

Bedeutung der Vegetation für Stillgewässer-Ökosysteme, Trophiedifferenzierung und Trophieentwicklung im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ (Kreis Steinfurt, Nordrhein-Westfalen).

Bernd Hagemann, Richard Pott, Hannover und Jürgen Pust, Recke*

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung	175
2. Die Stillgewässer	176
2.1 Erdfallsee	176
2.2 Großes Heiliges Meer	177
2.3 Kleines Heiliges Meer	178
3. Die Untersuchungsmethoden	179
3.1 Meßintervalle und Lage der Beprobungsstellen	179
3.2 Methoden zur Probenentnahme	180
3.3 Hydrochemisch-physikalische Methoden	183
3.4 Pflanzensoziologische Untersuchungsmethoden	184
3.5 Methoden und Geräte zur Erfassung meteorologischer Daten	184
4. Mechanismen zur Stoffverteilung im Ökosystem See	185
4.1 Gewässerkompartimente im Ökosystem See	185
4.2 Stoffverteilung im Pelagial und Litoral	186
5. Ergebnisse	189
5.1 Beschaffenheit des Pelagials	189
5.1.1 Temperatur	189
5.1.2 Sauerstoff	191
5.1.3 Trophieparameter	193
5.1.4 Das Carbonatsystem	197
5.1.5 Der pH-Wert	199
5.1.6 Die elektrische Leitfähigkeit	200
5.1.7 Erdalkalitionen	201
5.1.8 Indikatorparameter für allochthone Stoffeinträge	201
5.1.9 Schwermetalle	203

* Veröffentlichung der Arbeitsgemeinschaft für Biologisch-Ökologische Landesforschung (ABÖL) Nr. 128; finanziell unterstützt wurden die Untersuchungen von der VolkswagenStiftung, Hannover; für die Bereitstellung von selbstregistrierenden Klimameßstationen danken wir der Nordrhein-Westfalen-Stiftung, Düsseldorf

5.2	Die Pflanzengesellschaften und ihre hydrochemisch-physikalischen Standortbedingungen	203
5.2.1	<i>Myriophyllo-Nupharetum luteae</i> (W. Koch 1926) Hueck 1931	204
5.2.2	<i>Nymphaetum albo-minoris</i>	206
5.2.3	<i>Littorella uniflora</i> -Gesellschaft	208
5.2.4	<i>Eleocharitetum multicaulis</i> Allorge 1922 em. R. Tx. 1937	209
5.2.5	<i>Scirpo-Phragmitetum</i> W.Koch 1926	209
5.2.6	<i>Scheuchzerio-Caricetea nigrae</i> (Nordhagen 1936) R. Tx. 1937	214
5.2.7	<i>Frangulo-Salicetum cinereae</i> Zolyomi 1931	217
5.2.8	<i>Myricetum gale</i> Jonas 1932	219
5.2.9	<i>Carici elongatae-Alnetum glutinosae</i> W. Koch 1926 ex R. Tx. 1931	221
5.2.10	<i>Betuletum pubescentis</i>	225
5.3	„Trophiedivergenz“ Pelagial-Litoral	226
5.3.1	Erdfallsee	226
5.3.2	Großes Heiliges Meer	228
5.4	Nährstoffdynamik des Kleinen Heiligen Meeres als Beispiel eines Flachsees	231
6.	Geologische, klimatologische, hydrologische, pedologische sowie biologische Modulatoren als Mechanismen zur Trophieentwicklung von Stillgewässer-Ökosystemen	233
6.1	Einfluß pleistozäner Sande auf den Nährstoff- und Basenhaushalt	234
6.2	Einfluß der Böden von Gewässern, Heide und von Waldlandschaften auf Oberflächen-, Sicker- und Grundwasser	236
6.3	Einfluß klimatischer und witterungsspezifischer Faktoren	237
6.3.1	Beeinflussung der Mixis	238
6.3.2	Wechsel der Vorflutmodulation durch Hoch- und Niedrigwasserphasen	240
6.4	Einfluß hydrologischer Faktoren	240
6.4.1	Beeinflussung durch Grundwasser	241
6.4.2	Beeinflussung durch Fließwasser	242
6.5	Einfluß der Vegetation	245
6.6	Einfluß der Nutzung	246
6.6.1	Beeinflussung durch historische Landnutzung	246
6.6.2	Beeinflussung durch aktuelle Landnutzung	247
7.	Zusammenfassung	248
8.	Literatur	250
Anhang:		
	Abbildungen A1 bis A6	257 ff
	Tabellen A1 bis A6	263 ff

1. Einleitung

Anders, als die Idealvorstellung von einem See als „autarkem“ Ökosystem vermuten läßt, wirken neben seeinternen Faktoren auch Faktoren aus der nahen und fernen Umgebung auf die Gewässer ein. Aus der Umwelt gelangen z. B. Nährstoffe verschiedener Art in das Ökosystem, etwa Stickstoff und Phosphor. Auswaschungsprozesse innerhalb der Böden sorgen für eine Verlagerung dieser Stoffe in das Grundwasser, von dort können sie mit dem Grundwasserstrom in die Gewässer gelangen. Die Auswirkungen solcher Stoffflüsse auf die Nährstoffdynamik von Gewässern resultiert aus der Beschaffenheit und der Nutzung des direkten Umfeldes. Die Größe, der Aufbau und die Nutzung des Einzugsgebietes sowie die klimatischen Rahmenbedingungen sind somit die wichtigsten Faktoren zur Charakterisierung der Stoffflüsse (BOHLE 1995, POTT & REMY 2000). Stillgewässer unterliegen von Natur aus einer fortwährenden Nährstoffakkumulation. Sie manifestiert sich u.a. langfristig in Veränderungen der hydrochemischen Rahmenbedingungen (OHLE 1952). Innerhalb der Gewässer kann sich dies u.a. auf die Zusammensetzung der Vegetation auswirken. Im Litoral, dem Wuchsbereich höherer Pflanzen, überschneiden sich Einflüsse zweier verschiedener Gewässersysteme: die des Sees einerseits und die des Grundwassers angrenzender terrestrischer Bereiche andererseits. Aquatisch lebende Wasserpflanzen nehmen sowohl über ihre Oberfläche Nährstoffe aus dem Wasser als auch über ihre Wurzeln direkt aus dem Substrat auf, bei semiaquatisch lebenden Pflanzen erfolgt die Nährstoffaufnahme sogar überwiegend durch die Wurzeln (STEINBERG & MELZER 1982). Da die Pflanzen und die Pflanzengesellschaften die Trophiebedingungen ihres Wuchsortes anzeigen (MELZER 1976, WIEGLEB 1978, POTT 1980, 1983, ELLENBERG et al. 1992, ELLENBERG 1996), die ufernahen Standorte aber einerseits durch Seewasser beeinflusst werden und andererseits auch Sicker- und Grundwasser beeinflusst sein können, zeigen die dort lebenden Pflanzen möglicherweise nicht immer die Trophie angrenzender Tiefenregionen jeweiliger Seen an, sondern auch Nährstoffbedingungen im Sicker- und oberflächennahen Grundwasser. Vielfach werden jedoch Ergebnisse des Freiwassers (Pelagial) zur Bestimmung des Indikatorverhaltens von Arten herangezogen. Ein besonderes Interesse gilt in dieser Arbeit deshalb der Charakterisierung des hydrochemischen Milieus im Wuchsbereich verschiedener Pflanzengesellschaften.

Es gilt zu klären, welches der Gewässersysteme **Grundwasser** oder **See** im einzelnen für eine standörtliche Modifikation ausschlaggebend ist und in welcher Weise sich eine Differenzierung in der Vegetation widerspiegelt.

Dazu werden folgende Fragen näher untersucht:

- Welche charakteristischen Standorteigenschaften unter Berücksichtigung der hydrochemisch-physikalischen Bedingungen im Frei-, Sicker-, Interstitial- und Grundwasser können den Vegetationseinheiten zugeordnet werden;
- in welcher Art und Weise stimmen diese Befunde mit der Bioindikation von Pflanzengesellschaften überein;
- in welcher Weise beeinflussen die Milieubedingungen und ihre Änderungen die Ausprägung der Pflanzengesellschaften;
- welche Auswirkungen haben Stoffeinträge aus dem Sicker- und Grundwasser auf das Pelagial und welche Wechselwirkung besteht zwischen Pelagial und Litoral;
- wie beeinflussen die Pflanzen ihrerseits den Standort und welche Auswirkungen nehmen sie auf die Stoffflüsse.

Die Seen innerhalb des Naturschutzgebietes Heiliges Meer bieten die Möglichkeit, die Untersuchungen an Standorten mit einem unterschiedlichen Trophiestatus durchzuführen, während die Rahmenbedingungen - z. B. Witterung, Nutzung der unmittelbar angrenzenden Flächen durch Heidewirtschaft, der weiteren Flächen durch intensive Mais- und

Getreideanbau, Entstehung und Morphologie der Gewässer - weitestgehend einheitlich sind.

2. Die Stillgewässer

2.1 Erdfallsee

Der jüngste See des Naturschutzgebietes ist der am 14.04.1913 entstandene Erdfallsee. Er ist 320 m lang, 150 m breit und war zur Zeit seiner Entstehung ca. 12 m tief; die wichtigsten Kenngrößen sind in Tab. 1 zusammengestellt. Einen oberirdischen Zufluß hat der Erdfallsee nicht. Im Süden, Westen und Norden verhindern Drainagegräben den Zufluß von nährstoffreichem Oberflächen-Abflußwasser der angrenzenden Weiden, Äcker und Heiden. So wird der Erdfallsee überwiegend von dem hier gebildeten Grund- und Sickerwasser sowie von Regenwasser gespeist (vgl. WEINERT et al. 2000). Im Norden befindet sich ein Überlauf, der in einen Entwässerungsgraben mündet und in der Regel die angrenzende Vegetation vor weitreichenden und länger anhaltenden Überschwemmungen bewahrt.

Der Erdfall von 1913 fand in einer bereits vorhandenen flachen Senke statt, die ihrerseits durch einen Erdfalls entstanden war. In unmittelbarer Nachbarschaft befanden sich außerdem zwei weitere kleinere Gewässer: ein flacher Weiher westlich des Einbruchs und ein nordöstlich gelegener Moortümpel (TIETZE 1914). Beide angrenzenden Gewässer sind heute in den Wasserkörper des Erdfallsees integriert; ihre ehemaligen Uferzonen zeigen aber auf ihre Herkunft zurückgehende Unterschiede in der Vegetation und in den Gewässerböden. Dementsprechend lassen sich noch heute drei unterschiedliche Gewässerkomponenten im heutigen Erdfallsee differenzieren (Abb. 1):

- Der 1913 entstandene und heute noch 10,7 m tiefe Einbruch, der im Osten durch ausgedehnte Protopedonbereiche und steil abfallende Uferwände charakterisiert wird.
- Im Nordosten schließt sich ein flacher „Heideweiher-ähnlicher“ Teil mit Dy als Gewässerboden an.

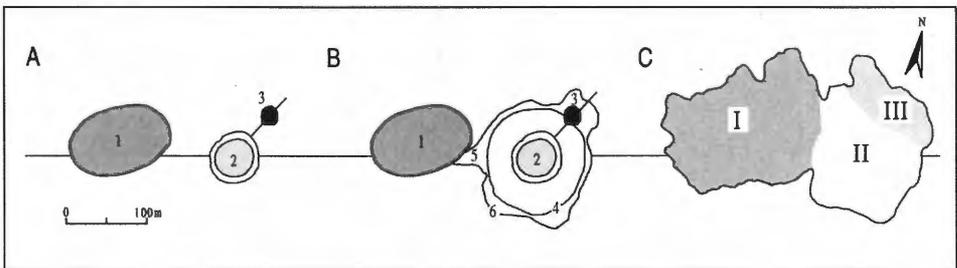


Abb. 1: Genese des Erdfallsees (nach TIETZE 1914 und SCHROEDER 1957, verändert aus HÖLTER 1998)

A: Vor dem Einsturz am 14. April 1913 waren bereits drei kleinere Gewässer vorhanden: ein Weiher (1), ein flacher Erdfall (2), und ein mit Torf angefüllter Erdfalltrichter (3).

B: Ein zunächst fast kreisrunder Erdeinbruch (4) nahm den flachen Erdfall (2) in sich auf und schnitt im Nordosten den mit Torf angefüllten Erdfall an. Das Wasser des Weihers (1) lief in den Einsturztrichter ab, wobei sich eine Erosionsrinne (5) bildete. Nach und nach rutschten größere Teile der Steilwände in die Tiefe und flachten so die Uferböschung (6) ab.

C: Heute umschließt die Uferlinie einen flachen Bereich im Westen mit einer mittleren Tiefe von ca. 1 Meter (I), den Erdfall von 1913 (II) mit einer Tiefe von ca. 10 Metern und einen ca. 60 cm tiefen „heideweiher-ähnlichen Teil im Nordosten (III).

Tab. 1: Wichtige Kenngrößen der Gewässer Erdfallsee, Großes Heiliges Meer und Kleines Heiliges Meer im Vergleich.

Gewässer	Erdfallsee	Großes Heiliges Meer	Kleines Heiliges Meer
Lage TK 25 Höhe Entstehungs - Typ	Gemeinde Hopsten und Recke, Kr. Steinfurt, NRW Blatt 3611, Hopsten ca. 45 m ü. NN Erdfall - See		
Alter	1913 n. Chr.	ca. 400-800 n.Chr.	?
Anzahl der eingestürzten Gewässer	3	1	?
Seetyp	See		Flachsee
Mischungsverhalten	dimiktisch/monomiktisch		polymiktisch
Durchmesser und Tiefe des Einsturztrichters	110-115 m * ⁶ ca. 12 m * ⁷	200-230 m * ¹ 16-18 m * ⁵	~ 140 m * ⁶ 13 m * ⁶
Oberfläche mit verl. Bereich	4,4 ha * ¹	11,2 ha * ¹ 12,6 ha * ²	1,5 ha * ⁶
Oberfläche ohne verl. Ber.	3,2 ha * ¹	7,9 ha * ³	0,8 ha * ⁴
maximale Tiefe	10,7 m	10,5 m	3,5 m
Mächtigkeit der Ablagerungen	~ 0,6 m	~ 8 m	~ 10 m * ⁶
mittlere Tiefe	3 m	3,1 m	
mittlere Tiefe Pelagial	3,8 m	4,4 m	1,45 m
Volumen	120 000 m ³ * ¹	348 000 m ³ * ³	11 400 m ³ * ⁴
oberirdischer Zu-/Abfluß	-/+	-/+	+/+

*¹: nach LOTZE 1957 vgl. WEINERT 1999

*⁵: nach SCHROEDER 1957

*²: nach KRIEGSMANN 1938

*⁶: nach POELMANN 1934

*³: LANDESUMWELTAMT NRW

*⁷: nach WEGENER 1913b

*⁴: eigene Lotung 1998/99

- Im Westen wird der See von einem ca. 1 m tiefen Abschnitt mit Protopedon im zentralen Bereich und Gytjaauflagen am westlichen Ufer begrenzt (Abb. 2). Der Erdfallsee ist daher aus Komponenten zusammengesetzt, die sich im Alter, in ihrer Morphologie, in der Bodenauflage und in ihrer Ufervegetation unterscheiden.

2.2 Großes Heiliges Meer

Das Große Heilige Meer liegt im Ostteil des Naturschutzgebietes. Es ist ebenfalls durch einen Erdfall entstanden. In seiner unmittelbaren Umgebung im Süden und Norden befinden sich intensiv genutzte Ackerflächen, auf denen überwiegend Mais angebaut wird. Im Osten grenzen Feuchtwiesen und Weiden an das Große Heilige Meer. Diese Flächen sind seit 1988 der ackerbaulichen Nutzung entzogen und werden seitdem in Feuchtgrünland umgewandelt. Im Westen grenzen alte Heideflächen an den See. Den See umgibt ein nahezu geschlossener Bruchwaldgürtel, der nur im Westen von einer künstlich geschaffenen, 13 m x 5 m großen Windschneise, der sogenannten „mesotrophen Stelle“, unterbrochen wird. Sie wurde im Jahre 1963 angelegt, um die Windbedingungen auf dem See zu verbessern und somit die Holomixis zu fördern. Die wichtigsten Kenngrößen des Sees sind in Tab. 1 zusammengestellt.

Der See kann in zwei Teilbereiche untergliedert werden (Abb. 2): Der flache nördliche Teil hat eine Fläche von ca. 3 ha und weist eine Tiefe von 0,6 bis 0,9 m auf. Heute ist die-

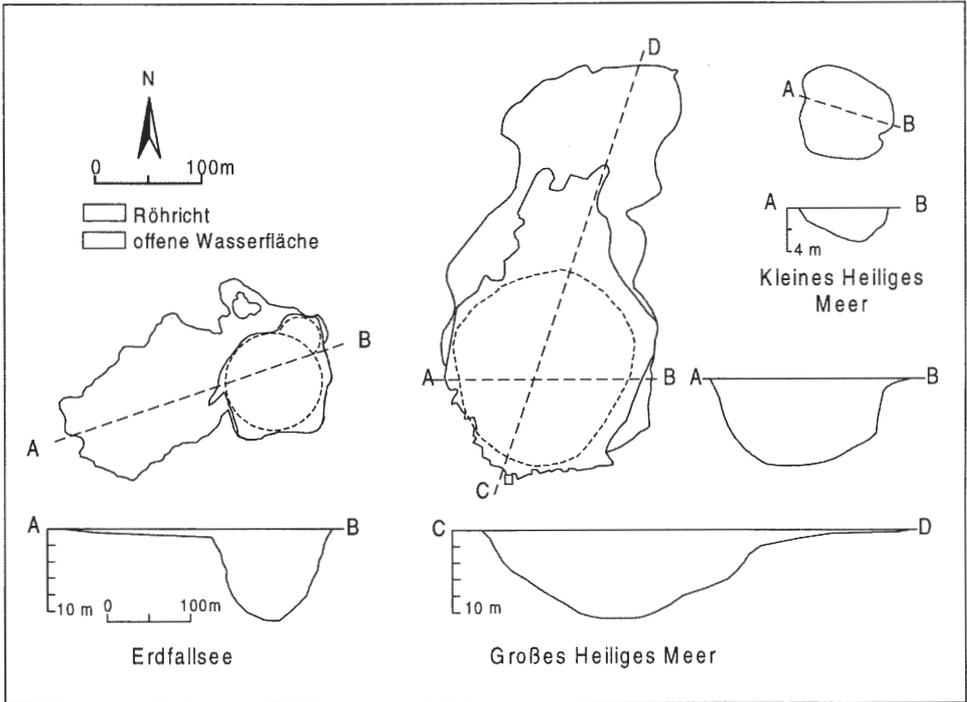


Abb. 2: Morphologie der Gewässer Erdfallsee und Großes Heiliges Meer (nach LOTZE 1957, verändert) sowie des Kleinen Heiligen Meeres (eigene Lotung) im maßstabgetreuen Vergleich. Die kurzgestrichelten Linien deuten die Erdfalltrichter an, die langgestrichelten Linien stellen die Schnittebenen der Tiefenprofile dar. Diese sind 10fach überhöht.

ser Teil nahezu vollständig verlandet. Im südlichen Teil verringert eine bis zu 8 m mächtige Gytta-Schicht derzeit die größte aktuelle Wassertiefe auf ca. 10,5 m.

Die Meerbecke war bis Ende der 1960er Jahre der einzige oberirdische Zufluß in den See. Seit Mitte des 19. Jahrhunderts leitete sie als angelegter Drainagegraben oberflächlich anstehendes Grund- und Niederschlagwasser von landwirtschaftlich genutzten Flächen in das Gewässer. Seit 1968 umfließt die Meerbecke das Große Heilige Meer an der Südostseite und auch das Kleine Heilige Meer Richtung Norden. Heute wird der See in der Regel durch Oberflächenabfluß, Grund- und Sickerwasserzufluß sowie durch Niederschläge gespeist. Im Nordosten entwässert er über einen Abfluß in die Meerbecke.

2.3 Kleines Heiliges Meer

Das Kleine Heilige Meer liegt, eingebettet in die vermoorte Meerbecke-Niederung, ca. 500 m nordöstlich des Großen Heiligen Meeres auf der Verlängerung der Achse Erdfallsee - Großes Heiliges Meer. Es ist der kleinste See im Naturschutzgebiet (Abb. 2) mit einem Durchmesser von ca. 100 m und einer maximalen Wassertiefe von 3,5 m. Aufgrund seiner aktuellen Wassertiefe von nur 3,5 m und der fehlenden stabilen sommerlichen Wasserschichtung muß das Kleine Heilige Meer per Definition als Weiher angesprochen werden. Betrachtet man jedoch die Lichtverhältnisse, so ist eine Untergliederung in Litoral und Profundal gerechtfertigt und der See sollte trotz seiner geringen Oberfläche als **Flachsee** bezeichnet werden (vgl. BOHLE 1995, THIENEMANN 1925b). POELMANN (1934)

gibt für den See eine Tiefe von 13 m an. Auch LOTZE (1957) spricht von einem **Tiefsee**, dessen Verlandung einen längeren Zeitraum in Anspruch nehmen muß. Zweidrittel des Sees ist heute jedoch nicht tiefer als 2 m (mittlere Tiefe 1,45 m). Die nahezu kreisrunde Form des Gewässers führt LOTZE (1957) auf einen Erdfall zurück, den er zeitlich zwischen den Erdenbruch des Großen Heiligen Meeres und den des Erdfallsees stellt. Eine pollenanalytische Datierung der Sedimente könnte auch hier Aufschluß über das Alter des Sees geben. Sie wird künftig die Datenbasis des Gebietes erweitern.

Den einzigen Zufluß im Südwesten des Sees bildet der alte Verlauf der Meerbecke, der heute durch eine Sandverfüllung am Abzweig von ihrem Hauptwasserstrom abgetrennt ist. Ein weitaus bedeutenderer Anteil der Wassermenge stammt aus oberflächennahem Grund- und Sickerwasser sowie von Oberflächenabfluß. Melorationsmaßnahmen auf angrenzenden Weideflächen führten zur Verdichtung der oberen Bodenhorizonte, so daß Staunässe ein häufig zu beobachtender Zustand ist. Bei starken Regenfällen erweisen sich diese Flächen als Quellen der trophisch wirksamen Parameter Stickstoff, Phosphat und Kalium (HAGEMANN & PUST 1999). Ein erhöhtes Hydrogencarbonat- und Basenangebot stammt dagegen aus dem Grundwasser.

Der See wird durch eine Gehölzkulisse aus *Alnus glutinosa* und *Salix cinerea* gegen das landwirtschaftlich genutzte Umfeld abgesetzt. Die angrenzenden Ländereien werden zur Heugewinnung und als Viehweiden genutzt. Seit 1988 sind sie Teil des Feuchtwiesenschutzprogrammes von Nordrhein-Westfalen und haben den Status eines Naturschutzgebietes mit entsprechend reduzierten Düngergaben und extensivierter Nutzung.

3. Die Untersuchungsmethoden

Die angewandten Methoden basieren auf Standardmethoden zur Erfassung von Standortfaktoren, wie sie bereits von MAUCHA 1932 vorgestellt wurden und heute z. B. in der DEV (1994), DVWK (1988), HÜTTER (1994), HÖLTING (1996), HÖLL (1986), GLAVAC (1996), DIERSCHKE (1994), POTT et al. (1998) beschrieben werden.

3.1 Meßintervalle und Lage der Beprobungsstellen

Die hydrochemisch-physikalischen Untersuchungen des Pelagials und des Litorals erstrecken sich über einen Beobachtungszeitraum von März 1996 bis November 1998. In dieser Zeit wurden mindestens einmal monatlich Proben aus dem Pelagial entnommen und analysiert. Aus dem Litoral wurden zunächst monatlich, später auch im Abstand von 8 Wochen Wasserproben für die Analyse entnommen (vgl. Tab. A1 im Anhang).

Die Beprobung des Pelagials, des Sublitorals und des Eulitorals erfolgte in der Regel unmittelbar nacheinander, so daß die Dauer einer Untersuchung einschließlich aller Analysen auf eine Woche begrenzt werden konnte. Dadurch lassen sich kurzfristig auftretende, witterungsbedingte Parameteränderungen bei den Untersuchungen erfassen.

Die Beprobung des Pelagials erfolgte am Erdfallsee und am Großen Heiligen Meer in Abständen von einem Meter. Als Markierungspunkte dienten Bojen, die sich in der Mitte der Seen befinden und eine Wassertiefe von mindestens 10 m erschließen. Im Kleinen Heiligen Meer konnte für den Zeitraum der Untersuchung ein Meßpunkt über der tiefsten Stelle bei 3,5 Meter installiert werden. Dort wurden die Proben in Abständen von 0,5 m entnommen. Die exakte Lage der Meßstellen ist in Tab. 2 zusammengestellt.

Die Meßstellen im Litoral sind auf das gesamte Ufer verteilt, wobei im Erdfallsee ein Schwerpunkt im Westen liegt, weil hier der Trophiegradient besonders ausgeprägt ist. Im Großen Heiligen Meer liegen die Schwerpunkte im Westen, Osten und Süden. Im Klei-

nen Heiligen Meer wurden die Probestellen gleichmäßig entlang des Ufers verteilt, um eventuell vorhandene Trophieunterschiede innerhalb eines aus vegetationskundlicher Sicht eng umgrenzten trophischen Bereiches aufzudecken. Ausgewählten Pflanzengesellschaften der Verlandungsvegetation werden jeweiligen Meßstellenkomplexen zugewiesen (Tab. 3), so daß die Trophieverhältnisse im Bodenwasser in Abhängigkeit von den Pflanzengesellschaften ermittelt werden konnten. Zur Erläuterung der Pflanzengesellschaften siehe Kap. 5.2. Die Lage der Probestellen im Eu- und Sublitoral (Abb A1) ist in Kombination mit den Vegetationskarten (Abb. A2 - Abb. A4) dargestellt sowie der Tab. A2 (im Anhang) zu entnehmen.

Tab. 2: Lage der Meßstellen (DGK 5, 3611/17 Großes Heiliges Meer).

Gewässer	Lage	Nr.	Rechts	Hoch
Erdfallsee	Mitte	E 0-10	34 06,490	58 02,645
Großes Heiliges Meer	Mitte	G 0-10	34 06,960	58 02,910
Kleines Heiliges Meer	Mitte	K 0-3	34 07,670	58 03,470

Tab. 3: Zuordnung Vegetationseinheiten – Meßstellen.

Vegetationseinheit:	Bezeichnung der Meßstelle:	Typ	E	G	K
<i>Myriophyllo-Nupharetum luteae</i>	GS1, GS2, GO, A, C, D, I,	Fw	3	4	
	SI, OI, MI,	Iw	3		
<i>Scirpo-Phragmitetum australis</i>	GN, N1, B, E, F, G, H, LL	Fw	2	6	
	EO6, N2, 51, NI, EL, FL, GL, HL,	Iw	1	3	4
<i>Frangulo-Salicetum cinereae</i>	61, 81, Q3,	Fw		3	
	EN1, EB1, 6I, 8I, S7, N3,	Bw	1	4	
<i>Carici elongatae-Alnetum glutinosae</i>	O1,	Fw		1	
	O2, O3, O4, O5, O6, T7, T10, T11, IL	Bw	8	1	
<i>Carici elongatae-Alnetum glutinosae</i> Variante von <i>Caltha palustris</i>	GS1.1, T1A, S1,	Fw		3	
	S2, S3, S4, S5, S6, T1, 6a, 6c, 8a,	Bw		9	
<i>Carici elongatae-Alnetum glutinosae</i> Variante von <i>Iris pseudacorus</i>	I1.1, I2.1,	Fw		2	
	I1, I2,	Bw		2	
<i>Littorella uniflora</i> -Gesellschaft	EO,	Fw		1	
	EO1, EO2	Bw		2	
<i>Comarum palustre</i> -Gesellschaft	EW1,	Fw		1	
	EW1A	Bw		1	
<i>Myricetum gale</i>	EO4, EO5, EN2, 5a, 5b, T4,	Bw	3	3	
<i>Molinia caerulea</i> - Dominanzgesellschaft	W2, W3, W4, W5, T2, T3,	Bw		6	
<i>Betuletum pubescentis</i>	T5, T6,	Bw		2	

E: Erdfallsee, G: Großes Heiliges Meer, K: Kleines Heiliges Meer,

Fw: Freiwasser, Iw: Interstitialwasser, Bw: Bodenwasser.

3.2 Methoden zur Probenentnahme

Für die Entnahme der Wasserproben aus dem Wurzelraum der Höheren Pflanzen wurde das Prinzip der Saugkerzen-Methode (DVWK 1990) in abgewandelter Form angewendet. Zum Einsatz kamen Filter aus Polyethylen (PE) mit einem Durchmesser von ca. 100 mm

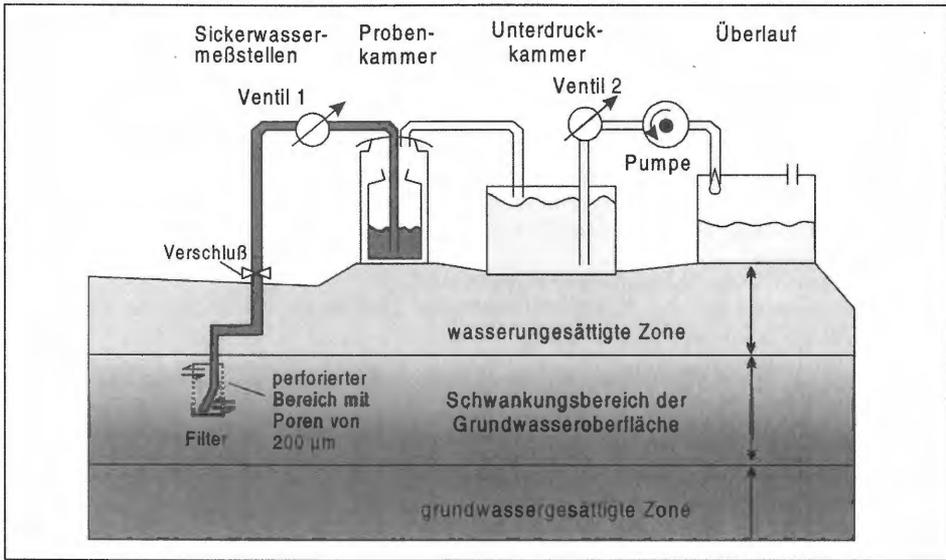


Abb. 3: Schematischer Aufbau der Entnahmeapparatur. Mit Hilfe von Unterdruck kann pflanzenverfügbares Bodenwasser aus dem Schwankungsbereich der Grundwasseroberfläche gewonnen werden. Das Bodenwasser und die hydrochemischen Bedingungen im Filter stehen im Gleichgewicht mit der Umgebung des Bodens. Bei der Entnahme der Wasserproben besteht nur minimaler Kontakt mit Luftsauerstoff, so daß eine übermäßige Veränderung der Redoxbedingungen vermieden wird. Der Filter und die mit dem Probewasser in Berührung kommende Teile der Entnahmeapparatur bestehen aus inertem Material.

und einer Porengröße von ca. 200 µm. Die Filter wurden im Schwankungsbereich des Grundwasserspiegels eingesetzt. Die Konstruktion des Filters erlaubt einen ständigen Kontakt des Probewassers mit Umgebungswasser im Boden, wodurch sichergestellt ist, daß immer eine repräsentative Bodenwasserprobe entnommen wurde, mit Stoffkonzentrationen, welche auch für Pflanzen verfügbar sind. Veränderungen der Milieubedingungen, welche die Pflanzenwurzeln durch Stoffabgabe und -aufnahme hervorrufen können, sind ebenso im durchwurzelten Filter bemerkbar wie Veränderungen der chemischen Zusammensetzung des Bodenwassers nach starken Niederschlagsereignissen oder nach Hochwasserphasen.

Die Prüfung der Sorptionseigenschaften des verwendeten Materials erbrachte keine signifikante Veränderungen der Wasserprobe, so daß in der Bodenlösung auch Phosphat sicher unter 1 mg/l nachgewiesen werden konnte.

Die Probenentnahme erfolgte mit einer Unterdruckapparatur (Abb. 3). Um sicher zu gehen, daß nur frei bewegliches Bodenwasser entnommen wurde, betrug der Unterdruck bei der Beprobung nicht mehr als 0,5 bar. Bei größeren Drücken kann auch Haft- und Kapillarwasser mit in die Proben gelangen (SCHEFFER et al. 1998). Die Entnahmemethode erlaubt vor allem die Gewinnung von Proben, deren Kontakt mit Luftsauerstoff auf ein Minimum reduziert ist. Dies ist für den leicht oxidierbaren Parameter Eisen und somit auch für die Phosphatbestimmung von großer Bedeutung. Eine Sauerstoffbestimmung nach OHLE wird somit möglich.

Tab. 4: Untersuchungsverfahren und verwendete Geräte.

FELDMESSMETHODEN

Probenahme

1. mit dem 11-Ruttnerschöpfer zur Pelagialbeprobung,
2. mit einer Niedervolttauchpumpe von Comet Typ COMBI 2/12 zur Pelagialbeprobung,
3. mit einer Vakuumpumpe (Abb. 3) zur Gewinnung von Sicker- und Grundwasserproben.
DIN 38402-A12, DIN 38402-A13 und DIN 38402-A17 in DEV 1994

Wassertemperatur

1. mit einem Quecksilberthermometer im Ruttnerschöpfer,
2. elektrometrisch mit dem Leitfähigkeitsmeßgerät LF 196 von WTW mit der Elektrode TetraCon 96-1,5 und TetraCon 96A-4.
C4 - 2 DIN 38404 in DEV 1994.

el. Leitfähigkeit

1. elektrometrisch mit dem Leitfähigkeitsmeßgerät LF 196 von WTW mit der Elektrode TetraCon 96-1,5 und TetraCon 96A-4,
2. Leitfähigkeitsmeßgerät LF56 und Meßzelle LTA 100/k von WTW stationär mit Schreiber SE 120 der Fa. Bachofer, Reutlingen).
ISO 7888: 1985, EN 27888: 1993 in DEV 1994.

gelöster Sauerstoff (nach WINKLER 1888).

gelöstes Kohlendioxid (Neutralisationstiteration mit Natronlauge (p-Wert), HÜTTER 1994).
D8 in DEV 1994.

LABORMESSMETHODEN

Bestimmung der Kationen

c(H₃O⁺); 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 Reaktion¹).
DIN 38406 - E5 - 1 in DEV 1994.

Calcium (AAS²).
DIN 38406 - E3 - 1 in DEV 1994.

Magnesium (AAS).
DIN 38406 - E3 - 1 in DEV 1994.

Natrium (AES³).

Kalium (AES).

Eisen (1,10-Phenanthrolin-Methode, ergänzend mit dem AAS).
DIN 38406 - E1 - 1 in DEV 1994.

Mangan (AAS).

Zink (AAS).
DIN 38406 - E21 in DEV 1994.

Summenbestimmungen

KMnO₄-Verbrauch (Oxidierbarkeit mit Kaliumpermanganat im Sauren).
DIN 38409 - H5.

Bestimmung der Anionen

Hydrogencarbonat (Neutralisationstiteration mit Salzsäure (m-Wert), HÜTTER 1994).
D8 in DEV 1994.

Nitrat (Salicylat-Methode¹).
D9 in DEV 1975.

Nitrit (Methode nach GRIESS¹).
D10 in DEV 1975.

Phosphat (Phosphormolybdänblau-Methode¹).
DIN 38405 - D11 - 4 in DEV 1994.

Chlorid (Methode nach MOHR).
DIN 38405 - D1 - 1 in DEV 1994.

Sulfat (komplexometrische Titeration).
DIN 38405 - D5 - 1 in DEV 1994.

Berechnete Größen

Sauerstoffsättigung (nach TRUESDALE et al. 1955).

Gesamthärte (aus dem Gehalt an Ca²⁺- und Mg²⁺-Ionen).

Carbonathärte (aus dem Gehalt an HCO₃⁻-Ionen).

¹ Bestimmung mit dem Spektralphotometer UVIKON 931 der Firma KONTRON

² Bestimmung mit dem PMQ II/FA2 der Firma Zeiss atomabsorptionsspektrometrisch/seit Juli 1998 mit dem Spectraa220, Fa. Varian.

³ Bestimmung mit dem PMQ II/FA2 der Firma Zeiss atomemissionsspektrometrisch/seit Juli 1998 mit dem Spectraa220, Fa. Varian.

3.3 Hydrochemisch-physikalische Methoden

Die Untersuchungsverfahren und die dafür verwendeten Geräte sind in Tab. 4, die Nachweisgrenzen in Tab. 5 zusammengestellt. Ausgewählte Proben wurden einer Doppelbestimmung am Fachbereich 5 - Ökologie der Universität Osnabrück unterzogen. Zusätzlich standen unabhängig erstellte Vergleichsuntersuchungen durch das Landesumweltamt NRW aus dem Untersuchungszeitraum für die Stillgewässer Erdfallsee und Großes Heiliges Meer zur Verfügung, die zur Kontrolle der eigenen Meßergebnisse herangezogen wurden.

Tab. 5: Angaben zu den Einheiten, den Nachweisgrenzen (X_D), den Analysefehlern (T_{X0}) (Statistische Sicherheit von 95%) und zu den Verfahrensstandardabweichungen (S_{X0}) der verwendeten Analyseverfahren (vgl. Kap. A in DEV 1994; nach POTT et al. 1998).

Parameter	Einheit	X_D	T_{X0}	S_{X0}
Lufttemperatur PT 100-Meßelement*	°C* (-35+70)	-	±0.3*	-
Luftfeuchte Haar-Meßelement*	% rel.F.* (10-100)	-	±3*	-
Luftdruck Aneroid-Dosensatz*	hPa* (945-1052)	-	±1.5% v. Mb.*	-
Niederschlagsmenge ND-Geber mir Wippe*	mm* (max. 7mm/min)	0.1*	-	-
Lichtintensität Si-Fotodiode BPW21*	lux* (0-100.000)	-	±3% v. Mb.*	-
Windgeschwindigkeit Schalenstern-Meßfühler*	m/s* (0.3-50)	0.3*	-	-
Windrichtung Windfahne*	°rN* (0-360)	-	±2.5*	-
Wassertemperatur Quecksilberthermometer elektrometrisch	°C °C	- -	±0.1 ±0.1	- -
el. Leitfähigkeit	µS/cm	-	±1	-
pH-Wert	- lg c(H 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
Calcium	mg/l	0.5	±0.97	0.410
Magnesium	mg/l	0.1	±0.24	0.103
Eisen	mg/l	0.01	±0.01	0.0056
Mangan	mg/l	0.05	±0.08	0.0335
Zink	mg/l	0.02	±0.038	0.0162

*Angaben nach Fa. Thies

3.4 Pflanzensoziologische Untersuchungsmethoden

An ausgewählten aquatischen und semiaquatischen Standorten wurden pflanzensoziologische Belegaufnahmen angefertigt. Dabei wurden nur homogene Pflanzenbestände herangezogen, die dem Kriterium des Minimumareals entsprachen, was bei der Auswahl der Flächen im Erlbruchwald nicht immer berücksichtigt werden konnte, da hier ein sehr kleinräumiger Wechsel von Standorteigenschaften - besonders des Wasserstandes - auftrat.

Die quantitative Erfassung der Pflanzenbestände erfolgte nach der Methode von BRAUN-BLANQUET (1964) mit einer modifizierten Skala, wie sie auch von DIERSSEN (1990), WILMANN (1993), DIERSCHKE (1994), POTT (1995) und ELLENBERG (1996) beschrieben wird. Die Vegetationsaufnahmen wurden in Vegetationstabellen zusammengefaßt und nach POTT (1995) geordnet.

Tab. 6: Skala der Artmächtigkeit (variiert nach BRAUN - BLANQUET 1964, BARKMAN et al. 1964, vgl. DIERSCHKE 1994).

5:	Deckung	76-100 %	Individuenanzahl beliebig
4:	Deckung	51-75%	Individuenanzahl beliebig
3:	Deckung	26-50 %	Individuenanzahl beliebig
2:	Deckung	5-25 %	Individuenanzahl >50
1:	Deckung	<5 %	Individuenanzahl 6-50
+	Deckung	<1 %	Individuenanzahl <5

Die Bestimmung der Pflanzenarten erfolgte nach WEBER (1995), SCHMEIL-FITSCHEN (1993), ROTHMALER (1995) und OBERDORFER (1994); die Nomenklatur richtet sich nach OBERDORFER (1994). Die Bryophyta wurden nach FRAHM & FREY (1992) sowie nach DIERSSEN (1996) bestimmt. Die Nomenklatur der Moose richtet sich nach FRAHM & FREY (1992)

3.5 Methoden und Geräte zur Erfassung meteorologischer Daten

Die aktuellen Wetterdaten werden an der Wetterstation Heiliges Meer erfaßt. Diese besteht aus einem Thermo-hygro-barographen (Trommelschreiber mit einer Umlaufzeit von 7 Tagen) und einem Stationsquecksilberbarometer der Fa. Lambrecht, einem Ombrometer nach G. Hellmann in kleiner Ausführung (vgl. HELLMANN 1883) sowie einem Schalenkreuz-Handanemometer der Fa. R. Fuess, Berlin-Steglitz und einem Aspirationspsychrometer nach R. Assmann mit 0,2 °C-Teilung (vgl. ASSMANN 1888). Die kontinuierlichen Messungen der Wetterstation werden seit 1995 ergänzt durch Messungen mit zwei selbstregistrierenden digitalen Klimameßstationen der Fa. Thies, die neben den schon genannten Parametern zusätzlich den Niederschlagsgang, die Lichtintensität, die Windrichtung und die Windstärke als Mittelwerte 30-minütiger Intervalle aufzeichnen (vgl. POTT et al. 1998). Die Eichung beider Systeme erfolgt regelmäßig mit Handmessungen zu unterschiedlichen Tageszeiten.

4. Mechanismen zur Stoffverteilung im Ökosystem See

4.1 Gewässerkompartimente im Ökosystem See

Viele Begriffe zur Abgrenzung des Ökosystems See stammen aus der Meereskunde und werden in der Limnologie je nach Autor mit unterschiedlichen Inhalten belegt. Besonders im Übergangsbereich See-Ufer-Land kommt es zu unterschiedlichen Abgrenzungen der Lebensräume (vgl. NAUMANN 1930, GESSNER 1955, SCHWOERBEL 1993, BOHLE 1995). Einer Erläuterung der Fachtermini (Tab. 7) ist zusätzlich eine gebräuchliche Gliederung der Verlandungszone gegenübergestellt, wie sie z. B. auch von ELLENBERG (1996) sowie POTT & REMY (2000) verwendet wird.

Tab. 7: Die Eulimnische Zonation nach verschiedenen Autoren (erweitert nach NAUMANN 1930)

Zone	Beschreibung von NAUMANN 1930	Bezeichnung	nach ELLENBERG (1996)		
I	Zone oberhalb der Wasserstandsamplitude, niemals andauernd unter Wasser, auch nicht unter Spritzwasserwirkung stehend	Epilitoral	terrestrische Zone		
II	Zone oberhalb der Wasserstandsamplitude, niemals andauernd unter Wasser, aber zeitweise unter Spritzwasserwirkung stehend	Supralitoral			
III	Zone der Wasserstandsamplitude, die also bei Hochwasser überschwemmt wird	Litoral	Eulitoral	Erlenbruchwald	
IV	permanent unterseeische Zone			Sublitoral	Semiterrestrische – semiaquatische Zone,
	1) Überwasserpflanzen		Aquatische Zone		Schwimmpflanzenzone
	2) Schwimmpflanzen			Characeenzone	
	3) untergetaucht lebende Pflanzen	Profundal	Epiprofundal		
	4) Übergangszone			Euprofundal	
	5) pflanzenlose Schlammablagerungen				
	a) oberer Teil				
	b) unterer Teil				

Als Siedlungsraum kann der See in **Benthal** (Bodenzone) und **Pelagial** (Freiwasserzone) unterteilt werden. Das Benthal gliedert sich in das **Litoral** (Uferzone) und das **Profundal** (Abb. 4). Das Litoral ist die Zone geringer Wassertiefe, die sich zwischen dem Profundal und dem Ufer eines Sees ausdehnt. Die Grenze zum Ufer hin bildet die maximale Hochwasserlinie. Das Profundal setzt sich durch Fehlen Höherer Pflanzen gegen das Sublitoral ab.

Eine besondere Schwierigkeit stellt die Abgrenzung des See gegenüber dem terrestrischen Lebensraum dar, da die Systeme über Stoffflüsse miteinander in Verbindung stehen. Die Abgrenzung des Ökosystems See erfolgt in diesem Fall an der maximalen Hochwasserlinie.

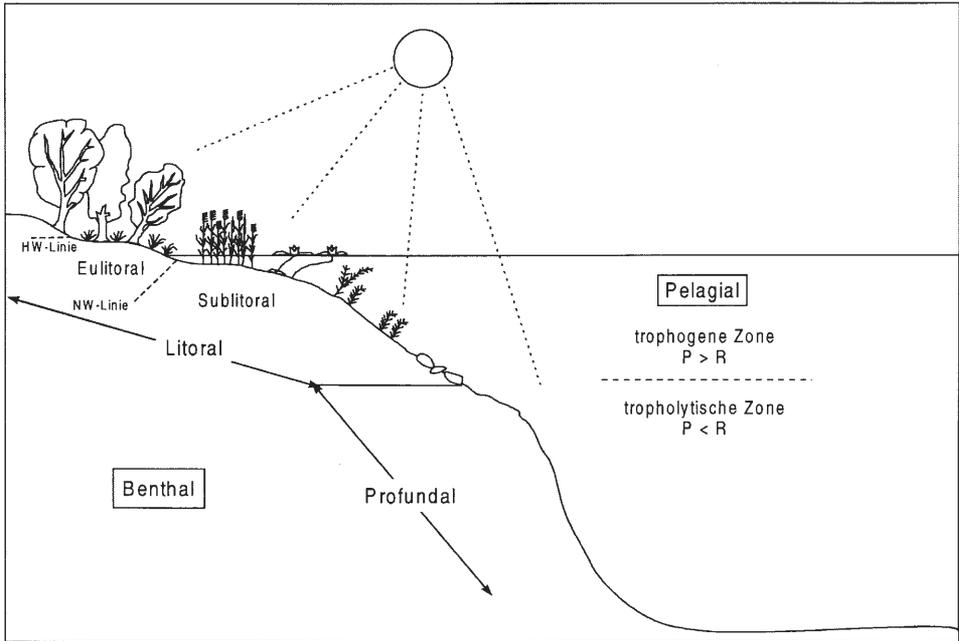


Abb. 4: Gewässerkompartimente im Ökosystem See (verändert nach BICK 1998 sowie POTT & REMY 2000). P: Photosynthese; R: Respiration.

4.2 Stoffverteilung im Pelagial und Litoral

Ein wesentlicher Unterschied der Lebensräume Pelagial und Litoral liegt in der Lage zum geschichteten Wasserkörper und der damit verbundene Kontakt zu nährstoffärmerem bzw. nährstoffreicherem Wasser. Das Pelagial erstreckt sich über die gesamte Tiefe des Sees und erschließt damit drei Teillebensräume, das Epi-, Meta- und Hypolimnion, die miteinander in Stoffaustausch stehen. Zeitweise geht dies allerdings nur in eine Richtung, und zwar während der sommerlichen Wasserschichtung vom **Epi-** zum **Hypolimnion** (Abb. 5). Das Kleine Heilige Meer nimmt eine Sonderstellung hinsichtlich der Nährstoffverteilung ein: Es ist zwar zeitweise eine Temperaturschichtung zu beobachten, mit der eine Nährstoffanreicherung über dem Gewässergrund stattfindet; diese kann jedoch unabhängig von der jahreszeitlichen Temperaturänderung wieder aufgelöst werden, wodurch es während der Vegetationsperiode mehrere Vollzirkulationsvorgänge und damit mehrere Nährstoffschübe geben kann.

Das Litoral erstreckt sich - bedingt durch die Morphologie der Gewässer Erdfallsee und Großes Heiliges Meer - lediglich über eine im Verhältnis zum Pelagial geringe Tiefe. Auch findet kein Wechsel der Milieubedingungen statt, wie dies mit zunehmender Tiefe normalerweise im Pelagial zu beobachten ist. Flachwasser-Bereiche werden dabei immer wieder durch Windeinwirkung stets vollständig durchmischt, so daß die im Wasser gelösten Stoffe insgesamt gut verteilt werden. Nur der gröbere Bestandsabfall setzt sich am Gewässerboden ab. Dort wird er zum größten Teil mineralisiert und bleibt auch während einer Stagnationsphase pflanzenverfügbar.

Die kurzen Phasen der Zirkulation liefern diesen Lebensräumen die notwendigen Pflanzennährstoffe, z. B. in Form von ausgefälltem Eisenphosphat, die aus Mineralisationsprozessen des Hypolimnions stammen. Die Mineralisation läuft im Pelagial wie im Lito-

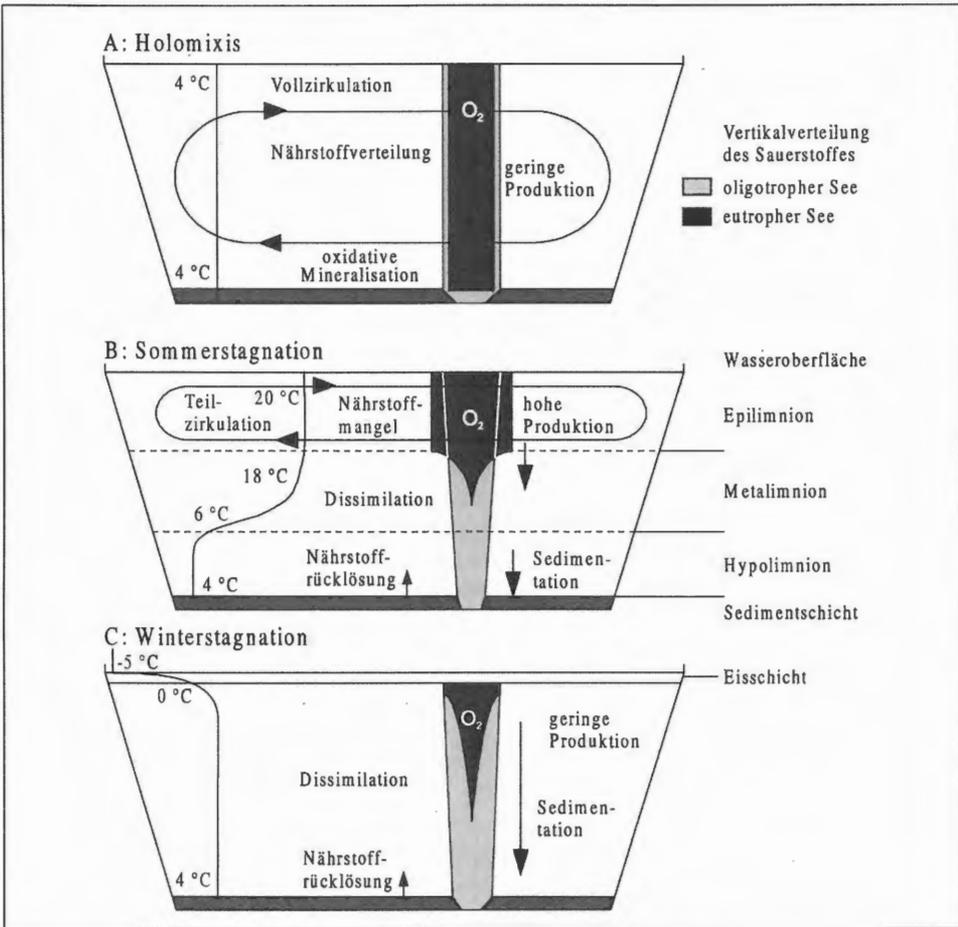


Abb. 5: Stoffverteilung und Produktion in Abhängigkeit von den Phasen Holomixis (A), Sommerstagnation (B) und Winterstagnation (C). Zusätzlich sind Temperatur- und Sauerstoffgradient als charakteristische Kenngrößen für die jeweiligen Phasen dargestellt (nach PORT et al. 1998).

ral in gleicher Weise ab. Der Unterschied besteht darin, daß im Pelagial die Nährstoffe am Grund des Sees freigesetzt werden, der während der Temperaturschichtung normalerweise von einer Durchmischung abgeschlossen ist. Im Litoral kann es dagegen im Zuge einer Teilzirkulation immer wieder zum Ausgleich kleinräumig entstandener Konzentrationsdifferenzen kommen. Während der Vollzirkulation sedimentiertes biotisches und abiotisches Material kann den Lebewesen somit bereits nach kurzer Zeit wieder zur Verfügung stehen, da ein ständiger Kontakt der Grenzschrift Sediment - Wasser mit zirkulierendem Wasser gegeben ist. Das Hypolimnion wirkt dagegen als Nährstofffalle. Alle Nährstoffe, die durch Sedimentationsprozesse die Bereiche der Teilzirkulation verlassen haben und ins Hypolimnion abgesunken sind, stehen in der laufenden Vegetationsperiode deshalb nicht mehr zur Verfügung (vgl. Abb. 5).

Innerhalb des Litorals sind weiterhin Prozesse von Bedeutung, die nicht unmittelbar mit der Dynamik und dem Stoffwechselgeschehen im See zusammenhängen. Im Interstitialbereich dieser Zone, besonders an Standorten mit geringer organischer Auflage oder unter

Rohboden, ist ein verstärkter Einfluß von Grundwasser feststellbar. Das Grundwasser wiederum kann seinerseits die Nährstoffbedingungen des Litorals in unterschiedliche Richtungen beeinflussen. Ist es nährstoffreich - wie meist unter landwirtschaftlichen Nutzflächen - so erfährt das Litoral eine Eutrophierung; ist es jedoch nährstoffarm oder im Vergleich mit dem Freiwasser des Gewässers nährstoffärmer, so erfahren die Standorte eine Nährstoffauswaschung und damit eine Oligotrophierung.

Bei der Betrachtung der Pflanzengesellschaften und ihrer hydrochemischen Standortbedingungen zeichnen sich die unterschiedlichen Trophiebedingungen der Standorte deutlich ab, welche von der Trophie des Pelagials z. T. erheblich abweichen. Andererseits fallen Gemeinsamkeiten hinsichtlich der Standortbedingungen an den verschiedenen Gewässern trotz der unterschiedlichen Ausgangsbedingungen wie Trophie, Alter und Gewässermorphologie auf.

Der jahreszeitliche Wechsel zwischen Stagnation und Holomixis steuert auch die Stoffeintragswege und die Nährstoffverteilung, weshalb z. B. allochthone Stoffflüsse über den Sicker- und Grundwasserpfad je nach Jahreszeit über unterschiedliche Wege erfolgen und sich in ihrer Einflußnahme auf die Trophie verschieden verhalten können. Die Eintragswege über die Litoralzone unterliegen Witterungseinflüssen, die auf die weitere Passage innerhalb des Pelagials zusätzlichen Einfluß nehmen. Besonders während kalter Herbstnächte kühlen sich die Uferpartien eines Sees viel stärker ab als das Pelagial. Dadurch entsteht durch die höhere Dichte des Wassers im Litoral ein Abwärtsstrom des Wassers entlang des Gewässerbodens bis zur Seemitte, ohne daß es zu einer Durchmischung allochthoner Stoffe mit dem Wasserkörper des Pelagials kommt (Abb. 6). Dies ist z. B. bereits daran zu erkennen, daß vor Erreichen der Herbstvollzirkulation im weiterhin sauerstofffreien Hypolimnion nährstoffreicher Seen die Wassertemperatur deutlich abnimmt und

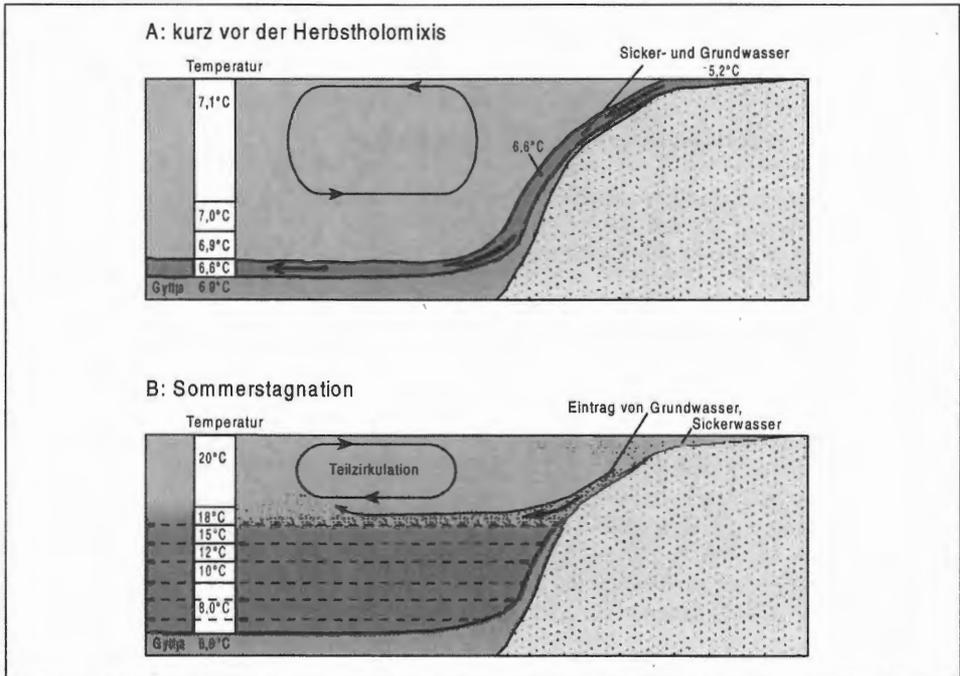


Abb. 6: Modell der Grund- und Sickerwasserströme im oberflächennahen Bereich des Aquifers in Abhängigkeit von der Jahreszeit (nach POTT et al. 1998).

Stoffe sich in der Tiefe anreichern. Während dieser Phase können jedoch innerhalb des sauerstofffreien Hypolimnions durch Stickstoffreduktion von außen zufließende Pflanzennährstoffe wirkungsvoll eliminiert werden, bis schließlich die Vollzirkulation einsetzt und die zugeführten Stoffe im gesamten See verteilt und pflanzenverfügbar werden. Auf gleiche Weise können im Frühjahr die sich langsam erwärmenden Wassermassen des Pelagials durch das während der Nachtstunden abgekühlte Wasser des Litorals unterschichtet werden und sich der Durchmischung entziehen, noch bevor es durch die Ausbildung eines geschichteten Epi-, Meta- und Hypolimnions zum Abbruch der Frühjahrsvollzirkulation kommt. Im Sommer herrschen jedoch andere Bedingungen: dann sinken die Wassertemperaturen im Litoral selten bis auf 4 °C ab - Ausnahmen bestehen z. B. während heftiger Gewitterschauer mit Hagel -, weshalb allochthone Stoffflüsse nun einen anderen Weg nehmen. Für das oberflächennahe Grund- und Sickerwasser bildet die Sprungschicht immer eine große Barriere. Das über das Litoral zuströmende, nun relativ warme Wasser wird entweder bereits im Epilimnion bei starkem Windeintrag vermischt oder es sinkt bei ruhiger Wetterlage und nächtlicher Abkühlung bis zur Sprungschicht in Tiefen gleicher Dichte ab, wo es dann zu Anreicherungen von Stoffen innerhalb der Sprungschicht kommen kann (vgl. Abb. 6). Allochthone Nährstoffeinträge bleiben zu dieser Jahreszeit in beiden Fällen pflanzenverfügbar und erhöhen den Eutrophierungsprozeß. Hier sind es kühle, niederschlagsreiche Sommer mit hohen Grundwasserständen, die den Eutrophierungsprozeß forcieren, während warme, trockene Sommer und kalte Winter der Eutrophierung entgegenwirken.

5. Ergebnisse

5.1 Beschaffenheit des Pelagials

Für eine Zustandsbeschreibung von Gewässern aus ökologischer Sicht ist die Kenntnis der wichtigsten physikochemischen Parameter unerlässlich. Der Indikatorwert einzelner Parameter wird vom Gewässertyp, vom geologischen Untergrund des jeweiligen Gebietes, von der Form des Stoffeintrages sowie von den Eintragsquellen, von der Vegetation und vom zeitlichen Ablauf der Gewässerdynamik bestimmt. Einzelmessungen in solchen Faktorenkomplexen sowie die Untersuchung einzelner Parameter besitzen daher nur eine eng umgrenzte Aussagekraft. Deshalb wurden die Beobachtungen aus dem Untersuchungszeitraum von 1996-1999 durch vergleichbare Ergebnisse aus den Jahren 1994 und 1995 ergänzt.

Die Auswirkung „interner“ und „externer“ Wechselwirkungen eines Sees mit weiteren, z. B. biotischen Parametern und angrenzenden Ökosystemen ist zu berücksichtigen, um das komplexe Geschehen in und am Wasser sicher beurteilen zu können (vgl. POTT et al. 1998). Untersuchungen zur Nährstoffrücklösung aus Sedimenten, wie sie z. B. von HUPFER (1995) durchgeführt wurden, zeigen solche Wechselwirkungen auf, deren Mechanismen für das Profundal ebenso Gültigkeit besitzen wie für das Litoral. Die ökologischen Zusammenhänge sind im Folgenden unter Berücksichtigung der gebietsspezifischen Bedingungen charakterisiert und die Indikatoreigenschaften der Parameter für Trophie und Standort sowie für allochthone und autochthone Stoffflüsse erläutert.

5.1.1 Temperatur

Die Temperatur ist für den seeinternen Nährstoffkreislauf von großer Bedeutung, da sie entscheidenden Einfluß auf die Reaktionsgeschwindigkeit sämtlicher chemischer und damit auch biochemischer und physiologischer Prozesse nimmt. Zusätzlich kommt es im

Verlauf eines Jahres zu einem temperaturbedingten Wechsel zwischen Stagnation und Zirkulation in tieferen Gewässern, die erheblichen Einfluß auf die Verteilung und Rücklösung von Nährstoffe im See nehmen. Erwärmen sich die oberen Wasserschichten durch Sonneneinstrahlung und Absorption, kommt es mit der Zeit zur stabilen Schichtung des Wasserkörpers. In der Phase der **Stagnation** unterscheidet man deshalb in vertikaler Folge entsprechend der Temperaturschichtung das Epilimnion (oberflächennahe Schicht), das Metalimnion (Sprungschicht) und das Hypolimnion (Tiefenzone, vgl. Abb. 7).

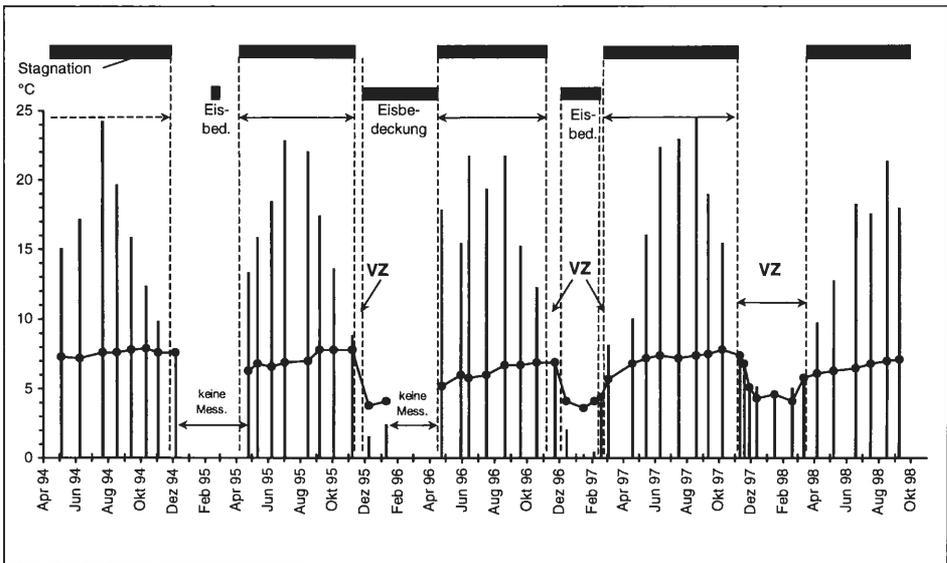


Abb. 7: Phasenwechsel von Stagnation und Zirkulation am Beispiel des Großen Heiligen Meeres. Dargestellt ist der Temperaturverlauf in den Tiefen 0 m (Säulen) und 10 m (Punktlinie) von 05/1994 bis 09/1998. In Abhängigkeit von der Witterung kann die Dauer der Vollzirkulation (VZ) von Jahr zu Jahr unterschiedlich lang sein. In milden Wintern z. B. 1997/98 dauerte sie sogar bis zum Beginn der Sommerstagnation an. Bei Eisbedeckung kommt es zu einer charakteristischen inversen Schichtung des Wasserkörpers, der Winterstagnation.

Das Epilimnion unterliegt dem direkten Witterungseinfluß und erreicht im Spätsommer seine maximale Erwärmung. Die Wassertemperatur kann dann bis auf ca. 25 °C ansteigen. Die Ausdehnung des Epilimnions wird durch die Erwärmung sowie die Windbedingungen auf dem See bestimmt. Nur in diesen oberen Wasserschichten findet im Sommer eine Durchmischung und damit ein Konzentrationsausgleich statt (Teilzirkulation). Während der Stagnation führt eine verstärkte Sedimentation zur Stoffabnahme innerhalb des Epilimnions und zu einer Stoffanreicherung im Hypolimnion.

Mit Beginn der Abkühlung werden durch den Prozeß der Konvektion größere Wassermassen in die Teilzirkulation eingeschlossen. Bei völliger Temperaturgleichheit kommt es im See schließlich zur vollständigen Durchmischung des Wasserkörpers (Holomixis), Mineralisationsprodukte aus dem Hypolimnion werden dabei in sehr kurzer Zeit im Litoral und im Epilimnion verteilt und stehen daraufhin den Primärproduzenten zur Verfügung. Die **Holomixis** kann durch Windeinwirkung ausgelöst werden und tritt im Frühjahr und im Herbst bei einer Wassertemperatur zwischen 4-7 °C in den über 10 m tiefen Gewässern des Naturschutzgebietes ein. Die Dauer der Zirkulation ist stark witterungsabhängig und kann von wenigen Tagen bis mehreren Monaten anhalten. Kommt es im

Herbst regelmäßig zur intensiven Holomixis, kann die Frühjahrszirkulation bei extremen Temperaturänderung auf eine sehr kurze Zeit begrenzt sein, unter Umständen sogar ausbleiben, wie z. B. im Frühjahr 1996 (POTT et al. 1998). In milden Wintern ohne nennenswerte Frostperioden erstreckt sich die Zirkulation zeitweise sogar bis in den Frühling (z. B. 1997/98, vgl. Abb. 7). Kommt es in Folge eines strengen Winters zu einer geschlossenen Eisdecke, entsteht eine inverse Temperaturschichtung, die ebenfalls eine Stagnation der Wassermassen bewirkt (z. B. 1995/96 und 1996/97).

Der Wasserkörper des Erdfallsees ist im Gegensatz zum Großen Heiligen Meer wesentlich kleiner, seine Wasserfarbe durch Huminstoffe außerdem leicht bräunlich gefärbt, und der flache Teil des Seeufers ist nicht bewachsen. Dadurch erwärmt er sich etwas schneller, und die Zirkulationsphase beginnt hier auch ca. 2 bis 4 Wochen früher.

Im Jahresverlauf treten im Bodenwasser in Abhängigkeit von der Vegetation und Abschirmung der Bodenoberfläche von direkter Sonneneinstrahlung in der Regel kleinräumige Temperaturdifferenzen zwischen 15 und 20 °C auf. In Extremfällen können sie auch höher liegen (max. gemessene Temperatur 22,7 °C). Im Grundwasser herrschen Temperaturen zwischen 8 und 10 °C. Im Laufe des Jahres entsteht so allmählich ein Dichtegradient, der einen Austausch von Grund- und Seewasser auf Bereiche gleicher Temperatur begrenzt. Besonders im Herbst, wenn sich die Seen in der einsetzenden Vollzirkulation befinden, sind theoretisch über große Flächen Austauschmöglichkeiten mit dem Grundwasser gegeben. Bereits eine Temperaturerhöhung von wenigen Grad Celsius im Grundwasser kann deshalb Hinweise auf anthropogene Verunreinigungen liefern (OBERMANN 1982). Über die Wassertemperatur werden also auch allochthone Stoffflüsse in dem See gesteuert.

5.1.2 Sauerstoff

Der Sauerstoff ist einer der bedeutendsten Faktoren für die chemischen und biochemischen Vorgänge im See. Der Sauerstoffhaushalt eines Sees wird durch zwei Faktoren maßgeblich beeinflusst. Neben dem Sauerstoffeintrag aus der Atmosphäre spielt der Sauerstoffeintrag aus der Primärproduktion eine bedeutende Rolle. Da die Photosynthese vom Licht abhängig ist, wird sowohl der physikalische als auch der biologische Sauerstoffeintrag normalerweise auf die oberflächennahen Wasserschichten beschränkt. Bei der Photosynthese wird organische Substanz aufgebaut, wobei Sauerstoff freigesetzt wird; bei der aeroben Atmung wird dagegen organisches Material unter Sauerstoffzufuhr verbrannt. Im Licht überwiegt die Sauerstoffproduktion in der trophogenen Zone, während im Dunkeln in der tropholytischen Zone alle sauerstoffverbrauchenden Prozesse ablaufen.

Die Verlagerung von organischem Material durch Sedimentation führt dem entsprechend zu einer Verlagerung von Reduktionsäquivalenten aus der trophogenen Zone in die tropholytische Zone. Auch die noch unzersetzten organischen Partikel der Mudde tragen bei der Zersetzung zu einer Sauerstoffzehrung im Hypolimnion bei. Gleichzeitig kommt es beim chemischen Abbau zur Freisetzung von Nährstoffen.

Nur während der Vollzirkulation gibt es einen Austausch von Sauerstoff aus der trophogenen Zone in die tropholytische Zone und umgekehrt kann es zu einem Austausch der Mineralisationsprodukte kommen. Gekoppelt mit diesem Zirkulationsschema weisen die Seen einen charakteristischen Verlauf der Sauerstoffkonzentration auf. Während der Stagnationsphasen treten in den Seen clinograde Sauerstoffkurven auf, d.h. mit zunehmender Tiefe geht die Sauerstoffsättigung mehr oder weniger schnell auf Werte um den Nullpunkt zurück (Abb. 8).

Im Erdfallsee beginnt die anaerobe Phase in der Regel im Juni und dehnt sich auf 3-4 m über dem Grund aus. Im Großen Heiligen Meer beginnt sie bereits einen Monat früher im

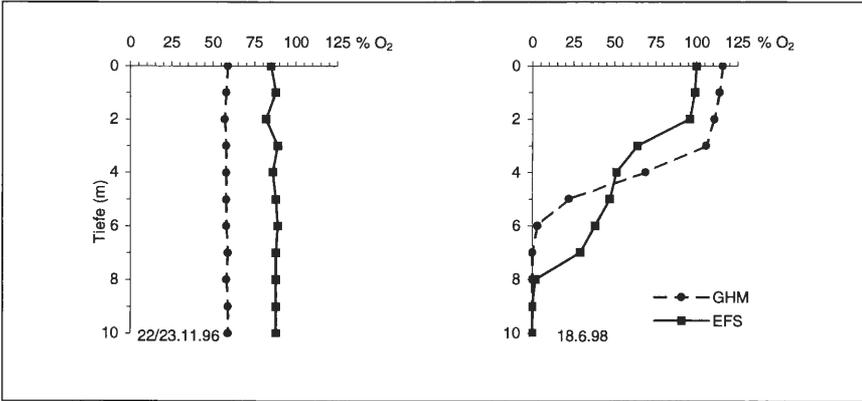


Abb. 8: Sauerstoffsättigung im Tiefenprofil vom Großen Heiligen Meer und Erdfallsee am 22/23.11.1996 (Herbstvollzirkulation) und am 18.6.1998 (Sommerstagnation).

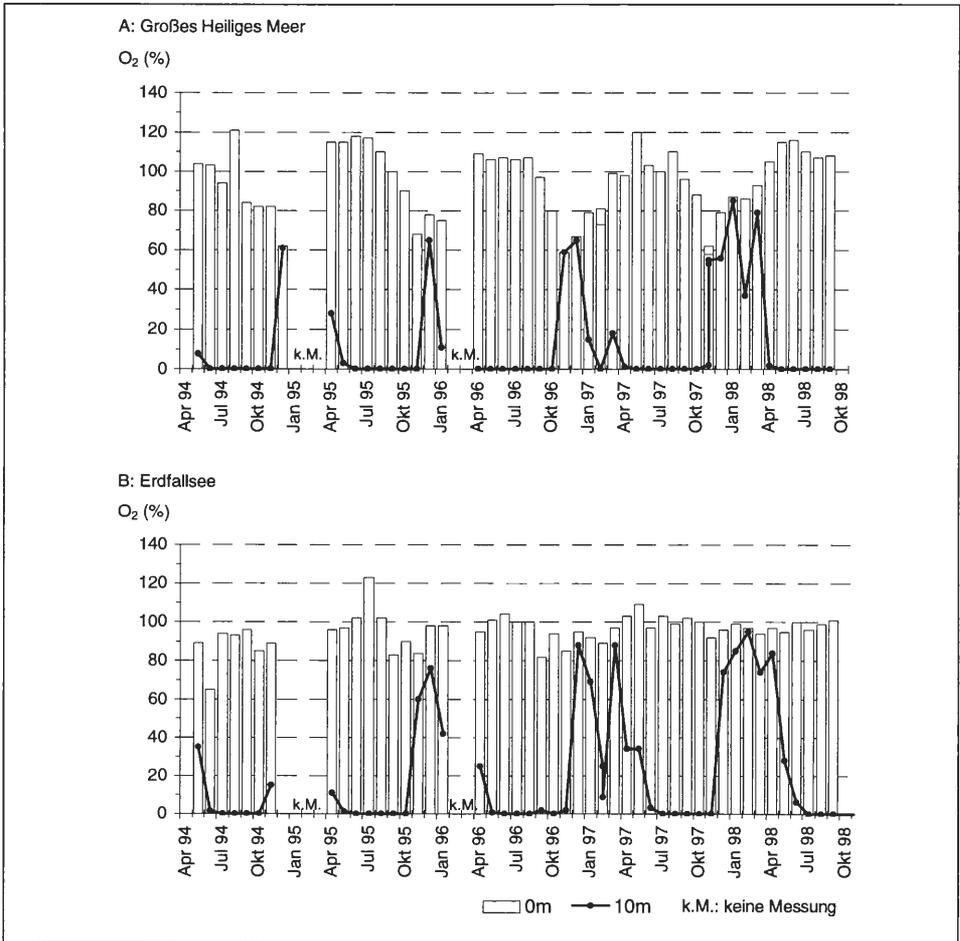


Abb. 9: Verlauf der Sauerstoffsättigung im Pelagial des Großes Heiligen Meeres (A) und des Erdfallsees (B) in 0 m und 10 m Tiefe in den Jahren 1994 bis 1998.

Mai und dehnt sich auf 4-5 m über den Grund aus. Zusätzlich führt ein hoher Gehalt an reduziertem Eisen im Hypolimnion bei der Vermischung der Wassermassen mit sauerstoffreichem Wasser zu einer zusätzlichen abiotischen Sauerstoffzehrung, so daß der Vorrat an Sauerstoff hier wesentlich kleiner ist als im Erdfallsee (Abb. 9). Andererseits bewirkt die Oxidation der Eisen-II-Verbindungen eine Komplexbildung mit Phosphat, die gleichzeitig auch zu einer Phosphatabnahme während der Zirkulationsphasen führt. Im Unterschied zum Großen Heiligen Meer ist nicht nur der Sauerstoffvorrat im Hypolimnion des Erdfallsees größer, auch ist eine Übersättigung durch die Primärproduktion während der Sommerstagnation bei weitem nicht so ausgeprägt. Nur an wenigen Untersuchungsterminen konnte eine deutliche Übersättigung festgestellt werden.

5.1.3 Trophieparameter

Als Trophie wird die Intensität der photoautotrophen Primärproduktion bezeichnet, bei der Kohlendioxid zu organischen Verbindungen reduziert wird (ELSTER 1958, HÜTTER 1994). Eutrophierungsparameter sind Makronährelemente, die das Wachstum der Primärproduzenten begrenzen. Liegen sie als Minimumfaktor vor, können allochthone Stoffeinträge zusätzliche Produktionsmaxima in Gewässern verursachen. Die wichtigsten Eutrophierungsparameter sind Nitrat, Ammonium, Phosphat und auch Kalium (RUTTNER 1962, GESSNER & KAUKAL 1952, POTT et al. 1998).

Akkumulationsprozesse sorgen für eine stetige Anreicherung dieser Stoffe an Stellen mit dauerhaft positiver Nettoprimärproduktionsrate. Zerfällt die aufgebaute Biomasse, gelangen die freigesetzten Mineralstoffe erneut in den Nährstoffkreislauf. Innerhalb von Gewässern kommt es durch zusätzlichen Nährstoffinput (z. B. Phosphat) zu einer Verschiebung innerhalb des Regelkreises, so daß mitunter andere Stoffe als Minimumfaktoren die Nettoprimärproduktion bestimmen. Welcher Parameter im Einzelfall die Regelfunktion des Wachstums übernimmt, ist je nach standörtlichen Gegebenheiten des Untersuchungsgebietes zu ermitteln. Im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ sind, bedingt durch die verschiedenen Trophiestufen der Seen, für jeden See andere Faktoren ausschlaggebend. Im meso- bis schwach eutrophen Großen Heiligen Meer kann z. B. die Phosphat-, Stickstoff- und wenigstens auch zeitweise die Kohlendioxidkonzentration als wachstums-limitierender Faktor eingestuft werden. Im Kleinen Heiligen Meer hingegen ist die Phosphat- und Kohlendioxidkonzentration über das ganze Jahr so hoch, daß diese als Minimumfaktoren ausfallen, hier stehen die Nitrat- und Ammoniumkonzentration als limitierende Faktoren im Zentrum des Regelkreises. Quellen allochthoner Stoffeinträge, besonders der Eutrophierungsparameter, sind in der angrenzenden Kulturlandschaft zu suchen. Durch Erosions- und Auswaschungsprozesse gelangen von angrenzenden Kulturlandflächen überschüssige Mengen an Phosphor, Stickstoff und Kalium ins Grund- und Oberflächenwasser (SCHEFFER et al. 1997).

5.1.3.1 Stickstoff

Für höhere Pflanzen ist nur mineralisierter Stickstoff verfügbar. Eine seeinterne Bereitstellung der Nährstoffe erfolgt über die Mineralisation organischen Materials. Die bedeutendste Rolle kommt jedoch dem Ammonium zu, das von vielen Algen und Wasserpflanzen direkt aufgenommen werden kann (SCHWOERBEL & TILLMANN 1977). Im sauerstoffreichen Milieu kommt es jedoch zur Oxidation des Stickstoffes, so daß Nitrat die vorherrschende mineralisierte Form des Stickstoffes darstellt. Im Jahresverlauf können die klassischen Eutrophierungsparameter durch die Primärproduktion je nach Trophie der Gewässer erhebliche Veränderungen erfahren.

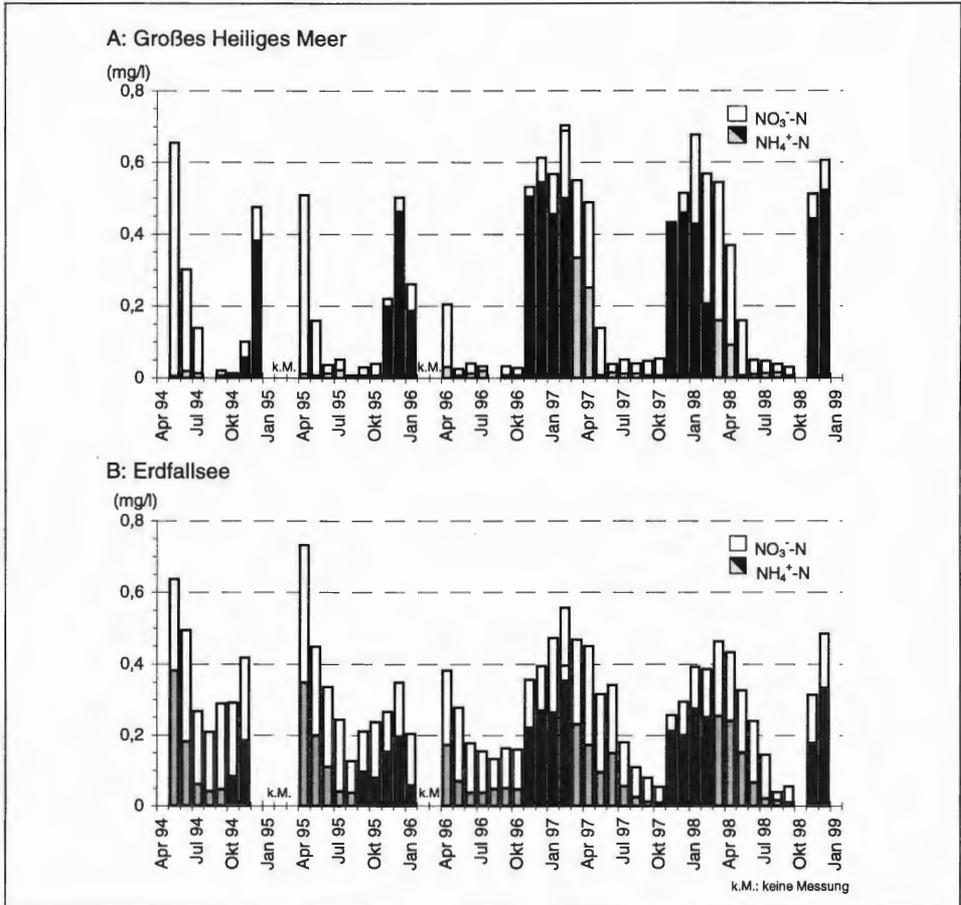


Abb. 10: Summendiagramm für den Gesamtstickstoffgehalt der Gewässer Großes Heiliges Meer (oben) und Erdfallsee (unten) im Vergleich. Dargestellt ist die mittlere Konzentration von NO₃⁻-N und NH₄⁺-N aus 0-3 m des Pelagials. Während der Stagnation ist eine Zehrung von Ammonium (grau hinterlegt) und Nitrat zu verzeichnen, die im nährstoffärmeren Erdfallsee länger anhält als im nährstoffreicheren Großen Heiligen Meer.

Das Große Heilige Meer unterliegt nach Ende der Frühjahrsvollzirkulation einer deutlichen Abnahme des Stickstoffangebotes (Abb. 10). Bereits ein bis zwei Monate nach Beginn der Sommerstagnation ist die NO₃⁻-N- und NH₄⁺-N-Konzentration im Epilimnion von 0,5 auf 0,02 mg/l abgesunken und befindet sich damit im Bereich der Nachweisgrenze. Im Erdfallsee hingegen treten stets leicht erhöhte Gesamtstickstoffkonzentrationen auf (0,7-0,3 mg/l). Die Zehrung dauert ca. 6-7 Monate und hält in der Regel bis zu Beginn der Herbstzirkulation an, wobei die Konzentration von NO₃⁻ und NH₄⁺ nur in Ausnahmefällen unter die Nachweisgrenze sinkt. Nicht nur aufgrund einer erhöhten Nährstoffaufnahme durch die Phytomasse, sondern auch durch Reduktion von Nitrat zum molekularen Stickstoff im sauerstofffreien Hypolimnion kommt es zu einer Abnahme des Stickstoffangebotes. Besonders im Großen Heiligen Meer ist die Denitrifizierung ein bedeutender Faktor, da im Hypolimnion bereits wenige Wochen nach Einsetzen der Stagnation anaerobe Verhältnisse entstehen, die sich innerhalb kurzer Zeit über ca. 1/3 des Wasserkörpers ausbreiten.

Die Unterschiede der Ammoniumkonzentrationen, die am Ende der Sommerstagnation im Hypolimnion der Seen ermittelt werden können, verdeutlichen den Trophieunterschied zwischen Großem Heiligen Meer und Erdfallsee ein weiteres Mal (Abb. 11). Im Großen Heiligen Meer sind sie Ausdruck einer höheren Mineralisationsrate des vermehrt sedimentierenden organischen Materials.

Allochthone Einträge können über den Luftpfad, den Fließwasserpfad, z. B. bei Hochwasser, und über den Grundwasserpfad erfolgen. Dabei bewirken die zuletzt genannten Wege eine deutliche räumliche Differenzierung in der Verteilung der Nährstoffe. Sie können ferner erheblichen Einfluß auf die Nährstoffdynamik ausüben (vgl. Kap. 6.3). Besonders von diesen Faktoren sowie von der Nährstoffrücklösung im Verlauf der Vollzirkulationen und vom Witterungsverlauf der Wintermonate (Eisbedeckung und Stagnation oder anhaltende Zirkulation) ist die Stickstoffkonzentration zu Beginn der folgenden Sommerstagnation abhängig (vgl. POTT et al. 1998).

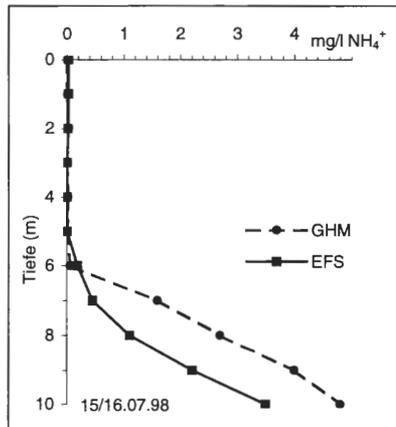


Abb. 11: Ammoniumkonzentration im Tiefenprofil vom 15/16.7.98 als Beispiel für eine unterschiedlich intensive Nährstoffrücklösung aus dem Sedimenten des Erdfallsees und des Großen Heiligen Meeres.

5.1.3.2 Phosphat

Phosphor nimmt im Ökosystem See eine zentrale Rolle ein. Als Energieträger ist es für alle Organismen ein essentielles Nahrungselement. Er tritt fast ausschließlich in der Form des Phosphorsäurerestes (PO_4^{3-} , Orthophosphat) auf. Durch sein niedriges Löslichkeitsprodukt zu einigen Kationen (Al^{3+} , Fe^{3+} , Ca^{2+}) wird es in wässriger Lösung ausgefällt und kann auf den Grund eines Sees sedimentieren. Hinzu kommt, daß Phosphationen gegenüber Stickstoffionen im Boden durch Adsorption an Tonminerale weniger beweglich sind. Seen erhalten daher in der Regel durch Oberflächen- und Grundwasser eine wesentlich geringere P-Fracht als N-Fracht, ausgenommen es liegen anthropogene Phosphatfrachten durch Abwasser oder durch landwirtschaftliche Düngefracht vor. In ungestörten aquatischen Ökosystemen kann der Phosphor daher häufiger als limitierender Faktor für die Primärproduktion angesehen werden als der Stickstoff (LAMPERT & SOMMER 1993, SCHWOERBEL 1993, POTT & REMY 2000).

Zu einer Anreicherung von Phosphor am Gewässergrund kann es durch Sedimentation von organischem Material und durch Adsorption sedimentierender Tonminerale und Kalkpartikel kommen. Die Redoxbedingungen an der Sediment-Wasser-Grenzschicht

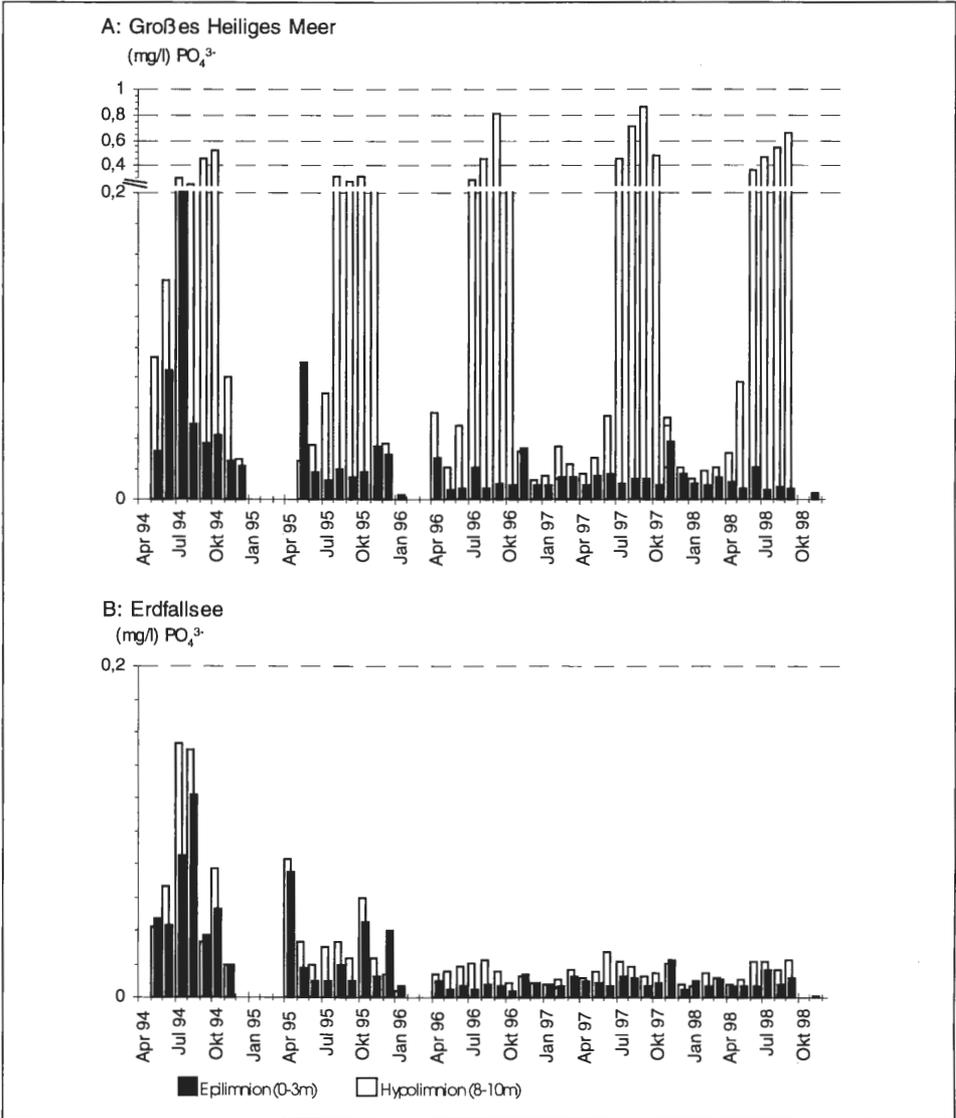


Abb. 12: Gegenüberstellung der mittleren Phosphatkonzentration (PO_4^{3-}) im Großen Heiligen Meer (oben) und im Erdfallsee (unten) in 0-3 m und 8-10 m. Die Trophieunterschiede der beiden Gewässer werden hier sehr deutlich.

sind dabei für den Verbleib des Phosphates von entscheidender Bedeutung. Bei Sauerstoffwerten über 0,1 mg/l liegt Eisen als Fe^{3+} vor. Es kann als $\text{Fe}(\text{OH})_3$ und Fe^{3+} mit Phosphat einen unlöslichen Komplex bilden, der Phosphat im Sediment deponiert. Unter reduzierenden Bedingungen löst sich der Eisen-Phosphatkomplex unter Reduktion des Fe^{3+} zu Fe^{2+} auf und das Phosphat kann, ebenso wie Eisen, in Lösung gehen. Im anaeroben Milieu wird so eine erhebliche Menge an Phosphat aus dem Schlamm eutropher Seen freigesetzt. An der Grenze der Sprungschicht können Phosphorverbindungen durch Turbulenzen teilweise wieder in die trophogene Zone gelangen und stehen dort dann erneut den Primärproduzenten zur Verfügung (LAMPERT & SOMMER 1993).

Anhand von Gesamtphosphatkonzentrationen, die während der Frühjahrsvollzirkulation ermittelt wurden, lassen sich der qualitativen Seentypenlehre entsprechende quantitative Bezugsgrößen zuordnen (HÜTTER 1994, vgl. VOLLENWEIDER 1968, POTT 1983, 1996). Für mesotrophe Gewässer werden 0,01-0,03 mg/l P (= 0,031-0,092 mg/l PO_4^{3-}) sowie für eutrophe Gewässer 0,03-0,1 mg/l P (= 0,092-0,307 mg/l PO_4^{3-}) angegeben.

Die vertikale Stoffverteilung des Orthophosphates (PO_4^{3-}) in den sauerstoffreichen Schichten der Seen ist relativ gleichmäßig und bewegt sich mit 0,005 bis 0,015 mg/l in einem sehr niedrigen Bereich nahe der Bestimmungsgrenze. Im Hypolimnion kommt es, nachdem die Sauerstoffkonzentration unter 0,1 mg/l abgesunken ist, zu einem Anstieg der Konzentration, im Großen Heiligen Meer entsprechend früher als im Erdfallsee (Abb. 12). Die maximale Konzentration am Ende der Stagnation kann durchschnittlich zwischen 0,5 und 0,8 mg/l im Hypolimnion des Großen Heiligen Meeres betragen, im Erdfallsee können dagegen Konzentrationen von nur durchschnittlich 0,2-0,4 mg/l ermittelt werden.

Phosphat besitzt die Eigenschaft, in Gegenwart von Fe^{2+} im sauerstoffreichen Milieu einen schwerlöslichen Eisen-III-Phosphat-Komplex zu bilden. Dies führt dazu, daß in den von Natur aus eisenhaltigen Gewässern des Naturschutzgebietes, und hier besonders im Großen Heiligen Meer, die Phosphatkonzentration in hohem Maße mit der Eisenkonzentration korreliert ist (vgl. KRIEGSMANN 1938) und daß Phosphat nur unter Extremsituationen in erhöhten Konzentrationen im Epilimnion während der Sommerstagnation nachzuweisen ist. 1994 war in dieser Hinsicht ein Ausnahmejahr. Verstärkte Sommerniederschläge und eine Unwetterphase im Juli führten kurzfristig zu erhöhten Konzentrationen im Epilimnion auch während der Sommerstagnation (vgl. Abb. 12).

Das Eisen war bereits zu Beginn der Stagnation vollständig oxidiert und sedimentiert, so daß in diesem Fall eine wirkungsvolle Phosphatelimination ausgeblieben ist. In den darauffolgenden Jahren konnten vergleichbare Beobachtungen nicht wieder gemacht werden, so daß solche extremen Einflüsse vergleichsweise selten auftreten und wenigstens zur Zeit zu keiner wesentlichen Veränderung in der Trophiebewertung der Gewässer führen.

5.1.3.3 Kalium

Kalium (K^+) gehört neben Phosphat und Stickstoff zu den bedeutendsten Pflanzennährstoffen. Es liegt im Grund- und Oberflächenwasser meist nur in geringen Konzentrationen vor. Obwohl Kalium in weit verbreiteten Gesteinen der Kalisilikate (Feldspat, Glimmer) vorkommt, liegt die Konzentration der K^+ -Ionen meist zwischen 1-2 mg/l. Dies ist einerseits auf eine geringe Löslichkeit der Minerale zurückzuführen, andererseits bedingt durch eine hohe Adsorptionsfähigkeit tonig-humoser Böden (HÜTTER 1994). In den pleistozänen Sandlandschaften ist Kalium aufgrund seiner Eigenschaften in die Gruppe der Trophieparameter zu stellen (POTT et al. 1996). Die räumliche und zeitliche Verteilung von Kalium in Seen ist gleichförmig mit sehr geringen jahreszeitlichen Schwankungen, ähnlich denen der Alkali- und Erdalkalitionen.

Im Großen Heiligen Meer schwankt die Konzentration zwischen 1,2 und 2,7 mg/l K^+ , im Mittel (1994-1998) beträgt sie 1,9 mg/l. Im Erdfallsee liegt die mittlere Konzentration bei 1,5 mg/l und die Amplitude reicht von 0,8 bis 2,3 mg/l K^+ (Abb. 13).

5.1.4 Das Carbonatsystem

Kohlendioxid tritt in Gewässern überwiegend als Gleichgewichtsprodukt der Kohlensäure auf, was sich im Carbonat-Puffersystem widerspiegelt (KLAPPER 1992). Es ist die einzige Form des Kohlenstoffes, die pflanzenverfügbar ist. Die Dissoziationsstufe (CO_3^{2-} , HCO_3^- , CO_2) ist außer vom pH-Wert auch von der Temperatur und der Gesamtminerali-

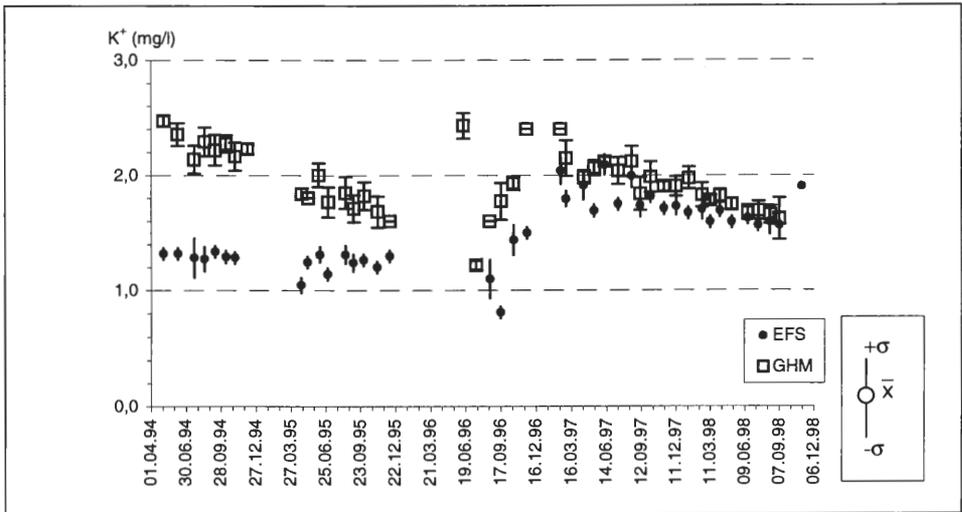


Abb. 13: Mittlere Kaliumkonzentration des Großen Heiligen Meeres und des Erdfallsees im Vergleich.

sation abhängig. In Gegenwart von Alkali- und Erdalkaliionen (besonders Ca^{2+}) kommt es zur Ausbildung eines Puffersystems. Gelöstes Kohlendioxid steht mit der Atmosphäre im Gleichgewicht. Ein geringer Teil des im Wasser gelösten Kohlendioxides hydratisiert zu Kohlensäure (H_2CO_3), die wiederum zu Hydrogencarbonat (HCO_3^-) und H^+ -Ionen teilweise dissoziieren kann. Die dabei erfolgte pH-Wert-Erniedrigung ermöglicht einen weiteren Dissoziationsschritt des Hydrogencarbonates zu Carbonat (CO_3^{2-}). Das Vorliegen einzelner Spezies des Kohlenstoffes ist pH-Wert abhängig. Bei einem pH-Wert von 8 liegen fast ausschließlich Hydrogencarbonationen vor. Verschiebt sich der pH in den alkalischen Bereich, verschiebt sich das Gleichgewicht in Richtung des Carbonates. Bei sehr niedrigen pH-Werten liegen überwiegend freies Kohlendioxid und Kohlensäure vor. Die Pflanzen nehmen bevorzugt das Kohlendioxid auf, nur diejenigen, die über das Enzym Carboanhydrase verfügen, können neben dem gelösten Kohlendioxid auch HCO_3^- als anorganische Kohlenstoffquelle nutzen (LAMPERT & SOMMER 1993).

Mit zunehmendem Alter der Gewässer innerhalb pleistozäner Sande steigt im Zuge der natürlichen Gewässeralterung und Eutrophierung der Gehalt an Calciumhydrogencarbonat. Er kann innerhalb natürlicher Gewässer als Indikator sukzessionsbedingter Stoffakkumulation gelten, die sich auch in einer Zunahme der trophiebestimmenden Parameter Stickstoff und Phosphat widerspiegelt.

Der Gehalt an gelöstem Kohlendioxid korreliert eng mit dem Sauerstoffgehalt. Bei starker Primärproduktion findet eine intensive CO_2 -Zehrung statt, aus der eine Stoffproduktion im Epilimnion resultiert. Im Großen Heiligen Meer kann dies zu einem vollständigen Verbrauch dieser Kohlenstoffspezies führen und damit einen Anstieg des pH-Wertes auf pH 9 nach sich ziehen. Dies und die gleichzeitig hohen Konzentrationen des Sauerstoffgehaltes zeugen von einer intensiven Primärproduktion im Epilimnion des Großen Heiligen Meeres, die mittlere Konzentration beträgt 3,6 mg/l. Im Erdfallsee ist die Amplitude weniger extrem. Ein Absinken der Konzentration unter die Nachweisgrenze von 0,5 mg/l konnte noch nicht beobachtet werden. Im Jahresverlauf sind zwischen 0,9 und 6,2 mg/l, im Mittel 2,6 mg/l im Epilimnion anzutreffen.

In der tropholytischen Zone erfolgt dagegen die oxidative Mineralisation, die über eine Sauerstoffzehrung zu einer CO_2 -Akkumulation in den tieferen Schichten führt. Da sie im

wesentlichen von der Menge des aus der trophogenen Zone sedimentierenden Materials abhängt, kann sie als Indikator für die Produktivität eines Sees herangezogen werden (vgl. OHLE 1952, WETZEL 1983). Im Großen Heiligen Meer kann die Konzentration am Ende der Stagnation bis auf ca. 100 mg/l angestiegen sein, während im Erdfallsee die Maximalwerte zwischen 50 und 60 mg/l betragen und damit etwa um die Hälfte geringer sind. Als gebundenes Kohlendioxid werden die durch Erdalkali- und Alkaliionen abgesättigten Bicarbonat- und Carbonationen bezeichnet. Meist treten sie an Ca^{2+} und Mg^{2+} gebunden auf. Der Gehalt an gebundenem Kohlendioxid bestimmt die Pufferkapazität des Wassers und dient gleichzeitig als Kohlenstoffreserve für die Photosynthese (SCHWOERBEL 1993). Die Konzentrationskurve des gebundenen Kohlendioxides steigt auch hier wieder mit zunehmender Tiefe an. Sie entspricht der Vertikalverteilung des gelösten Kohlendioxides. Im Epilimnion ist die vertikale Konzentration an gebundenem Kohlendioxid nahezu konstant. Im Vergleich der Meßtermine schwankt sie nur geringfügig (EFS: 6,2-24,5 mg/l, Ø 15,0 mg/l, GHM 35,2-66,0 mg/l, Ø 49,6 mg/l). In den sauerstofffreien Schichten ist dagegen ein drastischer Anstieg der Konzentration an gebundenem Kohlendioxid festzustellen (vgl. Abb. 14). Auch hier unterscheiden sich die Konzentrationen vom Erdfallsee und Großen Heiligen Meer um das 2- bis 3-fache (EFS: 4-57,2 mg/l, Ø 24,7 mg/l, GHM: 39,6-180,4 mg/l, Ø 77 mg/l).

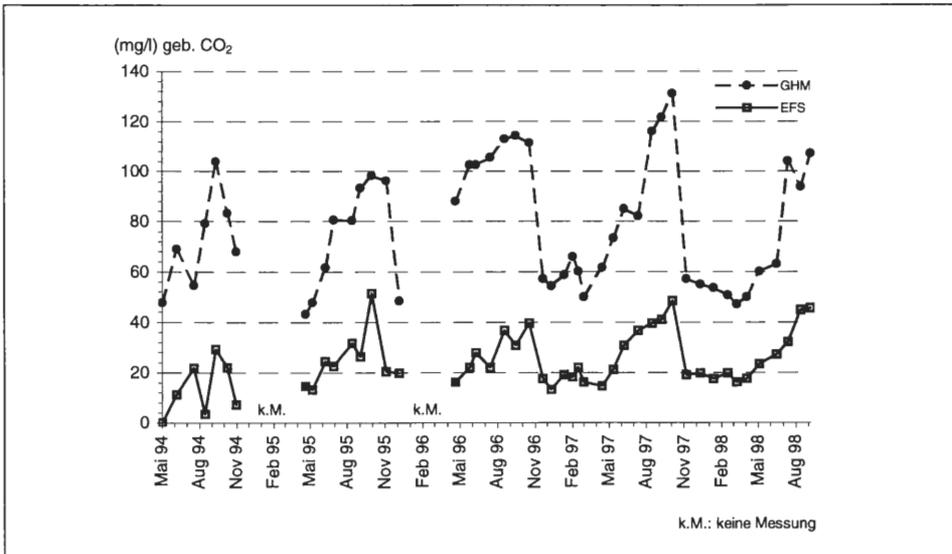


Abb. 14: Änderung des Hydrogencarbonates (dargestellt als Kohlendioxid) im Pelagial des Erdfallsees und des Großen Heiligen Meeres im Vergleich.

5.1.5 Der pH-Wert

Schon frühzeitig wurde die Bedeutung des pH-Wertes als Standortfaktor erkannt und eingehend untersucht (IVERSEN 1929, IVERSEN & OLSEN 1943 u.a.). Auch im Naturschutzgebiet werden bereits seit den 60er Jahren hierzu Untersuchungen an distinkten Pflanzenbeständen durchgeführt (ANT 1966). Die Wirkung des pH-Wertes auf die Pflanzen muß im Zusammenhang mit dem CO_2 -System gesehen werden, da der anorganische Kohlenstoff je nach pH-Wert in unterschiedlicher Form vorliegt (POTT & REMY 2000).

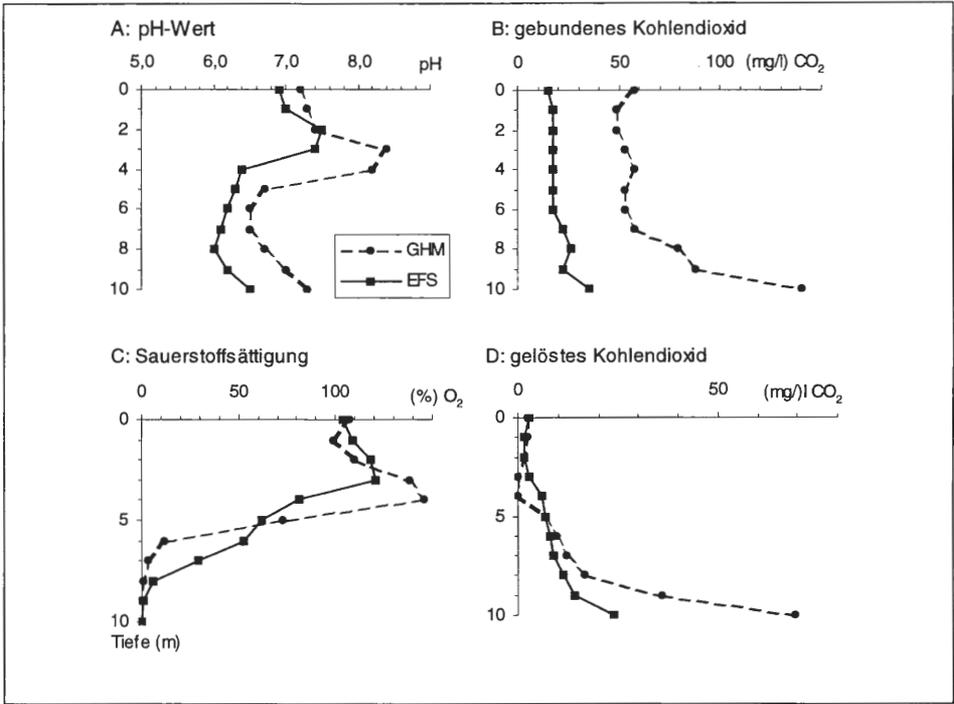


Abb. 15: Änderung des pH - Wertes mit der Tiefe, exemplarisch dargestellt an ausgewählten Tiefenprofilen des Erdfallsees und Großen Heiliges Meeres (Juni 96), daneben ist der gelöste und gebundene Kohlendioxidgehalt und die Sauerstoffsättigung dargestellt.

Der CO₂-Gehalt des Wassers wird durch assimilierende Vegetation und Atmung der übrigen Organismen stark beeinflusst (Abb. 15). Hieraus ergeben sich tägliche und jahreszeitliche Schwankungen und kleinräumige Unterschiede des pH-Wertes (GESSNER 1959, STRASBURGER 1981, POTT et al. 1998). Die Kenntnis des pH-Wertes ist allein für eine Beurteilung der Kohlendioxidspezies folglich unerlässlich. Auch die Löslichkeit und Beweglichkeit anderer Stoffe, z. B. Schwermetalle sowie Sulfat- und Aluminiumverbindungen im Grundwasser ist vom pH-Wert abhängig. Innerhalb des Schutzgebietes kommt ihm zusätzlich eine Indikatorfunktion zu: treten erniedrigte pH-Werte in Verbindung mit elektolytarmem Grundwasser auf, ist dies ein Hinweis für typisches Heidegrundwasser (POTT et al. 1998, WEINERT 1999).

5.1.6 Die elektrische Leitfähigkeit

Die elektrische Leitfähigkeit ist als Summenparameter der hydratisierten Kationen und Anionen anzusehen und somit ein Maß für die im Wasser gelösten Elektrolyte. Unter Berücksichtigung der geologisch bedingten Leitfähigkeit (hier ca. 100 $\mu\text{s}/\text{cm}$) kann sie im Zusammenhang mit anderen anorganischen Stoffen als Indikator für Verschmutzung und bedingt auch als Indikator für Trophieänderungen herangezogen werden (POTT 1983, POTT et al. 1998, HÜTTER 1994). Im Gelände ist sie als differenzierender Parameter für eine Abgrenzung von Flächen unterschiedlicher Eigenschaften von größter Bedeutung und ermöglicht somit eine erste Beurteilung der Bedingungen vor Ort. Mit ihrer Hilfe kann eine gezielte Auswahl der Probeentnahmestelle erfolgen, wodurch die Anzahl der im Einzelfall möglichst umfangreichen Wasseranalysen auf ein Minimum reduziert werden

kann. Deutliche Abweichungen von der geologischen Leitfähigkeit sind z. B. im Bereich südlich des Großen Heiligen Meeres und des Erdfallsses festzustellen. Eine detaillierte Wasseruntersuchung gibt näheren Aufschluß über die verursachenden Stoffe: Sind es im Bereich des Großen Heiligen Meeres überwiegend Sulfat, Chlorid und Calcium, die für eine Leitfähigkeitserhöhung verantwortlich sind, kommen im Bereich des Erdfallsses neben Calcium auch Nitrat und Kalium hinzu (WEINERT et al. 1998).

Innerhalb des Pelagials werden Schwankungen der Leitfähigkeit hauptsächlich durch Konzentrationsänderung der Parameter gebundenes Kohlendioxid und Eisen hervorgerufen. Weitere Parameter wie Calcium, Magnesium, Chlorid, Natrium, Sulfat u.a. bestimmen den absoluten Wert der Leitfähigkeit, sind aber nicht für Änderungen innerhalb des Pelagials heranzuziehen.

5.1.7 Erdalkalitionen

Calcium (Ca^{2+}) ist ein Mikronährstoff für Phytoplankton und stellt im Süßwasser das vorherrschende Kation dar. Es ist größtenteils als Carbonat und Hydrogencarbonat im Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht festgelegt (vgl. Kap. 5.1.4) und damit maßgeblich an den Puffereigenschaften der Gewässer beteiligt. Die Grund- und Oberflächenwasser der quartären Sande des Untersuchungsgebietes sind natürlicherweise arm an Erdalkalitionen (MATTHESS 1990). In Verbindung mit Magnesium kommt dem Stoffmengenverhältnis der Erdalkalitionen für die Beurteilung der Gewässerbeschaffenheit deshalb eine große Bedeutung zu. Stoffeinträge aus der Landwirtschaft sind z. B. häufig durch einen erhöhten Magnesiumgehalt gekennzeichnet (HÜTTER 1994). Das Calcium-Magnesium-Verhältnis sollte daher stets mit herangezogen werden, um schärfere Aussagen über die Herkunft von Stickstoff- und Phosphatverbindungen treffen zu können.

5.1.8 Indikatorparameter für allochthone Stoffeinträge

Innerhalb des Untersuchungsgebietes erlangen einige Parameter eine besondere Bedeutung, da sie von Natur aus nur in niedrigen Konzentrationen in pleistozänen Sanden auftreten oder aufgrund ihrer konservativen Eigenschaften lediglich durch Verdünnung eine Konzentrationsveränderung erfahren. Eine deutliche Erhöhung dieser Stoffe ist deshalb meist nur ein Hinweis für allochthone Stoffflüsse.

5.1.8.1 Sulfat

Schwefel tritt in Gewässern überwiegend in der Form von Sulfat (SO_4^{2-}) auf, gehört in die Reihe der Makronährelemente und kann von photoautotrophen Organismen und vom Phytoplankton aufgenommen werden. Es unterliegt im See einem sauerstoffabhängigen Kreislauf. Neben einer Umsetzung von Sulfid zu Sulfat kann im aeroben Milieu auch Schwefelwasserstoff zu Sulfat umgesetzt werden. Hieran sind Bakterien der Gattung *Thiobacillus* beteiligt. Im anaeroben Milieu kann es zur Sulfatatmung mit vollständiger Desulfurikation kommen. Unter Sauerstoffabschluß vermögen sulfatveratmende Organismen das SO_4^{2-} als terminalen Elektronenacceptor zu verwenden, was zu einer Freisetzung von Schwefelwasserstoff führt. H_2S kann im anoxischen Milieu schwerlösliche Verbindungen besonders mit Eisen bilden, die nachfolgend im Sediment als Eisensulfid (FeS) deponiert werden.

Größenordnungen zwischen 10-30 mg/l kommen in unbelasteten Gewässern von Haus aus vor (HÖLL 1986). Die Seen des Schutzgebietes weisen beide einen einheitlichen mittleren SO_4^{2-} -Gehalt von ca. 35 mg/l auf. Unter reduzierenden Bedingungen kann es ferner

im Hypolimnion zu einer Konzentrationsminderung von Sulfat kommen. Im Großen Heiligen Meer zeigt sich jedoch während der Sommerstagnation regelmäßig eine Anreicherung von H_2S .

Sulfat stellt neben Chlorid im Untersuchungsgebiet eine Art Indikator für allochthone Stoffeinträge dar. Hohe Konzentrationen von ca. 100 mg/l sind häufig entlang der Meerbecke im Grundwasser und im Bodenwasser des benachbarten Bruchwaldes und zeitweise auch in der Meerbecke selbst festgestellt worden. PUST (1993) konnte nachweisen, daß die Meerbecke seit 1988 einer Belastung mit mineralhaltigem Grundwasser ausgesetzt ist und sieht darin ein Quelle der Belastung des örtlichen Grundwassers mit Sulfat, Calcium, Natrium und Chlorid. WEINERT (1999) verweist in diesem Zusammenhang zusätzlich auf mineralhaltiges Grundwasser mit hohen autochthonen Sulfatanteilen.

5.1.8.2 Natrium

Natrium stellt das am häufigsten vorkommende Alkaliion dar und ist als essentielles Nahrungselement für Tiere (weniger für Pflanzen) anzusehen. Das Auftreten von Natrium rührt von den weitverbreiteten Na-Al-Silikaten her, die Natrium bei der Verwitterung abgeben. Es wird im Boden nur begrenzt an Tonminerale gebunden und besitzt eine hohe Löslichkeit (SCHEFFER et al. 1998). Anthropogene Quellen stellen neben Straßenauftausalzen auch Kalisalzdünger und Gülleverieselung dar (PUST 1993, MATTHESS 1990, HÜTTER 1994). Wegen seines konservativen Charakters weist es in seiner räumlichen und zeitlichen Verteilung nur geringfügige Differenzen auf (WETZEL 1983).

Im Zusammenhang mit Auftausalzen bekommt Natrium in Verbindung mit Chlorid im Bereich der Landstraße eine Indikatorfunktion für episodisch auftretende Salzbelastungen. Die Analyse ist notwendig, damit der im Gelände mit Hilfe der Leitfähigkeit ermittelten räumlichen Differenzierung von Stoffkonzentrationen die verursachenden Parameter zugeordnet werden können, um wiederum eine Eingrenzung der Eintragspfade vornehmen und Belastungsquellen aufzeigen zu können.

5.1.8.3 Chlorid

Chlorid (Cl^-) ist ein hoch mobiles Ion und erfährt normalerweise keine Veränderung durch biologische oder chemische Prozesse. Die Ionen werden in tonarmen Gesteinen normalerweise nicht zurückgehalten und gelangen auf dem Grundwasserpfad leicht in die Gewässer. Hohe Chloridgehalte, die nicht geologischen Ursprungs sind, weisen auf anthropogene Verunreinigungen z. B. mit Straßenstreusalzen, Düngemitteln und häuslichen Abwässern hin. Normalerweise sind keine auffälligen Veränderungen der räumlichen und jahreszeitlichen Verteilung von Chlorid in natürlichen Seen festzustellen (WETZEL 1983). Auch im Großen Heiligen Meer und im Erdfallsee ist die Chloridverteilung sehr gleichmäßig. Ihre absolute Konzentration liegt im Erdfallsee mit mittleren Werten von 16,9 mg/l nur etwa halb so hoch wie im Großen Heiligen Meeres, das im Mittel 34,2 mg/l erreicht. Die Schwankungen in der Vertikalverteilung sind ebenfalls sehr gering, auch im Jahresverlauf liegen keine nennenswerten Amplituden vor. Eine Verringerung der Chlorid-Konzentration in Gewässern kann aufgrund seiner Eigenschaften praktisch nur durch Verdünnung herbei geführt werden. Seit 1994 konnte eine Amplitude von 11,3 bis 20,1 mg/l im Erdfallsee und von 26,9 bis 38,8 mg/l im Großen Heiligen Meer ermittelt werden.

Chlorid wird bei der Infiltration nur zu geringen Teilen sorbiert und stellt ein gutes Maß für mögliche Grundwasserverschmutzung dar. Es kann neben Sulfat somit als weiterer gebietsspezifischer Parameter für allochthone Stoffeinträge in das Untersuchungsgebiet angesehen werden.

5.1.8.4 Kaliumpermanganatverbrauch

Bei der Bestimmung der Oxidierbarkeit mit Kaliumpermanganat wird nur ein Teil der tatsächlich gelösten, also leicht oxidierbaren organischen Substanzen als auch anorganische Stoffe (z. B. Fe^{2+}) mit erfaßt (HÖLL 1986). Der Kaliumpermanganatverbrauch im sauren Milieu, angegeben als organische Substanzen, ist daher als Summenparameter anzusehen, was bei der Interpretation entsprechender Meßdaten berücksichtigt werden muß.

Organische Substanzen treten als Zwischen- und Abbauprodukte der Mineralisation auf. Aber auch durch Exkretion von lebenden Organismen sowie deren Autolyse und nach allochthonen Einträgen von Stoffen in die Gewässer kann der Gehalt an organischen Substanzen beeinflußt werden. Bei den gelösten organischen Substanzen handelt es sich um ein Gemisch aus Polysacchariden, Enzymen, Huminsäuren u.a. Stoffen. Die Hauptkomponente stellen die aus dem Abbau pflanzlicher Substanz hervorgehenden, schwerabbaubaren Huminstoffe dar. Sie haben zudem die Eigenschaft, mit Metall-Ionen (Fe^{2+} , Mn^{2+}) Chelatkomplexe zu bilden, wodurch die Ionen in Lösung gehalten werden können. Sie dienen ferner den aquatisch lebenden Bakterien als Kohlenstoff- und Energiequelle. Die Menge der organischen Substanzen stellt deshalb ein Maß der Produktion der Seen dar, abgesehen von Mooreseen. Hier kommt es aufgrund einer verringerten Mineralisation zu einer autochthonen Anreicherung von Huminstoffen, so daß Werte bis zu 200-350 mg/l an organischen Substanzen gemessen werden können (HÖLL 1986). Hohe Gehalte an organischen Substanzen können also einerseits einen natürlich hohen Anteil an Huminstoffen repräsentieren oder trophiebedingt sein und andererseits auf Verunreinigungen hindeuten.

5.1.9 Schwermetalle

Eisen ist ein Schwermetall, das im Untersuchungsgebiet von Natur aus in z. T. sehr hohen Konzentrationen vorkommt. Auf Grund seiner Eigenschaft in Abhängigkeit von den Milieubedingungen seine chemische Wertigkeit zu ändern, kann es im oxidierten Zustand (Fe^{3+}) Phosphat unter Bildung des Eisen-Phosphatkomplexes festlegen. Dies führt bei einem Überschuß an Eisen in Gegenwart von Sauerstoff immer zu sehr niedrigen Phosphatkonzentrationen, die nahe der Bestimmungsgrenze liegen. Bei einer Änderung der Redoxbedingungen im sauerstofffreien Milieu kommt es hingegen zur Freisetzung des Phosphates aus dem Eisen-Phosphatkomplex durch Reduktion des Fe^{3+} zu Fe^{2+} , und somit zu einer spontanen Nährstofffreisetzung, die, solange PO_4^{3-} als wachstumslimitierender Faktor vorliegt, einen Wachstumsschub auslösen kann.

Mangan kann ebenfalls mit Phosphat einen schwerlöslichen Komplex bilden, tritt aber in wesentlich geringeren Konzentrationen im Grund- und Seewasser auf und spielt daher eine untergeordnete Rolle. Plötzlich auftretendes Zink im Pelagial und Sublitoral der Gewässer läßt auf einen verstärkten Zustrom von reduziertem Sicker- und Grundwasser schließen. Mangan und auch Zink können in Begleitung mit anderen Indikatorparametern für eine schärfere Aussage bei der Auffindung von Eintragsquellen und der Beurteilung der Gewässer dienlich sein.

5.2 Die Pflanzengesellschaften und ihre hydrochemisch-physikalischen Standortbedingungen

In diesem Kapitel werden die für die Gewässer charakteristischen Pflanzengesellschaften vorgestellt und die nachgewiesenen hydrochemischen Bedingungen ihrer Wuchsorte erläutert. Die Anpassung der Makrophyten an aquatische und semiaquatische bzw. amphi-

bische Lebensräume erfordert eine differenzierte Betrachtung ihrer Nährstoffquellen. Je nach Beschaffenheit des Standortes ist eine Unterteilung in **Frei-** und **Interstitialwasser** oder **Bodenwasser** sinnvoll. Standorte ohne Freiwasserbereiche sind im höheren Uferniveau, dem Supra- und Epilitoral angesiedelt und vermitteln zu terrestrischen Pflanzengesellschaften, deren Ursprung nicht in der Verlandung eines Gewässers liegt.

5.2.1 *Myriophyllo-Nupharetum luteae* (W. Koch 1926) Hueck 1931

Das *Myriophyllo-Nupharetum luteae* ist eine charakteristische Schwimmblattgesellschaft im Verlandungsbereich meso- bis eutropher Seen (POTT 1980, 1983). Ihre Biomasseproduktion führt zur Bildung organogener Sedimente und bewirkt eine Aufhöhung des Seebodens. Seeseitig wird der Wuchsbereich von *Nuphar lutea* und *Nymphaea alba* durch physikalische Faktoren, vor allem durch einen steigenden hydrostatischen Druck mit zunehmender Wassertiefe, von der Durchlichtung des Wasserkörpers und von der Morphologie der Uferbank begrenzt. Landwärts stehen die Seerosendecken in Konkurrenz mit Pflanzengesellschaften der Röhrichte. Je nach Grad der Trophie und Intensität des menschlichen Eingriffes lassen sich im Naturschutzgebiet neben der typischen Ausbildung eines *Myriophyllo-Nupharetum luteae* weitere Untereinheiten beschreiben, in denen einzelne Arten zur Dominanz gelangen können und Reinbestände ausbilden (POTT et al. 1996).

Im Großen Heiligen Meer ist eine mehr oder weniger geschlossene Schwimmblattzone ausgebildet, die eine Breite von wenigen Metern bis ca. 30 m einnimmt (vgl. Abb. A3). Seit 1949 hat sie sich vom West-, Süd- und Südostufer des Sees auch auf die nördlichen Uferabschnitte ausgebreitet (GRAEBNER 1930, 1934, RUNGE 1991). Vereinzelt kommen *Nuphar lutea* und *Polygonum amphibium* zur Dominanz und bilden eigene Fazies (Tab. A3). Seit 1968 unterliegt die floristische Zusammensetzung der aquatischen und amphibischen Pflanzengesellschaften nachweislich auch dem Einfluß des Bisams (*Ondatra zibethicus* L.), da er mitunter bestimmte Arten selektiv bevorzugt frißt oder zerbeißt. Deshalb ist in diesem Zusammenhang zu prüfen, in wie weit eine dauerhafte Faziesbildung der unmittelbare Ausdruck von Trophieunterschieden ist.

In relativ hoher Stetigkeit kommen neben den genannten Faziesbildnern weitere Arten bevorzugt nährstoffreicher Standorte wie *Potamogeton obtusifolius* und *Ranunculus circinatus* sowie auch Arten nährstoffärmerer Standorte wie z. B. *Eleocharis acicularis* und *Myriophyllum alterniflorum* vor. Die Artenkombination des *Myriophyllo-Nupharetum luteae* läßt auf eine mäßig nährstoffreiche Situation schließen, da hier Elemente relativ nährstoffreicher und ärmerer Ausbildungen nebeneinander vorkommen (vgl. WIEGLEB 1978, POTT 1980, STRASBURGER 1981).

Die Nährstoffbereitstellung erfolgt nicht ausschließlich über das Freiwasser, sondern auch über das Interstitial. Im Mittel steht das 2- bis 5-fache an Nährstoffen des Freiwassers im Interstitial zur Verfügung. Besonders die Konzentration von Ammonium (0,77 mg/l) und Phosphat (0,33 mg/l) sind aufgrund der überwiegend reduzierenden Bedingungen im Interstitial gegenüber dem Freiwasser während der Vegetationsperiode deutlich erhöht (Tab. 8). Ein deutlich erhöhtes Basenangebot mit einer Gesamthärte von 12 °dH führt dabei im Interstitial zu einer sehr guten Pufferung mit pH-Werten im neutralen Bereich, die nur einer geringen Amplitude (pH 6,5-7,5) unterliegen.

Im Kleinen Heiligen Meer ist die Durchlichtung des Wasserkörpers sehr gering (0,3-0,5 m), so daß eine Unterwasservegetation nur sehr spärlich ausgebildet ist. In der Schwimmblattzone ist *Nuphar lutea* die bestandsbildende Art (Abb. 16). Vereinzelt gesellen sich *Myriophyllum spicatum* und *Potamogeton crispus* hinzu, die vorwiegend den eutrophen Flügel des *Myriophyllo-Nupharetum* kennzeichnen (WIEGLEB 1976, POTT 1980, MELZER 1988).

Tab. 8: Mittlere Konzentration der Alkali- und Erdalkalitionen im Erdfallsee und Großen Heiligen Meer.

	Erdfallsee		Großes Heiliges Meer	
	\bar{x}	(min - max)	\bar{x}	(min - max)
K ⁺ (mg/l)	1,5	0,8–2,3	1,9	1,2–2,7
Na ⁺ (mg/l)	7,4	6,0–8,5	17,4	12,0–19,8
Ca ²⁺ (mg/l)	13,8	8,9–23	26,0	17,1–32,4
Mg ²⁺ (mg/l)	1,8	1,1–2,8	4,0	2,7–7,2
Ca/Mg-Verhältnis	4,7		3,9	
GH (°dH)	2,3	1,7–3,7	4,6	3,2–5,7
KH (°dH)	1,2	0,1–3,5	3,4	2,5–5,6



Abb. 16: Schwimmblattzone am Westufer des Kleinen Heiligen Meeres. Die Gelbe Teichrose (*Nuphar lutea*) bildet hier einen Hauptaspekt des Bestandes (1998).

Durch regelmäßigen Angelbetrieb werden die Bestände immer wieder aufgelichtet. 1998 trieben auf ca. 1/3 der Bestandsfläche Rhizome der Gelben Teichrose an der Wasseroberfläche. Auch hier muß davon ausgegangen werden, daß eine nachträgliche Veränderung der Artenkombination durch Mensch und Tier und damit u.U. eine Förderung bestimmter nährstoffliebender Arten stattgefunden hat.

Die Untersuchungen zeigen hier übereinstimmend mit der Bioindikation der Vegetation, daß im Freiwasser der Pflanzengesellschaft über das ganze Jahr eine deutlich bessere Versorgung mit Phosphat (im Mittel 0,106 mg/l) festzustellen ist als im Großen Heiligen Meer (0,04 mg/l). Auch die Nitrat-Amplitude (0,1-2,3 mg/l) und der Kohlendioxidgehalt (im Mittel 136 mg/l) sind deutlich größer (vgl. Tab. 9 und Tab. 10). Dies hängt ebenso mit der seespezifischen internen Nährstoffdynamik (vgl. Kap. 5.4) wie auch mit Stoffeinträgen aus dem Einzugsgebiet zusammen (vgl. Kap 6.6).

Tab. 9: Hydrochemisch-physikalische Milieubedingungen eines *Myriophyllo-Nupharetum luteae* im Großen Heiligen Meer.

Parameter	Freiwasser GHM (i = 3)					Interstitialwasser GHM (i = 3)				
	\bar{x}	s	Min.	Max.	n	\bar{x}	s	Min.	Max.	n
Temp. (°C)	11,8	6,79	0,2	23,8	62	12,1	5,08	5,5	20,7	29
O ₂ (mg/l)	8,4	2,2	n.n.	12,2	61(62) ¹	0,3	0,2	n.n.	0,7	5(29) ¹
pH (-log c(H ₃ O ⁺))	7,3	0,4	6,0	8,1	62	6,9	0,2	6,5	7,5	27
CO ₂ -geb. (mg/l)	53,5	16,3	26,4	167,0	62	156,2	33,6	101,2	228,8	28
LF (µS/cm)	295	63	261	650	62	521	152	332	740	29
NO ₃ ⁻ (mg/l)	0,6	0,5	0,1	1,7	60	0,3	0,2	0,1	0,7	26
NH ₄ ⁺ (mg/l)	0,33	0,59	0,01	4,44	62	0,77	0,61	0,09	2,40	27
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	0,047	0,162	0,002	1,276	60	0,330	0,243	0,045	0,860	28
K ⁺ (mg/l)	1,9	0,3	1,3	2,8	58	1,4	0,6	0,3	2,4	27
Ca ²⁺ (mg/l)	28,5	5,4	16,6	59,5	58	69,2	30,3	27,3	118,0	25
Mg ²⁺ (mg/l)	3,9	0,6	3,2	6,1	58	7,0	1,6	4,3	11,3	23
GH (°dH)	4,9	0,8	3,2	9,7	58	12,0	4,4	5,2	18,4	21
KH (°dH)	3,4	1,0	1,7	10,6	58	9,3	1,4	6,4	12,3	25
Na ⁺ (mg/l)	18,1	1,7	13,5	26,0	58	17,1	6,0	7,0	27,5	27
Cl ⁻ (mg/l)	36,1	4,97	32,1	67,4	62	44,2	16,00	22,2	65,0	28
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	34,4	9,5	18,6	94,6	60	40,7	37,2	2,9	103,7	24
KMnO ₄ -Verbrauch (mg/l)	29,8	17,5	14,5	132,7	58	26,8	21,6	7,3	71,4	27
Fe ²⁺ (mg/l)	0,85	1,47	0,05	10,90	62	14,40	14,73	3,16	50,00	28
Mn (mg/l)	0,21	0,25	n.n.	1,60	48(60) ¹	1,48	1,46	0,30	5,60	27
Zn (mg/l)	0,07	0,08	n.n.	0,25	7(60) ¹	0,02	0,02	n.n.	0,06	5(27) ¹

\bar{x} : Mittelwert 10/1996-10/1998; i: Anz. der Probestellen; Min.: Minimum; Max.: Maximum; s: Standardabweichung.; n: Anz. der Messungen, n.n. unterhalb der Bestimmungsgrenze.

¹ die Zahl vor der Klammer entspricht der Anzahl der Messungen, die oberhalb der Nachweisgrenze liegen und aus denen der Mittelwert gebildet wurde, die Zahl in der Klammer gibt die Gesamtanzahl der Messungen (n) wieder.

5.2.2 *Nymphaetum albo-minoris*

Am Erdfallsee ist heute unter mesotrophen Bedingungen nur die kleine Seerose (*Nymphaea alba* var. *minor*) am Aufbau einer Schwimmblattzone beteiligt. Sie stellt eine Standortmodifikation der Weißen Seerose dar und bildet das *Nymphaetum albo-minoris*. Die Gesellschaft gehört zur Verlandungsserie dys- bis mesotropher Stillgewässer der norddeutschen Pleistozänsandlandschaften (WITTIG 1980, POTT 1980, 1983, 1995). Ihre

Tab. 10: Hydrochemisch-physikalische Milieubedingungen eines *Myriophyllo-Nupharetum luteae* im Kleinen Heiligen Meer.

Parameter	Freiwasser KHM (i = 4)				
	\bar{x}	s	Min.	Max.	n
Temp. (°C)	15,8	4,97	4,6	26,1	45
O ₂ (mg/l)	7,2	2,5	0,5	13,0	43
pH (-log c(H ₃ O ⁺))	7,8	0,2	7,3	8,2	45
CO ₂ -geb. (mg/l)	135,8	13,5	110,0	158,4	42
LF (µS/cm)	660	21	594	717	45
NO ₃ ⁻ (mg/l)	0,5	0,6	0,1	2,3	43
NH ₄ ⁺ (mg/l)	0,08	0,08	0,01	0,31	39
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	0,106	0,106	0,017	0,582	40
K ⁺ (mg/l)	2,3	0,6	1,0	3,8	41
Ca ²⁺ (mg/l)	90,0	16,1	9,7	107,0	41
Mg ²⁺ (mg/l)	17,7	3,5	12,9	26,9	42
GH (°dH)	16,7	2,2	7,4	19,9	41
KH (°dH)	8,7	0,8	7,0	10,1	42
Na ⁺ (mg/l)	16,5	2,9	10,9	27,3	41
Cl ⁻ (mg/l)	32,6	3,45	27,8	44,9	43
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	139,6	14,8	109,5	167,0	40
KMnO ₄ -Verbrauch (mg/l)	36,2	26,4	16,7	195,9	40
Fe ²⁺ (mg/l)	0,32	0,12	0,17	0,65	43
Mn (mg/l)	0,22	0,20	0,01	1,36	41
Zn (mg/l)	0,01	0,01	n.n.	0,03	13(41) ¹

\bar{x} : Mittelwert 05/1998-10/1998; i: Anz. der Probestellen; Min.: Minimum; Max.: Maximum; s: Standardabweichung.; n: Anz. der Messungen, n.n. unterhalb der Bestimmungsgrenze.

¹ die Zahl vor der Klammer entspricht der Anzahl der Messungen, die oberhalb der Nachweisgrenze liegen und aus denen der Mittelwert gebildet wurde, die Zahl in der Klammer gibt die Gesamtanzahl der Messungen (n) wieder.



Abb. 17: Vegetationsabfolge einer Verlandung am Westufer des Erdfallsees (1998). In der Schwimmblattzone dominiert die Kleine Seerose (*Nymphaea alba* var. *minor*). Es schließen sich Bestände von *Eleocharis multicaulis* und *Hypericum elodes* an, den Abschluß zum Land bilden Gebüschbestände von *Myrica gale* und *Salix cinerea*.

Bestände erstrecken sich lückenhaft am Westufer (Abb. 17), die Wassertiefe beträgt nur 5-8 Dezimeter. Dort befinden sich inzwischen organische Ablagerungen, die als Dygyttja angesprochen werden. Sie lösen ein Protopedon ab, das im Zentrum des flachen Bereiches sowie am Ost- und Nordostufer weit verbreitet ist. Strömungen und Wellenschlag im zentralen, flachen Teil des Sees sind wohl ausschlaggebend für die geringe Ausbreitung der Pflanzengesellschaft. Die Bestände sind als fragmentarische Ausbildung des *Nymphaetum albo-minoris* anzusehen, die in bereits leicht eutrophierten Gewässern anzutreffen sind, da typisch oligotrophente Arten wie *Juncus bulbosus*, *Sparganium minimum*, *Utricularia minor* oder *Utricularia australis* hier fehlen (vgl. POTT 1980, WITTIG 1980).

5.2.3 *Littorella uniflora*-Gesellschaft

Die *Littorella uniflora*-Gesellschaft gehört zum Inventar einer typischen Vegetationsabfolge silikat-oligotropher Gewässer Nordwestdeutschlands (POTT 1983). Aufgrund ihrer äußerst geringen Produktivität ist die Gesellschaft in keine erkennbare Sukzession eingebunden. Bleiben allochthone Einflüsse aus, ist die Gesellschaft nicht an einem sichtbaren Verlandungsprozeß beteiligt. Stenökies Verhalten zeichnet die *Littorella uniflora*-Gesellschaft aus; so ist sie vor allem durch Eutrophierungs- und Versauerungseinflüsse in ihren Beständen bedroht und kann unter solchen Bedingungen durch starke organische Sedimentbildung oder durch Licht- und Raumkonkurrenz bei Algenaufwuchs oder bei Konkurrenz höherwüchsiger Kormophyten leicht verdrängt werden (vgl. ELLENBERG 1986, PREISING et al. 1990, KAPLAN 1993, WILMANN 1993). Ihre extrem konkurrenzschwachen und eutrophierungsanfälligen Bestände sind daher in Norddeutschland stark gefährdet (WITTIG & POTT 1981, RAABE et al. 1987, GRAVE 1994, KAPLAN 1992). Die Voraussetzung für die Herausbildung einer *Littorella uniflora*-Gesellschaft ist das Auftreten jahreszeitlicher Wasserspiegelschwankungen mit drei Ökophasen. Seichte Überschwemmung herrscht in der litoralen Phase, in der limosen Phase ist das kurzfristig trockenfallende Bodensubstrat wasserdurchtränkt, das in der terrestrischen Phase schließlich völlig abtrocknen kann (POTT 1995).

Die *Littorella uniflora*-Gesellschaft ist am Erdfallsee an drei Stellen als schmaler, ca. 1 bis 1,5 m breiter amphibischer Rasen mit Flächenausdehnungen von wenigen bis etwa 30 m² ausgebildet. Der größte Bestand liegt am ostnordöstlichen Ufer. Zwei sehr kleine Flächen der Strandlings-Gesellschaft befinden sich auf mittlerer Höhe der längeren West-Ost-Seeachse an luvseitigen Ufervorsprüngen im Süden und Norden. *Littorella uniflora* bildet im Erdfallsee zum Ufer hin Bestände aus, in denen noch vereinzelte Exemplare der Wasserlobelie (*Lobelia dortmanna*) wachsen.

Das Interstitialwasser am Ostufer bietet gegenüber dem Freiwasser nur eine geringfügig verbesserte Nährstoffsituation. Zwar steht eine 4-fache Menge von Ammonium im überwiegend anaeroben Milieu des Interstitials zur Verfügung: 0,71 mg/l gegenüber 0,17 mg/l im Freiwasser. Die Phosphatkonzentration ist jedoch mit 0,017 mg/l im Interstitial und 0,014 mg/l im Freiwasser annähernd gleich. Die Basenversorgung im Interstitial, die Gesamthärte beträgt nur 1,1 °dH, liegt hingegen deutlich unterhalb der des Freiwassers; dort beträgt sie immerhin 2,5 °dH. Dies spiegelt sich auch in einer mittleren Leitfähigkeit von 111 µS/cm wider, die gegenüber dem Freiwasser mit 156 µS/cm um ca. 40 µS/cm deutlich erniedrigt ist (Tab. 11). Eine Besonderheit dieses Wuchsortes, der hier von isoetider Vegetation eingenommen wird, welche einen Teil ihrer Nährstoffe aus dem Interstitial aufnimmt, ist die große Amplitude des pH-Wertes von pH 3,7 bis 6,0, der mittlere pH beträgt 5,0 und bezeugt somit sehr schön den oben beschriebenen Ökophasenwechsel.

Tab. 11: Hydrochemisch-physikalische Milieubedingungen eines *Littorella uniflora*-Bestandes am Erdfallsee (vgl. HÖLTER 1998).

Parameter	Freiwasser EFS (i = 1)					Interstitialwasser EFS (i = 2)				
	\bar{x}	s	Min.	Max.	n	\bar{x}	s	Min.	Max.	n
Temp. (°C)	15,2	7,7	5,2	23,9	9	13,8	4,8	7,0	21,6	17
O ₂ (mg/l)	8,8	1,7	5,9	11,6	9	0,4	0,5	n.n.	1,0	3(16) ¹
pH (-log c(H ₃ O ⁺))	6,8	0,2	6,5	7,1	9	5,0	0,78	3,7	6	17
CO ₂ -geb. (mg/l)	16,4	2,7	13,2	22,0	9	13,6	7,5	n.n.	30,8	15(17) ¹
LF (μS/cm)	156	5,1	151	167	9	111	24,9	70	160	17
NO ₃ ⁻ (mg/l)	0,5	0,3	0,3	1,0	9	0,5	0,29	0,1	1,1	17
NH ₄ ⁺ (mg/l)	0,17	0,19	0,02	0,56	9	0,71	0,35	0,27	1,53	17
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	0,014	0,010	0,006	0,025	9	0,017	0,014	0,004	0,060	16(17) ¹
K ⁺ (mg/l)	1,9	0,2	1,6	2,4	9	1,6	0,5	1,0	2,6	16
Ca ²⁺ (mg/l)	15,1	0,9	14,1	16,8	9	6,4	4,1	1,4	15,2	16
Mg ²⁺ (mg/l)	1,7	0,1	1,5	1,9	9	1,0	0,5	0,5	1,8	16
GH (°dH)	2,5	0,1	2,3	2,7	9	1,1	0,6	0,3	2,5	16
KH (°dH)	1,0	0,2	0,8	1,4	9	0,9	0,5	n.n.	2,0	15(17) ¹
Na ⁺ (mg/l)	8,0	0,3	7,3	8,3	9	6,9	1,7	3,6	8,9	16
Cl ⁻ (mg/l)	17,6	0,5	17,0	18,7	9	16,1	4,7	7,6	22,9	15
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	33,0	4,7	25,0	40,3	9	13,5	8,9	3,8	28,4	14
KMnO ₄ -Verbrauch (mg/l)	38,3	12,4	27,5	68,6	9	83,2	33,0	35,4	154,9	17
Fe ²⁺ (mg/l)	0,2	0,1	0,05	0,37	9	2,16	1,02	0,76	3,84	17
Mn (mg/l)	0,10	0,10	n.n.	0,32	7(9) ¹	0,16	0,07	n.n.	0,29	13(17) ¹
Zn (mg/l)	n.n.	-	n.n.	n.n.	(9) ¹	0,08	0,04	n.n.	0,10	3(17) ¹

\bar{x} : Mittelwert 05/1997-01/1998; i: Anz. der Probestellen; Min.: Minimum; Max.: Maximum; s: Standardabweichung; n: Anz. der Messungen, n.n. unterhalb der Bestimmungsgrenze.

¹ die Zahl vor der Klammer entspricht der Anzahl der Messungen, die oberhalb der Nachweisgrenze liegen und aus denen der Mittelwert gebildet wurde, die Zahl in der Klammer gibt die Gesamtanzahl der Messungen (n) wieder.

5.2.4 *Eleocharitetum multicaulis* Allorge 1922 em. R. Tx. 1937

Die Vielstengelige-Sumpfbinsie besiedelt amphibische Flachwasserzonen nordwestdeutscher Heide- und Moorgewässer oligo-, dys-, und mesotropher Ausbildung. Unter subhydriischen Bedingungen entwickeln sich starke Mudde-Auflagen aus unvollständig zersetztem pflanzlichen Material. *Eleocharis multicaulis* dominiert in dieser Pflanzengesellschaft und bildet flutende oder rasige, jedoch niedrigwüchsige Gürtel im Litoralbereich von der mittleren Hochwasserlinie bis hinab in ca. 60 cm Wassertiefe. Ihre hervorragend angepasste amphibische Lebensweise ermöglicht ihr, auch auf Standorten zu siedeln, von denen höher wüchsige Röhrichte fernbleiben, da sie für ca. 2-3 Monate im Jahr trocken fallen können (POTT 1982a, SCHAMINÉE et al. 1992).

Die Pflanzengesellschaft tritt am Erdfallsee innerhalb einer mesotrophen Verlandungsabfolge sowohl am Nordost- als auch am Nordwest- und vereinzelt auch am Südufer auf (vgl. Abb. A2 im Anhang). Seewärts vorgelagert finden sich vereinzelt *Littorella uniflora*-Bestände und landwärts schließt sich ein Gabelgebüsch an (Abb. 18).

5.2.5 *Scirpo-Phragmitetum* W. Koch 1926

Das *Scirpo-Phragmitetum* besitzt eine breite ökologische Amplitude hinsichtlich der Trophie und umspannt mit verschiedenen Fazies den Wuchsbereich in oligo- bis dys-, meso- und eutrophen Stillgewässern (POTT 1985). Es bildet oftmals ein dichtes, undurchdringliches Röhricht, das sich wie ein Gürtel entlang der Uferlinie zwischen einer Schwimm-

blattzone sowie Gebüsch- und Waldgesellschaften im amphibischen Lebensraum etabliert (Abb. 19). Auf nährstoffreichem Schlamm und über Flachmoortorfen dringt *Phragmites australis* bis zu einer Wassertiefe von ca. 150 cm in stehende Gewässer vor. Es bevorzugt wind- und wellenberuhigte Lagen und trägt durch unvollständig zersetzte Vegetationsrückstände zur Bildung organogener Naßböden bei. Dies kann die Verlandung von Gewässern erheblich beschleunigen (POTT 1983, PREISING et al. 1990). *Phragmites australis*, die dominierende Art am Großen Heiligen Meer, und andere meso- bis eutraphente Röhrichtarten dieser Gesellschaft wie *Schoenoplectus lacustris*, *Typha angustifolia* und *Typha latifolia* sind ausgeprägte Polykormonbildner und bauen entsprechende Dominanzgesellschaften der Assoziation auf. Ganz überwiegend vegetativ ist die Vermehrung des Schilfrohes durch ein Netz von rhizomartigen Ausläufern (DIERSSEN 1972, WILMANN 1993, POTT & PETERSEN 1999).

Das *Scirpo-Phragmitetum* läßt sich im Verlandungsbereich der Gewässer im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ in drei Untereinheiten gliedern (Tab. A4): Die weitaus artenreichsten Bestände sind am Nord- und Nordostufer des Großen Heiligen Meeres anzutreffen (mittlere Artenanzahl 15-20). Sie sind von einem steten Vorkommen von *Sparganium erectum* und *Lysimachia thyrsoiflora* charakterisiert. Diese Arten bevorzugen mäßig nährstoffreiche bis nährstoffreiche Gewässer mit humosen, mehr oder weniger kalkhaltigen Schlammböden (OBERDORFER 1994, POTT 1995).

Dieser eher typischen Ausbildung des *Scirpo-Phragmitetum* stehen Bestände mit *Carex acutiformis* gegenüber. Sie zeichnen sich durch eine Reihe von Arten aus, die in der typischen Ausbildung weitestgehend fehlen. Es sind hier *Rumex hydrolapatum*, *Filipendula ulmaria*, *Galium aparine*, *Epilobium hirsutum* und *Eupatorium cannabinum* zu nennen. Diese Fazies von *Carex acutiformis* ist hauptsächlich am Kleinen Heiligen Meer anzutreffen und dort in Bereichen, in denen durch eine verminderte Überflutung im Jahr bereits potentielle Bruchwaldstandorte entstanden sind.



Abb. 18:
Eleocharis multicaulis am
Nordostufer des Erdfallsees
(1998).



Abb. 19: *Scirpo-Phragmitetum* am Ost- und Nordostufer des Großen Heiligen Meeres (1998). *Phragmites australis* bildet zusammen mit *Typha latifolia* und *T. angustifolia* im amphibi-schen Verlandungsbereich einen stellenweise bis zu 200 m breiten Röhrichtgürtel aus.

Eine weitere Variante des *Scirpo-Phragmitetum* fällt durch das Fehlen typischer Röhrichtbegleitpflanzen im Gelände sofort auf. Die Artenanzahl liegt zwischen 2 und 6. Meist werden die Bestände nur von *Phragmites australis* gebildet. Am Westufer des Großen Heiligen Meeres bildet es z. B. Einartbestände aus. Auch am Erdfallsee tritt diese Fazies auf. Jedoch steht das Schilfrohr hier sehr viel lockerer, so daß von einer fragmentarischen Ausbildung gesprochen werden kann. Zusätzlich treten weitere, in diesem Fall für den Erdfallsee typische Arten dem Röhricht hinzu, wie z. B. *Hydrocotyle vulgaris*, *Hypericum elodes* und *Fontinalis antipyretica*, die eine deutlich geringere Nährstoffversorgung der Standorte bezeugen.

Die hydrochemischen Ergebnisse belegen für die Wuchsorte am Großen Heiligen Meer eine gute, teilweise sehr gut Nährstoffversorgung. Dennoch stellen sie für diese Ausbildung der Pflanzengesellschaft die untere trophische Grenze des möglichen Siedlungsbe-reiches dar (vgl. POTT 1982b, 1995). Besonders im Wurzelraum, dessen Substrat in die-sem Fall aus Ablagerungen der bestandsbildenden Arten selbst gebildet wird, ist eine gute Stickstoff- und Phosphatversorgung zu verzeichnen. Wechselnde Sauerstoffversorgung mit oxidierenden und reduzierenden Phasen charakterisieren diesen Standort. Sie fördern die Mineralisation und damit eine erhöhte Nährstofffreisetzung. Auch das Basenangebot ist mit einer Gesamthärte von 5,0 °dH im Frei- bzw. 5,8 °dH im Interstitialwasser für orga-nogene Sedimente im Bereich des Großen Heiligen Meeres als gut einzustufen (Tab. 12). Anhand der Leitfähigkeit - 281 µS/cm im Frei- bzw. 299 µS/cm im Interstitialwasser - können diese Standorte als meso- bis eutroph eingestuft werden (vgl. POTT 1980, 1983). Eine Amplitude der Leitfähigkeit von 97-537 µS/cm zeigt einerseits die große Spann-breite hinsichtlich der hydrochemischen Beschaffenheit der Wuchsorte an, die alleine am Großen Heiligen Meer eingenommen werden, und andererseits die Bedeutung der Grund-wasserbeschaffenheit für eine Standortdifferenzierung.

Tab. 12: Hydrochemisch-physikalische Milieubedingungen eines *Scirpo-Phragmitetum australis* am Großen Heiligen Meer.

Parameter	Freiwasser GHM (i = 2)					Interstitialwasser GHM (i = 3)				
	\bar{x}	s	Min.	Max.	n	\bar{x}	s	Min.	Max.	n
Temp. (°C)	12,2	6,97	0,1	25,8	26	11,2	5,61	0,1	22,5	42
O ₂ (mg/l)	8,5	2,7	0,8	12,2	26	1,7	2,7	n.n.	11,4	16(41) ¹
pH (-log c(H ₃ O ⁺))	7,3	0,4	6,7	8,0	26	6,4	0,5	5,4	7,1	44
CO ₂ -geb. (mg/l)	53,4	6,4	39,6	74,8	26	92,8	60,4	22,0	211,2	44
LF (µS/cm)	281	21	262	370	26	299	136	97	537	44
NO ₃ ⁻ (mg/l)	0,6	0,5	0,1	1,7	25	0,4	0,4	0,0	2,8	42
NH ₄ ⁺ (mg/l)	0,23	0,23	0,02	0,72	26	0,96	0,87	0,01	3,13	42
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	0,046	0,093	0,007	0,496	26	0,211	0,242	0,010	1,009	43
K ⁺ (mg/l)	2,1	0,6	1,6	3,9	24	1,4	0,8	0,2	3,4	41
Ca ²⁺ (mg/l)	29,5	11,1	23,2	82,1	24	34,7	29,2	2,1	135,0	41
Mg ²⁺ (mg/l)	3,8	0,5	3,2	5,3	24	4,6	3,9	0,7	17,1	39
GH (°dH)	5,0	1,6	4,1	12,4	24	5,8	4,8	0,5	19,4	39
KH (°dH)	3,4	0,4	2,5	4,8	24	5,4	3,5	1,4	12,6	40
Na ⁺ (mg/l)	17,5	1,6	13,4	19,8	24	14,6	4,9	5,3	26,5	41
Cl ⁻ (mg/l)	34,6	1,49	30,9	37,8	26	32,6	8,25	16,4	67,7	43
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	31,6	5,9	18,8	46,1	25	15,1	11,3	n.n.	59,9	37(41) ¹
KMnO ₄ -Verbrauch (mg/l)	29,2	12,8	16,4	80,3	24	37,7	11,9	10,8	75,2	43
Fe ²⁺ (mg/l)	0,38	0,38	0,02	1,80	26	2,97	2,37	0,41	9,86	43
Mn (mg/l)	0,30	0,38	n.n.	1,54	21(22) ¹	0,67	0,35	0,14	1,60	39
Zn (mg/l)	0,09	0,10	n.n.	0,28	6(18) ¹	0,07	0,16	n.n.	0,51	8(36) ¹

x: Mittelwert 10/1996–10/1998; i: Anz. der Probestellen; Min.: Minimum; Max.: Maximum; s: Standardabweichung.; n: Anz. der Messungen, n.n. unterhalb der Bestimmungsgrenze.

¹ die Zahl vor der Klammer entspricht der Anzahl der Messungen, die oberhalb der Nachweisgrenze liegen und aus denen der Mittelwert gebildet wurde, die Zahl in der Klammer gibt die Gesamtanzahl der Messungen (n) wieder.

Die Wuchsorte des *Scirpo-Phragmitetum* am Kleinen Heiligen Meer weisen gegenüber denen am Großen Heiligen Meer eine deutliche Trophiesteigerung auf (Tab. 13). Dies tritt besonders deutlich in dem Gesamtionengehalt der Leitfähigkeit mit 728 µS/cm im Freiwasser bzw. 628 µS/cm im Interstitialwasser zutage. Dieser Unterschied ist charakteristisch für Standorte am Kleinen Heiligen Meer und läßt sich auf weitere Parameter übertragen, z. B. die Phosphatkonzentration. Aber auch die Gesamt- und Karbonathärte weisen eine deutliche Differenz zwischen Kleinem Heiligen Meer und Großem Heiligen Meer auf (Abb. 20).

Für eine weitergehende Standortanalyse sind die unterschiedlichen Quellen der verschiedenen Wasserinhaltsstoffe von großer Bedeutung. Die angrenzenden Flächen am Kleinen Heiligen Meer werden noch gedüngt und stellen die Belastungsquellen für die Nährstoffe dar. Im Gegensatz dazu stammen Nährstoffeinträge am Großen Heiligen Meer überwiegend von Hochwasserereignissen. Erhöhte Calcium- und Magnesiumkonzentrationen sind hingegen am Kleinen Heiligen Meer, wie auch in Teilbereichen am Südufer des Großen Heiligen Meeres, auf Zustrom mineralhaltigen Grundwassers zurückzuführen (vgl. WEINERT 1999 und Kap. 6.6). Neben diesen allochthonen Einflußgrößen sind auch interne Rücklösungsprozesse für ein seespezifisches Nährstoffangebot verantwortlich zu machen (vgl. Kap. 5.4). Auffallend an den Messungen im Kleinen Heiligen Meer ist ein lediglich sehr geringer hydrochemischer Unterschied zwischen Frei- und Interstitialwasser. Dies dürfte darauf zurückzuführen sein, daß die Wurzeln und Rhizome der bestandbildenden Helophyten ein dichtes Geflecht unterhalb der Wasseroberfläche ausbilden und den See vom Ufer her besiedeln. Mit zunehmender Entfernung vom Ufer verlieren sie

Tab. 13: Hydrochemisch-physikalische Milieubedingungen eines *Scirpo-Phragmitetum australis* am Kleinen Heiligen Meer.

Parameter	Freiwasser KHM (i = 6)					Interstitialwasser KHM (i = 4)				
	\bar{x}	s	Min.	Max.	n	\bar{x}	s	Min.	Max.	n
Temp. (°C)	13,7	3,38	8,0	21,4	50	13,9	2,10	10,0	18,6	28
O ₂ (mg/l)	4,8	3,1	n.n.	12,5	40(50) ¹	1,3	0,0	n.n.	1,3	1(26) ¹
pH (-log c(H ₃ O ⁺))	7,4	0,3	7,0	8,1	50	6,9	0,3	6,5	7,8	28
CO ₂ -geb. (mg/l)	149,1	43,1	105,6	396,0	50	190,7	47,9	127,6	325,6	28
LF (μS/cm)	728	130	532	1029	50	628	159	335	1033	28
NO ₃ ⁻ (mg/l)	0,7	0,6	0,1	2,9	49	0,7	0,7	0,1	2,9	26
NH ₄ ⁺ (mg/l)	0,77	1,79	0,003	10,00	50	0,77	0,59	0,08	2,66	26
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	0,614	0,843	0,007	3,031	46	0,465	0,446	0,040	1,934	28
K ⁺ (mg/l)	3,0	2,3	0,5	12,2	50	1,7	1,1	0,4	5,5	27
Ca ²⁺ (mg/l)	104,5	25,5	58,8	168,7	50	89,8	24,7	45,1	146,7	27
Mg ²⁺ (mg/l)	19,8	6,4	13,0	46,8	50	17,5	6,3	7,3	27,7	27
GH (°dH)	19,2	4,8	11,6	34,3	50	16,6	4,6	8,0	26,8	27
KH (°dH)	9,5	2,7	6,7	25,2	50	12,1	3,1	8,1	20,7	27
Na ⁺ (mg/l)	16,8	2,7	10,3	23,5	50	14,4	5,6	6,3	26,3	27
Cl ⁻ (mg/l)	34,5	5,09	27,1	51,8	50	23,3	11,15	7,9	50,7	26
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	145,2	44,9	50,0	263,2	44	94,9	66,5	13,0	272,8	26
KMnO ₄ -Verbrauch (mg/l)	54,9	36,6	15,2	171,2	46	84,8	74,6	15,2	400,0	28
Fe ²⁺ (mg/l)	1,12	1,62	0,15	7,89	50	1,18	1,31	0,10	5,60	28
Mn (mg/l)	0,58	0,89	0,10	5,13	50	0,17	0,09	0,05	0,44	27
Zn (mg/l)	0,12	0,34	n.n.	1,75	26(44) ¹	0,03	0,02	n.n.	0,10	15(23) ¹

\bar{x} : Mittelwert 04/1998–10/1998; i: Anz. der Probestellen; Min.: Minimum; Max.: Maximum; s: Standardabweichung; n: Anz. der Messungen, n.n. unterhalb der Bestimmungsgrenze.

¹ die Zahl vor der Klammer entspricht der Anzahl der Messungen, die oberhalb der Nachweisgrenze liegen und aus denen der Mittelwert gebildet wurde, die Zahl in der Klammer gibt die Gesamtanzahl der Messungen (n) wieder.

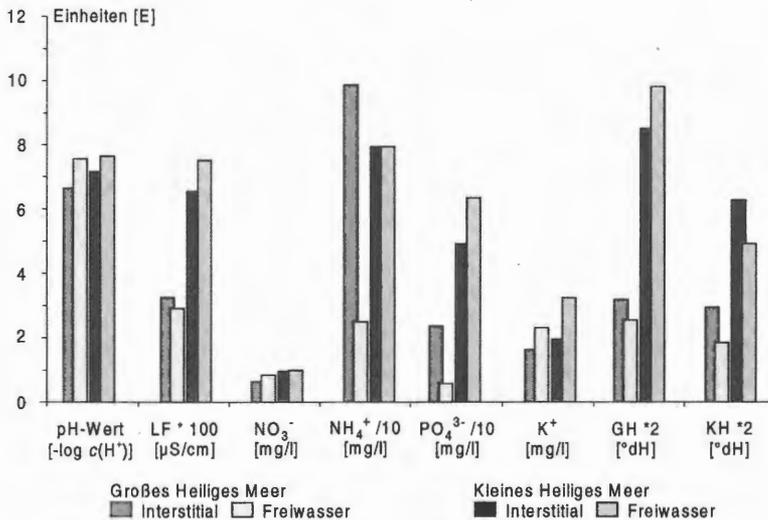


Abb. 20: Vergleich der hydrochemischen Milieubedingungen eines *Scirpo-Phragmitetum* von Wuchsorten am Kleinen Heiligen Meer und am Großen Heiligen Meer.

jedoch den Kontakt zum Boden, und es entsteht eine Schwingdecke, die ständig von Seewasser umgeben ist, welches dann schließlich ihre hydrochemischen Eigenschaften bestimmt.

5.2.6 *Scheuchzerio-Caricetea nigrae* (Nordhagen 1936) R. Tx. 1937

Die Pflanzengesellschaften bestehen aus Kleinseggen, Binsen und Wollgräsern. Sie bilden sich in Moorrandbereichen, die von Grund-, Quell- oder Sickerwasser langfristig durchtränkt sind. Prägend für die Artzusammensetzung der einzelnen Gesellschaften sind feine Abstufungen im Wasserhaushalt, im Elektrolytgehalt und im pH-Wert der Torfstandorte. Ihre primären Standorte im Umkreis von Gewässern oder im Lagg von Hochmooren sind von Natur aus weitestgehend gehölzfrei. Sowohl am oligo- bis mesotrophen Erdfallsee als auch am meso- bis eutrophen Großen Heiligen Meer befinden sich noch heute entsprechende Pflanzenbestände, die dieser Klasse zugeordnet werden können. Am Großen Heiligen Meer ist die Ausbreitung von Kleinseggenriedern lediglich auf einen kleinen grundwasserbeeinflussten und zudem künstlich baumfrei gehaltenen Uferabschnitt („mesotrophe Stelle“) begrenzt.

5.2.6.1 *Comarum palustre*-Gesellschaft

Comarum palustre ist eine schwache *Caricion lasiocarpae*-Verbandscharakterart, die nach OBERDORFER (1994) auf nassen, zeitweise flach überschwemmten, mäßig sauren Torf- und Schlammböden wächst. Die Gesellschaften des *Caricion lasiocarpae* bilden Schwingrasen an Moorgewässern und Heidewiehern im Bereich mesotropher Niedermoore (POTT 1995). *Comarum palustre* bringt in Verbindung mit *Carex lasiocarpa* entsprechende Verlandungspioniergesellschaften hervor, die in dys- bis mesotrophen Stillgewässern ohne große Wasserstandsschwankungen hohe Vitalitätsgrade aufweisen. Weiterhin werden von *Comarum palustre* Schwingdecken aufgebaut, wie dies z. B. im südwestlichen Litoralbereich des Erdfallsees zu beobachten ist (vgl. MACHARACEK 1996). Die Ausdehnung der Schwingdecke ist am Erdfallsee jedoch starken Schwankungen unterworfen: 1995 bedeckte das Sumpf-Blutauge eine Fläche von etwa 250 m². In den folgenden Jahren war die Fläche mit 20-50 m² nur etwa 1/5 so groß. Die Schwingdecke erstreckt sich auf einer Breite von 2-3 m bis zu einer Wassertiefe von ca. 50 cm in den See. Erstmals konnten im Jahr 1999 auf der Schwingdecke sehr vitale Exemplare von *Sparganium minimum*, einer *Littorelletea*-Art, beobachtet werden. Die Bestände bildeten sich in Schlenken auf einer Fläche von im Schnitt nur 2-3 m Durchmesser. Messungen der Leitfähigkeit in diesen Schlenken auf der Schwingdecke ergaben Werte zwischen 50 bis 80 µS/cm. Als Quelle für dieses Wasser kann nur der Niederschlag in Betracht gezogen werden, da alle anderen Quellen - Grund- oder Sickerwasser der näheren Umgebung sowie Seewasser - Werte deutlich über 100 µS/cm aufweisen.

Durchgehend anaerobe Bedingungen in den organogenen Sedimenten sorgen für eine starke Nitrat- und sogar Sulfatzehrung (vgl. Tab. 14). Oft konnte Schwefelwasserstoff qualitativ organoleptisch nachgewiesen werden. Die Folge sind wenig stark zersetzte organische Ablagerungen, die zu einer steten Aufhöhung des hier nur flachen Gewässerufers beitragen. Ein ständiger Austausch des Wassers durch Zirkulationsvorgänge führt zudem dazu, daß auch im Freiwasser im Vergleich zum Pelagial erhöhte Gehalte an Nährstoffen nachzuweisen sind (vgl. Kap. 5.3). Eine gegenüber dem Freiwasser um 60-100 µS/cm erhöhte Leitfähigkeit resultiert hier in erster Linie aus hohen Calciumkonzentrationen, aber auch aus deutlich erhöhten Werten des gebundenen Kohlendioxides. In Verbindung mit einem pH-Wert im neutralen Bereich (6,6-7,5) weist dies auf eine gegenüber dem Freiwasser deutlich bessere Puffereigenschaft der Wuchsorte hin. Lediglich die Kon-

Tab. 14: Hydrochemisch-physikalische Milieubedingungen eines *Comarum palustre*-Bestandes am Erdfallsee (vgl. HÖLTER 1998).

Parameter	Freiwasser EFS (i = 1)					Bodenwasser EFS (i = 1)				
	\bar{x}	s	Min.	Max.	n	\bar{x}	s	Min.	Max.	n
Temp. (°C)	13,8	7,7	4,8	22,7	8	13,2	5,7	6,3	20,9	7
O ₂ (mg/l)	7,0	2,4	3,3	10,6	8	n.n.	-	n.n.	n.n.	7
pH (-log c(H ₃ O ⁺))	6,6	0,3	6,3	7	8	7,1	0,3	6,6	7,5	7
CO ₂ -geb. (mg/l)	17,6	3,9	13,2	24,2	8	91,1	11,0	79,2	105,6	7
LF (µS/cm)	158	11,7	149	185	8	219	16,1	200	239	7
NO ₃ ⁻ (mg/l)	0,5	0,2	0,2	0,9	8	0,6	0,3	0,2	0,9	7
NH ₄ ⁺ (mg/l)	0,19	0,20	n.n.	0,47	7(8) ¹	0,33	0,46	0,01	1,20	6
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	0,018	0,011	0,006	0,036	8	0,045	0,04	0,007	0,110	7
K ⁺ (mg/l)	1,9	0,3	1,5	2,2	8	0,4	0,4	0,1	1,1	7
Ca ²⁺ (mg/l)	16,7	6,2	13,1	31,8	8	34,4	5,8	27,5	43,7	6
Mg ²⁺ (mg/l)	1,8	0,1	1,6	1,9	8	1,8	0,2	1,6	2,1	7
GH (°dH)	2,7	0,9	2,2	4,9	8	5,2	0,8	4,2	6,6	6
KH (°dH)	1,1	0,2	0,8	1,5	8	5,2	0,8	4,2	6,6	6
Na ⁺ (mg/l)	8,3	0,4	7,9	9,1	8	6,9	0,9	6,0	8,7	7
Cl ⁻ (mg/l)	18,5	1,5	17,4	22,0	8	10,1	5,4	4,6	17,4	7
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	33,7	4,7	26,9	40,3	8	5,9	4,2	1,4	13,4	6
KMnO ₄ -Verbrauch (mg/l)	46,4	13,3	32,2	66,7	8	72,7	35,1	34,1	122,6	7
Fe ²⁺ (mg/l)	0,50	0,38	0,16	1,14	8	1,22	1,40	0,12	3,72	7
Mn (mg/l)	0,10	0,08	n.n.	0,22	5(8) ¹	0,22	0,14	n.n.	0,45	6(7) ¹
Zn (mg/l)	n.n.	-	n.n.	n.n.	(8) ¹	n.n.	-	n.n.	n.n.	(6) ¹

\bar{x} : Mittelw. (05/1997–01/1998); i: Anz. der Probestellen; Min.: Minimum; Max.: Maximum; s: Standardabweichung.; n: Anz. der Messungen, n.n. unterhalb der Bestimmungsgrenze.

¹ die Zahl vor der Klammer entspricht der Anzahl der Messungen, die oberhalb der Nachweisgrenze liegen und aus denen der Mittelwert gebildet wurde, die Zahl in der Klammer gibt die Gesamtanzahl der Messungen (n) wieder.

zentrationen von Kalium, Natrium und Chlorid sind im Freiwasser gegenüber dem Bodenwasser leicht erhöht. Auch hier muß davon ausgegangen werden, daß die Ursachen für diese Differenzierung ein Zusammenwirken verschiedener Stoffflüsse aus unterschiedlichen Quellen darstellt.

Auch am Großen Heiligen Meer bildet *Comarum palustre* am Westufer im Bereich der sogenannten „mesotrophen Stelle“ einen kleinen Bestand von ca. 15 m² aus. Im Gegensatz zum Erdfallsee handelt es sich hier jedoch nicht um eine Schwingdecke, sondern um leicht überflutete Bereiche, in denen sich organisches Material angereichert hat. Die Dominanzbestände werden begleitet von *Agrostis canina*, *Carex lasiocarpa* und *Juncus bulbosus*. Arten wie *Typha angustifolia*, *Iris pseudacorus*, *Ranunculus lingua* und *Myrica gale* zeigen eine starke Konkurrenz mit den direkt benachbarten Verlandungseinheiten.

5.2.6.2 *Molinia caerulea*-Dominanzgesellschaft

Molinia caerulea ist im Naturschutzgebiet gemäß seiner ökologischen Amplitude weit verbreitet und durchdringt Pflanzengesellschaften, die im Einflußbereich der Grundwasserschwankung etabliert sind, mehr oder weniger stark. In unmittelbarer Nachbarschaft zu Gewässern tritt das Pfeifengras nur am Westufer des Großen Heiligen Meeres, der „mesotrophen Stelle“ (s. o.) auf. *Molinia caerulea* wächst auf wechselfeuchten bis nassen, nährstoffarmen, gut durchlüfteten, mäßig sauren Böden (OBERDORFER 1994). Im feuchteren Bereich treten *Agrostis tenuis*, *Comarum palustre* (vgl. Kap. 5.2.6.2), *Hypericum elodes* und *Hydrocotyle vulgaris* hinzu. Sie zeigen die floristische Zugehörigkeit zu

der Klasse *Scheuzerio-Caricetea nigrae* an. Die konstituierenden Arten haben meist Pioniercharakter und gedeihen auf nackten, nährstoffarmen Böden (POTT 1997). Sie stehen hier in starker Konkurrenz zu *Phragmitetea*-Arten wie z. B. *Phragmites australis* und *Peucedanum palustre*. Einen weiteren Hinweis für einen sauren, verhältnismäßig nährstoffarmen, minerotrophen Standort liefern die Torfmoose, z. B. *Sphagnum fimbriatum* und *Sphagnum palustre*. Die Aussagen, die anhand der Arten über die Standortverhältnisse gemacht werden können, stimmen sehr gut mit den Ergebnissen der hydrochemischen Analysen des Bodenwassers überein (Tab. 15).

Tab. 15: Hydrochemisch-physikalische Milieubedingungen eines *Molinia caerulea*-Bestandes am Großen Heiligen Meer.

Parameter	Bodenwasser GHM ufernah (i = 3)					Bodenwasser GHM uferfern (i = 3)				
	\bar{x}	s	Min.	Max.	n	\bar{x}	s	Min.	Max.	n
Temp. (°C)	10,9	4,78	2,1	19,8	49	10,4	4,52	1,6	19,1	49
O ₂ (mg/l)	1,2	1,3	n.n.	4,8	41(49) ¹	1,2	1,1	n.n.	4,6	40(49) ¹
pH (-log c(H ₃ O ⁺))	5,0	0,2	4,5	5,7	49	4,9	0,2	4,0	5,2	49
CO ₂ -geb. (mg/l)	14,1	4,9	4,4	35,2	49	12,2	3,4	4,4	22,0	49
LF (µS/cm)	91	42	53	203	49	72	14	47	119	49
NO ₃ ⁻ (mg/l)	0,6	0,4	0,1	2,1	45	0,6	0,3	0,0	1,2	47
NH ₄ ⁺ (mg/l)	0,08	0,12	0,01	0,60	46	0,14	0,17	0,01	0,70	46
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	0,019	0,016	0,004	0,100	48	0,028	0,026	0,005	0,120	49
K ⁺ (mg/l)	0,4	0,5	0,0	1,7	39	0,2	0,2	0,0	0,8	38
Ca ²⁺ (mg/l)	6,1	3,4	1,6	14,4	39	5,3	1,9	2,1	9,6	39
Mg ²⁺ (mg/l)	0,7	0,8	0,2	3,7	39	0,3	0,1	0,2	0,6	39
GH (°dH)	1,0	0,6	0,3	2,8	39	0,8	0,3	0,4	1,4	39
KH (°dH)	0,8	0,2	0,3	1,4	39	0,8	0,2	0,3	1,4	39
Na ⁺ (mg/l)	5,4	4,9	1,8	19,0	39	3,3	0,8	1,9	5,9	39
Cl ⁻ (mg/l)	12,1	9,25	5,0	36,1	49	7,7	1,65	2,8	11,3	49
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	21,1	9,2	5,8	51,9	44	14,9	6,8	n.n.	28,8	41(44) ¹
KMnO ₄ -Verbrauch (mg/l)	45,8	18,2	15,4	118,2	49	61,1	22,1	13,4	156,1	48
Fe ²⁺ (mg/l)	0,33	0,23	0,01	1,02	47	0,75	0,49	0,05	2,48	47
Mn (mg/l)	0,31	0,17	0,01	0,82	37	0,33	0,13	0,13	0,77	37
Zn (mg/l)	0,19	0,35	n.n.	1,03	7(34) ¹	0,11	0,14	n.n.	0,57	16(33) ¹

\bar{x} : Mittelwert 10/1996–10/1998; i: Anz. der Probestellen; Min.: Minimum; Max.: Maximum; s: Standardabweichung.; n: Anz. der Messungen, n.n. unterhalb der Bestimmungsgrenze.

¹ die Zahl vor der Klammer entspricht der Anzahl der Messungen, die oberhalb der Nachweisgrenze liegen und aus denen der Mittelwert gebildet wurde, die Zahl in der Klammer gibt die Gesamtanzahl der Messungen (n) wieder.

Im Vergleich zu anderen Standorten zeigt sich ein sehr deutlich erniedrigter Gehalt an Nährstoffen und auch an Basen sowie ein pH-Wert, der im schwach sauren Bereich liegt, so daß es sich um einen Standort mit stark oligotrophem Charakter handelt. Charakteristisch für den Standort ist demnach ein pH-Wert um 5 sowie eine geringe Leitfähigkeit zwischen 72 und 91 µS/cm, die maßgeblich durch ein geringes Basenangebot - die Gesamthärte beträgt nur 1,0 °dH - verursacht wird. Ebenso liegen die Konzentrationen der Nährstoffparameter mit durchschnittlich 0,019-0,028 mg/l PO₄³⁻ und 0,08-0,14 mg/l NH₄⁺ sehr niedrig. Auffallend ist, daß im Bodenwasser in der Regel eine zwar niedrige aber konstante Sauerstoffversorgung mit durchschnittlich 1,2 mg/l O₂ zu beobachten ist. Durch Mineralisationsprozesse wird Stickstoff freigesetzt, der sogleich zu Nitrat (durchschnittlich 0,6 mg/l) oxidiert werden kann. Nitrat unterliegt jedoch mit dem Grundwasserstrom einem steten Auswaschungsprozeß in das Große Heilige Meer. Dies äußert sich unter anderem in einer im Verhältnis zu räumlich benachbarten Meßstellen im Birkenbruchwald niedrigeren Konzentration von organischen Substanzen (KMnO₄-Verbrauch:

46-61 mg/l gegenüber 80 mg/l im Birkenbruch, vgl. Kap. 5.2.10). Mit zunehmender Entfernung vom Ufer und steigendem Grundwasserflurabstand werden die typischen *Scheuchzerio-Caricetea* Arten weniger. Die Qualität des Bodenwassers der uferfernen Standorte ändert sich mit abnehmendem Einfluß des Großen Heiligen Meeres jedoch nur geringfügig. Vielmehr gleichen sich die hydrochemischen Milieubedingungen mehr und mehr denen des Grundwassers an, wie es unter der Heide gebildet wird (Abb. 21).

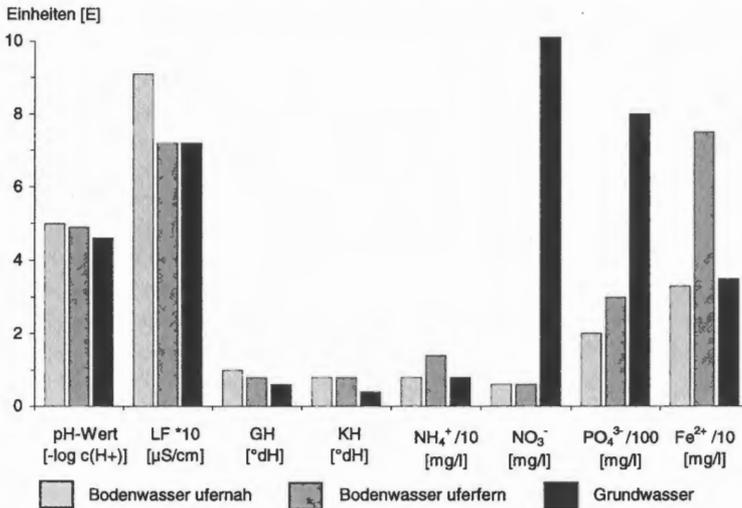


Abb. 21: Gegenüberstellung der hydrochemischen Beschaffenheit des Bodenwassers im Einflußbereich des Großen Heiligen Meeres und des Grundwassers unter einer westlich gelegenen Heidefläche. (Meßpunkte: Bodenwasser ufernah: T2, W2, W3; Bodenwasser uferfern: T3, W4, W5; Grundwasser: GWM 22, vgl. WEINERT 1999).

5.2.6.3 *Drosera intermedia*-Fragmentgesellschaft eines *Rhynchosporium albae* Oswald (1923) em. W. Koch 1926

Ebenfalls am Westufer des Großen Heiligen Meeres, im Kontaktbereich der *Molinia caerulea*-Dominanzgesellschaft, befinden sich kleinere Bestände von *Drosera intermedia* auf nackten nährstoffarmen Torfen und feucht humosen Sanden. Die typischen Arten eines *Rhynchosporium albae* wie *Rhynchospora alba* oder *Rhynchospora fusca*, die im Naturschutzgebiet in zeitweise wassergefüllten Senken in der Heide häufig mit *Drosera intermedia* vergesellschaftet sind, fehlen hier vollständig. *Agrostis canina*, *Comarum palustre*, *Hypericum elodes* und *Hydrocotyle vulgaris* sind weitere Kennarten, welche die Zugehörigkeit zur Klasse *Scheuchzerio-Caricetea nigrae* unterstreichen und einen Übergang zu mesotraphenten Seggenrieden anzeigen (POTT 1995). Das Vorkommen von *Sphagnum denticulatum* stellt hier einen weiteren Hinweis für mäßig nährstoffreiche, saure, minerotrophe Standortbedingungen dar. *Molinia caerulea* sowie *Myrica gale* und *Betula pubescens* verdeutlichen durch ihr Eindringen die mosaikartige Verzahnung mit angrenzenden Vegetationseinheiten dieser nur kleinflächig ausgebreiteten Pflanzenbestände.

5.2.7 *Frangulo-Salicetum cinereae* Zolyomi 1931

Das *Frangulo-Salicetum* ist als Gebüschformation ein Teil der natürlichen Vegetationsabfolge einer Verlandungssukzession meso- und eutropher Gewässer (DIERSSEN 1972, POTT

1983). Auf Flachmoortorfen kann eine Weiterentwicklung zu Erlen- oder Birkenbrüchern stattfinden. Vielfach bildet ein *Frangulo-Salicetum cinereae* aber auch nur ein Sekundärgebüsch, welches eine Wiederbewaldung auf potentiellen Bruchwaldstandorten einleiten kann (POTT 1995). Im Naturschutzgebiet kommt das *Frangulo-Salicetum* an allen drei Stillgewässern sowie auch am Heideweiher in wechselnder Mächtigkeit vor.

Am Großen Heiligen Meer ist es weit verbreitet und bildet eine Kulisse, die sich als Gürtel fast vollständig um den See herum zieht. Vielfach entsteht so aus einzelnen Weiden oder Weidengruppen in Kombination mit Röhrichtgesellschaften ein kleinräumiges Vegetationsmosaik, das den Anschein eines mächtigen Gebüsches vermitteln kann. Ausgedehnte Weiden-Faulbaum Gebüsch-Komplexe, die am Nordostrand des Großen Heiligen Meeres auf nährstoffreichem, teilweise über 2 m mächtigem Flachmoortorf auftreten, unterscheiden sich aus floristischer Sicht nicht wesentlich von Gebüsch an Westrand des Sees, die auf nährstoffärmerem, wesentlich flachgründigerem Torf stocken (RUNGE 1991). Arten wie *Alnus glutinosa*, *Ribes nigrum*, *Carex elongata* und *Viola palustris* deuten einerseits auf eine Weiterentwicklung des Weidengebüsches zum Erlenbruchwald hin, andererseits weisen sie auf eine gut Nährstoffversorgung ihrer Wuchsorte hin (ELLENBERG et al. 1992). Die Nährstoffversorgung der konstituierenden Arten erfolgt ausschließlich über die Wurzeln, die auch in offenes Wasser und in Schlenken hinein ragen können.

Die überwiegend grundwasserbeeinflussten Standorte am Großen Heiligen Meer stellen ein hohes Potential an Phosphat- (0,345 mg/l), Ammonium- (1,08 mg/l), Eisen- (11,83 mg/l) sowie auch Calcium- und Magnesiumionen bereit (Gesamthärte 13,3 °dH), deren

Tab. 16: Hydrochemisch-physikalische Milieubedingungen eines *Frangulo-Salicetum cinereae* am Großen Heiligen Meer.

Parameter	Freiwasser GHM (i = 3)					Bodenwasser GHM (i =4)				
	\bar{x}	s	Min.	Max.	n	\bar{x}	s	Min.	Max.	n
Temp. (°C)	10,4	5,80	0,4	21,5	40	10,4	4,14	0,7	19,3	52
O ₂ (mg/l)	6,9	4,4	1,0	28,0	38	1,7	1,3	n.n.	3,1	5(39) ¹
pH (-log c(H ₃ O ⁺))	7,0	0,3	6,6	7,7	40	6,6	0,3	6,0	7,7	53
CO ₂ -geb. (mg/l)	63,2	15,6	44,0	110,0	40	119,1	15,3	92,4	149,6	50
LF (µS/cm)	358	113	193	792	40	642	124	403	840	53
NO ₃ ⁻ (mg/l)	1,1	1,5	0,1	8,5	39	0,5	0,5	0,1	2,3	47
NH ₄ ⁺ (mg/l)	0,43	1,07	0,01	6,90	39	1,08	1,74	0,03	11,20	50
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	0,079	0,137	0,008	0,628	40	0,345	0,172	0,051	0,821	50
K ⁺ (mg/l)	2,2	1,2	0,2	7,4	38	1,7	0,8	0,6	4,9	51
Ca ²⁺ (mg/l)	37,9	15,8	20,0	92,0	38	74,9	19,9	34,8	109,0	51
Mg ²⁺ (mg/l)	5,6	2,5	2,5	13,1	37	12,0	7,1	4,1	41,1	49
GH (°dH)	6,6	2,8	3,4	15,9	37	13,3	3,4	6,8	22,5	49
KH (°dH)	4,1	1,0	2,8	7,0	38	7,6	1,0	5,9	9,5	48
Na ⁺ (mg/l)	20,0	4,3	11,6	30,6	38	24,6	5,2	18,3	40,5	51
Cl ⁻ (mg/l)	43,4	13,30	25,5	95,2	40	58,5	8,47	41,4	72,9	51
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	41,7	24,6	n.n.	146,3	38(39) ¹	113,5	42,8	5,8	218,1	47
KMnO ₄ -Verbrauch (mg/l)	34,4	18,1	7,2	101,1	40	44,6	48,2	5,4	146,6	48
Fe ²⁺ (mg/l)	1,05	1,22	0,06	7,11	39	11,83	11,15	1,08	47,60	50
Mn (mg/l)	0,34	0,29	n.n.	1,10	32(37) ¹	0,54	0,21	0,10	1,05	50
Zn (mg/l)	0,03	0,00	n.n.	0,03	4(35) ¹	0,08	0,16	n.n.	0,51	8(45) ¹

\bar{x} : Mittelwert 10/1996-10/1998; i: Anz. der Probestellen; Min.: Minimum; Max.: Maximum; s: Standardabweichung.; n: Anz. der Messungen, n.n. unterhalb der Bestimmungsgrenze.

¹ die Zahl vor der Klammer entspricht der Anzahl der Messungen, die oberhalb der Nachweisgrenze liegen und aus denen der Mittelwert gebildet wurde, die Zahl in der Klammer gibt die Gesamtanzahl der Messungen (n) wieder.

Konzentrationen im Freiwasser deutlich zurück gehen (Tab. 16). Hier besteht in der Regel eine Durchmischung mit Seewasser, woraus auch eine gute Versorgung mit Sauerstoff (im Durchschnitt 6,9 mg/l) hervorgeht. Reduzierte Verbindungen können entsprechend gut oxidiert werden, wodurch die Eisenkonzentration auf 1,05 mg/l zurück geht. Im Zuge der Eisen-Phosphat-Komplexbildung sinkt auch die Phosphatkonzentration auf 0,079 mg/l ab. Gleichzeitig ist eine Zunahme von oxidierten Stickstoffverbindungen (1,1 mg/l NO_3^-) festzustellen ist. Deutlich erhöhte Werte von Sulfat und Chlorid zeigen sowohl im Bodenwasser als auch im Freiwasser gegenüber dem Pelagial die Beeinflussung der Standorte durch Grundwasser an.

Am Erdfallsee bildet das Weiden-Faulbaum-Gebüsch das Endglied in der Verlandung. Es ist lediglich am Ufer des flachen Abschnittes mit einer mittleren Breite von etwa 20 m ausgebildet (MACHARACEK 1996). Vorgelagert steht es überwiegend mit *Myrica gale* in Kontakt (vgl. Kap. 5.2.8). Eine Ausnahme stellt eine Verzahnung mit *Phragmites australis* an der Nordflanke und mit *Juncus effusus* in einzelnen Buchten am West- und Südwestufer dar. Hier schließen sich zudem seeseitig Schwingdecken an, die von *Comarum palustre* gebildet werden (vgl. Kap. 5.2.6.1). Das Bild des Weiden-Faulbaum-Gebüsches wird am Erdfallsee hauptsächlich von *Salix cinerea* und gelegentlich von *Salix x multinervis* (*Salix aurita* x *cinerea*) bestimmt. In der Krautschicht deuten Arten der *Scheuchzerio-Caricetea nigrae*, wie *Hydrocotyle vulgaris* und *Comarum palustre* aber auch Torfmoose auf eine mesotrophe Ausbildung der Standorteigenschaften hin (vgl. WITTIG 1980).

5.2.8 *Myricetum gale* Jonas 1932

Das Gagelgebüsch ist ein atlantisch verbreiteter Verlandungskomplex dys- bis mesotropher Gewässerabschnitte (POTT 1983). Es tritt häufig an Gewässerrändern am Übergang zu Erlen- und Birkenbrüchern oder zu Feuchtheiden auf (KAPLAN & PROLINGHAUER 1989). *Myrica gale* wächst vor allem auf Torfsubstraten, gelegentlich aber auch auf Dy und Dygyttja bei relativ hohen mittleren Grundwasserständen. Durch zeitweise Überstauung und permanent hoch anstehendes Grundwasser bildet sich aus dem Bestandsabfall eine typische, organogene Auflage. Bei zunehmender Beschattung durch höherwüchsige Arten (z. B. *Alnus glutinosa* und *Betula pubescens*) vermindert sich die Vitalität ebenso wie bei sinkendem Grundwasserspiegel (KAPLAN & PROLINGHAUER 1989, DIERSSEN 1972). Nach SCHROEDER (1957) kam der Gagel entlang des gesamten Westufers, von der heutigen „mesotrophen Stelle“ bis hinauf an die Nordwestspitze des Großen Heiligen Meeres, vor. Im Zuge der Sukzession konnte sich die Moorbirke (*Betula pubescens*) verstärkt im *Myricetum gale* etablieren und im Laufe der Zeit den Gagel unter sich ausdünnen. Der zu beobachtende Verdrängungsprozeß wird an einigen Stellen im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ durch Eingriffe des Menschen zugunsten des Gagels aufgehalten. Heute befinden sich die Bestände zum größten Teil unter einem geschlossenen Kronendach von *Alnus glutinosa* und *Betula pubescens* und sind infolge dessen in eine Degradationsphase übergegangen.

Ein Vergleich der hydrochemischen Ergebnisse des *Myricetum gale* von Standorten am Ufer des Großen Heiligen Meeres und des Erdfallsees zeigt nur geringe Unterschiede in den Milieubedingungen (Tab. 17). Die Standorte am Großen Heiligen Meer weisen in einer Tiefe von 50-80 cm konstant Sauerstoff in geringen Konzentrationen auf, wohingegen in einer Tiefe von 5-30 cm durchgehend anaerobe Bedingungen vorherrschen. Am Erdfallsee herrschen dagegen über die gesamte Strecke anaerobe Bedingungen im Bodenwasser vor. Auffallend ist, daß die Amplitude der Trophieparameter am Großen Heiligen Meer mit 0,02-1,90 mg/l Ammonium und 0,003-0,095 mg/l Phosphat niedriger liegt als

Tab. 17: Hydrochemisch-physikalische Milieubedingungen eines *Myricetum gale* (Bodenwasser EFS vgl. HÖLTER 1998).

Parameter	Bodenwasser EFS (i = 3)					Bodenwasser GHM (i = 3)				
	\bar{x}	s	Min.	Max.	n	\bar{x}	s	Min.	Max.	n
Temp. (°C)	14,1	4,9	7,8	21	20	11,5	4,32	3,9	19,6	34
O ₂ (mg/l)	1,3	1,0	n.n.	2,5	4(14) ¹	0,7	0,9	n.n.	4,1	20(30) ¹
pH (-log c(H ₃ O ⁺))	5,3	0,6	4,4	6,5	20	5,4	0,7	4,6	6,8	37
CO ₂ -geb. (mg/l)	19,2	7,8	8,8	35,2	19	21,1	12,4	8,8	50,6	34
LF (µS/cm)	141	34,5	88	223	20	116	69	46	282	38
NO ₃ ⁻ (mg/l)	1,6	1,9	0,2	8,4	20	1,2	1,4	0,2	6,6	37
NH ₄ ⁺ (mg/l)	1,88	0,69	0,68	3,13	20	0,37	0,45	0,02	1,90	37
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	0,071	0,099	0,003	0,231	18	0,026	0,024	0,003	0,095	37
K ⁺ (mg/l)	1,6	0,8	0,4	3,1	20	1,2	0,6	0,5	3,4	32
Ca ²⁺ (mg/l)	11,2	3,9	6,0	18,9	19	7,9	7,4	0,2	25,3	32
Mg ²⁺ (mg/l)	1,4	0,6	0,6	2,5	20	1,4	1,1	0,2	4,4	32
GH (°dH)	1,9	0,7	1,0	3,1	19	1,4	1,3	0,1	4,5	32
KH (°dH)	1,2	0,5	0,6	2,2	19	1,4	0,8	0,0	3,2	30
Na ⁺ (mg/l)	7,5	1,2	4,7	9,5	19	6,9	4,5	2,2	18,0	32
Cl ⁻ (mg/l)	17,4	5,4	9,9	31,9	19	15,6	10,72	4,4	55,5	33
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	19,7	11,0	3,8	42,4	17	18,5	7,9	5,8	34,6	26
KMnO ₄ -Verbrauch (mg/l)	215	186	97,7	910	20	47,9	24,0	24,6	146,6	32
Fe ²⁺ (mg/l)	2,87	1,59	0,82	5,64	20	2,58	2,54	0,18	9,79	37
Mn (mg/l)	0,18	0,14	n.n.	0,60	18(19) ¹	0,40	0,38	0,06	1,71	31
Zn (mg/l)	0,06	0,03	n.n.	0,10	9(20)	0,02	0,01	n.n.	0,04	7(31) ¹

x: Mittelwert (EFS 05/1997-01/1998; GHM 07/1997-10/1998); i: Anz. der Probestellen; Min.: Minimum; Max.: Maximum; s: Standardabweichung.; n: Anz. der Messungen, n.n. unterhalb der Bestimmungsgrenze.

¹ die Zahl vor der Klammer entspricht der Anzahl der Messungen, die oberhalb der Nachweisgrenze liegen und aus denen der Mittelwert gebildet wurde, die Zahl in der Klammer gibt die Gesamtanzahl der Messungen (n) wieder.

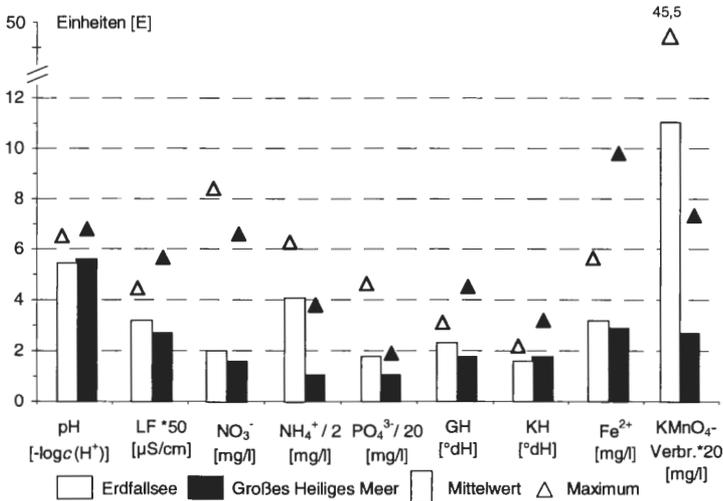


Abb. 22: Gegenüberstellung ausgewählter Parameter von *Myrica gale*-Beständen am Erdfallsee und am Großen Heiligen Meer. Dargestellt sind die Mittelwerte (als Säulen) und die Maxima (als Dreiecke) von pH-Wert, Leitfähigkeit, Nitrat, Ammonium, Phosphat, Gesamt- und Karbonathärte, Eisen sowie der Kaliumpermanganat-Verbrauch.

am Erdfallsee, wo eine Amplitude von 0,68-3,13 mg/l Ammonium und 0,003-2,31 mg/l Phosphat zu verzeichnen ist. Ebenso verhält es sich mit der mittleren Leitfähigkeit. Am Großen Heiligen Meer beträgt sie mit 116 $\mu\text{S}/\text{cm}$ rund 25 $\mu\text{S}/\text{cm}$ weniger als Erdfallsee mit 141 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Abb. 22).

Möglicherweise spielt das Alter der Bestände und damit die Dauer der Akkumulation von organischem Material eine entscheidende Rolle bei der Zusammensetzung des Bodenwassers. Ein erhöhter Kaliumpermanganat-Verbrauch - am Erdfallsee 215 mg/l gegenüber 47,9 mg/l am Großen Heiligen Meer - spricht für eine stärkere Anreicherung von organischen Substanzen, die unter überwiegend anaeroben Bedingungen im sauren Milieu nur unzureichend abgebaut werden. Eine Anreicherung von Mineralisationsprodukten kann auch die Folge einer verminderten Produktion am Erdfallsee sein.

5.2.9 *Carici elongatae-Alnetum glutinosae* W. Koch 1926 ex R. Tx. 1931

Auf nassen, zeitweilig überstauten Böden mit Niedermoorcharakter bildet die Schwarz-Erle (*Alnus glutinosa*) azonale Waldgesellschaften. Im Einflußbereich eutropher Gewässer stehen sie am Ende einer Verlandung, die mit der Bildung mächtiger Niedermoore abgeschlossen werden kann.

Die innerhalb des Naturschutzgebietes vorkommenden Bruchwälder sind reich strukturiert und durch menschliche Eingriffe in ihrer ursprünglichen Physiognomie stark verändert. Noch bis zum Anfang des 20. Jahrhunderts wurden weite Bereiche der Niedermoores landwirtschaftlich genutzt (SCHWAR 1900). Die Bruchwälder konnten sich erst nach der Unterschutzstellung in den 30er Jahren erneut auf Niedermoorböden im Verlandungsbereich der Gewässer etablieren. Am Großen Heiligen Meer sind heute die größten Bestände anzutreffen, deren Spektrum Pionierstadien mit jungen Erlen, Optimalphasen und Entwässerungsstadien auf höher gelegenen Abschnitten am Rande des Gewässers abdeckt. Am Kleinen Heiligen Meer sind potentielle Wuchsorte auch heute noch durch Weidewirtschaft geprägt. Nur auf einem kleinen Streifen direkt am Ufer des Sees stocken im Eulitoral einige Erlen. Das typische Bild eines Erlenbruchwaldes ist durch die Nutzung stark überformt; so finden sich in der Krautschicht z. B. Vertreter der angrenzenden Feuchtgrünlandgesellschaften. Großflächig konnte sich *Carex acutiformis* etablieren, die wohl von regelmäßigen Kahlschlägen ganzer Parzellen erheblich profitiert. Dem gegenüber steht der Erdfallsee; dort haben sich bisher lediglich am Südwestufer einige Erlen etablieren können. Am Rand eines ehemaligen Weihers sind dort organische Böden mit einer Mächtigkeit bis zu 5 dm anzutreffen. Hier stockt ein Bestand von *Alnus glutinosa*, der dicht mit Weiden durchsetzt ist. Die Krautschicht ist sehr spärlich ausgebildet, da diese Standorte nur im Spätsommer bei niedrigem Wasserstand trocken fallen.

Auf der Basis von Dominanzgesellschaften läßt sich die Gesellschaft weiter untergliedern (vgl. POTT et al. 1998). Für die Untersuchung der hydrochemischen Standortbedingungen am Großen Heiligen Meer wurden drei Untereinheiten berücksichtigt: *Carici elongatae-Alnetum glutinosae typicum*, eine Variante von *Caltha palustris* und eine Variante von *Iris pseudacorus*. In Abhängigkeit vom Wasserstand sind die Varianten mosaikartig miteinander verzahnt, wobei die Variante von *Caltha palustris* überwiegend am Südufer ihren Verbreitungsschwerpunkt hat, gegenüber den Varianten mit *Iris pseudacorus* und *Carex elongata*, die vermehrt entlang des Südost- und Ostufers vorkommen (vgl. Abb. A3). In allen drei Varianten ist eine gute bis sehr gute Nährstoffversorgung zu verzeichnen (Tab. 18 - Tab. 19). Deutlich unterscheiden kann man sie an der Leitfähigkeit. In der *Caltha*-Variante sind mit durchschnittlich 841 $\mu\text{S}/\text{cm}$ die höchsten Werte ermittelt worden. Nur geringfügig unterscheidet sich die *Iris*-Variante (541 $\mu\text{S}/\text{cm}$) von der typischen Ausbildung (442 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Dies ist auf Konzentrationsunterschiede der Parameter Calcium,

Tab. 18: Hydrochemisch-physikalische Milieubedingungen eines *Carici elongatae-Alnetum glutinosae typicum* am Großen Heiligen Meer.

Parameter	Freiwasser GHM (i = 1)					Bodenwasser GHM (i = 8)				
	\bar{x}	s	Min.	Max.	n	\bar{x}	s	Min.	Max.	n
Temp. (°C)	9,8	5,07	0,6	16,9	17	10,4	4,35	0,7	20,6	137
O ₂ (mg/l)	2,5	1,6	n.n.	5,1	13(17) ¹	1,3	1,1	n.n.	3,3	13(108) ¹
pH (-log c(H ₃ O ⁺))	6,3	0,2	5,9	6,8	17	6,1	0,5	4,3	7,2	139
CO ₂ -geb. (mg/l)	40,6	16,2	22,0	70,4	17	88,4	59,1	11,0	396,1	139
LF (µS/cm)	285	58	148	375	17	442	153	143	891	139
NO ₃ ⁻ (mg/l)	1,4	1,6	0,1	7,0	16	1,7	1,7	0,1	10,4	102
NH ₄ ⁺ (mg/l)	2,30	1,79	0,08	6,20	16	2,45	1,90	0,09	11,50	134
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	0,283	0,244	0,036	0,960	17	1,063	0,958	0,010	6,961	139
K ⁺ (mg/l)	2,1	0,8	1,0	3,6	16	1,7	1,6	0,2	9,2	113
Ca ²⁺ (mg/l)	14,6	3,4	7,9	22,0	16	30,0	22,2	7,5	102,0	110
Mg ²⁺ (mg/l)	4,2	1,2	2,4	6,7	15	5,7	3,0	1,0	15,6	110
GH (°dH)	3,0	0,6	1,7	4,2	15	5,5	3,3	2,1	15,4	107
KH (°dH)	2,6	1,0	1,4	4,5	16	4,9	2,7	0,7	12,0	111
Na ⁺ (mg/l)	21,8	5,6	14,5	33,3	16	22,9	8,0	8,0	62,5	113
Cl ⁻ (mg/l)	49,2	11,41	24,2	70,9	17	53,5	28,22	7,8	188,5	133
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	19,6	10,8	n.n.	36,7	16(17) ¹	53,4	52,7	1,0	237,9	96
KMnO ₄ -Verbrauch (mg/l)	115,8	56,8	27,2	202,2	17	190,7	169,0	22,1	1365,1	136
Fe ²⁺ (mg/l)	8,51	6,36	0,77	26,10	16	18,25	18,97	0,67	80,70	133
Mn (mg/l)	0,29	0,09	0,09	0,45	15	0,47	0,25	n.n.	1,17	105(107) ¹
Zn (mg/l)	0,09	0,06	n.n.	0,18	4(14) ¹	0,13	0,30	n.n.	1,71	45(98) ¹

x: Mittelwert 10/1996-10/1998; i: Anz. der Probestellen; Min.: Minimum; Max.: Maximum; s: Standardabweichung.; n: Anz. der Messungen, n.n. unterhalb der Bestimmungsgrenze.

¹ die Zahl vor der Klammer entspricht der Anzahl der Messungen, die oberhalb der Nachweisgrenze liegen und aus denen der Mittelwert gebildet wurde, die Zahl in der Klammer gibt die Gesamtanzahl der Messungen (n) wieder.

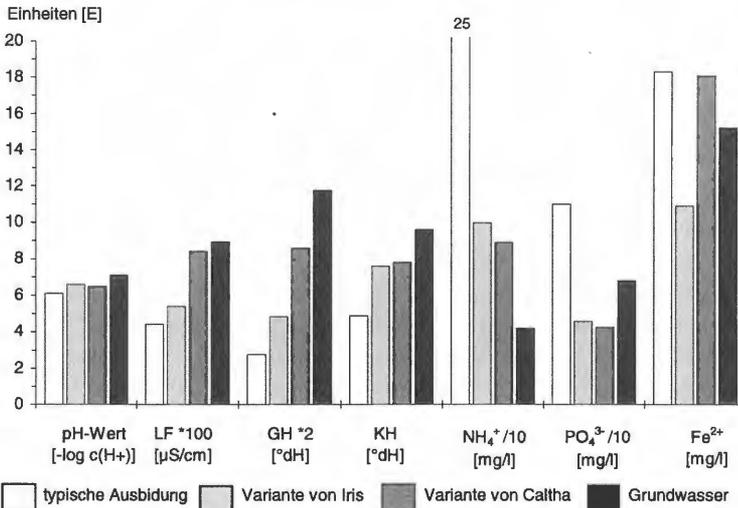


Abb. 23: Gegenüberstellung der mittleren Konzentration ausgewählter Parameter im Boden- und Grundwasser (GWM 6, vgl. WEINERT 1999). Das Bodenwasser stammt aus den Untereinheiten *Carici elongatae-Alnetum typicum*, der Variante von *Iris pseudacorus* und der Variante von *Caltha palustris*.

Tab. 19: Hydrochemisch-physikalische Milieubedingungen eines *Carici elongatae-Alnetum glutinosae* Variante von *Caltha palustris* am Großen Heiligen Meer.

Parameter	Freiwasser GHM (i = 3)					Bodenwasser GHM (i =9)				
	\bar{x}	s	Min.	Max.	n	\bar{x}	s	Min.	Max.	n
Temp. (°C)	10,1	6,03	0,2	22,2	26	10,2	3,98	0,1	18,2	137
O ₂ (mg/l)	5,1	3,5	0,1	11,0	21	1,7	2,1	n.n.	9,1	41(123) ¹
pH (-log c(H ₃ O ⁺))	6,8	0,5	5,9	7,8	26	6,5	0,4	4,8	7,3	138
CO ₂ -geb. (mg/l)	70,4	25,3	39,6	132,0	26	124,8	59,9	13,2	330,1	138
LF (µS/cm)	461	169	272	755	26	841	235	403	1666	138
NO ₃ ⁻ (mg/l)	0,8	0,7	0,0	3,0	25	1,0	2,6	0,0	28,1	131
NH ₄ ⁺ (mg/l)	0,37	0,28	0,06	1,16	25	0,89	1,75	0,03	17,50	133
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	0,087	0,093	0,003	0,313	26	0,426	0,728	0,011	4,400	137
K ⁺ (mg/l)	1,9	0,7	0,8	4,0	24	2,0	1,2	0,1	6,5	123
Ca ²⁺ (mg/l)	43,4	17,8	26,6	90,0	24	103,0	43,6	20,5	234,0	120
Mg ²⁺ (mg/l)	5,8	2,4	3,2	12,3	24	11,7	5,5	3,1	31,0	120
GH (°dH)	7,4	3,0	4,5	14,5	24	17,2	6,5	5,5	36,2	118
KH (°dH)	4,5	1,6	2,5	8,4	24	7,8	3,3	0,8	18,8	120
Na ⁺ (mg/l)	26,8	11,0	14,2	54,0	24	33,3	18,9	13,5	160,0	123
Cl ⁻ (mg/l)	56,5	18,51	34,7	88,7	26	84,8	38,96	22,0	319,2	137
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	64,3	35,0	26,9	151,7	26	154,9	97,8	23,1	960,0	130
KMnO ₄ -Verbrauch (mg/l)	49,7	41,0	18,3	205,4	26	55,0	54,7	2,8	278,7	133
Fe ²⁺ (mg/l)	1,93	2,36	0,11	8,60	25	18,08	21,30	0,24	118,00	133
Mn (mg/l)	0,34	0,20	0,04	0,79	21(23) ¹	0,80	0,77	0,05	4,45	117
Zn (mg/l)	0,04	0,04	n.n.	0,11	4(23) ¹	0,08	0,12	n.n.	0,63	33(123) ¹

\bar{x} : Mittelwert 10/1996-10/1998; i: Anz. der Probestellen; Min.: Minimum; Max.: Maximum; s: Standardabweichung; n: Anz. der Messungen, n.n. unterhalb der Bestimmungsgrenze.

¹ die Zahl vor der Klammer entspricht der Anzahl der Messungen, die oberhalb der Nachweisgrenze liegen und aus denen der Mittelwert gebildet wurde, die Zahl in der Klammer gibt die Gesamtanzahl der Messungen (n) wieder.

Magnesium und gebundenes Kohlendioxid zurückzuführen. Auch andere Parameter weisen im Bodenwasser der *Caltha*-Variante gegenüber den anderen beiden Varianten erhöhte Konzentrationen auf. Hier sind z. B. Natrium, Chlorid und auch Sulfat zu nennen, die auch in hohen Konzentrationen im Grundwasser zu beobachten sind (Abb. 23).

Die *Caltha*-Variante ist in unmittelbarer Nähe zur Uferlinie am Südufer stark vertreten. Aufgrund des hier fehlenden Röhrichtes und in Abhängigkeit von der Witterung, kann es zu einem intensiven Stoffaustausch zwischen Bruchwald und See kommen. Die Freiwasserproben stammen aus dem unmittelbaren Bereich der Uferlinie. Hier kommt es durch Wellenschlag zu einer ständigen Vermischung mit sauerstoffreichem Seewasser. Dennoch ist eine Untersättigung mit Sauerstoff festzustellen. Reduktionsäquivalente (z. B. Eisen-III und Mangan-II) können hierfür ein Auslöser sein. Im Grundwasser sind sie in hohen Konzentrationen vorhanden.

Die Variante von *Iris pseudacorus* ist auf Flächen verbreitet, die von hoch anstehendem Grundwasser geprägt sind. Bis in den Sommer hinein ist hier mit einer Wasserüberstauung zu rechnen (Abb. 24).

Gegenüber dem See sind diese Flächen im Süden durch ein Röhricht abgegrenzt. Weiter im Osten liegen sie 30-80 m von der Wasserlinie entfernt, geschützt von Röhricht und Gebüsch. So kommt es, daß trotz der niedrigen Lage der Standorte nur ein geringer Kontakt zum Seewasser besteht und die Unterschiede in der Beschaffenheit von Frei- und Bodenwasser nur sehr gering ausfallen. Innerhalb der Schlenken ist im Freiwasser widererwarten kaum Sauerstoff gelöst, so daß die Reduktionsäquivalente Eisen und Mangan in relativ hohen Konzentrationen anzutreffen sind. Es ist sehr wahrscheinlich, daß dieses

Tab. 20: Hydrochemisch-physikalische Milieubedingungen eines *Carici elongatae-Alnetum glutinosae* Variante von *Iris pseudacorus* am Großen Heiligen Meer.

Parameter	Freiwasser GHM (n = 2)					Bodenwasser GHM (n = 2)				
	\bar{x}	s	Min.	Max.	n	\bar{x}	s	Min.	Max.	n
Temp. (°C)	12,7	0,51	12,0	13,2	4	12,4	2,14	9,3	15,5	8
O ₂ (mg/l)	0,7	-	-	-	1(4) ¹	0,8	-	-	-	1(6) ¹
pH (-log c(H ₃ O ⁺))	6,6	0,3	6,2	6,9	4	6,6	0,1	6,4	6,8	8
CO ₂ -geb. (mg/l)	94,6	44,5	44,0	145,2	4	119,4	47,0	48,4	220,0	8
LF (µS/cm)	553	155	317	703	4	541	155	364	760	8
NO ₃ ⁻ (mg/l)	1,0	0,8	0,2	2,1	4	0,7	0,4	0,1	1,3	8
NH ₄ ⁺ (mg/l)	1,10	0,66	0,20	2,04	4	1,00	0,69	0,24	2,10	8
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	0,496	0,283	0,190	0,795	4	0,460	0,318	0,038	0,844	8
K ⁺ (mg/l)	1,3	0,8	0,2	2,3	4	1,3	0,8	0,3	2,3	8
Ca ²⁺ (mg/l)	50,2	29,0	13,5	92,4	4	57,3	32,8	21,8	115,6	8
Mg ²⁺ (mg/l)	6,3	2,3	3,6	8,7	4	7,4	3,3	3,6	14,8	8
GH (°dH)	8,5	4,4	2,7	14,9	4	9,7	5,3	3,9	19,6	8
KH (°dH)	6,0	2,8	2,8	9,2	4	7,6	3,0	3,1	14,0	8
Na ⁺ (mg/l)	27,5	4,2	20,8	32,5	4	23,3	4,4	17,5	31,0	8
Cl ⁻ (mg/l)	60,3	10,29	42,8	69,2	4	59,1	12,56	37,1	77,0	8
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	56,2	24,0	19,2	84,5	4	54,6	26,0	15,4	84,5	8
KMnO ₄ -Verbrauch (mg/l)	107,8	82,1	29,7	230,7	4	75,4	70,1	6,0	216,5	8
Fe ²⁺ (mg/l)	11,64	7,27	5,55	24,00	4	10,90	4,53	4,09	16,70	8
Mn (mg/l)	0,54	0,22	0,29	0,87	4	0,47	0,08	0,35	0,56	8
Zn (mg/l)	0,01	0,00	n.n.	0,01	2(4) ¹	0,03	0,02	n.n.	0,07	5(8) ¹

\bar{x} : Mittelwert 10/1996-10/1998; i: Anz. der Probestellen; Min.: Minimum; Max.: Maximum; s: Standardabweichung.; n: Anz. der Messungen, n.n. unterhalb der Bestimmungsgrenze.

¹ die Zahl vor der Klammer entspricht der Anzahl der Messungen, die oberhalb der Nachweisgrenze liegen und aus denen der Mittelwert gebildet wurde, die Zahl in der Klammer gibt die Gesamtanzahl der Messungen (n) wieder.

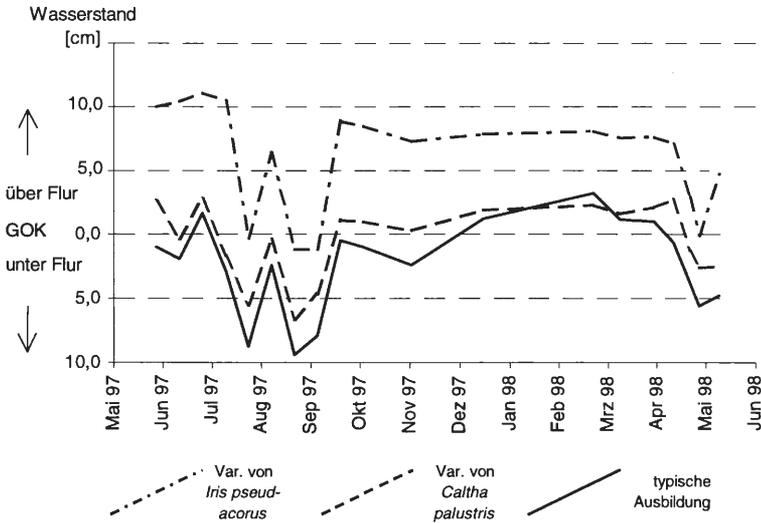


Abb. 24: Wasserstandsganglinien im Erlenbruchwald am Südost- und Ostufer des Großen Heiligen Meeres (erweitert nach ROLFES 1998).

Freiwasser zu einem großen Anteil aus Grundwasser entsteht. Zusätzlich kann es während Hochwasserphasen in der Meerbecke, die regelmäßig im Winterhalbjahr zu beobachten sind, zu einer Nährstoffablagerung über den Fließwasserpfad kommen.

5.2.10 *Betuletum pubescentis*

Die Gesellschaft bildet sich am Rande von Hochmooren und dystrophen Gewässern im naß-oligotrophen Bereich, wo gerade noch waldfähige Grenzstandorte besiedelt werden. Innerhalb der dys- bis mesotrophen Verlandungsserie bildet *Betula pubescens* die abschließende Vegetationseinheit (vgl. POTT 1983). Sie ist nur kleinflächig und auch nur am Westufer des Großen Heiligen Meeres verbreitet.

Tab. 21: Hydrochemisch-physikalische Milieubedingungen eines *Betuletum pubescentis* am Großen Heiligen Meer.

Parameter	Bodenwasser GHM (n = 2)				
	\bar{x}	s	Min.	Max.	n
Temp. (°C)	10,8	3,69	5,9	19,0	21
O ₂ (mg/l)	0,4	-	-	-	1(21) ¹
pH (-log c(H ₃ O ⁺))	4,7	0,2	4,4	5,2	21
CO ₂ -geb. (mg/l)	13,0	3,7	8,8	22,0	21
LF (µS/cm)	63	12	40	92	21
NO ₃ ⁻ (mg/l)	0,6	0,3	0,1	1,1	21
NH ₄ ⁺ (mg/l)	1,00	0,74	0,18	2,82	21
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	0,042	0,030	0,010	0,117	21
K ⁺ (mg/l)	1,0	0,3	0,5	1,7	9
Ca ²⁺ (mg/l)	1,2	0,7	0,0	2,2	9
Mg ²⁺ (mg/l)	0,3	0,2	0,1	0,6	9
GH (°dH)	0,2	0,1	0,0	0,4	9
KH (°dH)	0,8	0,2	0,6	1,1	9
Na ⁺ (mg/l)	4,3	0,7	3,1	5,3	9
Cl ⁻ (mg/l)	11,7	3,43	5,5	17,1	21
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	10,3	4,7	n.n.	19,2	8(11) ¹
KMnO ₄ -Verbrauch (mg/l)	80,6	44,9	24,6	233,2	21
Fe ²⁺ (mg/l)	1,32	0,29	0,91	1,94	20
Mn (mg/l)	0,06	0,03	n.n.	0,12	7(9) ¹
Zn (mg/l)					

\bar{x} : Mittelwert 05/1997-10/1998.; i: Anz. der Probestellen; Min.: Minimum; Max.: Maximum; s: Standardabweichung.; n: Anz. der Messungen, n.n. unterhalb der Bestimmungsgrenze.

¹ die Zahl vor der Klammer entspricht der Anzahl der Messungen, die oberhalb der Nachweisgrenze liegen und aus denen der Mittelwert gebildet wurde, die Zahl in der Klammer gibt die Gesamtanzahl der Messungen (n) wieder.

Im Naturschutzgebiet entwickelt sich die Gesellschaft auf wenigen cm bis dm Torf, der vornehmlich aus Überresten von *Myrica gale* und Moosen der Gattung *Sphagnum* aufgebaut ist. Darunter schließt der reine Quarzsand an. Hoch anstehendes Grundwasser und saure Milieubedingungen begünstigen eine Akkumulation von organischem Material. Die Moorbirke bleibt auf diesen nassen, verhältnismäßig nährstoffarmen Standorten in der Baumschicht konkurrenzlos und dunkelt im Laufe der Besiedlung dieser Flächen *Myrica gale* unter sich aus.

In trockeneren Bereichen tritt eine charakteristische Beimischung der Torfmoose in den Hintergrund; statt dessen bilden sich in der Bodenschicht ausgedehnte Bestände von *Molinia caerulea*, so daß die Vorkommen als *Molinia caerulea*-Birkenwald angesprochen werden können (POTT 1995). In diesen Bereichen deuten Eichen-Keimlinge auf eine Weiterentwicklung zu feuchten Eichen-Birken-Wäldern hin (RUNGE 1991). Die Bestände am Westufer des Großen Heiligen Meeres stocken auf sauren (pH 4,7), extrem elektrolyt- (LF: 63 $\mu\text{S}/\text{cm}$) und nährstoffarmen (NH_4^+ : 1,0 mg/l, PO_4^{3-} : 0,042 mg/l) Standorten. Der Einfluß des Sees ist in diesem Bereich weniger stark ausgeprägt. Die hydrochemischen Milieubedingungen sind denen der *Molinia caerulea*-Bestände sehr ähnlich (vgl. Tab. 15 mit Tab. 21). Die Leitfähigkeit beträgt im Mittel 63 $\mu\text{S}/\text{cm}$, die mittlere Gesamthärte liegt bei 0,2 °dH. Im Vergleich mit dem *Myricetum gale* (vgl. Tab. 17) des Großen Heiligen Meeres zeigt ein leicht erhöhter Verbrauch von Kaliumpermanganat (im Mittel 80,6 mg/l) auch hier unter anaeroben Milieubedingungen eine Akkumulation organischen Materials an.

5.3 „Trophiedivergenz“ Pelagial-Litoral

Im Folgenden werden seespezifische Ergebnisse einander gegenübergestellt, um so die Bedeutung einzelner Faktoren für die Entstehung von Pflanzengesellschaften und die Trophiedifferenzierung innerhalb eines Gewässers aufzuzeigen. Die Hauptfaktoren der bisher untersuchten Prozesse sind in zwei Gruppen zu gliedern: den seeinternen, autochthonen Stoffumwandlungen und Freisetzungsprozessen sind Prozesse gegenüberzustellen, die von „außerhalb“, also allochthon, auf das Ökosystem einwirken.

5.3.1 Erdfallsee

Der Erdfallsee ist aus Komponenten zusammengesetzt, die sich im Alter, in ihrer Morphologie, in der Bodenauflage und in ihrer Ufervegetation unterscheiden (vgl. Kap. 2.1): ein 1913 entstandener und heute noch 10,7 m tiefe Teil im Osten mit ausgedehnten Protopedonbereichen; ein sich im Nordosten anschließender „Heideweiher-ähnlicher“ Teil mit Dy als Gewässerboden und ein im Westen anschließender flacher Teil mit Protopedon im zentralen Bereich und Gytjjauflagen am Westufer (vgl. Abb. A2).

Das Vegetationsspektrum reicht von oligotraphenten und dystraphenten bis hin zu meso- und eutraphenten Pflanzenarten. Elemente der *Littorella uniflora*-Gesellschaft mit *Littorella uniflora* und *Lobelia dortmanna* kennzeichnen den nährstoffarmen, oligotrophen Flügel und befinden sich nur am Süd-, Ost- und Nordostufer des relativ jungen, 1913 entstandenen Erdfalls. Im Nordosten schließen sich Bestände mit *Eleocharis multicaulis*, *Hypericum elodes* und *Myrica gale* an. Besonders im Bereich des nahezu sedimentfreien Ostufers werden die oligotrophen Standortbedingungen durch zufließendes ionenarmes Grundwasser von einer angrenzenden Heidefläche stabilisiert. Hier herrscht ein ständiger Grundwasserstrom, der das Lückensystem des Protopedons durchzieht und die Leitfähigkeit liegt innerhalb der obersten Protopedonschichten, dort, wo sich See- und Grundwasser mischen, mit 120 $\mu\text{S}/\text{cm}$ meist um 20-30 $\mu\text{S}/\text{cm}$ niedriger als im Freiwasserraum des Sees. Niedrige Sauerstoffkonzentrationen und erhöhte CO_2 -Konzentrationen mit zeitweise reduzierenden Bedingungen charakterisieren diesen Interstitialbereich. Im Grundwasser dieser Zone lassen sich zuweilen erhöhte Nitratkonzentrationen feststellen (vgl. Abb. 25).

Am Westufer, in einem älteren, weiher-ähnlichen Teil, der schon vor dem Erdenbruch von 1913 existierte, kommen Pflanzenarten einer höheren Trophiestufe zur Dominanz. In der Schwimmblattvegetation treten vermehrt Elemente des *Nymphaeetum albo-minoris*

mit *Nymphaea alba* in der Form *minor* auf und sind kennzeichnend für den mesotrophen Flügel der Verlandung; das *Myricetum gale* wird stellenweise durch ein *Frangulo-Salicetum cinereae* ersetzt (vgl. Abb. A2). Ein im Nordwesten nahezu geschlossener Gürtel von *Hypericum elodes* zeigt ebenfalls eher mesotrophe Standortbedingungen an, ebenso die nur fragmentarisch ausgebildeten Bestände eines *Scirpo-Phragmitetum* am Nordufer mit *Phragmites australis* und als Begleiter *Carex lasiocarpa* und *Fontinalis antipyretica*. Auch hier lassen sich lokal größere Bestände von *Hypericum elodes* vorfinden. In Buchten des Südwestufers dominieren höhertraphente Pflanzenarten wie *Typha angustifolia* und *T. latifolia* in Form lokal isolierter Bestände sowie nördlich anschließend *Comarum palustre* und *Juncus effusus*, die ebenfalls innerhalb distinkter Buchten nur im alten Erdfallseeteil Dominanzbestände ausbilden. Das sedimentreiche Westufer ist trophisch höher einzustufen als das Ost- und Nordostufer des jüngeren Teils. Anaerobe Bedingungen führen zur Akkumulation unvollständig zersetzten Materials. Die Folge sind hohe Nährstoffkonzentrationen im Interstitialwasser dieser Zone, die sich mit erhöhten Konzentrationen im Freiwasser fortsetzen. Die Leitfähigkeit des Interstitialwassers beträgt an den Meßstellen im Westen im Mittel 164 bis 219 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und liegt damit 15-60 $\mu\text{S}/\text{cm}$ über der des Pelagials (vgl. Abb. 25).

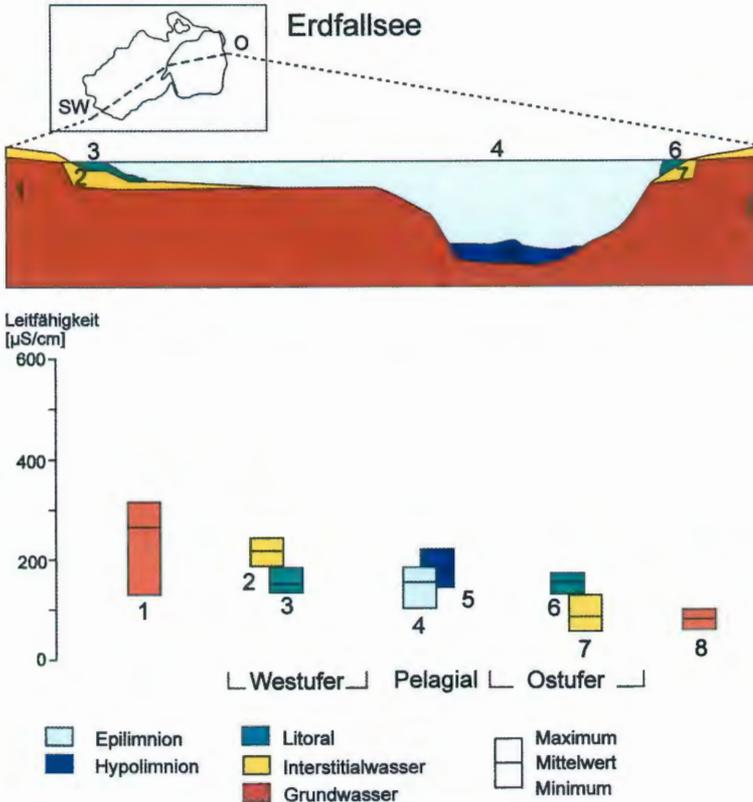


Abb. 25: Schematischer Schnitt durch den Erdfallsee. Dargestellt ist eine Differenzierung verschiedener Uferabschnitte mit Hilfe der Leitfähigkeit als Summenparameter für die Trophie, (1-Grundwasser (GWM 16); 2- Interstitialwasser am Westufer (EW1A); 3- Freiwasser am Westufer (EW1); 4- Freiwasser Pelagial (Mittelwert 0-3m); 5- Freiwasser Pelagial (Mittelwert 8-10m); 6- Freiwasser am Ostufer (EO); 7- Interstitialwasser am Ostufer (EO2); 8- GWM 23).

Der Erdfallsee wird überwiegend durch Regenwasser, Sickerwasser und Grundwasser gespeist. Neben Stickstoffeinträgen aus Niederschlägen wirkt sich die Nähe zu benachbarten Maisäckern im Süden des Erdfallsees aus, unter denen im Grundwasser in 6-8 m Tiefe Nitratkonzentrationen von über 100 mg/l auftreten (WEINERT 1999). Die Senkungszone stellt für das südlich angrenzende Grundwasser die Vorflut dar, das hier nahezu ungehindert dem Schutzgebiet zufließt und neben Nitrat vor allem auch Sulfat, Alkali- und Erdalkalitionen zuführt (vgl. auch WEINERT et al. 2000). Niedrige Konzentrationen der Erdalkalitionen Calcium und Magnesium sind hingegen für das Grundwasser unter den Heideflächen des Naturschutzgebietes allgemein typisch, als Folge davon liegt die Leitfähigkeit meist unter 100 µS/cm (PUST 1993).

Der Zutritt von reduziertem Grundwasser oberflächennaher Schichten ließ sich auch am Südwest- und Nordufer des Erdfallsees nachweisen. Neben Schwermetallionen (Eisen, Mangan, Zink) wird hier auch Stickstoff in Form von NH_4^+ über das Grund- und Sickerwasser eingetragen, die als Reduktionsäquivalente zu einer meßbaren Sauerstoffzehrung im Pelagial führen. Diese Sauerstoffzehrung kann selbst im Sommer durch die Primärproduktion des Phytoplanktons nur unzureichend kompensiert werden. Dies führt zu einer charakteristischen Schichtung der Wasserinhaltsstoffe im Erdfallsee während der Sommerstagnation, die erheblich von den Bedingungen im Großen Heiligen Meer abweicht (Abb. 26).

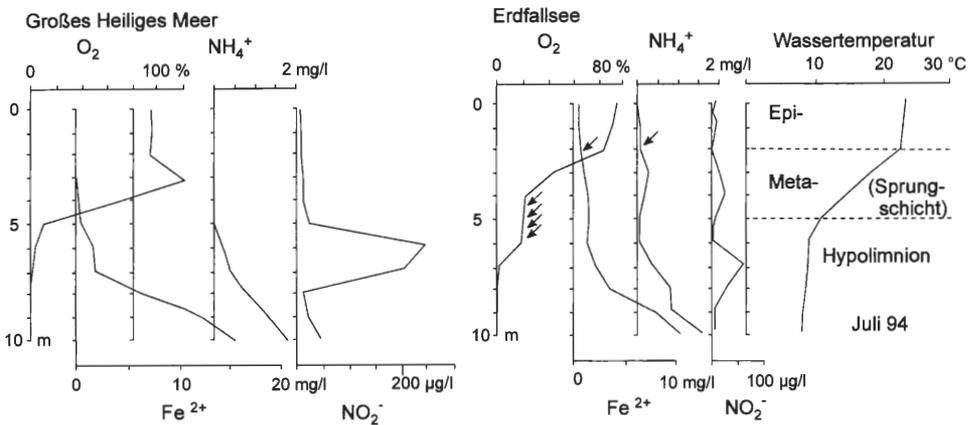


Abb. 26: Vertikalprofil von Sauerstoffsättigung, Eisen-, Ammonium- und Nitritkonzentration im Pelagial des Erdfallsees und des Großen Heiligen Meeres (aus POTT et al. 1998).

5.3.2 Großes Heiliges Meer

Im Bereich der Ufervegetation wird der See weitgehend durch eutraphente Pflanzenarten beherrscht. Die Vegetation am Ostufer gleicht der typischen Vegetationsabfolge eines eutrophen Gewässers. Der Schwimmblattzone mit eutraphenten Arten wie *Nymphaea alba* und *Nuphar lutea* folgen ausgedehnte Röhrichte, die mit dominierendem Vorkommen von *Schoenoplectus lacustris*, *Phragmites australis*, *Typha angustifolia* und *T. latifolia* artenreiche Aspekte des *Scirpo-Phragmitetum* bilden. Mächtige organische Ablagerungen führen zu einem organogenen, nährstoffreichen Naßboden über nährstoffarmem Ausgangsgestein (vgl. Abb. A3).

Am Ost- und Nordostufer befinden sich Bereiche mit meterhohen, z. T. reinen *Phragmites australis*-Beständen neben Röhrichtfragmenten aus eutraphenten Hochstaudenantei-

len, in denen besonders *Iris pseudacorus*, *Ranunculus lingua*, *Lycopus europaeus* und *Peucedanum palustre* auffallen. Das sich anschließende Weiden-Faulbaum-Gebüsch vom Typ des *Frangulo-Salicetum* mit *Salix cinerea* und *Salix aurita* dringt zusammen mit dem Erlenbruchwald des *Carici elongatae-Alnetum* mosaikartig weit in die Röhrlichtzonen vor.

Aus hydrochemischer Sicht tritt im Litoral eine deutliche Abweichung der Trophieparameter im Vergleich zum Pelagial auf. Sie läßt sich gekoppelt mit den pflanzensoziologischen Befunden weiter differenzieren. Im Osten des Sees sind z. B. Ammonium und Phosphat deutlich erhöht. Die Konzentration der Alkali- und Erdalkalitionen im Litorals sind jedoch relativ gleichmäßig zum Pelagial verteilt. Möglicherweise ist eine erhöhte Mineralisation, für die auch erhöhte Werte der gelösten Kohlensäure sprechen, für eine Erklärung heran zu ziehen. Ebenso sind allochthone Stoffeinträge als Ursache zu nennen, die über oberflächennahes Grund- oder Sickerwasser und auch über feuchte und trockene Deposition in den See gelangen können.

Das Nord- und Südufer kann, abgesehen von ihren morphologischen Eigenschaften, ebenfalls dem eutrophen Verlandungstyp angeschlossen werden, wie er sich auch im Osten darstellt. In Abhängigkeit von der Morphologie kommt es zu standörtlichen Modifikationen. Im Süden fehlt aufgrund des Steilufers ein Röhrlicht fast vollständig. Hier grenzen der Bruchwald und das Weiden-Faulbaum-Gebüsch direkt an das Seeufer an. Im Norden nimmt das Röhrlicht dagegen den gesamten flachen Teil des Sees ein. Die hydrochemischen Standortbedingungen sind entsprechend durch die Morphologie geprägt. Im nördlichen Bereich findet durch einen Abfluß eine ständige Mischung mit Wasser des Pelagials statt. Hier dürften überwiegend autochthone Stoffflüsse die Nährstoffsituation bestimmen.

Im Süden ist die Leitfähigkeit gegenüber dem Pelagial erhöht. Hier tragen jedoch weniger die Trophieparameter, sondern neben Sulfat auch Chlorid und besonders die Erdalkalitionen zur Erhöhung bei (Abb. 27). Innerhalb der für den See typischen Verlandungsabfolge fehlt am Südufer das Stadium des Röhrlichtes, das auf ein Fehlen einer seichten Uferbank und dem sich anschließenden Steilufer zurückzuführen sein dürfte.

Hohe Salzfrachten und z. T. auch hohe Nährstofffrachten im Eu- und Sublitoral entstammen größtenteils der Meerbecke, die das Gebiet an dieser Stelle in ca. 50-60 m Entfernung passiert und regelmäßig bei Hochwasserereignissen über die Ufer tritt und in das Große Heilige Meer strömt (vgl. HAGEMANN & PUST 1999): Es konnte ein direkter Stoffeintrag über den Fließwasserpfad nachgewiesen werden. Als weiterer Eintragspfad ist eine Infiltration von belastetem Meerbeckewasser in die Grundwasserzone nachgewiesen worden. Inhaltsstoffe der Meerbecke können demnach sowohl über den Fließwasserpfad als auch über den Grundwasserpfad in das Schutzgebiet gelangen (WEINERT 1999; vgl. Kap. 6.4.1). Zudem ist die Vegetation mit ihrem Wurzelwerk in der Lage, den Grundwasserfluß zu modifizieren (PUST et al. 1997, vgl. Kap. 6.5).

Im Bereich des West- und Nordwestufers zeigt bereits die Verlandung eine deutliche Verschiebung der Trophie von eher eutrophen Bedingungen der übrigen Uferregion zu eher mesotrophen Verhältnissen an. Eine mäßige Nährstoffversorgung wird durch *Nymphaea alba* var. *minor*, *Myriophyllum alterniflorum*, ein „lichtes“ Röhrlicht mit vielen mesotraphenten Begleitern und im Anschluß daran durch niedrige Gebüsch von *Myrica gale* sowie an einigen Stellen von *Betula pubescens* angezeigt. Letztere bildet kleinflächig sogar ein *Betuletum pubescentis* aus (vgl. Kap. 5.2.10). An einigen Stellen finden sich Kontaktgesellschaften der Hochmoorschlenkenvegetation ein. *Drosera intermedia*, *Agrostis canina* und *Comarum palustre* deuten auf dys-mesotraphente Standortbedingungen hin (vgl. Kap. 5.2.6). Innerhalb des Litorals liegt die Leitfähigkeit gegenüber dem Pelagial niedriger. Dies steht im Zusammenhang mit einem Rückgang der Alkali- und Erdalkalitionen. Auch der Gehalt an Ammonium ist hier gegenüber den Litoralmeßstellen am

Nord- und Ostufer geringer. In der angrenzenden semiterrestrischen Uferzone setzt sich dieser Trend fort. Die Leitfähigkeit sinkt dabei unter $100 \mu\text{S}/\text{cm}$ ab, was im wesentlichen einer Abnahme der Konzentration an Alkali- und Erdalkaliionen entspricht, aber auch Sulfat und Chlorid gehen deutlich zurück. Weitgehende Übereinstimmungen mit den chemischen Milieubedingungen des Grundwassers unter der Heide im Westen des Großen Heiligen Meeres weisen darauf hin, daß das Eu- und Supralitoral durch oligotrophes Grundwasser beeinflusst wird, welches unter oxidierenden Bedingungen auch geringe

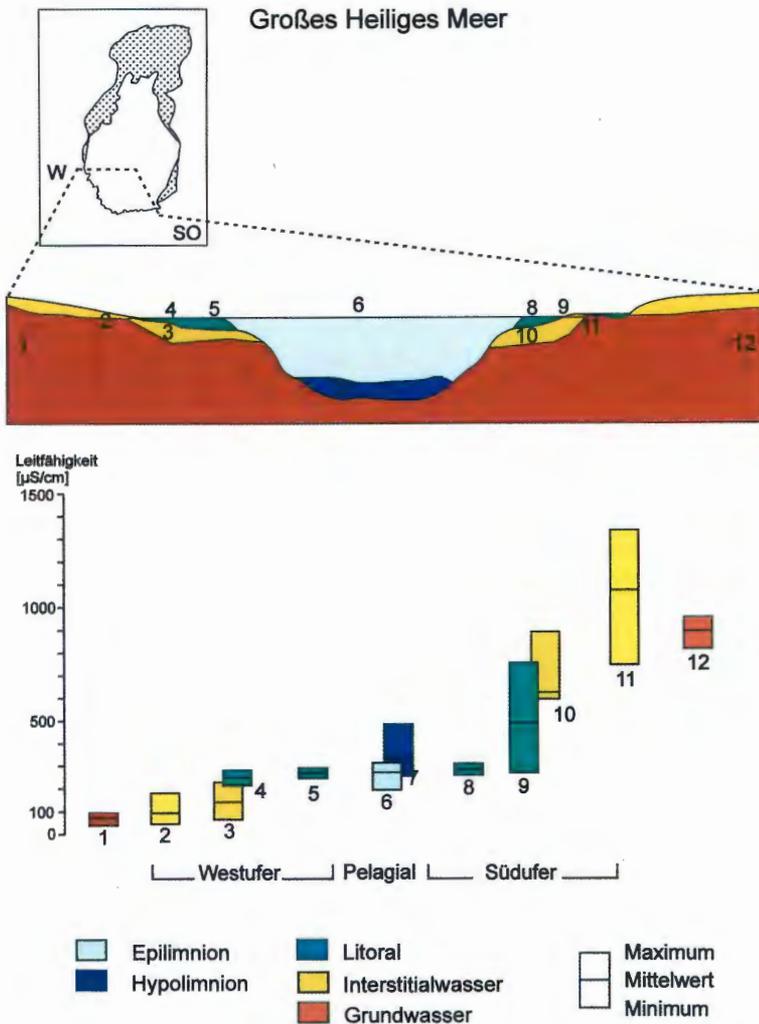


Abb. 27: Schematischer Schnitt durch das Große Heilige Meer. Dargestellt ist eine Differenzierung verschiedener Uferabschnitte mit Hilfe der Leitfähigkeit als Summenparameter für die Trophie, (1- Grundwasser (GWM 22); 2- Bodenwasser (W3); 3- Interstitialwasser am Westufer (W1); 4- Freiwasser am Westufer (W1); 5- Freiwasser in der Schwimmblattzone am Westufer (GW); 6- Freiwasser Pelagial (Mittelwert 0-3m); 7- Freiwasser Pelagial (Mittelwert 8-10m); 8- Freiwasser in der Schwimmblattzone am Südufer (GS1); 9- Freiwasser am Südufer (S1); 10- Interstitialwasser am Südufer (SI); 11- Bodenwasser am Südufer (S4); 12- Grundwasser (GWM 6).

Mengen an Nitrat enthält (POTT et al. 1996, WEINERT 1999). Je nach Niederschlags-situation und Grundwasserstand kann das oligotrophe Grundwasser bis in das Große Heilige Meer vordringen.

Innerhalb des Pelagials stellt sich also ein relativ homogener Wasserkörper dar, in dem durch Zirkulationsbewegungen Konzentrationsunterschiede, wie sie im Litoral festgestellt werden, sich rasch auszugleichen scheinen. Anzeichen, die auf eine Einschichtung von Grundwasser während der Stagnation hindeuten, wie sie für den Erdfallsee nachgewiesen worden sind, konnten im Großen Heiligen Meer in dieser Deutlichkeit nicht beobachtet werden (WEINERT et al. 2000).

Große *Myriophyllum*-Bestände am Ostufer des Großen Heiligen Meeres sind Ende der 1980er bis Anfang der 1990er Jahre nahezu vollständig verschwunden; seit 1995 treten am Nordwestufer zusammen mit *Eleocharis acicularis* erstmals größere, vitale neue *Myriophyllum*-Bestände auf, während jene am Ostufer sich bis heute noch nicht erholt haben (POTT et al. 1996). Die Ursache für die weitgehende Auslöschung der *Myriophyllum*-Bestände am Ostufer läßt sich nicht eindeutig belegen; geringe Mengen von Atrazin-Derivaten im Meerbecke-Wasser (PUST 1993), die nahe Lage zu Maisäckern und der direkte zeitweise Zufluß von Meerbecke-Wasser am Ost- und Südostufer bringen jedoch Belastungen mit sich, die am Nordwestufer fehlen, wo die *Myriophyllum*-Bestände heute zunehmen.

5.4 Nährstoffdynamik des Kleinen Heiligen Meeres als Beispiel eines Flachsees

Flachseen sind durch eine geringe Tiefe und damit verbunden durch eine gute Durchlichtung und Vermischung des Wasserkörpers gekennzeichnet (BOHLE 1995, POTT & REMY 2000).

Im Kleinen Heiligen Meer kommt es zwar zu einer Temperaturschichtung, die aber nur über einen kurzen Zeitraum bestehen bleibt, und z. B. beim Wechsel einer Schön-Wetter-Periode in eine Schlecht-Wetter-Periode mit geringeren Temperaturen und Niederschlägen durch Konvektion aufgelöst werden kann. Der maximal ermittelte Temperaturgradient beträgt 4,5 °C Ende Mai 1998.

Die Erwärmung der tieferen Wasserschichten vollzieht sich ebenso gleichmäßig wie an der Wasseroberfläche. Die Temperaturen über dem Gewässergrund können bis auf ca. 20 °C ansteigen. Hiermit verbunden ist eine erheblich höhere Mineralisationsgeschwindigkeit, die zu einer permanenten Sauerstofffreiheit direkt über dem Gewässergrund während den Sommermonaten führt (Abb. 28).

Ein häufiger Wechsel von Stagnation und Zirkulation im Verlauf des Jahres führt ferner zu einer Amplitude der Sauerstoffsättigung von ca. 50 bis ca. 120 % (vgl. Abb. 28). Bei Windstille und Sonnenschein reichert sich Sauerstoff an der Oberfläche (0-1 m) an, während es über dem Grund des Sees zur Sauerstoffzehrung und Freisetzung von Nährstoffen durch Mineralisation kommt. Ändern sich die Witterungsbedingungen und kommt es zu einem Austausch der Wassermassen, fällt die Sauerstoffsättigung innerhalb kurzer Zeit von über 100 % auf unter 50 %. Gleichzeitig erfolgt im gesamten Wasserkörper ein Anstieg der Nährstoffkonzentrationen meist Anfang Mai eines Jahres.

Durch die Primärproduktion findet ein Verbrauch des Stickstoffes, sowohl in Form des Ammoniums, als auch in Form des Nitrates in der trophogenen Zone der Seen statt. Steht Stickstoff in geringen Konzentrationen zur Verfügung, und ist die Primärproduktion sehr groß, kann es zu einer Unterschreitung der Minimumkonzentration kommen. Im Großen Heiligen Meer und auch im Kleinen Heiligen Meer konnte dies mehrfach beobachtet wer-

den. Besonders im Kleinen Heiligen Meer ist die Minimumfunktion sehr deutlich ausgeprägt, da Phosphat im Verlauf des Sommers in ausreichenden Konzentrationen von 0,05-0,1 mg/l zur Verfügung steht und hohe Nitratkonzentrationen von 2-5 mg/l nur kurzfristig auftreten und sehr schnell, meist innerhalb von 4 Wochen, wieder auf Werte zwischen 0,2 und 0,4 mg/l absinken (Abb. 29).

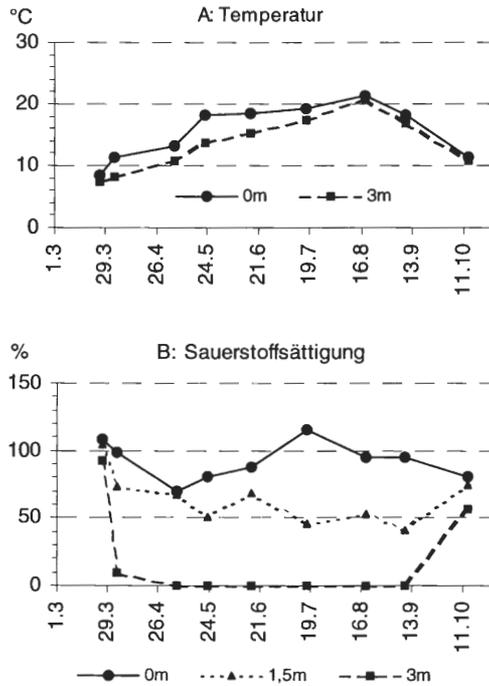


Abb. 28: Veränderungen der Temperatur (A) und der Sauerstoffsättigung (B) im Kleinen Heiligen Meer während der Vegetationsperiode 1998. Jeweils zum 6. Mai, 17. Juni und 18. August 1998 fand eine Durchmischung der Wassermassen statt.

Das Kleine Heilige Meer nimmt deshalb als Flachsee hinsichtlich der Differenzierung in Pelagial und Litoral eine Sonderstellung ein (vgl. Kap. 2.3). Dennoch bestehen auch hier Wechselwirkungen zwischen diesen beiden Lebensräumen, wie sie in Kap. 5.3 beschrieben wurden. Eine trophiesteigernde Auswirkung ist hier um so höher, je öfter der Wasserkörper durchmischt wird. Das reichhaltige Nährstoffangebot führt zudem zu einer hohen Biomasseproduktion und Sauerstoffbereitstellung im Gewässer. Auf der anderen Seite verhindert die gleichzeitig ablaufende Mineralisation des organischen Materials eine Anreicherung des Sauerstoffes, wie er sonst für eutrophe Seen typisch ist. Eine für die pleistozänen Sandlandschaften außergewöhnlich gute Pufferung des Systems mit pH-Werten zwischen pH 7-9 sowie einer Karbonathärte von 12 °dH ist einerseits auf die hohen Konzentrationen der Wasserinhaltsstoffe des speisenden Grundwassers zurückzuführen, andererseits wird das Gewässer als Angelgewässer genutzt und es ist nicht auszuschließen, daß durch entsprechende düngende Eingriffe die Eigenschaften des Wassers für die Fischzucht verbessert worden sind. Ein zusätzlicher Eintrag von Stickstoff z. B. aus der Umgebung führt ferner zu einer positiven Rückkoppelung innerhalb des Eutrophierungsprozesses, da Stickstoff im Vergleich zu Phosphat in sehr geringen Mengen vorliegt und unter Umständen auch als Minimumfaktor fungieren kann.

Trophieunterschiede verschiedener Gewässerufer, wie sie am Großen Heiligen Meer und auch am Erdfallsee zu beobachten sind, treten am Kleinen Heiligen Meer nicht in solchem Ausmaß in Erscheinung. Eine Differenzierung in *Carex acutiformis*-reiche Bestände am Südwestufer und *Phragmites australis*-reiche Bestände am Nord-Nordostufer ist möglich. Die Uferabschnitte unterscheiden sich in der mittleren Calcium- und Kohlendioxidkonzentration (ca: 90 zu 120 mg/l bzw. geb. CO₂: 181 zu 244 mg/l) ebenso wie in der Ammonium- und Phosphatkonzentration (NH₄⁺: 0,71 zu 0,96 mg/l bzw. PO₄³⁻: 0,69 zu 0,52 mg/l). Besonders deutlich wird der Unterschied in der Konzentration der organischen Substanz mit 36,7 mg/l im Südwesten und 108,6 mg/l im Nordosten. Befinden sich im Südwesten nur geringe Auflagen organischen Materials, bilden die *Phragmites*-Bestände im Nordosten bis zu 4 dm mächtige Sedimente.

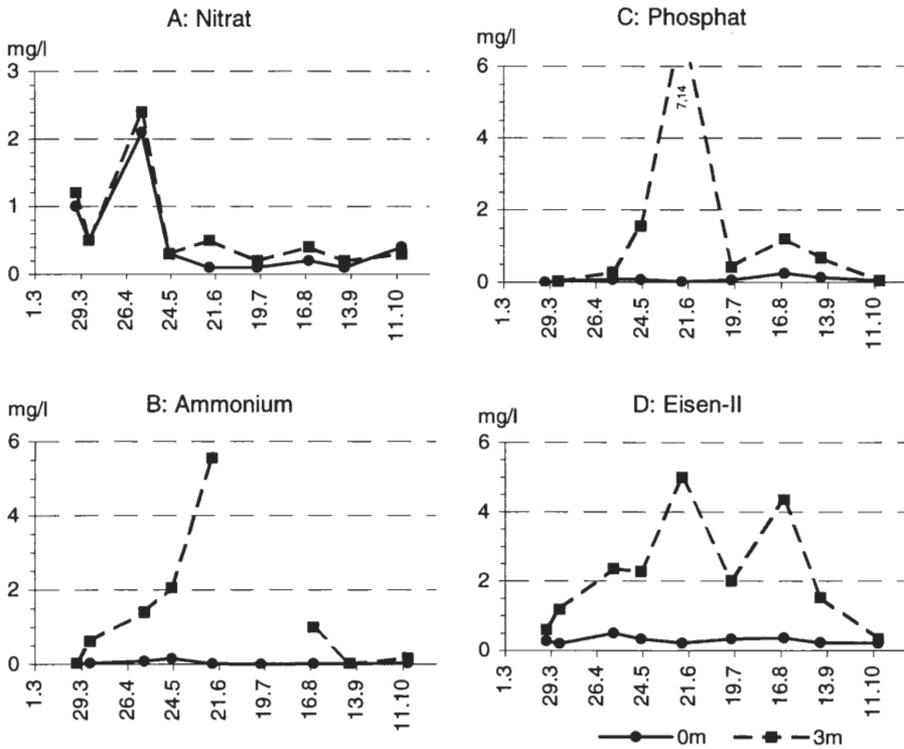


Abb. 29: Konzentrationsverlauf der Trophieparameter Nitrat (A), Ammonium (B), Phosphat (C) sowie Eisen (D) im Kleinen Heiligen Meer während der Vegetationsperiode 1998. Jeweils zum 6. Mai, 17. Juni und 18. August 1998 fand eine Durchmischung der Wassermassen statt.

6. Geologische, klimatologische, hydrologische, pedologische sowie biologische Modulatoren als Mechanismen zur Trophieentwicklung von Stillgewässer-Ökosystemen

Die Gewässerlandschaft Heiliges Meer ist durch Subrosionserscheinungen entstanden, deren Prozesse auch in jüngster Zeit noch anhalten. Sie bilden die Matrix für die verschiedensten Erscheinungsformen von Gewässertypen und die Basis für ihre Trophieent-

wicklung. Die Gewässer unterliegen Gesetzmäßigkeiten komplexer Wirkungsgefüge, deren jeweilige Erscheinungsformen außer von geologischen und pedologischen Faktoren auch von klimatischen und orographischen Faktoren bestimmt wird. Zusammen mit biotischen Faktoren sind diese Lebensräume für eine Nährstoffakkumulation geradezu prädestiniert. Innerhalb von Stillgewässerökosystemen äußert sich diese in einer Gewässerverlandung, die innerhalb der Sandlandschaften Nordwesteuropas ab dem Niedermoorstadium vom Hochmoorstadium abgelöst wird. Dieser Übergang, der den Prozeß der Standorteutrophierung beendet, wird besonders durch das Zusammenwirken klimatischer, pedologischer und biotischer Faktoren gesteuert; der geologische Untergrund verliert zunehmend an Bedeutung. Mit der Hochmoorbildung wird eine stabile Endphase einer Entwicklung erreicht, die zu den charakteristischen Hochmoorlandschaften Nordwesteuropas geführt hat, die von Natur aus nährstoffarm sind. Standorteutrophierungen treten in diesem Landschaftsraum demnach von Natur aus nur episodisch auf. Sie kennzeichnen eine meist kurze Phase der Gewässerverlandung, der oftmals längere, nährstoffarme Phasen vorausgegangen sind und die wieder zu nährstoffarmen Standorten hinführen.

Wenn das Phänomen der Gewässereutrophierung aus heutiger Sicht Gegenstand der Betrachtungen sein soll, dann geschieht dies unter dem Aspekt von Prozessen, die sich aus der Landschaftsnutzung durch den Menschen ergeben. Hierbei sind nicht allein allochthone Einträge von Nährstoffen in von Natur aus nährstoffarme Ökosysteme als Gefährdungspotential zu sehen. Eingriffe in den Wasserhaushalt, Veränderungen der Vorflutverhältnisse und Eingriffe in die natürliche Vegetation verändern z. B. in gravierendem Maß den Zustand und die Entwicklung aquatischer Ökosysteme in Folge zunehmender technischer Einflußnahmen in den Naturhaushalt. Werden diese Eingriffe als anthropogene Faktoren zusammengefaßt, wirken sie nicht für sich alleine, sondern treten in einem Wirkungsgefüge mit natürlichen Faktoren in Wechselwirkung, an denen das regionale Klima, Witterungseinflüsse, Böden und die Vegetation ebenfalls beteiligt sind. Es gilt in diesem Kapitel dieses komplexe Wirkungsgefüge von Faktoren im einzelnen zu analysieren, um die Prozesse zu verstehen, die einerseits von Natur aus zu einer Trophieänderung führen, und um andererseits Gefährdungen entgegenwirken zu können, die bereits durch großflächige Zerstörungen der natürlichen Landschaft entstanden und im Naturschutzgebiet nachweisbar sind.

6.1 Einfluß pleistozäner Sande auf den Nährstoff- und Basenhaushalt

Pleistozäne Sande bilden das Ausgangsgestein im Untersuchungsgebiet und sind in Folge einer langanhaltenden Auswaschung verarmt an gesteinsbürtigen, für das Pflanzenwachstum essentiellen Elementen wie z. B. Calcium, Magnesium und Kalium. In Sandlandschaften werden diese Nährelemente zudem kaum neu gebildet und sind sehr mobil, so daß sie mit dem Niederschlagswasser rasch ausgewaschen werden. Erst mit fortschreitenden Bodenbildungen kann es auch wieder zu einer Akkumulation von Alkali- und Erdalkalitionen kommen. Die Landschaft der pleistozänen Sande zeichnet sich daher primär durch einen Mangel an Alkali- und vor allem an Erdalkalitionen aus. Ausnahmen bilden geogene Lagerstätten unterhalb der Sande, wie im Fall des Untersuchungsgebietes, wo Gips-, Salz- und Anhydritbänke innerhalb von Schichten des Münder Mergels auftreten. Dort, wo diese Schichten direkt oder entsprechendes Grundwasser, das über längere Zeit mit ihnen in Kontakt stand, dicht an die Erdoberfläche reichen, kann es auf natürliche Weise zur Anreicherung von Alkali- und Erdalkalitionen kommen. Im Untersuchungsgebiet mit einer Sandauflage von über 100 m Mächtigkeit oberhalb der salzführenden Schichten sind diese Phänomene innerhalb der Böden und innerhalb aquatischer Ökosysteme bisher jedoch nicht nachgewiesen. Es dominieren daher von Natur aus schwach abgepufferte, saure Milieubedingungen und eine erhöhte Mobilität von Aluminium- und

Schwermetallionen innerhalb des Grundwassers weit unterhalb der Reichweite natürlicher Vegetation (z. B. unter Eichen-Birkenwald). In Seen mit abdichtenden, sedimentären Böden erfolgt eine Anreicherung von Calcium und Magnesium infolge einer natürlichen Sukzession. Trotzdem bleiben die Konzentrationen dieser Stoffe selbst in nährstoffreichen Gewässern dieser Landschaft deutlich unter den Werten, die in Gewässern kalk- und gipsreicher Gebiete festgestellt werden.

Auch im Bereich alter Kulturlflächen, dort, wo Jahrhunderte lang Heide- und Weidewirtschaft betrieben wurde, herrschen saure und basenarme Milieubedingungen mit einer deutlichen Tendenz in Richtung zusätzlicher Mineralienverarmung und noch saureren Milieubedingungen, als unterhalb einer natürlichen Vegetation. Erst die neuzeitliche Ackerbewirtschaftung führte zu erheblichen Veränderungen dieser Milieubedingungen und des Basengehaltes im Grundwasser durch Ausbringung von Düngemitteln im Zuge von Getreide- und Maisanbau. Um Erträge zu erwirtschaften, ist es auf den mageren Sandböden erforderlich, Düngemittel im Überschuß auszubringen, d.h., mehr Nährstoffe auf die Agrarflächen auszubringen, als die Pflanzen aufnehmen können, da die Böden nur eine geringe Speicherkapazität für mineralische Stoffe aufweisen und die Auswaschungsraten für die meisten Pflanzennährstoffe sehr hoch liegen. Die Vergrößerung des Flurabstandes durch Drainierung der Agrarflächen ist für eine zusätzliche Bodendurchlüftung und für die Verlängerung der Bewirtschaftungszeiten erforderlich und führt im Grund- und Sickerwasser zu einer weiteren Erhöhung der Auswaschungsraten verschiedenster Stoffe, während es durch Oxidationsvorgänge im Grundluftbereich zu einer zusätzlichen Säurefreisetzung kommt, mit dem Effekt, daß größere Mengen an Aluminium- und Schwermetallionen mobilisiert werden, die für aquatische Ökosysteme ein sehr hohes Gefahrenpotential darstellen. Bereits bei den ersten Grundwasseruntersuchungen wurden im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ in den Jahren 1991 und 1992 entsprechend erhöhte Aluminium- und Zinkkonzentrationen im Grundwasser unterhalb versauerter Standorte von mehreren mg/l festgestellt (PUST 1993). Der Eintrag dieser Stoffe in das Grundwasser ist im Zuge des Ackerbaus unvermeidbar, da Sandböden einen hohen Anteil von Grobporen, aber nur ein relativ geringes Porenvolumen aufweisen. Hieraus ergeben sich eine gute Durchlüftung mit hohen Oxidationsraten und eine hohe Auswaschungsrate für viele leicht bewegliche Ionen. Typisch sind z. B. Auswaschungsraten für Calcium von 199 kg/ha*a, für Magnesium von 16 kg/ha*a, für Kalium von 36 kg/ha*a, für Natrium von 28 kg/ha*a, für Chlorid von 135 kg/ha*a, für Sulfat von 147 kg/ha*a und für Nitrat von 41 kg/ha*a (SCHEFFER et al. 1998). Für den Getreide- und Maisanbau weist OBERMANN (1982) darauf hin, daß, wenn der Nitratgehalt im Grundwasser unter 50 mg/l gehalten werden soll, eine ertragbringende Bewirtschaftung aufgrund der hohen Auswaschungsrate auf Sandböden nicht möglich ist. Zu erwarten sind bei ertragbringender Bewirtschaftung von Maisäckern auf Sandböden erhöhte Nitratkonzentrationen im Grundwasser von über 100 mg/l, wie sie z. B. im Grundwasser südlich des Erdfallsees nachgewiesen werden konnten (PUST 1993, WEINERT et al. 1998).

Für basen- und nährstoffarme aquatische Ökosysteme stellt aber nicht nur die hohe Auswaschungsrate für Nitrat ein Gefahrenpotential dar. Vor allem Calcium und Kalium unterliegen ebenfalls einer hohen Auswaschungsrate und stellen ein hohes Eutrophierungspotential innerhalb basenarmer aquatischer Ökosysteme dar, da sie innerhalb natürlicher Gewässer pleistozäner Sandlandschaften nur in relativ geringen Konzentrationen vorliegen. Calciumkonzentrationen von 25 mg/l, Magnesiumkonzentrationen von 5 mg/l und Kaliumkonzentrationen von 2 mg/l charakterisieren bereits den nährstoffreichen Flügel von Gewässern pleistozäner Sandlandschaften und treten beispielsweise im Pelagial des Großen Heiligen Meers auf. Die Konzentrationen liegen im Grundwasser des Untersuchungsgebietes innerhalb der Einflußzone von Agrarflächen heute bereits für Calcium doppelt so hoch und für Kalium 20 mal höher als im Wasser des meso- bis schwach eutro-

phen Großen Heiligen Meeres; für oligotrophe Standorte, wie sich in Teilbereichen am Erdfallsee darbieten, ergibt sich im Vergleich zum Großen Heiligen Meer nochmals ein Faktor von über zwei. Innerhalb dystropher Gewässer liegen die Konzentrationen für Calcium und Magnesium häufig unter 1 mg/l. Dies ist eine Folge interner Regulationsmechanismen und geht auch auf die von belastetem Grundwasser isolierten Lage dieser Gewässerökosysteme zurück. Bei Betrachtung des Grundwassers muß jedoch festgestellt werden, daß der Schwerpunkt der Belastungen in den hohen Nitratkonzentrationen liegt, die am Rande von Maisäckern bis zu 100 mal höher als im Großen Heiligen Meer und im Erdfallsee liegen. Bedenklich ist auch, daß die Lateralausbreitung vieler im Grundwasser gelöster Stoffe im grobporigen Lückensystem des oberflächennahen Grundwasserleiters im Bereich von Äckern und Weideflächen wesentlich rascher erfolgen kann, als z. B. im Bereich mächtiger Niedermoorböden, wo ein relativ großes Porenvolumen und ein erhöhter Anteil von Feinporen den Lateraltransport verlangsamen, weshalb auch der Ferntransport vieler Ionen innerhalb sandiger Aquifere bei geringmächtiger Bodenaufgabe, wie z. B. unter häufig gepflügten Ackerflächen, schneller erfolgen kann (vgl. auch WEINERT et al. 2000). Auch der Prozeß des Ferntransportes von Stoffen im Grundwasser wird daher durch die moderne Agrarbewirtschaftung noch beschleunigt.

6.2 Einfluß der Böden von Gewässern, Heide und von Waldlandschaften auf Oberflächen-, Sicker- und Grundwasser

Zusammen mit der Vegetation üben die Böden großen Einfluß auf die Beschaffenheit und die Transporteigenschaften des Grund- und Sickerwassers aus, aber auch auf die Gewässermorphologie, die Gewässerentwicklung und auf die hieran beteiligten Stoffflüsse. Hierbei dürfen aber nicht ausschließlich die rezenten Böden betrachtet werden, die zweifellos innerhalb terrestrischer Ökosysteme z. B. den Nährstoffhaushalt gut widerspiegeln; gerade aber in einer Gewässerlandschaft, wie im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“, existieren auch bis in größere Tiefe, innerhalb der Grundwasserleiter, mehr oder weniger ausgedehnte, zwischengelagerte Schichten fossiler Gewässerböden, die z. T. isoliert liegen und wieder übersandet sind, die aber auch z. T. mit den heutigen Gewässern noch in Verbindung stehen (vgl. SCHROEDER 1957, THIERMANN 1975, WEINERT et al. 1998). Aus ihnen läßt sich die Entwicklungsgeschichte einer Gewässerlandschaft genauestens rekonstruieren. Böden sind aber auch an der rezenten Einflußnahme verschiedenster Prozesse beteiligt, wie Stoffaufnahme und Stoffabgabe, Veränderungen der Durchlässigkeitsbeiwerte im Aquifer und Trennung verschiedener Grundwasserstockwerke. Sie strukturieren den Grund- und Sickerwasserraum kleinräumig. Zusammen mit der Vegetation bestimmen sie die Fließwege, die das Wasser auf dem Weg zur Vorflut bevorzugt.

In Abhängigkeit von der Trophie werden innerhalb von Stillgewässern unterschiedliche Bodentypen gebildet. Hierbei handelt es sich um verschiedene subhydrische Böden (Unterwasserböden), die hauptsächlich aus der Sedimentation von abgestorbenem Pflanzen- und Tiermaterial hervorgehen; sie lassen sich zu den sedimentären Böden zusammenfassen und stehen den asedimentären Böden terrestrischer Ökosysteme gegenüber. Auch die Rate der Bodenbildung innerhalb von Gewässern ist von der Trophie und den damit verbundenen Milieubedingungen im Wasser abhängig und bestimmt letztendlich die Geschwindigkeit der Gewässerverlandung. Im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ reicht das Trophiespektrum der Stillgewässer von **oligotroph** (Erdfallsee, Ostufer) über **dystroph** (Heideweiher und Heidekolke), **meso- bis dystroph** (Heideweiher), **oligotroph bis schwach mesotroph** (Erdfallsee, Nordufer und Pelagial), **mesotroph bis dystroph** (Großes Heiliges Meer, Westufer) **mesotroph bis schwach eutroph** (Großes Heiliges Meer, Nordufer und Pelagial) und **eutroph** (Großes Heiliges Meer, Ost- und Südufer).

Aus diesen unterschiedlichen Bereichen gehen entsprechend der Trophiedifferenzierungen unterschiedliche Gewässerböden hervor, deren Spektrum von gut wasserdurchlässigen Gewässerrohböden (**Protopedon**) über abdichtende **Dy** (wenig zersetzte Pflanzenreste mit einem hohen Huminstoffgehalt) und **Dy-Gyttja**-Schichten bis zur reinen **Gyttja** (gut durchlüftete Mudden, stark zersetzt) und zum **Sapropel** (anaerobe Mudden, Faulschlamm) reicht. Im Bereich der Ufer werden oft mächtige Böden von der höheren Vegetation gebildet, deren Spektrum von nährstoffarmen *Sphagnum*torfen über Seggen- und Schilftorfe hin zu nährstoffreichen Bruchwaldtorfen der Erlenbrücher reicht. Unter Erlenbrüchern können Torfe eine Mächtigkeit von vielen Metern erreichen, die nur noch die Schwarz-Erle (*Alnus glutinosa*) zu durchwurzeln vermag. Ihre Durchlässigkeit für Wasser ist sehr gering und sie sind infolgedessen häufig überstaut.

6.3 Einfluß klimatischer und witterungsspezifischer Faktoren

Klimatische Faktoren sind häufig für die Geschwindigkeit verantwortlich, mit der verschiedenste Prozesse in der Umwelt ablaufen. Die Temperatur übt auf das Stoffwechselgeschehen sowohl innerhalb abiotischer wie auch biotischer Systeme einen entscheidenden Einfluß aus. Warme Regionen unterscheiden sich daher von kalten Regionen hinsichtlich der stofflichen Basis und dem Prozeßgeschehen innerhalb aquatischer Lebensräume. Artenreichtum, ein hoher Stoffumsatz und eine hohe Trophie werden durch warme Klimata gefördert; in kalten Regionen ist eine relativ geringe Artenanzahl und Individuendichte zu beobachten, die einen reduzierten Stoffumsatz bewirken. Biomassenakkumulation und die Produktion von Bestandsabfall und seine Remineralisation laufen hier langsamer ab. Entsprechend läuft auch die Trophieentwicklung und die Gewässerverlandung langsamer ab und stoppt auf einem niedrigeren Level. Dies gilt für die meisten terrestrischen, semiaquatischen und aquatischen Ökosysteme, soweit sie nur eine geringe Wassertiefe aufweisen. Auch die Lichtversorgung und der Temperaturverlauf im Jahresgang steuern die Geschwindigkeit der Biomassenproduktion und die Nutzung von Mineralstoffen durch Pflanzen. Die trophiesteigernde Wirkung von anthropogenen Faktoren ist daher ebenfalls davon abhängig, zu welcher Jahreszeit sie auftreten. So wirken sich z. B. allochthone Nährstoffeinträge zu Beginn und während der Vegetationsperiode stärker als danach aus, da sie z. B. im Frühjahr und Sommer sogleich in Biomasse umgesetzt werden können.

Im Luv- und Staubegebiet des Teutoburger Waldes kam es in der Zeit von 1931 -1960 trotz der geringen Höhe über dem Meeresspiegel (44-45 m) zu Niederschlagsmengen von 700-750 mm im Jahr (MÜLLER-TEMME 1986). Der mittlere Jahresniederschlag an der Klimastation „Heiliges Meer“ betrug von 1971-1995 758 mm. Er liegt damit etwas oberhalb dem von THIERMANN (1975a) angegebenen Wert von 738 mm für die Beobachtungsstelle Hörstel aus den Jahren 1931-1950. Im erstem Untersuchungsjahr lag die Jahressumme des Niederschlages (Bezogen auf ein Kalenderjahr) mit nur 642,6 mm deutlich unter den durchschnittlichen Niederschlagssummen. In Verbindung mit dem vorangegangenen trockenen Jahr 1995 lag der Grundwasserspiegel im ersten Untersuchungsjahr ungewöhnlich niedrig (WEINERT et al. 1998). Das zweite Untersuchungsjahr (1997) stellt mit 721,4 mm Jahresniederschlag ein durchschnittliches Jahr dar, wogegen das dritte Jahr (1998) mit 1028,6 mm Niederschlag ein überdurchschnittlich nasses Jahr war, in dem die größte Niederschlagssumme seit 1971 an der Wetterstation Heiliges Meer ermittelt wurde (Tab. 22). In diesem Jahr ergaben Messungen der im wesentlichen nassen Deposition unter Freiland für Nitrat-Stickstoff ca. 11,1 kg/ha*a, für Ammonium-Stickstoff ca. 7,7 kg/ha*a und für Phosphat ca. 0,1 kg/ha*a. Rechnerisch ergibt sich daraus ein Nährstoffeintrag in den Erdfallsee für 1998 über den Luftpfad von ca. 36 kg Nitrat-Stickstoff, ca. 27 kg Ammonium-Stickstoff und ca. 0,3 kg Phosphat-Phosphor; entsprechend für das

Große Heilige Meer ca. 88 kg Nitrat-Stickstoff, ca. 61 kg Ammonium-Stickstoff und ca. 0,8 kg Phosphat-Phosphor (Tab. 23).

Tab. 22: Niederschlagssummen (mm) von 1996 bis 1998

Jahr	1996	1997	1998	Mittel im UZ
Summe (mm)	642,6	721,4	1028,6	797,5

Tab. 23: Rechnerischer Nährstoffeintrag in die Gewässer über feuchte Deposition.

Eintrag von	Erdfallsee		Großes Heiliges Meer	
	kg	mg/l*	kg	mg/l*
NO ₃ ⁻ -N	36	0,30	88	0,25
NH ₄ ⁺ -N	27	0,23	61	0,18
PO ₄ ³⁻ -P	0,3	0,003	0,8	0,002

* bezogen auf das Gesamtvolumen des Gewässers

Die langjährige Jahresmitteltemperatur der Luft gibt THIERMANN (1975a) mit 9,2 °C an. Während des Untersuchungszeitraumes lag die mittlere Temperatur im Januar zwischen -1,1 °C und +7,3 °C, im Juli wurden mittlere Temperaturen zwischen 17,3 °C und 19,7 °C ermittelt (Tab. 24). Der Untersuchungszeitraum umfaßt neben eher durchschnittlichen Jahren (1997) sowohl Zeiten mit höheren (1998) als auch Zeiten mit geringeren mittleren Temperaturen und Niederschlägen (1996). In die hydrochemischen Untersuchungen gehen so auch extreme Witterungsbedingungen mit ein, die für Standortdifferenzierungen oftmals von großer Bedeutung sein können (RUTTNER 1962).

Tab. 24: Temperaturen an der Wetterstation Heiliges Meer während des Untersuchungszeitraumes im Vergleich mit dem langjährigen Mittel (nach THIERMANN 1975a).

Jahr	mittlere Temperatur im Januar	mittlere Temperatur im Juli	Jahresmitteltemperatur
1996	-1,1 °C	17,3 °C	8,9 °C
1997	0,3 °C	19,7 °C	11,8 °C
1998	7,3 °C	19,6 °C	13,5 °C
langjähriges Mittel (1881 –1930)	1,5 °C	16,8 °C	9,2 °C

6.3.1 Beeinflussung der Mixis

Komplizierter verhalten sich die Verteilungsmechanismen der Stoffe und ihre Wirkungen auf die Trophieentwicklung im Pelagial eines Sees, die besonders dafür verantwortlich sind, daß in Gewässern mit großer Tiefe Pflanzennährstoffe über einen längeren Zeitraum für das Phytoplankton pflanzenverfügbar bleiben oder auch durch Sedimentation in Tie-

fen verloren gehen, in denen Pflanzenwachstum nicht möglich ist. Hieran sind primär Zirkulationsprozesse beteiligt, die unter dem Regime von Temperatur und Windeinflüssen stehen. Sie steuern die für Seen charakteristischen Phasenwechsel zwischen Stagnation, einer Phase, in der Sedimentationsprozesse und Nährstoffentzug dominieren, und Vollzirkulation, während der es zu einer großräumigen Stoffverteilung im See kommt und günstige Ausgangsbedingungen für das Pflanzenwachstum geschaffen werden. Ursache für solche Phasenwechsel ist die Dichteanomalie des Wassers, das bei ca. 4 °C seine höchste Dichte besitzt und jenseits dieser Temperatur zu thermischen Schichtungen neigt, die eine Durchmischung erschwert (vgl. Kap. 5.1.1). Die Mechanismen der Stoffverteilung in Seen ist daher stark abhängig vom regionalen Klima. In Nordwesteuropa dominiert der dimiktische Seetyp, da sowohl im Herbst als auch im Frühjahr die 4 °C-Marke durchschritten werden kann und es dann zur Vollzirkulation kommt, während im Winter und im Sommer sich Temperaturen einstellen, die fern der 4 °C-Marke liegen und thermische Schichtungen die Stagnationsphase einleiten (vgl. Abb. 5). Dies bedeutet, daß Gewässer dieser Region jedes Jahr zwei Stagnations- und zwei Vollzirkulationsphasen durchlaufen können. Es existieren für dimiktische Seen demnach zwei für Eutrophierungsvorgänge empfindliche Phasen im Jahr, der Herbst und das Frühjahr, und diese Situation ist stark vom regionalen Klima abhängig. Diese klimatische Situation begünstigt die Ausprägung dimiktischer Gewässer, wie sie im Untersuchungsgebiet am Beispiel des Großen Heiligen Meeres und des Erdfallsees vorzufinden sind.

Entscheidend für das Pflanzenwachstum und für die Trophieentwicklung im Pelagial eines Sees ist die Zeitspanne, in der es zu einer Nährstoffverteilung und -bereitstellung kommt. Sie wird bestimmt durch das Phasenverhältnis zwischen Holomixis und Stagnation. Dieses Phasenverhältnis unterliegt aber nicht nur klimatischen Einflüssen, sondern ist auch stark witterungsabhängig. So können milde Winter die herbstliche Vollzirkulation bis in das Frühjahr hinein verlängern und zum Fortfall der Winterstagnation führen; dagegen wird durch einen kalten Winter, der von einem heißen Sommer gefolgt wird, die Phasenbeziehung zugunsten der Stagnation verschoben, die nur von kurzen Holomixisphasen unterbrochen wird. Demnach bestimmen Witterungseinflüsse von Jahr zu Jahr in unterschiedlichem Maß das Angebot von Pflanzennährstoffen, daß also von Jahr zu Jahr stark schwanken kann. Milde Winter und kühle Sommer erhöhen das Nährstoffangebot, Jahreszeiten mit extremen Temperaturen reduzieren es (POTT et al. 1998). Im Rahmen dieser witterungsbedingten Fluktuationen kann z. B. der Nitratgehalt zu Beginn der Vegetationsperiode im Wasser des Pelagials um mehr als 100% schwanken (Abb. 30). Die Ausgangsbedingungen für die Entwicklung des Phytoplanktons und damit für die Entwicklung der Primärproduktion können daher von Jahr zu Jahr sehr unterschiedlich ausfallen. Insgesamt heben sich die witterungsbedingten Fluktuationen aber langfristig auf, weshalb als natürlicher Faktor für die langfristige Trophieentwicklung im wesentlichen das Klima verantwortlich ist. Für den Untersuchungszeitraum dominieren die Phasen der Stagnation

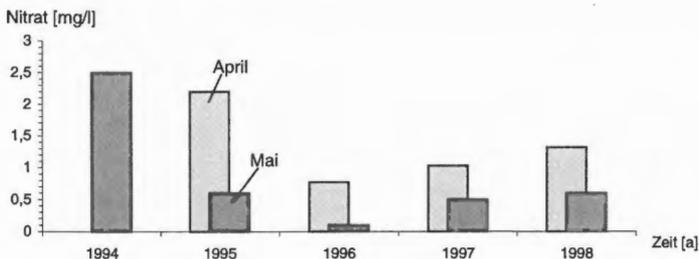


Abb. 30: Gegenüberstellung der Nitratkonzentration im Pelagial des Großen Heiligen Meeres zu Beginn der Sommerstagnation in den Jahren 1994-1998.

gegenüber denen der Holomixis und Eutrophierungsprozesse innerhalb des Pelagials werden durch die derzeitige klimatische Situation eher vermindert als beschleunigt (vgl. KRIEGSMANN 1938, BUDE 1942a, b, EHLERS 1965, 1966).

6.3.2 Wechsel der Vorflutmodulation durch Hoch- und Niedrigwasserphasen

Die Gewässer sind in dynamische Prozesse eingebunden, die mit den Jahreszeiten z. T. regelmäßig erfolgende Änderungen erfahren. Zu den Modulatoren gehören z. B. Witterungseinflüsse, die, von Jahr zu Jahr mit unterschiedlicher Intensität, periodisch wiederkehrende Ereignisse darstellen. Diese bedingen z. B. Hochwässer im Herbst und im Frühjahr. Zeiten mit intensiven, langandauernden Niederschlägen und mit hohen Grundwasserständen unterscheiden sich erheblich von jenen mit normalen Niederschlagsraten und normalen Grundwasserständen. Ebenfalls Einfluß auf die Dynamik von Gewässern üben Fremdwassereinleitungen aus, wie sie z. B. in Fließgewässern zuweilen vorkommen. Veränderungen der Wasserführung, des Wasserstandes und des Wasserchemismus sowie Stoffeinträge in benachbarte Gewässer sind häufig die Folge. Hiervon betroffen sind insbesondere auch Vorgänge des Stofftransportes im Sickerwasser und im Grundwasser. Im Untersuchungsgebiet lassen sich die Gewässer entsprechend der hochwasserbedingten Einflußnahme allochthoner Stoffeinträge in folgende Gruppen unterteilen (HAGEMANN & PUST 1999):

1. Gewässer, die durch Niederschlagswasser und oberirdischen Abfluß und teilweise durch Grundwasser von nährstoffarmen Flächen beeinflusst werden.
Hierzu gehören die meisten Heidekolke im Westen des Großen Heiligen Meeres und im Süden des Erdfallsees, der Erdfallsee und der westlich an die Landstraße L504 angrenzende Gagelsumpf K8. Innerhalb dieser Gewässer erfolgt meist eine geringfügige Abnahme der Leitfähigkeit, wie z. B. im flachen Teil des Erdfallsees.
2. Gewässer, die durch belastetes Grund- und Sickerwasser beeinflusst werden.
Exemplarisch für diese Gruppe steht der Kolk K5 im Osten des Erdfallsees, der bei Hochwasser unter den Einfluß von Grund- und Sickerwasser gerät, das von den Ackerfluren südlich des Naturschutzgebietes stammt und einen Anstieg der Leitfähigkeit von ca. 100 auf über 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ bewirkt. Hieran sind vor allem folgende Ionen beteiligt: Natrium, Chlorid, Sulfat sowie Calcium und Magnesium. Die Phasen mit den hohen Leitfähigkeiten treten zu Zeiten erhöhter Stoffeinträge aus dem landwirtschaftlich genutzten Umfeld auf, mit denen auch größere Mengen an Stickstoff- und Phosphatverbindungen in die Gewässer gelangen.
3. Gewässer, die vom Grundwasser und durch oberirdischen Abfluß in unterschiedlicher Weise beeinflusst werden.
Zu diesen Gewässern gehören das Große Heilige Meer, das Kleine Heilige Meer und der Heideweiher. Je nach Art der hochwasserbedingten Einflußnahme können diese Stillgewässer an verschiedenen Uferabschnitten ganz unterschiedliche Veränderungen ihrer Wasserinhaltsstoffe erfahren. Leitfähigkeitserhöhungen und -erniedrigungen können an den verschiedenen Uferabschnitten eines Gewässers gleichzeitig auftreten und sich z. B. im Pelagial gegenseitig aufheben oder auch verstärken.

6.4 Einfluß hydrologischer Faktoren

Die Auswirkungen hydrologischer Prozesse auf die Gewässersysteme sind in erster Linie über die Abflußspende mit der Grundwasserneubildung und dem Niederschlag gekoppelt. Bereits bei der Grundwasserneubildung entscheidet sich der „trophische Status“ des Wassers, so daß hier der Vegetation und der Nutzung eine besondere Bedeutung beigemessen werden muß.

6.4.1 Beeinflussung durch Grundwasser

Die tieferen Seen sowie auch einige Kolke und Weiher sind grundwassergespeist. In Abhängigkeit von der Qualität des Grundwassers sind sehr unterschiedliche Auswirkungen auf die Gewässer zu beobachten.

Am Westufer des Großen Heiligen Meeres, wo die Schwarz-Erle fehlt und die Moorbirke den Vegetationsaspekt bestimmt, wird auch das Interstitial durch oligotrophes Grundwasser gespeist (Abb. 31). Die für den See typische Schwimmblattzone des *Myriophyllum-Nupharetum luteae* bildet einen lückigen Bestand und reicht hier nicht bis an das Ufer heran. Auch das Röhricht weist hier einen kümmerlichen Wuchs auf, in dem die typischen Begleiter im *Scirpo-Phragmitetum* fehlen. Diese Beobachtungen können als weitere Anzeichen herangezogen werden, um den Bereich des Grundwassereinflusses im Westen des Großen Heiligen Meeres weiter einzuzugrenzen. Im Süden und Osten kommt es hingegen durch vermehrten Oberflächenabfluß von ausgetretenem Grundwasser, das entsprechend seiner Herkunft einen höheren Nährstoff- und Basengehalt aufweist, über das ganze Jahr zu leicht erhöhten Werten der Parameter Stickstoff und Phosphat im Freiwasser des Litorals.

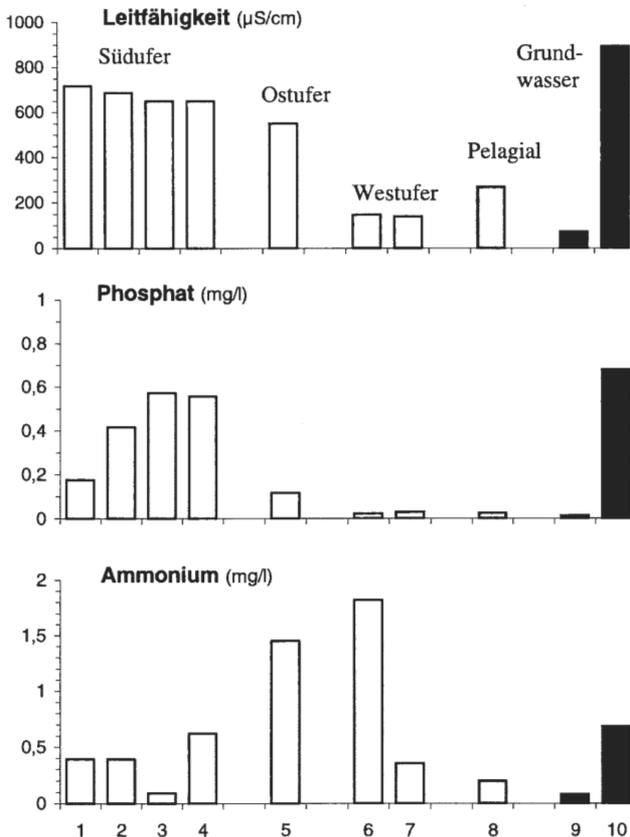


Abb. 31: Mittlerer Gehalt der Leitfähigkeit (oben) und der Nährstoffe Phosphat (mitte) und Ammonium (unten) im Interstitial des Großen Heiligen Meeres an ausgewählten Meßstellen in der Uferregion sowie des Pelagials und des angrenzenden Grundwassers (Südufer 1: 8I, 2: 6I, 3: S7, 4: SI; Ostufer 5: OI; Westufer 6: 5I, 7: WI; Pelagial 8: Mittelwert aus 0-3 m, Grundwasser 9: GWM22, 10: GWM6).

Besonders für die Nährstoffversorgung des Litorals sind demnach diese Unterschiede von großer Bedeutung. Die Nährstoffbereitstellung aus dem Pelagial erfolgt in der Regel mit der Frühjahrsvollzirkulation im März und April. Die Entwicklung der Wasser- und Sumpfpflanzen beginnt jedoch erst später, meist zu Beginn des Monats Mai, so daß ein Großteil der Nährstoffe bereits durch Algen in Biomasse festgelegt ist. Weitere Nährstoffe gelangen in die Uferbereiche von Seen durch Oberflächenabschwemmung, Niederschlag und oberflächennahen Grundwasserzufluß. Das Grundwasser stellt somit eine wesentliche Quelle für Nährstoffe dar, die im Uferbereich auch außerhalb der Holomixis dem Wachstum höherer Pflanzen zur Verfügung steht.

Die Differenzierung in Vegetationsanteile mit eutraphenten und dys- bis mesotraphenten Pflanzenarten geht ursprünglich auf das Zusammenwirken natürlicher und anthropogener Faktoren zurück. Eine Gliederung der Grundwasserlandschaft ist bedingt durch die nährstoff- und basenarmen Grundwasseranteile unter Heideflächen auf der Westseite des Großen Heiligen Meeres und durch die nährstoff- und basenreichen Grundwasseranteile auf der Ost- und Südostseite des Großen Heiligen Meeres, welches von neuzzeitlichen Agrarflächen und von der mit Abwässern belasteten Meerbecke stammt. Diese Gliederung wirkt sich sowohl auf die Vegetation als auch auf die Gewässerböden ähnlich differenzierend auf den Erdfallsee aus. Sie läßt sich jedoch am Großen Heiligen Meer nicht nur auf die Entstehungsgeschichte mit unterschiedlichen Gewässerabschnitten zurückführen, sondern sie geht auf geschichtliche und rezente Einflußnahmen innerhalb der Umgebung zurück. Mittelalterliche Heidewirtschaft im Westen des Großen Heiligen Meeres führte über Jahrhunderte zu einer Verarmung des Basen- und Nährstoffgehaltes innerhalb der Böden und innerhalb des Grundwassers. Am Ostufer hingegen, im Umfeld der Erlenbruchwälder, führten natürliche Prozesse zu einer sukzessiven Nährstoff- und Basenakkumulation sowohl innerhalb der Böden als auch innerhalb des Grundwassers. Aus beiden Teilbereichen werden dem Großen Heiligen Meer Stoffe über das Sicker- und Grundwasser zugeführt mit einem Trophie-mindernden Anteil durch das zuströmende Heidegrundwasser am Westufer und einem Trophie-steigernden Anteil am Ostufer. Verstärkt wird letzterer Effekt durch das von benachbarten Ackerfluren und von der Meerbecke zuströmende nährstoffreiche Grundwasser.

Das Große Heilige Meer stellt somit für verschiedene Grundwasserbereiche die Vorflut dar, weshalb an den Ufern dieses Sees fast über das gesamte Jahr gleichzeitig ein Trophie-mindernder und Trophie-erhöhender Grundwassereinfluß feststellbar ist. Ein kontinuierlicher Wasseraustausch, der durch einen Abfluß in einen Umlaufgraben seit jeher gegeben war, begünstigt insgesamt einen steten Grundwassereinstrom und stabilisiert so zusätzlich die Nährstoffsituation der grundwassergeprägten Uferabschnitte. Dies führt zu einem hohen Differenzierungsgrad innerhalb der Ufervegetation, insbesondere zu einer polaren Strukturierung der Standortbedingungen zwischen dem Ost- und Westufer.

6.4.2 Beeinflussung durch Fließwasser

Für allochthone Einträge von Nährstoffen aus der Landwirtschaft und von Salzen aus Industrieabwässern in das Große und Kleine Heilige Meer bekommt die Meerbecke eine besondere Bedeutung. Ihre ursprüngliche Aufgabe ist es, Weiden und Äcker zu entwässern. Dabei erhält sie erhebliche Mengen an Stickstoff und Phosphor von landwirtschaftlich Nutzflächen. Sie nimmt bis heute entgegen ihrer ursprünglichen Funktion eines Drainagegrabens zusätzlich industrielle Abwässer auf, die auch außerhalb der witterungsbedingten, aber natürlichen Hochwasserphasen zu erhöhten Stoffkonzentrationen (Tab. 25) und Wasserständen führen. Die vom Wasser mitgeführten Stoffe werden auf den überfluteten Flächen abgelagert und führen dort zu Stoffakkumulationen.

Tab. 25: Mittlere Zusammensetzung der Inhaltsstoffe der Meerbecke für Abfluß von überwiegend Drainagewasser (Leitfähigkeit $\leq 700 \mu\text{S/cm}$) und für Abfluß von überwiegend salzbelasteten Grubenwasser.

Parameter	Leitfähigkeit $\leq 700 \mu\text{S/cm}$ (Wahrscheinlichkeit 0,85)					Leitfähigkeit $> 700 \mu\text{S/cm}$ (Wahrscheinlichkeit 0,15)				
	\bar{x}	s	Min.	Max.	n	\bar{x}	s	Min.	Max.	n
Temp. ($^{\circ}\text{C}$)	14,0	4,26	5,1	21,5	18	8,9	5,09	2,7	17,3	14
O ₂ (mg/l)	6,84	1,98	0,70	8,90	13	8,25	1,86	5,10	9,90	4
pH (-log c(H ₃ O ⁺))	6,71	0,24	6,20	7,40	20	6,33	0,22	6,00	6,70	15
CO ₂ -geb. (mg/l)	44,5	16,19	22,0	74,8	18	38,5	12,72	22,0	57,2	12
LF ($\mu\text{S/cm}$)	489,8	122,4	336,0	697,0	20	1892,7	679,7	800,0	2680,0	16
NO ₃ ⁻ (mg/l)	6,36	7,36	0,04	23,80	18	9,06	3,17	4,40	15,80	14
NO ₂ ⁻ ($\mu\text{g/l}$)	57	41	10	137	11	59	51	8	165	11
NH ₄ ⁺ (mg/l)	0,30	0,21	0,04	0,93	18	0,21	0,10	0,04	0,33	10
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	0,051	0,035	0,006	0,125	19	0,062	0,040	0,012	0,150	14
K ⁺ (mg/l)	13,1	5,0	5,1	22,0	10	11,8	4,1	8,1	20,8	11
Ca ²⁺ (mg/l)	42,2	12,0	23,5	60,0	11	112,8	40,7	54,1	189,0	11
Mg ²⁺ (mg/l)	8,4	1,6	6,0	11,4	10	25,6	7,5	11,1	37,1	10
GH ($^{\circ}\text{dH}$)	7,9	3,9	4,2	7,8	10	21,6	7,4	10,1	35,0	10
KH ($^{\circ}\text{dH}$)	2,8	0,4	1,4	4,8	18	2,5	0,8	1,4	3,6	12
Na ⁺ (mg/l)	85,2	120,2	21,5	435,0	10	152,7	107,8	56,7	405,0	8
Cl ⁻ (mg/l)	80,3	28,4	49,0	164,3	15	314,5	145,4	117,7	513,7	9
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	74,2	7,7	63,4	86,5	10	442,4	205,5	61,5	643,2	14
KMnO ₄ -Verbrauch (mg/l)	33,4	7,3	20,5	42,3	11	24,5	10,7	12,6	48,0	10
Fe ²⁺ (mg/l)	3,00	1,34	0,77	5,43	14	3,44	2,03	0,30	6,94	14
Mn (mg/l)	0,42	0,19	0,19	0,90	10	2,98	2,35	0,43	8,40	11
Zn (mg/l)	0,03	0,02	0,02	0,07	5	0,14	0,09	0,04	0,24	8

x: Mittelwert 10/1996–10/1998; Min.: Minimum; Max.: Maximum; s: Standardabweichung.; n: Anz. der Messungen.

Einerseits kommt es so zu direkten Stoffeinträgen in das Naturschutzgebiet über den oberirdischen Fließwasserpfad im Osten des Großen Heiligen Meeres, andererseits aber auch über den Sicker- und Grundwasserpfad entlang der Meerbecke, wo die Nährstoff- und Salzfrachten zunehmend das Grundwasser belasten (PUST 1993, POTT et al. 1996, PUST et al. 1997, POTT et al. 1998, WEINERT et al. 1998, WEINERT 1999). Abwassereinleitungen führten in der Vergangenheit auch witterungsunabhängig zu hochwasserähnlichen Situationen innerhalb der Meerbecke mit Pegelanstiegen von mehreren dm. Während solcher Einleitungsereignisse kann der Wasserstand der Meerbecke vor allem in der trockenen Jahreszeit im Sommer höher als der Grundwasserspiegel ansteigen und so über Infiltration Schadstofffrachten an das Grundwasser und an die Gewässer im Schutzgebiet abgeben. Das Grundwasser und die angrenzenden Gewässer im Naturschutzgebiet werden dann zum Vorfluter. Eine länger anhaltende Einleitung von Industrieabwässern erfolgte kurz nach dem Hochwasserereignis im Herbst 1998. Hierbei stieg die Leitfähigkeit des Meerbeckewassers auf über 2000 $\mu\text{S/cm}$ an.

Obwohl der Verlauf der Meerbecke schon Ende der 1960er Jahre aus dem Großen Heiligen Meer an die Ostgrenze des Gebietes verlegt wurde, um damit den allochthonen Eutrophierungsprozeß zu vermindern (BEYER 1969), nimmt die Meerbecke weiterhin erheblichen Einfluß auf den Nährstoffhaushalt der aquatischen und semiaquatischen Ökosysteme im Naturschutzgebiet.

Durch die Nutzung der Meerbecke als Vorfluter für Industrieabwässer wurden weiträumig und langfristig das Sicker- und Grundwasser der angrenzenden Gebiete, insbesondere die aquatischen und semiaquatischen Ökosysteme des Naturschutzgebietes, durch Mineral-

stoffe belastet, die von Natur aus in nur niedrigen Konzentrationen auftreten. Dies führt zu Standortveränderungen auch innerhalb der Bestände des Erlenbruchwaldes am Süd-, Südost und Ostufer des Großen Heiligen Meeres. Der vertikale Stofftransport über die Niedermoortorfbarrriere hinweg und jener innerhalb des Sicker- und Grundwasserbereiches wird durch die Vegetation z. T. noch gefördert, wie neuere Untersuchungen zeigen (PUST et al. 1997, vgl. 6.5).

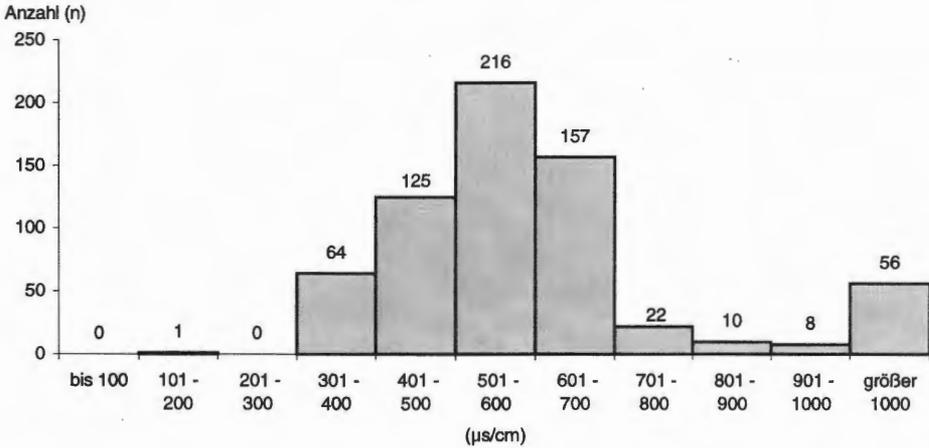
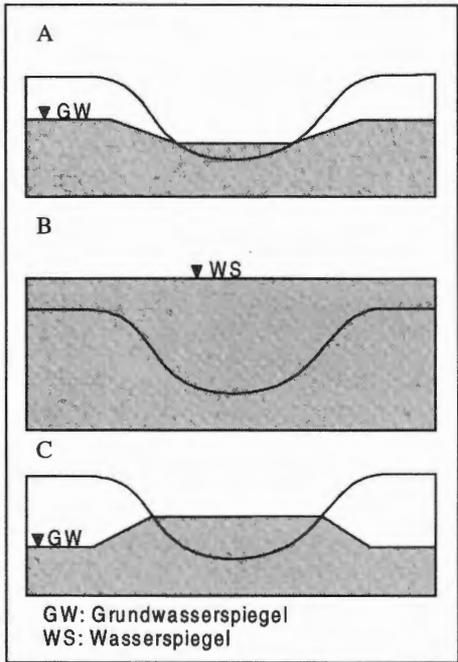


Abb. 32: Häufigkeitsverteilung (auf der Basis von täglichen Messungen) der Leitfähigkeit (µS/cm) in der Meerbecke für den Zeitraum Oktober 1996 bis Dezember 1998.



- A: Drainagephase (effluente Verhältnisse). Der Drainagegraben nimmt von den umliegenden Flächen Sicker- und Grundwasser auf. Der Wasserspiegel im Graben liegt unter dem des Grundwasserspiegels. Grund- und Sickerwasser fließen der Meerbecke zu.
- B: Witterungsbedingte Hochwasserphase. Die angefallenen Wassermassen führen zu einem verstärkten oberirdischen Abfluß und zu einem Rückstau im Vorflutsystem. Die Meerbecke tritt über die Ufer. Nun können Nährstoffe und Salze kurzfristig und in erheblichen Mengen über den Fließwasserpfad in die aquatischen und semiaquatischen Ökosysteme des Naturschutzgebietes gelangen
- C: Infiltrationsphase: Situation während einer Abwassereinleitung. Der Wasserspiegel der Meerbecke steigt über den des Grundwassers an und es kommt zu einer Infiltration von Grabenwasser in das Grundwasser.

Abb. 33: Schematische Darstellung der Wasserführung und der Vorflutsituation in der Meerbecke. Beziehung der Stände vom Grundwasser (GW) und des Wassers der Meerbecke (WS) in Abhängigkeit von der jeweiligen Wasserführung (nach HAGEMANN & PUST 1999).

6.5 Einfluß der Vegetation

Standortfaktoren wie Lichtversorgung, Temperatur, Niederschlag, aber auch Nährstoff- und Basengehalt von Böden nehmen direkten Einfluß auf die Ausbildung der Vegetation. Die Ausprägung von Pflanzengemeinschaften wird wiederum durch Konkurrenz der Arten untereinander und durch Standortmodifikation bestimmt. Nährstoffeinträge aus der Luft, über Oberflächengewässer und über das Grundwasser bewirken daher Veränderungen der Vegetation nährstoffarmer Standorte, besonders in Gebieten mit intensiver Landwirtschaft (ELLENBERG 1996, POTT et al. 1996).

Innerhalb der Gewässerufer kommt es weiterhin zu Standortdifferenzierungen und damit zur Ausbildung unterschiedlicher Verlandungsabfolgen der Vegetation, die einerseits auf Trophieunterschiede im Grundwasser und andererseits auf typische Anpassungserscheinungen der Arten zurückzuführen sind. Die Schwarz-Erle (*Alnus glutinosa*) z. B. vermag mit ihren mehrere Meter in die Tiefe reichenden Vertikalwurzeln Niedermooerschichten zu durchwachsen und in das Grundwasser des sandigen Aquifers vorzudringen. Die Sauerstoffversorgung der im weitgehend anaeroben Grundwasser befindlichen Wurzeln erfolgt dabei über Lentizellen (KÖSTLER et al. 1968). Die Wurzeln stellen eine Verbindung („Leitung“) zwischen verschiedenen Horizonten dar, die normalerweise durch Niedermooortorfbildung oder andere organische Ablagerungen, die im Zuge der Sukzession entstanden sind, getrennt werden. Auch die Reste des Wurzelwerkes bereits abgestorbener



Abb. 34: Erlenbruchwald am Südost- und Ostufer des Großen Heiligen Meeres Winter 1996/97. Die Stubben der Schwarz-Erle (*Alnus glutinosa*) sind deutlich schneebedeckt, während der Schlenkenbereich zwischen den Stubben eine weitgehend schneefreie Eisschicht aufweist, die ausgehend von den Stubben kaskadenartig gegliedert ist. Innerhalb der Eisschicht befinden sich mit Grundwasser gefüllte Röhren, die ausgehend von den Stubben zahlreiche Furkationen aufweisen und in Richtung der Vorflut (Großes Heiliges Meer) ziehen. Ist das austretende Grundwasser sehr eisenhaltig, kommt es bei der Berührung mit Luftsauerstoff zur Ausfällung von Eisenocker, wodurch die Eiskaskaden eine rötliche Färbung erhalten (nach PUST et al. 1997).

Erlen können dem gespannten Grundwasser eine erleichterte Vertikalpassage zur Erdoberfläche gegenüber dem weitgehend stark zersetzten und undurchlässigen Bruchwaldtorf gestatten. Dies konnte im Januar 1997 am Südostufer des Großen Heiligen Meeres nachgewiesen werden (Abb. 34). Die Schwarz-Erle ist somit in der Lage, die für sie günstigen Standortbedingungen des bewegten Grundwassers (vgl. ELLENBERG 1996) und den damit verbundenen Basennachschub zu stabilisieren. Neben den Basen werden durch das Grundwasser auch Nährstoffe an die Oberfläche transportiert. Sie stehen auf diesem Weg auch weniger tiefwurzelnden Pflanzen zur Verfügung und unterliegen durch Witterungseinflüsse dem Transport im Oberflächenabfluß.

Die Moorbirke (*Betula pubescens*), als weiteres Beispiel, vermag ihre Wurzeln nicht in dieser Weise wie die Schwarz-Erle mit Sauerstoff zu versorgen. Sie besitzt im Birkenbruch daher flache, tellerförmige Wurzelwerke, die ihr Wachstum in die Tiefe nach Erreichen der sauerstofffreien Zone einstellen (KÖSTLER et al. 1968). Sie ist an basenreichen Standorten der Erle konkurrenzmäßig unterlegen, vermag sich aber auf basenarmen Standorten durchzusetzen. Grundwasseraustritte am Westufer des Großen Heiligen Meeres im Birkenbruchwald konnten während der Frostperiode im Winter 1996/97 nicht beobachtet werden. Der Boden war hier bis in den Sandkörper durchgefroren. Auch wenn es hier in der warmen Jahreszeit zum Austritt von Grundwasser kommen sollte, ist an diesem Standort nicht mit einer guten Basenversorgung zu rechnen, da im Westen des Großen Heiligen Meeres von der Westheide stammendes, schwach oligotrophes Grundwasser ansteht, dessen Leitfähigkeit unter $100 \mu\text{S}/\text{cm}$ liegt (Abb. 27). Dieses Beispiel verdeutlicht aber auch, daß es die Moorbirke vermeidet, den Grundwasserzustrom über das Wurzelwerk unnötig zu erhöhen und die für sie günstigen Standortbedingungen zu destabilisieren.

6.6 Einfluß der Nutzung

6.6.1 Beeinflussung durch historische Landnutzung

Die Trophie-Differenzierung, welche die Ufervegetation am Großen Heiligen Meer widerspiegelt, besitzt mit einem *Betuletum pubescentis* und einem *Carici elongatae-Alnetum glutinosae* am Ostufer eine beachtliche Dimension. Da diesen Standortdifferenzierungen keine natürliche Sukzession zugrundeliegt, muß vielmehr berücksichtigt werden, daß historische Landnutzungsformen durch den Menschen noch heute ihre Auswirkungen zeigen. Jahrhunderte andauernde Heidewirtschaft hat die Landschafts- und Vegetationsstrukturen des Schutzgebietes und auch seine Grundwasserlandschaft nachhaltig geprägt (POTT et al. 1996, BANGERT & KOWARIK 1998). Die Ufer des Großen Heiligen Meeres waren - wie bereits gesagt - noch zu Beginn des 20. Jh. baumfrei (SCHWARZ 1900), weshalb über längere Auswaschungsphasen Böden und Grundwasser nährstoffarm wurden.

Erhöhte Stickstoffdepositionen über den Luftpfad vermehren seither großflächig das Nitrat- und Ammonium-Stickstoffangebot, weshalb oftmals nicht der Stickstoff, sondern viel häufiger die Menge an Phosphat, Alkali- und Erdalkalitionen zu wachstumslimitierenden Faktoren werden. Die Heideflächen im Westen des Großen Heiligen Meeres bilden heute mit ihrer erhöhten Grundwasserneubildungsrate eine flächenmäßig begrenzte Insel mit phosphat- und basenarmem Grundwasser, die die Nährstoffsituation der Vegetation am West- und Nordwestufer stabilisiert, während das nährstoffreichere und basenreichere Grundwasser im Süden und Osten des Sees die Eutrophierung forciert und zusätzlich zu unterschiedlichen Strukturen in der Ufervegetation führt.

Ebenfalls durch unterschiedlichen Strukturen ist der Erdfallsee geprägt: Begünstigt durch seine asymmetrische Morphologie in West-Ost-Richtung befindet sich in den flachen Bereichen am Westufer ein Zentrum der Nährstoffanreicherung. Torfbildung im Weiden-

Faulbaum-Gebüsch und Akkumulation von organischem Material in windgeschützten Buchten am Westufer führen zu mesotrophen Nährstoffbedingungen. Dem steht das Ostufer mit ausgeprägten Erosionsprozessen gegenüber, an dem sich noch oligotrophente Vegetationseinheiten der *Littoretetea* erhalten können. Verstärkt wird auch hier ein Prozeß der Polarisierung durch eine menschliche Nutzung der angrenzenden Flächen. Wie auch am Großen Heiligen Meer etablierte sich schon frühzeitig im Umfeld des Sees eine Heidelandschaft, deren Grundwasser auch hier einen erheblichen Anteil zur Stabilisierung der Nährstoffbedingungen im Litoralbereich des Erdfallsees leistet. Im Westen des Sees befand sich schon vor dem Erdeinbruch ein Weiher, der sich durch fortgeschrittene Verlandungsstadien und entsprechende Anreicherung von Nährstoffen und organischem Material und nachfolgende Ausbildung von Gebüschformationen aus der sonst ausgehagerten Landschaft abhob. Heute stellt der Einfluß dieser Zone ein Gegengewicht zum Einfluß des oligotrophen Grundwassers dar. Die jährliche Nährstoffsituation des Erdfallsees ist also neben den Mineralisationsprozessen im Hypolimnion während der Stagnation und der gleichmäßigen Verteilung durch die Holomixis in Abhängigkeit von der Witterung wesentlich von dem Mischungsverhältnis der beteiligten Grund- und Sickerwasserkomponenten abhängig. Je nach Abflußspende variieren die Nährstoffkonzentrationen deutlich. Hierdurch werden seeinterne Prozesse beeinflußt, die ihrerseits wieder Auswirkungen auf das Wachstum und die Verbreitung besonders der oligotrophenten Vegetation nehmen. Durch Algenaufwuchs und Beschattung können z. B. *Littorella uniflora* und andere isoetiden Arten stark in ihrer Konkurrenzkraft und Ausbreitung (z. B. Verminderung der Blühfähigkeit) beeinträchtigt werden.

Innerhalb eines Ökosystemes, wie es diese Seen darstellen, sind komplexe Wechselwirkungen mit anderen Systemen, z. B. dem Grundwasser und landwirtschaftlichen Nutzflächen, bei der Betrachtung und der Auswirkung einzelner Faktoren auf den Lebensraum und seine Lebensgemeinschaft zu berücksichtigen. Diese mehrdimensionalen Modelle dienen in erster Linie der Zustands- und Entwicklungsbeschreibung der Gewässer und ihrer Landschaften. Mit ihrer Hilfe können heute Auswirkungen von Handlungen beschrieben werden, deren Anfang bis zur Entstehung der Gewässerlandschaft zurückreicht.

Sie können jedoch nicht in ein lineares Handlungsmuster zur Erhaltung der Landschaft transformiert werden, da entscheidende Größen wie Witterung und anhaltende Subrosionsprozesse nicht zu beeinflussen sind. Vielmehr muß versucht werden, das innere Gleichgewicht solcher Gewässer zu erhalten, so daß extreme Ereignisse, z. B. das Ausbleiben einer Vollzirkulation, nicht zwangsläufig zu nachhaltigen Veränderungen in den Lebensgemeinschaften führen muß. Nach wie vor sind wir jedoch noch nicht in der Lage, die Auswirkungen der Eingriffe in die Landschaft, welche in jüngster Zeit stattgefunden haben, mit Hilfe dieser mehrdimensionalen Modelle eindeutig zu prognostizieren. Daher ist es von großer Bedeutung, alle Veränderungen, sowohl innerhalb als auch außerhalb des Ökosystemes einer Gewässerlandschaft weiter zu beobachten und Veränderungen durch entsprechende Messungen zu dokumentieren. Ziel solcher Untersuchungen muß es sein, die Reaktion des Ökosystems auf eine Änderung der Rahmenbedingungen von den Grundmechanismen zu trennen. Durch weiterführende Beobachtungen und Untersuchungen können ferner die Auswirkungen der Eingriffe in neuerer Zeit erfaßt und in die Modelle einbezogen werden.

6.6.2 Beeinflussung durch aktuelle Landnutzung

Die Umwandlung von Ackerflächen in Grünland führt zu einer raschen Abnahme der Nitratbelastungen im Grundwasser. Zusätzlich kann durch den Fortfall von Düngemittel-

austragen und durch den Ausfall von Bewirtschaftungsphasen mit Brachflächen die Auswaschungsrate von Stickstoff und anderen Nährstoffen erheblich reduziert werden. Zudem begünstigt eine Weidewirtschaft die Reduktion von Nitrat zu Ammonium und zu molekularem Stickstoff. So ließ sich nach Umwandlung eines Maisackers in eine Weidefläche im Nordosten des Naturschutzgebietes ein Nitratrückgang im Grundwasser von 200 mg/l auf unter 10 mg/l innerhalb eines Zeitraumes von sechs Jahren beobachten (Abb. 35).

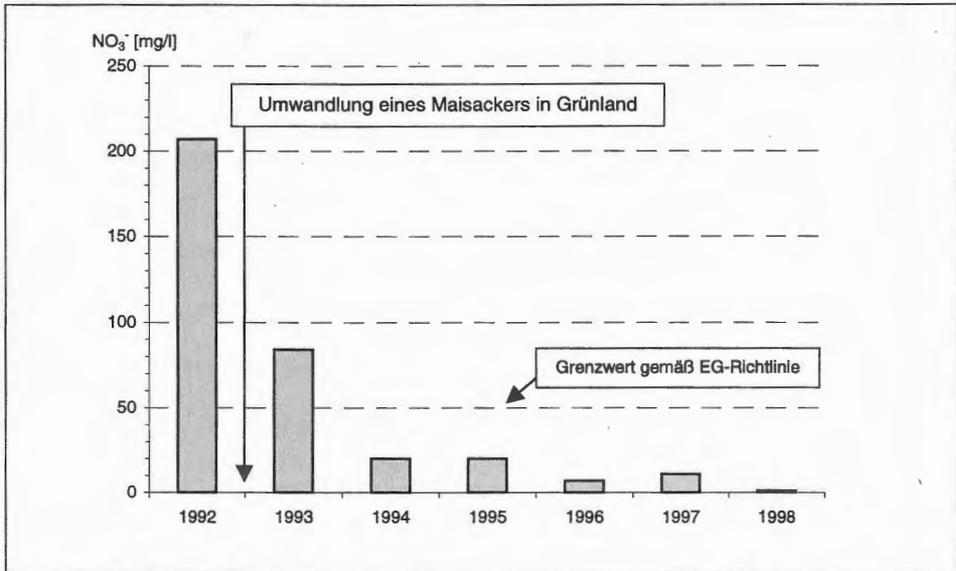


Abb. 35: Nitratrückgang im Grundwasser des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ nach Umwandlung eines Maisackers in Grünland im Jahre 1993 an der Nordwestgrenze des Gebietes in einem Zeitraum von 6 Jahren.

Schon nach einem Jahr konnte ein Nitratrückgang auf weniger als 50% der Ausgangskonzentration festgestellt werden. Dieses Beispiel verdeutlicht, daß bereits kurz- bis mittelfristig die Nitratkonzentration im Grundwasser über Änderungen der Bewirtschaftungsform lokal erheblich reduziert werden kann. Da sich das Grundwasser der oberflächennahen Zone auch im Sand innerhalb linearer Systeme bewegt, läßt sich bereits durch lokale Maßnahmen, z. B. durch gezielte Flächenumwandlungen, eine erhebliche Reduktion des Gefahrenpotentials für die Gewässerlandschaft „Heiliges Meer“ erreichen.

7. Zusammenfassung

Die bis über 10 m tiefen Seen, das meso- bis eutrophe Große Heilige Meer im Osten und der in Teilen noch oligotrophe Erdfallsee im Westen des Naturschutzgebietes, stellen perennierende Gewässer dar, die ebenso wie das Kleine Heilige Meer grundwasserspeist sind. Die Gewässer beherbergen an ihren Ufern Pflanzengesellschaften, die aufgrund ihrer Standortansprüche in trophisch sehr unterschiedliche Bereiche zu stellen sind. Am Großen Heiligen Meer sind Elemente einer typisch eutrophen Vegetationsabfolge (*Myriophyllo-Nupharetum luteae*, *Scirpo-Phragmitetum*, *Frangulo-Salicetum*, *Carici elongatae Alnetum glutinosae*) anzutreffen. Aber auch Elemente, die weniger nährstoffreiche Standorte kennzeichnen (*Drosera intermedia*-Gesellschaft, *Molinia caerulea*-

Gesellschaft, *Myricetum gale*, *Betuletum pubescentis*), sind am Westufer des Großen Heiligen Meeres ausgebildet. Die Pflanzengesellschaften geben so einen Einblick in die seeinterne Trophiedifferenzierung der Uferregion. Im Pelagial ist diese Differenzierung nicht mehr nachzuvollziehen; vielmehr wird durch eine gleichmäßige Vermischung der Wassermassen während der Vollzirkulation im Herbst und im Frühjahr und wenigstens der oberen Schichten im Sommer durch Teilzirkulation für einen Ausgleich von Stoffgradienten gesorgt, die sowohl durch Grundwasserzuström als auch durch Nährstoffrücklösung aus biogenem Material entstehen.

Im Verlauf der Vegetationsperiode werden verfügbare Nährstoffe in Biomasse eingebaut, so daß sowohl Phosphat als auch die Stickstoffkomponenten Nitrat und Ammonium als Minimumfaktor vorliegen können.

Auch im Erdfallsee, einem Gewässer, das erst 1913 durch einen Erdeinbruch entstanden ist, läßt sich bereits eine Differenzierung der Vegetation in der Uferregion zu beobachten, deren Gradient von oligo- (*Littorella uniflora*-Gesellschaft) bis dys- mesotroph (*Nymphaeetum albo-minoris*, *Comarum palustre*-Gesellschaften, *Hypericum elodes*-Gesellschaften, *Eleocharitetum multicalis*, *Myricetum galis*) ausgebildet ist. Am Westufer sind weiterhin vereinzelt Bestände von *Juncus effusus* und *Typha latifolia*, ein *Frangulo-Salicetum cinereae* sowie Bestände von *Alnus glutinosa* anzutreffen, die bereits den Übergang zu eutrophen Standortbedingungen andeuten. Die hydrochemischen Untersuchungen des Boden- und Interstitialwassers dieser trophisch sehr unterschiedlich einzustufenden Standorte erbrachte ein ähnlich differenziertes Bild, wie es sich bereits anhand der Vegetation abzeichnet. Hohe Nährstoffgehalte und hohe Leitfähigkeiten sind innerhalb des Sees an solchen Wuchsorten anzutreffen, auf den trophisch jeweils die am höchsten einzustufenden Pflanzengesellschaften siedeln (hier Bestände von *Juncus effusus* und *Typha latifolia*, ein *Frangulo-Salicetum cinereae* und Bestände von *Alnus glutinosa*). Umgekehrt lassen sich die niedrigsten Leitfähigkeiten und Nährstoffbedingungen im Boden- und Interstitialwasser den speziellen Pflanzengesellschaften zuordnen, die jeweils die niedrigste Trophiestufe in einem See charakterisieren.

Die Differenzierung der Uferabschnitte innerhalb eines Gewässers wird durch zwei unterschiedliche Mechanismen des Nährstofftransportes hervorgerufen. Einerseits führt eine seeinterne Nährstoffrücklösung zu einer Nährstoffversorgung des Litorals und andererseits beeinflußt die Qualität des oberflächennahen Grundwassers die Nährstoffsituation im Litoral.

Sehr gut lassen sich ganzjährig Bereiche mit einer niedrigen Leitfähigkeit, die meist unter 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ liegt, von anderen Wuchs- oder Lebensraum-Bereichen abgrenzen. Das Wasser wird hier durch geringe Konzentrationen von Calcium und Magnesium sowie von Stickstoff und Phosphat und einem pH-Wert im sauren Bereich gekennzeichnet. Dieses entsteht unter den zentralen Heideflächen im Naturschutzgebiet, an welche die Gewässer angrenzen. Von hier aus beeinflußt das äußerst gering mineralisierte Grundwasser das Westufer des Großen Heiligen Meeres und das Ost- Nordostufer des Erdfallsees. Andererseits existieren Bereiche mit einer zum Wasserkörper selbst relativ höheren Gesamtmineralisation und einem erhöhten Nährstoffangebot. Dies resultiert überwiegend aus dem Zustrom von nährstoff- und basenreichem Sicker- und Grundwasser, aber auch aus einer Versorgung mit Nährstoffen zur Zeit der Vollzirkulation. Die Verlandungsvegetation fördert hier eine Akkumulation organischen Materials, wodurch es mit der Zeit zu einer natürlichen Nährstoffanreicherung kommt.

Im Nährstoffhaushalt, besonders des Stickstoffes, konnten im Großen Heiligen Meeres zwischen den Jahren z. T. erhebliche Unterschiede beobachtet werden. Auch unter Berücksichtigung weiterer Ergebnisse (aus den vergangenen Jahren 1991-1994, 1965, 1938) konnte kein allgemeingültiger Trend der Nährstoffentwicklung abgeleitet werden.

Vielmehr bestimmen lokale Witterungsbedingungen jeweils die aktuelle Stoffkonzentration in nicht zu vernachlässigender Art und Weise. Besonders nach milden Wintern ohne lang anhaltende Eisbedeckung treten nur dann erhöhte Nitratkonzentrationen im Großen Heiligen Meer auf, wenn gleichzeitig auch die Meerbecke in den Wintermonaten oder im zeitigen Frühjahr Hochwasser geführt hat und so dem See über den Fließwasserpfad einen zusätzlichen Nährstoffeintrag liefert.

Im Erdfallsee dagegen kann regelmäßig im Sommer im Bereich des Metalimnions eine auffällige Sauerstoffzehrung beobachtet werden, mit der erhöhte Konzentrationen von Eisen, Ammonium und auch von Nitrit einher gehen. Sehr wahrscheinlich handelt es sich hierbei um Zustrom reduzierenden Grundwassers, das sich aufgrund der Temperatur im Metalimnion einschichtet. Als Quelle hierfür kommt Grundwasser aus dem Bereich südlich- und südwestlich des Erdfallsees in Frage, an dessen Ufer bereits meso- und vereinzelt auch eutraphente Pflanzenbestände ein trophisch höheres Niveau gegenüber den anderen Uferabschnitten anzeigen.

Von der Vegetation selbst gehen wiederum Einflüsse auf den Wuchsort aus. Die Erle z. B. vermag mit ihrem Wurzelsystem Niedermoortorf zu durchdringen und weit in den Grundwasserleiter und in grundwasserführende Schichten vorzustoßen. Dadurch werden sonst eher undurchlässige Bodenhorizonte permeabel und gespanntes Grundwasser kann auf diesem Weg an die Oberfläche gelangen. Am gesamten Süd- und Südostufer des Großen Heiligen Meeres, im *Carici elongatae-Alnetum glutinosae*, können im Oberflächenwasser von Schlenken und im Schwankungsbereich des Grundwasserspiegels Leitfähigkeiten zwischen 700 und 1200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ nachgewiesen werden mit hohen Anteilen von Sulfat, Calcium, Chlorid und auch Hydrogencarbonat, aber auch erhöhten Konzentrationen von Phosphat und Ammonium. In Kombination mit hohen Nährstoffkonzentrationen kann ferner der Einfluß des oberflächennahen Grund- und Sickerwassers bis in das Litoral hinein verfolgt werden.

Innerhalb der Gewässer stehen sich also trophiemindernde und trophiefördernde Prozesse gegenüber, die zeitgleich an verschiedenen Orten auftreten und so selbst innerhalb eines Gewässers zu einer Differenzierung der Lebensräume führen können. Die Trophiedifferenzierung der Gewässer im allgemeinen und selbst innerhalb eines Gewässers ist sehr stark mit dem Lebensraum und seiner Nutzung verknüpft, so daß sich auf diesem Weg vielfältige Steuerungsmöglichkeiten der Trophie innerhalb des Ökosystems See ergeben.

8. Literatur

- ANT, H. (1966): Der Einfluß der Vegetation auf die Wasserstoffionenkonzentration des Großen Heiligen Meeres und des Erdfallsees bei Hopsten (Westf.). - *Natur und Heimat* **26**: 94 - 98, Münster.
- ASSMANN, R. (1887/88): Das Aspirationspsychrometer, ein neuer Apparat zur Ermittlung der wahren Temperatur und Feuchtigkeit der Luft. - *Das Wetter* **4**: 265 (1887); *Meteorol. Z.* **5** (1888).
- BANGERT, U. & I. KOWARIK (1998): Ansatz der Naturschutzplanung für die Gewässerlandschaft „Heiliges Meer“. - *Abh. Westf. Mus. Naturkunde* **60**(2): 111-127.
- BEYER, H. (1969): Die Gewässer des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“, ihre Entstehung und Erhaltung. - *Naturkunde in Westfalen* **5**: 123-126.
- BICK, H. (1998): *Grundzüge der Ökologie*. - 3. überarb. und erg. Auflage, 368 S., Gustav-Fischer-Verlag, Stuttgart.
- BOHLE, H.W. (1995): *Spezielle Ökologie - Linnische Systeme*. - 267 S., Springer, Berlin, Heidelberg.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): *Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde*. - 3. Aufl., 865 S., Springer-Verl., Wien.

- BRINKMANN, M. (1956): Blaukehlchen am „Heiligen Meer“. - *Natur und Heimat* **16**: 30-31.
- BUDDE, H. (1942a): Die benthale Algenflora, die Entwicklungsgeschichte der Gewässer und der Seentypen im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“. - *Archiv für Hydrobiologie* **39**: 189-293.
- BUDDE, H. (1942b): Die Algenflora Westfalens und der angrenzenden Gebiete. - *Decheniana* **101** AB: 131-214.
- DEV (1975/1994): Deutsches Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. - Band I-IV, Fachgruppe Wasserchemie in der Ges. Dt. Chemiker in Gemeinschaft mit dem Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im DIN Dt. Institut für Normung e.V., 30. Lieferung, Berlin, Wien, Zürich.
- DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie: Grundlagen und Methoden. - 1. Aufl., 683 S., Ulmer-Verlag, Stuttgart.
- DIERSSEN, K. (1972): Die Erhaltung westdeutscher Heidegewässer. - *Natur und Landschaft* **47**(6): 166-167.
- DIERSSEN, K. (1990): Einführung in die Pflanzensoziologie. - 241 S., Darmstadt.
- DIERSSEN, K. (1996): Bestimmungsschlüssel der Torfmoose in Nordwestdeutschland. - *Mitt. d. AG Geobotanik in Schleswig-Holstein* **50**: 86 S., Kiel.
- DVWK-Fachausschuß Bodennutzung und Nährstoffaustrag (1990): Gewinnung von Bodenwasser mit Hilfe der Saugkerzenmethode - Hrsg.: Dt. Verb. f. Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., DVWK Merkblätter Nr. 217/1990, 12 S., Parey, Hamburg, Berlin.
- DVWK-Fachausschuß Grundwasserbiologie (1988): Bedeutung biologischer Vorgänge für die Beschaffenheit des Grundwassers. - Hrsg.: Dt. Verb. f. Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK), 322 S., Parey, Hamburg, Berlin.
- EHLERS, H. (1965): Über das Plankton des Großen Heiligen Meeres und des Erdfallsees bei Hopsten (Westf.). - *Abh. Landesmus. f. Naturk. Münster* **27**: 1-20.
- ELLENBERG, H. (1986): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. - 4. Aufl. 989 S., Stuttgart (Ulmer).
- ELLENBERG, H., H. E. WEBER, R. DÜLL, V. WIRTH, W. WERNER & D. PAULIEN (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. - *Scripta Geobotanica* **18**, 2. Aufl., 258 S., Göttingen
- ELLENBERG, H. (1996): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. - 5. Aufl. 1095 S., Stuttgart (Ulmer).
- ELSTER, H.-J. (1958): Zum Problem der quantitativen Methoden in der Zooplanktonforschung. - *Verh. int. ver. Limnol.* **13**: 961 - 973.
- FRAHM, J.-P. & W. FREY (1992): *Moosflora*. - 3. Aufl. 528 S., Stuttgart (Ulmer).
- GESSNER, F (1955): *Hydrobotanik. Die physiologischen Grundlagen der Pflanzenverbreitung; I Energiehaushalt*. - Hochschulbücher für Biologie, Berlin.
- GESSNER, F. (1959): *Hydrobotanik. Die physiologischen Grundlagen der Pflanzenverbreitung; II Stoffhaushalt*. - Hochschulbücher für Biologie, Bd.8, 701 S., Berlin.
- GESSNER, F. & A. KAUHAL (1952): Die Ionenaufnahme submerse Wasserpflanzen und ihre Abhängigkeit von der Konzentration der Nährlösung. - *Ber. Deutsche Botanische Gesellschaft* **65**: 155-163
- GLAVAC, V. (1996): *Vegetationsökologie*. - 358 S., Gustav-Fischer, Jena, Stuttgart, Lübeck, Ulm.
- GRAEBNER, P. (1930): Die Pflanzengesellschaften des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ bei Hopsten. - *Abh. Westf. Prov.-Mus. für Naturkunde* **1**: 137 - 150, Münster
- GRAEBNER, P. (1934): Die Pflanzenwelt des Naturschutzgebietes. - *Natur und Heimat, Sonderheft* **1**: 11-14.
- GRAVE, E. (1994): Atlas der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. Kartierung 1982-1992. - *Naturschutz und Landespflege in Niedersachsen* **30**(1-2), 895 S., Hannover.
- HAGEMANN, B. & J. PUST (1999): Hochwasserphasen und ihre Folgen für Gewässerökosysteme am Beispiel des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“. - *Natur und Heimat* **59**(3): 78-86.
- HAGEMANN, B. (1997): Hydrochemisch-physikalische Untersuchungen zur Erfassung der mehrdimensionalen Trophiebedingungen im „Großen Heiligen Meer“ während der Sommerstagnation 1996. - Diplomarbeit, Institut f. Geobotanik d. Univ. Hannover.
- HELLMANN, G. (1883): *Repertorium der deutschen Meteorologie. Leistungen der Deutschen in Schriften, Erfindungen und Beobachtungen auf dem Gebiet der Meteorologie und des Erdmagnetismus von den ältesten Zeiten bis zum Schlusse des Jahres 1881*. - Leipzig: 995 S.
- HOLLWEDEL, W. (1968): Cladoceren (Wasserflöhe) im NSG „Heiliges Meer“ und im „Kleinen Heiligen Meer“ bei Hopsten. - *Natur und Heimat* **28**: 17-25.
- HÖLTER, A. (1998): Die Vegetation des Erdfallsees und der angrenzenden Kleingewässer unter

- Berücksichtigung trophiebestimmender Parameter. - Diplomarbeit, Institut f. Geobotanik d. Univ. Hannover.
- HUPFER, M. (1995): Bindungsformen und Mobilität des Phosphors in Gewässersedimenten. - In: STEINBERG, C., BERNHARDT, H. & H. KLAPPER, Hrsg. (1995): Handbuch Angewandte Limnologie. - ecomed, Landsberg/Lech.
- HÜTTER, L. A. (1994): Wasser und Wasseruntersuchung. - 6. Aufl., 515 S., Salle und Sauerländer, Frankfurt am Main.
- IVERSEN, J. & S. OLSEN (1943): Die Verbreitung der Wasserpflanzen in Relation zur Wasserchemie. - Bot. Tidskrift **46**: 136-145.
- IVERSEN, J. (1929): Studien über die pH-Verhältnisse dänischer Gewässer und ihren Einfluß auf die Hydrophyten-Vegetation. - Bot. Tidskrift **40**: 277-331.
- KAPLAN, K. & T. PROLINGHAUER (1989): Zur Verbreitung und Bestandssituation des Gagels (*Myrica gale* L.) in Westfalen und der Grafschaft Bentheim. - Decheniana **142**: 7-13, Bonn
- KAPLAN, K. (1992): Farn und Blütenpflanzen nährstoffarmer Feuchtbiopte. Aktuelle Verbreitung und Situation im nordwestlichen Westfalen und südwestlichen Niedersachsen. - Metelener Schriftenreihe für Naturschutz **3**, 117 S., Metelen.
- KAPLAN, K. (1993): Heideweihergefährdung durch Immissionen. Zur Situation der nährstoffarmen Stillgewässer und ihrer Pflanzenarten. - LÖLF-Mitteilungen Nordrhein-Westfalen **193**: 10-17.
- KLAPPER, H. (1992): Eutrophierung und Gewässerschutz. - 277 S. Jena.
- KÖSTLER, J.N., E. BRÜCKNER & H. BIBELREITHER (1968): Die Wurzeln der Waldbäume - Untersuchungen zur Morphologie der Waldbäume in Mitteleuropa. - 284 S., Parey Verlag Hamburg Berlin.
- KRIEGSMANN, F. (1938): Produktionsbiologische Untersuchung des Pelagials des Großen Heiligen Meeres unter besonderer Berücksichtigung seines Eisenhaushaltes. - Abh. Landesmus. d. Prov. Westf., Mus. f. Naturk. Münster **9**(2): 1-106., Münster
- LAMPERT, W. & U. SOMMER (1993): Limnoökologie. - Thieme, Stuttgart.
- LOTZE, F. (1957): Zur Geologie der Senkungszone des Heiligen Meeres (Kreis Tecklenburg). - Abh. a. d. Landesmus. f. Nat. zu Münster (Westf.) **18**(1):36 S., Münster.
- MACHARACHEK, T. (1996): Hydrochemische und pflanzensoziologische Untersuchungen zum Einfluß von Eutrophierungsparametern im Grundwasser. - unveröffentlichte Examensarbeit, Institut für Geobotanik der Universität Hannover.
- MATTHESS, G. (1990): Die Beschaffenheit des Grundwassers. - Lehrbuch der Hydrogeologie, Band 2. - 2. Aufl., 498 S., Borntraeger Berlin Stuttgart.
- MAUCHA, R. (1932): Hydrochemische Methoden in der Limnologie. - in A: THIENEMANN: Die Binnengewässer Bd. 12, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, 173 S., Stuttgart.
- MELZER, A. (1976): Makrophytische Wasserpflanzen als Indikatoren des Gewässerzustandes oberbayerischer Seen. - Diss. Bot. **34**, Verl. J. Cramer, Vaduz.
- MELZER, A. (1988): Die Makrophyten des Ammer-, Wörth- und Plisensees sowie des Wesslinger Sees. - Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München
- MÜLLER-TEMME, E. (1986): Begleittext zum Doppelblatt: Niederschläge in raum-zeitlicher Verteilung.- Geogr. landeskundl. Atlas von Westfalen, 2. Lief., 2. Doppelblatt, Aschendorff-Verlag, Münster.
- NAUMANN, E. (1930): Einführung in die Bodenkunde der Seen. - in A. THIENEMANN (Hrsg.): Die Binnengewässer IX. - E. Schweizerbart'sche, Stuttgart, 126 S.
- OBERDORFER, E. (1994): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. - 7. Aufl., 1050 S., Stuttgart (Ulmer).
- OBERMANN, P. (1982): Hydrochemisch/hydromechanische Untersuchungen zum Stoffgehalt von Grundwasser bei Landwirtschaftlicher Nutzung. - 2.Aufl., Besondere Mitteilung zum Dt. Gewässerk. Jahrbuch Nr. **42.**, hrsg.: v. d. Vereinigung Deutscher Gewässerschutz e.V. in Bonn: 217 S.
- OHLE, W. (1952): Die hypolimnische Kohlendioxid-Akkumulation als produktionsbiologischer Indikator. - Archiv für Hydrobiologie **46**: 153-285.
- POELMANN, H. (1934): Geologisches vom Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“. - Natur und Heimat **1** (Sonderheft: Führer durch das Naturschutzgebiet): 6-10.
- POTT, R. (1980): Die Wasser- und Sumpflvegetation eutropher Gewässer in der Westfälischen Bucht, pflanzensoziologische und hydrochemische Untersuchungen. - Abh. Westf. Landesmus. f. Naturkunde **42**(2): 156 S., Münster
- POTT, R. (1982a): *Littorelletea*-Gesellschaften in der Westfälischen Bucht. - Tuexenia **2**: 31-45, Göttingen.

- POTT, R. (1982b): Das Naturschutzgebiet „Hiddeser Bent-Donoper Teich“ in vegetationsgeschichtlicher und pflanzensoziologischer Sicht. - Abh. Westf. Mus. f. Naturkunde zu Münster **44** (3): 108 S., Münster.
- POTT, R. (1983): Die Vegetationsabfolge unterschiedlicher Gewässertypen Nordwestdeutschlands und ihre Abhängigkeit vom Nährstoffgehalt des Wassers. - Phytocoenologia **11**(3): 407-430, Stuttgart-Braunschweig.
- POTT, R. (1985): Zur Synökologie nordwestdeutscher Röhrichtgesellschaften. - Verh. Ges. Ökologie **13**: 111-119, Bremen.
- POTT, R. (1995): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. - 2. Aufl., 622 S., Ulmer, Stuttgart.
- POTT, R. (1996): Biotoptypen; schützenswerte Lebensräume Deutschlands und angrenzenden Regionen. - 448 S., Ulmer, Stuttgart.
- POTT, R. (1997): Vegetationskomplexe von Regenerations- und Degenerationsstadien nordwestdeutscher Hochmoore am Beispiel des NSG „Syennenn“ im südlichen Emsland. - Osnabrücker Naturw. Mitt. **23**: 251-303.
- POTT, R. & J. PETERSEN (1999): The european reed beds and their ecology with an example from the frisian islands in the northern sea. - Special Issue of International Workshop and Forum on Conservation of Reedbeds; Bulletin of Kansai Organization for Nature Conservation: **21**(2): 271-288.
- POTT, R., J. PUST & B. HAGEMANN (1998): Methodische Standards bei der vegetationsökologischen Analyse von Stillgewässern - dargestellt am Großen Heiligen Meer in den Untersuchungsjahren 1992-1997.- Abh. Westf. Mus. Naturkunde **60**(2): 53-110.
- POTT, R., J. PUST & K. HOFMANN (1996): Trophiedifferenzierungen von Stillgewässern im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ und deren Auswirkungen auf die Vegetation. - Abh. Westf. Mus. Naturkunde **58**(2): 1-60.
- POTT, R. & D. REMY (2000): Ökosysteme Mitteleuropas. Gewässer des Binnenlandes. - 252 S., Ulmer, Stuttgart.
- PREISING, E., H.-C. VAHLE, D. BRANDES, H. HOFMEISTER, J. TÜXEN & H. E. WEBER (1990): Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens, Bestandesentwicklung, Gefährdung und Schutzprobleme: Wasserpflanzen und Sumpfgesellschaften des Süßwassers. - Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen **20**(7/8): 1-161, Hannover.
- PUST, J. (1993): Erste Ergebnisse zur Untersuchung der Grundwasserverhältnisse im NSG „Heiliges Meer“ (Kreis Steinfurt). - Abh. Westf. Mus. f. Naturkunde zu Münster (Westf.) **55**(2):1-80, Münster.
- PUST, J., B. HAGEMANN & R. POTT (1997): Winterliche Grundwasserdynamik und ihre Beeinflussung durch die Ufervegetation am Beispiel des Erlenbruchwaldes am Großen Heiligen Meer. - Natur und Heimat **57**(2): 53-63.
- PUST, J. & R. POTT (1998): Raum-Zeit-Dynamik der Gewässerentwicklung und Gewässereutrophierung in Norddeutschland am Beispiel der Gewässerlandschaft im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“. - Naturschutz und Landschaftsplanung **30**(8/9): 258-263.
- RAABE, E.-W., K. DIERSSEN & U. MIERWALD (1987): Atlas der Flora Schleswig-Holsteins und Hamburgs. - 654 S., Neumünster.
- ROLFES, D. (1998): Synökologische Untersuchungen im Erlenbruchwald im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“.- Staatsexamensarbeit, Institut f. Geobotanik d. Univ. Hannover.
- ROTHMALER, W., E. J. JÄGER & K. WERNER (Hrsg.)(1995): Exkursionsflora von Deutschland, Bd.3, Gefäßpflanzen: Atlasband. - 9., durchgeseh. und verb. Aufl., 753 S., Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart.
- RUNGE, F. (1991): Die Pflanzengesellschaften des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ und ihre Änderungen in den letzten 90 Jahren. - Natur und Heimat **51** (Beiheft), 89 S., Münster.
- RUTTNER, F. (1962): Grundriß der Limnologie. - 3. Aufl., 332 S., Walter de Gruyter, Berlin.
- SCHAMINÉE, J.H.J., V. WESTHOFF & G.H.P. ARTS (1992): Die Strandlingsgesellschaften (*Littorelletea* Br.-Bl. et Tx. 1943) der Niederlande, in europäischem Rahmen gefaßt. - Phytocoenologia **20**(4): 529-558, Berlin, Stuttgart.
- SCHAEFFER, F., P. SCHACHTSCHABEL, H.-P. BLUME, G. BRÜMMER, K.H. HARTGE & U. SCHWERTMANN (1998): Lehrbuch der Bodenkunde.- Enke-Verlag, Stuttgart, 494 S.
- SCHILLER, W. (1973): Die Carabiden-Fauna des Naturschutzgebietes Hl. Meer, Kr. Tecklenburg. - Natur und Heimat **33**: 111-118.
- SCHMEIL, O. & J. FITSCHEN (1993): Flora von Deutschland und seinen angrenzenden Gebieten.- 89. Aufl., 606 S., Heidelberg (Quelle & Meyer).

- SCHROEDER, F.G. (1957): Zur Vegetationsgeschichte des Heiligen Meeres bei Hopsten (Westfalen). - Abh. a. d. Landesmus. f. Nat. zu Münster **18**(2), 38 S., Münster.
- SCHRÖPFER, R. (1966): Die Säugetierfauna im Gebiet des Heiligen Meeres. - Abh. Landesmus. f. Naturk. Münster **28**(1): 1-23.
- SCHWAR, A. (1900): Das Heilige Meer bei Hopsten. - Jber. Westf. Prov. Ver. f. Wiss. Kunst **28**: 74-75.
- SCHWOERBEL, J. (1993): Einführung in die Limnologie. - 7. Aufl., 387 S., Gustav - Fischer, Stuttgart.
- SCHWOERBEL, J. & G. C. TILLMANN (1979): Nitrataufnahme aus dem Wasser und Nitratreduktase-Aktivität bei *Fontinalis antipyretica* L. im Hell-Dunkel-Wechsel. - Arch. Hydrobiol. Suppl. **48**: 412-423.
- SOLLE, D. (1998): Untersuchungen zur Ufervegetation am Westufer des Großen Heiligen Meeres. Standörtliche Differenzierungen der Trophiestufen in Verbindung mit dem Grund- und Sickerwassereinfluß. - Staatsexamensarbeit, Institut f. Geobotanik d. Univ. Hannover.
- STEINBERG, C. & A. MELZER (1982): Stoffkreisläufe in Binnengewässern. - Schriftenreihe Bayer. Landesamt für Wasser **2/82**: 1-134.
- STORM, U. (1996): Der Einfluß des oberflächennahen Grundwassers auf die Vegetation im Großen Heiligen Meer. - Diplomarbeit, Institut f. Geobotanik d. Univ. Hannover.
- STRASBURGER, K. (1981): Wasserpflanzengesellschaften im unteren Allertal. - Dissertation, Universität Hannover, 209 S.
- THIERMANN, A. (1975a): Geologische Karte von NRW, Erläuterungen zu Blatt 3611, Hopsten. - Geologisches Landesamt NRW, 214 S., Krefeld
- THIERMANN, A. (1975b): Zur Geologie der Erdfälle des „Heiligen Feldes“ im Tecklenburger Land/Westfalen. - Mitt. Geol.-Paläont. Inst. Univ. Hamburg **44**: 517 - 530, Hamburg.
- TIETZE, O. (1914): Der Erdfall vom 14. April 1913 in der Gemeinde Hopsten (Kreis Tecklenburg). - Jahrbuch der Königl. Geolog. Landesanstalt für 1913 **34**: 648 - 657.
- TRUESDALE, G. A., A. L. DOWNING & G. F. LOWDEN (1955): The solubility of oxygen in pure water and seawater. - Journ. Appl. Chem. **5**: 53-62.
- VOLLENWEIDER, R. (1968): Die wissenschaftliche Grundlage der Seen- und Fließgewässereutrophierung unter besonderer Berücksichtigung des Phosphors und des Stickstoffs als Eutrophierungsparameter. - OECD Report DAS/CSJ 68.
- WEBER, H. E. (1995): Flora von Südwest-Niedersachsen und dem benachbarten Westfalen. - 770 S., T. Th. Wenner, Osnabrück.
- WEGNER, T. (1913a): Der Erdfall bei Hopsten-Westfalen. - Naturwissenschaftliche Wochenschrift N.F. **12** Nr. 21: 332-333.
- WEGENER, T. (1913b): Bericht über den Erdfall bei Hopsten. - 9 S., unveröff. Manuskript.
- WEINERT, M. (1999): Hydrogeologie, Hydrochemie und Isotopenhydrologie des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ (Recke/NRW). - unveröffentlichte Dissertation der Universität Münster, 189 S. Text und 149 S. Anhang, Münster.
- WEINERT, M., D. REMY & E.P. LÖHNERT (1998): Hydrogeologie der Gewässerlandschaft „Heiliges Meer“ bei Hopsten (Nordrhein-Westfalen, Norddeutschland) - erste Ergebnisse. - Abh. Westf. Mus. Naturkunde **60**(2): 13-52.
- WEINERT, M., D. REMY & E.P. LÖHNERT (2000): Hydrologische Systemanalyse des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ (Kreis Steinfurt, Nordrhein-Westfalen). - In: POT, R. (Hrsg.): Ökosystemanalyse des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ (Kreis Steinfurt). Interaktionen zwischen Still- und Fließgewässern, Grundwasser und Vegetation sowie Landnutzung und Naturschutz. - Abh. westf. Mus. Naturkunde **62** (Beiheft): 41-172
- WETZEL, R. G. (1983): Limnology. - 2. Aufl., 767 S., Philadelphia, New York, Chicago.
- WIEGLEB, G. (1976): Untersuchungen über den Zusammenhang zwischen Chemismus und Makrophytenvegetation stehender Gewässer in Niedersachsen. - Diss. Universität Göttingen, 114 S.
- WIEGLEB, G. (1978): Untersuchung über den Zusammenhang zwischen hydrochemischen Umweltfaktoren und Makrophytenvegetation in stehenden Gewässern. - Arch. Hydrobiol. **83**(4): 443 - 484.
- WILMANN, O. (1993): Ökologische Pflanzensoziologie. - 5. Aufl., Quelle und Meyer, Heidelberg.
- WINKLER, L. W. (1888-1889): Die Bestimmung des im Wasser gelösten Sauerstoffes und die Löslichkeit des Sauerstoffes im Wasser. - Ber. d. D. Chem. Ges. **21**: 2843; **22**: 1764.
- WITTIG, R. (1980): Die geschützten Moore und oligotrophen Gewässer der Westfälischen Bucht. - Schriftenreihe der Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen, Band **5**, 228 S., Recklinghausen.

WITTIG, R. & R. POTT (1981): Versuch einer Roten Liste der gefährdeten Höheren Wasserpflanzen der Westfälischen Bucht auf der Basis von Rasterkartierungen. - Natur- und Landschaftskunde Westfalen. 17(2): 35-40, Hamm.

Anschrift der Verfasser:

Univ.-Prof. Dr. Richard Pott, Dipl.-Biol. Bernd Hagemann, Institut für Geobotanik, Universität Hannover, Nienburger Str. 17, D-30167 Hannover

Dr. Jürgen Pust, Außenstelle Heiliges Meer, Westfälisches Museum für Naturkunde, Heiliges Meer 1, D-49509 Recke

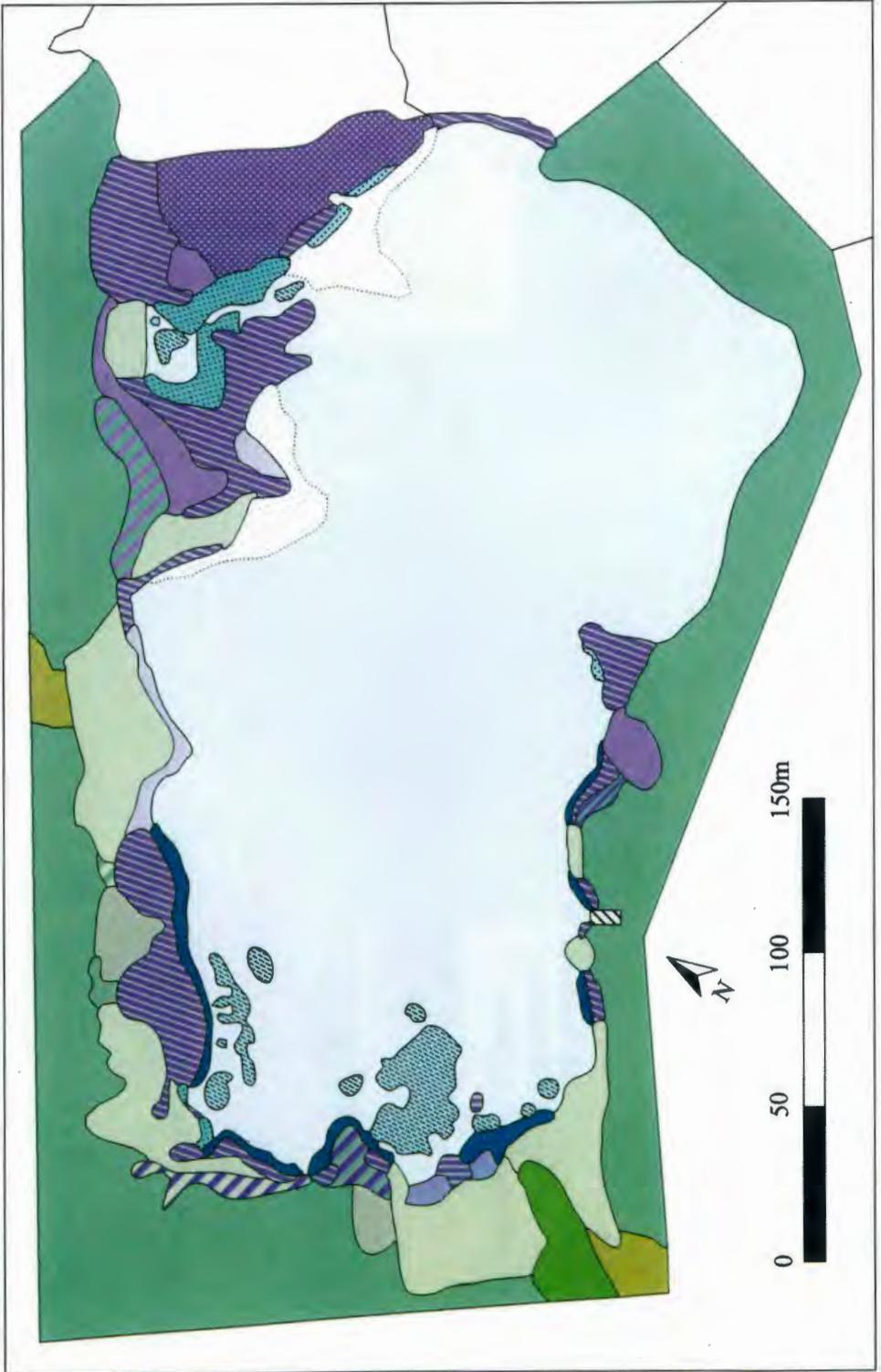


Abb. A2: Vegetationskarte des Erdfallsees
 vegetationskundliche Aufnahmen 1996-1998
 Topographische Grundlage: DGK 5L;
 Blatt 3611/17 Großes Heiliges Meer (1995)

Wasserpflanzengesellschaften

-  *Nymphaetum albo - minoris*
-  *Littorella uniflora* - Gesellschaft
-  *Comarum palustre* - Bestand
-  *Hypericum elodes* - Saum
-  *Isolepis fluitans* - Bestand

Gebüsche

-  *Frangulo - Salicetum cinereae*
-  *Myricetum galis*
-  *Myricetum galis sphagnetosum*
-  *Myricetum galis ericetosum*

-  freie Wasserfläche
-  Bootshaus

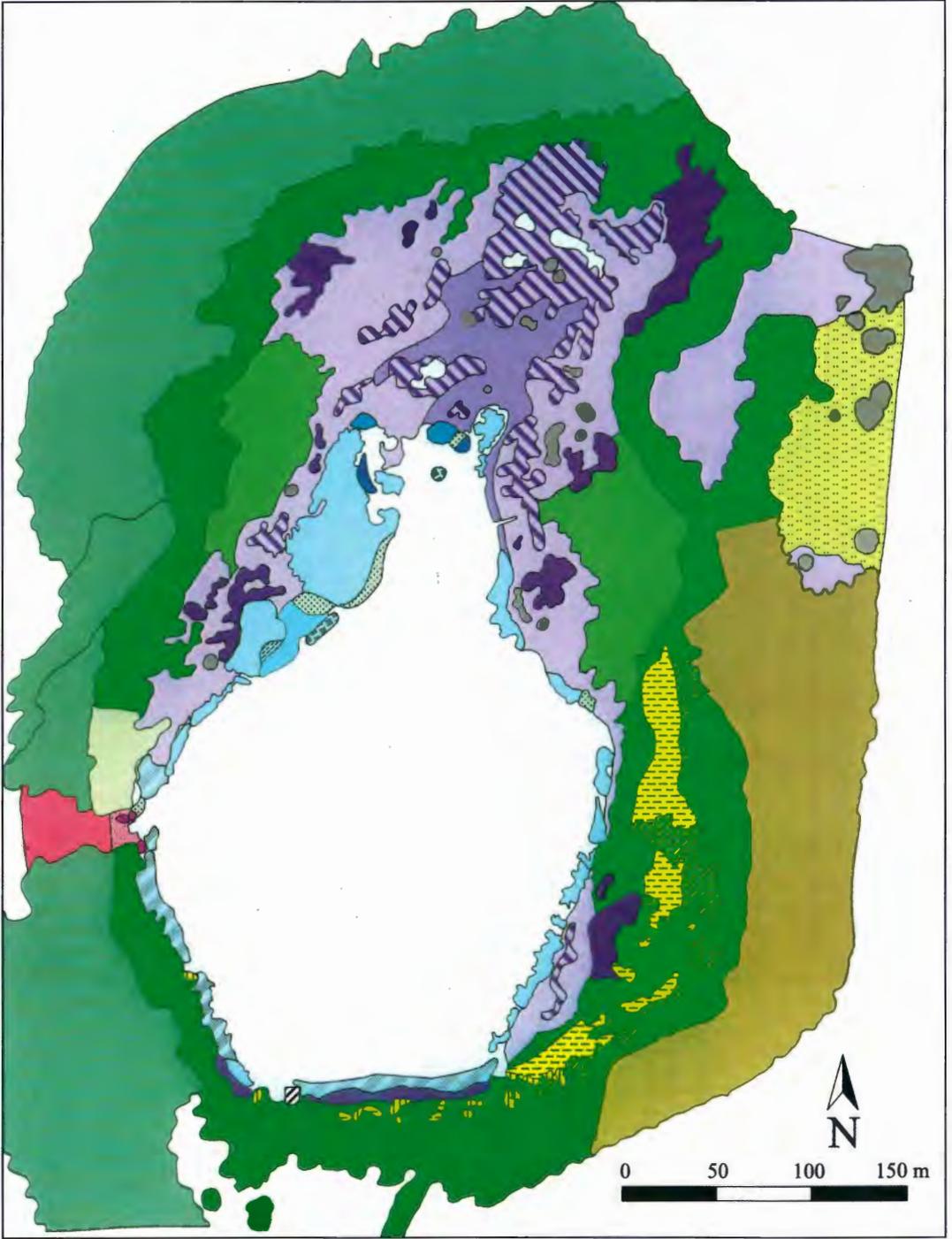
Röhrichte und Weidengebüsche

-  *Eleocharitetum multicaulis*
-  *Phragmites australis* - Fazies
-  Pionierbestand von *Phragmites australis*
-  *Juncus effusus* - Bestand

Wälder

-  *Alnus glutinosa* - Bruchwald
-  *Betulo - Quercetum molinietosum*
-  *Molinia - Betula pubescens* - Gesellschaft
-  *Populus tremula* - Bestand

-  kleinräumiger Durchdringungs-
bereich zweier Einheiten



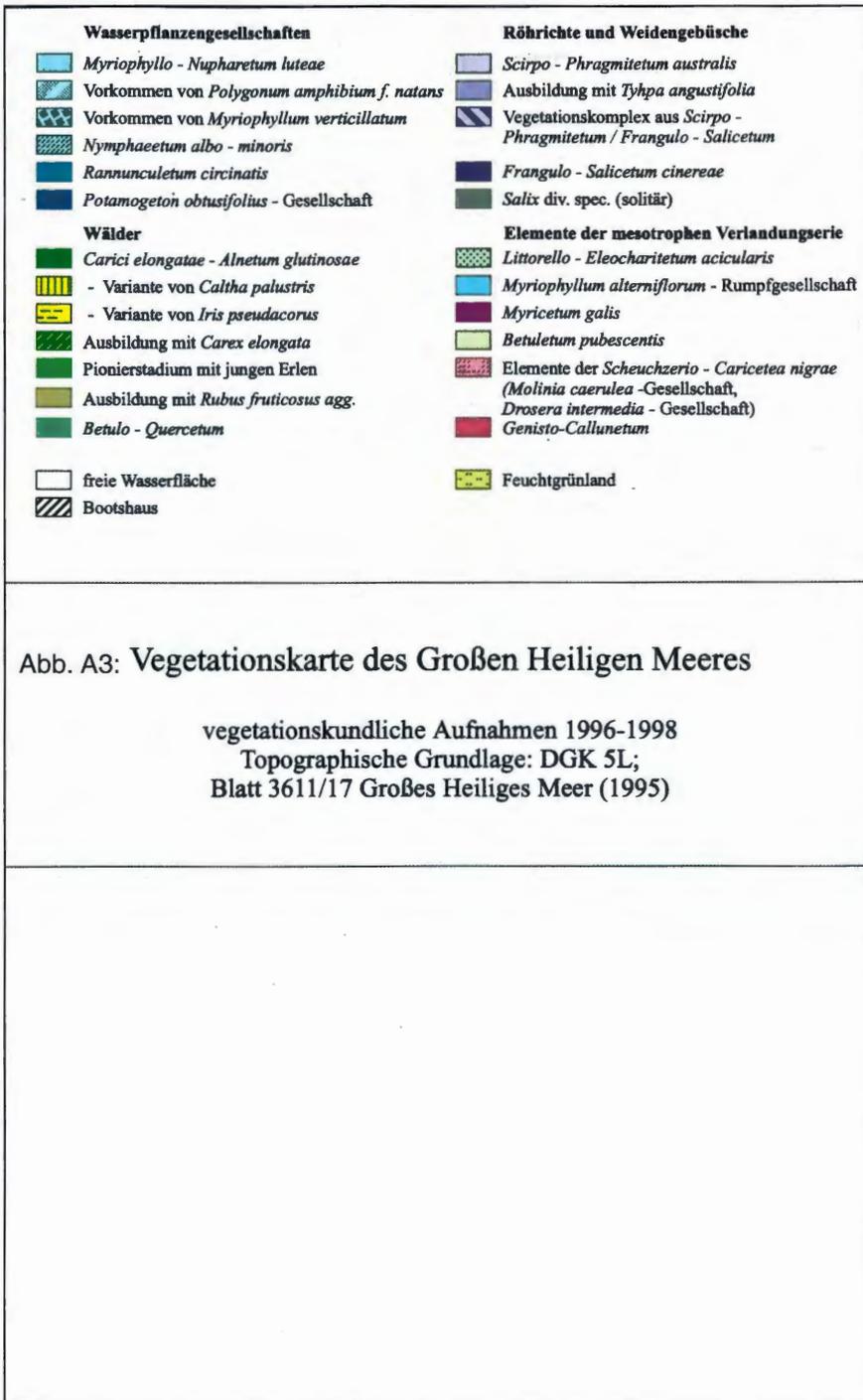
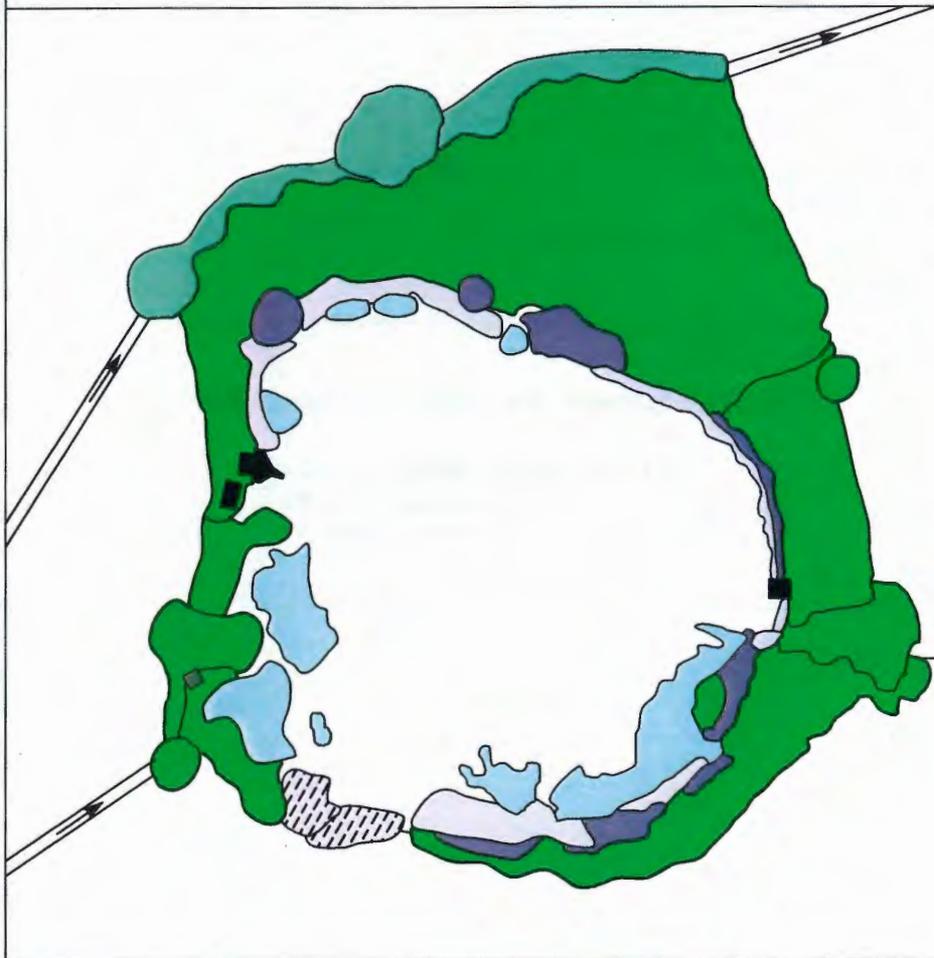


Abb. A4: Vegetationskarte des Kleinen Heiligen Meeres

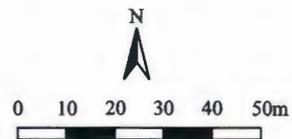
vegetationskundliche Aufnahmen 1998-1999

Topographische Grundlage: DGK 5L;

Blatt 3611/17 Großes Heiliges Meer (1995)



-  *Myriophyllo - Nupharetum*
-  *Scirpo - Phragmitetum*
-  Fazies von *Carex acutiformis*
-  *Frangulo - Salicetum cinereae*
-  *Carici elongatae - Alnetum glutinosae*
-  *Betulo - Quercetum*
-  freie Wasserfläche
-  Steg/Gebäude



Tab. A 1: Beprobungstermine des Pelagials, des Sublitorals und des Eulitorals im Erdfallsee, im Großen Heiligen Meer und im Kleinen Heiligen Meer.

PELAGIAL/ SUBLITORAL:	EULITORAL:	INTERSTITIAL:
1996	1996	
10.1.	28.5.	
23.4.	13.6.	
28./29.5	18.7.	
12./13.6.	20.8.	
116./17.6.	19.9.	
20./21.8.	24.11.	
17./18.9.	15.12.	
19./20.10.		
22./23.11.		
13./14.12.		
1997	1997	1997
14./15.1.	19.1.	22.7.
4.2.	14./15.5.	19.8.
17./18.2.	11.6.	10.9.
3.3.	15.7.	7.10.
17./18.4.	22.7.	8.11.
14.5.	18./19.8.	7.12.
10.6.	10./16.9.	
15.7.	7./8.10	
18.8.	8./10.11.	
10.9.	7.12	
7.10.	12.-14.12.	
10.11..		
18.11.		
28.11		
12./13.12.		
1998	1998	1998
14./15.1.	10.1.	10.1.
18.2.	14.-16.1	15.1.
12.3.	18.-22.2	18.2.
26.3.	11./12.3.	21.2.
3./6.4.	4./6.4.	11.3.
6./7.5.	6./7.5.	4.4.
23.5.	23.5.	7.5.
17./18.6.	3.6.	3.6.
15.-17.7.	16.-18.6.	16.6.
16./18.8	15.-17.7.	16.7.
8.9.	15.-19.8.	16.8.
14.10.	8./9.9.	8.9.
16.11.	16.9.	16.9.
31.12.	14.10.	

Tab. A 2: Lage der Meßstellen (Rechts-Hoch-Werte)

Teilgebiet Großes Heiliges Meer			Teilgebiet Erdfallsee		
Nr.	Rechts	Hoch	Nr.	Rechts	Hoch
51	34 06,860	58 02,935	EB1	34 06,350	58 02,545
5a	34 06,855	58 02,930	EN	34 06,435	58 02,710
5b	34 06,855	58 02,930	EN1	34 06,365	58 02,770
61	34 07,005	58 02,770	EN2	34 06,480	58 02,740
6a	34 07,005	58 02,770	EO	34 06,530	58 02,690
6C	34 06,995	58 02,765	EO1	34 06,535	58 02,695
6I	34 07,005	58 02,770	EO2	34 06,535	58 02,695
7A	34 06,995	58 02,745	EO4	34 06,540	58 02,695
7B	34 06,990	58 02,720	EO5	34 06,540	58 02,695
81	34 06,975	58 02,780	EO6	34 06,540	58 02,695
8A	34 06,975	58 02,780	ES	34 06,475	58 02,570
8I	34 06,975	58 02,780	EW1	34 06,265	58 02,530
GN	34 07,080	58 03,160	EW1A	34 06,265	58 02,130
GO	34 07,105	58 02,890	EW2	34 06,240	58 02,545
GS1	34 06,975	58 02,785	EW2A	34 06,240	58 02,545
GS1.1	34 06,975	58 02,785	EW3	34 06,225	58 02,605
GS2	34 07,015	58 02,800	EW3A	34 06,225	58 02,605
GW	34 06,860	58 02,920			
I1	34 07,070	58 02,815	Teilgebiet Kleines Heiliges Meer		
I1.1	34 07,070	58 02,815	Nr.	Rechts	Hoch
I2	34 07,175	58 02,890	A	34 07,610	58 03,485
I2.1	34 07,175	58 02,890	B	34 07,710	58 03,460
N1	34 07,145	58 03,190	C	34 07,630	58 03,425
N2	34 07,145	58 03,190	D	34 07,660	58 03,520
N3	34 07,160	58 03,225	E	34 07,775	58 03,430
N4	34 07,175	58 03,235	EL	34 07,775	58 03,430
O1	34 07,125	58 02,890	F	34 07,690	58 03,505
O2	34 07,130	58 02,880	FL	34 07,690	58 03,505
O3	34 07,135	58 02,880	G	34 07,610	58 03,450
O4	34 07,150	58 02,890	GL	34 07,615	58 03,430
O5	34 07,175	58 02,920	H	34 07,625	58 03,530
O6	34 07,175	58 02,920	HL	34 07,625	58 03,530
Q3	34 07,165	58 03,235	I	34 07,695	58 03,445
S1	34 07,020	58 02,795	IL	34 07,710	58 03,490
S2	34 07,025	58 02,800	LL	34 07,585	58 03,440
S3	34 07,030	58 02,790			
S4	34 07,030	58 02,775			
S5	34 07,035	58 02,760			
S6	34 07,055	58 02,805			
S7	34 07,020	58 02,795			
T1	34 06,895	58 02,820			
T1A	34 06,890	58 02,845			
T2	34 06,850	58 02,920			
T3	34 06,840	58 02,915			
T4	34 06,855	58 02,930			
T5	34 06,860	58 02,945			
T7	34 06,860	58 02,975			
T8	34 06,845	58 03,005			
T10	34 06,880	58 03,040			
T11	34 06,930	58 03,175			
W1	34 06,850	58 02,920			
W2	34 06,850	58 02,920			
W3	34 06,850	58 02,920			
W4	34 06,840	58 02,915			
W5	34 06,840	58 02,915			

Tab. A 3: *Myriophyllo-Nupharetum luteae*

Nr.: 1-10 Ausbildung von *Nuphar lutea*

Nr.: 11-18 Mischbestände von *Nuphar lutea* und *Nymphaea alba*

Nr.: 19-21 Mischbestände von *Nuphar lutea* und *Polygonum amphibium* f. *natans*

Nr.: 22-23 Ausbildung von *Polygonum amphibium* f. *natans*

lfd. Nr.:	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23
Jahr	98	98	98	98	98	94	94	94	98	98	98	98	98	98	94	94	94	94	94	94	98	94	94
Ort	K	K	K	K	K	G	G	G	K	K	K	G	G	G	G	G	G	G	G	G	G	G	G
Größe der Aufnahmeffläche (m ²)	25	25	16	20	12	15	24	6	12	20	16	30	20	35	20	50	50	50	16	12	25	12	20
Wassertiefe (cm)	180	180	150	160	150	75	60	48	180	150	150	65	65	120	130	60	64	57	90	58	113	70	142
Gesamtdeckung (%)	70	60	50	50	25	85	60	80	50	40	50	80	60	50	90	95	95	95	95	60	50	80	55
Artenanzahl	1	1	1	1	1	5	6	5	2	3	3	4	4	4	4	5	6	4	2	6	4	2	3
<i>Nuphar lutea</i>	4	4	3	3	3	4	3	5	3	3	1	2	2	3	2	2	4	3	5	3	2	-	-
<i>Nymphaea alba</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	3	4	4	2	5	4	3	3	-	-	-	-	-
<i>Polygonum amphibium</i> f. <i>natans</i>	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	2	3	5	4
<i>Nymphaea alba</i> var. <i>minor</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	+	+	+	-	-	-	-	-
<i>Potamogeton crispus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
<i>Myriophyllum spicatum</i>	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ranunculus circinatus</i>	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	+	-	-	1	-	+	-
<i>Potamogeton obtusifolius</i>	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	1	-	1	1	2	-	+	-	-	-
<i>Potamogeton brechtoldii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
<i>Eleocharis acicularis</i>	-	-	-	-	-	1	2	1	-	-	-	2	2	-	1	-	-	-	-	-	-	2	-
<i>Baldellia ranunculoides</i>	-	-	-	-	-	-	1	+	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
<i>Phragmites australis</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	+	-
<i>Elodea canadensis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-

* lfd. Nr. 6-8, 15-23 nach STORM 1996

Tab. A 5: *Scheuchzeria-Caricetea nigrae*-PflanzengesellschaftenNr. 1-3: *Molinia caerulea*-GesellschaftNr. 4-12: *Comarum palustre*-GesellschaftNr. 13-18: *Drosera intermedia*-Fragmentgesellschaft

lfd. Nr.:	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
Aufnahmenr.:	14	13	12	2	17	16	18	4	7	8	99	3	96	95	100	15	9	16
Jahr	96	96	96	96	97	97	97	96	98	98	94	96	94	94	94	96	98	96
Ort	G	G	G	E	E	E	E	E	G	G	G	E	G	G	G	G	G	G
Größe der Aufnahmefläche (m ²)	7	8	14	10	4	4	4	10	5	6	1	8	1	1	1	9	3	9
Gesamtdeckung (%)	100	100	100	80	95	95	100	100	60	85	75	60	100	100	50	40	75	60
Deckung Krautschicht (%)	100	100	100	80	95	95	100	100	60	60	70	60	85	60	50	30	60	30
Deckung Moosschicht (%)	70	70	60	-	-	-	-	-	30	50	30	-	20	95	2	40	20	60
Artenanzahl	21	17	17	4	5	4	3	11	14	14	16	6	11	17	5	7	9	15
<i>Molinia caerulea</i>	4	4	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	1	-	+	-	1
<i>Sphagnum subnitens</i>	2	3	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Comarum palustre</i>	+	-	-	5	5	5	5	5	2	2	4	4	-	+	-	-	+	+
<i>Drosera intermedia</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	3	3	3	4	1
<i>Sphagnum denticulatum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	3	-	3	-	4
Elemente der <i>Scheuchzeria - Caricetea nigrae</i>																		
<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	1	1	-	1	1	2	2	-	1	+	1	1	1	1	-	-	+	+
<i>Carex lasiocarpa</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	2	2	1	-	+	-	-	-	-	-
<i>Juncus articulatus</i>	-	+	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Enopharum angustifolium</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	+	1	+	-	1	-
<i>Agrostis canina</i>	+	1	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	1	2	-	1	1	+
<i>Viola palustris</i>	1	+	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	1	-	+	+	1
Begleiter																		
<i>Sphagnum palustre</i>	3	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	2	-
<i>Juncus bulbosus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	1	+	-	-	-
<i>Eleocharis multicaulis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
<i>Hypericum elodes</i>	+	-	-	+	+	-	1	1	-	-	-	+	+	+	-	-	-	1
<i>Lycopus europaeus</i>	-	+	-	-	-	-	-	1	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Iris pseudacorus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Carex pseudozosteris</i>	-	-	-	-	-	-	-	+	1	-	2	-	-	-	-	-	-	-
<i>Eleocharis palustris</i>	-	-	-	-	-	+	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Ranunculus lingua</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sparganium erectum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-

<i>Typha angustifolia</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1	-	+
<i>Typha latifolia</i>	-	-	-	+	2	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phragmites australis</i>	1	+	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	+	1	+
<i>Scutellaria galericulata</i>	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lysimachia thyrsoiflora</i>	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Carex rostrata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	1	-	-
<i>Peucedanum palustre</i>	1	+	-	-	-	-	-	+	-	1	+	-	-	+	-	-	-	-
<i>Erica tetralix</i>	+	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Potentilla erecta</i>	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Juncus effusus</i>	-	1	1	-	-	-	-	+	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Juncus acutiflorus</i>	+	1	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Fragula alnus</i>	+	+	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Carex elongata</i>	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Alnus glutinosa (juv.)</i>	+	-	-	-	-	-	-	-	+	2	-	-	-	-	-	-	-	+
<i>Salix cinerea</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
<i>Myrica gale</i>	+	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	+	-	-	-	3
<i>Quercus robur</i>	+	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Amelanchier lamarkii</i>	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Betula pubescens</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Solanum dulcamara</i>	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cardamine pratensis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dryopteris carthusiana</i>	-	+	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Betula pubescens</i>	-	1	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Lysimachia vulgaris</i>	-	-	-	-	-	-	-	+	+	1	1	-	+	+	-	-	-	-
<i>Succisa pratensis</i>	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Polytrichum commune</i>	2	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Nymphaea alba var. minor</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-
<i>Rubus fruticosus</i>	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Myrica gale</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	4	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Drepanocladus aduncus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2	-	-	-	-	-
<i>Callierigonella cuspidata</i>	-	-	-	-	-	-	-	3	2	-	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sphagnum squarrosum</i>	-	-	-	-	-	-	-	1	2	-	1	-	-	1	-	-	-	-
<i>Sphagnum fimbriatum</i>	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

* lfd. Nr. 1-3, 16, 18 nach HAGEMANN 1997,
lfd. Nr. 4, 8, 12 nach MACHARACEK 1997,
lfd. Nr. 5-7 nach HÖLTER 1998,
lfd. Nr. 9, 10, 17 eigene Aufnahmen,
lfd. Nr. 11, 13-15 nach STORM 1996.

Tab. A 6: *Carici elongatae-Alnetum glutinosae*Nr. 1-22: *Carici elongatae-Alnetum glutinosae*Nr. 1-6: Ausbildung mit *Carex elongata*Nr. 7-10: Variante von *Iris pseudacorus*Nr. 11-14: Variante von *Caltha palustris*Nr. 15-22: Variante von *Carex acutiformis*

lfd. Nr.*:	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22
Aufnahmenr.:	48	57	59	4a	8	9	2	6	7	8	17	18	19	22	3	.1	18	15	19	.4	.3	6a
Datum	97	97	97	96	96	96	96	97	97	97	97	97	97	97	96	98	98	98	98	98	98	98
Ort	G	G	G	G	G	G	G	G	G	G	G	G	G	G	G	K	K	K	K	K	K	G
Größe der Aufnahmefläche (m ²)	30	35	20	100	30	35	36	50	45	60	50	25	30	35	50	100	150	50	100	120	120	50
Gesamtdeckung (%)	70	60	90	70	80	90	30	60	70	60	90	80	70	90	70	80	80	80	70	80	75	50
Deckung Baumschicht (%)	65	80	90	70	25	60	30	60	70	60	80	75	70	70	20	80	80	60	50	75	70	30
Deckung Strauchschicht (%)	<5	-	<5	10	30	-	-	-	-	5	-	-	-	-	5	<5	5	<5	10	-	<5	30
Deckung Krautschicht (%)	70	70	90	50	80	90	30	45	55	50	90	80	70	90	70	80	70	80	70	80	70	30
Deckung Mooschicht (%)	30	10	5	<5	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	20	-	<10	<5	10	10	<5
Artenzahl	11	13	12	16	16	12	11	5	8	5	19	9	8	11	6	11	19	17	22	25	20	14
Baumschicht																						
<i>Alnus glutinosa</i>	4	4	5	5	2	4	3	4	4	4	4	4	4	4	2	5	4	4	4	5	3	2
<i>Betula pendula</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	+
<i>Betula pubescens</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	1	3	-
<i>Farxinus excelsior</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Strauchschicht																						
<i>Alnus glutinosa</i>	+	-	-	+	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	+	-	1	-	-	-
<i>Sorbus aucuparia</i>	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	-	-	-	-
<i>Ribes nigrum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	1	-	-	-
<i>Salix cinerea</i>	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Frangula alnus</i>	-	+	+	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Prunus padus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
<i>Prunus spinosa</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
<i>Sambucus nigra</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
<i>Quercus robur</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-
Krautschicht																						
AC <i>Carex elongata</i>	4	5	4	4	2	1	-	+	2	+	1	+	-	+	-	-	1	-	2	1	2	2
<i>Iris pseudacorus</i>	-	+	1	1	1	1	3	3	3	3	+	+	-	1	1	-	-	1	+	1	1	2
<i>Caltha palustris</i>	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	3	4	4	4	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Carex acutiformis</i>	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	3	4	4	4	4	4	2

Begleiter																							
	<i>Phragmites australis</i>	1	+	+	+	1	2	-	+	1	+	-	-	-	-	2	+	1	+	-	-	-	2
	<i>Mentha aquatica</i>	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	2	2	1	-	-	-	+	+	+	2	-	-
	<i>Lysimachia thyrsiflora</i>	1	-	-	1	2	-	+	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	1
	<i>Peucedanum palustre</i>	-	+	+	1	1	-	+	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	-	-	-	-	-
	<i>Dryopteris dilatata</i>	+	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	-	-	-	-
M	<i>Sphagnum palustre</i>	2	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
	<i>Lysimachia vulgaris</i>	1	1	1	+	-	-	-	-	+	-	2	1	1	1	-	+	1	+	-	1	1	-
	<i>Juncus effusus</i>	1	-	-	+	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+	1	1	-
	<i>Deschampsia cespitosa</i>	+	+	-	1	-	-	-	-	-	1	-	1	+	-	-	-	-	2	2	2	2	-
	<i>Rubus fruticosus agg.</i>	-	+	+	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	+	-	-	+	2	2	2	-
M	<i>Mnium hornum</i>	-	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	2	-	-
	<i>Rubus idaeus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	+	2	2	2	-	-
	<i>Agrostis stolonifera</i>	-	1	-	-	1	-	-	-	-	2	1	1	-	-	-	-	-	2	2	-	-	-
	<i>Carex pseudocyperus</i>	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Sorbus aucuparia</i>	-	(+)	(1)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	+	1	1	-	-	-	-
	<i>Carex canescens</i>	-	+	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Equisetum fluviatile</i>	-	-	-	-	-	+	-	-	+	1	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Dryopteris carthusiana</i>	-	-	-	1	1	-	+	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	+	1	+	-	-
	<i>Alnus glutinosa (juv.)</i>	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
	<i>Lycopus europaeus</i>	-	-	-	-	1	-	+	-	-	1	-	-	-	-	-	+	-	1	1	-	-	-
	<i>Solanum dulcamara</i>	-	-	-	+	1	2	-	-	1	1	1	-	-	-	-	+	+	1	1	-	-	-
	<i>Carex rostrata</i>	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Viola palustris</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Filipendula ulmaria</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	+	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-
	<i>Ribes nigrum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2	2	2	-	-	-	-
	<i>Cirsium palustre</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	1	1	+	-	-
	<i>Poa trivialis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	1	1	-	-	-	-	-
	<i>Urtica dioica</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	1	-	-	-	-
	<i>Athyrium filix-femina</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	+	-	-	-	-
	<i>Epilobium hirsutum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	1	-	-	-	-
	<i>Myosotis palustris</i>	-	-	-	-	+	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Lythrum salicaria</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Galium uliginosum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-
	<i>Scutellaria galericulata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-
	<i>Cardamine pratensis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
	<i>Valleriana dioica</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-

ferner je 1x: Nr.1: *Sphagnum squarrosum* (2); Nr.4: *Quercus robur* (juv.) (+); Nr. 6: *Ranunculus lingua* (1), *Lemna minor* (1), *Lemna trisulca* (1), *Callitriche palustris* (+); Nr. 7: *Juncus conglomeratus* (+), *Potentilla erecta* (+), *Carex elata* (+); Nr. 9: *Glyceria fluitans* (2a); Nr. 11: *Galium palustre* (1); Nr. 14: *Sparganium erectum* (1); Nr. 17: *Osmunda regalis* (+); Nr. 20: *Humulus lupulus* (+); Nr. 21: *Galeopsis tetrahit* (+); Nr. 22: *Myrica gale* (+), *Comarum palustre* (+), *Carex gracilis* (+).

* lfd. Nr. 1-3, 8-14 nach ROLFES 1998;
lfd. Nr. 4-7, 15, 22 nach HAGEMANN 1997.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Abhandlungen aus dem Westfälischen Provinzial-Museum für Naturkunde](#)

Jahr/Year: 2000

Band/Volume: [62_BH_2000](#)

Autor(en)/Author(s): Hagemann Bernd, Pott Richard, Pust Jürgen

Artikel/Article: [Bedeutung der Vegetation für Stillgewässer-Ökosysteme, Trophiediff erenzierung und Trophieentwicklung im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ \(Kreis Steinfurt, Nordrhein-Westfalen\) 173-271](#)