Untersuchung des Phytobenthos in der Tideelbe auf Eignung zur Beurteilung des Gewässers gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie im Jahr 2006

Dr. Antje Gutowski
Dr. Julia Foerster
Dr. Gabriele Hofmann

Auftraggeber:
Sonderaufgabenbereich Tideelbe
der ARGE ELBE
Wassergütestelle Elbe
Auftragsnummer: W7/06

Januar 2007

Auftraggeber:

Sonderaufgabenbereich Tideelbe der
Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe
Wassergütestelle Elbe
Neßdeich 120-121
21129 Hamburg
Auftragsnummer: W7/06

Auftragnehmer:

„übriges“ Phytobenthos

Dr. Antje Gutowski
Hohenkampsweg 25
28355 Bremen

Dr. Julia Foerster
Woltmershauser Str. 478
28197 Bremen

Diatomeen

Dr. G. Hofmann
Hirtenstr. 19
61479 Glashütten-Schlossborn

„In Ästuaren sind Organismen auf relativ kleinem Raum einer Vielzahl von abiotischen und biotischen Wechselwirkungen ausgesetzt und benötigen komplexe Anpassungsmechanismen. Salinitäts- und Temperaturschwankungen sowie periodische Luftexposition im Gezeitenwechsel, Wechsel von hohen Strömungsgeschwindigkeiten bis zur Strömungslosigkeit am Kenterpunkt, Änderungen der Strömungsrichtung, hohe Aggregatkonzentrationen bedingen für Plankton, Nekton, aber auch Benthos einen extremen Lebensraum, der vielfach nur Spezialisten das Überleben ermöglicht."

ZIMMERMANN-TIMM (1999)

Danksagung

Wir danken Herrn Prof. Dr. Ludwig Kies und Frau Dr. Jeanette Cornelie Riedel-Lorjé für die fachliche Unterstützung in diesem Projekt.

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung 6

2. Material und Methoden 8

2.1 Probenahme 8

2.1.1 Phytobenthos excl. Diatomeen und Charales 9
2.1.2 Diatomeen 10

2.2 Kultur der Vaucheria-Beläge 10

2.3 Recherche in historischen Diatomeensammlungen 10

2.4 Aufbereitung der Proben sowie mikroskopische Analyse und Bestimmung der Taxa 12

2.4.1 Phytobenthos excl. Diatomeen und Charales 12
2.4.2 Diatomeen 13

2.5 Aufbereitung und Auswertung der Daten 14

2.5.1 Schätzungen der Substratverteilung am Standort 14
2.5.2 Phytobenthos excl. Diatomeen und Charales 14
2.5.3 Diatomeen 15
2.5.4 Bewertung nach EG-Wasserrahmenrichtlinie 16

3. Ergebnisse 17

3.1. Charakterisierung der Probestellen 17

3.1.1 Altengamme 17
3.1.2 Zollenspieker 18
3.1.3 Heuckenlock 19
3.1.4 Schweenssand 21
3.1.5 Physiko-chemische Daten 22

3.2 Charakterisierung des Algenvorkommens 23

3.2.1 Phytobenthos excl. Diatomeen und Charales 23
3.2.1.1 Artenzahlen, Algenklassen und Abundanzen 23
3.2.1.2 Verbreitungscharakteristika der Arten 26
3.2.1.3 Vorkommen von Vaucheria 28
3.2.1.4 Unterschiede im Artvorkommen zwischen den Standorten 30
3.2.2 Diatomeen 31
3.2.2.1 Gesamtartenspektrum 31
3.2.2.2 Taxazahlen und Diversitäten der Gesellschaften 36
3.2.2.3 Diatomeengesellschaften der Elbe bei Hamburg in den Jahren 1851 und 1853 38
3.2.2.4 Vergleich der Gesellschaftszusammensetzung an den Einzelstandorten 40
3.2.2.5 Einfluß des Salzgehaltes und der Wasserstandsschwankungen 44

3.3 Algenvorkommen im jahreszeitlichen Verlauf *47*

3.3.1 Phytobenthos excl. Diatomeen und Charales 47
3.3.2 Diatomeen 48

4. Bewertung nach WRRL 49

4.1 Teilkomponente Phytobenthos excl. Diatomeen und Charales *49*

4.2 Teilkomponente Diatomeen *50*

4.2.1 Modul „Trophie-Index und Saprobienindex“ 50
4.2.2 Modul „Referenzarten“ 52
4.2.3 Gesamtbewertung 52

5. Charakterisierung der Algengesellschaften 54

5.1 Phytobenthos excl. Diatomeen und Charales *54*

5.2 Diatomeen *55*

5.3 Schätzung der aktuellen Flächenausdehnung der Gesellschaften *56*

6 Diskussion 57

6.1 Angewandte Methoden *57*

6.2 Vorhandene Bewertungsverfahren *58*

6.3 Darstellung der für das Phytobenthos der Tideelbe relevanten Umweltfaktoren *60*

6.4 Darstellung der Standorte anhand von historischem Kartenmaterial oder von Beschreibungen *63*

6.5 Hypothesen zum Algenvorkommen am historischen Standort *66*

6.6 Ansätze für ein Bewertungsverfahren *67*

7 Fazit 71

8 Ausblick 74

9 Literatur 75

10 Anhang 80

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Dokumentation der Proben 2357 und 2368 in der Sammlung von Christian Gottfried Ehrenberg *11*

Abbildung 2: Standort Altengamme bei Probenahme im Juli 2006 ..... *17*

Abbildung 3: Standort Zollenspieker bei Probenahmen im Juli (a,b,d) und August (c) 2006 ..... *18*

Abbildung 4: Standort Heuckenlock bei Probenahme im Juli 2006 ..... *20*

Abbildung 5: Standort Schweenssand bei Probenahme im Juli 2006 ..... *21*

Abbildung 6: Standort Schweenssand bei Probenahme im August 2006 ..... *21*

Abbildung 7: Relative Anteile der Algenklassen an der Taxazahl (A) und an den Abundanzen (B) an den vier Standorten *23*

Abbildung 8: Taxazahlen der Klassen an den untersuchten Standorten *25*

Abbildung 9: Relative Anteile der Abundanzen der Algenklassen an den untersuchten Standorten *26*

Abbildung 10: Charakteristika der Verbreitung der Taxa des „übrigen“ Phytobenthos hinsichtlich der Salinität *28*

Abbildung 11: Deckungsgrade der Vaucheria-Bestände an den Standorten *29*

Abbildung 12: Dendrogramm einer Clusteranalyse der Proben des „übrigen“ Phytobenthos *30*

Abbildung 13: Taxazahlen der epipsammischen Gesellschaften im Juli und August 2006 ..... *36*

Abbildung 14: Vergleich der Diatomeengesellschaften anhand der Dominanzidentität (August 2006) *43*

Abbildung 15: Mittlere Taxazahlen mariner Diatomeen *44*

Abbildung 16: Mittlere Gesellschaftsanteile [%] mariner Diatomeen *45*

Abbildung 17: Prozentuale Gesellschaftsanteile der Halobiengruppen im August 2006 in den Gesellschaften des Epipsammons *45*

Abbildung 18: Relative Anteile der Algenklassen an der jeweiligen Gesamtabundanz der drei Probenahmen (Juli 2006, August 2006 und Oktober 2005) am Standort Zollenspieker *47*

Abbildung 19: Bedeichte Elbinseln (aus REINSTORF 2003) *63*

Abbildung 20: Die 16 Einzeldeichungen Wilhelmsburgs (aus REINSTORF 2003) *64*

Abbildung 21: Die aktuelle Ansicht Wilhelmsburgs *64*

Abbildung 22: Modell einer räumlichen Gliederung der Elbelandschaft *69*

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Daten der Probenahme an den vier Standorten der Tideelbe *8*

Tabelle 2: Schätzung der Abundanzen der Vaucheria-Bestände *9*

Tabelle 3: Verzeichnis der überprüften Diatomeensammlungen *11*

Tabelle 4: Historische Diatomeenproben aus der Elbe *12*

Tabelle 5: Saprobienindizes und Güteklassen nach ROTT et al. (1997) *15*

Tabelle 6: Trophie-Indizes und Trophieklassen nach ROTT et al. (1999) *15*

Tabelle 7: Taxaliste des „übrigen“ Phytobenthos *24*

Tabelle 8: Literaturangaben zur Einschätzung von Trophie und Saprobie für einige der nachgewiesenen Taxa *27*

Tabelle 9: Deckungsgrade der Vaucheria-Bestände an den Standorten *29*

Tabelle 10: Verzeichnis der nachgewiesenen Diatomeentaxa mit Angaben zur Stetigkeit und Häufigkeit *31*

Tabelle 11: Zahl der nachgewiesenen Taxa, Shannon-Wiener-Diversität (H‘) und Evenness (E) .. *37*

Tabelle 12: Verzeichnis der nur in den historischen Proben nachgewiesenen Taxa *39*

Tabelle 13: Aspektbildner und Begleitarten der Proben aus den Jahren 1851 und 1853 ..... *40*

Tabelle 14: Aspektbildner und häufige Begleitarten *41*

Tabelle 15: Halobienindex und Halobiengruppen *46*

Tabelle 16: Abundanzen der an den unterschiedlichen Terminen am Zollenspieker übereinstimmend nachgewiesenen Taxa *48*

Tabelle 17: Bewertung der Standorte nach dem PHYLIB-Verfahren (SCHAUMBURG et al. 2006) .. *49*

Tabelle 18: Bewertung der Standorte nach dem Vorschlag von GUTOWSKI, FOERSTER & HOFMANN (ARGE ELBE 2006 a) *50*

Tabelle 19: Trophie-Indizes und Saprobienindizes *51*

Tabelle 20: Bewertung der ökologischen Qualität nach SCHAUMBURG et al. (2006) *53*

Tabelle 21: Prozentuale Anteile der jeweiligen Substrate an der gesamten beprobten Fläche *56*

A1: Liste der entnommenen Unterproben *80*

1. Einleitung

Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich mit den Möglichkeiten einer Bewertung des ökologischen Zustandes der Tideelbe anhand des Vorkommens benthischer Algen entsprechend den Vorgaben der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, EU 2000). Diese sieht eine Beurteilung des Gewässerzustandes durch einen Vergleich der aktuellen Besiedelung der Gewässerorganismen mit einem vom Menschen weitgehend unbeeinflussten Referenzzustand vor. Eine der durch die EG-Wasserrahmenrichtlinie vorgesehenen Qualitätskomponenten zur Beurteilung des ökologischen Zustandes ist die benthische Flora (Makrophyten und Phytobenthos).

Für diese Komponente liegt ein von SCHAUMBURG et al. (2004) entwickeltes WRRL-konformes Verfahren (PHYLIB-Verfahren) vor, das die drei Organismengruppen, die Makrophyten incl. Charales, die benthischen Diatomeen und das Phytobenthos excl. Charales und Diatomeen („übriges Phytobenthos“), berücksichtigt. Das Verfahren wurde in den Jahren 2004 und 2005 in einem bundesweiten Praxistest erprobt und in der Folge modifiziert und erweitert (SCHAUMBURG et al. 2005). Es kann für viele Fließgewässertypen der aktuell gültigen LAWA-Typologie (SOMMERHÄUSER & POTTGIESSER 2005) angewendet werden. Es gilt jedoch nicht für Gewässer, die durch den Menschen erheblich verändert wurden („heavily modified“). Bereits im Jahr 2005 wurde geprüft, inwieweit das PHYLIB-Verfahren (siehe Handlungsanweisung in SCHAUMBURG et al. 2006) auch in der Tideelbe angewendet werden kann (ARGE ELBE 2006 a). Dabei beschränkte sich die Studie auf die benthischen Algen (Diatomeen und „übriges“ Phytobenthos), da eine Eignung der Makrophyten separat untersucht wurde (ARGE ELBE 2001, ARGE ELBE 2005 a,b).

Die Anwendung des bisher zur Verfügung stehenden Verfahrens steht für den hier untersuchten Abschnitt der Elbe in Frage, da es die Besonderheiten dieses Elbeabschnittes nicht beachtet. Ein wesentliches Merkmal dieses Fliessgewässerbereiches ist der Einfluss der Tide. Dadurch entstehen am Ufer Wattflächen unterschiedlicher Größe, die regelmäßig bei Hochwasser (Flut) überflutet werden und bei Niedrigwasser (Ebbe) trocken fallen. Dieser periodische Wechsel mit den daran gekoppelten Umweltparametern stellt für die hier siedelnden, festsitzenden Algen einen bedeutenden ökologischen Faktor dar. Alle von uns durchgeführten Untersuchungen beziehen sich im Unterschied zum PHYLIB-Verfahren auf die Algenbesiedlung der bei Niedrigwasser trocken fallenden Wattflächen. Diese sind charakteristische Habitate der Tideelbe. Die hier erzielten Ergebnisse können mit früheren Untersuchungen zum Vorkommen benthischer Algen in der Tideelbe (GÄTJE 1992, KIES et al. 1992, KIES 1997, SCHULZ-STEINERT & KIES 1996) verglichen werden, bei denen ebenfalls die Algenbesiedlung auf den Wattflächen erfasst wurde. Die dauerhaft untergetauchten Bereiche der Standorte erscheinen für eine Bewertung durch den Algenbewuchs nur bedingt geeignet, da das Wasser der schnellströmenden Flussbereiche stark getrübt ist und eine charakteristische Algenbesiedelung vermutlich nur in geringem Maße zulässt.

Die Untersuchungen im Jahres 2005 beschäftigten sich unter anderem mit Fragen einer Abgrenzung der Fliessgewässertypen 20 („Sandgeprägte Ströme und Flüsse des norddeutschen Tieflandes“) und des Typs 22.3 („Ströme der Marschen“) für die Elbe und der Entwicklung geeigneter Methoden der Probenahme. Bei dem Versuch einer Bewertung der Untersuchungsabschnitte zeigte sich, dass auf den Wattflächen nur wenige der Algenarten angetroffen werden können, die für eine Bewertung nach dem PHYLIB-Verfahren relevant sind. Daher wurde zumindest für das „übrige“ Phytobenthos ein Vorschlag entwickelt, wie eine Bewertung in Anlehnung an das PHYLIB-Verfahren für den tide-beeinflussten

Bereich der Elbe aussehen könnte (ARGE ELBE 2006 a). Weiterhin wurden Überlegungen zu hypothetischen Leitbildern angestellt, die zu einer vorläufigen Beschreibung eines Referenzzustandes für den limnischen Bereich der Tideelbe führten. Diese fanden teilweise im Entwurf eines Steckbriefes für den dem Typ 20 zugerechneten Bereich der Tideeelbe (ARGE ELBE 2006 b) ihren Niederschlag.

Mit den nun im Jahre 2006 durchgeführten Untersuchungen sollen die erzielten Ergebnisse und das vorgeschlagene Bewertungsverfahren überprüft und weiter entwickelt werden. Dabei konzentrieren sich die diesjährigen Arbeiten auf vier Standorte im limnischen Bereich der Tideelbe (Typ 20). Hier erscheint das Leitbild konkreter gefasst. Um saisonale Veränderungen erfassen zu können, wurden die Standorte an zwei Terminen beprobt. Zusätzlich wurden im Zuge der Untersuchungen einige historische Diatomeen-Proben analysiert, deren Ergebnisse in die Überlegungen zum Leitbild einfließen. Im Unterschied zur Untersuchung des Jahres 2005 wurden bei den Probenahmen keine Chlorophyllanalysen durchgeführt, da diese Daten zum jetzigen Kenntnisstand nicht für eine Bewertung genutzt werden können.

2. Material und Methoden

Nach Absprache mit der Wassergütestelle Elbe wurden für die Untersuchungen vier Probestellen im Oberflächenwasserkörper (OWK) Elbe Ost ausgewählt:

- Altengamme
- Zollenspieker
- Heuckenlock
- Schweenssand

Die Standorte liegen zwischen Geesthacht und Hamburg im limnischen Bereich der Tideelbe und werden dem Typ 20 („sandgeprägter Strom des Tieflandes“) der gültigen LAWA-Typologie (SOMMERHÄUSER & POTTGIESSER 2005) zugeordnet. Die Standorte Zollenspieker, Heuckenlock und Schweenssand sind durch die Flora-Fauna-Habitat (FFH)-Richtlinie geschützt und als Natura-2000-Gebiete ausgewiesen (MICHALCZYK 2004).

Der Oberflächenwasserkörper an der Elbe ist vorläufig als „erheblich verändert“ eingestuft worden, da das Gewässer zur Herstellung und zum Erhalt der Schiffbarkeit und zum Zwecke des Hochwasserschutzes antropogen stark verändert wurde. Die Ausbaumaßmahmen beeinflussten vor allem die Tideverhältnisse drastisch. Das Wasser der Elbe ist an allen Standorte eutrophiert, obwohl die Werte für Gesamt-Stickstoff und Gesamt-Phosphor insgesamt in der fließenden Welle im Vergleich zu den Vorjahren zurückgegangen ist (ARGE ELBE 2006 c). Weiterhin ist die Elbe durch zusätzliche Stoffe wie z.B. Pflanzenschutzmittel beeinträchtigt.

Die hier angewandten Methoden wurden in dem vorjährigen Bericht (ARGE Elbe 2006 a) bereits ausführlich beschrieben. Sie werden hier daher hier nur kurz dargestellt, soweit es für das Verständnis notwendig ist.

2.1 Probenahme

Die Probenahmen an den vier ausgewählten Probestellen wurden an zwei Terminen (Anfang Juli 2006 und Ende August 2006) gemeinsam von Frau Gutowski und Frau Foerster durchgeführt (Tab. 1).

Tabelle 1: Daten der Probenahme an den vier Standorten der Tideelbe

Standort	**Datum**	**Datum**
Altengamme	10.07.2006	26.08.2006
Zollenspieker	09.07.2006	27.08.2006
Heuckenlock	03.07.2006	30.08.2007
Schweenssand	02.07.2006	26.08.2006

Beprobt wurde ein Abschnitt von ca. 20 bis 50 m Uferlänge über die ganze Fläche des Eulitorals bei ablaufendem Wasser und bei Niedrigwasser.

2.1.1 Phytobenthos excl. Diatomeen und Charales

Alle makroskopisch auffälligen Überzüge und Wuchsformen benthischer Algen wurden als jeweils eigene Unterproben erfasst. Die jeweiligen Deckungsgrade der Beläge wurden in einem Feldprotokoll vermerkt. Dabei wurde darauf geachtet, dass die verschiedenen am Standort vorhandenen Substrattypen erfasst wurden. In einigen Fällen wurden Substrate zusätzlich beprobt, auch wenn kein Algenbewuchs auffällig war.

Im Allgemeinen wurden für das „übrige“ Phytobenthos pro Probenahme fünf bis sieben Unterproben entnommen. Im Priel des Heuckenlocks war die Zahl der Unterproben etwas geringer. Eine Liste der entnommenen Unterproben befindet sich im Anhang (Liste A 1).

Die Abundanzen der *Vaucheria*-Bestände wurden entsprechend der im letzten Jahr angewandten Methode mit Hilfe eines Kartierrahmens erfasst. Auch in diesem Jahr wurde kein durchgehendes Transekt kartiert, da die zu bearbeitenden Flächen sehr groß sind und eine sichere Begehung der Schlickbereiche nicht möglich ist. Die Kartierflächen wurden aber so ausgewählt, dass sie den am Standort vorhandenen Bewuchs möglichst repräsentierten. Weiterhin wurde die Anzahl der durchgeführten Kartierungen je nach Ausprägung der vorhandenen *Vaucheria*-Bestände variiert. Bei stärkerer Ausprägung der Bestände wurden 4 bis 6 Kartierungen durchgeführt. Die Aufnahmen innerhalb des Kartierrahmens geben dann detailliert die Deckungsgrade und die Bewuchsdicke der *Vaucheria*-Bestände an. Die Skala zur Einschätzung der Bewuchsdicke ist aus Tab. 2 ersichtlich.

Tabelle 2: Schätzung der Abundanzen der *Vaucheria*-Bestände

Abundanz-klasse	**Erläuterung**
0	bloßes Sediment
1	auf dem Sediment ist von Nahem betrachtet ein leichter grüner Schimmer zu sehen
2	das Sediment weist einen dünnen grünen Bezug von *Vaucheria* Filamenten auf
3	das Sediment weist einen auffälligen grünen Bezug auf, es sind kleine Tufts zu erkennen
4	der *Vaucheria* -Belag zeigt deutliche Tufts, die bis zu 2.5 mm hoch sind
5	die Tufts sind zwischen 2.5 und 5 mm hoch
6	die Tufts sind höher als 5 mm

Bei den ersten Kartierungen (am Standort Schweenssand im Juli) wurde der Bestand an *Vaucheria* offensichtlich systematisch und durchgehend zu gering geschätzt. Dieser Fehler wurde deutlich, nachdem bei Kartierungen an anderen Standorten deutlich höhere Abundanzklassen geschätzt wurden, obwohl die Bestände vergleichbar aussahen. Daraufhin erfolgte Vergleichsmessungen der Bewuchsdicke am Standort Schweenssand bestätigten, dass die bei der Kartierung ursprünglich aufgenommenen Abundanzklassen deutlich zu gering waren. Daher wurden in der Auswertung alle Angaben um zwei Klassen heraufgestuft. Diese Rekonstruktion ist allerdings mit Unsicherheiten behaftet.

Für die für das „übrige“ Phytobenthos relevante Bestimmungsliteratur soll hier auf die Handlungsanweisung verwiesen werden (SCHAUMBURG et al. 2006).

2.1.2 Diatomeen

Zur Erfassung der Diatomeengesellschaften wurde aus dem oberen und aus dem unteren Eulitoral je eine Mischprobe entnommen. Dabei war angestrebt, die Substrate Schlick und Sand getrennt zu beproben. Abweichend von der im Bericht 2005 beschriebenen Vorgehensweise wurden die Diatomeenproben nicht mit Hilfe einer Spritze aufgenommen, sondern, wie in SCHAUMBURG et al. (2006) beschrieben, mit einem Löffel von der Oberfläche des Substrates abgehoben. Die Begründung liegt darin, dass eine flächenbezogene Quantifizierung der Diatomeen für eine Beurteilung gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie als nicht notwendig angesehen wurde. Eine Analyse der relativen Abundanzen erschien ausreichend, wodurch die Probenahme vereinfacht wurde. An den meisten Standorten wurden pro Probenahme zwei oder drei Diatomeenproben entnommen (vgl. Liste A 1 im Anhang).

2.2 Kultur der Vaucheria-Beläge

Die Arten der Gattung *Vaucheria* sind nur anhand von Fortpflanzungsstadien zu identifizieren. Um die Bildung solcher Stadien zu induzieren, müssen Kulturen des am Standort gefundenen Materials angelegt werden. Im Vorjahr war die Kultur des Materials nicht erfolgreich. Daher wurde bei der diesjährigen Untersuchung die Vorgehensweise leicht verändert.

Zur Anlage der Rohkulturen wurde das Frischmaterial aus dem Freiland in offene Glasgefäße überführt und mit etwas Standortwasser für einige Tage gehältert. Weiterhin wurde Standortwasser mit 4 % Agar-Lösung im Verhältnis 1:1 angesetzt und in Petri-Schalen gegossen. Nach Erkalten des Agars und Zugabe von etwas Nährlösung (Wood´s Hole Medium, nach SIMONS et al. 1999) konnten darin kleine Mengen der *Vaucheria*-Beläge angesetzt werden. Alle Kulturen wurden bei Raumtemperatur an heller, aber nicht sonniger Stelle gehalten. Nach einigen Wochen wurden in einigen der Kulturen Antheridien und Oogonien ausgebildet, anhand derer eine Artbestimmung möglich war. Auch wenn die Ausbildung der Fortpflanzungsorgane nur bei einigen Kulturen zu beobachten war, ist es wahrscheinlich, dass es sich an allen Standorten um dieselbe Art handelt.

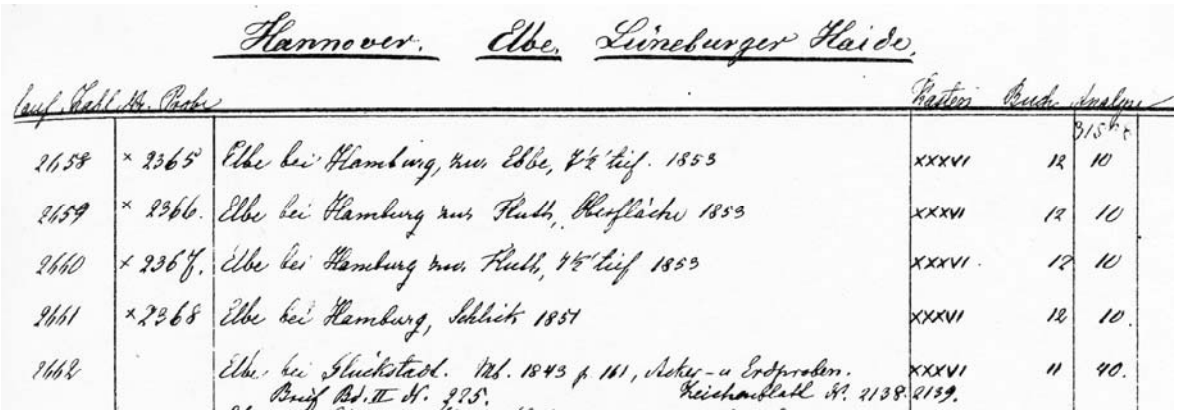
2.3 Recherche in historischen Diatomeensammlungen

In den großen Flüssen Deutschlands stellt die Ermittlung der Referenzgemeinschaften ein erhebliches Problem dar, da insbesondere infolge der Eutrophierung der ungestörte oder wenig veränderte Zustand heute nicht mehr anzutreffen ist. Die verfügbaren historischen Daten zur Fauna und Flora sind meist spärlich, unter dem taxonomischen Aspekt zudem oftmals kritisch zu bewerten und reichen in der Regel nicht ausreichend weit in die Vergangenheit zurück. Es wurde daher geprüft, inwieweit in historischen Diatomeensammlungen Material vorhanden und zugänglich ist. Die Recherche erstreckte sich dabei auf die größten Diatomeensammlungen in Deutschland und der Schweiz (Tab. 3).

Tabelle 3: Verzeichnis der überprüften Diatomeensammlungen

Sammler	**Lebenszeit**	**Ort**	**Präparatezahl**
Ehrenberg	1795-1876	Museum für Naturkunde (Berlin)	4.960
Hustedt	1886-1968	Friedrich Hustedt-Arbeitsplatz im AWI (Bremerhaven)	60.000
Krasske	1889-1951	Naturkundemuseum (Kassel)	5.077
Krieger	1886-1954	Botanisches Museum (Berlin-Dahlem)	3.640
Marsson	1845-1909	Botanisches Museum (Berlin-Dahlem)	keine Angabe
Meister	1860-1954	ETH (Zürich)	5.000
Weinzierl	1888-1969	Botanische Staatsaamlung (München)	13.000

Insgesamt wurden Angaben zu 30 historischen Proben aus der Elbe aufgefunden, unter ihnen fünf Proben aus dem Bereich von Hamburg, die in die Jahre 1851 und 1853 datieren. Diese Proben stammen aus der Kollektion von Christian Gottfried Ehrenberg und lagen der Bearbeiterin in Form von getrocknetem Rohmaterial vor. Angaben zur Etikettierung und Beschaffenheit der Proben sind Tab. 4 zu entnehmen. Das Rohmaterial wurde durch Säureaufschluss präpariert und in Dauerpräparate überführt (vgl. Kap. 2.3). Von den auf diese Weise gewonnenen Präparaten erwiesen sich die Nummern 2367 und 2368 aufgrund des hohen Gehalts benthischer Diatomeen für die weitere Auswertung als geeignet, während die restlichen Materialien reine Planktonproben darstellen. Die beiden benthischen Proben wurden anschließend methodisch auf die gleiche Weise bearbeitet wie die rezenten Präparate der Elbe (Kapitel 2.3.2). Abb. 1 zeigt die Dokumentation der Proben in der Sammlung Ehrenbergs.


Hannover. Elbe. Lüneburger Haide.

laufd. Nr.	Nr. Probe		Kasten	Buch	Analyse
2658	× 2365	Elbe bei Hamburg, aus Elbe, 4½ tief. 1853	XXXVI	12	10
2659	× 2366.	Elbe bei Hamburg aus Fluth, Oberfläche 1853	XXXVI	12	10
2660	× 2367.	Elbe bei Hamburg aus Fluth, 4½ tief 1853	XXXVI	12	10
2661	× 2368	Elbe bei Hamburg, Schlick 1851	XXXVI	12	10.
2662		Elbe bei Glückstadt. Ms. 1843 p. 161, Meter- u Erdproben. Brief Bd. II N. 225. Reichsamtsblatt N. 2138.	XXXVI 2139.	11	40.

Abbildung 1: Dokumentation der Proben 2357 und 2368 in der Sammlung von Christian Gottfried Ehrenberg

Tabelle 4: Historische Diatomeenproben aus der Elbe
Die mit „x“ gekennzeichneten Proben liegen derzeit vor.

Sammlung	Datum	Nr.	Ortsangabe	Weitere Etikettenbeschriftung	
Ehrenberg	1844		am Linkschen Bade, Dresden	Schlick	x
Ehrenberg	Mbl. 1843		bei Schönebeck	Schlick	x
Ehrenberg	1853	2364	bei Hamburg	von der Oberfläche zur Ebbezeit	x
Ehrenberg	1853	2365	bei Hamburg	zur Ebbe, 7.5 tief	x
Ehrenberg	1853	2366	bei Hamburg	zur Flut, Oberfläche	x
Ehrenberg	1853	2367	bei Hamburg	zur Flut, 7.5 tief	x
Ehrenberg	8/1851	2368	bei Hamburg	Schlick	x
Ehrenberg	1843		Lauenburg oberhalb Hamburg	Schlick	x
Ehrenberg	1843		vor Artlenburg	Flußsand	x
Ehrenberg			bei Dresden	Schlick	x
Hustedt	1927		bei Brunsbüttel	Schlick	
Hustedt	1927		Glückstadt	Rabenhorst Alg. Nr. 2558	
Hustedt	1927		Kolmar		
Hustedt	17.9.1943		Magdeburg, Krakauer Wehr		
Krasske	1878		Dresden unter der Albertbrücke	aus der Schillerschen Exsiccatens.	
Krasske	1878		Dresden unter der Albertbrücke	aus der Schillerschen Exsiccatens.	
Krasske	1879		Dresden unter der Albertbrücke	aus der Schillerschen Exsiccatens.	
Krasske			Lauenburg	prep. Thum	
Krieger	10/1944			Aufwuchs	
Krieger	6/1925		bei Krippen	Plankton	
Krieger			bei Blankenese		
Krieger	7/1924		bei Altona		
Krieger			bei Blankenese	Plankton	
Krieger	4/1923		bei Lenzen		
Krieger	8/1924		bei Werben		
Marsson			Dresden		x
Marsson	11/1860				x
Marsson			Dresden		x
Meister	1/1908		Klieken		

2.4 Aufbereitung der Proben sowie mikroskopische Analyse und Bestimmung der Taxa

2.4.1 Phytobenthos excl. Diatomeen und Charales

Die Analyse der Arten des „übrigen“ Phytobenthos erfolgte anhand von Frischmaterial und fixiertem bzw. tiefgefrorenem Material. Für die mikroskopische Analyse der Proben des Phytobenthos excl. Diatomeen und Charales standen ein Stereomikroskop (Vergrößerung 6,7- bis 40-fach), ein aufrechtes Mikroskop (CX 40, Vergrößerung 40- bis 1000-fach) sowie ein Umkehrmikroskop (IX 70, Vergrößerung 40- bis 1000-fach) zur Verfügung (alle von der Firma Olympus). Das Umkehrmikroskop ist mit Interferenzkontrast ausgestattet,

das aufrechte Mikroskop mit Phasenkontrast. Alle Taxa wurden so genau wie möglich bestimmt und, wenn möglich, fotografisch dokumentiert. Die Abundanzen wurden nach SCHAUMBURG et al. (2006) auf einer fünfstufigen Skala geschätzt.

2.4.2 Diatomeen

Die Bestimmung der Diatomeen erfolgte auf Artniveau anhand der Strukturen des Kieselsäureskeletts und setzt die Herstellung von Dauerpräparaten voraus. Insbesondere kleinschalige Arten können nur im gereinigten Präparat nach Entfernen der organischen Zellbestandteile und weiterer, störender organischer Komponenten sicher zugeordnet werden. Eine Darstellung der häufigsten Aufbereitungstechniken findet sich in KRAMMER & LANGE-BERTALOT (1986). In der vorliegenden Untersuchung wurden die Proben nach Entnahme einer kleinen Menge als Rückstellprobe durch Kochen mit Schwefelsäure oxidiert. Anschließend wurden durch Einbettung in Naphrax Dauerpräparate hergestellt. Die aufbereiteten Suspensionen und die Belegpräparate sind unter den Nummern 2323 bis 2339 und 2403 bis 2418 in der Sammlung von Dr. G. Hofmann verwahrt und können bei Bedarf eingesehen werden.

Die Bestimmung der Diatomeen erfolgte bei der mikroskopischen Auswertung im Streupräparat bei 1000- bis 1200-facher Vergrößerung. Um repräsentative Verteilungen der Artenzusammensetzungen zu erhalten, wurden 400 Diatomeenschalen auf Artniveau bestimmt. Teilweise war die Differenzierung von Varietäten erforderlich. Bei der Zählung wurden sowohl die in Schalenansichten liegenden Taxa als auch die Gürtelbänder erfasst. Auf Artniveau nicht bestimmbare Gürtelbänder wurden auf Gattungsniveau zugeordnet und in Größenklassen getrennt. Nach Abschluss der Zählung wurden diese nach dem prozentualen Verhältnis der in Frage kommenden determinierten Arten auf diese verteilt. Bruchstücke wurden nur dann berücksichtigt, wenn ihre Größe die Hälfte der Schalenfläche überstieg.

Bei der Zählung wurden ausschließlich benthisch lebende Taxa erfasst. Obligatorische und fakultative Plankter wurden nicht berücksichtigt. Angaben zur Lebensweise wurden KRAMMER & LANGE-BERTALOT (1986-1991) entnommen. Da verlässliche Literaturangaben zur Lebensweise der centrischen Taxa nicht durchgängig vorhanden und zum Teil widersprüchlich sind, wurden Centrales - mit Ausnahme von *Melosira varians* - bei der Zählung nicht erfasst.

Als Standard-Bestimmungsliteratur diente das vierbändige Werk von KRAMMER & LANGE-BERTALOT (1986-1991), welches im Falle einiger Gattungen bzw. Taxa durch folgende, seit 1993 publizierte Erweiterungen und Revisionen einzelner Gattungen ergänzt wurde: KRAMMER (2000), LANGE-BERTALOT (1993, 2001), LANGE-BERTALOT & MOSER (1994), LANGE-BERTALOT & METZELTIN (1996) und WITKOWSKI et al. (2000).

2.5 Aufbereitung und Auswertung der Daten

2.5.1 Schätzungen der Substratverteilung am Standort

Die prozentualen Anteile der jeweiligen Substrate (Sand, Schlick oder Steine) an der gesamten beprobten Fläche (Kap. 5.3) wurden bei der Probenahme geschätzt und im Feldprotokoll aufgenommen. Die Unterscheidung zwischen Sand und Schlick erfolgte subjektiv. Objektive Kriterien, die ansonsten für eine Unterscheidung herangezogenen Kenngrößen wie Korngröße, Wassergehalt und Glühverlust (ZIMMERMANN-TIMM 1999), wurden nicht bestimmt. Diese subjektiven Angaben waren jedoch nicht immer konsistent und es wurden teilweise für denselben Standort an den verschiedenen Probenahme-Terminen sehr unterschiedliche Angaben gemacht. Daher wurden im Internet verfügbare Luftbilder (Google Earth) herangezogen, um die Schätzwerte zu validieren und teilweise zu korrigieren.

2.5.2 Phytobenthos excl. Diatomeen und Charales

Für die Auswertung der Algengesellschaften des „übrigen“ Phytobenthos wurden alle Nachweise der Taxa aus den einzelnen Unterproben zusammen mit der Häufigkeitsangabe in Excel-Tabellen eingegeben. Dabei wurden die Daten der einzelnen Unterproben zu einem Gesamtbefund je Probenahme zusammengefasst. Insgesamt liegen für das Jahr 2006 Ergebnisse von acht Probenahmen an vier Standorten vor. Zusätzlich wurden die im letzten Jahr am Standort Zollenspieker erhobenen Daten in die Tabelle übernommen. Dadurch erhöht sich die Datengrundlage auf neun Probenahmen. Die auf einer fünfstufigen Skala geschätzten Abundanzen wurden für die weitere Auswertung quadriert, so wie in SCHAUMBURG et al. (2006) vorgeschrieben. Die meisten Auswertungen, auch die Bewertung nach SCHAUMBURG et al. (2006), beruhen auf den Gesamtbefunden.

Die Artenzusammensetzung an den Standorten wurde mittels multivariater Auswertungen verglichen. Dazu wurden Korrespondenzanalysen (CA- und DCA-Modelle) und Clusteranalysen (UPGMA mit Modified Morisita´s Index) mit der Software MVSP (Kovach Computing) durchgeführt.

Eine weitere Auswertung betraf die einzelnen Unterbefunde. Hier wurde analysiert, inwieweit sich Unterschiede in der Artenzusammensetzung durch den beprobten Substrattyp bzw. durch die Lage auf der Wattfläche (nahe zur MThw- oder zur MTnw-Linie) ergeben.

Die Kartierungen der *Vaucheria* - Bestände wurden ebenso wie im Vorjahr mit Hilfe der Bildbearbeitungsprogramms „Olympus DP Soft“ bearbeitet. So konnte die Größe der bedeckten Flächen entsprechend der jeweiligen Abundanzklassen getrennt ermittelt werden. Anschließend wurden die Angaben so umgerechnet, dass sie auf die insgesamt am Standort vorhandenen Deckungsgrade bezogen werden konnten.

2.5.3 Diatomeen

Der Datensatz umfasst 26 Proben des Jahres 2005 sowie vier im Jahr 2005 am Standort Zollenspieker entnommene Proben. Zusätzlich stand Material aus zwei historischen Proben von der Elbe bei Hamburg aus den Jahren 1851 und 1853 (Ehrenberg Sammlung des Naturkunde Museums Berlin) zur Verfügung.

Für die Auswertung wurden alle nachgewiesenen Taxa unter Angabe der taxaspezifischen DV-Nummern nach MAUCH et al. (2003, erweiterte Fassung vom April 2006) und der Autoren in eine Excel-Tabelle eingegeben und die prozentualen Häufigkeiten berechnet.

Zur weiteren Auswertung wurden für alle Proben der Saprobienindex (ROTT et al. 1997) sowie der Trophie-Index (ROTT et al. 1999) berechnet (vergleiche ARGE ELBE 2006 a). Die Zuordnung der Indizes zu den jeweiligen Güte- und Trophieklassen kann aus den nachfolgenden Tabellen entnommen werden (Tab. 5, 6).

Tabelle 5: Saprobienindizes und Güteklassen nach ROTT et al. (1997)

Güteklasse	**Saprobienindex**
I und besser (keine oder sehr geringe Verunreinigung)	< 1.3
I-II (geringe Verunreinigung)	1.4 – 1.7
II (mäßige Verunreinigung)	1.8 – 2.1
II-III (mäßige bis starke Verunreinigung)	2.2 – 2.5
III (starke Verunreinigung)	2.6 – 3.0
III-IV (starke bis sehr starke Verunreinigung)	3.1 – 3.4
IV (sehr starke Verunreinigung)	> 3.5

Tabelle 6: Trophie-Indizes und Trophieklassen nach ROTT et al. (1999)

Trophieklasse	**Trophie-Index**
ultraoligotroph	≤ 1.0
oligotroph	1.1 – 1.3
oligo-mesotroph	1.4 – 1.5
mesotroph	1.6 – 1.8
meso-eutroph	1.9 – 2.2
eutroph	2.3 – 2.6
eu-polytroph	2.7 – 3.1
polytroph	3.2 – 3.4
poly-hypertroph	> 3.4

Zur Quantifizierung des Salzeinflusses an den untersuchten Stellen wurden die relativen Anteile der limnischen Taxa, Brackwasserdiatomeen und marinen Formen dargestellt. Die Klassifizierung der Halotoleranzen und -präferenzen wurde auf der Basis von Angaben aus der Literatur (GÄTJE 1992, HOFMANN 1997, KRAMMER & LANGE-BERTALOT 1986-1991, WITKOWSKI et al. 2000) und eigenen Kenntnisse vorgenommen. Zusätzlich wurde der Halobienindex nach ZIEMANN et al. (1999) berechnet.

Als weitere ökologische Kenngrößen der Diatomeengesellschaften wurden der Shannon-Wiener-Index (SHANNON & WEAVER 1949) und die Evenness betrachtet.

Ähnlichkeiten bzw. Unterschiede in der Zusammensetzungen der Diatomeengesellschaften wurden durch eine Analyse der Dominanzidentität ermittelt. Das Verfahren der Dominanzidentität (RENKONEN 1938) basiert auf dem Vergleich der Vorkommen von Arten in zwei Proben. Ist ein Taxon nur in einer der beiden zu vergleichenden Proben vorhanden, so ist die Dominanzidentität gleich Null. Kommt das Taxon in beiden Proben vor, entspricht die Dominanzidentität der jeweils kleineren relativen Häufigkeit. Nach der Aufaddierung aller gemeinsamen kleineren relativen Häufigkeiten der Taxa aus den beiden zu vergleichenden Proben stellt die Summe die geschnittene Menge zweier Zönosen dar und wird als Dominanzidentität bezeichnet. In völlig identischen Zönosen ergibt sich eine Dominanzidentität von 100 %. Jedoch kann sich auch bei identischem Arteninventar eine geringe Dominanzidentität ergeben, wenn die Verteilung der Häufigkeiten sehr unterschiedlich ist. Andererseits kann sich in Gesellschaften, die durch ein gemeinsames dominantes Taxon gekennzeichnet sind, eine hohe Dominanzidentität ergeben, auch wenn sich die Begleittaxa stark unterscheiden. Die Darstellung der Ergebnisse erfolgt anhand einer abgestuft schattierten Ähnlichkeitsmatrix, wobei die zu vergleichenden Probenreihen senkrecht und waagrecht aufgetragen werden. Nach ENGELBERG (1987) ist eine Dominanzidentität von über 60 % als hohe Übereinstimmung zu werten.

2.5.4 Bewertung nach EG-Wasserrahmenrichtlinie

Eine Bewertung der untersuchten Probestellen erfolgte gemäß den Vorgaben von SCHAUMBURG et al. (2006), wobei als biozönotisch relevanter Gewässertyp für das „übrige“ Phytobenthos der Typ „karbonatisch geprägtes Fließgewässer im Norddeutschen Tiefland“ (NT_karb) und für die Diatomeen der Typ 13 (Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes mit einem Einzugsgebiet über 1.000 km^2) gewählt wurde. Eine ausführliche Darstellung der Vorgehensweise bei der Bewertung findet sich ebenfalls in dem letztjährigen Bericht (ARGE ELBE 2006 a).

3. Ergebnisse

3.1. Charakterisierung der Probestellen

3.1.1 Altengamme

a. Uferbereich durch Steine vom Flusslauf abgegrenzt; b. trichterförmige Priel-Mündung mit Vaucheria-Bestand; c. trockener, rudimentärer Priel

Abbildung 2: Standort Altengamme bei Probenahme im Juli 2006

Der Standort am Ufer der Elbe ist vom Altengammer Hauptdeich aus über Weiden zu erreichen. Ein Auwald ist nicht vorhanden. Das Gelände wird offenbar als Freizeitgebiet durch Angler und Camper genutzt. Am Ufer selbst befindet sich ein sehr schmaler, kaum ausgeprägter Makrophytengürtel (Abb. 2 a-c). Der Strandbereich mit den bei Ebbe trockenfallenden Sandflächen ist bei Niedrigwasser durch lose Steine am Ufer vom Flusslauf abgegrenzt. An einer Stelle führt ein sehr trockener, rudimentärer Priel von den Weiden zur Elbe hin. Im Priel waren an den Schrägen im Übergangsbereich von Makrophyten zur Prielmitte hin einzelne kleinere *Vaucheria*-Bestände sowie einige Blaualgenmatten ausgebildet. Im „Mündungsbereich“ des Priels zur Elbe hin ist der Boden wohl etwas feuchter. Hier waren im Juli 2006 gut ausgebildete *Vaucheria*-Bestände ausgeprägt. Insgesamt war der Standort sehr strukturarm. Als Substrate für benthische Algen waren Sand und Stein bzw. Block vorhanden.

Die Altengammener Elbwiesen sind Teil des Naturschutzgebietes Borghorster Elblandschaft. Der größere, weiter östlich gelegene Teil dieses Naturschutzgebietes, die Borghorster Elbwiesen und das Borghorster Brack zusammen mit den Borghoster Sanddünen, sind Teil eines umstrittenen EU-LIFE-Projektes, in dem die natürlichen Tide-Verhältnisse wiederhergestellt werden sollen. Diese Sanierungsmaßnahmen schließen aber den Altengammer Bereich nicht mit ein. Für weitere Informationen siehe u. a. folgende Internet-Seiten:

http://borghorster-elbwiesen.hamburg.de/
http://www.umwelt.schleswig-holstein.de/servlet/is/30786/life.htm
http://hamburg.nabu.de/m05/m05_01/05342.html

3.1.2 Zollenspieker

Abbildung 3: Standort Zollenspieker bei Probenahmen im Juli (a,b,d) und August (c) 2006
a. Blick vom befahrbaren Deich aus; b. Blick vom Ufer über die zwischen den Buhnen liegende Schlickfläche; c. Blick vom Makrophytenbestand zur Elbe hin; d. aufgerollter *Vaucheria*-Teppich.

Der Standort Zollenspieker wurde bereits im Vorjahr untersucht. Er ist vom Deich aus über Wiesen zu erreichen. Vor dem befestigten Ufer befindet sich ein größerer Schilfgürtel. Daran schließt sich ein ausgedehnter Schlickbereich an, der seitlich von steinernen und hölzernen Buhnen begrenzt wird. Im Schlickwatt finden sich kleinräumig wechselnde Wasserstände, auch bei Niedrigwasser sind einige Restpfützen und –tümpel ausgebildet. Zum Fluss hin be-

findet sich eine höher gelegene Sandbank mit Makrophyten-Beständen. Insgesamt ist der Standort strukturell stärker gegliedert (Abb. 3 a-d). An diesem Standort waren als Substrate für benthische Algen Sand, Schlick und Hartsubstrate wie Stein, Block und Holz vorhanden.

Auffällige Algenbestände befanden sich am befestigten Uferstreifen, auf den Steinen der Buhnen und vor allem in und um die Makrophytenbestände der Sandbänke. Dort waren Blaualgenmatten und auffällige *Vaucheria*-Bestände nachweisbar. Die mehrere Zentimeter dicken, schweren *Vaucheria*-Matten waren im August häufig durch Strömung losgerissen und zu mehrlagigen Schichten zusammengerollt.

Das Gebiet um den Zollenspieker ist seit der ersten Hälfte des 12. Jahrhunderts eingedeicht und hat eine wechselvolle Geschichte erfahren. Seit 1988 sind die zwischen 100 und 400 m breiten Vordeichflächen der Süßwasserwatten am Zollenspieker mit ihren Röhrichtflächen, Flachwasserzonen und Schlickflächen Naturschutzgebiet. 1998 wurde diese 80 ha große Restfläche ursprünglicher Elbauen-Landschaft als Flora-Fauna-Habitat-Gebiet zusätzlich geschützt. Hinsichtlich der Höheren Pflanzen ist auf diesen Flächen ein Nebeneinander von atlantischen, mit der Tide stromaufwärts transportierten Arten und kontinentalen, tide-beeinflussten Stromtalpflanzen zu finden. Die Auen werden zur Zeit 40 bis 60mal im Jahr überflutet. Diese Überschwemmungen haben in den letzten 50 Jahren an Häufigkeit und Intensität zugenommen. Weitere Informationen zum Zollenspieker sind im Internet auf folgenden Seiten zu finden:

http://de.wikipedia.org/wiki/Hamburg-Kirchwerder
http://www.treffpunkt-vierlande.de/kultur-zollenspieker-zollenspiekergeschichte.html
http://fhh.hamburg.de/stadt/Aktuell/behoerden/stadtentwicklung-umwelt/natur-stadtgruen/natur/schutzgebiete/naturschutzgebiete/zollenspieker/start.html

3.1.3 Heuckenlock

Der Standort am Heuckenlock ist vom Deichweg aus über einen schmalen Weg durch den sehr breiten Auenwald zu erreichen. Auf diese Weise gelangt man zu einem weit in den Uferbereich ragenden Priel, der den sumpfigen Makrophytengürtel durchschneidet (Abb. 4 a-c). Bei Niedrigwasser kann am Rand des Priels bis zur Elbe vorgegangen werden. Der Priel ist rechterhand umsäumt von Auenwald und Makrophyten, linkerhand erheben sich die Wurzeln der mehr als 2 m hohen Makrophytenbestände hoch über die Wasserlinie hinauf. Im Priel ist das vorherrschende Sohlsubstrat Schlick, zusätzlich sind einzelne Sandbänke vorhanden. Am Mündungsbereiches des Priels zur Elbe hin ist auf der rechten Seite ein Sandstrand ausgeprägt, auf dem sich einzelne Steine befinden. An einigen Stellen ist das Sohlsubstrat verdichtet und weist (eventuell aufgrund von Eisenablagerungen) eine rötliche Färbung auf. Auf der linken Uferseite des Priels sind einige Buhnen in größeren Abständen vorhanden. Insgesamt ist der Standort strukturell stark gegliedert.

Das 1977 zum Naturschutzgebiet erklärte Heuckenlock liegt im Stromspaltungsgebiet auf der nördlichen Seite der Süderelbe auf der Elbinsel Wilhelmsburg. Der 4km lange und bis zu 400m breite Ufersaum zeigt die naturnahen Verhältnisse eines Süßwasserwatts mit Weideflächen, Weichholzauen, Hochwasserspülsäumen sowie größeren Röhrichtbeständen auf den Schlickwatten und in den Prielen. Auch heute sind hier größere Einträge von Nährstoffen und Feinsedimenten wie Sande und den Marschsedimenten Schlick und Klei durch Tide und Sturmfluten möglich.

Das Naturschutzgebiet Heuckenlock verdankt seine heutige Existenz Grenzstreitigkeiten zwischen Hamburg und den Herzogen von Braunschweig-Lüneburg (den Besitzern Wilhelmsburgs). Für weitere Informationen siehe unter anderem folgende Internet-Seiten:

http://www.hamburg.de/Behoerden/Umweltbehoerde/geotope/Heuckenlock.html
http://www.kulturost.de/kulturost/goep/heuckenlock.html
http://fhh.hamburg.de/stadt/Aktuell/behoerden/stadtentwicklung-umwelt/umwelt/geologie/geotourismus/geotope/14-heuckenlock/start.html
http://fhh.hamburg.de/stadt/Aktuell/behoerden/stadtentwicklung-umwelt/natur-stadtgruen/natur/schutzgebiete/naturschutzgebiete/heuckenlock/start.html

a. Blick vom Deich über den Auenwald und Makrophytengürtel; b: Blick zum in das Landesinnere reichenden Priel; c. Uferbereich zur Elbe bei Niedrigwasser

Abbildung 4: Standort Heuckenlock bei Probenahme im Juli 2006

3.1.4 Schweenssand

Abbildung 5: Standort Schweenssand bei Probenahme im Juli 2006
a. Blick in das Naturschutzgebiet westlich der Autobahnbrücke; b. Blick zum Ufer und auf die Autobahnbrücke.

a. Uferstreifen östlich der Autobahnbrücke; b. Blick auf die Autobahnbrücke; c. überschwemmter Bereich unter der Brücke

Abbildung 6: Standort Schweenssand bei Probenahme im August 2006

Der Standort am Schweenssand liegt auf der südlichen Seite der Süderelbe gegenüber dem Naturschutzgebiet Heuckenlock (Abb. 5 a, b, 6 a-c). Süßwasserwattflächen und Tideauwald haben hier wesentlich mehr Eingriffe erfahren als im Naturschutzgebiet Heuckenlock. So befindet sich hier z.B. ein Sportboothafen. Die Probestelle liegt am Rande des Naturschutzgebietes, dessen Schlickbereiche vom Deich aus in weiten Teilen nicht zugänglich sind. Es ist daher zu diskutieren, inwieweit diese Probestelle als charakteristisch für Standorte im Naturschutzgebiet anzusehen ist. Im Juli wurde ein recht kleinflächiger Bereich westlich der Autobahnbrücke beprobt. Die Probestelle ist vom Deich durch eine Steinschüttung und einen schmalen Schilfgürtel abgetrennt. Als Substrate standen benthischen Algen sowohl Schlick als auch Sand zur Verfügung. Geringe Anteile von Stein und Block waren durch die Steinschüttung vorhanden. Im August musste die Probestelle zur anderen Seite der Brücke hin verlegt werden, da Angler den alten Standort zertreten hatten. Der im August betrachtete Untersuchungsabschnitt wies ebenfalls hauptsächlich Schlick und Sand als Substrate für die Algen auf. Vereinzelt waren Steine vorhanden. Zum Ufer hin befanden sich hier ein kleiner Laubwald-Bereich sowie Wiesen. Schilfbestände waren nicht vorhanden. An beiden Standorten waren keine Priele ausgeprägt. Die beiden Probestellen sind durch die Autobahnbrücke getrennt. Unter dieser Brücke befindet sich ein strukturell von den Uferstellen sehr verschiedener Stillwasserbereich, der auch bei Niedrigwasser überflutet bleibt. In diesem Bereich bildeten im Juli 2006 Blaualgen Planktonblüten aus. Als Sohlsubstrate für benthische Algen kommen hier vor allem größere Steine und Blöcke vor.

Neben den bereits für das Heuckenlock erwähnten Seiten bietet folgende Internetseite Hinweise zum NSG Schweenssand:

http://www.naturschutzverband-goep.de/ie/nsg_schweensand.htm

3.1.5 Physiko-chemische Daten

Für eine Gütebewertung des Oberflächenwasserkörpers liegen aktuelle Daten durch den Gewässergütebericht der Elbe (ARGE ELBE 2006 c) vor. Als Bezug für die hier untersuchten Standorte eignen sich die am Standort Bunthaus ermittelten Daten.

Der gesamten Flusslauf ist hinsichtlich des Gehaltes von Ammonium und Ortho-Phosphat als kritisch belastet (II–III) und hinsichtlich Nitrat als stark verschmutzt (III) anzusehen. Betrachtet man die Angaben aus dem Längsprofil für den untersuchten Bereich aus dem Mai 2005, so sind die Werte etwas geringer als für den gesamten Flussverlauf. Chlorophyll-a–Gehalte > 150 µg/l zeigen die hohe Trophie des Elbwassers im Untersuchungsabschnitt an. Die Saprobie ist im Abschnitt erhöht. Der Mikrosaprobienindex wird für den Standort Zollenspieker mit einem Wert von 2,5 der Güteklasse II-III zugeordnet, der Makrosaprobienindex für den Abschnitt am Wehr Geesthacht mit einem Wert von 2,2 der Güteklasse II (ARGE ELBE in Vorb.). Zusätzlich belasten Gehalte von Schwermetallen (Quecksilber, Cadmium, Blei) und Schadstoffen (Arsen, chlorierte Kohlenwasserstoffe, DDT, PCB) sowie von Pflanzenschutzmitteln das Wasser der Elbe.

3.2 Charakterisierung des Algenvorkommens

3.2.1 Phytobenthos excl. Diatomeen und Charales

3.2.1.1 Artenzahlen, Algenklassen und Abundanzen

An den vier Probestellen konnten bei den Untersuchungen im Jahr 2005 insgesamt 33 Taxa aus acht Algenklassen nachgewiesen werden. Dabei stellten die Cyanobakterien mit 12 Taxa die größten Anteile. Ulvo- und Charophyceae trugen mit sieben bzw. sechs Taxa, Rotalgen und Euglenophyceae mit je drei Taxa zur Artenvielfalt bei. Die Klassen Tribophyceae sowie Chlorophyceae waren mit je einem Taxon vertreten (Abb. 7 a). Hinsichtlich der Abundanzen dominierten Ulvophyceae und Cyanobakterien (Nostocophyceae). Auch die Tribophyceae trugen wesentliche Anteile bei. Alle anderen Algenklassen waren zu vernachlässigen (Abb. 7 b).

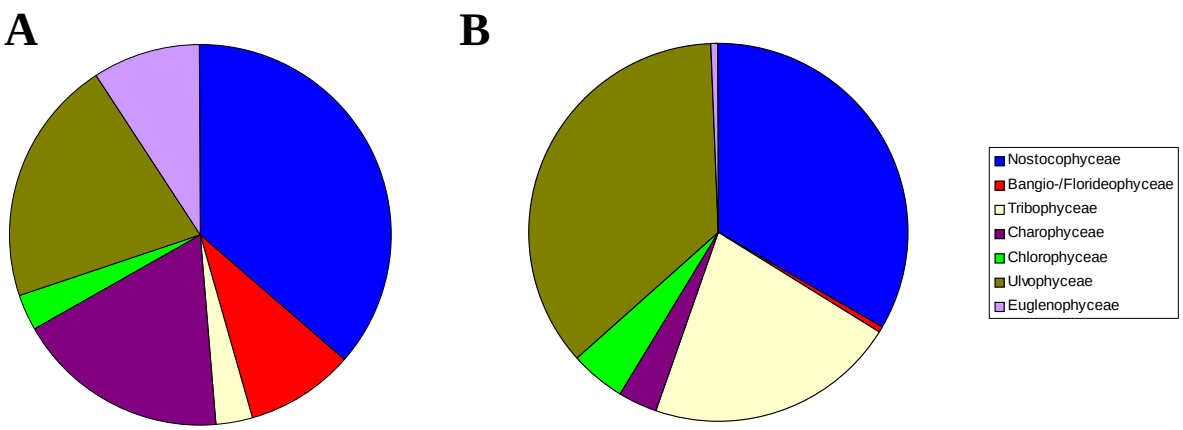


Abbildung 7: Relative Anteile der Algenklassen an der Taxazahl (A) und an den Abundanzen (B) an den vier Standorten

Berücksichtigt man zusätzlich die Daten vom Standort Zollenspieker aus den Untersuchungen im Oktober 2005, konnten insgesamt 37 Taxa nachgewiesen werden (Tab. 7). Eine Tabelle, aus der die Abundanzen der Taxa für die einzelnen Proben ersichtlich sind, liegt in elektronischer Form der ARGE Elbe vor.

Tabelle 7: Taxaliste des „übrigen“ Phytobenthos

DV-Nr	Klasse	Taxon	Autor
8056	Nostocophyceae	Chamaesiphon incrustans	GRUNOW in RABENHORST
	Nostocophyceae	Geitlerinema	(ANAGNOSTIDIS et KOMAREK) ANAGNOSTIDIS
8044	Nostocophyceae	Homoeothrix	(THURET ex BORNET et FLAHAULT) KIRCHNER
8432	Nostocophyceae	Komvophoron	ANAGNOSTIDIS et KOMAREK
8125	Nostocophyceae	Lyngbya	C.A.AGARDH ex GOMONT
8026	Nostocophyceae	Merismopedia glauca	(EHRENBERG) KUETZING
	Nostocophyceae	Microcoleus vaginatus	GOMONT ex GOMONT
8011	Nostocophyceae	Oscillatoria	VAUCHER ex GOMONT
8132	Nostocophyceae	Oscillatoria princeps	VAUCHER ex GOMONT
8015	Nostocophyceae	Phormidium	KUETZING ex GOMONT
	Nostocophyceae	Phormidium subuliforme	(KUETZING ex GOMONT) ANAGNOSTIDIS et KOMAREK
	Nostocophyceae	Phormidium taylori	(DROUET et STRICKLAND) ANAGNOSTIDIS
	Nostocophyceae	Phormidium tergestinum	(KUETZING) ANAGNOSTIDIS et KOMAREK
7850	Bangiophyceae	Bangia atropurpurea	(ROTH) C.A.AGARDH
7724	Florideophyceae	Audouinella	BORY DE SAINT VINCENT
7095	Florideophyceae	Chantransia-Stadien	FRIES
7016	Euglenophyceae	Euglena	EHRENBERG
7037	Euglenophyceae	Euglena acus	EHRENBERG
	Euglenophyceae	Euglena obtusa	SCHMITZ
7002	Tribophyceae	Vaucheria	DeCANDOLLE
7052	Chlorophyceae	Oedogonium	LINK
	Ulvophyceae	Blidingia minina	(NAEGELI ex KUETZING) KYLIN
7000	Ulvophyceae	Cladophora	KUETZING
7114	Ulvophyceae	Cladophora glomerata	(LINNAEUS) KUETZING
7668	Ulvophyceae	Cladophora rivularis	(LINNAEUS) VAN DEN HOEK
7851	Ulvophyceae	Enteromorpha	(LINK) em. J.G.AGARDH
	Ulvophyceae	Enteromorpha pilifera	KUETZING
7115	Ulvophyceae	Rhizoclonium hieroglyphicum	(C.A.AGARDH) KUETZING
7024	Charophyceae	Closterium	NITZSCH ex RALFS
7004	Charophyceae	Closterium acerosum	(SCHRANK) EHRENBERG ex RALFS
7026	Charophyceae	Closterium moniliferum	(BORY DE SAINT VINCENT) EHRENBERG ex RALFS
7680	Charophyceae	Closterium praelongum var. brevius	BREBISSON
7681	Charophyceae	Closterium strigosum var. elegans	(G.S. WEST) W. KRIEGER
7028	Charophyceae	Cosmarium	CORDA ex RALFS
7507	Charophyceae	Klebsormidium	SILVA, MATTOX et BLACKWELL
7670	Charophyceae	Klebsormidium flaccidum	(KUETZING) SILVA, MATTOX et BLACKWELL
7089	Charophyceae	Mougeotia	C.A.AGARDH

Ein Vergleich der Ergebnisse der einzelnen Standorte hinsichtlich der relativen Anteile der Algenklassen an der Taxazahl zeigt große Ähnlichkeiten (Abb. 8). Auch sind die in diesem Jahr erhobenen Daten mit den Ergebnissen, die im letzten Jahr am Standort Zollenspieker erreicht wurden, gut vergleichbar. Auch die ermittelten Taxazahlen ähneln sich. Bei den diesjährigen Untersuchungen wurden bei jeder Probenahme 8 – 15 Taxa erfasst. Am Standort Zollenspieker konnten im letzten Jahr 18 Taxa nachgewiesen werden.

Im Vergleich der einzelnen Standorte sind große Übereinstimmungen der Zusammensetzung der Algenklassen festzustellen (Abb. 8). An allen Standorten traten Nostoco-, Tribo- und Ulvophyceae auf. Aber auch Chlorophyceae waren an vielen Standorten vertreten. Dagegen waren Arten der Charo- und Euglenophyceae nur bei etwas weniger als der Hälfte der Probenahmen nachzuweisen. Noch seltener waren Rotalgen (Bangio-/Florideophyceae) zu finden. Von dieser beschriebenen Übereinstimmung weicht die Klassenzusammensetzung der Probenahmen am Standort Schweenssand und im Priel des Standortes Heuckenlock im Juli ab. Hier traten nur wenige Taxa der Nostocophyceae auf und vermehrt Taxa der Ulvophyceae. Auch im August waren am Standort Schweenssand nur wenige Nostocophyceae zu finden. Dafür waren Charophyceae etwas artenreicher. Charophyceae traten auch bei den Untersuchungen des Vorjahres am Standort Zollenspieker im Oktober 2005 mit mehreren Arten auf. Interessant ist das Auftreten von Euglenophyceae im August 2006 an einigen Standorten. Bei den Probenahmen am Zollenspieker im Oktober 2005 waren diese ebenfalls sehr auffällig.

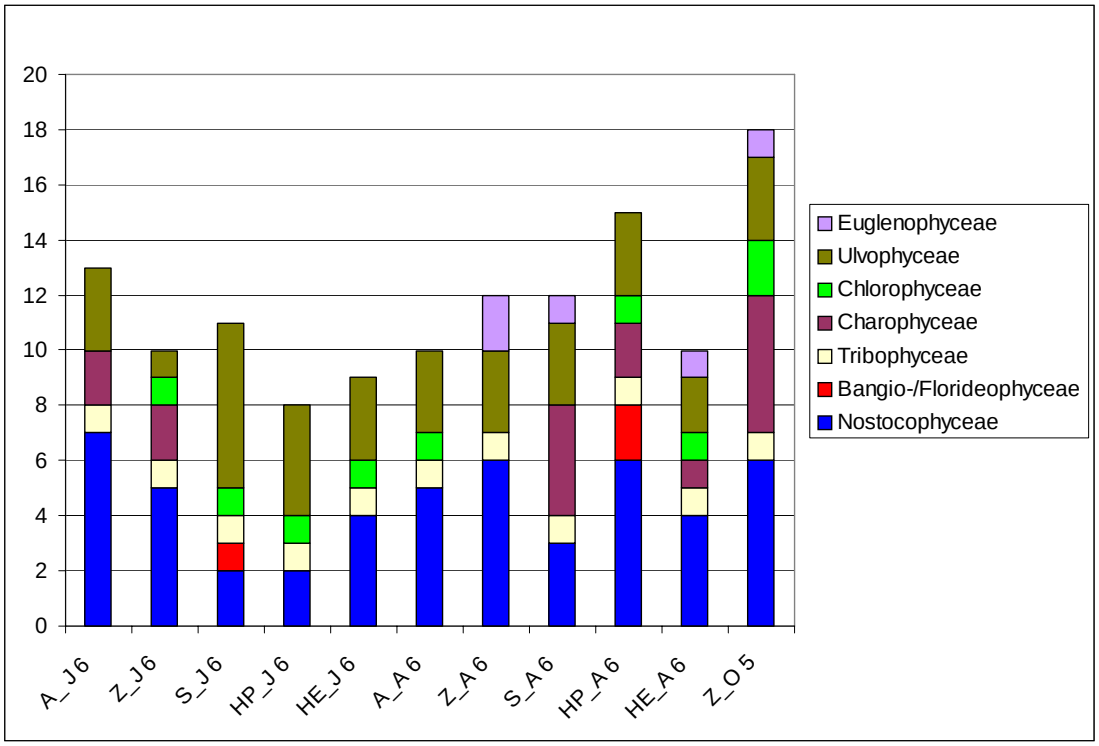


Abbildung 8: Taxazahlen der Klassen an den untersuchten Standorten
(A = Altengamme, Z = Zollenspieker, S = Schweenssand, HP = Heuckenlock, Priel, HE = Heuckenlock, an der Elbe, J 6 = Juli 2006, A 6 = August 2006, O 5 = Oktober 2005)

Berücksichtig man die Abundanzen der Taxa, ergibt sich folgendes Bild: Ulvophyceae waren an den meisten Standorten mit 20–40 % an der geschätzten Gesamtalgenmenge vertreten (Abb. 9). Vor allem im Juli stellten sie an den Standorten Schweenssand und Heuckenlock große Anteile an der Gesamtabundanz (45–60 %). Mit 25–50 % der geschätzten Gesamtalgenmenge erreichten Blaualgen (Nostocophyceae) ebenfalls hohe Abundanzen. Sie kamen vor allem am Standort Altengamme im August in besonders großen Mengen vor. Dagegen war ihr Anteil an den Standorten Schweenssand und Heuckenlock im Juli recht gering. Tribophyceae waren an allen Standorten mit 12-33 % an der Gesamtmenge beteiligt. Chlorophyceae erreichten am Standort Zollenspieker im Juli und im Oktober Anteile von fast 20 %. Auch die Charophyceae bildeten meist nur geringe Anteile aus, lediglich im Juli waren sie am Standort Altengamme mit 10 % an der Gesamtalgenmenge vertreten. Bei den

Euglenophyceae zeigte sich eine Tendenz zur Zunahme der Abundanzen zum Herbst hin. Sie erreichten im Vorjahr am Standort Zollenspieker fast 15 % an der Gesamtabundanz im Oktober.

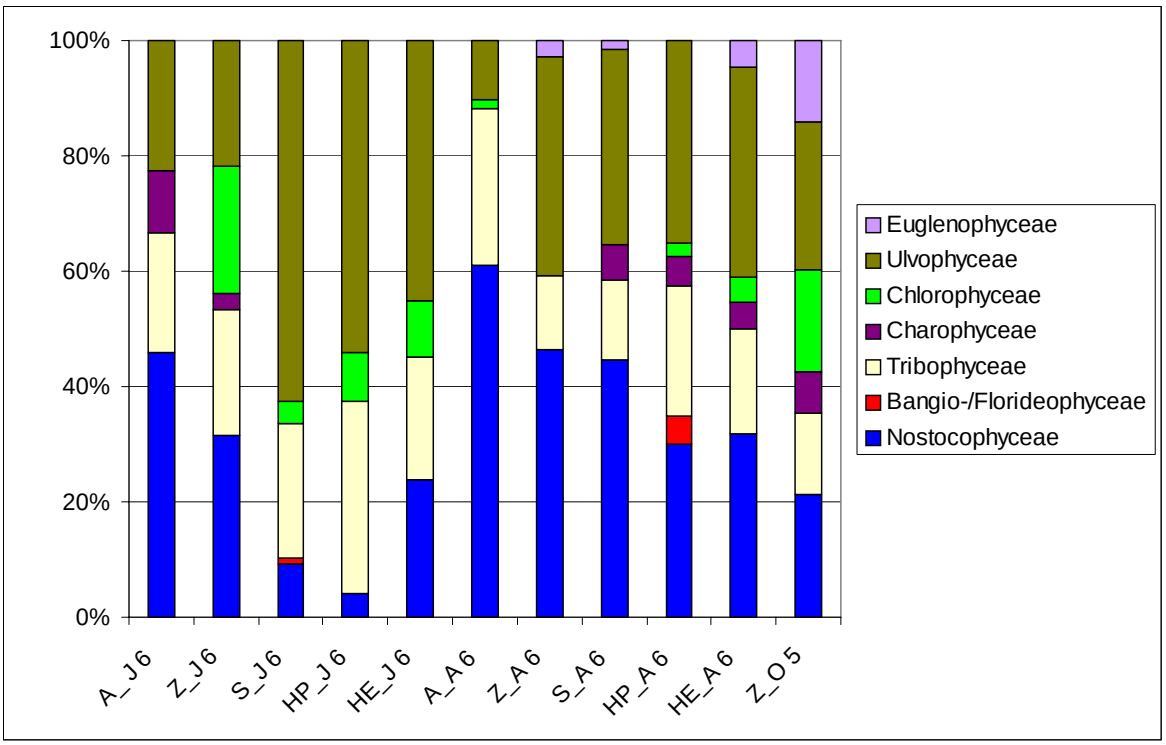


Abbildung 9: Relative Anteile der Abundanzen der Algenklassen an den untersuchten Standorten
(A = Altengamme, Z = Zollenspieker, S = Schweenssand, HP = Heuckenlock, Priel, H = Heuckenlock. J 6 = Juli 2006, A 6 = August 2006, O 5 = Oktober 2005)

3.2.1.2 Verbreitungscharakteristika der Arten

Schlussfolgerungen der Verbreitungscharakteristika der gefundenen Taxa sind schwierig, da das Material häufig nur auf Gattungsebene bestimmt werden konnte. Da in Gattungen verschiedener Arten mit unterschiedlichen Ansprüchen zusammenfasst werden, sind nur in wenigen Fällen verlässlichen Angaben zur Autökologie möglich. Trotz dieser Einschränkungen wurden aus der Literatur Angaben zur Verbreitung der Taxa hinsichtlich Trophie, Saprobie und Salinität entnommen. Allerdings liegen nur für einige der hier nachgewiesenen Taxa des „übrigen“ Phytobenthos detaillierte Angaben zur Autökologie vor (siehe Tab. 8).

Von den 21 sicher bestimmten Arten werden nur sieben in der Trophiekartierung von SCHMEDTJE et al. (1998) aufgeführt. Diese Taxa kommen vorwiegend in eutrophen oder meso-eutrophen Gewässern vor. Auch nach ROTT et al. (1999) indizieren die acht eingestuften Taxa vorwiegend mesotrophe bis eutrophe Bedingungen. Die Saprobiewerte streuen sehr, zeigen aber in der Mehrzahl eine mäßige oder eine mäßige bis starke Verunreinigung an. Nach ROTT et al. (1999) bevorzugen die nachgewiesenen Taxa karbonatisch geprägte Gewässer. Lediglich *Klebsormidium flaccidum* wird als acidophil bezeichnet.

In dem PHYLIB-Bewertungsverfahren (SCHAUMBURG et al. 2006) werden 18 der hier nachgewiesenen Taxa als Indikatoren für karbonatisch geprägte Gewässer im Norddeutschen

Tiefland aufgeführt. Davon sind die meisten Taxa tolerant, viele zeigen Eutrophierung bzw. einen mäßigen bis unbefriedigenden saprobiellen Zustand an.

Tabelle 8: Literaturangaben zur Einschätzung von Trophie und Saprobie für einige der nachgewiesenen Taxa

Name	S	G S	TW	G TW	GC	o	o-m	m	m-e	e	e-p	p
Chamaesiphon incrustans			1,7	1	indifferent		2	4	8	4	2	
Merismopedia glauca						2	8	5	3	2		
Microcoleus vaginatus	1,4	3	1,7	2	alkaliphil							
Oscillatoria princeps	2,8	2	3,9	3								
Bangia atropurpurea	2	3	2,1	2	alkaliphil			5	10	3	2	
Cladophora glomerata	2,1	4	2,4	2	alkalibiont				2	10	5	3
Cladophora rivularis	2,3	2										
Rhizoclonium hieroglyphicum	2,1	2	3	2	alkaliphil			1	2	8	6	3
Closterium acerosum									3	14	3	
Closterium moniliferum	1,6	2	2,4	2				7	10	3		
Klebsormidium flaccidum	1,8	2	1,7	2	acidophil							

(Quellen: ROTT et al. 1997, 1999, SCHMEDTJE et al. 1998, Saprobiewert (S), Trophiewerte (TW) und Stickstoffzahlen (NZ) mit der jeweiligen Gewichtung (G S bzw. G TW) , geochemische Präferenz (GC), Einstufung: TW 1,6 – 2,0 = mesotraphent, 2,1 – 2,5 = meso-eutraphent, 2,6 – 3,0 = eutraphent, 3,1 – 3,5 = polytroph, > 3,5 = polytraphent. S: 1,4 – 1,7 = schwach abwassertolerant, Güteklasse I-II, geringe Verunreinigung, 1,8 – 2,1 = mäßige bis starke abwassertolerant, Güteklasse II, mäßige Verunreinigung, 2,2 – 2,5 = saprophile Abwasserverwerter, Güteklasse II – III, mäßige bis starke Verunreinigung, Gewichtung jeweils von 1 bis 4, trophische Einstufung der Taxa mit o = oligotroph, o-m = oligo-mesotroph, m = mesotroph, m-e = meso-eutroph, e = eutroph, e-p = eu-polytroph, p = polytroph)

Ein etwas vollständigeres Bild ergibt sich beim Vergleich mit Angaben zum Vorkommen im Bereich der Salinität. Charakteristisch ist die Mischung rein limnischer Taxa mit toleranten Taxa. Aus Abb. 10 ist ersichtlich, dass es sich bei den meisten der vorkommenden Arten um Taxa mit limnischer Verbreitung handelt. Ein weiterer Teil der Arten kommt aus dem limnischen Bereich, kann aber erhöhte Salinität ertragen. Nur ein geringer Teil der Arten kommt umgekehrt aus dem marinen Bereich und siedelt auf Grund größerer Toleranz an den hier untersuchten Standorten.

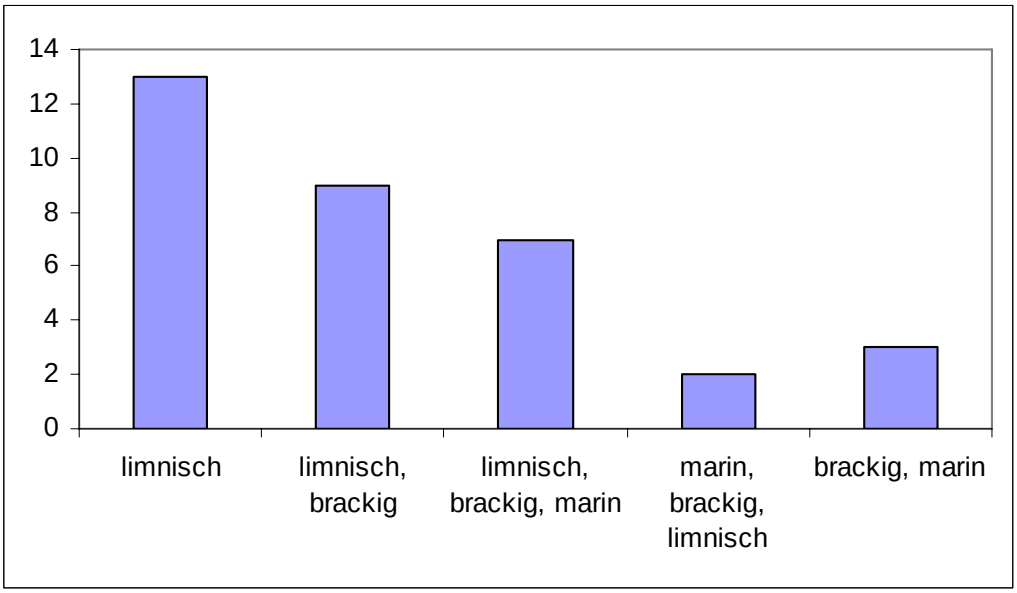


Abbildung 10: Charakteristika der Verbreitung der Taxa des „übrigen“ Phytobenthos hinsichtlich der Salinität

Als Ergebnis kann zusammengefasst werden, dass es sich bei den an den Standorten nachgewiesenen Taxa vor allem um eutraphente Arten handelt, die eine erhöhte Saprobie ertragen können. Allerdings ist die Datenlage in der Literatur für umfangreiche Aussagen nicht hinreichend, da Angaben für viele der hier nachgewiesenen Taxa fehlen oder unvollständig sind.

3.2.1.3 Vorkommen von Vaucheria

Vaucheria sp. war durchgängig an allen Standorten vorhanden, trat aber in sehr unterschiedlichen Mengen auf (Tab. 9, Abb. 11). Die geschätzten Deckungsgrade reichten von 5 % bis zu 50 % des jeweiligen Standortes. Generell waren im Juli überall größere Bestände ausgebildet als im August.

Wie aus der Höhe der Säulen in Abb. 11 hervorgeht, traten besonders große *Vaucheria*-Bestände im Juli an den Standorten Altengamme und Schweenssand auf – hier waren jeweils 50 % des untersuchten Abschnittes bedeckt (vgl. auch Abb. 2 und 6 in Kap. 3.1). Bedeutende Mengen an *Vaucheria* (Deckungsgrade 20 – 30 %) waren auch im Juli an den Standorten Zollenspieker und Heuckenlock im Priel vorhanden. Unmittelbar an der Elbe konnten am Heuckenlock nur sehr geringe Mengen von *Vaucheria* festgestellt werden.

Im August waren an den meisten Standorten nur noch Restvorkommen von *Vaucheria* anzutreffen. Lediglich am Standort Altengamme konnten etwas größere Bestände festgestellt werden. Am Standort Schweenssand war im August ein dünner, grüner Belag zu erkennen, der zunächst als *Vaucheria* gedeutet und dementsprechend kartiert wurde. Zur Kontrolle wurden aus den kartierten Bereichen auch Proben für eine mikroskopische Analyse entnommen. Dabei zeigte sich, dass mit den vier Kartierungen nur einmal ein wirklicher Bestand von *Vaucheria* erfasst worden war. Die grünliche Färbung der anderen Flächen war durch Nostocophyceae (Blaualgen) hervorgerufen.

Am Standort Zollenspieker waren im August 2006 und im Oktober 2005 ähnlich große Bestände von *Vaucheria* ausgebildet.

Tabelle 9: Deckungsgrade der *Vaucheria*-Bestände an den Standorten

Standort	**Datum der Probenahme**	**makroskopisch auffällig?**	**Deckungsgrad (%)**	**Anzahl Kartierungen**	**Häufigkeitsklasse nach SCHAUMBURG et al. (2006)**
Altengamme	10.07.2006	Ja	50 %	4	5
Zollenspieker	09.07.2006	Ja	30 %	5	4
Heukenlock, Priel	03.07.2006	Ja	25 %	3	4
Heukenlock, Elbe	03.07.2006	Ja	5 %	1	3
Schweenssand	02.07.2006	Ja	50 %	4	5
Altengamme	26.08.2006	Ja	25 %	3	4
Zollenspieker	27.08.2006	Ja	10 %	4	3
Heukenlock,Priel	30.08.2006	Ja	< 5 %	0	3
Heukenlock, Elbe	30.08.2006	Ja	5 %	0	2
Schweenssand	26.08.2006	*	5 %	1	3
Zollenspieker	03.10.2005	Ja	15 %	6	4

* Unsicher (siehe Text)

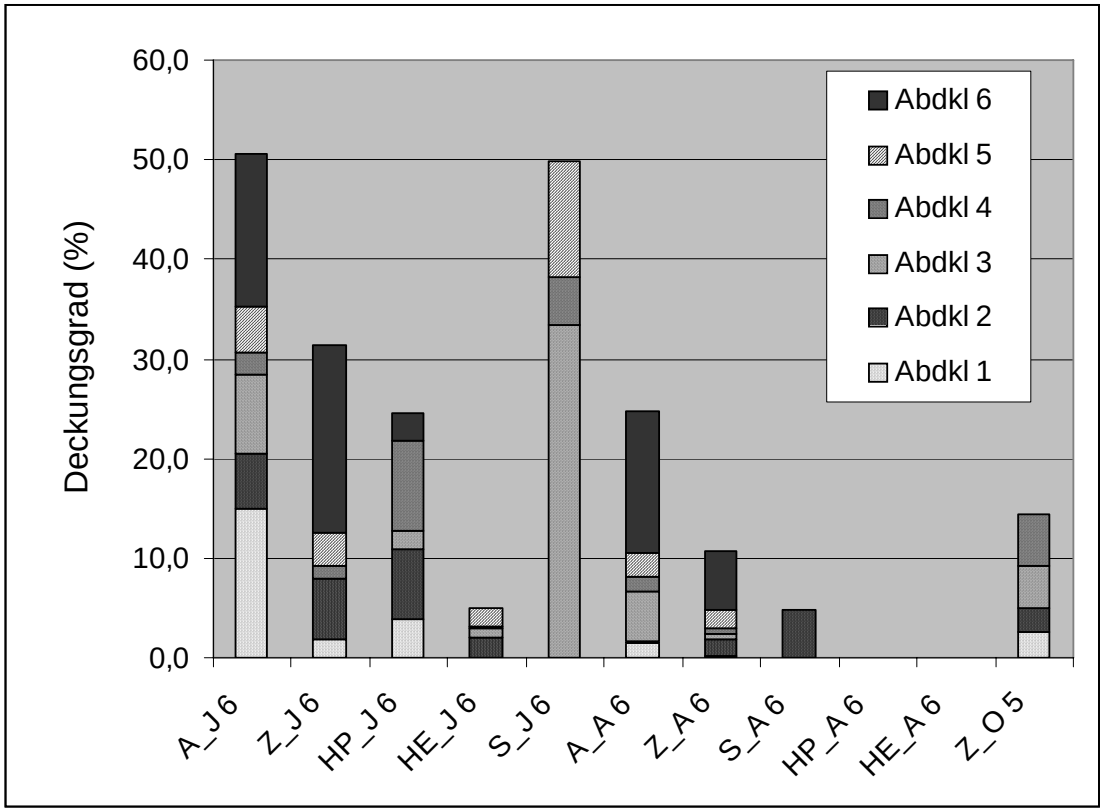


Abbildung 11: Deckungsgrade der *Vaucheria*-Bestände an den Standorten
(A = Altengamme, Z = Zollenspieker, HP = Heuckenlock, Priel, HE = Heuckenlock, Elbseite, S = Schweeenssand, J 6 = Juli 2006, A 6 = August 2006, O 5 = Oktober 2005, Abdkl = Abundanzklasse, siehe Tab. 2).

Differenziert man die Bestände nach den Abundanzklassen, so fallen weitere Unterschiede auf. Die höchste Abundanzklasse (Tufts von mehr als 5 mm Höhe) war nur an den Standorten Altengamme und Zollenspieker mit größeren Anteilen vertreten. Auf einer kleinen Fläche konnten auch im Priel des Heuckenlocks Tufts der höchsten Abundanzklasse festgestellt wer-

den, sie waren hier aber nur im Juli vorhanden. Obwohl an den Standorten Altengamme und Schweenssand im Juli derselbe Deckungsgrad (jeweils 50 %) erreicht wurde, sind die Bestände unterschiedlich strukturiert. In Altengamme sind alle Abundanzklassen vertreten, während die Bestände in Schweenssand einheitlicher sind. Hierbei sind allerdings Schwierigkeiten bei der Kartierung zu berücksichtigen (vgl. Kap. 2.1). An den Standorten Zollenspieker und Heuckenlock im Priel wurden im Juli vergleichbare Deckungsgrade von *Vaucheria* erreicht. Allerdings waren die *Vaucheria*-Bestände am Standort Zollenspieker besser entwickelt. Die Abundanzklassen 5 und 6 waren vertreten. Die Bestände am Heuckenlock im Priel waren weniger gut ausgebildet, hier wurde maximal Abundanzklasse 4 erreicht.

3.2.1.4 Unterschiede im Artvorkommen zwischen den Standorten

Insgesamt waren die Unterschiede in der Artenzusammensetzung zwischen den neun hier betrachteten Probenahmen nicht wesentlich. Korrespondenzanalysen (CAs und DCAs) erzielten keine besonders hohen Erklärungswerte. So erreichte die erste Achse des CA-Modells ein Eigenvalue von 0,318; das Eigenvalue der zweiten Achse lag bei 0,237. Dieselbe Aussage ergibt sich mit einer DCA: die erste Achse umfasst nur 2,2 Achseneinheiten. Ein kompletter Artenwandel („species turn-over“) ist erst bei einer Länge von etwa 4 Achseneinheiten zu erwarten.

Hinweise für Unterschiede im Artvorkommen zwischen den Standorten ergeben sich aus einer Clusteranalyse (Abb. 12). Sie zeigt, dass sich die im Juli 2006 ebenso wie die im Oktober 2005 am Standort Zollenspieker festgestellte Algenbesiedlung deutlich von der Algenbesiedlung der anderen Standorte unterscheidet. Weiterhin unterscheiden sich zwei Gruppen. Zum einen werden die am Standort Heuckenlock erhobenen Daten zusammen mit den Juli-Daten des Standortes Schweenssand zusammengefasst, zum anderen die Daten von Altengamme (Juli und August) und die Augustdaten vom Zollenspieker und Schweenssand.

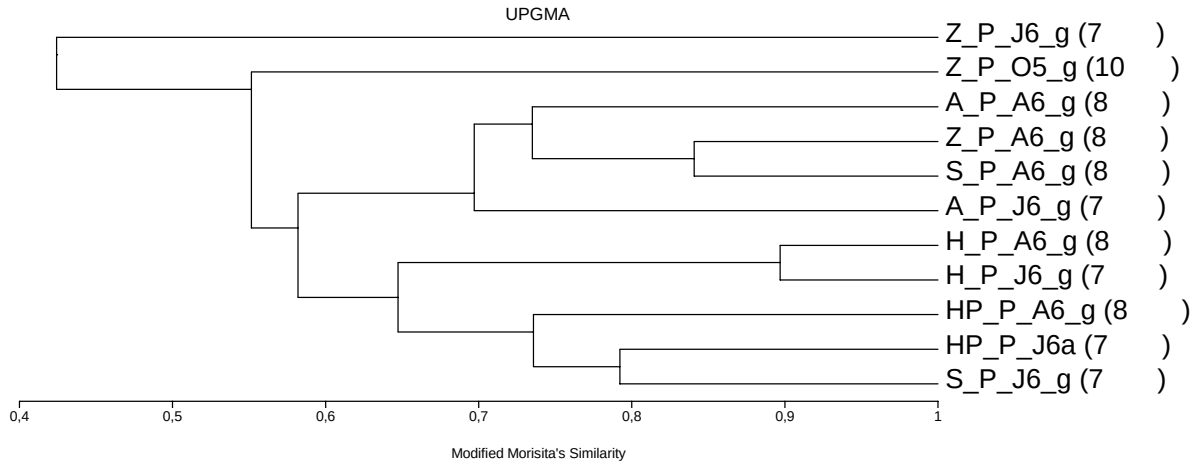


Abbildung 12: Dendrogramm einer Clusteranalyse der Proben des „übrigen“ Phytobenthos
(A = Altengamme, Z = Zollenspieker, S = Schweenssand, HP = Heuckenlock, Priel, H = Heuckenlock, Elbseite, J 6 = Juli 2006, A 6 = August 2006, O 5 = Oktober 2005).

3.2.2 Diatomeen

3.2.2.1 Gesamtartenspektrum

An den untersuchten vier Standorten der Tideelbe wurden in den Jahren 2005 und 2006 insgesamt 215 Taxa nachgewiesen, die im Überblick Tab. 10 zu entnehmen sind. Neben den Taxanamen sind die Autoren und die DV-Nummern nach MAUCH et al. (2003) aufgeführt. Zudem werden in der Tabelle die Stetigkeiten, die Summenhäufigkeiten im Gesamtdatensatz sowie die mittleren Häufigkeiten an den einzelnen Probestellen angegeben. Eine Tabelle, aus der die Abundanzen der Taxa für die einzelnen Proben ersichtlich sind, liegt in elektronischer Form der ARGE Elbe vor.

Tabelle 10: Verzeichnis der nachgewiesenen Diatomeentaxa mit Angaben zur Stetigkeit und Häufigkeit
(N = Zahl der Funde, S = Stetigkeit in Prozent, SH = prozentuale Summenhäufigkeit in allen Proben, MW = mittlere prozentuale Häufigkeit in allen Proben, S = Schweenssand, H = Heuckenlock, Z = Zollenspieker, A = Altengamme)

			N	S [%]	SH [%]	MW	Mittelwerte an den Einzelstandorten [%]			
DV-Nr.	Taxa	Autor					S	H	Z	A
16106	Achnanthes biasolettiana var. subat.	LANGE-BERTALOT	2	6,7	0,5	0,02	0,03		0,02	
6835	Achnanthes bioretii	GERMAIN	1	3,3	0,2	0,01			0,02	
6180	Achnanthes clevei	GRUNOW	19	63,3	15,2	0,51	0,19	0,12	1,01	0,73
6247	Achnanthes coarctata	(BREBISSON) GRUNOW	1	3,3	0,2	0,01	0,03			
6855	Achnanthes conspicua	A.MAYER	1	3,3	0,2	0,01				0,04
6701	Achnanthes daui	FOGED	3	10,0	1,0	0,03		0,03	0,09	
6248	Achnanthes delicatula	(KUETZING) GRUNOW	27	90,0	142,0	4,73	1,77	4,72	5,97	7,28
16112	Achnanthes delic. ssp. engelbrechtii	(CHOLNOKY) LANGE-B.	29	96,7	141,9	4,73	2,30	3,82	8,27	3,70
16585	Achnanthes grana	HOHN & HELLERMANN	25	83,3	105,6	3,52	2,71	2,31	3,39	7,00
	Achnanthes cf. johncarteri	LANGE-B. & KRAMMER	4	13,3	3,3	0,11	0,06	0,35		
6244	Achnanthes lanceolata – Komplex		2	6,7	0,6	0,02			0,07	
6245	Achnanthes lanceolata ssp. dubia	(GRUNOW) LANGE-B.	4	13,3	1,4	0,05	0,11	0,06		
6260	Achnanthes lanceolata ssp. frequent.	LANGE-BERTALOT	27	90,0	35,4	1,18	0,42	1,59	1,47	1,23
16127	Achnanthes lanceolata ssp. lanceolata	(BREBISSON) GRUNOW	16	53,3	5,8	0,19	0,11	0,14	0,31	0,18
6261	Achnanthes lanceolata ssp. rostrata	(OESTRUP) LANGE-B.	24	80,0	100,4	3,35	2,29	1,82	7,37	0,23
6263	Achnanthes lauenburgiana	HUSTEDT	2	6,7	0,7	0,02	0,08			
16131	Achnanthes lemmermannii	HUSTEDT	23	76,7	69,9	2,33	1,52	1,37	3,41	3,23
6014	Achnanthes minutissima	KUETZING	21	70,0	16,9	0,56	0,37	0,81	0,55	0,51
6268	Achnanthes oblongella	OESTRUP	1	3,3	0,2	0,01			0,02	
6984	Achnanthes ploenensis	HUSTEDT	2	6,7	0,4	0,01			0,05	
6160	Achnanthes spp.	BORY DE SAINT VINCENT	3	10,0	1,0	0,03	0,03	0,09		
6276	Achnanthes subatomoides	(HUSTEDT) LANGE-B. & AR.	4	13,3	0,9	0,03		0,06	0,05	
6860	Amphora libyca	EHRENBERG	7	23,3	2,0	0,07	0,14	0,06	0,05	
6286	Amphora montana	KRASSKE	5	16,7	1,4	0,05	0,09		0,07	
6044	Amphora ovalis	(KUETZING) KUETZING	3	10,0	0,7	0,02		0,03	0,05	
6983	Amphora pediculus	(KUETZING) GRUNOW	30	100,0	50,7	1,69	0,99	2,29	1,91	1,46
6165	Amphora spp.	EHRENBERG	2	6,7	0,9	0,03	0,03			0,13
6143	Bacillaria paradoxa	GMELIN	1	3,3	0,2	0,01		0,03		
6043	Caloneis amphisbaena	(BORY DE ST. VINC.)	6	20,0	3,4	0,11	0,15	0,09	0,12	0,09

			N	S [%]	SH [%]	MW	Mittelwerte an den Einzel-standorten [%]			
DV-Nr.	Taxa	Autor					S	H	Z	A
		CLEVE								
6051	Caloneis bacillum	(GRUNOW) CLEVE	5	16,7	1,1	0,04	0,08		0,05	
6823	Caloneis spp.	CLEVE	2	6,7	0,9	0,03		0,09	0,03	
6306	Cocconeis neothumensis	KRAMMER	1	3,3	0,2	0,01	0,03			
6020	Cocconeis pediculus	EHRENBERG	9	30,0	2,7	0,09	0,03	0,11	0,09	0,14
6021	Cocconeis placentula	EHRENBERG	27	90,0	33,6	1,12	0,96	1,23	1,38	0,74
6145	Cocconeis spp.	EHRENBERG	1	3,3	0,2	0,01		0,03		
6031	Cymatopleura solea	(BREBISSON) W.SMITH	2	6,7	0,4	0,01		0,03	0,02	
	Cymatosira belgica	GRUNOW	7	23,3	2,4	0,08	0,25	0,06		
6895	Cymbella microcephala	GRUNOW	1	3,3	0,2	0,01	0,03			
6909	Cymbella minuta	HILSE	1	3,3	0,2	0,01	0,03			
6898	Cymbella silesiaca	BLEISCH	17	56,7	8,2	0,27	0,25	0,37	0,36	
6065	Cymbella sinuata	GREGORY	17	56,7	8,1	0,27	0,25	0,33	0,28	0,18
	Delphineis minutissima	(HUSTEDT) SIMONSEN	1	3,3	0,4	0,01	0,06			
16202	Denticula subtilis	GRUNOW	6	20,0	1,6	0,05	0,06	0,09	0,02	0,04
6949	Diatoma mesodon	(EHRENBERG) KUETZING	1	3,3	0,4	0,01			0,04	
6209	Diatoma moniliformis	KUETZING	7	23,3	2,2	0,07	0,14	0,06	0,07	
16207	Diatoma problematica	LANGE-BERTALOT	5	16,7	1,7	0,06			0,11	0,13
6006	Diatoma vulgaris	BORY DE SAINT VINCENT	4	13,3	1,1	0,04	0,03	0,06	0,05	
6869	Diploneis spp.	EHRENBERG	1	3,3	0,2	0,01		0,03		
6975	Eunotia exigua	(BREBISSON) RABENHORST	1	3,3	0,2	0,01		0,03		
6361	Eunotia formica	EHRENBERG	1	3,3	0,2	0,01				0,05
6077	Fragilaria arcus	(EHRENBERG) CLEVE	1	3,3	0,2	0,01			0,03	
6385	Fragilaria bicapitata	A.MAYER	1	3,3	0,2	0,01				0,05
6388	Fragilaria brevistriata	GRUNOW	29	96,7	173,7	5,79	6,43	5,05	5,43	6,61
6033	Fragilaria capucina	DESMAZIERES	2	6,7	0,4	0,01		0,03	0,02	
16570	Fragilaria capucina – Sippen	KRAMMER & LANGE-B.	2	6,7	0,7	0,02	0,03	0,06		
16571	Fragilaria capucina distans – Sippen	KRAMMER & LANGE-B.	1	3,3	0,2	0,01		0,03		
6392	Fragilaria capucina var. gracilis	(OESTRUP) HUSTEDT	5	16,7	2,2	0,07	0,06	0,03	0,09	0,13
6393	Fragilaria capucina var. mesolepta	(RABENH.) RABENHORST	2	6,7	0,4	0,01	0,03		0,02	
6396	Fragilaria capucina var. rumpens	(KUETZING) LANGE-B.	4	13,3	1,8	0,06	0,03	0,11		0,14
6186	Fragilaria capucina var. vaucheriae	(KUETZING) LANGE-B.	17	56,7	9,2	0,31	0,20	0,38	0,38	0,22
6034	Fragilaria construens	(EHRENBERG) GRUNOW	11	36,7	5,4	0,18	0,11	0,43	0,11	
16573	Fragilaria construens – Sippen	KRAMMER & LANGE-B.	1	3,3	2,4	0,08			0,27	
6397	Fragilaria construens f. binodis	(EHRENBERG) HUSTEDT	4	13,3	1,5	0,05	0,03	0,06	0,09	
16790	Fragilaria construens f. subsalina	HUSTEDT	18	60,0	25,6	0,85	0,99	0,96	0,80	0,56
6828	Fragilaria construens f. venter	(EHRENBERG) HUSTEDT	26	86,7	61,7	2,06	0,96	3,29	2,02	1,89
6401	Fragilaria exigua	GRUNOW	2	6,7	0,5	0,02			0,05	
16788	Fragilaria familiaris	sensu KRASSKE	3	10,0	0,9	0,03	0,06		0,03	0,05
6234	Fragilaria fasciculata	(J.G.AGARDH) LANGE-B.	2	6,7	0,4	0,01	0,03	0,02		
6829	Fragilaria leptostauron var. martyi	(HERIBAUD) LANGE-B.	4	13,3	3,6	0,12		0,42	0,03	
6237	Fragilaria parasitica	(W.SMITH) GRUNOW	3	10,0	0,6	0,02	0,03		0,04	
6776	Fragilaria parasitica var. subconstricta	GRUNOW	6	20,0	1,3	0,04	0,03	0,05	0,05	0,05
6078	Fragilaria pinnata	EHRENBERG	27	90,0	71,5	2,38	1,93	3,50	1,61	2,72
6238	Fragilaria pulchella	(RALFS) LANGE-BERTALOT	2	6,7	0,7	0,02		0,06	0,02	

			N	S [%]	SH [%]	MW	Mittelwerte an den Einzel-standorten [%]			
DV-Nr.	Taxa	Autor					S	H	Z	A
16240	Fragilaria schulzii	BROCKMANN	7	23,3	3,2	0,11	0,14	0,23	0,03	
6161	Fragilaria spp.	LYNGBYE	3	10,0	0,7	0,02	0,03	0,06		
6239	Fragilaria ulna	(NITZSCH) LANGE-B.	10	33,3	2,8	0,09	0,03	0,15	0,12	0,05
6233	Fragilaria ulna var. acus	(KUETZING) LANGE-B.	22	73,3	12,7	0,42	0,46	0,42	0,45	0,32
6079	Frustulia vulgaris	(THWAITES) DE TONI	4	13,3	0,9	0,03	0,03	0,06		0,04
6428	Gomphonema micropus	KUETZING	2	6,7	0,5	0,02	0,06			
6912	Gomphonema minutum	(J.G.AGARDH) J.G.AGARDH	6	20,0	1,4	0,05	0,06	0,03	0,02	0,09
6867	Gomphonema olivaceum	(HORNEMANN) BREBISSON	9	30,0	3,7	0,12	0,23	0,11	0,11	
6158	Gomphonema parvulum	(KUETZING) KUETZING	17	56,7	8,8	0,29	0,11	0,45	0,40	0,13
6437	Gomphonema pumilum	(GRUNOW) L.-B. & REICH.	8	26,7	2,3	0,08	0,03	0,11	0,10	0,04
6794	Gomphonema spp.	J.G.AGARDH	2	6,7	0,7	0,02	0,03		0,05	
6036	Gyrosigma acuminatum	(KUETZING) RABENHORST	4	13,3	0,8	0,03	0,03	0,02	0,02	0,04
6041	Gyrosigma attenuatum	(KUETZING) RABENHORST	1	3,3	0,2	0,01			0,02	
	Hantzschia distinctepunctata	HUSTEDT	3	10,0	3,6	0,12		0,21		0,39
16272	Hantzschia virgata	(ROPER) GRUNOW	1	3,3	0,2	0,01		0,03		
16793	Hippodonta spp.	LANGE-B., METZ. & WITK.	1	3,3	0,2	0,01	0,03			
	Hippodonta cf. subtilissima	LANGE-B., METZ. & WITK.	6	20,0	31,3	1,04	0,14	3,77		
6005	Melosira varians	J.G.AGARDH	14	46,7	6,8	0,23	0,40	0,14	0,22	0,09
6026	Meridion circulare	(GREVILLE) J.G.AGARDH	4	13,3	0,9	0,03	0,03	0,03	0,05	
6446	Meridion circulare var. constrictum	(RALFS) VAN HEURCK	2	6,7	0,7	0,02		0,03		0,09
	Navicula cf. amphiceropsis	LANGE-B. & RUMRICH	7	23,3	25,8	0,86	0,33	2,62		0,44
	Navicula antonii	LANGE-BERTALOT	13	43,3	4,8	0,16	0,22	0,18	0,05	0,23
6117	Navicula atomus	(KUETZING) GRUNOW	4	13,3	0,8	0,03	0,05	0,02	0,02	
6241	Navicula atomus var. permitis	(HUSTEDT) LANGE-B.	10	33,3	3,2	0,11	0,03	0,08	0,11	0,27
6087	Navicula bacillum	EHRENBERG	4	13,3	1,3	0,04	0,03	0,03		0,18
6459	Navicula bremensis	HUSTEDT	1	3,3	0,7	0,02	0,09			
6868	Navicula capitata	EHRENBERG	11	36,7	2,9	0,10	0,06	0,12	0,14	0,04
6966	Navicula capitata var. hungarica	(GRUNOW) ROSS	8	26,7	5,2	0,17	0,42	0,17	0,03	0,04
6463	Navicula capitata var. lueneburgensis	(GRUNOW) PATRICK	2	6,7	2,1	0,07		0,26		
6910	Navicula capitatoradiata	GERMAIN	11	36,7	3,1	0,10	0,14	0,09	0,09	0,09
16596	Navicula caterva	HOHN & HELLERMAN	1	3,3	0,2	0,01	0,03			
6089	Navicula cincta	(EHRENBERG) RALFS	1	3,3	0,5	0,02		0,06		
6968	Navicula citrus	KRASSKE	16	53,3	13,0	0,43	0,62	0,26	0,51	0,28
6466	Navicula clementis	GRUNOW	10	33,3	4,0	0,13	0,03	0,27	0,08	0,18
6858	Navicula contenta	GRUNOW	3	10,0	0,7	0,02		0,06	0,03	
6470	Navicula costulata	GRUNOW	1	3,3	0,2	0,01		0,03		
6010	Navicula cryptocephala	KUETZING	8	26,7	3,1	0,10	0,06	0,06	0,22	0,04
16306	Navicula cryptolyra	BROCKMANN	24	80,0	161,7	5,39	2,32	4,41	8,75	5,83
6889	Navicula cryptotenella	LANGE-BERTALOT	8	26,7	2,9	0,10	0,06	0,09	0,17	0,05
6038	Navicula cuspidata	(KUETZING) KUETZING	1	3,3	0,2	0,01			0,02	
6473	Navicula decussis	OESTRUP	6	20,0	3,8	0,13		0,30	0,03	0,23
6481	Navicula erifuga	LANGE-BERTALOT	30	100,0	428,2	14,27	23,31	10,76	7,98	16,77
6489	Navicula gallica var. perpusilla	(GRUNOW) LANGE-B.	1	3,3	0,2	0,01	0,03			
6967	Navicula gastrum	(EHRENBERG) KUETZING	1	3,3	0,2	0,01	0,03			

			N	S [%]	SH [%]	MW	Mittelwerte an den Einzel-standorten [%]			
DV-Nr.	Taxa	Autor					S	H	Z	A
6916	Navicula goeppertiana	(BLEISCH) H.L.SMITH	2	6,7	0,5	0,02	0,03		0,03	
6015	Navicula gregaria	DONKIN	29	96,7	211,2	7,04	15,32	4,21	1,92	7,54
6833	Navicula halophila	(GRUNOW) CLEVE	2	6,7	0,4	0,01	0,03		0,02	
6864	Navicula lanceolata	(J.G.AGARDH) EHRENBERG	27	90,0	25,3	0,84	0,79	1,26	0,71	0,50
16339	Navicula longicephala var. vilaplanii	LANGE-B. & SABATER	1	3,3	0,5	0,02		0,06		
6514	Navicula menisculus var. grunowii	LANGE-BERTALOT	4	13,3	2,0	0,07			0,22	
6095	Navicula minima	GRUNOW	23	76,7	16,9	0,56	0,34	0,43	0,92	0,51
6516	Navicula minusculoides	HUSTEDT	2	6,7	0,5	0,02	0,03	0,03		
6219	Navicula molestiformis	HUSTEDT	5	16,7	1,1	0,04	0,05	0,03	0,03	0,05
16584	Navicula moskalii	METZ., WITK. & LANGE-B.	1	3,3	0,2	0,01	0,03			
6028	Navicula mutica	KUETZING	14	46,7	10,4	0,35	0,24	0,87	0,02	0,26
6990	Navicula cf. mutica	KUETZING	1	3,3	0,2	0,01			0,02	
6519	Navicula mutica var. ventricosa	(KUETZ.) CLEVE & GRUNOW	3	10,0	0,9	0,03	0,06	0,05		
6522	Navicula oppugnata	HUSTEDT	1	3,3	0,2	0,01			0,02	
16353	Navicula perminuta	GRUNOW	1	3,3	0,2	0,01				0,04
6866	Navicula phyllepta	KUETZING	1	3,3	0,2	0,01			0,02	
6100	Navicula protracta	(GRUNOW) CLEVE	17	56,7	7,6	0,25	0,19	0,49	0,13	0,18
6525	Navicula pseudanglica	LANGE-BERTALOT	1	3,3	0,2	0,01		0,03		
6101	Navicula pupula	KUETZING	18	60,0	67,5	2,25	0,14	0,26	7,09	0,09
6102	Navicula pygmaea	KUETZING	1	3,3	0,2	0,01		0,02		
6103	Navicula radiosa	KUETZING	1	3,3	0,2	0,01	0,03			
6221	Navicula reichardtiana	LANGE-BERTALOT	1	3,3	0,2	0,01		0,02		
6022	Navicula rhynchocephala	KUETZING	1	3,3	0,2	0,01	0,03			
16362	Navicula rhynchotella	LANGE-BERTALOT	2	6,7	0,5	0,02	0,03	0,03		
6105	Navicula salinarum	GRUNOW	2	6,7	2,1	0,07		0,26		
6926	Navicula schoenfeldii	HUSTEDT	13	43,3	4,9	0,16	0,08	0,12	0,37	
6540	Navicula schroeterii	MEISTER	2	6,7	1,6	0,05	0,15	0,05		
6192	Navicula seminulum	GRUNOW	4	13,3	1,1	0,04	0,06	0,03	0,02	0,05
6873	Navicula slesvicensis	GRUNOW	5	16,7	1,2	0,04	0,03	0,09		0,05
	Navicula sp. "Elbe estuary"	in WITKOWSKI & al. (2000)	4	13,3	1,2	0,04	0,05		0,09	
6990	Navicula spp.	BORY DE SAINT VINCENT	20	66,7	10,3	0,34	0,41	0,46	0,07	0,54
6545	Navicula striolata	(GRUNOW) LANGE-B.	1	3,3	0,2	0,01		0,03		
6106	Navicula subhamulata	GRUNOW	4	13,3	0,9	0,03	0,03	0,03	0,05	
6896	Navicula subminuscula	MANGUIN	16	53,3	6,3	0,21	0,20	0,20	0,27	0,14
6553	Navicula tenelloides	HUSTEDT	1	3,3	0,2	0,01	0,03			
16376	Navicula tenera	HUSTEDT	2	6,7	0,5	0,02			0,05	
6831	Navicula tripunctata	(MUEL.) BORY DE ST. VINC.	9	30,0	3,1	0,10	0,09	0,23	0,04	0,05
6870	Navicula trivialis	LANGE-BERTALOT	2	6,7	0,5	0,02	0,03		0,03	
16378	Navicula vandamii	SCHOEMAN & ARCHIBALD	3	10,0	26,3	0,88		3,23		0,09
6890	Navicula veneta	KUETZING	15	50,0	7,7	0,26	0,11	0,32	0,25	0,40
6890	Navicula veneta var.	KUETZING	4	13,3	1,3	0,04	0,14			0,05
16577	Navicula viridula – Sippen	KRAMMER & LANGE-B.	1	3,3	0,2	0,01			0,02	
16379	Navicula viridula var. germainii	(WALLACE) LANGE-B.	9	30,0	3,8	0,13	0,14	0,03	0,27	
6558	Navicula viridula var. rostellata	(KUETZING) CLEVE	6	20,0	4,7	0,16	0,26	0,05		0,44

			N	S [%]	SH [%]	MW	Mittelwerte an den Einzel-standorten [%]			
DV-Nr.	Taxa	Autor					S	H	Z	A
16786	Navicula witkowskii	LANGE-B., ISEREN. & METZ.	3	10,0	0,7	0,02		0,06	0,03	
6564	Neidium ampliatum	(EHRENBERG) KRAMMER	1	3,3	0,2	0,01	0,03			
6108	Neidium dubium	(EHRENBERG) CLEVE	3	10,0	0,9	0,03	0,03	0,06	0,03	
6965	Nitzschia acula	HANTZSCH	2	6,7	0,4	0,01		0,03		0,04
16389	Nitzschia aequorea	HUSTEDT	8	26,7	16,9	0,56	0,85	0,84	0,30	0,13
16390	Nitzschia agnita	HUSTEDT	15	50,0	11,5	0,38	0,40	0,21	0,67	0,14
6039	Nitzschia amphibia	GRUNOW	12	40,0	4,9	0,16	0,11	0,32	0,11	0,09
16391	Nitzschia amplectens	HUSTEDT	3	10,0	3,8	0,13	0,03	0,41		0,05
6580	Nitzschia brevissima	GRUNOW	14	46,7	20,6	0,69	0,46	1,68	0,11	0,49
16048	Nitzschia calida	GRUNOW	1	3,3	0,2	0,01		0,03		
6964	Nitzschia capitellata	HUSTEDT	16	53,3	6,5	0,22	0,17	0,23	0,33	0,09
6193	Nitzschia clausii	HANTZSCH	10	33,3	21,7	0,72	0,32	2,13		0,41
6242	Nitzschia constricta	(KUETZING) RALFS	3	10,0	0,8	0,03	0,05		0,05	
6921	Nitzschia debilis	ARNOTT	2	6,7	0,5	0,02	0,03	0,03		
6008	Nitzschia dissipata	(KUETZING) GRUNOW	7	23,3	2,5	0,08		0,03	0,12	0,23
6586	Nitzschia dissipata var. media	(HANTZSCH) GRUNOW	1	3,3	0,2	0,01			0,02	
6195	Nitzschia filiformis	(W.SMITH) VAN HEURCK	7	23,3	3,2	0,11	0,11	0,12		0,26
6025	Nitzschia fonticola	GRUNOW	19	63,3	10,9	0,36	0,33	0,28	0,62	0,09
6806	Nitzschia fruticosa	HUSTEDT	29	96,7	242,8	8,09	10,08	8,73	5,91	7,85
6963	Nitzschia heufleriana	GRUNOW	2	6,7	0,5	0,02	0,06			
6114	Nitzschia hungarica	GRUNOW	3	10,0	0,7	0,02		0,03	0,02	0,05
6595	Nitzschia inconspicua	GRUNOW	21	70,0	13,3	0,44	0,49	0,32	0,44	0,57
6857	Nitzschia intermedia	HANTZSCH	11	36,7	2,7	0,09	0,09	0,11	0,07	0,09
	Nitzschia lanceola var. minutula	GRUNOW	1	3,3	0,2	0,01	0,03			
6888	Nitzschia levidensis	(W.SMITH) GRUNOW	6	20,0	1,3	0,04	0,09	0,03	0,05	
16102	Nitzschia levidensis var. salinarum	GRUNOW	4	13,3	0,9	0,03		0,06	0,05	
16423	Nitzschia liebetruthii	RABENHORST	24	80,0	52,2	1,74	0,53	1,74	1,65	3,84
6024	Nitzschia linearis	(J.G.AGARDH) W.SMITH	3	10,0	0,7	0,02	0,03	0,06		
16560	Nitzschia linearis – Sippen	KRAMMER & LANGE-B.	2	6,7	0,4	0,01			0,04	
6601	Nitzschia littoralis	GRUNOW	2	6,7	3,0	0,10		0,38		
6198	Nitzschia microcephala	GRUNOW	11	36,7	8,2	0,27		0,09	0,10	1,33
6011	Nitzschia palea	(KUETZING) W.SMITH	29	96,7	69,2	2,31	2,75	1,42	2,63	2,45
16056	Nitzschia palea var. tenuirostris	LANGE-BERTALOT	28	93,3	52,5	1,75	2,39	1,47	1,39	1,82
6199	Nitzschia paleacea	GRUNOW	10	33,3	4,4	0,15	0,17	0,17	0,19	
6925	Nitzschia pusilla	GRUNOW	4	13,3	0,9	0,03	0,03	0,03	0,02	0,05
6029	Nitzschia recta	HANTZSCH	3	10,0	0,7	0,02		0,03		0,09
6201	Nitzschia sigma	(KUETZING) W.SMITH	5	16,7	4,1	0,14	0,09	0,43		
6027	Nitzschia sigmoidea	(NITZSCH) W.SMITH	3	10,0	0,7	0,02	0,03	0,03		0,05
6961	Nitzschia sociabilis	HUSTEDT	7	23,3	1,6	0,05	0,06	0,05	0,03	0,09
6972	Nitzschia spp.	HASSALL	24	80,0	18,0	0,60	0,57	0,40	0,78	0,64
6613	Nitzschia subacicularis	HUSTEDT	20	66,7	28,4	0,95	1,03	0,52	1,26	0,96
6924	Nitzschia supralitorea	LANGE-BERTALOT	22	73,3	46,2	1,54	2,52	0,94	1,57	0,87
6615	Nitzschia tubicola	GRUNOW	11	36,7	2,7	0,09	0,11	0,11	0,08	0,05
16453	Nitzschia valdestriata	ALEEM & HUSTEDT	1	3,3	0,2	0,01			0,02	
6125	Pinnularia microstauron	(EHRENBERG) CLEVE	1	3,3	0,2	0,01		0,03		
6151	Pinnularia spp.	EHRENBERG	3	10,0	0,7	0,02			0,05	0,05

			N	S [%]	SH [%]	MW	Mittelwerte an den Einzelstandorten [%]			
DV-Nr.	**Taxa**	**Autor**					**S**	**H**	**Z**	**A**
	Plagiogrammopsis vanheurckii	(GR.) HAS., V. STOSCH & SY.	2	6,7	0,5	0,02		0,06		
16812	Raphoneis amphiceros	(EHRENBERG) EHRENBERG	2	6,7	0,5	0,02		0,06		
6224	Rhoicosphenia abbreviata	(J.G.AGARDH) LANGE-B.	16	53,3	7,3	0,24	0,11	0,37	0,25	0,23
6225	Simonsenia delognei	(GRUNOW) LANGE-B.	2	6,7	0,5	0,02	0,03	0,03		
6693	Surirella brebissonii	KRAMMER & LANGE-B.	17	56,7	7,8	0,26	0,23	0,40	0,26	0,09
6229	Surirella minuta	BREBISSON	3	10,0	0,9	0,03		0,02	0,05	0,05
6952	Surirella spp.	TURPIN	1	3,3	0,2	0,01		0,02		
6952	Surirella cf. terricola	LANGE-BERTALOT & ALLES	14	46,7	7,0	0,23	0,27	0,06	0,29	0,36

3.2.2.2 Taxazahlen und Diversitäten der Gesellschaften

Die in den einzelnen Proben ermittelten Taxazahlen und Diversitäten bewegen sich über extrem weite Spannen. So reicht die Zahl der nachgewiesenen Arten von 30 (Schweenssand) bis hin zu 88 (Heukenlock). Eine Zusammenstellung der Kenngrößen ist Tab. 11 zu entnehmen (siehe auch Abb. 13). Auch die Gesellschaftsdiversität nimmt extreme Werte an: So bedingen ausgeprägte Dominanzen von *Navicula erifuga* (Juli 2006) bzw. *Navicula gregaria* (August 2006) an der Stelle Schweenssand eine extrem geringe Evenness (E = 0,33), während am gleichen Standort im August Werte über 0,80 verzeichnet wurden. Die hohen Schwankungsbreiten der Diversitätskenngrößen sind Ausdruck der stellenweise stark ausgeprägten kleinräumigen Heterogenität der Diatomeengesellschaften.

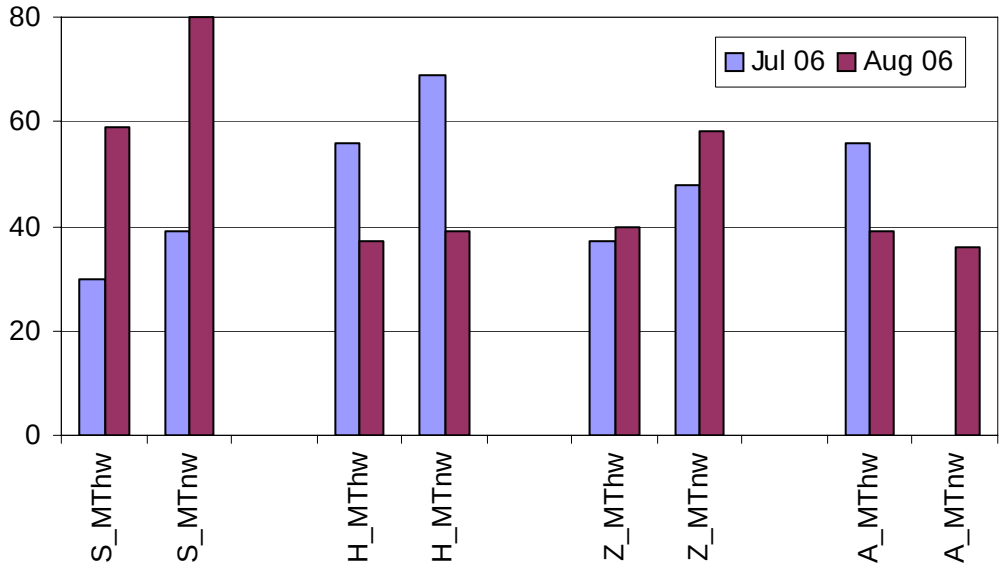


Abbildung 13: Taxazahlen der epipsammischen Gesellschaften im Juli und August 2006
(S = Schweenssand, H = Heuckenlock, Z = Zollenspieker, A = Altengamme)

Tabelle 11: Zahl der nachgewiesenen Taxa, Shannon-Wiener-Diversität (H‘) und Evenness (E)

Stelle	**Lage**	**Datum**	**Substrat**	**H‘**	**E**	**Taxazahl**
Schweenssand	MThw	2.7.2006	Sand	1,10	0,33	30
Schweenssand	MTnw	2.7.2006	Sand	2,90	0,80	39
Schweenssand	zw. MThw und MTnw	2.7.2006	Sand	1,50	0,44	33
Schweenssand	MThw	26.8.2006	Sand	2,90	0,70	59
Schweenssand	MThw	26.8.2006	Schlick	3,40	0,79	74
Schweenssand	MTnw	26.8.2006	Sand	3,60	0,82	80
Schweenssand	MTnw	26.8.2006	Schlick	3,40	0,78	79
Schweenssand	MTnw	26.8.2006	Stein	1,80	0,52	36
Heukenlock	MThw	3.7.2006	Sand	3,10	0,77	56
Heukenlock	MThw, im Priel	3.7.2006	Schlick	2,20	0,56	55
Heukenlock	MTnw	3.7.2006	Schlick	3,30	0,78	69
Heukenlock	MThw	30.8.2006	Sand	2,90	0,80	37
Heukenlock	MTnw	30.8.2006	Sand	2,90	0,80	39
Heukenlock	MThw, im Priel	30.8.2006	Schlick	3,50	0,82	77
Heukenlock	MTnw, im Priel	30.8.2006	Schlick	3,80	0,84	88
Heukenlock	MThw	30.8.2006	Stein	2,80	0,69	56
Zollenspieker	MThw	3.10.2005	Schlick	2,80	0,71	53
Zollenspieker	MTnw	3.10.2005	Schlick	3,60	0,84	69
Zollenspieker	MThw	3.10.2005	Sand	2,80	0,73	46
Zollenspieker	MTnw	3.10.2005	Sand	3,40	0,80	73
Zollenspieker	MThw	9.7.2006	Sand	1,90	0,52	37
Zollenspieker	MTnw	9.7.2006	Sand	2,40	0,63	48
Zollenspieker	MThw	27.8.2006	Sand	2,90	0,78	40
Zollenspieker	MTnw	27.8.2006	Sand	3,20	0,78	58
Zollenspieker	MTnw	287.8.2006	Belag in Pfützen	3,10	0,75	65
Altengamme	MThw	10.7.2006	Sand	3,00	0,76	56
Altengamme	Priel	10.7.2006	Sand	3,50	0,83	67
Altengamme	MThw	26.8.2006	Sand	2,60	0,71	39
Altengamme	MTnw	26.8.2006	Sand	2,60	0,74	36
Altengamme	MTnw	26.8.2006	Schlick auf Steinen	2,90	0,71	56

3.2.2.3 Diatomeengesellschaften der Elbe bei Hamburg in den Jahren 1851 und 1853

Die in die Jahre 1851 und 1853 datierenden Proben weisen untereinander eine extrem geringe Dominanzidentität auf (7 %), ähneln jedoch auch keiner der in den Jahren 2005 und 2006 vorgefundenen Gesellschaften (siehe Abb. 14). Die höchste Ähnlichkeit besteht zum Standort „Heuckenlock“, wobei jedoch auch hier ein Wert von 30 % nicht überschritten wird. Insgesamt wurden in den zwei Proben 36 Taxa verzeichnet, die in den rezenten Proben nicht nachzuweisen waren (Tab. 12).

In der Probe von 1851, die zum Zeitpunkt der „Fluth“ entnommen worden war, manifestiert sich durch das individuenreiche Vorkommen von aerophilen und/oder mesohaloben Arten ein deutlicher aerischer Einfluss, der auf die bereits damals vorhandenen starken Wasserstandsschwankungen hinweist. Allerdings unterscheidet sich die Artenzusammensetzung dieser ökologischen Gruppe im Vergleich zu den heutigen Verhältnissen auffällig. So sind die im Jahr 1851 individuenreich vertetenen Arten *Denticula subtilis* (3,8 %), *Navicula mutica* (9 %), *Navicula schroeterii* (4,0 %) und *Nitzschia inconspicua* (5,3 %) zwar auch heute zum Teil noch stetig vertreten, erreichen aber in den rezenten Gesellschaften deutlich geringere Individuendichten und bleiben zumeist unter einem Anteil von 1 %. Die 1851 häufige *Nitzschia clausii* (8,9 %) wurde rezent nurmehr am Heuckenlock individuenreich verzeichnet. Eine große Abweichung ergibt sich zudem aus der Tatsache, dass die in den heutigen Proben dominierende *Navicula erifuga* in der Gesellschaft des Jahres 1851 gänzlich fehlt.

Obgleich in der historischen Probe des Jahres 1851 aerophile und mesohalobe Arten einen beachtlichen Anteil an der Gesellschaft einnehmen, dominieren mit *Navicula cryptotenella* und *Navicula tripunctata* dennoch typisch limnische und bezüglich der trophischen Situation weitgehend tolerante Formen (Tab. 13).

Eine gänzlich abweichende Gesellschaft findet sich in der Probe aus dem Jahr 1853. Aerophile und mesohalobe Arten waren nicht nachzuweisen, demgegenüber prägen mit *Fragilaria construens*, *Fragilaria brevistriata* und *Fragilaria pinnata* typische Süßwasserformen des Epipsammons die Gesellschaften (siehe Tab. 13). Während die genannten Arten 1853 einen Gesellschaftsanteil von 76 % erreichen, beträgt der maximale Wert im aktuellen Datensatz 23 % und wurde am Standort Heuckenlock verzeichnet. Den dominanten Arten sind 1853 weitere Charakterarten des Epipsammons hinzugesellt, von denen exemplarisch *Achnanthes clevei*, *Achnanthes joursacense* und *Cocconeis neothumensis* genannt seien. Insgesamt sind viele der nachgewiesenen Arten rezent in den Litoralen norddeutscher Seen anzutreffen. Bemerkenswert ist weiterhin der relative Artenreichtum inerhalb der Gattungen *Cymbella* und *Gomphonema*, bei denen es sich überwiegend um gestielte, bevorzugt in strömungsarmen und/oder makrophytenreichen Gewässerabschnitten siedelnde Lebensformen handelt.

Tabelle 12: Verzeichnis der nur in den historischen Proben nachgewiesenen Taxa

DV-Nr.	Taxon	Autor
6986	*Achnanthes exigua*	GRUNOW
6152	*Achnanthes holsatica*	HUSTEDT
6047	*Achnanthes hungarica*	(GRUNOW) GRUNOW
6255	*Achnanthes joursacense*	HERIBAUD
6266	*Achnanthes minuscula*	HUSTEDT
6160	*Achnanthes* sp.	BORY DE SAINT VINCENT
6891	*Cymbella caespitosa*	(KUETZING) BRUN
6059	*Cymbella cistula*	(EHRENBERG) KIRCHNER
6323	*Cymbella helvetica* var. *compacta*	(OESTRUP) HUSTEDT
6063	*Cymbella naviculiformis*	AUERSWALD
6040	*Cymbella prostrata*	(BERKELEY) CLEVE
6157	*Cymbella* sp.	J.G.AGARDH
6807	*Diploneis elliptica*	(KUETZING) CLEVE
6887	*Epithemia sorex*	KUETZING
6761	*Eunotia botuliformis*	WILD et al.
6358	*Eunotia faba*	EHRENBERG
6998	*Eunotia* spp.	EHRENBERG
6394	*Fragilaria capucina perminuta* - Sippen	KRAMMER & LANGE-BERTALOT
6406	*Fragilaria nitzschioides*	GRUNOW
6217	*Gomphonema clavatum*	EHRENBERG
6438	*Gomphonema sarcophagus*	GREGORY
6088	*Navicula cari*	EHRENBERG
6465	*Navicula clementioides*	HUSTEDT
6826	*Navicula elginensis*	(GREGORY) RALFS
6480	*Navicula elginensis* var. *cuneata*	(M.MOELLER) LANGE-BERTALOT
6502	*Navicula ignota* var. *palustris*	(HUSTEDT) LUND
16327	*Navicula jentzschii*	GRUNOW
6512	*Navicula* cf. *medioconvexa*	HUSTEDT
6541	*Navicula scutelloides*	W.SMITH
16578	*Navicula trophicatrix*	LANGE-BERTALOT
6556	*Navicula utermoehlii*	HUSTEDT
6151	*Pinnularia* spp.	EHRENBERG
6665	*Pinnularia subcapitata* var. *hilseana*	(JANISCH) O.MUELLER
6677	*Rhopalodia gibba*	(EHRENBERG) O.MUELLER
16095	*Surirella terricola*	LANGE-BERTALOT & ALLES
6091	*Tabellaria flocculosa*	(ROTH) KUETZING

Während die dominanten Arten überwiegend als alkaliphil zu charakterisieren sind, finden sich in der historischen Probe des Jahres 1853 überraschend viele Arten, die elektolytarme Gewässer bevorzugen und zum Teil sogar als dystraphent gelten. Wenngleich nur individuenarm vertreten, kann ihr Vorkommen als Hinweis auf einen starken dystrophen Einfluss in der damaliger Zeit gewertet werden. Aus heutiger Sicht muss insbesondere das Vorkommen von *Fragilaria nitzschioides* als botanische Besonderheit gewertet werden sowie der Nachweis von *Eunotia faba*, die sich in der Roten Liste der Bundesrepublik als eine der wenigen „vom Aussterben bedrohten" Arten findet (LANGE-BERTALOT 1996).

Tabelle 13: Aspektbildner und Begleitarten der Proben aus den Jahren 1851 und 1853

Maximale Häufigkeit	**August 1853**	**1851**
> 50 %		
25 % bis 50 %	*Fragilaria construens* f. *venter*	*Navicula cryptotenella*
10 % bis 25 %	*Fragilaria brevistriata*	*Navicula tripunctata*
5 % bis 10 %	*Fragilaria pinnata*	*Navicula gregaria* *Navicula mutica* *Nitzschia clausii* *Nitzchia inconspicua*
2,5 % bis 5,0 %	*Fragilaria construens*	*Denticula subtilis* *Navicula schroeterii*

3.2.2.4 Vergleich der Gesellschaftszusammensetzung an den Einzelstandorten

Während Tab. 10 die mittleren Häufigkeiten der Taxa an den Untersuchungsstellen wiedergibt, sind in Tab. 13 die maximalen Gesellschaftsanteile gestuft nach Anteilsklassen zu entnehmen. Die Gruppe der Aspektbildner (Anteile über 25 %) umfasst mit *Navicula erifuga*, *Navicula gregaria* und *Navicula pupula* lediglich drei Taxa. Von diesen sind *N. erifuga* und *N. gregaria* im Gesamtdatensatz durch eine hohe Stetigkeit (97 % bzw. 100 %) und hohen Individuenreichtum gekennzeichnet und können als Charakterarten der rezenten Gesellschaften gelten. Dagegen überschreitet *Navicula pupula* in der Regel nicht die Grenze von 1 %. Einzige Ausnahme stellt die im Juli an der Stelle Zollenspieker (MThw) entnommene Probe dar, in der sie die Gesellschaft mit 60 % dominiert.

Während *Navicula gregaria* auch stetig und individuenreich in reinem Süßwasser anzutreffen ist und keine ausgeprägten Präferenzen bezüglich des stofflichen Zustandes zeigt, weist *Navicula erifuga* eindeutige Schwerpunkte des Vorkommens auf. Nach KRAMMER & LANGE-BERTALOT (1986) ist sie im Brackwasser und in Biotopen mit stärker erhöhtem Elektrolytgehalt weit und individuenreich verbreitet und wurde von den Autoren massenhaft im Schlickwatt der Elbemündung gefunden.

Tabelle 14: Aspektbildner und häufige Begleitarten

Maximale Häufigkeit	**Schweenssand**	**Heuckenlock**	**Zollenspieker**	**Altengamme**
> 50 %	Navicula erifuga Navicula gregaria		Navicula pupula	
25 % bis 50 %		Navicula erifuga	Navicula erifuga	Navicula erifuga
10 % bis 25 %	Navicula cryptolyra Nitzschia fruticosa	Achnanthes delicatula Fragilaria brevistriata Hippodonta cf. subtilissima Navicula cf. amphiceropsis Navicula cryptolyra Navicula gregaria Navicula vandamii Nitzschia brevissima Nitzschia clausii Nitzschia fruticosa	Achnanthes delicatula Achnanthes delicatula ssp. engelbrechtii Achnanthes grana Achnanthes lanceolata ssp. rostrata Fragilaria brevistriata Navicula cryptolyra Nitzschia fruticosa	Achnanthes delicatula Achnanthes grana Fragilaria brevistriata Navicula cryptolyra Navicula gregaria Nitzschia fruticosa
5 % bis 10 %	Achnanthes delicatula Achnanthes delicatula ssp. engelbrechtii Achnanthes lanceolata ssp. rostrata Achnanthes lemmer-mannnii Fragilaria brevistriata Nitzschia palea Nitzschia palea v. tenuirostris Nitzschia supralitorea	Achnanthes delicatula ssp. engelbrechtii Achnanthes grana Fragilaria construens f. venter Fragilaria pinnata Nitzschia liebetruthii	Achnanthes lemmermannii Fragilaria construens f. venter Nitzschia palea Nitzschia supralitorea	Achnanthes delicatula ssp. engelbrechtii Achnanthes lemmermannii Nitzschia liebetruthii Nitzschia palea
2,5 % bis 5,0 %	Cocconeis placentula Fragilaria pinnata Navicula cf. amphiceropsis Navicula capitata v. hungarica Navicula citrus Nitzschia aequorea Nitzschia brevissima Nitzschia subacicularis	Achnanthes lanceolata ssp. frequentissima Achnanthes lanceolata ssp. rostrata Achnanthes lemmermannii Amphora pediculus Navicula mutica Nitzschia aequorea Nitzschia amplectens Nitzschia littoralis Nitzschia palea Nitzschia palea v. tenuirostris Nitzschia supralitorea	Achnanthes lanceolata ssp. frequentissima Amphora pediculus Cocconeis placentula Fragilaria construens f. subsalina Fragilaria pinnata Navicula gregaria Nitzschia agnita Nitzschia liebetruthii Nitzschia palea var. tenuirostris Nitzschia subacicularis	Achnanthes lanceolata ssp. frequentissima Amphora pediculus Fragilaria construens f. venter Fragilaria pinnata Nitzschia microcephala Nitzschia palea v. tenuirostris Nitzschia supralitorea

Ähnliche Verhältnisse finden sich in der Gruppe der individuenreichen Begleitarten mit Anteilen zwischen 10 % und 25 %. So sind sowohl an allen Stellen häufig vorkommende Taxa vertreten – zu nennen sind beispielsweise *Achnanthes delicatula*, *Navicula cryptolyra* und *Nitzschia fruticosa* – als auch Arten, die nur in einer oder wenigen Proben individuenreich auftreten. Diese lokale Heterogenität bzw. Unvergleichverteilung (patchiness), die im Falle von *Navicula pupula* in extremer Ausprägung zu beobachten war, trifft gleichfalls auf die Vorkommen von *Navicula* cf. *amphiceropsis* und *Navicula vandamii* am Heuckenlock zu.

Sieht man von den vereinzelt auftretenden Blüten der genannten Arten ab, stellt sich die Artenzusammensetzung der gesellschaftsprägenden Diatomeen an den untersuchten Standorten als sehr einheitlich dar (siehe Tab. 13). Lediglich 35 der insgesamt nachgewiesenen 215 Taxa erreichen Gesellschaftsanteile von mindestens 2,5 %.

Die Gesellschaftsähnlichkeiten kommen in der Dominanzidentität, die in Abb. 14 farblich abgestuft dargestellt ist, deutlich zum Ausdruck. Zur besseren Übersichtlichkeit beschränkt sich die Darstellung auf die im August 2006 erhobenen Daten. Höchste Identitäten werden bei dem Vergleich der an einem Standort entnommenen Unterproben erreicht, was darauf schließen lässt, dass die horizontale Lage – ob nahe der mittleren Tidehochwasser- oder der mittleren Tideniedrigwasserlinie – ebenso wie die Substratbeschaffenheit einen vergleichsweise geringen Einfluss auf die Gesellschaften ausüben. Aber auch im Vergleich der Stellen Schweenssand und Heuckenlock einerseits sowie Zollenspieker und Altengamme andererseits werden teilweise hohe Ähnlichkeiten ausgewiesen. Demgegenüber grenzen sich die im Jahr 2005 untersuchten Gemeinschaften der dem Typ 22.3 zugehörigen Standorte „Fährmannsander Watt“ und „Mühlenberger Loch“ aufgrund des starken marinen Einflusses deutlich ab. Der Typenwechsel ist somit auf biozönotischer Ebene gut reproduzierbar.

Die geringsten Dominanzidentitäten ergeben sich bei dem Vergleich der rezenten Gemeinschaften mit den historischen Proben der Jahre 1851 und 1853. So bewegen sich die Werte überwiegend im Bereich von 7 % bis 20 %, lediglich am Heuckenlock werden teilweise Identitäten bis zu 30% erreicht (siehe Abb. 14).

	F_N_O_05	M_N_O_05	S-H_Sd	S_H_Sk	S_N_Sd	S_N_Sk	H_H_Sd	H_H_P_Sk	H_N_Sd	H_N_P_Sk	Z_H_Sd	Z_N_Sd	A_H_Sd	A_N_Sd	A_N_Sk	H_1851_Sk	H_1853
F_MWL_O_05	99,5	55,9	20,2	24,2	17,5	18,2	12,9	23,5	12,0	21,7	14,2	15,9	20,1	13,1	14,9	6,7	12,6
M-MWL_O_05		99,4	18,5	23,8	19,6	21,6	9,3	25,7	8,2	24,3	10,5	17,2	16,0	12,0	14,3	6,9	11,4
S-H_Sd			100,0	55,5	43,3	41,4	28,5	50,7	29,7	39,2	29,9	34,1	60,6	32,7	42,2	14,6	13,9
S_H_Sk				100,0	67,0	63,5	28,0	55,2	31,1	60,8	30,0	41,6	41,6	35,0	46,4	19,6	17,3
S_N_Sd					100,0	75,1	30,2	52,2	34,9	63,0	39,6	52,1	31,7	35,8	43,5	17,3	10,5
S_N_Sk						100,0	22,6	54,4	28,6	63,3	30,7	44,5	26,7	31,1	40,3	19,8	13,6
H_H_Sd							100,0	25,9	62,4	26,7	47,4	43,5	38,2	49,2	34,3	16,4	7,2
H_H_P_Sk								100,0	34,9	63,9	31,6	41,8	40,3	32,7	38,6	29,5	21,4
H_N_Sd									100,0	31,2	62,2	49,2	38,5	66,6	33,2	22,6	6,5
H_N_P_Sk										100,0	35,2	47,1	31,6	31,3	44,5	22,8	18,4
Z_H_Sd											100,0	64,5	45,0	74,8	36,1	12,0	6,0
Z_N_Sd												100,0	41,0	62,9	46,1	11,2	7,3
A_H_Sd													100,0	43,8	58,6	8,5	14,5
A_N_Sd														100,0	36,6	20,4	7,1
A_N_Sk															100,0	14,4	11,8
H_1851_Sk																100,0	7,0
H_1853																	100,0

Abbildung 14: Vergleich der Diatomeengesellschaften anhand der Dominanzidentität (August 2006)

F = Fährmannsander Watt, M = Mühlenberger Loch, S = Schweenssand, H = Heuckenlock, Z = Zollenspieker, A = Altengamme, H = Historische Probe, bei Hamburg 1851 bzw. 1853, O_05 = Probenahme im Oktober 2005, H = MThw, N = MTnw, Sd=Sand, Sk=Schlick, Blau = Dominanzidentität 100 % bis 60 %, Grün = Dominanzidentität 60 % bis 40 %, Gelb = Dominanzidentität 40 % bis 20 %, Orange = Dominanzidentität < 20 %

3.2.2.5 Einfluß des Salzgehaltes und der Wasserstandsschwankungen

Zur Erweiterung des Salinitätsspektrums wurden die Daten, die im Jahr 2005 an den Standorten „Fährmannsander Watt“ und „Mühlenberger Loch“ erhoben worden waren, in die Betrachtung eingeschlossen. Der besseren Übersichtlichkeit wegen beziehen sich die hier gemachten Aussagen nur auf die im August 2006 und im Oktober 2005 erhobenen Daten.

Die dem Typ 22.3 zugehörigen Standorte „Fährmannsander Watt“ und „Mühlenberger Loch“ grenzen sich in ihren Gesellschaftsstrukturen aufgrund des starken marinen Einflusses deutlich ab (siehe Abb. 15, 16). So wurden nur hier beträchtliche Vorkommen mariner Taxa registriert. Die Artenzahlen bewegen sich im Bereich von 9 bis 14, die Gesellschaftsanteile nehmen Werte zwischen 33 % und 50 % an. Demgegenüber wurden in den Proben der zum LAWA-Typ 20 zählenden Standorte maximal drei marine Taxa verzeichnet, die am Standort Altengamme in der aus dem Priel entnommenen Probe mit 2 % den höchsten Gesellschaftsanteil erreichen (Tab. 15). Die individuenreichste ökologische Gruppe wird hier von den Brackwasserdiatomeen gebildet, die mit Werten bis zu 79 % die Gesellschaften prägen. Abb. 17 gibt die im August 2006 registrierte Verteilung mariner, mesohalober und limnischer Diatomeen in den Gesellschaften des Epipsammons wieder. Die aktuelle Verteilung entspricht weitgehend der des Jahres 1853, wobei sich das Inventar der Brackwasserarten jedoch deutlich unterscheidet (vgl. Kap. 3.2.2.5). Bei den registrierten Verteilungen ist allerdings zu beachten, dass im Streupräparat nicht mehr zwischen am Standort siedelnden Diatomeen und bereits abgestorbenen Zellen allochthoner Herkunft unterschieden werden kann. Zur Vitalität der am Fährmannsander Watt und Mühlenberger Loch verzeichneten marinen Diatomeen können daher keine Aussagen getroffen werden.

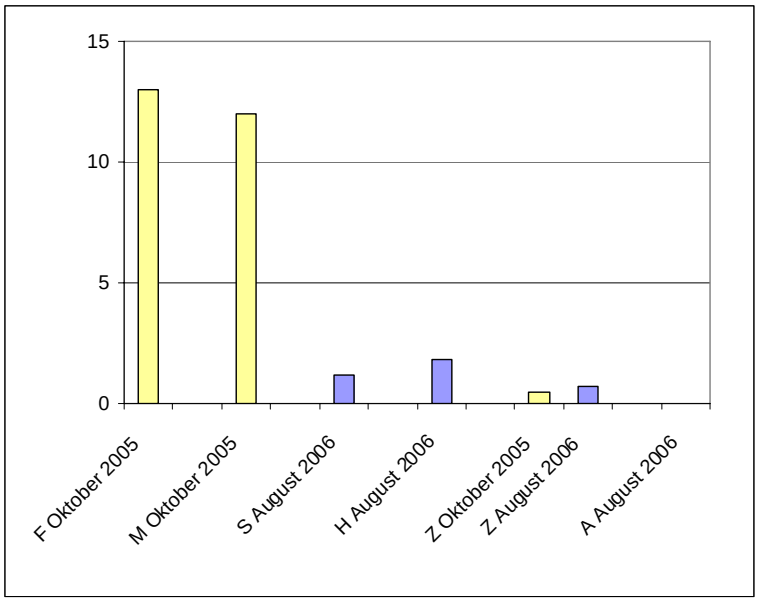


Abbildung 15: Mittlere Taxazahlen mariner Diatomeen
(F = Fährmannsander Watt, M = Mühlenberger Loch, S = Schweenssand, H = Heuckenlock, Z = Zollenspieker, A = Altengamme)

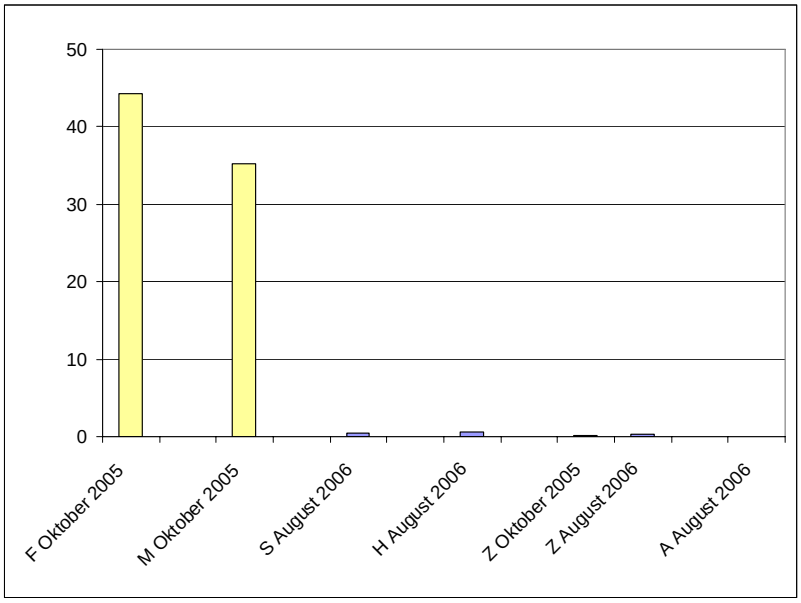


Abbildung 16: Mittlere Gesellschaftsanteile [%] mariner Diatomeen
(F = Fährmannsander Watt, M = Mühlenberger Loch, S = Schweenssand, H = Heuckenlock, Z = Zollenspieker, A = Altengamme)

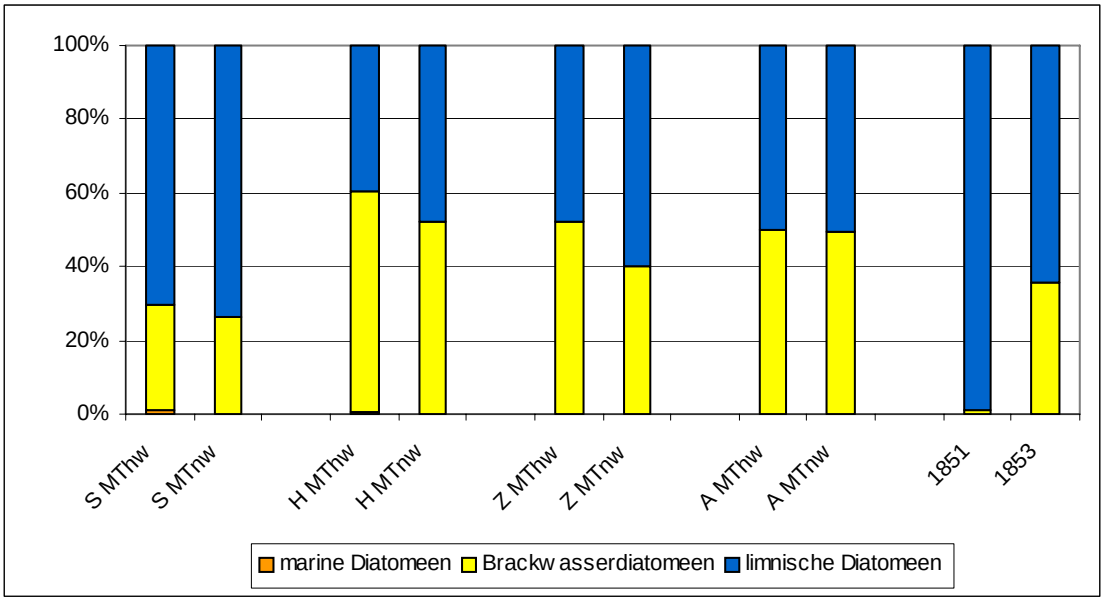


Abbildung 17: Prozentuale Gesellschaftsanteile der Halobiengruppen im August 2006 in den Gesellschaften des Epipsammons
(S = Schweenssand, H = Heuckenlock, Z = Zollenspieker, A = Altengamme, bei Hamburg = historische Proben aus den Jahren 1851 und 1853)

Die starke Präsenz polyhalober (Fährmannsander Watt und Mühlenberger Loch) und mesohalober Diatomeen (Schweenssand bis Altengamme) kommt in der Höhe der Halobienindizes deutlich zum Ausdruck. Mit Werten zwischen 37 und 50 bewegt sich die indizierte Salinität an den beiden erstgenannten Stellen im Bereich der β-Mesohalobie bis in den Grenzbereich zur α-Mesohalobie (Salzgewässer). Die flussaufwärts gelegenen Bereiche sind demgegenüber als α-oligohalob und damit als limnisch zu charakterisieren. Der Typenwechsel ist somit auf diatomologischer Ebene vollständig reproduzierbar. Der mit Abstand geringste Halobienindex

berechnet sich anhand der Gesellschaftsstrukturen des Jahres 1851. Infolge des Vorkommens von Arten mit Präferenz elektrolytarmer Gewässer – der sogenannten haloxenen Diatomeen – nimmt der Halobienindex einzig in dieser Probe einen Minuswert an.

Tabelle 15: Halobienindex und Halobiengruppen
HI = Halobienindex, M [%]= Gesellschaftsanteil mariner Taxa in Prozent, M [T] = Taxazahl mariner Diatomeen, B [%] = Gesellschaftsanteil der Brackwasserdiatomeen in Prozent, M [T] = Taxazahl der Brackwasserdiatomeen

Stelle	**Lage**	**Datum**	**Substrat**	**HI**	**Salinität**	**M [%]**	**M [T]**	**B [%]**	**B [T]**
Fährmannsander Watt	MThw	6.10.2005	Schlick	41,4	β-mesohalob	38,9	13	19,2	19
Fährmannsander Watt	MTnw	6.10.2005	Schlick	49,4	β-mesohalob	49,6	13	14,8	18
Mühlenberger Loch	MThw	6.10.2005	Schlick	41,9	β-mesohalob	33,0	9	21,5	23
Mühlenberger Loch	MTnw	6.10.2005	Schlick	41,4	β-mesohalob	37,3	14	19,4	20
Schweenssand	MThw	2.7.2006	Sand	2,7	α-oligohalob	0,0	0	78,8	5
Schweenssand	MTnw	2.7.2006	Sand	23,1	α-oligohalob	0,9	2	46,2	8
Schweenssand	zw. MThw u. MTnw	2.7.2006	Sand	9,1	β-oligohalob	0,6	2	63,2	10
Schweenssand	MThw	26.8.2006	Sand	15,7	α-oligohalob	1,2	3	28,5	16
Schweenssand	MThw	26.8.2006	Schlick	16,6	α-oligohalob	0,7	1	23,2	22
Schweenssand	MTnw	26.8.2006	Sand	14,5	α-oligohalob	0,2	1	26,3	20
Schweenssand	MTnw	26.8.2006	Schlick	15,8	α-oligohalob	0,4	1	22,3	21
Schweenssand	MTnw	26.8.2006	Stein	23,5	α-oligohalob	0,0	0	30,4	14
Heukenlock	MThw	3.7.2006	Sand	25,0	α-oligohalob	1,4	3	42,2	16
Heukenlock	MThw, im Priel	3.7.2006	Schlick	16,4	α-oligohalob	0,0	0	61,2	14
Heukenlock	MTnw	3.7.2006	Schlick	14,5	α-oligohalob	0,5	1	20,8	12
Heukenlock	MThw	30.8.2006	Sand	26,4	α-oligohalob	0,7	1	59,6	15
Heukenlock	MTnw	30.8.2006	Sand	25,4	α-oligohalob	0,2	1	51,9	12
Heukenlock	MThw, im Priel	30.8.2006	Schlick	18,5	α-oligohalob	0,9	3	20,9	22
Heukenlock	MTnw, im Priel	30.8.2006	Schlick	17,5	α-oligohalob	1,2	3	24,3	24
Heukenlock	MThw	30.8.2006	Stein	26,3	α-oligohalob	0,2	1	65,7	19
Zollenspieker	MThw	3.10.2005	Schlick	26,2	α-oligohalob	0,2	1	49,1	16
Zollenspieker	MTnw	3.10.2005	Schlick	13,7	α-oligohalob	0,2	1	35,3	18
Zollenspieker	MThw	3.10.2005	Sand	20,3	α-oligohalob	0,0	0	56,1	14
Zollenspieker	MTnw	3.10.2005	Sand	15,7	α-oligohalob	0,0	0	44,4	20
Zollenspieker	MThw	9.7.2006	Sand	19,4	α-oligohalob	0,0	0	15,8	8
Zollenspieker	MTnw	9.7.2006	Sand	11,5	α-oligohalob	0,0	0	50,5	8
Zollenspieker	MThw	27.8.2006	Sand	24,4	α-oligohalob	0,0	0	52,3	12
Zollenspieker	MTnw	27.8.2006	Sand	16,5	α-oligohalob	0,2	1	39,8	12
Zollenspieker	MTnw	287.8.2006	Belag	7,9	β-oligohalob	0,4	1	27,3	14
Altengamme	MThw	10.7.2006	Sand	15,2	α-oligohalob	0,0	0	39,9	13
Altengamme	Priel	10.7.2006	Sand	20,9	α-oligohalob	2,0	1	32,4	21
Altengamme	MThw	26.8.2006	Sand	26,7	α-oligohalob	0,0	0	50,0	13
Altengamme	MTnw	26.8.2006	Sand	25,7	α-oligohalob	0,0	0	54,4	11
Altengamme	MTnw	26.8.2006	Schlick	23,0	α-oligohalob	0,0	0	60,3	20
bei Hamburg	keine Angabe	August 1851	Schlick	-1,9	β-oligohalob	0,0	0	0,9	3
bei Hamburg	zur Flut 7,5‘ tief	1853	keine Angabe	25,2	α-oligohalob	0,2	1	38,9	14

3.3 Algenvorkommen im jahreszeitlichen Verlauf

Um Veränderungen im Algenvorkommen im Verlauf der Jahreszeiten (soweit bisher untersucht) darzustellen, wurde basierend auf den am Standort Zollenspieker erhobenen Daten ein saisonaler Ablauf aus den Probenahmen vom Juli und August 2006 und vom Oktober 2005 konstruiert.

3.3.1 Phytobenthos excl. Diatomeen und Charales

Die Anzahl der nachgewiesenen Taxa nahm in dem betrachteten Zeitraum stetig zu, von 10 Taxa im Juli über 12 im August auf 18 Taxa im Oktober. Auch hinsichtlich der Abundanzen zeichnete sich eine Zunahme ab. Einschränkend ist aber zu bemerken, dass diese Angaben zur Abundanz auf subjektiven Schätzwerten basieren.

Hinsichtlich der vorhandenen Algenklassen sind sich die Proben von Juli und Oktober (mit 5 bzw. 6 Algenklassen) sehr ähnlich, während im August eine geringere Diversität (Taxa aus nur 4 Algenklassen) zu beobachten war. Bei dem Vergleich der relativen Anteile der verschiedenen Algenklassen an der jeweiligen Gesamtabundanz zeigte sich, dass die Cyanobakterien (Nostocophyceae) durchgängig mit hohen Anteilen an der Gesamtabundanz vertreten waren (Abb. 18). Tribophyceae waren durchgängig mit geringeren Anteilen vertreten. Die Ulvophyceae waren immer vorhanden, bildeten aber im August besonders große Mengen. Chloro- und Charophyceae traten nur im Juli und im Oktober auf, sie fehlten im August. Die Euglenophyceae traten nur im August und im Oktober auf.

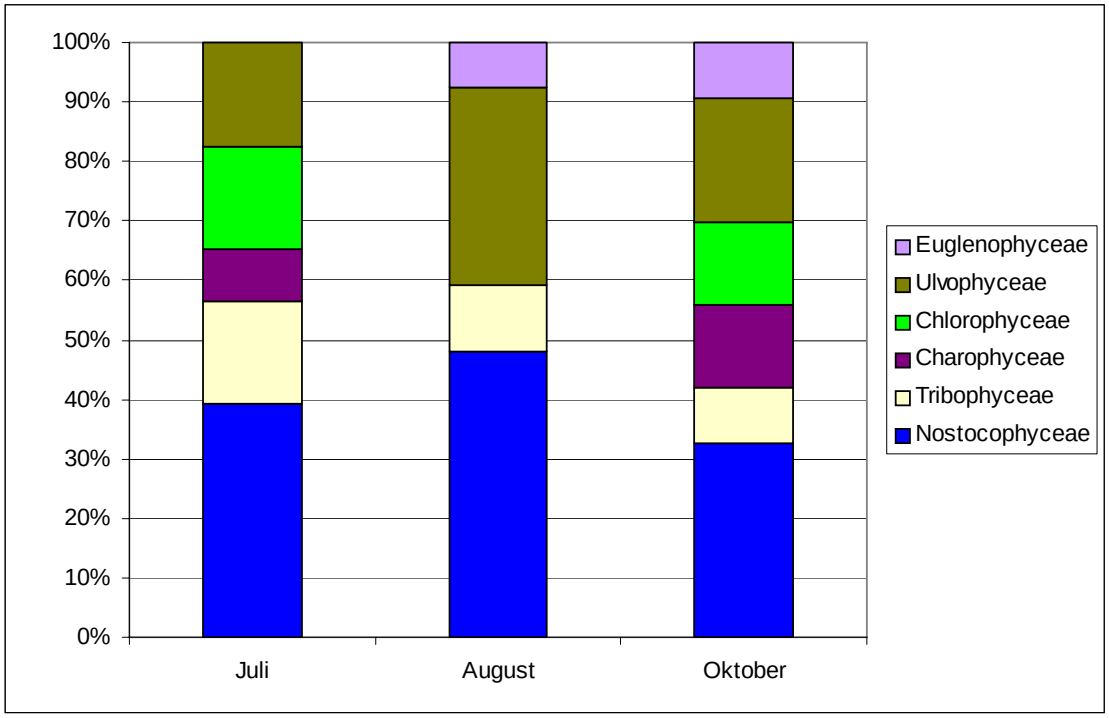


Abbildung 18: Relative Anteile der Algenklassen an der jeweiligen Gesamtabundanz der drei Probenahmen (Juli 2006, August 2006 und Oktober 2005) am Standort Zollenspieker

Setzt man den Vergleich auf Ebene der Taxa fort, so zeigen sich geringe Übereinstimmungen zwischen den Probenahmeterminen. Lediglich *Vaucheria* sp. (*Vaucheria compacta*) konnte zu allen Zeitpunkten nachgewiesen werden. Weitere acht Taxa traten zumindest an zwei der drei

Termine auf (Tab. 16). Dabei herrschte die größte Übereinstimmung zwischen den Probenahmen im August und im Oktober. Fünf Taxa (*Oscillatoria princeps*, *Phormidium* sp., *Phormidium tergestinum*, *Euglena obtusa* und *Rhizoclonium hieroglyphicum*) sind an beiden Terminen nachgewiesen worden. Vermutlich trat auch *Blidingia minima* an den beiden Terminen auf, allerdings wurde sie nur im August 2006 sicher identifiziert.

Die aufgeführten Arten traten an den beiden Terminen August und Oktober mit etwas unterschiedlichen Abundanzen auf. Lediglich *Phormidium* sp. war an beiden Terminen mit derselben Häufigkeit vorhanden. Für *Oscillatoria princeps* muss eine leichte Abnahme der Abundanz von August zu Oktober hin konstatiert werden, während die Abundanzen von *Phormidium tergestinum* und *Rhizoclonium hieroglyphicum* in demselben Zeitraum leicht anstiegen. Eine deutliche Zunahme der Abundanz ist für *Euglena obtusa* festzustellen.

Phormidium taylori trat im Juli und August auf, mit leichter Abnahme der Abundanz zum August hin. *Oedogonium* sp. und *Cladophora glomerata* traten im Juli auf und dann mit etwas geringerer Abundanz wieder im Oktober. Sie fehlten im August.

Tabelle 16: Abundanzen der an den unterschiedlichen Terminen am Zollenspieker übereinstimmend nachgewiesenen Taxa

Taxon	**Juli**	**August**	**Oktober**
Oscillatoria princeps		2	1
Phormidium sp.		3	3
Phormidium taylori	4	3	
Phormidium tergestinum		3	4
Euglena obtusa		1	4
Vaucheria sp.	4	3	4
Oedogonium sp.	4		2
Blidingia minima		3	2 *
Cladophora glomerata	4		3
Rhizoclonium hieroglyphicum		3	4

* unsichere Bestimmung

Weitere 17 Taxa wurden jeweils nur bei einer der drei Probenahmen nachgewiesen. Zudem traten die meisten davon auch nur mit geringen Häufigkeiten (Klasse 1 oder 2 nach SCHAUMBURG et al. 2006) auf.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die Heterogenität der Algenbesiedlung im Verlauf der Jahreszeiten vor allem Taxa betrifft, die nur mit geringen Häufigkeiten auftreten. Betrachtet man die Taxa, die mit größeren Häufigkeiten auftreten, so zeichnen sich aber deutliche Übereinstimmungen insbesondere zwischen den Monaten August und Oktober ab.

3.3.2 Diatomeen

Aussagen zur saisonalen Ausprägung der Gesellschaften sind infolge der zeitlich nahen Probenahmen im Juli und August 2006 nur bedingt möglich. So wurde im Rahmen der vorliegenden Untersuchung lediglich der Sommeraspekt erfasst. Deutliche Unterschiede sind, wie zahlreiche Untersuchungen belegen (z.B. SCHAUMBURG et al. 2004), dagegen erst im Vergleich des oftmals abweichenden Frühjahresaspektes mit dem Sommer- und Herbstaspekt zu erwarten. Entsprechend sind die Unterschiede der Gesellschaftsstrukturen im räumlichen

Vergleich größer als im Vergleich der verschiedenen Entnahmezeiten. Dies gilt auch für die Stelle „Zollenspieker“, für die Daten aus dem Oktober 2005 vorliegen.

4. Bewertung nach WRRL

4.1 Teilkomponente Phytobenthos excl. Diatomeen und Charales

Wie Tab. 17 zeigt, ergibt sich bei Anwendung des PHYLIB-Bewertungsverfahrens (SCHAUMBURG et al. 2006) für fast alle der untersuchten Standorte ein mäßiger ökologischer Zustand (Zustandsklasse 3). Ein guter ökologischer Zustand (Zustandsklasse 2) ergibt sich für den Standort Altengamme im August, während der ökologische Zustand an den Standorten Altengamme und Schweenssand im Juli als unbefriedigend (Zustandsklasse 4) eingeschätzt wird. Diese unterschiedlichen Bewertungen ergeben sich in erster Linie aus der Abundanz der *Vaucheria*-Matten. SCHAUMBURG et al. (2006) werten das Vorkommen von begrenzten Mengen von *Vaucheria* sp. in den karbonatisch geprägten Fließgewässern des Norddeutschen Tieflandes als positiv, während Massenentwicklungen negativ gewertet werden. Die schlechtere Bewertung der Standorte Altengamme und Schweenssand im Juli ergibt sich daraus, dass hier jeweils sehr große Mengen an *Vaucheria* auftraten, die dementsprechend negativ in die Bewertung eingingen. Dagegen wurde bei der Probenahme im August am Standort Altengamme eine geringere Menge von *Vaucheria* sp. festgestellt, die unter dem in SCHAUMBURG et al. (2006) angegebenen Grenzwert liegt und deswegen positiv gewertet wird. Da keine anderen negativ gewerteten Arten in derselben Menge auftraten, ergibt sich für diesen Standort insgesamt ein guter ökologischer Zustand.

Tabelle 17: Bewertung der Standorte nach dem PHYLIB-Verfahren (SCHAUMBURG et al. 2006)

Standort	**Datum der Probenahme**	**Anzahl indikative Taxa**	**Summe indikative Taxa**	**Summe A**	**Summe B**	**Summe C**	**Summe D**	**Index**	**öZkl**
Altengamme	10.07.2006	4	47	0	9	38	0	-30,9	4
Zollenspieker	09.07.2006	5	53	0	36	17	0	17,9	3
Schweenssand	02.07.2006	6	63	0	18	45	0	-21,4	4
Heukenlock, Priel	03.07.2006	5	37	0	24	13	0	14,9	3
Heukenlock, Elbe	03.07.2006	4	31	0	18	13	0	8,1	3
Altengamme	26.08.2006	4	22	0	20	2	0	40,9	2
Zollenspieker	27.08.2006	5	32	0	18	14	0	6,3	3
Schweenssand	26.08.2006	6	33	0	20	13	0	10,6	3
Heukenlock, Priel	30.08.2006	9	31	1	20	10	0	19,4	3
Heukenlock, Elbe	30.08.2006	6	15	0	9	6	0	10,0	3
Zollenspieker	03.10.2005	8	49	0	28	21	0	7,1	3

Dass die Anwendung des PHYLIB-Bewertungsverfahrens für die Wattflächen der Tideelbe nicht angebracht erscheint, wurde bereits in dem Bericht zu den letztjährigen Untersuchungen ausgeführt (ARGE ELBE 2006 a). Für die Teilkomponente „übriges“ Phytobenthos wurden einige Anpassungen vorgeschlagen, die zu einer geeigneteren Bewertung führen sollten. Tab. 18 zeigt die Ergebnisse der Anwendung dieser Anpassungen.

Das modifizierte Bewertungsverfahren führt in vielen Fällen zur Einschätzung eines sehr guten oder guten ökologischen Zustandes der untersuchten Standorte. Dies betrifft die Standorte Heuckenlock (sowohl der Priel als auch die Fläche an der Elbe) und die Probestelle Schweenssand für die Probenahmen im Juli und August. Auch der Standort am Zollenspieker würde im Juli als gut bewertet. Bei vier Probenahmen (Zollenspieker im Oktober 2005 und August 2006, Altengamme im Juli 2006, Schweenssand im Juli 2006) wird der ökologische Zustand als mäßig (Zustandsklasse 3) eingestuft.

Tabelle 18: Bewertung der Standorte nach dem Vorschlag von GUTOWSKI, FOERSTER & HOFMANN (ARGE ELBE 2006 a)

Standort	**Datum**	**Anzahl indikative Taxa**	**Summe indikative Taxa**	**Summe A**	**Summe B**	**Summe C**	**Summe D**	**Index**	**öZkl**
Altengamme	10.07.2006	5	63	0	43	20	0	18,3	3
Zollenspieker	09.07.2006	5	53	0	52	1	0	48,1	2
Schweenssand	02.07.2006	6	63	0	63	0	0	50,0	1
Heukenlock, Priel	03.07.2006	5	37	0	37	0	0	50,0	1
Heukenlock, Elbe	03.07.2006	4	31	0	31	0	0	50,0	1
Altengamme	26.08.2006	5	31	0	22	9	0	21,0	2
Zollenspieker	27.08.2006	7	42	0	27	10	5	8,3	3
Schweenssand	26.08.2006	7	49	1	28	20	0	10,2	3
Heukenlock, Priel	30.08.2006	10	32	1	25	2	4	26,6	2
Heukenlock, Elbe	30.08.2006	7	16	1	13	1	1	37,5	2
Zollenspieker	03.10.2006	11	85	2	46	20	17	-2,4	3

4.2 Teilkomponente Diatomeen

4.2.1 Modul „Trophie-Index und Saprobienindex“

Der Trophie- und der Saprobienindex von ROTT et al. (1997, 1999) wurden für limnische Gewässer entwickelt und sind in natürlich salzbeeinflussten sowie in versalzten Gewässern nur eingeschränkt anwendbar. Bereits ZIEMANN (1970) stellt die Gültigkeit des Saprobiensystems in versalzten Gewässern Thüringens in Frage. Die saprobielle Indikation wurde dennoch auf den Datensatz angewandt, da diese im Verfahren von SCHAUMBURG et al. (2006) ein Modul der Bewertung nach EG-Wasserrahmenrichtlinie im Diatomeentyp 13 (Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes mit Einzugsgebieten über 1.000 km^2) darstellt. Ergänzend ist die Bewertung der trophischen Situation dokumentiert.

Die Spanne der im rezenten Zustand indizierten Trophie reicht vom eu-polytrophen bis poly-hypertrophen Zustand. Dagegen wird in in den historischen Proben eine deutlich geringere trophische Belastung angezeigt (siehe Tab. 19). Gleiches gilt für den Saprobienindex, der sich im aktuellen Datensatz im Bereich der Güteklassen II bis II-III bewegt. Anhand der rein limnischen Gesellschaft von 1851 wird dagegen die Güteklasse I-II an der Grenze zur Güteklasse I indiziert.

Tabelle 19: Trophie-Indizes und Saprobienindizes
(TI = Trophie-Index, SI = Saprobienindex)

Stelle	**Lage**	**Datum**	**Substrat**	**TI**	**Trophie**	**SI**	**Güteklasse**
Fährmannsander Watt	MThw	6.10.2005	Schlick	3,40	polytroph	2,25	II-III
Fährmannsander Watt	MTnw	6.10.2005	Schlick	3,31	polytroph	2,17	II-III
Mühlenberger Loch	MThw	6.10.2005	Schlick	3,25	polytroph	2,34	II-III
Mühlenberger Loch	MTnw	6.10.2005	Schlick	3,29	polytroph	2,39	II-III
Schweenssand	MThw	2.7.2006	Sand	2,96	eu-polytroph	2,24	II-III
Schweenssand	MTnw	2.7.2006	Sand	3,00	eu-polytroph	1,95	II
Schweenssand	zw. MThw u. MTnw	2.7.2006	Sand	3,10	eu-polytroph	2,22	II-III
Schweenssand	MThw	26.8.2006	Sand	3,27	polytroph	2,15	II-III
Schweenssand	MThw	26.8.2006	Schlick	3,06	eu-polytroph	2,07	II
Schweenssand	MTnw	26.8.2006	Sand	2,98	eu-polytroph	2,05	II
Schweenssand	MTnw	26.8.2006	Schlick	3,00	eu-polytroph	1,96	II
Schweenssand	MTnw	26.8.2006	Stein	3,36	polytroph	2,43	II-III
Heukenlock	MThw	3.7.2006	Sand	2,97	eu-polytroph	1,93	II
Heukenlock	MThw, im Priel	3.7.2006	Schlick	3,02	eu-polytroph	2,35	II-III
Heukenlock	MTnw	3.7.2006	Schlick	3,04	eu-polytroph	1,92	II
Heukenlock	MThw	30.8.2006	Sand	2,80	eu-polytroph	1,92	II
Heukenlock	MTnw	30.8.2006	Sand	2,77	eu-polytroph	1,91	II
Heukenlock	MThw, im Priel	30.8.2006	Schlick	3,06	eu-polytroph	2,07	II
Heukenlock	MTnw, im Priel	30.8.2006	Schlick	3,02	eu-polytroph	2,13	II
Heukenlock	MThw	30.8.2006	Stein	3,10	eu-polytroph	2,44	II-III
Zollenspieker	MThw	3.10.2005	Schlick	2,99	eu-polytroph	1,95	II
Zollenspieker	MTnw	3.10.2005	Schlick	3,02	eu-polytroph	1,94	II
Zollenspieker	MThw	3.10.2005	Sand	2,97	eu-polytroph	1,98	II
Zollenspieker	MTnw	3.10.2005	Sand	2,93	eu-polytroph	2,00	II
Zollenspieker	MThw	9.7.2006	Sand	3,62	poly-hypertroph	2,30	II-III
Zollenspieker	MTnw	9.7.2006	Sand	2,92	eu-polytroph	2,19	II-III
Zollenspieker	MThw	27.8.2006	Sand	2,95	eu-polytroph	2,12	II
Zollenspieker	MTnw	27.8.2006	Sand	2,99	eu-polytroph	2,16	II-III
Zollenspieker	MTnw	287.8.2006	Belag	3,05	eu-polytroph	2,25	II-III
Altengamme	MThw	10.7.2006	Sand	3,03	eu-polytroph	2,03	II
Altengamme	Priel	10.7.2006	Sand	3,12	eu-polytroph	2,01	II
Altengamme	MThw	26.8.2006	Sand	3,20	polytroph	2,29	II-III
Altengamme	MTnw	26.8.2006	Sand	2,92	eu-polytroph	1,97	II
Altengamme	MTnw	26.8.2006	Schlick	2,93	eu-polytroph	2,23	II-III
bei Hamburg	keine Angabe	August 1851	Schlick	2,45	eutroph	1,43	I-II
bei Hamburg	zur Flut 7,5‘ tief	1853	keine Angabe	3,07	eu-polytroph	2,07	II

Als Ursache der rezent hohen bis sehr hohen Indizes ist weniger die tatsächliche stoffliche Situation zu vermuten als vielmehr der starke Einfluss des Tidehubs neben dem potenziellen Eintrag allochthoner Schalen aus stromabwärts gelegenen Bereichen. So stellen wechselfeuchte Zustände und die damit einhergehenden Schwankungen des osmotischen Drucks einen stark selektierenden Faktor dar, der den saprobiellen und trophischen Einfluss überprägt und damit die Anwendbarkeit der entsprechenden Bewertungsverfahren stark einschränkt. Aerische Taxa, aber vor allem Brackwasserarten sind an die genannten Verhältnisse in besonderem Maße angepasst, was in der Zusammensetzung der rezenten Gesellschaften deutlich zum Ausdruck kommt. In den Bewertungsverfahren der Trophie und Saprobie sind diesen Arten durchgängig hohe Indikationswerte zugewiesen. So beträgt beispielsweise der Trophiewert von *Navicula erifuga* 2,9, was eu-polytrophen Verhältnissen enspricht und die im Untersuchungsgebiet indizierte hohe Trophie maßgeblich verursacht. Eine relevante Bewertung der trophischen und saprobiellen Situation ist einzig im Falle der rein limnisch geprägten Gesellschaft aus dem Jahr 1851 möglich.

4.2.2 Modul „Referenzarten“

Mit Referenzartenanteilen von 1,7 % bis 31,3 % ergibt sich an den untersuchten Standorten durchgängig eine mäßige bzw. unbefriedigende Qualität (Tab. 20). Auch hier gelten aufgrund der hohen Zahl von Brackwasserarten die bereits formulierten Einschränkungen in der Gültigkeit der Bewertung (vgl. Kap. „Modul Trophie-Index und Saprobienindex“). Deutlich abweichende Verhältnisse ergeben sich für die Probe aus dem Jahr 1851. Die hier vorhandene Süßwasser-Gesellschaft weist einen Referenzartenanteil von 84,7 % auf, was einer sehr guten ökologischen Qualität entspricht.

4.2.3 Gesamtbewertung

Die Gesamtbewertung wurde durch Verschneidung der sich aus den Modulen „Trophie-Index und Saprobienindex“ und „Referenzarten“ ergebenden Kenngrößen ermittelt. Das nach SCHAUMBURG et al. (2006) vorgesehene Modul „Halobienindex“ wurde nicht berücksichtigt, da die Gesellschaften der untersuchten Gewässerstellen infolge der schwankenden Wasserstände hohe Anteile von Arten aufweisen, die an Schwankungen des osmotischen Drucks angepasst sind und eine potenzielle Versalzung in diesem Fall überlagert würde. In der Gesamtbewertung ergibt sich überwiegend eine mäßige ökologische Qualität, in einzelnen Fällen wird die Grenze zum unbefriedigenden Zustand überschritten. In den historischen Proben wird dagegen ein sehr guter bzw. guter Zustand ausgewiesen (Tab. 20).

Tabelle 20: Bewertung der ökologischen Qualität nach SCHAUMBURG et al. (2006)
(R = Referenzarten in %, SI = Saprobienindex, $DI_{FG_}$ = $Diatomeenindex_{Fließgewässer}$, ÖQ = Ökologische Qualität)

Stelle	**Lage**	**Datum**	**Substrat**	**R**	**SI**	**DI_{FG}**	**ÖQ**
Fährmannsander Watt	MThw	6.10.2005	Schlick	5,9	2,25	0,31	unbefriedigend
Fährmannsander Watt	MTnw	6.10.2005	Schlick	5,9	2,17	0,32	unbefriedigend
Mühlenberger Loch	MThw	6.10.2005	Schlick	8,6	2,34	0,30	unbefriedigend
Mühlenberger Loch	MTnw	6.10.2005	Schlick	6,7	2,39	0,29	unbefriedigend
Schweenssand	MThw	2.7.2006	Sand	6,0	2,24	0,31	unbefriedigend
Schweenssand	MTnw	2.7.2006	Sand	17,9	1,95	0,42	mäßig
Schweenssand	zw. MThw u. MTnw	2.7.2006	Sand	10,1	2,22	0,33	unbefriedigend
Schweenssand	MThw	26.8.2006	Sand	13,6	2,15	0,36	mäßig
Schweenssand	MThw	26.8.2006	Schlick	19,8	2,07	0,41	mäßig
Schweenssand	MTnw	26.8.2006	Sand	18,4	2,05	0,40	mäßig
Schweenssand	MTnw	26.8.2006	Schlick	21,7	1,96	0,44	mäßig
Schweenssand	MTnw	26.8.2006	Stein	1,7	2,43	0,25	unbefriedigend
Heukenlock	MThw	3.7.2006	Sand	18,4	1,93	0,43	mäßig
Heukenlock	MThw, im Priel	3.7.2006	Schlick	5,8	2,35	0,29	unbefriedigend
Heukenlock	MTnw	3.7.2006	Schlick	24,0	1,92	0,46	mäßig
Heukenlock	MThw	30.8.2006	Sand	15,8	1,92	0,41	mäßig
Heukenlock	MTnw	30.8.2006	Sand	25,7	1,91	0,47	mäßig
Heukenlock	MThw, im Priel	30.8.2006	Schlick	31,3	2,07	0,47	mäßig
Heukenlock	MTnw, im Priel	30.8.2006	Schlick	22,6	2,13	0,41	mäßig
Heukenlock	MThw	30.8.2006	Stein	9,2	2,44	0,29	unbefriedigend
Zollenspieker	MThw	3.10.2005	Schlick	21,7	1,95	0,44	mäßig
Zollenspieker	MTnw	3.10.2005	Schlick	29,8	1,94	0,48	mäßig
Zollenspieker	MThw	3.10.2005	Sand	18,1	1,98	0,42	mäßig
Zollenspieker	MTnw	3.10.2005	Sand	25,8	2,00	0,45	mäßig
Zollenspieker	MThw	9.7.2006	Sand	4,7	2,30	0,29	unbefriedigend
Zollenspieker	MTnw	9.7.2006	Sand	15,3	2,19	0,36	mäßig
Zollenspieker	MThw	27.8.2006	Sand	12,3	2,12	0,36	mäßig
Zollenspieker	MTnw	27.8.2006	Sand	10,6	2,16	0,35	unbefriedigend
Zollenspieker	MTnw	287.8.2006	Belag	12,7	2,25	0,34	unbefriedigend
Altengamme	MThw	10.7.2006	Sand	17,1	2,03	0,40	mäßig
Altengamme	Priel	10.7.2006	Sand	18,2	2,01	0,41	mäßig
Altengamme	MThw	26.8.2006	Sand	9,3	2,29	0,32	unbefriedigend
Altengamme	MTnw	26.8.2006	Sand	21,5	1,97	0,43	mäßig
Altengamme	MTnw	26.8.2006	Schlick	15,5	2,23	0,36	mäßig
bei Hamburg	keine Angabe	August 1851	Schlick	84,7	1,43	0,85	sehr gut
bei Hamburg	zur Flut 7,5‘ tief	1853	keine Angabe	48,2	2,07	0,55	gut

5. Charakterisierung der Algengesellschaften

Wie in Kap. 3.2.1.4 dargestellt, sind die Unterschiede in der Artenzusammensetzung zwischen den untersuchten Standorten nicht groß. Aus der Beschreibung der Standorte (Kap. 3.1) geht aber hervor, dass sich diese in ihrer Struktur unterscheiden. Es sollte daher geprüft werden, inwieweit sich charakteristische Algengesellschaften definieren lassen, die an spezifische Habitate gebunden sind.

5.1 Phytobenthos excl. Diatomeen und Charales

Für die Betrachtung der Unterschiede in der Artenzusammensetzung in Abhängigkeit vom Habitat wurden die bei jeder Probenahme entnommen Unterproben, nicht die Gesamtbefunde, betrachtet. Insgesamt lagen Artenlisten von 63 Unterproben vor. Zwischen diesen Unterproben bestanden teilweise deutliche Unterschiede in der Artenzusammensetzung. CA-Modelle erreichten hohe Eigenvalues (alle 4 Achsen > 0,4) und die erste Achse des DCA-Modells war 4 Einheiten lang.

Mit einer Korrespondenzanalyse (DCA) wurden die einzelnen Unterproben hinsichtlich ihrer Ähnlichkeit in der Algenbesiedlung sortiert. Für eine weitere Auswertung wurde die Position einer Probe entlang der x-Achse des DCA-Modells zur Einteilung von Gruppen verwendet. Es ergaben sich folgende Gruppen:

- Gruppe 1 besteht aus 24 Proben, die überwiegend von **Sand** und aus dem Bereich nahe der MThw stammen. Charakteristische Arten für diese Gruppe sind die Nostocophyceae *Phormidium taylori*, *Phormidium tergestinum* und die Tribophyceae *Vaucheria* sp.
- In Gruppe 2 wurden 11 Proben einsortiert, die hauptsächlich von **Schlick, Stein oder Holz** und aus dem Bereich nahe zur MTnw stammen. Charakteristische Arten für diese Habitate sind *Oscillatoria* sp., *Oedogonium* sp., *Euglena obtusa* und *Cladophora glomerata*.
- In der Gruppe 3 sind 8 Proben enthalten, die aus verschiedenen Bereichen und von verschiedenen Substraten stammen. Hier lassen sich keine charakteristischen Arten benennen.
- In Gruppe 4 befanden sich 19 Proben, die hauptsächlich von **Stein** und vorwiegend aus dem Bereich nahe zur MTnw stammen. Charakteristische Arten für diese Gruppe sind die Nostocophyceae *Homoeothrix* sp. und *Phormidium* sp., die Bangiophyceae *Bangia atropurpurea* sowie die Ulvophyceae *Blidingia minima*, *Cladophora rivularis*, *Enteromorpha* sp. und *Rhizoclonium hieroglyphicum*.

Zusätzlich zu diesen multivariaten Auswertungen wurde die Excel-Kreuztabelle per Hand nach dem Substrat der Unterprobe und nach der Lage auf der Wattfläche (nahe zur MThw oder zur MTnw) sortiert. Es wurde überprüft, welche Taxa unter welchen Bedingungen mehrfach nachgewiesen werden konnten. Auf diese Weise lassen sich mit den vorliegenden Daten drei Habitate abgrenzen, die sich durch eine charakteristische Algenbesiedlung auszeichnen. Diese Habitate sind in erster Linie durch das Substrat gekennzeichnet (Schlick, Sand, Hartsubstrate). Weiterhin ist die Lage (Nähe zur MThw oder zur MTnw) von Bedeutung, vermutlich, da sich darüber die Expositionsdauer ergibt. Nur austrocknungstolerante Arten können im Bereich der MThw erfolgreich siedeln.

Folgende Habitate weisen eine charakteristische Besiedlung auf:

1. Auf **Sand** aus dem Bereich der **MThw** sind folgende Taxa zu finden:
   Microcoleus vaginatus, Phormidium taylori, Vaucheria sp., *Rhizoclonium hieroglyphicum, Klebsormidium flaccidum und Klebsormidium* sp.
2. Auf **Schlick** aus dem Bereich der **MTnw** tritt vor allem *Euglena obtusa* auf.
3. Auf **Stein oder Holz** traten folgende Taxa besonders häufig auf:
   a) **nur MTnw**: *Homoeothrix* sp., *Microcoleus vaginatus, Oscillatoria* sp., *Oscillatoria princeps, Oedogonium* sp., *Cladophora* sp. und *Cladophora glomerata*.
   b) **sowohl MTnw als auch MThw**: Phormidium sp., *Vaucheria* sp., *Blidingia minina, Cladophora rivularis, Rhizoclonium hieroglyphicum.*
   Dabei sind auf Hartsubstraten aus dem Bereich der MThw keine grundlegend anderen Arten zu erwarten als auf Hartsubstraten aus dem Bereich der MTnw, jedoch ist der Artenreichtum im Bereich der MThw geringer.

Nach beiden Auswertungen tritt im Priel keine grundlegend andere Artenzusammensetzung auf als am Elbufer direkt.

5.2 Diatomeen

Wie in Kap. 3.2.2.4 ausgeführt, weisen die an einem Standort entnommenen Proben eine sehr ähnliche Artenzusammensetzung auf. Daher können mit den vorliegenden Daten keine charakteristischen Gesellschaften, die an bestimmte Habitate gebunden sind, abgegrenzt werden.

5.3 Schätzung der aktuellen Flächenausdehnung der Gesellschaften

Nachdem die Bindung einiger Arten an Substrat und Lage am Standort belegt ist, soll nun versucht werden, über Schätzungen der Flächen Einschätzungen über die Gewichtung der Gesellschaften zu erhalten.

Als Substrate waren an den untersuchten Probestellen vor allem Sand und Schlick vorhanden, weiterhin traten Hartsubstrate wie Steine bzw. Blöcke und Holz auf. Diese Substrate waren an den einzelnen Probestellen mit unterschiedlichen Anteilen vertreten (Tab. 21).

Tabelle 21: Prozentuale Anteile der jeweiligen Substrate an der gesamten beprobten Fläche

Standort	Sand	Stein u. Block	Schlick
Altengamme	80	20	0
Zollenspieker	30	10	60
Heuckenlock, im Priel	30	10	60
Heuckenlock, zur Elbe hin	90	10	
Schweenssand, westlich der BAB	55	5	40
Schweenssand, östlich der BAB	75	5	20

Nach den bisherigen Einschätzungen dominierte am Standort **Altengamme** vorwiegend Sand. Am **Zollenspieker** waren sowohl Sand als auch Schlick vorhanden. Hier war eine räumliche Trennung auffällig. Zum Fluss hin befand sich eine vorgelagerte Sandbank, dahinter ein großflächiges Schlickwatt. Die Schlickfläche fällt auch bei Niedrigwasser nicht komplett trocken, sondern bleibt recht feucht. In den zahlreichen kleinen Vertiefungen des Schlickwattes bestehen Restpfützen. Eine ähnliche räumliche Gliederung zeichnet den Standort **Heuckenlock** aus, bei dem die Probestelle direkt an der Elbe vorwiegend Sand, die Probestelle im Priel dagegen vorwiegend Schlick aufwies. Der Standort **Schweenssand** zeichnet sich durch ein Mischwatt aus. Nachdem in den 1930er Jahren zum Bau der Bundesautobahn (BAB) an der gesamten hier untersuchten Fläche eine meterdicke Moorschicht abgetragen und mit Sand aufgeschüttet worden war, hat sich in der Zwischenzeit Schlick darauf abgelagert. Dabei sind die Schlickablagerungen in dem Bereich westlich der BAB (im Juli beprobt) stärker - vielleicht, weil dieser Bereich durch seine Lage stromabwärts von den Brückenpfeilern bei ablaufendem Wasser vor der Strömung geschützt ist.

Im Vergleich zu den im letzten Jahr beprobten Flächen am Mühlenberger Loch und Fährmannsander Watt sind die Schlickflächen der in diesem Jahr untersuchten Standorte wesentlich geringer ausgebildet. Es ist sogar anzunehmen, dass es sich an den in diesem Jahr untersuchten Standorten nirgendwo um reines Schlickwatt handelt. Vermutlich liegt der Schlick nur oberflächlich über Sandboden und es entsteht Mischwatt. Dafür spricht, dass sich die Algengesellschaften nur schwer voneinander abgrenzen lassen. Stein, Block und hölzerne Buhnen waren immer nur in geringen Anteilen vertreten. Diese Substrate wurden an den untersuchten Standorten durchweg vom Menschen eingebracht, natürlicherweise sollten sie gar nicht vorkommen. Natürliche Totholzbestände und pflanzliches Material konnten nicht gefunden werden.

6 Diskussion

6.1 Angewandte Methoden

Die bisher angewandten Methoden der **Probenahme** waren abgestimmt auf begehbare Wattflächen, die bei Niedrigwasser trocken fallen. Bereits im letzten Jahr zeigte sich, dass auf diese Weise großflächige und sehr mächtige Schlickwattflächen nicht beprobt werden können. Eine repräsentative Erfassung des „übrigen“ Phytobenthos ist dann problematisch, wenn die zu beprobende Wattfläche sehr groß und/oder räumlich stark gegliedert ist. Trotz dieser Schwierigkeiten war eine Erfassung der Algenflora an den Standorten erfolgreich. Die räumliche Gliederung konnte durch zusätzliche Probenahmen berücksichtigt werden (Heuckenlock, Priel und Elbe).

Nicht erfasst werden konnte die Algenbesiedlung in angrenzenden **Habitaten** wie Auwald, Sümpfen etc. Es erscheint fraglich, ob diese Bereiche auf Grund der schwierigen Begehbarkeit in der beschriebenen Art und Weise beprobt werden können. Hierfür müssten ganz eigene Methoden entwickelt werden.

Die **Kartierung** der *Vaucheria*-Bestände gelang mit dem Kartierrahmen gut, war aber relativ zeitaufwändig. Die differenzierte Bewertung der Bestände wird aber für ein zukünftiges Bewertungsverfahren wesentlich sein. Über Möglichkeiten zur Vereinfachung, wie zum Beispiel eine Reduktion der Abundanzklassen, kann erst entschieden werden, wenn die Funktion dieser Daten für eine Bewertung geklärt ist. Grundsätzlich erfasst die hier angewendete Methode nur den oberflächlichen *Vaucheria*-Bewuchs. Die tiefer im Substrat liegenden, farblosen Fäden, aus denen sich der *Vaucheria*–Rasen regenieren kann, werden nicht erfasst.

Die hier durchgeführte Probenahme der **Diatomeen** ermöglicht keine klare Trennung in Schlick- und Sand-Gesellschaften, da an den Standorten meist ein Mischwatt vorhanden war. Die getrennte Erfassung der verschiedenen Gesellschaften wäre aber für die Entwicklung eines Bewertungsverfahrens vermutlich hilfreich. Ob eine Differenzierung der Gesellschaften durch eine mechanische Trennung der Substrate nach Korngrößen (pers. Mitt. Kies) erreicht werden kann, müsste noch geklärt werden.

Als sehr problematisch anzusehen ist auch die **Schätzung der Substratflächen**, die zunächst subjektiv erfolgte und dann anhand von Luftbildern korrigiert wurde. Für eine differenzierte Bewertung werden später objektive Kriterien für die Bestimmung der Flächengröße anzuwenden sein. Dabei ist die Möglichkeit eines Rückgriffes auf vorhandene Kartierungen, wie sie in Form der Biotopkartierung Elbe-Ost vorliegen, noch abzuklären. Es bleibt die Frage, ob in einer solchen Kartierung alle für das Phytobenthos relevanten Flächen erkannt und berücksichtigt sind. Außerdem ist der anteilige Bezug zwischen vorhandenem Substrat und tatsächlich vorhandenem Algenbewuchs noch völlig unklar.

Für die **mikroskopische Analyse** des „übrigen“ Phytobenthos war es sehr vorteilhaft, dass die Proben nach der Probenahme sehr schnell analysiert werden konnten und nur selten auf fixiertes Material zurückgegriffen werden musste. Die Organismen sind im Präparat zwischen den Sedimenten häufig nur schwer erkennbar. Lebendes Material kann in etwas Standortwasser eine Zeitlang in Petrischalen gehältert werden. Die für die Tideelbe so charakteristischen beweglichen Organismen (fädige Blaualgen und Flagellaten) kriechen dann nach einiger Zeit auf die Sedimentoberfläche und sind von der Oberfläche in fast reinem Bestand abzunehmen.

Für die **Bestimmung** des übrigen Phytobenthos ist, wie bereits im vorjährigen Bericht angegeben, das Fehlen spezifischer Bestimmungsliteratur problematisch. Charakteristische Arten des Übergangsbereichs von der limnischen zur brackigen Zone bleiben daher oft in der Bestimmung unsicher. Dies zeigt sich z.B. an der Angabe vieler Taxa auf Gattungsebene für das „übrige“ Phytobenthos. Demgegenüber liegt für die Diatomeen mit der Arbeit von WITKOWSKI et al. (2000) ein relativ weitreichendes Bestimmungswerk der Flora brackiger und mariner Habitate vor.

Die differenzierte **Auswertung** der Daten mit Hilfe der Unterbefunde belegt die kleinräumige Heterogenität der Algenbesiedlung. Eine Aufsummieren der Unterbefunde jeder Probenahme zu einem Gesamtbefund pro Standort, wie sie das PHYLIB-Verfahren fordert, könnte diesen Aspekt verwischen. Ein genauere Betrachtung der einzelne Strukturen dieser großflächigen, aber in unterschiedliche Bereiche gegliederten Landschaft ist für eine Bewertung unabdingbar.

Mit den hier durchgeführten Probenahmen konnte der **zeitliche A**spekt nur unzureichend erfasst werden. Dies ist gerade für ein hochdynamisches System, wie es die Tideelbe darstellt, ein Manko.

Die Analysen der **historischen Diatomeenproben** bieten die seltene Möglichkeit, die Zusammensetzung der benthischen Diatomeengesellschaften in der Tideelbe zu beschreiben, wie sie vor mehr als 150 Jahren ausgebildet war. Die hier bearbeiteten zwei historischen Proben dokumentieren einen Zeitabschnitt, in dem die Elbe – wenngleich bereits strukturell verändert und punktuell stofflich belastet - ihrem natürlichen Zustand noch nahe kam. Für eine fundierte Rekonstruktion reichen aber zwei Proben nicht aus. Eventuell steht in anderen Sammlungen weiteres Material aus diesem Zeitabschnitt zur Verfügung. Eine weitere Möglichkeit besteht darin, von herbarisierten submersen Makrophyten Material zu entnehmen und die epiphytisch lebenden Diatomeen zu analysieren.

6.2 Vorhandene Bewertungsverfahren

Organismengesellschaften reagieren auch auf unbekannte Umwelteinflüsse, die durch die derzeit üblichen chemisch-physikalischen Messgrößen und –verfahren nicht erfasst werden. Dies ist für das Umweltmanagement eines Ästuars mit einem großen Einzugsgebiet von unschätzbarem Vorteil. Die Deutung dieser Veränderungen ist allerdings oft schwierig, da die Organismen auf eine große Vielfalt von Faktoren integrierend reagieren und zusätzlich miteinander in Wechselwirkung stehen. Es ist daher wichtig, sich bei der Nutzung von Bioindikatoren auf charakteristische Organismengruppen zu beziehen.

Benthische Algen leisten unter geeigneten Bedingungen einen großen Teil der Primärproduktion und sind daher eine wesentliche Komponente in Fließgewässern. Sie akkumulieren anorganischen Phosphor und Stickstoff und stellen damit wichtige „sinks“ für diese Nährstoffe dar. Aufgrund ihrer im Vergleich zu den Makrophyten kürzeren Generationszeiten reagieren sie relativ schnell auf Veränderungen in der chemischen Zusammensetzung des Wasserkörpers. KELLY & WHITTON (1998) geben an, dass Phytobenthos-Gemeinschaften die Verhältnisse im Gewässer über einen Zeitraum von mehreren Wochen bis einigen Monaten indizieren. Im Gegensatz zu Makrophyten sind Algen in der Regel das ganze Jahr über im Gewässer vorhanden, so dass Aussagen im Jahresverlauf getroffen werden können. Eine

kurze Zusammenstellung der verschiedenen, gängigen Verfahren findet sich z.B. in SCHMEDTJE et al. (2001).

Es existieren anerkannte und vielfach genutzte Verfahren, mit denen anhand der aktuellen Zusammensetzung der Diatomeengesellschaft Rückschlüsse auf die Trophie und Saprobie des Gewässers gezogen werden können (ROTT et al. 1997, 1999, SCHMEDTJE et al. 1998). Auch Versauerungseffekte (CORING 1993, 1999) sowie Salzeinflüsse (HOFMANN 1997, ZIEMANN 1971, ZIEMANN et al. 1999) können anhand von Diatomeen nachgewiesen werden. Seit einigen Jahren können die Diatomeen auch zur Bewertung des ökologischen Zustands von Fließgewässern und Seen genutzt werden, wie nach EG-Wasserrahmenrichtline vorgeschrieben (SCHAUMBURG et al. 2006).

Die Anwendung der existierenden Bewertungsverfahren auf die untersuchten Wattflächen muss aber kritisch hinterfragt werden. Durch das Trockenfallen der Wattflächen bei Niedrigwasser sind die Algen hier einem hohen osmotischen Stress ausgesetzt. Daher finden sich in diesem Bereich viele aerische oder subaerophytische Taxa, die in den bisherigen Bewertungsverfahren entweder gar nicht enthalten sind oder die dort auf Grund ihrer großen Toleranz hinsichtlich der ökologischen Parameter als Anzeiger schlechter Verhältnisse (erhöhte Trophie und Saprobie) genutzt werden. Diese Problematik wird besonders bei der Anwendung der Bewertungsverfahren für die Kieselalgen deutlich. Hier schreibt die Europäische Norm (EN 13946) die Beprobung von dauerhaft untergetauchten Substraten (möglichst Steinen) vor. Die Anwendung des Verfahrens ist daher hier nicht normgerecht. Andererseits sind die untersuchten Wattflächen charakteristisch für diesen Fliessgewässertyp und können nicht ignoriert werden.

Für die Arten des „übrigen“ Phytobenthos existieren bisher nur wenige Bewertungsverfahren, obwohl diese Taxa mitunter ebenfalls sehr sensibel auf verschiedene Faktoren reagieren. So zeigten SCHAUMBURG et al. (2004, FOERSTER in Vorb.), dass Veränderungen in der Zusammensetzung der Gemeinschaften des „übrigen“ Phytobenthos sowohl mit der organischen Belastung als auch mit dem Nährstoffgehalt der Gewässer korreliert waren. In Deutschland gibt es für die Algen des „übrigen“ Phytobenthos zur Zeit keine differenzierten Möglichkeiten einer Trophie- oder Saprobiebewertung. Allerdings wurde ein den Anforderungen der EG-Wasserrahmenrichtlinie (EU 2000) gemäßes Bewertungsverfahren für Fließgewässer entwickelt (SCHAUMBURG et al. 2006). Ein Verfahren, das alle benthischen Algen für die Bewertung von Fließgewässern nutzt, liegt auch für Österreich vor. Nach diesem Verfahren ist sowohl eine Trophie- und Saprobiebewertung als auch eine Bewertung gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie möglich (ROTT et al. 1997, 1999, PFISTER & PIPP 2005). In den USA wurde eine Indikation der pH-Verhältnisse anhand von Taxa, die in Deutschland dem „übrigen“ Phytobenthos zugerechnet würden, erarbeitet (VERB & VIS 2005). Alle bisher entwickelten Bewertungsverfahren stehen aber in engem Bezug zu ihrer Datenbasis und damit zu der Landschaft, aus der sie heraus entwickelt wurden.

6.3 Darstellung der für das Phytobenthos der Tideelbe relevanten Umweltfaktoren

Wie ZIMMERMANN-TIMM (1999) schreibt, sind die Organismen in Ästuaren auf relativ kleinem Raum einer Vielzahl von abiotischen und biotischen Wechselwirkungen ausgesetzt und benötigen komplexe Anpassungsmechanismen. Dies gilt auch für den hier untersuchten Abschnitt der Tideelbe.

Als photoautotrophe Organismen sind benthische Algen auf ein ausreichendes Angebot von **Licht** angewiesen. Die Algen der unterschiedlichen Klassen verfügen über akzessorische Pigmente, die Licht verschiedener Wellenlängen optimal ausnutzen. Daher findet sich in Seen ebenso wie an Meeresküsten eine charakteristische Tiefenzonierung der Algen (KANN & SAUER 1982, ROUND 1968). Die meisten Fließgewässer sind jedoch zu flach, als dass sich eine solche Tiefenzonierung ausbilden könnte. Wieviel Licht am jeweiligen Standort für die Algen zur Verfügung steht, hängt bei kleineren Fließgewässern von den Uferstrukturen und von der Ufervegetation ab. Die Lichtbedingungen an den Standorten der Tideelbe sind sehr unterschiedlich. Zwischen Makrophytenbeständen ist das Lichtangebot gering, während es auf den lichtoffenen Wattflächen extrem groß sein kann. Beide Bedingungen stellen für Algen Stressoren dar. Dies gilt ebenso für die Trübung des Wassers, u.a. durch hohe Aggregatkonzentrationen, und die damit verbundene starke Reduktion des Lichtes, die zu einer schnellen Begrenzung der Photosynthese in tieferen Bereichen des Fliessgewässers führt. Generell gelten Rotalgen als eher schattenliebend (ZUCCHI & NECCHI 2001), während Grünalgen (STEINMAN & MCINTIRE 1987), Kieselalgen (HOLMES & WHITTON 1981) und Arten der Gattung *Vaucheria* oft lichtoffene Standorte bevorzugen (ENSMINGER et al. 2005).

Wachstum und Reproduktion der Organismen ist ohne eine ausreichende Versorgung mit **Nährstoffen** nicht möglich. Die lange phylogenetische Geschichte der Algen und die Vielfalt von Arten, die an die Besiedelung extremer Standorte angepasst sind, zeugen von ihrer Anpassungsfähigkeit an unterschiedlichste Nährstoffbedingungen. Wie bereits dargestellt, wird die Zusammensetzung von Algengesellschaften zur Indikation der Nährstoffgehalte genutzt. In einem Ästuar wie dem der Tideelbe stehen im Allgemeinen genug Nährstoffe zur Verfügung. Die Versorgung der benthischen Formen mit diesen Nährstoffen ist aber vom Wechsel der Gezeiten abhängig. Die mögliche Aufnahme und Verarbeitung der Nährstoffe ist wiederum vom physiologischen Zustand der Organismen und ihrer Lichtversorgung abhängig. Dabei spielen Lichtintensität und diurnale Rhythmen eine wichtige Rolle. Die Versorgung von Nährstoffen ist auch abhänging von der Verfügbarkeit **organischer Stoffe** im Wasserkörper. Diese ist in der Tideelbe zum einen abhängig von natürlichen Prozessen, wie z.B. dem jahreszeitlich bedingten Abbau der Makrophytenbestände. Zum anderen kommen auch antropogen beeinflusste Prozesse zum Tragen (erhöhte Produktion durch Nährstoffeintrag).

Die **Salinität** hat entscheidenden Einfluss auf den physiologischen Zustand der Zellen. Im untersuchten Bereich sind die Algen (zumindest zeitweise) einer erhöhten Salinität ausgesetzt. Auch wenn der betrachtete Bereich als „limnisch“ eingeschätzt wird, da die Salinität unter 0,5 PSU liegt, ist der Freiwasserkörper mit Leitfähigkeitswerten von 800 - 1.600 µS/cm sehr elektrolytreich (ARGE ELBE 2000). Zudem ist offen, inwiefern Salinitätsmessungen bzw. Angaben zur Leitfähigkeit aus dem Freiwasserkörper auf die Verhältnisse am Boden übertragen werden können. Dort können (allerdings vermutlich zeitlich dynamisch und kleinräumig heterogen) viel größere Konzentrationen auftreten. Es gibt nur wenige Taxa, die stärkere Wechsel der Salinität ertragen können. Meist sind dies Taxa, die auch stärkerer **Austrocknung** Stand halten können. Eine Trennung beider Faktoren wäre aber für eine

Gewichtung der Taxa in einem Bewertungssystem einer Landschaft wie der der Tideelbe notwendig. Differenzierte Informationen zur Reaktion der Organismen wären eventuell durch Versuche zu erhalten, bei denen die Änderungen der Algengesellschaften auf den Wattflächen unter definierten Belastungen analysiert werden können (pers. Mitt. Riedel-Lorjé).

Aufgrund ihrer vielfältigen Lebensformen besiedeln benthische Algen ein breites Spektrum von **Substraten**. Folgende Substrate erscheinen für die Tideelbe besonders wichtig: Stein, Schlick und Sand sowie pflanzliches Material bzw. Holz. Diese Materialien weisen unterschiedliche Charakteristika auf, die für die Besiedlung mit benthischen Algen bedeutsam sind.

- **Schlick** ist sehr feinkörnig und hält daher die Feuchtigkeit gut. Durch seinen hohen Wassergehalt ist die Wärmeleitfähigkeit gering. Daher erwärmt er sich an der Oberfläche bei guter Witterung durch Sonneneinstrahlung schnell. Die tieferen Schichten bleiben aber sehr kühl. Es entsteht ein großer Wärmegradient. Durch die geringe Reflexion sind die unteren Schichten des Schlickes dunkel, sodass für Algen nur in einer dünnen Schicht genügend Licht für die Photosynthese vorhanden ist (GESSNER 1957). Erschwerend kommt die schlechte Durchlüftung des Materials hinzu. Schlick besitzt einen hohen Anteil an organischem Material und enthält daher einen höheren Nährstoffgehalt (P). Da das Material durch seinen Wassergehalt relativ schwer ist, wird es eher durch Wasserbewegungen als durch Windeinfluss umgelagert. Insgesamt sind Schlickflächen stabiler als Sandflächen. Auf Schlick sind vor allem kleinwüchsige, bewegliche Formen von Algen zu finden, die sich schnell an wechselnde Umweltbedingungen anpassen können. Als Algengruppen kommen die monadalen Grünalgen (Volvocales), Augenflagellaten (Euglenophyceae) und Diatomeen in Frage.

- **Sand** ist als Material wesentlich grobkörniger als Schlick und hält die Feuchtigkeit schlecht. Durch seinen geringen Wassergehalt ist die Wärmeleitfähigkeit hoch. Daher erwärmt sich Sand bei guter Witterung durch Sonneneinstrahlung sowohl an der Oberfläche als auch in tieferen Schichten schnell. Insgesamt ist das Material gut durchlüftet. Durch die hohe Reflexion der Sandkörner ist auch in tieferen Schichten ausreichend Licht für eine Photosynthese vorhanden. Allerdings ist das Material sehr leicht und kann durch Wind und Wasserbewegung leicht umgelagert werden. Da es nährstoffarm ist, bietet es nur Spezialisten eine ausreichende Versorgung. Viele Cyanobakterien sind zum Beispiel in der Lage, Stickstoff aus der Luft zu binden. Bewegliche Arten können sich zudem in die Schichten mit jeweils optimalen Licht- und Feuchtigkeitsbedingungen bewegen. Eine andere Strategie besteht darin, das Substrat zu verfestigen, um sich so vor Verdriftung zu schützen. So bildet z.B. *Vaucheria* ein Geflecht von Fäden, das als „Sedimentationsfalle“ wirkt. Durch das positiv phototrope Wachstum der Fäden können sich die Bestände bei Übersandung wieder erneuern. Die Bestände entwickeln sich durch Zygoten von *Vaucheria*, die in etwas tieferen Schichten im Sand, einige Zentimeter unterhalb der Oberfläche, vorliegen. Über solche Zygoten können sich Bestände auch regenerieren, wenn die „Teppiche“ z.B. nach einem Sturm vom Untergrund abgetrennt wurden (SCHULZ 1993).

- Festes Material, wie **Stein oder Block,** bietet festsitzenden Formen einen optimalen Schutz gegen Verdriftung. Nur bei sehr großen Fließgeschwindigkeiten (Hochwasser, Sturmfluten) werden Steine oder gar Blöcke umgelagert und aus ihrer stabilen Position gehoben. Allerdings sind die Lebensbedingungen für benthische Algen je nach Lage am Substrat sehr unterschiedlich. Bei Sonnenexposition müssen die Organismen hohe Lichtintensitäten und Austrocknung ertragen können. Auch werden sie nicht mit Nährstoffen versorgt. Bei Wasserbedeckung verringern sich die Lichtintensitäten dramatisch. Dafür ist eine Aufnahme von Nährstoffen aus dem Wasser möglich. Durch den regelmäßigen Tidewechsel ist ein Zeitgeber für Änderungen der physiologischen Bedingungen gegeben.

Die Arten müssen also extremen physiologischen Stress ertragen können. Daher handelt es sich meist um sehr tolerante Taxa. Auf festem Substrat sind vor allem krustenförmige, fädige oder thallöse Wuchsformen zu erwarten. Diese Formen sind auf Steinen an sehr unterschiedlichen Stellen zu finden. So kommt *Bangia* an strömungsexponierten, möglichst regelmäßig überfluteten Stellen vor, während andere Arten eher an strömungsabgewandten Seiten der Steine zu finden sind. Für **Holz** gelten ähnliche Bedingungen, wie sie für festes Substrat bereits besprochen wurden. Allerdings sind die Bedingungen je nach Lage des Substrates am Standort unterschiedlich. Hölzerne Buhnen an Standorten der Tideelbe bieten festsitzenden Algen einen stabilen Untergrund. Da Holz länger die Feuchtigkeit speichert, ist die Austrocknungsgefahr im Vergleich zu steinernem Material etwas geringer. Aber auch bei Holz hängt die Lichtverfügbarkeit und die Nährstoffversorgung von der Lage am Standort und von der Tide ab. Frei im Wasser liegendes Holz bietet bei gleichzeitiger guter Versorgung mit Wasser teils eine gute Exposition zum Licht, birgt aber auch die Gefahr der leichteren Verdriftung. Viele Algen siedeln auf **pflanzlichem Material** wie submersen Algen oder höheren Pflanzen. Jedoch liegen kaum Daten darüber vor, inwieweit epiphytische Taxa auf bestimmte Arten spezialisiert sind. Die verschiedenen Organismen scheinen aber den aufsitzenden Algen sehr unterschiedliche Möglichkeiten zu bieten. So ist *Vaucheria* fast nie mit Epiphyten bewachsen. Eventuell bieten bei diesen Algen die Zellwände nicht genug Halt. Dafür spricht, dass vor allem ältere Abschnitt von *Cladophora* mit dicker ausgebildeten Zellwänden gut bewachsen werden. Inwieweit allogene Stoffe der Substratorganismen eine Rolle spielen, ist unseres Erachtens unbekannt.

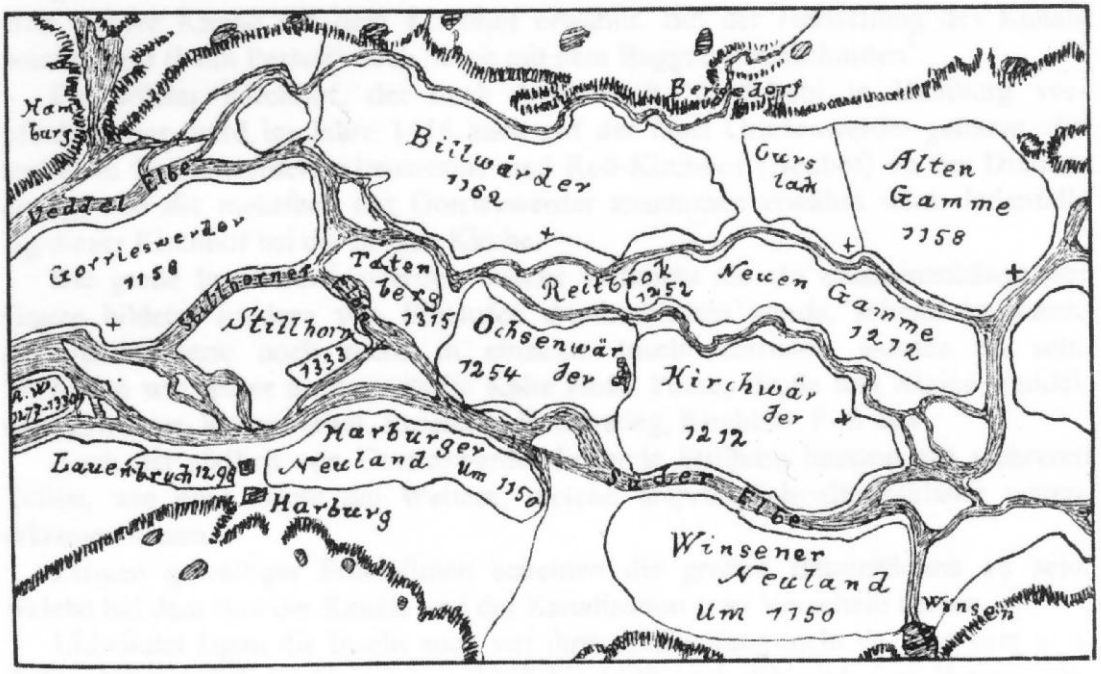
Neben dem für eine Besiedlung zur Verfügung stehenden Substrat ist die **Fließgeschwindigkeit** des Wassers ein weiterer wichtiger Faktor. Eine gewisse Strömung ist lebensnotwendig, da durch die Wasserbewegung ständig neue Nährstoffe herangeführt werden, während zu hohe Fließgeschwindigkeiten und turbulente Strömung durch Abrieb oder Abreißen zur mechanischen Zerstörung der Algen führen können (RAVEN 1992, STEVENSON et al. 1996). Erste Informationen über die Optima unterschiedlicher Arten sind Arbeiten von SCHÖNBORN (1996) und HORNER et al. (1990) zu entnehmen. Sie zeigen, dass *Cladophora glomerata* ein optimales Wachstum bei bei Fließgeschwindigkeiten von 50 cm/s aufweist, während sich *Phormidium* sp. und *Mougeotia* sp. bei 20 cm/s besonders gut entwickeln. Inwieweit Algentaxa durch **Strömung** im Wachstum gefördert bzw. gehemmt wird, ist bisher nur wenig bekannt. In der hier untersuchten Fliessgewässerlandschaft führt der Tideeinfluss zu einer periodischen Strömungsumkehr mit kurzzeitigen Stauwasserphasen. Diese **Gezeitenwechsel** mit einer im Durchschnitt geringen Fließgeschwindigkeit versorgen die Organismen einerseits mit immer neuen Nährstoffen. Andererseits entziehen sie den Organismen in festem Zeittakt das Wasser und setzten sie unter Trockenstress. Inwieweit die Tide für die pflanzlichen Organismen als Zeitgeber fungiert, ist noch nicht gut verstanden. Bei marinen Organismen kann sie z.B. Fortpflanzungsphasen koordinieren.

Insgesamt müssen die Arten auch an **extreme Wetterlagen** angepasst sein.

Die hier beschriebenen Lebensbedingungen fordern von den benthischen Organismen spezielle Strategien, die ihnen ein Überleben ermöglichen. Überdauerung bzw. Regeneration sind Teile dieser Strategie.

6.4 Darstellung der Standorte anhand von historischem Kartenmaterial oder von Beschreibungen

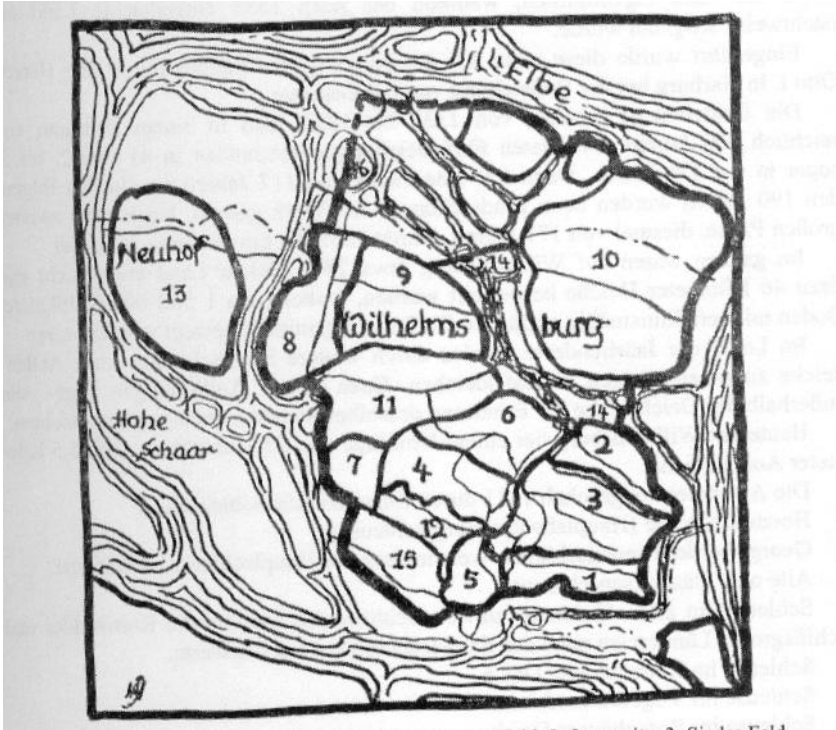
Die hier untersuchten Standorte liegen in der Elbmarsch, einer durch die Weichsel-Eiszeit geprägten Landschaft. Sie formte ein durch die Harburger und Hamburger Geestabhänge begrenztes Urstromtal, in dem die Elbe heute fließt. Nach Abnahme der Schmelzwässer entstand durch Sedimentationsprozesse ein Stromspaltungsgebiet mit Sandbänken, Flussarmen, Brüchen, Sanddünen, Röhrichtgürteln und ausgedehnten Auenwäldern. Diese Gebiet war durch einen hohen Grundwasserspiegel und regelmäßige Überschwemmungen geprägt. Unter dem oberen Sandboden befindet sich eine 6-8 m dicke Moorschicht (REINSTORF 2003).



Bedeichte Elbinseln

Abbildung 19: Bedeichte Elbinseln (aus REINSTORF 2003)

Der Mensch besiedelte und formte diese Landschaft seit dem Mittelalter. Die historische Karte (Abb. 19) gibt einen Eindruck dieser Landschaft, wie sie vor 1330 vermutlich ausgesehen hat. Durch Zusammendeichungen entstand in der Zeit von 1333 bis 1852 die erst 1672 nach dem Herzog Georg Wilhelm zu Braunschweig-Lüneburg benannte Elbinsel Wilhelmsburg, eine der größten Flussinseln Europas (Abb. 20, siehe dazu auch die detaillierten Ausführungen bei REINSTORF 2003). Abbildung 21, eine aktuelle Luftaufnahme des Gebietes, dokumentiert die einschneidenden Veränderungen zum heutigen Zeitpunkt.



Die 16 Einzelbedeichungen Wilhelmsburgs: 1. Altes Feld, 2. Jenerseite, 3. Siedes Feld, 4. Neues Feld, 5. Finkenriek, 6. Schönes Feld, 7. Schlüsgrove, 8. Reiherstieg, 9. Rotehaus, 10. Georgswerder, 11. Bauwiese, 12. Kornweide, 13. Neuhof, 14. Höveln, 15. Schweineweide, 16. Nördlicher Teil der Insel.

Abbildung 20: Die 16 Einzeldeichungen Wilhelmsburgs (aus REINSTORF 2003)

Abbildung 21: Die aktuelle Ansicht Wilhelmsburgs
(Quelle: http://de.wikipedia.org/wiki/Bild:Elbinsel_Wilhelmsburg_mit_Stadtteilen.jpg)

Durch die Eindeichungen und Regulation der Flussläufe wurden die natürlichen Verhältnisse stark verändert. Ein wichtiges Charakteristikum war die starke Variabilität der Landschaft: Hochwasser, Sturmfluten, Gezeiten etc. veränderten ständig die Habitate. Die dort lebenden Organismen hatten sich an diese wechselnden Bedingungen angepasst. Diese Variabilität wurde unterbunden. Auch die räumliche Heterogenität der Landschaft wurde stark eingeschränkt. Zudem verringern die angelegten Uferbefestigungen die vormals enge Verzahnung des Fließgewässers mit der umgebenden Aue. Auch auf dem „Festland“ wurde die ursprüngliche, kleinräumig gegliederte Landschaft vereinheitlicht. Insbesondere die Auwälder mussten der Kulturlandschaft weichen. Heute sind an der Tideelbe nur geringe Flächen mit naturnahem Auenwald bedeckt.

Der Tidehub war in dem betrachteten Gebiet zunächst gering. Um 1700 lag er vermutlich bei 50 cm (pers. Mitt. Riedel-Lorjé). Erst mit dem Ausbau des Hamburger Hafens nahm der Einfluss der Tide auch oberhalb Hamburgs zu. In der Zeit um 1850 ist für die Elbe oberhalb Hamburgs ein Tidehub von weniger als 2 m anzunehmen – heute liegt er bei über 3 m. Wie in Kap. 6.3 dargelegt, wirkt sich die Tide in mehrerlei Hinsicht auf das Phytobenthos aus.

Wie im Entwurf des Steckbriefs vom Typ 20 (Subtyp Tideelbe) beschrieben (ARGE ELBE 2006b), war der natürliche Zustand der Tideelbe durch eine reichhaltige kleinräumige Gliederung und einen großen Strukturreichtum gekennzeichnet. Während an einigen Stellen schnellfließende Bereiche und tiefe Kolke ausgebildet waren, war das Gewässer an anderen Stellen so flach, dass einige Inseln zu Fuß erreicht werden konnten (pers. Mitt. Riedel-Lorjé). Heutzutage ist eine derartige strukturelle Vielfalt nicht mehr anzutreffen. Die Gewässerbreite ist in dem betrachteten Abschnitt zwischen dem Wehr Geesthacht und Hamburg-Harburg recht einheitlich. Auch das Tiefenprofil ist zugunsten der Schiffbarkeit einheitlich gestaltet und vertieft. Es finden sich keine Inseln im Fluss und Strukturen wie Sandbänke sind nur an einigen Stellen ausgebildet. Die Strömungsverhältnisse werden von den Tiden dominiert.

Die beschriebenen natürlichen Strukturen, wie Inseln, Sandbänke oder Kolke, können sich unter den heutigen Bedingungen auch nicht neu bilden. Durch die Befestigung der Ufer wird das Gewässer auf ein Gerinne festgelegt, so dass die vormals charakteristische Dynamik mit der häufigen Verlagerung von Gerinnen komplett gestoppt wurde. Teil der Uferbefestigung sind die Buhnen, die an vielen Stellen errichtet wurden. Sie schützen die Deiche vor Beschädigungen. Sie bündeln das Wasser zur Strommitte. Dadurch steigt der Wasserspiegel und die Fließgeschwindigkeit nimmt zu, wodurch das Versanden des Fahrwassers verhindert wird und das Flussbett weiter vertieft wird. Dies ist für die Gewährleistung der Schiffbarkeit von Vorteil. Nachteilig wirkt es sich aber auf den Grundwasserspiegel aus. Dessen Absenkung hat besonders negative Folgen für die Auwälder, die auf einen hohen Grundwasserspiegel angewiesen sind. Ein weiterer Effekt der Errichtung von Buhnen liegt in der Schaffung von Flächen, in denen sich Sedimente absetzen können. Diese Sedimente enthalten teilweise größere Mengen von organischen und anorganischen Nährstoffen. Zusätzlich kann dieser Schlamm mit Schadstoffen belastet sein. So finden sich aktuell mitunter deutliche Mengen von Schwermetallen, Pflanzenschutzmitteln und anderen vom Menschen produzierten Chemikalien (Kohlenwasserstoffe, Arsen, DDT, PCB u.ä., siehe ARGE ELBE 2006 c) im Freiwasser der Elbe. Die Schadstoffe werden ebenso wie die im Freiwasser befindlichen Nährstoffe durch Aggregate gebunden und abgelagert. Durch Wasserbewegungen werden sie ständig wieder aufgewirbelt und durch chemisch-physikalische Prozesse freigesetzt. Daher ist die Nährstoffverfügbarkeit auf den Wattflächen nicht anhand der Angaben aus dem Freiwasser zu ermitteln.

Weitere umfassende historische Studien sind notwendig, um ein historisch begründetes Leitbild auch für die benthischen Algen zu entwickeln. Im Rahmen der hier durchgeführten Auswertungen wurden Karten des Untersuchungsgebietes aus den 1930er Jahren (verfügbar im Landesbetrieb für Geoinformation und Vermessung Hamburg) und Luftbilder aus den 1920er sowie 1950er Jahren (verfügbar im Staatsarchiv Hamburg) gesichtet. Darauf waren keine auffälligen strukturellen Unterschiede der Standorte im Vergleich mit dem heutigen Zustand zu erkennen. Das Buhnenfeld am Standort Zollenspieker war bereits in den 1920er Jahren auf dieselbe Weise wie heute ausgebildet. Auch die Standorte Altengamme und Heuckenlock haben sich strukturell in dem betrachteten Zeitraum offensichtlich nicht verändert. Eine massive Veränderung ergab sich nur für den Standort Schweenssand. Dort wurde für den Bau der Autobahn in den 1930er Jahren die meterdicke Moorschicht im Untergrund abgetragen und mit Sand aufgefüllt.

Aus den historischen Luftbildaufnahmen wird deutlich, dass unterschiedliche Nutzungen des Umlandes eine Rolle spielen können. So ist für den Standort Heuckenlock zu erkennen, dass in den 1920er Jahren die Flächen abgesehen von einigen Baumreihen recht offen waren und anscheinend fast gänzlich landwirtschaftlich genutzt wurden (Felder und Viehweiden). Auf den Bildern aus den 1950er Jahren wird dann ersichtlich, dass die Flächen stärker mit dichter Vegetation bestanden sind. Offensichtlich ist der am Heuckenlock ausgebildete Auwald nicht ursprünglich, sondern entwickelte sich erst nach Aufgabe der Landwirtschaft.

Unterschiede zwischen der aktuellen Situation und dem historisch begründeten Leitbild bestehen also vor allem hinsichtlich der Struktur, der Belastungssituation und der historischen Entwicklung der Landschaft.

Zur Beschreibung der aktuellen Landschaft siehe folgende Seiten im Internet:

http://www.elbetreff.de/
http://www.geschichtswerkstatt-wilhelmsburg.de/data/geschichtswerkstatt/index.php
http://de.wikipedia.org/wiki/Hamburg-Wilhelmsburg
http://www.ochsenwerder.de/
http://www.arikah.net/enzyklopadie/Auwald
http://de.wikipedia.org/wiki/Heinrich_H%C3%Bcbbe

6.5 Hypothesen zum Algenvorkommen am historischen Standort

Wie im Steckbrief für die Tideelbe beschrieben, stand den benthischen Algen eine wesentlich größere Fläche zur Besiedlung zur Verfügung (ARGE ELBE 2006 b). Dafür lassen sich mehrere Gründe anführen. Durch die Vielzahl von Seiten- und Totarmen im Stromspaltungsgebiet des Flusses war insgesamt eine größere Fläche von Wasser bedeckt. Die Uferbereiche der Gewässer wiesen eine deutlich geringere Neigung auf. Dadurch waren Gewässersohle und Ufer einem wesentlich geringeren mechanischen Stress ausgesetzt, sodass submerse Makrophyten bis weit in den Fluss hinein wachsen konnten. Auch die Trübung des Elbwassers war geringer, so dass das einfallende Licht bis zur Gewässersohle durchdringen konnte. In diesen dauerhaft überfluteten Flachwasserbereichen konnte sich das Phytobenthos gut entwickeln. Zusätzlich führte die enge Verzahnung mit dem Umland zur Ausbildung großflächiger Sumpf- und Auenwald-Gebiete, in denen perennierende oder ephemere Kleinstgewässer vorhanden waren. Die Größe der nur zeitweise überfluteten Wattflächen am Ufer lässt sich nicht mit Sicherheit bestimmen. Vermutlich aber waren die Wattflächen nicht

frei von Vegetation, so wie sie es heute weitgehend sind. Die Schilfbestände reichten wohl weit in das Wasser des Flusses hinein (pers. Mitt. Riedel-Lorje).

Als Substrat stand benthischen Algen vermutlich mehr Sand als Schlick zur Verfügung. Eine ausgeprägte Vegetation submerser Makrophyten konnte sich ausbilden, so dass Habitate für strömungssensible meta- und epiphytische Algen, wie zum Beispiel Arten der Gattungen *Cymbella* und *Gomphonema*, vorhanden waren. Auch Totholz war als Substrat vorhanden, jedoch können zur Zeit keine Aussagen hinsichtlich der Menge (und damit der relativen Bedeutung dieses Substrattyps) getroffen werden. Steine waren vermutlich in weitaus geringerem Maße als heute im Gewässer zu finden. Es kamen also epipsammisch, epipelisch, epixylisch und metaphytisch lebende Taxa vor. Diese Arten waren sicherlich an eutrophe, aber nicht hypertrophe Zustände angepasst. Das Maß der saprobiellen Belastung muss noch geklärt werden. Die Zusammensetzung der einen historischen Diatomeenprobe weist auf eine deutlich geringere organische Belastung hin. Durch angrenzende und tieferliegenden moorigen Schichten war zudem ein dystropher Einfluss auf das System gegeben, der gleichfalls in der Diatomeenprobe von 1851 zum Ausdruck kommt. Dieser Einfluss reichte sicher bis in den Auwald hinein. Ob die Gesellschaften im Makrophytenbereich bis zum Fluss hin von ihm geprägt wurden, ist unsicher.

Um welche Arten der Gesellschaften es sich im einzelnen handelt, kann aus den aktuell erhobenen Ergebnissen nicht abgeleitet werden, da die Standorte inzwischen völlig verändert sind. So ist Auwald oder Sumpf fast gar nicht mehr vorhanden. Weiterhin finden sich keine dauerhaft untergetauchten Flachwasserbereiche, so wie sie früher typisch waren. Aufgrund der starken Trübung und der zeitweise hohen Strömung in der Elbe sind vermutlich nur sehr geringe Bereiche unterhalb der mittleren Tideniedrigwasserlinie (MTnw) für eine Besiedlung mit benthischen Algen geeignet. Stattdessen stellen heutzutage die Wattflächen wichtige Habitate dar. Auf diesen Flächen aber herrschen aufgrund des Tideeinflusses grundlegend andere Bedingungen. Das Trockenfallen der Wattflächen bei Niedrigwasser und die damit einhergehende Exposition der Algen ist aus ökologischer Sicht ein wesentlicher Faktor, der die Artenzusammensetzung entscheidend beeinflusst.

Erste Hinweise auf das historisch vorhandene Arteninventar können aus der Auswertung des historischen Diatomeenmaterials abgeleitet werden. Dabei zeigte sich eine geringe Übereinstimmung zwischen den aktuell und den historisch vorhandenen Diatomeengesellschaften.

6.6 Ansätze für ein Bewertungsverfahren

Wie in Kapitel 6.5 ausgeführt, ist die Entwicklung eines Bewertungsverfahrens, das den historischen Zustand als Referenz annimmt, mit den vorliegenden Daten nicht möglich. Die aktuell vorhandenen Habitate (v.a. Wattflächen) sind von den für den Referenzzustand anzunehmenden Habitaten (dauerhaft untergetauchte Flachwasserbereiche) gänzlich verschieden.

Jedoch ist die Entwicklung eines solchen historisch begründeten Bewertungsverfahrens auch nicht unbedingt notwendig. Die EG-Wasserrahmenrichtlinie gibt für die Beschreibung der Referenzsituationen verschiedene Möglichkeiten vor. So kann die Referenz entweder „raumbasiert“ (durch aktuelle Beprobung von Referenzgewässern) oder „modellbasiert“ entwickelt werden. Bei der modellbasierten Entwicklung ist neben der Betrachtung des historischen Ablaufs auch ein in die Zukunft gerichtetes Modell denkbar, bei dem ausgehend von dem aktuellen Zustand und unter Berücksichtigung der Autökologie der Organismen Aussagen zur Zusammensetzung der Referenzbiozönose konstruiert werden.

Die Tideelbe gilt vorläufig als erheblich veränderter Wasserkörper („heavily modified“). Nach den Maßgaben der WRRL ist an diesen Gewässern nicht der aktuelle ökologische Zustand, sondern das ökologische Potenzial zu bewerten. Der dafür geeignete Referenzzustand, das höchste ökologische Potenzial, ist nach PODRAZA (2006) die optimale Situation unter den gegebenen naturräumlichen Bedingungen und unter Beibehaltung der anthropogenen Nutzung. Die bisher verfügbaren Bewertungsverfahren (wie z.B. das PHYLIB-Verfahren, SCHAUMBURG et al. 2006) sind für eine Beurteilung des ökologischen Potenzials und damit für eine Bewertung von erheblich veränderten Gewässern nicht geeignet. Eigenständige Bewertungsverfahren für erheblich veränderte Gewässer bestehen noch nicht.

Weiterhin berichtet PODRAZA (2006), dass bei einem EU-weiten Workshop zu dieser Thematik angesichts der sehr engen zeitlichen Vorgaben der WRRL empfohlen wurde, aktuell nicht in erster Linie eine exakte Definition des höchsten ökologischen Potenzials für den jeweiligen Wasserkörper zu erarbeiten, sondern zunächst ökologische Verbesserungsmaßnahmen zu planen und umzusetzen, um sich so dem guten ökologischen Potenzial zu nähern. Parallel zu diesen Maßnahmen sollten Untersuchungen der Fauna und Flora stattfinden, aus denen dann in der Folge Bewertungsverfahren für erheblich veränderte Gewässer entwickelt werden können (PODRAZA 2006).

Für die Tideelbe und unter Berücksichtigung der Qualitätskomponente Phytobenthos wären Maßnahmen zu begrüßen, die dazu führen, dass dauerhaft untergetauchte Flachwasserbereiche entstehen. Idealerweise entwickelt sich in diesen Bereichen eine submerse Makrophyten-Vegetation. Die Strömungs- und Tiefendiversität der Elbe sollte zunehmen und der Trübungsgrad des Wassers verringert werden. In den Uferbereichen sollten sich Sumpf und Auwald auf einer ausreichenden Fläche entwickeln können. Insgesamt sollte die Tideelbe eine strukturreiche räumliche Gliederung aufweisen, wie im folgenden Modell dargestellt (Abb. 22). Dabei können vier Kompartimente unterschieden werden:

- Fluss
- Ufer mit Wattflächen
- von Prielen durchzogene Makrophytenbestände
- Auwald

Jedes Kompartiment zeichnet sich durch eine jeweils eigene, charakteristische Algenbesiedlung im Referenzzustand aus. Hinweise auf die Zusammensetzung der Gesellschaften können z.B. aus den Angaben zur Autökologie der benthischen Taxa abgeleitet werden, so wie dies im Steckbrief zur Tideelbe geschehen ist (ARGE ELBE 2006 b) und in der Abb. 22 dargestellt wird. Weitere Hinweise zum Algenvorkommen könnten aus der umfangreichen Arbeit von BEHRE (1961) gewonnen werden, der in den 1950er Jahren über mehrere Jahre hinweg die Algenvegetation (excl. Diatomeen) in der Unterweser und ihren Zuflüssen erfasst hat. Von besonderem Vorteil ist, dass BEHRE die auftretenden Algengemeinschaften nach verschiedenen Habitaten differenziert darstellt. Da er neben dem eigentlichen Weserlauf auch die verschiedenen Zuflüsse (Hamme, Wümme, Lesum, Hunte, Geeste) untersucht hat, konnte er Aussagen zur Algenbesiedlung von vielfältigen Habitattypen treffen. Jedoch ist bei der Übertragung der Ergebnisse auf die heutige Zeit zu beachten, dass die Gewässer damals teilweise in viel stärkerem Maße durch organische Stoffe verschmutzt waren.

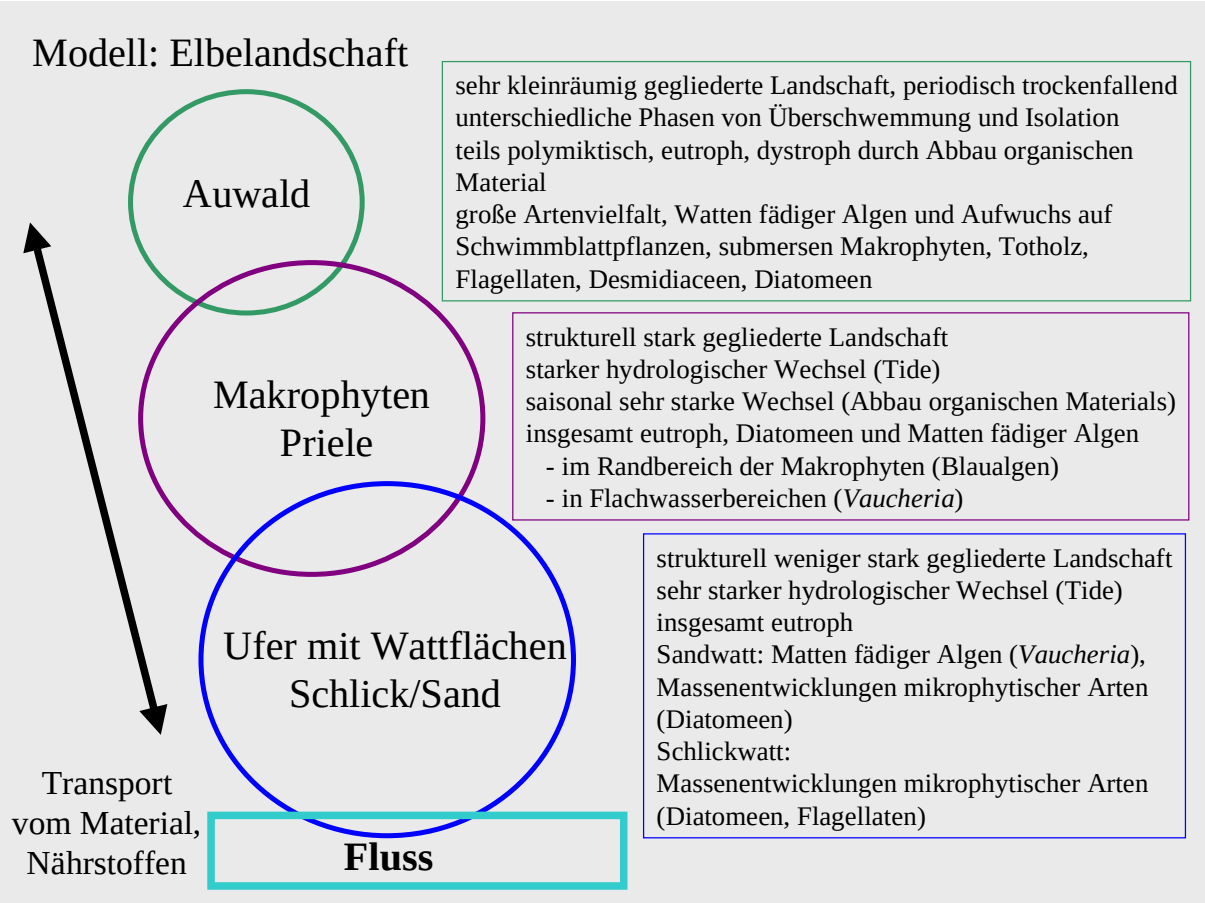


Abbildung 22: Modell einer räumlichen Gliederung der Elbelandschaft

Diese räumliche Gliederung muss bei der Entwicklung eines Bewertungsverfahrens für die Tideelbe berücksichtigt werden. Vermutlich wäre es sinnvoll, zunächst für jedes Kompartiment eine Bewertung zu erarbeiten, die dann als Metrik in eine Gesamtbewertung eingeht. Die für die einzelnen Kompartimente erreichten Bewertungsmetriken könnten dabei z.B. durch einen Faktor, der die Größen der jeweils zur Verfügung stehenden Flächen berücksichtigt, gewichtet werden.

Die bisher durchgeführten Untersuchungen geben Aufschluss über die aktuelle Algenbesiedlung für den Uferbereich mit Wattflächen. Ansatzweise wurde auch das Algenvorkommen in den Prielen und in den Makrophytenbeständen erfasst. Aussagen zur Algenvegetation im Auwald sind nicht möglich.

Betrachtet man die eigenen Ergebnisse der Untersuchungen der Wattflächen, so ist Folgendes für ein zukünftiges Bewertungsverfahren dieses Moduls relevant.

- Die Nutzung der Elbe zur Schifffahrt führt zur Ufererosion, da durch die Schiffsschrauben weitreichende Unterwasserwellen ausgelöst werden. Infolgedessen werden die Sande unter den Röhrichtbeständen freigelegt (GUNKEL 1994, S. 43). Auf diesen freien Sandflächen können Höhere Pflanzen nicht siedeln. Hier befinden sich *Vaucheria*- Matten, die das Substrat stabilisieren und damit der Ufererosion entgegenwirken. Bei zu starker Wellenbewegung werden die Rasen, vom Substrat abgetrennt und wie Teppiche aufgerollt (siehe Abb. 3d). Ein Bewertungsverfahren sollte in jedem Fall das Maß der Bedeckung mit *Vaucheria* berücksichtigen.

- Weiterhin müsste in einem Bewertungsverfahren die kleinräumige Gliederung der Wattflächen differenziert betrachtet werden. Anhand der vorliegenden Daten konnte eine charakteristische Algenbesiedlung dreier Habitate ermittelt werden.

Zur Entwicklung eines Bewertungsverfahrens wäre es sinnvoll, für alle Kompartimente Algengesellschaften zu beschreiben und in ihrer Bindung an entsprechende Lebensbedingungen zu definieren. Wichtig wäre es dann, die bedeutenden Faktoren zu ermitteln, die Veränderungen dieser Gesellschaften bewirken. Veränderungen in der Algengemeinschaft könnten zum Beispiel durch experimentelle Ansätze (Anlegen von Mesokosmen oder gezielte Beeinflussung von Teilbereichen der Wattflächen) erforscht werden. Damit könnten auch Veränderungen im Sinne einer Verschlechterung des ökologischen Potenzials erfasst werden und so die Skala einer Beurteilung nach unten hin erweitern. Eine weitere Möglichkeit wären begleitende Untersuchungen der Phytobenthos-Biozönose in Bereichen der Tideelbe, an denen Umbaumaßnahmen das ökologische Potenzial verbessern sollen. Auf diese Weise würde die Skala im Sinne einer Verbesserung nach oben hin erweitert. Damit könnten Schwierigkeiten der durchgeführten Untersuchungen überwunden werden, die durch den sehr einheitlichen aktuellen Zustand der Algenvegetation entstanden sind.

Für eine abschließende Gesamtbewertung könnte eine Art „Diversitätsindex“ geschaffen werden, der die Anzahl und die Ausprägung der vorhandenen unterschiedlichen Algengesellschaften berücksichtigt.

7 Fazit

In den hier vorgestellten Arbeiten wird das Vorkommen von benthischen Algen als Teil der biologischen Qualitätskomponente „Makrophyten und Phytobenthos“ auf den Wattflächen im limnischen Bereich der Tideelbe im Oberflächenwasserkörper (OWK) Elbe Ost untersucht.

Sie schließen sich an die im Jahr 2005 durchgeführten Untersuchungen an (ARGE ELBE 2006 a), in denen das Phytobenthos exemplarisch an drei Standorten an der Tideelbe in den OWK Ost, Hafen und West erfasst wurde. Diese Arbeiten dienten der Entwicklung geeigneter Probenahmemethoden sowie einer ersten Bestandsaufnahme. Eine versuchsweise Anwendung des für Binnengewässer entwickelten PHYLIB-Bewertungsverfahren (SCHAUMBURG et al. 2004, 2006) scheiterte daran, dass auf den Wattflächen nur wenige der Algenarten angetroffen werden können, die für eine Bewertung nach dem PHYLIB-Verfahren relevant sind. Zudem bestehen mehrere grundsätzliche Bedenken bei der Anwendung des PHYLIB-Verfahrens für die Bewertung der Tideelbe. So gilt das Verfahren weder für erheblich veränderte noch für tidebeeinflusste Gewässer. Daher gibt es in diesem Verfahren auch keinen biozönotisch definierten Fließgewässertyp, dem die Tideelbe zugeordnet werden kann. Ohne eine solche gesicherte Zuordnung ist eine Bewertung des ökologischen Zustandes nicht möglich. Weiterhin wurde die Probenahme an der Tideelbe auf den periodisch trocken fallenden Wattflächen durchgeführt. Das PHYLIB-Verfahren und alle sonst gängigen Bewertungs-Indizes im Teilbereich Diatomeen beziehen sich aber auf Probenahmen von dauerhaft untergetauchten Flächen. In Anlehnung an das PHYLIB-Verfahren wurde für die Teilkomponente „übriges“ Phytobenthos ein Vorschlag für eine Bewertung der Wattflächen der Tideelbe entwickelt, welcher sich im Wesentlichen an dem aktuellen Algenvorkommen am Standort Zollenspieker orientierte.

Um die Datenlage zu verbessern, wurde im Jahr 2006 das Vorkommen von benthischen Algen an vier Standorten im OWK Elbe Ost an zwei Terminen im Laufe des Sommers erfasst. Weiterhin sollten Überlegungen zur Bewertung der Standorte und des Oberflächenwasserkörpers angestellt werden. Dafür sollten die durch Phytobenthos indizierten Faktoren sowie die Zuverlässigkeit des Phytobenthos als Anzeiger für Belastungsänderungen herausgearbeitet werden.

Da für die Probenahme und die mikroskopische Analyse zur Bestimmung der Arten dieselben Methoden wie im Vorjahr angewendet wurden, konnten für die statistische Auswertung die im Jahr 2006 erhobenen Daten von acht Probenahmen mit den im Jahr 2005 am Standort Zollenspieker gewonnenen Daten kombiniert werden. Insgesamt wurden 215 Diatomeentaxa sowie 37 Taxa aus acht Klassen des „übrigen“ Phytobenthos nachgewiesen. Beim „übrigen“ Phytobenthos dominierten hinsichtlich der Taxazahlen und der Abundanzen die Cyanobakterien und die Ulvophyceae. Auch *Vaucheria* (Tribophyceae) war durchgängig an allen Standorten vorhanden und bildete oft bedeutsame Mengen aus. Bei den Diatomeen reichten Taxazahlen und Diversitäten der Gesellschaften über extrem weite Spannen und erreichen stellenweise sehr hohe Werte. Von den 215 nachgewiesenen Arten erreichten lediglich drei Taxa (*Navicula erifuga*, *Navicula gregaria*, *Navicula pupula*) maximale Anteile von über 25 % und können als Aspektbildner gelten. Aufgrund ihres steten Vorkommens müssen insbesondere *N. erifuga* und *N. gregaria* als Charakterarten der rezenten Gesellschaften benannt werden. Betrachtet man die mittleren Gesellschaftsanteile mit ihren Schwankungsbreiten, so zeigen diese eine stark ausgeprägte kleinräumige Heterogenität an. Die meisten der festgestellten Phytobenthos-Taxa gelten bezüglich der trophischen und saprobiellen Situation als tolerant; viele zeigen Eutrophierung bzw. einen mäßigen bis unbefriedigenden saprobiellen Zustand an. Neben rein limnischen Taxa traten auch Taxa mit

einer limnisch-brackigen oder marin-brackigen Verbreitung auf. Die untersuchten Standorten zeigten eine sehr ähnliche Artenzusammensetzung.

Die Anwendung des PHYLIB-Verfahrens für die Bewertung der Wattflächen der Tideelbe ist aus mehreren Gründen nicht angebracht.

- Im Teilbereich Diatomeen nutzt das PHYLIB-Verfahren u.a. eine gezielte Indikation der trophischen und saprobiellen Verhältnisse. Jedoch überlagern sich auf den periodisch trockenfallenden Wattflächen Effekte von Austrocknung, Salinität, Saprobie und Trophie. An wechselfeuchte Zustände angepasste Taxa werden in den gängigen Bewertungsverfahren als Anzeiger einer hohen stofflichen Belastung angesehen. Daher ist nicht zu entscheiden, ob die für die untersuchten Flächen ermittelten hohen bis sehr hohen Index-Werte für Trophie und Saprobie auf hohe stoffliche Belastung oder auf durch Austrocknung hervorgerufene Schwankungen des osmotischen Drucks zurückzuführen sind. Eine gezielte Indikation der trophischen und saprobiellen Verhältnisse auf den Wattflächen kann daher nicht mit den für Binnengewässer entwickelten Methoden durchgeführt werden. Dafür müssen ästuartypische Zeigerwerte erarbeitet werden.

- Für den Teilbereich „übriges“ Phytobenthos beruht das PHYLIB-Bewertungsverfahren auf einer dem jeweiligen Gewässertyp angepassten Einstufung der Arten in die vier Bewertungskategorien. Da tidebeeinflusste Gewässer bei der Entwicklung des PHYLIB-Verfahrens nicht berücksichtigt wurden, liegt eine solche Einstufung der hier nachgewiesenen Arten noch nicht vor. Bei Verwendung der Bewertungskategorien, die im PHYLIB-Verfahren für karbonatisch geprägte Fließgewässer im Norddeutschen Tiefland aufgestellt wurden, ergeben sich unterschiedliche Bewertungsergebnisse für die verschiedenen Standorte. Diese Unterschiede sind in erster Linie auf die unterschiedlichen Abundanzen der *Vaucheria*-Beläge zurückzuführen. Im PHYLIB-Verfahren werden Massenentwicklungen dieser Alge negativ bewertet. Für die Wattflächen der Tideelbe ist diese Betrachtung sicher nicht gerechtfertigt. Im letzten Jahr wurde ein Vorschlag zur Einstufung der auf den Wattflächen nachgewiesenen Taxa der Tideelbe entwickelt, wodurch eine Bewertung dieser Standorte ermöglicht werden sollte (ARGE ELBE 2006 a). Da dieser Vorschlag aber stark an den seinerzeit aktuell am Standort Zollenspieker vorkommenden Taxa ausgerichtet war, ergab sich damit eine zu gute Bewertung für alle im OWK Ost untersuchten Standorte.

Um ein eigenständiges und belastbares Bewertungsverfahren für die Tideelbe entwickeln zu können, müssen verlässliche Aussagen zur Zusammensetzung der Phytobenthos-Biozönose unter Referenzbedingungen getroffen werden. Die Referenz kann auf verschiedene Weise ermittelt werden. Zum einen kann durch aktuelle Beprobung von Referenzgewässern ein räumlich basiertes Bewertungsverfahren entwickelt werden. Zum anderen kann der Referenzzustand durch historisch oder theoretisch begründete Modelle beschrieben werden.

Die Entwicklung eines räumlich basierten Bewertungsverfahrens für die Tideelbe war aufgrund der großen Ähnlichkeiten in der Artenzusammensetzung an den bearbeiteten Standorten nicht möglich.

Daher wurde anhand von historischen Karten sowie weiteren Beschreibungen versucht, die für das Phytobenthos wesentlichen Charakteristika der Standorte in der Zeit um 1850 abzuleiten. Jedoch lassen sich daraus keine belastbaren Aussagen zum Artvorkommen ableiten. Im Teilbereich Diatomeen konnten nach Recherchen in verschiedenen historischen Sammlungen zwei Proben aus den 1850er Jahren ausfindig gemacht werden.

Die Artenzusammensetzung dieser Proben unterscheidet sich deutlich von der der aktuellen Proben. Dabei weist das individuenreiche Vorkommen von aerophilen und/oder mesohaloben Arten in der Probe von 1853 auf die bereits damals vorhandenen starken Wasserstandsschwankungen hin. In der Probe aus dem Jahr 1851 findet sich eine gänzlich abweichende Gesellschaft mit typischen Süßwasserformen des Epipsammons. Während die dominanten Arten überwiegend als alkaliphil zu charakterisieren sind, finden sich unter den Begleitarten in der Gesellschaft überraschend viele Taxa, die elektolytarme Gewässer bevorzugen und zum Teil sogar als dystraphent gelten. Wenngleich nur individuenarm vertreten, kann ihr Vorkommen als Hinweis auf einen dystrophen Einfluss in der damaliger Zeit gewertet werden. Für die Interpretation der historischen Proben problematisch ist aber, dass die Artenzusammensetzung beider Proben sehr unterschiedlich ist und genaue Angaben zum beprobten Habitat fehlen. Vermutlich war damals die räumliche Heterogenität der Landschaft sehr ausgeprägt. Für das „übrige“ Phytobenthos lässt sich wahrscheinlich kein gut erhaltenes Material aus der fraglichen Zeit finden. Insgesamt ist mit den vorliegenden Daten die Entwicklung eines Bewertungsverfahrens mit Bezug auf eine historisch abgeleitete Referenz nicht möglich

Bei der modellbasierten Herangehensweise ist es auch denkbar, ausgehend von dem aktuellen Zustand und unter Berücksichtigung der Autökologie Aussagen zur Zusammensetzung der Referenzbiozönose zu konstruieren. Daher wurde ein Modell der strukturräumlichen Gliederung der Tideelbe und ihrer Uferbereiche entwickelt, welches die Grundlage für ein zukünftiges Bewertungsverfahren darstellen kann. Allerdings lassen sich über diesen modellbasierten Ansatz zur Zeit nur sehr allgemeine Aussagen formulieren. So stellen für das „übrige“ Phytobenthos die Substrate Schlick, Sand und Hartsubstrate wesentliche Habitate dar, die sich durch eine jeweils charakteristische Algenbesiedlung auszeichnen. Diese Differenzierung ist aber für ein Bewertungsverfahren nicht ausreichend, da die Flächenanteile dieser Substrattypen in der Referenzsituation unbekannt sind und der anteilige Bezug zwischen vorhandenem Substrat und tatsächlich vorhandenem Algenbewuchs variabel ist. Bei den Diatomeen lassen sich mit den vorliegenden Daten keine habitat-spezifischen charakteristischen Gesellschaften nachweisen. Daher konnte mit den vorliegenden Daten und im Rahmen des vergebenen Auftrages ein konkretes Bewertungsverfahren nicht entwickelt werden. Um ein Bewertungsverfahren für den limnischen und tide-beeinflussten Abschnitt der Elbe zu entwickeln, sind weitere Arbeiten, wahrscheinlich auch experimenteller Art, notwendig. Diese Einschätzung wurde von einem Expertenkreis bei der Abschlussbesprechung am 12.01.2007 unterstützt.

Insgesamt ist die Entwicklung eines den Vorgaben der EG-WRRL entsprechenden Bewertungsverfahrens grundsätzlich möglich und sinnvoll, denn gerade in einem Ästuar sind an die speziellen Bedingungen hochgradig angepasste Arten zu finden, die einen entsprechenden Zeigerwert dokumentieren. Die Erarbeitung dieser Zeigerwerte erfordert aber einen hohen zeitlichen Aufwand. Für den kommenden Bewirtschaftungszeitraum wird es daher nicht möglich sein, ein tidespezifisches, belastbares Bewertungsverfahren nach EG-WRRL für die Teilkomponente Phytobenthos zu entwickeln.

8 Ausblick

Um ein Bewertungsverfahren für den limnischen und tide-beeinflussten Abschnitt der Elbe zu entwickeln, sind weitere Arbeiten notwendig. Zwei Wege wären denkbar:

Wenn als Maßstab ein historisch begründetes Leitbild gewählt wird, so sollte sich dieses auf die Zeit vor 1850 beziehen. Um die damalige Situation der Tideelbe zu beschreiben, wären zunächst umfassende historische Studien notwendig. Es ist jedoch fraglich, inwieweit auf diese Weise konkrete Aussagen zum Algenvorkommen erreicht werden können. Für die Diatomeen ist dies durch die Analyse von historischem Probematerial theoretisch möglich. Hier besteht aber die Schwierigkeit, dass bislang nur wenige Proben aus dieser Zeit bekannt sind. Weitere Recherchen in historischen Sammlungen und gegebenenfalls in Makrophytenherbarien sind erforderlich. Für das „übrige“ Phytobenthos läßt sich vermutlich kein gut erhaltenes Material aus der fraglichen Zeit finden.

Ein anderer Ansatz wäre die Entwicklung eines Bewertungsverfahrens auf experimentelle Weise. So könnten Veränderungen in der Artenzusammensetzung bei gezielter Veränderung einzelner Einflussfaktoren erfasst werden. Derartige Untersuchungen könnten durch die Anlage von Mesokosmen oder durch eine gezielte Beeinflussung von Teilbereichen der Wattflächen erforscht werden. Weiterhin könnte in begleitende Untersuchungen überprüft werden, welche Veränderungen sich in der Zusammensetzung der Phytobenthosgemeinschaften durch die Umsetzung von ökologischen Verbesserungsmaßnahmen im Bereich der Tideelbe ergeben. Auf diese Weise wäre es möglich, die für die Entwicklung eines Bewertungsverfahrens nötige Skala abzudecken.

Bei allen folgenden Untersuchungen ist dem zeitlichen Aspekt eine große Bedeutung zuzumessen. Daher wären umfassende Probenahmen im Jahresgang notwendig.

9 Literatur

ARGE ELBE, ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE (HRSG.) (2000): Stoffkonzentrationen in mittels Hubschrauber entnommenen Elbewasserproben (1979 bis 1998). Bearbeitet von J. Krinitz & Dr. B. Stachel. http://www.arge-elbe.de/wge/Download/Berichte/00Hubschr.pdf

ARGE ELBE, ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE (Hrsg.) (2001): Vorstudie zur Klärung der Relevanz der Gewässerflora (Makrophyten, Angiospermen, Großalgen) für die Bewertung des ökologischen Zustandes im Teileinzugsgebiet Tideelbe. – Endbericht- Auftragnehmer J. Spieker, G. Obst. http://www.arge-elbe.de/wge/Download/Berichte/Makrophyten.pdf

ARGE ELBE, ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE (Hrsg.) (2005 a): Bewertungsverfahren für die Qualitätskomponenten Makrophyten und Angiospermen in der Tideelbe gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie. – Endbericht - Auftragnehmer: G. Stiller http://www.arge-elbe.de/wge/Download/Berichte/05MP_Bewert_TEL.pdf

ARGE ELBE, ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE (Hrsg.) (2005 b): Erprobung des Bewertungsverfahrens für die Qualitätskomponenten Makrophyten und Angiospermen in der Tideelbe im Rahmen des vorläufigen Monitorings gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie. – Endbericht - Auftragnehmer: G. Stiller http://www.arge-elbe.de/wge/Download/Berichte/05MP_Erprob_TEL.pdf

ARGE ELBE, ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE (Hrsg.) (2006 a): Untersuchungen der benthischen Mikro- und Makroalgen in der Tideelbe auf Eignung zur Beurteilung des Gewässers gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie. – Endbericht – Auftragnehmer A. Gutowski, J. Foerster, G. Hofmann, http://www.arge-elbe.de/wge/Download/Berichte/Phytobenthos_TEL.pdf

ARGE ELBE, ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE (Hrsg.) (2006 b): Steckbrief Typ 20 (Subtyp Tideelbe) Sandgeprägter, tidebeeinflusster Strom des Tieflandes, Stand 08.06.2006. http://www.arge-elbe.de/wge/Download/Berichte/SteckbrTyp20Entw.pdf

ARGE ELBE, ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE (Hrsg.) (2006 c): Gewässergütebericht der Elbe 2005. – Bearbeitet von M. Bergemann, T. Gaumert http://www.arge-elbe.de/wge/Download/Berichte/05Guetebericht.pdf

ARGE ELBE, ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE (Hrsg.) (2007, in Vorb.): Wassergütedaten der Elbe von Schmilka bis zur See - Zahlentafeln 2005.

BEHRE, K. (1961): Die Algenbesiedlung einiger Häfen in Bremerhaven und ihre Beziehungen zur Verschmutzung dieser Gewässer. – Veröff. Inst. Meeresforsch. Bremerhaven: 192-249.

CORING, E. (1993): Zum Indikationswert benthischer Diatomeengesellschaften in basenarmen Fließgewässern. Shaker, Aachen, 165 S.

CORING, E. (1999): Bestimmung des Säurestatus in Fließgewässern. S. 298-305 in: Tümpling, W.v. & Friedrich, G. (Hrsg.): Biologische Gewässeruntersuchung. Band 2 der Reihe "Methoden der Biologischen Wasseruntersuchung". Gustav Fischer Verlag, Jena, 545 S.

ENGELBERG, K. (1987): Die Diatomeen-Zönose in einem Mittelgebirgsbach und die Abgrenzung jahreszeitlicher Aspekte mit Hilfe der Dominanzidentität. Arch. Hydrobiologie 110/2: 217-236.

ENSMINGER, I., FOERSTER, J., HAGEN, C. & BRAUNE, W. (2005): Plasticity and acclimation to light reflected in temporal and spatial changes of small-scale macroalgal distribution in a stream. Journal of Experimental Botany 56 (418): 2047-2058.

EU – EUROPÄISCHE UNION (2000): Richtlinie/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23.Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Union, L 327/1, 22.12.2000.

FOERSTER, J. (2007, in Vorbereitung): Zur Definition biozönotisch relevanter Fließgewässertypen anhand des aktuellen Vorkommens benthischer Algen (excl. Charales und Diatomeen) in Fließgewässern Deutschlands. Dissertation am Fachbereich 2 (Biologie/Chemie) der Universität Bremen.

GÄTJE, C. (1992): Artenzusammensetzung, Biomasse und Primärproduktion des Mikrophytobenthos des Elbe-Ästuars. Dissertation FB Biologie, Universität Hamburg: 210 S.

GESSNER, F. (1957): Meer und Strand. VEB Deutscher Verlag der Wissenschaften, Berlin.2. Aufl., 426 S.

GUNKEL, G. (1994): Bioindikation in aquatischen Ökosystemen. – G. Fischer, Stuttgart.

HAEUPLER, H. (1982): Eveness als Ausdruck der Vielfalt in der Vegetation. Diss. Bot. 65.

HOFMANN, G. (1997): Diatom communities in the Rivers Werra and Ulster (Germany) and their response to reduced salinity. Limnologica 27 (1): 77-84.

HOLMES, N. T. H. & WHITTON, B. A. (1981): Phytobenthos of the River Tees and its tributaries. Freshwater Biology 11: 139-163.

HORNER, R.R., WELCH, E.B., SEELEY, M.R. & JACOBY, J.M. (1990): Responses of periphyton to changes in current velocity, suspended sediment and phosphorus concentration. Freshwater Biology 24: 215-232.

KANN, E. & SAUER, F. (1982): Die rotbunte Tiefenbiozönose. Neue Beobachtungen in österreichischen Seen und eine zusammenfassende Darstellung. Archiv für Hydrobiologie 95: 181-195.

KELLY, M.G. & WHITTON, B.A. (1998): Biological monitoring of eutrophication in rivers. Hydrobiologia 384: 55-67.

KIES, L. (1997): Distribution, biomass and production of planktonic and benthic algae in the Elbe estuary. Limnologica 27: 55-64.

KIES, L., NEUGEBORN, L., BRAKER, H., FAST, T., GÄTJE, C., SEELIG, A. (1992): Primärproduzenten und Primärproduktion im Elbe-Ästuar. In: Kausch, H. (Hrsg.): Die Unterelbe, natürlicher Zustand und Veränderungen durch den Menschen. – Ber. Zentrum f. Meeres- und Klimaforsch. Univ. Hamburg 19:137-168.

KRAMMER, K. (2000): The genus *Pinnularia*.- Diatoms of Europe 1: 703 S.

KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. (1986-91): Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bacillariophyceae. 2/1: Naviculaceae, 876 S.; 2/2: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae, 596 S.; 2/3: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae, 576 S.; 2/4: Achnanthaceae, 437 S.; Stuttgart (Fischer).

LANGE-BERTALOT, H. (1993): 85 Neue Taxa.- Bibliotheca Diatomologica 27: 454 S.

LANGE-BERTALOT, H. (1996): Rote Liste der limnischen Kieselalgen (Bacillariophyceae). - Schriftenreihe für Vegetationskunde 28: 633-678.

LANGE-BERTALOT, H. (2001): *Navicula* sensu stricto. 10 Genera Separated from *Navicula* sensu lato *Frustulia*.- Diatoms of Europe 2: 526 S.

LANGE-BERTALOT- H. & MOSER, G. (1994): *Brachysira*. Monographie der Gattung.- Bibliotheca Diatomologica 29: 212 S.

LANGE-BERTALOT, H. & METZELTIN, D. (1996): Oligotrophie-Indikatoren. 800 Taxa repräsentativ für drei diverse Seen-Typen.- Iconographia Diatomologica 2: 390 S.

MAUCH, E.; SCHMEDTJE, U.; MAETZE, A. & FISCHER, F. (2003): Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands zur Kodierung biologischer Befunde.- Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 1/03, München: 388 S.

MICHALCZYK, C. (2004): Natura 2000. Europas Netz für die Natur. - Naturschutz in Hamburg 4/03: 5.

PFISTER, P. & PIPP, E. (2005): Handlungsanweisung für die ökologische Bewertung österreichischer Fließgewässer anhand des Phytobenthos zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Hrsg.), Innsbruck, 45 S.

PODRAZA, P. (2006): Die Ermittlung des höchsten ökologischen Potentials – Kriterien, Randbedingungen, Qualitätselemente. Erfurter Gespräche zur EG-WRRL am 1./2. Februar 2006, Erfurt. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA) 9509/06, Hennef.

RAVEN, J.A. (1992): How benthic macroalgae cope with flowing freshwater: resource acquisition and retentio. Journal of Phycology 28: 133-146.

REINSTORF, E. (2003): Geschichte der Elbinsel Wilhelmsburg:Von Urbeginn bis zur Jetztzeit. - Georg Romanowski (Hrsg.), Verlag Buchhaus Wilhelmsburg. Hamburg, (1955), Neuauflage mit Ergänzungen: Zukunft Elbinsel Wilhelmsburg e.V. http//: www.wilhelmsburg.net

RENKONEN, O. (1938): Statistisch-ökologische Untersuchungen über die terrestrische Käferwelt der finnischen Bruchmoore. Ann. Zool. Soc. Zool. Bot. Fenn. Vanamo 6, 1: 231 S.

ROUND, F.E. (1975): Biologie der Algen. Eine Einführung. Georg Thieme Verlag, Stuttgart, 342 S.

ROTT, E.; HOFMANN, G.; PALL, K.; PFISTER, P. & PIPP, E. (1997): Indikationslisten für Aufwuchsalgen. Teil 1: Saprobielle Indikation.- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft Wien: 73 S.

ROTT, E.; BINDER, N.; VAN DAM, H.; ORTLER, K.; PALL, K.; PFISTER, P. & PIPP, E. (1999): Indikationslisten für Aufwuchsalgen. Teil 2: Trophieindikation und autökologische Anmerkungen.- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft Wien: 248 S.

SCHAUMBURG, J.; SCHMEDTJE, U.; KÖPF, B.; SCHRANZ, C.; SCHNEIDER, S.; MEILINGER, P.; STELZER, D.; HOFMANN, G.; GUTOWSKI, A. & FOERSTER, J. (2004): Erarbeitung eines ökologischen Bewertungsverfahrens für Fließgewässer und Seen im Teilbereich Makrophyten und Phytobenthos zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie.- Abschlussbericht im Auftrag des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BEO 51 – FKZ 0330033): 635 S.

SCHAUMBURG, J.; SCHRANZ, C.; STELZER, D.; HOFMANN, G.; GUTOWSKI, A. & FOERSTER, J. (2005): Bundesweiter Test: Bewertungsverfahren „Makrophyten & Phytobenthos“ in

Fließgewässern zur Umsetzung der WRRL. Endbericht im Auftrag der LAWA (Projekt-Nr. O 2.04): 230 S.

SCHAUMBURG, J., SCHRANZ, C., STELZER, D., HOFMANN, G., GUTOWSKI, A., FOERSTER, J. (2006): Handlungsanweisung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos, Stand Januar 2006. http://www.bayern.de/LFW/technik/gkd/lmn/fliessgewaesser_seen/pilot/d_fgew.pdf

SCHÖNBORN, W. (1996): Algal aufwuchs on stones, with particular reference to the Cladophora - dynamics in a small stream (Ilm, Thuringia, Germany): production, decomposition and ecosystem reorganizer. - Limnologica 26 (4): 375-383.

SCHMEDTJE, U., BAUER, A., GUTOWSKI, A., HOFMANN, G., LEUKART, P., MELZER, A., MOLLENHAUER, D., SCHNEIDER, S. & TREMP, H. (1998): Trophiekartierung von aufwuchs- und makrophytendominierten Fließgewässern. Erarbeitung von Trophie-indikationswerten für ausgewählte benthische Algen und Makrophyten. Informations-berichte Heft 4/98. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München: 501 S.

SCHMEDTJE, U., KÖPF, B., SCHNEIDER, S., MEILINGER, P. STELZER, D., HOFMANN, G., GUTOWSKI, A. & MOLLENHAUER, D. (2001): Leitbildbezogenes Bewertungsverfahren mit Makrophyten und Phytobenthos. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (ATV-DVWK), Hennef, 281 S.

SCHULZ, M.G. (1993): Biomasse, Produktion, Entstehungsweise und Sedimentfestlegung von Vaucheria-Rasen in der Tide-Elbe. – Diplomarbeit des FB Biologie, Universität Hamburg, 160 S.

SCHULZ-STEINERT, M.G.& KIES, L. (1996): Biomass and primary production of algal mats produced by *Vaucheria compacta* (Xanthophyceae) in the Elbe estuary (Germany. – Arch. Hydrobiol. Suppl. 110 (Unters. Elbe-Ästuar 7):159-173.

SHANNON, C.E. & WEAVER, W. (1949): The mathematical theory of communication.- Urbana (Univ. Illinois Press): 117 S.

SIMONS, J., LOCKHORST, G.M. & VAN BEEM, A.P. (1999): Bentische zoetwateralgen in Nederland. KNNV Uitgeverij, Utrecht: 280 S.

SOMMERHÄUSER, M. & POTTGIESSER, T. (2005): Die Fließgewässertypen Deutschlands als Beitrag zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. S. 13 - 27 in: Feld, C. K., Rödiger, S., Sommerhäuser, M., Friedrich, G. (Hrsg): Typologie, Bewertung, Mana-gement von Oberflächengewässern. Stand der Forschung zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtline. Band 11 der Reihe Limnologie aktuell. Schweizerbart, Stuttgart, 243 S.

STEINMAN, A. D. & MCINTIRE, C.D. (1987): Effects of irradiance on the community structure and biomass of algal assemblages in laboratory streams. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 44: 1640-1648.

STEVENSON, R.J. (1996): The stimulation and drag of current. S. 321-340 in: Stevenson, R.J., Bothwell, M.L. & Lowe, R.L. (Hrsg.): Algal Ecology. Freshwater Benthic Ecosystems. Academic Press, San Diego, 753 S.

VERB, R.G. & VIS, M.L. (2005): Periphyton assemblages as bioindicators of mine-drainage in unglaciated Western Allegheny plateau lotic systems. - Water, Air and Soil Pollution 161: 227-265.

WITTKOWSKI, A., LANGE-BERTALOT, H. & METZELTIN, D. (2000): Diatoma flora of marine coasts.- Iconographia Diatomologica 7: 925 S.

ZIEMANN, H. (1970): Zur Gültigkeit des Saprobiensystems in versalzten Gewässern. Limnologica 7(2): 279-293.

ZIEMANN, H. (1971): Die Wirkung des Salzgehaltes auf die Diatomeenflora als Grundlage für eine biologische Analyse und Klassifikation der Binnengewässer. Limnologica 8: 505-525.

ZIEMANN, H., NOLTING, E. & RUSTIGE, K.H. (1999): Salzgehalt. S. 309-319 in Tümpling, W.v. & Friedrich, G. (Hrsg.): Biologische Gewässeruntersuchung. Band 2 der Reihe "Methoden der Biologischen Wasseruntersuchung". Gustav Fischer Verlag, Jena, 545 S.

ZIMMERMANN-TIMM. H. (1999): Ästuare. S. 483 –534 in: Tümpling, W.v. & Friedrich, G. (Hrsg.): Biologische Gewässeruntersuchung. Band 2 der Reihe "Methoden der Biologischen Wasseruntersuchung". Gustav Fischer Verlag, Jena, 545 S.

ZUCCHI, M.R. & NECCHI, O. JR. (2001): Effects of temperature, irradiance and photoperiod on growth and pigment content in some freshwater red algae in culture. Phycological Research 49: 103-114.

10 Anhang

A1: Liste der entnommenen Unterproben

(Ubf.Nr. = Kurzbezeichnung (Nummer) der Unterprobe, MTnw = mittlere Tideniedrigwasserlinie, MThw = Mittlere Tidehochwasserlinie, Ubf = Unterbefund, D = Diatomeen, PB = Phytobenthos excl. Diatomeen und Charales)

Standort	Ubf.Nr.	Datum	Beschreibung
Altengamme	D_1	10.07.2006	Diatomeenprobe nahe MThw
Altengamme	D_2	10.07.2006	Diatomeenprobe nahe MTnw
Altengamme	D_3	10.07.2006	Diatomeenprobe im Priel
Altengamme	PB_2	10.07.2006	Steine mit Bewuchs, grün & fädig, nahe MTnw
Altengamme	PB_3	10.07.2006	Vaucheria
Altengamme	PB_4	10.07.2006	grüne Fäden am Ufer, vor Makrophyten
Altengamme	PB_5	10.07.2006	grüner Belag auf Sand
Altengamme	PB_6	10.07.2006	Vaucheria/cf. Cyanos zwischen Makrophyten am Ufer
Altengamme	PB_7	10.07.2006	cf. Cyanos zwischen Makrophyten im Priel
Altengamme	PB_8	10.07.2006	Fäden zwischen Makrophyten im Priel
Zollenspieker	D_1	09.07.2006	Diatomeenprobe nahe MThw
Zollenspieker	D_2	09.07.2006	Diatomeenprobe nahe MTnw
Zollenspieker	PB_2	09.07.2006	Holz (+ grün & fädig) aus Abflussrinne
Zollenspieker	PB_3	09.07.2006	Steine (+ grün & fädig) aus Abflussrinne
Zollenspieker	PB_4	09.07.2006	schwarzer Sand, in Buchten in Abflussrinne
Zollenspieker	PB_5	09.07.2006	Vaucheria zwischen Makrophyten
Zollenspieker	PB_6	09.07.2006	Vaucheria & Cyanos ? zwischen Makrophyten
Zollenspieker	PB_7	09.07.2006	Vaucheria von Insel, Nähe K4
Zollenspieker	PB_8	09.07.2006	Vaucheria von Insel, zur Elbseite hin
Zollenspieker	PB_9	09.07.2006	Vaucheria vom Rand (Uferrandstreifen)
Heuckenlock/Elbe	D_1	03.07.2006	Diatomeenprobe nahe MThw
Heuckenlock/Elbe	D_2	03.07.2006	Diatomeenprobe nahe MTnw
Heuckenlock/Elbe	PB_2	03.07.2006	Vaucheria
Heuckenlock/Elbe	PB_3	03.07.2006	braune Fäden auf Sand
Heuckenlock/Elbe	PB_4	03.07.2006	Steine am Strand, freigespült, nahe MTnw
Heuckenlock/Elbe	PB_5	03.07.2006	cf. Cyanos in Vaucheria-Kartierung
Heuckenlock/Elbe	PB_6	03.07.2006	brauner Belag (nur Schlick ?) in Restpfütze
Heuckenlock/Elbe	PB_7	03.07.2006	Grün & fädig ? oder Wurzel ? aus Abflussrinne
Heuckenlock/Priel	D_1	03.07.2006	Diatomeenprobe nahe MThw vor Schilf
Heuckenlock/Priel	PB_2	03.07.2006	Vaucheria
Heuckenlock/Priel	PB_3	03.07.2006	Grün & fädig aus Abflussrinne
Heuckenlock/Priel	PB_4	03.07.2006	Steine aus Abflussrinne
Heuckenlock/Priel	PB_7	03.07.2006	Auffällig silberner Überzug auf Restwasser, auf halbem Weg zur Elbe
Schweenssand	D_1	02.07.2006	Diatomeenprobe nahe MThw
Schweenssand	D_2	02.07.2006	Diatomeenprobe nahe MTnw
Schweenssand	D_3	02.07.2006	Diatomeenprobe Mitte
Schweenssand	PB_2	02.07.2006	Vaucheria
Schweenssand	PB_3	02.07.2006	Grün & fädig zwischen Schilf
Schweenssand	PB_4	02.07.2006	Stein aus Abflussrinne
Schweenssand	PB_5	02.07.2006	Steine aus Rückstaubereich (unter BAB)
Schweenssand	PB_6	02.07.2006	Grün & fädig von Stein aus Rückstaubereich
Schweenssand	PB_7	02.07.2006	Grün & fädig aus Abflussrinne

Standort	Ubf.Nr.	Datum	Beschreibung
Altengamme	D_1	26.08.2006	Diatomeenprobe nahe MThw, Sand
Altengamme	D_2	26.08.2006	Diatomeenprobe nahe MTnw, Sand
Altengamme	PB_2	26.08.2006	Vaucheria
Altengamme	PB_3	26.08.2006	Steine mit glitschigem graugrünen Belag
Altengamme	PB_4	26.08.2006	grauschwarze Pusteln auf Stein/Block
Altengamme	PB_5	26.08.2006	blaugrüner Belag auf Stein, cf. Cyanos
Altengamme	PB_6	26.08.2006	grüne Fäden auf Steinen, in Flussnähe
Altengamme	PB_7	26.08.2006	im Priel: Cyanos?
Zollenspieker	D_1	27.08.2006	Diatomeenprobe nahe MThw, Sand
Zollenspieker	D_2	27.08.2006	Diatomeenprobe nahe MTnw, Sand
Zollenspieker	D_3	27.08.2006	brauner Belag in Restpfützen nahe MTnw
Zollenspieker	PB_2	27.08.2006	Vaucheria
Zollenspieker	PB_3	27.08.2006	cf. Cyanos zwischen Makrophyten
Zollenspieker	PB_4	27.08.2006	Grün & fädig, in Pfütze
Zollenspieker	PB_5	27.08.2006	Steine, Steinschüttung, ganz vorne
Zollenspieker	PB_6	27.08.2006	Steine, Steinschüttung, ganz hinten
Zollenspieker	PB_7	27.08.2006	Holz
Heuckenlock/Elbe	D_1	30.08.2006	Diatomeenprobe nahe MThw, Sand
Heuckenlock/Elbe	D_2	30.08.2006	Diatomeenprobe nahe MTnw, Sand
Heuckenlock/Elbe	PB_2	30.08.2006	Steine mit grünen/blaugrünem Belag
Heuckenlock/Elbe	PB_3	30.08.2006	cf. Vaucheria zwischen Makrophyten, im Wurzelbereich
Heuckenlock/Elbe	PB_4	30.08.2006	Verfestigter Sand/Schlick; Placken; braune Fäden
Heuckenlock/Elbe	PB_5	30.08.2006	Verfestigter Sand/Schlick; Placken; blaugrün/grün gefärbt
Heuckenlock/Elbe	PB_6	30.08.2006	Verfestigter Sand/Schlick; Placken; rot gefärbt
Heuckenlock/Priel	D_1	30.08.2006	Diatomeenprobe nahe MThw, Schlick
Heuckenlock/Priel	D_2	30.08.2006	Diatomeenprobe nahe MTnw, Schlick
Heuckenlock/Priel	D_3	30.08.2006	Diatomeenprobe, leuchtend brauer Belag auf Stein, eher MThw
Heuckenlock/Priel	PB_2	30.08.2006	Stein mit brauen/grünen Fäden, noch unter Wasser
Heuckenlock/Priel	PB_3	30.08.2006	Vaucheria ? an Einstiegsstelle
Heuckenlock/Priel	PB_4	30.08.2006	Steine mit blaugrünem Belag in Abflussrinne
Heuckenlock/Priel	PB_5	30.08.2006	Krusten/dicke Pusteln auf Steinen in Abflussrinne
Schweenssand	D_1	26.08.2006	Diatomeenprobe nahe MThw, Sand
Schweenssand	D_2	26.08.2006	Diatomeenprobe nahe MThw, Schlick
Schweenssand	D_3	26.08.2006	Diatomeenprobe nahe MTnw, Sand
Schweenssand	D_4	26.08.2006	Diatomeenprobe nahe MTnw, Schlick
Schweenssand	PB_2	26.08.2006	graugrüner Belag, so wie in K1
Schweenssand	PB_3	26.08.2006	blaugrüner Belag, so wie in K2
Schweenssand	PB_4	26.08.2006	grüne Fäden auf Stein
Schweenssand	PB_5	26.08.2006	grüne Fäden auf künstlichem Hartsubstrat (Schlacke?)
Schweenssand	PB_6	26.08.2006	grüne Fäden auf Moos, zwischen Makrophyten (Schilf) u.a. Wurzeln
Schweenssand	PB_7	26.08.2006	grüne Fäden auf Sand
Schweenssand	PB_8	26.08.2006	Steine aus Abflussrinne unter Brücke (außerhalb UG)
Schweenssand	PB_9	26.08.2006	Blaualgen unter Brücke