Untersuchung der benthischen Mikro- und Makroalgen in der Tide-Elbe auf Eignung zur Beurteilung des Gewässers gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie

Auftraggeber:

Sonderaufgabenbereich Tideelbe -
Wassergütestelle Elbe
Neßdeich 120-121
21129 Hamburg
Auftragsnummer: W14/05

Auftragnehmerin:

Dr. Antje Gutowski
Hohenkampsweg 25
28355 Bremen

Mitautoren:

Julia Foerster (Bremen) –„übriges Phytobenthos“
Dr. G. Hofmann (Glashütten) - Diatomeen

unter Mitarbeit der:

Fa. ECOring (Hardegsen)– Chlorophyll-a-Messungen

Danksagung

Wir danken Herrn Prof. Dr. Kies für die fachliche Unterstützung in diesem Projekt.

Inhaltsverzeichnis

1 Einleitung 7

2 Material und Methoden 10

2.1 Bearbeitete Probestellen 10

2.2 Probenahme 10
2.2.1 Zielsetzung und Planung der Probenahme 10
2.2.2 Praktische Durchführung der Probenahme 12

2.3 Transport von Material und Fixierung 16

2.4 Kultur der Vaucheria-Beläge 16

2.5 Aufbereitung und Belegsammlung 16

2.6 Mikroskopische Analysen und Bestimmung der Taxa 18
2.6.1 Phytobenthos excl. Diatomeen und Charales 18
2.6.2 Diatomeen 19

2.7 Aufbereitung und Auswertung der Daten 19

2.8 Bewertung nach EG-Wasserrahmenrichtlinie 20
2.8.1 Typisierung der Gewässerstellen 20
2.8.2 Bewertung anhand des Phytobenthos excl. Diatomeen und Charales 21
2.8.3 Bewertung anhand der benthischen Diatomeen 22
2.8.3.1 Bewertungsmodul „Artenzusammensetzung und Abundanz“ 22
2.8.3.2 Bewertungsmodul „Trophie- und Saprobienindex“ 23
2.8.3.3 Bewertungsmodul „Halobienindex“ 23
2.8.3.4 Ermittlung der ökologischen Qualität durch Verschneidung der Module 25
2.8.4 Ermittlung der ökologischen Qualität durch Verschneidung der Bewertung anhand des Phytobenthos excl. Charales und Diatomeen und Diatomeen 26
2.8.5 Weitere ökologische Kenngrößen der Diatomeen 26
2.8.5.1 Saprobienindex nach Rott et al. (1997) 26
2.8.5.2 Gesellschaftsdiversitäten 27
2.8.5.3 Anteil von Brackwasserdiatomeen und marinen Diatomeen 28

3 Ergebnisse 29

3.1 Charakterisierung der Probestellen 29
3.1.1 Zollenspieker 29
3.1.2 Mühlenberger Loch 30
3.1.3 Fährmannsander Watt 31
3.1.4 Physiko-chemische Daten 32

3.2 Gesellschaftscharakteristik 32
3.2 1 Phytobenthos excl. Diatomeen und Charales 32
3.2.1.1 Zollenspieker 33
3.2.1.2 Mühlenberger Loch 34
3.2.1.3 Fährmannsander Watt 35
3.2.2 Diatomeen 36
3.2.2.1 Artenzahlen und Gesellschaftsdiversitäten 36
3.2.2.2 Artenspektrum und Arthäufigkeiten 37
3.2.2.2.1 Zollenspieker 37
3.2.2.2.2 Mühlenberger Loch und Fährmannsander Watt 38

3.3 Chlorophyll-a Gehalte 39
3.3.1 Chlorophyllgehalte des Mikrophytobenthos 39
3.3.2 Chlorophyllgehalte der Vaucheria-Bestände 42

4 Diskussion der Ergebnisse 44

4.1 Leitbilder für die Tideelbe 44

4.2 Untersuchte Probestellen im Vergleich mit den Leitbildern 45

4.3 Gesellschaftscharakteristik im Vergleich mit den Leitbildern ... *46*
4.3.1 Verteilung der Algenklassen ... 46
4.3.2 Vorkommen von *Vaucheria* ... 48
4.3.3 Vorkommen charakteristischer Taxa ... 48

4.4 Chlorophyll-a Gehalte ... *51*
4.4.1 Mikrophytobenthos ... 51
4.4.2 Vaucheria-Bestände ... 52

5 Anwendung und mögliche Weiterentwicklung des Bewertungsverfahren von SCHAUMBURG et al. (2005) ... 53

5.1 Phytobenthos excl. Diatomeen und Charales ... *53*

5.2 Diatomeen ... *55*

5.3 Ermittlung der ökologischen Qualität durch Verschneidung der Bewertung anhand des „Phytobenthos excl. Charales und Diatomeen“ und „Diatomeen“ ... *57*

6 Diskussion der Methoden ... 58

6.1 Probenahmen ... *58*

6.2 Vaucheria-Kulturen ... *60*

6.3 Chlorophyllmessungen ... *60*

6.4 Mikroskopische Analyse und Bestimmung der Arten ... *62*

7 Zusammenfassung und Ausblick ... 64

8 Literatur ... 66

9 Anhang ... 70

A1 Artenliste Diatomeen ... *70*

A2 Vorkommen der benthischen Diatomeentaxa an den Standorten ... *74*

A3 Artenliste „Phytobenthos excl. Diatomeen und Charales“ ... *81*

A4 Vorkommen der Taxa des Phytobenthos excl. Diatomeen und Charales an den Standorten ... *82*

A5 Feldprotokoll „übriges Phytobenthos“ ... *85*

A6 Protokoll für die Kartierung von Vaucheria ... *87*

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Schematischer Plan für die Probenahme. *11*

Abbildung 2: Entnahme einer Diatomeen-Probe. *13*

Abbildung 3: Detaillierte Aufnahme der Abundanzen von Vaucheria-Beständen unter Verwendung eines Kartierungsrahmens. *13*

Abbildung 4: Herr Dr. J. Bäthe (Fa. ECOring) bei der Chlorophyllmessung mit dem Fluorometer bbe benthofluor (bbe moldaenke). *15*

Abbildung 5: Kartierungsprotokoll von Vaucheria. *20*

Abbildung 6: Untersuchter Bereich am Standort Zollenspieker. *29*

Abbildung 7: Der untersuchte Abschnitt am Mühlenberger Loch. *30*

Abbildung 8: Beläge auf der Schlickfläche. *30*

Abbildung 9: Untersuchungsgebiet am Fährmannsander Watt. *31*

Abbildung 10: Relative Anteile der Algenklassen an der Taxazahl (A) und an den Abundanzen (B) an den drei Standorten. *33*

Abbildung 11: Relative Anteile der Algenklassen an der Taxazahl (A) und an den Abundanzen (B) am Standort Zollenspieker. *33*

Abbildung 12: Relative Anteile der Algenklassen an der Taxazahl (A) und an den Abundanzen (B) am Standort Mühlenberger Loch. *35*

Abbildung 13: Relative Anteile der Algenklassen an der Taxazahl (A) und an den Abundanzen (B) am Standort Fährmannsander Watt. *35*

Abbildung 14: Prozentuale Summenhäufigkeiten der marinen Taxa an den untersuchten Stellen. *38*

Abbildung 16: Mittlere Gehalte des photosynthetisch aktivem Chlorophyll-a (in µg/cm^2) an den drei Probestellen differenziert nach Flächen nahe der MTnw-Linie und Flächen nahe der MThw- Linie. *41*

Abbildung 17: Verteilung des photosynthetisch aktivem Chlorophyll-a (in µg/cm^2) über die drei Algenklassen. *42*

Abbildung 18: Menge des Chlorophyll-a Gehaltes (in µg/cm^2) in den Vaucheria-Beständen am Standort Zollenspieker. *43*

Abbildung 19: Menge des Chlorophyll-a Gehaltes (in µg/cm^2) in den Vaucheria-Beständen am Standort Zollenspieker unterschieden nach drei Algenklassen. *43*

Abbildung 20: Euglena obtusa *49*

Abbildung 21: Gegenüberstellung des Digitalfotos mit dem gezeichneten Feldprotokoll *59*

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Schätzung der Abundanzen der Vaucheria-Bestände. *11*

Tabelle 2: Liste der an den Probestellen entnommenen Unterproben. *14*

Tabelle 3: Bestimmungsschlüssel zur Ermittlung des Diatomeentyps im Norddeutschen Tiefland. *21*

Tabelle 4: Beschreibung der Einteilung von Phytobenthos-Taxa in die vier Bewertungskategorien nach SCHAUMBURG et al. (2004). *21*

Tabelle 5: Zuordnung der fünf ökologischen Qualitätklassen zu Werten des Bewertungsindex. *22*

Tabelle 6: Bewertungsmodul „Artenzusammensetzung und Abundanz“. *22*

Tabelle 7: Bewertungsmodul „Saprobienindex“ in den großen Flüssen und Strömen Norddeutschlands (Diatomeentyp 13). *23*

Tabelle 8: Bewertungsmodul „Versalzung“. *24*

Tabelle 9: Umwandlung der prozentualen Häufigkeiten in Abundanzwerte. *24*

Tabelle 10: Typbezogene Indexgrenzen des DI_{FG} für die Ermittlung des diatomeen-indizierten ökologischen Zustands ($DIÖZ_{FG}$) *25*

Tabelle 11: Saprobienindizes und Güteklassen nach ROTT et al. (1997). *27*

Tabelle 12: Prozentuale Anteile der mit Vaucheria bedeckten Fläche. *34*

Tabelle 13: Artenzahlen, Diversitäten und Evenness. *36*

Tabelle 15: Verzeichnis der nachgewiesenen marinen Taxa. *39*

Tabelle 16: Gehalt an photosynthetisch aktivem Chlorophyll-a (in $\mu g/cm^2$). *40*

Tabelle 17: Bewertung des ökologischen Zustands anhand des „übrigen Phytobenthos“ gemäß SCHAUMBURG et al. (2005). *53*

Tabelle 18: Bewertung nach SCHAUMBURG et al. (2005) anhand der Diatomeen. *56*

Tabelle 19: Gesamtbewertung nach SCHAUMBURG et al. (2005). *57*

Schätzung der Abundanzen der Vaucheria-Bestände. *87*

Formelverzeichnis

Formel 1: Berechnung des Bewertungsindex. *21*

Formel 2: Berechnung des Saprobienindex (SI). *23*

Formel 3: Halobienindex (H). *24*

Formel 4: Umrechnung der Referenzartensumme *25*

Formel 5: Umrechnung des Saprobienindex (Diatomeentyp 13). *25*

Formel 6: Berechnung des Diatomeenindex (DI_{FG}) für den Diatomeentyp 13 ..... *25*

Formel 7: Umrechnung des Bewertungsindexes der Organismengruppe Phytobenthos excl. Charales und Diatomeen auf eine Skala von 0 bis 1. ..... *26*

Formel 8: Shannon-Index. *27*

Formel 9 : Eveness. *27*

1 Einleitung

Nach dem Inkrafttreten der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, EU 2000) soll der ökologische Zustand von Fließgewässern anhand biologischer Qualitätskomponenten beurteilt werden. Eine der Qualitätskomponenten zur Beurteilung sind die Makrophyten und das Phytobenthos.

Für diese Organismengruppen wurde von SCHAUMBURG et al. (2004) ein WRRL-konformes Verfahren entwickelt. Dabei wird die Qualitätskomponente mit drei Organismengruppen bearbeitet: den Makrophyten incl. Charales, den benthischen Diatomeen und dem Phytobenthos excl. Charales und Diatomeen („übriges Phytobenthos"). 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, in Vorb.). Dieses Verfahren kann für viele Fließgewässertypen der aktuell gültigen LAWA-Typologie (SOMMERHÄUSER & POTTGIESSER 2004) angewendet werden.

In der Tideelbe besiedeln Makrophyten und Phytobenthos die ausgedehnten Flachwasser- und Wattgebiete. Im anzunehmenden Referenzzustand war diese Besiedelung im Vergleich zum heutigen Zustand um ein Vielfaches stärker ausgeprägt, da auf Grund des geringeren Tidenhubs, der wechselnden Strömungsbedingungen und der Mannigfaltigkeit der Substrate den Makrophyten und den benthischen Algen besonders große Flächen und eine große Vielfalt unterschiedlicher Habitate zur Verfügung standen (ARGE Elbe in Vorb.). Soll daher der ökologische Zustand der Tideelbe beurteilt werden, ist ein Einbeziehen dieser Qualitätskomponente als Maßstab unabdingbar.

Die Makrophytenvegetation an der Tideelbe ist hinsichtlich ihrer Eignung zur Bewertung nach WRRL bereits untersucht worden (ARGE Elbe 2001). Das Phytobenthos der Tideelbe ist in den Jahren 1986–1995 in einigen wissenschaftlichen Untersuchungen bearbeitet worden, als an der Universität Hamburg ein Sonderforschungsbereich zur Tideelbe angesiedelt war. Im Rahmen dieses Sonderforschungsbereich wurden vor allem Probestellen untersucht, die stromabwärts (bis zur Mündung der Elbe in die Nordsee) liegen und dadurch in unterschiedlichem Maße durch die Salinität beeinflusst werden. Nur wenige Vergleichsdaten liegen aus dem limnischen Bereich der Tideelbe vor. Daher wurden im Rahmen des hier durchgeführten Projektes exemplarisch drei Probestellen aus dem limnischen Bereich der Tideelbe hinsichtlich des Vorkommens und der Abundanz von benthischen Diatomeen und anderen benthischen Algen untersucht.

Eine der hier bearbeiteten Probestelle wird dem Typ 20 („sandgeprägter Strom des Tieflandes") der gültigen LAWA-Typologie (SOMMERHÄUSER & POTTGIESSER 2004) zugeordnet. Für diesen Fließgewässertyp ist von SCHAUMBURG et al. (2004, 2005) ein Bewertungsverfahren entwickelt worden. In der Beschreibung dieses Typs ist allerdings der Einfluss durch die Tide der Nordsee mit den dadurch hervorgerufenen wechselnden Wasserständen nicht berücksichtigt. Dies stellt aber für den hier untersuchten Elbeabschnitt einen charakteristischen ökologischen Faktor dar. Daher ist zu prüfen, ob das für den Fliessgewässertyp 20 entwickelte Bewertungsverfahren auch auf das von der Tide beeinflusste Gebiet der Elbe übertragen und dort angewendet werden kann. Die zweite Probestelle liegt im Gebiet Hafen im Übergangsbereich des Typs 20 zum Typ 22.3, den „Strömen der Marschen". Diesem Typ ist auch die dritte der hier untersuchten Probenstellen zuzuordnen (ARGE ELBE 2005, SOMMERHÄUSER & POTTGIESSER 2004). Dieser Fliessgewässertyp kann zur Zeit noch nicht mithilfe der benthischen Flora bewertet werden (SCHAUMBURG et al., 2005).

Im Rahmen der hier vorliegenden Untersuchung wurde das Bewertungsverfahren so angewendet wie in SCHAUMBURG et al. (2005) beschrieben. Die daraus resultierenden Ergebnisse sowie Vorschläge für eine Weiterentwicklung und Anpassung werden in diesem Bericht dargestellt. Allerdings kann auf Grund der geringen Anzahl der Probestellen und Probetermine im Jahresgang hier nur ein vorläufiger Einblick in die beschriebene Problematik erreicht werden.

Das Bewertungsverfahren von SCHAUMBURG et al. (2005) verwendet relativ einfache Methoden für die Probenahme und Abundanzschätzung der Organismen. Im vorliegenden Projekt sollten weitergehende, speziell für die Tideelbe geeignet erscheinende Untersuchungsmethoden erprobt werden. Aus den Arbeiten, die von der Universität Hamburg im Rahmen eines Sonderforschungsbereiches durchgeführt wurden, konnten dafür wertvolle methodische Hinweise gewonnen werden. Einige der dort entwickelten Methoden wurden in der vorliegenden Untersuchung mit den in SCHAUMBURG et al. (2005) angegebenen Verfahren kombiniert, um den besonderen Bedingungen der Tideelbe gerecht zu werden.

So wurde im Rahmen dieser Untersuchung zusätzlich zu den Kartierungen und den Probenahmen an allen drei Probestellen der flächenbezogene Chlorophyllgehalt gemessen. Im Unterschied zu Plankton-Untersuchungen werden Chlorophyllmessungen für benthische Algen in Fließgewässern noch nicht routinemäßig eingesetzt. Für die ausgedehnten, zum großen Teil sehr gleichförmigen Wattflächen in der Tideelbe bietet sich eine solche Methodik zur Bestimmung der Primärproduktion an. Erste Chlorophyllmessungen des Mikrophytobenthos wurden bereits von GÄTJE (1992) für die Tideelbe durchgeführt. Im Rahmen dieser Untersuchung wurde der Einsatz von Chlorophyllmessungen für die Routine geprüft.

Grundsätzlich wird die Zusammensetzung der Phytobenthosgesellschaften durch das vorhandene Substrat (Schlick oder Sand) geprägt (GÄTJE 1992). Diese Substrate wechseln sich in der Tideelbe kleinräumig und hochdynamisch ab. Bei den auf Schlick wachsenden Algen (epipelische Gesellschaften) handelt es sich vorwiegend um eigenbewegliche Arten, meist Kieselalgen (pennate Bacillariophyceen). Bei höherer Trophie treten Augenflagellaten (Euglenophyceae) auf. Die Arten dieser Gesellschaft kriechen tagsüber bei Niedrigwasser aus dem Sediment und sammeln sich an der Oberfläche. Bei Überflutung wandern sie wieder ins Sediment zurück. So schützen sie sich vor Verdriftung. Die auf Sand lebenden Gesellschaften (epipsammisch) werden ebenfalls überwiegend von Kieselalgen gebildet. Sie heften sich an Sandkörnchen mit Hilfe von Gallerte fest und werden mit diesen verdriftet. Das Mikrophytobenthos dieser Flächen trägt einen wesentlich größeren Teil zu Biomasse und Produktion bei als das Phytoplankton (KIES et al. 1992).

Für die Tideelbe charakteristisch ist weiterhin das vor allem im Sommer in den flachen Uferbereichen räumlich weit ausgedehnte, auffällige *Vaucheria*-Watt. Diese fädigen Algen durchwachsen das Sediment und binden es in großen, polsterförmigen Beständen. Die zeitliche Dynamik in der Entwicklung eines *Vaucheria*-Watts wurde von SCHULZ-STEINERT & KIES (1996) an der Tideelbe untersucht.

Weiterhin kann ein Vorkommen epilithischer Arten, wie *Ulothrix* und *Enteromorpha*-Arten sowie *Bangia atropurpurea*, an Steinen und auf grobem Kies angenommen werden. Epiphytische und metaphytische Taxa können auf und zwischen den Röhrichtbeständen siedeln.

Die hier beschriebenen Gesellschaften verändern sich im Verlauf einer Vegetationsperiode stark. Sie verfügen über eine hohe Sensibilität gegenüber verschiedenen Zuständen der Gewässerbelastung und werden seit Beginn des vergangenen Jahrhunderts als Bioindikatoren herangezogen (KOLKWITZ & MARSSON 1908). Dabei stand stets der Nachweis und die Quan-

tifizierung spezifischer stofflicher Belastungen und ihrer Folgen im Mittelpunkt des Interesses. Demgegenüber ist nach den Vorgaben der EG-WRRL der ökologische Zustand eines Gewässers durch Vergleich der vorhandenen Gesellschaft mit der gewässertypspezifischen Referenzgemeinschaft und durch den Grad der Abweichung von dieser zu definieren. Dies setzt die Kenntnis der Gesellschaftsstrukturen – charakterisiert durch Artenzusammensetzung und Abundanzen – im sehr guten ökologischen Zustand voraus und erfordert die Entwicklung eines Bewertungssystems unter Verwendung pflanzensoziologischer Verfahren und verschiedener ökologischer Kenngrößen und Indizes (Metrics).

2 Material und Methoden

2.1 Bearbeitete Probestellen

Nach Absprache mit der Wassergütestelle Elbe wurden für die Untersuchungen drei Probestellen ausgewählt:

- Zollenspieker
- Mühlenberger Loch
- Fährmannsander Watt

Die Station Zollenspieker liegt im Oberflächenwasserkörper (OWK) Elbe Ost südlich von Hamburg, das Mühlenberger Loch im Gebiet Hafen und das Fährmannsander Watt im Gebiet West nördlich Hamburgs.

Die Station Zollenspieker gehört zum limnischen Bereich der Tideelbe und wird dem Typ 20 („sandgeprägter Strom des Tieflandes“) der gültigen LAWA-Typologie (SOMMERHÄUSER & POTTGIESSER 2004) zugeordnet. Nach Berichten der ARGE ELBE (2005) ist der Standort hinsichtlich Morphologie und Hydrodynamik vergleichsweise homogen. Das Mühlenberger Loch liegt an der Grenze des limnischen Bereichs der Tideelbe zu Typ 22, den „Strömen der Marschen“. Hier ist ein „rudimentäres“ Süßwasserwatt zu finden. Das Fährmannsander Watt ist eindeutig dem Typ 22.3 („Ströme der Marschen“) zugeordnet. In diesem Bereich pendelt die obere Brackwassergrenze in den tieferen Gewässerschichten hin und her. An diesem Standort ist ein Süßwasserwatt ausgebildet (ARGE ELBE 2005).

Die Oberflächenwasserkörper an der Elbe sind vorläufig als „erheblich verändert“ eingestuft worden, da sie zur Herstellung und zum Erhalt der Schiffbarkeit, zum Zwecke des Hochwasserschutzes und durch die Hafennutzung stark verändert wurden. Alle Standorten befinden sich im Zustand hoher Trophie mit insgesamt hohen Gesamt-Stickstoff und Gesamt-Phosphorwerten (ARGE ELBE 2005).

2.2 Probenahme

2.2.1 Zielsetzung und Planung der Probenahme

Ziel der Probenahme ist eine repräsentative und reproduzierbare Beprobung der Standorte. Um den speziellen Bedingungen der Tideelbe gerecht zu werden, wurde folgender Vorschlag (Abb. 1) erarbeitet, der die Probenahme des Phytobenthos in enger Anlehnung an die Vorgaben von SCHAUMBURG et al. (2005) erlaubt. Die Probenahme sollte am Tage bei Niedrigwasser unter hellen Lichtbedingungen und einem mittleren Oberwasserabfluss erfolgen.

Für die Probennahme wird ein Abschnitt von ca. 20 bis 50 m Länge festgelegt. Beprobt wird die ganze Fläche des Eulitorals. Die vertikale Ausdehnung des Eulitorals wird durch den Tidehub definiert: zum Ufer hin wird das Eulitoral gegen das Supralitoral durch die Linie des mittleren Tidehochwassers (MThw) begrenzt. Das untere Eulitoral wird durch die Linie des mittleren Tideniedrigwassers (MTnw) gegen das Sublitoral abgegrenzt. In Abhängigkeit vom Tidehub und vom Gefälle der Untersuchungsfläche kann die vertikale Ausdehnung des Eulitorals bis zu einem Kilometer betragen.

In diesem Abschnitten wird das Phytobenthos excl. Charales und Diatomeen über die gesamte Fläche kartiert und beprobt (gelb unterlegte Kästchen A_1–A_3). Makroskopisch auffällige Überzüge und Wuchsformen benthischer Algen werden als jeweils eigene Unterproben erfasst und eine kleine Menge davon wird auf geeignete Weise beprobt. Die jeweiligen Deckungsgrade der Beläge sind im Feldprotokoll (im Anhang A 5) zu vermerken. Zusätzlich werden die verschiedenen am Standort vorhandenen Substrattypen getrennt voneinander beprobt. Auch hier werden die Deckungsgrade im Feldprotokoll vermerkt.

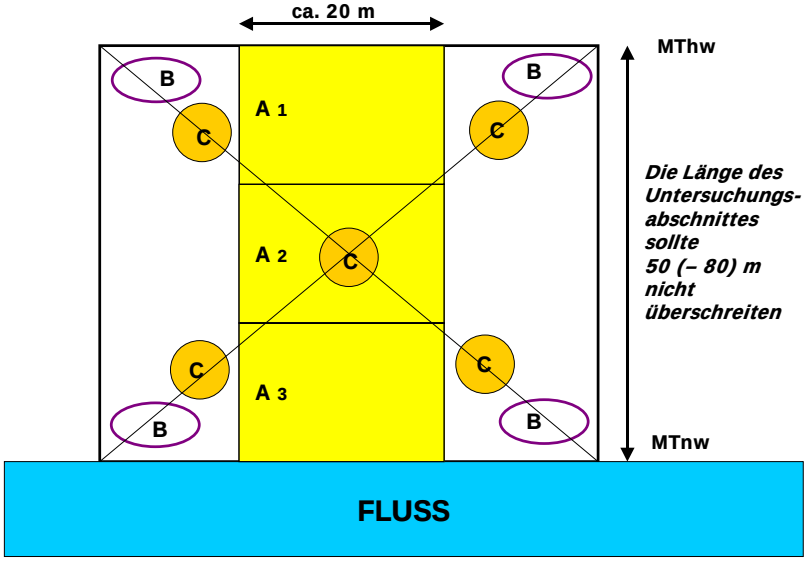


Abbildung 1: Schematischer Plan für die Probenahme.

Gelb unterlegte Kästchen (A_1–A_3) stellen drei Kartierungsflächen für das Phytobenthos excl. Charales und Diatomeen dar, Kreise B repräsentieren die einzelnen Diatomeen-Proben und die gelb unterlegten Kreise C stellen Orte für die Chlorophyllmessungen dar, MTnw = mittlere Tideniedrigwasserlinie, MThw = Mittlere Tidehochwasserlinie.

Weiterhin werden die Abundanzen der *Vaucheria*-Bestände möglichst genau erfasst. Dazu wurde eine Kartierungsmethode angewandt, die sich eng an die Vorgehensweise von SCHULZ-STEINERT & KIES (1996) anlehnt. Es wurde ein Rahmen erstellt, mit dem eine Fläche von insgesamt 1,20 m x 1,50 m in 20 Quadrate von 0,3 m x 0,3 m eingeteilt wird. Dieser Rahmen wird an der Probestelle über die zu kartierende Fläche ausgebracht (Abb. 2). Das Vorkommen von *Vaucheria* wird dann Quadrat für Quadrat betrachtet und in ein Kartierungsprotokoll (im Anhang A 6) übertragen. Die Abundanzen der *Vaucheria*-Bestände werden dabei nach folgender Skala (Tab. 1) geschätzt (entnommen aus SCHULZ-STEINERT & KIES, 1996). So werden bei der Kartierung der *Vaucheria*-Bestände neben den Deckungsgraden Schätzungen zur Bewuchsdicke einbezogen.

Tabelle 1: Schätzung der Abundanzen der Vaucheria-Bestände.

Abundanzklasse	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 and 5 mm hoch
6	die Tufts sind höher als 5 mm

Die Probenahme der benthischen Kieselalgen wird mittels eines Sedimentbohrers („Corer“) durchgeführt, mit dessen Hilfe die oberste Schicht des Sedimentes (ca. 2 cm) abgetragen wird (Kreise B) (Abb.3). Dabei wird aus dem oberen Eulitoral und aus dem unteren Eulitoral je eine Mischprobe entnommen und die Substrate Schlick und Sandwatt getrennt beprobt. Damit stehen für die Diatomeenanalyse maximal vier Proben pro Abschnitt zur Verfügung.

Um einen Eindruck über die Produktivität der Bestände zu gewinnen, sollte die Untersuchungsfläche mit Hilfe von Chlorophyll-Messungen charakterisiert werden (gelb unterlegte Kreise C).

2.2.2 Praktische Durchführung der Probenahme

Die Probenahmen fanden in der Woche vom 03. bis zum 06.10.2005 statt. Sie wurden von Frau Dr. Gutowski und Frau Foerster gemeinsam durchgeführt. Dazu wurden die Probestellen bei ablaufendem Wasser und bei Niedrigwasser so weit wie möglich begangen.

Am Zollenspieker konnte die während des Niedrigwassers trockenfallende Fläche gut begangen und beprobt werden. Am Fährmannsander Watt konnte die vertikale Ausdehnung des Watts erfasst werden, indem eine Buhne begangen wurde. Allerdings konnte bei der Probenahme nur ein schmaler Streifen unmittelbar neben der Buhne bearbeitet werden. Die Wattfläche am Mühlenberger Loch konnte nur unzureichend beprobt werden, da die Schlickablagerungen so mächtig war, dass die Fläche nicht begangen werden konnte. Daher konnten hier nur die ersten Meter dieser Fläche beprobt werden. Die entnommenen Proben unterschieden sich also nicht wesentlich hinsichtlich der Dauer der Exposition während Niedrigwasser. Sie wurden daher nicht zu den Bereichen „nahe zur MThw-Linie“ oder „nahe zur MTnw-Linie“ zugeordnet. Stattdessen wurden die Proben, die aus dem Bereich des Binsengürtels stammten, als „innen“ gekennzeichnet, und die auf der freien Schlickfläche entnommenen Proben als „außen“.

Für die Teilkomponente Phytobenthos excl. Diatomeen und Charales wurden am Zollenspieker 11 Unterproben, am Mühlenberger Loch 6 Unterproben und am Fährmannsander Watt 12 Unterproben entnommen. Eine vollständige Auflistung aller entnommenen Proben findet sich in Tab. 2. Zu allen entnommenen Unterproben wurde angegeben, ob diese aus dem oberen, mittleren oder unteren Eulitoral entnommen wurden.

Für die Teilkomponente „Diatomeen“ wurden am Standort Zollenspieker vier Unterproben entnommen. Diese stammten aus unterschiedlichen Bereichen (aus dem oberen und aus dem unteren Eulitoral) und waren von unterschiedlichem Substrat (Sand bzw. Schlick) entnommen. Am Mühlenberger Loch und am Fährmannsander Watt stand als Substrat nur Schlick zur Verfügung. Hier wurden für die Diatomeen jeweils 2 Unterproben entnommen, eine aus dem oberen und eine aus dem unteren Eulitoral. Somit standen von den drei Standorten insgesamt 8 Proben für eine Analyse der Diatomeengemeinschaften zur Verfügung.

Abbildung 2: Entnahme einer Diatomeen-Probe.

Eine Kartierung der *Vaucheria*-Bestände konnte nur am Standort Zollenspieker an sechs Stellen der Untersuchungsfläche durchgeführt werden.

Abbildung 3: Detaillierte Aufnahme der Abundanzen von Vaucheria-Beständen unter Verwendung eines Kartierungsrahmens.

Tabelle 2: Liste der an den Probestellen entnommenen Unterproben.

MTnw = mittlere Tideniedrigwasserlinie, MThw = Mittlere Tidehochwasserlinie, Ubf = Unterbefund, D = Diatomeen, PB = Phytobenthos excl. Diatomeen und Charales

Probestelle	oben = Nähe MThw		unten = Nähe MTnw		zwischen MThw und MTnw	
	Ubf.Nr.	Ubf.Beschreibung	Ubf.Nr.	Ubf.Beschreibung	Ubf.Nr.	Ubf.Beschreibung
Zollenspieker	D_1	Diatomeen-Probe, von Schlick	D_2	Diatomeen-Probe, von Schlick		
Zollenspieker	D_3	Diatomeen-Probe, von Sand	D_4	Diatomeen-Probe, von Sand		
Zollenspieker	PB_1	hellgrüner dünner Belag auf Schlick	PB_4	grün und fädig – Einzelfund im Wasser	PB_9	grüner Belag auf Holz (Buhnen)
Zollenspieker	PB_2	hellgrüner dünner Belag auf Schlick, direkt am Wasser	PB_5	Vaucheria sp. auf Sand		
Zollenspieker	PB_3	hellgrüner dünner Belag auf Schlick, im Wasser	PB_6	cf. Vaucheria zwischen Makrophyten		
Zollenspieker	PB_10	bräunliche Fäden auf Stein, in Abflussrinne	PB_7	Stein von Steinschüttung, im Wasser		
Zollenspieker			PB_8	Stein von Steinschüttung, etwas oh der aktuellen Wasserlinie		
Zollenspieker			PB_11	grün und fädig zwischen Makrophyten		
Mühlenberger Loch	D_1	Diatomeen-Probe, von Schlick	D_2	Diatomeen-Probe, von Schlick		
Mühlenberger Loch	PB_1	dunkelgrüner und blaugrüner Belag auf Schlick, zwischen Binsen	PB_3	hellgrüner Belag außen		
Mühlenberger Loch	PB_2	hellgrüner Belag auf Schlick, zwischen Binsen	PB_4	blaugrüner Belag außen, in Trittspuren		
Mühlenberger Loch	PB_6	Mischprobe, Belag innen	PB_5	Mischprobe: Belag außen		
Fährmannsander Watt	D_1	Diatomeen-Probe, von Schlick	D_2	Diatomeen-Probe, von Schlick		
Fährmannsander Watt	PB_1	hellgrün bis brauner Belag auf Schlick	PB_4	hellgrün bis brauner Belag auf Schlick, nahe an Steinschüttung	PB_7	Blaualgen von Stein
Fährmannsander Watt	PB_2	dickerer Belag auf Schlick, näher an Steinschüttung	PB_5	Steine mit grünem Belag	PB_8	Blaualgen von Stein
Fährmannsander Watt	PB_3	deutlich grünerer Klecks auf Schlick, nahe an Steinschüttung	PB_6	dicker brauner Belag auf Schlamm auf Stein	PB_9	Blaualgenmatteen auf Schlamm auf Stein
Fährmannsander Watt	PB_12	Vaucheria auf Steinen			PB_10	Blaualgen? Blaugrüne Schicht, dünn, auf Steinseiten

Die Chlorophyll-Messungen wurden von der Fa. ECOring durch Herrn Dr. E. Coring und Herrn Dr. J. Bäthe unter Verwendung des tragbaren Messgerätes bbe fluorometer der Fa. bbe moldaenke (Kiel) direkt vor Ort vorgenommen (Abb. 4). Die Chlorophyllmessungen wurden zeitnah zur Beprobung der Standorte, ebenfalls in der Woche vom 03. bis zum 06.10.2005, durchgeführt.

Das benthofluor-Messgerät sendet Anregungslicht bestimmter Wellenlängen aus, mit dem die Photosynthesesysteme der benthischen Algen angeregt werden. Das photosynthetisch aktive Chlorophyll-a (Chl-a) verwendet jedoch nicht die gesamte eingestrahlte Lichtenergie zur Photosynthese, sondern strahlt einen geringen Anteil als Fluoreszenz wieder zurück. Diese Fluoreszenz wird von dem Messgerät wieder aufgefangen und verwertet. Aus der Intensität der Rückstrahlung lässt sich auf die Menge des vorhandenen Chlorophyll-a schließen. Dabei ermittelt das Gerät den Chlorophyllgehalt der Untersuchungsfläche durch die Messung der Grundfluoreszenz (F_0), die linear mit dem Gehalt an Chlorophyll-a korreliert ist (HONEYWILL et al., 2002). Geeicht ist die Bestimmung gegen entsprechende Werte aus HPLC und photometrischen Chlorophyllbestimmungen. Der Messbereich des Geräts liegt zwischen 0 und 3 µg Chl-a/cm^2, wobei eine Auflösung von 0,1 µg Chl-a/cm^2 erreicht wird. Durch die Verwendung von Anregungslicht unterschiedlicher Wellenlängen ermöglicht das Gerät zusätzlich Rückschlüsse auf die an der Photosynthese beteiligten Algenklassen. Dabei kann allerdings nur grob zwischen Diatomeen, Grünalgen und Blaualgen unterschieden werden. Andere Algenklassen werden nicht differenziert. Es ist zu beachten, dass bei der Messung mit dem benthofluor-Messgerät nur das photosynthetisch aktive Chlorophyll-a erfasst wird. Im Vergleich dazu liegen Chlorophyll-a–Werte, die durch extrahierende Verfahren (wie HPLC oder Photometrie) erhoben wurden, um etwa 1/3 höher (E. Coring, pers. Mitteilung). Dies ist bei der Auswertung und Diskussion der Ergebnisse im Vergleich mit den Arbeiten von GÄTJE (1992), die den Chlorophyllgehalt photometrisch bestimmte, zu beachten.

Abbildung 4: Herr Dr. J. Bäthe (Fa. ECOring) bei der Chlorophyllmessung mit dem Fluorometer bbe benthofluor (bbe moldaenke).

Mit dieser Methode wurden viele Chlorophyllmessungen pro Standort durchgeführt. Zu den Einzelmessungen wurde notiert, ob sie in der Nähe zur MThw-Linie oder MTnw-Linie stattfanden. Weiterhin wurde festgehalten, ob die Messung an Beständen des Mikrophytobenthos oder an *Vaucheria* erfolgte. Bei den Messungen an Vaucheria-Beständen wurde zu jeder Einzelmessung die Abundanzklasse geschätzt, so wie in Tab. 1angegeben.

2.3 Transport von Material und Fixierung

Die Proben des Phytobenthos excl. Diatomeen und Charales wurden noch am Standort mit Lugolscher Lösung fixiert. Steine und Holzstücke wurden nach dem Transport in einer Kühlbox im Labor tiefgefroren. Dies entspricht der in SCHAUMBURG et al. (2005) empfohlenen Vorgehensweise. Von sehr auffälligen Belägen wurde zusätzlich Frischmaterial für die mikroskopische Analyse entnommen. Diese Proben wurden innerhalb weniger Tage nach der Probenahme analysiert.

Die Diatomeen-Proben wurden vor Ort mit Formol fixiert und anschließend per Post zur mikroskopischen Auswertung an Frau Dr. Hofmann geschickt.

2.4 Kultur der Vaucheria-Beläge

Die Arten der Gattung *Vaucheria* sind nur anhand von Fortpflanzungsstadien zu identifizieren. Um die Bildung solcher Stadien zu induzieren, wurden Rohkulturen des am Standort gefundenen Materials angelegt. Dazu wurde das Frischmaterial aus dem Freiland in offene Glasgefäße mit Wood´s Hole Medium (SIMONS et al. 1999) überführt. Diese wurden bei 15 C gehalten. Dafür konnte dankenswerterweise ein Regal im Kulturraum der Universität Bremen, Arbeitsgruppe Meeresbotanik (Prof. Kirst), genutzt werden. Leider war es nicht möglich, die Kulturen über längere Zeit am Leben zu erhalten und eine Ausbildung von Antheridien und Oogonien zu beobachten, so dass das Ziel, die Vaucherien bis auf die Art zu bestimmten, nicht erreicht werden konnte. Daher kann die Bestimmung des Materials der vorliegenden Untersuchung nur auf Gattungsniveau erfolgen.

2.5 Aufbereitung und Belegsammlung

Frischproben der Teilkomponente Phytobenthos excl. Diatomeen und Charales wurden teilweise in Petrischalen überführt. Diese Proben wurden vor der mikroskopischen Analyse einige Zeit bei ausreichender Belichtung stehengelassen, damit die eigenbeweglichen Formen aus dem Sediment hervorkriechen konnten. Die mit Lugol fixierten Proben wurden ohne weitere Präparation im Mikroskop analysiert. Für die tiefgefrorenen Proben reicht eine kurze Auftauphase bis zur mikroskopischen Analyse aus. Nach Analyse des Materials im Mikroskop wurde das Material ebenfalls mit Lugol'scher Lösung nachfixiert. Das gesamte Material steht weiteren Untersuchungen zur Verfügung. Zu Dokumentationszwecken wurde das fixierte Material mit Angabe des Gewässers, der Lage der Stelle, des beprobten Substrats und des Datums in der Sammlung der Auftragnehmerin Dr. A. Gutowski verwahrt und kann bei Bedarf eingesehen werden.

Die Bestimmung der Diatomeen erfolgt 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. Zur Aufbereitung der Probenmaterials existieren verschiedene Verfahren, die je nach Beschaffenheit der Proben unterschiedlich geeignet sind. Eine Darstellung der häufigsten Aufbereitungstechniken findet sich in KRAMMER & LANGE-BERTALOT (1986). Zur Aufbereitung von Aufwuchsproben von Bodensubstraten (Steine, Kies, Schlamm), die einen hohen Anteil von organischem, nicht-diatomeenhaltigem Material enthalten können, empfiehlt sich die Oxidation durch Schwefelsäure, die auch hier durchgeführt wurde.

Dazu wurden die Proben zunächst in Salzsäure gekocht, um die Bildung von Gips bei der sich anschließenden Behandlung mit Schwefelsäure auszuschließen. Vor dem Kochvorgang wurden von jeder Probe Teile des Materials als Rückstellprobe abgetrennt. Anschließend wurde die jeweils verbleibenden Probenmenge durch Schütteln durchmischt und etwa 20 ml des Materials in einem beschrifteten Becherglas mit einem Fassungsvermögen von 150 ml mit 20 bis 40 ml verdünnter Salzsäure (25 %) versetzt. War die Probe stark kalkhaltig, wurde die Salzsäure vor dem Erhitzen mehrfach, in zunächst geringen Mengen, zugegeben, da es zu einer starken Schaumentwicklung kam. Durch 30-minütiges Kochen der mit einem Siedestäbchen bestückten und einem Uhrgläschen abgedeckten Probe wurden anschließend die Karbonate gelöst, die Stielchen und Gallerten der Diatomeen aufgelöst und die Schalen vom Substrat getrennt. Nach dem Erkalten der Proben, wurden die groben Reste – soweit vorhanden – mithilfe eines kleinen Küchensiebs abgetrennt und die Bechergläser mit Leitungswasser aufgefüllt. Um vorhandenen Sand, Kies oder kleinere Steine soweit wie möglich zu entfernen, wurden die Proben stark aufgerührt, der diatomeenhaltige Überstand nach einer etwa einminütigen Sedimentationszeit vorsichtig abdekantiert und die Bechergläser mit Leitungswasser aufgefüllt. Nach einer Sedimentationszeit von mindestens 24 Stunden wurden die Proben vorsichtig auf etwa ein Drittel des Volumens abdekantiert und mit Leitungswasser gewaschen. Dieser Vorgang wurde viermalig durchgeführt. Zur Oxidation der Proben wurden diese anschließend durch Abdekantieren auf einen geringen Wasseranteil eingeengt, mit rund 20 bis 30 ml konzentrierter Schwefelsäure versetzt und zum Kochen gebracht. In Abständen von etwa 20 Minuten wurde mit einem Spatel eine Prise Kaliumnitrat zugegeben, bis sich die Probe entfärbt oder eine schwach gelbliche Farbe angenommen hatte. Anschließend wurden die Proben gewaschen, bis der Neutralpunkt erreicht war. Das letzte Wässern der Proben erfolgte mit destilliertem Wasser. Die gereinigten Proben wurden abschließend durch Schütteln des Becherglases durchmischt und in ein etikettiertes Schnappdeckelglas überführt.

Zum Herstellen von Dauerpräparaten wurden die Deckgläschen vor dem Beschicken mit der Diatomeensuspension in einer stark spülmittelhaltigen Lösung geschwenkt, um Fettreste zu entfernen und die Oberflächenspannung zu vermindern. Die im Schnappdeckelglas enthaltene Suspension wurde anschließend durch Schütteln durchmischt. Unmittelbar anschließend wurde eine geringe Menge mit einer sauberen Pipette entnommen und auf ein Deckgläschen aufgetropft. Um Konvektionen zu vermindern, wurde der Tropfen möglichst flach gehalten. Bei stark konzentrierten Suspensionen wurden diese in einem Uhrgläschen mit destilliertem Wasser entsprechend verdünnt. Die optimale Schalendichte liegt vor, wenn nach Durchmusterung eines oder mehrerer, ganzer Transsektstreifen bei 1000 facher Vergrößerung die erforderliche Anzahl von 400 Schalen erreicht ist. Dies begründet sich durch eine durch Konvektion im Tropfen auf dem Deckglas hervorgerufene teilweise Entmischung der Diatomeenschalen. So können bei starken Konvektionsströmen kleine, leichte Formen in der Deckglasmitte konzentriert sein, wohingegen sich die großen, schweren Schalen überproportional häufig in den Randbezirken finden.

Um Kontaminationen zu vermeiden, wurde streng darauf geachtet, die verwendeten Pipetten zwischen der Behandlung verschiedener Proben unter fließendem Wasser zu reinigen. War das Diatomeen-Material über Nacht luftgetrocknet, wurde ein beschrifteter, fettfreier Objektträger mit einem Tropfen Naphrax versehen und das Deckglas mit der beschickten Seite nach unten mit einer Pinzette vorsichtig aufgelegt. Um das Lösungsmittel auszutreiben, wurde das Präparat anschließend über einem Bunsenbrenner bei kleiner Flamme erhitzt, bis es etwa fünf Sekunden lang Blasen warf und sofort erschütterungsfrei auf einer glatten, kalten Oberfläche gelagert.

Die Präparate können unmittelbar danach unter dem Lichtmikroskop ausgewertet werden und sind bei entsprechender Lagerung über Jahrzehnte hinweg haltbar. Zu Dokumentationszwecken wurde eine Belegsammlung mit detaillierter Beschriftung der Objektträger mit Angabe des Gewässers, der Lage der Stelle, des beprobten Substrats und des Datums angelegt. Die Suspensionen und Belegpräparate sind unter den Nummern 1770 bis 1777 in der Sammlung der Mitautorin Dr. G. Hofmann verwahrt und können bei Bedarf eingesehen werden.

2.6 Mikroskopische Analysen und Bestimmung der Taxa

2.6.1 Phytobenthos excl. Diatomeen und Charales

Für die mikroskopische Analyse der Proben des Phytobenthos excl. Diatomeen und Charales standen ein Stereomikroskop (Vergrößerung 6,7- bis 40-fach) sowie ein Umkehrmikroskop (IX 70) bei 40- bis 1000-facher Vergrößerung, beide von der Firma Olympus, zur Verfügung. Das Umkehrmikroskop ist mit Interferenzkontrast ausgestattet. Gemäß den Vorgaben bei SCHAUMBURG et al. (2005) wurden alle vorkommenden Taxa wurden so genau wie möglich bestimmt, wenn möglich fotografisch dokumentiert und die Abundanzen nach SCHAUMBURG et al. (2005) geschätzt. Planktisch lebende Taxa wurden zwar miterfasst und teilweise auch dokumentiert. Allerdings wurde hier auf die Bestimmung kein großer Wert gelegt, so dass in den Artenlisten in der Regel nur das Gattungsniveau angegeben ist. Für die Bestimmung der Taxa der verschiedenen Algenklassen wurden die folgenden Werke zu Rate gezogen.

Gruppenübergreifende Bestimmungsliteratur:

JOHN et al. (2002), LINNE VON BERG & MELKONIAN (2004), PANKOW (1990), SIMONS et al. (1999).

Bestimmungsliteratur für einzelne Algenklassen:

Nostocophyceae:

GEITLER (1932), KOMÁREK (1999), KOMÁREK & ANAGNOSTIDIS (1998), KOMÁREK & ANAGNOSTIDIS (2005),

Euglenophyceae:

HUBER-PESTALOZZI (1955), KUSEL-FETZMANN (2002), WOŁOWSKI (1998), WOŁOWSKI & HINDÁK (2005),

Tribophyceae:

CHRISTENSEN (1970), RIETH (1980),

Chlorophyceae / Trebouxiophyceae / Ulvophyceae / Tetrasporales:

KOMÁREK. & FOTT (1983), MROZINSKA (1985), PRINTZ (1964), STARMACH (1972), VAN DEN HOEK (1963),

Charales excl. Characeae:

RŮŽIČKA (1977, 1981).

2.6.2 Diatomeen

Die Bestimmung der Diatomeen erfolgte bei der mikroskopischen Auswertung im Streupräparat bei 1000- bis 1200-facher Vergrößerung. Um repräsentative Verteilungen der Artenzusammensetzung im Präparat 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. Da bei in Schalenansicht liegenden Vertretern der Naviculaceae oftmals nicht sicher erkennbar ist, ob es sich um einzelne Schalen oder um gesamte Frusteln handelt, wurde bei der Zählung grundsätzlich nicht zwischen Einzel- und Doppelschalen unterschieden, sondern Objekte 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 benthische sowie benthisch/planktische Taxa erfasst. Ausschließlich planktisch lebende Formen wurden nicht berücksichtigt. Da verlässliche Literaturangaben zur Lebensweise der centrischen Taxa nicht durchgängig vorhanden und zum Teil widersprüchlich sind, wurden mit Ausnahme von *Melosira varians* Centrales bei der Zählung nicht erfasst. Gleiches gilt für pennate Taxa mit obligatorisch planktischer Lebensweise, z.B. *Asterionella formosa*, *Fragilaria crotonensis*, *Nitzschia acicularis*. Angaben zur Lebensweise wurden KRAMMER & LANGE-BERTALOT (1986-1991) entnommen.

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).

2.7 Aufbereitung und Auswertung der Daten

Die Artdaten wurden in MS Excel-Tabellen gespeichert. Zur weiteren Auswertung wurden sie in Form einer Kreuztabelle sortiert und entsprechend weiterbearbeitet.

Die Daten der Chlorophyllmessungen wurden ebenfalls in einer MS Excel-Tabelle gespeichert. Da an jedem Standort viele Einzelmessungen erfolgt waren, wurden daraus als übliche Kenngrößen Mittelwerte und Standardabweichungen berechnet. Diese wurden zunächst bezogen auf den gesamten Standort ermittelt. Weiterhin wurde für jeden Standort nach oberem und unterem Eulitoral unterschieden. Aus den Messungen, die an *Vaucheria*-Beständen erhoben worden waren, wurden jeweils pro Abundanzklasse Mittelwerte gebildet.

Für die Festellung der Abundanzen von *Vaucheria* wurden die im Feld aufgezeichneten Kartierungen der *Vaucheria*-Bestände eingescannt (Abb. 5) und in das Bildbearbeitungsprogramm „Olympus DP Soft“ eingelesen. Nach einer Kalibrierung des Maßstabes konnten dann die Größen der Flächen (in m^2), die durch *Vaucheria* bedeckt werden, direkt ermittelt werden.

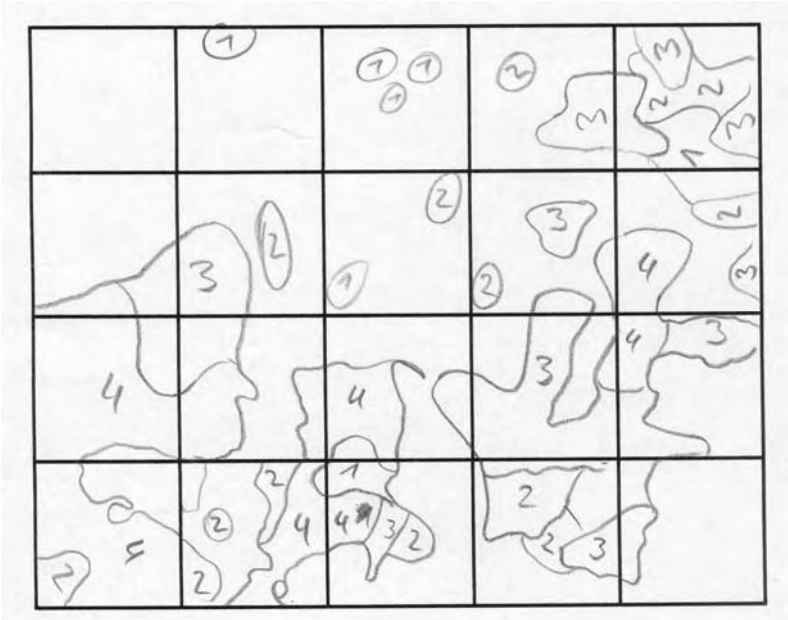


Abbildung 5: Kartierungsprotokoll von Vaucheria.

2.8 Bewertung nach EG-Wasserrahmenrichtlinie

2.8.1 Typisierung der Gewässerstellen

Für eine Bewertung gemäß den Vorgaben bei SCHAUMBURG et al. (2005) müssen die Probestellen an den Gewässer zunächst den für das Phytobenthos relevanten Fließgewässertypen zugeordnet werden

Für das „übrige Phytobenthos“ werden im Norddeutschen Tiefland nur zwei biozönotische Fliessgewässertypen unterschieden: karbonatisch geprägte Fließgewässer (NT_karb) und andererseits silikatisch geprägte oder basenarme organisch geprägte Fließgewässer (NT_sil/org). Sie weisen unterschiedliche Grade von Säurekapazität und Härte auf (siehe SCHAUMBURG et al. 2005, in Vorb.).

Gewässer des Typs 20 der gültigen LAWA-Typologie („sandgeprägter Strom des Tieflandes“) werden dem biozönotischen Typ der karbonatisch geprägten Fließgewässer (NT_karb) zugeordnet, auch wenn in der Beschreibung dieses Typs der Einfluss durch die Tide der Nordsee mit den dadurch hervorgerufenen wechselnden Wasserständen nicht berücksichtigt ist (siehe Einleitung). Dies gilt für die Probestellen Zollenspieker und Mühlenberger Loch, dessen Schlickwatt im Übergangsbereich des Typs 20 zum Typ 22.3 liegt. Für den Typ 22.3, den „Strömen der Marschen“, liegt zur Zeit noch kein Bewertungsverfahren vor. Daher kann der Standort am Fährmannsander Watt nicht mit dem von SCHAUMBURG et al. (2004, 2005) vorgeschlagenen Bewertungsverfahren beurteilt werden.

Die Typisierung der Gewässerstellen für die Diatomeen erfolgt nach Tab. 3.

Tabelle 3: Bestimmungsschlüssel zur Ermittlung des Diatomeentyps im Norddeutschen Tiefland.

Norddeutsches Tiefland			
1a	Einzugsgebietsgröße < 1.000 km²	→ 2	
1b	Einzugsgebietsgröße > 1.000 km²	→ Typ D 13	
2a	Mittelwert Gesamthärte oder Mittelwert Säurekapazität 4,3 < 1,4 mmol/l		→ Typ D 11
2b	Mittelwert Gesamthärte oder Mittelwert Säurekapazität 4,3 ≥ 1,4 mmol/l		→ Typ D 12

2.8.2 Bewertung anhand des Phytobenthos excl. Diatomeen und Charales

Die Bewertung für die Organismengruppe des Phytobenthos excl. Diatomeen und Charales wird folgendermaßen durchgeführt. In den Artenlisten wird zu jedem gefundenen Taxon die in den Listen der Indikatorarten zugeordnete Bewertungskategorie (A, B, C oder D) vermerkt. In ihnen sind Arten vergleichbarer ökologischer Zustände zusammengefasst (Tab. 4). Bei der Zuordnung ist zu beachten, dass die Einordnung der Taxa in die Bewertungskategorien für die einzelnen Fließgewässergruppen unterschiedlich ausfallen kann.

Tabelle 4: Beschreibung der Einteilung von Phytobenthos-Taxa in die vier Bewertungskategorien nach SCHAUMBURG et al. (2004).

Kategorie	Beschreibung
A	sensible Arten, charakteristisch für bestimmte Fließgewässertypen
B	weniger sensible Arten, Vorkommen nicht so eng begrenzt wie unter A
C	typunspezifische Störzeiger (Eutrophierung bzw. einen mäßigen bis unbefriedigenden saprobiellen Zustand anzeigend)
D	typunspezifische Störzeiger (sehr starke Eutrophierung, unbefriedigenden bis schlechten saprobiellen Zustand bzw. Schwermetallbelastung anzeigend)

Der Bewertungsindex wird nach der Formel 1 berechnet. Sie bezieht das Vorkommen und die Abundanzen der Arten ein und führt zu einem Bewertungsindex für den ökologischen Zustand des Gewässers. Eine auf diesem Wege berechnete Bewertung gilt als gesichert, wenn bei der Probenahme mindestens fünf eingestufte Taxa gefunden wurden bzw. wenn (bei weniger als fünf Taxa) die Summe der quadrierten Deckungsgrade mehr als 16 beträgt. Kann eine Bewertung nicht gesichert erfolgen, so muss dies entsprechend angegeben werden. Der errechnete Bewertungsindex kann theoretisch Werte zwischen +100 und -100 annehmen.

Formel 1: Berechnung des Bewertungsindex.

$$BI = \frac{\sum_{i=1}^{n_A} Q_{Ai} + \frac{1}{2}\sum_{i=1}^{n_B} Q_{Bi} - \frac{1}{2}\sum_{i=1}^{n_C} Q_{Ci} - \sum_{i=1}^{n_D} Q_{Di}}{\sum_{i=1}^{n_A} Q_{Ai} + \sum_{i=1}^{n_B} Q_{Bi} + \sum_{i=1}^{n_c} Q_{Ci} + \sum_{i=1}^{n_D} Q_{Di}} \times 100$$

BI = Bewertungsindex
Q_A = quadrierte Häufigkeit eines Taxons aus Bewertungskategorie A
Q_B = quadrierte Häufigkeit eines Taxons aus Bewertungskategorie B
Q_C = quadrierte Häufigkeit eines Taxons aus Bewertungskategorie C
Q_D = quadrierte Häufigkeit eines Taxons aus Bewertungskategorie D
i = 1 bis n_A, n_B, n_C, n_D, Laufindex über die Taxa aus der jeweiligen Bewertungskategorie

Der Bewertungsindex wird anschließend einer der fünf von der WRRL geforderten Qualitätsstufen zugeordnet (Tab. 5).

Tabelle 5: Zuordnung der fünf ökologischen Qualitätklassen zu Werten des Bewertungsindex.

Ökologische Qualität	Errechneter Bewertungsindex
1	≥ 50
2	≥ 20
3	≥ -20
4	≥ -50
5	< -50

2.8.3 Bewertung anhand der benthischen Diatomeen

Die Bewertung mit Hilfe der Diatomeen erfolgt in den großen Flüssen des norddeutschen Tieflandes (Diatomeentyp 13) anhand von drei Modulen:

2.8.3.1 Bewertungsmodul „Artenzusammensetzung und Abundanz"

Die Bewertung erfolgt anhand der prozentualen Summenhäufigkeiten der an der Gewässerstelle präsenten „Allgemeinen Referenzarten" und der „Typspezifischen Referenzarten". Summenhäufigkeiten zwischen 76 % und 100 % kennzeichnen den sehr guten ökologischen Zustand, Werte zwischen 51 % und 75 % charakterisieren den guten ökologischen Zustand. Anteile zwischen 26 % und 50 % werden dem mäßigen ökologischen Zustand zugeordnet (siehe Tab. 6).

Zusätzlich geht in bestimmten Fällen die Diversität der Gesellschaften in die Bewertung ein. Während Massenvorkommen von „Allgemeinen Referenzarten" in der Regel natürliche Phänomene darstellen, – so können frühe Sukzessionsstadien in allen Gewässertypen, aber auch ausgereifte Gesellschaften alpiner Gewässer durch extreme Dominanzen einer Art (z.B. *Achnanthes minutissima*, *A. biasolettiana*) gekennzeichnet sein – deuten Massenvorkommen der ubiquistischen „Typspezifischen Referenzarten" auf eine Störung der natürlichen Verhältnisse hin. Um diesem Rechnung zu tragen, geht zusätzlich das Kriterium „Massenvorkommen" in die Bewertung mit ein: Überschreitet der prozentuale Anteil einer „Typspezifischen Referenzart" den Wert von 40 %, wird die Summe aller in der Probe vorkommenden Referenzarten um 25 % vermindert.

Tabelle 6: Bewertungsmodul „Artenzusammensetzung und Abundanz".

Summenprozent der Referenzarten	Ökologischer Zustand
76 bis 100	Sehr guter Zustand
51 bis 75	Guter Zustand
26 bis 50	Mäßiger Zustand
1 bis 25	Unbefriedigender Zustand
0	Schlechter Zustand

2.8.3.2 Bewertungsmodul „Trophie- und Saprobienindex“

Die entscheidende Bedeutung der Trophie und der Saprobie für das Vorkommen und die Häufigkeiten von Diatomeenarten ist vielfach belegt und hat zu der Entwicklung verschiedener Bewertungsverfahren für Fließgewässer und Seen geführt (z.B. CORING et al. 1999, HOFMANN 1994, ROTT et al. 1997, 1999). In den großen Flüssen und Strömen des Norddeutschen Tieflandes (Diatomeentyp 13) wird der Saprobienindex von ROTT et al. (1997) herangezogen (siehe Formel 2 und Tab. 7).

Formel 2: Berechnung des Saprobienindex (*SI*).

$$SI = \frac{\sum_{i=1}^{n} SW_i * G_i * H_i}{\sum_{i=1}^{n} G_i * H_i}$$

SI = Saprobienindex
SW_i = Saprobiewert der Art i
G_i = Indikationsgewicht der Art i
H_i = Häufigkeit der Art i in Prozent

Tabelle 7: Bewertungsmodul „Saprobienindex“ in den großen Flüssen und Strömen Norddeutschlands (Diatomeentyp 13).

D-Typ = Diatomeentyp nach SCHAUMBURG et al. (2005); 1 = sehr guter ökologischer Zustand, 2 = guter ökologischer Zustand, 3 = mäßiger ökologischer Zustand, 4 = unbefriedigender ökologischer Zustand, 5 = schlechter ökologischer Zustand

D-Typ	Geomorphologischer Typ	Ökologische Qualität				
		1	2	3	4	5
		Saprobienindex nach ROTT et al. (1997)				
13	Fließgewässer mit Einzugsgebieten > 1.000 km²	< 1,8	1,8-2,1	2,2-2,5	2,6-3,0	≥ 3,1

2.8.3.3 Bewertungsmodul „Halobienindex“

Der Salzgehalt stellt als Summe der im Wasser gelösten Ionen ein wesentliches Kriterium der Gewässerbeschaffenheit dar und bestimmt das Vorkommen von Gewässerorganismen entscheidend mit. Die Einleitung salzhaltiger Abwässer führt in limnischen Systemen zu einer Veränderung des Lebensraumes, die durch Verarmung und Verfremdung der ursprünglich heimischen Biozönosen hin zu Brackwassergemeinschaften gekennzeichnet ist. Bei extrem hohen Salzgehalten stellt die Versalzung die gesellschaftsbestimmende Größe dar – saprobiell oder trophisch bedingte Degradationen werden überlagert und sind als solche anhand der Gesellschaftsstruktur nicht mehr zu erkennen (ZIEMANN 1970). Zum Nachweis unterschiedlicher Grade der Salzbelastung in limnischen Gewässern hat sich der Halobienindex bewährt, der auf der Einteilung der Arten nach ihrem Vorkommen in verschiedenen Salinitätsbereichen basiert (ZIEMANN 1971, ZIEMANN et al. 1999). Unterschieden werden salzmeidende (haloxene bzw. halophobe) und salzliebende Taxa. Die Sammelgruppe der salzliebenden Taxa setzt sich aus halophilen, mesohaloben und polyhaloben Formen zusammen, die gemeinsam und ungewichtet in die Berechnung des Index‘ eingehen (siehe Formel 3). Die limnischen (oligohalobindifferenten) Taxa gehen bei der Berechnung durch die Summe im Nenner mit ein. Die jeweiligen Arteninventare sind SCHAUMBURG et al. (2005) zu entnehmen.

Halobienindizes um 0 kennzeichnen typische Süßgewässer, negative Indizes salzarme – zumeist elektrolytarme und/oder saure – Gewässer. Werte zwischen +10 und +30 weisen auf einen erhöhten Salzgehalt hin. Bei +30 beginnt der Bereich mäßiger Versalzung, bei +50 die Zone starker Versalzung. Die Umsetzung in ein Bewertungsmodul folgt der Definition dieser Bereiche nach ZIEMANN et al. (1999) und ist Tab.8 zu entnehmen: Überschreitet der Halobienindex einen Wert von 15 wird die sich aus der Verschneidung der Module „Referenzarten" und „Saprobienindex" ergebende Bewertung um eine Qualitätsklasse abgestuft.

In versalzten Gewässern sind häufig Massenvorkommen halophiler und/oder mesohalober Arten anzutreffen. Erfolgt die Berechnung des Halobienindex auf der Grundlage prozentualer Häufigkeiten hat dies zur Folge, dass individuenarme Vorkommen indikativer Arten unterbetont werden. Die Berechnung des Halobienindex wird daher auf der Basis von Abundanzen vorgenommen (vgl. ZIEMANN et al. 1999). Dazu müssen die aus der Zählung resultierenden Prozentwerte nach Tab.9 in Abundanzwerte transformiert werden.

Das Modul „Versalzung" hat ausschließlich ergänzende Funktion bei der Bewertung degradierter Gewässer mit mäßigem bis schlechtem Zustand und stellt im Vergleich ein wenig differenzierendes Kriterium dar, da die Typspezifität unberücksichtigt bleibt.

Formel 3: Halobienindex (H)

$$H = \frac{\sum h_H - \sum h_x}{\sum h} \text{ x } 100$$

$\Sigma\, h_H$ = Abundanzsumme der halophilen, mesohaloben und polyhaloben Taxa
$\Sigma\, h_{hx}$ = Abundanzsumme der haloxenen Taxa
$\Sigma\, h$ = Abundanzsumme aller in der Probe vorhandenen Taxa

Tabelle 8: Bewertungsmodul „Versalzung".

Halobienindex	Abstufung um
≥ 15	eine ökologische Zustandsklasse

Tabelle 9: Umwandlung der prozentualen Häufigkeiten in Abundanzwerte.

Prozentuale Häufigkeit	Abundanz
$\leq 1{,}0$ %	2
> 1,0 % und $\leq 2{,}5$ %	3
> 2,5 % und $\leq 10{,}0$ %	5
> 10,0 % und $\leq 25{,}0$ %	7
> 25,0 %	9

2.8.3.4 Ermittlung der ökologischen Qualität durch Verschneidung der Module

Die Gesamtbewertung anhand der benthischen Diatomeen erfolgt durch Verschneidung der Module „Artenzusammensetzung und Abundanz“ und „Saprobienindex“ zum $DIÖZ_{Fließgewässer}$. Dazu werden die errechneten Werte der beiden Komponenten nach den Formeln 4 und 5 umgerechnet und die erhaltenen Ergebnisse arithmetisch gemittelt (siehe Formel 6). Dieses Mittel, der $Diatomeenindex_{Fließgewässer}$ (DI_{FG}), kann nach Tab.10 einer ökologischen Zustandsklasse, dem $DIÖZ_{FG}$ zugeordnet werden. Bei Relevanz des Moduls „Halobienindex“ erfolgt eine entsprechende Abstufung der anhand der Module „Referenzarten“ und „Trophie-Index und Saprobienindex“ ermittelten ökologischen Zustandsklasse. Wurde eine zweimalige Probenahme durchgeführt, wird der Bewertung der geringere Diatomeenindex bzw. die schlechtere ökologische Zustandsklasse zugrunde gelegt.

Formel 4: Umrechnung der Referenzartensumme

$$M_{ASR} = \frac{\sum_{i=1}^{n} tRA_i}{100}$$

M_{ASR} = Modul „Abundanzsumme und Referenzarten“
tRA_i = Häufigkeit der typspezifischen Referenzart i in Prozent
n = Gesamtzahl der in einer Probe vorhandenen Referenzarten

Formel 5: Umrechnung des Saprobienindex (Diatomeentyp 13)

$$M_{SI} = 1 - ((SI - 1) / 2{,}8)$$

M_{SI} = Modul Saprobienindex
SI = berechneter Saprobienindex

Formel 6: Berechnung des Diatomeenindex (DI_{FG}) für den Diatomeentyp 13

$$DI_{FG} = \frac{M_{ASR} + M_{SI}}{2}$$

DI_{FG} = Diatomeenindex
MASR = Modul „Abundanzsumme und Referenzarten“
MSI = Modul Saprobienindex

Tabelle 10: Typbezogene Indexgrenzen des DI_{FG} für die Ermittlung des diatomeen-indizierten ökologischen Zustands ($DIÖZ_{FG}$)

	Diatomeen-indizierter ökologischer Zustand ($DIÖZ_{FG}$)				
Diatomeentyp	1	2	3	4	5
13	1 ≥ 0,73	0,72 ≥ 0,55	0,54 ≥ 0,36	0,35 ≥ 0,14	0,13 - 0

2.8.4 Ermittlung der ökologischen Qualität durch Verschneidung der Bewertung anhand des Phytobenthos excl. Charales und Diatomeen und Diatomeen

Die Gesamtbewertung des ökologischen Zustands durch Verschneiden der Einzelkomponenten Phytobenthos excl. Diatomeen und Charales und Diatomeen erfolgt nach SCHAUMBURG et al. (2005). Dabei wird zunächst der Indexwert der Organismengruppe „übriges Phytobenthos" auf eine einheitliche Skala umgerechnet. Nach SCHAUMBURG et al. (2005) wird eine Skala von „0“ bis „1“ verwendet. Der Wert „1“ bedeutet dabei bestmöglicher ökologischer Zustand im Sinne der WRRL und damit Zustandsklasse 1. Hingegen steht „0“ für die höchste Degradation des Gewässers, d. h. Zustandsklasse 5. Die Umrechnungen für das Phytobenthos excl. Charales und Diatomeen erfolgt nach Formel 7. Das Ergebnis für die Diatomeen bewegt sich bereits auf der Skala von 0 bis 1 und muss deswegen nicht umgerechnet werden.

Formel 7: Umrechnung des Bewertungsindexes der Organismengruppe Phytobenthos excl. Charales und Diatomeen auf eine Skala von 0 bis 1.

$$M_{PB} = \frac{(BI + 100) * 0{,}5}{100}$$

M_{PB} = Modul Phytobenthosbewertung
B = typbezogener berechneter Bewertungsindex

Für die Gesamtbewertung der Fließgewässer mit der biologischen Qualitätskomponente „Makrophyten und Phytobenthos“ werden die Indexwerte durch Bildung des arithmetischen Mittels miteinander verschnitten. Wenn an einer Probestelle einzelne Teilkomponenten nicht bearbeitet wurden oder nur ein ungesichertes Bewertungergebnis erbrachten, erfolgt die Gesamtberechnung anhand der verbleibenden Komponenten. Aus dem auf diese Weise berechneten Makrophyten-Phytobenthos-Index für Fließgewässer ($M\&P_{FG}$) ergibt sich die ökologische Zustandsklasse der Probestelle. Für diese Zuordnung sind die in SCHAUMBURG et al. (2005) veröffentlichten Tabellen heranzuziehen. Um in SCHAUMBURG et al. (2005) die jeweils zutreffende Tabelle zu finden, müssen zum einen die Organismengruppen-abhängigen biozönotischen Typen beachtet werden. Weiterhin ist zu berücksichtigen, welche Teilkomponenten bei der Bildung der Gesamtbewertung beteiligt waren. In dem vorliegenden Projekt wird zur Ermittlung der ökologischen der ökologischen Zustandsklasse die Tabelle 92 in SCHAUMBURG et al. (2005) herangezogen.

2.8.5 Weitere ökologische Kenngrößen der Diatomeen

2.8.5.1 Saprobienindex nach Rott et al. (1997)

Im Verfahren nach ROTT et al. (1997) sind rund 400 Taxa auf der Basis von 20 Punkte-Verteilungen, die die artspezifischen Valenzen im saprobiellen Spektrum beschreiben, Indikationswerte (1.0 bis 3.8) und Gewichtungen (1 bis 5) zugeordnet. In Kombination mit den prozentualen Häufigkeiten der jeweils vorgefundenen Arten gehen diese in die Formel von ZELINKA & MARVAN (1961) ein und ermöglichen so die Berechnung eines Saprobienindex. Dieser kann Werte zwischen 1.0 und 3.8 annehmen und charakterisiert den saprobiellen Zustand in sieben Stufen. Die Zuordnung der Indizes zur jeweiligen Güteklasse erfolgt anhand nachfolgendem Schema (siehe Tab.11).

Tabelle 11: 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

2.8.5.2 Gesellschaftsdiversitäten

Eine von der Artenzusammensetzung unabhängige Größe ist die Diversität – die Vielfalt der Diatomeengesellschaften. Sie wird bestimmt durch Artenzahl und Dominanzstrukturen. Als Diversitätsmaß diente der in der Periphytonforschung gebräuchliche Shannon-Index (SHANNON & WEAVER 1949), der ausschließlich die Proportionen der einzelnen Arten zueinander misst (siehe Formel 8). Da nur relative Größen in die Berechnung eingehen, bleiben Bezugsgrößen wie Probevolumen und Probefläche sowie die Gesamtzahl der erfassten Individuen ohne Einfluss.

Formel 8: Shannon-Index.

$$\mathbf{H'} = -\sum_{i=1}^{t} p_i * \ln p_i$$

H‘ = Shannon-Index
t = Gesamtartenzahl
p_i = relative Häufigkeit der i-ten Art

Da ein Vergleich der Shannon-Diversitäten für Gesellschaften mit unterschiedlichen Artenzahlen nicht ohne weiteres möglich ist (HAEUPLER 1982), wurde eine Normierung in Form der Eveness durchgeführt (siehe Formel 9). Diese beschreibt den relativen Anteil der aktuellen Diversität an der maximal möglichen und ist unabhängig von der Zahl der erfassten Taxa.

Formel 9 : Eveness.

$$\mathbf{E = H'/H'_{max}}$$

E = Eveness
H‘ = Shannon-Index der aktuellen Diversität
H'_{max} = Shannon-Index der maximal möglichen Diversität

2.8.5.3 Anteil von Brackwasserdiatomeen und marinen Diatomeen

Der Halobienindex wurde im letzten Drittel des vergangenen Jahrhunderts zum Nachweis unterschiedlicher Grade der Versalzung in thüringischen Fließgewässern entwickelt und in der Folgezeit in seinen Arteninventaren erweitert und taxonomisch aktualisiert (ZIEMANN 1971, ZIEMANN et al. 1999, SCHAUMBURG et al. 2005). In seiner Anwendung ist er auf limnische Gewässer beschränkt. Erkenntnisse, inwieweit das Verfahren auf natürlich salzhaltige Fließgewässer übertragbar ist, liegen bislang nicht vor. Zur Quantifizierung des Salzeinflusses an den untersuchten Stellen wurden daher die Anteile der limnischen Taxa sowie der in ihrem Vorkommen auf das Brackwasser und marine Bereiche beschränkten Taxa gegenübergestellt. 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.

3 Ergebnisse

3.1 Charakterisierung der Probestellen

3.1.1 Zollenspieker

Der Standort Zollenspieker erschien strukturell besonders vielfältig. (Abb. 6). In dem untersuchten Bereich war sowohl Schlick als auch Sand als Substrat vorhanden. Zusätzliche Substrate ergaben sich durch eine Steinschüttung und durch einzelne Holzbuhnen. Eine leicht unterschiedliche Höhenlage gliederte den untersuchten Bereich: zum Fluss hin war ein etwas höher gelegener Sander vorgelagert, auf dem sich ein reichlicher Makrophytenbewuchs entwickelt hatte. Hier waren auch einige *Vaucheria*-Bestände zu sehen. Hinter dem Sander erstreckte sich auf der dem Fluss abgewandten Seite eine Schlickfläche. Auch diese wies leichte Unterschiede bezüglich der Höhe auf, was mit unterschiedlichen Feuchtigkeitslevels während der Zeit der Emersion einherging. An der tiefsten Stelle der Schlickfläche blieb auch bei Niedrigwasser eine Restpfütze bestehen. Durch eine Rinne, die durch das ab- und auflaufende Wasser gebildet wurde, war die Pfütze über lange Zeit mit dem Fluss verbunden. Nur in der unmittelbaren Niedrigwasserzeit war diese Verbindung unterbrochen.

Abbildung 6: Untersuchter Bereich am Standort Zollenspieker.

Blick über die Schlickfläche und den mit Makrophyten bewachsenen Sander zum Fluss hin.

Ein Algenbewuchs war an mehreren Stellen auffällig. Auf der Schlickfläche befand sich stellenweise ein hellgrüner bis goldgrüner Belag. Die hellgrüne Färbung war am Rand der Pfütze besonders intensiv. Die Ausdehnung des hellgrünen Belages auf der Schlickfläche schien mit der Zeit der Emersion zuzunehmen, auch schien die Färbung intensiver zu werden. Auf dem Sander waren mehrere *Vaucheria*–Bestände vorhanden. Kleinere Bestände von *Vaucheria* fanden sich auch zum Ufer hin an dem etwas höher gelegenen Rand der Schlickfläche. Auf einem Stein, der sich in der Rinne befand und auch während der Niedrigwasserzeit mit Wasser bedeckt blieb, war eine geringe Menge an fädigen Algen zu entdecken.

An diesem Standort wurden vier Diatomeenproben und elf Proben für das übrige Phytobenthos entnommen. Diese hohe Probenzahl spiegelt die große Habitatvielfalt wieder.

3.1.2 Mühlenberger Loch

Der Standort am Mühlenberger Loch erschien sehr einheitlich: Zum Ufer hin war auf dem schlickigen Substrat ein Binsengürtel ausgebildet. Daran anschließend erstreckte sich eine große und mächtige Schlickfläche über einen weiten Bereich bis zum Hauptstrom (Abb. 7). Da der Schlick in diesem Bereich sehr mächtig war und man bei der Probenahme recht schnell tief darin einsank, konnten bei der Probenahme nur die ersten Meter dieser Fläche bearbeitet werden. Weitergehende Aussagen können mit den hier erhobenen Daten nicht sicher getroffen werden. Jedoch schien die Fläche auf eine weite Strecke hin gleichbleibend zu sein.

Abbildung 7: Der untersuchte Abschnitt am Mühlenberger Loch.

An den Binsengürtel schließt sich eine ausgedehnte, einheitliche Schlickfläche an.

Sowohl im Binsengürtel als auch auf der sich anschließenden freien Schlickfläche wechselten sich hellgrüne und blaugrüne Algenbeläge kleinräumig ab. So weit dies beurteilt werden konnte, waren solche Beläge auf der ganzen Fläche vorhanden. Sie bedeckten auf der freien Schlickfläche etwa 60 %. Im Binsengürtel lag der Deckungsgrad mit etwa 80 % etwas höher (Abb. 8).

Abbildung 8: Beläge auf der Schlickfläche.

Auf Grund dieser einheitlichen Habitatangebote wurden nur zwei Diatomeenproben und sechs Unterproben für das „übrige Phytobenthos“ entnommen.

3.1.3 Fährmannsander Watt

Der Standort am Fährmannsander Watt war strukturell etwas vielfältiger als die Probestelle am Mühlenberger Loch. Auch hier war als Sohlsubstrat hauptsächlich Schlick festzustellen. Allerdings war die Schlickfläche fester und etwas besser begehbar als am Mühlenberger Loch, was daran liegen könnte, dass hier etwas Material von größerer Korngröße (Sand ?) darunter oder beigemischt war. Eine Steinschüttung bot zusätzliche Habitate für die Algen (Abb. 9).

Am Fährmannsander Watt waren keine vorlagerten Inseln oder Sander zu sehen. Dadurch wirkte die untersuchte Fläche einheitlicher als der Standort Zollenspieker. Das Gelände wies keinerlei unterschiedliche Höhen auf, so dass sich eine recht einheitliche Verteilung der Restfeuchtigkeit ergab. Auch hier gab es eine Rinne für das ab- und auflaufende Wasser, die allerdings nicht so stark ausgeprägt war wie am Standort Zollenspieker.

Auf dem Schlick war an diesem Standort, ebenso wie am Zollenspieker, ein hellgrüner und goldbrauner Belag auffällig. Weiterhin wiesen einige Steine einen grünem Belag auf. Auf anderen Steinen war ein blaugrüner Belag auffällig. Nur an einer Stelle konnte auf der Steinschüttung ein kleiner *Vaucheria*–Bestand festgestellt werden, dieser bedeckte aber nur eine sehr geringe Fläche.

Insgesamt wurden am Fährmannsander Watt zwei Diatomeenproben und 12 Unterproben für das übrige Phytobenthos entnommen.

Abbildung 9: Untersuchungsgebiet am Fährmannsander Watt.

Vom Ufer aus in Richtung zum Fluss hin fotografiert

3.1.4 Physiko-chemische Daten

Von Seiten der ARGE Elbe wurden Chemiewerte aus den Jahren 2003 und 2004 zur Verfügung gestellt. Für 2005 lagen nur einzelne Angaben vor, da die Messprogramme noch nicht abgeschlossen waren. Die Daten betreffen den freien Wasserkörper der Elbe und wurden an den Probestellen „Zollenspieker“ und „Seemannshöft“ genommen. Seemannshöft liegt in etwa auf derselben Höhe wie das Mühlenberger Loch und das Fährmannsander Watt. Die Daten sind daher vergleichbar.

Diese Werte zeigen, dass die Elbe hinsichtlich der meisten Parameter in die Gewässergüteklassen II oder II-III einzustufen ist. Dabei sind die Werte für die beiden Messstationen (Zollenspieker, Seemannshöft) sehr ähnlich. Die Messstationen unterscheiden sich aber hinsichtlich der Sauerstoffgehalte, der Sauerstoffsättigung und der Nitrit-N-Werte des Wassers. Dabei weist der Standort Zollenspieker höhere Sauerstoffgehalte, höhere Sauerstoffsättigungen sowie geringere Nitrit-N-Werte als der Standort Seemannshöft auf. Hinsichtlich des Nitritgehaltes ist das Elbewasser im Bereich Seemannshöft sogar in der Güteklasse III-IV zuzuordnen.

Die Salinität ist für beide Probestellen mit 0,44 – 0,45 ‰ berechnet worden und liegt damit nur knapp unter dem in KIES et al. (1992) für den limnischen Bereich angegebenen Grenzwert von 0,5 ‰. Dagegen sieht das international gültige „Venice-System“ für den limnischen Bereich eine Salinität von maximal 0,3 ‰ vor (REMANE & SCHLIEPER 1971). Da dieser Grenzwert hier schon leicht überschritten ist, würden die Probestellen nach dieser Klassifizierung in den oligohalinen Bereich fallen.

3.2 Gesellschaftscharakteristik

3.2 1 Phytobenthos excl. Diatomeen und Charales

An den drei Probestellen konnten insgesamt 20 Taxa aus sechs Algenklassen festgestellt und zumindest bis auf Gattungsniveau sicher bestimmt werden. Bei weiteren fünf Formen benthischer Algen ließ sich trotz großer Bemühungen auch die Gattung nicht sicher bestimmen. Diese Formen sind aus den nachfolgenden Betrachtungen ausgeschlossen. Nur im Einzelfall wird darauf Bezug genommen. Die folgende Darstellung betrachtet nur benthisch und metaphytisch lebenden Algen. Die vor allem am Standort Zollenspieker nachgewiesenen neun planktischen Taxa sind für die vorliegende Untersuchung nicht von Bedeutung.

Mit neun Taxa stellen die Nostocophyceae (Blaualgen) eine sehr auffällige Komponente im Arteninventar (Abb. 10). Sie erreichen auch mit Abstand die größten Abundanzen. Mit nur je einem Taxon waren Eugleno-, Chloro- und Tribophyceae an den Standorten vertreten. Sie erreichten aber teilweise beträchtliche Abundanzen. Dies gilt auch für die Ulvophyceae, die mit drei Taxa an den Standorten nachgewiesen werden konnten. Die Klasse der Charophyceae waren zwar mit fünf verschiedenen Arten vertreten, bezogen auf die Abundanzen fiel diese Klasse jedoch nicht ins Gewicht. Rotalgen konnten an keinem der Standorte nachgewiesen werden.

Damit stellen die Blaualgen die mit Abstand wichtigste Komponente des Phytobenthos excl. Diatomeen und Charales. Bemerkenswert sind die hohen Abundanzen der Euglenophyceae, die auf eine hohe Trophie und organische Belastung hinweisen. Hohe Abundanzen der

Tribophyceae *Vaucheria*, wie sie für das Elbe-Ästuar erwartet wurden, konnten nicht nachgewiesen werden.

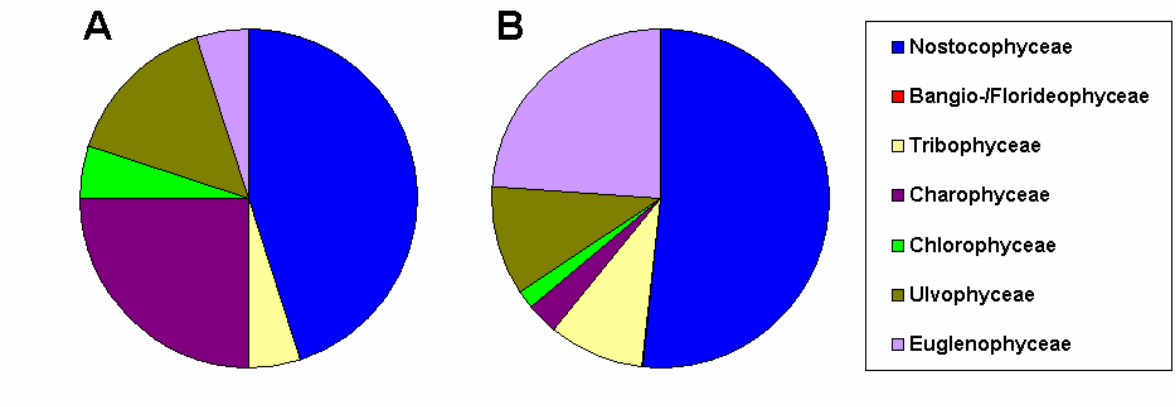


Abbildung 10: Relative Anteile der Algenklassen an der Taxazahl (A) und an den Abundanzen (B) an den drei Standorten.

Betrachtet man die Standorte im einzelnen, so ergibt sich folgendes Bild:

3.2.1.1 Zollenspieker

Am Standort ist die Artenvielfalt mit 17 benthischen Taxa aus sechs Algenklassen im Vergleich zu den anderen untersuchten Standorten am höchsten (Abb. 11). Die Blaualgen stellen hinsichtlich der Taxazahl und der Abundanzen die wichtigste Gruppe. Die Ulvophyceae erreichen mit wenigen Taxa größere Abundanzanteile. Eugleno- und Tribophyceae sind nur mit wenigen Taxa vertreten und erreichen etwas geringe Anteile an der Gesamtabundanz des Phythobenthos excl. Diatomeen und Charales als die Ulvophyceae. Die Charophyceae sind zwar mit vielen Arten vertreten, sie sind aber hinsichtlich der Abundanzverhältnisse ebenso wie die Chlorophyceae unauffällig.

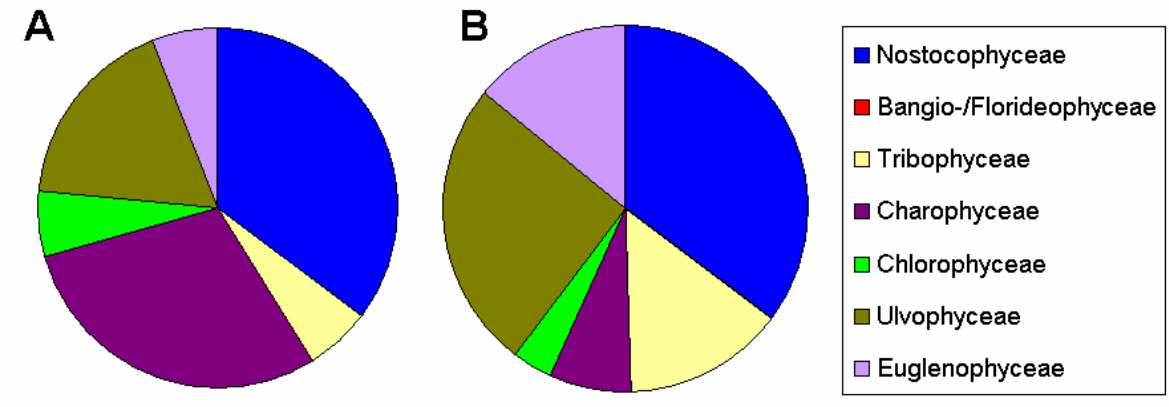


Abbildung 11: Relative Anteile der Algenklassen an der Taxazahl (A) und an den Abundanzen (B) am Standort Zollenspieker.

Am Standort dominieren fünf Taxa aus unterschiedlichen Klassen. Sie bedeckten jeweils 5–33 % der Fläche und wurden daher in die Häufigkeitsklasse 4 eingestuft. Es handelt sich um *Vaucheria* sp., *Microspora* cf. *wittrockii*, *Rhizoclonium hieroglyphicum*, *Euglena obtusa* und *Phormidium tergestinum*. Drei Taxa, darunter *Cladophora glomerata*, traten bei der mikroskopischen Analyse mit hohen Häufigkeiten auf, sie erreichten aber bezogen auf die untersuchte Fläche nur geringe Deckungsgrade. Zehn Taxa aus sehr unterschiedlichen Klassen traten nur mit geringeren Häufigkeiten auf. Einige Formen von fädigen Grünalgen konnten leider nicht genau genug bestimmt werden.

An diesem Standort wurden sechs Kartierungen der *Vaucheria*-Bestände durchgeführt. Die Bestände waren allerdings so gering, dass die Kartierungsflächen nicht, wie geplant, zufällig ausgewählt wurden. Sie wurden so gelegt, dass auf jeden Fall Vorkommen von *Vaucheria* abgedeckt wurden. Tab. 12 gibt die prozentualen Anteile der von *Vaucheria* bedeckten Flächen für die unterschiedlichen Kartierungen in den verschiedenen Abundanzklassen an.

Tabelle 12: Prozentuale Anteile der mit *Vaucheria* bedeckten Fläche.

Abdkl = Abundanzklasse, siehe Tab. 1

	Abdkl 1	Abdkl 2	Abdkl 3	Abdkl 4	Abdkl 5	Abdkl 6	gesamt
Kartierung 1	18,4	17,5	4,2				40,1
Kartierung 2	3,4	6,9	15,6	15,3			41,2
Kartierung 3	0,9	4,0	19,6	30,6			55,0
Kartierung 4			1,2				1,2
Kartierung 5	8,8						8,8
Kartierung 6	0,3	1,9	12,1	18,2			32,5

Die *Vaucheria*-Bestände am Standort waren recht klein. Die hohen Abundanzklassen 5 und 6 wurden bei keiner Kartierung vergeben. Maximal wurde die Abundanzklasse 4 erreicht, die sich durch das Vorkommen kleiner Tufts auszeichnet, die höchstens 2,5 mm lang waren. Bei zwei Kartierungen waren weniger als 10 % der Fläche von *Vaucheria* bedeckt. Bei den restlichen vier Kartierungen ist der Bedeckungsanteil größer, maximal waren 55 % der kartierten Fläche mit *Vaucheria* bedeckt. Mittelt man die Abundanzen der *Vaucheria*-Bestände über alle sechs Kartierungen, so ergibt sich eine durchschnittliche Bedeckung von 30 % der kartierten Fläche. Im Umkehrschluss heißt das, dass ein Großteil der kartierten Fläche keinerlei *Vaucheria*-Bewuchs aufwies. Allerdings können diese Ergebnisse nicht ohne weiteres auf die gesamte Fläche des Abschnitts übertragen werden. Wie oben beschrieben, wurden die Kartierungen nur an bereits makroskopisch auffälligen *Vaucheria*-Beständen durchgeführt.

3.2.1.2 Mühlenberger Loch

Am Standort Mühlenberger Loch ist die Artenvielfalt mit nur vier benthischen Algentaxa extrem gering (Abb. 12). Die vier Taxa sind den Nostoco- und den Euglenophyceae zuzuordnen. Die Nostocophyceae dominieren sowohl hinsichtlich der Taxazahl als auch hinsichtlich der erreichten Abundanzen.

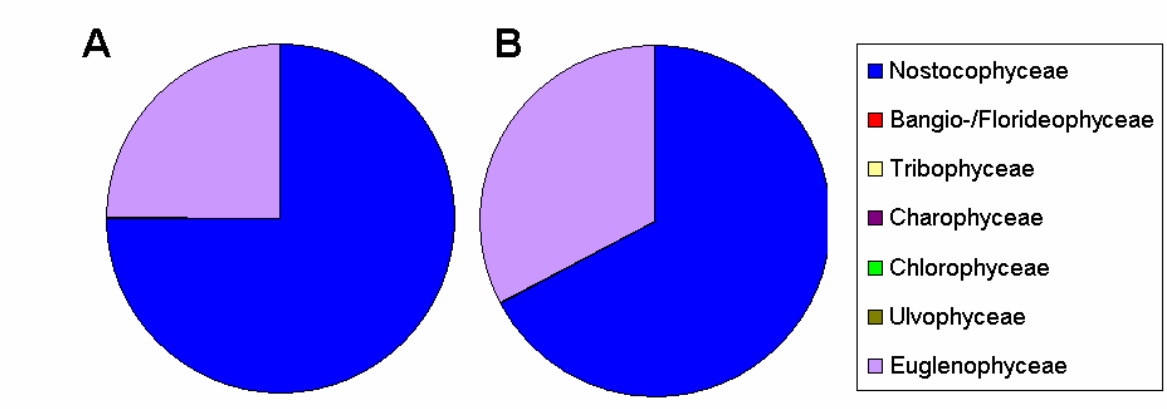


Abbildung 12: Relative Anteile der Algenklassen an der Taxazahl (A) und an den Abundanzen (B) am Standort Mühlenberger Loch.

Auf den Schlickflächen am Standort Mühlenberger Loch trat die Euglenophyceae *Euglena obtusa* massenhaft auf. Daneben erreichten mit Deckungsgraden über 33 % Lager der fädigen Blaualgen *Phormidium subuliforme* und *Ph. tergestinum* die höchste Häufigkeitsklasse 5. Gemeinsam mit den Kieselalgen bildeten diese Taxa die auffälligen gelbgrünen und blaugrünen Beläge auf dem Schlick.

3.2.1.3 Fährmannsander Watt

Am Fährmannsander Watt wurden neun benthische Taxa nachgewiesen, die zu vier Algenklassen gehören (Abb. 13). Auch hier waren die Blaualgen sowohl hinsichtlich der Artenanzahlen als auch der Abundanzen die auffälligste Klasse. Eine einzige Art der Klasse Euglenophyceae erreichte so hohe Abundanzen, dass die Euglenophyceae daher subdominant vorhanden sind. Mit geringeren Anteilen sind Tribo- und Charophyceae vertreten.

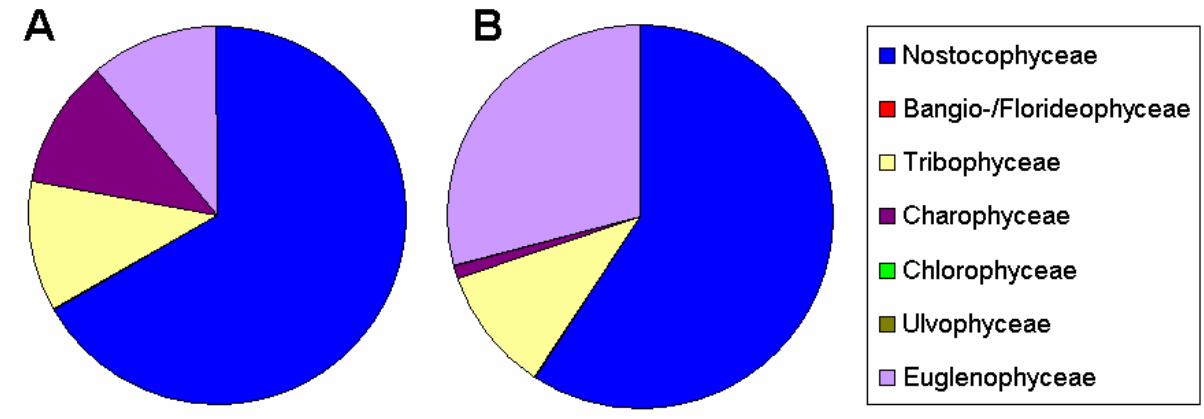


Abbildung 13: Relative Anteile der Algenklassen an der Taxazahl (A) und an den Abundanzen (B) am Standort Fährmannsander Watt.

Auch an diesem Standort trat die Euglenophyceae *Euglena obtusa* massenhaft auf. Große Deckungsgrade erreichte auch eine *Phormidium*-Art, die leider nicht bis zur Art bestimmt werden konnte. In etwas geringeren Mengen trat eine weitere *Phormidium*–Art auf, die *Ph.*

crassior ähnelte. Weiterhin war ein kleiner Bestand an *Vaucheria* festzustellen. Am Standort war außerdem eine fädige Grünalge nachzuweisen, die leider nicht sicher bestimmt werden konnte und daher in der Abb. 13 nicht dargestellt wird. Es handelt sich um eine Form, die *Rhizoclonium hieroglyphicum* ähnelt.

3.2.2 Diatomeen

3.2.2.1 Artenzahlen und Gesellschaftsdiversitäten

An den untersuchten Stellen wurden insgesamt 164 Diatomeentaxa nachgewiesen. Das Gesamtartenspektrum sowie die Vorkommen und Häufigkeiten der Taxa sind den Tabellen im Anhang (A 1 und 2) zu entnehmen. Die Gesellschaften sind als sehr artenreich und divers zu charakterisieren (siehe Tab.13). Die Zahl der in den Einzelproben nachgewiesenen benthischen und benthisch-planktischen Taxa bewegt sich zwischen 46 und 73, der Median liegt bei 68 Taxa. Rein planktisch lebende Taxa sind hierbei nicht berücksichtigt. An sechs der acht Stellen werden mit Shannon-Weaver-Indizes über 3,0 hohe Gesellschaftsdiversitäten erreicht. Extreme Dominanzen sind nicht ausgebildet, keine der Arten überschreitet einen Gesellschaftsanteil von 25% (siehe Tab. 13). Demgegenüber ist die Eveness infolge der hohen Artenzahlen überwiegend als mäßig hoch zu charakterisieren. Im Vergleich der im Bereich der MThw-Linie und der im Bereich der MTnw-Linie entnommenen Proben ist keine einheitliche Tendenz festzustellen: Während an der Stelle Zollenspieker im Bereich der MTnw-Linie deutlich höhere Taxazahlen registriert wurden, sind am Mühlenberger Loch und Fährmannsander Watt keine signifikanten Unterschiede nachzuweisen.

Tabelle 13: Artenzahlen, Diversitäten und Evenness.

MTnw = Mittlere Tideniedrigwasserlinie, MThw = Mittlere Tidehochwasserlinie

Stelle	Substrat	Lage	Taxazahl	Diversität	Eveness
Zollenspieker	Schlick	MThw	53	2,81	0,55
Zollenspieker	Schlick	MTnw	69	3,56	0,70
Zollenspieker	Sand	MThw	46	2,78	0,55
Zollenspieker	Sand	MTnw	73	3,42	0,67
Mühlenberger Loch	Schlick	MThw	69	3,48	0,68
Mühlenberger Loch	Schlick	MTnw	71	3,42	0,67
Fährmannsander Watt	Schlick	MThw	66	3,32	0,65
Fährmannsander Watt	Schlick	MTnw	59	3,28	0,64

Die Zahl der insgesamt nachgewiesenen Arten entspricht dem Befund von GÄTJE (1992), die 153 Taxa verzeichnete. Einschränkungen der Vergleichbarkeit ergeben sich jedoch durch die unterschiedliche Zahl der analysierten Proben. So wurden in der vorliegenden Untersuchung lediglich acht Proben von drei Standorten untersucht, denen in GÄTJE (1992) 290 Proben von acht Stationen gegenüberstehen. Deutliche Unterschiede ergeben sich zudem beim Vergleich der Taxazahlen an den Einzelstandorten, wobei in der aktuellen Untersuchung deutlich höhere Taxazahlen registriert wurden.

3.2.2.2 Artenspektrum und Arthäufigkeiten

Abweichende Artenzusammensetzungen und Arthäufigkeiten grenzen die Gesellschaften der Stelle Zollenspieker deutlich von jenen des Mühlenberger Loches und des Fährmannsander Wattes ab.

3.2.2.2.1 Zollenspieker

Die Gesellschaften sind durch die Kodominanz kleinschaliger Arten der Gattungen *Achnanthes*, *Amphora* und *Fragilaria* charakterisiert (siehe Tab. 14), die als typische Bestandteile des Epipsammons gelten (z.B. KRAMMER & LANGE-BERTALOT 1986-1991). Es überwiegen limnische Arten, wenngleich das individuenreiche Vorkommen einer Reihe von Taxa mit hoher Halotoleranz den bereits bestehenden Salzeinfluss deutlich zum Ausdruck bringt. Letzterer wird gleichfalls durch das individuenreiche Vorkommen der als mesohalob geltenden *Navicula cryptolyra* belegt (ZIEMANN et al. 1999). Marine Diatomeen wurden demgegenüber nicht verzeichnet (siehe Abb. 14).

Die sich im Vergleich der beprobten Substrate Sand und Schlick ergebenden Unterschiede sind als gering zu bewerten. So weist die Dominanzstruktur eine hohe Übereinstimmung auf, höhere Gesellschaftsanteile mobiler *Navicula*- und *Nitzschia*-Arten auf Schlick wurden nicht verzeichnet. Abweichungen ergeben sich lediglich im Inventar der individuenarm auftretenden Taxa. Während das beprobte Substrat von untergeordneter Bedeutung ist, erbringt der Vergleich der im oberen und unteren Eulitoral entnommenen Proben deutliche Unterschiede. So sind die Gesellschaften im Bereich der Tideniedrigwasserlinie infolge der höheren Taxazahlen und angenäherten Arthäufigkeiten deutlich diverser (vergleiche Tab. 14) – ein Phänomen, das allerdings nur an dieser Stelle zu beobachten war.

Tabelle 14: Aspektbildner und häufige Begleitarten.

Maximale Häufigkeit	Zollenspieker	Mühlenberger Loch	Fährmannsander Watt
> 25			
> 10% und ≤ 25%	Achnanthes delicatula Achnanthes aff. engelbrechtii Achnanthes lanceolata ssp. rostrata Fragilaria brevistriata Navicula cryptolyra	Cymatosira belgica	Cymatosira belgica Delphineis minutissima Navicula gregaria
> 2.5% und ≤ 10%	Achnanthes lemmermannii Amphora pediculus Cocconeis placentula Fragilaria construens f. venter Fragilaria pinnata Navicula erifuga Navicula gregaria Nitzschia agnita Nitzschia fruticosa Nitzschia liebetruthii Nitzschia palea Nitzschia subacicularis	Delphineis minutissima Fragilaria brevistriata Fragilaria construens-Sippen Gyrosigma fasciola Navicula gregaria Navicula sp. "Elbe estuary" Navicula witkowskii Nitzschia calida Nitzschia sigma	Delphineis surirella Fragilaria brevistriata Fragilaria construens-Sippen Navicula pygmaea Navicula sp. „Elbe estuary" Navicula vandamii var. mertensiae Nitzschia cf. palea

3.2.2.2.2 Mühlenberger Loch und Fährmannsander Watt

Die Gesellschaften der Stellen Mühlenberger Loch und Fährmannsander Watt zeichnen sich durch große Ähnlichkeit aus, sind jedoch in Artenzusammensetzung und Arthäufigkeiten von der Stelle Zollenspieker deutlich abgegrenzt. Während an der oberhalb gelegenen Stelle Zollenspieker eindeutig limnische Diatomeen vorherrschen, sind die Gesellschaften am Mühlenberger Loch und Fährmannsander Watt durch hohe Anteile mariner Arten gekennzeichnet. Abb. 14 gibt die Gesellschaftsanteile der als rein marin geltenden, in Tab. 15 aufgeführten Arten an den drei untersuchten Stellen wieder. Während am Zollenspieker rein marine Diatomeen nahezu gänzlich fehlen, wurden an den unterhalb glegenen Flussabschnitten Anteile bis 52% verzeichnet. Zu nennen sind insbesondere die individuenreich vorkommenden Arten *Cymatosira belgica*, *Delphineis minutissima* sowie die taxonomisch bislang nicht ausreichend bearbeitete *Navicula* sp. „Elbe estuary“ (siehe in WITKOWSKI et al. 2000).

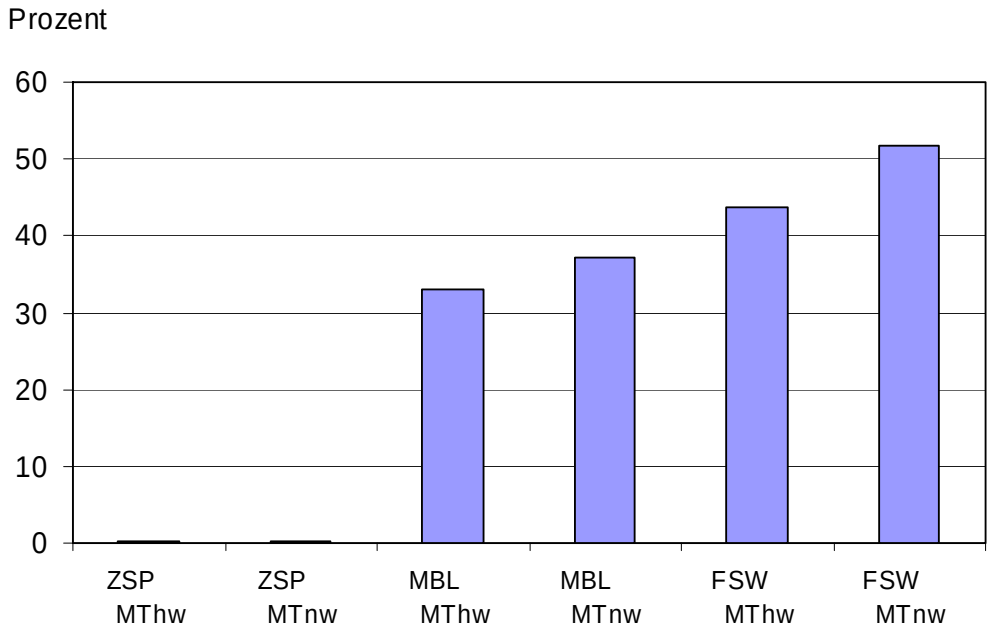


Abbildung 14: Prozentuale Summenhäufigkeiten der marinen Taxa an den untersuchten Stellen.

ZSP = Zollenspieker, MBL = Mühlenberger Loch, FSW = Fährmannsander Watt, MTnw = mittlere Tideniedrigwasserlinie, MThw = mittlere Tidehochwasserlinie.

Im Gegensatz zur Stelle Zollenspieker sind die Unterschiede der Gesellschaften des oberen und unteren Eulitorals deutlich geringer (vergleiche Tab. A 2 im Anhang). Die Ursache dafür bleibt zu klären. Plausibel erscheint es jedoch, als Erklärung eine höhere Toleranz der an den beiden Stellen häufigen Brackwasserarten und marinen Taxa gegenüber osmotischen Druckschwankungen heranzuziehen.

Tabelle 15: Verzeichnis der nachgewiesenen marinen Taxa.

DV-Nr.	Taxa
-	Campylosira cymbelliformis
-	Catenula adhaerens
-	Cymatosira belgica
-	Delphineis minutissima
-	Delphineis surirella
-	Delphineis surirelloides
-	Diploneis bombus
-	Eunotograma spp.
-	Fragilaria cf. guenter.grassii
-	Fragilaria cf. investiens
-	Gyrosigma fasciola
-	Hippodonta spp.
-	Navicula cf. diversistriata
16316	Navicula flanatica
-	Navicula sp. "Elbe estuary"
-	Navicula vandamii var. mertensiae
16431	Nitzschia navicularis
16458	Opephora olsenii
6947	Pennales non det.
-	Plagiogramma staurophorum
-	Raphoneis amphiceros

3.3 Chlorophyll-a Gehalte

An allen drei Probestellen konnte photosynthetisch aktives Chl-a nachgewiesen werden. Am Standort des Mühlenberger Lochs enthielten einige Flächen sogar so viel Chl-a, dass der obere Messbereich des Gerätes fast erreicht wurde. In jedem Fall aber lagen die Messungen im Bereich zuverlässiger Messwerte. Um einen besseren Vergleich mit Literaturdaten zu ermöglichen, werden die Messwerte der *Vaucheria*-Bestände getrennt von denen des Mikrophytobenthos dargestellt.

3.3.1 Chlorophyllgehalte des Mikrophytobenthos

An den Standorten Zollenspieker und Fährmannsander Watt wurden durch das Mikrophytobenthos im Mittel Chl-a-Gehalte von etwa 0,6 µg/cm^2 erreicht (Tab. 19, Abb. 15). Der mittlere Chl-a-Gehalt am Standort Mühlenberger Loch lag mit 1,1 µg/cm^2 deutlich höher. Allerdings weisen die hohen Standardabweichungen auf eine große Heterogenität innerhalb der untersuchten Flächen hin.

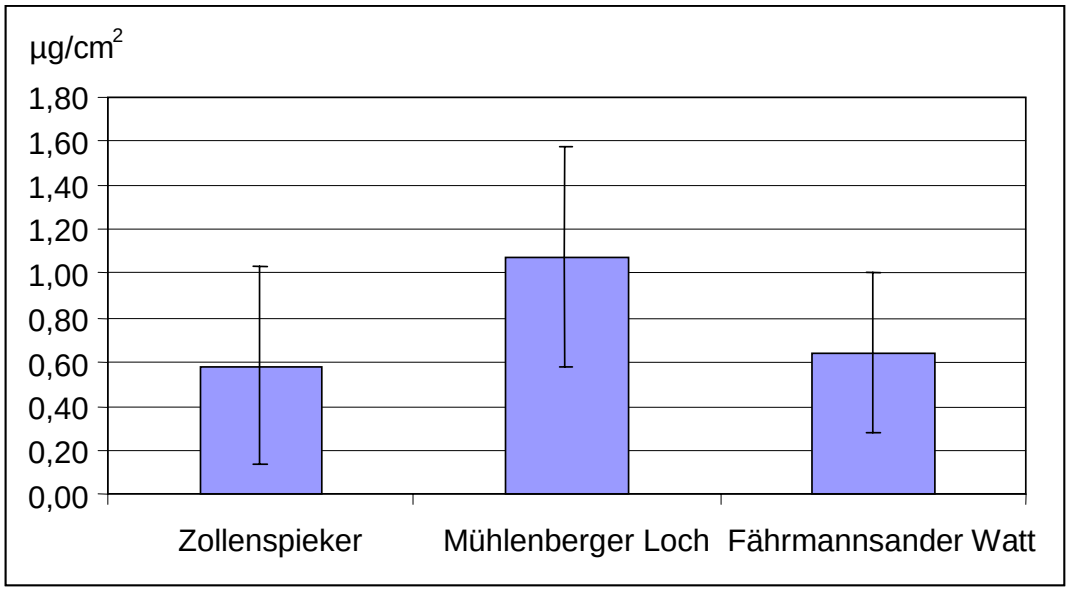


Abbildung 15: Mittlere Gehalte des photosynthetisch aktivem Chlorophyll-a (in µg/cm^2) an den drei Probestellen.

Zusätzlich angegeben ist die jeweilige Standardabweichung.

Die räumliche Heterogenität ergibt sich zum einen durch das kleinräumig unregelmäßige Auftreten der Algengesellschaften („patchiness“). Daneben ist an allen drei Probestellen die Tendenz zu erkennen, dass die näher zur MThw-Linie gelegenen Flächen höhere Chl-a-Gehalte aufwiesen als die nahe der MTnw-Linie gelegenen Flächen (Abb. 16). Dies ist auch am Standort des Mühlenberger Lochs der Fall, auch wenn wegen der schwer zu begehenden Schlickfläche keine Messungen nahe an der MTnw-Linie durchgeführt werden konnten. Hier wurden Messungen innerhalb des Binsengürtels mit denen der freien Schlickfläche verglichen. Dabei war der Chl-a-Gehalt auf den Flächen im Binsengürtel deutlich höher als der auf der freien Schlickfläche.

Tabelle 16: Gehalt an photosynthetisch aktivem Chlorophyll-a (in µg/cm^2).

ZSP = Zollenspieker, MBL = Mühlenberger Loch, FSW = Fährmannsander Watt, MTnw = mittlere Tideniedrigwasserlinie, MThw = Mittelere Tidehochwasserlinie, N = Anzahl der Messungen, MW = Mittelwert, Stabw = Standardabweichung.

Standort	Bereich	N	MW	Stabw
Zollenspieker (außer Vaucheria-Beläge)	ZSP_MTnw	52	0,581	0,109
Zollenspieker (außer Vaucheria-Beläge)	ZSP_MThw	31	1,055	0,300
Zollenspieker (außer Vaucheria-Beläge)	gesamt	83	0,580	0,446
Mühlenberger Loch	MBL_MTnw	65	0,768	0,186
Mühlenberger Loch	MBL_MThw	31	1,733	0,244
Mühlenberger Loch	gesamt	96	1,080	0,498
Fährmannsander Watt	FSW_MTnw	115	0,385	0,214
Fährmannsander Watt	FSW_MThw	107	0,923	0,267
Fährmannsander Watt	gesamt	222	0,644	0,361

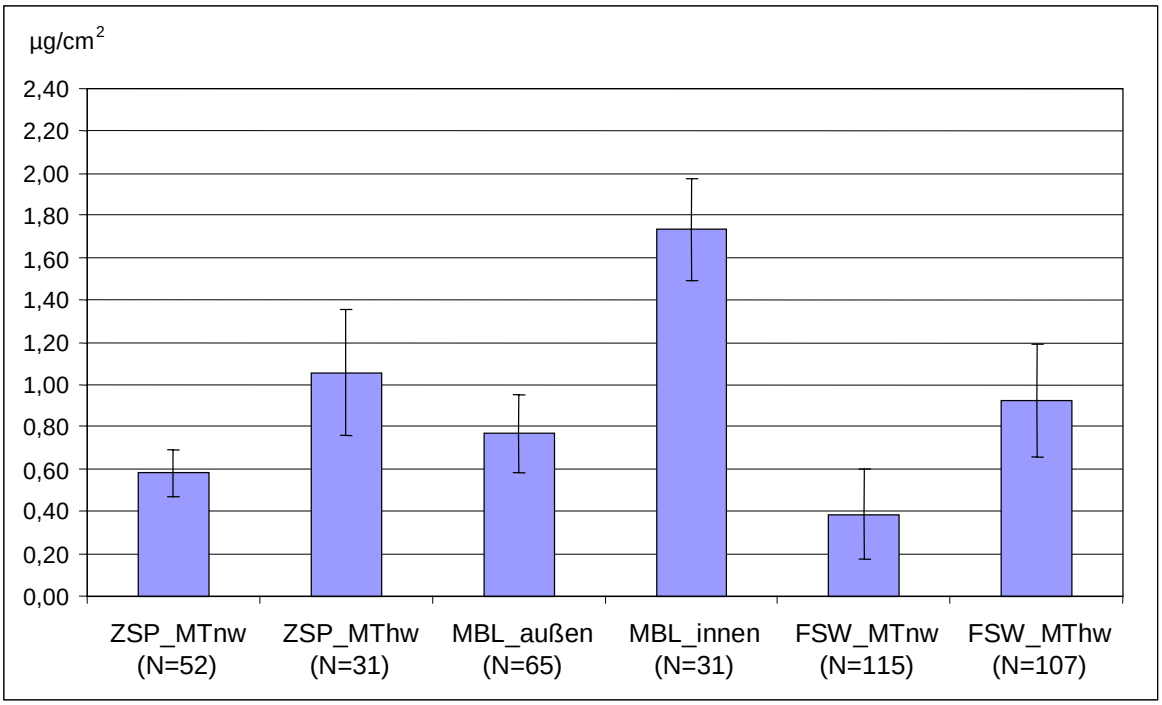


Abbildung 16: Mittlere Gehalte des photosynthetisch aktivem Chlorophyll-a (in µg/cm^2) an den drei Probestellen differenziert nach Flächen nahe der MTnw-Linie und Flächen nahe der MThw- Linie.

Zusätzlich angegeben ist die jeweilige Standardabweichung, ZSP = Zollenspieker, MBL = Mühlenberger Loch, FSW = Fährmannsander Watt, MTnw = mittlere Tideniedrigwasserlinie, MThw = Mittelere Tidehochwasserlinie, N = Anzahl der Messungen

Neben der Messung des Gehalt an photosynthetisch aktivem Chl–a unterscheidet das Messgerät bbe benthofluor die Fluoreszenzen unterschiedlicher Chlorophylle. Es ordnet die Ergebnisse den Klassen der Blaualgen, Grünalgen und den Kieselalgen zu. Damit sollen Aussagen zur Klassenzusammensetzung ermöglicht werden (Abb. 17).

An allen den Standorten sind vor allem Kieselalgen an der Photosynthese beteiligt. Sie stellen zwischen 46 und 86 % des gesamten Chl-a-Gehaltes. Vor allem am Fährmannsander Watt und am Zollenspieker machen sie den größten Anteil am gesamten Chl-a-Gehalt aus. Am Mühlenberger Loch sind die Blaualgen stärker vertreten. Sie stellen hier etwas mehr als 50 % an der Gesamtmenge des Chl-a-Gehaltes. Blaualgen besitzen auch an den anderen Standorten beträchtliche Anteile. Grünalgen konnten mit Hilfe der Chlorophyll a-Messungen nur an den Standorten Zollenspieker und Fährmannsander Watt nachgewiesen werden. Am Fährmannsander Watt kamen sie sowohl auf den Flächen nahe der MThw-Linie (zum Ufer hin) als auch auf Flächen nahe der MTnw-Linie (zum Fluss hin) vor. Am Zollenspieker wurden sie nur auf Flächen nahe der Uferlinie gefunden. Am Mühlenberger Loch waren keine Grünalgen nachzuweisen.

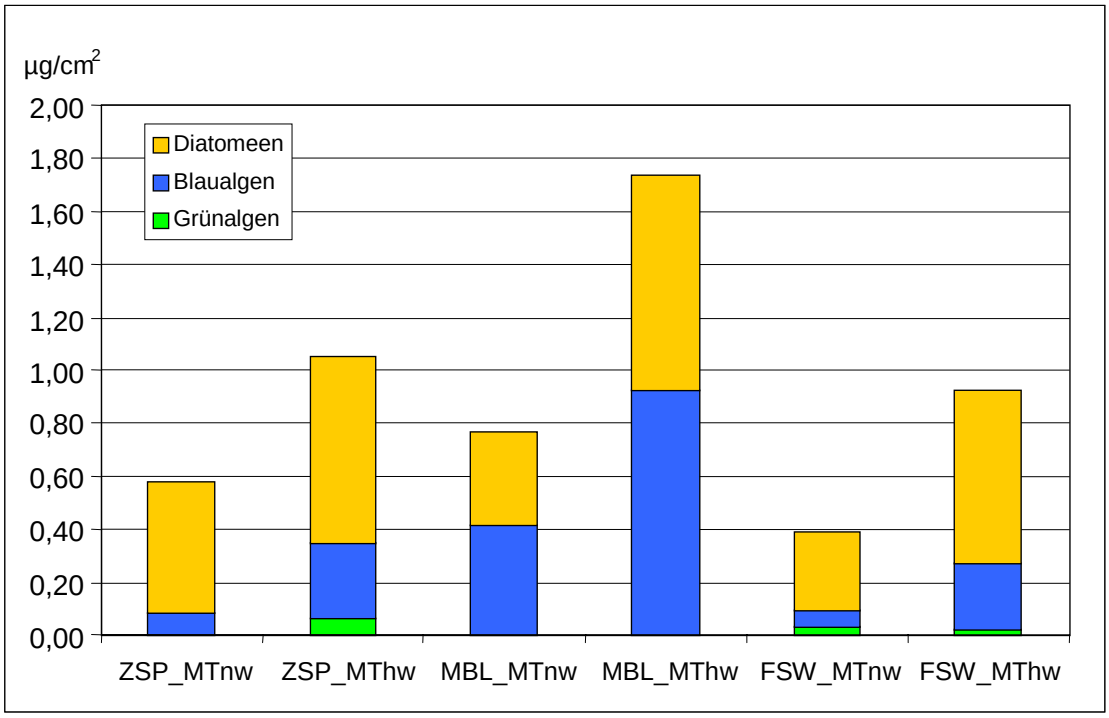


Abbildung 17: Verteilung des photosynthetisch aktivem Chlorophyll-a (in µg/cm^2) über die drei Algenklassen.

ZSP = Zollenspieker, MBL = Mühlenberger Loch, FSW = Fährmannsander Watt, MTnw = mittlere Tideniedrigwasserlinie, MThw = Mittelere Tidehochwasserlinie.

3.3.2 Chlorophyllgehalte der Vaucheria-Bestände

Am Standort Zollenspieker wurden einige Chlorophyll-Messungen gezielt an den *Vaucheria*-Beständen durchgeführt. In diesen Beständen wurden Chl-a-Werte von 0,25 bis 1,2 µg/cm^2 (im Mittel 0,7 µg/cm^2) gemessen. Damit liegen die Chl-a-Gehalte etwas höher als in den Beständen des Mikrophytobenthos.

Während der Chl-a-Messungen wurden die Abundanzklassen der vermessenen *Vaucheria*-Bestände nach Tab. 1 geschätzt. Die Auswertung der Ergebnisse zeigt, dass der gemessene Gesamtchlorophyllgehalt gut mit den geschätzten Abundanzklassen in Übereinstimmung zu bringen ist. Niedrige Abundanzklassen (1-2) weisen mit durchschnittlich 0,45 µg/cm^2 einen niedrigeren Chl-a-Gehalt auf als die höheren Abundanzklassen, bei denen ein Chlorophyllgehalt von 0,7 µg/cm^2 (Abundanzklasse 3) bzw. 1,2 µg/cm^2 (Abundanzklasse 4) festgestellt wurde (Abb. 18).

In Abb. 19 sind die Messwerte des Gesamtchlorophyll-a zusätzlich aufgeteilt in die drei Algenklassen Blaualgen, Grünalgen und Diatomeen dargestellt. In den *Vaucheria*-Beständen waren alle drei Algenklassen nachzuweisen.

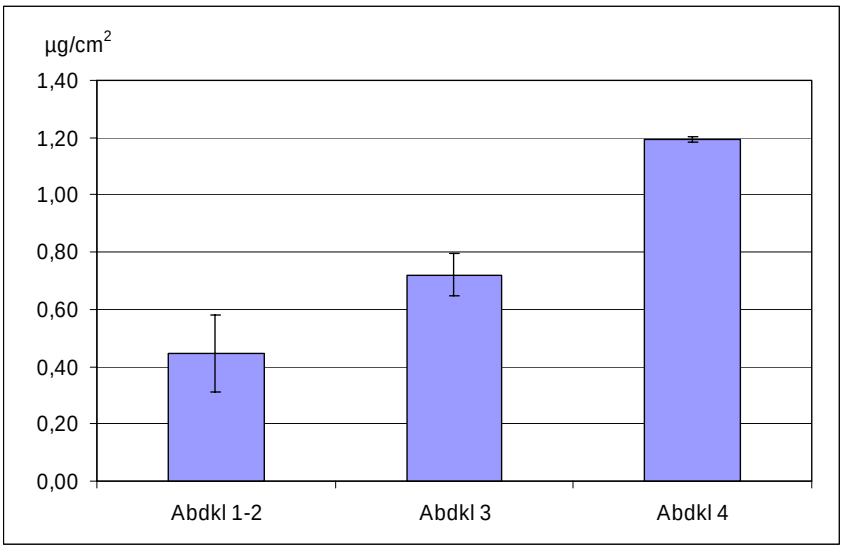


Abbildung 18: Menge des Chlorophyll-a Gehaltes (in µg/cm^2) in den *Vaucheria*-Beständen am Standort Zollenspieker.

Zusätzlich angegeben ist die jeweilige Standardabweichung, Abdkl = Abundanzklasse, siehe dazu Tab. 1.

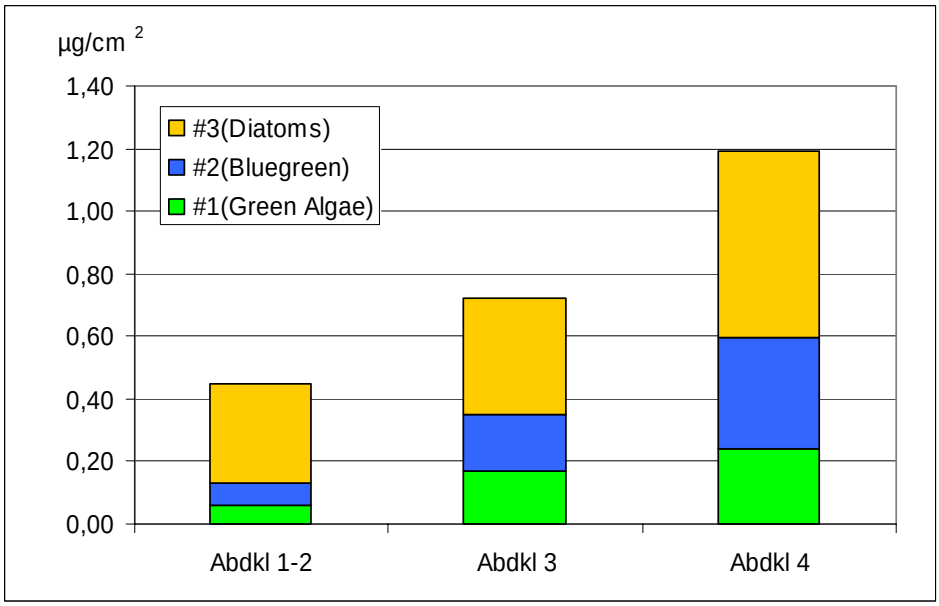


Abbildung 19: Menge des Chlorophyll-a Gehaltes (in µg/cm^2) in den *Vaucheria*-Beständen am Standort Zollenspieker unterschieden nach drei Algenklassen.

Abdkl = Abundanzklasse, siehe dazu Tab. 1.

Vaucheria gehört ebenso wie die Diatomeen zur Abteilung der Heterokontophyta und verfügt über dieselben Photosynthesepigmente wie diese. Daher ist zu erwarten, dass Bestände von *Vaucheria* von dem benthofluor-Gerät als „Diatomeen“ interpretiert werden. Begrenzt man daher die Betrachtung auf die Chl-a-Mengen, die von dem Messgerät den Diatomeen zugerechnet werden, so unterscheiden sich die Abundanzklassen 1-2 und 3 nicht auffallend voneinander. Für die Bestände, die in die Abundanzklasse 4 eingestuft wurden, stellt auch das Fluorometer eine deutlich höhere Menge an Chl-a fest.

4 Diskussion der Ergebnisse

Ziel dieser Untersuchung ist es zu prüfen, ob bzw. inwieweit die ökologische Qualität der Standorte mit Hilfe des Phytobenthos gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie (EU 2000) beurteilt werden kann. Maßstab für eine Beurteilung ist der naturnahe Zustand des Fliessgewässers, wie er etwa vor der Industrialisierung vorherrschte. Dieser ist zum heutigen Zeitpunkt an den Standorten nicht mehr erkennbar. Es ist deshalb notwendig, für die Tideelbe ein Leitbild zu erstellen, das den naturnahen Zustand beschreibt.

4.1 Leitbilder für die Tideelbe

Für den limnischen Abschnitt der Tideelbe liegt eine Beschreibung vor (ARGE Elbe in Vorb.), deren wichtigsten Ergebnisse in Bezug auf das Phytobenthos hier dargestellt werden sollen. Der Standort am Zollenspieker ist diesem Bereich zugeordnet.

Die Tideelbe ist strukturell durch zahlreiche Inseln, Sände und Nebenelben gekennzeichner. Die Wassertiefe der Elbe ist geringer, der Tidenhub weniger stark ausgeprägt als im heutigen Zustand. Dadurch ergeben sich eine größere Sichttiefe und eine geringere Strömung. Dem Phytobenthos stehen sehr große Flächen von Flachwasser- und Wattgebieten zur Verfügung. Diese Flächen bieten auf Grund der wechselnden Strömungsbedingungen und der Mannigfaltigkeit der Substrate den benthischen Algen unterschiedliche Habitate, so dass sich eine Vielfalt von Phytobenthosgesellschaften entwickeln kann, die sich teils kleinräumlich und hochdynamisch abwechseln.

Auf Schlick wachsen epipelische Algengesellschaften mit vorwiegend eigenbeweglichen Arten, meist Kieselalgen (pennate Bacillariophyceen). Augenflagellaten (Euglenophyceae) sind bei geringerer Trophie seltener vorhanden. Diese Arten kriechen tagsüber bei Niedrigwasser aus dem Sediment und sammeln sich an der Oberfläche. Bei Überflutung wandern sie wieder ins Sediment zurück. So schützen sie sich vor Verdriftung. Auf Sand wachsen epipsammische Algengesellschaften, die ebenfalls überwiegend von Kieselalgen gebildet werden. Sie heften sich an Sandkörnchen mit Hilfe von Gallerte fest und werden mit diesen verdriftet. Dieses Mikrophytobenthos trägt den größeren Anteil zu Biomasse und Produktion als das Phytoplankton. Im Sommer bildet sich in den flachen Uferbereichen ein räumlich weit ausgedehntes, auffälliges *Vaucheria*-Watt aus. Die fädigen Algen durchwachsen das Sediment und binden es in großen, polsterförmigen Beständen. Steine und grober Kies bieten epilithischen Arten einen Lebensraum. Hier entwickeln sich *Ulothrix* und *Enteromorpha*-Arten sowie *Bangia atropurpurea*. Die Röhrichtbestände bieten Untergrund für die auf Pflanzen wachsenden Arten (epiphytische Gesellschaften) und Raum für zwischen den Pflanzenbeständen lebenden Taxa (metaphytische Gesellschaften). Algen der Gattungen *Tribonema*, *Cladophora*, *Rhizoclonium*, *Lyngbya*, *Tolypothrix, Phormidium* etc. können hier wachsen. In den Auewäldern der Nebengewässer kommt Totholz als weiteres Substrat hinzu. In den strömungsberuhigten Bereichen können sich aufschwimmende Watten von *Spirogyra*, *Mougeotia* und *Oedogonium* ausbilden.

Das Phytobenthos ist neben den Bedingungen einer großen räumlichen Heterogenität und einer daraus sich ergebenden patchiness starken saisonalen Veränderungen unterworfen. Hier spielen Faktoren, wie die Eindringtiefe des Lichtes, Veränderungen im Nährstoffgehalt, Veränderungen der Habitatstrukturen etwas durch Absterben der Makrophytenbestände eine Rolle.

Insgesamt betrachtet, ist das Phytobenthos im Referenzzustand hinsichtlich seiner Vielfalt, Biomasse und Saisonalität wesentlich stärker ausgeprägt als dies der heutige Zustand zulässt. Trotz starker jahreszeitlicher Schwankungen sind die Gehalte von organischen Stoffen und von Nährstoffen deutlich geringer als im heutigen Zustand. Dies hat vor allem Einfluss auf die Artenzusammensetzung innerhalb der Gemeinschaften. So sind in der Diatomeengesellschaft des Epipsammons deutlich höhere Anteile trophie-sensiblerer Taxa zu erwarten, z.B. innerhalb der Gattung *Achnanthes*. Vergleichbares gilt für die anderen Algengemeinschaften. Die Trophieverhältnisse lagen im Referenzzustand sicherlich im eutrophen Bereich, eventuell können sogar mesotrophe Verhältnisse angenommen werden. Auch die saprobiellen Verhältnisse lagen im Vergleich zum heutigen Zustand auf einem deutlich geringeren Niveau.

Die Marschengewässer des Fliessgewässertyps 22 werden von POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER (2004) beschrieben. Weitere Informationen sind einem Vortrag im Rahmens eines KoBio-Workshops (WOLTER et al. 2004) entnommen.

Als Marschen bezeichnet man Gewässer, die früher vom Meer bedeckt waren und anschließend allmählich verlandeten. Diese Fliessgewässer verlaufen geschwungen in weiten Mäandern. Der Uferbewuchs ist abhängig vom ständig wechselnden Tideeinfluss, der starke hydraulische Kräfte auf die Uferbereiche ausübt und einen Salzgradienten im Gewässer erzeugt. Ufergehölze, wie sie im limnischen Bereich ausgebildet sind, fehlen. Die flach auslaufenden Ufer mit Prall- und Gleithängen sind teilweise als Wattflächen ausgebildet. Das bedeutet, dass die obere Zone mit Schilf- und Binsenried bedeckt ist und im Anschluss tonig-schluffige Sedimente vorherrschen. Damit herrscht an diesen Standorten im Unterschied zum limnischen Bereich das Schlickwatt vor. Ein Schlick-Sand-Watt bzw. ein Sandwatt sind weniger ausgeprägt. Damit bieten diese Flächen vor allem dem eigenbeweglichen Mikrophytobenthos Raum. Die Sohle der Gewässer zeigt nur geringe Reliefunterschiede. Die Substratvielfalt und die Strömungsdiversität ist insgesamt gering. Marschengewässer werden in Abhängigkeit von der Gewässergröße, dem Salzgehalt und der Beschaffenheit des Einzugsgebietes in verschiedene Subtypen unterteilt. Die Tideelbe mit den Standorten am Mühlenberger Loch und am Fährmannssander Watt wird dem Typ 22.3, den Strömen der Marschen, zugerechnet. Marschengewässer zeichnen sich durch eine hohe Produktivität aus. Das Wasser ist nährstoffreich und kalkreich. Die hohen Schwebstofftransporte bewirken eine hohe Wassertrübung und damit eine geringe Sichttiefe. Makrophytenbestände können sich daher hier nicht so stark ausweiten. Marschen sind in hohem Maße an der Selbstreinigung der Flüsse beteiligt. In den letzten 100 Jahren sind solche Flächen vor allem durch Eindeichungsmaßnahmen stark zurückgegangen.

Für die Marschengewässer kann für die Algengemeinschaften noch kein differenziertes Leitbild formuliert werden. Entsprechend den oben genannten Charakteristika besitzen epiphytischen und metaphytischen Phytobenthosarten wenig Raum, während den epipsammischen Taxa sehr ausgedehnte Flächen zur Verfügung stehen. Die Schlickflächen enthalten sicherlich höhere Gehalte von organischen Stoffen und von Nährstoffen. Insgesamt liegt aber das Niveau im Vergleich zum heutigen Zustand bei deutlich geringerer Saprobie und Trophie. Salztolerante und marine Arten erreichen höhere Abundanzen.

4.2 Untersuchte Probestellen im Vergleich mit den Leitbildern

Der Standort Zollenspieker kommt mit seiner Vielfalt an Strukturen dem oben beschriebenen Leitbild des Typs 20 nahe. Durch den vorgelagerten Sander und der dahinter liegenden Flachwasserfläche stehen dem Mikrophytobenthos sowohl Schlick als auch Sand als Substrate

zur Verfügung, auf denen sich sowohl epipelische als auch epipsammische Gemeinschaften entwickeln können. Die Steinschüttung bot epilithischen Arten Lebensraum. Auf dem Sander war ein Makrophytenbestand gut entwickelt, in dem epi- und metaphytische Algen siedelten. Am Standort Zollenspieker waren auch einige kleinere *Vaucheria*-Bestände waren vorhanden.

Der Standort am Mühlenberger Loch erschien extrem einheitlich. Nicht nur auf der freien Schlickfläche, sondern auch im Binsengürtel waren ausschließlich epipelische Gemeinschaften des Mikrophytobenthos nachzuweisen. Damit weicht dieser Standort deutlich von dem oben beschriebenen Leitbild für Typ 20 ab. Inwieweit dieses Leitbild aber für jeden einzelnen Standort erfüllt sein muss, muss noch geklärt werden. Innerhalb des Fließgewässerabschnittes des Typs 20 sind nach dem Leitbild ausdrücklich sowohl Bereiche von Sandwatt, Schlick-/ Sandwatt und Schlickwatt zugelassen. Ein Schlickwatt ist auch im naturnahen Zustand relativ strukturarm. Inwieweit der heutige Zustand am Standort vom naturnahen Zustand entfernt ist, muss durch weitere Untersuchungen geklärt werden.

Der Standort Fährmannsander Watt weist in Übereinstimmung mit dem oben beschriebenen Leitbild für die Ströme der Marschengewässer (Typ 22.3) ein ausgedehntes tonig-schluffiges Schlickwatt auf, auf dem sich epipelische Gemeinschaften des Mikrophytobenthos entwickeln können. Allerdings war im Unterschied zu dem Leitbild am Ufer kein ausgedehntes Schilf- und Binsenried vorhanden. Epi- und metaphytische Gemeinschaften fallen damit aus. Zusätzlich konnten epilithische Algengemeinschaften auf der Buhne siedeln. Im Bereich der Buhne befand sich auf einer sehr geringen Fläche ein kleiner *Vaucheria*–Bestand.

Inwieweit Buhnen zum Leitbild dieses Typs gerechnet werden müssen, muss noch diskutiert werden. Auch im Zustand vor der Industrialisierung waren Buhnen sicher Bestandteil dieser Fließgewässerlandschaft. Weiterhin ist noch zu klären, ob Bestände von *Vaucheria* für diesen Fließgewässertyp zum Leitbild gehören oder nicht. BEHRE (1961) stellte bei seinen Untersuchungen an der Unterweser fest, dass *Vaucheria* besonders auf höher gelegenem Schlick zu finden ist, der bei Niedrigwasser ziemlich trocken werden kann. Auf Schlick, der bei Niedrigwasser nass bleibt, fand BEHRE (1961) dagegen eine Gemeinschaft von Euglenen und Kieselalgen. Inwieweit die eigenen Nachweise und die Funde von BEHRE (1961) dem Leitbildzustand entsprechen, muss noch genauer erarbeitet werden.

Ein Vergleich der aktuellen Gesellschaften mit den bislang noch sehr unvollständigen Leitbildern kann vor allem für die Marschengewässer zur Zeit nicht angestellt werden.

4.3 Gesellschaftscharakteristik im Vergleich mit den Leitbildern

4.3.1 Verteilung der Algenklassen

Der Standort Zollenspieker zeigt Diversität und Ausgewogenheit. Aus den Chlorophyllanalysen wird deutlich, dass Kieselalgen am Standort eine sehr große Biomasse am Standort ausbilden. Daneben sind vor allem Arten der Cyano- und Ulvophyceae vertreten. Eugleno-, Tribo-, Charo- und Chlorophyceae tragen zur Artenvielfalt am Standort bei. Dabei dominieren hinsichtlich der Abundanzen neben den Kieselalgen die Blaualgen. Subdominant treten Ulvophyceae und Euglenophyceae auf.

Die Ergebnisse zum „übrigen Phytobenthos“ können mit den Angaben in SCHAUMBURG et al. (in Vorb.) verglichen werden. Dort wurden acht Probestellen des Typs 20 untersucht. An diesen Probestellen wurde das Arteninventar vor allem durch Chloro-, Charo- und Nosto-

cophyceae gebildet, die gemeinsam mehr als drei Viertel aller Taxa stellten. Weiterhin beschreiben SCHAUMBURG et al. (in Vorb.), dass Ulvo-, Chloro- und Nostocophyceae gemeinsam mehr als drei Viertel der Abundanzen stellten. Charophyceae, Tribophyceae und Rotalgen waren in geringeren Mengen vorhanden. Auch am Standort Zollenspieker stellten Nostoco- und Charophyceae die größten Anteile am Arteninventar. Im Unterschied zur Typbeschreibung von SCHAUMBURG et al. (in Vorb.) waren Chlorophyceae am Standort nicht stark vertreten. Stattdessen traten mehrere Arten von Ulvophyceae auf. Der gleiche Ausfall der Chlorophyceae ist auch hinsichtlich der Abundanzen festzustellen.

Im Unterschied zur Gesellschaft der Kieselalgen ist am Standort Mühlenberger Loch für das „übrige Phytobenthos" eine extreme Artenarmut zu verzeichnen. Diese Armut zeigte sich sowohl im Artinventar als auch bei der Ausbildung der Abundanzen. Nur sehr wenige Taxa dominierten die Biozönose. Sie gehören vor allem zu den Blaualgen. Auch die Chlorophyllmessungen bestätigen eine Dominanz durch Blaualgen. Eine artenreiche Kieselalgengesellschaft und eine hohe Abundanz von Euglenophyceae bestimmen die weitere Zusammensetzung der Algengesellschaft am Standort.

Wie beschrieben liegt das Mühlenberger Loch im Übergangsbereich von Fließgewässertyp 20 zu Typ 22.3. Vergleicht man die hier vorgefundenen Algenklassen des „übrigen Phytobenthos" mit den Angaben in SCHAUMBURG et al. (in Vorb.), so zeigen sich grundlegende Differenzen zu den dort getroffenen Beschreibungen für den Fließgewässertyp 20. Auch im Vergleich zu Typ 22 in SCHAUMBURG et al. (in Vorb.) werden große Unterschiede sowohl hinsichtlich des Arteninventars als auch der Abundanzen deutlich. Allerdings wurden bei den Untersuchungen von SCHAUMBURG et al. (in Vorb.) nur wenige Gewässer aus dem Fließgewässertyp 22 bearbeitet. An keinem dieser Gewässer war ein Schlickwatt ausgebildet, so wie es am Mühlenberger Loch ausgeprägt ist. Daher ist ein Vergleich mit den in SCHAUMBURG et al. (in Vorb.) getroffenen Angaben problematisch. Inwieweit die besonderen Bedingungen am Mühlenberger Loch in der Fließgewässertypologie erfasst werden können, müssen weitere Untersuchungen zeigen.

Der Standort Fährmannsander Watt ist etwas vielfältiger mit Arten des „übrigen Phytobenthos" besiedelt als der Standort am Mühlenberger Loch. Vier Algenklassen sind im Arteninventar zu verzeichnen. Die größten Anteile an der Gesamtabundanz wurden wie am Standort Mühlenberger Loch durch Blaualgen gebildet. Aus den Chlorophyllanalysen wird deutlich, dass Kieselalgen ebenfalls eine sehr große Biomasse ausbilden. Weiterhin waren Euglenophyceae vorhanden. Eine Vielfalt unterschiedlicher Algenklassen, wie sie der Standort Zollenspieker zeigt, wird am Fährmannsander Watt nicht erreicht.

Dieser Standort ist dem Fließgewässertyp 22.3 zugeordnet. Wie oben ausgeführt, ist ein Vergleich mit den in SCHAUMBURG et al. (in Vorb.) für das „übrige Phytobenthos" gemachten Angaben nur unter großem Vorbehalt möglich. Dort stellten die Charophyceae hinsichtlich der Taxazahlen die dominante Gruppe dar. Daran schließen sich die Eugleno-, Chloro- und Nostocophyceae an. Hinsichtlich der Abundanzen stellten SCHAUMBURG et al. (in Vorb.) eine Dominanz der Chloro- und Nostocophyceae fest. Diese beiden Algenklassen bildeten gemeinsam fast drei Viertel der Abundanzen. Charo-, Ulvo und Euglenophyceae schließen sich mit etwas geringeren Anteilen an. Die Verhältnisse am Fährmannsander Watt unterscheiden sich deutlich von diesen Beschreibungen. Chlorophyceae waren hier gar nicht nachzuweisen. Stattdessen traten Tribophyceae auf, die in SCHAUMBURG et al. (in Vorb.) nicht genannt werden. Weiterhin ist am Fährmannsander Watt eine eindeutige Dominanz der Nostocophyceae festzustellen. Auch für diesen Standort gilt aber, dass eine typspezifische Besiedlung erst durch weitere Untersuchungen geklärt werden kann.

Insgesamt zeigt der Standort Zollenspieker eine Diversität der Klassen wie sie an den Vergleichsstandorten Mühlenberger Loch und Fährmannsander Watt nicht erreicht wird. Inwieweit diese Ergebnisse dem Leitbildzustand der beiden Fließgewässertypen entspricht, kann zur Zeit nicht geklärt werden.

4.3.2 Vorkommen von *Vaucheria*

Das Leitbild für den Typ 20 betont das Vorkommen ausgedehnter *Vaucheria*-Bestände. Die fädigen Algen der Gattung *Vaucheria* durchwachsen das Sediment und binden es bei guter Ausprägung in goßen, polsterförmigen Beständen. Die verschiedenen Arten der Gattung *Vaucheria* sind an unterschiedliche Substratverhältnisse und Salz- sowie Nährstoffgehalte angepasst.

Bestände von *Vaucheria* wurden hauptsächlich am Standort Zollenspieker nachgewiesen. Größere Bestände bildete sie auf Sand am Ufer und auf dem vorgelagerten Sander. Innerhalb der kartierten Fläche erreichte sie nur Deckungsgrade von 30 %. Dagegen geben SCHULZ-STEINERT & KIES (1996) auf ihren Untersuchungsflächen auf der gegenüberliegenden Elbseite im Oktober 1992 eine Bedeckung von 93 % der kartierten Fläche an. Dabei trat sie auf mehr als 60 % der kartierten Fläche in den Abundanzklasse 3-5 auf. Bei unseren Untersuchungen dagegen wurde die Abundanzklasse 5 gar nicht festgestellt. Die höheren Abundanzklassen (3 und 4) machten nur knapp 20 % der kartierten Fläche aus.

In der Leitbildbeschreibung (s.o.) sind für die Wattflächen des Typs 20 ausgedehnte *Vaucheria*-Bestände als charakteristisch angegeben. BEHRE (1961) fand bei seinen Untersuchungen an der Unterweser *Vaucheria* besonders auf höher gelegenem Schlick, der bei Niedrigwasser ziemlich trocken werden kann. Als Leitart nennt er dabei Vaucheria compacta als Leitart, die von anderen Arten (*V. bursata, V. geminata, V. terrestris, V. woroniniana, V. medusa, V. litorea*) begleitet wird. Wie bereits beschrieben, konnte eine Artbestimmung von uns nicht erreicht werden.

Damit zeigte sich, dass das *Vaucheria*-Watt am Standort Zollenspieker nur rudimentär ausgebildet war. Ob hier von einem Rückgang der Bestände gesprochen werden kann, müssen weitere Untersuchungen klären.

4.3.3 Vorkommen charakteristischer Taxa

Insgesamt traten an den Probestellen vorwiegend weit verbreitete und tolerante Arten auf, die charakteristisch für nährstoffreiche Standorte sind und teilweise auch verschmutztes Wasser ertragen können. Viele der nachgewiesenen Arten sind euryhalin, es wurden nur wenige rein limnische Arten nachgewiesen. Dies gilt auch für die Kieselalgentaxa, auch wenn ihre Autökologie hier nicht im Detail dargestellt werden kann. Speziell angepasst an die Bedingungen des Watts scheinen für das „übrige Phytobenthos“ die im vorhergehenden Kapitel behandelten Vaucherien, die Schlickflächen besiedelnde *Euglena obtusa* und die Arten der Gattung *Phormidium* zu sein. Die Autökologie einiger relevanter Taxa des „übrigen Phytobenthos“ soll dies verdeutlichen.

Die Euglenophyceae *Euglena obtusa* wurde von uns durchgängig auf feuchten Schlickflächen nachgewiesen, wobei sie an den drei Standorten mit etwas unterschiedlichen Abundanzen auftrat (Abb. 20). Die eigenbeweglichen Zellen färbten die Flächen bei Niedrigwasser hellgrün. Dabei war eine Intensivierung der Färbung mit längerer Lichtexposition zu beobachten.

Euglena obtusa ist eine charakteristische Art auf tide-beeinflussten Schlickflächen. Die Art ist gewöhnlich auf Schlamm zu finden und kommt häufig in Ästuaren und im Brackwasser vor (JOHN et al. 2002). BEHRE (1961) nennt sie als eine Charakterart des Schlicks für die Stellen, an denen das Substrat einerseits so weich ist, dass die *Vaucheria*-Fäden versinken würden und andererseits feucht genug ist, dass sie nach Ablaufen des Wassers nicht austrocknen. Durch ihre metabolen Bewegungen ist sie in der Lage, bei Dunkelheit und Flut im Schlick zu verschwinden und bei Tageslicht nach Ablaufen des Wassers wieder hervorzukriechen. Die Art ist unempfindlich gegen Verschmutzung und gegen Schwankungen des Salzgehaltes.

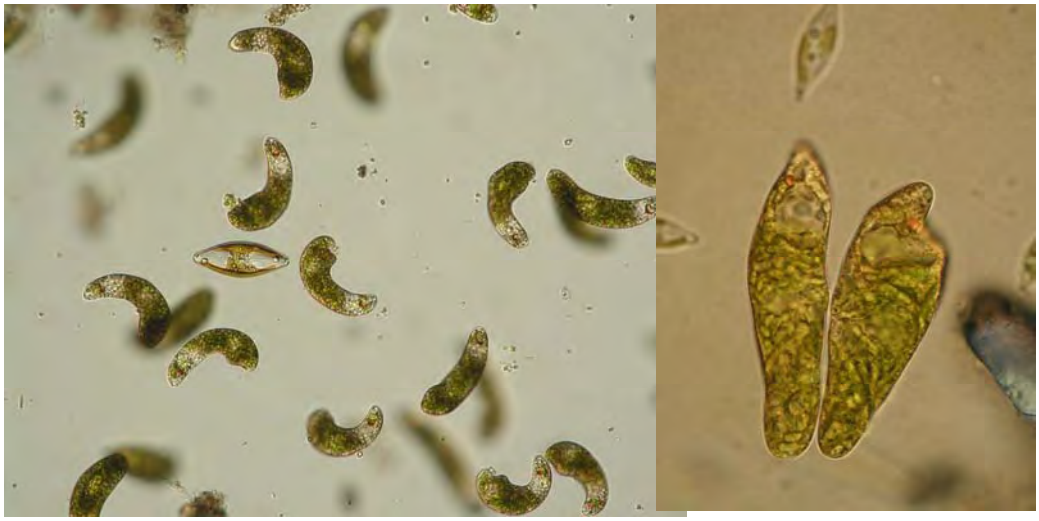


Abbildung 20: *Euglena obtusa*

Die Blaualge *Phormidium tergestinum* wurde bisher häufig auf Schlammoberflächen im Süßwasser gefunden (KOMÁREK & ANAGNOSTIDIS 2005). Nachweise von Salzwasser sehen diese Autoren als problematisch an. Die Art ist charakteristisch für nährstoffreiche Standorte. Sie kommt auch in verschmutztem Wasser vor (KOMÁREK & ANAGNOSTIDIS 2005). Diese Art trat sowohl am Zollenspieker als auch am Mühlenberger Loch mit sehr großen Häufigkeiten auf. Am Fährmannsander Watt war sie dagegen nur in geringen Mengen nachzuweisen.

Dagegegen ist *Phormidium subuliforme* eher eine marine Art, die entlang der Küste auf Felsen und Steinen bis in die supralitorale Zone hinein vorkommt. Sie wird auch in Brackwasser nachgewiesen (KOMÁREK & ANAGNOSTIDIS 2005). Sie trat vor allem am Standort Mühlenberger Loch auf. Hier war sie in allen entnommenen Unterproben vorhanden und erreichte fast immer große Häufigkeiten. Eine geringe Menge an *Ph. subuliforme* wurde auch auf den Steinen der Steinschüttung am Zollenspieker gefunden.

Im Leitbild werden für den Fließgewässertyp 20 einige charakteristische Gattungen des „übrigen Phytobenthos“ genannt. Mehrere dieser Taxa konnten am Standort Zollenspieker nachgewiesen werden. Es fehlten aber auch einige Gattungen, wie *Lyngbya*, *Tolypothrix*, *Bangia*, *Ulothrix* und *Tribonema*. Auch von *Enteromorpha* konnte kein sicherer Nachweis geführt werden. Weitere Untersuchungen sind notwendig, um das Vorkommen dieser Gattungen zu prüfen.

Für die Diatomeen ist die im Leitbild des Fliessgewässertyps 20 formulierte hohe Diversität von zu besiedelnden Substraten entscheidend. Der epipsammische und epipelische Aspekt der Kieselgesellschaften wurde in der vorliegenden Untersuchung beprobt. Dominante Gattungen des Epipsammons sind *Achnanthes* und *Amphora*. Dabei handelt es sich um so genannte low-profile-Diatomeen, die den Sandkörnern mit hoher Adhäsion anhaften und damit an die Um-

lagerung ihres Substrates in besonderem Maße angepasst sind. Mit Vertretern der Gattungen *Navicula* und *Nitzschia* treten mobile epipelische Diatomeen individuenreich hinzu. Weiterhin treten kleinschalige *Fragilaria*-Arten auf. Sie haften in strömungsärmeren Bereichen den Bodensubstraten lose an und ragen kettenbildend in den Freiwasserbereich hinein. Die aktuellen Gesellschaften der limnisch geprägten Stelle Zollenspieker entsprechen den Substrattypen für den epipsammischen und epipelischen Aspekt der Kieselgesellschaften. Kleinschalige *Fragilaria*-Arten waren dagegen in geringerer Zahl vorhanden, als nach dem Leitbild zu erwarten. Über die Repräsentanz der im Leitbild genannten epiphytischer Gesellschaften kann auf Grund mangelnder Daten keine Aussagen getroffen werden. Hier wären insbesondere Arten der Gattungen *Gomphonema* und *Cymbella* zu erwarten gewesen, die solitär gestielt oder in Form komplexerer Architektur in das Freiwasser ragen. Strömungssensible Diatomeen, wie sie vom Leitbild her erwartet werden könnten, waren nur in geringer Menge vorhanden. In den hier genannten Diatomeengesellschaften sind im heutigen Zustand deutlich höhere Anteile trophie-toleranter Taxa vorhanden.

Viele der hier nachgewiesenen Taxa der „übrigen Phytobenthos“ wurden bereits von BEHRE (1961) in seinen langjährigen Untersuchungen an der Unterweser gefunden. Dabei gibt es besonders große Übereinstimmungen für die vom Tidehub beeinflussten Schlickflächen. Aber auch andere Arten, die von BEHRE (1961) nachgewiesen wurden, könnten bei zusätzlichen Untersuchungen in der Tideelbe gefunden werden. Dies betrifft mehrere Arten der Blaualgen. Weiterhin fand BEHRE (1961) die siphonale Alge *Botrydium granulatum* in großen Mengen beim Weserwehr in Bremen. Diese Art siedelt auf Schlick oberhalb der Wasserlinie. Teilweise können seine Nachweise aber auch für einen Vergleich ökologischer Zustände herangezogen werden. Vier Arten der Gattung Vaucheria, die Behre (1961) aufführt, werden inzwischen in der Roten Liste als „gefährdet“ eingestuft. Auch die Zieralge *Mesotaenium caldariorum*, die BEHRE (1961) im Brackwasserbereich fand, ist nach den Angaben der Roten Liste in ihrem Vorkommen gefährdet. Dieser Vergleich zeigt eventuell Veränderungen in der Zusammensetzung der Algengemeinschaft der letzten 40 Jahre auf. Um dies zu überprüfen, sind weitere Analysen nötig. Fixiertes Material von Behre ist, so weit bekannt, in Sammlungen vorhanden. Eine Analyse mit Hilfe moderner Methoden und auf einem aktuellen taxonomischen Niveau könnte dazu beitragen, Florenveränderungen aufzudecken.

Vergleichbar für das „übrige Phytobenthos“ sind auch die Untersuchungen von NIENHUIS (1980), der die epilithische Algenvegetation im Südwesten der Niederlande untersuchte. Seine Untersuchungen umfassten auch das Mündungsgebiet des Rheins. Nach den unterschiedlichen Salinitäten und verschiedenen Sohlsubstraten der Fließgewässer teilte Nienhuis die gefundenen Algengemeinschaften in sieben Sektionen ein. Sektion VII betrifft den limnischen, Tide-beeinflussten Bereich größerer Flüsse. In diesem Bereich konnte NIENHUIS (1980) 31 euryhaline Taxa nachweisen. Sie gehörten vorwiegend zu den Grün- und Blaualgen. Unterschiede gibt es hinsichtlich des Artenvorkommens. So wies NIENHUIS (1980) *Rhizoclonium riparium*, *Cladophora okamurai*, *Ulothrix tenerrima* und *Microcoleus vaginatus* nach. Diese Unterschiede lassen sich zum Teil durch die unterschiedlichen beprobten Substrate erklären. Während NIENHUIS (1980) nur Hartsubstrate (Steine) beprobte, wurden in der vorliegenden Untersuchung vor allem epipelische Gemeinschaften erfasst. Daher sollte zum Vergleich auch die von NIENHUIS (1980) berichtete Algenvegetation der Sektion VI betrachtet werden, die aus dem limnischen, Tide-beeinflussten Bereich kleinerer Flüsse stammt. Hier waren größere Flächen mit Sand oder Schlick bedeckt. In diesem Abschnitt konnte NIENHUIS (1980) 25 euryhaline Arten nachweisen, wiederum vor allem Grün- und Blaualgen. Unter den Arten sind: *Ulothrix tenerrima, Rhizoclonium riparium, Microcoleus vaginatus*, darin teilweise *Schizothrix rubella* und *S. calcicola*. Bestände von *Vaucheria* konnten sich hier in den geschützten Bereichen entwickeln. In beiden Sektionen stellte NIENHUIS (1980) im Bereich der MTnw-Linie eine heterogene Blaualgen- und

Diatomeen-Vegetation fest. Dies stimmt mit unseren Erhebungen überein. Leider gibt NIENHUIS (1980) für diese Beläge aber keine Artangaben an.

Ein Vergleich der aktuellen Gesellschaften mit dem noch mit großen Unsicherheiten behafteten Leitbild des Fließgewässertyp 22.3 kann für das Phytobenthos zur Zeit nicht angestellt werden.

4.4 Chlorophyll-a Gehalte

4.4.1 Mikrophytobenthos

Mit dem bbe fluorometer wurde an den beiden Standorten Zollenspieker und Fährmannsander Watt ein durchschnittlicher Chlorophyllgehalt von etwa 0,6 µg/cm^2 (oder 6 mg/m^2) ermittelt. Der Standort am Mühlenberger Loch wies mit 1,1 µg/cm^2 (umgerechnet 11 mg/m^2) beinahe doppelt so hohe Werte auf. Diese Werte erscheinen auf den ersten Blick erstaunlich niedrig. Dabei muss jedoch beachtet werden, dass das Messgerät nur das photosynthetisch aktive Chl-a erfasst. Daher liegen die damit gewonnenen Daten um ca. 1/3 niedriger als Daten, die auf einer extrahierenden Methoden beruhen. Es ist notwendig, die methodische Vorgehensweise zu klären und abzugleichen (siehe Kap 6).

Aber auch wenn man diesen Faktor berücksichtigt, liegen die im Rahmen dieser Untersuchung festgestellten Chl-a-Gehalte relativ niedrig. Dabei ist anzumerken, dass in der Literatur (im Gegensatz zu den Untersuchungen an planktischen Algen) nur wenige Angaben zu Chlorophyllgehalten benthischer Algen in Fließgewässern zu finden sind. Dies ist sicherlich auch durch die methodischen Probleme bedingt, die sich durch die große räumliche und zeitliche Heterogenität der benthischen Algen ergeben.

BIGGS et al. (1998) berichten von einer großen Spannbreite an Chl-a-Gehalten in Fließgewässern Neuseelands. Für Fließgewässer im Tiefland stellten sie Chl-a-Gehalte zwischen 3 und 68 mg/m^2 fest. Die hier untersuchten Probestellen an der Tideelbe liegen eher im unteren Bereich dieser Spanne. PAN et al. (1999) und UEHLINGER (1991) geben dagegen für benthische Algen in Fließgewässern mit 100–500 mg/m^2 deutlich höhere Chl-a-Gehalte als die hier festgestellten Werte an. DODDS et al. (1998) ordnen Fließgewässer, die einen Chl-a-Gehalt von weniger als 20 mg/m^2, TN-Werte von weniger als 700 µg/l und TP-Werte von weniger als 25 µg/l haben, als oligotroph ein. Hinsichtlich der Chemiewerte, die für die Elbe angegeben wurden, ist das Gewässer nach dieser Klassifizierung mehr als eutroph, während die auf den Wattflächen gemessenen Chlorophyllwerte eine oligotrophen Zustand ausweisen. Die an den trockenfallenden Wattflächen der Tideelbe erhobenen Daten sind demnach nicht unmittelbar mit Ergebnissen anderer Fließgewässer vergleichbar.

Der Chlorophyllgehalt benthischer Mikroalgen wurde auch in mehreren aktuelle Untersuchungen im marinen bzw. brackigen Bereich gemessen. Auch in diesen Studien wird die große räumliche und zeitliche Heterogenität betont. So geben MELEDER et al. (2005) von ihren Untersuchungen in Frankreich Messwerte zwischen 12 bis 187 mg/m^2 an. THORNTON et al. (2002) maßen im Colne-Ästuar in UK Chl-a-Gehalte von 6 bis 241 mg/m^2. Deutlich geringere Werte (2,2 bis 38,3 mg/m^2) für den Chl-a-Gehalt stellten WOLFSTEIN et al. (2000) bei ihren Untersuchungen im Wattenmeer fest. Auch hier zeigten sich große saisonale Schwankungen. Im Mündungsgebiet der Ems lag der Chl-a-Gehalt zwischen 29 und 247 mg/m^2 (DEJONGE & COLIJN, 1994).

GÄTJE (1992) stellte an den beiden limnischen Untersuchungsstationen in der Tideelbe über drei Untersuchungsjahre hinweg im Durchschnitt Chl-a-Gehalte von 80–140 mg/m^2 fest. Dabei fielen die im Oktober gemessenen Werte in den drei Untersuchungsjahren sehr unterschiedlich aus: sie lagen zwischen 40 und 450mg/m^2. GÄTJE (1992) geht allerdings davon aus, dass sie aus methodischen Gründen den Chl-a-Gehalt oft überschätzt hat. Sie führt das u.a. darauf zurück, dass bei den Messungen vermutlich viele Abbauprodukte mit erfasst wurden, die mit der photometrischen Methode nicht von intaktem Chl-a zu trennen waren. Hier liegt ein entscheidender Vorteil der fluorometrischen Methode, mit der nur das photosynthetisch aktive Chl-a erfasst wird.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die hier gemessenen Chl-a-Gehalte zumindest in einer vergleichbaren Größenordnung liegen wie die Literaturangaben, aber auf jeden Fall recht niedrig sind. Im Leitbild werden keine konkreten Angaben zum Chl-a-Gehalt gemacht. Aber es wird beschrieben, dass die Wattflächen in großem Maße durch benthische Algen besiedelt sind, so dass ein hoher flächenbezogener Chl-a-Gehalt zu erwarten ist. Inwieweit niedrigere Chl-a-Werte als Degradation bewertet werden müssten, ist nicht zu sagen.

Die hier festgestellten Chlorophyllwerte können nur ein erster Anhaltspunkt sein. Es ist bekannt, dass der Chl-a-Gehalt in Abhängigkeit vom Alter sowie vom physiologischen Zustand der Algen stark variieren kann. ENSMINGER et al. (2000) konnten für *Cladophora glomerata* eine deutliche Veränderung des Chl-a-Gehaltes im Jahresgang und in Anpassung an die unterschiedlichen Lichtintensitäten nachweisen. Daher können die Ergebnisse einer einzelnen Untersuchung zu einem bestimmten Zeitpunkt nicht auf den Jahresgang übertragen werden. Die saisonalen Schwankungen im Chlorophyllgehalt wurden auch in vielen der oben erwähnten Artikeln erwähnt. Weitere Untersuchungen zu anderen Jahreszeiten sind daher notwendig, um das Spektrum zu erfassen.

Weiterhin heben viele der oben erwähnten Artikel die räumliche Heterogenität der Chl-a-Gehalte hervor. Diese war auch in den hier erhobenen Daten sehr auffällig. An allen drei Probestellen ergab sich dieselbe Tendenz, dass sich in der Nähe der MThw-Linie eine deutlich höhere Biomasse befindet als im Bereich der MTnw-Linie. Dies wird durch THORNTON et al. (2002) bestätigt, die ebenfalls deutlich höhere Chl-a-Werte im höher gelegenen Abschnitt des Uferbereichs (“high shore”) fanden.

4.4.2 Vaucheria-Bestände

Die Chlorophyllmessungen, die gezielt in den Vaucheria-Beständen durchgeführt wurden, ergaben Chl-a-Gehalte zwischen 0,4 und 1,2 µg/cm^2. Dabei handelte es sich aber vermutlich nicht um reine Bestände: sowohl bei der mikroskopischen Analyse als auch durch die Chlorophyllmessungen waren in den *Vaucheria*-Matten in geringen Mengen Blau- und Grünalgen nachzuweisen. Dem bbe fluorometer nach waren etwa 0,4–0,6 µg/cm^2 photosynthetisch aktives Chl-a auf *Vaucheria* zurückzuführen. Das sind sehr geringe Werte. SCHULZ-STEINERT & KIES (1996) geben etwa 100mal höhere Werte für die von ihnen untersuchten Vaucheria-Bestände am Lassrönner Strand an der Elbe an. Allerdings konnte auch bei den hier durchgeführten Kartierungen am Standort Zollenspieker nur sehr geringe Mengen an *Vaucheria* nachgewiesen werden, die deutlich unter den von SCHULZ-STEINERT & KIES (1996) angegebenen Werten liegen. Dadurch ist es verständlich, wenn auch die Chl-a–Werte niedriger liegen.

5 Anwendung und mögliche Weiterentwicklung des Bewertungsverfahren von SCHAUMBURG et al. (2005)

In der hier durchgeführten Pilotstudie fanden die speziellen Bedingungen der Tideelbe Berücksichtigung. Für eine Beurteilung des Phytobenthos der Tideelbe ist es notwendig, die ausgedehnten Wattflächen zu beproben und zu bewerten. Dafür müssen Substrate beachtet werden, die regelmäßig trockenfallen. Im Unterschied dazu beproben und bewerten SCHAUMBURG et al. (2005) in ihrem Verfahren hauptsächlich Substrate, die konstant untergetaucht sind. Trotz dieses sehr unterschiedlichen Ansatzes soll eine Anwendung des Bewertungsverfahrens von SCHAUMBURG et al. (2005) im Folgenden versucht werden.

Dazu muss zuerst festgestellt werden, zu welchem biozönotisch relevanten Typ das untersuchte Gewässer gehört. Der Standort Zollenspieker wird als „sandgeprägter Strom des Tieflandes" dem Typ 20 der aktuell gültigen Fließgewässertypologie (Sommerhäuser & Pottgiesser 2004) zugeordnet. Das Mühlenberger Loch liegt gerade an der Grenze zum Typ 22.3, den „großen Strömen der Marschen". Diesem Typ wird der Standort am Fährmannsander Watt zugeordnet.

5.1 Phytobenthos excl. Diatomeen und Charales

Für das Phytobenthos excl. Diatomeen und Charales können die Standorte Zollenspieker und Mühlenberger Loch dem biozönotischen Typ der karbonatisch geprägten Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes (NT_karb) zugeordnet werden. Diese Typzuordnung wird durch die Angaben zur Säurekapazität bestätigt, die am Standort Zollenspieker bei 2,1 mmol/l (Mittelwert für das Jahr 2004) lagen. Eine Bewertung der Standorte gemäß SCHAUMBURG et al. (2005) ist in Tab. 17 wiedergegeben.

Tabelle 17: Bewertung des ökologischen Zustands anhand des „übrigen Phytobenthos" gemäß SCHAUMBURG et al. (2005).

ZSP = Zollenspieker, MBL = Mühlenberger Loch, zu den Bewertungskategorien siehe Indikationslisten in SCHAUMBURG et al. (2005), ÖQ = Ökologische Qualität.

Taxon	Bewertungskategorie	ZSP	MBL
Closterium strigosum var. elegans	B	1	
Mougeotia sp.	B	1	
Closterium moniliferum	B	1	
Vaucheria sp.	B/C	16	
Cladophora glomerata	B/C	9	
Rhizoclonium hieroglyphicum	C	16	
Oscillatoria sp. (cf. princeps)	C	1	
Oedogonium sp.	C	4	
Enteromorpha sp.	C	4	
Anzahl Taxa		9	0
Summe Taxa		53	0
Index		2,8	
ÖQ		3	

Die Anwendung des Bewertungsverfahrens ergibt für den Standort Zollenspieker einen mäßigen ökologischen Zustand. Die Bewertung gilt als gesichert, da ausreichend Indikatortaxa am Standort nachgewiesen werden konnten. Typspezifische und sensible Arten

(Bewertungskategorie A) konnten am Standort Zollenspieker nicht nachgewiesen werden. Aber auch Störzeiger (Bewertungskategorie D) fielen nicht auf. Die meisten der hier auftretenden Taxa sind tolerant und weit verbreitet. Mehrere der für die Bewertung herangezogenen Arten traten am Standort mit nur sehr geringe Abundanzen auf.

Am Mühlenberger Loch waren keine indikativen Taxa zu finden. Daher konnte hier eine Bewertung nicht erfolgen.

Für die Gewässer des Typs 22.3 gibt es zur Zeit noch kein Bewertungsverfahren. Wendet man das Bewertungsverfahren versuchsweise auf den Standort Fährmannsander Watt an, so scheitert eine Bewertung an der zu geringen Anzahl von Indikatorarten.

Für eine Weiterentwicklung dieses Bewertungssystems und seine Anpassung an die Tideelbe wurden versuchsweise folgende Schritte unternommen. Zum einen wurden aus den im Rahmen dieser Untersuchung erstellten Artenliste weitere potentielle indikative Taxa herausgesucht. Bei der Durchsicht der Artenlisten konnten fünf Arten identifiziert werden, die versuchsweise als neue indikative Taxa aufgenommen wurden. Es handelt sich hierbei um die Blaualgen *Phormidium crassior*, *Ph. tergestinum*, *Ph. subuliforme* und *Oscillatoria curviceps* sowie um die Euglenophyceae *Euglena obtusa*. Zum anderen wurde die Einstufung der indikativen Taxa in die vier Bewertungskategorien (SCHAUMBURG et al., 2005) unter Berücksichtigung der besonderen Bedingungen der Tideelbe gründlich überarbeitet.

Nach der Überprüfung der Einstufungen wurden die Arten folgendermaßen eingestuft:

Typspezifische und sensible Arten (Kategorie A):

Closterium strigosum var. elegans
Closterium moniliferum

Weniger sensible und weiter verbreitete Arten (Kategorie B):

Vaucheria sp.
Cladophora glomerata
Rhizoclonium hieroglyphicum
Oedogonium sp.
Phormidium crassior
Enteromorpha sp.

Typunspezifische Störzeiger, die einen mäßigen bis unbefriedenden Zustand anzeigen (Kategorie C):

Oscillatoria curviceps
Phormidium tergestinum
Phormidium subuliforme

Typunspezifische Störzeiger, die einen unbefriedigenden bis schlechten Zustand anzeigen (Kategorie D):

Euglena obtusa
Oscillatoria princeps

Eine zusätzliche Differenzierung nach Häufigkeitsklassen, so wie in SCHAUMBURG et al. (2005) für einige Taxa angegeben, ist auch im überarbeiten System denkbar.

Mithilfe dieser zusätzlichen Indikatorarten ist es prinzipiell möglich eine gesicherte Bewertung durchzuführen. Wird die Bewertung dann auf dieselbe Art und Weise wie in SCHAUMBURG et al. (2005) berechnet, so ergeben sich folgende Einstufungen:

Zollenspieker – mäßig (Zustandsklasse 3)
Mühlenberger Loch – schlecht (Zustandsklasse 5)

Der Standort am Fährmannssander Watt kann nicht dem biozönotischen Typ der karbonatisch geprägten Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes (NT_karb) zugeordnet werden. Ein Bewertungsverfahren für den Fliessgewässertyp 22.3, den „Strömen der Marschen“ gibt es zur Zeit nicht. Wendet man trotzdem das Bewertungsverfahren für die karbonatisch geprägten Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes (NT_karb) auch für diesen Standort an, so kommt man für das Fährmannsander Watt zur Bewertung eines unbefriedigenden Zustands (Klasse 4).

Diese Ergebnisse erscheinen in sich schlüssig. Sie werden unterstützt durch die Vielfalt an Habitaten und die Artenvielfalt der jeweiligen Standorte. Die Bewertungsgenauigkeit erscheint allerdings noch unbefriedigend. So führt die Tatsache, dass am Zollenspieker das im Leitbild geforderte ausgedehnte *Vaucheria*-Watt nur in Ansätzen vorhanden ist, nicht zu einer Abwertung. Eine ausgewogenere Bewertung könnte eventuell über ein zusätzliches Modul erreicht werden, das die Ausprägung der *Vaucheria*-Bestände einbezieht.

Sehr problematisch an dem hier durchgeführten Ansatz ist die Tatsache, dass das Bewertungsverfahren in der eben beschriebenen Form noch nicht zwischen den Fließgewässertypen 20 und 22.3 differenziert. Nach der Leitbildbeschreibung sind in den beiden Typen aber sehr unterschiedliche Algengemeinschaften zu erwarten. Eine Typdifferenzierung auf Grundlage der vorliegenden Untersuchung ist nicht möglich, da hier nur eine Probestelle (Fährmannsander Watt) des Fließgewässertyps 22.3 bearbeitet wurde.

Insgesamt wurden mit der vorliegenden Studie zu wenig Daten erhoben, um abgesicherte Aussagen zu möglichen Bewertungsverfahren zu machen. Weiterer Forschungsbedarf besteht in vielerlei Hinsicht. So wären zu einen weitere Probenahmen an der Tideelbe sinnvoll, um die Liste der indikativen Taxa zu erweitern. In einigen Fällen sollte auch die Autökologie der Arten weiter untersucht werden. Grundlegend ist aber die Erstellung eines Leitbildes für die beiden hier behandelten Fließgewässertypen.

5.2 Diatomeen

Die Bewertung der Stellen Zollenspieker und Mühlenberger Loch nach dem Bewertungssystem von SCHAUMBURG et al. (2005) ist Tab. 18 zu entnehmen. Die zum LAWA-Typ 22.3 zählende Stelle Fährmannsander Watt ist nach diesem Verfahren bislang nicht zu bewerten, wurde jedoch aus Vergleichsgründen mit aufgeführt. Während sich an der aus diatomeensoziologischer Sicht limnisch geprägten Stelle Zollenspieker eine mäßige ökologische Qualität ergibt, sind die stark salzbeeinflussten Standorte Mühlenberger Loch und Fährmannsander Watt dem unbefriedigenden Zustand zuzuordnen. Das Bewertungsmodul „Halobienindex“ wurde hierbei aufgrund des natürlichen Salzeinflusses nicht angewandt (vergleiche Kapitel 2.8.3.3).

Die Anwendung des Verfahrens ist aufgrund des merklichen Salzeinflusses bereits im Falle der Stelle Zollenspieker als kritisch zu werten, führt jedoch noch zu plausiblen Resultaten. Als gänzlich ungeeignet erweist es sich dagegen zur Bewertung der Standorte Mühlenberger Loch und Fährmannsander Watt, deren marine Besiedler als Bestandteile des Bewertungsverfahrens nicht vorgesehen sind. Dies führt zu den im Vergleich zur Stelle Zollenspieker deutlich verminderten Referenzartenanteilen (siehe „%RA“ in Tabelle 18). Auch die saprobielle Belastung wird infolge des überlagernden Salzeinflusses überschätzt. Letzteres ist seit langem bekannt. So wurde bereits von ZIEMANN (1970) auf die Ungültigkeit des Saprobiensystems in salzhaltigen Gewässern verwiesen.

Eine Anwendung des Verfahrens von SCHAUMBURG et al. (2005) durch Erweiterung des Diatomeentyps 13 auf den Bereich der Tideelbe ist somit grundsätzlich auszuschließen. Inwieweit die Bestandteile der Bewertung – insbesondere der Saprobien- und Halobienindex – sinnvoll auf den Typ 22.3 zu übertragen sind, bleibt zu überprüfen. Die Entwicklung eines den Vorgaben der EG-WRRL entsprechenden Bewertungsverfahren wird aus nachfolgenden Gründen als schwierig angesehen:

Die taxonomische Grundlage zur Bestimmung der Arten des Brackwassers und der Meeresküsten ist derzeit nicht vollständig gegeben. Mit dem seit dem Jahr 2000 vorliegenden Bestimmungswerkes „Diatom flora of marine coasts I“ sind wesentliche Grundlagen geschaffen, eine Gesamtbearbeitung der entsprechenden Floren steht jedoch noch aus.

Die ökologischen Toleranzen und Präferenzen der in der Tideelbe aktuell vorkommenden Arten sind nur ungenügend bekannt. Weiterhin sind die Auswirkungen der in limnischen Gewässern relevanten Formen der stofflichen Degradation auf benthische Diatomeengesellschaften bei verschiedenen Salinitäten weitgehend unbekannt. Die Bewertungsrelevanz der betreffenden Einflußgrößen bleibt zu überprüfen.

Die Definition von Leitbildern bleibt infolge des Fehlens von Referenzgewässern bzw. Referenzstellen hypothetisch.

Tabelle 18: Bewertung nach SCHAUMBURG et al. (2005) anhand der Diatomeen.

D-Typ = Diatomeentyp nach SCHAUMBURG et al. (2005); %RA = Prozentualer Anteil der allgemeinen und typspezifischen Referenzarten; SI = Saprobienindex nach ROTT et al. (1997); HI = Halobienindex nach SCHAUMBURG et al. (2005); DI_{FG} = Diatomeenindex nach SCHAUMBURG et al. (2005); ÖQ = Ökologische Qualität, MTnw = Mittlere Tideniedrigwasserlinie, MThw = Mittlere Tidehochwasserlinie.

Stelle	Substrat	Lage	D-Typ	%RA	SI	HI	DI_{FG}	ÖQ
Zollenspieker	Schlick	MThw	13	*22,1*	*1,95*	*24*	*0,44*	*mäßig*
Zollenspieker	Schlick	MTnw	13	*30,1*	*1,94*	*14*	*0,48*	*mäßig*
Zollenspieker	Sand	MThw	13	*18,3*	*1,98*	*16*	*0,42*	*mäßig*
Zollenspieker	Sand	MTnw	13	*26,8*	*2,00*	*14*	*0,46*	*mäßig*
Mühlenberger Loch	Schlick	MThw	13	*8,8*	*2,34*	*36*	*0,30*	*unbefriedigend*
Mühlenberger Loch	Schlick	MTnw	13	*6,5*	*2,39*	*40*	*0,28*	*unbefriedigend*
Fährmannsander Watt	Schlick	MThw	-	*5,9*	*2,25*	*42*	*0,31*	*unbefriedigend*
Fährmannsander Watt	Schlick	MTnw	-	*5,8*	*2,17*	*49*	*0,32*	*unbefriedigend*

5.3 Ermittlung der ökologischen Qualität durch Verschneidung der Bewertung anhand des „Phytobenthos excl. Charales und Diatomeen“ und „Diatomeen“

Obgleich sich das Bewertungsverfahren von SCHAUMBURG et al. (2005) auf die untersuchten Bereiche als nur eingeschränkt übertragbar erweist, wurde eine Gesamtbewertung der ökologischen Qualität durch Verschneidung der der Einzelkomponenten „Phytobenthos excl. Diatomeen und Charales" und „Diatomeen“ vorgenommen (siehe Tab. 19). Dazu wurden nach Umrechnung des Indexwertes der Komponente „übriges Phytobenthos" die Mittelwerte beider Organismengruppen gebildet, auf deren Basis die ökologischen Qualität zugeordnet werden kann (vergleiche Tabelle 92 in SCHAUMBURG et al. 2005).

Tabelle 19: Gesamtbewertung nach SCHAUMBURG et al. (2005).

MW DI_{FG} = Mittelwerte der Diatomeenindindices; BI= Bewertungsindex des „übrigen Phytobenthos“; M& P_{FG}= Makrophyten-Phytobenthos-Index für Fließgewässer, ÖQ = Ökologische Qualität, kursiv gesetzt wurde die Bewertung für das Fährmannsander Watt, das dem Fließgewässertyp 22.3 zugeordnet wird und mit dem hier angewandten Verfahren eigentlich nicht bewertet werden kann.

Stelle	MW D_{FG}	BI	M&P_{FG}	ÖQ
Zollenspieker	0,45	0,50	0,48	3
Mühlenberger Loch	0,23	0,17	0,23	4
Fährmannsander Watt	*0,32*	*0,37*	*0,34*	*4*

Damit wird am Standort Zollenspieker der befriedigende Zustand erreicht. Die ökologischen Zustände der Standorte Mühlenberger Loch und Fährmannsander Watt sind unzureichend. Für das Fährmannsander Watt ist eine Beurteilung in Strenge nicht möglich, da dieser Standort dem Fließgewässertyp 22.3 zugeordnet wird. Für diesen Fließgewässertyp gibt es zur Zeit kein Bewertungsverfahren.

6 Diskussion der Methoden

Ein Ziel dieser Untersuchungen war, für den speziellen Bereich der Tideelbe geeignete Methoden zu entwickeln. Die Anwendbarkeit und Praktikabilität der Methoden soll deswegen hier thematisiert werden.

6.1 Probenahmen

In der vorliegenden Untersuchung wurden die Organismengruppen der Diatomeen und der restlichen benthischen Algen (Phytobenthos excl. Diatomeen und Charales) getrennt voneinander bearbeitet, wie in SCHAUMBURG et al. (2005) angegeben.

Im Gegensatz zu den Angaben in SCHAUMBURG et al. (2005) wurden in der vorliegenden Untersuchung die Diatomeengesellschaften unter Verwendung eines Corers beprobt. Dies entspricht dem von GÄTJE (1992) im Bereich der Tideelbe angewendeten Vorgehen. Um der extremen „patchiness" am Standort gerecht zu werden, wurden pro Probestelle mehrere Proben aus unterschiedlichen Bereichen und von unterschiedlichen Substraten genommen. Dadurch kann die große räumliche Heterogenität in der Artenzusammensetzung im oberen und unteren Eulitoral erfasst werden. Auch die Substrattypen (Sand, Schlick) wurden getrennt voneinander beprobt, um die unterschiedlichen Gemeinschaften getrennt voneinander analysieren zu können. Durch diese Vorgehensweise ist gewährleistet, dass die hier erreichten Ergebnisse mit den Angaben von GÄTJE (1992) verglichen werden können.

Hinsichtlich der Bewertung des ökologischen Zustandes ist die Substratbeschaffenheit von untergeordneter Bedeutung. So erbringt die Auswertungen der Gesellschaften auf Schlick und Sand jeweils nahezu identische Kenngrößen (siehe Tabelle 18). Größere Unterschiede ergeben sich bei dem Vergleich der Proben, die aus dem oberen und dem unteren Eulitoral stammen. Um den Aufwand zu reduzieren, wäre es eine Möglichkeit, nur eine den Substratverhältnissen am Standort entsprechend zusammengestellte Probe aus dem unteren Eulitoral zu entnehmen. Dabei reicht eine Probenahme der oberen Sedimentschicht aus.

Die Vorgehensweise bei der Probenahme des Phytobenthos excl. Diatomeen und Charales entsprach dem in SCHAUMBURG et al. (2004, 2005) angegebenen multi-habitat-sampling-Prinzip. Allerdings wurde ein wesentlich ausführlicheres Feldprotokoll verwendet. Entgegen der ursprünglichen Planung war es nicht notwendig, an jedem Standort mehrere Probenahmeflächen für das Phytobenthos excl. Diatomeen und Charales zu definieren (vgl. mit Abb. 1, A_1, A_2, A_3). Obwohl die insgesamt zu bearbeitende Fläche des Eulitorals sehr groß war, konnte das Phytobenthos excl. Diatomeen über die gesamte Fläche erfasst werden. Auch die Deckungsgrade konnten gut auf die gesamte Fläche bezogen geschätzt werden.

SCHAUMBURG et al. (2005) sehen auch für *Vaucheria* nur subjektive Abundanzschätzungen vor. Da diese Bestände aber für die Standorte der Tideelbe außerordentlich wichtig sind, wurden hier zur genaueren Ermittlung der Abundanzen detailliertere Kartierungen angewandt. Die hier durchgeführten Kartierungen der *Vaucheria*-Bestände folgten im wesentlichen der Vorgehensweise von SCHULZ-STEINERT & KIES (1996), die speziell für die *Vaucheria*-Bestände an der Tideelbe entwickelt wurde. Diese Kartierungen der *Vaucheria*-Bestände waren zu zweit gut durchführbar. Die Abundanzklassen konnten gut nach der von SCHULZ-STEINERT & KIES (1996) erstellten Skala geschätzt werden. Sie beziehen das Dickenwachstum der Algenpolster mit ein. Deswegen können mit den Kartierungen differenziertere Angaben zum *Vaucheria*-Bestand gewonnen werden. Dies zeigt sich auch an der Korrelation der geschätzten Abundanzklassen mit dem Gesamtchlorophyllgehalt.

Eine Kartierung dauerte etwa 30 Min. Dieser Zeitaufwand läßt sich vielleicht reduzieren, indem die Kartierungsquadrate abfotografiert werden. Digitale Fotos könnten unmittelbar in ein geeignetes Bildbearbeitungsprogramm eingelesen werden. Allerdings muss überprüft werden, inwieweit die durch die Höhe der Polster definierten Abundanzklassen auch am Bildschirm zuverlässig geschätzt werden. Wie die Gegenüberstellung des Digitalfotos mit dem gezeichneten Feldprotokoll zeigt (Abb. 21), ist das vielleicht gut durchführbar.

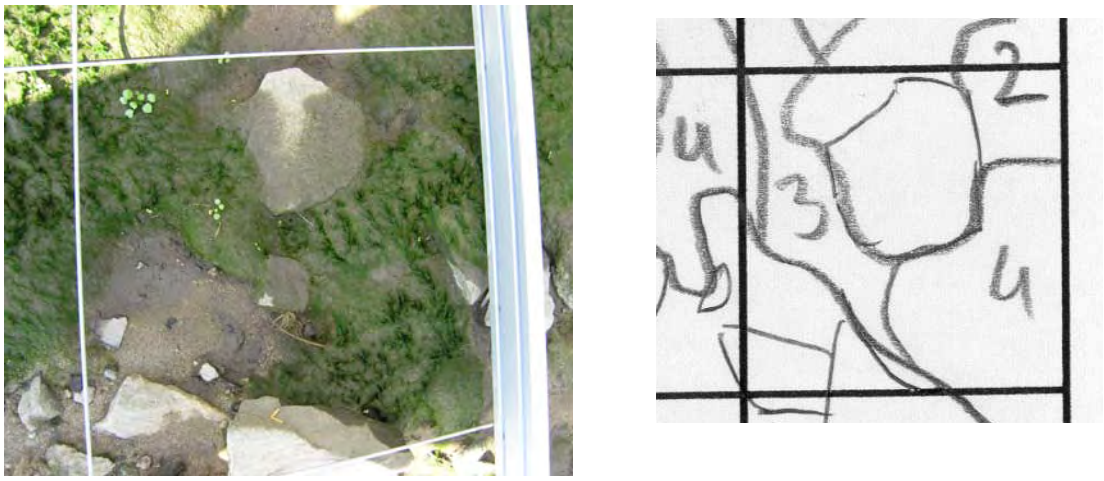


Abbildung 21: Gegenüberstellung des Digitalfotos mit dem gezeichneten Feldprotokoll

Zusätzlich zu den in SCHAUMBURG et al. (2004, 2005) angegebenen Analysen der Artenzusammensetzung und Abundanz wurde in der hier vorgestellten Untersuchung der flächenbezogene Chlorophyllgehalt gemessen. Damit sollten erste Kenngrößen zur Kennzeichnung der Produktivität gewonnen werden. Im Gegensatz zu dem vorher aufgestellten Plan für die Probenahme (vgl. Abb. 1) konnten durch Einsatz des Fluorometers an jedem Standort in kurzer Zeit sehr viele Chlorophyllmessungen durchgeführt werden. Das starre Schema, das fünf Messbereiche vorsah, wurde deshalb nicht eingehalten. Stattdessen wurde auf die jeweiligen Gegebenheiten vor Ort eingegangen.

Schwierigkeiten in der Probenahme ergaben sich vor allem daraus, dass die vertikale Ausdehnung der Wattfläche deutlich unterschätzt wurde. In der Planung für die Probenahme war vorgesehen, die gesamte Fläche des Eulitorals zwischen der MThw- und der MTnw-Linie zu Fuß abzugehen und zu beproben. Dies konnte am Standort Zollenspieker gut umgesetzt werden. Am Mühlenberger Loch und am Fährmannsander Watt dagegen konnte dieser Plan nicht realisiert werden. Hier waren die Schlickablagerungen so mächtig, dass die Flächen nur ansatzweise abgegangen werden konnten. Daher konnten an diesen beiden Standorten bei der Probenahme jeweils nur kleinere Bereiche des Eulitorals erfasst werden. Während am Mühlenberger Loch vor allem der Bereich des oberen Eulitorals bearbeitet wurde, konnte am Fährmannsander Watt die vertikale Ausdehnung des Eulitorals durch Ablaufen einer Lahnung bearbeitet werden. Jedoch konnte die horizontale Ausdehnung der Fläche nicht gut erfasst werden.

Eine etwas größere Fläche wäre eventuell mit Hilfe von Schneeschuhen begehbar, aber auch hier ist vermutlich die Gefahr des Einsinkens in den feinen Schlick zu groß. Eventuell kann die Fläche auch mit einem Boot bei ablaufendem Wasser beprobt werden. Dies ist aber relativ aufwändig. Auch kann auf diesem Weg vermutlich keine repräsentative Probenahme erreicht werden, da die epipelischen Algen erst bei längerer Lichtexposition aus dem Schlamm kriechen. Ideal wäre ein Luftkissenfahrzeug. Auf diese Weise wäre es eventuell möglich, wirklich die gesamte Fläche zu beproben. Allerdings ist diese Art der Probenahme sehr zeit-

aufwändig. Es ist die Frage, ob dieser Aufwand sinnvoll ist. Mit den hier vorliegenden Daten können keine Aussagen darüber getroffen werden, wie hoch die „patchiness“ der Habitate und der Algenbesiedlung auf der Schlickfläche ist.

Wenn in weiteren Untersuchungen gezeigt werden kann, dass die Schlickfläche insgesamt sehr homogen ist, so erscheint eine Beprobung über die gesamte Fläche nicht unbedingt notwendig. Die Beprobung eines kleineren Bereiches würde ausreichen, um die Algenbesiedlung zu erfassen. Unter Umständen würde es dann ausreichen, das obere Eulitoral zu beproben. In diesem Bereich wurden hohe Chl-a-Werte und damit eine hohe Biomasse nachgewiesen. Damit steht schon im oberen Eulitoral genug Material für eine Probenahme zur Verfügung.

Insgesamt erscheint die Probenahme so wie sie hier geplant und umgesetzt wurde für Standorte wie Zollenspieker angemessen zu sein. Für Schlickwattflächen ist sie dagegen nur begrenzt anwendbar.

6.2 Vaucheria-Kulturen

Die Anlage der *Vaucheria*-Kulturen war nicht erfolgreich. Eine Artbestimmung konnte damit nicht erreicht werden. Dies lag eventuell daran, dass Süsswasser-Medium verwendet wurde, da die Standorte im Vorfeld als limnisch beschrieben wurden. Die Chemiedaten wiesen aber eine Salinität von knapp 0,5 ‰ aus, so dass hier ein anderes Medium vielleicht günstiger gewesen wäre. Eventuell war auch ein Flüssigmedium für die hier vorkommende Art nicht geeignet, die vielleicht eher an halbtrockene Bedingungen angepasst ist. In Zukunft sollte die Kultivierung probeweise auf einem Medium erfolgen, das durch Agar-Agar angedickt wurde.

Weiterhin ist zu überlegen, ob die Probenahme an Populationen erfolgte, die durch Absterbeprozesse zum Herbst hin nur sehr bedingt zum Wachstum befähigt waren. Vielleicht sind Proben, die zu anderen Jahreszeiten entnommen werden, besser zu kultivieren. Jedoch geben SCHULZ-STEINERT & KIES (1996) auch für die Monate Oktober und November große Mengen an *Vaucheria* und aktives Wachstum der Matten an!

6.3 Chlorophyllmessungen

Für die Messungen des Chl-a-Gehaltes wurde in der vorliegenden Untersuchung das bbe fluorometer der Fa. bbe moldaenke verwendet. Durch die fluorometrische Methodik war es möglich, in recht kurzer Zeit eine große Anzahl von Einzelmessungen durchzuführen. Dadurch konnten die Flächen umfassend charakterisiert werden.

Da bei der fluorometrischen Methode nur das photosynthetisch aktive Chl-a gemessen wird, sind die so gewonnenen Daten biologisch besonders aussagekräftig. Jedoch ist ein Vergleich mit Chl-a-Daten, die durch extraktive Verfahren (HPLC oder Photometer) bestimmt wurden, recht schwierig. Als Richtwert kann angenommen werden, dass die fluorometrisch gemessenen Chl-a–Werte um ca. 1/3 niedriger liegen als bei Extraktionsmethoden (E. Coring, pers. Mitteilung). Auch GERHARDT & BODEMER (1999) geben lineare Korrelationen zwischen den Ergebnissen fluorometrischer und extraktiver Methoden an, wobei mit der fluorometrischen Methode durchweg niedrigere Werte erreicht wurden als mit extraktiven Verfahren. Ansonsten konnte von uns aber keine Veröffentlichung zu diesem Thema gefunden werden. Die Vergleichbarkeit der Ergebnisse der fluorometrischen Analysen mit den bisher

vielfach verwendeten extraktiven Methoden muss daher erst noch durch weitere Untersuchungen abgesichert werden.

Das Fluorometer der Fa. bbe moldaenke misst nicht nur den Gesamtgehalt an Chl-a, sondern differenziert diesen nach drei Algenklassen, die als Diatomeen, Blaualgen und Grünalgen bezeichnet werden. Diese Bezeichnungen sind jedoch nicht in allen Fällen korrekt. Während die Zuordnung der Blaualgen sicherlich relativ zuverlässig erfolgen kann, werden in den anderen beiden Gruppen mehr Algenklassen subsumiert als die Bezeichnung vorgibt. So werden vermutlich die Chlorophyllgehalte der Tribophyceae (*Vaucheria* gehört hierzu) und der Fucophyceae von dem Messgerät der Gruppe der „Diatomeen" zugeschrieben. Daher ist es für eine korrekte Interpretation der Ergebnisse unabdingbar, bei der Durchführung der Messung auf die Wuchsformen der Algen zu achten und entsprechende Notizen zu machen. Ebenso erfasst das Fluorometer in der Gruppe der „Grünalgen" nicht nur die Chlorophyceae, sondern auch Eugleno-, Ulvo- und Charophyceae. Hier lassen sich über eine mikroskopische Analyse wesentlich differenziertere Aussagen gewinnen als anhand der Chl-a-Messungen. So können die Messungen des Chl-a-Gehaltes durchaus andere Verhältnisse der Algenklassen zueinander anzeigen als aus der mikroskopischen Analyse über die Abundanz der Taxa abgeleitet wird. Dies kann unterschiedliche Gründe haben. Von planktischen Algen ist bekannt, dass manche Taxa weniger photosynthetisch aktives Chl-a pro Biomasse oder Volumen besitzen als andere. Diese Taxa würden durch die Chl-a-Messungen unterrepräsentiert werden.

Am Mühlenberger Loch wurde durch die mikroskopische Analyse ein massenhaftes Auftreten der Art *Euglena obtusa* festgestellt. Dagegen wiesen die Chl-a Messungen für diesen Standort keinerlei Grünalgen aus. Diese Diskrepanz war trotz Mithilfe der Fa. bbe moldaenke nicht zu klären. Generell könnte überlegt werden, ob die Abundanz der mixotrophen Euglenophyceae durch die fluorometrischen Chlorophyllanalysen richtig erfasst werden kann.

Die Chlorophyllmessungen an den *Vaucheria*-Beständen brachten keine zufriedenstellende Ergebnisse. Es kann sein, dass eine Bestimmung mit der fluorometerischen Methode hier an seine Grenze stößt. In einem gut ausgebildeten *Vaucheria*-Bestand weisen die Polster eine Dicke von mehreren Zentimetern auf. Das Fluorometer misst dagegen einen flächenbezogenen Chlorophyllgehalt und erfasst vermutlich nur die obersten Millimeter eines *Vaucheria*-Polsters. Weiterhin ist zu überprüfen, ob das für die Verhältnisse in Diatomeen geeichte Fluorometer hier eine verzerrte Zuordnung trifft, da in den Tribophyceae das Verhältnis von Chl-c zu Chl-a deutlich niedriger liegt als bei den Diatomeen, zu führt. Auch mit extraktiven Methoden ist eine Chlorophyllbestimmung an *Vaucheria*-Beständen nicht einfach (Foerster, unveröff.), was auch an den Besonderheiten im Aufbau dieser siphonalen Alge liegen könnte.

Insgesamt lässt sich sagen, dass die Chlorophyllmessungen mit dem bbe fluorometer für die Charakterisierung des Mikrophytobenthos auf den Schlickflächen gut geeignet sind. Das Messverfahren ist schnell und praktikabel, so dass in relativ kurzer Zeit große Flächen recht umfassend bearbeitet werden können. Als besonderer Vorteil muss die Möglichkeit gesehen werden, dass mit der verwendeten fluorometrischen Methode das Mengenverhältnis der Diatomeen zum „übrigen Phytobenthos" abgeschätzt werden kann. In dem Bewertungsverfahren von SCHAUMBURG et al. (2005) stehen diese beiden Teilkomponenten nebeneinander. Die innerhalb der einzelnen Gruppen durchgeführten Abundanzschätzungen können nicht abgeglichen oder zusammengeführt werden.

Schwierig wird die Erfassung der Chlorophyllgehalte an fädigen Wuchsformen. Solche Bestände können vermutlich besser anhand von Kartierungen erfasst werden. Auch wenn die Abundanzen dann nur subjektiv geschätzt werden, lassen sich damit repräsentative Ergebnisse

erreichen. Sofern die verwendeten Schätzklassen exakt genug definiert wurden, sind die von unterschiedlichen Bearbeitern erhobenen Ergebnisse miteinander vergleichbar.

Chl-a-Gehalte stellen einerseits ein Maß für die Biomasse („standing stock“) dar. Gleichzeitig sind sie eine Kenngröße für die Produktivität. Damit stellen sie eine Maßzahl mit hoher ökologischer Bedeutung dar. Jedoch sind grundlegende Untersuchungen nötig, ehe die Ergebnisse der Chlorophyllanalysen direkt für eine Bewertung des ökologischen Zustandes genutzt werden können. So muss zuerst geklärt werden, welche Methode Verwendung finden soll. Die Vor- und Nachteile des fluorometrischen Verfahrens wurden hier ausführlich dargestellt. Auch die extraktiven Methoden (mittels HPLC oder Photometer) bergen Vor- und Nachteile. Diese Verfahren sind zeit- und kostenintensiv, so dass von großen Flächen nur einzelne Stichproben bearbeitet werden können. Die bessere Vergleichbarkeit der Daten mit Literaturangaben ist aber ein Vorteil dieser Methoden. Allerdings liegen bisher kaum Untersuchungen von vergleichbaren Gebieten vor. Bisher wurden entweder limnische, nicht tidebeeinflusste Fließgewässer untersucht, oder aber tidebeeinflusste Wattflächen im brackigen oder marinen Bereich. Diese Ergebnisse sind somit nicht unreflektiert auf die Verhältnisse an der Tideelbe übertragbar. Für diesen ökologisch besonderen Bereich muss hinsichtlich der Chlorophyllgehalte eine Messlatte erst noch erarbeitet werden.

6.4 Mikroskopische Analyse und Bestimmung der Arten

Die mikroskopische Analyse des fixierten Materials gestaltete sich durch den in den Proben vorkommenden Sand und Detritus problematisch. Gerade für die Analyse der Blaualgenbeläge mit ihren charakteristischen Lagerformen erscheint es daher wichtig, auch auf Frischmaterial in Rohkulturen zurückgreifen zu können. Solches Material kann bei ausreichenden Lichtbedingungen für einige Zeit in Petrischalen gehalten werden. Die fädigen Blaualgen werden mit der Zeit aus dem Sediment kriechen. So kann eine Bestimmung der Arten erleichtert werden.

Neben diesen methodischen Problemen wurde die genaue Bestimmung der Taxa durch die teils unspezifische Bestimmungsliteratur erschwert. Ein Großteil der zur Verfügung stehenden Literatur bezieht sich auf limnische Gewässer. Arten von Gewässern höherer Salinitäten werden zum Teil nicht genannt. So fehlen Differenzierungsmöglichkeiten für die Arten die Tideelbe. Teils wird die Bestimmung der Taxa auch dadurch erschwert, dass im Bestimmungsschlüssel die Salinität des Lebensraums als Differenzierungsmerkmal eingesetzt wird. Diese Entscheidung ist für die Tideelbe nicht überall zweifelsfrei zu treffen. Auch für die Diatomeen fehlt für die Bestimmung der Brackwasser- und marinen Floren eine ausreichende taxonomische Grundlage.

Neben diesen Bestimmungsschwierigkeiten sind taxonomische Probleme zu klären. Diese betreffen in mehreren Fällen die Abgrenzung verschiedener Arten. So werden morphologisch ähnliche Formen aus dem Süßwasserbereich und aus dem brackigen und marinen Bereich mit unterschiedlichen Artnamen belegt. Hierzu gehört *Rhizoclonium hieroglyphicum*. BEHRE (1961) stellte fest, dass diese Art in den von ihn untersuchten Flüssen morphologisch alle Übergänge zu der marinen Art *Rhizoclonium riparium* zeigt. Da sich beide Arten in ihren ökologischen Ansprüchen ähneln, sind diese Unsicherheiten in der Bestimmung für die Bewertung des ökologischen Zustandes vielleicht nicht wesentlich. Ein weiteres Beispiel ist die Abgrenzung der *Cladophora*-Arten zueinander, wie z.B. Cladophora glomerata versus C. fracta. Im Bewertungssystem wird nur *Cladophora glomerata* als sehr variable Süsswasserart genannt. Im Bereich höherer Salinität kommen mehrere weitere *Cladophora*-Arten hinzu.

Eine Möglichkeit die hier beschriebenen Probleme zu reduzieren, liegt in einer genauen Dokumentation der in der Tideelbe im Laufe der Untersuchungen vorkommenden Taxa. Eine ausreichende Klärung der taxonomischen Fragen ist notwendig, um Vergleiche mit anderen Fließgewässersystemen sinnvoll durchführen zu können.

7 Zusammenfassung und Ausblick

Die EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, EU 2000) sieht eine Bewertung von Fließgewässertypen mit Hilfe der Qualitätskomponente „Makrophyten und Phytobenthos“ vor. Für diese Komponente wurde von SCHAUMBURG et al. (2004, 2005) ein Bewertungsverfahren entwickelt, dass Einzelbewertungen dreier Organismengruppen (Makrophyten, benthische Diatomeen, Phytobenthos excl. Diatomeen und Charales) zu einer Gesamtbewertung integriert. Maßstab ist dabei der Referenzzustand des Fliessgewässers.

Die vorliegende Untersuchung betrachtet die Wattflächen im limnischen Bereich der Tideelbe unter dem Gesichtspunkt einer möglichen Bewertung im Sinne der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Dabei beschränkt sie sich auf das Phytobenthos, da eine Eignung der Makrophyten bereits geprüft worden war.

In der praktischen Durchführung wurden Standorte am Zollenspieker, Mühlenberger Loch und am Fährmannsander Watt beprobt. Um dabei den besonderen Bedingungen der Tideelbe gerecht zu werden, wurden spezielle Methoden zur Probenahme entwickelt, die mit dem Bewertungsverfahren von SCHAUMBURG et al. (2005) kompatibel sind. An den Standorten wurden die Algengesellschaften beprobt und ihre Abundanzen mit unterschiedlichen Methoden geschätzt. Besondere Aufmerksamkeit galt dabei der Kartierung der *Vaucheria*-Bestände. Zusätzlich wurden Chlorophyll-Messungen der die Wattflächen besiedelnden Algengemeinschaften durchgeführt.

An den drei Probestellen konnten insgesamt 184 Taxa nachgewiesen werden. Davon gehörte mit 164 Taxa der weitaus größte Teil zu den Diatomeen. Auch hinsichtlich der Abundanzen stellten an den Standorten Zollenspieker und Fährmannsander Watt die Diatomeen die bedeutendste Gruppe. Am Mühlenberger Loch dagegen dominierten Blaualgen.

Für das Phytobenthos excl. Charales und Diatomeen konnten insgesamt 20 Taxa aus sechs Algenklassen festgestellt werden. Blaualgen stellten eine sehr auffällige Komponente im Arteninventar dar und erreichten auch hohe Abundanzen. Auch die Euglenophyceae waren mit hohen Abundanzen vertreten. Dies weist auf eine hohe Trophie und organische Belastung in der Tideelbe hin. Hohe Abundanzen der Tribophyceae *Vaucheria*, wie sie für das Elbe-Ästuar erwartet wurden, konnten nicht nachgewiesen werden. Am Standort Zollenspieker ist die Artenvielfalt im Vergleich zu den anderen untersuchten Standorten am höchsten.

Die Diatomeengesellschaften waren mit Taxazahlen zwischen 46 und 73 und Eveness-Werten zwischen 0,55 und 0,70 sehr artenreich und divers. Abweichende Taxazusammensetzungen und -häufigkeiten grenzen die Gesellschaften am Standort Zollenspieker deutlich von den Gemeinschaften des Mühlenberger Loches und Fährmannsander Wattes ab. So dominieren am Zollenspieker limnische Arten des Epipsammons, wenngleich das individuenreiche Vorkommen von halotoleranten Arten den bereits bestehenden Salzeinfluß deutlich zum Ausdruck bringt. Rein marine Arten fehlen jedoch nahezu gänzlich. Hingegen sind die Gemeinschaften des Mühlenberger Loches und Fährmannsander Wattes durch marine Diatomeen geprägt.

Am Mühlenberger Loch lagen die gemessenen Chlorophyll-a-Gehalte beinahe doppelt so hoch wie an den anderen beiden Standorten. Verglichen mit Literaturangaben lagen die an den drei Standorten gemessenen Chlorophyll-a-Gehalte insgesamt recht niedrig.

Da Referenzgewässer für die in Frage kommenden Fließgewässertypen fehlen, muss für eine Bewertung des ökologischen Zustandes auf ein Leitbild zurückgegriffen werden, das den

potentiellen Referenzzustand des Fliessgewässers beschreibt. Die Betrachtung wurde dadurch erschwert, dass die drei untersuchten Standorte zu unterschiedlichen Oberflächenwasserkörpern (OWK) der Elbe gehören und verschiedene Fließgewässertypen im Sinne der gültigen LAWA-Typologie (Typ 20 und Typ 22.3) repräsentieren. Während für den tide-beeinflussten Bereich des Fließgewässertyps 20 („Ströme des Tieflandes“) für das Phytobenthos ein Leitbild beschrieben wurde, liegen für den Typ 22.3 noch keine Angaben vor. Dazu wurden hier erste Überlegungen angestellt.

Eine Bewertung des ökologischen Zustands der untersuchten Standorte wurde versucht, die sich eng an das Verfahren von SCHAUMBURG et al. (2005) anlehnt. Eine Schwierigkeit dabei sind mangelnde Kenntnisse der Taxonomie und Autökologie der aktuell vorkommenden Taxa. Für die Teilkomponente Diatomeen wurde eine Bewertung unter Bezugnahme auf den Diatomeentyp 13 nach den Vorgaben von SCHAUMBURG et al. (2005) vorgenommen. Diese Bewertungsmethode erweist sich auf die stromabwärts gelegenen, stark salzbeeinflussten Untersuchungsstellen Mühlenberger Loch und Fährmannsander Watt als nur eingeschränkt übertragbar. Für die Teilkomponente „übriges Phytobenthos“ wurden speziell für die Wattflächen der Tideelbe charakteristische Indikatorarten benannt, aus deren Abundanzen die Bewertung des ökologischen Zustands der Probestelle abgeleitet werden kann. Eine Verschneidung beider Bewertungsergebnisse ergibt für den Standort Zollenspieker eine mäßige und für die anderen beiden Standorte eine unbefriedigende ökologische Qualität. Allerdings stellt das hier durchgeführte Bewertungsverfahren nur ein vorläufiges Ergebnis dar. Weitere Untersuchungen an zusätzlichen Standorten der Tideelbe sind dringend nötig, um das Bewertungsverfahren abzusichern und zu verbessern. Auch sollten die Probenahmen zu unterschiedlichen Jahreszeiten erfolgen, um die saisonale Variabilität zu erfassen.

Bisher wurden die Ergebnisse der *Vaucheria*-Kartierungen und der Chlorophyll-Analysen, die beide wichtige Kenngrößen für die vorhandene Biomasse sind, nicht explizit in die Bewertung einbezogen. Sowohl die *Vaucheria*-Bestände als auch die Mikrophytobenthos-Gemeinschaften sind aber charakteristisch für die Wattflächen der Tideelbe. Daher ist eine genauere Bewertung ihrer Ausprägungen für die Tideelbe wünschenswert. Allerdings bedeutet dies, dass auch im Leitbild Aussagen zur Höhe der Biomasse gemacht werden müssten.

Die angewandten Methoden erwiesen sich zum größten Teil als geeignet, um den teils kleinräumigen Unterschieden in der Algenbesiedlung auf den Wattflächen der Tideelbe gerecht zu werden. Sie sind mit dem bei SCHAUMBURG et al. (2005) entwickelten Verfahren kompatibel. Die hier angewandte fluorometrische Methode zur Chlorophyllmessung scheint vor allem für die Erfassung des Mikrophytobenthos gut geeignet, wobei die Differenzierung in drei Algenklassen kritisch betrachtet werden muss. Allerdings ist die Vergleichbarkeit der Ergebnisse mit den aus extraktiven Verfahren gewonnenen Daten noch zu prüfen.

Obwohl in dieser Untersuchung nur drei Standorte exemplarisch untersucht wurden, konnten grundlegende Ergebnisse für ein zukünftiges Bewertungsverfahren erarbeitet werden.

8 Literatur

ARGE Elbe, Wassergütestelle Elbe (Hrsg.) (2001): Vorstudie zur Klärung der Relevanz der Gewässerflora (Makrophyten, Angiospermen, Großalgen) für die Bewertung des ökologischen Zustandes im Teileinzugsgebiet Tideelbe. – Endbericht- Auftragnehmer Dr. J. Spieker, G. Obst.

ARGE ELBE, WASSERGÜTESTELLE ELBE (HRSG.) (2005): Konzept zur Überwachung des Zustands der Gewässer – Bearbeitungsgebiet Tideelbestrom- (C-Ebene). Entwurf zur Umsetzung des Artikels 8 und des Anhangs v der Richtlinie 2000/60/EG.

ARGE Elbe, Wassergütestelle Elbe (in Vorb.): Steckbrief Typ 20 (Subtyp Tideelbe). Sandgeprägter, tidebeeinflusster Strom des Tieflandes.

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

BIGGS, B. J. F., KILROY, C., & LOWE, R. L. (1998): Periphyton development in three valley segments in a New Zealand grassland river: test of a habitat matrix conceptual model within a catchment. Archiv für Hydrobiologie 143(2): 147-177.

CORING, E.; SCHNEIDER, S.; HAMM, A. & HOFMANN, G. (1999): Durchgehendes Trophiesystem auf der Grundlage der Trophieindikation mit Kieselalgen.- DVWK Materialien 6: 219 S.

CHRISTENSEN, T.A. (1970): Xanthophyceae. 2. Teil. – In: Ettl, H., Gerloff, J & Heynig, H. (Hrsg.): Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bd. 4. G. Fischer Verlag, Stuttgart: 147 S.

DODDS, W. K., JONES, J. R., & WELCH, E. B. (1998): Suggested classification of stream trophic state: distribution of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. Water Research 32 (5): 1455-1462.

ENSMINGER, I., HAGEN, C., & BRAUNE, W. (2000): Strategies providing success in a variable habitat: II. Ecophysiology of photosynthesis of *Cladophora glomerata*. Plant, Cell and Environment 23 (10): 1129-1136.

EU - Europäische Union (2000): Richtlinie 2000/60/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 32771, 22.12.2002.

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

GERHARDT & BODEMER (1999): Chlorophyllbestimmung dirch in-vivo-Fluoreszens. - In: VON TÜMPLING, W. & FRIEDRICH, G. (Hrsg.): Biologische Gewässeruntersuchung.- Methoden der Biologischen Gewässeruntersuchung 2: 375-398.

GEITLER, L. (1932): Cyanophyceae von Europa. Rabenhorst's Krytogamenflora von Deutschland, Ös-terreich und der Schweiz. Akademische Verlagsgesellschaft, Leipzig: 1196 S.

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

HOFMANN, G. (1994): Aufwuchs-Diatomeen in Seen und ihre Eignung als Indikatoren der Trophie.- Bibliotheca Diatomologica 30: 241 S.

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

HONEYWILL C., PATERSON D.N. & HAGERTHEY S.E. (2002): Determination of microphytobenthic biomass using pulse-amplitude modulated minimum fluorescence. European Journal of Phycology 37 (4): 485-492

HUBER-PESTALOZZI, G. (1955): Euglenophyceae. In: Huber-Pestalozzi, G. (Hrsg.): Das Phytoplankton des Süßwassers. Die Binnengewässer Bd. XVI, 4. Teil. Schweizerbart, Stuttgart: 606 S.

JOHN, D.M.; WHITTON, B.A., & BROOK, A.J. (HRSG.; 2002): The freshwater algal flora of the British Isles: An identification guide to freshwater and terrestial algae. Cambridge University Press, Cambridge (UK): 702 S.

KIES, L., NEUGEBOHRN, 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.

KOLKWITZ, R. & MARSSON, M. (1908): Ökologie der pflanzlichen Saprobien.- Ber. Dtsch. Bot. Ges. 26a: 505-519.

KOMÁREK, J. (1999): Übersicht der planktischen Blaualgen (Cyanobakterien) im Einzugsgebiet der Elbe. – Hrsg.: Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE).

KOMÁREK J. & ANAGNOSTIDIS, K. (1998): Cyanoprokaryota. I. Chroococcales. – In: Ettl, H., Gärtner, G., Heynig, H., & Mollenhauer, D. (Hrsg.): Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bd. 19.1. G. Fischer Verlag, Stuttgart: 548 S.

KOMÁREK J. & ANAGNOSTIDIS, K. (2005): Cyanoprokaryota. II. Oscillatoriales. – In: Büdel, B., Gärtner, G., Krienitz, L., & Schlagerl, M. (Hrsg.): Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bd. 19.2. Elvesier Verlag, München: 759 S.

KOMÁREK, J. & FOTT, B. (1983): Chlorophyceae (Grünalgen), Ordnung: Chlorococcales. In: Huber-Pestalozzi, G. (Hrsg.): Das Phytoplankton des Süßwassers. Die Binnengewässer Bd. XVI, 7. Teil 1. Hälfte. Schweizerbart, Stuttgart: 1044 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).

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

KUSEL-FETZMANN, E. (2002): Die Euglenophytenflora des Neusiedler Sees (Burgenland, Österreich). – Abhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Österreich. Bd. 32. 115 S.

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

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.

LINNÉ VON BERG, K.-H. & MELKONIAN, M. (2004): Der Kosmos-Algenführer. Die wichtigsten Süßwasseralgen im Mikroskop, Franckh-Kosmos Verlag, Stuttgart: 366 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.

MELEDER ,V., BARILLE, L., RINCE, Y., MORANCAIS, M., ROSA, P. & GAUDIN, P. (2005): Spatio-temporal changes in microphytobenthos structure analysed by pigment composition in a macrotidal flat (Bourgneuf Bay, France). Marine Ecology Progress Series 297: 83-99

MROZIŃSKA, T. (1985): Chlorophyta VI, Oedogoniophyceae: Oedogoniales. - In: Ettl, H., J. Gerloff, H. Heynig, & D. Mollenhauer (eds): Süßwasserflora von Mitteleuropa 14. – G. Fischer Verlag, Stuttgart, New York.

NIENHUIS, P.H. (1980): The Epilithic Algal Vegetation of the SW Netherlands. – Nova Hedwigia 33: 94 S.

PAN, Y., STEVENSON, R. J., HILL, B. H., KAUFMANN, P. R., & HERLIHY, A. T. (1999): Spatial patterns and ecological determinants of benthic algal assemblages in mid-atlantic streams, USA. Journal of Phycology 35: 460-468.

PANKOW, H. (1990): Ostsee-Algenflora. Gustav Fischer Verlag, Jena: 648 S.

POTTGIEßER, T. & SOMMERHÄUSER, M. (2004): Die Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen (Stand Februar 2004); http://umweltbundesamt.de/wasser/themen/wrrl_ftyp.htm.

PRINTZ, H. (1964): Die Chaetophoralen der Binnengewässer. Hydrobiologia 24: 376 S.

REMANE, A. & SCHLIEPER, C. (1971): Biology of Brackish Water. Die Binnengewässer Bd. XXV. Schweizerbart, Stuttgart: 372 S.

RIETH, A. (1980): Xanthophyceae, 2.Teil. – In: Ettl, H.; Gärtner, G., & Heynig, H. (Hrsg.): Süßwasser-flora von Mitteleuropa Bd. 4. Fischer, Jena: 147 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.

RŮŽIČKA, J. (1977): Die Desmidiaceen Mitteleuropas, Bd. 1.1.Schweizerbart, Stuttgart.

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., SCHMEDTJE, U., SCHRANZ, C., KÖPF, B., SCHNEIDER, S., MEILINGER, P., HOFMANN, G., GUTOWSKI, A., FOERSTER, J. (2005): Handlungsanweisung für die Bewertung von Fließgewäs-sern bzw. Seen zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos“, Stand April 2005, im Auftrag des Bundesministerium für Forschung und Bildung und der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA).
www.bayern.de/lfw/technik/gkd/lmn/fliessgewaesser_seen/pilot/d_fgew.pdf
www.bayern.de/lfw/technik/gkd/lmn/fliessgewaesser_seen/pilot/fpmfg.

SCHAUMBURG, J.; SCHRANZ, C.; STELZER, D.; HOFMANN, G.; GUTOWSKI, A. & FOERSTER, J. (in Vorb.): Bundesweiter Test: Bewertungsverfahren „Makrophyten & Phytobenthos“ in Fließgewässern zur Umsetzung der WRRL. Endbericht im Auftrag der LAWA (Projekt-Nr. O 2.04): 230 S.

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 Trophieindikationswerten für ausgewählte benthische Algen und Makrophyten. Informationsberichte Heft 4/98. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München: 501 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.

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

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

SOMMERHÄUSER, M., POTTGIESSER, T. (2004): Biozönotisch bedeutsame Fließgewässertypen der BRD, Stand Februar 2004, http://www.fliessgewaesserbewertung.de/downloads/typ_anhang_typen_tabelle.pdf.

STARMACH, K. (1972): Chlorophyta III. Zielenice Nitkowate: Ulothrichales, Ulvales, Prasiolales, Sphaeropleales, Cladophorales, Chaetophorales, Trentepohliales, Siphonales, Dichotomosiphonales. – in: Flora Slodkowodna Polski. Bd. 10. 750 S.

THORNTON, D.C.O., DONG, L.F., UNDERWOOD, G.J.C. & NEDWELL, D.B. (2002): Factors affecting microphytobenthic biomass, species composition and production in the Colne Estuary (UK). Aquatic Microbial Ecology 27 (3): 285-300

UEHLINGER, U. (1991): Spatial and temporal variability of the periphyton biomass in a prealpine river (Necker, Switzerland). Archiv für Hydrobiologie 123 (2): 219-237.

VAN DEN HOEK, C. (1963): Revision of the European species of *Cladophora*. – Koeltz, Koenigstein: 248 S.

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

WOLFSTEIN, K., COLIJN, F. & DOERFFER, R. (2000): Seasonal dynamics of microphytobenthos biomass and photosynthetic characteristics in the northern German Wadden Sea, obtained by the photosynthetic light dispensation system. Estuarine Coastal and Shelf Science 51 (5): 651-662.

WOLTER, K., HAGGE, A., STILLER, G., BELLACK, E..(2004): Entwicklung von Bewertungsverfahren für Marschengewässer im norddeutschen Tiefland. – KoBIO-Workshop, Hamburg, 17.Juni 2004.

WOŁOWSKI, K. (1998): Taxonomic and environmental studies on euglenophytes of the Kraków-Częstochowa upland (Southern Poland). In: Fragmenta Floristica Et Geobotanica Supple-mentum 6. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences. Krakow: 192 S.

WOŁOWSKI, K. & HINDÁK, F. (2005): Atlas of Euglenophytes. VEDA, Publishing House of the Slovak Akademy of Science: 146 S.

ZELINKA, M. & MARVAN, P. (1961): Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer.- Arch. Hydrobiol. 57(3): 389-407.

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(2): 505-525.

ZIEMANN, H.; NOLTING, E. & RUSTIGE K.H. (1999): Bestimmung des Halobienindex. In: VON TÜMPLING, W. & FRIEDRICH, G. (Hrsg.): Biologische Gewässeruntersuchung.- Methoden der Biologischen Gewässeruntersuchung 2: 310-313.

9 Anhang

A1 Artenliste Diatomeen

DV-Nr.	Name	Autor
6835	Achnanthes bioretii	GERMAIN
6180	Achnanthes clevei	GRUNOW
6701	Achnanthes daui	FOGED
6248	Achnanthes delicatula	(KUETZING) GRUNOW
16112	Achnanthes delicatula ssp. engelbrechtii	(CHOLNOKY) LANGE-BERTALOT
6030	Achnanthes lanceolata	(BREBISSON) GRUNOW
6244	Achnanthes lanceolata - Komplex	
6245	Achnanthes lanceolata ssp. dubia	(GRUNOW) LANGE-BERTALOT
6260	Achnanthes lanceol. ssp. frequentissima	LANGE-BERTALOT
6261	Achnanthes lanceolata ssp. rostrata	(OESTRUP) LANGE-BERTALOT
16131	Achnanthes lemmermannii	HUSTEDT
6014	Achnanthes minutissima	KUETZING
6268	Achnanthes oblongella	OESTRUP
6984	Achnanthes ploenensis	HUSTEDT
6160	Achnanthes spp.	BORY DE SAINT VINCENT
6276	Achnanthes subatomoides	(HUSTEDT) LANGE-BERTALOT & ARCHIBALD
6860	Amphora libyca	EHRENBERG
6286	Amphora montana	KRASSKE
6044	Amphora ovalis	(KUETZING) KUETZING
6983	Amphora pediculus	(KUETZING) GRUNOW
6165	Amphora spp.	EHRENBERG
6823	Caloneis sp.	CLEVE
6043	Caloneis amphisbaena	(BORY DE SAINT VINCENT) CLEVE
6051	Caloneis bacillum	(GRUNOW) CLEVE
-	Campylosira cymbelliformis	(A. SCHMIDT) GRUNOW
-	Catenula adhaerens	MERESCHKOWSKY
6020	Cocconeis pediculus	EHRENBERG
6021	Cocconeis placentula	EHRENBERG
6145	Cocconeis spp.	EHRENBERG
6031	Cymatopleura solea	(BREBISSON) W.SMITH
-	Cymatosira belgica	GRUNOW
6898	Cymbella silesiaca	BLEISCH
6065	Cymbella sinuata	GREGORY
-	Delphineis minutissima	(HUSTEDT) SIMONSEN
-	Delphineis surirella	(EHRENBERG) ANDREWS
-	Delphineis surirelloides	(SIMONSEN) ANDREWS
16202	Denticula subtilis	GRUNOW
6949	Diatoma mesodon	(EHRENBERG) KUETZING
6209	Diatoma moniliformis	KUETZING
16207	Diatoma problematica	LANGE-BERTALOT

DV-Nr.	Name	Autor
6006	Diatoma vulgaris	BORY DE SAINT VINCENT
-	Diploneis bombus	EHRENBERG
6869	Diploneis spp.	EHRENBERG
6212	Epithemia adnata	(KUETZING) BREBISSON
6369	Eunotia minor	(KUETZING) GRUNOW
-	Eunotograma spp.	WEISSE
6077	Fragilaria arcus	(EHRENBERG) CLEVE
6388	Fragilaria brevistriata	GRUNOW
6033	Fragilaria capucina	DESMAZIERES
6392	Fragilaria capucina var. gracilis	(OESTRUP) HUSTEDT
6393	Fragilaria capucina var. mesolepta	(RABENHORST) RABENHORST
6396	Fragilaria capucina var. rumpens	(KUETZING) LANGE-BERTALOT
6186	Fragilaria capucina var. vaucheriae	(KUETZING) LANGE-BERTALOT
6034	Fragilaria construens	(EHRENBERG) GRUNOW
16573	Fragilaria construens - Sippen	KRAMMER & LANGE-BERTALOT
6397	Fragilaria construens f. binodis	(EHRENBERG) HUSTEDT
-	Fragilaria construens f. subsalina	(HUSTEDT) HUSTEDT
6828	Fragilaria construens f. venter	(EHRENBERG) HUSTEDT
6915	Fragilaria famelica	(KUETZING) LANGE-BERTALOT
6234	Fragilaria fasciculata	(J.G.AGARDH) LANGE-BERTALOT
6237	Fragilaria parasitica	(W.SMITH) GRUNOW
6776	Fragilaria parasitica var. subconstricta	GRUNOW
6078	Fragilaria pinnata	EHRENBERG
6238	Fragilaria pulchella	(RALFS) LANGE-BERTALOT
6161	Fragilaria spp.	LYNGBYE
6239	Fragilaria ulna	(NITZSCH) LANGE-BERTALOT
6233	Fragilaria ulna var. acus	(KUETZING) LANGE-BERTALOT
6080	Gomphonema acuminatum	EHRENBERG
6867	Gomphonema olivaceum	(HORNEMANN) BREBISSON
6158	Gomphonema parvulum	(KUETZING) KUETZING
6437	Gomphonema pumilum	(GRUNOW) LANGE-BERTALOT & REICHARDT
6794	Gomphonema spp.	J.G.AGARDH
6036	Gyrosigma acuminatum	(KUETZING) RABENHORST
6041	Gyrosigma attenuatum	(KUETZING) RABENHORST
-	Gyrosigma fasciola	(EHRENBERG) GRIFFITH & HENFREY
-	Hippodonta spp.	LANGE-BERTALOT, METZELTIN & WITKOWSKI
6005	Melosira varians	J.G.AGARDH
6026	Meridion circulare	(GREVILLE) J.G.AGARDH
6117	Navicula atomus	(KUETZING) GRUNOW
6241	Navicula atomus var. permitis	(HUSTEDT) LANGE-BERTALOT
6868	Navicula capitata	EHRENBERG
6910	Navicula capitatoradiata	GERMAIN
6968	Navicula citrus	KRASSKE
6466	Navicula clementis	GRUNOW
6010	Navicula cryptocephala	KUETZING

DV-Nr.	Name	Autor
16306	Navicula cryptolyra	BROCKMANN
6889	Navicula cryptotenella	LANGE-BERTALOT
6038	Navicula cuspidata	(KUETZING) KUETZING
6481	Navicula erifuga	LANGE-BERTALOT
16316	Navicula flanatica	GRUNOW
-	Navicula germainii	WALLACE
6015	Navicula gregaria	DONKIN
6501	Navicula ignota var. acceptata	(HUSTEDT) LANGE-BERTALOT
6864	Navicula lanceolata	(J.G.AGARDH) EHRENBERG
6514	Navicula menisculus var. grunowii	LANGE-BERTALOT
6095	Navicula minima	GRUNOW
6028	Navicula mutica	KUETZING
6522	Navicula oppugnata	HUSTEDT
6866	Navicula phyllepta	KUETZING
6100	Navicula protracta	(GRUNOW) CLEVE
6101	Navicula pupula	KUETZING
6102	Navicula pygmaea	KUETZING
6534	Navicula recens	(LANGE-BERTALOT) LANGE-BERTALOT
16362	Navicula rhynchotella	LANGE-BERTALOT
6926	Navicula schoenfeldii	HUSTEDT
-	Navicula sp. "Elbe estuary"	in WITKOWSKI et al. (2000)
6990	Navicula spp.	BORY DE SAINT VINCENT
6106	Navicula subhamulata	GRUNOW
6896	Navicula subminuscula	MANGUIN
6831	Navicula tripunctata	(O.F.MUELLER) BORY DE SAINT VINCENT
-	Navicula vandamii var. mertensiae	LANGE-BERTALOT
6890	Navicula veneta	KUETZING
16577	Navicula viridula - Sippen	KRAMMER & LANGE-BERTALOT
-	Navicula witkowskii	LANGE-B., ISERENTANT & METZELTIN
-	Nitzschia agnewii	CHOLNOKY
16390	Nitzschia agnita	HUSTEDT
6039	Nitzschia amphibia	GRUNOW
6580	Nitzschia brevissima	GRUNOW
16048	Nitzschia calida	GRUNOW
6964	Nitzschia capitellata	HUSTEDT
6242	Nitzschia constricta	(KUETZING) RALFS
6921	Nitzschia debilis	ARNOTT
6008	Nitzschia dissipata	(KUETZING) GRUNOW
6025	Nitzschia fonticola	GRUNOW
6806	Nitzschia fruticosa	HUSTEDT
6114	Nitzschia hungarica	GRUNOW
6595	Nitzschia inconspicua	GRUNOW
6857	Nitzschia intermedia	HANTZSCH
-	Nitzschia lanceola var. minutula	GRUNOW
6888	Nitzschia levidensis	(W.SMITH) GRUNOW

DV-Nr.	Name	Autor
16102	Nitzschia levidensis var. salinarum	GRUNOW
16423	Nitzschia liebetruthii	RABENHORST
16560	Nitzschia linearis - Sippen	KRAMMER & LANGE-BERTALOT
6198	Nitzschia microcephala	GRUNOW
16431	Nitzschia navicularis	(BREBISSON) GRUNOW
6011	Nitzschia palea	(KUETZING) W.SMITH
16056	Nitzschia palea var. tenuirostris	LANGE-BERTALOT
6199	Nitzschia paleacea	GRUNOW
6604	Nitzschia parvula	W.SMITH
6925	Nitzschia pusilla	GRUNOW
6201	Nitzschia sigma	(KUETZING) W.SMITH
6961	Nitzschia sociabilis	HUSTEDT
6972	Nitzschia spp.	HASSALL
6613	Nitzschia subacicularis	HUSTEDT
6924	Nitzschia supralitorea	LANGE-BERTALOT
6615	Nitzschia tubicola	GRUNOW
16453	Nitzschia valdestriata	ALEEM & HUSTEDT
16458	Opephora olsenii	MOELLER
6151	Pinnularia spp.	EHRENBERG
-	Plagiogramma staurophorum	(GREGORY) HEIBERG
-	Raphoneis amphiceros	(EHRENBERG) EHRENBERG
6224	Rhoicosphenia abbreviata	(J.G.AGARDH) LANGE-BERTALOT
6693	Surirella brebissonii	KRAMMER & LANGE-BERTALOT
6952	Surirella	TURPIN
16095	Surirella terricola	LANGE-BERTALOT & ALLES
6696	Surirella visurgis	HUSTEDT

A2 Vorkommen der benthischen Diatomeentaxa an den Standorten

Häufigkeiten der Taxa in Prozent, MTnw = Mittlere Tideniedrigwasserlinie, MThw = Mittelere Tidehochwasserlinie

	Stelle	Fährmannsander Watt		Mühlenberger Loch		Zollenspieker			
	Substrat	Schlick		Schlick		Schlick		Sand	
	Taxa	MThw	MTnw	MThw	MTnw	MThw	MTnw	MThw	MTnw
6835	Achnanthes bioretii						0,2		
6180	Achnanthes clevei					1,2	0,8	1,4	1,2
6701	Achnanthes daui						0,2		0,6
6248	Achnanthes delicatula	1,2	1,9	1,2	1,6	10,9	1,6	9,4	4,6
16112	Achnanthes delicatula ssp. engelbrechtii	1,2	0,5		0,2	23,6	5,9	17,0	12,1
6244	Achnanthes lanceolata - Komplex		0,2						0,4
6245	Achnanthes lanceolata ssp. dubia			0,2					
6260	Achnanthes lanceolata ssp. frequentissima		0,2		0,7	1,3	0,6	0,4	0,6
6030	Achnanthes lanceolata			0,5		0,4	0,8		
6261	Achnanthes lanceolata ssp. rostrata	0,9	0,2	0,2		15,5	4,9	15,6	7,5
16131	Achnanthes lemmermannii			0,2		2,1	2,2	7,4	2,8
6014	Achnanthes minutissima		0,5		0,2		0,8	0,6	1,0
6268	Achnanthes oblongella						0,2		
6984	Achnanthes ploenensis								0,2
6160	Achnanthes spp.	0,2	0,5						
6276	Achnanthes subatomoides								0,2
6165	Amphora cf. holsatica		0,2						
6860	Amphora libyca		0,9			0,2			
6286	Amphora montana			0,5			0,2		
6044	Amphora ovalis								0,2
6983	Amphora pediculus		1,2	0,2	0,2	1,3	3,9	1,6	3,8

	Stelle	Fährmannsander Watt		Mühlenberger Loch		Zollenspieker			
	Substrat	Schlick		Schlick		Schlick		Sand	
	Taxa	MThw	MTnw	MThw	MTnw	MThw	MTnw	MThw	MTnw
6165	Amphora spp.	0,2	0,5	0,5	0,5				
6043	Caloneis amphisbaena			0,5	0,2	0,6			
6051	Caloneis bacillum								0,2
6823	Caloneis sp.			0,2					
-	Campylosira cymbelliformis	0,7	0,7						
-	Catenula adhaerens			0,5					
6020	Cocconeis pediculus			0,2			0,4		0,2
6021	Cocconeis placentula	0,7		2,4	1,4	1,2	2,8	0,6	2,6
6145	Cocconeis spp.		0,2	0,5					
6031	Cymatopleura solea					0,2			
-	Cymatosira belgica	15,5	13,9	17,6	18,5				
6898	Cymbella silesiaca	0,2		0,5		0,2	0,6		0,4
6065	Cymbella sinuata	0,5					1,0		0,4
-	Delphineis minutissima	8,2	16,9	5,4	4,4				
-	Delphineis surirella	0,5	3,3	1,0	0,7				
-	Delphineis surirelloides	1,9	1,9		0,2				
16202	Denticula subtilis								0,2
6949	Diatoma mesodon								0,4
6209	Diatoma moniliformis						0,4		0,2
16207	Diatoma problematica					0,2	0,6		
6006	Diatoma vulgaris				0,2			0,2	
-	Diploneis bombus	0,2							
6869	Diploneis spp.	0,2		0,2	0,9				
6212	Epithemia adnata	0,5							
6369	Eunotia minor	0,2							

	Stelle	Fährmannsander Watt		Mühlenberger Loch		Zollenspieker			
	Substrat	Schlick		Schlick		Schlick		Sand	
	Taxa	MThw	MTnw	MThw	MTnw	MThw	MTnw	MThw	MTnw
-	Eunotograma spp.		0,9		0,2				
6077	Fragilaria arcus	0,2							
6388	Fragilaria brevistriata	2,1	3,3	3,2	2,5	10,4	9,5	9,0	5,8
6033	Fragilaria capucina			0,2					0,2
6392	Fragilaria capucina var. gracilis								0,6
6393	Fragilaria capucina var. mesolepta				0,2	0,2			
6396	Fragilaria capucina var. rumpens		0,2						
6186	Fragilaria capucina var. vaucheriae	0,5		0,2	0,7	0,2	1,6		0,2
6034	Fragilaria construens		0,2					0,4	0,4
6397	Fragilaria construens f. binodis				0,5		0,6	0,2	
-	Fragilaria construens f. subsalina			0,7	0,5		1,0	1,0	
6828	Fragilaria construens f. venter			0,7	0,5	2,3	3,7	0,4	2,2
16573	Fragilaria construens cf. f. venter								
16573	Fragilaria construens - Sippen	2,8	3,8	5,4	7,6				
6915	Fragilaria famelica			0,2					
6234	Fragilaria fasciculata		0,2	0,2					
-	Fragilaria cf. guenter.grassii		0,5						
-	Fragilaria cf. investiens	0,9	0,9	0,7	0,2				
6237	Fragilaria parasitica						0,2	0,2	
6776	Fragilaria parasitica var. subconstricta				0,2				0,2
6078	Fragilaria pinnata	1,6		1,2		2,7	3,2	2,9	2,6
6238	Fragilaria pulchella			0,2	0,2				
6161	Fragilaria spp.	0,2	0,7	1,5	3,7				
6239	Fragilaria ulna					0,2	0,2		
6233	Fragilaria ulna var. acus					0,2	0,2		

	Stelle	Fährmannsander Watt		Mühlenberger Loch		Zollenspieker			
	Substrat	Schlick		Schlick		Schlick		Sand	
	Taxa	MThw	MTnw	MThw	MTnw	MThw	MTnw	MThw	MTnw
6080	Gomphonema acuminatum		0,2						
6867	Gomphonema olivaceum	0,2	0,2		0,2		0,6	0,2	
6158	Gomphonema parvulum	0,5							0,8
6437	Gomphonema pumilum					0,2			
6794	Gomphonema sp.		0,2						
6036	Gyrosigma acuminatum								0,2
6041	Gyrosigma attenuatum								0,2
-	Gyrosigma fasciola			2,9	3,7				
-	Hippodonta spp.	1,6	2,1	1,0	0,5				
6005	Melosira varians	0,2			0,5		0,2		0,4
6026	Meridion circulare				0,2				
6117	Navicula atomus							0,2	
6241	Navicula atomus var. permitis					0,6	0,2		0,2
6868	Navicula capitata			0,2			0,2	0,2	0,4
6910	Navicula capitatoradiata		0,2			0,2			0,4
6968	Navicula citrus				0,2		0,2		0,4
6466	Navicula clementis				0,2				
6010	Navicula cryptocephala						0,2		
16306	Navicula cryptolyra	0,5	0,5		0,2	4,0	13,8	12,3	16,7
6889	Navicula cryptotenella	0,2				0,2			0,6
6038	Navicula cuspidata	0,2		0,2	0,5	0,2			
-	Navicula cf. diversistriata	0,5							
6481	Navicula erifuga	0,9	0,9	0,2	0,2	0,8	1,6	4,3	0,6
16316	Navicula flanatica				0,2				
-	Navicula germainii					1,0	0,4		0,6

	Stelle	Fährmannsander Watt		Mühlenberger Loch		Zollenspieker			
	Substrat	Schlick		Schlick		Schlick		Sand	
	Taxa	MThw	MTnw	MThw	MTnw	MThw	MTnw	MThw	MTnw
6015	Navicula gregaria	15,9	8,9	8,1	6,0	1,9	3,0	2,1	2,2
6501	Navicula ignota var. acceptata				0,2				
6864	Navicula lanceolata	0,2	0,5	0,2	1,4	0,2	1,6	0,4	1,2
6514	Navicula menisculus var. grunowii	0,2				0,2	0,4	0,2	1,2
6095	Navicula minima	0,7	1,2	0,2		1,5	0,6	1,0	0,8
6028	Navicula mutica			0,2	0,7		0,2		
6522	Navicula oppugnata								0,2
6866	Navicula phyllepta			0,2					0,2
6100	Navicula protracta					0,8		0,2	
6101	Navicula pupula	0,2		1,7		1,0		0,2	
6102	Navicula pygmaea	3,3	1,2	1,7	2,5				
6534	Navicula recens		0,2						
16362	Navicula rhynchotella	0,2							
6926	Navicula schoenfeldii				0,2	0,8	0,4	0,2	0,8
-	Navicula sp. "Elbe estuary"	2,1	3,1	2,7	5,3	0,2	0,2		
6990	Navicula spp.	2,3	3,8	1,7	4,2		0,2	0,2	
6106	Navicula subhamulata					0,2			
6896	Navicula subminuscula						0,2		0,4
6831	Navicula tripunctata				0,2			0,2	0,2
-	Navicula vandamii var. mertensiae	4,9	2,1						
6890	Navicula veneta						0,6	0,2	1,0
16577	Navicula viridula - Sippen	0,2	0,2	0,5					0,2
-	Navicula witkowskii	1,2	1,6	4,2	4,2				
-	Nitzschia agnewii	0,5	0,2	0,5					
16390	Nitzschia agnita					0,2	2,8	0,2	1,2

	Stelle	Fährmannsander Watt		Mühlenberger Loch		Zollenspieker			
	Substrat	Schlick		Schlick		Schlick		Sand	
	Taxa	MThw	MTnw	MThw	MTnw	MThw	MTnw	MThw	MTnw
6039	Nitzschia amphibia				0,2	0,2	0,4		0,4
6580	Nitzschia brevissima		0,2			0,4	0,6		
16048	Nitzschia calida		0,9	2,7	1,2				
6964	Nitzschia capitellata	0,5			0,2		1,2	0,4	0,2
6242	Nitzschia constricta	0,2			0,5		0,4		
6921	Nitzschia debilis			0,2					
6008	Nitzschia dissipata					0,4			
6025	Nitzschia fonticola			0,2		0,6	1,4	0,4	1,6
6806	Nitzschia fruticosa	0,5	0,5	1,2	0,9	1,2	3,7	0,8	2,0
6114	Nitzschia hungarica	0,2							0,2
6595	Nitzschia inconspicua	0,9	1,4	0,7	0,2	0,4	0,8	0,8	0,8
6857	Nitzschia intermedia						0,2		
-	Nitzschia lanceola var. minutula	0,5		1,2	0,5				
6888	Nitzschia levidensis	0,5	0,2	0,7	1,6				0,2
16102	Nitzschia levidensis var. salinarum	0,2		0,2					0,2
16423	Nitzschia liebetruthii	0,2	0,2			4,4	0,6	2,1	
16560	Nitzschia linearis - Sippen						0,2	0,2	
6198	Nitzschia microcephala					0,2			0,2
16431	Nitzschia navicularis				0,2				
6011	Nitzschia palea	1,4	0,7	2,0	1,6	1,9	3,2	1,6	2,4
6972	Nitzschia cf. palea	4,7	3,3	2,2	0,5				
16056	Nitzschia palea var. tenuirostris				0,5	0,4	1,8	0,6	0,6
6199	Nitzschia paleacea			1,0	0,7		0,6		0,6
6604	Nitzschia parvula		0,5	0,2	0,2				
6925	Nitzschia pusilla	0,5		0,2					0,2

	Stelle	Fährmannsander Watt		Mühlenberger Loch		Zollenspieker			
	Substrat	Schlick		Schlick		Schlick		Sand	
	Taxa	MThw	MTnw	MThw	MTnw	MThw	MTnw	MThw	MTnw
6201	Nitzschia sigma			2,7	2,8				
6961	Nitzschia sociabilis	0,2							
6972	Nitzschia spp.	1,6	2,4	5,1	3,5	0,4	1,8	0,4	1,4
6613	Nitzschia subacicularis			0,2			2,0	0,4	2,6
6924	Nitzschia supralitorea					0,2	1,6	1,4	2,0
6972	Nitzschia cf. supralitorea	1,9	1,6	2,2	1,4				
6615	Nitzschia tubicola				0,2				0,2
16453	Nitzschia valdestriata							0,2	
16458	Opephora olsenii	1,6	1,6						
6947	Pennales non det.	3,7	3,1		0,9				
6151	Pinnularia spp.				0,2		0,2		
-	Plagiogramma staurophorum				0,5				
-	Raphoneis amphiceros	1,4	0,7	1,2	1,6				
6224	Rhoicosphenia abbreviata	0,2		0,5		0,2	0,4		0,8
6693	Surirella brebissonii	0,5	0,5	0,7	0,7		0,8		0,2
6952	Surirella spp.			0,2	0,2				
16095	Surirella terricola					0,2	1,2	0,6	0,6
6696	Surirella visurgis						0,4		

A3 Artenliste „Phytobenthos excl. Diatomeen und Charales“

DV-Nr.	Name	Autor	Bemerkung
8023	Chroococcales spp.	WETTSTEIN	
7114	Cladophora glomerata	(LINNAEUS) KUETZING	
7026	Closterium moniliferum	(BORY DE SAINT VINCENT) EHRENBERG ex RALFS	
7024	Closterium sp.	NITZSCH ex RALFS	
7681	Closterium strigosum var. elegans	G.S.WEST) W.KRIEGER	
	Euglena obtusa	SCHMITZ	
7507	Klebsormidium sp.	SILVA, MATTOX et BLACKWELL	
7093	Microspora sp.	THURET	cf. wittrockii
7089	Mougeotia sp.	C.A.AGARDH	
7052	Oedogonium sp.	LINK	
8011	Oscillatoria sp.	VAUCHER ex GOMONT	cf. curviceps
8011	Oscillatoria sp.	VAUCHER ex GOMONT	cf. princeps
	Phormidium crassior	(BEHRE) ANAGNOSTIDIS	
8015	Phormidium sp.	KUETZING ex GOMONT	
	Phormidium subuliforme	(KUETZING EX GOMONT) ANAGNOSTIDIS & KOMAREK	
	Phormidium tergestinum	(KUETZING) ANAGNOSTIDIS & KOMAREK	
7115	Rhizoclonium hieroglyphicum	(C.A.AGARDH) KUETZING	
7002	Vaucheria sp.	DeCANDOLLE	

A4 Vorkommen der Taxa des Phytobenthos excl. Diatomeen und Charales an den Standorten

Nachweise für den Standort Zollenspieker. Die Unterbefunde sind entsprechend den Angaben in Tab. 2 nummeriert.

		Gesamt	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Chroococcales spp.		3							3	3	2		
Oscillatoria cf. princeps		1			1								
Oscillatoria cf. curviceps													
Phormidium sp.	3-4 µm breit												
Phormidium sp.	5-6 µm breit	3								3	2		
Phormidium crassior													
Phormidium subuliforme		2							2				
Phormidium tergestinum		4	3	3	2		2		2			1	2
Euglena obtusa		4	3	2	3							1	
Microspora cf. wittrockii		4									1		3
Oedogonium sp.		2										2	
Vaucheria sp.		4				3	3					1	2
Cladophora glomerata		3										3	
Rhizoclonium hieroglyphicum		4						3	2		3		2
Closterium strigosum var. elegans	480 - 520 µm lang	1	1										
Closterium moniliferum		1								1			
Closterium sp.		2	1		1							1	
Klebsormidium sp.		1											1
Mougeotia sp.		1				1							

Nachweise für den Standort Mühlenberger Loch. Die Unterbefunde sind entsprechend den Angaben in Tab. 2 nummeriert.

		Gesamt	1	2	3	4	5	6
Chroococcales spp.								
Oscillatoria cf. princeps								
Oscillatoria cf. curviceps		1	1				1	
Phormidium sp.	3-4 µm breit							
Phormidium sp.	5-6 µm breit							
Phormidium crassior								
Phormidium subuliforme		5	3	2	3	3	3	3
Phormidium tergestinum		5		3	2	2	2	2
Euglena obtusa		5	3	3	2	1	2	3
Microspora cf. wittrockii								
Oedogonium sp.								
Vaucheria sp.								
Cladophora glomerata								
Rhizoclonium hieroglyphicum								
Closterium strigosum var. elegans	480 - 520 µm lang							
Closterium moniliferum								
Closterium sp.								
Klebsormidium sp.								
Mougeotia sp.								

Nachweise für den Standort Fährmannsander Watt. Die Unterbefunde sind entsprechend den Angaben in Tab. 2 nummeriert.

		Gesamt	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Chroococcales spp.														
Oscillatoria cf. princeps														
Oscillatoria cf. curviceps		2	1	1	2	1								1
Phormidium sp.	3-4 µm breit	1					1							
Phormidium sp.	5-6 µm breit	5	3	2	3	2				2	1	1		
Phormidium crassior		4				1		2	3		3	2	1	2
Phormidium subuliforme														
Phormidium tergestinum		2	1			1	2			1				
Euglena obtusa		5	3	3	3	1		1				1	3	
Microspora cf. wittrockii														
Oedogonium sp.														
Vaucheria sp.		3												3
Cladophora glomerata														
Rhizoclonium hieroglyphicum														
Closterium strigosum var. elegans	480 - 520 µm lang	1				1								
Closterium moniliferum														
Closterium sp.														
Klebsormidium sp.														
Mougeotia sp.														

A5 Feldprotokoll „übriges Phytobenthos“

Feldprotokoll Phytobenthos

Fließgewässer:_____ Probestelle:_____

nächste Ortschaft:_____ BearbeiterIn:_____

Datum:_____ Uhrzeit:_____ Wetter:_____

weitere Anmerkungen:_____

_____

allgemeine Beschreibung der Probestelle:

Wasser □ klar □ schwach getrübt □ stark getrübt

Gewässergrund □ sichtbar □ nicht sichtbar

Wasserstand □ hoch □ mittel □ niedrig Strömung ___

vorhandene Sedimente einheitlich / vielfältig

Sand:	FK:	MK:	GK:	Stein:	Block:
künstl. Substr	Holz:	Laub:	Schlamm:	Moos:	Makrophyten

Tiefenstruktur gleichmäßig / vielfältig

Ufer natürlich / befestigt / verbaut:_____

direkte Umgebung (riparian zone): _____

weitere Umgebung: belassene Vegetation (Sumpf / Wiese / Laubwald / Nadelwald);

kultiviertes Land / verstreute Besiedlung / dichte Besiedlung / Gewerbegebiet

Probennahme über gesamte Breite des Fließgewässers

/ vom □ rechten □ linken Ufer aus bis etwa _____

entnommene Proben:

1. _____

Substrat: Tiefe: Strömung: Beschattung:

2. _____

Subs:____ Ti: _____ Str: _____ Besch: _____ DG (%):_____

3. _____

Subs:____ Ti: _____ Str: _____ Besch: _____ DG (%):_____

4. _____

Subs:____ Ti: _____ Str: _____ Besch: _____ DG (%):_____

5. _____

Subs:____ Ti: _____ Str: _____ Besch: _____ DG (%):_____

6. _____

Subs:____ Ti: _____ Str: _____ Besch: _____ DG (%):_____

7. _____

Subs:____ Ti: _____ Str: _____ Besch: _____ DG (%):_____

8. _____

Subs:____ Ti: _____ Str: _____ Besch: _____ DG (%):_____

9. _____

Subs:____ Ti: _____ Str: _____ Besch: _____ DG (%):_____

10. _____

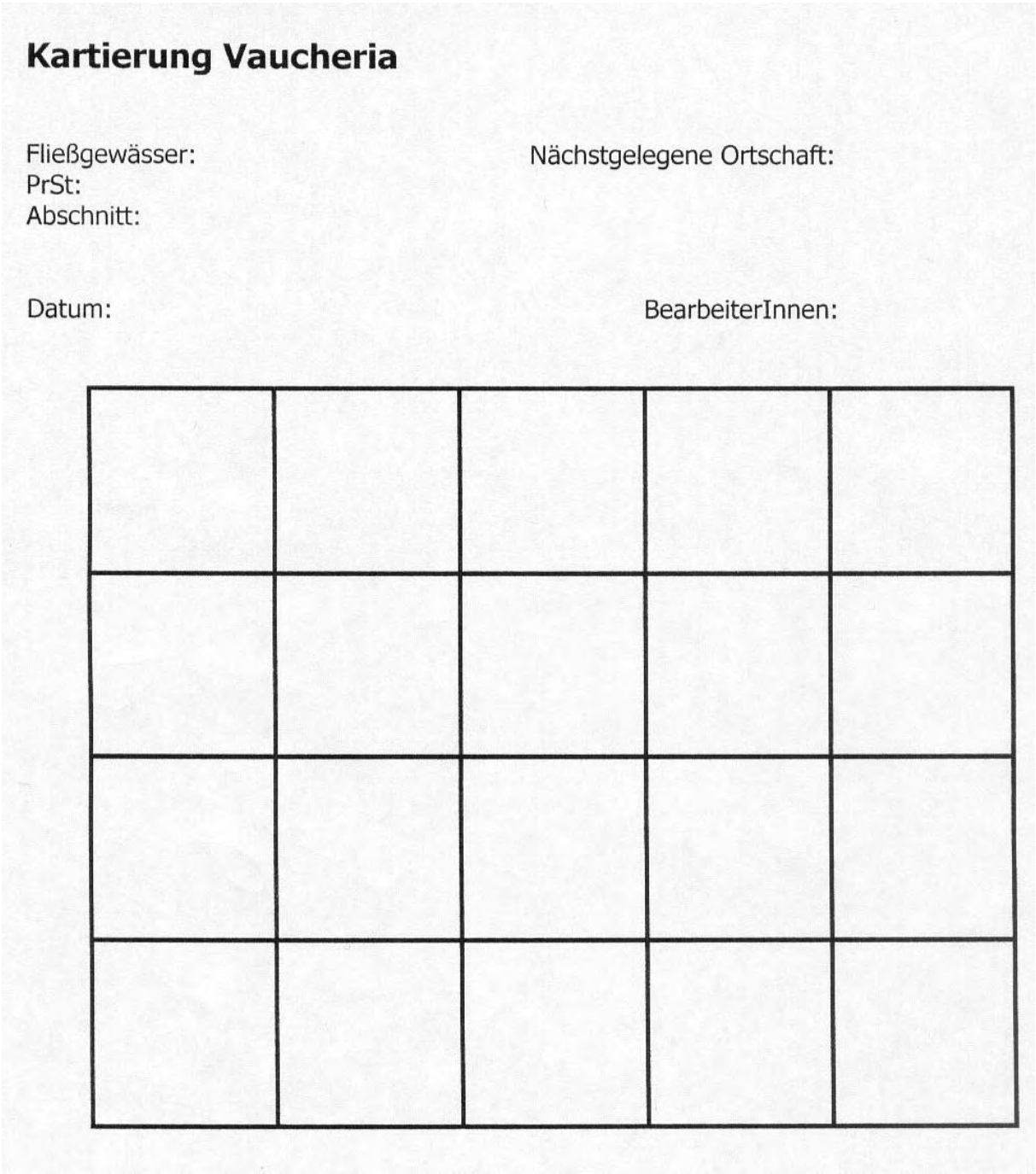
Subs:____ Ti: _____ Str: _____ Besch: _____ DG (%):_____

11. _____

Subs:____ Ti: _____ Str: _____ Besch: _____ DG (%):_____

Skizze der Probestelle

A6 Protokoll für die Kartierung von Vaucheria



Schätzung der Abundanzen der Vaucheria-Bestände.

Abundanzklasse	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 and 5 mm hoch
6	die Tufts sind höher als 5 mm