerhalb der Verlandungsserie, das dem heute beobachteten gleicht (POTT 1980, 1995). Entsprechendes gilt innerhalb der Diatomeengesellschaften u.a. für

die typische *Eunotia-Pinnularia*-Gesellschaft, die heute z.B. noch aus dem Erdfallsee beschrieben wird (BUDE 1942a) und dem Vorkommen von *Gomphonema acuminatum*, das häufig mit dieser pelagischen Gesellschaft korreliert (LANGE-BERTALOT & KRAMMER 1986). Schließlich rechtfertigt die Synthese der Einzelanalysen das deduktive Vorgehen, sich bei den paläoökologischen Beschreibungen auf die heutigen aut- und synökologischen Ansprüche der Arten zu beziehen. Insbesondere die Übereinstimmung mit den sedimentchemischen Daten zeigt, daß die Ansprüche unverändert blieben.

- Schließlich kann die allgemeine und deutliche **Korrelation von lokaler Siedlungsgeschichte und anthropogen beschleunigter Eutrophierung** eines Gewässers bestätigt werden, wobei sich wohl die Regel eines eutrophierenden Einflusses während der Siedlungsphasen des Mittelalters und der Neuzeit herausstellen läßt, während die frühneuzeitliche Siedlungsdepression mit einer Stagnation der Trophierung verknüpft werden kann. Dabei zeigte sich bereits im Mittelalter der eutrophierende Einfluß des Menschen, der insbesondere auf indirekte Einflußnahme, d.h. standortdifferenzierende Eingriffe im Einflußbereich des Sees zurückzuführen war (Rodung und Streuwiesennutzung bzw. Weide bis in Ufernähe). Dem gegenüber steht die vielfach diskutierte beschleunigte Gewässereutrophierung der Neuzeit, die durch direkte Nährstoffeinträge die Gewässerverlandung forciert. So wird der langfristige Prozeß der natürlichen Eutrophierung in den letzten Jahrhunderten zunehmend anthropozoogen gestört und die Eutrophierung heute hauptsächlich als ein Vorgang der künstlich erhöhten Nährstoffzufuhr verstanden. Über die direkte Zufuhr organischer Substanzen aus häuslichen, industriellen und landwirtschaftlichen Abwässern hinaus, verursachen sehr viel häufiger Nährstoffeinträge über Grund- und Oberflächenwasser, infolge von Boden- auswaschung und Erosion, einen Nährstoff-Input (PUST 1993). Die schubweise Nährstoffakkumulation, die beim Beispiel „Großes Heiliges Meer“ unmittelbar mit dem Ausbau der Entwässerungsgräben korreliert, unterstreicht dabei die Auswirkungen der Vergrößerung des Einzugsgebietes.

## 8. Quellen- und Literaturverzeichnis

- AG BODEN der Geologischen Landesämter der BRD und der BGR / PÄLCHEN, W. et al. (Hrsg., 1996): Bodenkundliche Kartieranleitung.- 4. Aufl.: 392 S. (33 Abb., 91 Tab.), Hannover (Schweizerbart).
- ALHONEN, P. (1967): Palaeolimnological investigations of three inland lakes in south-western Finland. - Acta Bot. Fennica **76**: 59 S., Helsinki.
- ANDERSSON, F. & OLSSON (1985): Lake Goardsjoen: an acid forest lake and its development. - Svenska Tidskr. **6**: 526-530
- BARTH, E. (1995): Pflanzensoziologische und pollenanalytische Untersuchungen zur Vegetations- und Siedlungsentwicklung in der Meerbecke-Niederung im Erdfallgebiet „Heiliges Meer“ (Westfalen). - Unveröff. Diplomarbeit Inst. Geobot. Univ. Hannover: 120 S., Hannover.
- BEHRE, K.-E. (1976): Beginn und Form der Plaggenwirtschaft in Nordwestdeutschland nach pollenanalytischen Untersuchungen in Ostfriesland. - Neue Ausgr. u. Forsch. **10**:197-224.
- BEHRE, K.-E. (1976): Die Pflanzenreste aus der frühgeschichtlichen Wurt Elisenhof. - Studien Küstenarchäologie Schlesw.-Holst., Rhe. A: 144 S., Neumünster.
- BEHRE, K.-E. (1980): Zur mittelalterlichen Plaggenwirtschaft in Nordwestdeutschland und angrenzenden Gebieten nach botanischen Untersuchungen. - Abh. Akad. Wiss. Göttingen **3**: 30-40.
- BEIJERINCK, W. (1976): Zadenatlas der Nederlandsche Flora ten behoeve van de Botanie, Palaeontologie, Bodemcultuur en Warenkennis. Omvattende, naast de inheemsche Flora, onze belangrijkste Cultuurgewassen en verschillende Adventiefsoorten. - 24 S. (140 Taf.), Amsterdam (Backhuys & Meesters).

- BERGLUND, B.E. & M. RALSKA-JASIEWICZOWA (1986): Pollen analysis and pollen diagrams. - in BERGLUND, B.E. (Hrsg.): *Handbook of Holocene Palaeoecology and Palaeohydrology*: 455-484, Chichester (J. Wiley).
- BERGLUND, B.E. (1986): *Handbook of Holocene Palaeoecology and Palaeohydrology*. - Chichester (J. Wiley).
- BERGLUND, B., B. BOGACZEWICZ-ADAMCZAK & G. MIOKT-SZPIGANOWICZ (1993): Vegetation history, human impact and development of the lakes in the Bory Tucholskie, Pomerania. - *Quaest. Geogr.* **15-16**: 11-22 (9 fig.), Poznan (Adam Mickiewicz Univ. Press).
- BGR / NLFb (o.J.): Unveröffentlichte Analyseverfahren.-
- BRANDI, K. (1900): Die Osnabrücker Fälschungen. IV. Der Fortsbann und die älteste Bistumsgrenze. - *Westdt. Z. Gesch. Kunst* **19** (2): 165-173, Trier.
- BUDDE, H. (1942a): Die Algenflora der Seen, Weiher und Tümpel des Naturschutzgebietes Heiliges Meer. - in: BUDDE, H.: Die Algenflora Westfalens und der angrenzenden Gebiete. - *Decheniana* **101**: 201-214, Bonn.
- BUDDE, H. (1942b): Die Algenflora Westfalens und der angrenzenden Gebiete. - *Decheniana* **101**: 131-214 (2 Abb., 1 Tab.), Bonn.
- BÜKER (1940): Die Pflanzengesellschaften nordwestdeutscher Heideweier. - *Aus der Heimat* **53**: 78-83.
- CASPERS, G. (1993): Vegetationsgeschichtliche Untersuchungen zur Flußauenentwicklung an der Mittelweser im Spätglazial und Holozän. - *Abh. Westf. Mus. Naturk.* **55** (1): 101 S. (38 Abb., 5 Tab., 2 Dia.), Münster (Westf.).
- DIECKMANN, U. (1998): Paläoökologische Untersuchungen zur Entwicklung von Natur- und Kulturlandschaft am Nordrand des Wiehengebirges. - *Abh. Westf. Mus. Naturk.* **60** (4): 156 S. (52 Abb., 11 Tab., 3 Taf.), Münster.
- DIN (DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG e.V.), NORMENAUSSCHUß WASSERWESEN (1994): DEV DIN 38414 Teil 2 - S 2, 3 5 [Deutsches Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser - und Schlammuntersuchung. Schlamm und Sedimente (Gruppe S).
- DOLLE, R. (1933): Die Sage vom Heiligen Meer bei Hopsten in der Ortsüberlieferung, in der Romantik und im Lichte der Geschichte. - 16 S. (1 Karte).
- DÖRFLER, W. (1989): Pollenanalytische Untersuchungen zur Vegetations- und Siedlungsgeschichte im Süden des Landkreises Cuxhafen. - *Probleme d. Küstenforschung im südl. Nordseegebiet* **17**: 1-75. Hildesheim.
- EHLERS, H. (1965) Über das Plankton des Großen Heiligen Meeres und des Erdfallsees bei Hopsten (Westf.). - *Abh. Landesmus. Naturk.* **27** (3): 3-20, Münster (Westf.).
- ELLENBERG, H. (1989): Eutrophierung - das gravierendste Problem in Naturschutz? Zur Einführung. - *NNA-Berichte* **2** (1):4-12.
- ELLENBERG, H. (1996): Die Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. - 5. Aufl.: 1096 S. (623 Abb., 170 Tab.), Stuttgart (Ulmer).
- ERDTMAN, G.E. (1960): The acetolysis method. - *Svensk. Bot. Tidskr.* **54**.
- FAEGRI, K. & J. IVERSEN (1989): *Textbook of Pollen Analysis*. - 4. Aufl.: 328 S., Chichester (J. Wiley & Sons).
- FAEGRI, K. & J. IVERSEN (1993): *Bestimmungsschlüssel für die nordwesteuropäische Pollenflora*. - Stuttgart (Fischer).
- FREUND, H. (1994): Pollenanalytische Untersuchungen zur Vegetations- und Siedlungsentwicklung im westlichen Weserbergland. - *Abh. Westf. Mus. Naturk.* **56** (1): 103 S. (35 Tab.), Münster (Westf.).
- GEYH, M.A. (1983): Physikalische und chemische Datierungsmethoden in der Quartärforschung. Praktische Aspekte zur Entnahme, Auswahl und Behandlung von Proben sowie zur Beurteilung und Interpretation geochronologischer Ergebnisse. - *Clausth. Tekton. Hefte* **19**: 163 S. (21 Fig., 6 Tab., 1 Ftbl.), Clausthal-Zellerfeld (Pilger).
- GRAEBNER, P. (1930): Die Pflanzengesellschaften des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ bei Hopsten. - *Abh. Westf. Prov.-Mus. Naturk. Münster (Westf.)* **1**: 137-150, Münster (Westf.).
- GRAEBNER, P. (1934): Die Pflanzenwelt des Naturschutzgebietes. - *Natur u. Heimat* **1** (Sonderheft „Führer durch das NSG „Heiliges Meer“): 11-14, Münster/Westf.
- GROSSE-BRAUCKMANN, G. (1986): Analysis of vegetative plant macrofossils. - in BERGLUND, B.E. (Hrsg.): *Handbook of Holocene Palaeoecology and Palaeohydrology*: 591-618, Chichester (J. Wiley).
- HAGEMANN, B. (1997): Hydrochemisch-physikalische Untersuchungen zur Erfassung der mehrdimensionalen Trophiebedingungen im „Großen Heiligen Meer“ während der Sommerstagnation

1996. - Unveröff. Diplomarbeit Inst. Geobot. Univ. Hannover: 136 S., Hannover.
- HESMER, H. & F.-G. SCHRÖDER (1963): Waldzusammensetzung und Waldbehandlung im Niedersächsischen Tiefland westlich der Weser und in der Münsterschen Bucht bis zum Ende des 18. Jahrhunderts. - *Decheniana* **11** (Beiheft): 1-304, Bonn.
- HOFMANN, G. (1993): Aufwuchsdiatomeen in Seen und ihre Eignung als Indikatoren der Trophie. - Diss. Univ. Frankfurt a.M.: 195 S., Frankfurt.
- HOPSTER, H. (1974): Hopsten. Geschichte und Gegenwart. - Gemeinde Hopsten: 133 S.
- HUBER-PERSTALOZZI, G. (1942): Das Phytoplankton des Süßwassers II (1). - Stuttgart.
- HUNSCH, F.E. (1975): Drevanameri - Das „Heilige Meer“. - *Der Tecklenburger* (11.01.1975).
- HÜPPE, J., R. POTT & D. STÖRMER (1989): Landschaftsökologisch-vegetationsgeschichtliche Studien im Kiefernwuchsgebiet der nördlichen Senne. - *Abh. Westf. Mus. Naturk.* **51** (3): 77 S. (29 Abb., 4 Veg. Tab.), Münster (Westf.).
- HUSTEDT, F. (1930-1966): Die Kieselalgen Deutschlands, Österreichs und der Schweiz unter Berücksichtigung der übrigen Länder Europas sowie der angrenzenden Meeresgebiete 1-3. - in RABENHORST, L. (Hrsg.): *Kryptogamenflora Deutschlands, Österreichs und der Schweiz*. - Leipzig (Akad. Verlagsgesellsch.)
- HUSTEDT, F. (1945): Die Diatomeenflora norddeutscher Seen mit besonderer Berücksichtigung des holsteinischen Seengebiets. I - IV: Seen in Posen, der Neumark, Pommern und der Mark Brandenburg. - *Arch. Hydrobiol.* **41**: 329-414.
- HUSTEDT, F. (1950): Die Diatomeenflora norddeutscher Seen. V-VII: Seen in Mecklenburg, Lauenburg und Nordostdeutschland. - *Arch. Hydrobiol.* **43**: 329-458.
- HÜTTER, L. (1994): Wasser und Wasseruntersuchungen. - *Laborbücher Chemie*. 5. Aufl.: 516 S. (Salle & Sauerländer).
- KLEINMANN, A. (1992): Nachweis spät- und postglazialer Seespiegelschwankungen am Ammersee mittels pollenanalytischer und sedimentologischer Untersuchungen. - Diss. Inst. Angew. Geol. Mineralog. TU München: 139 S. (22 Abb., 5 Tab., 10 Dia.), München.
- KLOCKE, E. (1892): Zur Cladoceren-Fauna Westfalens. - **20. J.ber. Westf. Prov.-Ver. Wiss. Kunst** 1891, Zool. Sekt.: 64-76, Münster.
- KLOCKE, E. (1894): Die Winterfauna des Heiligen Meeres. - **22. J.ber. Westf. Prov.-Ver. Wiss. Kunst** 1893 / 1894, Zool. Sekt.: 129-130, Münster.
- KOCH, H. (1936): Beitrag zur Florengeschichte des Osnabrücker Landes. - *Mitt. Naturwiss. Ver. Osnabrück* **23**: 57-98 (3 Abb., 3 Tab.), Osnabrück (Prelle).
- KÖLKER, J. (1936): Die kulturlandschaftliche Entwicklung des Kreises Tecklenburg. - 140 S., Köln.
- KOMAREK, J. & B. FOTT (1983): Chlorophyceae (Grünalgen). Ordnung: Chlorococcales. - in: HUBER-PERSTALOZZI, G. (Hrsg.): *Das Phytoplankton des Süßwassers. Systematik und Biologie*. - Die Binnengewässer 16/7, 1: 1044 S. (14 Abb., 43 Tab., 253 Taf.), Stuttgart (Schweizerbart).
- KÖNIGLICH PREUSSISCHE LANDESAUFNAHME (1895): TK 25, Blatt 3611 „Hopsten“. - ex *Bibl. Regia*, Berlin 1941.
- KOPPE, F. (1931): Die Moosflora des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ bei Hopsten. - *Abh. Westf. Prov.-Mus. Naturk. Münster (Westf.)* **2**: 103-120, Münster (Westf.).
- KOPPE, F. (1955): Nachträge zur Moosflora des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ bei Hopsten. - *Natur. u. Heimat* **15** (Beiheft): 2 S., Münster / Westf.
- KÖRBER-GROHNE, U. (1987): Geobotanische Untersuchungen auf der Feddersen Wierde I. - 357 S., Wiesbaden.
- KRAMM, E. (1972): Moorkundliche und pollenanalytische Untersuchungen im Vinter Moor bei Recke. - Diss. Bot. Inst. Univ. Münster: 116 S., Münster.
- KRAMM, E. (1978): Pollenanalytische Hochmooruntersuchungen zur Floren- und Siedlungsgeschichte zwischen Ems und Hase. - *Abh. Landesmus. Naturk.* **38** (1): 40 S., Münster (Westf.).
- KRAMM, E. (1980): Die Entwicklung der Wälder Westfalens nach der letzten Eiszeit. - *Natur - u. Landschaftsk. Westf.* **16** (4): 97-104, Hamm.
- KRAMM, E. (1981): Beiträge der Pollenanalyse zur Erforschung der Siedlungsgeschichte von Westfalen. - *Natur - u. Landschaftskde. Westf.* **17** (4): 105-112, Hamm.
- KRIEGSMANN, K.F. (1938): Produktionsbiologische Untersuchungen des Pelagials des Großen Heiligen Meeres unter besonderer Berücksichtigung seines Eisenhaushaltes. - *Abh. Landesmus. Naturk. Prov. Westf.* **9** (2): 106 S. (25 Abb., 26 Tab., 3 Taf.), Münster (Westf.).
- KUBITZKI, K. (1961): Zur Synchronisierung der nordwestdeutschen Pollendiagramme (mit Beiträgen zur Waldgeschichte Nordwestdeutschlands). - *Flora* **150** (1): 43-72, Jena.
- LANDESVERMESSUNGSAMT NRW (Hrsg. 1969,89): TK 5, Blatt 3611/17 „Großes Heiliges Meer“ (Luftbildkarte).-

- LANDESVERMESSUNGSAMT NRW (Hrsg., 1987): TK 5, Blatt 3611/17 „Großes Heiliges Meer“ (Bodenkarte).-
- LANDESVERMESSUNGSAMT NRW (Hrsg., 1993): TK 25, Blatt 3611 „Hopsten“-.
- LANG, G. (1994): Quartäre Vegetationsgeschichte Europas. Methoden und Ergebnisse. - 462 S., Stuttgart (Fischer).
- LANGE-BERTALOT, H. & K. KRAMMER (1986-91): Bacillariophyceae. 1.Tl.: Naviculaceae: 876 S.; 2.Tl.: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae: 596 S.; 3.Tl.: Centrales, Fragillariaceae, Eunotiaceae: 576 S.; 4.Tl.: Achnantheaceae, Kritische Ergänzung zu Navicula (Lineolatae) und Gomphonema: 437 S. - in: ETTL, H. et al. (Hrsg.): Süßwasserflora von Mitteleuropa. - Stuttgart (Fischer).
- LANGE-BERTALOT, H. (1978): Diatomeen-Differentialarten anstelle von Leitformen: ein geeignetes Kriterium der Gewässerbelastung. - Arch. Hydrobiol. Suppl. **56**: 393-427.
- LESEMANN, B. (1969): Pollenanalytische Untersuchungen zur Vegetationsgeschichte des Hannoverischen Wendlandes. - Flora, Abt. B, **158**: 480-519 (7 Abb.), Göttingen.
- LEWIS, W.M. JR., J.F. SAUNDERS, D.W. CRUMPACKER SR. & C. BRENDECKE (1984): Eutrophication and land use. Lake Dillon, Colorado. - Ecol. Studies **46**: 202 S., New York - Berlin (Springer).
- LEHMANN, H. (1940): Der deutsche Buchweizenanbau und seine Entwicklung in den letzten 100 Jahren, besonders in Beziehung zu Betriebsform, Fruchtwechsel und Nutzungsarten. - Diss. Univ. Bonn (Leipzig).
- LOTZE, F. (1956): Zur Geologie der Senkungszone des Heiligen Meeres (Kreis Tecklenburg). - Abh. Landesmus. Naturk. Münster (Westf.) **18** (1): 36 S. (10 Abb., 4 Taf.), Münster (Westf.).
- LÜBBEN, U. (1973) Zur Verbreitung und Ökologie der Wasserlobelie (*Lobelia dortmanna* L.) in der Bundesrepublik Deutschland. - Mitt. flor.-soz. AG N.F. **15-16**: 28-40 (1 Abb., 2 Tab.), Todenmann - Göttingen.
- MEISEL, S. (1961): Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 83/84 Osnabrück / Bentheim. - in: Geograph. Landesaufn. 1:200000, Naturräuml. Gliederung Deutschlands. - Bad Godesberg.
- MERKT, J. & H. STREIF (1970): Stechrohr-Bohrgeräte für limnische und marine Lockersedimente. - Geol. Jb. **88**: 137-148 (5 Abb.), Hannover.
- MERKT, J., G. LÜTTIG & H. SCHNEEKLOTH (1971): Vorschlag zur Gliederung und Definition der limnischen Sedimente. - Geol. Jb. **89**: 607-623 (1 Tab.), Hannover.
- MOHR, R. (1990): Untersuchungen zur nacheiszeitlichen Vegetations- und Moorentwicklung im nordwestlichen Niedersachsen. - Vechtaer Arbeiten zur Geographie und Regionalwissenschaft **21** (1): 144 S., Vechta.
- MOHRMANN, W.-D. & W. PABST (1990): Einführung in die politische Geschichte des Osnabrücker Landes. Darstellung und Quellen. - Osnabrück.
- MOORE, P.D., J.A. WEBB & M.E. COLLINSON (1991): Pollen analysis. - 2. Aufl.: 216 S., Oxford (Blackwell).
- MÜLLER-WILLE, W. (1960): Natur und Kultur in der oberen Emssandebene. - Decheniana **113** (2): 323-344 (12 Abb.), Bonn.
- OVERBECK, F. (1975): Botanisch-geologische Moorkunde. - 719 S., Neumünster.
- PARRA BARRIENTOS, O.O. (1979): Revision der Gattung *Pediastrum* Meyen (Chlorophyta). - Biblioth. Phycologica **48**: 183 S. (55 Taf.), Vaduz (J. Cramer).
- PEGLAR, S.M., S.C. FRITZ & H.J.B. BIRKS (1989): Vegetation and land-use history at Diss, Norfolk, U.K. - Journ. Ecol. **77**: 203-222 (4 Fig., 1 Tab.), London.
- POELMANN, H. (1934): Geologisches vom Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“. - in: WERLAND, D. (Hrsg.): Das Heilige Meer von Hopsten. - Natur u. Heimat **1** (Sonderheft): 6-10 (3 Abb.), Münster / Westf.
- POTT, R. (1980): Die Wasser - und Sumpfvvegetation eutropher Gewässer in der Westfälischen Bucht. Pflanzensoziologische und hydrochemische Untersuchungen. - Abh. Landesmus. Naturk. **42** (2): 156 S. (32 Abb., 14 Tab., 31 Veg.Tab.), Münster (Westf.).
- POTT, R. (1981): Ökologie und Indikatorwert von Wasserpflanzengesellschaften. - Mitt. LÖLF, Sonderh. Landestagungen 1980: 57-64 (14 Abb.), Recklinghausen.
- POTT, R. (1982): *Littorelletea*-Gesellschaften in der Westfälischen Bucht. - Tuexenia **2**: 31-45 (3 Abb., 7 Tab.), Göttingen.
- POTT, R. (1983): Die Vegetationsabfolgen unterschiedlicher Gewässertypen Nordwestdeutschlands und ihre Abhängigkeit vom Nährstoffgehalt des Wassers. - Phytocoenologia **11** (3): 407-430 (9 Fig., 2 Tab.), Braunschweig - Stuttgart (Borntraeger).
- POTT, R. (1985): Zur Synökologie nordwestdeutscher Röhrichtgesellschaften. - Verh. Ges. Ökol. (Bremen 1983) **13**: 111-119 (5 Abb., 2 Tab.), Göttingen.

- POTT, R. (1992): Entwicklung der Kulturlandschaft Nordwestdeutschlands unter dem Einfluß des Menschen. - Z. Univ. Hannover - Mitt.bl. Hann. Hochschulgem. **19** (1): 3 - 48 (44 Abb., 7 Tab.), Hannover.
- POTT, R. (1995): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. - 2. Aufl.: 615 S., Stuttgart (Ulmer).
- POTT, R. (1996): Seltene und schützenswerte Biotoptypen Deutschlands und angrenzender Regionen. Biotopkomplexe, Biotoptypen, Biotopstrukturen und deren Pflanzengesellschaften. - 448 S. (872 Abb., 12 Tab., 14 Karten), Stuttgart (Ulmer).
- POTT, R. (Hrsg., 1998): Stickstoffbelastungen der Gewässerlandschaft im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ (Kreis Steinfurt) und Möglichkeiten landesplanerischer Gegensteuerung. - Abh. Westf. Mus. Naturk. **60** (2): 127 S., Münster.
- POTT, R. (1999): Nordwestdeutsches Tiefland zwischen Ems und Weser. Kulturlandschaftsführer Bd. 1: 256 S., Ulmer-Verlag Stuttgart.
- POTT, R. & J. HÜPPE (1991): Die Hudelandschaften Nordwestdeutschlands. - Abh. Westf. Mus. Naturk. **53** (1/2): 313 S. (138 Abb., 56 Tab.), Münster/Westf.
- POTT, R., J. PUST & K. HOFMANN (1996): Trophiedifferenzierungen von Stillgewässern im NSG „Heiliges Meer“ und deren Auswirkungen auf die Vegetation. - Erste Ergebnisse. - Abh. Westf. Mus. Naturk. **58** (2): 60 S. (44 Abb., 16 Tab.), Münster (Westf.).
- POTT, R., J. PUST & B. HAGEMANN (1998): Methodische Standards bei der vegetationsökologischen Analyse von Stillgewässern - dargestellt am Großen Heiligen Meer in den Untersuchungsjahren von 1992-1997. - in: POTT, R. (Hrsg.): Stickstoffbelastungen der Gewässerlandschaft im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ (Kreis Steinfurt) und Möglichkeiten landesplanerischer Gegensteuerung. - Abh. Westf. Mus. Naturk. **60** (2): 53-110 (37 Abb., 2 Tab.), Münster.
- POTT, R. & D. REMY (2000): Ökosysteme Mitteleuropas. Gewässer des Binnenlandes. 252 S., Ulmer-Verlag Stuttgart.
- PUNT, W. et al. (1976-91): The Northwest European Pollen Flora. - I: 145 S., II: 285 S., III: 138 S., IV: 369 S., V: 154 S., VI: 275 S., Amsterdam (Elsevier).
- PUST, J. (1993): Erste Ergebnisse zur Untersuchung der Grundwasserverhältnisse im NSG „Heiliges Meer“ (Kreis Steinfurt). - Abh. Westf. Mus. Naturk. **55** (2): 80 S. (43 Abb., 3 Tab.), Münster (Westf.).
- PUST, J., B. HAGEMANN & R. POTT (1997): Winterliche Grundwasserdynamik und deren Beeinflussung durch die Ufervegetation am Beispiel des Erlenbruchwaldes am Großen Heiligen Meer, Kr. Steinfurt. - Natur u. Heimat **57** (2): 53-63 (6 Abb., 1 Tab.), Münster/Westf.
- REILLE, M. (1992): Pollen et spores d'Europe et d'Afrique du nord. - Lab. Bot. Hist. et Palyn.: 520 S., Marseille.
- RENBORG, I. & T. HELLBERG (1982): The pH-history of lakes in south-western Sweden, as calculated from the subfossil diatom flora of the sediments. - Ambio **11** (1): 30-33.
- RODE, H. & K. EBLAGE (Hrsg., 1994): Uffeln - Geschichte eines Ibbenbürener Ortsteils. - 603 S.
- RUNGE, F. (1974): Schwankungen der Vegetation nordwestdeutscher Heideweihler. - Abh. Naturw. Ver. Bremen **37**: 421-428.
- SALDEN, N. (1978): Beiträge zur Ökologie der Diatomeen (Bacillariophyceae) des Süßwassers. - Decheniana Beih. **22**: 238 S. (8 Abb., 26 Tab.), Bonn.
- SCHOCH, W.H., PAWLIK, B., SCHWEINGRUBER, F.H. (1988): Botanische Makroreste. - Stuttgart (Haupt).
- SCHROEDER, F.-G. (1956): Zur Vegetationsgeschichte des Heiligen Meeres bei Hopsten (Westfalen). - Abh. Landesmus. Naturk. Münster (Westf.) **18** (2): 38 S. (11 Abb.), Münster (Westf.).
- SCHWAAR, J. (1979): Spät- und postglaziale Pflanzengesellschaften im Dümmer-Gebiet. - Abh. Naturw. Ver. Bremen **39**: 129-152 (7 Abb., 3 Tab.), Bremen.
- SCHWAR, A. (1900): Das heilige Meer bei Hopsten. - **28**. J.ber. Westf. Prov.-Ver. Wiss. Kunst 1899/1900, Botan. Sekt.: 74-75, Münster.
- SPEIER, M. (1996): Paläoökologische Aspekte der Entstehung von Grünland in Mitteleuropa. - Ber. Reinh. Tüxen-Ges. **8**: 199-219 (6 Abb., 3 Tab.), Hannover.
- STAATSARCHIV MÜNSTER: Grenzkarten 1564 und 1616
- STREIF, H. (1970 ff.): Limnogeologische Untersuchungen an niedersächsischen Binnengewässern I ff. - Landesamt f. Geologie Hannover. Manuskript.
- TEBBE, R. (1970): Untersuchung der Vegetationsentwicklung im Gebiet des Heiligen Feldes bei Hopsten seit dem 17. Jahrhundert an Hand von Archivalien. - Unveröff. Prüfungsarbeit PH Westf.-Lippe Abt. Münster: 81 S., Münster.
- TERLUTTER, H. (1995): Das Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“. - Westf. Mus. Naturk.: 144 S., Münster (Westf.).

- THIERMANN, A. (1975a): Geologische Karte von Nordrhein-Westfalen 1:25000. Erläuterungen zu Blatt 3611 Hopsten. - Geolog. Landesamt NRW (Hrsg.): 214 S., Krefeld.
- THIERMANN, A. (1975b): Zur Geologie der Erdfälle des „Heiligen Feldes“ im Tecklenburger Land/Westfalen. - Mitt. Geol.-Paläont. Inst. Univ. Hamburg **44**: 517-530, Krefeld.
- TIETZE, O. (1914): Der Erdfall vom 14. April 1913 in der Gemeinde Hopsten (Kreis Tecklenburg). - Jb. Königl. Geol. Landesanst. 1913, **34** (Teil I): 648-657 (3 Fig.), Berlin.
- VOIGT, R. (1996): Landschaftsgeschichtliche Untersuchungen an einigen oberbayrischen Seen. - Diss. Bot. 270.
- VON LECOQ (1803): Preußische Aufnahme. Karten von Nordwestdeutschland 1:86400, Sektion 8 u. 9 (Historische Karte).-
- WEGNER, T. (1913a): Der Erdfall bei Hopsten vom 14. April 1913. - Petermanns Mitt.: 69-70, Gotha.
- WEGNER, T. (1913b): Bericht über den Erdfall bei Hopsten. - Unveröff. Ber.: (1 Karte), Münster.
- WEGNER, T. (1914): Der Erdfall bei Hopsten (Westfalen). - Naturwiss. Wochenschrift N. F. **XII** (21): 332-333 (2 Abb), Jena (Fischer).
- WIERMANN, R. & D. SCHULZE (1986): Pollenanalytische Untersuchungen im Torfmoor bei Nettelstedt (Kr. Minden 9 (Histori - Abh. Westf. Mus. Naturk. **48** (2/3): 481-495, Münster.
- WILLERDING, U. (1969): Ursprung und Entwicklung der Kulturpflanzen in vor- und frühgeschichtlicher Zeit. - in JAHNKAHN: Deutsche Agrargeschichte **1**: 188-233.

#### Anhang

- E. BARTH & R. POTT (2000): Konventionelles Pollendiagramm der Meerbecke-Niederung /Heiliges Meer
- E. BARTH & R. POTT (2000): Pollendiagramm „Großes Heiliges Meer“
- E. BARTH & R. POTT (2000): Diatomeendiagramm „Großes Heiliges Meer“

#### Anschrift der Verfasser:

Prof. Dr. Richard Pott, Dipl. Biol. Elke Barth, Univ. Hannover, Institut für Geobotanik,  
Nienburger Str. 17,  
D-30167 Hannover



# Hydrogeologische Systemanalyse des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ (Kreis Steinfurt, Nordrhein-Westfalen)

Mareike Weinert, Münster, Dominique Remy, Osnabrück und Eckehard P. Löhnert,  
Münster

## Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung .....	42
1. Einleitung .....	44
1.1 Problemstellung und Vorgehensweise .....	44
1.2 Untersuchungsgebiet .....	45
1.2.1 Geologie .....	45
1.2.2 Hydrologie .....	49
2. Datenerhebung und ihre Auswertung .....	52
2.1 Datenerhebungspunkte .....	52
2.2 Untersuchungsmethoden .....	54
2.2.1 Sedimentuntersuchungen .....	54
2.2.2 Untersuchungen zum Wasserhaushalt .....	56
2.2.3 Grundwasserdynamik .....	56
2.2.4 Entnahme und Analytik der Wasserproben .....	57
2.2.5 Isotopenhydrologische Untersuchungen .....	59
3. Darstellung und Analyse der Meßergebnisse .....	60
3.1 Wasserbilanz .....	60
3.1.1 Niederschlag .....	60
3.1.2 Abfluß .....	62
3.1.3 Verdunstung .....	63
3.1.4 Grundwasserneubildung .....	65
3.2 Grundwasserdynamik .....	68
3.2.1 Ganglinienanalyse .....	68
3.2.2 Durchlässigkeitsbeiwert und nutzbare Porosität .....	77
3.2.3 Abstandsgeschwindigkeit und vertikale Fließgeschwindigkeit .....	79
3.2.4 Teileinzugsgebiet des NSG Heiliges Meer .....	80
3.2.5 Ergebnisse der Grundwassermodellierung .....	81
3.3 Grund- und Sickerwasserbeschaffenheit .....	81
3.3.1 Einleitung .....	81
3.3.2 Grundwasserbeschaffenheit als Hinweis auf hydraulische Gegebenheiten .....	82
3.3.3 Elektrische Leitfähigkeit und Hauptinhaltsstoffe .....	86
3.3.4 Milieuindikatoren und milieuhängige Parameter .....	98
3.3.5 Zeitliche Veränderung der Grundwasserbeschaffenheit .....	110
3.3.6 Ergebnisse der Lysimeteruntersuchungen .....	120

3.4	Umweltisotope	122
3.4.1	Tritium	123
3.4.2	Sauerstoff-18 und Deuterium	126
3.4.3	Stickstoff-15 und Sauerstoff-18 im Nitrat	138
3.4.4	Schwefel-34 und Sauerstoff-18 im Sulfat	140
4.	Synthese	141
4.1	Prägung der Grundwasserbeschaffenheit	142
4.2	Interaktion zwischen Grundwasser und oberirdischen Gewässern	152
5.	Schlußfolgerung und Hinweise auf weiteren Forschungsbedarf	162
	Literaturverzeichnis	165

## Zusammenfassung

Im Rahmen des von der VolkswagenStiftung (Hannover) geförderten interdisziplinären Forschungsvorhabens „Umwelt als knappes Gut“ - *Die Schadstoffbelastungen der Gewässerlandschaft Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ und die Möglichkeiten der landchaftsplanerischen Gegensteuerung* (Az: II/71074 und II/71074-1) wurden systematische und umfassende hydrogeologische Untersuchungen für das Naturschutzgebiet und sein näheres Umfeld in den Hydrologischen Jahren 1996 bis 1998 durchgeführt.

Die sedimentologischen und grundwasserdynamischen Untersuchungen haben gezeigt, daß es sich bei dem untersuchten Grundwasserleiter um einen vorwiegend humus- und carbonatarmen, pleistozänen Porengrundwasserleiter aus Fein- bis Mittelsanden handelt. Bereichsweise sind in die gleichförmigen, gut bis stark durchlässigen, teilweise eisenreichen Sande Schluff- und Torfschichten eingelagert, die lokal halb gespannte Verhältnisse zur Folge haben.

Das oberflächennah anstehende Grundwasser fließt dem NSG Heiliges Meer mit einer Abstandsgeschwindigkeit von ca. 20 m/a aus Südosten zu. Im Bereich des NSG verringert sich die Fließgeschwindigkeit. Aufgrund der Vorflutfunktion der beiden größeren Seen des NSG, Großes Heiliges Meer und Erdfallsee, in dessen Uferbereichen mit aufsteigenden Grundwässern gerechnet werden kann, bildet sich im Naturschutzgebiet zumindest zeitweise eine Grundwasserscheide zwischen den beiden Gewässern aus. Als Folge davon richtet sich der Grundwasserabstrom im Bereich des Erdfallsees Richtung Nordwesten, während er sich im Bereich des Großen Heiligen Meer Richtung Meerbecke (Osten) orientiert.

Ein Vergleich der Niederschlagsmengen des Beobachtungszeitraums mit langjährigen Untersuchungen hat gezeigt, daß der Untersuchungszeitraum durch ein trockenes Jahr mit extrem niedrigen Winterniederschlägen (1996), ein durchschnittliches (1997) und ein feuchtes Jahr mit hohen Sommerniederschlägen (1998) gekennzeichnet ist. Die vorherrschenden Niederschlagsverhältnisse spiegeln sich in den zugehörigen Grundwasserneubildungsraten sowie den Grundwasser- und Seewasserständen deutlich wider.

Hydrochemische Untersuchungen wurden an 5 Kleinstlysimetern (Oktober 1997 bis März 2000), 23 mehrfach verfilterten Grundwassermeßstellen (GWM, Tiefe 10 m) sowie zwei Multilevel-Brunnen (ML, Tiefe 30 m) durchgeführt. Aus den Analysen des Sicker- und Grundwassers konnten deutliche Beschaffenheitsunterschiede abgeleitet werden, die bereits bei gleichen extensiven Nutzungsformen unterschiedlicher Grünlandstandorte auftreten können, aber besonders vom jeweiligen Eintragsgebiet und der Verweildauer des Grundwassers abhängen. Über Zeitreihen konnten unter Berücksichtigung früherer Unter-

suchungen jahreszeitliche und langjährige Trends für verschiedene Parameter erkannt werden.

Neben den konventionellen hydrochemischen Methoden wurden für ausgesuchte Grund- und Seewasserproben Isotopengehaltsbestimmungen am Wasser-, Nitrat- und Sulfat-Molekül durchgeführt.

Über die Isotopenuntersuchungen (Sauerstoff-18 und Deuterium) ergaben sich Ansätze für die Quantifizierung der Grundwasser- und Niederschlagswasseranteile in den Seen. Zudem waren Aussagen über Verdunstungsprozesse, das Schichtungsverhalten der Seen und Infiltrationsprozesse von Seewasser in den Grundwasserleiter möglich. Hinweise zur altersmäßigen Grundwasserschichtung des quartären Grundwasserleiters lieferten Tritiumwerte, wobei sich lokal deutliche Unterschiede ergaben (Grundwasseralter: einige Monate bis >50 Jahre).

Mittels der  $\delta^{15}\text{N}$ - und  $\delta^{18}\text{O}$ -Werte des Nitrats konnten für oberflächennahe Grundwässer mit hohen Nitrat-Gehalten und indifferenten Milieubedingungen eindeutig Denitrifikationsprozesse nachgewiesen werden. Durch Messung von  $\delta^{34}\text{S}$ - und  $\delta^{18}\text{O}$  des Sulfats ergab sich für zwei von drei Proben eine pyritbürtige Herkunft. Für die dritte Probe aus 15 m Tiefe (ML1) ließ sich eine Sulfatreduktion belegen.

Nach Auswertung und Interpretation der Vielzahl von hydrochemischen Einzelergebnissen konnte die Herkunft und Genese sowie die Überprägung der untersuchten Grundwässer im Untergrund und ihre Wechselbeziehung mit den oberirdischen Gewässern geklärt werden. Dabei ließen sich landwirtschaftlich genutzte Areale und Heide- sowie Grünlandflächen als Einzugsgebiete identifizieren. Zusätzliche Beeinflussungen finden im Bereich der Landstraße durch den winterlichen Streusalzgebrauch und durch das Meerbecke-Infiltrat statt. Seewasserinfiltrate konnten mit Hilfe der  $^{18}\text{O}$ -Gehalte ebenfalls nachgewiesen werden. Bei längeren Untergrundverweilzeiten ist das zugehörige Einzugsgebiet als Folge vielfältiger Überprägungsprozesse häufig nicht mehr eindeutig bestimmbar. Zu diesen Prozessen gehören z.B. die Denitrifikation, die Adsorption von Phosphat und Kalium und die Sulfatreduktion. Diese Prozesse tragen im Untersuchungsgebiet zu einer qualitativen Verbesserung der Grundwasserbeschaffenheit bei.

Für die Stillgewässer konnte unter Berücksichtigung der  $^{18}\text{O}$ -Gehalte, des Kolmationsgrades, der Flächenausformung und eines Wasserstandsvergleichs zwischen Grund- und Seewasser zumindest zeitweise eine Interaktion mit dem Grundwasser belegt werden. Dabei üben die künstlich angelegten Überläufe am Großen Heiligen Meer und am Erdfallsee eine wichtige Rolle aus. Neben der Quantifizierung der einzelnen Grundwasserbilanzglieder ließen sich außerdem zumindest teilweise die Positionen einzelner Grundwasserzutrittsstellen lokalisieren.

Schlußfolgernd ist zu konstatieren, daß es bereichsweise zu einer Grundwasserbeeinträchtigung durch die umgebende Landwirtschaft, die zentrale Landstraße, die Meerbecke und den gebietsübergreifenden atmosphären Stoffeintrag kommt und auch in Zukunft weiterhin kommen wird. Treten solche Grundwässer den oberirdischen Gewässern zu, werden auch diese negativ beeinflusst.

Verstärkt wird die negative Grundwasserbeeinflussung, die sich bisher im wesentlichen auf die Randbereiche des NSG beschränkt, durch die gut durchlässigen Sandböden mit z.T. geringer Adsorptions- und Pufferkapazität sowie einer geringmächtigen Sickerwasserzone. Dem gegenüber stehen langsame Fließgeschwindigkeiten und vielfach reduzierende Verhältnisse, die die Selbstreinigungsprozesse im Untergrund begünstigen.

Das potentielle Risiko für das Grundwassersystem im NSG besteht in einer möglichen Störung des Selbstreinigungsvermögens, was eine zunehmende Gefährdung des Gebietes zur Folge hätte. Um den derzeitigen Status quo zu festigen bzw. den bereits eingetretenen

Verschlechterungen der Grundwasserqualität entgegenzuwirken, kommen verschiedene Möglichkeiten in Betracht, von denen die Ausweitung der umgebenden Pufferzone als effektivste Gegenmaßnahme anzusehen ist. Zum besseren Verständnis bestimmter Detailfragen, die sich im Rahmen der durchgeführten Arbeiten noch nicht zufriedenstellend klären ließen, werden problemorientierte weiterführende Untersuchungen empfohlen.

## 1. Einleitung

### 1.1 Problemstellung und Vorgehensweise

Das Naturschutzgebiet (NSG) Heiliges Meer ist seit vielen Jahren Ziel wissenschaftlicher Interessen. Das Interesse ergibt sich aus der für Norddeutschland einzigartigen Kombination von unterschiedlichen naturnahen, nährstoffarmen Lebensgemeinschaften (Moor-, Heide- und Waldflächen sowie Feuchtwiesen). Der besondere Reiz des Gebietes geht von einer Vielzahl von Erdfallseen aus, die als eine geologische Besonderheit anzusehen sind.

Das Gebiet liegt mit seiner ausgeprägten Biodiversität inselhaft inmitten einer intensiv genutzten Agrarlandschaft. Als Folge der Landwirtschaft deuteten sich in der Vergangenheit bereits erste negative Beeinflussungen für das (ehemals) nährstoffarme NSG an. Aber auch von der das NSG querenden Landstraße L504, dem Vorfluter Meerbecke und dem atmogenen Stoffeintrag geht eine potentielle Gefährdung des Gebietes aus.

Diese Beobachtungen machten die vertiefende Erkundung der Zusammenhänge erforderlich. Daher hat sich die VolkswagenStiftung (Hannover) zur Finanzierung des Projekts: „Umwelt als knappes Gut“ - *Die Schadstoffbelastungen der Gewässerlandschaft „Heiliges Meer“ und die Möglichkeiten landschaftsplanerischer Gegensteuerung* (Az: II/71074 und II/71074-1) entschlossen. Auf der Basis interdisziplinärer wissenschaftlicher Forschung sollten fundierte Aussagen zum derzeitigen Status quo und eine prognostische Abschätzung des Gefährdungspotentials sowie der weiteren Entwicklung formuliert werden.

Die Ergebnisse des hydrogeologischen Teilprojekts werden in Form des vorliegenden Artikels, dessen Grundlage die Dissertation von WEINERT (1999) ist, vorgestellt.

Einleitend wird das Untersuchungsgebiet, das sich aus dem zwischen Ibbenbüren und Hopsten (Kreis Steinfurt, Nordrhein-Westfalen) gelegenen Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ und seinen umliegenden Flächen (Blatt 3611 Hopsten) zusammensetzt, unter Berücksichtigung des bearbeiteten Teilprojekts ausschließlich aus geologischer und hydrologischer Sicht vorgestellt (Kapitel 1.2). Weitere Angaben können älteren Arbeiten entnommen werden (z.B. PUST 1993, TERLUTTER 1995 ect.).

Anschließend erfolgt in Kapitel 2 eine Lagebeschreibung sämtlicher Datenerhebungspunkte sowie Erläuterungen zu den angewendeten Untersuchungsmethoden.

In Kapitel 3 werden die Ergebnisse der Grundwasserbilanz und -dynamik sowie der hydrochemischen und isopenhydrologischen Untersuchungen einzeln vorgestellt und diskutiert.

Mit Hilfe der gewonnenen Daten wurden die Herkunft und Genese sowie die Transportpfade unterschiedlich nährstoffreicher Grundwasserteilströme dargestellt (Kapitel 4.1). Zudem wurden die Beziehungen zwischen Grund- und Oberflächenwasser ansatzweise erfaßt, wobei Gehaltsbestimmungen der Isotope Sauerstoff-18 und Deuterium in Wässern wichtige Ergebnisse zur Quantifizierung der Grundwasser- bzw. Niederschlagswasseranteile in den Seen lieferten (Kapitel 4.2).

Die komplexen Untersuchungen ermöglichten letztendlich eine Gefährdungsabschätzung für Teilkompartimente des Ökosystemkomplexes (Kapitel 5).

## 1.2 Untersuchungsgebiet

### 1.2.1 Geologie

Im Untersuchungsgebiet, das der Norddeutschen Tiefebene zuzuordnen ist (+42 m NN bis +45 m NN), sind ausschließlich quartäre Schichten in Form von pleistozänen Sanden aufgeschlossen. Darunter stehen die Schichten des Münder-Mergel (Malm/Unterkreide) an (Tab. 1). Zwei Kilometer südöstlich des Gebietes ragt die herzynisch (SE-NW) streichende Ibbenbürener Karbonscholle mit +124 m NN auf (Abb. 1).

Tab. 1: Geologischer Überblick über die im engeren Untersuchungsgebiet erbohrten Schichten (nach BARTH 1995, CASPERS 1997, SCHUSTER 1971, THIERMANN 1975a, WEGNER 1913a und der Geologischen Karte 1:25.000, Blatt 3611).

Epoche		Stufe	Gliederung	Untersuchungsgebiet		
Quartär	Holozän		Subatlanikum	Seesedimente Aumoor („Hm) Auensand („S, ta) Hochflutsedimente		
			Subboreal	Niedermoor („Hn)		
			Atlantikum			
		Boreal		Äolische Ablagerungen		
		Präboreal				
	Pleistozän	Jung-Pleistozän	Weichsel-Kaltzeit	Spätglazial	Jüngere Dryaszeit Alleröd-Interstadial Ältere Dryaszeit Bölling-Interstadial Älteste Dryaszeit	
				Hochglazial	Pommersches Stadium Frankfurter Stadium Brandenburger Stadium	
				Frühglazial	Denekamp-Interstadial Hengelo-Interstadial Moershoofd-Interstadial Odderade-Interstadial Brörup-Interstadial Amersfoort-Interstadial	Ältere Dünen („d (1)) Ältere Flugsande („S, a (1)) Uferwall (w, S, sw)
						Talsande der oberen Niederterasse (w, S, ta) mit Torfeinlagerungen (nachgewiesen: Brörup-Interstadial = WF II)
						nicht nachgewiesen
	Eem-Warmzeit		nicht nachgewiesen			
Kreide	Unter-Kreide	Berrias	Schichtlücke durch Abtragung (im wesentlichen im Tertiär)			
Jura	Malm	Tithon	Münder-Mergel	Ton- und Mergelsteine mit Gips- und Anhydritbänken; darunter mächtige Anhydrit- und Steinsalzlager (jwo 3-5)		

Im dokumentierten Quartärabschnitt treten äolische und fluviatile, meist humusarme (< 0,5 % C; Abb. 2), carbonatfreie Fein- bis Mittelsande der Weichsel-Kaltzeit auf, die unter periglazialen Abtragungs- und Sedimentationsbedingungen im Vorfeld des nördlichen Inlandeises abgelagert wurden. Ortsteinbildungen und Eisenerockerausfällungen in Gräben und moorigen Stellen des NSG lassen auf einen erhöhten Eisengehalt der Sande schließen.

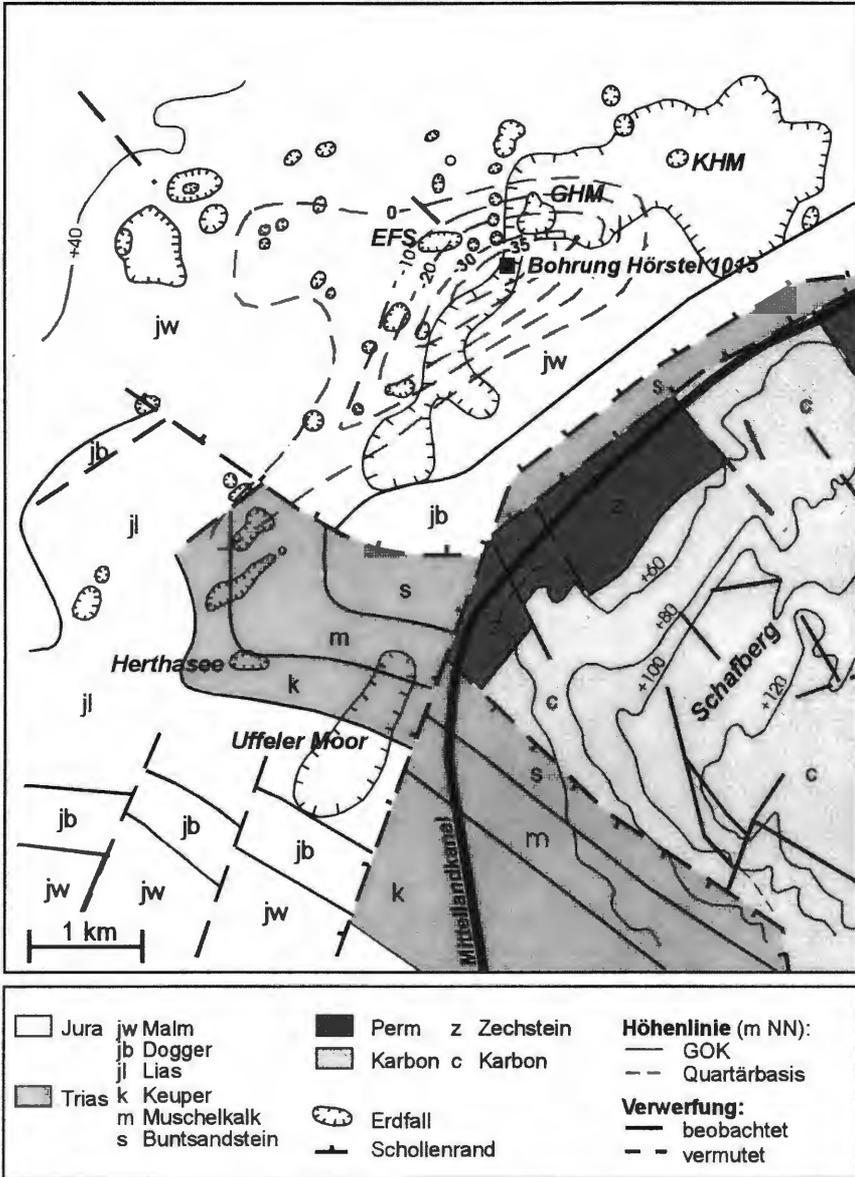


Abb. 1: Quartärbasis, Verwerfungen und Erdfälle des Heiligen Feldes unter Berücksichtigung der geologischen Gegebenheiten (nach SERAPHIM 1987).

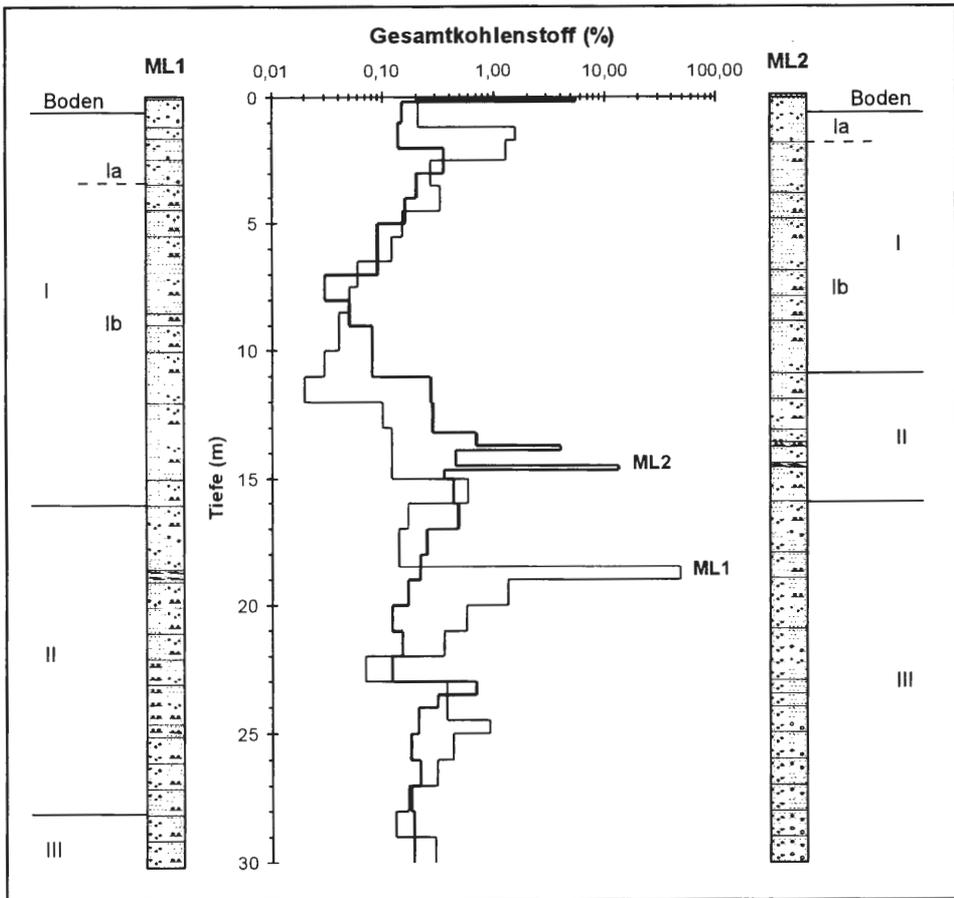


Abb. 2: Gegenüberstellung von Schichten- und Kohlenstoffprofilen der Multilevel-Brunnen ML1 und ML2. Zusätzlich ist die vertikale Gliederung des pleistozänen Grundwasserleiters in den Schichtenverzeichnissen markiert.

Im Zuge des Projektes durchgeführte Untersuchungen belegen für den oberen Aquiferabschnitt des Untersuchungsgebietes eine im nachfolgenden beschriebene vertikale Dreiteilung:

**Abschnitt I** setzt sich aus gleichförmigen Fein- bis Mittelsanden zusammen, deren Mächtigkeit je nach Lage innerhalb der quartären Rinnenstruktur variiert (Abb. 2). Siebanalysen haben gezeigt, daß das Kornspektrum in den obersten Metern (2-4 m Tiefe) sämtlicher Bohrungen gegenüber den darunter liegenden Sanden etwas gröber ist (WEINERT et al. 1998). Der Sedimentwechsel weist auf eine Änderung der Ablagerungsbedingungen von fluviatil (Talsande der Niederterrasse) zu äolisch (Dünen und Flugsanden) hin.

**Abschnitt II** zeichnet sich durch ungleichförmige, schluffreiche Sedimente mit organogenen Lagen aus. Die organogenen Lagen kennzeichnen einen wärmeren Ablagerungszeitraum mit ausgeprägter Vegetation an, in dessen Verlauf es zu einem langsamen Verlanden bzw. Vermooren von Oberflächengewässern kam.

Als Besonderheit des ML1 ist zum einen ein erhöhter Schluffanteil (> 10 % im Tiefenbereich von 19-29 m) zu nennen, der zwischen 24,5 und 25,0 m auf ca. 70 % zunimmt. Zum

anderen wurde in 18,5 m Tiefe eine 0,5 m mächtige, autochthon abgelagerte, stark bis sehr stark zersetzte organogene Schicht (47,0 % C, 0,55 % N) mit größeren Holzresten erbohrt. Das Pollenspektrum des unteren Abschnitts dieser Torfschicht zeigt neben einem hohen Anteil von *Betula* auch *Picea* und *Alnus*. Der obere Torfabschnitt belegt eine verstärkte Ausbreitung der Kieferngewächse. Weiterhin ist die Anzahl von *Sphagnum* und *Ericales* gestiegen, was auf eine zunehmende Versauerung des Bodens im Laufe des Interstadials hindeutet (CASPER 1997).

Auch das Bohrprofil des ML2 dokumentiert ein Schluffband (13,7-13,9 m) und eine anmoorige Lage (14,5-14,7 m, 12,3 % C und 0,60 % N), deren Anteil an anorganischem Material allerdings deutlich höher ist. Das Pollenspektrum der organogenen Lage besteht zu 86 % aus Nichtbaumpollen (*Cyperaceae*, *Thalictrum*, *Artemisia*, *Caryophyllaceae*). Es liegt die Vermutung nahe, daß die *Cyperaceae* durch lokale Vorkommen überrepräsentiert sind und so eine Waldfreiheit nur vortäuschen (CASPER 1997).

Der Ablagerungszeitraum des organogenen Materials im ML1 wurde von CASPER (1997) in ein Interstadial des Weichsel-Frühglazials (Brörup = WFII) gestellt. Ob das organogene Material des ML2 demselben Interstadial zuzuordnen ist, bleibt wegen der Dominanz von Nichtbaumpollen offen.

**Abschnitt III** ist im wesentlichen nur für den ML2 erfaßt. Hier sind in die Fein- bis Mittelsande ab ca. 24,0 m Grobsande und Kiese eingeschaltet, was für den Ablagerungszeitraum auf ein feuchtes Klima mit stärkerem Transportregime schließen läßt (vermutlich Frühweichsel-Eiszeit).

Im **Holozän** kam es zu einer Klimaerwärmung, die den endgültigen Eistrückzug und einen Meeresspiegelanstieg zur Folge hatte. Unter diesen Bedingungen wurden Flugsande und Dünen sowie Hochflutsedimente abgelagert. Zudem entstanden nach BARTH (1995) seit dem Atlantikum die Niedermoortorfe der Meerbeckeniederung. Weiterhin bildeten sich aus den Ausgangssubstraten die heutigen Böden (im wesentlichen Gley-Podsol und Podsol-Gleye).

Bedeutend für das Bearbeitungsgebiet ist eine Vielzahl von **Subrosionserscheinungen**, die parallel zu den SW-NE streichenden Randstörungen der ca. 2 km östlich gelegenen Karbonscholle aufgereiht sind („Heiliges Feld“). Ihre Entstehung verdanken sie den Ablaugungsprozessen innerhalb der Gesteine des Münder-Mergel. THIERMANN (1975b) nimmt an, daß es sich um eine irreguläre Ablaugung - ausgehend von einer Störungszone - handelt. Aufgrund der mächtigen Quartärbedeckung spricht man von bedecktem Karst, der hier als Kombination aus Sulfat- und Salinarkarst ausgebildet ist (WEINERT 1999).

Unterschieden werden im Untersuchungsgebiet eine großflächige Subrosionssenke (führt zu Unterschieden der Quartärmächtigkeit von ca. 30 bis 80 m) und eine Vielzahl lokaler Erdfälle. Die Ablaugungsprozesse, die zur Bildung einer Subrosionssenke führen, gehen meist von Schichtgrenzen aus, wobei sich das darüber liegende Material syngenetisch setzt. Erdfälle mit flachen, seitlich verschwimmenden Rändern bilden sich ebenfalls durch lang andauernde, langsame Bodensenkungen (LOTZE 1956), Erdfälle mit tiefen, steilen Rändern entstehen hingegen durch plötzliche Einbrüche, die häufig im Laufe der Zeit nachbrechen.

Der Entstehungszeitpunkt der meisten Erdfälle im Untersuchungsgebiet ist nicht bekannt. Die Entstehung der im Rahmen des Projektes untersuchten Senkungsformen vollzog sich jedoch vermutlich ausschließlich im Holozän, was z.B. für das Große Heilige Meer von SCHROEDER (1956), BARTH (1995) und BARTH & POTT (2000) durch pollenanalytische Untersuchungen belegt werden konnte. Für Erdfallereignisse aus historischer Zeit liegen z.T. Zeitzeugenberichte vor, die für die Klärung der Erdfallentstehung von außerordentlicher Bedeutung sind. So läßt sich z.B. für den Erdfallsee (zweitgrößtes Gewässer des

Untersuchungsgebietes) ein plötzliches, geräuschloses und senkrechtes Einsacken der Erdoberfläche bezeugen. Das durch den Materialeinbruch in den Primärhohlraum verdrängte Wasser trat bei der Entstehung des Erdfalls infolge des resultierenden Druckausgleichs an verschiedenen Stellen der Umgebung aus (WEGNER 1913b). Innerhalb weniger Tage füllte sich der Erdfallsee mit Grundwasser. Im Laufe der Zeit sind Veränderungen der Hohlformmorphologie durch Böschungsrutschungen, Wandeinstürze, Wellenerosion, fortdauernde langsame Untergrundsenkung sowie sukzessive Verlandung zu erkennen.

### 1.2.2 Hydrologie

Das Untersuchungsgebiet zeichnet sich durch eine Vielzahl von **Stillgewässern** aus, die sich in Größe, Tiefe, Alter, trophischem Status und Kolmationsgrad unterscheiden (Abb. 3).

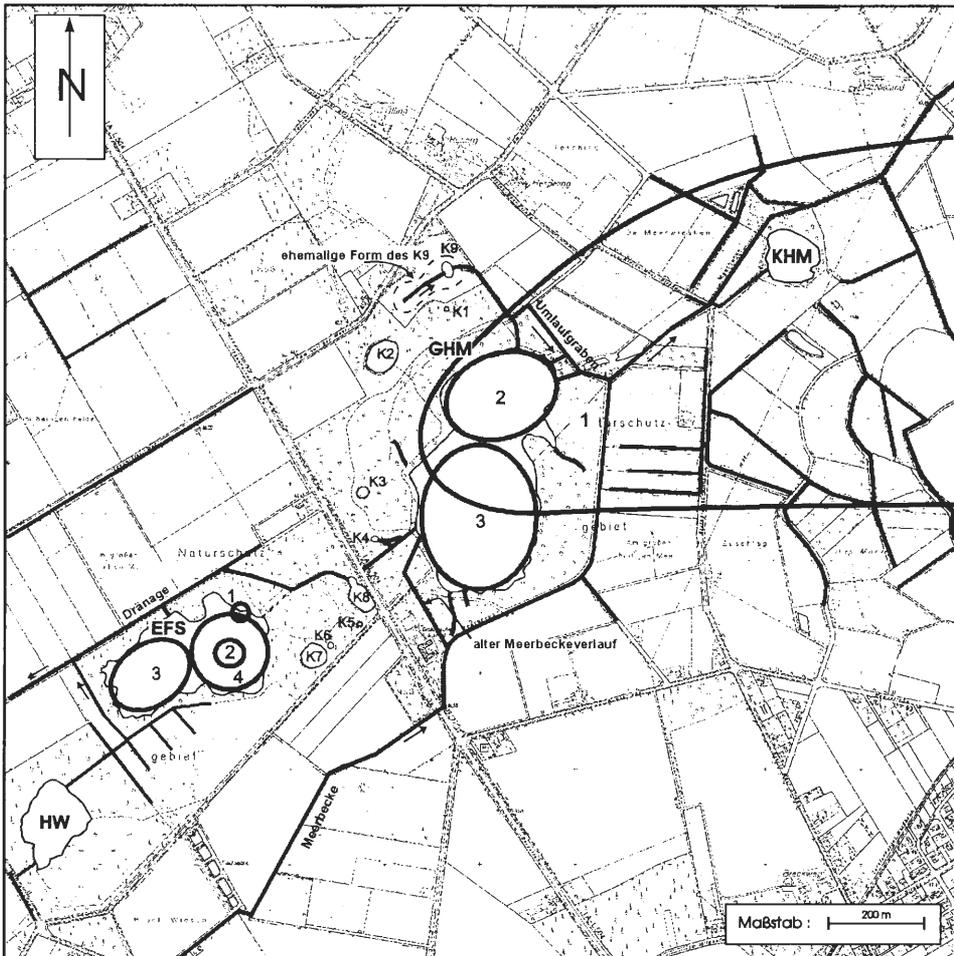


Abb. 3: Oberirdische Gewässer des Untersuchungsgebietes. Für das GHM und den EFS sind zusätzlich die einzelnen Hohlformen der Gewässer markiert, wobei die Zahlen die zeitliche Abfolge der Entstehung angeben. (Darstellung auf der Grundlage der Deutschen Grundkarte 1:5.000 des Landes NRW mit Genehmigung des Landesvermessungsamtes NRW vom 03.07.2000, Az: S 1281/2000.)

Das **Große Heilige Meer** (GHM) setzt sich mindestens aus drei einzelnen, unterschiedlichen Senkungsformen zusammen. Dabei ist die Meerbeckeniederung (1 GHM in Abb. 3) die älteste Auslaugungserscheinung. Die Ausbreitung des ehemaligen Sumpfgbietes kann heute anhand einer bis ca. 2 m mächtigen Niedermoortorfschicht rekonstruiert werden. BARTH (1995) datiert die untersten organischen Ablagerungen der Niederung auf ca. 6000 v. Chr. Die Entstehung des flachen (Tiefe: 0,6-0,9 m) nördlichen Teils des heutigen GHM (2) ist nicht bekannt. Bei diesem Abschnitt dürfte es sich wohl - vor dem Einbruch des südlichen Seeabschnitts - um einen mehr oder weniger kreisrunden Weiher ähnlich dem heutigen Heideweiher gehandelt haben. Heute bildet dieser flache Seeabschnitt einen mit Röhricht besiedelten Verlandungsbereich. Der Einbruch des südlichen Seeabschnitts (3) wird von SCHROEDER (1956) und BARTH & POTT (2000) auf 450 bis 850 n. Chr. datiert. Dieser Erdfall besaß ursprünglich eine Tiefe von 16 bis 18 m (heute ca. 10-11 m) und schnitt sowohl den bestehenden flachen Weiher im Norden als auch die Ablagerungen der Meerbeckeniederung im Osten an.

Der in historischer Zeit entstandene heutige **Erdfallsee** (EFS) besteht insgesamt aus vier einzelnen Einsturztrichtern. Im NE des heutigen Gewässers befindet sich die älteste dieser Senkungsformen, ein mit Torf angefüllter Trichter (1 in Abb. 3). Weiterhin wird ein flacher Erdfall (2) im Bereich des jüngsten Einsturzes angenommen (LOTZE 1956). Die dritte Senkungsform bildete einen flachen, im SW gelegenen Weiher (3, ca. 1 m tief). Diese drei Hohlformen wurden durch das Erdfallereignis vom 14.04.1913 (4) miteinander verbunden. Der kreisrunde Erdfall besaß ursprünglich einen Durchmesser von ca. 110 bis 115 m und eine Tiefe von ca. 12 m (WEGNER 1913b; heute ca. 10-11 m).

Das Wasser der Seen setzt sich im wesentlichen aus Niederschlagswasser und Grundwasser zusammen. Der Anteil an Oberflächenwasser aus den beim Einbruch angeschnittenen älteren Gewässern spielt heute aufgrund des inzwischen erfolgten Wasseraustausches der Seen keine Rolle mehr. Von besonderem Interesse ist der Einfluß des Grundwassers, der im wesentlichen vom Kolmationsgrad und von der Höhe des Grundwasserstandes im Vergleich zum Oberflächengewässer bestimmt wird.

Sowohl beim EFS als auch beim GHM handelt es sich je nach Witterungsbedingungen um dimiktische bzw. monomiktische Seen (POTT et al. 1998), deren Durchmischungsverhältnisse sich im Laufe der Zeit aufgrund des wachsenden Baumgürtels am Seerand wohl verschlechtert haben dürften (POTT et al. 1998). Aus diesem Grund wurde 1963 am Westufer des GHM eine Windschneise geschlagen.

Die kleinen, meist dystrophen Gewässer unterliegen demgegenüber - aufgrund ihrer geringen Tiefe (< 2 m) - einer ganzjährigen Durchmischung. Abweichend von der limnologischen Definition werden diese Kleingewässer, wie auch in der übrigen das NSG beschreibenden Literatur, als **Kolke** (K) bezeichnet (JONAS 1932).

Ein besonderes Augenmerk verdienen die Kolke K1, 2, 3 und 8, da sie in den Sommermonaten trocken fallen können, und der Kolk K6, der mit einem Durchmesser von 7 m ursprünglich eine Tiefe von 8 bis 10 m aufwies. Heute beträgt die Wassersäule des Gewässers nur noch maximal 2 m. Beim Gewässer K9 handelt es sich um ein Ende 1991 künstlich angelegtes Gewässer, dessen Lage ungefähr mit der Position eines ehemaligen, bereits verlandeten bzw. zugeschütteten Gewässers zusammenfällt (TK 25, Blatt 3611 Hopsten, 1895).

Als weitere oberirdische Gewässer sind der ca. 44.000 m<sup>2</sup> große, im äußersten Westen des NSG gelegene dystrophe bis acidotrophe **Heideweiher** (HW) und das im Osten gelegene eutrophe **Kleine Heilige Meer** (KHM) zu nennen. Das KHM mit einer maximalen Tiefe von 3,3 m und einer Fläche von ca. 9.000 m<sup>2</sup> wurde im Zuge des Gesamtprojektes erstmals näher untersucht (HAGEMANN et al. 2000).

Rund um das NSG gibt es ein verzweigtes Netz kleiner **Fließgewässer**, das von meist begradigten Rinnsalen gebildet wird. Gespeist werden die Vorfluter im wesentlichen von den Dränagewässern des heute vorwiegend landwirtschaftlich genutzten Umlandes. Über den nächst größeren Vorfluter - die Hopstener Aa - münden die Wässer dieses Systems schließlich südlich von Lingen in die Ems.

Das bedeutendste Fließgewässer des Untersuchungsgebietes ist die aus dem Uffelner Raum kommende **Meerbecke** (Mb) (Abb. 3). Dieser Vorfluter wurde Mitte des 18. Jahrhunderts künstlich zu Entwässerungszwecken angelegt und mündete ehemals in das GHM. Ein Abfluß des Sees ist schon seit 1564 als „Flöt“ urkundlich belegt. Im Zuge der Flurbereinigung von 1968 wurde die Meerbecke, die aufgrund ihrer Stofffracht zur Eutrophierung des GHM beitrug, mit einem Abstand von ca. 50 bis 200 m südöstlich um das Stillgewässer herumgeführt. Der Abfluß des GHM wurde ebenfalls geringfügig geändert. Heute entwässert der See in einen östlich angelegten Umlaufgraben, der nach ca. 110 m in die Meerbecke mündet. Die Meerbecke fließt nach NE Richtung KHM weiter und bildet außerhalb des Untersuchungsgebietes schließlich mit der Recker Aa die Hopstener Aa.

Die Flurbereinigung von 1968 hatte auch im Erdfallsee-Gebiet Änderungen der Vorflutverhältnisse zur Folge. So wurde der Verbindungsgraben zwischen EFS und GHM unterbrochen und statt dessen nördlich des EFS ein Drainagegraben angelegt, in den der EFS heute bei höheren Seewasserständen entwässert. Zusätzlich wurde der nur zeitweise wasserführende Verbindungsgraben zwischen HW und EFS verlegt (Abb. 3).

Das heute noch am Südufer bestehende Dränagesystem wurde bereits 1958 angelegt, um das von den damals noch bis an den EFS reichenden Kulturflächen stammende Wasser nicht mehr in den See gelangen zu lassen (BEYER 1968). Diese Drainage vereint sich mit dem ehemaligen Heideweiher-Abfluß und fließt westlich des Erdfallsee der nördlich des Sees verlaufenden Drainage zu, die auch an den Kolk K8 angeschlossen ist. Nach RUNGE (1991) führte auch in den Heideweiher ein Entwässerungsgraben, von dem heute nur noch ein Stichgraben im SW des Heideweiher zu erkennen ist.

Im Untersuchungsgebiet lassen sich zwei Hauptgrundwasserleiter unterscheiden (Abb. 4). Unter dem im Zuge des Projekts untersuchten quartären Porengrundwasserleiter liegt der Münder-Mergel, der als **Karstgrundwasserleiter** ausgebildet ist. KOCH (in THIERMANN 1987) geht davon aus, daß sich an der Dachfläche des Münder-Mergel als Folge einer tief-

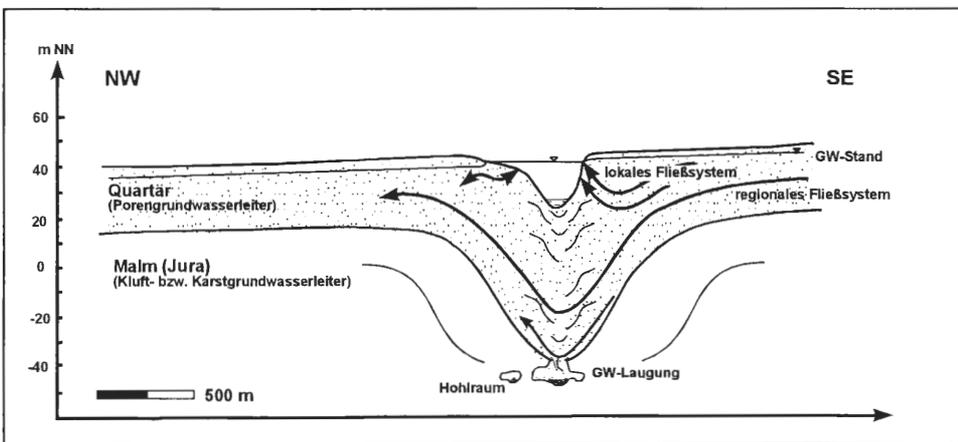


Abb. 4: Schematischer hydrogeologischer Schnitt durch das Untersuchungsgebiet sowie konzeptionelles Modell des Grundwasserfließsystems.

reichenden präquartären Verwitterung eine wasserstauende Verwitterungsrinde gebildet hat, so daß die zwei Stockwerke voneinander getrennt sind. In bestimmten Bereichen kommt es aber zu hydraulischen Kontakten. Dann mischen sich im Kontaktbereich der zwei Grundwasserleiter die gesättigte Sole des Münder-Mergel und das darüberstehende, gering mineralisierte Grundwasser zu einer schwächeren Sole (THIERMANN 1987). Auch im Untersuchungsgebiet gibt es einen - vermutlich durch die Erdfallereignisse begünstigten - hydraulischen Kontakt zwischen den beiden Grundwasserleitern (WEINERT et al. 1998).

Der quartäre Grundwasserleiter kann als ungespannter, gut durchlässiger **Porengrundwasserleiter** mit geringem Flurabstand charakterisiert werden. Lückenhafte Ortsteinhorizonte, Torf- und Schluffschichten sowie die teilweise abgedichteten Oberflächengewässer im engeren Untersuchungsgebiet vermindern allerdings die Fließgeschwindigkeit und können auch zur lokalen Ausbildung halbgespannter Verhältnisse führen.

Das Grundwasser des quartären Aquifers fließt dem Untersuchungsgebiet aus Richtung des Schafberges zu (vgl. Abb. 1), der als Wasserscheide fungiert. Der unterirdische Abfluß richtet sich im Bereich des EFS Richtung NW und im Bereich des GHM Richtung NE. Im Bereich EFS/GHM ist der gleichmäßige Grundwasserabstrom durch eine Anomalie in Form einer örtlichen „Aufhöhung“ der Grundwasseroberfläche unterbrochen (WEINERT et al. 1998).

Lokal kommt es im Bereich von Dränagen, Umlaufgräben und Seen zu Grundwasserabsenkungen. Ferner sind Grundwasserabsenkungen im näheren Umfeld von Hausbrunnen zu erwarten. Diese beeinflussen die Grundwasserhydraulik allerdings nur lokal und kurzfristig. Größere Wasserentnahmen aus der Umgebung des NSG beschränken sich auf die Vergangenheit. Zum einen sind auf dem *Westfeld* der Ibbenbürener Karbonscholle von der *Preussag AG Kohle* (heute: *DSK Anthrazit Ibbenbüren GmbH*) während des Kohleabbaus bis 1980 größere Wassermengen zur Wasserhaltung gefördert worden. Zum anderen wurden am Fuß des Schafberges in Obersteinbeck von einer Milchverarbeitenden Firma seit Mitte der 1960er bis Ende der 1980er Jahre größere Wassermengen entnommen. Weiterhin wurde in den Jahren 1962 bis 1977 die Biologische Station durch einen Hausbrunnen versorgt.

## 2. Datenerhebung und ihre Auswertung

### 2.1 Datenerhebungspunkte

Das Untersuchungsgebiet besitzt ein dichtes Netz unterschiedlicher Datenerhebungspunkte (Abb. 5), die flächenrepräsentative Aussagen über den Wasserhaushalt, die Grundwasserhydraulik und den Sicker- und Grundwasserchemismus ermöglichen. Das Meßstellennetz umfaßt 3 Klimameßstationen, 5 Kleinstlysimeter (L), 23 10 m tiefe Grundwassermeßstellen (GWM; Filterstrecken: 1,5-2,5 m, 4-5 m und 9-10 m), zwei 30 m tiefe Multilevel-Brunnen (ML) à 11 Einzelfilter, vier ca. 2 m tiefe Rammfilter (R), zwei Weidebrunnen (Br) sowie Pegellatten in sämtlichen Still- und Fließgewässern des Naturschutzgebietes. Zudem wurden im näheren Umfeld des NSG Meßstellen vom Neubauamt für den Ausbau des Mittellandkanales in Minden (Außenstelle Osnabrück), vom Staatlichen Umweltamt Münster sowie von der ehemaligen Firma *Hochwald* (durch die Untere Wasserbehörde Tecklenburg) Meßstellen zur Verfügung gestellt (Abb. 6).

Um vermutete Zusammenhänge zwischen einigen Vegetationstypen des Naturschutzgebietes und der Qualität des oberflächennahen Grundwassers nachzuweisen bzw. um standortabhängige Ausmaße der Nährstoffverlagerung zu dokumentieren, wurden in räumlicher Nachbarschaft zu Grundwassermeßstellen fünf Kleinstlysimeter in den Unter-

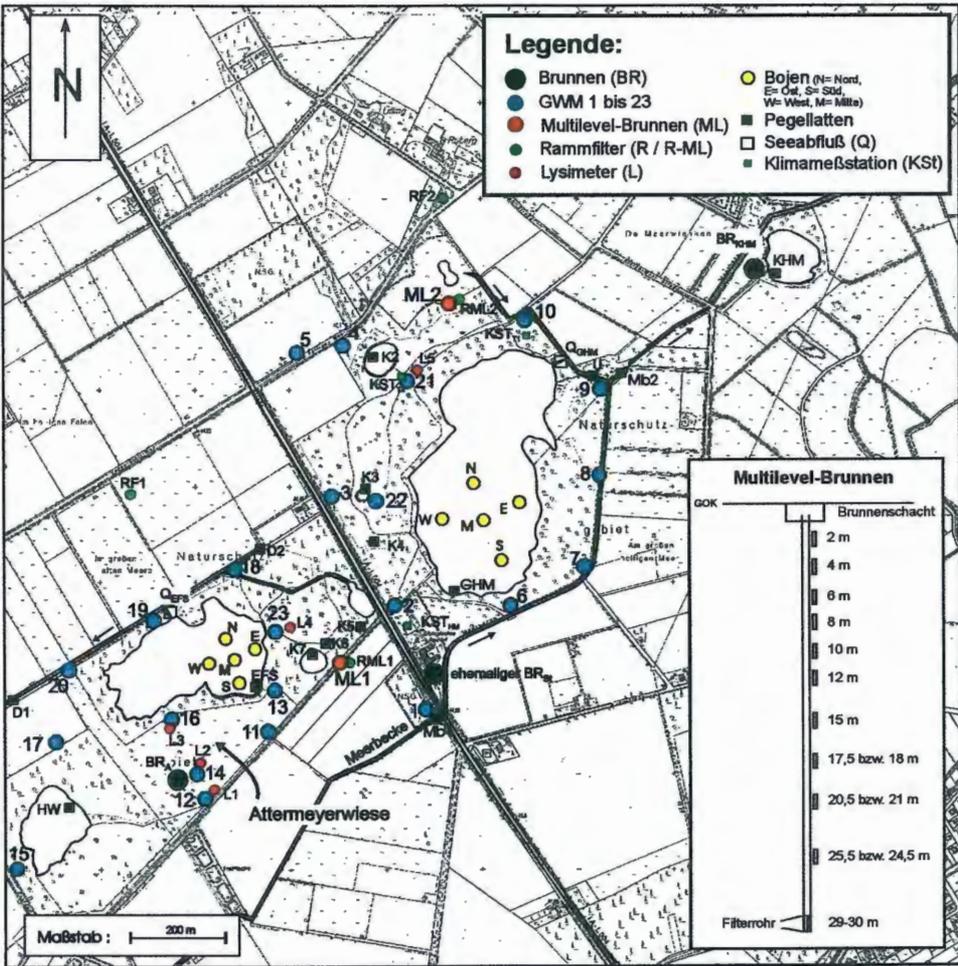


Abb. 5: Lage der Weidebrunnen, Grundwassermeßstellen, Multilevel-Brunnen, Rammfilter und Lysimeter sowie der Pegellatten der oberirdischen Gewässer im NSG und der Klima-meßstationen. Zusätzlich sind die Bojen der Seen GHM und EFS und die Abflußmeßstellen markiert. (Darstellung auf der Grundlage der Deutschen Grundkarte 1:5.000 des Landes NRW mit Genehmigung des Landesvermessungsamtes NRW vom 03.07.2000, Az: S 1281/2000.)

grund eingebracht. Die Lysimeter befinden sich im Bereich extensiv genutzter Grünland- und Heidestandorte mit Kraut- bzw. Zwergstrauch-Vegetation (Tab. 2).

Bei den Kleinstlysimetern handelt es sich um komplett aus chemisch-neutralem Material gefertigte, wasserdichte, nicht wägbare Bodenzylinder mit kontinuierlichem Sickerwasserablauf (Abb. 7). Das Sickerwasser gelangt aus dem Bodenzylinder in einen benachbarten Entnahmeschacht, wo es in dichtschließenden 2 l PE-Weithalsflaschen mit Zwangsentlüftung aufgefangen wird. Jeder Bodenzylinder enthält einen 0,55 m hohen, weitgehend ungestörten, an Ort und Stelle mitsamt seiner Vegetation entnommenen Bodenmonolithen von 0,39 m Durchmesser (Abb. 7). Die geringe Tiefe der Bodenzylinder ist wegen des - besonders im Winterhalbjahr - hochanstehenden Grundwassers Voraussetzung. Die Lysimeter-Konstruktion ist bedingt durch das Untersuchungsgebiet und die Fragestellung nicht mit herkömmlichen Typen vergleichbar (DVWK 1980).

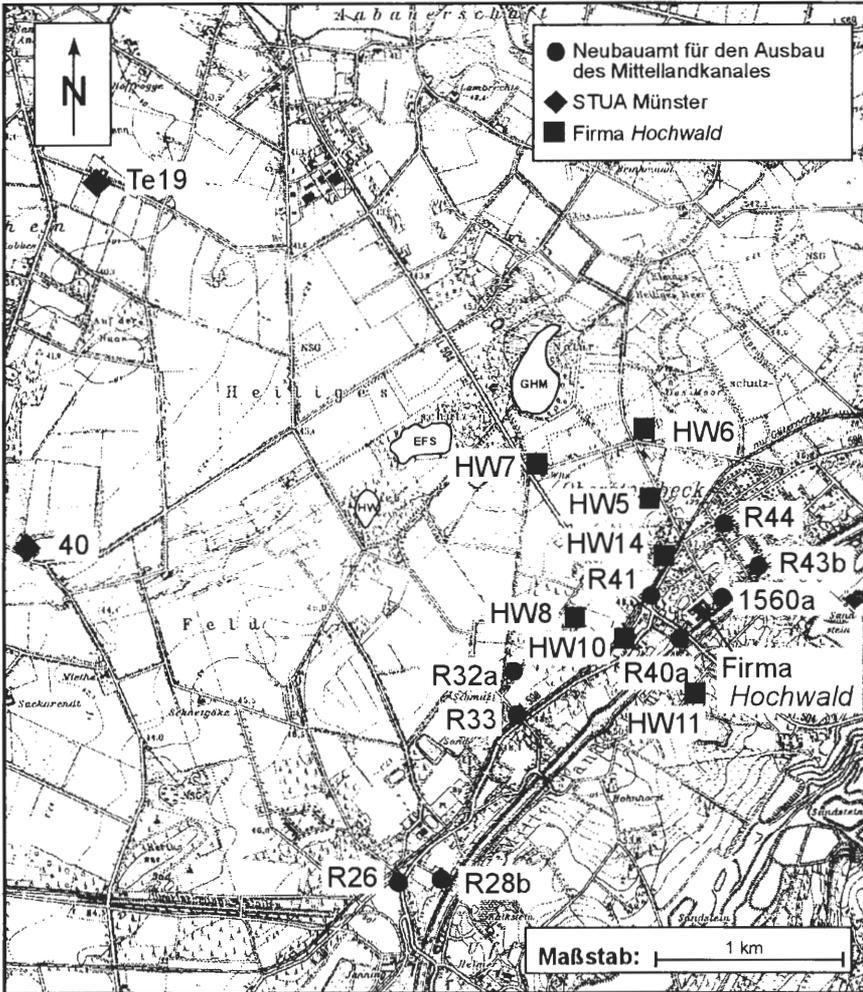


Abb. 6: Lage ausgesuchter Meßstellen des Neubauamtes für den Ausbau des Mittellandkanales (Außenstelle Osnabrück), des Staatlichen Umweltamts Münster und der ehemaligen Firma Hochwald.

## 2.2 Untersuchungsmethoden

### 2.2.1 Sedimentuntersuchungen

Die Sedimentproben (insgesamt 289 Stück) wurden während des Bohrvorgangs genommen, parallel dazu erfolgte die Ansprache des Bohrguts mit zugehöriger Dokumentation in Schichtenverzeichnissen nach DIN 4022-1 (1987). Später wurde im Labor eine Korngrößenanalyse sämtlicher Proben nach DIN 18123 (1996) durchgeführt. Die Bestimmung des **Gesamtkohlenstoffs** (C in %, Meßgerät: Carmhograph 8 der Firma *Wösthoff*; vgl. SCHLICHTING et al. 1995) und des organisch gebundenen **Bodenstickstoff** nach KJELDAHL (Meßgeräte: Kjeldatherm, Turbosog und Vadodest-6 No. 6560 der Firma *Gerhardt*; vgl. ROWELL 1997) wurde für ausgesuchte Sedimentproben vorgenommen.

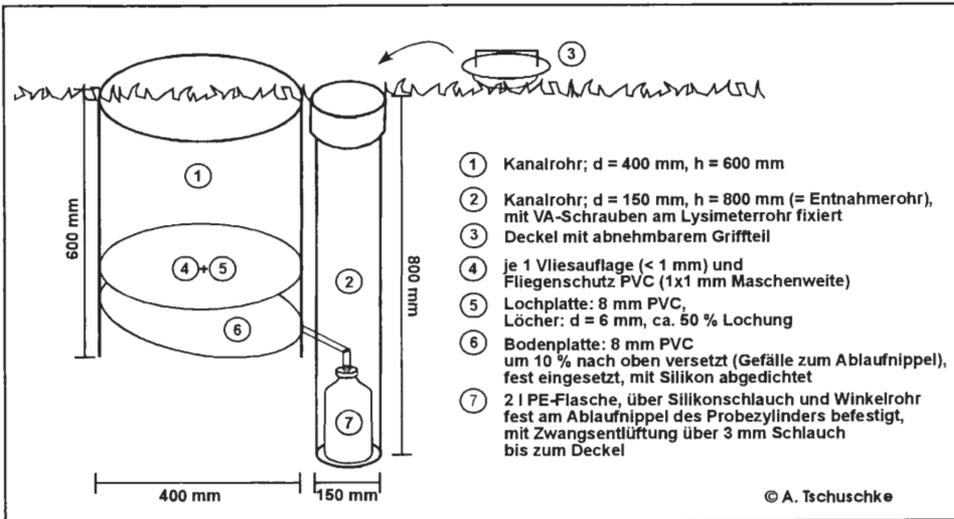


Abb. 7: Aufbauskeizze der Kleinstlysimeter.

Tab. 2: Stammdaten der Lysimeter.

	Grünlandstandorte			Heidestandorte	
	Lysimeter L1	Lysimeter L2	Lysimeter L3	Lysimeter L4	Lysimeter L5
Vegetations-einheit	Silbergras-Flur ( <i>Spergulo vernalis-Corynethoretum canescentis</i> )	Rotstraußgras-Flur ( <i>Agrostietum tenuis</i> )	Flatterbinsen-Weide ( <i>Epilobio palustris-Juncetum effusi</i> )	feuchter Pfeifengras-Rasen ( <i>Erico tetralicis-Molinietum</i> )	trockene Heide ( <i>Genisto-Callunetum typicum</i> )
Ø-max. Wurzeltiefe	ca. 0,15 m	ca. 0,24 m	ca. 0,30 m	ca. 0,29 m	ca. 0,38 m
Nutzung	extensive Heidschnuckenweide				extensive Mufflonweide
Boden	grauer Bleichsand (A1) / grauer, undurchwurzelter Bleichsand (A2) / Orterde (B) / gelbweißer Sand (C)	grauer Bleichsand (Ahe1) / grauvioletter Bleichsand (Ahe2) / grauer, undurchwurzelter Bleichsand (B1) / Orterde (B2) / gelbweißer Sand (C)	feuchter, bräunlich-schwarzer, sandiger Humus (O) / schwarzgrauer Bleichsand (A1) / grauer, undurchwurzelter Bleichsand (A2) / Orterde (B) / gelbweißer Sand (C)	Streu, Heidehumus (O) / schwarzer, humoser Sand (A) / gelbweißer Sand (C)	Heidehumus (O) / schwarzgrauer Bleichsand (Ahe1) / grauvioletter Bleichsand (Ahe2) / grauer, undurchwurzelter Bleichsand (B1) / Orterde (B2) / gelbweißer Sand (C)
Flurabstand	0,40 - 1,97 m	0,32 - 1,43 m	0,00 - 0,83 m	0,00 - 0,84 m	0,19 - 1,56 m
benachbarte GWM	GWM12	GWM14	GWM16	GWM23	GWM21

## 2.2.2 Untersuchungen zum Wasserhaushalt

Im Zuge des Projektes wurde der Niederschlag, der Abfluß und die Verdunstung sowie die Grundwasserneubildung für das Untersuchungsgebiet bestimmt.

Der **Niederschlag** (mm) wurde mittels HELLMANNSchem Niederschlagsmesser seit 1971 täglich an der Biologischen Station und seit Ende 1995 an zwei *Thies*-Klimameßstationen ( $KSt_{T1}$  und  $KSt_{T2}$ ) mittels ND-Geber mit Wippe gemessen. Für langjährige Niederschlagsstudien stehen die vom Deutschen Wetterdienst (Essen) zur Verfügung gestellten Meßwerte (seit 1891) der ca. 7 km entfernten Station Hörstel zur Verfügung.

Die in die Berechnung der tatsächlichen Evapotranspiration und der Grundwasserneubildung eingehenden Niederschlagshöhen mußten aufgrund systematischer Meßfehler entsprechend ihrem Standort korrigiert werden (DVWK 1996a, D. RICHTER 1995).

Neben den Niederschlagsmessungen werden seit 1979 die **relative Luftfeuchte** (%), die **Lufttemperatur** (°C) und der **Luftdruck** (hPa) in 2 m Höhe von der Biologischen Station (Meterograph GA 840-850 der Firma *Lambrecht GmbH*, Trommelschreiber mit einwöchiger Umlaufzeit) und den *Thies*-Stationen (digitale Aufzeichnung) gemessen.

Die **potentielle Evapotranspiration**  $ET_p$  für einen mit Gras bestandenen Standort wurde aus den meteorologischen Daten nach dem Verfahren von HAUDE (1954, 1955) berechnet. Zur Berechnung der **tatsächlichen Evapotranspiration**  $ET_a$  bietet sich das Reduktionsverfahren von RENGER & WESSOLEK (1990) an. Für die **Verdunstung von Wasserflächen** liegen durchschnittliche Erfahrungswerte von Werner (mdl. Mitt. 1998) vor. Sie beziehen sich auf Verdunstungsmessungen an Oberflächengewässern im Münsterland in den Jahren 1967 bis 1987.

**Abflußmessungen** wurden an ausgesuchten Stichtagen in der Meerbecke auf Höhe der Pegellatten (Mb1 und Mb2) sowie am Abfluß des EFS ( $Q_{EFS}$ ) und des GHM ( $Q_{GHM}$ ) durchgeführt. Zur Bestimmung der Fließgeschwindigkeit kam das magnetinduktiv arbeitende Meßgerät Nautilus C 2000 der Firma *Heel GmbH & Co. Meßtechnik KG* zum Einsatz. Die Fließgeschwindigkeiten wurden nach dem Punktmeßverfahren gemessen (GEWÄSSERKUNDLICHE ANSTALTEN DES BUNDES UND DER LÄNDER 1971). Die Auswertung erfolgt rechnerisch nach KUNK & SCHÖTTLER (1994) (vgl. WEINERT 1999). Die Erstellung einer Abflußtafel ermöglichte die abschließende Umrechnung von Wasserständen in Abflußmengen.

Von den verschiedenen Bestimmungsverfahren zur Ermittlung der **Grundwasserneubildung** GWN liefern **Lysimeteranlagen** in Abhängigkeit von Niederschlagshöhe, Bodenart und Vegetation die genauesten Ergebnisse, deshalb wurde das Datenmaterial der Großlysimeteranlage St. Arnold (Grünland, Laubwald und Nadelwald) zwischen Emsdetten und Neuenkirchen (Entfernung zum NSG ca. 23 km Luftlinie) herangezogen (zur Verfügung gestellt vom STUA Münster). Zudem konnten die Untersuchungsergebnisse der Kleinstlysimeter hinzugezogen werden. Zur vergleichenden Validierung der Lysimeterdaten wurde die Grundwasserneubildung zusätzlich durch Berechnung auf **empirisch-mathematischer Grundlage** nach MÜLLER (1997) und über die **Chlorid-Konzentrationen des Grundwassers und des Niederschlags** berechnet (ARBEITSKREIS GRUNDWASSERNEUBILDUNG FH-DGG 1977).

## 2.2.3 Grundwasserdynamik

Aus den Ergebnissen der Sieb- und Schlämmanalysen ließen sich nach dem Verfahren von BEYER (1964) die **Durchlässigkeitsbeiwerte**  $k_f$  (m/s) bestimmen. Die Durchlässigkeit des Aquifers wurde weiterhin mittels in-situ Bohrlochversuche (nach HÖLTING 1996 und SCHULER 1973) an den Grundwassermeßstellen abgeschätzt.

Die Bestimmung der **effektiven Porosität**  $n_f$  erfolgte mittels des EDV-Programms „*Sieb-korn*“ (P.P. SMOLKA, Geologisch-Paläontologisches Institut der Westfälischen Wilhelms-Universität Münster).

An sämtlichen Meßstellen des NSG wurden in den Hydrologischen Jahren 1996, 1997 und 1998 - unter Berücksichtigung ihres Errichtungstermins - die **Grundwasserstände** regelmäßig (ca. monatlich) mittels Lichtlot gemessen und bezogen auf Normal Null (NN) angegeben. Zusätzlich zu den manuellen Messungen erfolgte eine automatische Aufzeichnung durch einen im März 1997 auf der GWM 10 montierten Pegelschreiber der Firma Ott. Für die großräumige Korrelation der Grundwasserstände wurden - auch über den Beobachtungszeitraum hinaus - Messungen des STUA Münster, des Neubauamtes für den Ausbau des Mittellandkanales in Minden (Außenstelle Osnabrück) und der ehemaligen Firma *Hochwald* zur Verfügung gestellt (Abb. 6). Neben der Ermittlung der Grundwasserstände wurden die Wasserstände der Seen, der Kolke und der Fließgewässer dokumentiert.

Die Grundwasserstände eines Stichtags wurden in einen **Grundwassergleichenplan** umgesetzt, der für das Untersuchungsgebiet ein räumliches Bild über die Strömungssituation im oberen Abschnitt des quartären Grundwasserleiters liefert. Hierzu kam das Isolinenprogramm *ISO/9* (P.P. SMOLKA, Geologisch-Paläontologisches Institut der Westfälischen Wilhelms-Universität Münster) zum Einsatz.

Die **Abstandsgeschwindigkeit** (nach HÖLTING 1996) errechnet sich als Quotient der Länge eines Stromlinienschnitts und der vom Grundwasser beim Durchfließen dieses Abschnitts benötigten Zeit (DIN 4049-3).

Der **Grundwasserzustrom** stellt für den Wasserhaushalt der oberirdischen Gewässer ein wichtiges Bilanzglied dar, das allerdings nicht direkt gemessen werden kann. Um eine Größenordnung für den Grundwasserzustrom von EFS und GHM zu bekommen, wurden im Zuge der vorliegenden Veröffentlichung verschiedene überschlägige Verfahren angewandt:

- Wasserhaushaltsrechnung eines Sees (BAUMGARTNER & LIEBSCHER 1996).
- Berechnung aus der Grundwasserneubildungsrate des Einzugsgebietes (HARTMANN 1996).
- Die Bestimmung des Grundwasserzustroms über den Isotopengehalt von Grund- und Oberflächenwasser nach ZIMMERMANN 1978 und 1979 erwies sich aufgrund fehlender Daten (Isotopengehalt der Luft, relative Luftfeuchte bezogen auf die Oberflächentemperatur des Sees) als nicht durchführbar. Überschlägig konnte jedoch die Grundwassermenge zum Meßzeitpunkt über die Gewässermorphologie bestimmt werden.

Unter Berücksichtigung der Daten zum Untergrundmaterial, zum Wasserhaushalt und zur Grundwasserdynamik hat LUBERICHS (1999) im Rahmen einer Diplomarbeit ein **dreidimensionales Modell** des Grundwasserflusses für das NSG Heiliges Meer mit FEFLOW 4.6 (Finite Elemente Subsurface FLOW System; WASY) angefertigt.

## 2.2.4 Entnahme und Analytik der Wasserproben

Insgesamt wurden an den 23 Grundwassermeßstellen und den 2 Multilevel-Brunnen während der Monate März 1996 bis September 1998 bzw. Januar 1999 Grundwasserproben in regelmäßigem Abstand entnommen.

Die Beprobung der GWM erfolgte mit einer Niedervolttauchpumpe der Firma *Comet* (Typ COMBI 2/12) aus einer Tiefe von 2 m. Die Probenahme an den Multilevel-Brunnen erfolgte nach einer an der Ruhruniversität Bochum entwickelten Methode (vgl. OSWALD & LÖHNERT 1990, GÖBEL & WEINERT 1995, WEINERT et al. 1998, WEINERT 1999).

Tab. 3: Überblick über die ermittelten Parameter mit zugehörigen Einheiten, Meßgeräten und Nachweisgrenzen  $X_D$ .

Parameter	Einheit	$X_D$	Methode / Meßgerät	
<i>Vorort-Parameter</i>				
Temperatur	$T$	°C	---	
			Temperaturfühler des WTW LF 90 DIN 38404-4 (1976) Kabellichtlot mit digitaler Temperaturanzeige der Firma <i>Spohr</i>	
el. Leitfähigkeit	---	$\mu\text{S}/\text{cm}$	---	
			WTW Lf 90 ISO 7888 (1985)	
pH-Wert	pH	1	---	
			WTW pH 90 bzw. KNICK-Typ 642, Elektrode: E56 WTW, DIN 38404-5 (1984)	
Eh-Wert (Redoxpotential)	Eh	mV	---	
			WTW pH 90, Elektrode: Silberchlorid-Elektrode mit 3 mol/l Kaliumchlorid-Elektrolytlösung; die gemessenen Werte werden auf die Standardwasserstoffelektrode bezogen angegeben DIN 38404-6 (1984)	
Sauerstoff	$\text{O}_2$	mg/l	0,1 <sup>1</sup>	
			Methode nach WINKLER (1888/89)	
gelöstes Kohlendioxid	$\text{CO}_2$	mg/l	0,5 <sup>1</sup>	
			Titration mit 0,02 N Natronlauge gegen Phenolphthalein DIN 38409-7 (1979), DIN 38405-8 (1971)	
Hydrogensulfid	$\text{HS}^-$	mg/l	0,1	
			kolometrischer, Test 1.14777. der Firma <i>Merck</i>	
<i>Untersuchungen im Labor der „Biologischen Station“ Heiliges Meer</i>				
Hydrogencarbonat	$\text{HCO}_3^-$	mg/l	3,1	
			Titration mit 0,1 N Salzsäure gegen Methylorange, DIN 38409-7 (1979), DIN 38405-8 (1971)	
KMnO <sub>4</sub> -Verbrauch	---	mg/l	0,5	
			Oxidierbarkeit mit Kaliumpermanganat	
Nitrat	$\text{NO}_3^-$	mg/l	0,2 <sup>1</sup>	
			Spektraphotometer Uvikon 931 / Kontron bzw. Nano-color 100D / <i>Macherey-Nagel</i>	
Nitrit	$\text{NO}_2^-$	mg/l		0,005 <sup>1</sup>
				Salicylat-Methode DIN 38405-9 (1979)
Phosphat	$\text{PO}_4^{3-}$	mg/l		0,005 <sup>1</sup>
				Methode nach GRIESS DIN EN 2626777 (1993)
Ammonium	$\text{NH}_4^+$	mg/l		0,01 <sup>1</sup>
			Phosphormolybdänblau-Methode DIN EN 1189 (1996)	
Eisen	$\text{Fe}_{\text{ges}}$	mg/l	0,01 <sup>1</sup>	
			BERTHELOTS Reaktion DIN 38406-5 (1994)	
			1,10-Phenanthrolin-Methode DIN 38405-1 (1979) ergänzend mit dem AAS DIN 38406-32 (1998)	
<i>Untersuchungen an der Universität Osnabrück (FB 5 – Ökologie)</i>				
Sulfat	$\text{SO}_4^{2-}$	mg/l	0,8	
Chlorid	$\text{Cl}^-$	mg/l	0,5	
Calcium	$\text{Ca}^{2+}$	mg/l	0,1	
Magnesium	$\text{Mg}^{2+}$	mg/l	0,08	
Natrium	$\text{Na}^+$	mg/l	0,05	
Kalium	$\text{K}^+$	mg/l	0,1	
Mangan	$\text{Mn}^{2+}$	mg/l	0,05	
Zink	$\text{Zn}^{2+}$	mg/l	0,03	
			DX-100 Ion Chromatograph/Dionex	
			DIN EN ISO 10304-1 (1995)	
			DIN EN ISO 10304-1 (1995) ergänzend nach MOHR DIN 38405-1 (1985)	
			ergänzend mit AAS unter Zugabe von Lanthan, DIN 38406-3 (1982)	
			*	
			DIN 38406-33 (1998)	
			DIN 38406-21 (1980)	

<sup>1</sup> POTT et al. 1998.

\* aa/ae Spectrophotometer 357 / Instrumentation Laboratory bzw. Analyst 300 / Perkin Elmer.

Da die Lysimeter erst im Sommer 1996 eingebaut wurden und eine geraume „Ruhezeit“ Voraussetzung für repräsentative Werte ist, wurde die monatliche Beprobung ab Oktober 1997 durchgeführt.

Über die durchgeführten Vorort- und Laboranalysen sowie die dabei verwendeten Geräte gibt Tab. 3 Aufschluß.

Aus den ermittelten Meßergebnissen wurden die Sauerstoffsättigung (nach TRUDESDALE et al. 1955), die Gesamthärte, die Carbonathärte und die Nichtcarbonathärte sowie verschiedene Ionenverhältnisse berechnet. Weiterhin wurde der negative dekadische Logarithmus des Wasserstoffpartialdrucks (rH-Wert) als pH-Wert-unabhängiges Maß für das Redoxvermögen eines Systems berechnet (HÖLTING 1996).

Im Hinblick auf die Interpretation der hydrochemischen Daten wurden die Ergebnisse unter Berücksichtigung von Minima, Maxima und Mittelwerten statistisch aufgearbeitet, wobei Ausreißer unberücksichtigt blieben. Um räumliche und zeitliche Zusammenhänge der einzelnen Meßstellen bzw. Filterniveaus und Parameter aufzuzeigen, wurden Korrelationsanalysen mit Bestimmung des Pearsonschen Maßkorrelationskoeffizienten  $r$  durchgeführt.

### 2.2.5 Isotopenhydrologische Untersuchungen

Isotopengehaltsbestimmungen wurden für ausgesuchte Grundwasser- und Oberflächenwasserproben von der Firma *Hydroisotop* in Schweitenkirchen (Bayern) durchgeführt. Einige wenige Sauerstoff-18-Messungen wurden zusätzlich an der *KfA Jülich* vorgenommen. Über die bestimmten Isotope, deren Bezugsstandards und die angewandten Methoden gibt Tab. 4 Aufschluß.

Tab. 4: Bestimmungsmethoden der untersuchten Umweltisotope mit zugehörigen Einheiten, Bezugsstandards und Meßgenauigkeiten.

Parameter	Einheit	Bezugsstandard	Fehler	Meßgerät
Tritium $^3\text{H}$	TU <sup>1</sup>	---	$2\sigma$	Flüssigkeitsszintillationsspektrometer
Sauerstoff-18 $\delta^{18}\text{O}$	‰	VSMOW <sup>2</sup>	$\pm 0,15 \text{ ‰}$	Massenspektrometer
Deuterium $\delta^2\text{H}$	‰	VSMOW <sup>2</sup>	$\pm 1,5 \text{ ‰}$	
Sulfat-S $\delta^{34}\text{S}$	‰	CD-Std. <sup>3</sup>	$\pm 1,0 \text{ ‰}$	
Sulfat-O $\delta^{18}\text{O}$	‰	VSMOW <sup>2</sup>	$\pm 0,2 \text{ ‰}$	
Nitrat-N $\delta^{15}\text{N}$	‰	AIR-Std. <sup>4</sup>	$\pm 0,3 \text{ ‰}$	
Nitrat-O $\delta^{18}\text{O}$	‰	VSMOW <sup>2</sup>	$\pm 0,5 \text{ ‰}$	

<sup>1</sup> 1TU = 0,119 Bq/l

<sup>3</sup> Canon Diablo Meteorit-Standard

<sup>2</sup> Vienna Standard Mean Ocean Water

<sup>4</sup> Luft-Stickstoff-Standard

Zur Auswertung der gemessenen Tritium-Werte wurde unterstützend das an der TU Bergakademie Freiberg entwickelte Programm *MULTIS* (RICHTER & SZYMCAK 1992, J. RICHTER 1995) hinzugezogen. *MULTIS* dient zur Berechnung der mittleren Verweilzeit. Diese wird aus der Anpassung der Tritium-Output-Daten an die Input-Funktion des Niederschlags unter Berücksichtigung des radioaktiven Zerfalls und der Verdünnung berechnet.

Das Programm *MULTIS* basiert auf konzeptionellen Boxmodellen, wobei für die untersuchten Wässer der Multilevel-Brunnen das Piston-Flow- und das Exponential-Piston-Flow-Modell angewandt wurde.

### 3. Darstellung und Analyse der Meßergebnisse

#### 3.1 Wasserbilanz

##### 3.1.1 Niederschlag

Im langjährigen Mittel betragen die Niederschläge der Hydrogeologischen Jahre für die 27-jährige Meßreihe der Station Heiliges Meer 772 mm. Für die 107-jährige Meßreihe der Station Hörstel liegt das Mittel mit 755 mm nur geringfügig niedriger. Im Durchschnitt entfallen auf das Winterhalbjahr 363 (KSt<sub>HM</sub> = Klimastation Heiliges Meer; Abb. 8) bzw. 350 mm (Station Hörstel) und auf das Sommerhalbjahr 409 (Abb. 9) bzw. 407 mm.

Im Jahr **1996** liegen die Niederschläge mit 577 (KSt<sub>HM</sub>) bzw. 585 mm (Station Hörstel) deutlich unter dem langjährigen Jahresmittel. Von dieser Menge entfallen allein 429 bzw. 433 mm auf das Sommerhalbjahr, was etwa dem langjährigen Halbjahresmittel entspricht. Im Hydrologischen Winterhalbjahr November 1995 bis April 1996 (Abb. 8) entsprechen die Niederschläge mit 148 bzw. 152 mm nur ca. 41 % des langjährigen Halbjahresmittels und repräsentieren damit das absolute Minimum der letzten 107 Jahre. Auffällig sind insbesondere die Monate Januar und April, in denen die Monatsniederschläge 6 bzw. 4 mm betragen haben und somit unter 10 % der für diese Monate üblichen Niederschlagsmengen liegen (KSt<sub>HM</sub>).

Die für das Hydrologische Jahr **1997** ermittelte Niederschlagssumme von 742 mm (KSt<sub>HM</sub>) entspricht circa dem langjährigen Jahresmittel. Dabei liegen die Niederschläge des Winterhalbjahres leicht unter und die des Sommerhalbjahres leicht über dem jeweiligen Halbjahresmittel. Auffällig sind die geringen Januarniederschläge (5 mm), die allerdings durch höhere Februarniederschläge (87 mm) kompensiert werden (Abb. 8).

Im Untersuchungsjahr **1998** übersteigt die Niederschlagssumme mit 1010 mm alle bisher an der Biologischen Station gemessenen Werte. In der 107-jährigen Beobachtungsreihe (Station Hörstel) wurde diese Niederschlagssumme nur in zwei Jahren übertroffen (1926: 1062 mm; 1948: 1040 mm). Die hohe Gesamtsumme (KSt<sub>HM</sub>) resultiert im wesentlichen aus hohen Sommerniederschlägen. Während die Winterniederschläge nur 12 % über dem langjährigen Mittel liegen, übertrafen die Sommerniederschläge das Mittel um 49 %. Der Großteil der Sommerniederschläge entfällt mit 217 mm (36 %) auf den Oktober.

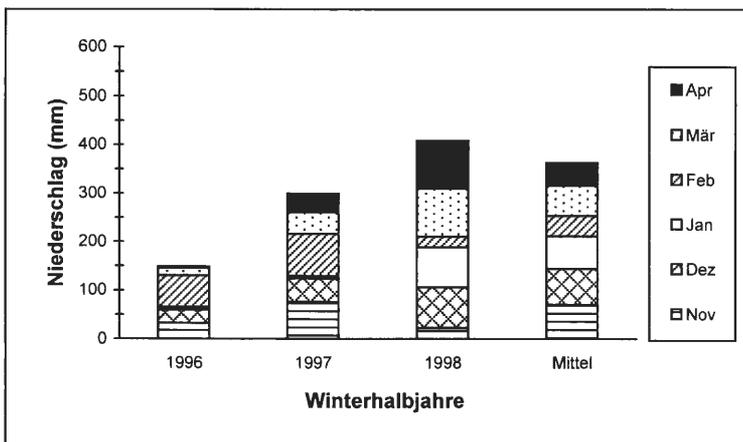


Abb. 8: Niederschlagsverteilung der Hydrologischen Winterhalbjahre 1996, 1997 und 1998 im Vergleich zum langjährigen Mittel der Jahre 1972 bis 1998 (KSt<sub>HM</sub>).

Zusammenfassend ist festzuhalten, daß der dreijährige Untersuchungszeitraum ein trockenes, ein durchschnittliches und ein feuchtes Hydrologisches Jahr umfaßt. Unter Berücksichtigung der Fünfjahresmittel der 107-jährigen Zeitreihe der Station Hörstel (Abb. 10) fällt der Untersuchungszeitraum in einen feuchten Zeitabschnitt (1993-1998) mit einem Mittel von 832 (Station Hörstel) bzw. 825 mm/a (KSt<sub>HM</sub>).

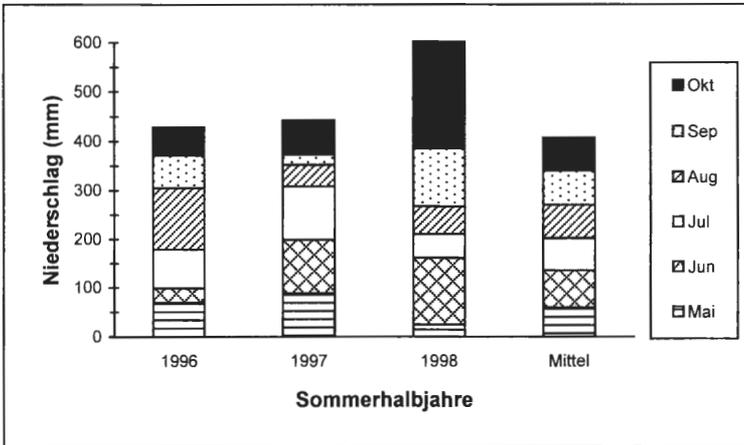


Abb. 9: Niederschlagsverteilung der Hydrologischen Sommerhalbjahre 1996, 1997 und 1998 im Vergleich zum langjährigen Mittel der Jahre 1972 bis 1998 (KSt<sub>HM</sub>).

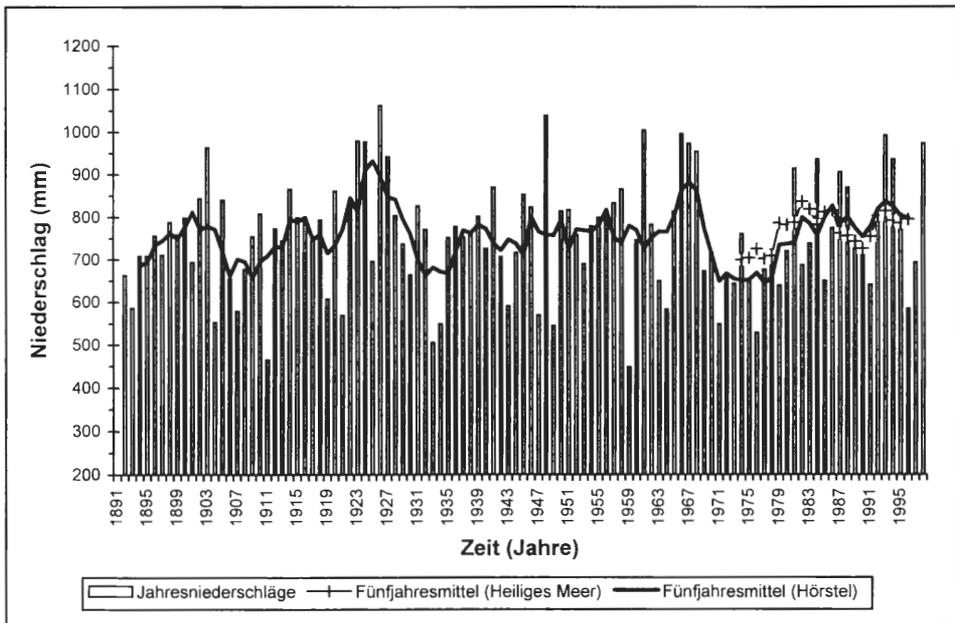


Abb. 10: Jahresniederschläge der Hydrologischen Jahre 1891 bis 1998 der Klimastation Hörstel sowie zugehörige Fünfjahresmittel. Zum Vergleich werden die Meßwerte der Klimastation Heiliges Meer (1971 bis 1998) ebenfalls als Fünfjahresmittel angegeben.

### 3.1.2 Abfluß

Die Meßwerte der **Meerbecke** schwanken für die Hydrologischen Halbjahre (SH 1996-SH 1998) in einem Intervall von 93.000 bis 1.149.000 m<sup>3</sup> (Abb. 11). Dabei konnte beobachtet werden, daß sich die Abflußmenge auf der Fließstrecke zwischen den beiden Meßpunkten (ca. 950 m) erhöht. Diese Erhöhung ergibt sich durch den Zutritt von Oberflächenwasser aus Dränagen und dem nördlich des GHM verlaufenden Umlaufgraben. Dieser wird im wesentlichen durch den Abfluß des GHM gespeist. Darüber hinaus wird die Abflußmenge vermutlich durch Grundwasserzutritte mitbestimmt.

Die Abflußmengen der Winterhalbjahre übersteigen die der zugehörigen Sommerhalbjahre aufgrund geringerer Evapotranspirationsraten. Eine Besonderheit stellt das Sommerhalbjahr 1998 dar, das infolge seiner überdurchschnittlich hohen Niederschläge zumindest am Meßpunkt Mb2 etwa die Abflußmenge des Winterhalbjahrs 1998 erreicht. Auffällig ist die Abflußmenge des Winterhalbjahrs 1997, die trotz deutlich niedrigerer Niederschläge die Abflußmenge des Winterhalbjahrs 1998 übersteigt. Diese Feststellung könnte die Folge der Einleitung mineralisierter Grundwässer einer oberstromig ansässigen Firma bis Ende 1997 sein. Andererseits ist nicht auszuschließen, daß die für die Eisbedeckung im Winter 1997 berechnete Wassermenge zu hoch angegeben wurde, da aufgrund der Eisbedeckung keine Meßwerte vorliegen.

In der Vergangenheit (1935 und 1936) wurden Abflußmessungen von KRIEGSMANN (1938) kurz vor der damaligen Einmündung der Meerbecke in das GHM durchgeführt. Nach dessen Angaben ergibt sich für das Winterhalbjahr 1936 eine Abflußmenge von ca. 760.000 m<sup>3</sup> und für das Sommerhalbjahr 1936 eine Menge von ca. 440.000 m<sup>3</sup>. Die Werte liegen somit nur geringfügig über denen der Jahre 1996 bis 1998.

Demnach hat sich, unter Nichtbeachtung unterschiedlicher Meßmethoden sowie unterschiedlicher klimatischer Bedingungen, die Abflußmenge in den letzten 60 Jahren anscheinend nicht entscheidend verändert. Ein Vergleich ist jedoch nicht ohne weiteres

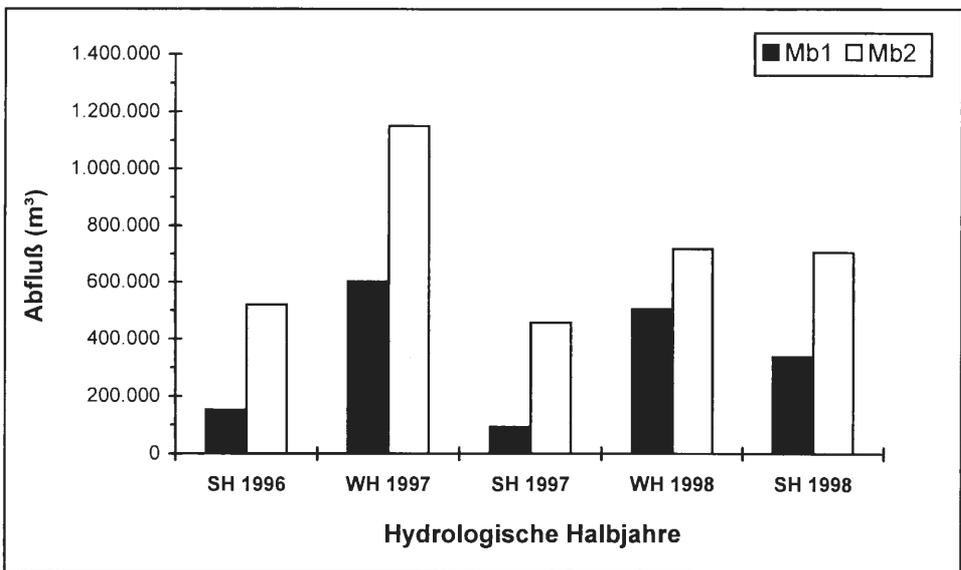


Abb. 11: Gegenüberstellung der Abflußmengen der Meßstellen Mb1 und Mb2 für die WH 1997 und 1998 sowie die SH 1996, 1997 und 1998.

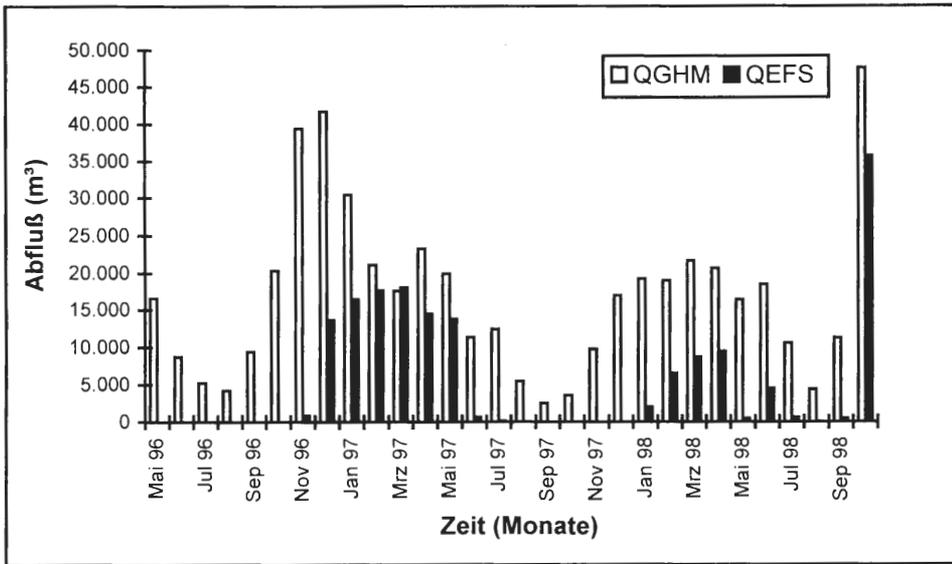


Abb. 12: Monatsabflüsse von GHM und EFS für den Zeitraum Mai 1996 bis Oktober 1998.

möglich, da sich die Randbedingungen der beiden Meßzeiträume unterscheiden. So dürfte sich z.B. der wechselnde Umfang der Wasserhaltungsmaßnahmen des *Westfelds* und schließlich deren Einstellung auf die Wasserführung der Meerbecke ausgewirkt haben. Weiterhin wurden im Zeitraum von 1987 bis 1997 zeitweise Grundwasser aus einem Steinbruch im Uffelner Raum in die Meerbecke eingeleitet, was zu kurzzeitigen Erhöhungen der Abflußmenge geführt haben dürfte.

Die Beobachtung der **Seeabflüsse** hat gezeigt, daß der Abfluß des GHM nur selten trocken fällt. Der EFS entwässert hingegen - aufgrund des höheren Abflußniveaus - nur bei hohen Seewasserständen, also in der Regel während der Winter- und der Frühjahrsmonate (Abb. 12). Dabei bleibt die Abflußmenge meist unter der des GHM, was zum einen auf die unterschiedliche Größe der Seen zurückzuführen ist und zum anderen auf die Beeinflussung durch den unterirdischen Abfluß. Bemerkenswerterweise treten die Abflußmaxima des GHM zeitlich vor denen des EFS auf, was nach WOHLRAB et al. (1992) eine Folge des seespezifisch unterschiedlichen Retentionsverhaltens sein dürfte.

Auffällig sind die hohen Abflußmengen beider Seen im Oktober 1998. Diese sind die Folge von extrem starken Niederschlägen, die zu Überschwemmungen im gesamten Untersuchungsgebiet geführt haben. So stand z.B. im Bereich zwischen den Meßstellen GWM 8 und 9 die Meerbecke zeitweise mit dem GHM in Verbindung (vgl. HAGEMANN & PUST 1999).

### 3.1.3 Verdunstung

Unter Berücksichtigung der meteorologischen Daten des Untersuchungsgebietes liegt die nach HAUDE bestimmte **potentielle Evapotranspiration**  $ET_p$  für Grünland im Mittel bei 590 mm/a. Nach MÜLLER (1997) ergibt sich für Ackerstandorte infolge von Transpirationsunterschieden ein um 50 mm geringerer und für Wald ein um 75 mm höherer  $ET_p$ -Wert als für Grünland. Der Hauptteil der jährlichen Evapotranspiration fällt mit 75 % erwartungsgemäß in das Sommerhalbjahr, wobei im Juni für das Untersuchungsgebiet ein lokales Minimum ausgebildet ist.

Die nach RENGER & WESSOLEK (1990) bestimmte **tatsächliche Evapotranspiration  $ETa$**  liegt aufgrund des geringeren Wasserdargebots des Bodens in den Sommermonaten deutlich unter der potentiellen Verdunstung. Dabei wirkt die jeweilige Vegetationseinheit als wichtiger regulierender Faktor. Generell liegt die tatsächliche Evapotranspiration von Grünland über der von Acker und unter der von Wald, wobei auch innerhalb einer Vegetationseinheit deutliche Unterschiede bestehen können (BECKER et al. 1996).

Deutliche Unterschiede sind für Waldstandorte zu erwarten, da je nach Entwicklungsstand, Vegetationszeit, Durchwurzelung, Benetzungskapazität, Bestandsdichte und Artenzusammensetzung die Höhe der Interzeptionsverdunstung und Transpiration erheblich schwankt. Nach GÖTLICH (1990) ist bei gleichem Entwicklungsstand die Verdunstung für Erlbruchwald dicht gefolgt von Fichtenwald am höchsten.

Tab. 5: Vergleich zwischen den Mittelwerten und den Jahressummen (1996, 1997 und 1998) von potentieller Evapotranspiration  $ETp$  und tatsächlicher Evapotranspiration  $ETa$ .

	Vegetation	1996	1997	1998	Mittel
$ETp$	Grünland	643	658	598	590
$ETa^1$	Grünland	481 / 600 <sup>2</sup>	520 / 615 <sup>2</sup>	574	491 / 551 <sup>2</sup>
	Acker	438 / 495 <sup>2</sup>	469 / 515 <sup>2</sup>	510	443 / 472 <sup>2</sup>
	Wald	526 / 580 <sup>2</sup>	587 / 630 <sup>2</sup>	665	566 / 594 <sup>2</sup>

<sup>1</sup> Berechnet für Fein- bis Mittelsand.

<sup>2</sup> Tatsächliche Verdunstung bei maximalem kapillaren Grundwasseraufstieg.

Besteht für den Beobachtungsstandort aufgrund geringer Flurabstände ein **kapillarer Wasseraufstieg**, muß dieser berücksichtigt werden. Das hat zur Folge, daß sich die tatsächliche Evapotranspiration der potentiellen nähert. In feuchten Gebieten mit sehr geringen Flurabständen, in denen die Vegetation direkt Kontakt mit der Grundwasseroberfläche hat, können die Verdunstungswerte sogar, wie Messungen an Grundwasserlysimetern zeigen, in der Größenordnung der Verdunstung einer freien Wasseroberfläche liegen (ARMBRUSTER & KOHM 1977).

Für **Wasserflächen** ist die Verdunstung in der Regel aufgrund des quasi unbegrenzten Wasserangebotes am höchsten. Nach Werner (mdl. Mitt. 1998) erreicht die mittlere Verdunstung für freie Wasserflächen ( $10 \text{ ha} \leq A \leq 100 \text{ ha}$ ) im Münsterland Werte von 725 mm/a. Für trockene, warme Jahre kann die Verdunstung allerdings deutlich über und für nasse, kalte Jahre deutlich unter dem angegebenen Mittel liegen.

Die Verdunstungsrate einzelner Gewässer wird durch die Gewässermorphologie, die Wasserfärbung, die Windangriffsfläche sowie die Vegetation mitbestimmt. So kann z.B. bei flachen Gewässern die Verdunstungsrate durch die Transpiration einer üppigen Vegetation um 25 bis 35 % ansteigen, wie Meßergebnisse für Schilf (*Phragmites australis*) am Neusiedler See gezeigt haben (GÖTLICH 1990).

Für den **Untersuchungszeitraum** ist der  $ETp$ -Wert für 1998, der annähernd dem langjährigen Mittel entspricht, am niedrigsten, während er für die Jahre 1996 und 1997 ca. 50 mm über dem langjährigen Mittel liegt. Die tatsächliche Evapotranspiration schwankt für die Jahre 1996 und 1997 um den langjährigen Durchschnittswert, während sie für 1998 bedingt durch ein erhöhtes Wasserdargebot über dem Mittel liegt.

### 3.1.4 Grundwasserneubildung

Unter Grundwasserneubildung GWN versteht man den Zugang von infiltriertem Wasser zum Grundwasser (DIN 4049-3 1994). Dieser Prozeß ist vom Niederschlags- und Verdunstungsgeschehen sowie dem Direktabfluß abhängig und variiert deutlich über die Zeit. Grundwasser wird durch Niederschlag verstärkt im verdunstungsarmen Winterhalbjahr gebildet (ca. 80 %; aus den Messungen der Großlysimeteranlage St. Arnold ermittelt), in weit geringerem Maße dagegen im Sommer (20 %), obwohl die Niederschlagsverteilung zwischen Sommer- und Winterhalbjahr keine großen Unterschiede zeigt (Kap. 3.1.1).

Um für das Untersuchungsgebiet repräsentative Grundwasserneubildungsraten angeben zu können, wurden zu den nach MÜLLER (1997) mittels Regressionsgeraden ermittelten Werten die Sickerwassermengen der Großlysimeteranlage St. Arnold zum Vergleich hinzugezogen. Die Verbreitung der Einheiten im Untersuchungsgebiet ist der Abb. 13 zu entnehmen.

Die nach MÜLLER (1997) für **Grünland** ermittelte GWN ( $\bar{G} = 353$  mm/a) liegt um 91 mm/a unter derjenigen der Lysimeteranlage St. Arnold. Die Differenz ergibt sich nicht durch unterschiedliche Niederschlagssummen, sondern teilweise durch unterschiedliche Werte der nutzbaren Feldkapazität, die für die Sedimente des Münsterländer Kiessandzuges im Bereich von St. Arnold unter denen des Untersuchungsgebietes liegen.

Für einen **Ackerstandort** liegt die mittlere Grundwasserneubildungsrate erwartungsgemäß über der von Grünland; nach MÜLLER (1997) ergibt sich für das langjährige Mittel ein Wert von 404 mm/a.

Tab. 6: Vergleich zwischen den Mittelwerten und den Jahressummen (1996, 1997 und 1998) der nach verschiedenen Methoden ermittelten Grundwasserneubildungsrate (mm/a) für unterschiedliche Vegetationseinheiten. Die Zuordnung der GWN innerhalb des Untersuchungsgebietes kann Abb. 13 entnommen werden.

Grundwasserneubildung (mm)		1996	1997	1998	Mittel (1980 - 1998)
<b>Rechenverfahren nach MÜLLER (1997)</b>					
Acker	ohne kapillaren GW-Aufstieg	186	350	605	404
Grünland		143	299	541	353
Nadelwald <sup>1</sup> / (Kiefern)		123 / (62)	257 / (196)	476 / (414)	301 / (240)
Acker	mit max. kapillarem GW- Aufstieg	129	304	605 <sup>3</sup>	376
Grünland		24 / < 0 <sup>2</sup>	204 / 113 <sup>2</sup>	541 <sup>3</sup> / 392 <sup>2</sup>	293 / 182 <sup>2</sup>
Nadelwald		44 / 8 <sup>2</sup>	189 / 149 <sup>2</sup>	476 <sup>3</sup> / 389 <sup>2</sup>	250 / 202 <sup>2</sup>
<b>Direktmessung - Großlysimeteranlage St. Arnold (STUA Münster)</b>					
Grünland (3 Mähungen im Jahr)	ohne kapillaren GW-Aufstieg	114	372	488	444
Eichen-Buchenwald		0	186	134	274
Weymouthskiefern		0	129	126	190
<b>GWN aus Chlorid-Werten</b>					
Heide		472			

<sup>1</sup> Bei mittlerer Durchwurzelungstiefe.

<sup>2</sup> Als Untergrund wurden Niedermoorböden angenommen.

<sup>3</sup> Die hohen Sommerniederschläge 1998 kompensieren die Verdunstungsrate, so daß hier der kapillare Grundwasseraufstieg vernachlässigt werden kann.

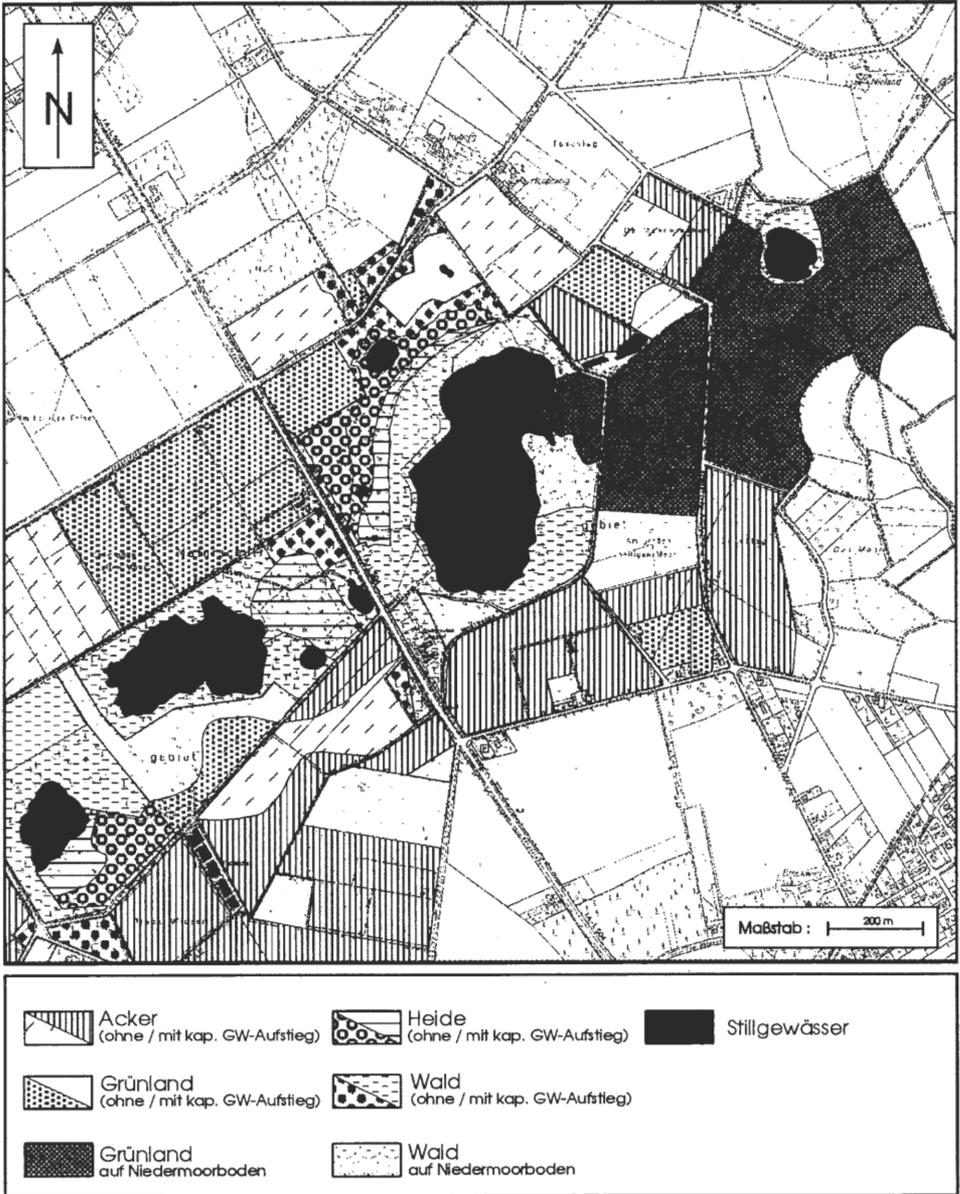


Abb. 13: Differenzierung des Untersuchungsgebietes in GWN-Einheiten unter Berücksichtigung der Vegetation, des Bodentyps und des Grundwasserflurabstands. (Darstellung auf der Grundlage der Deutschen Grundkarte 1:5.000 des Landes NRW mit Genehmigung des Landesvermessungsamtes NRW vom 03.07.2000, Az: S 1281/2000.)

Unter **Wald**standorten ist die Grundwasserneubildung generell am geringsten, wobei es je nach Typ entscheidende Unterschiede gibt. Der Methodenvergleich zeigt für die mittleren GWN unter Nadelwald erhebliche Unterschiede (Tab. 6). Die rechnerisch ermittelten Werte liegen deutlich über den Werten der Lysimeteranlage. Um eine bessere Vergleichbarkeit von GWN unter Weymouthskieferbestand und der rechnerischen Methode zu

bekommen, wurde bei einem zweiten Rechengang die größere Durchwurzelungstiefe der Kiefer nach ROTH (1995) berücksichtigt. Dies führte zu einer deutlichen Annäherung der Meß- und Rechenergebnisse (Tab. 6). Grundsätzlich ist festzuhalten, daß die GWN von Laubwald über der von Nadelwald liegt, wie die Messungen an der Großlysimeteranlage St. Arnold gezeigt haben.

Sind die Flurabstände - wie vielerorts im Gelände - gering, muß der **kapillare Grundwasseraufstieg** bei der Berechnung der GWN berücksichtigt werden. Die GWN reduziert sich bei maximalem kapillaren Grundwasseraufstieg unter Grünland bei Sandboden rechnerisch von durchschnittlich 353 auf 293 mm/a.

Da neben den Fein- bis Mittelsanden auch Niedermoorböden im Untersuchungsgebiet vorkommen und die Grundwasserneubildung bodenabhängig ist, müssen diese bei der Berechnung berücksichtigt werden. Grundsätzlich liegt die GWN für Torfstandorte aufgrund der höheren nutzbaren Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes unter der von Sandbodenstandorten. Für das Untersuchungsgebiet bedeutet das eine Abnahme der mittleren GWN bei Grünland auf 182 mm/a.

Festzuhalten ist, daß die GWN bei kapillarem Grundwasseraufstieg und/oder moorigem Untergrund deutlich abnimmt. Dies kann man besonders entlang der Bachläufe und Seeufer beobachten. In trockenen Jahren - wie z.B. 1996 - können sogar negative Werte auftreten, so daß dem Grundwasserleiter im Jahresmittel faktisch also Wasser entzogen wird (vgl. BUCHER et al. 1997).

Für die **Oberflächengewässer** ergibt sich im langjährigen Mittel unter Berücksichtigung der Verdunstung (Werner mdl. Mitt. 1998) und der korrigierten Niederschläge eine Neubildung von 93 mm/a. Zieht man die Wasserstandsschwankungen am Kolk K7 zum Vergleich hinzu, ergibt sich für das - vom Grundwasser unabhängige - Gewässer für das Hydrologische Jahr 1997, das mittlere Verhältnisse repräsentiert, eine Neubildungsrate von 90 mm/a. Dieser Wert bestätigt die rechnerisch ermittelte Neubildung.

Da während des extrem trockenen Hydrologischen Jahres 1996 die Verdunstung deutlich über dem Niederschlag lag, kam es in diesem Zeitraum im Bereich der Gewässer nicht zu einer Neubildung, sondern zu Verlusten. Im Gegensatz dazu steht das sehr feuchte Jahr 1998, in dem sogar deutliche Überschüsse gebildet werden konnten.

Die drei Untersuchungsjahre unterscheiden sich erheblich in ihrer Grundwasserneubildungsrate. **1996** lag die Grundwasserneubildung (44 % im SH) für alle Vegetationseinheiten deutlich unter dem langjährigen Mittel. Mit der Lysimeteranlage St. Arnold wurden die geringsten Sickerwasserraten ihrer 32-jährigen Beobachtungsreihe gemessen, wobei unter Wald gar keine GWN erfolgte (Tab. 6). Die nach MÜLLER (1997) ermittelten Werte waren ebenfalls minimal, lagen aber durchgängig über den Werten der Lysimeteranlage.

Für **1997** zeigen die beiden Verfahren eine gute Übereinstimmung. Die GWN liegt für alle Vegetationseinheiten im Durchschnitt jeweils 20 % unter dem langjährigen Mittel, wobei davon 85 % auf das Winterhalbjahr entfallen.

Für **1998** ergeben sich aus den beiden Verfahren die größten Unterschiede. Die rechnerisch ermittelten Werte übertreffen vor allem für den Waldstandort deutlich die Werte der Lysimeteranlage. Bemerkenswert ist die Tatsache, daß die GWN der Lysimeteranlage für 1998 unter der GWN vergleichbarer Jahre mit ähnlicher Niederschlagshöhe und -verteilung sowie trockenen Vorjahren liegt (Abb. 14, z.B. 1987).

Der Vergleich zwischen Berechnungs- und Meßverfahren hat gezeigt, daß für das langjährige Mittel eine gute Übereinstimmung besteht. Für die Einzeljahre mit extremen Witterungsbedingungen (1996 und 1998) werden größere Unterschiede deutlich. Offenbar kommen hier weitere Einflußfaktoren hinzu, die im Detail rechnerisch nicht berücksichtigt werden können.

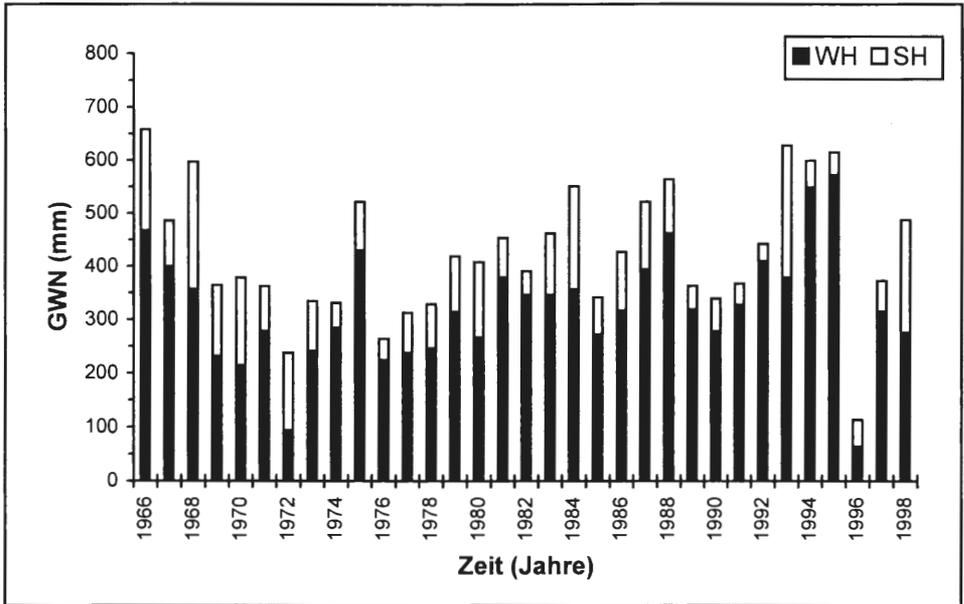


Abb. 14: Grundwasserneubildung der Hydrologischen Jahre 1966 bis 1998 unter Grünland der Großlysimeteranlage St. Arnold (STUA Münster), aufgegliedert nach Sommer- (SH) und Winterhalbjahren (WH).

Zusammenfassend ergibt sich, daß der Untersuchungszeitraum ein grundwasserneubildungsarmes (1996), ein normales (1997) und ein grundwasserneubildungsreiches Jahr mit einem außergewöhnlichen Sommermaximum (1998) umfaßt. Betrachtet man exemplarisch die Zeitreihe der GWN unter Grünland der Großlysimeteranlage St. Arnold ( Abb. 14), ist anzunehmen, daß der Beobachtungszeitraum nicht wie die Niederschläge (Kap. 3.1.1) zum feuchten (grundwasserneubildungsreichen) Zeitraum am Anfang der 1990er Jahre gezählt werden kann. Vielmehr scheint - bedingt durch geringere Winterniederschläge - eine neue Phase zu beginnen, deren Einstufung von den Folgejahren abhängig sein wird.

Die Ergebnisse der Kleinstlysimeter wurden in diesem Kapitel nicht zum Vergleich herangezogen, da nicht das gesamte Sickerwasser in den Sammelflaschen aufgefangen werden konnte. Grundsätzlich liefern die Untersuchungen aber Hinweise über Quantitätsunterschiede zwischen den einzelnen Lydimetern. So schwankt der nachgewiesene Sickerwasseranteil z.B. für das Hydrologische Jahr 1999 zwischen 93 mm (L5) und 264 mm (L1). Die beobachteten Mengenunterschiede für die einzelnen Lydimeter sind im Wesentlichen vegetationsbedingt. Das Lydimeter L1 weist z.B. eine dem Wasserstreß angepasste Vegetation auf, die im Sommerhalbjahr eine sehr geringe Transpirationsleistung aufweist, so daß es auch in den Sommermonaten - im Gegensatz zu den anderen Kleinstlysimetern - zur Sickerwasserbildung kommt.

## 3.2 Grundwasserdynamik

### 3.2.1 Ganglinienanalyse

Das Niveau der **Grundwasserstände** wird generell durch das Wechselspiel von Grundwasserneubildung sowie Grundwasserzufluß und -abfluß gesteuert. Bei geringen Flurab-

ständen muß zusätzlich der kapillare Grundwasseraufstieg berücksichtigt werden. Der absolute Anstieg bzw. Abfall des Grundwasserstands ist schließlich auch von der effektiven Porosität des Aquifermaterials abhängig (Kap. 3.2.2).

Anthropogen kann die Grundwasseroberfläche durch Wasserhaltungsmaßnahmen beeinflusst werden. Ein solcher Einfluß kann während der aktuellen Untersuchungen allerdings als gering angesehen werden, da er sich ausschließlich auf kurzzeitige Grundwasserentnahmen durch einige Hausbrunnen am Rand des NSG sowie lokale Grundwasserabsenkungen im Bereich der Dränagen beschränkt. In der Vergangenheit wurde allerdings durch die Firma *Hochwald* (in Obersteinbeck; Förderung: 65.000-251.000 m<sup>3</sup>/a), durch die Biologische Station (1962-1977: 200-250 m<sup>3</sup>/a; Angabe des Landschaftsverbands Westfalen-Lippe) und vor allem durch den Bergbau des *Westfelds* der *Preussag AG Kohle* (nach SCHMELZER & FLICK 1995 ca. 26 Mio. m<sup>3</sup>/a) Grundwasser im oberflächennahen Bereich entnommen.

Die Wasserstände der oberirdischen Gewässer sind wie die Grundwasserstände von der Neubildung durch Niederschläge sowie dem Grundwasserzu- und -abstrom abhängig. Weiterhin können Oberflächenzu- und -abflüsse eine wichtige Rolle spielen. In der Regel ist die Neubildung für Stillgewässer aufgrund einer höheren Verdunstung geringer als für bewachsene Flächen (Kap. 3.1.4). Zudem ist der absolute Wasserspiegelanstieg aufgrund einer effektiven Porosität von quasi 100 % deutlich geringer als im benachbarten Grundwasserleiter.

Die Grundwasserstände schwanken im NSG zwischen +41,8 m NN und +44,1 m NN und zeigen im Jahresgang einen Anstieg im Winterhalbjahr und einen Abfall im Sommerhalbjahr (Abb. 15). Diese Schwankungen sind in den einzelnen Meßstellen des NSG unterschiedlich stark ausgeprägt. So ist die Jahresamplitude im Bereich der Meerbecke (GWM 6-9) und im Anstrom des EFS (GWM 13, 16 und 23) mit durchschnittlich 0,4 bis 0,5 m vergleichsweise gering. Mit zunehmendem Abstand zu den Vorflutern (GWM 3-5, GWM 11, 12, 14 sowie ML1 und ML2) ist eine Zunahme bis zu 0,8 m zu verzeichnen.

Neben den jahreszeitlichen Schwankungen sind kurzfristige Bewegungen des Grundwasserstands zu beobachten, die einen „nervösen“ Verlauf der Ganglinien zur Folge haben. Hier spiegeln sich einzelne Niederschlagsereignisse bzw. „Trockenperioden“ (z.B. Januar 1997 mit 5 mm Niederschlag) wider. Der Zusammenhang zwischen Grundwasserstand und Niederschlag läßt sich exemplarisch mit Hilfe des auf der Meßstelle GWM 10 installierten Pegelschreibers lückenlos dokumentieren. Bei stärkeren Niederschlagsereignissen (z.B. 06.06.1998: 32 mm) ist innerhalb eines Tages ein Grundwasseranstieg um mehrere Zentimeter (z.B. 0,07 m) zu beobachten (Abb. 16a). Bei einer stärkeren zeitlichen Auflösung (Stundentakt) zeigt sich, daß eine Reaktion auf ein Niederschlagsereignis bereits nach ein bis zwei Stunden deutlich werden kann (Abb. 16b). Diese spontanen Reaktionen sind im wesentlichen auf geringe Sickerzeiten zurückzuführen, die in den geringen Flurabständen und gut durchlässigen Deckschichten ihre Ursache haben.

Die unterschiedlichen Grundwasserneubildungsraten der einzelnen **Untersuchungsjahre** (Kap. 3.1.4) spiegeln sich deutlich im Ganglinienverlauf der Meßstellen wider. So liegen die mittleren Grundwasserstände des Hydrologischen Jahres **1996** (Winterhalbjahr (WH): +42,0 bis +43,1 m NN, Sommerhalbjahr (SH): +42,0 bis +43,0 m NN) generell unter denen der Jahre 1997 und 1998. Das Jahresmaximum wurde im Februar und das Minimum im August beobachtet. Die Halbjahresamplituden sind mit 0,3 (WH) bzw. 0,4 m (SH) verhältnismäßig gering ausgeprägt, was am ausgeglicheneren Ganglinienverlauf sichtbar wird. Offenbar werden die Grundwasserstände weniger durch die GWN als vielmehr durch den lateralen Grundwasserzuström gesteuert.

Für das Hydrologische Jahr **1997** liegen die mittleren Grundwasserstände als Folge der höheren GWN im Winterhalbjahr mit +42,1 bis +43,5 m NN um 0,3 m über den Wasser-

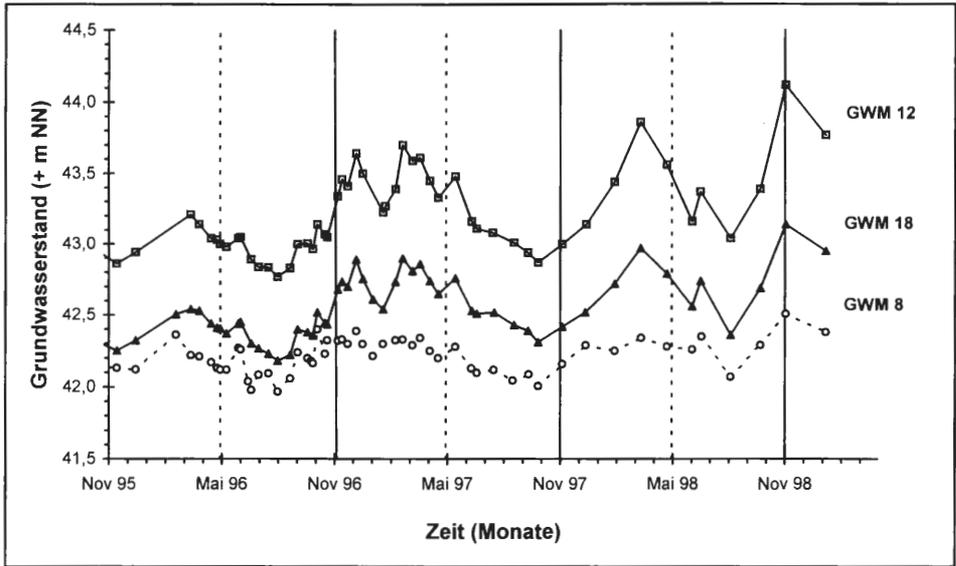


Abb. 15: Grundwasserganglinien ausgewählter Grundwassermeßstellen. Markiert sind die Hydrologischen Halbjahre.

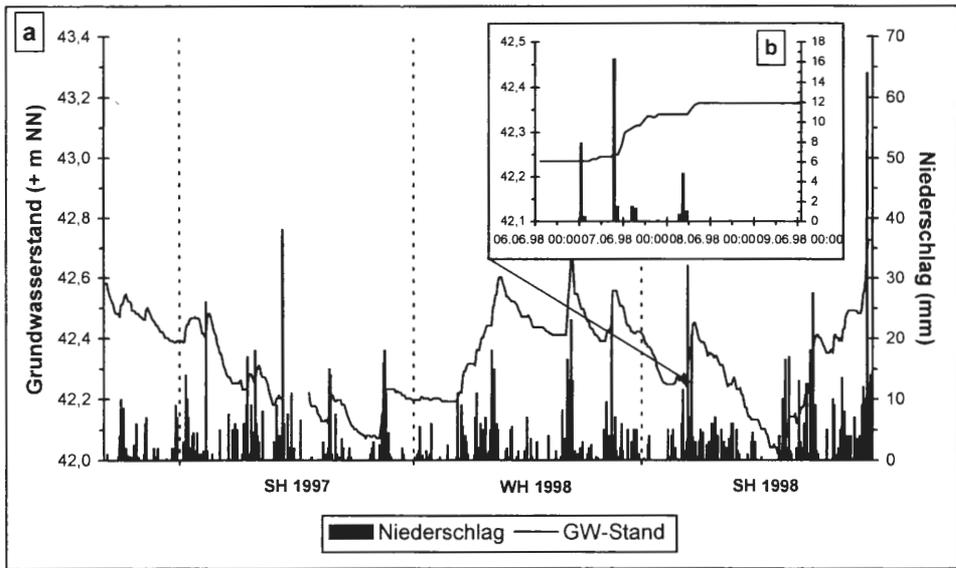


Abb. 16: a) Gegenüberstellung der mittels Pegelschreiber aufgezeichneten Grundwasserstände (GWM 10) und der Tagesniederschläge der  $KSt_{HM}$  vom 03.03.1997 bis zum 15.11.1998. b) Gegenüberstellung der Grundwasserstände der Meßstelle GWM 10 und der an der *Thies*-Station 2 ( $KSt_{T2}$ ) gemessenen Stundenniederschläge für den Zeitraum vom 06.06.1998 bis zum 08.06.1998.

ständen des Winterhalbjahres 1996. Die mittlere Differenz der Sommerhalbjahre (1997: +41,9 bis +43,1 m NN) ist mit 0,1 m geringer, da die GWN nur minimal über der des Jahres 1996 lag. Das Jahresmaximum liegt auch 1997 im Februar. Da bereits Ende des Hydrologischen Jahres 1996 die Auffüllung des Aquifers begonnen hat, bleibt die mittlere Amplitude des Winterhalbjahres mit 0,3 m gering. Auffällig ist ein lokales Minimum im Januar 1997 als Folge der minimalen Januarniederschläge sowie deren Fixierung in Form von Schnee und Eis. Das Jahresminimum wird 1997 am Ende des Hydrologischen Jahres erreicht.

Für das Jahr **1998** liegen die Grundwasserstände des Winterhalbjahres (+42,1 bis +43,4 m NN) - aufgrund einer geringeren GWN - leicht unter denen des Jahres 1997. Im Gegensatz dazu stehen die mittleren Wasserstände des Sommerhalbjahres, die mit +42,1 bis +43,3 m NN deutlich die Werte der vorangehenden Jahre übersteigen. Das Jahresmaximum liegt am Ende des Hydrologischen Winterhalbjahres im März. Da die Auffüllung des Aquifers noch nicht im Sommerhalbjahr 1997 begonnen hat, ergibt sich eine mittlere Amplitude von 0,5 m, die deutlich über denen der Jahre 1996 und 1997 liegt. Im Sommerhalbjahr nimmt der Grundwasserstand dann wieder bis in den August hinein ab. Aufgrund der extrem hohen Sommerniederschläge füllt sich der Aquifer anschließend bis zum Ende des Hydrologischen Jahres wieder auf. Das daraus resultierende zweite Jahresmaximum übersteigt für einige Meßstellen sogar das Wintermaximum vom März 1998. Der extreme Grundwasseranstieg am Ende des Halbjahres bedingt die mit durchschnittlich 0,7 m äußerst hohe Amplitude.

Eine **Trennung des quartären Grundwasserleiters** ist durch eingelagerte Schluff- und Torfschichten belegt. Diese dürften allerdings, auch wenn sie ursprünglich eine durchgehende Schicht gebildet haben, durch die Vielzahl von Erdfällen ein unzusammenhängendes Mosaik bilden. Ob dieses hydraulisch wirksam ist, kann durch einen Vergleich der Grundwasserstände von Multilevel-Brunnen (unteres Meßniveau: 29-30 m unter Geländeoberkante) und benachbarten Rammfiltern (oberes Meßniveau: 0,4-1,4 m unter Geländeoberkante) geklärt werden.

Die Grundwasserstände des unteren und oberen Meßniveaus zeigen einen gleichartigen Trend, wobei die Amplitude der Rammfilter stärker ausgebildet ist. Für die absoluten Werte ergeben sich zeitweise - besonders bei hohen Wasserständen - „Druckunterschiede“ bis zu 0,3 m (RML1/ML1; 22.02.1999). Der Vergleich der zwei Filterniveaus bestätigt die Annahme, daß die eingelagerten Schluff- und Torfschichten - zumindest zeitweise - eine trennende hydraulische Funktion haben. Während für Zeiten mit großer GWN ein verzögerter Druckausgleich zu beobachten ist, wirkt sich in den Sommermonaten eine Grundwasserabsenkung im unteren Grundwasserstockwerk weniger stark aus.

Zur Beschreibung der **großräumigen und langjährigen Grundwassersituation** wurden die Grundwasserstände des NSG mit denen ausgesuchter Meßstellen im An- und Abstrom des NSG verglichen. Als Vergleichsmeßstelle des NSG dient der für das Untersuchungsgebiet - trotz einer starken Abdichtung - repräsentative Attermeyer-Brunnen (BR<sub>A</sub>), für den die längste Meßreihe (seit 1977) vorliegt.

Die Grundwasserstandsganglinie der Meßstelle Te19 (Staatliche Umweltamt Münster, Daten 1962-1998) - mit der längsten Meßreihe - wird hier als Referenzganglinie verwendet. Zur besseren Relativierung bzw. Einschätzung der jeweiligen Jahreswerte aller Meßstellen wurden in einem ersten Schritt für diese Meßstelle die Mittelwerte der Grundwasserstände für die jeweiligen Winter- und Sommerhalbjahre berechnet (Abb. 17). Diese zeigen für die Wintergrundwasserstände 1996 unterdurchschnittlich geringe Wasserstände. Während 1997 mittlere Verhältnisse widerspiegelt, fallen für 1998 die extrem hohen Grundwasserstände des Sommerhalbjahres auf. Letztmals wurden ähnlich hohe Wasserstände Anfang der 1960er Jahre beobachtet. Vergleicht man den Untersuchungszeitraum

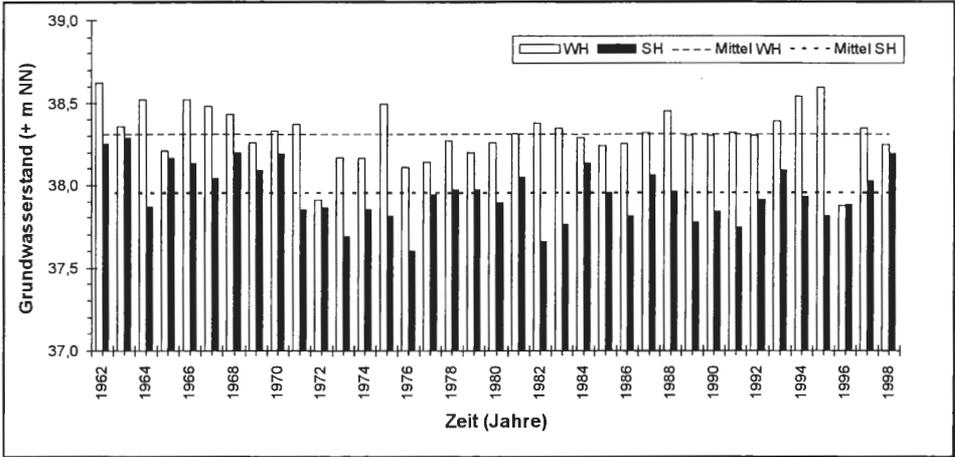


Abb. 17: Mittlere Grundwasserstände der Meßstelle Te19 (STUA Münster) in den Hydrologischen Halbjahren von 1962 bis 1998. Zusätzlich sind die langjährigen Halbjahresmittel markiert.

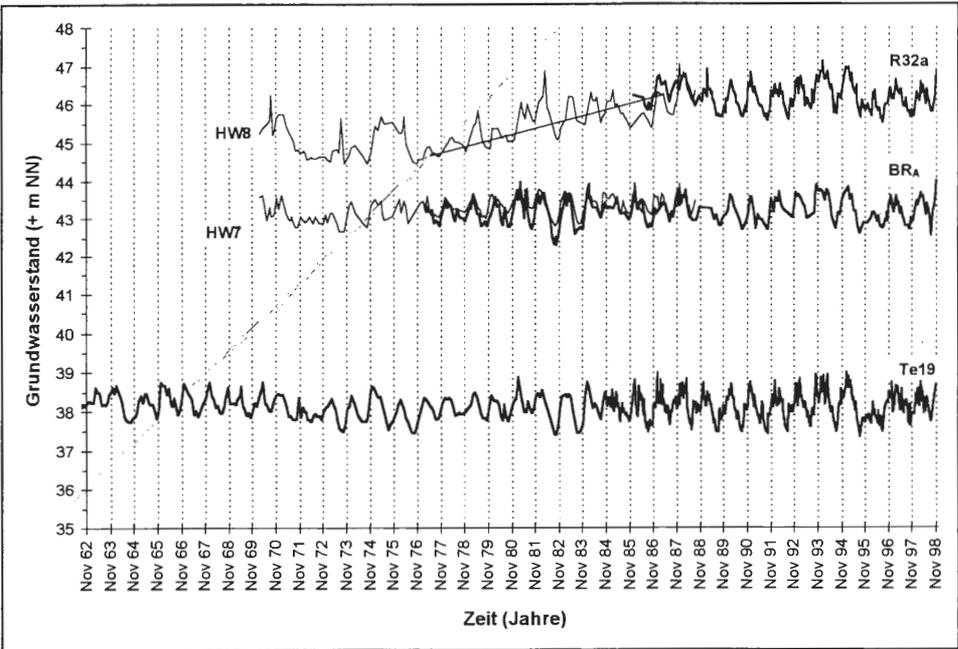


Abb. 18: Ganglinien der im Anstrom des NSG gelegenen Meßstellen R32a (Messungen bis 1988 monatlich, dann vierzehntägig) und HW8 (Messungen ca. monatlich) sowie der im Abstrom gelegenen Te19 (Messungen bis 1985 monatlich, dann wöchentlich). Als Vergleichsmeßstelle des NSG wird der Attermeyer-Brunnen (BR<sub>A</sub>, Messungen ca. monatlich) und ergänzend HW7 (Messungen ca. monatlich) herangezogen. Die Lage der Meßstellen kann den Abb. 5 und 6 entnommen werden. Markiert sind die Hydrologischen Jahre (···).

mit den hohen Grundwasserständen Anfang der 1990er Jahre, zeigen sich Abweichungen für die Winterhalbjahre (Abb. 17). Aus diesem Grund ist der Untersuchungszeitraum, wie bereits für die GWN ausgeführt (Kap. 3.1.4), einer neuen Phase zuzuordnen.

Der Vergleich der Grundwasserganglinien (Abb. 18) und die durchgeführte Korrelationsanalyse zeigen sowohl eine gute Übereinstimmung ( $r = 0,85$ ) zwischen den Grundwasserständen des Attermeyer-Brunnens und der abstromigen Meßstelle Te19 als auch der anstromigen Meßstelle R32a ( $r = 0,90$ ) für den Zeitraum von 1985 bis 1998. Diese Beobachtung zeigt, daß die Wasserstände des NSG keine Sonderstellung einnehmen, sondern der regionalen Charakteristik entsprechen. Eine Besonderheit ergibt sich aber insofern, als Ende der 1970er Jahre bis Ende der 1980er Jahre im Anstrom des NSG eine Störung der Grundwasserverhältnisse zu beobachten ist. Diese äußert sich in Form eines kontinuierlichen Grundwasseranstiegs von über einem Meter westlich des Mittellandkanals (HW8). Östlich des Kanals (HW11) beträgt der Anstieg sogar 3 bis 4 m. Dies deutet darauf hin, daß der Kanal zumindest lokal als hydraulische Barriere wirkt. Primäre Ursache für die ansteigenden Grundwasserstände ist die Einstellung der Wasserhaltungsmaßnahmen auf dem *Westfeld* der *Preussag AG Kohle* (heute: *DSK Anthrazit Ibbenbüren GmbH*).

Wie aus Abb. 18 ersichtlich wird, haben sich bereits Ende der 1980er Jahre die anstromigen Grundwasserverhältnisse weitgehend stabilisiert, doch selbst heute noch werden die hydraulischen Verhältnisse vermutlich großräumig durch die im Untergrund vorhandenen Wasserwegsamkeiten ehemaliger Stollen beeinflusst.

Zur Erfassung der **Grundwassermorphologie** wurden die am 03.06.1998 gemessenen Grundwasserstände in einen Grundwassergleichenplan umgesetzt (Abb. 19), der die mittleren Grundwasserstände widerspiegelt. Das Grundwasser strömt dem NSG mit einem gleichmäßigen Gefälle von  $6,8 \cdot 10^{-3}$  aus SE - dem Einzugsgebiet des Schafbergs - zu. Innerhalb des NSG nimmt der hydraulische Gradient auf  $1,0$  bis  $1,5 \cdot 10^{-3}$  ab. Dieser Effekt beruht unter anderem auf der Zunahme der Aquifermächtigkeit und somit der Transmissivität im Bereich der quartären Rinne (vgl. BAUMGARTNER & LIEBSCHER 1996). Eine wichtige Bedeutung besitzt weiterhin die Vorflutfunktion der Meerbecke, durch die Grundwasser oberirdisch abgeführt wird. Diese Tatsache wird aus der Modellierung mit FEFLOW deutlich, wo es im Abstrom der Meerbecke zu einer Verflachung des Grundwassergefalles kommt (LUBERICHS 1999). Als Folge einer höheren Verdunstung im Bereich der oberirdischen Gewässer spielt auch die geringere GWN innerhalb des NSG eine Rolle.

Der Grundwasserabstrom im NSG erfolgt in zwei Richtungen. Im Erdfallsee-Heideweiher-Gebiet richtet er sich mit einem Gefälle von  $1,3 \cdot 10^{-3}$  nach NW, Richtung Hopstener Aa. Im Bereich des GHM erfolgt der Abfluß hingegen in Richtung der Meerbecke. Dieses unterschiedliche Abflußverhalten ergibt sich durch die Vorflutfunktion der Gewässer. Diese hat die Ausbildung einer Grundwasserscheide zwischen GHM und EFS zur Folge. Neben den größeren Stillgewässern wirken auch die Kolke, die Meerbecke sowie die Dränagegräben lokal als Vorfluter.

Die größeren **Stillgewässer** des Naturschutzgebietes besitzen heute keine bedeutenden Oberflächenzuflüsse mehr. Die noch existierenden Abflüsse von EFS und GHM haben die Ausbildung eines künstlichen Abflußregimes vom HW ( $\emptyset = +43,3$  m NN) über den EFS ( $\emptyset = +42,9$  m NN) und das GHM ( $\emptyset = +42,2$  m NN) in Richtung des KHM ( $\emptyset_{\text{Einzelwerte}} = +41,6$  m NN) zur Folge.

Die Seewasserstände des **Großen Heiligen Meeres** werden durch den Abfluß auf einem mittleren Niveau von ca.  $+42,2$  m NN gehalten. Lediglich in den Sommermonaten kann der Seewasserstand unter das Abflußniveau (bis  $+42,0$  m NN) fallen, so daß auch der Umlaufgraben trocken fällt. Kurzzeitig war im Zuge von Starkregenereignissen ein Anstieg von maximal  $0,3$  m (01.-03.10.1993) über den mittleren Wasserspiegel zu ver-

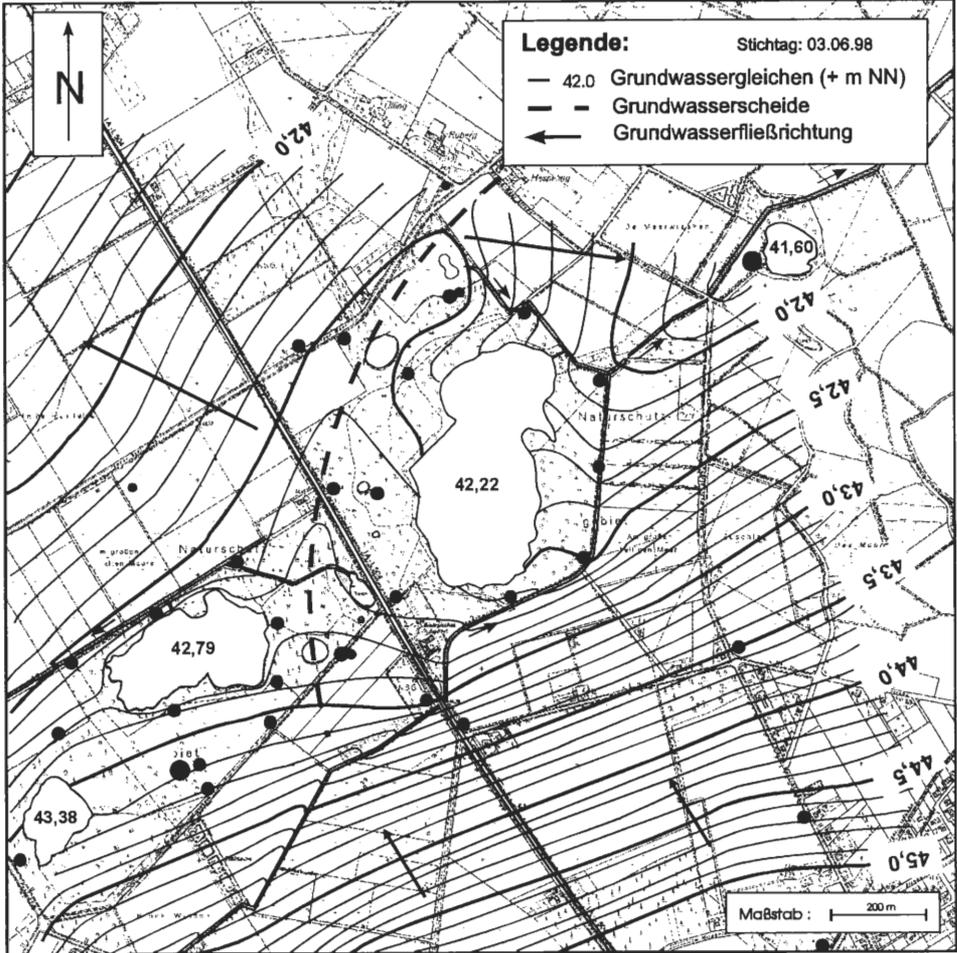


Abb. 19: Grundwassergleichenplan vom 03.06.1998 für das Untersuchungsgebiet. (Darstellung auf der Grundlage der Deutschen Grundkarte 1:5.000 des Landes NRW mit Genehmigung des Landesvermessungsamtes NRW vom 03.07.2000, Az: S 1281/2000.)

zeichnen (Abb. 20). Insgesamt zeigt die Ganglinie, bedingt durch den Oberflächenabfluß, jedoch nur eine schwach ausgeprägte jahreszeitliche Amplitude von durchschnittlich 0,2 m.

Für die drei Hydrologischen Jahre des Untersuchungszeitraums ist ebenfalls ein generell ausgeglichener Verlauf dokumentiert. Eine Ausnahme ergibt sich aus den extremen Niederschlägen im Oktober 1998, die einen kurzfristigen Seespiegelanstieg bis auf ein Niveau von +42,4 m NN zur Folge hatten. Aufgrund der bestehenden Abflußverhältnisse können sich Jahresvergleiche ausschließlich auf einen Abgleich der Minima beziehen. Diese zeigen mit Werten von +42,13 bis +42,15 m NN, die somit etwa das langjährige Mittel ( $\bar{\varnothing} = +42,12$  m NN) repräsentieren, allerdings keine deutlichen Unterschiede.

Für die seit 1983 aufgenommene Beobachtungsreihe ist kein genereller Trend erkennbar. Jahresunterschiede ergeben sich im wesentlichen aus dem Verhältnis von Niederschlag und Verdunstung. Als die Meerbecke noch durch das GHM floß, sahen die Verhältnisse allerdings anders aus, wie die Messungen von KRIEGSMANN (1938) für die Jahre 1935 und

1936 zeigen (Abb. 20). Die Ganglinie zeigt einen unruhigen Verlauf ( $\Delta_{1936} = 0,5 \text{ m}$ ), der den allgemeinen Jahresgang mit geringen Wasserständen im Sommerhalbjahr und hohen Wasserständen im Winterhalbjahr stark überlagert.

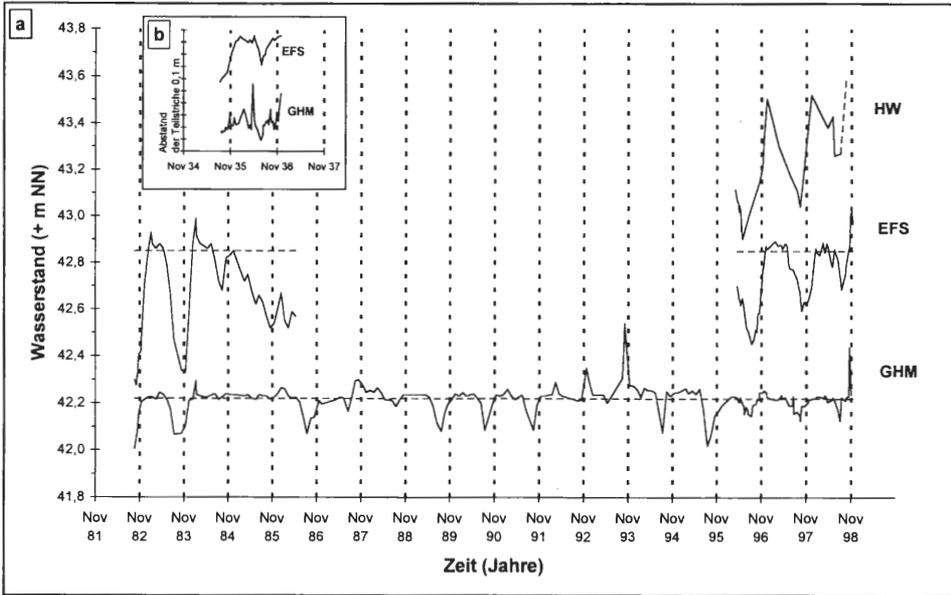


Abb. 20: a) Seespiegelganglinien des HW, des EFS und des GHM für den Zeitraum von 1983 bis 1998. b) Relative Seewasserstände des GHM und EFS aus den Jahren 1935/1936 nach KRIEGSMANN (1938) bzw. BUDE (1942). Markiert sind die Hydrologischen Jahre (---).

Im Gegensatz zum GHM ist für den **Erdfallsee** ein ausgeprägter jahreszeitlicher Wasserstandsverlauf erkennbar. Bei hohen Wasserständen wird der Seewasserspiegel allerdings durch den Seeabfluß auf ca. +42,9 m NN reguliert.

Die Witterungsbedingungen im Untersuchungszeitraum spiegeln sich im Gegensatz zu den Wasserständen des GHM deutlich in den Sommerminima wider. So liegt das Minimum 1996 mit +42,5 m NN unter denen von 1997 (+42,6 m NN) und 1998 (+42,7 m NN).

Frühere Messungen aus den Jahren 1935/1936 (BUDE 1942) zeigen einen ähnlichen Verlauf (Abb. 20). Diese Beobachtung läßt vermuten, daß die Verlegung des Abflusses zu keiner grundsätzlichen Veränderung der Abflußverhältnisse geführt hat. Demgegenüber steht die Beobachtung von LOTZE (1951), der einen Wasserspiegelunterschied zwischen EFS und GHM von 0,2 m angibt. Heute liegt dieser bei durchschnittlich 0,5 m. Demnach ist es doch zu einer Veränderung der Verhältnisse gekommen. Verantwortlich dafür könnte eine Senkung des GHM-Abflusses und/oder eine Erhöhung des EFS-Abflusses sein.

Für den **Heideweiher** sind die Wasserstandsschwankungen mit über 0,4 m am ausgeprägtesten, da das Gewässer hier nur bei absoluten Spitzenwasserständen über ein Dränagesystem entwässert. Die Minima der einzelnen Jahre spiegeln, wie auch beim EFS, die unterschiedlichen Witterungsbedingungen während des Untersuchungszeitraums wider.

Die Wasserstände der sechs untersuchten **Kolke** (K 2 bis 7) bewegen sich während des Beobachtungszeitraums in einem Intervall von +42,0 bis +43,7 m NN (Abb. 21). Dabei ergibt sich das jeweilige Niveau aus der Position innerhalb der Grundwasserlandschaft. Vom Grundwasser isolierte Gewässer bleiben davon ausgenommen.

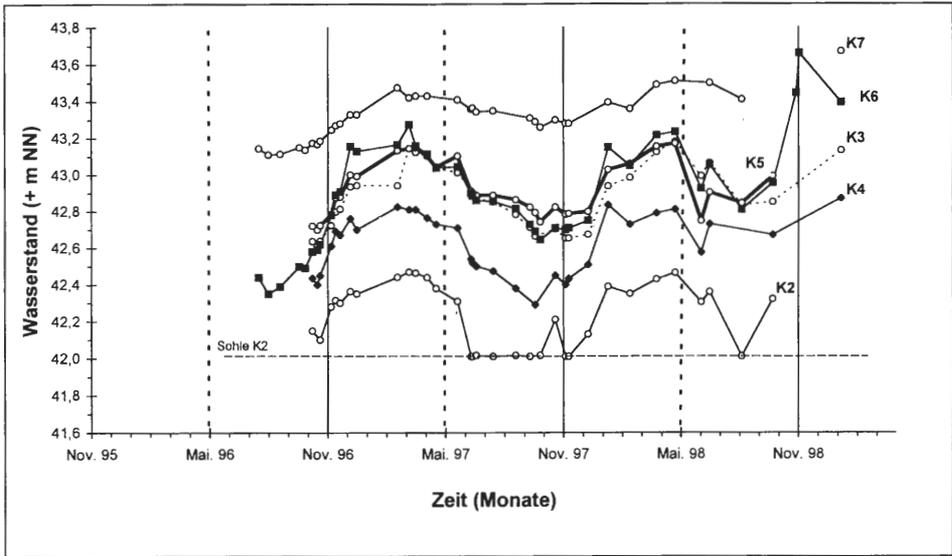


Abb. 21: Wasserstände der Kolke K2 bis 7 innerhalb des Untersuchungszeitraums. Markiert sind die Hydrologischen Halbjahre.

Die untersuchten Kleingewässer zeigen alle einen typischen jahreszeitlichen Gang. Während der Sommermonate fiel der Kolk K2 vollständig und zeitweise auch die Pegelratten der Kolke K3 und K4 trocken. Auffällig sind die unterschiedlich stark ausgebildeten Wasserstandsschwankungen (0,2 - 0,6 m). Da die Kolke oberflächlich sowohl zu- als auch abflußlos sind und der Niederschlag für alle Gewässer als annähernd gleich angenommen werden kann, ergeben sich die unterschiedlichen Amplituden ausschließlich durch Unterschiede in der Verdunstung und dem Grundwasserzu- bzw. -abstrom. Am auffälligsten ist die Ganglinie des K7, deren Amplitude mit durchschnittlich 0,2 m relativ gering ausgebildet ist. Unter Berücksichtigung des Niveauunterschieds von bis zu 0,8 m zu dem nur einige Meter entfernten Kolk K6 liegt die Vermutung nahe, daß das Gewässer K7 keinen Kontakt zum Grundwasser besitzt und somit ausschließlich durch Niederschläge gespeist wird.

Die Minima der Kolke sind wie für den HW und den EFS 1996 am niedrigsten und 1998 am höchsten. Die Unterschiede zwischen den Winterhöchstständen der Jahre 1997 und 1998 sind wie für die Grundwasserstände zu vernachlässigen.

Die Ganglinien der **Fließgewässer** sind von einem nur schwach entwickelten jahreszeitlichen Gang geprägt, da die Wasserstände in erster Linie von einzelnen Niederschlagsereignissen gesteuert werden und deren Verteilung für die einzelnen Halbjahre ähnlich ist. Da der Wasserstand nur an einzelnen Stichtagen gemessen wurde, ließen sich Extremzustände nur zufällig erfassen.

Die beiden Ganglinien der **Meerbecke** (Mb1 und Mb2) zeigen einen kongruenten Verlauf. Das Gefälle zwischen den beiden Meßpunkten schwankt zwischen  $7,6 \cdot 10^{-4}$  und  $9,6 \cdot 10^{-4}$ . Die jeweiligen Wasserstandsschwankungen sind am Meßpunkt Mb2 stärker als am Meßpunkt Mb1 ausgeprägt (Abb. 22). Diese Beobachtung deutet auf einen höheren Wasserzutritt auf der Fließstrecke zwischen Mb1 und Mb2 als im Anstrom des NSG hin. Dabei dürfte die Abflußmenge des GHM (Kap. 3.1.2) von entscheidender Bedeutung sein.

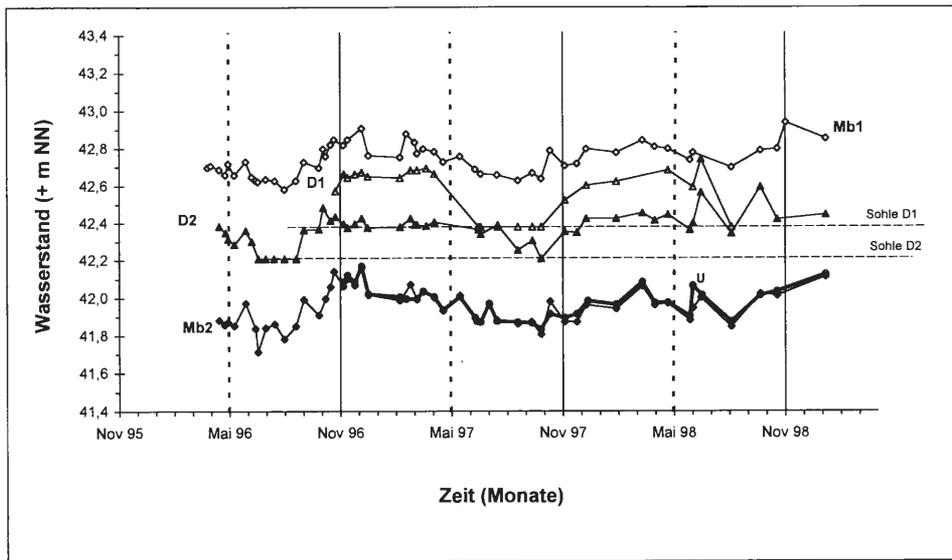


Abb. 22: Wasserstände der Fließgewässer während des Untersuchungszeitraums. Markiert sind die Hydrologischen Halbjahre.

Die **Dränage** (D) nördlich des EFS entsteht im Gegensatz zur Meerbecke im NSG (Kap. 1.2.2). Sie wird durch Grundwasser und zeitweise durch Oberflächenwasser aus dem K8, dem EFS und der Dränage der Attermeyerwiese gespeist. Die Wasserführung ist ganzjährig gering; häufig fällt der obere Abschnitt der Dränage und zeitweise auch der untere trocken. Das Gefälle auf der Fließstrecke zwischen den Meßpunkten D1 und D2 ist mit  $2,9 \cdot 10^{-4}$  im Mittel äußerst gering.

### 3.2.2 Durchlässigkeitsbeiwert und nutzbare Porosität

Der Durchlässigkeitsbeiwert  $k_f$  wurde zum einen mit Hilfe der Siebanalysen bestimmt, zum anderen kamen hydraulische Tests im Gelände zur Anwendung. Die aus den Siebanalysen ermittelten Werte berücksichtigen nicht die Lagerungsverhältnisse im Untergrund, ermöglichen stattdessen aber eine tiefengenaue Unterscheidung unterschiedlich stark durchlässiger Schichten im Bohrprofil.

Wie bereits in Kapitel 1.2.1 herausgestellt, ist das Sediment im Aquiferabschnitt I relativ einheitlich ausgebildet, was durch die nach BEYER ermittelten  $k_f$ -Werte bestätigt wird (Abb. 23). In den von den Bohrungen GWM 1 bis 23 erfaßten oberen 10 m des Grundwasserleiters schwanken die Werte in einem engen Intervall von  $2,0 \cdot 10^{-5}$  bis  $2,0 \cdot 10^{-4}$  m/s mit  $7,7 \cdot 10^{-5}$  m/s als gewogenem Mittel. Dabei sind die in den oberen 4 m mit  $1,2 \cdot 10^{-4}$  m/s ( $\emptyset$ ) gemessenen Werte um eine halbe Potenz höher als die der darunter anstehenden Sande ( $\emptyset = 5,1 \cdot 10^{-5}$  m/s). Diese Beobachtung belegt den bereits in Kapitel 1.2.1 angesprochenen Sedimentationswechsel.

Nach DIN 18130-1 (1989) sind die Sedimente im Aquiferabschnitt I als „durchlässig“ bzw. in den oberen Metern sogar als „stark durchlässig“ einzustufen. Eine Ausnahme bilden die Niedermoortorfe der Meerbeckeniederung, deren Durchlässigkeitsbeiwert nach MÜLLER (1997) unter Berücksichtigung des entsprechenden Substanzvolumens und Zersetzungsgrades mit  $5,8 \cdot 10^{-7}$  m/s angegeben werden kann.

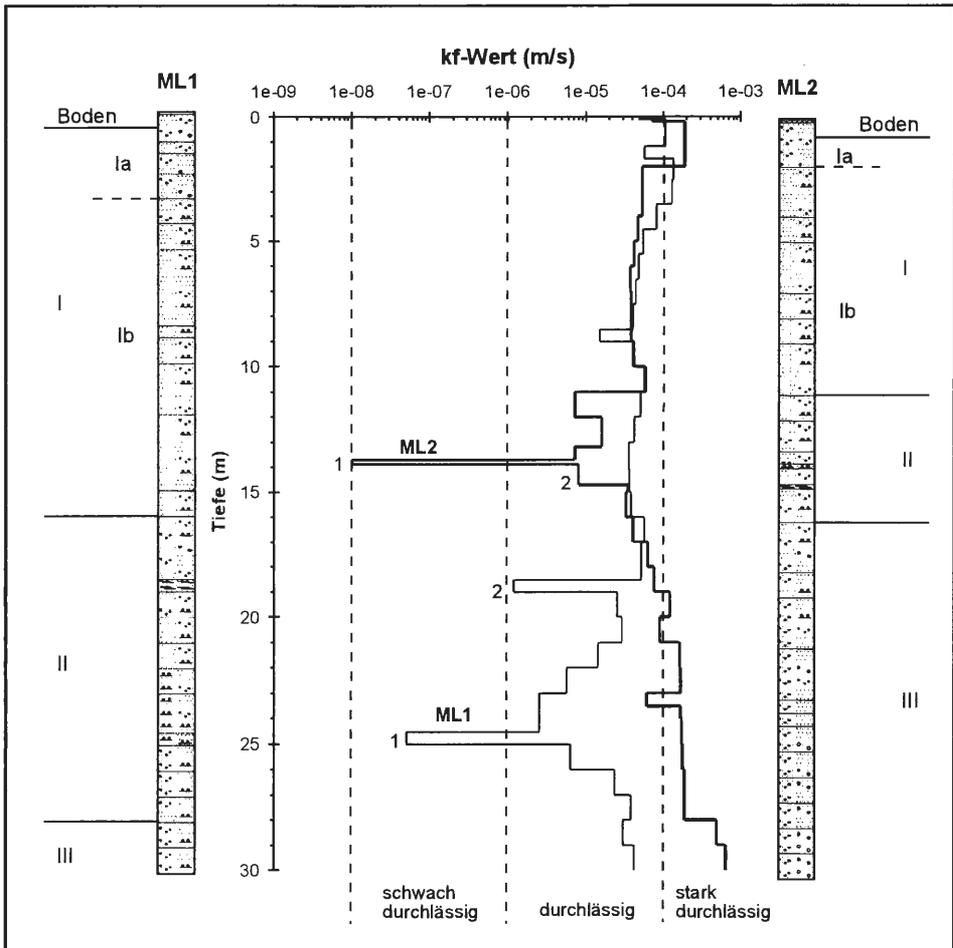


Abb. 23:  $k_f$ -Wert-Verteilung (nach BEYER 1964) der Multilevel-Brunnen ML1 und 2 aus Siebanalysen. Für die Schluff-Bodenproben (1) sind Orientierungswerte angegeben, die sich aus dem Vergleich verschiedener Typkurven ergeben (PRINZ 1991). Für die organogenen Schichten (2) wurden Orientierungswerte von MÜLLER (1997) herangezogen, die die Torfart, die Zersetzungsstufe und das Substanzvolumen berücksichtigen. Zur Bewertung der ermittelten  $k_f$ -Werte sind die Intervalle der Durchlässigkeitsbezeichnungen nach DIN 18130-1 (1989) durch gestrichelte Linien markiert.

Die Wechsellagerungen im Aquiferabschnitt II bedingen deutliche Durchlässigkeitsunterschiede von  $1 \cdot 10^{-8}$  m/s (Orientierungswert für Schluff nach PRINZ 1991) bis  $5,8 \cdot 10^{-5}$  m/s. Im Aquiferabschnitt III nimmt der  $k_f$ -Wert im ML2 zur Basis hin auf  $6,4 \cdot 10^{-4}$  m/s zu, so daß dieser grobkörnige Bereich als „stark durchlässig“ zu bezeichnen ist.

Die anhand der Bohrlochtests nach HÖLTING (1996) und SCHULER (1973) ermittelten  $k_f$ -Werte liegen im Mittel mit  $3,1 \cdot 10^{-5}$  bzw.  $2,5 \cdot 10^{-5}$  m/s eine halbe Potenz unter den mittels Siebanalyse ermittelten Werten, sind aber ebenfalls als durchlässig einzustufen. Unterschiede können sich aus den bei den Siebanalysen nicht berücksichtigten Lagerungsverhältnissen innerhalb des Aquifers ergeben. Andererseits bedingen Alterungsprozesse der Meßstellen, wie z.B. Verockerung und Versandung, anscheinend geringere Durchlässigkeiten des Aquifers.

Neben den  $k_f$ -Werten läßt sich auch die **effektive Porosität** aus den Siebanalysen ermitteln. Für die Bohrungen GWM 1 bis 23 ergibt sich für den oberen Aquiferabschnitt bei mittlerer Lagerung eine durchschnittliche effektive Porosität von ca. 29 %. Damit liegt der Wert oberhalb des maximalen Durchschnittswerts für Fein- bis Mittelsande, für die HÖLTING (1996) eine effektive Porosität von 10 bis 25 % angibt. Der hier ermittelte Wert scheint somit leicht erhöht. Die effektive Porosität innerhalb der Multilevel-Brunnen schwankt erwartungsgemäß stark. Sie erreicht im groben Basalbereich des ML2 Werte bis 31 %, während die feinkörnigen Schluffschichten beider Meßstellen eine nutzbare Porosität von ca. 2 % aufweisen. Für Moorböden gibt der DVWK (1996b) einen Wert von 20 % an.

### 3.2.3 Abstandsgeschwindigkeit und vertikale Fließgeschwindigkeit

Die Grundwasserbewegung setzt sich aus einer Vertikal- und einer Horizontalkomponente zusammen (Abb. 24). Dabei wird die vertikale Bewegung durch den Zutritt von Sickerwasser über die Grundwasseroberfläche gesteuert. Die horizontale Bewegung wird hingegen durch das Wasserleitvermögen der Sohlschicht des Aquifers bestimmt.

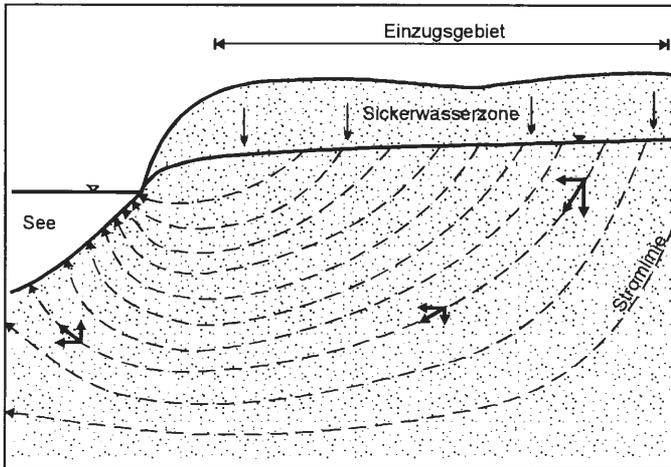


Abb. 24: Schemadarstellung des Grundwasserfließsystems (nach KLUGE & FRÄNZLE 1992).

Die **horizontale Fließgeschwindigkeit** wird hier als Abstandsgeschwindigkeit  $v_a$  angegeben. Im Anstrom des NSG liegt sie unter Berücksichtigung eines aus den Siebanalysen und den hydraulischen Tests gemittelten  $k_f$ -Werts von  $5,3 \cdot 10^{-5}$  m/s und einer effektiven Porosität von 25 % (nach HÖLTING 1996) unabhängig von der Jahreszeit im Durchschnitt bei 20 m/a.

Innerhalb des NSG nehmen die Fließgeschwindigkeiten deutlich ab. Während sie für die Attermeyerwiese abhängig von der Jahreszeit und dem Untersuchungsjahr unter Berücksichtigung des gemittelten  $k_f$ -Werts ( $5,3 \cdot 10^{-5}$  m/s) zwischen 13 und 19 m/a als Halbjahresmittel schwanken, erreichen sie für das Gelände nordwestlich des GHM nur Geschwindigkeiten von 4 bis 8 m/a.

Die **vertikale Fließgeschwindigkeit** kann unter anderem über die Eindringtiefe verschiedener Tracer bestimmt werden. Als Tracer bieten sich Umweltrisotope wie z.B. Tritium an. Für dieses Isotop können bestimmten Konzentrationen relativ genaue Infiltrationszeitpunkte zugeordnet werden. Im Vorgriff auf Kapitel 3.4 muß an dieser Stelle auf ein Ergeb-

nis der Isotopenuntersuchung Bezug genommen werden, um zu einer plausiblen Bestimmung der vertikalen Filtergeschwindigkeit zu gelangen.

Berücksichtigt man die für das Untersuchungsgebiet gemessenen Isotopengehalte, ergeben sich vertikale Bewegungen von ca. 0,5 m/a bis in eine Tiefe von 15 m, wobei die vertikale Fließgeschwindigkeit mit zunehmender Tiefe abnimmt. Weiterhin führen schwer durchlässige Schichten zu einer Geschwindigkeitsreduktion bzw. sogar einer Unterbindung der vertikalen Wasserbewegung. Im Bereich von oberirdischen Gewässern kann sich die Bewegungsrichtung umkehren, so daß tieferes Grundwasser wieder an die Oberfläche gelangt. Diese Zusammenhänge wurden durch die Modellierung mit FEFLOW bestätigt (LUBERICHS 1999).

### 3.2.4 Teileinzugsgebiet des NSG Heiliges Meer

Unter Berücksichtigung der ermittelten Fließgeschwindigkeiten (Kap. 3.2.3) und der maximalen Gewässertiefe von ca. 10 m wird das NSG Heiliges Meer nach konservativem Rechenansatz durch einen ca. 200 bis 600 m breiten Streifen des südöstlich gelegenen landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebietes beeinflusst (Abb. 25). Niederschläge, die außerhalb dieser Zone zur GWN beitragen, unterströmen das NSG in einer Tiefe > 10 m.

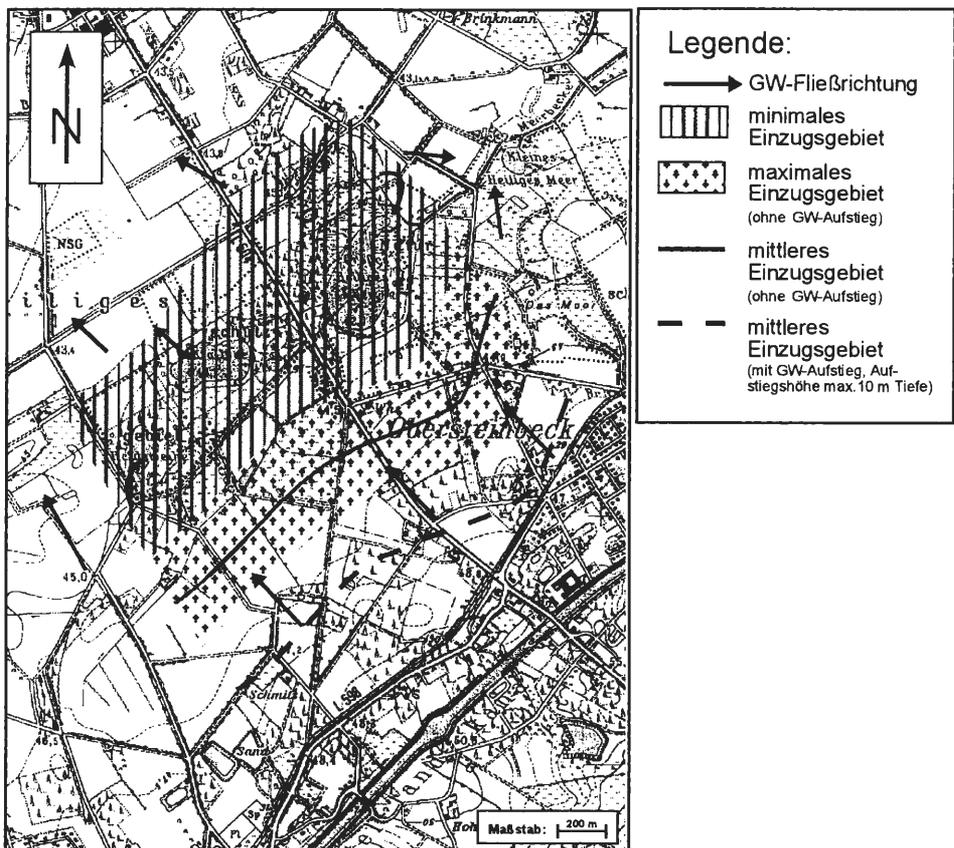


Abb. 25: Grundwassereinzugsgebiet für das oberflächennahe Grundwasser und die Oberflächengewässer des NSG Heiliges Meer.

Sofern es jedoch zu einem Grundwasseraufstieg aus tieferen Bereichen infolge der Vorflutfunktion der Seen kommt, ist z.B. bei einer Aufstiegstiefe von ca. 10 m mit einem Einflußbereich von ca. 800 m im Mittel zu rechnen, insofern es zu einer Unterströmung der Meerbecke kommt.

Das berechnete Teileinzugsgebiet berücksichtigt ausschließlich die Strömungsdynamik. Auf Transportvorgänge übertragen, entspräche das einem rein advektiven Transport. Molekulare Diffusion, Dispersion, Adsorption sowie chemische und biochemische Reaktionen bleiben unberücksichtigt (KINZELBACH & RAUSCH 1995). Weiterhin bleibt auch die Vorflutfunktion der Meerbecke unberücksichtigt.

### 3.2.5 Ergebnisse der Grundwassermodellierung

Ziel der von LUBERICHS (1999) mit FEFLOW durchgeführten Modellierung ist es, den Grundwasserstrom im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ dreidimensional zu modellieren. Ein solches Modell hilft die hydrogeologische Situation des Untersuchungsgebietes zu verstehen und Meßergebnisse theoretisch zu untermauern.

Aufbauend auf einem stationären Modell wurde ein instationäres Modell erstellt. Zur Eichung des stationären Modells wurden die Grundwasserstände von November 1996 herangezogen. Diese repräsentieren allerdings keine mittleren Verhältnisse, sondern extrem trockene Bedingungen. Das instationäre Modell stützt sich auf das Hydrogeologische Beispieljahr 1997.

Ein Vergleich zwischen errechneten und gemessenen Ganglinien zeigt für die errechneten Wasserstände gegenüber den gemessenen deutlich niedrigere Werte. Diese Beobachtung macht Unstimmigkeiten im Modell, die auf zu hohe  $k_f$ -Werte oder einen zu niedrigen Zufluß zurückzuführen sind, deutlich. Neben der Ganglinienanalyse wurden Grundwasserisolinien, ein particle tracking sowie eine Budgetierung des Grundwasserflusses durchgeführt.

Aufgrund der nicht eindeutigen Eichung des Modells sind die Modellergebnisse z.T. fraglich. Das Modell kann somit nur einen groben Anhaltspunkt zur Situation im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ liefern. Dennoch konnte die mittels Grundwassergleichen ermittelte Grundwasserfließrichtung durch das Modells bestätigt werden. Auch ein Aufsteigen von Grundwasser im Bereich der Vorfluter konnte belegt werden. Die Vorflutfunktion der Meerbecke kann nach dem Modell allerdings stärker als vermutet angenommen werden.

Um ein eindeutiges hydrogeologisches Bild zu erlangen, müssen weitere Eingabeparameter und Randbedingungen geschaffen werden. Dazu zählen Angaben zur Durchlässigkeit und Dicke der Kolmationsschichten der oberirdischen Gewässer und zur Aquiferbasis. Zudem sind langjährige Mittelwerte bzw. Daten mit einheitlichem Zeitbezug nötig. Grundsätzlich ist die Einpassung des Modells in das großräumige Strömungsbild wünschenswert.

## 3.3 Grund- und Sickerwasserbeschaffenheit

### 3.3.1 Einleitung

In den folgenden Kapiteln werden die Ergebnisse der hydrochemischen Untersuchungen nach fachlich-inhaltlichen Kriterien zusammengefaßt und z.T. parameterübergreifend dargestellt.

Mit dem Ziel einer besseren Interpretierbarkeit der hydraulischen Zusammenhänge im Untersuchungsgebiet werden vorab die Ergebnisse (Minimum - Mittelwert - Maximum)

der tiefenabhängigen Parameter Grundwassertemperatur und Kaliumpermanganatverbrauch separat vorgestellt (Kap. 3.3.2). Die übrigen Parameter werden im Anschluß daran in den drei im folgenden genannten, z.T. miteinander verknüpften Unterkapiteln besprochen:

- Elektrische Leitfähigkeit und Hauptinhaltsstoffe (Kap. 3.3.3),
- Grundwassermilieu und milieuabhängige Parameter (Kap. 3.3.4),
- zeitliche Veränderung der Grundwasserbeschaffenheit (Kap. 3.3.5) und
- abschließend werden die Ergebnisse der Lysimeteruntersuchungen vorgestellt (Kap. 3.3.6).

In Kapitel 3.3.2 bis 3.3.4 wird vorwiegend anhand der statistischen Ergebnismittelwerte ein Überblick über die Grundwasserbeschaffenheit innerhalb des NSG gegeben. Die Mischwasserproben der GWM verdeutlichen die Qualitätsunterschiede in der Fläche, während die Multilevel-Brunnen zusätzlich tiefenspezifische Aussagen für zwei Standorte ermöglichen.

Um den Vergleich der einzelnen GWM untereinander im Text zu erleichtern, werden sie zu einzelnen standortspezifischen Gruppen zusammengestellt (Tab. 7).

Zeitliche Veränderungen der Beschaffenheit innerhalb des Untersuchungszeitraums werden in Kapitel 3.3.5 exemplarisch für bestimmte Fragestellungen in Form von Ganglinien vorgestellt. Da die über den Beobachtungszeitraum von ca. 2 1/2 Jahren gewonnenen hydrochemischen Daten nur Aussagen über kurzfristige bzw. jährliche Veränderungen des Grundwasserchemismus liefern, werden z.T. weitere Meßergebnisse verschiedener Diplom- und Examensarbeiten aus den Jahren 1993 bis 1995 hinzugezogen (HASSE 1994, HOFMANN 1995, MACHARACEK 1996, NIEHAUS 1996, STORM 1996). Zudem ermöglichen die ersten Messungen an den GWM von PUST (1993; Untersuchungen: Januar bis Juli 1992) sowie die Untersuchungen am ehemaligen Hausbrunnen der Biologischen Station (März 1962 bis Juni 1977) ergänzende Rückschlüsse auf zeitliche Veränderungen der hydrochemischen Verhältnisse.

Tab. 7: Standortspezifisch zusammengestellte Meßstellengruppen. Außerdem werden die in den Diagrammen verwendeten Symbole angegeben.

Gruppe	Lage	Symbol	GWM
A	Kontaktzone Acker	+	4, 5, 10, 11, 12
B	Kontaktzone Landstraße L504	□	2, 3
C	Kontaktzone Meerbecke	■	6, 7, 8, 9
D	Kontaktzone EFS / HW im GW-Anstrom	◇	13, 15, 16
E	offene Flächen des NSG (Heide und Grünland)	○	14, 21, 22
F	Kontaktzone EFS / HW im GW-Abstrom	●	17, 19, 20

### 3.3.2 Grundwasserbeschaffenheit als Hinweis auf hydraulische Gegebenheiten

Die durchgeführten Untersuchungen belegen die Beeinflussung der **Grundwassertemperatur** durch Vegetation, Untergrundmaterial, Fließgeschwindigkeiten und Grundwasserneubildung im oberflächennahen Bereich.

Zwar schwanken die Mittelwerte für die **GWM** in einem relativ engen Intervall von 8,7 bis 10,4 °C ( $\bar{\varnothing} = 9,5$  °C), jedoch können große Unterschiede für die absoluten Meßwerte bzw. für die Amplituden der einzelnen GWM beobachtet werden (Abb. 26).

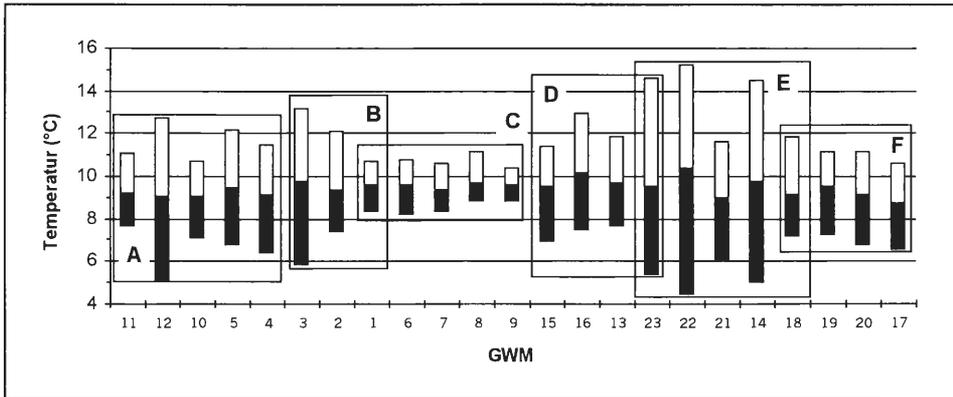


Abb. 26: Schwankungsbereich (Minimum, Mittelwert und Maximum) der Grundwassertemperatur in den untersuchten Grundwässern der nach Gruppen sortierten GWM.

Entlang der Meerbecke (Gruppe C) sind die Schwankungen mit durchschnittlich 2,2 °C am geringsten. Aber auch für die im Ab- und Anstrom des EFS bzw. HW gelegenen GWM (Gruppe D und F; Ausnahme: GWM 23) zeichnen sich durch relativ geringe Temperaturschwankungen (3,9-4,7 °C) aus. Demnach machen sich die jahreszeitlichen Temperaturschwankungen kaum bemerkbar.

Die Grundwässer der Meßstellen GWM 14, 22 und 23 (Gruppe E) weisen mit durchschnittlich 9,8 °C die ausgeprägtesten Amplituden auf. Durch eine erhöhte Grundwasserneubildungsrate und geringe Aufenthaltszeit in der ungesättigten Zone wirkt sich dort das in den Untergrund eindringende Sickerwasser erwärmend bzw. abkühlend auf das Grundwasser aus (s. auch GWM 3). Weiterhin spielt die Vegetation eine entscheidende Rolle, da unter Grünland bzw. Heide die Temperaturschwankungen größer sind als unter Wald (KAPPELMEYER 1968). Damit lassen sich vermutlich auch die weniger stark ausgeprägten Schwankungen der GWM 21 erklären, die in unmittelbarer Waldnähe positioniert ist.

Ebenfalls bemerkenswert sind die Grundwassertemperaturen im Bereich der landwirtschaftlichen Nutzflächen. Grundsätzlich würde man für Ackerflächen aufgrund der guten Durchlässigkeiten durch die Bodenbearbeitung, der hohen GWN und der Vegetation mit ausgeprägten Amplituden rechnen. Dies konnte aber nur für die GWM 12 ( $\Delta = 7,6$  °C) beobachtet werden. Die Meßstellen GWM 10 und 11 zeigen mit Amplituden von 3,6 bzw. 3,4 °C das Gegenteil.

**Tiefendifferenzierte Aussagen** zur Grundwassertemperatur lassen sich mit Hilfe der Kabellichtlot-Messungen für alle untersuchten Meßstellen machen; umgesetzt wurden die gewonnenen Ergebnisse in Chronoisoplethendiagramme. Diese zeigen für die beiden Multilevel-Brunnen einen Einfluß der Lufttemperatur auf den oberen Aquiferabschnitt mit hohen Temperaturen in den Sommermonaten und niedrigen in den Wintermonaten (Abb. 27). Die Abnahme der Temperaturamplitude mit der Tiefe und die damit einhergehende Phasenverschiebung ist deutlich zu erkennen. Unterhalb von 10 m schwanken die Temperaturen nur noch um weniger als 1 °C mit durchschnittlich 9,7 bis 10,0 °C. Die Grundwassertemperaturen der „indifferenten Zone“ liegen leicht über dem langjährigen Mittel der Lufttemperatur (ca. 9,2 °C).

Die Tiefenprofile der Multilevel-Brunnen zeigen im Vergleich zueinander geringe Unterschiede. So reicht der Einfluß der Lufttemperatur im Sommer im ML1 tiefer als der im Winter, während es sich für den ML2 genau umgekehrt verhält.

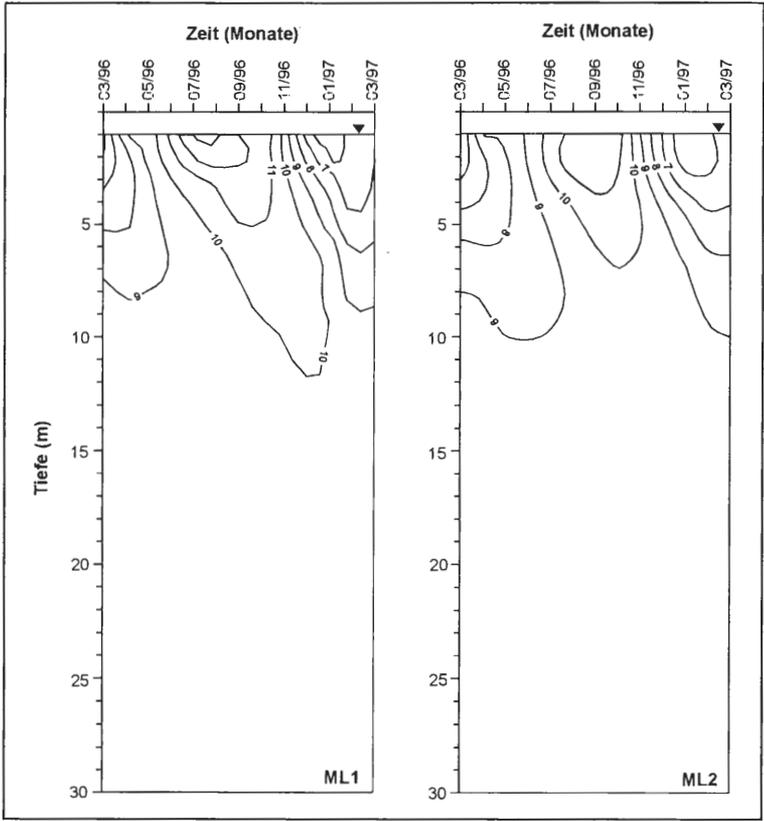


Abb. 27: Chronoisoplethendiagramm der Grundwassertemperatur der Multilevel-Brunnen für den Zeitraum von März 1996 bis März 1997 (Messungen meterweise im Zentralrohr).

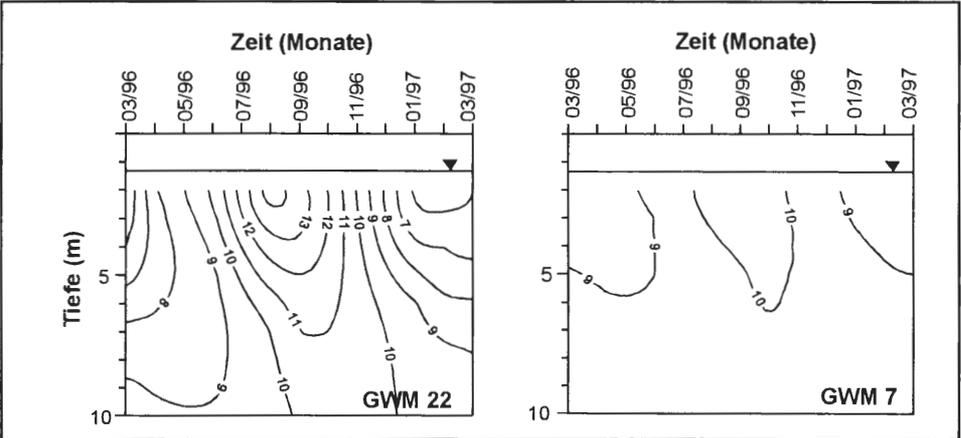


Abb. 28: Chronoisoplethendiagramm der Grundwassertemperatur der Meßstellen GWM 7 und 22 für den Zeitraum von März 1996 bis März 1997 (Messungen meterweise).

Größere Unterschiede sind für die **GWM** zu beobachten. Exemplarisch seien hier die Extremverhältnisse der Meßstellen GWM 7 (geringe Amplitude) und 22 (hohe Amplitude) vorgestellt (Abb. 28). Ein sichtbarer Einfluß der Lufttemperatur ist für die GWM 7 nur bis in eine Tiefe von ca. 6 m zu beobachten, darunter schwankt die Grundwassertemperatur nur noch um weniger als 1 °C. Demgegenüber zeigen die Meßwerte der Meßstelle GWM 22 ähnliche Verhältnisse wie die Multilevel-Brunnen, wobei allerdings höhere Extremwerte an der Grundwasseroberfläche erreicht werden.

Die Bestimmung des **Kaliumpermanganatverbrauchs**, als Indikator für den Gehalt an organischer Substanz, erbrachte für die **Multilevel-Brunnen** im oberflächennahen Aquiferabschnitt bis ca. 6 m Tiefe erhöhte Werte (Abb. 29). In diesen Abschnitt werden organische Substanzen durch das Bodensickerwasser in das Grundwasser eingetragen. Ihr Gehalt nimmt mit der Tiefe schnell ab, da es mit zunehmenden Verweilzeiten im Aquifer sowohl zu Sorptionsreaktionen als auch zu einem biologischen Abbau kommt (ABBT-BRAUN 1996). Selbst das in 18,5 bis 19,0 m (ML1) bzw. 14,5 bis 14,7 m (ML2) eingelagerte organogene Material führt zu keiner lokalen Erhöhung des  $\text{KMnO}_4$ -Verbrauchs.

Ein Vergleich der beiden Multilevel-Brunnen zeigt, daß der  $\text{KMnO}_4$ -Verbrauch an der Grundwasseroberfläche im Bereich des ML2 ( $\varnothing = 343 \text{ mg/l}$  in 2 m Tiefe) mehr als doppelt so hoch ist wie im ML1 ( $\varnothing = 141 \text{ mg/l}$  in 2 m Tiefe). Für den ML1 muß aufgrund seiner Lage im unmittelbaren Abstrom einer Ackerfläche von einer anthropogenen Beeinflussung durch das Ausbringen von organischen Düngern ausgegangen werden. Für die extrem hohen Werte am ML2 scheint ein natürlicher Einfluß durch Torfeinlagerungen im

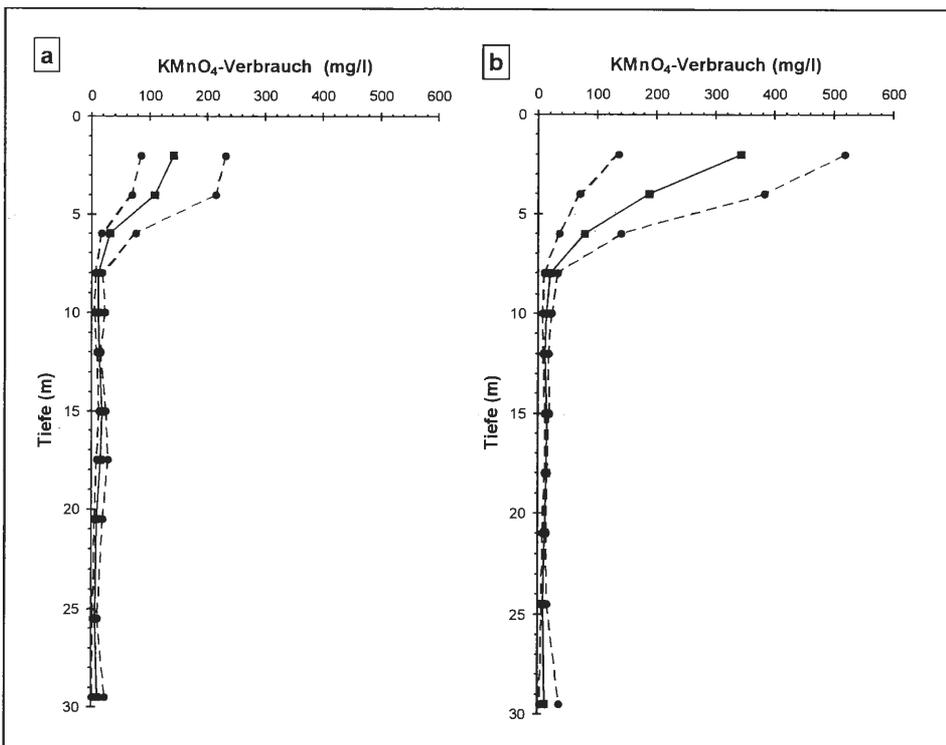


Abb. 29: Hüllkurven (Minimum-, Maximum- sowie Mittelwertkurven) zu dem im Untersuchungszeitraum ermittelten Kaliumpermanganatverbrauch der Grundwässer der einzelnen Filterstufen des ML1 (a) und des ML2 (b).

Untergrund wahrscheinlicher, vor allem, wenn man berücksichtigt, daß sich in unmittelbarer Nähe früher ein größeres Gewässer befand (Abb. 3).

Berücksichtigt man bei der Interpretation der Meßwerte der **GWM** die für die Multilevel-Brunnen gemachten Aussagen, wonach ein hoher  $\text{KMnO}_4$ -Verbrauch auf oberflächennahe Wässer hinweist, während im tieferen Aquiferabschnitt in der Regel niedrigere Meßwerte auftreten, lassen sich Rückschlüsse auf die Herkunft der Wässer ziehen.

Ähnlich hohe Werte wie für den oberflächennahen Bereich des ML2 konnten ausschließlich für die ebenfalls im Nordwesten des GHM gelegene Meßstelle GWM 4 (130-407 mg/l,  $\bar{\varnothing}$  = 207 mg/l) gemessen werden. Leicht erhöhte Meßwerte sind ganzzeitig für die Meßstellen GWM 2, 5, 12 und 14 ( $\bar{\varnothing}$  = 87-161 mg/l) und zeitweise für die Meßstellen GWM 17 bis 19 festgestellt worden, während der Kaliumpermanganatverbrauch der übrigen GWM unter 100 bzw. zeitweise sogar unter 20 mg/l liegt.

Besonders auffällig sind die Grundwässer der Meerbeckeniederung mit einem  $\text{KMnO}_4$ -Verbrauch von durchschnittlich nur 8 bis 21 mg/l (Abb. 30), obwohl hier große Mengen organischen Materials in Form von Niedermoortorfen abgelagert wurden. Demnach ist entweder der Abbau der organischen Substanz aufgrund der reduzierenden Verhältnisse stark gehemmt oder die beprobten Wässer werden durch tiefere Aquiferniveaus geprägt.

Ähnlich niedrige  $\text{KMnO}_4$ -Werte wie für die Wässer der Meerbeckeniederung konnten auch für die Meßstellen GWM 10 und 11 (4-33 mg/l) im Bereich landwirtschaftlicher Nutzflächen ermittelt werden. Diese niedrigen Werte sind für den genannten Standort ungewöhnlich, da in der Regel mit einem hohen Angebot an organischer Substanz (organische Dünger) und einer hohen GWN unter Ackerstandorten zu rechnen ist.

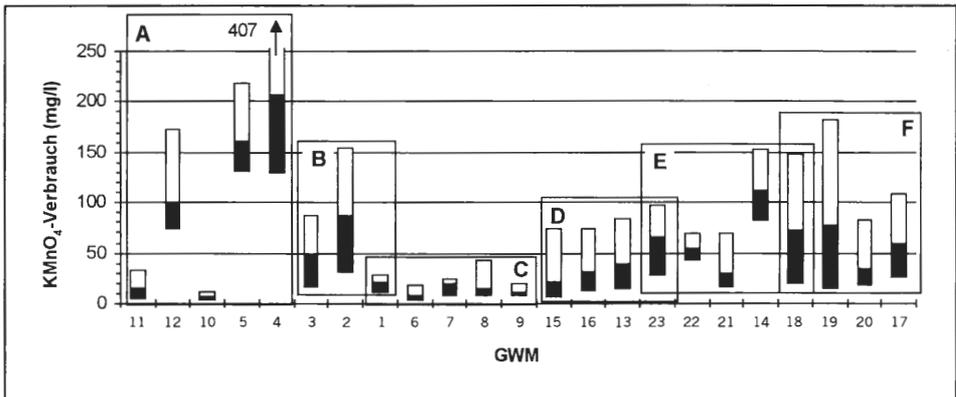


Abb. 30: Schwankungsbereich (Minimum, Mittelwert und Maximum) des Kaliumpermanganatverbrauchs in den untersuchten Grundwässern der nach Gruppen sortierten GWM.

### 3.3.3 Elektrische Leitfähigkeit und Hauptinhaltsstoffe

Mit Hilfe der **elektrischen Leitfähigkeit**, die sich annähernd proportional zur Konzentration der festen gelösten Bestandteile verhält, lassen sich bereits im Gelände bei der Probenahme Rückschlüsse auf die Gesamtmineralisation eines Wassers ziehen und somit vielfach anthropogene Beeinträchtigungen erkennen. Da hohe elektrische Leitfähigkeiten aber auch geogen sein können, kann nur eine chemisch-analytische Überprüfung unter Betrachtung verschiedener Verschmutzungsindikatoren Gewißheit geben.

Im Untersuchungsgebiet lassen sich auf engstem Raum unterschiedlich stark mineralisierte Grundwässer voneinander abgrenzen. In Abb. 31 ist die räumliche Variation der elektrischen Leitfähigkeit im Untersuchungsgebiet dargestellt.

Die für die Grundwässer der **GWM** gemessenen elektrischen Leitfähigkeiten schwanken in einem Intervall von 44 bis 1931  $\mu\text{S}/\text{cm}$  ( $\bar{\varnothing} = 63\text{-}902 \mu\text{S}/\text{cm}$ ). „Sehr schwach“ mineralisierte Wässer sind für die Heide- und Grünlandflächen (Gruppe E;  $\bar{\varnothing} = 63\text{-}134 \mu\text{S}/\text{cm}$ ) und zeitweise auch für die Meßstellen GWM 13, 16 und 19 nachgewiesen worden (Kap. 3.3.5). Die geringen elektrischen Leitfähigkeiten sind für den kalkarmen, silikatischen Grundwasserleiter typisch und liegen nur knapp über den für Niederschläge charakteristischen elektrischen Leitfähigkeiten von 10 bis 100  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (HÜTTER 1994). Nach NIEHAUS (1996) liegt die elektrische Leitfähigkeit der Niederschläge im Untersuchungsgebiet für Freiland im Durchschnitt bei 45  $\mu\text{S}/\text{cm}$  und für Forst bei 79  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .

„Gut“ mineralisierte Grundwässer (nach HÜTTER 1994) mit elektrischen Leitfähigkeiten über 500  $\mu\text{S}/\text{cm}$  sind an der GWM 2 ( $\bar{\varnothing} = 902 \mu\text{S}/\text{cm}$ ) und 3 ( $\bar{\varnothing} = 817 \mu\text{S}/\text{cm}$ ) östlich der Landstraße festgestellt worden.

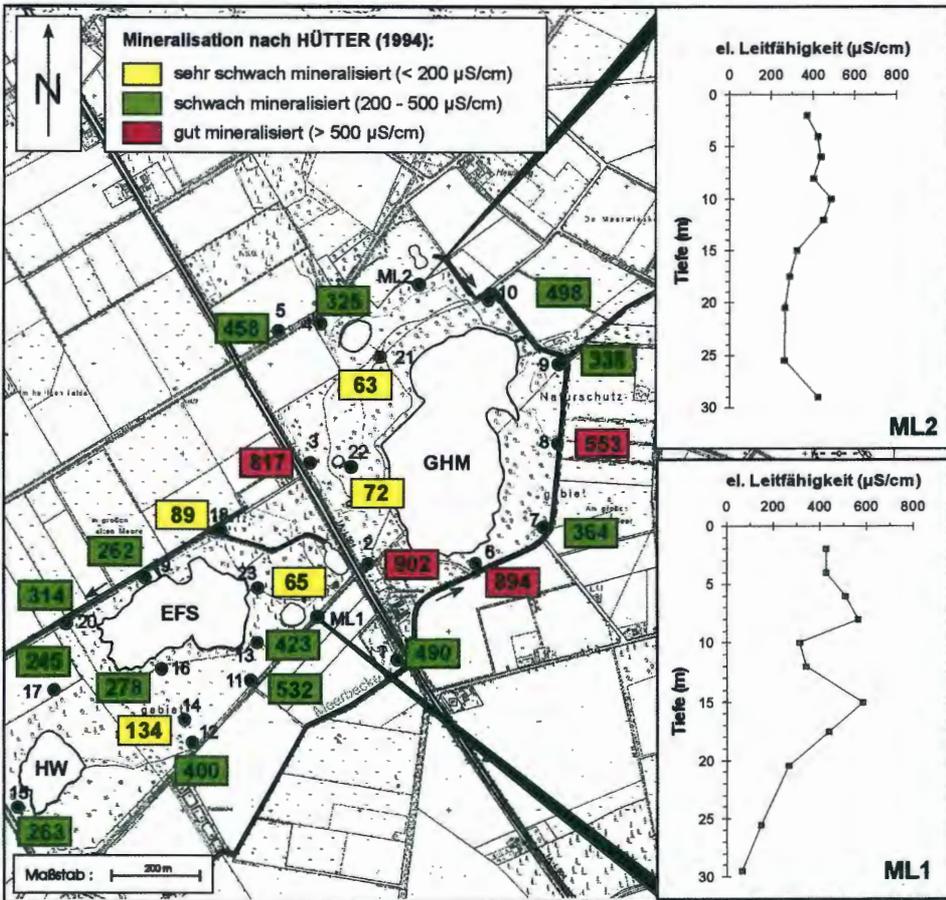


Abb. 31: Verteilung der gemittelten elektrischen Leitfähigkeiten ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) des Grundwassers der GWM sowie der einzelnen Tiefenniveaus der Multilevel-Brunnen. (Darstellung auf der Grundlage der Deutschen Grundkarte 1:5.000 des Landes NRW mit Genehmigung des Landesvermessungsamtes NRW vom 03.07.2000, Az: S 1281/2000.)

Die sowohl an der Landstraße (Westseite) als auch an der Meerbecke gelegene GWM 1 zeigt mit einer mittleren elektrischen Leitfähigkeit von 490  $\mu\text{S}/\text{cm}$  Wässer, die im Übergangsbereich von „schwach“ zu „gut“ mineralisiertem Grundwasser liegt. Die Werte der übrigen an der Meerbecke gelegenen Meßstellen GWM 6 bis 9 weisen deutliche Leitfähigkeitsunterschiede auf. Während das Grundwasser aus GWM 7 ( $\emptyset = 364 \mu\text{S}/\text{cm}$ ) und 9 ( $\emptyset = 338 \mu\text{S}/\text{cm}$ ) „schwach“ mineralisiert ist, können die Grundwässer der GWM 6 ( $\emptyset = 894 \mu\text{S}/\text{cm}$ ) und 8 ( $\emptyset = 553 \mu\text{S}/\text{cm}$ ) im Mittel als „gut“ mineralisiert bezeichnet werden. Die Wässer der übrigen Meßstellen sind mit durchschnittlichen elektrischen Leitfähigkeiten von 245 (GWM 17) bis 532  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (GWM 11) als „schwach“ bis „gut“ mineralisiert zu bezeichnen.

Die Grundwässer der einzelnen Tiefenniveaus der **Multilevel-Brunnen** zeigen sowohl tiefen- als auch standortspezifisch große Unterschiede. Die elektrischen Leitfähigkeiten schwanken zwischen 67 und 1091  $\mu\text{S}/\text{cm}$  ( $\emptyset = 68\text{-}548 \mu\text{S}/\text{cm}$ ) und entsprechen damit etwa dem Bereich der Flächenmessung der GWM (s.o.).

Das Tiefenprofil des **ML1** zeigt zwei Maxima, eines in 8 ( $\emptyset = 564 \mu\text{S}/\text{cm}$ ) und eines in 15 m Tiefe ( $\emptyset = 584 \mu\text{S}/\text{cm}$ ). Der Bereich zwischen den beiden Maxima (10-12 m) bildet mit mittleren elektrischen Leitfähigkeiten von 312 bzw. 340  $\mu\text{S}/\text{cm}$  ein lokales Minimum im Tiefenprofil. Die geringsten Werte mit durchschnittlich 68  $\mu\text{S}/\text{cm}$  wurden an der Meßstellenbasis ermittelt.

Der **ML2** zeigt im Vergleich zum ML1 ein im Mittel ausgeglicheneres Tiefenprofil, in dem alle Wässer als „schwach“ mineralisiert eingestuft werden können. Bemerkenswert ist der Tiefenabschnitt von 2 bis 6 m Tiefe, in dem die elektrische Leitfähigkeit zeitlich stark schwankt (auf diese Besonderheit wird ausführlich in Kapitel 3.3.5 eingegangen). Als weitere Auffälligkeit im Tiefenprofil ist der Leitfähigkeitssprung von 264 auf 426  $\mu\text{S}/\text{cm}$  ( $\emptyset$ ) an der Basis des Brunnens zu nennen (Abb. 31).

Die Mineralisation der Wässer wird im wesentlichen von den **Hauptionen** Natrium ( $\text{Na}^+$ ), Kalium ( $\text{K}^+$ ), Calcium ( $\text{Ca}^{2+}$ ), Magnesium ( $\text{Mg}^{2+}$ ), Hydrogencarbonat ( $\text{HCO}_3^-$ ), Chlorid ( $\text{Cl}^-$ ) und Sulfat ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) bestimmt. Teilweise spielen für die Wässer des NSG auch Nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) und Eisen ( $\text{Fe}_{\text{ges}}$ ) eine Rolle.

Da die Nitrat- und Eisen-Konzentrationen im wesentlichen vom vorherrschenden Milieu abhängig sind, wird auf diese Parameter erst im Kapitel 3.3.4 vertiefend eingegangen. Ergänzend finden sich dort auch Aussagen über die Milieuhängigkeit von Sulfat und Hydrogencarbonat.

Mit Hilfe eines modifizierten Härtedreiecks lassen sich Aussagen über Calcium plus Magnesium (GH = Gesamthärte) sowie deren Bindungsverhältnis zum Hydrogencarbonat (CH = Carbonathärte) und anderen Anionen wie Chlorid, Sulfat und Nitrat (NCH = Nicht-carbonathärte) formulieren. Die Härte-Dreiecke wurden jeweils mit zwei rechtwinkligen Diagrammen kombiniert. Auf diese Weise lassen sich die Anteile der beteiligten Ionen differenzieren (Abb. 32 bis Abb. 34).

Zusammenfassend werden die vorgestellten hydrochemischen Ergebnisse in dem von PIPER (1944) entwickelten **Piper-Diagramm** dargestellt. Diese Darstellung ermöglicht Aussagen über die prozentuale Ionen-Verteilung in den untersuchten Grundwässern. Ergänzend wird das Verfahren von QUENTIN (1969) zur **Grundwassertypisierung** genutzt, bei dem zusätzlich auch Eisen berücksichtigt wird.

Typisch für die kalkarmen, silikatischen Lockergesteine des Untersuchungsgebietes ist die geringe Gesamthärte der meisten Grundwasserproben. Die Mehrzahl der untersuchten Wässer der **GWM** kann nach KLUT-OLSZEWSKI (1945) als sehr weich bzw. weich bezeichnet werden. Ausnahmen bilden die Meßstellen GWM 2 ( $\emptyset$ :  $\text{Ca}^{2+} = 90 \text{ mg/l}$ ,  $\text{Mg}^{2+} = 5,8 \text{ mg/l}$ ) und 6 ( $\emptyset$ :  $\text{Ca}^{2+} = 150 \text{ mg/l}$ ,  $\text{Mg}^{2+} = 11,4 \text{ mg/l}$ ), die als mittelhart bzw. sehr hart ein-

zustufen sind und bereits durch ihre hohen elektrischen Leitfähigkeiten auffielen (Kap. 3.3.3).

Die geringsten Gesamthärten mit Calcium-Gehalten von 4 mg/l (Ø) und Magnesium-Gehalten von 0,5 mg/l (Ø) wurden für die Meßstellen GWM 18 und 21 bis 23 ermittelt. Als Haupthärtebildner ist Calcium zu nennen. Magnesium spielt dagegen für die Grundwässer der meisten GWM nur eine untergeordnete Rolle. Vergleichsweise erhöhte Magnesium-Werte ( $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+}$ -Äquivalentverhältnis: 1,4-3,1) wurden für die Meßstellen

- Cl<sup>-</sup>: 1 mmol(eq)/l = 35,5 mg/l
- SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>: 1 mmol(eq)/l = 48,1 mg/l
- NO<sub>3</sub><sup>-</sup>: 1 mmol(eq)/l = 62,1 mg/l
- HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>: 1 mmol(eq)/l = 61,0 mg/l
- Ca<sup>2+</sup>: 1 mmol(eq)/l = 20,0 mg/l
- Mg<sup>2+</sup>: 1 mmol(eq)/l = 12,2 mg/l

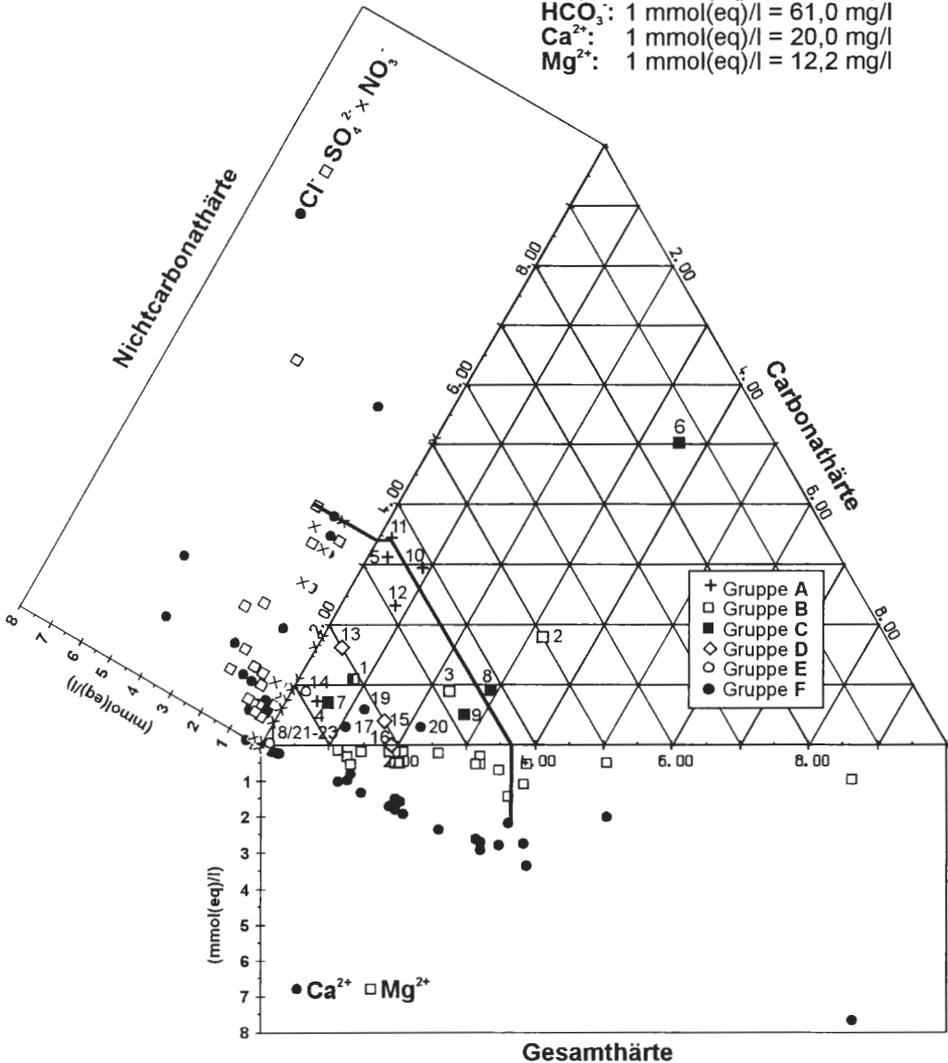


Abb. 32: Härtedreieck für die Mittelwerte (mmol(eq)/l) der Grundwässer der GWM. Zusätzlich werden die Calcium- und Magnesium-Konzentrationen sowie verschiedene Anionen (Chlorid, Sulfat, Nitrat) in Kombination mit dem Dreiecksdiagramm dargestellt. (Symbole für Gruppen A bis F gelten nur innerhalb des Dreiecks.)

GWM 4, 10 und 11 im Bereich der landwirtschaftlichen Nutzflächen sowie für die Meßstellen GWM 1, 7 und 23 ermittelt. Das  $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+}$ -Verhältnis der übrigen GWM liegt zwischen 3,4 (GWM 13) und 12,5 (GWM 15).

Die Hydrogencarbonat-Gehalte schwanken im Mittel zwischen 9 (GWM 22) und 214 mg/l (GWM 6). Für die meisten GWM stellt das Hydrogencarbonat-Ion den Hauptbindungspartner der Erdalkali-Ionen dar; Ausnahmen bilden die Grundwässer im Bereich der landwirtschaftlichen Nutzflächen (GWM 4, 5 und GWM 10 bis 12). Für diese Wässer kommen als Bindungspartner Chlorid, Sulfat und auch Nitrat in Frage (Abb. 32). Ähnli-

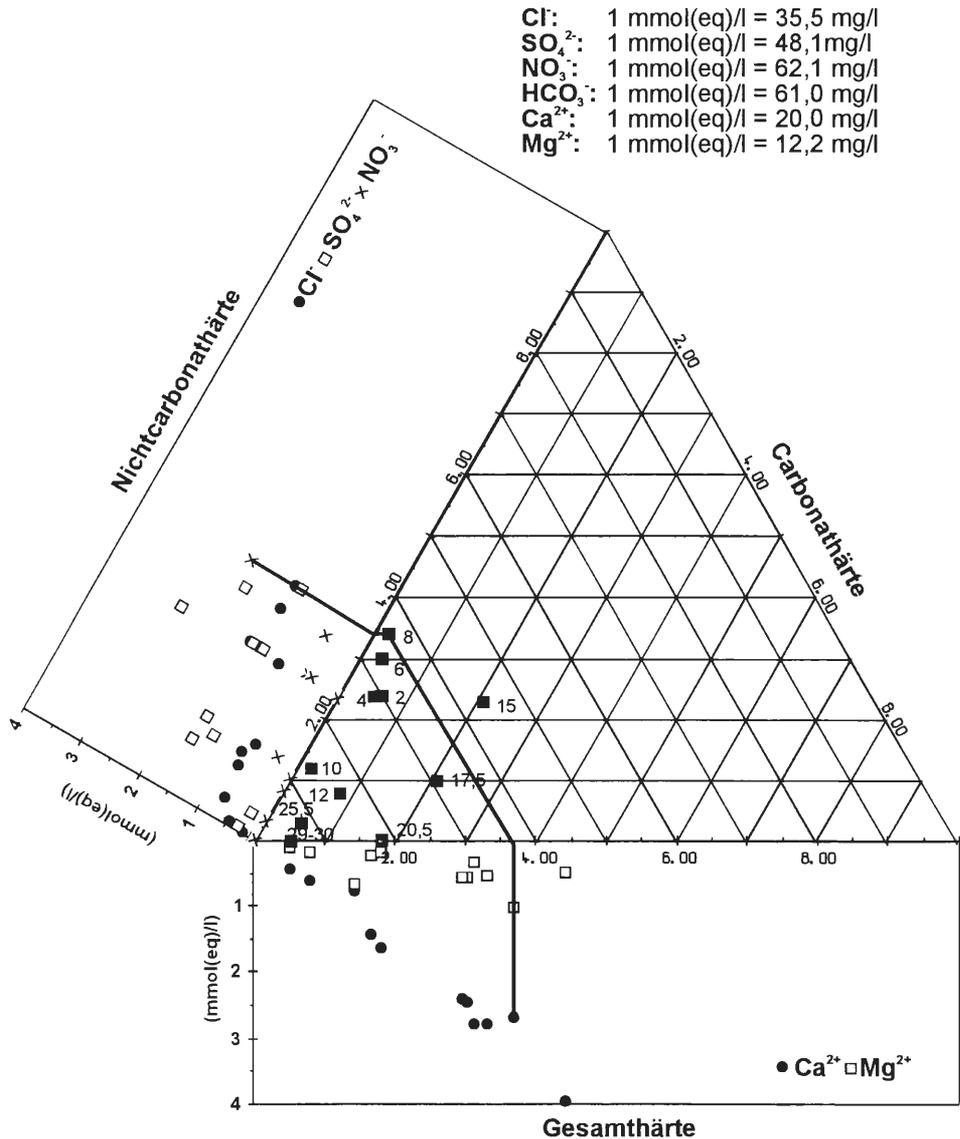


Abb. 33: Härtedreieck für die Mittelwerte (mmol(eq)/l) der Grundwässer des ML1. Die Ziffern geben die jeweiligen Entnahmetiefen (m unter Gelände) an. (Weitere Erklärungen s. Abb. 32.)

ches gilt für die Meßstellen GWM 13 und 14 sowie die an der Meerbecke gelegenen Meßstellen GWM 1, 6 und 7. Mit Ausnahme der GWM 14 kommt hier Nitrat allerdings nicht als Bindungspartner in Betracht. Auffällig sind die Grundwässer der GWM 6, in denen Sulfat mit durchschnittlich 219 mg/l deutlich dominiert. Im Mittel weisen die Wässer der meisten GWM (mit Ausnahme der GWM 9, 13, 12 und GWM 3-5) Sulfat-Konzentrationen unter 50 mg/l auf und können somit noch als unauffällig eingestuft werden. Lediglich die GWM der Meerbeckenederung (Ausnahme GWM 9) sowie die Meßstellen GWM 2, 10, 11 und 13 zeigen im Mittel höhere Gehalte. Über 100 mg/l liegen im Durchschnitt nur die Meßstellen GWM 2, 6 und 13 (zeitweise: GWM 1, 3, 7, 8, 11, 12, 19).

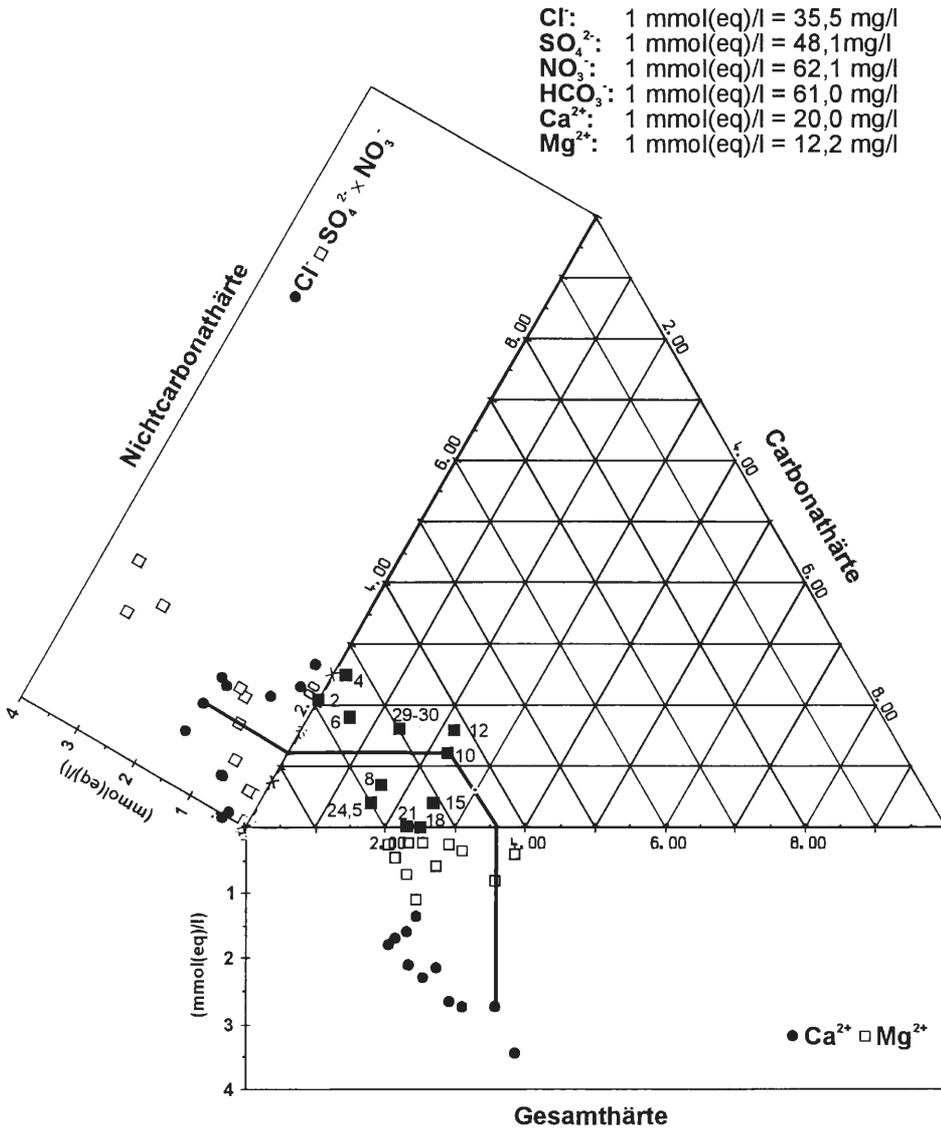


Abb. 34: Härtedreieck für die Mittelwerte (mmol(eq)/l) der Grundwässer des ML2. Die Ziffern geben die jeweiligen Entnahmetiefen (m unter Gelände) an. (Weitere Erklärungen s. Abb. 32.)

Mit Ausnahme der Grundwässer aus 15 m Tiefe (mittelhart) sind die Wässer des **ML1** nach KLUT-OLSZEWSKI (1945) im Durchschnitt als weich (2-8 m und 17,5 m) bzw. sehr weich (10-12 m und 20,5-30 m) einzustufen. Wie aus Abb. 33 hervorgeht, ist Calcium der Haupthärtebildner; Magnesium spielt mit Ausnahme der Grundwässer aus 8 und 10 m Tiefe ( $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+}$ -Verhältnis: 2,6 bzw. 1,2) nur eine untergeordnete Rolle.

Im oberen Dekameter deckt Hydrogencarbonat nur 7 bis 19 % der Erdalkali-Äquivalente ab; hier bilden die Anionen Sulfat ( $\bar{\text{O}} = 73 \text{ mg/l}$ ), Chlorid ( $\bar{\text{O}} = 42 \text{ mg/l}$ ) und Nitrat ( $\bar{\text{O}} = 50 \text{ mg/l}$ ), wie auch für die GWM im Einzugsbereich der landwirtschaftlichen Flächen (Gruppe A), die wichtigsten Bindungspartner. Unterhalb von 10 m Tiefe dominiert das Hydrogencarbonat, Nitrat liegt unter 10 m im Bereich der Nachweisgrenze, die Chlorid-Konzentrationen nehmen kontinuierlich bis zur Basis auf durchschnittlich  $8 \text{ mg/l}$  ab. Für Sulfat ergibt sich insofern eine Besonderheit, da in einer Tiefe von 15 m ein Maximum mit durchschnittlich  $127 \text{ mg/l}$  ausgebildet ist, erst unterhalb von 15 m nehmen auch die Sulfat-Konzentrationen bis zur Basis auf  $2 \text{ mg/l}$  ab.

Die Grundwässer des **ML2** sind im Mittel alle als weich zu klassifizieren. Auffällig ist der Tiefenbereich bis 6 m Tiefe, wo die Erdalkali-Ionen im wesentlichen an das Sulfat ( $\bar{\text{O}} = 156\text{-}197 \text{ mg/l}$ ) gebunden sind (Abb. 34). Außerdem besitzt Magnesium einen vergleichsweise höheren Stellenwert ( $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+}$ -Verhältnis: 1,2). Ein geringes  $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+}$ -Verhältnis mit 2,2 zeigen zudem die Wässer aus 8 m Tiefe.

Für die Grundwässer der übrigen Filterstufen ist Calcium im wesentlichen an Hydrogencarbonat gebunden, dessen Konzentrationen an der Meßstellenbasis und in 8 m Tiefe mit  $86$  bis  $96 \text{ mg/l}$  im Vergleich zu den Wässern aus 10 bis 21 m ( $\bar{\text{O}} = 137\text{-}157 \text{ mg/l}$ ) deutlich geringer sind.

Im folgenden werden unter Verwendung von Dreiecksdiagrammen die **Natrium-** und **Chlorid-**Konzentrationen und ihr Verhältnis zueinander für die Grundwässer des NSG vorgestellt.

Die mittleren Chlorid-Konzentrationen der **Grundwassermessstellen** GWM 9 und 14 bis 23 können mit Werten bis  $30 \text{ mg/l}$  als geogen angesehen werden. Auch die Natrium-Konzentrationen sind für die Grundwässer der genannten Meßstellen mit durchschnittlich  $3 \text{ mg/l}$  (GWM 22) bis  $17 \text{ mg/l}$  (GWM 17) und  $7 \text{ mg/l}$  als Mittel normal. Das Äquivalent-Ionenverhältnis ( $\text{Cl}/\text{Na}^+$ ) schwankt zwischen 0,6 und 1,6, so daß hier Na-Cl-Verbindungen als Hauptquelle in Frage kommen. Für die Meßstellen GWM 15 und 16 spielen allerdings bei einem Verhältnis von 0,6 bzw. 0,7 auch andere Natrium-Verbindungen eine Rolle.

Die an der Meerbecke gelegenen Meßstellen (Gruppe C) zeichnen sich mit Ausnahme der Wässer der Meßstelle GWM 9 ( $\bar{\text{O}} = 12 \text{ mg/l}$ ) durch erhöhte Chlorid-Konzentrationen ( $\bar{\text{O}} = 40\text{-}78 \text{ mg/l}$ ) aus. Die Natrium-Konzentrationen liegen zwischen 6 (GWM 9) und  $34 \text{ mg/l}$  (GWM 1) und nehmen mit steigenden Chlorid-Gehalten zu (Abb. 35). Das Äquivalent-Ionenverhältnis schwankt zwischen 1,2 (GWM 9) und 1,8 (GWM 6); demnach hat hier der Erdalkali-Gehalt relativ (gegen Chlorid) zugenommen.

Aus Abb. 35 geht hervor, daß die Meßstellen GWM 5 und GWM 11 bis 13 eine Gruppe mit nur geringen Natrium-Unterschieden ( $\bar{\text{O}} = 10\text{-}12 \text{ mg/l}$ ), aber deutlich schwankenden Chlorid-Konzentrationen ( $\bar{\text{O}} = 28\text{-}51 \text{ mg/l}$ ) bilden. Es ergeben sich  $\text{Cl}/\text{Na}^+$ -Verhältnisse zwischen 2,1 (GWM 12) und 2,9 (GWM 5). Für diese Meßstellen resultiert eine deutliche Zunahme des Erdalkali-Gehalts, was eine Folge von in der Landwirtschaft verwendeten Düngern sein dürfte. Die ebenfalls in der landwirtschaftlich genutzten Kontaktzone gelegenen Meßstellen GWM 4 und 10 zeigen ein abweichendes Bild mit doppelt so hohen Natrium-Konzentrationen ( $\bar{\text{O}}: 21$  bzw.  $17 \text{ mg/l}$ ) und  $\text{Cl}/\text{Na}^+$ -Verhältnissen von 1,5 bzw. 1,4.

Extrem hohe, stark schwankende Chlorid- ( $\bar{\varnothing} = 336 \text{ mg/l}$ ) und Natrium-Gehalte ( $\bar{\varnothing} = \text{ca. } 100 \text{ mg/l}$ ) konnten für die Meßstellen GWM 2 und 3 beobachtet werden.

In den Grundwässern des **ML1** schwanken die Chlorid-Konzentrationen im Mittel zwischen 8 (29-30 m) und 57 mg/l (2 m). Die höchsten Gehalte wurden für die oberen 8 m des Grundwasserleiters bestimmt (Abb. 36). Bis 10 m Tiefe nehmen die Gehalte auf durchschnittlich 25 mg/l ab und bleiben bis in eine Tiefe von 24,5 m auf diesem Niveau, wobei bei 15 m mit 36 mg/l ein schwaches lokales Maximum ausgebildet ist.

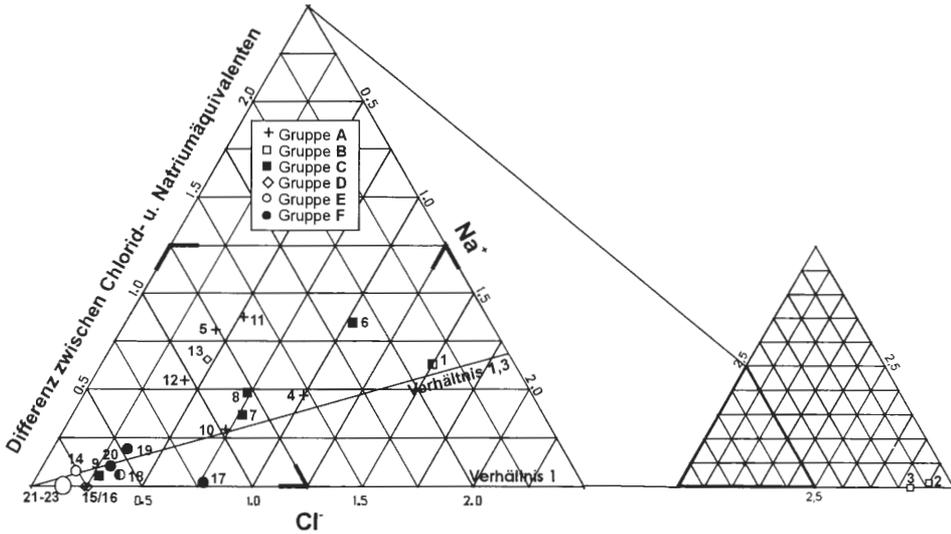


Abb. 35: Chlorid-Natrium-Diagramm für die Mittelwerte (mmol(eq)/l) der Wässer der GWM.

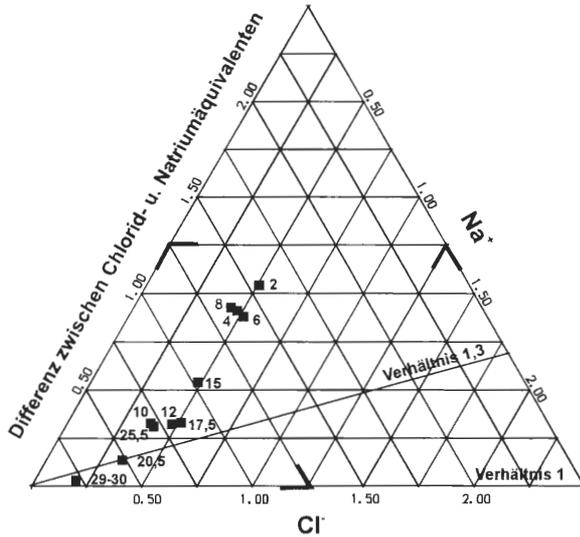


Abb. 36: Chlorid-Natrium-Diagramm für die Mittelwerte (mmol(eq)/l) der Grundwässer des ML1. Die Ziffern geben die jeweiligen Entnahmetiefen (m unter Gelände) an.

Für Natrium lassen sich keine großen Unterschiede nachweisen. Bis 17,5 m liegen die Werte im Mittel bei 11 mg/l. Ab 17,5 m nehmen sie sogar bis zur Basis des Brunnens auf 4 mg/l ab.

Mit Ausnahme der Wässer aus 20,5 m und 29 bis 30 m ist das Cl/Na<sup>+</sup>-Verhältnis > 1,3 (max. 3 in 2 m Tiefe). Da die Natrium-Konzentrationen für die gesamte Meßstelle im Mittel annähernd gleich sind, resultiert daraus, daß der Erdalkali-Gehalt gegenüber den Natrium-Werten mit steigenden Chlorid-Werten zugenommen hat.

Für den **ML2** zeigen sich deutlichere Unterschiede. Relativ geringen (geogenen) Chlorid-Konzentrationen ( $\bar{\varnothing}$  = 13-27 mg/l) an der Grundwasseroberfläche (2-6 m) und im Tiefenabschnitt von 15 bis 24 m (Abb. 37) stehen höhere Konzentrationen von durchschnittlich 45 bis 54 mg/l für die Grundwässer aus 8 bis 12 m gegenüber, die auf eine anthropogene Beeinflussung schließen lassen.

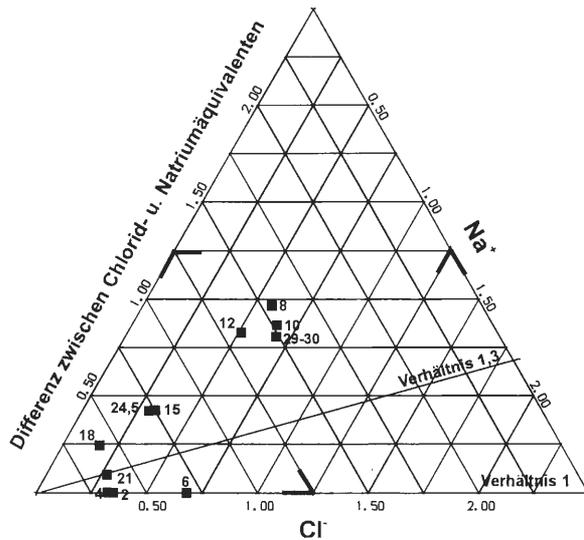


Abb. 37: Chlorid-Natrium-Diagramm für die Mittelwerte (mmol(eq)/l) der Grundwässer des ML2. Die Ziffern geben die jeweiligen Entnahmetiefen (m unter Gelände) an.

Die Natrium-Gehalte können mit durchschnittlich 6 bis 17 mg/l als unauffällig eingestuft werden. Trotz dieser geringen Unterschiede ergibt sich für die meisten Filterniveaus ein konstantes Äquivalent-Ionenverhältnis von ca. 2,5. Ausnahmen bilden die Wässer aus 21 m (Verhältnis: 1,3) und aus 2 bis 6 m Tiefe. Die Wässer der Grundwasseroberfläche zeigen ein Verhältnis < 1, woraus resultiert, daß Natrium relativ zum Chlorid zugenommen haben muß. Damit kann ein Teil des Natriums nicht aus Natrium-Chlorid-Verbindungen stammen, sondern muß anderer Herkunft sein (HÖLTING 1996). In diesem Fall ist Sulfat gegenüber dem Hydrogencarbonat erhöht.

**Kalium** kommt in den meisten **GWM** nur in geringen Konzentrationen vor (0,4-6,3 mg/l). Ausnahmen bilden die Meßstellen im Bereich der landwirtschaftlich genutzten Flächen, mit Konzentrationen von durchschnittlich 15,8 bis 25,5 mg/l (Ausnahme: GWM 10 mit 4,2 mg/l). Zeitweise leicht erhöhte Werte konnten auch für die Meßstellen GWM 2 (Max.: 8,4 mg/l) und GWM 13 (Max.: 11,2 mg/l) gemessen werden.

Die Grundwässer des **ML1** zeigen für den oberen Dekameter als Folge der benachbarten Landwirtschaft ebenfalls hohe Kalium-Gehalte ( $\bar{\varnothing}$  = 20,7-33,8 mg/l). Unterhalb von 10 m

liegen die Werte im Mittel unter 3 mg/l. Auch für den **ML2** konnte an der Grundwasseroberfläche (bis 4 m Tiefe) ein erhöhter Kalium-Gehalt mit durchschnittlich 10,0 bzw. 8,8 mg/l ermittelt werden.

Nach dem Kationen-Dreieck (unten links in Abb. 38) des **PIPER-Diagramms** lassen sich die Wässer der **GWM** zwei Grundwassertypen zuordnen, die beide vom Calcium dominiert werden. Somit ist das Calcium-Ion für alle Grundwassertypen namensgebend. Zum **Typ 1** zählen die Meßstellen GWM 5, 6, 8, 9 bis 16, 19 und 20, deren Werte im Diagramm auf einer Geraden liegen. Mit abnehmendem Calcium-Anteil steigt Magnesium um den Faktor 0,6 und Natrium plus Kalium um den Faktor 0,3. In den Meßstellen GWM 11 und 13 ist ein deutlicher Magnesium- bzw. Eisen-Prozentanteil nachweisbar, der damit auch den Grundwassertyp mitbestimmt (Tab. 8).

Den **Typ 2** bilden die Meßstellen GWM 1 bis 4 und GWM 7, 17, 18 sowie GWM 21 bis 23, deren Grundwässer sich durch vergleichsweise höhere Natrium-Anteile auszeichnen. Auffällig ist der hohe Eisen-Anteil der Meßstellen GWM 1 und 7 sowie ein Kalium-Anteil > 20 % im Wasser der GWM 4, was sich folgerichtig in der Bezeichnung des Grundwassertyps widerspiegelt.

Das Anionen-Dreieck (unten rechts in Abb. 38) zeigt keine parameterspezifische Dominanz für bestimmte Meßstellengruppen. Grundsätzlich zeichnen sich die Wässer im Abstrom des Erdfallsee-Heideweiher-Gebietes jedoch durch einen geringeren Sulfat-

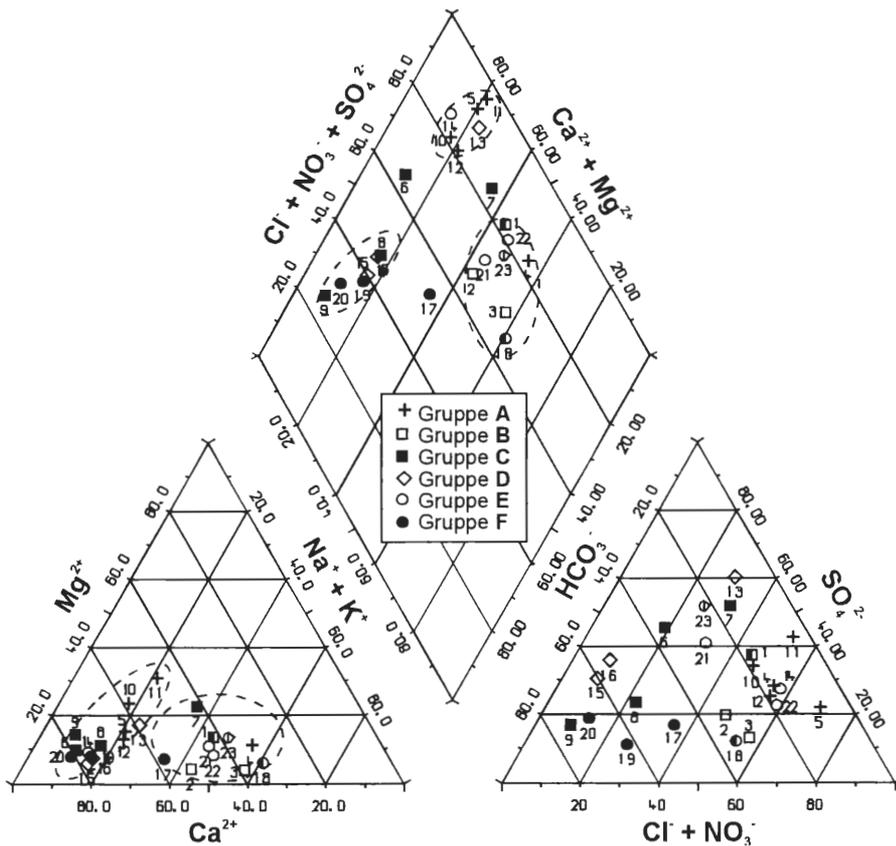


Abb. 38: PIPER-Diagramm mit Durchschnittswerten für die Wässer der GWM.

Tab. 8: Grundwassertypen der Wässer der GWM, sortiert nach den in Tab. 7 vorgestellten Meßstellengruppen nach QUENTIN (1969).

Gruppe	GWM	Grundwassertypen		Gruppe	GWM	Grundwassertypen		
		Kationen	Anionen			Kationen	Anionen	
A	11	Ca-Mg	SO <sub>4</sub> -Cl-NO <sub>3</sub>	D	15	Ca	HCO <sub>3</sub> -SO <sub>4</sub>	
	12	Ca	NO <sub>3</sub> -SO <sub>4</sub> -Cl		16	Ca	HCO <sub>3</sub> -SO <sub>4</sub>	
	10	Ca	SO <sub>4</sub> -NO <sub>3</sub> -Cl		13	Ca-Fe	SO <sub>4</sub> -Cl	
	5	Ca	NO <sub>3</sub> -Cl-SO <sub>4</sub>		23	Ca-Na	SO <sub>4</sub> -Cl-HCO <sub>3</sub>	
	4	Na-Ca-K	Cl-SO <sub>4</sub>		E	22	Ca-Na	NO <sub>3</sub> -SO <sub>4</sub>
B	3	Na-Ca	Cl-HCO <sub>3</sub>	21		Ca-Na	SO <sub>4</sub> -Cl-HCO <sub>3</sub>	
	2	Ca-Na	Cl-HCO <sub>3</sub> -SO <sub>4</sub>	14		Ca	NO <sub>3</sub> -SO <sub>4</sub>	
C	1	Na-Ca-Fe	Cl-SO <sub>4</sub>	F		18	Ca-Na	Cl-HCO <sub>3</sub>
		Ca	SO <sub>4</sub> -HCO <sub>3</sub>			19	Ca	HCO <sub>3</sub> -Cl
	7	Fe-Na-Ca	SO <sub>4</sub> -Cl		20	Ca	HCO <sub>3</sub>	
	8	Ca	HCO <sub>3</sub> -SO <sub>4</sub> -Cl		17	Ca-Na	HCO <sub>3</sub> -Cl	
	9	Ca	HCO <sub>3</sub>					

Anteil bei unterschiedlichen Chlorid- und Hydrogencarbonat-Gehalten aus. Die Meßstellen im Abstrom der landwirtschaftlichen Nutzflächen zeichnen sich, wie bereits in der Abb. 32 dargestellt, durch anteilig geringe Hydrogencarbonat-Gehalte aus. Hier sind Sulfat, Chlorid und Nitrat namengebend. Bemerkenswert ist, daß auch für die gering mineralisierten Grundwässer der Meßstellen GWM 14 und 22 Nitrat bezeichnend ist. Für die übrigen Meßstellen läßt sich bei steigenden Chlorid- und abnehmenden Hydrogencarbonat-Werten ein gegenüber den anderen GWM stärkerer Sulfat-Anstieg beobachten.

Die die Anionen und Kationen zusammenfassende Raute läßt drei Gruppen erkennen. Der erste Typ beinhaltet die GWM der Gruppe A (Ausnahme GWM 4) sowie die GWM 13 und 14. Der zweite Typ umfaßt die Meßstellen GWM 18 und GWM 21 bis 23 (Gruppe E), die GWM der Gruppe B und GWM 4. Der dritte Typ erfaßt die Meßstellen GWM 8, 9, 15, 16, 19 und 20. Vermittelnde Positionen zwischen den einzelnen Gruppen nehmen die Meßstellen GWM 6, 7 und 17 ein (Abb. 38).

Aus dem Kationen-Dreieck des **ML1** geht deutlich eine Beziehung der durchgängig Calcium-dominierten Wässer hervor (Abb. 39). Bei einer prozentualen Zunahme des Calcium-Gehalts nehmen Magnesium um den Faktor 0,4 und Natrium plus Kalium um den Faktor 0,6 zu. Die alleinige Calcium-Dominanz läßt sich für die meisten Filterniveaus belegen (Tab. 9). Ausnahmen bilden lediglich die Grundwässer aus 10, 12 und 25,5 bis 30 m Tiefe, was sich entsprechend in der Benennung des Grundwassertyps widerspiegelt.

Im Anionen-Dreieck fallen die Wässer aus 2 bis 10 m Tiefe durch hohe Chlorid- plus Nitrat-Gehalte auf, die zweifellos als Folge der landwirtschaftlichen Nutzung anzusehen sind. In 8 m Tiefe bildet Nitrat sogar das Hauptanion. In 10 m Tiefe zeigen hohe Kalium-Konzentrationen ebenfalls noch den landwirtschaftlichen Einfluß an.

Mit zunehmender Tiefe (bis 20,5 m) ist bei relativ gleichbleibenden Chlorid-Werten eine prozentuale Abnahme des Sulfats zugunsten des Hydrogencarbonats zu erkennen. Für die beiden unteren Filter wird an der Bezeichnung des Grundwassertyps ein Wechsel der chemischen Zusammensetzung der Grundwässer deutlich.

Für den **ML2** ist wie für den ML1 eine Beziehung der Wässer aller Tiefenniveaus zu erkennen. Calcium bildet auch hier das Hauptkation. Allerdings spielt im Gegensatz zum ML1 Magnesium gegenüber Natrium plus Kalium eine wichtigere Rolle (vgl. Abb. 39 mit Abb. 40). Tab. 9 kann man entnehmen, daß für die Grundwässer aus 6 und 10 m Tiefe das

im PIPER-Diagramm unberücksichtigte Eisen für die Grundwasserbeschaffenheit eine relevante Rolle spielt.

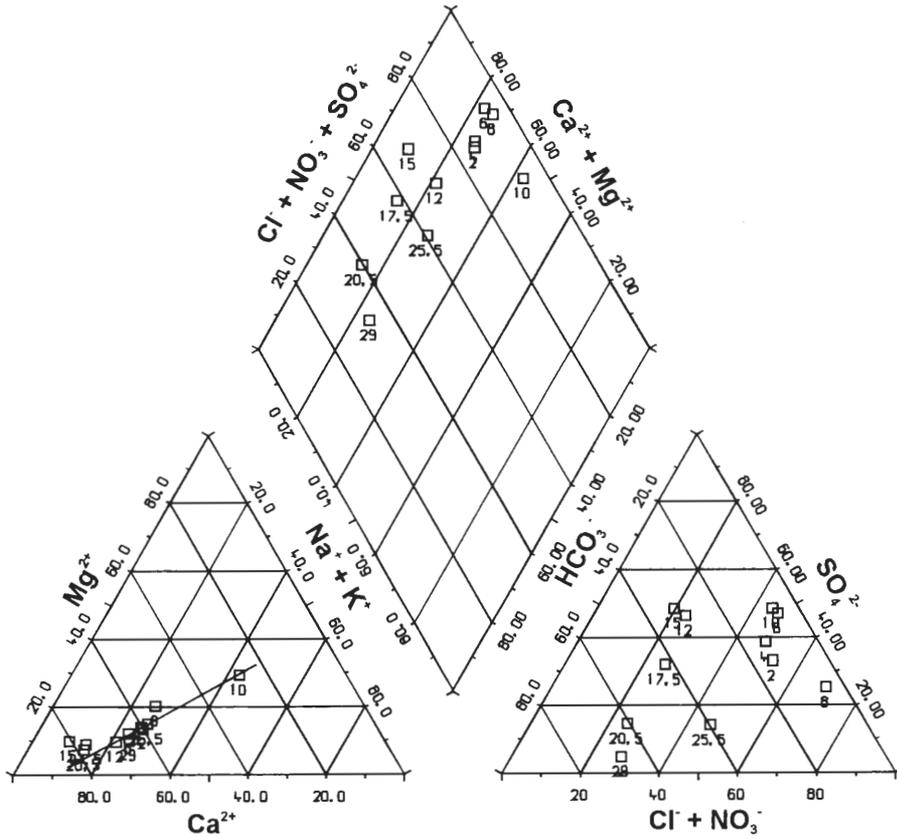


Abb. 39: PIPER-Diagramm mit Durchschnittswerten für die Grundwässer des ML1. Die Ziffern geben die jeweiligen Entnahmetiefen (m unter Gelände) an.

Tab. 9: Grundwassertypen der Wässer der einzelnen Filterstufen der Multilevel-Brunnen nach QUENTIN (1969).

Entnahmetiefe	Grundwassertypen des ML1		Grundwassertypen des ML2	
	Kationen	Anionen	Kationen	Anionen
2 m	Ca	Cl-SO <sub>4</sub>	Ca	SO <sub>4</sub>
4 m	Ca	SO <sub>4</sub> -Cl	Ca	SO <sub>4</sub>
6 m	Ca	SO <sub>4</sub> -Cl	Fe-Ca-Mg	SO <sub>4</sub>
8 m	Ca	NO <sub>3</sub> -Cl-SO <sub>4</sub>	Ca-Mg-Na	HCO <sub>3</sub> -Cl
10 m	Ca-K-Mg	SO <sub>4</sub> -Cl	Ca-Fe	HCO <sub>3</sub> -Cl
12 m	Ca-Fe	SO <sub>4</sub> -HCO <sub>3</sub> -Cl	Ca	HCO <sub>3</sub> -Cl-SO <sub>4</sub>
15 m	Ca	SO <sub>4</sub> -HCO <sub>3</sub>	Ca	HCO <sub>3</sub> -Cl
17,5 bzw. 18 m	Ca	HCO <sub>3</sub> -SO <sub>4</sub> -Cl	Ca	HCO <sub>3</sub>
20,5 bzw. 21 m	Ca	HCO <sub>3</sub>	Ca	HCO <sub>3</sub>
25,5 bzw. 24,5 m	Ca-Na	Cl-HCO <sub>3</sub>	Ca	HCO <sub>3</sub> -Cl
29 – 30 m	Ca-Na	HCO <sub>3</sub> -Cl	Ca	Cl-HCO <sub>3</sub> -SO <sub>4</sub>

Sowohl aus dem Anionen-Dreieck (Abb. 40) als auch aus der Tab. 9 geht die separate Stellung der Wässer aus 2 bis 6 m Tiefe hervor. Die genannten Grundwässer fallen durch einen stark erhöhten Sulfat-Anteil auf. Die Grundwässer aus 8 bis 21 m lassen hingegen eine kontinuierliche Abnahme des Sulfats sowie auch eine tendenzielle Abnahme des Chlorids bei prozentualer Zunahme des Hydrogencarbonats erkennen. Im basalen Teil des ML2 ist schließlich eine Zunahme des prozentualen Chlorid- und Sulfat-Anteils nachweisbar.

Innerhalb der Raute liegen die Wässer der einzelnen Filter, deutlicher als beim ML1, auf einer annähernden Geraden.

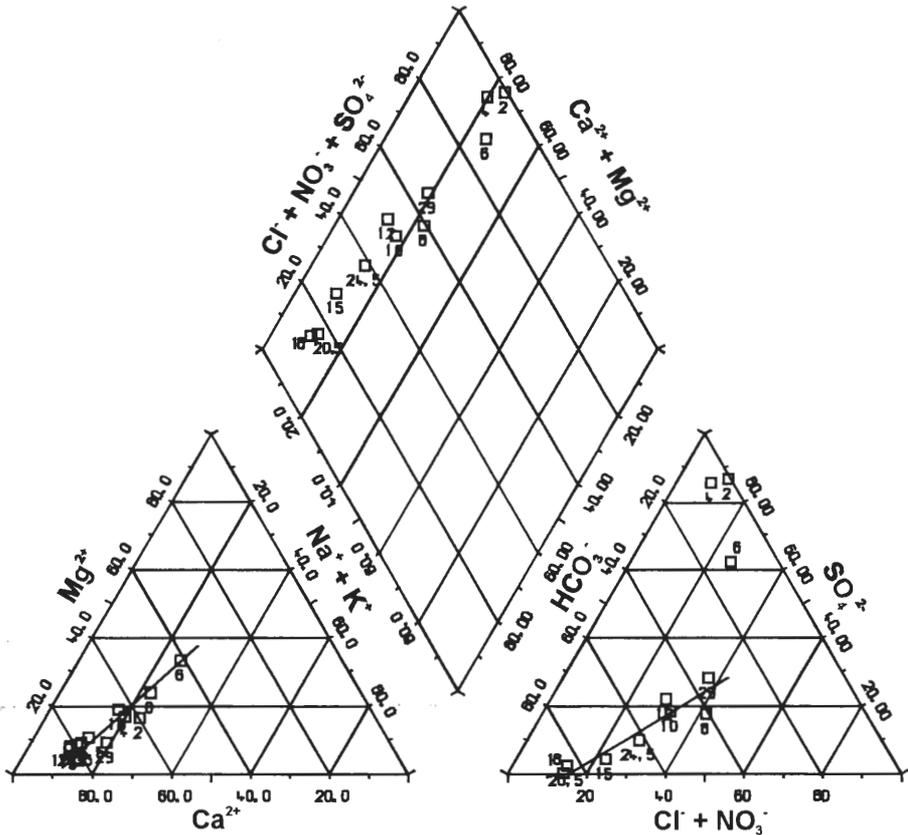


Abb. 40: PIPER-Diagramm mit Durchschnittswerten für die Grundwässer des ML2. Die Ziffern geben die jeweiligen Entnahmetiefen (m unter Gelände) an.

### 3.3.4 Milieuindikatoren und milieuabhängige Parameter

Erwartungsgemäß zeichnen sich die sauerstoffhaltigen Wässer der **GWM** im Bereich der Heide- und Grünlandflächen (GWM 14 und GWM 21 bis 23) sowie im direkten Abstrom der landwirtschaftlichen Nutzflächen (GWM 5 und GWM 10 bis 12) durch relativ hohe Eh-Werte ( $\bar{\varnothing} = 279\text{-}392$  mV) aus (Abb. 41). Dementsprechend wurden für die meisten Meßstellen niedrige (saure) pH-Werte ( $\bar{\varnothing} = 4,6\text{-}5,1$ ) bestimmt. Eine Ausnahme bilden die Meßstellen GWM 10 und 12, deren mittlere pH-Werte mit 6,0 bzw. 6,1 um ca. eine Potenz höher und somit als schwach sauer zu bezeichnen sind. Verantwortlich für solche Unter-

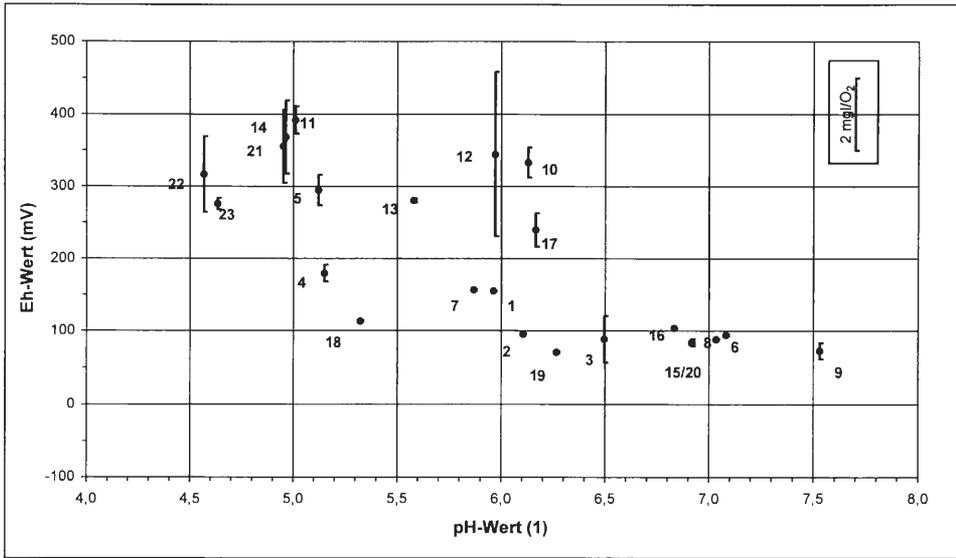


Abb. 41: Mittlere Eh- und pH-Werte für die Grundwässer der Meßstellen GWM 1 bis 23. Ergänzend sind auch die mittleren Sauerstoff-Konzentrationen angegeben.

schiede im Bereich der landwirtschaftlichen Nutzflächen können unterschiedliche Bewirtschaftungsmaßnahmen wie z.B. Kalkung oder Düngung sein.

Die Bestimmung des rH-Werts (negativer dekadischer Logarithmus des Wasserstoffpartialdrucks) hat gezeigt, daß für die beschriebenen Wässer indifferente Milieuverhältnisse vorherrschen. Relativ geringe Sauerstoff-Gehalte ( $\bar{\varnothing} = 0,3-4,6$  mg/l), die normalerweise für oberflächennahes Grundwasser zwischen 6 und 12 mg/l liegen (MATTHESS 1994), deuten ebenfalls darauf hin, daß bereits ein Sauerstoffabbau eingesetzt hat.

Die übrigen GWM weisen mit Ausnahme der Meßstellen GWM 4, 13 und 17 geringe Eh-Werte ( $\bar{\varnothing} < 157$  mV) auf. Die drei Ausnahmen besitzen mit 179 bis 281 mV eine vermittelnde Position zwischen den beiden Eh-Gruppen. Alle drei Meßstellen enthalten zumindest zeitweise Sauerstoff. Während die Meßstellen GWM 13 und 17 noch als indifferent bezeichnet werden können, weist die Meßstelle GWM 4 im Mittel bereits schwach reduzierende Verhältnisse auf.

Die übrigen GWM liegen mit Ausnahme von GWM 2 und 3 in einer Kontaktzone zu oberirdischen Gewässern und zeichnen sich durch (schwach) reduzierende Verhältnisse aus. Für die pH-Werte sind deutliche Unterschiede zu beobachten. Die Grundwässer der GWM 18 zeichnen sich durch einen sauren ( $\bar{\varnothing} = 5,3$ ), die der Meßstellen GWM 1, 7 und 19 durch einen schwach sauren und die der Meßstellen GWM 6, 8, 15, 16 und 20 durch einen neutralen Charakter aus. Für die GWM 9 liegen die pH-Werte im basischen Bereich; ungewöhnlich ist für diese Meßstelle, daß trotz der schwach reduzierenden Verhältnisse im Mittel noch Sauerstoff ( $\bar{\varnothing} = 0,4$  mg/l) nachgewiesen werden konnte. Gleiches gilt für die an der Landstraße gelegene Meßstelle GWM 3, für die sogar ein durchschnittlicher Sauerstoff-Gehalt von 1,28 mg/l ermittelt wurde.

Die **Multilevel-Brunnen** zeigen eine ähnliche Verteilung der Eh- und pH-Werte wie die GWM. Vergleichende Sauerstoff-Gehalte liegen bedingt durch die Entnahmetechnik nicht vor. Die mittleren Redoxpotentiale der Wässer des **ML1** lassen sich zwei Tiefenabschnitten zuordnen. Im oberen Abschnitt (bis 10 m Tiefe) sind mit Eh-Werten zwischen 220 und 365 mV ( $\bar{\varnothing}$ ) und niedrigen pH-Werten ( $\bar{\varnothing} = 5,1-5,6$ ) indifferente Verhältnisse ausgebildet

(Abb. 42). Auffällig sind die Bedingungen an der Grundwasseroberfläche (2 und 4 m), wo die Eh-Werte niedriger und die pH-Werte höher als in den darunterliegenden Niveaus sind. Demnach sind an der Grundwasseroberfläche zumindest zeitweise schwache Reduktionsbedingungen entwickelt.

Unterhalb von 10 m liegen die Eh-Werte im Mittel unter 100 mV, was auf ein sauerstofffreies, (schwach) reduzierendes Milieu hindeutet. Die pH-Werte ( $\bar{\varnothing} = 6,2-7,0$ ) verhalten sich wie auch im oberen Abschnitt gegenläufig zu den Eh-Werten.

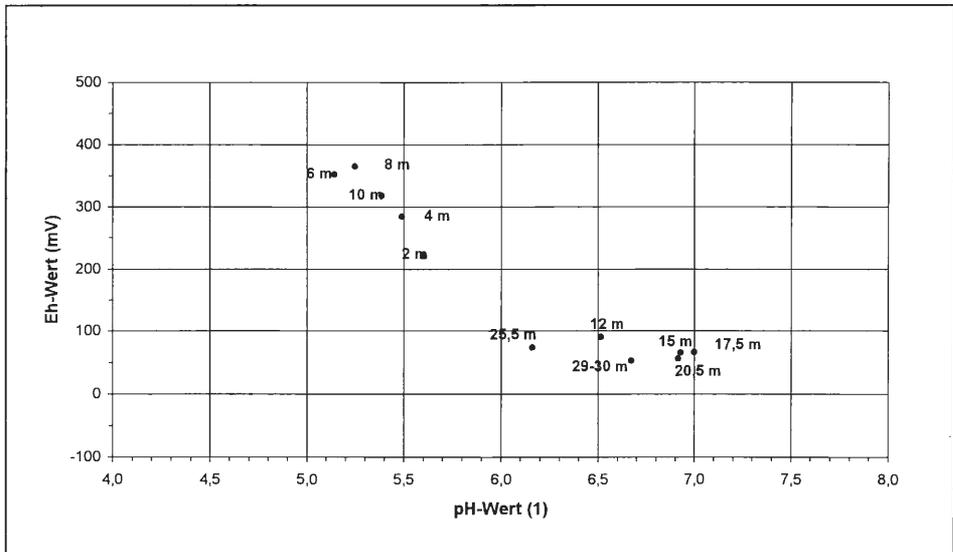


Abb. 42: Mittlere Eh- und pH-Werte für die Grundwässer des ML1.

Das Tiefenprofil der Eh- und pH-Werte des **ML2** zeigt bis 10 m Tiefe eine kontinuierliche Abnahme des Redoxpotentials (von 328 auf 19 mV) bei gleichzeitiger Zunahme der pH-Werte von 4,5 auf 7,1 (Abb. 43). Der Bereich von 10 bis 24,5 m zeichnet sich durch ein relativ einheitliches Milieu mit pH-Werten um den Neutralpunkt und einen mittleren Eh-Wert von 21 mV aus. An der Basis des Brunnens ist ein Anstieg des Redoxpotentials auf 66 mV bei geringfügig abnehmenden pH-Werten ( $\bar{\varnothing} = 6,8$ ) zu beobachten.

**Stickstoffverbindungen** werden dem Untergrund direkt über die Niederschläge (Nitrat: Freiland (F): 3,6 mg/l, Wald (W): 7,0 mg/l; Ammonium: F: 1,7 mg/l, W: 2,0 mg/l; NIEHAUS 1996) und die in der Landwirtschaft verwendeten Mineraldünger und organischen Dünger zugeführt.

Stickstoffverluste sind durch Pflanzen, Sorption und Entgasungen zu erwarten. Von besonderer Bedeutung sind jedoch mikrobiell gesteuerte Umwandlungsprozesse, wie die Denitrifikation. In Abhängigkeit von den ablaufenden Denitrifikationsprozessen werden Kohlendioxid, Stickstoffgas, Nitrit, Ammonium, Eisen, Sulfat, Hydrogencarbonat und Calcium als Abbauprodukte gebildet. Voraussetzungen der Denitrifikation sind reduzierende Bedingungen, ausreichende Vorräte an organischen Kohlenstoff- oder oxidierbaren Schwefelverbindungen (Sulfide) als Elektronendonatoren sowie ausreichende Verbleibzeiten im Grundwasser (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992). BÖTTCHER et al. (1989) geben für das Fuhrberger Feld (bei Hannover) als Halbwertszeit der chemolithoautotrophen Denitrifikation eine Spanne von 1,2 bis 2,1 Jahren an. Für die organotroph-dissimilatorische Nitrat-Reduktion kann von einer schnelleren Denitrifikation ausgegangen werden (VAN BEEK 1987).

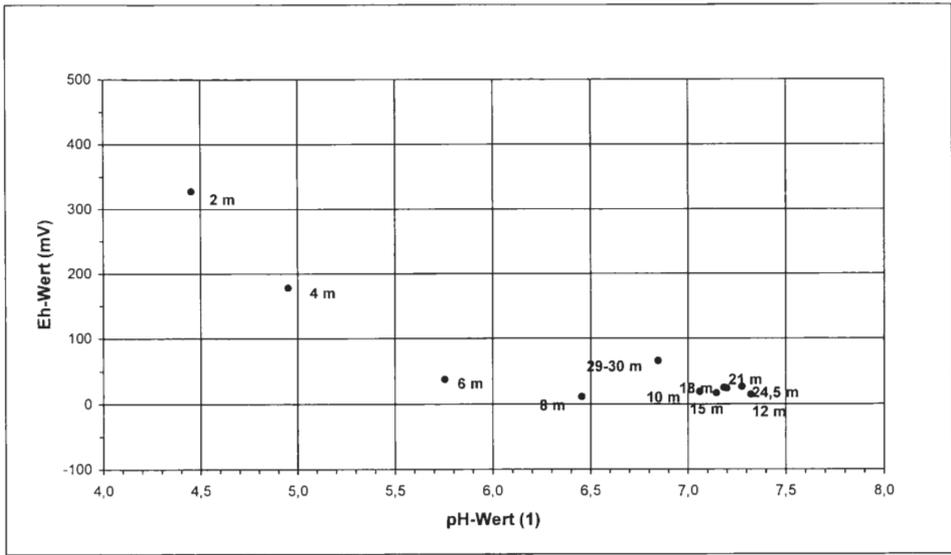


Abb. 43: Mittlere Eh- und pH-Werte für die Grundwässer des ML2.

Nitrat ( $\text{O} > 2 \text{ mg/l}$ ) wurde für die Wässer der **GWM** bei Redoxpotentialen  $> 300 \text{ mV}$  nachgewiesen (Abb. 44). Eine Ausnahme stellt die Meßstelle GWM 4 mit durchschnittlich  $11 \text{ mg/l NO}_3^-$  dar. Für diese Meßstelle ist im Laufe der Meßreihe eine kontinuierliche Veränderung des Milieus von oxidierenden zu reduzierenden Verhältnissen zu beobachten (Kap. 3.3.5).

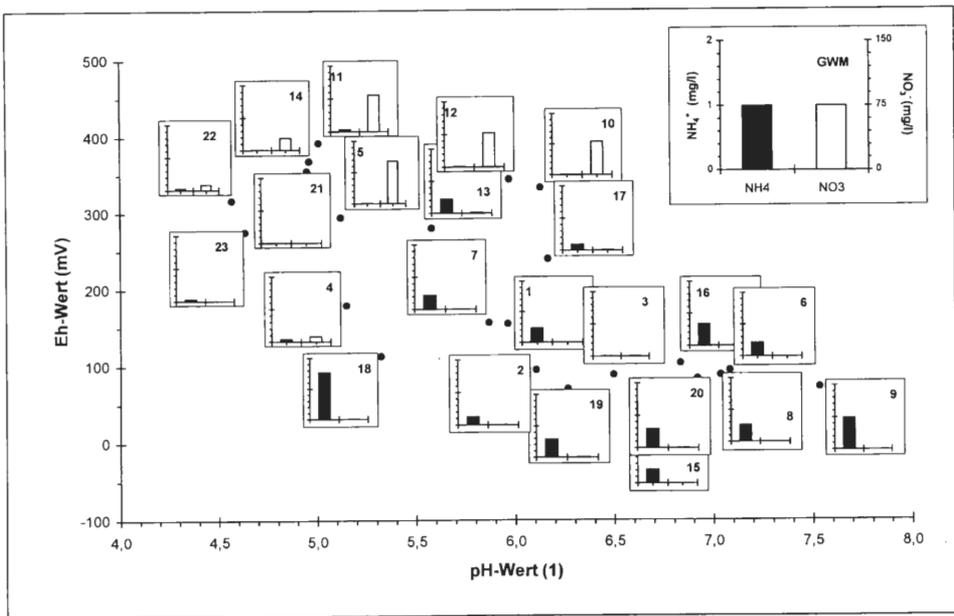


Abb. 44: Mittlere Ammonium- und Nitrat-Konzentrationen der Grundwässer der GWM im pH-Eh-Diagramm.

Die Höhe der Nitrat-Konzentration wird neben den Milieuverhältnissen auch vom Stickstoff-Angebot bestimmt; so treten die höchsten Konzentrationen für die GWM im Kontaktbereich zu landwirtschaftlichen Flächen mit 78 (GWM 12) bis 102 mg/l (GWM 5) im Mittel auf. Zeitweise leicht erhöhte Nitrat-Werte konnten für die Wässer der Meßstellen GWM 4 (1-43 mg/l), 13 (0,2-17 mg/l), 14 (12-48 mg/l) und 22 (2-25 mg/l) ermittelt werden.

Unter reduzierenden Verhältnissen, wie sie im Bereich der Vorfluter vorherrschen, tritt Stickstoff in Form von Ammonium auf. Besonders hohe Werte zeigen dort die Wässer der Meßstellen GWM 9 ( $\bar{\varnothing}$  = 0,98 mg/l) und 18 ( $\bar{\varnothing}$  = 1,53 mg/l).

Auffällig sind die an der Landstraße gelegenen Meßstellen GWM 2 und 3. Während für GWM 2 Ammonium-Konzentrationen von 0,3 mg/l ( $\bar{\varnothing}$ ) auftreten, ist für die Meßstelle GWM 3 keine Stickstoffspezies erhöht.

Die gemessenen Nitrit-Konzentrationen liegen für alle GWM im Mittel innerhalb des geogenen Normalbereichs. Eine Ausnahme stellt die Meßstelle GWM 5 mit durchschnittlich 0,04 mg/l und maximal 0,40 mg/l dar.

Das pH-Eh-Diagramm des **ML1** (Abb. 45) zeigt ebenfalls nur für die indifferenten Wässer Nitrat mit maximal 129 mg/l im Durchschnitt (8 m). Die hohen Konzentrationen ergeben sich auch hier aus der Lage der Meßstelle in unmittelbarer Nähe eines Maisackers. Zeitweise geringe Ammonium-Konzentrationen bei abnehmenden Nitrat-Gehalten deuten für die Wässer aus 2 bis 6 m zumindest zeitweise schwach reduzierende Verhältnisse an.

Unterhalb 8 m Tiefe nehmen die Nitrat-Konzentrationen bis in eine Tiefe von 12 m auf ein Minimum von 0,3 mg/l ab. Als Folge dieser Nitrat-Abnahme können im Tiefenabschnitt von 12 bis 17,5 m deutlich erhöhte Ammonium-Konzentrationen (0,7-1,2 mg/l) beobachtet werden. Unterhalb dieser Zone sind die Ammonium-Gehalte wieder als unauffällig anzusehen. Die Nitrit-Konzentrationen sind im Mittel  $\leq$  0,03 mg/l und somit unauffällig. Die Werte oberhalb der Nachweisgrenze beschränken sich auf den oberen Aquiferabschnitt bis 10 m Tiefe; dabei ist eine Konzentrationsabnahme mit zunehmender Tiefe zu beobachten.

Für die Wässer des **ML2** konnten maximal 10 mg/l  $\text{NO}_3^-$  an der Grundwasseroberfläche (2 m Tiefe) nachgewiesen werden (Abb. 46). Trotz der hohen Redoxpotentiale tritt parallel Ammonium mit durchschnittlich 0,7 mg/l auf. Für die übrigen Niveaus konnten bei niedrigen Eh-Werten durchweg hohe Ammonium-Konzentrationen nachgewiesen werden. Auffällig sind die Wässer aus 4 m Tiefe, wo zeitweise Konzentrationen bis zu 4,3 mg/l gemessen wurden. Ein zweites Maximum findet sich mit durchschnittlich 1,3 bis 1,6 mg/l in einer Tiefe von 15 bis 21 m.

Die gemessenen Nitrit-Gehalte mit durchschnittlich 0,04 mg/l und maximal 0,27 mg/l sind ausschließlich für die Wässer aus 2 m Tiefe auffällig.

Der Gehalt von **Schwermetallen** in natürlichen Wässern ist das Ergebnis chemischer Reaktionen, wie Oxidation und Reduktion, Lösung und Fällung von Hydroxiden, Carbonaten und Sulfiden, Bildung organischer Komplexe und chemischer Stoffwechselforgänge.

**Eisen** wurde im wesentlichen in den reduzierenden Wässern der **GWM** nachgewiesen (Abb. 47). Eine Ausnahme bilden die Grundwässer der GWM 13 mit Eisen-Konzentrationen von 18 mg/l im Mittel (zeitweise nur 0,7 mg/l). Ähnlich hohe Gehalte wurden für die ebenfalls im Anstrom des EFS gelegene GWM 16 ( $\bar{\varnothing}$  = 10 mg/l), die Wässer der Meerbeckeniederung (GWM 1, 6, 7 und 8,  $\bar{\varnothing}$  = 15-38 mg/l) sowie die Meßstelle GWM 2 ( $\bar{\varnothing}$  = 18 mg/l) bestimmt. Für die GWM 2 sind mit maximal 70 mg/l die höchsten Konzentrationen innerhalb des Untersuchungszeitraums ermittelt worden. Bemerkenswerter-

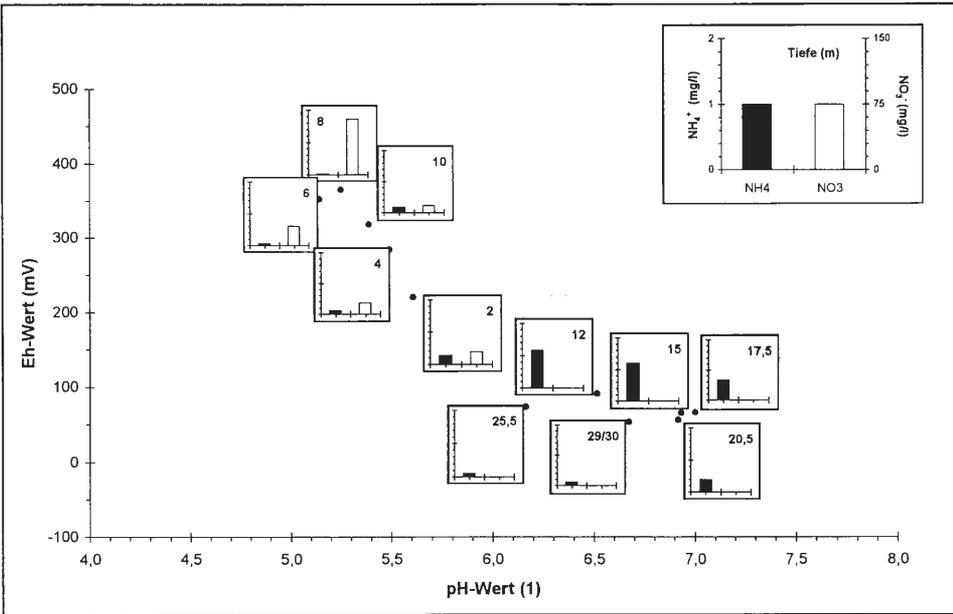


Abb. 45: Mittlere Ammonium- und Nitrat-Konzentrationen der Grundwässer des ML1 im pH-Eh-Diagramm.

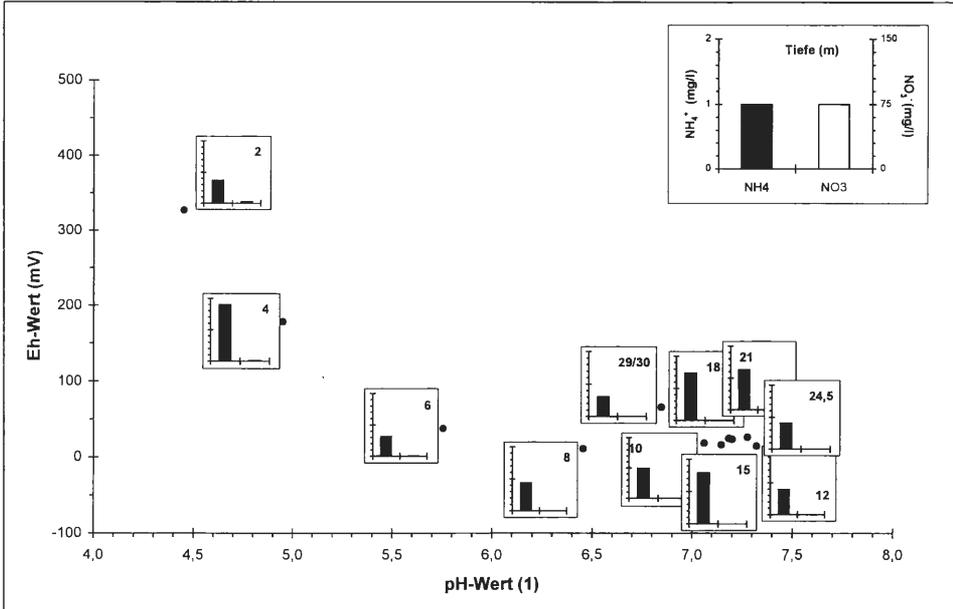


Abb. 46: Mittlere Ammonium- und Nitrat-Konzentrationen der Grundwässer des ML2 im pH-Eh-Diagramm.

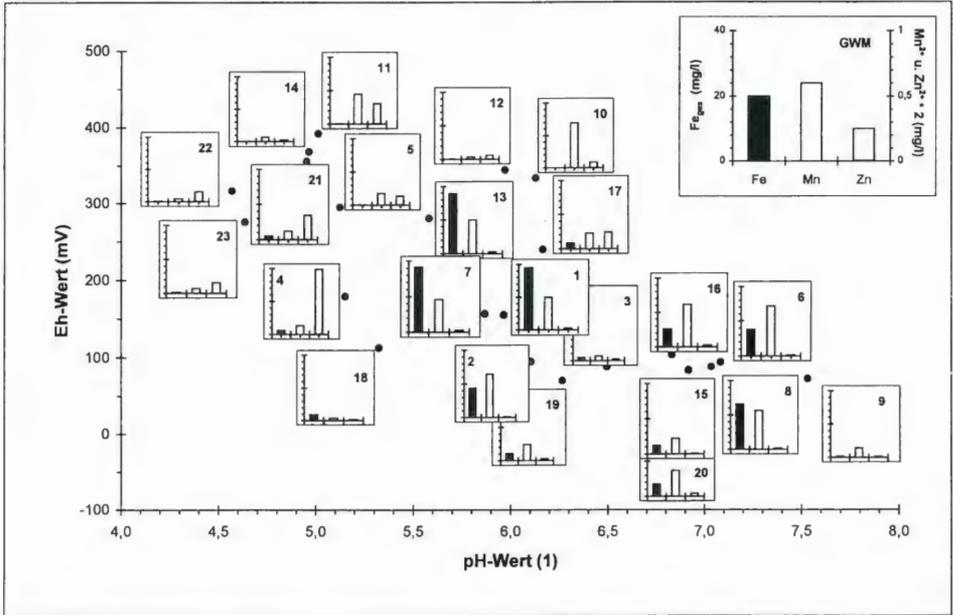


Abb. 47: Mittlere Eisen-, Mangan- und Zink-Konzentrationen der Grundwässer der GWM im pH-Eh-Diagramm.



Abb. 48: Eisenausfällungen im Bereich einer kleinen Senke südöstlich des GHM.

weise treten in diesen Wässern zeitweise auch geringere Konzentrationen auf (Min.: 0,4 mg/l Fe<sub>ges</sub>). Trotz reduzierender Verhältnisse wurden für die Meßstellen GWM 3 (Ø = 2 mg/l) und 9 (Ø = 1 mg/l) nur geringe Eisen-Konzentrationen gemessen.

Im Vergleich zu Literaturangaben sind die gemessenen Eisen-Konzentrationen z.T. extrem hoch und deuten damit auf einen hohen Anteil an geogenen Eisenverbindungen im Untergrund hin. Treten die eisenhaltigen Grundwässer plötzlich mit Sauerstoff in Verbindung, bildet sich ein braun-roter Schlamm (Ferrihydrit), wie er vielerorts im NSG beobachtet werden kann, z.B. in kleinen Senken (Abb. 48), in der Meerbecke sowie zeitweise in der Meßstelle GWM 21.

Die **Mangan**-Gehalte schwanken für die GWM im Mittel zwischen 0,04 und 0,69 mg/l (Abb. 47). Da Mangan sowohl bei pH-Werten < 6 als auch bei geringen Eh-Werten als Mn<sup>2+</sup> in Lösung bleibt und einer der beiden Faktoren für alle Meßwerte zutrifft, wird der Mangan-Gehalt der untersuchten Wässer wohl im wesentlichen vom jeweiligen Angebot bestimmt. Höhere Meßwerte (0,46-0,72 mg/l) treten für die Meßstellen mit hohen Eisen-Gehalten auf (GWM 1, 2, 6, 7, 8, 13 und 16). Zudem weisen die Grundwässer der Meßstellen GWM 10 und 11 mit 0,69 bzw. 0,45 mg/l höhere Konzentrationen auf.

Die **Zink**-Konzentrationen schwanken im Mittel zwischen der Nachweisgrenze und 0,49 mg/l (Max.: 1,6 mg/l; GWM 4). Höhere Werte treten in der Regel bei geringen pH-Werten auf, da es bei einer Protonisierung zur Freisetzung der an Tonmineralien adsorbierten Schwermetalle kommt (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 1996). Eine Ausnahme stellen die Wässer der Meßstellen GWM 10 und 17 dar, die bei pH-Werten von 6,1 bzw. 6,2 leicht erhöhte Zink-Gehalte von 0,04 bzw. 0,12 mg/l aufweisen.

Erwartungsgemäß sind die **Eisen**-Gehalte für die Grundwässer des **ML1** bis 8 m Tiefe im Mittel gering (0,1-2,9 mg/l). Ab 10 m Tiefe (Ø = 8,6 mg/l Fe<sub>ges</sub>) ist eine Konzentrationszunahme bis 26,5 mg/l (15 m) zu erkennen. Im unteren Drittel nehmen die Werte kontinuierlich bis zur Meßstellenbasis auf ein Niveau von 0,8 mg/l ab (Abb. 49).

Für **Mangan** ist auch hier keine eindeutige Abhängigkeit vom Milieu zu erkennen. Die Meßwerte schwanken im Mittel zwischen 0,06 und 0,52 mg/l. An der Grundwasseroberfläche sind sie mit 0,32 mg/l (Ø) leicht erhöht. Ab 6 m Tiefe nehmen die Konzentrationen von 0,18 mg/l bis in eine Tiefe von 15 m auf 0,53 mg/l zu. Im unteren Meßstellendrittel nehmen die Konzentrationen schließlich wieder ab (Ø = 0,07 mg/l).

Der **Zink**-Gehalt der Wässer des **ML1** schwankt zwischen der Nachweisgrenze und 0,48 mg/l. Im Mittel sind auch hier die Zink-Konzentrationen im Bereich der sauren, indifferenten Wässer (Ø = 0,10-0,21 mg/l) höher als für die reduzierenden Wässer im tieferen Aquiferabschnitt (Ø = 0,03-0,09 mg/l).

Für den **ML2** sind die **Zink**-Konzentrationen an der Grundwasseroberfläche ebenfalls mit 0,24 (2 m Tiefe) bzw. 0,22 mg/l (4 m Tiefe) gegenüber den tieferen Filterniveaus (Ø = < 0,03-0,04 mg/l) erhöht (Abb. 50).

Für **Mangan** schwanken die Werte im Mittel zwischen 0,19 und 0,81 mg/l, wobei hohe Werte in 4 m (Ø = 0,81 mg/l), 10 m (Ø = 0,75 mg/l) und 29 bis 30 m (Ø = 0,53 mg/l) festzustellen sind.

**Eisen** tritt im Bereich des **ML2** für die Wässer aller Filterniveaus auf. Während die Meßwerte der meisten Beprobungsniveaus unter 10 mg/l liegen, fallen die Wässer aus 6 und 8 m Tiefe durch vergleichsweise höhere Mittelwerte von 41,8 bzw. 22,4 mg/l auf.

Der Eintrag von **Phosphor** in den Boden erfolgt über die Verwitterung des Ausgangsgesteins, über organische Substanz sowie über den Niederschlag (F: 0,11 mg/l, W: 0,8 mg/l; NIEHAUS 1996). Von besonderer Bedeutung sind allerdings anthropogene Maßnahmen, wie z.B. der Einsatz von phosphathaltigen Düngern. Normalerweise bleibt der Eintrag in

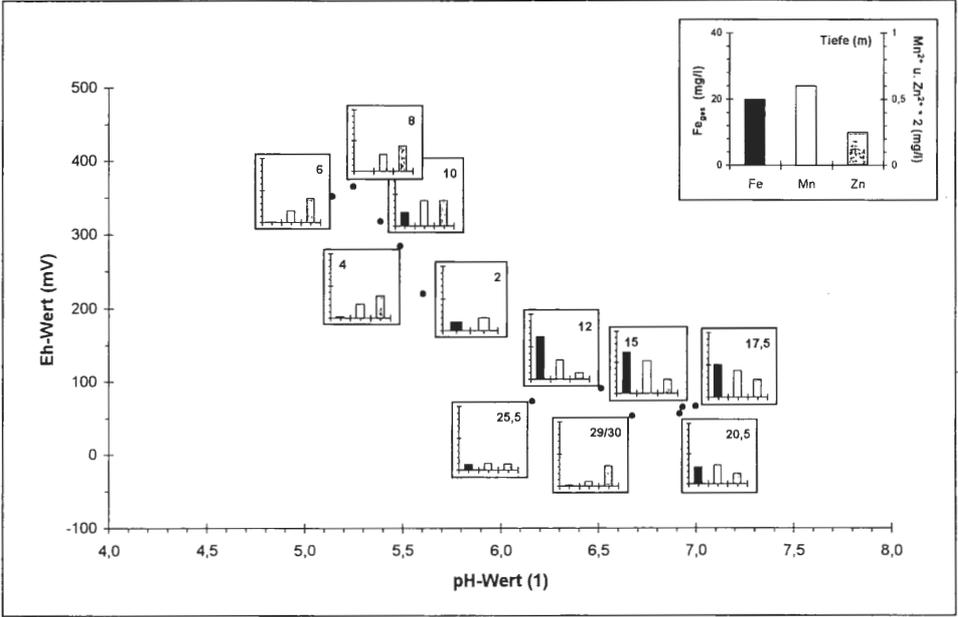


Abb. 49: Mittlere Eisen-, Mangan- und Zink-Konzentrationen der Grundwässer des ML1 im pH-Eh-Diagramm.

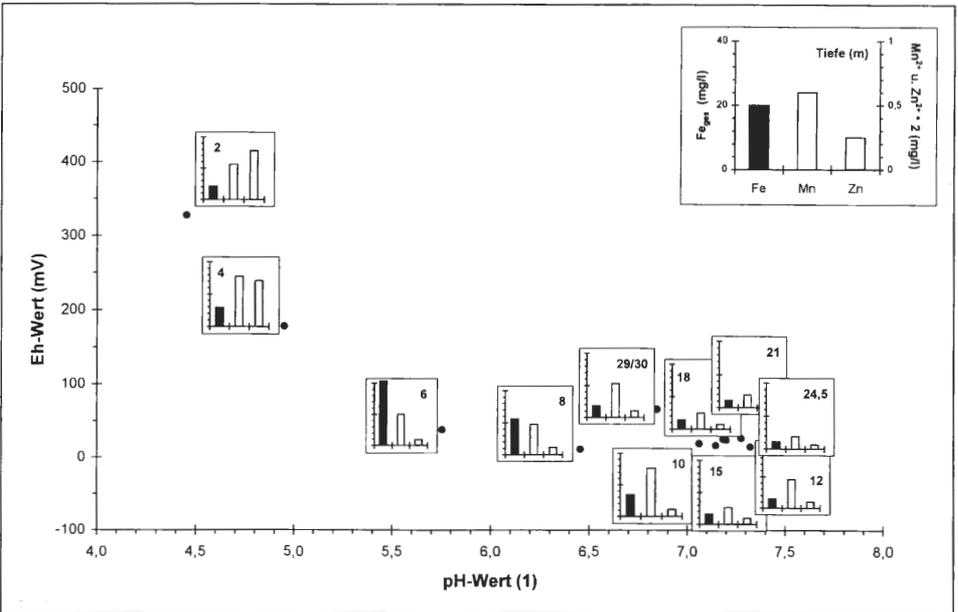


Abb. 50: Mittlere Eisen-, Mangan- und Zink-Konzentrationen der Grundwässer des ML2 im pH-Eh-Diagramm.

das Grundwasser aber gering ( $\bar{O} = 0,06 \text{ mg/l}$ ; WEDEPOHL 1978), da Phosphat in hohem Maß durch die Pflanzen aufgenommen wird. Weiterhin spielt die Adsorption an Tonminerale, Fe- und Al-Oxide/Hydroxide sowie Huminsäuren eine wichtige Rolle (DVWK 1996b).

Während die Phosphat-Konzentrationen der **GWM** unter aeroben Verhältnissen durchweg gering sind ( $\bar{O} = 0,01\text{-}0,05 \text{ mg/l}$ ), treten bei niedrigen Eh-Werten mit Ausnahme der Grundwässer der GWM 2 ( $0,06 \text{ mg/l}$ ) und 3 ( $0,04 \text{ mg/l}$ ) vergleichsweise hohe Konzentrationen ( $\bar{O} = 0,25\text{-}2,20 \text{ mg/l}$ ) auf (Abb. 51). In der Regel sind die Konzentrationen bei gleichem Redoxpotential bei niedrigen pH-Werten geringer (z.B. GWM 4 =  $0,08 \text{ mg/l}$  und GWM 18 =  $0,15 \text{ mg/l}$ ), was bessere Adsorptionsfähigkeit unter sauren Bedingungen bestätigt (s.o.).

Für die z.T. extrem hohen Phosphat-Konzentrationen müssen nicht ausschließlich Dünger verantwortlich sein, denn als Phosphat-Quelle kommen im Untersuchungsgebiet auch Eisenverbindungen in Betracht.

Beide **Multilevel-Brunnen** zeigen ein ähnliches Phosphat-Tiefenprofil mit geringen mittleren Konzentrationen im oberen Aquiferabschnitt. Diese Zone entspricht für den ML1 (Abb. 52) dem aeroben Bereich bis 10 m Tiefe ( $\bar{O} = 0,03 \text{ mg/l}$ ). Im ML2 (Abb. 53) reicht sie trotz der niedrigen Redoxpotentiale bis in eine Tiefe von 6 m ( $\bar{O} = 0,06 \text{ mg/l}$ ), wahrscheinlich als Folge eines geringeren Phosphat-Angebots oder auch der geringen pH-Werte.

Im zweiten Tiefenabschnitt steigen die Konzentrationen kontinuierlich bis 17,5 bzw. 18 m Tiefe auf  $0,76$  bzw.  $1,06 \text{ mg/l}$  an. Während die Werte im ML2 schließlich wieder bis zur Sohle der Meßstelle auf  $0,38 \text{ mg/l}$  im Mittel abnehmen, ist für den ML1 bis in eine Tiefe von 25,5 m zunächst ebenfalls eine Abnahme ( $\bar{O} = 0,10 \text{ mg/l}$ ), dann aber eine erneute Zunahme bis auf  $0,30 \text{ mg/l}$  (29-30 m) bei gleichzeitig zunehmendem pH-Wert zu erkennen.

**Schwefel** liegt in Böden und Gesteinen als Eiweißschwefel und als mineralische Form (z.B. Pyrit, Gips), elementar oder als Sulfat vor. Das Vorkommen der einzelnen Schwefelverbindungen wird entscheidend von den vorherrschenden Redoxbedingungen bestimmt. Unter anaeroben Bedingungen bei völligem Ausschluß von molekularem Sauerstoff und Nitrat sowie bei relativ hohem pH-Wert wird Sulfat ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) mikrobiell zu Hydrogensulfid ( $\text{HS}^-$ ) reduziert. Bei niedrigeren pH-Werten erfolgt die Sulfatreduktion durch die Bakteriengattung *Desulfovibrio*. Als Nebenprodukt wird das wasserlösliche, intensiv riechende Gas Schwefelwasserstoff ( $\text{H}_2\text{S}$ ) gebildet (HÖLTING 1996, BÖTTCHER et al. 1989).

Für die Mehrzahl der untersuchten Wässer konnte Schwefelwasserstoff zumindest zeitweise organoleptisch nachgewiesen werden. Ein Vergleich des Stabilitätsfelds aus MATTHESS (1994) mit den gemessenen Eh- und pH-Werten macht deutlich, daß  $\text{H}_2\text{S}$  im Untersuchungsgebiet nicht unter stabilen Verhältnissen vorkommt. Ähnliche Beobachtungen machten BÖTTCHER & STREBEL (1985) für das Fuhrberger Feld bei Hannover. Sie vermuten, daß rechnerisch nicht erfaßbare Komplexreaktionen zwischen Eisen bzw. Mangan und organischen Verbindungen dafür verantwortlich gemacht werden können. MATTHESS (1994) bemerkt zudem, daß eine Spezies (z.B.  $\text{H}_2\text{S}$ ) zeitweise auch außerhalb ihrer Grenzbedingungen vorkommen kann, da die beteiligten Reaktionen sich nur langsam vollziehen.

Im Mittel zeigen die **GWM** mit hohen Redoxpotentialen (GWM 5, 10-14, 17, 21-23) keinen eindeutigen Schwefelwasserstoffgeruch. Die Wässer der übrigen Meßstellen fallen hingegen durch einen Schwefelwasserstoffgeruch auf. Unter reduzierenden Bedingungen wird hier Sulfat zu  $\text{H}_2\text{S}$  mikrobiell reduziert.

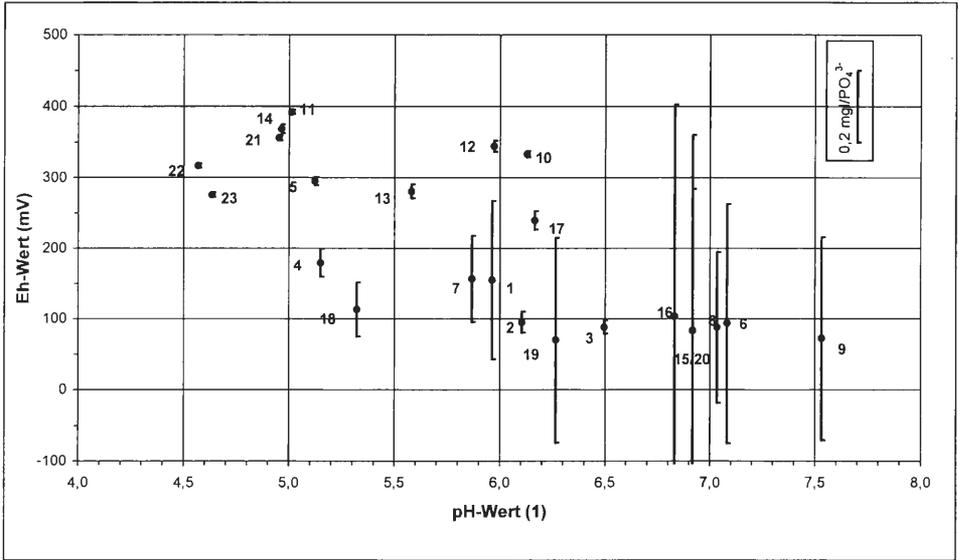


Abb. 51: Mittlere Phosphat-Konzentrationen der Grundwässer der GWM im pH-Eh-Diagramm.

Hydrogensulfid konnte bei der einmaligen Messung unabhängig vom pH-Wert nur für die Meßstellen GWM 2, 4 und 19 in geringen Konzentrationen von 0,1 bis 0,3 mg/l nachgewiesen werden. Höhere Konzentrationen ließen sich ausschließlich für die Meßstelle GWM 18 (1,0 mg/l) bestimmen.

Für die Grundwässer des MLI deuten der eindeutige Schwefelwasserstoffgeruch und abnehmende Sulfat-Konzentrationen ab 15 m Tiefe eine Sulfatreduktion an. Die Geruchsintensität nimmt mit der Tiefe zu, wobei im untersten Niveau wieder ein Rückgang spürbar ist. Bemerkenswerterweise ist zeitweise auch an der Grundwasseroberfläche (2 m

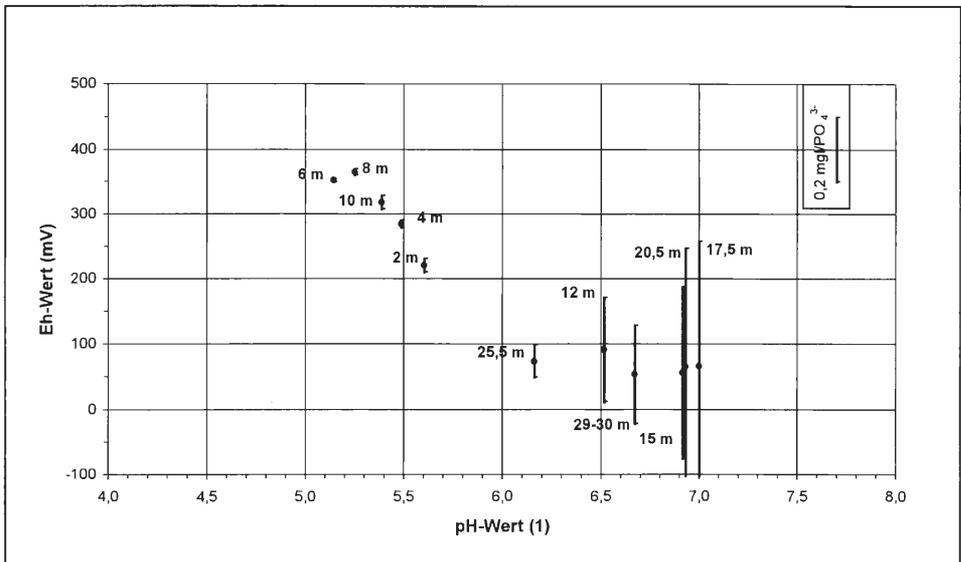


Abb. 52: Mittlere Phosphat-Konzentrationen der Grundwässer des MLI im pH-Eh-Diagramm.

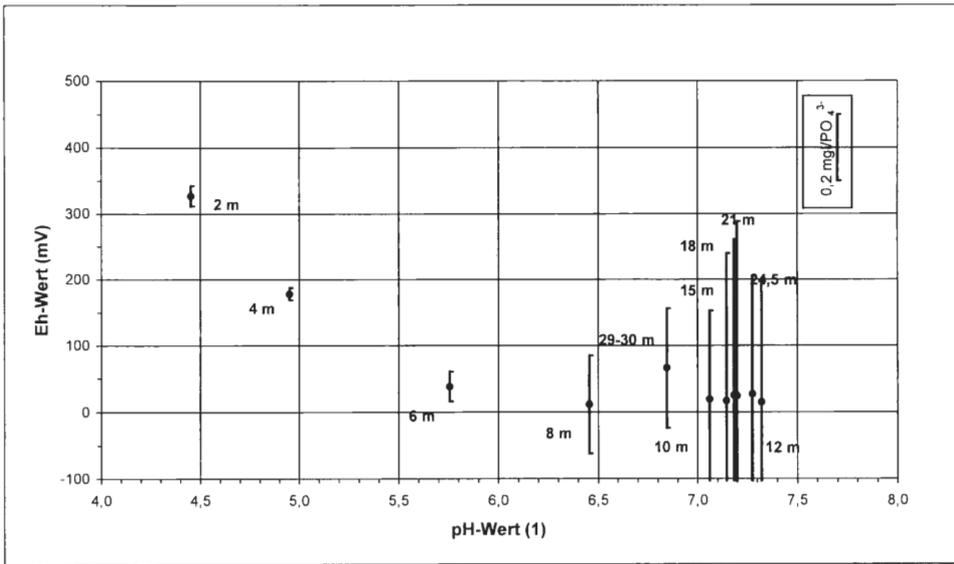


Abb. 53: Mittlere Phosphat-Konzentrationen der Grundwässer des ML2 im pH-Eh-Diagramm.

Tiefe) ein H<sub>2</sub>S-Geruch wahrnehmbar. Hydrogensulfid konnte nicht nachgewiesen werden. Auch die Grundwässer des **ML2** sind im reduzierenden Bereich zwischen 6 bis 24,5 m Tiefe in der Regel durch einen eindeutigen Schwefelwasserstoffgeruch gekennzeichnet. Besonders deutlich ist diese organoleptische Besonderheit in 6 bis 8 m und 15 m Tiefe. Zur Basis der Meßstelle nimmt die Geruchskonzentration kontinuierlich ab. Belegt wird die Sulfatreduktion durch minimale Sulfat-Konzentrationen im Tiefenabschnitt zwischen 15 bis 21 m ( $\bar{\varnothing}$  = 1-6 mg/l). Hydrogensulfid konnte bei den zwei Einzelmessungen in einer Tiefe von 6 bis 10 m mit Konzentrationen von 0,1 bis 0,3 mg/l gemessen werden.

Aus einem Vergleich der Härtedreiecke (Abb. 32 - Abb. 34) und der pH-Eh-Diagramme (Abb. 41 - Abb. 43) wird deutlich, daß die **Hydrogencarbonat**-Konzentrationen der **GWM** im wesentlichen von den vorherrschenden pH-Werten bestimmt werden. So konnten bei niedrigen pH-Werten ausschließlich minimale und bei hohen pH-Werten hohe Hydrogencarbonat-Konzentrationen gemessen werden.

Für den **ML1** ist der Zusammenhang zwischen pH-Wert und gelöstem Kohlendioxid am parallelen Verlauf der Tiefenprofile erkennbar, die sich außerdem zu dem des Hydrogencarbonats gegenläufig verhalten. Das Kohlendioxid-Tiefenprofil zeigt im Mittel sowohl an der Grundwasseroberfläche (83 mg/l) als auch im Bereich von 12 bis 17,5 m (69 mg/l) leicht erhöhte Konzentrationen an gelöstem Kohlendioxid. Während die höheren Gehalte an der Grundwasseroberfläche im wesentlichen mit dem Sickerwasser in das Grundwasser gelangt sind, liefert das gelöste Kohlendioxid in tieferen Aquiferabschnitten Hinweise auf Stoffwechselreaktionen.

Für den **ML2** bedingen hohe CO<sub>2</sub>-Gehalte ( $\bar{\varnothing}$  = 136 mg/l) an der Grundwasseroberfläche unter anderem geringe pH-Werte. Da das Carbonat-Puffersystem hier bereits erschöpft ist, konnten nur entsprechend niedrige Hydrogencarbonat-Konzentrationen gemessen werden. Mit abnehmenden CO<sub>2</sub>-Gehalten und zunehmenden pH-Werten nimmt auch der Hydrogencarbonat-Gehalt wieder zu.

### 3.3.5 Zeitliche Veränderung der Grundwasserbeschaffenheit

Im folgenden werden für ausgewählte Meßstellen die Ganglinien ausgesuchter Parameter dargestellt, die auf eine anthropogene bzw. geogene Beeinflussung der Grundwasserqualität hindeuten. Wie aus den vorangestellten Ausführungen und auch früheren Arbeiten (PUST 1993, WEINERT et al. 1998) hervorgeht, sind Beeinträchtigungen entlang der Landstraße L504 und der Meerbecke sowie im Kontaktbereich landwirtschaftlicher Nutzflächen nachgewiesen. Zeitweise erhöhte elektrische Leitfähigkeiten für die Wässer des ML2 (2-6 m) und der Meßstelle GWM 19 können eventuell ebenfalls auf einen anthropogenen Einfluß zurückgeführt werden.

Saisonale Schwankungen sowie langjährige Trends in der Grundwasserbeschaffenheit werden in der Regel durch die schwankende Zufuhr von Sickerwasser und die unterschiedliche Beschaffenheit des Grundwasserzustroms hervorgerufen. Darüber hinaus können räumliche Schwankungen der Grundwasserscheiden sowie eine Höhenschwankung der Redoxkline zur Variabilität der Grundwasserbeschaffenheit beitragen (SCHEYTT 1994).

Die östlich der **Landstraße** gelegenen Meßstellen GWM 2 und 3 zeigen im dokumentierten Zeitabschnitt deutliche Leitfähigkeits-Schwankungen (Abb. 54). Diese werden, wie aus der Korrelationsanalyse hervorgeht, durch die Gehalte der tausalzspezifischen Stoffe Chlorid, Natrium, Calcium, Magnesium und Sulfat (SCHORB 1988) sowie Hydrogencarbonat bestimmt.

Für die im Abstrom der Landstraße gelegene Meßstelle **GWM 2** sind jeweils in den Winter-/Frühjahrsmonaten hohe elektrische Leitfähigkeiten bis zu 1931  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (Januar 1997) gemessen worden. Diese Tatsache läßt vermuten, daß der Fahrbahnabfluß mit nur geringer zeitlicher Verzögerung das Grundwasser erreicht. Die Konzentrationsänderung ist dabei vom witterungsabhängigen Tausalzverbrauch und der Niederschlagsmenge abhängig.

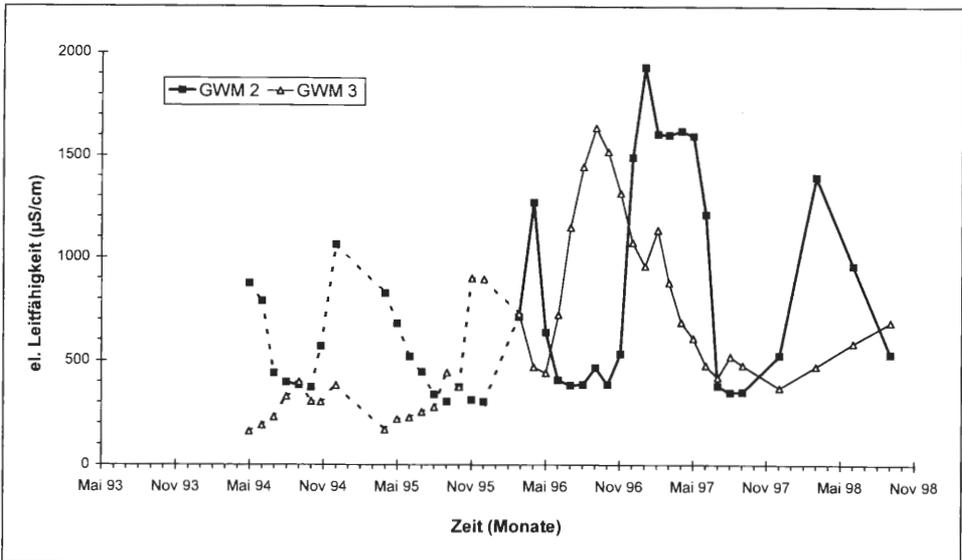


Abb. 54: Variation der elektrischen Leitfähigkeit der Grundwässer der an der Landstraße L504 gelegenen Meßstellen GWM 2 und 3 während des Untersuchungszeitraums (—), Ergänzend sind die Meßwerte früherer Untersuchungen dargestellt (- - -).

Die Wässer der Meßstelle **GWM 3** zeigen im Vergleich zur GWM 2 einen abweichenden Verlauf der elektrischen Leitfähigkeiten. Höhere elektrische Leitfähigkeiten treten für diese Meßstelle nicht regelmäßig und zudem phasenverschoben zu denen der Meßstelle GWM 2 auf (Abb. 54).

Bemerkenswert ist, daß für die westlich der Landstraße gelegene Meßstelle GWM 1 keine ausgeprägten Leitfähigkeits-Schwankungen beobachtet werden können. Hier scheint sich der Einfluß der Straße weniger bzw. gar nicht auszuwirken, da die GWM mehr oder weniger im Anstrom der Straße liegt.

Der direkte Einfluß der **Landwirtschaft** soll hier anhand der düngerspezifischen Parameter Nitrat, Ammonium und Kalium verdeutlicht werden. Die Verlagerung des Stickstoffs erfolgt fast ausschließlich in Form von Nitrat. Nennenswerte N-Verlagerungen als Ammonium-Stickstoff stellten ASMUS et al. (1998) in Sandböden nur im Spätherbst und Frühjahr fest, wenn die Nitrifizierung des Ammonium-N wegen nicht ausreichender Bodentemperatur stark eingeschränkt ist. Aber auch nach Gülledüngung kann Ammonium in erheblichen Mengen im Sickerwasser auftreten. Zudem kann es in vernässten Böden auch als Reduktionsprodukt von Nitrat entstehen.

Der Einfluß der Landwirtschaft läßt sich besonders eindeutig für den in der Kontaktzone eines Maisackers positionierten **ML1** aufzeigen (Abb. 55). Die Ganglinien der oberen beiden Filterniveaus (2 und 4 m) belegen für den Parameter Nitrat in den Frühjahrsmonaten 1997 und 1998 erhöhte Konzentrationen (Max.: 76 bzw. 108 mg/l). Kalium und Ammonium zeigen zu den genannten Zeitpunkten eine ähnliche Tendenz. Diese Beobachtung läßt auf einen erhöhten Stoffeintrag mit dem verstärkt in den Wintermonaten auftretenden Sickerwasser schließen. In einer Tiefe von 6 m sind zwar auch noch deutliche Konzentrationsschwankungen zu beobachten, doch ist ein eindeutiger jahreszeitlicher Gang nicht zu erkennen.

Die Grundwässer aus 8 m Tiefe zeigen für Nitrat bis zum September 1998 einen ansteigenden Trend von 107 auf 168 mg/l. Für Kalium sind seit Beginn der Untersuchungen bis Mai 1997 ebenfalls steigende Gehalte von 29 auf 39 mg/l zu beobachten; ab September 1997 nehmen die Konzentrationen bis zum Ende der Untersuchungen wieder auf 21 mg/l ab. Die Ammonium-Konzentrationen verharren hingegen mit Ausnahme der ersten Beprobungsmonate mit durchschnittlich 0,04 mg/l auf einem vergleichsweise geringen Niveau. Eine Zunahme der Nitrat-Konzentration von 4 auf 43 mg/l bei abnehmenden Ammonium-Gehalten (von 0,36 auf 0,03 mg/l) in 10 m Tiefe deutet entweder auf eine Beeinträchtigung des Denitrifikationsvermögens oder auch auf einen tiefer reichenden Einfluß der Landwirtschaft hin.

Aufgrund ihrer Position im Gelände können für die Meßstellen GWM 11 und 12 ähnliche Verhältnisse wie für den ML1 angenommen werden. Für die Wässer der Meßstelle **GWM 11** sind im jahreszeitlichen Gang geringe Nitrat-Werte in den Winter- und Frühjahrsmonaten und hohe Konzentrationen in den Sommermonaten zu erkennen, wobei die Maxima für die Jahre 1997 und 1998 geringer ausfallen (Abb. 56). Eventuell läßt sich das im Vergleich zum ML1 (2 und 4 m Tiefe) zeitlich verschobene Auftreten der Maxima mit der geringfügig größeren Entfernung (ca. 10 m) zu den landwirtschaftlichen Flächen erklären. Möglicherweise spielt aber auch die Tatsache eine Rolle, daß es sich bei den Wässern der Grundwassermeßstellen um Mischwässer des ersten Dekameters handelt. Für die Kalium-Gehalte kann im Gegensatz zu den Nitrat-Gehalten kein eindeutiger Jahresgang beobachtet werden. Generell liegen die Konzentrationen der aktuellen Untersuchungen gegenüber früheren Untersuchungen im Mittel geringfügig höher. Für die Meßstelle **GWM 12** ergaben sich gegenüber dem Ganglinienverlauf der Meßstelle GWM 11 zeitweise deutliche Abweichungen. So waren die Nitrat-Konzentrationen 1993 bis 1996 mit < 25 mg/l unauffällig (Abb. 57). 1992 wurden dagegen zeitweise Gehalte von bis zu 60 mg/l (PUS 1993)

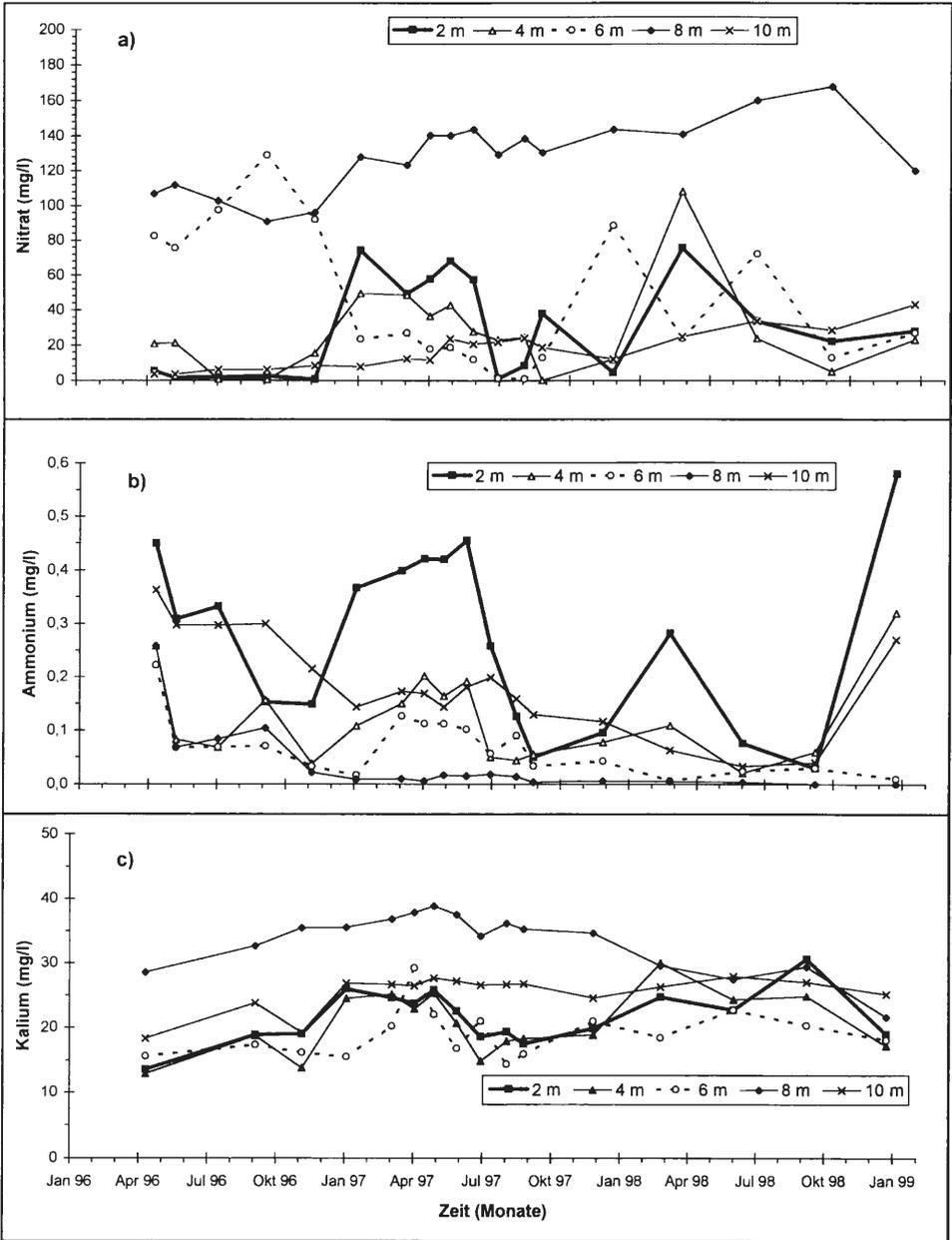


Abb. 55: Zeitliche Variation der Nitrat- (a), Ammonium- (b) und Kalium-Konzentration (c) der Wässer flachgründiger Tiefenniveaus des ML1 (2 - 10 m).

und während der aktuellen Untersuchungen sogar Konzentrationen von bis zu 139 mg/l (April 1997) gemessen. Zudem konnte im aktuellen Untersuchungszeitraum ein Jahresgang ähnlich dem der Meßstelle GWM 11 beobachtet werden. Gegen Ende der Untersuchungen nahmen die Meßwerte wieder auf ein niedriges Niveau ab (September 1998: 21 mg/l), was auch für die Kalium-Gehalte zutrifft.

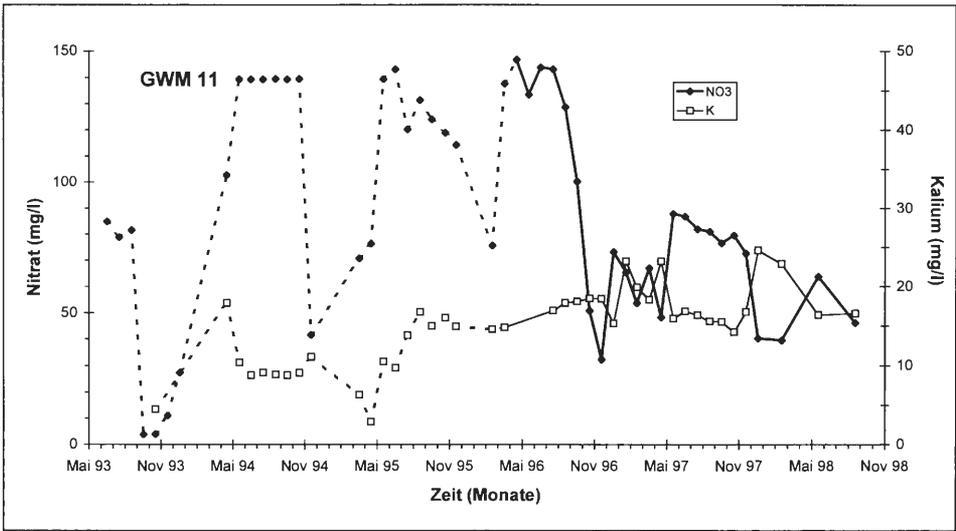


Abb. 56: Variation der Nitrat- und Kalium-Konzentration der Wässer der Meßstelle GWM 11 während des Untersuchungszeitraums (—). Ergänzend sind die Meßwerte früherer Untersuchungen dargestellt (- - -).

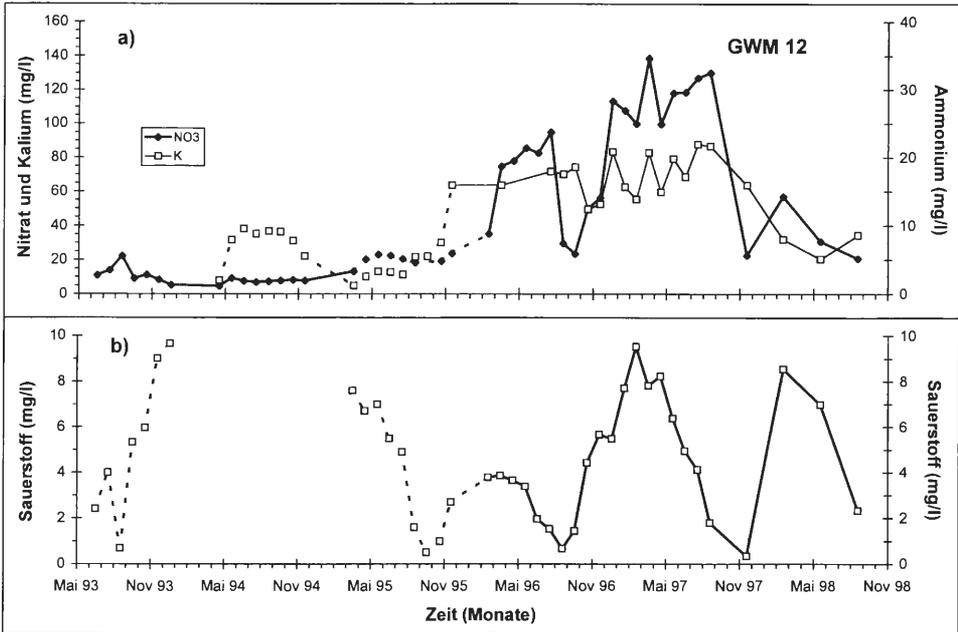


Abb. 57: Variation der Nitrat-, Kalium- und Ammonium-Konzentration (a) sowie der Sauerstoff-Gehalte (b) der Grundwässer der Meßstelle GWM 12 während des Untersuchungszeitraums (—). Ergänzend sind die Meßwerte früherer Untersuchungen dargestellt (- - -).

Die niedrigen Nitrat-Konzentrationen der Jahre 1993 bis 1995 lassen sich nicht, wie zu vermuten ist, mit einem geringeren Düngenniveau der im Anstrom liegenden Äcker erklären, da zu diesem Zeitpunkt auf diesen Flächen Maisanbau betrieben wurde (BANGERT & KOWARIK 2000). Auch eine Denitrifikation scheint aufgrund hoher Sauerstoff-Gehalte als Erklärung nur bedingt wahrscheinlich.

Für die Meßstelle **GWM 5** ist ein ähnlicher Jahresgang wie für die oberen Filterstufen des ML1 zu beobachten, allerdings werden hier die Schwankungen von einem generell ansteigenden Trend überlagert (Abb. 58). Für Kalium ist ebenfalls ein steigender Trend zu beobachten; jahreszeitliche Schwankungen sind für diesen Parameter im Gegensatz zum Nitrat allerdings nicht eindeutig zu erkennen.

Für die Meßstelle **GWM 4**, die nur ca. 100 m von der GWM 5 entfernt liegt, ist bis Juni 1997 ebenfalls ein jahreszeitlich beeinflusster Nitrat-Gang dokumentiert, wobei die jeweiligen Maxima einen insgesamt abnehmenden Trend zeigen. Berücksichtigt man zu den in Abb. 59 dargestellten Meßwerten die von PUST für 1992 ermittelten Konzentrationen (43-210 mg/l), ist für diese Meßstelle eine kontinuierliche Konzentrationsabnahme des Nitrats über einen Zeitraum von mindestens 6 Jahren feststellbar. Ab Juni 1997 wurden schließlich nur noch minimale Nitrat-Gehalte nachgewiesen. Aufgrund gleichbleibender Ammonium- und Kalium-Konzentrationen bei gleichzeitig ganzzeitig geringen Sauerstoff-Gehalten ist diese Tendenz nicht auf einen verringerten Eintrag, sondern vielmehr auf einen chemischen Milieuwechsel von oxidierenden zu reduzierenden Verhältnissen zurückzuführen. Ursächlich dafür dürfte ein Vegetationswechsel - bei gleichzeitiger Düngung (Stickstoff-, Phosphat- und Kalidünger) - der westlich angrenzenden Fläche von Acker zu Grünland sein, der eine Änderung der Milieubedingungen verursacht.

Für die Wässer der Meßstelle **GWM 10**, die sich ebenfalls durch hohe Nitrat-Gehalte auszeichnet, sind keine eindeutigen jahreszeitlichen Schwankungen zu erkennen. Allerdings muß berücksichtigt werden, daß hier im Vergleich zu den anderen Meßstellen weniger Meßwerte vorliegen. Da einer der angrenzende Äcker während der letzten Jahre zeitweise als Grünland genutzt wurde, wären Konzentrationschwankungen denkbar. Andererseits ist auch ein Einfluß tieferer Wässer möglich.

Für die Meßstellen **GWM 14** und **22** der Meßstellengruppe E ist ein paralleler Verlauf der Nitrat-Ganglinien zu beobachten (Abb. 60), wobei die Gehalte der Meßstelle GWM 22 immer unter denen der GWM 14 liegen. Die Ganglinien folgen einem zweijährigen Zyklus. Die jeweiligen Maxima bzw. Minima fallen jeweils in den Frühsommer. Ein Einfluß der Landwirtschaft ist dabei unsicher.

Die an der **Meerbecke** gelegenen Meßstellen GWM 6 und 8 fallen durch eine gegenüber den anderen Meßstellen der Meerbeckeniederung vergleichsweise höhere Mineralisation auf (Kap. 3.3.3). Außerdem sind hier im Gegensatz zu den anderen an der Meerbecke gelegenen GWM auch Besonderheiten im zeitlichen Verlauf zu beobachten. So konnte für die Meßstelle GWM 6 von März 1995 bis März 1997 ein kontinuierlicher Anstieg der elektrischen Leitfähigkeit von 693 auf 949  $\mu\text{S}/\text{cm}$  gemessen werden. Ab Juni 1997 bleiben die Werte schließlich bis zum Ende des Untersuchungszeitraums auf einem Niveau von ca. 900  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (Abb. 61).

Die Vermutung liegt nahe, daß das Grundwasser hier durch die Meerbecke beeinflusst wird. In diese wurde von einem Steinbruchbetrieb im Uffelner Raum zwischen 1987 und 1997 Niederschlags- und Grundwasser eingeleitet. Bei den Grundwässern handelt es sich um hoch mineralisierte, bergbaubeeinflusste Wässer. Die seit Beginn des Jahres 1997 täglich vom Stationspersonal gemessenen elektrischen Leitfähigkeiten der Meerbecke (Höhe Biologische Station) zeigen deutlich die aus der Wassereinleitung resultierenden kurzfristigen Erhöhungen der elektrischen Leitfähigkeit bis zu 2500  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (Abb. 62).

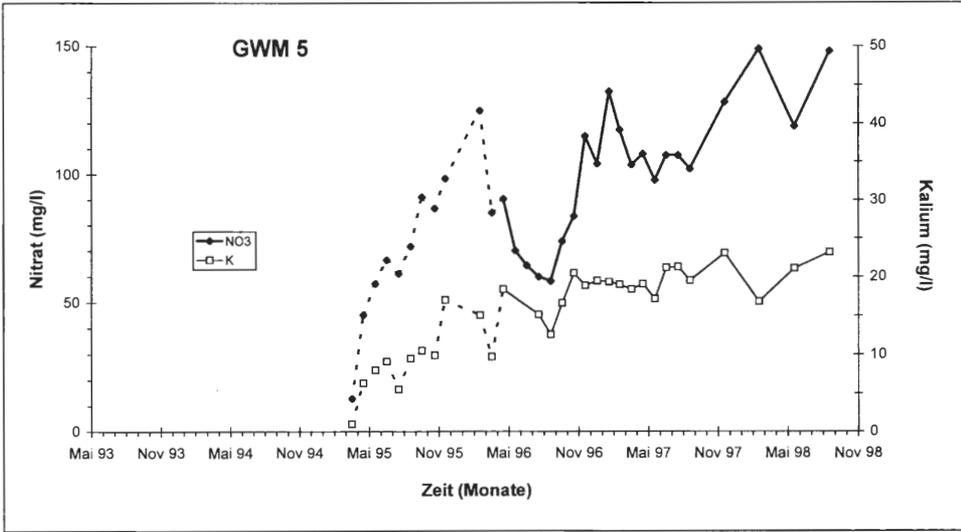


Abb. 58: Entwicklung der Nitrat- und Kalium-Konzentration der Grundwässer der Meßstellen GWM 5 während des Untersuchungszeitraums (—). Ergänzend sind die Meßwerte früherer Untersuchungen dargestellt (- - -).

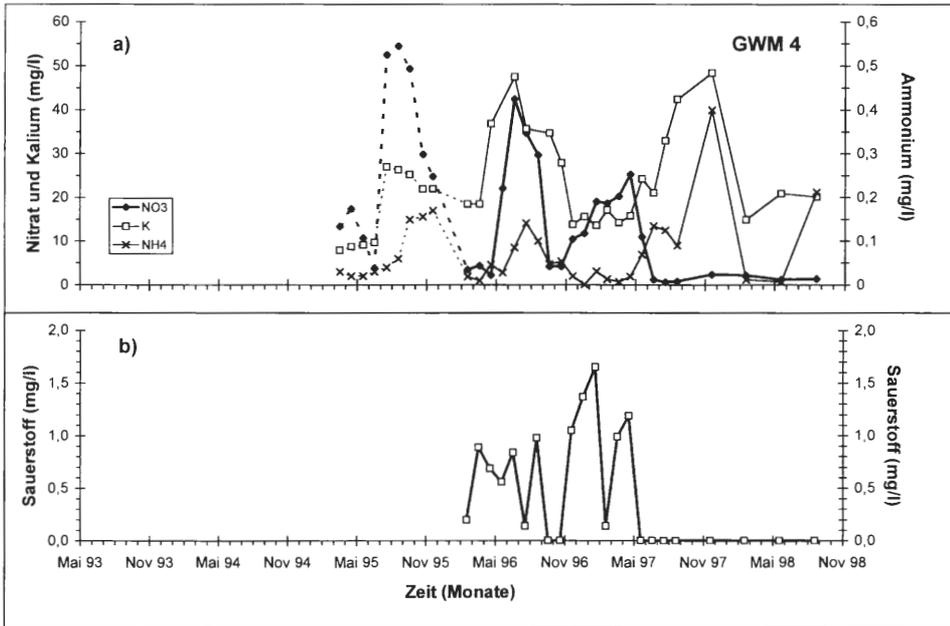


Abb. 59: Variation der Nitrat-, Ammonium- und Kalium-Konzentration (a) sowie der Sauerstoff-Gehalte (b) der Wässer der Meßstelle GWM 4 während des Untersuchungszeitraums (—). Ergänzend sind die Meßwerte früherer Untersuchungen dargestellt (- - -).

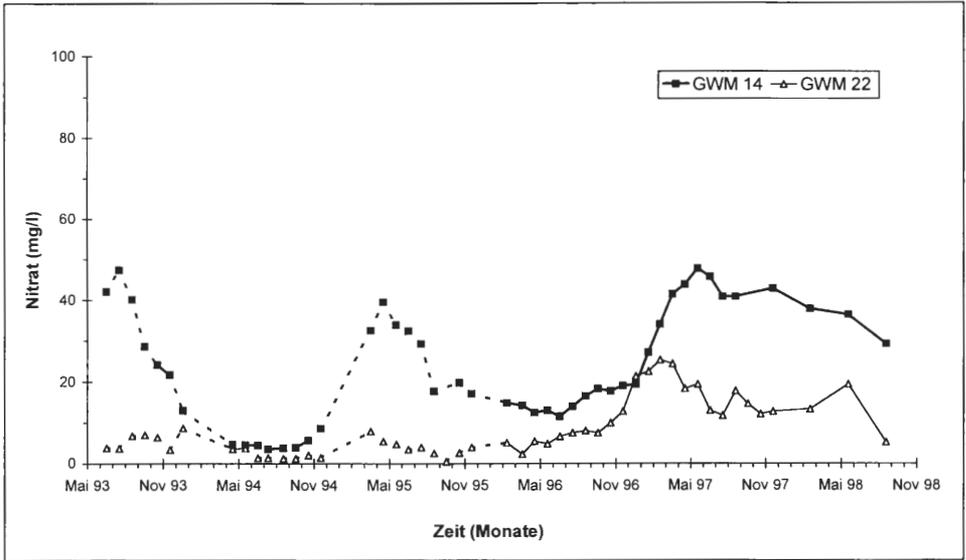


Abb. 60: Variation der Nitrat-Konzentration der Grundwässer der Meßstellen GWM 14 und 22 während des Untersuchungszeitraums (—). Ergänzend sind die Meßwerte früherer Untersuchungen dargestellt (- - -).

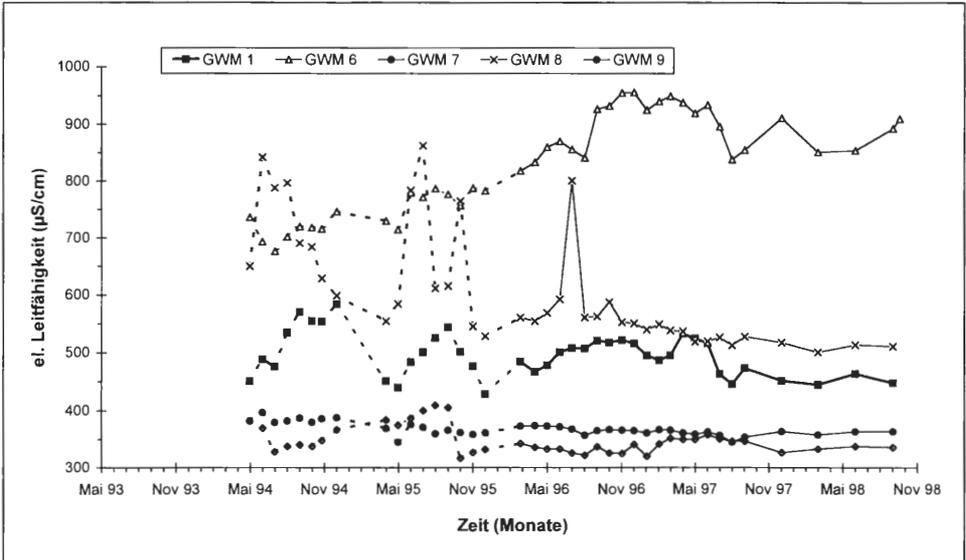


Abb. 61: Variation der elektrischen Leitfähigkeit der Grundwässer der an der Meerbecke gelegenen GWM während des Untersuchungszeitraums (—). Ergänzend sind die Meßwerte früherer Untersuchungen dargestellt (- - -).

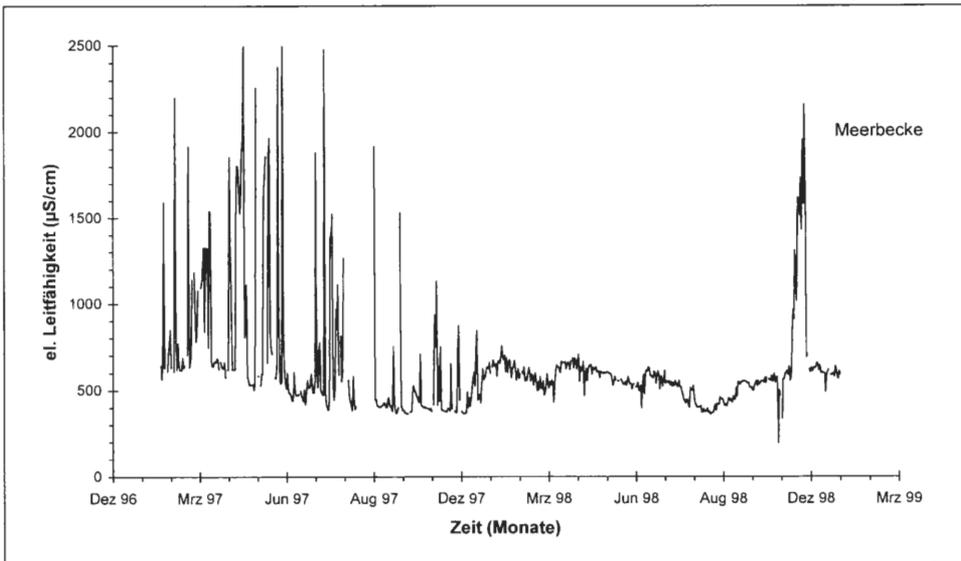


Abb. 62: Elektrische Leitfähigkeit (Tageswerte) der Meerbecke für die Jahre 1997 bis 1998.

Seit 1998 leitet der Steinbruch seine Wässer in die Hörsteler Aa (Ausnahme: 12.-25.11.1998), was eine Abnahme der elektrischen Leitfähigkeit der Meerbecke auf 550  $\mu\text{S/cm}$  im Mittel zur Folge hatte. Damit liegt die elektrische Leitfähigkeit allerdings immer noch um durchschnittlich 250  $\mu\text{S/cm}$  über den zwischen 1974 und 1987 ermittelten Werten (PUST 1993).

Unter Berücksichtigung der an der Meerbecke erhobenen Daten ließen sich die steigenden und anschließend auch wieder geringfügig abnehmenden bzw. stagnierenden Meßwerte für die Meßstelle GWM 6 leicht erklären. Grundsätzlich ist zu überlegen, ob nicht auch teilweise eine andere Beeinflussung für die gemachte Beobachtung in Frage kommt, denn prinzipiell ist auch eine Unterströmung der Meerbecke als Folge der Vorflutfunktion des GHM denkbar. Dafür würde z.B. die Tatsache sprechen, daß sich die Veränderungen der Mineralisation der GWM 6 im wesentlichen auf die Ionen Sulfat, Calcium und Hydrogencarbonat beschränken. Die erhöhten elektrischen Leitfähigkeiten der Meerbecke ergeben sich jedoch zudem durch hohe Chlorid- und Natrium-Gehalte (PUST et al. 1997). Da sich zumindest Chlorid im Grundwasserleiter konservativ verhält, müßte dieses also auch an der steigenden Mineralisation der GWM 6 beteiligt sein. Somit scheint hier zu dem Einfluß der Meerbecke auch ein Einfluß der benachbarten landwirtschaftlichen Flächen spürbar zu sein, denn steigende Sulfat- und Hydrogencarbonat-Konzentrationen sowie eine zunehmende Härte lassen auf Denitrifikationsprozesse schließen. Auch ein Einfluß mineralisierter Tiefenwässer ist nicht vollständig auszuschließen.

Als Besonderheit für die Wässer der Meßstelle **GWM 8** sind kurzfristige Leitfähigkeits-Erhöhungen von ca. 550 auf 800  $\mu\text{S/cm}$  in einem Zeitabschnitt von März 1995 bis August 1996 jeweils in den Sommermonaten zu nennen (Abb. 61). An den kurzfristigen Leitfähigkeits-Anstiegen sind Sulfat, Chlorid, Natrium, Ammonium und organische Substanzen beteiligt. Ab August 1996 nehmen die elektrischen Leitfähigkeiten bis zum Ende der vorliegenden Beprobungsreihe schließlich kontinuierlich von 588 auf 511  $\mu\text{S/cm}$  ab.

Der erhöhte Kaliumpermanganatverbrauch bei hohen elektrischen Leitfähigkeiten kann als Hinweis auf eine oberflächennahe Verunreinigungsquelle gedeutet werden (Kap.

3.3.2), wie z.B. durch eine kurzfristige Ausuferung der Meerbecke. Diese werden im Bereich der Meßstelle GWM 8 durch eine nur geringe Uferböschung begünstigt. Eventuell sind die hohen elektrischen Leitfähigkeiten aber auch auf Mineralisationsprozesse bei niedrigen Grundwasserständen zurückzuführen.

Die am ehemaligen Hausbrunnen der Biologischen Station (BR<sub>St</sub>) durchgeführten Analysen (1962-1977) ermöglichen ebenfalls Aussagen über die zeitliche Veränderung der Grundwasserqualität im Bereich der Meerbeckeniederung. Der Stationsbrunnen befand sich auf dem heutigen Parkplatz der Biologischen Station, also zwischen den Meßstellen GWM 1 und 6.

In den Jahren 1962 bis 1977 betrug die elektrische Leitfähigkeit des Grundwassers durchschnittlich 290  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Demnach lagen sie ähnlich hoch wie die der Meerbecke zum damaligen Zeitpunkt (s.o.). Bemerkenswert ist die Tatsache, daß bereits damals mehrjährige Schwankungen der elektrischen Leitfähigkeiten ( $\emptyset = \text{ca. } 200 \mu\text{S}/\text{cm}$ ) beobachtet wurden. Verursacht wurden die Schwankungen durch Veränderungen der Sulfat- und Chlorid-Gehalte sowie der Gesamthärte. Angaben über Alkali-Konzentrationen liegen nicht vor.

Ein Vergleich der elektrischen Leitfähigkeiten zeigt, daß die Meßwerte des Hausbrunnens niedriger waren als die aktuellen elektrischen Leitfähigkeiten aller an der Meerbecke gelegenen GWM. Die Differenz zu den benachbarten Meßstellen GWM 1 und 6 betragen im Mittel 200 bzw. sogar 600  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Der Vergleich einzelner Ionen macht zudem deutlich, daß sich auch die Zusammensetzung der Wässer geändert hat. Unsicherheiten in der Bewertung ergeben sich allerdings infolge unterschiedlicher Entnahmetiefen, unterschiedlicher Fördermengen und voneinander abweichender Untersuchungsmethoden.

Grundsätzlich ist jedoch festzuhalten, daß bereits damals in der Meerbeckeniederung hohe Eisen-Gehalte auftraten, die auf ein reduziertes Milieu und einen hohen Gehalt an geogenen Eisenverbindungen im Untergrund schließen lassen.

Neben der bereits beschriebenen - im wesentlichen einzugsgebietabhängigen Grundwasserprägung - konnten einige **weitere qualitative Auffälligkeiten im Grundwasser** beobachtet werden, auf die im folgenden eingegangen wird.

Für die Grundwässer des **ML2** wurde Ende 1996 in 2 und 4 m Tiefe ein deutlicher Leitfähigkeits-Anstieg von 335 auf 655  $\mu\text{S}/\text{cm}$  bzw. von 347 auf 566  $\mu\text{S}/\text{cm}$  beobachtet. Im Januar wurde das jeweilige Maximum mit 658  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (2 m) bzw. 1091  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (4 m) registriert. Auch in 6 m Tiefe konnte noch ein Leitfähigkeits-Anstieg bis auf 646  $\mu\text{S}/\text{cm}$  beobachtet werden. Hier fiel der Anstieg allerdings in den Zeitraum von Januar bis Juli 1997. Für alle drei Filterniveaus gingen die Meßwerte bis zum Ende der Untersuchungen wieder auf ihr ursprüngliches Niveau bzw. sogar darunter zurück (Abb. 63).

Für alle drei Filterstufen werden die zunehmenden elektrischen Leitfähigkeiten von den Parametern Sulfat, Calcium, Magnesium und untergeordnet Mangan gesteuert. Zudem spielen in den oberen beiden Niveaus Kalium und Ammonium eine Rolle. In 6 m Tiefe stiegen zudem die Eisen- und Natrium-Konzentrationen bei gleichzeitig sinkenden Hydrogencarbonat-Gehalten.

Die sukzessive Zunahme der elektrischen Leitfähigkeit und die anschließende Abnahme auf normale Verhältnisse läßt auf ein einmaliges lokales Ereignis schließen, dessen Front die Meßstelle je nach Tiefe zu unterschiedlichen Zeitpunkten erreicht. Unterschiede der chemischen Zusammensetzung zwischen den drei Filterniveaus lassen sich auf unterschiedliche (Stoffwechsel-)Prozesse zurückführen.

Eventuell kam es infolge extrem niedriger Grundwasserstände im Bereich eines ehemaligen auf der Wiese gelegenen Gewässers zur Mineralisation organischen Materials. Auch eine Oxidation von Sulfiden könnte von Bedeutung sein.

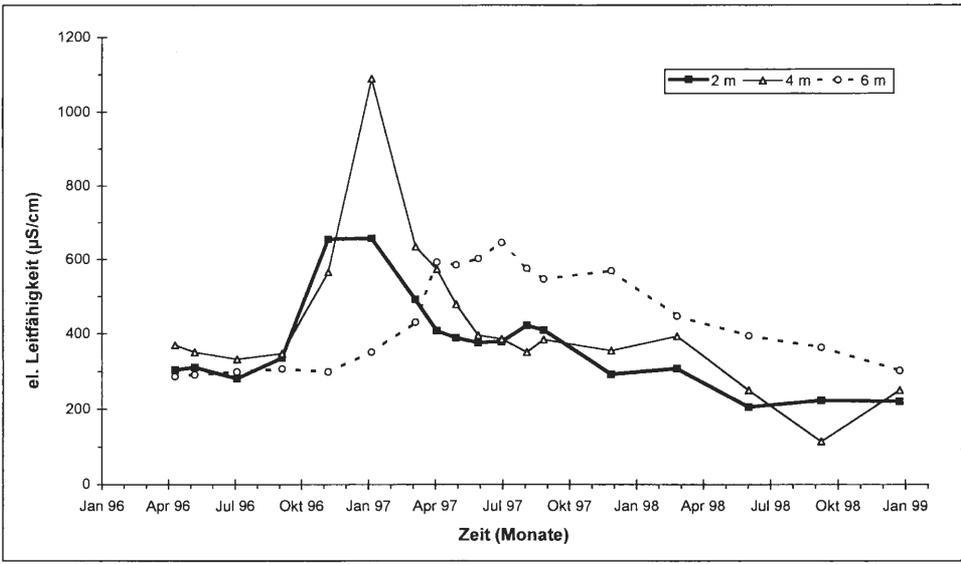


Abb. 63: Variation der elektrischen Leitfähigkeit der Grundwässer flachgründiger Tiefenniveaus des ML2 während des Untersuchungszeitraums.

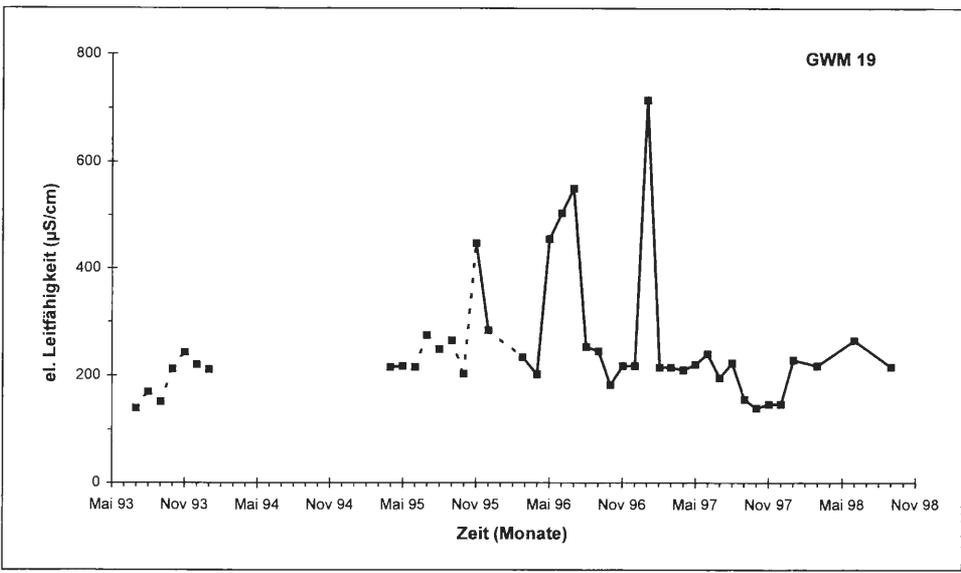


Abb. 64: Variation der elektrischen Leitfähigkeit der Grundwässer der Meßstelle GWM 19 während des Untersuchungszeitraums (—). Ergänzend sind die Meßwerte früherer Untersuchungen dargestellt (- - -).

Kurzfristige Leitfähigkeits-Erhöhrungen von ca. 225 bis auf max. 715 µS/cm (Januar 1997) konnten auch für die Wässer der Meßstelle **GWM 19** beobachtet werden (November 1995, Mai bis Juli 1996 und Januar 1997; Abb. 64). Für die Zunahme der Mineralisation sind Chlorid, Sulfat, Natrium, Calcium, Magnesium und Eisen verantwortlich.

Bemerkenswert ist die Tatsache, daß HÖLTER (1998) in der Nähe der GWM 19 an der Grundwasseroberfläche im Dezember 1997 einmalig eine elektrische Leitfähigkeit von 739  $\mu\text{S}/\text{cm}$  gemessen hat, während die Meßwerte sonst bei 173  $\mu\text{S}/\text{cm}$  im Durchschnitt lagen.

Die Wässer der im direkten Anstrom des EFS gelegenen Meßstellen **GWM 13** und **16** sollen hier kurz als weitere Besonderheit beschrieben werden. Über den dokumentierten Zeitabschnitt nimmt die elektrische Leitfähigkeit der Meßstelle GWM 16 kontinuierlich von 380 auf 244  $\mu\text{S}/\text{cm}$  ab, während sie für die Meßstelle GWM 13 von 432 auf 505  $\mu\text{S}/\text{cm}$  zunimmt (Abb. 65).

Bemerkenswert sind allerdings für beide Meßstellen kurzfristige „Leitfähigkeits-Einbrüche“. Für die GWM 13 sind sie mit elektrischen Leitfähigkeiten von z.T. unter 100  $\mu\text{S}/\text{cm}$  an die Wintermonate gekoppelt. Die Mineralisation nimmt allgemein ab. Für Sauerstoff, Nitrat und Kaliumpermanganatverbrauch treten hingegen in der Regel höhere Gehalte auf. Unter normalen Bedingungen herrscht hingegen eine andere Grundwasserkomponente vor. Für die Meßstelle GWM 16 sind die „Leitfähigkeits-Einbrüche“ (150-250  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) in der Regel weniger stark ausgebildet (Abb. 65). Es kann auch keine Veränderung im Chemismus erkannt werden. Aber auch hier dürfte es sich um eine Verdünnung handeln.

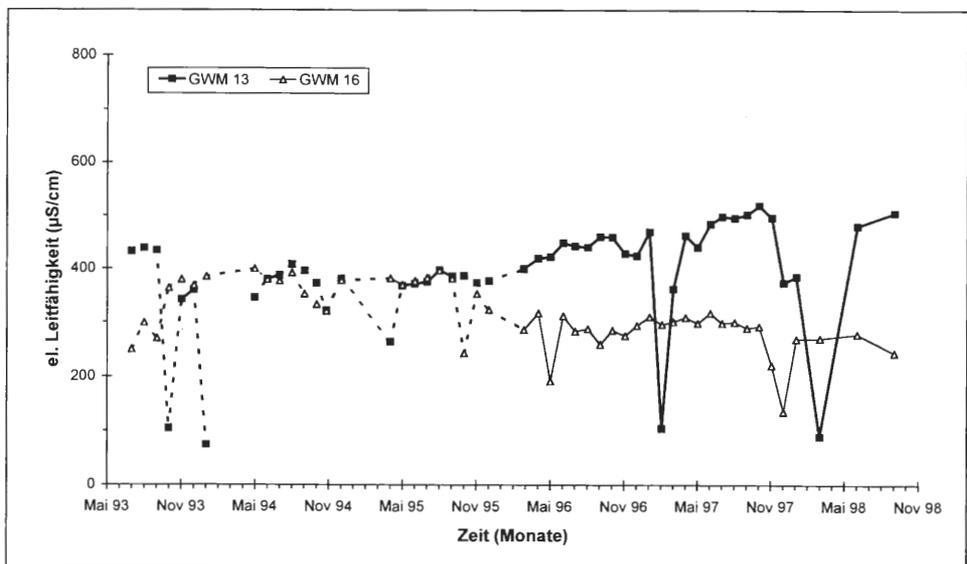


Abb. 65: Variation der elektrischen Leitfähigkeit der Grundwässer der Meßstellen GWM 13 und 16 während des Untersuchungszeitraums (—). Ergänzend sind die Meßwerte früherer Untersuchungen dargestellt (- - -).

### 3.3.6 Ergebnisse der Lysimeteruntersuchungen

Die Heidestandorte sind von den Grünlandstandorten an ihren pH- und Calcium-Werten zu unterscheiden. Die Wässer der Heidestandorte zeigen mit Calcium-Gehalten von 2,5 mg/l im Mittel einen pH-Wert von 4,5. Demgegenüber weisen die Wässer unter Grünland im Mittel Werte um 16 mg/l - bei einem pH-Wert von 5,4 - auf (Abb. 66). Solche Verhältnisse konnten bereits für das Grundwasser beobachtet werden (Tab. 10) und bestäti-

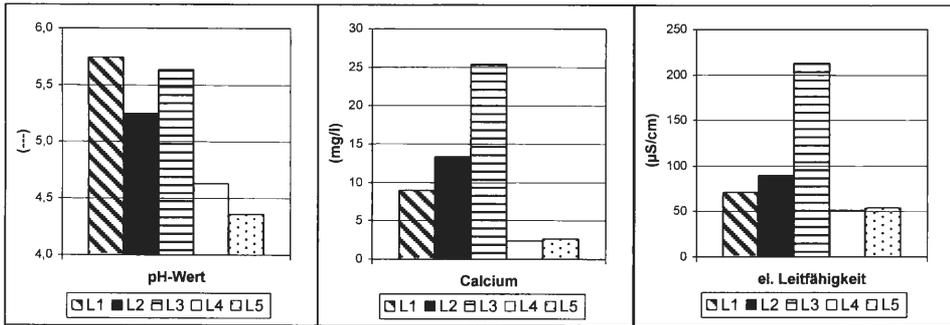


Abb. 66: Gegenüberstellung der pH-Werte, der Calcium-Konzentrationen und der elektrischen Leitfähigkeiten der fünf Lysimeter L1 bis L5.

gen die Vermutung einer stärkeren Versauerung der Heideflächen gegenüber den Grünlandflächen.

Die Milieubedingungen werden im Wesentlichen durch die Grundwasserflurabstände bestimmt. So zeigen z.B. die Wässer der Lysimeter L3 und L4, die durchgängig minimale Flurabstände besitzen, im Mittel vergleichsweise höhere Ammonium-Gehalte. Die Ammonium-Gehalte des umgebenden Grundwassers liegen dabei im Mittel unter denen des Sickerwassers (s. Tab. 10).

Die Wässer des Lysimeters L3 fallen, wie auch das umgebende Grundwasser (GWM16), gegenüber den anderen Lysimetern durch höhere Leitfähigkeiten auf. So liegt die elektrische Leitfähigkeit im Mittel bei 214 µS/cm, während die übrigen Lysimeter nur Werte zwischen 51 und 90 µS/cm erreichen (Abb. 66). Die höheren Leitfähigkeiten korrelieren mit den Sulfat-, Chlorid-, Calcium- und Nitrat-Gehalten. Besonders auffällig sind die Sulfat-Gehalte, die mit durchschnittlich 31 mg/l deutlich über dem Mittelwert (7 mg/l) der übrigen Lysimeterwässer liegen (Tab. 10).

Als weitere Besonderheit für die Wässer des Lysimeters L3 sind kurzzeitige „Leitfähigkeitseinbrüche“ zu nennen, bei denen die elektrische Leitfähigkeit bis auf 65 µS/cm sinkt.

Tab. 10: Vergleich von Sicker- und Grundwasser für ausgesuchte Parameter (Mittelwerte).

Parameter	Grünlandstandorte						Heidestandorte			
	L1	GWM12	L2	GWM14	L3	GWM16	L4	GWM23	L5	GWM21
Lf (µS/cm)	71	400	90	134	214	278	51	65	54	63
pH-Wert (-)	5,7	6,0	5,2	5,0	5,4	6,8	4,6	4,6	4,4	5,0
Na <sup>+</sup> (mg/l)	2,4	9,9	1,8	3,7	2,8	8,4	1,7	3,9	3,0	4,2
Ca <sup>2+</sup> (mg/l)	9,0	51,4	13,4	18,7	25,4	35,6	2,4	2,8	2,6	4,2
Mg <sup>2+</sup> (mg/l)	0,6	6,2	0,3	1,4	0,3	2,3	0,3	0,6	0,2	0,6
K <sup>+</sup> (mg/l)	2,3	15,8	0,4	1,3	0,3	0,8	1,8	0,7	0,6	0,4
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	0,30	0,01	0,14	0,01	0,72	0,67	0,62	0,01	0,22	0,06
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	2,7	78,0	6,6	27,8	10,2	0,4	5,0	0,8	2,1	0,7
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/l)	6,4	39,0	9,8	16,0	30,7	44,2	6,1	12,9	7,5	11,1
Cl <sup>-</sup> (mg/l)	4,1	26,7	4,6	7,5	9,4	8,7	3,6	4,3	3,8	5,9

**Bemerkung:** Mittelwerte von Sicker- und Grundwasser erfassen unterschiedliche Meßzeiträume (Meßzeitraum-Lysimeter: Oktober 1997 bis März 2000 (n = 11-25) / Meßzeitraum-Grundwassermeßstellen: März 1996 bis September 1998 (n = 23).

**Hinweis:** Die Wässer der GWM12 werden durch einen benachbarten Acker beeinflusst. Ein Vergleich mit dem Lysimeter L1 ist somit nicht möglich.

Diese Beobachtung konnte auch für das Grundwasser der Meßstelle GWM16 gemacht werden und läßt sich vermutlich mit einem verstärkten Einfluß von Niederschlagswasser erklären.

Auf Grund der Lage des Lysimeters L3 im unmittelbaren Anstrom eines Sees (aufsteigende Grundwässer) und der ganzjährig geringen Grundwasserflurabstände (Tab. 2), lassen sich die Verhältnisse am L3 vermutlich auf einen Grundwassereinfluß zurückführen. Aus diesem Grund wurden die Untersuchungen am Lysimeter L3 frühzeitig abgebrochen (Dezember 1998).

Als weitere Besonderheit der Sickerwasseruntersuchungen ist eine generelle Konzentrationsabnahme der Parameter Nitrat (Abb. 67) und Kalium während des Untersuchungszeitraums zu nennen. Diese ist vermutlich auf Auswaschungsprozesse zurückzuführen.

Für die Wässer des Lysimeters L2 lassen sich deutliche Schwankungen verschiedener Parameter beobachten (z.B. Chlorid), die allerdings keinen Jahresgang ergeben.

Kurzfristige Konzentrationszunahmen verschiedener Parameter sind z.B. für die Lysimeter L1 und L2 zu nennen. So zeigt das Lysimeter L2 von Dezember 1999 bis Februar 2000 höhere Nitrat-Gehalte (bis 38 mg/l, vorher im Durchschnitt 2,7 mg/l) und das Lysimeter L1 im Juni und Juli 1998 höhere Kalium- und Magnesium-Werte. Ursache solcher sprunghaften Konzentrationsanstiege sind z.B. in Ausscheidungsprodukten der Weidetiere oder in der Düngung benachbarter Äcker (Windverwehungen) zu suchen.

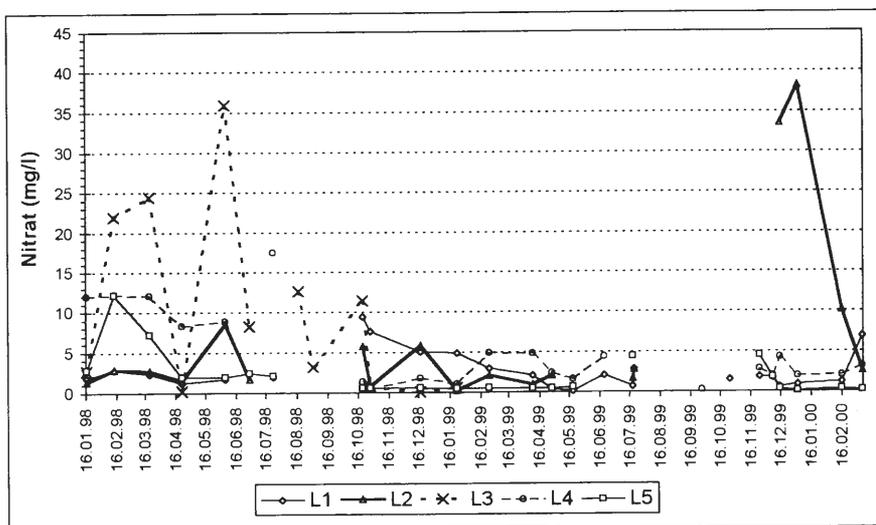


Abb. 67: Nitrat-Konzentrationen der Wässer der Lysimeter während des Untersuchungszeitraums.

### 3.4 Umweltisotope

Im Zuge des vorliegenden Forschungsprojekts wurden für ausgesuchte Grund- und Oberflächenwässer des NSG die Umweltisotope Tritium (Kap. 3.4.1) sowie Sauerstoff-18 und Deuterium (Kap. 3.4.2) bestimmt. Da die Isotope natürliche Bestandteile des Wassermoleküls sind und in der Geosphäre im allgemeinen keinen spezifischen Wechselwirkungen mit der umgebenden Gesteinsmatrix unterliegen, entsprechen sie einem idealen Tracer (STRUFFERT 1994).

Ein Vergleich der Isotopengehalte von Niederschlägen und Grundwässern ermöglicht Aussagen über die zeitliche und räumliche Differenzierung der untersuchten Wässer, so daß Rückschlüsse auf das Grundwasseralter und die Grundwasserbewegung möglich sind. Weiterhin besteht die Möglichkeit, Grundwassertypen bzw. eine Mischung verschiedener Grundwässer und Grundwassereinzugsgebiete zu erfassen.

In der Hydrologie von Seen tragen die Isotopenmethoden zur Klärung des Wasserhaushalts sowie zur Erfassung der Durchmischungs- und Schichtungsvorgänge bei (MOSER & RAUERT 1980).

Zusätzlich zu den Isotopen des Wassermoleküls wurden die Isotope des Nitrats ( $^{15}\text{N}$ ,  $^{18}\text{O}$ ; Kap. 3.4.3) und des Sulfats ( $^{34}\text{S}$ ,  $^{18}\text{O}$ ; Kap. 3.4.4) exemplarisch für ausgesuchte Grundwasserproben der Multilevel-Brunnen bestimmt. Sie ermöglichen Aussagen über Herkunft und mikrobielle Abbauprozesse von Nitrat bzw. Sulfat.

### 3.4.1 Tritium

Das Radionuklid Tritium ( $^3\text{H}$ ) entsteht unter natürlichen Bedingungen durch die Einwirkung von Höhenstrahlung auf Stickstoffatome. Die natürliche Verteilung des Tritiums in der Atmosphäre wurde seit Anfang der 1950er Jahre bis Mitte der 1960er Jahre durch die schubweise Freisetzung von großen Tritiummengen infolge von Kernwaffen-Testserien anthropogen stark gestört (ERIKSSON 1965).

Über die Niederschläge gelangt das Tritium als  $^1\text{H}^3\text{HO}$  in das Grundwasser, wo das instabile Radionuklid unter Aussendung von  $\beta$ -Strahlung mit einer Halbwertszeit von 12,43 Jahren zerfällt (CLARK & FRITZ 1997).

Aufgrund einer - bedingt durch die verschiedenen Atombombenversuche - heute nicht mehr bestimmaren Anfangstritium-Konzentration im Wasser und durch Vermischung verschieden alter Wässer ist eine exakte Altersbestimmung schwierig. Außerdem führen unterschiedliche Grundwasserneubildungsraten und hydromechanische Dispersion zu Veränderungen. Orientierungswerte für einzelne Infiltrationszeitspannen geben CLARK & FRITZ (1997) für kontinentale Regionen:

< 0,8 TU	submoderne, vor 1952 neu gebildete Wässer
0,8 - ~4 TU	Mix zwischen submodernen und rezenten Wässern
5 - 15 TU	junge Wässer (< 5 bis 10 Jahre)
15 - 30 TU	mit Anteilen während der Atombombenversuche infiltrierter Wässer
> 30 TU	mit einem beträchtlichen Anteil von 1960 bis 1970 neu gebildeter Wässer
> 50 TU	Dominanz der Neubildung der 1960er Jahre

Die Tritium-Gehalte der Multilevel-Brunnen und der Grundwassermeßstellen liefern wichtige Hinweise auf die Altersstruktur der untersuchten Grundwässer. Auf den ersten Blick sind anhand der einzelnen Filterniveaus der Multilevel-Brunnen (< 0,6-27,5  $\pm$  1,8 TU) deutliche Unterschiede in der Tiefe und anhand der einzelnen GWM (< 0,5-47,9  $\pm$  2,8 TU, Dezember 1997) im Raum zu erkennen (Abb. 68). Zusätzlich zu den Grundwässern wurde der Tritium-Gehalt exemplarisch für den EFS und das GHM bestimmt (Dezember 1997).

Im folgenden werden zuerst die Meßergebnisse der Multilevel-Brunnen vorgestellt, da diese aufgrund der tiefenspezifischen Probenahme Hinweise auf eine Altersschichtung des Grundwassers geben. Zudem erfolgte für die Multilevel-Brunnen eine Bearbeitung mit dem Computermodell *MULTIS* zur Bestimmung der mittleren Verweilzeit (RICHTER & SZYMCAK 1992). Verwandt wurden dafür das Piston-Flow- und das Exponential-Piston-Flow-Modell. Im Anschluß erfolgt vergleichend die Ergebnisdarstellung der Grundwassermischproben aus den GWM.

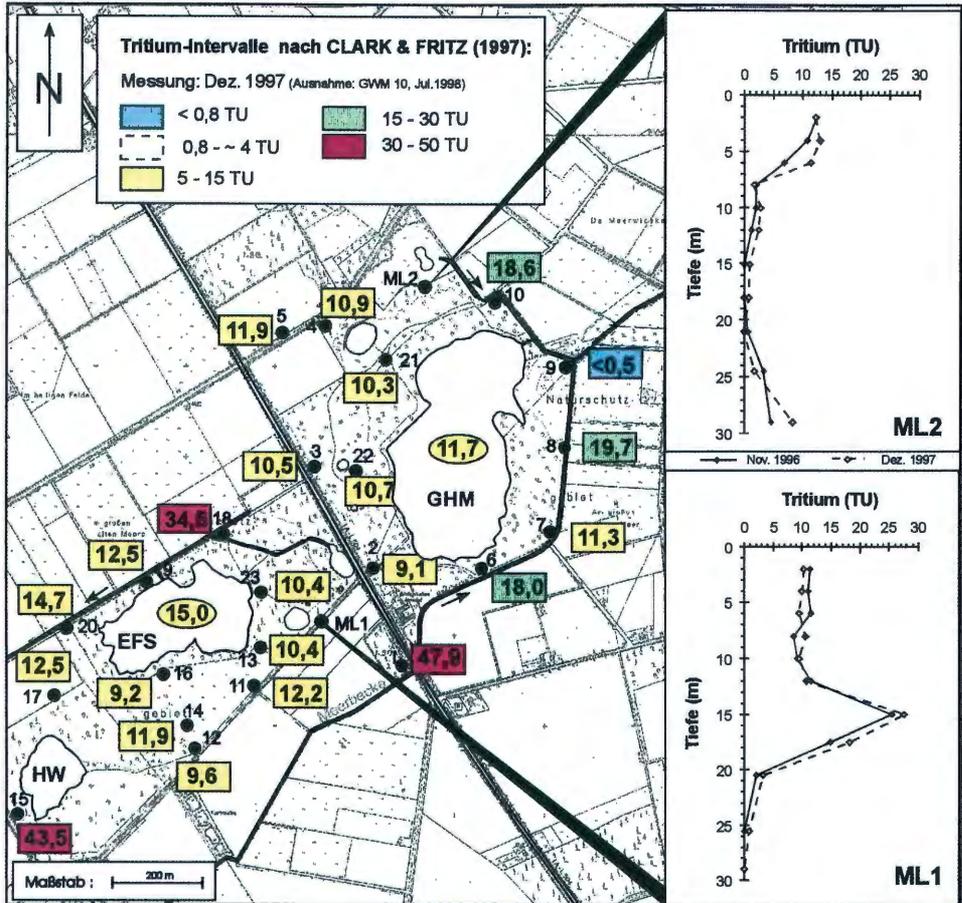


Abb. 68: Tritium-Gehalte der GWM (Messung: Dezember 1997), der Multilevel-Brunnen (Messung: November 1996 und Dezember 1997) und der Seen EFS und GHM (Messung: Dezember 1997). (Darstellung auf der Grundlage der Deutschen Grundkarte 1:5.000 des Landes NRW mit Genehmigung des Landesvermessungsamtes NRW vom 03.07.2000, Az: S 1281/2000.)

Für beide **Multilevel-Brunnen** sind im oberflächennahen Grundwasser Tritium-Konzentrationen von  $9,5 \pm 0,9$  TU bis  $13,1 \pm 1,2$  TU gemessen worden. Diese Meßwerte liegen geringfügig unter dem Konzentrationsbereich der Winterniederschläge der letzten Jahre der Station Bad Salzuffeln ( $\bar{\varnothing}_{1994 - 1997} = 14,3$  TU) und repräsentieren nach den Orientierungswerten von CLARK & FRITZ (1997) das jüngste Infiltrat. Die Modellierung mit dem Computerprogramm *MULTIS* ergab für diese Grundwässer unter Berücksichtigung des Piston-Flow- sowie des Exponential-Piston-Flow-Modells eine Verweilzeit von 3 bis 8 Jahren. Im ML1 reicht diese Zone bis in eine Tiefe von 6 m. Für den ML2 können zwischen den beiden Beprobungsterminen Unterschiede beobachtet werden. Während die Zone junger Grundwässer im November 1996 nur bis in eine Tiefe von 4 m reichte, konnte sie im Dezember 1997 bis in eine Tiefe von 6 m verfolgt werden.

Die Fortsetzung in der Tiefe verläuft in beiden Brunnen unterschiedlich (Abb. 68):

Die Tritium-Konzentrationen der Wässer des **ML1** unterhalb des jungen Infiltrats nehmen bis 10 m Tiefe unter Gelände leicht ab. Diese Meßwerte lassen unter Berücksichtigung der

Halbwertszeit vermuten, daß die Grundwässer Ende der 1980er Jahre in den Untergrund gelangt sind, was durch das Piston-Flow-Modell bestätigt wird. Bis 15 m ist eine Zunahme der Konzentration auf  $25,4 \pm 1,2$  bzw.  $27,5 \pm 1,8$  TU zu beobachten. Dieses Maximum innerhalb des Tiefenprofils weist auf Mischwasser hin, welches Anteile von Wässern aus der Zeit der Kernwaffenversuche (Ende der 1950er bis Mitte der 1960er Jahre) beinhaltet. Mittels des Piston-Flow-Modells wurde ein Grundwasseralter von 29 Jahren ermittelt. Das Exponential-Piston-Flow-Modell gibt für die Verweilzeit 23,5 oder 51 Jahre an.

Bis 30 m Tiefe nehmen die Meßwerte schließlich bis zur Nachweisgrenze ( $< 0,6$  TU) ab. Die Neubildung der Wässer im unteren Bereich des ML1 (25,5-30 m) ist somit auf die Zeit vor Beginn der Kernwaffentests (vor 1952/53) zu datieren. Dies bestätigt die Modellierung mit einer mittleren Verweilzeit von mehr als 44 Jahren. Für das Exponential-Piston-Flow-Modell sind sogar Verweilzeiten von bis 195 Jahren denkbar.

Die beiden Meßreihen weisen nur geringe Unterschiede auf, was auf eine relativ stabile Grundwasserschichtung im Aquifer im Bereich des ML1 hindeutet.

Im **ML 2** wird das junge Infiltrat zwischen ca. 5 und 21 m Tiefe von Grundwasser mit hoher älterer Komponente unterlagert, einschließlich solches mit  $< 0,7$  TU bei 15 bis 18 m Tiefe. Diesen Grundwässern kann, wie auch den Wässern an der Basis des ML1, ein Infiltrationszeitpunkt vor 1952/53 zugeordnet werden (s.o.).

Im Liegenden steigen die  $^3\text{H}$ -Gehalte wieder leicht an, was auf eine Beimischung junger Neubildungsanteile hinweist. Damit deutet sich eine Unterströmung des älteren durch jüngeres Grundwasser an. Ein Anstieg der Tritium-Konzentrationen von  $4,5 \pm 0,7$  TU (November 1996) auf  $8,4 \pm 0,9$  TU (Dezember 1997) deutet eine Veränderung durch einen höheren Anteil jüngerer Wässer an.

Zusammenfassend ergibt sich, daß die Grundwässer des ML1 eine „normale Altersschichtung“ von jüngerem über älterem Grundwasser zeigen, wie es für einen homogenen Aquifer mit einer parabelförmigen Wasserbewegung üblich ist. Der ML2 zeigt hingegen ein abweichendes Bild mit einer anomal entwickelten Altersstruktur. Hier kann kein „Tritiumpeak“, der den Zeitraum der Atombombenversuche repräsentiert, beobachtet werden. Stattdessen wird in 15 m Tiefe Grundwasser angetroffen, das bereits vor der Zeit der Atombombenversuche neugebildet wurde.

Die Unterschiede zwischen den beiden Multilevel-Brunnen dürften eine Folge unterschiedlicher hydraulischer Bedingungen sein. Dazu zählen verschiedene Einzugsgebiete, die sich durch ihre Grundwasserneubildungsrate und ihre Strömungssituation voneinander unterscheiden. Zudem variiert der Grundwasserleiter in Aufbau und Mächtigkeit.

Die Tritium-Meßwerte der **GWM** schwanken für die einmalige Untersuchung (Dezember 1997) zwischen  $< 0,5$  und  $47,9 \pm 2,8$  TU. Obwohl die Untersuchungen an den Multilevel-Brunnen gezeigt haben, daß sich die Tritium-Gehalte während eines Jahres nur geringfügig ändern, ist diese Beobachtung nicht ohne weiteres auf die GWM übertragbar, da diese eine Mischprobe des oberen Aquiferdekameters repräsentieren. Treten innerhalb dieses Bereichs größere Tritium-Konzentrationsunterschiede auf (vgl. ML2), können sich je nach Mischungsanteil unterschiedliche Tritium-Gehalte ergeben.

Die Tritium-Gehalte der meisten GWM liegen mit  $9,1 \pm 1,2$  bis  $12,5 \pm 1,3$  TU im Meßbereich der oberflächennahen Wässer der Multilevel-Brunnen, demnach dominiert bei den Mischwässern vermutlich junges Infiltrat.

Hohe Gehalte ( $34,5 \pm 1,5$  bis  $47,9 \pm 2,8$  TU), die sogar die im ML1 in 15 m Tiefe gemessenen Gehalte übertreffen, wurden für die Meßstellen GWM 1, 15 und 18 nachgewiesen. Diese Grundwässer besitzen einen hohen Anteil während der Zeit der Atombombenversuche neu gebildeten Grundwassers. Den Meßstellen GWM 6, 8 und 10 mit Tritium-

Gehalten von  $18,0 \pm 1,2$  bis  $19,7 \pm 1,5$  TU sind offenbar auch derartige Anteile beige-mischt.

Da die GWM alle nur eine Tiefe von 10 m besitzen, der Tritiumpeak des ML1 sich aber in 15 m Tiefe befindet, scheinen für die oben genannten GWM im Gegensatz zum ML1 andere hydraulische Bedingungen vorzuherrschen. Dies kann entweder auf eine geringere Eindringtiefe (z.B. infolge geringerer vertikaler Fließgeschwindigkeiten) oder auf aufsteigende Grundwässer zurückgeführt werden. Da mit Ausnahme der GWM 7 alle im Bereich der Meerbecke bzw. des Umlaufgrabens gelegenen Meßstellen ältere Wässer aufweisen, scheint für diese GWM aufgrund der Vorflutfunktion der oberirdischen Gewässer eine aufsteigende Grundwasserkomponente wahrscheinlich. Auch für die Wässer der Meßstelle GWM 15 im Anstrom des Heideweiher ist diese Erklärung denkbar. Für die Meßstelle GWM 18 im Abstrom des EFS sind die Verhältnisse hingegen nicht so klar.

Die ältesten Grundwässer wurden mit einem Tritium-Gehalt unterhalb der Nachweisgrenze für die Meßstelle GWM 9 bestimmt. Diese Wässer besitzen kein junges Infiltrat und sind vermutlich mit denen des ML2 in einer Tiefe von 15 bis 18 m vergleichbar.

Für den EFS wurde ein Tritium-Gehalt von  $15,0 \pm 1,3$  TU und für das GHM ein Gehalt von  $11,7 \pm 1,2$  TU bestimmt. Demnach entspricht der Meßwert des GHM während der Vollzirkulation (Dezember 1997) den Gehalten des jungen Infiltrats, während das Wasser des EFS bereits auf einen geringen Wasseranteil aus der Zeit der Atombombenversuche hindeutet. Da im Anstrom des EFS bis 10 m Tiefe (GWM 11, 12, 13, 14, 16 und ML 1) nur Tritium-Gehalte von  $8,6 \pm 0,9$  TU bis  $12,2 \pm 1,3$  TU nachgewiesen wurden (Abb. 68), ist zu vermuten, daß dem Gewässer Grundwasser aus größeren Tiefen mit höheren Tritium-Konzentrationen zuströmt. Zudem kann auch ein Rückstrom aus dem Abstrom des EFS, wo für die Meßstelle GWM 18 höhere Konzentrationen nachgewiesen wurden, oder vergleichsweise längere Verweilzeiten im See höhere Tritium-Gehalte zur Folge haben.

Der Tritium-Gehalt des GHM deutet auf junges Infiltrat hin, wie es in den GWM westlich des GHM gemessen wurde. Berücksichtigt man, daß im Anstrom des GHM sowohl minimale (ML2) als auch erhöhte Tritium-Gehalte auftreten, ist auch eine Mischung von Wässern unterschiedlicher Tritium-Konzentration möglich.

### 3.4.2 Sauerstoff-18 und Deuterium

Die stabilen Isotope Sauerstoff-18 ( $^{18}\text{O}$ ) und Deuterium ( $^2\text{H}$ ) - jeweils ausgedrückt als  $\delta$ -Wert in ‰ - sind natürliche Bestandteile des Wassers. Das Verhältnis zu ihren „normalen“ Nukliden  $^{16}\text{O}$  und  $^1\text{H}$  liegt gemäß VSMOW-Standard bei  $(2005,2 \pm 0,45) \cdot 10^{-6}$  (BAERTSCHI 1976) bzw.  $(155,76 \pm 0,05) \cdot 10^{-6}$  (HAGEMAN et al. 1970).

Im Niederschlag folgt die stabilisotopische Zusammensetzung weltweit einer Regressionsgeraden, die als globale meteorische Wasserlinie (**GMWL = Global Meteoric Water Line**) wie folgt beschrieben wird:

$$\delta^2\text{H} = 8 \cdot \delta^{18}\text{O} + 10$$

Unterschiede in der Isotopenzusammensetzung der Niederschlagswässer ergeben sich durch Isotopenfraktionierungseffekte, wie dem Kontinental-, dem Temperatur-, dem Höhen- und dem Mengeneffekt. In der Regel kommt es entlang einer von der Küste in das Landesinnere verlaufenden Linie, bei zunehmender Niederschlagsmenge sowie bei zunehmender Höhe zu einer Abnahme der Delta-Werte. Mit steigenden Temperaturen reichern sich die Niederschläge hingegen isotopisch an, so daß die Sommerniederschläge im Gegensatz zu den Winterniederschlägen in der Regel höhere Delta-Werte aufweisen.

Da sich die Gehalte an stabilen Isotopen im Untergrund mehr oder weniger konservativ verhalten, folgen auch die aus den Niederschlägen gebildeten Grundwässer der Nieder-

schlagsgeraden. Das jeweilige Spektrum der stabilen Isotope reflektiert somit die bei der Infiltration herrschenden klimatischen Verhältnisse.

Nach BURGER (1993) entspricht das neu gebildete Grundwasser in seiner isotopischen Zusammensetzung etwa dem gewichteten Jahresmittelwert des Niederschlags am Ort der Grundwasserneubildung.

Durch Verdunstungsvorgänge in oberirdischen Gewässern (z.B. Seen) ändert sich die  $\delta^2\text{H}$ - $\delta^{18}\text{O}$ -Relation durch eine Anreicherung von  $^2\text{H}$  und  $^{18}\text{O}$  und ist somit von den Grundwässern, die in der Regel keine Anreicherung zeigen, eindeutig zu unterscheiden. Die Position der durch Evaporation markierten Oberflächenwässer liegt im  $\delta^{18}\text{O}$ - $\delta^2\text{H}$ -Diagramm unterhalb der GWML und bildet für ein Gebiet häufig eine Gerade. Die Lage unterhalb der GWML hängt von den jeweiligen kinetischen Verdunstungsvoraussetzungen (Luftfeuchtigkeit, Temperatur, Windverhältnisse etc.), von der Zusammensetzung des Ursprungswassers sowie von wechselnden Grundwasser- und Niederschlagswasserbeimischungen unterschiedlicher isotopischer Zusammensetzung ab. Für die Bedingungen des Untersuchungsgebietes (Luftfeuchtigkeit ca. 75 %) dürften Wässer im  $\delta^{18}\text{O}$ - $\delta^2\text{H}$ -Diagramm annähernd einer Verdunstungsgeraden mit einer Steigung von ca. 5 folgen (CLARK & FRITZ 1997).

Zum Verständnis der isotopischen Zusammensetzung oberirdischer Gewässer ist zu sagen, daß sie bei ihrer Entstehung dem Isotopengehalt des Grundwassers entspricht. Im Laufe der Zeit strebt der Isotopenwert einem Gleichgewicht zu, der von der Zuflußrate (Niederschlag + Grundwasser) und der Evaporationsrate abhängig ist. Der Gleichgewichtswert ist um so geringer, je größer die Zuflußrate ist; die Evaporationsrate spielt in diesem Fall nur eine untergeordnete Rolle. Die mittlere Einstellzeit nimmt in der Regel mit größerem Zufluß und größerem Seevolumen ab (ZIMMERMANN 1978).

Bevor auf die Ergebnisse der Grund- und Oberflächenwasseruntersuchungen des NSG Heiliges Meer eingegangen wird, soll vorab die regionalspezifische Isotopenzusammensetzung der **Niederschläge** vorgestellt werden. Da für das Untersuchungsgebiet keine isotopischen Niederschlagsuntersuchungen vorliegen, finden hier die vom Institut für Hydrologie der GSF-Neuherberg seit 1978 durchgeführten Niederschlagswasseranalysen der Station Bad Salzuflen (ca. 80 km südöstlich des NSG Heiliges Meer) Verwendung.

Die Sauerstoff-18- und Deuterium-Monatsmittel der Station Bad Salzuflen werden in Abb. 69 grafisch dargestellt. Deutlich wird die große Amplitude der Meßwerte, die für die  $^{18}\text{O}$ -Gehalte 15,55 ‰ (-2,67 bis -18,22 ‰) und für die  $^2\text{H}$ -Gehalte 108,10 ‰ (-19,10 bis -127,20 ‰) beträgt. Dabei liegt im Mittel der Isotopengehalt der Winterniederschläge ( $\delta^{18}\text{O}_p = -8,88$  ‰,  $\delta^2\text{H}_p = -62,41$  ‰) niedriger als der der Sommerniederschläge ( $\delta^{18}\text{O}_p = -6,86$  ‰,  $\delta^2\text{H}_p = -47,23$  ‰). Verantwortlich ist dafür im wesentlichen der Temperatureffekt. Die Autoren GRAF et al. (1997) geben für die Station Bad Salzuflen eine Isotopen-Temperatur-Korrelation von 0,56 für die Monatsmeßwerte an.

Im vorgestellten  $\delta^{18}\text{O}$ - $\delta^2\text{H}$ -Diagramm folgen die Monatsmittelwerte annähernd der Niederschlagsgeraden. Eine genauere Beschreibung liefert die Relation:

$$\delta^2\text{H} = 7,7 \cdot \delta^{18}\text{O} + 5,5$$

Mit Hilfe der gewichteten Sauerstoff-18-Mittel der Hydrologischen Jahre 1978 bis 1997 soll hier die Entwicklung der  $\delta^{18}\text{O}$ -Werte des Niederschlags der letzten zwei Jahrzehnte aufgezeigt werden (Abb. 70). Die Mittel der einzelnen Hydrologischen Jahre schwanken zwischen -9,57 ‰ (1979) und -6,85 ‰ (1985) mit -8,03 ‰ als langjährigem Mittel. Nach GRAF et al. (1997) ergibt sich für das Jahresmittel keine Korrelation zwischen den Sauerstoff-18-Gehalten und der Temperatur, da die Isotopengehalte im norddeutschen Raum mehr durch die Herkunft der Luftmassen (hauptsächlich baltisch und atlantisch) beeinflusst werden.

Im vorgestellten Zeitraum ergibt sich für Sauerstoff-18 ein steigender Trend, der im wesentlichen auf zunehmende Delta-Werte im Winterhalbjahr zurückgeführt werden kann. Dieser Trend ist vermutlich eine Folge von Temperatur- bzw. Klimaänderungen der letzten Jahrzehnte. Für süddeutsche Stationen ist dieser Trend aufgrund der Dominanz des Kontinentaleffekts stärker ausgeprägt (GRAF et al. 1997). Eine Besonderheit, die die genannten Autoren für viele Stationen Deutschlands beschreiben, ist das Sauerstoff-18-

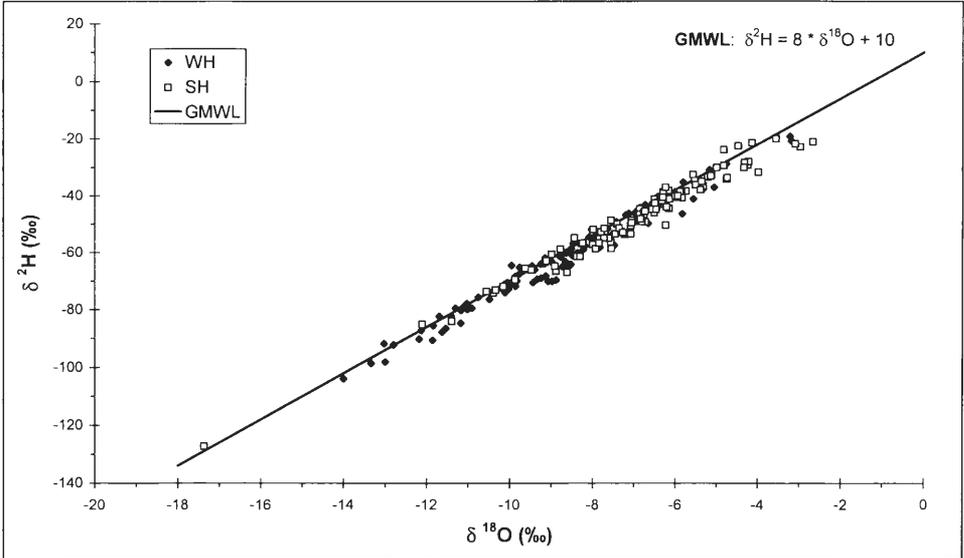


Abb. 69:  $^{18}\text{O}$ - und  $^2\text{H}$ -Gehalte der Monatsniederschläge (1978-1997) der Station Bad Salzungen. Ergänzend ist die Global Meteoric Water Line (GMWL) dargestellt. (WH = Winterhalbjahr, SH = Sommerhalbjahr).

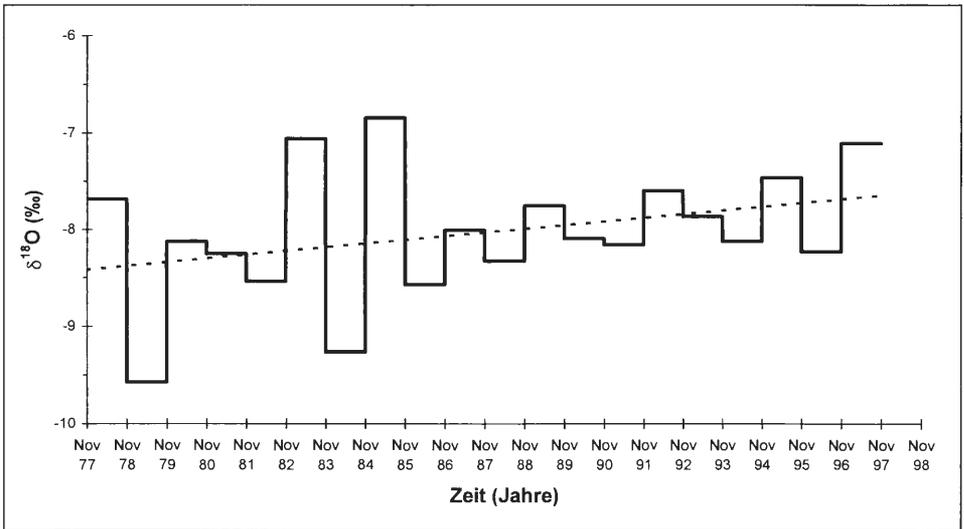


Abb. 70: Gewichtetes  $\delta^{18}\text{O}$ -Jahresmittel der Station Bad Salzungen für die Hydrologischen Jahre 1978 bis 1997 einschließlich der zugehörigen Regressionsgeraden (- - -).

Minimum von 1984/85. Diese Erscheinung ist allerdings für den norddeutschen Raum weniger stark ausgebildet als für Süddeutschland. Für die Station Bad Salzuflen läßt sich ebenfalls ein lokales Maximum für das Jahr 1984 verifizieren.

Innerhalb des Untersuchungszeitraums (Abb. 71) schwanken die Sauerstoff-18-Gehalte der Niederschläge der Station Bad Salzuflen zwischen  $\delta$ -18,22 (Januar 1995) und -4,72

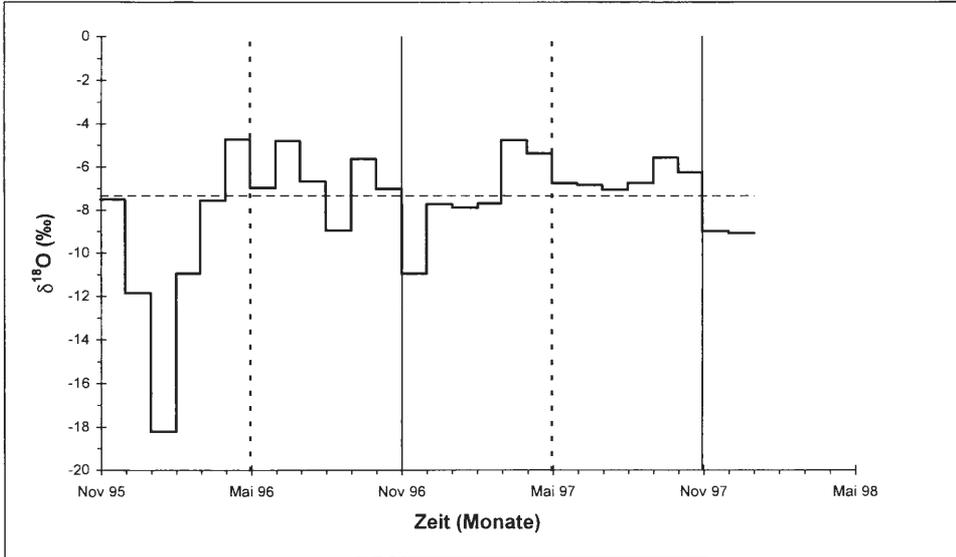


Abb. 71:  $^{18}\text{O}$ -Gehalte der Monatsniederschläge der Jahre 1996 und 1997 (Station Bad Salzuflen) einschließlich des zugehörigen Mittels (- - -). Weiterhin sind die Hydrologischen Halbjahre markiert.

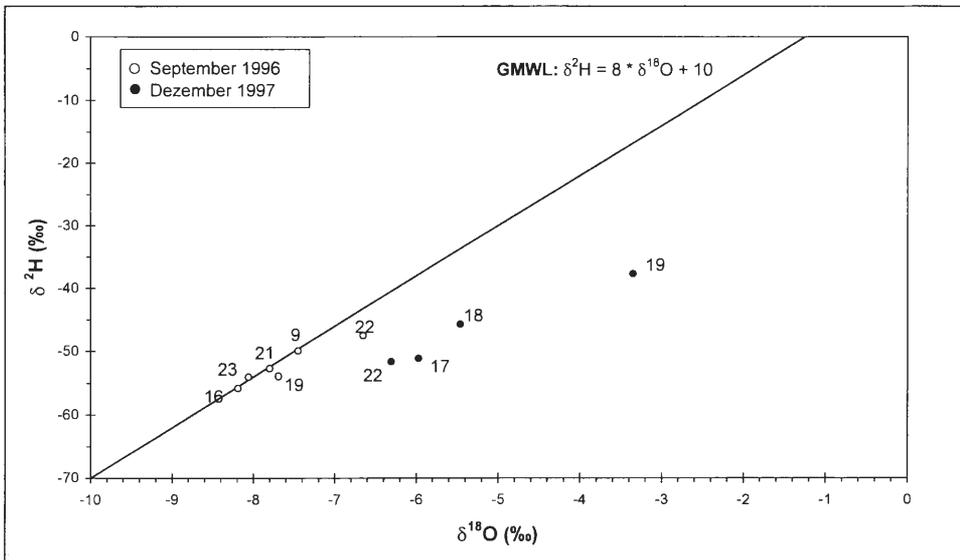


Abb. 72:  $^{18}\text{O}$ - und  $^2\text{H}$ -Gehalte der Grundwässer ausgesuchter GWM.

‰ (April 1996) mit  $-7,79$  ‰ als Mittel, das etwa dem langjährigen Mittel (s.o.) entspricht. Niedrige Delta-Werte wurden erwartungsgemäß jeweils in den Wintermonaten November bis Februar registriert. Zudem traten im August 1996 mit  $-8,96$  ‰ ebenfalls geringere Werte auf. Diese sind vermutlich auf den Mengeneffekt als Folge vergleichsweise höherer Niederschläge zurückzuführen. Die übrigen Sommermonate zeigen erwartungsgemäß höhere Sauerstoff-18-Gehalte.

Einen ersten Überblick über die  $\delta^{18}\text{O}$ - und  $\delta^2\text{H}$ -Werte im **Grundwasser** gibt Abb. 72. Dort sind die Meßwerte derjenigen GWM dargestellt, für die sowohl Sauerstoff-18 als auch Deuterium bestimmt wurde.  $^{18}\text{O}$  wurde zusätzlich für sämtliche Grundwasserentnahmestellen für Dezember 1997 gemessen (Abb. 73). Zusätzlich liegen für ausgesuchte Entnahmestellen weitere Untersuchungsergebnisse vor.

Die Abb. 73 macht die Unterschiede zwischen den einzelnen GWM deutlich. Während einige der Ergebnisse der GWML entsprechen, kann für die Meßstellen GWM 17 bis 19

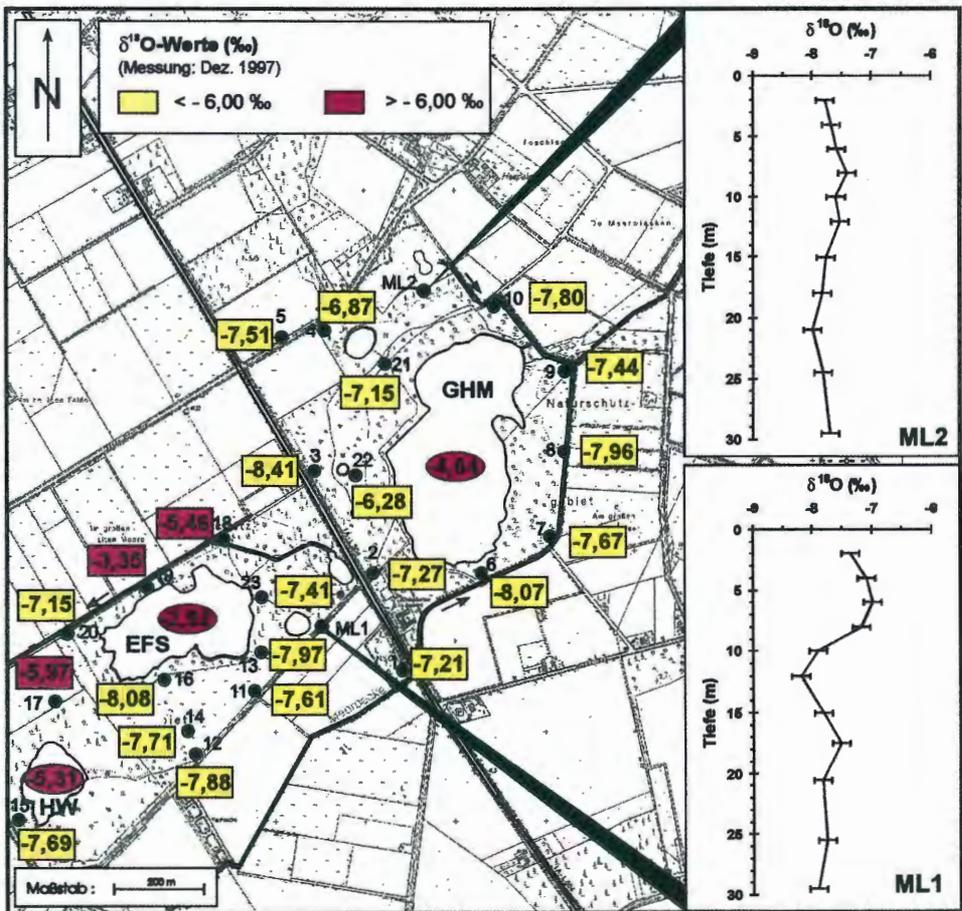


Abb. 73:  $^{18}\text{O}$ -Gehalte der Grundwassermeßstellen und der Multilevel-Brunnen für die Probenahme im Dezember 1997. Zum Vergleich sind die  $^{18}\text{O}$ -Gehalte der Gewässer EFS, GHM und HW angegeben. (Darstellung auf der Grundlage der Deutschen Grundkarte 1:5.000 des Landes NRW mit Genehmigung des Landesvermessungsamtes NRW vom 03.07.2000, Az: S 1281/2000.)

und eingeschränkt auch für die Meßstelle GWM 22 zumindest zeitweise eine Isotopenanreicherung und somit ein Einfluß der Stillgewässer beobachtet werden. Hier wird jedoch vorerst auf die von den Stillgewässern unbeeinflussten Grundwässer eingegangen. Für diese liegen die Deuterium-Gehalte zwischen -49,9 und -55,8 ‰, die Sauerstoff-18-Gehalte schwanken zwischen -8,19 und -6,87 ‰ ( $\bar{\delta} = -7,66$  ‰) und erfassen somit den Bereich zwischen dem langjährigen Mittel der Sommer- und Winterniederschläge (s.o.). Die Streubreite im Grundwasser des Untersuchungsgebietes wird bereits an einer Stichtagmessung deutlich.

Die Meßwerte der **Multilevel-Brunnen** vom Dezember 1997 ermöglichen tiefenspezifische Aussagen über die  $\delta^{18}\text{O}$ -Verteilung im Grundwasserleiter. Während der ML2 im Tiefenprofil nur geringe Schwankungen (-7,40 bis -7,98 ‰) ausweist, ergibt sich für den ML1 bis 17,5 m ein aufgeprägtes, sinusförmiges Profil mit einem absoluten Maximum in 6 m Tiefe (-6,98 ‰) und einem absoluten Minimum in 12 m Tiefe (-8,19 ‰).

Das Tiefenprofil des ML1 deutet auf Veränderungen der isotopischen Zusammensetzung der Sickerwässer in den letzten Jahrzehnten hin. Ein Vergleich mit den Sauerstoff-18-Gehalten des Niederschlags der Station Bad Salzuflen (Abb. 70) zeigt allerdings keine gleichgerichtete Entwicklung. Zudem sind die Sauerstoff-18-Gehalte der Jahresniederschläge gegenüber den jungen Grundwässern des ML1 (2-12 m) im Mittel um 0,58 ‰ leichter, was eventuell auf die etwas kontinentalere und höhere Lage (m NN) der Station Bad Salzuflen zurückgeführt werden kann.

Ein Vergleich der Entwicklung der isotopischen Zusammensetzung von Niederschlags- und Grundwasser wird durch die relativ kurze Zeitreihe der Niederschlagsmessungen (ab 1978) erschwert. Außerdem müssen unterschiedliche Grundwasserneubildungsraten und -bedingungen sowie Mischprozesse im Aquifer mit berücksichtigt werden.

Für den ML1 wurden für die Grundwässer aus 2, 4 und 15 m Tiefe und für den ML2 für die Wässer aus 4 und 15 m Tiefe zusätzlich zu der oben vorgestellten Stichtagmessung weitere  $\delta^{18}\text{O}$ -Messungen durchgeführt. Wie Abb. 74 zeigt, bleibt die sinusförmige Ausprägung des oben beschriebenen Tiefenprofils dabei unter Berücksichtigung der zusätzlichen Daten annähernd bestehen.

Die zusätzlichen Messungen zeigen für die Wässer der Grundwasseroberfläche des ML1 (2 m) während des Untersuchungszeitraums Schwankungen von bis zu 0,86 ‰ (-7,05 bis -7,91 ‰,  $\bar{\delta} = -7,45$  ‰). Diese Schwankungen ergeben sich aus dem Zutritt von Sickerwasser unterschiedlicher isotopischer Zusammensetzung, abhängig von den zugehörigen Niederschlägen und Verdunstungsprozessen. Ein Vergleich der im Grundwasser gemessenen  $\delta^{18}\text{O}$ -Werte mit denen der Monatsniederschläge macht allerdings eine starke Dämpfung des Signals im Grundwasser deutlich. Durch die Dämpfung und die relativ geringe Meßwertdichte ist eine Parallelisierung der Ganglinien von Niederschlag und Grundwasser nicht möglich.

Mit zunehmender Tiefe werden die Schwankungen unter anderem durch Mischung und Diffusion weiter gedämpft. Bestätigt wird dies durch eine Meßamplitude von 0,48 ‰ in 4 m Tiefe und eine Amplitude von 0,14 ‰ in 15 m Tiefe, die im Bereich der Meßgenauigkeit liegt. Ähnliche Verhältnisse zeigen sich für den ML2, in dem die Sauerstoff-18-Werte in 4 m Tiefe allerdings nur um 0,26 ‰ und in 15 m Tiefe um 0,09 ‰ schwanken.

Zusätzlich zu den Untersuchungen an den Multilevel-Brunnen wurde der  $^{18}\text{O}$ -Gehalt exemplarisch für 5 bzw. 6 Stichtage für die Mischwässer der **Grundwassermeßstellen** GWM 5, 6 und 23 bestimmt. Für jeweils zwei Probenahmen (September 1996 und Dezember 1997) liegen zudem Daten für die Meßstellen GWM 9, 16 und 21 vor. Diese können allerdings nur Hinweise über mögliche jahreszeitliche Schwankungen der Sauerstoff-18-Gehalte liefern.

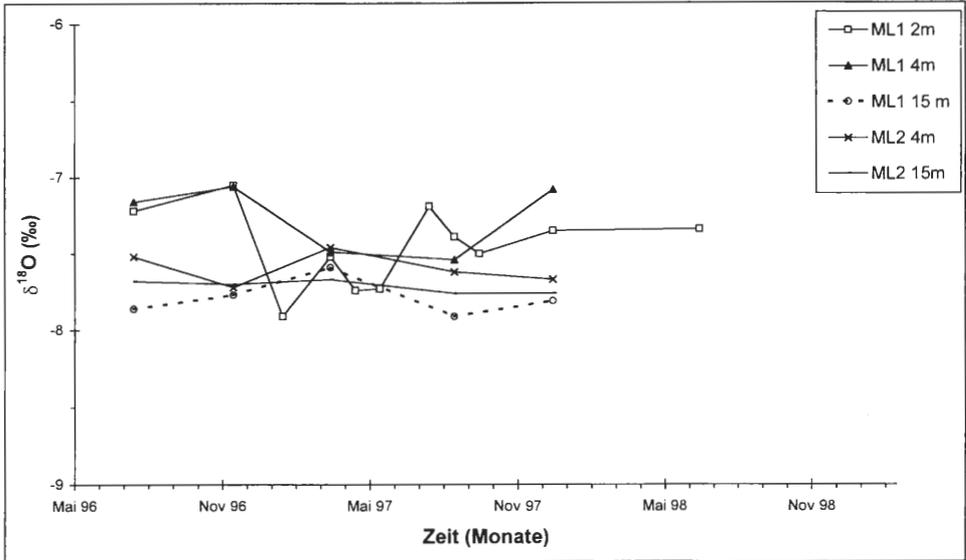


Abb. 74:  $^{18}\text{O}$ -Gehalte einzelner Stichtage für die Grundwässer des ML1 aus 2, 4 und 15 m Tiefe und des ML2 für die Grundwässer aus 4 und 15 m Tiefe.

Für die Grundwässer der Meßstelle GWM 6 sind über den gesamten Beprobungszeitraum stabile Verhältnisse festzustellen. Unter Berücksichtigung der an den Multilevel-Brunnen gemachten Beobachtungen deuten die Meßwerte auf eine tiefere Grundwasserkomponente oder nur minimale Grundwasserneubildungsraten hin. Für die ebenfalls an der Meerbecke im Abstrom des GHM gelegene Meßstelle GWM 9 deuten die beiden durchgeführten Analysen (September 1996:  $-7,45\text{‰}$ , Dezember 1997:  $-7,44\text{‰}$ ) ebenfalls auf stabile Verhältnisse hin. Auffällig ist, daß zu den beiden Meßterminen kein Einfluß der angereicherten Wässer des GHM zu erkennen ist.

Die Grundwässer der Meßstellen GWM 5 und 23 zeigen im Untersuchungszeitraum eine  $\delta^{18}\text{O}$ -Amplitude von  $0,44$  bzw.  $0,96\text{‰}$ . Auffällig sind die Meßwerte der Meßstelle GWM 23 am Ostufer des EFS, die über den Beobachtungszeitraum einen Anreicherungstrend von  $-8,37$  auf  $-7,41\text{‰}$  zeigen. Ob dieser im Zusammenhang mit einem Einfluß der Stillgewässer zu sehen ist, oder ob andere Ursachen (z.B. Änderung der Mischungskomponente oder Hinweis auf die Klimaänderung) dafür in Frage kommen, kann nur durch weitere Untersuchungen geklärt werden.

Für die Meßstelle GWM 5 im Bereich landwirtschaftlicher Nutzflächen schwanken die Delta-Werte zwischen  $-7,95$  und  $-7,51\text{‰}$ .

Auch die  $\delta^{18}\text{O}$ -Werte der Wässer der Meßstelle GWM 21 schwanken mit  $-7,80\text{‰}$  (September 1996) und  $-7,15\text{‰}$  (Dezember 1997) deutlich. Die Resultate der GWM 16 sind hingegen mit  $-8,19$  und  $-8,08\text{‰}$  eher geringen Schwankungen unterworfen. Beide Werte sind auffallend niedrig. Delta-Werte unter  $-8\text{‰}$  konnten ansonsten nur für die Grundwässer der Meßstelle GWM 6, des ML1 aus 12 m Tiefe und zeitweise für die Meßstelle GWM 23 beobachtet werden.

Die Isotopengehalte der **Stillgewässer** weisen zum Probenahmezeitpunkt (Dezember 1997) im Verhältnis zueinander deutliche Unterschiede auf (Abb. 75). Die Werte liegen dabei mit Ausnahme der Wässer der Kolke K2 und K3 sowie der Meerbecke als Folge der Evaporation unterhalb der GMWL. Abb. 75 zeigt, daß die übrigen Wässer auf keiner eindeutigen Verdunstungsgeraden liegen, sondern innerhalb eines Bereiches schwanken.

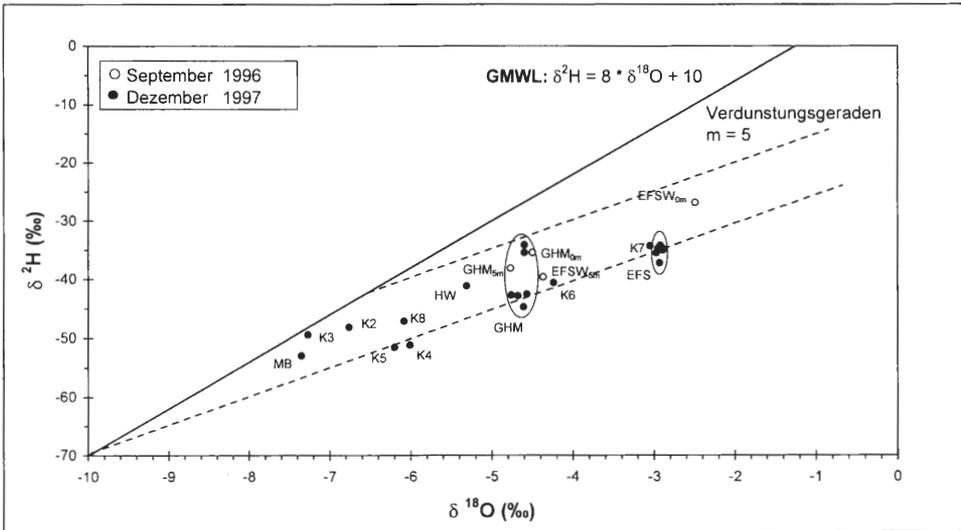


Abb. 75:  $^{18}\text{O}$ - und  $^2\text{H}$ -Gehalte der oberirdischen Gewässer. Außerdem sind die Global Meteoric Water Line (GMWL) und die Verdunstungsgeraden mit einer Steigung von 5 angegeben.

Berücksichtigt man für das Untersuchungsgebiet eine theoretische Verdunstungsgerade mit einer Steigung von 5, ergibt sich für die Oberflächenwässer ein breites Band von Ausgangswässern. Dabei sind aber auch Mischungen von Wässern unterschiedlicher isotopischer Zusammensetzung möglich und zu berücksichtigen.

Die **Kolke** K2 bis K5 sowie K8 zeigen mit  $\delta^{18}\text{O}$ -Werten von  $-6,01$  bis  $-7,27$  ‰ und  $\delta^2\text{H}$ -Werten von  $-51,5$  bis  $-47,1$  ‰ nur eine geringe bzw. keine Isotopenfraktionierung. Die Wässer der Kolke K4 und K5 fallen dabei durch vergleichsweise geringe Deuterium-Gehalte auf.

Bei den Kolken handelt es sich um relativ flache Gewässer mit einem geringen Wasservolumen, das sich in den Sommermonaten z.T. drastisch reduziert. Besonders ausgeprägt ist diese Erscheinung bei den Kolken K2, K3 und K8, die nicht-permanente Gewässer darstellen. Gegenüber den oben genannten Kolken zeigen die Kolke K6 und K7 eine deutlich stärkere Anreicherung, die vermutlich mit einem geringeren Grundwasserzutritt erklärt werden kann. Dabei wirken sich sowohl die Evaporation als auch die Niederschläge für den Kolk K7 gegenüber K6 aufgrund des kleineren Volumen-Oberflächen-Verhältnisses stärker aus.

Der **Heideweier** übernimmt als weiteres flaches Gewässer mit einem  $\delta^{18}\text{O}$ -Wert von  $-5,31$  ‰ und einem Deuterium-Gehalt von  $-41,1$  ‰ eine vermittelnde Stellung zwischen den beiden Kolk-Gruppen.

Die vorgestellten flachen Gewässer repräsentieren ein Mischwasser aus Niederschlag, dessen isotopische Zusammensetzung jahreszeitlich deutlich schwankt, zufließendem Grundwasser sowie dem angereicherten Produkt beider Komponenten. Da diese Gewässer nur ein geringes Wasservolumen besitzen, ändert sich die isotopische Zusammensetzung in Abhängigkeit von der Niederschlagsrate und dessen isotopischer Zusammensetzung, der Verdunstung und dem Grundwasserzustrom sehr schnell; ein Gleichgewichtszustand wird in der Regel nicht erreicht. Demnach reflektieren die gemessenen Gehalte vom Dezember 1997 nur einen momentanen Zustand zu Beginn des Hydrologischen Winterhalbjahrs 1998, mit dessen Beginn steigende Wasserstände und Niederschläge mit Sauerstoff-18-Gehalten kleiner  $-9$  ‰ (Bad Salzflun) beobachtet wurden.

Für die Wässer der tiefen Seen **EFS** und **GHM** kann von den gleichen Mischungskomponenten wie für die flachen Gewässer ausgegangen werden. Aufgrund des größeren Wasservolumens bilden sich jedoch stabilere Verhältnisse aus.

Aus Abb. 75 wird deutlich, daß die Wässer des EFS gegenüber dem GHM eine stärkere isotopische Anreicherung besitzen. Da für beide Gewässer von annähernd gleichen Verdunstungsverhältnissen ausgegangen werden kann, dürfte sich die Isotopendifferenz unter der Voraussetzung, daß die beiden Gewässer sich im Gleichgewichtszustand befinden, durch eine unterschiedliche Grundwasserzuströmrate erklären lassen. Dabei ergibt sich unter Berücksichtigung der Diagramme von GONFIANTINI (1986) bei einer Luftfeuchtigkeit von 75 % für das GHM ein 13 %-iger und für den EFS ein 27 %-iger Evaporationsverlust.

Auf den ersten Blick erscheint es widersprüchlich, daß sich ein scheinbar größerer Grundwasserzutritt für das GHM ergibt, für das aufgrund seiner zumindest bereichsweise mächtigeren Kolmationsschicht ein geringerer Grundwasserzutritt zu erwarten wäre. Aufgrund des tiefer gelegenen Abflubniveaus und des damit verbundenen stärkeren Gefälles zwischen See und Grundwasser ergibt sich jedoch eine plausible Erklärung für das beobachtete Phänomen. Zudem floß die Meerbecke noch bis Mitte der 1960er Jahre durch das GHM und bewirkte einen Eintrag leichter sowie einen Austrag angereicherter Wässer. Noch heute wird durch einen Abfluß das angereicherte Wasser der Wasseroberfläche abgeführt.

In den Abb. 76 und Abb. 77 werden die Sauerstoff-18-Werte (September 1996, August 1997, Dezember 1997) der Seen GHM und EFS als Tiefenprofile dargestellt und mit den zugehörigen Temperaturprofilen der Seen sowie der isotopischen Zusammensetzung des anstromigen Grundwassers verglichen. Wie bereits aus Abb. 75 deutlich wurde, weichen die Isotopengehalte der beiden Seen deutlich voneinander ab. Deren saisonales Verhalten ist jedoch vergleichbar. Beide Gewässer zeigen zum Zeitpunkt der Herbstvollzirkulation (Dezember 1997) über das gesamte Tiefenprofil identische  $^{18}\text{O}$ -Gehalte. Unterschiede ergeben sich allerdings für die Deuterium-Werte. Die  $^2\text{H}$ -Gehalte sind für die Wässer aus 6 und 8 m Tiefe gegenüber denen der anderen Meßniveaus höher. Wie es dazu kommt, konnte nicht geklärt werden. Eventuell sind die Unterschiede auf Fehlmessungen zurückzuführen. Jedoch liegen die Deuterium-Gehalte für die Septembermessung 1996 auf dem gleichen Niveau.

Während der Sommerstagnation (August 1997) zeigen die Seen eine Schichtung in Epi-, Meta- und Hypolimnion, was aus den Temperatur-Tiefenprofilen abgeleitet werden kann.

Der **EFS** zeigt im August 1997 für das Epilimnion bis 2 m Tiefe gegenüber der Vollzirkulation im Dezember 1997 eine deutliche isotopische Anreicherung mit Werten von -1,82 bis -2,05 ‰ (Abb. 76). Unter Berücksichtigung der für die Vollzirkulation bestimmten Werte ergibt sich eine Amplitude von 1,12 ‰ an der Wasseroberfläche. Nach Angaben von ZIMMERMANN (1978) errechnet sich hingegen für einen See mit einer mittleren Tiefe von 2,7 m eine Amplitude von 0,84 ‰. Wenn die Angaben von ZIMMERMANN auf das Untersuchungsgebiet zu übertragen sind, befindet sich der See entweder nicht im Gleichgewicht oder die mittlere Tiefe des Sees wurde um 0,8 m zu hoch bestimmt. Dies ist zumindest teilweise nicht unwahrscheinlich, da für die Berechnungen Messungen aus den 1950er Jahren herangezogen wurden und der Wasserstand des Sees um ca. 0,5 m im Jahresverlauf schwankt.

Unterhalb des Epilimnions liegen die  $\delta^{18}\text{O}$ -Werte unter den Meßwerten der Vollzirkulation, was auf einen Grundwasserzstrom hindeutet. Unterschiede ergeben sich dabei für das Meta- und das Hypolimnion. Im oberen Bereich des Metalimnions (3 m Tiefe) liegt der Delta-Wert bei -5,11 ‰ und repräsentiert damit das absolute Minimum des Tiefen-

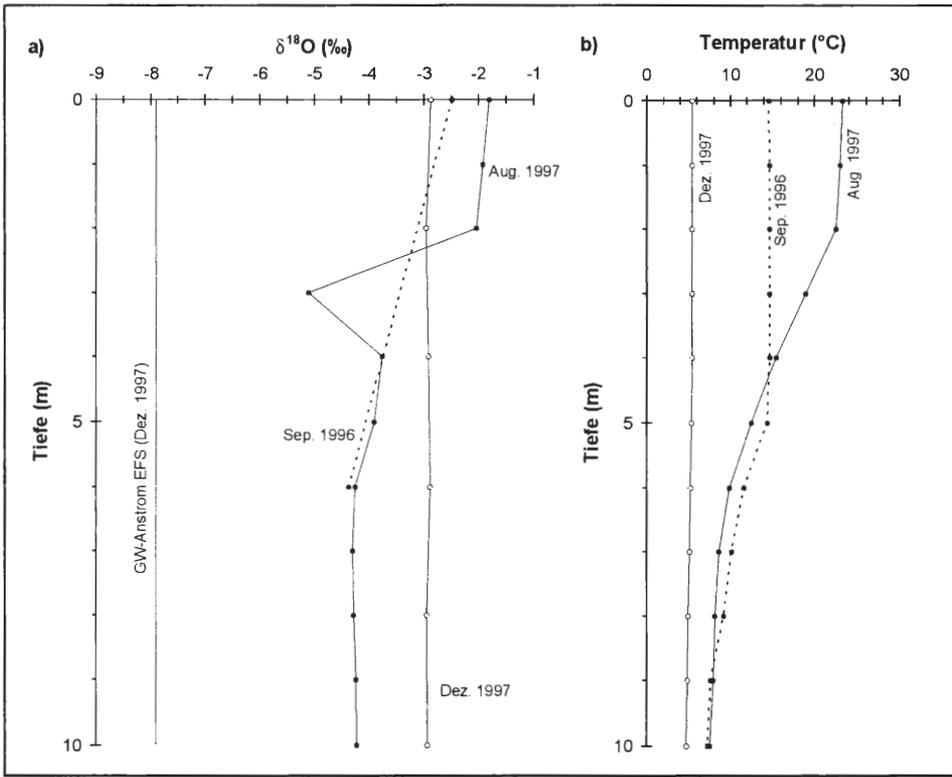


Abb. 76:  $^{18}\text{O}$ -Gehalte einzelner Stichtage verschiedener Entnahmetiefen des EFS und des oberstromigen Grundwassers (a) sowie Wassertemperaturen des Sees zum Zeitpunkt der Probenahme (b).

profils. Unter Berücksichtigung der Herbstvollzirkulation entspricht dieses Minimum einem Grundwasseranteil von 56 %. Im unteren Bereich des Metalimnions liegen die Delta-Werte nur bei -3,76 bzw. -3,92 ‰ und entsprechen einem Grundwasseranteil von ca. 18 %. Im Hypolimnion (ab 6 m Tiefe) sind die  $\delta^{18}\text{O}$ -Werte mit -4,23 bis -4,30 ‰ konstant und liegen damit nur geringfügig unter den Werten des unteren Metalimnions. Der Grundwasseranteil liegt gegenüber dem Mischwasser der Vollzirkulation bei ca. 27 %.

Die beobachtete Verteilung der  $^{18}\text{O}$ -Gehalte im Tiefenprofil des EFS kann wie folgt erklärt werden:

An der Wasseroberfläche kommt es nach der Frühjahrsvollzirkulation infolge Evaporation zu einer isotopischen Anreicherung. Da der Wind infolge der großen Temperaturunterschiede im See während der Sommermonate nur die oberflächennahen warmen Schichten erfassen und durchmischen kann, liegen die  $\delta^{18}\text{O}$ -Werte des Epilimnions, wie auch die Temperaturen auf einem einheitlichen Niveau. Zu einer Veränderung der Delta-Werte kann es durch Niederschlagswasser kommen, die in das Epilimnion eingemischt werden. Zudem ist ein Zutritt von Grundwasser denkbar. Aufgrund des temperaturbedingten Dichteunterschieds zwischen dem oberflächennahen Grundwasser und dem Epilimnion ist es allerdings denkbar, daß sich im Bereich des Epilimnions dem See zutretendes Grundwasser nicht in dieses einmischt, sondern in das Metalimnion. Ein solches Verhalten wurde von DITTRICH (1985) und POTT et al. (1998) erwogen. Mit dieser Hypothese könnte das in 3 m Tiefe beobachtete Delta-Minimum erklärt werden. Andererseits ist auch denkbar, daß sich in der genannten Tiefe ein bevorzugter Grundwasserzutritt befindet.

Während die Temperatur im Hypolimnion bis zur Basis weiter abnimmt, zeigen die  $^{18}\text{O}$ -Gehalte annähernd gleiche Werte. Ob dies als Hinweis auf einen gleichmäßigen Grundwasserzutritt im gesamten Bereich des Hypolimnions gedeutet werden kann, muß nach aktuellem Kenntnisstand noch unbeantwortet bleiben.

Kühlt sich das Oberflächenwasser zum Herbst hin ab, kommt es zu Konvektionsströmungen. Die Temperaturdifferenzen der Wasserschichten werden geringer und der Wind trägt dazu bei, daß der gesamte Wasserkörper durchmischt wird, so daß es zur Herbstvollzirkulation kommt (TERLUTTER 1995). Das führt zu einer einheitlichen Isotopenzusammensetzung, wie die Messungen vom Dezember 1997 belegen.

Die Messungen vom September 1996 repräsentieren einen Übergang von Sommerstagnation zur Herbstvollzirkulation. Wie aus dem Temperatur-Tiefenprofil hervorgeht, reicht die Durchmischung der Wässer bereits bis in eine Tiefe von 5 m. Durch die Mischung des angereicherten Wassers des Epilimnions mit den leichteren Wässern des Metalimnions verschiebt sich der für die Wasseroberfläche (0 m) ermittelte  $\delta^{18}\text{O}$ -Wert in Richtung des für die Herbstvollzirkulation ermittelten Werts (vgl. Dezember 1997). Dem gegenüber steht der Delta-Wert (-4,37 ‰) für die Wässer aus 6 m Tiefe. Hier ist die Schichtung der Sommerstagnation noch stabil. Ein Vergleich mit dem für die Sommerstagnation 1997 ermittelten Wert in 6 m macht nur minimale Unterschiede zwischen den beiden Jahren deutlich. Soweit man das für zwei Jahre beurteilen kann, scheinen die Verhältnisse demnach von Jahr zu Jahr weitgehend gleich zu bleiben.

Wird das Oberflächenwasser kälter als 4 °C, kann sich - insbesondere wenn sich eine Eisschicht auf dem Gewässer bildet - eine Schichtung ausbilden (Winterstagnation; TERLUTTER 1995). Für diesen Zustand liegen allerdings keine Meßwerte vor. Denkbar wäre unter solchen Bedingungen eine Einschichtung des wärmeren Grundwassers im Bereich der Seeoberfläche (DITTRICH 1985).

Vergleicht man die für den EFS gemachten Beobachtungen mit den Profilen des **GHM**, ergeben sich einige Unterschiede (Abb. 77). So ist die Anreicherung an der Wasseroberfläche ( $\delta^{18}\text{O} = -4,41$  ‰) gegenüber dem für die Vollzirkulation ermittelten Wert mit 0,22 ‰ minimal. Geringfügig stärker angereicherte Wässer konnten mit -4,21 ‰ in einer Tiefe von 1 m beobachtet werden. Die angegebene Amplitude scheint unter Berücksichtigung der Verhältnisse am EFS und den Angaben von ZIMMERMANN (1978), bei dem sich für ein Gewässer mit einer mittleren Tiefe von 4,4 m eine Amplitude von 0,52 ‰ ergibt, zu gering. Ursache für diese Beobachtung kann ein fehlendes Gleichgewicht oder ein verstärkter Grundwassereintritt in dieser Zone sein, der sich unabhängig von den Dichteunterschieden in das Epilimnion eingemischt hat. Wahrscheinlicher ist jedoch ein Austrag der angereicherten Wässer durch den oberirdischen Abfluß.

Im Bereich des Metalimnions nehmen die Delta-Werte parallel zu den Temperaturen ab. Ein Minimum wie am EFS konnte nicht erfaßt werden. Im Hypolimnion sind die Werte mit -5,41 bis -5,61 ‰ annähernd konstant (leicht zunehmender Trend mit der Tiefe). Die Isotopenzusammensetzung entspricht im Vergleich zu den während der Herbstvollzirkulation (1997) ermittelten Delta-Werten einem Grundwasseranteil von 32 %.

Da für das GHM bei der Probenahme im September 1996 im Gegensatz zum EFS nicht die Probe aus 6 m Tiefe, sondern aus 5 m Tiefe untersucht wurde und somit dem durchmischten Wasseranteil zugeordnet werden kann, ergibt sich für die Wässer der Wasseroberfläche (0 m) und aus 5 m Tiefe für den September 1996 eine vermittelnde Position zwischen Stagnation und Vollzirkulation.

Zusammenfassend ist für den EFS und das GHM feststellen, daß die  $\delta^{18}\text{O}$ -Tiefenprofile annähernd parallel zu den Temperaturprofilen verlaufen. Ein ähnlicher Verlauf wurde bereits von STICHLER & MOSER (1979) für einen 15 m tiefen Testsee in der oberen Rheintalebene nachgewiesen. Die Autoren konnten belegen, daß die horizontale Schichtung den

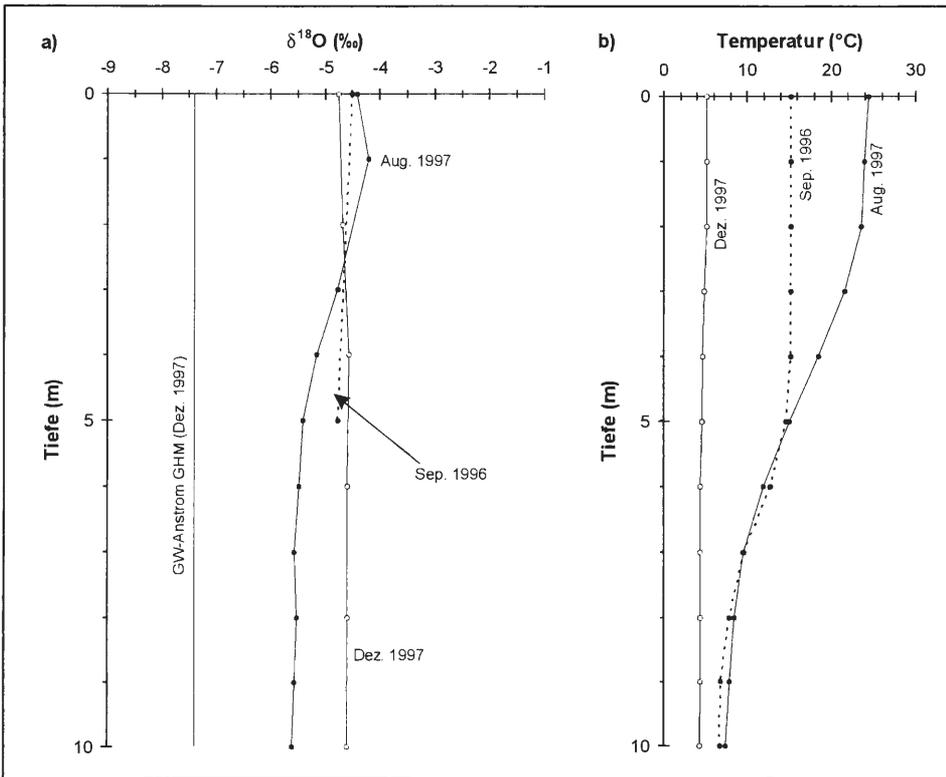


Abb. 77:  $^{18}\text{O}$ -Gehalte einzelner Stichtage verschiedener Entnahmetiefen des GHM und des anstromigen Grundwassers (a) sowie Wassertemperaturen des Sees zum Zeitpunkt der Probenahme (b).

gesamten See erfasst. Als Besonderheit für das Untersuchungsgebiet ist der in 3 m Tiefe im EFS beobachtete hohe Grundwasseranteil zu nennen.

Wie bereits oben dargestellt, ist im Abstrom des EFS (GWM 18 und 19) und des HW (GWM 17) eine **Infiltration von Seewasser in den Grundwasserleiter** zu erkennen. Im Abstrom des GHM (GWM 9) konnte hingegen keine Infiltration beobachtet werden. Statt dessen zeigen aber die Wässer der Meßstelle GWM 22 westlich des GHM mit  $\delta^{18}\text{O}$ -Werten von -6,82 bis -5,92 ‰ ( $\bar{\delta} = -6,27$  ‰) zeitweise einen Einfluß angereicherter Wässer. Vermutlich ist für diese Beobachtung der nahegelegene Kolk K3 verantwortlich, der allerdings für die Messung vom Dezember 1997 keine isotopische Anreicherung zeigt (Abb. 75).

Für die Meßstelle **GWM 18** sind die  $\delta^{18}\text{O}$ -Werte mit -5,46 bis -3,73 ‰ über den gesamten Untersuchungszeitraum gegenüber dem oberstromigen Grundwasser erhöht. Demnach kann für die Wässer dieser Meßstelle auf einen hohen Seewasseranteil geschlossen werden. Der jeweilige Anteil schwankt unter Berücksichtigung des Sauerstoff-18-Gehalts des EFS zum Zeitpunkt der Vollzirkulation zwischen 46 und 83 %. Geringere Mischungsanteile zeigen sich jeweils für die Wintermonate.

Die Prozentangaben sind hier nur als Orientierungswerte zu verstehen, da die ursprüngliche Isotopenzusammensetzung je nach Austrittstiefe im See jahreszeitlich variiert. Weiterhin scheint es aufgrund des Tritium-Werts vom Dezember 1997 (Kap. 3.4.1) wahrscheinlich, daß die Grundwässer der Meßstelle GWM 18 zumindest zeitweise kein junges Seefiltrat repräsentieren, sondern vielmehr älteres Seewasser. Da davon ausgegangen

werden kann, daß die Anreicherung des EFS vor einigen Jahrzehnten noch nicht soweit fortgeschritten war, könnte der Mischungsanteil von Seewasser im Grundwasser zeitweise viel größer sein als angegeben.

Für die Grundwässer der Meßstelle **GWM 19** im Abstrom des flachen EFS-Seeabschnitts konnte nur zeitweise ein Seewassereinfluß festgestellt werden. Eine Anreicherung wurde für Januar 1997 mit 45 %, für August 1997 mit 46 % und für Dezember 1997 sogar mit 91 % ermittelt.

Für die Meßstelle **GWM 17** kann mit Sauerstoff-18-Gehalten zwischen -5,41 und -7,62 ‰ ebenfalls eine zeitweise Beeinflussung durch die Stillgewässer angenommen werden. Da die Meßstelle annähernd im Abstrom des Heideweiher liegt, ist zu vermuten, daß sie durch den HW und nicht durch den EFS beeinflusst wird. Angaben über den Anteil von Heideweiher-Wasser im Grundwasser können nicht gemacht werden, da bei diesem Gewässer von stark schwankenden  $\delta^{18}\text{O}$ -Werten im Jahresverlauf ausgegangen werden muß (s.o.).

### 3.4.3 Stickstoff-15 und Sauerstoff-18 im Nitrat

Die Bestimmung des Stickstoff-15- ( $^{15}\text{N}$ ) und des Sauerstoff-18-Isotops ( $^{18}\text{O}$ ) am Nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) liefert Hinweise über die Herkunft des Nitrats im Grundwasser. Zudem sind Aussagen über Denitrifikationsprozesse möglich, da es infolge bakterieller Nitrat-Reduktion zu Isotopenfraktionierungen im Nitrat - mit einem bevorzugten Abbau des leichteren Stickstoff- ( $^{14}\text{N}$ ) bzw. Sauerstoff-Isotops ( $^{16}\text{O}$ ) - kommt. Dies hat eine relative Anreicherung der schweren Isotope im verbleibenden Restnitrat zur Folge (VOERKELIUS 1990). Eine Denitrifikation ist also bei gleichem Anfangsgehalt und gleicher Isotopenzusammensetzung des Nitrats an abnehmenden Nitrat- und zunehmenden Delta-Werten zu erkennen (MARIOTTI et al. 1988). Verdünnungseffekte oder geringere Nitrat-Einträge bewirken keine Isotopenfraktionierung (MARIOTTI et al. 1988, VOERKELIUS 1990).

MARIOTTI (1986) und LÉTOLLE (1980) beschreiben den Grad der Isotopenfraktionierung als geschwindigkeitsabhängige Größe, wobei eine schnelle Denitrifikation einen geringeren und eine langsame Denitrifikation einen höheren Fraktionierungsgrad verursacht.

Die Isotope  $^{15}\text{N}$  und  $^{18}\text{O}$  des Nitrats wurden einmalig (März 1998) für die nitratreiche Zone des ML1 (2-8 m) bestimmt. In diesem Aquiferabschnitt konnten deutliche Unterschiede der Nitrat-Konzentration beobachtet werden. Während in 8 m Tiefe über den gesamten Beprobungszeitraum nahezu konstant hohe Nitrat-Konzentrationen gemessen wurden, zeichneten sich die darüber liegenden Grundwässer durch stark schwankende Meßwerte aus. Als eine mögliche Ursache für diese Schwankungen wurde bereits in Kapitel 3.3.5 der wechselnde Nährstoffeintrag benannt. Allerdings deuten verschiedene Parameter (z.B. Ammonium und Eisen) auf zumindest zeitweise reduzierende Bedingungen hin, die eventuell mit Denitrifikationsprozessen in Verbindung gebracht werden können. Eine Denitrifikation konnte für den Aquiferabschnitt unterhalb von 8 m bereits eindeutig belegt werden. Zur Klärung der Verhältnisse im oberen Aquiferbereich (2-8 m) wurde für die entsprechenden Wässer die Isotopenzusammensetzung des Nitrats bestimmt und mit Hilfe eines  $\delta^{15}\text{N}$ - $\delta^{18}\text{O}$ -Diagramms nach CLARK & FRITZ (1997) veranschaulicht (Abb. 78).

Die Isotopenzusammensetzung der vier untersuchten Wasserproben zeigt deutliche Unterschiede. Für die Wasserprobe aus **2 m** Tiefe (76 mg/l  $\text{NO}_3^-$ ) wurde ein  $\delta^{15}\text{N}$ -Wert von 4,7 ‰ und ein  $\delta^{18}\text{O}$ -Wert von 18,7 ‰ bestimmt. Diese Konstellation von niedrigem Delta-Wert für das Stickstoff-Isotop und hohem Delta-Wert für das Sauerstoff-Isotop weist auf synthetische Nitrat-Dünger als Nitrat-Quelle hin.

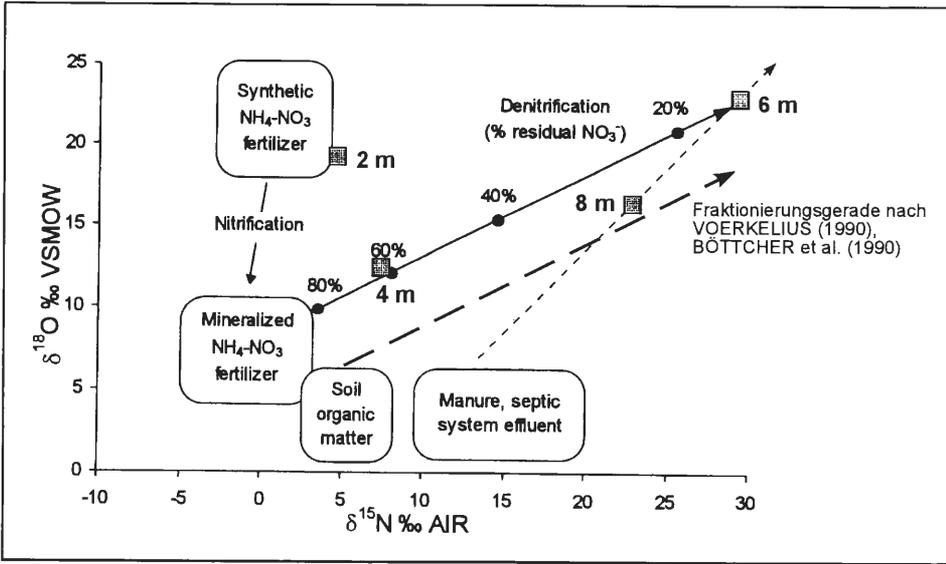


Abb. 78:  $\delta^{15}\text{N}$ - und  $\delta^{18}\text{O}$ -Werte der Grundwässer des ML1 (2 - 8 m) für die Probenahme vom März 1998 im Isotopendiagramm nach CLARK & FRITZ (1997).

Normalerweise findet bei Maisanbau, wie er im Anstrom des ML1 betrieben wird, im Frühjahr noch keine Mineraldüngung statt. Erst später im Jahr werden mineralische Dünger eingesetzt. Aber selbst dann nehmen Nitrat-Dünger gegenüber Ammonium-Dünger (z.B. Diammonphosphat) nur eine untergeordnete Rolle ein (BANGERT & KOWARIK 2000). Vermutlich machen sich zum Zeitpunkt der Probenahme also nicht die jüngsten Düngungen im Grundwasser bemerkbar, sondern vielmehr die Restbestände des Vorjahres.

Die Grundwässer aus 4 m Tiefe mit einem Nitrat-Gehalt von 108 mg/l besitzen einen  $\delta^{15}\text{N}$ -Wert von 7,7 ‰ und einen  $\delta^{18}\text{O}$ -Wert von 12,6 ‰. Diese Werte weichen deutlich von den in 2 m Tiefe gemessenen ab. Der geringere  $\delta^{18}\text{O}$ -Wert kann hier die Folge einer Nitrifikation des düngerbürtigen Ammoniums sein. Auch eine Beimischung von Nitrat aus organischen Düngern ist möglich. Sofern die Dünger im wesentlichen mineralischer Herkunft sein sollten, hat unter Berücksichtigung der Fraktionierungsgeraden nach CLARK & FRITZ (1997) bereits die Denitrifikation mit einem Nitrat-Abbau von 40 % eingesetzt. Unter Beachtung dieses Wertes ergäbe sich eine Ursprungskonzentration von 180 mg/l  $\text{NO}_3^-$ .

Für die Wässer aus 6 m Tiefe (24 mg/l  $\text{NO}_3^-$ ) kann aufgrund der Meßwerte ( $\delta^{15}\text{N} = 29,5$  ‰;  $\delta^{18}\text{O} = 22,5$  ‰) auf intensive Denitrifikationsprozesse geschlossen werden. Aus Abb. 78 ergibt sich für diese Grundwässer wie auch schon für die Wässer aus 4 m Tiefe eine Lage auf der Fraktionierungsgeraden von CLARK & FRITZ (1997) (150 mg/l = 100 %). Allerdings scheint ein alleiniger Einsatz mineralischer Dünger für das Einzugsgebiet der Grundwässer aus 6 m Tiefe, wie auch für die Grundwässer aus 4 m Tiefe, unwahrscheinlich, da für das Untersuchungsgebiet eine gemischte Düngung von mineralischen und organischen Düngern bekannt ist (BANGERT & KOWARIK 2000). Zieht man zudem die Wässer aus 8 m Tiefe hinzu, deren Isotopengehalt bei 22,8 ‰ ( $\delta^{15}\text{N}$ ) bzw. 16,2 ‰ ( $\delta^{18}\text{O}$ ) liegt und somit auf eine Mischung von mineralischen und organischen Düngern hinweist (Lage auf der Fraktionierungsgeraden des Fuhrberger Feldes –), ist für die Grundwässer aus 6 m Tiefe eine ähnliche Zusammensetzung wahrscheinlicher.

Verbindet man im Isotopendiagramm die Werte aus 6 und 8 m Tiefe, ergibt sich eine dritte Fraktionierungsgerade (---), deren Ursprung im Bereich der organischen Dünger liegt. Aus dem oben angeführten Grund ist allerdings fraglich, inwieweit diese Option als belastbare These angesehen werden kann.

Grundsätzlich ist bemerkenswert, daß auch für die Grundwässer aus 8 m Tiefe aufgrund der angereicherten Isotopenwerte mit Denitrifikationsprozessen zu rechnen ist. Trotz der hohen Delta-Werte lag der gemessene Nitrat-Gehalt noch bei 141 mg/l. Demnach muß entweder von vergleichsweise höheren Einträgen oder aber einer langsamer ablaufenden Denitrifikation ausgegangen werden.

Es stellt sich die Frage, warum für die Grundwässer aus 6 m Tiefe im Gegensatz zu den Wässern aus 8 m Tiefe für die untersuchten Grundwasserproben (März 1998) ausgeprägtere Denitrifikationsprozesse nachgewiesen wurden. Für diese Beobachtung kommen mehrere Ursachen in Frage:

- höherer Sauerstoffeintrag im Einzugsgebiet der Grundwässer aus 8 m Tiefe,
- geringeres Donatorenpotential für den tieferen Abschnitt,
- Grundwasserstau im oberen Aquiferabschnitt durch z.B. Oberflächengewässer, dadurch Ausbildung reduzierender Verhältnisse und
- Unterströmung durch höhere Durchlässigkeiten.

Zusammenfassend ist festzustellen, daß denitrifizierende Prozesse nicht nur im tieferen Aquiferabschnitt auftreten, sondern sich auch in der nitratreichen Zone eine deutliche Nitrat-Reduktion (vor allem in 6 m Tiefe) zu erkennen gibt.

### 3.4.4 Schwefel-34 und Sauerstoff-18 im Sulfat

Die Isotopenbestimmung des Sulfat-Schwefels ( $^{34}\text{S}-\text{SO}_4^{2-}$ ) und des Sulfat-Sauerstoffs ( $^{18}\text{O}-\text{SO}_4^{2-}$ ) ermöglicht Rückschlüsse auf die Herkunft des Sulfats (Abb. 79). Weiterhin gibt das Isotopenverhältnis Hinweise auf Sulfatreduktion. Diese ist an abnehmenden Sulfat- und zunehmenden Schwefelwasserstoff-Gehalten zu erkennen. Im Restsulfat kommt

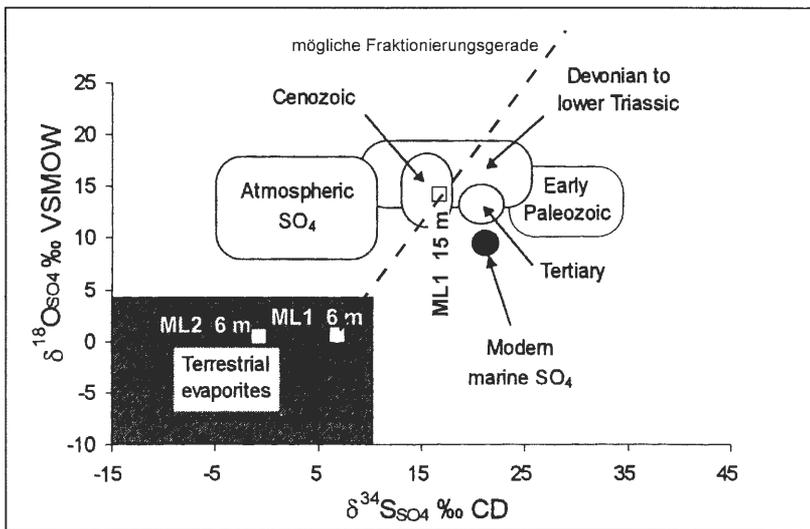


Abb. 79:  $\delta^{34}\text{S}$ - und  $\delta^{18}\text{O}$ -Werte der untersuchten Grundwässer vom Dezember 1997 in einem Diagramm von CLARK & FRITZ (1997).

es zu einem gleichzeitigen Anstieg der  $\delta^{34}\text{S}$ - und  $\delta^{18}\text{O}$ -Werte im Sinne einer Rayleigh-Fraktionierung (SCHULTE et al. 1997). Da die sulfatreduzierenden Bakterien bevorzugt das leichtere Isotop umsetzen, ist das Reaktionsprodukt ( $\text{H}_2\text{S}$  bzw. sedimentäre Sulfide) in der Regel stark an schweren Schwefel-Isotopen  $\delta^{34}\text{S}$  verarmt (CHAMBERS & TRUDINGER 1979), während das Restsulfat sich durch einen hohen Anteil schwerer Isotope auszeichnet.

Experimentell ermittelte Isotopenfraktionierungen zwischen Sulfat und Sulfid liegen zwischen 4 und 46 ‰ (CHAMBERS & TRUDINGER 1979). Darüber hinaus können bei der Disproportionierung instabiler Zwischenprodukte wie Thiosulfat und/oder elementarer Schwefel weit größere Fraktionierungen zwischen Edukt und Produkt erreicht werden. Diese Reaktion ist allerdings bisher lediglich aus dem marinen Bereich bekannt (JÖRGENSEN 1990, CANFIELD & THAMDRUP 1994).

Eine Isotopengehaltsbestimmung am Sulfat wurde an drei ausgesuchten Grundwasserproben der Multilevel-Brunnen durchgeführt, die sich durch hohe Sulfat-Konzentrationen auszeichnen (ML1: 6 und 15 m, ML2: 6 m; Dezember 1997).

Die zwei untersuchten Proben des **ML1** aus 6 m ( $\text{SO}_4^{2-} = 128 \text{ mg/l}$ ) und 15 m Tiefe ( $\text{SO}_4^{2-} = 130 \text{ mg/l}$ ) weisen deutlich voneinander abweichende Delta-Werte auf. Die Meßwerte aus 6 m Tiefe ( $\delta^{34}\text{S} = 7,0 \text{ ‰}$ ,  $\delta^{18}\text{O} = 0,1 \text{ ‰}$ ) deuten auf einen sulfidischen Sulfat-Ursprung hin. Ursache ist dafür wahrscheinlich die chemolithoautotrophe Denitrifikation, die bereits durch die gemessenen Nitrat-Isotope belegt werden konnten (Kap. 3.4.3).

In 15 m Tiefe ist eine deutliche Anreicherung der schweren Isotope zu erkennen ( $\delta^{34}\text{S} = 17,6 \text{ ‰}$ ,  $\delta^{18}\text{O} = 13,6 \text{ ‰}$ ), die aufgrund des bei der Probenahme deutlich wahrnehmbaren Schwefelwasserstoffgeruchs auf eine Sulfatreduktion zurückgeführt werden kann. Da andererseits aber die Sulfat-Gehalte im Vergleich zu den in 10 und 12 m gemessenen Konzentrationen nicht ab- sondern zugenommen haben, muß eine zusätzliche Sulfat-Quelle existieren, wenn nicht außergewöhnlich hohe Anfangskonzentrationen als Ursache angenommen werden sollen. Unterstützt wird diese Annahme durch die Tatsache, daß in der Regel die Anreicherung des  $^{34}\text{S}$  größer ist als die des  $^{18}\text{O}$  (CLARK & FRITZ 1997). Für den ML1 ergibt sich hingegen unter Berücksichtigung der Grundwässer aus 6 m Tiefe für  $^{18}\text{O}$  eine stärkere Anreicherung.

Wie in Kapitel 3.3.5 dargestellt, ist für die drei oberen Filterniveaus des **ML2** Anfang 1997 ein Anstieg der elektrischen Leitfähigkeiten festgestellt worden, was unter anderem auf eine Erhöhung der Sulfat-Gehalte zurückzuführen ist. Exemplarisch wurde eine Grundwasserprobe aus 6 m Tiefe ( $\text{SO}_4^{2-} = 225 \text{ mg/l}$ ) vom Dezember 1997 untersucht. Die gemessenen  $\delta^{34}\text{S}$ - und  $\delta^{18}\text{O}$ -Werte lagen bei  $-0,2$  bzw.  $0,3 \text{ ‰}$  und belegen damit den sulfidischen Sulfat-Ursprung (z.B. Pyrit). Da für die untersuchten Wässer auch Schwefelwasserstoff organoleptisch nachgewiesen werden konnte, kann zudem von einer einsetzenden Sulfatreduktion ausgegangen werden. Eine Anreicherung der schweren Isotope ist allerdings nicht zu erkennen (vgl. ML1 15 m). Sulfidschwefel kann hier entweder durch Oxidation von Pyrit durch Luftsauerstoff oder durch Denitrifikation als Sulfat ins Grundwasser gelangt sein.

Ob die Beobachtungen an den Grundwässern aus 6 m Tiefe auch auf die oberen beiden Filterniveaus des ML2 übertragbar sind, ist allerdings fraglich und kann nur durch weitere Untersuchungen geklärt werden.

## 4. Synthese

Erst die zusammenfassende Darstellung und interpretierende Bewertung von Untergrundmaterial, Grundwasserbilanz und -dynamik sowie Hydrochemie und Isotopenhydrogeo-

logie erlauben ein Verständnis für das hydrogeologische System des Bearbeitungsgebietes. Durch Verknüpfung und Wertung der Vielzahl von Einzelergebnissen werden in diesem Kapitel die Herkunft und Genese der untersuchten Grundwässer (Kap. 4.1) sowie ihre Wechselbeziehung zu den oberirdischen Gewässern (Kap. 4.2) geklärt.

## 4.1 Prägung der Grundwasserbeschaffenheit

Ausschlaggebend für die Grundwasserbeschaffenheit sind in erster Linie die das Einzugsgebiet bestimmenden Faktoren Deposition, Vegetation, Boden sowie anthropogene Maßnahmen. Der zweite bestimmende Faktorenkomplex umfaßt die im Untergrund ablaufenden Prozesse.

Angaben zur gebietsspezifischen Deposition liefern verschiedene Autoren (Tab. 11). Als Depositionsquellen kommen für das Untersuchungsgebiet nach NIEHAUS (1996) die Landwirtschaft, der Autoverkehr, der Ferntransport aus den Industrieballungszentren sowie untergeordnet auch das Ibbenbürener Kohlekraftwerk (mit Entstickungsanlage) in Betracht. Zudem ist ein z.T. erheblicher Anteil der Deposition meerbürtig. Von besonderer Bedeutung ist der Einfluß der bis an das NSG reichenden Landwirtschaft. Dabei spielt die Ammoniakverflüchtigung eine wichtige Rolle, die für den Kreis Steinfurt mit 28,9 kg/ha•a N bei einer Ammoniakfreisetzung von 40 % angegeben wird (STEINRÜCKE 1991, vgl. auch BANGERT & KOWARIK 2000).

Tab. 11: Depositionangaben für den Großraum des Untersuchungsgebietes.

Gebiet Autor	Heiliges Meer			Saerbeck		St. Arnold		
	NIEHAUS (1996) <sup>1</sup>		HAGEMANN et al. (2000) <sup>2</sup>	STEINRÜCKE (1991) <sup>3</sup>		SCHROEDER (1992) <sup>4</sup>		
Meßzeitraum	1995		1998	1986 – 1988		1982 – 1984		
N (mm)	632	k.A.	1027	811 <sup>5</sup>		794	670	527
kg/ha•a	Freiland	Wald	Freiland	Freiland		Freiland	Laubwald	Nadelwald
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	5,8	4,8	11,1	9,0	17,0	12,3	17,6	31,1
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	3,6	5,3	7,7	2,1	7,5	7,2	7,6	14,1
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -P	0,3	0,8	0,1	0,9	0,7	1,5	1,8	2,3
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	50,5	38,9	k.A.	59,6	52,7	47,7	100	198,1
Cl	26,1	23,1	k.A.	6,4	18,0	k.A.	k.A.	k.A.
Ca <sup>2+</sup>	4,3	5,8	k.A.	3,8	7,3	15,0	25,1	25,9
Mg <sup>2+</sup>	1,2	2,1	k.A.	1,6	1,7	2,2	4,8	6,9
K <sup>+</sup>	2,6	12,3	k.A.	3,9	3,3	6,5	25,4	27,5
Na <sup>+</sup>	7,2	7,1	k.A.	11,6	12,3	k.A.	k.A.	k.A.

<sup>1</sup> „bulk deposition“, Trichter-Flaschensammler eigener Anfertigung

<sup>2</sup> im wesentlichen nasse Deposition, Trichter-Flaschensammler eigener Anfertigung

<sup>3</sup> „bulk deposition“, Topf-Sammler (Berghoff) | Trocken-Naßsammler nach GEORGII et al. (1980)

<sup>4</sup> k.A. zum Sammelgefäß

<sup>5</sup> Niederschlagsangabe: Station Heiliges Meer

In den Einzugsgebieten der Grundwässer sind verschiedene Vegetationseinheiten mit wechselnden Bodentypen sowie unterschiedlichen Bewirtschaftungsmaßnahmen und Düngungen vertreten.

Unter Berücksichtigung der Grundwasserfließrichtung und der ermittelten Fließgeschwindigkeiten kann das Einzugsgebiet für die entnommenen Grundwasserproben in einem ersten Schritt abgeschätzt werden. Dabei spielt deren Entnahmetiefe eine wichtige

Rolle, da die Wässer in der Regel mit zunehmender Tiefe älter werden und das zugehörige Einzugsgebiet weiter von der Entnahmestelle entfernt liegt. Unregelmäßigkeiten treten z.B. im Bereich der Vorfluter auf, wo es zu einem Grundwasseraufstieg kommt.

Bei der Charakterisierung des jeweiligen Einzugsgebietes muß grundsätzlich berücksichtigt werden, daß es im Laufe der letzten Jahre bzw. Jahrzehnte zu vielfältigen Nutzungswechseln gekommen ist (s. BANGERT & KOWARIK 2000). Mit Hilfe der Tritium-Untersuchungen (Kap. 3.4.1) kann jedoch der Infiltrationszeitpunkt der untersuchten Grundwässer annähernd abgeschätzt und damit die jeweilige Nutzung bei der Interpretation berücksichtigt werden. Neben Nutzungsänderungen müssen zudem Veränderungen der hydraulischen Bedingungen beachtet werden. So führten z.B. der Einbruch des EFS im Jahre 1913, die Umlegung der Meerbecke Mitte der 1960er Jahre sowie die Anlage von Dränaugen zu lokalen und die Stilllegung des Westfelds (ehemals Preussag AG Kohle) Ende der 1970er Jahre sogar zu regionalen Veränderungen der hydraulischen Bedingungen.

Der Stoffeintrag in den Grundwasserleiter erfolgt im wesentlichen mit der Grundwasserneubildung in Form versickernder Niederschläge. Lokal kommt es im Untersuchungsgebiet aber auch durch Infiltration oberirdischer Gewässer zu Stoffeinträgen.

Aufgrund der geringmächtigen, gut durchlässigen Sickerwasserzone kann davon ausgegangen werden, daß die oberflächennahen Grundwässer des Untersuchungsgebietes die Charakteristik des jeweiligen Einzugsgebiet widerspiegeln. Erst bei längeren Verweilzeiten ist mit deutlichen Veränderungen des ursprünglichen Chemismus der Sickerwässer zu rechnen. Dann ist der Einfluß des Einzugsgebietes auf die Grundwasserbeschaffenheit häufig nicht mehr charakteristisch. Oftmals können aber mit Hilfe des Chlorids, das im Untergrund sehr mobil ist und zudem weder mikrobiell abgebaut noch nennenswert durch chemische Ausfällungen, Mitfälleneffekte oder Ionenaustausch vermindert wird (DAUSCHECK & BISCHOFBERGER 1986), Hinweise auf Grundwasserbeeinträchtigungen in Form einer Veränderung der natürlichen Verhältnisse gewonnen werden.

In diesem Kapitel werden die untersuchten Grundwässer einzelnen Einzugsgebieten zugeordnet und - soweit möglich - ihre Überprägung bei der Untergrundpassage aufgezeigt. Dabei wird neben den eigenen Forschungsergebnissen auf Untersuchungen des oberflächennahen Grundwassers im Bereich der Stillgewässer (HAGEMANN 1997, HAGEMANN et al. 2000, HÖLTER 1998, SOLLE 1998) zurückgegriffen. Weiterhin wird auf die landchaftsplanerischen Untersuchungen von BANGERT & KOWARIK (2000) verwiesen.

Für Grundwässer die unter **Heide** oder **ungedüngtem Grünland** neugebildet werden, kann von einer geringen Wasserbelastung ausgegangen werden. Die Grundwässer der im Bereich der Heideflächen gelegenen Meßstellen **GWM 21** bis **23**, die nach den Ergebnissen der Tritium-Messungen als junge Infiltrate bezeichnet werden können, belegen dies durch eine geringe Mineralisation ( $\bar{\varnothing} = 67 \mu\text{S}/\text{cm}$ ; Kap. 3.3.3) sowie niedrige pH-Werte ( $\bar{\varnothing} = 4,7$ ) und oxidierende Verhältnisse ( $E_{h\varnothing} = 316 \text{ mV}$ ,  $O_{2\varnothing} = 1,5 \text{ mg/l}$ ; Kap. 3.3.4). Dabei macht sich die unmittelbare Nähe der GWM 23 zum EFS durch einen geringen Flurabstand ( $\bar{\varnothing} = 0,4 \text{ m}$ ) und daraus resultierend vergleichsweise geringere Eh-Werte ( $\bar{\varnothing} = 276 \text{ mV}$ ) und Sauerstoff-Gehalte ( $\bar{\varnothing} = 0,3 \text{ mg/l}$ ) bemerkbar.

Ein Vergleich der untersuchten Grundwässer mit dem unter Heide neu gebildeten Sickerwasser (Lysimeter L4 und L5) sowie dem oberflächennahen Grundwasser (EO2, EO3; HÖLTER 1998) zeigt z.B. für den pH-Wert und die Mineralisation deutliche Übereinstimmungen. Somit entstammen die untersuchten Grundwässer eindeutig dem umgebenden Heide-Einzugsgebiet, was durch die vorherrschenden Strömungsverhältnisse bestätigt wird.

Der Hauptnährstoffeintrag erfolgt für die unter Heide neu gebildeten Grundwässer im wesentlichen über die Niederschläge. Ein zusätzlicher, quantitativ aber als gering einzustufender Eintrag stellt sich durch die Winterfütterung des Viehbestands ein. Lokal kann

diese jedoch eine größere Bedeutung besitzen. Demnach sind die vergleichsweise erhöhten Nitrat-Gehalte der Meßstelle GWM 22 ( $\bar{\varnothing} = 13 \text{ mg/l}$ , Max.:  $25 \text{ mg/l}$ ) vermutlich atmosphärischen und viehwirtschaftlichen Ursprungs.

Die ebenfalls im Bereich der Heideflächen positionierte Meßstelle **GWM 18**, deren Grundwässer ähnlich geringe Leitfähigkeiten ( $\bar{\varnothing} = 89 \text{ }\mu\text{S/cm}$ ) aufweisen, bleiben bei der Bewertung der Wässer des Einzugsgebietes „Heide“ unberücksichtigt, da sie stark durch die Erdfallsee-Wässer beeinflusst werden (s.u.). Auch für die GWM 22 kann ein Einfluß von Oberflächenwasser angenommen werden, doch macht dieser sich hydrochemisch weniger bemerkbar.

Ähnliche Voraussetzungen wie für die Heideflächen sind für ungedüngtes Grünland erkennbar. So zeigen die Lysimeteruntersuchungen (L1 und L2) auf der Attermeyerwiese südlich des EFS mit durchschnittlich  $81 \text{ }\mu\text{S/cm}$  ebenfalls eine geringe Mineralisation. Die Chlorid-Gehalte mit  $< 5 \text{ mg/l}$  sind als unauffällig zu bezeichnen. Gegenüber den Heideflächen (s.o.) liegen die pH-Werte allerdings hier mit  $5,5$  um eine Potenz höher.

Die Wässer der Meßstelle GWM 14 auf der Attermeyerwiese sind ebenfalls durch geringe elektrische Leitfähigkeiten ( $\bar{\varnothing} = 134 \text{ }\mu\text{S/cm}$ ) und niedrige Chlorid-Gehalte ( $\bar{\varnothing} = 8 \text{ mg/l}$ ) gekennzeichnet. Auffällig sind aber die z.T. deutlich erhöhten Nitrat-Konzentrationen ( $\bar{\varnothing} = 28 \text{ mg/l}$ , Max.:  $48 \text{ mg/l}$ ), die - wie auch die Position im PIPER-Diagramm (Abb. 38) belegt - auf landwirtschaftliche Einflüsse hinweisen. Aufgrund der vorherrschenden Strömungsverhältnisse aus südlicher Richtung mit landwirtschaftlicher Nutzung ist ein solcher Einfluß nicht auszuschließen. Theoretisch sind die Nitrat-Gehalte aber auch durch Deposition und Winterfütterung erklärbar, da sich nach BANGERT & KOWARIK (2000) eine rechnerische potentielle Nitrat-Konzentration von durchschnittlich  $38 \text{ mg/l}$  im Sickerwasser ergibt. Für die Lysimeter konnten allerdings keine adäquaten Gehalte nachgewiesen werden.

Bemerkenswert ist für die Grundwässer der GWM 14 ein zweijähriger Zyklus der Nitrat- (Abb. 60) und Chlorid-Konzentrationen, wie er sich auch für die Meßstelle GWM 22 andeutet. Eine plausible Erklärung für diese Beobachtung läßt sich mit heutigem Kenntnisstand noch nicht sicher ableiten, doch ist für beide Meßstellen zumindest eine ursächliche Verknüpfung offensichtlich.

Für die ebenfalls auf der Attermeyerwiese gelegenen Meßstellen GWM 11, 12 und 13 konnte eine eindeutige Beeinflussung durch die angrenzenden Ackerflächen nachgewiesen werden, während diese für die Meßstelle **GWM 16** im Anstrom des flachen Seeabschnitts des EFS hingegen trotz vergleichsweise höherer elektrischer Leitfähigkeiten ( $\bar{\varnothing} = 278 \text{ }\mu\text{S/cm}$ ) - bei Chlorid-Konzentrationen um  $9 \text{ mg/l}$  - keine Hinweise auf einen derartigen Einfluß liefern. Die Wässer der GWM 16 zeigen reduzierende Verhältnisse und gehören zum  $\text{Ca-HCO}_3\text{-SO}_4$ -Typ. Auffällig ist ein  $\text{Cl}^-/\text{Na}^+$ -Verhältnis  $< 1$ . Bemerkenswert ist weiterhin die ähnliche Beschaffenheit der Wässer an der Grundwasseroberfläche, wie die Untersuchungen am Lysimeter L3 gezeigt haben (s. auch HÖLTER 1998).

Es ist auffällig, daß die Grundwasserbeschaffenheit der Meßstelle **GWM 15** westlich des Heideweiher im Mittel derjenigen der Meßstelle GWM 16 entspricht. Das Wasser besitzt jedoch im Gegensatz zur GWM 16 zumindest während der Dezemberrmessung 1997 einen hohen Anteil während der Atombombenversuche infiltrierten Wassers.

Unter Berücksichtigung des vorherrschenden Strömungsregimes läßt sich für die Meßstelle GWM 16 die Attermeyerwiese als Einzugsgebiet ableiten, die früher teilweise als Ackerland genutzt wurde. Für die Meßstelle GWM 15 kommen als Einzugsgebiet Heide- und Waldflächen des NSG in Frage. Weiterhin ist ein Einfluß der westlich gelegenen Flächen wahrscheinlich, die heute intensiv landwirtschaftlich genutzt werden. Während die chemische Grundwassercharakteristik relativ unspezifisch ist - die längeren Aufenthaltszeiten haben zu einer starken Veränderung der Grundwasserbeschaffenheit geführt -

kann anhand des ermittelten Grundwasseralters ein Zusammenhang mit der aktuellen Nutzung weitgehend ausgeschlossen werden; vielmehr dürfte vorwiegend die vorherige Nutzungsform (bis in die 1960er Jahre Grünland) die ausschlaggebende Rolle spielen. Grundsätzlich ist für beide Meßstellen aufgrund der Vorflutfunktion der benachbarten Gewässer eine aufwärtsgerichtete Grundwasserfließrichtung anzunehmen.

Für den **ML2** ergibt sich unter Berücksichtigung des Grundwassergleichenplans ein relativ kleines, mit Grünland bewachsenes Einzugsgebiet. In näherer Umgebung sind zudem Acker-, Heide- und Waldflächen vertreten. Ein Einfluß oberirdischer Gewässer konnte mit Hilfe der  $^{18}\text{O}$ -Bestimmung zum Meßzeitpunkt ausgeschlossen werden. Grundsätzlich lassen sich für die Meßstelle drei Grundwassertypen unterscheiden (Abb. 80):

Zum ersten Typ zählen die oberflächennahen Grundwässer bis 4 m Tiefe. Es handelt sich hierbei um ein junges Infiltrat mit ausgeprägten zeitlichen Schwankungen der Grundwasserbeschaffenheit, die zeitweise - bei gleichbleibend geringen Chlorid-Gehalten - elektrische Leitfähigkeiten von über 1000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  zur Folge haben. Die Schwankungen der zum  $\text{Ca-SO}_4$ -Typ gehörigen Wässer können vermutlich auf eine natürliche, z.B. durch Oxidation von organischer Substanz und Pyrit, hervorgerufene Ursache zurückgeführt werden. Beleg dafür ist unter anderem der extrem hohe Kaliumpermanganatverbrauch ( $\emptyset = 374 \text{ mg/l}$  in 2 m Tiefe) sowie Sulfat-Gehalte  $>500 \text{ mg/l}$ .

Die Grundwässer aus 6 m Tiefe nehmen eine vermittelnde Stellung zwischen den Grundwassertypen 1 und 2 ein. So zeigen die Tritium-Gehalte erst bei der zweiten Probenahme (Dezember 1997) ein junges Infiltrat an. Auch für Chlorid ist ein Wechsel in Form einer Konzentrationsabnahme von 45 auf 6  $\text{mg/l}$  zu beobachten, so daß sich eine fortschreitende Eindringtiefe des jungen Infiltrats in den Untergrund während des Untersuchungszeitraums nachvollziehen und dokumentieren läßt.

Der zweite Typ konnte bis in eine Tiefe von 12 m nachgewiesen werden und ist mit Tritium-Werten von durchschnittlich 2,1 TU durch einen hohen Anteil alter Wässer geprägt. Die hohen Chlorid-Gehalte ( $\emptyset = 51 \text{ mg/l}$ ) dieser Zone machen eine (vermutlich anthro-

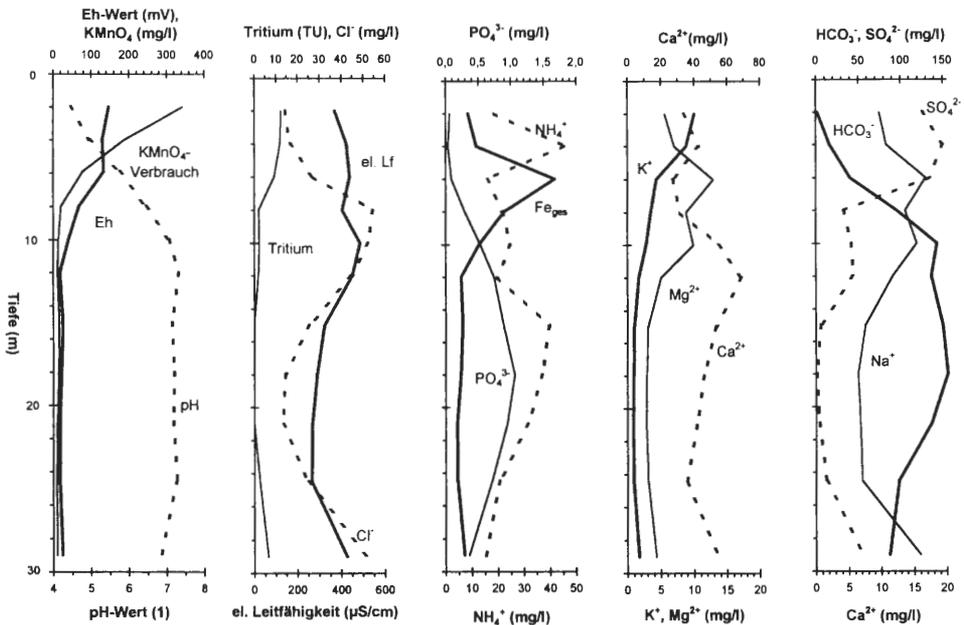


Abb. 80: Hydrochemische Tiefenprofile des ML2.

pogene) Beeinträchtigung des Grundwassers wahrscheinlich, deren zugehörige Quelle aufgrund der langen Verweilzeit allerdings nicht näher bestimmt werden konnte.

Zum zweiten Typ zählen neben den Wässern von 8 bis 12 m auch die Wässer aus 29 bis 30 m Tiefe (Abb. 80), die eine ähnliche Altersstruktur und Beschaffenheit aufweisen. Diese Feststellung ist auf die besseren Durchlässigkeiten im basalen Meßstellenabschnitt zurückzuführen, in Folge derer es zu einer Unterströmung älterer Wässer durch Grundwasser des zweiten Typs kommt.

Der dritte Typ ist an den Tiefenabschnitt unterhalb der Schluff- und Muddeschicht bis zu den besser durchlässigen Sedimenten (Filter: 15, 18 und 24,5 m) gebunden. Es handelt sich um submoderne Wässer, die vor 1952 neu gebildet wurden. In diesem Tiefenabschnitt sind die Wässer gegenüber denen des zweiten Typs durch geringere elektrische Leitfähigkeiten, die z.B. die Folge geringerer Chlorid-Gehalte sind, charakterisiert. Zum Teil resultieren die geringeren elektrischen Leitfähigkeiten aber auch aus einer Sulfatreduktion, die anhand niedriger Sulfat-Gehalte und eines intensiven Schwefelwasserstoffgeruchs belegt werden kann. Nach der von BÖTTCHER et al. (1989) für die Desulfurikation angegebenen Halbwertszeit bleibt zu vermuten, daß das Grundwasseralter deutlich höher als das für die Tritium-Modellierung bestimmte Minimum (44 Jahre) ist. Die Grundwasserbewegung im Bereich der hier vertretenen feinkörnigen Sedimente ist deutlich eingeschränkt. Als Folge hat sich in diesem Aquiferabschnitt eine „Linse“ älteren Wassers erhalten. Es besteht sogar die Möglichkeit, daß die Wässer einem früheren Einzugsgebiet, das eventuell noch der Zeit vor dem Einbruch des EFS zuzuordnen ist, entstammen und somit auch anderen hydraulischen Verhältnissen zugeordnet werden können.

Die vom Normalfall abweichende Grundwasserschichtung des ML2 ist nicht ohne weiteres zu erklären. Sie dürfte aber die Folge eines relativ kleinen Einzugsgebietes, wechselnder Durchlässigkeiten und Quartärmächtigkeiten sein. Zudem sind voneinander abweichende Fließrichtungen für die einzelnen Aquiferabschnitte und daraus folgernd unterschiedliche Einzugsgebiete möglich. Auch eine aufsteigende Grundwasserkomponente ist nicht völlig auszuschließen.

Der atmogene Eintrag spielt für das Sickerwasser unter **Ackerflächen** in der Regel nur eine untergeordnete Rolle. Die im Zuge der Grundwasserneubildung in den Untergrund eingetragene Stoffmenge wird im wesentlichen durch den Einsatz der mineralischen und organischen Dünger bestimmt. Für den Stickstoffeintrag ergibt sich unter Berücksichtigung dieser Angaben für den Zeitraum von 1992 bis 1996 im Mittel ein Eintrag von 68 kg/ha•a (BANGERT & KOWARIK 2000). Dies entspricht bei mittlerer Grundwasserneubildung umgerechnet einer Nitrat-Konzentration von 77 mg/l im Sickerwasser (auf die Deposition entfallen davon ca. 20 mg/l).

Der Düngungseinfluß kann für die Grundwässer in der Kontaktzone zu den Ackerflächen (GWM 5, 10, 11, 12; ML1: 2-10 m) z.B. an erhöhten Nitrat- ( $\bar{\varnothing} = 66$  mg/l), Kalium- ( $\bar{\varnothing} = 20$  mg/l) und Chlorid-Gehalten ( $\bar{\varnothing} = 41$  mg/l) eindeutig belegt werden. Dabei läßt sich teilweise eine jahreszeitliche Abhängigkeit aufzeigen, welche auf die Grundwasserneubildungsphasen zurückzuführen ist.

Unter Berücksichtigung des vorherrschenden Grundwassergefälles geht der Einfluß auf die Meßstellen GWM 11, 12 und den ML1 von den südlich gelegenen Ackerflächen aus. Dabei macht sich das geringere Düngeniveau der letzten Jahre für die im Anstrom des ML1 gelegene Ackerfläche (BANGERT & KOWARIK 2000) bereits an vergleichsweise geringeren Nitrat-Gehalten an der Grundwasseroberfläche des ML1 bemerkbar (Abb. 81).

Die GWM 5 befindet sich im Bereich der Grundwasserscheide und wird vermutlich ganzzeitig in zunehmender Weise durch den unmittelbar nördlich angrenzenden Acker beein-

flußt. Der über die letzten Jahre beobachtete Nitrat- und Kalium-Anstieg deutet dabei auf einen zunehmenden Einfluß der Landwirtschaft hin. Ob dieser mit dem Nutzungswechsel der südlich angrenzenden Fläche (von Acker zu Grünland) - z.B. als Folge geringerer Grundwasserneubildungen in diesem Bereich -, einer Veränderung der Düngung der nördlich angrenzenden Fläche oder einem abnehmenden Reinigungsvermögen des Untergrunds zusammenhängt, konnte nicht eindeutig geklärt werden.

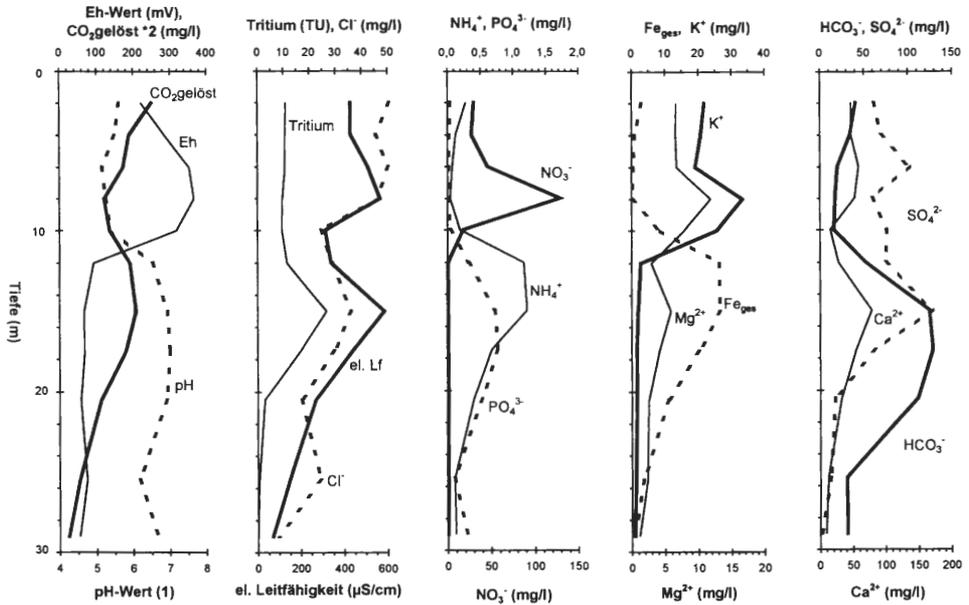


Abb. 81: Hydrochemische Tiefenprofile des ML1.

Für die Grundwasserbeschaffenheit im Bereich der GWM 10 können nach dem Grundwassergleichenplan, bei einer Unterströmung des Umlaufgrabens, die nördlich bis nördöstlich der Meßstelle gelegenen Äcker verantwortlich gemacht werden. Dabei deuten die konstante Qualität sowie der niedrige Kaliumpermanganatverbrauch, die geringe Temperaturamplitude und der verhältnismäßig hohe pH-Wert auf eine längere Verweilzeit im Untergrund hin. Eindeutig bestätigt wird diese Annahme durch die Ergebnisse der Tritium-Untersuchungen, die einen Anteil von während der Atombombenversuche infiltrierten Wässern belegen. Aufgrund des Meßstellenausbaus muß dabei offen bleiben, ob die Ursache dafür auf eine Überprägung durch die tieferen Wässer der Meßstelle, eine aufsteigende Grundwasserkomponente oder nur geringe Infiltrationstiefen zurückzuführen ist.

Den im Untergrund ablaufenden, vielfältigen grundwasserverändernden Prozessen kommt insbesondere für die landwirtschaftlich beeinflussten Grundwässer eine große Bedeutung zu. So konnten z.B. mit Hilfe der Nitrat-Isotope im oberen Dekameter des ML1 Denitrifikationsprozesse nachgewiesen werden. Zudem deuten die minimalen Phosphat-Konzentrationen auf deutliche Verluste des düngerbürtigen Phosphats durch Pflanzenaufnahme und Adsorption hin.

Mit zunehmender Untergrundverweilzeit unterliegt das Grundwasser einem immer stärkeren Einfluß dieser steuernden Faktoren. Am Beispiel der mit zunehmender Tiefe älteren Wässer des ML1 wird die fortschreitende Entwicklung der Grundwasserbeschaffenheit für ein landwirtschaftlich genutztes Einzugsgebiet deutlich (Abb. 81). Unter Berück-

sichtigung von Nutzungsänderungen in der Vergangenheit - nach BANGERT & KOWARIK (2000) existierte südlich des ML1 bis in die 1930er Jahre Heide und Grünland - sowie Beeinflussung durch angrenzende Einzugsgebiete (gedüngtes Grünland) läßt sich die Fortsetzung des hydrochemischen Tiefenprofils des ML1 unterhalb des eindeutig landwirtschaftlich beeinflussten Bereichs wie folgt beschreiben.

Zwischen 10 und 12 m ist eine deutliche, vermutlich auf Sorptionsprozesse zurückzuführende Kalium-Reduktion zu beobachten. Da es aber erst in 12 m Tiefe zu einer vollständigen Adsorption kommt, kann für die Sandböden des Untersuchungsgebietes auf eine geringe Kationenaustauschkapazität geschlossen werden. Von besonderer Bedeutung für die Veränderung der Grundwasserbeschaffenheit ist in dieser Tiefe der sprunghafte Milieuwechsel von indifferenten zu schwach reduzierenden Verhältnissen. Gleichzeitig nimmt der Gehalt an gelöstem CO<sub>2</sub> bis 15 m zu, was auf eine zunehmende bakterielle Aktivität schließen läßt. Dazu zählt die in Abb. 81 an abnehmenden Nitrat-Gehalten zu erkennende Denitrifikation. Gleichzeitig nehmen bis 15 bzw. 17,5 m Ammonium, Eisen, Calcium, Hydrogencarbonat und Sulfat zu. Unter Berücksichtigung der Tatsache, daß es sich bei den genannten An- und Kationen unter anderem um Denitrifikationsnebenprodukte handelt, ist als Ursache für diese gegenläufige Konzentrationsentwicklung von einer Kombination aus chemolithoautotropher und organotroph-dissimilatorischer Denitrifikation auszugehen. Der nachweislich geringe Anteil organischen Materials im Grundwasserleiter macht dabei eine Dominanz der chemolithoautotrophen Denitrifikation wahrscheinlich.

Der ansteigende Trend der verschiedenen Grundwasserinhaltsstoffe bis 15 m Tiefe ist neben der Denitrifikation auch von anderen Faktoren abhängig; so sind die hohen Eisen-Gehalte z.T. auf Eisenreduktion zurückzuführen. Die Sulfat-Gehalte in 15 m Tiefe scheinen unter Berücksichtigung der Sulfat-Isotope und der ebenfalls zunehmenden Chlorid-Konzentration auf einen höheren Nährstoffeintrag hinzuweisen, der aufgrund des Grundwasseralters allerdings bereits 30 Jahre zurückliegen kann.

Unterhalb von 15 m Tiefe nimmt mit zunehmendem Grundwasseralter der Gehalt an gelöstem CO<sub>2</sub> bis zur Meßstellenbasis ab, was die Folge einer verminderten bakteriellen Aktivität sein kann. Aus dem unterhalb von 15 bis 25,5 m zunehmenden Schwefelwasserstoffgeruch bei gleichzeitig sinkenden Sulfat-Gehalten kann allerdings geschlossen werden, daß beispielsweise der bakterielle Sulfat-Abbau fort dauert. Die gleichzeitige Abnahme der Eisen- und Calcium-Konzentrationen deutet auf Mineralneubildungen von Pyrit und Siderit hin.

Die Abnahme der elektrischen Leitfähigkeit mit zunehmender Tiefe bis auf 68 µS/cm an der Meßstellenbasis ist vermutlich im wesentlichen die Folge eines geringeren Stoffeintrags. Dabei sind die unteren beiden Filter anscheinend zumindest lokal durch eine Schluff- und Torfschicht hydraulisch von den darüber liegenden Grundwässern getrennt.

Die geringe Mineralisation an der Meßstellenbasis spricht für einen fehlenden anthropogenen Einfluß. Bei einem Alter von deutlich mehr als 40 Jahren (3.4.1) ist von einem heute nicht mehr existenten, von Heide oder ungedüngtem Grünland geprägten Einzugsgebiet auszugehen.

Wie in Kapitel 3.3.5 gezeigt wurde, werden die Wässer der **GWM 13** durch zwei Grundwasserkomponenten beeinflusst. Eine untergeordnete Rolle spielen Wässer mit geringen elektrischen Leitfähigkeiten, die häufig nach stärkeren Niederschlägen kurzfristig auftreten. Die Vermutung liegt nahe, daß diese Wässer im Bereich der Attermeyerwiese neu gebildet werden. Die vorherrschende Grundwasserkomponente wird nach ihrer Lage im PIPER-Diagramm (Abb. 38) durch landwirtschaftlichen Einfluß geprägt. Leicht erhöhte Kalium-Gehalte (Max.: 11 mg/l, Ø = 6 mg/l) und Chlorid-Werte von durchschnittlich 42 mg/l untermauern diese Annahme. Hohe Eisen- und Ammonium-Konzentrationen bei

minimalen Nitrat-Gehalten machen dabei deutlich, daß sich diese Wässer bereits am Ende der Denitrifikationsphase befinden. Der beschriebene landwirtschaftliche Einfluß - für die ca. 75 m von den Ackerflächen entfernte Meßstelle **GWM 13** - kann vermutlich als Hinweis auf aufsteigende Grundwässer gedeutet werden, wie sie in der Kontaktzone eines oberirdischen Gewässers zu erwarten sind.

Auch für die Meßstelle **GWM 4** konnte anhand von erhöhten Stickstoff-, Kalium- und Chlorid-Gehalten ein eindeutig düngebürtiger Einfluß der benachbarten Fläche aufgezeigt werden. Besonders anschaulich läßt sich hier der Nutzungswechsel des Einzugsgebietes von Acker zu gedüngtem Grünland an einem Milieuwechsel von oxidierenden zu reduzierenden Verhältnissen belegen. Auf der westlich gelegenen Fläche fand dieser Anfang 1992 statt. Demnach hat die Anpassung der Grundwasserbeschaffenheit an die neuen Verhältnisse (geringerer Eintrag von Sauerstoff bei geringerer Grundwasserneubildung) des Einzugsgebietes ca. fünf Jahre gedauert.

Auffällig für die Wässer dieser Meßstelle, wie auch für die benachbarte Meßstelle **GWM 5** und den **ML2**, ist ein hoher Kaliumpermanganatverbrauch, der auf einen verstärkten Abbau organischen Materials nordwestlich des **GHM** hinweist.

Ein **Einfluß der Landstraße L504** in Form von Streusalzen kann anhand der jungen Wässer der Meßstelle **GWM 2** und **3** aufgezeigt werden (Kap. 3.3.5).

Für die **GWM 2** konnten jeweils in den Wintermonaten bei hohen Wasserständen ( $r = 0,70$ ) hohe elektrische Leitfähigkeiten gemessen werden, was auf einen unmittelbaren Zutritt der Straßenabflüsse zum Grundwasser deutet. Bei niedrigen Grundwasserständen nehmen die elektrischen Leitfähigkeiten bis auf minimal 348  $\mu\text{S}/\text{cm}$  ab. Die gleichzeitig zunehmenden Eisen- (Max.: 70 mg/l) und Phosphat-Konzentrationen (Max.: 0,4 mg/l) - wie sie auch östlich des **GHM** nachgewiesen wurden - deuten bei reduzierter Grundwasserneubildung nicht nur auf eine Verdünnung der straßenbeeinflussten Wässer hin, sondern vielmehr auch auf einen Wechsel der dominanten Grundwasserkomponente. Denkbar ist insbesondere ein Einfluß des umgebenden Waldbestandes, doch kann unter Berücksichtigung der Fließrichtungen auch ein Einfluß der benachbarten Ackerflächen nicht ausgeschlossen werden.

Wie in Kapitel 3.3.5 herausgestellt wurde, folgen die charakteristischen Merkmale der Straßenbeeinflussung im Bereich der Meßstelle **GWM 3** einem anderen zeitlichen Verlauf. Da die Meßstelle im Schwankungsbereich der Grundwasserscheide liegt, unterliegt sie je nach vorherrschendem Grundwasserregime nur zeitweise dem Straßeneinfluß. Auch das zwischen Straße und Meßstellen ausgebildete Geländegefälle kann eine Rolle spielen. Aufgrund des steileren Gefälles im Bereich der **GWM 2** fließt der Straßenabfluß direkt und zeitnah im Bereich dieser Meßstelle zusammen und infiltriert dort in den Untergrund.

Wie die Ergebnisse der  $^{18}\text{O}$ -Untersuchungen zeigen, werden die Wässer der Meßstellen **GWM 17**, **18** und **19** im **Teileinzugsgebiet oberirdischer Stillgewässer** mit wechselnder Intensität von den isotopisch angereicherten Wässern der Seen beeinflusst. Für die **GWM 20** im Abstrom des Heideweiher-Erdfallsee-Gebietes konnte demgegenüber bisher kein Einfluß nachgewiesen werden. Langfristig ist eine zumindest temporäre Beeinflussung - wie für **GWM 19** - jedoch nicht auszuschließen bzw. sogar zu erwarten.

Trotz überwiegender Gemeinsamkeiten - reduzierendes Milieu, minimale Temperaturamplituden, geringe Sulfat-Gehalte sowie erhöhte Phosphat- und Eisen-Gehalte - müssen die genannten Meßstellen im Abstrom des **EFS** und **HW** aufgrund unterschiedlicher Randbedingungen (z.B. Lage zu den oberirdischen Gewässern) separat betrachtet werden.

Die Meßstelle **GWM 18** im Abstrom des tiefen Erdfallsee-Teils ist ganzzeitig durch einen großen Seewasseranteil gekennzeichnet. Durch die Tritium-Messung wird deutlich, daß es sich dabei zumindest zeitweise auch um älteres Infiltrat handeln kann. Die geringen

elektrischen Leitfähigkeiten weisen zudem auf ein Heidееinzugsgebiet hin. Dabei machen z.B. die Chlorid-Gehalte der GWM 18 ( $\emptyset = 15 \text{ mg/l}$ ), die ca. dreimal höher als die der „Heidewässer“ der GWM 21 bis 23 sind, den Einfluß des EFS deutlich, der während der aktuellen Untersuchungen Chlorid-Gehalte von  $18 \text{ mg/l}$  (HÖLTER 1998) aufwies. Früher konnten zeitweise auch höhere Konzentrationen mit  $24 \text{ mg/l}$  gemessen werden (EHLERS 1965).

Ein Einfluß des EFS kann für die im Abstrom des flacheren Seeabschnitts gelegene Meßstelle **GWM 19** an drei von sieben Untersuchungsterminen mit Hilfe der  $^{18}\text{O}$ -Untersuchungen belegt werden. Im Gegensatz zur Meßstelle GWM 18 deutet der Tritium-Wert für Dezember 1997 bei einem Seewasseranteil von rund 90 % auf ein junges Infiltrat hin.

Grundsätzlich ist das Grundwasser der Meßstelle GWM 19 durch extreme Qualitätsschwankungen gekennzeichnet, folgt aber dennoch bestimmten Gesetzmäßigkeiten. So ergab die statistische Aufbereitung der Ergebnisdaten eine permanente Korrelation zwischen den  $^{18}\text{O}$ -Gehalten und dem Grundwasserchemismus, die sich in Werten von  $r = -0,83$  für den pH-Wert,  $r = 0,93$  für gelöstes Kohlendioxid,  $r = 0,93$  für den Kaliumpermanganatverbrauch und  $r = -0,90$  bezogen auf den Hydrogencarbonat-Gehalt äußert. Mit der elektrischen Leitfähigkeit, dem konservativen Chlorid und dem Wasserstand korrelieren die  $^{18}\text{O}$ -Konzentrationen hingegen nicht.

Die Schwankungen in der Grundwasserbeschaffenheit werden allem Anschein nach durch wechselnde Grundwasserfließrichtungen verursacht und sind demnach auf unterschiedliche Einzugsgebiete zurückzuführen. Dafür in Frage kommen unter Berücksichtigung des Grundwassergleichenplans der EFS, Wald, bei einer Unterströmung des flachen Erdfallsee-Teils ungedüngtes Grünland und bei einer Umkehr der Fließrichtungen im Norden des EFS auch gedüngtes Grünland.

Die Korrelationsanalyse von Grundwasserstand und Grundwasserbeschaffenheit der ca. 100 m entfernt im Abstrom des Heideweiher positionierten Meßstelle **GWM 17** macht den Zusammenhang der beiden Faktoren deutlich. Bei hohen Wasserständen sind die Konzentrationen von Sauerstoff ( $r = 0,66$ ), Nitrat ( $r = 0,65$ ), Chlorid ( $r = 0,85$ ), Sulfat ( $r = 0,85$ ) und Natrium ( $r = 0,80$ ) vergleichsweise höher als bei niedrigen Wasserständen. Weiterhin deuten die  $^{18}\text{O}$ -Gehalte ( $r = 0,64$ ) bei höheren Wasserständen einen größeren Seewasseranteil an, der nach den Ergebnissen der Tritium-Untersuchungen ferner eine junge Grundwasserkomponente darstellt und durch ein oxidierendes Milieu gekennzeichnet ist. Auffällig sind die z.T. verhältnismäßig hohen Chlorid-Konzentrationen von bis zu  $45 \text{ mg/l}$ . Im Zuge früherer Untersuchungen wurden sogar Gehalte über  $70 \text{ mg/l}$  gemessen (HASSE 1994). Aus den vorherrschenden Strömungsverhältnissen ergibt sich für die Meßstelle GWM 17 ein durch Wald, oberirdische Gewässer und Heide geprägtes Einzugsgebiet, für das die Chlorid-Gehalte unter Berücksichtigung der Depositionsangaben (Tab. 11) verhältnismäßig hoch sind. Die niedrigen Stickstoff-Werte machen aber einen Einfluß der benachbarten Ackerflächen unwahrscheinlich. Demnach ist entweder von einer Beimischung mineralisierter Tiefenwässer oder einer anthropogenen Beeinflussung unbekannter Art und Herkunft auszugehen.

Die bei niedrigen Grundwasserständen beprobten Wässer zeichnen sich durch reduzierende Verhältnisse aus, die unter anderem an höheren Ammonium- ( $r = -0,80$ ) und Eisen-Gehalten ( $r = -0,70$ ) zu erkennen sind. Bedingt durch erhöhte Calcium- ( $r = -0,76$ ) und Hydrogencarbonat-Konzentrationen ( $r = -0,80$ ) treten auch höhere pH-Werte auf. Die Chlorid-Gehalte können mit Konzentrationen um  $10 \text{ mg/l}$  als unauffällig eingestuft werden.

Die Ausführungen machen deutlich, daß es abhängig von den Grundwasserständen zu einer Veränderung der Grundwasserbeschaffenheit kommt. Bei niedrigen Wasserständen geht der Einfluß jungen Seewasserinfiltrats merklich zurück und es überwiegt die Cha-

rakteristik eines vermutlich älteren Wassers, das nach jetzigem Kenntnisstand tieferen Regionen und damit verbunden einem anderen Einzugsgebiet entstammt.

Überraschenderweise wird für die jungen Wässer der Meßstelle **GWM 22** ein Einfluß des benachbarten Kolks K3 vermutet. Ein Vergleich zwischen Isotopengehalt und hydrochemischen Parametern hat eine eindeutige Korrelation zwischen  $^{18}\text{O}$  und Hydrogencarbonat ( $r = -0,92$ ), Nitrat ( $r = 0,82$ ), der elektrischen Leitfähigkeit ( $r = 0,77$ ) sowie dem pH-Wert ( $r = 0,63$ ) gezeigt.

Zusammenfassend ist festzuhalten, daß die Grundwasserbeeinflussung durch die Stillgewässer nur isotopisch nachgewiesen werden konnte. Die jeweiligen Austrittsstellen und zugehörigen Zeitpunkte konnten nicht bestimmt werden. Grundsätzlich ist wohl davon auszugehen, daß der Infiltrationszeitpunkt als Folge der langsamen Fließgeschwindigkeiten schon länger zurückliegt, wie die geringen Grundwassertemperatur-Amplituden andeuten. Aufgrund längerer Aufenthaltszeiten und der Mischung mit Wässern anderer Einzugsgebiete konnte das ursprüngliche Seewasser hydrochemisch nicht mehr nachgewiesen werden.

Da die Meßstellen im **Bereich der Meerbecke** (GWM 1 und GWM 6-9) zum Teil stark durch den Vorfluter geprägt werden, sei es durch Infiltration oder die Reduktionszone entlang der Uferzone, ist die Bestimmung des Haupteinzugsgebietes und der weiteren Genese bzw. Überprägung der Wässer schwierig. Unabhängig von einzelnen Besonderheiten im Detail ergibt sich jedoch das nachfolgende Bild.

Die Wässer der Meßstellen GWM 1, 6, 7 und 8 weisen ein (schwach) reduzierendes Milieu und mit Ausnahme der GWM 7 erhöhte elektrische Leitfähigkeiten mit Chlorid-Gehalten von durchschnittlich 40 bis 78 mg/l auf. Bemerkenswert sind die geringen Temperaturamplituden und ein geringer Kaliumpermanganatverbrauch als Folge der geringen Grundwasserneubildungsraten und Fließgeschwindigkeiten in diesem Bereich. Denkbar ist zudem eine Überprägung des Grundwassers durch gleichmäßig temperierte Wässer aus tieferen Bereichen infolge der vorflutertypischen, aufwärtsgerichteten Grundwasserfließbewegung. Die Vermutung, daß es sich um ältere Grundwasserkomponenten handelt, wird durch die Tritium-Gehalte der Meßstellen GWM 1, 6 und 8 erhärtet. Auch die  $^{18}\text{O}$ -Gehalte der GWM 6 zeigen stabile Verhältnisse, die den Zutritt jungen Infiltrats ausschließen.

Als Einzugsgebiete kommen für die genannten Meßstellen bei einer anzunehmenden Unterströmung der Meerbecke die im Anstrom gelegenen Acker- und Grünlandflächen in Frage. So konnte für die GWM 6 eindeutig ein Einfluß der benachbarten Ackerfläche aufgezeigt werden. Teileinzugsgebiet ist zudem der nördlich der Meerbecke gelegene Erlenbruchwald und unter influenten Verhältnissen die Meerbecke selber, deren Einfluß in Kapitel 3.3.5 für die GWM 8 belegt wird.

Bemerkenswert ist die Tatsache, daß die Grundwässer der GWM 6 und des ML1 in einer Tiefe von 15 m sowohl hydrochemisch als auch isotopisch eine eindeutige verwandtschaftliche Beziehung aufweisen, was die Vermutung aufsteigender Wässer entlang der Meerbecke unterstützt.

Die Meßstelle GWM 9 im Abstrom des GHM stellt im Bereich der Meerbecke mit Wässern, die vor 1952 in den Untergrund infiltriert sind, eine Besonderheit dar. Gegenüber den übrigen Wässern der Meerbeckeniederung weisen sie z.B. geringere Eisen- ( $\text{Ø} = 0,7$  mg/l) und Chlorid-Gehalte ( $\text{Ø} = 12$  mg/l) auf und sind durch eine ganzzeitig gleichbleibende Grundwasserbeschaffenheit gekennzeichnet. Ein Einfluß der isotopisch angereicherten Wässer des GHM konnte für die untersuchten Grundwässer nicht nachgewiesen werden. Die Grundwässer der Meßstelle GWM 9 repräsentieren somit, wie die Grundwässer des ML2 in 15 bis 24,5 m, ein altes Infiltrat in relativ geringer Tiefe, was auf eingeschränkte Grundwasserfließbedingungen hinweist.

## 4.2 Interaktion zwischen Grundwasser und oberirdischen Gewässern

Wechselbeziehungen zwischen Grundwasser und oberirdischen Gewässern treten

- beim Grundwasseraustritt in ein oberirdisches Gewässer (Effluenz) und
- beim Übertritt von Wasser aus oberirdischen Gewässern in das Grundwasser (Influenz) auf (DIN 4049-3 1994).

Für die Projektfragestellung ist der Grundwasseraustritt in die meist nährstoffarmen Stillgewässer von vorrangiger Bedeutung. Es stellt sich in diesem Zusammenhang die Frage, ob exfiltrierendes Grundwasser eine Beeinträchtigung der Gewässer zur Folge hat. Lokal spielen aber auch influente Verhältnisse eine Rolle. So führt das Fließgewässer Meerbecke zeitweise hoch mineralisierte Wässer (Kap. 3.3.5), die unter influenten Verhältnissen zu einer Beeinträchtigung der Grundwasserqualität führen können.

Die Interaktion zwischen Grund- und Oberflächenwasser führt nicht nur zu einer Veränderung der Wasserbeschaffenheit, sondern beeinflusst auch die hydraulischen Verhältnisse. So wirken Grundwasserblänken im allgemeinen aufgrund des fehlenden Fließwiderstands als abflußbeschleunigende, waagerechte Stufe im Fließgefälle des Grundwassers (KLAPPER 1995). Am Beispiel von vollkommen offenen Baggerseen beschreiben ARMBRUSTER & KOHM (1977) und KOHM (1980) im Oberstrom des Gewässers eine Absenkung und im Unterstrom eine Aufhöhung des Grundwassers. Die durch den See hindurch verlängerte Grundwassergefällelinie geht durch die Seemitte (Kippungslinie).

Mit zunehmender Abdichtung des Sees durch Sedimentationsvorgänge, Biokolmation sowie chemische Ausfällungen, die zu einer Verringerung der Durchflußmenge führt, verändert sich der Wasserstand des umgebenden Grundwassers. Im Oberstrom erhöht sich der Grundwasserstand, während sich im Unterstrom die Differenz zwischen See- und Grundwasserstand vergrößert. Als Folge davon verschiebt sich der Schnittpunkt zwischen Seespiegellinie und ursprünglicher Grundwassergefällelinie zum oberstromigen Grundwasser (ARMBRUSTER & KOHM 1977, KOHM 1980).

Die Anbindung eines Stillgewässers an das Grundwasser hängt neben dem Kolmationsgrad von weiteren Faktoren ab. Zu diesen zählt z.B. die Flächenausformung. So hat ein See mit einer parallel zur Grundwasserfließrichtung ausgerichteten Längsseite gegenüber Seen mit anderen Formen bei gleicher Größe den größten Durchfluß (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 1981). Weiterhin ist der Grundwasserzustrom, wie aus dem Gesetz von DARCY hervorgeht, vom Gefälle zwischen Grund- und Seewasser abhängig. Beim EFS und GHM wird dieses zeitweise durch die oberirdischen Abflüsse künstlich versteilt.

Das in den See infiltrierende Grundwasser tritt unterhalb der Seewasseroberfläche in den See ein. Dabei wird als Folge der hydrostatischen Bedingungen eine exponentielle Abnahme der Menge der Grundwasserinfiltration von der Uferlinie zur Mitte des Sees modelltheoretisch angenommen (MC BRIDGE & PFANNKUCH 1975, VANEK 1987, GUYONNET 1991). Durch Felduntersuchungen konnten LEE (1977) und LEE et al. (1980) diese Modelle bestätigen. Da die Kolmationsschicht in der Regel nicht gleichmäßig ausgebildet ist, kann ein Teil des Grundwassers den oberflächennahen Uferbereich unterströmen und in lokalen durchlässigen Arealen durch das Seesediment in den See übertreten (GUYONNET 1991, PIOTROWSKI & KLUGE 1994).

Die mit dem Grundwasser entlang der Uferlinie in den See eingetragene Stoffmengenfracht wird über die Tiefenlage der Grundwasseraustrittsstelle sowie die Intensität und die Qualität des eintretenden Grundwassers gesteuert. Zudem wirkt die Schnittstelle Uferzone - Seesediment bis zu einer Wasseraustauschrate von  $0,05 \text{ m}^3/\text{m}^2$  als natürlicher Puffer und Speicher zwischen Land- und Seefläche (KLUGE & FRÄNZLE 1992).

Fließgewässer wirken unter normalen Bedingungen als Vorfluter; es herrschen also effluente Verhältnisse vor. Der umgekehrte Weg, daß Oberflächenwasser ins Grundwasser versickert, kommt unter natürlichen Verhältnissen recht selten vor, zum Beispiel kurzzeitig während einer Hochwasserwelle (BRIECHLE 1997). Die ausgetauschte Wassermenge ist wie bei den Stillgewässern abhängig von der durchströmten Fläche, dem Druckunterschied und dem Kolmationsgrad bzw. Leakagefaktor (Quotient aus Durchlässigkeit und Mächtigkeit).

Der **Erdfallsee**, dessen tieferer Ostteil den jüngsten Gewässerabschnitt des NSG darstellt, weist eine größtenteils nur geringmächtige Kolmationsschicht auf. Der vor diesem Hintergrund anzunehmende Grundwasserzuström konnte mit Hilfe des  $^{18}\text{O}$ -Isotops eindeutig nachgewiesen werden (Kap. 3.4.2). Aber auch der gleichartige Verlauf von Grundwasser- und Seewasserganglinie (Abb. 82) weist auf einen Kontakt zwischen Grund- und Seewasser hin.

Der Ganglinienvergleich zwischen dem Seewasserstand und dem ober- (GWM 13) bzw. unterstromigen Grundwasser (GWM 19) belegt für den Normalfall am Südufer effluente und am Nordufer influente Verhältnisse. Bei maximalen Grundwasserständen kehrte sich während der Hydrologischen Winterhalbjahre 1998 und 1999 diese hydraulische Beziehung zwischen Grund- und Seewasser am Nordufer kurzfristig um. Hervorgerufen werden diese Verhältnisse durch die Niveauregulierung des Seewasserstands am oberirdischen Abfluß. Als Folge erhöhter Grundwasserneubildung steigt dann der Grundwasserstand über den Seewasserspiegel. Im Winterhalbjahr 1997 blieb die Umkehr der Fließrichtung aufgrund der extrem niedrigen Grundwasserneubildung (Kap. 3.1.4) aus.

Die Wasserstandsregulierung hat am oberstromigen Ufer eine Erhöhung des Gefälles und somit des Druckunterschieds zwischen Grund- und Seewasser zur Folge, was zu einer Erhöhung des Grundwasserzustroms führt.

Bei generell sinkenden Wasserständen im Sommerhalbjahr ist eine Annäherung des Seewasserspiegels an den oberstromigen Grundwasserstand zu beobachten. Es kommt zu

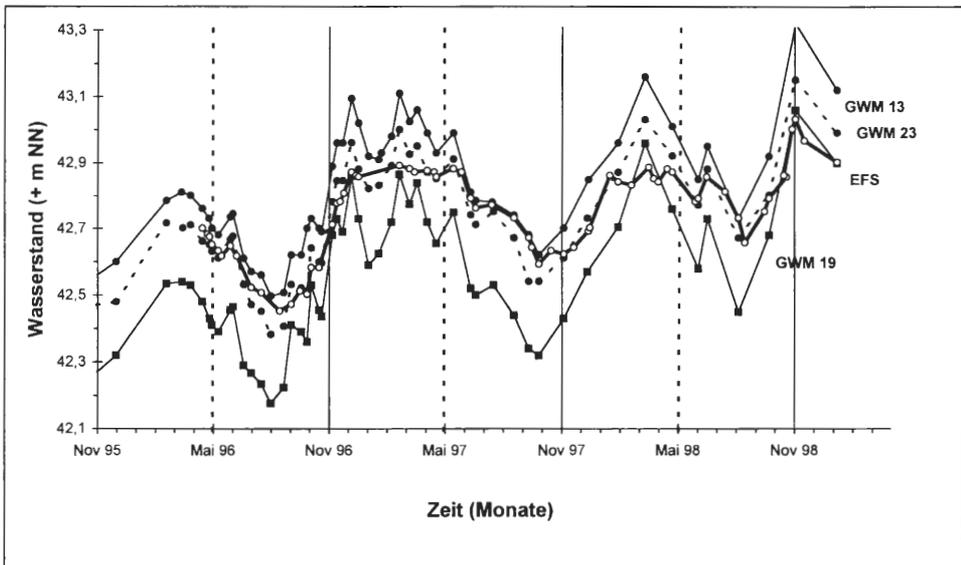


Abb. 82: Wasserstandsganglinien des EFS und der im Anstrom des Gewässers gelegenen Meßstelle GWM 13, der im Abstrom gelegenen Meßstelle GWM 19 sowie der GWM 23. Markiert sind die Hydrologischen Halbjahre.

einer Verringerung der Grundwasserabsenkung im Oberstrom und einer Erhöhung im Abstrom des Sees, was eine eingeschränkte Grundwasserzuströmung zur Folge hat. Die  $^{18}\text{O}$ -Gehalte während der Sommerstagnation (März bis August 1997) zeigen für das Hypo- und das Metalimnion jedoch einen erheblichen Grundwasseranteil an (ca. 26.000  $\text{m}^3$ ; entspricht ca. 1/5 des Seevolumens) und belegen demnach auch für die Sommermonate zumindest zeitweise effluente Verhältnisse. Ein Teil des Grundwasserexfiltrats kann dem See jedoch bereits während des vergangenen Winterhalbjahrs zugetreten sein.

Unter Berücksichtigung des Niederschlags, des oberirdischen Abflusses und der Verdunstung (Kap. 3.1) läßt sich der Grundwasserzustrom in den See auf  $>77.000 \text{ m}^3/\text{a}$  quantifizieren. Der Grundwasserzustrom in den EFS kann zudem über die Grundwasserneubildung des Seeinzugsgebietes bestimmt werden. Als Grundwasserneubildungsrate wurden unter Berücksichtigung der Tatsache, daß für das Einzugsgebiet sowohl Grünland als auch Acker mit kapillarem und ohne kapillaren Aufstieg in Frage kommen, 357 mm/a veranschlagt. Bei einer maximalen Gewässertiefe von ca. 10 m und einer Abstandsgeschwindigkeit von 17,5 m/a im Mittel ergibt sich ein Einzugsgebiet von mindestens 0,11  $\text{km}^2$ . Aus diesen Daten errechnet sich ein theoretischer Grundwasserzustrom von ca. 39.000  $\text{m}^3/\text{a}$ . Da der EFS darüber hinaus durch aufsteigende Wässer gespeist wird, stellt diese Menge die Untergrenze des anzunehmenden Gesamtzustromvolumens dar.

Die überschlägigen Rechenverfahren zur Bestimmung des Grundwasserzustroms haben ergeben, daß dem EFS innerhalb eines Jahres erhebliche Mengen Grundwasser, die mehr als die Hälfte des Seevolumens (ca. 60.000  $\text{m}^3$ ) betragen können, zutreten.

Mit durchschnittlich ca. 37.000  $\text{m}^3/\text{a}$  liegt die jährliche Niederschlagsmenge zwar unter dem Grundwasserzustromvolumen, ist jedoch als ein bedeutendes Bilanzglied des Seewasserhaushalts einzustufen. Eine weitere, untergeordnete Rolle spielen der Interflow und der Oberflächenabfluß.

Bedingt durch die vorherrschenden Strömungsverhältnisse erfolgt der Hauptgrundwasserzutritt in den EFS im Bereich des Südufers. Aufgrund der anzunehmenden geringen Gewässerabdichtung der Steilwände des tiefen Seeabschnitts kann das Grundwasser mehr oder weniger ungehemmt in den See eintreten. Auch die Uferbereiche zeigen am Südufer meist keine Abdichtung. Hier wird die Ausbildung einer hydraulischen Barriere neben der Wellenbewegung durch den Grundwasserzutritt verhindert. Die am Südufer eintretenden Grundwässer sind durch den Einfluß aufsteigender Wässer, wie sie für die Meßstelle GWM 13 vermutet werden, landwirtschaftlich beeinflusst. Aufgrund der Selbstreinigungsprozesse im Untergrund ist dieser Einfluß jedoch nur noch für wenige Parameter wie z.B. Chlorid spürbar.

HÖLTER (1998) konnte weiterhin im Osten des EFS (in Höhe der GWM 23) bei hohen Wasserständen eine temporäre Beeinflussung durch oligotrophes Heidegrundwasser nachweisen. Somit kommt es bei hohen Wasserständen zu einer Verschiebung der Kippungslinie vom oberstromigen Ufer Richtung Gewässermittte. Auch für das Nordwestufer beschreibt HÖLTER (1998) einen Einfluß von Grund- und Sickerwasser auf den EFS, der hier einen mesotrophen Charakter besitzt. Dies kann als weiteres Indiz für die oben beschriebenen wechselnden Strömungsverhältnisse am Nordufer des Sees gewertet werden.

Der Grundwasserzutritt über den Seeboden dürfte mit zunehmendem Abstand vom Ufer abhängig von der Ausbildung der Kolmationsschicht abnehmen.

Als negative Bilanzglieder sind die jahreszeitlich stark schwankenden Faktoren Evapotranspiration ( $\bar{\varnothing} = 32.000 \text{ m}^3/\text{a}$ ), oberirdischer Abfluß ( $\bar{\varnothing}_{1997/98} = 82.000 \text{ m}^3/\text{a}$ ) und unterirdischer Abfluß am Seewasserhaushalt beteiligt. Die Rate des unterirdischen Abstroms, der mittels  $^{18}\text{O}$  nachgewiesen wurde (Kap. 3.4.2), kann nicht quantifiziert werden. Dieser

dürfte quantitativ nur eine eingeschränkte Rolle spielen, da beim Austritt von Seewasser Feinteile in die oberen Korngerüstschichten eingetragen werden, wodurch eine durchflußmindernde Dichtungsschicht entsteht (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 1981).

Mit Hilfe der  $^{18}\text{O}$ -Untersuchungen konnte für das **Große Heilige Meer** trotz der z.T. mächtigen Kolmationsschicht (im Zentrum des Gewässers bis ca. 9 m mächtig; BARTH & POTT 2000) ein hoher Grundwasseranteil nachgewiesen werden, der bereits von KRIEGSMANN (1938) vermutet wurde. Der erhöhte Grundwasserzutritt ergibt sich durch die Flächenausformung längs zur Grundwasserströmung und den vergleichsweise tief gelegenen oberirdischen Abflußpunkt, der vor allem in den Wintermonaten ein steiles Gefälle zum umliegenden Grundwasser bewirkt (Abb. 83).

Ein Vergleich der Wasserstände des GHM mit dem der umgebenden Grundwassermeßstellen zeigt, daß das Gefälle entlang der Uferline größtenteils Richtung See weist. In diesem Bereich ist theoretisch ein Grundwasserzutritt möglich. Influyente Verhältnisse sind unter Berücksichtigung der Ganglinien im Bereich der GWM 9 und zeitweise auch im Bereich der GWM 8 denkbar. Eine Besonderheit ergibt sich für das extrem trockene Jahr 1996; hier lagen in den Sommermonaten auch die Wasserstände der GWM 10 und 21 unter dem Wasserstand des GHM. Ein Austritt von Seewasser konnte mit den  $^{18}\text{O}$ -Untersuchungen aber für keine der genannten Meßstellen bewiesen werden (Kap. 3.4.2).

Ein Wasserzutritt in den See erfolgt über den Niederschlag ( $\emptyset = 66.000 \text{ m}^3/\text{a}$ ), das Grundwasser und einige kleine Drainagegräben. Unter extremen Bedingungen, wenn die Meerbecke über die Ufer tritt, kommt es zudem zu einem Eintrag von Meerbeckewasser. Eine untergeordnete Rolle spielen weiterhin Interflow und Oberflächenabfluß.

Die aus den  $^{18}\text{O}$ -Gehalten ermittelte Grundwassermenge (+ Drainagewasser) beläuft sich unter Berücksichtigung der Daten der Herbstvollzirkulation 1997 auf ca.  $45.000 \text{ m}^3$  (ca.  $1/8$  des Seevolumens). Über die Wasserbilanz ergibt sich ein theoretischer Grundwasserzutritt von ca.  $213.000 \text{ m}^3/\text{a}$  (ca.  $3/5$  des Seevolumens). Eine Berechnung über das Ein-

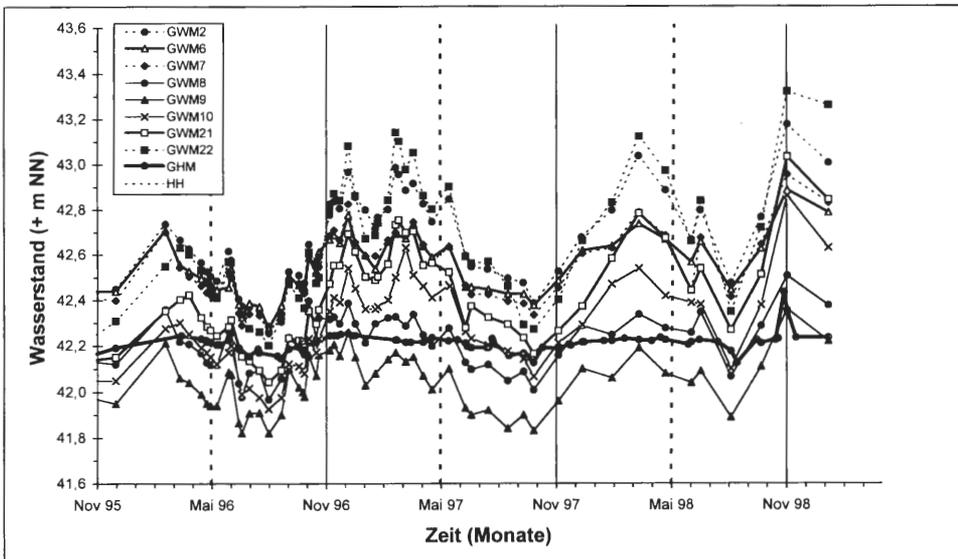


Abb. 83: Wasserstandsganglinien des GHM und der das Gewässer umgebenden Grundwassermeßstellen (GWM 2, 6, 7, 8, 9, 10, 21 und 22). Markiert sind die Hydrologischen Halbjahre.

zugsgebiet, wie sie für den EFS durchgeführt wurde, ist für das GHM nicht möglich, da der Einfluß der Vorflutfunktion der Meerbecke nicht bekannt ist.

Ein Vergleich des überschlägig ermittelten Grundwasseranteils von EFS und GHM zeigt, bezogen auf das Gesamtvolumen der Seen, für den EFS einen vergleichsweise höheren Grundwasseranteil. Aus den  $^{18}\text{O}$ -Gehalten resultiert jedoch für das GHM ein größerer Grundwasserzustrom. Ursache für diesen Widerspruch können das nur überschlägige Bilanzverfahren, ein fehlender isotopischer Gleichgewichtszustand oder eine oberirdische Abführung der stark isotopisch angereicherten Wässer der Wasseroberfläche des GHM sein.

Der Grundwasserzutritt in das GHM erfolgt wahrscheinlich im wesentlichen durch die Uferabschnitte mit geringer Kolmationsschicht. Teilweise konnten HAGEMANN (1997) und HAGEMANN et al. (2000) diesen Grundwasserzutritt im Litoral hydrochemisch nachweisen. So weisen niedrigere elektrische Leitfähigkeiten am Südwestufer im Bereich der Windschneise („mesotrophe Stelle“) auf einen Zutritt nährstoffarmer „Heidewässer“ hin. Östlich des GHM konnten HAGEMANN et al. (2000) in den Winterhalbjahren (Oktober/November 1997, Januar 1998, März 1998, April 1998, Januar 1999) rot-braune Eisenausfällungen im Litoral beobachten. Diese deuten auf den Zutritt eisenreichen Grundwassers hin, wie es z.B. im benachbarten Grundwasser (GWM 6, 7 und 8) nachgewiesen wurde. Beim Kontakt mit dem sauerstoffhaltigen Wasser des GHM fällt dieses als  $\text{Fe}^{3+}$  aus und ist optisch erkennbar.

Die elektrischen Leitfähigkeiten des GHM von ca.  $280 \mu\text{S}/\text{cm}$  (SOLLE 1998) mit Chlorid-Konzentrationen von ca.  $35 \text{ mg}/\text{l}$  belegen eindeutig eine Beeinträchtigung des Gewässers. Teilweise ist diese noch auf die von der Meerbecke, die bis Mitte der 1960er Jahre durch das GHM floß, mitgeführte Stofffracht zurückzuführen. Bedingt durch die erheblichen jährlichen Niederschlags- und Grundwasserzutritte (s.o.) und dem daraus resultierenden Austauschvorgang müssen aber auch heute noch erhebliche Stoffmengen in den See eingetragen werden. Der Eintrag von Chlorid erfolgt z.B. im wesentlichen über den Grundwasserpfad, während bei der Zufuhr von Nährstoffen (z.B. Stickstoffverbindungen) auch der Niederschlag eine wichtige Rolle spielt (Tab. 11).

Für das Ostufer, in dessen Bereich „gut“ mineralisierte Grundwässer (Kap. 3.3.3) nachgewiesen wurden, konnte ein temporärer Grundwasserzutritt bestimmt werden (s.o.). Höher mineralisierte Wässer können dem See nach HAGEMANN (1997) und SOLLE (1998) aber auch an anderen Uferabschnitten zutreten. So konnten die Autoren im Bereich der Grundwasseroberfläche am Südwest-, West-, Nordwest- und Nordostufer lokal hoch mineralisierte Wässer nachweisen. Für einige Stellen ließ sich die Ursache der Beeinträchtigung bisher noch nicht klären. Eine Besonderheit stellt z.B. die Meßstelle T7 (SOLLE 1998) nördlich der „mesotrophen Stelle“ mit elektrischen Leitfähigkeiten von maximal  $891 \mu\text{S}/\text{cm}$  und Chlorid-Gehalten von maximal  $189 \text{ mg}/\text{l}$  dar.

Durch die Verdunstung ( $\emptyset$  ca.  $= 57.000 \text{ m}^3/\text{a}$ ) und den oberirdischen Abfluß (ca.  $222.000 \text{ m}^3/\text{a}$ ) wird dem GHM wieder Wasser entzogen. Ein unterirdischer Abfluß - wie für den EFS - konnte für die wenigen  $\delta^{18}\text{O}$ -Meßergebnisse nicht nachgewiesen werden.

LOTZE (1951) beschrieb den **Heideweiher** als einen flachen, oberhalb des Grundwasserspiegels gelegenen und mit Regenwasser gefüllten Weiher, der durch stauende Bodenhorizonte vom Grundwasser abgetrennt wird.

Bei dem stauenden Unterwasserboden handelt es sich nach BUDE (1942) und RUNGE (1991) um eine mehrere Zentimeter bzw. Dezimeter mächtige Schlamm- bzw. Torfschicht mit *Sphagnum*-Decken. Im tieferen Bereich des Gewässers wurden zudem Eisenhydroxide nachgewiesen. GRIEBEL (in Vorb.), die unlängst mit Untersuchungen am Heideweiher begonnen hat, bestätigt die älteren Befunde. Sie erbohrte im tiefsten Teil des Heideweiher

eine undurchlässige, 40 cm mächtige Eisenhydroxidschicht. In Ufferrichtung nimmt nach GRIEBEL (in Vorb.) die Durchlässigkeit wieder zu.

Die im Zuge des Projekts durchgeführten Untersuchungen lassen hingegen trotz der ausgeprägten Kolmationsschicht vermuten, daß der Heideweiher zumindest zeitweise an das Grundwasser angeschlossen ist. Beleg dafür ist der Ganglinienverlauf (Abb. 84), der im Gegensatz zu Gewässern ohne Grundwasserkontakt (vgl. Kolk 7) ausgeprägte jahreszeitliche Wasserstandsschwankungen belegt.

Ein Vergleich mit den benachbarten Meßstellen GWM 15 und 17 gibt weitere Hinweise auf die Beziehung Grundwasser - Heideweiher. Der Wasserstand der westlich des Gewässers gelegenen GWM 15 liegt bei sinkenden Wasserständen unter und bei steigenden Wasserständen über dem des Heideweiher. Diese Beobachtung könnte darauf hindeuten, daß das Gewässer nur bei hohen Grundwasserständen Kontakt zum Grundwasser besitzt. Da die Meßstelle sich aber nicht im direkten Anstrom des Sees befindet, könnte die Beobachtung auch die Folge einer Verschiebung der Kippungslinie zum oberstromigen Ufer sein (vgl. GWM 23 am EFS).

Der Grundwasserstand der ca. 100 m im Abstrom des Gewässers gelegenen Meßstelle GWM 17 liegt ganzzeitig unter dem Wasserstand des Heideweiher. Belegt wird eine Infiltration von Heideweiher-Wasser in den Grundwasserleiter durch die für die Wässer der Meßstelle ermittelten  $^{18}\text{O}$ -Gehalte. Ein weiterer Hinweis auf wechselnde Bedingungen ergibt sich aus einer mittleren  $^{18}\text{O}$ -Anreicherung.

Der Grundwasserzutritt in den See erfolgt vermutlich über die weniger stark abgedichteten Uferbereiche. Wenn die Uferabschnitte trockenfallen, kommt es hier zu einer Mineralisation des organischen Materials und somit zu einer Reduzierung der Kolmationsschicht.

Insgesamt gesehen handelt es sich bei dem Heideweiher um ein schwach gepuffertes Flachgewässer mit überwiegend dystrophem Status. Die geringe elektrische Leitfähigkeit ( $\emptyset = 55 \mu\text{S}/\text{cm}$ ; HASSE 1994) macht als Haupteinzugsgebiet die umliegenden Heide-

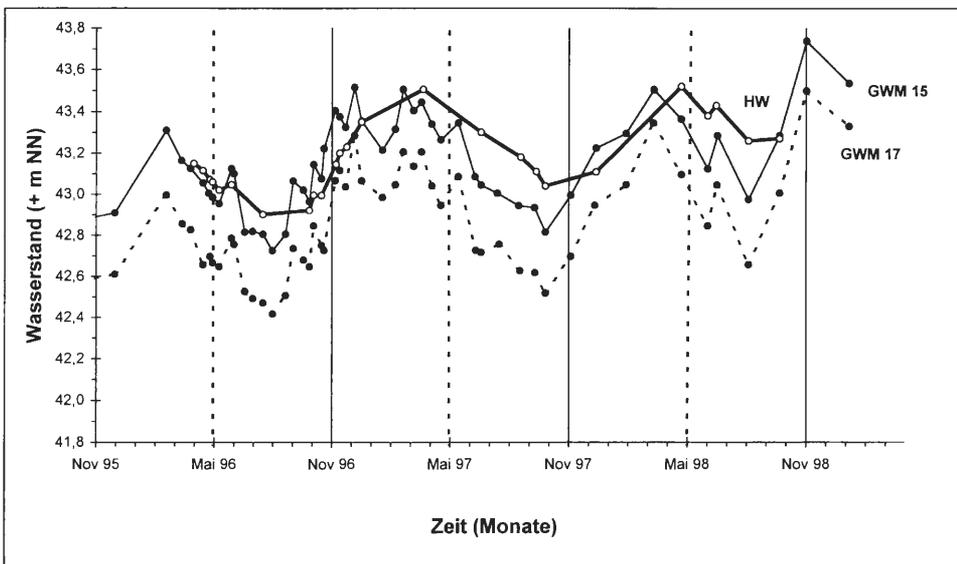


Abb. 84: Wasserstandsganglinien des Heideweiher im Vergleich zu den Meßstellen GWM 15 ( $\pm$ Anstrom) und 17 (Abstrom). Markiert sind die Hydrologischen Halbjahre.

flächen wahrscheinlich. Ein Einfluß der westlich des HW gelegenen Ackerflächen scheint nur eine untergeordnete Rolle zu spielen. Eventuell fließt dem System von Westen älteres Grundwasser zu, daß einem früheren Nutzungstyp zugeordnet werden kann (vgl. GWM 15). Nach HAGEMANN & PUST (1999) kann man aber nach starken Niederschlägen auch mit einem oberirdischen Zufluß nährstoffreichen Dränagewassers durch ein Grabensystem im Südwesten rechnen.

Abschließend stellt sich die Frage, ob sich die hydraulischen Bedingungen im Bereich des Heideweiher in den letzten Jahrzehnten geändert haben. LOTZE (1951) geht davon aus, daß das Gewässer keine Grundwasseranbindung besaß (s.o.). Dabei bezieht er sich jedoch im wesentlichen auf die Verhältnisse im Sommer 1949, in dem der Heideweiher über dem umliegenden Grundwasserniveau lag. Einen Kontakt in den Wintermonaten schließt der Autor nicht eindeutig aus.

Die aktuellen Untersuchungen haben zumindest für die Wintermonate eine eindeutige Grundwasseranbindung gezeigt. Neben dem natürlichen jahreszeitlichen Einfluß kann dies auch die Folge der andauernden Gebietsenkung oder eines gestiegenen Grundwasserstands als Folge der Einstellung der Wasserhaltungsmaßnahmen des *Westfelds* (ehemals *Preussag AG Kohle*) im Anstrom des NSG sein.

Neben den größeren Gewässern findet sich im NSG eine Vielzahl von **Kolken**. In diesem Kapitel soll die Wechselbeziehung der Kolke K2 bis K7 mit dem Grundwasser aufgezeigt werden, wobei die Kleingewässer zu Gruppen zusammengefaßt werden.

Die Kolke **K2** und **K3** im Bereich der Heideflächen westlich des GHM weisen deutliche Parallelen hinsichtlich Wasserführung, Kolmationsschicht, Chemismus und Vegetation auf (vgl. HOFMANN 1995). Die  $^{18}\text{O}$ -Gehalte deuten auf einen hohen Grundwasseranteil hin. Damit wird die Vermutung von HOFMANN (1995) bestätigt, der bereits durch den Vergleich von Grund- und Kolkwasser auf eine Grundwasserspeisung der Kolke geschlossen hat. Auch die Wasserstandsamplitude deutet auf eine Verbindung zwischen den Kolken und dem Grundwasser hin.

Der Wasserstand des Kolks K2 liegt deutlich niedriger als der der benachbarten Meßstellen GWM 4 (60 m westlich) und 21 (40 m südöstlich) (Abb. 85). Demnach handelt es sich offensichtlich um eine Blänke, der von allen Seiten Grundwasser zuströmt. Bezeichnend ist die Tatsache, daß bei einem Trockenfallen des Kolks das umgebende Grundwasser oberhalb der Gewässersohle der tiefsten Stelle des Kolks (gebildet von einem Bombentrichter, entstanden während des 2. Weltkriegs) steht. Demnach bilden sich im Sommer aufgrund gering durchlässiger Seesedimente auf dem Gewässerboden im Bereich des Kolks gespannte Grundwasserverhältnisse aus, wobei das Restwasser im Kolk schließlich vollkommen verdunstet. Ein Grundwasserzutritt erfolgt demnach nur bei höheren Wasserständen im besser durchlässigen Uferbereich.

Beim Wasserstandsganglinienvergleich von Kolk K3 mit dem oberstromigen (GWM 3, ca. 75 m westlich) und unterstromigen Grundwasser (GWM 22, ca. 10 m östlich) zeigt sich, daß der Wasserstand des Kolks - außer bei hohen Grundwasserständen - über dem des umgebenden Grundwassers liegt. Für das abstromige Grundwasser kann das eine temporäre Infiltration von oberirdischem Wasser bedeuten, worauf auch die Isotopenuntersuchungen an der Meßstelle GWM 22 hindeuten. Für die Meßstelle GWM 3 weist der Wasserstandsvergleich - im Gegensatz zum  $^{18}\text{O}$ -Gehalt - auf einen fehlenden Grundwasserzustrom hin. Da die Meßstelle GWM 3 jedoch im Bereich der Grundwasserscheide positioniert ist, ist fraglich, ob ein Vergleich der Wasserstände überhaupt möglich ist.

Die Kolke **K6** und **K7**, die nur wenige Meter voneinander entfernt am Südrand der Heideflächen des Erdfallsee-Gebietes liegen, besitzen trotz der gewässermorphologischen Unterschiede (Durchmesser, Tiefe und Kolmationsschicht) hinsichtlich ihrer Grundwas-

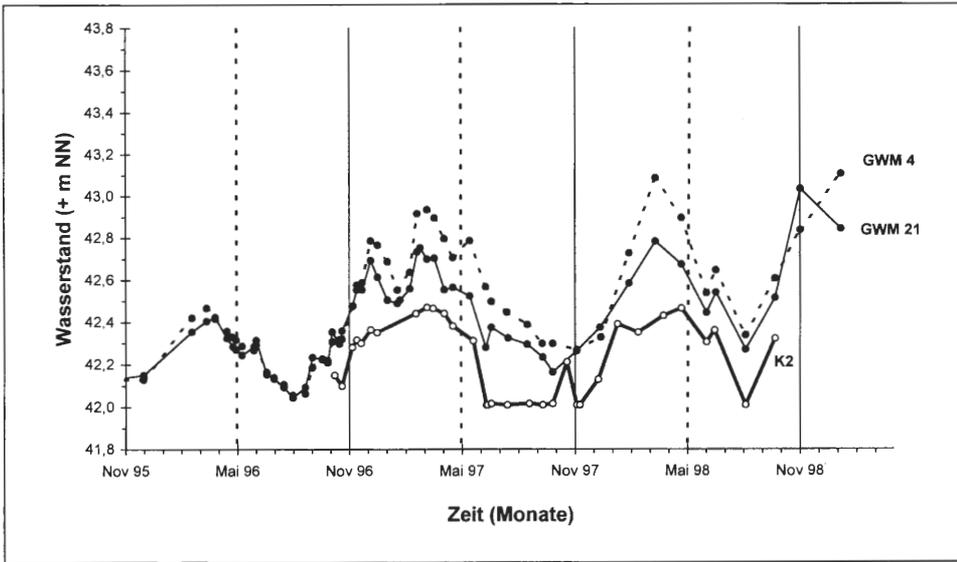


Abb. 85: Wasserstandsganglinien des Kolks K2 und der benachbarten Grundwassermessstellen GWM 4 und 21. Markiert sind die Hydrologischen Halbjahre.

seranbindung eine Gemeinsamkeit. Aus dem Vergleich der Wasserstandsganglinien mit dem oberstromigen (ML1, RML1) und unterstromigen Grundwasser (GWM 23) wird deutlich, daß der K7 nicht und der K6 nur zeitweise an das Grundwasser angeschlossen sein kann (Abb. 86). Als Folge davon ergibt sich für den Kolk K7 nur eine minimale Wasserstandsamplitude. Bestätigt wird der eingeschränkte Grundwasserkontakt durch die im Dezember 1997 gemessenen  $^{18}\text{O}$ -Gehalte, die für beide Gewässer eine deutliche Anreicherung aufweisen. Für den Kolk K7 ergibt sich erwartungsgemäß als Folge des geringeren Grundwasserzutritts eine stärkere Anreicherung.

Die Isolation des Kolks K6 kann auf den mächtigen Unterwasserboden (7 m Dy) zurückgeführt werden. Für den Kolk K7 beschreibt RUNGE (1991) einen abgesunkenen Heideboden als Unterwasserboden, für den eine völlige Abdichtung nur durch die Ausfällung von Eisenhydroxiden möglich scheint (vgl. Heideweiher).

Bei beiden Kolken handelt es sich um dystrophe Gewässer mit durchschnittlichen elektrischen Leitfähigkeiten von 70 bzw. 56  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (HOFMANN 2000, HÖLTER 1998). Ein Einfluß der ca. 20 m im Anstrom gelegenen Ackerflächen konnte bisher nicht eindeutig bestätigt werden (vgl. HÖLTER 1998). Der fehlende Einfluß der benachbarten Ackerflächen kann als zusätzlicher Beleg für die Isolation der Gewässer gewertet werden.

Die Kolke **K4** und **K5** sind durch ähnliche Flächenausformung sowie mächtige Schlammablagerungen gekennzeichnet. Beide Gewässer sind dys-mesotroph und besitzen gegenüber den Kolken K2 und K3 eine höhere Mineralisation. Besonders auffällig ist dies für den K5, dessen elektrische Leitfähigkeit in den letzten Jahren starken Schwankungen unterworfen war. Während der aktuellen Untersuchungen wurden 94 bis 258  $\mu\text{S}/\text{cm}$  gemessen (HOFMANN 2000). 1994 wurden zeitweise sogar 380  $\mu\text{S}/\text{cm}$  nachgewiesen (HOFMANN 1995). Die hohen Chlorid-Gehalte (Max.: 58 mg/l) weisen eindeutig auf eine anthropogene Belastung hin. Als Quelle dafür kommen die benachbarten Ackerflächen sowie die Landstraße L504 in Frage.

Für beide Gewässer zeigen die  $^{18}\text{O}$ -Gehalte zum Meßzeitpunkt nur eine minimale isotopische Anreicherung. Demnach kann trotz der mächtigen Kolmationsschicht auch für

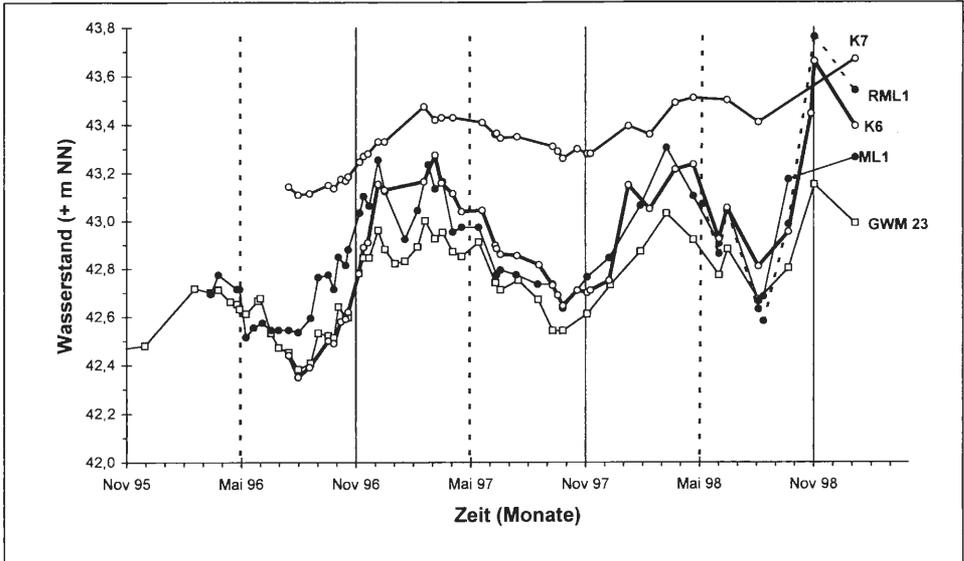


Abb. 86: Wasserstandsganglinien der Kolke K6 und K7 und der im Anstrom des Gewässers gelegenen Meßstelle ML1 bzw. RML1 sowie der im Abstrom der Kolke gelegenen Meßstelle GWM 23. Markiert sind die Hydrologischen Halbjahre.

diese beiden Gewässer von einer Grundwasserbeeinflussung ausgegangen werden. Diese ist aufgrund der mächtigen Schlammablagerungen nur über den engen Ufersaum möglich.

Ein Wasserstandsvergleich mit dem Grundwasser bietet sich aufgrund der Lage der Meßstellen ausschließlich für den Kolk K5 an (Abb. 87). Für diesen ergibt sich wie für den K6 unter Berücksichtigung der Wasserstände des ML1 bzw. RML1 nur ein zeitlich beschränkter Grundwasserzustrom. Dieser muß aber infolge der  $^{18}\text{O}$ -Gehalte für den K5 stärker ausgeprägt sein. Wahrscheinlich spielt für den K5 aber auch ein erhöhter Oberflächenzufluß eine Rolle.

Einen ersten Überblick über die hydraulischen Verhältnisse im Bereich der **Meerbecke** liefert ein Vergleich der Grundwasserstände mit den Wasserständen des Fließgewässers. Im Untersuchungsgebiet kann diese Beziehung an zwei Stellen geprüft werden (Mb1: Höhe GWM 1, Mb2: Höhe GWM 9). Aus dem Vergleich wird deutlich, daß im wesentlichen effluente Verhältnisse vorherrschen. Eine Umkehrung der Verhältnisse ist dann zu erwarten, wenn als Folge einer Hochwasserwelle bedingt durch starke Niederschlagsereignisse oder die Einleitung von Fremdwasser (z.B. Steinbruchwasser) der Wasserstand der Meerbecke über den des umgebenden Grundwassers reicht (vgl. HAGEMANN & PUST 1999). Solche Verhältnisse treten vorwiegend bei niedrigen Wasserständen - während der Sommermonate - auf, da in diesem Zeitraum der zu überwindende Niveauunterschied zwischen Grundwasser und Meerbecke am geringsten ist. Im abstromigen Bereich der Meerbecke (Mb2) ist der Niveauunterschied zwischen Grundwasser und Meerbecke ganzzeitig vergleichsweise gering, so daß hier gegenüber dem Meßpunkt Mb1 auch bei hohen Wasserständen eine Umkehr der Strömungsverhältnisse leichter möglich ist. Die für die Wässer der GWM 8 gemachten Beobachtungen deuten kurzfristige Beeinflussungen des Grundwassers durch die Meerbecke in diesem Bereich an.

Unter extremen Bedingungen, wie sie im Oktober 1989 oder auch in den Jahren 1993/94 vorherrschten, ufer die Meerbecke aufgrund der niedrigen Uferböschung im Bereich zwischen den Meßstellen GWM 8 und 9 großflächig aus. Es kommt zu einer Verbindung mit

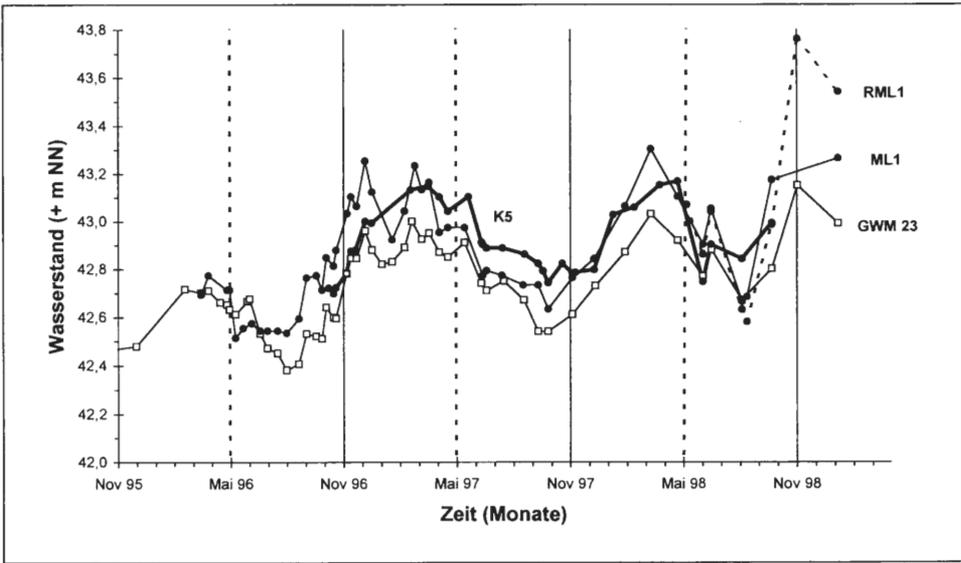


Abb. 87: Wasserstandsganglinien des Kolks K5 und der Meßstellen ML1 bzw. RML1 (Grundwasseranstrom) und GWM 23 (Grundwasserabstrom). Markiert sind die Hydrologischen Halbjahre.

dem GHM und damit zu einem direkten Stoffeintrag in das GHM (vgl. HAGEMANN & PUST 1999).

Die Ganglinienanalyse (Abb. 88) zeigt, daß im untersuchten Meerbeckeabschnitt im wesentlichen effluente Verhältnisse vorherrschen. Bestätigt wird dies durch Eisenausfällungen im Meerbeckewasser. Diese deuten auf einen Zutritt anaerober Grundwässer mit

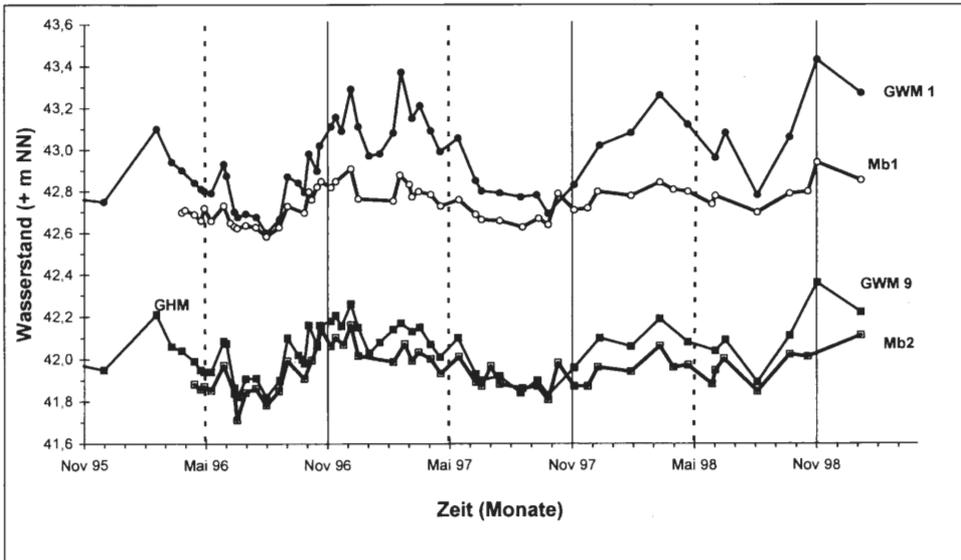


Abb. 88: Wasserstandsganglinien der Meerbecke für die Meßpunkte Mb1 und Mb2 sowie deren benachbarter Meßstellen GWM 1 bzw. 9. Markiert sind die Hydrologischen Halbjahre.

hoher Eisen-Konzentration hin, wie sie für die Meßstelle GWM 1, 6, 7 und 8 festgestellt wurden. Unter den oxidierenden Bedingungen des Vorfluters fällt das gelöste Eisen als  $\text{Fe}^{3+}$ -Verbindung aus.

Auch die an den beiden Meßpunkten Mb1 und Mb2 durchgeführten Abflußmessungen machen einen Grundwasserzutritt zwischen den beiden Meßpunkten deutlich und belegen damit die Effluenz für diesen Meerbeckeabschnitt.

Aufgrund der teilweise sehr mächtigen Kolmationsschicht im Bachbett (z.T. mehrere Dezimeter) erfolgt der Wasseraustausch nicht über die Gewässersohle, sondern vielmehr über die Uferbereiche, die in den Sommermonaten allerdings z.T. trockenfallen, so daß kein Austausch möglich ist.

## 5. Schlußfolgerung und Hinweise auf weiteren Forschungsbedarf

Wie die vorliegenden Untersuchungen gezeigt haben, geht insbesondere von der das NSG Heiliges Meer umgebenden Landwirtschaft, dem randlichen Vorfluter Meerbecke und der zentral querenden Landstraße L504 eine Beeinträchtigung des Grundwassers aus. Aber auch der atmogene Stoffeintrag sowie geogene Stoffquellen wirken sich negativ auf die Grundwasserbeschaffenheit aus. Eine Abschätzung des Gefährdungspotentials der einzelnen Quellen wird im folgenden vorgenommen.

Die das Naturschutzgebiet umgebende **Landwirtschaft** stellt eine diffuse Eintragsquelle dar. Infolge von Überdüngung, Ernterückständen und Überweidung werden die verschiedenen Bestandteile der eingesetzten Dünger in den Untergrund eingetragen.

Im Randbereich des NSG konnte der Einfluß auf das Grundwasser eindeutig nachgewiesen werden. Mit zunehmendem Abstand sowie zunehmender Tiefe kommt es jedoch zu einer positiven Veränderung der Grundwasserbeschaffenheit. Von besonderer Bedeutung sind dabei Denitrifikationsprozesse, die zu einem mikrobiellen Nitrat-Abbau führen. Auch der Abbau des Sulfats konnte eindeutig belegt werden. Phosphat wird bereits in den oberen Bodenschichten adsorbiert. Kalium zeigte zwar ein schlechter ausgebildetes Adsorptionsvermögen, es wird bei längerer Verweilzeit im Untergrund aber ebenfalls adsorbiert. Lediglich das Chlorid besitzt aufgrund seines konservativen Verhaltens ein größeres Gefährdungspotential.

Schlußfolgernd läßt sich daraus ableiten, daß sich das Gefährdungspotential, ausgehend von der landwirtschaftlichen Nutzung, im wesentlichen auf die Randbezirke des NSG beschränkt. Sollte jedoch das Selbstreinigungsvermögen des Untergrunds z.B. durch den Verbrauch der für die Denitrifikation benötigten Donatoren (organische Substanz und Pyrit) gestört werden, ist mit einer zunehmenden Beeinträchtigung zu rechnen. Für zukünftige Forschungsvorhaben ist demnach eine Berechnung der Donatorenreserven zu empfehlen, um gezieltere Prognosen treffen zu können.

Zur Stärkung der Selbstreinigungskraft und Rückhaltefähigkeit ist eine Erweiterung der Pufferzonen um das NSG notwendig. Zu empfehlen ist ein Nutzungswechsel von Acker zu ungedüngtem Grünland für die Flächen zumindest im direkten Anstrom des NSG sowie nördlich des GHM. Dabei ist jedoch eine abrupte Flächenstilllegung zu vermeiden, da diese einen steigenden Stoffaustrag in den Folgejahren zur Folge hätte (vgl. BANGERT & KOWARIK 2000).

Sofern ein Nutzungswechsel für die genannten Flächen nicht möglich sein sollte, ist eine Optimierung der Düngung unter Berücksichtigung der im Boden vorhandenen Nährstoffe anzustreben. Weiterhin ist der Anbau von Zwischenfrüchten und die Reduzierung oder Herausnahme von Problemfrüchten (z.B. Mais) aus der Fruchtfolge sowie der Verzicht auf Grünlandumbruch zu empfehlen (vgl. BANGERT & KOWARIK 2000).

Grundsätzlich ist zu berücksichtigen, daß es bei der Denitrifikation zu einer Freisetzung von Sulfat, Hydrogencarbonat und Eisen kommt, was ebenfalls eine gesteigerte Mineralisierung des Grundwassers zur Folge hat.

Zu einer Beeinträchtigung des Grundwassers durch die **Meerbecke** kommt es unter influenten Bedingungen. Dabei hängt der Grad der Beeinträchtigung von der Beschaffenheit des infiltrierenden Wassers ab. Ursprünglich diente die Meerbecke als Drainage der umliegenden Ackerflächen. In den Jahren 1987 bis 1997 wurden von einem Steinbruch im Uffelner Raum jedoch regelmäßig „Grubenwässer“ in die Meerbecke eingeleitet, so daß sie zeitweise hoch mineralisierte Wässer mit elektrischen Leitfähigkeiten von bis zu 2500  $\mu\text{S}/\text{cm}$  führte. Da zu Beginn des Jahres 1998 die Einleitung mit kurzfristigen Ausnahmen (z.B. November 1998) eingestellt wurde, hat sich das Gefahrenpotential gegenüber den vergangenen Jahren in zweierlei Hinsicht deutlich reduziert: Zum einen bleibt die Mineralisation des Meerbeckewassers auf einem niedrigeren Niveau und zum anderen kommt es infolge der fehlenden Einleitungen seltener zur Ausbildung influenter Verhältnisse.

Trotz der deutlichen Reduktion des Gefährdungspotentials geht von der Meerbecke unter influenten Verhältnissen weiterhin eine Grundwassergefährdung aus. Daher sollte in Zukunft jegliche Einleitung in den Vorfluter unterbunden werden. Als geeignetes Kontrollmittel hat sich die tägliche Messung der elektrischen Leitfähigkeit erwiesen. HAGEMANN & PUST (1999) konnten ferner zeigen, daß eine Ausuferung der Meerbecke für das GHM eine starke Gefährdung darstellt, da es ohne vorherige reinigende Untergrundpassage zu einem direkten Zutritt der höher mineralisierten Meerbeckewässer kommt. Als Abwehrmaßnahme kommen hier technisch-konstruktive Lösungen in Frage, beispielsweise eine Erhöhung der Uferböschung im Bereich der Meßstellen GWM 8 und 9.

Anschließend ist festzuhalten, daß das Auftreten influenter Verhältnisse im Bereich der Meerbecke seltener vorkommt. Im Normalfall wirkt die Meerbecke als Vorfluter und stellt für das NSG somit eine schützende Barriere gegenüber den benachbarten Ackerflächen dar. Weiterhin begünstigt die Reduktionszone der Meerbecke die Selbstreinigungsprozesse im Untergrund.

Die **Landstraße L504** stellt eine potentielle lineare Eintragsquelle für verschiedene Schadstoffe dar. Als Quellen dafür sind Bremsen-, Reifen- und Straßenabrieb, Straßenbaustoffe, Abgase sowie Streusalze zu nennen. Im Randbereich der Straße konnte bei den aktuellen Untersuchungen eine Grundwasserbeeinträchtigung durch Streusalze belegt werden. Weitere straßenspezifische Parameter waren nicht Bestandteil der Untersuchungen. Dabei stellt vor allem der Chlorid-Eintrag ein hohes Gefährdungspotential dar, da Chlorid-Konzentrationen nur durch Verdünnung verringert werden können.

Die Eintragsmenge ist in der Regel von der verwendeten Streusalzmenge abhängig, die wiederum von den klimatischen Bedingungen (z.B. Temperatur, Frost- und Schneefalltage sowie Grundwasserneubildung) gesteuert wird. Grundsätzlich sollte der Einsatz von Streusalz im Untersuchungsgebiet vermieden werden. Eventuell kann auf anderes Streumaterial, wie abstumpfende Mittel (z.B. Sand, Schlacken und Splitt) zurückgegriffen werden. Weiterhin sind Präventivstreuungen zu vermeiden bzw. zumindest auf ein notwendiges Minimum zu reduzieren.

Der flächendeckende **atmogene Stoffeintrag** erfolgt über die Deposition. Hinweise auf eine depositionsbürtige Beeinträchtigung liefern z.B. die leicht erhöhten Nitrat-Konzentrationen der Meßstelle GWM 22.

Eine Depositionsverminderung kann durch Reduzierung der Ammoniakverflüchtigung auf den benachbarten Ackerflächen erreicht werden. Die Luftreinhaltepolitik der letzten Jahre (VOLZ 1994) läßt zudem hoffen, daß es zu einer weiteren allgemeinen Reduzierung des Stoffeintrags kommt.

Die Grundwasserbeeinträchtigung kann im Untersuchungsgebiet auch **geogene Ursachen** haben. So ist prinzipiell ein Aufsteigen hoch mineralisierter Wässer aus dem Münder-Mergel möglich, wenn dafür auch bisher kein eindeutiger Beweis erbracht wurde.

Auch die Oxidation von organischem Material oder Sulfiden führt zu einer geogenen Freisetzung von Nährstoffen. Zu derartigen Reaktionen kommt es insbesondere bei extrem niedrigen Grundwasserständen, wie sie z.B. 1996 vorherrschten (vgl. ML2). Die Freisetzung von Phosphat erfolgt dagegen unter reduzierenden Bedingungen, wenn z.B. Eisenphosphat-Verbindungen in Lösung gehen.

Zur abschließenden Beurteilung der **Stillgewässerbeeinträchtigungen** durch das Grundwasser wurde in Kapitel 4.2 die Wechselbeziehung zwischen diesen beiden Systemkomponenten geprüft. Vor allem für die größeren Gewässer konnte die Bedeutung des Grundwasserzutritts für die Wasserbilanz der Seen herausgearbeitet werden. Lokal ließen sich auch Angaben über die Lage der Grundwasserzutritte und, daraus resultierend, Aussagen über die Beschaffenheit der Wässer machen.

Zur besseren Einschätzung der zukünftigen Entwicklung der Seewässer und Entwicklung langfristiger Strategien zum Gewässerschutz müssen die Grundwassereintrittsstellen und die zugehörigen Einzugsgebiete genauer erfaßt werden. Zur Klärung dieser Fragen stehen verschiedene Methoden zur Verfügung, von denen eine geeignete die Grundwassermodellierung ist (vgl. KNOLL et al. 1999, KLUGE et al. 1994). Zur effizienten Anwendung muß jedoch zunächst die Datengrundlage für die Eingabeparameter erweitert werden, insbesondere was die Gewinnung ergänzender Kenntnisse über die Ausbildung der Seekolmationsschichten (mittels Echolot, Taucher etc.) und der Tiefenlage der Quartärbasis (geophysikalische Methoden) betrifft.

Weiterhin können Direktmessungen nach LEE & CHERRY (1978) mittels Seepage-Meßgerät oder der Einsatz von Tracern wichtige Hinweise über die Grundwassereintrittsstellen in die Seen geben. Auch durch den Bau zusätzlicher Meßstellen, die eine tiefenorientierte Probenahme erlauben (Mehrfachmeßstellen; DVWK 1997), kann die Grundwasserdynamik vertiefend geklärt werden. So kann der Grundwasseraufstieg im Bereich der Vorfluter durch den Bau solcher Meßstellen im direkten Anstrom des EFS und des GHM sowie im Bereich der Meerbecke geprüft werden. Die Einrichtung einer Meßstelle im Abstrom des EFS kann zudem genauere Aussagen zum Seewasseraustritt in den Grundwasserleiter liefern.

Schlußfolgernd ist zu konstatieren, daß es bereichsweise aktuell zu einer Beeinträchtigung des Grundwassers kommt und auch in Zukunft kommen wird. Treten solche Grundwässer den oberirdischen Gewässern zu, werden auch diese negativ beeinflusst.

Erhöht wird das Gefährdungspotential im NSG durch die gut durchlässigen Sandböden mit überwiegend geringer Adsorptions- und Säureneutralisationskapazität sowie einer geringmächtigen Sickerwasserzone (vgl. SCHLEYER & MILDE 1990). Dem gegenüber stehen langsame Fließgeschwindigkeiten und vielfach reduzierende Verhältnisse, die die Selbstreinigungsprozesse im Untergrund begünstigen. Zudem besitzt die Meerbecke eine schützende Funktion (vgl. LUBERICHS 1999). Ob das minimale Einzugsgebiet (Abb. 25) als Schutzzone ausreichend ist, muß näher geklärt werden.

Nach derzeitigem Kenntnisstand läßt sich prognostizieren, daß der jetzige Status quo in den nächsten Jahren weitgehend bestehen bleibt, obwohl sich in den Randgebieten bereits eine potentielle Verschlechterung der Situation andeutet, z.B. durch steigende Nitrat-Gehalte in der GWM 5. Erst bei einer deutlichen Störung oder generellen Verringerung des Selbstreinigungsvermögens ist jedoch mit weiteren, dann vermutlich schneller ablaufenden Veränderungen zu rechnen.

# Literaturverzeichnis

## Literatur

- ABBT-BRAUN, G. (1996): Refraktäre organische Säuren (Huminstoffe) in aquatischen Systemen - Vorkommen, Reaktionen und Charakterisierung. - *Wasserkalender* **31**: 112-141, Berlin (ESV).
- ARBEITSKREIS GRUNDWASSERNEUBILDUNG DER FH-DGG (1977): Methoden zur Bestimmung der Grundwasserneubildungsrate. - *Geol. Jb.* **C19**: 3-98, Hannover.
- ARMBRUSTER, J. & J. KOHM (1977): Kiesabbau und Wassernutzung in Baden-Württemberg - Auswirkungen des Kiesabbaues auf den Wasserhaushalt. - *Z. dt. geol. Ges.* **128**: 361-369, Hannover.
- ASMUS, F., M. ROSCHKE & M. SCHIEMANN (1998): Umweltverträgliche Stickstoffdüngung im Land Brandenburg. - *Wasser und Boden* **50**(2): 28-33, Hamburg, Berlin.
- BAERTSCHI, P. (1976): Absolute <sup>18</sup>O content of Standard Mean Ocean Water. - *Earth and Planetary Science Letters* **31**: 355-382, Amsterdam (Elsevier).
- BANGERT, U. & I. KOWARIK (2000): Naturschutzplanung für das NSG „Heiliges Meer“ und die umgebende Agrarlandschaft (Kreis Steinfurt, Nordrhein-Westfalen). - In: POTT, R. [Hrsg.]: Ökosystemanalyse des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ (Kreis Steinfurt/Nordrhein-Westfalen) - Interaktionen zwischen Still- und Fließgewässern, Grundwasser und Vegetation sowie Landnutzung und Naturschutz. - *Abh. Westf. Mus. Naturk.* **62**(Beiheft): xx-xx, Münster.
- BARTH, E. (1995): Pflanzensoziologische und pollenanalytische Untersuchungen zur Vegetations- und Siedlungsentwicklung der Meerbecke-Niederung im Erdfallgebiet „Heiliges Meer“ (Westfalen). - 137 S., Hannover. - [unveröff. Diplomarbeit, Univ. Hannover, Inst. f. Geobotanik]
- BARTH, E. & R. POTT (2000): Vegetationsgeschichtliche und paläoökologische Untersuchungen zur Trophie-Entwicklung der Stillgewässer im Naturschutzgebiet Heiliges Meer (Kreis Steinfurt/Nordrhein-Westfalen). - In: POTT, R. [Hrsg.]: Ökosystemanalyse des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ (Kreis Steinfurt/Nordrhein-Westfalen) - Interaktionen zwischen Still- und Fließgewässern, Grundwasser und Vegetation sowie Landnutzung und Naturschutz. - *Abh. Westf. Mus. Naturk.* **62**(Beiheft): 15-39, Münster.
- BAUMGARTNER, A. & H.-J. LIEBSCHER (1996): Allgemeine Hydrologie - Quantitative Hydrologie. 2. Aufl. - In: LIEBSCHER [Hrsg]: Lehrbuch der Hydrologie, Bd. 1: 694 S., Berlin, Stuttgart (Borntraeger).
- BECKER, K.-W., R. MEIBNER & C. SIEBNER (1996): Der Wasserhaushalt von Kraut- und Strauchvegetation auf Sandböden der Colbitz-Letzlinger Heide. - *Wasser und Boden* **48**(10): 29-33, Hamburg, Berlin.
- BEYER, H. (1968): Versuche zur Erhaltung von Heideflächen durch Heidschnucken im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“. - *Natur und Heimat* **28**(4): 145-149, Münster.
- BEYER, W. (1964): Zur Bestimmung der Wasserdurchlässigkeit von Kiesen und Sanden aus der Kornverteilung. - *WWT* **14**: 165-168, Berlin.
- BÖTTCHER, J. & O. STREBEL (1985): Redoxpotential und Eh/pH-Diagramme von Stoffumsetzungen in reduzierendem Grundwasser (Beispiel Fuhrberger Feld). - *Geol. Jb.* **C40**: 3-34, Hannover.
- BÖTTCHER, J., O. STREBEL & W.H.M. DUYNISVELD (1989): Kinetik und Modellierung gekoppelter Stoffumsetzung im Grundwasser eines Lockergesteins-Aquifers. - *Geol. Jb.* **C51**: 3-40, Hannover.
- BRIECHLE, D. (1997): Uferfiltrat - Schnittstelle zwischen Oberflächen- und Grundwasser. - GSF-Bericht, **3**: Untersuchungsergebnisse zur Erfassung und Expositionsbewertung der Auswirkungen der Uferfiltration auf Grundwasser: 8-16, Neuherberg.
- BUCHER, B., E. FRIEDEHEIM, D. LEVACHER & U. WOLF-SCHUMANN (1997): Berechnung der Neubildungsraten mit einem Wasserbilanzmodell zur verbesserten Grundwassersimulation. - *Wasser und Boden* **49**(9): 29-42, Hamburg, Berlin.
- BUDDE, H. (1942): Die benthale Algenflora, die Entwicklungsgeschichte der Gewässer und die Seentypen im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“. - *Arch. Hydrobiol.* **39**: 189-293, Stuttgart (Schweizerbart).
- BURGER, M. (1993): Sickerwasserneubildung und Sickerwasserbewegung in fein- und grobkörnigen Lockergesteinen aus dem Tertiärhügelland nördlich von München/Obb. - *GSF-Bericht* **38**, Neuherberg.
- CANFIELD, D.E. & B. THAMDRUP (1994): The production of <sup>34</sup>S-Depleted Sulfide during Bacterial Disproportionation of Elemental Sulfur. - *Science* **266**: 1973-1975, Washington D.C.

- CASPERS, G. (1997): Pollenanalytischer Bericht für die organogenen Lagen der Multilevel-Brunnen (NSG Heiliges Meer). - 2 S., Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung Hannover, Hannover. - [unveröff.]
- CHAMBERS, L.A. & P.A. TRUDINGER (1979): Microbiological Fractionation of Stable Sulfur Isotopes: A Review and Critique. - *Geomicrobiology* **1**: 249-293.
- CLARK, I. & P. FRITZ (1997): *Environmental Isotopes in Hydrogeology*. - 328 S., New York (Lewis).
- DAUSCHECK, H. & W. BISCHOFBERGER (1986): Beeinträchtigung von Grund- und Oberflächenwasser durch Auftausalze in Schutzzonen. - *Berichte aus Wassergütwirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen* **30**: 135 S., München.
- DITTRICH, A. (1985): Transport und Sedimentation organischer Stoffe in Abwasserteichen. - *Schriftenreihe des ISWW Karlsruhe* **39**: 230 S., Karlsruhe.
- DVWK, Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau [Hrsg.] (1980): Empfehlungen zum Bau und Betrieb von Lysimetern. - *DVWK Regeln zur Wasserwirtschaft* **114**: 52 S., Hamburg, Berlin (Parey).
- DVWK, Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau [Hrsg.] (1996a): Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen. - *DVWK Merkblätter zur Wasserwirtschaft* **238**: 135 S., Hamburg, Berlin (Parey).
- DVWK, Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau [Hrsg.] (1996b): Hydrogeochemische Stoffsysteme, Teil 1. - *Schriftenreihe des DVWK* **110**: 288 S., Hamburg, Berlin (Parey).
- DVWK, Deutscher Verband für Wasserwirtschaft u. Kulturbau [Hrsg.] (1997): Tiefenorientierte Probenahme aus Grundwassermeßstellen. - *Merkblätter zur Wasserwirtschaft* **245**: 23 S., Hamburg, Berlin (Parey).
- EHLERS, H. (1965): Über das Plankton des Großen Heiligen Meeres und des Erdfallsees bei Hopsten (Westf.). - *Abh. Landesmus. Naturkde. Münster* **27**: 1-20, Münster.
- ERIKSSON, E. (1965): An Account of the Major Pulses of Tritium and their Effects in the Atmosphere. - *Tellus* **17**(1): 118-130, Stockholm.
- FINK, A. (1992): Dünger und Düngung - Grundlagen und Anleitung zur Düngung der Kulturpflanzen. 2. neubearb. Aufl.: 488 S., Weinheim (VCH).
- GEWÄSSERKUNDLICHE ANSTALTEN DES BUNDES UND DER LÄNDER [Hrsg.] (1971): Richtlinien für Abflußmessungen. 5. Aufl., 40 S., Koblenz (Scheid).
- GÖBEL, P. & M. WEINERT (1995): Hydrogeologische Untersuchungen im Rahmen eines Langzeit-Pumpversuches im Grundwassergewinnungsgebiet Boomerbege, Harsewinkel (Kreis Gütersloh). - 284 S., Münster. - [unveröff. Diplomarbeiten, Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Inst. f. Geologie und Paläontologie]
- GONFIANTINI, R. (1986): Environmental Isotopes in Lake Studies. ( In: FRITZ, P. & J.-CH. FONTES, [Hrsg.]: *Stable Isotope Hydrology, Deuterium and Oxygen-18 in the Water Cycle*. - IAEA Technical Report Series **210**: 35-84, Vienna (IAEA).
- GÖTTLICH, K. (1990): *Moor- und Torfkunde*. 3. Aufl.: 529 S., Stuttgart (Schweizerbart).
- GRAF, W., W. STICHLER. & H. ESCHER-VETTER (1998): Isotopengehalte ( $^2\text{H}$ ,  $^{18}\text{O}$ ) in den Niederschlägen meteorologischer Stationen Deutschlands. ( In: GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, GmbH [Hrsg.]: *Jahresbericht 1997 - Institut für Hydrologie*: 182-194, Neuharberg.
- GRIEBEL (in Vorb.): Untersuchungen am Heideweier (NSG „Heiliges Meer“) (Arbeitstitel). - Hannover. - [Diplomarbeit, Inst. f. Geobotanik]
- GUYONNET, D.A. (1991): Numerical Modelling of Effects of Small-Scale Sedimentary Variations on Groundwater Discharge into Lakes. - *Limnol. Oceanogr.* **36**(4): 787-796.
- HAGEMAN, R., G. NIEF & E. ROTH (1970): Absolute Isotopic Scale for Deuterium Analysis of Natural Waters. Absolute D/H ratio for SMOW. - *Tellus* **22**: 113-118, Stockholm.
- HAGEMANN, B. (1997): Hydrochemisch-physikalische Untersuchungen zur Erfassung der mehrdimensionalen Trophiebedingungen im „Großen Heiligen Meer“ während der Sommerstagnation 1996. - 136 S., Hannover. - [unveröff. Diplomarbeit, Univ. Hannover, Inst. f. Geobotanik]
- HAGEMANN, B. & J. PUST (1999): Hochwasserphasen und ihre Folgen für Gewässerökosysteme am Beispiel des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“. - *Natur und Heimat* **59**(3): 77-86, Münster.
- 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/Nordrhein-Westfalen) - Interaktionen zwischen Still- und Fließgewässern, Grundwasser und Vegetation sowie Landnutzung und Naturschutz*. - *Abh. Westf. Mus. Naturk.* **62**(Beiheft): 173-271, Münster.

- HARTMANN, O. (1996): Der Einfluß des Grundwassers auf das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht des Stechlinsees. - 98 S., Berlin. - [unveröff. Diplomarbeit, TU Berlin, Inst. F. Technischen Umweltschutz]
- HASSE, F. (1994): Gewässerökologische und vegetationskundliche Untersuchungen zur Eutrophierung des Grund- und Oberflächenwassers von pleistozänen Sandlandschaften - Beispiel NSG Heiliges Meer. - 132 S., Hannover. - [unveröff. Diplomarbeit, Univ. Hannover, Inst. f. Geobotanik]
- HAUDE, W. (1954): Zur praktischen Bestimmung der aktuellen und potentiellen Evaporation und Evapotranspiration. - Mitt. dt. Wetterdienst 1(8): 1-22, Bad Kissingen.
- HAUDE, W. (1955): Zur Bestimmung der Verdunstung auf möglichst einfache Weise. - Mitt. dt. Wetterdienst 2(11): 1-24, Bad Kissingen.
- HOFMANN, K. (1995): Pflanzensoziologische und hydrochemische Untersuchungen der Heidekolke des NSG „Heiliges Meer“ unter Berücksichtigung der Trophie des oberflächennahen Grundwassers. - 96 S., Hannover. - [unveröff. Diplomarbeit, Univ. Hannover, Inst. f. Geobotanik]
- HOFMANN, K. (2000): Standsortökologie und Vergesellschaftung der *Utricularia*-Arten Nordwestdeutschlands. - 128 S., Hannover. - [Dissertation, Inst. f. Geobotanik]
- HÖLTER, A. (1998): Die Vegetation des Erdfallsees und der angrenzenden Kleingewässer unter Berücksichtigung trophiebestimmender Parameter. - 180 S., Hannover. - [unveröff. Diplomarbeit, Univ. Hannover, Inst. für Geobotanik]
- HÖLTING, B. (1996): Hydrogeologie - Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie. 5. überarb. Aufl., 441 S., Stuttgart (Enke).
- HÜTTER, L.A. (1994): Wasser und Wasseruntersuchung. 6. erw. u. aktualisierte Aufl. - Reihe: Laborbücher: 516 S., Frankfurt am Main (Salle + Sauerländer).
- JONAS, F. (1932): Die Vegetation der emsländischen Heidekolke. - Repert spec. nov. regni. veget. Beih. 66A: 1-28.
- JÖRGENSEN, B.B. (1990): A Thiosulfate Shunt in the Sulfur Cycle of Marine Sediments. - Science 249: 152-154, Washington D.C.
- KAPPELMEYER, O. (1968): Beiträge zur Erschließung von Thermalwässern und natürlichen Dampfvorkommen. - Geol. Jb. 85: 783-808, Hannover.
- KINZELBACH, W. & R. RAUSCH (1995): Grundwassermodellierung - Eine Einführung mit Übungen. - 283 S., 2 Disketten, Berlin, Stuttgart (Borntraeger).
- KLAPPER, H. (1995): Forschung an Bergbaurestseen - Wege zu einer sinnvollen Wassergütebewirtschaftung. - Limnologie aktuell 7 - Abgrabungsseen - Risiken und Chancen: 1-25, Stuttgart, Jena, New York (Fischer).
- KLUGE, W. & O. FRÄNZLE (1992): Prozesse und Modelle zum unterirdischen Wasser- und Stoffaustausch zwischen Umland und See. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie: Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung 1992 in Konstanz, Bd. 1: 53-57.
- KLUGE, W., S. JELINEK, E.-W. REICHE & T. SCHEYTT (1994): Diffuse Stoffeinträge in Seen: Bilanzmethode zur Schätzung des Eintrags über das Grundwasser. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie: Erw. Zusammenfassung der Jahrestagung 1994 in Hamburg: 59-63.
- KLUT-OLSZEWSKI (1945): Untersuchungen des Wassers an Ort und Stelle, seine Beurteilung und Aufbereitung. 9. Aufl., 281 S., Berlin (Springer).
- KNOLL, D., L. WEBER & W. SCHÄFER (1999): Grundwasseranbindung von alten Tagebaurestseen im Niederlausitzer Braunkohlentagebauegebiet. - Grundwasser - Zeitschrift der FH-DGG 2: 55-61, Berlin, Heidelberg (Springer).
- KOHM, J. (1980): Die hydraulischen und hydrologischen Auswirkungen von Baggerseen auf das umliegende Grundwasser. - Tagesber. Akad. Natursch. Landschaftspf. - Baggerseen und Naturschutz: 17-29, Laufen/Salzach.
- KRIEGSMANN, K. (1938): Produktionsbiologische Untersuchung des Pelagials des Großen Heiligen Meeres unter besonderer Berücksichtigung seines Eisenhaushaltes. - Abh. Landesmus. Naturkde. Münster 9: 1-106, Münster.
- KUNK, S. & C. SCHÖTTLER (1994): Hydrogeologische Untersuchungen im Warsteiner Massenkalk (Rheinisches Schiefergebirge, Nordrhein-Westfalen) - Abflußzyklus und hydrochemischer Zyklus. - 108 S., Münster. - [unveröff. Diplomarbeit, Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Inst. f. Geologie und Paläontologie]
- LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG [Hrsg.] (1981): Wasserwirtschaftliche Untersuchungen - Baggerseen (3. Bericht). - Karlsruhe.
- LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG [Hrsg.] (1996): Baggerseeuntersu-

- chungen in der Oberrheinebene - Auswertung der Sommerbeprobung 1994 und Frühjahrsbeprobung 1995. - 192 S., Karlsruhe.
- LANDWIRTSCHAFTSKAMMER WESTFALEN-LIPPE UND RHEINLAND [Hrsg.] (1996): Leitfaden zur Umsetzung der Düngeverordnung in NRW. - Münster.
- LÄNDERGEMEINSCHAFT WASSER [Hrsg.] (1993): Grundwasser, Richtlinien für Beobachtung und Auswertung - Grundwasserbeschaffenheit. - Grundwasserrichtlinie 3: 59 S., Essen (Woeste).
- LEE, D.R. (1977): A Device for Measuring Seepage Flux in Lakes and Estuaries. - *Limnol. Oceanogr.* **22**: 140-147.
- LEE, D.R. & J.A. CHERRY (1978): A Field Exercise on Groundwater Flow Using Seepage Meters and Mini-Piezometers. - *Journal of Geological Education* **27**: 6-10.
- LEE, D.R., J.A. CHERRY & J.F. PICKENS (1980): Groundwater Transport of a Salt Tracer through a Sandy Lakebed. - *Limnol. Oceanogr.* **25**: 45-61.
- LÉTOLLE, R. (1980): Nitrogen-15 in the Natural Environment. - In: FRITZ, P. & FONTES, J.C. [Hrsg.]: *Handbook of Environmental Isotope Geochemistry, Vol. 1, The Terrestrial Environment, A.*: 407-433, Amsterdam, Oxford, New York (Elsevier).
- LOTZE, F. (1951): Die Grundwasserverhältnisse in den Naturschutzgebieten am Heiligen Meere. - *Natur und Heimat* **11**: 97-99, Münster.
- LOTZE, F. (1956): Zur Geologie der Senkungszone des Heiligen Meeres (Kreis Tecklenburg). - *Abh. Landesmus. Naturkde. Münster* **18**: 1-36, Münster.
- LUBERICHS, M. (1999): Dreidimensionale Modellierung des Grundwasserstroms im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ mit FEFLOW. - 68 S., Osnabrück. - [unveröff. Diplomarbeit, Univ. Osnabrück, Inst. f. Umweltsystemforschung]
- MACHARACEK, T. (1996): Hydrochemische und pflanzensoziologische Untersuchungen zum Einfluß von Eutrophierungsparametern im Grundwasser. - 196 S., Hannover. - [unveröff. Diplomarbeit, Univ. Hannover, Inst. f. Geobotanik]
- MARIOTTI, A. (1986): La dénitrification dans les eaux souterraines, principes et méthodes de son identification: une revue. - *Journal of Hydrology* **88**: 1-23, Amsterdam.
- MARIOTTI, A., A. LANDREAU & B. SIMON (1988): <sup>15</sup>N Isotope Biogeochemistry and Natural Denitrification Process in Groundwater: Application to the Chalk Aquifer of Northern France. - *Geochimica et Cosmochimica Acta* **52**: 1869-1878, Oxford.
- MATTHES, G. (1994): Die Beschaffenheit des Grundwassers. 3. überarb. Aufl. - In: MATTHES [Hrsg.]: *Lehrbuch der Hydrogeologie, Bd. 2*: 499 S., Berlin, Stuttgart (Borntraeger).
- MCBRIDE, M.S. & H.O. PFANNKUCH (1975): The Distribution of Seepage within Lakebeds. - *Jour. Research U.S. Geol. Survey* **3**(5): 505-512, Washington.
- MOSER, H. & W. RAUERT (1980): Isotopenmethoden in der Hydrologie. - In: MATTHES [Hrsg.]: *Lehrbuch der Hydrogeologie, Bd. 8*: 400 S., Stuttgart (Borntraeger).
- MÜLLER, U. (1997): Auswertungsmethoden im Bodenschutz - Dokumentation zur Methodenbank des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS). - 6. Aufl., 322 S., Hannover.
- NIEHAUS, N. (1996): Wechselbeziehungen von Stickstoff-Deposition und Grundwasser in Heide-landschaften. - 184 S., Hannover. - [unveröff. Diplomarbeit, Univ. Hannover, Inst. f. Geobotanik]
- OSWALD, T. & E.P. LÖHNERT (1990): Probenahme aus Multilevel-Brunnen. - *Die Geowissenschaften* **3**: 61-62, Weinheim (VCH).
- PIOTROWSKI, J.A. & W. KLUGE (1994): Die Uferzone als hydrogeologische Schnittstelle zwischen Aquifer und See: Sedimentfazies und Grundwasserdynamik am Belauer See, Schleswig-Holstein. - *Z. dt. geol. Ges.* **145**: 131-142, Hannover.
- PIPER, A.M. (1944): A Graphic Procedure in the Geochemical Interpretation of Water Analysis. - *Trans. Am. Geophysik. Union* **25**: 914-928, Washington, D.C.
- 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 Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ (Kreis Steinfurt) und Möglichkeiten landesplanerischer Gegensteuerung.* - *Abh. Westf. Mus. Naturkde. Münster* **60**(2): 53-110, Münster.
- PRINZ, H. (1991): *Abriß der Ingenieurgeologie.* - 466 S., 352 Abb., 74 Tab., Stuttgart (Enke).
- PUST, J. (1993): Erste Ergebnisse zur Untersuchung der Grundwasserverhältnisse im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ (Kreis Steinfurt). - *Abh. Westf. Mus. Naturkunde* **55**(2): 1-80, Münster.
- PUST, J., B. HAGEMANN & R. POTT (1997): Winterliche Grundwasserdynamik und deren Beeinflussung durch die Ufervegetation am Beispiel des Erlenbruchwaldes am Großen Heiligen Meer, Kr. Steinfurt. - *Natur und Heimat* **57**(2): 53-63, Münster.

- QUENTIN, K.-E. (1969): Beurteilungsgrundsätze und Anforderungen an Mineral- und Heilwässer. - Handb. Lebensmittelchemie **8**(2): 1043-1056, Berlin, Heidelberg, New York (Springer).
- RENGER, M. & G. WESSOLEK (1990): Auswirkungen von Grundwasserabsenkung und Nutzungsänderung auf die Grundwasserneubildung. - Mitt. Inst. für Wasserwesen, Univ. der Bundeswehr München **386**: 295-307.
- RICHTER, D. (1995): Ergebnisse methodischer Untersuchungen zur Korrektur des systematischen Meßfehlers des Hellmann-Niederschlagsmessers. - Berichte des Deutschen Wetterdienstes **194**: 93 S.
- RICHTER, J. (1995): Methodische und regionale Beiträge zur Auswertung von Umweltsotopendaten in der Hydrogeologie. - Beiträge zur Hydrogeologie **46**: 89-196, Graz.
- RICHTER, J. & P. SZYMCAK (1992): *MULTIS* Release 2.0 - Ein Computerprogramm zur Auswertung isotopenhydrologischer Daten auf der Grundlage gekoppelter konzeptioneller Boxmodelle. - 47 S., Freiberg.
- ROTH, A. (1995): Der Wasserhaushalt in Oberflächenabdeckungen. - In: JESSBERGER [Hrsg.]: Sanierung von Altlasten: 171-187, Rotterdam (Balkema).
- ROWELL, D.L. (1997): Bodenkunde - Untersuchungsmethoden und ihre Anwendung. - 614 S., Berlin, Heidelberg, New York (Springer).
- 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.
- SCHEFFER, F. & P. SCHACHTSCHABEL (1992): Lehrbuch der Bodenkunde. - 491 S., Stuttgart (Enke).
- SCHEYTT, T. (1994): Örtliche und zeitliche Veränderungen der Grundwasserbeschaffenheit im Bereich der Bornhöveder Seenkette. - EcoSys Suppl. **7**: 147 S., Kiel (Verein zur Förderung der Ökosystemforschung zu Kiel e.V.).
- SCHLEYER, R. & G. MILDE (1990): Zur Bewertung luftbürtiger Grundwasserqualitätsbeeinflussungen. - VDI Berichte **837**: 663-684, Düsseldorf.
- SCHLICHTING, E., H.-P. BLUME & K. STAHR (1995): Bodenkundliches Praktikum - Eine Einführung in pedologisches Arbeiten für Ökologen, insbesondere Land- und Forstwirte und für Geowissenschaftler. - Pareys Studientexte **81**: 277 S., Berlin, Wien (Blackwell).
- SCHMELZER & FLICK Ingenieurbüro GbRmbH (1995): Erläuterungsbericht, Projekt 92.182: 12 S. - [unveröff.]
- SCHORB, A. (1988): Untersuchungen zum Einfluß von Straßen und Boden, Grund- und Oberflächenwässer am Beispiel eines Testgebietes im Kleinen Odenwald. - Diss., Heidelberger geographische Arbeiten **80**.
- SCHROEDER, F.G. (1956): Zur Vegetationsgeschichte des Heiligen Meeres bei Hopsten (Westfalen). - Abh. Landesmus. Naturkde. Münster **18**(2): 2-38, Münster.
- SCHROEDER, M. (1992): 25 Jahre Großlysimeteranlage St. Arnold. - 33 S., Münster (STUA Münster).
- SCHULER, G. (1973): Über Durchlässigkeitsbestimmungen durch hydraulische Bohrlochversuche und ihre Ergebnisse in tertiären Flinsanden (Obere Süßwassermolasse) Süddeutschlands. - bbr **8**: 291-299, Bonn.
- SCHULTE, U., H. STRAUSS, A. BERGMANN & P. OBERMANN (1997): Isotopenverhältnisse der Schwefel- und Kohlenstoffspezies aus Sedimenten und tiefen Grundwässern der Niederrheinischen Bucht. - Grundwasser, Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie **97**(3): 103-110, Berlin, Heidelberg (Springer).
- SCHUSTER, A. (1971): II. Das Bramscher Massiv - Die westliche und südwestliche Umrandung der Ibbenbürener Karbonscholle. - Fortschr. Geol. Rheinld. u. Westf. **18**: 293-352, Krefeld.
- SERAPHIM, E.T. (1987): Quartärbasis, Verwerfungen und Erdfälle des Heiligen Feldes am Schafberg bei Ibbenbüren. - Begleittext zum Doppelblatt Lagerstätten/Gesteinsarten/Karst aus dem Themenkreis II Landesnatur (Geographisch-landeskundlicher Atlas von Westfalen): 24-26, Münster (Aschendorff).
- SOLLE, D. (1998): Untersuchungen zur Ufervegetation am Westufer des Großen Heiligen Meeres - Standortliche Differenzierung der Trophiestufen in Verbindung mit dem Grund- und Sickerwassereinfluß. - 100 S., Hannover. - [unveröff. Examensarbeit, Univ. Hannover, Inst. f. Geobotanik]
- STEINRÜCKE, J. (1991): Atmosphärischer Eintrag von Nähr- und Schadstoffen in einem Naturschutzgebiet im ländlichen Raum. - Materialien zur Raumordnung, XLIV: 152 S., Bochum.
- STORM, U. (1996): Der Einfluß oberflächennahen Grundwassers auf die Vegetation im „Großen Heiligen Meer“. - 233 S., Hannover. - [unveröff. Diplomarbeit, Univ. Hannover, Inst. f. Geobotanik]

- STRUFFERT, F.-J. (1994): Hydrogeologische Detailuntersuchungen im Rahmen der „solution de recharge“ (Ersatzlösung) in Luxemburg - Eine Synthese aus Methoden der Hydraulik, Isotopenhydrologie und Hydrochemie. - Pub. Sev. Géol. Lux. **28**: 195 S., Luxemburg.
- TERLUTTER, H. (1995): Das Naturschutzgebiet Heiliges Meer. -144 S., Münster (LWL).
- THIERMANN, A. (1975a): Geologische Karte von NRW 1:25.000, Erläuterung zu Blatt 3611 Hopsten: - 214 S., Krefeld.
- THIERMANN, A. (1975b): Zur Geologie der Erdfälle des „Heiligen Feldes“ im Tecklenburger Land/Westfalen. - Mitt. Geol.-Paläont. Inst. Univ. Hamburg **44**: 517-530, Hamburg.
- THIERMANN, A. mit einem Beitrag von KOCH, M. (1987): Geologische Karte von NRW 1:100.000, Erläuterung zu Blatt C3910 Rheine. - 68 S., 14 Abb., 2 Tab., Krefeld.
- TRUDESDALE, G.A., A.L. DOWNING & G.F. LOWDEN (1955): The Solubility of Oxygen in Pure Water and Seawater. - Journ. Appl. Chem. **5**: 53-62.
- ULRICH, B. (1986): Die Rolle der Bodenversauerung beim Waldsterben - Langfristige Konsequenzen und forstliche Möglichkeiten. - Forstwiss. Cenralbl. **105**(5): 421-435, Berlin, Hamburg (Parey).
- VAN BEEK, C.G.E.M. [Hrsg.] (1987): Landbouw en Drinkwatervoorziening, orienterend Onderzoek naar de Grondwaterkwaliteit door Bemesting en het Gebruik van Bestrijdingsmiddelen, Onderzoek 1982-1987. - Meded. 99, Keuringsinstituut voor Waterleidingsartikelen KIWA N. V. **99**: 172 S., Nieuwegein.
- VANEK, V. (1987): The Interactions between Lake and Groundwater and their ecological Significance. - Stygologia **3**(1): 1-23, Leiden.
- VOERKELIUS, S. (1990): Isotopendiskriminierung bei der Nitrifikation und Denitrifikation, Grundlage und Anwendung der Herkunftsordnung von Nitrat und Distickstoffmonoxid. - 119 S., München (Dissertations- und Fotodruck Frank GmbH).
- VOLZ, H.-A. (1994): 10 Jahre Depositionsmessungen in Fichtenbeständen - Eine synoptische Darstellung ausgewählter Meßreihen für Schwefel und Stickstoff im Vergleich zu den Emissionen. - Schriftenreihe des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Reihe A: Angewandte Wissenschaft **434**: 103 S., Münster (Landwirtschaftsverlag GmbH).
- WEDEPOHL, K.H. [Hrsg.] (1978): Handbook of Geochemistry, II/2. - Berlin, Heidelberg, New York (Springer).
- WEGNER, T. (1913a): Der Erdfall bei Hopsten (Westfalen). - Naturwissenschaftliche Wochenschrift N.F. XII **21**: 332-333, Jena (Fischer).
- WEGNER, T. (1913b): Bericht über den Erdfall bei Hopsten. - 9 S. - [unveröff. Manuskript]
- WEINERT, M. (1999): Hydrogeologie, Hydrochemie und Isotopenhydrologie des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ (Recke/Nordrhein-Westfalen). - 189 S. Text +149 S. Anhang, Münster. - [unveröff. Dissertation, Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät]
- WEINERT, M., D. REMY & E.P. LÖHNERT (1998): Hydrogeologie der Gewässerlandschaft „Heiliges Meer“ bei Hopsten (Nordrhein-Westfalen, Nordwestdeutschland) - Erste Ergebnisse. - In: POTT, R. [Hrsg.]: Stickstoffbelastungen der Gewässerlandschaft im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ (Kreis Steinfurt) und Möglichkeiten landesplanerischer Gegensteuerung. - Abh. Westf. Mus. Naturk. **60**(2): 13-52, Münster.
- Prof. Dr. J. Werner (mündliche Mitteilung 1998): Mittelwerte der Verdunstung freier Wasserflächen im Münsterland (Baggerseen u.ä., 10 ha  $\leq$  F  $\leq$  100 ha) nach eigenen Messungen/Berechnungen 1967-1987. - Institut für Landschaftsökologie der Westfälischen Wilhelms-Universität Münster, Robert-Koch-Straße 26-28, D-48149 Münster.
- WINKLER, L.W. (1888/89): Die Bestimmung des im Wasser gelösten Sauerstoffs und die Löslichkeit des Sauerstoffs im Wasser. - Ber. d. D. Chem. Ges. **21/22**.
- WOHLRAB, B., H. ERNSTBERGER, A. MEUSER & V. SOKOLLEK (1992): Landschaftswasserhaushalt - Wasserkreislauf und Gewässer im ländlichen Raum - Veränderungen durch Bodennutzung - Wasserbau und Kulturtechnik. - 352 S., Hamburg, Berlin (Parey).
- ZIMMERMANN, U. (1978): Isotopenhydrologie von Baggerseen, Bestimmung des unterirdischen Zu- bzw. Abflusses und der Evaporation mit Hilfe des natürlichen Deuterium- bzw. Sauerstoff-18-Gehaltes des Seewassers. - Steir. Beitr. z. Hydrogeologie **30**: 139-167, Graz.
- ZIMMERMANN, U. (1979): Determination of Stable Isotopes of Underground Inflow and Outflow and Evaporation of Young Artificial Groundwater Lakes. - In: IAEA [Hrsg.]: Isotopes in lake studies. - Panel Proceedings Series: 87-94, Wien.

## Regelwerke

- DIN 1054 (1976): Baugrund, Zulässige Belastung des Baugrunds (mit Beiblatt).
- DIN 4022-1 (1987): Baugrund und Grundwasser, Benennen und Beschreiben von Boden und Fels, Schichtenverzeichnisse für Bohrungen ohne durchgehende Gewinnung von gekernten Proben im Boden und im Fels.
- DIN 4049-3 (1994): Hydrologie, Begriffe zur quantitativen Hydrologie.
- DIN 18123 (1996): Baugrund - Untersuchungen von Bodenproben, Bestimmung der Korngrößenverteilung.
- DIN 18130-1 (1998/1989): Baugrund - Untersuchungen von Bodenproben, Bestimmung des Wasserdurchlässigkeitsbeiwertes, Laborversuche.
- DIN 19685 (1997): Klimatologische Standortuntersuchung, Ermittlung der meteorologischen Größen.
- DIN 38404-4 (1976): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser-, und Schlammuntersuchung, Physikalische und physikalisch-chemische Kenngrößen (Gruppe C), Bestimmung der Temperatur (C4).
- DIN 38404-5 (1984): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser-, und Schlammuntersuchung, Physikalische und physikalisch-chemische Kenngrößen (Gruppe C), Bestimmung des pH-Wertes (C5).
- DIN 38404-6 (1984): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser-, und Schlammuntersuchung, Physikalische und physikalisch-chemische Kenngrößen (Gruppe C), Bestimmung der Redoxspannung (C6).
- DIN 38405-1 (1985): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser-, und Schlammuntersuchung, Anionen (Gruppe D), Bestimmung der Chlorid-Ionen (D1).
- DIN 38405-8 (1971): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser-, und Schlammuntersuchung, Anionen (Gruppe D), Die Berechnung des gelösten Kohlendioxids (D8).
- DIN 38405-9 (1979): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser-, und Schlammuntersuchung, Anionen (Gruppe D), Bestimmung des Nitrat-Ions (D9).
- DIN 38406-3 (1982): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser-, und Schlammuntersuchung, Kationen (Gruppe E), Bestimmung von Calcium und Magnesium (E3).
- DIN 38406-5 (1983): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser-, und Schlammuntersuchung, Kationen (Gruppe E), Bestimmung des Ammoniumstickstoffs (E5).
- DIN 38406-21 (1980): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser-, und Schlammuntersuchung, Kationen (Gruppe E), Bestimmung von Zink (E21).
- DIN 38406-32 (1998): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser-, und Schlammuntersuchung, Kationen (Gruppe E), Bestimmung von Eisen mittels Atomabsorptionsspektrometrie (E32).
- DIN 38406-33 (1998): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser-, und Schlammuntersuchung, Kationen (Gruppe E), Bestimmung von Mangan mittels Atomabsorptionsspektrometrie (E33).
- DIN 38409-7 (1979): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser-, und Schlammuntersuchung, Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen (Gruppe H), Bestimmung der Säure- und Basekapazität (H7).
- DIN 38414-2 (1985): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser-, und Schlammuntersuchung, Schlamm und Sedimente (Gruppe S), Bestimmung des Wassergehaltes und des Trockenrückstands (S2).
- DIN 38414-4 (1984): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser-, und Schlammuntersuchung, Schlamm und Sedimente (Gruppe S) - Bestimmung der Eluierbarkeit mit Wasser (S4).
- DIN EN 1189 (1996): Wasserbeschaffenheit, Bestimmung von Phosphor, Photometrisches Verfahren mit Ammoniummolybdat.
- DIN EN 2626777 (1993): Wasserbeschaffenheit, Bestimmung von Nitrit, Spektrometrisches Verfahren.
- DIN EN ISO 10304-1 (1995): Wasserbeschaffenheit, Bestimmung der gelösten Anionen Fluorid, Chlorid, Nitrit, Orthophosphat, Bromid, Nitrat und Sulfat mittels Ionenchromatograph - Teil 1, Verfahren für gering belastete Wässer.
- ISO 7888 (1985): Wasserbeschaffenheit, Bestimmung der elektrischen Leitfähigkeit.

## Kartenwerke

- Bodenkarte 1:5.000 zur landwirtschaftlichen Standorterkundung: Geplante Naturschutzgebiete Heiliges Feld und Heiliges Meer/Kreis Steinfurt (1988). - Geologisches Landesamt NRW [Hrsg.], Krefeld.
- Bodenkarte 1:50.000, Blatt 3611 Hopsten (1975). - Thiermann, A., Krefeld.
- Geologische Karte von NRW 1:25.000, Blatt 3611 Hopsten (1975). - Geologisches Landesamt NRW [Hrsg.], Krefeld.
- Grundkarte 1:5.000, Blatt 3611/17 Großes Heiliges Meer (1993). - Landesvermessungsamt NRW [Hrsg.], Düsseldorf.
- Hydrogeologische Karte von Nordrhein-Westfalen 1:50.000 Blatt L.3710 Rheine (1983). - Koch, M., Krefeld.
- Topographische Karte 1:25.000, Blatt 3611 Hopsten (1895). - Königl. Preuss. Landes-Aufnahme.
- Topographische Karte 1:25.000, Blatt 3611 Hopsten (1993). - Landesvermessungsamt NRW [Hrsg.], Düsseldorf.

### Anschriften der Verfasser

Dr. Mareike Weinert, Univ.-Prof. a.D. Dr. Eckehard P. Löhnert, Geologisch-Paläontologisches Institut der Westfälischen Wilhelms-Universität Münster, Corrensstraße 24, D-48149 Münster

Dr. Dominique Remy, Fachbereich 5 - Ökologie der Universität Osnabrück, Barbarastraße 11, D-49069 Osnabrück

# Bedeutung der Vegetation für Stillgewässer-Ökosysteme, Trophiedifferenzierung und Trophieentwicklung im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ (Kreis Steinfurt, Nordrhein-Westfalen).

Bernd Hagemann, Richard Pott, Hannover und Jürgen Pust, Recke\*

## Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung	175
2. Die Stillgewässer	176
2.1 Erdfallsee	176
2.2 Großes Heiliges Meer	177
2.3 Kleines Heiliges Meer	178
3. Die Untersuchungsmethoden	179
3.1 Meßintervalle und Lage der Beprobungsstellen	179
3.2 Methoden zur Probenentnahme	180
3.3 Hydrochemisch-physikalische Methoden	183
3.4 Pflanzensoziologische Untersuchungsmethoden	184
3.5 Methoden und Geräte zur Erfassung meteorologischer Daten	184
4. Mechanismen zur Stoffverteilung im Ökosystem See	185
4.1 Gewässerkompartimente im Ökosystem See	185
4.2 Stoffverteilung im Pelagial und Litoral	186
5. Ergebnisse	189
5.1 Beschaffenheit des Pelagials	189
5.1.1 Temperatur	189
5.1.2 Sauerstoff	191
5.1.3 Trophieparameter	193
5.1.4 Das Carbonatsystem	197
5.1.5 Der pH-Wert	199
5.1.6 Die elektrische Leitfähigkeit	200
5.1.7 Erdalkaliionen	201
5.1.8 Indikatorparameter für allochthone Stoffeinträge	201
5.1.9 Schwermetalle	203

---

\* Veröffentlichung der Arbeitsgemeinschaft für Biologisch-Ökologische Landesforschung (ABÖL) Nr. 128; finanziell unterstützt wurden die Untersuchungen von der VolkswagenStiftung, Hannover; für die Bereitstellung von selbstregistrierenden Klimameßstationen danken wir der Nordrhein-Westfalen-Stiftung, Düsseldorf

5.2	Die Pflanzengesellschaften und ihre hydrochemisch-physikalischen Standortbedingungen	203
5.2.1	<i>Myriophyllo-Nupharetum luteae</i> (W. Koch 1926) Hueck 1931	204
5.2.2	<i>Nymphaetum albo-minoris</i>	206
5.2.3	<i>Littorella uniflora</i> -Gesellschaft	208
5.2.4	<i>Eleocharitetum multicaulis</i> Allorge 1922 em. R. Tx. 1937	209
5.2.5	<i>Scirpo-Phragmitetum</i> W.Koch 1926	209
5.2.6	<i>Scheuchzerio-Caricetea nigrae</i> (Nordhagen 1936) R. Tx. 1937	214
5.2.7	<i>Frangulo-Salicetum cinereae</i> Zolyomi 1931	217
5.2.8	<i>Myricetum gale</i> Jonas 1932	219
5.2.9	<i>Carici elongatae-Alnetum glutinosae</i> W. Koch 1926 ex R. Tx. 1931	221
5.2.10	<i>Betuletum pubescentis</i>	225
5.3	„Trophiedivergenz“ Pelagial-Litoral	226
5.3.1	Erdfallsee	226
5.3.2	Großes Heiliges Meer	228
5.4	Nährstoffdynamik des Kleinen Heiligen Meeres als Beispiel eines Flachsees	231
6.	Geologische, klimatologische, hydrologische, pedologische sowie biologische Modulatoren als Mechanismen zur Trophieentwicklung von Stillgewässer-Ökosystemen	233
6.1	Einfluß pleistozäner Sande auf den Nährstoff- und Basenhaushalt	234
6.2	Einfluß der Böden von Gewässern, Heide und von Waldlandschaften auf Oberflächen-, Sicker- und Grundwasser	236
6.3	Einfluß klimatischer und witterungsspezifischer Faktoren	237
6.3.1	Beeinflussung der Mixis	238
6.3.2	Wechsel der Vorflutmodulation durch Hoch- und Niedrigwasserphasen	240
6.4	Einfluß hydrologischer Faktoren	240
6.4.1	Beeinflussung durch Grundwasser	241
6.4.2	Beeinflussung durch Fließwasser	242
6.5	Einfluß der Vegetation	245
6.6	Einfluß der Nutzung	246
6.6.1	Beeinflussung durch historische Landnutzung	246
6.6.2	Beeinflussung durch aktuelle Landnutzung	247
7.	Zusammenfassung	248
8.	Literatur	250
Anhang:		
	Abbildungen A1 bis A6	257 ff
	Tabellen A1 bis A6	263 ff

# 1. Einleitung

Anders, als die Idealvorstellung von einem See als „autarkem“ Ökosystem vermuten läßt, wirken neben seeinternen Faktoren auch Faktoren aus der nahen und fernen Umgebung auf die Gewässer ein. Aus der Umwelt gelangen z. B. Nährstoffe verschiedener Art in das Ökosystem, etwa Stickstoff und Phosphor. Auswaschungsprozesse innerhalb der Böden sorgen für eine Verlagerung dieser Stoffe in das Grundwasser, von dort können sie mit dem Grundwasserstrom in die Gewässer gelangen. Die Auswirkungen solcher Stoffflüsse auf die Nährstoffdynamik von Gewässern resultiert aus der Beschaffenheit und der Nutzung des direkten Umfeldes. Die Größe, der Aufbau und die Nutzung des Einzugsgebietes sowie die klimatischen Rahmenbedingungen sind somit die wichtigsten Faktoren zur Charakterisierung der Stoffflüsse (BOHLE 1995, POTT & REMY 2000). Stillgewässer unterliegen von Natur aus einer fortwährenden Nährstoffakkumulation. Sie manifestiert sich u.a. langfristig in Veränderungen der hydrochemischen Rahmenbedingungen (OHLE 1952). Innerhalb der Gewässer kann sich dies u.a. auf die Zusammensetzung der Vegetation auswirken. Im Litoral, dem Wuchsbereich höherer Pflanzen, überschneiden sich Einflüsse zweier verschiedener Gewässersysteme: die des Sees einerseits und die des Grundwassers angrenzender terrestrischer Bereiche andererseits. Aquatisch lebende Wasserpflanzen nehmen sowohl über ihre Oberfläche Nährstoffe aus dem Wasser als auch über ihre Wurzeln direkt aus dem Substrat auf, bei semiaquatisch lebenden Pflanzen erfolgt die Nährstoffaufnahme sogar überwiegend durch die Wurzeln (STEINBERG & MELZER 1982). Da die Pflanzen und die Pflanzengesellschaften die Trophiebedingungen ihres Wuchsortes anzeigen (MELZER 1976, WIEGLEB 1978, POTT 1980, 1983, ELLENBERG et al. 1992, ELLENBERG 1996), die ufernahen Standorte aber einerseits durch Seewasser beeinflusst werden und andererseits auch Sicker- und Grundwasser beeinflusst sein können, zeigen die dort lebenden Pflanzen möglicherweise nicht immer die Trophie angrenzender Tiefenregionen jeweiliger Seen an, sondern auch Nährstoffbedingungen im Sicker- und oberflächennahen Grundwasser. Vielfach werden jedoch Ergebnisse des Freiwassers (Pelagial) zur Bestimmung des Indikatorverhaltens von Arten herangezogen. Ein besonderes Interesse gilt in dieser Arbeit deshalb der Charakterisierung des hydrochemischen Milieus im Wuchsbereich verschiedener Pflanzengesellschaften.

Es gilt zu klären, welches der Gewässersysteme **Grundwasser** oder **See** im einzelnen für eine standörtliche Modifikation ausschlaggebend ist und in welcher Weise sich eine Differenzierung in der Vegetation widerspiegelt.

Dazu werden folgende Fragen näher untersucht:

- Welche charakteristischen Standorteigenschaften unter Berücksichtigung der hydrochemisch-physikalischen Bedingungen im Frei-, Sicker-, Interstitial- und Grundwasser können den Vegetationseinheiten zugeordnet werden;
- in welcher Art und Weise stimmen diese Befunde mit der Bioindikation von Pflanzengesellschaften überein;
- in welcher Weise beeinflussen die Milieubedingungen und ihre Änderungen die Ausprägung der Pflanzengesellschaften;
- welche Auswirkungen haben Stoffeinträge aus dem Sicker- und Grundwasser auf das Pelagial und welche Wechselwirkung besteht zwischen Pelagial und Litoral;
- wie beeinflussen die Pflanzen ihrerseits den Standort und welche Auswirkungen nehmen sie auf die Stoffflüsse.

Die Seen innerhalb des Naturschutzgebietes Heiliges Meer bieten die Möglichkeit, die Untersuchungen an Standorten mit einem unterschiedlichen Trophiestatus durchzuführen, während die Rahmenbedingungen - z. B. Witterung, Nutzung der unmittelbar angrenzenden Flächen durch Heidewirtschaft, der weiteren Flächen durch intensive Mais- und

Getreideanbau, Entstehung und Morphologie der Gewässer - weitestgehend einheitlich sind.

## 2. Die Stillgewässer

### 2.1 Erdfallsee

Der jüngste See des Naturschutzgebietes ist der am 14.04.1913 entstandene Erdfallsee. Er ist 320 m lang, 150 m breit und war zur Zeit seiner Entstehung ca. 12 m tief; die wichtigsten Kenngrößen sind in Tab. 1 zusammengestellt. Einen oberirdischen Zufluß hat der Erdfallsee nicht. Im Süden, Westen und Norden verhindern Drainagegräben den Zufluß von nährstoffreichem Oberflächen-Abflußwasser der angrenzenden Weiden, Äcker und Heiden. So wird der Erdfallsee überwiegend von dem hier gebildeten Grund- und Sickerwasser sowie von Regenwasser gespeist (vgl. WEINERT et al. 2000). Im Norden befindet sich ein Überlauf, der in einen Entwässerungsgraben mündet und in der Regel die angrenzende Vegetation vor weitreichenden und länger anhaltenden Überschwemmungen bewahrt.

Der Erdfall von 1913 fand in einer bereits vorhandenen flachen Senke statt, die ihrerseits durch einen Erdfalls entstanden war. In unmittelbarer Nachbarschaft befanden sich außerdem zwei weitere kleinere Gewässer: ein flacher Weiher westlich des Einbruchs und ein nordöstlich gelegener Moortümpel (TIETZE 1914). Beide angrenzenden Gewässer sind heute in den Wasserkörper des Erdfallsees integriert; ihre ehemaligen Uferzonen zeigen aber auf ihre Herkunft zurückgehende Unterschiede in der Vegetation und in den Gewässerböden. Dementsprechend lassen sich noch heute drei unterschiedliche Gewässerkomponenten im heutigen Erdfallsee differenzieren (Abb. 1):

- Der 1913 entstandene und heute noch 10,7 m tiefe Einbruch, der im Osten durch ausgedehnte Protopedonbereiche und steil abfallende Uferwände charakterisiert wird.
- Im Nordosten schließt sich ein flacher „Heideweiher-ähnlicher“ Teil mit Dy als Gewässerböden an.

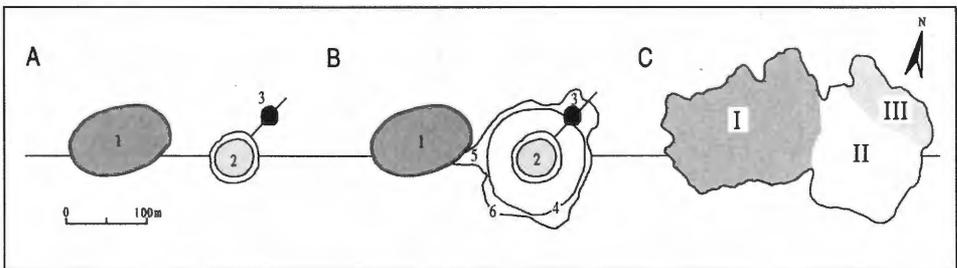


Abb. 1: Genese des Erdfallsees (nach TIETZE 1914 und SCHROEDER 1957, verändert aus HÖLTER 1998)

A: Vor dem Einsturz am 14. April 1913 waren bereits drei kleinere Gewässer vorhanden: ein Weiher (1), ein flacher Erdfall (2), und ein mit Torf angefüllter Erdfalltrichter (3).

B: Ein zunächst fast kreisrunder Erdenbruch (4) nahm den flachen Erdfall (2) in sich auf und schnitt im Nordosten den mit Torf angefüllten Erdfall an. Das Wasser des Weihers (1) lief in den Einsturztrichter ab, wobei sich eine Erosionsrinne (5) bildete. Nach und nach rutschten größere Teile der Steilwände in die Tiefe und flachten so die Uferböschung (6) ab.

C: Heute umschließt die Uferlinie einen flachen Bereich im Westen mit einer mittleren Tiefe von ca. 1 Meter (I), den Erdfall von 1913 (II) mit einer Tiefe von ca. 10 Metern und einen ca. 60 cm tiefen „heideweiher-ähnlichen Teil im Nordosten (III).

Tab. 1: Wichtige Kenngrößen der Gewässer Erdfallsee, Großes Heiliges Meer und Kleines Heiliges Meer im Vergleich.

Gewässer	Erdfallsee	Großes Heiliges Meer	Kleines Heiliges Meer
Lage TK 25 Höhe Entstehungs - Typ	Gemeinde Hopsten und Recke, Kr. Steinfurt, NRW Blatt 3611, Hopsten ca. 45 m ü. NN Erdfall - See		
Alter	1913 n. Chr.	ca. 400–800 n.Chr.	?
Anzahl der eingestürzten Gewässer	3	1	?
Seetyp	See		Flachsee
Mischungsverhalten	dimiktisch/monomiktisch		polymiktisch
Durchmesser und Tiefe des Einsturztrichters	110–115 m * <sup>6</sup> ca. 12 m * <sup>7</sup>	200–230 m * <sup>1</sup> 16–18 m * <sup>5</sup>	~ 140 m * <sup>6</sup> 13 m * <sup>6</sup>
Oberfläche mit verl. Bereich	4,4 ha * <sup>1</sup>	11,2 ha * <sup>1</sup> 12,6 ha * <sup>2</sup>	1,5 ha * <sup>6</sup>
Oberfläche ohne verl. Ber.	3,2 ha * <sup>1</sup>	7,9 ha * <sup>3</sup>	0,8 ha * <sup>4</sup>
maximale Tiefe	10,7 m	10,5 m	3,5 m
Mächtigkeit der Ablagerungen	~ 0,6 m	~ 8 m	~ 10 m * <sup>6</sup>
mittlere Tiefe	3 m	3,1 m	
mittlere Tiefe Pelagial	3,8 m	4,4 m	1,45 m
Volumen	120 000 m <sup>3</sup> * <sup>1</sup>	348 000 m <sup>3</sup> * <sup>3</sup>	11 400 m <sup>3</sup> * <sup>4</sup>
oberirdischer Zu-/Abfluß	-/+	-/+	+/+

\*<sup>1</sup>: nach LOTZE 1957 vgl. WEINERT 1999

\*<sup>5</sup>: nach SCHROEDER 1957

\*<sup>2</sup>: nach KRIEGSMANN 1938

\*<sup>6</sup>: nach POELMANN 1934

\*<sup>3</sup>: LANDESUMWELTAMT NRW

\*<sup>7</sup>: nach WEGENER 1913b

\*<sup>4</sup>: eigene Lotung 1998/99

- Im Westen wird der See von einem ca. 1 m tiefen Abschnitt mit Protopedon im zentralen Bereich und Gytjaauflagen am westlichen Ufer begrenzt (Abb. 2). Der Erdfallsee ist daher aus Komponenten zusammengesetzt, die sich im Alter, in ihrer Morphologie, in der Bodenauflage und in ihrer Ufervegetation unterscheiden.

## 2.2 Großes Heiliges Meer

Das Große Heilige Meer liegt im Ostteil des Naturschutzgebietes. Es ist ebenfalls durch einen Erdfall entstanden. In seiner unmittelbaren Umgebung im Süden und Norden befinden sich intensiv genutzte Ackerflächen, auf denen überwiegend Mais angebaut wird. Im Osten grenzen Feuchtwiesen und Weiden an das Große Heilige Meer. Diese Flächen sind seit 1988 der ackerbaulichen Nutzung entzogen und werden seitdem in Feuchtgrünland umgewandelt. Im Westen grenzen alte Heideflächen an den See. Den See umgibt ein nahezu geschlossener Bruchwaldgürtel, der nur im Westen von einer künstlich geschaffenen, 13 m x 5 m großen Windschneise, der sogenannten „mesotrophen Stelle“, unterbrochen wird. Sie wurde im Jahre 1963 angelegt, um die Windbedingungen auf dem See zu verbessern und somit die Holomixis zu fördern. Die wichtigsten Kenngrößen des Sees sind in Tab. 1 zusammengestellt.

Der See kann in zwei Teilbereiche untergliedert werden (Abb. 2): Der flache nördliche Teil hat eine Fläche von ca. 3 ha und weist eine Tiefe von 0,6 bis 0,9 m auf. Heute ist die-

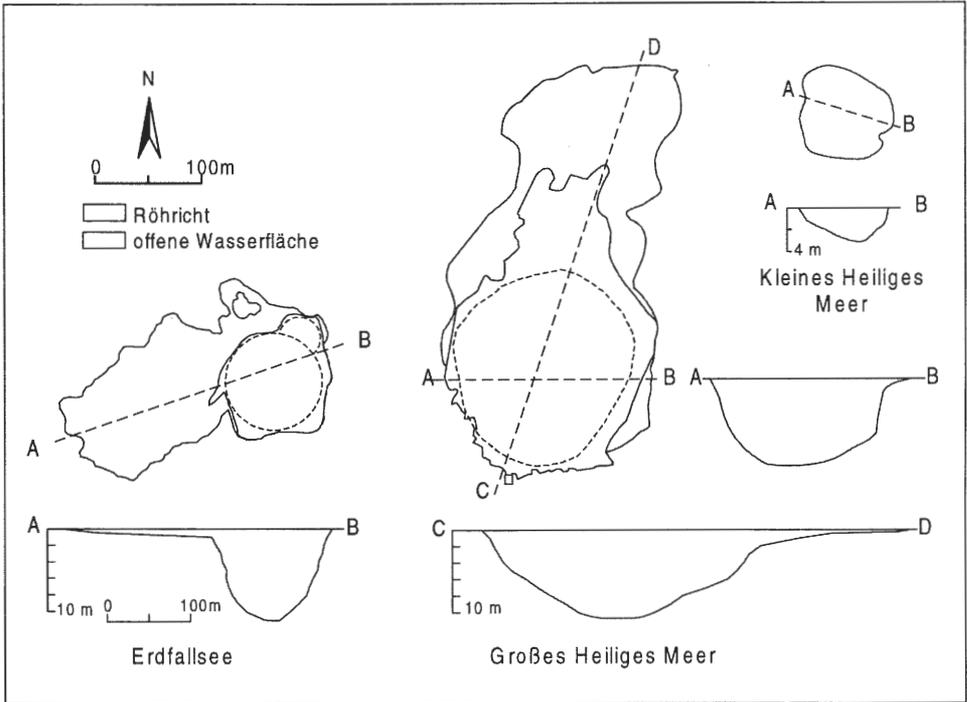


Abb. 2: Morphologie der Gewässer Erdfallsee und Großes Heiliges Meer (nach LOTZE 1957, verändert) sowie des Kleinen Heiligen Meeres (eigene Lotung) im maßstabgetreuen Vergleich. Die kurzgestrichelten Linien deuten die Erdfalltrichter an, die langgestrichelten Linien stellen die Schnittebenen der Tiefenprofile dar. Diese sind 10fach überhöht.

ser Teil nahezu vollständig verlandet. Im südlichen Teil verringert eine bis zu 8 m mächtige Gytta-Schicht derzeit die größte aktuelle Wassertiefe auf ca. 10,5 m.

Die Meerbecke war bis Ende der 1960er Jahre der einzige oberirdische Zufluß in den See. Seit Mitte des 19. Jahrhunderts leitete sie als angelegter Drainagegraben oberflächlich anstehendes Grund- und Niederschlagwasser von landwirtschaftlich genutzten Flächen in das Gewässer. Seit 1968 umfließt die Meerbecke das Große Heilige Meer an der Südostseite und auch das Kleine Heilige Meer Richtung Norden. Heute wird der See in der Regel durch Oberflächenabfluß, Grund- und Sickerwasserzufluß sowie durch Niederschläge gespeist. Im Nordosten entwässert er über einen Abfluß in die Meerbecke.

### 2.3 Kleines Heiliges Meer

Das Kleine Heilige Meer liegt, eingebettet in die vermoorte Meerbecke-Niederung, ca. 500 m nordöstlich des Großen Heiligen Meeres auf der Verlängerung der Achse Erdfallsee - Großes Heiliges Meer. Es ist der kleinste See im Naturschutzgebiet (Abb. 2) mit einem Durchmesser von ca. 100 m und einer maximalen Wassertiefe von 3,5 m. Aufgrund seiner aktuellen Wassertiefe von nur 3,5 m und der fehlenden stabilen sommerlichen Wasserschichtung muß das Kleine Heilige Meer per Definition als Weiher angesprochen werden. Betrachtet man jedoch die Lichtverhältnisse, so ist eine Untergliederung in Litoral und Profundal gerechtfertigt und der See sollte trotz seiner geringen Oberfläche als **Flachsee** bezeichnet werden (vgl. BOHLE 1995, THIENEMANN 1925b). POELMANN (1934)

gibt für den See eine Tiefe von 13 m an. Auch LOTZE (1957) spricht von einem **Tiefsee**, dessen Verlandung einen längeren Zeitraum in Anspruch nehmen muß. Zweidrittel des Sees ist heute jedoch nicht tiefer als 2 m (mittlere Tiefe 1,45 m). Die nahezu kreisrunde Form des Gewässers führt LOTZE (1957) auf einen Erdfall zurück, den er zeitlich zwischen den Erdenbruch des Großen Heiligen Meeres und den des Erdfallsees stellt. Eine pollenanalytische Datierung der Sedimente könnte auch hier Aufschluß über das Alter des Sees geben. Sie wird künftig die Datenbasis des Gebietes erweitern.

Den einzigen Zufluß im Südwesten des Sees bildet der alte Verlauf der Meerbecke, der heute durch eine Sandverfüllung am Abzweig von ihrem Hauptwasserstrom abgetrennt ist. Ein weitaus bedeutenderer Anteil der Wassermenge stammt aus oberflächennahem Grund- und Sickerwasser sowie von Oberflächenabfluß. Melorationsmaßnahmen auf angrenzenden Weideflächen führten zur Verdichtung der oberen Bodenhorizonte, so daß Staunässe ein häufig zu beobachtender Zustand ist. Bei starken Regenfällen erweisen sich diese Flächen als Quellen der trophisch wirksamen Parameter Stickstoff, Phosphat und Kalium (HAGEMANN & PUST 1999). Ein erhöhtes Hydrogencarbonat- und Basenangebot stammt dagegen aus dem Grundwasser.

Der See wird durch eine Gehölzkulisse aus *Alnus glutinosa* und *Salix cinerea* gegen das landwirtschaftlich genutzte Umfeld abgesetzt. Die angrenzenden Ländereien werden zur Heugewinnung und als Viehweiden genutzt. Seit 1988 sind sie Teil des Feuchtwiesenschutzprogrammes von Nordrhein-Westfalen und haben den Status eines Naturschutzgebietes mit entsprechend reduzierten Düngergaben und extensivierter Nutzung.

### 3. Die Untersuchungsmethoden

Die angewandten Methoden basieren auf Standardmethoden zur Erfassung von Standortfaktoren, wie sie bereits von MAUCHA 1932 vorgestellt wurden und heute z. B. in der DEV (1994), DVWK (1988), HÜTTER (1994), HÖLTING (1996), HÖLL (1986), GLAVAC (1996), DIERSCHKE (1994), POTT et al. (1998) beschrieben werden.

#### 3.1 Meßintervalle und Lage der Beprobungsstellen

Die hydrochemisch-physikalischen Untersuchungen des Pelagials und des Litorals erstrecken sich über einen Beobachtungszeitraum von März 1996 bis November 1998. In dieser Zeit wurden mindestens einmal monatlich Proben aus dem Pelagial entnommen und analysiert. Aus dem Litoral wurden zunächst monatlich, später auch im Abstand von 8 Wochen Wasserproben für die Analyse entnommen (vgl. Tab. A1 im Anhang).

Die Beprobung des Pelagials, des Sublitorals und des Eulitorals erfolgte in der Regel unmittelbar nacheinander, so daß die Dauer einer Untersuchung einschließlich aller Analysen auf eine Woche begrenzt werden konnte. Dadurch lassen sich kurzfristig auftretende, witterungsbedingte Parameteränderungen bei den Untersuchungen erfassen.

Die Beprobung des Pelagials erfolgte am Erdfallsee und am Großen Heiligen Meer in Abständen von einem Meter. Als Markierungspunkte dienten Bojen, die sich in der Mitte der Seen befinden und eine Wassertiefe von mindestens 10 m erschließen. Im Kleinen Heiligen Meer konnte für den Zeitraum der Untersuchung ein Meßpunkt über der tiefsten Stelle bei 3,5 Meter installiert werden. Dort wurden die Proben in Abständen von 0,5 m entnommen. Die exakte Lage der Meßstellen ist in Tab. 2 zusammengestellt.

Die Meßstellen im Litoral sind auf das gesamte Ufer verteilt, wobei im Erdfallsee ein Schwerpunkt im Westen liegt, weil hier der Trophiegradient besonders ausgeprägt ist. Im Großen Heiligen Meer liegen die Schwerpunkte im Westen, Osten und Süden. Im Klei-

nen Heiligen Meer wurden die Probestellen gleichmäßig entlang des Ufers verteilt, um eventuell vorhandene Trophieunterschiede innerhalb eines aus vegetationskundlicher Sicht eng umgrenzten trophischen Bereiches aufzudecken. Ausgewählten Pflanzengesellschaften der Verlandungsvegetation werden jeweiligen Meßstellenkomplexen zugewiesen (Tab. 3), so daß die Trophieverhältnisse im Bodenwasser in Abhängigkeit von den Pflanzengesellschaften ermittelt werden konnten. Zur Erläuterung der Pflanzengesellschaften siehe Kap. 5.2. Die Lage der Probestellen im Eu- und Sublitoral (Abb A1) ist in Kombination mit den Vegetationskarten (Abb. A2 - Abb. A4) dargestellt sowie der Tab. A2 (im Anhang) zu entnehmen.

Tab. 2: Lage der Meßstellen (DGK 5, 3611/17 Großes Heiliges Meer).

Gewässer	Lage	Nr.	Rechts	Hoch
Erdfallsee	Mitte	E 0-10	34 06,490	58 02,645
Großes Heiliges Meer	Mitte	G 0-10	34 06,960	58 02,910
Kleines Heiliges Meer	Mitte	K 0-3	34 07,670	58 03,470

Tab. 3: Zuordnung Vegetationseinheiten – Meßstellen.

Vegetationseinheit:	Bezeichnung der Meßstelle:	Typ	E	G	K
<i>Myriophyllo-Nupharetum luteae</i>	GS1, GS2, GO, A, C, D, I,	Fw	3	4	
	SI, OI, MI,	Iw	3		
<i>Scirpo-Phragmitetum australis</i>	GN, N1, B, E, F, G, H, LL	Fw	2	6	
	EO6, N2, 51, NI, EL, FL, GL, HL,	Iw	1	3	4
<i>Frangulo-Salicetum cinereae</i>	61, 81, Q3,	Fw		3	
	EN1, EB1, 6I, 8I, S7, N3,	Bw	1	4	
<i>Carici elongatae-Alnetum glutinosae</i>	O1,	Fw		1	
	O2, O3, O4, O5, O6, T7, T10, T11, IL	Bw	8	1	
<i>Carici elongatae-Alnetum glutinosae</i> Variante von <i>Caltha palustris</i>	GS1.1, T1A, S1,	Fw		3	
	S2, S3, S4, S5, S6, T1, 6a, 6c, 8a,	Bw		9	
<i>Carici elongatae-Alnetum glutinosae</i> Variante von <i>Iris pseudacorus</i>	I1.1, I2.1,	Fw		2	
	I1, I2,	Bw		2	
<i>Littorella uniflora</i> -Gesellschaft	EO,	Fw		1	
	EO1, EO2	Bw		2	
<i>Comarum palustre</i> -Gesellschaft	EW1,	Fw		1	
	EW1A	Bw		1	
<i>Myricetum gale</i>	EO4, EO5, EN2, 5a, 5b, T4,	Bw	3	3	
<i>Molinia caerulea</i> - Dominanzgesellschaft	W2, W3, W4, W5, T2, T3,	Bw		6	
<i>Betuletum pubescentis</i>	T5, T6,	Bw		2	

E: Erdfallsee, G: Großes Heiliges Meer, K: Kleines Heiliges Meer,  
Fw: Freiwasser, Iw: Interstitialwasser, Bw: Bodenwasser.

### 3.2 Methoden zur Probenentnahme

Für die Entnahme der Wasserproben aus dem Wurzelraum der Höheren Pflanzen wurde das Prinzip der Saugkerzen-Methode (DVWK 1990) in abgewandelter Form angewendet. Zum Einsatz kamen Filter aus Polyethylen (PE) mit einem Durchmesser von ca. 100 mm

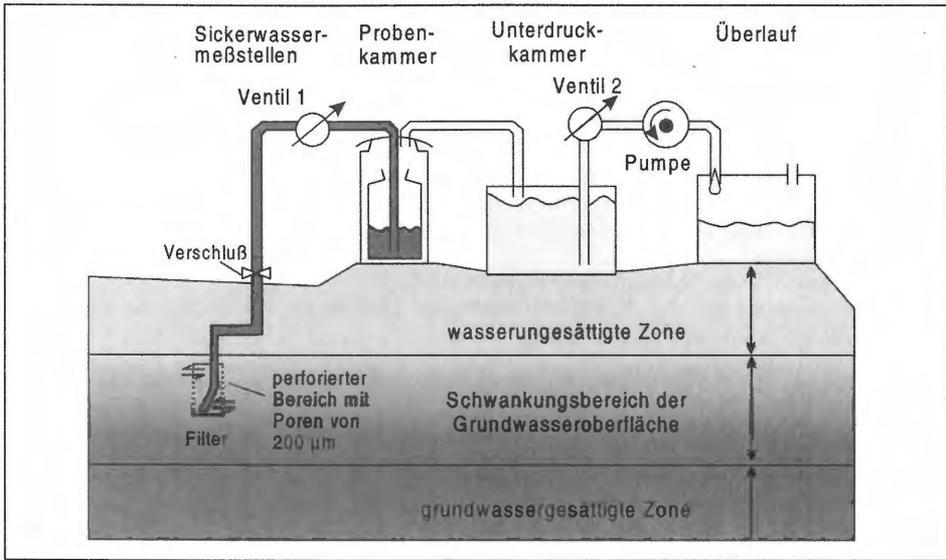


Abb. 3: Schematischer Aufbau der Entnahmeapparatur. Mit Hilfe von Unterdruck kann pflanzenverfügbares Bodenwasser aus dem Schwankungsbereich der Grundwasseroberfläche gewonnen werden. Das Bodenwasser und die hydrochemischen Bedingungen im Filter stehen im Gleichgewicht mit der Umgebung des Bodens. Bei der Entnahme der Wasserproben besteht nur minimaler Kontakt mit Luftsauerstoff, so daß eine übermäßige Veränderung der Redoxbedingungen vermieden wird. Der Filter und die mit dem Probewasser in Berührung kommende Teile der Entnahmeapparatur bestehen aus inertem Material.

und einer Porengröße von ca. 200 µm. Die Filter wurden im Schwankungsbereich des Grundwasserspiegels eingesetzt. Die Konstruktion des Filters erlaubt einen ständigen Kontakt des Probewassers mit Umgebungswasser im Boden, wodurch sichergestellt ist, daß immer eine repräsentative Bodenwasserprobe entnommen wurde, mit Stoffkonzentrationen, welche auch für Pflanzen verfügbar sind. Veränderungen der Milieubedingungen, welche die Pflanzenwurzeln durch Stoffabgabe und -aufnahme hervorrufen können, sind ebenso im durchwurzelten Filter bemerkbar wie Veränderungen der chemischen Zusammensetzung des Bodenwassers nach starken Niederschlagsereignissen oder nach Hochwasserphasen.

Die Prüfung der Sorptionseigenschaften des verwendeten Materials erbrachte keine signifikante Veränderungen der Wasserprobe, so daß in der Bodenlösung auch Phosphat sicher unter 1 mg/l nachgewiesen werden konnte.

Die Probenentnahme erfolgte mit einer Unterdruckapparatur (Abb. 3). Um sicher zu gehen, daß nur frei bewegliches Bodenwasser entnommen wurde, betrug der Unterdruck bei der Beprobung nicht mehr als 0,5 bar. Bei größeren Drücken kann auch Haft- und Kapillarwasser mit in die Proben gelangen (SCHEFFER et al. 1998). Die Entnahmemethode erlaubt vor allem die Gewinnung von Proben, deren Kontakt mit Luftsauerstoff auf ein Minimum reduziert ist. Dies ist für den leicht oxidierbaren Parameter Eisen und somit auch für die Phosphatbestimmung von großer Bedeutung. Eine Sauerstoffbestimmung nach OHLE wird somit möglich.

Tab. 4: Untersuchungsverfahren und verwendete Geräte.

## **FELDMESSMETHODEN**

### **Probenahme**

1. mit dem 11-Ruttnerschöpfer zur Pelagialbeprobung,
2. mit einer Niedervoltauftpumpe von Comet Typ COMBI 2/12 zur Pelagialbeprobung,
3. mit einer Vakuumpumpe (Abb. 3) zur Gewinnung von Sicker- und Grundwasserproben.  
DIN 38402-A12, DIN 38402-A13 und DIN 38402-A17 in DEV 1994

### **Wassertemperatur**

1. mit einem Quecksilberthermometer im Ruttnerschöpfer,
2. elektrometrisch mit dem Leitfähigkeitsmeßgerät LF 196 von WTW mit der Elektrode TetraCon 96-1,5 und TetraCon 96A-4.  
C4 - 2 DIN 38404 in DEV 1994.

### **el. Leitfähigkeit**

1. elektrometrisch mit dem Leitfähigkeitsmeßgerät LF 196 von WTW mit der Elektrode TetraCon 96-1,5 und TetraCon 96A-4,
2. Leitfähigkeitsmeßgerät LF56 und Meßzelle LTA 100/k von WTW stationär mit Schreiber SE 120 der Fa. Bachofer, Reutlingen).  
ISO 7888: 1985, EN 27888: 1993 in DEV 1994.

**gelöster Sauerstoff** (nach WINKLER 1888).

**gelöstes Kohlendioxid** (Neutralisationstiteration mit Natronlauge (p-Wert), HÜTTER 1994).  
D8 in DEV 1994.

## **LABORMESSMETHODEN**

### **Bestimmung der Kationen**

**c(H<sub>3</sub>O<sup>+</sup>)**; pH-Wert (elektrometrisch mit dem pH-Meter pH 196 von WTW und dem pH-Meter von KNICK Typ 642 mit der Elektrode E 56 von WTW).  
DIN 38404 - C5 in DEV 1994.

**Ammonium** (BERTHELOTS Reaktion<sup>1</sup>).  
DIN 38406 - E5 - 1 in DEV 1994.

**Calcium** (AAS<sup>2</sup>).  
DIN 38406 - E3 - 1 in DEV 1994.

**Magnesium** (AAS).  
DIN 38406 - E3 - 1 in DEV 1994.

**Natrium** (AES<sup>3</sup>).

**Kalium** (AES).

**Eisen** (1,10-Phenanthrolin-Methode, ergänzend mit dem AAS).  
DIN 38406 - E1 - 1 in DEV 1994.

**Mangan** (AAS).

**Zink** (AAS).  
DIN 38406 - E21 in DEV 1994.

### **Summenbestimmungen**

**KMnO<sub>4</sub>-Verbrauch** (Oxidierbarkeit mit Kaliumpermanganat im Sauren).  
DIN 38409 - H5.

### **Bestimmung der Anionen**

**Hydrogencarbonat** (Neutralisationstiteration mit Salzsäure (m-Wert), HÜTTER 1994).  
D8 in DEV 1994.

**Nitrat** (Salicylat-Methode<sup>1</sup>).  
D9 in DEV 1975.

**Nitrit** (Methode nach GRIESS<sup>1</sup>).  
D10 in DEV 1975.

**Phosphat** (Phosphormolybdänblau-Methode<sup>1</sup>).  
DIN 38405 - D11 - 4 in DEV 1994.

**Chlorid** (Methode nach MOHR).  
DIN 38405 - D1 - 1 in DEV 1994.

**Sulfat** (komplexometrische Titeration).  
DIN 38405 - D5 - 1 in DEV 1994.

### **Berechnete Größen**

**Sauerstoffsättigung** (nach TRUESDALE et al. 1955).

**Gesamthärte** (aus dem Gehalt an Ca<sup>2+</sup>- und Mg<sup>2+</sup>-Ionen).

**Carbonathärte** (aus dem Gehalt an HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Ionen).

<sup>1</sup> Bestimmung mit dem Spektralphotometer UVIKON 931 der Firma KONTRON

<sup>2</sup> Bestimmung mit dem PMQ II/FA2 der Firma Zeiss atomabsorptionsspektrometrisch/seit Juli 1998 mit dem Spectraa220, Fa. Varian.

<sup>3</sup> Bestimmung mit dem PMQ II/FA2 der Firma Zeiss atomemissionsspektrometrisch/seit Juli 1998 mit dem Spectraa220, Fa. Varian.

### 3.3 Hydrochemisch-physikalische Methoden

Die Untersuchungsverfahren und die dafür verwendeten Geräte sind in Tab. 4, die Nachweisgrenzen in Tab. 5 zusammengestellt. Ausgewählte Proben wurden einer Doppelbestimmung am Fachbereich 5 - Ökologie der Universität Osnabrück unterzogen. Zusätzlich standen unabhängig erstellte Vergleichsuntersuchungen durch das Landesumweltamt NRW aus dem Untersuchungszeitraum für die Stillgewässer Erdfallsee und Großes Heiliges Meer zur Verfügung, die zur Kontrolle der eigenen Meßergebnisse herangezogen wurden.

Tab. 5: Angaben zu den Einheiten, den Nachweisgrenzen ( $X_D$ ), den Analysefehlern ( $T_{X0}$ ) (Statistische Sicherheit von 95%) und zu den Verfahrensstandardabweichungen ( $S_{X0}$ ) der verwendeten Analyseverfahren (vgl. Kap. A in DEV 1994; nach POTT et al. 1998).

Parameter	Einheit	$X_D$	$T_{X0}$	$S_{X0}$
Lufttemperatur PT 100-Meßelement*	°C* (-35+70)	-	±0.3*	-
Luftfeuchte Haar-Meßelement*	% rel.F.* (10-100)	-	±3*	-
Luftdruck Aneroid-Dosensatz*	hPa* (945-1052)	-	±1.5% v. Mb.*	-
Niederschlagsmenge ND-Geber mir Wippe*	mm* (max. 7mm/min)	0.1*	-	-
Lichtintensität Si-Fotodiode BPW21*	lux* (0-100.000)		±3% v. Mb.*	-
Windgeschwindigkeit Schalenstern-Meßfühler*	m/s* (0.3-50)	0.3*	-	-
Windrichtung Windfahne*	°rN* (0-360)	-	±2.5*	-
Wassertemperatur Quecksilberthermometer elektrometrisch	°C °C	- -	±0.1 ±0.1	- -
el. Leitfähigkeit	µS/cm	-	±1	-
pH-Wert	- lg c(H <sub>3</sub> O) <sup>+</sup>	-	±0.1	-
gel. Sauerstoff	mg/l	0.1	±0.28	0.120
gel. Kohlendioxid	mg/l	0.5	±0.67	0.282
geb. Kohlendioxid	mg/l	2	±3.7	1.558
Nitrat	mg/l	0.2	±0.37	0.1544
Nitrit	mg/l	0.005	±0.003	0.0014
Ammonium	mg/l	0.01	±0.01	0.0048
Phosphat	mg/l	0.005	±0.013	0.0056
Chlorid	mg/l	0.5	±1.6	0.6698
Sulfat	mg/l	5	±6.7	2.8401
KMnO <sub>4</sub> -Verbrauch	mg/l	0.5	±1.2	0.509
Natrium	mg/l	0.2	±0.28	0.117
Kalium	mg/l	0.2	±0.18	0.076
Calcium	mg/l	0.5	±0.97	0.410
Magnesium	mg/l	0.1	±0.24	0.103
Eisen	mg/l	0.01	±0.01	0.0056
Mangan	mg/l	0.05	±0.08	0.0335
Zink	mg/l	0.02	±0.038	0.0162

\*Angaben nach Fa. Thies

### 3.4 Pflanzensoziologische Untersuchungsmethoden

An ausgewählten aquatischen und semiaquatischen Standorten wurden pflanzensoziologische Belegaufnahmen angefertigt. Dabei wurden nur homogene Pflanzenbestände herangezogen, die dem Kriterium des Minimumareals entsprachen, was bei der Auswahl der Flächen im Erlbruchwald nicht immer berücksichtigt werden konnte, da hier ein sehr kleinräumiger Wechsel von Standorteigenschaften - besonders des Wasserstandes - auftrat.

Die quantitative Erfassung der Pflanzenbestände erfolgte nach der Methode von BRAUN-BLANQUET (1964) mit einer modifizierten Skala, wie sie auch von DIERSSEN (1990), WILMANN (1993), DIERSCHKE (1994), POTT (1995) und ELLENBERG (1996) beschrieben wird. Die Vegetationsaufnahmen wurden in Vegetationstabellen zusammengefaßt und nach POTT (1995) geordnet.

Tab. 6: Skala der Artmächtigkeit (variiert nach BRAUN - BLANQUET 1964, BARKMAN et al. 1964, vgl. DIERSCHKE 1994).

5:	Deckung	76-100 %	Individuenanzahl beliebig
4:	Deckung	51-75%	Individuenanzahl beliebig
3:	Deckung	26-50 %	Individuenanzahl beliebig
2:	Deckung	5-25 %	Individuenanzahl >50
1:	Deckung	<5 %	Individuenanzahl 6-50
+	Deckung	<1 %	Individuenanzahl <5

Die Bestimmung der Pflanzenarten erfolgte nach WEBER (1995), SCHMEIL-FITSCHEN (1993), ROTHMALER (1995) und OBERDORFER (1994); die Nomenklatur richtet sich nach OBERDORFER (1994). Die Bryophyta wurden nach FRAHM & FREY (1992) sowie nach DIERSSEN (1996) bestimmt. Die Nomenklatur der Moose richtet sich nach FRAHM & FREY (1992)

### 3.5 Methoden und Geräte zur Erfassung meteorologischer Daten

Die aktuellen Wetterdaten werden an der Wetterstation Heiliges Meer erfaßt. Diese besteht aus einem Thermo-hygro-barographen (Trommelschreiber mit einer Umlaufzeit von 7 Tagen) und einem Stationsquecksilberbarometer der Fa. Lambrecht, einem Ombrometer nach G. Hellmann in kleiner Ausführung (vgl. HELLMANN 1883) sowie einem Schalenkreuz-Handanemometer der Fa. R. Fuess, Berlin-Steglitz und einem Aspirationspsychrometer nach R. Assmann mit 0,2 °C-Teilung (vgl. ASSMANN 1888). Die kontinuierlichen Messungen der Wetterstation werden seit 1995 ergänzt durch Messungen mit zwei selbstregistrierenden digitalen Klimameßstationen der Fa. Thies, die neben den schon genannten Parametern zusätzlich den Niederschlagsgang, die Lichtintensität, die Windrichtung und die Windstärke als Mittelwerte 30-minütiger Intervalle aufzeichnen (vgl. POTT et al. 1998). Die Eichung beider Systeme erfolgt regelmäßig mit Handmessungen zu unterschiedlichen Tageszeiten.

## 4. Mechanismen zur Stoffverteilung im Ökosystem See

### 4.1 Gewässerkompartimente im Ökosystem See

Viele Begriffe zur Abgrenzung des Ökosystems See stammen aus der Meereskunde und werden in der Limnologie je nach Autor mit unterschiedlichen Inhalten belegt. Besonders im Übergangsbereich See-Ufer-Land kommt es zu unterschiedlichen Abgrenzungen der Lebensräume (vgl. NAUMANN 1930, GESSNER 1955, SCHWOERBEL 1993, BOHLE 1995). Einer Erläuterung der Fachtermini (Tab. 7) ist zusätzlich eine gebräuchliche Gliederung der Verlandungszone gegenübergestellt, wie sie z. B. auch von ELLENBERG (1996) sowie POTT & REMY (2000) verwendet wird.

Tab. 7: Die Eulimnische Zonation nach verschiedenen Autoren (erweitert nach NAUMANN 1930)

Zone	Beschreibung von NAUMANN 1930	Bezeichnung	nach ELLENBERG (1996)		
I	Zone oberhalb der Wasserstandsamplitude, niemals andauernd unter Wasser, auch nicht unter Spritzwasserwirkung stehend	Epilitoral	terrestrische Zone		
II	Zone oberhalb der Wasserstandsamplitude, niemals andauernd unter Wasser, aber zeitweise unter Spritzwasserwirkung stehend	Supralitoral			
III	Zone der Wasserstandsamplitude, die also bei Hochwasser überschwemmt wird	Litoral	Eulitoral	Erlenbruchwald	
IV	permanent unterseeische Zone		Sublitoral	Semiterrestrische – semiaquatische Zone,	Schilfzone
	1) Überwasserpflanzen				Aquatische Zone
	2) Schwimmpflanzen			Characeenzone	
	3) untergetaucht lebende Pflanzen	Profundal	Epiprofundal		
	4) Übergangszone				
	5) pflanzenlose Schlammablagerungen				
	a) oberer Teil	Euprofundal			
	b) unterer Teil				

Als Siedlungsraum kann der See in **Benthal** (Bodenzone) und **Pelagial** (Freiwasserzone) unterteilt werden. Das Benthal gliedert sich in das **Litoral** (Uferzone) und das **Profundal** (Abb. 4). Das Litoral ist die Zone geringer Wassertiefe, die sich zwischen dem Profundal und dem Ufer eines Sees ausdehnt. Die Grenze zum Ufer hin bildet die maximale Hochwasserlinie. Das Profundal setzt sich durch Fehlen Höherer Pflanzen gegen das Sublitoral ab.

Eine besondere Schwierigkeit stellt die Abgrenzung des See gegenüber dem terrestrischen Lebensraum dar, da die Systeme über Stoffflüsse miteinander in Verbindung stehen. Die Abgrenzung des Ökosystems See erfolgt in diesem Fall an der maximalen Hochwasserlinie.

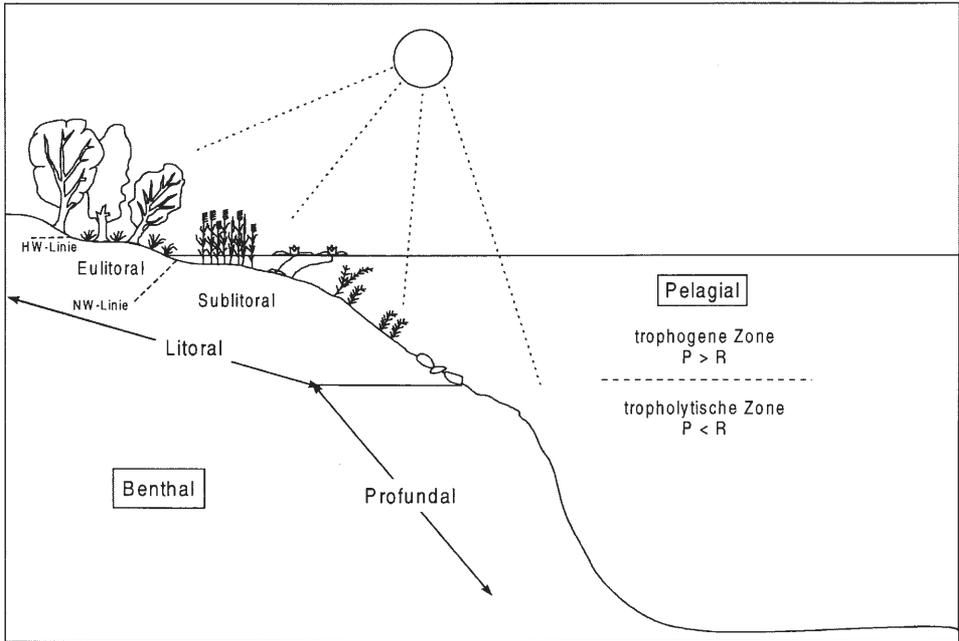


Abb. 4: Gewässerkompartimente im Ökosystem See (verändert nach BICK 1998 sowie POTT & REMY 2000). P: Photosynthese; R: Respiration.

## 4.2 Stoffverteilung im Pelagial und Litoral

Ein wesentlicher Unterschied der Lebensräume Pelagial und Litoral liegt in der Lage zum geschichteten Wasserkörper und der damit verbundene Kontakt zu nährstoffärmerem bzw. nährstoffreicherem Wasser. Das Pelagial erstreckt sich über die gesamte Tiefe des Sees und erschließt damit drei Teillebensräume, das Epi-, Meta- und Hypolimnion, die miteinander in Stoffaustausch stehen. Zeitweise geht dies allerdings nur in eine Richtung, und zwar während der sommerlichen Wasserschichtung vom **Epi-** zum **Hypolimnion** (Abb. 5). Das Kleine Heilige Meer nimmt eine Sonderstellung hinsichtlich der Nährstoffverteilung ein: Es ist zwar zeitweise eine Temperaturschichtung zu beobachten, mit der eine Nährstoffanreicherung über dem Gewässergrund stattfindet; diese kann jedoch unabhängig von der jahreszeitlichen Temperaturänderung wieder aufgelöst werden, wodurch es während der Vegetationsperiode mehrere Vollzirkulationsvorgänge und damit mehrere Nährstoffschübe geben kann.

Das Litoral erstreckt sich - bedingt durch die Morphologie der Gewässer Erdfallsee und Großes Heiliges Meer - lediglich über eine im Verhältnis zum Pelagial geringe Tiefe. Auch findet kein Wechsel der Milieubedingungen statt, wie dies mit zunehmender Tiefe normalerweise im Pelagial zu beobachten ist. Flachwasser-Bereiche werden dabei immer wieder durch Windeinwirkung stets vollständig durchmischt, so daß die im Wasser gelösten Stoffe insgesamt gut verteilt werden. Nur der gröbere Bestandsabfall setzt sich am Gewässerboden ab. Dort wird er zum größten Teil mineralisiert und bleibt auch während einer Stagnationsphase pflanzenverfügbar.

Die kurzen Phasen der Zirkulation liefern diesen Lebensräumen die notwendigen Pflanzennährstoffe, z. B. in Form von ausgefälltem Eisenphosphat, die aus Mineralisationsprozessen des Hypolimnions stammen. Die Mineralisation läuft im Pelagial wie im Lito-

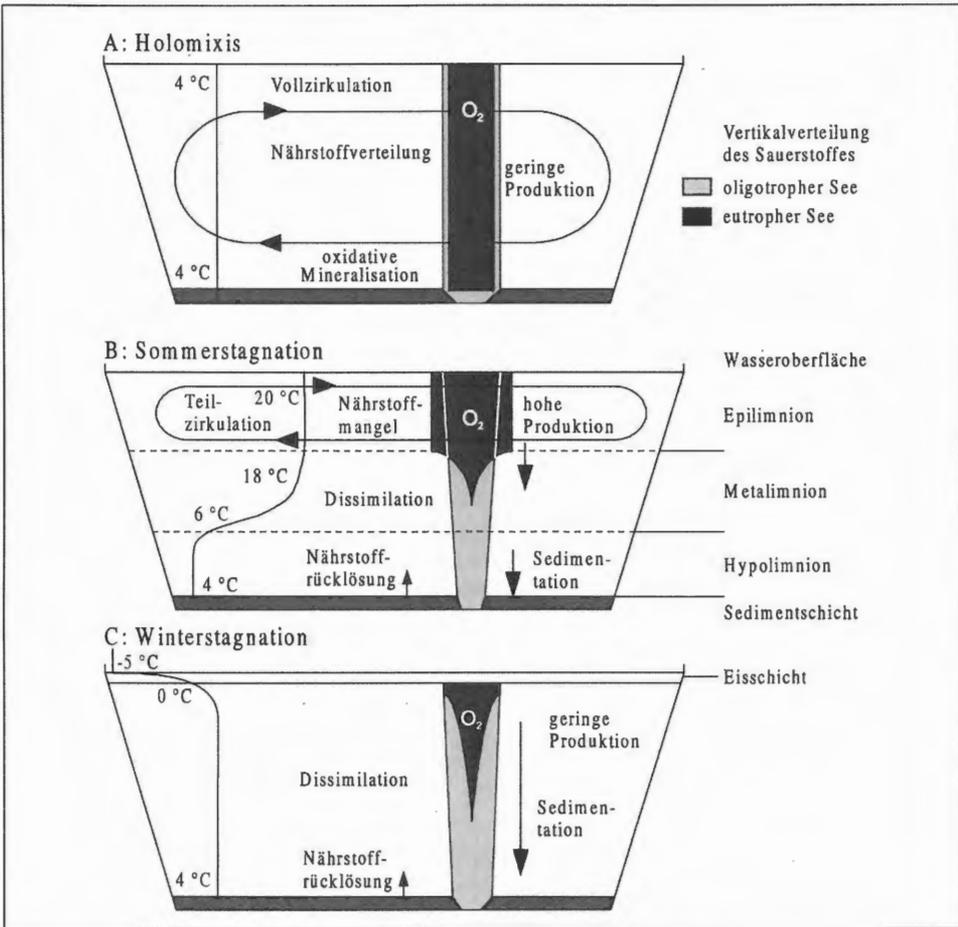


Abb. 5: Stoffverteilung und Produktion in Abhängigkeit von den Phasen Holomixis (A), Sommerstagnation (B) und Winterstagnation (C). Zusätzlich sind Temperatur- und Sauerstoffgradient als charakteristische Kenngrößen für die jeweiligen Phasen dargestellt (nach PORT et al. 1998).

ral in gleicher Weise ab. Der Unterschied besteht darin, daß im Pelagial die Nährstoffe am Grund des Sees freigesetzt werden, der während der Temperaturschichtung normalerweise von einer Durchmischung abgeschlossen ist. Im Litoral kann es dagegen im Zuge einer Teilzirkulation immer wieder zum Ausgleich kleinräumig entstandener Konzentrationsdifferenzen kommen. Während der Vollzirkulation sedimentiertes biotisches und abiotisches Material kann den Lebewesen somit bereits nach kurzer Zeit wieder zur Verfügung stehen, da ein ständiger Kontakt der Grenzschrift Sediment - Wasser mit zirkulierendem Wasser gegeben ist. Das Hypolimnion wirkt dagegen als Nährstofffalle. Alle Nährstoffe, die durch Sedimentationsprozesse die Bereiche der Teilzirkulation verlassen haben und ins Hypolimnion abgesunken sind, stehen in der laufenden Vegetationsperiode deshalb nicht mehr zur Verfügung (vgl. Abb. 5).

Innerhalb des Litorals sind weiterhin Prozesse von Bedeutung, die nicht unmittelbar mit der Dynamik und dem Stoffwechselgeschehen im See zusammenhängen. Im Interstitialbereich dieser Zone, besonders an Standorten mit geringer organischer Auflage oder unter

Rohboden, ist ein verstärkter Einfluß von Grundwasser feststellbar. Das Grundwasser wiederum kann seinerseits die Nährstoffbedingungen des Litorals in unterschiedliche Richtungen beeinflussen. Ist es nährstoffreich - wie meist unter landwirtschaftlichen Nutzflächen - so erfährt das Litoral eine Eutrophierung; ist es jedoch nährstoffarm oder im Vergleich mit dem Freiwasser des Gewässers nährstoffärmer, so erfahren die Standorte eine Nährstoffauswaschung und damit eine Oligotrophierung.

Bei der Betrachtung der Pflanzengesellschaften und ihrer hydrochemischen Standortbedingungen zeichnen sich die unterschiedlichen Trophiebedingungen der Standorte deutlich ab, welche von der Trophie des Pelagials z. T. erheblich abweichen. Andererseits fallen Gemeinsamkeiten hinsichtlich der Standortbedingungen an den verschiedenen Gewässern trotz der unterschiedlichen Ausgangsbedingungen wie Trophie, Alter und Gewässermorphologie auf.

Der jahreszeitliche Wechsel zwischen Stagnation und Holomixis steuert auch die Stoffeintragswege und die Nährstoffverteilung, weshalb z. B. allochthone Stoffflüsse über den Sicker- und Grundwasserpfad je nach Jahreszeit über unterschiedliche Wege erfolgen und sich in ihrer Einflußnahme auf die Trophie verschieden verhalten können. Die Eintragswege über die Litoralzone unterliegen Witterungseinflüssen, die auf die weitere Passage innerhalb des Pelagials zusätzlichen Einfluß nehmen. Besonders während kalter Herbstnächte kühlen sich die Uferpartien eines Sees viel stärker ab als das Pelagial. Dadurch entsteht durch die höhere Dichte des Wassers im Litoral ein Abwärtsstrom des Wassers entlang des Gewässerbodens bis zur Seemitte, ohne daß es zu einer Durchmischung allochthoner Stoffe mit dem Wasserkörper des Pelagials kommt (Abb. 6). Dies ist z. B. bereits daran zu erkennen, daß vor Erreichen der Herbstvollzirkulation im weiterhin sauerstofffreien Hypolimnion nährstoffreicher Seen die Wassertemperatur deutlich abnimmt und

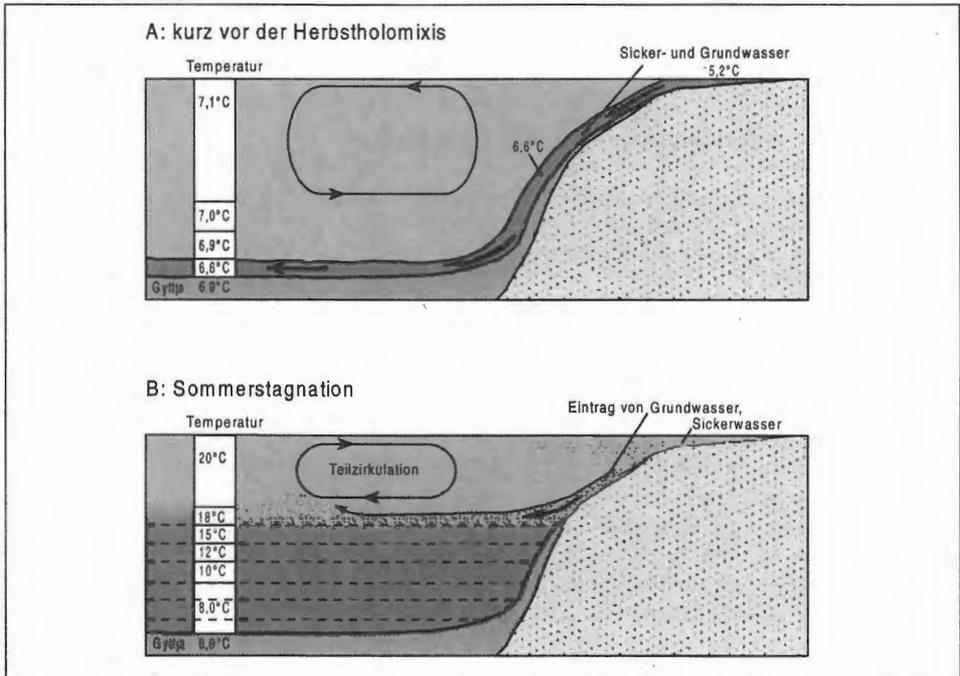


Abb. 6: Modell der Grund- und Sickerwasserströme im oberflächennahen Bereich des Aquifers in Abhängigkeit von der Jahreszeit (nach POTT et al. 1998).

Stoffe sich in der Tiefe anreichern. Während dieser Phase können jedoch innerhalb des sauerstofffreien Hypolimnions durch Stickstoffreduktion von außen zufließende Pflanzennährstoffe wirkungsvoll eliminiert werden, bis schließlich die Vollzirkulation einsetzt und die zugeführten Stoffe im gesamten See verteilt und pflanzenverfügbar werden. Auf gleiche Weise können im Frühjahr die sich langsam erwärmenden Wassermassen des Pelagials durch das während der Nachtstunden abgekühlte Wasser des Litorals unterschichtet werden und sich der Durchmischung entziehen, noch bevor es durch die Ausbildung eines geschichteten Epi-, Meta- und Hypolimnions zum Abbruch der Frühjahrsvollzirkulation kommt. Im Sommer herrschen jedoch andere Bedingungen: dann sinken die Wassertemperaturen im Litoral selten bis auf 4 °C ab - Ausnahmen bestehen z. B. während heftiger Gewitterschauer mit Hagel -, weshalb allochthone Stoffflüsse nun einen anderen Weg nehmen. Für das oberflächennahe Grund- und Sickerwasser bildet die Sprungschicht immer eine große Barriere. Das über das Litoral zuströmende, nun relativ warme Wasser wird entweder bereits im Epilimnion bei starkem Windeintrag vermischt oder es sinkt bei ruhiger Wetterlage und nächtlicher Abkühlung bis zur Sprungschicht in Tiefen gleicher Dichte ab, wo es dann zu Anreicherungen von Stoffen innerhalb der Sprungschicht kommen kann (vgl. Abb. 6). Allochthone Nährstoffeinträge bleiben zu dieser Jahreszeit in beiden Fällen pflanzenverfügbar und erhöhen den Eutrophierungsprozeß. Hier sind es kühle, niederschlagsreiche Sommer mit hohen Grundwasserständen, die den Eutrophierungsprozeß forcieren, während warme, trockene Sommer und kalte Winter der Eutrophierung entgegenwirken.

## 5. Ergebnisse

### 5.1 Beschaffenheit des Pelagials

Für eine Zustandsbeschreibung von Gewässern aus ökologischer Sicht ist die Kenntnis der wichtigsten physikochemischen Parameter unerlässlich. Der Indikatorwert einzelner Parameter wird vom Gewässertyp, vom geologischen Untergrund des jeweiligen Gebietes, von der Form des Stoffeintrages sowie von den Eintragsquellen, von der Vegetation und vom zeitlichen Ablauf der Gewässerdynamik bestimmt. Einzelmessungen in solchen Faktorenkomplexen sowie die Untersuchung einzelner Parameter besitzen daher nur eine eng umgrenzte Aussagekraft. Deshalb wurden die Beobachtungen aus dem Untersuchungszeitraum von 1996-1999 durch vergleichbare Ergebnisse aus den Jahren 1994 und 1995 ergänzt.

Die Auswirkung „interner“ und „externer“ Wechselwirkungen eines Sees mit weiteren, z. B. biotischen Parametern und angrenzenden Ökosystemen ist zu berücksichtigen, um das komplexe Geschehen in und am Wasser sicher beurteilen zu können (vgl. POTT et al. 1998). Untersuchungen zur Nährstoffrücklösung aus Sedimenten, wie sie z. B. von HUPFER (1995) durchgeführt wurden, zeigen solche Wechselwirkungen auf, deren Mechanismen für das Profundal ebenso Gültigkeit besitzen wie für das Litoral. Die ökologischen Zusammenhänge sind im Folgenden unter Berücksichtigung der gebietsspezifischen Bedingungen charakterisiert und die Indikatoreigenschaften der Parameter für Trophie und Standort sowie für allochthone und autochthone Stoffflüsse erläutert.

#### 5.1.1 Temperatur

Die Temperatur ist für den seeinternen Nährstoffkreislauf von großer Bedeutung, da sie entscheidenden Einfluß auf die Reaktionsgeschwindigkeit sämtlicher chemischer und damit auch biochemischer und physiologischer Prozesse nimmt. Zusätzlich kommt es im

Verlauf eines Jahres zu einem temperaturbedingten Wechsel zwischen Stagnation und Zirkulation in tieferen Gewässern, die erheblichen Einfluß auf die Verteilung und Rücklösung von Nährstoffe im See nehmen. Erwärmen sich die oberen Wasserschichten durch Sonneneinstrahlung und Absorption, kommt es mit der Zeit zur stabilen Schichtung des Wasserkörpers. In der Phase der **Stagnation** unterscheidet man deshalb in vertikaler Folge entsprechend der Temperaturschichtung das Epilimnion (oberflächennahe Schicht), das Metalimnion (Sprungschicht) und das Hypolimnion (Tiefenzone, vgl. Abb. 7).

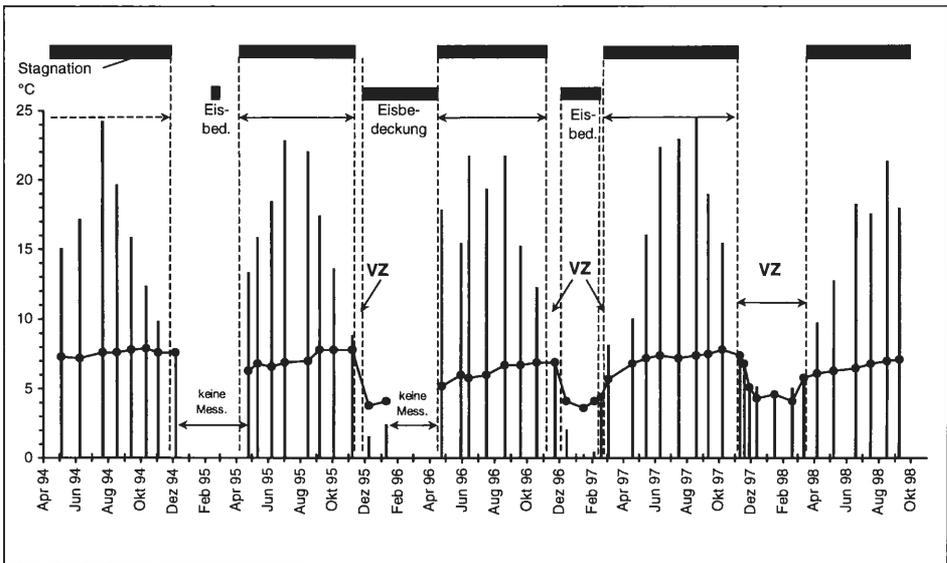


Abb. 7: Phasenwechsel von Stagnation und Zirkulation am Beispiel des Großen Heiligen Meeres. Dargestellt ist der Temperaturverlauf in den Tiefen 0 m (Säulen) und 10 m (Punktlinie) von 05/1994 bis 09/1998. In Abhängigkeit von der Witterung kann die Dauer der Vollzirkulation (VZ) von Jahr zu Jahr unterschiedlich lang sein. In milden Wintern z. B. 1997/98 dauerte sie sogar bis zum Beginn der Sommerstagnation an. Bei Eisbedeckung kommt es zu einer charakteristischen inversen Schichtung des Wasserkörpers, der Winterstagnation.

Das Epilimnion unterliegt dem direkten Witterungseinfluß und erreicht im Spätsommer seine maximale Erwärmung. Die Wassertemperatur kann dann bis auf ca. 25 °C ansteigen. Die Ausdehnung des Epilimnions wird durch die Erwärmung sowie die Windbedingungen auf dem See bestimmt. Nur in diesen oberen Wasserschichten findet im Sommer eine Durchmischung und damit ein Konzentrationsausgleich statt (Teilzirkulation). Während der Stagnation führt eine verstärkte Sedimentation zur Stoffabnahme innerhalb des Epilimnions und zu einer Stoffanreicherung im Hypolimnion.

Mit Beginn der Abkühlung werden durch den Prozeß der Konvektion größere Wassermassen in die Teilzirkulation eingeschlossen. Bei völliger Temperaturgleichheit kommt es im See schließlich zur vollständigen Durchmischung des Wasserkörpers (Holomixis), Mineralisationsprodukte aus dem Hypolimnion werden dabei in sehr kurzer Zeit im Litoral und im Epilimnion verteilt und stehen daraufhin den Primärproduzenten zur Verfügung. Die **Holomixis** kann durch Windeinwirkung ausgelöst werden und tritt im Frühjahr und im Herbst bei einer Wassertemperatur zwischen 4-7 °C in den über 10 m tiefen Gewässern des Naturschutzgebietes ein. Die Dauer der Zirkulation ist stark witterungsabhängig und kann von wenigen Tagen bis mehreren Monaten anhalten. Kommt es im

Herbst regelmäßig zur intensiven Holomixis, kann die Frühjahrszirkulation bei extremen Temperaturänderung auf eine sehr kurze Zeit begrenzt sein, unter Umständen sogar ausbleiben, wie z. B. im Frühjahr 1996 (POTT et al. 1998). In milden Wintern ohne nennenswerte Frostperioden erstreckt sich die Zirkulation zeitweise sogar bis in den Frühling (z. B. 1997/98, vgl. Abb. 7). Kommt es in Folge eines strengen Winters zu einer geschlossenen Eisdecke, entsteht eine inverse Temperaturschichtung, die ebenfalls eine Stagnation der Wassermassen bewirkt (z. B. 1995/96 und 1996/97).

Der Wasserkörper des Erdfallsees ist im Gegensatz zum Großen Heiligen Meer wesentlich kleiner, seine Wasserfarbe durch Huminstoffe außerdem leicht bräunlich gefärbt, und der flache Teil des Seeufers ist nicht bewachsen. Dadurch erwärmt er sich etwas schneller, und die Zirkulationsphase beginnt hier auch ca. 2 bis 4 Wochen früher.

Im Jahresverlauf treten im Bodenwasser in Abhängigkeit von der Vegetation und Abschirmung der Bodenoberfläche von direkter Sonneneinstrahlung in der Regel kleinräumige Temperaturdifferenzen zwischen 15 und 20 °C auf. In Extremfällen können sie auch höher liegen (max. gemessene Temperatur 22,7 °C). Im Grundwasser herrschen Temperaturen zwischen 8 und 10 °C. Im Laufe des Jahres entsteht so allmählich ein Dichtegradient, der einen Austausch von Grund- und Seewasser auf Bereiche gleicher Temperatur begrenzt. Besonders im Herbst, wenn sich die Seen in der einsetzenden Vollzirkulation befinden, sind theoretisch über große Flächen Austauschmöglichkeiten mit dem Grundwasser gegeben. Bereits eine Temperaturerhöhung von wenigen Grad Celsius im Grundwasser kann deshalb Hinweise auf anthropogene Verunreinigungen liefern (OBERMANN 1982). Über die Wassertemperatur werden also auch allochthone Stoffflüsse in dem See gesteuert.

### 5.1.2 Sauerstoff

Der Sauerstoff ist einer der bedeutendsten Faktoren für die chemischen und biochemischen Vorgänge im See. Der Sauerstoffhaushalt eines Sees wird durch zwei Faktoren maßgeblich beeinflusst. Neben dem Sauerstoffeintrag aus der Atmosphäre spielt der Sauerstoffeintrag aus der Primärproduktion eine bedeutende Rolle. Da die Photosynthese vom Licht abhängig ist, wird sowohl der physikalische als auch der biologische Sauerstoffeintrag normalerweise auf die oberflächennahen Wasserschichten beschränkt. Bei der Photosynthese wird organische Substanz aufgebaut, wobei Sauerstoff freigesetzt wird; bei der aeroben Atmung wird dagegen organisches Material unter Sauerstoffzufuhr verbrannt. Im Licht überwiegt die Sauerstoffproduktion in der trophogenen Zone, während im Dunkeln in der tropholytischen Zone alle sauerstoffverbrauchenden Prozesse ablaufen.

Die Verlagerung von organischem Material durch Sedimentation führt dem entsprechend zu einer Verlagerung von Reduktionsäquivalenten aus der trophogenen Zone in die tropholytische Zone. Auch die noch unzersetzten organischen Partikel der Mudde tragen bei der Zersetzung zu einer Sauerstoffzehrung im Hypolimnion bei. Gleichzeitig kommt es beim chemischen Abbau zur Freisetzung von Nährstoffen.

Nur während der Vollzirkulation gibt es einen Austausch von Sauerstoff aus der trophogenen Zone in die tropholytische Zone und umgekehrt kann es zu einem Austausch der Mineralisationsprodukte kommen. Gekoppelt mit diesem Zirkulationsschema weisen die Seen einen charakteristischen Verlauf der Sauerstoffkonzentration auf. Während der Stagnationsphasen treten in den Seen clinograde Sauerstoffkurven auf, d.h. mit zunehmender Tiefe geht die Sauerstoffsättigung mehr oder weniger schnell auf Werte um den Nullpunkt zurück (Abb. 8).

Im Erdfallsee beginnt die anaerobe Phase in der Regel im Juni und dehnt sich auf 3-4 m über dem Grund aus. Im Großen Heiligen Meer beginnt sie bereits einen Monat früher im

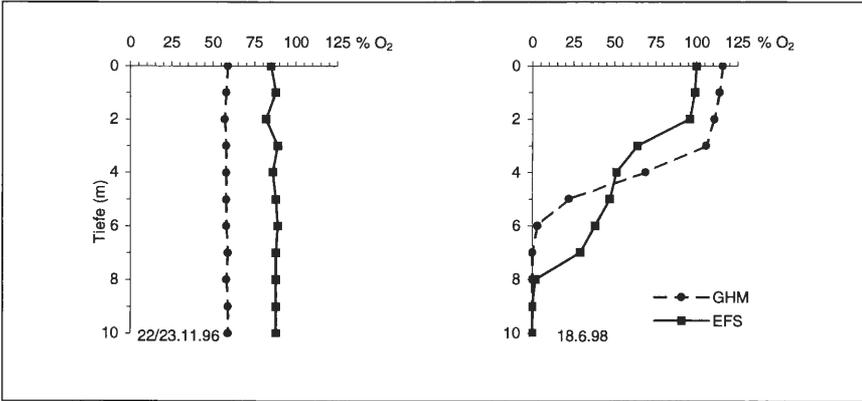


Abb. 8: Sauerstoffsättigung im Tiefenprofil vom Großen Heiligen Meer und Erdfallsee am 22/23.11.1996 (Herbstvollzirkulation) und am 18.6.1998 (Sommerstagnation).

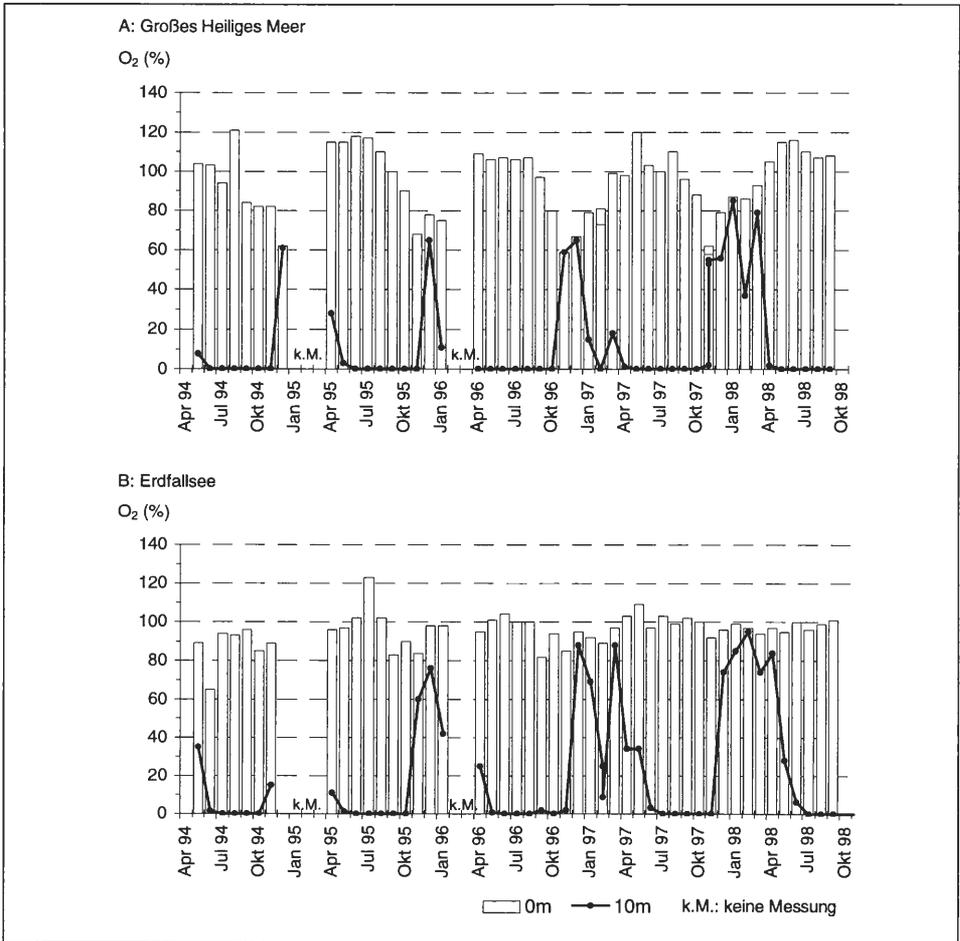


Abb. 9: Verlauf der Sauerstoffsättigung im Pelagial des Großen Heiligen Meeres (A) und des Erdfallsees (B) in 0 m und 10 m Tiefe in den Jahren 1994 bis 1998.

Mai und dehnt sich auf 4-5 m über den Grund aus. Zusätzlich führt ein hoher Gehalt an reduziertem Eisen im Hypolimnion bei der Vermischung der Wassermassen mit sauerstoffreichem Wasser zu einer zusätzlichen abiotischen Sauerstoffzehrung, so daß der Vorrat an Sauerstoff hier wesentlich kleiner ist als im Erdfallsee (Abb. 9). Andererseits bewirkt die Oxidation der Eisen-II-Verbindungen eine Komplexbildung mit Phosphat, die gleichzeitig auch zu einer Phosphatabnahme während der Zirkulationsphasen führt. Im Unterschied zum Großen Heiligen Meer ist nicht nur der Sauerstoffvorrat im Hypolimnion des Erdfallsees größer, auch ist eine Übersättigung durch die Primärproduktion während der Sommerstagnation bei weitem nicht so ausgeprägt. Nur an wenigen Untersuchungsterminen konnte eine deutliche Übersättigung festgestellt werden.

### 5.1.3 Trophieparameter

Als Trophie wird die Intensität der photoautotrophen Primärproduktion bezeichnet, bei der Kohlendioxid zu organischen Verbindungen reduziert wird (ELSTER 1958, HÜTTER 1994). Eutrophierungsparameter sind Makronährelemente, die das Wachstum der Primärproduzenten begrenzen. Liegen sie als Minimumfaktor vor, können allochthone Stoffeinträge zusätzliche Produktionsmaxima in Gewässern verursachen. Die wichtigsten Eutrophierungsparameter sind Nitrat, Ammonium, Phosphat und auch Kalium (RUTTNER 1962, GESSNER & KAUKAL 1952, POTT et al. 1998).

Akkumulationsprozesse sorgen für eine stetige Anreicherung dieser Stoffe an Stellen mit dauerhaft positiver Nettoprimärproduktionsrate. Zerfällt die aufgebaute Biomasse, gelangen die freigesetzten Mineralstoffe erneut in den Nährstoffkreislauf. Innerhalb von Gewässern kommt es durch zusätzlichen Nährstoffinput (z. B. Phosphat) zu einer Verschiebung innerhalb des Regelkreises, so daß mitunter andere Stoffe als Minimumfaktoren die Nettoprimärproduktion bestimmen. Welcher Parameter im Einzelfall die Regelfunktion des Wachstums übernimmt, ist je nach standörtlichen Gegebenheiten des Untersuchungsgebietes zu ermitteln. Im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ sind, bedingt durch die verschiedenen Trophiestufen der Seen, für jeden See andere Faktoren ausschlaggebend. Im meso- bis schwach eutrophen Großen Heiligen Meer kann z. B. die Phosphat-, Stickstoff- und wenigstens auch zeitweise die Kohlendioxidkonzentration als wachstums-limitierender Faktor eingestuft werden. Im Kleinen Heiligen Meer hingegen ist die Phosphat- und Kohlendioxidkonzentration über das ganze Jahr so hoch, daß diese als Minimumfaktoren ausfallen, hier stehen die Nitrat- und Ammoniumkonzentration als limitierende Faktoren im Zentrum des Regelkreises. Quellen allochthoner Stoffeinträge, besonders der Eutrophierungsparameter, sind in der angrenzenden Kulturlandschaft zu suchen. Durch Erosions- und Auswaschungsprozesse gelangen von angrenzenden Kulturlandflächen überschüssige Mengen an Phosphor, Stickstoff und Kalium ins Grund- und Oberflächenwasser (SCHEFFER et al. 1997).

#### 5.1.3.1 Stickstoff

Für höhere Pflanzen ist nur mineralisierter Stickstoff verfügbar. Eine seeinterne Bereitstellung der Nährstoffe erfolgt über die Mineralisation organischen Materials. Die bedeutendste Rolle kommt jedoch dem Ammonium zu, das von vielen Algen und Wasserpflanzen direkt aufgenommen werden kann (SCHWOERBEL & TILLMANN 1977). Im sauerstoffreichen Milieu kommt es jedoch zur Oxidation des Stickstoffes, so daß Nitrat die vorherrschende mineralisierte Form des Stickstoffes darstellt. Im Jahresverlauf können die klassischen Eutrophierungsparameter durch die Primärproduktion je nach Trophie der Gewässer erhebliche Veränderungen erfahren.

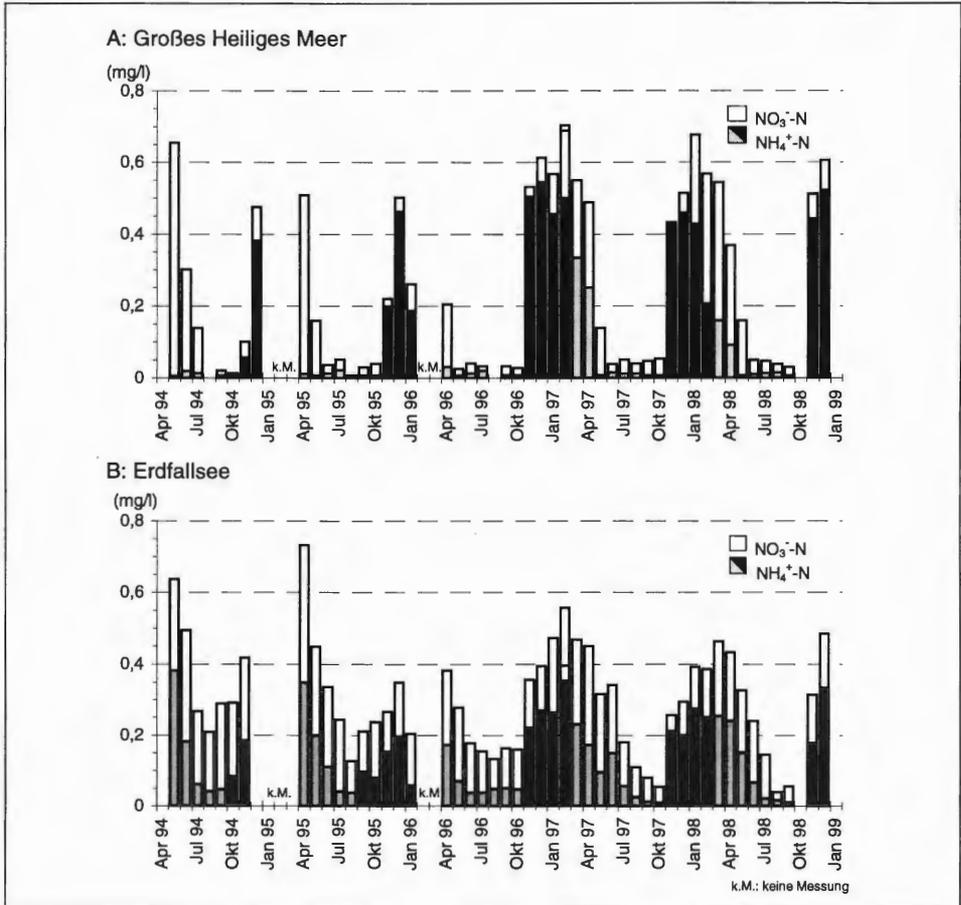


Abb. 10: Summendiagramm für den Gesamtstickstoffgehalt der Gewässer Großes Heiliges Meer (oben) und Erdfallsee (unten) im Vergleich. Dargestellt ist die mittlere Konzentration von NO<sub>3</sub>-N und NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N aus 0-3 m des Pelagials. Während der Stagnation ist eine Zehrung von Ammonium (grau hinterlegt) und Nitrat zu verzeichnen, die im nährstoffärmeren Erdfallsee länger anhält als im nährstoffreicheren Großen Heiligen Meer.

Das Große Heilige Meer unterliegt nach Ende der Frühjahrsvollzirkulation einer deutlichen Abnahme des Stickstoffangebotes (Abb. 10). Bereits ein bis zwei Monate nach Beginn der Sommerstagnation ist die NO<sub>3</sub>-N- und NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N-Konzentration im Epilimnion von 0,5 auf 0,02 mg/l abgesunken und befindet sich damit im Bereich der Nachweisgrenze. Im Erdfallsee hingegen treten stets leicht erhöhte Gesamtstickstoffkonzentrationen auf (0,7-0,3 mg/l). Die Zehrung dauert ca. 6-7 Monate und hält in der Regel bis zu Beginn der Herbstzirkulation an, wobei die Konzentration von NO<sub>3</sub><sup>-</sup> und NH<sub>4</sub><sup>+</sup> nur in Ausnahmefällen unter die Nachweisgrenze sinkt. Nicht nur aufgrund einer erhöhten Nährstoffaufnahme durch die Phytomasse, sondern auch durch Reduktion von Nitrat zum molekularen Stickstoff im sauerstofffreien Hypolimnion kommt es zu einer Abnahme des Stickstoffangebotes. Besonders im Großen Heiligen Meer ist die Denitrifizierung ein bedeutender Faktor, da im Hypolimnion bereits wenige Wochen nach Einsetzen der Stagnation anaerobe Verhältnisse entstehen, die sich innerhalb kurzer Zeit über ca. 1/3 des Wasserkörpers ausbreiten.

Die Unterschiede der Ammoniumkonzentrationen, die am Ende der Sommerstagnation im Hypolimnion der Seen ermittelt werden können, verdeutlichen den Trophieunterschied zwischen Großem Heiligen Meer und Erdfallsee ein weiteres Mal (Abb. 11). Im Großen Heiligen Meer sind sie Ausdruck einer höheren Mineralisationsrate des vermehrt sedimentierenden organischen Materials.

Allochthone Einträge können über den Luftpfad, den Fließwasserpfad, z. B. bei Hochwasser, und über den Grundwasserpfad erfolgen. Dabei bewirken die zuletzt genannten Wege eine deutliche räumliche Differenzierung in der Verteilung der Nährstoffe. Sie können ferner erheblichen Einfluß auf die Nährstoffdynamik ausüben (vgl. Kap. 6.3). Besonders von diesen Faktoren sowie von der Nährstoffrücklösung im Verlauf der Vollzirkulationen und vom Witterungsverlauf der Wintermonate (Eisbedeckung und Stagnation oder anhaltende Zirkulation) ist die Stickstoffkonzentration zu Beginn der folgenden Sommerstagnation abhängig (vgl. POTT et al. 1998).

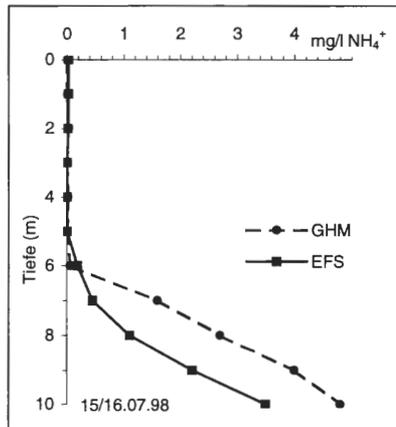


Abb. 11: Ammoniumkonzentration im Tiefenprofil vom 15/16.7.98 als Beispiel für eine unterschiedlich intensive Nährstoffrücklösung aus dem Sedimenten des Erdfallsees und des Großen Heiligen Meeres.

### 5.1.3.2 Phosphat

Phosphor nimmt im Ökosystem See eine zentrale Rolle ein. Als Energieträger ist es für alle Organismen ein essentielles Nährelement. Er tritt fast ausschließlich in der Form des Phosphorsäurerestes ( $\text{PO}_4^{3-}$ , Orthophosphat) auf. Durch sein niedriges Löslichkeitsprodukt zu einigen Kationen ( $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ) wird es in wässriger Lösung ausgefällt und kann auf den Grund eines Sees sedimentieren. Hinzu kommt, daß Phosphationen gegenüber Stickstoffionen im Boden durch Adsorption an Tonminerale weniger beweglich sind. Seen erhalten daher in der Regel durch Oberflächen- und Grundwasser eine wesentlich geringere P-Fracht als N-Fracht, ausgenommen es liegen anthropogene Phosphatfrachten durch Abwasser oder durch landwirtschaftliche Düngefracht vor. In ungestörten aquatischen Ökosystemen kann der Phosphor daher häufiger als limitierender Faktor für die Primärproduktion angesehen werden als der Stickstoff (LAMPERT & SOMMER 1993, SCHWOERBEL 1993, POTT & REMY 2000).

Zu einer Anreicherung von Phosphor am Gewässergrund kann es durch Sedimentation von organischem Material und durch Adsorption sedimentierender Tonminerale und Kalkpartikel kommen. Die Redoxbedingungen an der Sediment-Wasser-Grenzschicht

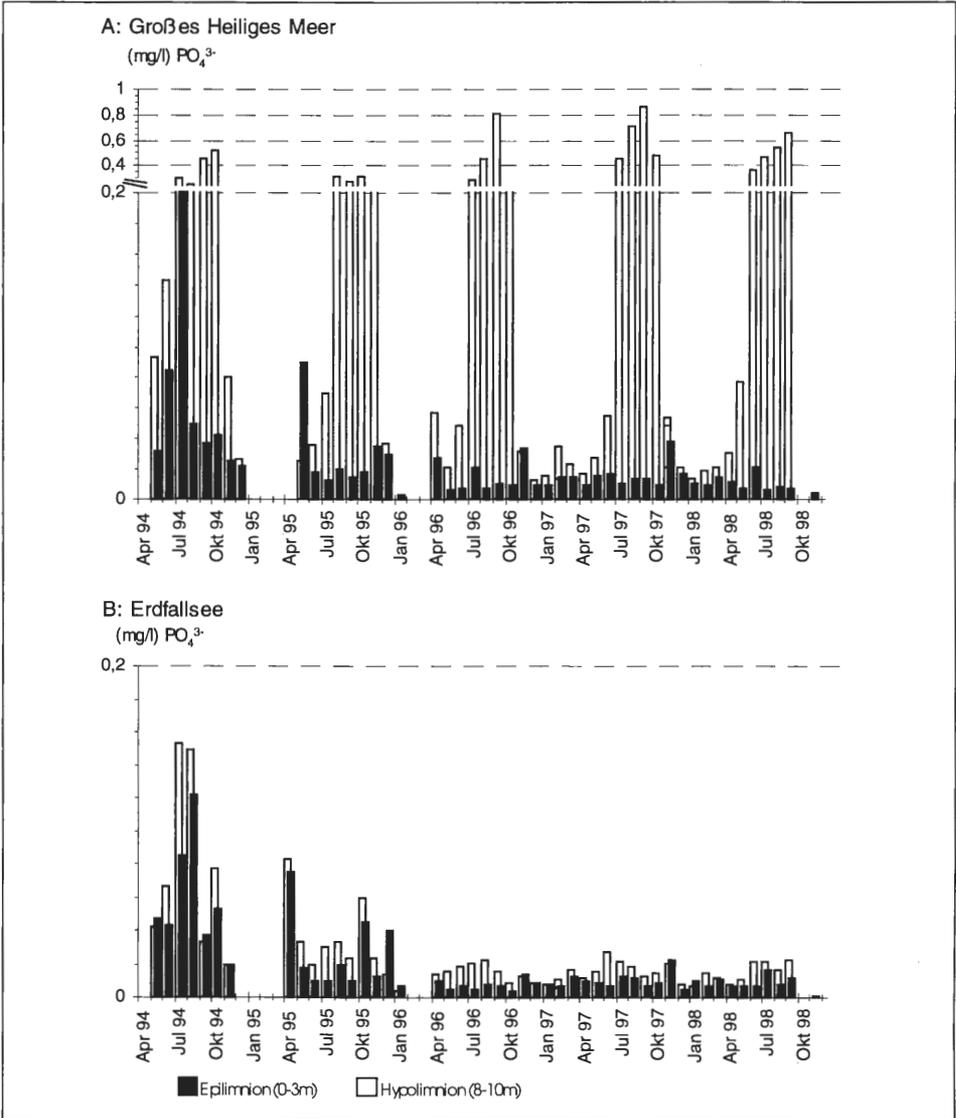


Abb. 12: Gegenüberstellung der mittleren Phosphatkonzentration ( $PO_4^{3-}$ ) im Großen Heiligen Meer (oben) und im Erdfallsee (unten) in 0-3 m und 8-10 m. Die Trophieunterschiede der beiden Gewässer werden hier sehr deutlich.

sind dabei für den Verbleib des Phosphates von entscheidender Bedeutung. Bei Sauerstoffwerten über 0,1 mg/l liegt Eisen als  $Fe^{3+}$  vor. Es kann als  $Fe(OH)_3$  und  $Fe^{3+}$  mit Phosphat einen unlöslichen Komplex bilden, der Phosphat im Sediment deponiert. Unter reduzierenden Bedingungen löst sich der Eisen-Phosphatkomplex unter Reduktion des  $Fe^{3+}$  zu  $Fe^{2+}$  auf und das Phosphat kann, ebenso wie Eisen, in Lösung gehen. Im anaeroben Milieu wird so eine erhebliche Menge an Phosphat aus dem Schlamm eutropher Seen freigesetzt. An der Grenze der Sprungschicht können Phosphorverbindungen durch Turbulenzen teilweise wieder in die trophogene Zone gelangen und stehen dort dann erneut den Primärproduzenten zur Verfügung (LAMPERT & SOMMER 1993).

Anhand von Gesamtposphatkonzentrationen, die während der Frühjahrsvollzirkulation ermittelt wurden, lassen sich der qualitativen Seentypenlehre entsprechende quantitative Bezugsgrößen zuordnen (HÜTTER 1994, vgl. VOLLENWEIDER 1968, POTT 1983, 1996). Für mesotrophe Gewässer werden 0,01-0,03 mg/l P (= 0,031-0,092 mg/l  $\text{PO}_4^{3-}$ ) sowie für eutrophe Gewässer 0,03-0,1 mg/l P (= 0,092-0,307 mg/l  $\text{PO}_4^{3-}$ ) angegeben.

Die vertikale Stoffverteilung des Orthophosphates ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) in den sauerstoffreichen Schichten der Seen ist relativ gleichmäßig und bewegt sich mit 0,005 bis 0,015 mg/l in einem sehr niedrigen Bereich nahe der Bestimmungsgrenze. Im Hypolimnion kommt es, nachdem die Sauerstoffkonzentration unter 0,1 mg/l abgesunken ist, zu einem Anstieg der Konzentration, im Großen Heiligen Meer entsprechend früher als im Erdfallsee (Abb. 12). Die maximale Konzentration am Ende der Stagnation kann durchschnittlich zwischen 0,5 und 0,8 mg/l im Hypolimnion des Großen Heiligen Meeres betragen, im Erdfallsee können dagegen Konzentrationen von nur durchschnittlich 0,2-0,4 mg/l ermittelt werden.

Phosphat besitzt die Eigenschaft, in Gegenwart von  $\text{Fe}^{2+}$  im sauerstoffreichen Milieu einen schwerlöslichen Eisen-III-Phosphat-Komplex zu bilden. Dies führt dazu, daß in den von Natur aus eisenhaltigen Gewässern des Naturschutzgebietes, und hier besonders im Großen Heiligen Meer, die Phosphatkonzentration in hohem Maße mit der Eisenkonzentration korreliert ist (vgl. KRIEGSMANN 1938) und daß Phosphat nur unter Extremsituationen in erhöhten Konzentrationen im Epilimnion während der Sommerstagnation nachzuweisen ist. 1994 war in dieser Hinsicht ein Ausnahmejahr. Verstärkte Sommerniederschläge und eine Unwetterphase im Juli führten kurzfristig zu erhöhten Konzentrationen im Epilimnion auch während der Sommerstagnation (vgl. Abb. 12).

Das Eisen war bereits zu Beginn der Stagnation vollständig oxidiert und sedimentiert, so daß in diesem Fall eine wirkungsvolle Phosphatelimination ausgeblieben ist. In den darauffolgenden Jahren konnten vergleichbare Beobachtungen nicht wieder gemacht werden, so daß solche extremen Einflüsse vergleichsweise selten auftreten und wenigstens zur Zeit zu keiner wesentlichen Veränderung in der Trophiebewertung der Gewässer führen.

### 5.1.3.3 Kalium

Kalium ( $\text{K}^+$ ) gehört neben Phosphat und Stickstoff zu den bedeutendsten Pflanzennährstoffen. Es liegt im Grund- und Oberflächenwasser meist nur in geringen Konzentrationen vor. Obwohl Kalium in weit verbreiteten Gesteinen der Kalisilikate (Feldspat, Glimmer) vorkommt, liegt die Konzentration der  $\text{K}^+$ -Ionen meist zwischen 1-2 mg/l. Dies ist einerseits auf eine geringe Löslichkeit der Minerale zurückzuführen, andererseits bedingt durch eine hohe Adsorptionsfähigkeit tonig-humoser Böden (HÜTTER 1994). In den pleistozänen Sandlandschaften ist Kalium aufgrund seiner Eigenschaften in die Gruppe der Trophieparameter zu stellen (POTT et al. 1996). Die räumliche und zeitliche Verteilung von Kalium in Seen ist gleichförmig mit sehr geringen jahreszeitlichen Schwankungen, ähnlich denen der Alkali- und Erdalkalitionen.

Im Großen Heiligen Meer schwankt die Konzentration zwischen 1,2 und 2,7 mg/l  $\text{K}^+$ , im Mittel (1994-1998) beträgt sie 1,9 mg/l. Im Erdfallsee liegt die mittlere Konzentration bei 1,5 mg/l und die Amplitude reicht von 0,8 bis 2,3 mg/l  $\text{K}^+$  (Abb. 13).

### 5.1.4 Das Carbonatsystem

Kohlendioxid tritt in Gewässern überwiegend als Gleichgewichtsprodukt der Kohlensäure auf, was sich im Carbonat-Puffersystem widerspiegelt (KLAPPER 1992). Es ist die einzige Form des Kohlenstoffes, die pflanzenverfügbar ist. Die Dissoziationsstufe ( $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{CO}_2$ ) ist außer vom pH-Wert auch von der Temperatur und der Gesamtminerali-

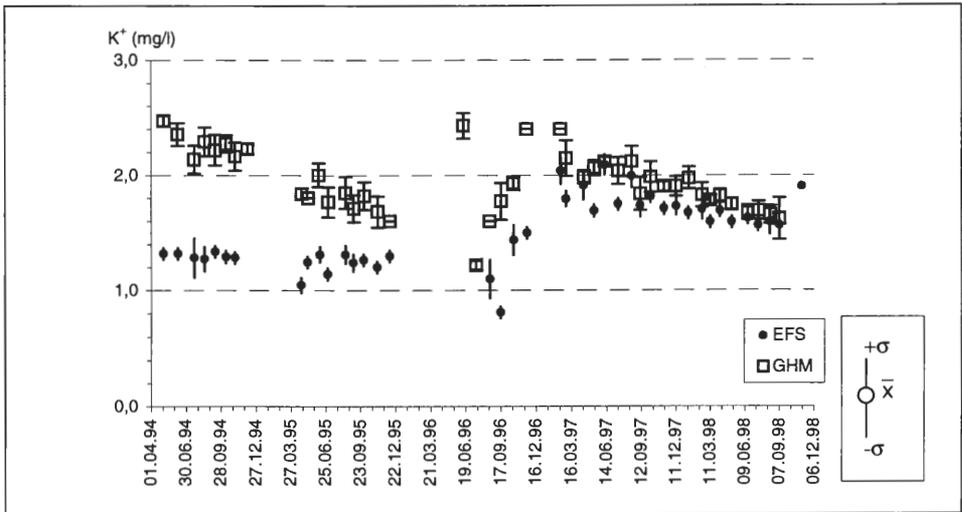


Abb. 13: Mittlere Kaliumkonzentration des Großen Heiligen Meeres und des Erdfallsees im Vergleich.

sation abhängig. In Gegenwart von Alkali- und Erdalkaliionen (besonders  $\text{Ca}^{2+}$ ) kommt es zur Ausbildung eines Puffersystems. Gelöstes Kohlendioxid steht mit der Atmosphäre im Gleichgewicht. Ein geringer Teil des im Wasser gelösten Kohlendioxides hydratisiert zu Kohlensäure ( $\text{H}_2\text{CO}_3$ ), die wiederum zu Hydrogencarbonat ( $\text{HCO}_3^-$ ) und  $\text{H}^+$ -Ionen teilweise dissoziieren kann. Die dabei erfolgte pH-Wert-Erniedrigung ermöglicht einen weiteren Dissoziationsschritt des Hydrogencarbonates zu Carbonat ( $\text{CO}_3^{2-}$ ). Das Vorliegen einzelner Spezies des Kohlenstoffes ist pH-Wert abhängig. Bei einem pH-Wert von 8 liegen fast ausschließlich Hydrogencarbonationen vor. Verschiebt sich der pH in den alkalischen Bereich, verschiebt sich das Gleichgewicht in Richtung des Carbonates. Bei sehr niedrigen pH-Werten liegen überwiegend freies Kohlendioxid und Kohlensäure vor. Die Pflanzen nehmen bevorzugt das Kohlendioxid auf, nur diejenigen, die über das Enzym Carboanhydrase verfügen, können neben dem gelösten Kohlendioxid auch  $\text{HCO}_3^-$  als anorganische Kohlenstoffquelle nutzen (LAMPERT & SOMMER 1993).

Mit zunehmendem Alter der Gewässer innerhalb pleistozäner Sande steigt im Zuge der natürlichen Gewässeralterung und Eutrophierung der Gehalt an Calciumhydrogencarbonat. Er kann innerhalb natürlicher Gewässer als Indikator sukzessionsbedingter Stoffakkumulation gelten, die sich auch in einer Zunahme der trophiebestimmenden Parameter Stickstoff und Phosphat widerspiegelt.

Der Gehalt an gelöstem Kohlendioxid korreliert eng mit dem Sauerstoffgehalt. Bei starker Primärproduktion findet eine intensive  $\text{CO}_2$ -Zehrung statt, aus der eine Stoffproduktion im Epilimnion resultiert. Im Großen Heiligen Meer kann dies zu einem vollständigen Verbrauch dieser Kohlenstoffspezies führen und damit einen Anstieg des pH-Wertes auf pH 9 nach sich ziehen. Dies und die gleichzeitig hohen Konzentrationen des Sauerstoffgehaltes zeugen von einer intensiven Primärproduktion im Epilimnion des Großen Heiligen Meeres, die mittlere Konzentration beträgt 3,6 mg/l. Im Erdfallsee ist die Amplitude weniger extrem. Ein Absinken der Konzentration unter die Nachweisgrenze von 0,5 mg/l konnte noch nicht beobachtet werden. Im Jahresverlauf sind zwischen 0,9 und 6,2 mg/l, im Mittel 2,6 mg/l im Epilimnion anzutreffen.

In der tropholytischen Zone erfolgt dagegen die oxidative Mineralisation, die über eine Sauerstoffzehrung zu einer  $\text{CO}_2$ -Akkumulation in den tieferen Schichten führt. Da sie im

wesentlichen von der Menge des aus der trophogenen Zone sedimentierenden Materials abhängt, kann sie als Indikator für die Produktivität eines Sees herangezogen werden (vgl. OHLE 1952, WETZEL 1983). Im Großen Heiligen Meer kann die Konzentration am Ende der Stagnation bis auf ca. 100 mg/l angestiegen sein, während im Erdfallsee die Maximalwerte zwischen 50 und 60 mg/l betragen und damit etwa um die Hälfte geringer sind. Als gebundenes Kohlendioxid werden die durch Erdalkali- und Alkaliionen abgesättigten Bicarbonat- und Carbonationen bezeichnet. Meist treten sie an  $\text{Ca}^{2+}$  und  $\text{Mg}^{2+}$  gebunden auf. Der Gehalt an gebundenem Kohlendioxid bestimmt die Pufferkapazität des Wassers und dient gleichzeitig als Kohlenstoffreserve für die Photosynthese (SCHWOERBEL 1993). Die Konzentrationskurve des gebundenen Kohlendioxides steigt auch hier wieder mit zunehmender Tiefe an. Sie entspricht der Vertikalverteilung des gelösten Kohlendioxides. Im Epilimnion ist die vertikale Konzentration an gebundenem Kohlendioxid nahezu konstant. Im Vergleich der Meßtermine schwankt sie nur geringfügig (EFS: 6,2-24,5 mg/l, Ø 15,0 mg/l, GHM 35,2-66,0 mg/l, Ø 49,6 mg/l). In den sauerstofffreien Schichten ist dagegen ein drastischer Anstieg der Konzentration an gebundenem Kohlendioxid festzustellen (vgl. Abb. 14). Auch hier unterscheiden sich die Konzentrationen vom Erdfallsee und Großen Heiligen Meer um das 2- bis 3-fache (EFS: 4-57,2 mg/l, Ø 24,7 mg/l, GHM: 39,6-180,4 mg/l, Ø 77 mg/l).

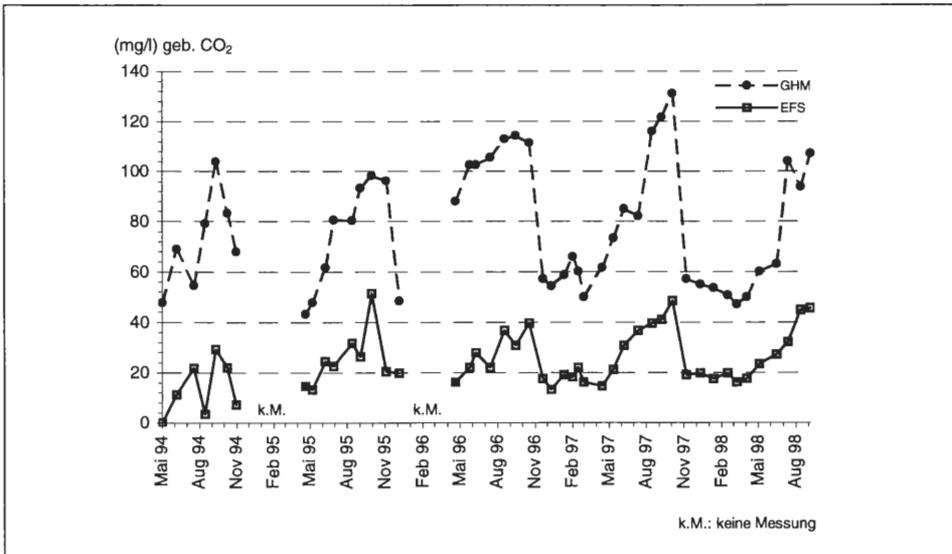


Abb. 14: Änderung des Hydrogencarbonates (dargestellt als Kohlendioxid) im Pelagial des Erdfallsees und des Großen Heiligen Meeres im Vergleich.

### 5.1.5 Der pH-Wert

Schon frühzeitig wurde die Bedeutung des pH-Wertes als Standortfaktor erkannt und eingehend untersucht (IVERSEN 1929, IVERSEN & OLSEN 1943 u.a.). Auch im Naturschutzgebiet werden bereits seit den 60er Jahren hierzu Untersuchungen an distinkten Pflanzenbeständen durchgeführt (ANT 1966). Die Wirkung des pH-Wertes auf die Pflanzen muß im Zusammenhang mit dem  $\text{CO}_2$ -System gesehen werden, da der anorganische Kohlenstoff je nach pH-Wert in unterschiedlicher Form vorliegt (POTT & REMY 2000).

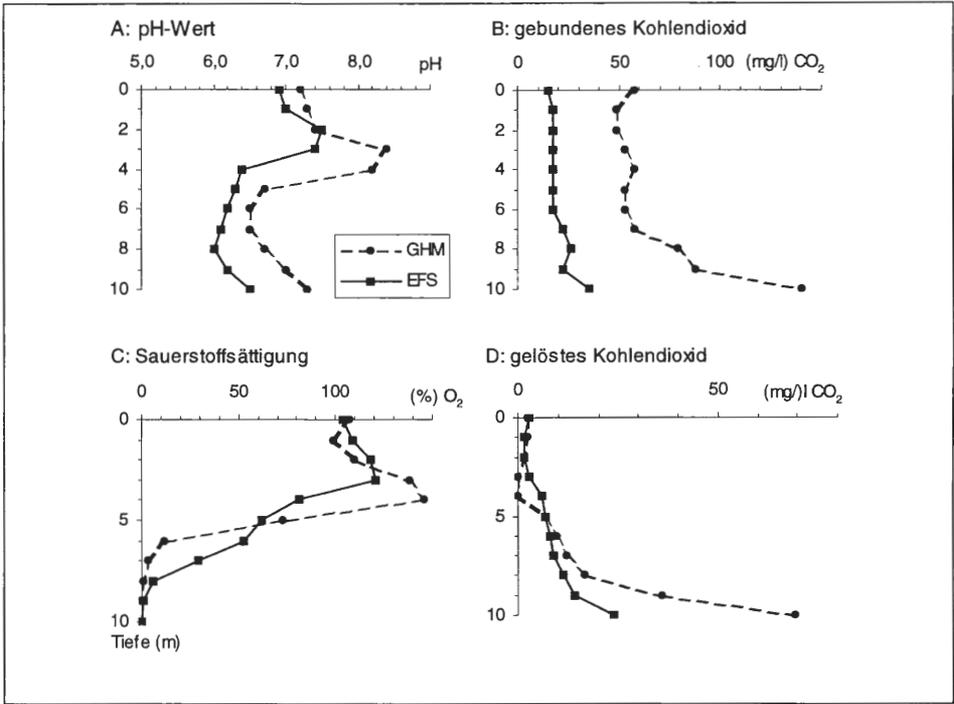


Abb. 15: Änderung des pH - Wertes mit der Tiefe, exemplarisch dargestellt an ausgewählten Tiefenprofilen des Erdfallsees und Großen Heiliges Meeres (Juni 96), daneben ist der gelöste und gebundene Kohlendioxidgehalt und die Sauerstoffsättigung dargestellt.

Der CO<sub>2</sub>-Gehalt des Wassers wird durch assimilierende Vegetation und Atmung der übrigen Organismen stark beeinflusst (Abb. 15). Hieraus ergeben sich tägliche und jahreszeitliche Schwankungen und kleinräumige Unterschiede des pH-Wertes (GESSNER 1959, STRASBURGER 1981, POTT et al. 1998). Die Kenntnis des pH-Wertes ist allein für eine Beurteilung der Kohlendioxidspezies folglich unerlässlich. Auch die Löslichkeit und Beweglichkeit anderer Stoffe, z. B. Schwermetalle sowie Sulfat- und Aluminiumverbindungen im Grundwasser ist vom pH-Wert abhängig. Innerhalb des Schutzgebietes kommt ihm zusätzlich eine Indikatorfunktion zu: treten erniedrigte pH-Werte in Verbindung mit elektolytarmem Grundwasser auf, ist dies ein Hinweis für typisches Heidegrundwasser (POTT et al. 1998, WEINERT 1999).

### 5.1.6 Die elektrische Leitfähigkeit

Die elektrische Leitfähigkeit ist als Summenparameter der hydratisierten Kationen und Anionen anzusehen und somit ein Maß für die im Wasser gelösten Elektrolyte. Unter Berücksichtigung der geologisch bedingten Leitfähigkeit (hier ca. 100  $\mu\text{s}/\text{cm}$ ) kann sie im Zusammenhang mit anderen anorganischen Stoffen als Indikator für Verschmutzung und bedingt auch als Indikator für Trophieänderungen herangezogen werden (POTT 1983, POTT et al. 1998, HÜTTER 1994). Im Gelände ist sie als differenzierender Parameter für eine Abgrenzung von Flächen unterschiedlicher Eigenschaften von größter Bedeutung und ermöglicht somit eine erste Beurteilung der Bedingungen vor Ort. Mit ihrer Hilfe kann eine gezielte Auswahl der Probeentnahmestelle erfolgen, wodurch die Anzahl der im Einzelfall möglichst umfangreichen Wasseranalysen auf ein Minimum reduziert werden

kann. Deutliche Abweichungen von der geologischen Leitfähigkeit sind z. B. im Bereich südlich des Großen Heiligen Meeres und des Erdfallsses festzustellen. Eine detaillierte Wasseruntersuchung gibt näheren Aufschluß über die verursachenden Stoffe: Sind es im Bereich des Großen Heiligen Meeres überwiegend Sulfat, Chlorid und Calcium, die für eine Leitfähigkeitserhöhung verantwortlich sind, kommen im Bereich des Erdfallsses neben Calcium auch Nitrat und Kalium hinzu (WEINERT et al. 1998).

Innerhalb des Pelagials werden Schwankungen der Leitfähigkeit hauptsächlich durch Konzentrationsänderung der Parameter gebundenes Kohlendioxid und Eisen hervorgerufen. Weitere Parameter wie Calcium, Magnesium, Chlorid, Natrium, Sulfat u.a. bestimmen den absoluten Wert der Leitfähigkeit, sind aber nicht für Änderungen innerhalb des Pelagials heranzuziehen.

### 5.1.7 Erdalkaliionen

Calcium ( $\text{Ca}^{2+}$ ) ist ein Mikronährstoff für Phytoplankton und stellt im Süßwasser das vorherrschende Kation dar. Es ist größtenteils als Carbonat und Hydrogencarbonat im Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht festgelegt (vgl. Kap. 5.1.4) und damit maßgeblich an den Puffereigenschaften der Gewässer beteiligt. Die Grund- und Oberflächenwasser der quartären Sande des Untersuchungsgebietes sind natürlicherweise arm an Erdalkaliionen (MATTHESS 1990). In Verbindung mit Magnesium kommt dem Stoffmengenverhältnis der Erdalkaliionen für die Beurteilung der Gewässerbeschaffenheit deshalb eine große Bedeutung zu. Stoffeinträge aus der Landwirtschaft sind z. B. häufig durch einen erhöhten Magnesiumgehalt gekennzeichnet (HÜTTER 1994). Das Calcium-Magnesium-Verhältnis sollte daher stets mit herangezogen werden, um schärfere Aussagen über die Herkunft von Stickstoff- und Phosphatverbindungen treffen zu können.

### 5.1.8 Indikatorparameter für allochthone Stoffeinträge

Innerhalb des Untersuchungsgebietes erlangen einige Parameter eine besondere Bedeutung, da sie von Natur aus nur in niedrigen Konzentrationen in pleistozänen Sanden auftreten oder aufgrund ihrer konservativen Eigenschaften lediglich durch Verdünnung eine Konzentrationsveränderung erfahren. Eine deutliche Erhöhung dieser Stoffe ist deshalb meist nur ein Hinweis für allochthone Stoffflüsse.

#### 5.1.8.1 Sulfat

Schwefel tritt in Gewässern überwiegend in der Form von Sulfat ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) auf, gehört in die Reihe der Makronährelemente und kann von photoautotrophen Organismen und vom Phytoplankton aufgenommen werden. Es unterliegt im See einem sauerstoffabhängigen Kreislauf. Neben einer Umsetzung von Sulfid zu Sulfat kann im aeroben Milieu auch Schwefelwasserstoff zu Sulfat umgesetzt werden. Hieran sind Bakterien der Gattung *Thiobacillus* beteiligt. Im anaeroben Milieu kann es zur Sulfatatmung mit vollständiger Desulfurikation kommen. Unter Sauerstoffabschluß vermögen sulfatveratmende Organismen das  $\text{SO}_4^{2-}$  als terminalen Elektronenacceptor zu verwenden, was zu einer Freisetzung von Schwefelwasserstoff führt.  $\text{H}_2\text{S}$  kann im anoxischen Milieu schwerlösliche Verbindungen besonders mit Eisen bilden, die nachfolgend im Sediment als Eisensulfid ( $\text{FeS}$ ) deponiert werden.

Größenordnungen zwischen 10-30 mg/l kommen in unbelasteten Gewässern von Haus aus vor (HÖLL 1986). Die Seen des Schutzgebietes weisen beide einen einheitlichen mittleren  $\text{SO}_4^{2-}$ -Gehalt von ca. 35 mg/l auf. Unter reduzierenden Bedingungen kann es ferner

im Hypolimnion zu einer Konzentrationsminderung von Sulfat kommen. Im Großen Heiligen Meer zeigt sich jedoch während der Sommerstagnation regelmäßig eine Anreicherung von  $H_2S$ .

Sulfat stellt neben Chlorid im Untersuchungsgebiet eine Art Indikator für allochthone Stoffeinträge dar. Hohe Konzentrationen von ca. 100 mg/l sind häufig entlang der Meerbecke im Grundwasser und im Bodenwasser des benachbarten Bruchwaldes und zeitweise auch in der Meerbecke selbst festgestellt worden. PUST (1993) konnte nachweisen, daß die Meerbecke seit 1988 einer Belastung mit mineralhaltigem Grundwasser ausgesetzt ist und sieht darin ein Quelle der Belastung des örtlichen Grundwassers mit Sulfat, Calcium, Natrium und Chlorid. WEINERT (1999) verweist in diesem Zusammenhang zusätzlich auf mineralhaltiges Grundwasser mit hohen autochthonen Sulfatanteilen.

#### 5.1.8.2 Natrium

Natrium stellt das am häufigsten vorkommende Alkaliion dar und ist als essentielles Nahrungselement für Tiere (weniger für Pflanzen) anzusehen. Das Auftreten von Natrium rührt von den weitverbreiteten Na-Al-Silikaten her, die Natrium bei der Verwitterung abgeben. Es wird im Boden nur begrenzt an Tonminerale gebunden und besitzt eine hohe Löslichkeit (SCHEFFER et al. 1998). Anthropogene Quellen stellen neben Straßenauftausalzen auch Kalisalzdünger und Gülleverieselung dar (PUST 1993, MATTHESS 1990, HÜTTER 1994). Wegen seines konservativen Charakters weist es in seiner räumlichen und zeitlichen Verteilung nur geringfügige Differenzen auf (WETZEL 1983).

Im Zusammenhang mit Auftausalzen bekommt Natrium in Verbindung mit Chlorid im Bereich der Landstraße eine Indikatorfunktion für episodisch auftretende Salzbelastungen. Die Analyse ist notwendig, damit der im Gelände mit Hilfe der Leitfähigkeit ermittelten räumlichen Differenzierung von Stoffkonzentrationen die verursachenden Parameter zugeordnet werden können, um wiederum eine Eingrenzung der Eintragspfade vornehmen und Belastungsquellen aufzeigen zu können.

#### 5.1.8.3 Chlorid

Chlorid ( $Cl^-$ ) ist ein hoch mobiles Ion und erfährt normalerweise keine Veränderung durch biologische oder chemische Prozesse. Die Ionen werden in tonarmen Gesteinen normalerweise nicht zurückgehalten und gelangen auf dem Grundwasserpfad leicht in die Gewässer. Hohe Chloridgehalte, die nicht geologischen Ursprungs sind, weisen auf anthropogene Verunreinigungen z. B. mit Straßenstreusalzen, Düngemitteln und häuslichen Abwässern hin. Normalerweise sind keine auffälligen Veränderungen der räumlichen und jahreszeitlichen Verteilung von Chlorid in natürlichen Seen festzustellen (WETZEL 1983). Auch im Großen Heiligen Meer und im Erdfallsee ist die Chloridverteilung sehr gleichmäßig. Ihre absolute Konzentration liegt im Erdfallsee mit mittleren Werten von 16,9 mg/l nur etwa halb so hoch wie im Großen Heiligen Meeres, das im Mittel 34,2 mg/l erreicht. Die Schwankungen in der Vertikalverteilung sind ebenfalls sehr gering, auch im Jahresverlauf liegen keine nennenswerten Amplituden vor. Eine Verringerung der Chlorid-Konzentration in Gewässern kann aufgrund seiner Eigenschaften praktisch nur durch Verdünnung herbei geführt werden. Seit 1994 konnte eine Amplitude von 11,3 bis 20,1 mg/l im Erdfallsee und von 26,9 bis 38,8 mg/l im Großen Heiligen Meer ermittelt werden.

Chlorid wird bei der Infiltration nur zu geringen Teilen sorbiert und stellt ein gutes Maß für mögliche Grundwasserverschmutzung dar. Es kann neben Sulfat somit als weiterer gebietsspezifischer Parameter für allochthone Stoffeinträge in das Untersuchungsgebiet angesehen werden.

#### 5.1.8.4 Kaliumpermanganatverbrauch

Bei der Bestimmung der Oxidierbarkeit mit Kaliumpermanganat wird nur ein Teil der tatsächlich gelösten, also leicht oxidierbaren organischen Substanzen als auch anorganische Stoffe (z. B.  $\text{Fe}^{2+}$ ) mit erfaßt (HÖLL 1986). Der Kaliumpermanganatverbrauch im sauren Milieu, angegeben als organische Substanzen, ist daher als Summenparameter anzusehen, was bei der Interpretation entsprechender Meßdaten berücksichtigt werden muß.

Organische Substanzen treten als Zwischen- und Abbauprodukte der Mineralisation auf. Aber auch durch Exkretion von lebenden Organismen sowie deren Autolyse und nach allochthonen Einträgen von Stoffen in die Gewässer kann der Gehalt an organischen Substanzen beeinflußt werden. Bei den gelösten organischen Substanzen handelt es sich um ein Gemisch aus Polysacchariden, Enzymen, Huminsäuren u.a. Stoffen. Die Hauptkomponente stellen die aus dem Abbau pflanzlicher Substanz hervorgehenden, schwerabbaubaren Huminstoffe dar. Sie haben zudem die Eigenschaft, mit Metall-Ionen ( $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ) Chelatkomplexe zu bilden, wodurch die Ionen in Lösung gehalten werden können. Sie dienen ferner den aquatisch lebenden Bakterien als Kohlenstoff- und Energiequelle. Die Menge der organischen Substanzen stellt deshalb ein Maß der Produktion der Seen dar, abgesehen von Mooreseen. Hier kommt es aufgrund einer verringerten Mineralisation zu einer autochthonen Anreicherung von Huminstoffen, so daß Werte bis zu 200-350 mg/l an organischen Substanzen gemessen werden können (HÖLL 1986). Hohe Gehalte an organischen Substanzen können also einerseits einen natürlich hohen Anteil an Huminstoffen repräsentieren oder trophiebedingt sein und andererseits auf Verunreinigungen hindeuten.

#### 5.1.9 Schwermetalle

Eisen ist ein Schwermetall, das im Untersuchungsgebiet von Natur aus in z. T. sehr hohen Konzentrationen vorkommt. Auf Grund seiner Eigenschaft in Abhängigkeit von den Milieubedingungen seine chemische Wertigkeit zu ändern, kann es im oxidierten Zustand ( $\text{Fe}^{3+}$ ) Phosphat unter Bildung des Eisen-Phosphatkomplexes festlegen. Dies führt bei einem Überschuß an Eisen in Gegenwart von Sauerstoff immer zu sehr niedrigen Phosphatkonzentrationen, die nahe der Bestimmungsgrenze liegen. Bei einer Änderung der Redoxbedingungen im sauerstofffreien Milieu kommt es hingegen zur Freisetzung des Phosphates aus dem Eisen-Phosphatkomplex durch Reduktion des  $\text{Fe}^{3+}$  zu  $\text{Fe}^{2+}$ , und somit zu einer spontanen Nährstofffreisetzung, die, solange  $\text{PO}_4^{3-}$  als wachstumslimitierender Faktor vorliegt, einen Wachstumsschub auslösen kann.

Mangan kann ebenfalls mit Phosphat einen schwerlöslichen Komplex bilden, tritt aber in wesentlich geringeren Konzentrationen im Grund- und Seewasser auf und spielt daher eine untergeordnete Rolle. Plötzlich auftretendes Zink im Pelagial und Sublitoral der Gewässer läßt auf einen verstärkten Zustrom von reduziertem Sicker- und Grundwasser schließen. Mangan und auch Zink können in Begleitung mit anderen Indikatorparametern für eine schärfere Aussage bei der Auffindung von Eintragsquellen und der Beurteilung der Gewässer dienlich sein.

### 5.2 Die Pflanzengesellschaften und ihre hydrochemisch-physikalischen Standortbedingungen

In diesem Kapitel werden die für die Gewässer charakteristischen Pflanzengesellschaften vorgestellt und die nachgewiesenen hydrochemischen Bedingungen ihrer Wuchsorte erläutert. Die Anpassung der Makrophyten an aquatische und semiaquatische bzw. amphi-

bische Lebensräume erfordert eine differenzierte Betrachtung ihrer Nährstoffquellen. Je nach Beschaffenheit des Standortes ist eine Unterteilung in **Frei-** und **Interstitialwasser** oder **Bodenwasser** sinnvoll. Standorte ohne Freiwasserbereiche sind im höheren Uferniveau, dem Supra- und Epilitoral angesiedelt und vermitteln zu terrestrischen Pflanzengesellschaften, deren Ursprung nicht in der Verlandung eines Gewässers liegt.

### 5.2.1 *Myriophyllo-Nupharetum luteae* (W. Koch 1926) Hueck 1931

Das *Myriophyllo-Nupharetum luteae* ist eine charakteristische Schwimmblattgesellschaft im Verlandungsbereich meso- bis eutropher Seen (POTT 1980, 1983). Ihre Biomasseproduktion führt zur Bildung organogener Sedimente und bewirkt eine Aufhöhung des Seebodens. Seeseitig wird der Wuchsbereich von *Nuphar lutea* und *Nymphaea alba* durch physikalische Faktoren, vor allem durch einen steigenden hydrostatischen Druck mit zunehmender Wassertiefe, von der Durchlichtung des Wasserkörpers und von der Morphologie der Uferbank begrenzt. Landwärts stehen die Seerosendecken in Konkurrenz mit Pflanzengesellschaften der Röhrichte. Je nach Grad der Trophie und Intensität des menschlichen Eingriffes lassen sich im Naturschutzgebiet neben der typischen Ausbildung eines *Myriophyllo-Nupharetum luteae* weitere Untereinheiten beschreiben, in denen einzelne Arten zur Dominanz gelangen können und Reinbestände ausbilden (POTT et al. 1996).

Im Großen Heiligen Meer ist eine mehr oder weniger geschlossene Schwimmblattzone ausgebildet, die eine Breite von wenigen Metern bis ca. 30 m einnimmt (vgl. Abb. A3). Seit 1949 hat sie sich vom West-, Süd- und Südostufer des Sees auch auf die nördlichen Uferabschnitte ausgebreitet (GRAEBNER 1930, 1934, RUNGE 1991). Vereinzelt kommen *Nuphar lutea* und *Polygonum amphibium* zur Dominanz und bilden eigene Fazies (Tab. A3). Seit 1968 unterliegt die floristische Zusammensetzung der aquatischen und amphibischen Pflanzengesellschaften nachweislich auch dem Einfluß des Bisams (*Ondatra zibethicus* L.), da er mitunter bestimmte Arten selektiv bevorzugt frißt oder zerbeißt. Deshalb ist in diesem Zusammenhang zu prüfen, in wie weit eine dauerhafte Faziesbildung der unmittelbare Ausdruck von Trophieunterschieden ist.

In relativ hoher Stetigkeit kommen neben den genannten Faziesbildnern weitere Arten bevorzugt nährstoffreicher Standorte wie *Potamogeton obtusifolius* und *Ranunculus circinatus* sowie auch Arten nährstoffärmerer Standorte wie z. B. *Eleocharis acicularis* und *Myriophyllum alterniflorum* vor. Die Artenkombination des *Myriophyllo-Nupharetum luteae* läßt auf eine mäßig nährstoffreiche Situation schließen, da hier Elemente relativ nährstoffreicher und ärmerer Ausbildungen nebeneinander vorkommen (vgl. WIEGLEB 1978, POTT 1980, STRASBURGER 1981).

Die Nährstoffbereitstellung erfolgt nicht ausschließlich über das Freiwasser, sondern auch über das Interstitial. Im Mittel steht das 2- bis 5-fache an Nährstoffen des Freiwassers im Interstitial zur Verfügung. Besonders die Konzentration von Ammonium (0,77 mg/l) und Phosphat (0,33 mg/l) sind aufgrund der überwiegend reduzierenden Bedingungen im Interstitial gegenüber dem Freiwasser während der Vegetationsperiode deutlich erhöht (Tab. 8). Ein deutlich erhöhtes Basenangebot mit einer Gesamthärte von 12 °dH führt dabei im Interstitial zu einer sehr guten Pufferung mit pH-Werten im neutralen Bereich, die nur einer geringen Amplitude (pH 6,5-7,5) unterliegen.

Im Kleinen Heiligen Meer ist die Durchlichtung des Wasserkörpers sehr gering (0,3-0,5 m), so daß eine Unterwasservegetation nur sehr spärlich ausgebildet ist. In der Schwimmblattzone ist *Nuphar lutea* die bestandsbildende Art (Abb. 16). Vereinzelt gesellen sich *Myriophyllum spicatum* und *Potamogeton crispus* hinzu, die vorwiegend den eutrophen Flügel des *Myriophyllo-Nupharetum* kennzeichnen (WIEGLEB 1976, POTT 1980, MELZER 1988).

Tab. 8: Mittlere Konzentration der Alkali- und Erdalkalitionen im Erdfallsee und Großen Heiligen Meer.

	Erdfallsee		Großes Heiliges Meer	
	$\bar{x}$	(min - max)	$\bar{x}$	(min - max)
K <sup>+</sup> (mg/l)	1,5	0,8–2,3	1,9	1,2–2,7
Na <sup>+</sup> (mg/l)	7,4	6,0–8,5	17,4	12,0–19,8
Ca <sup>2+</sup> (mg/l)	13,8	8,9–23	26,0	17,1–32,4
Mg <sup>2+</sup> (mg/l)	1,8	1,1–2,8	4,0	2,7–7,2
Ca/Mg-Verhältnis	4,7		3,9	
GH (°dH)	2,3	1,7–3,7	4,6	3,2–5,7
KH (°dH)	1,2	0,1–3,5	3,4	2,5–5,6



Abb. 16: Schwimmblattzone am Westufer des Kleinen Heiligen Meeres. Die Gelbe Teichrose (*Nuphar lutea*) bildet hier einen Hauptaspekt des Bestandes (1998).

Durch regelmäßigen Angelbetrieb werden die Bestände immer wieder aufgelichtet. 1998 trieben auf ca. 1/3 der Bestandsfläche Rhizome der Gelben Teichrose an der Wasseroberfläche. Auch hier muß davon ausgegangen werden, daß eine nachträgliche Veränderung der Artenkombination durch Mensch und Tier und damit u.U. eine Förderung bestimmter nährstoffliebender Arten stattgefunden hat.

Die Untersuchungen zeigen hier übereinstimmend mit der Bioindikation der Vegetation, daß im Freiwasser der Pflanzengesellschaft über das ganze Jahr eine deutlich bessere Versorgung mit Phosphat (im Mittel 0,106 mg/l) festzustellen ist als im Großen Heiligen Meer (0,04 mg/l). Auch die Nitrat-Amplitude (0,1-2,3 mg/l) und der Kohlendioxidgehalt (im Mittel 136 mg/l) sind deutlich größer (vgl. Tab. 9 und Tab. 10). Dies hängt ebenso mit der seespezifischen internen Nährstoffdynamik (vgl. Kap. 5.4) wie auch mit Stoffeinträgen aus dem Einzugsgebiet zusammen (vgl. Kap 6.6).

Tab. 9: Hydrochemisch-physikalische Milieubedingungen eines *Myriophyllo-Nupharetum luteae* im Großen Heiligen Meer.

Parameter	Freiwasser GHM (i = 3)					Interstitialwasser GHM (i = 3)				
	$\bar{x}$	s	Min.	Max.	n	$\bar{x}$	s	Min.	Max.	n
Temp. (°C)	<b>11,8</b>	6,79	0,2	23,8	62	<b>12,1</b>	5,08	5,5	20,7	29
O <sub>2</sub> (mg/l)	<b>8,4</b>	2,2	n.n.	12,2	61(62) <sup>1</sup>	<b>0,3</b>	0,2	n.n.	0,7	5(29) <sup>1</sup>
pH (-log c(H <sub>3</sub> O <sup>+</sup> ))	<b>7,3</b>	0,4	6,0	8,1	62	<b>6,9</b>	0,2	6,5	7,5	27
CO <sub>2</sub> -geb. (mg/l)	<b>53,5</b>	16,3	26,4	167,0	62	<b>156,2</b>	33,6	101,2	228,8	28
LF (µS/cm)	<b>295</b>	63	261	650	62	<b>521</b>	152	332	740	29
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	<b>0,6</b>	0,5	0,1	1,7	60	<b>0,3</b>	0,2	0,1	0,7	26
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	<b>0,33</b>	0,59	0,01	4,44	62	<b>0,77</b>	0,61	0,09	2,40	27
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/l)	<b>0,047</b>	0,162	0,002	1,276	60	<b>0,330</b>	0,243	0,045	0,860	28
K <sup>+</sup> (mg/l)	<b>1,9</b>	0,3	1,3	2,8	58	<b>1,4</b>	0,6	0,3	2,4	27
Ca <sup>2+</sup> (mg/l)	<b>28,5</b>	5,4	16,6	59,5	58	<b>69,2</b>	30,3	27,3	118,0	25
Mg <sup>2+</sup> (mg/l)	<b>3,9</b>	0,6	3,2	6,1	58	<b>7,0</b>	1,6	4,3	11,3	23
GH (°dH)	<b>4,9</b>	0,8	3,2	9,7	58	<b>12,0</b>	4,4	5,2	18,4	21
KH (°dH)	<b>3,4</b>	1,0	1,7	10,6	58	<b>9,3</b>	1,4	6,4	12,3	25
Na <sup>+</sup> (mg/l)	<b>18,1</b>	1,7	13,5	26,0	58	<b>17,1</b>	6,0	7,0	27,5	27
Cl <sup>-</sup> (mg/l)	<b>36,1</b>	4,97	32,1	67,4	62	<b>44,2</b>	16,00	22,2	65,0	28
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/l)	<b>34,4</b>	9,5	18,6	94,6	60	<b>40,7</b>	37,2	2,9	103,7	24
KMnO <sub>4</sub> -Verbrauch (mg/l)	<b>29,8</b>	17,5	14,5	132,7	58	<b>26,8</b>	21,6	7,3	71,4	27
Fe <sup>2+</sup> (mg/l)	<b>0,85</b>	1,47	0,05	10,90	62	<b>14,40</b>	14,73	3,16	50,00	28
Mn (mg/l)	<b>0,21</b>	0,25	n.n.	1,60	48(60) <sup>1</sup>	<b>1,48</b>	1,46	0,30	5,60	27
Zn (mg/l)	<b>0,07</b>	0,08	n.n.	0,25	7(60) <sup>1</sup>	<b>0,02</b>	0,02	n.n.	0,06	5(27) <sup>1</sup>

$\bar{x}$ : Mittelwert 10/1996-10/1998; i: Anz. der Probestellen; Min.: Minimum; Max.: Maximum; s: Standardabweichung; n: Anz. der Messungen, n.n. unterhalb der Bestimmungsgrenze.

<sup>1</sup> die Zahl vor der Klammer entspricht der Anzahl der Messungen, die oberhalb der Nachweisgrenze liegen und aus denen der Mittelwert gebildet wurde, die Zahl in der Klammer gibt die Gesamtanzahl der Messungen (n) wieder.

### 5.2.2 *Nymphaetum albo-minoris*

Am Erdfallsee ist heute unter mesotrophen Bedingungen nur die kleine Seerose (*Nymphaea alba* var. *minor*) am Aufbau einer Schwimmblattzone beteiligt. Sie stellt eine Standortmodifikation der Weißen Seerose dar und bildet das *Nymphaetum albo-minoris*. Die Gesellschaft gehört zur Verlandungsserie dys- bis mesotropher Stillgewässer der norddeutschen Pleistozänsandlandschaften (WITTIG 1980, POTT 1980, 1983, 1995). Ihre

Tab. 10: Hydrochemisch-physikalische Milieubedingungen eines *Myriophyllo-Nupharetum luteae* im Kleinen Heiligen Meer.

Parameter	Freiwasser KHM (i = 4)				
	$\bar{x}$	s	Min.	Max.	n
Temp. (°C)	<b>15,8</b>	4,97	4,6	26,1	45
O <sub>2</sub> (mg/l)	<b>7,2</b>	2,5	0,5	13,0	43
pH (-log c(H <sub>3</sub> O <sup>+</sup> ))	<b>7,8</b>	0,2	7,3	8,2	45
CO <sub>2</sub> -geb. (mg/l)	<b>135,8</b>	13,5	110,0	158,4	42
LF (µS/cm)	<b>660</b>	21	594	717	45
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	<b>0,5</b>	0,6	0,1	2,3	43
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	<b>0,08</b>	0,08	0,01	0,31	39
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/l)	<b>0,106</b>	0,106	0,017	0,582	40
K <sup>+</sup> (mg/l)	<b>2,3</b>	0,6	1,0	3,8	41
Ca <sup>2+</sup> (mg/l)	<b>90,0</b>	16,1	9,7	107,0	41
Mg <sup>2+</sup> (mg/l)	<b>17,7</b>	3,5	12,9	26,9	42
GH (°dH)	<b>16,7</b>	2,2	7,4	19,9	41
KH (°dH)	<b>8,7</b>	0,8	7,0	10,1	42
Na <sup>+</sup> (mg/l)	<b>16,5</b>	2,9	10,9	27,3	41
Cl <sup>-</sup> (mg/l)	<b>32,6</b>	3,45	27,8	44,9	43
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/l)	<b>139,6</b>	14,8	109,5	167,0	40
KMnO <sub>4</sub> -Verbrauch (mg/l)	<b>36,2</b>	26,4	16,7	195,9	40
Fe <sup>2+</sup> (mg/l)	<b>0,32</b>	0,12	0,17	0,65	43
Mn (mg/l)	<b>0,22</b>	0,20	0,01	1,36	41
Zn (mg/l)	<b>0,01</b>	0,01	n.n.	0,03	13(41) <sup>1</sup>

$\bar{x}$ : Mittelwert 05/1998-10/1998; i: Anz. der Probestellen; Min.: Minimum; Max.: Maximum; s: Standardabweichung.; n: Anz. der Messungen, n.n. unterhalb der Bestimmungsgrenze.

<sup>1</sup> die Zahl vor der Klammer entspricht der Anzahl der Messungen, die oberhalb der Nachweisgrenze liegen und aus denen der Mittelwert gebildet wurde, die Zahl in der Klammer gibt die Gesamtanzahl der Messungen (n) wieder.



Abb. 17: Vegetationsabfolge einer Verlandung am Westufer des Erdfallsees (1998). In der Schwimmblattzone dominiert die Kleine Seerose (*Nymphaea alba* var. *minor*). Es schließen sich Bestände von *Eleocharis multicaulis* und *Hypericum elodes* an, den Abschluß zum Land bilden Gebüschbestände von *Myrica gale* und *Salix cinerea*.

Bestände erstrecken sich lückenhaft am Westufer (Abb. 17), die Wassertiefe beträgt nur 5-8 Dezimeter. Dort befinden sich inzwischen organische Ablagerungen, die als Dygyttja angesprochen werden. Sie lösen ein Protopedon ab, das im Zentrum des flachen Bereiches sowie am Ost- und Nordostufer weit verbreitet ist. Strömungen und Wellenschlag im zentralen, flachen Teil des Sees sind wohl ausschlaggebend für die geringe Ausbreitung der Pflanzengesellschaft. Die Bestände sind als fragmentarische Ausbildung des *Nymphaetum albo-minoris* anzusehen, die in bereits leicht eutrophierten Gewässern anzutreffen sind, da typisch oligotrophente Arten wie *Juncus bulbosus*, *Sparganium minimum*, *Utricularia minor* oder *Utricularia australis* hier fehlen (vgl. POTT 1980, WITTIG 1980).

### 5.2.3 *Littorella uniflora*-Gesellschaft

Die *Littorella uniflora*-Gesellschaft gehört zum Inventar einer typischen Vegetationsabfolge silikat-oligotropher Gewässer Nordwestdeutschlands (POTT 1983). Aufgrund ihrer äußerst geringen Produktivität ist die Gesellschaft in keine erkennbare Sukzession eingebunden. Bleiben allochthone Einflüsse aus, ist die Gesellschaft nicht an einem sichtbaren Verlandungsprozeß beteiligt. Stenökies Verhalten zeichnet die *Littorella uniflora*-Gesellschaft aus; so ist sie vor allem durch Eutrophierungs- und Versauerungseinflüsse in ihren Beständen bedroht und kann unter solchen Bedingungen durch starke organische Sedimentbildung oder durch Licht- und Raumkonkurrenz bei Algenaufwuchs oder bei Konkurrenz höherwüchsiger Kormophyten leicht verdrängt werden (vgl. ELLENBERG 1986, PREISING et al. 1990, KAPLAN 1993, WILMANN 1993). Ihre extrem konkurrenzschwachen und eutrophierungsanfälligen Bestände sind daher in Norddeutschland stark gefährdet (WITTIG & POTT 1981, RAABE et al. 1987, GRAVE 1994, KAPLAN 1992). Die Voraussetzung für die Herausbildung einer *Littorella uniflora*-Gesellschaft ist das Auftreten jahreszeitlicher Wasserspiegelschwankungen mit drei Ökophasen. Seichte Überschwemmung herrscht in der litoralen Phase, in der limosen Phase ist das kurzfristig trockenfallende Bodensubstrat wasserdurchtränkt, das in der terrestrischen Phase schließlich völlig abtrocknen kann (POTT 1995).

Die *Littorella uniflora*-Gesellschaft ist am Erdfallsee an drei Stellen als schmaler, ca. 1 bis 1,5 m breiter amphibischer Rasen mit Flächenausdehnungen von wenigen bis etwa 30 m<sup>2</sup> ausgebildet. Der größte Bestand liegt am ostnordöstlichen Ufer. Zwei sehr kleine Flächen der Strandlings-Gesellschaft befinden sich auf mittlerer Höhe der längeren West-Ost-Seeachse an luvseitigen Ufervorsprüngen im Süden und Norden. *Littorella uniflora* bildet im Erdfallsee zum Ufer hin Bestände aus, in denen noch vereinzelte Exemplare der Wasserlobelie (*Lobelia dortmanna*) wachsen.

Das Interstitialwasser am Ostufer bietet gegenüber dem Freiwasser nur eine geringfügig verbesserte Nährstoffsituation. Zwar steht eine 4-fache Menge von Ammonium im überwiegend anaeroben Milieu des Interstitials zur Verfügung: 0,71 mg/l gegenüber 0,17 mg/l im Freiwasser. Die Phosphatkonzentration ist jedoch mit 0,017 mg/l im Interstitial und 0,014 mg/l im Freiwasser annähernd gleich. Die Basenversorgung im Interstitial, die Gesamthärte beträgt nur 1,1 °dH, liegt hingegen deutlich unterhalb der des Freiwassers; dort beträgt sie immerhin 2,5 °dH. Dies spiegelt sich auch in einer mittleren Leitfähigkeit von 111 µS/cm wider, die gegenüber dem Freiwasser mit 156 µS/cm um ca. 40 µS/cm deutlich erniedrigt ist (Tab. 11). Eine Besonderheit dieses Wuchsortes, der hier von isoetider Vegetation eingenommen wird, welche einen Teil ihrer Nährstoffe aus dem Interstitial aufnimmt, ist die große Amplitude des pH-Wertes von pH 3,7 bis 6,0, der mittlere pH beträgt 5,0 und bezeugt somit sehr schön den oben beschriebenen Ökophasenwechsel.

Tab. 11: Hydrochemisch-physikalische Milieubedingungen eines *Littorella uniflora*-Bestandes am Erdfallsee (vgl. HÖLTER 1998).

Parameter	Freiwasser EFS (i = 1)					Interstitialwasser EFS (i = 2)				
	$\bar{x}$	s	Min.	Max.	n	$\bar{x}$	s	Min.	Max.	n
Temp. (°C)	15,2	7,7	5,2	23,9	9	13,8	4,8	7,0	21,6	17
O <sub>2</sub> (mg/l)	8,8	1,7	5,9	11,6	9	0,4	0,5	n.n.	1,0	3(16) <sup>1</sup>
pH (-log c(H <sub>3</sub> O <sup>+</sup> ))	6,8	0,2	6,5	7,1	9	5,0	0,78	3,7	6	17
CO <sub>2</sub> -geb. (mg/l)	16,4	2,7	13,2	22,0	9	13,6	7,5	n.n.	30,8	15(17) <sup>1</sup>
LF (μS/cm)	156	5,1	151	167	9	111	24,9	70	160	17
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	0,5	0,3	0,3	1,0	9	0,5	0,29	0,1	1,1	17
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	0,17	0,19	0,02	0,56	9	0,71	0,35	0,27	1,53	17
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/l)	0,014	0,010	0,006	0,025	9	0,017	0,014	0,004	0,060	16(17) <sup>1</sup>
K <sup>+</sup> (mg/l)	1,9	0,2	1,6	2,4	9	1,6	0,5	1,0	2,6	16
Ca <sup>2+</sup> (mg/l)	15,1	0,9	14,1	16,8	9	6,4	4,1	1,4	15,2	16
Mg <sup>2+</sup> (mg/l)	1,7	0,1	1,5	1,9	9	1,0	0,5	0,5	1,8	16
GH (°dH)	2,5	0,1	2,3	2,7	9	1,1	0,6	0,3	2,5	16
KH (°dH)	1,0	0,2	0,8	1,4	9	0,9	0,5	n.n.	2,0	15(17) <sup>1</sup>
Na <sup>+</sup> (mg/l)	8,0	0,3	7,3	8,3	9	6,9	1,7	3,6	8,9	16
Cl <sup>-</sup> (mg/l)	17,6	0,5	17,0	18,7	9	16,1	4,7	7,6	22,9	15
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/l)	33,0	4,7	25,0	40,3	9	13,5	8,9	3,8	28,4	14
KMnO <sub>4</sub> -Verbrauch (mg/l)	38,3	12,4	27,5	68,6	9	83,2	33,0	35,4	154,9	17
Fe <sup>2+</sup> (mg/l)	0,2	0,1	0,05	0,37	9	2,16	1,02	0,76	3,84	17
Mn (mg/l)	0,10	0,10	n.n.	0,32	7(9) <sup>1</sup>	0,16	0,07	n.n.	0,29	13(17) <sup>1</sup>
Zn (mg/l)	n.n.	-	n.n.	n.n.	(9) <sup>1</sup>	0,08	0,04	n.n.	0,10	3(17) <sup>1</sup>

$\bar{x}$ : Mittelwert 05/1997-01/1998; i: Anz. der Probestellen; Min.: Minimum; Max.: Maximum; s: Standardabweichung; n: Anz. der Messungen, n.n. unterhalb der Bestimmungsgrenze.

<sup>1</sup> die Zahl vor der Klammer entspricht der Anzahl der Messungen, die oberhalb der Nachweisgrenze liegen und aus denen der Mittelwert gebildet wurde, die Zahl in der Klammer gibt die Gesamtanzahl der Messungen (n) wieder.

#### 5.2.4 *Eleocharitetum multicaulis* Allorge 1922 em. R. Tx. 1937

Die Vielstengelige-Sumpfbinsie besiedelt amphibische Flachwasserzonen nordwestdeutscher Heide- und Moorgewässer oligo-, dys-, und mesotropher Ausbildung. Unter subhydricen Bedingungen entwickeln sich starke Mudde-Auflagen aus unvollständig zersetztem pflanzlichen Material. *Eleocharis multicaulis* dominiert in dieser Pflanzengesellschaft und bildet flutende oder rasige, jedoch niedrigwüchsige Gürtel im Litoralbereich von der mittleren Hochwasserlinie bis hinab in ca. 60 cm Wassertiefe. Ihre hervorragend angepasste amphibische Lebensweise ermöglicht ihr, auch auf Standorten zu siedeln, von denen höher wüchsige Röhrichte fernbleiben, da sie für ca. 2-3 Monate im Jahr trocken fallen können (POTT 1982a, SCHAMINÉE et al. 1992).

Die Pflanzengesellschaft tritt am Erdfallsee innerhalb einer mesotrophen Verlandungsabfolge sowohl am Nordost- als auch am Nordwest- und vereinzelt auch am Südufer auf (vgl. Abb. A2 im Anhang). Seewärts vorgelagert finden sich vereinzelt *Littorella uniflora*-Bestände und landwärts schließt sich ein Gagelgebüsch an (Abb. 18).

#### 5.2.5 *Scirpo-Phragmitetum* W. Koch 1926

Das *Scirpo-Phragmitetum* besitzt eine breite ökologische Amplitude hinsichtlich der Trophie und umspannt mit verschiedenen Fazies den Wuchsbereich in oligo- bis dys-, meso- und eutrophen Stillgewässern (POTT 1985). Es bildet oftmals ein dichtes, undurchdringliches Röhricht, das sich wie ein Gürtel entlang der Uferlinie zwischen einer Schwimm-

blattzone sowie Gebüsch- und Waldgesellschaften im amphibischen Lebensraum etabliert (Abb. 19). Auf nährstoffreichem Schlamm und über Flachmoortorfen dringt *Phragmites australis* bis zu einer Wassertiefe von ca. 150 cm in stehende Gewässer vor. Es bevorzugt wind- und wellenberuhigte Lagen und trägt durch unvollständig zersetzte Vegetationsrückstände zur Bildung organogener Naßböden bei. Dies kann die Verlandung von Gewässern erheblich beschleunigen (POTT 1983, PREISING et al. 1990). *Phragmites australis*, die dominierende Art am Großen Heiligen Meer, und andere meso- bis eutraphente Röhrichtarten dieser Gesellschaft wie *Schoenoplectus lacustris*, *Typha angustifolia* und *Typha latifolia* sind ausgeprägte Polykormonbildner und bauen entsprechende Dominanzgesellschaften der Assoziation auf. Ganz überwiegend vegetativ ist die Vermehrung des Schilfrohres durch ein Netz von rhizomartigen Ausläufern (DIERSSEN 1972, WILMANN 1993, POTT & PETERSEN 1999).

Das *Scirpo-Phragmitetum* läßt sich im Verlandungsbereich der Gewässer im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ in drei Untereinheiten gliedern (Tab. A4): Die weitaus artenreichsten Bestände sind am Nord- und Nordostufer des Großen Heiligen Meeres anzutreffen (mittlere Artenanzahl 15-20). Sie sind von einem steten Vorkommen von *Sparganium erectum* und *Lysimachia thyrsoiflora* charakterisiert. Diese Arten bevorzugen mäßig nährstoffreiche bis nährstoffreiche Gewässer mit humosen, mehr oder weniger kalkhaltigen Schlammböden (OBERDORFER 1994, POTT 1995).

Dieser eher typischen Ausbildung des *Scirpo-Phragmitetum* stehen Bestände mit *Carex acutiformis* gegenüber. Sie zeichnen sich durch eine Reihe von Arten aus, die in der typischen Ausbildung weitestgehend fehlen. Es sind hier *Rumex hydrolapatum*, *Filipendula ulmaria*, *Galium aparine*, *Epilobium hirsutum* und *Eupatorium cannabinum* zu nennen. Diese Fazies von *Carex acutiformis* ist hauptsächlich am Kleinen Heiligen Meer anzutreffen und dort in Bereichen, in denen durch eine verminderte Überflutung im Jahr bereits potentielle Bruchwaldstandorte entstanden sind.



Abb. 18:  
*Eleocharis multicaulis* am  
Nordostufer des Erdfallsees  
(1998).



Abb. 19: *Scirpo-Phragmitetum* am Ost- und Nordostufer des Großen Heiligen Meeres (1998). *Phragmites australis* bildet zusammen mit *Typha latifolia* und *T. angustifolia* im amphibi-schen Verlandungsbereich einen stellenweise bis zu 200 m breiten Röhrichtgürtel aus.

Eine weitere Variante des *Scirpo-Phragmitetum* fällt durch das Fehlen typischer Röhrichtbegleitpflanzen im Gelände sofort auf. Die Artenanzahl liegt zwischen 2 und 6. Meist werden die Bestände nur von *Phragmites australis* gebildet. Am Westufer des Großen Heiligen Meeres bildet es z. B. Einartbestände aus. Auch am Erdfallsee tritt diese Fazies auf. Jedoch steht das Schilfrohr hier sehr viel lockerer, so daß von einer fragmentarischen Ausbildung gesprochen werden kann. Zusätzlich treten weitere, in diesem Fall für den Erdfallsee typische Arten dem Röhricht hinzu, wie z. B. *Hydrocotyle vulgaris*, *Hypericum elodes* und *Fontinalis antipyretica*, die eine deutlich geringere Nährstoffversorgung der Standorte bezeugen.

Die hydrochemischen Ergebnisse belegen für die Wuchsorte am Großen Heiligen Meer eine gute, teilweise sehr gut Nährstoffversorgung. Dennoch stellen sie für diese Ausbildung der Pflanzengesellschaft die untere trophische Grenze des möglichen Siedlungsbe-reiches dar (vgl. POTT 1982b, 1995). Besonders im Wurzelraum, dessen Substrat in die-sem Fall aus Ablagerungen der bestandsbildenden Arten selbst gebildet wird, ist eine gute Stickstoff- und Phosphatversorgung zu verzeichnen. Wechselnde Sauerstoffversorgung mit oxidierenden und reduzierenden Phasen charakterisieren diesen Standort. Sie fördern die Mineralisation und damit eine erhöhte Nährstofffreisetzung. Auch das Basenangebot ist mit einer Gesamthärte von 5,0 °dH im Frei- bzw. 5,8 °dH im Interstitialwasser für orga-nogene Sedimente im Bereich des Großen Heiligen Meeres als gut einzustufen (Tab. 12). Anhand der Leitfähigkeit - 281 µS/cm im Frei- bzw. 299 µS/cm im Interstitialwasser - können diese Standorte als meso- bis eutroph eingestuft werden (vgl. POTT 1980, 1983). Eine Amplitude der Leitfähigkeit von 97-537 µS/cm zeigt einerseits die große Spann-breite hinsichtlich der hydrochemischen Beschaffenheit der Wuchsorte an, die alleine am Großen Heiligen Meer eingenommen werden, und andererseits die Bedeutung der Grund-wasserbeschaffenheit für eine Standortdifferenzierung.

Tab. 12: Hydrochemisch-physikalische Milieubedingungen eines *Scirpo-Phragmitetum australis* am Großen Heiligen Meer.

Parameter	Freiwasser GHM (i = 2)					Interstitialwasser GHM (i = 3)				
	$\bar{x}$	s	Min.	Max.	n	$\bar{x}$	s	Min.	Max.	n
Temp. (°C)	<b>12,2</b>	6,97	0,1	25,8	26	<b>11,2</b>	5,61	0,1	22,5	42
O <sub>2</sub> (mg/l)	<b>8,5</b>	2,7	0,8	12,2	26	<b>1,7</b>	2,7	n.n.	11,4	16(41) <sup>1</sup>
pH (-log c(H <sub>3</sub> O <sup>+</sup> ))	<b>7,3</b>	0,4	6,7	8,0	26	<b>6,4</b>	0,5	5,4	7,1	44
CO <sub>2</sub> -geb. (mg/l)	<b>53,4</b>	6,4	39,6	74,8	26	<b>92,8</b>	60,4	22,0	211,2	44
LF (µS/cm)	<b>281</b>	21	262	370	26	<b>299</b>	136	97	537	44
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	<b>0,6</b>	0,5	0,1	1,7	25	<b>0,4</b>	0,4	0,0	2,8	42
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	<b>0,23</b>	0,23	0,02	0,72	26	<b>0,96</b>	0,87	0,01	3,13	42
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/l)	<b>0,046</b>	0,093	0,007	0,496	26	<b>0,211</b>	0,242	0,010	1,009	43
K <sup>+</sup> (mg/l)	<b>2,1</b>	0,6	1,6	3,9	24	<b>1,4</b>	0,8	0,2	3,4	41
Ca <sup>2+</sup> (mg/l)	<b>29,5</b>	11,1	23,2	82,1	24	<b>34,7</b>	29,2	2,1	135,0	41
Mg <sup>2+</sup> (mg/l)	<b>3,8</b>	0,5	3,2	5,3	24	<b>4,6</b>	3,9	0,7	17,1	39
GH (°dH)	<b>5,0</b>	1,6	4,1	12,4	24	<b>5,8</b>	4,8	0,5	19,4	39
KH (°dH)	<b>3,4</b>	0,4	2,5	4,8	24	<b>5,4</b>	3,5	1,4	12,6	40
Na <sup>+</sup> (mg/l)	<b>17,5</b>	1,6	13,4	19,8	24	<b>14,6</b>	4,9	5,3	26,5	41
Cl <sup>-</sup> (mg/l)	<b>34,6</b>	1,49	30,9	37,8	26	<b>32,6</b>	8,25	16,4	67,7	43
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/l)	<b>31,6</b>	5,9	18,8	46,1	25	<b>15,1</b>	11,3	n.n.	59,9	37(41) <sup>1</sup>
KMnO <sub>4</sub> -Verbrauch (mg/l)	<b>29,2</b>	12,8	16,4	80,3	24	<b>37,7</b>	11,9	10,8	75,2	43
Fe <sup>2+</sup> (mg/l)	<b>0,38</b>	0,38	0,02	1,80	26	<b>2,97</b>	2,37	0,41	9,86	43
Mn (mg/l)	<b>0,30</b>	0,38	n.n.	1,54	21(22) <sup>1</sup>	<b>0,67</b>	0,35	0,14	1,60	39
Zn (mg/l)	<b>0,09</b>	0,10	n.n.	0,28	6(18) <sup>1</sup>	<b>0,07</b>	0,16	n.n.	0,51	8(36) <sup>1</sup>

x: Mittelwert 10/1996–10/1998; i: Anz. der Probestellen; Min.: Minimum; Max.: Maximum; s: Standardabweichung.; n: Anz. der Messungen, n.n. unterhalb der Bestimmungsgrenze.

<sup>1</sup> die Zahl vor der Klammer entspricht der Anzahl der Messungen, die oberhalb der Nachweisgrenze liegen und aus denen der Mittelwert gebildet wurde, die Zahl in der Klammer gibt die Gesamtanzahl der Messungen (n) wieder.

Die Wuchsorte des *Scirpo-Phragmitetum* am Kleinen Heiligen Meer weisen gegenüber denen am Großen Heiligen Meer eine deutliche Trophiesteigerung auf (Tab. 13). Dies tritt besonders deutlich in dem Gesamtionengehalt der Leitfähigkeit mit 728 µS/cm im Freiwasser bzw. 628 µS/cm im Interstitialwasser zutage. Dieser Unterschied ist charakteristisch für Standorte am Kleinen Heiligen Meer und läßt sich auf weitere Parameter übertragen, z. B. die Phosphatkonzentration. Aber auch die Gesamt- und Karbonathärte weisen eine deutliche Differenz zwischen Kleinem Heiligen Meer und Großem Heiligen Meer auf (Abb. 20).

Für eine weitergehende Standortanalyse sind die unterschiedlichen Quellen der verschiedenen Wasserinhaltsstoffe von großer Bedeutung. Die angrenzenden Flächen am Kleinen Heiligen Meer werden noch gedüngt und stellen die Belastungsquellen für die Nährstoffe dar. Im Gegensatz dazu stammen Nährstoffeinträge am Großen Heiligen Meer überwiegend von Hochwasserereignissen. Erhöhte Calcium- und Magnesiumkonzentrationen sind hingegen am Kleinen Heiligen Meer, wie auch in Teilbereichen am Südufer des Großen Heiligen Meeres, auf Zustrom mineralhaltigen Grundwassers zurückzuführen (vgl. WEINERT 1999 und Kap. 6.6). Neben diesen allochthonen Einflußgrößen sind auch interne Rücklösungsprozesse für ein seespezifisches Nährstoffangebot verantwortlich zu machen (vgl. Kap. 5.4). Auffallend an den Messungen im Kleinen Heiligen Meer ist ein lediglich sehr geringer hydrochemischer Unterschied zwischen Frei- und Interstitialwasser. Dies dürfte darauf zurückzuführen sein, daß die Wurzeln und Rhizome der bestandbildenden Helophyten ein dichtes Geflecht unterhalb der Wasseroberfläche ausbilden und den See vom Ufer her besiedeln. Mit zunehmender Entfernung vom Ufer verlieren sie

Tab. 13: Hydrochemisch-physikalische Milieubedingungen eines *Scirpo-Phragmitetum australis* am Kleinen Heiligen Meer.

Parameter	Freiwasser KHM (i = 6)					Interstitialwasser KHM (i = 4)				
	$\bar{x}$	s	Min.	Max.	n	$\bar{x}$	s	Min.	Max.	n
Temp. (°C)	13,7	3,38	8,0	21,4	50	13,9	2,10	10,0	18,6	28
O <sub>2</sub> (mg/l)	4,8	3,1	n.n.	12,5	40(50) <sup>1</sup>	1,3	0,0	n.n.	1,3	1(26) <sup>1</sup>
pH (-log c(H <sub>3</sub> O <sup>+</sup> ))	7,4	0,3	7,0	8,1	50	6,9	0,3	6,5	7,8	28
CO <sub>2</sub> -geb. (mg/l)	149,1	43,1	105,6	396,0	50	190,7	47,9	127,6	325,6	28
LF (μS/cm)	728	130	532	1029	50	628	159	335	1033	28
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	0,7	0,6	0,1	2,9	49	0,7	0,7	0,1	2,9	26
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	0,77	1,79	0,003	10,00	50	0,77	0,59	0,08	2,66	26
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/l)	0,614	0,843	0,007	3,031	46	0,465	0,446	0,040	1,934	28
K <sup>+</sup> (mg/l)	3,0	2,3	0,5	12,2	50	1,7	1,1	0,4	5,5	27
Ca <sup>2+</sup> (mg/l)	104,5	25,5	58,8	168,7	50	89,8	24,7	45,1	146,7	27
Mg <sup>2+</sup> (mg/l)	19,8	6,4	13,0	46,8	50	17,5	6,3	7,3	27,7	27
GH (°dH)	19,2	4,8	11,6	34,3	50	16,6	4,6	8,0	26,8	27
KH (°dH)	9,5	2,7	6,7	25,2	50	12,1	3,1	8,1	20,7	27
Na <sup>+</sup> (mg/l)	16,8	2,7	10,3	23,5	50	14,4	5,6	6,3	26,3	27
Cl <sup>-</sup> (mg/l)	34,5	5,09	27,1	51,8	50	23,3	11,15	7,9	50,7	26
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/l)	145,2	44,9	50,0	263,2	44	94,9	66,5	13,0	272,8	26
KMnO <sub>4</sub> -Verbrauch (mg/l)	54,9	36,6	15,2	171,2	46	84,8	74,6	15,2	400,0	28
Fe <sup>2+</sup> (mg/l)	1,12	1,62	0,15	7,89	50	1,18	1,31	0,10	5,60	28
Mn (mg/l)	0,58	0,89	0,10	5,13	50	0,17	0,09	0,05	0,44	27
Zn (mg/l)	0,12	0,34	n.n.	1,75	26(44) <sup>1</sup>	0,03	0,02	n.n.	0,10	15(23) <sup>1</sup>

$\bar{x}$ : Mittelwert 04/1998–10/1998; i: Anz. der Probestellen; Min.: Minimum; Max.: Maximum; s: Standardabweichung; n: Anz. der Messungen, n.n. unterhalb der Bestimmungsgrenze.

<sup>1</sup> die Zahl vor der Klammer entspricht der Anzahl der Messungen, die oberhalb der Nachweisgrenze liegen und aus denen der Mittelwert gebildet wurde, die Zahl in der Klammer gibt die Gesamtanzahl der Messungen (n) wieder.

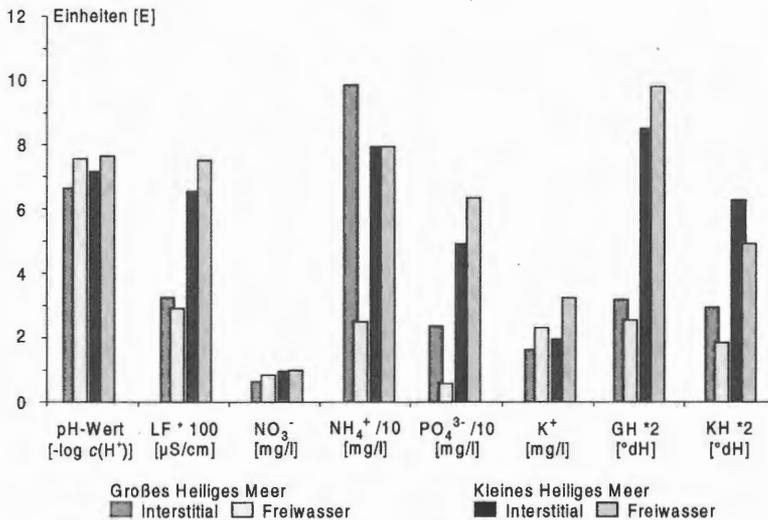


Abb. 20: Vergleich der hydrochemischen Milieubedingungen eines *Scirpo-Phragmitetum* von Wuchsorten am Kleinen Heiligen Meer und am Großen Heiligen Meer.

jedoch den Kontakt zum Boden, und es entsteht eine Schwingdecke, die ständig von Seewasser umgeben ist, welches dann schließlich ihre hydrochemischen Eigenschaften bestimmt.

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

Die Pflanzengesellschaften bestehen aus Kleinseggen, Binsen und Wollgräsern. Sie bilden sich in Moorrandbereichen, die von Grund-, Quell- oder Sickerwasser langfristig durchtränkt sind. Prägend für die Artzusammensetzung der einzelnen Gesellschaften sind feine Abstufungen im Wasserhaushalt, im Elektrolytgehalt und im pH-Wert der Torfstandorte. Ihre primären Standorte im Umkreis von Gewässern oder im Lagg von Hochmooren sind von Natur aus weitestgehend gehölzfrei. Sowohl am oligo- bis mesotrophen Erdfallsee als auch am meso- bis eutrophen Großen Heiligen Meer befinden sich noch heute entsprechende Pflanzenbestände, die dieser Klasse zugeordnet werden können. Am Großen Heiligen Meer ist die Ausbreitung von Kleinseggenriedern lediglich auf einen kleinen grundwasserbeeinflussten und zudem künstlich baumfrei gehaltenen Uferabschnitt („mesotrophe Stelle“) begrenzt.

#### 5.2.6.1 *Comarum palustre*-Gesellschaft

*Comarum palustre* ist eine schwache *Caricion lasiocarpae*-Verbandscharakterart, die nach OBERDORFER (1994) auf nassen, zeitweise flach überschwemmten, mäßig sauren Torf- und Schlammböden wächst. Die Gesellschaften des *Caricion lasiocarpae* bilden Schwingrasen an Moorgewässern und Heidewiehern im Bereich mesotropher Niedermoore (POTT 1995). *Comarum palustre* bringt in Verbindung mit *Carex lasiocarpa* entsprechende Verlandungspioniergesellschaften hervor, die in dys- bis mesotrophen Stillgewässern ohne große Wasserstandsschwankungen hohe Vitalitätsgrade aufweisen. Weiterhin werden von *Comarum palustre* Schwingdecken aufgebaut, wie dies z. B. im südwestlichen Litoralbereich des Erdfallsees zu beobachten ist (vgl. MACHARACEK 1996). Die Ausdehnung der Schwingdecke ist am Erdfallsee jedoch starken Schwankungen unterworfen: 1995 bedeckte das Sumpf-Blutauge eine Fläche von etwa 250 m<sup>2</sup>. In den folgenden Jahren war die Fläche mit 20-50 m<sup>2</sup> nur etwa 1/5 so groß. Die Schwingdecke erstreckt sich auf einer Breite von 2-3 m bis zu einer Wassertiefe von ca. 50 cm in den See. Erstmals konnten im Jahr 1999 auf der Schwingdecke sehr vitale Exemplare von *Sparganium minimum*, einer *Littorelletea*-Art, beobachtet werden. Die Bestände bildeten sich in Schlenken auf einer Fläche von im Schnitt nur 2-3 m Durchmesser. Messungen der Leitfähigkeit in diesen Schlenken auf der Schwingdecke ergaben Werte zwischen 50 bis 80 µS/cm. Als Quelle für dieses Wasser kann nur der Niederschlag in Betracht gezogen werden, da alle anderen Quellen - Grund- oder Sickerwasser der näheren Umgebung sowie Seewasser - Werte deutlich über 100 µS/cm aufweisen.

Durchgehend anaerobe Bedingungen in den organogenen Sedimenten sorgen für eine starke Nitrat- und sogar Sulfatzehrung (vgl. Tab. 14). Oft konnte Schwefelwasserstoff qualitativ organoleptisch nachgewiesen werden. Die Folge sind wenig stark zersetzte organische Ablagerungen, die zu einer steten Aufhöhung des hier nur flachen Gewässerufers beitragen. Ein ständiger Austausch des Wassers durch Zirkulationsvorgänge führt zudem dazu, daß auch im Freiwasser im Vergleich zum Pelagial erhöhte Gehalte an Nährstoffen nachzuweisen sind (vgl. Kap. 5.3). Eine gegenüber dem Freiwasser um 60-100 µS/cm erhöhte Leitfähigkeit resultiert hier in erster Linie aus hohen Calciumkonzentrationen, aber auch aus deutlich erhöhten Werten des gebundenen Kohlendioxides. In Verbindung mit einem pH-Wert im neutralen Bereich (6,6-7,5) weist dies auf eine gegenüber dem Freiwasser deutlich bessere Puffereigenschaft der Wuchsorte hin. Lediglich die Kon-

Tab. 14: Hydrochemisch-physikalische Milieubedingungen eines *Comarum palustre*-Bestandes am Erdfallsee (vgl. HÖLTER 1998).

Parameter	Freiwasser EFS (i = 1)					Bodenwasser EFS (i = 1)				
	$\bar{x}$	s	Min.	Max.	n	$\bar{x}$	s	Min.	Max.	n
Temp. (°C)	13,8	7,7	4,8	22,7	8	13,2	5,7	6,3	20,9	7
O <sub>2</sub> (mg/l)	7,0	2,4	3,3	10,6	8	n.n.	-	n.n.	n.n.	7
pH (-log c(H <sub>3</sub> O <sup>+</sup> ))	6,6	0,3	6,3	7	8	7,1	0,3	6,6	7,5	7
CO <sub>2</sub> -geb. (mg/l)	17,6	3,9	13,2	24,2	8	91,1	11,0	79,2	105,6	7
LF (µS/cm)	158	11,7	149	185	8	219	16,1	200	239	7
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	0,5	0,2	0,2	0,9	8	0,6	0,3	0,2	0,9	7
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	0,19	0,20	n.n.	0,47	7(8) <sup>1</sup>	0,33	0,46	0,01	1,20	6
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/l)	0,018	0,011	0,006	0,036	8	0,045	0,04	0,007	0,110	7
K <sup>+</sup> (mg/l)	1,9	0,3	1,5	2,2	8	0,4	0,4	0,1	1,1	7
Ca <sup>2+</sup> (mg/l)	16,7	6,2	13,1	31,8	8	34,4	5,8	27,5	43,7	6
Mg <sup>2+</sup> (mg/l)	1,8	0,1	1,6	1,9	8	1,8	0,2	1,6	2,1	7
GH (°dH)	2,7	0,9	2,2	4,9	8	5,2	0,8	4,2	6,6	6
KH (°dH)	1,1	0,2	0,8	1,5	8	5,2	0,8	4,2	6,6	6
Na <sup>+</sup> (mg/l)	8,3	0,4	7,9	9,1	8	6,9	0,9	6,0	8,7	7
Cl <sup>-</sup> (mg/l)	18,5	1,5	17,4	22,0	8	10,1	5,4	4,6	17,4	7
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/l)	33,7	4,7	26,9	40,3	8	5,9	4,2	1,4	13,4	6
KMnO <sub>4</sub> -Verbrauch (mg/l)	46,4	13,3	32,2	66,7	8	72,7	35,1	34,1	122,6	7
Fe <sup>2+</sup> (mg/l)	0,50	0,38	0,16	1,14	8	1,22	1,40	0,12	3,72	7
Mn (mg/l)	0,10	0,08	n.n.	0,22	5(8) <sup>1</sup>	0,22	0,14	n.n.	0,45	6(7) <sup>1</sup>
Zn (mg/l)	n.n.	-	n.n.	n.n.	(8) <sup>1</sup>	n.n.	-	n.n.	n.n.	(6) <sup>1</sup>

$\bar{x}$ : Mittelw. (05/1997–01/1998); i: Anz. der Probestellen; Min.: Minimum; Max.: Maximum; s: Standardabweichung.; n: Anz. der Messungen, n.n. unterhalb der Bestimmungsgrenze.

<sup>1</sup> die Zahl vor der Klammer entspricht der Anzahl der Messungen, die oberhalb der Nachweisgrenze liegen und aus denen der Mittelwert gebildet wurde, die Zahl in der Klammer gibt die Gesamtanzahl der Messungen (n) wieder.

zentrationen von Kalium, Natrium und Chlorid sind im Freiwasser gegenüber dem Bodenwasser leicht erhöht. Auch hier muß davon ausgegangen werden, daß die Ursachen für diese Differenzierung ein Zusammenwirken verschiedener Stoffflüsse aus unterschiedlichen Quellen darstellt.

Auch am Großen Heiligen Meer bildet *Comarum palustre* am Westufer im Bereich der sogenannten „mesotrophen Stelle“ einen kleinen Bestand von ca. 15 m<sup>2</sup> aus. Im Gegensatz zum Erdfallsee handelt es sich hier jedoch nicht um eine Schwingdecke, sondern um leicht überflutete Bereiche, in denen sich organisches Material angereichert hat. Die Dominanzbestände werden begleitet von *Agrostis canina*, *Carex lasiocarpa* und *Juncus bulbosus*. Arten wie *Typha angustifolia*, *Iris pseudacorus*, *Ranunculus lingua* und *Myrica gale* zeigen eine starke Konkurrenz mit den direkt benachbarten Verlandungseinheiten.

### 5.2.6.2 *Molinia caerulea*-Dominanzgesellschaft

*Molinia caerulea* ist im Naturschutzgebiet gemäß seiner ökologischen Amplitude weit verbreitet und durchdringt Pflanzengesellschaften, die im Einflußbereich der Grundwasserschwankung etabliert sind, mehr oder weniger stark. In unmittelbarer Nachbarschaft zu Gewässern tritt das Pfeifengras nur am Westufer des Großen Heiligen Meeres, der „mesotrophen Stelle“ (s. o.) auf. *Molinia caerulea* wächst auf wechselfeuchten bis nassen, nährstoffarmen, gut durchlüfteten, mäßig sauren Böden (OBERDORFER 1994). Im feuchteren Bereich treten *Agrostis tenuis*, *Comarum palustre* (vgl. Kap. 5.2.6.2), *Hypericum elodes* und *Hydrocotyle vulgaris* hinzu. Sie zeigen die floristische Zugehörigkeit zu

der Klasse *Scheuzerio-Caricetea nigrae* an. Die konstituierenden Arten haben meist Pioniercharakter und gedeihen auf nackten, nährstoffarmen Böden (POTT 1997). Sie stehen hier in starker Konkurrenz zu *Phragmitetea*-Arten wie z. B. *Phragmites australis* und *Peucedanum palustre*. Einen weiteren Hinweis für einen sauren, verhältnismäßig nährstoffarmen, minerotrophen Standort liefern die Torfmoose, z. B. *Sphagnum fimbriatum* und *Sphagnum palustre*. Die Aussagen, die anhand der Arten über die Standortverhältnisse gemacht werden können, stimmen sehr gut mit den Ergebnissen der hydrochemischen Analysen des Bodenwassers überein (Tab. 15).

Tab. 15: Hydrochemisch-physikalische Milieubedingungen eines *Molinia caerulea*-Bestandes am Großen Heiligen Meer.

Parameter	Bodenwasser GHM ufemah (i = 3)					Bodenwasser GHM uferfern (i = 3)				
	$\bar{x}$	s	Min.	Max.	n	$\bar{x}$	s	Min.	Max.	n
Temp. (°C)	10,9	4,78	2,1	19,8	49	10,4	4,52	1,6	19,1	49
O <sub>2</sub> (mg/l)	1,2	1,3	n.n.	4,8	41(49) <sup>1</sup>	1,2	1,1	n.n.	4,6	40(49) <sup>1</sup>
pH (-log c(H <sub>3</sub> O <sup>+</sup> ))	5,0	0,2	4,5	5,7	49	4,9	0,2	4,0	5,2	49
CO <sub>2</sub> -geb. (mg/l)	14,1	4,9	4,4	35,2	49	12,2	3,4	4,4	22,0	49
LF (μS/cm)	91	42	53	203	49	72	14	47	119	49
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	0,6	0,4	0,1	2,1	45	0,6	0,3	0,0	1,2	47
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	0,08	0,12	0,01	0,60	46	0,14	0,17	0,01	0,70	46
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/l)	0,019	0,016	0,004	0,100	48	0,028	0,026	0,005	0,120	49
K <sup>+</sup> (mg/l)	0,4	0,5	0,0	1,7	39	0,2	0,2	0,0	0,8	38
Ca <sup>2+</sup> (mg/l)	6,1	3,4	1,6	14,4	39	5,3	1,9	2,1	9,6	39
Mg <sup>2+</sup> (mg/l)	0,7	0,8	0,2	3,7	39	0,3	0,1	0,2	0,6	39
GH (°dH)	1,0	0,6	0,3	2,8	39	0,8	0,3	0,4	1,4	39
KH (°dH)	0,8	0,2	0,3	1,4	39	0,8	0,2	0,3	1,4	39
Na <sup>+</sup> (mg/l)	5,4	4,9	1,8	19,0	39	3,3	0,8	1,9	5,9	39
Cl <sup>-</sup> (mg/l)	12,1	9,25	5,0	36,1	49	7,7	1,65	2,8	11,3	49
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/l)	21,1	9,2	5,8	51,9	44	14,9	6,8	n.n.	28,8	41(44) <sup>1</sup>
KMnO <sub>4</sub> -Verbrauch (mg/l)	45,8	18,2	15,4	118,2	49	61,1	22,1	13,4	156,1	48
Fe <sup>2+</sup> (mg/l)	0,33	0,23	0,01	1,02	47	0,75	0,49	0,05	2,48	47
Mn (mg/l)	0,31	0,17	0,01	0,82	37	0,33	0,13	0,13	0,77	37
Zn (mg/l)	0,19	0,35	n.n.	1,03	7(34) <sup>1</sup>	0,11	0,14	n.n.	0,57	16(33) <sup>1</sup>

$\bar{x}$ : Mittelwert 10/1996–10/1998; i: Anz. der Probestellen; Min.: Minimum; Max.: Maximum; s: Standardabweichung.; n: Anz. der Messungen, n.n. unterhalb der Bestimmungsgrenze.

<sup>1</sup> die Zahl vor der Klammer entspricht der Anzahl der Messungen, die oberhalb der Nachweisgrenze liegen und aus denen der Mittelwert gebildet wurde, die Zahl in der Klammer gibt die Gesamtanzahl der Messungen (n) wieder.

Im Vergleich zu anderen Standorten zeigt sich ein sehr deutlich erniedrigter Gehalt an Nährstoffen und auch an Basen sowie ein pH-Wert, der im schwach sauren Bereich liegt, so daß es sich um einen Standort mit stark oligotrophem Charakter handelt. Charakteristisch für den Standort ist demnach ein pH-Wert um 5 sowie eine geringe Leitfähigkeit zwischen 72 und 91 μS/cm, die maßgeblich durch ein geringes Basenangebot - die Gesamthärte beträgt nur 1,0 °dH - verursacht wird. Ebenso liegen die Konzentrationen der Nährstoffparameter mit durchschnittlich 0,019-0,028 mg/l PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> und 0,08-0,14 mg/l NH<sub>4</sub><sup>+</sup> sehr niedrig. Auffallend ist, daß im Bodenwasser in der Regel eine zwar niedrige aber konstante Sauerstoffversorgung mit durchschnittlich 1,2 mg/l O<sub>2</sub> zu beobachten ist. Durch Mineralisationsprozesse wird Stickstoff freigesetzt, der sogleich zu Nitrat (durchschnittlich 0,6 mg/l) oxidiert werden kann. Nitrat unterliegt jedoch mit dem Grundwasserstrom einem steten Auswaschungsprozeß in das Große Heilige Meer. Dies äußert sich unter anderem in einer im Verhältnis zu räumlich benachbarten Meßstellen im Birkenbruchwald niedrigeren Konzentration von organischen Substanzen (KMnO<sub>4</sub>-Verbrauch:

46-61 mg/l gegenüber 80 mg/l im Birkenbruch, vgl. Kap. 5.2.10). Mit zunehmender Entfernung vom Ufer und steigendem Grundwasserflurabstand werden die typischen *Scheuchzerio-Caricetea* Arten weniger. Die Qualität des Bodenwassers der uferfernen Standorte ändert sich mit abnehmendem Einfluß des Großen Heiligen Meeres jedoch nur geringfügig. Vielmehr gleichen sich die hydrochemischen Milieubedingungen mehr und mehr denen des Grundwassers an, wie es unter der Heide gebildet wird (Abb. 21).

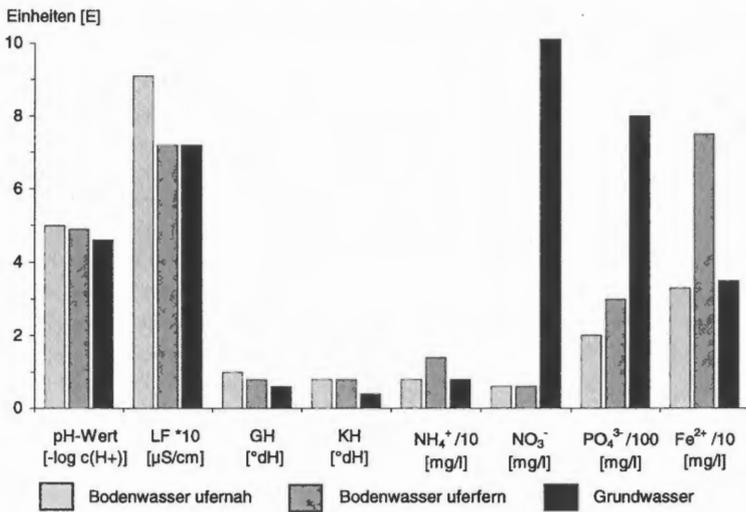


Abb. 21: Gegenüberstellung der hydrochemischen Beschaffenheit des Bodenwassers im Einflußbereich des Großen Heiligen Meeres und des Grundwassers unter einer westlich gelegenen Heidefläche. (Meßpunkte: Bodenwasser ufernah: T2, W2, W3; Bodenwasser uferfern: T3, W4, W5; Grundwasser: GWM 22, vgl. WEINERT 1999).

### 5.2.6.3 *Drosera intermedia*-Fragmentgesellschaft eines *Rhynchosporium albae* Oswald (1923) em. W. Koch 1926

Ebenfalls am Westufer des Großen Heiligen Meeres, im Kontaktbereich der *Molinia caerulea*-Dominanzgesellschaft, befinden sich kleinere Bestände von *Drosera intermedia* auf nackten nährstoffarmen Torfen und feucht humosen Sanden. Die typischen Arten eines *Rhynchosporium albae* wie *Rhynchospora alba* oder *Rhynchospora fusca*, die im Naturschutzgebiet in zeitweise wassergefüllten Senken in der Heide häufig mit *Drosera intermedia* vergesellschaftet sind, fehlen hier vollständig. *Agrostis canina*, *Comarum palustre*, *Hypericum elodes* und *Hydrocotyle vulgaris* sind weitere Kennarten, welche die Zugehörigkeit zur Klasse *Scheuchzerio-Caricetea nigrae* unterstreichen und einen Übergang zu mesotraphenten Seggenrieden anzeigen (POTT 1995). Das Vorkommen von *Sphagnum denticulatum* stellt hier einen weiteren Hinweis für mäßig nährstoffreiche, saure, minerotrophe Standortbedingungen dar. *Molinia caerulea* sowie *Myrica gale* und *Betula pubescens* verdeutlichen durch ihr Eindringen die mosaikartige Verzahnung mit angrenzenden Vegetationseinheiten dieser nur kleinflächig ausgebreiteten Pflanzenbestände.

### 5.2.7 *Frangulo-Salicetum cinereae* Zolyomi 1931

Das *Frangulo-Salicetum* ist als Gebüschformation ein Teil der natürlichen Vegetationsabfolge einer Verlandungssukzession meso- und eutropher Gewässer (DIERSSEN 1972, POTT

1983). Auf Flachmoortorfen kann eine Weiterentwicklung zu Erlen- oder Birkenbrüchern stattfinden. Vielfach bildet ein *Frangulo-Salicetum cinereae* aber auch nur ein Sekundärgebüsch, welches eine Wiederbewaldung auf potentiellen Bruchwaldstandorten einleiten kann (POTT 1995). Im Naturschutzgebiet kommt das *Frangulo-Salicetum* an allen drei Stillgewässern sowie auch am Heideweiher in wechselnder Mächtigkeit vor.

Am Großen Heiligen Meer ist es weit verbreitet und bildet eine Kulisse, die sich als Gürtel fast vollständig um den See herum zieht. Vielfach entsteht so aus einzelnen Weiden oder Weidengruppen in Kombination mit Röhrichtgesellschaften ein kleinräumiges Vegetationsmosaik, das den Anschein eines mächtigen Gebüsches vermitteln kann. Ausgedehnte Weiden-Faulbaum Gebüsch-Komplexe, die am Nordostrand des Großen Heiligen Meeres auf nährstoffreichem, teilweise über 2 m mächtigem Flachmoortorf auftreten, unterscheiden sich aus floristischer Sicht nicht wesentlich von Gebüsch an Westrand des Sees, die auf nährstoffärmerem, wesentlich flachgründigerem Torf stocken (RUNGE 1991). Arten wie *Alnus glutinosa*, *Ribes nigrum*, *Carex elongata* und *Viola palustris* deuten einerseits auf eine Weiterentwicklung des Weidengebüsches zum Erlenbruchwald hin, andererseits weisen sie auf eine gut Nährstoffversorgung ihrer Wuchsorte hin (ELLENBERG et al. 1992). Die Nährstoffversorgung der konstituierenden Arten erfolgt ausschließlich über die Wurzeln, die auch in offenes Wasser und in Schlenken hinein ragen können.

Die überwiegend grundwasserbeeinflussten Standorte am Großen Heiligen Meer stellen ein hohes Potential an Phosphat- (0,345 mg/l), Ammonium- (1,08 mg/l), Eisen- (11,83 mg/l) sowie auch Calcium- und Magnesiumionen bereit (Gesamthärte 13,3 °dH), deren

Tab. 16: Hydrochemisch-physikalische Milieubedingungen eines *Frangulo-Salicetum cinereae* am Großen Heiligen Meer.

Parameter	Freiwasser GHM (i = 3)					Bodenwasser GHM (i =4)				
	$\bar{x}$	s	Min.	Max.	n	$\bar{x}$	s	Min.	Max.	n
Temp. (°C)	10,4	5,80	0,4	21,5	40	10,4	4,14	0,7	19,3	52
O <sub>2</sub> (mg/l)	6,9	4,4	1,0	28,0	38	1,7	1,3	n.n.	3,1	5(39) <sup>1</sup>
pH (-log c(H <sub>3</sub> O <sup>+</sup> ))	7,0	0,3	6,6	7,7	40	6,6	0,3	6,0	7,7	53
CO <sub>2</sub> -geb. (mg/l)	63,2	15,6	44,0	110,0	40	119,1	15,3	92,4	149,6	50
LF (µS/cm)	358	113	193	792	40	642	124	403	840	53
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	1,1	1,5	0,1	8,5	39	0,5	0,5	0,1	2,3	47
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	0,43	1,07	0,01	6,90	39	1,08	1,74	0,03	11,20	50
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/l)	0,079	0,137	0,008	0,628	40	0,345	0,172	0,051	0,821	50
K <sup>+</sup> (mg/l)	2,2	1,2	0,2	7,4	38	1,7	0,8	0,6	4,9	51
Ca <sup>2+</sup> (mg/l)	37,9	15,8	20,0	92,0	38	74,9	19,9	34,8	109,0	51
Mg <sup>2+</sup> (mg/l)	5,6	2,5	2,5	13,1	37	12,0	7,1	4,1	41,1	49
GH (°dH)	6,6	2,8	3,4	15,9	37	13,3	3,4	6,8	22,5	49
KH (°dH)	4,1	1,0	2,8	7,0	38	7,6	1,0	5,9	9,5	48
Na <sup>+</sup> (mg/l)	20,0	4,3	11,6	30,6	38	24,6	5,2	18,3	40,5	51
Cl <sup>-</sup> (mg/l)	43,4	13,30	25,5	95,2	40	58,5	8,47	41,4	72,9	51
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/l)	41,7	24,6	n.n.	146,3	38(39) <sup>1</sup>	113,5	42,8	5,8	218,1	47
KMnO <sub>4</sub> -Verbrauch (mg/l)	34,4	18,1	7,2	101,1	40	44,6	48,2	5,4	146,6	48
Fe <sup>2+</sup> (mg/l)	1,05	1,22	0,06	7,11	39	11,83	11,15	1,08	47,60	50
Mn (mg/l)	0,34	0,29	n.n.	1,10	32(37) <sup>1</sup>	0,54	0,21	0,10	1,05	50
Zn (mg/l)	0,03	0,00	n.n.	0,03	4(35) <sup>1</sup>	0,08	0,16	n.n.	0,51	8(45) <sup>1</sup>

$\bar{x}$ : Mittelwert 10/1996-10/1998; i: Anz. der Probestellen; Min.: Minimum; Max.: Maximum; s: Standardabweichung.; n: Anz. der Messungen, n.n. unterhalb der Bestimmungsgrenze.

<sup>1</sup> die Zahl vor der Klammer entspricht der Anzahl der Messungen, die oberhalb der Nachweisgrenze liegen und aus denen der Mittelwert gebildet wurde, die Zahl in der Klammer gibt die Gesamtanzahl der Messungen (n) wieder.

Konzentrationen im Freiwasser deutlich zurück gehen (Tab. 16). Hier besteht in der Regel eine Durchmischung mit Seewasser, woraus auch eine gute Versorgung mit Sauerstoff (im Durchschnitt 6,9 mg/l) hervorgeht. Reduzierte Verbindungen können entsprechend gut oxidiert werden, wodurch die Eisenkonzentration auf 1,05 mg/l zurück geht. Im Zuge der Eisen-Phosphat-Komplexbildung sinkt auch die Phosphatkonzentration auf 0,079 mg/l ab. Gleichzeitig ist eine Zunahme von oxidierten Stickstoffverbindungen (1,1 mg/l  $\text{NO}_3^-$ ) festzustellen ist. Deutlich erhöhte Werte von Sulfat und Chlorid zeigen sowohl im Bodenwasser als auch im Freiwasser gegenüber dem Pelagial die Beeinflussung der Standorte durch Grundwasser an.

Am Erdfallsee bildet das Weiden-Faulbaum-Gebüsch das Endglied in der Verlandung. Es ist lediglich am Ufer des flachen Abschnittes mit einer mittleren Breite von etwa 20 m ausgebildet (MACHARACEK 1996). Vorgelagert steht es überwiegend mit *Myrica gale* in Kontakt (vgl. Kap. 5.2.8). Eine Ausnahme stellt eine Verzahnung mit *Phragmites australis* an der Nordflanke und mit *Juncus effusus* in einzelnen Buchten am West- und Südwestufer dar. Hier schließen sich zudem seeseitig Schwingdecken an, die von *Comarum palustre* gebildet werden (vgl. Kap. 5.2.6.1). Das Bild des Weiden-Faulbaum-Gebüsches wird am Erdfallsee hauptsächlich von *Salix cinerea* und gelegentlich von *Salix x multinervis* (*Salix aurita* x *cinerea*) bestimmt. In der Krautschicht deuten Arten der *Scheuchzerio-Caricetea nigrae*, wie *Hydrocotyle vulgaris* und *Comarum palustre* aber auch Torfmoose auf eine mesotrophe Ausbildung der Standorteigenschaften hin (vgl. WITTIG 1980).

### 5.2.8 *Myricetum gale* Jonas 1932

Das Gagelgebüsch ist ein atlantisch verbreiteter Verlandungskomplex dys- bis mesotropher Gewässerabschnitte (POTT 1983). Es tritt häufig an Gewässerrändern am Übergang zu Erlen- und Birkenbrüchern oder zu Feuchtheiden auf (KAPLAN & PROLINGHAUER 1989). *Myrica gale* wächst vor allem auf Torfsubstraten, gelegentlich aber auch auf Dy und Dygyttja bei relativ hohen mittleren Grundwasserständen. Durch zeitweise Überstauung und permanent hoch anstehendes Grundwasser bildet sich aus dem Bestandsabfall eine typische, organogene Auflage. Bei zunehmender Beschattung durch höherwüchsige Arten (z. B. *Alnus glutinosa* und *Betula pubescens*) vermindert sich die Vitalität ebenso wie bei sinkendem Grundwasserspiegel (KAPLAN & PROLINGHAUER 1989, DIERSSEN 1972). Nach SCHROEDER (1957) kam der Gagel entlang des gesamten Westufers, von der heutigen „mesotrophen Stelle“ bis hinauf an die Nordwestspitze des Großen Heiligen Meeres, vor. Im Zuge der Sukzession konnte sich die Moorbirke (*Betula pubescens*) verstärkt im *Myricetum gale* etablieren und im Laufe der Zeit den Gagel unter sich ausdünnen. Der zu beobachtende Verdrängungsprozeß wird an einigen Stellen im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ durch Eingriffe des Menschen zugunsten des Gagels aufgehalten. Heute befinden sich die Bestände zum größten Teil unter einem geschlossenen Kronendach von *Alnus glutinosa* und *Betula pubescens* und sind infolge dessen in eine Degradationsphase übergegangen.

Ein Vergleich der hydrochemischen Ergebnisse des *Myricetum gale* von Standorten am Ufer des Großen Heiligen Meeres und des Erdfallsees zeigt nur geringe Unterschiede in den Milieubedingungen (Tab. 17). Die Standorte am Großen Heiligen Meer weisen in einer Tiefe von 50-80 cm konstant Sauerstoff in geringen Konzentrationen auf, wohingegen in einer Tiefe von 5-30 cm durchgehend anaerobe Bedingungen vorherrschen. Am Erdfallsee herrschen dagegen über die gesamte Strecke anaerobe Bedingungen im Bodenwasser vor. Auffallend ist, daß die Amplitude der Trophieparameter am Großen Heiligen Meer mit 0,02-1,90 mg/l Ammonium und 0,003-0,095 mg/l Phosphat niedriger liegt als

Tab. 17: Hydrochemisch-physikalische Milieubedingungen eines *Myricetum gale* (Bodenwasser EFS vgl. HÖLTER 1998).

Parameter	Bodenwasser EFS (i = 3)					Bodenwasser GHM (i = 3)				
	$\bar{x}$	s	Min.	Max.	n	$\bar{x}$	s	Min.	Max.	n
Temp. (°C)	14,1	4,9	7,8	21	20	11,5	4,32	3,9	19,6	34
O <sub>2</sub> (mg/l)	1,3	1,0	n.n.	2,5	4(14) <sup>1</sup>	0,7	0,9	n.n.	4,1	20(30) <sup>1</sup>
pH (-log c(H <sub>3</sub> O <sup>+</sup> ))	5,3	0,6	4,4	6,5	20	5,4	0,7	4,6	6,8	37
CO <sub>2</sub> -geb. (mg/l)	19,2	7,8	8,8	35,2	19	21,1	12,4	8,8	50,6	34
LF (µS/cm)	141	34,5	88	223	20	116	69	46	282	38
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	1,6	1,9	0,2	8,4	20	1,2	1,4	0,2	6,6	37
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	1,88	0,69	0,68	3,13	20	0,37	0,45	0,02	1,90	37
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/l)	0,071	0,099	0,003	0,231	18	0,026	0,024	0,003	0,095	37
K <sup>+</sup> (mg/l)	1,6	0,8	0,4	3,1	20	1,2	0,6	0,5	3,4	32
Ca <sup>2+</sup> (mg/l)	11,2	3,9	6,0	18,9	19	7,9	7,4	0,2	25,3	32
Mg <sup>2+</sup> (mg/l)	1,4	0,6	0,6	2,5	20	1,4	1,1	0,2	4,4	32
GH (°dH)	1,9	0,7	1,0	3,1	19	1,4	1,3	0,1	4,5	32
KH (°dH)	1,2	0,5	0,6	2,2	19	1,4	0,8	0,0	3,2	30
Na <sup>+</sup> (mg/l)	7,5	1,2	4,7	9,5	19	6,9	4,5	2,2	18,0	32
Cl <sup>-</sup> (mg/l)	17,4	5,4	9,9	31,9	19	15,6	10,72	4,4	55,5	33
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/l)	19,7	11,0	3,8	42,4	17	18,5	7,9	5,8	34,6	26
KMnO <sub>4</sub> -Verbrauch (mg/l)	215	186	97,7	910	20	47,9	24,0	24,6	146,6	32
Fe <sup>2+</sup> (mg/l)	2,87	1,59	0,82	5,64	20	2,58	2,54	0,18	9,79	37
Mn (mg/l)	0,18	0,14	n.n.	0,60	18(19) <sup>1</sup>	0,40	0,38	0,06	1,71	31
Zn (mg/l)	0,06	0,03	n.n.	0,10	9(20)	0,02	0,01	n.n.	0,04	7(31) <sup>1</sup>

x: Mittelwert (EFS 05/1997-01/1998; GHM 07/1997-10/1998); i: Anz. der Probestellen; Min.: Minimum; Max.: Maximum; s: Standardabweichung.; n: Anz. der Messungen, n.n. unterhalb der Bestimmungsgrenze.

<sup>1</sup> die Zahl vor der Klammer entspricht der Anzahl der Messungen, die oberhalb der Nachweisgrenze liegen und aus denen der Mittelwert gebildet wurde, die Zahl in der Klammer gibt die Gesamtanzahl der Messungen (n) wieder.

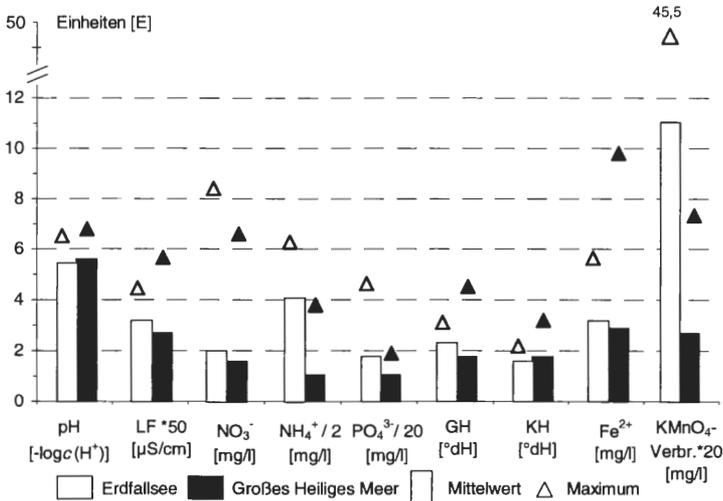


Abb. 22: Gegenüberstellung ausgewählter Parameter von *Myrica gale*-Beständen am Erdfallsee und am Großen Heiligen Meer. Dargestellt sind die Mittelwerte (als Säulen) und die Maxima (als Dreiecke) von pH-Wert, Leitfähigkeit, Nitrat, Ammonium, Phosphat, Gesamt- und Karbonathärte, Eisen sowie der Kaliumpermanganat-Verbrauch.

am Erdfallsee, wo eine Amplitude von 0,68-3,13 mg/l Ammonium und 0,003-2,31 mg/l Phosphat zu verzeichnen ist. Ebenso verhält es sich mit der mittleren Leitfähigkeit. Am Großen Heiligen Meer beträgt sie mit 116  $\mu\text{S}/\text{cm}$  rund 25  $\mu\text{S}/\text{cm}$  weniger als Erdfallsee mit 141  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (Abb. 22).

Möglicherweise spielt das Alter der Bestände und damit die Dauer der Akkumulation von organischem Material eine entscheidende Rolle bei der Zusammensetzung des Bodenwassers. Ein erhöhter Kaliumpermanganat-Verbrauch - am Erdfallsee 215 mg/l gegenüber 47,9 mg/l am Großen Heiligen Meer - spricht für eine stärkere Anreicherung von organischen Substanzen, die unter überwiegend anaeroben Bedingungen im sauren Milieu nur unzureichend abgebaut werden. Eine Anreicherung von Mineralisationsprodukten kann auch die Folge einer verminderten Produktion am Erdfallsee sein.

### 5.2.9 *Carici elongatae-Alnetum glutinosae* W. Koch 1926 ex R. Tx. 1931

Auf nassen, zeitweilig überstauten Böden mit Niedermoorcharakter bildet die Schwarz-Erle (*Alnus glutinosa*) azonale Waldgesellschaften. Im Einflußbereich eutropher Gewässer stehen sie am Ende einer Verlandung, die mit der Bildung mächtiger Niedermoore abgeschlossen werden kann.

Die innerhalb des Naturschutzgebietes vorkommenden Bruchwälder sind reich strukturiert und durch menschliche Eingriffe in ihrer ursprünglichen Physiognomie stark verändert. Noch bis zum Anfang des 20. Jahrhunderts wurden weite Bereiche der Niedermoores landwirtschaftlich genutzt (SCHWAR 1900). Die Bruchwälder konnten sich erst nach der Unterschutzstellung in den 30er Jahren erneut auf Niedermoorböden im Verlandungsbereich der Gewässer etablieren. Am Großen Heiligen Meer sind heute die größten Bestände anzutreffen, deren Spektrum Pionierstadien mit jungen Erlen, Optimalphasen und Entwässerungsstadien auf höher gelegenen Abschnitten am Rande des Gewässers abdeckt. Am Kleinen Heiligen Meer sind potentielle Wuchsorte auch heute noch durch Weidewirtschaft geprägt. Nur auf einem kleinen Streifen direkt am Ufer des Sees stocken im Eulitoral einige Erlen. Das typische Bild eines Erlenbruchwaldes ist durch die Nutzung stark überformt; so finden sich in der Krautschicht z. B. Vertreter der angrenzenden Feuchtgrünlandgesellschaften. Großflächig konnte sich *Carex acutiformis* etablieren, die wohl von regelmäßigen Kahlschlägen ganzer Parzellen erheblich profitiert. Dem gegenüber steht der Erdfallsee; dort haben sich bisher lediglich am Südwestufer einige Erlen etablieren können. Am Rand eines ehemaligen Weihers sind dort organische Böden mit einer Mächtigkeit bis zu 5 dm anzutreffen. Hier stockt ein Bestand von *Alnus glutinosa*, der dicht mit Weiden durchsetzt ist. Die Krautschicht ist sehr spärlich ausgebildet, da diese Standorte nur im Spätsommer bei niedrigem Wasserstand trocken fallen.

Auf der Basis von Dominanzgesellschaften läßt sich die Gesellschaft weiter untergliedern (vgl. POTT et al. 1998). Für die Untersuchung der hydrochemischen Standortbedingungen am Großen Heiligen Meer wurden drei Untereinheiten berücksichtigt: *Carici elongatae-Alnetum glutinosae typicum*, eine Variante von *Caltha palustris* und eine Variante von *Iris pseudacorus*. In Abhängigkeit vom Wasserstand sind die Varianten mosaikartig miteinander verzahnt, wobei die Variante von *Caltha palustris* überwiegend am Südufer ihren Verbreitungsschwerpunkt hat, gegenüber den Varianten mit *Iris pseudacorus* und *Carex elongata*, die vermehrt entlang des Südost- und Ostufers vorkommen (vgl. Abb. A3). In allen drei Varianten ist eine gute bis sehr gute Nährstoffversorgung zu verzeichnen (Tab. 18 - Tab. 19). Deutlich unterscheiden kann man sie an der Leitfähigkeit. In der *Caltha*-Variante sind mit durchschnittlich 841  $\mu\text{S}/\text{cm}$  die höchsten Werte ermittelt worden. Nur geringfügig unterscheidet sich die *Iris*-Variante (541  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) von der typischen Ausbildung (442  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ). Dies ist auf Konzentrationsunterschiede der Parameter Calcium,

Tab. 18: Hydrochemisch-physikalische Milieubedingungen eines *Carici elongatae-Alnetum glutinosae typicum* am Großen Heiligen Meer.

Parameter	Freiwasser GHM (i = 1)					Bodenwasser GHM (i = 8)				
	$\bar{x}$	s	Min.	Max.	n	$\bar{x}$	s	Min.	Max.	n
Temp. (°C)	9,8	5,07	0,6	16,9	17	10,4	4,35	0,7	20,6	137
O <sub>2</sub> (mg/l)	2,5	1,6	n.n.	5,1	13(17) <sup>1</sup>	1,3	1,1	n.n.	3,3	13(108) <sup>1</sup>
pH (-log c(H <sub>3</sub> O <sup>+</sup> ))	6,3	0,2	5,9	6,8	17	6,1	0,5	4,3	7,2	139
CO <sub>2</sub> -geb. (mg/l)	40,6	16,2	22,0	70,4	17	88,4	59,1	11,0	396,1	139
LF (µS/cm)	285	58	148	375	17	442	153	143	891	139
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	1,4	1,6	0,1	7,0	16	1,7	1,7	0,1	10,4	102
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	2,30	1,79	0,08	6,20	16	2,45	1,90	0,09	11,50	134
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/l)	0,283	0,244	0,036	0,960	17	1,063	0,958	0,010	6,961	139
K <sup>+</sup> (mg/l)	2,1	0,8	1,0	3,6	16	1,7	1,6	0,2	9,2	113
Ca <sup>2+</sup> (mg/l)	14,6	3,4	7,9	22,0	16	30,0	22,2	7,5	102,0	110
Mg <sup>2+</sup> (mg/l)	4,2	1,2	2,4	6,7	15	5,7	3,0	1,0	15,6	110
GH (°dH)	3,0	0,6	1,7	4,2	15	5,5	3,3	2,1	15,4	107
KH (°dH)	2,6	1,0	1,4	4,5	16	4,9	2,7	0,7	12,0	111
Na <sup>+</sup> (mg/l)	21,8	5,6	14,5	33,3	16	22,9	8,0	8,0	62,5	113
Cl <sup>-</sup> (mg/l)	49,2	11,41	24,2	70,9	17	53,5	28,22	7,8	188,5	133
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/l)	19,6	10,8	n.n.	36,7	16(17) <sup>1</sup>	53,4	52,7	1,0	237,9	96
KMnO <sub>4</sub> -Verbrauch (mg/l)	115,8	56,8	27,2	202,2	17	190,7	169,0	22,1	1365,1	136
Fe <sup>2+</sup> (mg/l)	8,51	6,36	0,77	26,10	16	18,25	18,97	0,67	80,70	133
Mn (mg/l)	0,29	0,09	0,09	0,45	15	0,47	0,25	n.n.	1,17	105(107) <sup>1</sup>
Zn (mg/l)	0,09	0,06	n.n.	0,18	4(14) <sup>1</sup>	0,13	0,30	n.n.	1,71	45(98) <sup>1</sup>

x: Mittelwert 10/1996-10/1998; i: Anz. der Probestellen; Min.: Minimum; Max.: Maximum; s: Standardabweichung.; n: Anz. der Messungen, n.n. unterhalb der Bestimmungsgrenze.

<sup>1</sup> die Zahl vor der Klammer entspricht der Anzahl der Messungen, die oberhalb der Nachweisgrenze liegen und aus denen der Mittelwert gebildet wurde, die Zahl in der Klammer gibt die Gesamtanzahl der Messungen (n) wieder.

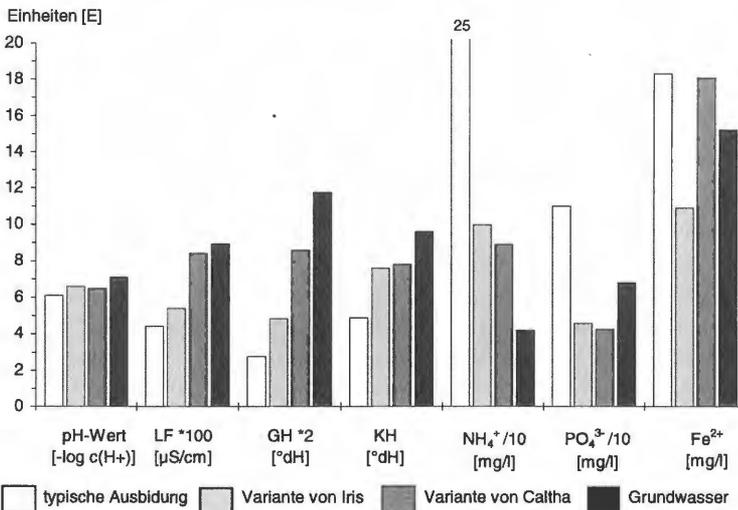


Abb. 23: Gegenüberstellung der mittleren Konzentration ausgewählter Parameter im Boden- und Grundwasser (GWM 6, vgl. WEINERT 1999). Das Bodenwasser stammt aus den Untereinheiten *Carici elongatae-Alnetum typicum*, der Variante von *Iris pseudacorus* und der Variante von *Caltha palustris*.

Tab. 19: Hydrochemisch-physikalische Milieubedingungen eines *Carici elongatae-Alnetum glutinosae* Variante von *Caltha palustris* am Großen Heiligen Meer.

Parameter	Freiwasser GHM (i = 3)					Bodenwasser GHM (i =9)				
	$\bar{x}$	s	Min.	Max.	n	$\bar{x}$	s	Min.	Max.	n
Temp. (°C)	<b>10,1</b>	6,03	0,2	22,2	26	<b>10,2</b>	3,98	0,1	18,2	137
O <sub>2</sub> (mg/l)	<b>5,1</b>	3,5	0,1	11,0	21	<b>1,7</b>	2,1	n.n.	9,1	41(123) <sup>1</sup>
pH (-log c(H <sub>3</sub> O <sup>+</sup> ))	<b>6,8</b>	0,5	5,9	7,8	26	<b>6,5</b>	0,4	4,8	7,3	138
CO <sub>2</sub> -geb. (mg/l)	<b>70,4</b>	25,3	39,6	132,0	26	<b>124,8</b>	59,9	13,2	330,1	138
LF (µS/cm)	<b>461</b>	169	272	755	26	<b>841</b>	235	403	1666	138
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	<b>0,8</b>	0,7	0,0	3,0	25	<b>1,0</b>	2,6	0,0	28,1	131
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	<b>0,37</b>	0,28	0,06	1,16	25	<b>0,89</b>	1,75	0,03	17,50	133
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/l)	<b>0,087</b>	0,093	0,003	0,313	26	<b>0,426</b>	0,728	0,011	4,400	137
K <sup>+</sup> (mg/l)	<b>1,9</b>	0,7	0,8	4,0	24	<b>2,0</b>	1,2	0,1	6,5	123
Ca <sup>2+</sup> (mg/l)	<b>43,4</b>	17,8	26,6	90,0	24	<b>103,0</b>	43,6	20,5	234,0	120
Mg <sup>2+</sup> (mg/l)	<b>5,8</b>	2,4	3,2	12,3	24	<b>11,7</b>	5,5	3,1	31,0	120
GH (°dH)	<b>7,4</b>	3,0	4,5	14,5	24	<b>17,2</b>	6,5	5,5	36,2	118
KH (°dH)	<b>4,5</b>	1,6	2,5	8,4	24	<b>7,8</b>	3,3	0,8	18,8	120
Na <sup>+</sup> (mg/l)	<b>26,8</b>	11,0	14,2	54,0	24	<b>33,3</b>	18,9	13,5	160,0	123
Cl <sup>-</sup> (mg/l)	<b>56,5</b>	18,51	34,7	88,7	26	<b>84,8</b>	38,96	22,0	319,2	137
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/l)	<b>64,3</b>	35,0	26,9	151,7	26	<b>154,9</b>	97,8	23,1	960,0	130
KMnO <sub>4</sub> -Verbrauch (mg/l)	<b>49,7</b>	41,0	18,3	205,4	26	<b>55,0</b>	54,7	2,8	278,7	133
Fe <sup>2+</sup> (mg/l)	<b>1,93</b>	2,36	0,11	8,60	25	<b>18,08</b>	21,30	0,24	118,00	133
Mn (mg/l)	<b>0,34</b>	0,20	0,04	0,79	21(23) <sup>1</sup>	<b>0,80</b>	0,77	0,05	4,45	117
Zn (mg/l)	<b>0,04</b>	0,04	n.n.	0,11	4(23) <sup>1</sup>	<b>0,08</b>	0,12	n.n.	0,63	33(123) <sup>1</sup>

$\bar{x}$ : Mittelwert 10/1996-10/1998; i: Anz. der Probestellen; Min.: Minimum; Max.: Maximum; s: Standardabweichung; n: Anz. der Messungen, n.n. unterhalb der Bestimmungsgrenze.

<sup>1</sup> die Zahl vor der Klammer entspricht der Anzahl der Messungen, die oberhalb der Nachweisgrenze liegen und aus denen der Mittelwert gebildet wurde, die Zahl in der Klammer gibt die Gesamtanzahl der Messungen (n) wieder.

Magnesium und gebundenes Kohlendioxid zurückzuführen. Auch andere Parameter weisen im Bodenwasser der *Caltha*-Variante gegenüber den anderen beiden Varianten erhöhte Konzentrationen auf. Hier sind z. B. Natrium, Chlorid und auch Sulfat zu nennen, die auch in hohen Konzentrationen im Grundwasser zu beobachten sind (Abb. 23).

Die *Caltha*-Variante ist in unmittelbarer Nähe zur Uferlinie am Südufer stark vertreten. Aufgrund des hier fehlenden Röhrichtes und in Abhängigkeit von der Witterung, kann es zu einem intensiven Stoffaustausch zwischen Bruchwald und See kommen. Die Freiwasserproben stammen aus dem unmittelbaren Bereich der Uferlinie. Hier kommt es durch Wellenschlag zu einer ständigen Vermischung mit sauerstoffreichem Seewasser. Dennoch ist eine Untersättigung mit Sauerstoff festzustellen. Reduktionsäquivalente (z. B. Eisen-III und Mangan-II) können hierfür ein Auslöser sein. Im Grundwasser sind sie in hohen Konzentrationen vorhanden.

Die Variante von *Iris pseudacorus* ist auf Flächen verbreitet, die von hoch anstehendem Grundwasser geprägt sind. Bis in den Sommer hinein ist hier mit einer Wasserüberstauung zu rechnen (Abb. 24).

Gegenüber dem See sind diese Flächen im Süden durch ein Röhricht abgegrenzt. Weiter im Osten liegen sie 30-80 m von der Wasserlinie entfernt, geschützt von Röhricht und Gebüsch. So kommt es, daß trotz der niedrigen Lage der Standorte nur ein geringer Kontakt zum Seewasser besteht und die Unterschiede in der Beschaffenheit von Frei- und Bodenwasser nur sehr gering ausfallen. Innerhalb der Schlenken ist im Freiwasser widererwarten kaum Sauerstoff gelöst, so daß die Reduktionsäquivalente Eisen und Mangan in relativ hohen Konzentrationen anzutreffen sind. Es ist sehr wahrscheinlich, daß dieses

Tab. 20: Hydrochemisch-physikalische Milieubedingungen eines *Carici elongatae-Alnetum glutinosae* Variante von *Iris pseudacorus* am Großen Heiligen Meer.

Parameter	Freiwasser GHM (n = 2)					Bodenwasser GHM (n = 2)				
	$\bar{x}$	s	Min.	Max.	n	$\bar{x}$	s	Min.	Max.	n
Temp. (°C)	12,7	0,51	12,0	13,2	4	12,4	2,14	9,3	15,5	8
O <sub>2</sub> (mg/l)	0,7	-	-	-	1(4) <sup>1</sup>	0,8	-	-	-	1(6) <sup>1</sup>
pH (-log c(H <sub>3</sub> O <sup>+</sup> ))	6,6	0,3	6,2	6,9	4	6,6	0,1	6,4	6,8	8
CO <sub>2</sub> -geb. (mg/l)	94,6	44,5	44,0	145,2	4	119,4	47,0	48,4	220,0	8
LF (µS/cm)	553	155	317	703	4	541	155	364	760	8
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	1,0	0,8	0,2	2,1	4	0,7	0,4	0,1	1,3	8
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	1,10	0,66	0,20	2,04	4	1,00	0,69	0,24	2,10	8
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/l)	0,496	0,283	0,190	0,795	4	0,460	0,318	0,038	0,844	8
K <sup>+</sup> (mg/l)	1,3	0,8	0,2	2,3	4	1,3	0,8	0,3	2,3	8
Ca <sup>2+</sup> (mg/l)	50,2	29,0	13,5	92,4	4	57,3	32,8	21,8	115,6	8
Mg <sup>2+</sup> (mg/l)	6,3	2,3	3,6	8,7	4	7,4	3,3	3,6	14,8	8
GH (°dH)	8,5	4,4	2,7	14,9	4	9,7	5,3	3,9	19,6	8
KH (°dH)	6,0	2,8	2,8	9,2	4	7,6	3,0	3,1	14,0	8
Na <sup>+</sup> (mg/l)	27,5	4,2	20,8	32,5	4	23,3	4,4	17,5	31,0	8
Cl <sup>-</sup> (mg/l)	60,3	10,29	42,8	69,2	4	59,1	12,56	37,1	77,0	8
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/l)	56,2	24,0	19,2	84,5	4	54,6	26,0	15,4	84,5	8
KMnO <sub>4</sub> -Verbrauch (mg/l)	107,8	82,1	29,7	230,7	4	75,4	70,1	6,0	216,5	8
Fe <sup>2+</sup> (mg/l)	11,64	7,27	5,55	24,00	4	10,90	4,53	4,09	16,70	8
Mn (mg/l)	0,54	0,22	0,29	0,87	4	0,47	0,08	0,35	0,56	8
Zn (mg/l)	0,01	0,00	n.n.	0,01	2(4) <sup>1</sup>	0,03	0,02	n.n.	0,07	5(8) <sup>1</sup>

$\bar{x}$ : Mittelwert 10/1996-10/1998; i: Anz. der Probestellen; Min.: Minimum; Max.: Maximum; s: Standardabweichung.; n: Anz. der Messungen, n.n. unterhalb der Bestimmungsgrenze.

<sup>1</sup> die Zahl vor der Klammer entspricht der Anzahl der Messungen, die oberhalb der Nachweisgrenze liegen und aus denen der Mittelwert gebildet wurde, die Zahl in der Klammer gibt die Gesamtanzahl der Messungen (n) wieder.

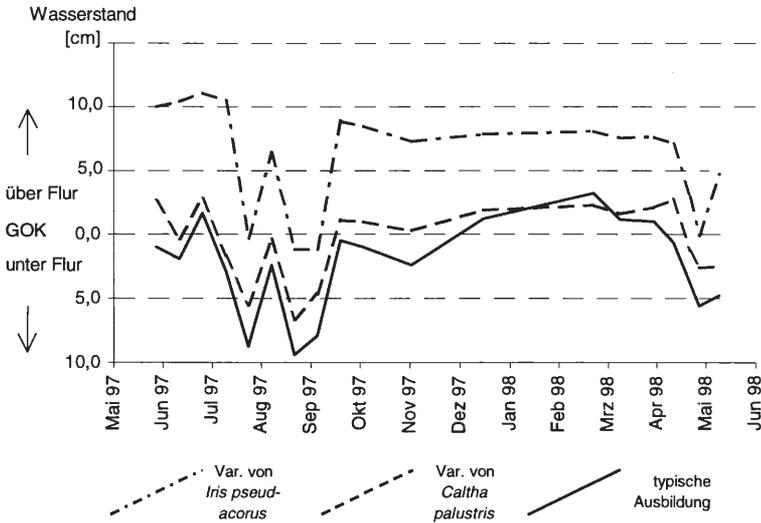


Abb. 24: Wasserstandsganglinien im Erlenbruchwald am Südost- und Ostufer des Großen Heiligen Meeres (erweitert nach ROLFES 1998).

Freiwasser zu einem großen Anteil aus Grundwasser entsteht. Zusätzlich kann es während Hochwasserphasen in der Meerbecke, die regelmäßig im Winterhalbjahr zu beobachten sind, zu einer Nährstoffablagerung über den Fließwasserpfad kommen.

### 5.2.10 *Betuletum pubescentis*

Die Gesellschaft bildet sich am Rande von Hochmooren und dystrophen Gewässern im naß-oligotrophen Bereich, wo gerade noch waldfähige Grenzstandorte besiedelt werden. Innerhalb der dys- bis mesotrophen Verlandungsserie bildet *Betula pubescens* die abschließende Vegetationseinheit (vgl. POTT 1983). Sie ist nur kleinflächig und auch nur am Westufer des Großen Heiligen Meeres verbreitet.

Tab. 21: Hydrochemisch-physikalische Milieubedingungen eines *Betuletum pubescentis* am Großen Heiligen Meer.

Parameter	Bodenwasser GHM (n = 2)				
	$\bar{x}$	s	Min.	Max.	n
Temp. (°C)	<b>10,8</b>	3,69	5,9	19,0	21
O <sub>2</sub> (mg/l)	<b>0,4</b>	-	-	-	1(21) <sup>1</sup>
pH (-log c(H <sub>3</sub> O <sup>+</sup> ))	<b>4,7</b>	0,2	4,4	5,2	21
CO <sub>2</sub> -geb. (mg/l)	<b>13,0</b>	3,7	8,8	22,0	21
LF (µS/cm)	<b>63</b>	12	40	92	21
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	<b>0,6</b>	0,3	0,1	1,1	21
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	<b>1,00</b>	0,74	0,18	2,82	21
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/l)	<b>0,042</b>	0,030	0,010	0,117	21
K <sup>+</sup> (mg/l)	<b>1,0</b>	0,3	0,5	1,7	9
Ca <sup>2+</sup> (mg/l)	<b>1,2</b>	0,7	0,0	2,2	9
Mg <sup>2+</sup> (mg/l)	<b>0,3</b>	0,2	0,1	0,6	9
GH (°dH)	<b>0,2</b>	0,1	0,0	0,4	9
KH (°dH)	<b>0,8</b>	0,2	0,6	1,1	9
Na <sup>+</sup> (mg/l)	<b>4,3</b>	0,7	3,1	5,3	9
Cl <sup>-</sup> (mg/l)	<b>11,7</b>	3,43	5,5	17,1	21
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/l)	<b>10,3</b>	4,7	n.n.	19,2	8(11) <sup>1</sup>
KMnO <sub>4</sub> -Verbrauch (mg/l)	<b>80,6</b>	44,9	24,6	233,2	21
Fe <sup>2+</sup> (mg/l)	<b>1,32</b>	0,29	0,91	1,94	20
Mn (mg/l)	<b>0,06</b>	0,03	n.n.	0,12	7(9) <sup>1</sup>
Zn (mg/l)					

$\bar{x}$ : Mittelwert 05/1997-10/1998.; i: Anz. der Probestellen; Min.: Minimum; Max.: Maximum; s: Standardabweichung.; n: Anz. der Messungen, n.n. unterhalb der Bestimmungsgrenze.

<sup>1</sup> die Zahl vor der Klammer entspricht der Anzahl der Messungen, die oberhalb der Nachweisgrenze liegen und aus denen der Mittelwert gebildet wurde, die Zahl in der Klammer gibt die Gesamtanzahl der Messungen (n) wieder.

Im Naturschutzgebiet entwickelt sich die Gesellschaft auf wenigen cm bis dm Torf, der vornehmlich aus Überresten von *Myrica gale* und Moosen der Gattung *Sphagnum* aufgebaut ist. Darunter schließt der reine Quarzsand an. Hoch anstehendes Grundwasser und saure Milieubedingungen begünstigen eine Akkumulation von organischem Material. Die Moorbirke bleibt auf diesen nassen, verhältnismäßig nährstoffarmen Standorten in der Baumschicht konkurrenzlos und dunkelt im Laufe der Besiedlung dieser Flächen *Myrica gale* unter sich aus.

In trockeneren Bereichen tritt eine charakteristische Beimischung der Torfmoose in den Hintergrund; statt dessen bilden sich in der Bodenschicht ausgedehnte Bestände von *Molinia caerulea*, so daß die Vorkommen als *Molinia caerulea*-Birkenwald angesprochen werden können (POTT 1995). In diesen Bereichen deuten Eichen-Keimlinge auf eine Weiterentwicklung zu feuchten Eichen-Birken-Wäldern hin (RUNGE 1991). Die Bestände am Westufer des Großen Heiligen Meeres stocken auf sauren (pH 4,7), extrem elektrolyt- (LF: 63  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) und nährstoffarmen ( $\text{NH}_4^+$ : 1,0 mg/l,  $\text{PO}_4^{3-}$ : 0,042 mg/l) Standorten. Der Einfluß des Sees ist in diesem Bereich weniger stark ausgeprägt. Die hydrochemischen Milieubedingungen sind denen der *Molinia caerulea*-Bestände sehr ähnlich (vgl. Tab. 15 mit Tab. 21). Die Leitfähigkeit beträgt im Mittel 63  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , die mittlere Gesamthärte liegt bei 0,2 °dH. Im Vergleich mit dem *Myricetum gale* (vgl. Tab. 17) des Großen Heiligen Meeres zeigt ein leicht erhöhter Verbrauch von Kaliumpermanganat (im Mittel 80,6 mg/l) auch hier unter anaeroben Milieubedingungen eine Akkumulation organischen Materials an.

### 5.3 „Trophiedivergenz“ Pelagial-Litoral

Im Folgenden werden seespezifische Ergebnisse einander gegenübergestellt, um so die Bedeutung einzelner Faktoren für die Entstehung von Pflanzengesellschaften und die Trophiedifferenzierung innerhalb eines Gewässers aufzuzeigen. Die Hauptfaktoren der bisher untersuchten Prozesse sind in zwei Gruppen zu gliedern: den seeinternen, autochthonen Stoffumwandlungen und Freisetzungsprozessen sind Prozesse gegenüberzustellen, die von „außerhalb“, also allochthon, auf das Ökosystem einwirken.

#### 5.3.1 Erdfallsee

Der Erdfallsee ist aus Komponenten zusammengesetzt, die sich im Alter, in ihrer Morphologie, in der Bodenauflage und in ihrer Ufervegetation unterscheiden (vgl. Kap. 2.1): ein 1913 entstandener und heute noch 10,7 m tiefe Teil im Osten mit ausgedehnten Protopedonbereichen; ein sich im Nordosten anschließender „Heideweiher-ähnlicher“ Teil mit Dy als Gewässerboden und ein im Westen anschließender flacher Teil mit Protopedon im zentralen Bereich und Gytjjauflagen am Westufer (vgl. Abb. A2).

Das Vegetationsspektrum reicht von oligotraphenten und dystraphenten bis hin zu meso- und eutraphenten Pflanzenarten. Elemente der *Littorella uniflora*-Gesellschaft mit *Littorella uniflora* und *Lobelia dortmanna* kennzeichnen den nährstoffarmen, oligotrophen Flügel und befinden sich nur am Süd-, Ost- und Nordostufer des relativ jungen, 1913 entstandenen Erdfalls. Im Nordosten schließen sich Bestände mit *Eleocharis multicaulis*, *Hypericum elodes* und *Myrica gale* an. Besonders im Bereich des nahezu sedimentfreien Ostufers werden die oligotrophen Standortbedingungen durch zufließendes ionenarmes Grundwasser von einer angrenzenden Heidefläche stabilisiert. Hier herrscht ein ständiger Grundwasserstrom, der das Lückensystem des Protopedons durchzieht und die Leitfähigkeit liegt innerhalb der obersten Protopedonschichten, dort, wo sich See- und Grundwasser mischen, mit 120  $\mu\text{S}/\text{cm}$  meist um 20-30  $\mu\text{S}/\text{cm}$  niedriger als im Freiwasserraum des Sees. Niedrige Sauerstoffkonzentrationen und erhöhte  $\text{CO}_2$ -Konzentrationen mit zeitweise reduzierenden Bedingungen charakterisieren diesen Interstitialbereich. Im Grundwasser dieser Zone lassen sich zuweilen erhöhte Nitratkonzentrationen feststellen (vgl. Abb. 25).

Am Westufer, in einem älteren, weiher-ähnlichen Teil, der schon vor dem Erdeinbruch von 1913 existierte, kommen Pflanzenarten einer höheren Trophiestufe zur Dominanz. In der Schwimmblattvegetation treten vermehrt Elemente des *Nymphaeetum albo-minoris*

mit *Nymphaea alba* in der Form *minor* auf und sind kennzeichnend für den mesotrophen Flügel der Verlandung; das *Myricetum gale* wird stellenweise durch ein *Frangulo-Salicetum cinereae* ersetzt (vgl. Abb. A2). Ein im Nordwesten nahezu geschlossener Gürtel von *Hypericum elodes* zeigt ebenfalls eher mesotrophe Standortbedingungen an, ebenso die nur fragmentarisch ausgebildeten Bestände eines *Scirpo-Phragmitetum* am Nordufer mit *Phragmites australis* und als Begleiter *Carex lasiocarpa* und *Fontinalis antipyretica*. Auch hier lassen sich lokal größere Bestände von *Hypericum elodes* vorfinden. In Buchten des Südwestufers dominieren höhertraphente Pflanzenarten wie *Typha angustifolia* und *T. latifolia* in Form lokal isolierter Bestände sowie nördlich anschließend *Comarum palustre* und *Juncus effusus*, die ebenfalls innerhalb distinkter Buchten nur im alten Erdfallseeteil Dominanzbestände ausbilden. Das sedimentreiche Westufer ist trophisch höher einzustufen als das Ost- und Nordostufer des jüngeren Teils. Anaerobe Bedingungen führen zur Akkumulation unvollständig zersetzten Materials. Die Folge sind hohe Nährstoffkonzentrationen im Interstitialwasser dieser Zone, die sich mit erhöhten Konzentrationen im Freiwasser fortsetzen. Die Leitfähigkeit des Interstitialwassers beträgt an den Meßstellen im Westen im Mittel 164 bis 219  $\mu\text{S}/\text{cm}$  und liegt damit 15-60  $\mu\text{S}/\text{cm}$  über der des Pelagials (vgl. Abb. 25).

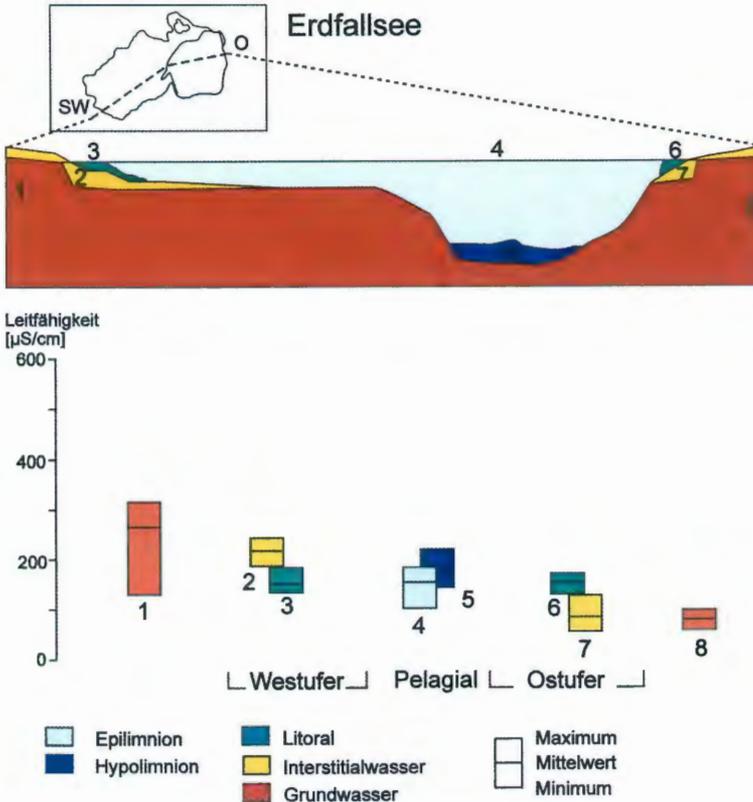


Abb. 25: Schematischer Schnitt durch den Erdfallsee. Dargestellt ist eine Differenzierung verschiedener Uferabschnitte mit Hilfe der Leitfähigkeit als Summenparameter für die Trophie, (1-Grundwasser (GWM 16); 2- Interstitialwasser am Westufer (EW1A); 3- Freiwasser am Westufer (EW1); 4- Freiwasser Pelagial (Mittelwert 0-3m); 5- Freiwasser Pelagial (Mittelwert 8-10m); 6- Freiwasser am Ostufer (EO); 7- Interstitialwasser am Ostufer (EO2); 8- GWM 23).

Der Erdfallsee wird überwiegend durch Regenwasser, Sickerwasser und Grundwasser gespeist. Neben Stickstoffeinträgen aus Niederschlägen wirkt sich die Nähe zu benachbarten Maisäckern im Süden des Erdfallsees aus, unter denen im Grundwasser in 6-8 m Tiefe Nitratkonzentrationen von über 100 mg/l auftreten (WEINERT 1999). Die Senkungszone stellt für das südlich angrenzende Grundwasser die Vorflut dar, das hier nahezu ungehindert dem Schutzgebiet zufließt und neben Nitrat vor allem auch Sulfat, Alkali- und Erdalkalitionen zuführt (vgl. auch WEINERT et al. 2000). Niedrige Konzentrationen der Erdalkalitionen Calcium und Magnesium sind hingegen für das Grundwasser unter den Heideflächen des Naturschutzgebietes allgemein typisch, als Folge davon liegt die Leitfähigkeit meist unter 100 µS/cm (PUST 1993).

Der Zutritt von reduziertem Grundwasser oberflächennaher Schichten ließ sich auch am Südwest- und Nordufer des Erdfallsees nachweisen. Neben Schwermetallionen (Eisen, Mangan, Zink) wird hier auch Stickstoff in Form von  $\text{NH}_4^+$  über das Grund- und Sickerwasser eingetragen, die als Reduktionsäquivalente zu einer meßbaren Sauerstoffzehrung im Pelagial führen. Diese Sauerstoffzehrung kann selbst im Sommer durch die Primärproduktion des Phytoplanktons nur unzureichend kompensiert werden. Dies führt zu einer charakteristischen Schichtung der Wasserinhaltsstoffe im Erdfallsee während der Sommerstagnation, die erheblich von den Bedingungen im Großen Heiligen Meer abweicht (Abb. 26).

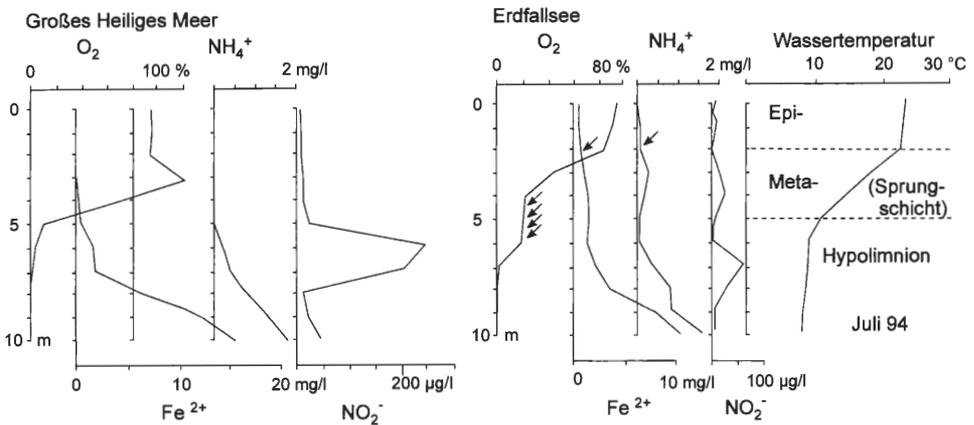


Abb. 26: Vertikalprofil von Sauerstoffsättigung, Eisen-, Ammonium- und Nitritkonzentration im Pelagial des Erdfallsees und des Groβen Heiligen Meeres (aus POTT et al. 1998).

### 5.3.2 Groβes Heiliges Meer

Im Bereich der Ufervegetation wird der See weitgehend durch eutraphente Pflanzenarten beherrscht. Die Vegetation am Ostufer gleicht der typischen Vegetationsabfolge eines eutrophen Gewässers. Der Schwimmblattzone mit eutraphenten Arten wie *Nymphaea alba* und *Nuphar lutea* folgen ausgedehnte Röhrichte, die mit dominierendem Vorkommen von *Schoenoplectus lacustris*, *Phragmites australis*, *Typha angustifolia* und *T. latifolia* artenreiche Aspekte des *Scirpo-Phragmitetum* bilden. Mächtige organische Ablagerungen führen zu einem organogenen, nährstoffreichen Naβboden über nährstoffarmem Ausgangsgestein (vgl. Abb. A3).

Am Ost- und Nordostufer befinden sich Bereiche mit meterhohen, z. T. reinen *Phragmites australis*-Beständen neben Röhrichtfragmenten aus eutraphenten Hochstaudenantei-

len, in denen besonders *Iris pseudacorus*, *Ranunculus lingua*, *Lycopus europaeus* und *Peucedanum palustre* auffallen. Das sich anschließende Weiden-Faulbaum-Gebüsch vom Typ des *Frangulo-Salicetum* mit *Salix cinerea* und *Salix aurita* dringt zusammen mit dem Erlenbruchwald des *Carici elongatae-Alnetum* mosaikartig weit in die Röhrlichtzonen vor.

Aus hydrochemischer Sicht tritt im Litoral eine deutliche Abweichung der Trophieparameter im Vergleich zum Pelagial auf. Sie läßt sich gekoppelt mit den pflanzensoziologischen Befunden weiter differenzieren. Im Osten des Sees sind z. B. Ammonium und Phosphat deutlich erhöht. Die Konzentration der Alkali- und Erdalkalitionen im Litorals sind jedoch relativ gleichmäßig zum Pelagial verteilt. Möglicherweise ist eine erhöhte Mineralisation, für die auch erhöhte Werte der gelösten Kohlensäure sprechen, für eine Erklärung heran zu ziehen. Ebenso sind allochthone Stoffeinträge als Ursache zu nennen, die über oberflächennahes Grund- oder Sickerwasser und auch über feuchte und trockene Deposition in den See gelangen können.

Das Nord- und Südufer kann, abgesehen von ihren morphologischen Eigenschaften, ebenfalls dem eutrophen Verlandungstyp angeschlossen werden, wie er sich auch im Osten darstellt. In Abhängigkeit von der Morphologie kommt es zu standörtlichen Modifikationen. Im Süden fehlt aufgrund des Steilufers ein Röhrlicht fast vollständig. Hier grenzen der Bruchwald und das Weiden-Faulbaum-Gebüsch direkt an das Seeufer an. Im Norden nimmt das Röhrlicht dagegen den gesamten flachen Teil des Sees ein. Die hydrochemischen Standortbedingungen sind entsprechend durch die Morphologie geprägt. Im nördlichen Bereich findet durch einen Abfluß eine ständige Mischung mit Wasser des Pelagials statt. Hier dürften überwiegend autochthone Stoffflüsse die Nährstoffsituation bestimmen.

Im Süden ist die Leitfähigkeit gegenüber dem Pelagial erhöht. Hier tragen jedoch weniger die Trophieparameter, sondern neben Sulfat auch Chlorid und besonders die Erdalkalitionen zur Erhöhung bei (Abb. 27). Innerhalb der für den See typischen Verlandungsabfolge fehlt am Südufer das Stadium des Röhrlichtes, das auf ein Fehlen einer seichten Uferbank und dem sich anschließenden Steilufer zurückzuführen sein dürfte.

Hohe Salzfrachten und z. T. auch hohe Nährstofffrachten im Eu- und Sublitoral entstammen größtenteils der Meerbecke, die das Gebiet an dieser Stelle in ca. 50-60 m Entfernung passiert und regelmäßig bei Hochwasserereignissen über die Ufer tritt und in das Große Heilige Meer strömt (vgl. HAGEMANN & PUST 1999): Es konnte ein direkter Stoffeintrag über den Fließwasserpfad nachgewiesen werden. Als weiterer Eintragspfad ist eine Infiltration von belastetem Meerbeckewasser in die Grundwasserzone nachgewiesen worden. Inhaltsstoffe der Meerbecke können demnach sowohl über den Fließwasserpfad als auch über den Grundwasserpfad in das Schutzgebiet gelangen (WEINERT 1999; vgl. Kap. 6.4.1). Zudem ist die Vegetation mit ihrem Wurzelwerk in der Lage, den Grundwasserfluß zu modifizieren (PUST et al. 1997, vgl. Kap. 6.5).

Im Bereich des West- und Nordwestufers zeigt bereits die Verlandung eine deutliche Verschiebung der Trophie von eher eutrophen Bedingungen der übrigen Uferregion zu eher mesotrophen Verhältnissen an. Eine mäßige Nährstoffversorgung wird durch *Nymphaea alba* var. *minor*, *Myriophyllum alterniflorum*, ein „lichtes“ Röhrlicht mit vielen mesotraphenten Begleitern und im Anschluß daran durch niedrige Gebüsch von *Myrica gale* sowie an einigen Stellen von *Betula pubescens* angezeigt. Letztere bildet kleinflächig sogar ein *Betuletum pubescentis* aus (vgl. Kap. 5.2.10). An einigen Stellen finden sich Kontaktgesellschaften der Hochmoorschlenkenvegetation ein. *Drosera intermedia*, *Agrostis canina* und *Comarum palustre* deuten auf dys-mesotraphente Standortbedingungen hin (vgl. Kap. 5.2.6). Innerhalb des Litorals liegt die Leitfähigkeit gegenüber dem Pelagial niedriger. Dies steht im Zusammenhang mit einem Rückgang der Alkali- und Erdalkalitionen. Auch der Gehalt an Ammonium ist hier gegenüber den Litoralmeßstellen am

Nord- und Ostufer geringer. In der angrenzenden semiterrestrischen Uferzone setzt sich dieser Trend fort. Die Leitfähigkeit sinkt dabei unter  $100 \mu\text{S}/\text{cm}$  ab, was im wesentlichen einer Abnahme der Konzentration an Alkali- und Erdalkalitionen entspricht, aber auch Sulfat und Chlorid gehen deutlich zurück. Weitgehende Übereinstimmungen mit den chemischen Milieubedingungen des Grundwassers unter der Heide im Westen des Großen Heiligen Meeres weisen darauf hin, daß das Eu- und Supralitoral durch oligotrophes Grundwasser beeinflusst wird, welches unter oxidierenden Bedingungen auch geringe

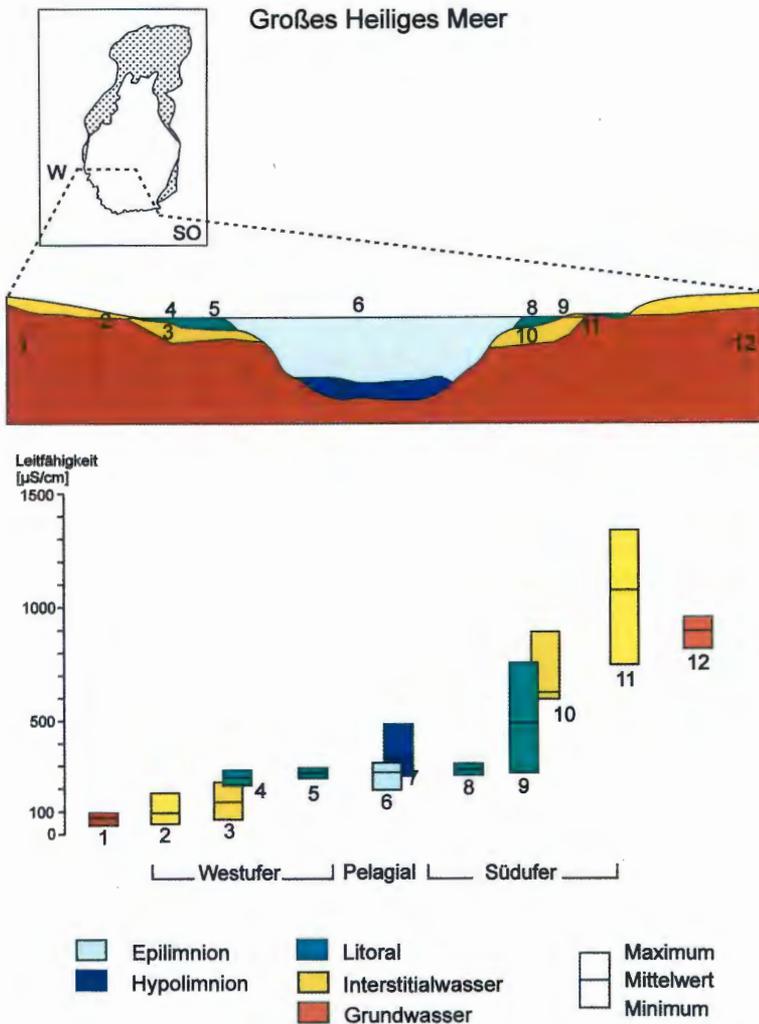


Abb. 27: Schematischer Schnitt durch das Große Heilige Meer. Dargestellt ist eine Differenzierung verschiedener Uferabschnitte mit Hilfe der Leitfähigkeit als Summenparameter für die Trophie, (1- Grundwasser (GWM 22); 2- Bodenwasser (W3); 3- Interstitialwasser am Westufer (WI); 4- Freiwasser am Westufer (W1); 5- Freiwasser in der Schwimmblattzone am Westufer (GW); 6- Freiwasser Pelagial (Mittelwert 0-3m); 7- Freiwasser Pelagial (Mittelwert 8-10m); 8- Freiwasser in der Schwimmblattzone am Südufer (GS1); 9- Freiwasser am Südufer (S1); 10- Interstitialwasser am Südufer (SI); 11- Bodenwasser am Südufer (S4); 12- Grundwasser (GWM 6).

Mengen an Nitrat enthält (POTT et al. 1996, WEINERT 1999). Je nach Niederschlags-situation und Grundwasserstand kann das oligotrophe Grundwasser bis in das Große Heilige Meer vordringen.

Innerhalb des Pelagials stellt sich also ein relativ homogener Wasserkörper dar, in dem durch Zirkulationsbewegungen Konzentrationsunterschiede, wie sie im Litoral festgestellt werden, sich rasch auszugleichen scheinen. Anzeichen, die auf eine Einschichtung von Grundwasser während der Stagnation hindeuten, wie sie für den Erdfallsee nachgewiesen worden sind, konnten im Großen Heiligen Meer in dieser Deutlichkeit nicht beobachtet werden (WEINERT et al. 2000).

Große *Myriophyllum*-Bestände am Ostufer des Großen Heiligen Meeres sind Ende der 1980er bis Anfang der 1990er Jahre nahezu vollständig verschwunden; seit 1995 treten am Nordwestufer zusammen mit *Eleocharis acicularis* erstmals größere, vitale neue *Myriophyllum*-Bestände auf, während jene am Ostufer sich bis heute noch nicht erholt haben (POTT et al. 1996). Die Ursache für die weitgehende Auslöschung der *Myriophyllum*-Bestände am Ostufer läßt sich nicht eindeutig belegen; geringe Mengen von Atrazin-Derivaten im Meerbecke-Wasser (PUST 1993), die nahe Lage zu Maisäckern und der direkte zeitweise Zufluß von Meerbecke-Wasser am Ost- und Südostufer bringen jedoch Belastungen mit sich, die am Nordwestufer fehlen, wo die *Myriophyllum*-Bestände heute zunehmen.

#### 5.4 Nährstoffdynamik des Kleinen Heiligen Meeres als Beispiel eines Flachsees

Flachseen sind durch eine geringe Tiefe und damit verbunden durch eine gute Durchlichtung und Vermischung des Wasserkörpers gekennzeichnet (BOHLE 1995, POTT & REMY 2000).

Im Kleinen Heiligen Meer kommt es zwar zu einer Temperaturschichtung, die aber nur über einen kurzen Zeitraum bestehen bleibt, und z. B. beim Wechsel einer Schön-Wetter-Periode in eine Schlecht-Wetter-Periode mit geringeren Temperaturen und Niederschlägen durch Konvektion aufgelöst werden kann. Der maximal ermittelte Temperaturgradient beträgt 4,5 °C Ende Mai 1998.

Die Erwärmung der tieferen Wasserschichten vollzieht sich ebenso gleichmäßig wie an der Wasseroberfläche. Die Temperaturen über dem Gewässergrund können bis auf ca. 20 °C ansteigen. Hiermit verbunden ist eine erheblich höhere Mineralisationsgeschwindigkeit, die zu einer permanenten Sauerstofffreiheit direkt über dem Gewässergrund während den Sommermonaten führt (Abb. 28).

Ein häufiger Wechsel von Stagnation und Zirkulation im Verlauf des Jahres führt ferner zu einer Amplitude der Sauerstoffsättigung von ca. 50 bis ca. 120 % (vgl. Abb. 28). Bei Windstille und Sonnenschein reichert sich Sauerstoff an der Oberfläche (0-1 m) an, während es über dem Grund des Sees zur Sauerstoffzehrung und Freisetzung von Nährstoffen durch Mineralisation kommt. Ändern sich die Witterungsbedingungen und kommt es zu einem Austausch der Wassermassen, fällt die Sauerstoffsättigung innerhalb kurzer Zeit von über 100 % auf unter 50 %. Gleichzeitig erfolgt im gesamten Wasserkörper ein Anstieg der Nährstoffkonzentrationen meist Anfang Mai eines Jahres.

Durch die Primärproduktion findet ein Verbrauch des Stickstoffes, sowohl in Form des Ammoniums, als auch in Form des Nitrates in der trophogenen Zone der Seen statt. Steht Stickstoff in geringen Konzentrationen zur Verfügung, und ist die Primärproduktion sehr groß, kann es zu einer Unterschreitung der Minimumkonzentration kommen. Im Großen Heiligen Meer und auch im Kleinen Heiligen Meer konnte dies mehrfach beobachtet wer-

den. Besonders im Kleinen Heiligen Meer ist die Minimumfunktion sehr deutlich ausgeprägt, da Phosphat im Verlauf des Sommers in ausreichenden Konzentrationen von 0,05-0,1 mg/l zur Verfügung steht und hohe Nitratkonzentrationen von 2-5 mg/l nur kurzfristig auftreten und sehr schnell, meist innerhalb von 4 Wochen, wieder auf Werte zwischen 0,2 und 0,4 mg/l absinken (Abb. 29).

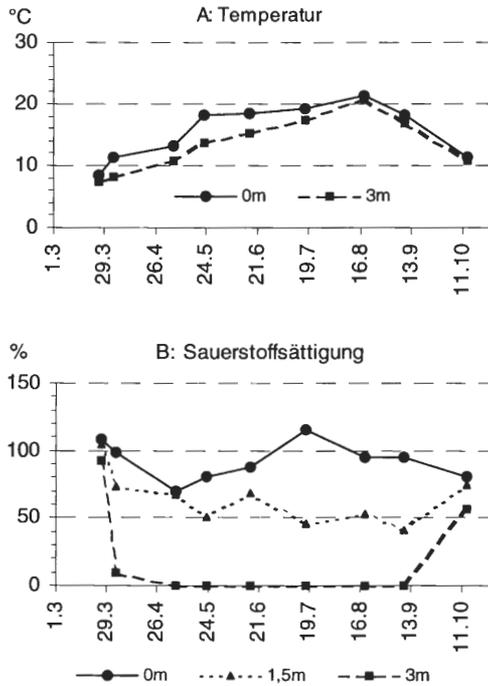


Abb. 28: Veränderungen der Temperatur (A) und der Sauerstoffsättigung (B) im Kleinen Heiligen Meer während der Vegetationsperiode 1998. Jeweils zum 6. Mai, 17. Juni und 18. August 1998 fand eine Durchmischung der Wassermassen statt.

Das Kleine Heilige Meer nimmt deshalb als Flachsee hinsichtlich der Differenzierung in Pelagial und Litoral eine Sonderstellung ein (vgl. Kap. 2.3). Dennoch bestehen auch hier Wechselwirkungen zwischen diesen beiden Lebensräumen, wie sie in Kap. 5.3 beschrieben wurden. Eine trophiesteigernde Auswirkung ist hier um so höher, je öfter der Wasserkörper durchmischt wird. Das reichhaltige Nährstoffangebot führt zudem zu einer hohen Biomasseproduktion und Sauerstoffbereitstellung im Gewässer. Auf der anderen Seite verhindert die gleichzeitig ablaufende Mineralisation des organischen Materials eine Anreicherung des Sauerstoffes, wie er sonst für eutrophe Seen typisch ist. Eine für die pleistozänen Sandlandschaften außergewöhnlich gute Pufferung des Systems mit pH-Werten zwischen pH 7-9 sowie einer Karbonathärte von 12 °dH ist einerseits auf die hohen Konzentrationen der Wasserinhaltsstoffe des speisenden Grundwassers zurückzuführen, andererseits wird das Gewässer als Angelgewässer genutzt und es ist nicht auszuschließen, daß durch entsprechende düngende Eingriffe die Eigenschaften des Wassers für die Fischzucht verbessert worden sind. Ein zusätzlicher Eintrag von Stickstoff z. B. aus der Umgebung führt ferner zu einer positiven Rückkoppelung innerhalb des Eutrophierungsprozesses, da Stickstoff im Vergleich zu Phosphat in sehr geringen Mengen vorliegt und unter Umständen auch als Minimumfaktor fungieren kann.

Trophieunterschiede verschiedener Gewässerufer, wie sie am Großen Heiligen Meer und auch am Erdfallsee zu beobachten sind, treten am Kleinen Heiligen Meer nicht in solchem Ausmaß in Erscheinung. Eine Differenzierung in *Carex acutiformis*-reiche Bestände am Südwestufer und *Phragmites australis*-reiche Bestände am Nord-Nordostufer ist möglich. Die Uferabschnitte unterscheiden sich in der mittleren Calcium- und Kohlendioxidkonzentration (ca: 90 zu 120 mg/l bzw. geb. CO<sub>2</sub>: 181 zu 244 mg/l) ebenso wie in der Ammonium- und Phosphatkonzentration (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>: 0,71 zu 0,96 mg/l bzw. PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>: 0,69 zu 0,52 mg/l). Besonders deutlich wird der Unterschied in der Konzentration der organischen Substanz mit 36,7 mg/l im Südwesten und 108,6 mg/l im Nordosten. Befinden sich im Südwesten nur geringe Auflagen organischen Materials, bilden die *Phragmites*-Bestände im Nordosten bis zu 4 dm mächtige Sedimente.

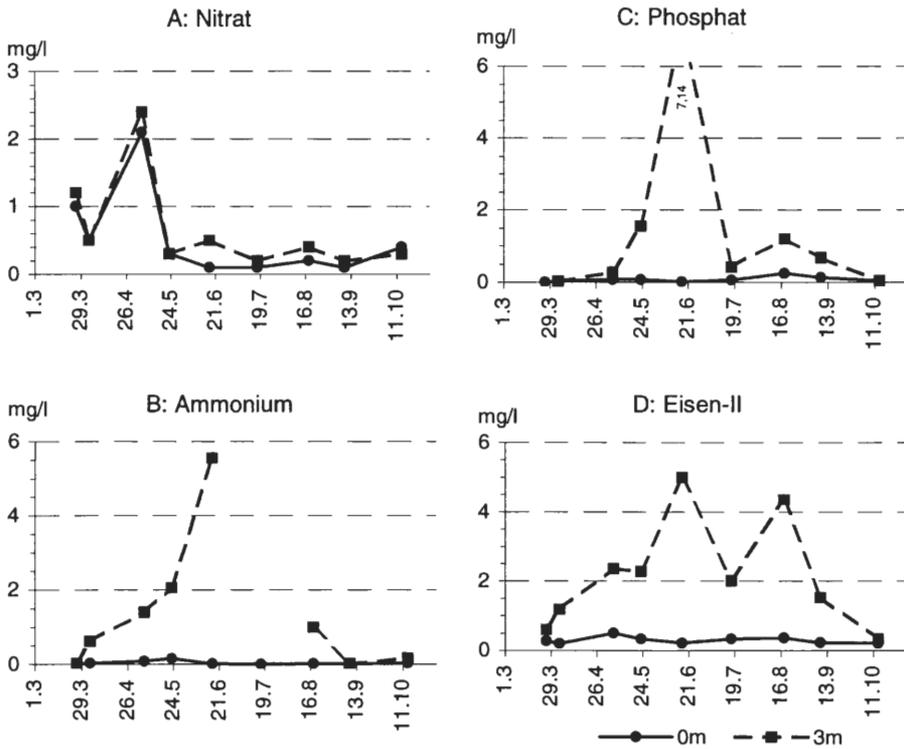


Abb. 29: Konzentrationsverlauf der Trophieparameter Nitrat (A), Ammonium (B), Phosphat (C) sowie Eisen (D) im Kleinen Heiligen Meer während der Vegetationsperiode 1998. Jeweils zum 6. Mai, 17. Juni und 18. August 1998 fand eine Durchmischung der Wassermassen statt.

## 6. Geologische, klimatologische, hydrologische, pedologische sowie biologische Modulatoren als Mechanismen zur Trophieentwicklung von Stillgewässer-Ökosystemen

Die Gewässerlandschaft Heiliges Meer ist durch Subrosionserscheinungen entstanden, deren Prozesse auch in jüngster Zeit noch anhalten. Sie bilden die Matrix für die verschiedensten Erscheinungsformen von Gewässertypen und die Basis für ihre Trophieent-

wicklung. Die Gewässer unterliegen Gesetzmäßigkeiten komplexer Wirkungsgefüge, deren jeweilige Erscheinungsformen außer von geologischen und pedologischen Faktoren auch von klimatischen und orographischen Faktoren bestimmt wird. Zusammen mit biotischen Faktoren sind diese Lebensräume für eine Nährstoffakkumulation geradezu prädestiniert. Innerhalb von Stillgewässerökosystemen äußert sich diese in einer Gewässerverlandung, die innerhalb der Sandlandschaften Nordwesteuropas ab dem Niedermoorstadium vom Hochmoorstadium abgelöst wird. Dieser Übergang, der den Prozeß der Standorteutrophierung beendet, wird besonders durch das Zusammenwirken klimatischer, pedologischer und biotischer Faktoren gesteuert; der geologische Untergrund verliert zunehmend an Bedeutung. Mit der Hochmoorbildung wird eine stabile Endphase einer Entwicklung erreicht, die zu den charakteristischen Hochmoorlandschaften Nordwesteuropas geführt hat, die von Natur aus nährstoffarm sind. Standorteutrophierungen treten in diesem Landschaftsraum demnach von Natur aus nur episodisch auf. Sie kennzeichnen eine meist kurze Phase der Gewässerverlandung, der oftmals längere, nährstoffarme Phasen vorausgegangen sind und die wieder zu nährstoffarmen Standorten hinführen.

Wenn das Phänomen der Gewässereutrophierung aus heutiger Sicht Gegenstand der Betrachtungen sein soll, dann geschieht dies unter dem Aspekt von Prozessen, die sich aus der Landschaftsnutzung durch den Menschen ergeben. Hierbei sind nicht allein allochthone Einträge von Nährstoffen in von Natur aus nährstoffarme Ökosysteme als Gefährdungspotential zu sehen. Eingriffe in den Wasserhaushalt, Veränderungen der Vorflutverhältnisse und Eingriffe in die natürliche Vegetation verändern z. B. in gravierendem Maß den Zustand und die Entwicklung aquatischer Ökosysteme in Folge zunehmender technischer Einflußnahmen in den Naturhaushalt. Werden diese Eingriffe als anthropogene Faktoren zusammengefaßt, wirken sie nicht für sich alleine, sondern treten in einem Wirkungsgefüge mit natürlichen Faktoren in Wechselwirkung, an denen das regionale Klima, Witterungseinflüsse, Böden und die Vegetation ebenfalls beteiligt sind. Es gilt in diesem Kapitel dieses komplexe Wirkungsgefüge von Faktoren im einzelnen zu analysieren, um die Prozesse zu verstehen, die einerseits von Natur aus zu einer Trophieänderung führen, und um andererseits Gefährdungen entgegenwirken zu können, die bereits durch großflächige Zerstörungen der natürlichen Landschaft entstanden und im Naturschutzgebiet nachweisbar sind.

## 6.1 Einfluß pleistozäner Sande auf den Nährstoff- und Basenhaushalt

Pleistozäne Sande bilden das Ausgangsgestein im Untersuchungsgebiet und sind in Folge einer langanhaltenden Auswaschung verarmt an gesteinsbürtigen, für das Pflanzenwachstum essentiellen Elementen wie z. B. Calcium, Magnesium und Kalium. In Sandlandschaften werden diese Nährelemente zudem kaum neu gebildet und sind sehr mobil, so daß sie mit dem Niederschlagswasser rasch ausgewaschen werden. Erst mit fortschreitenden Bodenbildungen kann es auch wieder zu einer Akkumulation von Alkali- und Erdalkalitionen kommen. Die Landschaft der pleistozänen Sande zeichnet sich daher primär durch einen Mangel an Alkali- und vor allem an Erdalkalitionen aus. Ausnahmen bilden geogene Lagerstätten unterhalb der Sande, wie im Fall des Untersuchungsgebietes, wo Gips-, Salz- und Anhydritbänke innerhalb von Schichten des Münder Mergels auftreten. Dort, wo diese Schichten direkt oder entsprechendes Grundwasser, das über längere Zeit mit ihnen in Kontakt stand, dicht an die Erdoberfläche reichen, kann es auf natürliche Weise zur Anreicherung von Alkali- und Erdalkalitionen kommen. Im Untersuchungsgebiet mit einer Sandauflage von über 100 m Mächtigkeit oberhalb der salzführenden Schichten sind diese Phänomene innerhalb der Böden und innerhalb aquatischer Ökosysteme bisher jedoch nicht nachgewiesen. Es dominieren daher von Natur aus schwach abgepufferte, saure Milieubedingungen und eine erhöhte Mobilität von Aluminium- und

Schwermetallionen innerhalb des Grundwassers weit unterhalb der Reichweite natürlicher Vegetation (z. B. unter Eichen-Birkenwald). In Seen mit abdichtenden, sedimentären Böden erfolgt eine Anreicherung von Calcium und Magnesium infolge einer natürlichen Sukzession. Trotzdem bleiben die Konzentrationen dieser Stoffe selbst in nährstoffreichen Gewässern dieser Landschaft deutlich unter den Werten, die in Gewässern kalk- und gipsreicher Gebiete festgestellt werden.

Auch im Bereich alter Kulturlflächen, dort, wo Jahrhunderte lang Heide- und Weidewirtschaft betrieben wurde, herrschen saure und basenarme Milieubedingungen mit einer deutlichen Tendenz in Richtung zusätzlicher Mineralienverarmung und noch saureren Milieubedingungen, als unterhalb einer natürlichen Vegetation. Erst die neuzeitliche Ackerbewirtschaftung führte zu erheblichen Veränderungen dieser Milieubedingungen und des Basengehaltes im Grundwasser durch Ausbringung von Düngemitteln im Zuge von Getreide- und Maisanbau. Um Erträge zu erwirtschaften, ist es auf den mageren Sandböden erforderlich, Düngemittel im Überschuß auszubringen, d.h., mehr Nährstoffe auf die Agrarflächen auszubringen, als die Pflanzen aufnehmen können, da die Böden nur eine geringe Speicherkapazität für mineralische Stoffe aufweisen und die Auswaschungsraten für die meisten Pflanzennährstoffe sehr hoch liegen. Die Vergrößerung des Flurabstandes durch Drainierung der Agrarflächen ist für eine zusätzliche Bodendurchlüftung und für die Verlängerung der Bewirtschaftungszeiten erforderlich und führt im Grund- und Sickerwasser zu einer weiteren Erhöhung der Auswaschungsraten verschiedenster Stoffe, während es durch Oxidationsvorgänge im Grundluftbereich zu einer zusätzlichen Säurefreisetzung kommt, mit dem Effekt, daß größere Mengen an Aluminium- und Schwermetallionen mobilisiert werden, die für aquatische Ökosysteme ein sehr hohes Gefahrenpotential darstellen. Bereits bei den ersten Grundwasseruntersuchungen wurden im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ in den Jahren 1991 und 1992 entsprechend erhöhte Aluminium- und Zinkkonzentrationen im Grundwasser unterhalb versauerter Standorte von mehreren mg/l festgestellt (PUST 1993). Der Eintrag dieser Stoffe in das Grundwasser ist im Zuge des Ackerbaus unvermeidbar, da Sandböden einen hohen Anteil von Grobporen, aber nur ein relativ geringes Porenvolumen aufweisen. Hieraus ergeben sich eine gute Durchlüftung mit hohen Oxidationsraten und eine hohe Auswaschungsrate für viele leicht bewegliche Ionen. Typisch sind z. B. Auswaschungsraten für Calcium von 199 kg/ha\*a, für Magnesium von 16 kg/ha\*a, für Kalium von 36 kg/ha\*a, für Natrium von 28 kg/ha\*a, für Chlorid von 135 kg/ha\*a, für Sulfat von 147 kg/ha\*a und für Nitrat von 41 kg/ha\*a (SCHEFFER et al. 1998). Für den Getreide- und Maisanbau weist OBERMANN (1982) darauf hin, daß, wenn der Nitratgehalt im Grundwasser unter 50 mg/l gehalten werden soll, eine ertragbringende Bewirtschaftung aufgrund der hohen Auswaschungsrate auf Sandböden nicht möglich ist. Zu erwarten sind bei ertragbringender Bewirtschaftung von Maisäckern auf Sandböden erhöhte Nitratkonzentrationen im Grundwasser von über 100 mg/l, wie sie z. B. im Grundwasser südlich des Erdfallsees nachgewiesen werden konnten (PUST 1993, WEINERT et al. 1998).

Für basen- und nährstoffarme aquatische Ökosysteme stellt aber nicht nur die hohe Auswaschungsrate für Nitrat ein Gefahrenpotential dar. Vor allem Calcium und Kalium unterliegen ebenfalls einer hohen Auswaschungsrate und stellen ein hohes Eutrophierungspotential innerhalb basenarmer aquatischer Ökosysteme dar, da sie innerhalb natürlicher Gewässer pleistozäner Sandlandschaften nur in relativ geringen Konzentrationen vorliegen. Calciumkonzentrationen von 25 mg/l, Magnesiumkonzentrationen von 5 mg/l und Kaliumkonzentrationen von 2 mg/l charakterisieren bereits den nährstoffreichen Flügel von Gewässern pleistozäner Sandlandschaften und treten beispielsweise im Pelagial des Großen Heiligen Meers auf. Die Konzentrationen liegen im Grundwasser des Untersuchungsgebietes innerhalb der Einflußzone von Agrarflächen heute bereits für Calcium doppelt so hoch und für Kalium 20 mal höher als im Wasser des meso- bis schwach eutro-

phen Großen Heiligen Meeres; für oligotrophe Standorte, wie sich in Teilbereichen am Erdfallsee darbieten, ergibt sich im Vergleich zum Großen Heiligen Meer nochmals ein Faktor von über zwei. Innerhalb dystropher Gewässer liegen die Konzentrationen für Calcium und Magnesium häufig unter 1 mg/l. Dies ist eine Folge interner Regulationsmechanismen und geht auch auf die von belastetem Grundwasser isolierten Lage dieser Gewässerökosysteme zurück. Bei Betrachtung des Grundwassers muß jedoch festgestellt werden, daß der Schwerpunkt der Belastungen in den hohen Nitratkonzentrationen liegt, die am Rande von Maisäckern bis zu 100 mal höher als im Großen Heiligen Meer und im Erdfallsee liegen. Bedenklich ist auch, daß die Lateralausbreitung vieler im Grundwasser gelöster Stoffe im grobporigen Lückensystem des oberflächennahen Grundwasserleiters im Bereich von Äckern und Weideflächen wesentlich rascher erfolgen kann, als z. B. im Bereich mächtiger Niedermoorböden, wo ein relativ großes Porenvolumen und ein erhöhter Anteil von Feinporen den Lateraltransport verlangsamen, weshalb auch der Ferntransport vieler Ionen innerhalb sandiger Aquifere bei geringmächtiger Bodenaufgabe, wie z. B. unter häufig gepflügten Ackerflächen, schneller erfolgen kann (vgl. auch WEINERT et al. 2000). Auch der Prozeß des Ferntransportes von Stoffen im Grundwasser wird daher durch die moderne Agrarbewirtschaftung noch beschleunigt.

## 6.2 Einfluß der Böden von Gewässern, Heide und von Waldlandschaften auf Oberflächen-, Sicker- und Grundwasser

Zusammen mit der Vegetation üben die Böden großen Einfluß auf die Beschaffenheit und die Transporteigenschaften des Grund- und Sickerwassers aus, aber auch auf die Gewässermorphologie, die Gewässerentwicklung und auf die hieran beteiligten Stoffflüsse. Hierbei dürfen aber nicht ausschließlich die rezenten Böden betrachtet werden, die zweifellos innerhalb terrestrischer Ökosysteme z. B. den Nährstoffhaushalt gut widerspiegeln; gerade aber in einer Gewässerlandschaft, wie im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“, existieren auch bis in größere Tiefe, innerhalb der Grundwasserleiter, mehr oder weniger ausgedehnte, zwischengelagerte Schichten fossiler Gewässerböden, die z. T. isoliert liegen und wieder übersandet sind, die aber auch z. T. mit den heutigen Gewässern noch in Verbindung stehen (vgl. SCHROEDER 1957, THIERMANN 1975, WEINERT et al. 1998). Aus ihnen läßt sich die Entwicklungsgeschichte einer Gewässerlandschaft genauestens rekonstruieren. Böden sind aber auch an der rezenten Einflußnahme verschiedenster Prozesse beteiligt, wie Stoffaufnahme und Stoffabgabe, Veränderungen der Durchlässigkeitsbeiwerte im Aquifer und Trennung verschiedener Grundwasserstockwerke. Sie strukturieren den Grund- und Sickerwasserraum kleinräumig. Zusammen mit der Vegetation bestimmen sie die Fließwege, die das Wasser auf dem Weg zur Vorflut bevorzugt.

In Abhängigkeit von der Trophie werden innerhalb von Stillgewässern unterschiedliche Bodentypen gebildet. Hierbei handelt es sich um verschiedene subhydrische Böden (Unterwasserböden), die hauptsächlich aus der Sedimentation von abgestorbenem Pflanzen- und Tiermaterial hervorgehen; sie lassen sich zu den sedimentären Böden zusammenfassen und stehen den asedimentären Böden terrestrischer Ökosysteme gegenüber. Auch die Rate der Bodenbildung innerhalb von Gewässern ist von der Trophie und den damit verbundenen Milieubedingungen im Wasser abhängig und bestimmt letztendlich die Geschwindigkeit der Gewässerverlandung. Im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ reicht das Trophiespektrum der Stillgewässer von **oligotroph** (Erdfallsee, Ostufer) über **dystroph** (Heideweiher und Heidekolke), **meso- bis dystroph** (Heideweiher), **oligotroph bis schwach mesotroph** (Erdfallsee, Nordufer und Pelagial), **mesotroph bis dystroph** (Großes Heiliges Meer, Westufer) **mesotroph bis schwach eutroph** (Großes Heiliges Meer, Nordufer und Pelagial) und **eutroph** (Großes Heiliges Meer, Ost- und Südufer).

Aus diesen unterschiedlichen Bereichen gehen entsprechend der Trophiedifferenzierungen unterschiedliche Gewässerböden hervor, deren Spektrum von gut wasserdurchlässigen Gewässerrohböden (**Protopedon**) über abdichtende **Dy** (wenig zersetzte Pflanzenreste mit einem hohen Huminstoffgehalt) und **Dy-Gyttja**-Schichten bis zur reinen **Gyttja** (gut durchlüftete Mudden, stark zersetzt) und zum **Sapropel** (anaerobe Mudden, Faulschlamm) reicht. Im Bereich der Ufer werden oft mächtige Böden von der höheren Vegetation gebildet, deren Spektrum von nährstoffarmen *Sphagnum*torfen über Seggen- und Schilftorfe hin zu nährstoffreichen Bruchwaldtorfen der Erlenbrücher reicht. Unter Erlenbrüchern können Torfe eine Mächtigkeit von vielen Metern erreichen, die nur noch die Schwarz-Erle (*Alnus glutinosa*) zu durchwurzeln vermag. Ihre Durchlässigkeit für Wasser ist sehr gering und sie sind infolgedessen häufig überstaut.

### 6.3 Einfluß klimatischer und witterungsspezifischer Faktoren

Klimatische Faktoren sind häufig für die Geschwindigkeit verantwortlich, mit der verschiedenste Prozesse in der Umwelt ablaufen. Die Temperatur übt auf das Stoffwechselfgeschehen sowohl innerhalb abiotischer wie auch biotischer Systeme einen entscheidenden Einfluß aus. Warme Regionen unterscheiden sich daher von kalten Regionen hinsichtlich der stofflichen Basis und dem Prozeßgeschehen innerhalb aquatischer Lebensräume. Artenreichtum, ein hoher Stoffumsatz und eine hohe Trophie werden durch warme Klimata gefördert; in kalten Regionen ist eine relativ geringe Artenanzahl und Individuendichte zu beobachten, die einen reduzierten Stoffumsatz bewirken. Biomassenakkumulation und die Produktion von Bestandsabfall und seine Remineralisation laufen hier langsamer ab. Entsprechend läuft auch die Trophieentwicklung und die Gewässerverlandung langsamer ab und stoppt auf einem niedrigeren Level. Dies gilt für die meisten terrestrischen, semiaquatischen und aquatischen Ökosysteme, soweit sie nur eine geringe Wassertiefe aufweisen. Auch die Lichtversorgung und der Temperaturverlauf im Jahresgang steuern die Geschwindigkeit der Biomassenproduktion und die Nutzung von Mineralstoffen durch Pflanzen. Die trophiesteigernde Wirkung von anthropogenen Faktoren ist daher ebenfalls davon abhängig, zu welcher Jahreszeit sie auftreten. So wirken sich z. B. allochthone Nährstoffeinträge zu Beginn und während der Vegetationsperiode stärker als danach aus, da sie z. B. im Frühjahr und Sommer sogleich in Biomasse umgesetzt werden können.

Im Luv- und Staubegebiet des Teutoburger Waldes kam es in der Zeit von 1931 -1960 trotz der geringen Höhe über dem Meeresspiegel (44-45 m) zu Niederschlagsmengen von 700-750 mm im Jahr (MÜLLER-TEMME 1986). Der mittlere Jahresniederschlag an der Klimastation „Heiliges Meer“ betrug von 1971-1995 758 mm. Er liegt damit etwas oberhalb dem von THIERMANN (1975a) angegebenen Wert von 738 mm für die Beobachtungsstelle Hörstel aus den Jahren 1931-1950. Im erstem Untersuchungsjahr lag die Jahressumme des Niederschlages (Bezogen auf ein Kalenderjahr) mit nur 642,6 mm deutlich unter den durchschnittlichen Niederschlagssummen. In Verbindung mit dem vorangegangenen trockenen Jahr 1995 lag der Grundwasserspiegel im ersten Untersuchungsjahr ungewöhnlich niedrig (WEINERT et al. 1998). Das zweite Untersuchungsjahr (1997) stellt mit 721,4 mm Jahresniederschlag ein durchschnittliches Jahr dar, wogegen das dritte Jahr (1998) mit 1028,6 mm Niederschlag ein überdurchschnittlich nasses Jahr war, in dem die größte Niederschlagssumme seit 1971 an der Wetterstation Heiliges Meer ermittelt wurde (Tab. 22). In diesem Jahr ergaben Messungen der im wesentlichen nassen Deposition unter Freiland für Nitrat-Stickstoff ca. 11,1 kg/ha\*a, für Ammonium-Stickstoff ca. 7,7 kg/ha\*a und für Phosphat ca. 0,1 kg/ha\*a. Rechnerisch ergibt sich daraus ein Nährstoffeintrag in den Erdfallsee für 1998 über den Luftpfad von ca. 36 kg Nitrat-Stickstoff, ca. 27 kg Ammonium-Stickstoff und ca. 0,3 kg Phosphat-Phosphor; entsprechend für das

Große Heilige Meer ca. 88 kg Nitrat-Stickstoff, ca. 61 kg Ammonium-Stickstoff und ca. 0,8 kg Phosphat-Phosphor (Tab. 23).

Tab. 22: Niederschlagssummen (mm) von 1996 bis 1998

Jahr	1996	1997	1998	Mittel im UZ
Summe (mm)	642,6	721,4	1028,6	797,5

Tab. 23: Rechnerischer Nährstoffeintrag in die Gewässer über feuchte Deposition.

Eintrag von	Erdfallsee		Großes Heiliges Meer	
	kg	mg/l*	kg	mg/l*
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	36	0,30	88	0,25
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	27	0,23	61	0,18
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -P	0,3	0,003	0,8	0,002

\* bezogen auf das Gesamtvolumen des Gewässers

Die langjährige Jahresmitteltemperatur der Luft gibt THIERMANN (1975a) mit 9,2 °C an. Während des Untersuchungszeitraumes lag die mittlere Temperatur im Januar zwischen -1,1 °C und +7,3 °C, im Juli wurden mittlere Temperaturen zwischen 17,3 °C und 19,7 °C ermittelt (Tab. 24). Der Untersuchungszeitraum umfaßt neben eher durchschnittlichen Jahren (1997) sowohl Zeiten mit höheren (1998) als auch Zeiten mit geringeren mittleren Temperaturen und Niederschlägen (1996). In die hydrochemischen Untersuchungen gehen so auch extreme Witterungsbedingungen mit ein, die für Standortdifferenzierungen oftmals von großer Bedeutung sein können (RUTTNER 1962).

Tab. 24: Temperaturen an der Wetterstation Heiliges Meer während des Untersuchungszeitraumes im Vergleich mit dem langjährigen Mittel (nach THIERMANN 1975a).

Jahr	mittlere Temperatur im Januar	mittlere Temperatur im Juli	Jahresmitteltemperatur
1996	-1,1 °C	17,3 °C	8,9 °C
1997	0,3 °C	19,7 °C	11,8 °C
1998	7,3 °C	19,6 °C	13,5 °C
langjähriges Mittel (1881 –1930)	1,5 °C	16,8 °C	9,2 °C

### 6.3.1 Beeinflussung der Mixis

Komplizierter verhalten sich die Verteilungsmechanismen der Stoffe und ihre Wirkungen auf die Trophieentwicklung im Pelagial eines Sees, die besonders dafür verantwortlich sind, daß in Gewässern mit großer Tiefe Pflanzennährstoffe über einen längeren Zeitraum für das Phytoplankton pflanzenverfügbar bleiben oder auch durch Sedimentation in Tie-

fen verloren gehen, in denen Pflanzenwachstum nicht möglich ist. Hieran sind primär Zirkulationsprozesse beteiligt, die unter dem Regime von Temperatur und Windeinflüssen stehen. Sie steuern die für Seen charakteristischen Phasenwechsel zwischen Stagnation, einer Phase, in der Sedimentationsprozesse und Nährstoffentzug dominieren, und Vollzirkulation, während der es zu einer großräumigen Stoffverteilung im See kommt und günstige Ausgangsbedingungen für das Pflanzenwachstum geschaffen werden. Ursache für solche Phasenwechsel ist die Dichteanomalie des Wassers, das bei ca. 4 °C seine höchste Dichte besitzt und jenseits dieser Temperatur zu thermischen Schichtungen neigt, die eine Durchmischung erschwert (vgl. Kap. 5.1.1). Die Mechanismen der Stoffverteilung in Seen ist daher stark abhängig vom regionalen Klima. In Nordwesteuropa dominiert der dimiktische Seetyp, da sowohl im Herbst als auch im Frühjahr die 4 °C-Marke durchschritten werden kann und es dann zur Vollzirkulation kommt, während im Winter und im Sommer sich Temperaturen einstellen, die fern der 4 °C-Marke liegen und thermische Schichtungen die Stagnationsphase einleiten (vgl. Abb. 5). Dies bedeutet, daß Gewässer dieser Region jedes Jahr zwei Stagnations- und zwei Vollzirkulationsphasen durchlaufen können. Es existieren für dimiktische Seen demnach zwei für Eutrophierungsvorgänge empfindliche Phasen im Jahr, der Herbst und das Frühjahr, und diese Situation ist stark vom regionalen Klima abhängig. Diese klimatische Situation begünstigt die Ausprägung dimiktischer Gewässer, wie sie im Untersuchungsgebiet am Beispiel des Großen Heiligen Meeres und des Erdfallsees vorzufinden sind.

Entscheidend für das Pflanzenwachstum und für die Trophieentwicklung im Pelagial eines Sees ist die Zeitspanne, in der es zu einer Nährstoffverteilung und -bereitstellung kommt. Sie wird bestimmt durch das Phasenverhältnis zwischen Holomixis und Stagnation. Dieses Phasenverhältnis unterliegt aber nicht nur klimatischen Einflüssen, sondern ist auch stark witterungsabhängig. So können milde Winter die herbstliche Vollzirkulation bis in das Frühjahr hinein verlängern und zum Fortfall der Winterstagnation führen; dagegen wird durch einen kalten Winter, der von einem heißen Sommer gefolgt wird, die Phasenbeziehung zugunsten der Stagnation verschoben, die nur von kurzen Holomixisphasen unterbrochen wird. Demnach bestimmen Witterungseinflüsse von Jahr zu Jahr in unterschiedlichem Maß das Angebot von Pflanzennährstoffen, daß also von Jahr zu Jahr stark schwanken kann. Milde Winter und kühle Sommer erhöhen das Nährstoffangebot, Jahreszeiten mit extremen Temperaturen reduzieren es (POTT et al. 1998). Im Rahmen dieser witterungsbedingten Fluktuationen kann z. B. der Nitratgehalt zu Beginn der Vegetationsperiode im Wasser des Pelagials um mehr als 100% schwanken (Abb. 30). Die Ausgangsbedingungen für die Entwicklung des Phytoplanktons und damit für die Entwicklung der Primärproduktion können daher von Jahr zu Jahr sehr unterschiedlich ausfallen. Insgesamt heben sich die witterungsbedingten Fluktuationen aber langfristig auf, weshalb als natürlicher Faktor für die langfristige Trophieentwicklung im wesentlichen das Klima verantwortlich ist. Für den Untersuchungszeitraum dominieren die Phasen der Stagnation

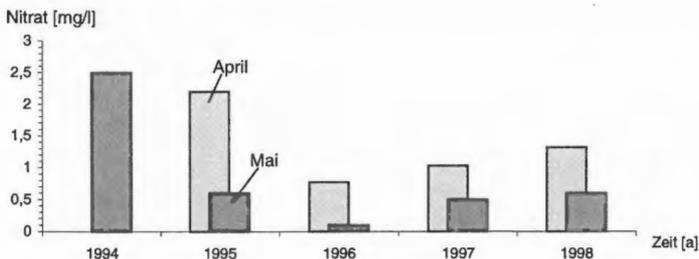


Abb. 30: Gegenüberstellung der Nitratkonzentration im Pelagial des Großen Heiligen Meeres zu Beginn der Sommerstagnation in den Jahren 1994-1998.

gegenüber denen der Holomixis und Eutrophierungsprozesse innerhalb des Pelagials werden durch die derzeitige klimatische Situation eher vermindert als beschleunigt (vgl. KRIEGSMANN 1938, BUDE 1942a, b, EHLERS 1965, 1966).

### 6.3.2 Wechsel der Vorflutmodulation durch Hoch- und Niedrigwasserphasen

Die Gewässer sind in dynamische Prozesse eingebunden, die mit den Jahreszeiten z. T. regelmäßig erfolgende Änderungen erfahren. Zu den Modulatoren gehören z. B. Witterungseinflüsse, die, von Jahr zu Jahr mit unterschiedlicher Intensität, periodisch wiederkehrende Ereignisse darstellen. Diese bedingen z. B. Hochwässer im Herbst und im Frühjahr. Zeiten mit intensiven, langandauernden Niederschlägen und mit hohen Grundwasserständen unterscheiden sich erheblich von jenen mit normalen Niederschlagsraten und normalen Grundwasserständen. Ebenfalls Einfluß auf die Dynamik von Gewässern üben Fremdwassereinleitungen aus, wie sie z. B. in Fließgewässern zuweilen vorkommen. Veränderungen der Wasserführung, des Wasserstandes und des Wasserchemismus sowie Stoffeinträge in benachbarte Gewässer sind häufig die Folge. Hiervon betroffen sind insbesondere auch Vorgänge des Stofftransportes im Sickerwasser und im Grundwasser. Im Untersuchungsgebiet lassen sich die Gewässer entsprechend der hochwasserbedingten Einflußnahme allochthoner Stoffeinträge in folgende Gruppen unterteilen (HAGEMANN & PUST 1999):

1. Gewässer, die durch Niederschlagswasser und oberirdischen Abfluß und teilweise durch Grundwasser von nährstoffarmen Flächen beeinflusst werden.  
Hierzu gehören die meisten Heidekolke im Westen des Großen Heiligen Meeres und im Süden des Erdfallsees, der Erdfallsee und der westlich an die Landstraße L504 angrenzende Gagelsumpf K8. Innerhalb dieser Gewässer erfolgt meist eine geringfügige Abnahme der Leitfähigkeit, wie z. B. im flachen Teil des Erdfallsees.
2. Gewässer, die durch belastetes Grund- und Sickerwasser beeinflusst werden.  
Exemplarisch für diese Gruppe steht der Kolk K5 im Osten des Erdfallsees, der bei Hochwasser unter den Einfluß von Grund- und Sickerwasser gerät, das von den Ackerfluren südlich des Naturschutzgebietes stammt und einen Anstieg der Leitfähigkeit von ca. 100 auf über 500  $\mu\text{S}/\text{cm}$  bewirkt. Hieran sind vor allem folgende Ionen beteiligt: Natrium, Chlorid, Sulfat sowie Calcium und Magnesium. Die Phasen mit den hohen Leitfähigkeiten treten zu Zeiten erhöhter Stoffeinträge aus dem landwirtschaftlich genutzten Umfeld auf, mit denen auch größere Mengen an Stickstoff- und Phosphatverbindungen in die Gewässer gelangen.
3. Gewässer, die vom Grundwasser und durch oberirdischen Abfluß in unterschiedlicher Weise beeinflusst werden.  
Zu diesen Gewässern gehören das Große Heilige Meer, das Kleine Heilige Meer und der Heideweiher. Je nach Art der hochwasserbedingten Einflußnahme können diese Stillgewässer an verschiedenen Uferabschnitten ganz unterschiedliche Veränderungen ihrer Wasserinhaltsstoffe erfahren. Leitfähigkeitserhöhungen und -erniedrigungen können an den verschiedenen Uferabschnitten eines Gewässers gleichzeitig auftreten und sich z. B. im Pelagial gegenseitig aufheben oder auch verstärken.

## 6.4 Einfluß hydrologischer Faktoren

Die Auswirkungen hydrologischer Prozesse auf die Gewässersysteme sind in erster Linie über die Abflußspende mit der Grundwasserneubildung und dem Niederschlag gekoppelt. Bereits bei der Grundwasserneubildung entscheidet sich der „trophische Status“ des Wassers, so daß hier der Vegetation und der Nutzung eine besondere Bedeutung beigemessen werden muß.

### 6.4.1 Beeinflussung durch Grundwasser

Die tieferen Seen sowie auch einige Kolke und Weiher sind grundwassergespeist. In Abhängigkeit von der Qualität des Grundwassers sind sehr unterschiedliche Auswirkungen auf die Gewässer zu beobachten.

Am Westufer des Großen Heiligen Meeres, wo die Schwarz-Erle fehlt und die Moorbirke den Vegetationsaspekt bestimmt, wird auch das Interstitial durch oligotrophes Grundwasser gespeist (Abb. 31). Die für den See typische Schwimmblattzone des *Myriophyllum-Nupharetum luteae* bildet einen lückigen Bestand und reicht hier nicht bis an das Ufer heran. Auch das Röhricht weist hier einen kümmerlichen Wuchs auf, in dem die typischen Begleiter im *Scirpo-Phragmitetum* fehlen. Diese Beobachtungen können als weitere Anzeichen herangezogen werden, um den Bereich des Grundwassereinflusses im Westen des Großen Heiligen Meeres weiter einzuzugrenzen. Im Süden und Osten kommt es hingegen durch vermehrten Oberflächenabfluß von ausgetretenem Grundwasser, das entsprechend seiner Herkunft einen höheren Nährstoff- und Basengehalt aufweist, über das ganze Jahr zu leicht erhöhten Werten der Parameter Stickstoff und Phosphat im Freiwasser des Litorals.

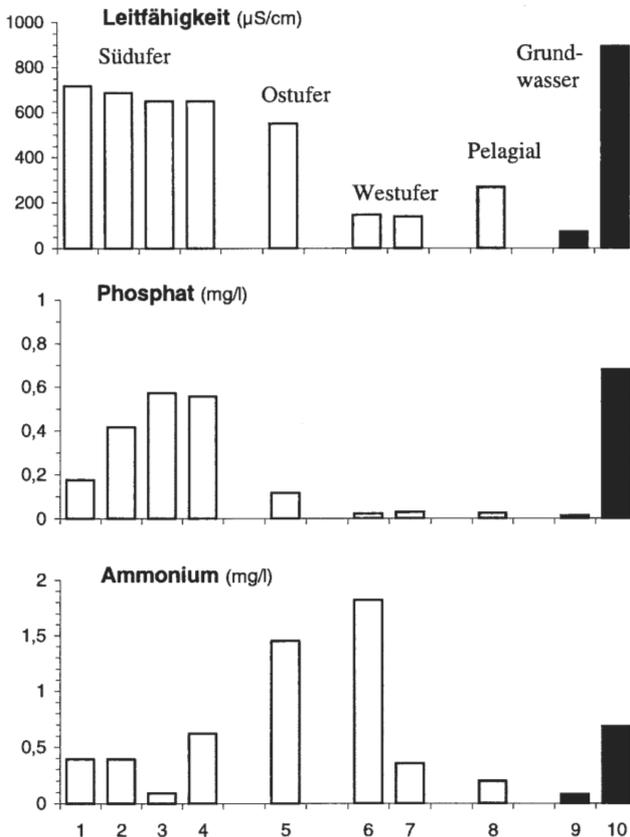


Abb. 31: Mittlerer Gehalt der Leitfähigkeit (oben) und der Nährstoffe Phosphat (mitte) und Ammonium (unten) im Interstitial des Großen Heiligen Meeres an ausgewählten Meßstellen in der Uferregion sowie des Pelagials und des angrenzenden Grundwassers (Südufer 1: 8I, 2: 6I, 3: S7, 4: SI; Ostufer 5: OI; Westufer 6: 5I, 7: WI; Pelagial 8: Mittelwert aus 0-3 m, Grundwasser 9: GWM22, 10: GWM6).

Besonders für die Nährstoffversorgung des Litorals sind demnach diese Unterschiede von großer Bedeutung. Die Nährstoffbereitstellung aus dem Pelagial erfolgt in der Regel mit der Frühjahrsvollzirkulation im März und April. Die Entwicklung der Wasser- und Sumpfpflanzen beginnt jedoch erst später, meist zu Beginn des Monats Mai, so daß ein Großteil der Nährstoffe bereits durch Algen in Biomasse festgelegt ist. Weitere Nährstoffe gelangen in die Uferbereiche von Seen durch Oberflächenabschwemmung, Niederschlag und oberflächennahen Grundwasserzufluß. Das Grundwasser stellt somit eine wesentliche Quelle für Nährstoffe dar, die im Uferbereich auch außerhalb der Holomixis dem Wachstum höherer Pflanzen zur Verfügung steht.

Die Differenzierung in Vegetationsanteile mit eutraphenten und dys- bis mesotraphenten Pflanzenarten geht ursprünglich auf das Zusammenwirken natürlicher und anthropogener Faktoren zurück. Eine Gliederung der Grundwasserlandschaft ist bedingt durch die nährstoff- und basenarmen Grundwasseranteile unter Heideflächen auf der Westseite des Großen Heiligen Meeres und durch die nährstoff- und basenreichen Grundwasseranteile auf der Ost- und Südostseite des Großen Heiligen Meeres, welches von neuzzeitlichen Agrarflächen und von der mit Abwässern belasteten Meerbecke stammt. Diese Gliederung wirkt sich sowohl auf die Vegetation als auch auf die Gewässerböden ähnlich differenzierend auf den Erdfallsee aus. Sie läßt sich jedoch am Großen Heiligen Meer nicht nur auf die Entstehungsgeschichte mit unterschiedlichen Gewässerabschnitten zurückführen, sondern sie geht auf geschichtliche und rezente Einflußnahmen innerhalb der Umgebung zurück. Mittelalterliche Heidewirtschaft im Westen des Großen Heiligen Meeres führte über Jahrhunderte zu einer Verarmung des Basen- und Nährstoffgehaltes innerhalb der Böden und innerhalb des Grundwassers. Am Ostufer hingegen, im Umfeld der Erlenbruchwälder, führten natürliche Prozesse zu einer sukzessiven Nährstoff- und Basenakkumulation sowohl innerhalb der Böden als auch innerhalb des Grundwassers. Aus beiden Teilbereichen werden dem Großen Heiligen Meer Stoffe über das Sicker- und Grundwasser zugeführt mit einem Trophie-mindernden Anteil durch das zuströmende Heidegrundwasser am Westufer und einem Trophie-steigernden Anteil am Ostufer. Verstärkt wird letzterer Effekt durch das von benachbarten Ackerfluren und von der Meerbecke zuströmende nährstoffreiche Grundwasser.

Das Große Heilige Meer stellt somit für verschiedene Grundwasserbereiche die Vorflut dar, weshalb an den Ufern dieses Sees fast über das gesamte Jahr gleichzeitig ein Trophie-mindernder und Trophie-erhöhender Grundwassereinfluß feststellbar ist. Ein kontinuierlicher Wasseraustausch, der durch einen Abfluß in einen Umlaufgraben seit jeher gegeben war, begünstigt insgesamt einen steten Grundwassereinstrom und stabilisiert so zusätzlich die Nährstoffsituation der grundwassergeprägten Uferabschnitte. Dies führt zu einem hohen Differenzierungsgrad innerhalb der Ufervegetation, insbesondere zu einer polaren Strukturierung der Standortbedingungen zwischen dem Ost- und Westufer.

#### 6.4.2 Beeinflussung durch Fließwasser

Für allochthone Einträge von Nährstoffen aus der Landwirtschaft und von Salzen aus Industrieabwässern in das Große und Kleine Heilige Meer bekommt die Meerbecke eine besondere Bedeutung. Ihre ursprüngliche Aufgabe ist es, Weiden und Äcker zu entwässern. Dabei erhält sie erhebliche Mengen an Stickstoff und Phosphor von landwirtschaftlich Nutzflächen. Sie nimmt bis heute entgegen ihrer ursprünglichen Funktion eines Drainagegrabens zusätzlich industrielle Abwässer auf, die auch außerhalb der witterungsbedingten, aber natürlichen Hochwasserphasen zu erhöhten Stoffkonzentrationen (Tab. 25) und Wasserständen führen. Die vom Wasser mitgeführten Stoffe werden auf den überfluteten Flächen abgelagert und führen dort zu Stoffakkumulationen.

Tab. 25: Mittlere Zusammensetzung der Inhaltsstoffe der Meerbecke für Abfluß von überwiegend Drainagewasser (Leitfähigkeit  $\leq 700 \mu\text{S/cm}$ ) und für Abfluß von überwiegend salzbelasteten Grubenwasser.

Parameter	Leitfähigkeit $\leq 700 \mu\text{S/cm}$ (Wahrscheinlichkeit 0,85)					Leitfähigkeit $> 700 \mu\text{S/cm}$ (Wahrscheinlichkeit 0,15)				
	$\bar{x}$	s	Min.	Max.	n	$\bar{x}$	s	Min.	Max.	n
Temp. ( $^{\circ}\text{C}$ )	<b>14,0</b>	4,26	5,1	21,5	18	<b>8,9</b>	5,09	2,7	17,3	14
O <sub>2</sub> (mg/l)	<b>6,84</b>	1,98	0,70	8,90	13	<b>8,25</b>	1,86	5,10	9,90	4
pH (-log c(H <sub>3</sub> O <sup>+</sup> ))	<b>6,71</b>	0,24	6,20	7,40	20	<b>6,33</b>	0,22	6,00	6,70	15
CO <sub>2</sub> -geb. (mg/l)	<b>44,5</b>	16,19	22,0	74,8	18	<b>38,5</b>	12,72	22,0	57,2	12
LF ( $\mu\text{S/cm}$ )	<b>489,8</b>	122,4	336,0	697,0	20	<b>1892,7</b>	679,7	800,0	2680,0	16
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	<b>6,36</b>	7,36	0,04	23,80	18	<b>9,06</b>	3,17	4,40	15,80	14
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> ( $\mu\text{g/l}$ )	<b>57</b>	41	10	137	11	<b>59</b>	51	8	165	11
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	<b>0,30</b>	0,21	0,04	0,93	18	<b>0,21</b>	0,10	0,04	0,33	10
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/l)	<b>0,051</b>	0,035	0,006	0,125	19	<b>0,062</b>	0,040	0,012	0,150	14
K <sup>+</sup> (mg/l)	<b>13,1</b>	5,0	5,1	22,0	10	<b>11,8</b>	4,1	8,1	20,8	11
Ca <sup>2+</sup> (mg/l)	<b>42,2</b>	12,0	23,5	60,0	11	<b>112,8</b>	40,7	54,1	189,0	11
Mg <sup>2+</sup> (mg/l)	<b>8,4</b>	1,6	6,0	11,4	10	<b>25,6</b>	7,5	11,1	37,1	10
GH ( $^{\circ}\text{dH}$ )	<b>7,9</b>	3,9	4,2	7,8	10	<b>21,6</b>	7,4	10,1	35,0	10
KH ( $^{\circ}\text{dH}$ )	<b>2,8</b>	0,4	1,4	4,8	18	<b>2,5</b>	0,8	1,4	3,6	12
Na <sup>+</sup> (mg/l)	<b>85,2</b>	120,2	21,5	435,0	10	<b>152,7</b>	107,8	56,7	405,0	8
Cl <sup>-</sup> (mg/l)	<b>80,3</b>	28,4	49,0	164,3	15	<b>314,5</b>	145,4	117,7	513,7	9
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/l)	<b>74,2</b>	7,7	63,4	86,5	10	<b>442,4</b>	205,5	61,5	643,2	14
KMnO <sub>4</sub> -Verbrauch (mg/l)	<b>33,4</b>	7,3	20,5	42,3	11	<b>24,5</b>	10,7	12,6	48,0	10
Fe <sup>2+</sup> (mg/l)	<b>3,00</b>	1,34	0,77	5,43	14	<b>3,44</b>	2,03	0,30	6,94	14
Mn (mg/l)	<b>0,42</b>	0,19	0,19	0,90	10	<b>2,98</b>	2,35	0,43	8,40	11
Zn (mg/l)	<b>0,03</b>	0,02	0,02	0,07	5	<b>0,14</b>	0,09	0,04	0,24	8

x: Mittelwert 10/1996–10/1998; Min.: Minimum; Max.: Maximum; s: Standardabweichung.; n: Anz. der Messungen.

Einerseits kommt es so zu direkten Stoffeinträgen in das Naturschutzgebiet über den oberirdischen Fließwasserpfad im Osten des Großen Heiligen Meeres, andererseits aber auch über den Sicker- und Grundwasserpfad entlang der Meerbecke, wo die Nährstoff- und Salzfrachten zunehmend das Grundwasser belasten (PUST 1993, POTT et al. 1996, PUST et al. 1997, POTT et al. 1998, WEINERT et al. 1998, WEINERT 1999). Abwassereinleitungen führten in der Vergangenheit auch witterungsunabhängig zu hochwasserähnlichen Situationen innerhalb der Meerbecke mit Pegelanstiegen von mehreren dm. Während solcher Einleitungsereignisse kann der Wasserstand der Meerbecke vor allem in der trockenen Jahreszeit im Sommer höher als der Grundwasserspiegel ansteigen und so über Infiltration Schadstofffrachten an das Grundwasser und an die Gewässer im Schutzgebiet abgeben. Das Grundwasser und die angrenzenden Gewässer im Naturschutzgebiet werden dann zum Vorfluter. Eine länger anhaltende Einleitung von Industrieabwässern erfolgte kurz nach dem Hochwasserereignis im Herbst 1998. Hierbei stieg die Leitfähigkeit des Meerbeckewassers auf über 2000  $\mu\text{S/cm}$  an.

Obwohl der Verlauf der Meerbecke schon Ende der 1960er Jahre aus dem Großen Heiligen Meer an die Ostgrenze des Gebietes verlegt wurde, um damit den allochthonen Eutrophierungsprozeß zu vermindern (BEYER 1969), nimmt die Meerbecke weiterhin erheblichen Einfluß auf den Nährstoffhaushalt der aquatischen und semiaquatischen Ökosysteme im Naturschutzgebiet.

Durch die Nutzung der Meerbecke als Vorfluter für Industrieabwässer wurden weiträumig und langfristig das Sicker- und Grundwasser der angrenzenden Gebiete, insbesondere die aquatischen und semiaquatischen Ökosysteme des Naturschutzgebietes, durch Mineral-

stoffe belastet, die von Natur aus in nur niedrigen Konzentrationen auftreten. Dies führt zu Standortveränderungen auch innerhalb der Bestände des Erlenbruchwaldes am Süd-, Südost und Ostufer des Großen Heiligen Meeres. Der vertikale Stofftransport über die Niedermoortorfbarrriere hinweg und jener innerhalb des Sicker- und Grundwasserbereiches wird durch die Vegetation z. T. noch gefördert, wie neuere Untersuchungen zeigen (PUST et al. 1997, vgl. 6.5).

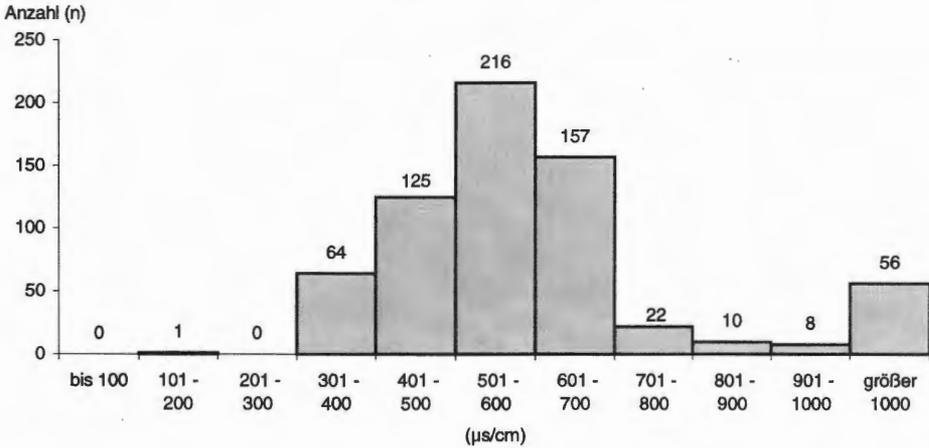
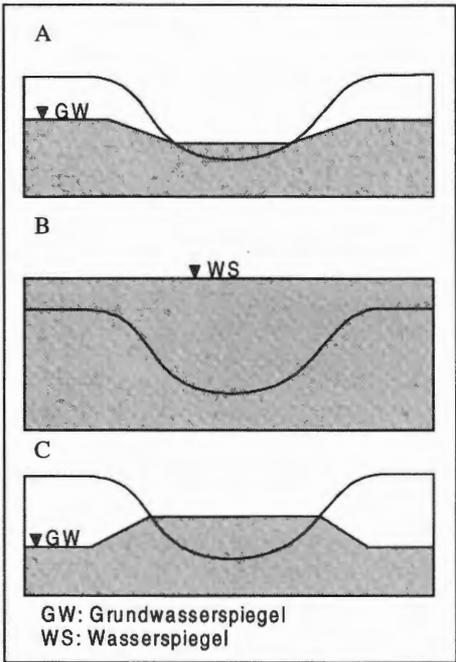


Abb. 32: Häufigkeitsverteilung (auf der Basis von täglichen Messungen) der Leitfähigkeit (µS/cm) in der Meerbecke für den Zeitraum Oktober 1996 bis Dezember 1998.



- A: Drainagephase (effluente Verhältnisse). Der Drainagegraben nimmt von den umliegenden Flächen Sicker- und Grundwasser auf. Der Wasserspiegel im Graben liegt unter dem des Grundwasserspiegels. Grund- und Sickerwasser fließen der Meerbecke zu.
- B: Witterungsbedingte Hochwasserphase. Die angefallenen Wassermassen führen zu einem verstärkten oberirdischen Abfluß und zu einem Rückstau im Vorflutsystem. Die Meerbecke tritt über die Ufer. Nun können Nährstoffe und Salze kurzfristig und in erheblichen Mengen über den Fließwasserpfad in die aquatischen und semiaquatischen Ökosysteme des Naturschutzgebietes gelangen
- C: Infiltrationsphase: Situation während einer Abwassereinleitung. Der Wasserspiegel der Meerbecke steigt über den des Grundwassers an und es kommt zu einer Infiltration von Grabenwasser in das Grundwasser.

Abb. 33: Schematische Darstellung der Wasserführung und der Vorflutsituation in der Meerbecke. Beziehung der Stände vom Grundwasser (GW) und des Wassers der Meerbecke (WS) in Abhängigkeit von der jeweiligen Wasserführung (nach HAGEMANN & PUST 1999).

## 6.5 Einfluß der Vegetation

Standortfaktoren wie Lichtversorgung, Temperatur, Niederschlag, aber auch Nährstoff- und Basengehalt von Böden nehmen direkten Einfluß auf die Ausbildung der Vegetation. Die Ausprägung von Pflanzengemeinschaften wird wiederum durch Konkurrenz der Arten untereinander und durch Standortmodifikation bestimmt. Nährstoffeinträge aus der Luft, über Oberflächengewässer und über das Grundwasser bewirken daher Veränderungen der Vegetation nährstoffarmer Standorte, besonders in Gebieten mit intensiver Landwirtschaft (ELLENBERG 1996, POTT et al. 1996).

Innerhalb der Gewässerufer kommt es weiterhin zu Standortdifferenzierungen und damit zur Ausbildung unterschiedlicher Verlandungsabfolgen der Vegetation, die einerseits auf Trophieunterschiede im Grundwasser und andererseits auf typische Anpassungserscheinungen der Arten zurückzuführen sind. Die Schwarz-Erle (*Alnus glutinosa*) z. B. vermag mit ihren mehrere Meter in die Tiefe reichenden Vertikalwurzeln Niedermooerschichten zu durchwachsen und in das Grundwasser des sandigen Aquifers vorzudringen. Die Sauerstoffversorgung der im weitgehend anaeroben Grundwasser befindlichen Wurzeln erfolgt dabei über Lentizellen (KÖSTLER et al. 1968). Die Wurzeln stellen eine Verbindung („Leitung“) zwischen verschiedenen Horizonten dar, die normalerweise durch Niedermooortorfbildung oder andere organische Ablagerungen, die im Zuge der Sukzession entstanden sind, getrennt werden. Auch die Reste des Wurzelwerkes bereits abgestorbener



Abb. 34: Erlenbruchwald am Südost- und Ostufer des Großen Heiligen Meeres Winter 1996/97. Die Stubben der Schwarz-Erle (*Alnus glutinosa*) sind deutlich schneebedeckt, während der Schlenkenbereich zwischen den Stubben eine weitgehend schneefreie Eisschicht aufweist, die ausgehend von den Stubben kaskadenartig gegliedert ist. Innerhalb der Eisschicht befinden sich mit Grundwasser gefüllte Röhren, die ausgehend von den Stubben zahlreiche Furkationen aufweisen und in Richtung der Vorflut (Großes Heiliges Meer) ziehen. Ist das austretende Grundwasser sehr eisenhaltig, kommt es bei der Berührung mit Luftsauerstoff zur Ausfällung von Eisenocker, wodurch die Eiskaskaden eine rötliche Färbung erhalten (nach PUST et al. 1997).

Erlen können dem gespannten Grundwasser eine erleichterte Vertikalpassage zur Erdoberfläche gegenüber dem weitgehend stark zersetzten und undurchlässigen Bruchwaldtorf gestatten. Dies konnte im Januar 1997 am Südostufer des Großen Heiligen Meeres nachgewiesen werden (Abb. 34). Die Schwarz-Erle ist somit in der Lage, die für sie günstigen Standortbedingungen des bewegten Grundwassers (vgl. ELLENBERG 1996) und den damit verbundenen Basennachschub zu stabilisieren. Neben den Basen werden durch das Grundwasser auch Nährstoffe an die Oberfläche transportiert. Sie stehen auf diesem Weg auch weniger tiefwurzelnden Pflanzen zur Verfügung und unterliegen durch Witterungseinflüsse dem Transport im Oberflächenabfluß.

Die Moorbirke (*Betula pubescens*), als weiteres Beispiel, vermag ihre Wurzeln nicht in dieser Weise wie die Schwarz-Erle mit Sauerstoff zu versorgen. Sie besitzt im Birkenbruch daher flache, tellerförmige Wurzelwerke, die ihr Wachstum in die Tiefe nach Erreichen der sauerstofffreien Zone einstellen (KÖSTLER et al. 1968). Sie ist an basenreichen Standorten der Erle konkurrenzmäßig unterlegen, vermag sich aber auf basenarmen Standorten durchzusetzen. Grundwasseraustritte am Westufer des Großen Heiligen Meeres im Birkenbruchwald konnten während der Frostperiode im Winter 1996/97 nicht beobachtet werden. Der Boden war hier bis in den Sandkörper durchgefroren. Auch wenn es hier in der warmen Jahreszeit zum Austritt von Grundwasser kommen sollte, ist an diesem Standort nicht mit einer guten Basenversorgung zu rechnen, da im Westen des Großen Heiligen Meeres von der Westheide stammendes, schwach oligotrophes Grundwasser ansteht, dessen Leitfähigkeit unter 100  $\mu\text{S}/\text{cm}$  liegt (Abb. 27). Dieses Beispiel verdeutlicht aber auch, daß es die Moorbirke vermeidet, den Grundwasserzustrom über das Wurzelwerk unnötig zu erhöhen und die für sie günstigen Standortbedingungen zu destabilisieren.

## 6.6 Einfluß der Nutzung

### 6.6.1 Beeinflussung durch historische Landnutzung

Die Trophie-Differenzierung, welche die Ufervegetation am Großen Heiligen Meer widerspiegelt, besitzt mit einem *Betuletum pubescentis* und einem *Carici elongatae-Alnetum glutinosae* am Ostufer eine beachtliche Dimension. Da diesen Standortdifferenzierungen keine natürliche Sukzession zugrundeliegt, muß vielmehr berücksichtigt werden, daß historische Landnutzungsformen durch den Menschen noch heute ihre Auswirkungen zeigen. Jahrhunderte andauernde Heidewirtschaft hat die Landschafts- und Vegetationsstrukturen des Schutzgebietes und auch seine Grundwasserlandschaft nachhaltig geprägt (POTT et al. 1996, BANGERT & KOWARIK 1998). Die Ufer des Großen Heiligen Meeres waren - wie bereits gesagt - noch zu Beginn des 20. Jh. baumfrei (SCHWARZ 1900), weshalb über längere Auswaschungsphasen Böden und Grundwasser nährstoffarm wurden.

Erhöhte Stickstoffdepositionen über den Luftpfad vermehren seither großflächig das Nitrat- und Ammonium-Stickstoffangebot, weshalb oftmals nicht der Stickstoff, sondern viel häufiger die Menge an Phosphat, Alkali- und Erdalkalitionen zu wachstumslimitierenden Faktoren werden. Die Heideflächen im Westen des Großen Heiligen Meeres bilden heute mit ihrer erhöhten Grundwasserneubildungsrate eine flächenmäßig begrenzte Insel mit phosphat- und basenarmem Grundwasser, die die Nährstoffsituation der Vegetation am West- und Nordwestufer stabilisiert, während das nährstoffreichere und basenreichere Grundwasser im Süden und Osten des Sees die Eutrophierung forciert und zusätzlich zu unterschiedlichen Strukturen in der Ufervegetation führt.

Ebenfalls durch unterschiedlichen Strukturen ist der Erdfallsee geprägt: Begünstigt durch seine asymmetrische Morphologie in West-Ost-Richtung befindet sich in den flachen Bereichen am Westufer ein Zentrum der Nährstoffanreicherung. Torfbildung im Weiden-

Faulbaum-Gebüsch und Akkumulation von organischem Material in windgeschützten Buchten am Westufer führen zu mesotrophen Nährstoffbedingungen. Dem steht das Ostufer mit ausgeprägten Erosionsprozessen gegenüber, an dem sich noch oligotrophente Vegetationseinheiten der *Littoretetea* erhalten können. Verstärkt wird auch hier ein Prozeß der Polarisierung durch eine menschliche Nutzung der angrenzenden Flächen. Wie auch am Großen Heiligen Meer etablierte sich schon frühzeitig im Umfeld des Sees eine Heidelandschaft, deren Grundwasser auch hier einen erheblichen Anteil zur Stabilisierung der Nährstoffbedingungen im Litoralbereich des Erdfallsees leistet. Im Westen des Sees befand sich schon vor dem Erdeinbruch ein Weiher, der sich durch fortgeschrittene Verlandungsstadien und entsprechende Anreicherung von Nährstoffen und organischem Material und nachfolgende Ausbildung von Gebüschformationen aus der sonst ausgehagerten Landschaft abhob. Heute stellt der Einfluß dieser Zone ein Gegengewicht zum Einfluß des oligotrophen Grundwassers dar. Die jährliche Nährstoffsituation des Erdfallsees ist also neben den Mineralisationsprozessen im Hypolimnion während der Stagnation und der gleichmäßigen Verteilung durch die Holomixis in Abhängigkeit von der Witterung wesentlich von dem Mischungsverhältnis der beteiligten Grund- und Sickerwasserkomponenten abhängig. Je nach Abflußspende variieren die Nährstoffkonzentrationen deutlich. Hierdurch werden seeinterne Prozesse beeinflußt, die ihrerseits wieder Auswirkungen auf das Wachstum und die Verbreitung besonders der oligotrophenten Vegetation nehmen. Durch Algenaufwuchs und Beschattung können z. B. *Littorella uniflora* und andere isoetiden Arten stark in ihrer Konkurrenzkraft und Ausbreitung (z. B. Verminderung der Blühfähigkeit) beeinträchtigt werden.

Innerhalb eines Ökosystemes, wie es diese Seen darstellen, sind komplexe Wechselwirkungen mit anderen Systemen, z. B. dem Grundwasser und landwirtschaftlichen Nutzflächen, bei der Betrachtung und der Auswirkung einzelner Faktoren auf den Lebensraum und seine Lebensgemeinschaft zu berücksichtigen. Diese mehrdimensionalen Modelle dienen in erster Linie der Zustands- und Entwicklungsbeschreibung der Gewässer und ihrer Landschaften. Mit ihrer Hilfe können heute Auswirkungen von Handlungen beschrieben werden, deren Anfang bis zur Entstehung der Gewässerlandschaft zurückreicht.

Sie können jedoch nicht in ein lineares Handlungsmuster zur Erhaltung der Landschaft transformiert werden, da entscheidende Größen wie Witterung und anhaltende Subrosionsprozesse nicht zu beeinflussen sind. Vielmehr muß versucht werden, das innere Gleichgewicht solcher Gewässer zu erhalten, so daß extreme Ereignisse, z. B. das Ausbleiben einer Vollzirkulation, nicht zwangsläufig zu nachhaltigen Veränderungen in den Lebensgemeinschaften führen muß. Nach wie vor sind wir jedoch noch nicht in der Lage, die Auswirkungen der Eingriffe in die Landschaft, welche in jüngster Zeit stattgefunden haben, mit Hilfe dieser mehrdimensionalen Modelle eindeutig zu prognostizieren. Daher ist es von großer Bedeutung, alle Veränderungen, sowohl innerhalb als auch außerhalb des Ökosystemes einer Gewässerlandschaft weiter zu beobachten und Veränderungen durch entsprechende Messungen zu dokumentieren. Ziel solcher Untersuchungen muß es sein, die Reaktion des Ökosystems auf eine Änderung der Rahmenbedingungen von den Grundmechanismen zu trennen. Durch weiterführende Beobachtungen und Untersuchungen können ferner die Auswirkungen der Eingriffe in neuerer Zeit erfaßt und in die Modelle einbezogen werden.

### 6.6.2 Beeinflussung durch aktuelle Landnutzung

Die Umwandlung von Ackerflächen in Grünland führt zu einer raschen Abnahme der Nitratbelastungen im Grundwasser. Zusätzlich kann durch den Fortfall von Düngemittel-

austragen und durch den Ausfall von Bewirtschaftungsphasen mit Brachflächen die Auswaschungsrate von Stickstoff und anderen Nährstoffen erheblich reduziert werden. Zudem begünstigt eine Weidewirtschaft die Reduktion von Nitrat zu Ammonium und zu molekularem Stickstoff. So ließ sich nach Umwandlung eines Maisackers in eine Weidefläche im Nordosten des Naturschutzgebietes ein Nitratrückgang im Grundwasser von 200 mg/l auf unter 10 mg/l innerhalb eines Zeitraumes von sechs Jahren beobachten (Abb. 35).

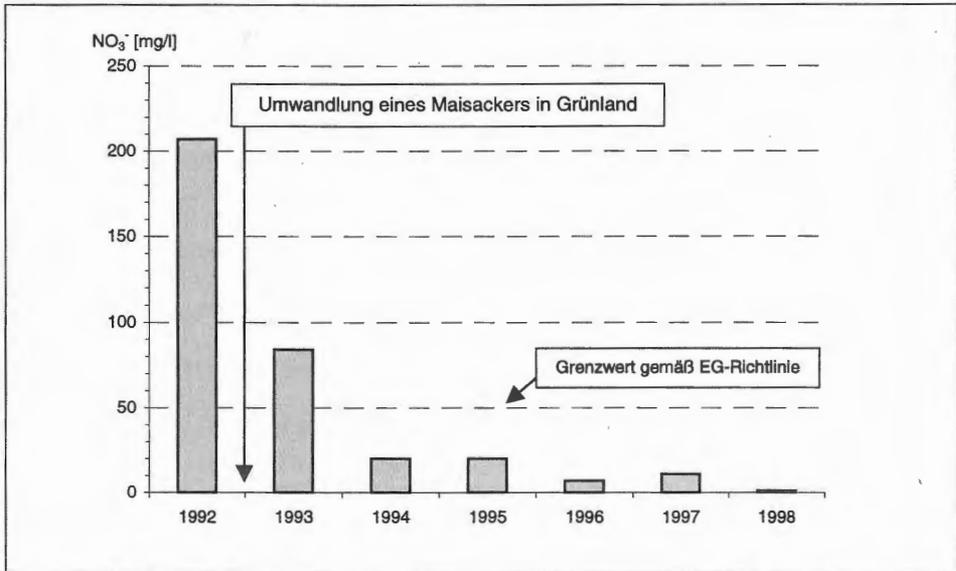


Abb. 35: Nitratrückgang im Grundwasser des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ nach Umwandlung eines Maisackers in Grünland im Jahre 1993 an der Nordwestgrenze des Gebietes in einem Zeitraum von 6 Jahren.

Schon nach einem Jahr konnte ein Nitratrückgang auf weniger als 50% der Ausgangskonzentration festgestellt werden. Dieses Beispiel verdeutlicht, daß bereits kurz- bis mittelfristig die Nitratkonzentration im Grundwasser über Änderungen der Bewirtschaftungsform lokal erheblich reduziert werden kann. Da sich das Grundwasser der oberflächennahen Zone auch im Sand innerhalb linearer Systeme bewegt, läßt sich bereits durch lokale Maßnahmen, z. B. durch gezielte Flächenumwandlungen, eine erhebliche Reduktion des Gefahrenpotentials für die Gewässerlandschaft „Heiliges Meer“ erreichen.

## 7. Zusammenfassung

Die bis über 10 m tiefen Seen, das meso- bis eutrophe Große Heilige Meer im Osten und der in Teilen noch oligotrophe Erdfallsee im Westen des Naturschutzgebietes, stellen perennierende Gewässer dar, die ebenso wie das Kleine Heilige Meer grundwasserspeist sind. Die Gewässer beherbergen an ihren Ufern Pflanzengesellschaften, die aufgrund ihrer Standortansprüche in trophisch sehr unterschiedliche Bereiche zu stellen sind. Am Großen Heiligen Meer sind Elemente einer typisch eutrophen Vegetationsabfolge (*Myriophyllo-Nupharetum luteae*, *Scirpo-Phragmitetum*, *Frangulo-Salicetum*, *Carici elongatae Alnetum glutinosae*) anzutreffen. Aber auch Elemente, die weniger nährstoffreiche Standorte kennzeichnen (*Drosera intermedia*-Gesellschaft, *Molinia caerulea*-

Gesellschaft, *Myricetum gale*, *Betuletum pubescentis*), sind am Westufer des Großen Heiligen Meeres ausgebildet. Die Pflanzengesellschaften geben so einen Einblick in die seeinterne Trophiedifferenzierung der Uferregion. Im Pelagial ist diese Differenzierung nicht mehr nachzuvollziehen; vielmehr wird durch eine gleichmäßige Vermischung der Wassermassen während der Vollzirkulation im Herbst und im Frühjahr und wenigstens der oberen Schichten im Sommer durch Teilzirkulation für einen Ausgleich von Stoffgradienten gesorgt, die sowohl durch Grundwasserzuström als auch durch Nährstoffrücklösung aus biogenem Material entstehen.

Im Verlauf der Vegetationsperiode werden verfügbare Nährstoffe in Biomasse eingebaut, so daß sowohl Phosphat als auch die Stickstoffkomponenten Nitrat und Ammonium als Minimumfaktor vorliegen können.

Auch im Erdfallsee, einem Gewässer, das erst 1913 durch einen Erdeinbruch entstanden ist, läßt sich bereits eine Differenzierung der Vegetation in der Uferregion zu beobachten, deren Gradient von oligo- (*Littorella uniflora*-Gesellschaft) bis dys- mesotroph (*Nymphaeetum albo-minoris*, *Comarum palustre*-Gesellschaften, *Hypericum elodes*-Gesellschaften, *Eleocharitetum multicalis*, *Myricetum galis*) ausgebildet ist. Am Westufer sind weiterhin vereinzelt Bestände von *Juncus effusus* und *Typha latifolia*, ein *Frangulo-Salicetum cinereae* sowie Bestände von *Alnus glutinosa* anzutreffen, die bereits den Übergang zu eutrophen Standortbedingungen andeuten. Die hydrochemischen Untersuchungen des Boden- und Interstitialwassers dieser trophisch sehr unterschiedlich einzustufenden Standorte erbrachte ein ähnlich differenziertes Bild, wie es sich bereits anhand der Vegetation abzeichnet. Hohe Nährstoffgehalte und hohe Leitfähigkeiten sind innerhalb des Sees an solchen Wuchsorten anzutreffen, auf den trophisch jeweils die am höchsten einzustufenden Pflanzengesellschaften siedeln (hier Bestände von *Juncus effusus* und *Typha latifolia*, ein *Frangulo-Salicetum cinereae* und Bestände von *Alnus glutinosa*). Umgekehrt lassen sich die niedrigsten Leitfähigkeiten und Nährstoffbedingungen im Boden- und Interstitialwasser den speziellen Pflanzengesellschaften zuordnen, die jeweils die niedrigste Trophiestufe in einem See charakterisieren.

Die Differenzierung der Uferabschnitte innerhalb eines Gewässers wird durch zwei unterschiedliche Mechanismen des Nährstofftransportes hervorgerufen. Einerseits führt eine seeinterne Nährstoffrücklösung zu einer Nährstoffversorgung des Litorals und andererseits beeinflußt die Qualität des oberflächennahen Grundwassers die Nährstoffsituation im Litoral.

Sehr gut lassen sich ganzjährig Bereiche mit einer niedrigen Leitfähigkeit, die meist unter 100  $\mu\text{S}/\text{cm}$  liegt, von anderen Wuchs- oder Lebensraum-Bereichen abgrenzen. Das Wasser wird hier durch geringe Konzentrationen von Calcium und Magnesium sowie von Stickstoff und Phosphat und einem pH-Wert im sauren Bereich gekennzeichnet. Dieses entsteht unter den zentralen Heideflächen im Naturschutzgebiet, an welche die Gewässer angrenzen. Von hier aus beeinflußt das äußerst gering mineralisierte Grundwasser das Westufer des Großen Heiligen Meeres und das Ost- Nordostufer des Erdfallsees. Andererseits existieren Bereiche mit einer zum Wasserkörper selbst relativ höheren Gesamtmineralisation und einem erhöhten Nährstoffangebot. Dies resultiert überwiegend aus dem Zustrom von nährstoff- und basenreichem Sicker- und Grundwasser, aber auch aus einer Versorgung mit Nährstoffen zur Zeit der Vollzirkulation. Die Verlandungsvegetation fördert hier eine Akkumulation organischen Materials, wodurch es mit der Zeit zu einer natürlichen Nährstoffanreicherung kommt.

Im Nährstoffhaushalt, besonders des Stickstoffes, konnten im Großen Heiligen Meeres zwischen den Jahren z. T. erhebliche Unterschiede beobachtet werden. Auch unter Berücksichtigung weiterer Ergebnisse (aus den vergangenen Jahren 1991-1994, 1965, 1938) konnte kein allgemeingültiger Trend der Nährstoffentwicklung abgeleitet werden.

Vielmehr bestimmen lokale Witterungsbedingungen jeweils die aktuelle Stoffkonzentration in nicht zu vernachlässigender Art und Weise. Besonders nach milden Wintern ohne lang anhaltende Eisbedeckung treten nur dann erhöhte Nitratkonzentrationen im Großen Heiligen Meer auf, wenn gleichzeitig auch die Meerbecke in den Wintermonaten oder im zeitigen Frühjahr Hochwasser geführt hat und so dem See über den Fließwasserpfad einen zusätzlichen Nährstoffeintrag liefert.

Im Erdfallsee dagegen kann regelmäßig im Sommer im Bereich des Metalimnions eine auffällige Sauerstoffzehrung beobachtet werden, mit der erhöhte Konzentrationen von Eisen, Ammonium und auch von Nitrit einher gehen. Sehr wahrscheinlich handelt es sich hierbei um Zustrom reduzierenden Grundwassers, das sich aufgrund der Temperatur im Metalimnion einschichtet. Als Quelle hierfür kommt Grundwasser aus dem Bereich südlich- und südwestlich des Erdfallsees in Frage, an dessen Ufer bereits meso- und vereinzelt auch eutraphente Pflanzenbestände ein trophisch höheres Niveau gegenüber den anderen Uferabschnitten anzeigen.

Von der Vegetation selbst gehen wiederum Einflüsse auf den Wuchsort aus. Die Erle z. B. vermag mit ihrem Wurzelsystem Niedermoortorf zu durchdringen und weit in den Grundwasserleiter und in grundwasserführende Schichten vorzustoßen. Dadurch werden sonst eher undurchlässige Bodenhorizonte permeabel und gespanntes Grundwasser kann auf diesem Weg an die Oberfläche gelangen. Am gesamten Süd- und Südostufer des Großen Heiligen Meeres, im *Carici elongatae-Alnetum glutinosae*, können im Oberflächenwasser von Schlenken und im Schwankungsbereich des Grundwasserspiegels Leitfähigkeiten zwischen 700 und 1200  $\mu\text{S}/\text{cm}$  nachgewiesen werden mit hohen Anteilen von Sulfat, Calcium, Chlorid und auch Hydrogencarbonat, aber auch erhöhten Konzentrationen von Phosphat und Ammonium. In Kombination mit hohen Nährstoffkonzentrationen kann ferner der Einfluß des oberflächennahen Grund- und Sickerwassers bis in das Litoral hinein verfolgt werden.

Innerhalb der Gewässer stehen sich also trophiemindernde und trophiefördernde Prozesse gegenüber, die zeitgleich an verschiedenen Orten auftreten und so selbst innerhalb eines Gewässers zu einer Differenzierung der Lebensräume führen können. Die Trophiedifferenzierung der Gewässer im allgemeinen und selbst innerhalb eines Gewässers ist sehr stark mit dem Lebensraum und seiner Nutzung verknüpft, so daß sich auf diesem Weg vielfältige Steuerungsmöglichkeiten der Trophie innerhalb des Ökosystems See ergeben.

## 8. Literatur

- ANT, H. (1966): Der Einfluß der Vegetation auf die Wasserstoffionenkonzentration des Großen Heiligen Meeres und des Erdfallsees bei Hopsten (Westf.). - *Natur und Heimat* **26**: 94 - 98, Münster.
- ASSMANN, R. (1887/88): Das Aspirationspsychrometer, ein neuer Apparat zur Ermittlung der wahren Temperatur und Feuchtigkeit der Luft. - *Das Wetter* **4**: 265 (1887); *Meteorol. Z.* **5** (1888).
- BANGERT, U. & I. KOWARIK (1998): Ansatz der Naturschutzplanung für die Gewässerlandschaft „Heiliges Meer“. - *Abh. Westf. Mus. Naturkunde* **60**(2): 111-127.
- BEYER, H. (1969): Die Gewässer des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“, ihre Entstehung und Erhaltung. - *Naturkunde in Westfalen* **5**: 123-126.
- BICK, H. (1998): *Grundzüge der Ökologie*. - 3. überarb. und erg. Auflage, 368 S., Gustav-Fischer-Verlag, Stuttgart.
- BOHLE, H.W. (1995): *Spezielle Ökologie - Limnische Systeme*. - 267 S., Springer, Berlin, Heidelberg.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): *Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde*. - 3. Aufl., 865 S., Springer-Verl., Wien.

- BRINKMANN, M. (1956): Blaukehlchen am „Heiligen Meer“. - *Natur und Heimat* **16**: 30-31.
- BUDDE, H. (1942a): Die benthale Algenflora, die Entwicklungsgeschichte der Gewässer und der Seentypen im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“. - *Archiv für Hydrobiologie* **39**: 189-293.
- BUDDE, H. (1942b): Die Algenflora Westfalens und der angrenzenden Gebiete. - *Decheniana* **101** AB: 131-214.
- DEV (1975/1994): Deutsches Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. - Band I-IV, Fachgruppe Wasserchemie in der Ges. Dt. Chemiker in Gemeinschaft mit dem Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im DIN Dt. Institut für Normung e.V., 30. Lieferung, Berlin, Wien, Zürich.
- DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie: Grundlagen und Methoden. - 1. Aufl., 683 S., Ulmer-Verlag, Stuttgart.
- DIERSSEN, K. (1972): Die Erhaltung westdeutscher Heidegewässer. - *Natur und Landschaft* **47**(6): 166-167.
- DIERSSEN, K. (1990): Einführung in die Pflanzensoziologie. - 241 S., Darmstadt.
- DIERSSEN, K. (1996): Bestimmungsschlüssel der Torfmoose in Nordwestdeutschland. - *Mitt. d. AG Geobotanik in Schleswig-Holstein* **50**: 86 S., Kiel.
- 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.
- DVWK-Fachausschuß Grundwasserbiologie (1988): Bedeutung biologischer Vorgänge für die Beschaffenheit des Grundwassers. - Hrsg.: Dt. Verb. f. Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK), 322 S., Parey, Hamburg, Berlin.
- EHLERS, H. (1965): Über das Plankton des Großen Heiligen Meeres und des Erdfallsees bei Hopsten (Westf.). - *Abh. Landesmus. f. Naturk. Münster* **27**: 1-20.
- ELLENBERG, H. (1986): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. - 4. Aufl. 989 S., Stuttgart (Ulmer).
- ELLENBERG, H., H. E. WEBER, R. DÜLL, V. WIRTH, W. WERNER & D. PAULIEN (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. - *Scripta Geobotanica* **18**, 2. Aufl., 258 S., Göttingen
- ELLENBERG, H. (1996): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. - 5. Aufl. 1095 S., Stuttgart (Ulmer).
- ELSTER, H.-J. (1958): Zum Problem der quantitativen Methoden in der Zooplanktonforschung. - *Verh. int. ver. Limnol.* **13**: 961 - 973.
- FRAHM, J.-P. & W. FREY (1992): *Moosflora*. - 3. Aufl. 528 S., Stuttgart (Ulmer).
- GESSNER, F. (1955): *Hydrobotanik. Die physiologischen Grundlagen der Pflanzenverbreitung; I Energiehaushalt*. - Hochschulbücher für Biologie, Berlin.
- GESSNER, F. (1959): *Hydrobotanik. Die physiologischen Grundlagen der Pflanzenverbreitung; II Stoffhaushalt*. - Hochschulbücher für Biologie, Bd.8, 701 S., Berlin.
- GESSNER, F. & A. KAUHAL (1952): Die Ionenaufnahme submerse Wasserpflanzen und ihre Abhängigkeit von der Konzentration der Nährlösung. - *Ber. Deutsche Botanische Gesellschaft* **65**: 155-163
- GLAVAC, V. (1996): *Vegetationsökologie*. - 358 S., Gustav-Fischer, Jena, Stuttgart, Lübeck, Ulm.
- GRAEBNER, P. (1930): Die Pflanzengesellschaften des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ bei Hopsten. - *Abh. Westf. Prov.-Mus. für Naturkunde* **1**: 137 - 150, Münster
- GRAEBNER, P. (1934): Die Pflanzenwelt des Naturschutzgebietes. - *Natur und Heimat, Sonderheft* **1**: 11-14.
- GRAVE, E. (1994): Atlas der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. Kartierung 1982-1992. - *Naturschutz und Landespflege in Niedersachsen* **30**(1-2), 895 S., Hannover.
- HAGEMANN, B. & J. PUST (1999): Hochwasserphasen und ihre Folgen für Gewässerökosysteme am Beispiel des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“. - *Natur und Heimat* **59**(3): 78-86.
- HAGEMANN, B. (1997): Hydrochemisch-physikalische Untersuchungen zur Erfassung der mehrdimensionalen Trophiebedingungen im „Großen Heiligen Meer“ während der Sommerstagnation 1996. - Diplomarbeit, Institut f. Geobotanik d. Univ. Hannover.
- HELLMANN, G. (1883): *Repertorium der deutschen Meteorologie. Leistungen der Deutschen in Schriften, Erfindungen und Beobachtungen auf dem Gebiet der Meteorologie und des Erdmagnetismus von den ältesten Zeiten bis zum Schlusse des Jahres 1881*. - Leipzig: 995 S.
- HOLLWEDEL, W. (1968): Cladoceren (Wasserflöhe) im NSG „Heiliges Meer“ und im „Kleinen Heiligen Meer“ bei Hopsten. - *Natur und Heimat* **28**: 17-25.
- HÖLTER, A. (1998): Die Vegetation des Erdfallsees und der angrenzenden Kleingewässer unter

- Berücksichtigung trophiebestimmender Parameter. - Diplomarbeit, Institut f. Geobotanik d. Univ. Hannover.
- HUPFER, M. (1995): Bindungsformen und Mobilität des Phosphors in Gewässersedimenten. - In: STEINBERG, C., BERNHARDT, H. & H. KLAPPER, Hrsg. (1995): Handbuch Angewandte Limnologie. - ecomed, Landsberg/Lech.
- HÜTTER, L. A. (1994): Wasser und Wasseruntersuchung. - 6. Aufl., 515 S., Salle und Sauerländer, Frankfurt am Main.
- IVERSEN, J. & S. OLSEN (1943): Die Verbreitung der Wasserpflanzen in Relation zur Wasserchemie. - Bot. Tidskrift **46**: 136-145.
- IVERSEN, J. (1929): Studien über die pH-Verhältnisse dänischer Gewässer und ihren Einfluß auf die Hydrophyten-Vegetation. - Bot. Tidskrift **40**: 277-331.
- KAPLAN, K. & T. PROLINGHAUER (1989): Zur Verbreitung und Bestandssituation des Gagels (*Myrica gale* L.) in Westfalen und der Grafschaft Bentheim. - Decheniana **142**: 7-13, Bonn
- KAPLAN, K. (1992): Farn und Blütenpflanzen nährstoffarmer Feuchtbiopten. Aktuelle Verbreitung und Situation im nordwestlichen Westfalen und südwestlichen Niedersachsen. - Metelener Schriftenreihe für Naturschutz **3**, 117 S., Metelen.
- KAPLAN, K. (1993): Heideweihergefährdung durch Immissionen. Zur Situation der nährstoffarmen Stillgewässer und ihrer Pflanzenarten. - LÖLF-Mitteilungen Nordrhein-Westfalen **193**: 10-17.
- KLAPPER, H. (1992): Eutrophierung und Gewässerschutz. - 277 S. Jena.
- KÖSTLER, J.N., E. BRÜCKNER & H. BIBELREITHER (1968): Die Wurzeln der Waldbäume - Untersuchungen zur Morphologie der Waldbäume in Mitteleuropa. - 284 S., Parey Verlag Hamburg Berlin.
- KRIEGSMANN, F. (1938): Produktionsbiologische Untersuchung des Pelagials des Großen Heiligen Meeres unter besonderer Berücksichtigung seines Eisenhaushaltes. - Abh. Landesmus. d. Prov. Westf., Mus. f. Naturk. Münster **9**(2): 1-106., Münster
- LAMPERT, W. & U. SOMMER (1993): Limnoökologie. - Thieme, Stuttgart.
- LOTZE, F. (1957): Zur Geologie der Senkungszone des Heiligen Meeres (Kreis Tecklenburg). - Abh. a. d. Landesmus. f. Nat. zu Münster (Westf.) **18**(1):36 S., Münster.
- MACHARACHEK, T. (1996): Hydrochemische und pflanzensoziologische Untersuchungen zum Einfluß von Eutrophierungsparametern im Grundwasser. - unveröffentlichte Examensarbeit, Institut für Geobotanik der Universität Hannover.
- MATTHESS, G. (1990): Die Beschaffenheit des Grundwassers. - Lehrbuch der Hydrogeologie, Band 2. - 2. Aufl., 498 S., Borntraeger Berlin Stuttgart.
- MAUCHA, R. (1932): Hydrochemische Methoden in der Limnologie. - in A: THIENEMANN: Die Binnengewässer Bd. 12, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, 173 S., Stuttgart.
- MELZER, A. (1976): Makrophytische Wasserpflanzen als Indikatoren des Gewässerzustandes oberbayerischer Seen. - Diss. Bot. **34**, Verl. J. Cramer, Vaduz.
- MELZER, A. (1988): Die Makrophyten des Ammer-, Wörth- und Plisensees sowie des Wesslinger Sees. - Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München
- MÜLLER-TEMME, E. (1986): Begleittext zum Doppelblatt: Niederschläge in raum-zeitlicher Verteilung.- Geogr. landeskundl. Atlas von Westfalen, 2. Lief., 2. Doppelblatt, Aschendorff-Verlag, Münster.
- NAUMANN, E. (1930): Einführung in die Bodenkunde der Seen. - in A. THIENEMANN (Hrsg.): Die Binnengewässer IX. - E. Schweizerbart'sche, Stuttgart, 126 S.
- OBERDORFER, E. (1994): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. - 7. Aufl., 1050 S., Stuttgart (Ulmer).
- OBERMANN, P. (1982): Hydrochemisch/hydromechanische Untersuchungen zum Stoffgehalt von Grundwasser bei Landwirtschaftlicher Nutzung. - 2.Aufl., Besondere Mitteilung zum Dt. Gewässerk. Jahrbuch Nr. **42**., hrsg.: v. d. Vereinigung Deutscher Gewässerschutz e.V. in Bonn: 217 S.
- OHLE, W. (1952): Die hypolimnische Kohlendioxid-Akkumulation als produktionsbiologischer Indikator. - Archiv für Hydrobiologie **46**: 153-285.
- POELMANN, H. (1934): Geologisches vom Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“. - Natur und Heimat **1** (Sonderheft: Führer durch das Naturschutzgebiet): 6-10.
- POTT, R. (1980): Die Wasser- und Sumpflvegetation eutropher Gewässer in der Westfälischen Bucht, pflanzensoziologische und hydrochemische Untersuchungen. - Abh. Westf. Landesmus. f. Naturkunde **42**(2): 156 S., Münster
- POTT, R. (1982a): *Littorelletea*-Gesellschaften in der Westfälischen Bucht. - Tuexenia **2**: 31-45, Göttingen.

- POTT, R. (1982b): Das Naturschutzgebiet „Hiddeser Bent-Donoper Teich“ in vegetationsgeschichtlicher und pflanzensoziologischer Sicht. - Abh. Westf. Mus. f. Naturkunde zu Münster **44** (3): 108 S., Münster.
- POTT, R. (1983): Die Vegetationsabfolge unterschiedlicher Gewässertypen Nordwestdeutschlands und ihre Abhängigkeit vom Nährstoffgehalt des Wassers. - Phytocoenologia **11**(3): 407-430, Stuttgart-Braunschweig.
- POTT, R. (1985): Zur Synökologie nordwestdeutscher Röhrichtgesellschaften. - Verh. Ges. Ökologie **13**: 111-119, Bremen.
- POTT, R. (1995): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. - 2. Aufl., 622 S., Ulmer, Stuttgart.
- POTT, R. (1996): Biotoptypen; schützenswerte Lebensräume Deutschlands und angrenzenden Regionen. - 448 S., Ulmer, Stuttgart.
- POTT, R. (1997): Vegetationskomplexe von Regenerations- und Degenerationsstadien nordwestdeutscher Hochmoore am Beispiel des NSG „Syennenn“ im südlichen Emsland. - Osnabrücker Naturw. Mitt. **23**: 251-303.
- POTT, R. & J. PETERSEN (1999): The european reed beds and their ecology with an example from the frisian islands in the northern sea. - Special Issue of International Workshop and Forum on Conservation of Reedbeds; Bulletin of Kansai Organization for Nature Conservation: **21**(2): 271-288.
- 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.- Abh. Westf. Mus. Naturkunde **60**(2): 53-110.
- 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.
- POTT, R. & D. REMY (2000): Ökosysteme Mitteleuropas. Gewässer des Binnenlandes. - 252 S., Ulmer, Stuttgart.
- PREISING, E., H.-C. VAHLE, D. BRANDES, H. HOFMEISTER, J. TÜXEN & H. E. WEBER (1990): Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens, Bestandesentwicklung, Gefährdung und Schutzprobleme: Wasserpflanzen und Sumpfgesellschaften des Süßwassers. - Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen **20**(7/8): 1-161, Hannover.
- PUST, J. (1993): Erste Ergebnisse zur Untersuchung der Grundwasserverhältnisse im NSG „Heiliges Meer“ (Kreis Steinfurt). - Abh. Westf. Mus. f. Naturkunde zu Münster (Westf.) **55**(2):1-80, Münster.
- PUST, J., B. HAGEMANN & R. POTT (1997): Winterliche Grundwasserdynamik und ihre Beeinflussung durch die Ufervegetation am Beispiel des Erlenbruchwaldes am Großen Heiligen Meer. - Natur und Heimat **57**(2): 53-63.
- PUST, J. & R. POTT (1998): Raum-Zeit-Dynamik der Gewässerentwicklung und Gewässereutrophierung in Norddeutschland am Beispiel der Gewässerlandschaft im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“. - Naturschutz und Landschaftsplanung **30**(8/9): 258-263.
- RAABE, E.-W., K. DIERSSEN & U. MIERWALD (1987): Atlas der Flora Schleswig-Holsteins und Hamburgs. - 654 S., Neumünster.
- ROLFES, D. (1998): Synökologische Untersuchungen im Erlenbruchwald im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“.- Staatsexamensarbeit, Institut f. Geobotanik d. Univ. Hannover.
- ROTHMALER, W., E. J. JÄGER & K. WERNER (Hrsg.)(1995): Exkursionsflora von Deutschland, Bd.3, Gefäßpflanzen: Atlasband. - 9., durchgeseh. und verb. Aufl., 753 S., Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart.
- 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.
- RUTTNER, F. (1962): Grundriß der Limnologie. - 3. Aufl., 332 S., Walter de Gruyter, Berlin.
- SCHAMINÉE, J.H.J., V. WESTHOFF & G.H.P. ARTS (1992): Die Strandlingsgesellschaften (*Littorelletea* Br.-Bl. et Tx. 1943) der Niederlande, in europäischem Rahmen gefaßt. - Phytocoenologia **20**(4): 529-558, Berlin, Stuttgart.
- SCHAEFFER, F., P. SCHACHTSCHABEL, H.-P. BLUME, G. BRÜMMER, K.H. HARTGE & U. SCHWERTMANN (1998): Lehrbuch der Bodenkunde.- Enke-Verlag, Stuttgart, 494 S.
- SCHILLER, W. (1973): Die Carabiden-Fauna des Naturschutzgebietes Hl. Meer, Kr. Tecklenburg. - Natur und Heimat **33**: 111-118.
- SCHMEIL, O. & J. FITSCHEN (1993): Flora von Deutschland und seinen angrenzenden Gebieten.- 89. Aufl., 606 S., Heidelberg (Quelle & Meyer).

- SCHROEDER, F.G. (1957): Zur Vegetationsgeschichte des Heiligen Meeres bei Hopsten (Westfalen). - Abh. a. d. Landesmus. f. Nat. zu Münster **18**(2), 38 S., Münster.
- SCHRÖPFER, R. (1966): Die Säugetierfauna im Gebiet des Heiligen Meeres. - Abh. Landesmus. f. Naturk. Münster **28**(1): 1-23.
- SCHWAR, A. (1900): Das Heilige Meer bei Hopsten. - Jber. Westf. Prov. Ver. f. Wiss. Kunst **28**: 74-75.
- SCHWOERBEL, J. (1993): Einführung in die Limnologie. - 7. Aufl., 387 S., Gustav - Fischer, Stuttgart.
- SCHWOERBEL, J. & G. C. TILLMANN (1979): Nitrataufnahme aus dem Wasser und Nitratreduktase-Aktivität bei *Fontinalis antipyretica* L. im Hell-Dunkel-Wechsel. - Arch. Hydrobiol. Suppl. **48**: 412-423.
- SOLLE, D. (1998): Untersuchungen zur Ufervegetation am Westufer des Großen Heiligen Meeres. Standörtliche Differenzierungen der Trophiestufen in Verbindung mit dem Grund- und Sickerwassereinfluß. - Staatsexamensarbeit, Institut f. Geobotanik d. Univ. Hannover.
- STEINBERG, C. & A. MELZER (1982): Stoffkreisläufe in Binnengewässern. - Schriftenreihe Bayer. Landesamt für Wasser **2/82**: 1-134.
- STORM, U. (1996): Der Einfluß des oberflächennahen Grundwassers auf die Vegetation im Großen Heiligen Meer. - Diplomarbeit, Institut f. Geobotanik d. Univ. Hannover.
- STRASBURGER, K. (1981): Wasserpflanzengesellschaften im unteren Allertal. - Dissertation, Universität Hannover, 209 S.
- THIERMANN, A. (1975a): Geologische Karte von NRW, Erläuterungen zu Blatt 3611, Hopsten. - Geologisches Landesamt NRW, 214 S., Krefeld
- THIERMANN, A. (1975b): Zur Geologie der Erdfälle des „Heiligen Feldes“ im Tecklenburger Land/Westfalen. - Mitt. Geol.-Paläont. Inst. Univ. Hamburg **44**: 517 - 530, Hamburg.
- TIETZE, O. (1914): Der Erdfall vom 14. April 1913 in der Gemeinde Hopsten (Kreis Tecklenburg). - Jahrbuch der Königl. Geolog. Landesanstalt für 1913 **34**: 648 - 657.
- TRUESDALE, G. A., A. L. DOWNING & G. F. LOWDEN (1955): The solubility of oxygen in pure water and seawater. - Journ. Appl. Chem. **5**: 53-62.
- VOLLENWEIDER, R. (1968): Die wissenschaftliche Grundlage der Seen- und Fließgewässereutrophierung unter besonderer Berücksichtigung des Phosphors und des Stickstoffs als Eutrophierungsparameter. - OECD Report DAS/CSJ 68.
- WEBER, H. E. (1995): Flora von Südwest-Niedersachsen und dem benachbarten Westfalen. - 770 S., T. Th. Wenner, Osnabrück.
- WEGNER, T. (1913a): Der Erdfall bei Hopsten-Westfalen. - Naturwissenschaftliche Wochenschrift N.F. **12** Nr. 21: 332-333.
- WEGENER, T. (1913b): Bericht über den Erdfall bei Hopsten. - 9 S., unveröff. Manuskript.
- WEINERT, M. (1999): Hydrogeologie, Hydrochemie und Isotopenhydrologie des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ (Recke/NRW). - unveröffentlichte Dissertation der Universität Münster, 189 S. Text und 149 S. Anhang, Münster.
- WEINERT, M., D. REMY & E.P. LÖHNERT (1998): Hydrogeologie der Gewässerlandschaft „Heiliges Meer“ bei Hopsten (Nordrhein-Westfalen, Norddeutschland) - erste Ergebnisse. - Abh. Westf. Mus. Naturkunde **60**(2): 13-52.
- WEINERT, M., D. REMY & E.P. LÖHNERT (2000): Hydrologische Systemanalyse des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ (Kreis Steinfurt, Nordrhein-Westfalen). - In: POT, R. (Hrsg.): Ökosystemanalyse des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ (Kreis Steinfurt). Interaktionen zwischen Still- und Fließgewässern, Grundwasser und Vegetation sowie Landnutzung und Naturschutz. - Abh. westf. Mus. Naturkunde **62** (Beiheft): 41-172
- WETZEL, R. G. (1983): Limnology. - 2. Aufl., 767 S., Philadelphia, New York, Chicago.
- WIEGLEB, G. (1976): Untersuchungen über den Zusammenhang zwischen Chemismus und Makrophytenvegetation stehender Gewässer in Niedersachsen. - Diss. Universität Göttingen, 114 S.
- WIEGLEB, G. (1978): Untersuchung über den Zusammenhang zwischen hydrochemischen Umweltfaktoren und Makrophytenvegetation in stehenden Gewässern. - Arch. Hydrobiol. **83**(4): 443 - 484.
- WILMANN, O. (1993): Ökologische Pflanzensoziologie. - 5. Aufl., Quelle und Meyer, Heidelberg.
- WINKLER, L. W. (1888-1889): Die Bestimmung des im Wasser gelösten Sauerstoffes und die Löslichkeit des Sauerstoffes im Wasser. - Ber. d. D. Chem. Ges. **21**: 2843; **22**: 1764.
- WITTIG, R. (1980): Die geschützten Moore und oligotrophen Gewässer der Westfälischen Bucht. - Schriftenreihe der Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen, Band **5**, 228 S., Recklinghausen.

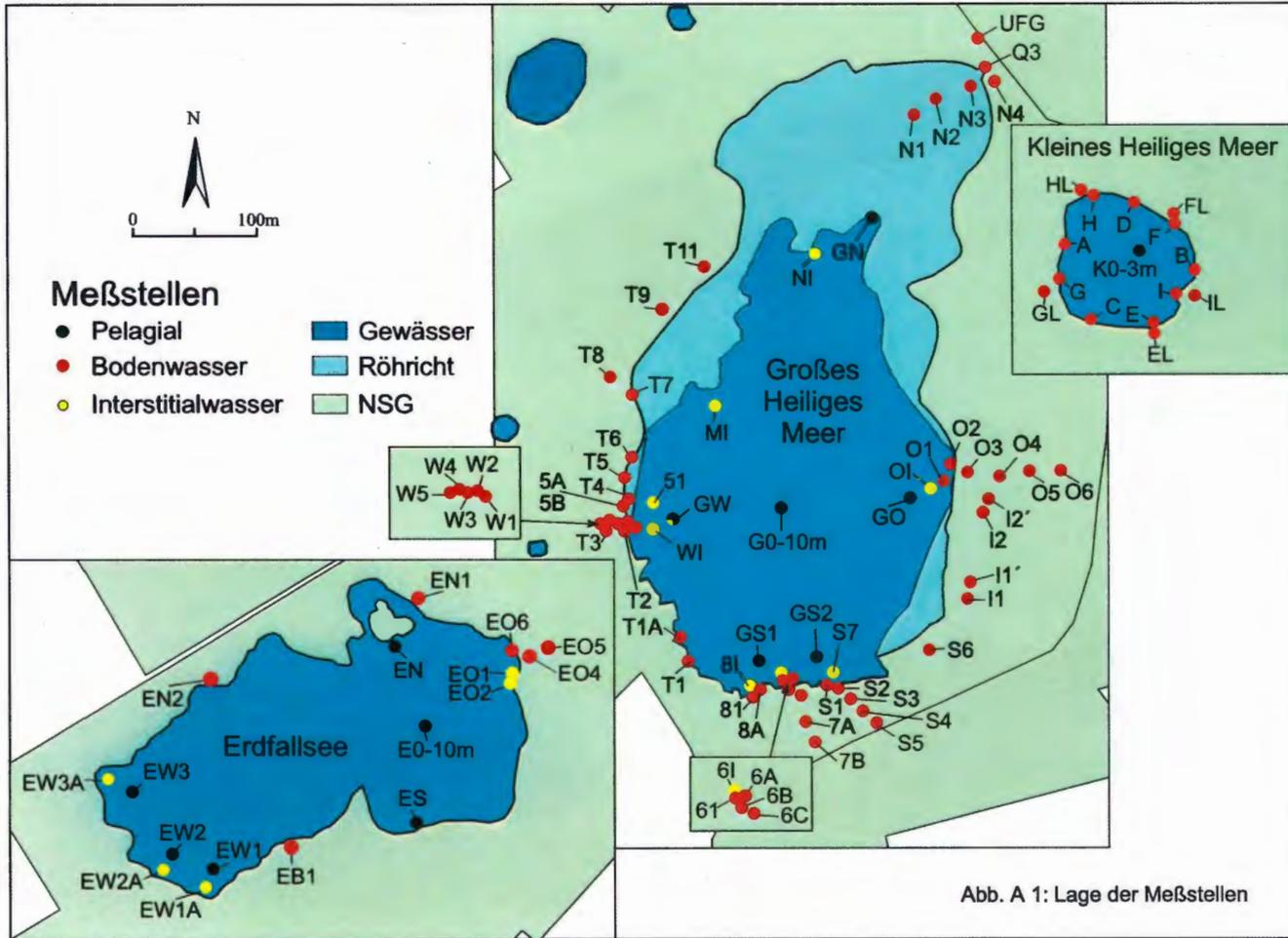
WITTIG, R. & R. POTT (1981): Versuch einer Roten Liste der gefährdeten Höheren Wasserpflanzen der Westfälischen Bucht auf der Basis von Rasterkartierungen. - Natur- und Landschaftskunde Westfalen. 17(2): 35-40, Hamm.

Anschrift der Verfasser:

Univ.-Prof. Dr. Richard Pott, Dipl.-Biol. Bernd Hagemann, Institut für Geobotanik, Universität Hannover, Nienburger Str. 17, D-30167 Hannover

Dr. Jürgen Pust, Außenstelle Heiliges Meer, Westfälisches Museum für Naturkunde, Heiliges Meer 1, D-49509 Recke





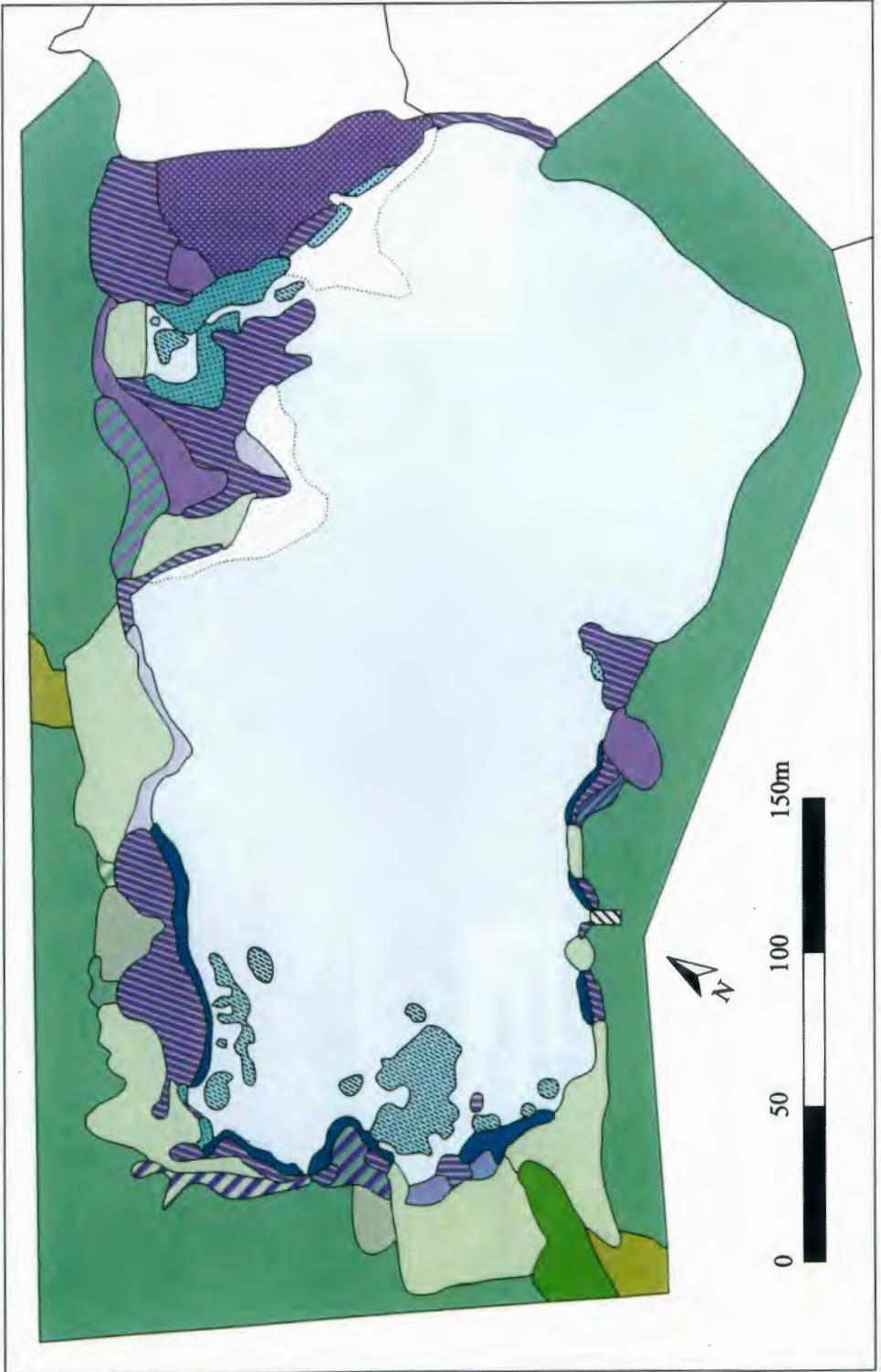


Abb. A2: Vegetationskarte des Erdfallsees  
 vegetationskundliche Aufnahmen 1996-1998  
 Topographische Grundlage: DGK 5L;  
 Blatt 3611/17 Großes Heiliges Meer (1995)

**Wasserpflanzengesellschaften**

-  *Nymphaetum albo - minoris*
-  *Littorella uniflora* - Gesellschaft
-  *Comarum palustre* - Bestand
-  *Hypericum elodes* - Saum
-  *Isolepis fluitans* - Bestand

**Gebüsche**

-  *Frangulo - Salicetum cinereae*
-  *Myricetum galis*
-  *Myricetum galis sphagnetosum*
-  *Myricetum galis ericetosum*

-  freie Wasserfläche
-  Bootshaus

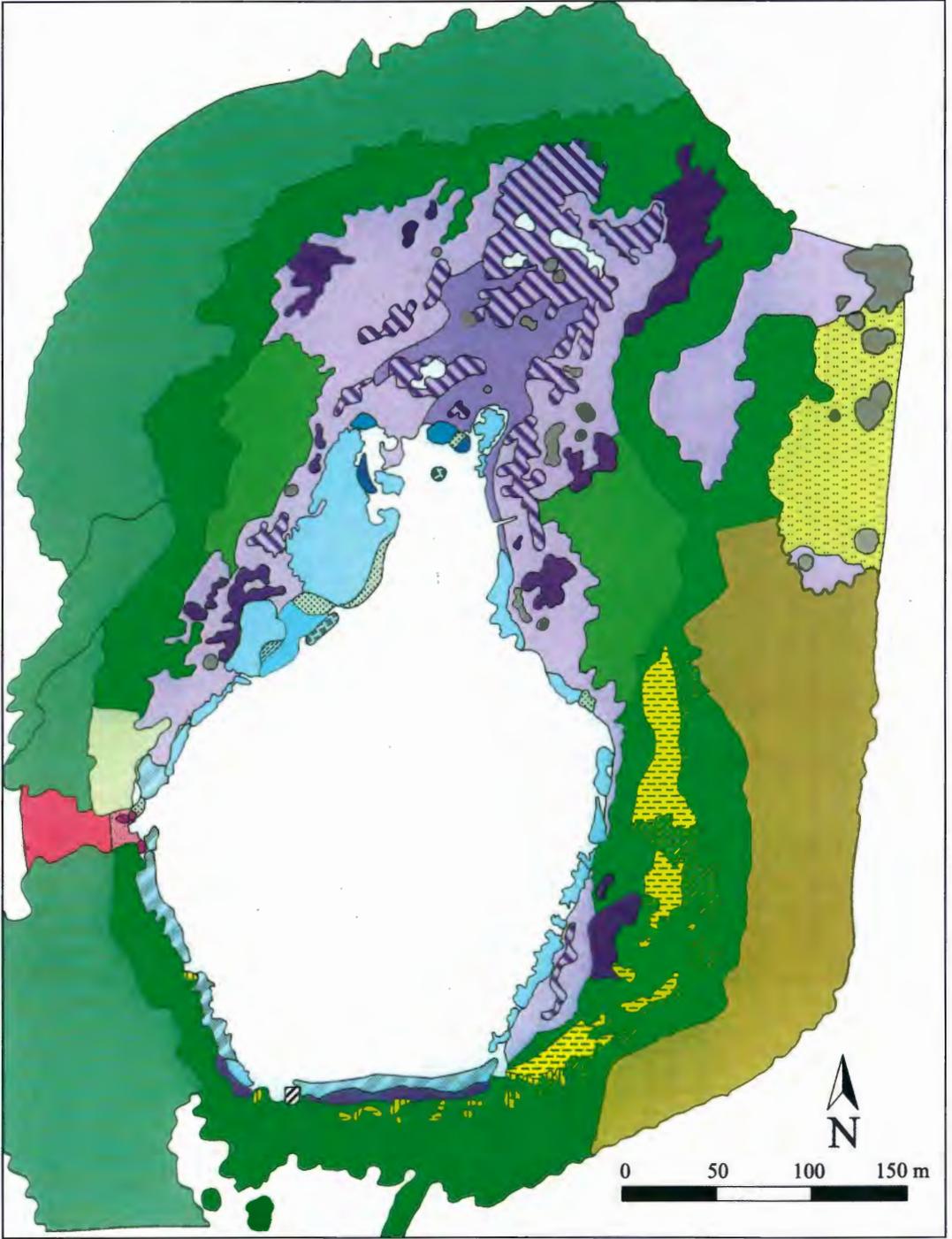
**Röhrichte und Weidengebüsche**

-  *Eleocharitetum multicaulis*
-  *Phragmites australis* - Fazies
-  Pionierbestand von *Phragmites australis*
-  *Juncus effusus* - Bestand

**Wälder**

-  *Alnus glutinosa* - Bruchwald
-  *Betulo - Quercetum molinietosum*
-  *Molinia - Betula pubescens* - Gesellschaft
-  *Populus tremula* - Bestand

-  kleinräumiger Durchdringungsbereich zweier Einheiten



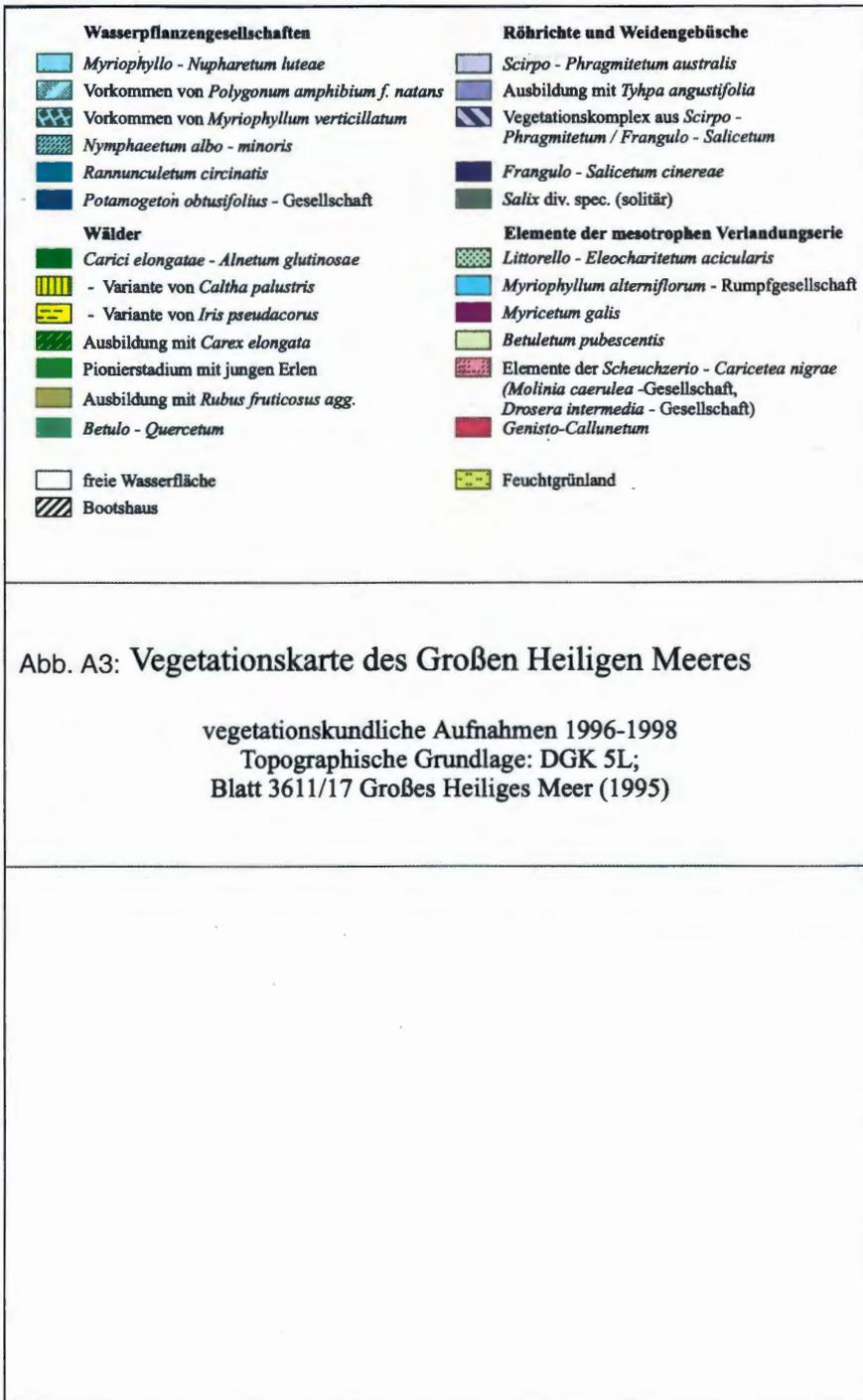
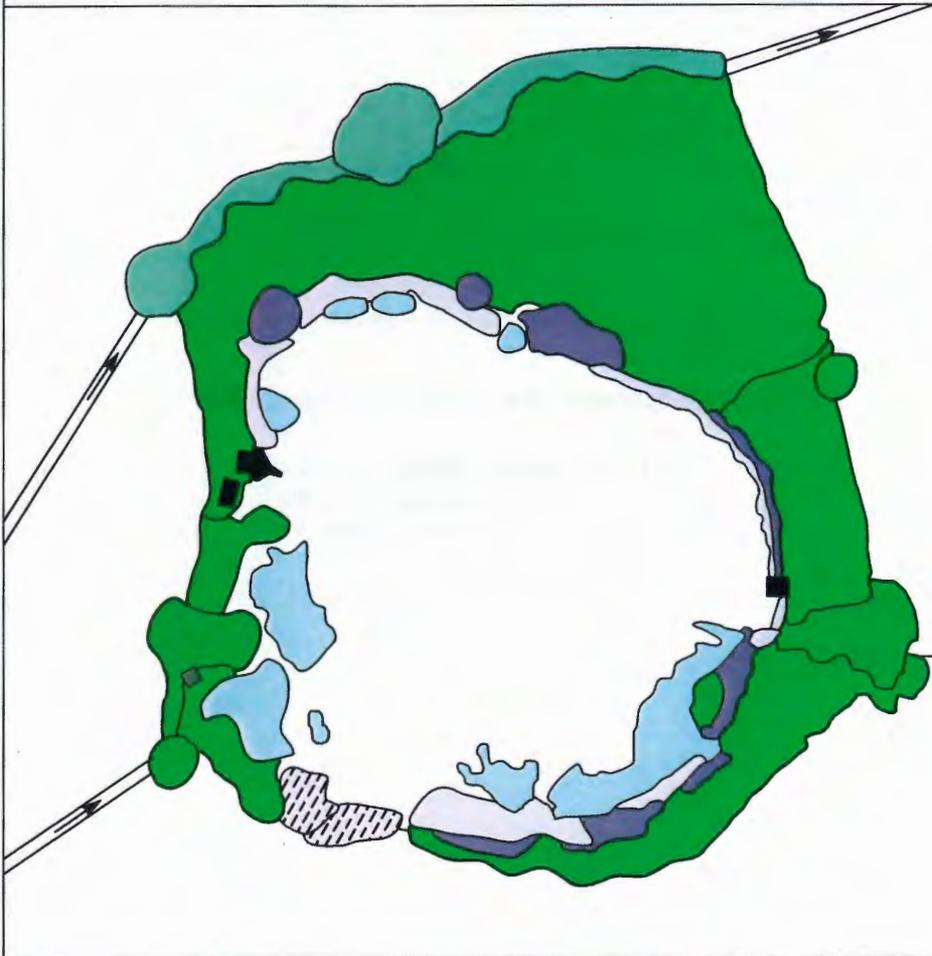


Abb. A4: Vegetationskarte des Kleinen Heiligen Meeres

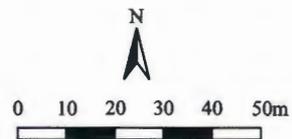
vegetationskundliche Aufnahmen 1998-1999

Topographische Grundlage: DGK 5L;

Blatt 3611/17 Großes Heiliges Meer (1995)



-  *Myriophyllo - Nupharetum*
-  *Scirpo - Phragmitetum*
-  Fazies von *Carex acutiformis*
-  *Frangulo - Salicetum cinereae*
-  *Carici elongatae - Alnetum glutinosae*
-  *Betulo - Quercetum*
-  freie Wasserfläche
-  Steg/Gebäude



Tab. A 1: Beprobungstermine des Pelagials, des Sublitorals und des Eulitorals im Erdfallsee, im Großen Heiligen Meer und im Kleinen Heiligen Meer.

PELAGIAL/ SUBLITORAL:	EULITORAL:	INTERSTITIAL:
1996	1996	
10.1.	28.5.	
23.4.	13.6.	
28./29.5	18.7.	
12./13.6.	20.8.	
116./17.6.	19.9.	
20./21.8.	24.11.	
17./18.9.	15.12.	
19./20.10.		
22./23.11.		
13./14.12.		
1997	1997	1997
14./15.1.	19.1.	22.7.
4.2.	14./15.5.	19.8.
17./18.2.	11.6.	10.9.
3.3.	15.7.	7.10.
17./18.4.	22.7.	8.11.
14.5.	18./19.8.	7.12.
10.6.	10./16.9.	
15.7.	7./8.10	
18.8.	8./10.11.	
10.9.	7.12	
7.10.	12.-14.12.	
10.11..		
18.11.		
28.11		
12./13.12.		
1998	1998	1998
14./15.1.	10.1.	10.1.
18.2.	14.-16.1	15.1.
12.3.	18.-22.2	18.2.
26.3.	11./12.3.	21.2.
3./6.4.	4./6.4.	11.3.
6./7.5.	6./7.5.	4.4.
23.5.	23.5.	7.5.
17./18.6.	3.6.	3.6.
15.-17.7.	16.-18.6.	16.6.
16./18.8	15.-17.7.	16.7.
8.9.	15.-19.8.	16.8.
14.10.	8./9.9.	8.9.
16.11.	16.9.	16.9.
31.12.	14.10.	

Tab. A 2: Lage der Meßstellen (Rechts-Hoch-Werte)

Teilgebiet Großes Heiliges Meer			Teilgebiet Erdfallsee		
Nr.	Rechts	Hoch	Nr.	Rechts	Hoch
51	34 06,860	58 02,935	EB1	34 06,350	58 02,545
5a	34 06,855	58 02,930	EN	34 06,435	58 02,710
5b	34 06,855	58 02,930	EN1	34 06,365	58 02,770
61	34 07,005	58 02,770	EN2	34 06,480	58 02,740
6a	34 07,005	58 02,770	EO	34 06,530	58 02,690
6C	34 06,995	58 02,765	EO1	34 06,535	58 02,695
6I	34 07,005	58 02,770	EO2	34 06,535	58 02,695
7A	34 06,995	58 02,745	EO4	34 06,540	58 02,695
7B	34 06,990	58 02,720	EO5	34 06,540	58 02,695
81	34 06,975	58 02,780	EO6	34 06,540	58 02,695
8A	34 06,975	58 02,780	ES	34 06,475	58 02,570
8I	34 06,975	58 02,780	EW1	34 06,265	58 02,530
GN	34 07,080	58 03,160	EW1A	34 06,265	58 02,130
GO	34 07,105	58 02,890	EW2	34 06,240	58 02,545
GS1	34 06,975	58 02,785	EW2A	34 06,240	58 02,545
GS1.1	34 06,975	58 02,785	EW3	34 06,225	58 02,605
GS2	34 07,015	58 02,800	EW3A	34 06,225	58 02,605
GW	34 06,860	58 02,920			
I1	34 07,070	58 02,815	Teilgebiet Kleines Heiliges Meer		
I1.1	34 07,070	58 02,815	Nr.	Rechts	Hoch
I2	34 07,175	58 02,890	A	34 07,610	58 03,485
I2.1	34 07,175	58 02,890	B	34 07,710	58 03,460
N1	34 07,145	58 03,190	C	34 07,630	58 03,425
N2	34 07,145	58 03,190	D	34 07,660	58 03,520
N3	34 07,160	58 03,225	E	34 07,775	58 03,430
N4	34 07,175	58 03,235	EL	34 07,775	58 03,430
O1	34 07,125	58 02,890	F	34 07,690	58 03,505
O2	34 07,130	58 02,880	FL	34 07,690	58 03,505
O3	34 07,135	58 02,880	G	34 07,610	58 03,450
O4	34 07,150	58 02,890	GL	34 07,615	58 03,430
O5	34 07,175	58 02,920	H	34 07,625	58 03,530
O6	34 07,175	58 02,920	HL	34 07,625	58 03,530
Q3	34 07,165	58 03,235	I	34 07,695	58 03,445
S1	34 07,020	58 02,795	IL	34 07,710	58 03,490
S2	34 07,025	58 02,800	LL	34 07,585	58 03,440
S3	34 07,030	58 02,790			
S4	34 07,030	58 02,775			
S5	34 07,035	58 02,760			
S6	34 07,055	58 02,805			
S7	34 07,020	58 02,795			
T1	34 06,895	58 02,820			
T1A	34 06,890	58 02,845			
T2	34 06,850	58 02,920			
T3	34 06,840	58 02,915			
T4	34 06,855	58 02,930			
T5	34 06,860	58 02,945			
T7	34 06,860	58 02,975			
T8	34 06,845	58 03,005			
T10	34 06,880	58 03,040			
T11	34 06,930	58 03,175			
W1	34 06,850	58 02,920			
W2	34 06,850	58 02,920			
W3	34 06,850	58 02,920			
W4	34 06,840	58 02,915			
W5	34 06,840	58 02,915			

Tab. A 3: *Myriophyllo-Nupharetum luteae*

Nr.: 1-10 Ausbildung von *Nuphar lutea*

Nr.: 11-18 Mischbestände von *Nuphar lutea* und *Nymphaea alba*

Nr.: 19-21 Mischbestände von *Nuphar lutea* und *Polygonum amphibium* f. *natans*

Nr.: 22-23 Ausbildung von *Polygonum amphibium* f. *natans*

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
Jahr	98	98	98	98	98	94	94	94	98	98	98	98	98	98	94	94	94	94	94	94	98	94	94
Ort	K	K	K	K	K	G	G	G	K	K	K	G	G	G	G	G	G	G	G	G	G	G	G
Größe der Aufnahmeffläche (m <sup>2</sup> )	25	25	16	20	12	15	24	6	12	20	16	30	20	35	20	50	50	50	16	12	25	12	20
Wassertiefe (cm)	180	180	150	160	150	75	60	48	180	150	150	65	65	120	130	60	64	57	90	58	113	70	142
Gesamtdeckung (%)	70	60	50	50	25	85	60	80	50	40	50	80	60	50	90	95	95	95	95	60	50	80	55
Artenanzahl	1	1	1	1	1	5	6	5	2	3	3	4	4	4	4	5	6	4	2	6	4	2	3
<i>Nuphar lutea</i>	4	4	3	3	3	4	3	5	3	3	1	2	2	3	2	2	4	3	5	3	2	-	-
<i>Nymphaea alba</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	3	4	4	2	5	4	3	3	-	-	-	-	-
<i>Polygonum amphibium</i> f. <i>natans</i>	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	2	3	5	4
<i>Nymphaea alba</i> var. <i>minor</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	+	+	+	-	-	-	-	-
<i>Potamogeton crispus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
<i>Myriophyllum spicatum</i>	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ranunculus circinatus</i>	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	+	-	-	1	-	+	-
<i>Potamogeton obtusifolius</i>	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	1	-	1	1	2	-	+	-	-	-
<i>Potamogeton brechtoldii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
<i>Eleocharis acicularis</i>	-	-	-	-	-	1	2	1	-	-	-	2	2	-	1	-	-	-	-	-	2	-	1
<i>Baldellia ranunculoides</i>	-	-	-	-	-	-	1	+	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
<i>Phragmites australis</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	+	-	-
<i>Elodea canadensis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-

\* lfd. Nr. 6-8, 15-23 nach STORM 1996





Tab. A 5: *Scheuchzeria-Caricetea nigrae*-PflanzengesellschaftenNr. 1-3: *Molinia caerulea*-GesellschaftNr. 4-12: *Comarum palustre*-GesellschaftNr. 13-18: *Drosera intermedia*-Fragmentgesellschaft

lfd. Nr.:	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
Aufnahmenr.:	14	13	12	2	17	16	18	4	7	8	99	3	96	95	100	15	9	16
Jahr	96	96	96	96	97	97	97	96	98	98	94	96	94	94	94	96	98	96
Ort	G	G	G	E	E	E	E	E	G	G	G	E	G	G	G	G	G	G
Größe der Aufnahmefläche (m <sup>2</sup> )	7	8	14	10	4	4	4	10	5	6	1	8	1	1	1	9	3	9
Gesamtdeckung (%)	100	100	100	80	95	95	100	100	60	85	75	60	100	100	50	40	75	60
Deckung Krautschicht (%)	100	100	100	80	95	95	100	100	60	60	70	60	85	60	50	30	60	30
Deckung Moosschicht (%)	70	70	60	-	-	-	-	-	30	50	30	-	20	95	2	40	20	60
Artenanzahl	21	17	17	4	5	4	3	11	14	14	16	6	11	17	5	7	9	15
<i>Molinia caerulea</i>	4	4	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	1	-	+	-	1
<i>Sphagnum subnitens</i>	2	3	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Comarum palustre</i>	+	-	-	5	5	5	5	5	2	2	4	4	-	+	-	-	+	+
<i>Drosera intermedia</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	3	3	3	4	1
<i>Sphagnum denticulatum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	3	-	3	-	4
Elemente der <i>Scheuchzeria - Caricetea nigrae</i>																		
<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	1	1	-	1	1	2	2	-	1	+	1	1	1	1	-	-	+	+
<i>Carex lasiocarpa</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	2	2	1	-	+	-	-	-	-	-
<i>Juncus articulatus</i>	-	+	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Enophorum angustifolium</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	+	1	+	-	1	-
<i>Agrostis canina</i>	+	1	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	1	2	-	1	1	+
<i>Viola palustris</i>	1	+	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	1	-	+	+	1
Begleiter																		
<i>Sphagnum palustre</i>	3	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	2	-
<i>Juncus bulbosus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	1	+	-	-	-
<i>Eleocharis multicaulis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
<i>Hypericum elodes</i>	+	-	-	+	+	-	1	1	-	-	-	+	+	+	-	-	-	1
<i>Lycopus europaeus</i>	-	+	-	-	-	-	-	1	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Iris pseudacorus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Carex pseudozosteris</i>	-	-	-	-	-	-	-	+	1	-	2	-	-	-	-	-	-	-
<i>Eleocharis palustris</i>	-	-	-	-	+	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Ranunculus lingua</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sparganium erectum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-

<i>Typha angustifolia</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1	-	+
<i>Typha latifolia</i>	-	-	-	+	2	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phragmites australis</i>	1	+	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	+	1	+
<i>Scutellaria galericulata</i>	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lysimachia thyrsoiflora</i>	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Carex rostrata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	1	-	-
<i>Peucedanum palustre</i>	1	+	-	-	-	-	-	+	-	1	+	-	-	+	-	-	-	-
<i>Erica tetralix</i>	+	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Potentilla erecta</i>	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Juncus effusus</i>	-	1	1	-	-	-	-	+	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Juncus acutiflorus</i>	+	1	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Fragula alnus</i>	+	+	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Carex elongata</i>	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Alnus glutinosa (juv.)</i>	+	-	-	-	-	-	-	-	+	2	-	-	-	-	-	-	-	+
<i>Salix cinerea</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
<i>Myrica gale</i>	+	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	+	-	-	-	3
<i>Quercus robur</i>	+	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Amelanchier lamarkii</i>	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Betula pubescens</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Solanum dulcamara</i>	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cardamine pratensis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dryopteris carthusiana</i>	-	+	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Betula pubescens</i>	-	1	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Lysimachia vulgaris</i>	-	-	-	-	-	-	-	+	+	1	1	-	+	+	-	-	-	-
<i>Succisa pratensis</i>	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Polytrichum commune</i>	2	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Nymphaea alba var. minor</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-
<i>Rubus fruticosus</i>	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Myrica gale</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	4	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Drepanocladus aduncus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2	-	-	-	-	-
<i>Callierigonella cuspidata</i>	-	-	-	-	-	-	-	3	2	-	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sphagnum squarrosum</i>	-	-	-	-	-	-	-	1	2	-	1	-	-	1	-	-	-	-
<i>Sphagnum fimbriatum</i>	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

\* lfd. Nr. 1-3, 16, 18 nach HAGEMANN 1997,  
lfd. Nr. 4, 8, 12 nach MACHARACEK 1997,  
lfd. Nr. 5-7 nach HÖLTER 1998,  
lfd. Nr. 9, 10, 17 eigene Aufnahmen,  
lfd. Nr. 11, 13-15 nach STORM 1996.

Tab. A 6: *Carici elongatae-Alnetum glutinosae*Nr. 1-22: *Carici elongatae-Alnetum glutinosae*Nr. 1-6: Ausbildung mit *Carex elongata*Nr. 7-10: Variante von *Iris pseudacorus*Nr. 11-14: Variante von *Caltha palustris*Nr. 15-22: Variante von *Carex acutiformis*

lfd. Nr.*:	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	
Aufnahmenr.:	48	57	59	4a	8	9	2	6	7	8	17	18	19	22	3	.1	18	15	19	.4	.3	6a	
Datum	97	97	97	96	96	96	96	97	97	97	97	97	97	97	96	98	98	98	98	98	98	98	
Ort	G	G	G	G	G	G	G	G	G	G	G	G	G	G	G	K	K	K	K	K	K	G	
Größe der Aufnahmefläche (m <sup>2</sup> )	30	35	20	100	30	35	36	50	45	60	50	25	30	35	50	100	150	50	100	120	120	50	
Gesamtdeckung (%)	70	60	90	70	80	90	30	60	70	60	90	80	70	90	70	80	80	80	70	80	75	50	
Deckung Baumschicht (%)	65	80	90	70	25	60	30	60	70	60	80	75	70	70	20	80	80	60	50	75	70	30	
Deckung Strauchschicht (%)	<5	-	<5	10	30	-	-	-	-	5	-	-	-	-	5	<5	5	<5	10	-	<5	30	
Deckung Krautschicht (%)	70	70	90	50	80	90	30	45	55	50	90	80	70	90	70	80	70	80	70	80	70	30	
Deckung Mooschicht (%)	30	10	5	<5	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	20	-	<10	<5	10	10	<5	
<b>Artenzahl</b>	<b>11</b>	<b>13</b>	<b>12</b>	<b>16</b>	<b>16</b>	<b>12</b>	<b>11</b>	<b>5</b>	<b>8</b>	<b>5</b>	<b>19</b>	<b>9</b>	<b>8</b>	<b>11</b>	<b>6</b>	<b>11</b>	<b>19</b>	<b>17</b>	<b>22</b>	<b>25</b>	<b>20</b>	<b>14</b>	
<b>Baumschicht</b>																							
<i>Alnus glutinosa</i>	4	4	5	5	2	4	3	4	4	4	4	4	4	4	2	5	4	4	4	5	3	2	
<i>Betula pendula</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	+	
<i>Betula pubescens</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	1	3	-	
<i>Farxinus excelsior</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<b>Strauchschicht</b>																							
<i>Alnus glutinosa</i>	+	-	-	+	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	+	-	1	-	-	-	
<i>Sorbus aucuparia</i>	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	-	-	-	-	
<i>Ribes nigrum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	1	-	-	-	
<i>Salix cinerea</i>	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	
<i>Frangula alnus</i>	-	+	+	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	
<i>Prunus padus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	
<i>Prunus spinosa</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	
<i>Sambucus nigra</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	
<i>Quercus robur</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	
<b>Krautschicht</b>																							
AC <i>Carex elongata</i>	4	5	4	4	2	1	-	+	2	+	1	+	-	+	-	-	1	-	2	1	2	2	
<i>Iris pseudacorus</i>	-	+	1	1	1	1	3	3	3	3	+	+	-	1	1	-	-	1	+	1	1	2	
<i>Caltha palustris</i>	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	3	4	4	4	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Carex acutiformis</i>	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	3	4	4	4	4	4	2	1

Begleiter																							
	<i>Phragmites australis</i>	1	+	+	+	1	2	-	+	1	+	-	-	-	-	2	+	1	+	-	-	-	2
	<i>Mentha aquatica</i>	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	2	2	1	-	-	-	+	+	+	2	-	-
	<i>Lysimachia thyrsiflora</i>	1	-	-	1	2	-	+	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	1
	<i>Peucedanum palustre</i>	-	+	+	1	1	-	+	-	-	-	-	-	-	+	-	+	-	-	-	-	-	-
	<i>Dryopteris dilatata</i>	+	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	-	-	-	-
M	<i>Sphagnum palustre</i>	2	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
	<i>Lysimachia vulgaris</i>	1	1	1	+	-	-	-	-	+	-	2	1	1	1	-	+	1	+	-	1	1	-
	<i>Juncus effusus</i>	1	-	-	+	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+	1	1	-
	<i>Deschampsia cespitosa</i>	+	+	-	1	-	-	-	-	-	1	-	1	+	-	-	-	-	2	2	2	2	-
	<i>Rubus fruticosus agg.</i>	-	+	+	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	+	-	-	+	2	2	2	-
M	<i>Mnium hornum</i>	-	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	2	-	-
	<i>Rubus idaeus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	+	2	2	2	-	-
	<i>Agrostis stolonifera</i>	-	1	-	-	1	-	-	-	-	2	1	1	-	-	-	-	-	-	2	2	-	-
	<i>Carex pseudocyperus</i>	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Sorbus aucuparia</i>	-	(+)	(1)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	+	1	1	-	-	-	-
	<i>Carex canescens</i>	-	+	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Equisetum fluviatile</i>	-	-	-	-	-	+	-	-	+	1	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Dryopteris carthusiana</i>	-	-	-	1	1	-	+	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	+	1	+	-
	<i>Alnus glutinosa (juv.)</i>	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
	<i>Lycopus europaeus</i>	-	-	-	-	1	-	+	-	-	1	-	-	-	-	-	+	-	1	1	-	-	-
	<i>Solanum dulcamara</i>	-	-	-	+	1	2	-	-	1	1	1	-	-	-	-	+	+	1	1	-	-	-
	<i>Carex rostrata</i>	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Viola palustris</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Filipendula ulmaria</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	+	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-
	<i>Ribes nigrum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2	2	2	-	-	-	-
	<i>Cirsium palustre</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	1	1	+	-	-
	<i>Poa trivialis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	1	1	-	-	-	-	-
	<i>Urtica dioica</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	1	-	-	-	-
	<i>Athyrium filix-femina</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	+	-	-	-	-
	<i>Epilobium hirsutum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	1	-	-	-	-
	<i>Myosotis palustris</i>	-	-	-	-	+	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Lythrum salicaria</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Galium uliginosum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-
	<i>Scutellaria galericulata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-
	<i>Cardamine pratensis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
	<i>Valleriana dioica</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-

ferner je 1x: Nr.1: *Sphagnum squarrosum* (2); Nr.4: *Quercus robur* (juv.) (+); Nr. 6: *Ranunculus lingua* (1), *Lemna minor* (1), *Lemna trisulca* (1), *Callitriche palustris* (+); Nr. 7: *Juncus conglomeratus* (+), *Potentilla erecta* (+), *Carex elata* (+); Nr. 9: *Glyceria fluitans* (2a); Nr. 11: *Galium palustre* (1); Nr. 14: *Sparganium erectum* (1); Nr. 17: *Osmunda regalis* (+); Nr. 20: *Humulus lupulus* (+); Nr. 21: *Galeopsis tetrahit* (+); Nr. 22: *Myrica gale* (+), *Comarum palustre* (+), *Carex gracilis* (+).

\* lfd. Nr. 1-3, 8-14 nach ROLFES 1998;  
lfd. Nr. 4-7, 15, 22 nach HAGEMANN 1997.



# Naturschutzplanung für das NSG „Heiliges Meer“ und die umgebende Agrarlandschaft (Kreis Steinfurt, Nordrhein-Westfalen)

Ulrich Bangert und Ingo Kowarik, Berlin

## Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung	274
2. Historische Kulturlandschaft	278
2.1 Entwicklung der Kulturlandschaft seit dem 17. Jahrhundert	278
2.1.1 Nutzungs- und Landschaftsphasen	278
2.1.2 Wandel und Konstanz der Landschaftselemente	285
2.2 Bewertung der Landschaftsbestandteile	288
2.2.1 Lokale Umweltqualitätsziele als Bewertungsmaßstäbe	288
2.2.2 Gebietsbewertung	291
3. Arten und Lebensgemeinschaften	294
3.1 Vegetationsentwicklung von der Unterschutzstellung bis heute	294
3.2 Bewertung der Vegetation des Kerngebietes und der angrenzenden Flächen	303
3.2.1 Umweltqualitätsziele als Bewertungsmaßstäbe	303
3.2.2 Gebietsbewertung	304
4. Beeinträchtigungen und Gegensteuerungsmöglichkeiten	310
4.1 Beeinträchtigung durch Nutzung und Nutzungswandel	310
4.1.1 Nivellierung kulturlandschaftlicher Eigenart im Heiligen Feld	310
4.1.2 Veränderung des natürlichen und anthropogenen Störungsregimes im Kerngebiet	312
4.1.2.1 Ökologische Wirkungen historischer Nutzungsweisen und heutiger Pflegemaßnahmen	312
4.1.2.2 Bewertung der Beeinträchtigungswirkung	315
4.1.2.3 Steuerungsmöglichkeiten	317
4.2 Stoffeinträge in die Lebensräume des Kerngebietes	319
4.2.1 Potentielle Wirkfaktoren und Eintragspfade	320
4.2.2 Bewertung der Belastungswirkung	324
4.2.3 Bewertung der Belastungspfade: lokale Risikozonen im landwirtschaftlich genutzten Umfeld	328
4.2.4 Möglichkeiten zur Steuerung der Immissionen	329
4.3 Belastende Emissionen im Heiligen Feld	329
4.3.1 Emissionssituation	332
4.3.1.1 Wirtschaftsdüngeranfall und -lagerung	332
4.3.1.2 Stickstoff- und Phosphorbilanzen der landwirtschaftlichen Nutzung	335
4.3.1.3 Ammoniak-Ausgasung	339
4.3.1.4 Abwehung partikulärer Nährstoffe (Winderosion)	342
4.3.1.5 Nitrat- und Phosphatauswaschung	347

4.3.1.6	Abwassereinleitung und Oberflächenabfluß	353
4.3.2	Bewertung der Handlungsprioritäten	355
4.3.3	Möglichkeiten zur Steuerung der Emissionen im Umfeld des Kerngebietes	360
5.	Handlungskonzept	361
5.1	Umsetzungspotential	361
5.1.1	Bereitschaft von Landwirten zur Mitwirkung	361
5.1.2	Einsatz von Instrumenten des staatlichen Naturschutzes	362
5.2	Sozio-ökonomische Umsetzungsgrenzen	366
5.3	Umsetzungsvarianten und -szenarien	367
5.3.1	Nutzungssteuerung	367
5.3.1.1	Segregative Umsetzung	367
5.3.1.2	Integrative Umsetzung	369
5.3.2	Pflegemaßnahmen im Kerngebiet	373
5.3.2.1	Stark erhöhte Dynamik	374
5.3.2.2	Mäßig erhöhte Dynamik	375
5.3.2.3	Umsetzungsszenarien	375
5.3.3	Lenkende und informierende Maßnahmen	375
5.3.3.1	Kulturlandschaftspfad durch das Heilige Feld	375
6.	Schlußfolgerungen	380
7.	Zusammenfassung	384
8.	Literatur- und Quellenverzeichnis	385

## 1. Einleitung

### Problematik und Lösungsansatz

Naturschutz in Agrargebieten ist durch eine fortschreitende Landschaftsteilung gekennzeichnet, die auf ungelöste Konflikte zwischen Schutz- und Nutzungsansprüchen hindeutet: Immer mehr Schutzgebiete werden ausgewiesen, in denen Nutzungen häufig völlig ausgeschlossen sind, und die Landschaft wird mit „vernetzten Naturelementen“ angereichert. Auf den Nutzflächen bleibt der Umfang an mechanisch-technischen und chemischen Eingriffen jedoch weitgehend gleich oder nimmt sogar noch zu (PFADENHAUER 1994, HABER 1997, PLACHTER & WERNER 1998). Für viele Arten und Lebensgemeinschaften kann eine solche Segregation tatsächlich das Überleben sichern. In den meisten Naturschutzgebieten ist die Gesamtbilanz dieser Strategie jedoch negativ (WITTIG 1980, HAARMANN & PRETSCHER 1993). Gründe hierfür sind, daß Schadstoffbelastungen nicht vor Schutzgebietsgrenzen halt machen, viele Arten auf ein gewisses Maß an Nutzung angewiesen sind und zwischen Teilpopulationen Austauschbarrieren bestehen. Ein ähnliches Urteil kann aus landschaftsästhetischer und -geschichtlicher Perspektive gefällt werden. Die Nutzungsaufgabe in Schutzgebieten ebenso wie die Nutzungsintensivierung in den verbliebenen Agrarräumen nivelliert die kulturlandschaftliche Eigenart, die das Landschaftserleben wesentlich mitbestimmt (WÖBSE 1992, 1993).

In den substratbedingt nährstoffarmen Sandlandschaften Nordwesteuropas zeigen sich die Grenzen des segregativen Naturschutzes besonders deutlich: In den flachen Sandebenen hat der Nutzungswandel von der Heide- zur Veredelungswirtschaft großräumige und radi-

kale Landschaftsveränderungen ausgelöst, in denen die Reste „historischer Kulturlandschaften“ kaum mehr erkennbar sind. Die Reste oligo- und mesotropher Ökosysteme reagieren empfindlich auf Stoffeinträge. Zugleich ist das Risiko diffuser Belastungen hoch, weil auf den ertragsschwachen Sandböden Veredelungsbetriebe mit erheblichen betriebsimmanenten Emissionsrisiken vorherrschen und die Bodenart die Schadstoffverlagerung durch Erosion und Auswaschung erleichtert.

Angesichts der krassen Gegensätze stehen Pufferzonen in den Schutzkonzepten an erster Stelle. Aus ihnen erwächst ein erheblicher Flächenbedarf mit einem entsprechenden Konfliktpotential gegenüber der Landwirtschaft.

Im Naturschutzgebiet Heiliges Meer (Abb. 1) spiegelt sich die skizzierte Problematik wider. Die Gewässer sind durch natürliche Bodensenkungen in einer flachen Sandebene und durch traditionelle menschliche Nutzungsmuster geprägt worden. Das Nebeneinander seltener natürlicher und anthropogener Lebensräume und die hohe Artenvielfalt mit oligotraphenten Relikten rechtfertigen den europäischen Schutzstatus als FFH-Gebiet („DE-3611-301 „Heiliges Meer und Heupen“ im Standard-Datenbogen nach Natura 2000-Richtlinie). Speziell für die Gewässer gibt es schon lange Vermutungen über anthropogene Nährstoffeinträge aufgrund der unmittelbaren Benachbarung von Schutzgebiet

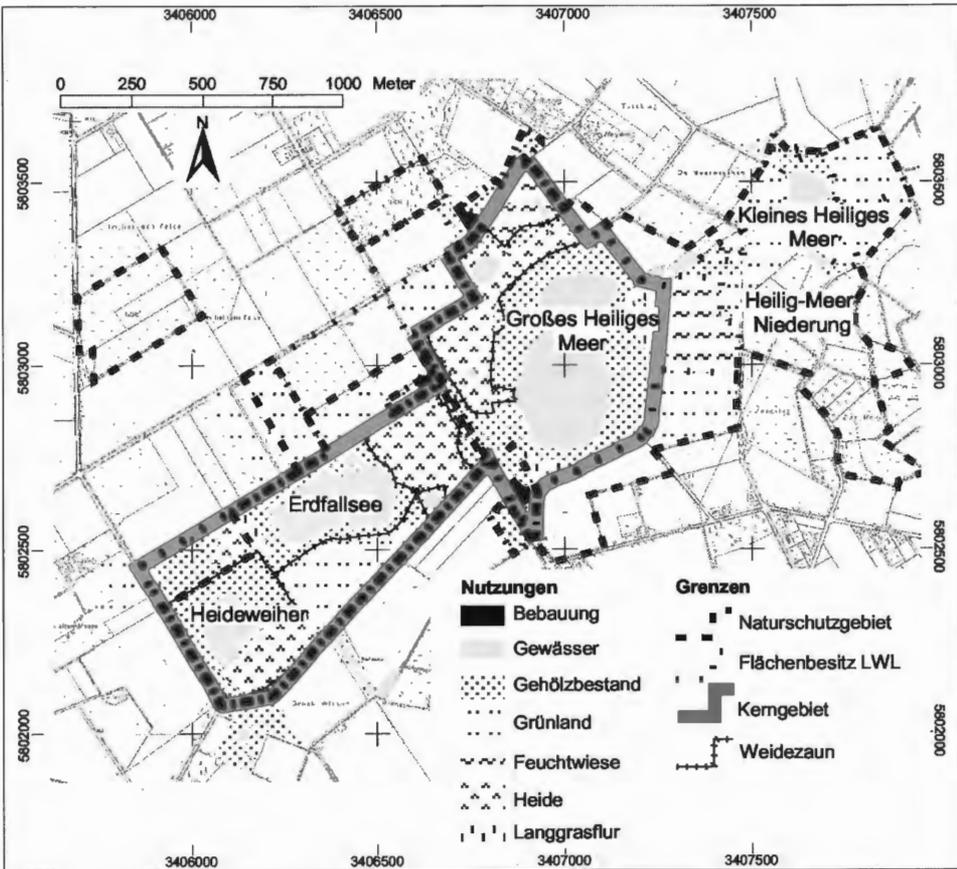


Abb. 1: Gewässerlandschaft Heiliges Meer  
Darstellungen der Deutschen Grundkarte 1:5000 mit Genehmigung des Landesvermessungsamtes v. 03.07.2000, AZ.: S 1281/00.

und landwirtschaftlichen Nutzflächen (u.a. BUDDÉ 1942, RUNGE 1957, PUST 1993). Nicht zuletzt deshalb verfolgte der Naturschutz hier schon viel früher als in anderen Gebieten segregative Strategien mit verschiedenen Immissionsschutzmaßnahmen im 1930 ausgewiesenen Schutzgebiet und mit einer fortlaufenden Arrondierung angrenzender Flächen (vgl. BEYER zit. in TEBBE 1970, REHAGE 1983, TERLUTTER 1995). Der Artenrückgang hält trotz der Schutzbemühungen an und betrifft u.a. mit *Lobelia dortmanna* auch die Leitarten sandoligotropher Lebensräume. Daneben weisen erhebliche Salzkonzentrationen in der Meerbecke und Nitratkonzentrationen im Grundwasser des Schutzgebietes auf die Dringlichkeit weiterer gegensteuernder Maßnahmen hin (PUST 1993, BANGERT & KOWARIK 1998, WEINERT et al. in diesem Band).

Die Planung versucht am Beispiel der Heide- und Gewässerlandschaft Heiliges Meer Wege zu finden, die eine Koexistenz oligotropher Kulturlandschaftsrelikte inmitten hypertropher Agrargebiete langfristig sicherstellen.

Das Teilprojekt „Naturschutzplanung“ im interdisziplinären Forschungsvorhaben „Die Schadstoffbelastung der Gewässerlandschaft Heiliges Meer und die Möglichkeiten landschaftsplanerischer Gegensteuerung“, das von der VolkswagenStiftung gefördert wurde, liefert den methodischen Beitrag zur Umsetzung des Leitbildes. Es setzt drei methodische Schwerpunktziele (zu methodischen Details siehe BANGERT & KOWARIK 2000):

- Eine wirkungs- und herkunftsbezogene Risikoanalyse für parzellengenaue Gegensteuerungsmaßnahmen in der Agrarlandschaft. Einen wesentlichen Beitrag dazu liefern Nutzungsdaten aus einer Betriebsleiterbefragung und eine Emissionsmodellierung, die durch ein geographisches Informationssystem (GIS) gestützt wird. Die Risikoanalyse knüpft an die Ergebnisse der hydrogeologischen und gewässerökologisch-vegetationskundlichen Forschungen im Gebiet an (WEINERT et al., HAGEMANN et al. in diesem Band).
- Die Erweiterung der stofflich-funktionalen Landschaftsanalyse und -planung um landschaftsgeschichtliche Untersuchungen, denn die Ökosysteme sind Teil einer alten Kulturlandschaft und die emotionale Beziehung zwischen Menschen und der sie umgebenden Landschaft ist eine wesentliche Triebfeder des Naturschutzes und eine seiner nachvollziehbarsten Begründungen (KÖHLER 1997).
- Die Einbeziehung der ökonomischen Spielräume und der individuellen Mitwirkungsbereitschaft der Landwirte. Beides ist Voraussetzung eines von den Betroffenen akzeptierten, dauerhaft wirksamen Naturschutzes (u.a. VON HAAREN 1988, 1993, WERNER & BORK 1998). Die erforderlichen Daten werden ebenfalls aus der Befragung der Landnutzer gewonnen.

### **Planungsablauf und Kapitelgliederung**

Um die Handlungsziele bestimmen zu können, müssen ökologische Daten mit allgemeinen Wertvorstellungen verknüpft werden (ERZ 1986, VON HAAREN 1988, PLACHTER & WERNER 1998). Die Zielableitung ist der zentrale Arbeitsschritt in der Naturschutzplanung. Sie folgt in Anlehnung an KIEMSTEDT (1991) einem deduktiven Zielsystem, ausgehend von allgemeinen Leitprinzipien, einem konsenshaften Landschafts-Leitbild (vgl. BANGERT & KOWARIK 1998, 2000) und daraus abgeleiteten Umweltqualitätszielen (Abb. 2). Diese geben auf der Objektebene die angestrebte Qualität für einzelne Schutzgüter raumbezogen vor, z.B. die vorrangig zu erhaltenden oder zu entwickelnden Arten und Lebensgemeinschaften, und sie bilden den Wertmaßstab für die anschließende Gebietsbewertung.

In naturschutzfachlichen Arbeiten ist es grundsätzlich erforderlich, Bewertungen zu kennzeichnen und die Ziele als Werthintergrund zu nennen. In Übereinstimmung mit WIEGLEB

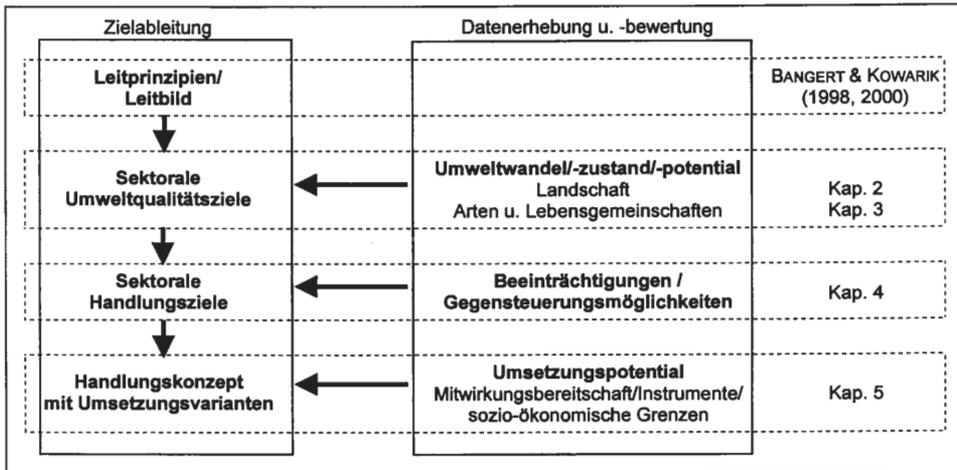


Abb. 2: Arbeitsschritte in der Naturschutzplanung und Kapitelgliederung.

(1997) wird hier zur sauberen begrifflichen Abgrenzung gegenüber naturwissenschaftlichen Auswertungen (Klassifizierungen, Reihungen etc.) der Begriff Bewertung nur für den Abgleich zwischen dem Ist-Zustand und dem Soll-Zustand (hier: Umweltqualitätsziele) verwendet. Die Einbindung der Bewertungsschritte in den Planungsablauf und die Kapitelgliederung verdeutlicht Abb. 3.

Erst nachdem die angestrebte Umweltqualität benannt und die reale Qualität bewertet worden sind, lassen sich verursacherbezogene Handlungsziele festlegen, durch die die Umweltqualitätsziele zu realisieren sind (vgl. UBA 1996). Da Gegenmaßnahmen um so effektiver sind, je näher sie an den Beeinträchtigungsfaktoren ansetzen, werden sie hier parallel zur Beeinträchtigungsanalyse ermittelt (Kap. 4). Im Handlungskonzept werden diese sektoralen Ziele untereinander und mit den sozio-ökonomischen Umsetzungsbedingungen abgewogen (Kap. 5).

Am Ende der Planung stehen Vorschläge für ein umfassendes Naturschutzmanagement. Dabei werden unterschiedliche Strategien vorgeschlagen, zu Umsetzungskonzepten ausgearbeitet und mit Hilfe von Szenarien im GIS verglichen. Auf diese Weise werden die Entscheidungs- und Reaktionsspielräume aufgezeigt, als Grundlage für eine sachgerech-

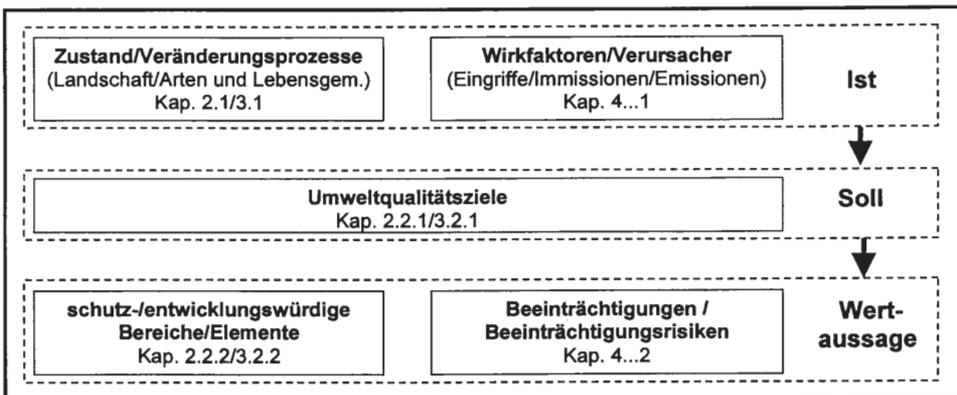


Abb. 3: Bewertungen in der Naturschutzplanung.

te und flexible Entscheidung der Handlungsträger. Die zentrale Frage lautet dabei: Konzentriert sich der Naturschutz auf die „klassische“, segregative Strategie und entwickelt diese weiter, oder gibt es darüber hinaus einen Weg, Ziele innerhalb der produktionsorientierten Landwirtschaft, d. h. nutzungsorientiert, umzusetzen?

## 2. Historische Kulturlandschaft

Wie können das Landschaftserleben, die Erkennbarkeit geschichtlicher Zusammenhänge, die „historische Kulturlandschaft“ als Ganzes geschützt oder gar entwickelt werden? Für ein Handlungskonzept müssen Kriterien für schutz- und entwicklungswürdige Landschaftsausprägungen im Heiligen Feld gefunden werden. Hierzu dient die folgende Landschaftsanalyse und -bewertung. Einleitend wird die Kulturlandschaftsgeschichte des Heiligen Feldes einschließlich der heutigen Naturschutzgebiete anhand der gebietsspezifischen Nutzungs- und Landschaftsphasen sowie Landschaftselemente dargestellt (Kap. 2.1.1., 2.1.2.). Grundlegende Informationsquellen sind historische Karten, die, soweit sie geodätischen Anforderungen genügen, in das geographische Informationssystem eingebunden wurden. Mit Hilfe von Textquellen werden die sozio-ökonomischen Auslöser des Wandels identifiziert und die Landschaftsphasen zeitlich genauer eingegrenzt. Die Ergebnisse des Analyseteils münden in lokale Umweltqualitätsziele (Kap. 2.2.1.), vor deren Hintergrund besonders schutz- und entwicklungswürdige Landschaftsbestandteile identifiziert werden (Kap. 2.2.2.).

### 2.1 Entwicklung der Kulturlandschaft seit dem 17. Jahrhundert

#### 2.1.1 Nutzungs- und Landschaftsphasen

Die Flächenbilanzen auf der Grundlage von historischen Karten (ab 1768) und Luftbildern (ab 1960) (vgl. Tab. 1) lassen vier Kulturlandschaftsphasen erkennen, die in Abb. 6 und Abb. 7 gegenübergestellt werden.

#### *1) Von der gemeinschaftlichen Nutzung zur Heidelandschaft (Höhepunkt im 18. Jahrhundert)*

Die ersten Katasterkarten von 1826-1827 weisen den überwiegenden Teil des Untersuchungsgebietes als Gemeinheit aus. Darin waren die Grundbesitzer der Bauernschaften und Kirchspiele Steinbeck, Hopsten, Püsselbüren und Uffeln berechtigt, Plaggen und Sudden zu stechen, Holz zu nutzen. Sie hatten unbegrenztes Weiderecht, während die Heuerleute nur hudeberechtigt waren (BRAKENSIEK 1991, ESSLAGE 1994, RÖMHILD 1994). Infolge dieser über mehrere Jahrhunderte ausgeübten Nutzung bildete sich eine baumarme, zwergrausch- und pfeifengrasreiche Vegetation aus, die vermutlich in weiten Teilen dem Bild entsprach, das noch in den 1930er Jahren im NSG aufgenommen wurde (Abb. 4).

Die frühen Grenzkarten geben Aufschluß über den Höhepunkt der roduungsbedingten Verheidung im Heiligen Feld: Noch 1616 wurde im Bereich südlich des heutigen Erdfallseegebietes ein langgestrecktes „Elsholt“ (Erlenbruch, Übers. d. Verf.) dargestellt (vgl. Staatsarchiv Münster, Kartensammlung A1239). Die gleiche Signatur und Bezeichnung findet sich ebenfalls am Nordufer des Großen Heiligen Meeres sowie beiderseits eines am Südufer einmündenden Baches. Auf den folgenden Karten des 18. und beginnenden 19. Jahrhunderts werden nur noch unbedeutende Flächenanteile als Wald bzw. Holzung vermerkt: auf der Karte von 1768 (Abb. 5) ist lediglich auf einer Parzelle ein „Königlicher Dannen Campff“, vermutlich eine Kiefern-Aufforstung, eingezeichnet. Der mit geodätischen Unsicherheiten abgeleitete Heideanteil einschließlich Gewässer betrug nach dieser



Abb. 4: Heide im heutigen Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“, Aufnahme vom 16.06.1927; Fotoarchiv des Westfälischen Museums für Naturkunde.

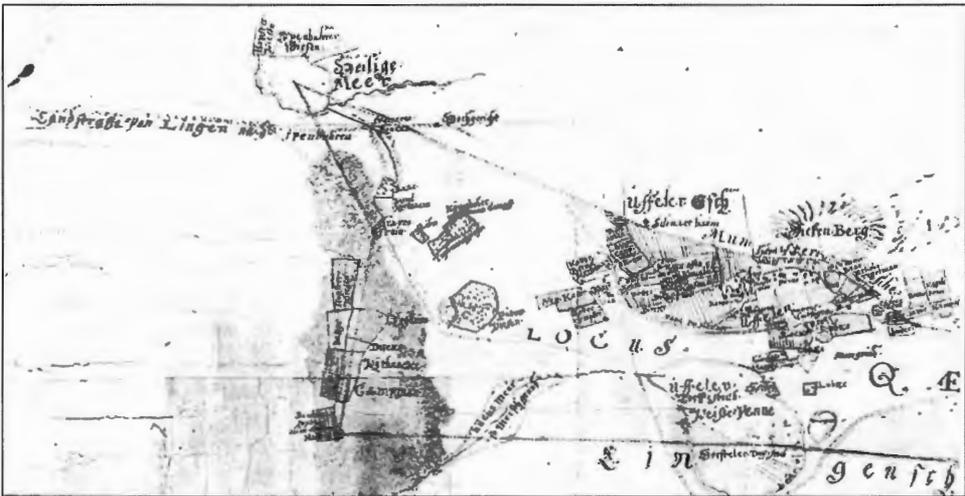


Abb. 5: Ausschnitt der Karte über strittige Grenzen zwischen dem Hochstift Münster und der Grafschaft Lingen und Tecklenburg - vom Heiligen Meer bei Hopsten über Uffeln, Gravenhorst, Dörenthen bis Saerbeck und bei Greven, 1768, Staatsarchiv Münster.

Karte ca. 85 %. Bis in die Mitte des 19. Jahrhunderts nahmen Heiden und Gewässer etwa 3/4 des Gebietes ein (vgl. Tab. 1).

Innerhalb der Gemeinheit werden bereits auf der ersten Grenzkarte von 1616 im Sandbereich des Heiligen Feldes westlich der heutigen Straße Ibbenbüren - Hopsten Parzellen abgegrenzt und als Wiesen Uffelder Bauern gekennzeichnet, („Bahren Wiesen“, „Tegelmans Wiesen“, „Pötters Wiesen“, so auch Abb. 5). Die früheste urkundliche Erwähnung eines der zugehörigen Höfe stammt aus dem 14. Jahrhundert (Hof Witthake in Uffeln, RÖMHILD 1994).

Tab. 1: Flächenanteile der Nutzungstypen (%) im Heiligen Feld in sechs Zeitschnitten zwischen 1768 bis 1996 (Quellen: Grenzkarte A423 von 1768, Katasterkarten 1826ff, Bodenschätzungskarten 1936-38; TK25 Blatt 3611 Ausgaben 1842 (Uraufnahme), 1897, 1947; Luftbilder: TK25L 1939, Alliierte Streitkräfte 1941-44, DGK5L 1960, CIR 1995; Nutzungstypenkartierung 1996).

Nutzungstyp	1768	1826	1895	1939	1960	1996
<b>Acker</b>	<b>2%</b>	<b>8%</b>	<b>9%</b>	<b>26%</b>	<b>29%</b>	<b>59%</b>
Weide	<1%	1%	4%	27%	-	12%
Wiese	12%	14%	13%	15%	-	2%
<b>Grünland</b>	<b>12%</b>	<b>15%</b>	<b>17%</b>	<b>42%</b>	<b>45%</b>	<b>14%</b>
Laubwald/-gebüsch	-	-	2%	3%	2%	5%
Mischwald	-	-	2%	2%	1%	4%
Nadelforst/-wald	-	-	27%	13%	11%	5%
<b>Wald/Forst</b>	<b>0%</b>	<b>1%</b>	<b>31%</b>	<b>18%</b>	<b>14%</b>	<b>14%</b>
Heide	-	70%	36%	6%	3%	2%
Gewässer	-	4	3%	3%	3%	3%
<b>Heide/Gewässer</b>	<b>85%</b>	<b>74%</b>	<b>39%</b>	<b>9%</b>	<b>6%</b>	<b>5%</b>
<b>sonstige<sup>1</sup></b>	<b>0%</b>	<b>1%</b>	<b>4%</b>	<b>5%</b>	<b>6%</b>	<b>9%</b>

<sup>1</sup> Hoffläche/Stall, Garten, Wohnbebauung, Wee, Sportplatz

Die frühen Wiesenbereiche liegen innerhalb der von LOTZE (1957) verzeichneten Bodensenkungsbereiche (vgl. WEINERT et al. in diesem Band). Die langgestreckte Niederung westlich des Heideweiher (Abb. 6) wird von LOTZE nicht erwähnt; vermutlich geht jedoch auch sie auf eine Senkung zurück. Die Überlagerung der ersten Katasterkarte (1826) mit den Daten der Reichsbodenschätzung (1936-1938) im GIS zeigt, daß die als Niedermoore ausgewiesenen Böden des Untersuchungsgebietes zu 84 % deckungsgleich mit diesen frühen Grünlandstrukturen sind.

Erst ab dem 17. Jahrhundert lassen sich im Untersuchungsgebiet Höfe mit umfriedeten Kämpfen (Feld einer Einzelsiedlung) durch Karten und schriftliche Quellen belegen. Die Besiedlung erfolgte aus zwei Richtungen: Am Südrand des Heiligen Feldes ließen sich Neubauern und Heuerleute der Uffelner Höfe nieder, und an den Wiesen westlich des Heideweiher und im Bereich nördlich des Großen Heiligen Meeres siedelten Hopstener Neubauern und Heuerleute. Auf den Kämpfen der ältesten Höfe im Untersuchungsgebiet, Becker (Gründung vor 1768, heute Brink/Tepe) ganz im Westen und Hespeling/Grothus (Gründung 1794, heute Üffing/Ruhrberg) nördlich des Großen Heiligen Meeres, haben sich Plaggenesche entwickelt (vgl. THIERMANN 1975), deren Aufwölbung noch heute schwach erkennbar ist.

Der Anteil kultivierter Flächen, d.h. Wiesen, Grasweiden und Äcker, blieb bis zum Ende des 19. Jahrhunderts gegenüber den Heiden und Kiefernwäldern unbedeutend und wuchs nach den Grundsteuerkatastern zwischen 1824 und 1872 nur von 23 % auf 25 % der Gesamtfläche, obwohl in der Zwischenzeit die meisten Gemeinden des Untersuchungsgebietes geteilt und privatisiert worden waren. Die Separation der drei am Gebiet beteiligten Gemeinden (Püßelbüren-Uffelner, Steinbecker, Hopstener Mark) erfolgte zwischen 1853 und 1884, legt man als Abschlußdatum die Unterzeichnung der Teilungsrezesse zugrunde (vgl. Abschrift bei PRUSS o.J., KLEINERT 1988, ESSLAGE 1994).

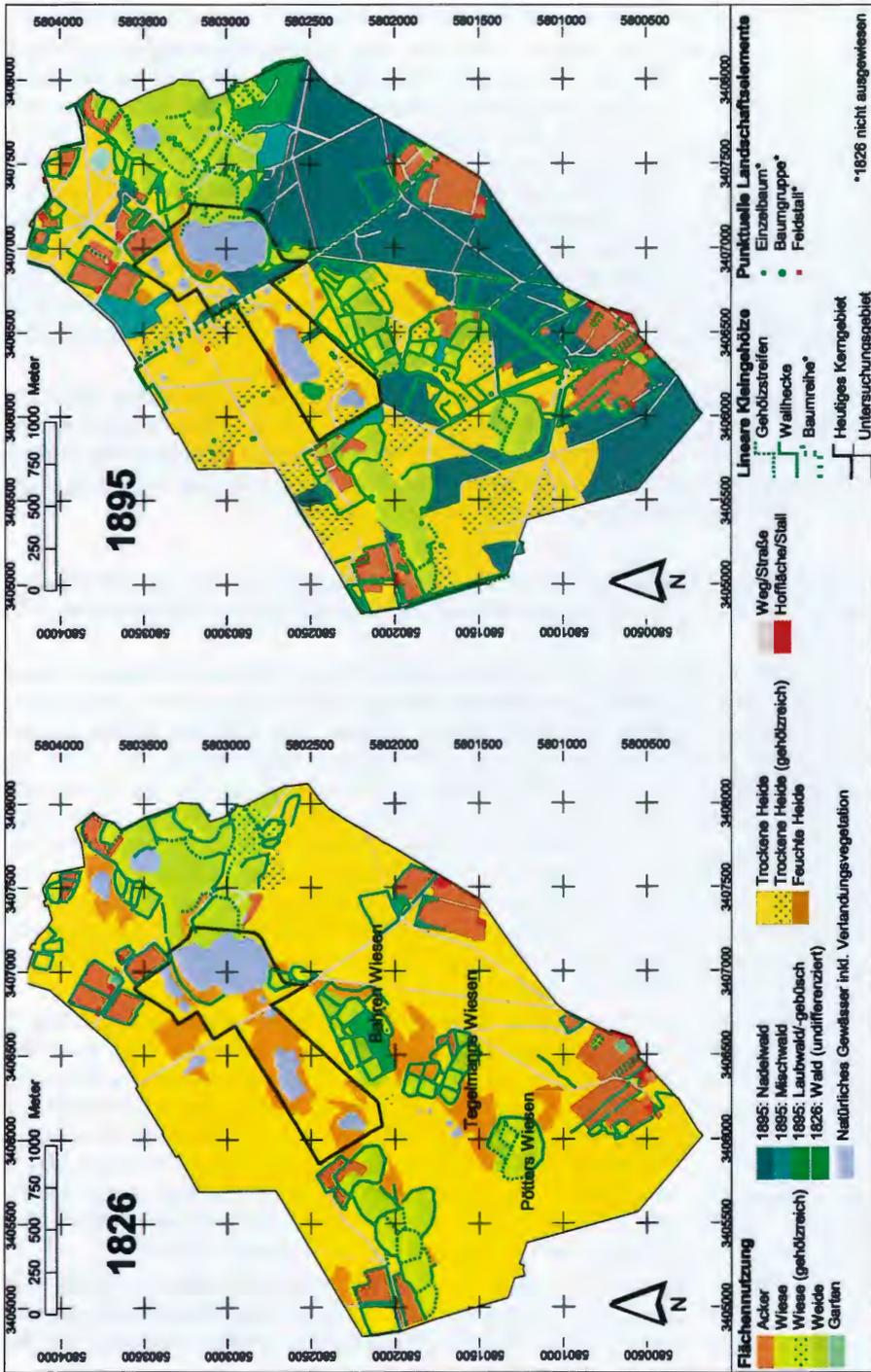


Abb. 6: Wandel der Kulturlandschaft im Heiligen Feld: Heidelandschaft 1826 und Heide-Kiefern-Landschaft 1895 (Quellen: Katasterkarten 1826-1827; TK25 Blatt 3611 Ausgaben 1842 - Uraufnahme; 1897).

## *2) Von der Gemeinheitsteilung zur Heide-Kiefern-Landschaft (Ende 19. Jahrhundert)*

Die Gemeinheitsteilung verkleinerte den Kreis der Nutzungsberechtigten im Untersuchungsgebiet: Der zur Püßelbüren-Uffelner-Gemeinheit gehörende Teil, ca. 300 ha bzw. 2/3 des Sandgebietes, wurde nur auf etwa 20 Berechtigte aufgeteilt (vgl. Karte zum Teilungsrezeß, zit. in ESSLAGE 1994). Ehemalige Nutzungsberechtigte, Heuerleute und Neubauern, die ihren Grund weniger als 30 Jahre besaßen, waren von der Teilung ausgeschlossen (GLADEN 1970). Dies und die Effektivierung der Fütterung und Stallmistgewinnung, die seit der ersten Hälfte des 19. Jahrhunderts in Westfalen voranschritt (BÖNIGHAUSEN 1829), veränderten die Heidenutzung: Das traditionelle Plaggen und Beweiden wurde eingestellt. Statt dessen wurden Kiefern aufgeforstet, wofür die Preußische Regierung Förderungen gewährte (vgl. Reichsgesetz vom 14.03.1881 zit. in HASELHOFF & BREME 1900), oder es entstanden sekundäre Kiefernwälder infolge der Nutzungsextensivierung.

Die erste topographische Karte der preußischen Landvermessung, Aufnahme 1895, dokumentiert den Höhepunkt der „Koniferisierung“, die in weiten Teilen Nordwestdeutschlands stattfand (vgl. LEUSCHNER & IMMROTH 1994). Sie betraf besonders die südlichen Sandflächen des Untersuchungsgebietes, während die alten, offenbar lange schon privat genutzten Niedermoorbereiche unberührt blieben (Abb. 6).

## *3) Der Schritt zur räumlichen Entflechtung: NSG-Ausweisung im zentralen Heiligen Feld (Wald/Heidelandschaft) - Heidekultivierung im Umfeld (Grasweidelandschaft) (1920-1960er Jahre)*

Mit dem Kauf der Parzellen um das Große Heilige Meer und den Erdfallsee im August 1927 tritt der Provinzialverband der Provinz Westfalen als Vorgänger des Landschaftsverbandes Westfalen-Lippe als zweiter wichtiger „Nutzer“ des Heiligen Feldes neben die Landwirtschaft. Am 22.3.1930 wird das durch weitere Flächenkäufe auf 55 ha angewachsene, jedoch noch aus drei Teilen bestehende heutige Kerngebiet als „Naturschutzgebiet Heiliges Meer“ ausgewiesen (VO v. 22. März 1933 nach § 30 Feld- und Forstpolizeigesetz i.d.F. v. 21.01.1926). Ende der 1930er Jahre waren die Heideflächen des Heiligen Feldes bereits auf einen schmalen, lückigen Korridor zusammengeschmolzen, dessen Zentrum nun unter Schutz gestellt war (vgl. Abb. 7). Nach der Schutzgebietsverordnung waren sowohl die Heide-Kultivierung als auch die traditionellen Nutzungsweisen ausgeschlossen, so daß sich bis in die 1960er Jahre Gehölzbestände ausweiteten (siehe Veränderungsprozesse im Kerngebiet, Kap. 3.1).

Im Umfeld des heutigen Schutzgebietes hatte schon vor dem Flächenkauf durch den Provinzialverband eine neue Nutzungs- und Landschaftsphase begonnen. Der erste Höhepunkt der „Ödlandkultivierung“ in Westfalen in der Zeit kurz vor und zu Beginn des ersten Weltkrieges sparte das Heilige Feld noch weitgehend aus. Die zweite Welle in den 1920er Jahren, die SCHULTE-HERKENHOFF (1924) und KÖLKER (1934) für Westfalen und das Tecklenburger Land angeben, läßt sich auch im Heiligen Feld nachweisen. Die Protokolle der Reichsbodenschätzung geben auf 28 % der heutigen Acker- und Grünlandflächen, die auf der topographischen Karte von 1895 als Heide oder Kiefernbestand verzeichnet waren, „Neukulturen“ im Zeitraum zwischen 1920 und 1930 an.

Ende der 1930er Jahre waren die meisten Heiden und Kiefernbestände im Heiligen Feld in Grasweide und Acker umgewandelt worden, wobei der Grünlandanteil insgesamt überwog, jedoch vor allem im Süden und Nordosten bereits größere Bereiche als Äcker genutzt wurden (vgl. Abb. 7).

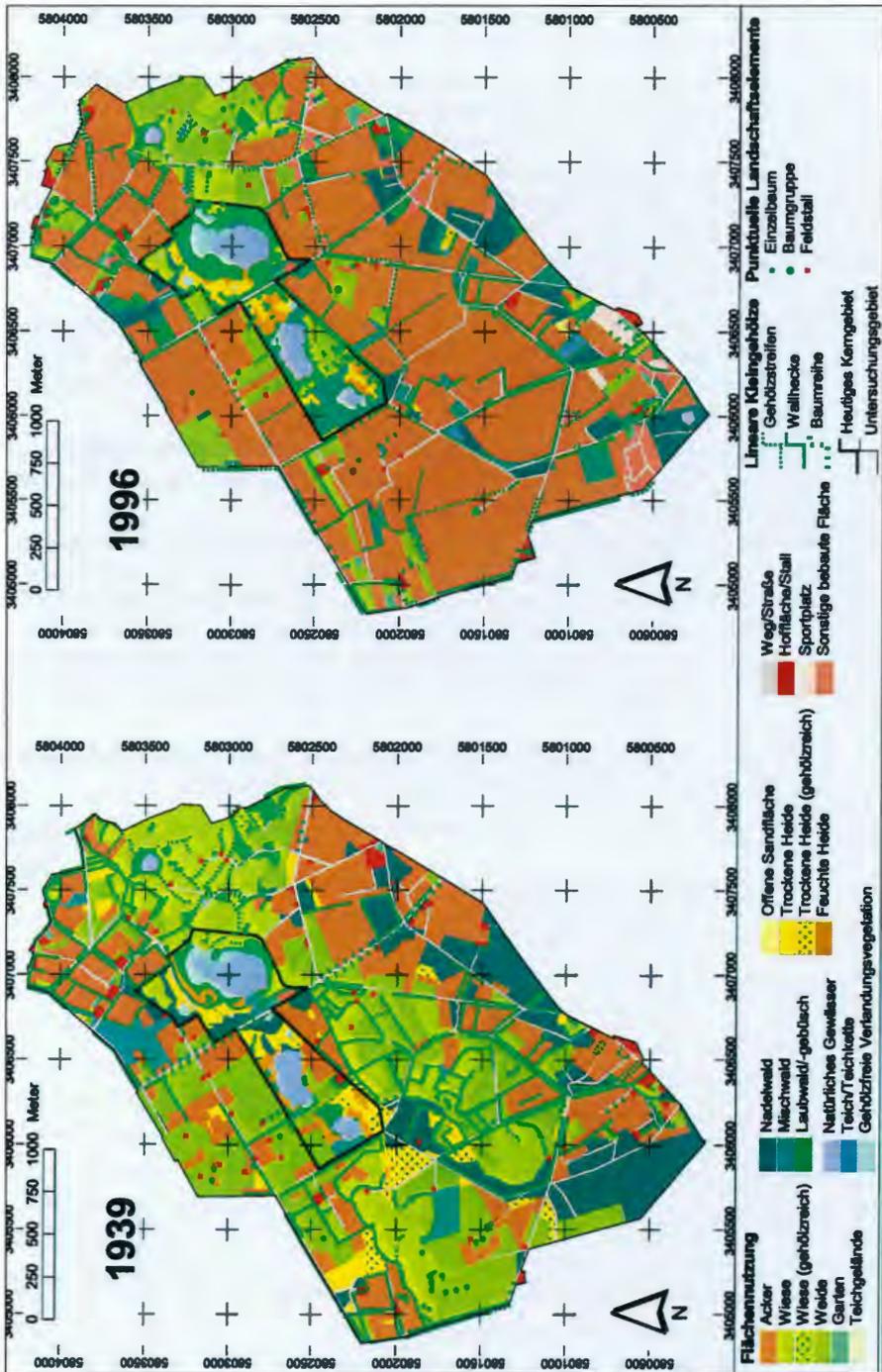


Abb. 7: Wandel der Kulturlandschaft im Heiligen Feld: Grasweidelandschaft 1939 und Ackerlandschaft 1996 (Quellen: Bodenschätzungskarten1936-38; TK25 Blatt 3611 Ausgabe 1947; Luftbilder: TK25L 1939, Alliierte Streitkräfte 1941-44, CIR 1995; Nutzungstypenkartierung 1996).

4) Verschärfung der Gegensätze: Flurbereinigung im Umfeld (Ackerlandschaft) Schutzgebietserweiterung (Grünland-Wald-Landschaft) (1960-1990er Jahre)

Der entscheidende Impuls, der aus der Grasweidelandschaft eine Ackerlandschaft werden ließ (vgl. Abb. 7), ging von der Flurbereinigung der 1960er und 1970er Jahre aus (v.a. Verfahren Hopsten II 26592 (H. 813) Einleitung 1959, Schlußfeststellung 8.12.1962).

Sie veränderte die Besitzgrenzen der alten Grünlandbereiche grundlegend, während die großen Parzellen, die aus der Gemeinheitsteilung hervorgegangen waren, weitgehend unberührt blieben. Im Bereich der Heilig-Meer-Niederung wurden asymmetrische Grenzen begradigt und Flurstücksgrößen von durchschnittlich 0,8 ha auf 2,2 ha vergrößert (vgl. Katasterkarte zur Flurbereinigung, Stand 1969).

Seit den 1970er Jahren hat sich das Grünland-Acker-Verhältnis, das seit Anfang des 19. Jahrhunderts bis in die 1960er Jahre relativ konstant bei etwa 2:1 lag, immer weiter verschoben. Es beträgt heute etwa 1:4 bei einem Ackeranteil von knapp 60 % der Gesamtfläche (vgl. Tab. 1).

Seit 1957 Jahren nahmen die Schutz- und Pflegeaktivitäten im Naturschutzgebiet zu. Das Gebiet wurde vom Dränagenetz der Kulturlandschaft abgekoppelt und aus den Heiden wurde ein Teil der aufgewachsenen Gehölzbestände entfernt.

Durch zahlreiche Aufkäufe von Acker- und Grünlandflächen wuchs der Flächenbesitz des Landschaftsverbandes in den Folgejahren auf knapp 100 ha (vgl. Tab. 2). Die meisten Arrondierungsflächen um das Kerngebiet wurden aus der landwirtschaftlichen Nutzung genommen, stellenweise kam es zur Wiederbewaldung. Nur etwa 22 ha im Norden des Erdfallsees und östlich des Großen Heiligen Meeres hat der Landschaftsverband heute unter Auflagen als Grünland verpachtet. Das heutige Naturschutzgebiet Heiliges Meer

Tab. 2: Flächenaufkäufe im Heiligen Feld durch den Provinzial- später Landschaftsverband Westfalen-Lippe seit 1927 (Chronologie bis 1985 nach VERHEYEN 1990).

Jahr	Parzellen	Fläche (ha)	verpachtet (ha)
	<i>Aufkauf der Heide- und Gewässerflächen</i>		
1927	Erdfallsee/Großes Heiliges Meer und angrenzende Parzellen	31,6	
1927	Heideparzelle am Erdfallsee und Heideweiher	15,6	
1928	Parzelle an der Hopstener Str. im Nordwesten des Heiligen Meeres	3,5	
1928	Heideparzelle nördlich des Großen Heiligen Meeres	3,8	
	<i>NSG-Erweiterung</i>		
1959	Waldparzelle an der Hopstener Str. im Süden des Heiligen Meeres	0,8	
ab 1959 <sup>1</sup>	Parzellen westlich der verlegten Meerbecke	7,7	
1965	Parzellen des Hofes Attermeyer	6,1	
1979	Waldparzelle im Norden des Großen Heiligen Meeres	0,8	
1985	Ackerparzelle nördlich des Heideweiher	3,7	
1981-1989	Grünlandparzellen in der Heilig-Meer-Niederung u. am Erdfallsee	9,8	8,8
1986	Ackerparzelle im Nordwesten des Großen Heiligen Meeres	3,0	3,0
1988	Grünlandparzelle im Norden des Großen Heiligen Meeres	2,0	
1997	Ackerparzelle im Norden des Erdfallsees	9,4	9,7
<b>Summe</b>		<b>97,7</b>	<b>21,5</b>

<sup>1</sup> Beginn des Flurbereinigungsverfahrens

umfaßt eine Fläche von 68,5 ha [Verordnung (VO) v. 18. Mai 1974 nach Reichsnaturschutzgesetz i.d.F. v. 26.6.1935, zuletzt geändert 16.12. 1969]. Im Jahr 1988 wurden in der Heilig-See-Niederung und im Norden des Erdfallseegebietes zusätzlich ca. 64 ha, vornehmlich Grünlandparzellen, als Naturschutzgebiet ausgewiesen [„Erweiterung Heiliges Meer“ bzw. „Heiliges Feld“ VO v. 20. August 1988, nach Landschaftsgesetz Nordrhein-Westfalen - LG NW i.d.F. v. 18.2.1975, zuletzt geändert am 6.10.1987] (vgl. Abb. 1). Um den einstigen Schutzgebietskern aus Heiden, Gewässern und Wäldern entstand so ein unregelmäßig breiter, stellenweise offener Gürtel aus extensiv genutzten Grünländern und naturnahen Gehölzbeständen.

### 2.1.2 Wandel und Konstanz der Landschaftselemente

Zu den Elementen der Kulturlandschaft gehören die Flächennutzungen (Heide, Wald, Grünland, Acker), deren Wandel zuvor bereits dargestellt wurde, sowie punkt- und linienhafte Landschaftselemente wie Hecken, Dünen, Gewässer etc. Deren Entwicklung läßt sich mit Hilfe topographischer Karten rekonstruieren und ansatzweise quantifizieren (vgl. Tab. 3).

Tab. 3: Entwicklung der Landschaftselemente im Heiligen Feld (7,4 km<sup>2</sup>) zwischen 1842 und 1991 nach Topographischen Karten (TK 25, Blatt 3611 Hopsten, Uraufnahme 1842, Ausgaben 1897, 1947, 1993); k.A. = keine (vergleichbaren) Angaben.

Jahr der TK 25-Aufnahme/Berichtigung		1842 <sup>1</sup>	1895	1939	1991
Kulturlandschaftsphase		Heidephase	Heide-Kiefernphase	Grasweidephase	Ackerphase
<i>Natürliche Landschaftselemente</i>					
Dünenbereich (Anzahl)		k.A.	22	14	5
Natürliches Stillgewässer (Anzahl)		15	16	11	10
<i>Anthropogene Landschaftselemente</i>					
Teich (Anzahl)		0	0	0	27
Kleingehölze (km)	Wallhecke	28,9	41,4	40,7	19,3
	Gehölzstreifen	4,9	6,8	5,6	16,9
	Baumreihe	0,2	3,1	3,6	5,4
	Gesamt	34,0	51,3	49,9	41,6
Weg (km)		13,8	46,6	38,9	35,4
Feldstall (Anzahl)		0	0	30	16
Hof (Anzahl)		13	21	24	14

<sup>1</sup> Bei der Interpretation der Uraufnahme von 1842 sind die gegenüber späteren Karten abweichenden Vermessungs- und Darstellungstechniken zu beachten.

### Natürliche Dünen und Erdfallgewässer - charakteristische Landschaftselemente der Heidephasen

Die natürliche Geomorphologie des Heiligen Feldes wird durch ein Mosaik konvexer und konkaver Oberflächenformen in der ansonsten weithin ebenen Sandlandschaft geprägt. Die flachen Erhebungen gehen auf postglaziale Dünenaufwehungen sowie seltener auf fluviatile Bildungen zurück (vgl. THIERMANN 1975). Nach der Uraufnahme von 1842 gab es in der Heidelandschaft ausgedehnte Dünenbereiche zwischen Heideweier und „Pöters Wiesen“, im Norden des Großen Heiligen Meeres und am Südostrand des Untersu-

chungsgebietes. Die in den topographischen Karten verzeichneten Dünen haben seit 1895 von 22 im gesamten Gebiet auf heute 5 in den Heiden des Kerngebietes abgenommen (vgl. Tab. 3). Neben den Erhebungen gab es zahlreiche versumpfte oder vermoorte Flachsenken und tiefere, z.T. verlandete Erdfallgewässer, die auf Subrosionsprozesse zurückgehen (vgl. LOTZE 1957, THIERMANN 1975). LOTZE (1957) kartierte 37 Senken im Untersuchungsgebiet.

Die topographischen Karten lassen einen Rückgang der Erdfallgewässer nach 1895 erkennen (vgl. Tab. 3), der jedoch maßstabsbedingt wegen der z.T. geringen Größe der Gewässer nicht vollständig dokumentierbar ist. Außerhalb des Kerngebietes existieren heute nur noch das Kleine Heilige Meer und ein stark künstlich verändertes Gewässer westlich des Heideweihers.

Während natürliche Gewässer außerhalb des Kerngebietes aus der Landschaft verschwanden, entstanden als Elemente der modernen Kulturlandschaft zahlreiche Teiche zur Fischzucht und Entenjagd. Sie wurden vornehmlich in den nassen Senken angelegt (vgl. Tab. 3, Abb. 7).

### **Heckenumrandete Feuchtwiesen-Senken und Kämme - typische Landschaftselemente bis in die Grasweidephase**

Hecken umgaben in der Heidelandschaft die frühen Wiesenbereiche und Kämme (vgl. Abb. 6 und Abb. 8). Dabei zeichneten Verlauf und Typ der Hecken die standörtlichen Unterschiede nach: Die rundlichen Parzellen der vermoorten Senken wurden durch flach gegründete Gehölzstreifen abgegrenzt. Um die Kämme im Sandgebiet wurden hingegen Wallhecken angelegt, deren Verlauf sich an den eckigen Parzellengrenzen orientierte (vgl. Abb. 8). Das Heckennmuster der Heidelandschaft ist zunächst inselhaft ausgebildet. Nach der Separation nahm die Heckendichte im Sandgebiet ausgehend von den alten Nutzungseinseln netzartig zu (vgl. HASELHOFF & BREME 1900). Bereits in der nachfolgenden Heide-Kiefernlandschaft lösten langgestreckte gerade Strukturen das alte rundliche Heckennmuster ab (vgl. Abb. 6).

Da die Separation die moorigen Bodensenken kaum betraf, blieben diese auch nach der Heidekultivierung als rundliche, heckengesäumte Feuchtwiesen in der Grasweidelandchaft erkennbar (vgl. Abb. 7).

Nach der Flurbereinigung hat sich ein räumlich-standörtlich undifferenziertes Landschaftsmuster ausgebildet: Vielfach wurden alte Wallhecken durch langgestreckte flach gegründete Gehölzstreifen abgelöst (vgl. Abb. 8). Dabei hat die Gesamtlänge der Kleingehölze nur wenig abgenommen (vgl. Tab. 3). Nahezu alle Bodensenken liegen heute in großen, rechteckig zugeschnittenen Ackerschlägen, wobei einige durch Niveauunterschiede und Bodenfärbungen noch schwach erkennbar sind.

### **Sandstein- und Fachwerkhöfe, unbefestigte Sandwege - charakteristische Landschaftselemente bis in die Grasweidephase**

Bis in die 1930er Jahre waren Fachwerk und Ibbenbürener Sandstein, der in den nahegelegenen Uffelner Steinbrüchen gewonnen wurde, landschaftstypische Baumaterialien. Sie sind heute nur an den Gebäuden dreier Höfe im Norden des Heiligen Feldes sichtbar. Auf den übrigen Höfen sind die Fassaden verputzt oder verklinkert, oder es sind die historischen Gebäude durch moderne Stallanlagen und Wohnhäuser ersetzt worden.

Vor der Separation gab es nur wenige topographisch erfaßte Wege und Straßen. Zu einer sprunghaften Ausdehnung, die sich nach dem gleichen Muster wie bei den Hecken vollzog, kam es erst in der Heide-Kiefernwald-Phase. Bis zur Flurbereinigung herrschten Sandwege vor, die stellenweise mit Schutt und Steinen befestigt waren. Heute sind nur

noch wenige der alten Wege unasphaltiert: z.B. der alte Postdamm, der von Uffeln Richtung Norden auf die Ibbenbürener Straße stößt, Teile der heutigen „Kleine-Meer-Straße“ und eine alte Wegeverbindung nördlich des Großen Heiligen Meeres, die in der Heide des Naturschutzgebietes noch erkennbar ist.

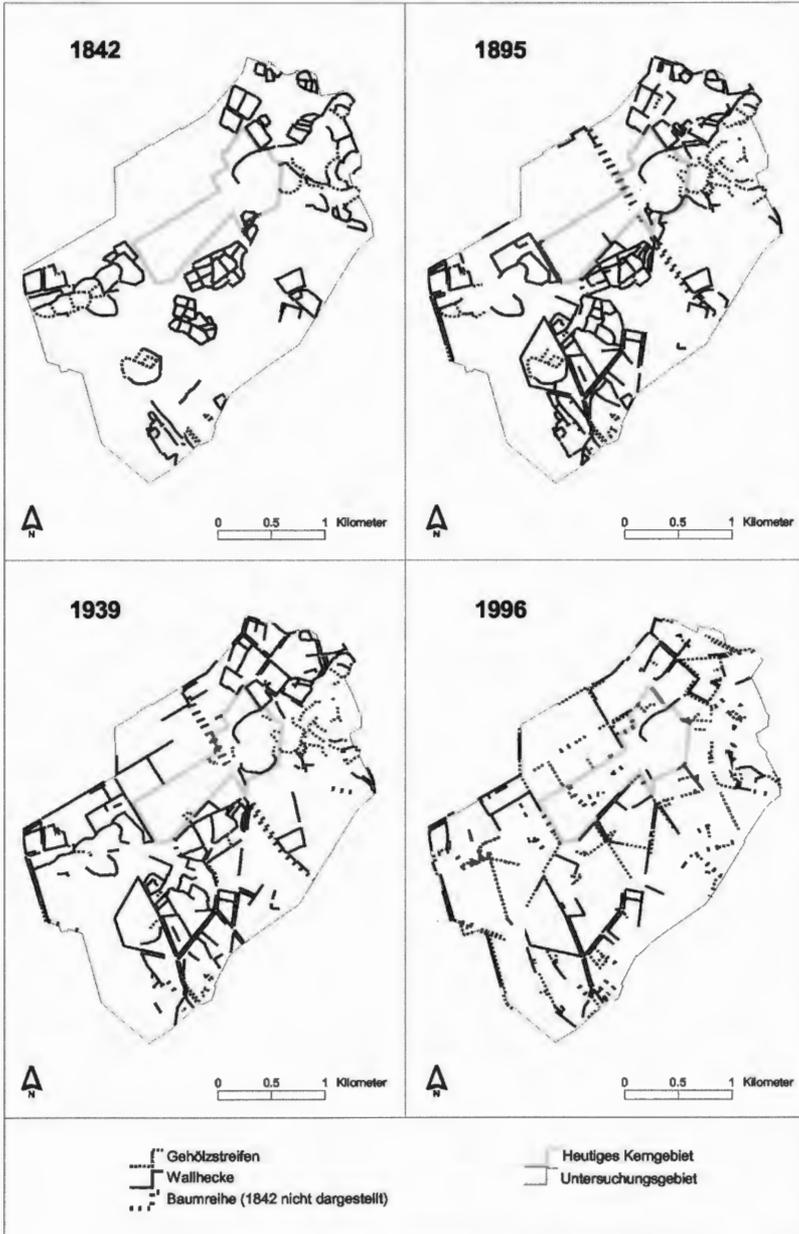


Abb. 8: Wandel der Kulturlandschaft Heiliges Feld: Heckenmuster der Zeitschnitte 1842, 1895, 1939 und 1996 (Quellen: TK25 Blatt 3611 Ausgaben 1842 - Uraufnahme, 1897, 1947, Heckenkartierung 1996).



Abb.9 : Heute durchgewachsene Wallhecke aus der Heidephase des Heiligen Feldes; im Norden des Gebietes.

### **Feldställe - charakteristische Landschaftselemente der Grasweidephase**

Feldställe waren charakteristische Kulturlandschaftselemente der Grasweidephase (vgl. Tab. 3). Auf den Luftbildern von 1960 waren noch 30 Ställe im Untersuchungsgebiet erkennbar. Ihre Zahl hat sich bis heute nahezu halbiert (vgl. Tab. 3). Hinsichtlich der Bauweisen lassen sich Unterschiede zwischen den Naturräumen erkennen: Während in der Heilig-Meer-Niederung Holzställe überwogen, wurden im Sandgebiet fast ausschließlich Kalksandstein- und Schlackeziegeln verwendet.

## **2.2 Bewertung der Landschaftsbestandteile**

### **2.2.1 Lokale Umweltqualitätsziele als Bewertungsmaßstäbe**

Die historische Landschaftsanalyse hat deutlich gemacht, daß in der heutigen Agrarlandschaft viele Elemente, die früher die standörtlichen und sozio-ökonomischen Heterogenitäten nachzeichneten und damit der Landschaft ein unverwechselbares Bild verliehen, verschwunden sind und sich statt dessen in vielen Bereichen eine homogene, strukturarme Ackerlandschaft mit geringem Wiedererkennungswert entwickelt hat. Dabei ist vor allem die geomorphologische Eigenart nivelliert worden, die auf dem Nebeneinander von Bodensenken und Dünen beruht und die das Heilige Feld von anderen pleistozänen Sandlandschaften Nordwestdeutschlands unterscheidet, so daß es hier wie in vielen anderen Agrargebieten zur ästhetischen Entkoppelung von Natur- und Kulturlandschaft gekommen ist (vgl. JÄGER 1987, SCHWINEKÖPER 1997; Abb. 11). In der gesetzlichen Ziel-Trias zum Landschaftserleben „Vielfalt, Eigenart und Schönheit“ (§1 Bundes-Naturschutzgesetz) nimmt die landschaftliche Eigenart eine zentrale, übergeordnete Stellung ein (KRAUSE 1985, KÖHLER 1997). Soll das Leitbild umgesetzt werden, das vorsieht, die gegensätzlichen Landschaftsqualitäten von Kerngebiet und Agrarlandschaft in einer Übergangszone anzugleichen (Kap. 1), ist die landschaftliche Eigenart die zentrale Bewertungs- und Steuerungsgröße. Umweltqualitätsziel wäre dann, die kulturlandschaftliche Eigenart im

Heiligen Feld zu erhalten und dort, wo sie verschüttet ist, wieder sichtbar zu machen. Die Eigenart einer Kulturlandschaft hat einen starken historischen Bezug, der auf den Zeugnissen früherer Nutzungen in der Landschaft beruht (WÖBSE 1992, 1993). Doch an welche „historische Kulturlandschaft“ soll die Naturschutzplanung anknüpfen? Häufig orientieren sich Naturschutz-Leitbilder an der idealisierten historischen Kulturlandschaft Mitte des 19. Jahrhunderts. Die historische Landschaftsanalyse hat jedoch gezeigt, daß es in den letzten 150 Jahren nicht eine, sondern drei unterschiedliche historische Kulturlandschaften gab. Auch vom idealisierten Entwicklungsprozeß einer gewachsenen, harmonischen Kulturlandschaft, in der neue Nutzungsanforderungen sich in ein zeitliches Kontinuum einfügen, ohne die Spuren des Alten zu verwischen, kann in vielen Bereichen des Heiligen Feldes kaum die Rede sein. Schon vor der Flurbereinigung haben Gemeinheitsteilung, Heidekultivierung und die Produktionsumstellungen in der Landwirtschaft einen Kulturlandschaftswandel bewirkt, der sich vor allem in den letzten 80 Jahren tiefgreifend und schnell, jeweils binnen weniger Jahre oder Jahrzehnte, vollzog (vgl. Abb. 10). Vielleicht resultieren die im Vergleich zu anderen pleistozänen Sandlandschaften wie der Lüneburger Heide sprunghafteren Veränderungen aus der geringen Größe des betrachteten Gebietes oder aus besonderen wirtschaftlichen Impulsen, wie dem Bau der Tecklenburger Nordbahn und des Mittellandkanals Anfang des 20. Jahrhunderts (vgl. LEUSCHNER & IMMROTH 1994, AMFT-FÜGENER 1997).

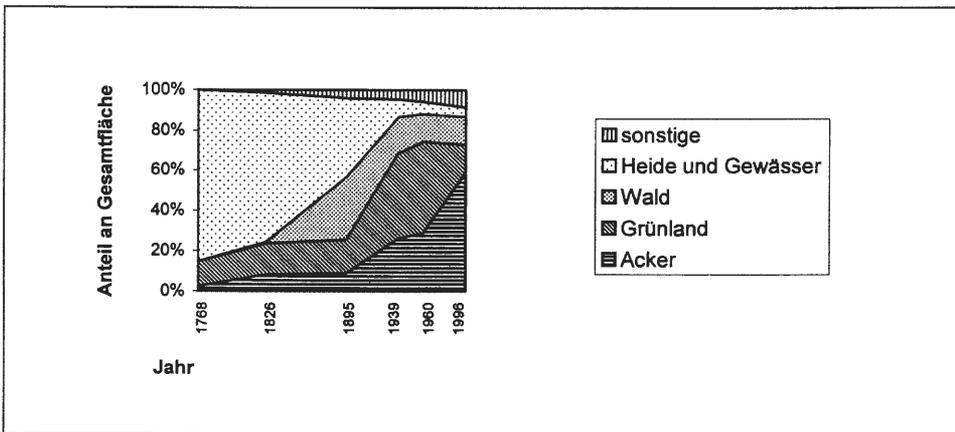


Abb. 10: Kulturlandschaftsphasen anhand der Flächenanteile der Haupt-Nutzungstypen im Heiligen Feld in sechs Zeitschnitten zwischen 1768 bis 1996 (Quellen wie in Tab. 1).

Auch räumlich gesehen verlief die Landschaftsentwicklung im Heiligen Feld nicht einheitlich. Das gilt nicht nur für die dichotome Entwicklung von Kerngebiet und Umfeld. Auch die umgebende Agrarlandschaft ist in Wirklichkeit ein Kulturlandschafts-Komplex, dessen Teile heute noch Anklänge an jeweils unterschiedliche historische Phasen erkennen lassen. Die nach visuellen Kriterien als Einheiten abgrenzbaren Landschaftsräume des Heiligen Feldes lassen sich dabei folgenden Typen zuordnen:

- Strukturreiche Ackerflächen mit Wallhecken (heute durchgewachsenen) als Relikte der Heide- und Grasweidephase (im Norden, vgl. Abb. 9)
- Mesophile Grasweiden, heute meist im Komplex mit Acker, als Relikte der Grasweidephase (z.B. nördlich u. westlich des Erdfallsees)
- Feuchte Weiden und Wiesen, heute im Komplex mit entwässertem Grünland, als Relikte der Heide- und Grasweidephase (z.B. Heilig-Meer-Niederung, vgl. Abb. 12)

- Heide mit Erdfallgewässern, heute im Komplex mit naturnahen Wäldern, als Relikt der Heidephase (im Kerngebiet)
- Kiefernbestände, heute meist im Komplex mit Acker, als Relikte der Heide-Kiefern-Phase (z.B. südwestlich des Kerngebietes)

Leitbilder aus distinkten historischen Landschaftszuständen und idealisierten Entwicklungsprozessen widersprechen der tatsächlichen raum-zeitlichen Landschaftsdynamik und sind als fachliche Begründungen für Umweltqualitätsziele ungeeignet. KONOLD



Abb. 11: Großräumige strukturarme Ackerflächen im zentralen Heiligen Feld; Blick gen Schafberg im Süden.



Abb. 12: Feuchte Weiden und Wiesen in der Heilig-Meer-Niederung; Blick von der Kleine Meer Straße zum Naturschutzgebiet.

(1998: 280) spricht in dem Zusammenhang von einer „Fossilisierung“ der Landschaft und meint damit die weitverbreiteten statischen Naturschutzleitbilder, die „...in einer einzigen Zeitschicht der Kulturlandschaftsentwicklung authentisch-museal verharren oder aber die „Residuen“ der bis heute aufgelaufenen Geschichte erhalten und pflegen wollen“. Damit wird die Landschaftsdynamik momentanen Werthaltungen unterworfen. Daß diese ebensowenig statisch sind, zeigt der Wertewandel bei Industriebrachen, die noch vor wenigen Jahrzehnten als Landschaftsschäden und heute als industrielle Kulturlandschaft mit wichtigen Lebensraumfunktionen angesehen werden (KOWARIK 1993). In Agrarlandschaften sind historische Leitbilder auch deshalb ungeeignet, weil sie sich nicht in die sozio-ökonomischen Bedingungen vor Ort integrieren lassen (VON HAAREN 1988, 1991). Zudem ist die Wirksamkeit konservierender Ziele selbst in Naturschutzgebieten fraglich. Die Landschaftsanalyse hat gezeigt, daß sich auch das Kerngebiet trotz Pflegemaßnahmen von der Heide-Kiefernwald-Landschaft Anfang des 20. Jahrhunderts entfernt hat.

Für die Umweltqualitätsziele ist zu folgern, daß sie in der genutzten Agrarlandschaft Entwicklungsprozesse und eine zeitgemäße Interpretationen der landschaftlichen Eigenart zulassen sollten. Das ist jedoch nicht opportunistisch zu verstehen, indem alle Veränderungen im Sinne des Naturschutzes sind, denn es gibt einen eindeutigen gesetzlichen Auftrag, Landschaften zu erhalten, die nach heutigen Wertmaßstäben eine besondere Vielfalt, Eigenart und Schönheit aufweisen sowie historische Kulturlandschaften zu schützen. Eine prozeßorientierte prospektive Naturschutzstrategie wird sich von festen Zielvorstellungen, die sich auf die Landschaft als Ganzes beziehen, lösen und für einzelne Landschaftselemente individuelle und flexible Lösungen suchen, durch die alte oder identitätsstiftende Elemente möglichst zweckmäßig, ggf. auch nicht-authentisch, in die jeweils aktuellen Landschaftsphasen eingefügt werden. Dabei werden neben restaurativen vorrangig lenkende und informierende Maßnahmen einzusetzen sein. Im Handlungskonzept müssen geeignete Umsetzungsmöglichkeiten gefunden werden. Zuvor sind die erkennbaren und verdeckten Elemente zu identifizieren, die von besonderer Bedeutung für die kulturlandschaftliche Eigenart und damit für das Landschaftserleben sind.

## 2.2.2 Gebietsbewertung

Im Gegensatz zu vielen naturwissenschaftlichen Fragestellungen sind das Landschaftserleben und die landschaftliche Eigenart einer „objektiven“ Messung und kardinalen Bewertung nicht zugänglich. Um dennoch zu einer planerisch verwertbaren Einstufung der vorhandenen und verdeckten Landschaftselemente zu gelangen, werden operationalisierbare Unterkriterien gebildet. Die kulturlandschaftliche Eigenart wird zum einen über Landschaftselemente bestimmt, deren **natürliche Entstehungsweise** erkennbar ist (z.B. die Erdfallseen), oder die in einem erkennbaren Zusammenhang zu den Elementen der früheren Nutzungsphasen (Kap. 2.1.) stehen, d.h. eine **kulturhistorische Kontinuität** aufweisen (z.B. Wallhecken).

Die **Erkennbarkeit** ist ein subjektives Kriterium, das wesentlich von der Erfahrung und dem Wissen des Betrachters abhängt. Bei der Einschätzung wird von einem Hintergrundwissen ausgegangen. Als „verdeckt“ gelten Träger kulturlandschaftlicher Eigenart, die zwar noch vorhanden sind, aber erst durch gezielte Maßnahmen wieder erkennbar werden. Das sind z.B. anhand von Höhenlinien erkennbare Reste ehemaliger Bodensenken unter Acker.

Für die kulturlandschaftliche Eigenart ist darüber hinaus die **Häufigkeit/Seltenheit** der Landschaftselemente im großräumigen Zusammenhang von Bedeutung (vgl. WÖBSE 1993). Als Bezugsraum zur Bestimmung der Seltenheit wird der übergeordnete Naturraum, die Plantlünner Sandebene, gewählt.

Ob ein Landschaftselement auf natürliche Dynamik zurückgeht, ist aus den Kartenvergleichen der historischen Landschaftsanalyse und den bodenkundlichen und geologischen Karten (THIERMANN 1975, LOTZE 1956) ersichtlich. Um die kulturhistorische Kontinuität zu ermitteln, wird die Landschaftskartierung von 1997 mit den Daten der historischen Landschaftsanalyse verknüpft. Bei Lagegleichheit im GIS-gestützten Kartenvergleich wird eine Kontinuität angenommen. Dies schließt jedoch Veränderungen der Elemente nicht aus: Alle Landschaftselemente haben sich in der Zwischenzeit verändert. So haben die heute meist durchgewachsenen alten Wallhecken nur noch wenig mit den ursprünglich niedrigwüchsigen, „auf den Stock gesetzten“ Hecken gemein.

Da die erkennbare, d.h. an der subjektiven Wahrnehmung orientierte kulturhistorische Kontinuität nicht gleichbedeutend mit der tatsächlichen Authentizität ist, wird für die pädagogisch-wissenschaftliche Funktion der anthropogenen Landschaftselemente als Zusatzkriterium das **Alter** hinzugezogen. Für eine weitgehend genaue Altersbestimmung wurde der Kartenvergleich durch Fotos, Auskünfte von Anwohnern und die Altersstruktur der Gehölzbestände ergänzt. Als kulturhistorisch besonders wertvoll werden die Elemente der Heidephase als erster Kulturlandschaft angesehen. Da sich die Altersbestimmung wesentlich auf Kartenvergleiche stützt, wird die Altergrenze für Elemente der Heidephase pragmatisch auf den Ausgabezeitpunkt der letzten Karte in der Heidephase, d.h. auf  $\geq 150$  Jahre festgelegt.

Landschaftselemente, die dem Heiligen Feld eine unverwechselbare Eigenart verleihen und damit das Landschaftserleben bestimmen, sind besonders schutzwürdig. Durch den Nutzungswandel „verdeckte“ aber noch vorhandene Landschaftsbestandteile, die früher landschaftsprägend waren, sind nach den Umweltqualitätszielen besonders entwicklungswürdig.

Tab. 4 stuft die Landschaftselemente des Heiligen Feldes nach den oben genannten Kriterien ein und Abb. 13 stellt die Verteilung der schutz- und entwicklungswürdigen Bereiche dar. Die Abbildung zeigt darüber hinaus die einzelnen, nach visuellen Kriterien abgegrenzten und typisierten Landschaftsräume.

Tab. 4: Bewertung der Landschaftselemente im Heiligen Feld nach ihrer Bedeutung für die kulturlandschaftliche Eigenart und die Kulturgeschichte.

Gesamtwert	Merkmal	Landschaftselement
schutzwürdig	- kulturhistorische Kontinuität oder natürliche Entstehung erkennbar; und - im Naturraum selten oder wenn verbreitet, dann hohes Alter (>150 Jahre) <sup>1</sup>	Erdfallgewässer (naturnah); Flache Bodensenke unter Feuchtwiese; Dünenkomplex im Offenland; Acker (Plaggenesch); Acker (ohne Eschmerkmale, alter Standort); Grünland (alter Standort); Heide, Wallhecke; flach gegründete Gehölzstreifen, Baumreihen (alter Bestand); Obstbäume, Kopfweiden im Hofbereich; Feldstall, Weg/Straße (Sand, Schutt, Steine); Hofgebäude (Fachwerk-, Sandsteinfassade; Mehrfachnutzungen)
schutz- und entwicklungswürdig	- kulturhistorische Kontinuität oder natürliche Entstehung verdeckt und - im Naturraum selten oder wenn verbreitet, dann hohes Alter (>150 Jahre) <sup>1</sup>	Erdfallgewässer (künstlich überformt); flache Bodensenke unter Acker; Dünenkomplex unter Kiefernwald
derzeit nicht schutzwürdig	- ohne kulturhistorische Kontinuität oder natürliche Entstehung oder - wenn kulturhistorische Kontinuität oder natürliche Entstehung erkennbar, dann verbreitet und geringes Alter (<150 Jahre) <sup>1</sup>	Acker (ohne Eschmerkmale, junger Standort); Teich, Teichgelände; Sportplatz; Laubwald; Kiefernwald/-forst; Dränagegraben, ausgebauter Fließgewässer; Hofgebäude ( Fassaden: Putz, Klinker; Aufteilung; separate Wohn-/Stall-/Lagergebäude); Reine Wohn-, Gewerbebebauung, Bahnhof; Weg/Straße (Asphalt); flach gegründete Gehölzstreifen, Baumreihen (junger Bestand)

<sup>1</sup> Das Kriterium „Alter“ zur Bewertung der kulturhistorischen Bedeutung wird nur bei anthropogenen Landschaftselementen verwendet.

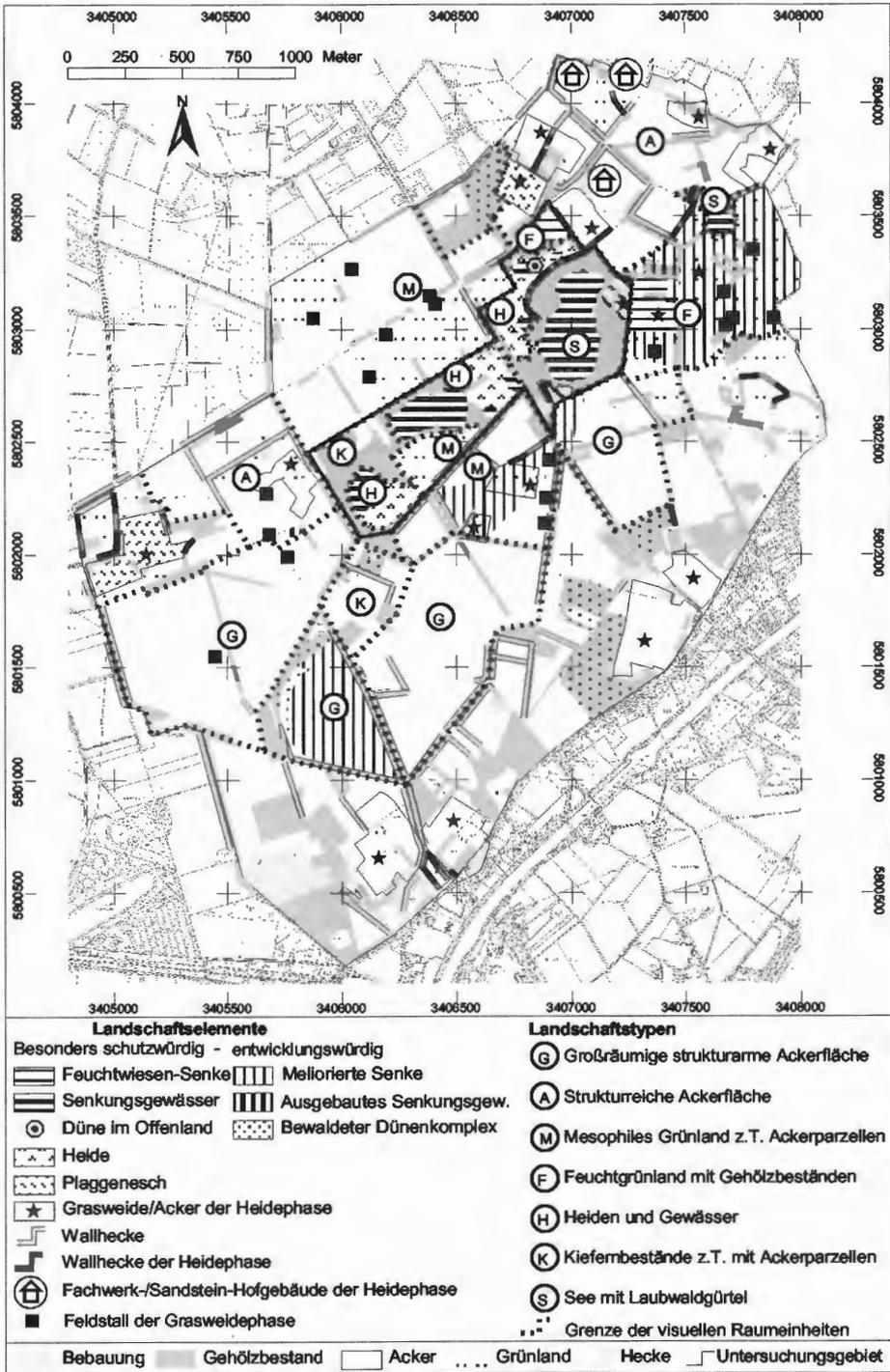


Abb. 13: Landschaftsräume sowie besonders schutz- und entwicklungswürdige Landschaftselemente im Heiligen Feld. Darstellung der Deutschen Grundkarte 1:5000 mit Genehmigung des Landesvermessungsamtes v. 03.07.2000, AZ.: S 1281/00.

### 3. Arten und Lebensgemeinschaften

Bisher standen in der Gebietsanalyse die landschaftsästhetischen und -geschichtlichen Aspekte im Vordergrund. Der nachfolgende Abschnitt ermittelt in der gleichen Abfolge (Wandel und Bestand, Kap. 3.1. - Umweltqualitätsziele, Kap. 3.2.1. - Gebietsbewertung, Kap. 3.2.2.) die aus Sicht des Arten- und Biotopschutzes besonders schutz- und entwicklungswürdigen Bereiche. Die Bewertung stützt sich auf Daten zu Pflanzenarten, Pflanzengesellschaften und Biotopen. Damit können wesentliche Lebensraumfunktionen flächenbezogen ermittelt werden. In weiteren Untersuchungen ist die tierökologische Relevanz der Aussagen zu überprüfen, die nicht Gegenstand des Forschungsvorhabens war.

Auf der Grundlage der zahlreichen floristischen und vegetationskundlichen Arbeiten seit der Unterschutzstellung des Kerngebietes (v.a. GRAEBNER 1930, BUDDE 1942, RUNGE 1957, 1967, 1991) werden zunächst ökologisch relevante Veränderungsprozesse herausgearbeitet und die Vegetationsentwicklung im GIS mit Hilfe von Luftbildern der alliierten Streitkräfte (1941-1944) sowie Color-Infrarot-Luftbildern (Mai 1995) ansatzweise quantifiziert. Die wertneutrale Darstellung der Prozesse ist Grundlage der späteren Ursachenforschung negativer Entwicklungen (Kap. 4) und ermöglicht die Abschätzung des Entwicklungspotentials für die Zielentscheidungen.

Der heutige Bestand wird in der flächendeckenden digitalen Vegetationskarte des Kerngebietes und der angrenzenden Flächen am Ende des Abschnitts abgebildet (Abb. 18). Die Karte basiert auf einer Auswertung der CIR-Luftbilder und auf Vegetationsaufnahmen, die von April bis November 1997 angefertigt wurden (vgl. BANGERT & KOWARIK 2000) und die durch die bereits für Teilgebiete vorhandenen Vegetationskarten und -tabellen ergänzt werden konnten (HALLEKAMP 1992, HASSE 1994, HOFMANN 1995, BARTH 1995, STORM 1996, MACHARACEK 1996).

#### 3.1 Vegetationsentwicklung von der Unterschutzstellung bis heute

##### **Ausdehnung der Gebüsch- und Waldbestände**

Nach 1930 hat sich durch Verbuschung und Bewaldung der vormals offenen Heiden der Laub-, Mischwald- und Gebüschanteil im gesamten Schutzgebiet verdreifacht (vgl. Tab. 5). Am Großen Heiligen Meer und am Erdfallsee weiteten sich vornehmlich Laubgehölzbestände (Erle, Birke, Gagel), am Heideweiher Kiefern-Birken-Mischbestände aus. Rodungsmaßnahmen führten in den 1960er und 1970er Jahren wieder zur Abnahme des Gehölzanteils im Gebiet (vgl. BEYER 1968). Betroffen waren vornehmlich Kiefernbestände beiderseits der Ibbenbürener Straße, die GRAEBNER (1930: 138) in den 1930er Jahren im Gegensatz zu den „lockeren Kiefernflügen“ in den Heiden als „eigentliche Kiefernwälder“ bezeichnete.

Heute sind die Gewässer im Gegensatz zu den 1930er Jahren nahezu vollständig von Gehölzbeständen umschlossen. Im Osten des Kerngebietes herrschen auf Moorboden Erlen-Bruchwälder vor (*Carici elongatae-Alnetum glutinosae*), während auf den Sandböden westlich des Großen Heiligen Meeres Birken-Eichenwälder (*Betulo-Quercetum*, v.a. Subass. *molinetosum*), Moorbirkenwälder (*Molinia-Betula pubescens*-Gesellschaft, vgl. WITTIG 1980) und Kiefernbestände dominieren (vgl. Abb. 18). RUNGE (1991) stellt die Moorbirken-Wälder zum *Betuletum pubescentis* mit der Konsequenz, daß dieser Typ „... der am weitesten verbreitete, natürliche Laubwald des Schutzgebietes ist ...“.

##### **Rückgang der Feuchtheiden**

Der Vegetationskomplex Heide umfaßt drei in ihrer Struktur deutlich unterschiedliche Einheiten: 1. Zwergstrauchheiden, mit einer Vorherrschaft der Ericaceen *Calluna vulga-*

Tab. 5: Veränderung der Flächengrößen der Lebensraumtypen im NSG Heiliges Meer (Kerngebiet) 1941/1995 in ha und % (Flächenanteil 1941 = 100 %; Aufnahme-Schwelle: >250 m<sup>2</sup>; Quellen: Luftbilder der alliierten Streitkräfte 1941-1944, CIR-Luftbilder von 1995).

Lebensraumtyp	Teilgebiete						Gesamtes NSG	
	Heiliges Meer		Erdfallsee		Heideweiher		(ha)	(%)
	(ha)	(%)	(ha)	(%)	(ha)	(%)		
Laub-/Mischwald/Gebüsch	+8,7	+125 %	+4,2	+261 %	+5,3	+184 %	+18,2	+159 %
Nadelwald	-3,7	-84 %	-2,5	-84 %			-6,1	-84 %
Gehölzbestand	+5,0	+45 %	+1,7	+38 %	+5,3	+184 %	+12,0	+64 %
Offene Sandfläche			-0,05	-100 %	-0,1	-100 %	-0,1	-100 %
Feuchte Heide	-1,3	-59 %	+1,0	+50 %	-0,7	-29 %	-1,0	-15 %
Trockene Heide	+2,4	+87 %	-0,8	+34 %	-0,2	-12 %	+1,4	+22 %
Gehölzreiche trockene Heide	-1,1	-100 %	-1,3	-100 %	-1,3	-66 %	-3,7	-85 %
Heide	-0,1	-1 %	-1,1	-19 %	-2,2	-38 %	-3,4	-19 %
Wasserfläche	-0,9	-12 %	-0,3	-6 %	-0,5	-33 %	-1,6	-12 %
Krautige Verlandungsvegetation	+0,2	+5 %	-0,4	-39 %	+0,3	+74 %	+0,1	+2 %
Gewässer i.w.S.	-0,7	-6 %	-0,6	-11 %	-0,2	-8 %	-1,5	-8 %
Weide <sup>1</sup>			+2,5	+82 %	-3,3	-100 %	-0,8	-13 %
Wiese <sup>1</sup>	-3,7	-52 %	+0,5	+100 %	+0,7	+100 %	-2,5	-35 %
Grünland <sup>1</sup>	-3,7	-52 %	+3,0	+99 %	-2,6	-79 %	-3,3	-25 %
Acker	-0,1	-100 %	-2,8	-100 %	-0,6	-100 %	-3,4	-100 %
Bebaute Fläche, Garten	-0,5	-52 %	-0,4	-100 %	0,0	-100 %	-0,8	-66 %

<sup>1</sup> inkl. der heute brach gefallenen Bestände

ris und *Erica tetralix*, 2. Bestände, in denen die Bulte von *Molinia caerulea* dominieren, und 3. niedrigwüchsige Trockenrasen mit *Festuca tenuifolia* und einem hohen Anteil an Moosen.

Die erwähnten Rodungsmaßnahmen dienten der Regeneration von *Calluna*-Heiden auf Kosten von Kiefernbeständen und gehölzreicher Sandheiden (vgl. Tab. 5). Damit verlief die Verbuschung und Bewaldung fast ausschließlich zu Ungunsten der feuchten Heiden (vgl. Abb. 6 u. Abb. 7, Tab. 5). Hierzu zählen Pflanzengesellschaften, die durch Glockenheide, Pfeifengras und andere feuchtezeigende Arten gekennzeichnet sind (*Ericetum tetralicis*, *Genisto-Callunetum molinietosum*, *Molinietalia*-Bestände). GRAEBNER (1930) beschrieb am Erdfallsee-Westufer und am Großen Heiligen Meer zwischen Nord- und Nordwestufer und der Wallhecke „Wiesenmoore“ u. a. mit *Lychnis flos-cuculi*, *Carex rostrata*, *Pedicularis palustris* und *Dactylorhizza maculata* sowie, ebenfalls am Großen Heiligen Meer und entlang des gesamten Erdfallsee-Nordufers, artenreiche „*Sphagnum*-Moore“ mit *Myrica gale* und *Molinia caerulea* in geringen Deckungen und ohne Baumbewuchs (vgl. auch KOPPE 1931, BUDDE 1942). Diese Bereiche sind heute geschlossen bewaldet, auf dem „*Sphagnum*-Moor“ am Großen Heiligen Meer stockt heute ein Moorbirkenbruch (*Betuletum pubescentis*) (vgl. Abb. 18).

### Vergrasung und Artenverarmung der Heiden

Dauerquadratuntersuchungen im Heideweiher-Gebiet belegen eine Vergrasung von Heiden trockener Standorte (*Genisto-Callunetum typicum*) durch *Avenella flexuosa*, *Festuca ovina* und *Agrostis tenuis* (RUNGE 1991). Im selben Gebiet konnte der Autor im *Ericetum*

seit den 1980er Jahren eine rapide Abnahme von *Erica tetralix* bei gleichzeitiger starker Zunahme von *Molinia caerulea* belegen (RUNGE 1997). Auch östlich des Erdfallsees, in der knapp 3 ha großen Heidefläche, die heute von *Molinia* mit Deckungswerten von über 75 % geprägt wird, dominierten früher Ericaceen, vor allem *Calluna vulgaris* (Rehage 1998 mdl.). Großflächige *Molinia*-Bestände (v.a. *Genisto-Callunetum molinietosum*), häufig in artenarmen Fazies, prägen heute das Bild der Heiden sowohl am Erdfallsee als auch am Heideweier.

Die *Calluna*-Heide nordwestlich des Großen Heiligen Meeres zeigte bei der Kartierung 1997 Degenerationsmerkmale durch abgestorbene Zwergsträucher, jedoch ohne eine Ausbreitung von Gräsern. Zum Verständnis der Heidesukzession und -verbreitung im Gebiet sind weitere Untersuchungen erforderlich.

Obwohl auch heute noch große Heideflächen vorhanden sind, läßt ein Vergleich der Vegetationsbeschreibungen der 1930er bis 1960er Jahre (GRAEBNER 1930, BUDE 1942, RUNGE 1957, 1967) mit Aufnahmen aus den letzten zwei Jahrzehnten erkennen, daß eine große Zahl der begleitenden Arten zurückgegangen oder ausgestorben ist (vgl. Tab. 6).

Auch bei den Flechten scheint ein Rückgang stattgefunden zu haben: RUNGE (1991) stellt anhand des Vergleichs von Vegetationsaufnahmen von 1949 und 1983 „eine außerordentlich starke Abnahme der Flechten in der Trocken Heide (*Genisto-Callunetum typicum*, Anm. d. Verf.)“ fest. Auch WOELM (1985) weist einen qualitativen und quantitativen Rückgang von Flechten in den Heiden nach (*Cladonia spec.*, *Cetraria islandica*, *Cornicularia aculeata* et *muricata*). Hiernach hat zwischen 1967 und 1981 die Artenzahl bodenbewohnender Flechten um 11 % abgenommen. Bei einzelnen Arten konnte jedoch in späteren Untersuchungen ein Wiederanstieg festgestellt werden (TERLUTTER 1995).

Tab. 6: Liste der zurückgegangenen<sup>1</sup> Heidearten im NSG Heiliges Meer (nach Angaben von RUNGE (1957, 1967, 1985, 1991) und einer Überprüfung ehemaliger Fundorte) +: Art verschollen.

Lebensraumtyp	Art
Trockene Heiden	<u><i>Nardetalia/Ulicetalia</i></u> <i>Antennaria dioica</i> (+), <i>Arnica montana</i> (+), <i>Pedicularis sylvatica</i> (+), <i>Platanthera bifolia</i> (+?), <i>Polygala serpyllifolia</i> (+), <i>Polygala vulgaris</i> (+?), <i>Cuscuta epithymum</i> , <i>Genista anglica</i> (+), <i>Genista pilosa</i> (+), <i>Diphysium tristachyum</i> (+)
Feuchte Heiden	<u><i>Erico-Sphagnetalia/Molinietalia</i></u> <i>Narthecium ossifragum</i> , <i>Dactylorhiza maculata</i> (+), <i>Epipactis palustris</i> (+?), <i>Gentiana pneumonanthe</i> , <i>Pedicularis palustris</i> (+)

<sup>1</sup> Deckung/Abundanz im Gebiet zurückgegangen oder Art verschollen

### Ausdehnung der Röhrichte

Aus dem Luftbildvergleich ergibt sich eine deutliche Zunahme der Röhrichtvegetation (*Scirpo-Phragmitetum*) zwischen 1939 und 1960, die nach BUDE (1942) bereits seit Ende des letzten Jahrhunderts stattfindet. Im Röhricht der nördlichen Seehälfte ist der ehemalige schlauchartige Bereich offener Wasserfläche, der zum Abfluß der Meerbecke führte, zugewachsen (vgl. Abb. 7). Möglicherweise spielt hier die Abkopplung der Meerbecke im Zuge der Flurbereinigung eine Rolle.

Am Erdfallsee nahm die Helophytenvegetation nach dem Einsturz im Jahr 1913 zu. Während GRAEBNER (1930: 143) noch schrieb „Ueberhaupt fehlen ins Wasser vordringende Arten fast vollständig“, kartierte BUDE (1942) wenige Jahre später bereits Röhrichtbestände. Das Schilf hat Ende der 1960er Jahre am Nordufer weiter zugenommen,

wobei die Ausbreitung Anfang der 1990er Jahre zum Stillstand gekommen zu sein scheint (RUNGE 1991).

### Rückgang von Rohboden-Lebensräumen

Innerhalb der Heiden sind offene Sandstellen zurückgegangen, die z.B. von RUNGE (1957) im Norden des Großen Heiligen Meeres beschrieben wurden und südlich des Heideweiheres solche Ausmaße annahmen, daß sie sogar auf der Luftbildkarte im Maßstab 1:25000 zu erkennen waren. Heute beschränkt sich das Vorkommen offenen Sandes auf die Wege des Schutzgebietes, Kaninchenburgen und auf kleine Restflächen abgeschobener Ackerflächen (Attermeyerwiese und Fläche nördlich des Heideweiheres).

Der Rückgang sandiger Uferabschnitte, der von einer Abnahme der hieran besonders angepaßten *Littorelletea*-Vegetation begleitet wird, betrifft alle großen Gewässer. In alten Arbeiten wird am West- und Nordwestufer des **Großen Heiligen Meeres** eine sandige Uferbank mit *Littorelletea*-Arten beschrieben, auf der *Baldellia ranunculoides*, *Hypericum elodes*, *Littorella uniflora* und *Apium inundatum* vorkamen (SCHWAR 1900, BUDDE 1942, RUNGE 1957). Noch Anfang des Jahrhunderts war das gesamte West- und Nordwestufer sandig und „(...) frei von Schilf und anderen Pflanzen“ (Zitat in BUDDE 1942: 283). SCHWAR (1900) erwähnt ein Massenvorkommen von *Littorella uniflora*. „Trotz eingehenden Nachsuchens (...)“ konnten die Arten 1954 und 1955 am Westufer nicht mehr gefunden werden (RUNGE 1957: 93). Offenbar sind hier passende Lebensräume schon in den 1940er und 1950er Jahren verloren gegangen, ohne daß hydrochemische oder floristische Einzelheiten über den Verlauf der Sukzession bekannt sind. An den früheren Fundorten siedelte sich Schilf an (BUDDE 1942, RUNGE 1957). Eine Vegetationsaufnahme von 1949 aus dem Röhricht am Nordwestufer weist es als (meso-)eutraphent aus (vgl. RUNGE 1991). Gleichfalls haben sich bis heute die Gehölzbestände im Uferbereich deutlich ausgeweitet. Reste sandoligotropher Lebensräume haben sich auf einer dem Nordwestufer



Abb. 14: Sandoligotrophente Vegetation mit *Lobelia dortmanna* am Südostufer des Heideweiheres. Im Hintergrund sind die noch weitgehend unbewaldeten Uferabschnitte zu erkennen. Aufnahme vom 24.07.1928, Fotoarchiv des Westfälischen Museums für Naturkunde.

des Großen Heiligen Meeres vorgelagerten Sandbank gehalten. Dort finden sich ein *Littorello-Eleocharitetum acicularis* im Kontakt mit der *Myriophyllum alterniflorum*-Gesellschaft (vgl. STORM 1996, POTT et al. 1996).

Der **Heideweiher** wies in den 1930er Jahren einen *Sphagnum*-Gürtel auf, der sich nach außen, im Schwankungsbereich des Seespiegels, an einen Protopedon-Gürtel mit *Lobelia dortmanna*, *Littorella uniflora* und anderen *Littorelletea*-Arten anschloß (GRAEBNER 1930, KOPPE 1931, BUDDÉ 1942, vgl. Abb. 14). Für die sandige Gewässermitte deutet sich nach den Befunden der historischen Gebietsliteratur bereits eine Sukzession an. GRAEBNER (1930) charakterisiert sie als fast frei von untergetauchten Wasserpflanzen, während BUDDÉ (1942) hier nur noch wenige pflanzenleere Sand- und Schlammflächen angibt. GRAEBNER und BUDDÉ unterteilen den See in einen westlichen Bereich, mit z.T. eutra-phenen Helophyten und einer Dominanz von *Eleocharis multicaulis* und in einen östlichen Bereich mit einem sandigen vegetationsarmen Brandungsufer und dem Schwerpunkt der *Littorella-Lobelia*-Vegetation.

Das Vegetationsbild hat sich ab etwa 1950 stark gewandelt. Die Dauerflächenuntersuchungen von RUNGE (1996) belegen anwachsende Schlammauflagen und den Rückgang freier Sandphasen. *Lobelia dortmanna* konnte in den Jahren 1949, 1962, 1974 nach vorausgegangenen trockenen Sommern beobachtet werden (RUNGE 1957, 1967, 1988) - danach nicht mehr. RUNGE (1974, 1988) konnte zuletzt 1973 beobachten, wie die Torf-*Sphagnum*decke, die bei lange anhaltenden hohen Wasserständen anwächst, nach mehreren trockenen Sommern aufriß, z.T. verweht wurde und später in den Zwischenräumen der Torfpolyeder *Lobelia dortmanna* aufkam. Dies deutet auf einen zyklischen Prozeß hin. Etwa ab den 1970er Jahren scheint ein Wendepunkt erreicht zu sein, ab dem die zyklische Regeneration sandoligotropher Bereiche nicht mehr stattfindet (vgl. DRENGEMANN 1999). Als Relikt der früher artenreicheren *Littorelletea*-Vegetation säumt heute das zum meso- bis dystrophen Milieu tendierende *Eleocharitetum multicaulis* den Heideweiher (vgl. Abb. 18). *Littorella uniflora* wurde zuletzt 1990 nachgewiesen (RUNGE 1991). Bei Vegetationskartierungen der folgenden Jahre gelang kein Nachweis mehr (vgl. KOHN 1992, HASSE 1994).

An seinen Südwest-, Süd-, Südost- und Ostufem wies der **Erdfallsee** ebenfalls feuchte Sandbereiche mit schütterer Vegetation auf. Am Südufer des flachen Seeteils wurde in den 1930er Jahren eine artenreiche Pioniervegetation (*Littorelletea*, *Rhynchosporium*) beschrieben (GRAEBNER 1930, KOPPE 1931, BUDDÉ 1942, RUNGE 1957). Sie ist vermutlich schon vor den 1960er Jahren verschwunden, da sie in keiner Vegetationsaufnahme oder -beschreibung späterer Zeit mehr auftaucht. Heute stocken dort Gagel- und Weidengebüsche (vgl. Abb. 18), denen als *Littorelletea*-Relikt ein *Hypericum elodes*-Saum vorgelagert ist (MACHARACEK 1996). Die Abb. 15 und Abb. 16 dokumentieren den Vegetationswandel binnen 70 Jahren am Ost- und Nordufer des Erdfallsees.

Während am Großen Heiligen Meer und am Heideweiher sandoligotrophente Arten völlig verschwunden sind, kommen am Erdfallsee *Littorella uniflora* und *Lobelia dortmanna* noch heute vor. Die Wasserlobelie hat sich erst Ende der 1940er Jahre am Süd- und Ostufer des Erdfallsees angesiedelt und sich dann stark ausgebreitet. Zwischen 1967 und 1983 lag ihre stark schwankende Zahl im Median bei 400 Exemplaren (Min. 55, Max. 4000, RUNGE 1957, 1985). Seit Mitte der 1980er Jahre hat die Lobelie jedoch sehr stark abgenommen, so daß in den Jahren bis 1997 jeweils nur weniger als 10 und phasenweise gar keine Exemplare nachgewiesen werden konnten (MACHARACEK 1996, HÖLTER 1998). Das Vorkommen scheint kurz vor dem Erlöschen zu stehen. An den früheren *Littorellion*-Fundorten dominieren heute *Phragmites australis* und *Myrica gale*. Der Boden ist durch kaum zersetzte Streu, hauptsächlich vom Gagel, bedeckt. Jedoch gibt es als schmalen

Saum im Brandungsbereich und flächig zwischen den Schilfhalmern durchaus noch reinen Protopedon als potentiellen Lebensraum sand-oligotropher Arten.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, daß im Untersuchungsgebiet neben den anspruchsvollen Heidearten auch die Arten der sandigen Litoralbereiche stark zurückgegangen sind (vgl. Tab. 6, Tab. 7).



Abb. 15: Nord- und Ostufer des Erdfallsees 1927; Fotoarchiv des Westfälischen Museums für Naturkunde.



Abb. 16: Nord- und Ostufer des Erdfallsees 1999.

## Eutrophierung der tiefen Seen

Trophie im Sinne ELSTERS (1958) kennzeichnet die organische Produktionsintensität. Eine Eutrophierung ist danach durch eine vermehrte Stoffproduktion und -akkumulation charakterisiert und wird hier als Sukzessionserscheinung aufgefaßt, wobei die Frage nach den Ursachen vorerst offen gelassen wird. Aus dem Vegetationswandel (Arteninventar, Dominanzen, Abundanzen) lassen sich mit Hilfe der ökologischen Zeigerfunktionen von Pflanzenarten Eutrophierungshinweise ableiten.

Die qualitativ dokumentierte Sukzession an den Sandlitoralen am Erdfallsee und Großen Heiligen Meer (s.o.), in deren Verlauf oligotraphente durch meso- und eutraphente Arten (*Myrica gale*, *Salix cinerea*, *Phragmites australis* u.a.) abgelöst worden sind, deutet auf eine Eutrophierung der Gewässerufer hin. Dies deckt sich am Großen Heiligen Meer mit den hydrochemischen Befunden von POTT et al. (1998: 93), die in den Gewässerlitoralen seit Anfang des Jahrhunderts Anstiege der Gesamtionengehalte „(...) lokal um mehrere 100 µS/cm (...)“ anführen.

Am Erdfallsee können Veränderungen in der krautigen Wasser- und Sumpflvegetation mit Hilfe floristischer Untersuchungen aus den 1930er-1940er Jahren (GRAEBNER 1930, BUDE 1942, RUNGE 1957) und 1980er-1990er Jahren (RUNGE 1985, 1991, MACHARACEK 1996) und den N-Zeigerwerten nach ELLENBERG et al. (1992) interpretiert werden. Abb. 17 macht deutlich, daß oligotraphente Arten (N-Zeigerwert 1-3) deutlich zurückgegangen sind. Dem steht jedoch keine Zunahme eutraphenter Arten gegenüber. Im Gegenteil: eutraphente Arten (N-Zahl > 5) wie *Bidens tripartitus*, *Caltha palustris*, *Equisetum fluviatile* oder *Schoenoplectus lacustris*, die erst in den 1930er und 1950er Jahren als Eutrophierungsanzeichen am Erdfallsee wie auch am Heideweiher kleinräumig zugenommen hatten (vgl. GRAEBNER 1930, BUDE 1942, RUNGE 1991), sind wieder zurückgegangen.

Tab. 7: Liste der zurückgegangenen<sup>1</sup> Arten sandoligotropher Lebensräume im NSG Heiliges Meer (nach Angaben von RUNGE (1957, 1967, 1985, 1991) und einer Überprüfung ehemaliger Fundorte) +: Art verschollen.

Strandlingsgesellschaften ( <i>Littorelletea</i> )	Schnabelried-/Zwergbinsengesellschaften ( <i>Rhynchosporium albae</i> , <i>Isoeto-Nanojuncetea</i> )
<i>Lobelia dortmanna</i> , <i>Littorella uniflora</i> , <i>Apium inundatum</i> (+), <i>Deschampsia setacea</i> (+), <i>Pilularia globulifera</i> (+)	<i>Pinguicula vulgaris</i> (+), <i>Carex oederi</i> , <i>Hammarbya paludosa</i> (+), <i>Juncus tenageia</i> (+?), <i>Lycopodiella inundata</i> (+?), <i>Triglochin palustre</i> (+), <i>Cicendia filiformis</i> (+)

<sup>1</sup> Deckung/Abundanz im Gebiet zurückgegangen oder Art verschollen

## Dystrophierung des Heideweihers

Während die Heidekolke des Schutzgebietes bereits in den ersten gewässerökologischen Untersuchungen als dystroph eingestuft wurden (BUDE 1942), hat sich die völlige Umwandlung des Heideweihers vom Lobelien-Heideweiher mit sandoligotrophen Bereichen zum dystrophen *Sphagnum-Juncus bulbosus*-Gewässer seit den 1930er Jahren vollzogen. Abb. 17 zeigt die Abnahme oligotraphenter Arten und eine starke Zunahme dystrophenter Sphagna.

Dieser als Dystrophierung bezeichnete Sukzessionsverlauf, der zu einer Abnahme der Artenzahl innerhalb der krautigen Wasser- und Litoralvegetation geführt hat (HASSE 1994), ist charakteristisch für eine große Zahl flacher Sandgewässer in Nordwestdeutschland und den Niederlanden (vgl. u. a. ARTS & LEUVEN 1988, VAHLE 1990, WITTIG 1996).

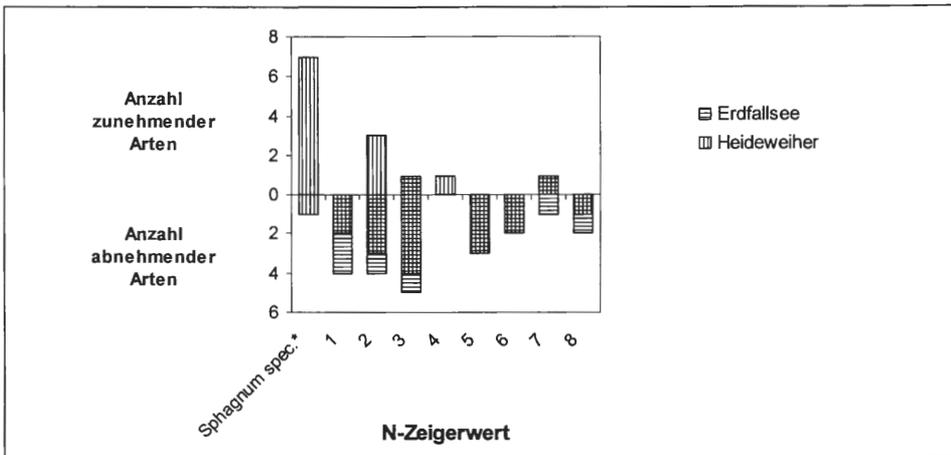


Abb. 17: Veränderung des Artenspektrums innerhalb der krautigen Wasser- und Sumpfvvegetation von Erdfallsee und Heideweier nach N-Zeigerwert-Klassen (als Zu- oder Abnahme werden die Veränderungen der Deckung oder das Aussterben/ Neuaufreten von Arten innerhalb der letzten 60 Jahre definiert; nach HASSE 1994 und MACHARACEK 1996; \*: *Sphagna* wurden nur am Heideweier einbezogen).

### Umwandlung von Acker in Grünland, Grünlandaushagerung und -verbrachung

Aus einer 3 ha großen Ackerfläche südlich des Erdfallsees hat sich, nachdem sie 1965 in das Schutzgebiet einbezogen und der Oberboden abgeschoben worden war, eine nährstoffarme Grasweide entwickelt, auf der sich eine *Festuca rubra*-Variante des *Lolio-Cynosuretum* (vgl. POTT & HÜPPE 1991) mit *Festuca rubra*, *Luzula campestris* und *Anthoxantum odoratum* ausgebildet hat. RUNGE (1991) faßt diesen Bereich als Rotstraußgrasflur (*Agrostietum tenuis*) auf, HALLENKAMP (1992) als *Agrostis tenuis-Festuca rubra*-Gesellschaft (feuchte und trockene Ausbildung). Auf einer weiteren Fläche, die erst 1985 aufgekauft wurde und deren Boden ebenfalls abgeschoben wurde, stockt heute ein Pionierwald aus Birken und Kiefern (vgl. Abb. 18). Da die Parzelle 1939 noch als Grasweide genutzt wurde, ist der Flächensaldo in Tab. 5 für Grünland im Erdfallsee- und Heideweiergebiet weitgehend ausgeglichen.

Anders sieht es bei den Feuchtgrünländern östlich des Großen Heiligen Meeres aus, die erst im Zuge der Flurbereinigung ins NSG eingegliedert wurden und 1963 als *Lolio-Cynosuretum lotetosum uliginosi* typisiert wurden (RUNGE 1991): Sie wurden durch aufkommende Gehölze stark zurückgedrängt (Tab. 5). Auf den verbliebenen Resten haben sich Schilf- Reitgras- und Hochstaudenbestände angesiedelt. Das im Nordosten an das Kerngebiet grenzende, noch heute gemähte Feuchtgrünland kartierte BARTH (1995) als *Bromo-Senecionetum*, in das kleinflächige Bestände des *Epilobio-Juncetum effusi* und des *Ranunculo repentis-Alopecuretum geniculati* eingestreut sind (beide auf der Vegetationskarte nicht dargestellt). Die übrigen genutzten Grünländer um das Kerngebiet werden heute beweidet. Mit Ausnahme der frisch eingesäten Weidelgras-Weiden, die stellenweise *Phleum pratense* enthalten, handelt es sich dabei um Weidelgras-Weißkleeweiden (*Lolio-Cynosuretum*), in Senken oftmals in Ausbildungen mit Knickfuchsschwanz (*Alopecurus geniculatus*; auf der Vegetationskarte nicht dargestellt; vgl. HENRION 1986, BARTH 1995).

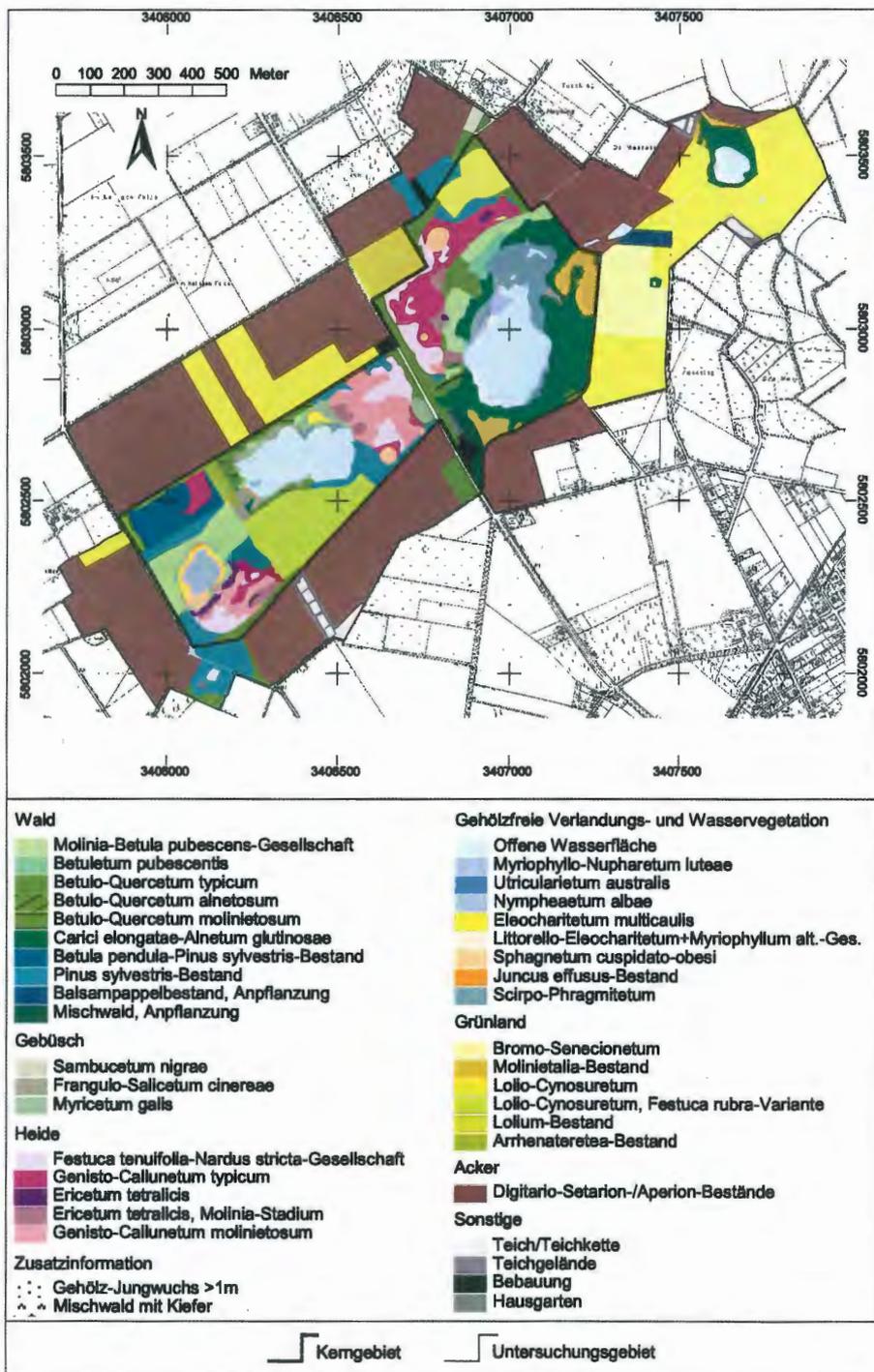


Abb. 18: Vegetation des NSG Heiliges Meer und angrenzender Flächen. Darstellungen der Deutschen Grundkarte 1:5000 mit Genehmigung des Landesvermessungsamtes v. 03.07.2000, AZ.: S 1281/00.

## 3.2 Bewertung der Vegetation des Kerngebietes und der angrenzenden Flächen

### 3.2.1 Umweltqualitätsziele als Bewertungsmaßstäbe

Ökosysteme sind nicht statisch, sondern unterliegen einer fortwährenden Dynamik. Der seit den 1930er Jahren dokumentierbare Vegetationswandel im Kerngebiet beruht auf einer Verschiebung ökologischer Prozesse. Die zurückgegangenen Pionierlebensräume in den Gewässern und Heiden stehen für eine Abnahme zyklischer Prozesse, die aufgewachsenen Wälder für eine Zunahme gerichteter Prozesse, die mit einer Anreicherung von Biomasse verbunden sind. Um die Folgen des Wandels bzw. den heutigen Zustand bewerten zu können, müssen zunächst Umweltqualitätsziele für den Arten- und Biotopschutz aufgestellt werden.

Die Biodiversität zu bewahren ist als Grundprinzip des Naturschutzes sicher unstrittig und damit auch die besondere Schutzwürdigkeit überregional gefährdeter Arten und Lebensgemeinschaften, die in den Roten Listen aufgeführt werden. An diesem Maßstab ist der Rückgang zyklischer Prozesse auf Kosten sandoligotropher Lebensgemeinschaften negativ zu bewerten. Andererseits sind aus den Sukzessionen schon nach wenigen Jahrzehnten z.T. artenreiche Lebensgemeinschaften hervorgegangen, die, wie die Erlenbruchwälder ebenfalls als gefährdet eingestuft werden und Arten der Roten Listen enthalten. Auch der Schutz natürlicher Sukzessionsprozesse wird als Grundprinzip des Naturschutzes betrachtet (u.a. JEDICKE 1998, BRÖRING et al. 1999), gleichwohl zu hinterfragen ist, wie „natürlich“ Prozesse in einem Gebiet von so geringer Größe und so unmittelbarer Nähe zu potentiellen Immissionsquellen sein können. In den nordwestdeutschen Sandlandschaften sind naturnahe Wälder und vor allem natürlich entstandene Gewässer und ihre Verlandungsstadien extrem selten und gelten aus nationaler Sicht als besonders schutzwürdig (FINCK et al. 1997).

Eine Reihe von Gründen spricht jedoch dafür, den abschirmenden Prozessschutz nicht zum alleinigen Umweltqualitätsziel für das gesamte Kerngebiet zu erheben und statt dessen die heutige Status-quo orientierte Naturschutzstrategie beizubehalten, aber zu modifizieren:

Durch die rezenten und potentiellen (früheren) Vorkommen von Heide- und Heideweierarten, die heute in den Sandlandschaften Nordwesteuropa extrem gefährdet und z.T. im Bestand bedroht sind, trägt das Schutzgebiet mit seinem breiten Spektrum aquatischer und terrestrischer Lebensräume eine große Verantwortung für die Erhaltung dieser Arten, was am Beispiel der *Littorelletea* besonders deutlich wird: Mit einer Ausnahme haben alle nordwestdeutschen Arten dieser Klasse im Kerngebiet ein rezentes oder potentielles Vorkommen. Nahezu alle Arten sind in Nordrhein-Westfalen stark gefährdet oder von der Vernichtung bedroht (KAPLAN 1993). Die Neuentstehung oligotropher Pionierlebensräume, die in der historischen Kulturlandschaft Ersatz für den sukzessionsbedingten Verlust bot, ist in der modernen Kulturlandschaft nahezu ausgeschlossen. Eine Reihe Arten, z.B. *Deschampsia setacea* (ARTS zit. in KOHN 1993) und vermutlich *Lobelia dortmanna* scheinen nur in „alten“ Lebensräumen vorzukommen. Daher haben die wenigen verinselten Restgebiete eine besondere Bedeutung.

Die bisherigen Pflegemaßnahmen wie Beweidung und Entkusselung haben nicht ausgereicht, die Vorkommen der Heide- und Heideweier-Arten zu erhalten oder zu regenerieren. Um das zu erreichen, erscheint es notwendig, die bisherige Status-quo orientierte Pflege in einen „temporär prozeßorientierten Naturschutz“ (RODE 1998) abzuwandeln, der verlorengegangene Dynamik durch Eingriffe in größeren Zeitabständen wiederherstellt. Das Ziel hat darüber hinaus die methodisch wichtige Konsequenz, daß die Zielarten

(Heide- und Heideweierarten) genannt sind, deren Ansprüche für die Bewertung der äußeren Stoffeinträge maßgeblich sind.

Wie lassen sich der abschirmende und der temporär prozeßorientierte Naturschutz miteinander vereinen? Die naturräumliche Grenze zwischen den Moorböden im Osten und den Sandböden im Westteil des Kerngebietes ermöglicht eine räumliche Zweiteilung der Umweltqualitätsziele: Im östlichen Teilgebiet sind Torfböden und eutrophe Gewässer Ergebnisse einer über längere Zeiträume laufenden Sukzession und Biomasseanreicherung. Die vorherrschenden Erlenwälder unterscheiden sich von den Birken- und Kiefernwäldern im Westteil durch eine höhere Trophie (vgl. POTT et al. 1998). Nachweise sandoligotropher Lebensräume im heutigen Schilf- und Bruchwaldgürtel liegen lange zurück (vgl. SCHWAR 1900, Berichte aus dem 19. Jahrhundert in BUDE 1942), so daß hier Eingriffe zur Regeneration früherer Zustände wenig zielführend erscheinen. Durch eine noch konsequentere Abschirmung aller menschlichen Einflüsse wie mechanische und akustische Störungen und Stoffeinträge können hier die im gesamten Naturraum einmaligen natürlichen Entwicklungsprozesse ablaufen.

Im Westteil spiegelt sich der menschliche Einfluß noch heute in den offenen Heidebereichen und der geringen Biomasseanreicherung wider. Heide- und Heideweierarten kommen noch heute vor, oder ihre letzten Nachweise liegen maximal 30 Jahre zurück. Vorrangiges Umweltqualitätsziel sollte in diesem Bereich sein, diese Lebensgemeinschaften durch einen temporär prozeßorientierten Naturschutz zu erhalten und zu fördern. Dazu gehört ebenfalls die Abschirmung negativer äußerer Einflüsse wie Schadstoffeinträge.

### 3.2.2 Gebietsbewertung

#### Gefährdung nach Roten Listen

Die Umweltqualitätsziele geben die Kriterien vor, mit deren Hilfe das Kerngebiet bewertet wird (vgl. Tab. 8). Die Gefährdung der Vegetationseinheiten wird mit Hilfe der Roten Listen für Farn- und Blütenpflanzen sowie für Pflanzengesellschaften Nordrhein-Westfalens eingestuft. Abb. 19 stellt die Verknüpfungsregeln der kombinierten Bewertung dar (vgl. BANGERT & KOWARIK 2000). Als Datengrundlage herangezogen werden eigene

Tab. 8: Umweltqualitätsziele für den Schutz von Arten und Lebensgemeinschaften im NSG Heiliges Meer und daraus abgeleitete Bewertungskriterien und Indikatoren für die Gebietsbewertung.

Umweltqualitätsziel	Bezugsgebiet	Wertkriterium	Indikator und Meßvorschrift
1. Dauerhaftes Vorkommen gefährdeter Arten u. Lebensgemeinschaften	Gesamtes Kerngebiet und angrenzende Parzellen	Gefährdung (Kap. 3.2.2)	- Arten und Vegetationstypen: Zuordnung zu den Einstufungen der Roten Listen für NRW
2. Zunahme gefährdeter Heide- und Heideweier-Arten / Zunahme sandoligotropher Lebensräume als Regenerationsnischen	Durch Heiden geprägtes Sandgebiet: Heideweier-, Erdfallseegebiet, Gebiet westlich des Großen Heiligen Meeres	Biologisches Regenerationspotential (Kap. 3.2.2)	- Frühere Vorkommen gefährdeter Heidearten ( <i>Nardetalia</i> , <i>Ulicetalia</i> ; i.w.S.: <i>Erico-Sphagnetalia</i> , <i>Molinietalia</i> ) und Heideweierarten ( <i>Littorelletea</i> ; i.w.S.: <i>Rhynchosporetum</i> , <i>Nano-Juncetea</i> ) - Überdauerungsvermögen der Diasporen - Sukzessionsfortschritt (Biomasseakkumulation, Alter der Folgevegetation)
		Abiotisches Regenerationspotential siehe Beeinträchtigungsanalyse (Kap. 4)	
3. Natürliche Entwicklungsprozesse	Durch Bruchwälder geprägtes Mooregebiet: Heilig-Meer-Niederung mit Großem und Kleinem Meer	Bewertung siehe Beeinträchtigungsanalyse (Kap. 4)	

Vegetationsaufnahmen von 1997, aktuelle vegetationskundliche Arbeiten, die sich in den 1980er und 1990er Jahren auf Teilgebiete oder das Gesamtgebiet beziehen (RUNGE 1991, HASSE 1994, HOFMANN 1995, BARTH 1995, STORM 1996, MACHARACEK 1996, zusammenfassend POTT et al. 1996) sowie historisches Material, das zwischen 1928 und 1967 aufgenommen wurde (GRAEBNER 1930, BUDE 1942, RUNGE 1957, 1967, 1985, 1991).

Die Tabellen 9 und 10 führen sämtliche für das Untersuchungsgebiet nachgewiesene Pflanzengesellschaften und gefährdeten Pflanzenarten auf. Am Tabellenende werden die Vegetationseinheiten des Kerngebietes und der angrenzenden Flächen nach ihrer Bedeutung als Lebensraum für gefährdete Arten und Lebensgemeinschaften bewertet. Abb. 20 zeigt die räumliche Verteilung der im Untersuchungsmaßstab darstellbaren Einheiten des Kerngebietes und der angrenzenden Flächen.

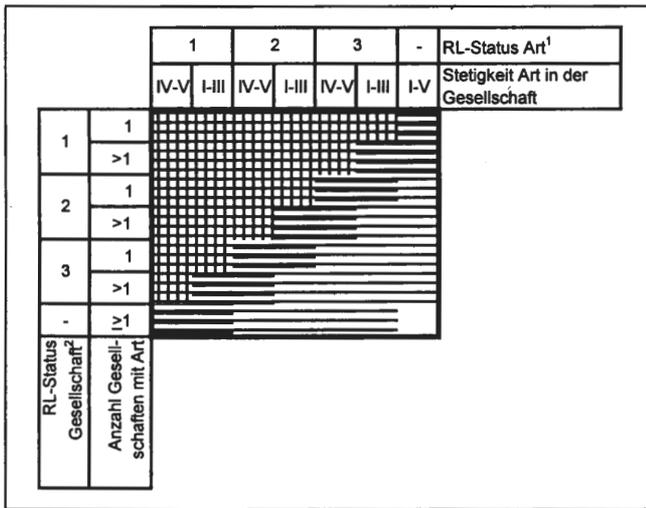


Abb. 19: Verknüpfungsmatrix zur Bewertung der Schutzwürdigkeit von Vegetationseinheiten im NSG Heiliges Meer (Legende s.u. Erläuterungskasten) <sup>1</sup> nach WOLFF-STRAUB et al. (1986); <sup>2</sup> nach VERBÜCHELN et al. (1998).

### Regenerationspotential im Sandgebiet für Heide- und Heideweiharten

Die Gebietsbewertung dient einer ersten Vorauswahl von Bereichen im Kerngebiet, in denen Regenerationsmöglichkeiten gefährdeter Heide- und Heideweih-Lebensgemeinschaften bestehen („besonders entwicklungswürdige Bereiche“). Die Aussageschärfe der vorliegenden Daten reicht jedoch für eine Kartendarstellung nicht aus. Sie müssen durch spezielle Untersuchungen verifiziert und räumlich präzisiert werden (vgl. KOHN 1993). Bei der folgenden Abschätzung bleiben vorerst das standörtliche Regenerationspotential bzw. die Beeinträchtigungen durch Stoffeinträge ausgeklammert (siehe Kap. 4.2).

Tab. 11 listet die Bereiche im Kerngebiet auf, in denen heute gefährdete Heide- und Heideweiharten zurückgegangen sind. Für die Beurteilung, ob hier tatsächlich eine Regeneration zielführend ist, sind Informationen zur Überdauerungsfähigkeit der Diasporen erforderlich. Die meisten **Heideweih-Arten** bilden eine persistente, ungünstige Wachstumsbedingungen überdauernde Diasporenbank aus (KAPLAN & MUER 1990, KOHN 1993, ROELOFS et al. 1996, KAPLAN 1998). Das gleiche gilt für die Arten des *Rhynchosporium*

Tab. 9: Bewertung der Vegetationseinheiten des NSG Heiliges Meer und der angrenzenden Flächen: Wasservegetation, oligotraphente und dystraphente Litoralvegetation sowie Röhricht (Erläuterungen s.u. Kasten).

Arten	Wasservegetation						Sandoligotraphente Litoralvegetation						Dys-/Mesotraphente Litoralvegetation						Eutraphente Litoralvegetation	
	RL	3	2	1	3	2	3	2	1	3	2	1	3	2	1	3	2	3	2	
Myriophyllum spicatum	3	r <sup>a</sup>	II <sup>a</sup>	II <sup>a</sup>																
Myriophyllum verticillatum	2	x <sup>a</sup>		I <sup>a</sup>																
Potamogeton obtusifolius	2	II <sup>a</sup>	V <sup>a</sup>	IV <sup>a</sup>	I <sup>a</sup>															
Ranunculus circinatus	3	I <sup>a</sup>	V <sup>a</sup>	V <sup>a</sup>	I <sup>a</sup>															
Baldellia ranunculoides	1	II <sup>a</sup>	I <sup>a</sup>	IV <sup>a</sup>																
Eleocharis acicularis	2	III <sup>a</sup>	II <sup>a</sup>	II <sup>a</sup>																
Myriophyllum alterniflorum	2	r <sup>a</sup>	V <sup>a</sup>	III <sup>a</sup>	I <sup>a</sup>															
Utricularia australis	2			V <sup>a</sup>																
Potamogeton lucens	3					x <sup>a</sup>														
Lemna trisulca	3				x <sup>a</sup>	V <sup>a</sup>														
Hydrocharis morsus-ranae	3						x <sup>a</sup>													
Spirodela polyrrhiza	3						x <sup>a</sup>													
Potamogeton gramineus	2						x <sup>a</sup>													
Potamogeton perfoliatus	3						x <sup>a</sup>													
Lobelia dortmanna	1																			
Apium inundatum	1																			
Deschampsia selzacea	1																			
Pinguicula vulgaris	1																			
Littorella uniflora	2																			
Pilularia globulifera	2																			
Carex cederi	2																			
Drosera intermedia	2																			
Hammarbya peludosa	1																			
Juncus tenageia	2																			
Lycopodiella inundata	2																			
Rhynchospora alba	3																			
Rhynchospora fusca	2																			
Triglochin palustre	2																			
Drosera rotundifolia	2																			
Potamogeton polygonifolius	3																			
Eleocharis multicaulis	2																			
Isolepis fluitans	2																			
Carex lasiocarpa	2																			
Hypericum elodes	1																			
Luronium natans	3																			
Comarum palustre	3																			
Myrica gale	3																			
Menyanthes trifoliata	3																			
Eriophorum angustifolium	3																			
Menyanthes trifoliata	3																			
Sparganium angustifolium	1																			
Utricularia minor	2																			
Bidens cernua	3																			
Eriophorum vaginatum	3																			
Lysimachia thyrsoflora	3																			
Hottonia palustris	2																			
Cicuta virosa	3																			
Ranunculus lingua	2																			
Scirpus tabernaemontani	3																			
Cladium mariscus	2																			
Integrierte Bewertung nach Gefährdung der Arten u. Vegetationseinheiten																				

(u.a. *Rhynchospora alba et fusca*, *Lycopodiella inundata*) (vgl. PFADENHAUER & MAAS 1987), die im Spülsaum des Erdfallsees vorkamen. Danach erscheint das endogene Entwicklungspotential für beide Artengruppen besonders groß zu sein. KOHN (1993) hält es trotz gescheiterter Keimungsversuche im Labor für möglich, daß die Diasporen gefährdeter Arten durch ein geeignetes Management am Heideweiher reaktiviert werden können.

Am Erdfallsee, wo die meisten Arten bis auf Restbestände zurückgegangen sind, hat die Sukzession durch das Aufwachsen von Gehölzbeständen den Standort stark verändert,

#### Erläuterungen zu den Tabellen 9 und 10

- **Gefährdungsklassen der Roten Listen (RL)**

0 = ausgestorben oder verschollen; 1 = von der Vernichtung bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet;

- = derzeit nicht gefährdet; ? = keine Entsprechung in der RL für Pflanzengesellschaften (die Bewertung erfolgt nur nach der Gefährdung der Charakterart)

- **Stetigkeiten der gefährdeten Arten innerhalb der Gesellschaften**

r =  $\leq 5\%$ , + =  $\leq 10\%$ , I =  $\leq 20\%$ , II =  $\leq 40\%$ , III =  $\leq 60\%$ , IV =  $\leq 80\%$ , V =  $\leq 100\%$ , x =  $\leq 3$  Aufnahmen verfügbar

- **Zeitbezug der Nachweise von Arten und Gesellschaften und der daraus abgeleiteten Werte**

\* = Angaben beruhen auf aktuellen Nachweisen (rezente Vorkommen);

° = Angaben beruhen nur auf früheren Nachweisen (potentielle Vorkommen);

k.A. = keine Angaben, d.h. auf der Grundlage alter Arbeiten ist nur eine Zuordnung zu einem Lebensraumtyp aber nicht zu einer Pflanzengesellschaft möglich<sup>1</sup>

- **Bewertung: Schutzwürdigkeit der Vegetationseinheiten aufgrund ihrer Bedeutung als Lebensraum gefährdeter Arten und Lebensgemeinschaften**

**sehr hoch**

**hoch**

**mäßig**

**gering** (in den Tabellen nicht aufgeführt: Vegetationseinheiten ohne Gefährdung nach der Roten Liste gefährdeter Pflanzengesellschaften und ohne Nachweise gefährdeter Pflanzenarten):

Wasser-/Eutraphente Litoralvegetation: *Lemna minor*-Gesellschaft; *Lysimachia vulgaris*-Bestand; *Glycerietum fluitantis*; *Polygono-Bidentetum tripartitae*; *Phalaridetum arundinaceae*; *Carex acutiformis*-Gesellschaft; *Potentillo-Festucetum arundinaceae*; Acker: *Digitario-Setarion-Aperion*-Bestand; Grünland: *Lolio-Cynosuretum*; *Lolium*-Bestand; *Lolio-Plantaginetum*; *Ranunculo-Alopecuretum geniculati*; *Agropyron repens*-Gesellschaft; *Polygono-Matricarietum discoideae*; *Carex hirta*-Gesellschaft; *Equisetum arvense*-Bestand; *Arrhenateretea*-Bestand; Wald/Gebüsch: *Sambucetum nigrae*; *Betula pendula-Pinus sylvestris*-Bestand; *Pinus sylvestris*-Bestand; Mischwald (Anpflanzung); *Balsampappelbestand* (Anpflanzung); *Lonicera periclymenum*-Waldmantel; *Rubetum grati*

<sup>1</sup> Frühere Vorkommen gefährdeter Arten, zu denen weder Angaben zur Vergesellschaftung noch zum Lebensraum vorliegen: *Eleocharis quinqueflora*, *Genista tinctoria*, *Plantago coronopus*, *Platanthera bifolia*, *Sium latifolium*, *Stellaria palustris*.

was das Regenerationspotential im Vergleich zum Heideweiher geringer erscheinen läßt, da dieser schlamm- und torfmoosreiche aber gehölzfreie Litoralbereiche aufweist.

Das Diasporenpotential der *Littorelletea*-Arten bleibt in den ehemaligen Lebensräumen selbst nach langen Phasen landwirtschaftlicher Nutzung häufig erhalten (vgl. u.a. KAPLAN & MUER 1990, RAABE & VAN DEN WEYER 1998). Daher kann es durchaus möglich sein, auch im landwirtschaftlich genutzten Umfeld des Kerngebietes derartige Lebensräume zu restaurieren. Vor allem im Norden des Kerngebietes zeigen die Karten des 19. Jahrhunderts Gewässer und feuchte Heiden (vgl. Abb. 6). Dieser Bereich bildet den Suchraum für Regenerationsversuche. Das historische Kartenmaterial ist für die nähere Verortung ehemaliger Lebensräume jedoch zu ungenau.

Das Potential der zurückgegangenen **Heidearten** (*Nardetalia*, *Ulicetalia*, *Erico-Sphagnetalia*) wie *Arnica montana*, *Genista pilosa et anglica* oder *Narthecium ossifragum*, *Pedicularis palustris* et *sylavatica*, ist unsicher, da die meisten Arten keine permanenten Samenbanken (>5 Jahre Überdauerungsfähigkeit) aufbauen und nur über ein geringes Ausbreitungsvermögen verfügen (ROELOFS et al. 1996, THOMPSON et al. 1997). Hinzu kommt, daß die letzten gesicherten Nachweise aus den 1960er Jahre stammen (RUNGE 1967, 1985, 1991). Auf den ehemaligen Feuchtheiden am Großen Heiligen Meer und am Heideweiher haben die Bestände der *Molina-Betula pubescens*-Gesellschaft aufgrund ihrer geringen Deckungswerte und ihres im Vergleich zu den umgebenden *Betulo-Quercetum*-Beständen geringeren Alters noch das höchste endogene Regenerationspotential für Heidearten.

Tab. 10: Bewertung der Vegetation des Kerngebietes und angrenzender Flächen: Feuchtheiden/-grünland, Trockenheiden/-rasen/-grasweiden, Gebüsch, Wald (Erläuterung s. S. 307).

Arten	RL	Gesellschaften				Feuchtheide/ Feuchtbrache			Trockenheide/ Trockenrasen			Grün- land		Gebüsch/Wald				
		1	2	3	k.A.	1	2	3	k.A.	1	2	3	k.A.	1	2	3	k.A.	
<i>Drosera rotundifolia</i>	2		IV <sup>a</sup>															
<i>Gentiana pneumonanthe</i>	2		II <sup>a</sup>															
<i>Juncus squarrosus</i>	3		I <sup>a</sup>															
<i>Narthecium ossifragum</i>	3		III <sup>a</sup>															
<i>Trichophorum germanicum</i>	3		III <sup>a</sup>															
<i>Vaccinium oxycoccos</i>	3		I <sup>a</sup>															
<i>Drosera intermedia</i>	2		V <sup>a</sup>															
<i>Rhynchospora alba</i>	3		+ <sup>a</sup> V <sup>a</sup>															
<i>Rhynchospora fusca</i>	2		+ <sup>a</sup> V <sup>a</sup>															
<i>Eriophorum angustifolium</i>	3		V <sup>a</sup>															
<i>Veronica scutellata</i>	3		X <sup>a</sup>															
<i>Briza media</i>	3		X <sup>a</sup>															
<i>Dactylorhiza maculata</i>	3		X <sup>a</sup>															
<i>Epipactis palustris</i>	2		X <sup>a</sup>															
<i>Juncus filiformis</i>	3		X <sup>a</sup>															
<i>Ophioglossum vulgatum</i>	3		X <sup>a</sup>															
<i>Pedicularis palustris</i>	1		X <sup>a</sup>															
<i>Salix repens</i>	3		X <sup>a</sup>															
<i>Corynephorus canescens</i>	3																	
<i>Teesdalia nudicaulis</i>	3																	
<i>Aira praecox</i>	3																	
<i>Carex panicea</i>	3		+ <sup>a</sup>															
<i>Nardus stricta</i>	3		X <sup>a</sup>															
<i>Antennaria dioica</i>	2																	
<i>Arnica montana</i>	2																	
<i>Cuscuta epithymum</i>	2																	
<i>Empetrum nigrum</i>	2																	
<i>Genista anglica</i>	3																	
<i>Genista pilosa</i>	3																	
<i>Juniperus communis</i>	3																	
<i>Lycopodium complanatum</i>	1																	
<i>Viola canina</i>	3																	
<i>Botrychium lunaria</i>	2																	
<i>Pedicularis sylvatica</i>	3																	
<i>Polygala serpyllifolia</i>	3																	
<i>Polygala vulgaris</i>	3																	
<i>Spargula morisonii</i>	3																	
<i>Thymus serpyllum</i>	1																	
<i>Bromus racemosus</i>	3																	
<i>Carex rostrata</i>	3																	
<i>Aphanes inexpectata</i>	2																	
<i>Carex vesicaria</i>	3																	
<i>Comarum palustre</i>	3																	
<i>Myrica gale</i>	3		I <sup>a</sup>															
<i>Lysimachia thyriflora</i>	3		I <sup>a</sup>															
<i>Viola palustris</i>	3		I <sup>a</sup>															
<i>Hypericum elodes</i>	1																	
<i>Menyanthes trifoliata</i>	3																	
<i>Hottonia palustris</i>	3																	
<i>Carex lasiocarpa</i>	2																	
<i>Ranunculus lingua</i>	2																	
<i>Carex elata</i>	3																	
<i>Eleocharis multicaulis</i>	2																	
<i>Littorella uniflora</i>	2																	
<i>Carex diandra</i>	1																	
<i>Osmunda regalis</i>	3																	
<i>Thelypteris palustris</i>	3																	
<i>Salix pentandra</i>	3																	
<i>Pyrola minor</i>	3																	
<b>Integrierte Bewertung nach Gefährdung der Arten u. Vegetationseinheiten</b>																		

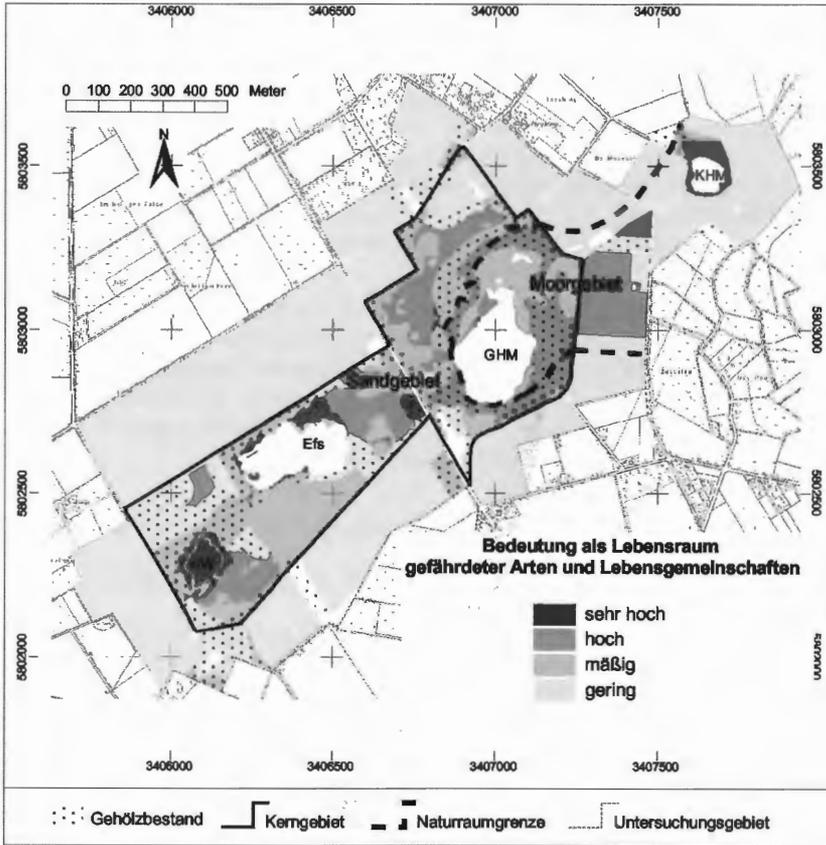


Abb. 20: Schutzwürdigkeit der Vegetationseinheiten des NSG Heiliges Meer und der angrenzenden Flächen nach ihrer Lebensraumbedeutung für gefährdete Arten. Darstellungen der Deutschen Grundkarte 1:5000 mit Genehmigung des Landesvermessungsamtes v. 03.07.2000, AZ.: S 1281/0.

Tab. 11: Lokalisierte Nachweise zurückgegangener Heide- und Heideweiherarten im NSG Heiliges Meer (Erläuterung im Text).

Bereich im Kerngebiet	Vegetationseinheiten der zurückgegangenen Arten zu den einzelnen Arten siehe Kap. 3.1	Heutige Vegetation
Heideweiher, östlicher Teil	<i>Littorelletea</i> (RUNGE 1991)	<i>Sphagnetum cuspidato-obesi</i> , <i>Nymphaeetum</i> , <i>Eleocharitetum multicaulis</i>
Süd- Nord-(Ost-)litoral Erdfallsee	<i>Littorelletea</i> , <i>Rhynchosporietum</i> (RUNGE 1991)	Gebüsch, Laubwald ( <i>Myricetum</i> , <i>Frangulo-Salicetum</i> , <i>Molinia-Betula</i> -Gesellschaft, <i>Betulo-Quercetum molinietosum</i> )
Heiden am Großen Heiligen Meer, Erdfallsee und Heideweiher	<i>Nardetalia</i> , <i>Ulicetalia</i> , <i>Erico-Sphagnetalia</i> , <i>Molinietalia</i> (RUNGE 1967, 1985)	Degenerations-/ Vergrasungsstadien des <i>Genisto-Callunetum</i> u. <i>Ericetum</i> , z.T. als <i>Molinia</i> -Fazies
Frühere Heide im Westen- u. Nordwesten des Großen Heiligen Meeres	<i>Nardetalia</i> , <i>Ulicetalia</i> , <i>Erico-Sphagnetalia</i> , <i>Molinietalia</i> (GRAEBNER 1930)	Birkenwälder ( <i>Molinia-Betula</i> -Gesellschaft, <i>Betulo-Quercetum molinietosum</i> )
Frühere Heide zwischen Heideweiher und Erdfallsee	<i>Nardetalia</i> , <i>Ulicetalia</i> , <i>Erico-Sphagnetalia</i> , <i>Molinietalia</i> GRAEBNER (1930), RUNGE (1957)	Birkenwälder ( <i>Molinia-Betula</i> -Gesellschaft, <i>Betulo-Quercetum molinietosum</i> )

## 4. Beeinträchtigungen und Gegensteuerungsmöglichkeiten

In den folgenden Kapiteln wird untersucht, ob und welche Nutzungen, Nutzungsänderungen und indirekten Nutzungseinflüsse die schutzwürdigen Lebensräume und Landschaftselemente beeinträchtigen. Aus der Analyse und Bewertung der Wirkungen und Wirkfaktoren sollen darüber hinaus Handlungsziele zur Gegensteuerung abgeleitet werden. Dazu werden die wissenschaftlich begleiteten Managementverfahren der Außenstelle des Westf. Museums für Naturkunde und aus anderen nordwesteuropäischen Heidegebieten sowie wissenschaftliche Arbeiten zur Emissionsminderung in der Landwirtschaft herangezogen.

Jedes Handlungsziel birgt zugleich Risiken und Zielkonflikte, die wiederum durch eine optimierte Ausführung abgestellt oder gemildert werden können. „Pro“ und „Contra“ werden den Handlungszielen jeweils am Ende der folgenden Abschnitte tabellarisch zugeordnet, weil es sich um wichtige Entscheidungsgrundlagen mit Blick auf die Umsetzungsplanung in Kapitel 5 handelt, in der die sektoralen Handlungsziele untereinander und mit den Umsetzungsmöglichkeiten abgestimmt werden.

### 4.1 Beeinträchtigung durch Nutzung und Nutzungswandel

#### 4.1.1 Nivellierung kulturlandschaftlicher Eigenart im Heiligen Feld

Veränderungen sind Bestandteil einer genutzten Kulturlandschaft. Ästhetische und kulturhistorische Beeinträchtigungen gehen in der jüngsten Landschaftsphase von anthropogenen Eingriffen aus, die die Träger der kulturlandschaftlichen Eigenart sowie die alten Kulturrelikte, d.h. die besonders schutzwürdigen Landschaftselemente im Heiligen Feld zerstören oder verdecken (vgl. Tab. 4). Tab. 12 listet diese landschaftsnivellierenden Beeinträchtigungen seit der Flurbereinigung in den 1970er Jahren auf. Sie resultieren zum einen aus der Nutzungsintensivierung in der Agrarlandschaft und zum anderen aus der Nutzungsaufgabe im Kerngebiet, durch die wertvolle Kulturlandschaftselemente langsam verfallen.

Schließlich sollen die raumübergreifenden visuellen und akustischen Belastungen des Landschaftserlebens nicht unerwähnt bleiben, die vom überregionalen Verkehr auf der

Tab. 12: Beeinträchtigungen wertvoller Kulturlandschaftselemente im Heiligen Feld durch moderne Landnutzungen (untersuchter Zeitraum 1970-1996).

Landschaftselement	Beeinträchtigung
Feuchtwiesensenken	Auffüllen, Drainage, Grünlandumbruch
	Heckenrodung
	Anlage von Teichen
Erdfallgewässer	Angelhütten, Stege
	Uferbegradigung/-gestaltung
Dünen	Sandabgrabung
	Anlage von Teichen
Feldwege	Begradigung, Befestigung (Asphalt-/Kiesdecken)
	Verlust bei der Zusammenlegung von Schlägen
Feldställe	Verfall, Abtragung
Hofgebäude	Modernisierung, Umnutzung (Wohnen/Gewerbe)
Wallhecken	Rodung, Einebnung
Heiden	Verlust blühender Heiden durch Vergrasung, Überalterung, Verbuschung
Grünland	Verbrachung, Wiederbewaldung
Wallhecken, Obstbäume	Verlust bei fehlender Pflege (auf den Stock setzen, Nachpflanzen)

L504, vom Hopstener Gewerbegebiet im Norden bis hin zu den Silhouetten der Kohlehalden und Industrieanlagen im Süden ausgehen, auch wenn diese nicht Gegenstand der Naturschutzplanung im Heiligen Feld waren.

### Steuerungsmöglichkeiten

Die Umweltqualitätsziele für die Landschaftselemente sehen vor, die erlebbare kulturlandschaftliche Eigenart und Landschaftsgeschichte im Kerngebiet und in der modernen Agrarlandschaft zu erhalten und zu fördern. Dies läßt sich auf zweierlei Wegen erreichen: gestaltend, indem noch vorhandene, aber verdeckten Träger kulturlandschaftlicher Eigenart restauriert werden. Das ist z.B. bei verbauten Erdfallgewässer, unter Acker verborgenen Bodensenken oder durchgewachsenen Wallhecken möglich (Tab. 13). Ort und Umfang sind mit den Immissionsschutz-Zielen abzustimmen, da eine möglichst funktionale Einbindung der Elemente angestrebt wird (Kap. 2.2.1.).

Der zweite Möglichkeit, das Landschaftserleben zu steuern und zu optimieren, bieten lenkende und informierende Maßnahmen. Dabei laufen Funktionswandel, Veränderung und Verfall der Kulturlandschaftselemente ungehindert ab, werden aber durch gezielte Informationen für den Betrachter erlebbar gemacht (Tab. 13).

Tab. 13: Mögliche Handlungsziele zur Sicherung und Förderung der erlebbaren kulturlandschaftlichen Eigenart im Heiligen Feld und Entscheidungsgrundlagen für die Zielfestlegung.

Handlungsziel	Pro (Effektivität/Synergismen)	Contra (Risiko / Zielkonflikt)	Optimierungsmöglichkeit
Umwandeln von Acker in heckenumrandete Feuchtwiesen wo Bodensenken noch erkennbar sind	a) Nährstoff-Retention (vgl. Kap. 4.2.4) b) Neuer Lebensraum für gefährdete Feuchtwiesenarten nach gelungener Wiedervernässung	Phosphormobilisierung bei Wiedervernässung	- Aushagern (vgl. BROLL et al. 2000) - Bodenabtrag
Entfernen künstlicher Elemente (Stege, Hütten etc.) an Erdfallgewässern	Verminderung der Störungen empfindlicher Arten		
Pflege (Nachpflanzung, Mahd/Beweidung) der Kulturrelikte im Kerngebiet	Weitgehend zielkonform mit dem Schutz von Arten- und Lebensgemeinschaften (vgl. Kap. 4.1.2.3)	Ökologische Nivellierung bei einseitiger Umsetzung (z.B. Leitbild „blühende Heide“)	zeitlich versetzte, kleinräumige Ausführung
Vermitteln von Hintergrundinformationen	a) positive Erfahrungen bei der Vermittlung ökologischer Zusammenhänge durch die Außenstelle (Führungen, Vorträge, Ausstellung, Ton-Dia-Serie) b) Wecken eines „ökologischen Bewußtseins“ bei Landnutzern und Akzeptanz für Maßnahmen	- Erhöhung der Besucherzahlen und Störung empfindlicher Arten und Lebensgemeinschaften - „Möblierung“ der Landschaft durch Informationsmedien	- Aussparen des Moorgebietes (Erlenwald und Feuchtwiesen zwischen Großem und Kleinen Heiligen Meer) und des Heideweiher - Wahl von Informationsmedien, die nur von tatsächlich Interessierten in Anspruch genommen werden: z.B. käufliche Broschüren, Führungen

## 4.1.2 Veränderung des natürlichen und anthropogenen Störungsregimes im Kerngebiet

### 4.1.2.1 Ökologische Wirkungen historischer Nutzungsweisen und heutiger Pflegemaßnahmen

Aus schriftlichen Quellen, Karten und Luftbildern sowie der Befragung von Zeitzeugen lassen sich historische Nutzungen im Kerngebiet zumindest in Teilen rekonstruieren (Tab. 14). Es wird deutlich, daß sämtliche Lebensräume bis zur NSG-Ausweisung unter menschlichem Einfluß standen, der entsprechend der gemeinschaftlichen Nutzungsform episodisch erfolgte. Alle Nutzungen sind in vegetationsökologischer Hinsicht Störungen, durch die Biomasse zerstört oder reduziert und Sukzessionen zurückgeführt werden („disturbance“ nach GRIME 1974, 1979). In der Tabelle werden Störwirkungen hervorgehoben, durch die regelmäßig primäre Rohbodenlebensräume entstehen. Auch dies trifft auf nahezu alle Nutzungsformen zu. Eingriffe in die Vegetations-, Humus- bzw. Sedi- mentdecke lassen Regenerationsnischen für Pflanzen entstehen, also Bereiche mit Bedin- gungen, die für die Keimlingsetablierung günstig sind („safe sites“). Viele Nutzungen ent- ziehen zudem den Ökosystemen Stoffe, die als Brennmaterial oder Dünger in den Nut- zungskreislauf der Höfe und Siedlungen abgeführt werden. Indirekte Störwirkungen gehen von der großflächigen anthropo-zoogenen Entwaldung aus (vgl. Abb. 6). Sie erhöht die Winddynamik im Sinne einer Umlagerung von Biomasse, wodurch Lebensraum für Heideweiherarten geschaffen wird (VAHLE 1990, SCHAMINEE et al. 1992). Zugleich fördert die fehlende Beschattung das sommerliche Austrocknen von Böden und Gewässersedimen- ten und damit deren Deflation (vgl. RUNGE 1974, 1988). Aus Karten, Bildern und Landschaftsbeschreibungen wird deutlich, daß windoffene Bereiche im Heideweiher- und Erdfallseegebiet noch bis zur Schutzgebietsausweisung großflächig vorhanden waren (vgl. Abb. 4, Abb. 7). Die zahlreichen Wallhecken im Heiligen Feld boten noch bis in die 1930er Jahre kaum Windschutz, da die Gehölze durch häufiges Auf-den-Stock-setzen allenfalls einen halben Meter Höhe erreichten (Nieland 1997 mdl.).

Die Analyse historischer Nutzungswirkungen verdeutlicht, daß die Gewässerlandschaft Heiliges Meer nicht nur das Produkt natürlicher, geogener Dynamik ist, sondern auch anthropo-zoogener Störungen. Ihre Art und Intensität änderte sich mit der allgemeinen Aufgabe der historischen Heidenutzung in den 1920er Jahren und mit dem amtlichen Naturschutz seit den 1930er Jahren.

Nach einer ersten Phase ohne anthropogene Störungen versucht der Landschaftsverband Westfalen-Lippe seit den 1960er Jahren, verlorengegangene Nutzungsfunktionen wieder- zubeleben (vgl. VERHEYEN 1990): Durch Rodungen, die im Heilig-Meer-Gebiet 1961 und im Erdfallsee-Gebiet 1978 vorgenommen wurden, und die nachfolgende Beweidung sind heute weitgehend baumfreie Heideinseln entstanden, die von naturnahen Gehölzbestän- den umgeben sind (Abb. 7). An den Seeufern hat sich seit der NSG-Ausweisung ein weit-

---

Zu Tab. 14

<sup>1</sup> Mündliche Auskunft Anwohner, Befragung 1997 (TEPE, NIELAND, MERSCH, ATTERMAYER, WELP, ÜFFING)

<sup>2</sup> KAMPMANN (1900/01)

<sup>3</sup> RUNGE (1967, 1985), Luftbild 1:25000 von 1939

<sup>4</sup> Münsterscher Anzeiger vom 13.4.1913

<sup>5</sup> THURNEISSER ZUM THURM (1612 zit. in PRUSS 1940)

<sup>6</sup> GRAEBNER (1930)

<sup>7</sup> Mündliche Auskunft Anwohner (zit. in BUDDE 1942)

<sup>8</sup> RUNGE (1991)

<sup>9</sup> TK 25 von 1895, Alliierte Luftbilder von 1940-1944

<sup>10</sup> Fotos, Zeitungsartikel im Archiv der Außenstelle

<sup>11</sup> RUNGE (1957)

Tab. 14: Frühere Nutzungen im Kerngebiet und Wirkungen auf die Lebensräume (EFS: Erdfallsee, HW: Heideweiher, GHM/KHM: Großes/Kleines Heiliges Meer).

Nutzung	Wirkung	Gewässer (Pelagial)	Gewässer (Litoral)	Feuchtheiden	Trockenheiden/-rasen	GebüschWald	Grünland	Acker	Zeit-/ Ortsangabe
Heideplaggen (Einstreu, Dünger)				x	x				- bis Anfang 20. Jahrhundert / punktuell im Bereich des heutigen Kerngebietes <sup>1</sup>
Stechen von Pfeifengras („Schutten“)	Stoffexport, episodische Störung/ Regenerationsnischen (Rohboden)			x					- bis Anfang 20. Jahrhundert - Bereich des heutigen Kerngebietes <sup>1</sup>
Torfgewinnung (Brennmaterial)		x	x						- jeweils vermutlich vor 1900 <sup>2</sup> / westliches Becken Efs <sup>3</sup> , Heide südlich HW, westl. GHM <sup>4</sup>
Faulschlammgewinnung („Bitumen“)		x							- ca. 16. Jahrhundert / GHM <sup>5</sup>
Brennholz („Holz“, „Busken“)	Entwaldung/Offenhaltung, Stoffexport	x	x	x	x				- bis NSG-Ausweisung / heutiges Kerngebiet <sup>1</sup> , vgl. heutige Niederwaldmerkmale in den Erlenwäldern am KHM/Ostufer GHM
	indirekt: Erhöhung der Winddynamik: episodische Störung/ Regenerationsnischen (Rohboden)	x	x		x				
Beweidung (Schafe, Rinder)	Offenhaltung; episodische Störung/ Regenerationsnischen (Rohboden) durch Tritt; Diasporeausbreitung		x	x	x	x	x		- bis Anfang 20. Jahrhundert / Bereiche westlich GHM („Schaf-Pädkes“) <sup>1</sup> - bis zur NSG-Ausweisung / frühere Feuchtheide zwischen Wallhecke und GHM <sup>6</sup> - Ende des 19. Jahrhundert – West- und Nordwestufer GHM (Rinder) <sup>7</sup> - bis NSG-Ausweisung/Erweiterung / Ostufer GHM: heutige Brachen u. Erlenbestände <sup>6</sup> - bis 1930er Jahre / Heideweihergebiet („sporadisch“) <sup>1</sup> - bis 1937/1947 / am Westrand des GHM <sup>8</sup> - bis 1963 / heutige Brachen am Ostrand des Gebietes <sup>6</sup>
Ackernutzung	permanente Störung							x	- 1920er bis 1960er Jahre / heutige „Attermeyerwiese“ (südlicher, östlich Bereich) <sup>1</sup>
Mahd (Streugewinnung)	Offenhaltung; Export; period. Störung		x	x					- ohne Zeitangabe / alten Besitzgrenzen im flachen Teil des GHM: Streunutzung? <sup>6</sup>
Fortbewegung (Tritt, Fuhrwerke)	episodische Störung/ Regenerationsnischen (Rohboden)		x	x	x				- Ende 19. Jahrh. bis 1930er Jahre / Heide am GHM, nördl. HW: Wege, Wagenspuren <sup>9</sup> - bis Anfang 20. Jahrh. / HW: „Fuhrwerke durch Wasser ziehen, Räder quellen lassen“ <sup>1</sup> - bis NSG-Ausweisung / Uferbereich GHM: Bootsverkehr, Fischerei <sup>10</sup> - vor allem direkt nach Einbruch (1913ff) / Heide, Uferbereich Efs <sup>1,10</sup>
Schlittschuhlaufen, Schwimmen			x	x					

gehend geschlossener Waldsaum gebildet (Tab. 15, Abb. 14 - Abb. 16). Durch die Wiederbewaldung ist die Windeinwirkung auf die Lebensräume im Kerngebiet zurückgegangen. Nur im Westen des Gehölzsaumes am Großen Heiligen Meeres wird eine schmale Schneise zur Heide hin offengehalten.

Tab. 15: Bewaldung (%) der Uferlinie in einem 20 m breiten Gürtel 1939 und 1995 (Quelle: GIS-gestützte Auswertung Luftbildkarte 1:25000 von 1939, Alliierte Luftbilder 1940ff, CIR-Luftbilder 1995).

	1939	1995
Großes Heiliges Meer	69 %	97 %
Erdfallsee	43 %	91 %
Heideweiher	52 %	72 %

In den Heiden werden seit den 1960er Jahren zwei Schafherden in Standweiden gehalten, um den Gehölzverbiß zu effektivieren (BEYER 1968, vgl. Abb. 1). In der Heide am Großen Heiligen Meer östlich der Ibbenbürener Straße (7 ha) weidet heute eine Mufflonherde (Kreuzung Mufflon x Heidschnucke; Mufflonhabitus). Die Weiden am Erdfallsee und Heideweiher (14 ha) sind in drei Abschnitte unterteilt, die von einer Heidschnuckenherde sehr ungleichmäßig beweidet werden (Abb. 21). Die heutige Pflegebeweidung hat sich als effektives Mittel gegen die Wiederbewaldung der Heiden erwiesen. In wesentlichen Punkten unterscheidet sie sich jedoch von der historischen Nutzung: Beweidet wird nur noch mit Schafen, die ständig auf der Fläche sind, im Gegensatz zur früheren episodischen Beweidungen durch Schafe und vor allem durch Rinder, die heute ganz fehlen.

Nur in manchen Jahren stehen zwei bis drei Pferde auf der „Attermeyerwiese“. Dort dokumentiert eine langjährige Offensandfläche, in der sich die Pferde wälzen, die Störungswirkungen durch „schwere“ Huftiere. Charakteristische Verbißform und die tief-



Abb. 21: Heidschnucken in der heute von *Molinia caerulea* dominierten Heide östlich des Erdfallsees.

gründigen Trittschäden durch Rinder, wodurch *Molinia caerulea* wirkungsvoll zurückgedrängt werden kann (WITTIG & HELLBERG 1999), fehlen. Die Beweidung konzentriert sich heute auf die Heideflächen und grenzt die großen Gewässer aus.

Die übrigen historischen Nutzungsformen sind bis auf Rudimente eingestellt worden:

Nur noch eine Feuchtwiese nördlich des Großen Heiligen Meeres wird gemäht. Die anderen Wiesen im Kerngebiet liegen brach. Die Gewinnung und Abfuhr organischer Substanz, die Plaggen-, Schutten- und Torfgewinnung und damit verbundene zyklische Störungen der Humus- und Sedimentauflagen fehlen seit der NSG-Ausweisung mit Ausnahme kleinflächiger Plaggenen zu Forschungszwecken (vgl. RUNGE 1979, 1983, KOHN 1992). Maßnahmen zur Wiederansiedlung von Zwergstrauchheiden, bei denen 1965 auf etwa 2 ha und 1985 auf 3 ha der Oberboden aufgekaufter Ackerflächen abgeschoben wurde (VERHEYEN 1990), ähneln im Effekt der Plaggennutzung, setzten jedoch an stark menschlich veränderten Standorten an und sind im Gegensatz zum kleinflächigen manuellen und damit heterogenen Plaggen großflächig maschinell ausgeführt worden. Während sich in der Folge südlich des Erdfallsees Trockenrasen (v.a. *Agrostietum tenuis*) einstellten und sich bei gleichzeitiger Beweidung bis heute Grünland gehalten hat, schritt die Sukzession auf der zweiten Fläche, nördlich des Heideweiher, nach einer moos- und flechtenreichen Heidephase schnell zu Pioniergehölzbeständen voran (BASELER 1996).

Während die episodischen, alle Lebensraumtypen betreffenden Störungen durch die Aufgabe landwirtschaftlicher Nutzungen abgenommen haben, hat der anhaltend hohe Besucherstrom (vgl. NEUHAUS-LEPKE 1939, VERHEYEN 1990) zu einer Zunahme vegetations- und tierökologisch wirksamer Störungen geführt, die jedoch im Gegensatz zur Heidenutzung permanent und räumlich konzentriert erfolgen: Seitdem die Schutzgebietsverordnung das Baden und Schlittschuhlaufen verboten hat (vgl. VO. über das Naturschutzgebiet vom 22.3.1930) und die Uferbereiche der größeren Gewässer 1974 wie zuvor die meisten Waldflächen ausgezäunt worden waren (VERHEYEN 1990, Rehage 1998 mdl.), haben sich die trittbedingten vegetationsökologischen Störungen räumlich auf schmale Besucherpfade in den Heiden konzentriert.

#### 4.1.2.2 Bewertung der Beeinträchtigungswirkung

WESTHOFF (1976) stellt als wichtigste anthropogene Rückgangsursache von Pflanzengesellschaften in Schutzgebieten neben „äußere“ auch „innere“ Ursachen, die auf Sukzessionen infolge von Nutzungsänderungen beruhen. Der „Schutz“ wäre dann eine Beeinträchtigung, wenn mit ihm die Aufgabe spezifischer dynamikfördernder Nutzungen einhergeht. Dieser Widerspruch ist bereits für vielen Heidegebiete und -lebensräume thematisiert worden (vgl. u.a. WESTHOFF 1979, SCHAMINEE et al. 1992, VAN DAM & BUSKENS 1992, VAHLE 1995). Im folgenden soll für die einzelnen Lebensräume des Kerngebietes bewertet werden, inwieweit vom Nutzungswandel Beeinträchtigungen für die gefährdeten Heide- und Heideweiher-Lebensgemeinschaften ausgehen.

### **Erdfallsee und Westufer des Großen Heiligen Meeres**

Am **Erdfallsee** sind die Protopedonbereiche und daran gebundene schutzwürdige *Littorelletea-/ Rhynchosporietum*-Gesellschaften zurückgegangen. Die Abnahme der sandlitorphen *Lobelia dortmanna* hält an. Die Sandlitorale gehen primär auf die geogene Dynamik des Erdfalls zurück. Gehölzsukzessionen (v.a. Gagel) haben später nachweislich zum Rückgang dieser Lebensräume beigetragen. Dieser an sich natürliche Prozeß wurde durch die Aufgabe der Nutzungen in der ursprünglich offenen Heidelandschaft seit den 1920er Jahren und zuletzt durch die Auszäunung des Ostufers, an dem die Heide lange durch Trittbelastungen und Beweidung offen gehalten wurde, gefördert. Die aufgekomm-

menen Uferwälder haben die Wind- und damit die Brandungseinwirkung vermindert und dadurch die Sukzession zusätzlich beschleunigt (vgl. Kap. 3.1.).

Abbildung Abb. 22 zeigt, wie heute in die ehemals offenen Sandlitorale des Erdfallsees und in die dort wachsenden *Littorella*-Rasen Gagel und Schilf eindringen. Dadurch wird die Brandungsdynamik weiter vermindert, so daß sich Detritus ablagern kann.

Für *Littorella uniflora* und die zweite Leitart oligotropher Lebensräume, *Lobelia dortmanna*, stehen trotz der Sukzession nach wie vor offene Protapedonbereiche als potentielle Lebensräume zur Verfügung, die jedoch vegetationsfrei bleiben. Der deutliche Rückgang von *Lobelia* seit etwa 1980 war zudem nicht mit einer gleichzeitigen Zunahme der Gehölz- und Schilfbestände verbunden. Es scheint demnach noch weitere Rückgangursachen, zu geben, die im Zusammenhang mit den Stoffeinträgen an späterer Stelle eingeschätzt werden sollen (Kap. 4.2.).



Abb. 22: *Littorella uniflora*-Rasen im Kontakt zu Gagel- und Schilfbeständen am Ufersaum des Erdfallsees.

Am Westufer des **Großen Heiligen Meeres** kann neben dem Nährstoffeintrag, der vornehmlich von der Meerbecke ausging (Kap. 4.2., KRIEGSMANN 1931, POTT et al. 1998), auch der Nutzungswandel den Rückgang oligotropher Arten gefördert haben. Hier hatte das Vieh freien Zugang und Boote legten an (Tab. 14). SCHWAR (1900) beschrieb dort zum Jahrhundertwechsel große *Littorella*-Bestände, und eine paläoökologische Untersuchung des Seesedimentes bestätigt die enge zeitliche Bindung dieser sandoligotropher Art an die Phase der Heidenutzung (Barth 1999 mdl.). Die ersten vegetationskundlichen Untersuchungen aus den 1940er und 1950er Jahren (BUDE 1942, RUNGE 1957) dokumentieren bereits die Endphase der Verdrängung sandoligotropher Arten.

### Heideweiher

Am **Heideweiher** ist nach den bisherigen Erkenntnissen ein Wendepunkt in der Sukzession ab den 1970er Jahren erkennbar. Seitdem sind die zyklischen sandoligotropheren Pha-

sen ausgeblieben (Kap. 3.1.). Etwa im gleichen Zeitraum sind aus vielen anderen nordwesteuropäischen Sandgewässern Dystrophierungen bekannt geworden, die mit versauernden Depositionen in Zusammenhang gebracht werden (u.a. ARTS et al. 1990, VAN DAM & BUSKENS 1992, KAPLAN 1993). Eine Reihe von Autoren führt als weiteren begünstigenden Faktor das gegenüber der historischen Heidelandschaft veränderte Störungsregime an (u.a. SCHAMINEE et al. 1992, VAHLE 1995, URBAN 1999). Für den Heideweier lassen sich direkte menschliche Störungen noch kurz vor der Schutzgebietsausweisung belegen, und geht man von der fortgeschrittenen Bewaldung im Umfeld aus (Tab. 14, Tab. 15, Abb. 14), war auch die lokalklimatische Dynamik durch Wind, Einstrahlung und Wasserstandsschwankungen früher größer als heute. Dies begünstigte die Dystrophierung. Welchen Stellenwert jedoch die Faktoren Deposition, Änderung des Störungsregimes oder auch die subrosionsbedingte Gewässereintiefung für den Sukzessionsverlauf hatten, läßt sich anhand des vorliegenden Datenmaterials nicht weiter differenzieren.

## Heiden

Aus den nicht mehr genutzten Heideflächen sind Wälder entstanden. Dadurch wurden vor allem feuchte **Heiden** dezimiert und zumindest lokal, wie im Nordwesten des Großen Heiligen Meeres, gefährdete Begleitarten wie *Gentiana pneumonanthe* oder *Dactylorhiza maculata* verdrängt. Der Nutzungswandel ist in dieser Hinsicht als Beeinträchtigung zu werten. Jedoch auch in den heute noch offenen, beweideten Heiden fehlen die von früher bekannten gefährdeten Begleitarten, und viele der schutzwürdigen Zwergstrauchheiden sind vergrast (Kap. 3.1.). Auch daran kann ein verändertes Störungsregime beteiligt sein. RUNGE (1957) vermutet, daß *Lycopodium inundatum* durch den fehlenden Plaggenhieb ausgestorben ist. WITTIG & HELLBERG (1999) können in einem anderen Feuchtheidegebiet die Bedeutung der kurzzeitigen Rinderbeweidung, wie sie auch am Heiligen Meer betrieben wurde, für die Regeneration von Arten wie *Narthecium ossifragum*, *Pedicularis sylvatica*, *Salix repens*, *Briza media*, die auch im Schutzgebiet zurückgegangen sind, belegen. Andererseits gibt es auch heute in allen Teilen des Kerngebietes noch offenen Sand durch Kaninchen, Schafe und das nur schwach im Sand verwurzelte Moos *Campylopus introflexus*, die aber offenbar zur Regeneration der zurückgegangenen Heidearten ungeeignet sind. Auch hier läßt sich anhand der vorliegenden Informationen nicht klären, ob stoffliche Belastungen aus Depositionen oder ob die von der historischen Nutzung abweichenden Pflegemaßnahmen die Ursachen des Artenrückgangs sind.

### 4.1.2.3 Steuerungsmöglichkeiten

Die Beeinträchtigungsanalyse hat gezeigt, daß sich der Rückgang der Lebensraumdynamik infolge des Nutzungswandels negativ auf Heide- und Heideweier-Lebensgemeinschaften auswirkt, deren Schutz und Förderung im Sandgebiet vordringlich ist (vgl. Kap. 3.2.1.). Wenn es gelingt, die Lebensraumdynamik nach historischem Vorbild zu reaktivieren, und wenn die stofflichen und populationsbiologischen Voraussetzungen erfüllt sind, kann das Umweltqualitätsziel erreicht werden. Die möglichen Handlungsziele hierfür werden zusammen mit den Argumenten, die für Umsetzungsentscheidungen erforderlich sind, in Tab. 16 aufgelistet. Übergeordnetes Handlungsziel ist es, die bisherige Pflege durch stärkere Eingriffe, die episodisch erfolgen (>1 Jahr) und die zum Teil die natürliche Winddynamik reaktivieren, zu ergänzen. Dazu gehören Maßnahmen wie Plaggen, Gehölze entfernen oder eine gesteuerte Beweidung, mit der eine kurzfristige, starke, unselektive Beweidung mit entsprechenden Narbenschäden zu erzielen ist. Die status-quo-orientierte Pflege nähert sich damit einer temporär prozeßorientierten Naturschutzstrategie an (vgl. Kap. 3.2.1.).

Anders als im Sandgebiet sollen im moorigen östlichen Teil des Kerngebietes ungestörte Entwicklungsprozesse zugelassen bzw. gefördert werden, mit der Konsequenz, daß direkte Nutzungseinflüsse durch Besucher oder Angler möglichst ferngehalten werden („abschirmender prozeßorientierter Naturschutz“, Kap. 3.2.1.). Dies ist vor allem durch Wegesperrungen zu erreichen.

Tab. 16: Mögliche Handlungsziele zum Reaktivieren der Lebensraumdynamik nach dem Vorbild früherer Nutzungseinflüsse und Entscheidungsgrundlagen für die Zielfestlegung.

Umweltqualitätsziel Handlungsziel	Pro (Effektivität / Synergismen)	Contra (Risiko/Zielkonflikt)	Optimierungsmöglichkeit
Heidegesellschaften und Trockenrasen in unterschiedlichen Altersstadien / Regenerationsnischen für gefährdete Begleitarten => Plaggen vergraster, überalterter Heiden	a) erfolgreiche Regeneration von Beständen des <i>Ericetum tetralicis cladoniotosum</i> und <i>Geministo-Callunetum typicum et moliniotosum</i> im Gebiet (RUNGE 1979, 1983) und in anderen nordwesteuropäischen Heiden (u.a. BOBBINK & HEIL 1993, TORNEDE & HARRACH 1998) b) der Biomasseentzug kompensiert z.T. die erhöhten Stickstoffdepositionen (PFADENHAUER 1993)	- Schädigung der Populationen schutzwürdiger Lebensgemeinschaften vor allem bei großflächigem und zu tiefem Plaggen (MÜLLER et al. 1997)  - beschleunigtes Gehölzaufkommen (BEHLERT 1993)	- kleinflächig fortschreitendes, manuelles Vorgehen (GIMMINGHAM 1994) - Belassen des Ah-Horizontes (DIEMONT & LINTHORST HOMAN 1989, MÜLLER et al. 1997) aber Entfernung der Überdauerungsorgane der Grasarten (LINDEMANN 1993) - Aussparen unvergraster nasser Heiden ( <i>Ericetum tetralicis sphagnetosum</i> ) - Diasporenausbringung durch Mäh- und Plaggut (vgl. RODE 1998)
Regenerationsnischen gefährdeter Heideweierarten => Uferplaggung/ Sedimententfernung	a) erfolgreiche Managementbeispiele aus anderen Gebieten (vgl. VAN DAM & BUSKENS 1993, WITTIG 1996, BROUWER & ROELOFS 1998, RAABE & VAN DE WEYER 1998) b) günstige Voraussetzungen am Heideweier: - noch in den 1970er Jahren kamen <i>Littorellion</i> -Arten vor (vgl. Kap. 3.2.2) - der Grundwasserzustrom erhöht die Pufferkapazität im Vergleich zu allein regenwassergespeisten dystrophierten Gewässern des selben Typs - im Gegensatz zu den Litoralen des GHM u. Efs erschweren Gehölze u. Sumpfpflanzen die Sedimententnahme wenig c) Maßnahmen sind zugleich Ersatz für nutzungsbedingte Stoffentzüge	- Schädigung der Populationen schutzwürdiger dystrophenter Lebensgemeinschaften - Vernichtung des Diasporenpools bei zu tiefer Sedimententnahme (KOHN 1993)  - beschleunigte Redystrophierung: in anderen Sandgewässern innerhalb von <10 Jahren (KAPLAN 1993, WITTIG 1996, URBAN 1999)	- Beschränkung auf Brandungsufer - Versuche auf kleiner Fläche unter Belassung von Sedimentresten (vgl. KOHN 1993) - manuelle Sedimententnahme, wenn die Uferbereiche bei niedrigem Wasserstand trockengefallen sind (VAHLE 1990)  - Stabilisierung durch gleichzeitige Erhöhung der Winddynamik
Offene Zwergstruchheiden / Regenerationsnischen für gefährdete Heide- und Heideweierarten => Gesteuerte Beweidung (kurz u. intensiv, Schafe u. Rinder) durch flexible Zäune in Heiden und an Gewässerufem	Positive Erfahrungen a) im NSG bei der Offenhaltung der Heiden (BEYER 1968, REHAGE 1998 mdl.) b) aus anderen nordwesteuropäischen Trocken- u. Feuchten Heiden zur - Gegensteuerung von Vergrasungen (u.a. TORNEDE & HARRACH 1998, WITTIG & HELLBERG 1999), - Standortdiversifizierung (u.a. GIMMINGHAM 1994) c) zur Regeneration oligotropher Litorallebensräume (VAN DAM 1987)	- Kotbelastung und Vergrasung bei dauerhaft hohen lokalen Beweidungsdichten (GIMMINGHAM 1994)  - Störung von Besuchern	- Koppelung der Tiere außerhalb der Heiden/Gewässerufer bei Zufütterung im Winter, ggf. auch ganzjährig über Nacht  - Rinder nur in Bereichen ohne Besucher - Besucherlenkung und -information

Umweltqualitätsziel Handlungsziel	Pro (Effektivität / Synergismen)	Contra (Risiko/Zielkonflikt)	Optimierungsmöglichkeit
<b>Offene Zwergstrauchheiden / Regenerationsnischen für gefährdete Heide- und Heideweiher-Arten =&gt;</b>  <b>Gehölze entfernen in Heiden und an Gewässerufem</b>	Verminderung autochthoner Nährstoffeinträge durch: - Laubeintrag (vgl. PSENNER 1984); - N-Bindung u. N-Einträge durch Erlensymbiose	- Schädigung der Populationen schutzwürdiger gefährdeter Gebüsch- und Waldgesellschaften	- Eingriffe auf Hauptwindrichtung beschränken - Eingriffe nur in Bestände mit mäßiger oder geringer Schutzwürdigkeit (vgl. Abb. 20)
		- plötzliche Stofffreisetzung/ Eutrophierungen durch Mineralisierung organischer Auflagen u. erhöhte Auswaschung (KREUTZER 1981, JENTSCH et al. 1999)	- Eingriffe auf Hauptwindrichtung beschränken - Eingriffe nur in Bestände mit geringer Humusakkumulation (zugleich gering/mäßig schutzwürdig, s.o.): trockene <i>Betulo-Quercetum</i> -Bestände, Kiefern-Mischwälder, <i>Molinia-Betula pubescens</i> -Wälder - nachfolgendes Plaggen
		- Zerstörung von Immissionschutzgürteln	- ggf. Ersatzpflanzung für größerem Abstand (vgl. Kap. 4.2.4)
<b>Ersatzlebensräume gefährdeter Heide- und Heideweiher-Arten =&gt;</b>  <b>Abschieben des Oberbodens landwirtschaftlicher Nutzflächen nach Aushagerung</b>	a) Teilerfolge bei Versuchen der Heidereneration im Gebiet, d.h. Entwicklung von Sandtrockenrasen („Ättermeyerwiese“, vgl. RUNGE 1991), und von Heidefragmenten (Acker nördlich Heideweiher, vgl. BASELER 1996), jedoch nur vereinzelt Etablierung gefährdeter Arten  b) erfolgreiche Regeneration von Heideweiherarten in ehemaligen Lebensräumen unter Extensivgrünland und Heiden in anderen Gebieten Nordwestdeutschlands (KAPLAN & LENSKI 1989, KAPLAN & MUER 1990, DRENGEMANN et al. 1995, WITTIG 1996).	- ggf. fehlender Diasporenpool	- Bodensondierung (Suche nach Torf- und Heidehumusschichten) - Ausbringung von diasporenhaltigem Mähgut/Plaggmaterial

## 4.2 Stoffeinträge in die Lebensräume des Kerngebietes

Die Trophiezunahme im Schutzgebiet ist offenkundig, und die Intensivierung interner Stoffströme ist als Konsequenz meßbar (vgl. POTT et al. 1998 an Litoralen). Noch zu klären ist jedoch, welchen Stellenwert die Stoffeinträge und darunter speziell die anthropogenen Einträge bei der Sukzessionsbeschleunigung und Strukturveränderungen der besonders schutzwürdigen Lebensräume haben und wie die Belastungspfade verlaufen. Die Untersuchungen zum Stoffeintrag entsprechen methodisch einer „ökologischen Risikoanalyse“ nach BACHFISCHER (1978) und SCHOLLES (1997), die hier in zwei miteinander verbundene Teile auf der Immissions- sowie auf der Emissionsseite der Stoffflüsse unterteilt wird. Abb. 23 stellt die Abfolge der Risikoanalyse und die Einbindung in den Planungsablauf dar.

Im folgenden Kapitel stehen zunächst die Immissionen ins Kerngebiet im Mittelpunkt: In Kapitel 4.2.1. werden die stofflichen Wirkfaktoren und Eintragspfade untersucht. In den Bewertungskapiteln (Kap. 4.2.2., 4.2.3.) werden die Belastungswirkungen auf die schutzwürdigen Lebensräume (Seen, Heideweiher und Kolke, Heiden) in der Vergangenheit (Vegetationswandel), in der Gegenwart (Lebensbedingungen der heutigen Vegetation) und für die Zukunft (Regenerations- und Entwicklungsbedingungen) bewertet, wobei die

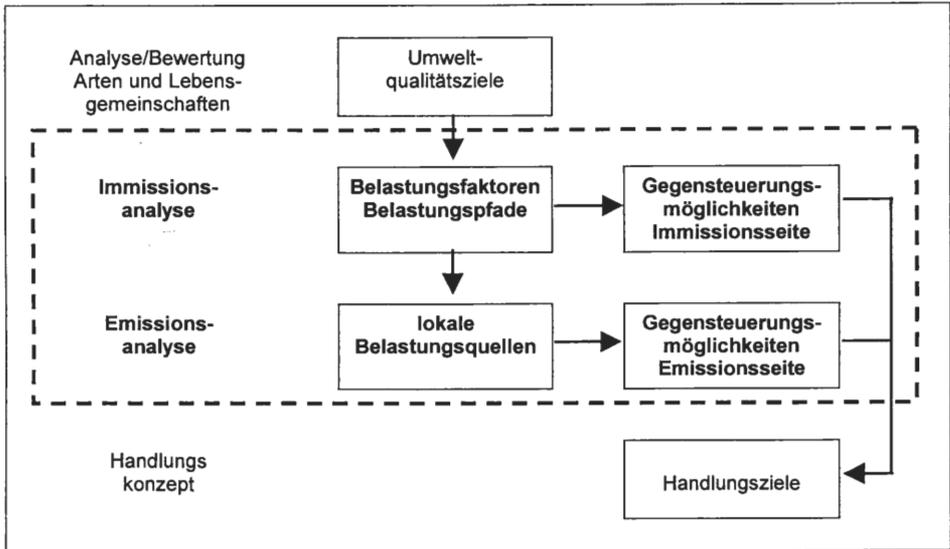


Abb. 23: Ablauf und Ziele der stofflichen Belastungsanalysen im Rahmen der Naturschutzplanung.

Wirkungen der Stoffeinträge so weit wie möglich von denen des Nutzungswandels zu differenzieren sind.

Aus den Belastungspfaden werden Risikozonen im landwirtschaftlich genutzten Umfeld abgeleitet. Abschließend werden die Gegensteuerungsmöglichkeiten an der Immissionsseite dargestellt (Kap. 4.2.4.). Die Belastungspfade und Risikozonen bilden Anknüpfungspunkt der emissionsbezogenen Risikoanalyse im Umfeld des Kerngebietes (Kap. 4.3.).

#### 4.2.1 Potentielle Wirkfaktoren und Eintragspfade

##### Direkteinträge

Da das Kerngebiet allseits durch Wege, Gräben und Gehölzstreifen einen mindestens 10 m breiten Distanzstreifen zu den landwirtschaftlichen Nutzflächen aufweist, ist ein direkter Stoffeintrag durch ungenau eingestellte Mineraldüngerstreuer, Spritzgeräte oder Güllefässer vernachlässigbar (siehe Abwehung partikulärer Nährstoffe, Kap. 4.3.1.4.). Direkte Stoffeinträge können von Besuchern des Gebietes ausgehen. Die Vegetationsanalyse der Wegausläufe im NSG erbrachte jedoch keine Anzeichen eines Nährstoffeintrags (VERHEYEN 1990). Stickstoffzeigende Pflanzen kommen im Kerngebiet nur auf ehemals landwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzten Flächen sowie an den Grenzen zu landwirtschaftlich genutzten Flächen und zur Ibbenbürener Straße (L504) vor (vgl. TERLUTTER 1995). An den Randstreifen der L504, die durch das Schutzgebiet führt, wurden bis in die 1980er Jahre Blattschäden bei Gräsern (*Lolium perenne*, *Bromus mollis*) festgestellt, die auf Abgas- und Schwermetallbelastungen zurückgeführt wurden (HOLTZ et al. 1965, NOWACK 1980). Im NSG selbst konnten derartige Beobachtungen bislang nicht gemacht werden.

##### Grundwasserpfad

Die langjährige Beprobung eines dichten Grundwasser-Meßstellennetzes im Kerngebiet konnte anthropogen erhöhte Nitrat- und Chlorideinträge sowie, begrenzt auf die Randbe-

reiche, Kaliumeinträge der lokalen landwirtschaftlichen Nutzung zuordnen (WEINERT et al. in diesem Band). Durch die geringe Sorption in der Bodenmatrix werden Chlorid und Nitrat advektiv mit dem Grundwasserstrom verlagert und können so bis in das Kerngebietsinnere vordringen. Die wichtigsten Transportmechanismen gelöster Stoffe vom Grundwasser in die Lebensräume des Kerngebietes sind Advektion und Diffusion in der Sättigungszone des Bodens und in Gewässern sowie kapillarer Aufstieg und Wurzelaufnahme. Damit grenzt sich die Zahl potentiell belasteter Biozönosen auf die aquatischen, semiterrestrischen und durch tiefwurzelnde Gehölze geprägten Lebensräume ein, d.h. Gewässerpelagiale und -litorale, Feuchtheiden, -grünland und -gebüsche sowie Erlen- und Eichen-Wälder (vgl. Tab. 9, Tab. 10). Der Flächenanteil dieser gefährdeten Lebensräume liegt bei etwa 57 % im Kerngebiet. Lokal können organische Lagen (Niedermoor torf) den Austausch hemmen. Dies wurde bei einer Reihe von Kolken des Kerngebietes (WEINERT et al. in diesem Band) und den Birkenbruchwäldern (PUST et al. 1997) nachgewiesen. Für die herkunftsorientierte Analyse der Belastungspfade ist das Höhengniveau der Kontaktzone zwischen Grundwasser und Lebensraum von Bedeutung, da sich darüber die Einzugsgebiete einschätzen lassen. Aufgrund der vertikalen Komponente des Grundwasserflusses zum Rezeptor beschränkt sich das Einflußgebiet der Lebensräume, die im Kontakt zum oberflächennahen Grundwasser stehen (Feuchtheiden, -grünland, -gebüsche, flache Gewässer), in erster Linie auf die direkt angrenzenden Flächen, die in der Regel innerhalb des Kerngebietes liegen (vgl. WEINERT et al. in diesem Band). Das Große Heilige Meer und der Erdfallsee und alle mit ihrem Wasser in Kontakt stehenden Lebensräume sind darüber hinaus an tiefere Grundwasserschichten angebunden und verfügen damit über größere Einzugsgebiete, zumal durch die Vorflutfunktion zusätzlich Wasser aufsteigen kann (WEINERT et al. in diesem Band). Auch die tiefwurzelnden, erlenreichen Gehölzbestände der Litorale erreichen nach Beobachtungen von PUST et al. (1997) am Großen Heiligen Meer tieferes Grundwasser.

Die Einzugsgebiete des Großen Heiligen Meers und des Erdfallsees können bezogen auf die Seebecken unter Berücksichtigung der Grundwasserfließrichtung, die im großräumigen Maßstab aus süd-südöstlicher Richtung erfolgt, sowie aus der Abstandsgeschwindigkeit und der vertikalen Grundwasserbewegung berechnet werden. In maximaler Ausdehnung, unter Annahme eines Grundwasseraufstiegs, ergibt sich ein Gürtel um die Seen, der in südlicher Richtung etwa 1000 m breit ist (WEINERT et al. in diesem Band).

Die besondere Gefährdung der tiefen Gewässer und Erlenwälder durch landwirtschaftliche Schadstoffe im Grundwasser schließt nicht aus, daß auch andere Lebensräume durch längerfristige Stoffumsetzungen betroffen sein können, z.B. in Waldökosystemen durch Laubfall (vgl. PUST et al. 1997).

Eine Gleichsetzung des Grundwassereinzugsgebietes mit dem Einflußgebiet der mobilen Stoffe Nitrat und Chlorid setzt einen zeitlich und räumlich linearen advektiven Stofffluß voraus, der allein auf physikalisch-geologischen Faktoren beruht. Die tatsächliche Transporteffizienz hängt jedoch von einer komplexeren Faktorenkonstellation ab. So gibt es Hinweise auf eine Denitrifikationsaktivität im Grundwasserleiter. Zudem ist es denkbar, daß die südlich am Schutzgebiet entlang fließende Meerbecke als Vorfluter Grundwasser vom Gebiet fernhält bzw. durch den Aufbau eines reduktiven Milieus die Ammonifikation und Denitrifikation fördert (WEINERT et al. in diesem Band).

### **Oberflächenwasser**

Die Bedeutung externer Stoffeinträge mit dem Oberflächenwasser hat abgenommen, seitdem die Anbindung der Gewässer und Feuchtlebensräume an das Vorfluternetz im Zuge der Flurbereinigung unterbunden worden ist. Die heute im Kerngebiet noch sichtbaren Reste des Dränagesystems sind abgekoppelt bzw. entwässern in Umlaufgräben entlang

der Gebietsgrenzen. Die Meerbecke kommt durch ihren geringen Abstand zum Kerngebiet als potentielle Eintragsquelle nach wie vor in Frage. PUST (1993) und PUST et al. (1997) konnten zeitweise deutlich erhöhte Sulfat, Chlorid und Schwermetallgehalte messen und die Herkunft einem Steinbruch im Einzugsgebiet des Baches zuordnen. Darüber hinaus zeigten die anorganischen Stickstoffverbindungen und Phosphat erhöhte Werte (HAGEMANN et al. in diesem Band).

Bei Hochwassersituationen bestehen kurzfristige Kontakte zum Vorfluternetz, wie zuletzt im Oktober 1998, als Oberflächenwasser aus der Meerbecke und aus den Umlaufgräben in das Gebiet und die Gewässer gelangte und das über die Ufer getretene Kleine Heilige Meer im Kontakt zu den umgebenden Weideflächen stand (HAGEMANN & PUST 1999). Durch Hochwassereinträge sind vor allem die Lebensräume am Großen Heiligen Meer sowie die im Osten an die Meerbecke grenzenden Waldbereiche gefährdet.

Im Erlenbruchwald, der am Südostufer des Großen Heiligen Meeres an die Meerbecke angrenzt, deuten erhöhte Salzkonzentrationen im Sicker- und Grundwasser (v.a. Sulfat, Chlorid) auf eine Infiltration von Meerbeckewasser hin (PUST et al. 1997). Die Beeinträchtigungsrisiken durch Infiltration aus der Meerbecke haben abgenommen, da die Wasserspiegelerhöhungen, die durch abgepumptes Wasser aus dem nahen Steinbruch verursacht wurden und die wesentlich für influente Verhältnisse verantwortlich waren, seit 1998 abgestellt worden sind.

Eine zeitweilige Infiltration von Oberflächenwasser wird ebenfalls am Westufer des Heideweiher vermutet, wo der Abstand zwischen dem externen Vorfluter und einem alten Grabenrest, der in den Heideweiher führt, nur wenige Meter beträgt (Pust 1998 mdl.).

## Luftpfad

Daten liegen zur Niederschlagsdeposition (bulk deposition) vor, die jedoch von den trocken deponierten Stoffen nur den sedimentierten Anteil erfassen. Danach konnte NIEHAUS (1996) im Freiland-Niederschlag anthropogen erhöhte Stickstoffeinträge (9 kgN/ha•a) und Sulfateinträge (51 kgSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>/ha•a) messen. Neuere Messungen aus dem Jahr 1998 erbrachten höhere Stickstoffdepositionen von 19 kgN/ha•a, die sich auf 7,7 kgNO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N/ha•a und 11,1 kgNH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N/ha verteilen (HAGEMANN et al. in diesem Band). Die als bulk-Deposition gemessenen Stoffanteile unterliegen überwiegend der Fernverbreitung (ERISMAN & BLECKER 1997, ASMAN et al. 1998) und sind daher auf lokaler Ebene nicht steuerbar. Für den als Ammoniakgas vornehmlich aus lokalen Quellen stammenden und damit prinzipiell einer lokalen Steuerung zugänglichen Stickstoff-Anteil an der Gesamtdeposition haben die Niederschlagsmessungen keine Aussagekraft. Der lokale Ammoniaktransport unterliegt konvektiven Kräften, so daß die Hauptwindrichtung Einfluß auf das Depositionsgeschehen hat (vgl. SUTTON et al. 1998, ASMAN et al. 1998). Entscheidend für Emission und Deposition sind Diffusionsprozesse entlang von Konzentrationsgradienten zwischen Oberflächen und der Atmosphäre (Asman 1994). Die Lage des Kompensationspunktes entscheidet, ob von einer Fläche Emissionen ausgehen oder eine Deposition stattfindet. Da im Kerngebiet abgesehen von einer extensiven Schafbeweidung starke Ammoniakquellen fehlen, sind Ammoniakflüsse von den Ackerflächen und Weiden des Heiligen Feldes als Netto-Quellen in das Gebiet sehr wahrscheinlich.

Der Depositionsbeitrag der Ammoniakquellen nimmt mit zunehmender Entfernung kontinuierlich ab. Überträgt man das empirisch validierte Transportmodell, das ASMAN et al. (1998) für ein fiktives Naturschutzgebiet in landwirtschaftlich genutzter Umgebung entwickelt haben, auf das NSG Heiliges Meer, würde die Hälfte der trockenen Ammoniakdeposition im Gebiet aus einem Umkreis von 3 km stammen und aus einem nur 1,5 km breiten Gürtel immerhin noch 40 %.



Abb. 24: Nährstoffreiche Bodenpartikel, die z.B. von offenen Ackerböden abgeweht werden (oben) und Ammoniakgas, das bei der Gülleausbringung freigesetzt wird (unten) sind potentielle Belastungsfaktoren, die über den Luftpfad in das Kerngebiet gelangen können; Aufnahmen von direkt angrenzenden Parzellen.

Das Untersuchungsgebiet wird in Hauptwindrichtung auf 1,5 km ausgedehnt, weil innerhalb dieser Distanz ein wesentlicher Anteil der belastenden Ammoniakemissionen erfaßt werden kann und zugleich das Gebiet nicht zu groß für umsetzungsorientierte Steuerungsmaßnahmen ist.

Auch um die lokalen Eintragsrisiken partikulärer Nährstoffe aus Bodenerosion und Mineraldüngung einschätzen zu können, ist die Windrichtung, v.a. die Richtung erosiver Winde wichtig. Geht man vom Schwellenwert  $>7$  m/s in 10 m Höhe ( $>5,3$  m/s in 4 m Höhe; Windgeschwindigkeiten als Stundenmittelwert) bei 0 mm Niederschlag und  $<60$  % Luftfeuchte aus (nach BEINHAUSER & KRAUSE 1991, BEINHAUER 1992 und FRIELINGHAUS & FUNK 1992), dann ergeben sich im dreijährigen Meßzeitraum im NSG (1996-1998) die

Hauptrichtungen SSW (36 %), SW (32 %) und WSW (21 %) als Hauptrichtungen erosiver Winde. Der Schwerpunkt der Ereignisse lag in den Monaten Februar und Mai. West-/Südwestwetterlagen (Tief über der Nordsee) und die niederschlagsarmen stabilen Ostwetterlagen (Hoch über Skandinavien) gelten in Deutschland als besonders erosionsgefährdet (RICHTER 1965). Letztere erreichten jedoch im Untersuchungszeitraum den Erosionsschwellenwert nicht. Daher gehen vor allem von den landwirtschaftlichen Nutzflächen in den Richtungen SSW bis WSW, und dabei wiederum von den direkt angrenzenden Schlägen, Risiken für das Kerngebiet aus.

#### 4.2.2 Bewertung der Belastungswirkung

##### **Belastung der Seen**

Am Großen Heiligen Meer thematisieren bereits BUDDE (1942), SCHROEDER (1957) und RUNGE (1957) Belastungen durch anthropogene Eutrophierungen. Sie sehen in menschlichen Nährstoffeinträgen die Ursache der Röhrichtausbreitung und begründen ihre Annahme mit der Vorfluteranbindung über die Meerbecke und die Nähe landwirtschaftlicher Nutzflächen. Auch die landschaftsgeschichtlichen und -ökologischen Erkenntnisse sprechen hierfür: Im Heiligen Feld und im Einzugsgebiet der Meerbecke lagen zahlreiche vermoorte Bodensenken, die als Stoffsenken fungierten. Durch die verstärkte Entwässerung und Kultivierung der Niedermoore seit der Markenteilung in der letzten Hälfte des 19. Jahrhunderts wurde dieser Prozeß umgekehrt und Stoffe durch Torfmineralisierung freigesetzt. Spätestens seit der Flurbereinigung waren die Gewässer des Schutzgebietes die einzigen verbliebenen Stoff-Senken. Sie lagen im Zentrum des intensivierten Stoffstroms im Grund- und Oberflächenwasser (vgl. Kap. 2). Über die Meerbecke müssen erhebliche Nährstoffmengen ins Kleine und Große Heilige Meer gelangt sein. Beide werden heute aus hydrochemischer und biologischer Sicht als eutroph eingestuft (POTT et al. 1996). Bereits die erhöhten pH-Werte und Kohlenstoffgehalte machen deutlich, daß die Eutrophierung und damit der Lebensraumverlust für die noch zu Beginn des 20. Jahrhunderts im Großen Heiligen Meer nachgewiesenen Heideweiherarten irreversibel ist.

Auch für den wesentlich jüngeren Erdfallsee vermutet BUDDE (1942: 281) den „Einfluß von Kulturflächen“ durch die enge Benachbarung. RUNGE (1985) sieht Guanotrophie als Auslöser für die starke Schilfzunahme am Erdfallsee Ende der 1960er Jahre und vermutet einen Zusammenhang zwischen eutraphenten Arten am Westufer und der Einmündung von Gräben aus umliegenden landwirtschaftlichen Flächen. Das gleiche gilt für die Zunahme eutraphenter Arten im Heideweiher in den 1950er Jahren (RUNGE 1957).

Zumindest im Sinne der klassischen Bedeutung, nämlich der Zunahme der Primärproduktion autotropher Organismen (Plankton, höhere Wasser- und Sumpfpflanzen) fehlen seit den 1960er Jahren, nachdem die Seen von den oberirdischen Zuflüssen abgekoppelt waren, Eutrophierungshinweise. Soweit vergleichbare hydrochemische Daten von früher vorliegen, lassen sich für die großen Seen auch keine Zunahmen der pflanzlichen Hauptnährstoffe im Wasser nachweisen (POTT et al. 1998).

Anders als beim Großen Heiligen Meer gibt es am Nordost-, Ost- und Südufer des Erdfallsees noch reinen Protopedon als schmalen Saum im Brandungsbereich und flächig zwischen Schilfhalmen. Dennoch gehen die *Littorellion*-Arten zurück (vgl. Veränderungsprozesse, Kap. 3.1.). Die pH-Werte im Wasser liegen, wie in den 1940er Jahren, nahe dem Neutralpunkt, und es fehlen *Sphagna* als Dystrophiezeiger. Beides widerspricht Versauerungsvermutungen. Ein Vergleich zwischen den Stoffkonzentrationen, die heute im Litoral des Nordostufers gemessen werden, mit den Werten verschiedener *Littorellion*-Vorkommen, geben einzig beim Stickstoff einen vagen Hinweis auf erhöhte Gehalte (vgl.

Tab. 17). Durch seine hohen Stickstoffgehalte unterscheidet sich zudem das Pelagial des Erdfallsees deutlich von dem des Großen Heiligen Meeres. Ob das auf Einträge hinweist oder doch nur von der geringen organischen Produktion herrührt, die den Stickstoff nicht verwerten kann, ist nicht zweifelsfrei zu klären. Es fehlen biologische Hinweise auf eine Eutrophierung des Wassers wie z.B. Planktontrübung, eine Zunahme von Pleustophyten (*Riccia fluitans*, *Lemna minor*), ein Luxuswachstum untergetauchter Makrophyten (z.B. *Myriophyllum alterniflorum*), die von anderen ehemaligen *Littorelletea*-Fundorten beschrieben werden (ROEFOFS 1983, ARTS et al. 1990).

Tab. 17: Vergleich der physikochemischen Eigenschaften rezenter *Littorellion*-Vorkommen in Nordwesteuropa mit den Werten vermuteter ehemaliger Vorkommen im NSG Heiliges Meer (jeweils Messungen im Litoral an der Wasseroberfläche; Efs = Erdfallsee, SBV = Säurebindungsvermögen in mmol(eq)/l;  $PO_4^{3-}$ ,  $NO_3^-$ ,  $NH_4^+$ , anorg. N in (mol/l)).

Ort	Vegetation/Sediment	pH	SBV	$PO_4^{3-}$	anorg. N	$NO_3^-:NH_4^+$	Autor
<b>Rezente <i>Littorellion</i>-Fundorte</b>							
Erdfallsee (Nordostufer) u. andere Gewässer in Nordwesteuropa	<i>Littorellion</i> -Artengruppe / Protopedon	>5	0,1-0,5 <sup>1</sup>	<0,5	<10	$NO_3^- \gg NH_4^+$ <sup>2</sup>	POTT (1983) (Efs), ROELOFS (1983), ARTS et al. (1990), MACHARACEK (1996) (Efs)
<b>Ehemalige <i>Littorellion</i>-Fundorte im NSG</b>							
Erdfallsee (Nordostufer)	makrophytenfrei / Protopedon, stellenweise mit Auflage (Laub)	6,7	0,3	0,2	11,4	8:12	MACHARACEK (1996) HÖLTER (1998)
Heideweiher (Ostufer)	<i>Sphagnetum cuspidatobesi</i> / Dy	4,8	<0,1	0,4	60,9	22:72	HASSE (1994), SBV nach KOHN (1992)

<sup>1</sup> Abweichung bei ARTS et al. (1990): SBV = 0,1-2 mmol(eq)/l

<sup>2</sup> Abweichung bei POTT (1983):  $NO_3^-:NH_4^+ = 4:11$ mg/l

Möglicherweise gibt es neben der fortschreitenden Gehölzsukzession an den Ufern (Kap. 4.1.2.2.) weitere Rückgangsfaktoren, die auch nicht mit einer Eutrophierung des Wassers verbunden sind. In Versuchen konnten ROBE & GRIFFITH (1994) eine direkte Schädigung von *Littorella uniflora* durch ein erhöhtes Nitratangebot nachweisen, auf das die Pflanze nicht mit einer höheren, sondern mit einer verringerten relativen Wachstumsrate reagierte. Hier besteht weiterer Forschungsbedarf.

Auch wenn sich die stofflichen Hintergründe des Vegetationswandels in diesem Fall nur unvollständig aufklären lassen, spricht die folgende Indizienkette für ein Beeinträchtigungsrisko durch anthropogene Stickstoffeinträge und für einen Gegensteuerungsbedarf:

- Hinweise auf Schädigungen schutzwürdiger oligotropher Arten durch hohe Stickstoffgehalte (s.o.)
- Hohe Stickstoffgehalte im Pelagial und Litoral des Erdfallsees (POTT et al. 1998, vgl. Tab. 17)
- Anbindung des Erdfallsees an das Grundwasser (WEINERT et al. in diesem Band)
- Stark erhöhte Stickstoffgehalte im Grundwasser in Anströmungsrichtung (vgl. PUST 1993, WEINERT et al. in diesem Band)
- Räumliche, zeitliche und stoffliche Indizien für eine Herkunft aus der ackerbaulichen Nutzung angrenzender Flächen (PUST 1993, WEINERT et al. in diesem Band).

Dem eutrophen Großen Heiligen Meer fließt aus südlicher Richtung Grundwasser mit nur geringen Nitrat-, jedoch hohen Sulfatgehalten zu (WEINERT et al. in diesem Band). Sie können aus den Abwasserfrachten der Meerbecke stammen (PUST et al. 1997). Eine andere Erklärungsmöglichkeit ist die Herkunft aus der Denitrifizierung, so daß hieraus auf eine

potentielle Nitratgefährdung zurückgeschlossen werden kann (WEINERT et al. in diesem Band). Die schutzwürdigen Relikt-Lebensgemeinschaften nährstoffarmer Phasen im Großen Heiligen Meer (z.B. *Nymphaetum albae*, *Littorello-Eleocharitetum*, *Myriophyllum alterniflorum*-Gesellschaft) müssen vorbehaltlich genauerer Wirkungsanalysen als empfindlich gegenüber weiteren Nährstoffeinträgen gelten, so daß auch am Großen Heiligen Meer ein Beeinträchtigungsrisiko durch Stickstoffeinträge und ein Gegensteuerungsbedarf besteht.

Die organische Produktion der Gewässer ist überwiegend phosphatlimitiert, so daß ein hohes Belastungsrisiko durch Phosphoreinträge besteht. Angesichts der geringen Verlagerungsgefährdung im Boden und der Abstände potentieller Quellen zu den Seen ist jedoch ein anthropogener Eintrag über den Grundwasserpfad nicht zu erwarten. Jedoch müssen alle übrigen Eintragspfade des Phosphors, partikulär über das oberirdische Wasser und aus der Luft, beachtet werden, um eine plötzliche Eutrophierung zu vermeiden.

Über die ökologische Wirkung der weiteren, anthropogenen Quellen zuzuordnenden Stoffeinträge in das Kerngebiet (Kalium, Chlorid, Sulfat, WEINERT et al. in diesem Band) liegen keine Aussagen vor, die eine wirkungsbezogene Bewertung zulassen. Bei erhöhten Einträgen von Kalium, das in Sandökosystemen Mangelnährstoff ist, sind Eutrophierungseffekte denkbar. Die Nachweise anthropogen erhöhter Gehalte im Grundwasser beschränken sich jedoch auf den Kerngebietsrand (PUST 1993, WEINERT et al. in diesem Band).

Die im Untersuchungszeitraum gemessenen Natrium-, Chlorid- und Sulfatfrachten der Meerbecke sind allein aufgrund ihrer enormen Höhe im Vergleich zum Gebietsdurchschnitt (max. Leitfähigkeit ca. 5fach erhöht, HAGEMANN et al. in diesem Band) als Beeinträchtigungsrisiko speziell für das nahegelegene Große Heilige Meer zu werten. Gleiches gilt für die streusalzbürtigen Chloridgehalte des Grundwassers an der L504 (PUST 1993, WEINERT et al. in diesem Band).

### **Belastung des Heideweiher und der Heidekolke**

Im Heideweiher sind schutzwürdige sand-oligotrophente Arten durch dystrophente Arten verdrängt worden (vgl. Veränderungsprozesse, Kap. 3.1.). PH-Wert und Pufferungskapazität (SBV) der früheren *Littorellion*-Lebensräume am Heideweiher-Ostufer liegen unter, der Stickstoffgehalt ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ) über denen rezenter Vorkommen (Tab. 17). Beschleunigte Dystrophierungen schwach gepufferter Sandgewässer sind seit einigen Jahrzehnten in ganz Nordwesteuropa zu beobachten und werden mit der angestiegenen Deposition versauernder Substanzen, v.a.  $\text{SO}_x$  und  $\text{NH}_y$  in Zusammenhang gebracht (vgl. SCHUURKES et al. 1987, ARTS et al. 1990). Da die Schwefelemissionen immer weiter zurückgehen, gilt heute gerade in Veredelungsregionen Ammonium als vorrangiger Versauerungsfaktor. Die Versauerung äußert sich in der Veränderungen des Kohlenstoff- und Stickstoffgehaltes des Gewässers zugunsten von Kohlendioxid und Ammonium, in deren Folge *Juncus bulbosus* und *Sphagna* die *Littorellion*-Arten verdrängen (ROELOFS 1983, ROELOFS et al. 1996). Dies entspricht dem heutigen Zustand im Heideweiher.

KOHN (1993) sieht in der Versauerung einen Grund für die geringere Hydrophyten-Keimungsrate im Heideweiher. Die Schwellenwerte („critical loads“) für Stickstoffeinträge, bei deren Überschreitung in einer Vielzahl von europäischer *Littorellion*-Gewässern ein Artenrückgang zu erwarten ist (vgl. BOBBINK et al. 1997, Tab. 18), werden allein durch die Niederschlagsdeposition, die nur einen Teil des Gesamteintrags bewirkt, deutlich überschritten. Da die critical loads an schwach gepufferten flachen Gewässern ermittelt wurden (ARTS et al. 1990, SCHUURKES et al. 1987), haben sie für den Erdfallsee und das Große Heilige Meer, wo ein SBV von 0,4 bzw. 1,3 herrscht (HAGEMANN et al. in diesem Band)

Tab. 18: Gegenüberstellung des mit dem Niederschlag eingetragenen Anteils der Gesamtdeposition im NSG Heiliges Meer (Stickstoff nach HAGEMANN et al. in diesem Band, potentielle Säuren nach NIEHAUS 1996) und der kritischen Belastungsschwellen (critical loads) für Europa nach BOBBINK et al. (1997).

Lebensraumtyp	Wirkung	Oberer kritischer Schwellenwert (critical load)	Niederschlagsdeposition (bulk) im NSG
<b>Stickstoffeintrag</b>		(kg N/ha·a)	(kg N/ha·a)
Schwach gepufferte Stillgewässer	Rückgang <i>Littorella/Lobelia</i>	10	19
Zwergstrauchheiden	Rückgang anspruchsvoller Begleitarten	15	19
Trockene Zwergstrauchheiden	Vergrasung	20	19
Feuchte Zwergstrauchheiden	Vergrasung	22	19
<b>Eintrag potentieller Säuren (2SO<sub>x</sub>+NO<sub>x</sub>+NH<sub>3</sub>)</b>		(mol H <sup>+</sup> /ha·a)	(mol H <sup>+</sup> /ha·a)
Trockene u. Feuchte Zwergstrauchheiden	Rückgang anspruchsvoller Begleitarten	1500	1678

keine Gültigkeit. Gebietspezifische Versuche müssen ihre Validität für den Heideweiler überprüfen.

Eine hydrochemisch meßbare Versauerung belegt jedoch noch nicht, daß saure Niederschläge die alleinige Ursache sind, denn sie wird im Sukzessionsverlauf endogen durch *Sphagna* beschleunigt (CLYMO 1963, GLIME et al. 1982). So können auch andere Faktoren, die das *Sphagnum*wachstum begünstigen, wie die Abnahme von Störungen oder eine subrosionsbedingte Eintiefung des Gewässers die Versauerung indirekt fördern. Möglicherweise ist sie zusätzlich durch die hydrologische Isolierung des Heideweihers im Zuge der Flurbereinigung beschleunigt worden, da durch Abkopplung der Drainagegräben eine Basenquelle verloren ging. Entsprechende Beobachtungen wurden an einer Reihe niederländischer Sandgewässer gemacht (ARTS & LEUVEN 1988). Bilanzierende Untersuchungen des Pufferungspotentials und Säureeintrags sind erforderlich, auch mit Blick auf die Erfolgsaussichten möglicher regenerativer Maßnahmen, um eine schnelle Re-Dystrophierung auszuschließen, wenn Biomasse und *Sphagna* entfernt werden. Über das Grundwasser ist ein Nachschub von Hydrogenkarbonat als Pufferungssubstanz möglich. Darauf deuten Meßwerte aus dem flachen Grundwasser an drei gewässernahen Meßstellen hin. Sie zeigen im Mittel SBV-Werte von 0,87 mmol(eq)/l (Grundwassermeßstelle = GWM 12), 1,65 mmol(eq)/l (GWM15), 1,29 mmol(eq)/l (GWM 17) (nach WEINERT et al. in diesem Band) und indizieren damit ein gewisses Pufferungspotential gegenüber rein regenwassergespeisten Sandgewässern. Es ist jedoch zu klären, ob tatsächlich zufließendes Wasser erfaßt wurde.

### Belastung der Heiden

Die **Vergrasung** von Ericaceen-Heiden durch *Molinia caerulea* und *Avenella flexuosa*, die im Kerngebiet festgestellt werden konnte (Kap. 3.1.), ist in den Heideresten Nordeuropas verbreitet und wird mit atmo-genen Stickstoffdepositionen in Zusammenhang gebracht (VAN DER EERDEN et al. 1991, ROELOFS & HOUDIJK 1991, HEIL & AETRS 1993, STEUBING et al. 1993). Die Gräser zeigten sich in Versuchen als effizientere Stickstoffverwerter als die Zwergsträucher (STEUBING et al. 1993). Aufgrund ihres stärkeren Zuwachses vermag *Molinia caerulea* *Erica tetralix* im *Ericetum* direkt zu verdrängen, während die Gräser in den *Calluna*-Heiden erst dann zur Dominanz gelangen, wenn die Bestände

lückig werden (AERTS & HEIL 1993). Dies kann durch Degeneration am Ende des natürlichen, ca. 25-jährigen Lebenszyklus der *Calluna*-Pflanzen der Fall sein und durch eine ausbleibende anthropogene Regeneration begünstigt werden (vgl. Störungsregime, Kap. 4.1.2.). In anderen nordwesteuropäischen Heiden wurden weitere, für *Calluna* negative Folgen erhöhter Stickstoffzufuhren nachgewiesen: ein verringertes Wurzel/Sproßverhältnis aufgrund erhöhter Wachstumsraten, vermehrte Frost- und Trockenheitsschäden, erhöhte Vermehrung und Schäden durch den Heideblattkäfer *Lochmea suturalis* (VAN DER EERDEN 1991, BEREDOWSKI 1993, POWER et al. 1998).

Episodische Frost- und Trockenschäden sowie Massenvermehrungen des Heideblattkäfers werden im Schutzgebiet seit den 1960er Jahren thematisiert (BEYER 1968, ANT & REHAGE 1983, RUNGE 1991). Das Phänomen der Vergrasung ist im Naturschutzgebiet noch nicht erforscht worden.

Die critical loads für Stickstoff der Zwergstrauchheiden werden von dem im NSG gemessenen Depositionen überschritten, wenn als hypothetischer Anteil die Interzeption und Blattaufnahme zum gemessenen bulk-Anteil hinzugerechnet werden: Schon bei der vorsichtigen Schätzung eines Verhältnisses von Niederschlagsdeposition zu Gesamtd deposition von 1:1,5 würde die Gesamtd deposition die critical loads übersteigen (vgl. Tab. 18).

Auch die **Verarmung der Heiden an typischen Begleitarten** (vgl. Veränderungsprozesse, Kap. 3.1.) ist in Nordwesteuropa verbreitet (HOUDIJK et al. 1993). Pflanzenarten der Ordnung *Nardetalia strictae* (z.B. *Arnica montana*, *Antennaria dioica*, *Gentiana pneumonanthe*, *Pedicularis sylvatica*, *Polygala serpyllifolia*) und der Ordnung *Erico-Sphagnetalia papillosoi* (*Narthecium ossifragum*, *Lycopodium inundatum*) sind im NSG stark zurückgegangen oder ausgestorben. Sie gehören europaweit zu den am stärksten von atmosphärischen Depositionen bedrohten Arten (TICKLE et al. 1995). Ihre Verdrängung scheint durch depositionsbedingte Bodenversauerung begünstigt zu werden. Stoffökologische Begleiterscheinungen des Verdrängungsprozesses waren niedrige pH-Werte von 4-4,2, bei denen die Nitrifikation gehemmt wird, so daß die Ammoniumgehalte im Verhältnis zu Kalzium und Nitrat erhöht sind (HOUDIJK et al. 1993, ROELOFS et al. 1996). Für *Arnica montana* konnte eine Schädigung durch erhöhte Ammoniumgehalte nachgewiesen werden (DE GRAAF et al. 1998). Auch Untersuchungen der Heideböden des NSG ergaben erhöhte Ammonium-Anteile gegenüber Nitrat, das nur einen Anteil von ca. 5 % am Gesamtstickstoff hatte, und niedrige pH-Werte von 3,45-3,72 (HELLBERG-RODE 1987). Ohne phänomenspezifische Untersuchungen lassen diese Befunde jedoch auch hier nur Vermutungen über einen Zusammenhang zwischen Artenverarmung der Heiden und atmosphärischen Depositionen zu.

Die critical loads der gefährdeten Heidebegleitarten liegen für Stickstoff und für die potentiell versauernd wirkenden Stoffe ( $\text{SO}_x$ ,  $\text{NO}_x$ ,  $\text{NH}_y$ ) niedriger als die Vergrasungsschwellenwerte und werden daher für beide Parameter bereits allein durch die Niederschlagsdeposition im Gebiet deutlich überschritten (vgl. Tab. 18).

Hieraus ergibt sich die Notwendigkeit, externen Stoffeinträgen entgegenzuwirken, um typische Heiden langfristig zu erhalten bzw. wiederherstellen zu können. Eine erfolgreiche Regeneration würde darüber hinaus Eingriffe in den Stoffhaushalt der Heiden voraussetzen (ROELOFS et al. 1996, vgl. Kap. 4.2.4.).

#### 4.2.3 Bewertung der Belastungspfade: lokale Risikozonen im landwirtschaftlich genutzten Umfeld

Die vielen Unwägbarkeiten, die auftauchen, wenn die Wirkung von Schutzmaßnahmen im Kerngebiet, d.h. auf der Immissionsseite beurteilt werden sollen, verdeutlichen, wie

wichtig es ist, dort bereits an der Quelle zu handeln. Die Erkenntnisse über stoffliche Belastungen, Belastungsfaktoren und -pfade sowie über mögliche Verursacher reichen zwar nicht für quantitative Eintragsmodelle aus, lassen aber die Abgrenzung von lokalen Risikozonen im Umfeld des Kerngebietes zu. Sie richtet sich nach der in Kapitel 4.2.1. quantifizierten Reichweite der jeweiligen Transportmedien (Einzugsgebiete) bezogen auf die Lebensräume des Kerngebietes, und nach den Schlaggrenzen der landwirtschaftlich genutzten Fläche. Die Risikozonen sind Anknüpfungspunkte der Emissions-Risikoanalyse (Kap. 4.3.). Die räumlichen Verknüpfungen erfolgen über das geographische Informationssystem.

Die Transporteffizienz kann in den Risikozonen nicht berücksichtigt werden, so daß jeweils vom „worst case“, d.h. der höchsten Transporteffizienz ausgegangen wird. Für den Grundwassertransport heißt das, daß ein rein advektiver Transport der sorptionsschwachen Stoffe Nitrat und Chlorid angenommen und die Denitrifikation ausgeblendet wird. Das entspricht dem Vorsorgeprinzip, nach dem bestmöglichen Wissen Risiken auszuschließen, zumal der wichtigste Unsicherheitsfaktor, die Denitrifikation, mit dem Aufbrauch der zur Denitrifikation notwendigen Substanzen verbunden, und nicht unendlich wirksam ist (vgl. WEINERT et al. in diesem Band).

Tab. 19 beschreibt den Ablauf der schlagbezogenen Risikobestimmung, ausgehend von den gefährdeten Schutzgütern, die durch Vegetationseinheiten repräsentiert werden, bis zu den Schlägen im Umfeld des Kerngebietes als möglichen Belastungsquellen. Abb. 25 zeigt die Risikozonen im Umfeld des Kerngebietes.

#### 4.2.4 Möglichkeiten zur Steuerung der Immissionen

Beim Immissionsschutz setzen die Gegensteuerungsmaßnahmen im Gebiet sowie an seinen Außengrenzen an (vgl. Emissionsvermeidung, Kap. 4.3.3.). Als Strategien bieten sich Abschirmung und Filterung an. Wichtige Handlungsziele sind ein effektiver Schutz vor atmosphärischen Belastungen durch Gehölze sowie das Reaktivieren von Stoffsenken im direkten Umfeld des Kerngebietes (Tab. 20). Maßnahmen, mit denen Stoffe aus den Ökosystemen des Gebiets entzogen werden können, sind bereits im Kapitel zum Störungsregime (Kap. 4.1.2.3.) dargestellt worden.

### 4.3 Belastende Emissionen im Heiligen Feld

Um eine Gegensteuerung an der Quelle, d.h. in der das Kerngebiet umgebenden Agrarlandschaft verwirklichen zu können, wird die Immissionsanalyse mit einer ökologischen Risikoanalyse im landwirtschaftlich genutzten Umfeld verbunden. Emissionen in den Risikozonen (Tab. 19) sind als Belastungsrisiko für schutzwürdige Lebensräume zu werten. Die Analyse soll gleichzeitig Entscheidungsgrundlagen für weitere abschirmende (segregative) Strategien sowie für die naturschutzkonforme Anpassung der landwirtschaftlichen Nutzung (integrative Strategie) liefern. Unter dem Oberziel einer möglichst hohen Steuerungseffizienz des Naturschutzes dient sie der Identifikation

- von Vorrangflächen für emissionsmindernde Maßnahmen;
- der Haupt-Emittenten auf Betriebsebene über die Flächenzuordnung. Sie sind vorrangige Adressaten integrativer Minderungsstrategien;
- der wichtigsten belastenden Nutzungsweisen, als inhaltliche Grundlage zur Ableitung von Handlungszielen.

Dazu werden innerhalb der funktionalen Risikozonen standörtliche und nutzungsbedingte Emissionsrisiken im GIS überlagert und verknüpft. Die jeweiligen Belastungsmodelle

Tab. 19: Stoffliche Belastungsfaktoren der schutzwürdigen Lebensräume im NSG Heiliges Meer, mögliche lokale Quellen und Reichweiten der Belastungspfade („Risikozonen“) (LF = landwirtschaftliche Nutzfläche).

Gefährdete schutzwürdige Vegetation (Kap. 4.2.1) (oligo-, meso-, u. dystrophe Einheiten sind unterstrichen)	Belastungspfad	Stoff (Formel)	Mögliche lokale Quellen	Reichweite des Transportes (Kap. 4.2.1) = Risikozone um das Kerngebiet	Betroffene LF
Im Pelagial u. Litoral des Großen Heiligen Meeres und des Erdfallsees: <u>Myriophylo-Nupharetum</u> , <u>Potamogeton obtusifolius-Gesellschaft</u> , <u>Ranunculetum circinatis</u> , <u>Utricularietum australis</u> , <u>Nymphaeatum albae</u> , <u>Littorello-Eleocharitetum</u> , <u>Myriophyllum alterniflorum-Gesellschaft</u> , <u>Eleocharitetum multicaulis</u> , <u>Littorella uniflora-Gesellschaft</u> , <u>Scirpetum fluitantis</u> , <u>Myricetum galis</u> , <u>Carici-Alnetum glutinosae</u>	Grundwasser	Nitrat (NO <sub>3</sub> )	vor allem lokale Landwirtschaft (WEINERT et al. in diesem Band)	Minimale Risikozone (RZ 1): in Richtung der großräumigen Grundwasserströmung direkt an das Kerngebiet angrenzende Flächen im Mindest-Einzugsgebiet der tiefen Gewässer	20 ha
				Maximale Risikozone (RZ 2): maximales unterirdisches Einzugsgebiet der tiefen Gewässer	251 ha
Im Bereich der L 504: <u>Genisto-Callunetum</u> , <u>Myricetum galis</u> , <u>Carici-Alnetum glutinosae</u>	Grundwasser	Chlorid (Cl <sup>-</sup> )	lokaler Streusalzeinsatz (WEINERT et al. in diesem Band)	Straßenränder der L504 = Abschnitt am Kerngebiet + Seitenstreifen	0,7 ha
Im Pelagial u. Litoral des Großen u. Kleinen Heiligen Meeres: <u>Myriophylo-Nupharetum</u> , <u>Potamogeton obtusifolius-Gesellschaft</u> , <u>Ranunculetum circinatis</u> , <u>Utricularietum australis</u> , <u>Nymphaeatum albae</u> , <u>Littorello-Eleocharitetum</u> , <u>Myriophyllum alterniflorum-Gesellschaft</u> , <u>Myricetum galis</u> , <u>Carici-Alnetum glutinosae</u>	Meerbecke, Grundwasser	Sulfat, Chlorid, Schwermetalle (SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , Cl <sup>-</sup> , Zn <sup>2+</sup> , Cd <sup>2+</sup> )	Einleitungen der lokalen Industrie (PUST 1993)	Risikozonen: oberirdisches Einzugsgebiet der Meerbecke = Verlauf und Uferstreifen <sup>1</sup>	140 ha
		Nitrat, Phosphat (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> )	vor allem lokale Landwirtschaft, Haushalte (PUST 1993)		
Im gesamten Kerngebiet: <u>Myriophylo-Nupharetum</u> , <u>Potamogeton obtusifolius-Gesellschaft</u> , <u>Ranunculetum circinatis</u> , <u>Utricularietum australis</u> , <u>Nymphaeatum albae</u> , <u>Littorello-Eleocharitetum</u> , <u>Myriophyllum alterniflorum-Gesellschaft</u> , <u>Eleocharitetum multicaulis</u> , <u>Littorella uniflora-Gesellschaft</u> , <u>Scirpetum fluitantis</u> , <u>Rhynchosporium albae</u> , <u>Ericetum tetralicis</u> , <u>Bromo-Senecionetum</u> , <u>Spergulo-Corynephorum</u> , <u>Genisto-Callunetum</u> , <u>Myricetum galis</u> , <u>Carici-Alnetum glutinosae</u> , <u>Betuletum pubescentis</u>	Luft (trockene Deposition)	Ammoniak (NH <sub>3</sub> )	lokale landwirtschaftliche NH <sub>3</sub> -Emissionen (ASMAN et al. 1998)	Minimale Risikozone (RZ 1): direkt an das Kerngebiet angrenzende Flächen	108 ha
		Partikulärer Phosphor, von untergeordneter Bedeutung: Stickstoff	lokale Landwirtschaft: erosionsbedingter Anteil (vgl. SCHMIDT-LÜTTMANN et al. 1992)	Minimale Risikozone (RZ 1): direkt an das Kerngebiet angrenzende Flächen	108 ha
	Luft (feuchte Deposition)	Ammonium (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	Industrie (vgl. DAMGEN et al. 1992)	lokal nicht steuerbar	-
		Stickoxide, Sulfate, Chlorid (NO <sub>x</sub> , SO <sub>x</sub> , Cl)	überregionale landwirtschaftliche NH <sub>3</sub> -Emissionen (ASMAN et al. 1998)	lokal nicht steuerbar	-
			Industrie und Verkehr (vgl. ERISMAN & BLECKER 1997)	lokal nicht steuerbar	-

<sup>1</sup> das unterirdische Einzugsgebiet wird größtenteils von der Nitrat-Risikozone des Kerngebietes (s.o.) erfaßt

<sup>2</sup> zu Erosivität des Klimas siehe Kap. 4.3.1.4; die Breite orientiert sich der Ammoniak-Risikozone

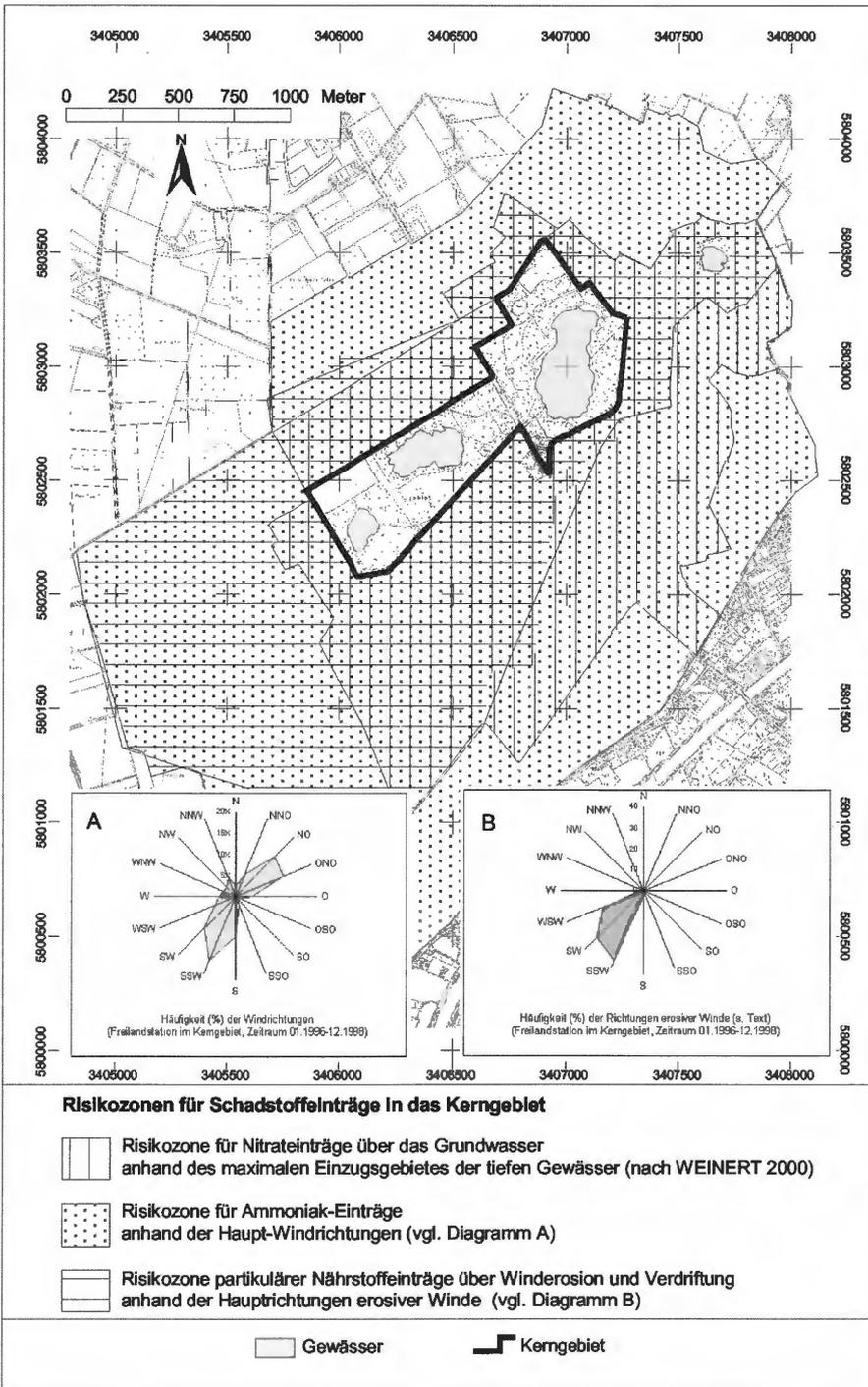


Abb. 25: Risikozonen für Nitrat-, Ammoniak- und partikuläre Nährstoffeinträge in das NSG Heiliges Meer. Darstellungen der Deutschen Grundkarte 1:5000 mit Genehmigung des Landesvermessungsamtes v. 03.07.2000, AZ.: S 1281/00.

Tab. 20: Mögliche Handlungsziele im NSG Heiliges Meer und an seinen Außengrenzen zur Abwehr schädlicher Immissionen und Entscheidungsgrundlagen für die Zielfestlegung.

Handlungsziel	Pro (Effektivität/Synergismen)	Contra (Risiko/Zielkonflikt)	Optimierungsmöglichkeit
Anpflanzen / Verdichten von Gehölzbeständen zum Immissionschutz (Ammoniak, Staub im horizontalen oberflächennahen Luftstrom)	a) Positive übertragbare Erkenntnisse aus dem Immissionsschutz an Straßen (vgl. RÜMLER 1983, ROMBERG 1988, BRILON et al. 1987)	Verminderung der Winddynamik (Kap. 4.1)	- Vorrangig Verbreiterung und Unterpflanzung bestehender Gehölzstreifen  - Neuanlagen nur als Ersatz für Bestände, die zur Erhöhung der Winddynamik entfernt wurden bei möglichst großem Abstand zum Kerngebiet (>100 m, vgl. VAHLE 1990, Kap. 4.1.2.3)
	b) Restaurierung von Wallhecken		Aufbau neuer Hecken als Wallhecken, die sich im Verlauf u. in der Artenzusammensetzung an historischen Vorbildern orientieren (Kap. 2)
Reaktivieren von „Stoffsenken“: - Wiedervermässungen (Anheben des Grundwasserspiegels)	a) Durch Wiedervermässung der kultivierten Bodensenken im Umfeld des Kerngebietes können bei Niedermoorwachstum mobile Nährstoffe in Biomasse festgelegt werden (vgl. WICHTMANN & SUCCOW 1997) b) Nitratabbau im reduktiven Milieu (vgl. STAHR et al. 1993, RUPP et al. 1993) c) Wiederherstellung kulturlandschaftlicher Eigenart	Phosphormobilisierung und Grundwasserbelastung unter reduktiven Bedingungen bei Wiedervermässung (u. a. KALBITZ et al. 1999)	- Umsetzung außerhalb des Kerngebietes - Aushagerung (vgl. BROLL et al. 2000) - Bodenabtrag
- bewachsenes Sedimentationsbecken für die Meerbecke	Durch die Einleitung des Bachs in Becken mit hoher Sedimentrauhigkeit („bewachsene Bodenfilter“) können die Nährstofffrachten beträchtlich reduziert werden (vgl. GELLER 1999)	Phosphormobilisierung und Grundwasserbelastung unter reduktiven Bedingungen (u. a. KALBITZ et al. 1999)	- Sicherheitsabstand zum Kerngebiet - periodische Sedimenträumung - gleichzeitiges Ausschalten von Punktquellen (siehe Emissionsminderung, Tab. 34)

und Verknüpfungsalgorithmen werden in den einzelnen Unterkapiteln erläutert (siehe auch BANGERT & KOWARIK 2000). Zu Grunde liegen Daten der Betriebsleiterbefragung 1997, Klimadaten (Parameter für die Sickerwasserberechnung: Klimastation der Außenstelle, Messungen 1980-1998) sowie bodenkundliche Informationen aus Bohrloch- und Flächendaten der Bodenschätzungen 1936-1938, 1972-1991 (Übersetzungsalgorithmen nach BENNE et al. 1990, automatisierte Berechnung physiko-chemischer Bodeneigenschaften nach den Modellen und Verknüpfungsregeln des NIBIS, MÜLLER 1997).

Die Messung der Emissionen ist angesichts der Größe des Untersuchungsgebietes und der großen Anzahl von Wirkfaktoren nur mit erheblichem Aufwand möglich. Daher wird auf ein Netz sogenannter Agrar-Umwelt-Indikatoren zurückgegriffen (Tab. 21, nach VON MÜNCHHAUSEN & NIEBERG 1997).

#### 4.3.1 Emissionssituation

##### 4.3.1.1 Wirtschaftsdüngeranfall und -lagerung

Die Verwendung tierischer Ausscheidungen als Düngemittel ist generell von hohen Emissionsrisiken begleitet, da sie zum einen leicht flüchtige Stickstoffverbindungen wie Harnstoff und Ammoniak und zum anderen zeitverzögert düngewirksame und damit schwer einzuplanende organische Verbindungen enthalten. Der verbleibende sofort pflanzenverfügbare anorganische Stickstoffanteil ist demgegenüber gering (DÖHLER et al. 1995). Bei einem Mißverhältnis zwischen der anfallenden Wirtschaftsdüngermenge und der Lager-

Tab. 21: Agrar-Umwelt-Indikatoren zur Erfassung der belastenden Emissionen im Heiligen Feld und Zuordnung zur Kapitelgliederung.

Belastungsfaktor und -pfad	Emissionsindikator	Teilindikator	Kapitel
Stickstoff/Phosphor (faktor- und pfadübergreifend)	Wirtschaftsdüngeranfall	Viehzahl	4.3.1.1
	Flüssigmist-Lagerkapazität		
	Stickstoffsaldo	Düngung, Ernte-Entzug	4.3.1.2
	Phosphorsaldo		
Ammoniak-Deposition	Potentielle Ammoniak-Emissionsdichte	NH <sub>3</sub> -Ausbringungsverlust organischer Düngemittel, NH <sub>3</sub> -Verlust Mineraldünger, NH <sub>3</sub> -Weideverlust	4.3.1.3
	Potentielle Stallemissionen	Viehzahl	
Partikulärer Phosphor-(Stickstoff)-Eintrag	Verwehungsrisiko partikulärer Nährstoffe (Winderosion)	Erosivität des Klimas, Bodenerodierbarkeit, Windoffenheit der Landschaft, Bodenbedeckung (Fruchtart/Fruchtfolge)	4.3.1.4
Nitrat-Eintrag über das Grundwasser	Standörtliches Nitrat-Auswaschungsrisiko	Austauschhäufigkeit Bodenwassers, Sickerwassermenge	4.3.1.5
	Potentielle Nitrat-Auswaschung	dito + auswaschungsrelevanter N-Überschuß	
	Kulturartenspezifisches Auswaschungsrisiko	Fruchtart, Fruchtfolge	
Phosphat-Eintrag über das Grundwasser	Phosphat-Auswaschungsrisiko	Grundwasserflurstand	
Nährstoffeintrag über die Meerbecke	Abschirmwirkung entlang Uferstreifen, Abwassereinleitungen		4.3.1.6

kapazität und Verwertungsfläche besteht der Zwang, über den Pflanzenbedarf hinaus unter Billigung eines Emissionsrisikos zu düngen. Die 1996 erlassene Düngeverordnung (DüngeVO) gibt betriebsbezogene Obergrenzen der organischen Düngung und damit des Tierbestandes von 170 kgN/ha\*a auf Acker und 210 kgN/ha\*a auf Grünland vor, um eine Düngung, die sich nicht am Pflanzenbedarf orientiert, zu verhindern. Die Werte sollen hier einer ersten Einordnung der Nutzungsintensität im Untersuchungsgebiet dienen, ohne daß die Bewertung des Beeinträchtigungsrisikos vorweggenommen wird.

Die auf Tierhaltung ausgerichtete Betriebstypenstruktur im Untersuchungsgebiet deutet auf ein erhöhtes Risiko. Der Viehbestand, aber auch die Fütterung, sind wichtige Bestimmungsfaktoren des Nährstoffanfalls (ISERMANN 1990). Abb. 26 gibt den Stickstoffanfall des Viehbestandes bezogen auf die landwirtschaftliche Nutzfläche (LF) der Betriebe an, die im Heiligen Feld wirtschaften. Im Untersuchungsjahr 1996 sind im Mittel der Betriebe 103 kgN/ha LF\*a Stickstoff angefallen (Median, brutto). Ohne Abzug der Ausbringungsverluste, die mit 20 % kalkuliert werden dürfen, liegt der auf die gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche umgelegte Dünger-Anfall mit Ausnahme zweier Betriebe unterhalb der zulässigen Höchstmengen nach der Düngeverordnung von 170 kgN/ha\*a. Die gegenübergestellte Stickstoffmenge, die die befragten Betriebe tatsächlich auf den Ackerflächen im Untersuchungsgebiet über organische Dünger ausgebracht haben, weicht zwar jeweils vom errechneten Anfall ab. Am Maßstab der Dünge-Verordnung liegen jedoch auch hier fast alle Betriebe unter der zulässigen Höchstmenge auf Acker.

Die Verteilung der Düngermengen im Gebiet sind Gegenstand der schlagbezogenen Nährstoffbilanzierungen in Kap. 4.3.1.2.

Während der Wirtschaftsdünger i.d.R. kontinuierlich anfällt, unterliegt der Düngerbedarf im Jahresverlauf starken Schwankungen - bei grünlandlosen Betrieben mit hohem Maisanteil besteht ein einseitiger Schwerpunkt auf der Frühjahrsbestellung.

Nur fünf von 15 zu dem Thema befragten Betriebsleiter verfügen über eine Lagerkapazität, die es ihnen ermöglicht, länger als sechs Monate, d.h. über die Zeit mit geringer

Düngeneffizienz von Oktober-März hinaus zu lagern (vgl. Abb. 27). Drei Betriebe können sogar nur vier Monate lang lagern.

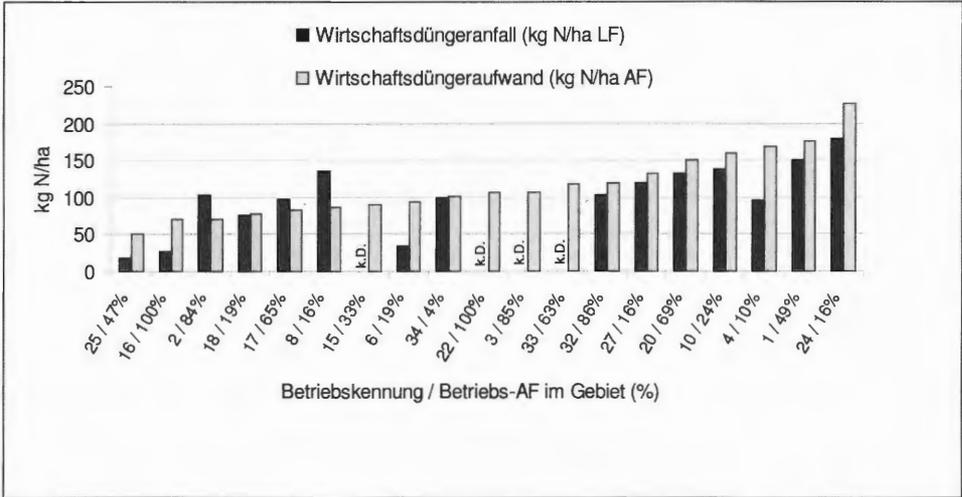


Abb. 26: Im Mittel auf Acker im Gebiet aufgewendeter Wirtschaftsdünger (kg N/ha AF) und anhand der Viehzahlen berechneter Anfall der zugehörigen Schweine- und Bullenmastbetriebe (kg N/ha LF) (Quelle: Betriebsleiterbefragung, Werte für 1996); Stickstoffanfall aus dem Viehbestand und aus Standardfaktoren nach den Tabellenwerken zur Düngerverordnung (BUND-/LÄNDER AG DÜNGE VO 1996) abzüglich Stallverluste; Annahme einer herkömmlichen Fütterung, ohne den Einsatz von Futtermittelzusätzen; AF = Ackerfläche; LF = Landwirtschaftliche Nutzfläche; k.D. = keine Daten zum Dünger-Anfall.

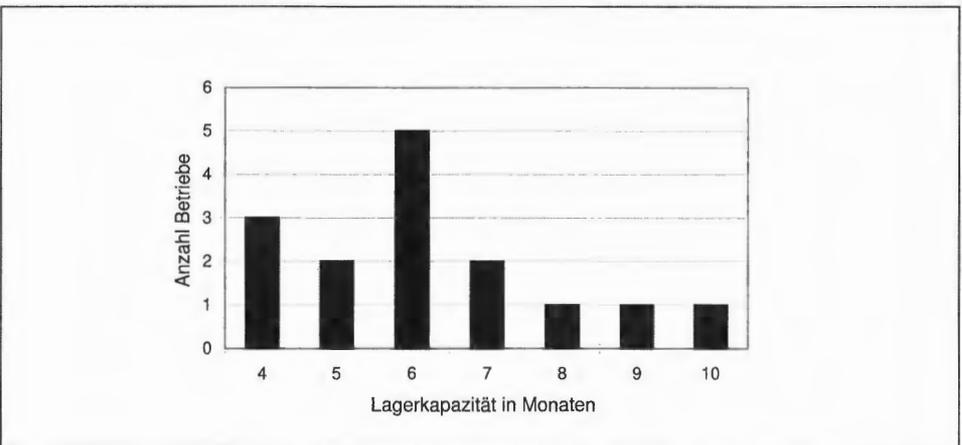


Abb. 27: Gülle-Lagerungskapazitäten (in Monaten) der viehhaltenden Betriebe im Heiligen Feld (n=15; Quelle: Betriebsleiterbefragung 1997).

#### 4.3.1.2 Stickstoff- und Phosphorbilanzen der landwirtschaftlichen Nutzung

Stoffbilanzen quantifizieren Stoffflüsse oder den Stoffverbrauch innerhalb eines Systems. Der Nährstoffsaldo ist ein anerkannter Indikator, um das Umweltbelastungspotential aus den Stickstoff- und Phosphorüberschüssen der landwirtschaftlichen Nutzung zu ermitteln oder den Düngebedarf zu berechnen (u.a. GÖTZ 1997, GÄTH 1997, SCHUMANN et al. 1997, HOEGEN & WERNER 1998). Für die Emissionsanalyse im Heiligen Feld wird ein Ansatz gewählt, der Bilanzen sowohl für Flächen als auch für Fruchtfolgen und Fruchtarten aufstellt und sich allein auf das Kompartiment Pflanze bezieht. Der 5jährige Bezugszeitraum (1992-1996) entspricht in etwa der Dauer der ortsüblichen Fruchtfolgerotation. Die jährlichen Oszillationen der auf den Schlag bezogenen Bilanzgrößen (Überschüsse, Defizite) sind nach Durchlaufen dieser Zeit, der eigentlichen „Bilanzphase“, abgeschlossen (EULENSTEIN 1991). In die Bilanz gehen mit Ausnahme der N-Deposition nur Koeffizienten ein, die durch die Bewirtschaftung vor Ort bestimmt werden (vgl. Abb. 28, siehe BANGERT & KOWARIK 2000). Der Ansatz entspricht einer „vereinfachten Bilanz“ nach dem Standard des DVWK für Wasserschutzgebiete (FLEIGE et al. 1996) bzw. einer Brutto-Bilanz im Sinne der Düngeverordnung. Damit können relative Belastungsschwerpunkte sowohl räumlich als auch nutzungsbezogen ermittelt werden.

In die Grünlandbilanzierung müssen zusätzlich die Bilanzfaktoren der Weidenutzung und die symbiontische N-Fixierung einbezogen werden (Thomsen et al. 1996, WESSELMANN 1996, vgl. Abb. 28).

Die in einer Befragung erhobenen schlagbezogenen Bewirtschaftungsdaten wurden mit Standardgrößen verrechnet, z.B. mit dem Nährstoffgehalt der ausgebrachten Gülletypen, die stichprobenhaft durch Messungen, z.B. durch eigene Gülleanalysen der Landwirte,

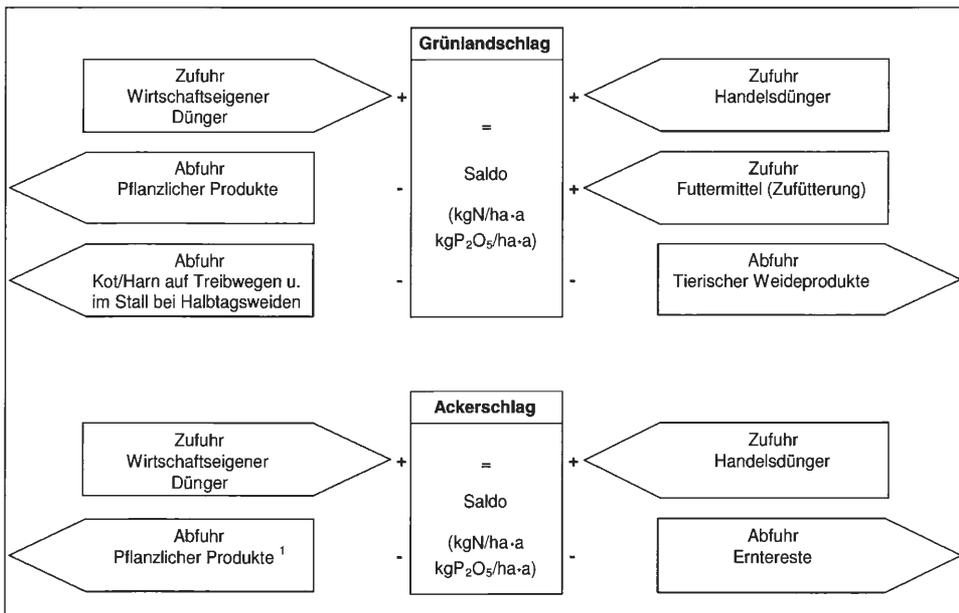


Abb. 28: Schema der Schlagbilanzen für Acker (nach FLEIGE et al. 1996) und Grünland (nach THOMSEN et al. 1996) Saldo zzgl. 19 kgN/ha\*a Depositionsinput; der N-Gehalt aller organischer Substanzen wird zu 100 % angerechnet; <sup>1</sup>abzgl. 3% für die Saatgutzufuhr (vgl. BACH 1987).

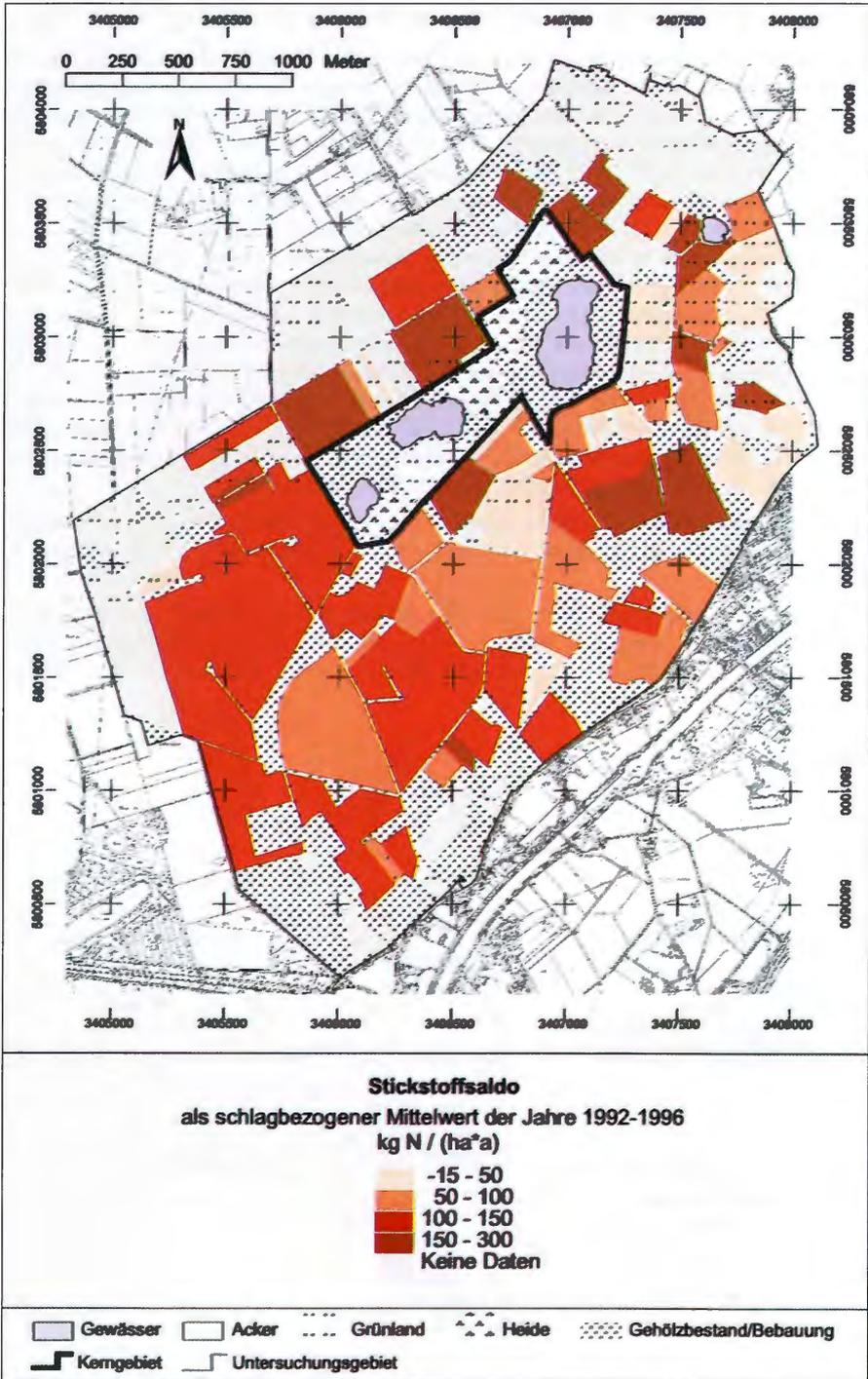


Abb. 29: Stickstoffsaldo landwirtschaftlich genutzter Flächen im Heiligen Feld (Quelle: Betriebsleiterbefragung). Darstellungen der Deutschen Grundkarte 1:5000 mit Genehmigung des Landesvermessungsamtes v. 03.07.2000, AZ.: S 1281/00.

gebietspezifisch überprüft werden konnten. Sie orientieren sich an den Tabellenwerken zur Düngeverordnung (B/L AG DÜNGE VO 1996).

Der Anteil standardisierter Rechengrößen ist für die Weidenutzung wesentlich größer als bei Acker- oder Wiesennutzung - und damit auch das Risiko von Ungenauigkeiten (FLEIGE et al. 1996, GÄTH 1997).

### Ackerbilanzen

Die einzelnen Schlag-Salden im Untersuchungsgebiet zeigen eine erhebliche Variation, bedingt durch die unterschiedlichen Bewirtschaftungsweisen und Standorte (vgl. Abb. 29, Tab. 22). Die Spanne reicht von -26 kgN/ha bis +308 kgN/ha. Den größten Anteil im Untersuchungsgebiet nehmen Ackerschläge mit +100 bis +150 kgN/ha ein. Der Hauptinput resultiert aus Wirtschaftsdüngern. Der über die Fläche gemittelte jährliche Bilanzüberschuß beträgt 117 kgN/ha und 80 kgP<sub>2</sub>O<sub>5</sub>/ha (vgl. Tab. 22). Als „unvermeidbare Überschüsse“ (Anbaugrundlast) der Ackernutzung in Deutschland wird eine Spanne von 30-65 kgN/ha angegeben (FINCK 1990, UMK/AMK AG 1997, HEGE 1997, SCHEFFER 1998). Rechnet man die Deposition und die durchschnittliche Mineraldüngerzufuhr (88 kgN/ha) aus der Acker-Bilanz des Heiligen Feldes heraus, so ergibt sich ein N-Saldo der Teilbilanz von +31 kgN/ha, der im oberen Bereich der von WERNER & BRENK (1997) auf Gemeindeebene ermittelten Werte liegt.

Tab. 22: Stickstoff- und Phosphorbilanz der Ackerschläge im Heiligen Feld als über die Fläche gewichtete Jahres-Mittelwerte der Fruchtfolgen im Zeitraum 1992-1996 (Quelle: Betriebsleiterbefragung).

Bilanz	Stickstoff (kgN/ha·a)	Phosphor (kgP <sub>2</sub> O <sub>5</sub> /ha·a)
Zufuhr: Mineraldünger	69	52
Zufuhr: Wirtschaftsdünger	143	85
Zufuhr: Gesamt <sup>1</sup>	229	137
Abfuhr: Erntegut	112	57
Abfuhr: Gesamt	112	57
<b>Saldo: Zufuhr minus Abfuhr</b>	<b>117</b>	<b>80</b>
Standardabweichung	62	40

<sup>1</sup> inkl. 19 kgN/ha·a aus der Deposition

Der mittlere Stickstoffüberschuß auf Acker der 16 Haupterwerbsbetriebe liegt mit 113 kgN/ha·a deutlich über dem der 13 Nebenerwerbsbetriebe mit 73 kgN/ha·a. Den höchsten Mittelwert von 225 kgN/ha·a erreicht hingegen ein Nebenerwerbslandwirt. Ein Zusammenhang zwischen der Höhe der Flächen-Überschüsse und den Faktoren Betriebsgröße, Viehzahl bzw. Gülleanfall sowie Entfernung der Flächen zum Hof ist aus den Befragungsergebnissen nicht erkennbar.

### Grünlandbilanzen

Die Stickstoff- und Phosphorzufuhren zum Grünland sind nach Tab. 23 deutlich niedriger als beim Acker. Dennoch liegt der mittlere N-Saldo mit 85 kgN/ha·a auf einem relativ hohen Niveau, da bei der Weide- und mit Einschränkung der Mähweidenutzung den Zufuhren nur sehr geringe Netto-Entzüge gegenüberstehen (vgl. ELSÄSSER 1994). In der intensiven Weidewirtschaft sind Überschüsse >200 kgN/ha häufig (vgl. THOMSEN et al. 1996). Die Weiden und Mähweiden des Untersuchungsgebiets erreichen derart hohe Mit-

Tab. 23: Stickstoff- und Phosphor-Flächenbilanzen für die verschiedenen Grünlandnutzungstypen im Heiligen Feld als Mittelwert im Zeitraum 1994-1996 (Quelle: Betriebsleiterbefragung).

Nutzungstyp (Anteil an Grünlandfläche)	Stickstoff (kgN/ha·a)				Phosphor (kgP <sub>2</sub> O <sub>5</sub> /ha·a)			
	Grünland (100 %)	Mähweide (49 %)	Weide (40 %)	Wiese (11 %)	Grünland (100 %)	Mähweide (49 %)	Weide (40 %)	Wiese (11 %)
Zufuhr: Mineraldünger	23	25	21	52	16	30	0	0
Zufuhr: Wirtschaftsdünger	76	89	73	0	41	49	40	0
Zufuhr: Weidezufütterung	4	4	9	0	1	2	3	0
Zufuhr: Gesamt <sup>1</sup>	142	156	140	89	58	81	43	0
Abfuhr: Ertrag	51	57	0	154	20	21	0	62
Abfuhr: Weideprodukte	6	9	13	0	3	5	7	0
Abfuhr: Gesamt	57	67	13	154	23	26	7	62
Saldo	85	89	127	-65	36	55	36	-62
Standardabweichung	114	96	107	82	74	70	62	42

<sup>1</sup> inkl. 19 kgN/ha·a aus Deposition und 40 kgN/ha·a aus symbiotischer N-Fixierung

telwerte jedoch nicht: 127 kgN/ha auf Mähweiden bzw. 89 kgN/ha auf Weiden. Für Phosphor liegen die Überschüsse mit 36 kgP<sub>2</sub>O<sub>5</sub>/ha (gesamtes Grünland) auf einem niedrigen Niveau. Ein wesentlicher Grund liegt in der marginalen wirtschaftlichen Bedeutung vieler Flächen aufgrund der großen Entfernungen zu den Betrieben. Die Nutzung als Standweide für Jungvieh und Milchkühe ohne Laktation überwiegt.

Die Schwankungsbreiten der einzelnen Schlagbilanzen ist auch beim Grünland enorm. Sie reicht für Stickstoff von -76 bis +306 kg/ha. Die Schläge mit den höchsten Zufuhren und Überschüssen, die aus Gülle resultieren, liegen in Hofnähe und in den trockeneren Randbereichen der Heilig-Meer-Niederung (vgl. Abb. 29). Durchweg negative Salden weisen die reinen Mähwiesen auf (vgl. Tab. 23). Sie werden nur sehr extensiv gedüngt, da sie schlecht nutzbar oder Auflagen aus dem Feuchtwiesenschutzprogramm unterworfen sind.

Fast alle negativen oder nahezu ausgeglichenen Bilanzen (Klasse -15 bis 50 kgN/ha·a, vgl. Abb. 29) kommen auf Niedermoorböden vor. Sie werden mit großer Wahrscheinlichkeit durch Torfmineralisierung ausgeglichen, die in der Bilanzierungsmethode nicht berücksichtigt wird.

Die Grasweiden und beweideten Zwergstrauchheiden des Schutzgebietes stellen einen weiteren Sonderfall dar. Sie werden in die landwirtschaftliche Bilanzierung nicht eingerechnet, sollen hier jedoch zur Verdeutlichung der Input- und Output-Größenordnungen im Kerngebiet angefügt werden: Da eine Düngung nicht erfolgt und der Weißkleeanteil und damit die Zufuhr aus der symbiotischen N-Fixierung sehr gering ist, beschränkt sich der Input im wesentlichen auf jährlich etwa 19 kgN/ha aus der Deposition. Die nutzungsbedingte Zufuhr aus der Fütterung von 2 kgN/ha, die auf die gesamte beweidete Fläche ohne Berücksichtigung der internen Ungleichverteilungen umgelegt wurde, ist demgegenüber vernachlässigbar. Die jährliche Entnahme ausgewachsener Weidetiere ist der einzige Output-Faktor aus dem Kerngebiet, der mit einer Größenordnung von 7-8 kgN/ha·a die depositionsbedingten Zufuhren nicht ausgleichen kann.

### 4.3.1.3 Ammoniak-Ausgasung

#### Flächenbezogene Emissionsdichte

Aus der Summe der wichtigsten landwirtschaftlichen Emissionsfaktoren läßt sich die Emissionsdichte im Heiligen Feld flächenbezogen ermitteln (vgl. DRAGOSITS et al. 1998, BOERMANS & ERISMAN 1993). Ziel ist auch hier die Identifikation herausragender anthropogener Quellen als vorrangige Ansatzpunkte der Gegensteuerung. Die Emissionsdichte für die landwirtschaftlich genutzten Flächen des Heiligen Feldes wird nach Gleichung 1 berechnet (nach DRAGOSITS et al. 1998, ISERMANN 1994).

$$\text{Gl. 1: Emissionsdichte (kg NH}_3\text{-N/ha}\cdot\text{a LF)} = \text{Wirtschaftsdünger-Ausbringungs-Emission} + \text{Mineraldünger-Emission} + \text{Weide-Emission}$$

Die Verluste bei der Gülleausbringung werden mit Hilfe des empirisch abgesicherten Modells von MANNHEIM et al. (1997) (siehe BANGERT & KOWARIK 2000) berechnet. Das Emissionsmodell ist als computergestützter Schätzrahmen (Dr. Güll - Version 1.1) für die landwirtschaftliche Praxis verfügbar. Die Festmist-Verluste werden nach Angaben von MANNHEIM (1996) und AMBERGER (1990) ermittelt. Datengrundlagen sind jeweils die Ergebnisse der Befragung im Frühjahr 1997 und das Düngeverhalten 1996 aus eigenen Beobachtungen und dem Datenbestand der Außenstelle Heiliges Meer (Rehage 1997 schriftl.). Tab. 24 charakterisiert die äußeren Bedingungen während der Gülledüngung im Untersuchungszeitraum 1996/1997, die schwerpunktmäßig in den aufgeführten Zeiträumen stattfand.

Die Emissionen aus mineralischen Düngemitteln werden aus den Angaben zur Düngepraxis und mit Hilfe von Standardfaktoren (nach AMBERGER 1990, ISERMANN 1994, siehe BANGERT & KOWARIK 2000) ermittelt.

Für die Ammoniak-Emissionen aus dem Weidegang werden Besatzleistung der Weideflächen im Heiligen Feld mit tierspezifischen Emissionsfaktoren aus der Literatur verrechnet (siehe BANGERT & KOWARIK 2000).

Tab. 24: Äußere Bedingungen während der Haupt-Gülleapplikation im Heiligen Feld im Untersuchungszeitraum als Eingangsgrößen in die Emissionsberechnung.

Gülletage	Witterung	Oberflächenbeschaffenheit (Fruchtart/Ernterest auf Sandboden)	Infiltrationswiderstand
14.-19. Aug. 1996	heiter bis wolkig, 21 (26)°C, 0-2mm NS	Stroh von Getreide/Raps ohne Strohabfuhr	hoch
		Stoppeln von Getreide/Raps mit Strohabfuhr	mittel
6.-10. Nov. 1996	bewölkt, 10-12°C, 0-2mm NS	Grasnarbe (Grünland, Welsches Weidelgras)	sehr hoch
		CCM-Mais-Stroh	hoch
		Pflanzenreste von Getreide/Raps/Zwischenfrucht/Brache	hoch
		Wintergetreide-Keimlinge	gering
		Silomais-Stoppel	gering
9.-15. April 1997	heiter bis wolkig, 12-14°C, 0-2mm NS	Grasnarbe (Grünland, Welsches Weidelgras)	sehr hoch
		CCM-Mais-Stroh	hoch
		Pflanzenreste von Getreide/Raps/ Zwischenfrucht/Brache	hoch
		Silomais-Stoppel	gering
		Wintergetreide-Keimlinge	gering

Die lokale Ammoniakemission ist die einzige Steuerungsgröße, mit der die Stickstoff-Belastung der flachen Gewässer und der Heiden durch Maßnahmen im Umfeld des Kerngebietes reduziert werden kann, da die auf Fernverbreitung beruhenden Niederschlagsdepositionen vor Ort nicht steuerbar sind.

Die maximale Risikozone für Ammoniaketräge in das Kerngebiet umfaßt 664 ha. Davon werden 525 ha landwirtschaftlich genutzt und kommen als potentielle Quellflächen in Frage (vgl. Tab. 19, Kap. 4.2.3.). Für 339 ha LF (65 %) stehen Daten für die Berechnungen zur Verfügung. Abb. 30 stellt die Emissionsdichte der gedüngten und beweideten Fläche dar. Der Schwerpunkt liegt in der Klasse 20-40 kgNH<sub>3</sub>-N/ha•a. In der minimalen Risikozone (108 ha), das sind die direkt an das Kerngebiet angrenzenden Flächen, nehmen die emissionschwächeren Flächen bis 20 kgNH<sub>3</sub>-N/ha•a einen höheren Anteil ein. Jedoch grenzen im Norden und im Süden jeweils auch Schläge mit Emissionswerten von knapp 50 kgNH<sub>3</sub>-N/ha•a an (vgl. Abb. 30).

Die Gesamtemission der Ackerflächen beträgt im Mittel 36 kgN/ha•a (vgl. Tab. 25). Die Spanne reicht von <10 kgNH<sub>3</sub>-N/ha•a auf nur mineralisch gedüngten Flächen bzw. emissionsfreien Brachen bis >80 kgNH<sub>3</sub>-N/ha•a auf Flächen, die mit Hühnerkot gedüngt werden. Der Mittelwert der Ackerflächen liegt im oberen Bereich der mit Hilfe eines Modells im 75x75 km<sup>2</sup>-Raster für das Gebiet errechneten Emissionsdichte von 20-40 kgN/ha•a (ASMAN 1994, EMEP/MSCW 1996).

Im Schutzgebiet wurde anhand der Schafbeweidung eine auf die gesamte Weidefläche bezogene Emissionsdichte von 0,7 kgNH<sub>3</sub>-N/ha•a im Heilig-See-Gebiet (7 ha) und 1,2 kgNH<sub>3</sub>-N/ha•a im Erdfallsee-/Heideweihergebiet (13,6 ha) errechnet.

Der höchste Verlustanteil geht von der Gülledüngung aus (vgl. Tab. 25). Im Mittel emittieren 21 % des ausgebrachten Gülle-Stickstoffs als Ammoniak. Aufgrund der schlechten Infiltrationsbedingungen liegen die prozentualen Verluste beim Grünland höher. Wegen der geringeren Aufwandsmenge ist der gesamte Flächenverlust jedoch niedriger als auf Acker. Mist spielt sowohl auf Grünland als auch auf Acker gegenüber Gülle nur eine untergeordnete Rolle. Die höchsten Emissionen innerhalb der Grünlandnutzungstypen weisen Mähweiden auf, die höhere Düngergaben erhalten. Bei reinen Weiden erreichen die Emissionswerte aus den Ausscheidungen der Weidetiere die Dimension der Düngemittel-Emissionen.

Tab. 25: Ammoniak-Emissionsdichte (kgNH<sub>3</sub>-N/ha•a) und Ammoniak-Verluste des gedüngten Stickstoffs (%) in der Risikozone um das NSG Heiliges Meer.

	Acker	Grünland			
		Gesamt	Weide <sup>1</sup>	Mähweide	Wiese
<b>Anteil an LF</b>	82 %	18 %	6 %	10 %	2 %
<b>NH<sub>3</sub>-Emission</b>	<b>(kgN/ha•a)</b>	<b>(kgN/ha•a)</b>	<b>(kgN/ha•a)</b>	<b>(kgN/ha•a)</b>	<b>(kgN/ha•a)</b>
Gülle	24,8	10,2	5,9	18,7	-
Mist	5,6	1,1	0,5	2,2	-
Mineraldünger	2,5	0,6	0,4	0,6	1,3
Weidegang	-	6,7	6,5	9,0	-
Gesamt	32,9	18,5	13,3	30,5	1,3
<b>NH<sub>3</sub>-N-Verlust pro N-Zufuhr</b>	<b>(%)</b>	<b>(%)</b>	<b>(%)</b>	<b>(%)</b>	<b>(%)</b>
Gülle	20,6	30,7	29,0	31,4	-
Mist	11,7	7,9	7,7	8,0	-
Mineraldünger	3,2	3,8	1,9	4,3	2,9

<sup>1</sup> ohne Weiden des Schutzgebiets

### Stall-Emissionen

An zweiter Stelle des nationalen Ammoniakausstoßes nach den Düngungsverlusten stehen die Stallanlagen und Wirtschaftsdüngerlager der viehhaltenden Betriebe (ISERMANN

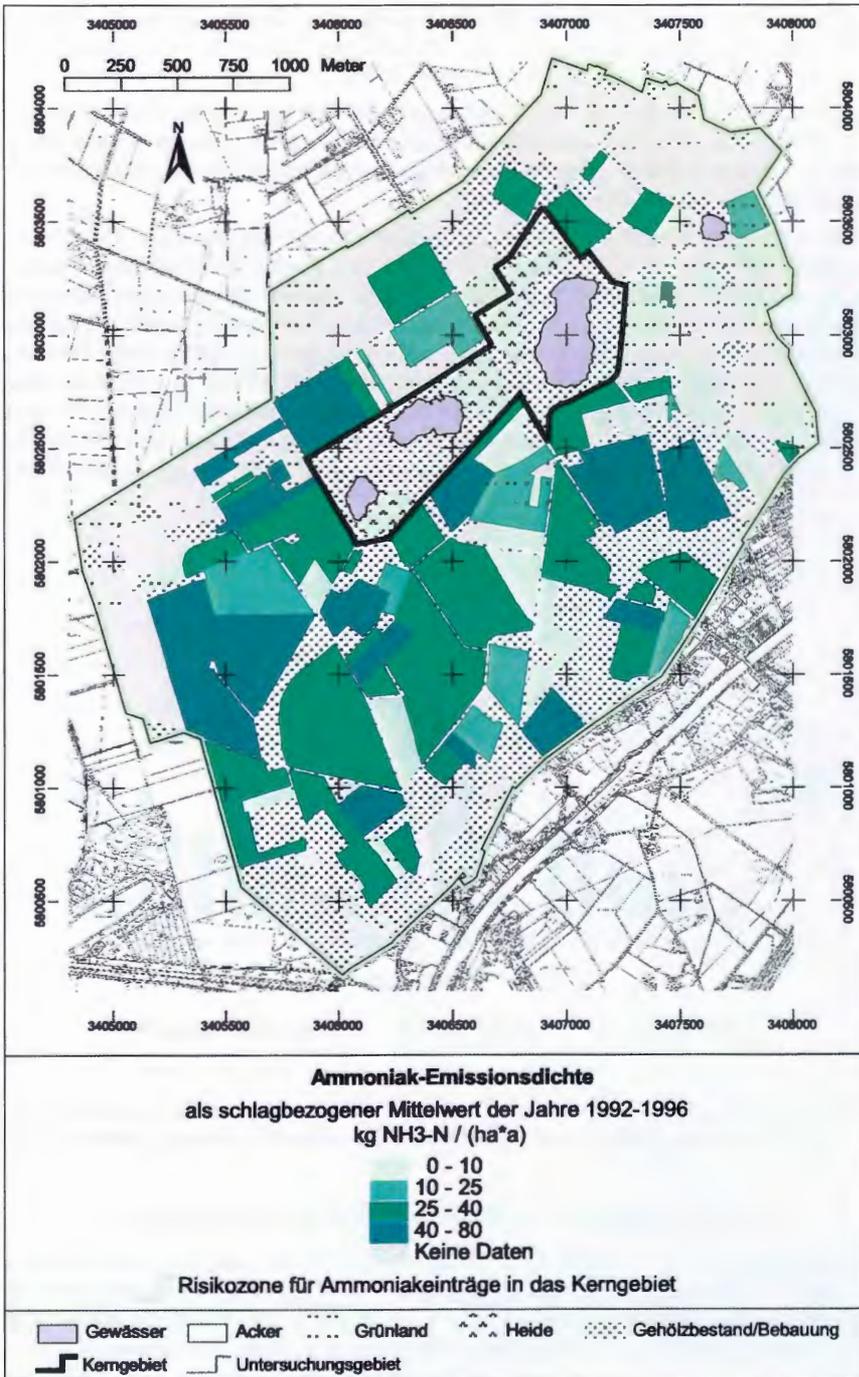


Abb. 30: Ammoniak-Emissionsdichte der landwirtschaftlich genutzten Flächen in der Risikozone um das NSG Heiliges Meer (Quelle: Betriebsleiterbefragung). Darstellungen der Deutschen Grundkarte 1:5000 mit Genehmigung des Landesvermessungsamtes v. 03.07.2000, AZ.: S 1281/00.

1994). Da mit nur zwei Ausnahmen die Gülle sämtlicher Betriebe bei Stall- und externer Unterflurlagerung abgedeckt ist, kann der Verlustfaktor Lagerung vernachlässigt werden (vgl. DE BODE 1991, SOMMER zit. in ISERMANN 1994).

Die Ammoniakemissionen aus dem Stallbereich werden anhand der Vieharten und -zahlen der Betriebe mit Flächen im Heiligen Feld unter Annahme von gebräuchlichen Entmistungsarten und Haltungssystemen mit Hilfe von Standard-Emissionsfaktoren berechnet (siehe BANGERT & KOWARIK 2000).

Die jährlichen Emissionen der viehhaltenden Betriebe reichen von unter 1 t NH<sub>3</sub>-N/a bei den kleinen Betrieben bis über 3 t NH<sub>3</sub>-N/a bei den großen Veredelungsbetrieben. Die Betriebe, die im Untersuchungsgebiet selbst liegen, weisen das geringste Emissionspotential auf (Abb. 31). Die großen Mastbetriebe mit dem höchsten Potential liegen etwa 2,5 km in Hauptwindrichtung vom Kerngebiet entfernt in der Ortschaft Uffeln. Hier wurden im Befragungsjahr über 3000 Mastschweine gehalten. SUTTON et al. (1998) konnten die Emissionen großer Mastanlagen noch in der genannten Entfernung messen. Demgegenüber spielen die Betriebe aus Hopsten, Recke-Obersteinbeck und Steinbeck mit Flächen im Gebiet aufgrund des Emissionsaufkommens und der Lage eine untergeordnete Rolle.

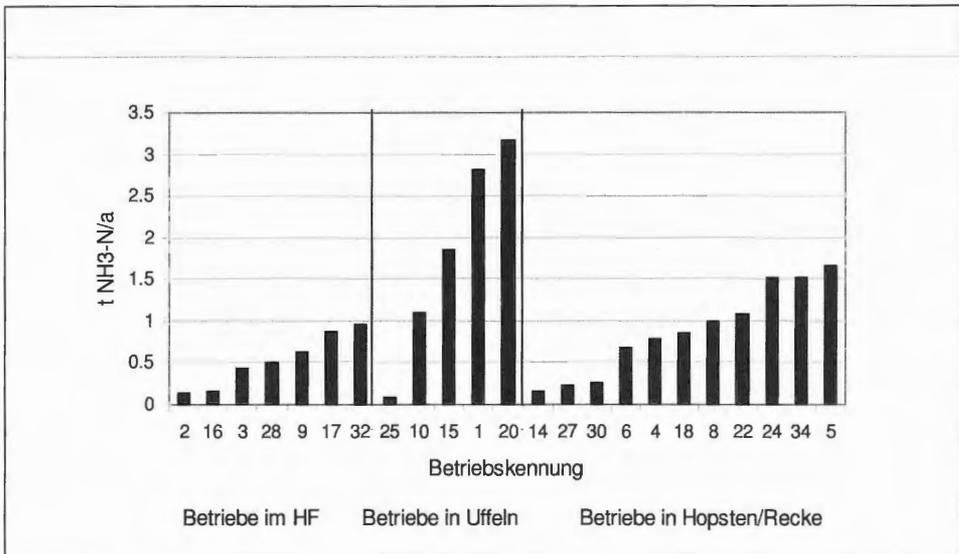


Abb. 31: Errechnete Ammoniak-Stallemissionen (t NH<sub>3</sub>-N/a) anhand der Viehzahlen der Betriebe mit Flächen im Heiligen Feld (HF) (Quelle: Betriebsleiterbefragung, Werte aus 1996).

#### 4.3.1.4 Abwehung partikulärer Nährstoffe (Winderosion)

Schäden durch Erosion entstehen nicht nur am Ort der Auswehung („on-site“) durch einen langfristigen Verlust der Bodenfruchtbarkeit. Wie bei der Wassererosion treten Beeinträchtigungen auch am Ort der Sedimentation („off-site“), z.B. in empfindlichen Lebensräumen, in das Blickfeld des Naturschutzes (KUNTZE et al. 1995, FRIELINGHAUS 1997). Die Bedeutung der Winderosion als Faktor der Phosphorbelastungen von Stillgewässern wurde unter anderem von SCHMIDT-LÜTTMANN et al. (1992) und SHARPLEY et al. (1995) nachgewiesen.

Für den Eintrag in „off-site-Ökosysteme“ ist der suspensive Transport der feinen Partikel (< 0,05 mm), zu denen die organischen Bestandteile des Bodens sowie Schluff- und Ton-

partikel gehören, von Bedeutung. Diese Fraktion weist zugleich das beste Bindungsvermögen für Phosphat auf. Angesichts der hohen im Boden angereicherten Phosphorüberschüsse der Nutzung und der Bedeutung als Mangelnährstoff für die oligotrophen Lebensräume kommt die Winderosion als potentieller Belastungsfaktor für das Kerngebiet in Frage.

Derzeit stehen weder Meßdaten zur „off-site“ Belastung zur Verfügung, noch gibt es für die hier verfolgte Fragestellung Verfahren zur Ermittlung des Bodenabtrags. Daher soll das Emissionsrisiko über eine qualitative, nicht aggregierte Abschätzung der wichtigsten Winderosionsfaktoren, die auf empirischen Untersuchungen basieren, erfolgen. Dies sind die Erosivität des Klimas, die bereits im Zusammenhang mit den Belastungspfaden behandelt wurde (Kap. 4.2.1.), die Erodierbarkeit des Bodens, die Windoffenheit der Landschaft und die Bodenbedeckung (CAPELLE & LÜDERS 1985, BEINHAEUER & KRUSE 1991, FRIELINGHAUS 1997). Im folgenden werden die Emissionsrisiken aus den Faktoren eingeschätzt und in Abb. 33 dargestellt.

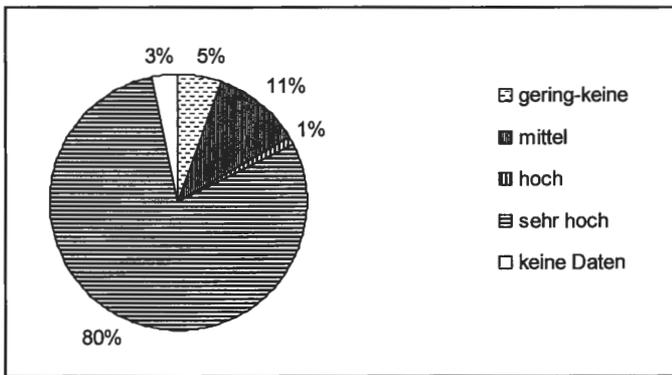


Abb. 32: Klassenhäufigkeit der potentiellen Winderosionsgefährdung landwirtschaftlich genutzter Böden in der Risikozone für partikuläre Nährstoffeinträge in das NSG Heiligens Meer.

### Erodierbarkeit des Bodens

Das auf die Bodenschätzungsdaten des Untersuchungsgebietes angewendete Verfahren zur qualitativen Klassifizierung der Winderosionsanfälligkeit haben CAPELLE & LÜDERS (1985) auf der Grundlage quantitativer Messungen erarbeitet. Die Gefährdung der Mineralböden (EfA) wird aus der Bodenart, dem Humusgehalt der obersten Bodenschicht sowie der bodenkundlichen Feuchtestufe (BKF) abgeleitet. Die potentielle Winderosionsgefährdung der Moorböden (EfATorf) ergibt sich aus der Zersetzungsstufe des Niedermoororfes (siehe BANGERT & KOWARIK 2000).

Durch die starke Entwässerung, die auch viele ehemalige Gley-Podsol-Böden erfaßt hat, fallen 87 % der Ackerflächen in die BKF-Stufen 2/1, 3/2, 4/2, d.h. auf ihnen reißt im Sommerhalbjahr der kapillare Anschluß ab. Zugleich herrscht die besonders erosionsanfällige Bodenart Mittelsand, feinsandig (mSfs) vor (vgl. Tab. 26).

Die Verteilung der Winderosionsgefahr landwirtschaftlich genutzter Böden im Untersuchungsgebiet zeigt Abb. 33. Für 80 % der Böden in der Risikozone besteht nach der Klassifikation von CAPELLE & LÜDERS (1985) eine sehr hohe Gefährdung (vgl. Abb. 35). Lediglich in der Heilig-Seeer-Niederung findet sich ein größerer Anteil gering und mittel gefährdeter grundwassernaher Niedermoorböden, die größtenteils als Grünland genutzt werden.

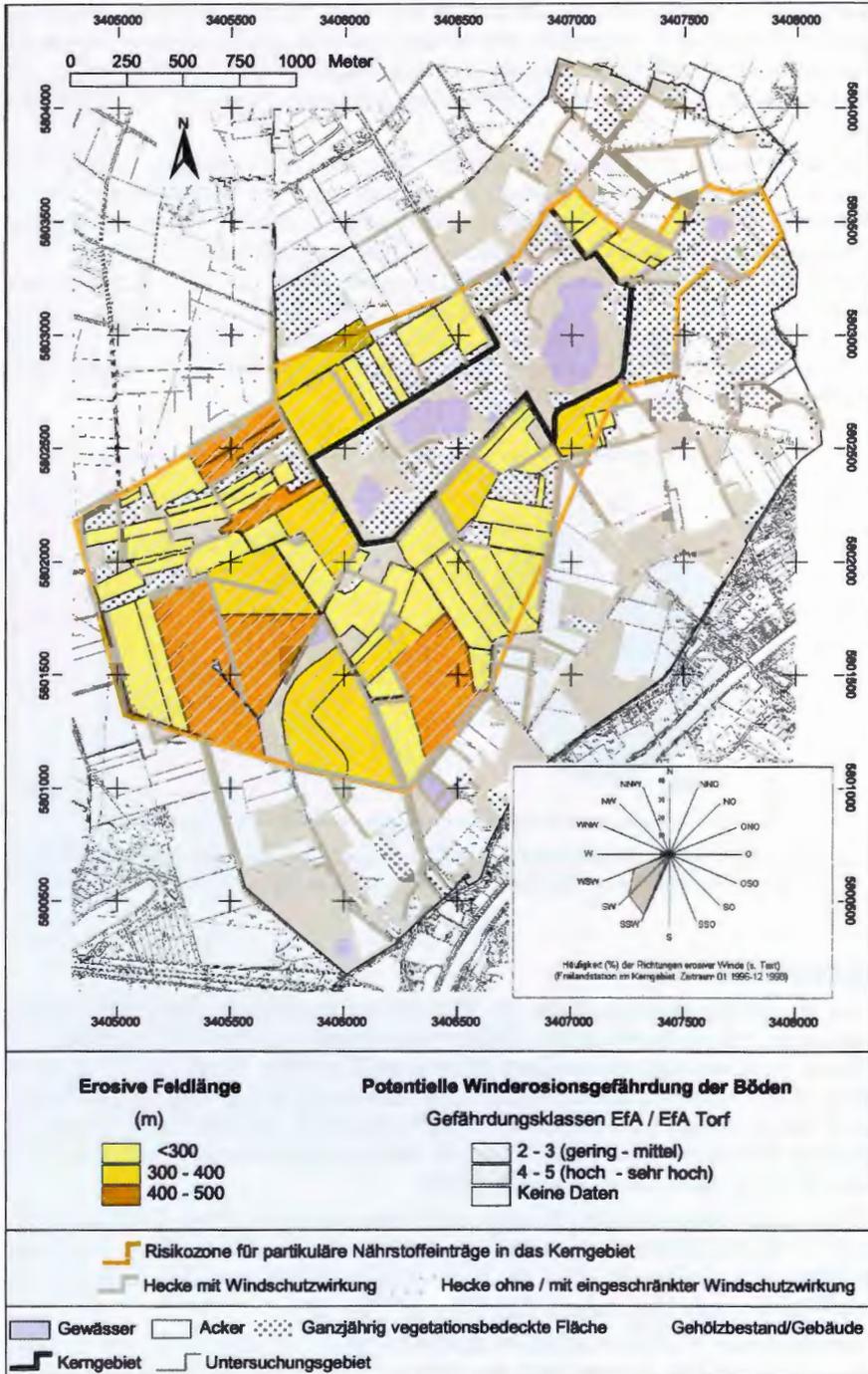


Abb. 33: Winderosionsgefahr auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen der Risikozone für partikuläre Nährstoffeinträge um das NSG Heiliges Meer (Quelle: Bohrlochdaten der Bodenschätzung, Digitale Wallheckenkarte DIWAK). Darstellungen der Deutschen Grundkarte 1:5000 mit Genehmigung des Landesvermessungsamtes v. 03.07.2000, AZ.: S 1281/00.

Tab. 26: Erosionsrelevante Bodenmerkmale der Hauptnutzungstypen in der Risikozone um das NSG Heiliges Meer (Quelle: Bohrlochdaten der Bodenschätzung).

Bodenart / Humusgehalt bzw. Torfzersetzungsstufe	Acker		Grünland	
	(ha)	(%)	(ha)	(%)
Sand (mSfs) / <4 %	221	88 %	22	48 %
Sand (mSfs) / >4 %	0	0 %	1	3 %
lehmiger Sand (SI1-3) / <4 %	5	2 %	1,8	4 %
Niedermoor und schwach sandiges Niedermoor / stark zersetzt	22	9 %	16	34 %
Niedermoor und schwach sandiges Niedermoor / schwach zersetzt	0	0 %	4	8 %
keine Daten	3	1 %	3	7 %
$\Sigma$	251	100 %	46	100 %

### Windoffenheit der Landschaft

Bei gegebener Erosivität der Wetterlage und Bodenerodierbarkeit bestimmt die Boden- und Geländerauhigkeit, die sich im norddeutschen Agrarraum vor allem aus der Vegetationsdecke (s.u.) und der linienhaften Rauigkeit durch Busch- und Baumreihen ergibt, das Ausmaß der Winderosion. Die entlang des Vektors der Windrichtung gemessene Länge einer Fläche mit gleicher Bewirtschaftung, die nicht durch Windhindernisse wie Feldgehölze unterbrochen wird, bildet die „verwehungsbedeutsame Feldlänge“ (HASSENFLUG 1992). Je größer die Feldlänge, desto höher die Erosionsrate entlang der Windrichtung. Als Bewirtschaftungseinheit wird hier der Schlag aufgefaßt, das ist die mit derselben Fruchtart bestellte Fläche eines Besitzers, die nicht mit den auf Karten erkennbaren Grenzen übereinstimmen muß.

Für eine effektive Schutzwirkung der linearen Feldgehölze ist neben ihrer Lage und Ausrichtung auch ihre Struktur ausschlaggebend. Sie wurde mit Hilfe der forstlichen Wald- und Kleingehölzkartierung (Karte der Fläche mit Waldeigenschaft und sonstiger Landschaftselemente gem. § 2 BwaldG, §1 LfoG - Digitalisierte Wallheckenkartierung - DIWAHK, Stand Mai 1991), die 1997 im Gelände aktualisiert wurde, eingeschätzt.

Die Feldlängen der Risikozone des Kerngebietes sind in Abb. 33 und Tab. 27 dargestellt. Auf der Abbildung wurden die über dem Mittelwert des Gebietes liegenden Feldlängen von über 300 m hervorgehoben.

Tab. 27: Verwehungsbedeutsame Feldlängen der Ackerflächen in der Risikozone um das NSG Heiliges Meer (Median = 229 m).

Feldlänge (m)	Schläge Anzahl	Fläche (ha)
0-100	6	2
100-200	24	56
200-300	17	52
300-400	11	72
400-500	6	55
$\Sigma$	64	237

Tab. 28: Windschutzwirkung der linearen Kleingehölze in der Erosions-Risikozone um das NSG Heiliges Meer (Quelle: Digitalisierte Wallheckenkartierung - DIWAK, Stand Mai 1991, aktualisiert und verändert).

Windschutzwirkung (Merkmale der DIWAK-Erläuterungsberichte)	Länge (km)	Anteil (%)
ohne Windschutzwirkung (auf den Stock gesetzte Bestände, Hecken)	0,6	3 %
eingeschränkte Windschutzwirkung (Baumreihen / spärliche, lückige oder <1m breite Bestände)	3,2	16 %
volle Windschutzwirkung (Wallhecken / Gehölzstreifen)	13,2	66 %
Bestände ohne Daten	2,5	15 %
Σ	18,9 (70 lfd m/ha)	100 %

### Bodenbedeckung

Auf Böden mit einer ganzjährig geschlossenen Vegetationsdecke, wie Dauergrünland oder mehrjährige Brachen, tritt keine Erosion auf. In landwirtschaftlichen Kulturen verhindert bereits ein Deckungsgrad der Feldfrucht von 50 % einen Bodenabtrag (FRIELINGHAUS & FUNK 1994, FRIELINGHAUS 1997). Die Bodenschutzwirkung der im Untersuchungsgebiet angebauten Fruchtarten wird nach den Kriterien Geschwindigkeit der Pflanzenentwicklung, Grad der Bodenbedeckung (Standraumverteilung) und Bedeckung während des Sommers bzw. Winters eingeschätzt (vgl. FRIELINGHAUS 1997).

Im Anbaujahr 1996 gab es folgende Verteilung (% von AF) der nach ihrer Bodenschutzwirkung gereihten **Fruchtarten**: Wintergerste (3 %) > Triticale und Winterroggen (30 %) > Sommergerste (4 %) > CCM-Mais und Körnermais (31 %) > Silomais (19 %); (Brache 7%, Fruchtarten mit <1%-Anteil: 4%).

Nach der Bodenbedeckungsdauer der **Fruchtfolgeglieder** innerhalb eines Jahres (gerechnet über das Winterhalbjahr von Juli bis Juni) haben die reinen Maisfruchtfolgen (entsprechend: Mais-Sommergetreide) sowie die Folge Wintergetreide-Mais ohne Zwi-

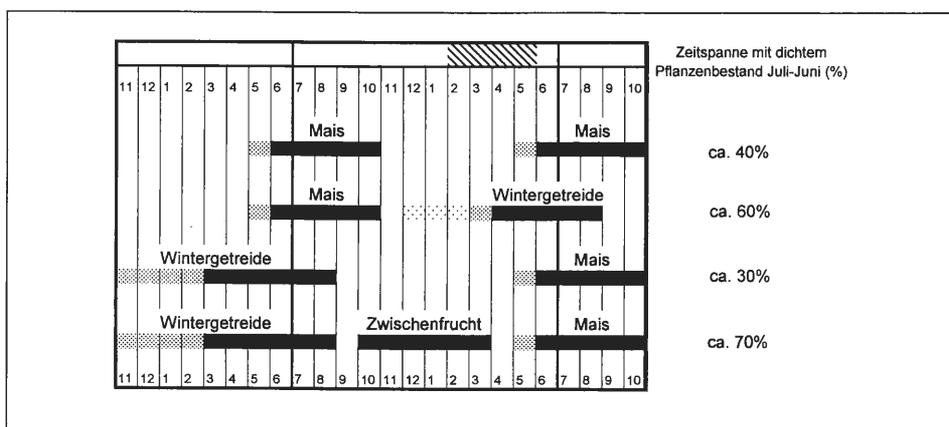


Abb. 34: Zeitspannen (Monate) mit dichtem Pflanzenbestand in den häufigsten Fruchtfolgegliedern des Heiligen Feldes. Der besonders erosionsgefährdete Zeitraum ist durch Quer-Schraffur gekennzeichnet. (Ausgangsdaten: Nutzung 1996-1997, Quellen: Betriebsleiterbefragung und Kartierung).

Tab. 29: Anteile der Fruchtfolgeglieder über das Winterhalbjahr im Heiligen Feld im Zeitraum 1992-1996 (Quelle: Betriebsleiterbefragung).

Fruchtfolgeglied	Zwischenfrucht	Rangfolge der Bodenschutzwirkung	Flächenanteil
Wintergetreide - Wintergetreide	mit	1	3 %
Wintergetreide - Mais	mit	1	29 %
Wintergetreide - Wintergetreide	ohne	2	2 %
Mais - Wintergetreide	ohne <sup>1</sup>	3	17 %
Mais - Brache	ohne	3	3 %
Mais - Sommergetreide	ohne <sup>1</sup>	4	5 %
Mais - Mais	ohne <sup>1</sup>	5	28 %
Wintergetreide - Mais	ohne	6	4 %
sonstige <sup>2</sup>			9 %
Σ			100 %

<sup>1</sup> wirksamer Zwischenfruchtanbau ohne Untersaat aufgrund des späten Erntetermins nicht möglich

<sup>2</sup> <1 % Flächenanteil: Mehrjährige Brache, Brache-Wintergetreide, Sommergetreide-Mais, Wintergetreide-Zwischenfrucht-Sommergetreide, Wintergetreide-Winterraps, Mais-Zwischenfrucht-Mais, Raps-Wintergetreide, Weidelgras-Weidelgras

schenfrucht besonders ungünstigste Eigenschaften, da zur Haupterosionszeit Februar-Mai der Boden weitgehend unbedeckt ist (vgl. Abb. 34). Diese Fruchtfolgen hatten 1992-1996 einen Anteil von 37 % (Tab. 29). Die besten Bedeckungseigenschaften im gefährdeten Zeitraum haben Fruchtfolgeglieder, bei denen eine Zwischenfrucht auf Wintergetreide folgt (32 % Flächenanteil). Aufgrund des hohen Zwischenfruchtanteils von 90 % liegt der Wintergetreideanbau im Gebiet hinsichtlich des Erosionsschutzes nahe dem Optimum. Durch den hohen Maisanteil sind dennoch viele Flächen zur Haupterosionszeit unbedeckt. Untersuchungen im Februar und Mai 1996 ergaben einen Ackerflächenanteil ohne dichte Pflanzendecke von 33 % bzw. 57 % in der Risikozone. Dabei ist jedoch die Schutzwirkung von CCM-Maisstroh nicht berücksichtigt. Grünroggen, der im Untersuchungszeitraum häufig noch nach der Maiseinte eingesät wird, entfaltet durch die späte Maiseinte eine nur geringe Schutzwirkung.

#### 4.3.1.5 Nitrat- und Phosphatauswaschung

##### Standortabhängige Auswaschungsgefahr für Nitrat

Da Nitrat kaum sorptiv gebunden wird, kann die standörtliche Auswaschungsgefahr mit Hilfe einfacher Modelle des konvektiven vertikalen Transports anhand der Austauschhäufigkeit des Bodenwassers (%/a) klassifiziert werden. Die Austauschhäufigkeit wird nach Gleichung 2 errechnet (vgl. AG BODENNUTZUNG IN WASSERSCHUTZ- UND -SCHONGEBIETEN 1992, MÜLLER 1997, BANGERT & KOWARIK 2000):

$$\text{Gl. 2: Austauschhäufigkeit (\%/a)} = \frac{\text{Sickerwassermenge (mm/a)}}{\text{Feldkapazität im effektiven Wurzelraum (FKWE) (mm)}} \times 100$$

Die Größe beschreibt, wie häufig im Verlauf eines Jahres die Bodenlösung in der effektiven Wurzelzone im Zuge der Sickerwasserverlagerung ausgetauscht wird. Eine geringe Austauschhäufigkeit bedeutet ein hohes Rückhaltevermögen von Wasser und darin gelöster Nährstoffe im effektiven Wurzelraum.

Tab. 30 enthält die über die Fläche gewichteten mittleren jährlichen Sickerwassermengen und Austauschhäufigkeiten der landwirtschaftlichen Nutzungstypen im Heiligen Feld. Für die gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche, d.h. für ca. 80 % des Heiligen Feldes, ergibt sich eine jährliche Sickerwassermenge von 335-353 mm und eine Austauschhäufigkeit von 381-502 %. Im Vergleich der Nutzungstypen liegt die Sickerwassermenge unter Grünland mit nur 254-278 mm deutlich niedriger als unter Acker (353-370 mm).

Die in der nahegelegenen Großlysimeteranlage St. Arnold gemessenen Grünlandwerte liegen mit 444 mm deutlich über den hier errechneten Werten (vgl. WEINERT 1999). Grund sind vermutlich die hohen Grundwasserstände der Grünlandflächen im Untersuchungsgebiet.

Tab. 30: Mittlere jährliche Sickerwassermenge (mm) und Austauschhäufigkeit des Bodenwassers (%) im Heiligen Feld (Berechnung nach MÜLLER 1997; Quellen: Bohrlochdaten der Bodenschätzungen 1972-1991, Nutzungskartierung 1996, Daten der Klimastation Heiliges Meer, Mittel der Jahre 1980-1998) (UG = Untersuchungsgebiet; die Wertespanssen resultieren aus den zugrunde liegenden Bodenschätzungsdaten).

Nutzung	Sickerwassermenge (mm)	Austauschhäufigkeit (%)	Flächenanteil im UG (%)
<b>Landwirtschaftliche Nutzfläche</b>	<b>335-353</b>	<b>381-502</b>	<b>80 %</b>
<b>davon Acker</b>	<b>353-370</b>	<b>407-530</b>	<b>65 %</b>
davon Getreide	354-372	416-546	27 %
davon Mais	355-373	406-531	35 %
davon Brache	328-329	363-421	3 %
<b>davon Grünland</b>	<b>255-279</b>	<b>265-381</b>	<b>14 %</b>

Nach der Klassifikation der AG BODENNUTZUNG IN WASSERSCHUTZ- UND -SCHONGEBIETEN (1992) ist das standörtliche Verlagerungsrisiko auf den landwirtschaftlichen Nutzflächen in der Risikozone für Grundwassereinträge (vgl. Kap. 4.2.4.) insgesamt als „sehr groß“ einzuschätzen. Auf allen Ackerböden und ca. 90 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche liegt die Austauschhäufigkeit über 100 %, d.h. das gesamte Sickerwasser und seine Nitratfracht werden innerhalb eines Jahres aus dem Wurzelraum ausgewaschen und erreicht mit dem Grundwasserstrom potentiell das Kerngebiet. Abb. 36 zeigt die Verteilung der klassifizierten Standorte, Abb. 35 die Flächenanteile der Klassen in der maximalen Risikozone.

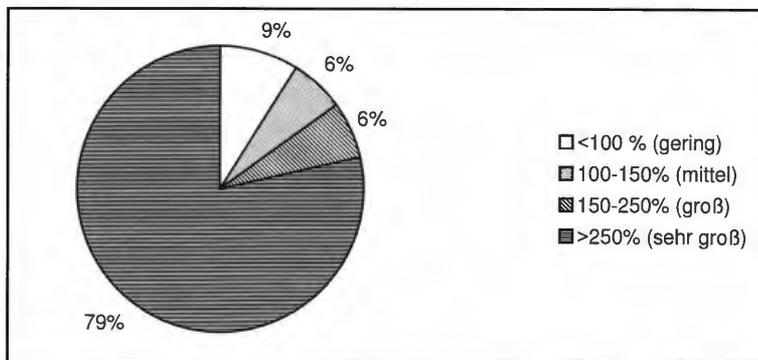
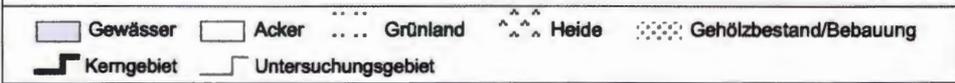
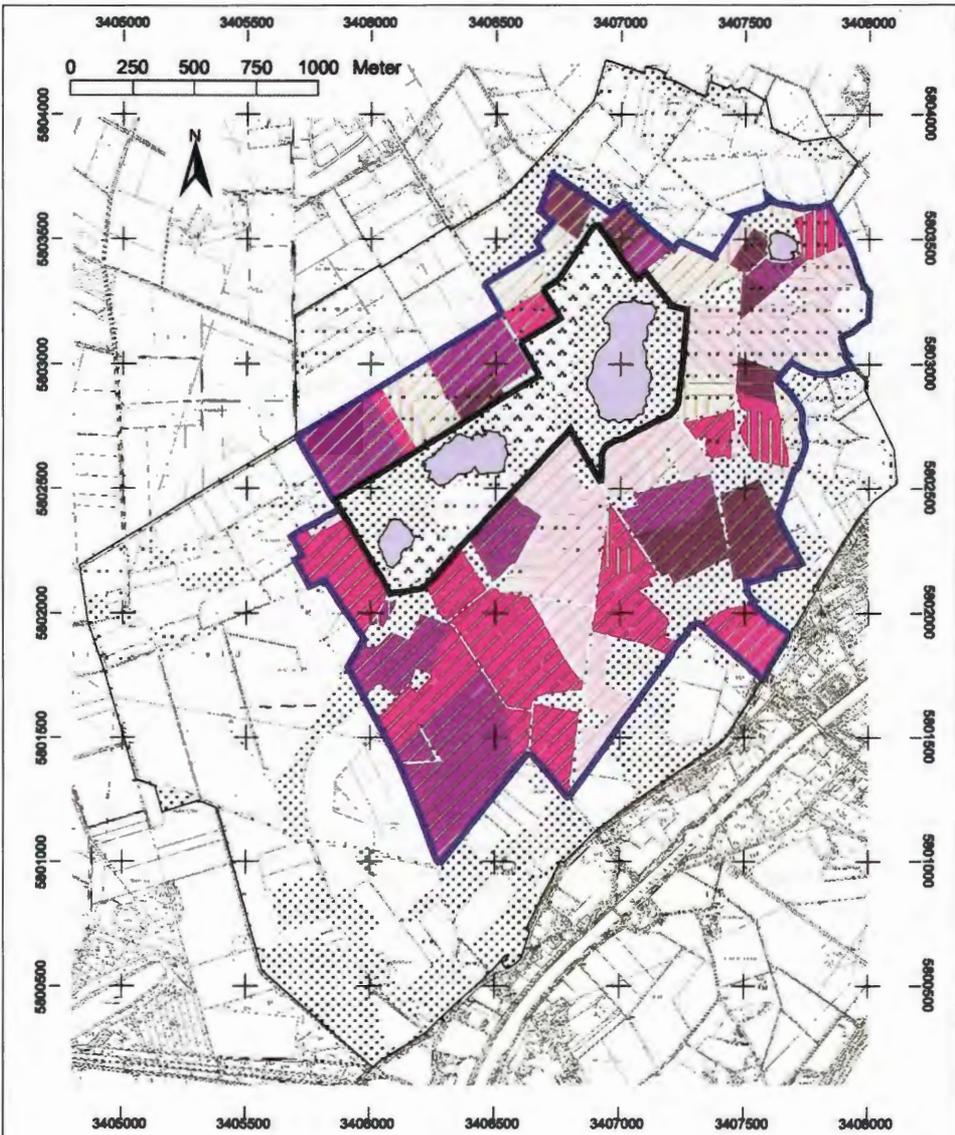


Abb. 35: Flächenanteile der klassifizierten Austauschhäufigkeiten des Bodenwassers (%) als Indikator der Nitrat-Auswaschungsfahr in der Risikozone um das NSG Heiliges Meer (Klassifizierung nach AG BODENNUTZUNG IN WASSERSCHUTZ- UND -SCHONGEBIETEN 1992).

Abb. 36: Potentielle Nitratfrachten im Sickerwasser landwirtschaftlich genutzter Flächen in der Risikozone um das NSG Heiliges Meer (Quellen: siehe Abb. 35). Darstellungen der Deutschen Grundkarte 1:5000 mit Genehmigung des Landesvermessungsamtes v. 03.07.2000, AZ.: S 1281/00.



## Potentielle Nitratkonzentration und Nitratfracht im Sickerwasser

Das nutzungsabhängige Nitratverlagerungsrisiko wird wesentlich durch den Stickstoffüberschuß der Bewirtschaftung bestimmt (vgl. ENGELS 1993, MÜLLER et al. 1995, BOUWER 1995. Zur Annäherung an den auswaschungsrelevanten Überschuß wird der als Ammoniak emittierte Stickstoff der Düngung und Beweidung (vgl. Kap. 4.3.1.3.) vom Gesamtüberschuß (vgl. Kap. 4.3.1.2.) abgezogen, da die Deposition entlang des Konzentrationsgradienten nicht auf der Quellfläche, sondern auf Flächen niedriger Konzentration, i.d.R. in naturnahen Lebensräumen, erfolgt (SUTTON et al. 1998, vgl. Eintragspfade, Kap. 4.2.1.).

Derzeit werden im Gewässerschutz zwei vereinfachte Verfahren zur Ableitung eines Gesamtwertes für das Nitratverlagerungsrisiko verwendet, die den N-Bilanzüberschuß (kgN/ha•a) mit den standortabhängigen Risikofaktoren aggregieren. Das Gesamtrisiko wird zum einen auf der Konzentrationsebene (potentielle Nitratkonzentration des Sickerwassers, BACH 1987, FLEIGE et al. 1996) und zum anderen auf der Frachtebene (potentielle Nitratfracht im Sickerwasser, FELDWISCH et al. 1998) angegeben. Bei beiden handelt es sich um potentielle maximale Werte zur qualitativen Risikoeinschätzung, die vor quantitativen Auswertungen mit gemessenen Werte validiert werden müssen (vgl. GÄTH 1997, SCHUMANN et al. 1997). Vor allem auf Niedermoorböden ist mit einer höheren Auswaschung zu rechnen, da die Torfzersetzung nicht eingerechnet wird.

Gl. 3: Nitratkonzentration im Sickerwasser ( $\text{mgNO}_3/\text{l}$ ) =  $4,43 \cdot \text{Bilanzüberschuß (kgN/ha)} / \text{Sickerwassermenge (l/ha)}$

Gl. 4: Nitratfracht mit dem Sickerwasser ( $\text{kgNO}_3\text{-N/ha}$ ) =  $\text{Bilanzüberschuß (kgN/ha)} \cdot \text{Auswaschungsfaktor}$

Auswaschungsfaktor (AF): bei Austauschhäufigkeit (AH) < 100 %      AF = AH/100  
bei Austauschhäufigkeit (AH) > 100 %      AF = 1

Nach Abzug der gasförmigen Verluste sind unter Acker im Mittel 65 kgN/ha•a in der minimalen und 91 kgN/ha•a der N-Bilanzüberschüsse in der maximalen Risikozone auswaschungsgefährdet. Unter dem langjährigen Mittel der Sickerwassermenge von 3,5-3,7 l/ha ergeben sich daraus potentielle Nitratkonzentrationen von 79-82 mg/l in der minimalen und von 108-115 mg/l in der maximalen Risikozone.

Messungen am Multilevel-Brunnen am Südrand des Schutzgebietes (ML1), der mit großer Wahrscheinlichkeit Wasser aus der minimalen Risikozone erfaßt, ergaben als Mittel über die Grundwasserhorizonte 2-10 m u. GOK Nitratgehalte von 50 mg/l, die etwa 30 mg/l unter den errechneten Werten liegen. Aus den Profilanalysen konnten deutliche Anzeichen für eine Denitrifikation ermittelt werden, so daß wahrscheinlich die Nitratgehalte während der Transportphase abgenommen haben (WEINERT et al. in diesem Band).

Die Konzentrationsberechnungen sind für Risikoabschätzungen und damit für die Planung nur bedingt geeignet, da durch den Verdünnungseffekt hohe Sickerwassermengen bei gleichen N-Überschüssen zu geringeren Konzentration führen. Dadurch werden das ökologische Belastungspotential und die Steuerungsfunktion der Sickerwasserhöhe nicht korrekt abgebildet.

Nach der standortmodifizierten Frachtberechnung (Gl. 4) wird auf 90 % der Flächen in der maximalen Risikozone der ganze Stickstoffüberschuß ausgewaschen und gelangt potentiell ins Grundwasser. Nur auf 10 % der Flächen, bei denen es sich durchweg um Grünland handelt, ist durch eine Austauschhäufigkeit <100 % mit einer geringeren Auswaschung zu rechnen.

In dem über die Fläche gewichteten Mittel der Jahre 1992-1996 wurden nach dem Modell in der maximalen Risikozone unter Acker 89 kgN/ha•a und unter Grünland 59 kgN/ha•a

Nitrat-Stickstoff verlagert. Abb. 36 zeigt die Verteilung der potentiellen Nitrat-N-Frachten der einzelnen Standorte und Schläge, Tab. 31 gibt die Mittelwerte an.

In der maximalen Risikozone, zu der 251 ha landwirtschaftliche Nutzfläche gehören, weisen über ein Drittel der Flächen potentielle Nitratfrachten von über 100 kgN/ha•a auf. Auch ein Schlag südlich des Erdfallsees, der in der großräumigen Grundwasser-Strömungsrichtung direkt an das Kerngebiet angrenzt (minimale Risikozone), liegt in dieser Klasse. Auf 28 ha, das sind 12 % der maximalen Risikozone, übersteigen die Frachten sogar 150 kgN/ha•a.

Tab. 31: Potentielle Nitratfrachten im Sickerwasser der landwirtschaftliche Nutzflächen um das NSG Heiliges Meer (Mittelwert der Jahre 1992-1996; Quelle: Betriebsleiterbefragung, Daten der Bodenschätzung).

Nutzung	Maximale Risikozone		Minimale Risikozone	
	kgN/ha•a	ha	kgN/ha•a	ha
Landwirtschaftliche Nutzfläche	84	251	63	20
davon Acker	89	194	63	20
davon Grünland	59	57	-	0

### Kulturartenspezifische Auswaschungsrisiken für Nitrat

Neben der speziellen (düngedingten) Nutzungsintensität bestimmen weitere, kulturartenspezifische Faktoren die Nitrat-Auswaschung, die von den vorausgegangenen Indikatoren nicht abgebildet werden. Dazu gehören z.B. die Vegetationsstruktur, die die Interzeption und Sickerwassermenge bestimmt, oder die Stickstoffverwertung/-umsetzung durch die Pflanzen. Auch sie müssen bei der Analyse der Belastungsrisiken und Gegensteuerungsmöglichkeiten berücksichtigt werden.

#### Auswaschungsrisiken der Hauptnutzungstypen

Im Vergleich der Hauptnutzungstypen Wald, Acker, Grünland, Heide geht von **Äckern** das größte Auswaschungsrisiko unabhängig von der Düngungsintensität, allein aus der bewirtschaftungsbedingten Basisbelastung aus. Sie beruht auf einer erhöhten Mineralisierungsrate und Versickerung (u.a. WALTHER et al. 1985, WERNER et al. 1991, STREBEL et al. 1993). **Intensiv gedüngtes Grünland** hat ein Belastungspotential, das an die Ackernutzung heranreicht. Das belegen Sickerwasseruntersuchungen von ERNST (1990) und BENKE (1992). Hingegen kann die Auswaschung unter Extensivweiden ohne Winterfütterung und unter Mähwiesen, die bis zu 200 kgN/ha•a gedüngt werden, sehr niedrige Werte (<10 kgN/ha•a) erreichen (WALTHER et al. 1985, KNOBLAUCH & PFLERGER 1996, SAUER 1998). Auch im Untersuchungsgebiet wurden nach der Umwandlung eines Ackers in eine Färsenweide deutlich zurückgehende Nitratgehalte in der angrenzenden Grundwassermeßstelle nachgewiesen (GWM 4, WEINERT et al. in diesem Band).

Im oberflächennahen Grundwasser der **Heiden** und der **ungedüngten Grasweiden** im Zentrum des Kerngebietes wurden sehr geringe Leitfähigkeiten gemessen (WEINERT et al. in diesem Band), was auf eine geringe Nährstoff-Auswaschung hinweist. Weil die Flächenausdehnungen der beprobten Nutzungstypen im Kerngebiet zu klein sind und externe Einflüsse auf die Grundwasserbeschaffenheit nicht ausgeschlossen werden können, lassen sich die Auswaschungsrisiken beider Typen nicht weiter differenzieren.

Unter **Wald** ist die Grundwasserneubildung zwar am geringsten, jedoch kann die erhöhte Interzeption atmogener Schadstoffe gegenüber den anderen Nutzungstypen zu erheblichen Auswaschungsmengen führen (u.a. MATZNER & MEIWES 1990). Daher wird im

Grundwasserschutz der Wald „(...) nicht mehr als vorbehaltlos positiv wirkende Bodennutzung angesehen“ (WALTHER 1992b: 61).

Für das Nitrat-Auswaschungsrisiko der Nutzungstypen wird nach den Grundwassermessungen im NSG, den Sickerwassermessungen in anderen Gebieten sowie den Kriterien Grundwasserneubildung und Interzeption folgende Reihung aufgestellt: Acker > Intensivgrünland > Wald > Heide/ungedüngte Weide/extensiv gedüngte Wiese.

#### Ackerkulturen: Erntereste, Stickstoffverwertung und Auswaschungsschutz im Winterhalbjahr

Für die Risikoeinschätzung ist vor allem das Verhalten der Kulturarten im Winterhalbjahr von Bedeutung, da hier die höchsten Sickerwasserraten herrschen und zugleich die pflanzliche Stickstoffaufnahme eingeschränkt ist.

Zwischenfrüchte oder Winterungen, die vor dem 1. Oktober eingesät werden, verringern die Sickerwassermenge und können den auswaschungsgefährdeten mineralischen Stickstoff festlegen. Die Maisfruchtfolgen ohne Zwischenfrüchte (Anteil 1992-1996 ca. 32 %) haben die ungünstigsten Eigenschaften, da durch die Hauptwachstumszeit im Juni der im Frühjahr verstärkt mineralisierte Stickstoff im Gegensatz zum Getreide noch nicht verwertet wird und bei den hohen Niederschlägen im Mai und Juni erhebliche Nährstoffauswaschungen auftreten können. Die Risikobewertung der Fruchtfolgen entspricht bezüglich der Stickstoffverwertung und Sickerwassermenge der Reihung, die bereits für die Erosionswirkung aufgestellt wurde (Tab. 29, Kap. 4.3.1.4.). Bei der Beurteilung der Erntereste, die einen gewissen Erosionsschutz bieten, gibt es jedoch Unterschiede. Von CCM- und Körnermais-Flächen (Anteil 1996 ca. 32 %) geht ein Auswaschungsrisiko aus, da der größte Teil der Pflanze nach der Ernte auf der Fläche verbleibt, z.T. im Herbst zur „Stroh-gare“ Gülle gedüngt wird und in Phasen erhöhter Mineralisierung dann größere Stickstoffmengen freigesetzt und nachfolgend im Winter ausgewaschen werden können (CLAUPEIN 1994). Auch aus den Getreideflächen ohne Strohabfuhr (Anteil 1996 ca. 43 %), das in der Veredelung häufig nicht verwertet werden kann, resultiert ein erhöhtes Risiko gegenüber Flächen mit Abfuhr. Aufgrund des großen C:N-Quotienten im Vergleich zu Mais- oder Rapsstroh sind die Verluste jedoch geringer.

#### **Phosphat-Auswaschung**

Die standortabhängigen Risikofaktoren der Phosphatauswaschung unterscheiden sich grundlegend von denen der Nitratauswaschung. Aufgrund ihrer hohen Sorptionsaffinität, vor allem gegenüber oxalatlöslichen Fe/Al-Oxiden/Hydroxiden im Boden, ist die Löslichkeit und Verlagerbarkeit der Phosphorverbindungen wesentlich geringer (vgl. WERNER & PIHL 1998). Eine Phosphorzufuhr führt deshalb tendenziell zur Anreicherung anorganischer Phosphorverbindungen statt zur Auswaschung. Dennoch gibt es Beispiele für eine Tiefenverlagerung, für den horizontalen Transport und für Gewässerbelastungen in Sandgebieten (vgl. VANEK 1993, HUGENSCHÜTT & NOLTE 1994, LADEMANN & PÖTHIG 1994). Wenn Phosphat die eigentliche Bodenzone, in der die Hauptfestlegung und der Entzug durch Pflanzen stattfinden, passiert hat und bis zu einer Tiefe von 1-2 m durch das Substrat vorgedrungen ist, ist ein weiteres Vordringen in den Grundwasserleiter wahrscheinlich (DRIESCHER & GELBRECHT 1990). Aus hydrologischer Sicht ist aufgrund der höheren Sickerwassermenge die Verlagerungsgefahr auf Sandböden höher als auf Niedermoorböden und unter Acker höher als unter Grünland (vgl. WERNER & PIHL 1998). Dennoch halten die Autoren aufgrund einer großflächigen Erhebungsuntersuchung zum P-Austrag das Risiko von Grundwasserbelastungen auf den sandigen Böden der Region selbst bei den nutzungsbedingt sehr hohen P-Versorgungsniveaus für gering, da bereits ab 60 cm Tiefe Phosphorgehalte, die relativen P-Sättigungen und damit die P-Gehalte in der Bodenlösung

deutlich abnehmen. Ausnahmen stellen jedoch Böden mit hoch anstehendem Grundwasser (<1 m) dar (WERNER & PIHL 1998).

Auch wenn Hinweise auf anthropogene Phosphoreinträge über das Grundwasser fehlen (WEINERT et al. in diesem Band), erfordert das Vorsorgeprinzip, bei Flächen mit hohen Grundwasserständen, die an das Kerngebiet und das Kleine Heilige Meer angrenzen und als Acker genutzt werden, von einem Belastungsrisiko auszugehen. Das ist bei insgesamt 2 Ackerschlägen der ansonsten durch Schutzgebietsauflagen dauerhaft als Grünland geschützten Heilig-See-Niederung der Fall (nördlich des Großen u. Kleinen Heiligen Meeres).

#### 4.3.1.6 Abwassereinleitung und Oberflächenabfluß

Anthropogene Schadstoffeinträge mit dem Oberflächenwasser können das Kerngebiet vor allem am Südostrand über die Meerbecke belasten. Durch das Einzugsgebiet der Meerbecke, das über das Untersuchungsgebiet hinausreicht, wird der Suchraum für Schadstoffeinträge sehr groß. Der diffus über Grund- und Dränwasser in den Bach eindringende Schadstoffanteil, relevant sind vor allem die leicht verlagerbaren Nitrate, wird zum größten Teil durch die schlagbezogene Einschätzung der Nitrat- und Phosphatauswaschung erfaßt (vgl. Kap. 4.2.1, Tab. 29). Noch nicht berücksichtigt ist jedoch der punktuell aus Einleitungen und ebenfalls diffus aus Oberflächenabfluß und Direkteinträgen entlang der Uferstrecke stammende Anteil, der besonders für Phosphateinträge relevant ist. Hier ist vor allem der Abstand und die Uferstruktur (Uferwälle, Gehölzstreifen) zwischen dem Vorfluter und einer möglichen Schadstoffquelle von Bedeutung, die durch die Risiko-Indikatoren „Abschirmwirkungen entlang der Uferstreifen“ und „Punktuelle Einträge“ erfaßt werden sollen.

#### **Abschirmwirkungen entlang der Uferstreifen**

Je geringer der Abstand zwischen Bach und angrenzender landwirtschaftlichen Nutzfläche, desto größer ist die Gefahr, daß bei der Düngerausbringung oder bei Extremniederschlägen Stoffe in die Meerbecke gelangen. FABIS et al. (1995) veranschlagen, ausgehend von der Arbeitsbreite landwirtschaftlicher Nutzfahrzeuge, einen Risikokorridor von 5 m entlang von Fließgewässern. Gehölzstreifen halten Direkteinträge ab.

Abb. 37 stellt die eintragsrelevanten Ufereigenschaften der Meerbecke und des Vorflutersystems im Norden und Westen des Erdfallsee-/Heideweihergebietes dar. Etwa die halbe Uferlänge wird von Äckern gesäumt, die größtenteils einen Abstand von weniger als 5 m aufweisen (vgl. Tab. 32). Bei etwa 10 % der Uferlänge beträgt der Abstand sogar weniger als 2 m. Nur ein geringer Anteil (11 %) der Uferstrecke an den Äckern wird wirksam gegen Direkteinträge durch Gehölzstreifen geschützt, und bei 16 % können Erdwälle den Übertritt von Oberflächenabfluß verhindern.

#### **Punktuelle Einträge**

Seit 1987 werden in der Meerbecke an der Biologischen Station deutlich erhöhte Leitfähigkeitswerte gemessen (Rehage 1999 mdl.). Durch spätere Untersuchungen konnte die Herkunft eindeutig einem Steinbruchgelände bei Uffeln zugeordnet werden (PUST 1993), von wo das in die Abgrabungen sickernde Grundwasser in einen künstlichen Meerbeckezufluß gepumpt wird, der unter dem Mittellandkanal hindurchführt und etwa auf Höhe des Schutzgebiets-Südrands in den Bach mündet (vgl. Abb. 37). Die Herkunft des eindringenden Wassers aus Grubenwässern des stillgelegten Westfeldes der Preußag AG ist wahrscheinlich. Im Kartierungszeitraum waren die Pumpen des Steinbruchs noch

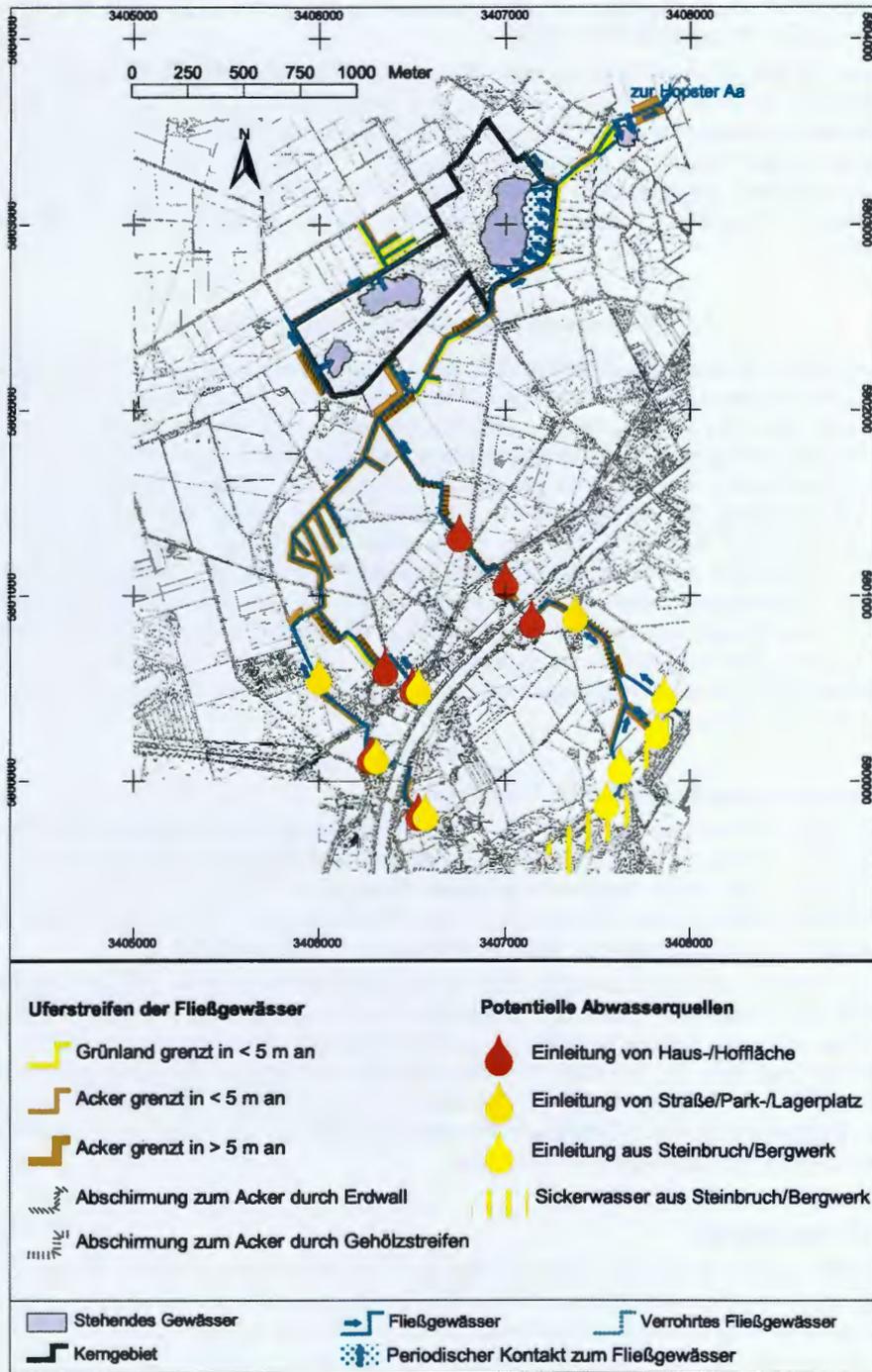


Abb. 37: Potentielle Belastungsfaktoren im oberirdischen Einzugsgebiet der Meerbecke. Darstellungen der Deutschen Grundkarte 1:5000 mit Genehmigung des Landesvermessungsamtes v. 03.07.2000, AZ.: S 1281/00.

Tab. 32: Uferabschnitte der Meerbecke: Angrenzende Nutzung, Abstand zur Nutzung, abschirmende Strukturen gegen die Ackernutzung (in km und %) (Quelle: Kartierung 1997).

Angrenzende Nutzung	Abstand (m)	Länge (km)	Anteil (%)
Acker	<2	2,8	10 %
	2 - 5	7,2	26 %
	>5	2,2	8 %
Grünland	<2	1,6	6 %
	2 - 5	1,4	5 %
Sonstige		12,8	46 %
Σ		28	100 %
<b>Abschirmende Strukturen an Ackerflächen</b>		<b>(km)</b>	<b>(%)</b>
Gehölzstreifen als Schutz vor Direkteintrag		1,4	11 %
Erdwall als Schutz vor Einträgen mit dem Oberflächenabfluß		2	16 %
Ohne Abschirmung		8,8	72 %
Σ		12,2	100 %

aktiv. Durch einen neuen Vorfluter am Steinbruch, der das Grundwasser Richtung Nordwesten abführt, ist der Hauptemissionsfaktor inzwischen entschärft worden. Nur bei extremen Hochwässern konnte eine zeitlich befristete Einleitung über erhöhte Leitfähigkeitswerte nachgewiesen werden (HAGEMANN et al. in diesem Band). Ohne den künstlich eingepumpten Abwasseranteil besteht weiterhin ein diffuser Eintrag aus dem Steinbruchbereich über zwei weiter nördlich in den Meerbeckezufluß mündende Vorfluter (vgl. Abb. 37).

Nach Wegfall des Haupteintrags verbleiben private Einleitungen als punktuelle Schadstoffquellen. Was den Schadstoffeintrag angeht, können nur Mutmaßungen anhand der Herkunft der Einleitungen angestellt werden, die durch weitere Untersuchungen verifiziert werden müssen. Das Risiko von Nährstoff-, speziell Phosphateinträgen ist bei einer Herkunft von Haus- und Hofflächen besonders groß, während von Straßen, Park- und Lagerplätzen vor allem Öl- und Reifenabrieb in den Vorfluter gelangen können. Insgesamt konnten im gesamten Einzugsgebiet der Meerbecke 12 Einleitungspunkte ermittelt werden (vgl. Abb. 37).

### 4.3.2 Bewertung der Handlungsprioritäten

Die Erkenntnisse über die ökologischen Wirkungszusammenhänge reichen nicht aus, um aus der dargestellten Emissionssituation quantitative Belastungsschwellen oder unmittelbare Ziele zum Schutz des Kerngebietes abzuleiten (vgl. PFADENHAUER 1994). Die Einstufungen der abiotischen Emissionsrisiken, wie z.B. die „standörtliche Nitrat-Auswaschungsgefahr“ nach FLEIGE et al. (1996) (vgl. Abb. 35) haben zwar den Status überregionaler fachlicher Umweltqualitätsstandards, müssen aber gebietspezifisch validiert werden. Für die nutzungsbezogenen Indikatoren fehlen solche Klassifikationen als Bewertungsgrundlage völlig: Eine Feststellung, „von 150 kg/ha•a N-Überschuß geht eine Belastungswirkung aus, und es besteht Handlungsbedarf, von 50 kgN/ha•a jedoch nicht“, kann rein fachlich nicht begründet werden. Um dennoch den Handlungsbedarf des Naturschutzes einzustufen zu können, wird aus den dargestellten raumbezogenen Emissionsdaten eine ordinale Vorrangbewertung für emissionsmindernde Maßnahmen vorgenommen. Sie hat zwei Stufen.

**Ein Vorrang nach dem langfristig stabilen Risiko** ergibt sich aus einer Verknüpfung der Risikozonen, die auf den Belastungspfaden des Kerngebietes basieren, mit abiotischen

Risikofaktoren (Boden, Klima), z.B. Austauschhäufigkeit des Bodenwassers. Darüber hinaus werden auch Parzellengrenzen und Hecken sowie Nutzungsregelungen durch Eigentumsrechte und Schutzgebietsverordnungen (Flächenbesitz des Landschaftsverbandes Westfalen-Lippe, Dauergrünland im NSG) als dauerhafte Faktoren betrachtet (zur Verschneidung im GIS siehe BANGERT & KOWARIK 2000).

Als Beispiel für die Verknüpfungslogik diene das Belastungsrisiko durch Nitratreinträge: Das größte Risiko und damit ein vorrangiger Handlungsbedarf wird Flächen zugewiesen, die in Richtung der Grundwasserströmung direkt an das Kerngebiet grenzen (minimale Risikozone) und zudem eine sehr hohe Austauschhäufigkeit des Bodenwassers aufweisen.

Tab. 33 zeigt das Verknüpfungsschema und Abb. 38 stellt die langfristig stabilen Belastungsrisiken auf allen Schlägen im Umfeld des Kerngebietes dar.

Damit liegt eine dauerhafte, von kurzfristigen Bewirtschaftungsänderungen unabhängige Grundlage für die Handlungsprioritäten des Naturschutzes vor, die als Rahmenvorgabe der Zielfindung dient.

Tab. 33: Langfristig stabile Belastungsrisiken auf landwirtschaftlichen Nutzflächen (LF) im Heiligen Feld (525 ha = 100 %; 24 km als Uferstreifen = 100 %) und daraus abgeleitete Vorrangstufen für Gegensteuerungsmaßnahmen.

Belastungsfaktor und Kurzzeichen (Abb. 38)	Risikokriterien	Räumlich-standörtliches Belastungsrisiko	Risiko=Vorrangstufe (Abb. 41)	LF (ha)	Anteil (%)
Nitrat (Auswaschung) N	Risikozone, Austauschhäufigkeit des Bodenwassers <sup>1</sup>	hoch	N1	18	3 %
		mittel	N2	181	34 %
		gering	N3	42	8 %
		keine Daten	k.D.	19	4 %
Partikuläre Nährstoffe (Winderosion) P	Risikozone, Potentielle Winderosionsgefährdung der Mineral- und Torfböden, Feldlänge <sup>1</sup>	hoch	P1	30	6 %
		mittel	P2	56	11 %
		gering	P3	30	6 %
		keine Daten	k.D.	19	4 %
Ammoniak (Ausgasung) A	Risikozone <sup>2</sup>	hoch	A1	97	18 %
		gering	A2	430	82 %
Phosphat (Auswaschung) S	Risikozone, Grundwasserflurabstand <sup>3</sup>	hoch	S	9	2 %
				<b>Uferstreifen (km)</b>	<b>Anteil (%)</b>
Phosphat/Nitrat (Oberflächenabfluß in die Meerbecke)	Abstand zum Acker, Abschirmung (Wälle; Gehölze), Uferneigung <sup>4</sup>	hoch	-	3,3	14 %
Phosphat/Nitrat (Direkteintrag in die Meerbecke)	Abstand zur LF Abschirmung durch Gehölzstreifen <sup>5</sup>	hoch	-	5,6	23 %

<sup>1</sup> Aggregationsmatrices siehe BANGERT & KOWARIK (2000)

<sup>2</sup> Für Ammoniak fehlen differenzierende abiotische Emissionsfaktoren, so daß sich die Einstufung allein aus den Risikozonen ergibt. Das größte Belastungsrisiko (A1) geht danach von den direkt angrenzenden Flächen aus.

<sup>3</sup> Ein aufgrund der geringen Verlagerungsgefährdung nicht weiter räumlich differenziertes Phosphat-Auswaschungsrisiko ist auf den direkt an das Kerngebiet grenzenden Flächen mit hoch anstehendem Grundwasser (<1 m) gegeben (vgl. Kap. 4.3.1.5)

<sup>4</sup> Ackerflächen, die in ≤2 m zur Wasserlinie angrenzen oder bei einer steilen Uferböschung in ≤5m angrenzen und die jeweils keine abschirmenden Strukturen (Erdwälle, Gehölzstreifen) aufweisen.

<sup>5</sup> Ackerflächen, die in ≤5 m zur Wasserlinie angrenzen und keine abschirmenden Gehölzstreifen aufweisen.

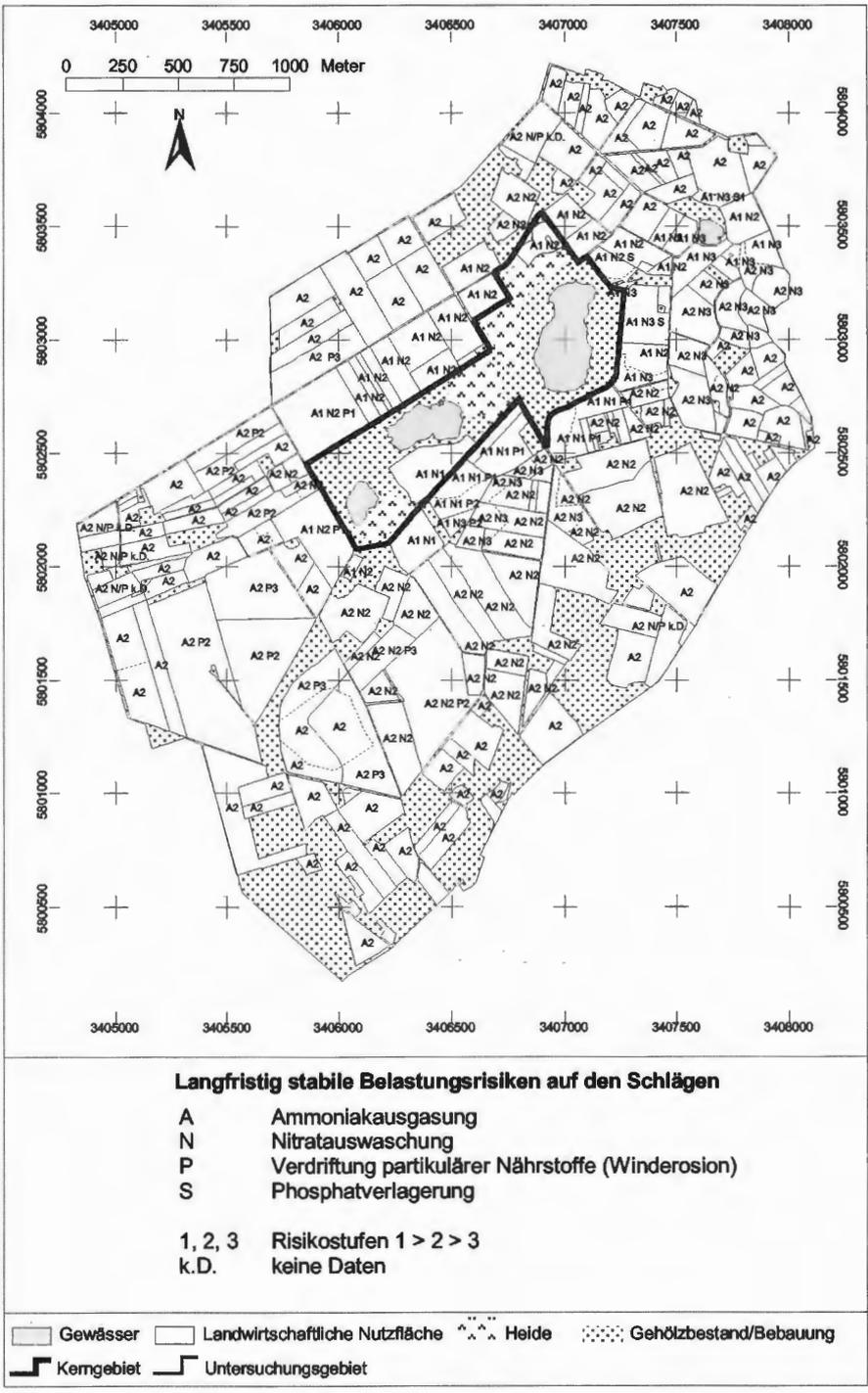


Abb. 38: Schlagbezogene, langfristig stabile Belastungsrisiken im Umfeld des NSG Heiliges Meer  
 Darstellungen der Deutschen Grundkarte 1:5000 mit Genehmigung des Landesvermessungsamtes v. 03.07.2000, AZ.: S 1281/00.

Tab. 34: Mögliche Handlungsziele/-standards und Handlungspotential zur Verminderung der Emissionen im Umfeld des NSG Heiliges Meer im Rahmen der konventionellen Nutzung (integrative Umsetzung) und durch Nutzungsumstellung (segregative Umsetzung).

	Handlungsziel	Handlungsstandard	Handlungspotential
Integrativ	Generelle Emissions-Vermeidung durch Flächen-Stillelegung	Lenkung der konjunkturellen betrieblichen Stillelegungsfläche in die Risikozonen; Bedingung: gezielte Begrünung, Umbruch im Frühjahr und entweder dauerhafte oder kurzfristige (<5 Jahre) Stillelegung, um erhöhte Emissionen im Winter bzw. beim Umbruch zu vermeiden	wird derzeit im Gebiet nicht gezielt umgesetzt
	Verringerung der auswaschungsgefährdeten Nährstoffüberschüsse durch Optimierung der Düngungs-Feinstuerung	a) Jährliche schlagweise $N_{\min}$ -Untersuchungen vor Vegetationsbeginn (spezielles Verfahren für Mais im Bereich der Landwirtschaftskammer Westfalen-Lippe, siehe HOEGEN & WERNER 1998) b) Jährliche Gülleanalysen durch eigene Schnelltests oder Laboruntersuchungen durch die Landwirtschaftliche Forschungs- u. Untersuchungsanstalt c) Schlagkarteien/Weidetagebücher mit Stoffbilanzierungen	73 % der Betriebe haben keine Gülleanalysen und 47 % keine $N_{\min}$ -Bodenuntersuchungen durchgeführt; die übrigen nahmen die Proben nicht jährlich; 13 von 15 befragten Betriebe führten keine Schlagkarteien (Hintergrund: Praxis 1996)
	Spezielle Düngeoptimierung im Ackerbau - Begrenzung der Zwischenfruchtdüngung	a) 0 kgN/ha bei hohen $N_{\min}$ -Restwerten, Ansaat nach Mitte September oder vor Winterungen (nach BEZIRKSREGIERUNG WESER-EMS 2000) b) max. 30 kgN/ha vor Sommerungen (nach FELDWISCH & SCHULTHEISS 1998)	für den Handlungsstandard b) beträgt das Einsparpotential 28 kg Gülle-N/ha (Anbaufläche); Hintergrund: mittleres Düngenniveau (1992-1996): 58 kg/ha Gesamt-N aus Gülle zur Zwischenfrucht nach Getreide
	- Substitution von Mineraldünger durch Schleppschlauchanwendung in der Frühjahrsdüngung	keine Werte verfügbar	a) mindestens 19 kg pflanzenverfügbares Gülle-N/ha (Anbaufläche) Einsparpotential allein durch Verwendung der oben eingesparten 28 kgN/ha in der Frühjahrsdüngung zu Wintergetreide (entspricht 6 kgN/ha AF); Annahme 70%ige Verfügbarkeit b) insgesamt 15 kgN/ha AF (geschätzt) Einsparpotential durch weitere Erhöhung des Gülleanteils in der Getreide- u. Maisdüngung (Hintergrund: mittlere Düngung 1992-1996)
	- Verringerung der Phosphor-Unterfußdüngung zu Mais	Bemessung nach Bodengehalten (nach JACOBS 1997) a) 15-20 mg $P_2O_5$ /100 gr Boden: 70 kg $P_2O_5$ /ha b) 21-25 mg $P_2O_5$ /100 gr Boden: 40 kg $P_2O_5$ /ha c) >25 mg $P_2O_5$ /100 gr Boden: 0 kg $P_2O_5$ /ha	13 kg $P_2O_5$ /ha AF Einsparpotential durch Reduktion der Gaben, die über der Maximalgabe (70 kg) liegen; Hintergrund: mittleres Mais-Düngenniveau (1992-1996): 80 kg $P_2O_5$ /ha; Annahme der untersten Versorgungsstufe
	Optimierung/Verminderung Wirtschaftsdüngung - Optimierung Lagerkapazität / Düngszeitraum	a) mindestens 6, optimal 8 Monate Lagerkapazität (nach KOWALEWSKY & LAURENZ 1991) b) keine Gölledüngung Mitte Oktober bis Mitte Februar (keine Herbstgabe, wenn keine Folgefrucht angebaut wird)	12 von 15 befragten Betrieben haben eine Lagerkapazität <8 Mon. 5 von 15 befragten Betrieben haben eine Lagerkapazität <6 Mon. (Hintergrund: 1996)
	- Nährstoffangepaßte Fütterung	a) Zweigeteilte Fütterung der Sau u. Phytaseeinsatz in der Ferkelproduktion b) Einsatz von Phytase, Phasenfütterung in der Schweinemast c) Vermeidung von Über- u. Untergehalten im Futter in der Bullenmast (nach HOEGEN & PFEFFER 1996 und SPIEKERS 1996)	16 kgN/ha AF; 15 kg $P_2O_5$ /ha AF (= 11 % N und 17 % P Gülleanfall) Einsparpotential; Hintergrund: Viehbestand 1996; Annahmen: konventionelle Fütterung; Berücksichtigung des geringeren Gülleanfalls in der Düngplanung im Gebiet
	- Biogasproduktion aus Gülle	Erhöhung des sofort pflanzenverfügbaren N-Anteils u. Verbesserung der Eigenschaften zur Düngung in den wachsenden Bestand; zur Verhinderung erhöhter Ausbringungsverluste sind zusätzliche Schutzmaßnahmen (s.u.) erforderlich.	wird im Gebiet derzeit nicht durchgeführt

	Handlungsziel	Handlungsstandard	Handlungspotential
Integrativ	Optimierung Sickerwassermenge u. pflanzliche Nährstoffverwertung als Auswaschungsschutz durch Ausweitung des Zwischenfruchtanbaus bei Getreide	a) grundsätzliche Begrünung mit Zwischenfrüchten (optimal Ackersenf) nach frühräumenden Kulturen b) später Umbruch: bei Sommerungen als Folgekultur etwa im März-April (nach FELDWISCH & SCHULTHEISS 1998) c) Zwischenfruchtaussaat vor Mitte September	10 % Getreidefläche ohne nachfolgende Zwischenfrüchte (Hintergrund: Fruchtfolge $\varnothing$ 1992-1996)
	Erprobung/Einführung von Mais-Untersaaten	z.B. Versuche mit späten Sorten des deutschen Weidelgrases, die in 30-40 cm hohe Maisbestände eingesät werden (nach FELDWISCH 1998)	wird im Gebiet derzeit nicht durchgeführt
	Vermeidung Grünlandumbruch	a) Moorböden generell ohne Umbruch b) andere Böden: Erneuerungsintervalle >6 Jahre ohne Ackernutzung (nach ROTH et al. o.J.)	häufiger Umbruch des Moorbodens an der Nordgrenze des Kerngebietes
	Verringerung Ammoniakemissionen durch Verlustminimierung bei der Gülleausbringung	a) Ausbringung an windstillen, bewölkten Tagen b) Applikation mit Schläuchen c) Einarbeiten (Striegelung) innerhalb einer Stunde nach Ausbringung (nach MANNHEIM 1997, VANDRE & KAUPENJOHANN 1997)	Minimierung $\text{NH}_3\text{-N}$ -Verluste aus Gülle: a) 13 $\text{kgNH}_3\text{-N/ha}$ Verlust (-47 %) bei Pralltellerausbringung b) 7 $\text{kgNH}_3\text{-N/ha}$ Verlust (-73 %) bei Schleppläuchenausbringung Hintergrund: Ausbringungspraxis 1996 (=100 %); Berechnungsansatz von MANNHEIM et al. (1997)
	Minderung Stall-/ Lageremissionen	Abgedeckte Güllelager; Gehölzbestände um Stallanlagen (vgl. SUTTON et al. 1998, ASMAN et al. 1998)	2 Betriebe mit offenen Behältern (1996)
	Verringerung der Erosionsgefahr durch Anlage von Windschutzpflanzungen	Verkürzung der überdurchschnittlichen erosiven Schlaglängen (>300 m) durch rechtwinkelig zur Hauptwindrichtung angelegte Hecken (nach FRIELINGHAUS 1997)	17 Schläge $\geq 300\text{m}$ (1996)
	Optimierung Bodenbedeckung	siehe Auswaschungsschutz	siehe Auswaschungsschutz
	Vermeidung Boden-/ Düngerabdrift	Bodenbearbeitung/Düngung mit Schleuderstreuern bei Windstille	wird im Gebiet nicht beachtet
	Minderung der Einträge in die Meerbecke durch Distanzstreifen	a) 5 m Distanzstreifen bei der Düngerausbringung (nach FABIS et al. 1995) b) 5 m ungenutzte Uferstreifen, wo Ackerflächen in geringer Entfernung (<2 m) oder mit einer steil abfallenden Böschung an die Meerbecke reichen	auf 2,8 km Uferlänge grenzt Acker $\leq 2$ m an (1996)
	Ausschalten von Punktquellen	a) Fernhaltung der Haus- und Hofabwässer b) Sicherheitsabstand von mindestens 20 m bei Silos und Dunglagerstätten (nach KTBL-AG „FESTMISTAUSSENLAGERUNG“ 1996).	a) 6 Einleitungen (1996) b) Entfernung Silo/Dunglagerstätten nicht erhoben
Segregativ	Verringerung der Gesamtemission durch extensive Grünlandnutzung	a) maximale N-Jahresgabe (Mineraldünger) auf Sand: 140 $\text{kgN/ha}$ bei Mähweiden, 100 $\text{kgN/ha}$ bei Weiden, 0 $\text{kgN/ha}$ auf Niedermoor (nach SAUER 1998, ROTH et al. o.J., BEZIRKSREGIERUNG WESER-EMS 2000) b) Mutterkuhhaltung (<1,4 RGV, ROTH et al. o.J.) mit winterlicher Stallhaltung oder ganzjährige Heidschnucken-Beweidung	keine Angaben
	Ackerumwandlung in Grünland/Heide nach Aushagerung	8-10 Jahre Aushagerung durch Mähnutzung (FLEIGE et al. 1996)	keine Angaben

**Ein Vorrang nach dem variablen, bewirtschaftungsbedingtem Risiko** kann mit Hilfe der Nutzungsdaten (Zustand 1992-1996) ermittelt werden, indem die betrieblich und zeitlich variierenden Emissionsrisiken der Bewirtschaftung, ausgedrückt z.B. über den schlagbezogenen Stickstoffsaldo, auf die langfristig stabilen Risiken projiziert werden. Abb. 30 und Abb. 36 zeigen für Ammoniak und Nitrat, wie das Emissionsrisiko auf dieser Grundlage schlagbezogen klassifiziert werden kann. So ließen sich Betriebe mit besonders hohem Belastungspotential auswählen. Dieser Schritt ist jedoch Teil der betriebspezifischen Umsetzung (siehe Kap. 5.3.1.2.).

#### 4.3.3 Möglichkeiten zur Steuerung der Emissionen im Umfeld des Kerngebietes

Die Vorrangflächenauswahl bietet den standörtlich-räumlichen Bezug, um eine Übergangszone zwischen den empfindlichen Lebensräumen des Kerngebietes und der intensiv genutzten Agrarlandschaft zu etablieren. Zu konkretisieren sind nun die Maßnahmen, mit denen die Landnutzung so gesteuert werden kann, daß die zuvor beschriebenen Emissionen/Emissionsrisiken gemindert und so das Umweltqualitätsziel einer langfristigen Erhaltung gefährdeter Arten und Lebensgemeinschaften erfüllt wird. Die Zielerstellung in Tab. 34 weicht vom Schema der vorausgegangenen Kapitel ab, da für die Umsetzungsentscheidung andere Informationen wichtig sind: welche Umsetzungsstrategie kann und soll gegenüber der Landwirtschaft verfolgt werden (segregativ = Nutzungsumstellung, integrativ = Nutzungsanpassung), und wie meßbar genau soll eine emissionsarme Bewirtschaftung aussehen? Dafür sind Handlungsstandards erforderlich, die sich jedoch in quantitativer Schärfe, z.B. als Düngungsgrenzwerte, kaum mehr aus ökologischen Wirkungszusammenhängen ableiten lassen (s.o.). Daher werden hier die technischen Optimierungsmöglichkeiten aus der Betriebsleiterbefragung im Untersuchungsgebiet sowie aus anderen Fachguten zum Agrar-Umweltschutz herangezogen. Am Maßstab der Handlungsstandards kann das Handlungspotential im Heiligen Feld (Nutzungsdaten 1992-1996) eingeschätzt werden bzw. Szenarien zur Emissionsminderung nach der Umsetzung aufgestellt werden (vgl. Tab. 34, rechte Spalte). Die Handlungsstandards sollen naturwissenschaftliche Richtgrößen sein für eine individuelle Zielfestlegung unter Beteiligung der Betriebe.

Die Emissionsminderung muß vorrangig auf der Fläche realisiert werden, da Maßnahmen, die auf eine Umstellung des Gesamtbetriebs hinauslaufen (Reduktion des Viehbestands, ökologischer Landbau) sozio-ökonomisch nicht realisierbar sind (siehe Umsetzungspotential, Kap. 5.1). Sie wurden daher bereits im Vorfeld der Zielauswahl ausgeklammert. Nach den Befragungsdaten läßt sich eine Emissionsminderung im Rahmen der konventionellen Nutzung im Heiligen Feld vor allem erreichen, indem die Minereraldüngung im Zwischenfruchtanbau und bei der Unterfußdüngung optimiert wird und die Schleppschlauchdüngung ausgeweitet wird, wodurch sich ebenfalls Mineraldünger einsparen läßt. Weitere Maßnahmen sind in Tab. 34 aufgeführt.

Sollen die Emissionen durch Umstellung der Nutzung und durch Pflege vermindert werden (segregative Umsetzung), ist die Umwandlung von Acker in Wiesen oder Mähweiden nach gezielter Aushagerung die geeignetste Nutzungsform (Tab. 34 unten), da anders als bei Brachen oder Heiden fortwährend Stoffe entzogen werden können und gegenüber Wald keine zusätzlichen Einträge aus der Schadstoff-Interzeption zu erwarten sind (vgl. Tab. 29).

## 5. Handlungskonzept

### 5.1 Umsetzungspotential

#### 5.1.1 Bereitschaft von Landwirten zur Mitwirkung

Ein Handlungskonzept ist erst dann wirklich zielführend, wenn es umsetzbar ist. Daher müssen zunächst das Umsetzungspotential, das heißt die Bereitschaft der Akteure (Kap. 5.1.1.) und die zur Verfügung stehenden Instrumente (Kap. 5.1.2.) sowie die sozio-ökonomischen Grenzen (Kap. 5.2.) bestimmt werden, bevor die sektoralen Handlungsziele zusammengeführt und zu Umsetzungsvarianten ausgearbeitet werden können (Kap. 5.3.).

Bereits zu Beginn des Forschungsvorhabens wurden im Zuge der Betriebsleiterbefragung im Januar 1997 emissionsmindernde Maßnahmen und Umsetzungsweisen mit den Landnutzern diskutiert und die Motivation und Bereitschaft der Befragten ermittelt. Da die Befragung vor Abschluß der Planung durchgeführt wurde, konnte nur eine Auswahl von Maßnahmen berücksichtigt werden. Die abgefragte Bereitschaft sagt noch nichts darüber aus, ob der Landwirt die Maßnahmen auch tatsächlich umsetzen wird, sie helfen jedoch, die Effektivität kooperativer Umsetzungswege im Vorfeld abzuprüfen. Die Befragung bezieht sich auf die Nitrat-Risikozone, die einen Großteil der anderen Zonen mit abdeckt. Ausgewertet wurden die Antworten von 14 Landwirten, deren Betriebe einen Anteil von 64 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche in der Risikozone haben.

Von den vorgeschlagenen Maßnahmen ist beim Zwischenfruchtanbau die Ausweitungsbereitschaft erwartungsgemäß am niedrigsten, da die Fruchtfolgen im Gebiet diesbezüglich nahe dem Optimum liegen. Bei allen anderen Maßnahmen ist eine Umsetzung aus eigenem Antrieb oder nach finanzieller Förderung auf einem Großteil der Flächen realistisch. Über die Hälfte (64%) der befragten Landwirte ist bereit, stärker auf Schleppschlauchdüngung zu setzen. Die Bereitschaft Feldgehölze anzulegen ist mit 43% grundsätzlich ablehnender Antworten demgegenüber gering, weil darin eine gravierende Einschränkung der Nutzbarkeit gesehen wird. Tab. 35 zeigt die Befragungsergebnisse zur Umsetzungsbereitschaft der Maßnahmen.

In der Tabelle sind die Fragen zur Güllelagerung nicht berücksichtigt:

8 der 16 befragten Landwirte (=50 %) haben einen zusätzlichen Lagerraumbedarf für Gülle. Für sie bestünde neben der baulichen Erweiterung die Möglichkeit eines Gülletransfers entweder durch Zwischenlagerung überschüssiger Gülle in fremden Betrieben oder durch Abgabe.

Die Zwischenlagerung wird bereits von zwei Landwirten praktiziert, drei Landwirte können sie sich prinzipiell vorstellen. Die ablehnenden Betriebsleiter führen am häufigsten Fahrtkosten, tierhygienische Gründe aber auch die Überzeugung an, es fehle an entsprechenden Lagerkapazitäten in der Nachbarschaft. Eine Abgabe der Gülle kommt prinzipiell für zwei Landwirte in Frage. Ein Landwirt verfügt bereits über einen Abnahmevertrag. Die restlichen 6 Betriebsleiter möchten keine Gülle abgeben.

Als Voraussetzung des Gülletransfers müßten „unterversorgte“ Betriebe als Abnehmer gefunden werden. Im Kreis Steinfurt haben nach einer Berechnung von BRENK & WERNER (1997) auf der Basis gemeindebezogener einzelbetrieblicher P-Teilbilanz-Salden etwa 19 % der Betriebe ein Aufnahmepotential für Wirtschaftsdünger. Die tatsächliche Aufnahmebereitschaft dürfte jedoch noch geringer sein. So lehnen alle drei potentiellen Abnehmer im Untersuchungsgebiet die Aufnahme vornehmlich aus tierhygienischen Gründen ab. Aus der Befragung wird deutlich, daß für die Optimierung der Gölledüngung konventioneller Betriebe andere Wege, wie z.B. die Lagerraumerweiterung, beschritten werden müssen.

Tab. 35: Bereitschaft der Betriebsleiter mit Flächen in der Nitrat-Risikozone des NSG Heiliges Meer zur Einführung oder Ausweitung emissionsmindernder Maßnahmen (Anzahl Nennungen, n = 14 = 100 %; Quelle: Befragung).

Maßnahme	Grundsätzliche Ausweitungsbereitschaft	Bereitschaft bei Ausgleich von Verlusten	Geschieht bereits - keine Ausweitungsmöglichkeit	Grundsätzlich keine Bereitschaft
Einführung/Ausweitung der Schleppschlauchdüngung	3 (21 %)	6 (43 %)	2 (14 %)	3 (21 %)
Genereller Zwischenfruchtanbau nach Getreide	1 (7 %)	1 (21 %)	10 (71 %)	2 (14 %)
Verzicht auf reine Maisfolgen zugunsten von Getreide und Zwischenfrüchten	2 (14 %)	3 (21 %)	6 (43 %)	3 (21 %)
Anpflanzung von Feldgehölzen	3 (21 %)	2 (33 %)	3 (21 %)	6 (43 %)
Verzicht auf Pflegeumbrüche bei Grünland <sup>1</sup>		2 (33 %)	4 (66 %)	
Gemeinsame Nutzung von Maschinen mit hohem Investitionsbedarf	12 (86 %)			2 (14 %)

<sup>1</sup> 8 der 14 befragten Betriebe haben kein Grünland im Untersuchungsgebiet

### 5.1.2 Einsatz von Instrumenten des staatlichen Naturschutzes

Zur Förderung einer emissionsarmen Landwirtschaft im Heilige Feld eignen sich grundsätzlich vier staatliche Förderprogramme auf Grundlage der „Verordnung (EWG) Nr. 2078/92 des Rates vom 30. Juni 1992 für umweltgerechte und den natürlichen Lebensraum schützende landwirtschaftliche Produktionsverfahren“, das Extensivierungsprogramm, das Programm zur Förderung der 20jährigen Flächenstilllegung, das Feuchtwiesenschutzprogramm (FWP) und das Kreiskulturlandschaftsprogramm (KKLP).

Spezielle Ziele in der Befragung von Landwirten und Behördenvertretern waren die flächenscharfe Ermittlung bestehender Vertragsflächen, die Bereitschaft zur Vertragsverlängerung und die Möglichkeit und Bereitschaft einer Einführung bzw. Ausdehnung der existierenden Förderprogramme („Ausweitungspotential“, vgl. Tab. 36). Dazu wurde gefragt, ob die Landwirte bei den nach den zum Untersuchungszeitpunkt gültigen Förderbedingungen (Runderlassen des Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft vom 08.04.1997 und 07.05.1997) mit (weiteren) Grünland- und Ackerflächen teilnehmen würden, ob dies bei aufgestockten Fördersummen (vorgegebene Schritte) in Frage komme und welches die Gründe für eine generelle Ablehnung seien. Diese Fragen bezogen sich nicht auf konkrete Flurstücke, sondern auf das gesamte Untersuchungsgebiet.

Die Änderungen der Förderprogramme im Zuge der Agenda 2000 liegen derzeit noch als „Rahmenrichtlinie Vertragsnaturschutz“ der EU zur Genehmigung vor. Nach der mündlichen Auskunft des Umweltministeriums (Schubert-Scherer 2000 mdl.) ist nicht zu erwarten, daß sich die Lenkungswirkung gegenüber den alten Förderprogrammen nennenswert ändern wird. Die mögliche Aufhebung der Kulissenbindung könnte neue Umsetzungsmöglichkeiten bringen, z.B. für den Immissionschutz an Gewässerrandstreifen, der bislang nur auf bestimmte Gebiete in NRW beschränkt war.

#### Extensivierungsprogramm

Das „Programm zur Förderung einer markt- und standortangepaßten Landbewirtschaftung“ ist das einzige Programm in NRW zur Förderung eines extensiven Ackerbaues. Voraussetzungen sind ein ökologisches Anbauverfahren oder der Verzicht auf chemisch-syn-

Tab. 36: Vertragsabschlüsse und Ausweitungspotential von Programmen zur Förderung einer umweltgerechten Landnutzung im Heiligen Feld (Stand 01.1997, Quelle Betriebsleiterbefragung) k.A.: keine Angaben.

	Programm	Auflage (Bedingung)	Anzahl Betriebe im UG (34 = 100%)	Flächenanteil Nitrat-Risikozone (251 ha LF = 100 %)
Vertragsabschlüsse	Extensivierungsprogramm	Extensivgrünland	1 (3%)	0 %
	20-jährige Stilllegung	-	0 (0%)	0 %
	Feuchtwiesenschutzprogramm <sup>1</sup>	Extensivgrünland mit speziellen Auflagen	7 (21%)	14 %
		Grünland mit Grundschutz	3 (9%)	13 %
Ausweitungspotential (Bereitschaft)	Extensivierungsprogramm	Umwandlung Acker in Extensivgrünland	1 (3%)	1 %
		Extensive Ackernutzung (bei Anhebung der Fördersätze auf die Differenz zum bisherigen Deckungsbeitrag)	3 (9%)	5 %
	20-jährige Stilllegung	Stilllegung von Streifen <sup>2</sup>	7 (21%)	k.A.
		Stilllegung von Restflächen <sup>2</sup>	2 (6%)	k.A.
		Stilllegung ganzer Flächen <sup>2</sup>	1 (3%)	k.A.
	Feuchtwiesenschutzprogramm	Extensivgrünland	2 (6%)	1 %
		Extensivgrünland <sup>2</sup>	2 (2%)	k.A.
Umwandlung Acker in Extensivgrünland (bei Anhebung der Fördersätze auf die Differenz zum bisherigen Deckungsbeitrag)		1 (3%)	1 %	

<sup>1</sup> inkl. Flächen mit Bewirtschaftungspaketen/Pachtauflagen in Anlehnung an das FWP außerhalb der FSG

<sup>2</sup> ohne Flächennennung

thetische Düngemittel, der Einsatz von Wirtschafts- oder Zukaufdüngern bis zu einer Höhe, die einer Tierhaltung von 2 GVE/ha LF entspricht und ein maximaler Tierbestand in gleicher Höhe.

Da sich das Programm auf gesamte Betriebszweige und nicht auf Flächen bezieht, werden die viehhaltenden konventionell wirtschaftenden Haupterwerbsbetriebe, die einen wesentlichen Anteil an der Gesamtemission haben, nicht erreicht. Als Ablehnungsgründe wurden genannt (n=14): „Begrenzung des Viehbesatzes“ (10 Nennungen = 66 %) und „Verzicht auf chemisch-synthetische Düngemittel“ (12 Nennungen = 80 %).

Attraktiv scheint es nur für kleine Nebenerwerbsbetriebe zu sein, die bereits extensiv wirtschaften. Bei den drei Betrieben, die teilnehmen bzw. grundsätzlich Bereitschaft gezeigt haben (Tab. 36), handelt es sich um zwei Futterbaubetriebe und einen viehlosen Betrieb. Die mögliche Belastungsminderung ist gering, da diese Betriebe nur wenig Acker in der maximalen Risikozone und überhaupt keine Ackerflächen direkt am Kerngebiet haben.

Keiner der Betriebsleiter sah im ökologischen Landbau eine Alternative. Als Gründe überwogen Zweifel an der Vermarktbarkeit aufgrund der peripheren Lage der Erzeugerregion, der zu hohe Arbeitsaufwand und die Angst vor wirtschaftlichen Risiken.

### 20jährige Flächenstilllegung

Für einzelne landwirtschaftlich genutzte Flächen sowie Streifen, Teil- und Restflächen wird eine 20jährige Stilllegung gefördert, in der nur bestimmte Pflegemaßnahmen zuläs-

sig sind. Diese Programm eignet sich vor allem zur Einrichtung sogenannter Pufferflächen um das Kerngebiet und von Distanzstreifen an der Meerbecke.

Im Untersuchungszeitraum wurden im gesamten Kreis Steinfurt keine Verträge abgeschlossen (Ostermann 1999 mdl.). Nur der Hälfte der befragten Landwirte war das Programm überhaupt bekannt.

Die prinzipielle Bereitschaft von 53 % der befragten Landwirte, zumindest mit kleinen Flächen teilzunehmen (Tab. 36), kann als Hinweis für die Akzeptanz des Programmes als Umsetzungsinstrument für kleinflächige Naturschutzmaßnahmen, wie die Einrichtung von Gehölz-/Uferstreifen und m.E. „Pufferstreifen“, die zugleich Grenzertragsflächen sind, gedeutet werden. Als Gründe, das Programm rundherum abzulehnen wurden genannt (n=7): „Abgabe von Nutzfläche kommt nicht in Frage“ (4 Nennungen = 57 %), „Angst vor schleichender Enteignung“, (1 Nennung = 14 %) und „Angst vor einem langfristigen Wertverlust“ (1 Nennung = 14 %).

### **Feuchtwiesenschutzprogramm (FWP)**

Als einziges Instrument, das eine Nutzungsextensivierung auf Einzelschlägen fördert, eignet sich das Feuchtwiesenschutzprogramm besonders für die Risikoflächen. Nach Reichweite der jeweiligen Nutzungsaufgaben, die die Beweidungs- und Düngeintensität, den Beweidungs-, Schnitt- und Düngezeitpunkt und das Bearbeitungsverfahren regeln, gibt es unterschiedliche Förderpakete, die zudem eine Sonderförderung für die Umwandlung von Acker in Grünland enthalten. Voraussetzung ist, daß die Flächen innerhalb eines der landesweit ausgewiesenen Feuchtwiesenschutzgebiete liegen. Die trifft auf den größten Teil der Heilig-Meer-Niederung und einzelne Parzellen im Norden des Kerngebietes zu (NSG „Erweiterung Heiliges Meer/Heiliges Feld“, vgl. Abb. 1).

Bereits heute werden im Untersuchungsgebiet 66 ha Grünland, das sind 13 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche des Untersuchungsgebietes, vom Feuchtwiesenschutzprogramm oder von entsprechenden Pachtverträgen erreicht. Für etwa die Hälfte der Flächen besteht Grundschutz (Umbruchverbot) ohne weitere Auflagen, und die andere Hälfte unterliegt speziellen Bewirtschaftungsaufgaben (Düngungs-, Beweidungsbegrenzung etc.). Diese Flächen liegen zum Teil in der Risikozone für Nitrateinträge in das Kerngebiet. Geht man davon aus, daß die Nitratauswaschung sowohl unter Grünland mit speziellen Auflagen als auch unter Grünland mit Grundschutz gering ist, sind 27 % der Risikozone auf diese Weise weitgehend geschützt (vgl. Tab. 36).

Selbst innerhalb des Feuchtwiesenschutzgebietes liegen 7 ha Acker, die ohne Auflagen bewirtschaftet werden, was aus Sicht des Naturschutzes besonders problematisch ist, da sie in der Grundwasserströmungsrichtung direkt an das Kerngebiet grenzen.

Das weitere Ausweitungspotential in der Risikozone außerhalb des Feuchtwiesenschutzgebietes, z.B. durch Umwandlung von Acker in Extensivgrünland, ist sehr gering (vgl. Tab. 36). Ablehnungsgründe für eine Teilnahme/Ausdehnung des Feuchtwiesenschutzprogramms waren (n=13): „Verzicht auf Gülleverwertungsfläche nicht möglich“ (7 Nennungen = 54 %), „keine Verwertungsmöglichkeit für das anfallende rohfaserreiche Futter“ (6 Nennungen = 46 %), spezielle Vertragsauflagen wie „zu später Dünge-/Auftriebstermin“, „zu geringer Viehbesatz“ (3 Nennungen = 23 %) sowie als sonstige Gründe mit jeweils einer Nennung: „Verringerung der Futterproduktion oder Weideleistung auf Teilflächen ist aus wirtschaftlichen Gründen nicht möglich“, „extensive Grünlandnutzung ist zu arbeitsaufwendig“, „Mißtrauen in die Zuverlässigkeit der staatlichen Stellen als Vertragspartner“, „Unsicherheit der zukünftigen betrieblichen Zielsetzung (Hofnachfolge)“, „Widerstand des Verpächters“.

Die fehlende Eignung des FWP für Veredelungsbetriebe (Güllenachweis/Futterverwertung) schränkt den Wert dieses Instruments für den Immissionsschutz im Heiligen Feld stark ein.

Aus Sicht des Immissionsschutzes ist die wichtigste Leistung des FWP die dauerhafte Sicherung nahezu sämtlicher Grünlandflächen in der Heilig-Seeer-Niederung durch ein Umbruchverbot. Bis auf wenige Ausnahmen entspricht die bereits ortsübliche Grünlandnutzung den Zielen des Immissionsschutzes weitgehend. Für die „Ausreißer“ sind Auflagen erforderlich, die die Nutzbarkeit nach der ortsüblichen Intensität (vgl. Nährstoffbilanzen, Kap. 4.3.1.2) nur geringfügig einschränken würden, wie z.B. ein Verzicht auf organische Düngung oder eine Begrenzung der Stickstoffgabe. Das FWP enthält jedoch aufgrund seiner anderen Schwerpunktsetzung (Schutz von Wiesenvögeln und wertvoller Vegetation) in den finanziell attraktiven Paketen Auflagen, wie die zeitliche Regelung der Nutzungen, die für den Immissionsschutz nicht relevant sind und aus dessen Sicht sogar eher kontraproduktiv sind, weil potentielle Teilnehmer abgeschreckt werden. Um weitere Flächen der Risikozonen als Grünland sichern zu können, wäre eine Modifikation der Landesrichtlinie für besonders immissionsgefährdete Gebiete wünschenswert. Darin sollte ein finanziell attraktives Paket mit der Grundaufgabe „umbruchlose und düngungseingeschränkte Bewirtschaftung“ enthalten sein.

### **Kreiskulturlandschaftsprogramm**

Für weitere schutzwürdige Grünlandflächen außerhalb der Feuchtwiesenschutzgebiete vergibt der Kreis Steinfurt zusammen mit dem Land Fördermittel. Die Auflagen entsprechen denen des FWP bzw. gehen darüber hinaus. Im Untersuchungszeitraum sind im gesamten Kreis noch keine Verträge abgeschlossen worden (Schwarze 1999 mdl.).

Nach der Förderungsrichtlinie des Landes sind zudem prinzipiell die Umwandlung von Acker in Extensiv-Grünland sowie die Bewirtschaftung von Uferstreifen (z.B. entlang der Meerbecke) und von kulturhistorisch bedeutsamen Biotopen (z.B. einschürige Wiesen, Heiden nach Entwicklungsmaßnahmen) landesweit förderungswürdig. Darin kann ein großes Potential für die Umsetzung der Naturschutzziele liegen, das jedoch erst wirksam wird, wenn die genannten Förderungsziele in das Kreisprogramm integriert werden.

### **Kompensationsmaßnahmen der Eingriffsregelung**

Seit der Novelle des Baugesetzbuches (Neufassung BauGB vom 27. August 1997) bietet die Eingriffsregelung Umsetzungsmöglichkeiten. Danach sind Kompensationsmaßnahmen, z.B. Flächenkauf und Pflegemaßnahmen, außerhalb der Baugebiete, eine Vorverlagerung der Eingriffsregelung in den Flächennutzungsplan und damit eine Flächenbevorzugung („Ausgleichspool“) und eine Vorab-Umsetzung im Rahmen eines bauleitplanerischen „Ökokontos“ möglich (§§1a Abs. 3, 135a BauGB). Im NSG Syen Venn, Kreis Bentheim, an dem zwei Gemeinden Anteile haben, konnten auf diese Weise Nutzungsextensivierungen realisiert werden (Iselhorst 1997 mdl.). Zur Frage, in wieweit langfristige Ausgleichszahlungen oder Pächterlasse zur Förderung extensiver Nutzungsweisen umgelegt werden können, besteht rechtlicher und praktischer Klärungsbedarf.

Die Bauverwaltungen der Gemeinden Recke, Hopsten und der Stadt Ibbenbüren haben grundsätzlich keine Vorbehalte, Eingriffe im Untersuchungsgebiet zu kompensieren, d.h. dort Flächen zu erwerben und Maßnahmen umzusetzen, und zwar bereits im Vorgriff auf zukünftige Eingriffe (Bildung eines Kompensationsflächenpools). Zwei der drei befragten Behördenvertreter können sich darüber hinaus prinzipiell eine Vorab-Umsetzung von Kompensationsmaßnahmen („Ausgleichspool“ oder „Ökokonto“) vorstellen (Farwig, Henkens, Tietmeyer 1997 mdl.). Die tatsächliche Realisierung wird entscheidend von der

Flächenverfügbarkeit bestimmt werden (s.o.), da die Gemeinden, um die Baukosten niedrig zu halten, auf die kostengünstigsten Kompensationsmaßnahmen zurückgreifen werden.

## 5.2 Sozio-ökonomische Umsetzungsgrenzen

Im Heiligen Feld ist die Veredelung (Mastschweine, Zuchtsauen) die vorherrschende Betriebsform. Viele Betriebe mästen zusätzlich Bullen. Andere Formen der Rinderhaltung (Milcherzeugung, Mutterkuhhaltung) sowie die Marktfruchterzeugung sind von untergeordneter Bedeutung (vgl. Tab. 35 und Tab. 36). Im Untersuchungszeitraum unterlagen die Fleischpreise beträchtlichen Schwankungen, trotzdem blieben die Produktionsrichtungen der Betriebe im Heiligen Feld relativ konstant.

Mittelfristig ist eine Etablierung emissionsärmerer Betriebsformen nicht zu erwarten. Die sandigen, zur Sommerdürre neigenden Böden sind für ökologisch wirtschaftende Betriebe, die schwerpunktmäßig im Futterbau- und Marktfruchtbetrieb geführt werden, nicht rentabel. Der nächstgelegene Betrieb wirtschaftet 3 km entfernt am Dickenberg bei Recke auf besseren Böden. Die Vermarktungsmöglichkeiten sind durch die periphere Lage schlecht. Münster und Osnabrück sind ca. 30-50 km, das Ruhrgebiet ca. 100 km entfernt.

Grünland spielt für viele Betriebe keine Rolle mehr, da die Weidehaltung an Bedeutung verloren hat und der Grundfutterbedarf in der Bullenmast fast ausschließlich über Mais gedeckt wird. Durch die ausgedehnten extensiv genutzten Grünlandbereiche in der Heilig-Seeer-Niederung, die zum größten Teil Feuchtwiesenschutzgebiet sind, besteht bereits jetzt ein Überangebot an Weidefläche und raufaserreichem Grundfutter für die wenigen milchvieh-, färsenhaltenden Betriebe und für Hobby-Tierhalter (Pferde, Galloways) aus dem Raum Recke. Dadurch wird das Bewirtschaftungsinteresse an weiteren, in Extensivgrünland umgewandelten Flächen gering sein.

Befragt nach ihren Zukunftsperspektiven in den nächsten 10 Jahren gaben fünf Betriebsleiter an, die Landwirtschaft aufgeben oder den Betrieb verkleinern zu wollen (vgl. Tab. 37). Dem mittelfristig frei werdenden Flächenpotential steht ein hoher Anteil expansionswilliger oder -bedürftiger Betriebe gegenüber, die als „Konkurrenten“ für den Flächenerwerb zur Umsetzung von Naturschutzzielen auftreten. Im Veredelungsbereich ist als Genehmigungsaufgabe beim Neubau von Ställen zugleich eine potentielle Verwertungsfläche für die anfallende Gülle nachzuweisen. Entfernungen und Gemarkungsgrenzen spielen beim Flächenzukauf kaum mehr eine Rolle. Sinkende Bodenpreise sind daher zukünftig nicht zu erwarten.

Tab. 37: Typisierung der landwirtschaftlichen Betriebe mit Flächen im Heiligen Feld (Quelle: Betriebsleiterbefragung; LF = landwirtschaftliche Nutzfläche, UG = Untersuchungsgebiet).

Erwerbstyp	Betriebsgröße	Anzahl	Anteil an Betrieben (%)	Anteil an LF im UG (%)
Betrieb im Haupterwerb	(Ø=49 ha LF)	16	55	73
Betrieb im Nebenerwerb	(Ø=18 ha LF)	13	45	27
<b>Betriebsform</b>				
Marktfruchtanbau	(Ø=33 ha LF)	2	7	3
Veredelung	(Ø=31 ha LF)	11	38	54
Veredelung und Futterbau	(Ø=38 ha LF)	13	45	42
Futterbau	(Ø=18 ha LF)	3	10	1
Σ	(Ø=35 ha LF)	29	100	100

Tab. 38: Viehhaltung der Betriebe mit Flächen im Heiligen Feld 1996: Stallplätze in Klassen und Anzahl Viehhalter; je 1 Halter: Rinder ohne Nutzung, Aufzuchtferkel, Pferde, Legehennen, Aufzuchtkälber; (Quelle: Betriebsleiterbefragung; Summe Viehhalter: 32 von 34 Befragten).

Mastschweine		Zuchtsauen			Mastbullen	Milchkühe	Färsen	Mutterkühe
Stallplätze	Halter	Stallplätze	Halter	Stallplätze	Halter	Halter	Halter	Halter
0 - 50	2	0 - 10	2	0 - 10	1	2	3	4
50 - 200	4	10 - 50	5	10 - 20	3	5	5	0
200 - 500	6	50 - 100	2	20 - 50	7	1	2	0
500 - 1000	3	100 - 150	1	50 - 100	4	0	0	0
1000 - 1500	1			100 - 150	2	0	0	0
Σ	16	Σ	10	Σ	17	8	10	4

Tab. 39: Mittelfristige Betriebsziele (10 Jahre) der landwirtschaftlichen Betriebe im Umfeld des NSG Heiliges Meer (Quelle: Betriebsleiterbefragung).

Betriebsziel	Anzahl Betriebe	Bewirtschaftete LF im UG	
		(ha)	(%)
Ruhestand/Betriebsaufgabe	3	24	6 %
Verkleinerung des Betriebes (Fläche/Vieh)	2	31	8 %
Vergößerung des Betriebes (Fläche/Vieh)	10	185	48 %
Keine Veränderung	14	147	38 %
Σ	29	387	100 %

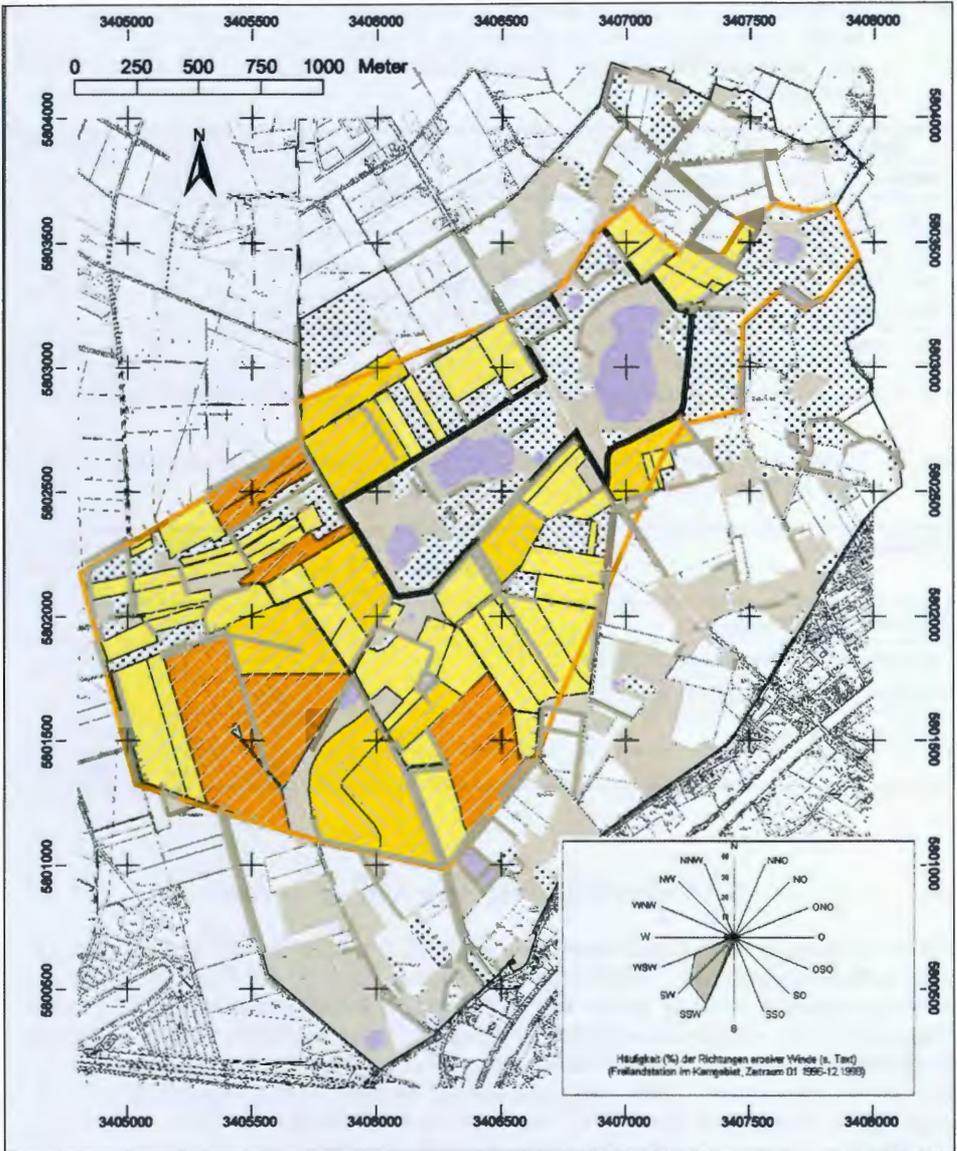
## 5.3 Umsetzungsvarianten und -szenarien

Mit der Befragung der Akteure lassen sich wichtige Umsetzungsbedingungen in der Planung berücksichtigen. Die Umsetzungsentscheidung kann in der Planung jedoch nicht vorweggenommen, sondern nur so weit wie möglich vorbereitet werden. Um Entscheidungsspielräume zu belassen und flexible Lösungen zu ermöglichen, werden verschiedene Umsetzungsvarianten innerhalb des naturschutzfachlichen Zielkorridors ausgearbeitet und mit Szenarien verbildlicht, und zwar sowohl für die Nutzungssteuerung im Umfeld (Segregation/Integration, Kap. 5.3.1.) als auch für die Pflegemaßnahmen im Kerngebiet (stark/mäßig, Kap. 5.3.2.). Für die lenkenden und informierenden Maßnahmen wird ein übergeordnetes Handlungskonzept vorgeschlagen (Kap. 5.3.3.).

### 5.3.1 Nutzungssteuerung

#### 5.3.1.1 Segregative Umsetzung

In der segregativen Umsetzungsvariante werden konventionell genutzte Ackerparzellen aufgekauft, um hiermit einen **Puffergürtel aus extensiv genutztem Grünland** anzulegen, der die engeren Risikozonen des Kerngebietes abdeckt. Dies entspricht der bisherigen Zielvorstellung des Landschaftsverbandes Westfalen-Lippe für das Gebiet. Mit den Erkenntnissen aus der Risikoanalyse lassen sich die Prioritäten für den zukünftigen Flächenkauf nach standörtlich-räumlichen Belastungsrisiken festlegen (Tab. 40). Danach



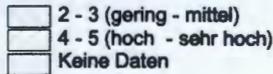
**Erosive Feldlänge**

(m)



**Potentielle Winderosionsgefährdung der Böden**

Gefährdungsklassen Efa / Efa Torf



Risikozone für partikuläre Nährstoffeinträge in das Kerngebiet

Hecke mit Windschutzwirkung

Hecke ohne / mit eingeschränkter Windschutzwirkung

Gewässer

Acker

Ganzjährig vegetationsbedeckte Fläche

Gehölzbestand/Gebäude

Kerngebiet

Untersuchungsgebiet

sind vorrangig die im Süden, d.h. in der großräumigen Grundwasserströmungsrichtung angrenzenden Flächen zu arrondieren (Abb. 39). Die Bewirtschaftung des zukünftigen extensiven Grünlandgürtels erfolgt unter der Maßgabe eines maximalen Schutzes vor Schadstoffeinträgen (vgl. Umstellungsziele in Tab. 34, Kap. 4.3.3.).

Um den Grünlandgürtel zu schließen, müssen 64 ha Ackerfläche und 3 ha Grünland, für das kein Umbruchverbot nach einer NSG-Verordnung besteht (fakultatives Ackerland), erworben und unter Schutz gestellt werden. [9,4 ha Ackerfläche sind in der Zwischenzeit bereits aufgekauft worden.]

Der Flächenkauf ist darüber hinaus Voraussetzung für spezielle flurgestaltende Maßnahmen zum Immissionsschutz und zur Entwicklung von Lebensräumen und Landschaftselementen im Umfeld des Kerngebietes (Tab. 13, Tab. 16, Tab. 20), die mit der heutigen Bewirtschaftung nicht vereinbar sind. Durch die Umwandlung und Wiedervernässung weiterer 6,5 ha Ackerfläche in der ehemaligen Feuchtwiesensenke südlich des Erdfallsees ist es möglich, diesen ehemals wichtigen Träger kulturlandschaftlicher Eigenart im Heiligen Feld, der zugleich eine Retentionsfunktion für Nährstoffe hatte, zu regenerieren. Weitere Maßnahmen sind (Abb. 39)

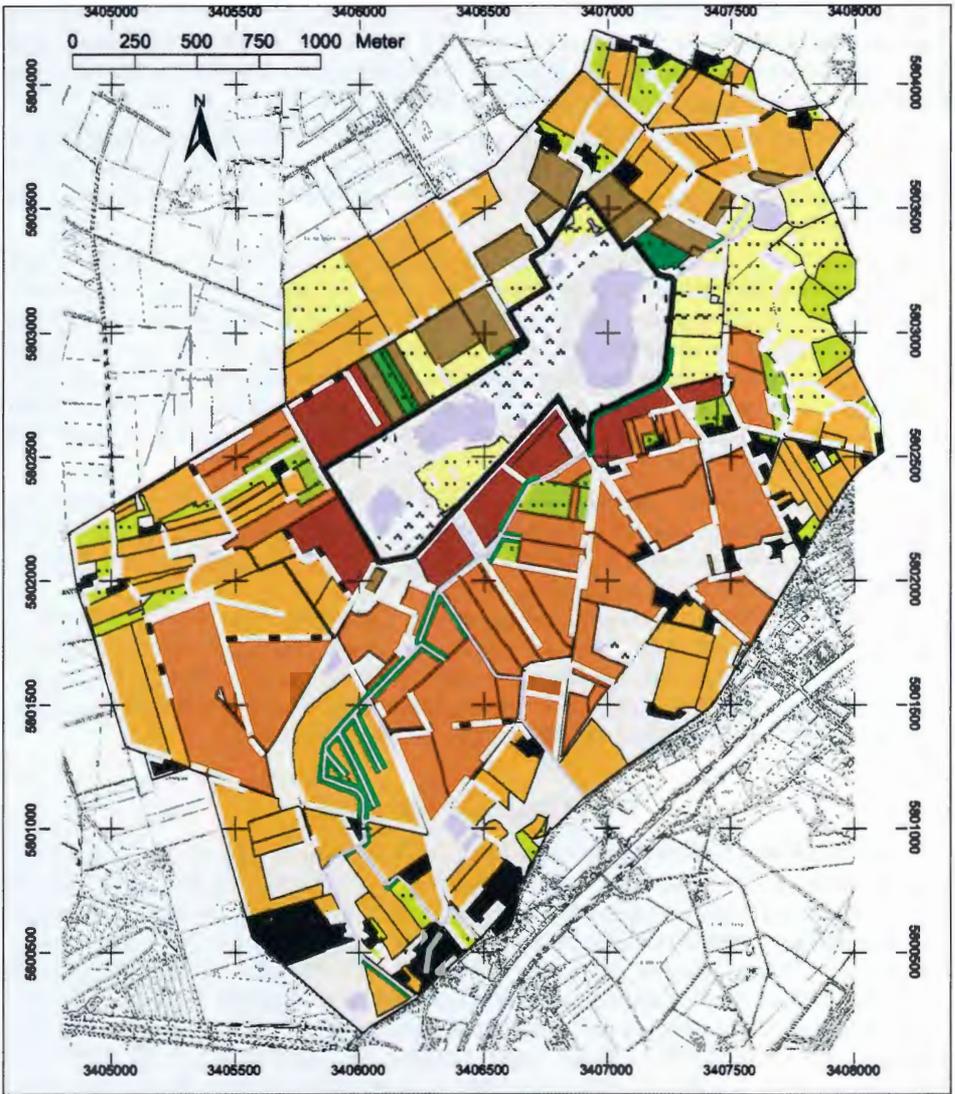
- der Bau eines Sedimentationsbeckens für die Meerbecke. Im Falle einer effektiven Schadstoffretention kann im weiteren Verlauf des Baches langfristig eine natürliche Dynamik zugelassen werden, von der dann auch wieder episodische Übertritte ins Große Heilige Meer ausgehen können,
- die Anlage von Wallhecken zum Immissionsschutz am Außenrand des Puffergürtels als Ersatz gerodeter (vgl. Kap. 5.3.2.1.) und als Ergänzung lückiger Gehölzbestände im Kerngebiet mit historischem Verlauf und historisch belegter Artenzusammensetzung,
- das versuchsweise Abschieben von Oberboden zur Aktivierung des Diasporenpools früherer Heide-Lebensräume (nicht auf Abb. 39 dargestellt).

### 5.3.1.2 Integrative Umsetzung

Bei der integrativen Umsetzungsvariante liegt der Schwerpunkt in der Emissionsvermeidung im Rahmen der konventionellen Landnutzung, d.h. unter Beibehaltung der aktuellen Besitzverhältnisse und Betriebstypen. Die Naturschutzziele werden kooperativ, im Rahmen **freiwilliger Vereinbarungen** mit der Landwirtschaft umgesetzt. Mit Hilfe der Risikozonen bzw. Vorrangflächen (Abb. 38) lassen sich die emissionsmindernden Maßnahmen an die standörtlich-räumlichen Risiken anpassen und abstufen (Tab. 40, Abb. 40). Damit entspricht das Vorgehen der Ausweisung von Schutzzonen in Wassergewinnungsgebieten (vgl. DVGW 1992) mit der Einschränkung, daß die Zonen um das Kerngebiet nicht konzentrisch, sondern in Würdigung der verschiedenen Belastungspfade heterogen in das Umfeld des Kerngebietes ausstrahlen (vgl. Abb. 40).

Eine Ausdehnung des Umsetzungsgebietes im Vergleich zur segregativen Variante (64 ha AF) auf die gesamte lokale Risikozone des Kerngebietes (433 ha AF) ist sinnvoll, weil selbst bei einer größtmöglichen technischen Optimierung die Emissionen in geringerem Maße reduziert werden können, als bei der Umstellung auf extensive Grünlandnutzung (vgl. SCHEFFER 1998) und so mehr Spielraum für den Abschluß von Verträgen besteht.

Abb. 39: Handlungsvariante „Segregation“: Prioritäten für den Flächenkauf und die Umwandlung in Extensiv-Grünland sowie flurgestaltende Maßnahmen im Umfeld des NSG Heiliges Meer. Darstellungen der Deutschen Grundkarte 1:5000 mit Genehmigung des Landesvermessungsamtes v. 03.07.2000, AZ.: S 1281/00.



**Schlagbewirtschaftung nach den Erfordernissen des Immissionsschutzes (vgl. Text)**

Acker Grünland

- |   |   |                                     |
|---|---|-------------------------------------|
|  |  | Maßnahmenpaket 1                    |
|  |  | Maßnahmenpaket 2                    |
|  |  | Maßnahmenpaket 3                    |
|  |  | Maßnahmenpaket 4                    |
|  |   | Geschütztes Dauergrünland (Bestand) |

**Flurgestaltende Maßnahmen**

- Hecken  
 Hecke anlegen
- Meerbecke  
 Distanzstreifen einrichten

- |   |   |  |   |   |   |
|---|---|--|---|---|---|
|  Stillgewässer |  Gehölzbestand |  Bebauung   |  Grünland            |  Feuchtwiese |  Heide |
|  Fließgewässer |  Hecke         |  Kerngebiet |  Untersuchungsgebiet |   |   |

Tab. 40: Anpassung der Schutzmaßnahmen für das NSG Heiliges Meer an die räumlich-standörtlichen Belastungsrisiken im landwirtschaftlich genutzten Umfeld: a) Aufkaufprioritäten (segregative Umsetzung), b) Maßnahmenpakete (integrative Umsetzung).

Standörtlich-räumliche Risikostufe (Abb. 38)	Aufkauf-Priorität (Abb. 39)	Maßnahmenpaket (Abb. 40)
höchstes Risiko für Nitrateinträge, stellenweise zugleich höchste Risiken für Ammoniak-, Partikel-, Phosphateinträge (N1, A1/P1/S)	1	1
höchstes Risiko für Ammoniak- oder Partikeleinträge, stellenweise zugleich Risiko für Nitrateinträge (A1/P1+N2/N3)	2	2
hohes Risiko für Nitrat- oder Partikeleinträge, zugleich Risiko für Ammoniakinträge (N2/N3/P2, A2)	3	3
Risiko für Ammoniak- oder Partikeleinträge (A2/P3)	-	4

Bereits in Kapitel 4.3.3. sind mögliche Handlungsziele und -standards aus Sicht des Naturschutzes genannt worden („Technisches Optimum“, vgl. Tab. 34). Bevor sie in freiwillige Vereinbarungen einfließen, müssen das Fachwissen und die Erfahrungen der Landwirte eingearbeitet werden. Hierfür sind regelmäßige **Kooperationsrunden** mit den Betrieben, die Flächen in den Risikozone bewirtschaften, erforderlich, unter Beteiligung landwirtschaftlicher Fachberater. Die für den Grundwasserschutz ausgebildeten Zusatzberater sind hierfür besonders qualifiziert. Bewirtschafter von Flächen, die den höchsten Emissionsklassen zugeordnet wurden (vgl. Nitrat-, Ammoniakemission, Kap. 4.3.1.), sollten darin vorrangig vertreten sein. Dadurch würde sich die Zahl von 20 (ohne Betriebe, die im Gebiet ausschließlich gesetzlich geschütztes Dauergrünland bewirtschaften) auf 8 reduzieren.

Als Idealvorstellung von einem nutzungsintergrierten Immissionsschutz für das Kerngebiet gibt Tab. 41 **Maßnahmenpakete** an, in denen die emissionsmindernden Maßnahmen an die standörtlich-räumlichen Risiken angepaßt sind.

Das „Technische Optimum“ kann unter Umständen für den Schutz der empfindlichen Lebensgemeinschaften des Kerngebietes nicht ausreichen. Als Gegenmaßnahmen sind dann **weitergehendere Nutzungs- und Düngebeschränkungen** wenigstens in den minimalen Risikozone notwendig, die sich an der Untergrenze der unvermeidbaren Überschüsse im Ackerbau orientieren sollten. Diese werden auf etwa 30 kgN/ha•a als auswaschungsgefährdeter Stickstoffüberschuß veranschlagt (FINCK 1990, UMK/AMK AG 1997, HEGE 1997, SCHEFFER 1998). Gleichzeitig ist ein Verzicht auf Gülledüngung zum Schutz vor Ammoniakinträgen notwendig. Mit beiden Regelungen würde in etwa die Emissionssituation zur Zeit der Schutzgebietsausweisung erreicht, gleichzeitig jedoch vermutlich auch das Ertragsniveau stark absinken. Daher liegt diese Umsetzungsvariante zwischen der integrativen und segregativen Strategie.

Für Erfolgskontrollen der Maßnahmen müssen geeignete Parameter festgelegt werden. Die potentielle Nitratfracht im Sickerwasser und die Ammoniakemissionsdichte in den hier vorgestellten Berechnungsmethoden eignen sich hierfür besonders, da sie praxiser-

Abb. 40: Handlungsvariante „Integration“: Zonierung der risikoangepaßten Schlagbewirtschaftung und flurgestaltende Maßnahmen im Umfeld des NSG Heiliges Meer. Darstellungen der Deutschen Grundkarte 1:5000 mit Genehmigung des Landesvermessungsamtes v. 03.07.2000, AZ.: S 1281/00.

probt sind und die wichtigsten Emissionsbelastungen indizieren. Sie sind durch Feldmessungen (v.a.  $N_{\min}$ -Messung vor der Auswaschungsperiode) zu ergänzen.

Tab. 41: Nach Risiken differenzierte Maßnahmenpakete als Idealvorstellungen eines nutzungsintegrierten Immissionsschutzes im Umfeld des NSG Heiliges Meer.

Standörtlich-räumliche Risikostufe (vgl. Tab. 40)	N1, A1/P1/S	A1/P1+N2/N3	N2/N3/P2, A2	A2/P3
Maßnahmenpaket (vgl. Tab. 34, Kap. 4.3.3)	1	2	3	4
Bedarfsgerechte Düngung mit modernen Meß- u. Bilanzierungsmethoden	●	●	●	●
Zwischenfrucht nach Getreide	●	●	●	●
Ausschließliche Schleppschlauchdüngung mit Einarbeitung bzw. Gülleinjektion auf Grünland	●	●	●	○
Anlage von Erosionsschutzhecken (nach Abb. 40)	●	●	●	○
Umbruchlose Grünlandnutzung	●	●	●	-
Düngung nur in den wachsenden Bestand	●	●	○	○
Reduzierte Zwischenfruchtdüngung	●	●	○	○
Grasuntersaat im Mais	●	○	○	○
Reduzierte P-Unterfußdüngung bei Mais	●	-	-	-

Aus Sicht des Immissionsschutzes ● erforderlich ○ wünschenswert - nicht relevant

### 5.3.1.3 Umsetzungsszenarien

Die zahlenmäßig erfaßbaren Indikatoren und die Emissionsmodelle ermöglichen die Quantifizierung der **Minderungseffekte**. Im Szenario einer segregativen Umsetzung der Schutzziele wird davon ausgegangen, daß der gesamte Gürtel angrenzender Schläge nach vorausgegangener Aushagerung als extensive Wiesen- oder Weiden genutzt wird. In diesem Fall sind Nitrat-Frachten von unter 10 kgN/ha•a (vgl. WALTHER et al. 1985) und Ammoniak-Emissionen von 8 kgN/ha•a bei einer Beweidungsdichte von 1,4 RGV/ha zu erwarten. Nach den Modellrechnungen in Tab. 42a ergeben sich Minderungen der Stickstoff-Emissionen gegenüber dem Status quo (1992-1996) von 75 bzw. 88 %. Jenseits des Puffergürtels bleiben die Emissionen auf dem heutigen Niveau.

Im Szenario für die integrativen Umsetzungsvarianten wird angenommen, daß die aus Sicht des Immissionsschutzes erforderlichen und wünschenswerten technischen Optimierungen im gesamten Gebiet voll umgesetzt werden (vgl. Handlungspotential in Tab. 34, Kap. 4.3.3.) und die speziellen Düngungs-Zielwerte erreicht werden. Durch Bewirtschaftungsänderungen im Rahmen der bisherigen Nutzung können danach auf Acker die Nitratfrachten im Sickerwasser und die Ammoniak-Emissionsdichten um 35 % bzw. 55 % gegenüber dem Niveau von 1992-1996 gesenkt werden (Tab. 42b). Durch die besonderen Düngungsaufgaben werden in den jeweiligen Risikozonen die Nitrat- und Ammoniak-Emissionen um 70 % bzw. 85 % gesenkt (Tab. 42c).

Die voraussichtlichen **Kosten** für den Flächenkauf in der segregativen Variante werden auf 45.000 DM/ha oder 3,02 Mio. DM kalkuliert. Darin sind die Kosten spezieller Pflegemaßnahmen wie Wiedervernässungsmaßnahmen nicht eingerechnet.

Es wird von einem Bodenpreis von 4,50 DM/m<sup>2</sup> AF (Ø Bodenrichtwert der Gemeinden Hopsten, Recke, Ibbenbüren, Kreis Steinfurt 2000 schriftl.) und von einer 0-Pacht bei Übernahme der Pflege durch den Nutzer ausgegangen. Eine Förderung des Landes und der EU sind auf Flächen im staatlichen Besitz nicht möglich.

Tab. 42: Szenarien potentieller Nitrat- und Ammoniakemissionen auf Ackerflächen im Umfeld des NSG Heiliges Meer nach a) Umwandlung von Ackerfläche in extensiv genutztes Grünland im Puffergürtel (Abb. 39), b) technischer Optimierung der Bewirtschaftung in allen Risikozonen (Tab. 34, Tab. 41; Abb. 40), c) zusätzlichen Dünge-Beschränkungen (Netto-Saldo max. 30 kgN/ha, keine Wirtschaftsdünger) in den minimalen Risikozonen (Status quo u. Minderungen beziehen sich auf die mittlere jährliche Emissionen 1992-1996 = 100 %; Quelle: Betriebsleiterbefragung).

	Emissions- Status quo		Emissions- Szenario		Minderungs- Szenario		
	kgN/ha·a	tN/a	kgN/h·a	tN/a	kgN/ha·a	tN/a	%
<b>a) Variante Segregation</b>							
Potentielle Nitratfracht im Sickerwasser Umgewandelt Ackerfläche = 64 ha	80	5,1	10	0,6	70	4,5	88 %
Potentielle Ammoniak-Emissionsdichte Umgewandelt Ackerfläche = 64 ha	31,3	2	8	0,5	23,3	1,5	75 %
<b>b) Variante Integration</b>							
Potentielle Nitratfracht im Sickerwasser Maximale Risikozone für Nitrateinträge = 194 ha AF	89	17,3	58	11,3	31	6	35 %
Potentielle Ammoniak-Emissionsdichte Maximale Risikozone für Ammonikeinträge = 433 ha AF	32,9	14,3	14,7	6,4	18,2	7,9	55 %
<b>c) Variante Integration mit Grenzwerten</b>							
Potentielle Nitratfracht im Sickerwasser Minimale Risikozone für Nitrateinträge = 20 ha AF	63	1,3	19 <sup>1</sup>	0,4	44	0,9	70 %
Potentielle Ammoniak-Emissionsdichte Minimale Risikozone für Ammonikeinträge = 64 ha AF	31,3	2	5	0,3	26,3	1,7	85 %

<sup>1</sup> Da nur die Schlag-Emissionen von 1992-1996, die über dem Grenzwert von 30 kgN/ha<sup>a</sup> lagen, im Szenario reduziert werden, ergibt sich eine mittlere potentielle Emission, die niedriger als der Grenzwert ist.

Setzt man für die Integrations-Variante Erfahrungswerte zu den Umsetzungskosten aus Trinkwassergewinnungsgebieten an (Tab. 43), ergibt sich ein Mittelbedarf zur Förderung emissionsarmer Bewirtschaftungsweisen in einer Größenordnung von 80.000 DM jährlich. Darin sind die kostenintensiven flurgestaltenden Maßnahmen wie die Anlage von Erosionsschutzpflanzungen und Distanzstreifen an der Meerbecke, die in ihrer Wirkung nachrangige Priorität haben, nicht eingerechnet.

Im Szenario wird davon ausgegangen, daß eine Stiftung zum Schutz des Naturschutzgebietes vor Schadstoffeinträgen eingerichtet wird, deren Mittelausstattung sich an den Kosten des Flächenkaufs (s.o.) orientiert. Die Mittel würden in der segregativen Variante binnen weniger Jahre für den Flächenkauf aufgewendet, so daß hier gegenüber der Integrations-Variante, die eine jährliche flächenbezogene Förderung beinhaltet, Opportunitätskosten (entgangene Zins- und Kursgewinne) anfallen, die derzeit z.B. bei konservativen Anlageformen wie festversinslichen Wertpapieren mit einer Laufzeit von einem Jahr und einem Zinsgewinn von 6% bei 180.000 DM liegen würden.

### 5.3.2 Pflegemaßnahmen im Kerngebiet

Für alle Pflegemaßnahmen gilt, daß ihre Wirksamkeit trotz zahlreicher Beispiele und Indizien nur unzureichend prognostizierbar ist. Das gilt besonders für die Maßnahmen zur

Tab. 43: Kosten der Förderung grundwasserschonender Bewirtschaftungsweisen in niedersächsischen Trinkwassergewinnungsgebieten als Abschätzungsgrundlage für die Handlungsvariante „Integration“ <sup>1</sup>nach NIEDERSÄCHSISCHES UMWELTMINISTERIUM (1999), <sup>2</sup>nach BEZIRKSREGIERUNG WESER-EMS (2000).

Maßnahme	DM/ha	Voraussichtlicher Umfang im Untersuchungsgebiet	
Intensivberatung <sup>1</sup>	40	433 ha AF (gesamte Risikozone)	17.320 DM
Basismaßnahmen zur Unterstützung der Beratung (Gütlest, Schlagkartei nach SchGVo) <sup>1</sup>	15	433 ha AF (gesamte Risikozone)	6.495 DM
Zwischenfruchtanbau mit Düngeaufgaben inkl. Maisuntersaat <sup>2</sup>	200	194 ha AF (Risikozone Nitratreintrag)	38.800 DM
Exaktstreuer für Geflügelkot <sup>2</sup>	50	20 ha AF (Ausbringungsfläche in der Risikozone für Nitratreinträge)	1.000 DM
	DM/m <sup>3</sup>		
Schleppschauchanwendung <sup>2</sup>	2	8000 m <sup>3</sup> (Ø-Gülleanfall bezogen auf die gesamte Risikozone)	16.000 DM
Σ			79.615 DM

Erhöhung der anthropogenen Dynamik nach dem Vorbild historischen Nutzungen, die dem Umweltqualitätsziel dienen, oligotrophe Lebensräume im sandigen Teil des Kerngebietes zu entwickeln und gefährdete Heide- und Heideweiher-Lebensgemeinschaften zu fördern. Ob letzteres tatsächlich gelingt und sich die gestörten dystrophenten oder eutraphenten Lebensgemeinschaften, die z.T. ebenfalls gefährdet sind, im Sukzessionsverlauf wieder einstellen, kann kaum vorhergesagt werden. Vor diesem Hintergrund ergibt sich für die Naturschutzplanung in Heidelandschaften regelmäßig der Entscheidungskonflikt zwischen einer kleinflächigen, langsam voranschreitenden vorsichtigen und einer schnellen weitgehenden Pflegestrategie. Beide Varianten sollen für das Kerngebiet ausgearbeitet und als Szenarien gegenübergestellt werden, um ihre Vor- und Nachteile abschließend zu diskutieren (Kap. 6.).

### 5.3.2.1 Stark erhöhte Dynamik

Die Pflegemaßnahmen zur Erhöhung der Lebensraumdynamik im Sandgebiet (vgl. Tab. 16, Kap. 4.1.2.3.) werden im maximalen Umfang umgesetzt. Dazu werden langfristig alle Zwergstrauch- und Pfeifengrasheiden, alle ehemaligen, mittlerweile verbrachten Wiesen gemäht und junge, gering oder mäßig schutzwürdige Gehölzbestände auf früheren Feuchtheiden entfernt. Durch flexible Koppelhaltung wird die Beweidung der Heiden am Westufer des Großen Heiligen Meeres und in den Heiden am Erdfallsee und Heideweiher einschließlich der angrenzenden Uferabschnitte punktuell intensiviert. Aus dem Heideweiher werden mit Ausnahme des Lee-Ufers *Sphagnum*-Decken und Torfschlamm entfernt. Um eine größtmögliche Winddynamik zu erzielen, werden südlich des Erdfallsees die Wallhecken auf den Stock gesetzt sowie Kiefernbestände und Laubwaldbestände vom Typ *Betulo-Quercetum*, die jeweils als gering bzw. mäßig schutzwürdig eingestuft wurden, gerodet. Eine völlige Öffnung des südlichen Schutzgebietes setzt jedoch voraus, daß Immissionschutzpflanzungen in die Agrarlandschaft verlagert werden und auf den angrenzenden Flächen Emissionsschutzmaßnahmen durchgeführt werden (siehe Nutzungssteuerung, Kap. 5.3.1.).

### 5.3.2.2 Mäßig erhöhte Dynamik

Die Eingriffe zur Erhöhung der Winddynamik klammern geschlossene Waldbestände völlig aus und lassen den Gehölzgürtel um das Schutzgebiet unberührt. Lediglich der schmale Gehölzsaum am Südostufer des Erdfallsees wird entfernt. Hier handelt es sich um lichte Bestände mit einem hohen Kiefernanteil und einer geringen Humusauflage. Am Heideweier beschränken sich die Sedimententfernungen auf das Brandungsufer im Osten des Gewässers. Die Heideplaggung erfolgt nur auf Testflächen abseits der Wege und erfaßt Bestände der Trockenheiden (*Genisto-Callunetum typicum*) am Großen Heiligen Meer und der Pfeifengrasheiden (*Genisto-Callunetum molinietosum*) am Erdfallsee. Die Beweidung der Heiden wird durch flexible Koppelhaltung am Westufer des Großen Heiligen Meeres und in den Heiden am Erdfallsee und Heideweier intensiviert. Die Uferbereiche der Seen bleiben ausgezäunt. Die verbrachten Wiesen bleiben ebenfalls von Pflegemaßnahmen unberührt.

### 5.3.2.3 Umsetzungsszenarien

Abb. 41 und Abb. 42 zeigen den Zustand des Kerngebietes nach der vollständigen Umsetzung der beiden Pflegevarianten und geben betroffene Lebensräume, Orte und Ziele der Maßnahmen an. Es kommt zu folgenden Veränderungen, die in Tab. 44 bilanziert werden: Bei der Maximalvariante wird der Kulturlandschaftscharakter des Gebietes sichtbar betont, da auf 19 ha (25 %) die Vegetation durch Pflegeeingriffe wie Plaggen und Mähen nach dem Vorbild historischer Nutzungen verändert wird. Die Eingriffe der mäßigen Pflegeintensivierung betreffen demgegenüber nur 5 ha (6 %) des Kerngebietes.

Im Optimalfall kann durch die Maßnahmen die *Littorellion*-Vegetation im Erdfallsee erhalten, am Heideweier regeneriert sowie der Anteil von Trockenrasen und Zwergstrauchheiden als junge Sukzessionsstadien in den Heiden erhöht werden. In vielen Fällen wird in gefährdete schutzwürdige Vegetation eingegriffen (Tab. 44).

## 5.3.3 Lenkende und informierende Maßnahmen

### 5.3.3.1 Kulturlandschaftspfad durch das Heilige Feld

Bereits seit vielen Jahrzehnten gibt es ein bewährtes pädagogisches Konzept des Westfälischen Museums für Naturkunde mit dem Ziel, Ökologie durch direkten Kontakt zu vermitteln. Im Zentrum steht die Außenstelle Heiliges Meer mit Kursen, Exkursionen, Ausstellungen und Publikationen (vgl. HENDRICKS 1992, TERLUTTER 1995). Hintergrundinformationen zu den Pflegemaßnahmen im Kerngebiet lassen sich leicht in das bestehende Wege- und Informationskonzept integrieren. Im Umfeld des Kerngebietes sind lenkende und informierende Maßnahmen besonders wichtige Umsetzungsinstrumente. Denn nach den Umweltqualitätszielen für die Landschaft und den Umsetzungsmöglichkeiten sind gestaltende Maßnahmen nur sehr begrenzt sinnvoll und möglich.

Ein Kulturlandschaftspfad durch das Heilige Feld, der das Umfeld des Kerngebietes einbezieht und den landschaftlichen, kulturellen und ökologischen Zusammenhang zwischen Naturschutzgebiet und Agrarlandschaft aufzeigt, könnte die verborgenen Besonderheiten und Reize der Landschaft ohne gestalterische Eingriffe erlebbar machen und dabei an das bestehende Konzept der Außenstelle anknüpfen. Der Besucherstrom in das Kerngebiet ließe sich durch die Auswahl geeigneter Informationsmedien und durch den Wegverlauf so steuern, daß keine weiteren Belastungen für das Gebiet entstehen. Dafür sollten die Hintergrundinformationen durch eine käuflich zu erwerbende Broschüre vermittelt werden. Wenn es gelingt, die Ziele und Maßnahmen einer der beiden Nutzungssteuerungs-

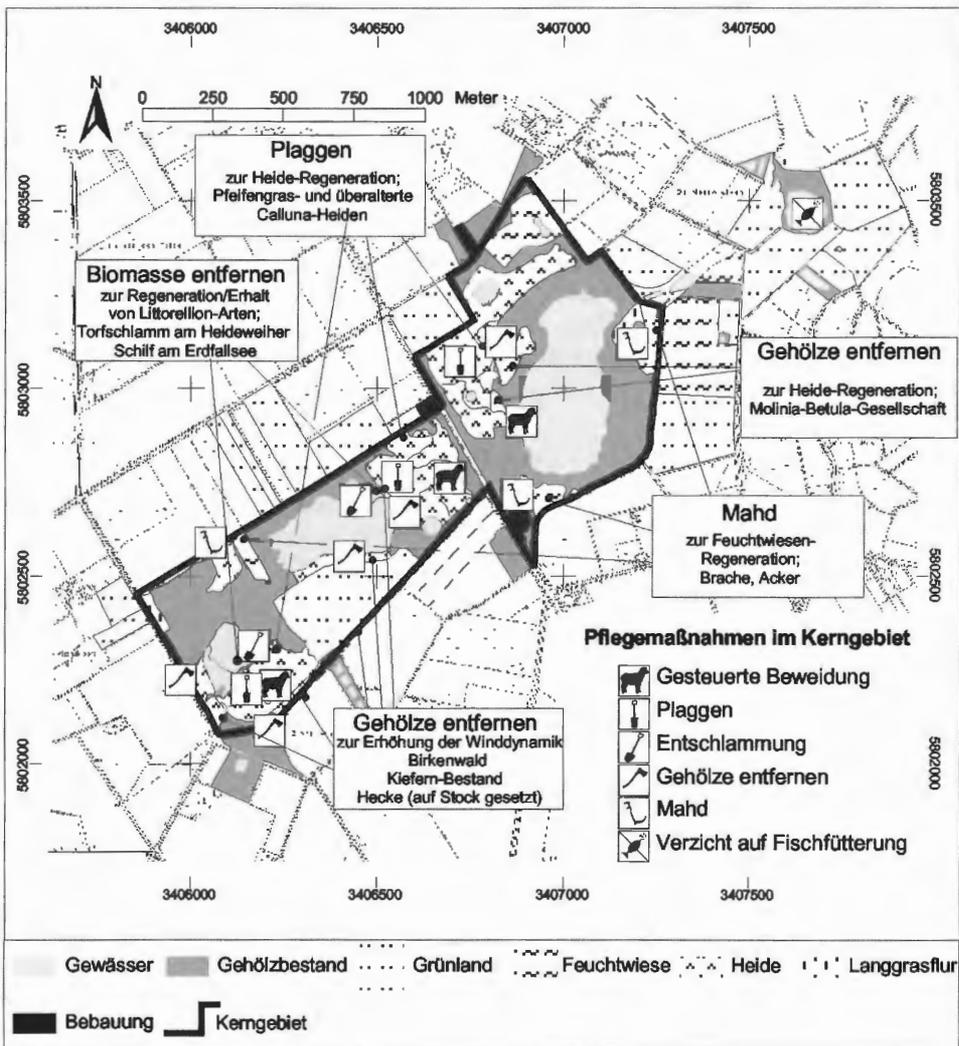


Abb. 41: Pflegevariante „stark erhöhte Dynamik“ im Sandgebiet des NSG Heiliges Meer. Darstellungen der Deutschen Grundkarte 1:5000 mit Genehmigung des Landesvermessungsamtes v. 03.07.2000, AZ.: S 1281/00.

Varianten (Kap 5.3.1.) in den Kulturlandschaftspfad einzubinden (z.B. Erläuterung zum Zwischenfruchtanbau) und umliegende Höfe gewonnen werden können, Rastmöglichkeiten anzubieten, kann mit dem Kulturlandschaftspfad darüber hinaus die Akzeptanz der Landnutzer für Ziele des Naturschutzes erhöht werden.

In der Landschaftsanalyse konnte gezeigt werden, daß die Landschaftsräume im Umfeld des Kerngebietes unterschiedliche Landschaftsphasen widerspiegeln (Abb. 13). Der Wegverlauf sollte so gewählt sein, daß die räumlich-zeitliche Landschaftsdynamik sichtbar wird. Zugleich sollten sensible Räume ausgespart werden. Dazu gehört z.B. der Ostteil des Heilig-Meer-Gebietes, durch den der aktuelle Rundweg führt (vgl. Kap. 4.1.). Abb. 43 stellt den möglichen Verlauf des Weges dar, der als Rundweg von 8 km Länge angelegt ist und in etwa 2 Stunden erwandert werden kann. Die beiden Teilrunden östlich und west-

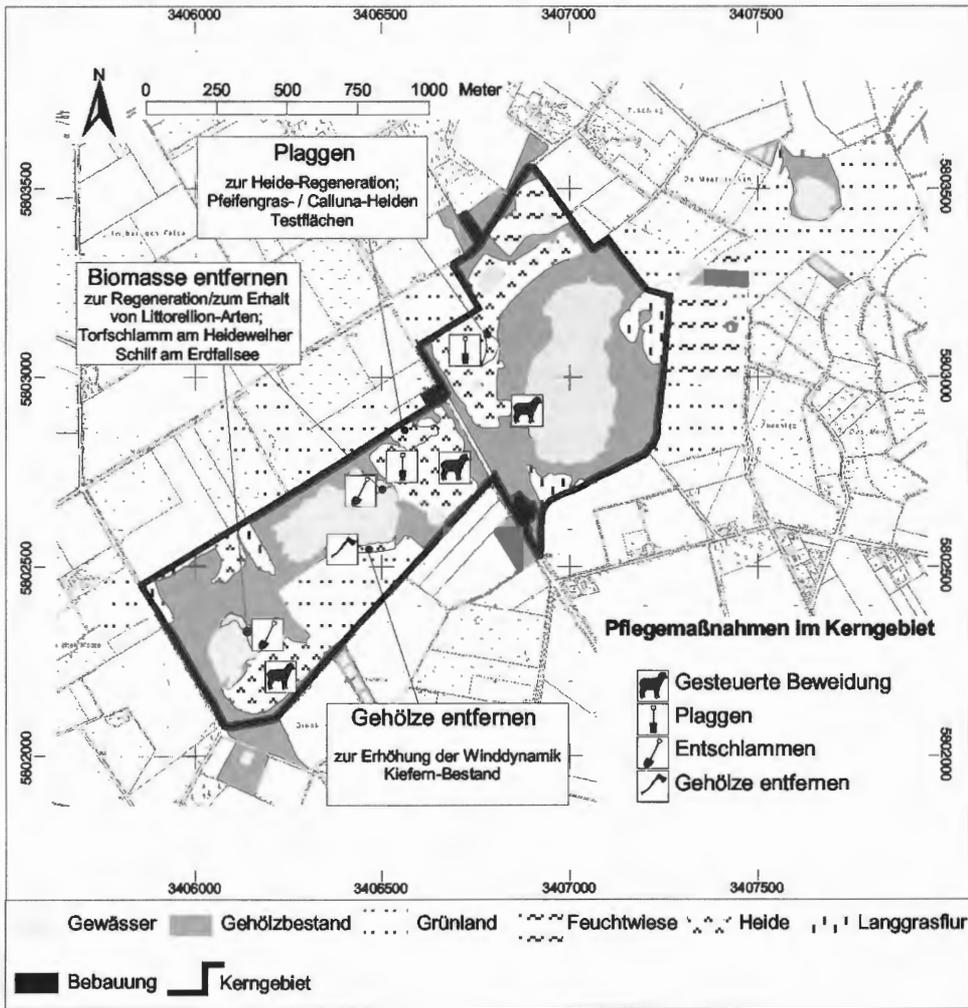


Abb. 42: Pflegevariante „mäßig erhöhte Dynamik“ im Sandgebiet des NSG Heiliges Meer. Darstellung der Deutschen Grundkarte 1:5000 mit Genehmigung des Landesvermessungsamtes v. 03.07.2000, AZ.: S 1281/00.

lich der Ibbenbürener Straße sind etwa gleich groß. Die Strecke verläuft zu 95 % auf bestehenden, z.T. jedoch versperrten oder als Privateigentum ausgewiesenen Wegen. Auf etwa 400 m Länge entlang von Schlaggrenzen wären neue Wegstücke anzulegen. Der Weg passiert mehrere Stationen, zu denen besondere Hintergrundinformationen gegeben werden (vgl. Auflistung unten und Abb. 43). Sie repräsentieren die erkennbaren aber auch verdeckten Landschaftselemente, die die besondere Eigenart der Landschaft vermitteln oder kulturhistorisch bedeutsam sind und geben gleichzeitig Informationen zur Ökologie und Naturschutzproblematik.

Tab. 44: Szenarien der Lebensraumveränderungen im NSG Heiliges Meer nach den Umsetzungsvarianten „stark erhöhte Pflege“ und „mäßig erhöhte Pflege“.

Szenario			Status quo			
Zukünftiger Lebensraumtyp	Fläche (ha)		Vegetationseinheit	Schutzwürdigkeit	Fläche (ha) der veränderten Vegetation u. Anteil am Gesamtbestand	
	Stark erhöhte Dynamik	Mäßig erhöhte Dynamik			Stark erhöhte Dynamik	Mäßig erhöhte Dynamik
Sandlitorale nach Entschlammung ggf. mit <i>Littorellion</i> -Vegetation	1,1	0,35	<i>Juncus effusus</i> -Bestand	gering	0,05 ( 50 %)	0,05 ( 50 %)
			<i>Scirpo-Phragmitetum</i>	mäßig	0,08 ( 2 %)	0,08 ( 2 %)
			<i>Nymphaeetum albae</i>	sehr hoch	0,79 ( 75 %)	0,05 ( 5 %)
			<i>Sphagnetum cuspidato-obesi</i>	mäßig	0,10 ( 9 %)	0,10 ( 9 %)
			<i>Eleocharitetum multicaulis</i>	sehr hoch	0,07 ( 19 %)	0,07 ( 19 %)
Feuchtwiese nach regelmäßiger Mahd	2,86	-	<i>Arrhenateretea</i> -Bestand	gering	1,21 (100 %)	-
			<i>Molinietalia</i> -Bestand	mäßig	1,65 ( 78 %)	-
Heide, sukzessive geplaggt	7,58	-	<i>Genisto-Callunetum typicum</i>	hoch	3,71 ( 79 %)	0,3 ( 6%)
			<i>Festuca tenuifolia-Nardus str.-Ges.</i>	mäßig	3,87 (100 %)	-
Heide, sukzessive geplaggt mit gesteuerter Beweidung	4,27	0,95	<i>Genisto-Callunetum molinietosum</i>	hoch	3,75 (100 %)	0,95 ( 24%)
			<i>Genisto-Callunetum typicum</i>	hoch	0,30 ( 6 %)	-
			<i>Ericetum tetralicis, Molinia</i> -Stadium	hoch	0,22 ( 16 %)	-
Heide, nach Gehölzenfernung (sukzessive Plaggung, gesteuerte Beweidung)	2,77	0,25	<i>Pinus sylvestris</i> -Bestand	gering	0,97 ( 18 %)	0,25 ( 5%)
			<i>Molinia-Betula pubescens</i> -Ges.	mäßig	0,95 ( 18 %)	-
			<i>Betulo-Quercetum molinietosum</i>	mäßig	0,47 ( 35 %)	-
			<i>Myricetum galis</i>	sehr hoch	0,05 ( 3 %)	-
			<i>Betulo-Quercetum</i>	mäßig	0,33 ( 6 %)	-
Heide, mit gesteuerter Beweidung ohne weitere Maßnahmen	-	3,32	<i>Genisto-Callunetum molinietosum</i>	hoch	-	2,80 ( 76 %)
			<i>Genisto-Callunetum typicum</i>	hoch	-	0,30 ( 6 %)
			<i>Ericetum tetralicis, Molinia</i> -Stadium	hoch	-	0,22 ( 16 %)
Σ	18,58	4,87				

### Denkbare Stationen des Weges und Stichworte der Begleitinformation

1. Großes Heiliges Meer: Gewässerökologie und Legende um ein versunkenes Kloster
2. „Plaggensch“ im Norden des Gebietes: Besiedlungs- und Ackernutzungsgeschichte, Funktion und Wandel der Wallhecken
3. Kleines Heiliges Meer: Erdfallgeschehen, natürliche Verlandungssukzession
4. Heilig-Meer-Niederung: Zusammenspiel von Bodensenkungen, Vermoorungen und ersten Kultivierungszellen im Heiligen Feld
5. „Gravenstein“: über 400jährige Vergangenheit des Gravensteins als Kultur- und Glaubensgrenze zwischen Tecklenburg-Lingen und Osnabrück; Multilevel-Brunnen: ökologische Bedeutung des Grundwassers und Eintragsproblematik
6. Erdfallsee: Erdfallereignis von 1913, verschiedene Heideformen und Veränderungen durch Nutzungsaufgabe und Depositionen
7. „Pötters Wiesen“: Senkungsform mit uralter Vergangenheit als Wiese Uffler Bauern und Wandlung zur Ackerlandschaft
8. Erdfall westlich des Heideweiher: geologische Vergangenheit und Tragödie um ein versunkenes Boot; Umgestaltung zum Entenjagd-Gewässer

9. „Das Moor“: später Wandel einer Heide- zur Grasweide-Landschaft; Ziele der heutigen extensiven Grünlandnutzung

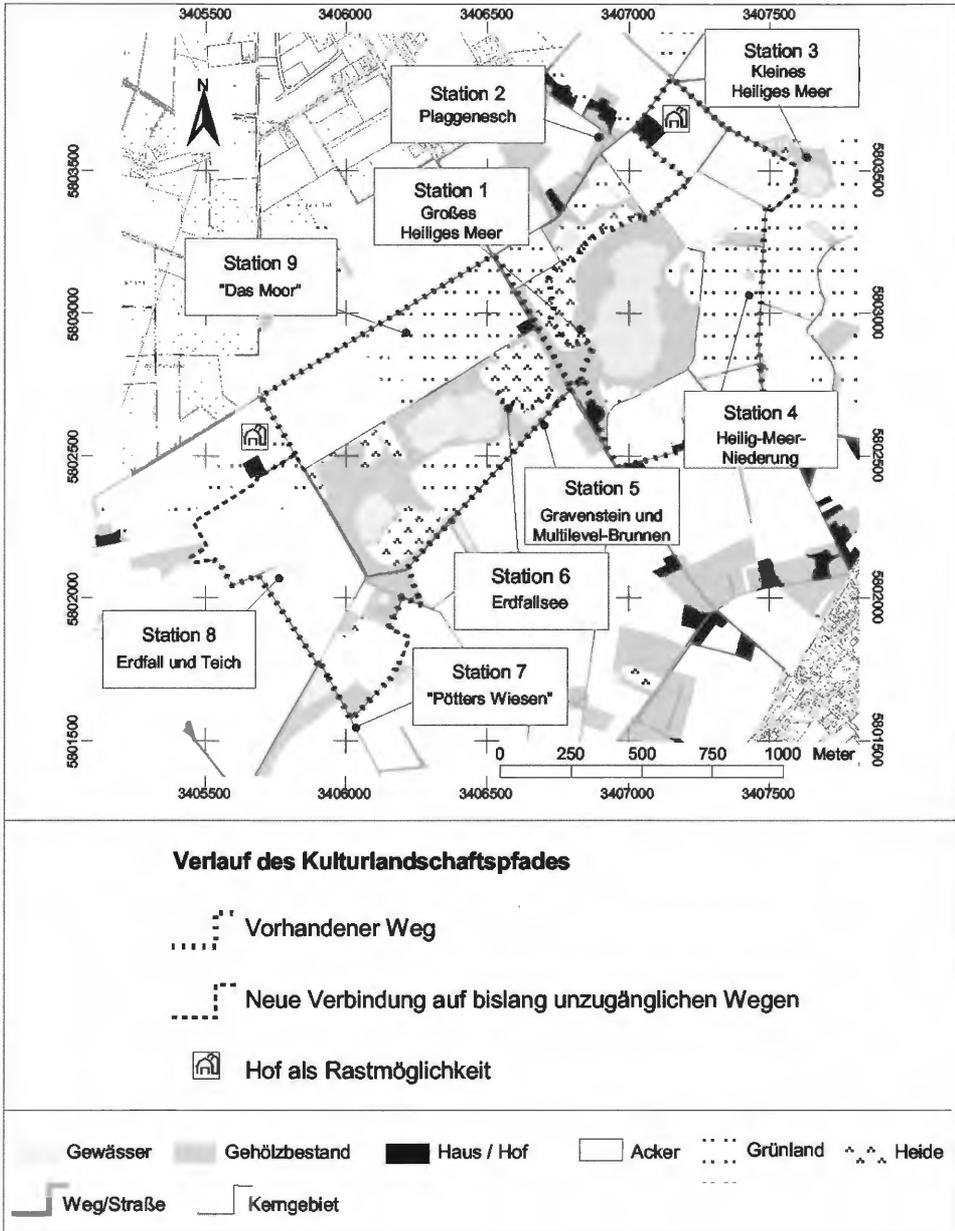


Abb. 43: Kulturlandschaftsweg Heiliges Feld. Darstellungen der Deutschen Grundkarte 1:5000 mit Genehmigung des Landesvermessungsamtes v. 03.07.2000, AZ.: S 1281/00.

## 6. Schlußfolgerungen

### Zur Planungsmethode

Außergewöhnliche Gefährdungen erfordern außergewöhnliche Schutzanstrengungen. Dies gilt uneingeschränkt für oligotrophe Ökosysteme in Agrarräumen. Es ist unbestritten, daß Gebiete wie das Heilige Meer mit seinem Umfeld „Vorrangräume des Naturschutzes in der Agrarlandschaft“ sind (vgl. PLACHTER 1994). Die Belastungsquellen sind jedoch nicht ohne weiteres zu erkennen, da sich ihre Pfade und Wirkungen mit denen anderer Quellen und Faktoren, zu denen auch der Nutzungswandel in den Lebensräumen zählt, vermischen. Vorschnelle, undifferenzierte Lösungen auf Kosten der Landwirtschaft sind jedoch besonders angesichts der angespannten ökonomischen Situation, die den Landwirten wenig Handlungsspielraum läßt, unangebracht und undurchführbar. Für einen effizienten und angemessenen Naturschutz müssen Methoden gefunden werden, parzellenscharfe Vorrangflächen abzuleiten. Die naturwissenschaftlichen Untersuchungen im Gebiet konnten die Datengrundlage der Naturschutzplanung vor allem durch ein langjähriges Grundwasser- und Vegetationsmonitoring und durch die Ermittlung von Einzugsgebieten wesentlich verdichten, und das geographische Informationssystem erleichtert die flächenscharfe Anwendung numerischer Belastungsmodelle. Nach wie vor müssen jedoch Risikoannahmen eine wesentliche Rolle in der Planung spielen. Für die Vielzahl stofflicher Belastungspfade wurde eine spezielle Form der ökologischen Risikoanalyse (BACHFISCHER 1978, SCHOLLES 1997) angewendet, die sich auf die Immissions-, Transport- und Emissionsphasen der Stoffflüsse bezieht. Risikoanalysen in einer entsprechenden Erfassungsbreite werden bislang nur zum Trinkwasserschutz durchgeführt (vgl. BOUWER et al. 1994, FLEIGE et al. 1996). Für den Arten- und Biotopschutz liegen bislang keine methodischen Erfahrungen vor. Weitere Untersuchungen müssen helfen, die Aussagesicherheit der hier dargestellten Methoden zu erhöhen. Hervorzuheben ist vor allem der Datenbedarf zur trockenen Deposition (v.a. zu Partikeln und Ammoniak), zur Transporteffizienz im Grundwasser (v.a. zur Denitrifikation) und zu den Stoffflüssen in der ungesättigten Zone der Nutzflächen (v.a. zur  $N_{\min}$ -Dynamik).

Eine rein stofflich-funktional ausgerichtete Naturschutzplanung, die geschichtliche und ästhetische Landschaftsfunktionen außer Acht läßt, mißachtet einen wesentlichen Teil der umfassenden Ziele des Naturschutzes (vgl. § 1 BNatSchG). Daher wurde eine historische Landschaftsanalyse durchgeführt und versucht, die Ergebnisse in die Planung einzubinden. Es ist deutlich geworden, daß historisierende Leitbilder der Landschaftsdynamik zuwiderlaufen und sich fachlich nicht begründen lassen. Für Planungen in Agrarlandschaften ergeben sich daraus folgende Schlußfolgerungen: Entwicklungsziele sollten sich vorrangig auf einzelne Elemente und nicht auf die Landschaft als Ganzes beziehen (vgl. PETERS & KLINKHAMMER 2000) und diese möglichst funktional, ggf. nicht-authentisch in die moderne Landschaft einpassen (vgl. KONOLD 1998). Als Umsetzungsinstrumente sind Lenkung und Information gestalterischen Eingriffen vorzuziehen.

Mit Hilfe der stofflich-funktionalen und landschaftsgeschichtlichen Untersuchungen konnten zahlreiche Handlungsziele für den Naturschutz aufgestellt werden. Sie allein gewährleisten noch keinen effizienten Schutz. Zugleich müssen die sozio-ökonomischen Umsetzungsbedingungen und vor allem die Mitwirkungsbereitschaft der Landnutzer berücksichtigt werden. Naturschutzplanungen aus reinen „Expertenmodellen“ (BASTIAN 1996) haben den Nachteil, die Interessen der Betroffenen nicht angemessen einzubinden und scheitern daher häufig an einer fehlenden Akzeptanz. Eine diskursive Zielableitung wird als Alternative angesehen (u.a. VON HAAREN 1988, 1993, WIEGLEB 1999), ist jedoch durch die doppelte Planungsaufgabe (Landschaftsanalyse und Moderation) sehr aufwendig. Daher wurde hier ein Mittelweg beschritten, indem sozio-ökonomische Informatio-

nen durch Nutzerbefragungen integriert wurden. Die Befragung selbst erwies sich dabei als wichtiges akzeptanzförderndes Instrument, das die Ziele des Naturschutzes transparenter machte und Diskussionsmöglichkeiten bot. Diese erste Phase der Nutzerbeteiligung im Forschungsvorhaben sollte ihre Fortsetzung in einer zweiten Phase finden, in der die konkreten Umsetzungsvarianten und -szenarien diskutiert werden.

Die vielfältigen Anforderungen an die Naturschutzplanung erfordern ein komplexes Methodengerüst, um wirksame und zugleich umsetzbare Ziele abzuleiten. Darin sind die ökologische Risikoanalyse, die historische Landschaftsanalyse und die Nutzerbefragung unverzichtbare Bestandteile. Sie erfordern eine umfangreiche Datenerhebung, die nicht in jedem Fall umzusetzen sein wird. In anderen, diffus aus der umgebenden Agrarlandschaft belasteten Schutzgebieten sollte jedoch die Befragung und Beteiligung der Landnutzer auf direkt angrenzenden Agrarflächen ein Mindeststandard sein.

Für Gebiete wie das NSG Heiliges Meer besteht in jedem Fall ein im Vergleich zu gewöhnlichen Pflege- und Entwicklungsplänen überdurchschnittlicher Planungsbedarf und -aufwand, der jedoch durch die überdurchschnittliche Gefährdung oligotropher Lebensräume und Kulturlandschaftsrelikte gerechtfertigt sein wird.

### **Handlungsempfehlungen**

Die einzelnen Varianten zur Pflege, Nutzungssteuerung und Besucherlenkung/-information geben den Rahmen vor, in dem unterschiedliche Kombinationen und Zwischenlösungen denkbar sind. Eine isolierte Umsetzung von Teilen macht hingegen wenig Sinn. Ein Schutz oligotropher Lebensräume, der sich allein auf Pflegemaßnahmen beschränkt und dabei die lokalen und ubiquitären Schadstoffbelastungen außer Acht läßt, ist wenig wirkungsvoll. Genauso reichen Maßnahmen, durch die Immissionen abgewehrt werden, nicht aus, um Lebensgemeinschaften zu erhalten, die auf Störungen angewiesen sind. Auch die Lenkung und Information von Besuchern und Landnutzern durch den Kulturlandschaftsweg ist für das Landschaftserleben, aber auch für das Verständnis und die Akzeptanz der Pflegemaßnahmen und der Nutzungssteuerung notwendig und daher fester Bestandteil des Gesamtkonzeptes.

Den beiden **Pflegevarianten** sind bereits wichtige Zielentscheidungen vorausgegangen. Im Kerngebiet wird die bisherige segregative Naturschutzstrategie (Pflege statt Nutzung) fortgeführt und stellenweise modifiziert, indem der Status-quo orientierte Naturschutz durch vermehrte temporäre Eingriffe im westlichen Teilgebiet ergänzt wird. Hintergrund ist das Umweltqualitätsziel, die besonders empfindlichen und in ihrem Bestand gefährdeten sandoligotraphenten Lebensgemeinschaften vorrangig zu erhalten und zu entwickeln. Schon heute wird in die Heideflächen pflegend eingegriffen, indem Schafe gehalten und zeitweise Bäume entfernt werden. Die beiden ausgearbeiteten Varianten erhöhen die Pflegeintensität und damit die Pflegekosten, zumal die meisten Maßnahmen im Abstand mehrerer Jahre wiederholt werden müssen. Die Kostenfrage, der Zielkonflikt, daß mit jedem Eingriff andere, zumeist ebenfalls gefährdete Lebensgemeinschaften beeinträchtigt werden und mögliche Konflikte mit Besuchern, die häufig kein Verständnis für Eingriffe in naturnahe Vegetationsbestände haben, sprechen in der Praxis gegen die Umsetzung.

Die Abwehr von Nährstoffeinträgen ist als Umweltqualitätsziel im Naturschutz unumstritten - anthropogene Störungen, die gleichfalls wichtig sind, um sandoligotraphente Lebensgemeinschaften zu erhalten, rufen jedoch oftmals starke Kritik hervor (NAGEL 1999). Die „vorsichtige“ Minimalvariante hat ein entsprechend niedriges Konfliktpotential. Bleibt es jedoch bei der darin vorgeschlagenen kleinflächigen Umsetzung, ist ein dauerhafter Erfolg zweifelhaft: Eutrophierung und Beschattung als negative Randeffekte der angrenzenden biomassereichen Bestände wirken sich bei kleinen Pionierflächen ver-

stärkt aus und die „Trefferquote“, auf intakte Diasporenvorräte zu stoßen, ist vermutlich gering. Bereits vor der Entscheidung, in welcher Intensität einzugreifen ist, muß abgewogen werden, welchen Stellenwert die langfristige Erhaltung sandoligotropher Lebensgemeinschaften und ihrer Diasporen haben soll. Wenn dies tatsächlich das Ziel ist, sind baldige Eingriffe unverzichtbar. Ab einem bestimmten Zeitpunkt wird die Sukzession in Heidegebieten unumkehrbar (vgl. RODE 1998). Daher würde das Regenerationspotential durch langjährige „in-vitro“-Versuche und durch punktuelle Versuche, die nicht in Maßnahmen umgesetzt werden, irgendwann entgültig erlöschen.

Schon sehr früh wurden im Kerngebiet Managementversuche „in vivo“ durchgeführt (u.a. RUNGE 1979, 1983). An sie sollte in einem Umfang, wie ihn die Minimalvariante vorschlägt, angeknüpft werden. Sobald Erfolge sichtbar werden, sollten die Eingriffe ohne Verzögerung mit dem Ziel der stärkeren Variante ausgedehnt werden. Versuche werden auch zukünftig unverzichtbar sein, da sich schon allein der Einfluß der globalen Schadstoffdepositionen auf den Umsetzungserfolg nicht prognostizieren läßt. Hierin liegt eine Aufgabe für zukünftige Forschungsprojekte.

Das Handlungskonzept für das Kerngebiet ist so ausgelegt, daß Nutzungen „draußen“ bleiben und alle Eingriffe aus Pflegemaßnahmen resultieren. Denkbar wären auch Lösungen, bei denen nicht die überkommenden historischen Nutzungsweisen simuliert werden, sondern die Naturschutzziele durch produktionsorientierte Nutzungen im Kerngebiet umgesetzt werden, wie z.B. eine Heidepflege durch Rinder (vgl. WITTIG & HELLBERG 1999). Damit ließen sich die Erhaltung der Biodiversität und der Schutz von Prozessen im Sinne eines „Nutzungsprozeßschutzes“ (JEDICKE 1998) vereinen und Kosten sparen. Viele der Maßnahmen, wie das Plaggen, lassen sich jedoch nicht in die gewinnorientierten Nutzungen integrieren. Die Struktur der umliegenden landwirtschaftlichen Betrieb ist hierfür ungeeignet, so daß die bisherige Zerteilung des Heiligen Feldes in ein Nutzungs- und ein Schutzgebiet, die seit den 1930er Jahren verfolgt wird (BEYER 1973 REHAGE 1983, TERLUTTER 1995), aufrechterhalten werden sollte.

Bei der **Nutzungssteuerung in der umgebenden Agrarlandschaft**, die zum Schutz des Kerngebietes erforderlich ist, sind andere Maßstäbe anzulegen. Hier sind beide Umsetzungsstrategien, Segregation und Integration, denkbar, die als polare Varianten ausgearbeitet wurden. Die segregative Variante, die der aktuellen Strategie des Landschaftsverbandes Westfalen-Lippe entspricht, setzt die Umsetzungsressourcen ausschließlich für den Kauf und die Umwandlung der angrenzenden Ackerschläge, d.h. in der minimalen Risikozone ein und erzielt dort eine weitgehende Emissionsminderung. In der alternativen integrativen Variante werden dieselben Mittel in freiwillige Vereinbarungen mit den Landwirten zur Förderung emissionsärmerer Bewirtschaftungsweisen investiert. Für die vertraglich geregelte Förderung fallen jährliche Kosten an. Die Mittel würden nach heutiger Berechnung in der maximalen Risikozone für eine Förderungsdauer von etwa 26 Jahren ausreichen. Auf der selben Fläche fällt die Wirkung der integrativen Variante vor allem bei der Verminderung der Nitrat-Emission geringer als die der segregativen Variante aus (vgl. Tab. 42). Da die segregative Variante ihre Ressourcen jedoch auf die minimale Risikozone konzentriert, ist ihre Minderungswirkung bezogen auf die maximale Risikozone geringer als die der integrativen Variante. Zur Beurteilung der tatsächlichen Entlastungswirkungen für das Kerngebiet sind jedoch die Abbau- und Filterungsprozesse im Transportverlauf zwischen Quelle und Schutzgebiet einzubeziehen. Danach sind die Maßnahmen direkt am Gebiet sicher effektiver als die in größerer Entfernung. Bei einer aktiven Begrünung und Aushagerung nach der Umstellung ist zudem mit einer schnelleren Reduktion der Nitratbelastungen zu rechnen. Beides spricht dafür, zumindest an besonderen Belastungsbrennpunkten wie z.B. am Südrand des Erdfallseegebietes, wo im Anstrom des Gebietes extrem hohe Nitratgehalte im Grundwasser gemessen wurden, die

Strategie, Flächen aufzukaufen und umzuwandeln, beizubehalten. Für die segregative Variante spricht auch, daß die meisten flurgestaltenden Maßnahmen außerhalb des Kerngebietes, z.B. die Umwandlung und Wiedervernäßung von Bodensenken zur Wiederbelebung der kulturlandschaftlichen Eigenart, nur durch den Flächenankauf umgesetzt werden können, da sie mit einer konventionellen landwirtschaftlichen Nutzung nicht vereinbar sind.

Die folgenden Argumente sprechen jedoch dafür, die bisherige segregative Naturschutzstrategie durch langfristige integrative Lösungen zu ergänzen:

Der große Bedarf der umliegenden Betriebe an Nachweisflächen für die Gülleausbringung hat die Kosten für landwirtschaftliche Flächen in die Höhe getrieben. Hinzu kommen starke individuelle Widerstände gegen Flächenverkäufe. Für die Bewirtschaftung extensiver Grünlandflächen fehlt es zudem an Interessenten, so daß zu den erhöhten Grundstückspreisen Pflegekosten anfallen. Ein nutzungsintegrierter Naturschutz kann dann die einzige Möglichkeit sein, Emissionen überhaupt abzubauen. Hinsichtlich der Opportunitätskosten, die bei der Beurteilung von Strategien, die auf Flächenkauf setzen, häufig außer Acht gelassen werden, sind die jährlich ausgeschütteten Förderungen der integrativen Strategie günstiger zu bewerten. Die Opportunitätskosten betragen im Szenario bezogen auf ein Jahr mehr als das Doppelte der Aufwendungen für die Förderung emissionsarmer Bewirtschaftungsweisen.

Zwar gewährleisten freiwillige Vereinbarungen keinen dauerhaften Schutz, da immer die Gefahr besteht, daß die Verträge gekündigt werden. Dennoch bietet ihr kooperativer Ansatz die Möglichkeit einer großräumigen nachhaltigen Emissionsminderung durch den Akzeptanzgewinn bei den Landnutzern. Dies ist auf lange Sicht notwendig, da auch eine heute meßbare Entlastung des Gebietes durch Grünland-Pufferzonen nicht unendlich wirksam sein muß, wenn die Belastungen an den Außengrenzen unvermindert anhalten und die Pufferkapazität, die z.B. durch das Denitrifikationspotential des Grundwasserleiters gegeben ist, verbraucht wird (vgl. KÖLLE et al. 1983, MUSCUTT et al. 1993). Dadurch und durch die Aufwertung der arrondierten Flächen erwächst ein kontinuierlicher Expansionsbedarf der Pufferzonen, was von vielen Landwirten als schleichende Existenzbedrohung empfunden wird und zum Boykott sämtlicher Naturschutzmaßnahmen führen kann.

Die Untersuchung der bestehenden staatlichen Förderungsmöglichkeiten haben gezeigt, daß diese Instrumente gerade auf den intensiv genutzten Flächen mit den höchsten Emissionen unwirksam sind, so daß nach weiteren Möglichkeiten gesucht werden muß. Die Befragung der Landwirte zeigt eine grundsätzliche Teilnahmebereitschaft an kooperativen Lösungen, sofern Maschinen, Bodenanalysemethoden etc. bereitgestellt oder Ausfälle ausgeglichen werden. Schon heute gehört es zu den Leitprinzipien der Außenstelle Heiliges Meer, Probleme im Gespräch mit den Landwirten zu lösen. Die hohe Bereitschaft, sich überhaupt an der Befragung zu beteiligen sowie die unerwartete Umsetzungsbereitschaft belegen den Erfolg dieser Strategie. Sie kann jedoch noch weiter ausgebaut werden. Vorbilder sind die Kooperationsrunden zwischen Wassergewinnung und Landwirtschaft in nordrhein-westfälischen und niedersächsischen Wassergewinnungsgebieten (MANTAU 1996, BGW et al. 1997, NIEDERSÄCHSISCHES UMWELTMINISTERIUM 1999). Die Subvention einer ressourcenschonenden Bewirtschaftung in Wasserschutzgebieten über höhere Verbraucherpreise (Wasserpfennig) scheint gesellschaftlich akzeptiert zu sein. Im Arten und Biotopschutz gibt es hingegen nur eine geringe Zahl vergleichbarer Kooperationsrunden, am ehesten noch im Grünlandschutz. Vor allem für den Schutz von Lebensräumen vor externen Schadstoffeinträgen fehlt an Umsetzungsbeispielen, obwohl die Naturschutzgesetze keinen Unterschied im Schutzwert und in der Subventionswürdigkeit von Wasser als Lebensmittel oder als Lebensraum machen (vgl. §1 BNatSchG, §3b(1) BNatSchG). Hier könnte das NSG Heiliges Meer dazu beitragen, auf neuen Lösungswe-

gen Erfahrungen für den Schutz empfindlicher Ökosysteme in Agrarlandschaften zu sammeln.

Ein flexibler Naturschutz, der segregative und integrative Strategien als „partielle Integration“ kombiniert (PLACHTER 1994), bewirkt den effizientesten Schutz, der der hohen Gefährdung der Lebensräume im NSG Heiliges Meer angemessen ist. Solche außergewöhnlichen Lösungen auf lokaler Ebene sind dringend erforderlich, um das Überleben oligotropher Sandökosysteme in intensiv genutzten Agrarlandschaften langfristig zu sichern. Denn allein durch fernverbreitete Depositionen werden schon heute die kritischen Schwellenwerte überschritten (BOBBINK et al. 1997). Viele Schlüsselfaktoren der Schadstoffproblematik lassen sich am wirksamsten durch eine übergeordnete nutzungsintegrierte Naturschutzpolitik auf nationaler oder EU-Ebene steuern, z.B. durch Stickstoffabgaben (u.a. PFADENHAUER 1994, HEISSENHUBER & RING 1994). Da jedoch durchgreifende Änderungen auf dieser Ebene mittelfristig nicht zu erwarten sind, müssen die lokalen Steuerungsmöglichkeiten zügig und vollständig ausgenutzt werden.

## 7. Zusammenfassung

Diffuse Schadstoffeinträge gelten als eine der größten Bedrohungen für Naturschutzgebiete in Agrarlandschaften. Daher sind „Pufferzonen“ zum Schlagwort und zur Standardmaßnahme des Naturschutzes in Kulturlandschaften geworden. Aus ihnen resultiert ein enormer Flächenbedarf gegenüber der Landwirtschaft. Häufig fehlt es jedoch an nachvollziehbaren Begründungen sowie an tragfähigen Entwicklungskonzepten für die arrondierten Nutzflächen.

Am Beispiel der Gewässerlandschaft „Heiliges Meer“, die in einer einzigartigen Vielfalt nährstoffarme Lebensräume beherbergt, werden Wege aufgezeigt, wie aus ökologischen und sozio-ökonomischen Daten Umweltqualitäts- und Handlungsziele zur Gegensteuerung der Belastungen abgeleitet werden können, die umsetzbar und effizient sind. Um dem umfassenden Anspruch des Naturschutzes gerecht zu werden, scheiden sektorale Lösungen aus. Das Naturschutzgebiet und die Produktionslandschaft müssen als Einheit aufgefaßt sowie die stofflich-funktionalen mit landschaftsästhetischen und -geschichtlichen Naturschutzzielen verbunden werden.

Als methodischer Lösungsweg wird ein GIS-gestütztes Planungssystem vorgestellt, das auf drei Eckpfeilern beruht:

- auf einer stofflichen Risikoanalyse, mit der die Immissions- und Emissionsseiten der Belastungspfade verbunden und schlagbezogene Vorrangflächen für Schutzmaßnahmen in der Agrarlandschaft ausgewiesen werden können,
- auf einer historischen Landschaftsanalyse, durch die wertvolle Kulturlandschaftselemente identifiziert werden können
- auf einer Betriebsleiter-Befragung, die sowohl Bewirtschaftungsdaten liefert, als auch Aufschluß über die Ansprüche und die Mitwirkungsbereitschaft der Landnutzer gibt.

Die Naturschutzplanung mündet in ein offenes Handlungskonzept, in dem sowohl segregative als auch integrative Umsetzungsstrategien ausgearbeitet und durch Entwicklungsszenarien verdeutlicht werden. Es stellt sich heraus, daß neben der bisher verfolgten segregativen Pufferzonen-Strategie, die an Belastungsbrennpunkten nach wie vor sinnvoll und notwendig ist, auch in der kooperativen Umsetzung mit der Landwirtschaft ein großer Handlungsspielraum vorhanden ist. Auch er sollte ausgeschöpft werden, um hochgefährdete Ökosysteme wie die Gewässerlandschaft „Heiliges Meer“ langfristig erhalten zu können.

## 8. Literatur- und Quellenverzeichnis

### Literatur

- AG BODENNUTZUNG IN WASSERSCHUTZ- UND -SCHONGEBIETEN DER DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN GESELLSCHAFT (1992): Strategien zur Reduzierung standort- und nutzungsspezifischer Belastungen des Grundwassers mit Nitrat. - Eigenverlag, Oldenburg.
- AMBERGER, A. (1990): NH<sub>3</sub>-Verluste aus der Anwendung organischer und anorganischer Dünger. - VDLUFA-Schr.R. **30**: 103-108.
- AMFT-FÜGENER, K. (1997): Wandel der Landschaft und ihrer Eigenart in Abhängigkeit von gesellschaftlichen und sozio-ökonomischen Einflüssen am Beispiel einer Region in der Uckermark. 2. Zwischenbericht für die Deutsche Bundesstiftung Umwelt über die laufende Promotion, unveröff.
- ANT, H. & H.O. REHAGE (1983): Beobachtungen über das Auftreten des Heideblattkäfers (*Lochmaea suturalis*) und das Absterben der Besenheide. - Natur- u. Landschaftskde **19**: 35-37.
- ARTS, G.H.P. & R.S.E.W. LEUVEN (1988): Floristic changes in shallow soft waters in relation to underlying environmental factors. - Freshwater Biology **20**: 97-111.
- ARTS, G.H.P., G. VAN DER VELDE, J.G.M. ROELOFS & C.A.M. SWAAY (1990): Successional changes in the soft-water macrophyte vegetation of (sub)atlantic, sandy, lowland regions during this century. - Freshwater Biology **24**: 287-294.
- ASMAN, W.A.H., M.A. SUTTON & J.K. SHJORRING (1998): Ammonia: emission, atmospheric transport and deposition. - New Phytol. **139**: 27-48.
- ASMAN, W.A.H. (1994): Emission and deposition of Ammonia and ammonium. - Nova Acta Leopoldina NF **70** (288): 263-297.
- BACH, M. (1987): Die potentielle Nitrat-Belastung des Sickerwassers durch die Landwirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland. - Göttinger Bodenkundliche Berichte **93**: 1-186.
- BACHFISCHER, R. (1978): Die ökologische Risikoanalyse. - Diss., TU München, 276 S.
- BANGERT, U. & I. KOWARIK (1998): Ansatz der Naturschutzplanung für die Gewässerlandschaft „Heiliges Meer“. - Abh. Westf. Mus. Naturkunde **60** (2): 111-127.
- BANGERT, U. & I. KOWARIK (2000): Naturschutzplanung für das NSG Heiliges Meer und die umgebende Agrarlandschaft (Kreis Steinfurt, Nordrhein-Westfalen). - Schlußbericht zum Forschungsprojekt „Umwelt als knappes Gut“ - Die Schadstoffbelastungen der Gewässerlandschaft im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ und die Möglichkeiten der landschaftsplanerischen Gegensteuerung, gefördert durch die VolkswagenStiftung, Hannover: Az: II/71 074 und II/71 074 - Teilprojekt Naturschutzplanung, unveröff., Berlin, 147 S. + 28 S. Anhang.
- BARTH, E. (1995): Pflanzensoziologische und pollenanalytische Untersuchungen zur Vegetations- und Siedlungsentwicklung der Meerbecke-Niederung im Erdfallgebiet „Heiliges Meer“ (Westfalen). - Diplomarbeit am Inst. f. Geobotanik, Universität Hannover, 137 S.
- BASELER, S. (1996): Vegetationskundliche Untersuchungen zum Verbreitungsmuster in einer neu erworbenen Sukzessionsfläche am NSG Heiliges Meer bei Hopsten. - Hausarbeit an der Westfälischen Wilhelms-Universität Münster.
- BASTIAN, O. (1996): Ökologische Leitbilder in der räumlichen Planung - Orientierungshilfen beim Schutz der biotischen Diversität. - Arch. für Naturschutz u. Landschaftsforschung **34**: 207-234.
- BEINHAEUER, R. & B. KRUSE (1991): Über die Erosivität des Klimas durch Windeinfluß. - Mittlg. Dtsch. Bodenkdl. Gesellsch. **65**: 9-12.
- BEINHAEUER, R. (1992): Modellgestützte, numerische Quantifizierung. - Zwischenbericht des BMFT-Projektes „Quantifizierung der Bodenerosion durch Wind II“ Nr. 0339332 B/C, unveröff.
- BENKE, M. (1992): Untersuchungen zur Nitratauswaschung unter Grünland mittels Saugkerzen-Methode in Abhängigkeit von der Nutzungsart (Schnitt/Weide) der Nutzungshäufigkeit, der Bestandszusammensetzung (mit/ohne Weißklee) und der Stickstoffdüngung. - Diss. an der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, 125 S.
- BENNE, I., H.-J. HEINEKE & R. NETTELMANN (1990): Die DV-gestützte Auswertung der Bodenschätzung. Erfassungsanweisung und Übersetzungsschlüssel. Technische Berichte zum NIBIS Bodenkunde, Hannover, 125 S.
- BEREDOWSKI, J.J.M. (1993): The effects of external stress and disturbance factors on *Calluna*-dominated heathland vegetation. - In: AERTS, R. & G.W. Heil (Hrsg.): Heathlands, Patterns and Processes in a Changing Environment. S. 85-124, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London.

- BEYER, H. (1968): Versuche zur Erhaltung von Heideflächen durch Heidschnucken im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“. - *Natur und Heimat* **28** (4): 145-149.
- BEYER, H. (1973): Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“. - In: *Der Kreis Tecklenburg*, S. 49-53, Conrad Theiß-Verlag, Stuttgart, Aalen.
- Bezirksregierung Weser-Ems (Hrsg.) (2000): Freiwillige Vereinbarungen nach § 47h NWG im Regierungsbezirk Weser-Ems 2000. - Unveröff.
- BGW, DVWG & LWK (Bundesverband der Deutschen Gas- und Wasserwirtschaft, Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches, Landwirtschaftskammer Rheinland, Landwirtschaftskammer Westfalen-Lippe) (Hrsg.) (1997): Kooperation Landwirtschaft und Wasserwirtschaft in Nordrhein-Westfalen - Erfahrungsbericht der Jahre 1989-1996, 51 S.
- BOBBINK, R. & G.W. HEIL (1993): Atmospheric deposition of sulphur and N in heathland ecosystems. - In: R. AERTS & G.W. HEIL (Hrsg.): *Heathlands, Patterns and Processes in a Changing Environment*. S. 25-50, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London.
- BOBBINK, R., J.G.M. ROELOFS & J.M. VERSTRATEN (1997): Effects of atmospheric deposition on non-forest ecosystems in The Netherlands. - In: G.J. HEIJ & J.W. ERISMAN (Hrsg.): *Acid atmospheric deposition and its effects on terrestrial ecosystems in The Netherlands*. *Studies in Environmental Science* **69**: 129-156, Elsevier, Amsterdam.
- BOERMANS, G.M.F. & J.W. ERISMAN (1993): *Finals Report on the Additional Programme on Ammonia*. - National Institute of Public Health and Environmental Protection Bilthoven, Report Nr. 222105002, Bilthoven, 34. S.
- BÖNNINGHAUSEN, C. VON (1829): *Statistik der westfälischen Landwirtschaft im Jahr 1828*. Aus Auftrag und den Mittheilungen des Landwirtschaftlichen Vereins zu Münster und der Königlichen Landeskultur-Gesellschaft zu Arnsberg. - Friedrich Regensburg, Münster.
- BOUWER, W. (1995): Wasser- und Stickstoffumsatz im Boden- und Grundwasserbereich eines Wassereinzugsgebietes in Niedersachsen. - *Boden und Landschaft, Schr. R. zur Bodenkunde, Landeskultur und Landschaftsökologie* **6**, 89 S.
- BOUWER, W., S. GÄTH & H.G. FREDE (1994): Sanierungskonzept für ein Wasserschutzgebiet im nordwestlichen Niedersachsen. - *KTBL-Arbeitsblätter* **208**: 202-212.
- BRAKENSIK, S. (1991): *Agrarreform und ländliche Gesellschaft. Die Privatisierung der Marken in Nordwestdeutschland 1750-1850*. - *Forschungen zur Regionalgeschichte* **1**, Paderborn.
- BRILON, W., H.-J. NIEMANN & E. ROMBERG (1987): Windkanaluntersuchungen zur Ausbreitung von Abgasen an Autobahnen. - *Straßenverkehrstechnik* **31**: 122-133.
- BROLL, G., S. FRANZ & S. TEUTENBERG (2000): Aushagerung einer Pufferzone zum Schutz eines Heide-Naturschutzgebietes. - *Naturschutz und Landschaftsplanung* **32** (4): 112-116.
- BROUWER, E. & J.G.M. ROELOFS (1998): Groundwater as an alternative for the supply of eutrophied surface water in nutrient poor, acid-sensitive softwater pools. - *Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig Holstein und Hamburg* **57**: 121-127.
- BROUWER, E., R. BOBBINK, J.G.M. ROELOFS & G.M. VERHEGGEN (1996): Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiering van oppervlaktewateren - Eindrapport monitoringprogramma tweede fase, Ministerie van Landbouw, Natuurruimte en Visserij, Nijmegen, 206 S.
- BUDDE, H. (1942): Die benthale Algenflora, die Entwicklungsgeschichte der Gewässer und die Seentypen im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“. - *Archiv f. Hydrobiologie*: **39**: 189-293.
- B/L AG DÜNGE VO (Bund-/Länderarbeitsgruppe zum Vollzug der Düngeverordnung) (1996): *Muster-Verwaltungsvorschrift für den Vollzug der Verordnung über die Grundsätze der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung) vom 23.7.1996* - Bundesrat, Bonn.
- CAPELLE, A. & R. LÜDERS (1985): Die potentielle Erosionsgefährdung der Böden in Niedersachsen. - *Göttinger Bodenkundliche Berichte* **83**: 107-125.
- CLAUPEIN, W. (1994): Zwischenfruchtanbau und Untersaaten zur Verminderung des Stickstoffausstrages - Möglichkeiten und Grenzen. - *KTBL-Arbeitsblätter* **206**: 51-59.
- CLYMO, R.S. (1963): Ion exchange in *Sphagnum* and its relation to bog ecology. - *Ann. Bot (Oxford)* **27**: 309-324.
- DÄMMGEN, U., L. GRÜNHAGE, A. KÜSTERS & H.-J. JÄGER (1992): Vertikale Flüsse sedimentierender Partikel. - In: L. GRÜNHAGE & H.-J. JÄGER (Hrsg.): *Auswirkungen luftgetragener Stoffe auf ein Grünlandökosystem - Ergebnisse siebenjähriger Ökosystemforschung - Teil I. Landbauforschung Völknerode*, **Sh. 128**: 188-200.
- DE BODE, M.J.C. (1991): Odour and ammonia emissions from manure storage. - In: V.C. NIELSEN, J.H. VOORBURG & P. LÍ HERMITE (Hrsg.): *Odour and Ammonia Emissions from Livestock Farming*, S. 59-67, Elsevier Applied Science, London, New York.

- DIEMONT, W.H. & H.D.M. LINTHORST HOMAN (1989): Re-establishment of dominance by dwarf shrubs on grass heath. - *Vegetatio* **85**: 13-19.
- DIERSSEN, K. (1972): Die Erhaltung westdeutscher Heidegewässer - Ein Beitrag zur regionalen Naturschutzplanung. - *Natur u. Landschaft* **47** (6): 166-167.
- DIERSSEN, K. (1993): Rote Listen Pflanzengesellschaften - Bearbeitungsstand, Entwicklungsbedarf, Defizite. - *Schr. R. für Landschaftspflege und Naturschutz* **38**: 87-102.
- DÖHLER, H., E. HERZOG & U. SCHULTHEISS (1995): Kurz- und langfristige Stickstoff-Wirkung von organischen Düngemitteln. - *VDLUFA-Schr.R.* **40**: 713-716.
- DRAGOSITS, U., M.A. SUTTON, E. LORD, J. WEBB & C.J. PLACE (1997): A local emission inventory for ammonia using field level data. - Zit in: SUTTON, M.A., C. MILFORD, U. DRAGOSITS et al. (1998): Dispersion, deposition and impacts of atmospheric ammonia: quantifying local budgets and spatial variability. Elsevier, *Environmental Pollution* **102** (S1): 349-361.
- DRENGEMANN, H., K. URBAN & T. GÖDEKE (1995): Bemerkenswerte Wiederfunde seltener Strandlingsvegetation in Heideweihern in Bremen. - *Abh. Naturw. Verein Bremen* **43** (1): 117-139.
- DRIESCHER, E. & J. GELBRECHT (1990): Phosphat im unterirdischen Wasser. 3. Mitteilung: Phosphatgehalte im Grundwasser - Untersuchungen zur P-Kontamination des Grundwassers im Einzugsgebiet der unteren Spree und in benachbarten Räumen. - *Acta Hydrophys.* **34** (2/3): 79-95.
- DVGW (Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches) (1992): Richtlinien für Trinkwasserschutzgebiet, 1. Teil: Schutzgebiete für Grundwasser, Entwurf.
- EERDEN, L.J. VAN DER, TH.A. DUECK, J.J.M. BERDOWSKI, H. GREVEN & H.F. VAN DOBBEN (1991): Influence of NH<sub>3</sub> and (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> on heathland vegetation. - *Acta Bot. Neerl.* **40** (4): 281-296.
- ELLENBERG, H. SEN., H.E. WEBER, R. DÜLL, V. WIRTH, W. WERNER & D. PAULISSEN (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. - *Scripta Geobotanica* **18**, 258 S.
- ELSÄSSER, M. (1994): Auswirkungen intensiver Grünlandbewirtschaftung hinsichtlich der Nitratbelastung von Wasserschutzgebieten. - *KTBL-Arbeitspapier* **206**: 103-118.
- ELSTER, H.J. (1958): Das limnologische Seentypensystem, Rückblick und Ausblick. - *Verh. int. Ver. Limnol.* **13**: 101-120.
- EMEP/MSCW (1996): Status Report. - Research Report No. 32, Norwegian Meteorological Institute, Oslo.
- ENGELS, P. (1993): NitratAuswaschung aus Getreide- und Zuckerrübenflächen bei unterschiedlichem N-Angebot. - Zit in: H.-G. FREDE & S. DABBERT (Hrsg.): *Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft*, Ecomed Verlag, Landsberg.
- ERISMAN, J.W. & A. BLEEKER (1997): Emission, concentration, and desposition of acidifying substances. In: G.J. HEIJ & J.W. ERISMAN (Hrsg.): *Acid atmospheric deposition and its effects on terrestrial ecosystems in The Netherlands*. - *Studies in Environmental Science* **69**: 21-82, Elsevier, Amsterdam.
- ERNST, P. (1990): Nitratbelastung unter Grünland. - *LÖLF-Jahresbericht 1989*: 20-21.
- ERZ, W. (1986): Ökologie oder Naturschutz. Überlegungen zur terminologischen Trennung und Zusammenführung. - *Berichte der Akademie für Naturschutz u. Landschaftspflege* **10**: 11-17.
- ESSLAGE, K. (1994): Die Markenteilung. - In: H. RODE & K. ESSLAGE (Hrsg.): *Üffeln - Geschichte eines Ibbenbürener Ortsteils*, S. 82-89, Ibbenbüren.
- EULENSTEIN, F. (1991): Stickstoff-Überschüsse aus der landwirtschaftlichen Bodennutzung als bestimmende Größen für die Nitratbelastung des Grundwassers. - *Diss. am Fachbereich Agrarwissenschaften der Universität Göttingen*, 149 S., Göttingen.
- FABIS, J., M. BACH, H.-G. FREDE & I. HERZOG (1995): Filter-, Distanz- und Abschirmfunktion von Uferstreifen für Gewässer. - *Mittlg. Dtsch. Bodenkdl. Gesellsch.* **76**: 1313-1316.
- FELDWISCH, N. & U. SCHULTHEISS (1998): Allgemeine ackerbauliche Aspekte. - In: H.-G. FREDE & S. DABBERT (Hrsg.): *Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft*, S. 58-100, Ecomed Verlag, Landsberg.
- FELDWISCH, N. (1998): Austragspfad Auswaschung. - In: H.-G. FREDE & S. DABBERT (Hrsg.): *Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft*, S. 107-114, Ecomed Verlag, Landsberg.
- FELDWISCH, N. H. G. FREDE & F. HECKER (1998): Verfahren zum Abschätzen der Erosions- und Auswaschungsgefahr. - In: H.-G. FREDE & S. DABBERT (Hrsg.): *Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft*, S. 22-40, Ecomed Verlag, Landsberg.
- FINCK, P., U. HAUKE, E. SCHROEDER, R. FORST & G. WOITHE (1997): Naturschutzfachliche Landschafts-Leitbilder. Rahmenvorstellungen für das Nordwestdeutsche Tiefland aus bundesweiter Sicht. - *Schr.R. für Landschaftspflege und Naturschutz* **50/1**, 265 S.
- FLEIGE, H., MÜLLER, U., SCHEFFER, B., SCHÜLTKEN, H. & TSCHIRSICH, C. (1996): *Wasserwirtschaft-*

- liche Anforderungen an die Landnutzungsplanung zur Verminderung des Nitrataustrags insbesondere in Wasserschutzgebieten. - DVWK-Schriften **111**, 124 S.
- FRIELINGHAUS, M. & R. FUNK (1992): Modellareal Gottesleben. - Zwischenbericht des BMFT-Projektes „Quantifizierung der Bodenerosion durch Wind II“ Nr. 0339332 E, unveröff..
- FRIELINGHAUS, M. (Hrsg.) (1997): Merkblätter zur Bodenerosion in Brandenburg. - ZALF-Berichte **27**, MÜNCHENBERG.
- FÜRST, D., H. KIEMSTEDT, E. GUSTEDT, G. RATZBOR, & F. SCHOLLES (1989): Umweltqualitätsziele für die ökologische Planung. - UBA-FB 109 01 008, Berlin, 323 S.
- GATH, S. (1997): Methoden der Nährstoffbilanzierung und ihre Anwendung als Agrar-Umweltindikator. - Umweltverträgliche Pflanzenproduktion, Fachtagung Wittenberg, 11.-12.7.1996. Initiativen zum Umweltschutz (Deutsche Bundesstiftung Umwelt) **5**: 115-126.
- GELLER, G. (1999): Langzeiterfahrung mit bewachsenen Bodenfiltern (Stoffanreicherung, Leistungsfähigkeit). - Abstract zum Vortrag auf der 29. Jahrestagung der Gesellschaft für Ökologie, 13.-18.9.1999, Bayreuth.
- GIMMINGHAM, C.H. (1994): Lowland Heath of West Europe: Management for Conservation. - *Phytocoenologia* **24**: 615-626.
- GLADEN, A. (1988): Die Gemeinde Recke im Zeitalter der Moderne - Wirtschaft und Bevölkerung im 19. und 20. Jahrhundert. - In: Gemeinde Recke (Hrsg.): Recke 1189-1989 - Beiträge zur Geschichte, S.165-214, Verlag Ibbenbürener Vereinsdruckerei, Ibbenbüren.
- GLIME, J.M., R.G. WETZEL & B.J. KENNEDY (1982): The effects of Bryophyta on succession from alkaline marsh to *Sphagnum* bog. - *Amer Midl. Naturalist* **108**: 209-223.
- GÖTZ, B. (1997): Regionale Stoffbilanzen in der Landwirtschaft am Beispiel des Einzugsgebietes der Strem (Südburgenland). In: Umweltbundesamt (Hrsg.): Stoffbilanzierung in der Landwirtschaft - Ein Instrument für den Umweltschutz? Workshop 20.-21. Juni 1996, Wien, S. 171-180.
- GRAAF, M.C.C. DE, R. BOBBINK., J.G.M. ROELOFS & P.J.M. VERBEEK (1998): Differential effects of ammonium and nitrate on three heathland species. - *Plant Ecology* **135**: 185-196.
- GRAEBNER, P. (1930): Die Pflanzengesellschaften des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ bei Hopsten. - Abh. Westf. Provinzialmus. Naturkunde Münster **1**: 137-150.
- GRIME, J.P. (1974): Vegetation classification by reference to strategies. - *Nature* **250**: 26-31.
- GRIME, J.P. (1979): Plant strategies and vegetation processes. - Chichester, New York, Brisbane, Toronto.
- HAAREN, C. VON (1988): Beitrag zu einer normativen Grundlage für praktische Zielentscheidungen im Arten- und Biotopschutz. - *Landschaft und Stadt* **20**: 97-106.
- HAAREN, C. VON (1991): Leitbilder oder Leitprinzipien? - *Garten u. Landschaft* **101** (2): 29-34.
- HAAREN, C. VON (1993): Anforderungen des Naturschutzes an andere Landnutzungssysteme. Umsetzungsorientierte Ziele am Beispiel Landwirtschaft und Siedlung. - *Naturschutz und Landschaftsplanung* **25**: 170-176.
- HAAREN, C. VON (1999): Begriffe, Vorgehen und Hierarchien bei der Zielentwicklung im Naturschutz. - In: G. WIEGLEB, F. SCHULZ & U. BRÖRING (Hrsg.): Naturschutzfachliche Bewertungen im Rahmen der Leitbildmethode, S. 15-36, Physika-Verlag, Heidelberg.
- HAARMANN, K. & P. PRETSCHER (1993): Zustand und Zukunft der Naturschutzgebiete in Deutschland. Die Situation im Süden und Ausblicke auf andere Landesteile. - *Schr.R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz* **39**: 1-266.
- HABER, W. (1997): Zur ökologischen Rolle der Landwirtschaft. - *Rundgespräche Komm. Ökologie* **13** („Landwirtschaft im Konfliktfeld Ökologie - Ökonomie“): 101-130.
- HAGEMANN, B., R. POTT & J. PUST (2000): Bedeutung der Vegetation für Stillgewässer-Ökosysteme, Profildifferenzierung und Trophieentwicklung im Naturschutzgebiets „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. Naturk. **62** (Beiheft): 173-271.
- HAGEMANN, B. & J. PUST (1999): Hochwasserphasen und ihre Folgen für Gewässerökosysteme am Beispiel des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“. - *Natur und Heimat* **59** (3): 77-86.
- HALLEKAMP, S. (1992): Vegetationsökologische Untersuchungen der Heiden und Grasfluren des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ bei Hopsten. - Diplomarbeit, Bot. Inst. Westf. Wilhelms Universität, 86 S.
- HASELHOFF, E. & H. BREME (Hrsg.) (1900): Die Entwicklung der Landeskultur in der Provinz Westfalen im 19. Jahrhundert. Eine Denkschrift bei Gelegenheit der Ausstellung für Moor-, Haide- und Wiesenkultur in der Provinz Westfalen. - Verlag „der Westfale“, Münster, 311 S.

- HASSE, F. (1994): Gewässerökologische und vegetationskundliche Untersuchungen zur Eutrophierung des Grund- und Oberflächenwassers von pleistozänen Sandlandschaften - Beispiel NSG Heiliges Meer. - Diplomarbeit am Inst. f. Geobotanik, Universität Hannover, 132 S.
- HASSENPFUG, W. (1992): Winderosion. - In: H.P. BLUME (Hrsg.): Handbuch des Bodenschutzes, Zweite überarbeitete u. wesentlich erweiterte Auflage, S. 201-215, Ecomed Verlag, Landsberg.
- HEGE, U. (1997): Nährstoffsaldierung landwirtschaftlicher Betriebe - Vorgehensweise und Bewertung. - In: Umweltbundesamt (Hrsg.): Stoffbilanzierung in der Landwirtschaft - Ein Instrument für den Umweltschutz? Workshop 20.-21. Juni 1996, S. 94-100, Wien.
- HEIDT, E., R. SCHULZ & H. PLACHTER (1997): Konzept und requisiten der naturschutzfachlichen Zielbestimmung am Beispiel der Agrarlandschaft Nordostdeutschlands (Uckermark, Brandenburg). - Verh. Ges. f. Ökologie **27**: 263-272.
- HEIDT, E., R. SCHULZ & M. LEBERECHT (1994): Konzeption für die Formulierung und Umsetzung von Leitbildern, Umweltqualitätszielen und Umweltstandards für eine umweltgerechte Landnutzung im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin (Land Brandenburg). - Laufener Seminarberichte **4/94**: 141-152.
- HEIL, G.W. & R. AERTS (1993): General introduction. - In: R. AERTS & G.W. HEIL (Hrsg.): Heathlands, Patterns and Processes in a Changing Environment. S. 1-24, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London.
- HEISSENHUBER, A. & H. RING (1994): Landwirtschaft und Umweltschutz. - In: K. BUCHWALD & W. ENGELHARD (Hrsg.): Umweltschutz - Grundlagen und Praxis, Bd. 9, S. 38-132, Economica, Bonn.
- HELLBERG-RODE, G. (1987): Vegetationskundliche und bodenökologische Untersuchung einer subatlantischen Zwergstrauchheide im NSG „Heiliges Meer“. - Natur und Landschaft **62** (12): 507-512.
- HENDRICKS, A. (1992): Geschichte des Westfälischen Museums für Naturkunde 1945-1992. - Abh. Westf. Mus. Naturk. **54** (Beiheft): 51-99.
- HENRION, I. (1986): Heiliges Meer - Erweiterung, Kreis Steinfurt. Gutachten zur Naturschutzwürdigkeit auf floristisch-vegetationskundlicher Basis. - Unveröff. Manuskript, 12 S., Hannover.
- HOEGEN, B. & E. PFEFFER (1996): Nährstoffangepaßte Fütterung - Möglichkeiten und Grenzen. - Schr. R. des Lehr- und Forschungsschwerpunktes „Umweltverträgliche und Standortgerechte Landwirtschaft“, 52 S., Bonn.
- HOEGEN, B. & W. WERNER (1998): Düngungskonzepte für viehhaltende Betriebe auf Ackerbaustandorten in Nordrhein-Westfalen. - Schr. R. des Lehr- und Forschungsschwerpunktes „Umweltverträgliche und Standortgerechte Landwirtschaft“ **58**, 57 S., Bonn.
- HOFMANN, K. (1995): Pflanzensoziologische und hydrochemische Untersuchungen der Heidekolke des NSG „Heiliges Meer“ unter Berücksichtigung der Trophie des oberflächennahen Grundwassers. - Diplomarbeit am Inst. f. Geobotanik, Universität Hannover, 96 S.
- HOFMANN, K. (1998): Die Sukzession des Heideweihers und der Heidekolke im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“, Westfalen, in Abhängigkeit von den Trophiebedingungen. - Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig Holstein und Hamburg **57**: 91-93.
- HÖLTER, A. (1998): Die Vegetation des Erdfallsees und der angrenzenden Kleingewässer unter Berücksichtigung trophiebestimmender Parameter. - Diplomarbeit am Inst. f. Geobotanik, Univ. Hannover, 151 S.
- HOLTZ, F., H. LIENENBECKER & K. LEWEJOHANN (1965): Abnormitäten bei einigen Grasarten des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ und seiner Umgebung. - Natur u. Heimat **25**: 109-111.
- HOUDJK, A.L.F.M., P.J. VEERBEK, H.F.G. VAN DIJK, & J.G.M. ROELOFS (1993): Distribution and decline of endangered herbaceous heathland species in relation to the chemical composition of the soil. - Plant Soil **148**: 137-143.
- HUGENSCHÜTT, V. & M. NOLTE (1994): Nährstoffbelastung der Spree. Vorschläge zur Sanierung eines Tieflandflusses. - Bine Projekt Info-Service Nr. 12 / November 1994.
- ISERMANN, K. (1990): Ammoniakemission der Landwirtschaft als Bestandteil ihrer Stickstoffbilanz und Lösungsansätze zur hinreichenden Minderung. - In: KTBL/VDI (Hrsg.): Ammoniak in der Umwelt. Kreisläufe, Wirkungen, Minderungen. Gemeinsames Symposium 10. bis 12. Oktober 1990, FAL Braunschweig-Völkenrode, S. 1.1- 1.75, Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup.
- ISERMANN, K. (1994): Studie E - Ammoniak-Emissionen der Landwirtschaft, ihre Auswirkungen auf die Umwelt und ursachenorientierte Lösungsansätze sowie Lösungsaussichten zur hinreichenden Minderung. - In: Enquete Kommission „Schutz der Erdatmosphäre“ des Deutschen Bundestages (Hrsg.). Bd. 1 Landwirtschaft, Studienprogramm, Teilband 1, Economic-Verlag, Bonn.

- JACOBS, G. (1997): Ertrags- und umweltorientierte Düngung von Mais im Rahmen der Düngeverordnung. - Umweltgerechter und ertragsorientierter Maisanbau. Ökologische Situationen, produktionstechnische Entwicklungen, Zukunftsperspektiven. Universitäts-Gesamthochschule Paderborn, 8. u. 9. Juli 1997: S. 116-121, Soest.
- JÄGER, H. (1987): Entwicklungsprobleme europäischer Kulturlandschaften. - Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt.
- JENTSCH, A., T. STEINLEIN & W. BEYNSCHLAG (1999): Mechanische Bodenstörungen in Sandökosystemen. - Abstract zum Vortrag auf der 29. Jahrestagung der Gesellschaft für Ökologie, 13.-18.9.1999, Bayreuth.
- KALBITZ, K., H. RUPP, R. MEISSNER & F. BAUMANN (1999): Folgewirkungen der Renaturierung eines Niedermooses auf die Stickstoff-, Phosphor- und Kohlenstoffgehalte im Boden und Grundwasser. - Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung **40**: 22-28.
- KAPLAN, K. & H. LENSKI (1989): Zur Pflanzenbesiedelung feuchter nährstoffarmer Pionierstandorte in der Westfälischen Bucht. - Natur u. Heimat **49**: 49-56.
- KAPLAN, K. & T. MUER (1990): Beobachtungen zum Diasporenreservoir im Bereich ehemaliger Heideweiler. - Flor. Rundbr. **24**: 38-45.
- KAPLAN, K. (1993): Heideweilergefährdung durch Immissionen. - LÖLF-Mitteilungen **1/93**: 10-17.
- KAPLAN, K. (1998): Zur Bedeutung der Samenbanken für den Schutz der Pflanzenarten nährstoffarmer Stillgewässer. - Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig Holstein und Hamburg **57**: 67-78.
- KLEINERT, A. (1988): Markeneinteilungen in Recke. - In: Gemeinde Recke (Hrsg.): Recke 1189-1989 - Beiträge zur Geschichte, S. 227-250, Verlag Ibbenbürener Vereinsdruckerei, Ibbenbüren.
- KNOBLAUCH, S. & I. PFLEGER (1996): N-Austrag aus zwei Thüringer Grünlandstandorten mit extensiver und intensiver Bewirtschaftung. - VDLUFA-Schr. R. **40**: 809-812.
- KÖHLER, B. (1997): Bewertung des Landschaftsbildes. - NNA-Berichte **10** (3): 23-33.
- KOHN, J. (1992): Diasporenpotential und Vegetation unterschiedlich beeinträchtigter Heideweiler. - Diplomarbeit aus der Fakultät für Biologie - spezielle Botanik der Universität Bochum.
- KOHN, J. (1993): Zum Diasporenreservoir unterschiedlich beeinträchtigter nordwestdeutscher Flachgewässer. - Metelener Schr.R. für Naturschutz **4**: 75-91.
- KÖLKER, J. (1934): Die kulturlandschaftliche Entwicklung des Kreises Tecklenburg. - Diss. TU Aachen, 148 S., Köln.
- KÖLLE, W., P. WERNER, O. STREBEL & J. BÖTTCHER (1983): Denitrifikation in einem reduzierenden Grundwasserleiter. - Vom Wasser **61**: 125-147.
- KONOLD, W. (1998): Raum-zeitliche Dynamik von Kulturlandschaften und Kulturlandschaftselementen. - Naturschutz und Landschaftsplanung **30** (8/9): 279-284.
- KOPPE, F. (1931): Die Moosflora des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ bei Hopsten. - Abh. Landesmus. Provinz Westf., Mus. f. Naturkunde **2**: 103-120.
- KOWALEWSKY, H.-H. & L. LAURENZ (1991): Mit Gülle düngen - pflanzengerecht, wirtschaftlich und umweltschonend. - DLG-Management & Technik Nr. 1., Zit. in: H.-G. FREDE & S. DABBERT (Hrsg.): Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft, S. 127, Ecomed Verlag, Landsberg.
- KOWARIK, I. (1993): Stadtbrachen als Niemandsländer, Naturschutzgebiete oder Gartenkunstwerke der Zukunft? - Geobot. Kolloq. **9**: 3-24.
- KRAUSE, C.L. (1985): Zur planerischen Sicherung des Landschaftsbildes und zur Berücksichtigung der Landschaftsbildqualitäten im Eingriffsfall. - In: Inst. f. Städtebau gemeinsam mit der BFANL (Hrsg.): Eingriffe in Natur und Landschaft durch Fachplanungen und private Vorhaben., S. 136-152, Berlin.
- KREUTZER, K. (1981): Die Stoffbefrachtung des Sickerwassers in Waldbeständen. - Mittlg. Dtsch. Bodenkdl. Gesellsch. **32**: 273-285.
- KRIEGSMANN, F. (1938): Produktionsbiologische Untersuchung des Pelagials des Großen Heiligen Meeres unter besonderer Berücksichtigung seines Eisenhaushaltes. - Abh. Landesmus. Provinz Westf., Mus. f. Naturkunde **9** (2): 3-106.
- KUNTZE, H., W. SCHÄFER & O. DÜWEL (1995): Endbericht „Quantifizierung der Bodenerosion durch Wind II“, Teilvorhaben A: Erfassung des Parameters Rauigkeit mit bodenkundlichen Methoden. BMFT-Verbundforschungsprojekt Nr. 03393332 A, 116 S., Bremen.
- LADEMANN, H. & R. PÖTHIG (1994): Untersuchungen zur Phosphorbelastung, Phosphorverlagerung und Phosphorsorptionsfähigkeit dräniertes Agrarflächen als Beitrag zum Gewässerschutz. - Vom Wasser **82**: 323-334.
- LEUSCHNER, CH. & J. IMMENROTH (1994): Landschaftsveränderungen in der Lüneburger Heide

- 1770-1985. Dokumentation und Bilanzierung auf der Grundlage historischer Karten. - Arch. f. Naturschutz u. Landschaftsf. **33**: 85-139.
- LINDEMANN, K.-O. (1993): Die Rolle von *Deschampsia flexuosa* in *Calluna*-Heiden Mitteleuropas. - NNA-Berichte **3/93**: 20-38.
- LOTZE, F. (1956): Zur Geologie der Senkungszone des Heiligen Meers (Kreis Tecklenburg). - Abh. Westf. Mus. Naturkunde Münster **18** (1): 1-36.
- LÜBBEN, U. (1973): Zur Verbreitung und Ökologie der Wasserlobelie (*Lobelia dortmanna* L.) in der Bundesrepublik Deutschland. - Mitt. Flor.soiz. Arbeitsgem. N.F. **15/16**: 28-40.
- MACHARACEK, T. (1996): Hydrochemische und pflanzensoziologische Untersuchungen zum Einfluß von Eutrophierungsparametern im Grundwasser. - Diplomarbeit am Inst. f. Geobotanik, Universität Hannover, 196 S.
- MANNHEIM, T. (1996): Ammoniakemissionen von landwirtschaftlichen Nutzflächen: Quellen und Minderungsmaßnahmen. - Diss. an der Fakultät Agrarwissenschaften der Universität Hohenheim, 149 S., Niedererbach/Westerwald.
- MANNHEIM, T., J. BRASCHKAT, J. DÖRR & H. MARSCHNER (1997): Computergestützter Schätzrahmen zur Ermittlung und Verminderung von Ammoniakemissionen nach Flüssigmistausbringung. - Z. Pflanzenerähr. Bodenk. **160**: 133-140.
- MANTAU, R. (Hrsg.) (1996): Kooperation Landwirtschaft und Wasserwirtschaft im Einzugsgebiet der Stevertalsperre. Ein Bericht über die Ergebnisse der Beratung in 1995. - Coesfeld, 79 S.
- MATZNER, E. & K.-J. MEIWES (1990): Deposition von Stoffen, speziell Stickstoff in Waldökosystemen. - Veröff. des Instituts für Stadtbauwesen, TU Braunschweig **48**: 243-250.
- MÜLLER, J., I. VAGTS & E. FRESE (1997): Pflanzliche Regenerationsstadien und Besiedlungsdynamik in nordwestdeutschen *Calluna*-Heiden nach Brand. - NNA-Berichte **10(5)**: 87-104.
- MÜLLER, U. (1997): Auswertungsmethoden im Bodenschutz - Dokumentation zur Methodenbank des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS). 6. Aufl., Hannover, 321 S.
- MÜNCHHAUSEN, H. VON & H. NIEBERG (1996): Agrar-Umweltindikatoren: Grundlagen, Verwendungsmöglichkeiten und Ergebnisse einer Expertenbefragung. - Umweltverträgliche Pflanzenproduktion, Fachtagung Wittenberg, 11.-12.7.1996. Initiativen zum Umweltschutz (Deutsche Bundesstiftung Umwelt) **5**: 2-13.
- MUSCUTT, A.D., G.L. HARRIS, S.W. BAILEY & D.B. DAVIES (1993): Buffer zones to improve water quality: a review of their potential use in UK agriculture. - Agriculture, Ecosystems and Environment **45**: 59-77.
- NAGEL, A. (1999): Bemerkenswerte Vegetationsentwicklung nach Abtrag des Oberbodens in verschiedenen bremischen Schutzgebieten. - Abh. Naturwiss. Verein Bremen **44** (2-3): 579-591.
- NEUHAUS-LEPKE, H. (1939): Das „Heilige Meer“. - unveröff. Mskr. an der Außenstelle des Westf. Mus. Naturkde. „Heiliges Meer“.
- NIEDERSÄCHSISCHES UMWELTMINISTERIUM (1999). Effizienzkontrolle der Maßnahmen in der Landwirtschaft aus der Wasserentnahmegebühr - Prioritätenprogramm Trinkwasser. - Statusbericht und Vorschläge des ad-hoc-Arbeitskreises „Prioritätenprogramm“, Hannover, 63 S.
- NIEHAUS, N. (1996): Wechselbeziehungen von Stickstoff-Deposition und Grundwasser in Heidelandschaften. - Diplomarbeit am Inst. f. Geobotanik, Universität Hannover, 184 S.
- NOWACK, R. (1980): Abnormitäten einiger Grasarten am Rande der Landstraße L 504 im Bereich des NSG „Heiliges Meer“. - Natur und Heimat **40** (3): 90-91.
- PETERS, J. & B. KLINKHAMMER (2000): Kulturhistorische Landschaftselemente. - Naturschutz u. Landschaftsplanung **32** (5): 147-152.
- PFADENHAUER, J. & D. MAAS (1987): Samenpotential in Niedermoorböden des Alpenvorlandes bei Grünlandnutzung unterschiedlicher Intensität. Flora **178**: 157-166.
- PFADENHAUER, J. (1994): Integration der Landnutzungen bei der Umsetzung von Naturschutzziele. - Veröff. PAÖ **8**: 45-72.
- PLACHTER, H. & A. WERNER (1998): Integrierende Methoden zu Leitbildern und Qualitätszielen für eine naturschonende Landwirtschaft. - Z. f. Kulturtechnik u. Landentwicklung **39**: 121-129.
- PLACHTER, H. (1994): Der Beitrag des Naturschutzes zu Schutz und Entwicklung der Umwelt. - In: K.H. ERDMANN & H. G. KASTENHOLZ (Hrsg.): Umwelt und Naturschutz am Ende des 20. Jahrhunderts. S. 198-254, Springer, Berlin.
- POTT, R. & J. HÜPPE (1991): Die Hudelandschaften Nordwestdeutschlands. - Abh. Landesmus. Naturkde. Münster **53** (1/2), 313 S.
- POTT, R. (1983): Die Vegetationsabfolgen unterschiedlicher Gewässertypen Nordwestdeutschlands und ihre Abhängigkeit vom Nährstoffgehalt des Wassers. - Phytocoenologia **11** (3): 407-430.
- POTT, R., J. PUST & B. HAGEMANN (1998): Methodische Standards bei der vegetationsökologischen

- Analyse von Stillgewässern - dargestellt am Großen Heiligen Meer in den Untersuchungsjahren von 1992-1997. - Abh. Westf. Mus. Naturkunde **60** (2): 53-110.
- POTT, R., J. PUST & K. HOFMANN (1996): Trophiedifferenzierung von Stillgewässern im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ und deren Auswirkungen auf die Vegetation - erste Ergebnisse. - Abh. Westf. Mus. Naturkunde Münster **58** (2): 1-60.
- POWER, S.A., M.R. ASHMORE, D.A. COUSINS & L.J. SHEPPARD (1998): Effects of nitrogen addition on the stress sensitivity of *Calluna vulgaris*. - *New Phytol.* **138**: 663-673.
- PRUSS, W. (o.J.): Markenteilung (Auszug aus der Chronik von Hopsten). - unveröff. Mskr.
- PSENNER, R. (1984): The proportion of emneuston and total atmospheric inputs of carbon, nitrogen and phosphorus in the nutrient budget of a small mesotrophic lake (Piburger See, Austria). - *Int. Rev. Ges. Hydrobiol.* **69** (1): 23-39.
- PUST, J. (1993): Erste Ergebnisse zur Untersuchung der Grundwasserverhältnisse im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ (Kreis Steinfurt). - Abh. Westf. Mus. Naturkunde Münster **55** (2): 1-80.
- PUST, J., B. HAGEMANN & R. POTT (1997): Winterliche Grundwasserdynamik und deren Beeinflussung durch die Ufervegetation am Beispiel des Erlenbruchwaldes am Großen Heiligen Meer, Kr. Steinfurt. - *Natur und Heimat* **57** (2): 53-63.
- RAABE, U. & K. VAN DE WEYER (1998): Effizienzkontrolle von Artenschutzgewässern in NRW. - *LÖBF-Mitteilungen* **3/1998**: 77-89.
- REHAGE, H.-O. (1983): Das Naturschutzgebiet Heiliges Meer. - In: Gemeinde Recke (Hrsg.) (1983): *Recke - Ein Dorf verwandelt sich*, S. 183-196, Verlag Ibbenbürener Vereinsdruckerei, Ibbenbüren.
- RICHTER, G. (1965): Bodenerosion - Schäden und gefährdete Gebiete in der Bundesrepublik Deutschland. - Bundesanstalt für Landeskunde und Raumforschung Selbstverlag, Bad Godesberg, 592 S.
- ROBE, W.E. & H. GRIFFITH (1994): The impact of NO<sub>3</sub>- loading on the freshwater macrophyte *Littorella uniflora*: N utilization strategy in a slow-growing species from oligotrophic habitats. - *Oecologia* **100**: 368-378.
- RODE, M.W. (1998): Prozeßorientierter Naturschutz am Beispiel von Sukzessionen in Heidegebieten. - *Naturschutz und Landschaftsplanung* **30** (8-9): 285-290.
- ROELOFS, J.G.M., R. BOBBINK, E. BROUWER & M. C.C. DE GRAAF (1996): Restoration ecology of aquatic and terrestrial vegetation on non-calcareous sandy soils in The Netherlands. - *Acta Bot. Neerl.* **45** (4): 517-541.
- ROELOFS, J.G.M. & A.L.F.M. HOUDIJK (1991): Ecological effects of ammonia. - In: V.C. NIELSEN, J.H. VOORBURG & P. L' HERMITE (Hrsg.): *Odour and Ammonia Emissions from Livestock Farming*, S. 10-13, Elsevier Applied Science, London, New York.
- ROELOFS, J.G.M. (1983a): Impact of acidification and eutrophication on macrophyte communities in soft waters in Netherlands. I. Field observations. - *Aquatic Botany* **17**: 139-155.
- ROMBERG, E. (1988): Windkanalstudie über den Einfluß von Verkehr, Immissionschutzhecken und Immissionschutzbauwerken auf die Abgasausbreitung an Straßen. - *Roads and traffic 2000*, International Road and Traffic conference Berlin, 6.-9. September 1988, Proceedings 5, Theme 5: 53-58.
- RÖMHILD, G. (1994): Der Uffelner Raum - von der Natur- zur Kulturlandschaft. - In: RODE, H. & K. ESSLAGE (Hrsg.): *Uffeln - Geschichte eines Ibbenbürener Ortsteils*, S. 110-161, Ibbenbüren.
- ROTH, R., M. GLEMNITZ, A. MEYER-AURICH, A. WERNER & P. ZANDER (o.J.): Maßnahmenkatalog zur Vorbereitung von Entscheidungen in der standortgerechten und umweltverträglichen Pflanzenproduktion. - Zentrum für Agrarlandschaft- und Landnutzungsforschung, Müncheberg, 18 S.
- RÜMLER, R. (1983): Möglichkeiten zur Minderung der Schadstoffbelastung an Straßen. - *Straße und Autobahn* **34** (12): 502-511.
- RÜMLER, R. (1984): Grüne Staubfilter: aus Laubgehölzen aufgebaut. - *Taspo Magazin* **6/1984**: 24-27.
- RUNGE, F. (1957): Die Flora des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ bei Hopsten und ihre Änderungen in den letzten 60 Jahren. - *Natur und Heimat* **17** (3): 74-96.
- RUNGE, F. (1967): Weitere Änderungen der Flora des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ bei Hopsten. - *Natur und Heimat* **27** (3): 129-135.
- RUNGE, F. (1974): Schwankungen der Vegetation nordwestdeutscher Heideweiher. - *Abh. Naturwiss. Verein Bremen* **37**: 421-428.
- RUNGE, F. (1979): Dauerquadratuntersuchungen in einer unbeweideten, einer umgebrochenen und zwei abgeplaggtten Zwergstrauchheiden (*Genisto-Callunetum*). - *Ber. Naturhist. Ges. Hannover* **122**: 97-108.

- RUNGE, F. (1983): Weitere Dauerquadratuntersuchungen in einer umgebrochenen und zwei abgeplagten Zwergstrauchheiden (*Genisto-Callunetum*). - Ber. Naturhist. Ges. Hannover **126**: 177-182.
- RUNGE, F. (1985): Weitere Änderungen der Flora des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ bei Hopsten II. - Natur und Heimat **45** (1): 47-53.
- RUNGE, F. (1988): Schwankungen der Vegetation norddeutscher Heideweier II. - Abh. Naturw. Verein Bremen **41** (4): 1-6.
- RUNGE, F. (1991): Die Pflanzengesellschaften des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ und ihre Änderungen in den letzten 90 Jahren. - Natur und Heimat **51** (Beiheft): 3-89.
- RUNGE, F. (1996): Schwankungen der Vegetation nordwestdeutscher Heideweier III. - Abh. Naturwiss. Verein Bremen **43** (2): 261-263.
- RUNGE, F. (1997): Vegetationsschwankungen in einer nassen Heide III. - Natur und Heimat **57** (2): 25-26.
- RUPP, H., R. MEISSNER, H. MÜLLER & F. BRAUMANN (1993): Einfluß der Intensität der Landnutzung auf den anorganischen N-Gehalt im Boden und im oberflächennahen Grund- und Oberflächenwasser von flachgründigen Niedermoorstandorten im Drömling. - Mittlg. Dtsch. Bodenkdl. Gesellsch. **72**: 1233-1236.
- SAUER, S. (1998): Allgemeine Aspekte der Grünlandwirtschaft. - In: H.-G. FREDE & S. DABBERT (Hrsg.): Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft, S. 121-135, Ecomed Verlag, Landsberg.
- SCHAMINÉE, J.H.J., V. WESTHOFF & G.H.P. ARTS (1992): Die Strandlingsgesellschaften (*Littorelletea* Br.-Bl. et Tx. 43) der Niederlande, in europäischem Rahmen gefaßt. - Phytocoenologia **20** (4): 529-558.
- SCHEFFER, B. (1998): Wirkung von Stickstoffeinträgen auf Böden und ihre Eigenschaften. - Abstract zum Vortrag im Rahmen des Seminars „Stickstoffminderungsprogramm - bevor wir ersticken“ vom 19. bis 20. März 1998 in Schneverdingen, Hof Möhr.
- SCHMIDT-LÜTTMANN, M., H. DANZEISEN, W. HÖNIG, G. GRAVENHORST, D. KARGER, H. KREILEIN & A. IBROM (1992): Einfluß des Eintrags von Luftinhaltsstoffen in oligotrophe Maarseen am Beispiel des Phosphors. - UFOPLAN BMU, Wasserwirtschaft, Nr. 102 04 351/02, Berichtsnummer UBA-FB 93-030.
- SCHOLLES, F. (1997): Abschätzen, Einschätzen und Bewerten in der UVP. Weiterentwicklung der Ökologischen Risikoanalyse vor dem Hintergrund der neueren Rechtslage und des Einsatzes rechnergestützter Werkzeuge. - UVP Spezial **13**, 273 S.
- SCHROEDER, F.G. (1956): Zur Vegetationsgeschichte des Heiligen Meeres bei Hopsten (Westfalen). - Abh. Landesmus. Naturkde. Münster **18** (2): 2-38.
- SCHULTE-HERKENHOFF (1924): Die Ödlandkultur im Kreis Tecklenburg. - Diss., Münster.
- SCHUMANN, M., M. KÜCKE & E. SCHNUG (1997): Fallstudien und Konzeption zur Einführung bilanzorientierter Düngung in der deutschen Landwirtschaft. Studie im Auftrag des Umweltbundesamtes in Berlin FKZ 360 07 001. Landbauforschung Völknerode, Sonderheft **180**.
- SCHUURKES, J.A.A.R., M.A. ELBERS, J.J.F. GUDDEN & J.G.M. ROELOFS (1987): Effects of Simulated Ammonium Sulphate and Sulphuric Acid Rain on Acidification, Water Quality and Flora of Small-Scale Soft Water Systems. - Aquatic Botany **28**: 199-226.
- SCHWAR, A. (1900): Das Heilige Meer bei Hopsten. - Jber. Westf. Prov. Ver. Wiss. Kunst **28**: 74-75.
- SCHWINEKÖPER, K. (1997): Historische Landschaftsanalyse in der Landschaftsökologie - am Beispiel des Wurzacher Riedes, des Einzugsgebiets der Wolfegger Ach und des Heidewuhres. - Berichte des Instituts für Landschafts- und Pflanzenökologie der Universität Hohenheim, **Beiheft 2**, 285 S., Ostfildern.
- SHARPLEY, A.N., M.J. HEDLEY, E. SIBBESEN, A. HILLBRICHT-ILLKOWSKA., A. HOUSE & L. RYSZKOWSKI (1995): Phosphorus transfers from terrestrial to aquatic ecosystems. - In: THIESSEN, H. (Hrsg.): Phosphorus in the global environment, S. 171-199, John Wiley and Sons Ltd., Chichester, New York.
- SPIEKERS (1996): Mitteilungen für Beratung. Nährstoffanfall aus der Tierhaltung. - Landwirtschaftskammer Rheinland, Bonn.
- STAHR, K., R. JAHN, N. BILLEN, A. LEHMANN & M. SOMMER (1993): Veränderungen des Nährstoffhaushalts landwirtschaftlich genutzter Böden durch Flächenstillegung. - Mittlg. Dtsch. Bodenkdl. Gesellsch. **72**: 1459-1462.
- STEUBING, L., A. FANGMEIER, K.-O. LINDEMANN & D. MÜCK (1993): Populationsökologische Veränderungen in Heidegesellschaften durch Stickstoffeinträge aus der Luft. - Abschlußbericht FE-

- Vorhaben Nr. 108 02 077 im Auftrag des Umweltbundesamtes, Berlin, durchgeführt am Institut für Pflanzenökologie der Justus-Liebig-Universität Gießen.
- STORM, U. (1996): Der Einfluß oberflächennahen Grundwassers auf die Vegetation im „Großen Heiligen Meer“. - Diplomarbeit am Inst. f. Geobotanik, Universität Hannover, 233 S.
- STREBEL, O., J. BÖTTCHER & W.H.M. DYNISFELD (1993): Ermittlung von Stoffeinträgen und deren Verbleib im Grundwasserleiter eines norddeutschen Wassergewinnungsgebietes - Stoffeinträge (Nitrat, Spurenelemente, Pestizide) in das Grundwasser und deren Verbleib in einem Sand-Aquifer am Beispiel des Modellgebietes Fuhrberger Feld. - Texte (Hrsg. Umweltbundesamt) **46/93**.
- SUTTON, M.A., C. MILFORD, U. DRAGOSITS et al. (1998): Dispersion, deposition and impacts of atmospheric ammonia: quantifying local budgets and spatial variability. - Elsevier, Environmental Pollution **102 (S1)**: 349-361.
- TEBBE, R. (1970): Untersuchung der Vegetationsentwicklung im Gebiet des Heiligen Feldes bei Hopsten seit dem 17. Jahrhundert an Hand von Archivalien. - Prüfungsarbeit, Pädagogische Hochschule Westfalen - Lippe, Abteilung Münster.
- TERLUTTER, H. (1995): Das Naturschutzgebiet Heiliges Meer. - Westfälisches Museum für Naturkunde, im Auftrag des Landschaftsverbandes Westfalen-Lippe, Münster, 144 S.
- THIERMANN, A. (1975): Zur Geologie der Erdfälle des „Heiligen Feldes“ im Tecklenburger Land/Westfalen. - Mitt. Geol.-Paläont. Inst. Univ. Hamburg **44**: 517-530.
- THOMPSON, J., J. BAKKER & R. BEKKER (1997): The soil seed banks of North West Europe. Methodology, density and longevity. - Cambridge University press, Cambridge, 276 S.
- THOMSEN, H.-W., T. THOMSEN & U. WESSELMANN (1996): Ansätze für eine bessere Nährstoffverwertung - Nährstoffbilanzen des Lehr- und Versuchbetriebes Mildstedt. - Ausbildung und Beratung **2**: 43-46.
- TICKLE, A., M. FERGUSSON & G. DRUCKER (1995): Acid rain and nature conservation in Europe. A preliminary study of protected areas at risk from acidification. - World Wide Fund for Nature, Gland, Switzerland, 196 S.
- TORNEDE, D. & T. HARRACH (1998): Effizienzkontrolle von Heidepflegemaßnahmen - erste Ergebnisse von Dauerbeobachtungsflächen auf dem Truppenübungsplatz Senne. - Naturschutz und Landschaftsplanung **30 (7)**: 205-210.
- UBA (Umweltbundesamt, Hrsg.) (1996): Umweltqualitäts- und Umwelthandlungsziele im Gewässerschutz - Sachstandsbericht und Ausblick. - Texte **63/96**.
- UMK AG (Arbeitsgruppe aus Vertretern der Umwelt- und der Agrarministerkonferenz) (1997): Stickstoffminderungsprogramm. - NNA-Berichte **10 (4)**, 51 S.
- URBAN, K. (1999): *Littorelletea*-Arten in der Sekundärsukzession an nährstoffarmen, periodisch trockenfallenden Stillgewässern. - Abh. Naturwiss. Verein Bremen **44 (2-3)**: 625-636.
- VAHLE, H.C. (1990): Grundlagen zum Schutz der Vegetation oligotropher Stillgewässer in Nordwestdeutschland. - Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs. **22**, 159 S.
- VAHLE, H.C. (1995): Oligotrophe Heideweiher als anthropogene Ökosysteme. - Natur u. Landschaft **70 (7)**: 295-301.
- VAN DAM, H. (1987): Verzuring van vennen : een tijdverschijnsel. Dissertation, Wageningen. Zit in: VAHLE, H.C. (1995): Oligotrophe Heideweiher als anthropogene Ökosysteme. - Natur u. Landschaft **70 (7)**: 295-301.
- VAN DAM, H., & R.F.M. BUSKENS (1993): Ecology and management of moorland pools: balancing acidification and eutrophication. - Hydrobiologia **265**: 225-263.
- VANDRÉ, R. & M. KAUPENJOHANN (1997): Umweltgerechte Verwertung von Güllestickstoff in wachsenden Pflanzenbeständen durch Kombination des Separierverfahrens mit bodennaher Ausbringung und Einarbeitung. - Endbericht im Rahmen des KTBL-Verbundvorhabens zum Förderschwerpunkt Güllebehandlung und -verwertung. BMBF-Projekt FKZ 02 WA 9338, 84 S.
- VANEK, V. (1993): Transport of groundwater-borne phosphorus to Lake Bysjön, South Sweden. - Hydrobiologia **251**: 211-216.
- VERBÜCHELN, G., D. HINTERLANG, A. PARDEY, R. POTT, U. RAABE & K. VAN DEN WEYER (1998): Rote Liste der Pflanzengesellschaften in Nordrhein-Westfalen. - CD zur LÖBF-Schr.R. 5, erweiterte und überarbeitete Auflage 1998, Recklinghausen, 318 S.
- VERHEYEN, T. (1990): Naturschutzgebiet und seine Besucher - ein unausweichlicher Konflikt? Dargestellt am Beispiel des NSG Heiliges Meer. - unveröff. Manuskript, 56 S.
- WALTHER, W. (1992): Bericht. In: Niedersächsisches Umweltministerium (Hrsg.): Wald in Wasserschutzgebieten. Ergebnisse aus einem Fachgespräch am 4.6. 1992 im Niedersächsischen Umweltministerium. S. 60-70, Hannover.

- WALTHER, W., B. SCHEFFER & B. TEICHGRÄBER (1985): Ergebnisse langjähriger Lysimeter-, Drän- und Saugkerzenversuche zur Stickstoffauswaschung bei landbaulich genutzten Böden und Bedeutung für die Belastung des Grundwassers. Veröff. des Instituts für Stadtbauwesen, TU Braunschweig 40.
- WEINERT, M. (1999): Hydrogeologie, Hydrochemie und Isotopenhydrologie des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ (Recke / Nordrhein-Westfalen). Unveröff. Dissertation, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät, Münster, 189 S. Text u.149 S. Anhang.
- 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. Naturkunde **62** (Beiheft): 41-172
- WERNER, A., A. HAMM, K. AUERSWALD, D. GLEISBERG, W. HAGEMANN, K. ISERMANN, K.H. KRAUTH, G. METZNER, H.-W. OLFS, F. SAFERT, P. SCHLEYPEN & G. WAGNER (1991): Gewässerschutzmaßnahmen hinsichtlich Stickstoff- und Phosphorverbindungen. Bericht der Arbeitsgruppe 8. - In: HAMM, A. (Hrsg.): Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern. S. 653-764, Academia Verlag, Sankt Augustin.
- WERNER, P. & C. BRENK (1997): Regionalisierte und einzelbetriebliche Nährstoffbilanzierung als Informationsgrundlage zur gezielten Quantifizierung der Wirkungspotentiale von Maßnahmen zur Vermeidung auftretender Überschüsse. - In: POTT, R. (Hrsg.): Ökosystemanalyse des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ (Kreis Steinfurt). Interaktionen zwischen Still- und Fließgewässern, Grundwasser und Vegetation sowie Landnutzung und Naturschutz. - Lehr- und Forschungsschwerpunkt „Umweltverträgliche und Standortgerechte Landwirtschaft“, Agrikulturchemisches Institut, Forschungsberichte **46**, Bonn.
- WIEGLEB, G. & U. BRÖRING (1991): Wissenschaftlicher Naturschutz - Grenzen und Möglichkeiten. - Garten und Landschaft **2/91**: 18-23.
- WIEGLEB, G. (1999): Stellung der Bewertung im Rahmen der „guten naturschutzfachlichen Praxis“. - In: G. WIEGLEB, F. SCHULZ & U. BRÖRING (Hrsg.): Naturschutzfachliche Bewertungen im Rahmen der Leitbildmethode, S. 37-47, Physika-Verlag, Heidelberg.
- WITTIG, B. & F. HELLBERG (1999): Regeneration von Feucht- und Moorheiden im NSG „Waller Moor“ (Nordwestdeutschland). - Abh. Naturwiss. Verein Bremen **44** (2-3): 637-655.
- WITTIG, R. (1980): Die geschützten Moore und oligotrophen Gewässer der Westfälischen Bucht. Vegetation, Flora, botanische Schutzeffizienz und Pflegevorschläge. - Schr.R. der LÖLF **5**.
- WITTIG, R. (1996): Schutz der Vegetation temporärer Heideweiler durch Biotop-Neuschaffung - Sukzessionsstudien zu Chance und Grenzen des Biotopenschutzes. - Naturschutz und Landschaftsplanung **28** (49): 112-117.
- WÖBSE, H.H. (1992): Historische Kulturlandschaften. - Garten u. Landschaft **6/92**: 9-13.
- WÖBSE, H.H. (1993): Landschaftsästhetik - eine Aufgabe für den Naturschutz. - NNA-Berichte **1/93**: 3-7.
- WOELM, E. (1985): Beobachtungen zur Veränderung der Flechtenflora des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ bei Hopsten im Kreis Steinfurt (Westfalen). - Natur und Heimat **49** (1): 20-25.
- WOLFF-STRAUB, R., W. BANK-SIGNON, W. DINTER, E. FOERSTER, H. KUTZELNIGG, H. LIENENBECKER, E. PATZKE, R. POTT, U. RAABE, F. RUNGE, E. SAVELSBERGH & W. SCHUMACHER (1986): Rote der Liste der in Nordrhein-Westfalen gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta et Spermatophyta). - Schr.R. der LÖLF **4**: 41-82.

## Mündliche und schriftliche Mitteilungen

- Barth, E. (1999), Universität Hannover: mündliche Mitteilung am 07.09.1998.
- Dierckes, W. (1997), Landwirt aus Uffeln: mündliche Mitteilung am 19.11.1997.
- Farwig (1997), Gemeinde Hopsten: mündliche Mitteilung am 01.09.1997.
- Henkens (1997), Stadt Ibbenbüren: mündliche Mitteilung am 28.08.1997.
- Iselhorst (1997), Kreisverwaltung Bentheim, mündliche Mitteilung am 20.08.1997.
- Kreis Steinfurt (2000), Bodenrichtwertkarte, Stichtag 31.12.2000, schriftliche Mitteilung am 05.04.1999
- Mersch (1997), Landwirt aus Hopsten, mündliche Mitteilung am 29.08.1997.
- Nieland (1997), Landwirt aus Hopsten, mündliche Mitteilung am 29.08.1997.
- Ostermann (1999), Landwirtschaftskammer Westfalen-Lippe: mündliche Mitteilung am

16.08.1999.

Pust, J. (1998), Universität Hannover: mündliche Mitteilung am 03.11.1999.

Rehage, H.O. (1996), schriftl. Mitteilung (Konzept zum Aufkauf von Pufferflächen) im Okt. 1996.

Rehage, H.O. (1997), schriftl. Mitteilung (Karten zur beobachteten Düngung im Umfeld des NSG); Aug. 1998.

Rehage, H.O. (1998): mündliche Mitteilung am 07.09.1998.

Rehage, H.O. (1999): mündliche Mitteilung am 21.06.1999.

Schubert-Scherer (2000), MURL, Düsseldorf: mündliche Mitteilung am 03.04.2000.

Schwarze, P. (1999), Biologische Station Kreis Steinfurt: mündliche Mitteilung am 16.08.1999.

Tietmeyer (1997), Gemeinde Recke: mündliche Mitteilung am 01.09.1997.

## Karten und Luftbilder

DGK 5 (Deutsche Grundkarte 1:5000), Rasterdaten, Blätter 3611/11, 16, 17, 22, 23, 29. - LANDESVERMESSUNGSAMT NRW (Hrsg.), Bonn.

TK 25 (Topographische Karte 1: 25000), Blatt 3611 Hopsten, Ausgabe 1993. - LANDESVERMESSUNGSAMT NRW (Hrsg.), Bonn.

Bodenkarte 1:5.000 zur landwirtschaftlichen Standorterkundung: Geplante Naturschutzgebiete Heiliges Feld und Heiliges Meer / Kreis Steinfurt (1988). - GEOLOGISCHES LANDESAMT NRW (Hrsg.), Krefeld.

Bodenkarte 1:50.000, Blatt 3611 Hopsten (1975). - THIERMANN, A., Krefeld.

Bodenschätzungskarten und Feldschätzungsbücher der Fluren Ibbenbüren 1, 4 von 1991; Recke 36, 37 von 1972/73, Hopsten 16, 17, 18 von 1972/73, 1985. - FINANZAMT DER STADT IBBENBÜREN, Ibbenbüren.

Bodenrichtwertkarte 1:10000 für landwirtschaftliche Flurstücke. Gutachterausschuß für Grundstückswerte. - KREIS STEINFURT (Hrsg.), Steinfurt

Geologische Karte von NRW 1:25.000, Blatt 3611 Hopsten (1975). - GEOLOGISCHES LANDESAMT NRW (Hrsg.), Krefeld.

Hydrogeologische Karte von Nordrhein-Westfalen 1:50.000 Blatt L 3710 Rheine (1983). - KOCH, M.), Krefeld.

Karte der Fläche mit Waldeigenschaft und sonstiger Landschaftselemente gem. §2 BwaldG, §1 LfoG - Digitalisierte Wallheckenkartierung - DIWAK, 3404 Rechts 5802 Hoch, 3406 Rechts 5802 Hoch, 3404 Rechts 5800 Hoch, 3406 Rechts 5800 Hoch, Stand Mai 1991, Weyrauch (Kartierer).

CIR-(Color-Infrarot)-Luftbilder, 1:13000, Befliegung Steinfurt am 30.06.1995, Nr. 8/490-496, Nr. 9/463-466. - HANSA LUFTBILD, Münster.

## Archivale (Karten, Luftbilder und Schriften)

Flurkarten 1:2500 und Flurbücher der Gemarkungen Ibbenbüren Land, Fluren II, III von 1826ff, 1861, 1867ff, Archiv Nr. 5027-1-4, Nr. 1, 3 u. 4; Recke, Flur 2 von 1826ff, 1867ff; Flur III von 1826ff, 1844ff, Archiv Nr. 5033-1-4, Nr. 6 u. 7; Hopsten, Enklave III u. IV der Flur XIII von 1827ff, Flur 6 von 1824ff, 1867ff, Archiv Nr. 5031-1-4, Nr. 7; Fluren 19, 20 von 1854, 1888ff, Archiv Nr. 5031-1-4, Nr. 36, 37. - Archiv des Kreis-Katasteramtes, Tecklenburg.

DGK5 L (Deutsche Grundkarte 1:5000, Luftbildkarte), Blätter 3611/16, 17, 22, 23, Ausgaben 1960. - LANDESVERMESSUNGSAMT NRW (Hrsg.), Bonn.

Bodenschätzungskarten und Feldschätzungsbücher der Fluren Ibbenbüren Land II, III, Recke, Fluren 2, III, Hopsten, Fluren 6, 19, 20 von 1936-1938. - FINANZAMT DER STADT IBBENBÜREN, Ibbenbüren.

HK 25 UR (Topographische Karte 1:25000, Uraufnahme), Blatt Hopsten 1842. - LANDESVERMESSUNGSAMT NRW (Hrsg.), Bonn.

TK 25 (Topographische Karten 1:25000), Blatt 3611 (Hopsten), Ausgaben 1897, 1947, 1959. - LANDESVERMESSUNGSAMT NRW (Hrsg.), Bonn.

TK 25 L (Topographische Karten 1:25000, Luftbildkarte), Blatt 3611 (Hopsten) von 1939. - LANDESVERMESSUNGSAMT NRW (Hrsg.), Bonn.

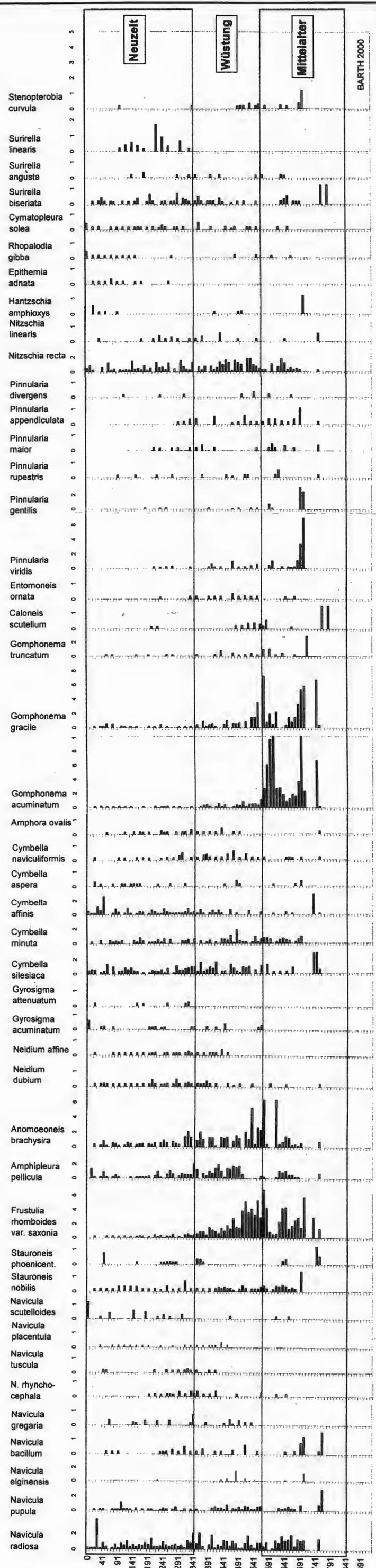
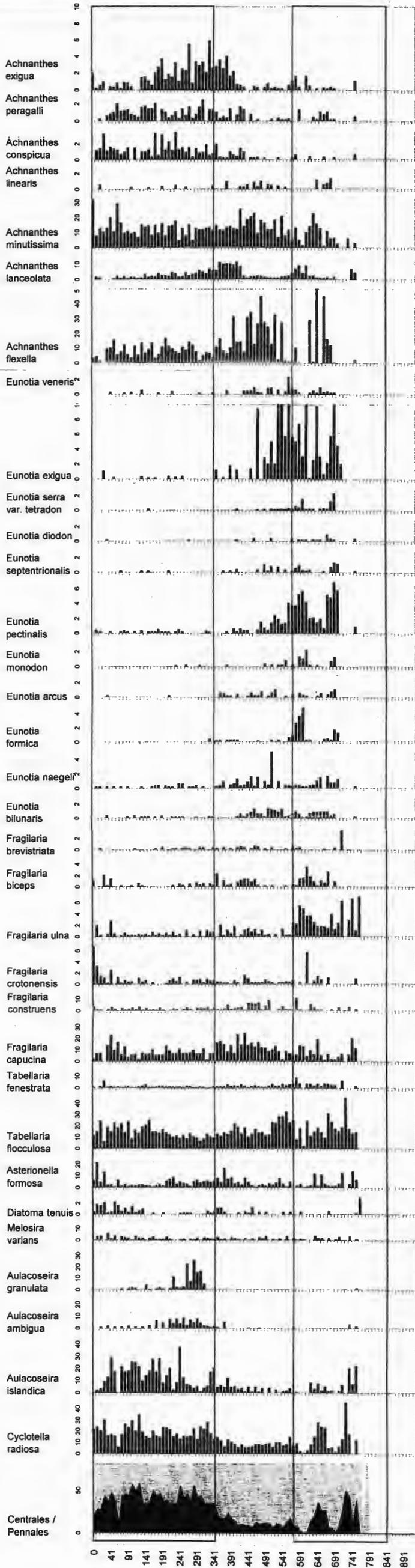
- Luftbilder der alliierten Streitkräfte in NRW, Bild-Nr. / Flugdatum: 614 / 22.09.1941; 3094 / 20.06.1943; 3095 / 20.06.1943; 4031 / 02.10.1944; 3111 / 05.10.1944; 3112 / 05.10.1944; 3113 / 05.10.1944; 3114 / 05.10.1944; 3023 / 05.10.1944; 3024 / 05.10.1944. - Archiv des LÖBF/LafAo, Recklinghausen.
- Karte über strittige Grenzen zwischen dem Hochstift Münster und der Grafschaft Lingen und Tecklenburg (vom Heiligen Meer bei Hopsten über Uffeln, Gravenhorst, Dörenthen bis Saerbeck und bei Greven. Z: Berteling (1768). - Kartensammlung Nr. A423, Staatsarchiv, Münster.
- Grenzkarte zwischen Münster und Lingen vom Speller Wald über Hopsten, Gravenhorst, Püßelbüren bis nach Tecklenburg und Saerbeck (nach einer Karte von Wandscher und Gemmenich. Z.: Berteling (1616, abgezeichnet 1747). - Kartensammlung Nr. A1239, Staatsarchiv, Münster.
- Grenzkarte zwischen Münster und Lingen vom Heiligen Meer bis Hopsten über Schapen bis zum Speller Wald. Z.: Friemel (1774-1776). - Kartensammlung Nr. A43, Staatsarchiv, Münster.
- Karte der Lingeschen Grenzen im Kirchspiel Hopsten und des quästionierten Grundes durch den Speller Wald bis an die Speller Brücke und vom Heiligen Meer bei Hopsten bis Recke. Z.: Friemel (o.J.). - Kartensammlung Nr. A258, Staatsarchiv, Münster.
- Wertschätzungsprotokoll des Verbandes Ibbenbüren. Protokoll über die Ermittlung des steuerbaren Reinertrages aller Liegenschaften und Wohngebäude in den zum XIVten Prüfungsverbände gehörenden Gemeinden, Jahrgang 1828. - Katasterbücher Münster Nr. 2149, Staatsarchiv, Münster.
- Chronik von Hopsten, Handschrift bei den Akten des Bürgermeisteramtes von 1823. - Archiv der Gemeinde Hopsten, Hopsten.

**Anschriften der Verfasser:**

Dipl.-Ing. U. Bangert & Prof. Dr. I. Kowarik, Technische Universität Berlin, Institut für Ökologie und Biologie, Fachgebiet Ökosystemkunde / Pflanzenökologie, Rothenburgstr. 12, D-12165 Berlin

E. BARTH & R. POTT (2000): Diatomeendiagramm "Großes Heiliges Meer"

**Diatomeendiagramm "Großes Heiliges Meer"**



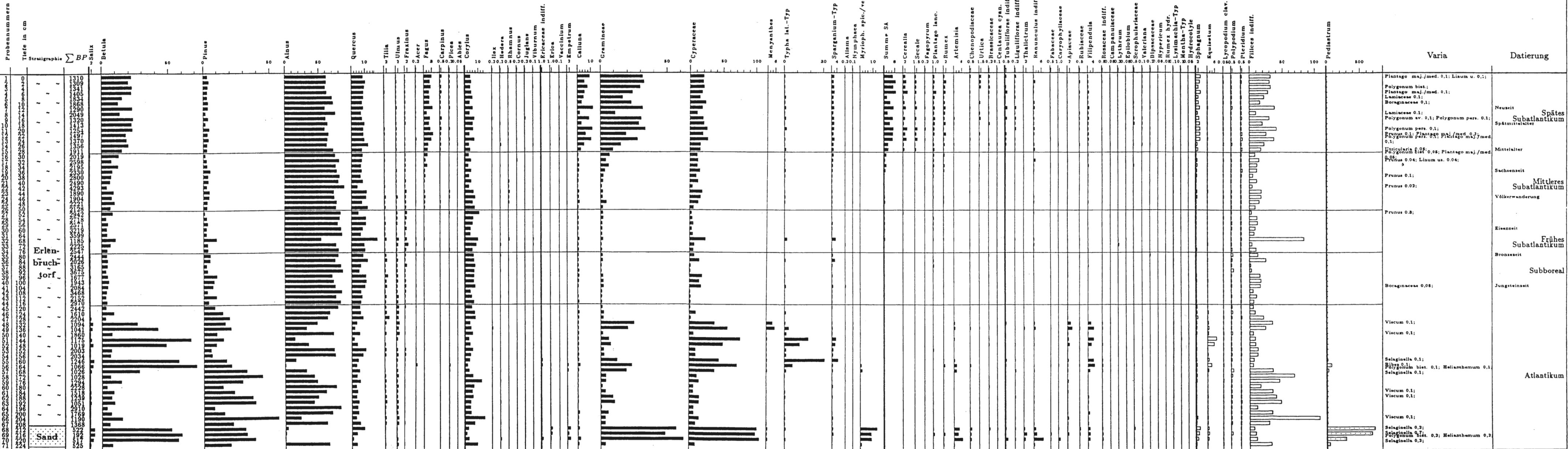
BARTH 2000

E. BARTH & R. POTT (2000): Konventionelles Pollendiagramm der Meerbecke-Niederung /Heiliges Meer

1000

1000

Konventionelles Pollendiagramm der Meerbecke-Niederung / Heiliges Meer



Plantago maj./med. 0.1; Linum u. 0.1;  
 Polygonum bist.;  
 Plantago maj./med. 0.1;  
 Lamiaceae 0.1;  
 Boraginaceae 0.1;  
 Lamiaceae 0.1;  
 Polygonum av. 0.1; Polygonum pers. 0.1;  
 Polygonum pers. 0.1;  
 Prunus 0.1; Plantago maj./med. 0.2;  
 Polygonum pers. 0.1; Plantago maj./med. 0.1;  
 Urticularia 0.05;  
 Polygonum bist. 0.05; Plantago maj./med. 0.05;  
 Prunus 0.04; Linum us. 0.04;  
 Prunus 0.1;  
 Prunus 0.02;  
 Prunus 0.3;  
 Boraginaceae 0.05;  
 Viscum 0.1;  
 Viscum 0.1;  
 Selaginella 0.1;  
 Blyx 0.1;  
 Polygonum bist. 0.1; Helianthemum 0.1;  
 Selaginella 0.1;  
 Viscum 0.1;  
 Viscum 0.1;  
 Viscum 0.1;  
 Selaginella 0.2;  
 Selaginella 0.2;  
 Selaginella 0.2; Helianthemum 0.2; Selaginella 0.2;

E. BARTH & R. POTT (2000): Pollendiagramm "Großes Heiliges Meer"

# Pollendiagramm "Großes Heiliges Meer"

