



## **Benthische Diatomeen in nicht tideoffenen niedersächsischen Marschengewässern**

**Eine aussagekräftige Qualitätskomponente im  
Sinne der EG-WRRL?**



**Niedersachsen**



**Benthische Diatomeen in nicht  
tideoffenen niedersächsischen  
Marschengewässern**

**Eine aussagekräftige Qualitätskomponente im  
Sinne der EG-WRRL?**



**Niedersachsen**

**Herausgeber:**

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft,  
Küsten- und Naturschutz (NLWKN)  
Direktion  
Am Sportplatz 23  
26506 Norden

**Autor:**

Dr. Oliver-D. Finch, NLWKN Aurich (Leitung der AG Marschengewässer)

**Mit Unterstützung durch:**

Manfred Baumgärtner (NLWKN Stade)  
Eva Bellack (NLWKN Hannover-Hildesheim)  
Anke Joritz (NLWKN Aurich)  
Petra Neumann (NLWKN Brake-Oldenburg)  
Dirk Post (NLWKN Aurich)

**Bildnachweis Titelseite:**

1) Fehntjer Tief; 2) Bagbander Tief (West); 3) Neues Greetsieler Sieltief; 4) Terborger Sieltief;  
Fotos: O.-D. Finch

1. Auflage November 2016, 150 Stück  
Schutzgebühr: 5,00 € zzgl. Versandkostenpauschale

**Bezug:**

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft,  
Küsten- und Naturschutz (NLWKN)  
Veröffentlichungen  
Göttinger Chaussee 76  
30453 Hannover  
Online verfügbar unter: [www.nlwkn.niedersachsen.de](http://www.nlwkn.niedersachsen.de)  
(>Service >Veröffentlichungen >Webshop)

**Zitiervorschlag:**

Finch, O.-D. (2016): Benthische Diatomeen in nicht tideoffenen niedersächsischen Marschengewässern – Eine aussagekräftige Qualitätskomponente im Sinne der EG-WRRL? – Oberirdische Gewässer Band 39, 52 S.

# Inhalt

Inhalt .....	3
Abstract .....	4
Vorwort .....	5
Zusammenfassung .....	6
1 Einleitung .....	8
1.1 Allgemeines .....	8
1.2 Ziel der vorliegenden Auswertungen .....	8
2 Diatomeen-Probennahme in Marschengewässern .....	9
3 Bewertung von Diatomeengemeinschaften im Kontext der EG-WRRL .....	10
3.1 Bewertungen nach PHYLIB .....	10
3.1.1 Allgemeines .....	10
3.1.2 Gesamtbewertung .....	11
3.2 Bewertung von Diatomeengemeinschaften in Marschengewässern .....	11
3.3 Bewertungsprobleme mit PHYLIB bei Diatomeengemeinschaften in Marschengewässern .....	11
4 Zur Erstellung des vorliegenden Berichtes eingesetzte Methoden .....	12
5 Ergebnisse .....	13
5.1 Übersicht zu den Bewertungen der Diatomeen in Marschengewässern (Subtyp 22.1) der drei küstennahen Betriebsstellen des NLWKN seit 2009 .....	13
5.2 Vergleichende Betrachtungen der (Teil-) Komponenten .....	14
5.2.1 Vergleich der Bewertungen Makrophyten vs. Diatomeen .....	14
5.2.2 Diatomeen als <i>worst-case</i> (Teil-) Komponente .....	15
5.3 Bewertungen mit dem Ergebnis „Bewertung nicht möglich“ .....	16
5.4 Interannuelle Differenzen / natürliche Veränderlichkeit der Qualitätskomponente .....	18
5.5 Bewertungsrelevante Metrics der Diatomeen in Marschengewässern .....	18
5.5.1 Trophie-Index (TI) .....	18
5.5.2 Abundanzsumme der Referenzarten .....	21
5.5.3 Halobienindex (HI) .....	23
5.6 Diatomeenbewertung (DI) und Umweltfaktoren .....	26
5.7 Diversität und Artengemeinschaften der Diatomeenflora in Gewässern des Subtyps 22.1 .....	29
6 Diskussion .....	37
6.1 Anmerkungen zur Probenahmemethodik und den Verteilungsmustern der Diatomeen .....	37
6.2 Anmerkungen zur Bewertungsmethodik .....	40
6.3 Anmerkungen zur pragmatischen Umsetzung von Maßnahmen .....	46
7 Fazit .....	47
8 Literatur .....	48
Abbildungsverzeichnis .....	51
Tabellenverzeichnis .....	52

## Abstract

### Benthic diatoms in freshwaters of marshes in Lower Saxony – a relevant quality component for the EU-WFD?

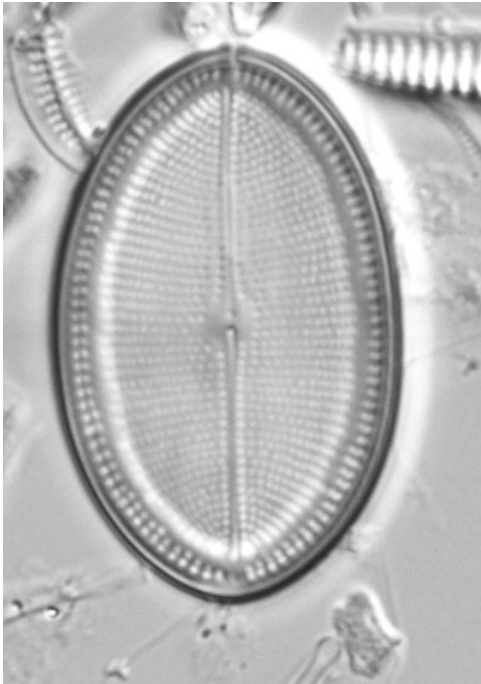
In freshwaters of the marsh areas in Lower Saxony since 2009 a total of 153 diatom samples were taken in the context of the ecological Water Framework Directive (WFD) monitoring. However, the properties of diatoms with regard to their use as a quality component in marsh water bodies are still insufficiently known. Thus, this study should help to gain a better understanding about diatoms in freshwater marsh water bodies. Furthermore, the study should clarify if diatoms could be used in the context of the WFD monitoring as a part of quality component “Macrophytes and phytobenthos” in these habitats. Therefore, the results of the WFD evaluation tool for diatoms (PHYLIB) were compared with that of other quality components (macrophytes, invertebrates) for identical investigation sites and years. Differences in the results between different years and the regularly occurring problem of diatom assemblages that could not be assigned to a WFD quality class were analyzed. Several metrics (TI, HI and DI) of the PHYLIB-tool were correlated with measured abiotic field data (conductivity, Cl, pH, P, N, HCO<sub>3</sub>). Diversity (i.e. species richness and species abundance) as well as the community structures were investigated using multivariate and other techniques. In conclusion, the field sampling and the sub-sequent consistent evaluation of diatom communities in freshwaters of marsh areas still faces several problems. Especially, effects of salinity and only low correlations of the evaluation metrics with important nutrients (P and N) make common interpretations of the results gained for diatom assemblages of marsh water bodies impossible. Evaluation results from diatom assemblages are not sufficiently suited for the detection of pressures that occur in marsh water bodies. In contrast to these results for diatoms, macrophytes have already been shown to detect the pressures existing in marsh water bodies sufficiently. Consequently, the main result of this study is that in future it seems to be adequate to use macrophytes as the only group of the WFD component “Macrophytes and phytobenthos” and to set aside diatoms for the evaluation of freshwater marsh water bodies.



*Navicula gregaria* Donkin, 1861, eine benthische Diatomeenart, die in niedersächsischen Marschengewässern weit verbreitet ist und die auch entlang der Küste sowie im Brackwasser auftritt.

(Foto: I. Schönfelder, Neuenhagen)

## Vorwort



*Cocconeis placentula* (Ehrenberg) Van Heurck 1885, eine im mikroskopischen Bild auffällige benthische Diatomeenart, die in niedersächsischen Marschengewässern anzutreffen ist.

(Foto: I. Schönfelder, Neuenhagen)

Diatomeen, die auch als Kieselalgen bezeichnet werden, sind einzellige Lebewesen, die weltweit mit mehreren tausend Arten auftreten. Charakteristisch für Kieselalgen ist eine Zellhülle (Frustel), die aus zwei schalenförmigen Teilen besteht. Diatomeen sind sowohl im Meer als auch in Süßgewässern des Binnenlandes anzutreffen. Sie leben frei in der Wassersäule oder an der Gewässersohle bzw. sie können sich auf Pflanzen oder auf Festsubstrat wie Steinen oder Totholz ansiedeln. Ihre Umweltansprüche sind artspezifisch sehr unterschiedlich. Daher können Kieselalgen Gewässerbelastungen anzeigen. Fachleute nutzen sie, um z.B. Versauerung, Nährstoffbelastung oder Versalzung in den Gewässern zu erkennen und Gegenmaßnahmen gegen diese durch den Menschen verursachten negativen Umwelteinflüsse einzuleiten. Insofern sind Diatomeen im klassischen Sinn als „Bioindikatoren“ nutzbar.

Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie hat u.a. zum Ziel, einen guten ökologischen Zustand bzw. in deutlich durch den Menschen veränderten Gewässern das gute ökologische Potential zu erhalten bzw. durch entsprechende Maßnahmen wieder herzustellen. Bei der Bestimmung des Zustandes werden maßgeblich ökologische Kriterien bzw. Indikatoren herangezogen. Neben z.B. den Fischen und den in den Gewässern lebenden wirbellosen Tieren (Makrozoobenthos) sind es auch verschiedene Pflanzengruppen, die dafür genutzt werden. Zu diesen im Zusammenhang mit der Wasserrahmenrichtlinie als „Qualitätskomponenten“ bezeichneten Tier- und Pflanzengruppen gehören auch die Diatomeen.

Während man in vielen Fließgewässertypen des Binnenlandes gute Kenntnisse zur Ökologie und die Standortansprüche der Diatomeen hat, ist dies bisher in den Gewässern der Marschengebiete in Norddeutschland nur sehr eingeschränkt der Fall. Diese Gewässer gehören bei Forschungen über Diatomeen eher zu den wenig beachteten, so dass hier bis heute erhebliche Kenntnislücken bestehen.

In der vorliegenden Broschüre, die für entsprechende Fachleute verfasst wurde, werden die bisherigen Erkenntnisse zur Verwendung der Diatomeen als Qualitätskomponente in nicht tidebeeinflussten Marschengewässern Niedersachsens zusammengestellt. Als Fazit ergibt sich u.a., dass die Bewertungsergebnisse stark durch den Faktor „Salz“ beeinflusst werden und dass im Kontext der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie eine Nutzung der Diatomeen als Qualitätskomponente in Marschengewässern nicht zielführend ist.

## Zusammenfassung

Aus niedersächsischen Marschengewässern des LAWA-Subtyps 22.1 „nicht tideoffene Marschengewässer“ wurden seit dem Jahr 2009 mindestens 153 Diatomeen-Proben untersucht. Die Diatomeen wurden dabei als Teilkomponente der Qualitätskomponente „Makrophyten & Phytobenthos“ der EG-Wasserrahmenrichtlinie taxonomisch zumeist auf Artniveau bestimmt, und es wurden relative Häufigkeiten gemäß den Vorgaben des anzuwendenden Bewertungstools (PHYLIB) ermittelt. Allgemein gelten Diatomeen in Oberflächengewässern als Indikatoren der herrschenden Trophiebedingungen, wobei sie insbesondere die Verfügbarkeit von Nährstoffen, die Beeinflussung durch Natriumchlorid, die Versauerung und die periodische Austrocknung indizieren. In nicht tideoffenen Marschengewässern, die sich von anderen Fließgewässertypen u.a. aufgrund ihres nur zeitweise fließenden Charakters und des oftmals vorhandenen Salzeinflusses deutlich von den Fließgewässern des Binnenlandes unterscheiden, sind die Indikationseigenschaften der Diatomeen bisher nur unzureichend bekannt. Diese Indikationseigenschaften inklusive bisher vorliegender Bewertungen auch im Vergleich zu anderen Qualitätskomponenten zu überprüfen und Hinweise zur möglichen zukünftigen Verwendung der Diatomeen als Qualitätskomponente für die EG-Wasserrahmenrichtlinie zur Bewertung von Marschengewässern des Subtyps 22.1 zu gewinnen, war das Ziel der vorliegenden Untersuchungen.

Hierfür wurden die im NLWKN für Marschengewässer vorliegenden Diatomeendatensätze aus den Untersuchungen seit 2009 jeweils entsprechend der zu bearbeitenden Fragestellungen und der zur Verfügung stehenden Datenqualität ausgewertet. Gewässerchemische Daten aus den Untersuchungsgewässern und -jahren wurden zur Ermittlung von Korrelationen mit den Ergebnissen aus den Diatomeenuntersuchungen herangezogen.

Für die Bewertung von nicht tideoffenen Marschengewässern mittels PHYLIB wird der silikatische Diatomeentyp D11 (modifiziert nach HOFMANN) verwendet, da ein eigenständiger Diatomeentyp für Marschengewässer nicht hergeleitet werden konnte. Im Bewertungstool erfolgen bei höherer Präsenz salztoleranter Arten Abwertungen aufgrund verringerter Referenzartenzahlen. Lediglich etwa 40 % der bisher vorliegenden Proben konnten erfolgreich bewertet werden. Dabei zeigten die Diatomeen signifikant bessere Bewertungsergebnisse als die Makrophyten. In 29 % der durch mehrere Qualitätskomponenten charakterisierten Gewässer waren die Diatomeen als *worst-case*

Komponente an der Endbewertung des Wasserkörpers beteiligt. Bei den nicht bewertbaren Proben waren 70 % durch einen Halobienindex (HI) > 15 gekennzeichnet. Bei den Bewertungen wurden deutliche interannuelle Schwankungen festgestellt, so dass die Werte des Diatomeenindex (DI) zweier Untersuchungsjahre nicht signifikant korreliert sind. Hier wird eine hohe natürliche Veränderlichkeit der Gemeinschaften deutlich. Der bewertungsrelevante Trophieindex (TI) zeigt in Marschengewässern eine deutliche Korrelation mit den gemessenen Leitfähigkeiten (LF) und dem Chlorid-Gehalt. Zudem korreliert er positiv mit dem pH-Wert und den Gehalten an Hydrogencarbonat. Im Gegensatz dazu wurden nur vergleichsweise schwache Korrelationen des TI mit den Gehalten an Orthophosphat bzw. Gesamtphosphat festgestellt. Die Abundanzsumme der Referenzarten nach PHYLIB sinkt mit steigendem HI und pH-Wert. Der nicht direkt in das Bewertungsergebnis der Diatomeen eingehende Halobienindex (HI) korreliert signifikant positiv mit der LF, der maximalen LF, dem Chlorid-Gehalt, dem pH-Wert und dem Gehalt an Hydrogencarbonat. Der die Endbewertung der Diatomeengemeinschaften bestimmende DI, in den die Referenzartensumme und der TI als Metrics eingehen, ist negativ mit der LF, dem pH-Wert sowie dem Chlorid-, Sulfat- und dem Hydrogencarbonat-Gehalt korreliert. Ab einem LF-Wert > 1420  $\mu\text{S}/\text{cm}$  werden keine Bewertungen besser als „unbefriedigend“ erreicht. Der DI korreliert in nicht tideoffenen Marschengewässern nur sehr schwach bzw. nicht mit dem Gehalt der Nährstoffe P und N.

Bisher wurden 583 Arten, Unterarten oder Variationen der Diatomeen in niedersächsischen Marschengewässern nachgewiesen. Lediglich 19 Diatomeentaxa haben eine Präsenz von > 50 % in den untersuchten Proben.

Multivariate Methoden können die Gemeinschaften weiter charakterisieren und Standortbesonderheiten offenlegen, sie geben aber keine deutlichen Hinweise auf das Vorkommen verschiedener Diatomeengemeinschaften innerhalb der nicht tideoffenen Marschengewässer.

Insgesamt ergaben die Analysen und Herleitungen in der vorliegenden Untersuchung Hinweise auf eine unzureichende zeitlich und räumlich repräsentative Probenahme bei den Diatomeen in Marschengewässern. Somit war auf der Grundlage der vorliegenden Erhebungen auch keine Herleitung von Referenzartengemeinschaften anhand repräsentativer Probenahmen möglich. Vielmehr ergeben sich erhebliche zeitliche und auf unterschiedlichen Skalen starke räumliche Unterschiede der Diatomeenassoziationen. Zudem ist davon auszugehen, dass



in Marschengewässern nur für bestimmte Mikrohabitate repräsentative Artenzusammensetzungen zu erfassen sind. Die Determination der in Marschengewässern vorkommenden Diatomeentaxa ist vergleichsweise schwierig, umfangreich und somit auch teuer. Die Autökologie der Taxa ist vielfach nicht ausreichend bekannt bzw. standardisiert indiziert. Es ergibt sich eine starke Abhängigkeit der Biozönose vom Salzgehalt (Salz als „Masterfaktor“). Von den eigentlich zu indizierenden Faktoren (z.B. Nährstoffe) sind die Artengemeinschaften in nicht genau bekanntem Maße abhängig. Dies bedingt eine derzeit unklare Funktion der Diatomeen als Indikatoren in

Marschengewässern. Weiterhin lassen sich im Kontext der EG-Wasserrahmenrichtlinie aus den Untersuchungen der Diatomeen kaum (zusätzliche) Erkenntnisse zu praktikablen Maßnahmen zur ökologischen Verbesserung der Wasserkörper gewinnen. Da für weitere drei Qualitätskomponenten (Fische, Makrozoobenthos und Makrophyten (i.e.S.)) Bewertungsverfahren vorliegen, die in Marschengewässern plausible Ergebnisse liefern, ergibt sich als Fazit der vorliegenden Untersuchungen, dass in nicht tideoffenen Marschengewässern für Diatomeen als Qualitätskomponente der EG-Wasserrahmenrichtlinie zukünftig kein Untersuchungsbedarf mehr besteht.

# 1 Einleitung

## 1.1 Allgemeines

Die Untersuchung der Diatomeen hat im Kontext der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) zum Ziel, einen Bewertungsbeitrag zur Einstufung des ökologischen Zustands / Potentials von Oberflächengewässern zu liefern. Die Diatomeen gehören zur Qualitätskomponente (QK) der benthischen Flora "Makrophyten & Phytobenthos", dem auch die höheren Wasserpflanzen, Armleuchteralgen, Wassermoose und Wasserfarne (als Makrophyten zusammengefasst) sowie (neben den Kieselalgen) das sonstige Phytobenthos (ohne Diatomeen) angehören.

Besondere Indikationseigenschaften haben die Makrophyten und das Phytobenthos inkl. Diatomeen in Binnengewässern u.a. im Hinblick auf die Trophiebedingungen des Wassers und des Sediments – sie können also vor allem als Indikatoren der anthropogen verursachten Eutrophierung genutzt werden. Für die Diatomeengemeinschaften sind insbesondere die Gewässerchemischen Eigenschaften besiedlungsbestimmend. Diatomeen indizieren dabei die Verfügbarkeit von Nährstoffen, insbesondere von ortho-Phosphat (u.a. SCHÖNFELDER 2015), die Beeinflussung durch Natriumchlorid, die Versauerung, aber auch die Intensität der Beschattung oder die periodische Austrocknung (u.a. KELLY 2013, VIRTANEN & SOININEN 2016). Aber auch der Silikatgehalt wirkt auf die Diatomeengemeinschaften. Sie unterscheiden sich in ihren Indikationseigenschaften insofern etwas von den anderen Qualitätskomponenten (u.a. Fische, Makrozoobenthos) bzw. den übrigen Makrophyten und können z.B. komplementär zum Makrozoobenthos eingesetzt werden (u.a. DOHET et al. 2008).

Verbesserungen sollen anhand des EG-WRRL-Monitorings ebenso nachgewiesen werden wie es ebenfalls gilt, mögliche Verschlechterungen rechtzeitig zu erkennen. Die Diatomeen wirken dabei generell als sensible Indikatoren, die Umweltzustände über längere Zeiträume integrieren und so z.B. gegenüber chemischen Einzelmessungen der genannten Gewässerparameter einen Vorteil bieten können.

SCHAUMBURG et al. (2005, 2012) weisen auf den Sonderstatus der Diatomeengemeinschaften von Marschengewässern hin, da in diesen Gewässern salztolerante und salzliebende Taxa und Charakterarten silikatisch und organisch geprägter Gewässer koexistieren können. Marschengewässer werden als überwiegend silikatisch (karbonatarm) eingestuft (vgl. u.a. SCHÖNFELDER 2015), mit

zunehmendem Einfluss des Meerwassers dürften sie aber eher den karbonatisch geprägten Gewässern zugehörig sein.

Proben aus Marschengewässern erweisen sich im Vergleich zu anderen norddeutschen Gewässertypen regelmäßig als überdurchschnittlich artenreich. Es treten neben limnischen und ubiquitären auch halophile (brackisch-marine) Taxa auf und der Bestimmungsaufwand ist hoch (u.a. SCHÖNFELDER 2015). Hinzu kommt, dass im für Binnengewässer entwickelten PHYLIB-Verfahren der Faktor Salinität stets im Zusammenhang mit anthropogenem Salzeintrag berücksichtigt wird (Halobienindex nach ZIEMANN et al. 1999); ein solcher Eintrag ist in den küstennahen, ausgesüßten Marschengewässern aufgrund insgesamt höherer Chloridkonzentrationen als im Binnenland oft nicht (unmittelbar) zutreffend. Darüber hinaus sind Wirkungen von Natriumchlorid u.a. auf die Trophieindizes bisher unzureichend bekannt.

Für die Bewertung von nicht tideoffenen, ausgesüßten Marschengewässern des LAWA-Subtyps 22.1 anhand der QK „Diatomeen“ mittels des Programms PHYLIB ist insofern bisher die Anwendung von Modifizierungen erforderlich, die von HOFMANN (2010) im Rahmen eines ersten Praxistests vorgeschlagen worden sind. Diese beziehen sich auf Gewässer mit einem HI < 15. Entsprechend NWLKN (2006) basieren diese Modifizierungen auf den Referenzartenlisten des Diatomeentyps D11; ein eigener Diatomeentyp „Marschengewässer D14“ wurde bisher für PHYLIB nicht definiert.

## 1.2 Ziel der vorliegenden Auswertungen

Ziel der vorliegenden Analysen ist es, die Aussagekraft und Sinnhaftigkeit von Untersuchungen und Bewertungen der benthischen Diatomeen in Marschengewässern im Sinne der EG-WRRL zu prüfen, um festzulegen, ob bzw. nach welchen Bewertungsvorgaben diese QK in Marschengewässern auch zukünftig betrachtet werden soll. Diese Fragestellung wurde in Norddeutschland auch durch die im Vergleich zu den Makrophyten und zum Makrozoobenthos häufig abweichenden Bewertungsergebnisse der Diatomeen in Marschengewässern hervorgerufen. Hinzu kommt, dass aufgrund hoher Anteile von salzliebenden Arten auch in ausgesüßten Marschengewässern oft nur ein geringer Anteil der untersuchten Proben bewertbar ist.

**Vor dem Hintergrund des EG-WRRL Monitorings soll versucht werden Aufschluss darüber zu erhalten, ob die Diatomeen als sinnvoll einzusetzende QK in Marschengewässern des Subtyps 22.1 herangezogen werden können oder ob zukünftig ein (weitgehender) Verzicht der Untersuchung der Diatomeen möglich erscheint.**

Es galt daher zu prüfen,

- (1) ob die bisherigen Bewertungsergebnisse der Diatomeen im LAWA-Gewässersubtyp 22.1 im Sinne eines „ökologischen Zustands“ gem. EG-WRRL plausibel sind (z.B., soweit vorliegend, im Vergleich zu chemischen Analyseergebnissen bzw. zu den Makrophyten). Hier ist auch der Frage nachzugehen, welcher Informationsgewinn (z.B. im klassischen Sinne von „Bioindikatoren“) durch die Untersuchung der Diatomeen im Vergleich zu reinen gewässerchemischen Analysen im Rahmen der chemischen Oberflächengewässerüberwachung (GÜN) ggf. erreicht werden kann;
- (2) welche Bedeutung der Faktor „Salzeinfluss“ auf die Diatomeengemeinschaften und deren Bewertung mit PHYLIB in den Gewässern des Subtyps 22.1 hat und ob dieser Faktor möglicherweise andere Einflüsse deutlich überprägt (vgl. HOFMANN 2010);
- (3) ob die vorliegende LAWA bzw. diatomeensoziologische Typisierung der Marschengewässer für Bewertungen gem. EG-WRRL ausreichend ist oder ob z.B. durch Gemeinschaftsanalysen Untereinheiten erkannt werden können [mittels deskriptiver Analysen und ggf. (multivariater) statistischer Verfahren];

## 2 Diatomeen-Probennahme in Marschengewässern

Während bei den übrigen Gewässertypen nach SCHAUMBURG et al. (2012) für Probenahmen ufernahe Stillwasserzonen zu meiden sind, erfolgt in den Marschengewässern des Subtyps 22.1 u.a. aufgrund der Gewässergröße und der durch Siel- und Schöpfwerke geregelten Abflusscharakteristik die Probennahme i.d.R. genau in diesen Bereichen.

Die Beprobung des Sediments in strömungsarmen Marschengewässern des Subtyps 22.1 kann, soweit sie bewatbar sind, durch Abnahme der oberen Sedimentschichten mit einem Löffel, Spatel o.ä. erfolgen. Alternativ können Saugvorrichtungen (große Spritzen o.ä.) oder Sedimentstechrohre eingesetzt werden. Hartsubstrat (Totholz, Steine, Faschinen usw.) kann mit einer Zahnbürste abgebürstet werden.

- (4) wie sich die Bewertungsergebnisse der Diatomeen im Vergleich zu den ebenfalls in Marschengewässern untersuchten Makrophyten verhalten und ob Muster in etwaigen Abweichungen erkennbar sind;
- (5) ob (i.S. von Ergänzung oder Widerspruch) und wie etwaige Abweichungen für die Diatomeen im Vergleich zu den anderen QK ausreichend stringent (i.S. von Aussagekraft und Zuverlässigkeit) interpretiert werden können;
- (6) ob die Ergebnisse der Untersuchungen der Diatomeen anhand von Indikationscharakteristika des Taxons ein verbessertes Verständnis der Gewässersituation in den Marschen ermöglichen (u.a. Ableitung von Belastungen) und
- (7) ob z.B. eine Ableitung von Maßnahmen oder die Ableitung sonstiger Entscheidungen für die Umsetzung der EG-WRRL zur Verbesserung der Gewässerzustände aus den Ergebnissen der Untersuchungen der Diatomeen möglich ist.

Es soll für Marschengewässer des Subtyps 22.1 soweit wie möglich herausgearbeitet werden, welche Stressoren durch die Diatomeen abgebildet werden können und wo die besonderen Indikationsfähigkeiten dieser Komponente v.a. im Vergleich zu den Makrophyten liegen. Im Rahmen des Marschengewässerprojektes ([www.Marschengewaesser.de](http://www.Marschengewaesser.de)) wurden u.a. als wesentliche Stressoren der aquatischen Lebensgemeinschaften in Marschengewässern Trübung, schwankende Wasserstände, Strukturarmut, natürlicher oder künstlicher Salzeinfluss und Nährstoffbelastungen vornehmlich aus der Landwirtschaft ermittelt.

In der Praxis benutzt man z.B. eine Bauschaufel (NLWKN 2006), da die Begehung der Marschengewässer aufgrund der steil abfallenden Ufer und des schlickigen Substrates oft problematisch ist. Mit Hilfe der Schaufel wird aus geringen Tiefen und möglichst strömungsberuhigten Bereichen die oberste Sedimentschicht abgehoben und vorsichtig zur Wasseroberfläche transportiert. Von dieser Schaufelprobe werden zur Entnahme einer Unterprobe mit einem Löffel die obersten Millimeter von dem nicht abgeschwemmten Bodensubstrat vorsichtig abgehoben und diese bis zur weiteren Behandlung in 70-prozentigen Alkohol überführt.

Nach NLWKN (2006) sind Proben aus den Frühjahrsmonaten artenreicher als Proben aus den Sommermonaten.

Insgesamt wird in der aktuellen Praxis an einer Messstelle Substrat kleinflächig abgenommen und/oder es werden – soweit vorhanden – Strichprobenartig möglichst

verschiedene Teile Harts substrat besammelt (KUNH, mdl. Mitt. 15.06.2015).

### 3 Bewertung von Diatomeengemeinschaften im Kontext der EG-WRRL

#### 3.1 Bewertungen nach PHYLIB

##### 3.1.1 Allgemeines

Nach SCHAUMBURG et al. (2012) erfolgt die Bewertung der Messstelle anhand der Diatomeenflora wie folgt: Die Gesamtbewertung des Teilmoduls Diatomeen erfolgt in PHYLIB durch Verschneidung der Module „**Artenzusammensetzung und Abundanz**“ und „**Nährstoffbewertung**“ zum  $DI_{\text{Fließgewässer}}$  (s.u.).

Für den ersten Parameter wird die prozentuale Summenhäufigkeit der an der Gewässerstelle präsenten Referenzarten (Ref%) ermittelt. Dabei wird zwischen Allgemeinen Referenzarten und Typspezifischen Referenzarten unterschieden.

**Allgemeine Referenzarten** (N = 442 Arten in Deutschland) umfassen oligotrophente, oligomesotrophente Arten. Es sind aber auch bezüglich der trophischen Situation euryöke Arten enthalten (SCHAUMBURG et al. 2012, S. 63).

Die meisten Arten weisen eine eindeutige geochemische Präferenz auf und lassen sich entweder dem silikatischen oder dem karbonatischen Arteninventar zuordnen; wenige Arten sind diesbezüglich indifferent.

**Typspezifische Referenzarten** sind nicht nur auf einen Gewässertyp beschränkt, und diese weit verbreiteten Taxa können auch im guten bzw. sehr guten Zustand individuenreich auftreten (SCHAUMBURG et al. 2012, S. 64).

„Die Bewertung erfolgt anhand der prozentualen Summenhäufigkeiten der an der Gewässerstelle präsenten Allgemeinen und 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.“ (SCHAUMBURG et al. 2012, S. 64).

Zusätzlich geht im Tiefland die **Diversität** der Gesellschaften in die Bewertung ein. Treten Massenvorkommen (> 40 %) einer typspezifischen Referenzart auf, so erfolgt in Abhängigkeit der Ausprägung des

Massenvorkommens eine Abwertung der Referenzartensumme.

Im Tiefland wird zur Bewertung der **Nährstoffsituation** in den Diatomeentypen 1 bis 12 der Trophie-Index (TI) von ROTT et al. (1999) herangezogen. Eine Ausnahme bildet der Diatomeen-Typ 13 (große Flüsse und Ströme des Norddeutschen Tieflandes), der mittels des Saprobie-Index (SI) nach ROTT et al. (1997) bewertet wird.

Zum Nachweis einer möglichen **Salzbelastung** in limnischen Gewässern hat sich der Halobienindex (HI) bewährt, der auf der Einteilung der Arten nach ihrem Vorkommen in verschiedenen Salinitätsbereichen basiert.

Halobienindizes um 0 kennzeichnen typische Süßgewässer, negative Indizes salzarme – zumeist elektrolytarmer und/oder saurer – 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. Überschreitet der Halobienindex in limnischen Gewässern einen Wert von 15 wird die ökologische Zustandsklasse, die aus der Gesamtbiokomponente ermittelt wurde, um eine Qualitätsklasse abgestuft.

In den salzbeeinflussten Diatomeentypen 14 und 15 hat der Halobienindex keine Gültigkeit. Für solche Gewässer (inkl. Marschengewässer) wurde das PHYLIB-Verfahren nicht entwickelt. In natürlich salzhaltigen, zum Beispiel durch Solequellen beeinflussten, Fließgewässern hat der Halobienindex ebenfalls keine Gültigkeit und entfällt als Bestandteil der Bewertung.

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 (SCHAUMBURG et al. 2012, S. 67).

### 3.1.2 Gesamtbewertung

Die Gesamtbewertung des Teilmoduls Diatomeen erfolgt durch Verschneidung der Module „Artenzusammensetzung und Abundanz“ und „Nährstoffbewertung“ zum DI<sub>Fließgewässer</sub> (SCHAUMBURG et al. 2012, S. 67).

In PHYLIB nicht bewertungsrelevant sind die Häufigkeiten von planktischen Taxa, das Vorkommen von Taxa der Roten Liste sowie die Heterogenität der Gesellschaft unter autökologischen Gesichtspunkten. Sie werden im PHYLIB-Tool als zusätzliche Information und Interpretationshilfe angegeben. Die mit dem Halobienindex indizierte Versalzung hat ergänzende Funktion und führt zu Abstufungen.

Ausschlusskriterien für eine Bewertung mit PHYLIB sind Anteile

- von aerischen Taxa  $\geq 5\%$ ,
- nicht determinierter Formen  $\geq 5\%$ ,
- und planktische Taxa  $\geq 5\%$ .

### 3.2 Bewertung von Diatomeengemeinschaften in Marschengewässern

Die EG-WRRL-Bewertung der Gewässer anhand der Diatomeen-Assoziationen erfolgt entsprechend NLWKN (2006) und HOFMANN (2010) auch für nicht tideoffene Marschengewässer mit dem Verfahren nach SCHAUMBURG et al. (2012) bzw. mit dem Bewertungstool PHYLIB.

Tideoffene Marschengewässer (LAWA Subtyp 22.2/22.3) können bisher nicht anhand der Diatomeen bewertet werden.

Nicht tideoffene Marschengewässer werden zwecks Bewertung in PHYLIB allgemein dem „silikatischen“ Diatomeentyp (Ausprägungsform) D 11.1 (oder D 11.2) zugeordnet (vgl. u.a. NLWKN 2006). Eine Bewertungsgrundlage eines für Marschengewässer eigenen Diatomeentyps 14 konnte bisher nicht erfolgreich in PHYLIB implementiert werden (vgl. SCHAUMBURG et al. 2005, NLWKN 2006). Nicht tideoffene Marschengewässer mit einem Halobienindex  $<15$  werden nach dem durch HOFMANN (2010) modifizierten Ansatz mit PHYLIB im Typ D 11.1/2 bewertet. Hierbei ist eine manuelle Korrektur der Referenzartensumme des Diatomeengewässertyps D 11.1 erforderlich, sofern die Artengemeinschaften die grundsätzlichen Voraussetzungen der Zustandsbewertung mittels PHYLIB erfüllen. Dabei wird der Dominanzwert von *Fragilaria famelia* var. *famelia* verringert und um die Summe der Dominanzwerte von

*Eunotia formica*, *Stauroneis legumen*, *S. phoenicenteron* s. str., *S. producta* und *S. smithii* var. *smithii* erhöht.

### 3.3 Bewertungsprobleme mit PHYLIB bei Diatomeengemeinschaften in Marschengewässern

Das Bewertungsverfahren PHYLIB wurde explizit für die Bewertung von limnischen Lebensräumen entwickelt; für brackige bis brackig-marine Assoziationen fehlen sowohl die Bewertungsgrundlagen als auch die Importmöglichkeiten (vgl. SCHÖNFELDER 2015).

Bewertungsprobleme in der aktuellen Version PHYLIB 4.1 sind z.T. **technisch** bedingt. So werden einige marine Arten (u.a. *Plagiogrammopsis vanheurckii*, *Plagiogramma staurorum*, *Campylosira cymbelliformis*), die an stärker salzbeeinflussten Messstellen im nennenswerten Umfang auftreten können, von PHYLIB 4.1 fälschlich als Centrales codiert und so zum Plankton gerechnet. Auch *Raphoneis amphiceros* und *Delphineis surirella* werden als rein planktisch eingestuft. Bei Vorkommen dieser Arten wird ab einem Planktonanteil von  $>2\%$  oder  $>5\%$  in PHYLIB die Ausgabe eines Bewertungsergebnisses und sämtlicher weiterer relevanter Metrics (inkl. Trophie- und Halobien-Index) verhindert (vgl. u.a. SCHÖNFELDER 2015).

Die Modifikationen von PHYLIB nach HOFMANN (2010) gelten für nicht salzbeeinflusste Marschengewässer mit einem Halobienindex  $<15$ . Sofern eine deutlichere **Salzbeeinflussung** vorliegt ist die Bewertung küstennaher, geogen oder anthropogen durch Salz beeinflusster Marschengewässer häufig nicht möglich. In küstennahen Bereichen kann es durch eindringendes salzhaltiges Grundwasser zu Versalzungen kommen oder aufgrund geogener Ursachen kann in Marschenböden enthaltenes Salz in die Gewässer gelangen. Abgesehen von diesen natürlichen Salzbeeinflussungen von Marschengewässern kann bei künstlicher Zuverserung aus den Ästuaren (in besonderer Intensität z.B. in der Wesermarsch praktiziert) oder aus dem Küstenbereich ebenfalls vermehrt Salz in die Gewässer gelangen. Eine solche anthropogen induzierte Salzbelastung ist EG-WRRL-relevant (auch in HMWB-Gewässern). Mit den Diatomeen ist eine Salzbelastung u.a. durch hohe Anteile halophiler Arten, die Herabstufung von Bewertungen durch das implementierte Malusssystem (s.u.) bis hin zum Ausfall von Bewertungen detektierbar. Eine Trennung von geogen und anthropogen bedingten Salzeinträgen ist allerdings nicht möglich.

Sofern der Halobienindex  $>15$  beträgt, erfolgt in PHYLIB eine standardisierte Abwertung des Bewertungsergebnisses um eine Stufe (Malusystem). In solchen Gewässern werden die Referenz-Artensummen der Süßwasserarten (limnische Arten des elektrolytarmer Typs D 11.1) von salztoleranten (halomesophilen) Brackwasserarten und salzsteten (halobionten), marinen Diatomeenarten stark zurückgedrängt. Eine solche Abwertung ist bei salzbeeinflussten Marschengewässern nicht zielführend, zumal der Anteil halobionter Diatomeen und damit der HI noch dadurch unterschätzt wird, dass marine Taxa nicht in PHYLIB indiziert sind. Auch hier wäre eine Modifikation des Bewertungsverfahrens PHYLIB erforderlich, um Einstufungen hinsichtlich des Salzgehaltes und in Folge plausible Bewertungen von Marschengewässern vornehmen zu können (vgl. u.a. SCHÖNFELDER 2015). HOFMANN (2014) emp-

fehlt, ab Anteilen von  $\geq 5\%$  Salzzeiger keine Bewertung mit PHYLIB vorzunehmen, sondern den Salzeinfluss anhand wasserchemischer Daten zu überprüfen.

**Hohe Anteile aerophiler Taxa** deuten auf amphibische Bedingungen hin. Auch dies verhindert eine Bewertung mit PHYLIB, sofern von dieser Gruppe  $\geq 5\%$  Anteil erreicht werden. Im Auricher und Braker Bereich wurden vereinzelt hohe Anteile aerophiler Taxa festgestellt (z.B. Marschtief). Möglicher Grund ist, dass die Gewässer Wasserstandsschwankungen aufgrund intensivem Wasserstandsmanagements aufweisen. In der Wesermarsch werden Gewässer u.a. aus Gründen der Grünlandbewirtschaftung oder zur Schaffung von Stauräumen regelmäßig und mehrmals im Jahr erheblich abgesenkt bis trockengefahren, um sie danach wieder zu fluten.

## 4 Zur Erstellung des vorliegenden Berichtes eingesetzte Methoden

Alle Auswertungen beziehen sich auf Diatomeendaten der Jahre 2009ff. Davor erhobene Daten wurden nicht berücksichtigt, u.a. weil eine taxonomische Unsicherheit vorliegt und die für Marschengewässer erforderlichen Bewertungswerkzeuge vor 2009 nicht zur Verfügung standen (u.a. HOFMANN 2010)

Die Bewertungsdaten wurden von den einzelnen beteiligten Betriebsstellen des NLWKN (STD, BRA-OL und AUR) aus der BOG-Datenbank mittels der Funktion „Hintergrundtabelle exportieren“ ausgelesen und in MS Excel gespeichert. Weitergehende Informationen zu den Bewertungsparametern aus PHYLIB wurden dazu kopiert und für die Analysen genutzt, soweit diese von den beauftragten Gutachterbüros in den einzelnen Jahresberichten bzw. entsprechenden Dateien zur Verfügung standen. Eigene Berechnungen mit PHYLIB wurden nicht durchgeführt, u.a. weil diese zusammen mit den nur manuell vorzunehmenden Modifikationen von HOFMANN (2010) sehr zeitaufwändig sind.

Für die Gemeinschaftsanalysen wurden die Gesamtdatensätze der Diatomeen im genannten Zeitraum für den Gewässersubtyp 22.1 aus dem BOG über die Funktion „Verbreitung“ exportiert.

Die Umweltparameter wurden aus den GÜN-Erhebungen und den das GÜN-Messnetz ergänzenden Erhebungen der NLWKN Labore zusammengestellt. Dabei wurden, sofern monatliche Messungen vorlagen, Jah-

resmittel errechnet und für die Analysen verwandt. Vereinzelt (LF) wurden auch Jahresmaxima berücksichtigt. Es wurden nur die Daten der Jahre herangezogen, in denen auch eine Diatomeenprobennahme erfolgt ist, u.a. weil bei den Diatomeen von einer schnellen Generationsfolge ausgegangen wird und sich so die Gemeinschaften schnell an sich ändernde abiotische Bedingungen anpassen.

Auswertungen erfolgten mit dem Programmen MS Word, MS Excel und PAST (HAMMER et al. 2001ff). Das Statistikprogramm PAST wurde für sämtliche statistischen Auswertungen (Korrelationen, Regressionen, multivariate Ordination) genutzt. Es werden  $r$ - (Maßkorrelationskoeffizient-) und  $p$ - (Wahrscheinlichkeits-) Werte angegeben. Bei exponentieller Regression gibt PAST keinen  $p$ -Wert an, sondern nur das Akaike Information Criterion (AIC), welches bei der Auswahl eines geeigneten Regressionsmodells hilft: Je geringer der AIC-Wert (in Abhängigkeit der Anzahl an Parametern), desto besser das Modell. Aus Gründen der Nachvollziehbarkeit wurde möglichst auf lineare Regressionen zurückgegriffen, sofern sich deren AIC-Wert nicht erheblich von denen exponentieller Modelle unterschied. Logarithmierte Parameter (um exponentielle Regressionen in lineare zu ändern) wurden aus Gründen der besseren optischen Nachvollziehbarkeit ebenfalls nicht verwendet.

## 5 Ergebnisse

### 5.1 Übersicht zu den Bewertungen der Diatomeen in Marschengewässern (Subtyp 22.1) der drei küstennahen Betriebsstellen des NLWKN seit 2009

#### Betriebsstelle Aurich

Zwischen 2009 und 2014 wurden 82 Untersuchungen durchgeführt. Bewertungen waren zu 56,1 % möglich (46 Proben). Die Bewertungsstufe „5“ trat weder nach PHYLIB noch nach PHYLIB & *expert judgement* (ej) auf. Doppelte Untersuchungen liegen im Dienstgebiet Aurich inzwischen von fast allen MST (Subtyp 22.1 = 43 MST) vor,

sechs MST wurden bisher nur einmalig untersucht, während zwei MST (38402195-Elisabethfehnkanal, 39422419-Bagbänder Tief West) bereits dreimal hinsichtlich der Diatomeen untersucht worden sind.

#### Betriebsstelle Brake-Oldenburg

In den Jahren 2009 bis 2013 wurden 31 Marschengewässer des Subtyps 22.1 hinsichtlich der Diatomeen untersucht. Während PHYLIB an 18 MST Ergebnisse errechnete, wurden nach PHYLIB & ej aufgrund des Vorkommens hoher Anteile an Salzzeigern oder/und aerischer Arten nur 10 MST abschließend bewertet.

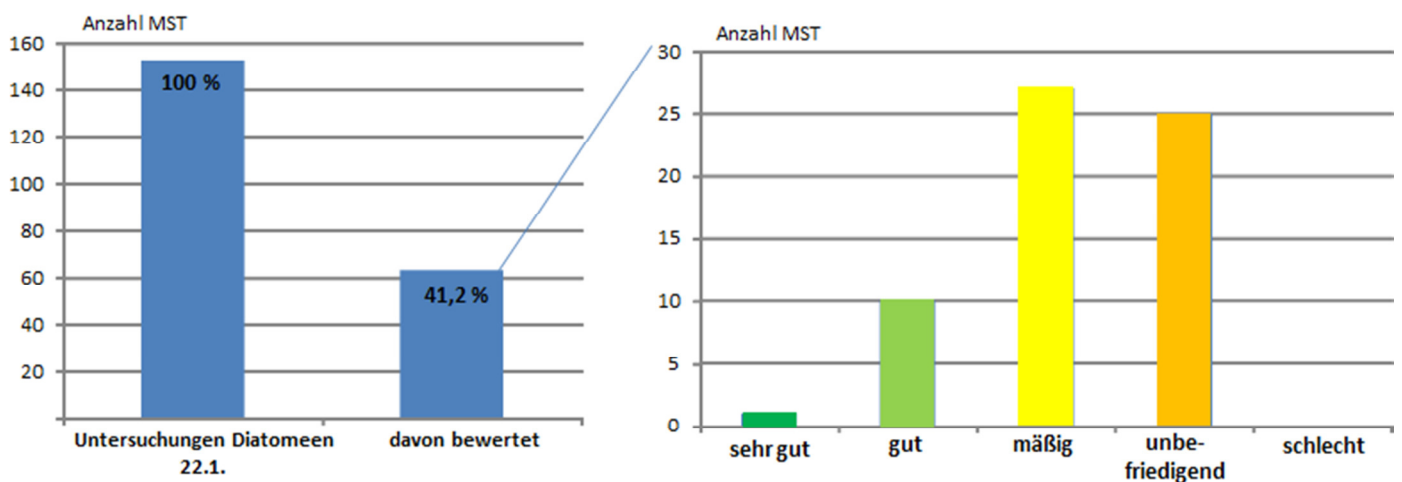


Abbildung 1: Übersicht zur Anzahl vorliegender Diatomeenproben aus Marschengewässern des Subtyps 22.1, der bewerteten Proben und der Bewertungsergebnisse der Diatomeen.

#### Betriebsstelle Stade

Im Zeitraum 2009 bis 2013 wurden 40 Proben hinsichtlich der Diatomeen untersucht. An den sieben (17,5 %) bewerteten MST traten die Bewertungsstufen 1, 2 und 5 nicht auf. Doppelte Untersuchungen lagen für zwei MST (jeweils 2009 und 2012: 49872057-Lune-Stotel und 59922184-Hadelner Kanal-Bülkau) vor. Drei Untersuchungen gab es im Dienstgebiet Stade von einer MST (2009 und 2x 2012: 59942100-Medem-Otterndorf)

Summarisch wurden somit seit Vorliegen des Bewertungsansatzes von HOFMANN (2010) in den Jahren 2009 bis 2014 in den drei NLWKN-Betriebsstellen Stade, Brake-Oldenburg und Aurich 153 Proben hinsichtlich der Diatomeenassoziationen untersucht. Durch *expert judgement* abgesicherte Bewertungen liegen für 63 Proben (41,2 %) vor (Abbildung 1). Die Diatomeen-Bewertungen ergeben im Mittel die Bewertungsstufe „3 – mäßig“<sup>1</sup>.

<sup>1</sup> Alle nachfolgenden Auswertungen sind ohne die Diatomeendaten des Jahres 2013 (n=20) der Betriebsstelle Brake-Oldenburg durchgeführt worden, da die abschließenden Daten hierfür nicht zeitnah vorlagen. Bei nachträglicher Sichtung auch dieser 20 Datensätze ergaben sich zu den im Folgenden aufgeführten Aussagen keine neuen oder abweichenden Erkenntnisse.

## 5.2 Vergleichende Betrachtungen der (Teil-)Komponenten

### 5.2.1 Vergleich der Bewertungen Makrophyten vs. Diatomeen

Im Vergleich zu den Potenzial-Bewertungen der Makrophyten mittels des für Marschengewässer (Subtyp 22.1) entwickelten Bewertungswerkzeugs BEMA (BRUX et al. 2009) sind die Bewertungen der Diatomeen mit PHYLIB (modifiziert nach HOFMANN 2010) (hoch) signifikant besser ( $n = 52$  MST;  $p < 0,01$ ; Man-Whitney-U-Test) (Abbildung 2).

Für sechs der 52 Parallelbewertungen liegt der Fall vor, dass die Diatomeen gemäß dem „one-out, all-out“-EG-WRRL-Prinzips die „worst-case“ Teilkomponente sind (11,5 %). Dieser Fall tritt auf, wenn die MPH mit „3“ und in einem Fall mit „2“ bewertet wurden. Die entsprechenden Diatomeenassoziationen wurden mit „4“ eingestuft. Ansonsten sind die Bewertungen der Diatomeen gleich ( $n = 15$ ; 28,8 %) oder besser ( $n = 31$ ; 59,6 %). Hierbei traten in 13 Fällen (25 %) Abweichungen um mindestens zwei Wertstufen auf (Abbildung 3).

In diesem Zusammenhang ist hervorzuheben, dass die Bewertungen der Makrophyten in den Gewässern des Subtyps 22.1 mittels des BEMA-Verfahrens bereits aus-

schließlich für das Potenzial erfolgen. Das zur Diatomeenbewertung verwendete PHYLIB-Verfahren bewertet hingegen ausschließlich den Zustand.

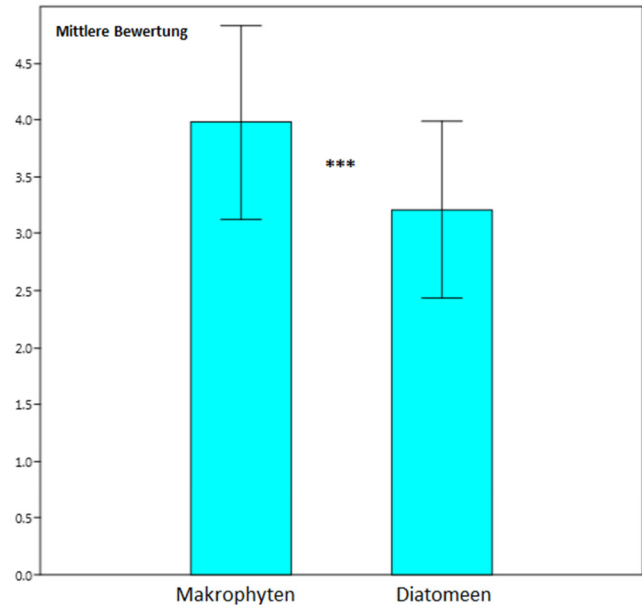


Abbildung 2: Vergleich der mittleren Potenzial-Bewertungen der Makrophyten und der mittleren Zustands-Bewertungen der Diatomeen (\*\* $p < 0,01$ ).

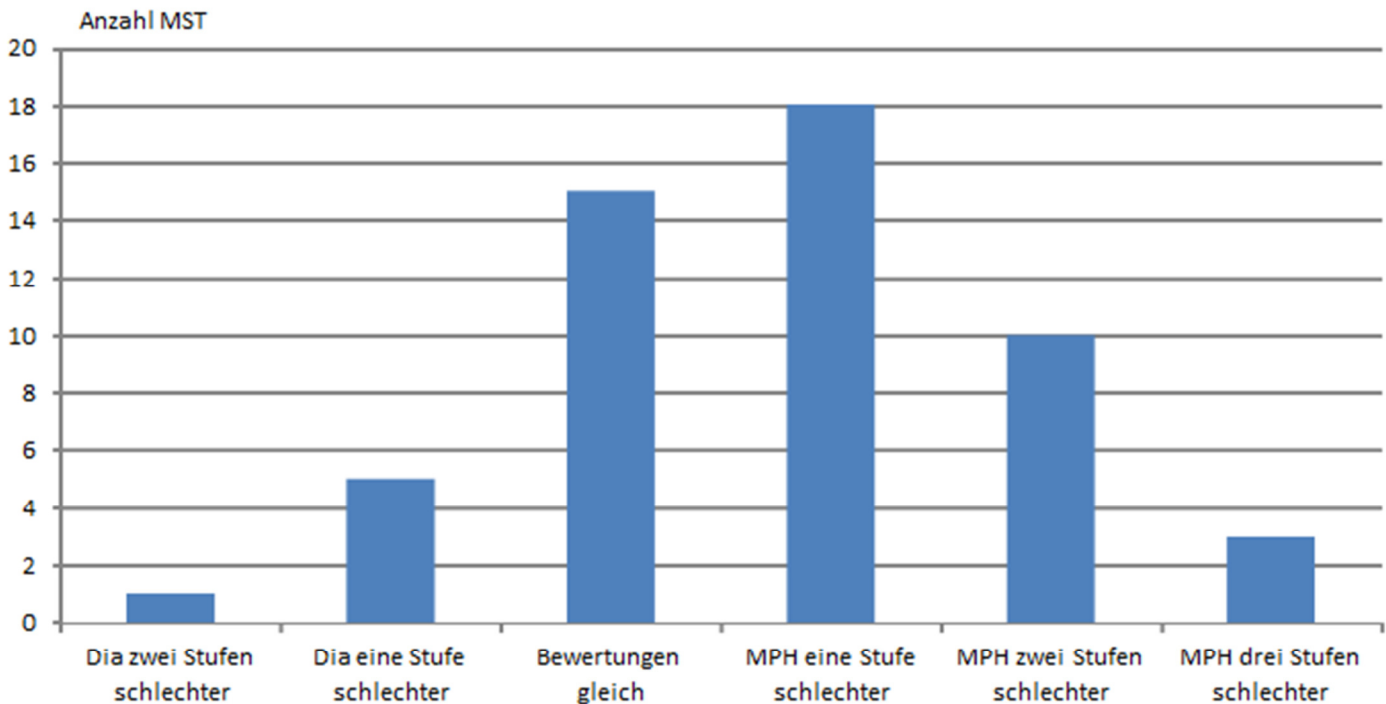


Abbildung 3: Vergleich der Potenzial-Bewertungen der Makrophyten und der Zustands-Bewertungen der Diatomeen.



## 5.2.2 Diatomeen als *worst-case* (Teil-) Komponente

Abgesehen von den Makrophyten und den Diatomeen werden in den Marschengewässern des Subtyps 22.1 im Rahmen des EG-WRRL-Monitorings auch das Makrozoobenthos und die Fische als relevante Qualitätskomponenten untersucht. Da für die Fische leider keine (zeitparallelen) Einzelbewertungen vorliegen, wird nachfolgend untersucht, wie sich die Diatomeenbewertungen in das Bewertungsspektrum der Makrophyten und des Makrozoobenthos einfügen.

Die Bewertungen der Qualitätskomponenten erfolgen für das Makrozoobenthos (MZB) mit dem Marschengewässer Benthos Index (MGBI) und für die Makrophyten mit dem Bewertungsverfahren Makrophyten für nicht tideoffene Marschengewässer (BEMA) jeweils ausschließlich im Potenzial. Die Diatomeen werden hingegen mittels PHYLIB (verändert nach HOFMANN 2010) im Zustand bewertet.

Ein Vergleich der einzelnen Bewertungsergebnisse kann je MST nur für ein einzelnes Untersuchungsjahr

erfolgen, da in diesen Datensätzen die Bewertungsergebnisse von Makrophyten und Diatomeen noch nicht verschnitten wurden zu einer Gesamtbewertung „Makrophyten“. Beim Vorliegen mehrerer MST in einem Wasserkörper sind bei einer solchen jahresweisen Betrachtung auch keine Verschnidungen der Ergebnisse von den einzelnen MST durch Expertenwissen erforderlich.

Aus dem Gesamtdatensatz entfernt werden die Proben, bei denen eine Bewertung der Diatomeengemeinschaften nicht möglich war („BNM“, n = 80; 60 % der 133 Proben; vgl. hierzu nachfolgendes Kapitel).

Insgesamt liegen für 49 Untersuchungen Ergebnisse für alle drei Qualitätskomponenten aus einem Jahr vor (Abbildung 4). In zwei Fällen (4 %) sind die Diatomeen die schlechteste (Teil-) Komponente: MST „93512730-Wirde“ im Jahr 2011 und MST „37922115-Stapelmoor“ im Jahr 2014. In Wirde wurde das PHYLIB-Ergebnis (ergänzt nach HOFMANN 2010) für die Diatomeen fachgutachterlich per *expert judgement* von „3“ auf „4“ abgewertet.

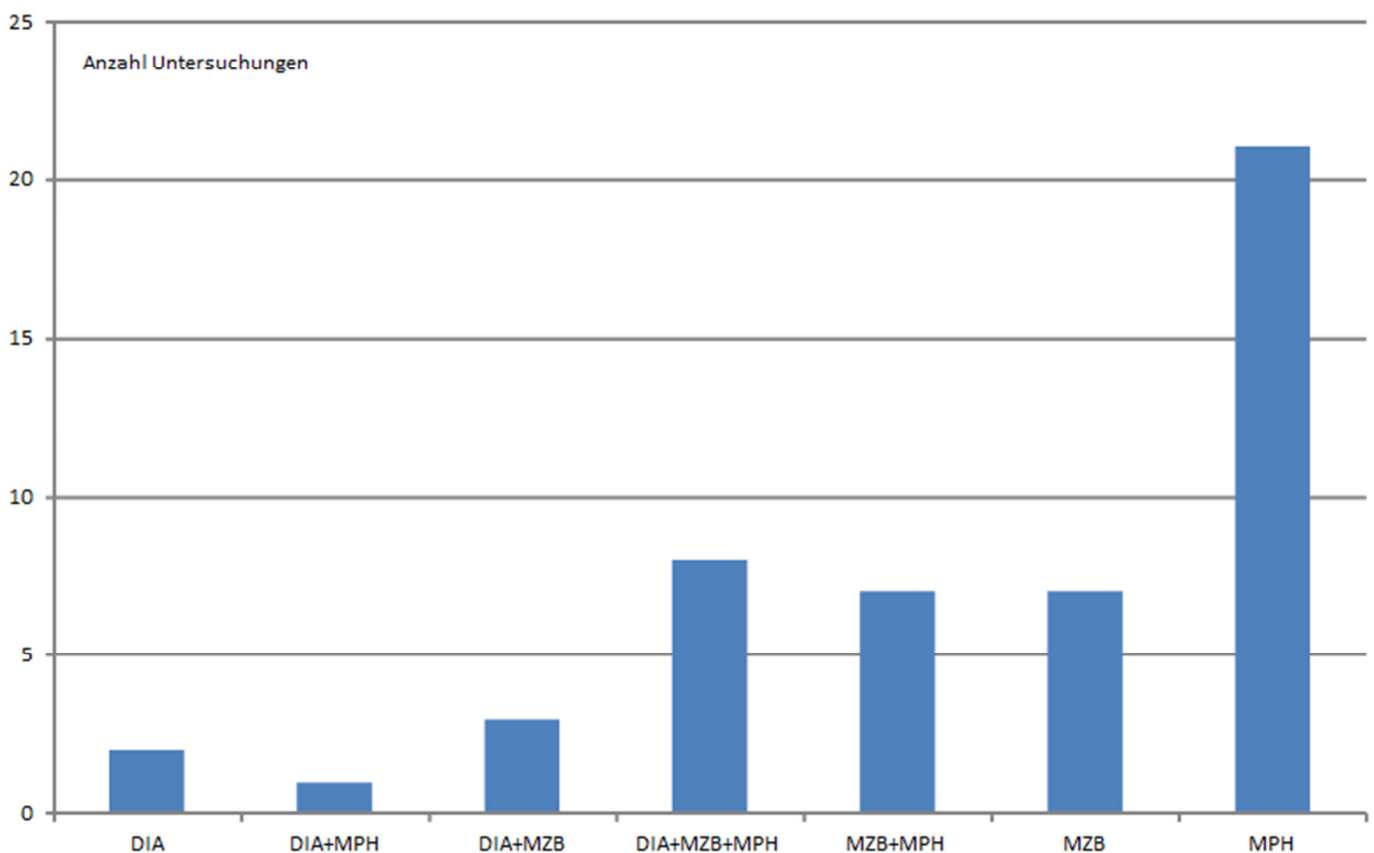


Abbildung 4: Vergleich der Potenzial-Bewertungen der Makrophyten, des Makrozoobenthos und der Zustands-Bewertungen der Diatomeen.

Einmal waren MPH und Diatomeen gemeinsam die schlechteste Komponente (2014: 39892623-Mittelhaus), in drei Fällen waren MZB und Diatomeen gemeinsam bewertungsbestimmend (2009: 93712810-Dornum-Altensiel, 2011: 93712810-St. Georgiwold, 2012: 49872110-Stotel-Nord).

Bei acht Untersuchungen (16 %) waren die Bewertungen aller drei Komponenten identisch.

In sieben Untersuchungen waren MZB und MPH gemeinsam bewertungsbestimmend. Das Makrozoobenthos war in sieben Untersuchungen *worst-case*-Komponente und die Makrophyten bestimmten in 21 Fällen (42,8 %) das Bewertungsergebnis als schlechteste der drei untersuchten Komponenten.

Insofern waren die Diatomeen bei 35 Bewertungen (71,5 %) nicht als *worst-case*-Komponente am Endergebnis der Bewertung des Wasserkörpers „beteiligt“.

### 5.3 Bewertungen mit dem Ergebnis „Bewertung nicht möglich“

Insgesamt liegen bisher aus niedersächsischen Marschengewässern 80 Proben (60 % der 133 Proben) vor, bei denen eine Bewertung der Diatomeenassoziationen nicht möglich war. Z.T. wurden die Proben fachgutachterlich als „BNM“ eingestuft, da durch PHYLIB Abwertungen aufgrund eines HI >15 um eine Bewertungsstufe erfolgt sind, die fachlich für Marschengewässer nicht relevant sind.

In den entsprechenden Gutachten der beauftragten Büros fanden sich Angaben zu Halobienindices (n = 61), zum Anteil planktischer Taxa (n = 52) und zu den Anteilen aerophiler Taxa (n = 43).

Von den 61 seitens der Gutachter gelieferten **Halobienindices** für die nicht bewerteten Proben waren 43 (70,5 %) >15. Damit ist ein Halobienindex >15 das wichtigste Ausschlusskriterium für Diatomeenbewertungen in Marschengewässern. In zwei Fällen gab es Überschneidungen mit erhöhten Anteilen planktischer Taxa (>5 %-Kriterium), und in vier Fällen waren aerische Taxa in erhöhtem Umfang (>5 %) in den Proben.

Hinsichtlich der **planktischen Taxa** trat in 18 Proben (entspricht 34,6 %; n = 52) eine Überschreitung des nach PHYLIB kritischen Anteils von 5 % auf.

Bei den **aerischen Taxa** wurde in neun Proben (20,9 %; n = 43) eine Überschreitung des 5 %-Kriteriums ermittelt.

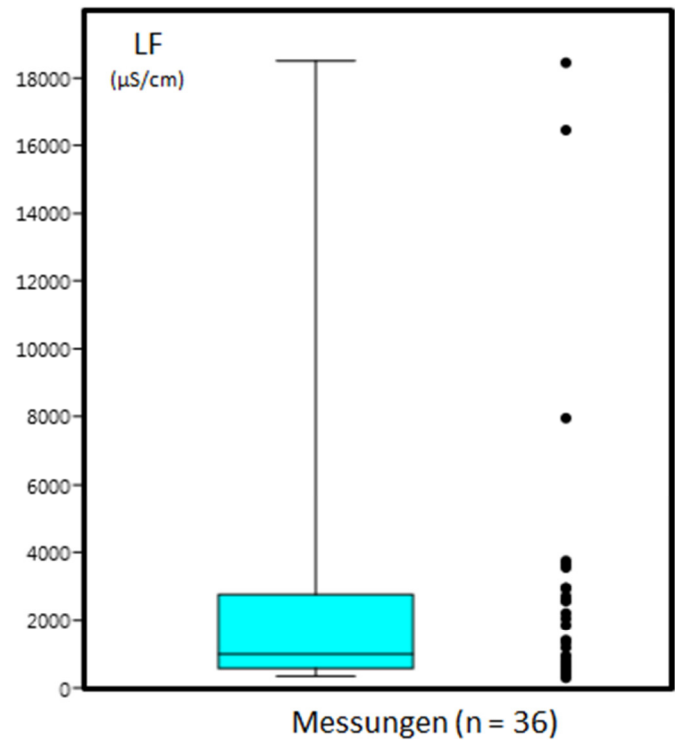


Abbildung 5: Im Freiland gemessenen Leitfähigkeiten der 36 Gewässer mit nicht bewertbaren Diatomeenproben aufgrund eines Halobienindex >15.

Zu den 61 angegebenen Halobienindices >15 lagen für 36 MST Werte zu im Freiland gemessenen Leitfähigkeiten vor (Jahresmittel oder Einzelmessungen im Untersuchungsjahr). Hier ergibt sich ein Durchschnittswert von 2540 µS/cm, ein Median von 1111 µS/cm und ein Range zwischen 345 µS/cm, bis 18500 µS/cm (Abbildung 5).

Für 18 nicht bewertete Proben mit einem HI >15 lagen die gemessenen/gemittelten Leitfähigkeitswerte (LF-Werte) unter 1000 µS/cm. Diese wären also fachlich für Marschengewässer eher als unauffällig/ausgesüßt eingestuft worden. Für fünf Proben lag der Leitfähigkeitswert zwischen 1000 bis 2000 µS/cm und in 13 Gewässern waren im Untersuchungsjahr (mittlere) Werte über 2000 µS/cm gemessen worden.

Für 22 Proben mit einem HI >15 lagen zehn bzw. zwölf Messungen der Leitfähigkeit im Jahresgang vor. Die im Jahresgang gemittelten LF-Werte lagen zwangsläufig unter den Maximalwerten (Abbildung 6).

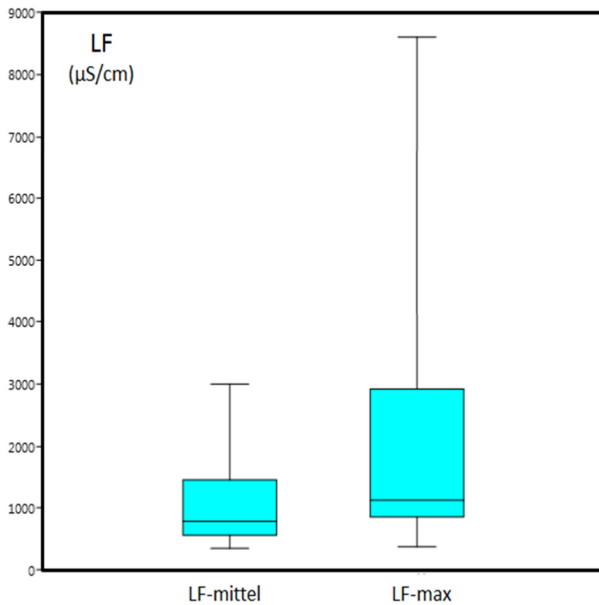


Abbildung 6: Box-Plot der mittleren und maximalen Leitfähigkeit von 22 nicht bewertbaren Proben mit einem HI >15.

Für neun dieser 22 Proben mit einem HI >15 lagen die maximalen gemessenen Leitfähigkeitswerte (LF-Werte) unter 1000 µS/cm, wären also fachlich für Marschengewässer eher als unauffällig/ausgesüßt eingestuft worden. Für fünf Proben lag der Leitfähigkeitswert zwischen 1000 bis 2000 µS/cm und in acht Gewässern waren im Untersuchungsjahr (mittlere) Werte über 2000 µS/cm gemessen worden.

Für die 22 Proben ergibt sich eine signifikante ( $p < 0,01$ ) Korrelation ( $r = 0,73$ ) zwischen den max. Lf-Werten und dem ermittelten HI (Abbildung 7).

Von elf MST (Tabelle 1) lagen jeweils mindestens zwei Erfassungen der Diatomeen vor, die jeweils mit „BNM“ bewertet wurden (insgesamt 23 Proben). Ursächlich für die nicht erfolgte Bewertung war für 17 Proben ein HI >15, in zwei Proben hohe Anteile planktischer Taxa (>5 %) und

einmal das Vorkommen mariner Arten. Zu drei Proben lagen keine Angaben vor.

Für 16 MST lagen jeweils zwei Proben vor, wobei eine Probe nicht bewertet werden konnte (BNM). Mindestens zehn dieser bewerteten Proben erlangten einmal das Ergebnis „mäßig“ oder besser: die jeweils bewertete Probe wurde 1x mit „sehr gut“, 5x mit „gut“, 4x mit „mäßig“ und 6x mit „unbefriedigend“ bewertet. Ursächlich für die „BNM“-Einstufung der zeitlich versetzten Parallelprobe war für sieben Proben ein HI >15, für drei Proben ein Anteil aerophiler Taxa >5 % und in zwei Fällen Anteile planktischer Taxa >5 %. Für vier dieser nicht bewertbaren Proben ist die Ursache nicht in den Gutachten genannt.

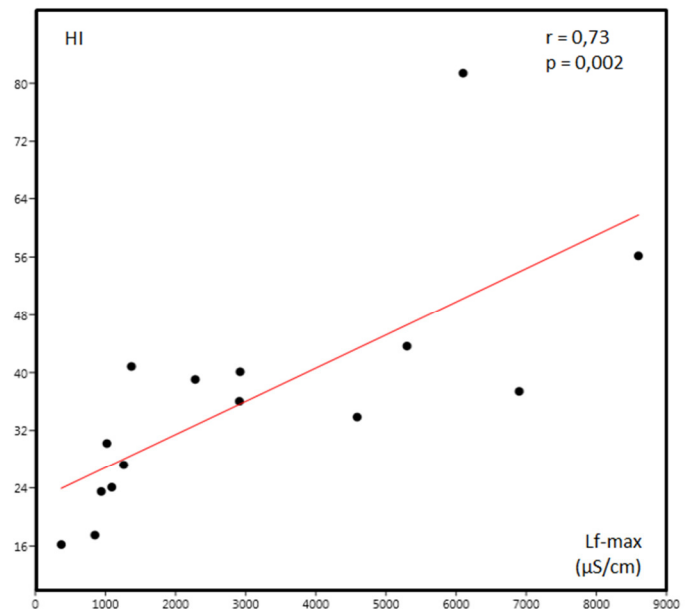


Abbildung 7: Korrelationsanalyse zwischen den maximal gemessenen LF-Werten des Untersuchungsjahres und dem ermittelten HI der 22 nicht bewertbaren Proben.

Tabelle 1: MST mit mindestens zwei nicht bewertbaren Erfassungen der Diatomeen (insgesamt 23 Proben).

Gewässer	BST	Messstelle	Jahr
Muhder Sieltief	AUR	Kloster Muhde	2011, 2014
Coldeborger Sieltief	AUR	Coldeborg	2011, 2014
Ditzum-Bunder Sieltief	AUR	Ditzum	2011, 2014
Wymeerer Sieltief	AUR	Charlottenpolder	2009, 2012
Altes / Neues Greetsieler Sieltief	AUR	Greetsiel	2009, 2012
Knockster Tief Unterlauf	AUR	Buntelsweg	2009, 2012
Hadelner Kanal	STD	Bülkau	2009, 2012
Medem	STD	Otterndorf	2009, 2012 <sup>2x</sup>
Marschtief	AUR	Neegrobeer	2011, 2014
Norder Tief/Galgentief	AUR	Norden-Ekel	2011, 2014
Harle	AUR	Carolinensiel	2011, 2014

## 5.4 Interannuelle Differenzen / natürliche Veränderlichkeit der Qualitätskomponente

Für 15 MST lagen jeweils mindestens zwei bewertete Proben vor; in zwei Fällen lagen drei bewertete Proben vor. Im Mittel wurden die Proben mit „3 – mäßig“ bewertet.

Zweimal kam es zu einer Abweichung um zwei Wertstufen, acht Messwertpaare schwankten um eine Wert-

stufe und sieben Messwertpaare (40 %) wurden in zwei Untersuchungsjahren gleich bewertet.

Führt man für diese 17 Messwertpaare eine Korrelationsanalyse des bewertungsrelevanten Diatomeenindex DI (= EQR) durch – in dem im Gegensatz zu den Bewertungen keine Veränderungen durch expert judgement einfließen – so ergibt sich eine relativ breite Streuung und somit kein signifikanter Zusammenhang (Abbildung 8).

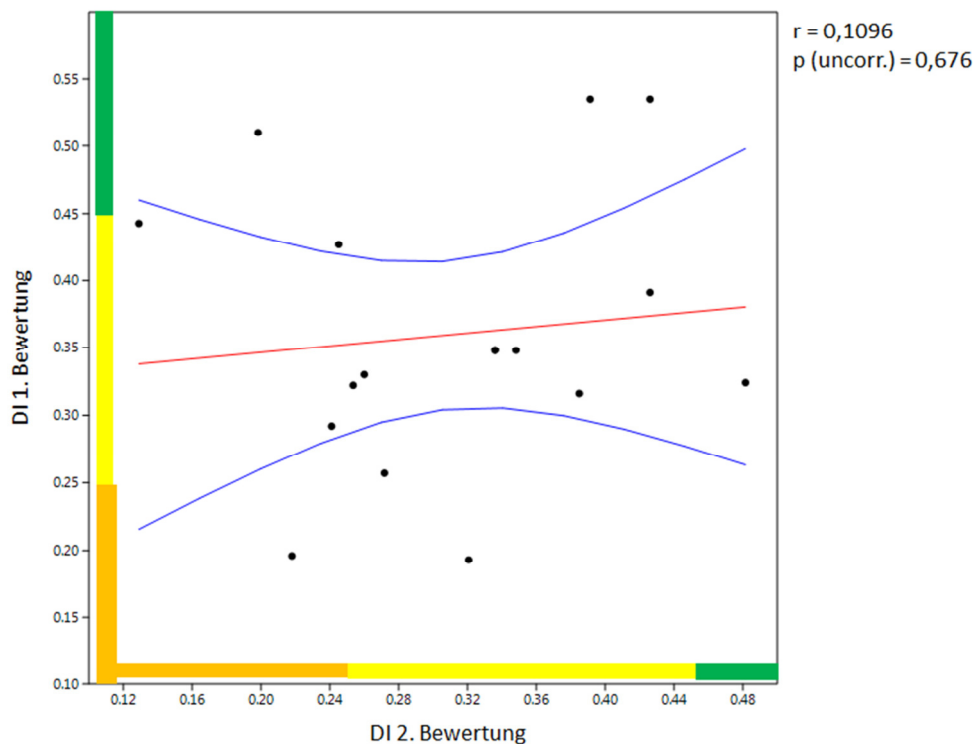


Abbildung 8: Korrelationsanalyse des bewertungsrelevanten Diatomeenindex DI für 15 MST mit mindestens zwei bewerteten Diatomeen-Proben.

## 5.5 Bewertungsrelevante Metrics der Diatomeen in Marschengewässern

### 5.5.1 Trophie-Index (TI)

Im Tiefland wird in PHYLIB mit Ausnahme der Gewässer des Typs 13 (große Flüsse und Ströme des Ndt. Tieflandes), zur Bewertung der Nährstoffsituation der Trophie-Index von ROTT et al. (1999) herangezogen (Tabelle 2). Hohe TI-Werte ergeben geringe Werte des Diatomeen-Index (DI) nach PHYLIB und damit schlechtere Bewertungsergebnisse.

Die Trophieindizes (TI) unterliegen in Marschengewässern erheblichen Unterschieden. So wurden 2014 in den bewerteten Auricher Marschengewässern TI Werte zwischen 1,94 (Breinermoorer Sieltief) bis 3,04 (Stapelmoorer Sieltief) ermittelt (vgl. SCHÖNFELDER 2015).

Für alle Proben aus Marschengewässern des Subtyps 22.1 mit Angaben zum TI (n = 102) liegt der Mittelwert bei TI = 2,91 (eu-polytrophes Niveau, „mäßiger“ Zustand nach PHYLIB). 74,5 %, also  $\frac{3}{4}$  der Proben, erreichen dabei einen TI von  $\geq 2,7$ , was einem mäßigen oder schlechteren Zustand entspricht. Ähnlich hohe TI-Werte wurden schon in NLWKN (2006) errechnet.

Tabelle 2: Indexbereiche für das Bewertungsmodul „Trophie-Index“ (TI) in PHYLIB (Trophie-Index nach ROTT et al. (1999) (aus SCHAUMBURG et al. 2005, Tabelle 21). Marschengewässer des Subtyps 22.1 werden dem Diatomeentyp D11 zugeordnet.

Diatomeen-Typ	Typ*	Geomorphologischer Typ	Ökologischer Zustand				
			1	2	3	4	5
			Trophie-Index nach ROTT et al. (1999)				
Norddeutsches Tiefland							
11	-	Silikatische FG mit EZG $\leq 1000 \text{ km}^2$	$\leq 1,8$	1,9-2,6	2,7-3,1	3,2-3,3	$\geq 3,4$

Bemerkenswert ist in diesem Zusammenhang insgesamt, dass die PHYLIB-Klassengrenzen für alle Gewässertypen so ausgelegt sind, dass PHYLIB grundsätzlich bis zum eutrophen Zustand (TI < 2,7) eine „gute“ Gewässerbewertung für den TI ausgibt und erst ab einem eu-polytrophen Zustand (TI  $\geq 2,7$ ) den Trophie-Zustand als „mäßig“ oder schlechter bewertet (SCHWIEGER, schriftl. 2015). Dies gilt auch für Marschengewässer.

Leitfähigkeitswerte an den Probestellen (jährliche Mittel oder Einzelmessungen) und die TI Werte der Diatomeenassoziationen sind exponentiell miteinander korreliert (n = 75 Proben; TI mittel = 2,92, LF mittel = 1504,67  $\mu\text{S/cm}$ ) (Abbildung 9).

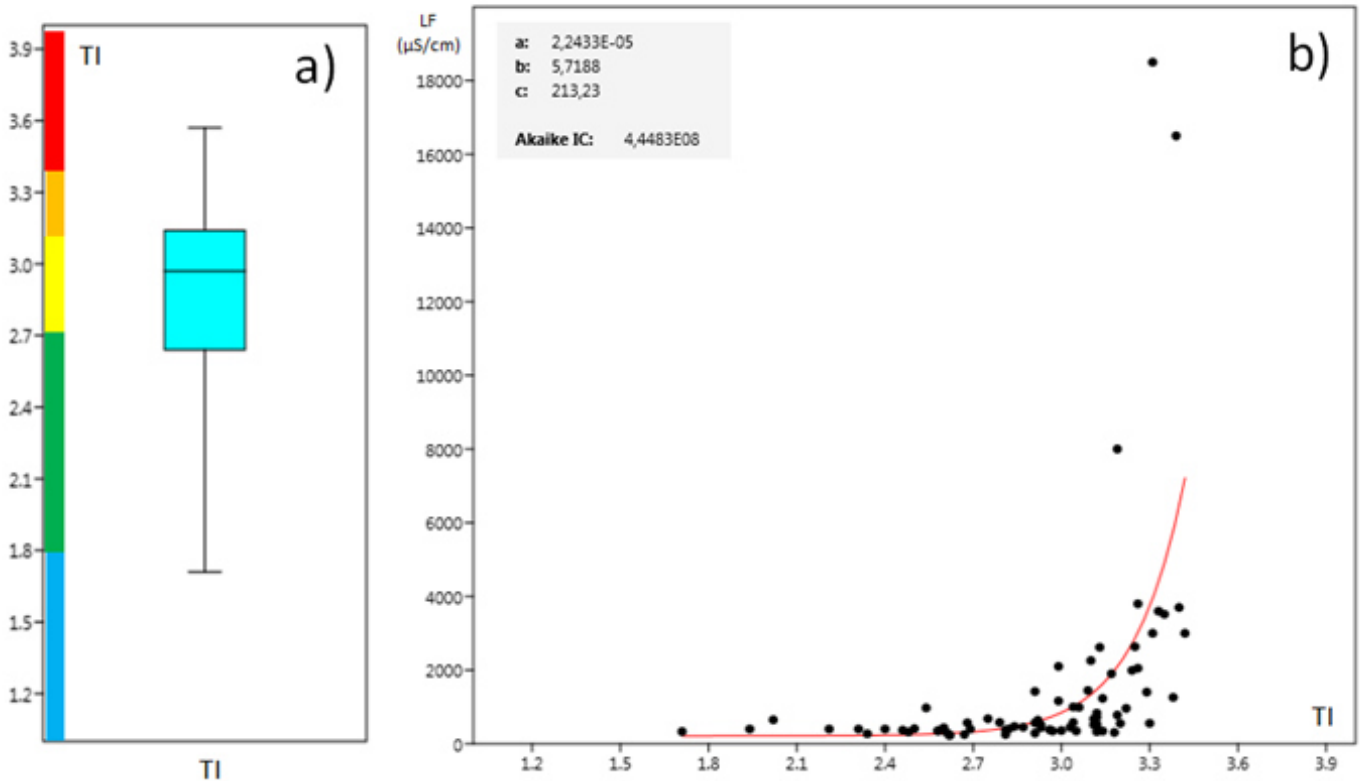


Abbildung 9: *Box-Plot* der TI-Werte der Diatomeenassoziationen (links; Wertstufen farbig dargestellt entlang der y-Achse) und Korrelation der Leitfähigkeitswerte an den Probestellen (jährliche Mittel oder Einzelmessungen) mit den TI Werten (rechts).

Hinsichtlich der im Rahmen des GÜN-Monitorings untersuchten Nährstoffe (O-PO<sub>4</sub>, Ges-P, Ges-N) ergeben sich relativ geringe (vgl. jeweils die r-Werte), aber signifikante Korrelationen des TI mit dem O-PO<sub>4</sub> und Ges-P. Korrela-

tionen des TI mit dem Ges-N lassen sich nicht erkennen. Hingegen ist der Chloridgehalt (Cl), wie schon die Leitfähigkeit, mit dem TI exponentiell korreliert (Abbildung 10 a bis 11 d).

Somit ist hier eine Überlagerung von Einflüssen unterschiedlicher Nährstoffgehalte bzw. des Faktors „Salz“ (LF, Cl) auf den TI-Wert, der durch die Nährstoffe (O-PO<sub>4</sub>,

Ges-P (und Ges-N)) bestimmt werden sollte, offensichtlich.

Weiterhin korreliert der TI signifikant positiv mit dem pH-Wert und den HCO<sub>3</sub> Werten (Abbildung 12).

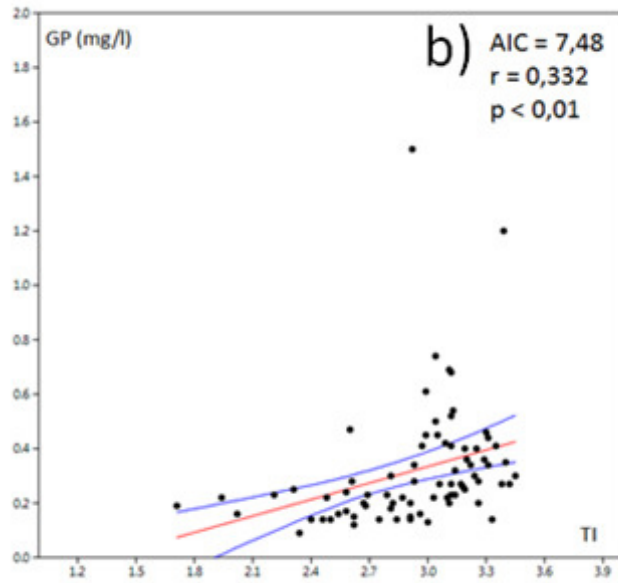
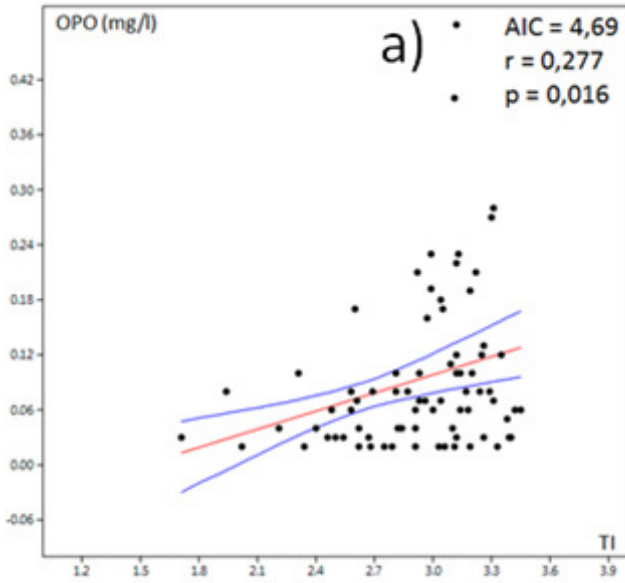


Abbildung 10: Korrelationen des TI mit dem Gehalt an O-PO<sub>4</sub> (links) und Ges-P (rechts).

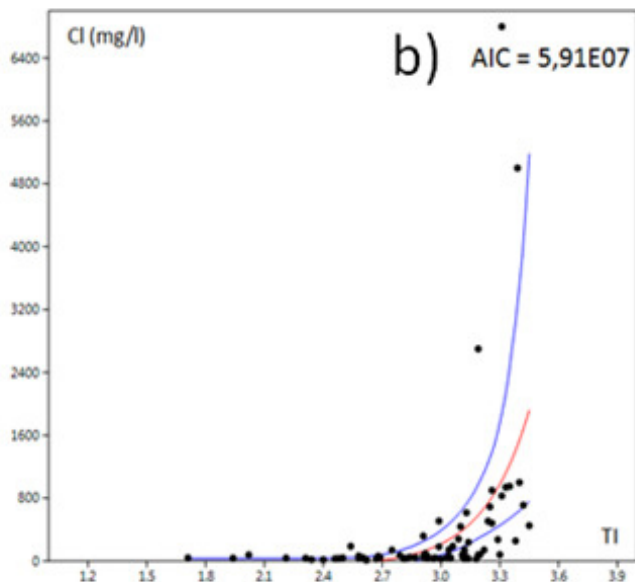
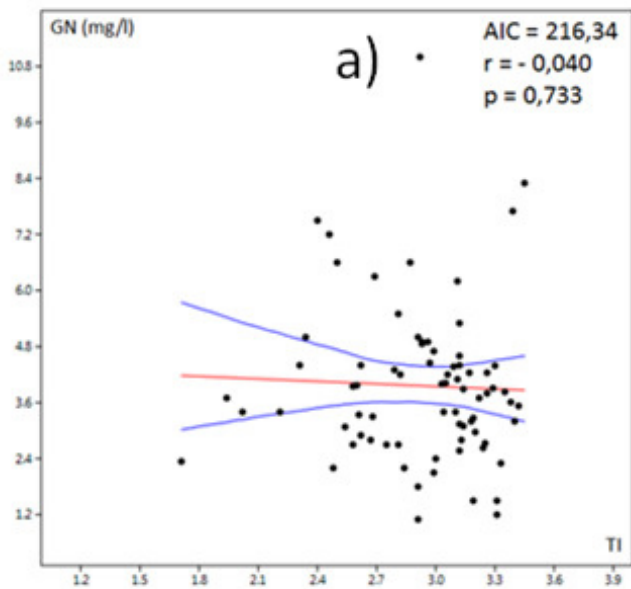


Abbildung 11: Korrelationen des TI mit dem Gehalt an Ges-N (links) und Chlorid (rechts).

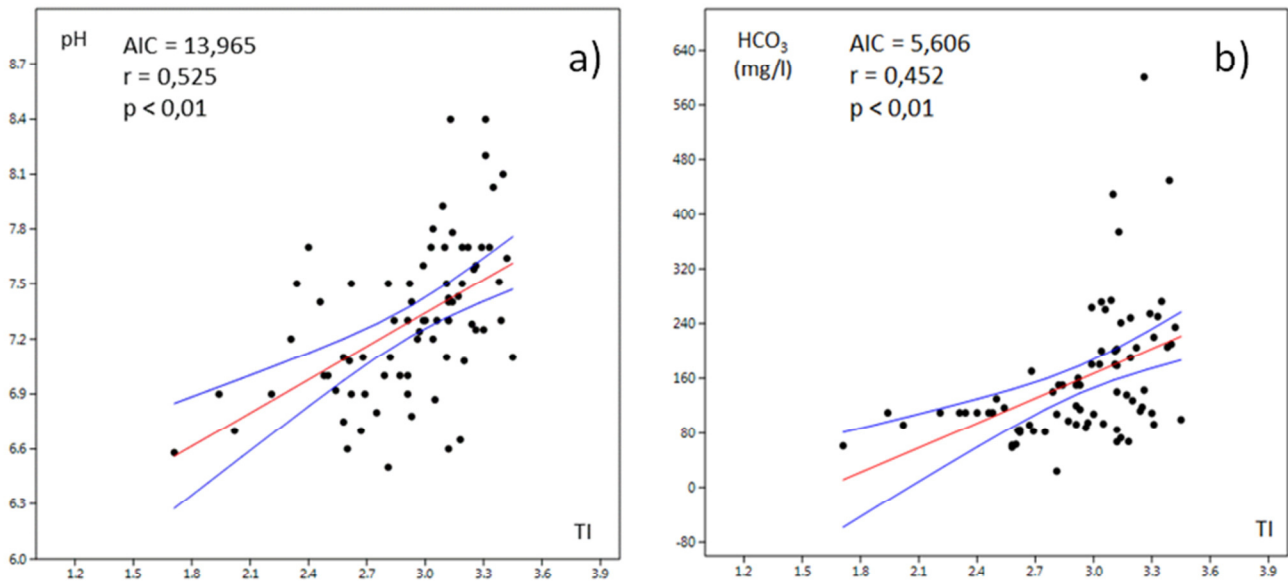


Abbildung 12: Korrelationen des TI mit dem pH-Wert (links) und dem HCO<sub>3</sub>-Gehalt (rechts).

## 5.5.2 Abundanzsumme der Referenzarten

Die (relativen) Abundanzsummen der Referenzarten (RAS %) können in Marschengewässern erhebliche Unterschiede aufweisen. So wurden im Auricher Dienstgebiet 2014 Werte zwischen 81,7 % (Breinermoorer Sieltief) bis 13,58 % (Stapelmoorer Sieltief) für die bewertbaren Gewässer ermittelt (entspricht den gleichen Gewässern wie beim Trophie-Index!). Die Schwankungsbreite der Referenzartensumme aller Proben, zu denen Angaben vorlagen, ist Abbildung 13 zu entnehmen. Maximal wurden in den Gewässern des Subtyps 22.1 82,15 % Referenzarten festgestellt, minimal 0,47 %. Der Mittelwert liegt bei 23,59 % Referenzartenanteil, ist also eher gering und entspricht einem „unbefriedigenden“ Zustand (Tabelle 3). Insgesamt 49 Proben (= 62 %) erreichen einen Referenzartenanteil von ≤ 26 %, werden über diesen Index also mit „mäßig“ oder schlechter bewertet.

Niedrige Summen der Referenzarten sind in Marschengewässern korreliert mit erhöhten Halobiendizes und niedrigen pH-Werten (Abbildung 14). Die Referenzarten des (eigentlich) elektrolytarmen Gewässertyps D 11

werden bei Salzbeeinflussung zunehmend unterdrückt (vgl. SCHÖNFELDER 2014a).

Tabelle 3: Übersicht zu den Summen der Referenzarten im Bewertungsmodul „Artenzusammensetzung und Abundanz“ (aus SCHAUMBURG et al. 2005, Tabelle 19).

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

Insgesamt ergeben sich auch aufgrund der niedrigen Abundanzsummen der Referenzarten geringe Werte des Diatomeen-Index (DI) nach PHYLIB und damit schlechtere Bewertungsergebnisse (vgl. Kap. 5.6).

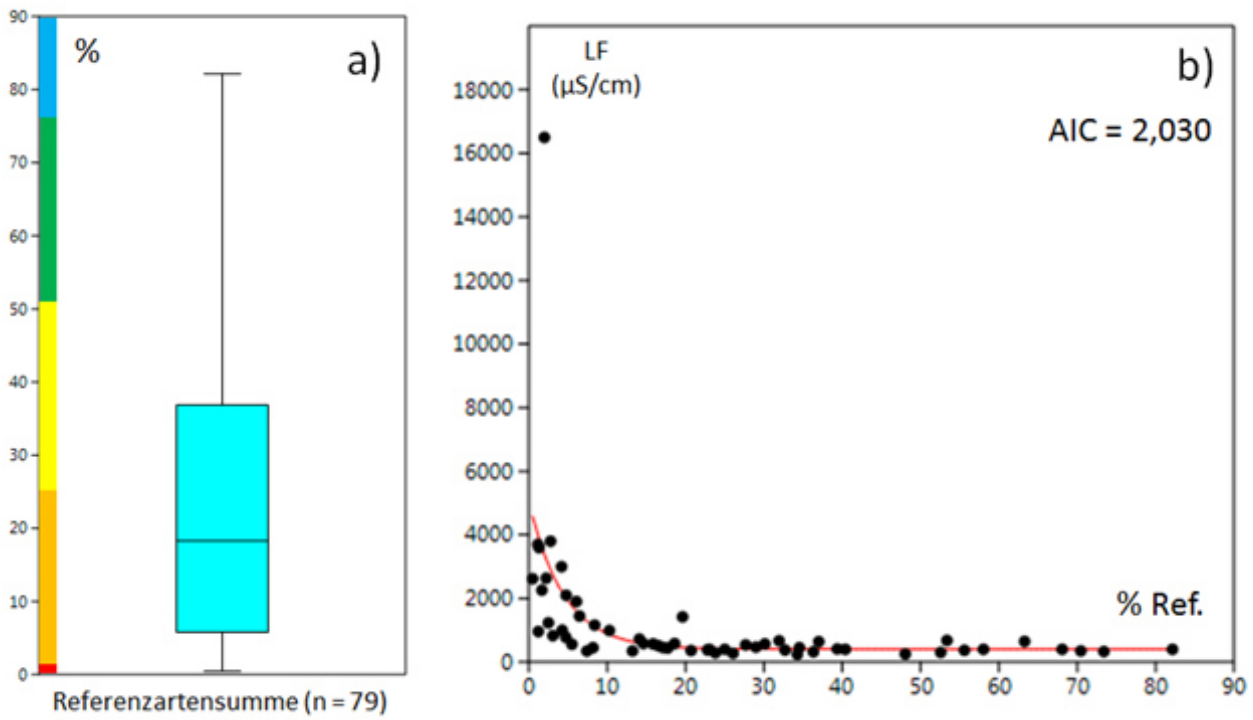


Abbildung 13: *Box-Plot* zu den Abundanzsummen der Referenzarten (RAS %) (links; Wertstufen farbig dargestellt entlang der y-Achse) und Korrelation der RAS% mit der LF in Marschengewässern.

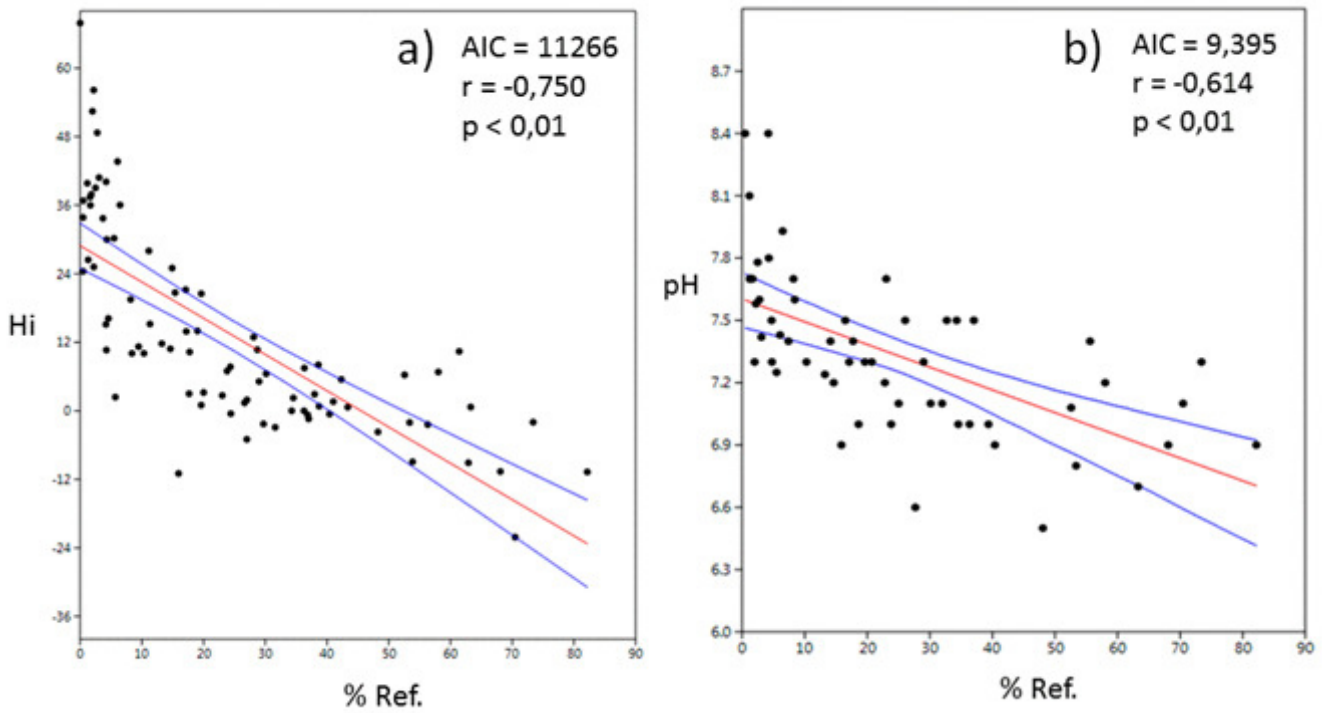


Abbildung 14: Korrelation der Summen der Referenzarten mit dem Halobienindex (links) und dem pH-Wert (rechts).



### 5.5.3 Halobienindex (HI)

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. Ergebnisse des HI gehen in PHYLIB nicht direkt in das Modul Diatomeen (DI) und insofern auch nicht in die Bewertung der Diatomeen ein. Es handelt sich um eine ergänzende Metric, mittels der Belastungen erkannt werden können. Der HI ist allerdings nicht typspezifisch definiert, unterscheidet sich also nicht für Marschengewässer von anderen Gewässertypen (s.o.).

Problematisch ist dabei allerdings, dass in PHYLIB viele der marin benthischen Diatomeen-Arten keine Berücksichtigung finden; sie sind also u.a. für den Halobienindex nicht codiert. Dies führt u.a. zu einer Unterschätzung des Halobienindex in PHYLIB, sofern es sich um salzbeeinflusste Marschengewässer handelt (SCHÖNFELDER 2013).

Von 109 diesbezüglich auswertbaren Proben zeigen 63 Proben (= 57,8 %) mit einem HI  $\geq 10$  einen Salzeinfluss der untersuchten Messstelle an. Dieser Anteil an salzbeeinflussten Marschengewässern ist damit deutlich höher als er in vorgehenden Auswertungen festgestellt wurde (8 %; vgl. NLWKN 2006).

Insgesamt lagen für 100 Proben genaue Angaben zum HI vor (Abbildung 15). Der Median (10,35) und Mittelwert (14,37) liegen relativ hoch, nach SCHAUMBURG et al. (2012) schon im erhöhter Salzbereich (= +10 bis +30; n = 35 Proben). Werte >30 signalisieren mäßige Versalzung (15 Proben) und Werte > 50 Zonen starker Versalzung (vier Proben).

Weitergehende Auswertungen für den HI waren anhand von 76 Proben möglich. Es ergaben sich signifikante Korrelationen des HI mit der durchschnittlichen bzw. maximal

gemessenen Leitfähigkeit des Untersuchungsjahres (Abbildung 16). Allerdings war die Anordnung der Messpunkte entlang der Regressionsgerade weniger deutlich, als erwartet wurde.

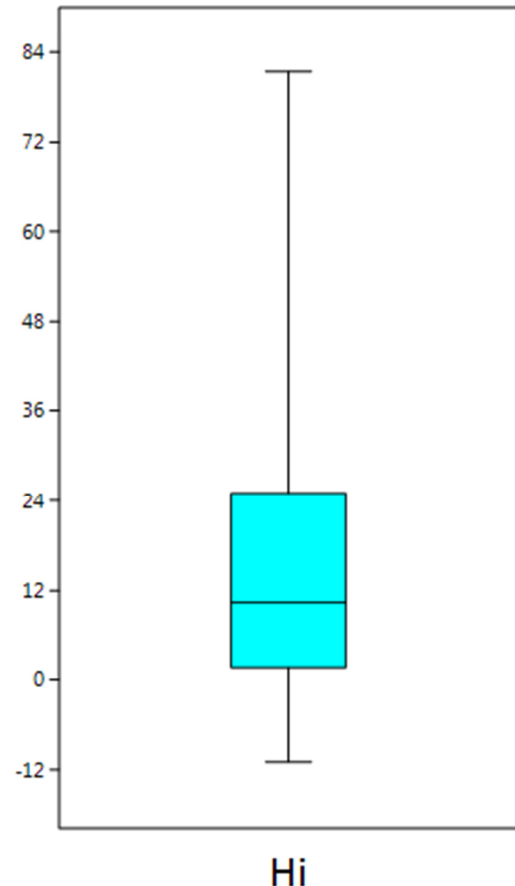


Abbildung 15: *Box-Plot* zum Halobienindex in Marschengewässern (n = 109 Proben).

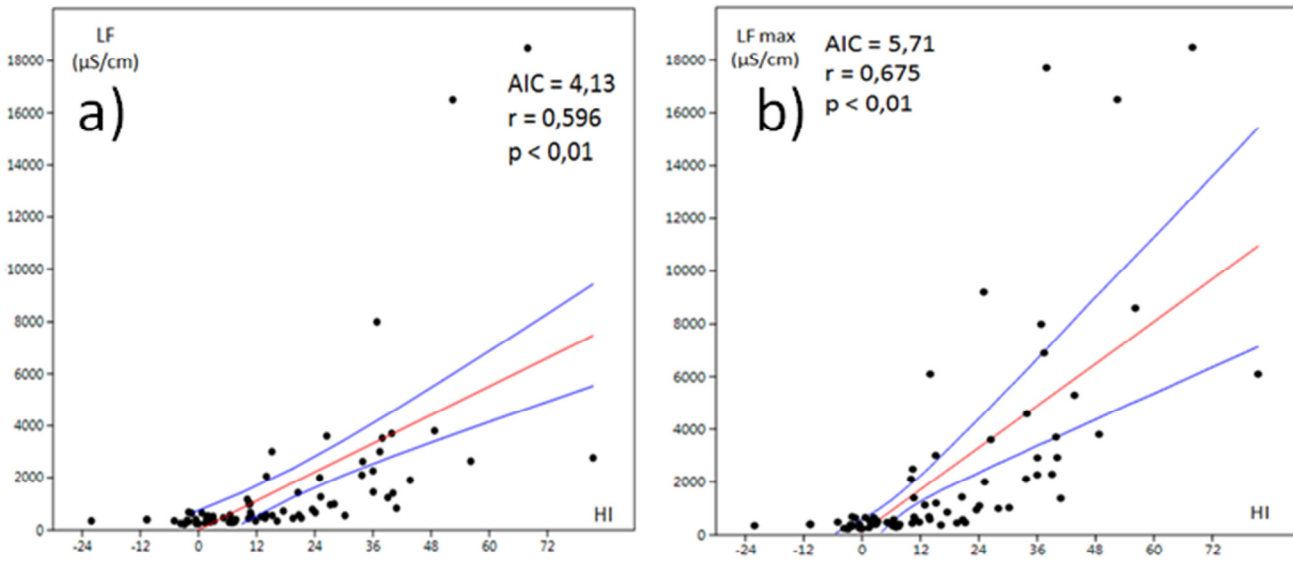


Abbildung 16: Korrelationen des HI mit der durchschnittlichen (links) bzw. maximal (rechts) gemessenen Leitfähigkeit.

Abgesehen vom Chlorid, als wesentlicher Salz-Bestandteil, ergaben sich zu den Nährstoffen (O-PO<sub>4</sub>, Ges-P, Ges-N)

keine signifikanten Korrelationen des HI (Abbildung 17, Abbildung 18).

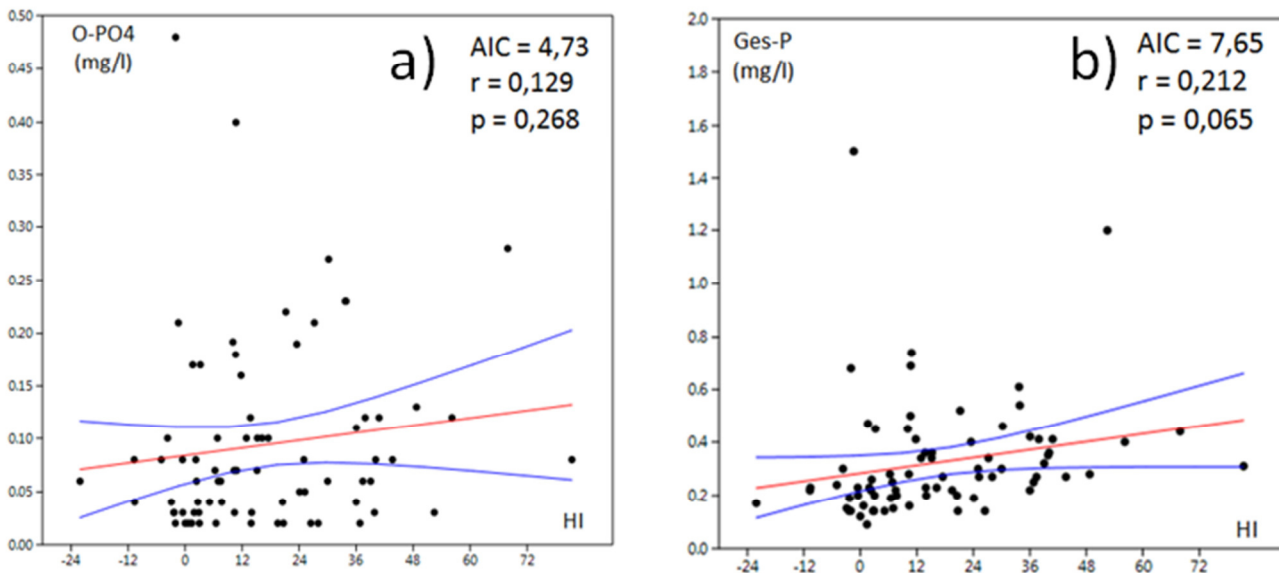


Abbildung 17: Korrelationen des HI mit dem Gehalt an O-PO<sub>4</sub> (links) und Ges-P (rechts).

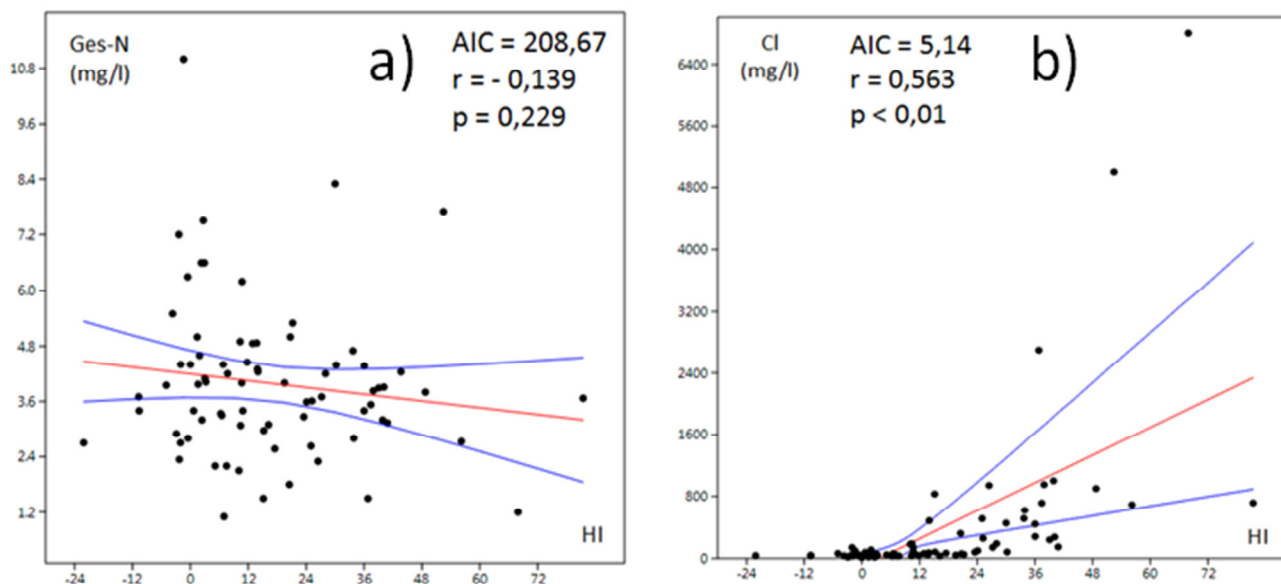


Abbildung 18: Korrelationen des HI mit dem Gehalt an Ges-N (links) und Chlorid (Cl) (rechts).

Für den HI waren insgesamt 30 interanuelle Vergleiche für einzelne MST möglich. Die mittlere Differenz des HI der mindestens zweimal untersuchten MST liegt bei 9,74. Sechs Messstellen zeigten Differenzen von >15. Für fünf dieser Messstellen sind schwankende Salzeinflüsse insofern plausibel, als dass sie in unmittelbarer Nähe zu Siel-/Schöpfwerken liegen, von denen aus u.U. während der Sielzüge salzhaltiges Wasser eingedrungen ist, Undichtigkeiten der Sieltore vorhanden sind oder Zuwässerungen stattgefunden haben könnten. Die vorliegenden wasserchemischen Untersuchungsdaten zeigen allerdings überwiegend nur eher geringe Differenzen zwischen den Untersuchungsjahren: (I.) Knockster Tief Unterlauf (Diff.= 239  $\mu\text{S/cm}$ ), (II.) Breinermoorer Sieltief (170  $\mu\text{S/cm}$ ), (III.)

Neuharlinger Sieltief (642  $\mu\text{S/cm}$ ), (IV.) Fehntjer Tief (148  $\mu\text{S/cm}$ ) und (V.) Dornumersielier Tief (279  $\mu\text{S/cm}$ ).

Etwas abweichend sind die Ergebnisse (VI.) für den Elisabethfehn-Kanal zu interpretieren: Hier treten aufgrund des vorhandenen stark moorigen Wassers negative HI-Werte auf (-3,7 bzw. -22,12). Es handelt sich also um Unterschiede im Bereich sehr geringer Leitfähigkeiten, die zwischen den Untersuchungsjahren nur um 99  $\mu\text{S/cm}$  schwankten (251  $\mu\text{S/cm}$  bzw. 350  $\mu\text{S/cm}$ ).

Signifikant positive Korrelationen ergeben sich zwischen dem HI und dem pH-Wert sowie dem  $\text{HCO}_3^-$ -Gehalt (Abbildung 19). Höhere HI-Werte treten also unter neutralen bis leicht alkalischen Bedingungen auf.

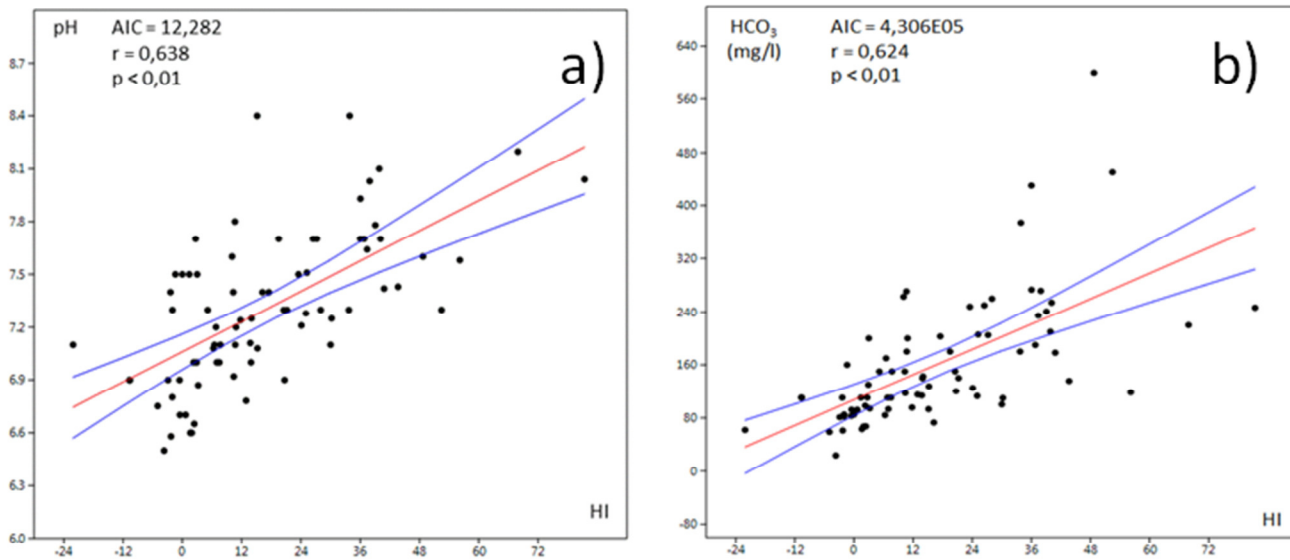


Abbildung 19: Korrelationen des HI mit dem pH-Wert (links) und dem HCO<sub>3</sub>-Gehalt (rechts).

### 5.6 Diatomeenbewertung (DI) und Umweltfaktoren

Für die Bewertungen mit PHYLIB werden im Diatomeentyp 11 der Trophie-Index und die Referenzartensumme

umgerechnet (Gleichung 8 & 9) und durch einfache Mittelwertbildung zum „Gesamtmodul Diatomeen“ (DI; SCHAUMBURG et al. 2012, S. 68; Gleichung 11; Abbildung 20) verrechnet und die Bewertungsstufen (Tabelle 4) festgelegt.

**Gleichung 8:** Umrechnung der Referenzartensumme

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

$M_{ASR}$ : Modul Abundanzsumme Referenzarten  
 $RA_i$ : Abundanz der Referenzart  $i$   
 $n$ : Gesamtzahl der in einer Probe vorhandenen allgemeinen und typspezifischen Referenzarten

**Gleichung 9:** Umrechnung des Trophie-Index (Diatomeentypen 1 bis 12)

$$M_{TI} = 1 - ((TI - 0,3) / 3,6)$$

$M_{TI}$ : Modul Trophieindex  
 $TI$ : berechneter Trophie-Index

**Gleichung 11:** Berechnung des DI<sub>FG</sub> für die Diatomeentypen 1 bis 12

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

$M_{ASR}$ : Modul Abundanzsumme Referenzarten  
 $TI$ : berechneter Trophie-Index

Abbildung 20: Berechnung des Gesamtmoduls Diatomeen DI (aus SCHAUMBURG et al. 2012).

Tabelle 4: Bewertung des ökologischen Zustandes anhand des DI – Bewertungsstufen (aus SCHAUMBURG et al. 2005, Tabelle 24).

Diatomeentyp	Diatomeen-indizierter ökologischer Zustand				
	1	2	3	4	5
11	1 ≥ 0,67	0,66 ≥ 0,43	0,42 ≥ 0,24	0,23 ≥ 0,08	0,07 - 0

Damit wird deutlich, dass Referenzartensumme und Trophie-Index die entscheidenden Metrics für das Bewertungsergebnis sind. Die Referenzartensumme ist negativ mit dem pH-Wert („je höher die Referenzartensumme, desto saurer“) und dem HI korreliert. Der Trophie-Index ist positiv („je höher der Parameter, desto höher der TI und desto schlechter die Bewertung“) mit der LF (& Cl) und

den Gehalten O-PO<sub>4</sub>, Ges-P und HCO<sub>3</sub> korreliert. Auch mit dem pH-Wert ist der TI positiv korreliert.

Die Bewertungsergebnisse der Diatomeengemeinschaften (DI) sind negativ exponentiell mit der Leitfähigkeit und dem Chlorid-Gehalt korreliert (Abbildung 21).

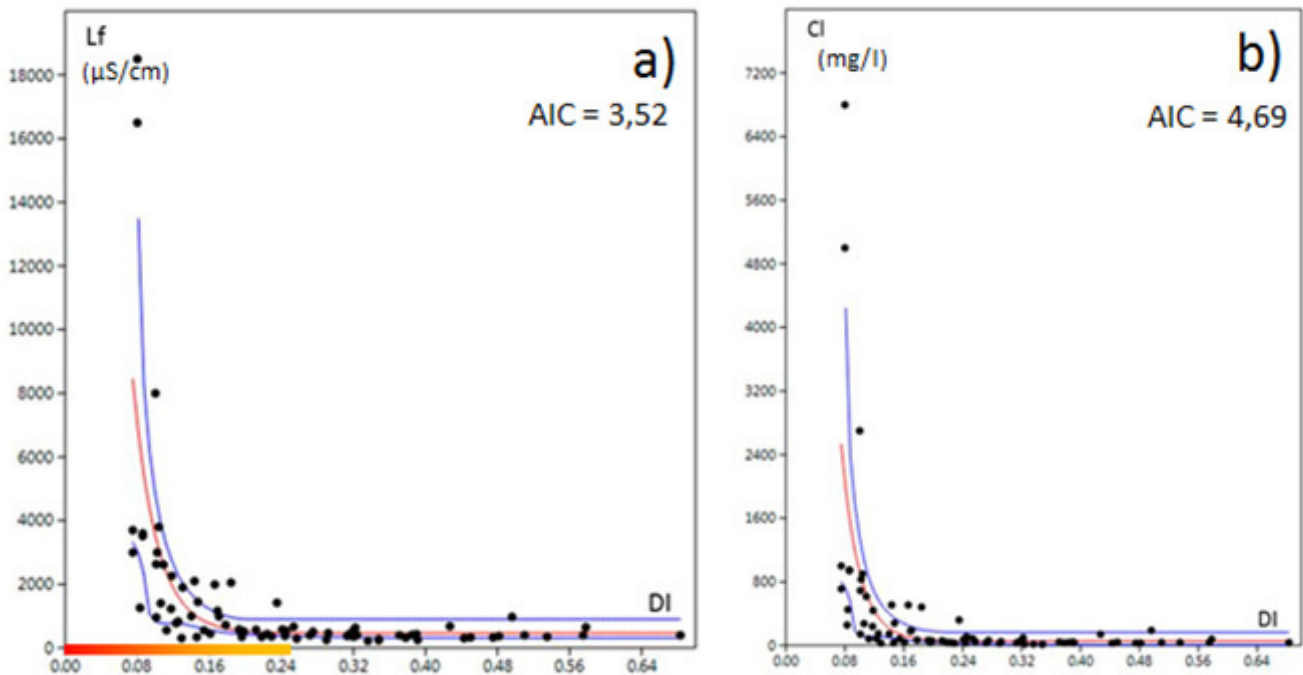


Abbildung 21: Korrelationen des DI mit dem Lf-Wert (links) und dem Cl-Gehalt (rechts).

Aus Abbildung 21a ergibt sich, dass oberhalb eines LF-Wertes von 1420 µS/cm keine Bewertungen erreicht werden, die besser sind als „unbefriedigend“ (entspricht einem DI > 0,25).

Bemerkenswert ist, dass sich zwischen dem errechneten DI-Wert und den O-PO<sub>4</sub>-Gehalten keine signifikante Korrelation ergibt, obwohl die Diatomeen gerade hinsichtlich dieses Umweltfaktors als besonders sensibel eingestuft werden (vgl. Einleitung) (Abbildung 22). Auch sind die Korrelationen zum Ges-P nur schwach negativ ausge-

prägt. In einem Fall (MST Kreismoor, Ems-Jade-Kanal 2014; die Bewertung wurde für die EG-WRRL-Bewertungen fachgutachterlich abgewertet) wurde in PHYLIB bei einem Ges-P-Gehalt von >0,6 mg/l immerhin noch eine gute Bewertung (DI >0,46) erreicht, einmal wird eine mäßige Bewertung (DI >0,26) bei einem Ges-P-Gehalt von 1,50 mg/l erreicht (MST ST. Georgiwold, Soltborger Sieltief 2014).

Durch die Verrechnung des TI und der Ref% ergibt sich in Hinblick auf das Phosphat, für welches die Diatomeen sensible Indikatoren sein sollen, offensichtlich

eine Vermischung der auf Ebene eines einzelnen Index (TI) noch nachvollziehbaren Bewertung zu einer kaum

mehr nachvollziehbaren Mischbewertung.

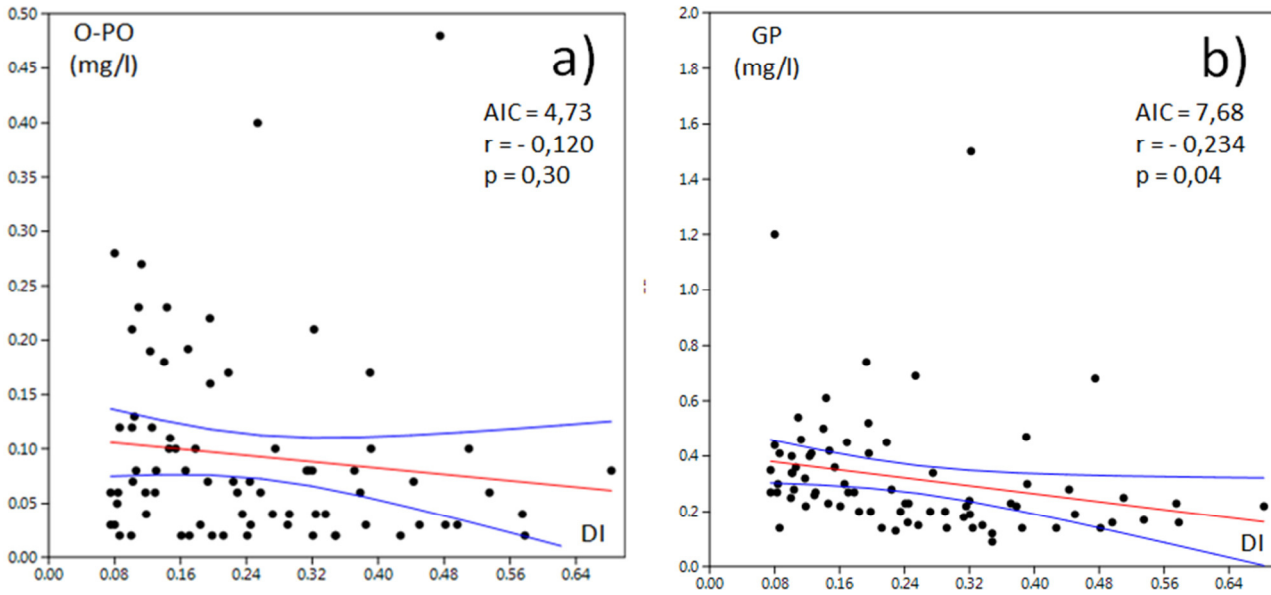


Abbildung 22: Korrelationen des DI mit dem Gehalt an O-PO<sub>4</sub>- (links) und Ges-P (rechts).

Hinsichtlich der beiden Stickstoffparameter NO<sub>3</sub> und Ges-N ergeben sich keine signifikanten Zusammenhänge mit den erzielten Bewertungsergebnissen (Abbildung 23).

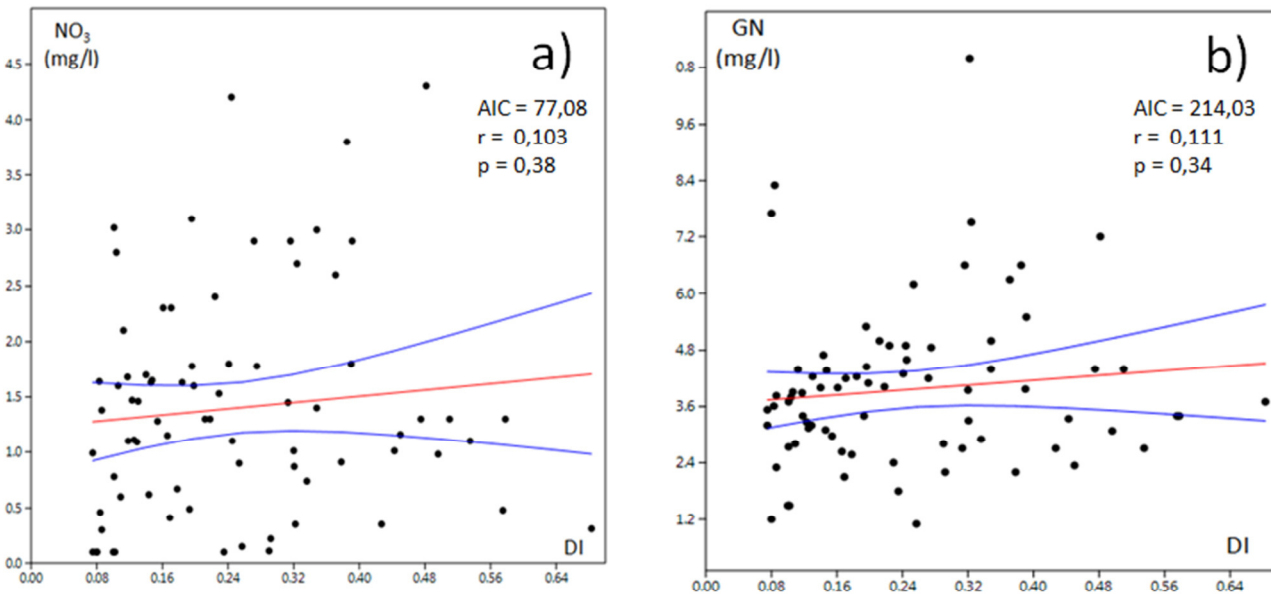


Abbildung 23: Korrelationen des DI mit dem Gehalt an NO<sub>3</sub>- (links) und Ges-N (rechts).

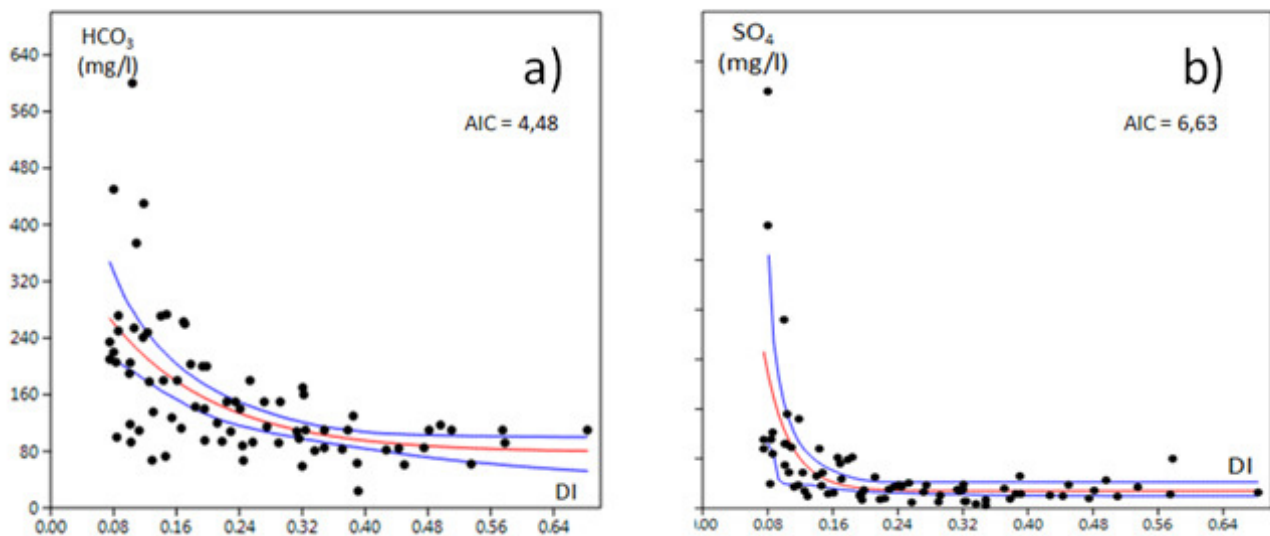


Abbildung 24: Korrelationen des DI mit dem Gehalt an HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> (links) und SO<sub>4</sub> (rechts).

Negative Zusammenhänge ergeben sich zwischen den Bewertungsergebnissen DI und den gemessenen HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Gehalten und den SO<sub>4</sub>-Gehalten der Gewässer (Abbildung 24).

Innerhalb der fünf linearen Korrelationsmodelle des DI ergibt sich der höchste Zusammenhang mit dem pH-Wert (Abbildung 25). Steigende pH-Werte ergeben zunehmend schlechte Bewertungen der Diatomeenflora. Damit werden sie ihrer Bedeutung als Versauerungszeiger gerecht, auch wenn die zugrunde liegenden pH-Werte eher um den neutralen bis schwach sauren bzw. schwach basischen Bereich liegen. Allerdings sind Versauerungserscheinungen in silikatischen Gewässern des Tieflandes nicht bewertungsrelevant (u.a. HOFMANN 2014).

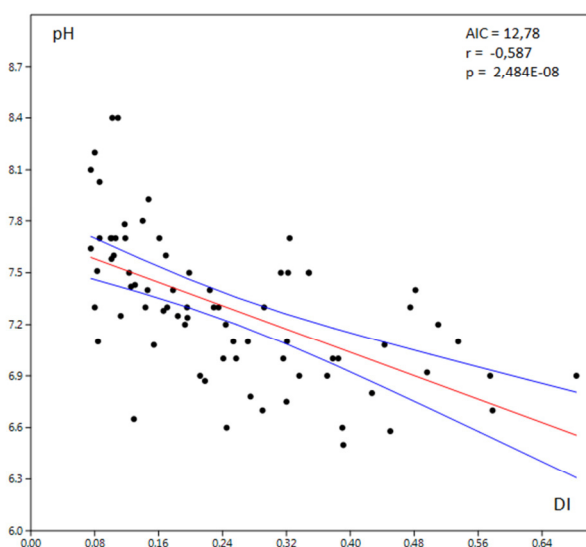


Abbildung 25: Korrelation des DI mit dem pH-Wert.

## 5.7 Diversität und Artengemeinschaften der Diatomeenflora in Gewässern des Subtyps 22.1

Insgesamt konnten bei den Auswertungen zur Diversität 170 Proben berücksichtigt werden. Die Erhöhung der Probenanzahl im Vergleich zu den Auswertungen anhand der Bewertungen (Kap. 5.5) von 133 Proben auf 170 Proben ergibt sich durch die Berücksichtigung zusätzlicher zwölf Proben aus anderen Betriebsstellen (6 Proben LÜ, 2 VER, 4 CLP) sowie durch zusätzliche Proben aus BRA (20 Proben aus 2013), STD (1 Probe) und AUR (4 Proben).

Insgesamt ergeben sich aus diesen 170 Proben Angaben zu 621 Diatomeen-Taxa, was die ausgesprochen hohe Taxadiversität in den Marschengewässern des Subtyps 22.1 deutlich macht. Darunter sind 38 Angaben, die sich auf eine Nennung der Gattung beschränken, so dass bisher 583 Arten, Unterarten oder Variationen der Diatomeen in niedersächsischen Marschengewässern des Subtyps 22.1 nachgewiesen wurden.

Die Taxazahl je Probe variiert erheblich: Je Probe wurden zwischen einem und 102 Taxa bestimmt. Im Mittel wurden 53 (± 16,14 (SD)) Taxa je Probe nachgewiesen, dies entspricht lediglich 8,5 % des gesamten Taxapools (n = 621) der Marschengewässer.

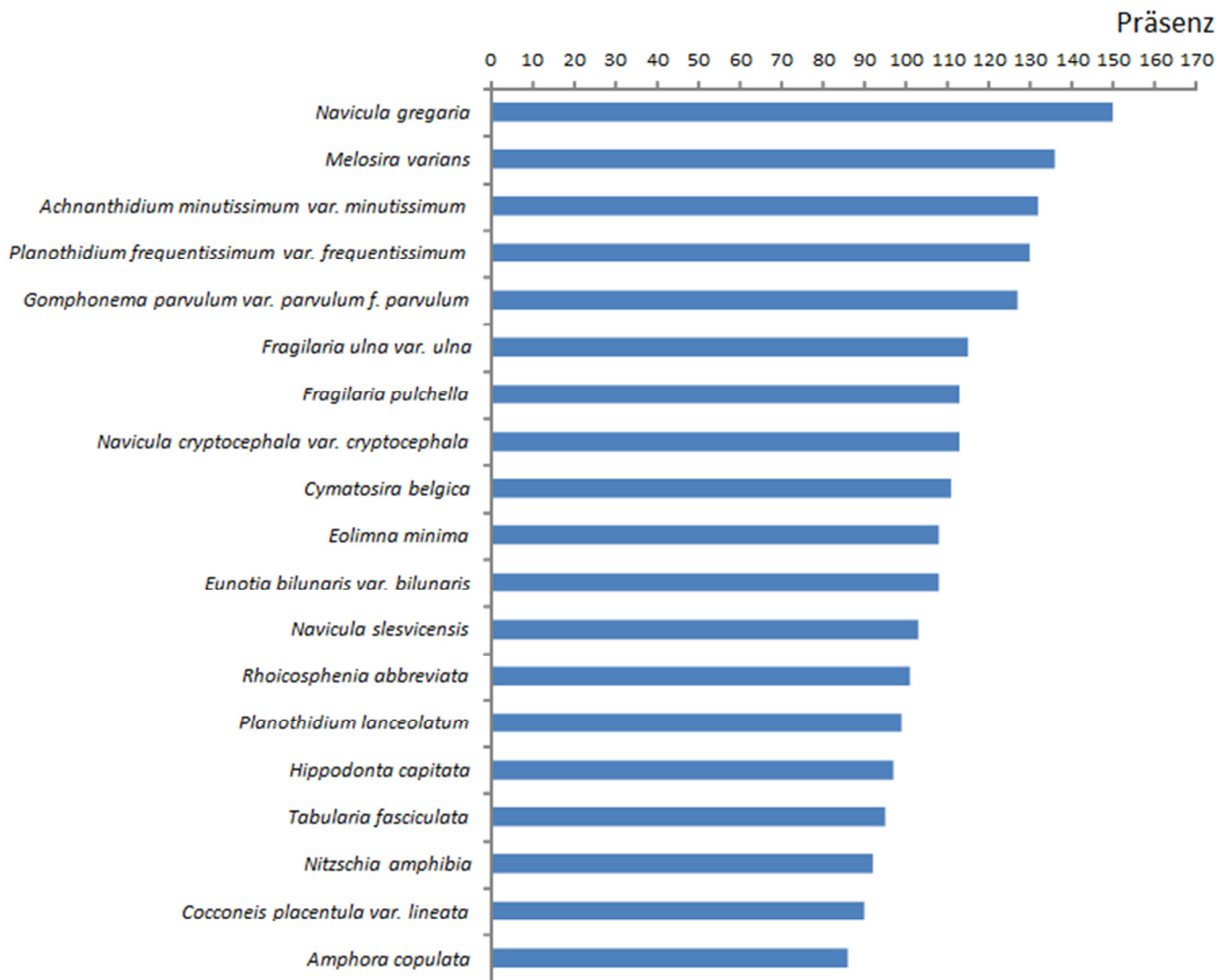


Abbildung 26: 19 Taxa haben eine Präsenz > 50 %, d.h. sie sind in mindestens 85 Proben erfasst worden.

Die höchste erreichte Präsenz beträgt 150 (*Navicula gregaria*). Nur 19 Taxa haben eine Präsenz > 50 %, d.h. sie sind in mindestens 85 Proben erfasst worden und können somit als am weitesten verbreitet gelten (Abbildung 26). Dies bedeutet im Umkehrschluss, dass 602 Taxa in weniger als der Hälfte der Proben auftreten – die Taxa-

Präsenzkurve ist also deutlich umgekehrt exponentiell und beinhaltet sehr viele selten nachgewiesene Arten (Abbildung 27). Allein in der Gruppe der nur 1x Nachgewiesenen sind 148 Taxa enthalten, 2 bis 4 Nachweise liegen für 157 Taxa vor und 5 bis 9 Nachweise für 107 Taxa.



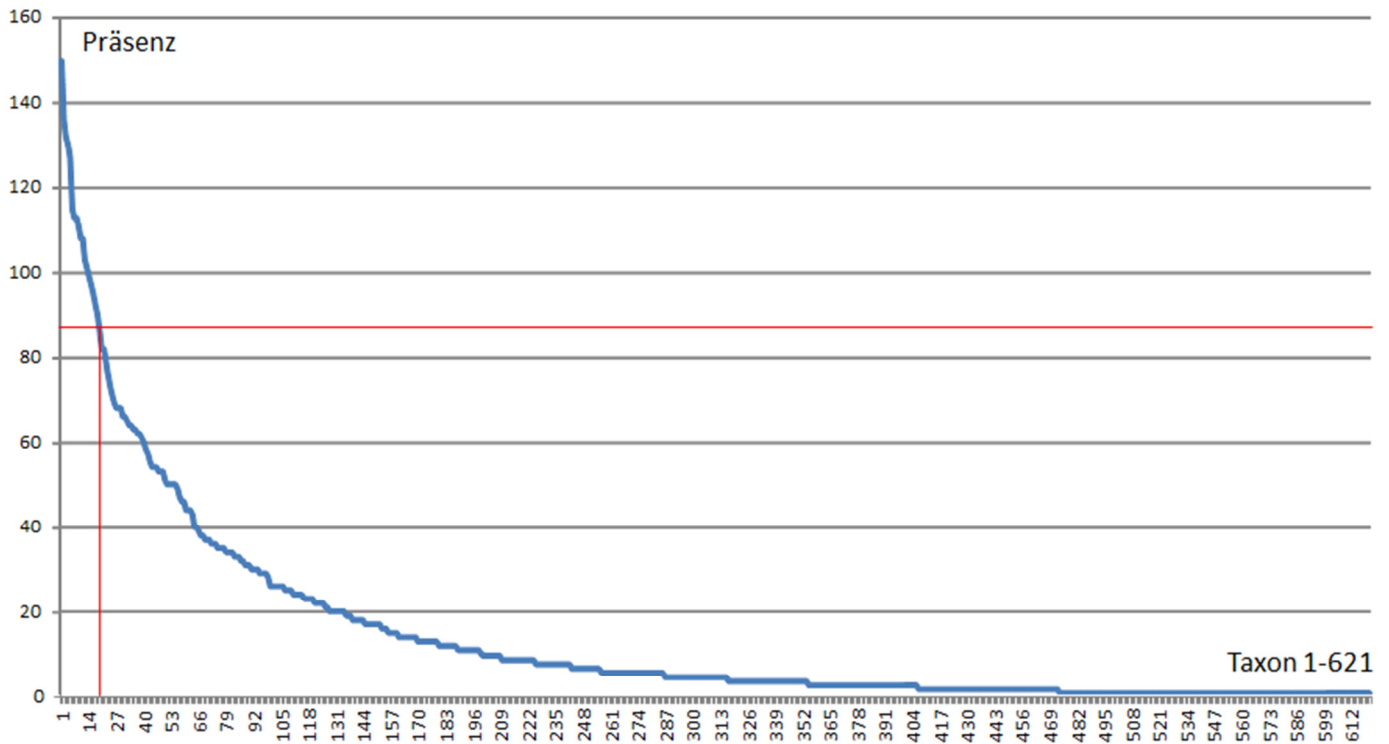


Abbildung 27: Taxa-Präsenzkurve.

Zwölf Taxa erreichen kumulierte relative Abundanzwerte von >300 Prozentpunkte innerhalb der 170 ausgewerteten Proben; diese sind also die häufigsten Taxa (Abbildung 28). Von diesen werden u.a. die Arten der Gattung *Navi-*

*cula* s.l., *Rhoicosphenia abbreviata* und *Amphora pediculus* als Zeiger für organisch bzw. mit Nährstoffen belastete Gewässer eingestuft.

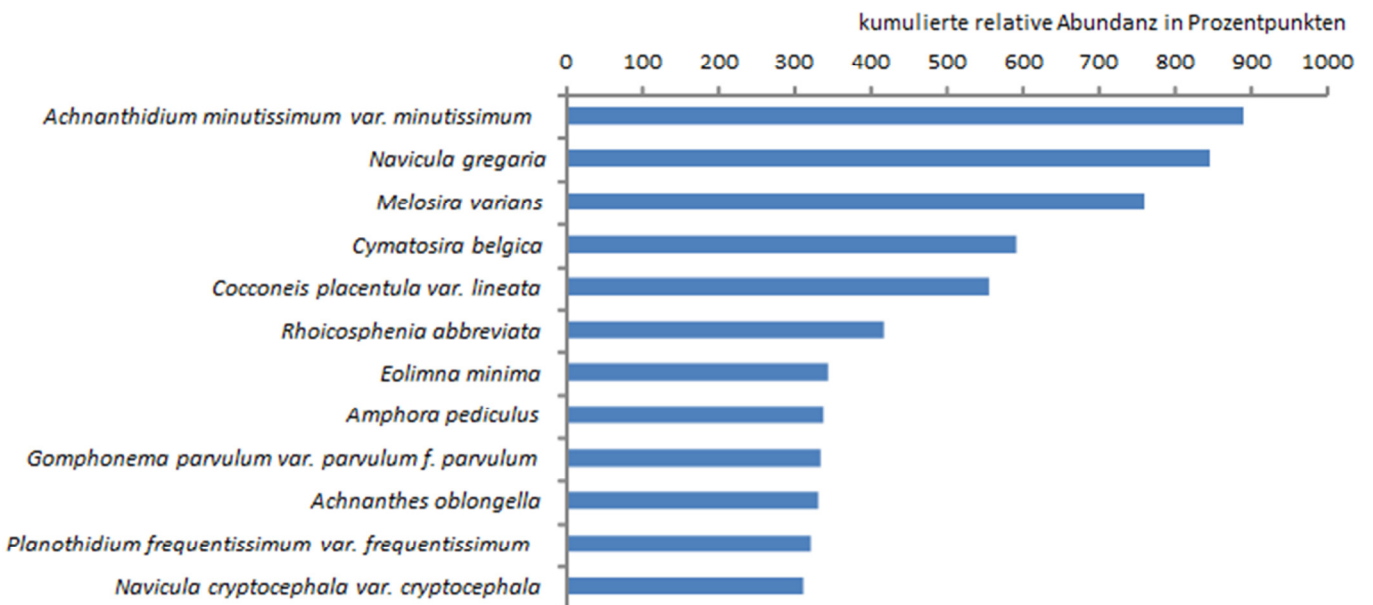


Abbildung 28: Zwölf Taxa erreichen kumulierte relative Abundanzwerte von >300 Prozentpunkten.

Bemerkenswert ist, dass KELLY et al. (2012) *Achnanthe minutissimum* s.l. als an Referenzstrecken am weitesten verbreitet benennt. Die Gruppe ist aber dennoch kein widerspruchsfreier Indikator für ursprüngliche Bedingungen. So benennen BIGGS et al. (1998) die Gruppe als Indikator für gestörte Bedingungen und VIRTANEN & SOINEN (2016) weisen darauf hin, dass die Determination des Artenkomplexes schwierig ist, und innerhalb der Taxa wahrscheinlich unterschiedliche Präferenzen vorliegen. Insgesamt schlussfolgert KELLY (2013), dass ein verbessertes Verständnis der Autökologie der Arten erforderlich ist. Von den vier Proben mit Massenvorkommen dieses

Taxons (Tabelle 5) im vorliegenden Marschengewässerdatensatz wurden eine Probe mit „sehr gut“, zwei Proben mit „gut“ und eine Probe mit „BNM“ bewertet.

175 Arten erreichen kumulierte relative Abundanzwerte von < 1 Prozentpunkten; sie haben also eine nur sehr geringe relative Häufigkeit (Abbildung 29). 119 Arten sind in der kumulativen relativen Abundanz häufiger als der entsprechende Mittelwert (27,24). Auch die Arten-Abundanz-Grafik zeigt einen deutlich umgekehrt exponentiellen Verlauf und beinhaltet somit sehr viele Arten mit geringer kumulierter relativer Abundanz.

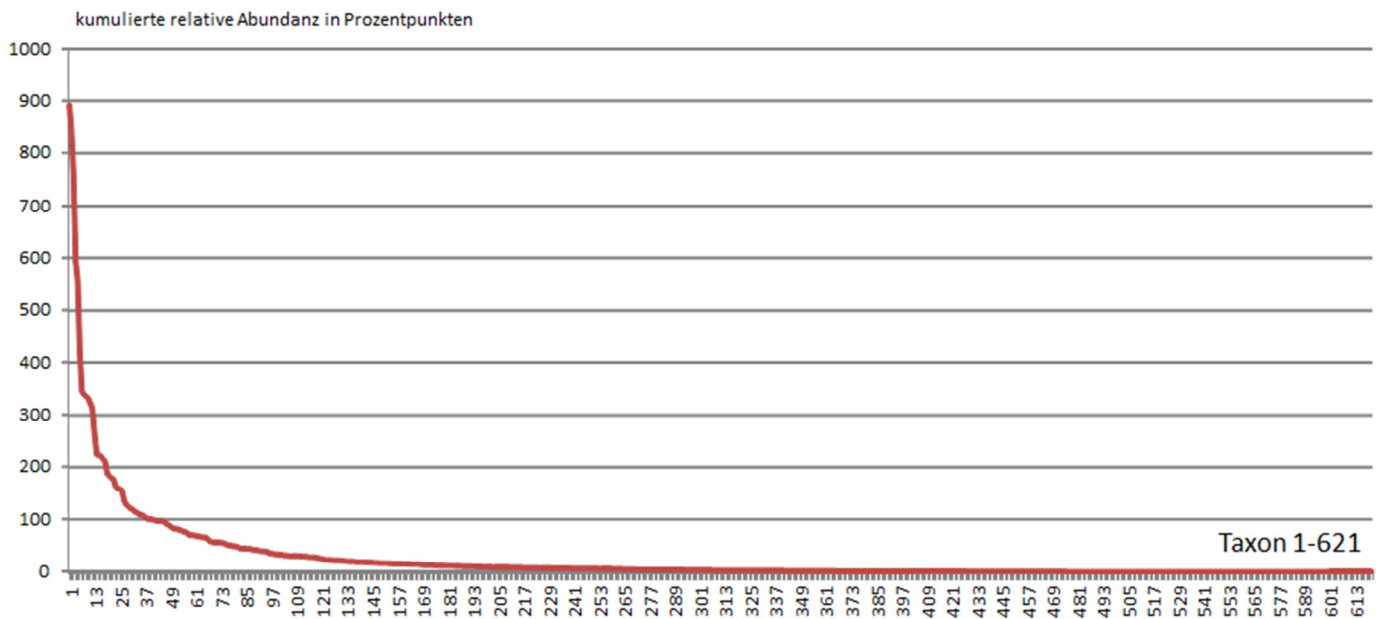


Abbildung 29: Arten-Abundanz-Verteilung aller erfassten Diatomeentaxa.

14 Arten bildeten in einzelnen Proben Massenvorkommen mit einer relativen Abundanz >40 % (Tabelle 5). Solche Massenvorkommen können, sofern es sich um ubiquitäre, typspezifische Referenzarten handelt, auf eine Störung der natürlichen Verhältnisse hindeuten (SCHAUMBURG et al. 2005). In PHYLIB findet sich das Kriterium „Massenvorkommen“: „Überschreitet in einem Gewässer dieser Typen der prozentuale Anteil einer Typspezifischen Referenzart den Wert von 40 % (Massenvorkommen), wird in Abhängigkeit der Ausprägung des Massenvorkommens die Summe aller in der Probe vorkommenden Referenzarten, wie in Tabelle 25 angegeben, reduziert. Bei Massenvorkommen einer Allgemeinen Referenzart in den Diatomeentypen der Mittelgebirge und des Norddeutschen Tieflandes wird eine zweite Probenahme zur Absicherung

der Bewertung angeraten“ (SCHAUMBURG et al. 2012, S. 64 ff).

„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 (ZIEMANN et al. 1999). Dazu müssen die aus der Zählung resultierenden Prozentwerte nach Tabelle 28 in Abundanzwerte transformiert werden“ (Zitat nach SCHAUMBURG et al. 2012, S. 66 ff).

(Anmerkung: Die Tabelle 28 in SCHAUMBURG et al. 2012 liefert allerdings keine realen Abundanzwerte sondern allenfalls Häufigkeitsklassifizierungen).

Tabelle 5: Arten mit Massenvorkommen (relative Abundanz >40 %) in einer Probe.

Taxon	Relative Abundanz (%)	Mst.-Nr	Mst.-Name	Gewässer	Lkr.
<i>Achnanthes oblongella</i>	84,97	38822079	Loher Ostmark-Kanal	Loher Ostmark-Kanal	CLP
	45,56	49742400	Uthlede	Aschwardener Flutgraben	OHZ
<i>Achnantheidium minutissimum</i> var. <i>minutissimum</i>	51,04	38942243	Breinermoor	Breinermoorer Sieltief	LER
	43,94	93722834	Oldendorfer Weg	Neue Dilft	WTM
	40,69	49962030	Nordholz	Nördlicher Grauwallgraben	CUX
	41,76	39882625	Forlitz-Blaukirchen	Hiwkeschloot	AUR
<i>Amphora pediculus</i>	100	59922184	Bülkau	Hadelner Kanal	CUX
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i>	56,9	59732020	Bützfleth	Hörne-Götzdorfer Kanal	STD
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	55,37	38512095	vor Mdg	Elisabethfehnkanal	CLP
<i>Cymatosira belgica</i>	51,57	39892014	Buntelsweg	Knockster Tief	EMD
	67,91	59942095	Ihlienworth	Emmelke	CUX
<i>Diadesmis brekkaensis</i>	58,2	39142345	Nuettermoor	Nuetterm. Sieltief	LER
<i>Diadesmis contenta</i>	64,08	49692292	Lienen	Mooriemer Kanal	BRA
<i>Eolimna minima</i>	46,62	49692161	Neuhuntorf Langehellmer	Neuenhutorfer Siel	BRA
<i>Mayamaea ingenua</i>	56,6	94122084	Nenndorf	Crildumer Tief	FRI
<i>Melosira varians</i>	65,18	94192981	Dykhausen	Ems-Jade-Kanal	FRI
<i>Navicula cryptocephala</i> var. <i>cryptocephala</i>	48,58	38522200	Amelsberg	A. Schoepfwerkstief	LER
<i>Nitzschia frustulum</i>	50,59	39462480	Oldersumer Grashaus	Waskemeer Zugschloot	LER
	41,35	39462460	Kolonie Friesland	Fehntjer Tief	EMD
<i>Nitzschia frustulum</i> var. <i>frustulum</i>	55,04	93712860	Gr. Holum	Neuharl. Sieltief	WTM

Eine Ordinationsanalyse der Proben-Taxa-Matrix (Detrended Correspondence Analyse; DCA) ergibt keine sehr deutlichen Gruppierungen der Standorte anhand ihrer Artengemeinschaften (relative Abundanzen berücksichtigt; keine Datentransformation) (Abbildung 30).

Es bestehen allerdings möglicherweise zwei Gruppen der durch die Diatomeengemeinschaften charakterisierten Standorte, die leider an dieser Stelle aufgrund fehlender Daten zu den abiotischen Parametern vieler Proben nicht eingehend interpretiert werden können. Hier wären weitergehende Analysen erforderlich.

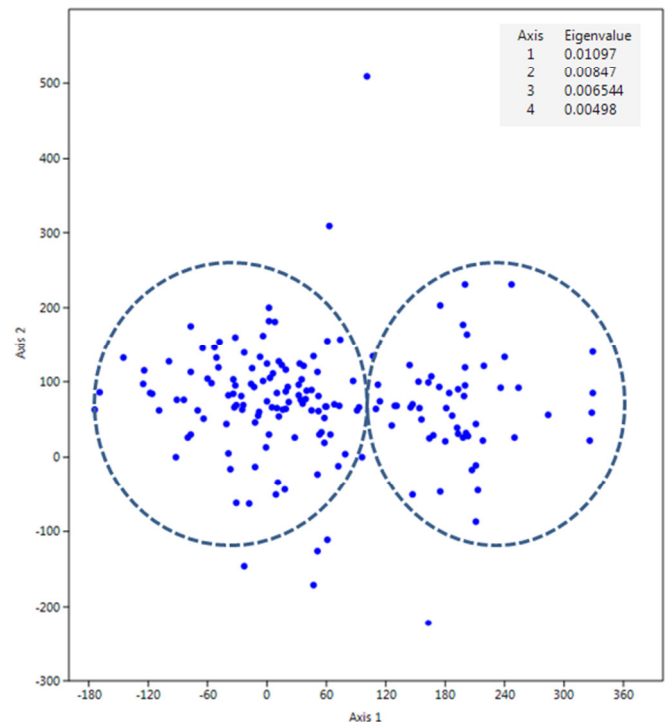


Abbildung 30: DCA-Plot der Diatomeenproben mit zwei möglichen Gruppen der durch die Diatomeengemeinschaften charakterisierten Standorte.

Eine Möglichkeit bietet die Durchführung einer Canonical Correspondence Analysis (CCA), bei der Umweltvariablen zur Erklärung der vorgefundenen Muster in den Artengemeinschaften genutzt werden. Solche Umweltvariablen wurden bereits im Kap. 5.5 genutzt und sollen nun auch hier bei den Gemeinschaftsanalysen verwendet werden.

Insgesamt 94 Proben lassen sich für die Analysen nutzen, wobei 11 Umweltvariablen Verwendung finden (pH, LF, HCO<sub>3</sub>, OPO<sub>4</sub>, Ges-P, NH<sub>4</sub>, NO<sub>2</sub>, NO<sub>3</sub>, Ges-N, Cl, SO<sub>4</sub>).

Die erste Korrespondenzachse erklärt 24 % der Variation im Datensatz, die zweite 17 %.

Eine Betrachtung der Standorte ergibt, dass sie sich wenig ausdifferenzieren; eine Gruppenbildung ist nicht erkennbar (Abbildung 31). Einzelne Standorte (oben links: Ems-Jade-Kanal, MST 94192525 Kreismoor, 2014; Bewertung = gut; rechts außen: A. Schoepfwerkstief, MST 38522200 Amelsberg, 2011; Bewertung = unbefriedigend) nehmen eine gewisse Sonderposition ein, die sich aus Besonderheiten der Artengemeinschaft ergeben.

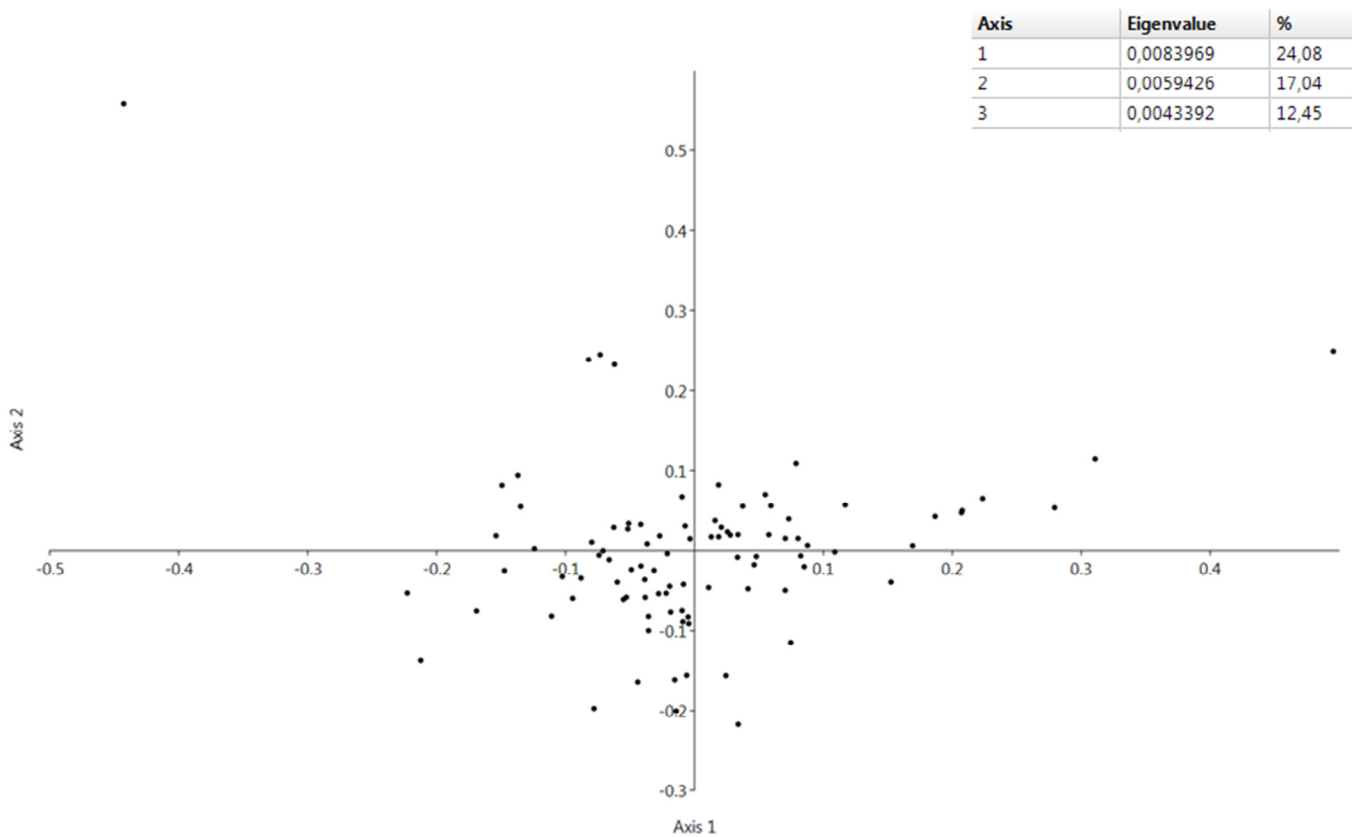


Abbildung 31: Canonical Correspondence Analysis (CCA), nur Proben dargestellt.

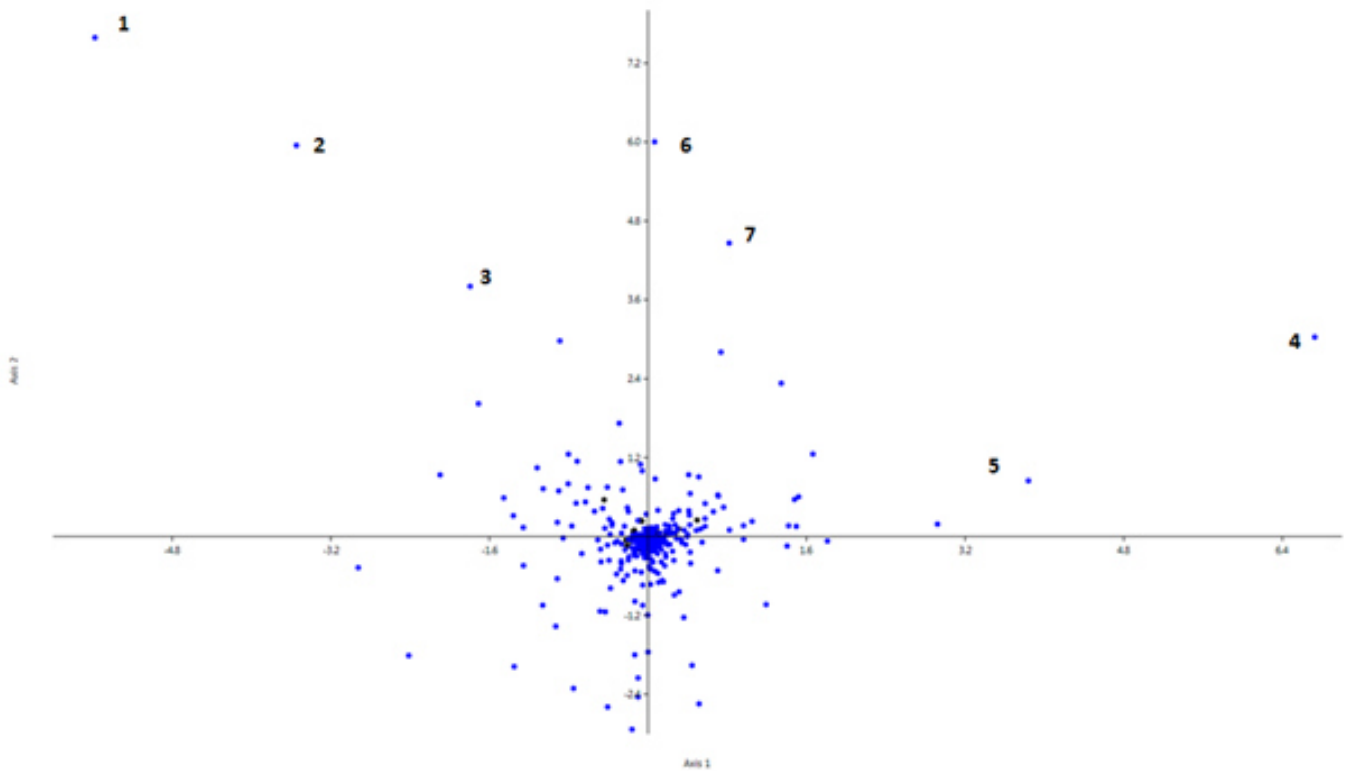


Abbildung 32: Canonical Correspondence Analysis (CCA), Arten (blau) und Proben (schwarz) dargestellt.

Auch bei den Arten ergibt sich somit ein recht großes zentrales Cluster mit einzelnen messstellenspezifischen Arten (Abbildung 32).

Im linken oberen Quadrant sind dies *Planothidium lanceolatum* (1), *Planothidium frequentissimum* var. fre-

*quentissimum* (2) und *Navicula perminuta* (3), während im rechten oberen Quadrant *Navicula cryptocephala* (4), *Achnanthydium minutissimum* var. *minutissimum* (5), *Lemnicola hungarica* (6) und *Nitzschia sigma* (7) zu finden sind.

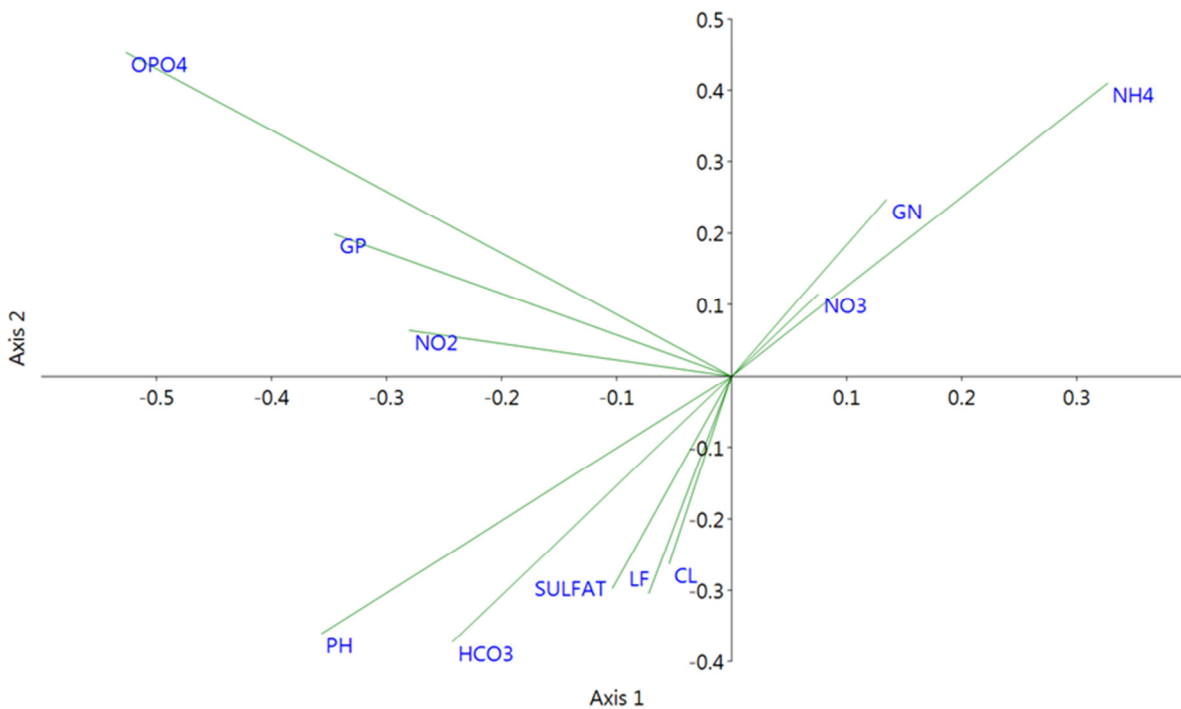


Abbildung 33: Canonical Correspondence Analysis (CCA), Korrelationen verschiedener Umweltvariablen.

Verschiedene Umweltvariable sind mit den Achsen korreliert (Abbildung 33): Entlang der ersten Achse sind der pH-Wert, der Gehalt an HCO<sub>3</sub>, OPO<sub>4</sub>, GesP, NH<sub>4</sub> und NO<sub>2</sub> die bedeutenden Umweltvariablen mit Scores von

>0,2. Entlang der zweiten Achse sind es pH, LF, HCO<sub>3</sub>, OPO<sub>4</sub>, Ges-P, NH<sub>4</sub>, Ges-N, Cl, und SO<sub>4</sub>.

Eine einfache Regressionsanalyse zeigt die Korrelationen der Umweltvariablen untereinander (Tabelle 6).

Tabelle 6: Korrelationsanalyse der berücksichtigten Umweltfaktoren (signifikante Korrelationen farblich hervorgehoben; links unten Linear r (Pearson) und rechts oben p (uncorr.)).

	PH	LF	HCO3	OPO4	GP	NH4	NO2	NO3	GN	CL	SULFAT
PH											
LF	0,34735										
HCO3	0,5849	0,44313									
OPO4	0,11274	0,056516	0,072349								
GP	0,16099	0,31062	0,2989	0,60571							
NH4	-0,44254	-0,19463	-0,20348	0,16794	0,13043						
NO2	-0,12278	-0,16868	0,051329	0,23067	0,21467	0,26129					
NO3	-0,084733	-0,28186	-0,085857	0,039457	-0,18836	0,0091544	0,012481				
GN	-0,16312	-0,074116	-0,028193	0,13408	0,43361	0,36306	0,18779	0,46197			
CL	0,31697	0,99335	0,37118	0,068884	0,28123	-0,18317	-0,17312	-0,27702	-0,08608		
SULFAT	0,34642	0,97033	0,43139	0,10436	0,25194	-0,14507	-0,12347	-0,23386	-0,10684	0,97099	

Entsprechend sollten die Artengemeinschaften bzw. die Standorte mit diesen Standortfaktoren korreliert sein. So zeichnet sich der Standort Ems-Jade-Kanal, MST 94192525 Kreismoor durch hohe O-PO<sub>4</sub> und Ges-P Werte

im Jahr 2014 aus (0,48 bzw. 0,68 mg/l P), während sich die MST 38522200 (A. Schöpfwerkstief, Amelsburg) im Jahr 2011 durch hohen Ammonium und erhöhte Ges-N-Gehalte auffiel.

## 6 Diskussion

Die vorliegenden Auswertungen geben anhand der seit 2009 im Rahmen der EG-WRRL Monitorings in Niedersachsen erhobenen Daten für die Diatomeengemeinschaften in Marschengewässern einen fundierten Überblick. Sie können im Zusammenhang mit den Analysen zu verschiedenen Umweltvariablen allerdings nur die Stoffe berücksichtigen, die im Rahmen der allgemeinen wasserchemischen Untersuchungen durch die Labore des NLWKN auch gemessen werden. Ob weitere Stoffe (z.B. Si, Ca, oder K) eine Bedeutung für die Diatomeengemeinschaften haben, ist nicht bekannt. So sind z.B. die Faktoren  $\text{HCO}_3$  und pH anfänglich bei den vorliegenden Auswertungen unberücksichtigt geblieben, zeigten aber nach den Ergebnisse der CCA-Analyse eine gewisse Bedeutung auf, die dann retrospektiv in Form von Regression geprüft wurden.

Mit Verabschiedung der EG-WRRL im Jahr 2000 begannen die wissenschaftlichen Überlegungen, inwiefern die vor der EG-WRRL angewandten Methoden der Diatomeenforschung auf die erforderliche Indikation und die Ziele der EG-WRRL übertragbar sind (KELLY et al. 2009a). Ursprünglich wurden Diatomeen als Indikatoren der Wasserverschmutzung genutzt, ohne verschiedene Aspekte zu differenzieren. Im Vordergrund stand insbesondere die Gewässerversauerung – sicher auch eine Folge der Diskussionen um Luftverschmutzung und Waldsterben, welches die Umweltpolitik in den späten 1970er und den 1980er Jahren dominierte. Die Entwicklungen des Saprobien-Index durch ROTT et al. (1997) sowie des Trophie-Index durch ROTT et al. (1999) brachten eine Differenzierung. Diese wurden sodann, neben weiteren Indices, auch in das deutsche Bewertungsverfahren nach SCHAUMBURG et al. (2012) zur Bewertung des ökologischen Zustands implementiert. KELLY et al. (2009a) werfen u.a. dem STAR-Projekt (HERING et al. 2006) vor, konservativ nur existierende Metrics evaluiert zu haben, anstatt neue, ggf. besser passende zu entwickeln und KELLY (2013) merkt an, dass die Diatomeenforschung, aufbauend auf der Indikation von Gewässerverschmutzungen, es insgesamt versäumt hat, die für die EG-WRRL relevanten Parameter der Qualität der ökosystemaren „Funktion“ und der „Interaktion der Lebensgemeinschaften“ ausreichend zu berücksichtigen.

Insgesamt hat die europaweite Interkalibrierung aber eine Vergleichbarkeit der europäischen Bewertungsverfahren für die Diatomeen ergeben (KELLY et al. 2009a).

### 6.1 Anmerkungen zur Probenahmemethodik und den Verteilungsmustern der Diatomeen

Im Gegensatz zur Probenahmemethodik bei den anderen Qualitätskomponenten in Marschengewässern (Fische: Befischungen ca. 1 km oberhalb und unterhalb einer Zentralkoordinate an ausgewählten Teilprobestrecken von mindestens 200 m Länge; Makrozoobenthos: CPU von mindestens 20 bis 30 min in allen relevanten Teilhabitaten in der Umgebung einer Messstelle; Makrophyten: Erfassung entlang eines ca. 100 m langen Teilstücks) erfolgt die Probenahme bei den Diatomeen ausgesprochen kleinräumig, schon gar bei Betrachtung der Gewässerdimension, die Marschengewässer i.d.R. aufweisen. In der Praxis wird an einer Messstelle das Substrat kleinflächig abgenommen und/oder es werden strichprobenartig möglichst verschiedene Teile Hartsubstrat beprobt (s.v.).

Die Diatomeengemeinschaften in Marschengewässern sind in Summe für eine gewisse Anzahl an Messstellen (z.B. ein vergebenes Los im Rahmen des EG-WRRL Monitorings) als (sehr) artenreich einzustufen (vgl. z.B. SCHÖNFELDER 2014a). Einzelne Messstellen haben im Mittel allerdings nur 53 ( $\pm 16,14$  (SD)) Taxa, was 8,5 % des gesamten Taxapools ( $n = 621$ ) entspricht (vgl. Kap 5.7). Auch handelt es sich zu einem Großteil um Diatomeentaxa, die nur (sehr) geringe Nachweisfrequenzen erreichen. Bei einer Gesamtstichprobe von 170 Proben waren allein in der Gruppe der nur einmal Nachgewiesenen 148 Taxa enthalten (23,8 %), zwei bis vier Nachweise liegen für 157 Taxa (25,3 %) vor und fünf bis neun Nachweise für 107 Taxa (17,2 %). Diese selten erfassten, wenig verbreiteten Diatomeen-Taxa entsprechen schon 66,3 % des gesamten Taxa-Pools.

Auch bei den kumulierten relativen Abundanzwerten erreichen 175 Taxa (28,2 %) geringe Werte von  $< 1$  Prozentpunkten; sie haben also eine nur geringe relative Häufigkeit und sind ebenfalls als selten zu bezeichnen. 119 Arten (19,2 %) sind in der kumulativen relativen Abundanz häufiger als der entsprechende Mittelwert (27,24).

KELLY et al. (2009a) weisen darauf hin, dass solche „*long tail*“ (log-normal) Arten-Rang-Verteilungen typisch sind für Diatomeengemeinschaften – auch in „*least-disturbed sites*“ (Referenzstrecken) – und vertreten gleichzeitig die Auffassung, dass zur Bestimmung des ökologischen Zustands die Gemeinschaft des Phyto-benthos inkl. z.B. der nicht zu den Diatomeen gehörenden Makroalgen zu untersuchen wäre, deren Biologie z.T. gut

bekannt ist. So könnte die Struktur und Funktion von aquatischen Ökosystemen im Sinne der EG-WRRL auf direkterem Weg analysiert werden, als auf feintaxonomischen Niveau, welches u.a. für die Indices nach ROTT et al. (1997, 1999) erforderlich ist. KELLY et al. (2009a) erhielten in einer exemplarischen Analyse eines Diatomeen-Datensatzes für 91 % der Proben eine identische Bewertung mittels zweier Indices, unabhängig davon, ob auf Arten- oder Gattungsniveau gearbeitet wurde, vermutlich, weil auf höherer taxonomischer Ebene (Gattungen, Familien), bei den Diatomeen die Lebensgewohnheiten bzw. -fähigkeiten – soweit überhaupt hinreichend bekannt – ähnlich sind und somit auch die Indizierung in den angewendeten Bewertungsindices (die nicht in PHYLIB verwendet werden) in ähnlicher Weise erfolgt. Mehr Daten führten also nicht zwangsläufig zu mehr Information. Auch ist infrage zu stellen, ob die in den letzten ein bis zwei Jahrzehnten neu beschriebenen Arten ausreichend genau ökologisch indiziert und auch von den Bearbeitern der Proben aufgrund von Problemen in den Merkmalskombinationen ausreichend genau erkannt werden (KELLY et al. 2012, KAHLERT et al. 2016). KELLY (2013) schlägt vor, funktionelle Gruppen innerhalb der Diatomeen stärker bei den Bewertungen zu berücksichtigen, was derzeit offenbar aufgrund des Mangels an biologischer Information schwierig ist, aber u.U. die gleiche oder mehr Informationen für das Management von Wasserkörpern liefern würde (vgl. auch KELLY et al. 2012). Zudem sind solche Auswertungen weniger statisch an das Vorkommen einzelner Arten geknüpft und sie werden somit auch Gemeinschaften gerecht, die sich durch hohe Artenzahlen mit stark wechselnder Zusammensetzung auszeichnen, wie es bei den Diatomeen in Marschengewässern der Fall ist. B-BÉRES et al. (2016) legen zu diesem Ansatz erste Ergebnisse auf Basis öko-morphologisch-funktioneller Gruppen vor. Für PHYLIB geben SCHAUMBURG et al. (2012) an, dass die ökologischen Präferenzen der Taxa sich zumeist auf Artebene, z.T. aber auch auf Unterart- oder Varietätenebene unterscheiden, so dass Proben nicht zur Bewertung herangezogen werden können, wenn der Anteil nur bis zur Gattung bestimmter, nicht bestimmbarer (sp., spp.) und/oder nicht eindeutig bestimmbarer Formen (cf., aff.) einen Wert von 5 % überschreitet. Das setzt trotz aller Schwierigkeiten bei der Diatomeenbestimmung korrektes taxonomisches Arbeiten (vgl. KAHLERT et al. 2016) und genaue Kenntnisse der ökologischen Anspruchsprofile der Arten voraus. Hinsichtlich des 5 %-Kriteriums merken DREBLER et al. (2015) an, dass es allerdings u.U. praxisnäher wäre, einen Mindestanteil indikativer Taxa festzusetzen.

In Marschengewässern kommt diesbezüglich als weitere Besonderheit hinzu, dass Untersuchungen des Phytobenthos ohne Diatomeen (PoD) z.B. im Gebiet der NLWKN-Betriebsstelle Aurich bisher keine nachvollziehbaren Ergebnisse lieferten und zusätzliche Informationen sich aus diesen somit nicht ergeben. Eine für die anderen Gewässertypen mögliche Verrechnung der (Teil-) Bewertungsergebnisse zu den Makrophyten, den Diatomeen (und das PoD) ist für Marschengewässer im PHYLIB-Tool nicht möglich, so dass in der Praxis die Bewertungen der Diatomeen alleinstehend betrachtet und per expert judgement mit den Makrophyten verrechnet werden müssen.

Aus den hier für Marschengewässer durchgeführten Analysen ergibt sich die Frage, ob die angewendete Probenahmetechnik und -frequenz für die Artengemeinschaften im Hinblick auf die Verbreitung und Häufigkeit der Taxa angemessen ist (vgl. auch KOLADA et al 2016).

Hinsichtlich der zeitlichen Probenahmefrequenz gehen offensichtlich SCHAUMBURG et al. (2005, 2012) i.a. davon aus, dass eine einzelne Probennahme im Jahresgang in den EG-WRRL-Gewässertypen ausreichend ist (sie empfehlen „nur bei Kenntnis nutzungsbedingter, temporärer Veränderungen des ökologischen Zustands“ dringend eine zweite Probenahme; SCHAUMBURG et al. 2012, S. 22). Dieses Vorgehen kann allerdings vor dem Hintergrund der vorliegenden Ergebnisse für Marschengewässer bezweifelt werden. HOLLINGSWORTH & VIS (2010) geben an, dass Diatomeengemeinschaften in stark beeinträchtigten Gewässern mit einmaliger Probennahme ausreichend erfasst werden können, in naturnäheren Gewässern aber nicht. Auch JYRKÄNKALLIO-MIKKOLA et al. (2016), KELLY et al. (2009b), KELLY (2013) sowie CORING et al. (2014) empfehlen mehr als eine interannuelle Probennahme für Monitoring-Untersuchungen, insbesondere, wenn die Diatomeendiversität (wie bei den Marschengewässern) hoch ist. Nur so lässt sich eine „Falschklassifikation“ des ökologischen Zustands mit hinreichender Wahrscheinlichkeit vermeiden.

Auch wäre die räumliche Probenahme-Technik vor dem Hintergrund der festgestellten Verbreitungs- und Häufigkeitsmuster zu diskutieren: Kann es ausreichen, an anthropogen eingebrachtem Festsubstrat (i.d.R. Bauschutt, Faschinen o.ä.; natürliche Steinvorkommen gibt es in Marschengewässern nicht) oder auf dem weichen Sohls substrat (s. aber unten) Diatomeen im Uferbereich an **einer** Position einer Messstelle eines mehrere ha großen bzw. mehrere Kilometer langen Wasserkörpers zu untersuchen, für den der ökologische Zustand zu bewerten ist? Es handelt sich dann bei der späteren mikroskopischen Auswertung auf einem Objektträger, bei dem nach



SCHAUMBURG et al. (2012) mindestens 400 Diatomeenobjekte ausgezählt werden müssen, letztendlich um ein *sub-sub-sub-...* *Sample* der realen Artengemeinschaften, mit dem sich zumindest bequem rechnen lässt (vgl. auch KELLY et al. 2009a). CORING et al. (2014) geben diesbezüglich z.B. an, dass sich in einem guten Diatomeenpräparat eine Gesamtanzahl von 80.000 – 250.000 Schalen/Zellen/Objekten befindet und sich die Stichprobenzählung somit auf eine Größenordnung von 0,2 bis 0,5 % des gesamten Präparats beschränkt.

Oder müssten nicht vielmehr räumlich stratifizierte Probenahmen erfolgen (z.B. entlang einer 50 m oder 100 m langen Probestrecke alle 10 m verschiedene Mikrohabitate und Gewässertiefen oder Untersuchung eines Mikrohabitats entlang mehrerer Transekte [VIRTANEN & SOININEN 2016])? Gerade Bewertungsverfahren, die auf quantitativen Referenzartenlisten beruhen (wie bei PHYLIB der Fall) erfordern die Abdeckung der vorhandenen Mikrohabitate (vgl. KELLY 2013). Mikroskopisch kleine Organismen wie die Diatomeen reagieren auf die Heterogenität der Umwelt auf deutlich kleineren Skalen als größere Organismen und können auf kleinen räumlichen Skalen z.B. entlang eines Tiefengradienten deutliche Variabilitäten aufweisen (vgl. KELLY et al. 2009b, JYRKÄNKALLIO-MIKKOLA et al. 2016). KELLY et al. (2009b) zeigten, dass Fehlbewertungen der Diatomeen zunehmen, wenn die Anzahl an replizierten Probenahmen abnimmt. Insbesondere am EG-WRRL-relevanten Übergang zwischen „gut“ und „mäßig“ trat die größte Variabilität in den Bewertungen auf, weil anspruchsvolle und tolerante Arten im verstärkten Umfang gemeinsam auftreten. Dies wäre auch bei der Probenahme in Marschengewässern zu berücksichtigen, da zwei Proben im EG-WRRL-relevanten 6-Jahreszeitraum sehr unterschiedlich ausfallen können. Gepoolte Proben aus einer räumlich stratifizierten Probenahme wären wohl mindestens erforderlich um eine repräsentative Gesamtprobe zu erhalten, mit der sich der Gewässerzustand mit ausreichender Wahrscheinlichkeit für den Wasserkörper und den Untersuchungszeitraum (alle 3 Jahre) feststellen lässt (vgl. auch BESSELOTOTSKAYA et al. 2006).

Zudem gibt es zumindest bei der Untersuchung von Seen Kritik an Diatomeenproben von Sohl-sedimenten: Interstitielles Wasser sowie sedimentierte Frusteln und planktische Diatomeen beeinflussen die Probenahme und sind nicht repräsentativ für benthische Diatomeen (KING et al. 2006, BIELCZYŃSKA 2015). Zudem unterscheidet sich die Besiedlung von Steinen (Epilithon) und Pflanzen (Epiphyton) durch Diatomeen, so dass Vergleiche solcher Proben mittels Indices zwangsläufig zu unterschiedlichen

Ergebnissen führen (POULÍČKOVÁ et al. 2004, BESSELOTOTSKAYA et al. 2006, KING et al. 2006). Variationen können sogar noch speziellere Ursachen haben: Zumindest in nährstoffarmen Gewässern weisen unterschiedliche Pflanzenarten unterschiedliche Diatomeenbesiedlungen auf und Schattenwirkungen wurden in nährstoffreicheren Gewässern beobachtet (u.a. LAUGASTE & REUNANEN 2005). Konsequenter Weise sollen bei den Probenahmen nach PHYLIB keine Diatomeenproben von Pflanzen genommen werden (Neumann, mündl. Mitt.). Ebenfalls können die Wassertiefe bzw. der Wellenschlag besiedlungsbestimmende Parameter sein (MÜLLER 1999). Hier müsste also in Bezug auf die Marschengewässer – für die aufgrund ihres überwiegend stehenden Charakters sicher auch Besiedlungsfaktoren wie sie für Seen gelten zutreffend sind – zur Optimierung der EG-WRRL-relevanten Aussagemöglichkeiten anhand der Teilkomponente Diatomeen dringend eine eindeutige Probenahmenvorschrift oder ein neues Konzept (z.B. Ausbringen von Substraten [Totholz, Steine, Muschelschalen o.ä.] in bestimmter Wassertiefe) erstellt werden.

Auch KELLY et al. (2009a) weisen eindringlich darauf hin, dass bisher während des Monitorings festgestellte Unterschiede quasi monokausal auf Veränderungen des Gewässers zurückgeführt werden, dabei aber die durchaus vorhandene Variabilität der Diatomeengemeinschaften an einer Probestelle außeracht gelassen wird. Änderungen der Monitoring-Ergebnisse können letztendlich u.U. allein durch Änderungen in der Besammlung der Teilhabitate bedingt sein (eine zeitliche Variabilität im Sinne von natürlicher Standort-Sukzession im Jahresgang oder längerfristig mal unbeachtet) – sicher für ein Monitoringsystem durchaus unbefriedigende bis nicht haltbare Ergebnisse.

Und wie ist die Untersuchung von künstlichem Festsubstrat zu beurteilen? Dieses Besiedlungssubstrat wäre im Sinne der Herstellung eines guten ökologischen Zustandes/Potenzials aus Marschengewässern mit Ausnahme natürlicher Totholzvorkommen oder Muschelschalen eigentlich überwiegend zu entfernen. Sein Auftreten (z.B. als Bauschutt) trägt aber gleichzeitig zumindest potenziell zur Erhöhung der Diversität der Diatomeengemeinschaften bei.

Letztendlich weisen auch JYRKÄNKALLIO-MIKKOLA et al. (2016) darauf hin, dass ein stratifiziertes Probenahmendesign (räumlich und zeitlich) grundlegend wichtig ist, um mit Diatomeen ein biologisches Monitoring betreiben zu können. Denn Diatomeengemeinschaften hängen nicht nur von der Wasserqualität ab (vgl. aber nachfolgendes Kapitel), sondern auch von anderen Faktoren (u.a. physi-

sche Habitatstruktur; *Grazer*-Dichte usw.). Für den 3-Jahres Zeitraum des EG-WRRL Monitorings stellten VIRTANEN & SOININEN (2016) unlängst für boreale Fließgewässer fest, dass bei Probennahmen während gleicher Monate in oligotrophen Gewässern eine ausreichende Vergleichbarkeit gegeben ist, während die Diatomeengemeinschaften eutropher Gewässer – wie es auch Marschengewässer sind – stärkere interannuelle Unterschiede zeigen. KELLY et al. (2009b) kommt bei seinen Analysen zu der Empfehlung, dass sechs Proben im 3-jährigen EG-WRRL-Zyklus erforderlich sind, um eine solide Aussagebasis zu erzeugen.

## 6.2 Anmerkungen zur Bewertungsmethodik

Die LAWA (2015; S: 17) nennt folgende Qualitätskomponenten, die in Fließgewässern als Indikatoren besonders sensitiv für spezifische Belastungen gelten (Tabelle 7). Hinsichtlich des Für und Wider zu den bis heute vorhandenen EG-WRRL-Bewertungsinstrumenten hat es vor allem im ersten Jahrzehnt des 21. Jahrhunderts umfangreiche Diskussionen gegeben. Letztendlich sind (vorerst) Entscheidungen gefallen. Weiterentwicklungen und die Einbindung neuer Erkenntnisse sind sicher erforderlich (vgl. z.B. VILMI et al. 2016).

Tabelle 7: Für spezifische Belastungen besonders sensitive Qualitätskomponenten in Fließgewässern (Quelle: LAWA 2015; S: 17, verändert nach ROLAUFFS et al. 2011).

Belastung	Biologische Qualitätskomponente / Teilkomponente
Hydromorphologie	Benthische wirbellose Fauna und Fischfauna
Durchgängigkeit	Fischfauna
Diffuse Einträge (Trophie, Landnutzung)	Makrophyten & <b>Phytobenthos</b> oder Phytoplankton <sup>1</sup>
Punktuelle Einträge (Saprobie)	Benthische wirbellose Fauna
Wasserhaushalt	Benthische wirbellose Fauna und Fischfauna
Versauerung	Benthische wirbellose Fauna oder <b>Diatomeen</b>
Versalzung	<b>Diatomeen</b> , benthische wirbellosen Fauna
Temperaturhaushalt	Benthische wirbellose Fauna und Fischfauna
Verockerung	Benthische wirbellose Fauna
Integrierend (mehrere Belastungen)	Benthische wirbellose Fauna

<sup>1</sup> Nur bei planktonführenden Gewässern von Relevanz

Bei dem für die Diatomeen relevanten Bewertungswerkzeug PHYLIB fällt grundsätzlich auf, dass bei den Diatomeen neben der taxonomischen Zusammensetzung nur relative Abundanzen Berücksichtigung finden, die aus den gezählten  $\geq 400$  Objekten ermittelt werden. Auch der BOG-Datenbank sind nur relative Abundanzwerte zu entnehmen. Es wird zwar von SCHAUMBURG et al. (2012, S. 66 ff) eine Transformationstabelle in Abundanzwerte angeboten (Tabelle 28), die allerdings keiner tatsächlichen Individuenzahl entspricht. Die rein relative Betrachtungsweise kann bei einem hohen Anteil mariner/salzliebender/aerophiler (o.ä.) Taxa dazu führen, dass die Bewertung herabgestuft wird, obwohl u.U. die Indikatortaxa in identischer absoluter (realer) Abundanz vorhanden sind. Es hat sich dann ggf. nur die relative Abundanz geändert. Nachprüfbar ist diese Hypothese anhand der vorliegenden Daten (nur relative Daten!) allerdings nicht. Einen Hinweis liefert u.U. die Abbildung 21

(DI/LF bzw. DI/CI), anhand der deutlich wird, dass sich bei steigendem Salzeinfluss die Bewertungen verschlechtern, möglicherweise, weil sich die relativen Anteile der Referenzarten verringern (aber u.U. nicht ihre absoluten Anteile). KELLY (2013) merkt zu den nicht berücksichtigten Abundanzen bei Phytobenthosuntersuchungen an, dass dies wohl eher eine Folge der bisher nicht möglichen Unterscheidung von natürlichen und anthropogenen Ursachen von Massenentwicklungen ist und man sich somit bei den Indikationsverfahren zunächst primär auf die taxonomische Zusammensetzung beschränkt.

Grundsätzlich weisen organisch oder mit Nährstoffen belastete Gewässer andere Diatomeenassoziationen auf als z.B. heterotroph geprägte Oberläufe (KELLY et al. 2009). Im Kontext der Gewässerbewertung mittels Diatomeen interessant ist, dass SCHAUMBURG et al. (2005, 2012) darauf hinweisen, dass in den großen Flüssen und Strömen des Norddeutschen Tieflandes, die bereits im

Grundzustand eine hohe Trophie aufweisen, die existierenden Verfahren der Trophieindikation (z.B. nach ROTT et al. 1999), die sich v.a. auf anorganische Nährstoffe bezieht, nicht mehr ausreichend leistungsfähig sind. Die indizierte Trophie bewegt sich auf hohem Niveau in einer vergleichsweise engen Spanne, die vom eutrophen bis zum polytrophen Zustand reicht und innerhalb derer eine hinreichend differenzierende Bewertung mit dem TI-Index nicht vorgenommen werden kann. Als ein geeignetes Kriterium wird von SCHAUMBURG et al. (2005, 2012) dagegen der Saprobien-Index (SI) nach ROTT et al. (1997) angesehen, der im Vergleich zum TI-Index in den Bereichen stärkerer, v.a. organischer Nährstoffbelastung – die durch den zunehmenden Einfluss saprobieller Prozesse bis hin zu saprotrophen Zuständen charakterisiert sind – über ein deutlich weiteres Spektrum verfügt (vgl. auch KELLY 2013). Zur Bewertung der Gewässer des Diatomeentyps 13 (große Flüsse und Ströme des Norddeutschen Tieflandes) wird daher der Saprobien-Index herangezogen. Ähnliche Ergebnisse liegen auch aus Großbritannien vor, wo KELLY (2002) feststellte, dass sich mit zunehmendem Nährstoffreichtum die Struktur der Diatomeengemeinschaften zunehmend vom Nährstoffgehalt entkoppelt. Erschwerend dürfte hinzukommen, dass sich gerade die Trophieindices der Diatomeenarten im mesotrophen Bereich im europäischen Vergleich deutlich unterscheiden, hier also offensichtlich erhebliche Kenntnislücken hinsichtlich einer exakten Bewertung der Arten bestehen (BESSE-LOTOTSKAYA et al. 2011). Entsprechende neue Erkenntnisse (z.B. SCHMIDT-KLOIBER & HERING 2015) müssten alsbald in PHYLIB umgesetzt werden.

Da die meisten Marschengewässer ebenfalls von dem Problem hoher Trophiestufen betroffen sind, sich also

zwischen eu- bis polytrophen Zuständen bewegen und z.B. auch hinsichtlich des Lichthaushaltes den Flüssen und Strömen nahestehen, wäre es sicher sinnvoll, wie bei den großen Tieflandflüssen des Typs 13, den Saprobien-Index nach ROTT et al. (1997) auch bei Marschengewässern anzuwenden. Hier wäre also auf Basis der Argumentation von SCHAUMBURG et al. (2005, 2012) dringend Nachbesserungsbedarf gegeben.

Allerdings konnten eigene Analysen mit dem Auricher Datensatz (68 Proben), der nicht nach HOFMANN (2010) korrigiert wurde, zeigen, dass 1) der Trophie-Index nach ROTT et al. (1999) signifikant mit dem Saprobien-Index nach ROTT et al. (1997) korreliert ist (Abbildung 34a; Berechnungen in PHYLIB 4.1). Die Summe der vorhandenen Referenzarten unterscheidet sich zwar z.T. erheblich, dennoch ergibt sich eine signifikant lineare Korrelation (Abbildung 34b). Auch der rechnerische DI (ohne Prüfung auf sicher/unsichere Ergebnisse) ist zwischen beiden Typen korreliert, wobei der Typ 13 für den Datensatz aus den Auricher Marschengewässern leicht bessere Bewertungsergebnisse zeigt, ein Unterschied, der allerdings nicht signifikant ist ( $p = 0,419$ ; Man-Whitney U-test). 52,9 % der Gewässer erreichen mindestens den guten ökologischen Zustand des Saprobien-Index ( $< 2,2$ ). Auch in der Studie vom NLWKN (2006) wurden leicht bessere Bewertungsergebnisse erzielt, wenn der Saprobien-Index nach ROTT et al. (1997) anstatt des Trophie-Index nach ROTT et al. (1999) für die Diatomeenassoziationen der Marschengewässer berechnet wurde.

SCHÖNFELDER (2013) schlägt aufgrund der Problematik vor, auf eine Bewertung anhand des TI bei salzbeeinflussten Marschengewässern ganz zu verzichten.

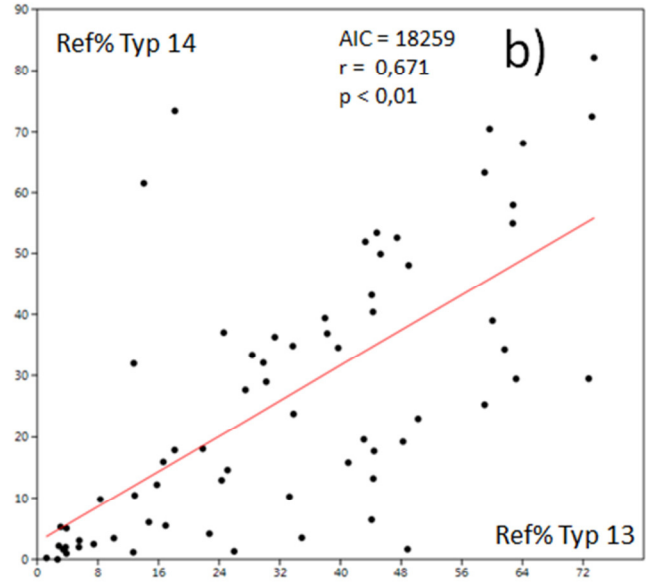
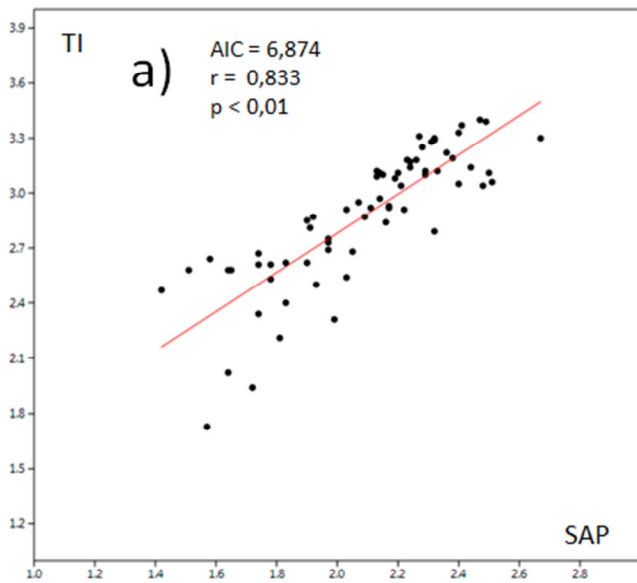


Abbildung 34: Korrelationsanalyse des Trophie-Index (nach ROTT et al. 1999) mit dem Saprobie-Index (nach ROTT et al. 1997) (links) sowie der Referenzartenanteile im Diatomeentyp 13 und 14 (rechts).

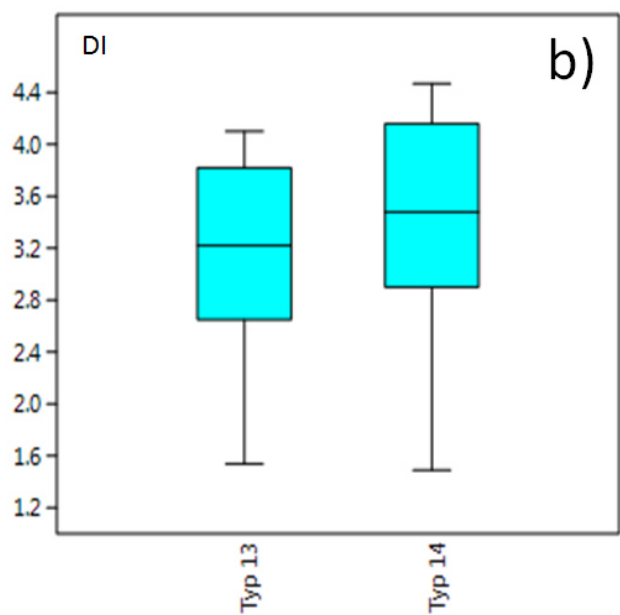
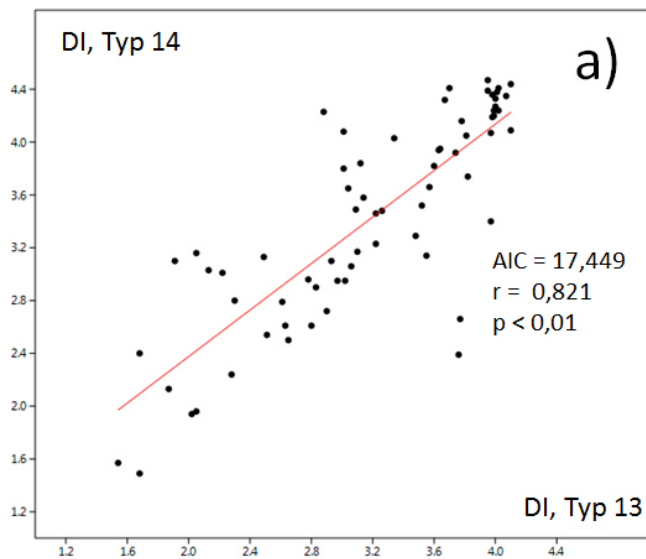


Abbildung 35: Korrelationsanalyse des DI berechnet für die Diatomeentypen 13 und 14 (links) und des mittleren DI für die Diatomeentypen 13 und 14 (rechts).

Für Bäche wird das Auftreten planktischer Taxa als direkte Folge struktureller Degradation infolge von Aufstauen bewertet (SCHAUMBURG et al. 2012). Abgesehen von der Tatsache das „Aufstauen“ in Bächen grundsätzlich auch auf andere Weise festgestellt werden könnte, gilt für Marschengewässer des Subtyps 22.1, dass diese Gewässer

aufgrund des anthropogen gesteuerten Abflusses zwangsläufig alle durch „Aufstauen“ mittels Siel- und Schöpfwerken gekennzeichnet sind. Auch ist aufgrund der Größe des Wasserkörpers i.e.S. mit dem Auftreten planktischer Taxa zu rechnen, die u.U. >5 % Anteile planktischer Taxa erreichen können. Nur aufgrund der Probe-

nahmetechnik dürften diese i.A. in ihrer Abundanz in den Diatomeenproben reduziert sein. Hier ergibt sich also eine weitere Inkonsistenz bei der Anwendung des PHYLIB-Verfahrens, wie es bisher zur Bewertung von Marschengewässern anhand der Diatomeen praktiziert wird.

Die aufgrund des Fehlens eines eigentlichen Marschengewässertyps in PHYLIB bisher erforderliche Typzuordnung der Marschengewässer zum Diatomeentyp D11 ist offenbar nicht zutreffend. So werden in diesen eigentlich eher elektrolytarmen Gewässern offenbar die limnischen (!) Referenzarten schon bei recht geringen Salzgehalten bzw. HI-Werten zwischen 10-15 unterdrückt (vgl. SCHÖNFELDER 2014a). Sie werden in den Marschengewässern von salztoleranten (halomesophile Brackwasserarten) oder marinen (halobionte) Arten in ihren Anteilen zurückgedrängt, die aber in PHYLIB nicht berücksichtigt werden bzw. nicht indiziert sind. Folgerichtig regt SCHÖNFELDER (2013) an, weitere Arten, u.a. Referenzarten salzbeeinflusster Marschengewässer, in die Indizierung von PHYLIB zu übernehmen.

Interessant ist die Korrelation der DI-Werte mit den LF-Werten auch vor dem Hintergrund der zielführenden Untersuchungen im Rahmen des EG-WRRL-Monitorings: Aus Abbildung 21a ergibt sich, dass oberhalb eines LF-Wertes von 1420  $\mu\text{S}/\text{cm}$  keine Bewertungen erreicht werden, die besser sind als „unbefriedigend“ (entspricht einem DI  $>0,25$ ). In diesem Bereich um 1500  $\mu\text{S}/\text{cm}$  scheint, wie bei anderen Organismengruppen auch (z.B. Makrozoobenthos 1464  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ; vgl. SCHRÖDER et al. 2015) ein Grenzwert zu liegen, der zu veränderten Artengemeinschaften führt, wenn er überschritten wird. Auch im Entwurf der Oberflächengewässerverordnung (OGewV) findet sich mit einem Chloridwert von  $< 200 \text{ mg/l}$  (entspricht etwa 1200  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) als Orientierungswert für große Flüsse des Tieflandes ein Wert in ähnlicher Dimension, der allerdings nach SCHRÖDER et al. (2015) und SUNDERMANN et al. (2015) zu hoch gegriffen sein könnte. SCHRÖDER et al. (2015) haben schon bei 920  $\mu\text{S}/\text{cm}$  einen ersten „*Change-Point*“ in den Artengemeinschaften ermitteln können. Weitergehende Analysen hinsichtlich möglicher Toleranzwerte einzelner Taxa in Marschengewässern wären hier interessant und könnten vielleicht die in der DCA-Analyse (Abbildung 30) gefundene Gruppenbildung auflösen.

Weiterhin werden durch die bisher praktizierte Typzuordnung in PHYLIB bisher insgesamt vier recht klar differenzierte Gewässertypen des Tieflandes zum Diatomeentyp D 11.1 vereint: die eigentlich salzarmen Typen (1) LAWA Typ 11 „Organisch geprägter Bach“, (2) LAWA Typ 14

„Sandgeprägter Tieflandbach“ und (3) LAWA Typ 16 „Kiesgeprägter Tieflandbach“ (nach SCHAUMBURG et al. 2012, Tab. 21) sowie eben in der Praxis auch den (4) ausgesüßten LAWA Subtyp 22.1 „Gewässer der Marschen“, dessen Messstellen sich in der Praxis aber vielfach doch als salzbeeinflusst erweisen. Diesen vier LAWA-Typen wird damit mehr oder weniger ein identischer Diatomeen-Referenzzustand zugrunde gelegt (Abweichungen allenfalls durch die Anpassungen von HOFMANN 2010), obwohl die Etablierung des Referenzzustandes grundsätzlich einerseits ein wichtiger Schritt in den Bewertungsverfahren ist, der andererseits aber ausgesprochen schwierig zu vollziehen ist (u.a. KELLY et al. 2012). Denn es müssen für jeden Typ bewertungsentscheidende, quantitative „Erwartungslisten“ vorkommender Arten definiert werden. Und diese sollten auch für Marschengewässer u.a. auch salztolerante oder salzliebende Arten einschließen. Für Marschengewässer deutet sich an, dass es sich u.U. sogar um zwei verschiedene Diatomeentypen handelt (vgl. DCA-Analyse, Kap. 5.7), die in der derzeitigen Praxis mit den LAWA-Typen 11, 14 und 16 vereint werden. SCHAUMBURG et al. (2012) geben zwar an, dass Marschengewässer eine Ausnahme darstellen, da deren Gesellschaften sich durch die Koexistenz von marinen Taxa und Charakterarten silikatisch und organisch geprägter Gewässer auszeichnen, ist es aus fachlicher Sicht kaum nachvollziehbar, dass allen diesen z.B. beim Makrozoobenthos recht deutlich unterschiedenen LAWA-Gewässertypen bei den Diatomeen nach NLWKN (2006) **ein einziger Referenzzustand** zugrunde gelegt wird.

Ob sich mit dieser Problematik in der Typzuordnung auch die signifikant besseren Bewertungsergebnisse der Diatomeen im Vergleich zu den Makrophyten und die geringe Bedeutung der Diatomeen als *worst-case*-Komponente erklären lassen, ist unklar. Ähnliche Ergebnisse erhielten übrigens BIELCZYŃSKA (2015) bzw. KOLADA et al. (2016) für polnische Seen und dem dort in Anlehnung an SCHAUMBURG et al. (2012) erstellten bzw. anzuwendenden Bewertungsverfahren: Diatomeen indizierten dort bessere ökologische Zustände als die Makrophyten und das Phytoplankton. Und auch in den polnischen Seen wurde das gesamte Spektrum der möglichen Bewertungen nicht ausgeschöpft: Es traten ebenfalls keine schlechten Bewertungen auf, was bei den genannten Autoren Zweifel an der Güte der Bewertungen aufkommen lässt.

Für Marschengewässer bedeuten die bisher überwiegend erzielten (im Vergleich zu den übrigen Qualitätskomponenten) besseren Bewertungsergebnisse der Diatomeen, dass die Gefahr eine Falschklassifizierung von Wasserkörpern aufgrund eines Verzichts auf Diatomeen-

untersuchungen gering ist (< 5 %), wenn zusätzlich Erhebungen der Makrophyten und/oder des Makrozoobenthos vorliegen (vgl. Kap. 5.2.2). Nur zwei (4 %) der analysierten 49 Paralleluntersuchungen von Marschengewässer-Wasserkörpern wurden nach dem „one-out, all-out“-Prinzip in ihrem Endergebnis allein durch die Diatomeen bestimmt. In den hier betrachteten Marschengewässern fehlt bei den Diatomeen bisher die schlechte Bewertungs-kategorie völlig und es gibt eine klare Tendenz zu besseren Bewertungen als bei den übrigen untersuchten Qualitäts-komponenten. Dabei muss gerade diese positive Tendenz in der Bewertung der als „trophisch sensitiv“ geltenden Diatomeen für Marschengewässer inhaltlich in Frage gestellt werden: Im Prinzip ist die Mehrzahl der Gewässer des Subtyps 22.1 erheblich mit Nährstoffen belastet, sei es nun direkt über diffuse oder direkte Einträge bedingt oder indirekt durch Nährstofffreisetzungen aus entwässerten Mooren. Wenn die Diatomeen kaum die finalen Zu-standsbewertungen der Marschengewässer beeinflussen, stellt sich letztendlich die Frage, ob die teuren Monitoring-Untersuchungen der Diatomeen überhaupt erforderlich sind, oder ob die generierten Informationen redundant sind (vgl. auch BIELCZYŃSKA 2015, KELLY et al. 2016a).

Gemäß u.a. SCHÖNFELDER (2015) gelten Diatomeen als Indikatoren:

- von Belastungen durch Nährstoffe (vor allem Phosphate)  
*Vielfach ist eine Eutrophierung der Gewässer auch im Marschbereich anhand der Diatomeen zu erkennen. Entsprechend lässt sich aus den Diatomeenuntersuchungen ableiten, dass Maßnahmen zur Senkung der Stoffeinträge (v.a. Phosphate und Ammonium) im Sinne der EG-WRRL als erfolgversprechende Maßnahme einzustufen sind.*

**Kontra:** Grundsätzlich gibt es kaum ein Marschengewässer, welches nicht als eu-polytroph oder stärker mit Nährstoffen belastet anzusehen ist; z.T. geht die Tendenz ins poly-hypertrophe. Auch wenn die Diatomeen grundsätzlich als gute Indikatoren des Trophie-Zustandes von Gewässern gelten (u.a. KING et al. 2000), ist es allein schon aus den abiotischen Messungen bekannt, dass P- und N-Gehalte häufig die Orientierungswerte (0,3 mg/l bzw. <2,8 mg/l; RaKon II 2015) überschreiten.

Zudem wurde in den Marschengewässern in der vorliegenden Studie nur vergleichsweise schwache Korrelationen mit den Nährstoffgehalten (O-PO<sub>4</sub>, Ges-P, Ges-N) festgestellt. In vielen Marschengewässern

werden diese offenbar vom Faktor „Salz“ überlagert: Der TI korreliert ebenfalls signifikant mit den LF- und den CI-Werten, so dass Ursache und Wirkung ohne genauere Forschungsarbeiten nicht getrennt werden können; hier führt die Diatomeenbewertung also u.U. zu Fehlschlüssen in Bezug auf den Nährstoffgehalt. Auch der pH-Wert scheint, obwohl in Marschengewässern keine bedeutenden Versauerungsprobleme auftreten und diesbezüglich keine Indikatoren erforderlich sind (s.u.), bestimmend auf die Diatomeengesellschaften zu wirken und liefert deutlich bessere Korrelationen mit den beiden Einzelparametern „Trophie-Index“ und „Referenzartensumme“ sowie mit dem entscheidenden summarischen Bewertungsparameter DI als die Nährstoffe O-PO<sub>4</sub> und Ges-P. Hier werden die Diatomeen offenbar ihrer klassischen (s.o.) Funktion als Versauerungszeiger gerecht, nicht aber ihrer Funktion als Nährstoffzeiger.

Auf die insgesamt eigentümliche Auslegung der PHYLIB-Klassengrenzen, die bis zum eutrophen Zustand (TI <2,7) eine „gute“ Gewässerbewertung für den Trophiezustand ergeben (SCHWIEGER, schriftl. 2015) wurde bereits kritisch hingewiesen. Auch die Marschengewässer werden mittels der Diatomeen in PHYLIB nahezu stets besser bewertet, als mit den anderen (Teil-) Komponenten inkl. der Makrophyten (vgl. Kap. 5.2.2), denen ebenfalls eine Bedeutung als Trophieindikator zukommt (Tabelle 7), und dies, obwohl (fast) alle Marschengewässer durch Nährstoffe belastet sind.

Neben den PHYLIB-Klassengrenzen können hier auch Konkurrenzeffekte zwischen den benthischen Diatomeen und dem Phytoplankton und den Makrophyten existieren: Eigentlich durch die Diatomeen zu indizierendes Phosphat wird durch die Makrophyten und das Phytoplankton in Marschengewässern gebunden, so dass die Diatomeen geringere Trophiestufen indizieren (SCHÖNFELDER, schriftl. 2013). Phytoplanktonuntersuchungen erfolgen aber in Marschengewässern nicht, so dass weitergehende Analysen nicht möglich sind.

- der Beeinflussung durch Natriumchlorid (Salz)  
*Niedrige Summen der Referenzarten sind/können in Marschengewässern bereits mit Halobienindizes zwischen 10 bis 15 korreliert sein und so schlechte Bewertungsergebnisse verursachen. Die Referenzarten des (eigentlich) elektrolytarmen Gewässertyps D 11.1 werden bei Salzbeeinflussung in Umfang HI 10-15 offenbar bereits teilweise unterdrückt. Allerdings fehlen*

*hier systematische Untersuchungen sowohl zum Einfluss des Chlorids als auch von Schwellenwerten für silikatische Gewässer (vgl. SCHÖNFELDER 2014a). Ob die für diese Messstellen durch PHYLIB (mod. nach Hofmann 2010) ausgegebenen niedrigen Bewertungen korrekt sind, muss bis auf weiteres offen bleiben.*

**Ergänzung:** Eine gewisse räumliche und/oder zeitliche Salzbelastung ist in vielen Marschengewässern aufgrund der Nähe zur Nordsee naturräumlich bedingt (vgl. u.a. POST & LANDMANN 1994). Natürlich salzbeeinflusste Gewässer sind aber mit PHYLIB nicht sicher zu bewerten.

Eine Sondersituation besteht in der Wesermarsch: Hier wird ein sich stark an den Erfordernissen der Landbewirtschaftung orientiertes Wassermanagement mit regelmäßiger und häufiger Zu- und Entwässerung betrieben: Bei dieser Bewirtschaftung tritt zum Zeitpunkt der Zuwässerung das Problem auf, dass u.U. Weserwasser mit höheren Leitfähigkeiten zugewässert wird. So kommt es ggf. zu einer anthropogen verursachten Verbrackung/Versalzung der Gewässer.

Offenbar können für viele dieser salzbelasteten Messstellen keine sicheren Bewertungen mit PHYLIB erzeugt werden, da Bewertungen ab einem HI>15 um eine Wertstufe abgewertet werden bzw. aufgrund geringer Anteile an Referenzarten die Gewässer bisher gar nicht bewertet werden können. Eine über längere Zeiträume (z.B. mehrere Monate) integrierende Indikation einer Salzbelastung ist aber offenbar anhand der Diatomeen mittels des stets in PHYLIB errechneten HI-Index möglich.

Salzbelastung ist allerdings auch relativ einfach (zeitintegrativ) zu messen (LF-Messungen Handgeräte, Datalogger) – es bedarf im Zweifel keines „Umweges“ über die Indikation mittels Diatomeenassoziationen, die zudem ungenaue Ergebnisse aufgrund der Überlagerung von Korrelationen mit weiteren Umweltvariablen liefern kann. Entsprechend ist wohl auch die Angabe in HOFMANN (2014) zu verstehen: Sie empfiehlt ab Anteilen von  $\geq 5\%$  Salzzeiger am Artenspektrum keine Bewertung mit PHYLIB vorzunehmen, sondern den Salzeinfluss anhand wasserchemischer Daten zu überprüfen.

- der Versauerung

**Anmerkung:** In Marschengewässern ist der Anteil an Versauerungszeigern allgemein  $<10\%$ , so dass die Indikation von Versauerung bzw. eine Abwertung in

diesem Gewässersubtyp nicht relevant ist (vgl. auch ASTERICS, Makrozoobenthos). Allerdings hat sich auch in den hier vorliegenden Analysen gezeigt, dass der pH-Wert in seiner Bedeutung für die Strukturierung der Diatomeen-Gemeinschaften nicht vollständig zu vernachlässigen ist (u.a. Abbildung 12, Abbildung 25). Auch KELLY et al. (2012) heben nochmal hervor, dass die Alkalinität des Wassers der primär strukturierende Faktor für Diatomeengemeinschaften ist.

- von periodischer Austrocknung

**Anmerkung:** Grundsätzlich stellt sich die Frage, ob die Indikation von periodischer Austrocknung in nicht tideoffenen Marschengewässern erforderlich ist. Im Allgemeinen haben die EG-WRRL-relevanten Gewässer einen Sommer- und Winterpeil, der seitens der Entwässerungsverbände angestrebt wird und der eine permanente Wasserführung gewährleistet, ggf. durch Drosselung der Abflüsse oder sogar durch Zuwässerung. Durch das Wassermanagement vor erwarteten Starkniederschlägen (Schaffung von Stauraum durch starke Wasserstandsabsenkungen) können dabei allerdings z.T. phasenweise m.o.w. ausgedehntere amphibische Bereiche auftreten. Eine Sondersituation besteht auch hier in der Wesermarsch: Entsprechend des unter dem Punkt Versalzung geschilderten Wassermanagements können zum Zeitpunkt der maximalen Absenkung (u.a. im Winter) große Teile der Gewässerränder periodisch trocken fallen.

Auch hier handelt es sich aber somit um einen anthropogen gesteuerten Prozess (u.a. zur Schaffung der Hochwassersicherheit), der im Gelände ohne Probleme zu beobachten ist und somit eigentlich keiner mit Unsicherheiten behafteten Indikation durch Diatomeen bedarf.

Im Vergleich zu Makrophyten reagieren Diatomeen wegen ihrer schnellen Generationsfolge schneller auf Verschmutzungen (u.a. BIELCZYŃSKA 2015). Allerdings findet sich im Jahresgang dadurch auch eine jahreszeitliche Variabilität in den Diatomeengemeinschaften, was wiederholte Probenahmen im Jahresgang erforderlich machen kann. Diesbezüglich wäre das Probenahmekonzept für Marschengewässer zu prüfen, sofern Verdachtsmomente auf unmittelbare Verschmutzungen vorliegen. Für eine mittel- bis langfristige Indikation von Umweltzuständen – eigentlich ein klassischer Vorteil der Bioindikation gegenüber chemisch-physikalischen Messungen – scheinen die Diatomeen aus den identischen Gründen insofern auch nur sehr begrenzt geeignet zu sein. Vor dem Hinter-

grund der Komplementarität der Qualitätskomponenten der EG-WRRL kann dies aber unter bestimmten Umständen wie z.B. sich schnell verändernden Bedingungen als Vorteil zu Gunsten der Diatomeen ausgelegt werden, da Makrophyten längerfristige Informationen liefern, Diatomeen hingegen kurzfristige (KELLY et al 2016).

### 6.3 Anmerkungen zur pragmatischen Umsetzung von Maßnahmen

Eine wesentliche Fragestellung vor dem Hintergrund der EG-WRRL ist die einer gezielten Umsetzung von Maßnahmen zur Verbesserung der ökologischen Situation für die Qualitätskomponenten bzw. in den Gewässern, sobald der gute ökologische Zustand/Potenzial nicht erreicht ist. Dies ist letztendlich das inhärente Ziel der EG-WRRL: die Sicherung bzw. Erreichung des Guten Zustands/Potenzials. Es geht nicht um ein Monitoring um seiner selbst willen und gerade hier werden u.U. Schwächen in der Indikation offenbar. Schwierigkeiten treten bei den Diatomeen u.a. aufgrund eines generellen Mangels an experimentellen Studien und aufgrund der Korrelationen verschiedener Umweltvariablen inkl. möglicher Belastungen auf (KELLY 2013). Solange die Belastungen hoch sind, ist die Entscheidung noch relativ leicht (z.B. „Abwasserleitungen verringern“), wenn aber die Gewässerzustände im Bereich mäßiger Belastungen liegen, werden die Entscheidungen für bestimmte Management-Maßnahmen zunehmend schwieriger und oftmals auch teurer.

Gerade im Hinblick auf die Diatomeen in Marschengewässern ist die Umsetzung konkreter Maßnahmen aber schwierig, insbesondere solange der Zusammenhang zwischen Versalzung, (diffuser) Nährstoffbelastung und Bewertungsergebnis nicht hinreichend geklärt bzw. unsicher ist und/oder die Nährstoffgehalte auf einem insgesamt hohen Niveau liegen. So stellte auch KELLY (2002)

heraus, dass Nährstoffreduzierungen in Gewässern erst dann ökologische Veränderungen hervorrufen, wenn die Konzentrationen so stark gesenkt werden, dass sie die Biomasse und die Artengemeinschaften der Diatomeen signifikant beeinflussen. Ob ein solches Ziel in Marschengewässern erreichbar wäre und überhaupt einem möglichen Referenzzustand entsprechen könnte, muss an dieser Stelle offen bleiben.

KELLY (2013) kritisiert für die Diatomeenverfahren darüber hinaus grundsätzlich, dass Termini wie „Anreicherung“ und „verstärktes Wachstum“ als Indikatoren von Eutrophierung bisher in den Ergebnissen nicht reflektiert werden. Sie haben keinen ausreichenden funktionellen Ansatz und benötigen Verbesserungen in den Prognosen von Ursache und Wirkung. So gibt es, KELLY (2013) folgend, keine ausreichenden Untersuchungen zu den Merkmalen (*traits*) der Arten und es ist vielfach unklar, warum manche Arten bei organischer Verschmutzung gedeihen und andere nicht.

Grundsätzlich sind für Diatomeen in Gewässern der Kulturlandschaft Maßnahmen zur Reduzierung der Stoffeinträge (vor allem Phosphate und Ammonium) erfolgversprechend (vgl. SCHÖNFELDER 2014b). Vor dem Hintergrund der insgesamt hohen Belastung z.B. durch diffuse oder punktuelle Einträge aus der Landwirtschaft sind hier Maßnahmen aber auch am schwierigsten gezielt und kosteneffizient umsetzbar.

Für Marschengewässer ist festzustellen, dass mittels der Diatomeen eine Indikation der Belastung „Salz“ möglich ist, auch wenn an diesen Standorten vielfach keine eigentlichen Bewertungen erfolgen können, da ein HI > 15 solche zumeist unterbindet. Grundsätzlich ergibt sich an dieser Stelle somit die Handlungsanweisung „Salzbelastung vermeiden“, was sicher auch im Sinne des generellen Schutzes der Oberflächengewässer ist und z.B. im Rahmen des „Generalplan Wesermarsch“ auch bereits politisch eine besondere Bedeutung erlangt hat.



## 7 Fazit

Folgende Schwierigkeiten im Zusammenhang mit der Bearbeitung und Bewertung von Diatomeengemeinschaften in Marschengewässern können zusammenfassend aufgelistet werden:

- Die bisher praktizierte Probennahme ist als nicht ausreichend zeitlich und räumlich repräsentativ einzustufen;
- eine Herleitung von gesicherten Referenzartengemeinschaften bzw. Referenzzuständen anhand zeitlich und räumlicher repräsentativer Probenahmen ist auf Grundlage bisheriger Untersuchungen nicht möglich;
- die Diatomeengemeinschaften sind stark durch marin-benthische Arten geprägt;
- die Artenzusammensetzungen sind nur für bestimmte Mikrohabitate repräsentativ;
- auch saisonal tritt eine hohe Variabilität in den Diatomeengemeinschaften auf und unterbindet somit eine robuste Indikation von Belastungen;
- die Determination der Diatomeentaxa ist vergleichsweise schwierig, umfangreich und somit auch teuer;
- die Autökologie der Taxa vielfach nicht ausreichend bekannt bzw. standardisiert indiziert;
- es besteht eine starke Abhängigkeit der Biozönose vom Salzgehalt (Salz als „Masterfaktor“);
- von anderen Faktoren sind die Diatomengemeinschaften in geringerem Umfang abhängig, so dass die Funktion der Diatomeen als Indikatoren unklar ist;
- es gibt kaum Erkenntnisse zu praktikablen Maßnahmen zur Verbesserung der Wasserkörper für die Diatomeen;
- plausible Bewertungsverfahren bzw. -ergebnisse für drei weitere Qualitätskomponenten (Fische (MGFI: Marschengewässer Fisch-Index), Makrozoobenthos (MGBI: Marschengewässer Benthos Index) und Makrophyten (i.e.S.) (BEMA: Bewertungsverfahren Makrophyten für nicht tideoffene Marschengewässer)) liegen vor; und
- es werden mit dem PHYLIB-Tool für Marschengewässer überwiegend zweifelhafte Bewertungsergebnisse errechnet.

Vor diesem Hintergrund kommt die AG Marschengewässer, der Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter der für die Umsetzung der EG-WRRL zuständigen Institutionen in den norddeutschen Bundesländern Schleswig-Holstein, Hamburg, Bremen und Niedersachsen angehören, zu nachstehender Einschätzung:

Aufgrund der im vorliegenden Bericht ermittelten Ergebnisse spricht sich die AG Marschengewässer im NLWKN dafür aus, zukünftig auch in Niedersachsen auf die Bearbeitung der Diatomeen in Gewässern des Subtyps 22.1 zu verzichten und sie nicht mehr als (Teil-) Qualitätskomponente in diesem Gewässersubtyp zu berücksichtigen. Wie mit den hier vorgelegten Auswertungen gezeigt werden konnte, haben die spezifischen abiotischen Bedingungen eine hohe zeitliche und räumliche natürliche Veränderlichkeit der Diatomeenbesiedlung zur Folge (u.a. viele selten nachgewiesene und marine Arten). Daher wird davon ausgegangen, dass es bei dieser Biokomponente nicht möglich sein wird, ein für Marschengewässer valides Bewertungsverfahren aufzustellen bzw. die Referenzbedingungen mit einem hinreichenden Grad an Zuverlässigkeit typspezifisch abzuleiten (vgl. Anhang II, 1.3 vi EG-WRRL). Auch HERING et al. (2010) empfehlen, Qualitätskomponenten mit zu hohen Variationen in ihren Bewertungsergebnissen nicht weiter zu untersuchen. Dies steht zudem im Einklang mit den Ausführungen der EUROPEAN COMMISSION (2010): *„In two cases a BQE consists of two components: 1) “macrophytes and phytobenthos” for rivers and lakes, [...] Macrophytes and phytobenthos react at different time and spatial scales, e.g. macrophytes generally react within years to changes in pollution whereas phytobenthos can react within days or even hours. Furthermore, macrophytes react on larger spatial scales than phytobenthos. Depending on the type and magnitude of the existing pressure(s) it may be sufficient to use only one of the two components. [...] It is up to the Member State to decide how it develops its methods. If only one component is used then it must be demonstrated that the impacts of the existing pressures are being sufficiently detected by that component. [...]”*. Mit vorliegender Auswertung sollte es gelungen sein, aufzuzeigen, dass die Diatomeen keineswegs zufriedenstellend die Belastungen in nicht tideoffenen Marschengewässern indizieren und insofern für die ökologische Bewertung nach EG-WRRL entbehrlich sind. Paralleluntersuchungen der übrigen Qualitätskomponenten, insbesondere der Makrophyten, die u.a. als sensitiv gegenüber Nährstoffbelastungen gelten können (BRUX et al. 2009), führen mit hinreichender Sicherheit zu fundierten Bewertungen der Wasserkörper gemäß EG-WRRL.

## 8 Literatur

- B-BÉRES, V., Á. LUKÁCS, P. TÖRÖK, Z. KÓKAI, Z. NOVÁK, E. T-KRASZNAI, B. TÓTHMÉRÉSZ & I BÁCSEI (2016): Combined eco-morphological functional groups are reliable indicators of colonisation processes of benthic diatom assemblages in a lowland stream. – *Ecological Indicators* 64:31–38.
- BESSE-LOTOTSKAYA, A., P.F.M. VERDONSCHOT & J. A. SINKELDAM (2006): Uncertainty in diatom assessment: Sampling, identification and counting variation. – *Hydrobiologia* 566: 247–260.
- BESSE-LOTOTSKAYA, A., P.F.M. VERDONSCHOT, M. COSTE & B. VAN DE VIJVER (2011): Evaluation of European diatom trophic indices. – *Ecological Indicators* 11: 456–467.
- BIELCZYŃSKA, A. (2015): Bioindication on the basis of benthic diatoms: Advantages and disadvantages of the Polish phytobenthos lake assessment method (IOJ – the Diatom Index for Lakes). – *Environmental Protection and Natural Resources* 26: 48–55.
- BIGGS, B. J. F., R. J. STEVENSON & R. L. LOWE (1998): A habitat matrix conceptual model for stream periphyton. – *Archiv für Hydrobiologie* 143: 21–56.
- BRUX, H., K. JÖDICKE & J. STUHR (2009): Harmonisierung der Verfahren zur Bewertung der Qualitätskomponente Makrophyten in Marschgewässern Nordwestdeutschlands (BEMA-Verfahren). – Unveröffentlichte Studie im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, 1–58 + Anhang.
- CORING, E., J. BÄTKE & N. DIETRICH (2014): Untersuchung von Diatomeengesellschaften aus ausgewählten Fließgewässern im Bereich des Dienstbezirks der NLWKN Betriebsstelle Süd-Göttingen 2014. – Unveröffentlichte Studie im Auftrag des Niedersächsischen Landesbetriebs für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, Betriebsstelle Süd-Göttingen, 1–34 + Anhang.
- DOHET, A., L. ECTOR, H.-M. CAUCHIE & L. HOFMANN (2008): Identification of benthic invertebrate and diatom indicator taxa that distinguish different stream types as well as degraded from reference conditions in Luxembourg. – *Animal Biology* 58: 419–472.
- DREBLER, M., G. VERWEIJ, S. KISTENICH, M. KAHLERT & P. WERNER (2015): Applied use of taxonomy: lessons learned from the first German intercalibration exercise for benthic diatoms. – *Acta Bot. Croat.* 74: 1–22.
- EUROPEAN COMMISSION (2010): Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) Guidance Document No. 14: Guidance Document on the Intercalibration Process 2008–2011. – Office for Official publications of the European Communities, Luxembourg.
- HAMMER, O., HARPER, D. A. T. & P. D. RYAN (2001): PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. – *Palaeontologica Electronica* 4(1): 9 pp. – Version 3.02 (bis 22.11.2015 & version 3.10 ab 23.11.2015).
- HERING, D., R. K. JOHNSON, S. KAMM, S. SCHMUTZ, K. SZOSZKIEWICZ & P. F. M. VERDONSCHOT (2006): Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: a comparative metric-based analysis of organism response due to stress. – *Freshwater Biol.* 51: 1757–1785.
- HERING, D., BORJA, A., CARSTENSEN, J., CARVALHO, L., ELLIOTT, M., FELD, C. K., HEISKANEN, A.-S., JOHNSON, R. K., MOE, J., PONT, D., LYCHE-SOLHEIM, A. AND DE BUND, W.v. (2010): The European Water Framework Directive at the age of 10: A critical review of the achievements with recommendations for the future. – *Sci. Total Environ.* 408: 4007–4019.
- HOFMANN, G. (2010): Praxistest für nicht tide-offene Marschengewässer – Untersuchung von benthischen Diatomeen zur Einstufung des ökologischen Potenzials. – Unveröffentlichte Studie im Auftrag des Niedersächsischen Landesbetriebs für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, Betriebsstelle Aurich, 1–36.
- HOFMANN, G. (2014): Monitoring nach EU-Wasserrahmenrichtlinie 2013 – Bewertung ausgewählter Fließgewässerstellen anhand von benthischen Diatomeen – Unveröffentlichte Studie im Auftrag des Niedersächsischen Landesbetriebs für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, Betriebsstelle Stade, 1–26.
- HOLLINGSWORTH, E. K. & M. L. VIS (2010): The spatial heterogeneity of diatoms in eight southeastern Ohio streams: how far does a single riffle reach? – *Hydrobiologia* 651: 173–184.
- JYRKÄNKALLIO-MIKKOLA, J. HEINO & J. SOININEN (2016): Beta diversity of stream diatoms at two hierarchical spatial scales: implications for biomonitoring. – *Freshwater Biol.* 61: 239–250.
- KAHLERT, M., E. ACS, S. F. P. ALMEIDA, S. BLANCO, M. DREBLER, L. ECTOR, S. M. KARJALAINEN, A. LIESS, A. MERTENS, J. VAN DER WAL, S. VILBASTE & P. WERNER (2016): Quality assurance of diatom counts in Europe: towards harmonized datasets. – *Hydrobiologia* 772: 1–14.

- KELLY, M. G. (2002): Role of benthic diatoms in the implementation of the urban Wastewater Treatment Directive in the River Wear, NE England. – *J. Appl. Phycology* 14: 9–18.
- KELLY, M. (2013): Data rich, information poor? Phytobenthos assessment and the Water Framework Directive. – *European Journal of Phycology* 48: 437–450.
- KELLY, M., L. KING & B. NI CHATHAIN (2009a): The conceptual basis of ecological-status assessments using diatoms. – *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy* 109B: 175–189.
- KELLY, M. G., H. BENNION, A. BURGESS, J. ELLIS, S. JUGGINS, R. GUTHRIE, J. JAMIESON, V. ADRIAENSENS & M. YALLOP (2009b). Uncertainty in ecological status assessments of lakes and rivers using diatoms. – *Hydrobiologia* 633: 5–15.
- KELLY, M.G., C. GÓMEZ-RODRÍGUEZ, M. KAHLERT, S.F.P. ALMEIDA, C. BENNETT, M. BOTTIN, F. DELMAS, J.-P. DESCY, G. DÖRFLINGER, B. KENNEDY, P. MARVAN, L. OPATRILOVA, I. PARDO, P. PFISTER, J. ROSEBERY, S. SCHNEIDER & S. VILBASTE (2012). Establishing expectations for pan-European diatom based ecological status assessments. – *Ecological Indicators* 20: 177–186.
- KELLY, M.G., S. BIRK, N. J. WILLBY, L. DENYS, S. DRAKARE, M. KAHLERT, S. M. KARJALAINEN, A. MARCHETTO, J.-A. PITT, G. URBANIČ & S. POIKANE (2016a): Redundancy in the ecological assessment of lakes: Are phytoplankton, macrophytes and phytobenthos all necessary? – *Sci. Total Environ.* (in print 2016).
- KELLY, M.G., J. KROKOWSKI & J.P.C. HARDING (2016b): RAPPER: A new method for rapid assessment of macroalgae as a complement to diatom-based assessments of ecological status. – *Sci. Total Environ.* (in print 2016).
- KING, L., P. BARKER & R. I. JONES (2000): Epilithic algal communities and their relationship to environmental variables in lakes of the English Lake District. – *Freshwater Biology* 45: 425–442.
- KING, L., G. CLARKE, H. BENNION, M. KELLY & M. YALLOP (2006): Recommendations for sampling littoral diatoms in lakes for ecological status assessments. – *Journal of Applied Phycology* 18: 15–25.
- KOLADA, A., A. PASZTALENIĆ, A. BIELCZYŃSKA & H. SOSZKA (2016): Phytoplankton, macrophytes and benthic diatoms in lakeclassification: Consistent, congruent, redundant? Lessons learnt from WFD-compliant monitoring in Poland. – *Limnologia* 59: 44–52.
- LAWA (2015): Rahmenkonzeption zur Aufstellung von Monitoringprogrammen und zur Bewertung des Zustands von Oberflächengewässern - Teil A: Eckpunkte zum Monitoring und zur Bewertung von Oberflächengewässern. – Entwurf, Stand 15.12.2015, 46 S.
- LAUGATSE, R. & M. REUNANEN (2005): The composition and density of epiphyton on some macrophyte species in the partly meromictic Lake Verevi. – *Hydrobiologia* 547: 137–150.
- MÜLLER, U. (1999): The vertical zonation of addressed diatoms and other epiphytic algae on *Phragmites australis*. – *European Journal of Phycology* 34: 487–496.
- NLWKN (2006): Pilotprojekt Marschengewässer Niedersachsen: Teilprojekt Phytoplankton / Phytobenthos. – Unveröffentlichte Studie des Niedersächsischen Landesbetriebs für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, Betriebsstelle Aurich, 1–38 + Anhang.
- POST, D. & M. LANDMANN (1994): Verbreitungsatlas der Fließgewässerfauna in Ostfriesland. – STAWA Aurich, 141 S.
- POULÍČKOVÁ, A., M. DUCHOSLAV & M. DOKULIL (2004): Littoral diatom assemblages as bioindicators of lake trophic status: A case study from perialpine lakes in Austria. – *European Journal of Phycology* 39: 143–152.
- ROLAUFFS, P., C. MEIER, D. HERING, J. BÖHMER, J. SCHAUMBURG, C. SCHRANZ, U. MISCHKE & F. WAGNER (2011): Weiterentwicklung biologischer Untersuchungsverfahren zur kohärenten Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. – Forschungsvorhaben im Auftrag des Umweltbundesamt. Schlussbericht. Stand April 2011, 143 S.
- ROTT, E., G. HOFMANN, K. PALL, P. PFISTER & E. PIPP (1997): Indikationslisten für Aufwuchsalgen. Teil 1: Saprobienle Indikation. – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- ROTT, E., E. PIPP, P. PFISTER, H. VAN DAM, K. ORTLER, N. BINDER & K. PALL (1999): Indikationslisten für Aufwuchsalgen in Österreichischen Fließgewässern. Teil 2: Trophieindikation. – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- SCHAUMBURG, J., C. SCHRANZ, D. STELZER, G. HOFMANN, A. GUTOWSKI & J. FOERSTER (2005): Bundesweiter Test: Bewertungsverfahren "Makrophyten & Phytobenthos" in Fließgewässern zur Umsetzung der WRRL. – Bayerisches Landesamt für Umwelt, Endbericht im Auftrag der LAWA (Projekt Nr. O2.04), 225 S, München.
- SCHAUMBURG, J., C. SCHRANZ, D. STELZER, A. VOGEL & A. GUTOWSKI (2012): Verfahrensanleitung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos, Stand Januar 2012. – Bayerisches Landesamt für Umwelt, 192 S., Augsburg.

- SCHÖNFELDER, I. (2013): Bestimmung und ökologische Bewertung von 19 Diatomeenproben aus Fließgewässern in Niedersachsen im Bereich der Betriebsstelle Aurich im Jahr 2012. – Unveröffentlichte Studie im Auftrag des Niedersächsischen Landesbetriebs für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, Betriebsstelle Aurich, 1–22.
- SCHÖNFELDER, I. (2014a): Bestimmung und ökologische Bewertung von 34 Diatomeenproben aus Fließgewässern in Niedersachsen im Bereich der Betriebsstelle Aurich im Jahr 2013. – Unveröffentlichte Studie im Auftrag des Niedersächsischen Landesbetriebs für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, Betriebsstelle Aurich, 1–18.
- SCHÖNFELDER, I. (2014b): Indikation ökologischer Belastungsprofile der Wasserqualität anhand von benthischen Diatomeenproben aus Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns (Typen D 12 und D 13). Unveröffentlichte Studie im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, 1–72.
- SCHÖNFELDER, I. (2015): Bestimmung und ökologische Bewertung von 30 Diatomeenproben aus Fließgewässern in Niedersachsen im Bereich der Betriebsstelle Aurich im Jahr 2014. – Unveröffentlichte Studie im Auftrag des Niedersächsischen Landesbetriebs für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, Betriebsstelle Aurich, 1–18.
- SCHMIDT-KLOIBER, A. & D. HERING (2015): [www.freshwaterecology.info](http://www.freshwaterecology.info) - An online tool that unifies, standardises and codifies more than 20,000 European freshwater organisms and their ecological preferences. – *Ecological Indicators* 53: 271–282.
- SCHRÖDER, M., M. SONDERMANN, B. SURES & D. HERING (2015): Effects of salinity gradients on benthic invertebrate and diatom communities in a German lowland river. – *Ecological Indicators* 57: 236–248.
- SUNDERMANN, A., M. LEPS, S. LEISNER & P. HAASE (2015): Taxon-specific physico-chemical change points for stream benthic invertebrates. – *Ecological Indicators* 57: 314–323.
- VILMI, A., S. M. KARJALAINEN, S. HELLSTEN & J. HEINO (2016): Bioassessment in a metacommunity context: Are diatom communities structured solely by species sorting? – *Ecological Indicators* 62: 86–94.
- VIRTANEN, L. K. & J. SOININEN (2016): Temporal variation in community–environment relationships and stream classifications in benthic diatoms: Implications for bioassessment. – *Limnologica* 58: 11–19.
- ZIEMANN, H. (1999): Bestimmung des Halobienindex. – In: TÜMPLING, W. von & G. FRIEDRICH (Hrsg.): *Biologische Gewässeruntersuchung. – Methoden der Biologischen Gewässeruntersuchung* 2: 310–313.

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Übersicht zur Anzahl vorliegender Diatomeenproben aus Marschengewässern des Subtyps 22.1, der bewerteten Proben und der Bewertungsergebnisse der Diatomeen.....	13
Abbildung 2: Vergleich der mittleren Potenzial-Bewertungen der Makrophyten und der mittleren Zustands-Bewertungen der Diatomeen (**p < 0,01).....	14
Abbildung 3: Vergleich der Potenzial-Bewertungen der Makrophyten und der Zustands-Bewertungen der Diatomeen. .	14
Abbildung 4: Vergleich der Potenzial-Bewertungen der Makrophyten, des Makrozoobenthos und der Zustands-Bewertungen der Diatomeen. ....	15
Abbildung 5: Im Freiland gemessenen Leitfähigkeiten der 36 Gewässer mit nicht bewertbaren Diatomeenproben aufgrund eines Halobienindex >15. ....	16
Abbildung 6: <i>Box-Plot</i> der mittleren und maximalen Leitfähigkeit von 22 nicht bewertbaren Proben mit einem HI >15. ..	17
Abbildung 7: Korrelationsanalyse zwischen den maximal gemessenen LF-Werten des Untersuchungsjahres und dem ermittelten HI der 22 nicht bewertbaren Proben.....	17
Abbildung 8: Korrelationsanalyse des bewertungsrelevanten Diatomeenindex DI für 15 MST mit mindestens zwei bewerteten Diatomeen-Proben.....	18
Abbildung 9: <i>Box-Plot</i> der TI-Werte der Diatomeenassoziationen (links; Wertstufen farbig dargestellt entlang der y-Achse) und Korrelation der Leitfähigkeitswerte an den Probestellen (jährliche Mittel oder Einzelmessungen) mit den TI Werten (rechts). ....	19
Abbildung 10: Korrelationen des TI mit dem Gehalt an O-PO <sub>4</sub> (links) und Ges-P (rechts).....	20
Abbildung 11: Korrelationen des TI mit dem Gehalt an Ges-N (links) und Chlorid (rechts).....	20
Abbildung 12: Korrelationen des TI mit dem pH-Wert (links) und dem HCO <sub>3</sub> -Gehalt (rechts).....	21
Abbildung 13: <i>Box-Plot</i> zu den Abundanzsummen der Referenzarten (RAS %) (links; Wertstufen farbig dargestellt entlang der y-Achse) und Korrelation der RAS% mit der LF in Marschengewässern.....	22
Abbildung 14: Korrelation der Summen der Referenzarten mit dem Halobienindex (links) und dem pH-Wert (rechts). ....	22
Abbildung 15: <i>Box-Plot</i> zum Halobienindex in Marschengewässern (n = 109 Proben).....	23
Abbildung 16: Korrelationen des HI mit der durchschnittlichen (links) bzw. maximal (rechts) gemessenen Leitfähigkeit. ....	24
Abbildung 17: Korrelationen des HI mit dem Gehalt an O-PO <sub>4</sub> (links) und Ges-P (rechts).....	24
Abbildung 18: Korrelationen des HI mit dem Gehalt an Ges-N (links) und Chlorid (Cl) (rechts).....	25
Abbildung 19: Korrelationen des HI mit dem pH-Wert (links) und dem HCO <sub>3</sub> -Gehalt (rechts). ....	26
Abbildung 20: Berechnung des Gesamtmoduls Diatomeen DI (aus SCHAUMBURG et al. 2012). ....	26
Abbildung 21: Korrelationen des DI mit dem Lf-Wert (links) und dem Cl-Gehalt (rechts).....	27
Abbildung 22: Korrelationen des DI mit dem Gehalt an O-PO <sub>4</sub> - (links) und Ges-P (rechts). ....	28
Abbildung 23: Korrelationen des DI mit dem Gehalt an NO <sub>3</sub> - (links) und Ges-N (rechts).....	28
Abbildung 24: Korrelationen des DI mit dem Gehalt an HCO <sub>3</sub> - (links) und SO <sub>4</sub> (rechts). ....	29
Abbildung 25: Korrelation des DI mit dem pH-Wert.....	29
Abbildung 26: 19 Taxa haben eine Präsenz > 50 %, d.h. sie sind in mindestens 85 Proben erfasst worden. ....	30
Abbildung 27: Taxa-Präsenzkurve.....	31
Abbildung 28: Zwölf Taxa erreichen kumulierte relative Abundanzwerte von >300 Prozentpunkten. ....	31
Abbildung 29: Arten-Abundanz-Verteilung aller erfassten Diatomeentaxa. ....	32
Abbildung 30: DCA-Plot der Diatomeenproben mit zwei möglichen Gruppen der durch die Diatomeengemeinschaften charakterisierten Standorte.....	33
Abbildung 31: Canonical Correspondence Analysis (CCA), nur Proben dargestellt.....	34
Abbildung 32: Canonical Correspondence Analysis (CCA), Arten (blau) und Proben (schwarz) dargestellt. ....	35
Abbildung 33: Canonical Correspondence Analysis (CCA), Korrelationen verschiedener Umweltvariablen. ....	36
Abbildung 34: Korrelationsanalyse des Trophie-Index (nach ROTT et al. 1999) mit dem Saprobie-Index (nach ROTT et al. 1997) (links) sowie der Referenzartenanteile im Diatomeentyp 13 und 14 (rechts). ....	42

Abbildung 35: Korrelationsanalyse des DI berechnet für die Diatomeentypen 13 und 14 (links) und des mittleren DI für die Diatomeentypen 13 und 14 (rechts).....	42
---	----

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: MST mit mindestens zwei nicht bewertbaren Erfassungen der Diatomeen (insgesamt 23 Proben).....	17
Tabelle 2: Indexbereiche für das Bewertungsmodul „Trophie-Index“ (TI) in PHYLIB (Trophie-Index nach ROTT et al. (1999) (aus SCHAUMBURG et al. 2005, Tabelle 21). Marschengewässer des Subtyps 22.1 werden dem Diatomeentyp D11 zugeordnet.....	19
Tabelle 3: Übersicht zu den Summen der Referenzarten im Bewertungsmodul „Artenzusammensetzung und Abundanz“ (aus SCHAUMBURG et al. 2005, Tabelle 19).....	21
Tabelle 4: Bewertung des ökologischen Zustandes anhand des DI – Bewertungsstufen (aus SCHAUMBURG et al. 2005, Tabelle 24). .....	27
Tabelle 5: Arten mit Massenvorkommen (relative Abundanz >40 %) in einer Probe. ....	33
Tabelle 6: Korrelationsanalyse der berücksichtigten Umweltfaktoren (signifikante Korrelationen farblich hervorgehoben; links unten Linear r (Pearson) und rechts oben p (uncorr.)).....	36
Tabelle 7: Für spezifische Belastungen besonders sensitive Qualitätskomponenten in Fließgewässern (Quelle: LAWA 2015; S: 17, verändert nach ROLAUFFS et al. 2011).....	40