

Abhandlungen
aus dem
Westfälischen Museum
für Naturkunde

60. Jahrgang · 1998 · Heft 2

Richard Pott (Hrsg.)

Stickstoffbelastungen der Gewässerlandschaft
im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“
(Kreis Steinfurt) und Möglichkeiten
landesplanerischer Gegensteuerung

Westfälisches Museum für Naturkunde Münster



Landschaftsverband
Westfalen-Lippe

Abhandlungen
aus dem
Westfälischen Museum
für Naturkunde

60. Jahrgang · 1998 · Heft 2

Richard Pott (Hrsg.)

Stickstoffbelastungen der Gewässerlandschaft
im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“
(Kreis Steinfurt) und Möglichkeiten
landesplanerischer Gegensteuerung

Westfälisches Museum für Naturkunde
Landschaftsverband Westfalen-Lippe
Münster 1998

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: Druckhaus Cramer, Münster

Schriftleitung: Dr. Brunhild Gries

© 1998 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.

Stickstoffbelastungen der Gewässerlandschaft im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ (Kreis Steinfurt) und Möglichkeiten landesplanerischer Gegensteuerung

Inhalt

Richard Pott: Vorwort	5
Mareike Weinert, Dominique Remy und Eckehard P. Löhnert: Hydrogeologie der Gewässerlandschaft „Heiliges Meer“ bei Hopsten (Nord- rhein-Westfalen, Nordwestdeutschland) - erste Ergebnisse.	13
Richard Pott, Jürgen Pust und Bernd Hagemann: Methodische Standards bei der vegetationsökologischen Analyse von Still- gewässern - dargestellt am Großen Heiligen Meer in den Untersuchungs- jahren 1992-1997.....	53
Ulrich Bangert und Ingo Kowarik: Ansatz der Naturschutzplanung für die Gewässerlandschaft „Heiliges Meer“.	111

Vorwort

Die Zeiten des Mangels sind für viele Pflanzen vorbei. Stickstoff-Verbindungen, einstmals knapp in der Natur, gibt es heute im Überschuß. Seit der Einführung mineralischer Dünger hat der Stickstoff zumindest in den Industrieländern seine Rolle als begrenzender Faktor für das Pflanzenwachstum verloren. Stickstoffverbindungen gefährden vielmehr die Qualität von Grund- und Trinkwasser oder werden in Flüsse und Meere geschwemmt und tragen zu deren Eutrophierung bei. Diese Zusammenhänge sind bekannt. Konkrete Zahlen aber sind selten verfügbar.

Der Stickstoff in landwirtschaftlich genutzten Böden spielt immer noch eine zunehmende Rolle im Natur- und Ökosystemschutz. Deshalb untersucht eine interdisziplinäre Forschergruppe im Rahmen einer über mehrere Jahre angelegten und von der Volkswagen-Stiftung (Hannover) finanzierten Studie die Schadstoff- und Nährstoffbelastung aller charakteristischen Ökosysteme des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“.

Das Forschungsvorhaben des Institutes für Geobotanik (Leitung und Gesamtkoordination des Projektes sowie gewässer- und vegetationsökologische Erfassungen, Prof.Dr. Richard Pott, Mitarbeit: Dr. Jürgen Pust, Dipl. Biol. Bernd Hagemann, Hannover) erfolgt in Zusammenarbeit mit dem Institut für Landschaftspflege und Naturschutz der Universität Hannover (Entwicklung und Umsetzung landespflegerischer Konzepte, Prof.Dr. Ingo Kowarik, Dipl. Ing. Ulrich Bangert, Hannover), dem Institut für Ökologie der Universität Osnabrück (u.a. gewässerökologische Grundlagenuntersuchungen, Prof.Dr. Anselm Kratochwil, Dr. Dominique Remy, Dipl. Biol. Uwe Menzel, Osnabrück), dem Geologisch-Paläontologischen Institut und Museum der Universität Münster (Untersuchungen zur Grundwasserhydraulik und zur Untergrundbeschaffenheit, Prof.Dr. Eckehard Löhnert, Münster, Frau Dipl. Geol. Mareike Weinert, Münster) und mit dem Landschaftsverband Westfalen-Lippe (u.a. Gebietseigentümer, Flächenarrondierungen, Raumnutzungskonzepte, Dr. Alfred Hendricks, Münster).

Der Landschaftsverband Westfalen-Lippe besitzt als Aussenstelle des Westfälischen Museums für Naturkunde, Münster (Direktor Dipl. Geol. Dr.rer.nat. Alfred Hendricks) eine Biologische Station im NSG „Heiliges Meer“ (Leiter Heinz-Otto Rehage, Recke) mit einem sich über das ganze Gebiet erstreckenden Grundwassermeßstellennetz und mehreren Klimameßstationen, so daß besonders günstige Voraussetzungen für die Gewinnung von Untersuchungsmaterial sowie für die analytischen Arbeiten vor Ort und im Labor gegeben sind. Erste Ergebnisse des Projektes werden hier in Einzelaufsätzen vorgestellt. Dabei werden vor allem die methodischen Konzepte, die technologischen Grundlagen und die Vorgehensweise der Datenerhebungen erläutert. Die naturräumlichen Gegebenheiten sind hinsichtlich der Genese der Gewässer, ihrer Vegetation und des Landschaftsinventars im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ bereits in früheren Arbeiten u.a. von RUNGE (1991), PUST (1993), TERLUTTER (1995) sowie POTT et al. (1996) dargelegt. Die Bibliographie der zitierten Arbeiten findet sich im Beitrag POTT et al. (in diesem Heft). Eine zusammenfassende Monographie über das gesamte Naturschutzgebiet und seine Umgebung ist nach Abschluß aller Projekte beabsichtigt.

Überall ist vor allem die Konzentration von Nitrat im Grund- und Oberflächenwasser in den Gebieten stark angestiegen, in denen intensive Landwirtschaft betrieben wird. Der zunehmende Einsatz von Mineraldünger, dichte Viehbestände auf Weideflächen und das Ausbringen von Gülle sind die wesentlichen Ursachen. Auch im Niederschlag werden zunehmende Stickstoffkonzentrationen gemessen, die aus Stickoxiden von Autoabgasen und Ammoniak aus Massentierhaltungen resultieren.

Der Dünger wird seit Jahrzehnten in zu hohen Dosen ausgebracht; Stickstoff geriet dabei vom Mangelfaktor zum Überschußfaktor. Schon in den fünfziger Jahren, so zeigen die Ergebnisse statistischer Auswertungen, brachten die westdeutschen Landwirte mehr Stickstoff-Verbindungen aus, als Pflanzen und Tiere verbrauchten. Im Jahre 1951 belief sich dieser Überschuß im Durchschnitt noch auf 7,5 Kilogramm pro Hektar. In den folgenden Jahren stieg er dann rasch, da die Düngung noch viel stärker zunahm als die Erträge. Im Jahr 1980 wurde mit rund 120 Kilogramm Stickstoff pro Hektar der höchste Wert erreicht. Zehn Jahre später war der Überschuß - vor allem wegen des geringeren Anbaus in Deutschland und Kompensation durch erhöhten Verbrauch von Importfutter - wieder auf insgesamt weniger als 90 Kilogramm pro Hektar zurückgegangen.

In Gebieten mit intensiver Landwirtschaft werden heute aber noch Konzentrationen von mehr als 500 mg pro Liter in oberflächennahen Bereichen des Grundwassers gemessen; die Deposition aus der Luft beträgt im deutsch-niederländischen Grenzbereich - wo das ausgesuchte Untersuchungsterrain liegt - derzeit etwa 50-60 kg Stickstoff pro Hektar pro Jahr. Ein erheblicher Teil des Stickstoffs bleibt damit ungenutzt - alles in allem in den letzten 40 Jahren rund 2700 Kilogramm Stickstoff pro Hektar. Ein Teil des überschüssigen Stickstoffs verflüchtigt sich in Form gasförmiger Verbindungen. Das entspricht nach dem derzeitigen Kenntnisstand einem Verlust von etwa 40 Kilogramm Stickstoff pro Hektar. Ein weiterer Teil des Stickstoffs wird zudem in den Böden an Humus gebunden und dadurch festgehalten. Nach neueren Schätzungen dürften viele Ackerböden in Deutschland auf solche Weise ihren Stickstoffvorrat in den vergangenen zwanzig Jahren um fast 1000 Kilogramm pro Hektar aufgestockt haben. Der Rest des ungenutzten Stickstoffs schließlich wird als Nitrat mit dem Sickerwasser ausgewaschen. Nach verschiedenen Untersuchungen aus jüngster Zeit sind es je nach Bodenart und Bodentyp zwischen 30 und fast 100 Kilogramm Stickstoff pro Hektar. Im Sickerwasser unter Ackerböden werden fast überall zwischen 60 und fast 150 Milligramm Nitrat pro Liter gemessen - mehr als jene 50 Milligramm, die als Grenzwert für Trinkwasser gelten.

Das Überangebot an Stickstoff aus der landwirtschaftlichen Düngung und der Luftdeposition beträgt in der Regel also mehr als das Doppelte oder sogar das Vielfache dessen, was die Pflanzen aufnehmen können. Der überwiegende Rest gelangt über den Boden vornehmlich als Nitrat zum Grundwasser.

Mit unserem Forschungsprojekt beabsichtigen wir, die Stickstoffbelastungen im Grundwasser und deren Folgen für aquatische, semiaquatische und terrestrische Ökosysteme in pleistozänen Sandlandschaften modellhaft am Beispiel des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ durchzuführen. Dabei ist beabsichtigt, zunächst methodische Fragen der Umweltbelastung durch Stickstoff im Zusammenwirken mit anderen Schadstoffen zu untersuchen. Die Stickstoffeutrophierung und der N-Transport in Sandböden bei unterschiedlicher landwirtschaftlicher Nutzung und deren Auswirkungen auf natürliche und anthropogene Ökosysteme wurden in einer ersten Phase untersucht. Dieses ist seit 1992 in einem ersten, mehrjährigen Untersuchungszeitraum geschehen. Auf dieser Basis wollen wir zunächst begleitend, und dann in einer zweiten Phase nach Vorlage der naturwissenschaftlichen Grunddaten, entsprechende landespflegerische und landesplanerische Konzepte entwickeln und auf ökologischer Basis ein ökonomisch tragbares Raumordnungsprogramm erarbeiten.

Der Landschaftsverband Westfalen-Lippe hat in der Außenstelle des Westfälischen Museums für Naturkunde im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ bereits 1991 im Oberflächenwasser und 1992 im Grundwasser Pilotuntersuchungen durchführen lassen, um erstes Datenmaterial über den Gewässerzustand zu erhalten. Diese Untersuchungen dienten als Basis für das Forschungsprojekt und gaben Hinweise auf erfolgversprechende zukünftige Untersuchungen zur Klärung der oben angeschnittenen Fragen. Außerdem

haben uns diese ersten Ergebnisse veranlaßt, überhaupt ein solches Forschungsprojekt zum Biotop- und Ökosystemschutz der pleistozänen Sandlandschaften und ihrer Gewässer sofort zu beginnen.

Die Möglichkeit der Untersuchung und Durchsetzung von Raumordnungsmaßnahmen (z.B. Flächenankauf für Pufferzonen, Extensivierung von Ackerflächen, Änderungen von Vorflutern, Aufforstungen u. v. a.) wurde dementsprechend auch bereits seit Jahren mit Vertretern der zuständigen Planungsbehörden dieser Region diskutiert, z.B.: Regierungspräsident Münster; Höhere Landschaftsbehörde; Untere Landschaftsbehörde des Kreises Steinfurt, Untere Wasserbehörde des Kreises Steinfurt; Landesanstalt für Ökologie NRW; Staatliches Amt für Wasser- und Abfallwirtschaft NRW; Amt für Agrarordnung; Landschaftsverband Westfalen-Lippe. Das oben geschilderte Forschungsprojekt wurde von allen genannten Institutionen begrüßt.

Der Stickstoffeintrag in das Naturschutzgebiet muß in Relation zu den Klimadaten gesehen werden. Daher war es für die Untersuchungen von sehr großer Bedeutung, über mehrere Jahre kontinuierliche Klimadaten aufzuzeichnen. In Abhängigkeit der Meßpositionen im Naturschutzgebiet erschien es weiterhin sinnvoll, neben einer stationären Einrichtung zur Klimamessung eine transportable Meßeinrichtung vorzuhalten. Zwei derartige Meßstationen (sogenannte Datalogger), die die relative Luftfeuchtigkeit, die Lufttemperatur, die Windgeschwindigkeit, die Windrichtung, den Luftdruck, die Globalstrahlung und den Niederschlag messen, hat uns dankenswerterweise die Nordrhein-Westfalen-Stiftung zur Verfügung gestellt.

Es wurden in diesem Forschungsprojekt 3 Projektarbeitsgruppen gebildet, die zwar ihre jeweils eigenen Meßreihen und Geländeerhebungen durchführen, die aber in einem ständigen Arbeits- und Gesprächsaustausch kontinuierliche Rückkoppelungen erfahren. So entsteht ein großer synergetischer Effekt. Die einzelnen Projektgruppen sind:

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

1. Meteorologische Messungen
2. Erfassungen der Niederschlagsmengen und -zeiten
3. Erfassung klimatischer Daten wie Lufttemperatur, -druck, -feuchte, Windgeschwindigkeit und Windrichtung
4. Hydrochemische Messungen (Oberflächen- und Sickerwasser)
5. Erfassung jahresperiodischer und witterungsbedingter Fluktuationen von Phosphor- und Stickstoffverbindungen, von Alkali- und Erdalkalitionen sowie von Salzfrachten
6. Erfassung 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, Dipl. Geol. Weinert)

1. Fortführung der hydrochemisch-physikalischen Messungen zur Quantifizierung und Qualifizierung jahresperiodischer und witterungsbedingter Fluktuationen von Anionen und Kationen im Grund- und Sickerwasser.
2. Beprobung und Untersuchung von Umweltisotopen (Tritium, ^2H , ^{18}O) zur Erfassung bzw. Quantifizierung der Wechselwirkungen zwischen Grund- und Oberflächenwasser, des Grundwasseralters und interner Grundwasserschichtungen.
3. Pegelmessungen von Grund- und Oberflächenwasser an einem verdichteten Meßstellennetz zur Fortschreibung und Verfeinerung von Grundwassergleichenplänen unter durchschnittlichen Niederschlagsbedingungen.

Projektarbeitsgruppe: **Landschaftspflege und Naturschutz-Planung** (Prof. Dr. Kowarik, Dipl. Ing. Bangert)

1. Entwicklung eines Leitbildes für eine künftige, nachhaltige Landschaftsnutzung unter Berücksichtigung der naturwissenschaftlichen Daten.
2. Pflege- und Entwicklungsplan mit detaillierten landschaftspflegerischen Maßnahmen für die Kerngebiete und die Pufferflächen.
3. Fortschreibung der Schutzgebietsverordnung, ggf. Vorschlag zur Ausweisung der Pufferflächen als Schutzgebiete.
4. Extensivierungsvorschläge für angrenzende Landwirtschaftsflächen.
5. Erschließungs- und Informationskonzepte für den Besucherverkehr.
6. Konzepte zur Verringerung der Belastungen aus dem Straßenverkehr, Landschaftsbauliche Maßnahmen, Trassenvarianten.
7. Entwicklung eines Biomonitoring-Konzeptes.
8. Entwicklung mittel- und langfristiger Pflegekonzepte zum Erhalt der gebietstypischen Vegetation.

Die Anfang März 1996 begonnenen und seit 23 Monaten kontinuierlich andauernden Untersuchungen der Schadstoffbelastungen der Gewässerlandschaft „Heiliges Meer“ erbrachten bereits ein erstes, detailliertes Bild von Schadstoffeinträgen aus unterschiedlichen Quellen sowie der räumlichen und zeitlichen Dynamik bzw. der Differenzierung von Stoffflüssen und -umsetzungen.

Wie die Untersuchungen der Arbeitsgruppe Gewässer- und Vegetationskunde zeigen, nehmen besonders Wechselwirkungen zwischen Vegetation, Böden und Milieubedingungen im oberflächennahen Grundwasser einen entscheidenden Einfluß auf Art und Intensität von Stoffflüssen aus der Umgebung. Deren Dynamik ist gerade im oberflächennahen Bereich an der Grenzfläche zwischen Sicker- und Grundwasser besonders intensiv; es sind Bereiche, die besonders extremen, witterungsbedingten Einflüssen unterliegen. Unsere Untersuchungen zeigen, daß ein wesentlicher Teil von Stoffeinträgen aus der Umgebung in aquatische Ökosysteme direkt über diese oberflächennahen Bereiche erfolgen kann und, daß es darüberhinaus einen erheblichen Stofftransport über größere Distanzen innerhalb der Bereiche um 5-10 m Tiefe gibt. Kleinräumig strukturierte Milieu- und Transportbedingungen innerhalb des oberflächennahen Sicker- und Grundwassers gehen zusätzlich in erster Linie auf kleinräumige Mosaikstrukturen der Vegetation zurück, welche die Durchlässigkeit der Böden und des oberflächennahen Grundwasserleiters sowie die Aktivität von Mikroorganismen verändern und auch über Stoffabgabe und -entnahme durch Pflanzen auf alle Stoffflüsse im Untergrund und an der Erdoberfläche direkten Einfluß nehmen. Umsätze im Grundwasser, sowie Transportvorgänge innerhalb der oberflächennahen Schichten pleistozäner Sande werden daher wesentlich von der Vegetation beeinflusst. So verhalten sich z.B. Birkenwälder und Erlenbruchwälder bei winterlicher Bodengefrorenis hinsichtlich der Grundwasserdynamik nahezu antagonistisch: Erlenbrücher fördern die Dynamik des Grund- und Sickerwassers und damit auch den Stofftransport innerhalb dieser Zonen, Birkenwälder senken sie.

Die Art der Stoffflüsse und Stoffeinträge unterliegt charakteristischen Amplituden, von denen in hohem Maße auch die Vegetation abhängig ist, insbesondere ihre Nährstoffversorgung. Verstärkt werden solche Schwankungen durch einen jahreszeitlichen Wechsel der Mineralisationsrate, der durch die Aktivität von Mikroorganismen gesteuert wird. Dies hat zur Folge, daß Pflanzennährstoffe im Frühjahr in hohen Konzentrationen vorliegen; insbesondere gilt dies für den Nitratstickstoff. Deshalb kommt es innerhalb der trophogenen Zone eines Gewässers während der Vegetationsperiode zu einer mehr oder weniger raschen Verknappung der Pflanzennährstoffe. Das Nährstoffangebot und die Tro-

phieentwicklung wird daher innerhalb aquatischer Ökosysteme neben geohydrologischen Faktoren besonders auch durch biotische Faktoren beeinflusst (s. Beitrag POTT et al. in diesem Heft).

Diese biotischen Faktoren unterliegen zusätzlich neben ihren charakteristischen jahreszeitlichen Schwankungen in starkem Maße den Witterungseinflüssen. Unsere Untersuchungen geben ein gutes Beispiel für witterungsbedingte Schwankungen des Nährstoffangebotes innerhalb aquatischer Ökosysteme. Diese haben durch die lange Frostperiode im Winter 1996/97 zu Abweichungen von über 200% von den normalen Stickstoffkonzentrationen für das gesamte Jahr 1997 geführt, da Stofftransport und Mineralisation durch längeranhaltenden Eisgang stark eingeschränkt waren. Auch kam es witterungsbedingt 1996 zu einer stark reduzierten Frühjahrsvollzirkulation und 1997 zu einem nahezu vollständigen Ausfall der Frühjahrszirkulation, Ereignisse, die in den letzten 25 Jahren in den Seen des Untersuchungsgebietes nicht beobachtet wurden, wie der langjährige Leiter der Biologischen Station, Herr Rehage, ausdrücklich betont. Hieraus ergaben sich kurzfristig innerhalb des Wassers der Seen generell stark erniedrigte Stickstoffwerte, die für kurze Zeit von den Nährstoffverhältnissen bei normalen Witterungsbedingungen und dem normalerweise dimiktischen Verhalten der Seen abweichen.

Die Erfolgsaussichten, unser bisheriges Datenmaterial sinnvoll zu ergänzen, sind sehr gut, da der Winter 1997/98 im Gegensatz zu dem vorhergehenden bisher wieder sehr mild und windreich war, so daß wir - wie in den vergangenen Jahren - von wesentlich höheren Mineralisationsraten ausgehen und für die Vegetationsperiode von 1998 ein deutlich höheres Nährstoffangebot innerhalb der Stillgewässer des Naturschutzgebietes erwarten. Wir erhoffen uns mit den zusätzlichen Daten die Spannbreite witterungsbedingter Fluktuationen von Stoffflüssen und von Nährstoffschwankungen eindeutiger zu erfassen. Die genaue Kenntnis solcher Schwankungsbreiten und ihre Abhängigkeit von witterungsbedingten Einflüssen ist auch für die Erfolgsbeurteilung künftiger landespflegerischer Maßnahmen von großer Bedeutung, da ohne diese Kenntnisse witterungsbedingte Fluktuationen oft nicht als solche erkannt und als Erfolg oder als Fehlschlag von Maßnahmen interpretiert werden können.

Die ersten Ergebnisse der Projektarbeitsgruppe Hydrologie beziehen sich vor allem auf den örtlich über 80 m mächtigen Porengrundwasserleiter, der im März 1996 durch zwei Multilevel-Brunnen (ML1 und ML2) bis zu einer Tiefe von 30 m erschlossen wurde (s. Beitrag WEINERT et al. in diesem Heft). Die bisher vorliegenden hydrogeologischen Ergebnisse basieren im wesentlichen auf diesen Multilevel - Brunnen sowie 23 älteren Grundwassermeßstellen und diversen Pegeln an Oberflächengewässern. Ausgehend von sedimentologischen und palynologischen Untersuchungen der Profilsäulen aller Grundwassermeßstellen hinsichtlich ihres lithologischen Aufbaus und ihrer vertikalen Gliederung wurden die hydraulischen Gegebenheiten, u.a. anhand von Durchlässigkeitsbeiwerten (kf), Ganglinienanalysen und Grundwassergleichenplänen erarbeitet. Damit ist auch ein erster Überblick über den wahrscheinlichen Verlauf unterirdischer (Schad-)Stofftransportpfade aus der Peripherie in das Schutzgebiet hinein bzw. hindurch möglich. Es zeichnen sich für einen in erster Annäherung relativ homogenen Grundwasserleiter relativ komplexe Grundwasserströmungsverhältnisse ab, die u.a. innerhalb des Untersuchungsgebietes sogar lokale unterirdische Wasserscheiden wahrscheinlich machen.

Von wesentlicher Bedeutung für die Erfassung der grundwasserspezifischen Prozesse bzw. eines Gefährdungspotentials über den Grundwasserpfad, sind die umfangreichen hydrochemischen Untersuchungen sowohl an den tiefen- bzw. horizontbezogen entnommenen Wasserproben der Multilevel-Brunnen als auch an den Wasserproben der 23 Grundwassermeßstellen sowie ausgewählter Oberflächengewässer. Diese Untersuchungen belegen einerseits den starken Einfluß der landwirtschaftlichen Nutzung auf das oberflächennahe Grundwasser sowie die Tiefenverlagerung der trophisch relevanten Nähr-

stoffe. Andererseits wird auch das Selbstreinigungsvermögen des Aquifers z.B. durch Nitratreduktion, Adsorption etc. dokumentiert.

Neben den klassischen hydrochemischen Untersuchungen wurden Bestimmungen und Auswertungen von Umweltisotopen (Tritium, ^{18}O , ^2H) durchgeführt; dabei handelt es sich um methodische Ansätze, die im Gegensatz zu anderen Methoden im Untersuchungsgebiet bisher noch keine Anwendung fanden. Die Tritium-Gehalte geben Informationen über Altersstruktur bzw. mittlere Verweilzeit des Grundwassers im Aquifer. Aus der Relation der stabilen Isotope ^{18}O und Deuterium (^2H) lassen sich mögliche hydraulische Beziehungen zwischen Grund- und Oberflächenwasser über Ex- und Infiltration ableiten. Das aus den Tritium-Gehalten abgeleitete Alter einzelner Grundwasserhorizonte korreliert bisher weitgehend mit den hydrochemischen bzw. hydraulischen Ergebnissen und läßt außerdem lokale Besonderheiten des Grundwasserleiters erkennen.

Die Einpassung des engeren Untersuchungsgebietes in den regionalen Grundwassergleichplan ergibt eine Positionierung des ML1 im Oberstrom der Oberflächengewässer, vor allem des Erdfallsees, und des ML2 im Unterstrom, annähernd unterhalb des Großen Heiligen Meeres.

Der ML1 belegt eindeutig und gut reproduzierbar den Einfluß und das Gefährdungspotential, welches von den im Oberstrom liegenden landwirtschaftlichen Nutzflächen ausgeht. Bis ca. 20 m unter Gelände ist tritiumhaltiges, meteorisches (oder Umsatz-) Wasser nachgewiesen, das von (mineralstoffarmem) Vorratswasser unterschichtet wird. Im meteorischen Bereich sind erhebliche Stoffeinträge aus den umliegenden landwirtschaftlichen Nutzflächen (z.B. Nitrat, Kalium), aber auch wirksame Abbauprozesse in der Reduktionszone dokumentiert. Die ermittelten Aquiferparameter (Durchlässigkeit, nutzbare Porosität, - hydraulischer Gradient) erlauben eine überschlägige Berechnung der Abstandsgeschwindigkeit (v_a) für die meteorischen Grundwässer in der Größenordnung von 10-20 m pro Jahr. Dies bedeutet, daß sich Schadstoffe im Vorfluter Erdfallsee (Entfernung zum ML1 knapp 200 m) bereits bemerkbar gemacht haben sollten, worauf u.a. erhöhte Konzentrationen von Nitrat im Epi- und besonders Metalimnion und Ammonium insbesondere im Hypolimnion sowohl des Erdfallsees als auch des Heiligen Meeres Hinweise geben könnten.

Das Grundwasser im ML2 zeigt nur im oberflächennahen Bereich (bis ca. 5 m unter Gelände) eine deutliche anthropogene Überprägung, gekoppelt mit Tritium-Gehalten in der Größenordnung rezenter Niederschläge (also meteorisches Grundwasser). In diesem gering mächtigen Bereich sind Umsetzungsprozesse wirksam. Die darunter folgende mächtige tritiumarme bis -freie Zone repräsentiert z.T. Vorratswasser, das von Grundwasser mit meteorischem Anteil unterlagert wird. Diese komplexere Aquifer-interne Schichtung kann u.a. als Folge der Änderung des hydraulischen Regimes im Zusammenhang mit der Entstehung des Großen Heiligen Meeres und evt. auch des Erdfallsees gedeutet werden. Stärker als im Erdfallsee dürfte allerdings heutzutage im Großen Heiligen Meer die Kolmation (Abdichtung) des Seebodens wirksam sein. Diese Frage ist nur durch weitergehende Untersuchungen von Umweltisotopen genauer zu klären (s. Beitrag WEINERT et al. in diesem Heft).

Die Arbeitsgruppe Landespflege hat inzwischen umfangreiche Datenerhebungen, u.a. zur Art und Intensität der Landnutzungen im weiteren Einzugsbereich der Gewässerlandschaft durchgeführt und erarbeitet auf der Basis der naturwissenschaftlichen Grundlagen ein Leitbild für die künftige Nutzung und Gestaltung des Naturschutzgebietes und seiner angrenzenden Pufferzonen (s. Beitrag BANGERT & KOWARIK in diesem Heft).

Seit 70 Jahren ist das Große Heilige Meer Naturschutzgebiet. 1927 kaufte der Westfälische Provinzial-Verband das Gelände mit sumpfigen Gewässern und Erlenbruchwäldern mit charakteristischer Fauna und Flora mitten in Heide und Hochmoor. Seit 1961 gibt es

am Heiligen Meer die Biologische Station, eine Außenstelle des Westfälischen Museums für Naturkunde (Münster) des Landschaftsverbandes Westfalen-Lippe. Flächeneigner ist der Landschaftsverband.

Heute ist das etwa 90 Hektar große Gebiet mit seinen natürlichen Seen und den angrenzenden Moor-, Heide- und Waldflächen ein Naturschutzgebiet von großer Bedeutung. Eine ungeheuere Vielfalt von Wasser- und Sumpfpflanzen, von normalerweise seltenen Sand- und Heidebewohnern, Arten der Feuchtgebiete sowie von Moosen, Pilzen und Flechten zeugen davon. Der Artenreichtum hinsichtlich der Pflanzen- und Tierwelt ist im Vergleich zu den umliegenden landwirtschaftlichen Nutzflächen überdurchschnittlich hoch.

Das Naturschutzgebiet vermittelt dazu noch heute in ausgezeichneter Weise den Eindruck einer alten, traditionell genutzten Heidelandschaft mit Waldresten, mit den oligotrophen, dys-, meso- und eutrophen Gewässern, den Mooren und Bruchwaldkomplexen unterschiedlicher Trophie sowie einer stellenweise noch traditionell betriebenen extensiven Grünlandnutzung. Hier hat sich ein inselhaftes Naturschutzgebiet inmitten einer intensiv genutzten Agrarlandschaft höchster Biodiversität erhalten. Diese landschaftstypische Biotop- und Artenvielfalt wollen wir dauerhaft erhalten.

Wir danken der **Volkswagen-Stiftung** (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. Herrn **Heinz-Otto Rehage**, dem Leiter der Biologischen Station Heiliges Meer, sind wir für seine unermüdliche Hilfestellung und Unterstützung zu großem Dank verpflichtet. Ihm wollen wir als Zeichen unserer Anerkennung diesen Band mit den ersten Daten aus unserem Projekt widmen.

Hannover, den 10. März 1998

Richard Pott
für die Arbeitsgruppe „Heiliges Meer“

Hydrogeologie der Gewässerlandschaft „Heiliges Meer“ bei Hopsten (Nordrhein-Westfalen, Nordwestdeutschland) - erste Ergebnisse

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

Inhaltsverzeichnis

Kurzfassung / Abstract	14
1. Einleitung	14
2. Bisherige Untersuchungen	16
3. Methodik	20
3.1 Sedimentanalysen	20
3.2 Meßstellennetz	21
3.3 Erfassung der Grundwasserdynamik	24
3.4 Entnahme von Grundwasserproben	24
3.5 Analytik	25
4. Ergebnisse	27
4.1 Quartärer Grundwasserleiter	27
4.2 Aquiferparameter und Grundwasserdynamik	30
4.3 Hydrochemie	37
4.4 Umweltisotope	45
4.4.1 Tritium	45
4.4.2 Stabile Isotope (Deuterium und Sauerstoff-18)	46
5. Schlußfolgerungen und Ausblick	47
Danksagung	50
6. Literaturverzeichnis	50

* Veröffentlichung der Arbeitsgemeinschaft für Biologisch-Ökologische Landesforschung (ABÖL) Nr. 124; finanziell unterstützt wurden die Untersuchungen von der Volkswagen-Stiftung (Hannover).

Kurzfassung

Seit dem Frühjahr 1996 konnten im Zuge eines von der Volkswagen-Stiftung (Hannover) finanzierten Projektes neue Erkenntnisse zur Hydrogeologie im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ gewonnen werden. Im wesentlichen stützen sich die Untersuchungsergebnisse dabei auf zwei im März 1996 errichtete 30 m tiefe Multilevel-Brunnen. Untersucht werden sowohl der - bisher nur bis 10 m Tiefe im Detail bekannte - sedimentologische Aufbau (Korngrößenspektrum, Gesamtkohlenstoff und Pollenbefunde organogener Einschaltungen) des Porengrundwasserleiters als auch die hydraulischen Gegebenheiten anhand von Durchlässigkeitsbeiwerten, Ganglinienanalysen und Grundwassergleichplänen. Von wesentlicher Bedeutung für die Erfassung der grundwasserspezifischen Prozesse sind zudem die hydrochemischen Untersuchungen an den tiefenbezogenen Wässern der Multilevel-Brunnen. Diese zeigen örtlich für das oberflächennahe Grundwasser einen Einfluß der landwirtschaftlichen Nutzung. Aber es wird auch das Selbstreinigungsvermögen des Aquifers z.B. durch Nitratreduktion, Adsorption etc. deutlich. Neben den hydrochemischen Untersuchungen wurden erste Bestimmungen der Umweltsotope Tritium, Sauerstoff-18 und Deuterium durchgeführt. Die aus den Tritium-Gehalten resultierenden „Grundwasseralter“ können mit den hydrochemischen und hydraulischen Gegebenheiten in Einklang gebracht werden. Aus der Deuterium-Sauerstoff-18-Relation kann auf mögliche Wechselbeziehungen zwischen Oberflächen- und Grundwasser geschlossen werden.

Abstract

New findings concerning the hydrogeology of the conservation area „Heiliges Meer“ (Holy Sea) are presented. The study area is located at the northern margin of the federal state North Rhine-Westphalia, FRG, and the lakes under protection originated from subrosion processes underground. Results presented in this contribution were achieved in the scope of a research project funded by the Volkswagen Foundation, Hannover. Two 30 m deep multilevel wells yielded new results as to the Quaternary aquifer's lithology (grain size distribution, carbon content and age) and its hydraulic properties, i.e. permeability, hydrographs and water table contours. Of major importance with respect to the lake's risk potential are depth-related hydrochemical parameters and processes. These show clearly impacts of agricultural land use but at the same time purification effects (denitrification, adsorption etc.) within the aquifer system. Beside hydrochemical investigations few environmental isotopes (tritium, oxygen-18, deuterium) were analysed. Tritium figures in terms of „ages“ can well be brought in agreement with hydrochemical and hydraulic findings, while stable isotopes hint possibilities of identifying relationship between surface waters and groundwaters.

1. Einleitung

Das Untersuchungsgebiet liegt im westlichen Nordzipfel des Bundeslandes Nordrhein-Westfalen, ca. 25 km westlich von Osnabrück (Abb. 1). Es umfaßt einen mit Stillgewässern unterschiedlicher Größe bestückten Bereich, der in der Südost-Hälfte der TK 25 Blatt 3611 Hopsten gelegen ist und auf dieser Karte als „Heiliges Feld“ bezeichnet ist.

Die Gewässer sind etwa Südwest-Nordost aufgereiht. Den Kern des Untersuchungsgebietes bildet das ca. 90 ha große Naturschutzgebiet (NSG) „Heiliges Meer“, das in Richtung SSE-NNW von der Landstraße L 504 Ibbenbüren-Hopsten durchschnitten wird. Unmittelbar östlich der Landstraße liegt das „Große Heilige Meer“, das mit ca. 11 ha als

größtes Binnengewässer Westfalens apostrophiert wird. Gut halb so groß (ca. 7 ha) ist der „Erdfallsee“ westlich der Landstraße (s. Abb. 1). Weitere kleinere Gewässer werden im nachfolgenden Text angesprochen.

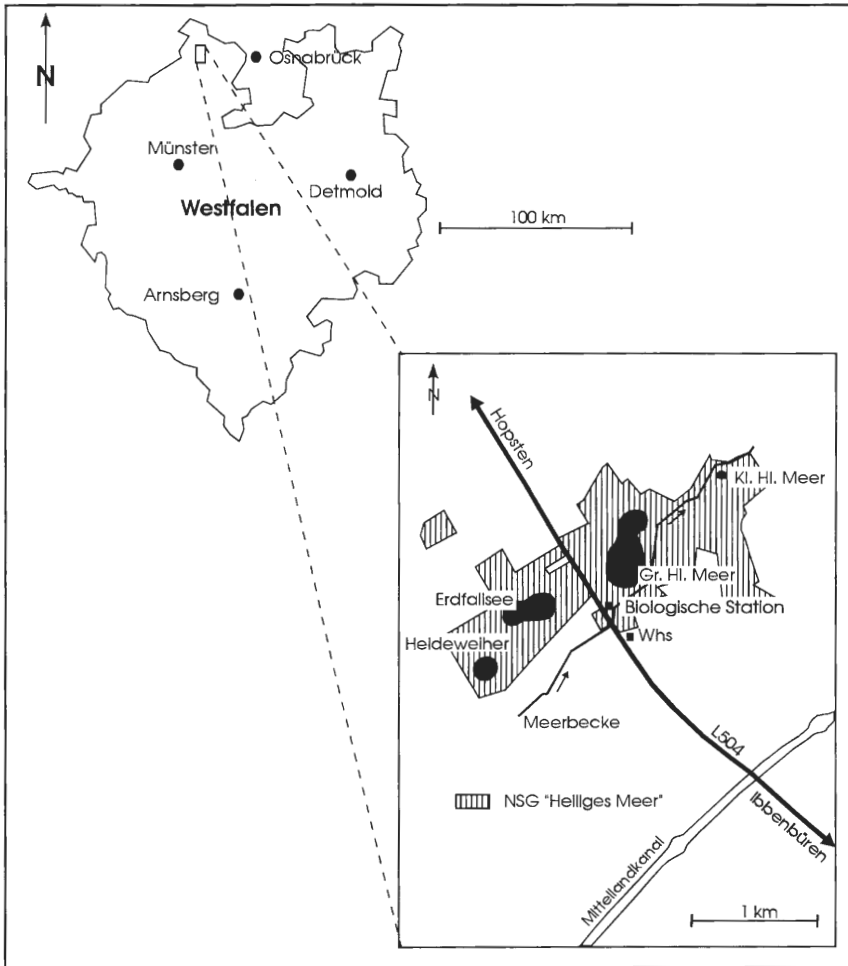


Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes.

Das Untersuchungsgebiet gehört zur Ebene des Norddeutschen Flachlandes, das dem Mittelgebirgsrücken - hier vertreten durch den Karbon-Horst des Schaffberges - vorgelagert ist. Der NW-Fuß des Schaffberges ist durch den Verlauf des Mittelland-Kanals markiert. Daran schließt sich nach NW die Gemarkung „Heiliges Feld“ mit der Gewässerlandschaft „Heiliges Meer“ an. Die Geländeoberfläche liegt hier bei etwa +41 bis +45 m NN.

Das feucht-milde Klima ist durch atlantische Luftmassen gekennzeichnet; die Jahresniederschläge liegen bei rund 750 mm, wovon knapp die Hälfte im Winterhalbjahr fällt.

„Das NSG Heiliges Meer ist durch seine Kombination von naturnahen, nährstoffarmen Lebensgemeinschaften und den eng benachbarten Gewässern mit unterschiedlichem Nährstoffgehalt einzigartig für Nordwestdeutschland, aber gerade die Nährstoffarmut ist durch anthropogene Eutrophierung in höchstem Maße bedroht“ (TERLUTTER 1995). Damit

ist die Aufgabenstellung eines laufenden, von der Volkswagen-Stiftung geförderten Projekts „Die Schadstoffbelastung der Gewässerlandschaft „Heiliges Meer“ und die Möglichkeiten der landschaftsplanerischen Gegensteuerung“ umrissen (POTT et al. 1996).

Die hydrogeologischen Untersuchungen im Rahmen des o.g. Projekts, für die die drei Autoren dieses Beitrags verantwortlich zeichnen, begannen im Frühjahr 1996 (WEINERT et al. 1997); sie sollen 1999 mit Vorlage der Dissertation der erstgenannten Autorin abgeschlossen werden. Kern der Arbeiten ist eine detaillierte Erfassung des Aquifersystems einschließlich seiner Hydraulik, seines Grundwasserhaushaltes und vor allem seiner Wasserbeschaffenheit. Aus dem Ist-Zustand sollen Schlüsse für mögliche zukünftige Entwicklungen gezogen werden. Diese Entwicklungen beziehen sich insbesondere auf anthropogene Einflüsse auf die Oberflächengewässer einschließlich des Grundwassers.

2. Bisherige Untersuchungen

Die naturwissenschaftlichen Aspekte des Gebietes und speziell des NSG, d.h. dessen Geologie, Hydrologie, Flora und Fauna, wurden jüngst von TERLUTTER (1995) zusammengefaßt. Im folgenden werden besonders die geologischen und hydrologischen Aspekte vertieft.

Die Ursache der Entstehung der Gewässer und speziell des Großen Heiligen Meeres deutet sich bereits in Sagen und Legenden an, die TERLUTTER zitiert. Danach könnte das Heilige Meer als durch Einbrechen der Erdoberfläche entstandenes „Bruchmeer“ gedeutet werden. Dieser Einbruch erfolgte u.a. nach pollenanalytischen Befunden zwischen 600 v. Chr. und 800 n. Chr., wahrscheinlich aber erst um 400-800 n. Chr. (SCHROEDER 1956). Die Wassertiefe des Sees beträgt heutzutage maximal ca. 10-11 m.

Die Entstehung des Erdfallsees am 14. April 1913 beschreiben die Geologen WEGNER (1913) und TIETZE (1914). Der plötzliche Einbruch machte eine Auslaugung von Salzgestein mit Hohlraumbildung im Untergrund wahrscheinlich. Während WEGNER eine stratigraphische Zuordnung der Evaporite offenläßt, sind nach TIETZE die „Auslaugungen ... mit großer Wahrscheinlichkeit im Zechstein“ anzunehmen. WEGNER (1913) gibt eine Beschreibung der oberflächennahen quartärzeitlichen Lockergesteine, die kurzfristig freilagen, ehe sie nach einigen Tagen vom ansteigenden (Grund-)Wasser verdeckt wurden. Es handelt sich um (abgekürzt nach WEGNER):

0,5 m	Humusschicht
2,0 m	gelbe Sande, nach unten etwas tonig
0,05-0,1 m	Torflage, auskeilend
1,0 m	grauer, tonfreier, scharfer Sand
0,05-0,08 m	Torflage, auskeilend
0,1-0,2 m	stark toniger Sand
3,0 m	grauer Sand, z.T. tonig, mit Torflage
>2,0 m	Schwimmsande

Die Mächtigkeit der angeschnittenen Schichten betrug also knapp 9 m, wenngleich der Erdfall im Südteil ursprünglich etwa 14 m tief war. Die eingeschalteten Torflagen deuten frühere wiederholte Senkungsperioden mit Vermoorungen vermutlich im jüngeren Holozän an. TIETZE spricht im oben genannten Profil von „ziemlich feinkörnigen Sanden“ (sog. Emstalsande), während die Bezeichnung „scharf“ bei WEGNER auch gröberes Korn andeutet. „Talsande“ im Sinne von TIETZE sollen im Großraum 60 m Mächtigkeit erreichen. Diese müssen als bedeutender, prinzipiell ungespannter Grundwasserleiter mit geringem Flurabstand angesehen werden. Der hydraulische Zusammenhang dieses Was-

serkörpers ist im engeren Untersuchungsgebiet dadurch belegt, daß bei Einbrechen des Erdfallsees synchron der Grundwasserspiegel einiger benachbarter Hausbrunnen kurzfristig anstieg und lokal sogar Wasser an der Oberfläche austrat (WEGNER 1913).

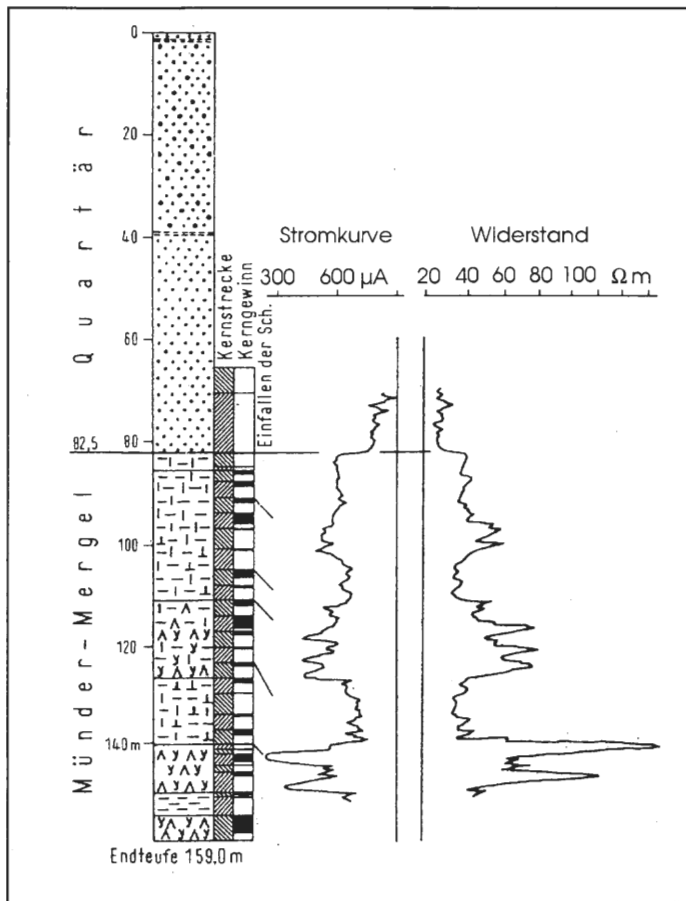


Abb. 2: Säulenprofil und Bohrlloch-Meßdiagramm der Untersuchungsbohrung Hörstel 1015 (aus THIERMANN 1975b). Die Lage der Bohrung ist der Abb. 3 zu entnehmen.

LOTZE (1957) hat die Senkungsformen der „Heilig-See-Zone“ quasi monographisch bearbeitet und auch knappe Angaben über die Grundwasserverhältnisse gemacht (1951). Er unterscheidet 61 Hohlformen, die er einer morphologischen Klassifikation und Typisierung unterzieht. Unter den „ursprünglichen (rein natürlichen) Hohlformen“ werden A. „Flachsenken ohne scharfe Ränder“ und B. „Steiler geböschte Hohlformen mit scharf markierten Rändern“ unterschieden. Der Erdfallsee gehört im westlichen Teil zu A., im östlichen zu B.. Auch das Große Heilige Meer rechnet z.T. zu A. und z.T. zu B.. Auch LOTZE (1957) glaubte als Ursache der Senkungen Subrosion von Zechstein-Evaporiten (Anhydrit bzw. Gips neben untergeordnet Steinsalz) heranziehen zu müssen. Dies konnte von THIERMANN (1975a, b) eindeutig widerlegt werden. Diesem Autor standen Bohrerergebnisse der Erdölindustrie zur Verfügung, darunter die der 159 m tiefen Untersuchungsbohrung „Hörstel 1015“ (s. Abb. 2) an der Landstraße L 504 etwa zwischen Erdfallsee und Großem Heiligen Meer, visavis der jetzigen Biologischen Station (s. Abb. 3). Hier

wurde die Quartärbasis bei 82,5 m unter Gelände (-37,5 m NN) erreicht, darunter Mündler-Mergel (Oberer Jura) bestehend aus einer Wechsellagerung Tonmergelstein / Anhydrit; unterhalb der Endteufe ist mächtiges Steinsalz zu erwarten. Diese Gesteine sind für die Entstehung der Erdfälle im engeren Untersuchungsgebiet verantwortlich.

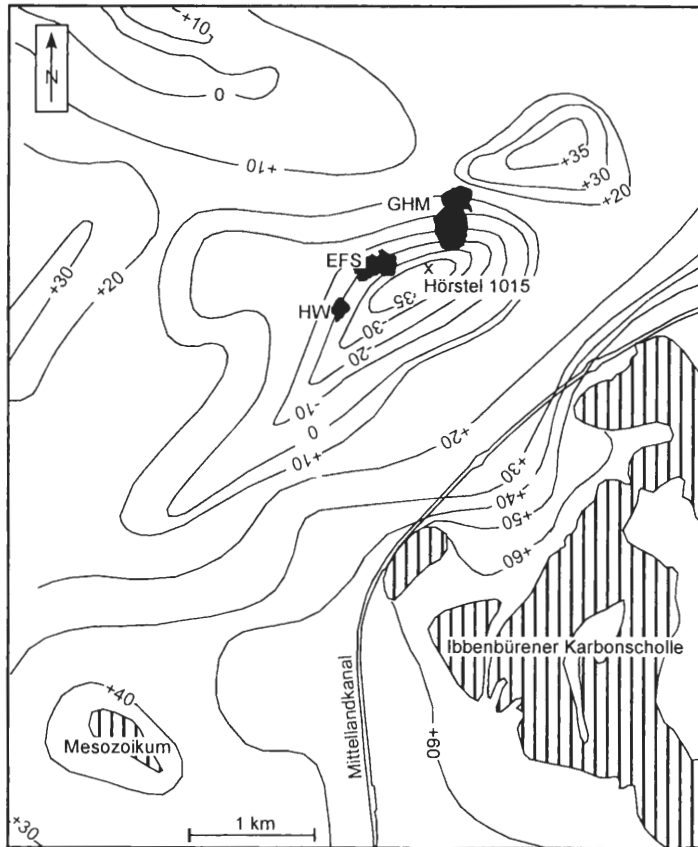


Abb. 3: Tiefenlage (m NN) der Quartärbasis im Bereich der Erdfallzone des „Heiligen Feldes“ nach THIERMANN 1975b. Zur Orientierung sind das Große Heilige Meer (GHM), der Erdfallsee (EFS) und der Heideweiher (HW) angegeben.

Durch Subrosion jurassischer Salinargesteine sind auch in den letzten Jahrzehnten aufgetretene Erdfälle zu erklären, die östlich (RUNGE 1959) und südlich (LINDENSCHMIDT & REHAGE 1982) und damit außerhalb der Heilig-Meer-Zone LOTZES liegen. Im Südwesten dieser Zone sind nach THIERMANN allerdings auch Auslaugungen von Steinsalz des Mittleren Muschelkalks zu erwarten.

Wir versuchen eine **hydrogeologische** Interpretation der Befunde wie folgt:

- Das quartärzeitliche Aquifersystem kann örtlich über 80 m Mächtigkeit erreichen; THIERMANNs Karte der Quartärbasis (s. Abb. 3) läßt eine SW-NE-streichende Rinneentiefung im Untergrund des Heiligen Feldes erkennen, die im Nordosten allerdings durch ein Hochgebiet abgeschnitten ist.
- Im basalen Teil des Quartärs ist das Grundwasser nach der Widerstandskurve der Bohrung Hörstel 1015 versalzen (Abb. 2); die Grenze Salz-/Süßwasser liegt also an dieser Stelle oberhalb 70 m (-25 m NN); nach SUCHAN (in THIERMANN 1975a) wurden in eini-

gen Brunnen nördlich der Gemarkung „Heiliges Feld“ Grundwasser mit erhöhten Salzgehalt angetroffen, darunter eines am Südrand von Hopsten mit 4,3 g/l Lösungsinhalt vom Typ Ca-Na-SO₄-Cl, was eine Herkunft aus Münder-Mergel nahelegt.

- Der generelle Grundwasserabstrom erfolgt vom Fuß des Schafberges nach Norden bis Nordwesten; auf dem Grundwassergleichenplan der HK 50 Blatt L 3710 Rheine (KOCH 1983) ist der gleichmäßige Abstrom (Gradient $I=1,4-2 \cdot 10^{-3}$) im Bereich Erdfallsee/Großes Heiliges Meer durch eine Anomalie in Form einer örtlichen Aufhöhung der Grundwasseroberfläche unterbrochen (Abb. 4).

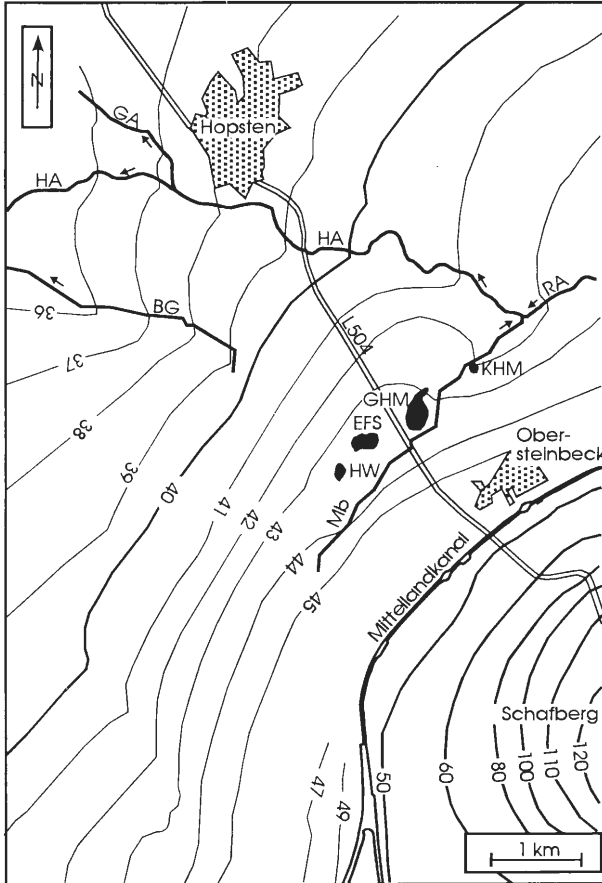


Abb. 4: Grundwassergleichenplan nach KOCH (1983). (BG= Breischengraben, EFS= Erdfallsee, GA= Giegel Aa, GHM= Großes Heiliges Meer, HA= Hopstener Aa, HW= Heideweier, KHM= Kleines Heiliges Meer, Mb= Meerbecke, RA= Recker Aa).

Als Vorläufer unseres im Kapitel 1 vorgestellten Projektanteils dürfen die vor wenigen Jahren von PUST (1993) vorgelegten ersten Untersuchungsergebnisse im NSG „Heiliges Meer“ gewertet werden. Das Schwergewicht lag auf der Beschaffenheit des flachen Grundwassers bis ca. 10 m unter Gelände. Es wurde ein Netz von 23 Beobachtungsbrunnen (Abb. 7) wiederholt beprobt; diese Meßstellen sind pro Rohr mit je 1 m langen Filterstrecken bei 1,5-2,5 m, 4-5 m und 9-10 m unter Gelände ausgebaut, mit Filterkies umschüttet und dazwischen mit Quelltondichtungen versehen. Durch Einhängen einer

Tauchpumpe bei 2,5 bzw. 9 m können tendenziell Tiefenänderungen der Grundwasserbeschaffenheit erfaßt werden, aber exakte tiefenbezogene Aussagen sind kaum möglich. Dennoch konnte PUST (1993) folgende Ursachen anthropogener Veränderungen der Grundwasserbeschaffenheit identifizieren:

- landwirtschaftliche Nutzflächen (Acker- und Weideland), die das NSG vollständig umgeben;
- die Landstraße L 504 und
- die Meerbecke, die südöstlich des NSG fließt bzw. seit Ende der 60er Jahre östlich um das Große Heilige Meer herumgeleitet ist, ehe sie in die Recker Aa mündet.

Gegen den geogenen Background der Grundwasserbeschaffenheit werden die verschiedenen anthropogenen Einflüsse - nach dem derzeitigen Kenntnisstand - im Kap. 4 ausführlich behandelt. Dabei geht es vor allem um die Frage, inwieweit die ökologisch wertvollen Stillgewässer des NSG über den Grundwasserpfad gefährdet oder schon geschädigt sind. Eine Gefährdung durch flaches Grundwasser ist für den östlichen Bereich des Großen Heiligen Meeres unstrittig, wo die Meerbecke zeitweise influent ist. PUST et al. (1997) haben dazu interessante winterliche Beobachtungen mitgeteilt.

3. Methodik

3.1 Sedimentanalysen

Während des Bohrvorgangs erfolgte bei allen Bohrungen nach jedem Schichtwechsel, mindestens aber meterweise, die Entnahme von Bodenproben von der jeweiligen Bohrfirma. Einen Eindruck von der Beschaffenheit der gewonnenen Bodenproben gibt die Abb. 5.

Für die bodenanalytischen Untersuchungen stehen insgesamt 289 Sedimentproben zur Verfügung. Das Bodenmaterial der BBR 1-23 (222 Einzelproben) wurde bis zur Bearbeitung 1996 trocken und kühl gelagert.

Zu den bodenanalytischen Untersuchungen zählte als erster Schritt die Ansprache des Bohrgutes im Gelände mit zugehöriger Dokumentation in Schichtenverzeichnissen nach DIN 4022, T 1 (1987).

Zur Ermittlung der Durchlässigkeit des Grundwasserleiters erfolgte eine Naßsiebung sämtlicher Bodenproben nach DIN 18123 (1983). Bei erhöhtem Feinkornanteil wurde zusätzlich eine Schlämmanalyse durchgeführt (DIN 18123).

Aus den Ergebnissen der Sieb- und Schlämmanalysen ließen sich nach dem Verfahren von BEYER (1964) die Durchlässigkeitsbeiwerte (k_f in m/s) bestimmen. Für Bodenproben, deren Material schlecht sortiert ist, fand zusätzlich das Verfahren von NAHRGANG (DVGW 1983) Berücksichtigung.

Unter Zugrundelegung der ermittelten Durchlässigkeitsbeiwerte sowie der Klassifizierung eines Korngemisches durch den Ungleichförmigkeitsgrad und die Lagerungsdichte läßt sich die nutzbare (effektive) Porosität des Grundwasserleiters nach BEYER & SCHWEIGER (1969) ermitteln.

Während des oben genannten Siebvorgangs wurde der Kiesanteil (> 2 mm Korngröße) separiert und auf sein Gesteinsspektrum hin untersucht.

Neben den Siebanalysen wurde für die 67 Sedimentproben der Multilevel-Brunnen kurz nach der Probenahme der Gesamtkohlenstoff-Gehalt (C in %) bestimmt, da er als ein wesentlicher Bestandteil aller organischen Substanzen entscheidenden Einfluß auf die verschiedensten physikochemischen Eigenschaften des Bodens und das den Boden durch-



Abb. 5: Bohrgut aus dem Multilevel-Brunnen ML 1. Der Probenahmeabstand beträgt 1 m. Die unterschiedliche Färbung wird durch Austrocknung an der Luft deutlich.

strömende Grundwasser hat. Die Bestimmung des Gesamtkohlenstoff-Gehaltes erfolgte konduktometrisch (SCHLICHTING et al. 1995) mit dem Meßgerät Carmhograph 8 der Firma Wösthoff an der Universität Osnabrück. Auf eine entsprechende Bearbeitung der Proben der Meßstellen BBR 1 bis 23 wurde aufgrund der langen Lagerzeit verzichtet.

3.2 Meßstellennetz

Zur hydrogeologischen Beschreibung der Gewässerlandschaft „Heiliges Meer“ stehen insgesamt 25 Grundwassermeßstellen zur Verfügung (Lageplan s. Abb. 7). Im einzelnen handelt es sich dabei um 23 jeweils 10 m tiefe Grundwassermeßstellen, die von der Firma Reeker (Hopsten) 1991 und 1992 im Trockenbohrverfahren niedergebracht wurden (s. Kap. 2). Im März 1996 wurden im Zuge unseres Projektes zwei weitere Bohrungen, die bis in eine Tiefe von 30 m reichen, von der Firma B. Vormann (Nottuln) ebenfalls im Trockenbohrverfahren (Durchmesser 324 mm) mit durchgehender Probengewinnung erstellt. Als Bohrwerkzeug wurde bis 2 m Tiefe die sogenannte Schnecke benutzt, bis zur Endteufe kam dann ein Ventilbohrer zum Einsatz.

Der Ausbau dieser zwei Bohrungen (ML 1 und ML 2) erfolgte nach der von der Ruhr-Universität Bochum in Zusammenarbeit mit der Firma Pumpenboese (Hannover) entwickelten Multilevel-Technik (LEUCHS & OBERMANN 1991, Prospekt der Fa. Pumpenboese KG) (s. Abb. 6).

Pro Meßstelle sind jeweils 10 einzelne Multilevel-Filter entsprechend den sedimentologischen Gegebenheiten des Untergrundes eingebaut worden (s. Tab. 1).

Zur detaillierten Auflösung der hydrochemischen Verhältnisse wurden die Filterabstände im oberen Bohrabschnitt kürzer (2 m Abstand) als im unteren gewählt, da mit jahreszeit-



Abb. 6: Einbau des Rohrstrangs am Multilevel-Brunnen ML 2 durch die Firma B. Vormann.

lichen Änderungen des Grundwasserchemismus hauptsächlich in den oberen Metern zu rechnen war. Für die Grundwasserentnahme aus dem Basalbereich der Brunnen ist jeweils ein Filterrohr am Ende des Rohrstrangs in einer Tiefe von 29-30 m eingebaut und mit Filterkies ummantelt worden.

Tab. 1: Tiefenposition der einzelnen Multilevel-Filter.

Tiefenposition der Multilevel-Filter (m unter Gelände)	
ML 1	2 / 4 / 6 / 8 / 10 / 12 / 15 / 17,5 / 20,5 / 25,5
ML 2	2 / 4 / 6 / 8 / 10 / 12 / 15 / 18 / 21 / 24,5

Im Zusammenhang mit Fragen der Grundwasserneubildung aus versickernden Niederschlägen erfolgt eine Erfassung der Sickerwasserquantität und -qualität innerhalb wichtiger, im Untersuchungsgebiet flächenhaft verbreiteter Vegetationseinheiten (s. Tab. 2). Zu diesem Zweck wurden im Sommer 1996 5 Kleinst-Lysimeter im Umfeld bestehender Beobachtungsbrunnen (BBR 12, 14, 16, 21, 23; s. Abb. 7) eingebracht. Die Anlagen sind aus chemisch-neutralem Material gefertigt und bestehen jeweils aus einem wasserdichten, nicht wägbaren, zylinderförmigen Behälter mit kontinuierlichem Sickerwasserablauf und Probenahmeschacht mit Auffanggefäß (2 l). Der Zylinder enthält einen 55 cm hohen, weitgehend ungestört eingebrachten, bewachsenen Bodenmonolithen mit 40 cm Durchmesser. Die regelmäßige Beprobung begann nach einjähriger Konsolidierungsphase im Herbst 1997.

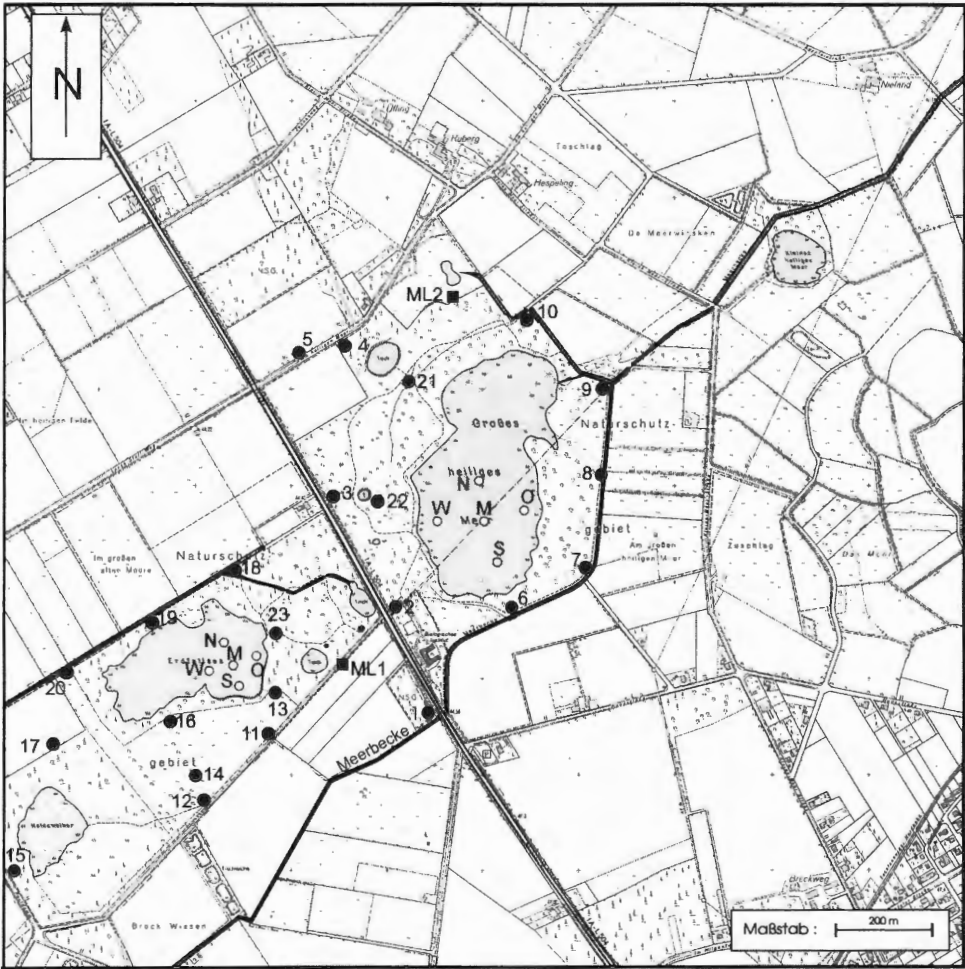


Abb. 7: Lage der Grundwassermeßstellen 1 bis 23 und der Multilevel-Brunnen ML 1 und ML 2 in der vom Landesvermessungsamt Nordrhein-Westfalen zur Verfügung gestellten Deutschen Grundkarte. Zusätzlich sind die nach den Himmelsrichtungen bezeichneten Entnahmestellen der Seen Großes Heiliges Meer und Erdfallsee Kreise markiert.

Tab. 2: Mit Lysimetern versehene Vegetationseinheiten. Die Lage der Beobachtungsbrunnen ist der Abb. 7 zu entnehmen.

Vegetationseinheit	BBR
<i>Erico tetralicis-Molinietum</i> (Pfeifengras-Rasen)	23
<i>Genisto-Callunetum typicum</i> (Trockene Heide)	21
<i>Spergulo vernalis-Corynephorum canescentis</i> (Silbergras-Flur)	12
<i>Agrostietum tenuis</i> (Rotstraußgras-Flur)	14
<i>Epilobio palustris-Juncetum effusi</i> (Flutterbinsen-Weide)	16

3.3 Erfassung der Grundwasserdynamik

An den 25 Grundwassermeßstellen wurden in den hydrologischen Jahren 1996 und 1997 die Grundwasserstände regelmäßig (ca. monatlich) mittels eines Lichtlots gemessen und auf Normal Null (NN) bezogen. Zusätzlich zu den manuellen Messungen erfolgte im März 1997 die Montage eines Pegelschreibers der Firma Ott zunächst auf der Meßstelle BBR 10. Diese Meßstelle wurde vorwiegend aus logistischen Gründen (geringer Publikumsverkehr, keine Erschütterungen durch Weidetiere sowie gute Erreichbarkeit mit dem Auto) ausgewählt.

Neben der Ermittlung der Grundwasserstände werden auch die Wasserstände der Oberflächengewässer dokumentiert. Zu diesem Zweck sind im Zuge des Projektes an den einzelnen Still- und Fließgewässern Lattenpegel installiert worden.

Zur anschließenden Auswertung der Wasserstände ist eine Korrelation mit den Tagesniederschlägen von besonderer Bedeutung. Hierzu werden die mit dem Hellmann'schen Niederschlagsmesser der Biologischen Station „Heiliges Meer“ seit 1971 gemessenen Werte herangezogen.

Die ermittelten Grundwasserstände eines Stichtages lassen sich in einen Gleichenplan umsetzen, der ein räumliches Bild über die Strömungssituation liefert. Als Grundlage für die Erstellung des Gleichenplans dient das Isolinienprogramm ISO/9 von Dr. P.P. Smolka (Universität Münster, Geologisch-Paläontologisches Institut). Der mit dem Programm ermittelte Plan wurde einer anschließenden Plausibilitätskontrolle unterzogen und entsprechend korrigiert.

3.4 Entnahme von Grundwasserproben

Der in der vorliegenden Arbeit berücksichtigte Probenahmezeitraum erstreckt sich vom März 1996 bis zum September 1997 und umfaßt somit etwa drei hydrologische Halbjahre. Die **Beobachtungsbrunnen** BBR 1 bis 23 wurden im ersten Beprobungsjahr (März 1996 bis März 1997) monatlich in einer Tiefe von 2 m und 9,5 m beprobt (s. auch PUST 1993). Da jedoch eine Trennung der einzelnen Filter (z.B. durch Packereinsatz) in der Verrohrung nicht möglich ist, sind hydraulische Kurzschlüsse zwischen den einzelnen Filtern nicht auszuschließen. Aus diesem Grund wurde ab März 1997 nur noch das obere Tiefenniveau monatlich beprobt. Eine Grundwasserentnahme aus dem basalen Bereich der Meßstellen fand weiterhin alle zwei Monate zu Kontrollzwecken statt.

Die Probenahme an den **Multilevel-Brunnen** wurde mit einer für diesen Zweck entworfenen Apparatur der Universität Osnabrück durchgeführt (s. Abb. 8). Dabei handelt es sich um ein Kupferrohrgestell mit einzelnen Anschlüssen (GEKA-Kupplungen) für die aus den jeweiligen Multilevel-Teilfiltern zulaufenden PVC-Schlauchverbindungen. In den ersten Monaten stand leihweise die Entnahmeapparatur des Wasserwerkes Harsewinkel für die Probenahme zur Verfügung (vgl. OSWALD & LÖHNERT 1990).

Zur Messung der physikalischen Vor-Ort-Parameter wird eine Vakuummeßkammer aus Kunststoff an den Schlauch des jeweils zu beprobenden Filters angeschlossen. Hinter der Meßkammer schließt sich ein Glasgefäß mit einem Volumen von zwei Litern für die Probenahme an, das wiederum am beschriebenen Kupferrohr befestigt wird. Dieser Apparatenaufbau gewährleistet ein geschlossenes Vakuumsystem. Allerdings kann es dabei zu einer systembedingten Entgasung von Wasserinhaltsstoffen kommen.

Die Grundwasserförderung der einzelnen Filterstufen der Multilevel-Brunnen erfolgt gleichzeitig, so daß eine weitgehend horizontale Anströmung erreicht wird und repräsentative tiefenbezogene Proben gewonnen werden können. Nach Beprobung der einzelnen

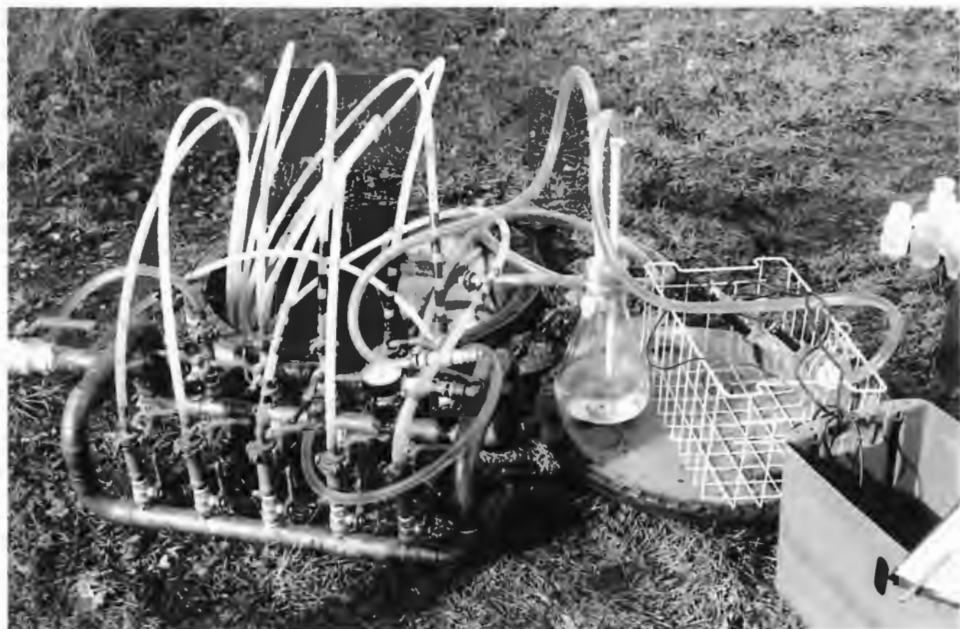


Abb. 8: Probenahme am Multilevel-Brunnen ML 2.

Filter von oben nach unten wird auch aus dem Zentralfilterrohr (29-30 m) mit derselben Entnahmetechnik eine Grundwasserprobe entnommen.

Im ersten Beprobungsjahr (März 1996 bis März 1997) fand die Grundwasserentnahme aus allen Tiefen in einem Rhythmus von zwei Monaten statt. Da es jedoch ab Winter 1996/97 zu deutlichen Veränderungen der Grundwasserbeschaffenheit in den oberen Metern kam, wurden seit diesem Zeitpunkt die Filter bis 10 m Tiefe monatlich beprobt.

Im ersten Halbjahr der Beprobung ließen sich noch deutliche Trübungen der Wasserproben durch Feinsedimente beobachten, während es danach nur noch zu gelegentlichen leichten Trübungen kam. Dieser Effekt spricht für die allmähliche Ausbildung eines natürlichen Sedimentfilters um die Multilevel-Filter.

3.5 Analytik

Über die durchgeführten **chemischen Analysen** der genommenen Wasserproben, die verwendeten Geräte und die Analyseorte gibt die Tab. 3 Aufschluß.

Neben den in der Tab. 3 aufgeführten Untersuchungen wurden bisher nur stichprobenhaft **Isotopengehaltsbestimmungen** an einigen Wasserproben von der Firma Hydroisotop in Schweitenkirchen (bei München) durchgeführt.

Isotopenmethoden beruhen auf der Tatsache, daß Wasser von Natur aus (Isotopenfraktionierung, radioaktiver Zerfall) bzw. durch den Menschen (z.B. Kernwaffenversuche) durch bestimmte stabile und radioaktive Umweltsotope gekennzeichnet ist (s. dazu MOSER & RAUERT 1980). Diese Markierungen können Rückschlüsse über das Grundwasseralter bzw. über die Verweilzeit und somit über die Fließgeschwindigkeiten des Grundwassers liefern. Weiterhin besteht die Möglichkeit, Grundwassertypen bzw. deren Mischung und Grundwassereinzugsgebiete zu erfassen.

Die Grundwasserproben der Multilevel-Brunnen vom November 1996 wurden nach elektrolytischer Anreicherung mit einem Flüssigkeitsszintillationsspektrometer auf ihren Gehalt an **Tritium** (^3H) analysiert. Die Konzentration dieses radioaktiven Wasserstoffisotops - mit einer Halbwertszeit von 12,43 Jahren - wird in **Tritium Units** ($\text{TU} = 0,119 \text{ Bq/l}$) angegeben. Die Meßgenauigkeit ist probenspezifisch, wobei der Schwankungsbereich mit zweifacher Standardabweichung berechnet ist.

Aufgrund einer - bedingt durch die verschiedenen Atombombenversuche (Ende der 50er bis Mitte der 60er Jahre) - heute nicht mehr bestimmaren Anfangstritium-Konzentration im Grundwasser und durch Vermischung verschieden alter Wässer ist eine exakte Altersbestimmung nicht möglich. Außerdem führen unterschiedliche Grundwasserneubildungsraten und hydromechanische Dispersion zu Veränderungen. So ist prinzipiell nur zwi-

Tab. 3: Überblick über die ermittelten Parameter mit ihren Einheiten und Meßgeräten sowie den Analyseorten.

Parameter		Einheit	Meßgerät / Elektrode	Meßort
Feldmethoden	Temperatur	T	°C	Temperaturfühler des WTW LF 90
	Leitfähigkeit	Lf	$\mu\text{S/cm}$	WTW Lf 90
	pH-Wert	pH	-	WTW pH 90
	Redoxpotential	Eh	mV	WTW pH 90 <u>Bezugselektrode:</u> Silberchlorid-Elektrode mit 3 mol/l Kaliumchlorid-Elektrolytlösung
	Sauerstoff	O ₂	mg/l bzw. %	Methode nach Winkler (HÜTTER 1994) bzw. WTW OXI 92
	freies Kohlendioxid	CO ₂	mg/l	Titration mit 0,02 N Natronlauge gegen Phenolphthalein
Labormethoden	Hydrogencarbonat	HCO ₃ ⁻	mg/l	Titration mit 0,05 N Salzsäure gegen Methylorange
	Organische Substanz	---	mg/l	Oxidierbarkeit mit Kaliumpermanganat
	Ammonium	NH ₄ ⁺	mg/l	Spektralphotometer Uvikon 931 / Kontron bzw. Nanocolor 100D / Macherey-Nagel
	Nitrat	NO ₃ ⁻		
	Nitrit	NO ₂ ⁻		
	Phosphat	PO ₄ ³⁻		
	Eisen	Fe _{ges}	mg/l	Labor der Biologischen Station „Heiliges Meer“
	Sulfat	SO ₄ ²⁻		
	Chlorid	Cl ⁻		
	Calcium	Ca ²⁺		
	Magnesium	Mg ²⁺		
	Natrium	Na ⁺		
	Kalium	K ⁺		
	Mangan	Mn ²⁺	mg/l	Universität Osnabrück, Fachbereich Ökologie
	Zink	Zn ²⁺		
				aa/ae Spectrophotometer 357 / Instrumentation Laboratory bzw. Analyst 300 / Perkin Elmer

schen tritiumarmem Grundwasser, das vor Beginn der Atombombenversuche infiltrierte, tritiumreichem Grundwasser, das der Zeit der Atombombenversuchen zuzuordnen ist, sowie jungem Infiltrat zu unterscheiden.

Neben den Tritium-Untersuchungen sind ausgesuchte Grundwasser- und Oberflächenwasserproben auf die stabilen Isotope **Sauerstoff-18** (^{18}O) und **Deuterium** (^2H bzw. D) mittels Massenspektrometer untersucht worden. Das Häufigkeitsverhältnis R von ^2H bzw. ^{18}O wird zur Erhöhung der Genauigkeit nicht absolut, sondern relativ auf den internationalen V-SMOW-Standard (**V**ienna-**S**tandard-**M**ean-**O**cean-**W**ater) bezogen und als Delta-wert (δ) in Promille (‰) mit einer Genauigkeit von 0,15 ‰ (^{18}O) bzw. 1,5 ‰ (^2H) angegeben.

Die stabilisotopische Zusammensetzung von Niederschlag folgt weltweit einer Regressionsgeraden, die als meteorische Wasserlinie (**M**eteoritic **W**ater **L**ine, MWL) wie folgt beschrieben wird:

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

Bei Phasenänderungen (Evaporation, Kondensation) unter Gleichgewichtsbedingungen bewegen sich infolge von Isotopenfraktionierungseffekten alle meteorischen Wässer entlang der MWL, so auch die aus Niederschlag gebildeten Grundwässer. Durch Verdunstungsvorgänge in Oberflächengewässern (z.B. Seen) ändert sich die o.g. $\delta^2\text{H}$ - $\delta^{18}\text{O}$ -Relation: die „Verdunstungsgerade“ besitzt eine geringere Steigung (< 8) als die „Niederschlagsgerade“ und die Position der durch Evaporation beeinflussten Oberflächenwässer liegt unterhalb der MWL. Auf diese Weise sollen die Grund- und Oberflächenwässer des Untersuchungsgebietes und ihre Beziehungen zueinander geprüft werden.

4. Ergebnisse

4.1 Quartärer Grundwasserleiter

Genauere Aussagen über den Aufbau des über 80 m mächtigen quartären Grundwasserleiters (s. Kap. 2) lassen sich aufgrund der beschränkten Bohrtiefe von maximal 30 m nur bis in diese Tiefe machen.

Wie die Geländeaufzeichnungen und die Laboranalysen zeigen, setzt sich das Bodenmaterial bis mindestens 10 m Tiefe im wesentlichen aus humusarmen, pleistozänen Fein- und Mittelsanden mit einem Gesamtkohlenstoff-Gehalt bis 0,5 % zusammen (s. Abb. 9). Gelegentlich sind Beimengungen von Schluff und Grobsand sowie organischem Material zu beobachten. Die in der geologischen Karte Blatt 3611 Hopsten aufgeführten holozänen Bruchwaldtorfe sind in den BBR 8 und 9 bis in eine Tiefe von maximal 2 m nachweisbar.

Für das Quartär unterhalb der bisher im Detail bekannten 10 m ergaben sich im Zuge des Projektes durch die Ergebnisse der beiden Multilevel-Brunnen neue Erkenntnisse (s. Abb. 10).

Insgesamt ist eine Dreiteilung des Grundwasserleiters bis 30 m Tiefe zu beobachten. Im ersten Abschnitt (bis ca. 15 m [ML 1] bzw. 11 m [ML 2] Tiefe) erscheint das erbohrte Sedimentmaterial relativ einheitlich. Erst die Ergebnisse der Korngrößenanalysen haben gezeigt, daß das Sediment bis ca. 5 m unter Gelände teilweise ein gröberes Kornspektrum als das darunter anstehende Material aufweist (s. Kap. 4.2). Diese bei fast allen Bohrungen gemachte Beobachtung kann als Hinweis auf wechselnde Ablagerungsbedingungen vom fluvialen Milieu (Talsande der Niederterasse und Hochflutsedimente) hin zu äolischen Bedingungen (Dünen und Flugsande) gedeutet werden.

Unterhalb der relativ einheitlichen Talsande wurde in beiden Multilevel-Brunnen ein Abschnitt wechselnder Sedimente mit erhöhtem Schluffanteil und Torfschichten erbohrt. Die organogenen Lagen mit z.T. größeren Holzstücken weisen auf einen wärmeren Ablagerungszeitraum mit ausgeprägter Vegetation hin. Weiterhin deuten die feinkörnigen Sedimente auf geringe Fließgeschwindigkeiten und somit auf das langsame Verlanden bzw. Vermooren von Oberflächengewässern hin. Infolge davon ist der Gesamtkohlenstoff-Gehalt der feinkörnigen Ablagerungen - aufgrund der adsorbierenden Wirkung von Tonmineralien (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992) - häufig leicht erhöht (s. Abb. 9).

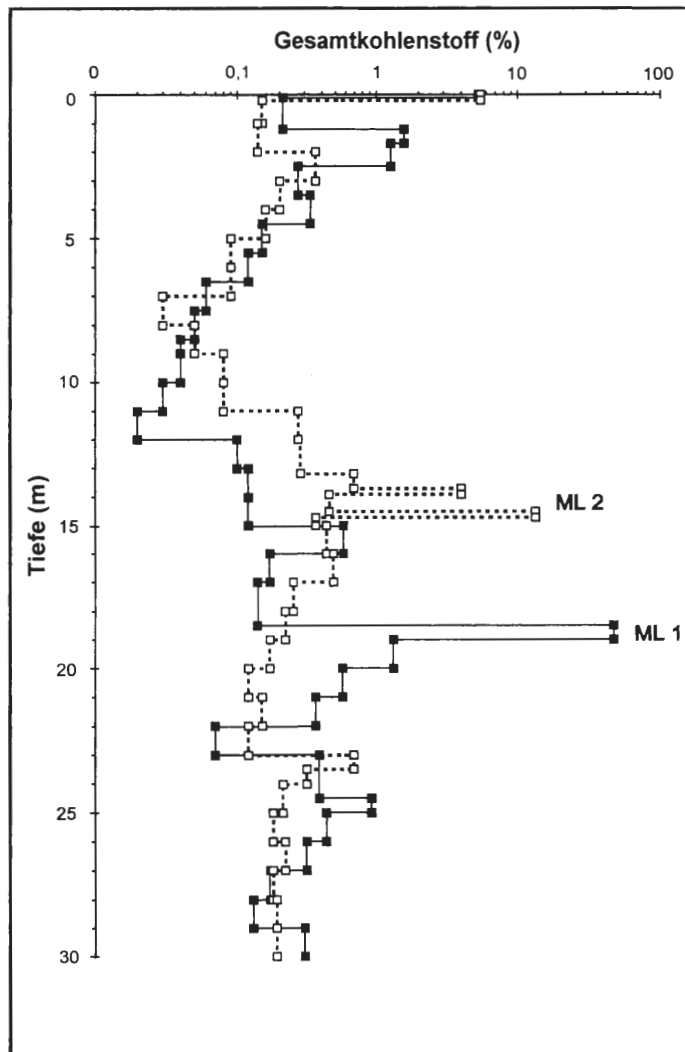


Abb. 9: Gesamtkohlenstoff-Gehalt in Prozent (%) der Bodenproben der Multilevel-Brunnen ML 1 und ML 2.

Als Besonderheit des **ML 1** ist zum einen eine 50 cm mächtige organogene Schicht mit größeren Holzresten in 18,5 m Tiefe zu nennen. Der Gesamtkohlenstoff-Gehalt von 47 % (s. Abb. 9) weist diesen Horizont nach DIN 1054 (1976) als hochorganisch und somit als

Torf aus. Zum anderen ist im Tiefenbereich von 19-29 m ein erhöhter Schluffanteil ($> 10\%$) nachweisbar, der zwischen 24,5 m und 25 m auf ca. 70 % zunimmt.

Auch das Bohrprofil des **ML 2** zeigt eine organogene Lage (14,5-14,7 m). Mit nur 12,3 % Gesamtkohlenstoff ist der Anteil an anorganischem Material hier jedoch deutlich größer (s. Abb. 9). Weiterhin wurde ein Schluffband in 13,7-13,9 m angetroffen.

Bemerkenswert ist weiterhin der im Basisbereich (ab 24 m) des ML 2 erbohrte Anteil an Grobsand und Kies. Bei dem Kiesmaterial handelt es sich im wesentlichen um das typische Spektrum nordischen Materials (Granit, Gneis, Porphyrit etc.) sowie um Feuersteine, die wahrscheinlich aus den Oberkreidegesteinen Norddeutschlands bzw. dem Ostseegebiet stammen (THIERMANN 1975a). Außerdem sind auch geringe Anteile lokaler Gesteine vertreten (z.B. Sandsteine des Ibbenbürener Karbons).

Der Ablagerungszeitraum der organogenen Bildungen im ML 1 fällt sehr wahrscheinlich in ein Interstadial des Weichsel-Frühglazials (Brörup = WFII), wie die durchgeführten **pollenanalytischen Untersuchungen** von Herrn Dr. G. Caspers (Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Hannover) gezeigt haben. Ob das organogene Material des ML 2 demselben Interstadial zuzuordnen ist, bleibt wegen der Dominanz von Nichtbaumpollen unsicher.

Unterhalb der genannten Weichsellagerung wurden wiederum Fein- bis Mittelsande erbohrt, die dann im ML 2 in gröbere Sedimente mit Kiesanteil übergehen (s. Abb. 10). Das grobkörnige Material deutet auf ein feuchteres Klima mit einem stärkeren Transportregime hin, wie es zur Zeit der Frühweichsel-Eiszeit herrschte. Genauere Untersuchungen des separierten Kiesspektrums könnten weitere Hinweise über den Ablagerungszeitraum und die Ablagerungsbedingungen geben.

Aufgrund der stärkeren Absenkung im Zentrum der Senkungszone (s. Abb. 3, Quartärbasis) sind im ML 1 größere Mächtigkeiten der einzelnen Abschnitte zu erwarten. Es ist somit anzunehmen, daß auch im Bereich des ML 1 unterhalb von 30 m gröbere Sedimente folgen.

4.2 Aquiferparameter und Grundwasserdynamik

Die nach der BEYER-Methode (1964) ermittelten **kf-Werte** schwanken in den oberen 10 m (BBR 1 bis 23 sowie ML 1 und 2) des Grundwasserleiters in einem relativ kleinen Intervall von $1,5 \cdot 10^{-5}$ m/s bis $1,9 \cdot 10^{-4}$ m/s. Bei differenzierter Betrachtung fällt auf, daß die kf-Werte im Tiefenbereich von 0-5 m mit durchschnittlich $1,1 \cdot 10^{-4}$ m/s um etwa eine halbe Zehnerpotenz über denen des Tiefenbereichs von 5 m bis 10 m (Durchschnitt um $5,0 \cdot 10^{-5}$ m/s) liegen (s. Abb. 11). Da diese Erscheinung bei fast allen Beobachtungsbrunnen und auch bei den Multilevel-Brunnen (s. Abb. 12) beobachtet werden kann, ist trotz der relativ eng begrenzten Schwankungsbreite wahrscheinlich von einem Sedimentationswechsel auszugehen (s. auch Kap. 4.1). Nach DIN 18130, T 1 (1989) sind die Sedimente im oberen Abschnitt überwiegend als stark durchlässig und im Abschnitt unterhalb 5 m als durchlässig einzustufen.

Wie in Kapitel 4.1 festgestellt wurde, sind unterhalb von ca. 10 m Tiefe deutliche Unterschiede in der Korngrößenzusammensetzung zu beobachten. Dies spiegelt sich in der Bandbreite der kf-Werte zwischen $1 \cdot 10^{-8}$ m/s (Orientierungswert für Schluff nach PRINZ 1991) und $6,4 \cdot 10^{-4}$ m/s wider, wie Abb. 12 veranschaulicht.

Die geringmächtigen Schluffschichten sind nach DIN 18130, T 1 (1989) als schwach durchlässig (10^{-6} bis 10^{-8} m/s) und das an der Basis des ML 2 abgelagerte grobkörnige Sedimentmaterial als stark durchlässig (10^{-2} bis 10^{-4} m/s) einzustufen.

Neben den kf-Werten läßt sich auch die **nutzbare Porosität** aus den Siebanalysen ermitteln. Für die BBR 1 bis 23 ergibt sich nach dem Verfahren von BEYER & SCHWEIGER (1969) für den Grundwasserleiter bei mittlerer Lagerung eine durchschnittliche nutzbare Porosität von ca. 28 %. HÖLTING (1996) gibt für Fein- bis Mittelsande, wie sie hier bis mindestens 10 m anstehen, eine grundwasserwirksame Porosität von 10 % bis 25 % an. Der hier ermittelte Wert liegt also leicht oberhalb des Orientierungsintervalls.

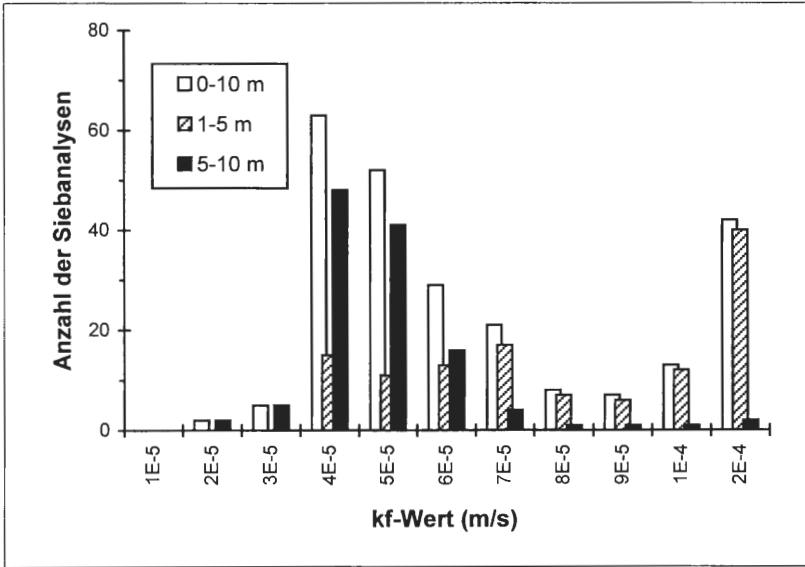


Abb. 11: Häufigkeitsverteilung der aus 242 Siebanalysen ermittelten kf-Werte des Grundwasserleiters bis 10 m Tiefe. Die Zweigipfligkeit der Verteilung ist durch Korngrößenunterschiede der Bereiche 1-5 m und 5-10 m bedingt.

Die nutzbare Porosität innerhalb der Multilevel-Brunnen schwankt erwartungsgemäß stark. Sie erreicht im groben Basalbereich des ML 2 Werte bis 31 %, während die feinkörnigen Schluffschichten beider Meßstellen eine nutzbare Porosität von < 5 % aufweisen.

Die Grundwasserstände im Untersuchungsgebiet werden grundsätzlich durch die Grundwasserneubildung, den Grundwasserzufluß sowie -abfluß gesteuert. Diese Faktoren sind wiederum entscheidend von der Summe und der Verteilung der **Niederschläge** innerhalb des hydrologischen Jahres (November bis Oktober) abhängig. Die Niederschläge der hydrologischen Jahre 1996 und 1997 lagen bei 572 mm/a bzw. 747 mm/a. Bei einem langjährigen Mittel von 759 mm/a (1972-1997) entsprechen die Niederschläge des Jahres 1997 somit dem Durchschnitt, während die Niederschlagssumme des Jahres 1996 deutlich unterhalb des langjährigen Mittels liegt. In den 25 Jahren der Niederschlagsmessung an der Biologischen Station „Heiliges Meer“ wurde nur im hydrologischen Jahr 1976 eine geringere Niederschlagsmenge (560 mm/a) gemessen.

Da für die Grundwasserneubildung überwiegend die Winterniederschläge (im Durchschnitt 357 mm) - im wesentlichen bedingt durch die geringere Evapotranspiration - verantwortlich sind, sollen diese hier separat betrachtet werden (s. Abb. 13). Für das hydrologische Winterhalbjahr November 1996 bis April 1997 liegen sie mit 305 mm um 15 % unter dem langjährigen Mittel, während die Niederschläge 1996 mit 149 mm (42 % des langjährigen Mittels) das absolute Minimum repräsentieren. Selbst in dem Extremjahr 1976 waren die Winterniederschläge mit 286 mm fast doppelt so hoch wie 1996.

Die Sommerniederschläge beider Beobachtungsjahre liegen mit 423 mm bzw. 442 mm leicht über dem langjährigen Mittel von 398 mm.

Innerhalb des Untersuchungsgebietes liegen die **Grundwasserstände** im Mittel zwischen +42,03 m NN und +43,16 m NN. Die Grundwasseroberfläche des Untersuchungsgebietes besitzt somit ein relativ geringes Gefälle.

Die Grundwasserstände sämtlicher Meßstellen zeigen deutliche jahreszeitliche Schwankungen. Generell sind die Grundwasserstände in den Wintermonaten höher als in den Sommermonaten (s. Abb. 14). Diese Tendenz läßt sich durch die hauptsächlich im hydrologischen Winterhalbjahr stattfindende Grundwasserneubildung erklären.

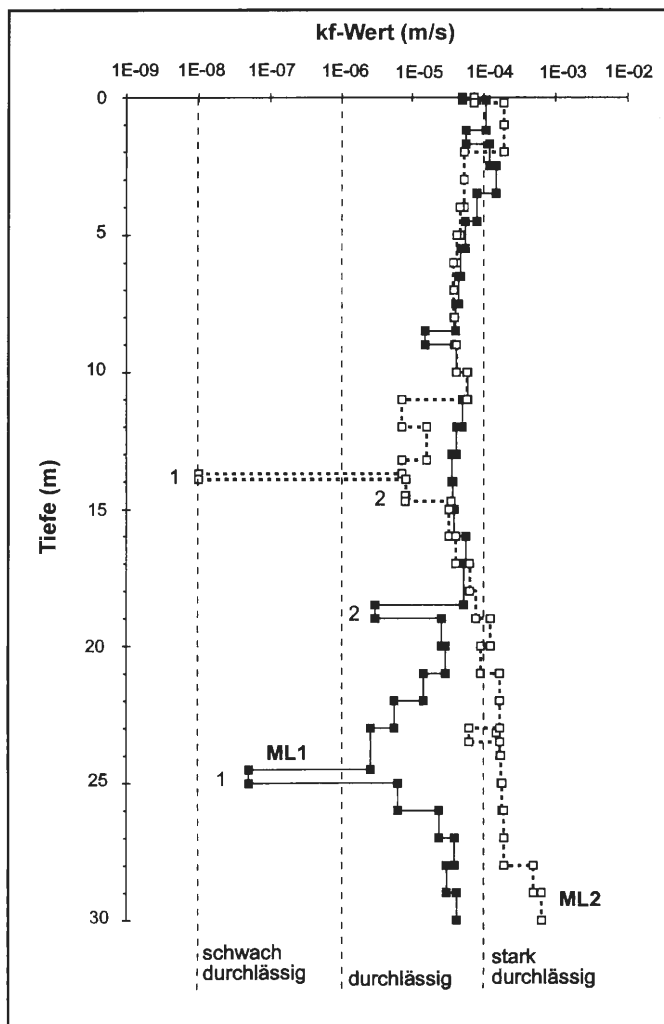


Abb. 12: Kf-Verteilung der Multilevel-Brunnen ML 1 und ML 2. Die Intervalle der Durchlässigkeitsbezeichnungen nach DIN 18130, T 1 (1989) sind durch gestrichelte Linien markiert. Für die Schluff-Bodenproben (1) sind Orientierungswerte angegeben, die sich aus dem Vergleich verschiedener Typkurven ergeben (PRINZ 1991). Für die organogenen Schichten (2) wurden Orientierungswerte von MÜLLER et al. (1992) herangezogen, die die Torfart, die Zersetzungsstufe und das Substanzvolumen berücksichtigen.

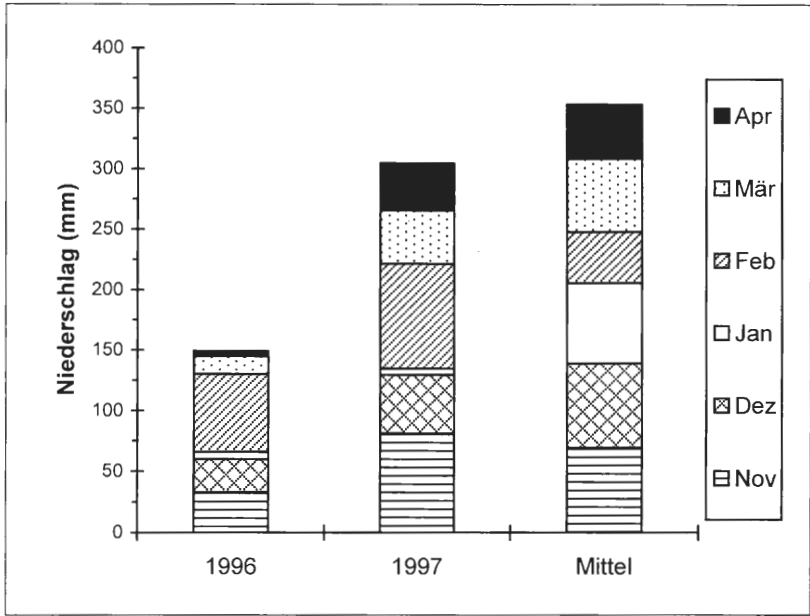


Abb. 13: Niederschlagsverteilung der hydrologischen Winterhalbjahre 1995/96 und 1996/97 im Vergleich zum langjährigen Mittel der hydrologischen Jahre 1972 bis 1997.

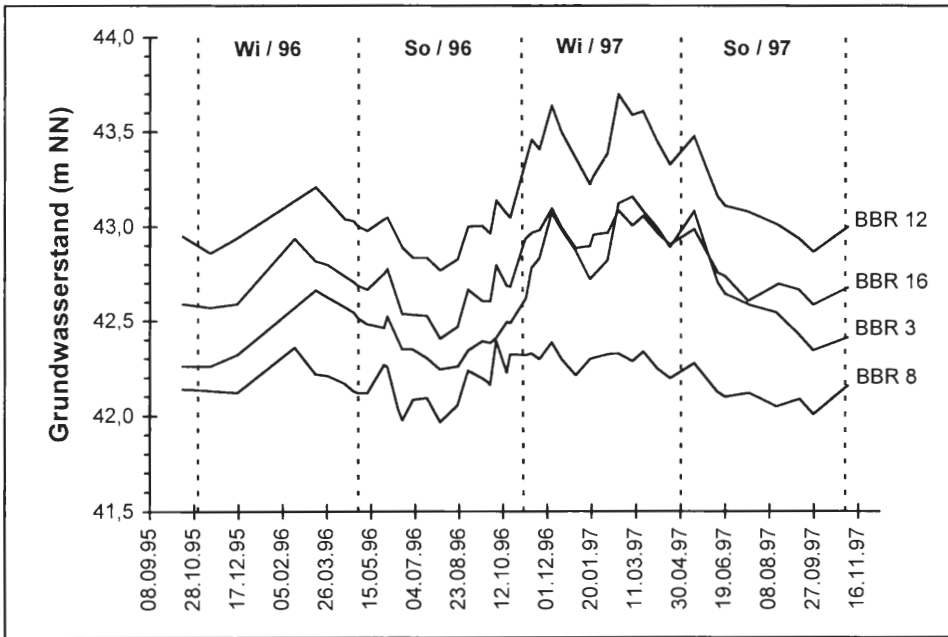


Abb. 14: Grundwasserganglinien ausgewählter Grundwassermessstellen, die sich durch das Grundwasserniveau (m NN) sowie die Jahresamplituden voneinander unterscheiden. Die hydrologischen Halbjahre (So = **S**ommerhalbjahr, Wi = **W**interhalbjahr) sind durch gestrichelte Linien getrennt. Die Meßwerte der Monate Oktober 1995 bis Dezember 1995 entstammen der Examensarbeit von NIEHAUS (1996).

Auffällig ist, daß die Grundwasserstandsschwankungen der verschiedenen Meßstellen unterschiedlich stark ausgeprägt sind (s. Abb. 14). Sie variieren im Meßzeitraum zwischen 0,29 m und 1,15 m. Die geringsten mittleren Amplituden zeigen die BBR 6 bis 9 (0,43-0,57 m) am Ufer der Meerbecke sowie die Meßstellen 23 (0,62 m) und 13 (0,61 m). Gemeinsam haben diese einen gegenüber den anderen Meßstellen geringen Flurabstand und eine relative Nähe zum Vorfluter (Meerbecke bzw. Erdfallsee). Größere Amplituden sind im Bereich der Grundwasserneubildungsgebiete feststellbar (s. Abb. 14, z.B. BBR 3 mit 0,92 m), da hier seitlich kein Wasser zuströmt, sondern die Schwankungen nur über das Sickerwasser gesteuert werden. Daraus folgt eine Amplitudenabnahme von der Wasserscheide in Richtung Vorfluter.

Neben den jahreszeitlichen Schwankungen sind auch kurzfristige Bewegungen zu beobachten. Diese sind unmittelbar von einzelnen Niederschlagsereignissen, aber auch von „Trockenperioden“ (z.B. Januar 1997 mit 5 mm Niederschlag) abhängig (s. Abb. 14). Diese spontanen Reaktionen des Grundwasserstandes sind im wesentlichen auf geringe Sickerzeiten zurückzuführen. Ermöglicht werden diese durch geringe Flurabstände innerhalb des Untersuchungsgebietes (0,07-2,19 m) und die als durchlässig bis stark durchlässig einzustufenden Deckschichten.

Um den Zusammenhang zwischen einem Niederschlagsereignis und der damit verbundenen Reaktion des Grundwassers explizit erfassen zu können, wurde im März 1997 auf der Meßstelle BBR 10 ein Pegelschreiber installiert (s. Kap. 3). Da die Ganglinie dieser Meßstelle parallel zum mittleren Grundwasserstand aller Meßstellen verläuft (s. Abb. 15) und die für den Untersuchungszeitraum ermittelte Amplitude mit 0,71 m nur um 0,03 m vom allgemeinen Mittel abweicht, kann der BBR 10 als repräsentativ für das gesamte NSG angesehen werden.

Die Gegenüberstellung der Tagesniederschläge zu den Grundwasserspiegelhöhen des BBR 10 zeigt eine deutliche Abhängigkeit; so ist bei stärkeren Niederschlagsereignissen (z.B. 21.05.1997: 26 mm) innerhalb eines Tages ein Ansteigen des Grundwassers um mehrere Zentimeter (z.B. 21.05.1997: 6 cm) zu beobachten (s. Abb. 15).

Die unterschiedlichen Niederschlagsmengen der hydrologischen Jahre 1996 und 1997 spiegeln sich deutlich im Ganglinienverlauf sämtlicher Meßstellen wider. Grundsätzlich liegen die Grundwasserstände des hydrologischen Jahres 1996 unter denen des Jahres 1997, und zwar das mittlere Jahresminimum um 0,11 m und das mittlere Jahresmaximum um 0,33 m (s. Abb. 16). Zudem sind im erstgenannten Betrachtungszeitraum die Amplitudenschwankungen der einzelnen Meßstellen mit 0,29 m bis 0,59 m gegenüber dem Beobachtungszeitraum 1997 (0,39 - 1,15 m) deutlich geringer. Das hat einen ausgeglicheneren Ganglinienverlauf zur Folge (s. Abb. 14). Offenbar werden die Grundwasserstände im hydrologischen Jahr 1996 weniger durch die Grundwasserneubildung als vielmehr durch den lateralen Grundwasser-Zustrom gesteuert.

Die Frage, ob das hydrologische Jahr 1997 bereits als „normal“ einzustufen ist, oder ob die extrem defizitären Bedingungen des Jahres 1996 noch einen Einfluß haben, läßt sich nur durch weitere Datenerhebungen in den Folgejahren klären.

Zur Erfassung der räumlichen Grundwasserdynamik wurden die am 07.03.1997 gemessenen Grundwasserstände in einen **Grundwassergleichenplan** umgesetzt.

Wie die Abb. 4 und 17 zeigen, strömt das Grundwasser dem NSG generell von S bis SE aus dem Einzugsgebiet des Schafberges zu. Der Abstrom erfolgt in zwei Richtungen. Im Erdfallsee-Gebiet richtet er sich nach NW in Richtung Hopstener Aa. Dagegen ist im Bereich des Großen Heiligen Meeres eine Orientierung des Abflusses in Richtung des Ursprungs der Hopstener Aa bzw. der Meerbecke nach NE zu beobachten. Dieses unterschiedliche Abflußverhalten ist durch Ausbildung einer lokalen Grundwasserscheide zwi-

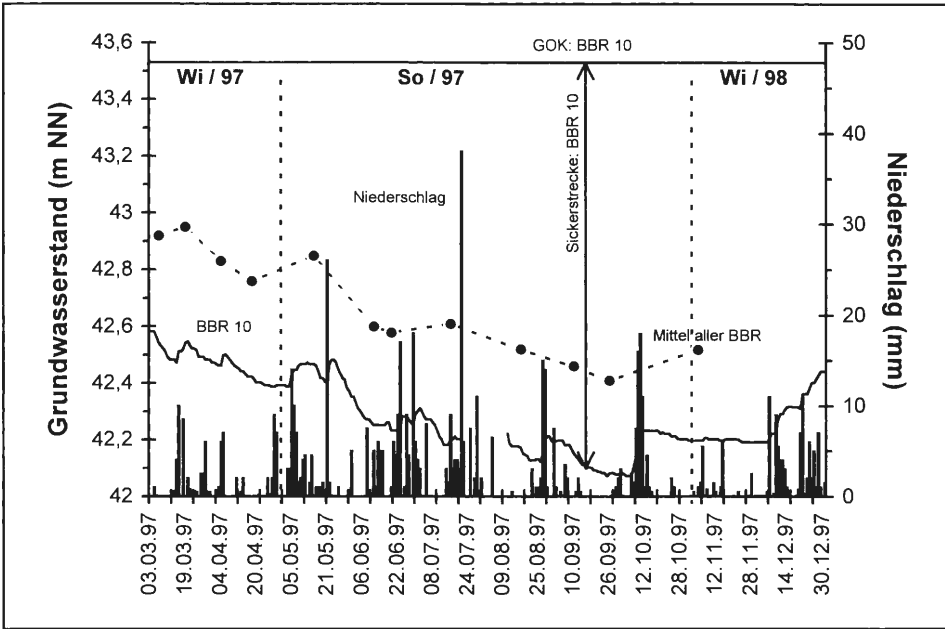


Abb. 15: Gegenüberstellung der mittels des Pegelschreibers auf dem BBR 10 aufgezeichneten Grundwasserstände und der Tagesniederschläge. Zusätzlich wurde zum Vergleich die sich aus dem Mittel aller Meßstellen konstruierte Grundwasserganglinie dargestellt. Die hydrologischen Halbjahre (So = **S**ommerhalbjahr, Wi = **W**interhalbjahr) sind durch gestrichelte Linien getrennt.

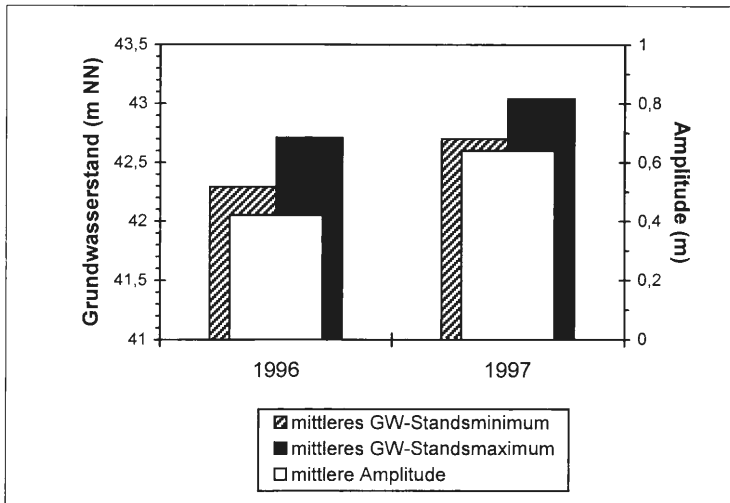


Abb. 16: Gegenüberstellung der mittleren Grundwasserstandsminima und -maxima sowie der mittleren jahreszeitlichen Amplituden der hydrologischen Jahre 1996 und 1997.

schen Erdfallsee und Großem Heiligen Meer bedingt. Als Ursache dafür kann in diesem Bereich die Vorflutfunktion der beiden Seen gesehen werden. Am ausgeprägtesten ist der Effekt bei hohen Grundwasserständen; dann bildet sich ein lokales Grundwassereinzugsgebiet aus (s. Abb. 17). Neben den Stillgewässern haben der Bach Meerbecke, verschiedene Drainagen sowie Umlaufgräben eine lokale Vorflutfunktion.

Aus den Isolinienplänen läßt sich der hydraulische Gradient bestimmen, der im Anstrom des Erdfallsees zwischen $1,5 \cdot 10^{-3}$ und $3,3 \cdot 10^{-3}$ liegt bzw. im Anstrom des Großen Heiligen Meeres um $0,9 \cdot 10^{-3}$ schwankt. Mit der nutzbaren Porosität und dem Durchlässigkeitsbeiwert kann die **Abstandsgeschwindigkeit** nach DIN 4049, T 3 (1994) ermittelt werden. Sie schwankt im Naturschutzgebiet während des Untersuchungszeitraum etwa zwischen 10 und 20 m/a.

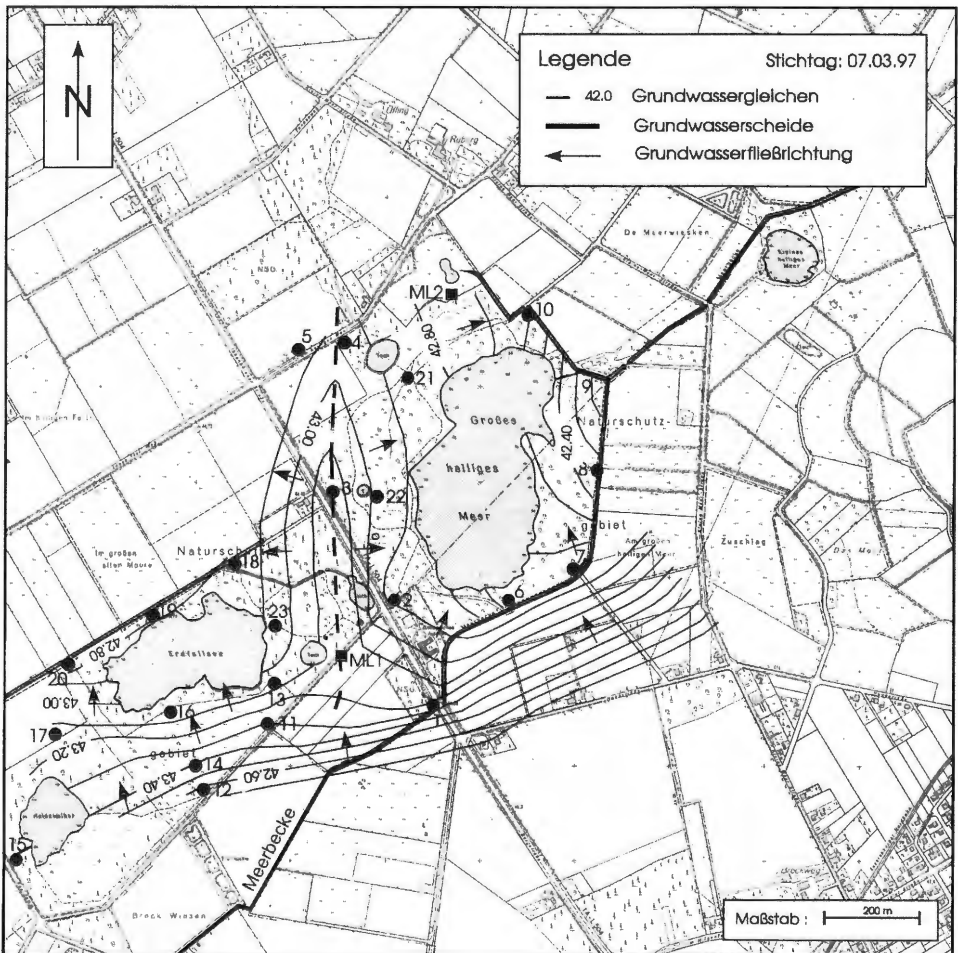


Abb. 17: Grundwassergleichenplan vom 07.03.97 für das NSG Heiliges Meer (Kartengrundlage: Landesvermessungsamt Nordrhein-Westfalen).

4.3 Hydrochemie

Eine anthropogene Überprägung des Grundwassers kann vielfach schon bei der Probenahme an erhöhten Leitfähigkeitswerten erkannt werden (s. Abb. 18). Normalerweise sind die Leitfähigkeiten innerhalb eines kalkarmen, silikatischen Grundwasserleiters - wie er im Untersuchungsgebiet vorkommt - gering. Diese Beobachtung konnte an den „Heidewässern“ der BBR 18, 21, 22 und 23 (s. auch PUST 1993, POTT et al. 1996) sowie an den Wässern der Basis des ML 1 gemacht werden (s. Abb. 18). Bei den oberflächennahen Wässern unter der Heide ist jedoch eine gewisse anthropogene Beeinträchtigung über den Luftpfad nicht auszuschließen (s.u.), während die Wässer des ML 1 (29-30 m) unter Berücksichtigung ihrer Tiefe und ihres Alters (s. Kap. 4.4.1) sicher rein geogenen Ursprungs sind.

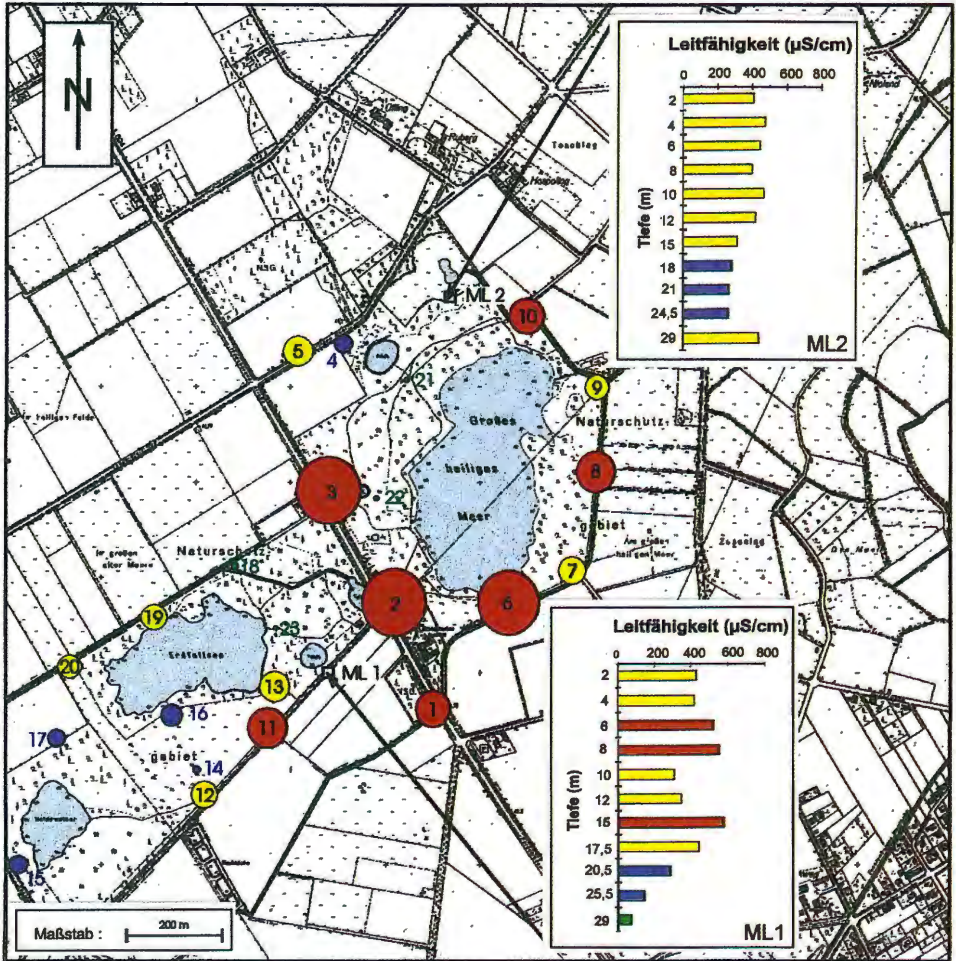
Höher mineralisierte Wässer mit Leitfähigkeiten $> 500 \mu\text{S/cm}$ werden entlang der Landstraße (BBR 1 bis 3), im Kontaktbereich der Meerbecke (BBR 6 und 8) sowie teilweise im Abstrom landwirtschaftlich genutzter Flächen (BBR 10 und 11 sowie ML 1 in 6, 8 und 15 m Tiefe) festgestellt (s. Abb. 18). Erwähnenswert ist eine kurzfristige Leitfähigkeits-Erhöhung im ML 2 in 4 m Tiefe von ca. $350 \mu\text{S/cm}$ auf über $1000 \mu\text{S/cm}$ im Winter 1996/97, deren Ursache noch nicht eindeutig geklärt werden konnte. Diese auf einen kurzen Zeitraum beschränkte Beobachtung wird in Abb. 18 durch die Mittelwertbildung allerdings nicht deutlich.

Zwar liefern die erhöhten Leitfähigkeiten bereits erste Hinweise auf mögliche Kontamination, doch ist grundsätzlich eine chemisch-analytische Überprüfung unter Betrachtung verschiedener Verschmutzungsindikatoren nötig.

Die das Naturschutzgebiet umgebenden landwirtschaftlichen Nutzflächen stellen für die Gewässerlandschaft „Heiliges Meer“ eine potentielle Gefährdung dar. Infolge von Überdüngung, Ernterückständen, Überweidung und Ammoniakverflüchtigung können erhebliche Mengen an Stickstoffverbindungen, die bei der Bodenpassage häufig zu Nitrat oxidiert werden, in das Grundwasser eingetragen werden. Kalium und Phosphat - die als Bestandteile von Düngern ebenfalls eine wichtige Rolle spielen - werden in der Regel bereits in der wasserungesättigten Zone absorbiert (HÜTTER 1994).

In den folgenden Ausführungen soll der Einfluß der landwirtschaftlichen Nutzung auf das NSG - in erster Linie am Beispiel des Nitrats - dargestellt werden. Aus Abb. 19 geht der Zusammenhang zwischen hohen Nitrat-Konzentrationen und landwirtschaftlicher Nutzung hervor. So zeigen die Wässer der BBR 11, 12 und 14 im direkten Abstrom von Ackerflächen (s. Abb. 19) im Mittel erhöhte Nitrat-Werte bis zu 105 mg/l (BBR 11). Der im Frühjahr 1996 gemessene Höchstwert liegt bei 145 mg/l (BBR 11). Bemerkenswert ist, daß es im Abstrom der genannten Meßstellen (Richtung Erdfallsee) zu einer Veränderung der Milieubedingungen von oxidierenden zu reduzierenden und somit zu einem Nitrat-Abbau kommt. Auch die Wässer der Beobachtungsbrunnen BBR 4, 5 und 10 zeigen erhöhte Werte, die sich durch die in direkter Nachbarschaft befindlichen Äcker erklären lassen (s. Abb. 19). Die Wässer des BBR 22 unter der Heidefläche westlich des Großen Heiligen Meeres weisen im Mittel Nitrat-Konzentrationen von 13 mg/l auf, wobei das Maximum mit 25 mg/l im Frühjahr 1997 erreicht wurde. Vermutlich sind diese leicht erhöhten Nitrat-Gehalte im wesentlichen auf atmosphärischen Eintrag zurückzuführen, wobei die Höchstwerte wahrscheinlich eine Folge der Ammoniakverflüchtigung während der Frühjahrsdüngung der umliegenden Felder sind.

Bemerkenswert sind die Wässer der BBR 6 bis 8 entlang der Meerbecke, die trotz ihrer unmittelbaren Nähe zu landwirtschaftlichen Nutzflächen nur minimale Nitrat-Konzentrationen von durchschnittlich ca. $0,3 \text{ mg/l}$ aufweisen. Offenbar wird ein Großteil der nitratreichen Sickerwässer der landwirtschaftlich genutzten Flächen als Drainagewässer ober-



○ Kreisfläche proportional zur durchschnittlichen Leitfähigkeit

Leitfähigkeits-Intervalle

	BBR	ML 1 (m)	ML 2 (m)	Ø-Leitfähigkeit (µS/cm)
●	1; 2; 3; 6; 8; 10; 11	6; 8; 15		500 - 1000
●	5; 7; 9; 12; 13; 19; 20	2; 4; 10; 12; 17,5	2; 4; 6; 8; 10; 12; 15; 29	300 - 500
●	4; 14; 15; 16; 17	20; 5; 25,5	18; 21; 24,5	100 - 300
●	18; 21; 22; 23	29		< 100

Abb. 18: Verteilung der gemittelten Leitfähigkeiten des Grundwassers der BBR 1 bis 23 sowie der einzelnen Tiefenniveaus der ML 1 und 2 (Kartengrundlage: Landesvermessungsamt Nordrhein-Westfalen).

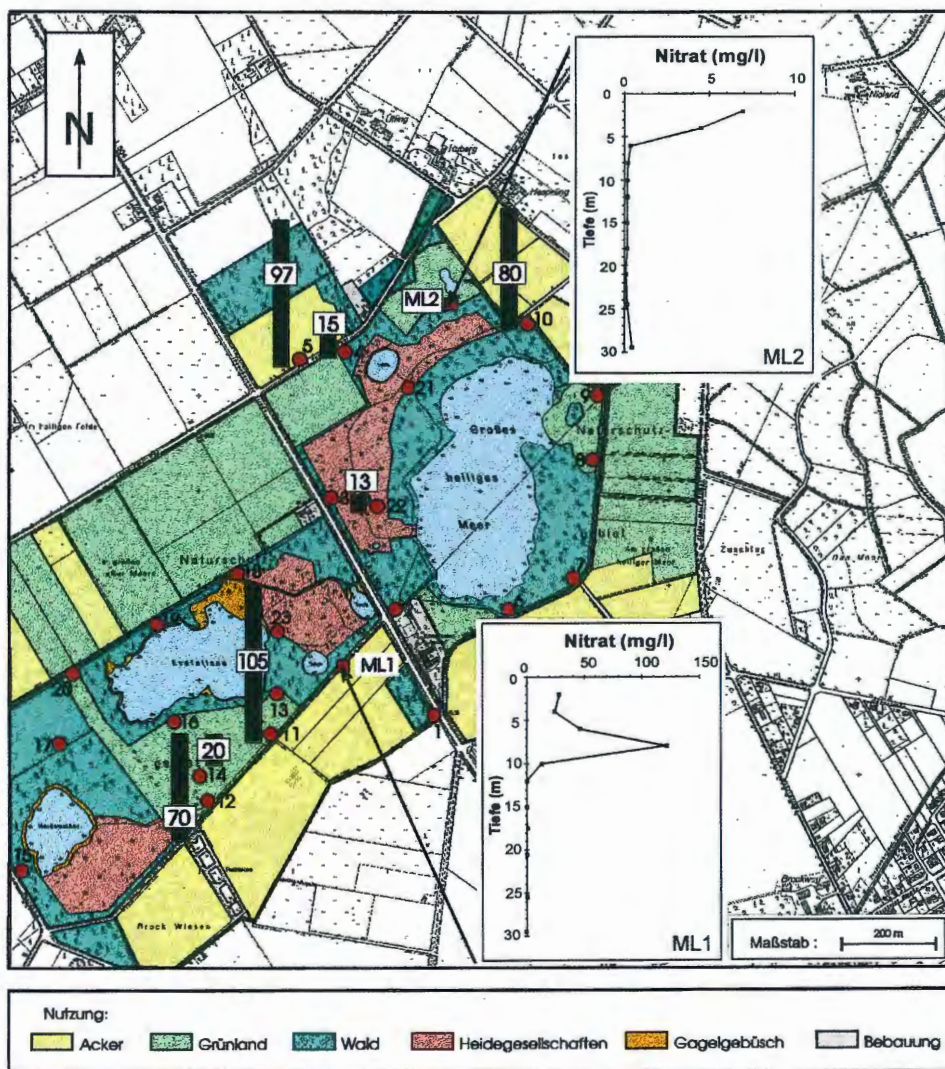


Abb. 19: Mittlere Nitrat-Konzentrationen (> 2 mg/l) der Wässer der BBR 1 bis 23 sowie der einzelnen Tiefenniveaus der ML 1 und 2. Die im Untersuchungsgebiet vertretenen Flächennutzungen sind in der Deutschen Grundkarte (Landesvermessungsamt Nordrhein-Westfalen) farbig unterlegt.

flächlich in der Meerbecke abgeführt. Entscheidend sind jedoch vornehmlich die reduzierenden Milieubedingungen im Einflußbereich der Meerbecke, unter denen Nitrat denitrifiziert wird.

Einen Einblick in die hydrochemischen Verhältnisse verschiedener Tiefenabschnitte ermöglichen die beiden Multilevel-Brunnen. An den Wässern des ML 1 ist der Einfluß der Landwirtschaft in den oberen Metern des Aquifers sowohl an erhöhten Nitrat-Mittelwerten als auch an Kalium-Gehalten bis zu durchschnittlich 36 mg/l zu erkennen (s. Abb. 20). Nach SCHLEYER & KERNDORFF (1992) kann in einem sedimentären Grundwasserleiter ab 9 mg/l Kalium von einer anthropogenen Beeinflussung (z.B. durch Kalidünger) ausge-

gangen werden. Diese noch bis in 10 m Tiefe nachweisbaren, hohen Kalium-Konzentrationen sind ein Beleg für das schlechte Adsorptionsverhalten des Bodens gegenüber Kalium, das normalerweise schon in der ungesättigten Zone adsorbiert wird.

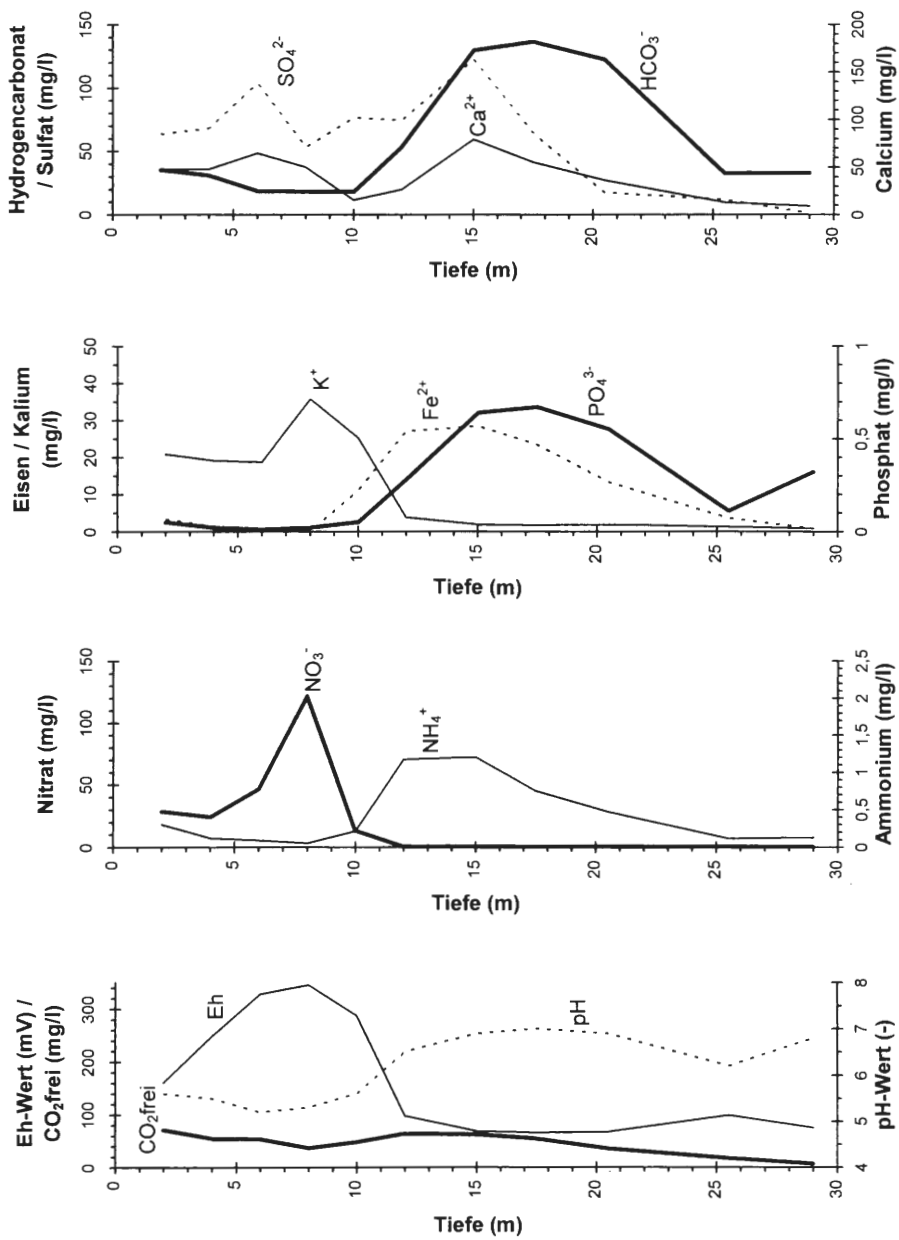


Abb. 20: Gegenüberstellung der Vor-Ort-Parameter (pH-, Eh-Wert und freies Kohlendioxid), der mittleren Nitrat- und Amonium-Konzentrationen sowie der mittleren Kalium-, Phosphat-, Eisen-, Sulfat-, Hydrogencarbonat- und Calcium-Konzentrationen der Wässer des ML 1.

Erhöhte Nitrat-Konzentrationen sind in den Wässern des ML 1 in einer Tiefe von 2 bis 8 m gemessen worden (s. Abb. 20). In diesem Aquiferabschnitt ist das Nitrat für den Grundwasser-Typ nach QUENTIN (1969) namensgebend (s. Tab. 4). Allerdings scheint in den oberen zwei Filterniveaus zeitweise - bedingt durch die Schwankungen des Grundwassers - eine **Reduktionszone** mit Nitrat-Abbau ausgebildet zu sein. Dafür sprechen die erhöhten Sulfat-, Eisen- und Ammonium-Gehalte sowie niedrige Eh- und erhöhte pH- und Kohlendioxid-Werte (s. Abb. 20).

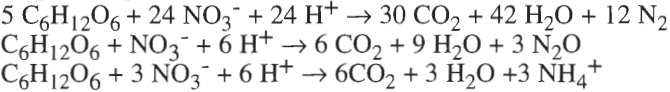
Tab. 4: Grundwasser-Typen der einzelnen Filterstufen der Multilevel-Brunnen 1 und 2 nach QUENTIN (1969). Fettdruck markiert Schadstoffindikatoren.

Entnahmetiefe (m)	Grundwasser-Typen des ML 1		Grundwasser-Typen des ML 2	
	Kationen	Anionen	Kationen	Anionen
2	Ca	Cl- SO ₄ -NO ₃	Ca	SO ₄
4	Ca	SO ₄ -Cl-NO ₃	Ca	SO ₄
6	Ca	SO ₄ -NO ₃ - Cl	Ca-Mg-Na	SO ₄ -Cl
8	Ca-K	NO ₃	Ca-Mg-Na	Cl-HCO ₃
10	Ca-K-Mg	SO ₄ -Cl	Ca	HCO ₃ -Cl
12	Ca-Na	SO ₄ -HCO ₃ - Cl	Ca	HCO ₃ -Cl
15	Ca	SO ₄ -HCO ₃	Ca	HCO ₃
17,5 bzw. 18	Ca	HCO ₃ -SO ₄	Ca	HCO ₃
20,5 bzw. 21	Ca	HCO ₃	Ca	HCO ₃
25,5 bzw. 24,5	Ca-Na	Cl-HCO ₃	Ca	HCO ₃ -Cl
29	Ca-Na	HCO ₃ -Cl	Ca	HCO ₃ - Cl-SO ₄

Die höchsten Nitrat-Konzentrationen (bis maximal 144 mg/l) treten in einer Tiefe von 8 m auf. Dieser Bereich markiert die **Oxidationszone** mit hohem Redoxpotential, geringen Kohlendioxid- und Ammonium-Gehalten sowie minimalen Eisen-Werten

Unterhalb 8 m Tiefe nehmen die Nitrat-Konzentrationen bis in eine Tiefe von 12 m auf ein Minimum von 0,3 mg/l ab. Diese Abnahme beruht auf den einsetzenden **Denitrifikationsprozessen**. Die bakterielle Aktivität wird an leicht zunehmenden Kohlendioxid-Werten sowie abnehmendem Redoxpotential deutlich. Weiterhin hat die Aufnahme von Wasserstoffionen eine Zunahme des pH-Wertes zur Folge. Die Zunahme der Ammonium-, Sulfat- und Hydrogencarbonat-Konzentrationen mit einsetzender Denitrifikation (s. auch Tab. 4 und Abb. 21) läßt auf eine Kombination von dissimilatorischer organotropher Nitratreduktion und chemolithoautotropher Denitrifikation schließen (Umsetzungsprozesse s.u.). Somit spielen als Elektronendonatoren sowohl sulfidische Eisenverbindungen (z.B. Pyrit), als auch organische Substanzen, die allerdings meist nur in relativ geringen Mengen vorkommen (s. Kap. 4.1, Abb. 9), eine Rolle.

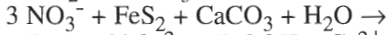
Organotroph-dissimilatorische Nitratreduktion nach OBERMANN (1982):



Chemolithoautotrophe Denitrifikation:



nach LEHN-REISER et al. (1990)

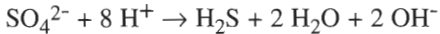


nach KÖLLE et al. (1987)

In einer Tiefe unterhalb 15 m setzt die Sulfatreduktion ein. Die unter extrem anaerobem Milieu lebende Bakteriengattung *Desulfovibrio* gewinnt ihre Energie aus der Zerlegung des Sulfats. Als Nebenprodukt wird bei abnehmenden Sulfat-Gehalten Schwefelwasserstoff (H_2S) freigesetzt, der hier organoleptisch festgestellt wurde. Da auch die Eisen-Gehalte abnehmen, ist zu vermuten, daß es zu Mineralneubildungen in Form von Pyrit bzw. Siderit kommt.

Sulfatreduktion

nach HÖLTING (1996):



Neben Nitrat und Kalium ist Phosphat ein wichtiger Bestandteil einer Vielzahl von Düngemitteln. Abb. 20 zeigt jedoch für den eindeutig landwirtschaftlich beeinflussten AQUIFERabschnitt bis ca. 10 m nur geringe Phosphat-Mittelwerte (0,01 bis 0,05 mg/l), was sich

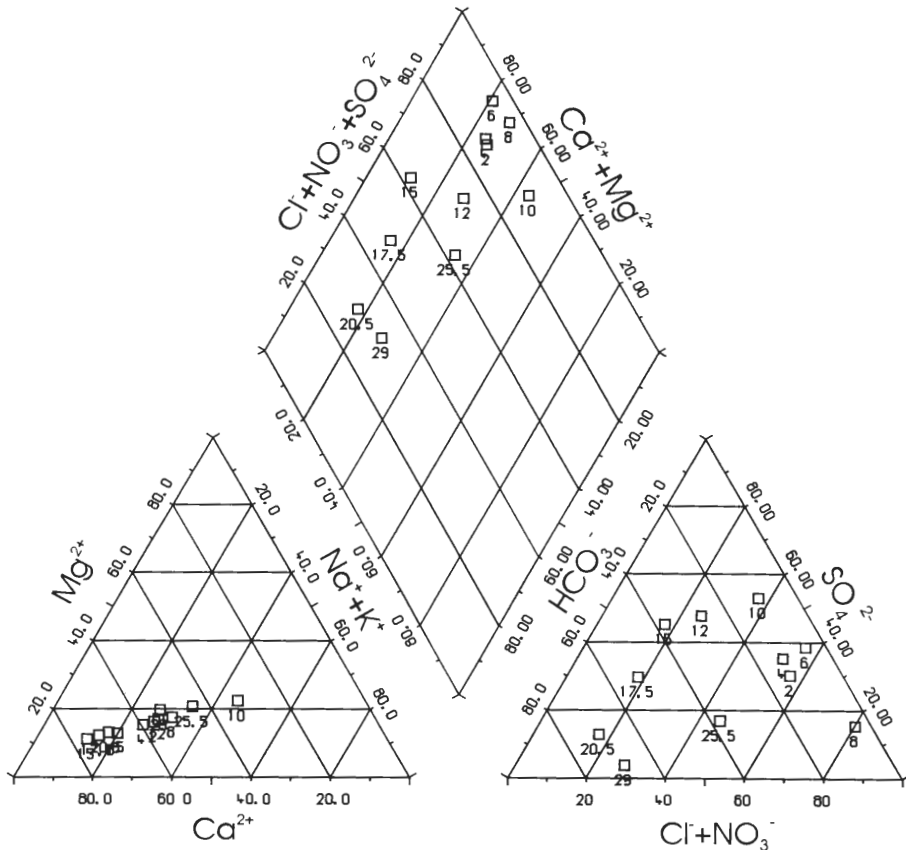


Abb. 21: Piper-Diagramm mit Durchschnittswerten für die Wässer des ML 1. Die Ziffern geben die entsprechenden Entnahmetiefen (m unter Gelände) an.

durch eine direkte Phosphat-Entnahme über die Pflanzen sowie eine schnelle Adsorption erklären läßt. Die Phosphat-Adsorption ist im wesentlichen von der Zahl der funktionellen Gruppen (Fe- und Al-Oxide/-Hydroxide, Tonminerale und Huminsäuren) und der Menge der Konkurrenzstoffe (Silicate, Molybdate und organische Anionen), insbesondere aber von den vorherrschenden pH-Werten abhängig (DVWK 1996). Nach Untersu-

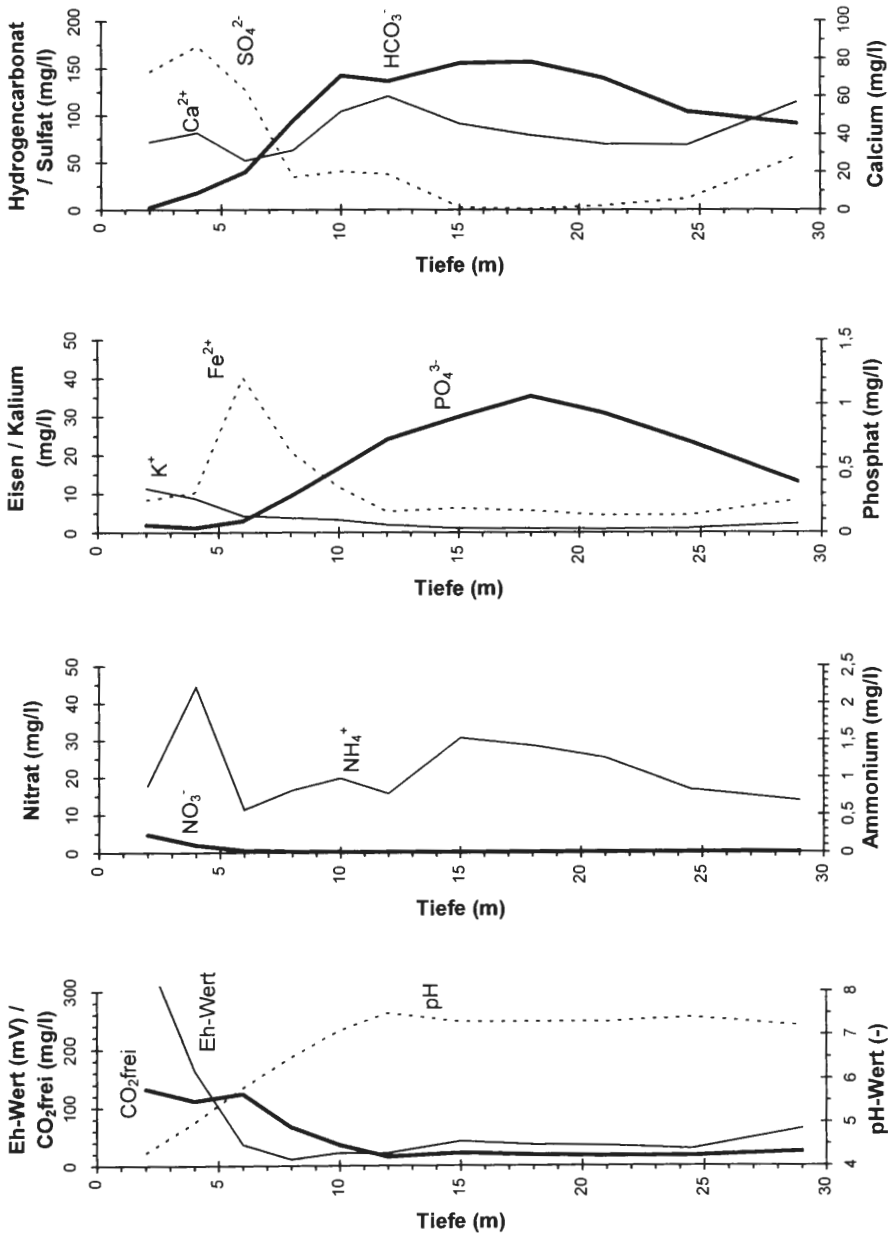


Abb. 22: Gegenüberstellung der Vor-Ort-Parameter (pH-, Eh-Wert und freies Kohlendioxid), der mittleren Nitrat- und Ammonium-Konzentrationen sowie der mittleren Kalium-, Phosphat-, Eisen-, Sulfat-, Hydrogencarbonat- und Calcium-Konzentrationen der Wässer des ML 2.

chungen der FACHGRUPPE WASSERCHEMIE (1978) ist das Adsorptionsverhalten unter neutralen und basischen Bedingungen deutlich niedriger als unter sauren. Diese Beziehung läßt sich gut an den Wässern des ML 1 nachvollziehen, wie der parallele Verlauf der pH- und Phosphat-Graphen in Abb. 20 veranschaulicht. Die höchsten Phosphat-Konzentrationen von 0,67 mg/l sind in 17,5 m Tiefe bei einem mittleren pH-Wert von 7 festzustellen. Da in dieser Tiefe ein landwirtschaftlicher Einfluß nicht mehr eindeutig ist, liegt die Vermutung nahe, daß das Phosphat geogenen Ursprungs ist.

Die Wässer im oberflächennahen Bereich des **ML 2** zeigen im Gegensatz zu denen des ML 1 eine deutliche Versauerung mit pH-Werten um 4 und Hydrogencarbonat-Konzentrationen mit durchschnittlich 2,5 mg/l (s. Abb. 22). Erst in einer Tiefe von 12 m ließen sich pH-Werte um den Neutralpunkt nachweisen. Weiterhin zeichnen sich die oberflächennahen Wässer durch ein hohes Redoxpotential und hohe Gehalte an freiem Kohlendioxid aus. Ferner enthalten sie einen höheren Anteil an Huminstoffen, die bereits im Gelände an der goldgelben Wasserfärbung deutlich werden (ABBT-BRAUN 1996). Diese chemische Charakteristik weist auf einen Eintrag verschiedener Gase und Säuren mit dem Sickerwasser in die gesättigte Zone hin.

Während die Nitrat-Konzentrationen an der Grundwasseroberfläche mit maximal 10 mg/l eher unauffällig sind (s. Abb. 22), sind die mittleren Sulfat-Konzentrationen von 147 mg/l

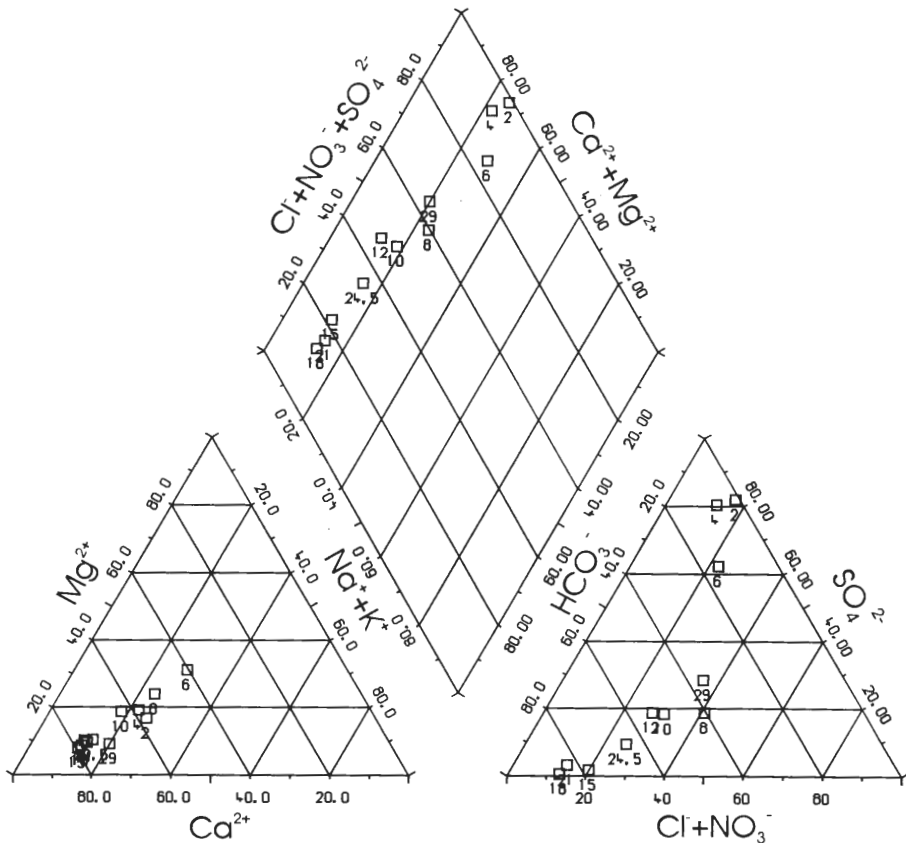


Abb. 23: Piper-Diagramm mit Durchschnittswerten für die Wässer des ML 2. Die Ziffern geben die entsprechenden Entnahmetiefen (m unter Gelände) an.

(2 m) bzw. 174 mg/l (4 m) deutlich erhöht, was einem Anteil von ca. 80 % der Anionen entspricht. Damit ist dieses Grundwasser als Ca-SO_4 -Wasser zu typisieren (s. Tab. 4) und somit für das Untersuchungsgebiet einzigartig, wie auch an der Position der Wässer im Piper-Diagramm deutlich wird (s. Abb. 23). Das Grundwasser mit durchschnittlich 128 mg/l Sulfat (62 % der Anionen) aus 6 m Tiefe gehört bereits einem anderen Grundwasser-Typ an ($\text{Ca-Mg-Na-SO}_4\text{-Cl}$ -Typ, s. Tab. 4).

Neben Sulfat sind in 4 m Tiefe - trotz des relativ hohen Redoxpotentials (164 mV) - erhöhte Ammonium-Gehalte mit durchschnittlich 2,2 mg/l vorhanden. Damit kann das Ammonium als primärer Verschmutzungsindikator gewertet werden. Die eigentliche Reduktionszone mit einsetzender Eisen- und Sulfatreduktion beginnt ab ca. 6 m Tiefe.

Die Sulfatreduktion wird neben der Abnahme der Sulfat-Gehalte auch an steigenden pH- und sinkenden Eh-Werten deutlich. In 15 und 18 m Tiefe konnten nur noch Konzentrationen von 0,1-4,8 mg/l SO_4^{2-} nachgewiesen werden. Zur Basis der Meßstelle hin nimmt Sulfat jedoch neben Calcium, Chlorid und Natrium wieder zu (s. Abb. 22).

Bemerkenswert ist der annähernd gleichartige, charakteristische Verlauf der Phosphat-Konzentrationen der Wässer beider Multilevel-Brunnen, der sich für den ML 2 allerdings nur bis in eine Tiefe von 18 m auf die vorherrschenden pH-Bedingungen zurückführen läßt. Unterhalb 18 m nimmt dort die Phosphat-Konzentration - vermutlich aufgrund eines geringen Phosphat-Dargebotes im Grundwasserleiter - wieder ab.

4.4 Umweltisotope

4.4.1 Tritium

Abb. 24 zeigt die Tiefenverteilung von Tritium in den beiden Multilevel-Brunnen ML 1 und 2. Die ^3H -Gehalte variieren zwischen $<0,6$ und $25,4 \pm 1,2$ TU; der letztgenannte Höchstwert liegt im ML 1 in 15 m Tiefe unter Gelände. In beiden Multilevel-Brunnen ist eine vertikale Altersstruktur erkennbar. Für eine genauere Altersangabe (mittlere Verweildauer des Wassers) wäre allerdings eine Tritium-Inputkurve des Niederschlags notwendig, die für das Untersuchungsgebiet nicht vorliegt. Es läßt sich aber, auch unter Berücksichtigung der hydrochemischen Beschaffenheit, eine grobe Untergliederung in eine „junge“ und eine „alte“ Grundwasserkomponente sowie Mischungen beider wie folgt vornehmen.

Der Tritium-Gehalt des Niederschlags der letzten 20 bis 25 Jahre kann mit 10-15 TU angenommen werden (vgl. auch OSWALD 1993). Dieses jüngste Infiltrat reicht im ML 1 bis ca. 12 m Tiefe, im ML 2 nur bis 4 m unter Gelände. Die Fortsetzung nach der Tiefe verläuft in beiden Brunnen unterschiedlich (s. Abb. 24):

- im **ML 1** wird das junge Infiltrat zunächst von Grundwasser mit höheren Tritium-Konzentrationen unterlagert, das bedeutende Anteile aus der Zeit der Atombombentests (Ende der 50er bis Mitte der 60er Jahre) enthält. Darunter folgt, unterhalb von ca. 20 m Tiefe, älteres Grundwasser (Neubildungszeit vor ca. 1960) mit ^3H -Gehalten bis nahe der Nachweisbarkeit;
- im **ML 2** wird das jüngste Infiltrat zwischen ca. 5-21 m Tiefe von Grundwasser mit hoher älterer Komponente unterlagert, einschließlich solches mit $<0,7$ TU bei 15-18 m unter Gelände. Im Liegenden steigen die ^3H -Gehalte wieder leicht an, was auf eine Beimischung junger Neubildungsanteile hinweist. Damit deutet sich eine Unterströmung von älterem durch jüngerem Grundwasser an, was in Zusammenhang mit der Kornvergrößerung im basalen Abschnitt des ML 2 zu sehen ist (s. Abb. 10 und 12).

Zusammenfassend läßt sich feststellen: am Standort ML 1 ist die Grundwasser-Neubildungsrate (= Eindringtiefe des jungen Infiltrats) deutlich höher als am Standort ML 2, dessen vertikale Altersstruktur anomal entwickelt ist.

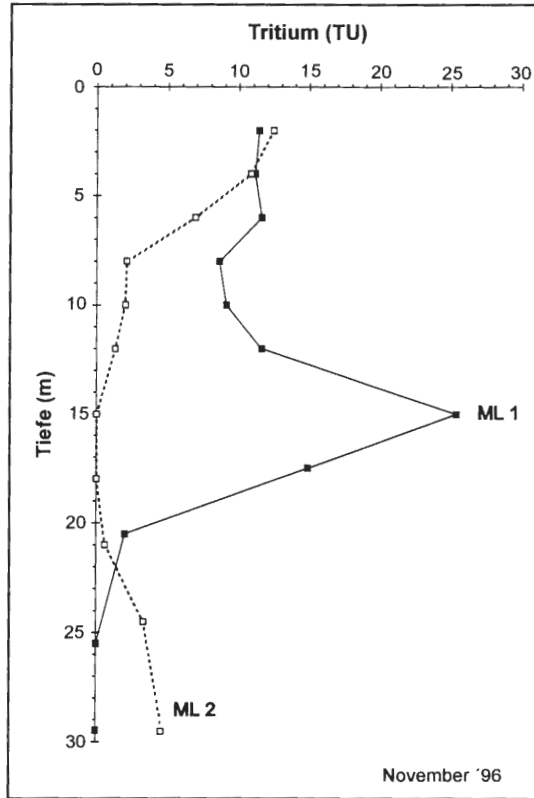


Abb. 24: Tritium-Profile der Multilevel-Brunnen ML 1 und ML 2 vom 19./20.11.1996.

4.4.2 Stabile Isotope (Deuterium und Sauerstoff-18)

Die Ergebnisse der bisher vorliegenden Analysen der Grund- und Oberflächenwässer sind im $\delta^2\text{H}$ - $\delta^{18}\text{O}$ -Diagramm dargestellt (s. Abb. 25).

Alle **Grundwasser**proben liegen mit $\delta^{18}\text{O}$ -Werten von -6,65 bis -8,06 ‰ und $\delta^2\text{H}$ -Werten von -47,5 bis -55,8 ‰ nahe der **Meteoric Water Line (MWL)**. Die $\delta^{18}\text{O}$ -Konzentrationen decken sich mit den Werten, die von FÖRSTEL & HÜTZEN (1982) für flache Grundwässer der Westfälischen Bucht bekannt gemacht wurden und die im wesentlichen als Folge des Kontinentaleffektes (ca. 0,24 ‰ Abnahme pro 100 km Distanz von der Küste) anzusehen sind.

Die **Oberflächenwasser**proben des Großen Heiligen Meeres und des Erdfallsees liegen mit ihren Wertepaaren deutlich unterhalb der MWL und zeigen damit Hinweise auf Verdunstung, deren Effekt im Erdfallsee zum Zeitpunkt der Probenahme stärker ist (s. Abb. 25). Prinzipiell kann aus der Tiefenverteilung der stabilen Isotope in beiden Gewässern auf eine Exfiltration von Grundwasser geschlossen werden. Die Verbindungslinien zwischen den jeweiligen Tiefenentnahmen 0 und 5 m zeigen allerdings, daß es sich weder um

einfache Mischungen Grund-/Oberflächenwasser noch ausschließlich um Verdunstungsvorgänge handelt. Die komplexen Prozesse bei der Kommunikation Grund-/Oberflächenwasser müssen durch zusätzliche Analysen (zeitlich und räumlich) genauer geklärt werden.

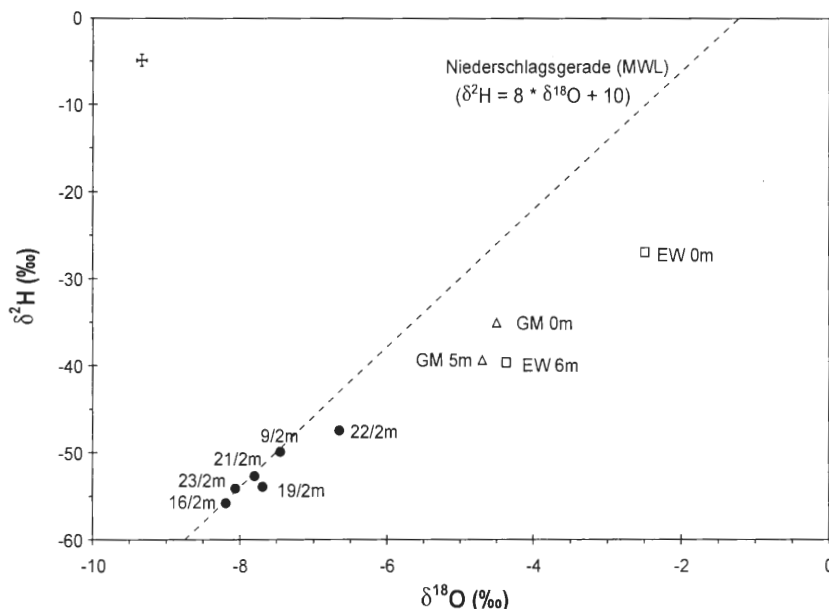


Abb. 25: $\delta^2\text{H}$ - $\delta^{18}\text{O}$ -Relation einiger Grundwässer (● BBR 9, 16, 19, 21, 22 & 23, jeweils aus 2 m Tiefe) sowie der Seewässer des Großen Heiligen Meeres aus dem Bereich der mittleren Boje (△ GM 0 m und GM 5 m) und des Erdfallsees aus dem Bereich der westlichen Boje (□ EW 0 m und EW 6 m) vom September 1996.

5. Schlußfolgerungen und Ausblick

Der nachweislich örtlich über 80 m mächtige Porengrundwasserleiter wurde durch die Multilevel-Brunnen ML 1 und 2 bis zu einer Tiefe von 30 m erschlossen. Diese Meßstellen erlauben **punktueller** Aussagen zum lithologischen Aufbau und damit zur Grundwasserseerdurchlässigkeit der beiden Profilsäulen. Sie liefern weiterhin Informationen über vertikal wechselnde hydrochemische Gegebenheiten und Prozesse sowie über Altersstrukturen des Grundwasserkörpers (durch Tritium-Gehalte) und über hydraulische Beziehungen Grund-/Oberflächenwässer (durch die stabilen Isotope Sauerstoff-18 und Deuterium). Aus den punktuellen Aufschlüssen muß eine konzeptionelle Modellvorstellung über die **räumlichen** Fließbedingungen entwickelt werden.

Eine Einpassung des engeren Untersuchungsgebietes in den regionalen Grundwassergleichplan (vgl. Kap. 2) ergibt, daß

- der ML 1 im Oberstrom der Gewässer, vor allem des Erdfallsees, und
- der ML 2 im Unterstrom, grob unterhalb des Großen Heiligen Meeres positioniert ist.

Es stellt sich zunächst die Frage, ob die Multilevel-Brunnen ausreichend tief sind, um das Gefährdungspotential über den Grundwasserpfad erfassen zu können. Dies kann für ML 1

eindeutig bejaht werden: bis ca. 20 m unter Gelände ist tritiumhaltiges, meteorisches (oder Umsatz-) Wasser nachgewiesen, das von (mineralstoffarmem) Vorratswasser im Sinne HÖLTINGS (1992) unterschichtet wird (Abb. 26). Im meteorischen Bereich sind Stoffeinträge aus den umliegenden landwirtschaftlichen Nutzflächen (z.B. Nitrat, Kalium), aber auch wirksame Abbauprozesse in der Reduktionszone dokumentiert. Ob Sulfide, wie Pyrit, als Elektronendonatoren bei der Denitrifikation eine Rolle spielen, soll durch Untersuchungen der Sedimente noch geklärt werden.

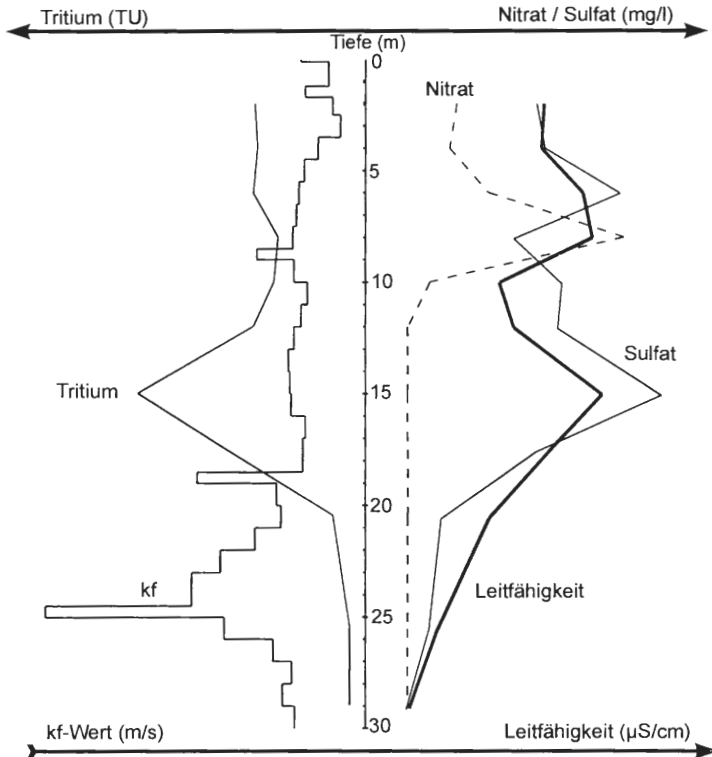


Abb. 26: Gegenüberstellung der k_f-Werte, der Tritium-Konzentrationen sowie ausgesuchter hydrochemischer Parameter (Leitfähigkeit, Nitrat und Sulfat) des ML 1. Abzissen ohne Maßstab.

Die ermittelten Aquiferparameter (Durchlässigkeit, nutzbare Porosität, hydraulischer Gradient) erlauben eine überschlägige Berechnung der Abstandsgeschwindigkeiten für die meteorischen Grundwässer in der Größenordnung von 10-20 m pro Jahr. Dies bedeutet, daß sich Schadstoffe im (fiktiven) Vorfluter Erdfallsee (Entfernung zum ML 1 knapp 200 m) bereits bemerkbar gemacht haben sollten. Tatsächlich haben POTT et al. (1996) über erhöhte Stickstoff-Gehalte der Seen berichtet, die sie mindestens z.T. vom Grundwasser herleiten, und zwar Nitrat im Epi- und besonders Metalimnion und Ammonium insbesondere im Hypolimnion sowohl des Erdfallsees als auch des Heiligen Meeres. Der Schadstoffparameter Kalium zeigt bisher keine abnormen Werte in den Seen. Der Grundwasseraustrag kann und soll in Zukunft intensiver durch Isotopengehaltsbestimmungen untersucht werden. Dabei sind mikrobiologisch beeinflusste physikalisch-chemische Prozesse im heterogen aufgebauten Aquifersystem in Rechnung zu stellen.

Das Grundwasser im ML 2 (Abb. 27) zeigt nur im oberflächennahen Bereich (bis ca. 5 m unter Gelände) deutliche anthropogene Überprägung, gekoppelt mit Tritium-Gehalten in der Größenordnung rezenter Niederschläge (also meteorisches Grundwasser). In diesem gering mächtigen Bereich sind aber auch Umsetzungsprozesse wirksam. Die darunter folgende mächtige Tritium-arme bis -freie Zone repräsentiert z.T. Vorratswasser (s.o.), das aber von Grundwasser mit meteorischem Anteil unterlagert wird. Dies möchten wir als Folge der Änderung des hydraulischen Regimes im Zusammenhang mit der Entstehung des Großen Heiligen Meeres und evtl. auch des Erdfallsees deuten. Stärker als im Erdfallsee dürfte heutzutage im Großen Heiligen Meer die Kolmation (Abdichtung) des Seebodens wirksam sein. Diese Frage soll mit Hilfe von Umweltisotopen genauer geklärt werden, ist aber hier im Unterstrom für die Beurteilung der Gefährdung der Gewässerlandschaft „Heiliges Meer“ weniger relevant.

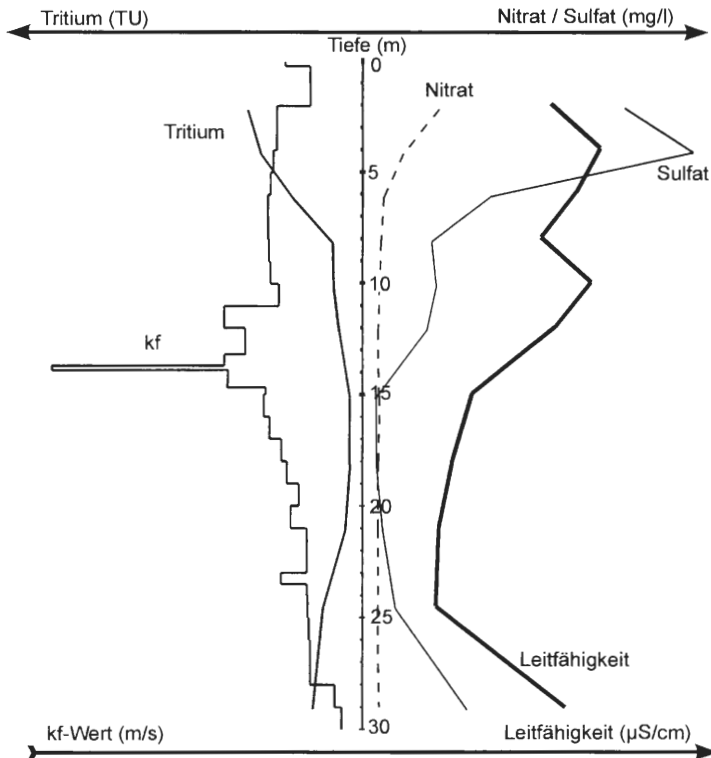


Abb. 27: Gegenüberstellung der k_f -Werte, der Tritium-Konzentrationen sowie ausgesuchter hydrochemischer Parameter (Leitfähigkeit, Nitrat und Sulfat) des ML 2. Abzissen ohne Maßstab.

Die bisher vorliegenden Meßdaten müssen zeitlich und räumlich verdichtet werden. Dazu sind vor allem weitere Grundwassermeßstellen zur kleinräumigen Erfassung der Grundwasserneubildung und -dynamik und Gehaltsbestimmungen von Umweltisotopen zur detaillierten Erfassung der Beziehungen zwischen Grund- und Oberflächenwässern notwendig. Schließlich sollen alle Daten in eine realistische dreidimensionale Modellierung des Schadstofftransports einfließen.

Danksagung

Der Volkswagen-Stiftung (Hannover) ist für die Förderung des vorgestellten Forschungsprojektes zu danken.

Außerdem gebührt unser Dank dem Westfälischen Museum für Naturkunde, vor allem dem Leiter der Biologischen Station, Herrn H.-O. Rehage, sowie den Zivildienstleistenden der Außenstelle „Heiliges Meer“, die uns aktiv bei den Geländearbeiten unterstützen.

Dem Wasserwerk Harsewinkel sind wir für die Bereitstellung der Entnahmeapparatur für die Multilevel-Brunnen in den ersten Monaten der Probenahme zu Dank verpflichtet.

Für die Untersuchungen am Ionenchromatographen (Universität Osnabrück) danken wir Dipl. Biol. U. Menzel. Die Bestimmung der Isotopengehalte wurde von der Firma Hydroisotop GmbH (85301 Schweitenkirchen) durchgeführt, wofür wir Dr. L. Eichinger danken.

6. Literatur

- ABBT-BRAUN, G. (1996): Refraktäre organische Säuren (Huminstoffe) in aquatischen Systemen - Vorkommen, Reaktionen und Charakterisierung. - *Wasserkalender 1997*: 112-141, 9 Abb., 6 Tab.; Berlin (Erich Schmidt).
- BEYER, W. (1964): Zur Bestimmung der Wasserdurchlässigkeit von Kiesen und Sanden aus der Kornverteilung. - *WWT 14*: 165-168, 7 Abb., 3 Tab.; Berlin.
- BEYER, W. & SCHWEIGER, K. H. (1969): Zur Bestimmung des entwässerbaren Porenanteils der Grundwasserleiter. - *WWT 19*: 57-60, 9 Abb.; Berlin.
- DIN 1054 (1976): Zulässige Belastung des Baugrunds (mit Beiblatt).
- DIN 4022, T 1 (1987): Benennen und Beschreiben von Boden und Fels; Schichtenverzeichnisse für Bohrungen ohne durchgehende Gewinnung von gekernten Proben im Boden und im Fels.
- DIN 4023 (1982): Baugrund- und Wasserbohrungen; Zeichnerische Darstellung der Ergebnisse.
- DIN 4049, T 3 (1994): Hydrologie, Begriffe zur quantitativen Hydrologie.
- DIN 18123 (1983): Bestimmung der Korngrößenverteilung.
- DIN 18130, T 1 (1989): Bestimmung des Wasserdurchlässigkeitsbeiwertes, Laborversuche.
- DVGW, Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V. [Hrsg.] (1983): Ermittlung, Darstellung und Auswertung der Korngrößenverteilung wasserleitender Lockergesteine für geohydrologische Untersuchungen und für den Bau von Brunnen. - *DVGW-Regelwerk Arbeitsblatt W113*: 17 S., 5 Abb.; Frankfurt am Main (ZfGW).
- DVWK (1996): Hydrogeochemische Stoffsysteme, Teil 1. - *Schriftenreihe des DVWK 110*: 288 S., 83 Abb.; Hamburg, Berlin (Parey).
- FÖRSTEL, H. & HÜTZEN, H. (1982): $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ -Verhältnis im Grundwasser der Bundesrepublik Deutschland. - KFA Jülich GmbH, Inst. für Radioagronomie, Bericht Jül - 1784: 58 S.; Jülich.
- FACHGRUPPE WASSERCHEMIE in der Gesellschaft Deutscher Chemiker (1978): Phosphor - Wege und Verbleib in der Bundesrepublik Deutschland. - Weinheim (VCH).
- HÖLTING, B. (1992): Ökologische Aspekte der Grundwassergewinnung in der Bundesrepublik Deutschland. - *gwf Wasser Abwasser 133*(12): 609-614; München.
- HÖLTING, B. (1996): Hydrogeologie, Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie. - 5. Aufl.: 441 S., 114 Abb., 46 Tab.; Stuttgart (Enke).
- HÜTTER, L. A. (1994): Wasser und Wasseruntersuchung. - Reihe: Laborbücher, 6. erw. u. aktualisierte Aufl.: 516 S.; Frankfurt am Main (Salle + Sauerländer).
- KOCH, M. (1983): Hydrogeologische Karte von Nordrhein-Westfalen 1:50.000, Blatt L 3710 Rheine. - 2 Kt., Erl., 14 S., 1 Tab.; Krefeld.
- KÖLLE, W., STREBEL, O. & BÖTTCHER, J. (1987): Reduced sulfur compounds in sandy aquifers and their interactions with groundwater. - *Int. Symp. Groundwater Monitoring and Management*; Dresden.

- LEHN-REISER, M., BENCKISER, G. & OTTOW, J. C. G. (1990): Mikrobieller Nitratabbau in der ungesättigten Zone verschiedener Böden eines landwirtschaftlich genutzten Trinkwassereinzugsgebiets. - VDLUFA - Schriftenreihe **32**: 645-651; Berlin.
- LEUCHS, W. & OBERMANN (1991): Grundsätzliche Überlegungen zur Probenahme von Grundwasser, insbesondere bei tiefenspezifischer Probenahme. - LWA-Materialien **1**: 47-73.
- LINDENSCHMIDT, M. & REHAGE, H.-O. (1982): Ein neuer Erdfall in Hörstel, Kreis Steinfurt aus dem Jahre 1980. - Natur und Heimat **42**(2): 47-51; Münster.
- LOTZE, F. (1951): Die Grundwasserverhältnisse in den Naturschutzgebieten am Heiligen Meer. - Natur und Heimat **11**(Beiheft): 97-99; Münster.
- LOTZE, F. (1956): Zur Geologie der Senkungszone des Heiligen Meeres (Kreis Tecklenburg). - Abh. Landesmus. Naturkunde Münster **18**(1): 1-36, 10 Abb., 4 Taf.; Münster.
- MOSER, H. & RAUERT, W. (1980): Isotopenmethoden in der Hydrologie. - Lehrbuch der Hydrologie **8**: 400 S., 227 Abb., 32 Tab.; Stuttgart (Gebrüder Borntraeger).
- MÜLLER, U., DEGEN, C. & JÜRGING, C. (1992): Dokumentation zur Methodenbank des Fachinformationssystems Bodenkunde. - Technische Berichte zum NIBIS **3**: Hannover (E. Schweizerbart).
- NIEHAUS, N. (1996): Wechselbeziehungen von Stickstoff-Deposition und Grundwasser in Heidelandschaften. - 184 S., 3 Anl.; Hannover. - [unveröff. Examensarbeit, Inst. für Geobotanik, Univ. Hannover]
- OBERMANN, P. (1982): Hydrochemische - hydromechanische Untersuchungen zum Stoffgehalt von Grundwasser bei landwirtschaftlicher Nutzung. - Bes. Mitt. dtsh. gewässerk. Jb., 2. Aufl., **42**: 217 S.; Düsseldorf.
- OSWALD, T. & LÖHNERT, E. P. (1990): Probenahme aus Multilevel-Brunnen. - Die Geowissenschaften **3**: 61-62, 3 Abb.; Weinheim (VCH).
- OSWALD, T. (1993): Hydrogeologische Grundlagen des Stoffeintrages und Untersuchungen zur Stoffumsetzungen in einem Wasserschutzgebiet des östlichen Münsterlandes. - 170 S., 96 Abb., 22 Tab., 20 Kt.; Münster. - [unveröff. Dissertation]
- PIPER, A. M. (1944): A graphic procedure in the geochemical interpretation of water analysis. - Trans. Am. Geophysik. Union **25**: 914-928, 4 Abb., 2 Tab.; Washington, D.C.
- POTT, R., PUST, J. & HOFMANN, K. (1996): Trophiedifferenzierungen von Stillgewässern im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ und deren Auswirkungen auf die Vegetation - erste Ergebnisse. - Abh. Westf. Mus. Naturkunde **58**(2): 60 S., 44 Abb., 16 Tab.; Münster.
- PRINZ, H. (1991): Abriss der Ingenieurgeologie. - 2. überarb. Aufl.: 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): 80 S., 43 Abb., 3 Tab.; Münster.
- PUST, J., HAGEMANN, B., & POTT, R. (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, 6 Abb., 1 Tab.; Münster.
- QUENTIN, K.-E. (1969): Beurteilungsgrundsätze und Anforderungen an Mineral- und Heilwässer. - Handb. Lebensmittelchemie **8**(2): 1043-1056; Berlin, Heidelberg, New York (Springer).
- RUNGE, F. (1959): Ein neuer Erdfall bei Hopsten. - Natur und Heimat **19**(3): 94-96, 3 Abb.; Münster.
- SCHAEFFER, F. & P. SCHACHTSCHABEL (1992): Lehrbuch der Bodenkunde. - 13. Aufl.: 491 S., 220 Abb., 102 Tab., 1 Farbtafel; Stuttgart (Enke).
- SCHLICHTING, E., BLUME, H.-P. & STAHR, K. (1995): Bodenkundliches Praktikum - Eine Einführung in pedologisches Arbeiten für Ökologen, insbesondere Land- und Forstwirte, und für Geowissenschaftler. - Pareys Studentexte **81**: 277 S.; Berlin, Wien (Blackwell).
- SCHLEYER, R. & KERNDORFF, H. (1992): Die Grundwasserqualität westdeutscher Grundwasserresourcen. - Weinheim (VCH).
- SCHROEDER, F.-G. (1956): Zur Vegetationsgeschichte des Heiligen Meeres bei Hopsten (Westfalen). - Abh. Landesmus. Naturkunde Münster **18**(2): 1-38, Münster.
- TERLUTTER, H. (1995): Das Naturschutzgebiet Heiliges Meer. - 144 S., 98 Abb., 40 Tab.; Münster (Westf. Museum f. Naturkunde).
- THIERMANN, A. (1975a): Geologische Karte von Nordrhein-Westfalen 1:25.000, Erläuterung zu Blatt 3611 Hopsten, mit Beiträgen von F.J. BRAUN, J. KALTERHERBERG, H.-W. REHAGEN, K.-H.

- SUCHAN, K.-H. WILL u. J. WOLBURG. - Geologisches Landesamt NRW: 214 S., 21 Abb., 9 Tab., 5 Taf.; Krefeld.
- THIERMANN, A. (1975b): Zur Geologie der Erdfälle des „Heiligen Feldes“ im Tecklenburger Land/Westfalen. - Mitt. Geol.-Paläont. Inst. Univ. Hamburg **44**: 517-530, 8 Abb.; Hamburg.
- TIETZE, O. (1914): Der Erdfall vom 14. April 1913 in der Gemeinde Hopsten (Kreis Tecklenburg). - Jb. kgl. preuß. geol. L.-Anst. **34**(I): 648-657, 3 Abb.; Berlin.
- WEGNER, T. (1913): Der Erdfall bei Hopsten vom 14. April 1913. - Petermanns Mitt. aus J. Perthes Geogr. Anst. **59**: 69-70, 2 Abb., 1 Kt.; Gotha.
- WEINERT, M., REMY, D. & LÖHNERT, E.P. (1997): Untersuchungen zur Hydrogeologie im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ bei Hopsten.- 64. Tagung der Arge NW-deutscher Geologen in Kvelaer, Tagungsband u. Exk.-Führer: 40-41; Krefeld.

Anschriften der Verfasser:

Dipl.-Geol. 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

Methodische Standards bei der vegetations- ökologischen Analyse von Stillgewässern - dargestellt am Großen Heiligen Meer in den Untersuchungsjahren von 1992-1997

Richard Pott, Jürgen Pust u. Bernd Hagemann, Hannover¹

Inhaltsverzeichnis

Abstract	54
1. Einleitung	54
2. Standardmethoden zur Untersuchung physikochemischer Parameter	58
2.1 Meßintervalle und Beprobungsstellen	59
2.2 Feldmeßmethoden	62
2.3 Labormeßmethoden	64
3. Ergebnisse physikochemischer Untersuchungen	65
3.1 Luftdepositionen aus Niederschlägen	65
3.2 Allochthone Stoffeinträge aus dem Sicker- und Grundwasser	67
4. Das Große Heilige Meer als aquatischer und amphibischer Lebensraum ...	72
4.1 Polare Systeme aus der geologischen Situation und der anthropozoogenen Nutzung	74
4.2 Aufbau des Litorals, Pelagials und Profundals	80
4.3 Dimiktische Situation mit Stagnation und Zirkulation	86
4.4 Indikatorparameter für allochthone Stoffeinträge	88
5. Sukzessionen am Großen Heiligen Meer	90
5.1 Vergleich physikochemischer Daten seit 1930 bis heute	91
5.2 Vergleich vegetationskundlicher Daten seit 1930 bis heute	95

¹ Veröffentlichung der Arbeitsgemeinschaft für Biologisch-Ökologische Landesforschung (ABÖL) Nr. 125; finanziell unterstützt werden die Untersuchungen von der Volkswagen-Stiftung, Hannover; für die Bereitstellung von selbstregistrierenden Klimameßstationen danken wir der Nordrhein-Westfalen-Stiftung, Düsseldorf.

6. Bioindikation der Wasser- und Sumpfpflanzengesellschaften	100
6.1 Oligotraphente Vegetationselemente	103
6.2 Dystraphente Vegetationselemente	104
6.3 Übergang der dys- bis mesotraphenten Vegetationselemente	105
6.4 Meso- bis eutraphente Vegetationselemente	106
6.5 Eutraphente Vegetationselemente	106
7. Zusammenfassung	107
8. Literatur	108

Abstract

Natural lakes situated in Pleistocene sandy landscapes in North Germany are subjected to a progressive accumulation of nutrients. This is indicated in changes of litoral vegetation and an increase of electrolytes in the groundwater and the lakes themselves.

Water eutrophication is a natural process which advances gradually. But today anthropogenical factors add considerably to the acceleration of this process. „Heiliges Meer“ national park, located on the edge of the northern German lowlands, exhibits ideal pre-conditions for the comparison of water ecological investigations made on the basis of the water ecosystems of a number of different large lakes, at different ages and different trophic levels within a uniform circle of Pleistocene sands. The data, which have been taken from this area since the beginning of the century, indicate a larger complex of different eutrophication factors, which in turn determines the acceleration of the eutrophication as a result of natural and man-made processes.

Standard investigation methods reveal comparable informations about all of the eutrophication factors. A comparison of such information is instrumental in reducing the time it takes for validation of data in different limnic ecosystems.

Within the scope of conservation measures, preserving poor-nutrient lakes should be combined with efforts to protect heathland areas, which stabilize poor-nutrient water ecosystems trophically and are situated like small islands in the midst of a hypertrophically landscape used for industrial and agrarian purposes.

1. Einleitung

Das Bild der Landschaft wird auf vielfältige Art von der Vegetation bestimmt. In der natürlichen Vegetation leben Pflanzen in einer den Standortbedingungen angepaßten charakteristischen Artenkombination, die wir als Pflanzengesellschaften bezeichnen. Sie besitzen einen hohen Indikatorwert für die jeweiligen Standortbedingungen.

Gezielte anthropozoogene Eingriffe in die Vegetation, wie z.B. die Umwandlung von Waldlandschaften in Offenland, lassen sich daher in Einklang mit veränderten Standort- und Vegetationsverhältnissen bis in die Vor- und Frühgeschichte des Menschen zurückverfolgen. Es entstand somit über viele Jahrhunderte eine Kulturlandschaft, deren oftmals sehr heterogen strukturierte Lebensräume eine höhere Artenzahl von Tieren und Pflanzen beherbergen, als jene der vormaligen natürlichen Waldlandschaften. Als Folge einer modernen Landwirtschaft sind heute aber vielerorts die natürlichen Vegetationstypen und

die anthropogenen Ersatzgesellschaften des alten Kulturlandes den monotonen Agrarflächen gewichen. Die landwirtschaftliche Produktion hat heute meist nur noch die Aufgabe einer hohen Biomassenproduktion, welche zum Teil nur unter irreversiblen Standortveränderungen mit Bodenauftrag, mit Grundwasserabsenkungen sowie durch eine ständige Stoffzufuhr von außen geleistet werden kann. Fast alle auf die Böden ausgebrachten Nährstoffe können oftmals nur zu einem geringen Teil von den Agrarpflanzen genutzt werden; auch sind die landwirtschaftlich genutzten Böden oftmals nicht in der Lage, derartige Stoffe über längere Zeit festzuhalten oder dauerhaft zu binden, so daß sie mit dem Sickerwasser in oberirdische Still- und Fließgewässer und in das Grundwasser abgegeben werden. Vielfältige Aufgaben der Vegetation in nahezu allen Ökosystemen sind u.a. die Stabilisierung von Wasser und Nährstoffen im Boden und die Stabilisierung oder der Erhalt nährstoffarmen Grund- und Oberflächenwassers; sie können von den Monokulturen einer industriemäßig strukturierten Agrarlandschaft nicht mehr geleistet werden. Monostrukturierte Landschaften sind als Lebensraum für die meisten Tier- und Pflanzenarten in der Regel ungeeignet. Das Resultat drastischer Standortveränderungen nach Eingriffen in die Vegetation, wie sie infolge moderner hochtechnisierter Landwirtschaft auftreten, sind vor allem oft Veränderungen der Stoff- und Lösungsgehalte des Bodens, der chemischen Zusammensetzung des Sickerwassers und der Eigenschaften des Grundwassers selbst. Das agrarisch genutzte Land belastet infolgedessen zunehmend besonders seit Mitte dieses Jahrhunderts weiträumig über wasser- und luftvermittelte Stoffeinträge nahezu alle terrestrischen und aquatischen Lebensräume der angrenzenden und entfernter liegenden Flächen. Durch Wechselwirkungen von ausgebrachten, in hohen Dosen meist toxisch wirkenden Pestiziden und Herbiziden sowie durch Sekundäreutrophierungen über erhöhte Einträge von Pflanzennährstoffen werden solche negativen Wirkungen häufig noch verstärkt.

Dieses ist in den letzten Jahren auch im Naturschutzgebiet Heiliges Meer der Fall, und hier beobachten wir seit längerem neben den Beeinträchtigungen und Verlusten nährstoffarmer Lebensräume schleichende, nachhaltige Schädigungen der Grundwasserlandschaft in der Umgebung des Naturschutzgebietes und stellenweise auch innerhalb des Schutzgebietes selbst infolge massiver Stickstoffeinträge durch Ammonium und Nitrat. Diese Stoffe stammen unmittelbar von den benachbarten Agrarflächen oder gelangen über größere Entfernungen durch aerosolierte Luftdepositionen direkt in das Gebiet. Hervorzuheben sind in diesem Zusammenhang besonders die angrenzenden Maisäcker, die heute in der Umgebung des Heiligen Meeres, wie überall anderswo, oftmals großflächig das Landschaftsbild prägen. Ausmaße und Nachhaltigkeit der bereits erfolgten Landschaftsschäden sind derzeit noch nicht absehbar, und die Eutrophierung des Grundwassers nimmt dabei immer noch bedrohlich zu. Besonders Eutrophierungen weiten sich derzeit aus; gerade im Naturschutzgebiet werden vor allem neuerliche und kontinuierliche Stoffeinträge durch Industrieabwässer und Streusalzbelastungen vermehrt festgestellt. Darüber haben wir in letzter Zeit mehrfach berichtet (PUST 1993, POTT et al. 1996, PUST et al. 1997, PUST & POTT 1998).

Das Grundwasser als natürliche Ressource, die oberirdischen Kleingewässer und die größeren Seen sowie deren typische Vegetation aus Wasserpflanzen, Röhrichten, Bruchwäldern und Heiden genießen heute gesetzlichen Schutz. Dieses Schutzziel kann aber nur dauerhaft erreicht und erhalten werden, wenn die jeweiligen Gefährdungen und deren Ursachen erkannt sowie bereits eingetretene Schäden reduziert werden. Für aktuelle Standortmessungen unter Berücksichtigung der Nährstoffeinträge und deren Beurteilung ist es weiterhin nötig, unter Verwendung bestimmter Standards geeignete Zustandsbeurteilungen mit vergleichbaren und nachvollziehbaren Ergebnissen zu erarbeiten. Mit gezielten Zeitreihenuntersuchungen werden deshalb charakteristische Entwicklungsrichtungen prognostiziert, um beispielsweise Ausweitungen von luftbürtigen und grundwasserbedingten

Stoffeinträgen² wie auch deren Wechselwirkungen mit dem Gewässerchemismus und der Vegetation vorhersagen zu können. Wir haben bereits in den letzten Jahren unserer Untersuchungen gesehen, daß Datenvergleiche mit den Ergebnissen anderer Arbeitsgruppen auf der Basis standardisierter Messungen alle notwendigen Validierungszeiträume für vergleichbare Zustandsbeurteilungen entscheidend verkürzen können. Dadurch werden nötigenfalls auch Möglichkeiten geschaffen, notwendige Schutzmaßnahmen frühzeitig einzuleiten. Geeignete standardisierte Untersuchungen sind daher Grundlage für eine gesicherte standörtliche Beurteilung und für die entsprechende vegetationsanalytisch-ökologische Analyse von Stillgewässer-Lebensräumen in historisch-genetischer und vegetationsökologischer Sicht. Das wollen wir im folgenden erstellen.

Wir wissen, daß Pflanzengesellschaften spezielle Indikatoreigenschaften besitzen. Sie zeigen geringste und oft nur zeitweise auftretende Unterschiede der standörtlichen Bedingungen an. Vegetationsökologische Untersuchungen sollten daher zur Erfassung aller Ursachen von Standortveränderungen grundsätzlich mit Untersuchungen abiotischer Standortparameter gekoppelt sein, für die seit längerer Zeit standardisierte Methoden existieren und die heute z.B. im Deutschen Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung (DEV) in Form von DIN-ISO-Normen und europäischen Normen (EN) festgelegt sind. Hiermit ist die Grundlage zur Vergleichbarkeit der meisten meßbaren abiotischen Parameter gegeben. Weitere Quellen moderner gewässerökologischer und limnologischer Methoden zur Probenahme und Analyse sind bei FRESENIUS et al. (1988), HÖLL (1986), HÜTTER (1994) sowie SELENT et al. 1998 angeführt. Ältere limnologische Untersuchungen fußen normalerweise ebenfalls auf Standardmethoden, die schon in dem mehrbändigen Werk „Die Binnengewässer“ von A. THIENEMANN (1925-1974) niedergelegt sind. Die ersten umfangreichen hydrochemischen Untersuchungen im Heiligen Meer basieren auf den genannten Thienemann'schen Grundprinzipien, wie sie schon MAUCHA (1932) beschrieben hat und die später von KRIEGSMANN (1938) und EHLERS (1965) konsequent weitergeführt worden sind. Sie liefern also eine gute Basis für unsere Untersuchungen.

Pflanzengesellschaften sind weiterhin definiert als gesetzmäßige Verbindungen von Pflanzenarten unter gleichen Umweltbedingungen in einem Raum-Zeit-Kontinuum. Sie sind daher standardisierbare Pflanzenartenkombinationen, die unter ähnlichen Standortbedingungen in vergleichbaren Lebensräumen immer wiederzufinden sind. Unterschiedliche floristisch-soziologische Ausprägungen spezieller Pflanzengesellschaften an verschiedenen Standorten, die sich in geringfügigen Abweichungen ihrer Artenkombination verdeutlichen, sind das Ergebnis kleinräumiger Unterschiede der biotischen und abiotischen Bedingungen. Solche verschiedenen Ausprägungen von Pflanzengesellschaften lassen somit kleinste standörtliche Differenzierungen zu, deren jeweilige Vergleichbarkeit nur mit standardisierten Analysemethoden zu erreichen ist. Die pflanzensoziologische Datenerfassung ist daher ein fundamentales methodisches Instrument innerhalb der Vegetationsökologie; für die Erfassung und Beschreibung der Biodiversität von Lebensräumen ist sie ein unverzichtbares Mittel (s. POTT 1995).

² Für eine exakte Differenzierung von Stoffeinträgen ist die Kenntnis über die Herkunft der Stoffe von Bedeutung. So gelangen z.B. die verschiedensten Stoffe über das Grundwasser in oberirdische Ökosysteme. Wir sprechen auch dann noch von grundwasserbedingten Stoffeinträgen und vom Grundwasser, wenn dieses oberirdisch auftritt und es sich der Herkunft nach um Grundwasser handelt, auch wenn neben der Schwerkraft andere Mechanismen den Stofftransport mitbestimmen (vgl. die Definition des Grundwassers nach DIN 4049 in HÖLTING (1996)). Diese Anwendung des Begriffs „Grundwasser“ ist für eine scharfe Differenzierung von Stoffflüssen ihrer Herkunft nach notwendig. Wir differenzieren entsprechend zwischen Grundwasser, Sickerwasser, oberirdischen Gewässern und Niederschlagswasser und zwischen den von ihnen ausgehenden Stoffflüssen.

Viele Pflanzengesellschaften in und an Gewässern stellen vor allem Zwischenglieder einer Sukzession dar, die beispielsweise während der Verlandung eines Sees auftreten und die sich im Laufe der Zeit gegenseitig ablösen. Solche typischen Vegetationsabfolgen in der Verlandungsreihe eines eutrophen Sees sind nur dann verwirklicht, wenn räumliche Zonierungen mit Schwimmblatt-, Röhricht-, Seggen- und Gebüschformationen mit dem abschließenden Birkenbruch oder dem Erlenbruchwald auftreten. Diese Verlandungszonen wachsen irisblendenartig zunehmend in Richtung Seemitte und bilden als Endphase der Verlandungssukzession verschiedene organogene semiterrestrische Naßböden, auf denen letztendlich ein Bruchwald stockt.

Solchen eutrophen Verlandungsreihen stehen Verlandungszonen anderer Nährstofftypen gegenüber, die entweder ineinander übergreifen können oder deutlich voneinander trennbar sind. Dies alles ist in den Gewässerlandschaften des Naturschutzgebietes Heiliges Meer vorhanden. Hier finden wir die Vegetationsabfolgen verschiedenster Verlandungsreihen von Stillgewässern auf engstem Raum beieinander. Unterschiedlich alte und verschiedenen große Stillgewässerkomplexe oligotrophen, dystrophen, mesotrophen und eutrophen Typs mit ihren Pflanzengesellschaften in unterschiedlicher Ausprägung sind ein Charakteristikum des Gebietes. Vergleichende vegetationsökologische Analysen zur Beschreibung von Beziehungen zwischen Pflanzengesellschaften und Standortfaktoren lassen sich deshalb in und an den Gewässern des Schutzgebietes besonders erfolgreich durchführen, da sowohl die Entstehung der Seen als auch der umgebende Untergrund einheitlich sind, wodurch ein hoher Grad an Vergleichbarkeit der Standortbedingungen gegeben ist. Seit dem Beginn dieses Jahrhunderts liegen dazu noch zahlreiche und zum Teil langjährige Untersuchungsergebnisse zur Vegetation und der Tierwelt sowie zu den physikochemischen Bedingungen der Gewässer vor. Deshalb sind gerade für dieses Gebiet die jüngere Entwicklungsgeschichte, die Entwicklung der Vegetation, die Veränderungen der Standortbedingungen als Folge von Sukzessionen aber auch von Änderungen der Landschaftsnutzung, z.B. nach der letzten Flurbereinigung durch die Umwandlung von Weideflächen in Ackerflächen in den 60er Jahren, gut belegt. Vieles davon ist den Arbeiten und Beschreibungen von SCHWAR 1900, TIETZE 1913, BEYER 1934, 1938, 1956, 1968, 1969, KRIEGSMANN 1937, BUDDE 1942, F. RUNGE 1957, 1991, EHLERS 1965, REHAGE et al. 1979, POTT 1980, 1982, 1983, 1996, POTT et al. 1996, A. RUNGE 1992, PUST 1993, PUST 1995, et al. 1997 sowie TERLUTTER 1995 zu entnehmen.

Auf dieser soliden Basis bearbeiten wir seit einigen Jahren im Gebiet die Wechselwirkungen luftbürtiger und grundwasserbedingter Stoffeinträge. Schwerpunktmäßig stehen dabei Untersuchungen von Eutrophierungsphänomenen im Vordergrund sowie landschaftspflegerische Maßnahmen, die eine gezielte Gegensteuerung erlauben und die darüber hinaus auf die allgemein beobachtbaren Eutrophierungen anderer bislang nährstoffarmer pleistozäner Sandlandschaften Nordwesteuropas anwendbar sind. Hierzu besteht seit 1996 ein interdisziplinäres Forschungsprojekt, das mit Mitteln der Volkswagen-Stiftung gefördert wird und das federführend vom Institut für Geobotanik der Universität Hannover bearbeitet wird in Kooperation mit dem Institut für Landschaftspflege und Naturschutz der Universität Hannover, dem Institut für Ökologie der Universität Osnabrück, dem Geologisch-Paläontologischen Institut der Universität Münster sowie dem Landschaftsverband Westfalen-Lippe (näheres hierzu siehe im Vorwort sowie in POTT et al. 1996).

Standardisierte Analysemethoden, die von uns seit 1992 zur Erfassung trophiebestimmender Parameter in Grund- und Oberflächengewässern durchgeführt werden, haben gezeigt, daß Aussagen über Wechselwirkungen und Beziehungen zwischen der Vegetation und standörtlichen Bedingungen nur dann sinnvoll sind, wenn die Daten ein Mindestniveau hinsichtlich der Qualität und Quantität standörtlicher Meßreihen erfüllen. Dieses umfaßt neben hydrochemisch-physikalischen Meßdaten vom Oberflächenwasser, vom

Sicker- und Grundwasser auch Meßdaten über atmosphärische Depositionen. Dazu kommen feinstandörtliche Meßdaten aus den Wuchsräumen und den umgebenden Medien bestimmter Pflanzengesellschaften über längere Zeitspannen hinweg. Nur dann können vertretbare Aussagen über die Tages- und Jahresgänge wichtiger hydrochemisch-physikalischer Parameter erarbeitet werden. Darüber hinaus ermöglichen die mehrjährigen Zeitreihen der Messungen Angaben über das Verhalten von Oberflächengewässern und von Grundwasserzuströmen im Sommer und im Winter, wie auch über jahreszeitlich verschiedene Nährstoffeinträge in die jeweiligen Gebiete aus der direkten und entfernteren Umgebung. Umsetzungen und Einbauten von trophierelevanten Stoffen werden dabei besonders deutlich. Ökologische Aussagen auf der Basis von Kurzzeit- oder Einzelmessungen erscheinen vor diesem Hintergrund sowie nach unseren bisherigen Erfahrungen als obsolet oder teilweise sogar als irreführend. In diesem Aufsatz soll deshalb auf die Erfordernisse standardisierter Analysemethoden und deren Ergebnisse am Beispiel des natürlichen Sees „Großes Heiliges Meer“ näher eingegangen werden.

2. Standardmethoden zur Untersuchung physikochemischer Parameter

Es wurde bereits darauf hingewiesen, daß erste umfangreiche physikochemische Wasseruntersuchungen von Proben aus dem Großen Heiligen Meer bereits zu Beginn dieses Jahrhunderts von KRIEGSMANN (1937) und später von EHLERS (1965) durchgeführt wurden. Diese Untersuchungen dienen uns als Vergleichsbasis zur Beurteilung von Entwicklungsprozessen. Sie lassen sich aber nur dann erarbeiten, wenn dem Datenmaterial einerseits Zeitreihenuntersuchungen über einen längeren Zeitraum zugrunde liegen und andererseits das Zeitintervall der Untersuchungswiederholungen kurz genug ist, um die Schwankungsbreite aller Parameter zu erfassen (vgl. Kap. 2.1). Das Labor der Biologischen Station, ausgestattet mit allen apparativen und technischen Notwendigkeiten aus unserem Wasserlabor - in nächster Nähe zum Großen Heiligen Meer - ermöglicht eine sofortige Bearbeitung der Proben unter Anwendung standardisierter Labormeißmethoden und reduziert die Feldmeßmethoden auf das notwendige Minimum. Im Gelände erfolgt daher nur die Bestimmung der Wassertemperatur, der elektrolytischen Leitfähigkeit, der Konzentration an gelöstem CO_2 und die Fixierung des gelösten Sauerstoffs (vgl. Kap. 2.2). Die Leitfähigkeit des Wassers der angrenzenden Meerbecke wird seit Mitte 1997 kontinuierlich aufgezeichnet; diese Aufzeichnungen werden von täglichen Handmessungen begleitet. Die Wasserproben von Grund- und Oberflächenwasser werden für die anschließende Laboranalyse in 1 Liter-Kunststoffflaschen abgefüllt; Niederschlagswasser wird für jedes Niederschlagsereignis in 0.5 Liter-Kunststoffflaschen gesammelt. So ist es uns möglich, die meisten Analysearbeiten noch am Tag der Probeentnahme im Labor durchzuführen (vgl. Kap. 2.3) und mit großen Probevolumina zu arbeiten, da keine größeren Transportwege zurückgelegt werden müssen. Die bekannten störenden Wechselwirkungen zwischen Probe und Gefäßwandung lassen sich hiermit reduzieren. Durch den Fortfall längerer Aufbewahrungszeiten können auch die Nachteile einer Konservierung der Proben oder gar ein Tiefrieren von Probewasser umgangen werden, die z.T. erhebliche Veränderungen der Probenzusammensetzung verursachen können.

Unsere Laborbestimmungen erfolgen für viele Parameter also noch am Tag der Probeentnahme, d.h. gleich nach der Probeentnahme. Hierzu gehören die Bestimmung des pH-Wertes, des Gehaltes an gebundenem Kohlendioxid (Hydrogenkarbonat) und gelöstem Sauerstoff, an gelöstem Eisen, an Stickstoff und an Phosphat. Die Bestimmung von Sulfat, Chlorid und des Kaliumpermanganatverbrauches erfolgen in den nächsten beiden auf die Probeentnahme folgenden Tagen. Es wird von uns angestrebt, zu vergleichbaren

Daten durch die Anwendung der gleichen Labormethoden zu kommen, die bislang von den bereits genannten Autoren für die physikochemischen Untersuchungen des Großen Heiligen Meeres herangezogen wurden, soweit sich dies mit der erforderlichen Genauigkeit der Ergebnisse vereinbaren läßt. Insbesondere werden für die Bestimmung des gelösten CO_2 und O_2 , des Hydrogenkarbonates und des Chlorids die gleichen oder nur geringfügig abgewandelte Methoden benutzt, wie sie auch schon bei KRIEGSMANN Anwendung fanden. Um ein hohes Maß an Vergleichbarkeit unserer Daten mit älteren Literaturangaben zu ermöglichen, gilt entsprechendes auch für die verwendeten Einheiten, z.B. für die Wasserhärte (Einheit in $^\circ\text{dH}$ bezogen auf 10 mg CaO). Entsprechend erfolgt die Berechnung der Sauerstoffsättigung nach TRUESDALE et al. (1955) und nicht nach WAGNER (1979), da zwischen beiden Verfahren deutliche Unterschiede bestehen. So liegen die Sauerstoffsättigungswerte nach TRUESDALE et al. (1955) im Bereich zwischen 0 und 20°C ca. 3% niedriger als die Werte nach WAGNER (1979). Die normalen Wassertemperaturen betragen bekannterweise weniger als 20°C ; unsere Werte der Sauerstoffsättigungen befinden sich aber mit einer Maximalabweichung von 3% im durchaus brauchbaren Spektrum. Für die Bestimmung von Stickstoff, Phosphor und Eisen werden moderne colorimetrische Methoden benutzt (Kap. 2.3). Für die Bestimmung von Alkaliionen finden atomemissionsspektrometrische Methoden, für die Bestimmung von Mangan und Zink, von Erdalkaliionen sowie ergänzend für Eisen atomabsorptionsspektrometrische Methoden noch in der Woche der Probeentnahme statt. Die Proben für die atomemissionsspektrometrischen und atomabsorptionsspektrometrischen Bestimmungen werden gesondert in 100 ml - Kunststoffgefäße abgefüllt und sogleich mit 1 ml 37%iger HCl angesäuert.

Die von uns angewandten Methoden und die benutzten Geräte sowie Genauigkeitsangaben zu den einzelnen Analysemethoden sind anschließend in tabellarischer Form aufgelistet (siehe Tab. 1 und Anwendung statistischer Methoden zur Beurteilung von Analyseergebnissen in der Wasseranalytik in DEV 1994, Teil A). Von einem Großteil der Proben werden Doppelbestimmungen im Institut für Ökologie der Universität Osnabrück mit Hilfe der Ionenchromatographie und der Atomabsorptionsspektroskopie durchgeführt. Die für die Ionenchromatographie vorgesehenen Proben werden in 250ml Weithalsflaschen tiefgefroren, da eine Bearbeitung dieser Proben direkt nach der Probeentnahme oft nicht möglich ist und eine Kühlung bei nur 4°C über längere Zeiträume nicht ausreicht.

Das Datenspektrum wird ergänzt durch meteorologische und hydrologische Erhebungen. Messungen der Menge des atmosphärischen Niederschlags, der Lufttemperatur, der relativen Luftfeuchte und des Luftdrucks werden im Naturschutzgebiet seit den 70er Jahren mit einer Wetterstation durchgeführt, die ein Ombrometer nach Hellmann und einen Thermohygrobarographen (Trommelschreiber mit einer Woche Umlaufzeit) der Fa. Wilh. Lambrecht KG (Göttingen) enthält. Begleitend werden seit den 70er Jahren die elektrolytische Leitfähigkeit und der pH-Wert des Niederschlagswassers bestimmt. Seit 1995 wird dazu die Wetterstation durch 2 selbstregistrierende Klimameßstationen der Fa. Thies ergänzt, die neben den schon aufgeführten Parametern zusätzlich den Niederschlagsgang, die Lichtintensität, die Windstärke und die Windrichtung als Mittelwerte 30-minütiger Intervalle aufzeichnen (vgl. Abb. 1 u. 2). Die beiden Meßstationen sammeln Klimadaten jeweils von einer Heidefläche im Westen des Großen Heiligen Meeres und von einer Waldfläche im Nordosten des Naturschutzgebietes.

2.1 Meßintervalle und Beprobungsstellen

Neben Proben vom Niederschlagswasser, die von diskreten Niederschlagsereignissen aus Heide- und Waldkomplexen stammen, werden seit Anfang 1996 in mindestens monatlichen Intervallen Wasserproben aus dem Grundwasser sowie aus ausgewählten oberirdischen Gewässern des Naturschutzgebietes physikochemisch untersucht. Neben Pelagial-

Tab. 1: 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).

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 mit 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 ₃ O) ⁺	-	±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 ₄ -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
Kalzium	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

Abb 2: Klimameßstation mit einem selbstregistrierenden Datalogger in etwa 1,50 m Höhe über dem Boden. Aufgezeichnet werden die Lufttemperatur, die Luftfeuchte und der Luftdruck. Die Windrichtung und die Windgeschwindigkeit werden an der Mastspitze in 3 m Höhe gemessen und die Werte vom Datalogger gespeichert. Eine Solarzelle unterhalb des Windmessers versorgt die Station mit Energie. →



Abb. 1: Klimameßstation der Fa. Thies (Göttingen) auf der Heide im Westen des Großen Heiligen Meeres.



beprobungen im Vertikalprofil werden Litoralproben der Seen, Weiher und Kolke des Schutzgebietes aus dem Freiwasser, dem Sicker- und Grundwasser entnommen (siehe Abb. 9 sowie Abb. 7 im Beitrag WEINERT et al. in diesem Heft). Die Zeit für die Probenahme einschließlich der Feld- und Laboruntersuchungen liegt bei einer Woche. Hierdurch ist es uns möglich, z.B. für die Erfassung kurzfristig auftretender, witterungsbedingter Parameteränderungen, das Untersuchungsintervall zu verkürzen.

2.2 Feldmeßmethoden

Meteorologische Messungen (zwei Klimameßstationen der Fa. Thies (vgl. auch Tab. 1), ein Thermohygrobarograph der Fa. Lambrecht, ein Ombrometer nach G. Hellmann in kleiner Ausführung (vgl. HELLMANN 1883); ergänzend ein Schalenkreuz-Handanemometer der Fa. R. Fuess Berlin-Steglitz, ein Aspirationspsychrometer nach R. Assmann mit 0.2°C -Teilung (vgl. ASSMANN 1888), ein Stationsquecksilberbarometer der Fa. Lambrecht).

Probenahme (1. mit dem 11-Ruttnerschöpfer zur Pelagialbeprobung, 2. mit einer Nieder-volttauchpumpe von Comet Typ COMBI 2/12 zur Pelagial- und Grundwasserbeprobung,

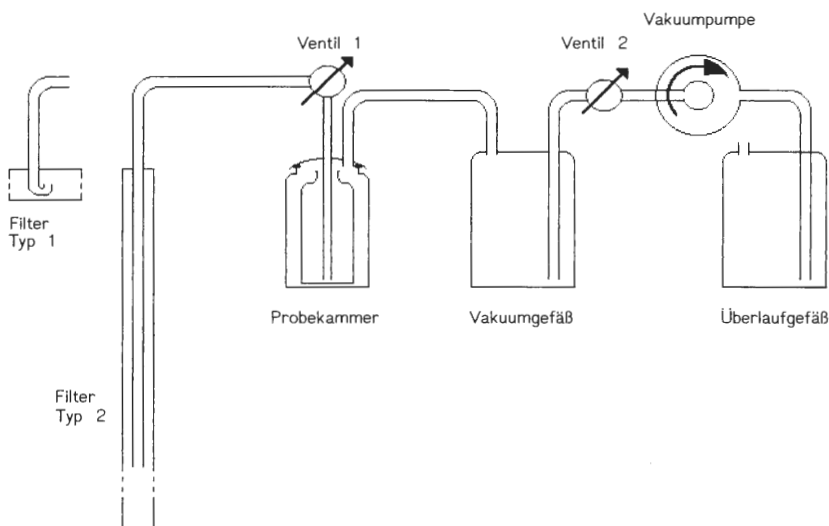


Abb. 3: Vakuumparatur zur Beprobung von Interstitial-, Sickerwasser und Grundwasser.

Als Grundbaustein dient eine Probekammer mit der darin befindlichen Probeflasche. Der in die Probeflasche hineinragende Schlauch wird mit einem im Untergrund eingelassenen Filter (Typ 1 zur Beprobung oberflächennaher Horizonte, Typ 2 zur Beprobung tieferer Horizonte), der mit dem Deckel abschließende Schlauch wird mit dem Vakuumgefäß verbunden. Das Vakuum wird mit Hilfe einer Kreiselpumpe erzeugt, die Wasser vom Vakuumgefäß in das Überlaufgefäß pumpt. Das Vakuum hebt vom Filter über den Grundwasserhorizont die Wasserprobe und füllt zunächst die Probeflasche, die nun mehrmals mit der Probe gespült wird, bis die Probekammer ebenfalls mit Probewasser gefüllt ist und Probewasser zum Vakuumgefäß übertritt. Das Vakuumgefäß ermöglicht ein langsames Anfahren des Vakuums und einen langsamen Druckausgleich nach dem Abschalten der Pumpe am Beprobungsende, so daß trübstoffarme Proben gewonnen werden können. Die beiden Ventile verhindern nach Abschalten der Pumpe und nach Öffnen der Probekammer ein Zurückfließen von Probewasser in den Filter. Mit der Vakuumparatur ist es möglich, Sicker-, Interstitial- und Grundwasserproben zu gewinnen, ohne daß diese in Kontakt mit der Außenluft treten. Die Sauerstoffbestimmung nach OHLE ist möglich.

vgl. auch WEINERT et al. in diesem Heft, 3. mit einer Vakuumkammer (vgl. Abb. 3) zur Gewinnung von Sickerwasser- und Grundwasserproben, 4. mit Regenswassersammler, vgl. Abb. 4).

DIN 38402-A12, DIN 38402-A13 und DIN 38402-A17 in DEV 1994

Wassertemperatur (1. mit einem Quecksilberthermometer im Ruttner-Schöpfer, 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

elektrolytische 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 (Neutralisationstiter mit Natronlauge (p-Wert), HÜTTER 1994). D8 in DEV 1994

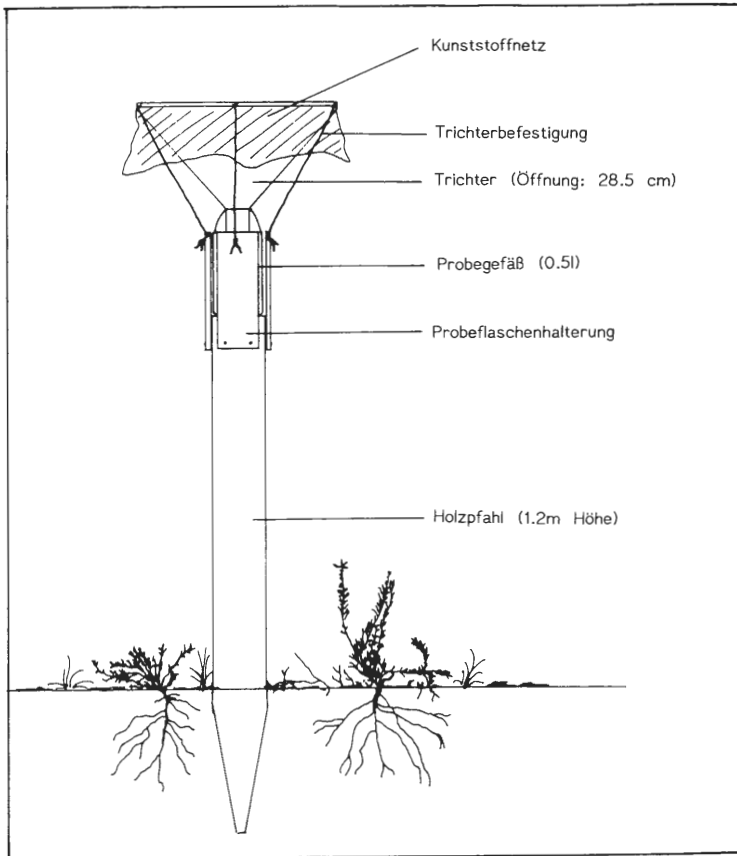


Abb. 4: Niederschlagssammler.

2.3 Labormeßmethoden

Bestimmung der Kationen

($c(\text{H}_3\text{O}^+)$); 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 Reaktion³).

DIN 38406 - E5 - 1 in DEV 1994

Calcium (AAS⁴).

DIN 38406 - E3 - 1 in DEV 1994

Magnesium (AAS).

DIN 38406 - E3 - 1 in DEV 1994

Natrium (AES⁵).

Kalium (AES).

Eisen (1,10-Phenanthrolin-Methode³, ergänzend mit dem AAS⁴).

DIN 38406 - E1 - 1 in DEV 1994

Mangan (AAS).

Zink (AAS).

DIN 38406 - E21 in DEV 1994

Bestimmung der Anionen

Hydrogenkarbonat (Neutralisationstiteration mit Salzsäure (m-Wert), HÜTTER 1994).

D8 in DEV 1994

Nitrat (Salicylat-Methode³).

D9 in DEV 1975

Nitrit (Methode nach GRIESS³).

D10 in DEV 1975

Phosphat (Phosphormolybdänblau-Methode³).

DIN 38405 - D11 - 4 in DEV 1994

Chlorid (Methode nach MOHR).

DIN 38405 - D1 - 1 in DEV 1994

Sulfat (komplexometrische Titration).

DIN 38405 - D5 - 1 in DEV 1994

Summenbestimmungen

KMnO₄-Verbrauch (Oxidierbarkeit mit Kaliumpermanganat im Säuren).

DIN 38409 - H5

Berechnete Größen

Sauerstoffsättigung (nach TRUESDALE et al. 1955).

Gesamthärte (aus dem Gehalt an Ca^{2+} - und Mg^{2+} -Ionen).

Carbonathärte (aus dem Gehalt an HCO_3^- -Ionen).

³ Bestimmung mit dem Spektralphotometer UVIKON 931 der Firma KONTRON

⁴ Bestimmung mit dem PMQ II/FA2 der Firma Zeiss atomabsorptionsspektrometrisch

⁵ Bestimmung mit dem PMQ II/FA2 der Firma Zeiss atomemissionsspektrometrisch

3. Ergebnisse physikochemischer Untersuchungen

Seit der Errichtung des Grundwassermeßstellennetzes zur Untersuchung allochthoner Stoffeinträge über den Grundwasserpfad im Winter 1991/92 wurden zahlreiche Analysen unter Anwendung standardisierter Methoden durchgeführt, die ab 1993 auch regelmäßig zur Untersuchung der oberirdischen Gewässer und ab 1995 auch von atmosphärischen Niederschlägen herangezogen wurden. Da seit dieser Zeit über Einzelergebnisse bereits ausführlich mehrfach berichtet wurde (PUST 1993, POTT et al. 1996, PUST et al. 1997), soll - soweit in den folgenden Kapiteln nicht näher beschrieben - hier zusammenfassend nur eine kurze Darstellung unserer physikochemischen Untersuchungen erfolgen.

3.1 Luftdepositionen aus Niederschlägen

Innerhalb landwirtschaftlich intensiv genutzter Gebiete besitzt der Luftpfad für allochthone Stoffeinträge, insbesondere für Nährstoffeinträge eine besondere Bedeutung. Charakteristisch ist die rasche und großflächige Ausbreitung von luftbürtigen Stoffen. Hierbei sind Ackerbau und Massentierhaltung gleichermaßen zu berücksichtigen. Während beim Ackerbau vor allem die mechanische Bodenbearbeitung, z.B. Pflügen - aber auch die Ausbringung pulverisierter Düngemittel - Depositionen von Stäuben über den Luftpfad mit sich bringen, die neben Pflanzennährstoffen wie Stickstoff und Phosphat auch Alkali- und Erdalkali-haltige Verbindungen enthalten, welche in Sandlandschaften natürlicherweise nur in geringen Konzentrationen vorliegen, führt die Tierhaltung vor allem zu hohen Ammoniumgehalten im Niederschlagswasser, insbesondere während der Gülleverrieselung (vgl. auch ELLENBERG 1996). Beide Quellen treten gemeinsam in der unmittelbaren Umgebung des Naturschutzgebietes Heiliges Meer großflächig in Form von Maisanbauflächen auf; das Umfeld des Naturschutzgebietes ist also auf Massentierhaltung ausgerichtet, mit den vielfältigen Folgen, die hierdurch auch für das Grundwasser gegeben sind.

Obwohl die Konzentrationen der verschiedenen Stoffe im Niederschlagswasser nicht annähernd die Werte erreichen, die im Sicker- und Grundwasser gefunden werden, müssen Niederschläge aufgrund ihrer großräumigen Wirkung bei der Beurteilung der unterschiedlichen Eintragswege für die Gewässereutrophierung in Zukunft noch stärker berücksichtigt werden. Vor allem von Haus aus nährstoffarme Standorte, die von Einflüssen nährstoffreichen Grund- und Sickerwassers weitgehend isoliert sind, erhalten heute aus Niederschlägen zunehmend Nährstoffe. Das trifft besonders gravierend die pleistozänen Sandlandschaften mit ihrem oligotraphenten Vegetationsinventar. Eutrophierungen ursprünglich oligotropher Standorte müssen daher nicht nur unter der Berücksichtigung von Grund- und Sickerwasser-vermittelten Stoffeinträgen, sondern auch unter dem Aspekt der luftbürtigen Stoffeinträge gesehen werden. Eutrophierungen durch luftbürtige Nährstoffeinträge verlaufen meist schleichend und großflächig.

Im Schutzgebiet werden Heideflächen und Waldlandschaften, aber auch die freien Wasserflächen der Seen, Heidekolke und Heideweiher gleichermaßen von luftbürtigen Stoffeinträgen betroffen. Die vorherrschenden Süd- und Südsüdwestwinde sowie in geringerem Maße auch die Nordostwinde (Abb. 5) bestimmen die Haupttransportrichtung atmosphärischer Depositionen. Mit den Südsüdwestwinden treten häufig Niederschlagsereignisse auf und sie bestimmen daher im wesentlichen die Transportrichtung für feuchte Depositionen (Tab. 2). Während es auf den Freiflächen zu Depositionen in unmittelbarer Bodennähe kommt, können auf bewaldeten Flächen Depositionen über Ablagerungen auf den Assimilationsorganen der Bäume zu erheblichen lokalen Stoffanreicherungen führen. Das Niederschlagswasser weist daher unter Wald höhere Konzentrationen verschiedenster

Inhaltsstoffe auf als dasjenige von benachbarten Heideflächen (Abb. 6A). So kann z.B. im Niederschlagswasser unter Wald im Mittel der doppelte Nitrat-Stickstoffgehalt gegenüber dem Niederschlagswasser von benachbarten Heideflächen festgestellt werden. Besonders die Konzentrationen von Phosphat, Kalium, Calcium und Magnesium sind im Waldniederschlagswasser stark erhöht. Unter Berücksichtigung der geringeren Niederschlagsmengen unter Wald - bedingt durch höhere Interzeption - fallen die Unterschiede der jährlichen Stickstoffdepositionen zwischen Heide- und Waldflächen deutlich geringer aus, als ihre Konzentrationsunterschiede in den jeweiligen Niederschlagswässern zunächst vermuten lassen (Abb. 6B). Die Unterschiede der Depositionen von Phosphat und Kalium zwischen Wald und Freiflächen sind aber trotzdem stark ausgeprägt; die Depositionen dieser Stoffe liegen im Wald gegenüber Heideflächen deutlich höher. Möglicherweise werden diese Unterschiede auch durch Einträge über Guanotrophierung verstärkt, die auf bewaldeten Flächen zweifellos von größerer Bedeutung sind als auf Heideflächen. Der

Tab. 2: Angaben zur Häufigkeit (in %) von Windrichtungen auf der Heidefläche westlich des Großen Heiligen Meeres

Windrichtung	Häufigkeit [%]
N	2,6
NNO	4,2
NO	10,4
ONO	6,3
O	4,7
OSO	1,6
SO	2,1
SSO	3,1
S	17,2
SSW	16,1
SW	8,9
WSW	5,2
W	9,4
WNW	1,0
NW	1,6
NNW	5,7

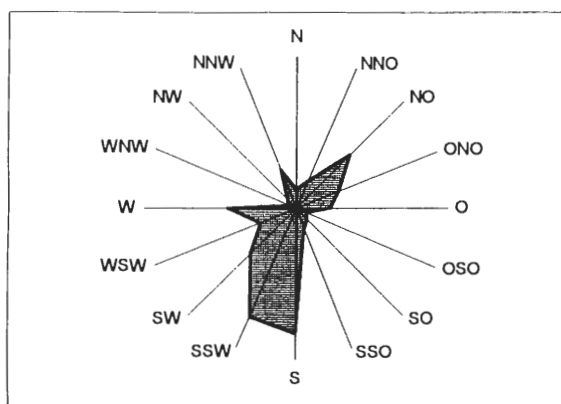


Abb. 5: Mittlere Häufigkeit (%) der Windrichtungen auf der Heidefläche im Westen des Großen Heiligen Meeres.

weitere Transport luftbürtiger Nährstoffe führt vom Luftpfad zum Sicker- und Grundwasserpfad. Auch hier haben unsere Untersuchungen gezeigt, daß unter Waldflächen deutlich höhere Nährstoffgehalte als unter Heideflächen auftreten (s.u.).

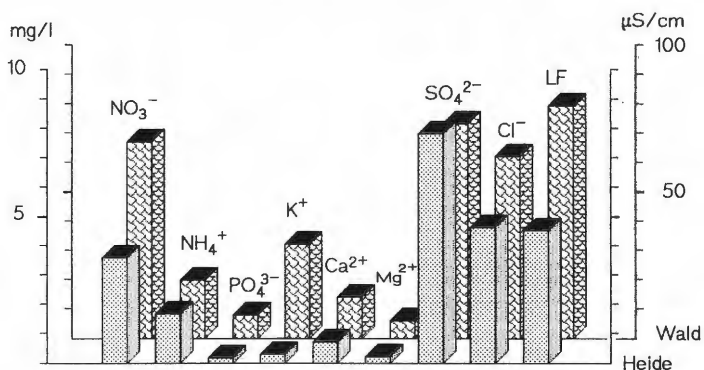


Abb. 6A: Inhaltsstoffe im Niederschlagswasser in mg/l.

(Nitrat: NO_3^- , Ammonium: NH_4^+ , Phosphat: PO_4^{3-} , Kalium: K^+ , Kalzium: Ca^{2+} , Magnesium: Mg^{2+} , Sulfat: SO_4^{2-} , und Chlorid: Cl^-) sowie die Leitfähigkeit (LF in $\mu\text{S}/\text{cm}$) im NSG Heiliges Meer gemittelt von Heide- und Wald-Meßstellen aus dem Jahr 1995.

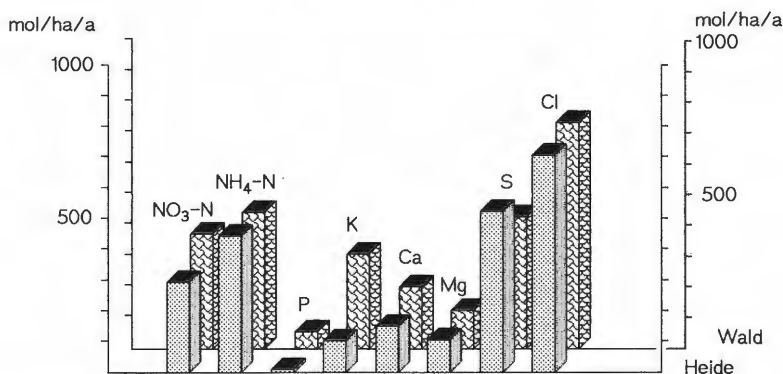


Abb. 6B: Jahresdepositionen in mol/ha/a folgender Parameter:

Nitrat-N, Ammonium-N, Phosphat-P, Kalium-K, Kalzium-Ca, Magnesium-Mg, Sulfat-S und Chlorid-Cl in mg/l im NSG Heiliges Meer gemittelt von Heide- und Wald-Meßstellen aus dem Jahr 1995.

3.2 Allochthone Stoffeinträge aus dem Sicker- und Grundwasser

Grund- und Sickerwasser-vermittelte Stoffeinträge weisen im Verhältnis zu luftbürtigen Einträgen eine wesentlich kleinräumigere Differenzierung auf. Bei Stoffflüssen im oberflächennahen Bereich - und diese sind für Eutrophierungsprozesse innerhalb der Gewässerlandschaft Heiliges Meer von besonderer Bedeutung - beteiligen sich neben Faktoren und Eigenschaften des Grundwasserleiters vor allem Vegetationsstrukturen an kleinräumigen Differenzierungen der Stoffeintragswege. Übergänge zwischen dem Grundwasser- und Sickerwasserpfad sind häufig zu beobachten und stehen ebenfalls unter dem Einfluß der Vegetation. Die hiermit assoziierten Stoffflüsse lassen sich meist lokal abgrenzen und

oftmals auch auf die lokale Wirkung einzelner Bäume oder Baumgruppen beziehen; sie sind daher räumlich meist gut abgrenzbar (vgl. PUST et al. 1997). Unsere Untersuchungen zeigen, daß diese Standortbedingungen besonders innerhalb von Waldlandschaften gegeben sind. Am Großen Heiligen Meer sind für die Differenzierung von Grund- und Sickerwasser-vermittelten Stoffeinträgen vor allem die am Ostufer gelegenen Bruchwaldkomplexe verantwortlich (Abb. 7). Heide- und Weideflächen, besonders aber Ackerfluren sind homogener strukturiert. Dies wirkt sich in entsprechender Weise auch auf die Strukturierung von Stoffflüssen im Grund- und Sickerwasser aus. Allgemein sind für die Weide-

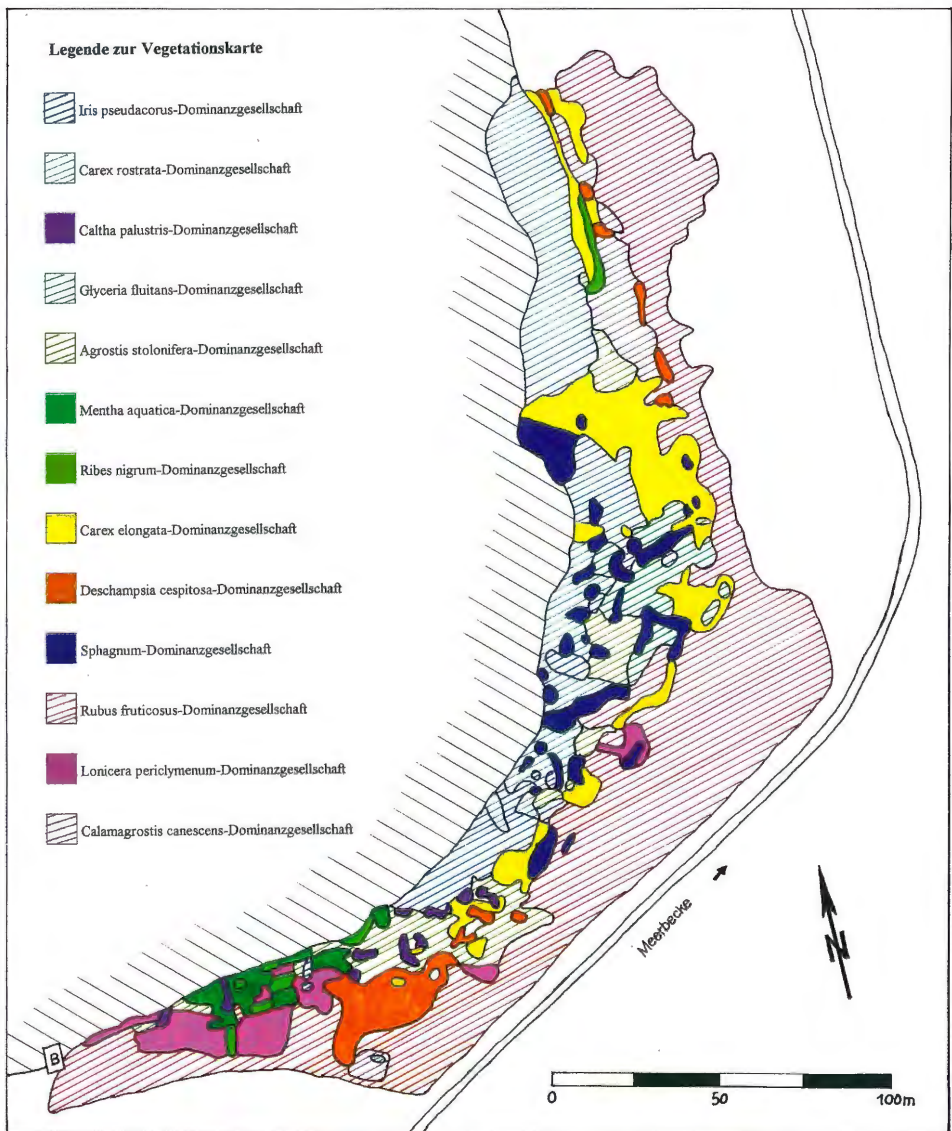


Abb. 7: Vegetationskarte des *Carici elongatae*-*Alnetum* vom Ostufer des Großen Heiligen Meeres mit Dominanzbeständen bezeichnender Elemente natürlicher und anthropogen beeinflusster Bruchwaldbereiche (nach ROLFES 1998).

und Heideflächen des Schutzgebietes gleichmäßige und erheblich niedrigere Elektrolytgehalte im Grund- und Sickerwasser feststellbar als in den benachbarten Wäldern (vgl. Abb. 8). In Abhängigkeit von bestimmten Vegetationsstrukturen sind zwar spezifische Elektrolytgehalt-Differenzierungen im Kapillarwasser der Böden festzustellen, besonders im Uferbereich der Heidekolke und -weiher (Abb. 9); die hieran beteiligten Stoffe nehmen aber selten an größeren Stoffflüssen teil, wie wir sie z.B. aus Erlenbruchwäldern beschreiben können. Sie bleiben vielmehr innerhalb bestimmter Vegetationskomplexe am Kapillarwasser der Böden gebunden und besitzen daher auch nur eine geringe Vertikal- ausdehnung (vgl. Kap. 6).

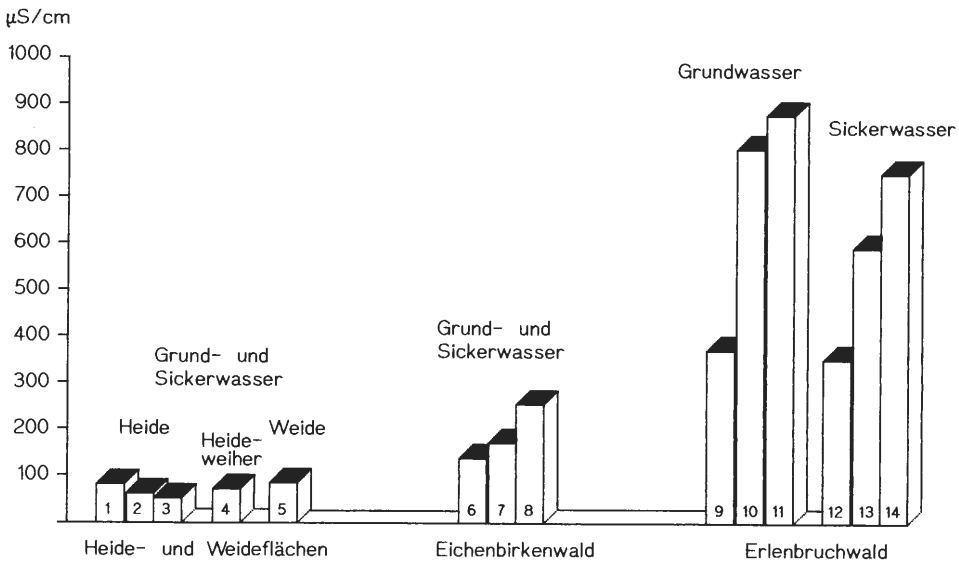


Abb. 8: Differenzierungen des Elektrolytgehaltes (Leitfähigkeit) im Grund- und Sickerwasser in Abhängigkeit von der Vegetation. Niedrige Elektrolytgehalte treten im Grund- und Sickerwasser der Heide- und Weideflächen auf (Säulen 1-5); zwischen den Standorten lassen sich nur geringfügige Unterschiede der Leitfähigkeit finden. Innerhalb von Wäldern sind die Differenzierungen der Leitfähigkeit wesentlich kleinräumiger und der Elektrolytgehalt liegt durchweg höher. Der große Unterschied zwischen der Leitfähigkeit im Eichen-Birkenwald und jener im Erlenbruchwald geht z.T. auch auf Salzbelastungen zurück, die lokal im Grundwasser im Osten des Naturschutzgebietes auftreten (Säulen 10, 11, 13 u. 14).

Standorte:

Säule 1 u. 2: Heide im Westen des Großen Heiligen Meeres

Säule 3: Heide im Osten des Erdfallsees

Säule 4: Heideweiher im Osten des Erdfallsees

Säule 5: Weide im Süden des Erdfallsees

Säule 6-8: Eichen-Birkenwald im Westen des Großen Heiligen Meeres

Säule 9-11: Grundwasser im Osten des Großen Heiligen Meeres

Säule 12-14: Sickerwasser des Erlenbruchwaldes im Osten des Großen Heiligen Meeres.

Welche Stoffe bevorzugt über den Grund- und Sickerwasserpfad transportiert werden, hängt vor allem von den dort herrschenden Milieubedingungen ab. Zwischen Weide- bzw. Heideflächen und Bruchwäldern treten besonders hinsichtlich des REDOX-Potentials erhebliche Unterschiede auf, weshalb wir hier zwei Gruppen von Vegetationstypen haben, deren Einfluß auf das Transportgeschehen von Nährstoffen im Sicker- und Grundwasser

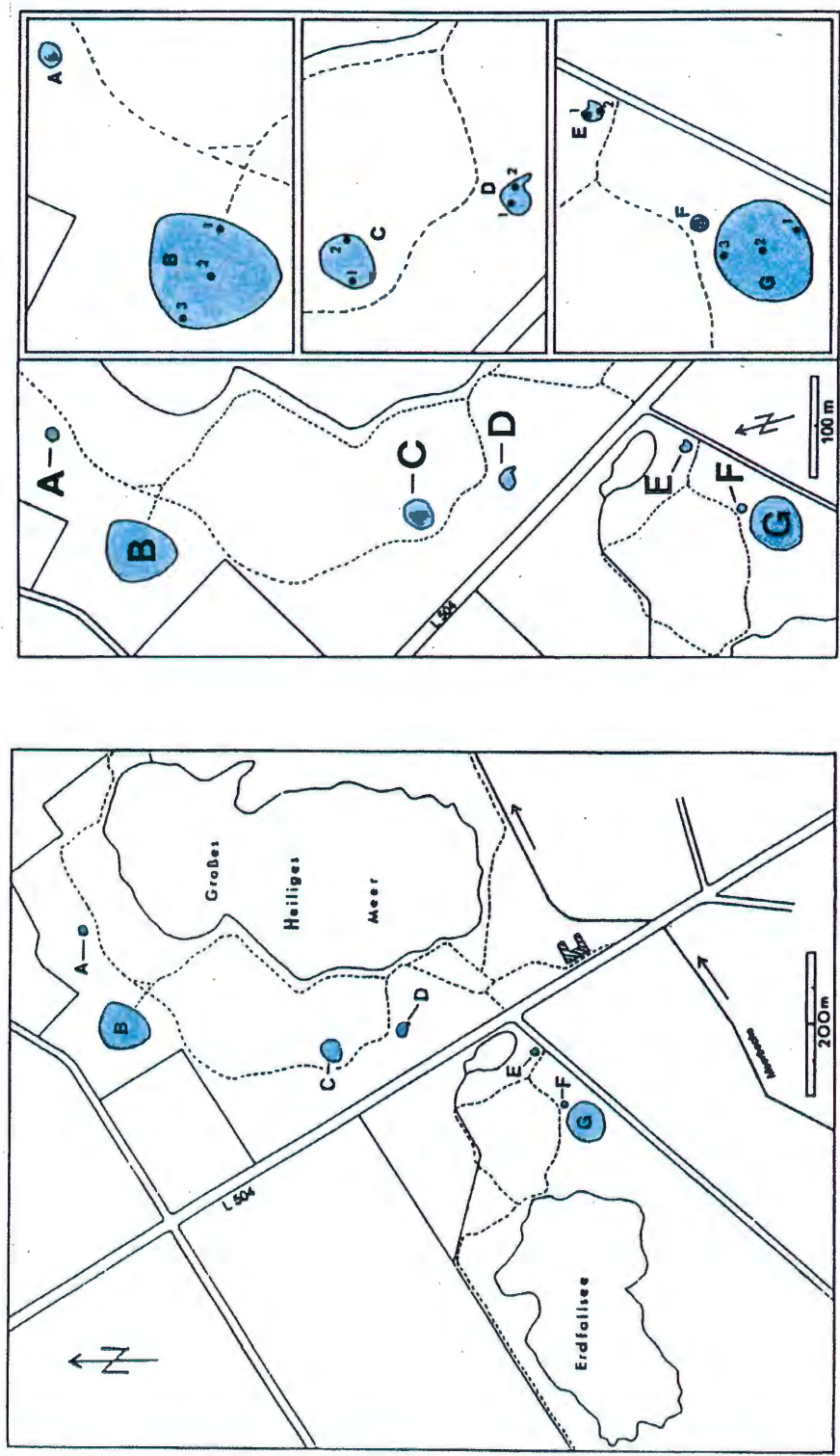


Abb. 9: Lage der Heidekolke und -Weiher; Lageplan der Meßstellen.

völlig verschieden ist. Für die Beurteilung von Eutrophierungsprozessen ist hierbei zu berücksichtigen, daß Heide- und Weideflächen den Transport von Nitratstickstoff über größere Entfernungen begünstigen, der aber aus Luftdepositionen oder auch aus dem Sicker- und Grundwasser von benachbarten Ackerfluren stammen kann. In den Heideflächen sind jedoch zusätzlich basenarme und saure Milieubedingungen stabilisiert; Stoffflüsse aus Bruchwäldern wiederum sind meist nitratfrei, zeigen aber oftmals hohe Ammonium- und Phosphatgehalte und besitzen meist einen hohen Basengehalt (Abb. 10). Am Großen Heiligen Meer wirkt sich eindeutig eutrophiemindernd nur das basenarme Sicker- und Grundwasser aus angrenzenden Heiden aus, und zwar durch das nahezu vollständige Fehlen von Phosphaten und den Mangel an Alkali- und Erdalkaliionen (vgl. PUST 1993, POTT et al. 1996 und PUST et al. 1997). Von besonderer Bedeutung sind ferner Interaktionen der Stoffflüsse aus den beiden Vegetationsgruppen: Innerhalb ihrer Kontaktzonen werden Eutrophierungsprozesse beschleunigt durch das gemeinsame Auftreten von luftbürtigem Nitrat-Stickstoff, sicker- und grundwasservermitteltem Stickstoff und Phosphat zusammen mit hohen Gehalten an Alkali- und Erdalkaliionen, wie es z.B. lokal am Westufer des Großen Heiligen Meeres zu beobachten ist.

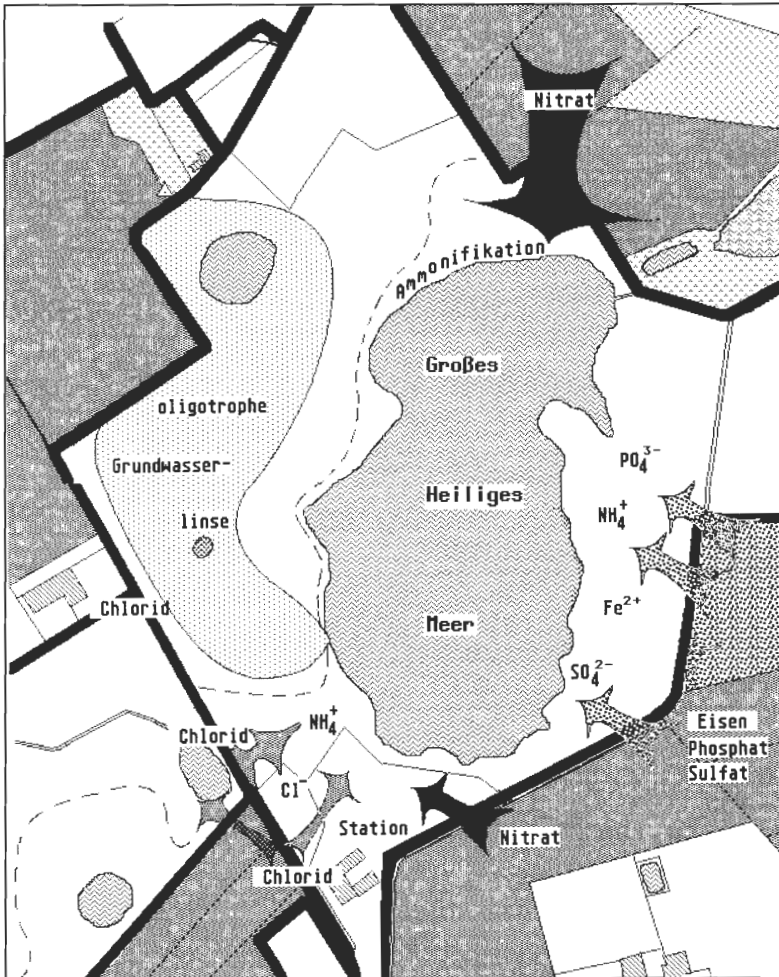


Abb. 10: Die Grundwasserlandschaft im Uferbereich des Großen Heiligen Meeres.

4. Das Große Heilige Meer als aquatischer und amphibischer Lebensraum

Die Entstehung und die räumliche Dimensionierung des Großen Heiligen Meeres sowie seine Einbeziehung in die Grundwasserdynamik werden durch die Form des damaligen Erdeinbruchs bestimmt (vgl. LOTZE 1956 u. THIEMANN 1975). Trophiegrad und Alter der Gewässer sind außerdem über natürliche und anthropozoogene Sukzessionsvorgänge gekoppelt, welche noch heute in der Gewässerverlandung zum Ausdruck kommen und vor allem das Bild der Ufervegetation immer noch entscheidend prägen (Abb. 11). Hierbei bildet am Süd- und Ostufer des Großen Heiligen Meeres die nährstoffreiche Variante des Erlenbruchwaldes in der Form des *Iris*-reichen Bruchwaldes (*Carici elongatae-Alnetum iridetosum*)⁶ das hier typische Endglied der lokalen Gewässerverlandung (Abb. 7).

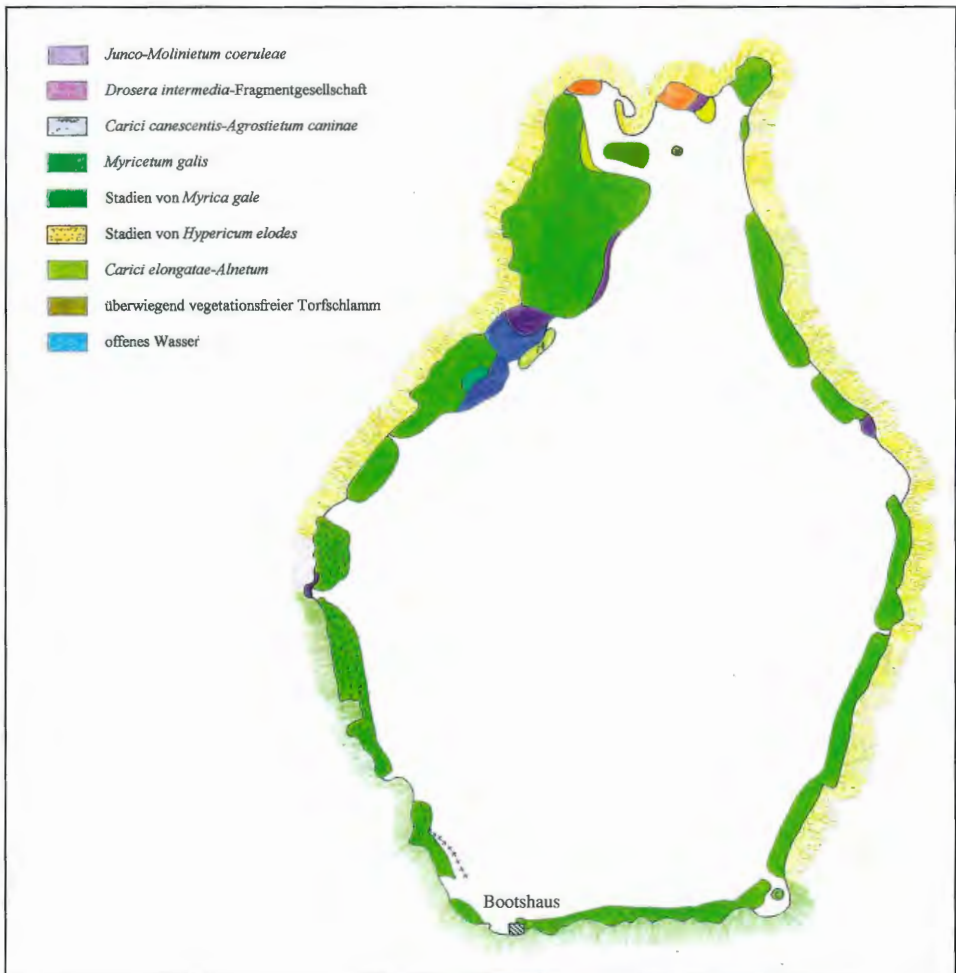


Abb. 11: Vegetationskarte des Großen Heiligen Meeres.
Vegetationskundliche Aufnahme 1994; Topographische Grundlage TK (Luftbildkarte)
Blatt 3611/17 „Großes Heiliges Meer“ (1989).

⁶ Pflanzensoziologische Benennung nach POTT 1995

Im Erlenbruchwaldbereich existieren zahlreiche Übergänge zu nährstoffärmeren Varianten bis hin zum Birken-reichen Erlenbruch (*Carici elongatae-Alnetum betuletosum*). Die östlichen Uferbereiche werden durch Grundwasser mit hohem Basengehalt charakterisiert und weisen z.T. eutrophe Verhältnisse auf. Solche Bedingungen sind besonders durch Schwarzerlenbestände (*Alnus glutinosa*) stabilisiert, welche sich positiv auf die Grundwasserbewegungen und Nährstoffakkumulationen auswirken. In Abhängigkeit von den mittleren Grundwasserständen lassen sich unterschiedliche Ausprägungen des Erlenbruchwaldes differenzieren (Abb. 12). Das Westufer des Großen Heiligen Meeres ist hinsichtlich des Baumbestandes sehr heterogen strukturiert. Neben angrenzenden Eichen-Birken-Wäldern hat sich lokal im Südwesten ein Birkenbruchwald vom Typ des *Betuletum pubescentis* etabliert, der im Nordwesten von Erlenbrüchern und Eichen-Birken-Wäldern abgelöst wird. Es wechseln hier sehr kleinräumig oligo-dystrophe mit meso-eutrophen Standortbedingungen, deren Milieudifferenzierungen weitgehend auf unterschiedliche Grundwassereinflüsse zurückgehen, an denen die Ufervegetation wesentlichen Anteil hat (vgl. HOFMANN 1995, NIEHAUS 1996, STORM 1996, HAGEMANN 1997, PUST et al. 1997, ROLFES 1998, SOLLE 1998).

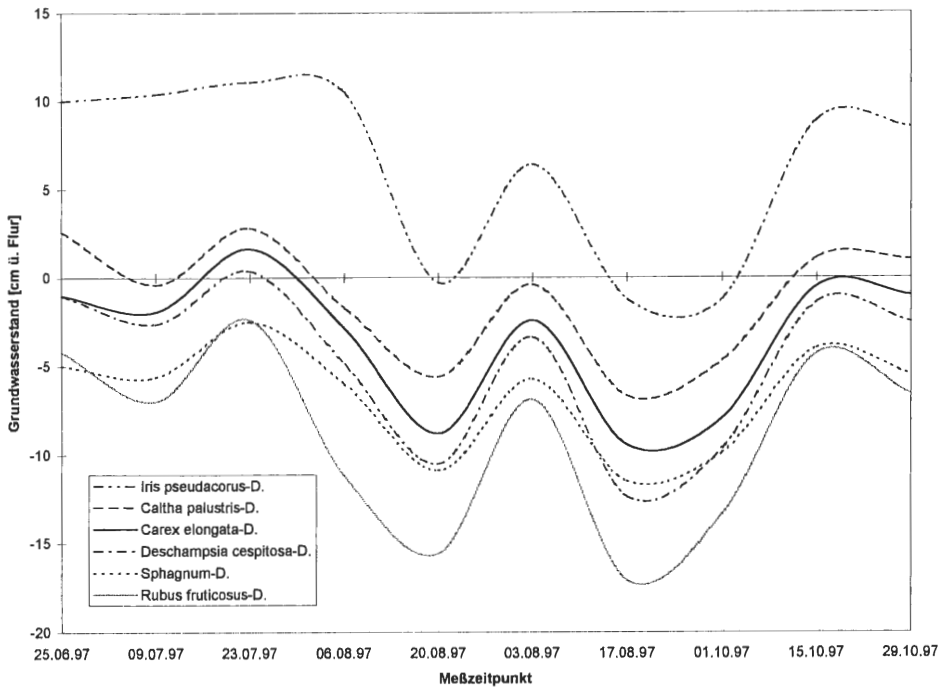


Abb. 12: Grundwasserganglinien im Erlenbruchwald am Ostufer des Großen Heiligen Meeres im Spätsommer und Herbst des Jahres 1997. Gemessen werden die Grundwasserstände in Peilrohren aus Kunststoff, die in den Bruchwaldtorf eingelassen sind. Die einzelnen Linien beschreiben die Grundwasserganglinien an verschiedenen Ausbildungen des Erlenbruchwaldes (z.B. *Iris pseudacorus*-D. = Dominanzbestände der Schwertlilie in stark wasserbedeckten Bereichen, u.s.w., vgl Abb. 7).

Infolge solcher edaphischer Trophie-Differenzierungen unterscheidet sich auch die Ufervegetation am Großen Heiligen Meer fundamental: einem *Carici elongatae-Alnetum iridetosum* am Süd- und Ostufer steht das *Betuletum pubescentis* am Westufer gegenüber; beide zeigen eine beachtliche entgegengesetzte Trophie-Dimension (vgl. Abb. 11).

Besonders erstaunlich ist, daß die Torfmächtigkeit im Birkenbruch nur sehr gering ist gegenüber mehrere Meter mächtigen Torfschichten am Nordostufer. Eine derartige Polarität in der Trophie und in der Vegetation hat vor allem geogene, edaphische, aber auch anthropozoogene Ursachen.

4.1 Polare Systeme aus der geologischen Situation und der anthropozoogenen Nutzung

Das heutige Bild der Ufervegetation der Gewässer und ihrer Grundwasserlandschaft, besonders das hohe Maß an **Heterogenität innerhalb der Ufervegetation** des Großen Heiligen Meeres, ist obendrein Ausdruck historischer und aktueller Landnutzungen durch den Menschen. Jahrhunderte andauernde Heidewirtschaft und Holznutzung haben tiefgreifende Veränderungen in der Vegetation und auch innerhalb der Grundwasserlandschaft bewirkt (siehe POTT et al. 1996). Bis in das letzte Jahrhundert hinein waren die Ufer des Großen Heiligen Meeres abgeholzt (Abb. 13-21), weshalb dort über längere Auswaschungsphasen die Böden und das Grundwasser insgesamt nährstoffarm wurden. Noch heute bildet die Heidefläche im Westen des Großen Heiligen Meeres mit ihrer erhöhten Grundwasserneubildungsrate eine inselhafte Fläche mit phosphat- und basenarmem Grundwasser; ein Einfluß dieses nährstoffarmen Grundwassers in das Große Heilige Meer vermindert das Nährstoffangebot am Westufer. Am Süd- und Ostufer dringt dagegen von außen das durch Industrie und Landwirtschaft belastete, basenreiche Grundwasser ein und forciert dort die Eutrophierung besonders im Bereich des Litorals. Dies führt zu polaren Strukturen innerhalb der Ufervegetation - die ungewöhnliche Situation eines *Betuletum pubescentis* am Westufer und eines *Carici elongatae-Alnetum* am Ostufer ist gut somit erklärbar (Abb. 22).



Abb. 13: Westufer vom Großen Heiligen Meer von 1913; Photoarchiv Westfälisches Museum für Naturkunde Münster.



Abb. 14: Westufer vom Großen Heiligen Meer von 1928; Photoarchiv Westfälisches Museum für Naturkunde Münster.



Abb. 15: Westufer vom Großen Heiligen Meer von 1930; Photoarchiv Westfälisches Museum für Naturkunde Münster.



Abb. 16: Westufer vom Großen Heiligen Meer von 1933; Photoarchiv Westfälisches Museum für Naturkunde Münster.



Abb. 17: Blick vom Westufer des Großen Heiligen Meeres von 1935; Photoarchiv Westfälisches Museum für Naturkunde Münster.



Abb. 18: Südwestufer vom Großen Heiligen Meer von 1954; Photoarchiv Westfälisches Museum für Naturkunde Münster.



Abb. 19: Westufer vom Großen Heiligen Meer von 1956 (Foto Prof. Dr. E. Burrichter).



Abb. 20: Westufer vom Großen Heiligen Meer von 1965 (Foto Prof. Dr. E. Burrichter).



Abb. 21: Westufer vom Großen Heiligen Meer von heute.

Durch die generelle großräumige Strömungsrichtung des tieferen Grundwassers von Südwest nach Nordost (LOTZE 1956) und eine obendrein kleinräumig differenzierte oberflächennahe Grundwasserlandschaft mit Grundwasser von unterschiedlicher Beschaffenheit innerhalb des Naturschutzgebietes ist also eine ungleichförmige Nährstoffversorgung der Ufervegetation am Großen Heiligen Meer gegeben, welche mit Hilfe von Messungen der elektrolitischen Leitfähigkeit⁷ leicht feststellbar ist. Nährstoffarmes, von den Heideflächen stammendes Grundwasser tritt lokal am Westufer auf; mit Seewasser gemischtes und daher nährstoffreicheres Grundwasser dominiert dagegen am Nordwest- und Nordostufer. Auch das vom See abströmende oberflächennahe Grundwasser weist im Abflußbereich des Großen Heiligen Meeres im Nordosten lokal innerhalb mächtiger Bruchwaldtorfe eine leicht erhöhte Leitfähigkeit von 380 $\mu\text{S}/\text{cm}$ gegenüber dem Heidegrundwasser von ca. 60 $\mu\text{S}/\text{cm}$ auf. Es besitzt aber geringere Eisengehalte als das benachbarte Grundwasser im Süden des Großen Heiligen Meeres, das zudem noch durch eine hohe

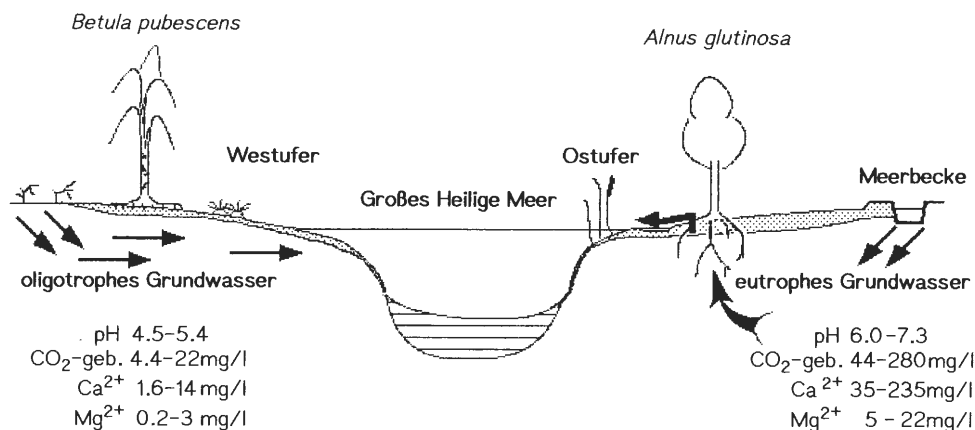


Abb. 22: Differenzierungen von grundwasservermittelten Stoffflüssen in Abhängigkeit von der Vegetation.

Von der Heide im Westen des Großen Heiligen Meeres strömt oligotrophes Grundwasser dem Westufer zu. Im Bereich des Birkenbruchs treten basenarme, oligo-dystrophe Standortbedingungen auf, und es kommt zur Akkumulation von Humin- und Fulvosäuren, die einen niedrigen pH-Wert stabilisieren. Aufgrund der flachen Bewurzelung von *Betula pubescens* fehlt ein Grundwasseraustausch; erst innerhalb der baumfreien Litoralzone kommt es zum Austausch von Grund- und Seewasser mit dys-mesotrophen Standortbedingungen. Die den Bruchwaldtorf durchbrechenden, tiefreichenden Wurzeln von *Alnus glutinosa* erleichtern den Grundwasseraustausch mit der Umgebung. Im Bultenbereich kommt es spontan zu Grundwasseraustritten. Der Stofffluß setzt sich ab hier z.T. oberirdisch fort. Durch den Erlenbruch werden nährstoff- und basenreiche Standortbedingungen stabilisiert; der pH-Wert liegt normalerweise im neutralen Bereich.

⁷ Mit Hilfe der Leitfähigkeitsmessung werden alle Ionen erfaßt. Die elektrolitische Leitfähigkeit ist nur dort zur Beurteilung des Nährstoffgehaltes geeignet, wo ein kalkarmer Untergrund besteht, z.B. innerhalb der Sandlandschaften Norddeutschlands. In Kalkgebieten können durch hohe Hydrogenkarbonatgehalte im Wasser auch bei niedrigen Nährstoffkonzentrationen hohe Leitfähigkeiten gemessen werden. Da auch H^+ -Ionen in die Messung mit eingehen, läßt sich bei niedrigen pH-Werten (unter pH 4) der Wert der Leitfähigkeit zur Beurteilung des Nährstoffgehaltes entsprechend um den H^+ -Ionen-Anteil nach SJÖRS (1950) korrigieren. Da unsere Messungen selten zu pH-Werten von unter 4 führten und um einen besseren Vergleich unserer Werte mit älteren, nicht korrigierten Literaturangaben zu ermöglichen, haben wir auf eine Korrektur verzichtet.

Salzfracht und Leitfähigkeiten von zeitweise über 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ beeinträchtigt wird. So ist es zu verstehen, daß die spontane Wiederbewaldung zu Beginn dieses Jahrhunderts entsprechende **Nährstoffdifferenzierungen** im Bereich der Ufervegetation und entsprechende Unterschiede in der Grundwasserdynamik zur Folge hatte. Der Nährstoffgehalt im Wasser des Großen Heiligen Meeres wurde dabei einerseits durch natürliche Nährstoffakkumulationen in Folge langdauernder Verlandungssukzessionen autochthon erhöht; heute steigt er aber auch allochthon durch Stoffeinträge aus der Umgebung, z.B. über die nährstoff- und salzbelastete Meerbecke, die bis Ende der 60er Jahre direkt in das Große Heilige Meer mündete und die bei Hochwasser bis heute noch zeitweise direkten Kontakt zum See aufnimmt und diesen dann im Osten durchfließt. Zudem ist auch das Grundwasser im Umfeld der Meerbecke, das besonders am Südufer des Großen Heiligen Meeres in den See eindringt, stark nährstoff- und salzbelastet.

Polare Strukturen, wie sie sich in der Ufervegetation des Großen Heiligen Meeres darstellen, sind daher nur im Zusammenwirken natürlicher und anthropozoogener, biotischer und abiotischer Umweltfaktoren erklärbar. Die dominanten Gehölzarten der beiden Pflanzengesellschaften, *Betula pubescens* und *Alnus glutinosa*, verhalten sich darüber hinaus vollkommen gegensätzlich hinsichtlich der Beeinflussung der Grundwasserdynamik. Während die Schwarzerle auf ständigen Basennachschub und bewegtes Grundwasser angewiesen ist und ein Aufsteigen des Grundwassers durch tiefreichendes Vertikalwurzelwerk fördert (vgl. KÖSTLER et al. 1968), vermeidet es die Moorbirke durch Ausbildung von flachen Tellerwurzeln den Grundwasserzustrom zu erhöhen und die sauren und basenarmen Milieubedingungen ihrer Standorte zu destabilisieren (vgl. PUST et al. 1997). Dort entstehen und persistieren eigenartige oligotroph-dystrophe Milieubedingungen, die natürlicherweise durch den Ionenaustausch von Torfmoosen der Gattung *Sphagnum* bedingt sind und die am Westufer des Großen Heiligen Meeres durch den Zustrom sauren und basenarmen Heidegrundwassers zusätzlich verstärkt werden. Beide Arten, *Alnus glutinosa* und *Betula pubescens*, stabilisieren somit auf natürliche Weise die Standortbedingungen ihrer jeweiligen typischen Gesellschaften; der Vegetation kommt dabei mit der Ausbreitung und Abgrenzung bestimmter Pflanzengesellschaften trotz großflächiger Nährstoffdepositionen durch die Landwirtschaft für die lokale Stabilisierung und Strukturierung von Standortfaktoren ein nicht unbedeutender Anteil zu (vgl. Kap. 6).

4.2 Aufbau des Litorals, Pelagials und Profundals

Die beiden größeren Seen des Naturschutzgebietes, der Erdfallsee mit einer Wassertiefe von 11.3 m und das Große Heilige Meer mit einer Wassertiefe von 10.5 m, besitzen jeweils ausgedehnte Freiwasserzonen, an die sich landwärts Schwimmblatt-, Röhrichtzonen und Gehölzgürtel anschließen. Beide Seen lassen sich daher in **Pelagial** und **Litoral** gliedern. Die weiteren kleineren Stillgewässer des Naturschutzgebietes besitzen zu geringe Wassertiefen, um ein Pelagial auszubilden, weshalb die gesamten Gewässerböden aller benachbarten Heidekolke und Heideweiher von höheren Pflanzen besiedelt sind. Die Wassertiefe bestimmt zudem nicht nur das direkte Vorkommen höherer Pflanzen im Litoral und Pelagial, sondern sie hat auch eine große Bedeutung für den Stoffhaushalt. Tiefe Seen weisen bei uns über längere Zeiträume eine thermische Schichtung auf, die eine vollständige Durchmischung des Wasserkörpers und eine vollständige Verteilung der darin vorhandenen Nährstoffe verhindert. Nur bei Temperaturgleichheit innerhalb des Wasserkörpers (einheitliche Dichte) können vollständige Durchmischungen und entsprechend eine vollständige Verteilung der Wasserinhaltsstoffe während der **Holomixis** erfolgen. Diese wird durch Windeinwirkung ausgelöst und tritt im Frühjahr und im Herbst bei einer Wassertemperatur von 4°C (größte Dichte des Wassers) erleichtert auf. Bei anderen

Temperaturen lassen sich oft nur Teilzirkulationen beobachten, die sich innerhalb der obersten Wasserschichten abspielen und die auch durch Konvektionsströmungen ausgelöst werden können. Wir unterscheiden daher Phasen mit vollständiger Zirkulation (Holomixis) und Stagnationsphasen, die allenfalls eine Teilzirkulation aufweisen können. Während der **Stagnationsphase** im Sommer kommt die Durchmischung des Wassers im Pelagial durch thermische Schichtung partiell zum Erliegen; man unterscheidet in vertikaler Folge entsprechend der Temperaturverteilung dann das **Epilimnion** (oberflächennahe Schicht), das **Metalimnion** (Sprungschicht) und das **Hypolimnion** (Tiefenzone, vgl. Abb. 23). Es gibt dann lediglich im oberflächennahen Epilimnion, z.B. durch Windeinwirkung, eine Durchmischung in Form einer Teilzirkulation. Bei Eisbedeckung im Winter unterbleibt auch diese Durchmischung. Während der Stagnationsphasen führt normalerweise eine verstärkte Sedimentation zu einer Stoffabnahme innerhalb des Epilimnions und zu einer Stoffanreicherung im Bereich des Hypolimnions.

Den Kleingewässern fehlt ein solcher jahreszeitlicher Wechsel zwischen Stagnation und Holomixis; sie werden durch Windeinwirkung vollständig durchmischt. Das Große Heilige Meer hingegen besitzt ein dimiktisches Verhalten; es ist also durch zwei Stagnationsphasen mit Sommer- und Winterstagnation gekennzeichnet, die jeweils von zwei Phasen der Vollzirkulation, der Herbst- und Frühjahrsholomixis getrennt werden (Abb. 23). Solche regelhaften jahreszeitlichen Schichtungswechsel treten aber nicht mit gesetzmäßiger Periodizität auf; die beschriebene Dimixie ist also nicht obligatorisch, da auch Witterungsphänomene das miktische Verhalten der Seen beeinflussen können, wie wir später noch sehen werden.

Von Unterschieden der Stoffverteilungen in Abhängigkeit vom miktischen Verhalten der Stillgewässer ist vor allem die oberflächennahe Nährstoffversorgung der aquatischen Makrophyten und des Phytoplanktons abhängig. Der Sedimentationsprozeß innerhalb tiefer Seen führt generell zum Verlust von Pflanzennährstoffen im Epilimnion, der in Flachgewässern normalerweise so nicht auftritt. Zudem erfolgt im sauerstoffarmen Hypolimnion der tiefen nährstoffreichen Seen eine Reduktion des Stickstoffs, bei der ein Großteil als N_2 verloren geht. Der erhöhte Bestandsabfall innerhalb eutropher Seen führt im Hypolimnion während der Stagnationsphasen rasch zu einem vollständigen Verbrauch des Sauerstoffs durch mikrobielle Destruentenaktivität und damit zur Stickstoffreduktion, während im Hypolimnion oligotropher Seen stets gelöster Sauerstoff auftritt und der organische Bestandsabfall dabei nahezu vollständig oxidativ mineralisiert wird (vgl. Abb. 23). Die Verlandungsraten oligotropher Seen liegen daher beträchtlich niedriger als die der eutrophen Seen. Abweichend hiervon kommt es innerhalb dystropher Gewässer aufgrund niedriger pH-Werte auch bei Anwesenheit von Sauerstoff am Gewässerboden nur zu einer unvollständigen und verlangsamten Mineralisation des Bestandsabfalls, weshalb dystrophe Gewässer trotz Nährstoffarmut und niedriger Biomassenproduktion relativ rasch verlanden.

Flachwasser-Bereiche werden normalerweise durch Windeinwirkung stets vollständig durchmischt, so daß die im Wasser gelösten Stoffe insgesamt gut verteilt werden und sich nur der gröbere Bestandsabfall am Gewässerboden absetzt. Dort wird er mit Ausnahme dystropher Gewässer zum großen Teil mineralisiert. In natürlichen Seen können im Litoral deshalb Unterschiede in der Nährstoffversorgung von Pflanzen gegenüber dem Pelagial auftreten, da besonders im Flachwasser von Sandbänken und an seichten Uferzonen der sedimentierte Bestandsabfall auch während der Stagnationsphasen pflanzenverfügbar bleibt und somit als Grundlage für die Nährstoffanlieferung dienen kann. Während der Holomixis kommt es hier dann oftmals zu Anreicherungen von Pflanzennährstoffen, beispielsweise in Form von ausgefälltem Eisenphosphat, welches unter reduzierenden Bedingungen Phosphat freisetzen kann. Aber auch Stoffe aus der Umgebung, die z.B. aus angrenzenden Bruchwäldern über das Sickerwasser und Grundwasser dem See zugeführt

werden, können die Konzentration von Pflanzennährstoffen am Ufer lokal erhöhen. Das Litoral zeigt daher in nährstoffreicheren Seen lokal oder punktuell höhere Trophiestufen als das benachbarte Pelagial.

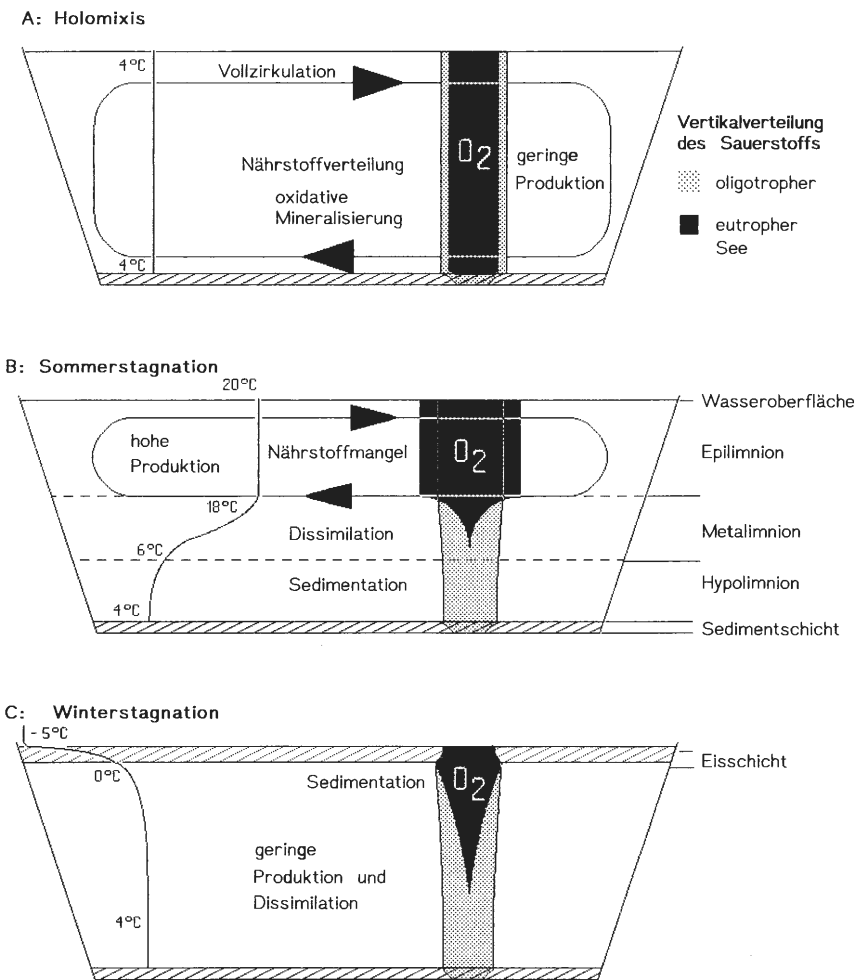


Abb. 23: Produktion, Stoffverteilung, Sauerstoff- und Temperaturgradienten in Abhängigkeit von den Phasen Stagnation und Zirkulation oligotropher bzw. eutropher Seen.

A: **Holomixis.** Während dieser Phase wird der gesamte Wasserkörper bewegt; wir sprechen dann auch von Vollzirkulation. Sauerstoff und andere Wasserinhaltsstoffe werden gleichmäßig verteilt; der Bestandsabfall wird oxidativ mineralisiert. Der Sauerstoffgehalt liegt meist nahe der Sättigung (z.B. Erdfallsee: 95-100%); eutrophe Seen mit einem hohen Gehalt an Reduktionsäquivalenten können geringfügig niedrigere Sauerstoffwerte aufweisen (z.B. Großes Heiliges Meer: 80-90%). Holomixis tritt in unseren Breiten im Herbst und im Frühjahr bei einer Wassertemperatur von 4°C auf; die Seen verhalten sich hier dimiktisch. Die Mixisphasen sind witterungsabhängig; ihre Dauer kann von Jahr zu Jahr entsprechend variieren (vgl. auch Abb. 27).

B: **Sommerstagnation.** Erwärmungen der oberen Wasserschichten durch sommerliche Sonneneinstrahlung führen zur Ausbildung eines Dichtegradienten im Wasserkörper, der die vertikale Wasserbewegung erschwert. Bei Windeinwirkung wird nur noch der obere Teil des Wasserkörpers durchmischt. Es lassen sich während dieser Phase in vertikaler

Neben dem Verlust an pflanzenverwertbarem Stickstoff im Hypolimnion kommt es auch im Epilimnion besonders während der Sommerstagnation zu einem kontinuierlichen Verbrauch an Pflanzennährstoffen durch die planktische Phytomasse, deren Dichte mit steigender Trophie zunimmt. So kann innerhalb nährstoffreicher Seen bereits im Frühsommer ein nahezu vollständiger Abbau von Stickstoff und Phosphor im Epilimnion beobachtet werden, während innerhalb oligotropher Seen diese Stoffe über längere Zeit pflanzenverfügbar bleiben. Die verschiedenen Nährstoffamplituden und ihr jeweiliger zeitlicher Verlauf sind daher sehr gut geeignet, die Trophie miktischer Gewässer zu beurteilen. Hierbei muß jedoch beachtet werden, daß punktuelle Witterungsbedingungen und allochthone Stoffeinträge entsprechende Veränderungen der Nährstoffamplituden verursachen können. Aufgrund der eng benachbarten Lage vom in Teilen noch oligotrophen Erdfallsee und dem meso-eutrophen Großen Heiligen Meer ist ein direkter Vergleich ihrer Nährstoffgänge bei ähnlichen Witterungsbedingungen möglich (Abb. 24). Auch die Nährstoffbedingungen innerhalb der Litoralzonen können von denen des Pelagials abweichen und entsprechend erheblich differenziertere Bilder abgeben. Deshalb müssen zur sicheren Beurteilung einzelner Gewässerabschnitte stets zahlreiche Parameter zur Absicherung der lokalen Trophiebedingungen herangezogen werden. Auch ist es wichtig, daß das Zeitintervall zwischen den Untersuchungen nicht zu groß gewählt wird und Witterungseinflüsse berücksichtigt werden, wie unsere Untersuchungen zeigen. So können die Wechsel zwischen Stagnation und Holomixis in sehr kurzer Zeit erfolgen. Gerade Phasen solcher Wechsel sind aber besonders gut geeignet, Stoffflüsse zu differenzieren. Neben der windinduzierten Zirkulation treten beispielsweise auch durch Konvektion hervorgerufene Wasserbewegungen auf, die vor Einsetzen der Wintervollzirkulation gut zu erfassen sind. Nächtliche Abkühlungen des oberflächennahen Wassers führen zu einer Dichteerhöhung und zu einem Absinken dieser Wassermassen. Vor allem innerhalb der Litoralzonen können konvektionsbedingte Strömungen zu allochthonen Stoffeinträgen führen, da hier Temperaturänderungen rascher erfolgen als im Pelagial. Für das Große Heilige Meer sind vor allem Sickerwässer aus der Bruchwaldregion des Süd- und Ostufers von Bedeutung, die z.B. nach herbsthlicher Abkühlung durch Konvektionsströmungen Stoffe entlang des Profundals vom Litoral ins Hypolimnion gelangen lassen (vgl. Abb. 25A). Auch während der Sommerstagnation sind entsprechende Konvektionsströmungen zu erwarten. Die Grundwassertemperatur liegt dann normalerweise unterhalb der Temperatur des Pelagi-

Folge unterscheiden: Epilimnion (mit Teilzirkulation), Metalimnion oder auch Sprungschicht (mit steilem Temperatursprung, ohne Zirkulation) und Hypolimnion (Tiefenzone, ebenfalls ohne Zirkulation). Während oligotrophe Seen Sauerstoff bis zum Gewässerboden aufweisen und bei ihnen der Bestandsabfall weiterhin oxidativ mineralisiert wird, kann es im Hypolimnion eutropher Seen aufgrund eines erhöhten Bestandsabfalls zu hohen Sauerstoffzehrungen und zu anaeroben Bedingungen kommen, trotz hoher Produktion und Sauerstoffübersättigungen im Epilimnion (Großes Heiliges Meer: 120-150%). Die Freisetzung von Metallionen und von Phosphat aus den Sedimenten und die Reduktion von Stickstoff und Schwefel sind Folge dieser Milieubedingungen.

C: Winterstagnation. Sinkt die Wassertemperatur an der Gewässeroberfläche unter 4°C, kommt es ebenfalls zu einer thermischen Schichtung des Wasserkörpers; bei Eisbildung unterbleibt dann auch die Teilzirkulation. Da die Produktion zu dieser Jahreszeit vermindert und bei Eisgang der Sauerstoffeintrag aus der Atmosphäre behindert ist, lassen sich im eutrophen See und im verminderten Maß auch im oligotrophen See Sauerstoffdefizite feststellen. Aufgrund des verringerten Bestandsabfalls und der hierdurch bedingten geringeren Dissimilation kommt im Winter der Sauerstoff im eutrophen Seen noch in tieferen Wasserschichten als im Sommer vor.

als, aber oberhalb der Temperatur des Hypolimnions. Eine allochthone Stoffanreicherung ist dann innerhalb der Sprungschicht zu erwarten (vgl. Abb. 25B u. 26). Künftige Untersuchungen werden sich besonders mit der Differenzierung solcher Stoffflüsse und ihrer jahreszeitlichen Änderungen befassen müssen.

Die oben ausgeführten Betrachtungen verdeutlichen, daß leicht ein falsches Bild entstehen kann, wenn man versucht, einen See mit nur einer Trophiestufe zu charakterisieren und wenn dabei auf die Untersuchung der oben beschriebenen seentypischen Differenzierungen verzichtet wird. So ist aus methodischer Sicht für die vegetationsökologische Untersuchung von Stillgewässern - besonders bei größeren Seen - die Differenzierung von Pelagial und Litoral stets zu berücksichtigen; dies gilt nicht nur für die Erfassung der pflanzlichen Besiedler (z.B. planktische Formen des Pelagials - Litoralbewohner), sondern, wie wir bereits gesehen haben, im hohen Maß auch für die Untersuchung des Stoffhaushaltes, insbesondere der Nährstoffversorgung von Pflanzen, die im Pelagial und Litoral von unterschiedlichen Faktoren beeinflusst werden kann.

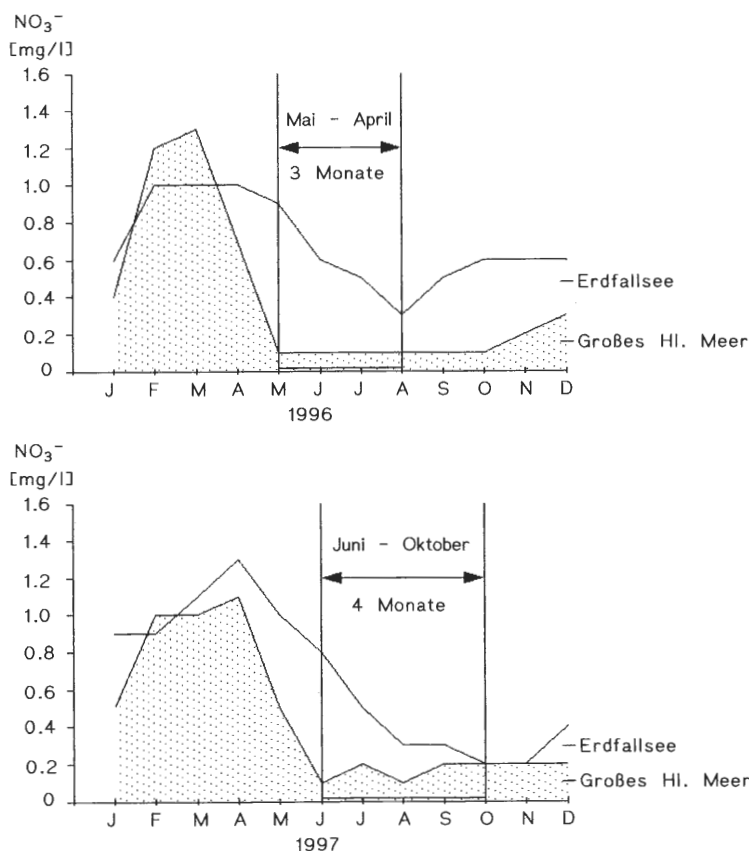


Abb. 24: Differenz der Nitratzehrung im Epilimnion von Erdfallsee und Großem Heiligen Meer 1996 und 1997.

Die Intensität der Primärproduktion bestimmt die Geschwindigkeit der Nitratzehrung. Diese ist abhängig von der Trophie und in gewissem Maß auch von der Witterung. Die Nitratzehrung beginnt ab Ende März bis Anfang Mai im Pelagial des Großen Heiligen Meeres, ähnlich wie im Pelagial des Erdfallsees; sie ist im meso-eutrophen Großen Heiligen Meer jedoch 3-4 Monate vor der des oligo-mesotrophen Erdfallsees abgeschlossen.

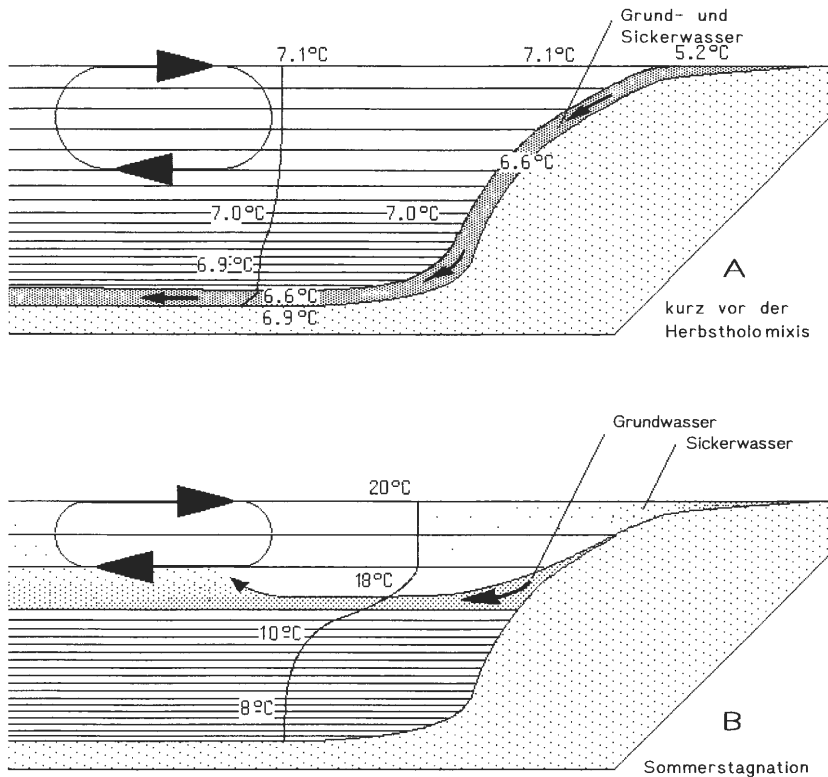


Abb. 25: Modell der Grund- und Sickerwasserströme in Abhängigkeit von der Jahreszeit.

A: Während der herbstlichen Abkühlphasen erfahren die Litoralzonen gegenüber dem in Teilzirkulation befindlichen Pelagial eine stärkere Abkühlung und es kommt zum Abfließen der im Litoral abgekühlten Wassermassen zusammen mit Grundwasseranteilen in tiefere Seeschichten entlang des Seegrundes. Die Folge ist ein Stofftransport entlang des Seegrundes und eine Abkühlung innerhalb des Hypolimnions noch vor Einsetzen der Holomixis.

B: Während der Sommerstagnation hat sich eine Sprungschicht ausgebildet, die zu einer Trennung des wärmeren epilimnischen Wassers vom kälteren und schwereren hypolimnischen Wasser führt. Warmes Sickerwasser aus der Litoralregion wird sogleich mit dem Epilimnion vermischt. Das zwischen 10 und 15°C temperierte Grundwasser sinkt bei dessen Eintritt in den Seekörper ab, vermag aber die Sprungschicht nicht zu durchbrechen, da die Dichte des hypolimnischen Wassers aufgrund seiner niedrigen Temperatur höher als die des Grundwassers ist. Es erfolgt eine Vermischung des Grundwassers an der Sprungschicht mit dem Epilimnion; die Anreicherung von grundwassertypischen Reduktionsäquivalenten im Epi- und Metalimnion ist die Folge (vgl. auch Abb. 26).

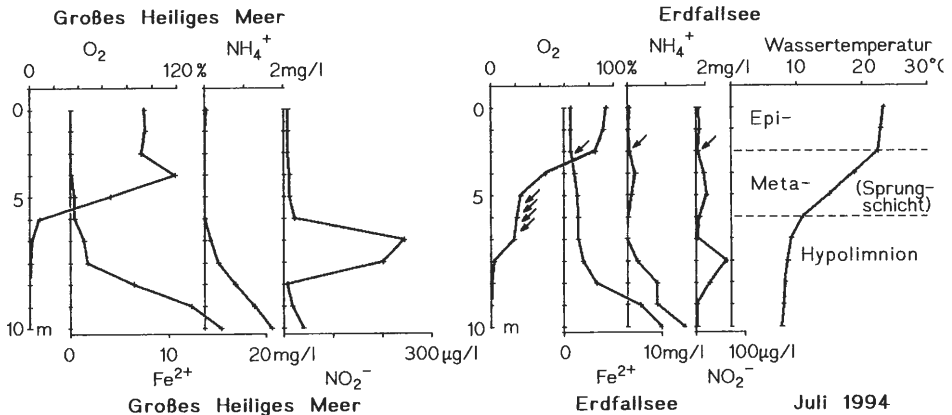


Abb. 26: Vertikalprofile von Sauerstoffsättigung, Eisen-, Ammonium- und Nitritkonzentration im Pelagial des Großen Heiligen Meeres und des Erdfallsees; dieser zusätzlich mit Temperaturprofil.

Die Sauerstoffsättigung nimmt im Großen Heiligen Meer ab 7m Wassertiefe kontinuierlich ab und erreicht bei 7m 0% Sättigung. Beim Erdfallsee sinkt die Sauerstoffsättigung bereits nach Erreichen der Sprungschicht bei 3m Wassertiefe, sinkt kontinuierlich bis 5m Wassertiefe auf 25% ab und verharrt auf diesem Wert bis in eine Tiefe von 7m (mit Pfeilen markierter Bereich), sinkt dann weiter und erreicht bei 9m Wassertiefe 0% Sauerstoffsättigung. Das Plateau von 30% Sauerstoffsättigung zwischen 5-7m im Erdfallsee liefert einen Hinweis auf den Zustrom sauerstoffarmen und an reduzierten Verbindungen reichen Grundwassers im Bereich der Sprungschicht, der zu einer Sauerstoffabnahme ab 3m Wassertiefe führt. Mit der Sauerstoffabnahme ist in 3m Wassertiefe eine deutliche Zunahme reduzierter Eisenverbindungen feststellbar, ebenso eine Zunahme von Ammonium und Nitrit (Markierung durch Pfeile), Verbindungen, die im Grundwasser am Südufer des Erdfallsees mit Ausnahme von Nitrit erhöht auftreten. Das Nitrit kann möglicherweise erst im Erdfallsee selbst aus dem Ammonium des Grundwassers gebildet werden; ein zweites Nitritmaximum, das durch Nitratabbau gebildet wird und nicht auf Grundwassereinfluß zurückgeht, erscheint zusammen mit einem weiteren Ammoniumanstieg, ähnlich wie im Pelagial des Großen Heiligen Meeres, ab 7m Wassertiefe.

4.3 Dimiktische Situation mit Stagnation und Zirkulation

Die Phasenwechsel zwischen Stagnation und Holomixis erfolgen beim Großen Heiligen Meer weitgehend regelmäßig: In der Regel beginnt die Sommerstagnation Ende März bis Anfang April jeden Jahres. Sie reicht meist bis in den Oktober hinein und wird dann von der Herbstholomixis abgelöst. Die Wassertemperatur liegt zu Beginn der Holomixis meist zwischen 6 und 8°C. Eine ausgeprägte Winterstagnation mit Eisbildung erfolgt nicht in jedem Jahr, weshalb in Jahren mit witterungsbedingten warmen Wintern die Seen sich oftmals monomiktisch verhalten und die Holomixis dann über den Winter bis in das Frühjahr fortbesteht. Die Zeiträume von Stagnation und Holomixis sind dann annähernd gleich. In Folge kalter Winter kann es aber zu einer massiven Eisbedeckung mit einer ausgeprägten Winterstagnation kommen, die oft bis weit in das Frühjahr hinein erhalten bleibt. Nach dem Abtauen des Eises entsteht dann durch die sommerliche Erwärmung rasch eine Temperaturschichtung und die Frühjahrsholomixis kann in solchen Jahren sehr kurz ausfallen (Abb. 27). Es gibt also zwischen den rein monomiktischen und den rein dimiktischen Zirkulationsverhalten in den natürlichen tiefen Seen Nordwestdeutschlands offenbar witterungsbedingte Abänderungen und Vermischungen, wie es die Beobachtungen am Großen Heiligen Meer zeigen. Ein dimiktisches Verhalten mit Herbst- und Früh-

jahrsholomixis sowie Sommer- und Winterstagnation sind eher die Ausnahme, die oben geschilderten Abweichungen eher die Regel. Auch sind die Phasen von Holomixis und Stagnation keineswegs zeitlich äquivalent; die Dauer der Stagnationsphasen überwiegt bei weitem die Dauer der Holomixisphasen (vgl. Abb. 27).

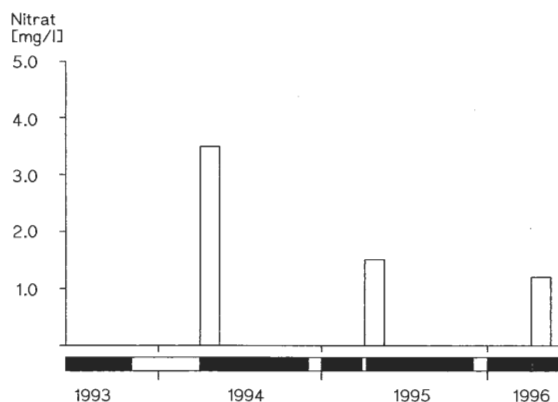


Abb. 27: Abhängigkeit des Nitratgehaltes zu Beginn der Vegetationsperiode vom Phasenverhältnis zwischen Vollzirkulation und Stagnation im Epilimnion des Großen Heiligen Meeres von 1993 bis 1996.

Der milde Winter 1993/94 führte zum Ausfall der Winterstagnation, weshalb die der Vegetationsperiode von 1994 vorausgehende verlängerte Holomixis zu einer erhöhten Bereitstellung von Nitrat infolge einer länger andauernden oxidativen Mineralisation führte. Die Winter 1994/95 und 1995/96 bewirkten durch länger anhaltende Frostperioden eine drastische Verkürzung der Frühjahrsvollzirkulation und führten damit zu einer verringerten Nitratbereitstellung.

Von der Mixisform bestimmt und entsprechend witterungsabhängig verhält sich auch die Nährstoffversorgung der Pflanzen. Während einer langandauernden Holomixis in warmen Wintern werden größere Mengen des Bestandsabfalls oxidativ mineralisiert, da über eine längere Zeit Sauerstoff bis zum Seegrund vorhanden ist; die Nährstoffe werden während dieser Phase innerhalb des Wasserkörpers gut verteilt. Im Verlauf kalter Winter wird die Herbstholomixis verkürzt und bei starker Eisbildung ist die Frühjahrsholomixis oftmals gar nicht ausgeprägt. Die Phase des reduktiven Stickstoffabbaus kann in solchen Jahren im Großen Heiligen Meer verlängert und - damit verbunden - kann die Mineralisierungsrate vermindert sein. Dies führt dazu, daß den Pflanzen anschließend zu Beginn der Vegetationsperiode im Epilimnion erheblich weniger Nährstoffe zur Verfügung stehen, welche dann auch rascher verbraucht werden, als dies in Jahren mit warmen Wintern der Fall ist. So war besonders der Nitratgehalt im Epilimnion des Großen Heiligen Meeres nach den relativ warmen Wintern von 1993/94 u. 1994/95 mit 3-4 mg/l gegenüber 1995/96 u. 1996/97 mit 1.5-1.0 mg/l deutlich erhöht (vgl. Abb. 27). Dieser witterungsbedingte Wechsel zwischen monomiktischem und dimiktischem Verhalten nimmt daher einen nicht unbedeutenden Einfluß auf das Trophiegeschehen im Pelagial des Sees.

Die seit 1994 durchgeführten physikochemischen Untersuchungen zur Beschaffenheit des Pelagials des Großen Heiligen Meeres an 5 Bojen belegen für jede Boje eine individuelle Differenzierung der Vertikalprofile in Abhängigkeit von der Wassertiefe und von der Beschaffenheit des Profundals. Die höchsten Stoffkonzentrationen (z.B. von Hydrogenkarbonat, Ammonium und Eisen) treten an der mittig positionierten Boje auf, wo es mit ca. 8m besonders mächtige Gytjaablagerungen gibt. So wird dort während der Sommerstagnation eine Leitfähigkeit von 840 $\mu\text{S}/\text{cm}$ innerhalb der Gytja und eine Leitfähig-

keit von 490 $\mu\text{S}/\text{cm}$ direkt oberhalb der Gytja in 10m Tiefe gemessen; an der Boje am Südufer bei geringmächtiger Gytja (wenige dm) treten dagegen in 6m Tiefe Werte von 543 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und direkt oberhalb Werte von 290 $\mu\text{S}/\text{cm}$ auf. Werden die Meßreihen jedoch von den Profundaldaten bereinigt (Profundal und der 1. Meter darüber), so ergeben sich zwischen den einzelnen Bojen keine Unterschiede hinsichtlich des Chemismus, bzw. sie liegen im Bereich der Meßungenauigkeit. Innerhalb der Litoralregion lassen sich aber aufgrund der bereits genannten lokalen bzw. punktuellen Trophieunterschiede kleinräumige physikochemische Differenzierungen durchführen, die z.T. auf allochthone Stoffeinträge zurückgehen und die auch lokal oder punktuell abgrenzbar sind. Stellenweise sind sie aber obendrein durch die Ufervegetation modifiziert, wie das Beispiel der von *Alnus glutinosa* dominierten Schwarzerlenbruchwälder gezeigt hat. Untersuchungen hierzu wurden im Litoral des Großen Heiligen Meeres erstmals 1996 durchgeführt; dabei wurden die Methoden der Probeentnahme an die pedologischen Gegebenheiten angepaßt. Von den ersten Ergebnissen soll hier zusätzlich berichtet werden (vgl. auch Kap. 6).

4.4 Indikatorparameter für allochthone Stoffeinträge

Die vorgefundenen physikochemischen Differenzierungen des Litorals am Großen Heiligen Meer nehmen mit zunehmendem Abstand vom freien Wasserkörper an Deutlichkeit zu und lassen sich mit Hilfe der elektrolytischen Leitfähigkeit leicht erfassen. Primär sind hierfür allochthone Stoffeinträge aus dem Grund- und Sickerwasser verantwortlich, die nun näher beschrieben werden sollen: Das aus südlicher Richtung in das Naturschutzgebiet einströmende Grundwasser weist neben Stickstoff- und Phosphatfrachten aus Drainagewässern von landwirtschaftlichen Nutzflächen der näheren Umgebung auch stark erhöhte Salzfrachten auf, die von der Meerbecke herangeführt werden und vom Bach aus in das Grundwasser übertreten. An der Südgrenze des Naturschutzgebietes und im Bereich der Meerbecke wird die **Leitfähigkeit** durch den Sulfat- und Chloridgehalt bestimmt, der natürlicherweise innerhalb der sandigen Ablagerungen in nur geringen Konzentrationen auftritt, am Süd- und Ostufer aber anthropogen erhöht ist (PUST 1993). Der **Sulfat**gehalt des Pelagials vom Großen Heiligen Meer liegt bei ca. 35 mg/l, der des benachbarten Heidegrundwassers bei ca. 10 mg/l und niedriger. Die durch die Meerbecke beeinflussten Grundwasserbereiche erreichen immerhin noch mehrere 100 mg/l. Im Wasser der Meerbecke liegen die Sulfatgehalte zeitweise noch beträchtlich höher und erreichen mehrere g/l. Die Leitfähigkeit der Meerbecke erreichte an den Einleitungsstellen im Sommer 1997 sogar Werte von über 5000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und verringerte sich entlang der Fließstrecke bis zur Ostgrenze des Naturschutzgebietes nur auf 3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (zur Entwicklung der Stofffracht im Wasser der Meerbecke vgl. auch POTT et al. 1996 und PUST et al. 1997).

Erhöhte Sulfatgehalte können im Naturschutzgebiet daher als Indikator für allochthone Stoffeinträge herangezogen werden; es sind vorwiegend Stoffe, die primär aus den bekannten Industrieabwässern stammen. Begleitet werden diese Sulfatfrachten z.B. von erhöhten Chloridgehalten, die innerhalb der Größenordnung der Sulfatgehalte liegen; aber auch Schwermetallionen treten seit Jahren als Begleiter auf.

Das Westufer des Großen Heiligen Meeres wird - wie bereits gesagt - lokal ebenfalls durch allochthone Stoffeinträge beeinflusst; hier kann als Indikator ein erhöhter **Chlorid**gehalt angesehen werden, der nicht von hohen Sulfatgehalten begleitet wird und nicht von den Frachten der Meerbecke stammt, sondern aus Streusalzen von der Landstraße L504 hervorgeht und daher ebenfalls anthropogen auftritt. Eine zusätzliche Differenzierung weist das Westufer durch Eintritte ionenarmen Grund- und Sickerwassers aus der angrenzenden Heidefläche auf, von denen bereits oben berichtet wurde; hier kann als Indikator

ein **erniedrigter pH-Wert** dienen, der den Zustrom sauren Heidegrundwassers von basenreichen Zuströmen abgrenzen läßt (vgl. Abb. 10).

Allen diesen Indikatorparametern ist generell gemein, daß sie anthropogene Einflüsse anzeigen, wie z.B. Industrieabwässer, Salzbelastungen aus dem Straßenverkehr und Basenverlust durch Heidewirtschaft. Dem steht der Gehalt an **Hydrogenkarbonat** als Indikator sukzessionsbedingter Stoffakkumulation gegenüber. Mit zunehmendem Alter von Gewässern innerhalb pleistozäner Sande steigt im Zuge der natürlichen Gewässereutrophierung normalerweise der Gehalt an Kalziumhydrogenkarbonat an. Hiermit verbunden sind eine Erhöhung des Kohlensäurepuffersystems und eine Stabilisierung des pH-Wertes im neutralen bis schwach alkalischen Bereich. Unter diesen Milieubedingungen läuft die Mineralisation des Bestandsabfalls weitgehend vollständig ab. Zusammen mit dem Gehalt an Hydrogenkarbonat steigen daher auch die Werte der die Trophie bestimmenden Parameter wie Stickstoff- und Phosphatgehalt im Zusammenhang mit natürlichen Sukzessionsvorgängen. Dies ist unter anderem ein entscheidender Grund dafür, daß als Summenparameter für die Trophie von Gewässern der Sandlandschaften die Leitfähigkeit herangezogen werden kann, die hier im Verlauf natürlicher Eutrophierungsprozesse allgemein ansteigt. Im anthropogenen Umfeld jedoch, wie z.B. innerhalb des Einflußbereiches der Meerbecke mit ihren hohen Salzfrachten, lassen sich über die Leitfähigkeit keine Kenntnisse über die Trophie gewinnen.

Vor Ort ist deshalb zwischen autochthonen Stoffakkumulationen und allochthonen Stoffeinträgen zu differenzieren, denn **Stickstoff-** und **Phosphorverbindungen** treten, wie wir eingangs festgestellt haben, heute ebenfalls zunehmend anthropogen erhöht in vielen Gewässern auf, die durch die landwirtschaftliche Nutzung, durch häusliche Abwässer, durch luftbürtigen Stickstoff, aber auch zunehmend durch Verbrennung fossiler Energieträger eingebracht werden. Es gibt jedoch keinen präzisen Indikatorwert für diese allochthonen Stoffeinträge, da die Zunahme von Nährstoffen auch über natürliche Vorgänge bis hin zu eutrophen Verhältnissen erfolgt und das Vorhandensein von Trophieparametern zudem einen hohen Stellenwert innerhalb aquatischer Ökosysteme besitzt. Nur die Herkunftsanalysen helfen hier bei der Beurteilung der auftretenden Nährstoffe. Die Grundfrachten und die Eintragssummen müssen deshalb über längere Zeiträume gemessen werden. Ihre standörtliche Beurteilung muß stets im Zusammenhang mit der Ufervegetation und anderen physikochemischen Parametern unter Berücksichtigung der Relationen ihrer Stoffkonzentrationen erfolgen, wie es bereits POTT (1983) ausführt. Anthropogene Einflüsse und Stoffeinträge werden daher meist durch stark von den natürlichen Verhältnissen abweichende Relationen indiziert, z.B. durch das Vorhandensein einer Ufervegetation, die eine niedrigere Trophiestufe anzeigt, als die sich aus den physikochemischen Parametern ergebende Stufe. Auch Entkopplungen natürlicherweise eng verbundener hydrochemisch-physikalischer Parameter weisen auf anthropogene Stoffeinträge hin, wie z.B. die Entkopplung des Gehaltes an Hydrogenkarbonat und der Leitfähigkeit in Gewässern von Sandlandschaften (vgl. PUST et al. 1997).

Parameter, die keine direkte alleinige Indikatorfunktion besitzen, treten häufig in Begleitung mit bestimmten anderen Indikatorparametern auf und können so für eine schärfere Aussage bei der Beurteilung eines Gewässers mit herangezogen werden, z.B. bei der Feststellung der Herkunft bestimmter Wasserinhaltsstoffe. Hierzu gehören verschiedenste **Metallionen** - für das Naturschutzgebiet Heiliges Meer sind hier besonders **Eisen**, **Mangan** und **Zink** zu nennen, die im Grundwasser und in Fließgewässern, aber auch in den herangeführten Industrieabwässern auftreten. Auch die **Erdalkalitionen Kalzium** und **Magnesium** und besonders ihr Konzentrationsverhältnis sind bei der Beurteilung der Gewässerbeschaffenheit von großer Wichtigkeit, wie es auch HÜTTER (1994) ausführt. Stoffeinträge aus der Landwirtschaft werden darüber hinaus häufig durch einen erhöhten

Magnesiumgehalt gekennzeichnet. Das **Kalzium-Magnesium**-Verhältnis sollte daher bei der Beurteilung von Eutrophierungsparametern stets mit herangezogen werden, um schärfere Aussagen über die Herkunft von Stickstoff- und Phosphatbelastungen treffen zu können. Auch erhöhte **Kalium**konzentrationen treten in Verbindung mit landwirtschaftlichen Stoffeinträgen auf; sie können im Zusammenhang mit erhöhten **Natrium**- und **Chlorid**-werten ebenfalls regelmäßige oder episodische Salzbelastungen anzeigen. Hier kann z.B. der Natriumgehalt zur Differenzierung verschiedener möglicher Eintragsquellen herangezogen werden. Ein erhöhter **Kaliumpermanganatverbrauch** ist weiterhin oft ein deutlicher Hinweis auf Gewässerverschmutzung, z.B. durch Abwassereinleitung, vor allem bei Anwesenheit höherer **Nitrit**konzentrationen. Innerhalb dystropher Gewässer können solche Verhältnisse aber auch natürlich sein, wobei durch autogene Akkumulationen hochmolekularer organischer Kohlenstoffverbindungen der Kaliumpermanganatverbrauch stets erhöht ist. Schließlich können mit Hilfe von **Oxidationsstufen** bestimmter Elemente konkrete Aussagen präzisiert werden, z.B. bei der Beurteilung der Herkunft von Stickstoffverbindungen.

Die Aussagen einzelner physikochemischer Parameter für die Zustandsbeurteilung von Gewässern sind, wie oben dargestellt, keineswegs immer eindeutig. Ihr Gesamt-Indikatorwert wird zudem 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 insgesamt bestimmt. Einzelmessungen in solchen Faktorenkomplexen sowie die Untersuchung einzelner Parameter besitzen daher keine oder nur eine geringe Aussagekraft. Es ist für die Gewässerbeurteilung deshalb unbedingt erforderlich, für verschiedene Gebiete jeweils über längere Meßreihen hinweg - mindestens über mehrere Vegetationsperioden - alle relevanten Indikatorparameter zu erarbeiten und ihre Beziehungen zueinander und Wechselwirkungen mit weiteren Parametern aufzuzeigen, um das Komplexgeschehen im und am Wasser sicher beurteilen zu können.

5. Sukzessionen am Großen Heiligen Meer

Sukzessionsbedingte Veränderungen der Gewässer im Naturschutzgebiet Heiliges Meer lassen sich mit Hilfe der Leitfähigkeit leicht nachweisen; so ist z.B. mit zunehmendem Alter der Gewässer eine Zunahme der Leitfähigkeit innerhalb des Pelagials vom Erdfallsee (Alter: 84 Jahre), Großem Heiligen Meer (ca. 1000 Jahre) und Kleinem Heiligen Meer (ca. 2000 Jahre) feststellbar (vgl. Abb. 28). Eine Aussage darüber, inwieweit die Zunahme der Leitfähigkeit durch eine natürliche Sukzession erfolgte bzw. mit welchem Anteil anthropogene Stoffeinträge hieran beteiligt sind, kann durch diese Meßergebnisse jedoch nicht gegeben werden. Die polaren Differenzierungen innerhalb der Litoralzonen einund desselben Gewässers, z.B. zwischen dem Ost- und dem Westufer des Großen Heiligen Meeres, sind mit der Nutzung der Landschaft durch den Menschen eng gekoppelt (s.o.), weshalb wir auch nicht davon ausgehen können, daß die oben dargestellten Leitfähigkeitsunterschiede zwischen verschiedenen Gewässern nur auf natürlichen Vorgängen beruhen. Vielmehr muß davon ausgegangen werden, daß mindestens seit dem frühen Mittelalter der Mensch auf die Gewässerentwicklung im heutigen Schutzgebiet und darüber hinaus Einfluß genommen hat und daß besonders im heutigen Einfluß der Wirkungsfelder der modernen Landwirtschaft gravierende Änderungen im Stoffhaushalt der Gewässer auftreten, die demnach auch auf einer sehr kurzen Entwicklungsgeschichte beruhen. Wir werden auch sehen, daß die neuzeitliche Weidewirtschaft und Holznutzung im vorletzten Jahrhundert auf die jüngere Sukzession, besonders auf die der Ufervegetation, entscheidenden Einfluß genommen haben. Einschneidende Veränderungen innerhalb terre-

strischer Ökosysteme waren Folge der Vegetationsveränderungen, die sich aus der Landschaftsnutzung ergaben und deren Wirkungen sich auch auf den Stofftransport im Sicker- und Grundwasser ausdehnten. Weitere Folgen waren Veränderungen im Stoffhaushalt verschiedenster Bruchwälder, der Röhrichte und der Schwimmblattbestände, wobei zunächst vor allem Differenzierungen des Stoffhaushaltes innerhalb der Uferregionen einsetzten.

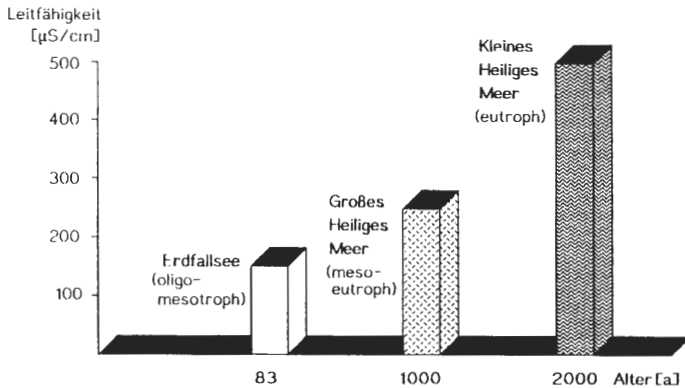


Abb. 28: Abhängigkeit der Trophie und der Leitfähigkeit des Wassers vom Alter am Beispiel von Erdfallsee, Großem Heiligen Meer und Kleinem Heiligen Meer.

Die gewässerökologischen Untersuchungen im Naturschutzgebiet haben sich erst in jüngster Zeit auf die differenzierte Untersuchung der Grund- und Sickerwässer der Litoralzonen der Stillgewässer konzentriert, und es fehlen vergleichbare Meßdaten aus der vergangenen Zeit. Mit der Fortführung und Intensivierung dieser Untersuchungen hoffen wir, weitere detaillierte Einsichten in die Dynamik der Gewässereutrophierung zu erhalten. Wir können aber heute als Befund bereits feststellen, daß trotz unterschiedlicher Zuflüsse aus dem Litoral, die unterschiedlich hohe Nährstofffrachten aufweisen, - mit nährstoffarmem Sicker- und Grundwasser am Westufer und mit nährstoffreichem Wasser vom Süd- und Ostufer, - innerhalb des Pelagials in letzter Zeit nahezu keine trophischen Differenzierungen auftreten. Nachweisbare, drastische Veränderungen erfuhren bisher nur die Litoralbereiche, an deren Dynamik neben den benannten anthropogenen Stoffeinträgen vor allem auch die Ufervegetation einen entscheidenden Anteil besitzt.

5.1 Vergleich physikochemischer Daten seit 1930 bis heute

Chemische Vergleichswerte, z.T. Einzelwerte, aber auch kürzere Meßreihen aus der Zeit erster systematischer Untersuchungen der Litoralvegetation am Großen Heiligen Meer liefern KEMPER (1930), KRIEGSMANN (1938) und EHLERS (1965) für das Pelagial. Angaben über den Nitrat-, Ammonium-, und Phosphatgehalt sind jedoch nur bei KRIEGSMANN und EHLERS zu finden. Ein Vergleich der heute festzustellenden Konzentrationen mit älteren Literaturwerten ist nur eingeschränkt möglich, da kontinuierliche Meßreihen über einen längeren Zeitraum in der Vergangenheit nicht durchgeführt wurden. Bei der Auswertung der Literaturangaben muß besonders berücksichtigt werden, daß der Nitratgehalt im Wasser des Großen Heiligen Meeres während der Vegetationsperiode mehr oder weniger rasch durch die Nitrataufnahme der Pflanzen vermindert wird und meist nur im zeitigen Frühjahr, im Zeitraum von März-Mai direkt nach der Frühlingsvollzirkulation, die höchsten Werte erreicht. Für diese Zeitspannen gibt nur EHLERS (1965) vergleichbare

Nitratwerte an, die damals 1 mg/l im April 1964 erreichten. Sie liegen in der Größenordnung der Herbstwerte von KRIEGSMANN (1938), der damals zwischen dem 1.9. und dem 15.10.1935 während der Sommerstagnation Nitratkonzentrationen von 1.0-1.5 mg/l gemessen hat. Dabei ist es wahrscheinlich, daß diese Nitratkonzentrationen deutlich niedriger als jene im Frühjahr lagen. Unsere Meßreihen aus den 90er Jahren belegen jedoch auch eine starke Abhängigkeit des Stickstoffgehaltes vom miktischen Verhalten des Sees, weshalb im Großen Heiligen Meer der Nitratgehalt von Jahr zu Jahr erheblich schwanken kann. Die Frühjahrswerte bewegen sich hierbei zwischen 1 mg/l in den Jahren 1996 und 1997, denen ein kalter Winter vorausging, und bis über 3 mg/l im Jahr 1994 mit einem vorangegangenen milden Winter (vgl. Abb. 27). Diese kurzfristig auftretenden witterungsabhängigen Schwankungen erlauben es nicht, die zeitweise deutlich erhöhten Nitratgehalte im Zusammenhang mit einer Sukzession zu sehen. Vielmehr müssen wir einräumen, daß der heutige Nitratgehalt im Pelagial von jenen Gehalten zu Anfang dieses Jahrhunderts nicht unbedingt verschieden sein muß. Dies gilt auch für die Ammoniumwerte, die sich am besten für den Zeitpunkt während der Holomixis vergleichen lassen, wenn das Ammonium im Seewasser gut verteilt ist und auch eine Stichprobe repräsentative Werte liefert. Dabei ist jedoch der Beginn der Herbstvollzirkulation von Bedeutung, da während dieser Phase die im Hypolimnion akkumulierten Ammoniumionen gerade im gesamten Wasserkörper vollständig verteilt werden, ein oxidativer Abbau aber zu diesem Zeitpunkt noch nicht wirksam ist und auch durch die Vegetation kaum Ammonium aufgenommen wird. Ein Vergleich der Ammonium-Werte vom Dezember 1936 (0.51 mg/l) mit denen der 90er Jahre (0.49-0.60 mg/l) ergibt ebenfalls keinen Hinweis auf einen sukzessionsbedingten Anstieg des Ammoniumgehaltes.

Während der Vollzirkulation wird neben dem Ammoniumstickstoff auch Phosphat im Wasserkörper des Sees verteilt. Während der Holomixis ist ein Vergleich der Phosphatkonzentrationen aber nicht sinnvoll, da zu dieser Zeit unter Mitwirkung von Eisenionen im nun überall sauerstoffreichen Wasser das Phosphat sehr rasch in Form von Eisenphosphat ausgefällt wird. Man muß aber auch berücksichtigen, daß während der Vegetationsperiode das Phosphat sehr rasch durch die Phytomasse im Epilimnion gebunden wird. Meßwerte während der Stagnationsphasen aus dem nichtproduktiven Hypolimnion erlauben allerdings auch nur sehr eingeschränkte Aussagen über die Phosphatversorgung der Pflanzen innerhalb oberflächennaher Zonen der Gewässer, sie ermöglichen aber noch am ehesten Aussagen über langsam erfolgende Änderungen des Phosphathaushaltes. Ein Vergleich des maximalen Phosphatgehaltes im Hypolimnion während der Sommerstagnation mit Werten von 1.4 mg/l im Juli 1936 und 1.7 mg/l im September 1997 (vgl. Abb. 29) geben jedoch keinen Hinweis auf einen langfristigen Anstieg des Phosphatgehaltes im Pelagial. Solche geringfügigen Änderungen können auch nicht eindeutig einer Wirkungskomponente zugeschrieben werden, sondern sie lassen sich bereits über die Auswirkungen von Witterungseinflüssen erklären, die durchaus das miktische Verhalten des Sees beeinflussen (s.o.).

Die Daten von KRIEGSMANN (1938) und EHLERS (1965) enthalten leider keine Angaben über die Leitfähigkeit sowie über die Chlorid- und Sulfatkonzentrationen. Ein Mindestanstieg der Leitfähigkeit kann aber indirekt aus den von KRIEGSMANN veröffentlichten Werten der Gesamthärte ermittelt werden. So ist eine Zunahme der Gesamthärte von 1935 bis 1964 von 3.3 nach 4.5°dH um 35% festzustellen, also auf Werte, wie wir sie auch heute noch messen (vgl. Abb. 29). Werden diese Ionenanteile als Ca^{2+} und Mg^{2+} im heutigen Verhältnis von 4.5 : 1 und bei den heutigen Sulfat- und Chloridkonzentrationen berücksichtigt, so ergibt sich für das Pelagial des Großen Heiligen Meeres nur ein geringer Mindestzuwachs der Leitfähigkeit seit den 30er Jahren um insgesamt ca. 30 $\mu\text{S}/\text{cm}$ von damals 250 $\mu\text{S}/\text{cm}$ auf 280 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Entsprechend hat die Karbonathärte seit der Untersuchung von EHLERS bis heute deutlich zugenommen. Wir können daher davon ausgehen,

daß die Leitfähigkeit in den 30er Jahren mit großer Wahrscheinlichkeit bei oder sogar unter $250 \mu\text{S}/\text{cm}$ lag. Regelmäßige Messungen der Leitfähigkeit erfolgten erst ab den 70er Jahren, und sie sind ebenfalls weitgehend auf Messungen im Pelagial beschränkt. Ein kontinuierlicher Anstieg der Leitfähigkeit ist innerhalb dieses Zeitraums nicht feststellbar. Es muß daher besonders in der Zeit zwischen 1935 und 1964 eine Zunahme der Ionenkonzentration im Pelagial des Großen Heiligen Meeres stattgefunden haben, möglicherweise durch Stoffeinträge über die Meerbecke, die noch bis 1969 direkt in das Große Heilige Meer mündete. Die mit physikochemischen Methoden festgestellten Milieuänderungen decken sich zeitlich auch mit den festgestellten Veränderungen innerhalb der Litoralvegetation (vgl. Kap. 5.2).

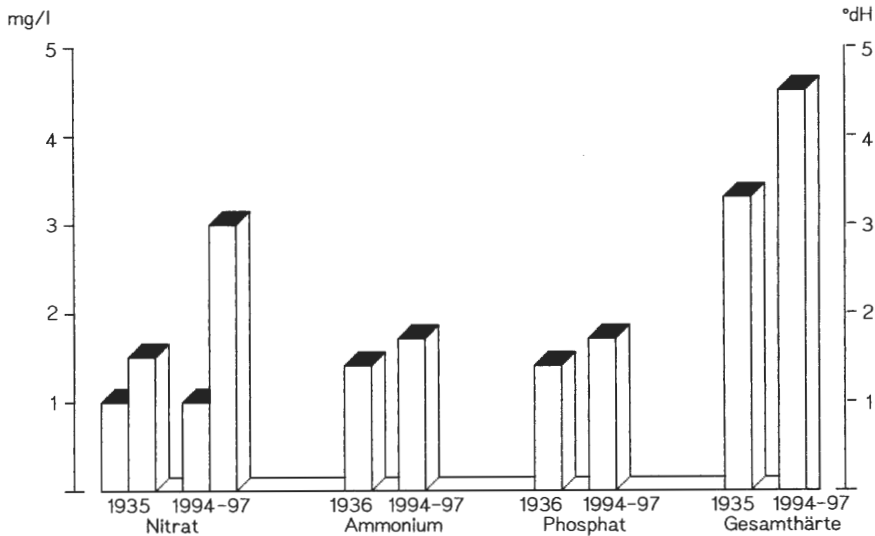


Abb. 29: Vergleich der Werte trophiebestimmender Parameter im Pelagial des Großen Heiligen Meeres aus den 30er und 90er Jahren.

Es liegen Meßwerte von KRIEGSMANN (1938) und eigene Werte zugrunde: Die Nitratgehalte weisen witterungsbedingte Schwankungen um mehrere mg/l auf und sind mit den Werten aus dem Jahr 1935 vergleichbar. Die Ammonium- und Phosphatkonzentrationen haben sich im Zeitraum von 1936 bis heute kaum geändert; nur für die Gesamthärte, die keine jahresperiodischen Schwankungen aufweist und von Witterungsbedingungen weitgehend unbeeinflusst ist, läßt sich ein Anstieg von 3.3°dH auf 4.5°dH belegen.

Die Trophiestufe im Pelagial ist bei einer Leitfähigkeit von $280 \mu\text{S}/\text{cm}$ heute eher als mesotroph statt als eutroph einzuordnen, und sie verhält sich - von witterungsbedingten Schwankungen abgesehen - sehr ausgeglichen (Abb 30). Auch die innerhalb des Pelagials gegenüber dem Litoral seit Anfang dieses Jahrhunderts nur gering ausgeprägte Erhöhung der Leitfähigkeit um ca. $30 \mu\text{S}/\text{cm}$ - im Litoral dürfte bis heute lokal eine Erhöhung um mehrere $100 \mu\text{S}/\text{cm}$ eingetreten sein - wird aus den Ergebnissen unserer Untersuchung verständlich. Der Grund für die Unterschiede im Nährstoffangebot, die sich nicht nur in der erhöhten Leitfähigkeit, sondern auch in den Anstiegen der Phosphat- und Stickstoffkonzentrationen widerspiegeln, liegt aber nicht allein in der größeren Exponiertheit der Litoralzone gegenüber allochthonen Stoffeinträgen; vielmehr dürften die Ursachen darin zu suchen sein, daß an den Litoralstandorten der mineralisierte Bestandsabfall und die im Wasser verteilten Nährstoffe sofort wieder von der Ufervegetation aufgenommen werden können, dort zum großen Teil in der Phytomasse akkumuliert werden

und so zu einem ständigen Zuwachs der Biomasse führen. Im Pelagial geht innerhalb der produktiven Zone der Bestandsabfall zum Teil durch Sedimentation in größere Wassertiefen wieder verloren und der oxidativ mineralisierte Nitratstickstoff kann in nährstoffreichen Seen schließlich innerhalb des anaeroben Hypolimnions durch Stickstoffreduktion erheblich vermindert werden. Neben der Seemorphologie beeinflusst auch die Einbindung des Gewässers in die Umgebung die Trophie des Pelagials. So begünstigt ein am Nordufer befindlicher Abfluß des Großen Heiligen Meeres die Abnahme gelöster Nährstoffe besonders im Pelagial. Gerade zu Zeiten der Holomixis, wenn auch die Nährstofffrachten des Hypolimnions im gesamten Wasserkörper des Sees verteilt werden und ein erhöhter Gehalt an Eisenphosphat im Wasser auftritt, der auch durch eine Braunfärbung und starke Trübung des Wassers angezeigt wird, werden nicht unerhebliche Nährstoffmengen - aber auch Biomasse - über den Abfluß am Nordufer dem Pelagial entzogen. Dagegen begünstigt während der Holomixis die Sedimentation von Eisenphosphat innerhalb der flachen Litoralregionen eine Nährstoffzunahme, da hier das aus den Sedimenten

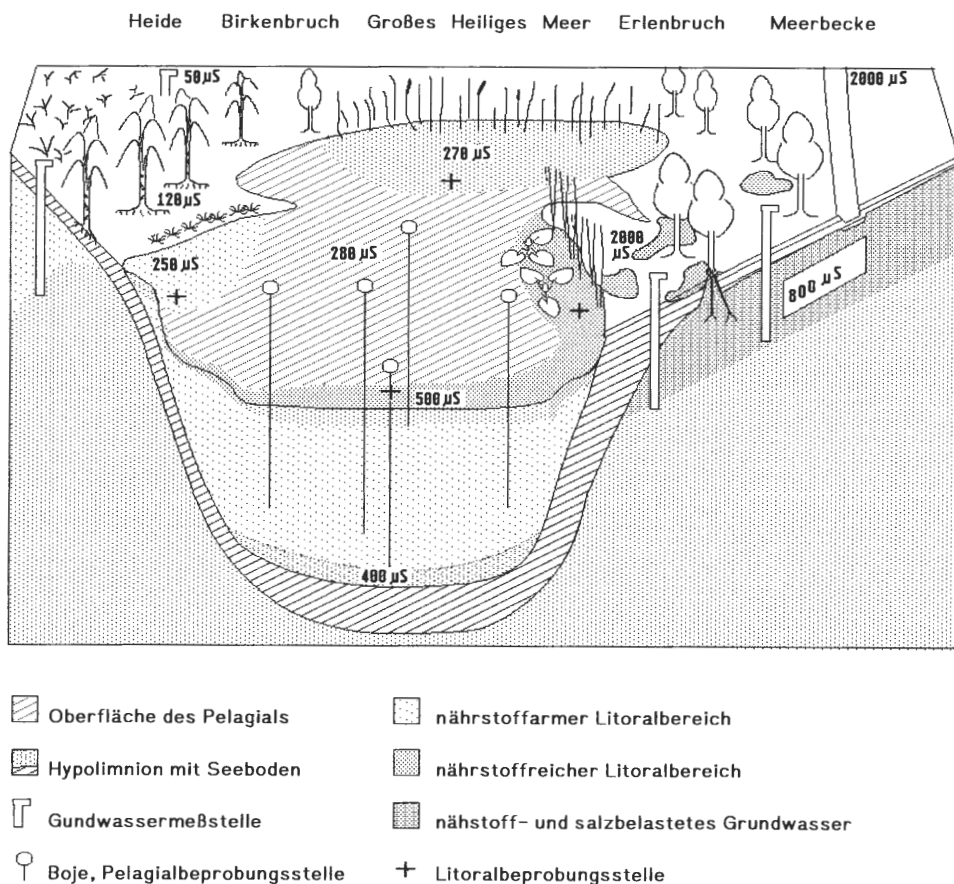


Abb. 30: Grund- und Sickerwasserbeeinflussung von Pelagial und Litoral am Großen Heiligen Meer.

Dargestellt ist die elektrolytische Leitfähigkeit vom Großen Heiligen Meer, von semiterrestrischen und terrestrischen Standorten der Heide, des Birken- und Erlenbruchs aus dem Verhältnis von Sicker- und Grundwasser als Summenparameter der Trophie.

unter anaeroben Bedingungen freigesetzte Phosphat von der Ufervegetation direkt aufgenommen werden kann. Auch diese Nährstoffe werden dem Pelagial entzogen. Während der Holomixis erfolgt jährlich im gesamten Pelagial eine gleichmäßige Verteilung der Nährstoffe über die aus verschiedenen Litoralzonen einströmenden Grund- und Sickerwässer. Der Einstrom von oligotrophem Wasser aus den Heiden über die westlichen Litoralzonen und die Mischung mit dem mesotrophen Wasser des Pelagials vermindern ebenfalls die Nährstoffkonzentration und setzen die Eutrophierungsgeschwindigkeit herab.

5.2 Vergleich vegetationskundlicher Daten seit 1930 bis heute

Ein weniger komplexes Bild über die jüngeren Sukzessionsvorgänge am Großen Heiligen Meer erhalten wir durch den Vergleich vegetationskundlicher Daten aus der Litoralregion, insbesondere durch die Einbeziehung der älteren, sehr umfangreichen vegetationskundlichen Untersuchungen, die bis zu Beginn dieses Jahrhunderts zurückzuverfolgen



Abb. 31: *Drosera intermedia*-Dominanzbestand am Westufer des Großen Heiligen Meeres (aus POTT 1996).

sind und die erhebliche Veränderungen der Vegetation dokumentieren. Zunächst sei auf das Westufer näher eingegangen, dessen nordwestlichen Teil bereits GRAEBNER (1930) aufgrund der nährstoffarmen Situation und der hieran angepaßten Litoralvegetation als Besonderheit darstellt. Diese Zone war bis 1930 durch das vollständige Fehlen von Erlenbruchwäldern gekennzeichnet, während ein breiter, weitgehend geschlossener Gürtel aus *Myrica gale* in Wiesen- und Moorpartien überleitete, die bis an das Ufer durch Weidewirtschaft geprägt waren. Diese Uferbereiche zeigen mit ihrer Vegetation heute ein völlig verändertes Bild. Der Gagelgürtel ist bis auf eine am Westufer vom Baumbestand künstlich freigehaltene, heute noch mesotrophe Stelle dem Weiden-Faulbaumgebüsch gewichen. Vom Nordwestufer ausgehend haben sich größere Erlenbrücher entwickelt. Sie werden zum Ufer hin durch z.T. eutrophe Röhrichte abgelöst, deren Nährstoffreichtum durch das Auftreten von großflächigen *Lemna minor*-Bedeckungen angezeigt wird, die bis in die Bruchwaldregionen hineinreichen. Nur im Kontaktbereich zu der im Südwesten gelegenen mesotrophen Stelle stockt heute lokal begrenzt ein Birkenbruch, an den sich nach Norden ein Erlenbruch mit z.T. nährstoffarmer Ausprägung anschließt. Auch im Bereich der am Westufer verbliebenen mesotrophen Stelle ist heute eine voranschreitende Eutrophierung und die Abnahme bzw. Auslöschung oligo-mesotraphenter Arten zu beobachten (Abb. 31). So beschreibt BUDDE (1942) hier noch das Vorkommen von Strandling (*Littorella uniflora*) zusammen mit Igelschlauch (*Baldellia ranunculoides* = *Echinodorus ranunculoides*), beides Litoralbewohner der oligotrophen Stufe, sowie das Vorkommen von Sumpfhartheu (*Hypericum elodes*), einer mesotraphenten Art der Litoralzone. Die beiden letztgenannten Arten sind in ihrem Bestand heute stark zurückgegangen: *Littorella uniflora* kommt nur noch im Erdfallsee vor und ist im Großen Heiligen Meer vollständig verschwunden. Parallel zu dieser Entwicklung hat sich innerhalb der Schwimmblattzone mit *Nymphaea alba* und *Nuphar lutea* von Südwesten entlang des Westufers der Wasserknöterich (*Polygonum amphibium*, Abb. 32) ausgebreitet, der erhöhte Phosphatge-



Abb. 32: *Polygonum amphibium*-Dominanzbestand am Südwestufer des Großen Heiligen Meeres (aus POTT 1996).

halte im Wasser anzeigt (POTT 1980). Die Art wurde bereits von RUSCHE (1939) aus dem Großen Heiligen Meer beschrieben. *Polygonum amphibium* bildet heute besonders am Südwestufer und über die mesotrophe Stelle hinweg ausgedehnte Bestände innerhalb der Schwimmblattzone und weist auf eine zunehmende Eutrophierung in diesem Bereich des Südwestufers hin, der zusammen mit weiteren ausgewählten Litoralbereichen seit 1994 auch physikochemisch eingehender untersucht wird. Innerhalb dieser Zone, aber auch am Ostufer, gibt es lokal erhöhte Phosphateinträge, gepaart mit erhöhten Ammoniumkonzentrationen. Dadurch unterscheiden sich diese Zonen trophisch deutlich von benachbarten Bereichen, insbesondere von der mesotrophen Stelle am Westufer (Abb. 33 u. 34). Der

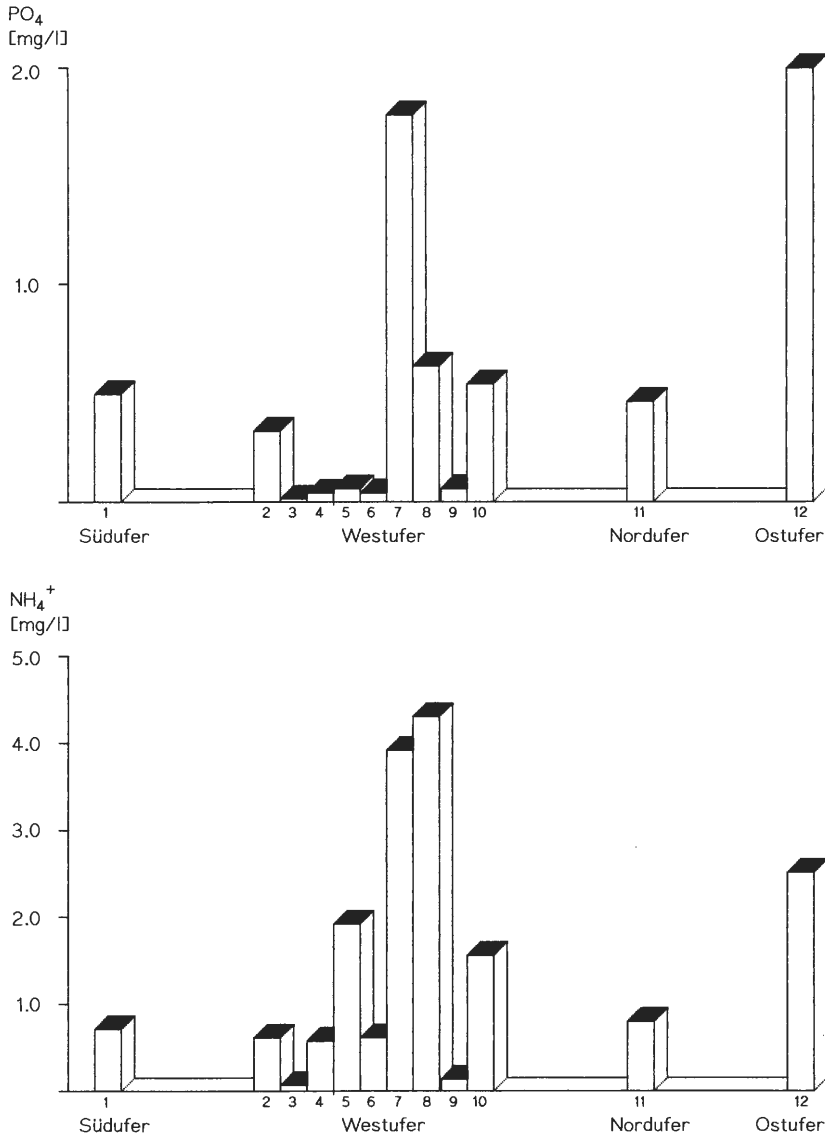


Abb. 33: Differenzierungen des mittleren Phosphat- und Ammoniumgehaltes im Sickerwasser der Litoralzonen vom Großen Heiligen Meer.

punktuell erhöhte Ammoniumeintrag dürfte auf die direkt angrenzenden Erlenbestände zurückzuführen sein.

Auch im Bereich des Nord- und Ostufers lassen sich seit Beginn dieses Jahrhunderts erhebliche Veränderungen innerhalb der Vegetation feststellen, die besonders die heute vom Erlenbruchwald eingenommenen Regionen betreffen und die in ihrer Anfangsentwicklung stark anthropogen durch Weidewirtschaft geprägt waren. So geht aus Mitteilungen von SCHWAR (1900) hervor, daß die Ufer bis zu Beginn dieses Jahrhunderts weitgehend abgeholzt waren und sich hier eine Periode der neuzeitlichen Weidenutzung darstellt, die ab Mitte bis Ende des vorletzten Jahrhunderts ihren Ausgang nahm und zu einer großflächigen Zerstörung der noch im 17. Jahrhundert vorhandenen Erlenbrücher am Nord- und Ostufer des Großen Heiligen Meeres führte (vgl. TEBBE 1970). Erst ab 1930 wird auch für das Nordostufer ein junger, wenig differenzierter Erlenbruch mit *Frangula alnus*- und *Myrica gale*-Anteilen beschrieben (GRAEBNER 1930), der von einem schmalen Ufersaum ausgehend, zuerst im Südosten an Mächtigkeit zunimmt (vgl. Abb. 16). Nach der Flurbereinigung Ende der 60er Jahre konnte sich der Erlenwald auf den ursprünglichen Bruchwaldtorfen weiter nach Osten bis zu Lauf der Meerbecke ausweiten und bildet heute einen weitgehend zusammenhängenden Erlenbestand, der sich vom Südwestufer über das Ostufer bis zum Nordostufer ausdehnt. Die größte Mächtigkeit der Erlenbestände wird heute am Ostufer erreicht, wie man auf dem Luftbild (Abb. 35) klar erkennen kann; hier hat sich im unmittelbaren Kontakt zum Seeufer die nährstoffreiche Variante des *Carici elongatae-Alnetum iridetosum* mit größeren Beständen von *Iris pseudacorus* als Differentialart ausgebildet. Die Schwarzerle dringt hier stellenweise weit in die Röhricht-

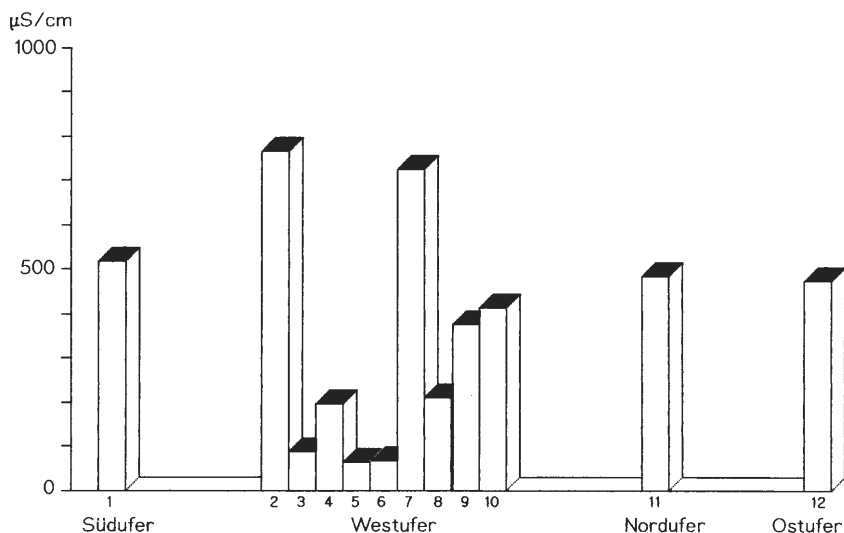


Abb. 34: Differenzierungen des mittleren Elektrolytgehaltes (Leitfähigkeit) im Sickerwasser der Litoralzonen vom Großen Heiligen Meer.

Auffällig ist die hohe Leitfähigkeit am Südwestufer (Säule 2), die von Sulfat- (70 mg/l), Chlorid- (84 mg/l), Calcium- (97 mg/l) und Eisenionen (55 mg/l) herrührt. Eine ähnliche Situation besteht an der eutrophen Bucht des Westufers (Säule 7); hier liegen allerdings die Konzentrationen von Sulfat (14 mg/l) und Eisen (5.5 mg/l) deutlich niedriger. Die von Heidegrundwasser lokal beeinflusste Stelle (Säule 3 und 4) sowie der Birkenbruch (Säule 5 und 6) weisen relativ ionenarmes Sickerwasser auf. Das Sickerwasser des Süd-, Nord- und Ostufers besitzt mit ca. 500 µS/cm eine nahezu doppelt so hohe Leitfähigkeit wie das Wasser des Pelagials.



Abb. 35: Luftbild vom Naturschutzgebiet Heiliges Meer. HW: Heideweiher, EFS: Erdfallsee, GHM: Großes Heiliges Meer, KHM: Kleines Heiliges Meer, mb: Meerbecke.

zone vor und bildet im Bereich der flachen Uferbänke noch ihren Jungwuchs aus. Landeinwärts werden die Standorte zunehmend trockener, was auch das Eindringen von *Molinia caerulea* und *Rubus*-Arten angezeigt wird. Hierbei handelt es sich um anthropogene Standortmodifikationen, die durch die Drainagierung der im Osten angrenzenden Acker- und Weideflächen hervorgerufen werden. Die Meerbecke dient hier als Vorfluter. Wie bereits erwähnt, befindet sich am Westufer lokal mit *Betula pubescens*, *Molinia caerulea* und verschiedenen *Sphagnum*-Arten die nährstoffärmere Ausbildung des *Carici elongatae-Alnetum betuletosum pubescentis*, die an der mesotrophen Stelle zu einem Birkenbruch vom Typ des *Betuletum pubescentis* überleitet, in dem die Erle fehlt. Auch dies muß als Ausdruck anthropogener Standortmodifikationen gewertet werden.

Bei den von Erlenwäldern eingenommenen Bereichen handelt es sich um basenreiche Standorte, die sich am Südostufer mit einer Leitfähigkeit von bis über 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ von der mesotrophen Stelle und dem Areal mit *Betula pubescens*, wie bereits geschildert, trophisch unterscheiden. Am Südostufer sind vor allem erhöhte Phosphatkonzentrationen in Verbindung mit hohen Gehalten an Erdalkalitionen und Hydrogenkarbonationen festzustellen, die für die eutrophen Standortbedingungen verantwortlich sind; sie werden weitgehend aus den Erlenwäldern freigesetzt (vgl. auch PUST et al. 1997). Auch am Westufer treten heute lokal Leitfähigkeiten von über 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ auf, die eutrophe Standortbedingungen anzeigen. Es ist sehr unwahrscheinlich, daß die heutigen Trophiebedingungen dort zur Zeit der Untersuchungen von GRAEBNER (1930) und BUDDE (1942) bereits vorlagen, da zu jener Zeit ausgedehnte *Littorelletea*-Gesellschaften die Uferbänke am Westufer bedeckten und ein geschlossener Gagelsaum den Anschluß an eine nahezu baumfreie Heide- und Weidelandschaft bildete. Vergleichbare Standortverhältnisse sind

heute im Naturschutzgebiet nur an der mesotrophen Stelle am Westufer des Großen Heiligen Meeres und am Ostufer des Erdfallsees zu finden. Die Leitfähigkeiten liegen dort im Sickerwasserbereich des Gagels um 100-120 $\mu\text{S}/\text{cm}$, also bei Werten, die oligo-mesotrophe Verhältnisse anzeigen und deutlich unterhalb der Pelagialwerte liegen. Im Sickerwasserbereich der Heideflächen, innerhalb des Protopedons am Ostufer des Erdfallsees und im Sickerwasser der mesotrophen Stelle am Westufer des großen Heiligen Meeres gehen die Werte der Leitfähigkeit noch weiter zurück und liegen meist bei 60-80 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Es muß daher davon ausgegangen werden, daß bis in die 30er Jahre das Westufer des Großen Heiligen Meeres und möglicherweise auch das Nordostufer deutlich nährstoffärmer waren als heute. Als mögliche Ursachen für die Trophiezunahme sind Stoffakkumulationen innerhalb der Ufervegetation zu nennen; aber auch Stoffeinträge über Fließwasserzufuhr und zunehmende Einträge über Depositionen aus der Atmosphäre sind möglicherweise hieran beteiligt (vgl. Kap. 3.1). Es ist auffällig, daß die Trophiezunahme heute besonders innerhalb der Litoralzonen erfolgt, wo sie sich vorwiegend in der Zunahme der Biomasse, z.B. in der Ausdehnung der Erlenwälder und in erhöhten Ionenkonzentrationen im Grund- und Sickerwasser zeigt. Dort liegt die Leitfähigkeit deutlich über der des Pelagials, während sie an angrenzenden Heideflächen deutlich darunter liegt.

6. Bioindikation der Wasser- und Sumpfpflanzengesellschaften

Das vorige Kapitel über Sukzessionen am Großen Heiligen Meer verdeutlicht beispielhaft die enge Verzahnung von Standortfaktoren und Vegetation, vor allem in ihrer zeitlichen Entwicklung. Differenzierte Standortanalysen, die eine Unterscheidung verschiedener Horizonte im Freiwasserbereich, Wurzelbereich der Böden und sandigen Grundwasser-aquifer ermöglichen, wurden - methodisch ausgehend von ersten systematischen Grundwasseruntersuchungen in den Jahren 1991 bis 1993 - zur Bearbeitung der Wasser- und Sumpfvegetation 1996 entwickelt und seitdem im NSG Heiliges Meer an ausgewählten Stellen regelmäßig durchgeführt (vgl. Kap. 2 u. Abb. 36). Die in diesem Kapitel vorgestellten ersten Befunde sind Ergebnisse von Untersuchungen, die in Zukunft weiter fortgeführt werden sollen.

Als Kernaussage unserer Ergebnisse ist hervorzuheben, daß die Vegetation sich nicht nur auf Veränderungen abiotischer Standortbedingungen einstellt und diese widerspiegelt, vielmehr bewirken bestimmte Pflanzenbestände ihrerseits z.T. erhebliche Veränderungen bestimmter standorttypischer Parameter und bestimmen, über längere Zeit betrachtet, auch deren Dynamik. Das Nährstoffangebot wirkt sich zwar direkt auf die Vegetation aus; der Stofftransport, die Stoffzusammensetzung und ihre Änderungen werden aber innerhalb verschiedener Horizonte bis hin zum tieferen Grundwasser von der Vegetation oft nachhaltig beeinflußt. Bei der Standortindikation vermag die Vegetation oftmals ein wesentlich größeres Zeitfenster ihrer Entwicklungsgeschichte offenzulegen als es Einzeluntersuchungen abiotischer Standortparameter können. Abiotische Standortbedingungen erscheinen aufgrund der raschen zeitlichen Abfolge von Parameteränderungen oft dynamischer als die Vegetation, die deshalb manchmal auch als Indikator für das langfristige Mittel kurzzeitiger Parameterschwankungen angesehen wird. Tatsächlich ist aber gerade die Wasser- und Sumpfvegetation in der Lage, längerfristig ganz erhebliche Standortveränderungen zu bewirken, die das Ausmaß kurzfristiger, oft stochastisch auftretender Parameterschwankungen weit übertrifft. Die direkte Einflußnahme der Wasser- und Sumpfvegetation auf ihren Lebensraum sollte daher bei der Betrachtung von Vegetationsteilen als Bioindikatoren niemals übersehen werden; sie indizieren in vielen Fällen

weniger irgend einen statischen Zustand ihres Standortes als vielmehr einen Entwicklungsprozeß.

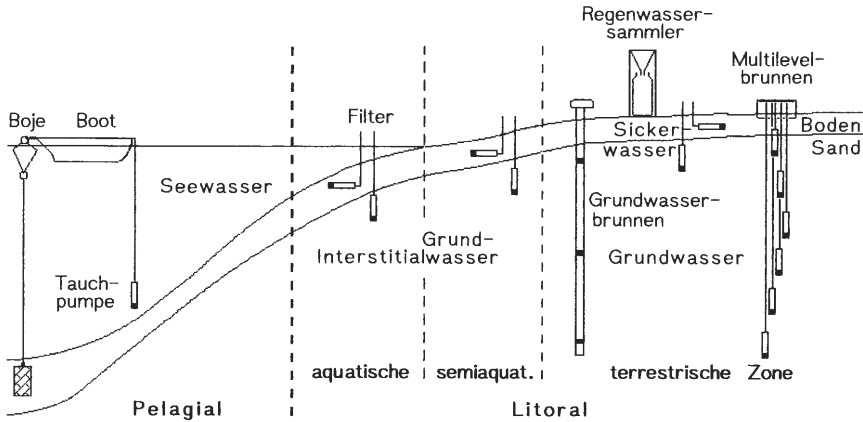


Abb. 36: Die verschiedenen Methoden zur Beprobung eines Stillgewässerkomplexes.

Die Pelagialbeprobung erfolgt mittels einer Tauchpumpe oder eines Ruttner-Schöpfers vom Boot aus (vgl. POTT et al. 1996). Aus dem Freiwasserbereich des Litorals werden Schöpfproben vom Boot aus und Interstitialwasserproben aus dem Boden- und Sandhorizont mittels Filter und Vakuumapparatur gewonnen (vgl. Abb. 3); Sicker- und Grundwasserproben aus der semiaquatischen und terrestrischen Litoralzone werden ebenfalls mit dieser Technik über Filter gewonnen. Zur Gewinnung von Regenwasserproben vgl. PUST (1993) und WEINERT et al. (in diesem Heft).

Exogene und endogene Standortfaktoren, die über die Vegetation miteinander in Wechselwirkung treten, sind die steuernden Momente von Entwicklungsprozessen. So kann ein starker exogener Faktor, wie die natürliche Basenarmut von Sandlandschaften, endogene Faktoren wie Konkurrenz und Koexistenz verstärken, z.B. über die Ausbildung oligotropher Pflanzengesellschaften hin zu *Sphagnum*-dominierten Gesellschaften. Die *sphagnum*-reiche Vegetation kann über die von ihr ausgehende sukzessive Versauerung des Standortes ihrerseits zu einem extremen exogenen Faktor führen, der die ursprünglichen chemischen und physikalischen Standorteigenschaften verändert. Vegetation und Standort gehen von der oligotrophen zur dystrophen Phase über. Vegetation und Standort sind somit beide über die Entwicklungsgeschichte ihrer Wechselwirkungen miteinander verknüpft, welche z.T. recht lange Zeiträume umfassen kann.

Aus der Entwicklungsgeschichte aquatischer Ökosysteme ergibt sich eine logische Reihenfolge von Vegetationsabfolgen mit charakteristischen Indikatoreigenschaften, die z.B. von Pionierstadien über Folgestadien einer Klimax zustreben, die im Falle der Entwicklung eines Stillgewässers das Niedermoorstadium mit einem Erlenbruchwald sein könnte. Viele End- und Zwischenstadien lassen sich aber auf unterschiedlichem Wege erreichen; der Entwicklungsweg mit den verschiedenen Vegetationsabfolgen ist daher von der individuellen Entwicklungsgeschichte eines bestimmten Gewässerkomplexes abhängig. Diese Betrachtung verdeutlicht die Schwierigkeit, die der Versuch beinhaltet, allgemein gültige Kriterien für die Indikatoreigenschaften bestimmter Ausprägungen der Wasser- und Sumpfvegetation sowie eine allgemeingültige Hierarchie ihrer Abfolgen aufzustellen. Die Einteilung der Vegetation in Einheiten, die für verschiedene Trophiestufen typisch sind - verknüpft mit einer angenommenen Entwicklungsrichtung von oligotroph nach eutroph - führt hingegen zu einem einfacheren, besser zu ordnenden und auch besser zu verallgemeinernden System (Abb. 37). Das Schema, das wir hier vorschlagen, steht im

Einklang mit dem allgemein beobachtbaren Phänomen, daß im Zuge der natürlichen Gewässerentwicklung eine Nährstoffzunahme zu beobachten ist, begleitet von einer Abfolge charakteristischer Pflanzengesellschaften der Wasser- und Sumpfvegetation.

In den folgenden Unterkapiteln werden aus distinkten Trophiestufen charakteristische Pflanzengesellschaften der Wasser- und Sumpfvegetation des Naturschutzgebietes Heiliges Meer unter besonderer Berücksichtigung trophiebestimmender Parameter anhand von

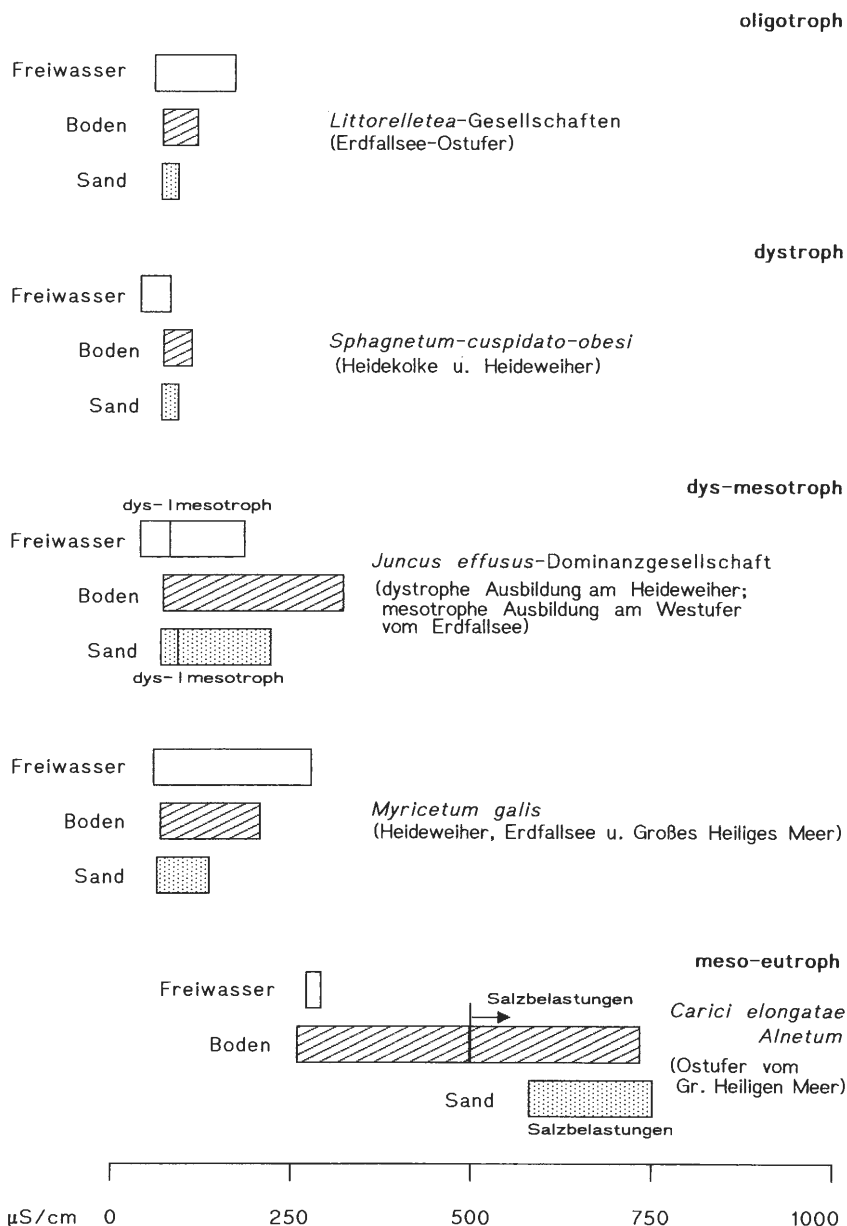


Abb. 37: Trophiestufen am Beispiel der Leitfähigkeit distinkter Horizonte an ausgewählte Standorten mit charakteristischen Pflanzengesellschaften.

ausgewählten Beispielen dargestellt. Da die Beziehungen zwischen Vegetation und Standort von äußeren Einflüssen, insbesondere von anthropogenen Einflüssen mitbestimmt werden, können besonders innerhalb von Trophie-Übergangstypen sehr unterschiedliche Vegetations- – Standortbeziehungen auftreten, die sich auch hier aus unterschiedlichen Entwicklungsrichtungen und -stadien ergeben. Die anfangs gestellte Bedingung, daß die Standortentwicklung von oligotroph nach eutroph verläuft, kann allenfalls als Regel betrachtet werden; im Naturschutzgebiet Heiliges Meer lassen sich mehrfach Beispiele finden, in denen die Standortentwicklung durch menschliche Beeinflussung auch eine andere Richtung nimmt. Es werden deshalb neben allgemeinen Angaben zur Vegetation und zu den Trophiestufen auch Beispiele besonderer Entwicklungsrichtungen erläutert, die als Folge historischer und aktueller Landschaftsnutzung durch den Menschen bedingt sind.

6.1 Oligotraphente Vegetationselemente

Sie stellen eigenständige Vegetationseinheiten dar, die soziologisch innerhalb der Klasse der *Littorelletea* den *Littorellion-uniflorae*-Verband markieren (POTT 1983). Innerhalb der pleistozänen Sandlandschaften treten diese meist kleinwüchsigen Vegetationselemente mit dem *Lobelietum dortmannae*, den *Littorella uniflora*-Gesellschaften, den *Baldellia ranunculoides*-Beständen, dem *Eleocharitetum acicularis* und dem *Pilularietum globuliferae* an flachgründigen Ufersäumen mit geringster Sedimentauflage, dem **Protopedon** auf. Das Wasser ist arm an Nährstoffen, Alkali- und Erdalkalitionen, weshalb auch das Hydrogenkarbonatpuffersystem nur schwach wirksam ist. Die pH-Werte liegen meist im schwach sauren Bereich und die Leitfähigkeit im Mittel bei 130 $\mu\text{S}/\text{cm}$; sie kann aber im Sicker- und Grundwasserbereich auch auf Werte, ähnlich wie bei dystrophen Gewässern, von unter 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ absinken. Der Anteil von Huminstoffen und anderen organischen Kohlenstoffverbindungen ist im Gegensatz zu dystrophen Standorten äußerst gering und das Wasser besitzt nahezu keine Eigenfärbung. Vegetation und Standort der oligotrophen Stufe unterliegen einer natürlichen Nährstoffzunahme, die heute aber bekannterweise zunehmend anthropogen durch aktuelle Landschaftsnutzungen verstärkt wird (vgl. Kap. 1).

Formen historischer Landschaftsnutzungen müssen in Hinblick auf anthropogene Beeinflussungen des Nährstoffhaushaltes aquatischer und semiaquatischer Ökosysteme gesondert betrachtet werden; die Heidewirtschaft führte über längere Zeiträume zu einer Verarmung des Nährstoffangebotes und zu einer Stabilisierung oligotropher Standortbedingungen innerhalb gehölzfreier Litoralbereiche. Ihnen ist es zu verdanken, daß nährstoffarme Gewässerkomplexe - bestehend aus nährstoffarmen Stillwasserbereichen mit geringmächtigen sedimentären Böden und oligotrophen Grundwasserbereichen - überhaupt entstanden sind und über Jahrhunderte erhalten blieben. Die Auswirkungen der von der Heidewirtschaft ausgehenden Entwicklung fanden ihren Ausdruck noch bis Anfang dieses Jahrhunderts in großflächigen oligotraphenten Pflanzenbeständen am Heideweiher, Erdfallsee und am Großen Heiligen Meer (Kap. 5). Die Wiederbewaldung ehemaliger Heide- und Weideflächen leitete zusammen mit allochthonen Stoffeinträgen von benachbarten Ackerfluren einen fortschreitenden Rückgang oligotropher Standorte ein. Im Naturschutzgebiet sind heute nur noch das Nordost-, Ost- und Südostufer des Erdfallsees oligotroph; nur noch hier existiert eine rein oligotraphente Vegetation mit *Littorella uniflora* und *Lobelia dortmanna*. Ihr Erhalt ist nicht nur an die Reduktion allochthoner Stoffeinträge geknüpft, sondern hängt wesentlich auch vom Erhalt der die nährstoffarmen Milieubedingungen stabilisierenden Heideflächen ab, die zu Zeiten ihrer Bewirtschaftung bis dicht an die Gewässerufer heranreichten. Obwohl die im Bestand gefährdeten oligotraphenten Arten noch Anfang dieses Jahrhunderts im Gebiet weit verbreitet waren, gehen

ihre Bestände seit Mitte dieses Jahrhunderts auch an den bislang noch oligotrophen Uferabschnitten des Erdfallsees zurück, der von Eutrophierungen und Laubeintrag heute besonders betroffen ist. Allgemein können als Ursachen für den Rückgang oligotropher Standortbedingungen neben Eutrophierungsprozessen durch Nährstoffzunahmen und Laubeintrag auch Standortversauerungen gezählt werden, die besonders innerhalb von Flachgewässern zu dystrophen Bedingungen führen (vgl. Kap. 6.2 u. 6.3).

6.2 Dystraphente Vegetationselemente

Die rein dystraphente Wasservegetation setzt sich zusammen aus Vegetationsanteilen der Klasse der *Sphagno-Utricularietea intermedio-minoris*. Als bei uns verbreitetste Indikatorgesellschaft dystropher Standorte mit Dauerpioniercharakter gilt das *Sphagno-Juncetum bulbosi*. Die Standortparameter dystraphenter Vegetationselemente weisen teilweise große Ähnlichkeiten mit denen oligotropher Standorte auf. In diesem Zusammenhang ist besonders die Ionenarmut im Wasser zu nennen, die nicht nur zu äußerst nährstoffarmen Standortbedingungen hinsichtlich des Stickstoff- und Phosphorangebotes führen, auch der Gehalt an Alkali- und Erdalkalitionen, insbesondere von Kalziumionen, kann äußerst gering sein; an einigen Standorten sogar geringer als an oligotrophen Standorten, weshalb hier ein Hydrogenkarbonatpuffersystem oftmals nicht ausgebildet ist. Anders als an oligotrophen Standorten besitzen hier biotische Faktoren einen hohen Anteil an der Basenarmut, die durch die komplexbildenden Eigenschaften des aus Dy bestehenden Gewässerbodens herrühren. Entsprechend niedrige Werte der Leitfähigkeit und stark saure Milieubedingungen sind die Folge. Dystrophe Gewässer unterscheiden sich von oligotrophen Gewässern bereits optisch durch ihre braune Wasserfarbe und durch den hohen Anteil organischer Verbindungen, insbesondere von Humin- und Fulvosäuren. Der Gewässerboden besteht aus meist sehr mächtigen Ablagerungen von z.T. nur wenig zersetztem organischen Material, dem **Dy**. Die Humin- und Fulvosäuren durchdringen den Gewässerboden und gelangen auch in das Grundwasser. Sie sind auch dort in der Lage, Kationen zu komplexieren, weshalb die Alkali- und Erdalkalitionenangebote dieser Standorte auch im Grundwasser besonders gering sind. Die Leitfähigkeit liegt normalerweise unter 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$, im Freiwasser meist zwischen 40 und 80 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Dystrophe Standorte können aus ehemals oligotrophen Gewässern hervorgehen, wenn, wie im Fall der kleineren Heidekolke und Heideweiher des Naturschutzgebietes, der Versauerungsprozeß über die Ausweitung *sphagnumreicher* Vegetationselemente beschleunigt wird und es zu einer Anreicherung von Huminsäuren kommt. Aber auch auf ehemals nährstoffreichen Standorten können sich dystraphente Vegetationselemente entwickeln und die Standortbedingungen zu ihren Gunsten verändern. Meist ist hierbei das Anwachsen sedimentärer Böden im Zuge der Gewässerverlandung beteiligt. So kann innerhalb nährstoffreicher Niedermoore ab einer bestimmten Mächtigkeit der Bruchwaldtorfe der Basennachschub aus dem Grundwasser zum Erliegen kommen, weshalb ab einer solchen Phase Nährstoffverknappungen und Versauerungen des Standortes einsetzen können. An diesem Punkt steht die Initialphase einer Entwicklung, die ausgehend von eutraphenten Vegetationselementen, zu dystraphenten Pflanzengesellschaften überleitet. An den Prozessen der Standortversauerung sind vor allem Arten der Gattung *Sphagnum* beteiligt. Sie sind in der Lage, die dystrophen Milieubedingungen und die aquatischen und semiaquatischen Lebensräume dystraphenter Vegetationseinheiten dauerhaft zu stabilisieren. Der Heidekolk im Osten des Erdfallsees zeigt beispielhaft eine dystrophe Phase, die von mehreren Meter mächtigen Dy-Ablagerungen begleitet wird. Wenige Meter westlich schließt sich ein flachgründiger Heideweiher an, dessen Gewässerboden nur wenige dm Sedimentauflagen besitzt und dessen Vegetation den Übergang von dys- nach mesotroph anzeigt.

6.3 Übergang der dys- bis mesotraphenten Vegetationselemente

Auch die Entwicklung dys- bis mesotraphenter Vegetationselemente kann in ähnlicher Weise - wie bereits am Beispiel der dystraphenten Vegetationselemente erläutert - unterschiedliche Wege gehen: Im Zuge von Eutrophierungsprozessen kann es aber z.B. zur Ausbreitung mesotraphenter Arten wie z.B. von *Nymphaea alba* var. *minor* unter Verdrängung rein dystraphenter Arten wie *Juncus bulbosus* und *Sphagnum cuspidatum* kommen; damit werden nicht nur Wandlungen innerhalb der Pflanzengesellschaften eingeleitet, sondern es finden ab dieser Phase auch nachhaltige Veränderungen des Gewässerbodens von reinem **Dy** zu einer **Dygyttja** statt, die zum Aufweichen der Dystrophie-stabilisierenden Eigenschaften des Gewässerbodens führen. Dieser Prozeß geht von der Schwimmblattzone aus. Daher stellt sich eine Trophieabfolge im Bereich des Zentrums flacher Heideweier von mesotroph nach dystroph zum Gewässerrand hin ein. Der kleine Heideweier im Südosten des Erdfallsees (Abb. 35) weist zur Zeit diese Entwicklung auf. Hier zeigen sich aber zusätzlich drastische Veränderungen der Ufervegetation durch Eutrophierungsprozesse, z.B. ein Rückgang der *Eriophorum angustifolium*-Gesellschaften im Zuge der Ausdehnung von *Juncus effusus*-Dominanzbeständen zusammen mit *Eleocharis palustris*. Diese beiden Arten sind in der Lage, durch hohe Biomassenproduktion die Trophie an ihrem Wuchsort auf Kosten der Umgebung drastisch zu erhöhen und so kleinräumige Nährstoffdifferenzierungen im Litoralbereich aufzubauen, deren räumliche Amplitude mehrere hundert $\mu\text{S}/\text{cm}$ an elektrolytischer Leitfähigkeit umfassen kann. Diese Trophiedifferenzierungen entstehen also weniger durch allochthonen Stoffeintrag als durch Umlagerungen und Akkumulationen von Nährstoffen innerhalb distinkter Pflanzenbestände, ohne daß der Gesamtnährstoffgehalt des Gewässers hierbei wesentlich verändert wird.

Der noch Anfang bis Mitte dieses Jahrhunderts z.T. oligo-mesotrophe Heideweier südwestlich vom Erdfallsee (Abb. 35) befindet sich in einer Entwicklung, die von dem oben genannten Beispiel abweicht. Hier hat die Akkumulation von Dy, ausgehend von großflächigen *Sphagnum*-beständen, erst in der letzten Hälfte dieses Jahrhunderts zu erheblichen Standortversauerungen geführt. Nach dem Schließen der Drainagegräben hat heute nahezu der gesamte Uferbereich dystrophe Standortbedingungen angenommen und nur zum Zentrum hin bestehen weiterhin mesotrophe Verhältnisse mit größeren Beständen von *Nymphaea alba* var. *minor*. Die ehemals oligotrophen Standorte des Litorals mit oligotraphenten *Littorelletea*-Gesellschaften und den ausgedehnten *Lobelia dortmanna*-Beständen am Heideufer haben erhebliche Wandlungen erfahren. Heute sind die oligotraphenten Arten vollständig den dystraphenten Pflanzengesellschaften, wie z.B. dem *Sphagno-Juncetum bulbosi* gewichen, die am Ufer breite Gürtel ausgebildet haben. Diese Gürtel werden zum Land hin fragmentarisch und kleinräumig von einer azidophytischen Ausbildung des *Eleocharitetum multicaulis* zusammen mit *Sphagnum auriculatum*, *Juncus bulbosus* und *Hydrocotyle vulgaris* gesäumt. Erst innerhalb der semiterrestrischen Zone finden sich wieder ausgedehnte Vegetationsabfolgen des dys-mesotrophen Übergangsreiches mit einem ausgedehnten *Myricetum galis*, an das sich im Norden und Nordosten ein Bruchwald in Form des *Betuletum pubescentis* anschließt. Am Südufer führen dystrophente Vegetationsabfolgen des *Rhynchosporietum albae* und der *Sphagnum cuspidatum*-*Eriophorum angustifolium*-Gesellschaft zu einer Heide vom Typ des *Ericetum tetralicis* mit *Erica tetralix*, *Molinia caerulea*, *Drosera intermedia* und *Trichophorum caespitosum* ssp. *germanicum*.

Obige Beispiele verdeutlichen Prozesse unterschiedlicher Stoffakkumulation. Am Westufer des Großen Heiligen Meeres entstanden dys-mesotrophe Bedingungen an ursprünglich nährstoffreicheren Standorten dagegen durch lokalen Zufluß oligotrophen Heidegrundwassers: Anthropogen durch Heidebewirtschaftung bedingt, wurden über längere

Zeit Nährstoffe ausgewaschen. Dies führte bis zu Beginn unseres Jahrhunderts am gesamten Westufer zu einer Absenkung der Trophie bis hin zu oligotrophen Verhältnissen. Nach der Unterschutzstellung des Gebietes fand eine Wiederbewaldung des Westufers statt, das mit Ausnahme einer bis heute baumfrei gehaltenen Zone wieder meso- bis eutrophe Verhältnisse aufweist. Die Trophiedifferenzierungen des Westufers sind heute wesentlich heterogener gestaltet als die des von Heidebewirtschaftung kaum betroffenen eu-mesotrophen Ostufers. Am Westufer steht heute nur die künstlich baumfrei gehaltene Zone weiterhin im direkten Wirkungsfeld des zufließenden oligotrophen Heidegrundwassers, wodurch hier lokal dys- bis mesotrophe Standortbedingungen mit dys-mesotraphenten Pflanzenarten eines Straußgras-Rasens (*Carici canescentis-Agrostietum caninae*) und der *Drosera intermedia*-Fragmentgesellschaft des *Rhynchosporietum albae* innerhalb eines sonst nährstoffreicheren Umfeldes stabilisiert werden (vgl. POTT et al. 1996).

6.4 Meso- bis eutraphente Vegetationselemente

Mesotrophe Standortbedingungen mit Gytja-Ablagerungen am Gewässerboden können, wie wir gesehen haben, über unterschiedliche Entwicklungswege erreicht werden, bei denen sowohl die oligotrophe Stufe mit einem Protopedon als auch die dystrophe Stufe mit Dy als Gewässerboden den Ausgangspunkt der Entwicklung darstellen kann. Auch von der eutrophen Stufe ausgehend können sich, wie das Beispiel vom Westufer des Großen Heiligen Meeres zeigt, durch anthropogene Eingriffe dys-mesotrophe Standortbedingungen einstellen. Dies ist aber nicht der alltägliche Fall der Gewässerentwicklung und betrifft bei größeren Stillgewässern meist nur lokale Uferbereiche. Allgemein läßt sich vielmehr beobachten, daß sich im Zuge der natürlichen Gewässerverlandung mesotrophe Standortbedingungen erst nach längeren oligotrophen Phasen einstellen. Die Entwicklung verharrt nun aber keineswegs für längere Zeit im mesotrophen Bereich. Dies gilt besonders für Litoralstandorte, wo rasch Übergänge zur nächst höheren, eutrophen Stufe auftreten können, während im Bereich des Pelagials noch mesotrophe Verhältnisse vorhanden sein können, die aber ebenfalls - wenn auch oft viel langsamer als im Litoral - in eutrophe Verhältnisse übergehen. Am Gewässerboden kommt es dann unter sauerstofffreien Bedingungen zur Bildung mächtiger Faulschlammablagerungen (**Sapropel**).

Die Vegetationselemente dieser Übergangsstufe können sehr heterogen zusammengesetzt sein und noch Elemente der nächst niedrigeren Ausgangsstufen, vor allem der dys-mesotrophen Stufe mit *Scheuchzerio-Caricetea*-Elementen, umfassen. Für mesotrophe Standorte typisch sind diverse Ausbildungsformen des *Nymphaeetum albo-minoris* mit stellenweise ausgeprägten Fieberteebeständen (*Menyanthes trifoliata*). Hierin eingestreut finden sich aber immer mehr Elemente, die auch innerhalb der eutrophen Stufe auftreten und in die mesotroph-eutrophe Ausbildung des *Scirpo-Phragmitetum* einzuordnen sind (s.u.). Typisch für die rein mesotrophe Stufe ist jedoch das Fehlen von Wasserlinsen-Decken der *Lemnetea*, deren Erscheinen den Übergang zu eutrophen Verhältnissen markiert.

6.5 Eutraphente Vegetationselemente

Die kleinwüchsigen Strandlingsgesellschaften der oligotrophen Litoralzonen werden hier durch ausgedehnte, mehrere Meter hohe und produktionskräftige Röhrichte ersetzt. Typisch ist ein artenreiches *Scirpo-Phragmitetum* mit einer *Lemnetea*-Überlagerung. Die Gesellschaftsausprägung kann aufgrund der sehr breiten ökologischen Amplitude des *Scirpo-Phragmitetum* sehr unterschiedlich sein, wobei den einzelnen Fazies-Stadien bestimmte Zeigerfunktionen zugeordnet werden können. Es gibt bei dieser Gesellschaft

Übergänge zu meso- bis dystrophen Standorten, also zu Standorten mit nährstoffärmeren Bedingungen, wo eine *Lemnetea*-Überlagerung fehlt (s.o.), aber auch zum hypertrophen Milieu hin, wo die Gesellschaft meist durch ein artenärmeres *Glycerietum maximae* abgelöst wird. Seeseitig bis in eine Tiefe von 7m schließen sich Laichkrautbestände an, dominiert vom *Ranunculetum circinati* (Wasserhahnenfußgesellschaft), dem *Myriophyllo-Nupharetum lutae* (Seerosengesellschaft) und dem *Potamogetonum lucentis* (Spiegellaichkrautgesellschaft). Zum Land hin treten Großseggenesellschaften auf, die je nach Wasserbeschaffenheit und Bodensubstrat ein unterschiedliches Artengefüge besitzen. Die angrenzenden Gehölzgesellschaften werden fast immer durch ein *Alnus glutinosa* - dominiertes *Frangulo-Salicetum* (Weidenfaulbaumgebüsch) gebildet, woran sich der Erlenbruchwald, das *Carici elongatae-Alnetum* als Schlußgesellschaft anschließt. Auch das Artenspektrum des Erlenbruchwaldes weist typische Ausbildungen unterschiedlicher Nährstoffvarianten von der nährstoffärmeren des *Carici elongatae-Alnetum betuletosum pubescentis*, der eher mesotrophen Standorte mit *Betula pubescens* und verschiedenen *Sphagnum*-Arten, bis hin zur nährstoffreichen Variante des *Carici elongatae-Alnetum iridetosum* mit *Iris pseudacorus* auf. Im eutrophen Milieu können sowohl die Röhrlichtzone als auch das Weidenfaulbaumgebüsch und der Erlenbruchwald von *Lemnetea*-Überlagerungen durchdrungen sein.

7. Zusammenfassung

Gewässer der pleistozänen Sandlandschaften Norddeutschlands unterliegen einer fortschreitenden Nährstoffakkumulation. Angezeigt wird dies besonders durch Änderungen innerhalb der Ufervegetation und durch den Anstieg des Elektrolytgehaltes im Wasser. Dieser zeitverbrauchende Prozeß der Gewässereutrophierung läuft natürlicherweise ab; er wird heute aber zunehmend anthropogen beschleunigt. Das Naturschutzgebiet Heiliges Meer am Südrand der Norddeutschen Tiefebene besitzt mit seiner Gewässerlandschaft aus unterschiedlich großen Stillgewässern unterschiedlichen Alters und unterschiedlicher Trophie innerhalb eines einheitlichen Umfeldes aus pleistozänen Sanden ideale Voraussetzungen für vergleichende gewässerökologische Untersuchungen. Das aus diesem Gebiet seit Anfang unseres Jahrhunderts gewonnene Datenmaterial zeigt einen größeren Komplex von Faktoren auf, die die Eutrophierungsgeschwindigkeit bestimmen. Innerhalb größerer Stillgewässer treten deutliche Trophieunterschiede zwischen einzelnen Gewässerabschnitten, insbesondere zwischen Pelagial und Litoral auf, die sich aus eigenständigen Stoffkreisläufen ableiten lassen. Auf die kleinräumige Differenzierung von Stoffflüssen nimmt besonders die Ufervegetation großen Einfluß. Neben allochthonen Stoffeinträgen aus unterschiedlichen Quellen sind auch klimatische Faktoren und Witterungsbedingungen an Eutrophierungsprozessen wesentlich beteiligt. Standardisierte Untersuchungsmethoden liefern vergleichbare Informationen über jeden einzelnen Eutrophierungsfaktor; durch die Vergleichbarkeit von Daten lassen sich die Validierungszeiträume für ökologische Parameter verkürzen. Das Heilige Meer als natürliches Stillgewässer-Ökosystem wird in seinem Jahresgang vorgestellt; dabei werden die Nährstoffbedingungen des Pelagials und des Litorals gesondert beschrieben. Hier zeichnen sich neue Erkenntnisse hinsichtlich der Wechselwirkungen von Trophiebedingungen und charakteristischer Wasserpflanzen-, Röhrlicht- und Bruchwaldvegetation ab.

Der Erhalt nährstoffarmer Gewässerlandschaften im Rahmen von Naturschutzmaßnahmen sollte im engen Verbund mit Maßnahmen zum Erhalt von ehemals großflächigen Heiden stehen, die als altes nährstoffarmes Kulturland nährstoffarme Gewässerkomplexe trophisch stabilisieren und heute nur noch inselhaft inmitten einer überdüngten, industriemäßig genutzten Agrarlandschaft vorhanden sind.

8. Literatur

- 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).
- BEYER, H. (1934): Die Tierwelt des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“. - Natur und Heimat **1** (Sonderheft): 14-16.
- BEYER, H. (1938): Aus der Odonatenfauna Westfalens. - Natur und Heimat **5**: 53-56.
- BEYER, H. (1956): Libellenfunde im Naturschutzgebiet Heiliges Meer bei Hopsten. - Natur und Heimat **16**: 27-29.
- BEYER, H. (1968): Versuche zur Erhaltung der Heideflächen durch Heidschnucken im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“. - Natur und Heimat **28**: 145-149.
- BEYER, H. (1969): Die Gewässer des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“, ihre Entstehung und Erhaltung. - Naturkunde in Westfalen **5**: 123-126.
- ELLENBERG, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas und der Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. - 5. Aufl. Ulmer Verlag, Stuttgart, 1096 S.
- GRAEBNER, P. (1930): Die Pflanzengesellschaften des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ bei Hopsten. - Abh. Westf. Prov.-Mus. Naturkunde **1**: 137-167, Münster.
- FRESENIUS, W., K. E. QUENTIN & W. SCHNEIDER (1988): Water Analysis. - Springer Verlag, 804 S.
- HAGEMANN, B. (1997): Hydrochemisch-physikalische Untersuchungen zur Erfassung der mehrdimensionalen Trophiebedingungen im „Großen Heiligen Meer“ während der Sommerstagnation 1996. - Diplomarbeit aus dem Institut für Geobotanik der Universität Hannover, 136 S.
- HELLMANN, G. (1883): Repertorium der deutschen Meteorologie. Leistungen der Deutschen in Schriften, Erfindungen und Beobachtungen auf dem Gebiete der Meteorologie und des Erdmagnetismus von den ältesten Zeiten bis zum Schlusse des Jahres 1881. - Leipzig: 995 S.
- HOFMANN, K. (1995): Pflanzensoziologische und hydrochemische Untersuchungen der Heidekolke des NSG „Heiliges Meer“ unter Berücksichtigung der Trophie des oberflächennahen Grundwassers. - Diplomarbeit aus dem Institut für Geobotanik der Universität Hannover, 96 S.
- HÖLL, K. (1986): Wasser. - 7. Aufl. Walter de Gruyter Berlin New York: 592 S.
- HÖLTING, B. (1996): Hydrogeologie. - 5. Aufl., Enke-Verlag, 396 S.
- HÜTTER, L. (1994): Wasser und Wasseruntersuchung. - Laborbücher Chemie. 5. Aufl., Salle und Sauerländer: 516 S.
- KEMPER, H. (1930): Beitrag zur Fauna des Großen und Kleinen Heiligen Meeres und des Erdbrüches bei Hopsten. - Abh. Westf. Prov.-Mus. Naturkunde **1**: 125-135, Münster.
- KÖSTLER, J. N., E. BRÜCKNER & H. BIBELRIETHER (1968): Die Wurzeln der Waldbäume - Untersuchungen zur Morphologie der Waldbäume in Mitteleuropa. - Parey Verlag Hamburg und Berlin, 284 S.
- KRIEGSMANN, K. F. (1938): Produktionsbiologische Untersuchung des Pelagials des Großen Heiligen Meeres unter besonderer Berücksichtigung seines Eisenhaushaltes. - Abh. Westf. Prov.-Mus. Naturkunde **9**(2): 105 S., Münster.
- LOTZE, F. (1956): Zur Geologie der Senkungszone des Heiligen Meeres (Kreis Tecklenburg). - Abh. Landesmus. Naturkunde **18**(1): 1-36, Münster.
- LÜBBEN, U. (1973): Zur Verbreitung der Wasserlobelie (*Lobelia dortmanna* L.) in der Bundesrepublik Deutschland. - Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem. **15/16**: 28-40, Göttingen.
- MAUCHA, R. (1932): Hydrochemische Methoden in der Limnologie. - in A. THIENEMANN: Die Binnengewässer. Bd. 12, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung: 173 S.
- NIEHAUS, N. (1996): Wechselbeziehungen von Stickstoff-Depositionen und Grundwasser in Heidelandschaften. - Staatsexamensarbeit aus dem Institut für Geobotanik der Universität Hannover, 184 S.
- OBERMANN, P. (1982): Hydrochemische/hydromechanische Untersuchungen zum Stoffgehalt von Grundwasser bei landwirtschaftlicher Nutzung. - 2. Aufl., Besondere Mitteilungen zum Deutschen Gewässerkundlichen Jahrbuch Nr. 42, hrsg. v.d. Vereinigung Deutscher Gewässerschutz e.V. in Bonn: 217 S.
- POTT, R. (1980): Die Wasser- und Sumpfvegetation eutropher Gewässer in der Westfälischen Bucht. - Pflanzensoziologische und hydrochemische Untersuchungen. - Abh. Landesmus. Naturkde. Münster **42**(2): 156 S.

- POTT, R. (1983): Die Vegetationsabfolgen unterschiedlicher Gewässertypen Nordwestdeutschlands und ihre Abhängigkeit vom Nährstoffgehalt des Wassers. - *Phytocoenologia* **11**(3): 407-430.
- POTT, R. (1995): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. - 2. Aufl., Ulmer Verlag Stuttgart, 622 S.
- POTT, R. (1996): Biotoptypen - schützenswerte Lebensräume Deutschlands und angrenzender Regionen. - Ulmer Verlag Stuttgart, 448 S.
- POTT, R., J. PUST & K. HOFMANN (1996): Trophiedifferenzierungen von Stillgewässern im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ und deren Auswirkungen auf die Vegetation - erste Ergebnisse. - *Abh. Westf. Mus. Naturkunde Münster* **58**(2): 1-60.
- 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. & H.O. REHAGE (1995): Neuere Funde von Schnurwürmern (Nemertini) aus dem NSG „Heiliges Meer“ bei Hopsten, Kreis Steinfurt. - *Natur und Heimat* **55**(3): 69-70.
- 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 u. Landschaftsplanung* (im Druck), Verlag E. Ulmer, Stuttgart.
- REHAGE, H.-O. & H. SPÄH (1979): Asseln (Isopoda) und Doppelfüßler (Diplopoda) aus dem NSG Heiliges Meer bei Hopsten in Westfalen. - *Natur und Heimat* **39**: 119-125.
- REISINGER, E. (1938): Cladoceren, Turbellarien und Nemertinen aus dem Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“. - *Natur und Heimat* **5**: 58-59.
- ROLFES, D. (1998): Synökologische Untersuchungen im Erlenbruchwald im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“. - Staatsexamensarbeit aus dem Institut für Geobotanik der Universität Hannover, 58 S.
- RUNGE, A. (1992): Veränderungen der Pilzflora im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer (Westfalen) in den letzten 50 Jahren. - *Zeitschrift für Mykologie* **58**: 99-112.
- RUNGE, F. (1957): Die Flora des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ bei Hopsten und ihre Änderungen in den letzten 60 Jahren. - *Natur und Heimat* **17**: 74-96.
- 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.
- SCHWAR, A. (1900): Das Heilige Meer bei Hopsten. - *Jber. Prov.-Ver. Wiss. Kunst* **28**: 74-75, Münster
- SELENT, K.-D. & A. GRUPE (1998): Die Probenahme von Wasser. Ein Handbuch für die Praxis. - Ouldenbourg Verlag Essen - Wien: 242 S.
- SIÖRS, H. (1950): On the relation between vegetation and electrolytes in north swedish mire waters. - *Oikos* **2**(2): 241-258.
- SOLLE, D. (1998): Untersuchungen zur Ufervegetation am Westufer des Großen Heiligen Meeres. Standortliche Differenzierung der Trophiestufen in Verbindung mit dem Grund- und Sickerwassereinfluß. - Staatsexamensarbeit aus dem Institut für Geobotanik der Universität Hannover, 100 S.
- STORM, U. (1996): Der Einfluß des oberflächennahen Grundwassers auf die Vegetation im „Großen Heiligen Meer“. - Diplomarbeit aus dem Institut für Geobotanik der Universität Hannover, 230 S.
- TEBBE, R. (1970): Untersuchung der Vegetationsentwicklung im Gebiet des Heiligen Feldes bei Hopsten seit dem 17. Jahrhundert an Hand von Archivalien. - Prüfungsarbeit der Pädagogischen Hochschule Westfalen-Lippe, Münster 81 S.
- TERLUTTER, H. (1995): Das Naturschutzgebiet Heiliges Meer.- Westfälisches Museum für Naturkunde Landschaftsverband 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.
- TRUESDALE, G.A., A.L. DOWNING & G.F. LOWDEN (1955): The solubility of oxigen in pure water and seawater. - *Journ. Appl. Chem.* **5**: 53-62.
- WAGNER, R. (1979): Die Praxis der Bestimmung des biochemischen Sauerstoffbedarfs. Ergebnis einer Umfrage. - *Vom Wasser* **53**: 283; vgl. **52**: 253 [aus HÜTTER 1994].

- WEINERT, M., D. REMY & E. P. LÖHNERT (1998): Hydrogeologie der Gewässerlandschaft „Heiliges Meer“ bei Hopsten (Nordrhein-Westfalen, Norddeutschland) - erste Ergebnisse. - Abh. Westf. Mus. Naturk. **60** (2): 13-52.
- WINKLER, L.W. (1888-1889): Die Bestimmung des im Wasser gelösten Sauerstoffs und die Löslichkeit des Sauerstoffs im Wasser. - Ber. d. D. Chem. Ges. **21**, S. 2843; **22**, S. 1764.

Anschriften der Verfasser:

Prof. Dr. Richard Pott, Dr. Jürgen Pust, Dipl. Biol. Bernd Hagemann, Institut für Geobotanik der Universität Hannover, Nienburger Straße 17, D-30167 Hannover

Ansatz der Naturschutzplanung für die Gewässerlandschaft „Heiliges Meer“

Ulrich Bangert und Ingo Kowarik, Hannover

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung	111
2. Ausgangssituation	112
2.1 Das Gebiet und seine Bedeutung für den Naturschutz	112
2.2 Veränderungen und mögliche innere und äußere Ursachen	114
3. Lösungsansatz der Naturschutzplanung	115
3.1 Bisherige Strategien	115
3.2 Grundsätze einer künftigen Naturschutzstrategie	115
3.3 Leitbildentwicklung	117
3.4 Leitbildorientierte Gebietssanalyse	119
3.5 Erhebung von Gebietssinformationen	122
4. Ausblick	124
Zusammenfassung	125
Literaturverzeichnis	125

1. Einleitung

Arten und Lebensgemeinschaften der Heiden, oligotrophen Gewässer und anderer produktionschwacher Ökosysteme sind allgemein stark vom Rückgang betroffen (WOLFF-STRAUB 1986, KORNECK & SUKOPP 1988, VERBÜCHELN et al. 1995). Die Ursachen liegen einerseits in der Einstellung traditioneller Nutzungsweisen, andererseits in der anhaltenden stofflichen Belastung der Umwelt, zu der auch die intensive Landwirtschaft beiträgt (SRU 1996). Ob und wie sich oligotrophe Ökosysteme auf Dauer in mitteleuropäischen Kulturlandschaften erhalten lassen, gehört zu den drängendsten Fragen des heutigen Naturschutzes. Dies gilt auch für die Gewässerlandschaft „Heiliges Meer“, die zu den überregional bedeutsamen Naturschutzgebieten Deutschlands zählt. Auch hier haben die bisherigen Naturschutzbemühungen, wie in vielen anderen Schutzgebieten (vgl. HAARMANN & PRETSCHER 1993), den Artenrückgang nicht aufhalten können, so daß neue Wege zu beschreiten sind. In diesem Beitrag wird der methodische Ansatz einer Naturschutzplanung skizziert, die bisherige Lösungsansätze mit neuartigen zu verbinden sucht. Dies

bedeutet im wesentlichen das Einbeziehen der außerhalb des Schutzgebietes angrenzenden Landnutzungen im Rahmen eines kooperativen Planungsprozesses.

Dieser Ansatz ist Teil eines von der Volkswagen-Stiftung geförderten Forschungsvorhabens, in dem die Naturschutzplanung mit gewässerökologischen und hydrogeologischen Untersuchungen zur Schadstoffbelastung verbunden wird („Die Schadstoffbelastung der Gewässerlandschaft „Heiliges Meer“ und die Möglichkeiten landschaftsplanerischer Gegensteuerung“). Hieran sind das Westfälische Landesmuseum für Naturkunde, Münster sowie die Universitäten Hannover (Institut für Geobotanik, Institut für Landschaftspflege und Naturschutz), Osnabrück (Institut für Ökologie) und Münster (Geologisch-Paläontologisches Institut) beteiligt.

2. Ausgangssituation

2.1 Das Gebiet und seine Bedeutung für den Naturschutz

Die Gewässerlandschaft „Heiliges Meer“ liegt in der Plantlünner Sandebene am südlichen Rand des Norddeutschen Tieflandes. Der nahegelegene Mittellandkanal markiert die Grenze zu den Nordwestdeutschen Mittelgebirgen. Das namensgebende „Große Heilige Meer“ befindet sich im Grenzgebiet der Gemeinden Hopsten, Recke und Ibbenbüren (Kreis Steinfurt, Nordrhein-Westfalen, Abb. 1). Es gehört zur Senkungslandschaft „Heiliges Feld“, die durch zahlreiche, unterschiedlich alte Stillgewässer und viele mit Niedermoortorf gefüllte Mulden charakterisiert ist (LOTZE 1956). Entstanden sind sie durch

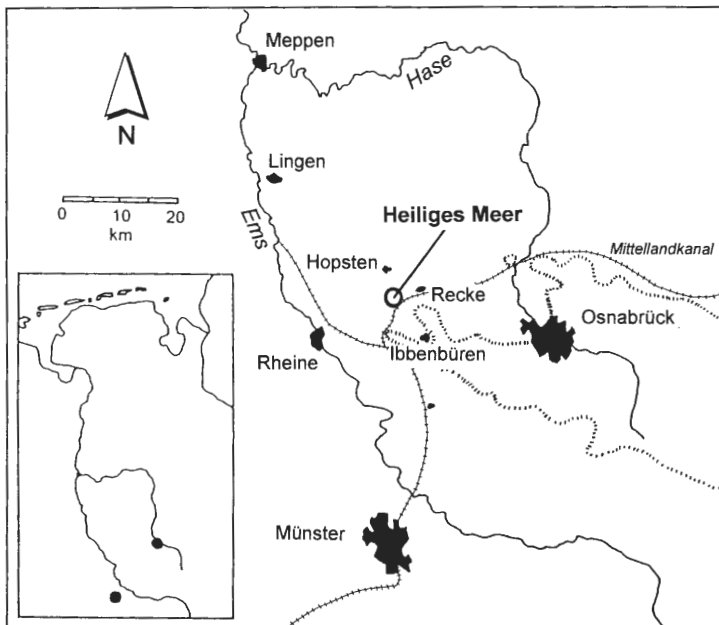


Abb. 1: Lageübersicht der Gewässerlandschaft „Heiliges Meer“.

Bodensenkungen und Erdfälle infolge von Steinsalz-, Gips- und Anhydritauslaugungen des Münster-Mergels, der unter den in dieser Region mächtigen pleistozänen Sanden ansteht (THIERMANN 1975). Der letzte größere Erdfall führte 1913 zum heutigen Erdfall-

see. Dieser bildet zusammen mit dem wesentlich älteren Großen Heiligen Meer, dem flachen Heideweiher und einigen kleineren Kolken das Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ (Abb. 2). Das unterschiedliche Alter der Gewässer bedingt natürliche Trophieunterschiede. So ist das Große Heilige Meer stärker eutroph als der wesentlich jüngere Erdfallsee, der noch oligo- bis mesotroph ist (POTT et al. 1996).

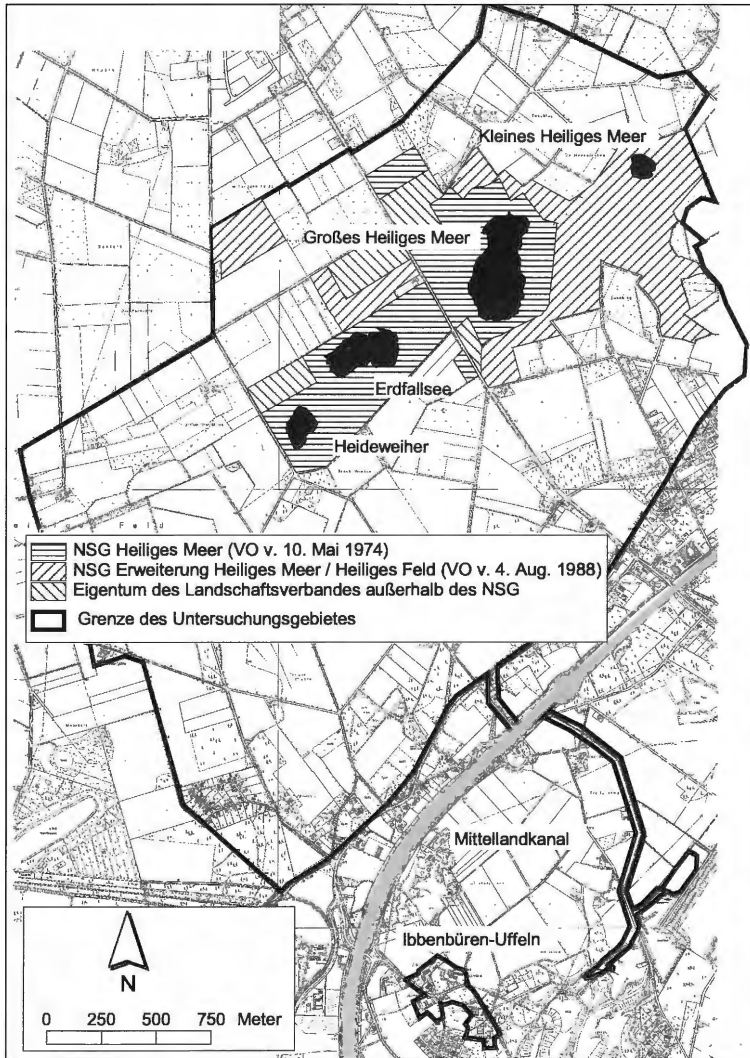


Abb. 2: Grenzen des Untersuchungsgebietes und der Naturschutzgebiete (NSG) (zur Abgrenzung des Untersuchungsgebietes siehe Kap. 3.5).

Das 1930 ausgewiesene Naturschutzgebiet schließt neben den Gewässern Teile der Heide-Kulturlandschaft des Heiligen Feldes sowie einige, inzwischen aufgewachsene naturnahe Waldfragmente ein. Diese Verknüpfung natürlicher und anthropogener Lebensräume führt auf engstem Raum zu einer großen Vielfalt aquatischer, semiterrestrischer und terrestrischer Biozönosen. RUNGE (1991) nennt 57 Pflanzengesellschaften (Assozia-

tionen und Subassoziationen) für den Zeitraum von 1949 bis 1990, darunter 27 Wasser- und Sumpfpflanzen- sowie 10 Heide- und Trockenrasengesellschaften. Die meisten Pflanzengesellschaften sind nach der Roten Liste Nordrhein-Westfalens (VERBÜCHELN et al. 1995) gefährdet. Gleiches gilt für die Biotoptypen (SCHULTE & WOLFF-STRAUB et al. 1986 zit. in TERLUTTER 1995). Die biologische Vielfalt, die gleichermaßen für die Tierwelt nachgewiesen ist, macht das Schutzgebiet zu einem landesweit einmaligen Objekt für Forschung und Lehre (vgl. Tab. 1, Kap. 3.5). Beide sind durch die seit 1961 betriebene Biologische Station wesentlich gefördert worden (TERLUTTER 1995).

2.2 Veränderungen und mögliche innere und äußere Ursachen

Seit der Unterschutzstellung hat sich das Gebiet stark gewandelt: Die Heiden haben an Fläche eingebüßt (BEYER 1968), und die verbliebenen Bestände sind einer zunehmenden Vergrasung durch *Molinia coerulea* im *Ericetum tetralicis* bzw. durch *Agrostis tenuis*, *Festuca ovina* und *Avenella flexuosa* im *Genisto-Callunetum* ausgesetzt (RUNGE 1991). Die noch in den 30er und 40er Jahren gut ausgebildete oligotraphente Verlandungsvegetation der Gewässer (GRAEBNER 1930, BUDDE 1942) ist inzwischen landesweit höchstgefährdet (VERBÜCHELN et al. 1995) und auch im Gebiet des Heiligen Meeres stark im Rückgang begriffen. *Lobelia dortmanna* und *Littorella uniflora* sind bis auf letzte Reste im Erdfallsee verschwunden (POTT et al. 1996). Wo GRAEBNER (1930) am Heideweiher noch sandige Uferabschnitte als geeignete Lebensräume dieser Arten beschrieb, finden sich heute mächtige Schlammpackungen und eine dichte *Sphagnum-Juncus bulbosus*-Vegetation (POTT et al. 1996). RUNGES (1991) Hoffnung auf ein neuerliches Auftauchen von *Littorelletea*-Arten infolge des Aufreißen und Auswehens des ausgetrockneten Torfschlammes, wie noch Anfang der 70er Jahre beobachtet, scheint sich nicht zu erfüllen.

Solchen Veränderungen, die auch in vergleichbaren Schutzgebieten auftreten, hat WESTHOFF (1976) „innere“ und „äußere“ Ursachen zugeordnet. Zu den „inneren“ zählt die natürliche Sukzession, die im Schutzgebiet zur Anreicherung organischer Substanz in Heiden und Gewässern und zur Gehölzeinwanderung in Heiden führt. Als „äußere“ Ursachen gelten anthropogene Einflüsse. Das Einstellen traditioneller Nutzungen wurde schon von BEYER (1968) als Problem bei der Erhaltung der Heideflächen erkannt. Für die Veränderung anderer Lebensgemeinschaften, z. B. der Verlandungsvegetation, werden Nutzungsveränderungen bisher kaum ursächlich in Betracht gezogen (VAHLE 1995), obwohl auch die Gewässer des Schutzgebietes in die traditionellen Landnutzungen einbezogen waren.

Die Wirkung anthropogener, sukzessionsbeschleunigender Stoffeinträge wird dagegen früh thematisiert: KRIEGSMANN (1938) und BUDDE (1942) nennen die eutrophierenden Einflüsse der ins Große Heilige Meer mündenden Meerbecke und der direkt an das Gewässer grenzenden Kulturlächen. Seitdem Einträge über das Oberflächenwasser weitgehend ausgeschaltet sind, konzentriert sich die Ursachenforschung vermehrt auf das Grund- und Sickerwasser. In der Bruchwaldregion des Großen Heiligen Meeres konnten Phosphatgehalte von über 2 mg/l im Grundwasser verzeichnet werden. Deutlich erhöhte Nitratgehalte zeigen sich unter anderem in der Anströmungsrichtung des Erdfallsees. Im Schutzgebiet wurden Werte von über 200 mg NO₃/l gemessen. Für die erhöhten Stickstoffgehalte im Grundwasser wird in erster Linie die Landwirtschaft verantwortlich gemacht, deren Ackerflächen vielerorts direkt an das Schutzgebiet angrenzen (vgl. PUST 1993, POTT et al. 1996, POTT et al. in diesem Heft, WEINERT et al. in diesem Heft). Zusätzlich ist mit luftbürtigen Nährstoffeinträgen zu rechnen, z.B. die Einwehung von Düngemitteln, auf die u.a. RUNGE (1991) als Ursache für die Veränderungen der Heidevegetation hinweist.

3. Lösungsansatz der Naturschutzplanung

3.1 Bisherige Strategien

Die Anfänge des Naturschutzes liegen im Jahr 1927, als die Gewässer und vereinzelte Heideparzellen vom Vorgänger des heutigen Landschaftsverbandes Westfalen-Lippe aufgekauft und aus der Nutzung genommen wurden (VERHEYEN 1990). In den folgenden drei Jahrzehnten wurde im Gebiet ein rein konservierender Naturschutz ohne Nutzung und Pflege betrieben. Anfang der 60er Jahre wurde vermehrt auf restaurative Maßnahmen gesetzt: Auf ca. 15 ha wurden Bäume aus der Heide geschlagen und die Fläche dann später durch Heidschnucken offengehalten (BEYER 1968, VERHEYEN 1990). Bis in die 70er Jahre wurde kleinflächig versucht, Heide durch Brand und Plaggen zu regenerieren (RUNGE 1991). Bis heute werden Heiden und Grünland durch extensive Pflege offen gehalten. Die meisten Flächen werden von Heidschnucken und Mufflons beweidet. Eine 1990 erworbene Fläche im Norden des Schutzgebietes wird vertraglich von einem Landschaftsbaubetrieb gemäht. Restaurative Maßnahmen unterblieben in den letzten 20 Jahren weitgehend. Als Ausnahme wurde eine Mulde ausgebaggert, um ein dort verschüttet geglaubtes Gewässer wiederherzustellen. Statt dessen wurden natürliche Sukzessionen initiiert, z.B. auf einem 1985 vom Landschaftsverband erworbenen Acker nördlich des Heidewiehers. Der Oberboden wurde abgeschoben, und als Ergebnis der natürlichen Sukzession ist die Fläche heute fast vollständig von einem Pioniergehölz bedeckt (Rehage mdl.).

Auch gegen die stofflichen Einflüsse verfolgte der Naturschutz bislang eine stark segregative Strategie gegen die umgebende Kulturlandschaft: Im Zuge der Flurbereinigung wurden Anfang der 60er Jahre die zuvor durch das Große Heilige Meer fließende Meerbecke um dieses herumgeleitet, ein Hof aus dem Schutzgebiet ausgesiedelt, der Oberboden ehemaliger Äcker zu Wällen aufgeschoben, Verbindungen über Drainagegräben gekappt, ein Fanggraben für nährstoffreiches Oberflächenwasser um den Erdfallsee angelegt, Teile des Schutzgebietes gegen Besucher abgezäunt und Flächen ringsherum aufgekauft (VERHEYEN 1990).

3.2 Grundsätze einer künftigen Naturschutzstrategie

Die bisherigen Bemühungen haben den Rückgang von Arten und Lebensgemeinschaften nicht stoppen können. Offensichtlich wirken „innere“ und „äußere“ Rückgangsursachen fort, so daß zielführende Lösungen zu suchen sind. Hier steht das Schutzgebiet nicht allein da. Häufig ist die Bilanz unbefriedigend, wenn im Zuge einer segregativen Strategie kleine Flächen streng geschützt und die verbleibenden mit höchster Intensität genutzt werden (RIEDL 1991, HAARMANN & PRETSCHER 1993). Grundsätzlich kann auf eine segregative Strategie nicht verzichtet werden, um Arten und Lebensgemeinschaften zu erhalten, die auf eine nicht mehr zeitgemäße Landnutzung angewiesen sind oder durch anthropogene Stoffeinträge beeinträchtigt werden (vgl. HAMPICKE 1988). Ohne die Umleitung der Meerbecke würden Schwermetalle und Sulfate das Große Heilige Meer heute noch stärker belasten, als es ohnehin der Fall ist (POTT et al. in diesem Heft).

Auf lange Sicht ist es jedoch notwendig, die traditionellen Strategien um Elemente des „integrierten Naturschutzes“ zu ergänzen. Danach ist der Naturschutz vermehrt in das Nutzungssystem der gesamten Landschaft zu integrieren (RIEDL 1991, PFADENHAUER 1991, 1994). Hierfür sprechen verschiedene Gründe:

- Einer immer weiteren Vergrößerung des Schutzgebietes durch pflegebedürftige Filter- und Pufferzonen sind finanzielle Grenzen gesetzt.

- Bei anhaltend starken Emissionen vermögen einige Stoffe Barrieren von außen langfristig zu überwinden. Die Einträge aus der Meerbecke über das Sickerwasser sind ein Beispiel hierfür (vgl. POTT et al. 1996).
- Filter- und Pufferkapazität von Vegetation und Boden sind nicht unendlich (vgl. MUSCUTT et al. 1993). Dies gilt beispielsweise auch für den natürlichen Schutz vor Nitratreinträgen durch Denitrifikation während der Transportphase im Sicker- und Grundwasser, da sie mit einem „Verbrauch“ der reduzierenden Reaktionspartner (z.B. Pyrit) verbunden ist (vgl. WEINERT et al. in diesem Heft).

Diese Überlegungen führen zu drei Grundsätzen, mit denen die traditionellen Naturschutzstrategien ergänzt werden:

1. Verstärkte Einbeziehung der Landnutzungen: Schutzgebiet und umgebende Kulturlandschaft sind als funktional verbundene Einheit zu betrachten. Dies gilt zum einen für die stofflichen Austauschprozesse, indem nicht nur Immissionen im Schutzgebiet, sondern auch die Emissionen außerhalb betrachtet werden. Zum anderen ist bei der Konzipierung von Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen die Rolle anthropogener Störungen zu bedenken, die innerhalb der historischen Landnutzungen nicht nur die terrestrischen, sondern auch die limnischen Lebensräume beeinflusst haben.

2. Orientierung an der Umsetzbarkeit und Kooperation mit Betroffenen und Beteiligten: Naturschutzplanung soll Handeln vorbereiten. Sie ist dann erfolgreich, wenn ihre Maßnahmen nicht nur zielführend angelegt, sondern auch umsetzbar sind. Hierzu müssen Ziele und Maßnahmen in das sozio-ökonomische System vor Ort eingepaßt werden. Durch Akzeptanz bei den Betroffenen werden die Realisierungschancen entscheidend vergrößert. Akzeptanz kann am ehesten durch eine frühzeitige Beteiligung der Landnutzer bei der Entwicklung der Naturschutzziele erreicht werden (v. HAAREN 1988, 1993, JESSEL 1994b, PFADENHAUER 1994, WIEGLEB 1997). Ein integrativer Naturschutzansatz bedeutet in diesem Zusammenhang, das Vorsorge- und das Verursacherprinzip als klassische Naturschutzprinzipien um das Kooperationsprinzip zu ergänzen (JESSEL 1994a). Ziele sind um so eher umsetzbar, je besser sie auf bestehende Rechts- und Förderinstrumente bezogen sind (v. HAAREN 1993). Reichen diese nicht aus, ist zusammen mit den beteiligten Landnutzern und Verwaltungen nach innovativen Verbesserungen zu suchen.

3. Prozeßhafte und damit flexible Naturschutzstrategie: Die Naturschutzplanung muß alternative Entwicklungsrichtungen im Gebiet einbeziehen. Analyse- und Prognoseunsicherheiten liegen z.B. in ökologischen Wirkungszusammenhängen, die selten einen konkreten Verursacher von Schäden benennen lassen, in einem unsicheren finanziellen Spielraum des Naturschutzes oder in unbekannten oder gewandelten Interessen der Landnutzer. Notwendig ist ein iteratives, prozeßhaftes Planungsverständnis, bei dem die Ziele des Naturschutzes mit zunehmender Präzision durch die schrittweise Hinzuziehung von ökologischen und sozio-ökonomischen Gebietsinformationen bis hin zur Umsetzungskonzeption erarbeitet werden und über Rückkopplungsschritte dem jeweils neuen Erkenntnisstand angepaßt werden können (JESSEL 1994a, 1996, WIEGLEB 1997).

Die Planung soll zu nachvollziehbar hergeleiteten Handlungsvorschlägen und -prioritäten unter Einschluß von Alternativen führen (v. HAAREN 1993). Eine für die Handlungsträger aus Politik, Verwaltung und Landwirtschaft transparente Verknüpfung ökologischer und sozio-ökonomischer Entscheidungsgrundlagen ist damit auch die Herausforderung und das allgemeine Ziel der Naturschutzplanung für die Gewässerlandschaft des Heiligen Meeres.

3.3 Leitbildentwicklung

Ökologische Informationen zur Vegetation oder Trophie der Gewässer sind unverzichtbare Grundinformationen des Naturschutzes. Welcher Zustand am konkreten Ort jedoch zu erhalten oder zu entwickeln sei, ergibt sich aus dem Bezug zu bestimmten Werten. Sie können schlüssig und nachvollziehbar nur aus allgemeinen Wertvorstellungen abgeleitet werden (WEICHART 1980). Dieser normative Hintergrund des Naturschutzes ist mittlerweile unstrittig (vgl. ERZ 1986, WIEGLEB & BRÖRING 1991, JESSEL 1996).

Die Naturschutzgesetze enthalten allgemeine Zielvorgaben zum Schutz und zur Entwicklung verschiedener Ressourcen. Hierzu gehören seltene und gefährdete Arten, aber auch ästhetische oder abiotische Schutzobjekte (vgl. §1 Abs. 1, §2 BNatSchG, LG NW). Diese übergeordneten Ziele müssen weiter präzisiert werden, um flächenkonkrete Handlungsziele („Umweltqualitätsziele“, FÜRST et al. 1989) zu erhalten, aus denen dann z.B. restaurative Maßnahmen im Schutzgebiet abgeleitet werden können. Die Präzisierung erfolgt parallel zur Gewinnung von Gebietsinformationen in einem diskursiven Prozeß, der auch Rückkopplungsschritte enthält. Er wird als „Leitbildentwicklung“ bezeichnet (JESSEL 1994b, 1996, WIEGLEB 1997). Das Leitbild ist die bildhafte Vorstellung des angestrebten Zustandes, der im weiteren Verlauf präzisiert werden muß (Abb. 3).

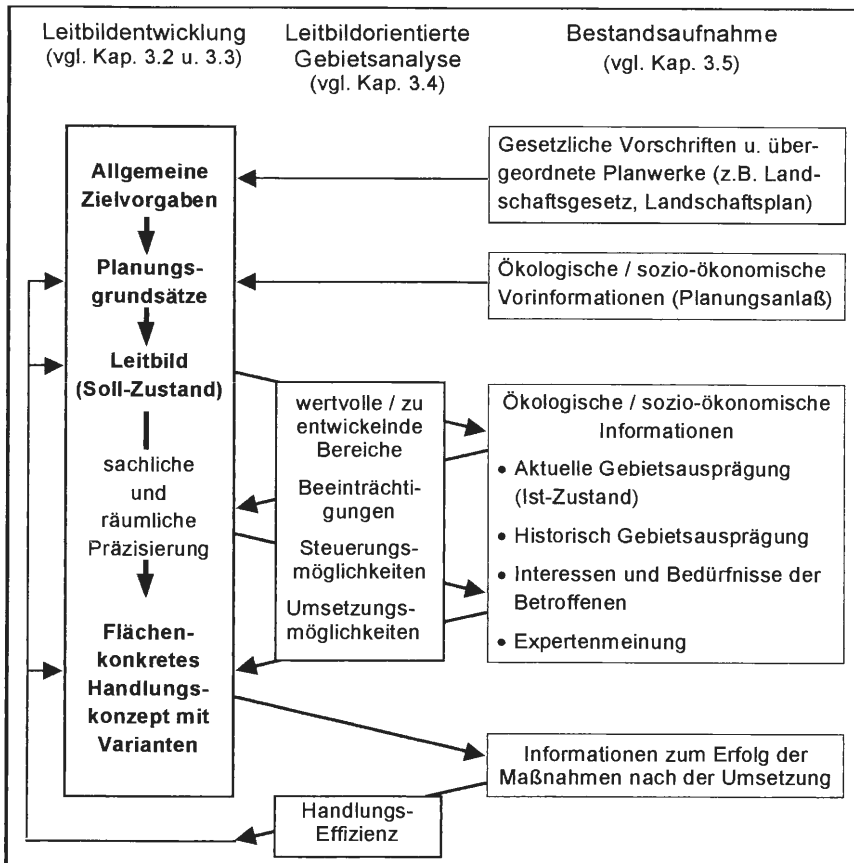


Abb. 3: Einordnung der Leitbildentwicklung in die Arbeitsschritte der Naturschutzplanung.

Abb. 4 veranschaulicht das Leitbild für die Landschaft des Heiligen Feldes (Stand: März 1998). Als Beispiel möglicher Alternativen sind drei Varianten für die Behandlung des Schutzgebietes aufgenommen worden, die aus unterschiedlichen Naturschutzstrategien resultieren (vgl. RODE 1998).

Für das NSG wird die **Variante C** bevorzugt, da sie am ehesten die Erhaltung und Regeneration oligotropher Arten aus Restpopulationen bzw. aus dem Diasporenpool zu ermöglichen verspricht. Dies kann durch temporäre Eingriffe erreicht werden, die so auszuführen sind, daß gefährdete Lebensgemeinschaften möglichst wenig beeinträchtigt werden und zusätzliche Stoffeinträge unterbleiben. Die notwendigen, in Variante B skizzierten Maßnahmen zur Abschirmung von Immissionen orientieren sich ebenfalls an historischen Vorbildern. Der Kulturlandschaftscharakter des Schutzgebietes wird aus landschaftsästhetischen Gründen bewahrt.

Leitbild für die Landschaft des Heiligen Feldes		
Die enge Verzahnung natürlicher Landschaftselemente mit solchen, die aus traditionellen Landnutzungen hervorgegangen sind, soll auf Dauer bewahrt werden. Hierzu müssen auch oligotrophe Lebensbedingungen als ein Charakteristikum der Sandlandschaft und wegen ihrer Bedeutung für den Arten- und Biotopschutz und das Landschaftserleben gewährleistet sein. Landwirtschaftliche Nutzungen sollen weitergeführt, aber mit diesen Zielen vereinbar sein.		
Varianten für das NSG Heiliges Meer		
Variante A Abschirmender Prozeßschutz:	Variante B Status-quo-orientierter Naturschutz:	Variante C Status-quo-orientierter, temporär Prozeß-orientierter Naturschutz:
Naturlandschaft	Komplex Naturlandschaft / Kulturlandschaft	
Natürliche Prozesse laufen unter weitgehender Abschirmung menschlicher Einflüsse ab. Verschiedene Sukzessionsstadien folgen aufeinander, Biomasse reichert sich an. Eine Waldlandschaft entsteht, in die Gewässer mit langsam zunehmender Trophie eingebettet sind.	Alle gestalterischen Möglichkeiten werden genutzt, um den Bestand an oligotrophen Lebensräumen gegen Stoffeinträge abzusichern. Funktionalität hat dabei Vorrang vor kulturlandschaftlicher Authentizität (z. B. Pflanzen von Gehölzstreifen zum Filtern von Luftschadstoffen). Das Bild einer halboffenen Kulturlandschaft mit eingebetteten naturnahen Elementen bleibt erhalten	Zusätzlich zu den Maßnahmen der Variante B werden dynamische Prozesse initiiert, um der Ablagerung organischer Substanz entgegenzuwirken. So entsteht neuer Raum für oligotrophe Lebensgemeinschaften wie Sandheiden oder Strandlingsgesellschaften. Diese Prozesse werden aktiv oder passiv durch Eingriffe nach dem Vorbild früherer Kulturtätigkeiten gesteuert (z. B. Abplaggen von Heideboden). Das Bild einer halboffenen Kulturlandschaft mit eingebetteten naturnahen Elementen bleibt erhalten.
Kulturlandschaft außerhalb des NSG		
Die Umgebung bleibt als produktionsorientierte Kulturlandschaft erhalten. Die vorhandenen finanziellen Mittel werden vornehmlich eingesetzt, um die Landnutzung im Einvernehmen mit den Landwirten so weit wie nötig auf die Bewahrung oligotropher Lebensräume innerhalb des NSG auszurichten. Historische Landschaftselemente (z. B. Wallhecken) werden vom NSG in die Umgebung fortgeführt, um zusätzlich zu den stofflichen auch die landschaftsästhetischen Gegensätze zwischen NSG und Umgebung zu mildern.		

Abb. 4: Leitbild für die Landschaft des Heiligen Feldes mit Varianten für das Naturschutzgebiet.

3.4 Leitbildorientierte Gebietssanalyse

a) Landschaftsbewertung

Die Analyse der ökologischen und sozio-ökonomischen Gebietsinformationen dient der sachlichen und räumlichen Präzisierung des Leitbildes (vgl. Abb. 3). Im Planungsschritt Landschaftsbewertung wird der im Leitbild vorgegebene landschaftliche Soll-Zustand mit dem tatsächlichen Ist-Zustand verglichen. Das Ergebnis sind raumbezogene Wertaussagen, die mit Attributen wie „zu erhalten“, „zu entwickeln“ Weichen für das Handeln stellen. Nach einer Biotopkartierung würden beispielsweise Heideflächen, da es sich um oligotrophe Lebensräume handelt, als „wertvolle Bereiche“ im Sinne des Leitbildes räumlich dargestellt. Gleichzeitig kann die Forderung des Leitbildes nach Schaffung von Pionierstandorten für Bestände überalterter Heidevegetation bedeuten, hier Entwicklungsbe-reiche festzulegen.

b) Beeinträchtigungsanalyse

In der Beeinträchtigungsanalyse werden aktuelle oder zukünftige unerwünschte Veränderungen ermittelt und eingeschätzt. Eine Beeinträchtigung liegt vor, wenn wertvolle Objekte/Bereiche betroffen sind, wobei das Leitbild bestimmt, wieviel Veränderung zu tolerieren ist. Die Beeinträchtigungsanalyse ist zugleich eine ökologische Wirkungsanalyse, bei der aus der Kette Wirkung am Objekt => Wirkfaktoren => Verursacher die Ansatzpunkte für Steuerungsmaßnahmen ermittelt werden. Die Analyseketten sind bei stofflichen Wirkfaktoren, die dem Transport unterliegen, um die Kettensequenz =>Transport zwischen Emissions- und Immissionsort zu erweitern (vgl. Abb. 5).

Häufig reichen die Informationen nicht aus, um Wirkungsanalysen und -prognosen sicher treffen und quantitativ ausdrücken zu können, wie „Landwirt x verursacht durch die Bewirtschaftung der Fläche y den Rückgang von z Lobelien pro Jahr“ (vgl. Abb. 5 Fall A). Nach dem Vorsorgeprinzip des Naturschutzes muß auch dann gehandelt werden, wenn eine Beeinträchtigung nur wahrscheinlich ist. Für solche Fälle wurde das Instrument der „ökologischen Risikoanalyse“ entwickelt (BACHFISCHER 1978, vgl. Abb. 5, Fall B). In ihr werden ordinal skalierte Aussagen zu Beeinträchtigungsintensitäten (z.B. hohe, mittlere, geringe Emissionsintensität) mit ordinalen Beeinträchtigungsempfindlichkeiten, die sich aus der naturschutzfachlichen Wertigkeit und der ökologischen Veränderungs-Empfindlichkeit eines Objektes ergeben, in einer Matrix zu einem Beeinträchtigungsrisiko verknüpft (vgl. Abb. 6).

Werden beeinträchtigende Stoffe außerhalb des Schutzgebietes emittiert, müssen neben der ökologischen Empfindlichkeit des Schutzobjektes weitere landschaftliche Empfindlichkeitsmerkmale analysiert werden, die den Transport dieser Stoffe und damit indirekt ihre Wirkung im Schutzgebiet bestimmen. Hierzu gehört z.B. die Nitratauswaschungsfährdung des Bodens. Diese Empfindlichkeitsmerkmale werden mit der Beeinträchtigungsintensität, in diesem Fall der bewirtschaftungsbedingten Nitratemission, überlagert (vgl. Abb. 5, Fall B). So würde die landwirtschaftliche Nutzung in der Nähe oligotropher Lebensgemeinschaften ein hohes Beeinträchtigungsrisiko bedeuten, wenn eine hohe Beeinträchtigungsintensität (ermittelt durch den Stickstoffsaldo der Bewirtschaftungsweise) mit einer hohen standortspezifischen Nitratauswaschungsfahr zusammen-trifft und eine Verbindung über das Grundwasser besteht.

In der Beeinträchtigungsanalyse liegt eine wichtige interdisziplinäre Schnittstelle. Eine Reihe naturwissenschaftlich-analytischer Unsicherheiten wird durch die Untersuchungen zur stofflichen Gewässerbelastung behoben werden (vgl. POTT et al., WEINERT et al. in diesem Heft), so daß die Aussagen der Beeinträchtigungsanalyse zwischen den beiden in

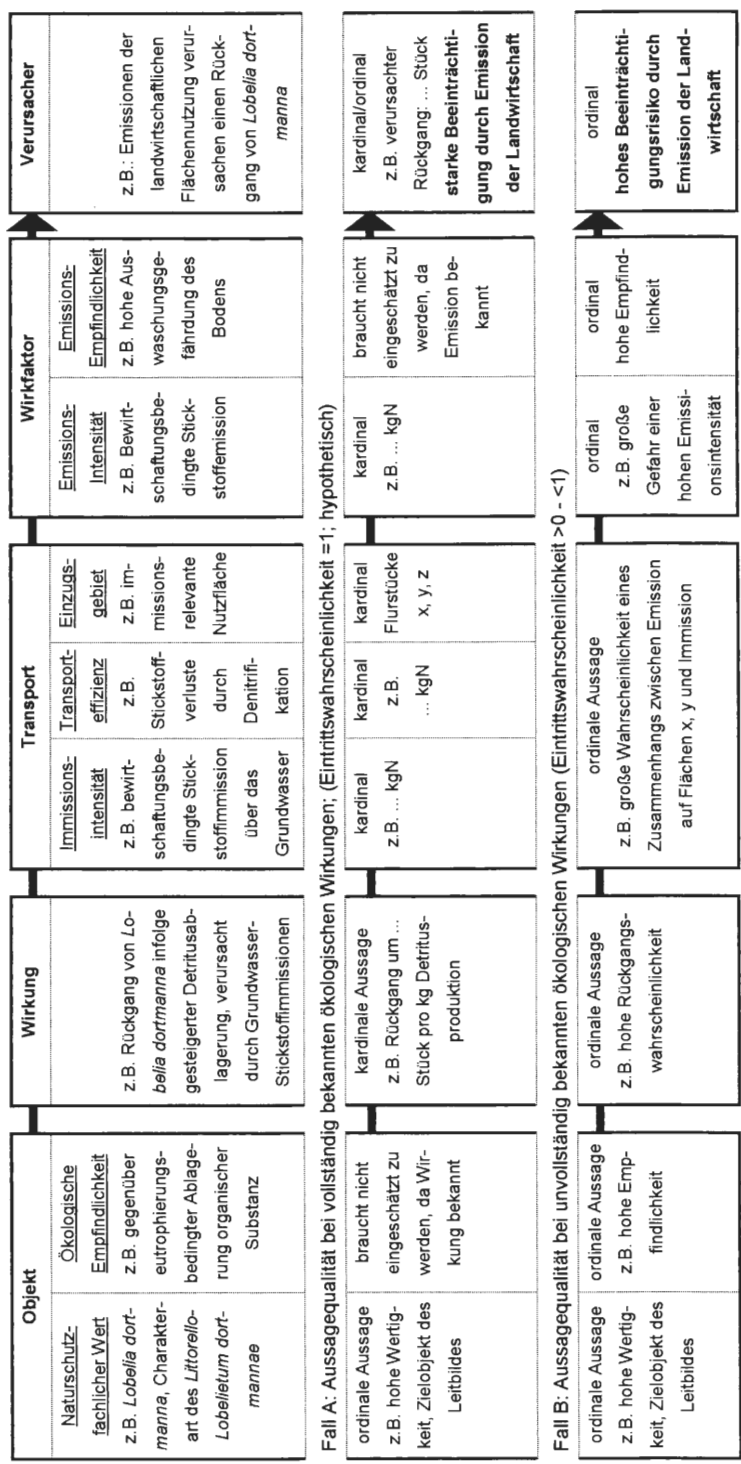


Abb. 5: Kette der Beeinträchtigungsanalyse am Beispiel des Rückgangs von *Lobelia dortmanna*.

3.5 Erhebung von Gebietssinformationen

a) Abgrenzung des Untersuchungsgebietes

Alle natürlich entstandenen Senken im „Heiligen Feld“ sind in Vergangenheit und Gegenwart anthropogen beeinflusst worden: direkt durch Nutzungen und indirekt durch Stofftransporte, zumeist in Verbindung mit benachbarten Nutzungen. Daher ist es unerlässlich, die Untersuchung auf die umgebende Kulturlandschaft als mögliche Quelle von Beeinträchtigungen auszudehnen.

Die Suche nach Immissionsquellen erfolgt nach dem Vorsorgeprinzip großräumig - im Vorgriff auf genauere Informationen zum Schadstofftransport. Luftgetragene Fern-Emissionen (z.B. Stickoxidemissionen) werden dabei ausgeklammert, da die Naturschutzplanung auf der regionalen Handlungsebene angesiedelt ist. Der von den Stillgewässern aus betrachtete asymmetrische Gebietszuschnitt ergibt sich aus der Kenntnis einer nördlichen Grundwasserströmung (vgl. WEINERT et al. in diesem Heft). Die Zuflüsse der Meerbecke werden auch jenseits des Mittellandkanals, der als Naturraumgrenze das Gebiet im Süden abschließt, in die Untersuchung einbezogen.

Die weitere Gebietsabgrenzung orientiert sich an den Bewirtschaftungseinheiten der landwirtschaftlichen Betriebe, um so die Umsetzung von Naturschutzzielen optimieren zu können. Auch Teile der Ortschaft Uffeln werden einbezogen, da von dort aus heute wie früher große Teile des Heiligen Feldes bewirtschaftet werden.

b) Erhebung empirischer Grundlagen für die Naturschutzplanung

„Zweifelsehne gehört das NSG „Heiliges Meer“(...) zu den am gründlichsten erforschten Schutzgebieten Westfalens, wenn nicht ganz Deutschlands“ (RUNGE 1991: 6, vgl. Tab.1).

Tab. 1: Themenbereiche der wissenschaftlichen Arbeiten im NSG „Heiliges Meer“ bis 1994 (ausgewertet nach der Literaturzusammenstellung von TERLUTTER 1995).

Publikationen, Diplom- und Examensarbeiten (1894-1994)	Anzahl
zu einzelnen Pflanzenarten und -gesellschaften	43
zu einzelnen Tierarten und -gruppen	38
zu limnologischen Themen	9
zur Vegetationsökologie von Teilen des Schutzgebietes	5
zum Bestand von Flora und Vegetation des gesamten Schutzgebietes	4
zu abiotischen Grundlagen (Geologie, Grundwasser)	4
zur Vegetations- und Kulturgeschichte	2
zu sozio-ökonomischen Grundlagen (Besucher des Schutzgebietes)	1
	Σ106

Trotz der über hundertjährigen Forschungstradition, die auch Tab. 1 nur unvollständig wiedergibt, ist für die Naturschutzplanung eine empirische Erweiterung der Gebietsdaten notwendig, da die meisten Erhebungen unter einer anderen Fragestellung standen. Tab. 2 gibt einen Überblick über die bislang im Rahmen des Teilprojektes Naturschutzplanung erhobenen Daten, die Erhebungsmethoden und den Anwendungsbezug im Rahmen der Landschaftsanalyse (Stand März 1998).

Vor allem sozio-ökonomische Grundlagen fehlten bislang. Hierzu gehören Betriebsdaten und Informationen zu den Interessen der einzelnen Landwirte. Ein weiterer offener Punkt

ist die Emissionsseite der stofflichen Belastungen. Um die Emissionsintensität landwirtschaftlicher Bewirtschaftungsweisen parzellenscharf darstellen zu können, werden auf der Grundlage von Befragungen schlagbezogene Input/Outputbilanzen der wichtigsten Nährstoffe erstellt.

Tab. 2: Datenerhebung im Rahmen der Naturschutzplanung

Datenbank	Erhebungsmethode	Zeitlicher Bezug	Räumlicher Bezug	Inhaltsüberblick	Bezug zur Landschaftsanalyse
Nutzungstypen	Befragung, Kartierung Auswertung Luftbilder, Bodenschätzungskarten, Topogr. Karte 1:25000, Katasterkarten, Landschaftsbeschriebe	1996-1992 1969, 1939 1936-1933 1939 1895/42 1872, 1826 1900, 1806 etc.	Flächen im gesamten Untersuchungsgebiet	z.B. Wiese, Weide, Heide, Nadelforst	Landschaftsbewertung (ästhetischer/ kulturhistorischer Wert) Suche nach Steuerungsmöglichkeiten (Anknüpfung an historische Zustände)
Biotoptypen	Kartierung, Auswertung Colorinfrarot-Luftbilder Auswertung Schutzgebietsliteratur	1997 1995 1997-1994 1957, 1942 1930, 1900	selektierte Flächen (hauptsächlich Naturschutzgebiet)	z.B. Moorbirken-Erlen-Laubwald, Pfeifengras-Erica-Heide	Landschaftsbewertung (Lebensraumbedeutung) Suche nach Steuerungsmöglichkeiten (ökologische Realisierbarkeit)
Kleinflächige Gehölzbestände	Auswertung von Daten der Forstbehörde Überprüfungskartierung Auswertung TK25	1992 1997 1939, 1895/ 42	Linien im gesamten Untersuchungsgebiet	z.B. Wallhecke, Baumreihe	Landschaftsbewertung (ästhetischer/ kulturhistorischer Wert)
Landschaftsteilräume	Kartierung	1997	Räume im gesamten Untersuchungsgebiet	z.B. Feuchtgrünlandbereich östlich des GHM	Landschaftsbewertung (ästhetischer Wert)
Betriebsdaten	Befragung	1997	Betriebe mit Flächen im Nutzungseinflussgebiet der Stillgewässer	u.a. Betriebstyp, -größe, Besitzverhältnisse, Güllelagerung, Sickergruben	Beeinträchtigungsanalyse (Emissionsintensität); Suche nach Steuerungsmöglichkeiten
Nutzungsweisen	Befragung Befragung, Auswertung von Klassifizierungsprotokollen, Gemeindestatistiken und sonstigen Archivdaten	1996-1992 ca. 1950-1910 1872, 1826 1813, 1805 etc.	Agrarflächen im Nutzungseinflussgebiet der Stillgewässer Flächen im gesamten Untersuchungsgebiet	u.a. Fruchtfolge, Ertrag, Düngung, Stickstoff-/ Phosphor-Saldo Heidenutzungsweisen, Acker-/Grünlandnutzung: Fruchtfolge, Ertrag, Düngung, Stickstoff-/ Phosphor-Saldo	Beeinträchtigungsanalyse (Emissionsintensität); Suche nach Steuerungsmöglichkeiten (Anknüpfung an historische Nutzungsweisen)
Bodeneigenschaften	Auswertung Bohrlochbeschriebe, Karten der Bodenschätzung, Akten der Katastralabschätzung	1992-1985 1936-1933 1872, 1826	Agrarflächen im gesamten Untersuchungsgebiet	u.a. Humusgehalt, nutzbare Feldkapazität, Zeitpunkt der Neukultur	Landschaftsbewertung (Bodenfunktionen); Beeinträchtigungsanalyse (Emissionsempfindlichkeit); Suche nach Steuerungsmöglichkeiten (ökologische Realisierbarkeit, Anknüpfung an historische Zustände)
Grundwasserstände	Auswertung hydrogeologischer Gutachten, Archivdaten	1994, (1971) 1850	Flächen im gesamten Untersuchungsgebiet Punktdaten	Grundwasserstände Angaben zu Quellen/ Brunnen	
Fließgewässerdaten	Kartierung	1997	Abschnitte der an die Stillgewässer reichenden Fließgewässer	u.a. Einleitungstypen, Ufergefälle, abschirmende Strukturen	Beeinträchtigungsanalyse (Emissionsintensität)
Landnutzerinteressen	Befragung, Diskussion	1997	Betriebe mit Flächen im Nutzungseinflussgebiet der Stillgewässer	Meinung zu Maßnahmen u. Umsetzungsvorschlägen (Bereitschaft/Anforderungen)	Suche nach Umsetzungsmöglichkeiten
Interessen sonstiger Handlungsträger	Befragung, Diskussion	1997	Organisationen auf Gemeinde- und Kreisebene	Meinung zu Umsetzungsvorschlägen (Bereitschaft/Anforderung)	Suche nach Umsetzungsmöglichkeiten
Expertenmeinung	Befragung, Diskussion	1998		Meinungen zu Maßnahmenvorschlägen	Suche nach Steuerungsmöglichkeiten

Auch in der nutzungsgeschichtlichen Dimension besteht Untersuchungsbedarf. Eine historische Landschaftsanalyse anhand alter Karten, Archivdaten und Gesprächen mit Zeitzeugen gibt Aufschluß über den Wandel stofflicher und landschaftsgestaltender Einflüsse innerhalb des gesamten Untersuchungsgebietes.

Ergänzende Informationen zu abiotischen Grundlagen sind erforderlich, um Parameter zur Einschätzung von Emissionsempfindlichkeiten landwirtschaftlich genutzter Böden zu ermitteln, wie die Verlagerungsgefahr von Nitrat und Phosphat sowie die Winderosions- und Torfmineralisierungsempfindlichkeit. Wichtige Ausgangsdaten sind die Angaben aus Karten und Bohrlochprotokollen der Bodenschätzung, die in die Bodeneigenschaften moderner Terminologie (AG BODEN 1994) zu übersetzen sind.

Die Lebensräume des Schutzgebietes werden über Biotoptypen erfaßt. Vor allem die zahlreichen vegetationsökologischen Arbeiten mit Flächenbezug bilden eine wertvolle Informationsgrundlage. Jedoch auch sie müssen zusammengefaßt, aktualisiert und räumlich vervollständigt werden. Die Biotoptypen sind ausschließlich nach Vegetationsmerkmalen (Struktur und Artenzusammensetzung) differenziert, da die vorhandenen tierökologischen Daten meist nur punktuell oder ohne Raumbezug vorliegen. Zur pflanzensoziologischen Einordnung wurden Belegaufnahmen angefertigt. Darüber hinaus sind mit Blick auf das Potential der Biotope, bei Änderungen der Mineralisierungsbedingungen Nährstoffe freizusetzen oder zu akkumulieren, Informationen zur Humusform und –mächtigkeit von Interesse.

Die Anforderungen an eine flexible Naturschutzplanung, die mit variierenden Eingangsdaten und Planungsergebnissen (Handlungsalternativen) umzugehen hat, machen die Einbeziehung eines geographischen Informationssystems notwendig. Mit Ausnahme der Meinungsdaten werden die Gebietsinformationen als raumbezogene digitale Datenbanken in einem geographischen Informationssystem (ArcView3.0a) vorgehalten, das die Verwaltung, Auswertung und Visualisierung erleichtert.

4. Ausblick

Die eingangs gestellte Frage, ob sich oligotrophe Ökosysteme auf Dauer in mitteleuropäischen Kulturlandschaften erhalten lassen, kann nur beantwortet werden, wenn vor Ort alle Handlungsmöglichkeiten ausgeschöpft werden – auch wenn oder gerade weil die übergeordneten Bedingungen ungünstig sind: Die Fernverbreitung von Stickoxiden und Ammonium führt zu flächendeckenden Schadstoffdepositionen, und die Agrarpolitik wird auch in Zukunft Emissionen zulassen. Der beschriebene Planungsansatz zeigt einen Weg auf, wie zielführende und umsetzbare Maßnahmen schrittweise aus Ergebnissen der ökologischen Forschung und der Kenntnis sozio-ökonomischer Hintergründe abgeleitet werden können. Ansatzpunkte zum Handeln bestehen sowohl im Schutzgebiet als auch in der umgebenden Kulturlandschaft. Restaurative Eingriffe machen jedoch nur Sinn, wenn zugleich Stoffeinträge gemindert werden können. Andernfalls besteht die Gefahr, daß aus temporären Eingriffen eine Dauerpflege wird. Segregative Naturschutzstrategien, z.B. der Erwerb von Pufferflächen, sind genauso wichtig wie die Einflußnahme auf die Landnutzung. Kooperative Formen wie z.B. „Runde Tische“ mit Betroffenen und Beteiligten stellen hierfür neue Wege dar, die zukünftig im Heiligen Feld beschritten und wissenschaftlich begleitet werden sollten. Die Kooperationen zwischen Wasser- und Landwirtschaft in nordrhein-westfälischen Trinkwassergewinnungsgebieten können als Vorbilder dienen (vgl. MANTAU 1996).

Da oligotraphente Arten höchstsensible Indikatoren stofflicher Umweltbelastungen sind, haben Maßnahmen zu ihrem Schutz auch Relevanz für die abiotische Ressourcensiche-

rung (Wasser, Boden, Luft). So können Lösungspfade zur Immissionsminderung im Naturschutzgebiet durch den Ausgleich landwirtschaftlicher Stoffbilanzen in der umgebenden Kulturlandschaft modellhaft für nachhaltige Landwirtschaft in pleistozänen Sandlandschaften sein.

5. Zusammenfassung

Das überregional bedeutsame Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ (Nordrhein-Westfalen) ist Teil einer pleistozänen Senkungslandschaft, in dem die Dynamik und Nährstoffarmut der Naturlandschaft und die Nutzungseinflüsse der Kulturlandschaft eine einzigartige Verbindung eingegangen sind. Obwohl das Gebiet seit nunmehr fast 70 Jahren unter Naturschutz steht, sind viele gefährdete Arten und Lebensgemeinschaften zurückgegangen. Die Bedrohung von außen (durch Schadstoffeinträge) und von innen (durch Nutzungsänderungen und die natürliche Ökosystemdynamik) hält weiter an. Dies gab den Anstoß, die alten Wege des Naturschutzes, die sich z.T. bewährt haben, durch neue innerhalb eines Forschungsvorhabens zur Schadstoffbelastung der Gewässerlandschaft zu ergänzen. Grundsätze sind dabei die verstärkte Einbeziehung der Landnutzer und die Suche nach neuen, vor allem nach kooperativen Umsetzungsmöglichkeiten der Naturschutzziele. Als wichtigster Planungsschritt wird die Entwicklung naturschutzfachlicher Leitbilder als Ausdruck eines flexiblen, prozeßhaften Planungsverständnisses hervorgehoben. Ein Leitbildentwurf für die Senkungslandschaft um das „Heilige Meer“ wird zur Diskussion gestellt. Die Prinzipien der am Leitbild orientierten Gebietsanalyse (Landschaftsbewertung, Beeinträchtigungsanalyse, Suche nach Steuerungs- und Umsetzungsmöglichkeiten) werden genannt und die daraus abgeleiteten Untersuchungsgegenstände und Erhebungsmethoden dargestellt. Der Modellcharakter der beschriebenen Naturschutzstrategie für eine auf Nachhaltigkeit ausgerichtete Landnutzung wird hervorgehoben.

Danksagung

Unser Dank gilt dem Museum für Naturkunde, vor allem dem Leiter der Außenstelle „Heiliges Meer“, Herrn H.-O. Rehage, für die fachliche und organisatorische Unterstützung vor Ort, und allen Landwirten, die sich mit großer Offenheit an den Befragungen beteiligt haben.

6. Literaturverzeichnis

- AG BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. - 4. Aufl., Hannover, 392 S.
- BACHFISCHER, R. (1978): Die ökologische Risikoanalyse. - Diss., TU München, 276 S.
- BEYER, H. (1968): Versuche zur Erhaltung von Heideflächen durch Heidschnucken im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“. - *Natur und Heimat* **28**(4): 145-149.
- BUDDE, H. (1942): Die benthale Algenflora, die Entwicklungsgeschichte der Gewässer und die Seentypen im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“. - *Archiv f. Hydrobiologie*: **39**: 189-293.
- ERZ, W. (1986): Ökologie oder Naturschutz. Überlegungen zur terminologischen Trennung und Zusammenführung. - *Berichte der Akademie für Naturschutz u. Landschaftspflege* **10**: 11-17.
- FÜRST, D., KIEMSTEDT, H., GUSTEDT, E., RATZBOR, G. & SCHOLLES, F. (1989): Umweltqualitätsziele für die ökologische Planung. - UBA-FB 109 01 008, Berlin, 323 S.
- GRAEBNER, P. (1930): Die Pflanzengesellschaften des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ bei Hopsten. - *Abh. Westf. Provinzialmus. Naturkunde Münster* **1**: 137-150.

- 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 (1993): Anforderungen des Naturschutzes an andere Landnutzungssysteme. Umsetzungsorientierte Ziele am Beispiel Landwirtschaft und Siedlung. - *Naturschutz und Landschaftsplanung* **25**: 170-176.
- HAARMANN, K. & PRETSCHER, P. (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.
- HAMPICKE, U. (1988): Extensivierung der Landwirtschaft für den Naturschutz – Ziele, Rahmenbedingungen und Maßnahmen. - *Schr.R. Bay. LA f. Umweltschutz* **84**: 9-35.
- JESSEL, B. (1994a): Instrumente einer ökologisch orientierten Planung – Stand und Perspektiven. - *Z. Angew. Umweltforsch.* **7**: 496-511.
- JESSEL, B. (1994b): Methodische Einbindung von Leitbildern und naturschutzfachlichen Zielvorstellungen im Rahmen planerischer Beurteilungen. - *Laufener Seminarbeitr.* **494**: 53-64.
- JESSEL, B. (1996): Leitbilder und Wertungsfragen in der Naturschutz- und Umweltplanung – Normen, Werte und Nachvollziehbarkeit von Planungen. - *Naturschutz und Landschaftsplanung* **28**(7): 211-216.
- KORNECK, D. & SUKOPP, H. (1988): Rote Liste der in der Bundesrepublik Deutschland ausgestorbenen, verschollenen und gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen und ihre Auswertung für den Arten- und Biotopschutz. - *Schr.R. Vegetationskde* **19**.
- 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.
- LOTZE, F. (1956): Zur Geologie der Senkungszone des Heiligen Meers (Kreis Tecklenburg). - *Abh. Westf. Mus. Naturkunde Münster* **18**(1): 1-36.
- MANTAU, R. (Hrsg.) (1996): Kooperation Landwirtschaft und Wasserwirtschaft im Einzugsgebiet der Stevertalsperre. Ein Bericht über die Ergebnisse der Beratung in 1995. - Coesfeld, 79 S.
- MUSCUTT, A.D., HARRIS, G.L., BAILEY, S.W. & DAVIES, D.B. (1993): Buffer zones to improve water quality: a review of their potential use in UK agriculture. - *Agriculture, Ecosystems and Environment* **45**: 59-77.
- PFADENHAUER, J. (1991): Integrierter Naturschutz. - *Garten und Landschaft* **2/91**: 13-17.
- PFADENHAUER, J. (1994): Integration der Landnutzungen bei der Umsetzung von Naturschutzzielen. - *Veröff. PAÖ* **8**: 45-72.
- POTT, R., PUST, J. & HOFMANN, K. (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.
- POTT, R., PUST, J. & HAGEMANN, B. (1998): Methodische Standards bei der vegetationsökologischen Analyse von Stillgewässern – dargestellt am Großen Heiligen Meer in den Untersuchungsjahren von 1992-1997. - *Abh. Westf. Mus. Naturkunde Münster* **60**(2): 53-110.
- PUST, J. (1993): Erste Ergebnisse zur Untersuchung der Grundwasserverhältnisse im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ (Kreis Steinfurt). - *Abh. Westf. Mus. Naturkunde Münster* **55**(2): 1-80.
- RIEDL, U. (1991): Integrierter Naturschutz – Notwendigkeit des Umdenkens, normativer Begründungszusammenhang, konzeptioneller Ansatz. - *Beiträge zur räumlichen Planung* **31**: 1-303.
- RODE, M.W. (1998): Prozeßorientierter Naturschutz am Beispiel von Sukzessionen in Heidegebieten. *Naturschutz u. Landschaftsplanung*. - im Druck.
- RUNGE, F. (1991): Die Pflanzengesellschaften des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ und ihre Änderungen in den letzten 90 Jahren. - *Natur und Heimat* **51**(Beiheft): 3-89.
- SRU (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen) (1996): Umweltgutachten 1996. - Verlag Metzler-Poeschel, Stuttgart, 467 S.
- 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.
- VAHLE, H.C. (1995): Oligotrophe Heideweiler als anthropogene Ökosysteme. - *Natur und Landschaft* **70**(7): 295-301.
- VERBÜCHELN, G., HINTERLANG, D., PARDEY, A., POTT, R., RAABE, U. & WEYER, K. VAN DE (1995): Rote Liste der Pflanzengesellschaften in Nordrhein-Westfalen. - *LÖBF-Schr.R.* **5**: 1-318.

- VERHEYEN, T. (1990): Naturschutzgebiet und seine Besucher – ein unausweichlicher Konflikt? Dargestellt am Beispiel des NSG Heiliges Meer. - Unveröff. Manuskript, 56 S.
- WEICHART, P. (1980): Die normative Komponente wissenschaftlicher Diskussionen in Ökologie und Humanökologie am Beispiel der Problembereiche Naturschutz und Umweltschutz. - Verh. GfÖ 8: 531-536.
- WEINERT, M., REMY, D. & LÖHNERT, E.P. (1998): Hydrogeologie der Gewässerlandschaft „Heiliges Meer“ bei Hopsten (Nordrhein-Westfalen, Nordwestdeutschland) – erste Ergebnisse. - Abh. Westf. Mus. Naturkunde Münster 60(2): 13-52.
- WESTHOFF, V. (1979): Bedrohung und Erhaltung seltener Pflanzengesellschaften in den Niederlanden. - In: WILMANN, O. & TÜXEN, R. (Red.): Werden und Vergehen von Pflanzengesellschaften, J. Cramer, Vaduz, S. 289-310.
- WIEGLEB, G. & BRÖRING, U. (1991): Wissenschaftlicher Naturschutz – Grenzen und Möglichkeiten. - Garten und Landschaft 2/91: 18-23.
- WIEGLEB, G. (1997): Leitbildmethode und naturschutzfachliche Bewertung. - Z. Ökologie u. Naturschutz 6(1): 43-62.
- WOLFF-STRAUB, R., BANK-SIGNON, W., DINTER, W., FOERSTER, E., KUTZELNIGG, H., LIENENBECKER, H., PATZKE, E., POTT, R., RAABE, U., RUNGE, F., SAVELSBERGH, E. & SCHUMACHER, W. (1986): Rote der Liste der in Nordrhein-Westfalen gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta et Spermatophyta). - Schr.R. LÖLF 4: 41-82.

Anschriften der Verfasser:

Dipl.-Ing. Ulrich Bangert, Univ.-Prof. Dr. Ingo Kowarik Universität Hannover, Institut für Landschaftspflege und Naturschutz, Herrenhäuser Str. 2, D-30419 Hannover

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.
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. (1982): 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 = **Sperddruck**

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

